



KLIMA- OG
FORURENSNINGS-
DIREKTORATET

Statlig program for forurensningsovervåking
Rapportnr. 1123/2012

**Tilførselsprogrammet 2011
Overvåking av tilførsler og miljøtilstand i
Norskehavet**

TA
2935
2012

Utført av



Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

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

Østlandsavdelingen

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

Vestlandsavdelingen

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

NIVA Midt-Norge

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

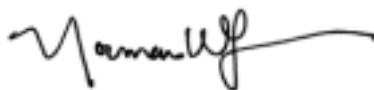
| | | |
|---|---------------------------------------|---------------------|
| Tittel Tilførselsprogrammet 2011. Overvåking av tilførsler og miljøtilstand i Norskehavet. | Løpenr. (for bestilling) 6360-2012 | 14.05.2012 |
| | Prosjektnr. 11309, 12309 | Sider 219 |
| Forfatter(e) Norman W. Green ¹⁾ , Hilde Elise Heldal ²⁾ , Amund Måge ³⁾ , Wenche Aas ⁴⁾ , Torbjörn Gäfvert ⁵⁾ , Corinna Schrum ¹⁾ , Stepan Boitsov ²⁾ , Knut Breivik ⁴⁾ , Mikhail Iosjpe ⁵⁾ , Evgeniy Yakushev ¹⁾ , Morten Skogen ²⁾ , Tore Høgåsen ¹⁾ , Sabine Eckhardt ⁴⁾ , Anne Bjørkenes Christiansen ¹⁾ , Kjersti L. Daae ¹⁾ , Dominique Durand ¹⁾ , Anna Birgitta Ledang ¹⁾ , Pierre Francois Jaccard ¹⁾ | Fagområde Marine miljøgifter | Distribusjon Fri |
| | Geografisk område Norskehavet | Trykket NIVA |

¹⁾ Norsk institutt for vannforskning (NIVA)
²⁾ Havforskningsinstituttet (IMR)
³⁾ Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning (NIFES)
⁴⁾ Norsk institutt for luftforskning (NILU)
⁵⁾ Statens strålevern (NRPA)

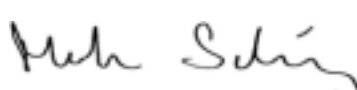
| | |
|--|-----------------------------------|
| Oppdragsgiver(e) Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif) | Oppdragsreferanse TA 2935/2012 |
|--|-----------------------------------|

| |
|---|
| <p>Sammendrag</p> <p>Denne rapporten beskriver beregninger av tilførsel av olje, miljøgifter og radioaktive stoffer fra syv kilder til syv regioner i den norske delen av Norskehavet. Dataene fra de ulike kildene brukes til å beregne konsentrasjoner av miljøgifter i vannsøylen i hele det definerte området av Norskehavet (3 dimensjoner) og beregne transport av Hg, PCB153 og BaP inn og ut av hver av de syv regionene. Denne transportfluksen er stor sammenlignet med tilførslene og vil skiftevis være en netto kilde eller netto sluk til hver region. Hovedtrekkene er at tilførslene domineres av nedfall fra atmosfæren som balanseres av nedbrytning og sedimentering i vannsøylen pluss eksport/import fra tilstøtende havområder. Det er relativt liten tilførsel av miljøfarlige stoffer. Med få unntak gir tilførsel fra luft det største bidrag av kvikksølv, bly, kadmium, krom, arsen, PCB (PCB-153) og PAH (benzo[a]pyren) til alle regionene. Unntak gjelder bidrag fra land for krom i midt-Norge og bidrag fra havbunn for bly og krom fra mer sentrale deler av Norskehavet. Skipstrafikk dominerer mht. tilførsel av olje. Tilførsel fra luft gir det største bidraget av radionuklidene plutonium-239+240 og strontium-90 i den østlige delen av Norskehavet. Ellers er Sellafield den dominerende kilden. Miljøgifter i sediment og torsk viste i hovedsak lave til moderate konsentrasjoner. Konsentrasjonen av radioaktive stoffer i vann, sediment og torsk var lave, og sammenlignbare med resultater fra andre undersøkelser i Norskehavet. Det er fortsatt store kunnskapsmangler og usikkerheter både i datagrunnlag og i estimatene av tilførsler. Det er spesielt viktig å få forbedrede tall for tilførsler til havområdene via luft og forbedring av de marine transport- og spredningsmodellene.</p> |
|---|

| | |
|--|---|
| <p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Miljøgifter Radioaktive stoffer Overvåking Norskehavet | <p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Contaminants Radionuclides Monitoring Norwegian Sea |
|--|---|



Norman Green
Prosjektleder



Morten Schaaning
Forskningsleder



Kristoffer Næs
Forskningsdirektør

Forord

Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif) har etablert et program for overvåking av tilførsler av miljøfarlige stoff til forvaltningsplanområdene Barentshavet, Norskehavet og Nordsjøen (Tilførselsprogrammet). Tilførslene fordeles mellom bidrag fra 8 kilder og til 12 regioner. Programmet omfatter overvåking som primært skal dekke behov i forvaltningsplanene, og utfyller og supplerer eksisterende programmer på nasjonalt og internasjonalt nivå.

Dette prosjektet er utført av Norsk institutt for vannforskning (NIVA) i partnerskap med Havforskningsinstituttet (IMR), Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning (NIFES), Norsk institutt for luftforskning (NILU), Statens strålevern (NRPA) og Bjerknes Centre for Climate Research (BCCR) ved Klif kontrakt nr. 5012006. Denne rapporten gjelder undersøkelse av miljøgifter og radionuklider i Norskehavet i 2011 utført av NIVA, IMR, NIFES, NILU og NRPA. Tre andre rapporter fremstiller: undersøkelse av havforsuring som er utført av NIVA, IMR og BCCR, undersøkelse med hjelp av passive prøvetakere i 2011 utført av NIVA og NILU, og undersøkelse fra luftovervåking på observatoriet på Andøya i 2011 utført av NILU. Sist nevnte inngår som en del av rapportering i Klifs overvåkningsprogram for atmosfæriske tilførsler..

Vi vil takke senioringeniør Christine Daae Olseng og sjefsingeniør Gunnar Skotte, begge fra Klif, for god oppfølging og støtte under gjennomføringen av prosjektet.

Ved IMR takkes forsker Hilde Elise Heldal (hovedkontakt) for vesentlig arbeid i forbindelse med planlegging og gjennomføring av IMRs feltarbeid, samt undersøkelser av radionuklider. I tillegg takkes også forsker Stepan Boitsov og forsker Jarle Klungesøyr for undersøkelser av miljøgifter i sediment, forsker Morten Skogen og forsker Henrik Søiland for utført modellering, forsker Knut Yngve Børsheim og forsker Melissa Chierici for arbeid med havforsuring. Videre takkes Ingrid Sværen, Penny Lee Liebig, Grethe Tveit, Guri Nesje og Kjell Westrheim for arbeid med analyser og feltarbeid.

Ved NIFES takkes forsker Amund Måge (hovedkontakt) og forskningssjef Kåre Julshamn, samt Stig Valdersnes, Kjersti Kolås og Britt Elin Øye for utført arbeid i forbindelse med undersøkelse av miljøgifter i torsk.

Ved NILU takkes seniorforsker Wenche Aas (hovedkontakt), seniorforsker Knut Breivik og forsker Sabine Eckhardt for utførte modellberegninger av tilførsler med luftstrømmer.

Ved NRPA takkes forsker Mikhail Iosjpe for utførte modellberegninger av transport og spredning av radioaktive stoffer, og seniorrådgiver Torbjörn Gäfvert for arbeid med overvåking av radionuklider og som hovedkontakt.

Ved BCCR takkes forsker Truls Johannessen, Are Olsen og Abdirahman Omar for arbeid i forbindelse med undersøkelse av havforsuring.

Seniorrådgiver Guttorm Christensen fra Akvaplan-niva takkes for utført arbeid i forbindelse med passive prøvetakere og innsamling av torsk.

Ved NIVA takkes forsker Kjersti L. Daae som har utført arbeid i forbindelse med kilder til tilførsler; forsker Corinna Schrum, forsker Evgeniy Yakushev, forsker Kjersti L. Daae, forskningsassistent Anna Birgitta Ledang, forsker Pierre Francois Jaccard, og forskningsledere Dominique Durand og Kai Sørensen når det gjelder modellberegninger; Kai Sørensen og forsker Evgeniy Yakushev i forbindelse med havforsuring; forsker Ian Allan når det gjelder passive prøvetakere; systemutviklere Tore Høgåsen og forskningsleder John Rune Selvik for datakoordinering og kartproduksjon. Forsker Norman Green har vært leder for hele prosjektet og har koordinert og utført annet arbeid i forbindelse med rapportering. Forskningsleder Torgeir Bakke og Morten Schaaning har vært faglig kvalitetssikrer for rapporten.



Norman W. Green
Oslo, 14. mai 2012

| | |
|--|------------|
| SAMMENDRAG | 5 |
| EXTENDED SUMMARY | 8 |
| 1 INNLEDNING..... | 17 |
| 2 BESKRIVELSE AV NORSKEHAVET | 20 |
| 2.1 Sirkulasjon, vannmasser og klima..... | 20 |
| 2.2 Hovedkilder og transportveier for miljøfarlige stoffer i Norskehavet..... | 22 |
| 3 RESULTATER..... | 27 |
| 3.1 Beregnede tilførsler | 27 |
| 3.1.1 Avrenning fra land/elver i Norge..... | 27 |
| 3.1.2 Tilførsler via luftstrømmer og avsetning på havoverflaten..... | 29 |
| 3.1.3 Tilførsler via havstrømmer | 38 |
| 3.1.4 Tilførsler fra petroleumsvirksomhet på norsk sokkel | 41 |
| 3.1.5 Tilførsler fra skipstrafikk i norske farvann | 41 |
| 3.1.6 Tilførsler ved utlekking fra havbunn | 42 |
| 3.1.7 Tilførsler av radioaktive stoffer | 42 |
| 3.2 Beregnede konsentrasjoner i bunnvann versus målte konsentrasjoner i sediment..... | 43 |
| 3.3 Overvåkingsresultater | 49 |
| 3.3.1 Miljøgifter i sedimenter | 49 |
| 3.3.2 Miljøgifter i torsk..... | 55 |
| 3.3.3 Radioaktive stoffer..... | 58 |
| 4 VURDERING AV RESULTATENE | 61 |
| 4.1 Beregnede tilførsler | 61 |
| 4.2 Modellerte konsentrasjoner | 65 |
| 4.2.1 Kvikksølv (Hg) | 65 |
| 4.2.2 PCB (PCB-153) | 74 |
| 4.2.3 PAH (B[a]P) | 83 |
| 4.2.4 Konklusjoner fra modellberegninger | 89 |
| 4.3 Vurdering av tilstand for miljøgifter..... | 93 |
| 4.3.1 Miljøgifter i sedimenter | 94 |
| 4.3.2 Miljøgifter i torsk..... | 94 |
| 4.3.3 Radioaktive stoffer..... | 98 |
| 5 SAMMENFATTENDE VURDERINGER OG ANBEFALINGER..... | 99 |
| 5.1 Sammenfattende vurdering..... | 99 |
| 5.2 Anbefalinger | 100 |

| | | |
|------------|--|------------|
| 6 | MATERIALE OG METODER..... | 104 |
| 6.1 | Kjemiske og radioaktive variable | 104 |
| 6.2 | Kilder, tilførsler og modellberegninger | 105 |
| 6.2.1 | Avrenning fra land/elver i Norge..... | 105 |
| 6.2.2 | Tilførsler via luftstrømmer og avsetning på havoverflaten | 106 |
| 6.2.3 | Tilførsel via havstrømmer - havmodeller..... | 106 |
| 6.2.4 | Petroleumsvirksomhet på norsk sokkel..... | 111 |
| 6.2.5 | Skipstrafikk i norske farvann | 112 |
| 6.2.6 | Utlekking fra havbunn | 112 |
| 6.3 | Overvåkingsmetoder | 113 |
| 6.3.1 | Luft og nedbør | 113 |
| 6.3.2 | Sjøvann, sedimenter og torsk..... | 113 |
| 7 | REFERANSER | 118 |
| Vedlegg A | Oversikt over undersøkte stoffer..... | 123 |
| Vedlegg B | Beregnet spredning av miljøgifter i Region IV, V, VI, VII, VIII, IX og XII – forutsetninger og kart | 129 |
| Vedlegg C | Resultater fra overvåking 2011 - tabeller..... | 143 |
| Vedlegg D | Resultater fra overvåking 2011 – kart..... | 185 |
| Vedlegg E | Tilførsler fordelt på kilde og region - tabeller..... | 199 |
| Vedlegg F | Tilførsler fordelt på kilde og region – kart..... | 207 |

Sammendrag

Formål og organisering

Klima- og forurensningsdirektoratet har etablert et overvåkingsprogram for marine områder (Tilførselsprogrammet) med følgende hovedkomponenter:

1. Beregning av tilførsler av miljøgifter på prioritetslisten, olje og radioaktive stoffer fra alle kilder til sjø.
2. Beregning av transport og konsentrasjoner av stoffene til havområdene ved bruk av modeller.
3. Overvåking av miljøgifter på prioritetslisten, olje og radioaktive stoffer i biota, sedimenter og vann.

Programmet skal supplere andre overvåkingsprogrammer ved å bidra med data, og benytte data fra disse.

Målsettingen er ambisiøs. Den omfatter i tillegg til det nevnt over passive prøvetakere i luft og sjø på Andøya, Jan Mayen og Bjørnøya. Alle tre stedene har blitt brukt for å undersøke miljøgifter siden 2009. I tillegg har det foregått undersøkelse av havforsuring under dette programmet siden 2010. Resultater fra disse undersøkelsene vil bli rapportert separat i 2012.

Programmet ledes av Norsk institutt for vannforskning i partnerskap med Havforskningsinstituttet, Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning, Norsk institutt for luftforskning, Statens strålevern og Bjerknes Centre for Climate Research. Denne rapporten gjengir resultater for Norskehavet i 2011.

Tilførsler av miljøfarlige stoffer

Tilførslene er kvantifisert i forhold til 8 kilder. Disse omfatter både tilførsler direkte til havområdet som utslipp fra land, offshoreinstallasjoner, skip, nedfall fra luft og utlekking fra havbunnen, og dels tilførsler med havstrømmer fra nærliggende regioner. Tilførsel med havstrømmer til Norskehavet (Regionene IV, V, VI, VII, VIII, IX og XII) kunne ikke sammenlignes med tidligere beregninger på grunn av ulikheter i modellen over tid. Generelt for de norske havområdene finnes de sikreste opplysningene nå for tilførslene av kvikksølv, bly, kadmium, krom, arsen, polyklorerte bifenyler (PCB), polyaromatiske hydrokarboner (PAH), olje, cesium-137, technetium-99, plutonium-239+240 og strontium-90.

Hovedinntrykket er at det er relativt liten tilførsel av miljøfarlige stoffer til forvaltningsområdet Norskehavet som skyldes de store havvolumene i Norskehavet. Tilførslene via luften dominerer for de fleste miljøgiftene (for Kadmium, Krom, Arsen, PCB og THC). Også i Region VI er land den største tilførselskilden for Krom. Bidrag fra havbunn er dominerende for Krom og Arsen i Region II og III, for PAH i Region III og for Bly og Krom i Region VII. Petroleumsinstallasjoner er hovedkilden for tilførsel for THC i Region III. Tilførsel av THC fra skip er hovedbidraget for Region VI-VIII og Region X. For ^{90}Sr og $^{239+240}\text{Pu}$ er hovedkildene utstrømmende vann fra Kattegatt og atmosfærisk nedfall.

To tredimensjonale modeller er brukt for å beregne transporter med havstrømmene og tilhørende konsentrasjoner i vann og sedimenter. Modellene er under stadige forbedringer, og versjonene benyttet i denne rapporten har bl.a. bedre oppløsning både horisontalt og vertikalt enn den tidligere versjonen. En ny biogeokjemisk "komponent" beskriver den sesongmessige variasjonen i produksjon og nedbrytning av organisk stoff i vannsøylen, og i grenseflaten sediment/vann under varierende oksygenforhold. Foreliggende modellversjoner ble brukt for å beregne transporten inn i Norskehavet og studere fordeling av miljøfarlige stoffer i havområdet. Sammenligning mellom beregnede konsentrasjoner i bunnvannet og konsentrasjoner i bunnsediment viser rimelige resultater, spesielt for kvikksølv, PCB (med PCB-153 som indikator) og PAH (med benzo[a]pyren – B[a]P – som indikator), men fortsatt gir beregning av vannkonsentrasjonene for stor usikkerhet. Modellene kan ventes å gi

vesentlig sikrere resultat hvis de i 2012-2013 anvendes på alle de norske havområdene. Det dannes en vertikal sjiktning av forurensende stoffer i vannsøylen, med lavest konsentrasjon i overflaten (sees tydeligst om sommeren) og høyest konsentrasjon i midlere vanddyb og i bunnvann. De høyeste konsentrasjonene finnes i det høye Arktis for alle parameterne grunnet økt atmosfærisk tilførsel av kvikksølv, PCB (PCB-153) og PAH (B[a]P) og fra smelting av snø/is (for kvikksølv). Tilførslene av miljøfarlige stoffer via atmosfæren kan påvirke de mellomårlege variasjonene av forurensende stoffers konsentrasjon i vannsøylen, men det atmosfæriske bidraget i Norskehavet er mindre sammenlignet med Barentshavet og Nordsjøen på grunn av det store dybet (og volumet).

Overvåking av miljøfarlige stoffer i sjøvann, sediment og marine organismer

Miljøfarlige stoffer ble undersøkt i sediment (6 stasjoner) og torsk (3 stasjoner). Resultatene fra sedimentprøvene i åpent hav viste at konsentrasjonene av kvikksølv, bly, kadmium, krom, arsen, kobber, nikkel, sink, PCB, heksaklorbenzen, DDT, lindan, polybromerte difenyletere og PAH i hovedsak var lave i sediment, dvs. tilsvarte tilstandsklassene "Bakgrunn" eller "God" i Klifs klassifiseringssystem, men noe lavere enn det som ble rapportert for Nordsjøen og omtrent som konsentrasjonene observert i Barentshavet. Konsentrasjoner av polybromerte difenyletere var lave vurdert ut i fra pentabromdifenyleter som var i "God" tilstand. For det perfluorerte stoffet PFOS i sediment var konsentrasjonene i tilstandsklasse "God" i klassifiseringssystemet og bruk av bakgrunnsnivå for torsk ble utviklet for kystnære farvann og det må tas et visst forbehold om hvor godt det egner seg for bruk på prøver innsamlet fra åpne havområder. Systemet for sediment er effektbasert og derfor mer allment gyldig. Konsentrasjoner av THC (olje) i sediment var relativt lave (<50 mg/kg tørrvekt).

Gjennomsnittlig kvikksølvkonsentrasjon i torskfilet tilsvarte tilstandsklasse "Lite forurenset". Kadmium i torskelever var under antatt høy bakgrunnskonsentrasjon for de to kystnære stasjonene, men den lå over i torsk fra Jan Mayen. Konsentrasjonene av PCB, DDT, HCB og lindan klassifiserte torskelever som "Lite forurenset". Nivåene av bromerte flammehemmere og perfluorerte stoffer var relativt lave i prøvene fra Norskehavet, men det finnes ennå ikke noe klassifiseringssystem for disse stoffgruppene i torsk.

Overvåkingen av radioaktive stoffer omfattet cesium-137, technetium-99, strontium-90, polonium-210, plutonium-239+240 og americum-241 i sjøvann (5 stasjoner), sediment (3 stasjoner) og/eller torskfilet (3 stasjoner). Konsentrasjonene var generelt sammenlignbare med tidligere undersøkelser. Cesium-137 i torskfilet var langt under EUs grenseverdi. Årvisse variasjoner for cesium-137 og strontium-90 skyldes i hovedsak variasjoner i utstrømningen av forurenset Østersjøvann.

Kunnskapsmangler og anbefalinger

Det er fortsatt betydelige kunnskapsmangler og gjenstående arbeid før målsettingen er nådd. Dette gjelder både programmet generelt og Norskehavet spesielt. Stikkordsmessig nevnes:

1. Beregning av tilførsler

- *Tilførsler fra land:* Retensjon/tilbakeholdelse av miljøfarlige stoffer innenfor grunnlinjen kan være betydelig og bør kvantifiseres bedre.
- *Utlekking av olje fra havbunnen:* Det kan være en betydelig tilførsel av olje fra naturlig utlekking fra havbunnen på norsk sokkel. Her bør skaffes sikrere estimater enn de som ble oppnådd i 2006-2007. Det bør gjøres nye beregninger av utlekking fra sedimenter.
- *Utslipp fra skip:* Det er sannsynlig at senere års utvikling mht. produserte avfallsmengder og håndtering er så betydelig at de spesifikke produksjonsfaktorene bør vurderes på nytt. Særlig gjelder dette olje.

2. Modellberegninger av transport til og konsentrasjoner av stoffene i havområdene

- *Nedfall fra luft:* Totalbidraget fra luft til hav er beregnet, og det inkluderer både gassfase-utveksling og utvasking av partikulært materiale med nedbør, men det er ikke beregnet den

motsatte utveksling fra hav til atmosfære, som kan være betydelig. Det trengs mer kunnskap om utveksling mellom luft og hav, og når ikke havmodellene inkluderer transport fra hav til luft bør man vurdere å bruke netto fluks fra atmosfæren som input til disse modellberegningene. Videre bør modellene også ta sikte på å framskaffe bedre opplysninger om romlig fordeling.

- *Transport og konsentrasjoner av radioaktive stoffer:* Modellresultatene kan forbedres ved validering av modellparametre på basis av prøvetaking og i beskrivelse av vekselvirkning mellom vann og sediment.
- *Modell for simulering av transport med havstrømmer og konsentrasjoner i vann og sediment:* Et betydelig arbeid gjenstår. Særlig nevnes:
 - Framskaffe opplysninger om konsentrasjon i vannet som strømmer inn i regionene utenfra.
 - Beskrive bedre utveksling av forurensende stoffer mellom atmosfære og sjø og mellom sjø og sjøbunn.
 - Beskrive bedre sedimentasjon, biologisk opptak og evt. nedbrytning.
 - Validere modellen ved hjelp av eksisterende og uavhengige data.
 - Utvikle modellen til å tallfeste både den samlede tilførselen til den enkelte region og betydningen av tilførsler via luft og havstrømmer – og spesifikke kilder i spesifikke regioner. Det forventes at modellen i løpet av de kommende år vil gi slike helhetlige oversikter.
 - De hydrofysiske faktorer er de viktigste mekanismer for omfordeling av miljøgifter fra forskjellige kilder i havet. De to modellene bruker forskjellige hydrofysiske data og det bør undersøkes mer om hvordan dette kan påvirke omfordelingen.

3. Overvåking av konsentrasjoner i vann, sedimenter og marine organismer

- Resultatene vil kunne gi viktig utfyllende informasjon i forhold til den øvrige overvåkingen i Norskehavet – og gi verifisering av beregningene av tilførsler og konsentrasjoner.
- Framskaffe bedre data for bakgrunnskonsentrasjon og klassifiseringskriterier for flere stoffer.
- Det er behov for mer kunnskap om nivåene av naturlige radionuklider i sedimenter og sjøvann i nærheten av olje- og gassinntak, og i hvilken grad dette tas opp i marine organismer i disse områdene.
- Vurdere behovet for flere faste fiskestasjoner og om prøvetakingsfrekvensen bør økes slik at prøver blir samlet inn hvert år.

Extended summary

Objective and organisation of the *Marine Pollution Monitoring Programme*

The Climate and Pollution Agency has established a program for calculations of discharges, transport pathways and deposition of environmental hazardous substances in Norwegian marine areas. A monitoring programme was included in 2009, to supplement existing national and international programmes and to provide samples for the national environmental sample storage bank.

At present, the program has three main components:

1. Calculation of discharges of environmental hazardous substances in the Norwegian economic zone.
2. Calculation of transport and concentration of the contaminants in these ocean regions.
3. Monitoring of hazardous contaminants in water, biota and sediments.

The program focuses on the environmental authorities' [priority list of hazardous substances](#). In addition, it includes investigations of oil and radioactive substances including cesium-137, technetium-99, plutonium-239+240 and strontium-90. Eight sources for input of hazardous substances to marine areas have been defined (Table S1).

Table S1. Sources for hazardous substances.

| Source | Description |
|--------|--|
| 1 | Run-off from land/rivers in Norway (the main sources) |
| 2 | Emissions via air from Norway (the main sources) |
| 3 | Load via ocean currents from regions outside Norway including radioactive substances |
| 4 | Emissions via air from areas outside Norway |
| 5 | Petroleum activity on the Norwegian continental shelf |
| 6 | Ships and boats |
| 7 | Natural leakage from bedrock/sea floor (especially petroleum) |
| 8 | Leakage/remobilization from sediments/soil, if relevant |

Norwegian Institute for Water Research (NIVA, contractor) leads the project in partnership with Institute of Marine Research (IMR), National Institute of Nutrition and Seafood Research (NIFES), Norwegian Institute for Air Research (NILU), the Norwegian Radiation Protection Agency (NRPA), Bjercknes Centre for Climate Research (BCCR). The project includes calculations of emissions, sampling, analyses and reporting and will be implemented for one administrative marine area (Barents Sea, Norwegian Sea and North Sea) per year, on a three-year cycle. This report presents results from the Norwegian Sea for 2011.

Calculations of loads and concentrations of hazardous substances in the Norwegian Sea

Several models were used to estimate the loads of hazardous substances from land-based sources, atmospheric deposition and by ocean currents. However, for many of the substances there is still insufficient data to provide reliable calculations of the present loads and consequent estimates of concentrations in seawater. Generally the better data is for loads of mercury, lead, cadmium, chromium, arsenic, polychlorinated biphenyls (PCBs), PAH, oil, cesium-137, technetium-99, plutonium-239+240 and strontium-90 - partly as discharges directly to the regions and partly as transport with ocean currents entering the regions.

In the project report for 2008, all sources for the 12 marine regions were calculated, and were in part updated in 2009 for the Barents Sea (Regions VIII, IX, X and XI), in 2010 for the North Sea (Region I, II and III) and in 2011 for the Norwegian Sea for this report (Region IV, V, VI, VII, VIII, IX and XII). Discharges of oil from ships and of hazardous substances from the seabed have not been updated since 2008, and PAH from land (rivers) are not measured. The main impression is that there are

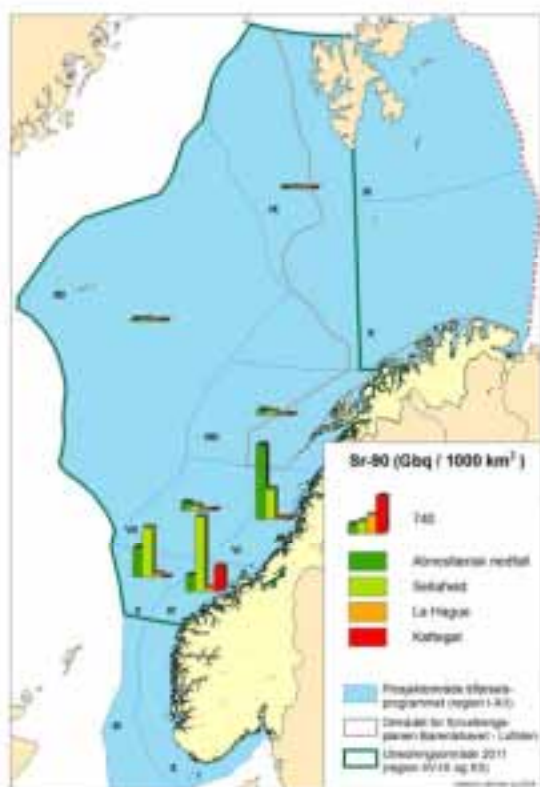
relatively small loads of contaminants to the Norwegian Sea, explained by the large volumes of the Norwegian Sea.

With the inclusion of dry deposition in ECOSMO (the hydrophysical component) coupled with OxyDep/PolPar (the biochemical and pollution components) the atmosphere is generally predicted to be the main source of PCB (Figure S3), PAH, mercury (Figure S3), lead, cadmium, chromium and arsenic to the Norwegian Sea. With this inclusion, estimates prior to 2009 of the atmospheric deposition to the seas bordering Norway were probably significantly underestimated. Furthermore, the transport from southern to northern regions has been underestimated, especially for PCB and PAH. Atmospheric deposition should also be recalculated for the Norwegian Sea.

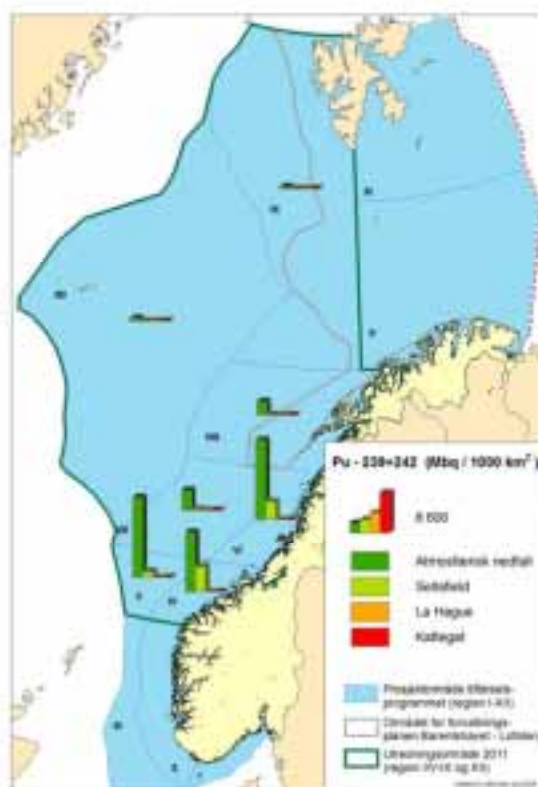
Discharges from the seabed are the main sources of lead and chromium in one region of the Norwegian Sea. Discharges from land (rivers) are the dominant sources of chromium and oil to certain regions. Losses from ships are the main sources of oil for all but one region of the Norwegian sea, the exception being a coastal region in the southern part.

The main sources for radioactive nuclides are Baltic water flowing through the Kattegat into Norwegian waters (strontium-90), the Sellafield reprocessing plant at the Irish Sea (plutonium 239+240 and technetium-99) and atmospheric deposition. Figure S2 shows loads for strontium-90 and plutonium-239+240.

Two 3-dimensional marine model (HAMSOM/ECOSMO coupled with OxyDep/PolPar and NORWECOM.E2E) is developed for calculation of transports and dispersion of contaminants with ocean currents, and associated concentrations in water and sediments. The distribution of mercury, PCB(PCB-153) and PAH (B[a]P), in deep water corresponded relatively well with concentrations found in surficial sediments (Figure S3), but still the uncertainty in calculated concentrations is considered to be high.

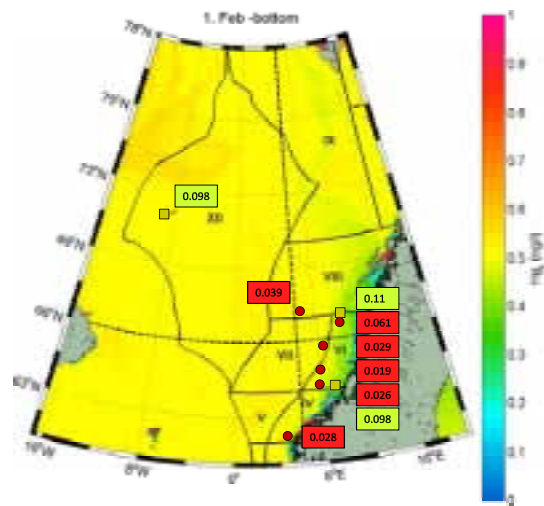


strontium-90

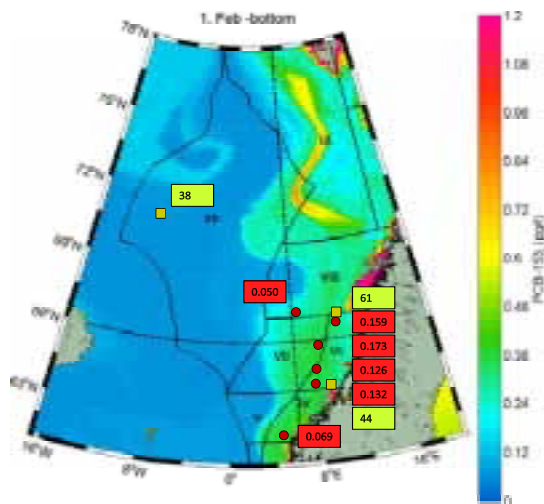


plutonium-239+240

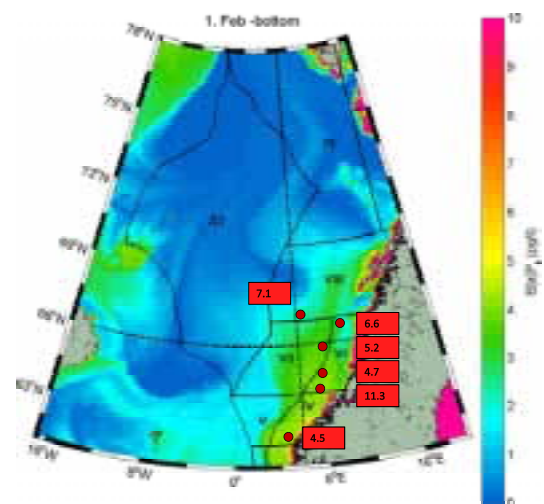
Figure S2. The calculated load of strontium-90 and plutonium-239+240. In this map, Kattegat is considered a source for load of radionuclides to Norwegian waters, even though the nuclides originate from discharges to the Baltic.



Mercury



PCB-153



Benzo[a]pyrene – B[a]P

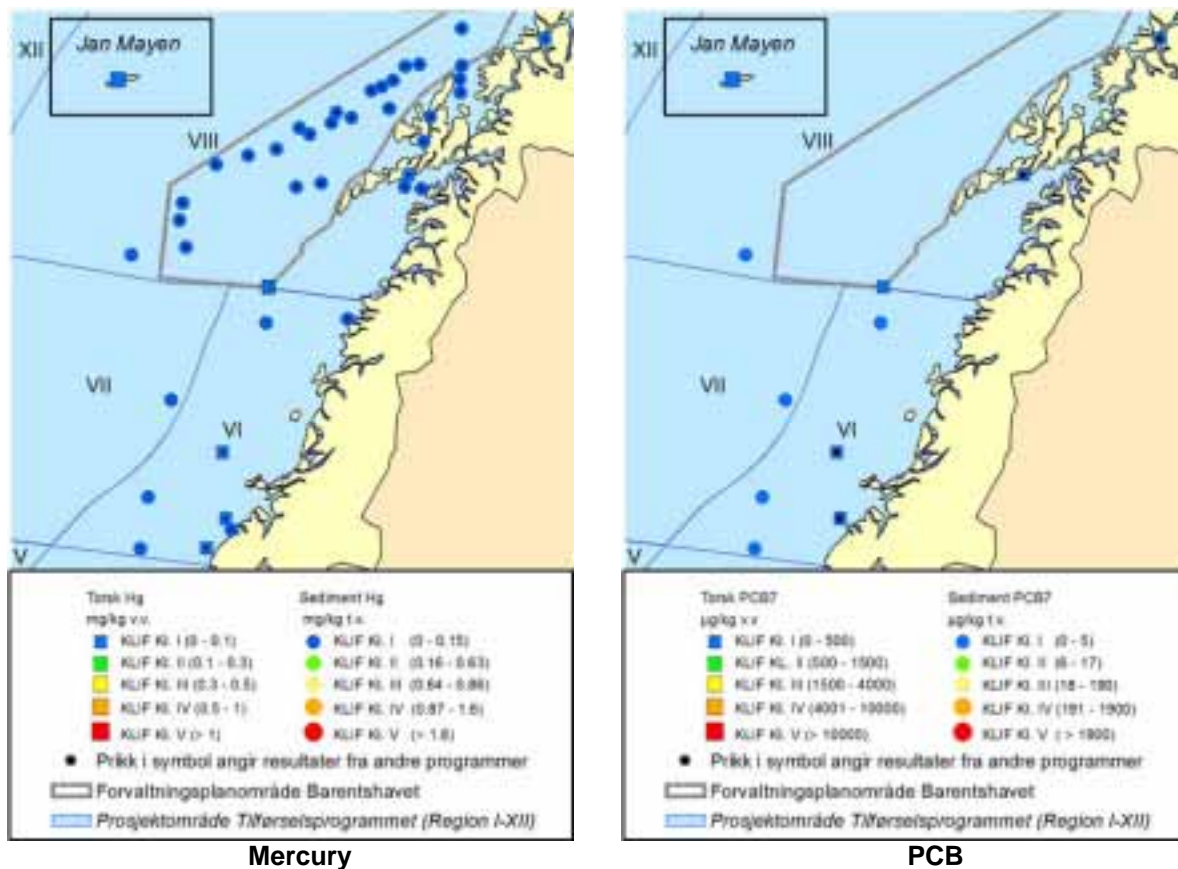
Figure S3. Simulated concentrations of mercury, PCB and PAH in bottom water and measured concentrations in sediments (circles) and cod (squares, mercury in muscle and PCB-153 in liver) of the Norwegian Sea. Concentrations are noted for sediment (red text boxes, mg/kg for mercury and µg/kg for PCB-153 and B[a]P) and cod (green text boxes, mg/kg wet weight for mercury and µg/kg wet weight for PCB-153 and B[a]P).

Monitoring of hazardous substances in sediments and marine organisms

Hazardous substances were monitored at six sediment stations and at three cod monitoring stations in the Norwegian Sea. The monitoring of open sea and coastal stations showed that the concentrations of mercury (Figure S4), lead, cadmium, copper, arsenic, nickel, zinc, PCB (Figure S4), pesticide DDT (sum of DDT, DDE and DDD), hexachlorobenzene, and lindane in sediment indicated "Background" or "Good" conditions according to Klif's classification system, or below presumed high background levels. The classification system and the range in background levels for cod have been developed for coastal waters and their application to samples collected in open ocean areas is somewhat uncertain. However the classification system for sediment is risk-based and generally applicable in marine waters. The only class limit established for polybrominated diphenylethers (PBDE) in sediment is for pentabromdiphenylether where the upper limit of condition class "Good" was considerably higher than the levels of BDE (sum) found in this investigation. Only PFOS in sediment is included in the classification system for perfluorinated compounds (PFC). The concentrations of PFOS in sediment corresponded to "Good" conditions at all six stations.

Mean mercury concentrations in cod filet were only "Insignificantly Contaminated" according to the Klif's classification system. Mean cadmium in cod liver were below "High background" at the two coastal stations but was higher in cod from Jan Mayen. Mean concentrations of PCB, DDT, HCB and lindane in cod liver were classified either as "Insignificantly Contaminated". There is no classification system for PBDE or PFC in cod.

Monitoring of radioactive substances included cesium-137, technetium-99, strontium-90, polonium-210, plutonium-239+240 and americium-241 in seawater, sediment and/or cod filet. Concentrations were comparable to earlier investigations. Cesium-137 in cod filet was far below EU's limit for export.



Knowledge gaps and recommendations

The project is ambitious. There are still significant gaps in knowledge that need to be addressed in order to provide data that are more precise. In the following, a number of recommendations are listed for each source as well as the monitoring, viz:

1 Calculations of discharges of hazardous substances

- *Loads from land and offshore installations:* The present databases provide a relatively good basis for calculations of emissions of contaminants from land and offshore installations. Retention of polluting discharges in fjords and coastal waters is substantial and has significance both to the environmental state of the fjords and to the calculations of transports from different sources (e.g. atmospheric, riverine, offshore installations) and in coastal waters and oceans. This should be quantified better by using data for discharges and data for concentrations in sediment and water combined with models. Many of the substances focused on in the emission program are not measured in the RID-rivers. We therefore suggest passive samplers in some of the RID-rivers after the same procedure as at Andøya, Jan Mayen and Bjørnøya.
- *Leaching of oil from the seabed:* There might be substantial leaching of oil from natural "oil seeps" on the Norwegian shelf, and the actual amount of oil leaching into the 12 regions might be twice as big as earlier estimates. Calculations should be done to ensure better estimates than those from 2006-2007.
- *Discharges from ships:* The present calculation factors for estimation of produced amount of waste and wastewater from ships are based upon investigations from 1977 to present. It is likely that the development during the last years has been so substantial that the present production factors should be reconsidered.

2 Modelling of transport and concentrations of substances in the sea regions

- *Depositions from air:* This is a significant source; however, there are large uncertainties regarding knowledge about sources, atmospheric transport and deposition of pollutants to the marine areas. Future work should focus on regions and components where there are strong indications that atmospheric deposition is a significant source to the total loads of environmental hazardous substances.

It is necessary to obtain more knowledge about the ocean/air exchange and preferably through empirical studies in order to evaluate and improve the model results for the ocean regions. Further development of models should primarily aim to:

- Provide more precise estimates of atmospheric deposition in the various regions.
 - Determine how the contribution from this source is distributed inside each region and how it varies with time.
- *Transport and concentrations of radioactive substances:* It is possible to improve the results of the models by:
 - Validation of model parameters on basis of sampling of water and sediment.
 - Improvement of the description of the water – sediment interaction (especially important for description of remobilization of radionuclides from sediment).
 - Including more radionuclides in the calculations.
 - *Model for calculation of transport with ocean currents and concentrations in water and sediment:* This is the tool that shall use emissions data and provide information about what sources dominate with respect to transport and concentrations of contaminants in different

regions. Data and improved modules are needed (e.g. for sedimentation and biological uptake) to describe the transports and for validation of the results of the model. Significant improvements of the present models therefore remain, *viz.*:

- Provide better data for background concentration for more substances, i.e. the concentration in the water entering the regions. The lack of knowledge is most evident for chlororganic compounds and “new contaminants”.
- Concentrate on modelling of the specific features of cycling of choised pollutant aiming to analyse the the role of affecting processes:
 - Describe the sedimentation, biological uptake and possibly degradation: most substances are associated with particles and will gradually settle to the seafloor. The models can calculate this, but the rate of sedimentation must be known for different substances/particles and maybe for different regions.
 - Describe better the interaction of hazardous substances between air and the sea and between the sea and the seabed.
 - Incorporate load from specific sources – like offshore installations – and estimate their role.
- Validation of the models (the current model and the water quality module) by means of existing and independent data.
- Calculate with better resolution the concentrations within the regions, as basis for establishing monitoring stations in areas where high loads are expected.
- With respect to comprehensive evaluations, the models should quantify the contribution from emissions and ocean currents to specific regions. Results from the models should in the future be used for such comprehensive evaluations.
- Sensitivity to physical fields. The ocean circulation is by far the most important for redistribution of pollutants from the different sources. The two models involved in the project use different physics and it should be investigated how this impact the results.

3 Monitoring of water, sediments and biota

The monitoring part of the program should:

- Provide Klif and other institutions with important supplementary information regarding the Norwegian Sea environment.
- As the marine models improve, they should help identify areas with high loads or concentrations in water or sediments, and thus identify needs for adjusting or expanding the number of monitoring stations – or their positions.
- There is a specific need for more knowledge about the levels of natural radionuclides in sediments, seawater and marine organisms in areas with oil and gas installations.
- There is a general need for more knowledge regarding background concentrations and natural variations of toxic substances in marine waters and in sediments.

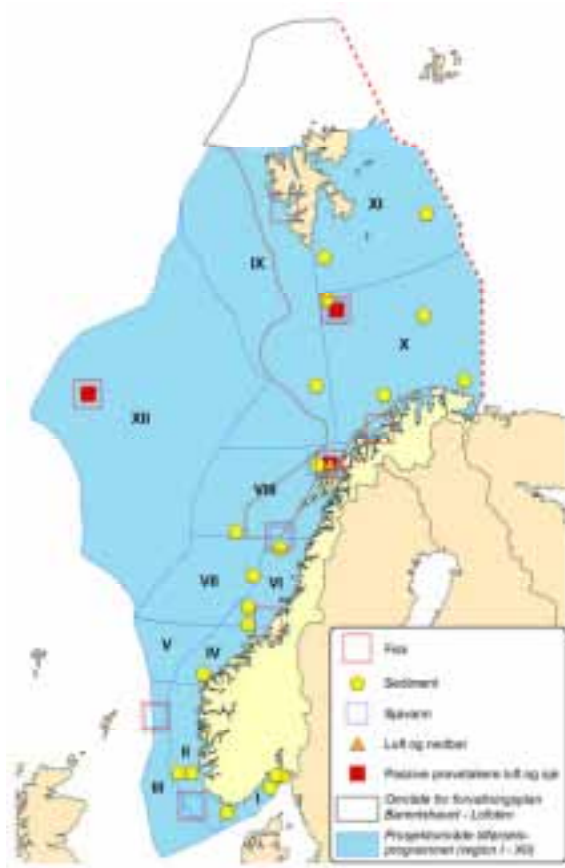
1 Innledning

Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif) har etablert et program for overvåking av tilførsler av miljøfarlige stoff til forvaltningsplanområdene Barentshavet, Norskehavet og Nordsjøen (*Figur 1*). Etter innledende arbeid i prosjektfase (se Molvær *et al.* 2007, 2008; Wehde *et al.* 2009) ble programmet startet i 2009 og omfatter beregning av tilførsler av miljøfarlige stoffer og spredning av disse i norskehavområdet, samt overvåking av konsentrasjoner (i luft, vann, sedimenter, torsk). Programmet skal primært dekke behov i forvaltningsplanene, og utfylle og supplere eksisterende programmer på nasjonalt og internasjonalt nivå. Programmet ledes av NIVA i partnerskap med Havforskningsinstituttet, Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning, Norsk institutt for luftforskning, Statens strålevern og, siden 2010, Bjerknes Centre for Climate Research. Denne rapporten gjengir resultater for Norskehavet i 2011 (*Figur 1*). Stasjonene er valgt på grunnlag av tidligere undersøkelser, men overvåkes ikke fast i andre overvåkingsprogrammer. Utvalgte skulle representere utredningsområdet best mulig og alle stasjoner faller innen for Region IV, V, VI, VII, VIII, IX og XIII.

Det er etablert mål i Norge om at utslippene av stoffer som utgjør en alvorlig trussel mot helse og miljø kontinuerlig skal reduseres med sikte på å stanse utslippene helt innen 2020 eller, for stoffer som dannes utilsiktet i prosesser, så langt som mulig innen 2020 (det såkalte generasjonsmålet), jf. bl.a. St.meld. nr. 21 (2004-2005), St.meld. nr 14 (2006– 2007) og St.prp. nr.1 (2010–2011). Stoffene som omfattes av generasjonsmålet er de stoffene som til enhver tid finnes oppført på regjeringens ”prioritetsliste”, dvs. listen over prioriterte miljøgifter. Ny kunnskap har medført at flere stoffer er kommet inn på denne listen enn da målet første gang ble formulert.

I forbindelse med implementeringen av den såkalt *Ecological Quality Standard Directive* (EQSD 2008/105/EC), som er et datterdirektiv til vannrammedirektivet (2000/60 EC), er det fastsatt såkalte miljøkvalitetsstandarder med grenser for konsentrasjonene av ulike miljøgifter i vannforekomster som vil gjelde ut til territorialgrensene. Dette vil dels gjelde stoffer som finnes på den norske listen over prioriterte miljøgifter, men reguleringen vil her være knyttet til stoffer og stofflister med direkte forankring i vannforskriften. Miljøkvalitetsstandardene vil trolig bli fastsatt i Norge i vannforskriften i løpet av 2012 eller 2013. EU-landene er i gang med å gjennomføre EUs havstrategidirektiv (2008/86/EC), og dette vil kunne få betydning for Norge som er nedstrømsland for en hel rekke påvirkninger og tilførsler. I Norge har man vurdert at direktivet ikke er EØS-relevant på grunn av dets geografiske virkeområde (direktivet dekker landenes territorialsoner og økonomiske soner, mens EØS-avtalen kun går ut til territorialgrensen). Norge har derfor p.t. ingen direkte rapporteringsforpliktelser. Det er likevel viktig for Norge å ha sammenlignbare data med EU-landene, slik at det kan dokumenteres påvirkninger og tilførsler utenfra. Dette gjelder uavhengig av Norges formelle tilknytning til direktivet.

I utvelgelsen av stoffer er det tatt utgangspunkt i miljøvernmyndighetenes prioritetsliste for kjemikalier (<http://www.miljostatus.no/Tema/Kjemikalier/Kjemikalielister/Prioritetslisten/>), og spesielt stoffer som det er fokusert på i arbeidet med forvaltningsplanene for Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet. I tillegg kommer olje (bestemt som Total Hydrocarbon Concentration: THC) og radioaktive stoffer som cesium-137 (^{137}Cs), technetium-99 (^{99}Tc), plutonium-239+240 ($^{239+240}\text{Pu}$) og strontium-90 (^{90}Sr).



Tilførselsprogrammet 2009-2011
A



Tilførselsprogrammet 2011 - Norskehavet
B

Figur 1. Havområdet med inndeling i 12 regioner (kilde: Kystverket), avgrensningen av forvaltningsplanområdet og planlagt overvåking i forbindelse med Tilførselsprogrammet 2009-2011(A) og programmet for 2011 – Norskehavet (B).

Mer konkret skal programmet:

- Identifisere de viktigste kildene til olje og miljøfarlige stoffer
- Gi en oversikt over tilførslene og tilførselsveiene til forvaltningsplanområdene
- Dokumentere tilstanden i utvalgte forurensningsindikatorer (sedimenter og torsk)
- Kartlegge endringer i påvirkning og tilstand over tid
- Kartlegge forurensningen av havet på representative stasjoner

For å tilpasse programmet til arbeidet med forvaltningsplanene er det planlagt en rullerende overvåking, i første omgang i en treårig syklus. Forvaltningsplanen for Barentshavet ble oppdatert i 2010, og programmet fokuserte derfor på Barentshavet i 2009. I 2010 pågikk arbeidet med en forvaltningsplan for Nordsjøen. Programmet fokuserte derfor på dette havområdet i 2010. Forvaltningsplanen for Norskehavet ble ferdigstilt våren 2009, men arbeidet med oppdatering av planen starter i 2012 og dette havområdet ble derfor undersøkt i 2011. Den generelle overvåkingen av luft vil foregå løpende, og omfattet i 2009 også utplassering av en ny målestasjon på Andøya og plassering av passive prøvetakere på Andøya, Bjørnøya og Jan Mayen.

For oppdatering av kildene for tilførsel av miljøfarlige stoffer til disse tre norske havområdene er det valgt 12 regioner (St.meld. nr. 8; 2005-2006). Grunnlaget for inndelingen er regionene for miljøovervåkingen for petroleumsvirksomheten

(<http://www.klif.no/no/Tema/Miljoovervakning/Miljoovervakning-pa-norsk-sokkel/>). Arealene er beregnet av Kystverket:

- Region I. Skagerrak: 18 858 km²
- Region II. Kyststrøm, Nordsjøen (sør for 62° N): 69 010 km²
- Region III. Nordsjøen (sør for 62° N) utenfor kyststrømmen: 70 960 km²
- Region IV. Kyststrøm, Norskehavet (62- 64°N): 40 940 km²
- Region V. Norskehavet (62- 64°N) utenfor kyststrømmen: 41 890 km²
- Region VI. Kyststrøm, Norskehavet (64-67 °N): 56 990 km²
- Region VII. Norskehavet (64-67 °N) utenfor kyststrømmen: 10 6370 km²
- Region VIII. Norskehavet (67-70 °N): 172 490 km²
- Region IX. Norskehavet (70-80 °N): 391 020 km²
- Region X. Barentshavet (70-75 °N) øst for 17 °Ø: 360 680 km²
- Region XI. Barentshavet (75-80 °N) øst for 17 °Ø: 283 510 km²
- Region XII. Norskehavet vest (vest for område VII og grense mot forvaltningsplan Barentshavet): 623 550 km²

Merk at størrelsen på arealene varierer mye, og arealet av Region XII faktisk er 33 ganger større enn arealet av Region I.

Tilførselsprogrammet ses i sammenheng med aktiviteter som de enkelte partnere har i dag, og det er naturlig å koordinere programmet med eksisterende overvåkingsprogrammer, hvorav de viktigste er nevnt i **Tabell 1**.

Tabell 1. Sentrale overvåkingsprogrammer og aktiviteter i norske havområder.

| Program | Beskrivelse |
|--|---|
| RID-prosjektet (Klif/NIVA) | Overvåking og sammenstilling av tilførsler av forurensende stoffer til norskekysten. Koordinering med <i>European Monitoring and Evaluation Programme</i> (EMEP) i forbindelse med langtransporterte forurensinger. |
| Kystovervåkingsprogrammet (Klif/NIVA) | Vannkvalitet (eutrofi) og biologisk tilstand i skjærgård og kystvann. Ny stasjonsfordeling for hele norskekysten er under utvikling. |
| Overvåking av langtransporterte forurensninger i luft og nedbør (Klif/NILU) | Ulike tilførselsprogram støttet av Klif og tilknyttet EMEP, AMAP og CAMP. |
| CEMP (Coordinated Environmental Monitoring Programme) (Klif/NIVA) | Vurdering av tilstand og utvikling av miljøgifter i sediment og biologisk materiale fra kystnære strøk. Parametergrupper: metaller, PCBer, pesticider, PAHer, bromerte flammehemmere (BFH), perfluorerte stoffer (PFC). |
| Miljøgifter i fisk, skalldyr og sedimenter i havområdene (IMR) | Undersøkelser av miljøgifter i sediment, skalldyr og fisk i tre hovedområder: Barentshavet, Norskehavet og Nordsjøen. |
| Radioaktivitet i marint miljø – <i>Radioactivity in the Marine Environment</i> (RAME) (NRPA) | Undersøkelser av radioaktive stoffer i marint miljø. Koordineres av NRPA. Prøveinnsamling av IMR. Analyser ved IMR og NRPA. |
| Overvåking av miljøgifter i sjømat (NIFES) | Koordinering med Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning (NIFES) og arbeid med trygg sjømat. Prøveinnsamling ved Havforskningsinstituttet. |
| Arctic Monitoring and Assessment Programme (Klif/AMAP) | Overvåking av nivåer av forurensning og vurdere effekter av alle deler av det arktiske miljø. |
| MAREANO-programmet (IMR i samarbeid med NGU og Statens kartverk Sjø) | Kartlegging av dybde, bunnforhold, naturtyper og forurensning i sedimenter i norske havområder. |

2 Beskrivelse av Norskehavet

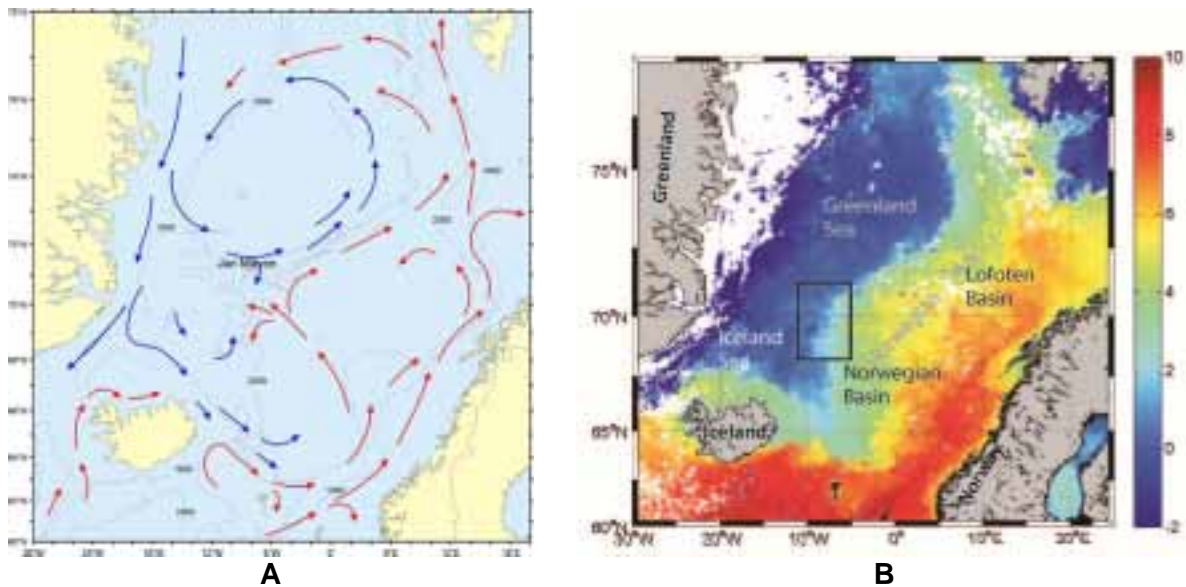
2.1 Sirkulasjon, vannmasser og klima

Norskehavet omfatter Regionene IV, V, VI, VII, VIII, IX og XII (*Figur 1*) og er over dobbelt så stort som Barentshavet (Regionene X og XI) og åtte ganger større enn Nordsjøen (Regionene I, II og III).

I De nordiske hav (fellesbetegnelse for Norskehavet, Grønlandshavet og Islandshavet) er sirkulasjonen og fordelingen av vannmasser i stor grad bestemt av bunntopografien. Først og fremst spiller Grønland-Skottlandryggen en stor rolle fordi den isolerer de dype vannmassene i Atlanterhavet fra de dypere lag i De nordiske hav. Derfor er dypvannet i De nordiske havene over alt karakterisert av arktiske vannmasser med temperatur under 0 °C. Med unntak av overgangslaget under det vindblandede laget i overflaten, er lagdelingen i vannsøylen liten, uten store vertikale sprang i tettheten. Dette er med å forsterke den topografiske styringen av strømmene i området og selv dype topografiske strukturer kan spille en viktig rolle, som for eksempel Mohnsryggen (nordøst av Jan Mayen).

I hovedtrekk er strømforholdene i De nordiske hav, slik de er skissert i *Figur 2a*, dominert av en nordgående strøm av varmt vann på østsiden, Den norske atlantehavsstrøm, og en kald sydgående strøm på vestsiden, Øst-Grønlandsstrømmen, til dels med en forholdsvis skarp arktisk front i skillet mellom de kalde og de varme vannmassene (*Figur 2b*). Jan Mayen ligger i dette frontområdet fordi sirkulasjonen i både Grønlands- og Lofotenbassenget er topografisk styrt slik at den arktiske fronten følger Mohnsryggen. Den norske atlantehavsstrøm med sine forgreninger transporterer vann fra Atlanterhavet som kommer inn i De nordiske hav gjennom Færøy-Shetlandkanalen eller over ryggen mellom Island og Færøyene. Når strømmen møter Vøringplataet (sydvest for Lofoten), tar en del av vannmassene en mer vestlig retning mot Jan Mayen. Øst for Jan Mayen bøyer det meste av dette vannet mot nordøst og fortsetter hovedsakelig på østsiden av Mohnsryggen, men en del går også mot sør langs kanten av Islandsplataet. Noe atlantehavsvann fortsetter også inn i Islandshavet sør for Jan Mayen og går hovedsakelig inn i en syklonisk (dvs., retning mot klokken) sirkulasjon rundt bassenget vest av Jan Mayen-ryggen (Stefansson, 1962).

Øst-Grønlandsstrømmen transporterer overflatevann med lav saltholdighet og is fra Polhavet. Under det kalde overflatevannet, i et varmere intermediært lag, er det vann av atlantisk opprinnelse som kommer sørover igjen fra Vest-Spitsbergenstrømmen som er den nordligste grenen i Den norske atlantehavsstrøm. I dypere lag fører Øst-Grønlandsstrømmen dypvann fra Polhavet som er en viktig komponent av dypvannet i De nordiske hav. Øst-Grønlandsstrømmen har to viktige grener som går inn i De nordiske hav. Den sørligste og største grenen går sørøstover inn i den sørlige delen av Islandshavet, Øst-Islandsstrømmen. Øst-Islandsstrømmen har stor betydning for forholdene ved Nord-Island og også i Norskehavet, men mindre betydning ved Jan Mayen, men noe av dette vannet går inn i den sykloniske sirkulasjonen i Islandshavet som bringer arktisk vann til vestsiden av Jan Mayenryggen. Den nordligste grenen fra Øst-Grønlandsstrømmen har større betydning i området rundt Jan Mayen. Denne grenen tar av østover der Øst-Grønlandsstrømmen møter Islandsplataet på sørsiden av det dype Grønlandsbassenget. Denne grenen bærer navnet Jan Mayen-strømmen og i de øvre lag fører den kaldt polarvann østover på nordsiden av Jan Mayen og videre mot nordøst langs Mohnsryggen. Her går den parallelt med varmere atlantisk vann fra den vestligste grenen av Den norske atlantehavsstrømmen som medfører at den arktiske fronten er skarp i dette området. Jan Mayen-strømmen fører også is og gir grunnlag for "Isodden", eller bare kalt "Odden", som er et kjent trekk i isforholdene i sørlige Grønlandshavet.



Figur 2. Hovedtrekk av overflatestrømmen i De nordiske hav (fellesbetegnelse for Norskehavet, Grønlandshavet og Islandshavet) (A). Røde piler indikerer atlantisk vann, mens blå piler indikerer arktisk vann. Overflatetemperatur for februar 2008 (B). Kilde: Havforskningsinstituttet.

Fem av de 19 fylkene ligger for de meste nord for 62°N som er Norskehavets grense i syd. Omkring 26 % av Norges befolkning bor nord for denne grensen og står for bare ca. 10 % av folkeveksten siden 2000 (Statistisk sentralbyrå, SSB.no). I Norge ligger 23 % av industri med utslippstillatelse for metaller nord for 62°N. Norskehavet påvirkes mer av langtransportert forurensning via luft- og havstrømmer enn Nordsjøen.

Forandringer i klima kan teoretisk påvirke fordeling og utbredelse av miljøgifter, samt bioakkumulering og eventuelle effekter av disse. Endringer i temperatur kan for eksempel påvirke miljøgiftfordeling mellom ulike medier/faser (som partikler, vann og luft) i miljøet (Smith og McLachlan 2006; Macdonald *et al.* 2005). Dette vil ha effekt på biotilgjengeligheten av disse kjemikaliene. Klimaforandringer kan også påvirke transport av miljøgifter mellom geografiske regioner, ved endringer i transportveier og volumer i vann og luft (Macdonald *et al.* 2005), blant annet siden ulike vannmasser har ulikt innhold av miljøgifter (Alleman *et al.* 2011). Økt nedbør vil også kunne føre til økt utvasking av miljøgifter fra land til sjø (Ruus *et al.* 2010). Videre kan klimaendringer være hovedårsak til økt havforsuring som igjen kan ha ytterlig negativ miljøkonsekvens. Ved tilstrekkelig grad av havforsuring vil vannet bli undermettet med kalk, og kalkstrukturer hos enkelte organismer vil kunne svekkes (Orr *et al.*, 2005).

2.2 Hovedkilder og transportveier for miljøfarlige stoffer i Norskehavet

I Tilførselsprogrammet er det definert 8 hovedkilder eller tilførselsveier for forurenset stoff til Norskehavet (Region IV, V, VI, VII, VIII, IX og XII) (*Tabell 2*). Noen av kildene og tilførselsveiene er beskrevet i mer detalj under.

Tabell 2. Hovedkilder eller tilførselsveier for forurenset stoff til norske havområder. Ansvarlig for anskaffelse av data er indikert.

| Kilde/Tilførselsvei | Beskrivelse | Ansvarlig for anskaffelse av data |
|---------------------|---|-----------------------------------|
| 1 | Avrenning fra land/elver i Norge | NIVA |
| 2 | Lufttilførsler fra Norge | NILU |
| 3 | Tilførsel via havstrømmer fra områder utenfor Norge | NIVA og NRPA |
| 4 | Tilførsel via luftstrømmer fra områder utenfor Norge | NILU |
| 5 | Petroleumsvirksomhet på norsk sokkel | Klif |
| 6 | Skipsfart/båttrafikk i norske havområder | DNV |
| 7 | Naturlig utlekking fra berggrunn/havbunn (spesielt petroleum) | Klif |
| 8 | Utlekking/remobilisering fra sedimenter/jord, hvis relevant | Klif |

Kilder for metaller og organiske miljøgifter i norske havområder

Den generelle tilstand mht. miljøgifter er blitt beskrevet av bl.a. Østby *et al.* (2008), Postmyr *et al.* (2008) og Jørgensen *et al.* (2008) og økosystemets generelle tilstand synes å være god. Selv om havområdet ligger langt unna vesentlige kilder til forurensning, og direkte tilførsel dermed er begrenset kan man ikke se bortifra at industri innenfor utredningsområdet, som petroleumsvirksomhet, og langtransportert forurensning kan være en stressfaktor. Langtransporterte miljøgifter via vind og havstrøm kan magnifiseres i næringskjede. Dette gir størst utslag på fugl og sjøpattedyr som samler seg i dette området. I dag gir miljøgiftbelastningen allerede betydelige konsekvenser på enkelte sjøfuglarter og isbjørn. Sammen med effektene av klimaendringene er det grunn til å anta at disse stressfaktorene begynner å nærme seg det disse dyrene kan tåle (Østby *et al.* 2008). Tilførselene av tungmetaller er sterkt redusert etter at det er gjennomført tiltak i Europa. Kvikksølv gir imidlertid grunn til bekymring, fordi nivåene ikke går ned (Østby *et al.* 2008). Uhellshendelser som medfører utslipp av olje, kjemikalier samt radioaktivt avfall kan også by på økt stress. Uhellshendelser med olje kan medføre de alvorligste konsekvensene.

Kilder for radioaktiv forurensning i norske havområder

Kildene til de radioaktive stoffer man i dag finner i norske havområder er både naturlige og menneskeskapte. Utslipp fra kjerneteknisk industri, nedfall fra atmosfæriske prøvesprengninger av kjernevåpen og Tjernobyli-ulykken i 1986 er de største menneskeskapte kildene. Utslippene fra kjerneteknisk industri har for alfa- og beta emitterende (unntatt tritium) radionuklider generelt vist en nedadgående trend i perioden 1990 til 2008, og er nå på det laveste nivået som er registrert i denne perioden (OSPAR, 2010). For radionuklider som kommer fra atmosfæriske prøvesprengninger av kjernevåpen og Tjernobyli-ulykken i 1986 er nivåene synkende i sjøvann på grunn av radioaktiv nedbrytning, sedimentering og fortynning i vannmassene. Naturlige radioaktive stoffer finnes overalt i naturen i varierende nivåer. Modernuklidene til de to vanligst forekommende radioaktive seriene er de langlivede isotopene uran-238 (U-238) og thorium-232 (Th-232). Radionuklider fra disse seriene dannes hele tiden gjennom radioaktiv nedbrytning i sedimenter eller vannsøylen, samt tilføres via atmosfærisk nedfall (bly-210 og polonium-210) eller via elver. En del tilføres via industriell virksomhet, der for norsk del utslipp fra olje- og gassproduksjon er den største menneskeskapte kilden til radium-226 og radium-228.

Avrenning fra land/elver i Norge

Elveavrenning av miljøfarlige stoffer til Norskehavet er hentet fra det nasjonale RID Elvetilførselsprogrammet og fra Island er det benyttet tilgjengelige data fra EIONET (*European Environment Information and Observation Network*). Norskehavet (nord for 62°N) og Barentshavet mottar ca. 20-40% av de totale norske utslippene. Det varierer både fra år til år og for de ulike parametrene. Det er en del usikkerhet i forbindelse med data for miljøgiftutslipp. Konsentrasjoner er

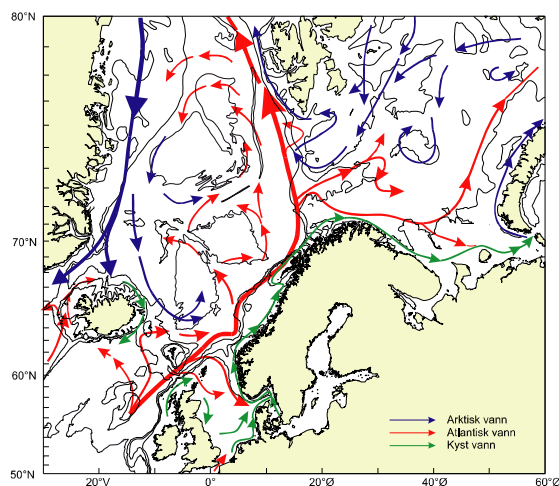
ofte lave, mange verdier ligger under deteksjonsgrensen for enkelte stoffer og de er kompliserte å måle (se kap. 6.2.1).

Tilførsler via luftstrømmer og avsetning på havoverflaten

Atmosfærisk transport utgjør den mest effektive måten utslipp av miljøgifter kan transporteres til avsidesliggende områder. For de fleste typer forurensninger som spres via atmosfæren vil konsentrasjoner forventes å avta med avstand fra utslippskilden på grunn av atmosfærisk spredning, fortynning, nedbrytning og avsetning. For enkelte organiske miljøgifter har man derimot sett en økning i konsentrasjoner i både vann og luft med økende avstand fra kildeområder. For eksempel, økende konsentrasjoner av gamma-HCH i sjøvann med økende breddegrad har blitt rapportert langs østkysten av Asia (Stillehavet) fra ekvator og nordover, noe som kan forklares med økende avsetning fra luft til hav når lufttemperaturen avtar (kaldkondensering) kombinert med økende levetid i nordområdene (økt persistens) (Wania and Mackay, 1996). Høye nivåer av alfa-HCH i luft har også blitt registrert langs nordøstkysten av Canada, noe som har blitt forklart med økt avdamping fra sjøvann forurenset i tidligere tider (Shen *et al.* 2004). Disse eksemplene illustrerer ikke bare den nære koblingen som eksisterer mellom luft og sjøvann, men at det nødvendigvis også er betydelige utfordringer med å forstå og forutsi kilde-reseptorforhold for denne type komponenter ved å betrakte transport i et medium alene, samt modellere persistente komponenter i miljøet hvis levetid overgår lengden på modellsimuleringene.

Tilførsler via havstrømmer

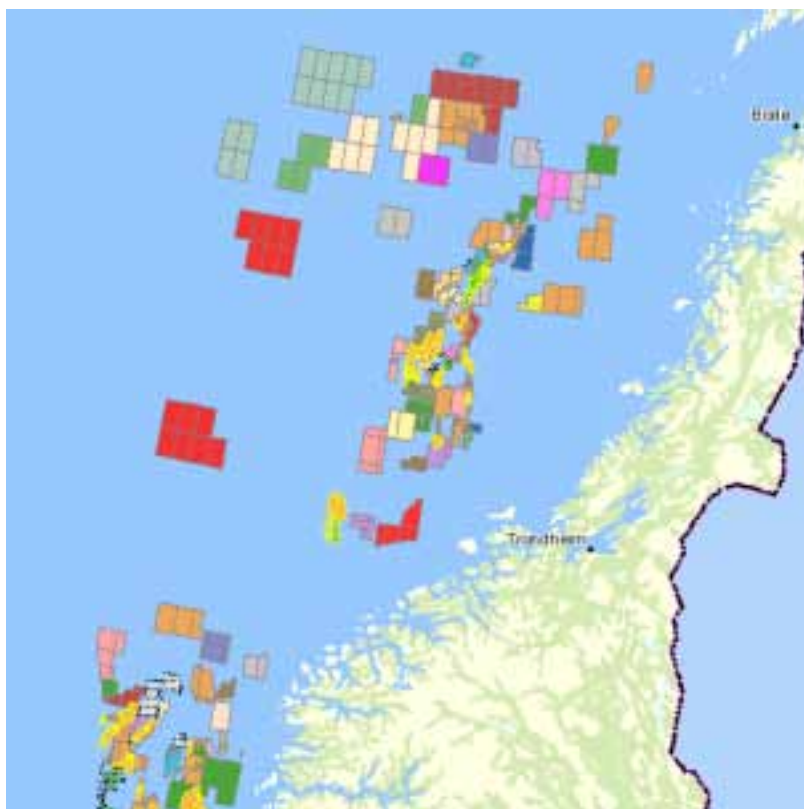
Havområdene fra Skagerrak til Barentshavet preges av markerte havstrømmer som enkelt sagt vil transportere forurensende stoffer fra sør mot nord (**Figur 3**). Dette betyr at havstrømmene både transporterer forurensende stoffer inn i havområdene fra utenforliggende kilder samt transporterer stoffene på tvers av regionene. Havstrømmene er ikke direkte kilder for regionene, men bidrar til å spre stoffer fra andre kilder. Svært mange av faktorene som påvirker stofftransporten – og bestemmer konsentrasjoner i vann og sediment – varierer både i tid og i rom, og matematiske modeller er helt nødvendige redskap for å kvantifisere disse størrelsene. Modellene leverer resultater som både kan brukes i vurdering av havområder som er spesielt utsatt for forurensende stoffer, og for plassering av overvåkingsstasjoner.



Figur 3. Hovedveiene for havstrømmene i prosjektområdet (kilde: Havforskningsinstituttet).

Petroleumsvirksomhet på norsk sokkel

Norge er rangert som nummer 11 og 5 i verden for produksjon av hhv. olje og gass (Wikipedia). Offshore petroleumsvirksomhet foregår i store deler av Region II og III og i mindre grad i Region IV, VI og VIII (**Figur 4**). Utslipp til sjø er omfattet av nullutslippsmålet. Regulære (tillatte) utslipp til sjø kommer hovedsakelig fra produsert vann i driftsfasen (vann som følger petroleumsstrømmen fra reservoaret, og som skilles ut i produksjonen) og borekaks (knust bergmasse fra grunnen) (OED 2008). Viktige komponenter i de enkelte utslippstypene er PAH, tungmetaller og dispergert olje (Klif 2012). Konsekvenser fra akutte virkninger av slike utslipp er vurdert som «utbetydelige», da disse generelt vil være av lokal og midlertidig karakter uten konsekvens på bestandsnivå. Mulige langtids virkninger fra utslipp av produsert vann er noe mer usikre, men basert på dagens kunnskap fra forskning og overvåking er det lite som tyder på konsekvenser på bestandsnivå.



Figur 4. Tillatelser på Norsk sokkel i Norskehavet (kilde: [Kystverket](#)).

Skipstrafikk i norske farvann

Norskehavet er mest trafikkert nær kysten og mellom Svalbard og fastlandet (**Figur 5**). I stor grad er risiko for skade fra utslipp av miljøfarlige stoffer fra skip til luft og vann redusert på grunn av regulativ gjennom den *International Maritime Organization* (IMO). Det har ikke vært mulig å beregne reelt utslipp av olje etter vasking av lastetanker. Det er derfor brukt teoretiske mengder olje som er lovlig å slippe ut via vaskevann til å anslå tilførselen av olje i Norskehavet (OED 2008).



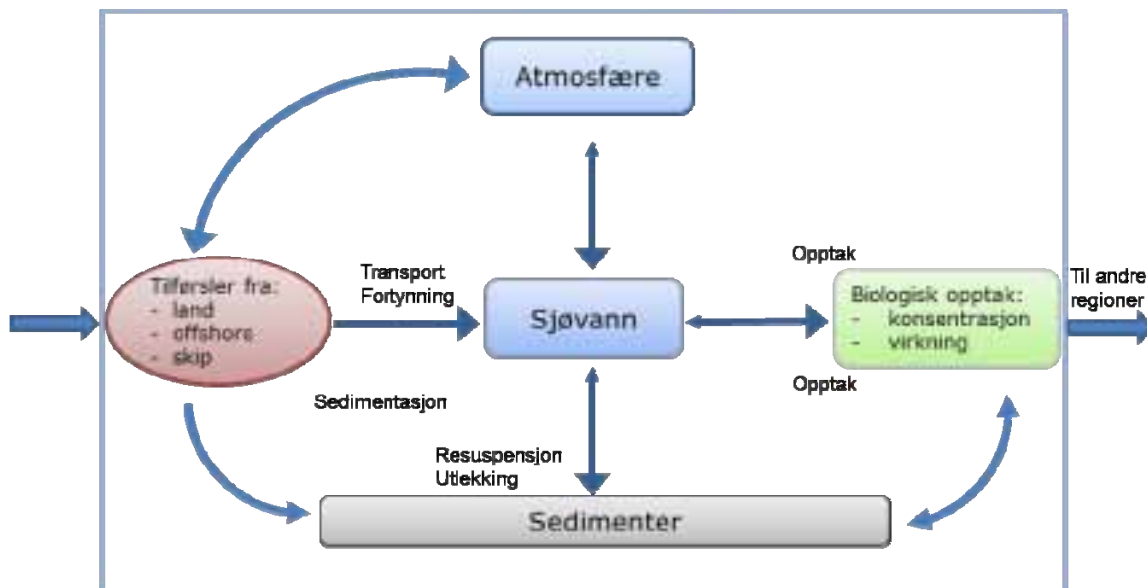
Figur 5. Skipstrafikk i Norskehav-området med høyere intensitet merket med røde linjer. (kilde: [Kystverket](#)).

Utlekking/remobilisering fra sedimenter/jord

I rapporten Molvær *et al.* (2007) ble dataene som var benyttet i beregningene av fluks av metaller, PCB og PAH fra sedimenter hentet fra OLFs database (MOD, miljøovervåking rundt installasjoner på Norsk sokkel). Basert på disse dataene ble biodiffusjon av metaller, PCB og PAH beregnet for Region II (Osebergfeltet), Region III (Ekofisk-, Sleipner- og Statfjordfeltene) og Region VII (Trøndelag og Nordland). For de andre regionene var det ingen data. Beregningene som ble gjort var grove estimater som skulle gi en størrelsesorden på mengde utlekking.

Beregningene i 2007 ble gjort for 2 av de 3 regionene i Nordsjøen. Beregningene var grove men de er de beste som finnes i dag basert på tilgjengelige data, og er derfor inkludert i rapporten. Dersom man ønsker bedre estimater vil dette kreve nye datainnsamlinger og mer komplekse modeller. Det trengs modeller som inkluderer prosesser som sedimentering, oppvirvling og nedbryting. En vesentlig forbedring av estimatene vil også kreve tilgang til data for andre sektorer enn for den norske sektoren. Disse dataene er begrensede eller ikke tilgjengelige.

Hvis tilførsel via havstrømmer fra områder utenfor norske havområder (kilde nr. 3) og tilførsel med havstrømmer mellom regionene holdes utenfor kan **Figur 6** illustrere hovedtrekkene for tilførsler og transportveier for miljøfarlige stoffer innen en region.



Figur 6. Skjematisk skisse over transportveier for miljøfarlige stoffer fra tilførsler.

3 Resultater

3.1 Beregnede tilførsler

Denne rapporten inneholder oppdaterte tall for kilde/tilførselsvei 1 (avrenning fra land/elver), kildene 2 og 4 (tilførsler via luft), kilde 5 (utslipp fra petroleumsvirksomhet), og kilde 3 (tilførsler via havstrømmer, inkludert radioaktive stoffer). Utslipp fra skipstrafikk (kilde 6) er ikke fornyet i denne rapporten. Kystverket arbeider med et nytt AIS-basert system for å beregne utslipp fra skipstrafikk. Foreløpig inneholder dette systemet kun data for utslipp til luft. Utslipp til sjø er ikke tilgjengelig, men vil forhåpentligvis komme med i en senere versjon av systemet. Utslippsdata fra skipstrafikk som ligger inne i tabellene er hentet fra Fase II rapporten (Molvær *et al.* 2008). Data fra tilførsler ved utlekking av bunn (kilde 7 og 8) stammer fra prosjektfasen (se Molvær *et al.* 2008) og har ikke blitt oppdatert siden. Nedenfor er resultatene sammenstilt og kommentert.

3.1.1 Avrenning fra land/elver i Norge

Tabell 3 og *Tabell 4* viser samlede tilførsler av hhv. tungmetaller og PCB/lindan til de ulike regionene, rapportert fra det nasjonale RID-Elvetilførselsprogrammet i perioden 2004-2010. Lokalisering av større elver og industri er vist i *Figur 7*.



Figur 7. Kart over store og mellomstore elver (hovedelver og bielver fra RID-programmet) og industri med rapporterte utslipp av kvikksølv, bly, kadmium, krom eller arsen i perioden 2004 til 2010.

Tabell 3. Tilførsler av tungmetaller fra elver med utløp til Norskehavet, 2005-2010. Tallene er gitt uten retensjonsberegning, og enhet er tonn/år.

| | | Arsen (As) | Kadmium (Cd) | Krom (Cr) | Kobber (Cu) | Kvikksølv (Hg) | Nikkel (Ni) | Bly (Pb) | Sink (Zn) |
|------|------|---------------|-----------------|--------------|----------------|-------------------|----------------|-------------|--------------|
| 2005 | IV | 2.75 | 0.29 | 9.42 | 52.79 | 0.033 | 18.60 | 2.17 | 103.25 |
| | VI | 2.60 | 0.18 | 3.17 | 10.58 | 0.032 | 13.53 | 1.71 | 96.24 |
| | VIII | 1.49 | 0.14 | 16.66 | 8.42 | 0.029 | 9.60 | 0.83 | 12.07 |
| 2006 | IV | 2.45 | 0.21 | 8.21 | 36.76 | 0.031 | 16.29 | 2.10 | 68.06 |
| | VI | 2.06 | 0.13 | 2.38 | 8.19 | 0.024 | 6.58 | 1.29 | 30.50 |
| | VIII | 1.15 | 0.18 | 14.39 | 9.72 | 0.027 | 8.82 | 1.42 | 30.08 |
| 2007 | IV | 2.27 | 0.24 | 6.36 | 41.56 | 0.029 | 14.37 | 2.09 | 83.79 |
| | VI | 1.98 | 0.14 | 5.28 | 17.05 | 0.027 | 8.05 | 2.33 | 47.88 |
| | VIII | 1.21 | 0.15 | 16.43 | 8.93 | 0.029 | 8.79 | 0.93 | 40.54 |
| 2008 | IV | 2.07 | 0.20 | 7.72 | 48.97 | 0.029 | 14.31 | 2.34 | 67.50 |
| | VI | 1.80 | 0.14 | 2.98 | 6.94 | 0.024 | 5.37 | 1.66 | 56.55 |
| | VIII | 1.03 | 0.15 | 12.32 | 8.15 | 0.023 | 6.65 | 1.50 | 24.43 |
| 2009 | IV | 2.32 | 0.21 | 5.55 | 43.09 | 0.038 | 12.38 | 1.16 | 71.08 |
| | VI | 2.20 | 0.14 | 4.64 | 8.68 | 0.035 | 6.73 | 1.05 | 23.80 |
| | VIII | 1.08 | 0.13 | 13.77 | 9.50 | 0.029 | 6.50 | 0.97 | 16.40 |
| 2010 | IV | 2.05 | 0.17 | 6.05 | 33.74 | 0.021 | 12.40 | 1.02 | 55.99 |
| | VI | 1.47 | 0.09 | 3.19 | 5.80 | 0.019 | 5.69 | 0.80 | 15.08 |
| | VIII | 1.03 | 0.14 | 12.30 | 15.66 | 0.021 | 9.22 | 2.08 | 23.33 |

Tabell 4. Tilførsler av PCB og lindan (γ -HCH) fra elver med utløp til Norskehavet, 2005-2010. Modellberegning uten retensjon, og enhet er tonn/år

| | | HCH- γ | Sum PCB |
|------|------|---------------|------------|
| 2005 | IV | 0.0114 | 0.0083 |
| | VI | 0.0049 | 0.0129 |
| | VIII | 0.0058 | 0.0037 |
| 2006 | IV | 0.0097 | 0.0158 |
| | VI | 0.0035 | 0.0215 |
| | VIII | 0.0048 | 0.0032 |
| 2007 | IV | 0.0103 | 0.0075 |
| | VI | 0.0042 | 0.0115 |
| | VIII | 0.0053 | 0.0037 |
| 2008 | IV | 0.0097 | 0.0075 |
| | VI | 0.0034 | 0.0093 |
| | VIII | 0.0038 | 0.0027 |
| 2009 | IV | 0.0097 | 0.0071 |
| | VI | 0.0039 | 0.0107 |
| | VIII | 0.0044 | 0.0030 |

3.1.2 Tilførsler via luftstrømmer og avsetning på havoverflaten

I dette kapittelet har det blitt fokusert på atmosfæriske tilførsler av miljøgifter, herunder både organiske (POPer) og uorganiske (tungmetaller) forbindelser.

For å kunne beregne bidraget av atmosfæriske tilførsler til de aktuelle havområder kan man benytte seg av modeller og/eller observasjoner, evt. en kombinasjon av disse. I dette prosjektet har vi hovedsakelig benyttet oss av tre tilnæringsmåter for å beskrive og kvantifisere atmosfærisk tilførsel til de aktuelle havområdene:

- 1) Empirisk metode som består av å bruke observasjonsdata fra relevante overvåkingsstasjoner kombinert med forenklet modell for avsetning og spredning
- 2) EMEP-modellen. Atmosfærisk kjemisk transportmodell som utvikles og drives av EMEP MSC/East (<http://www.msceast.org/>)
- 3) FLEXPART spredningsmodell for å beregne potensielle kilderegioner for forurensninger. (<http://transport.nilu.no/flexpart>).

For detaljer angående de ulike metodene henvises til tidligere Tilførselsrapporter (Green *et al.*, 2010a og 2011a) med tilhørende referanser.

Avsetning av organiske miljøgifter

Langtransport via atmosfæren fra globale kildeområder utgjør den mest effektive form for spredning av mange organiske miljøgifter til avsidesliggende områder (Eckhardt *et al.*, 2007). Modellberegninger for andre havområder tilsier videre at direkte tilførsler av organiske miljøgifter fra luft til hav kan være av stor betydning for konsentrasjoner av organiske miljøgifter i marint miljø (Breivik and Wania, 2002; Wania and Daly, 2002; Wiberg *et al.*, 2009). En kompliserende faktor for beregninger av tilførsler av organiske miljøgifter fra luft til hav er at mange organiske miljøgifter har et utstrakt potensiale for reversibel atmosfærisk deposisjon (Jeremiason *et al.*, 1994; Ottar, 1981; Wania and Mackay, 1993). Den kvantitative forståelsen av tilførsler fra luft til hav er imidlertid generelt fremdeles mangelfull da empiriske estimater basert på parallelle målinger i luft og hav er forbundet med betydelige usikkerheter (Bruhn *et al.*, 2003; Wania *et al.*, 1998). Ettersom det er en generell mangel på relevante målinger av avsetning fra luft til hav for de aktuelle havområder, har en enkel metode blitt utviklet der målte konsentrasjoner i luft fra NILUs målestasjoner (Zeppelin, Birkenes) benyttes i kombinasjon med observerte meteorologiske data til å beregne de aktuelle tilførslene. POP-målingene på Andøya gjennom Tilførselsprogrammet (Aas *et al.*, 2011a) ble ikke komplette før 2010, og har derfor ikke vært mulig å bruke. Metoden tilstreber i størst mulig grad å benytte seg av observasjoner og forsøker samtidig å minimere behovet for kritiske antagelser. Metoden er videre mekanistisk orientert og kvantifiserer avsetningsprosessene individuelt (tørravsetning, våtavsetning, diffusjon) ut fra en mekanistisk forståelse. De aktuelle prosessbeskrivelsene er tilsvarende de som typisk anvendes i mer integrerte modeller for miljøskjebne (Wania *et al.*, 2006). For detaljer vedrørende tilnærmingen henvises det til tidligere beskrivelser og diskusjon av "empirisk metode" (Green *et al.*, 2010a og 2011a). Det presiseres imidlertid at beregningene kun tar hensyn til total avsetning fra luft til havoverflaten. Den reversible prosess (fordamping) er ikke forsøkt beregnet da dette kontrolleres av prosesser med utgangspunkt i det marine miljø. **Tabell 5** oppsummerer de meteorologiske målinger og observerte konsentrasjoner som danner basis for beregningene.

Tabell 5. Meteorologiske data (kilde: klima) og observerte luftkonsentrasjoner (Aas et al., 2010) som er benyttet som inngangsdata for beregninger av tilførsler for 2009.

| Region | Met. stasjon | Stasjonskode | Vindhastighet (m/s) | Nedbør (mm/år) | Temperatur (°C) | Luftkonsentrasjon ² |
|--------|--------------|--------------|---------------------|-------------------|-----------------|--------------------------------------|
| I | Torungen fyr | 36200 | 6.6 | 1081 | 8.2 | |
| II | Utsira fyr | 47300 | 8.1 | 1062 | 8.4 | |
| III | Ekofisk | 76920 | 7.9 | 1062 ¹ | 9.9 | Birkenes |
| IV | Vigra | 60990 | 5.1 | 1307 | 8.3 | |
| V | Gullfaks C | 76923 | 8.1 | 1307 ¹ | 8.8 | |
| VI | Vega-Vallsjø | 76450 | 5.6 | 1173 | 6.7 | |
| VII | Mike | 76900 | 9 | 1173 ¹ | 7.6 | Gjennomsnitt av Zeppelin og Birkenes |
| VIII | Andøya | 87110 | 5.9 | 775 | 4.5 | |
| IX | Ny-Ålesund | 99910 | 3.7 | 394 | -4.4 | |
| X | Bjørnøya | 99710 | 6.6 | 463 | -0.3 | |
| XI | Hopen | 99720 | 5.5 | 328 | -3.1 | Zeppelin |
| XII | Jan Mayen | 99950 | 6.6 | 639 | 0.8 | |

1. Ettersom nedbørsmålinger ikke er rapportert for disse stasjonene (III, V, VII) er nedbørsmengden antatt lik kyststasjonene (II, IV og VI).
2. Da DDT og klordaner ikke måles på Birkenes er konsentrasjonen i luft antatt lik Zeppelin for samtlige 12 regioner.

Beregnete tilførsler av organiske miljøgifter fra luft til hav på årsbasis for 2009 er oppgitt i **Tabell 6** (PCB), **Tabell 7** (HCHs, DDTs, klordaner og HCB) og **Tabell 8** (utvalgte PAH). Det er viktig å være klar over at beregningene her gir et estimat på total tilførsel av forurensning fra luft til hav og ikke inkluderer den reversible fluks med utslipp fra hav til luft, såkalt netto tilførsel.

Tabell 6. Tilførsler fra luft til Norske havområder for PCBs i 2009 (kg/år), totalavsetning per region, beregnet ved hjelp av empirisk metode.

| Region | PCB-28 | PCB-52 | PCB-101 | PCB-118 | PCB-138 | PCB-153 | PCB-180 | S ₇ PCBs |
|------------|-------------|------------|------------|-----------|-----------|------------|-----------|---------------------|
| I | 6.3 | 6.4 | 4.0 | 1.2 | 1.6 | 2.7 | 0.8 | 23 |
| II | 30 | 30 | 19 | 5.5 | 7.7 | 13 | 4.0 | 109 |
| III | 30 | 30 | 19 | 5.5 | 7.7 | 13 | 4.0 | 109 |
| IV | 10 | 10 | 6.4 | 1.9 | 2.6 | 4.4 | 1.4 | 37 |
| V | 18 | 18 | 11 | 3.4 | 4.7 | 7.8 | 2.4 | 66 |
| VI | 25 | 15 | 7.8 | 2.3 | 2.8 | 4.6 | 1.3 | 59 |
| VII | 82 | 51 | 26 | 7.8 | 9.2 | 15 | 4.2 | 196 |
| VIII | 79 | 49 | 25 | 7.5 | 8.8 | 15 | 4.0 | 188 |
| IX | 101 | 62 | 32 | 9.4 | 11 | 18 | 5.3 | 239 |
| X | 254 | 111 | 42 | 13 | 11 | 18 | 3.3 | 452 |
| XI | 159 | 69 | 27 | 8.3 | 6.7 | 11 | 2.0 | 283 |
| XII | 441 | 192 | 74 | 23 | 19 | 31 | 5.8 | 786 |
| Sum | 1236 | 645 | 292 | 89 | 92 | 153 | 39 | 2546 |

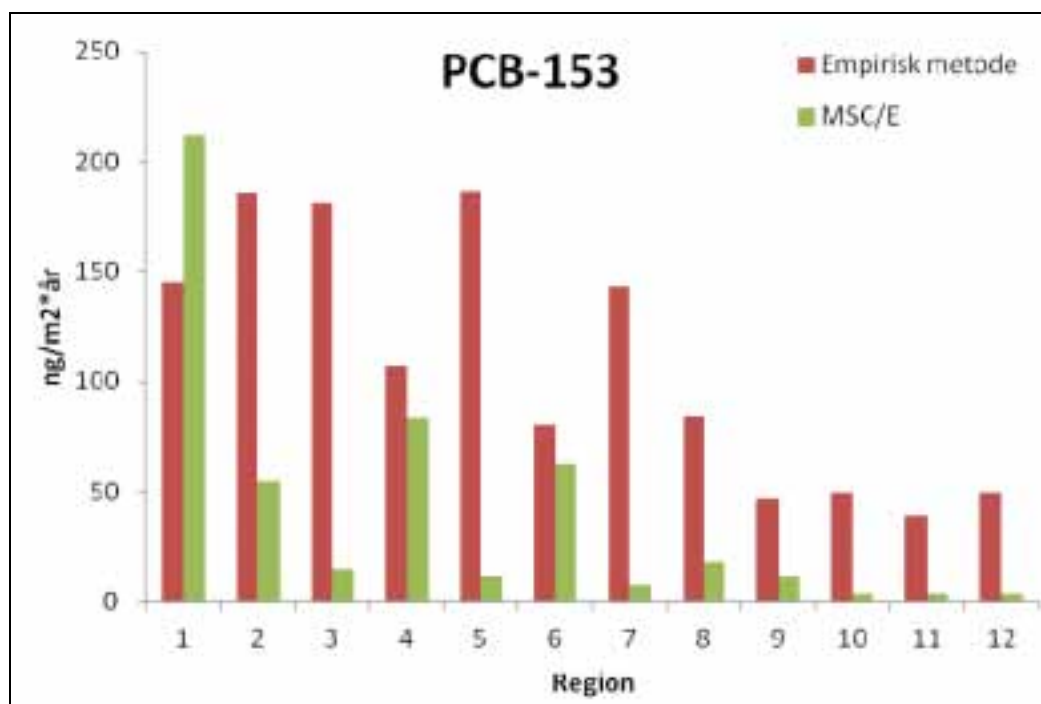
Tabell 7. Tilførsler fra luft til Norske havområder for klorpesticider i 2009, inkludert HCB (kg/år), totalavsetning per region, beregnet ved hjelp av empirisk metode.

| Region | α-HCH | γ-HCH | p,p'-DDT | p,p'-DDE | p,p'-DDD | trans-CD | cis-CD | HCB |
|------------|-------------|-------------|-----------|------------|-----------|------------|------------|--------------|
| I | 55 | 30 | 0.6 | 3.2 | 0.2 | 1.3 | 3.8 | 152 |
| II | 260 | 143 | 2.6 | 15.1 | 0.8 | 6.0 | 18.0 | 714 |
| III | 260 | 143 | 2.7 | 15.2 | 0.8 | 6.0 | 18.1 | 716 |
| IV | 88 | 49 | 0.9 | 5.2 | 0.3 | 2.0 | 6.1 | 243 |
| V | 158 | 87 | 1.6 | 9.2 | 0.5 | 3.7 | 11.0 | 434 |
| VI | 151 | 51 | 1.4 | 8.0 | 0.4 | 3.2 | 9.5 | 435 |
| VII | 502 | 169 | 4.6 | 26.4 | 1.4 | 10.5 | 31.5 | 1449 |
| VIII | 482 | 162 | 4.5 | 25.3 | 1.3 | 10.1 | 30.3 | 1391 |
| IX | 614 | 207 | 5.9 | 32.0 | 2.1 | 12.9 | 38.6 | 1774 |
| X | 1239 | 199 | 10.4 | 59.0 | 3.1 | 23.7 | 70.9 | 3717 |
| XI | 776 | 125 | 6.5 | 36.7 | 2.0 | 14.8 | 44.3 | 2327 |
| XII | 2151 | 346 | 18.1 | 102.7 | 5.5 | 41.2 | 123.2 | 6452 |
| Sum | 6736 | 1711 | 60 | 338 | 18 | 135 | 405 | 19805 |

Tabell 8. Tilførsler fra luft til hav for PAH i 2009 (tonn/år), totalavsetning per region, beregnet ved hjelp av empirisk metode.

| Region | Biphenyl | Acenaphthene | Fluorene | Phenanthrene | Anthracene | Fluoranthene | Pyrene | Benzo[a]pyrene | Benzo[a]anthracene | Σ ₉ PAHs |
|--------|----------|--------------|----------|--------------|------------|--------------|--------|----------------|--------------------|---------------------|
| I | 3.5 | 1.0 | 6.1 | 6.6 | 0.5 | 1.9 | 1.1 | 0.8 | 0.3 | 22 |
| II | 16.6 | 4.5 | 29 | 31 | 2.4 | 8.7 | 5.2 | 3.0 | 1.4 | 101 |
| III | 17 | 4.6 | 29 | 31 | 2.4 | 8.7 | 5.2 | 2.8 | 1.4 | 101 |
| IV | 5.6 | 1.5 | 9.7 | 10.5 | 0.8 | 3.0 | 1.8 | 1.6 | 0.5 | 35 |
| V | 10.1 | 2.8 | 17 | 19 | 1.4 | 5.3 | 3.1 | 2.0 | 0.9 | 62 |
| VI | 9 | 1.3 | 10 | 8.6 | 0.6 | 2.6 | 1.6 | 1.4 | 0.4 | 35 |
| VII | 29 | 4.2 | 32 | 29 | 2.1 | 8.6 | 5.2 | 3.0 | 1.2 | 114 |
| VIII | 28 | 4.0 | 30 | 28 | 2.0 | 8.3 | 5.0 | 3.9 | 1.2 | 110 |
| IX | 36 | 5.2 | 39 | 35 | 2.6 | 10.5 | 6.3 | 11.2 | 1.7 | 147 |
| X | 66 | 1.1 | 30 | 7.0 | 0.0 | 4.5 | 2.9 | 1.4 | 0.0 | 113 |
| XI | 41 | 0.7 | 19 | 4.4 | 0.0 | 2.8 | 1.8 | 1.0 | 0.0 | 71 |
| XII | 115 | 1.8 | 53 | 12 | 0.0 | 7.7 | 5.1 | 2.8 | 0.0 | 197 |
| Sum | 377 | 33 | 303 | 221 | 15 | 72 | 44 | 35 | 9 | 1109 |

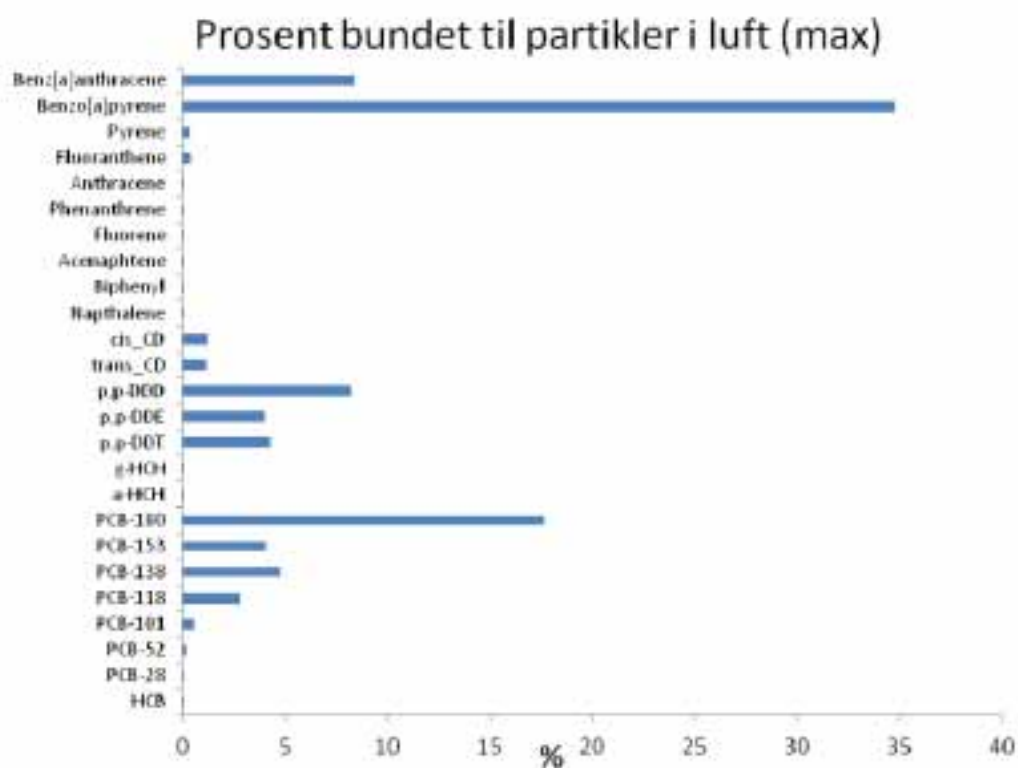
I **Figur 8** har vi sammenlignet total atmosfærisk deposisjon beregnet ved hjelp av empirisk metode og EMEP MSC/E-modellen på arealbasis for 2009 (EMEP, 2011a). Ettersom EMEP-modellen beregner deposisjon over et rutenett (50 x 50 km) og dermed inkluderer beskrivelse av romlig variabilitet for hvert av havområdene, har vi til denne sammenligningen (**Figur 8**) kun valgt ut beregninger for de aktuelle rutene som inkluderer koordinatene til de aktuelle meteorologiske stasjonene som er benyttet som inngangsdata til empirisk metode.



Figur 8. Sammenligning av total atmosfærisk deposisjon av PCB-153, beregnet ut fra empirisk metode og modellberegninger fra EMEP MSC/E for 2009 ($\text{ng/m}^2 \cdot \text{år}$).

De største avvikene mellom beregnet total deposisjon basert på empirisk metode og MSC/E sees for havområdene langt fra Norskekysten (III, V, VII) og områder i nord (særlig X-XII). Det antas at dette primært skyldes at MSC/E-modellen eksplisitt simulerer romlig variabilitet i luftkonsentrasjoner over

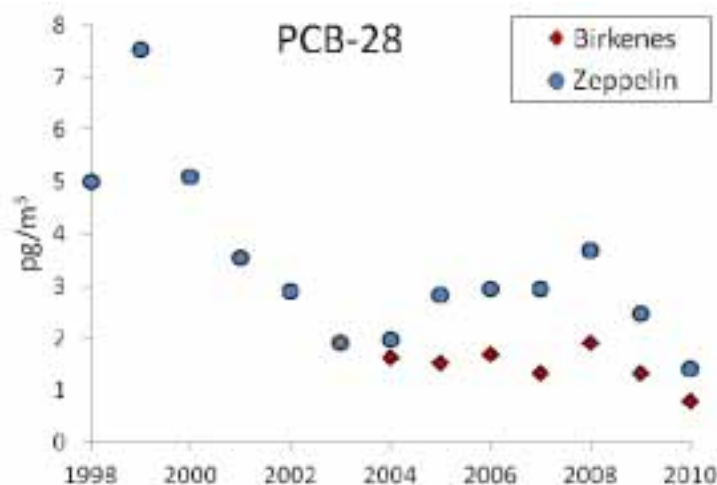
havområdene og dermed en mer variabel deposisjon, sammenlignet med resultatene basert på empirisk metode. Med andre ord at MSC/E-modellen predikerer et større tap under transport via atmosfæren (avsetning, nedbrytning) med økende avstand fra kildeområder (landområder), noe som resulterer i langt lavere estimater for total deposisjon langt fra fastlandet og andre kildeområder. Tilsvarende resultater (betydelig avvik mellom MSC/E og empirisk metode langt fra kysten) ble diskutert i fjorårets rapport som hadde fokus på områdene 1-3. De betydelige avvik som tidligere diskutert for B[a]P ble primært tilskrevet at denne B[a]P i større grad en PCB-153 har en betydelig affinitet til å bindes til partikler i atmosfæren. Dette innebærer at luftkonsentrasjoner gjennom deposisjon kan forventes å avta betydelig med avstand fra kilder grunnet partikulær tørravsetning og utvaskning med nedbør. Med andre ord, langtransportpotensialet av B[a]P er i betydelig grad kontrollert av mobiliteten til partiklene som B[a]P er bundet til i atmosfæren. PCB-153 (samt samtlige andre komponenter gjengitt i *Tabell 6*, *Tabell 7* og *Tabell 8*) har imidlertid betydelig lavere affinitet for å bindes til partikler i luft sammenlignet med B[a]P. Dette er illustrert i *Figur 9* som viser andelen av disse stoffene som forventes å forefinnes bundet til partikler i luft, beregnet ved hjelp av empirisk metode. Vi har videre valgt å vise de maksimale verdiene som er beregnet. Disse stammer fra regioner det lufttemperaturen (og dermed flyktigheten) er minst for disse stoffene.



Figur 9. Maksimal andel beregnet å være bundet til partikler i luft, beregnet ved hjelp av empirisk metode for 2009.

Resultater for PCB-153 tilsier at mindre enn 5% av mengden PCB-153 forventes å være bundet til partikler (*Figur 9*). For PCB-153 (*Figur 8*) ser vi at forskjellen i atmosfærisk totaldeposisjon varierer med en faktor 58 for MSC/E (Region I versus X og XII) men kun en faktor 5 for empirisk metode (Region II versus Region XI). Den gjennomsnittlige luftkonsentrasjonen av PCB-153 observert på Birkenes og Zeppelin i 2009 var imidlertid nokså like (henholdsvis 0.38 og 0.13 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Observasjoner alene viser dermed at luftkonsentrasjoner av PCB-153 kun er om lag 3 ganger høyere på Birkenes, sammenlignet med Zeppelin. Den store romlige variabiliteten beregnet med hjelp av MSC/E-modellen er dermed noe overraskende da en burde kunne forvente en viss sammenheng mellom luftkonsentrasjoner og total deposisjon, og da kanskje særlig for de mer flyktige organiske miljøgiftene og som har begrenset potensiale for partikulær tørravsetning samt våtavsetning. Dette innebærer at de gjerne kombinerer egenskaper som begrenset vannløselighet med begrenset affinitet for partikler i atmosfæren. Det kan videre påpekes at for noen av de mer flyktige organiske

miljøgiftene er gjennomsnittlige luftkonsentrasjoner *høyere* på Zeppelin enn Birkenes i 2009 (HCB, PCB-28 og α -HCH), på tross av langt større avstand til globale kildeområder. Dette er illustrert i **Figur 10** som viser gjennomsnittlig luftkonsentrasjon på Birkenes og Zeppelin fra 1998 til 2010 (Aas *et al.*, 2011b).



Figur 10. Gjennomsnittlig målt luftkonsentrasjon av PCB-28 på Zeppelin og Birkenes for perioden 1998-2010 (Aas *et al.*, 2011b).

De høye konsentrasjoner fra Zeppelin sammenlignet med Birkenes tilsier at mange av komponentene har et utstrakt potensiale for reversibel deposisjon (Wania and Mackay, 1993; Wania and Mackay, 1996) og at det er betydelige utfordringer i å forstå og forutsi kilde-reseptor forhold for denne type komponenter. Dette gjelder særlig om man kun betrakter transport og miljøskjebne i mobile medier som luft og hav alene, men også selv for modeller som inkluderer en eksplisitt beskrivelse av utveksling mellom luft og andre medier i kontakt med atmosfæren, så som MSC/E-modellen. Ettersom nivåer av enkelte organiske miljøgifter på Zeppelin i betydelig grad synes å være kontrollert av sekundære utslipp fra overflatemedier som ble forurenset i fortiden, indikerer dette også at modellsimuleringer for aktuelle komponenter som tar mål av seg å belyse kilde-reseptor forhold bør gjennomføres over en periode som reflekterer den forventede levetiden av disse stoffene i det ytre miljø. Av denne grunn mener vi at empirisk metode, med forbehold for begrensningene diskutert for mer "partikulære" forbindelser (for eksempel B[a]P), har den fordel at den i størst mulig grad er basert på målinger og dermed har potensial til å avdekke mulige svakheter i beregninger utført med mer komplekse transportmodeller. Selv om man samtidig bør uttrykke skepsis til forenklingene som ligger til grunn for empirisk metode er det altså ikke sikkert at en mer kompleks tilnærming vil gi mer pålitelige estimater. Kvaliteten i beregningene øker ikke nødvendigvis med økt oppløsning i tid og rom. Det er fundamentale usikkerheter i den grunnleggende kunnskapen om relevante prosessbeskrivelser som ligger til grunn for kvantifiseringen av individuelle avsetnings- og utvekslingsprosesser mellom luft og hav. Videre er det mangel på representative og pålitelige målinger av tilførsler fra luft til hav for de aktuelle havområdene som er nødvendig for å validere de ulike beregningsmetodene. Vi må derfor konkludere med at forståelsen av tilførsler av miljøgifter fra luft til hav i de aktuelle områdene fremdeles er mangelfull, og at estimatene som er presentert, både for empirisk metode og MSC/E-modellen, trolig er beheftet med til dels betydelige usikkerheter, og at dette har åpenbare konsekvenser for de miljøgiftbudsjettene som Tilførselsprosjektet forsøker å bestemme for havområdene.

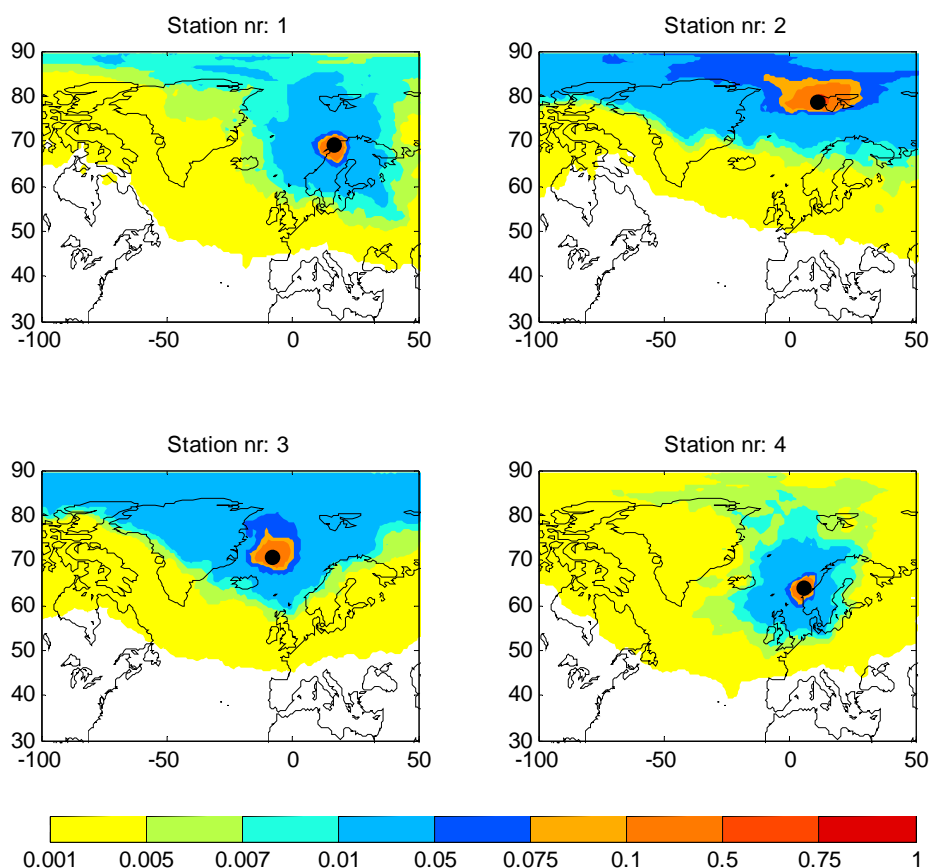
Beregnete kilderegioner for atmosfærisk tilførsel av PCB28

Modellberegninger kan gi oversikt over potensielle kilderegioner for forurensninger som påvirker havområdene. For utredningen av kildeområder som bidrar til Norskehavet i 2009 har vi brukt simuleringer som er gjort med den atmosfæriske spredningsmodellen FLEXPART (Stohl *et al.* 1998; Stohl og Thomson 1999; Eckhardt *et al.* 2009 <http://transport.nilu.no/flexpart>). Nærmere beskrivelse er presentert i tidligere rapporter (Green *et al.* 2010a og 2011a). For å kunne beregne tilførsel til Norskehavet ble det valgt ulike lokaliteter som samlet vil kunne gi et representativt bilde av hele havområdet. Simuleringer ble utført og analysert for stasjonene eller definerte punkter som er vist i **Tabell 9**.

Tabell 9. Koordinater for punktene brukt for simuleringen.

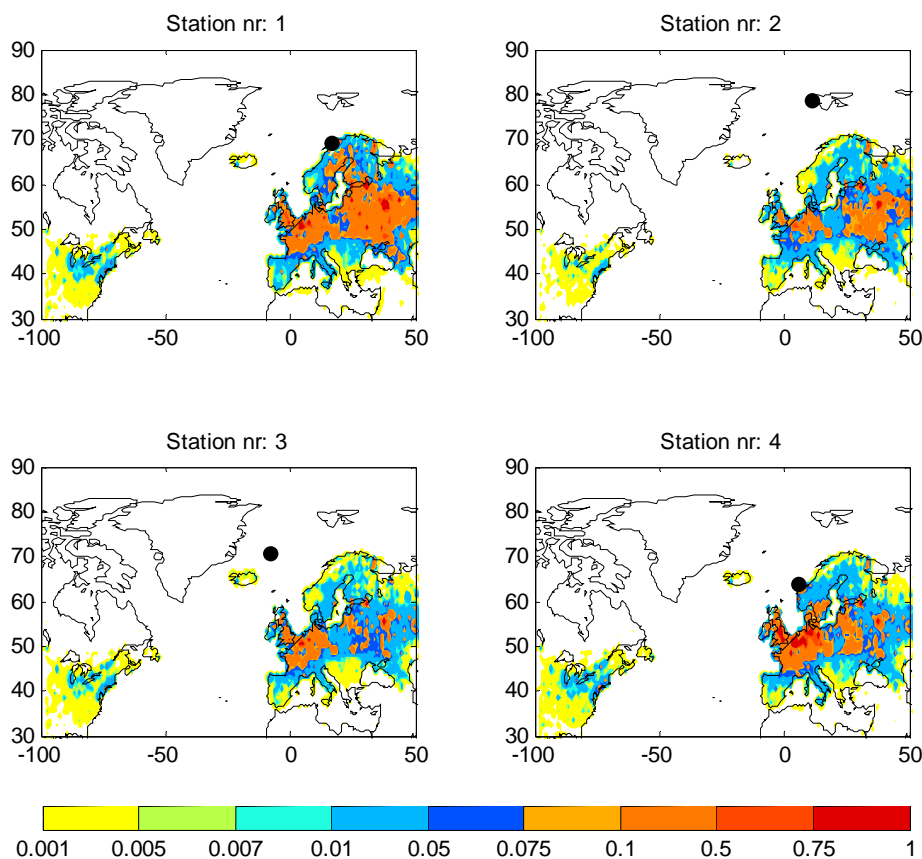
| Nr | Stasjon/Lokalitet | Koordinater |
|----|-------------------|-----------------------------------|
| 1 | 69.3 N 16 E | Andøya (Østlige Norskehavet) |
| 2 | 78.9 N 11.9 E | Zeppelin (Nordlige Norskehavet) |
| 3 | 71 N 8W | Jan Mayen (Vestlige (Norskehavet) |
| 4 | 64 N 5 E | Sør i Norskehavet |

For å bestemme kilderegionene genereres først tredimensjonale kart med potensiell utslippsfølsomhet for de ulike lokaliteter vi har definert over. Disse kartene illustrerer i hvilke områder luften som ankommer lokalitetene har befunnet seg mest, **Figur 11**. Det er tydelig at potensielle kilder i nærheten av lokaliteten vil ha størst påvirkning. De potensielle hovedkildeområdene for tilførsler til Norskehavet er Arktiske områder, Nordlige Skandinavia, Grønland og Nordlige Russland, men også Sentral-Europa er forventet å ha en innvirkning.. Men det er forskjeller på lokalitetene. For de nordligste områdene er den største oppholdstiden for luft fra nord, mens på Andøya er det større potensiell påvirkning fra Nord og Vest-Europa. Det er stor forskjell på sesong (data ikke vist), mens det på sommeren er lengre oppholdstid rundt lokaliteten er områdene utvidet om vinteren og dermed større muligheter for langtransporterte episoder.

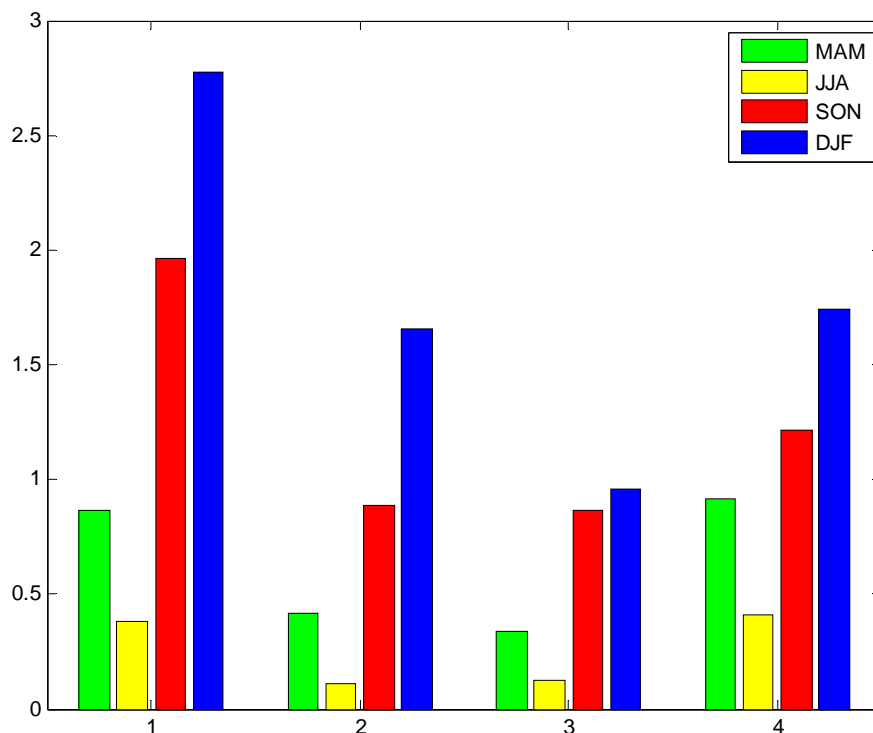


Figur 11. Fotavtrykkkart som angir hvor luftmassene har utvist størst sensitivitet til å fange opp utslipp som kan ha forekommet i nedre luftlag (0-100 meter) representert med PCB-28 tracer gjennomsnitt for de fire ulike definerte lokaliteter, ns/m^3 .

Disse beregningene kan kombineres med utslippsestimater for å estimere det faktiske bidraget. For PCB-28 er det globale utslippsestimat beregnet av Breivik *et al.* (2007) benyttet. Ved å kombinere utslippssensitivitet og reelle utslipp beregnes utslippsbidraget og dette kan presenteres som vist i **Figur 12**. Det er minimale forskjeller mellom havområdene så et gjennomsnittskart gir et representativt bilde for hele regionen. De viktigste kilderegionene for atmosfærisk tilførsel av PCB-28 til Norskehavet er Storbritannia, Sentral-Europa og vestlige Russland. Det er dog forskjellig grad av påvirkning avhengig av lokaliteten i Norskehavet. Andøya og Zeppelin har relativt større bidrag fra Øst-Europa/Vest Russland enn de mer sørlige og vestlige lokalitetene i Norskehavet som relativt sett mottar mer fra Storbritannia og Vest-Europa. For alle lokaliteter varierer transporten signifikant gjennom året med høyest bidrag på vinteren og lavt om sommeren, **Figur 13**. Konsentrasjonsnivået som modellen beregner er på samme nivå som de observerte konsentrasjonene, med unntak av Zeppelin. Observasjonene her er høyere enn på Andøya, for eksempel årsmiddelet av PCB-28 på Zeppelin i 2010 var 1.41 pg/m^3 , mens det var 0.66 pg/m^3 på Andøya i 2010 (Aas *et al.*, 2011 a og b), noe som er motsatt av hva som vises i **Figur 13** der modellen viser at Andøya opplever størst tilførsel av lokalitetene. Dette kommer muligens av at modellen ikke klarer å beregne sekundære kilder (for eksempel utveksling hav/luft) på en tilfredsstillende måte, slik det også er diskutert i kapittelet over med sammenligning av empirisk metode og EMEP-modellen.



Figur 12. Beregnede gjennomsnittlige utslippsbidrag til Norskehavområdet i 2009, representert ved PCB 28 tracer [$1E12 \text{ pg/m}^8$].



Figur 13. Forventet PCB -28 [pg/m^3] konsentrasjon på de fire ulike lokalitetene for hver sesong, vår (MAM), sommer (JJA), høst (SON) og vinter (DJF).

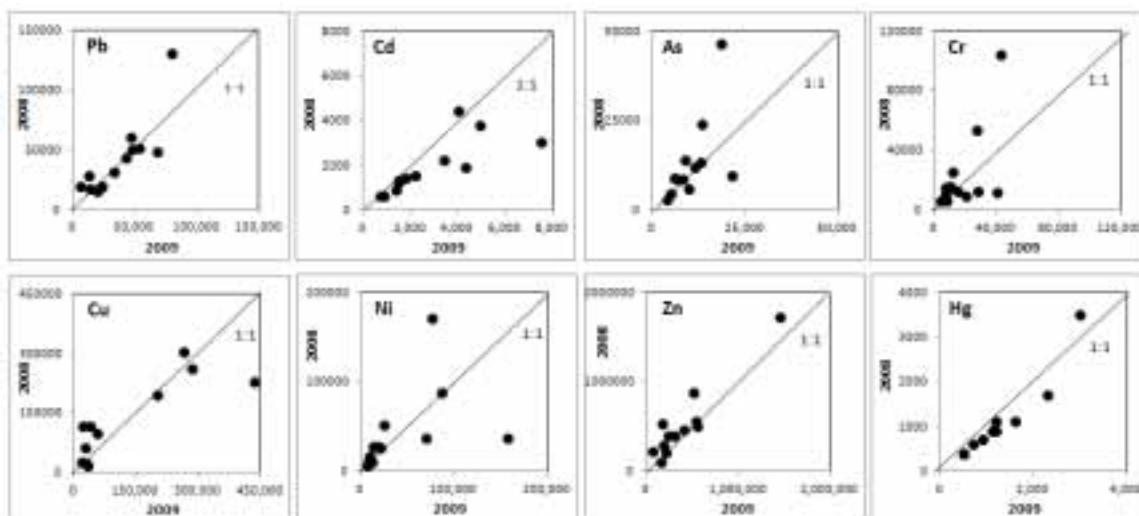
Avsetning av tungmetaller

Avsetning til havoverflaten er beregnet å ta utgangspunkt i målte luft- og nedbørkonsentrasjoner i hele regionen, dvs. målinger utført i Island, Storbritannia, Belgia, Nederland, Tyskland, Danmark, Sverige, Finland og Norge og rapportert til EMEP (Aas og Breivik, 2011). Nedbør- og luftkonsentrasjoner ble statistisk interpolert ved å bruke en såkalt lineær krigingteknikk for å beregne konsentrasjonsfelt for de ulike tungmetallene i 50x50 km oppløsning. For å beregne den totale tilførselen til de ulike havområdene er det valgt en representativ 50x50 km rute. Dette er en annen metode for å beregne tilførsel enn for miljøgifter beskrevet over. Årsaken er at tungmetaller (bortsett fra kvikksølv) ikke har reversibel avsetningen som for POPer samt at de er partikkelbundet, man må bruke en annen tilnæringsmodell. Videre er det flere målepunkter for tungmetaller slik at statistisk kriging er mulig å bruke. For å beregne den totale tilførselen til de ulike havområdene er det valgt en representativ 50x50 km rute og ganget opp til å gjelde hele arealet for regionen. Våtavsetningen ble estimert ved å bruke samme nedbørmengde som for organiske miljøgifter over., **Tabell 5**. For å beregne tørravsetning må man estimere en tørravsetningshastighet som multipliseres med luftkonsentrasjonene. Tungmetaller bundet til partikler har en avsetningshastighet som er relatert til størrelsen på partiklene. Det er antatt at partiklene som inneholder tungmetaller er ca 1 μm store og dvs. en tørravsetningshastighet på 0.1 cm/s i følge Petroff og Zhang (2010). For kvikksølv finnes det ikke noen nedbørmålinger i Nord-Skandinavia. I tillegg er det kun elementært kvikksølv som måles i gassfase og man vet at avsetningshastigheten for denne er lav. Det er derimot ikke tilfelle for partikulært kvikksølv, men dette måles kun i kampanjer. Her er det derfor vanskelig å bruke måledata for å beregne tilførselen. Ser man på resultater fra EMEP-modellen så gir den sammenfallende nivå på total gassfase kvikksølv og nedbørkonsentrasjon, det er derfor valgt å bruke modelldata (EMEP, 2011b) for å beregne tilførsel av kvikksølv. Videre er EMEP-modell brukt for kadmium og bly for input til havmodellen, og en sammenligning av de ulike metodene diskuteres nedenfor. I **Tabell 10** har vi oppsummert beregningene av tilførsler av tungmetaller fra luft til hav.

Tabell 10. Beregnede tilførsler fra luft til hav for tungmetaller i 2009 (kg/år/region), ved hjelp av empirisk metode, utenom for kvikksølv som er beregnet med EMEP modellen.

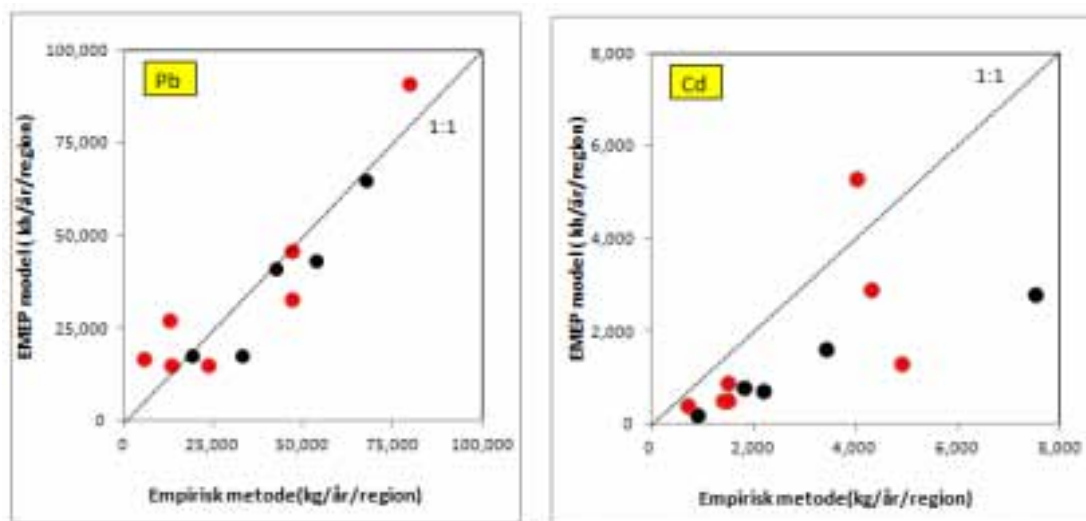
| Region | Bly Pb | Kadmium Cd | Arsen As | Krom Cr | Kobber Cu | Nikkel Ni | Sink Zn | Kvikksølv Hg |
|------------|----------------|---------------|----------------|----------------|------------------|----------------|------------------|-----------------|
| I | 19 200 | 900 | 4 100 | 4 200 | 31 700 | 7 000 | 159 500 | 500 |
| II | 42 400 | 1 800 | 11 400 | 10 000 | 27 800 | 12 600 | 247 300 | 1200 |
| III | 53 600 | 2 200 | 12 900 | 11 500 | 55 100 | 20 800 | 405 700 | 1 200 |
| IV | 23 700 | 1 400 | 6 000 | 6 700 | 18 400 | 8 300 | 212 200 | 500 |
| V | 5 700 | 700 | 6 600 | 7 300 | 28 400 | 11 300 | 76 600 | 500 |
| VI | 13 300 | 1 500 | 4 800 | 8 100 | 20 800 | 9 500 | 183 800 | 500 |
| VII | 12 700 | 1 500 | 8 900 | 15 100 | 38 800 | 17 700 | 171 000 | 900 |
| VIII | 47 100 | 4 900 | 8 000 | 28 200 | 283 900 | 24 600 | 539 000 | 1100 |
| IX | 46 900 | 4 300 | 13 300 | 27 500 | 264 900 | 86 600 | 509 600 | 1 600 |
| X | 67 400 | 7 500 | 21 200 | 40 000 | 434 300 | 157 900 | 552 300 | 2 300 |
| XI | 33 200 | 3 400 | 9 900 | 20 000 | 201 500 | 69 600 | 309 900 | 700 |
| XII | 79 500 | 4 000 | 18 400 | 42 600 | 328 800 | 75 600 | 1 453 700 | 3 000 |
| Sum | 444 700 | 34 100 | 125 500 | 221 200 | 1 734 400 | 501 500 | 4 820 600 | 14 000 |

Sammenlignet med fjorårets beregninger for alle regioner (Green *et al.* 2011a) er nivået relativt likt, men variasjoner for komponent og havregion. Kadmium og kvikkesølv er generelt noe høyere i 2009 enn 2008, mens nikkel og sink noe lavere, se **Figur 14**. Om man kun ser på regioner tilhørende Norskehavet er også bly generelt noe lavere i 2009 sammenlignet med 2008. Det er forventet at de årlige variasjonene kan være store da metoden for å beregne totalavsetning er usikker.



Figur 14. Sammenligning av beregnede totalavsetning i de ulike regioner og metaller i 2009 og 2008 (kg/år/region).

I tillegg til kvikksølv som beskrevet over, ble totalavsetningen av bly og kadmium også beregnet med EMEP-modellen (EMEP, 2011b). Disse modellresultatene er blitt brukt som inngangsdata for havmodellene. Det er derfor viktig å se på forskjellene i disse metodene for å kunne diskutere usikkerheten i tilførselsberegninger. I **Figur 15** er det gjort en sammenligning ved å velge samme EMEP-rute for modellberegningene og sammenligner med de empiriske beregningene gjort over.



Figur 15. Sammenligning av beregnede totalavsetninger i de ulike regioner i 2009 (kg/år/region) ved å benytte empirisk metode og EMEP-modellen. Regionene tilhørende Norskehavet er merket med rødt.

Figur 15 viser en tydelig og relativt bra sammenheng mellom de to metodene både for bly og kadmium. Den romlige fordelingen gjenspeiles likt i de to metodene. EMEP-modellen underestimerer generelt totalavsetningen i forhold til empirisk metode. Dette er velkjent observasjon om man sammenligner EMEP-modellen med konsentrasjoner i luft og nedbør observert på EMEP-stasjoner (EMEP, 2011b). Spesielt kadmium er underestimert i EMEP-modellen, mens for bly er sammenligningen mye bedre. En del av årsaken til dette er sannsynligvis mer mangelfulle utslippsestimater for kadmium. For regionene III-VI + XII tilhørende Norskehavet er empirisk metode en faktor 2 høyere for kadmium sammenlignet med EMEP-modellen. Det er flere årsaker til at usikkerheten i kadmiumavsetningen er høyere enn for bly. Modellen har bedre resultater for bly da utslippskildene er noe bedre kjent, men også observasjonene er av høyre kvalitet for bly enn kadmium som er noe vanskeligere å detektere og mer utsatt for kontamineringsproblemer. Med tanke på hvor stor iboende usikkerhet det er i begge metoder er forskjellene mellom dem tilfredsstillende. Det er derfor rimelig å anta at atmosfærisk tilførsel av bly og kadmium beregnet med EMEP-modellen som er brukt som input til havmodellen er av tilfredsstillende kvalitet for dette formål selv om man skal være klar over at estimatet er underestimert opp mot en faktor 2 for kadmium.

Kildeområder for tungmetaller

I EMEP beregnes årlig såkalte kildematiser for ulike land og regioner (EMEP, 2011b). Her estimeres totalavsetningen for eksempel til Nordsjøen og Norge, men ikke for Norskehavet. Det er derfor vanskelig å kvantifisere hvor stort bidrag ulike land har på avsetningen av tungmetaller til Norskehavet. Hvis man bruker beregningene for Nordsjøen og fastlands-Norge som utgangspunkt kan man generelt si at land som Storbritannia, Tyskland, Polen og Russland er viktige kildeområder, oppimot 20% fra de ulike land avhengig av komponent. Norge bidrar med ca. 10-20% av den totale belastningen avhengig av komponent og område.

3.1.3 Tilførsler via havstrømmer

Tilførslene av forurensende stoffer via havstrømmene er beregnet ved bruk av de tredimensjonale havmodellene ECOSMO/OxyDep og NORWECOM. Havstrømmene transporterer stoffene rundt omkring i modellområdet. De forurensende stoffene som er inkludert i modellen er kvikksølv (Hg), PCB-153, og PAH-BaP.

Det bør understrekkes at havstrømmene ikke representerer direkte tilførselskilder for regionene. Havstrømmene fordeler og flytter stoffene fra de andre kildene rundt i Norskehavet. I tillegg transporterer de inn stoffer som er tilført havet utenfor de norske havområdene. Havstrømmene representerer en vesentlig andel av de forurensende stoffene i hver region. Dette skyldes blant annet at volumet av vann som transporteres inn i Norskehavet er veldig stort. Selv med en liten konsentrasjon av forurensende stoffer i vannet vil mengden tilførte stoffer bli høyt.

Spredning av forurensende stoffer i sjøvann henger i stor grad sammen med stoffenes partisjonering i oppløst og partikulært organisk materiale. Observasjoner av oppløst organisk karbon (DOC, dissolved organic carbon) i Norskehavet viser at disse konsentrasjonene (1-2 mg C/l) er ti ganger så høye som konsentrasjoner av partikulært organisk karbon (POC, particulate organic carbon, 0.1-0.2 mg C/l). Dette poengeter rollen til oppløst organisk materialet når det gjelder partisjonering av miljøgiftene, som er parameterisert i OxyDep/PolPar.

Når det gjelder tilførsler med havstrømmer har modellene for hver parameter beregnet en netto tilførsel til hver region (*Tabell 22*), og netto fluks langs grenseflatene mellom regionene og mellom regionene og omkringliggende områder. Fluksene er beregnet ved å summere opp transport hver dag i ett år¹.

Begge modellene modellerer årlig produksjon og nedbrytning av organisk materiale. Det er derfor mulig å parameterisere den "biologiske pumpen" som effektivt påvirker den vertikale massefluksen og derfor også utbredelsen av de forurensende stoffene. Uttrykket "biologisk pumpe" viser til prosessen der organisk karbon transporteres fra den eufotiske sonen (det øvre vannlaget hvor det er nok lys til fotosyntese) nær overflaten og ned i dypere liggende vannmasser. Modellen viser at det må være en sesongvariasjon i vertikalfordelingen av de forurensende stoffene i vannsøylen. "Den biologiske pumpen" er en mulig årsak til en slik vertikalsjiktning. I varme perioder vil syntesen av organisk materiale føre til partisjonering av de oppløste stoffene til partikulære former. Denne partikulære formen av miljøgifter synker ned med partikulært organisk materiale og frigjøres i dypere lag når organisk materiale nedbrytes til oppløste former. Dette resulterer i en vertikal sjiktning med reduserte verdier i overflaten og en økning under overflatelaget og i dype lag.

Transportene

Utslippene fra land er viktig for modellberegning av miljøgifttransport med havstrømmer. For Norskehavet gjelder utslipp fra land/ norske elver og disse er registrert med månedlige verdier. De direkte tilførslene er oppdatert (se Kapittel 6.2) og de samlede resultatene er gjengitt i *Tabell 11*.

¹ Tidsrommet for midling av konsentrasjon og strømningsmønster har mye å si for hvor store fluksene blir inn og ut av et område. Det blir lite meningsfylt å sammenligne slike verdier med andre modeller uten at de bygger på samsvarende tidsperioder eller antakelser.

Tabell 11. Modellerte tilførsler via havstrømmer og andre tilførsler (A), via havstrømmer (B) og differanse mellom havstrømmer inn og ut (C) for (Regionene IV, V, VI, VII, VIII, IX, og XII regnet pr. 1000 km². (se metodebeskrivelse i kapittel 6.2.3 og Tabell 22).

| Reg. | | Kvikksølv kg | PCB kg | PAH kg | ²³⁹⁺²⁴⁰ Pu, GBq | ⁹⁰ Sr, TBq |
|------|---|-----------------|-----------|-----------|-------------------------------|--------------------------|
| IV | A | 139521 | 155 | 36273 | 18.25 | 2.359 |
| | B | 139000 | 111 | 1202 | * | * |
| | C | -1000 | -10 | 60 | * | * |
| V | A | 879161 | 266 | 65211 | 18.57 | 1.633 |
| | B | 878661 | 200 | 3211 | | |
| | C | 19661 | 7 | 354 | | * |
| VI | A | 70519 | 138 | 40823 | 21.14 | 2.105 |
| | B | 70000 | 68 | 542 | * | * |
| | C | -1000 | 1 | 80 | * | * |
| VII | A | 932902 | 429 | 13702 | 4.598 | 2.337 |
| | B | 929000 | 233 | 3250 | * | * |
| | C | -18000 | 1 | 565 | * | * |
| VIII | A | 393121 | 367 | 111737 | 2.953 | 0.1621 |
| | B | 392000 | 176 | 1737 | * | * |
| | C | -3000 | -8 | 862 | * | * |
| IX | A | 1199600 | 554 | 147969 | 0.4765 | 0.03979 |
| | B | 1198000 | 315 | 969 | * | * |
| | C | 91000 | -19 | -10364 | * | * |
| XII | A | 805000 | 932 | 198779 | 0.7037 | 0.05469 |
| | B | 802000 | 146 | 1779 | * | * |
| | C | -2000 | 9 | 1498 | * | * |

*) ikke beregnet

Modellberegninger av tilførsler av strontium-90 (⁹⁰Sr) og plutonium-239+240 (²³⁹⁺²⁴⁰Pu) for områder IV - IX & XII i Tabell 11 tilsvarer år 2011. Modellberegninger er basert på kalkulasjoner av konsentrasjoner av radionuklider i havstrømmer og fra global nedfall (samt med fluks fra turbulent diffusjon) til aktuelle regioner. Mer detaljer beskrives i seksjon 4.1.7.

Modellberegninger av tilførsler av radionuklider til aktuelle regioner er basert på (i) konsentrasjoner av radionuklider i områder I-XII, (ii) konsentrasjoner i områder som omkranser regioner I-XII, (iii) havstrømmer fra områder som omkranser regioner I-XII til Regioner I-XII. Slik evaluering av konsentrasjoner krever langtids modellberegninger (for eksempel fra år 1945 til atmosfæriske prøvesprengninger). Hver enkelt område var vurdert som vannkolonne samt sedimentkolonne (vannkolonne inkluderer også sedimentpartikler). Bevegelse av radionuklider mellom vannkolonne og sedimentkolonne i den samme regionen vurderes ikke som tilførsel.

3.1.4 Tilførsler fra petroleumsvirksomhet på norsk sokkel

Summen av utslipp av forurensende stoffer fra kjemikaliebruk og produsert vann fra petroleumsvirksomhet på norsk sokkel, faste installasjoner er vist i **Tabell 12**. Datagrunnlaget er hentet fra Oljeindustriens Landsforenings digitale database (MOD) med bistand fra KLIF.

Tilsvarende beregninger for letefelt er ikke utført. Data for letefelt var rapportert som totalsum for hvert firma og ikke oppdelt i posisjoner for ulike letefelt.

Tabell 12. Utslipp til sjø fra faste installasjoner i Region IV-IX og XI (kg/år) i 2005-2010.

| | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 |
|------------------------|----------|----------|----------|---------|----------|----------|
| Arsen | 23.8 | 51.6 | 24.3 | 64.6 | 79.7 | 95.7 |
| Bly | 89.5 | 604 | 345.0 | 266.7 | 702.4 | 426 |
| Kadmium | 20.0 | 5.1 | 2.8 | 4.1 | 7.3 | 5.5 |
| Krom | 46.8 | 153.0 | 106.9 | 119.1 | 227 | 247.5 |
| Kvikksølv | 1.7 | 1.8 | 1.3 | 1.7 | 2.8 | 2.3 |
| PAH | 19902.6 | 20190.3 | 19897.4 | 25884.7 | 26813.3 | 25497.3 |
| Organohalogener | 32.5 | 0 | 1455 | 1871 | 1455.7 | 25497.3 |
| Olje | 181352.8 | 169887.7 | 178396.7 | 22026 | 202149.1 | 225920.6 |

3.1.5 Tilførsler fra skipstrafikk i norske farvann

Det er ingen oppdaterte tall for skipstrafikk i norske farvann. Kystverket arbeider med et nytt AIS-basert system for å beregne utslipp fra skipstrafikk. Foreløpig inneholder systemet kun data for utslipp til luft. Utslipp til sjø er ikke tilgjengelig, men vil forhåpentligvis komme med i en senere versjon av systemet. Utslippsdata fra skipstrafikk som ligger inne i tabellene er hentet fra Fase II-rapporten (Molvær *et al.* 2008).

Ut i fra tilgjengelig datamateriale har det ikke vært mulig å beregne reelt utslipp av olje (olje fra vaskevann, THC). Det er derfor anslått en mulig teoretisk mengde oljeutslipp ut i fra hva som er lovlig å slippe ut via vaskevann fra skytteltanker til/fra oljefeltene i Norskehavet. Trafikken til/fra oljefeltene vil være den største bidragsyteren til utslipp av oljeholdig vaskevann, likevel vil det være et lite bidrag fra øvrige oljetankere som har trafikkert området (som f.eks. oljetrafikk til og fra Nordvest-Russland). (*Helheltlig forvaltningsplan for Norskehavet (2008)*, <http://www.dirnat.no/attachment.ap?id=905>)

3.1.6 Tilførsler ved utlekking fra havbunn

Tallene stammer fra prosjektfasen (se Molvær *et al.* 2008) og har ikke blitt oppdatert siden.

3.1.7 Tilførsler av radioaktive stoffer

Tabell 13 viser beregnede tilførsler til og konsentrasjoner i regionene IV-IX og - XII av strontium-90 (^{90}Sr) og plutonium ($^{239+240}\text{Pu}$) i 2011.

Tabell 13. Beregnede tilførsler av strontium-90 (^{90}Sr) og plutonium-239+240 ($^{239+240}\text{Pu}$) til Regioner IV-IX og XII.

| Region | Tilførsel av $^{239+240}\text{Pu}$, GBq | Konsentrasjon av $^{239+240}\text{Pu}$, mBq/m ³ | Tilførsel av ^{90}Sr , TBq | Konsentrasjon av ^{90}Sr , Bq/m ³ |
|--------|--|---|-------------------------------------|---|
| IV | 747 | 7.01 | 96.6 | 1.17 |
| V | 778 | 5.69 | 68.4 | 0.78 |
| VI | 1204 | 6.12 | 119.9 | 1.07 |
| VII | 489 | 5.64 | 24.9 | 0.77 |
| VIII | 509 | 5.91 | 27.95 | 1.07 |
| IX | 186 | 5.33 | 15.6 | 0.87 |
| XII | 439 | 4.77 | 34.1 | 0.9 |

Modellberegninger av konsentrasjoner i filtrert vann og tilførsler av strontium-90 (^{90}Sr) og plutonium-239+240 ($^{239+240}\text{Pu}$) for områder IV_IX og XII i **Tabell 13** tilsvarer år 2011.

Modellberegning av tilførsler og konsentrasjoner av ^{90}Sr er basert på utslipp fra atmosfæriske prøvesprengninger med følgende transport av havstrømmer, gjenvinningsanlegget Sellafield ved Irskesjøen, La Hauge (Cap de la Hague) anlegg i Normandy og Kattegat som overfører radionuklider fra Østersjøen til aktuelle norske havområder. Østersjøen akkumulerer radioanuklider blant annet gjennom oppsamling av forurenset vann fra store områder etter global nedfall og Chernobylulykken. Modellberegning av $^{239+240}\text{Pu}$ er basert på utslipp fra atmosfæriske prøvesprengninger med følgende transport av havstrømmer, Sellafield-anlegget, La Hauge-anlegget samt remobilisering fra Irskesjøen. Modellberegninger av tilførsel av ^{90}Sr implementerer også tilgjengelige resultater fra Statens strålevernsovervåking- og tilførselsprogram. Videre henvises til **Figur 71** og **Figur 72** hvor tilførselen til samtlige regioner er vist.

3.2 Beregnede konsentrasjoner i bunnvann versus målte konsentrasjoner i sediment

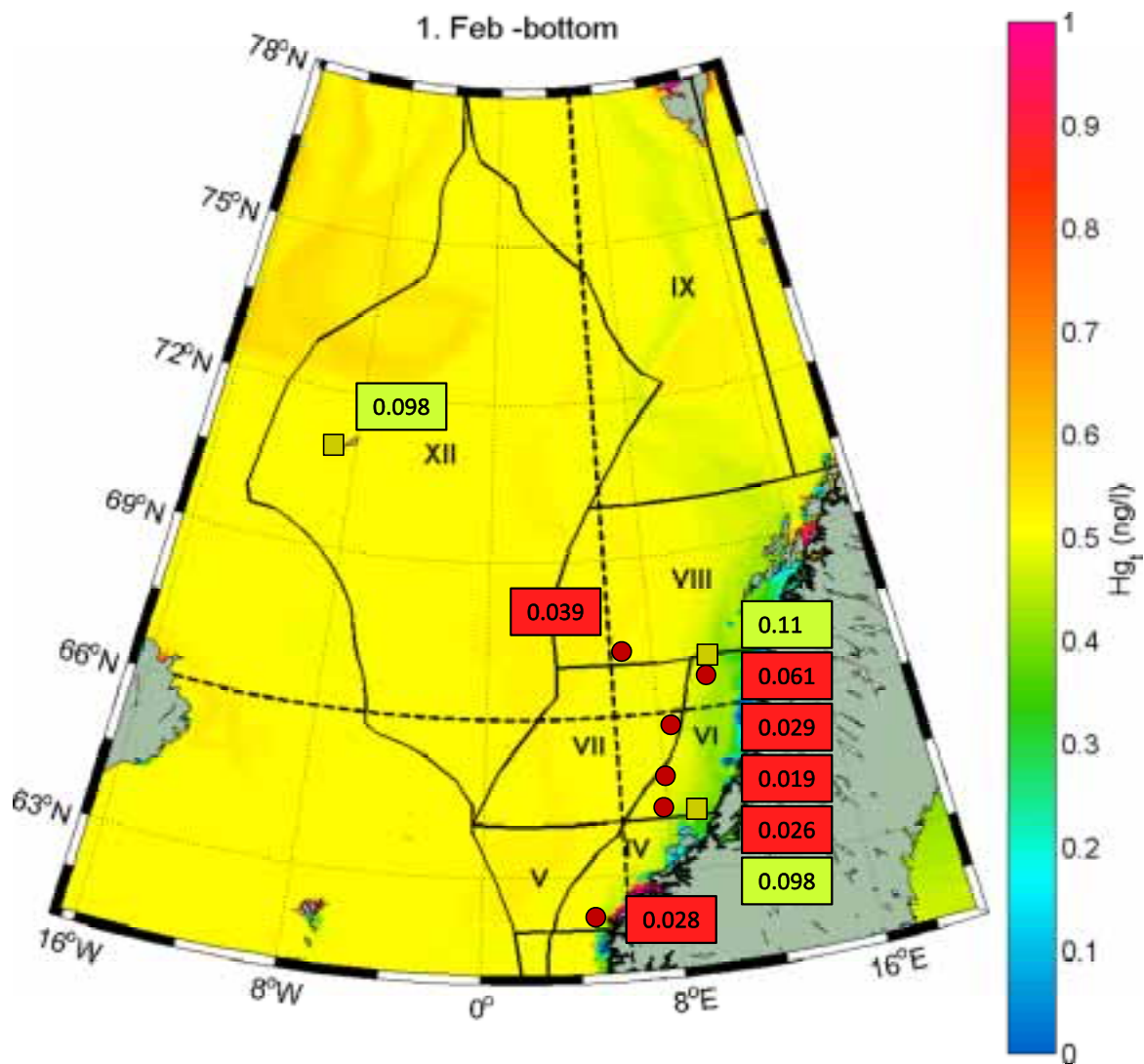
Den marine modellen er under utvikling, men man har ikke kommet så langt at man kan gjøre presise beregninger av konsentrasjoner av miljøfarlige stoff i vannmasser eller sedimenter. Til dette kreves bl.a. mer utvikling av modellen, kjøring som inkluderer mer detaljert data om tilførsel til alle regioner og transporten til Norskehavet fra nærliggende regioner, med tilførsel og volumtransport som varierer i både tid og i rom. I tillegg må modellen bedre simulere den betydningen som sedimentasjon og biologisk opptak har for konsentrasjonene i vann og i sedimenter.

En sammenligning mellom målt konsentrasjon av forurensede stoff i sediment og beregnede konsentrasjoner i bunnvann om vinter (februar-beregning ble brukt) kan imidlertid gi grunnlag for å bedømme hvor gode beregningene er. I *Figur 16*, *Figur 17* og *Figur 18* er konsentrasjoner av hhv. kvikksølv, PCB-153 og benzo[a]pyren (som indikator for PAH) i sediment på seks stasjoner i region I-IX og XI vist sammen med beregnede konsentrasjoner i bunnvann. Alle konsentrasjonene i sediment lå over dekteksjonsgrense bortsett i fra PCB-153 i 5 av 18 sedimentprøver, tre replikater fra stasjonen lengst fra land (st.17) og to fra den sydligste stasjonen (st.12).

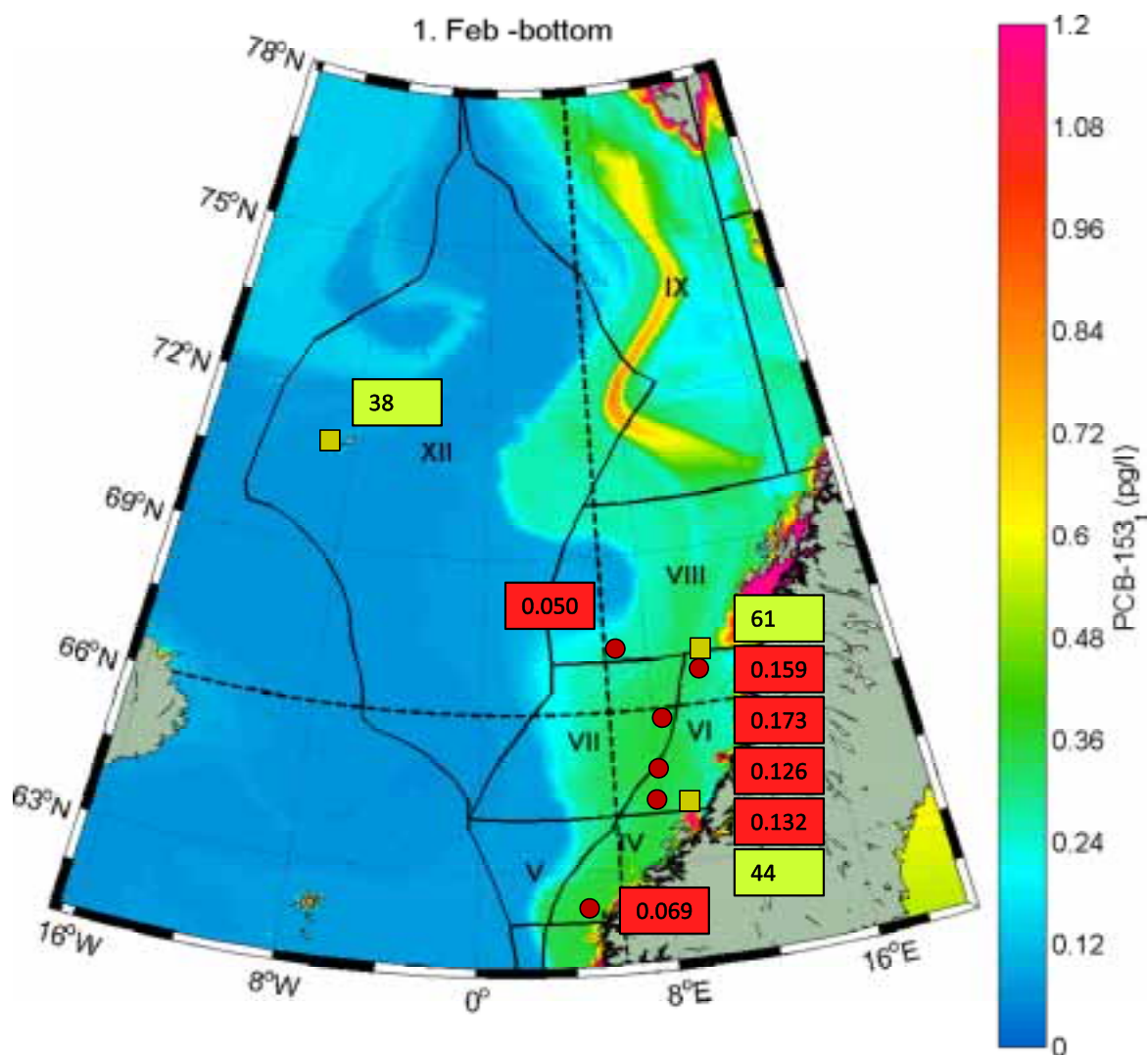
Beregninger av konsentrasjoner av kvikksølv i bunnvann tydet på svakt lavere konsentrasjoner nær kysten, og undersøkelse av sediment avspeilet delvis denne gradienten. Middelkonsentrasjonene for fire av de fem kystnære stasjonene lå lavere enn middelkonsentrasjonen på stasjonen lengst fra kysten; 0.019-0.029 mg/kg mot 0.039 mg/kg. Unntaket var nordligste kystnære stasjon (st.16) med 0.061 mg/kg. Det er ikke forventet at konsentrasjoner i torsk nødvendigvis skulle avspeile denne gradienten fordi torsken har stor geografisk spredning. Det var ubetydelig forskjell mellom middelkonsentrasjonene i torskefilet på de stasjonene (*Figur 18*).

For PCB-153 indikerte modellen at konsentrasjoner skulle øke nærmere land, noe undersøkelse av sedimentstasjonene også tydet på. Middelkonsentrasjonen på stasjonen lengst fra land (st.17) var lavere enn middel for de øvrige; 0.50 µg/kg mot 0.069-0.159 µg/kg. Resultatene for PCB-153 i torskelever var ikke entydig i forhold til den beregnede gradient i bunnvann (*Figur 17*).

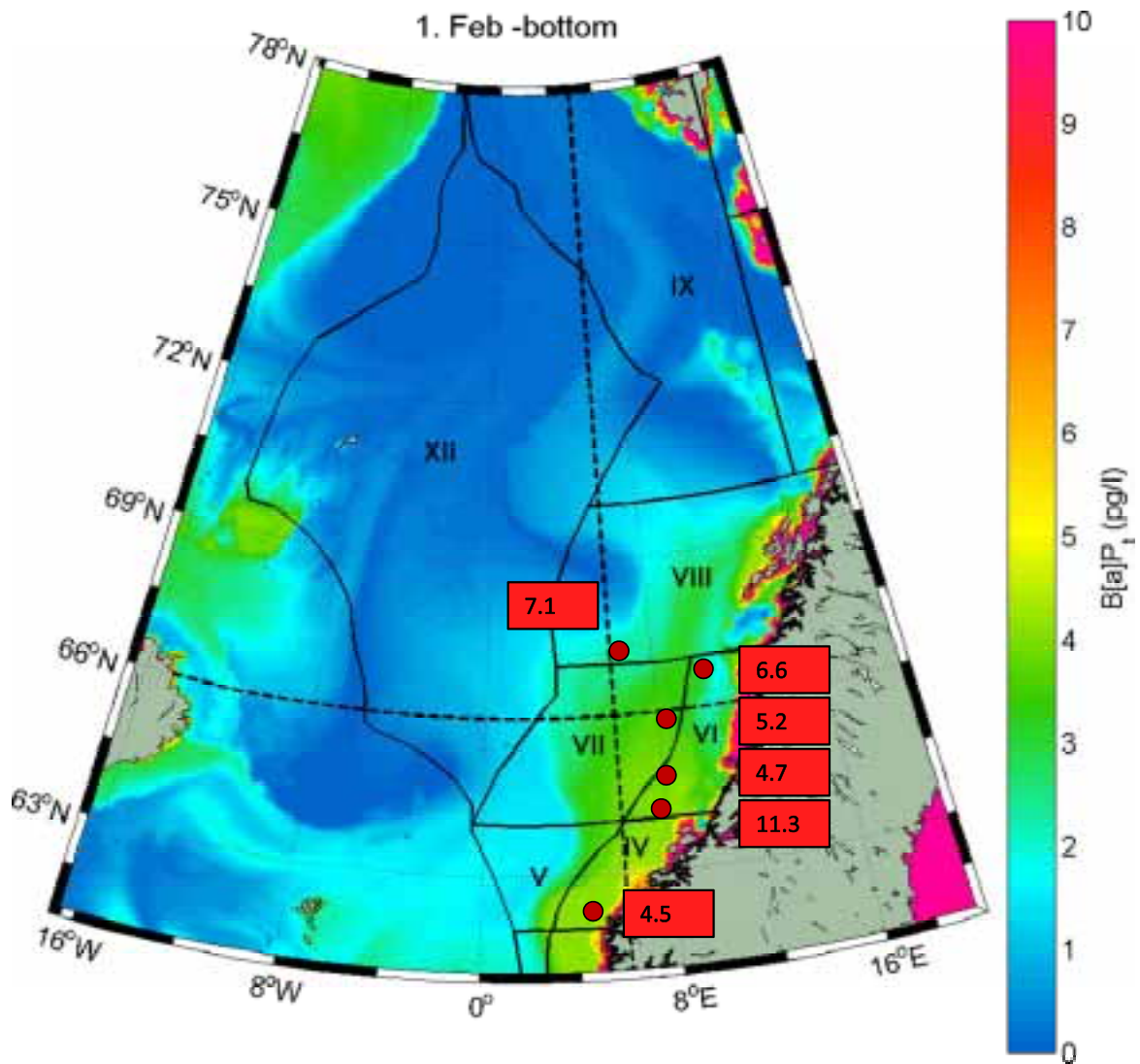
Beregnete konsentrasjoner i bunnvannet tydet på økt konsentrasjon av B[a]P nærmere land og også lenger syd langs kysten, men undersøkelse av sediment bekreftet ikke denne antagelsen. Middelkonsentrasjonene i sediment varierte fra 4.5 til 11.3 µg/kg. Den lavest konsentrasjon ble funnet på den sydligst stasjon (st.12), og den høyeste ble registrert på den neste sydligste (st.13). PAH ble ikke undersøkt i torsk.



Figur 16. Beregnede konsentrasjoner av kvikksølv (Hg_M) i ng/l bunnvannet (farger på kartet med tilhørende fargeskala t.h.) og målt konsentrasjon av kvikksølv i mg/kg tørrvekt i sedimentprøver og kvikksølv i mg/kg våtvekt i torskefilet (hhv. røde-brune sirkler og grønne firkanter, med tilhørende konsentrasjon i tekstrammer).



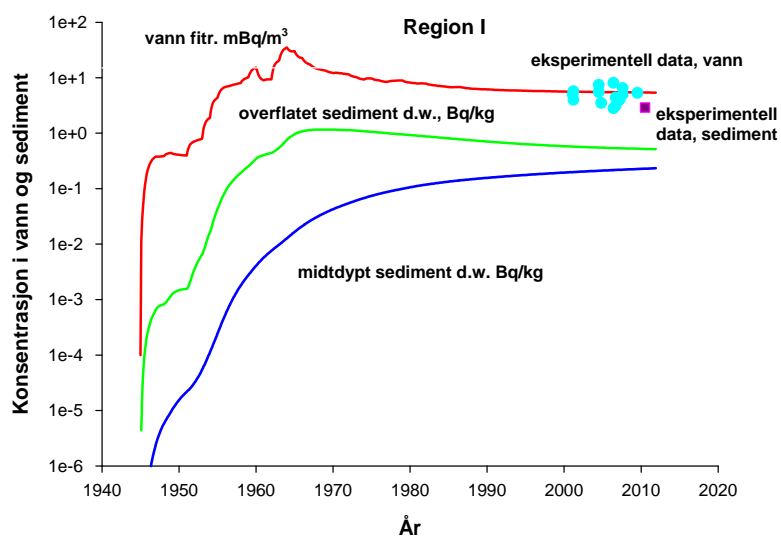
Figur 17. Beregnede konsentrasjoner av PCB-153 i pg/l i bunnvannet (farger på kartet med tilhørende fargeskala t.h.) og målt konsentrasjon av PCB-153 i $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt i sedimentprøver og PCB-153 i $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt i torskelever (hvh.brunrøde sirkler og grønne firekanter, med tilhørende konsentrasjon i tekstrammer).



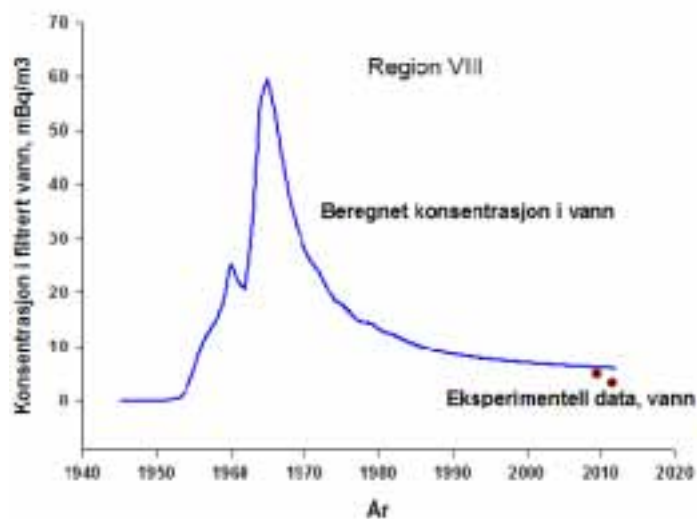
Figur 18. Beregnede konsentrasjoner av PAH-forbindelsen benzo[a]pyren (B[a]P) i pg/l i bunnvannet (farger på kartet med tilhørende fargeskala t.h.) og målt konsentrasjon av B[a]P i $\mu\text{g/kg}$ tørrvekt i sedimentprøver (rødebrune sirkler med tilhørende konsentrasjon i tekstrammer). B[a]P ble ikke undersøkt i torsk.

Plutonium-239+240 ($^{239+240}\text{Pu}$) har sterk binding til sedimentpartikler ($k_d=10^5$). Transport av $^{239+240}\text{Pu}$ mellom vannsøylen og havbunn i den samme regionen beskrives gjennom flere prosesser: sedimentasjon av den partikkelassosierte aktiviteten i vannsøylen; diffusjon av radionuklider i porevann, resuspensjon, blanding som følge av bioturbasjon, samt nedlekking av radionuklider til dypere sedimentlag.

Resultater av beregninger for Regioner I og VIII er presentert i **Figur 19** sammen med eksperimentelle resultater. Kalkulasjoner viser at gjennomsnittskonsentrasjon av plutonium-239+240 blir mindre i vann og sediment sjikt med dybde 0-0.1 m (modell overflatet sediment), men gjennomsnittskonsentrasjon i midlere sedimentdyp (0.1-1.9 m) forsetter å stige. Eksperimentelle data har støttet resultater av beregninger for vann og overflatet sediment (data til midtdybt sediment er ikke tilgjengelig). Presisjon av resultater kan forbedres med optimalisering av parametre for beskrivelse av interaksjonen vann - sediment samt med forbedret kunnskap om regionale parametere (for eksempel, porøsitet av sediment og innhold av suspenderte partikler i vannkolonnen).



A



B

Figur 19. Konsentrasjoner av $^{239+240}\text{Pu}$ i vann og sediment versus eksperimentell data (symboler) for Region I (A) og VIII (B). Eksperimentell data til sediment tilsvarer sediment fra havbunnens overflate (0-2cm)

3.3 Overvåkingsresultater

I 2011 ble det analysert organiske miljøgifter og tungmetaller i sedimenter på seks stasjoner og i torsk på tre stasjoner. Videre ble det analysert radioaktive stoffer i sjøvann på fire stasjoner, i sedimenter på to stasjoner og i torsk på tre stasjoner (Se *Figur 1* og *Tabell 15*. og Vedlegg C). En kort oppsummering av resultatene følger.

Regelmessige undersøkelser av miljøgifter i luft og nedbør på NILUs nye målestasjon på Andøya startet i desember 2009. Resultatene herfra for 2010 er presentert i en egen rapport (Aas *et al.*, 2011a), og resultatene for 2011 vil presenteres i en egen rapport (Aas *et al.*, 2012). I beregning av atmosfærisk tilførsel ved hjelp av empirisk metode, er data for 2008 fra både det nasjonale overvåkingsprogrammet (Aas *et al.*, 2009) og fra det europeiske (EMEP) benyttet. Disse dataene og metodebeskrivelse er presentert i Aas og Breivik (2010).

Gjennomsnittskonsentrasjoner av enkelte miljøfarlige stoffer i sediment og torsk er vist på kart i *Figur 51 - Figur 62* i Vedlegg D. Her vises prioriterte stoff med tilstrekkelig data over deteksjonsgrensen og som kan være representativ for en stoffgruppe (for eksempel sum PCB, sum PAH16, sum PBDE). I tillegg er det lagt vekt på stoffer hvor det også finnes tilførselsdata. Resultatene er presentert med konsentrasjon i sediment og torsk på samme kart. Symbolenes farge og størrelse indikerer nivå og klassifisering i klassifiseringssystemet for kyst. Klassifiseringssystem for bruk på data for biologisk materiale fra havområder foreligger ikke, men Klifs klassifiseringssystem for sediment og vannsøylen er risikobasert og gjelder generelt for marine områder.

Data for alle stoff og stasjoner er vist i Vedlegg C.

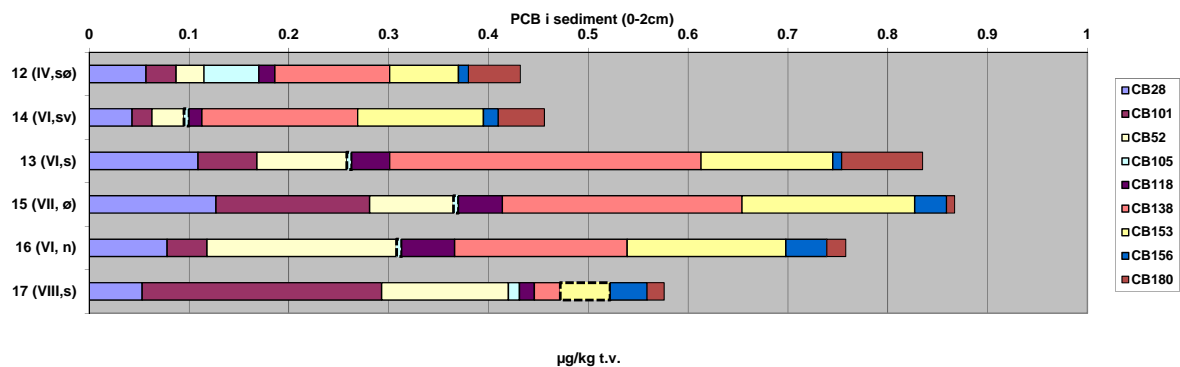
3.3.1 Miljøgifter i sedimenter

Det er funnet lave nivåer av miljøgifter i Norskehavet ifølge Klifs klassifiseringssystem (Bakke *et al.* 2007). Konsentrasjoner av organiske miljøgifter i sedimenter i Norskehavet var lavere enn det som ble rapportert for Nordsjøen i fjor og omtrent som ble funnet i Barentshavet.

PCB og pestisider

Konsentrasjoner av PCB i sediment var "Bakgrunn" (tilstandsklasse I) for alle seks stasjoner (*Tabell 14, Figur 22*). PCB-138 og sekundært PCB-153 var dominerende på alle stasjoner bortsett på stasjonen 17, den nordligste av stasjonene hvor PCB-101 dominerte (*Figur 20*). For DDT (her uttrykt som sum av DDT, DDE og DDD), HCB og lindan var konsentrasjonene også på "Bakgrunn" alle steder.

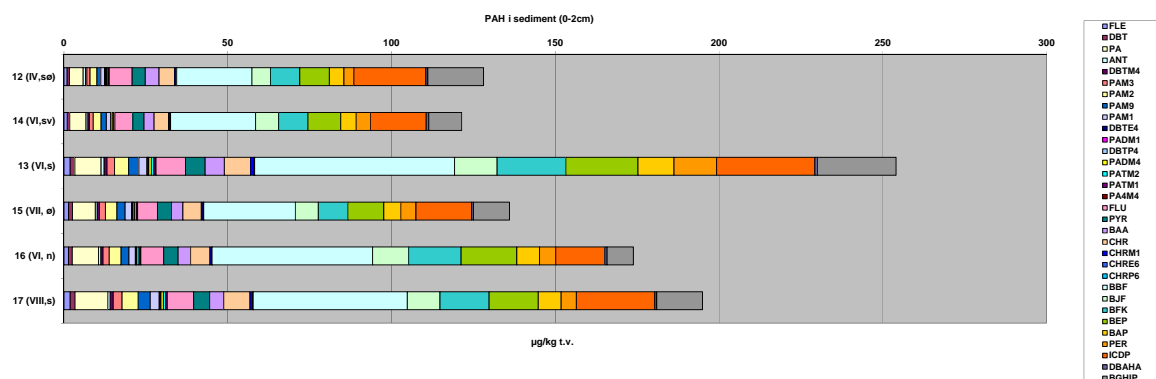
Nivåer av transnonaklor (TNC) ligger lavt alle steder og var målt til 0.02 µg/kg t.v. snittverdi for 6 stasjoner. Det er ikke etablert Klif tilstandsklasser for TNC i sedimenter.



Figur 20. Gjennomsnittskonsentrasjoner av de forskjellige PCB-forbindelser i overflatesediment ($\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt) fra overvåking i 2011. Innenfor parenteser er det angitt region og posisjon innen regionen. Verdier under deteksjonsgrensen er vist som halvparten og denne grensen og stiplede linje indikerer at over to tredjedeler av replikattene er under deteksjonsgrense.

PAH og THC

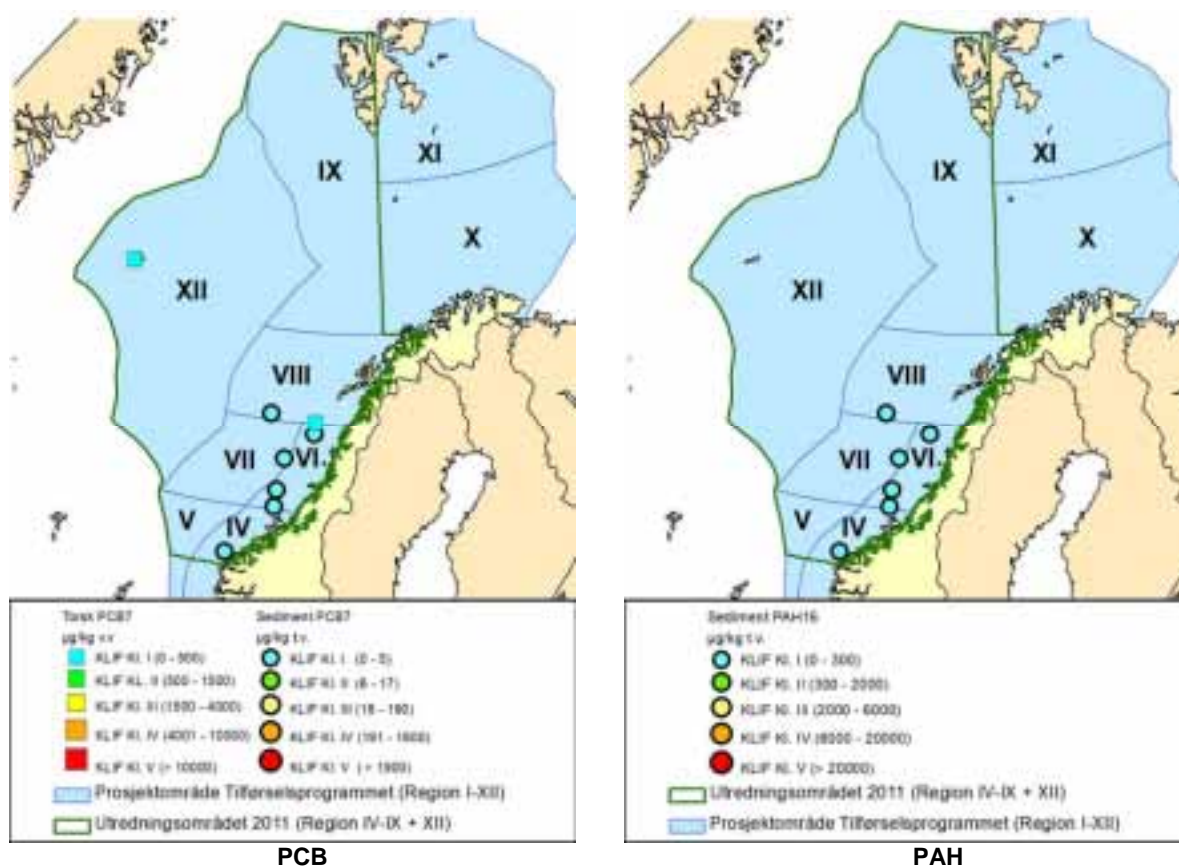
Gjennomsnittskonsentrasjon av sum 16 PAH var i tilstandsklasse I ("Bakgrunn") alle stasjoner (**Tabell 14, Figur 22**). Benzo[b]fluoroanten var mest dominerende (**Figur 21**). Benzo[a]pyren var også "Bakgrunn" ved alle stasjoner. Andre enkle PAH-forbindelser lå i tilstandsklasser I eller II ("God") men unntak av et tilfelle i tilstandsklasse III ("Moderat") for benzo[ghi]perylen på stasjon 13. Det er ikke etablert tilstandsklasser for THC (oljerelatert hydrokarbon-forurensning) i sediment, men bakgrunnsnivå i åpent hav er typisk <10 mg/kg tørrvekt og en grense på 50 mg/kg tørrvekt brukes som terskelnivå for mulige effekter på marine organismer. Nivåene ligger under denne effektgrensen på 50 mg/kg og er på bakgrunnsnivå på alle stasjoner. Snittnivåene av 16 PAH og THC for de 6 stasjonene er vist i **Tabell 14**.



Figur 21. Gjennomsnittskonsentrasjoner av de forskjellige PAH-forbindelser i overflatesediment ($\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt) fra overvåking i 2011. Innenfor parenteser er det angitt region og posisjon innen regionen. Verdier under deteksjonsgrensen er vist som halvparten, og denne grensen og stiplede linje indikerer at over to tredjedeler av replikattene er under deteksjonsgrense. (Se Vedlegg A for definisjon av forkortelsene.)

Tabell 14. Gjennomsnittskonsentrasjoner av organiske miljøgifter ($\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt) og THC (mg/kg tørrvekt) funnet i sediment på seks stasjoner i åpent hav i Norskehavet fra overvåking i 2011. Klifis tilstandsklasser (Bakke et al. 2007) er vist med farge for de stoffgruppene hvor klassifiseringen er etablert (blå: tilstandsklasse I, "Bakgrunn").

| | 12 (IV,sø) | 14 (VI,sv) | 13 (VI,s) | 15 (VII, ø) | 16 (VI, n) | 17 (VIII,s) | Gjennomsnitt av seks stasjoner |
|--------------------|---------------|---------------|-----------|----------------|---------------|----------------|-----------------------------------|
| Sum PCB7 | 0.33 | 0.43 | 0.82 | 0.83 | 0.71 | 0.47 | 0.58 |
| Sum DDT | 0.13 | 0.19 | 0.34 | 0.33 | 0.39 | 0.25 | 0.27 |
| HCB | <0.07 | <0.07 | <0.07 | <0.07 | <0.07 | <0.07 | <0.07 |
| Lindan | 0.035 | 0.045 | 0.1 | 0.066 | 0.055 | 0.02 | 0.05 |
| Sum 16 PAH | 105 | 94 | 196 | 106 | 132 | 154 | 131 |
| THC | 4.8 | 3.1 | 6.5 | 4.4 | 3.8 | 4.3 | 4.5 |
| Sum 17 PBDE | 1.37 | 0.08 | 1.13 | 1.90 | 0.10 | 0.17 | 0.79 |



Figur 22. Gjennomsnittskonsentrasjoner av PCB og PAH i overflatesediment ($\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt) og PCB i torskelever ($\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt) fra overvåking i 2011. Merk at torsken på stasjon 29 er tatt fra 12 forskjellige posisjoner innenfor området avgrenset av koordinatene 62,53-69,16N og 3,71-14,49Ø. Markøren indikerer senter på dette området. (Se også Vedlegg D for tilsvarende kart for andre miljøgifter).

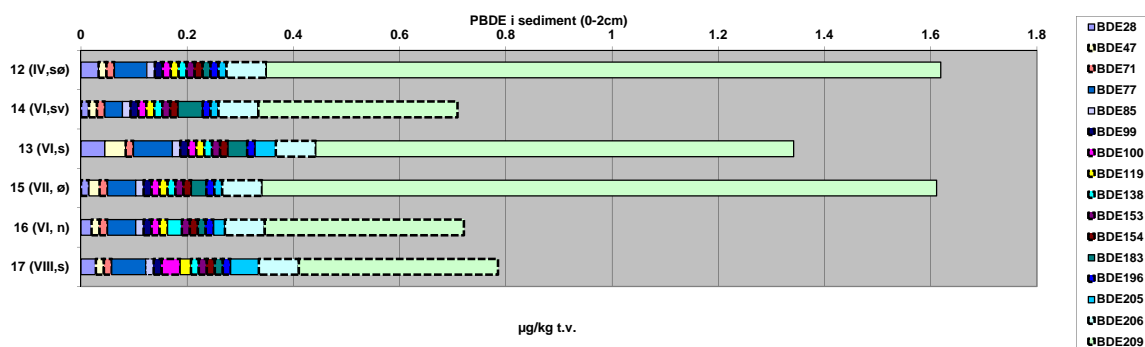
Tabell 15. Prøvetakingsstasjoner 2010 for sediment, biota og sjøvann. Merk at innsamling av torsk på st. 29 ble tatt over et større område, til sammen 12 forskjellige posisjoner. Stasjonene ved Jan Mayen og alle sedimentstasjonene er tatt med F/F G.O.Sars. Stasjonen Vest av Røst er tatt med F/F Johan Hjort.

| Institutt ansvarlig for innsamling | Tilførselsprogram-stasjonskode | Institusjonens stasjonskode | Region, ca. posisjon – nærliggende stedsnavn | Innsamlings dyp (m) | Kornstørrelse % <63µm (sediment) | Total % organisk karbon (sediment) | Innsamlings dato | Breddegrad nord | Lengdegrad øst | Matrise | vev/snitt | Antall prøver |
|------------------------------------|--------------------------------|-----------------------------|--|---------------------|----------------------------------|------------------------------------|------------------|-----------------|----------------|----------|-------------|---------------|
| IMR | 5 | 132 | Jan Mayen, Region XII, vest | | | | 24.10.2011 | 70.70 | -8.46 | torsk | lever filet | 19* |
| IMR | | 133 | Jan Mayen, Region XII, vest | | | | 24.10.2011 | 70.61 | -8.43 | torsk | lever filet | |
| IMR | | 270 | Jan Mayen, Region XII, vest | 5 | | | 24.10.2011 | 70.72 | -8.50 | sjøvann | | 1 |
| IMR | 29 | 762 | Vest av Røst, Region VIII, syd | | | | 20.10.2011 | 62.53-69.16 | 3.71-14.49 | torsk | lever filet | 23* |
| IMR | | | Vest av Røst, Region VIII, syd | | | | 20.10.2011 | 67.29 | 11.87 | sjøvann | | 1 |
| NIVA | 1 | 92B | Haltenbakken, Region VI, syd | | | | 01.10.2011 | 64.17 | 9.89 | torsk | lever filet | 24 |
| IMR | 12 | 142 | Region IV, sørøst | 227 | 28 | 0.5 | 29.04.2011 | 62.24 | 5.05 | sediment | 0-2cm | 3 |
| IMR | 14 | 163 | Region VI, syd | 219 | 75 | 0.5 | 06.05.2011 | 64.39 | 8.20 | sediment | 0-2cm | 3 |
| IMR | 13 | 164 | Region VI, sydvest | 419 | 86 | 0.7 | 06.05.2011 | 64.06 | 8.17 | sediment | 0-2cm | 3 |
| IMR | 15 | 165 | Region VII, øst | 434 | 98 | 0.7 | 06.05.2011 | 65.43 | 8.40 | sediment | 0-2cm | 3 |
| IMR | 16 | 166 | Region VI, nord | 448 | 97 | 0.8 | 07.05.2011 | 66.37 | 10.59 | sediment | 0-2cm | 3 |
| IMR | 17 | 169 | Region VIII, syd | 1459 | 89 | 1.0 | 08.05.2011 | 67.12 | 7.10 | sediment | 0-2cm | 3 |

*) antallet gjelder for stasjonen og er ikke

PBDE

Polybromertedifenyletere (PBDE) ble vurdert i sediment i hovedsak på sum av 17 forbindelser (BDE-28, -47, -60, -71, 77, -85, -99, -100, -119, -138, -153, -154, -183, -196, -205, -206 og -209) som ble analysert på alle seks stasjoner. For summen lå gjennomsnittskonsentrasjonene i sediment mellom 0.10 og 1.9 $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt (**Figur 23**). Til sammenligning var de høyeste gjennomsnittskonsentrasjonsnivåene på én stasjon av 17 PBDE i Barentshavet i 2009 på 7 $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt og i Nordsjøen i 2010 på 26 $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt. Den eneste grensen for PBDE gjelder for pentabromdifenyleter hvor øvre grense for "God" tilstand (tilstandsklasse II) er på 62 $\mu\text{g}/\text{kg}$ t.v., dvs. høyere enn sum BDE funnet i denne undersøkelsen. Dekabrom-forbindelse BDE-209 var dominerende på stasjonene 12, 13 og 15 og var under kvantifiseringsgrense på stasjonene 14, 16 og 17. Tetrabrom-forbindelsen BDE 77 var funnet på alle stasjonene og var den med de høyeste konsentrasjoner når BDE-209 var ikke detektert. Snittnivåene av PBDE for de 6 stasjonene er vist i **Tabell 14**.



Figur 23. Gjennomsnittskonsentrasjoner av de forskjellige PBDE-forbindelser i overflatesediment ($\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt) fra overvåking i 2011. Innenfor parenteser er det angitt region og posisjon innen regionen. Verdier under deteksjonsgrensen er vist som halvparten og denne grensen og stiplede linje indikerer at over to tredjedeler av replikattene er under deteksjonsgrense.

PFC

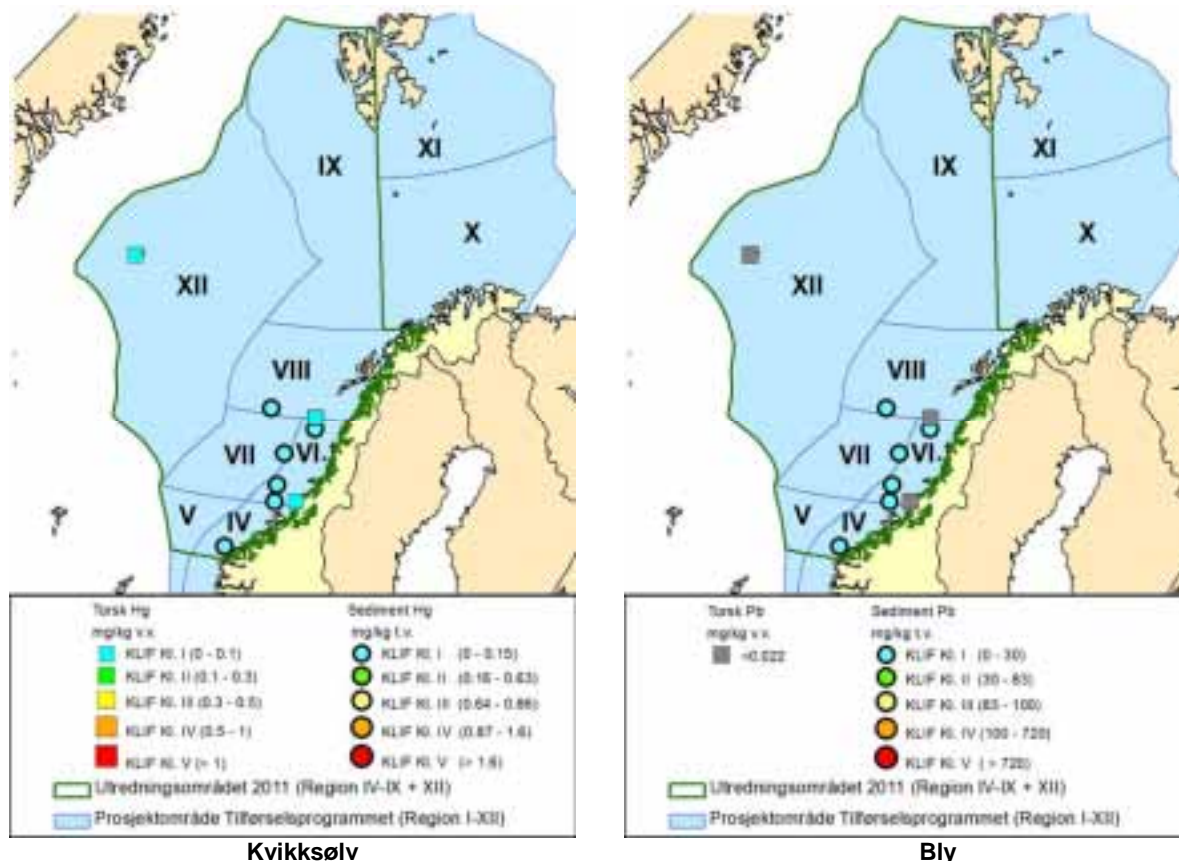
Perfluorerte stoffer (PFC) i sediment ble ikke detektert. Deteksjonsgrensene for alle forbindelsene lå mellom 0.2 og 1.2 $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt. Bare PFOS i sediment er inkludert i klassifiseringssystemet, og grense til "God" (tilstandsklasse II) ligger på 220 $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt.

Metaller

For alle stasjonene var konsentrasjoner av kvikksølv, kadmium, bly, arsen, kobber, nikkel og sink i sediment (hhv. **Tabell 16**, **Figur 24**, **Figur 52**, **Figur 53** og **Figur 54** i Vedlegg D) innenfor tilstandsklasse I ("Bakgrunn") bortsett i fra nikkel på stasjonene 15, 16 og 17 som lå tilstandsklasse II ("God") i Klifs klassifiseringssystem.

Tabell 16. Gjennomsnittskonsentrasjoner av metaller (mg/kg tørrvekt) funnet ved seks stasjoner i åpent hav i Norskehavet fra overvåking i 2011. Klifs tilstandsklasser (Bakke et al. 2007) er vist med farge for de stoffgruppene hvor klassifiseringen er etablert (blå: tilstandsklasse I, "Bakgrunn"; grønn: tilstandsklasse II, "God").

| | 12 (IV,sø) | 14 (VI,sv) | 13 (VI,s) | 15 (VII, ø) | 16 (VI, n) | 17 (VIII,s) | Gjennomsnitt av seks stasjoner |
|------------------|---------------|---------------|--------------|----------------|---------------|----------------|-----------------------------------|
| Kvikksølv | 0.028 | 0.019 | 0.026 | 0.029 | 0.061 | 0.039 | 0.034 |
| Kadmium | <0.2 | <0.2 | <0.2 | <0.2 | <0.2 | 0.13 | 0.1 |
| Bly | 14 | 14 | 18 | 21 | 25 | 18 | 18.3 |
| Arsen | 4 | 3 | 5 | 5.7 | 7 | 11 | 6.0 |
| Kobber | 5.5 | 7 | 12 | 14 | 14 | 24 | 12.8 |
| Nikkel | 21 | 15 | 21 | 34 | 38 | 32 | 26.8 |
| Sink | 24 | 32 | 48 | 66 | 64 | 51 | 47.5 |



Figur 24. Gjennomsnittskonsentrasjoner av kvikksølv og bly i overflatesediment (mg/kg tørrvekt) og kvikksølv i torskefilet og bly i torskelever (mg/kg våtvekt) fra overvåking i 2011. Tilstandsklassene gjelder sediment. Merk at torsken på stasjon 29 er tatt fra 12 forskjellige posisjoner innenfor området avgrenset av koordinatene 62,53-69,16N og 3,71-14,49Ø. Markøren indikerer senter på dette området. (Se også Vedlegg C for tilsvarende kart for andre miljøgifter.)

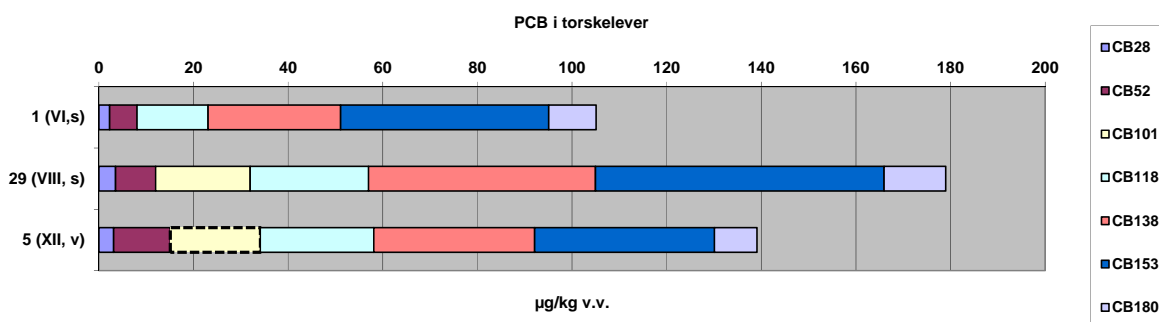
3.3.2 Miljøgifter i torsk

I tilførselsprosjektet blir torsk analysert for miljøgifter. Torsk er mer utbredt langs kysten enn i mer åpent hav som ved Jan Mayen. Langs kysten finnes arten som forskjellige stammer og i gytetiden vil det også komme inn torsk fra den nordøstatlantiske stammen som beiter i Barentshavet (skrei).

Arten er naturlig å velge i miljøovervåking da man har relativt lange sammenhengende tidsserier fra bla. NIFES overvåking av både Barentshavet og Nordsjøen (www.nifes.no/sjomatdata), og den er også brukt som indikatororganisme for overvåkingen som ble satt i gang i forbindelse med forvaltningsplanen for Norskehavet.

PCB

For analyse av organiske miljøgifter, er lever et bedre organ enn filet for å finne status i torskefisk siden lever er fettrik. Man finner PCB i godt målbare nivåer i torskelever fra alle tre stasjonene (**Figur 22, Figur 25, Tabell 17**). Summen av 7 PCB-kongenere (enkelte forbindelser) som inkluderer PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180 er mye brukt som indikator. Gjennomsnittskonsentrasjon for denne summen var 105, 180 og 139 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt for hhv. stasjonene Haltenbanken, Vest for Røst og Jan Mayen. Snittet er på 141 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt og er noe høyere enn det som ble funnet i havområdene i Barentshavet (60 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt, Green *et al.* 2010a) og omtrent på samme nivå som det fantes på de to stasjonene fra åpent hav i Nordsjøen (110 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt, Green *et al.* 2011a). I forhold til den flerårige undersøkelsen av blant annet PCB i Barentshavet under forvaltningsplanen ser vi dog at verdiene ligger rundt 100 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt over en lengre tidsperiode (Sunnanå *et al.* 2010). Øvre grense for Klifs tilstandsklasse "Lite forurenset" (tilstandsklasse I) ligger på 500 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt (Molvær *et al.* 1997), altså betydelig over de gjennomsnittene i torskelever funnet hittil i Tilførselsprogrammet.



Figur 25. Gjennomsnittskonsentrasjoner av de forskjellige PCB-forbindelser i torskelever ($\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt) fra overvåking i 2011. Innenfor parenteser er det angitt region og posisjon innen regionen. Verdier under deteksjonsgrensen er visst som halvdelen av denne grensen og stiplede linje indikerer at over to tredjedeler av replikattene er under deteksjonsgrense.

Tabell 17. Gjennomsnittskonsentrasjoner av organiske miljøgifter funnet i torskelever på tre stasjoner i Norskehavet fra overvåking i 2011. Klifs tilstandsklasser (Molvær et al. 1997) er vist med farge for de stoffgruppene hvor klassifiseringen er etablert (blå: tilstandsklasse I, "Bakgrunn"; grønn: tilstandsklasse II, "God").

| | 1 (VI,s) | 29 (VIII, s) | 5 (XII, v) | Gjennomsnitt av tre stasjoner |
|--------------------|----------|--------------|------------|-------------------------------|
| Sum PCB7 | 105.1 | 179.0 | 139.1 | 141.1 |
| Sum DDT | 78.0 | 129.7 | 124.7 | 110.8 |
| HCB | 14.0 | 17.9 | 28.4 | 20.1 |
| Lindan | 0.47 | 0.29 | 0.54 | 0.44 |
| Sum 17 PBDE | 20.6 | 14.2 | 6.4 | 13.8 |

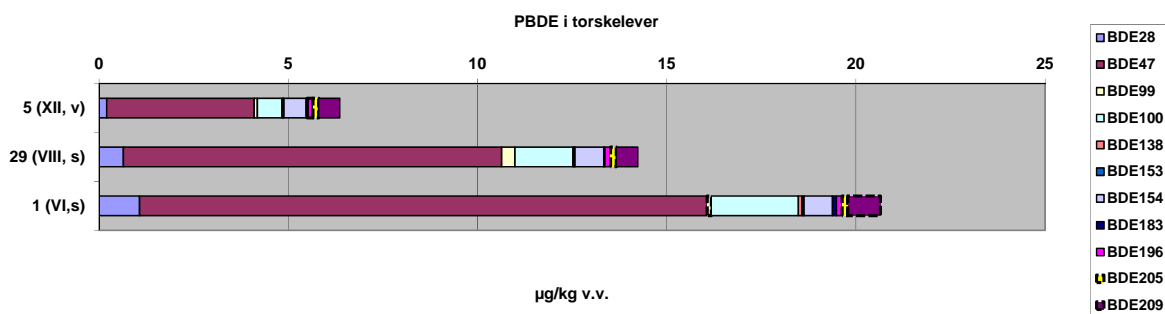
Pesticider

Det ble målt en rekke klorerte pesticider i torskelever. Av disse er DDT den mest kjente. Dersom vi bruker "worst case" og setter alle verdier under kvantifiseringsgrensen lik LOQ viste summen av alle 6 DDT-former henholdsvis 135 og 145 µg/kg våtvekt langs Nordlandskysten og ved Jan Mayen. Dette er godt under grensen på 200 µg/kg våtvekt som skiller "Lite" og "Moderat" forurensing i Klifs klassifiseringssystem. For pesticider, inklusive DDT, er det ikke satt øvre grense i Norge og EU for humant konsum av sjømat. Fem ulike toksafensubstanser ble også målt i programmet og nivåene var godt detekterbare for flere av dem. Kongeneren med høyest konsentrasjon var Toksafen-50 med et snitt på henholdsvis drøyt 28 µg/kg våtvekt og 42 µg/kg våtvekt på de to stasjonene, høyest ved Jan Mayen. På grunn av stor spredning innad på stasjonene er det ingen signifikant forskjell mellom dem. HCB-analysene i torskelever viste henholdsvis 18 og 29 µg/kg våtvekt uten signifikante forskjeller mellom stasjonene. EU-grensen er 10 µg/kg våtvekt for HCB i *prey tissue* (bytte dyr) (2008/105/EC) som må tolkes å betyr for hele fisken. Ettersom HCB oppkonsentreres i fett vev i organismet, for eksempel lever (som de fleste av organiske miljøgiftene) må det antas at konsentrasjon av HCB ville være betydelig lavere hvis det var basert på kroppsvekt. Gjennomsnittet for Jan Mayen er da over grensen på 20 µg/kg våtvekt som skiller "Lite" og "Moderat" forurensing i Klifs klassifiseringssystem (Molvær *et al.*, 1997), men godt under grensen til markert forurensing på 50 µg/kg. For HCH ble bare alfa-HCH og gamma HCH-målt og verdiene ligger i området fra kvantifiseringsgrense opp mot 2,8 µg/kg. Verdier betydelig under 50 µg/kg våtvekt som skiller "Lite" og "Moderat" forurensing i Klifs klassifiseringssystem, men interessant nok ser alfa-HCH ut til å være høyere ved Jan Mayen enn ved kysten av Nordland.

PBDE

Konsentrasjonene i torskelever ble vurdert i hovedsak på sum av 11 forbindelser (BDE-28, -47, -99, -100, -138, -153, -154, -183, -196, -205 og -209) som ble analysert på alle tre stasjoner. I tillegg ble PBDEene -60, -119 (som også brukes som analytisk standard) og -206 undersøkt på stasjon 5 og 29 og sum av disse utgjorde mindre enn tre prosent av totalen. På stasjon 1 ble også forbindelsene -49, -66, 71 og -85 analysert. Summen av disse utgjorde 12% av totalen hvorav tetrabrom-forbindelsen BDE-49 representerte over 90% av denne andelen. For summen av de 12 forbindelsene lå gjennomsnittskonsentrasjonene mellom 6 og 21 µg/kg våtvekt (**Figur 26**). Dominerende forbindelser var fortrinnsvis tetrabrom-forbindelsen BDE-47 og pentabrom-forbindelsen, BDE-100, som også var tilfelle i Nordsjøen i 2010 og i Barentshavet i 2009. Til sammenligning var de dominerende forbindelsene i sediment fra Norskehavet dekabrom-forbindelse 209, når den var tilstede, og BDE-77.

Summen av tre former av heksabromosyklododekan (HBCDD, alfa, beta og gamma) i torsk fra Norskehavet var 2.7 µg/kg våtvekt ved Jan Mayen og 4 og 4.1 µg/kg våtvekt på de to stasjonene nær kysten. Til sammenligning var gjennomsnittskonsentrasjonene funnet på to stasjoner i Nordsjøen i 2010 2.6 og 3.1 µg/kg våtvekt. Resultatene fra undersøkelsen i Lofoten og Barentshavet i 2009 var høyere og lå på 6.8, 7.0 og 8.7 µg/kg våtvekt for hhv. Svalbard, Kvænangen og Andøya.



Figur 26. Gjennomsnittskonsentrasjoner av de forskjellige PBDE-forbindelser i torskelever ($\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt) fra overvåking i 2011. Innenfor parenteser er det angitt region og posisjon innen regionen. Verdier under deteksjonsgrensen er vist som halvparten og denne grensen og stiplede linje indikerer at over to tredjedeler av replikattene er under deteksjonsgrense.

PFC

PFC i torskelever ble kun detektert, med få unntak, for perfluorsyren PFOS og perfluoroktansulfonsyre PFOSA i fisk fra kystnær stasjon 1 (Haltenbanken). Unntaket gjaldt perfluoranoiksyren PFNA i tre torsk fra samme stasjon og PFOS og perfluorundekanoiksyren PFUDA fra kystnær stasjon 29 lenger nord. Disse unntakene gjaldt til sammen fem individer av de 66 analysert og konsentrasjonene var lave (< 4 ganger deteksjonsgrense). Gjennomsnittskonsentrasjon av PFOS og PFOSA på st. 1 var hhv. 11 og 2.4 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt.

Metaller

I filet av torsk er det kvikksølv som er den mest interessante komponenten, og som er den eneste som normalt akkumulerer til forhøye nivåer, mens de organiske miljøgiftene blir studert i den fettrike leveren.

Data fra de åpne havområder i Norskehavet og nærmere kysten til Norskehavet viste at det var forholdsvis lite forskjell på torskeleverprøvene. Kvikksølv i torskefilet fra Jan Mayen (st.5) og de to kystnære stasjonene vest for Røst (st.29) og Haltenbakken (st.1), hadde et gjennomsnitt fra 0.10 til 0.11 mg/kg våtvekt (**Figur 24, Tabell 18**). Tilstandsklasse for "lite forurenset" på 0.1 mg/kg våtvekt. NIFES har i en lang periode overvåket kvikksølv i torskefilet fra Barentshavet (se www.nifes.no/sjømatsdata). EU-grensen er 0.20 mg/kg våtvekt for kvikksølv i *prey tissue* (bytte dyr) (2008/105/EC) som må tolkes å bety for hele fisken. Kvikksølv konsentrasjonen ville være lavere hvis det var basert på kroppsvekt. Det normale fra prøvestasjoner i Barentshavet har vært snittverdier i området fra 0.03 til 0.04 mg/kg våtvekt, så disse målingene fra Norskehavet ligger omtrent på det tredobbelte av nivåene i Barentshavet.

Konsentrasjoner av bly og kadmium i torskelever (hhv. **Figur 52** og **Figur 53** i Vedlegg D) var lave. Klif har ingen klassifisering for de øvrige metallene i torsk, men konsentrasjonene av kadmium var under antatt høy bakgrunnskonsentrasjon. Resultatene for krom i torskelever varierte lite (2.92-5.61 mg/kg våtvekt).

Tabell 18. Gjennomsnittskonsentrasjoner av metaller (mg/kg våtvekt) funnet i torskelever (torskefilet for kvikksølv) ved tre stasjoner i Norskehavet fra overvåking i 2011. Klifs tilstandsklasser (Molvær et al. 1997) er vist for kvikksølv hvor klassifiseringen er etablert (blå: tilstandsklasse I, "Bakgrunn"; grønn: tilstandsklasse II, "God"). Konsentrasjoner for kadmium, bly, kobber og sink er vurdert etter Green og Knutzen (2003) hvor lys grå er under og mørk grå er over antatt høyt bakgrunnsnivå. "i.u." betyr ikke undersøkt.

| | 1 (VI,s) | 29 (VIII, s) | 5 (XII, v) | Gjennomsnitt av tre stasjoner |
|------------------|----------|--------------|------------|-------------------------------|
| Kvikksølv | 0.098 | 0.108 | 0.098 | 0.101 |
| Kadmium | 0.041 | 0.083 | 0.638 | 0.25 |
| Bly | 0.01* | 0.011 | 0.011* | 0.01 |
| Arsen | 12 | 8 | 6.1 | 8.70 |
| Kobber | 0.029* | 0.025 | 0.014 | 0.02 |
| Nikkel | i.u. | 5.7 | 7 | 4.23 |
| Sink | 18 | 22 | 17 | 19.00 |

*) indikerer at konsentrasjoner i over to tredjedeler av fiskene er under deteksjonsgrense

3.3.3 Radioaktive stoffer

Cesium-137 i sjøvann og sediment

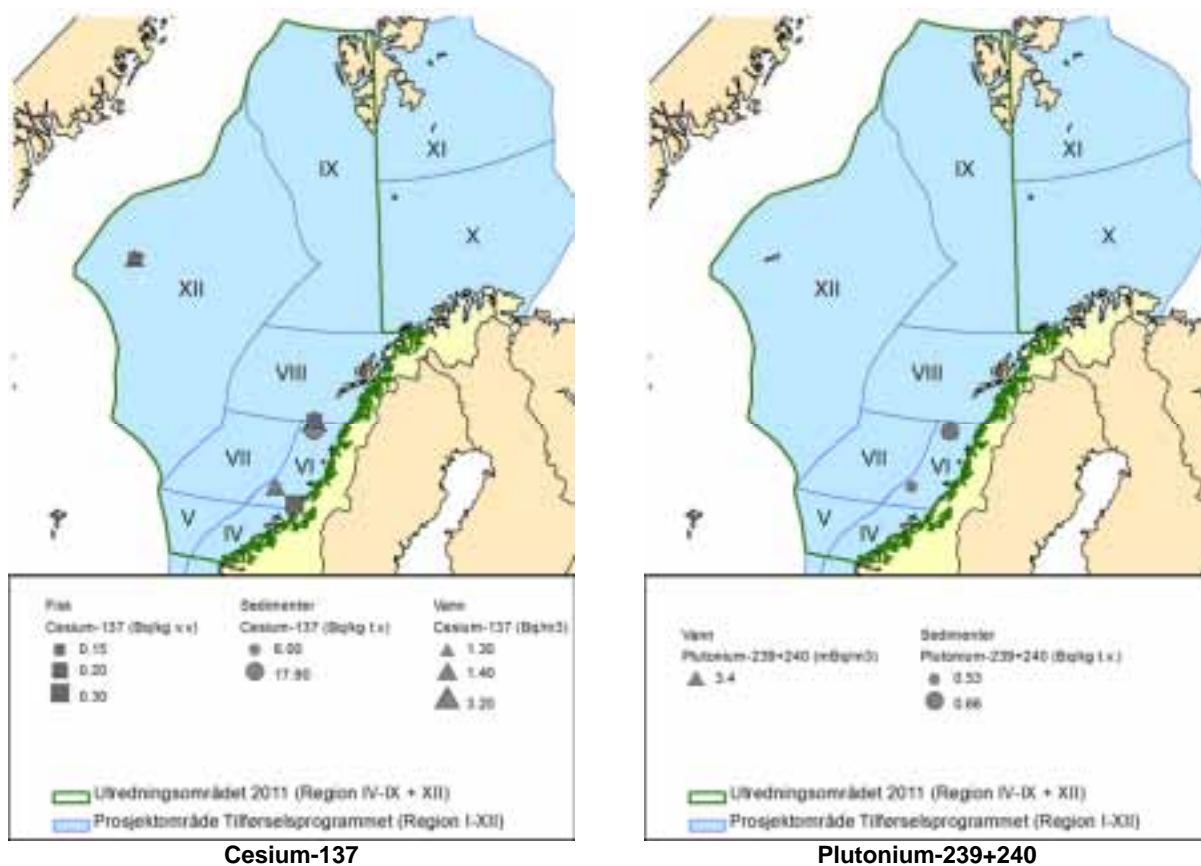
Målte nivåer av cesium-137 i sjøvann i Norskehavet i 2011 var i intervallet 1.3-3.2 Bq m⁻³. Den høyeste konsentrasjonen ble funnet i kyststrømmen vest av Røst på stasjon 29 (*Tabell 15, Figur 1*). Tsjernobyl-ulykken i 1986 førte til radioaktiv nedfall over Østersjøen og områdene rundt. Radioaktiv forurensning renner fremdeles av fra disse landområdene og ut i Østersjøen, og transporteres videre med havstrømmer via Kattegat og Skagerrak til norskekysten. Dette fører til forhøyede konsentrasjoner i den norske kyststrømmen. Østersjøen er i dag faktisk den største kilden til cesium-137-forurensning langs norskekysten. Gjenvinningsanlegg for brukt kjernefysisk brensel (Sellafield og La Hague) bidrar også til cesium-137-forurensning. På grunn av nærheten til Østersjøen, Sellafield og La Hague finner vi de høyeste konsentrasjonene av cesium-137 i sjøvann i Nordsjøen. I 2010 varierte nivåene i 5 sjøvannsprøver fra Nordsjøen fra 2,0 til 4,9 Bq m⁻³ (Green *et al.*, 2011a).

Nivåene funnet i 2011 er sammenlignbare eller noe lavere enn nivåene funnet i 2006 (NRPA, 2008). Årvisse variasjoner skyldes i hovedsak variasjoner i utstrømningen av forurenset Østersjøvann. Det har imidlertid vært en generell nedgang i konsentrasjonene av cesium-137 i sjøvann i alle norske havområder (NRPA, 2011).

Konsentrasjonen av cesium-137 i sedimenter fra stasjon 14 og 16 var på henholdsvis 6,0 og 17,9 Bq kg⁻¹ (tørrvekt). Disse ligner nivåer som er funnet i Norskehavet de siste 5-6 årene (NRPA, 2008; Leinebø, 2012).

Cesium-137 i torsk

Målinger av cesium-137 i tre prøver av torsk fra Norskehavet (stasjon 1, 5 og 29) viste konsentrasjoner fra 0,15 til 0,3 Bq kg⁻¹ ferskvekt (*Figur 27*). Dette var som forventet i forhold til tidligere resultater. Det har vært en generell nedgang i cesium-137-nivåene i fisk i alle norske havområder de siste 20 årene (NRPA, 2011). Den laveste konsentrasjonen ble funnet på stasjon 5 ved Jan Mayen.



Figur 27. Aktivitetskonsentrasjoner av cesium-137 og plutonium-239+240 i overflatesjøvann (Bq/m^3) og i overflatesediment (Bq/kg tørrvekt) og cesium-137 i torskefilet (Bq/kg våtvekt) fra overvåking i 2010. (Se også Vedlegg C for tilsvarende kart for miljøgifter.)

Technetium-99 i sjøvann

Konsentrasjonene av technetium-99 i sjøvann i Norskehavet i 2011 varierte fra under deteksjonsgrensen til $0.21 Bq m^{-3}$. Den høyeste konsentrasjonen ble funnet på stasjon 29 vest av Røst ($0.21 Bq m^{-3}$) der saliniteten indikerer at prøven er tatt i kyststrømmen. Den laveste konsentrasjonen (under deteksjonsgrensen) ble funnet på stasjon 5 ved Jan Mayen. Dette er som forventet i forhold til transportrutene til havstrømmene fra Irskesjøen til Norskehavet. På grunn av de reduserte utslippene av technetium-99 fra Sellafield finner vi stadig lavere konsentrasjoner i det marine miljø (e.g. NRPA, 2011). Vi forventer at konsentrasjonene skal gå ytterligere ned i årene som kommer. Videre overvåking vil kunne dokumentere dette.

Strontium-90 i sjøvann

Årlig prøvetaking og analyse av Sr-90 sjøvann fra Hillesøy i perioden 2002-2010 viser at nivåene i den norske kyststrømmen er langsomt synkende. (NRPA, 2011). Resultater fra 2011 viser nivåer av Sr-90 i intervallet 0,9 til 1,3 Bq m⁻³. Ut fra tidligere målinger i nærliggende områder (NRPA, 2008; NRPA, 2011), så er dette forventede aktivitetskonsentrasjoner av Sr-90 i sjøvann.

Plutonium-239+240 og americium-241 i sjøvann

Målt nivå av Pu-239+240 i sjøvann i 2011 var 3,4 mBq m⁻³, mens nivåene av Am-241 var i intervallet 1,7-5,7 mBq m⁻³. Resultatene likner observasjoner gjort i samme område i 2004 og 2007 (NRPA, 2009 og NRPA, 2006). Siden Pu-239+240 og Am-241 er partikkelreaktive radionuklider, kan varierende innhold av partikulært materiale i prøvene forklare en del av variasjonen i de observerte konsentrasjonene.

Nivåene av Pu-239+240 i sedimenter ble på stasjonene 14 og 16 målt til mellom 0,5 og 0,7 Bq kg⁻¹ (tørrvekt), mens nivåene av Am-241 ble målt til 0,4 og 0,8 Bq kg⁻¹ (tørrvekt). Konsentrasjonen av Am-241 kan endres over tid da en del dannes gjennom nedbrytning av Pu-241 i sedimentene.

Radium-226 i sjøvann og sediment

Resultat fra 2011 viser på radiumnivåer i sjøvann i intervallet 1,1-1,6 Bq m⁻³ for Ra-226 og 0,6-0,8 Bq m⁻³ for Ra-228. Målte nivåer av Ra-226 og Ra-228 ligger innenfor det man kan forvente fra naturlige kilder. Bidrag til Ra-226 nivåene fra utslipp av produsert vann kan med tanke på den naturlige bakgrunnen av Ra-226 og den relativt store avstanden fra kildene være vanskelig å observere (NRPA, 2005). Ra-226 nivåer i sediment (0-2 cm) fra stasjonene 14 og 16 ble målt til 17,3 og 32,3 Bq kg⁻¹ (tørrvekt). Nivåene av Ra-226 i sedimentprøvene ligger også innenfor det man kan forvente fra naturlige kilder.

Polonium-210 i sjøvann og torsk

Resultater fra 2011 viser at konsentrasjonen av Po-210 i sjøvann fra stasjonene i Nordsjøen varierte fra 0,3-2,8 Bq m⁻³. Konsentrasjonen av Po-210 i tre prøver av torsk fra Norskehavet var mellom 0,08-0,39 Bq kg⁻¹ (ferskvekt). Typiske verdier for Po-210 i havvann ligger i intervallet <1-3,6 Bq m⁻³ (IAEA, 1988). Po-210 konsentrasjonen i biota viser normalt en relativt stor variabilitet. Typiske verdier for fisk er i intervallet 0,2-4,4 Bq kg⁻¹ (ferskvekt) (Environmental Agency *et al.*, 2006).

4 Vurdering av resultatene

4.1 Beregnede tilførsler

Arealene av regionene er svært forskjellige, fra Region I med ca. 18 858 km² til Region XII med ca. 623 000 km². Den samlede tilførselen av kvikksølv, bly, kadmium, krom, arsen, PCB (PCB-153), PAH (B[a]P), olje (THC), plutonium-239+240 og strontium-90, normalisert til 1000 km², er vist i **Tabell 19** og **Figur 63 - Figur 72** i Vedlegg F.

Beregningene for Region I-III ble gjort i rapporten for Nordsjøen (Green *et al.* 2010a), mens i dette arbeidet er beregningene gjort for Norskehavet (Region IV-IX og XII).

Bortsett fra plutonium-239+240, strontium-90 har de fleste stoffene størst tilførsel til Regionene I-IV, mens for kvikksølv er det overvekt til Regionene IV-V, VII og I X. De radioaktive stoffene har overvekt av tilførsel til Regionene II og IV-VI, (**Tabell 19**). Den noe ulike fordelingen av plutonium-239+240 og strontium-90 skyldes tildels at hovedkilden til førstnevnte er globalt nedfall, mens strontium-90 i stor grad føres med vann ut fra Østersjøen og til Kattegat - Skagerrak og der fanges opp av den norske kyststrømmen (**Figur 3**).

Mens **Tabell 19** viser belastningen på de enkelte regionene, så viser **Tabell 20** (samt **Figur 63 - Figur 72** i Vedlegg F) hvilke kilder som dominerer i forvaltningsområdet Norskehavet. Tilførslene via luften dominerer for de fleste miljøgifter, med unntak av region I hvor tilførsel fra land er hovedkilden for de fleste miljøgiftene (for Kadmium, Krom, Arsen, PCB og THC). Også i region VI er land den største tilførselskilden for Krom. Bidrag fra havbunn er dominerende for Krom og Arsen i region II og III, for PAH i Region III og for Bly og Krom i region VII. Petroleumsinstallasjoner er hovedkilden for tilførsel for THC i Region III. Tilførsel av THC fra skip er hovedbidraget for region VI-VIII og region X. For ⁹⁰Sr og ²³⁹⁺²⁴⁰Pu er hovedkildene utstrømmende vann fra Kattegatt og atmosfærisk nedfall.

Tilførsler fra havstrøm kan ikke sidestilles med de øvrige tilførslene og er dermed ikke tatt i betraktning her (se kapittel 3.1.3). Det er verdt å merke seg at data fra skipstrafikk og tallene fra havbunn ikke er oppdaterte (se Molvær *et al.* 2008). Vedrørende PAH måles ikke dette i elver i RID Elvetilførselsprogrammet og tallene i Vedlegg E gjelder tall rapport fra industri. Når det gjelder tilførsler fra land er det vanskelig å spore trender på grunn av store år-til-år variasjoner i vannføring. For PCB er evt. vurderinger av trender usikre fordi en stor del av målingene ligger under deteksjonsgrensen. Deteksjonsgrensene er endret for flere av stoffene siden 1990 (gradvis lavere deteksjonsgrense).

Vannvolumene som transporteres med havstrømmene er så store at selv konsentrasjoner på bakgrunnsnivå kan fremstå som store tilførsler og dermed gi et misvisende bilde - særlig for metaller. Derfor har vi i årets rapport betraktet netto eksport eller sluk som viktigst. Likeledes kan det være aktuelt å "normalisere" i forhold til vannlag og for eksempel vise transporter og konsentrasjoner i 0-100 m dyp. Ulempen ved en slik framstilling vil være at bidraget fra bunnsedimenter praktisk talt elimineres i regioner med store vanddyp. Modellresultatene viser at bunnslaget kan ha lokalt høye konsentrasjoner av forurensende stoffer (se kapittel 4.2). Disse forurensede områdene endrer konsentrasjon og forskyver seg med tiden. Dette kan skyldes en kombinasjon av hydrodynamiske effekter (f. eks. synoptiske virvler), sesongbaserte biogeokjemiske prosesser og mellomårlike, sesongmessige og sporadiske endringer i tilførselen av forurensende stoffer via elveavrenning og fra atmosfæren.

Tabell 19. Beregnede totale tilførsler pr. region fra alle kilder, regnet pr. 1000 km². For hvert stoff er de 2-4 regionene med størst belastning markert med oransje farge og de etterfølgende 2-3 regioner markert med gul farge. Øvrige regioner er markert med hvitt. Tallene fra Molvær et al. (2008) er oppdatert mht. regionene VIII, IX, X og XI (Green et al., 2010a), I, II, III (Green et al., 2011a) og IV, VI, VII, VIII, IX og XII (denne rapporten), og etter nye beregninger for alle regioner er for luft (kapittel 6.2.2). Merk at oppdateringene som omfatter beregninger fra havstrøm er merket med blå firkant.

| Reg. | Kvikksølv Hg Kg | Bly Pb kg | Kadmium Cd kg | Krom Cr kg | Arsen As Kg | PCB** kg | PAH*** kg | THC Kg | ²³⁹⁺²⁴⁰ Pu GBq | ⁹⁰ Sr GBq |
|------|-----------------------|-----------------|---------------------|------------------|-------------------|-------------|--------------|-----------|------------------------------|-------------------------|
| I | 564 | 1277 | 127 | 1808 | 989 | 7.1 | 1167 | 0.4 | 215 | 44.7 |
| II | 19 | 1018 | 35 | 750 | 8158 | 1.8 | 1848 | 3.3 | 634 | 377.4 |
| III | 187 | 901 | 34 | 372 | 2176 | 1.7 | 5043 | 15.7 | 218 | 6.3 |
| IV | 3408 | 619 | 38 | 312 | 197 | 3.8 | 886 | 2.3 | 747 | 96.6 |
| V | 20995 | 136 | 17 | 174 | 158 | 6.4 | 1557 | | 778 | 68.4 |
| VI | 1237 | 249 | 28 | 690 | 110 | 2.4 | 716 | 10.2 | 1204 | 119.9 |
| VII | 8772 | 616 | 21 | 789 | 84 | 4.0 | 1300 | 4.9 | 489 | 24.9 |
| VIII | 2279 | 290 | 29 | 235 | 52 | 2.1 | 648 | 1.3 | 509 | 28.0 |
| IX | 3068 | 120 | 11 | 70 | 34 | 1.4 | 378 | | 186 | 15.6 |
| X | 6 | 191 | 22 | 129 | 69 | 1.3 | 313 | 0.7 | 200 | 48.0 |
| XI | 2 | 117 | 12 | 71 | 35 | 1.0 | 250 | 0.0 | 30 | 1.3 |
| XII | 1291 | 127 | 6 | 68 | 30 | 1.5 | 319 | | 479 | 34.1 |

*) Gjelder CB153 for atmosfære og i hovedsak sum av 7 PCB kongenerer for de øvrige kildene

**) Gjelder sum av 9 forbindelser for luft og sum av 16 PAH for øvrige kilder

Tabell 20. Dominerende kilder for de beregnede tilførslene for Region I-XII, hvor tilførselskildene er: "1" for land, "2/4" for luft, "5" petroleumsinstallasjoner, "6" for skip og "7/8" havbunn. Undersøkelse av Norskehavet er merket med grå. Resultatene for Region I-III er fra rapporten om Nordsjøen (Green et al. 2011a).

| Reg. | Kvikksølv Hg | Bly Pb | Kadmium Cd | Krom Cr | Arsen As | PCB* | PAH** | THC | ²³⁹⁺²⁴⁰ Pu | ⁹⁰ Sr |
|------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|---------------------|-----------------------|------------------|
| I | 2/4 ¹⁾ | 2/4 ²⁾ | 1 ²⁾ | 1 ²⁾ | 1 ²⁾ | 1 ¹⁾ | 2/4 | 1 ²⁾ | Atm. nedfall | Kattegat |
| II | 2/4 | 2/4 ²⁾ | 2/4 ²⁾ | 7/8 ²⁾ | 7/8 ²⁾ | 2/4 | 2/4 | 5 ²⁾ | Atm. nedfall | Kattegat |
| III | 2/4 ¹⁾ | 2/4 ²⁾ | 2/4 ²⁾ | 7/8 ²⁾ | 7/8 ²⁾ | 2/4 ¹⁾ | 7/8 | 5 ²⁾ | Atm. nedfall | Atm. nedfall |
| IV | 2/4 ¹⁾ | 2/4 ²⁾ | 2/4 ²⁾ | 2/4 ²⁾ | 2/4 ²⁾ | 2/4 ¹⁾ | 2/4 ¹⁾ | 1 ²⁾ | Atm. nedfall | Sellafield |
| V | 2/4 ¹⁾ | 2/4 ²⁾ | 2/4 ²⁾ | 2/4 ²⁾ | 2/4 ²⁾ | 2/4 ¹⁾ | 2/4 | 6 ²⁾ | Atm. nedfall | Sellafield |
| VI | 2/4 ¹⁾ | 2/4 ²⁾ | 2/4 ²⁾ | 1 ²⁾ | 2/4 ²⁾ | 2/4 ¹⁾ | 2/4 | 6 ²⁾ | Atm. nedfall | Atm. nedfall |
| VII | 2/4 ¹⁾ | 7/8 | 2/4 ²⁾ | 7/8 ²⁾ | 2/4 ²⁾ | 2/4 ¹⁾ | 2/4 | 6 ²⁾ | Atm. nedfall | Atm. nedfall |
| VIII | 2/4 ¹⁾ | 2/4 ²⁾ | 2/4 ²⁾ | 2/4 ²⁾ | 2/4 ²⁾ | 2/4 | 2/4 | 6 ²⁾ | Atm. nedfall | Atm. nedfall |
| IX | 2/4 ¹⁾ | 2/4 ²⁾ | 2/4 ²⁾ | 2/4 ²⁾ | 2/4 ²⁾ | 2/4 ¹⁾ | 2/4 | ingen ²⁾ | Atm. nedfall | Sellafield |
| X | 2/4 ²⁾ | 2/4 ²⁾ | 2/4 ²⁾ | 2/4 ²⁾ | 2/4 ²⁾ | 2/4 ²⁾ | 2/4 ²⁾ | 6 ²⁾ | Atm. nedfall | Sellafield |
| XI | 2/4 ²⁾ | 2/4 ²⁾ | 2/4 ²⁾ | 2/4 ²⁾ | 2/4 ²⁾ | 2/4 ²⁾ | 2/4 ²⁾ | ingen ²⁾ | Atm. nedfall | Sellafield |
| XII | 2/4 ¹⁾ | 2/4 ²⁾ | 2/4 ²⁾ | 2/4 ²⁾ | 2/4 ²⁾ | 2/4 | 2/4 | ingen ²⁾ | Atm. nedfall | Sellafield |

*) PCB-153 brukt som indikator for PCB

**) Benzo[a]pyren brukt som indikator for PAH

1) Havstrøm dominerer mer men kan ikke direkte sammenlignes (se 3.1.3).

2) Havstrøm ikke beregnet for denne regionen

Tabell 21 gir en oversikt over hvilke stoffer som rapporteres for de ulike kildene – og til hvilke havområder det er beregnet tilførselsdata. Tabellen viser at det er relativt store forskjeller mellom de ulike kildekategoriene. For kilde 1 (avrenning fra land) rapporteres det eksempelvis bare data for tungmetaller samt PCB, lindan og PAH. Enkelte av de andre stoffene hadde vært mulig å inkludere i programmet ved å plassere ut passive prøvetakere i et utvalg av elvene. Ytre havområder som ikke tangerer kysten (Regionene III, V, VII, IX, XI, XII) vil ikke påvirkes direkte av tilførsler fra land.

Manglende tilførselstall for enkeltstoffer og –kilder kan enten karakteriseres som et kunnskapshull (manglende prøvetaking), eller at noen parametre ikke er relevante for vedkommende kilde (f.eks. THC i nedbør og luft). **Tabell 21** kan således brukes som et utgangspunkt for en optimalisering av overvåkingsprogrammene med tanke på å gi best mulig tilførselsestimer for de ulike kildene. En slik optimalisering er viktig for å kunne nå målsetningen om å modellere konsentrasjoner av miljøfarlige stoffer i tid og rom, som grunnlag for målrettet overvåking og forvaltning av havområdene. En rasjonell optimaliseringsstrategi bør videre fokusere på å redusere usikkerheter for de tilførselsveier som har størst innvirkning på de individuelle miljøgiftbudsjettene for de aktuelle havområdene (**Tabell 20**).

Tabell 21. Oversikt over tilgjengelig data for tilførsler av metaller og organiske miljøgifter til de 12 regionene fra 8 ulike kilder (ekskludering radionuklider) (fra Vedlegg E).

| Stoff | Land (Kilde 1) | Luft (Kildene 2/4) | Havstrømmer (Kilde 3) | Offshore (Kilde 5) ¹⁾ | Skip (Kilde 6) | Havbunn (Kildene 7, 8) |
|-----------|----------------|--------------------|---------------------------|----------------------------------|--------------------|-----------------------------|
| Arsen | data | data | Ukjent | data kun for II,III, VI og VII | ukjent | data kun for II og III |
| Kadmium | data | data | Ukjent | data kun for II,III, VI og VII | ukjent | data kun for II, III og VII |
| Krom | data | data | Ukjent | data kun for II,III, VI og VII | ukjent | data kun for II, III og VII |
| Kvikksølv | data | data | ukjent for X og XI | data kun for II,III, VI og VII | ukjent | data kun for II, III og VII |
| Bly | data | data | Ukjent | data kun for II,III, VI og VII | ukjent | data kun for II, III og VII |
| PAH | data | data | ukjent for I-III, X og XI | data kun for II-IV, VI og VII | ukjent | data kun for II, III og VII |
| THC | ukjent | ukjent | Ukjent | data kun for II-IV, VI og VII | ukjent | Ukjent |
| PCB | data | data | ukjent for I-III, X og XI | Ukjent | ukjent | data kun III |
| TBT | ukjent | ukjent | Ukjent | Ukjent | data ²⁾ | Ukjent |

1) Offshore petroleumsvirksomhet med aktive utvinningstillatelser er begrenset til Regionene: II, III, IV, VI, VII, og X
 2) Det ble forbudt å påføre frisk TBT i 2003 og all gammel TBT skulle være fjernet i 2008. Mht. TBT kan det derfor sette tilførslene fra skip til 0. (Klif, 1305_2011, pers.med. på vegne av Sjøfartsdirektoratet.)

4.2 Modellerte konsentrasjoner

4.2.1 Kvikksølv (Hg)

Det finnes lite målinger av kvikksølvkonsentrasjoner i sjøvann i Atlanterhavet og Norskehavet, og målingene som finnes varierer mye. Nyere målinger (AMAP, 2011) rapporterte typiske konsentrasjoner i Atlanterhavet på 0,3 ng/l. I arktiske områder vil det være betydelig høyere konsentrasjon på grunn av prosesser som smeltet snø/is (~3 ng/l, Outridge *et al.* 2008).

Begge modellene viser at kvikksølv-konsentrasjonen i Norskehavet faller inn under tilstandsklassen «Bakgrunn» eller «God» i følge Klifs klassifiseringssystem (Bakke *et al.* 2007).

Resultater fra OxyDep/PolPar (**Figur 28A**) viser konsentrasjoner fra 0,3-0,8 ng/l i størstedelen av området. I nordøst ser vi en økning i konsentrasjon mot 0,9 ng/l som reflekterer de høye grenseverdiene til modellen fra de arktiske områdene. I Nord-Atlanterhavet og i Norskehavet er det observert konsentrasjoner av total kvikksølv (Hg_T) på 0,48 (±0.32) ng/l (Mason *et al.*, 2008).

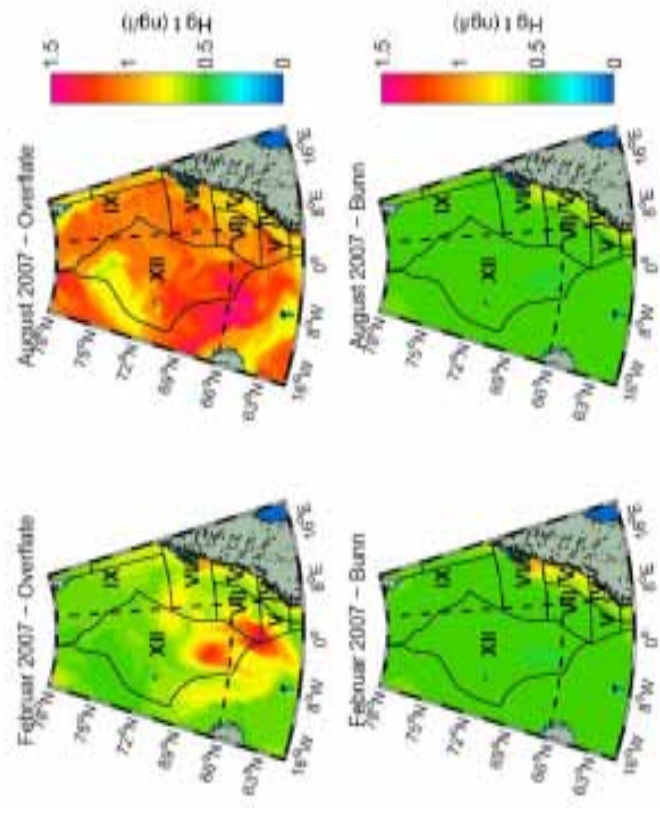
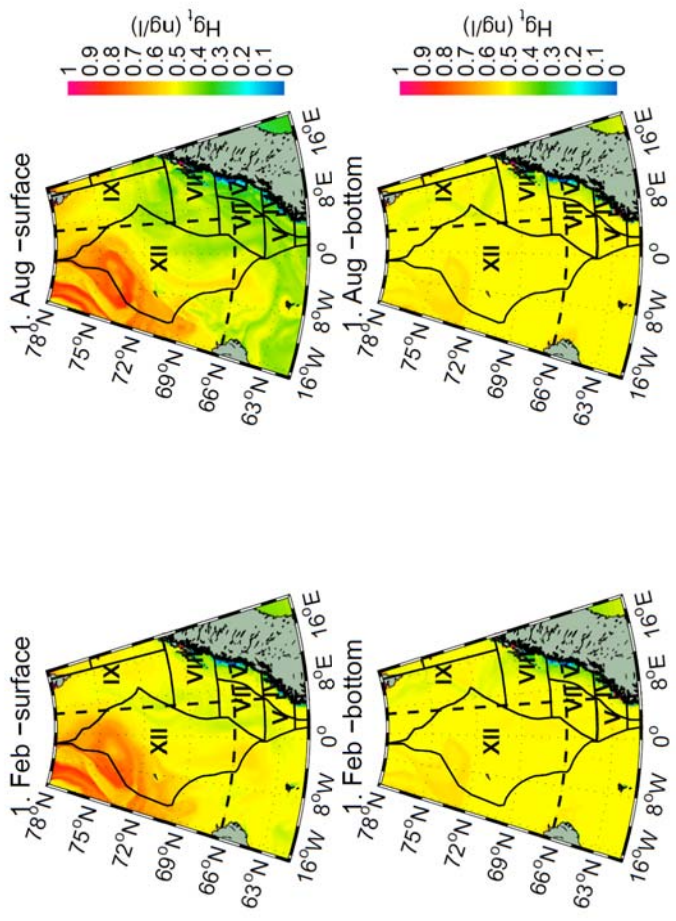
NORWECOM (**Figur 28B**) viser noe høyere konsentrasjoner med 0,5-1,2 ng/l i de fleste områdene opp mot 1,4 ng/l mellom Island og norskekysten. Til sammenligning gir modellene verdier for Nordsjøen godt over 6 ng/l (Green *et al.*, 2011a).

Det er store variasjoner i konsentrasjonen av kvikksølv i overflatevannet. Variasjonene er synlige både i tid (sesong) og rom (horisontalt og vertikalt). Ved overflaten viser OxyDep/PolPar (**Figur 28A**) i den sentrale delen av Norskehavet noe høyere konsentrasjoner om vinteren enn om sommeren (0,5-0,6 ng/l mot 0,2-0,3 ng/l). Dette kan forklares ut fra effekten av den biologiske pumpen (**Figur 50**, Vedlegg B). Biologisk produksjon i overflaten om sommeren fører til redusert konsentrasjon av totalt kvikksølv (**Figur 28A**) og økning av partikulært kvikksølv (**Figur 29**) koblet til organisk materiale (OM) som faller ut og synker fra overflaten. Denne prosessen fører også til et svakt maksimum i kvikksølv-konsentrasjon ved 50-100 m dyp (~0,7 ng/l mot 0,5 ng/l ved større dyp). Tilsvarende økte konsentrasjoner et stykke under overflaten er rapportert for Atlanterhavet av Gill og Fitzgerald (1988) og for Nordsjøen (Green *et al.*, 2011a). I områder med økt biologisk aktivitet har minking av kvikksølv i overflatevannet blitt observert og tilskrevet like mye biologisk reduksjon som partikulær utskyllings- (*scavenging*) prosesser (Dalziel, 1995).

De beregnede konsentrasjonene av partikulært kvikksølv i OxyDep/PolPart (0,001-0,035 ng/l, **Tabell 32**) er sammenlignbare med estimatene gjort i Mason *et al.* (2008) med typiske konsentrasjoner på 0,01 ng/l.

NORWECOM viser en motsatt tendens med høyere konsentrasjon om sommeren enn om vinteren i overflatevannet. Dette skyldes mindre miksing om sommeren slik at de atmosfæriske tilførslene blir værende i overflatevannet lengre før de blandes ned. De høye konsentrasjonene finnes imidlertid bare i overflaten. Allerede på 10-20 meters dyp er verdiene rundt det halve for oppløst kvikksølv. Transektene for oppløst kvikksølv viser godt hvordan de høye verdiene er lokalisert nær overflaten. Partikulær kvikksølv-konsentrasjon fra NORWECOM (**Figur 31**) viser på samme måte som for OxyDep/Polpart maksimumskonsentrasjoner rundt 50-100 m under overflaten.

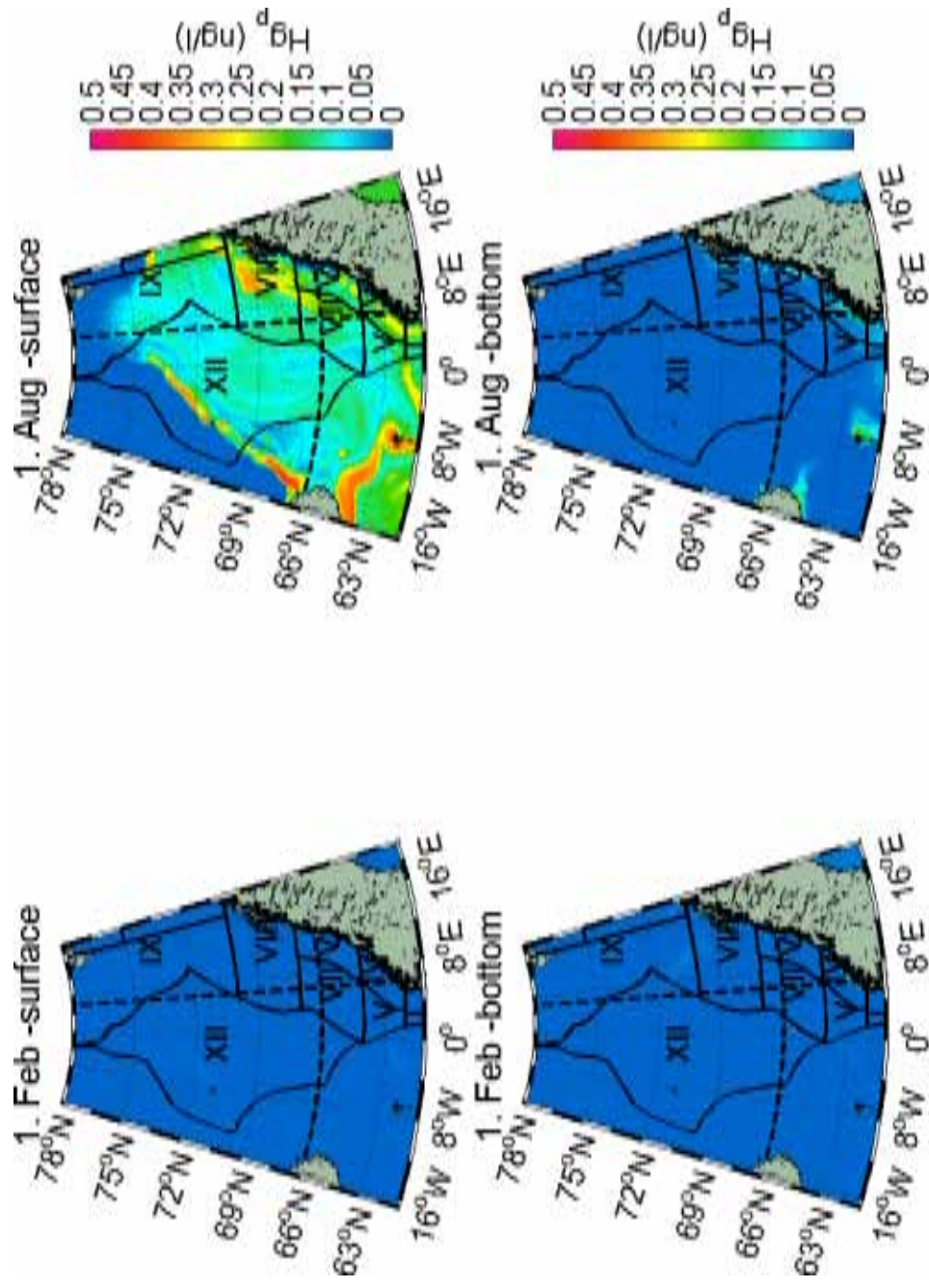
Begge modellene viser at konsentrasjonene i bunnvannet er nærmest upåvirket av sesong og hele tiden ligger svært nær den bakgrunnsverdien som er benyttet (0,5 ng/l).



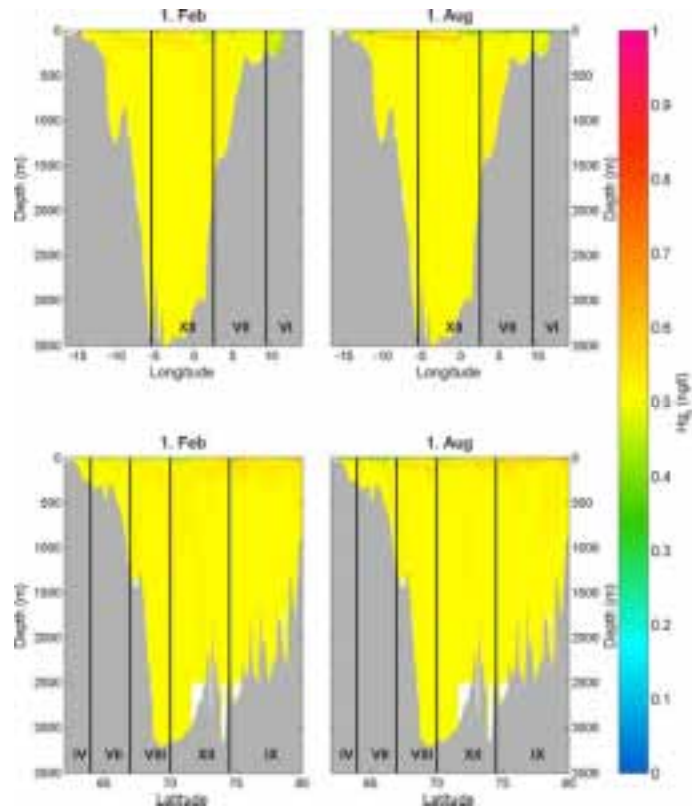
A

B

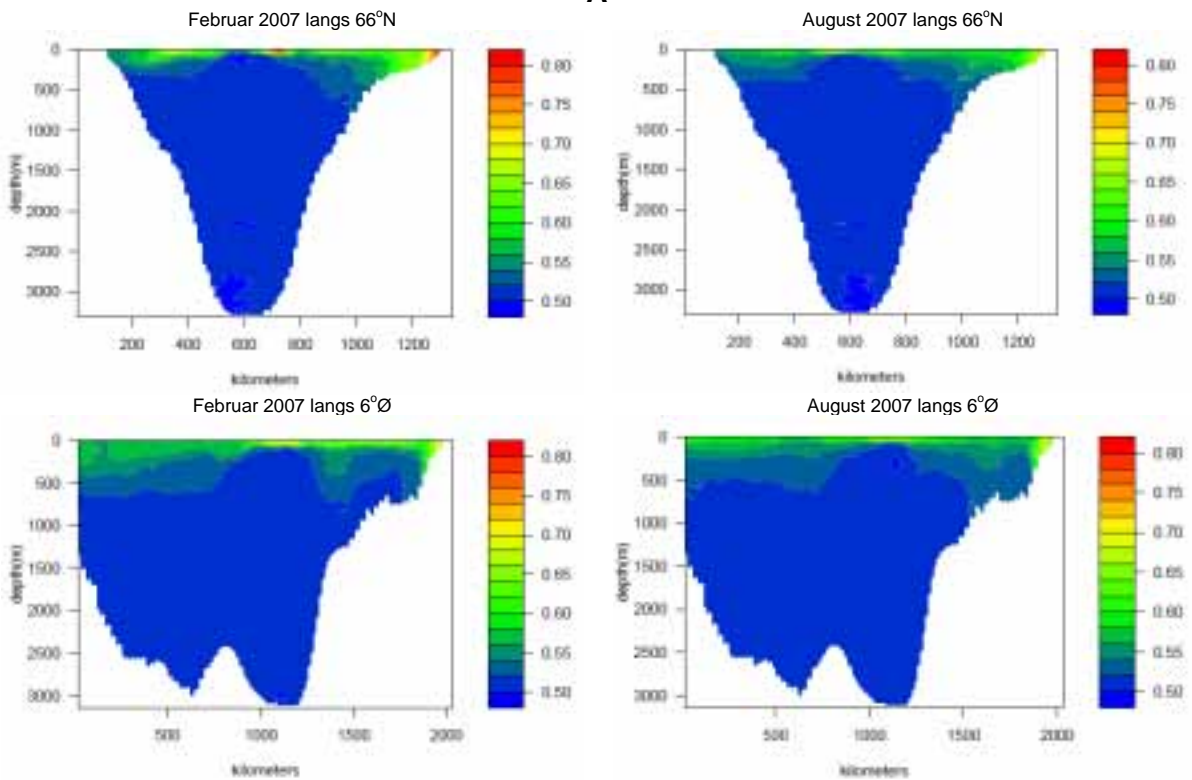
Figur 28. Beregnede konsentrasjoner av total kvikksølv (Hg_t , ng/l) fra OxyDep/PolPar (A) og fra NORWECOM (B) i overflatevannet (0-5m dyp, øverst), i bunnvann (nederst) i februar (1. og 3. kolonne) og august (2. og 4. kolonne). Transekt (overflate-bunn) langs 66°N og 8°Ø er merket med stiplede linjer. Merk forskjellige fargekoding. Skale optimalisere detaljene i kartene og også avpseile forskjell mellom modellene.



Figur 29. Beregnede konsentrasjoner (OxyDep/PolPar) av partikulært bundet kvikksølv (Hg_p , ng/l) i overflatevannet (0-5m dyp, øverst), i bunnavann (nederst) i februar (1. og 3. kolonne) og august (2. og 4. kolonne). Transekt (overflate-bunn) langs 66°N og 8°W er merket med stiplede linjer.

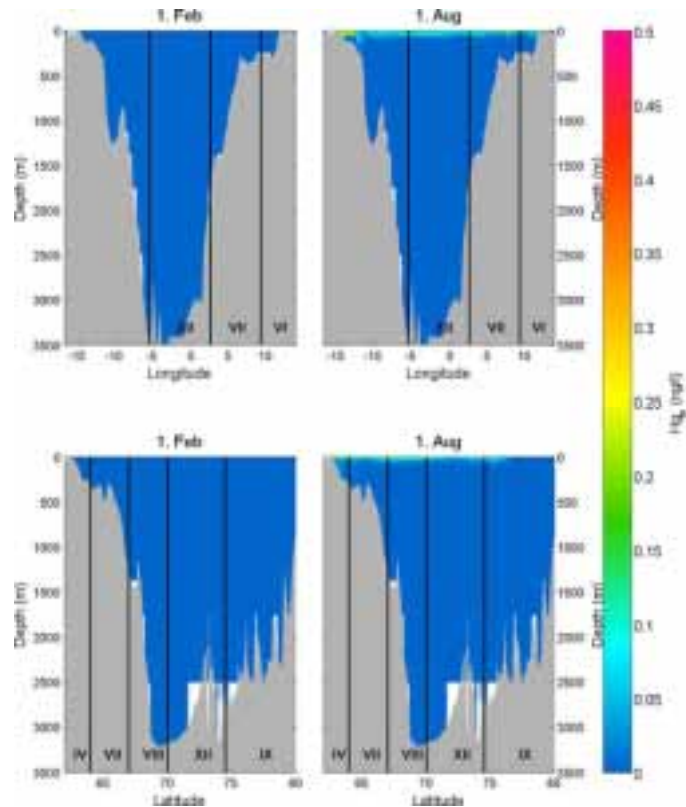


A

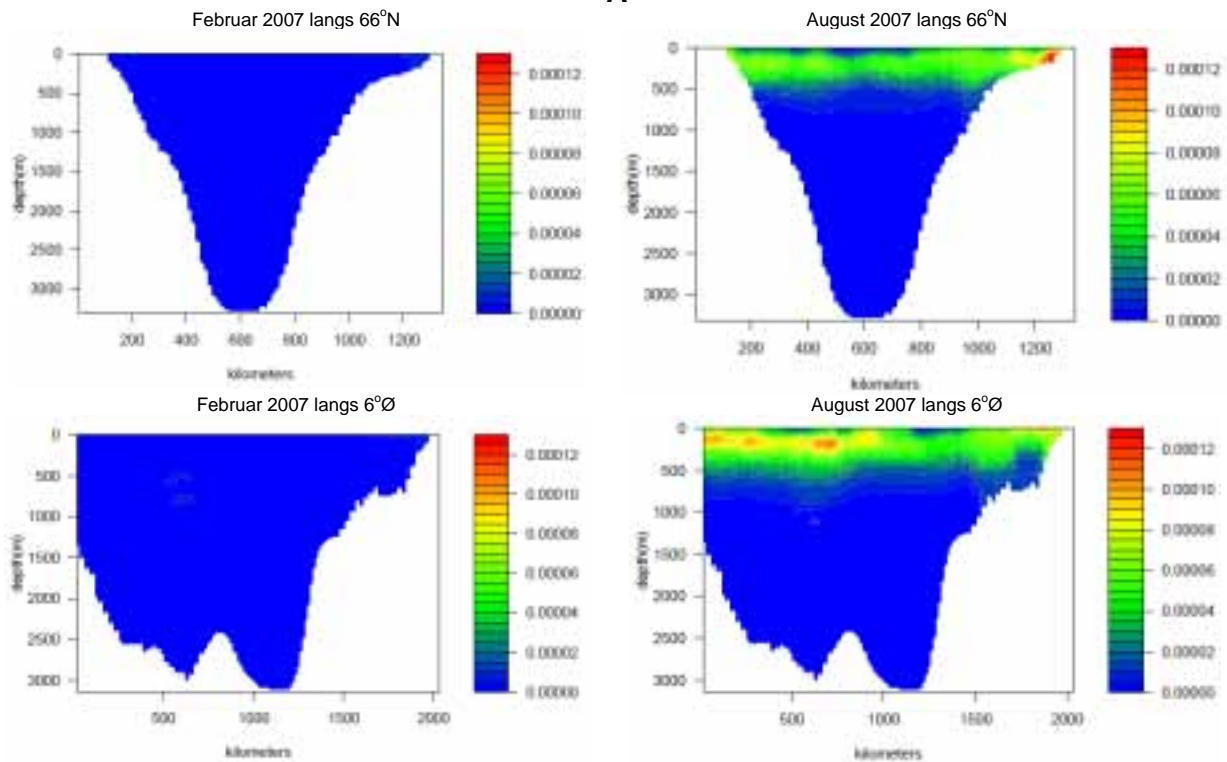


B

Figur 30. Transekt som viser vertikal variasjon av total kvikksølv-konsentrasjon i (ng/l) langs 6°Ø og 66°N (stiplede linjer i Figur 28) for **A** OxyDep/PolPart og **B** NORWECOM. Merk at transekt langs 6°Ø er speilvendte for de to modellene og at fargekodene er ulike. I **A** er nord til høyre, mens i **B** nord er til venstre. I **B** viser figurene kun oppløst kvikksølv-konsentrasjon og ikke total konsentrasjon. Det partikulære bidraget er så lite, at det vil ikke gi noen betydelig endringer i en figur for total konsentrasjon. Skale optimalisere detaljene i kartene og også avpseile forskjell mellom modellene.



A



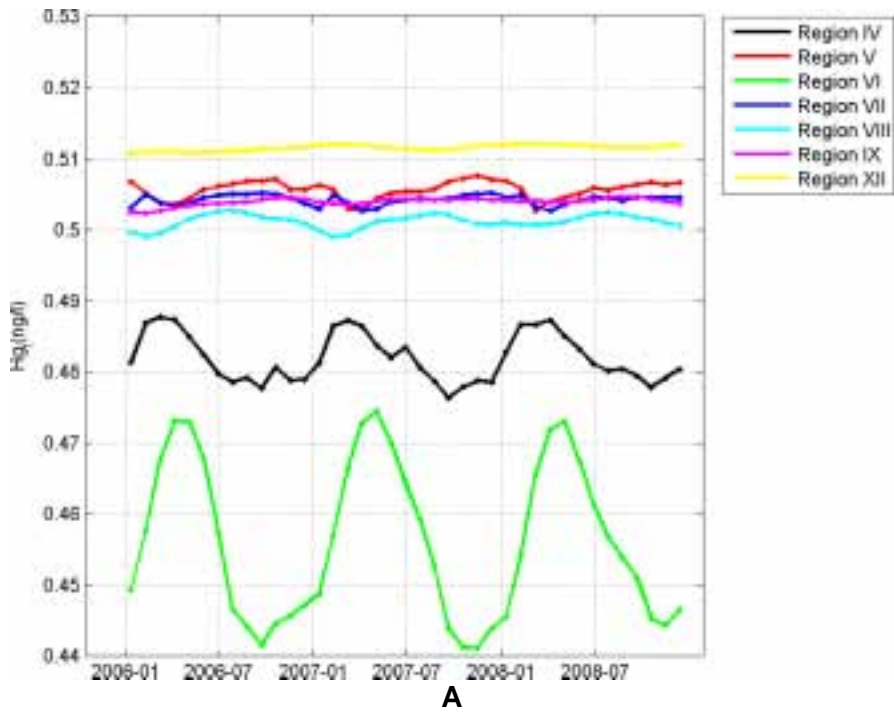
B

Figur 31. Transekt som viser vertikal variasjon av partikulært bundet kvikksølv-konsentrasjon (ng/l) langs 6°Ø og 66°N (stiplede linjer i **Figur 28**) for **A** OxyDep/PolPart og **B** NORWECOM. Merk at transekt langs 6°Ø er speilvendte for de to modellene og at fargekodene er ulike. I **A** er nord til høyre, mens i **B** nord er til venstre. Skale optimalisere detaljene i kartene og også avpseile forskjell mellom modellene.

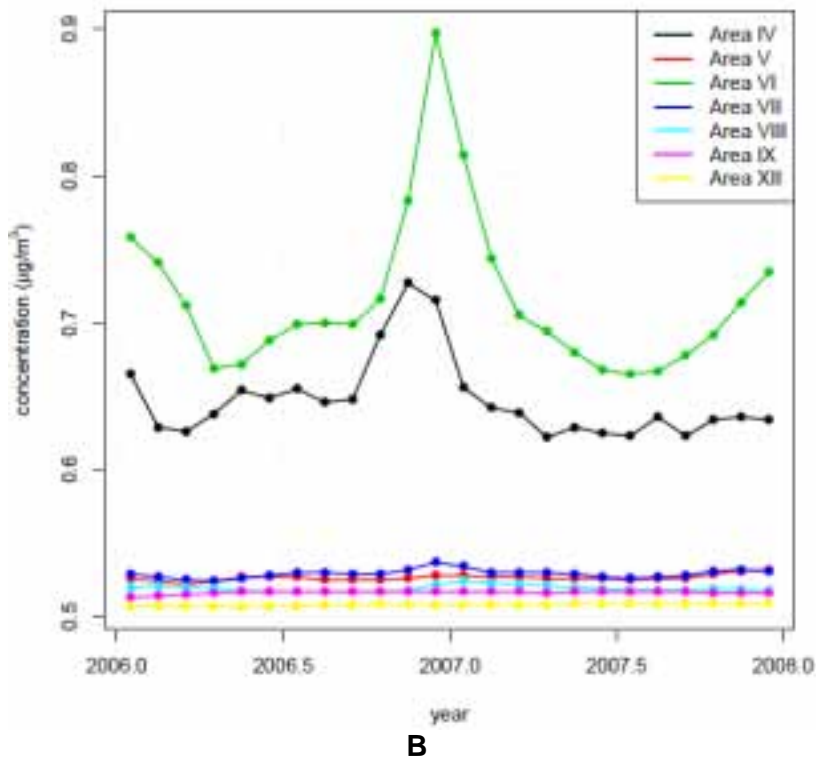
De to modellene viser at de største sesongvariasjonene finnes i region VI etterfulgt av region IV (*Figur 32*). De øvrige regionene har vesentlig lavere sesongvariasjon. Denne lave variabiliteten skyldes først og fremst at konsentrasjonene er midlet over hele volumet, og at disse boksene er flere tusen meter dype. Tilførslene til disse områdene får derfor relativt sett liten betydning. De absolutte konsentrasjonene for region IV og VI er nokså forskjellige i de to modellene. Dette kan skyldes to ting. For det første at modellområdene er forskjellige. NORWECOM-modellen strekker seg lengre sør og inkluderer Nordsjøen og de store kildene der og har en grense mot Østersjøen der konsentrasjonene er svært høye. Den norske kyststrømmen vil transportere dette med seg nordover og føre til en økt konsentrasjon langs norskekysten (*Figur 28B*). I OxyDep/Polpart-modellen er den sørlige modellgrensen på 58 N, og det antas homogen distribusjon av kvikksølv (*Tabell 31*, Vedlegg B). Som det ble beregnet for i Nordsjøen i Green *et al.* (2011a), så vil ikke de store konsentrasjonene av kvikksølv fra Østersjøen ha stor påvirkning langs kysten på denne breddegraden (58 N). Den andre årsaken er at modellene benytter ulike likevektsbetraktninger, noe som fører til at den partikulære delen er større i OxyDep/PolPart enn i NORWECOM. De ulike nivåene ser vi også tydelig både i horisontal (*Figur 28* og *Figur 29*) og vertikal plottene (*Figur 30* og *Figur 31*).

I region IV og region VI er det relativt grunt og regionene er karakterisert av høy biologisk produksjon. Dette fører til større grad av utsynking og begravning av kvikksølv med organisk materiale i sedimentene. Parameteriseringen av remineralisering, utsynking og begravning av partikulært materiale er forskjellig i de to modellene, og dette kan også bidra til å forklare forskjellene i regionsmidlene for region IV og VI. Parameteriseringen som er benyttet i OxyDep/PolPart er beskrevet i Green *et al.* (2011a), mens NORWECOM er beskrevet i Skogen & Søliland (1998).

For de øvrige regionene ser vi et veldig godt samsvar mellom modellene i de midlete konsentrasjonene. I OxyDep/PolPart varierer de mellom 0,49-0,51 ng/l for disse regionene, mens NORWECOM varierer mellom 0,5-0,54 ng/l (*Tabell 32* og *Tabell 33*).



Måneds middelmiddelkonsentrasjon av oppløst Hg

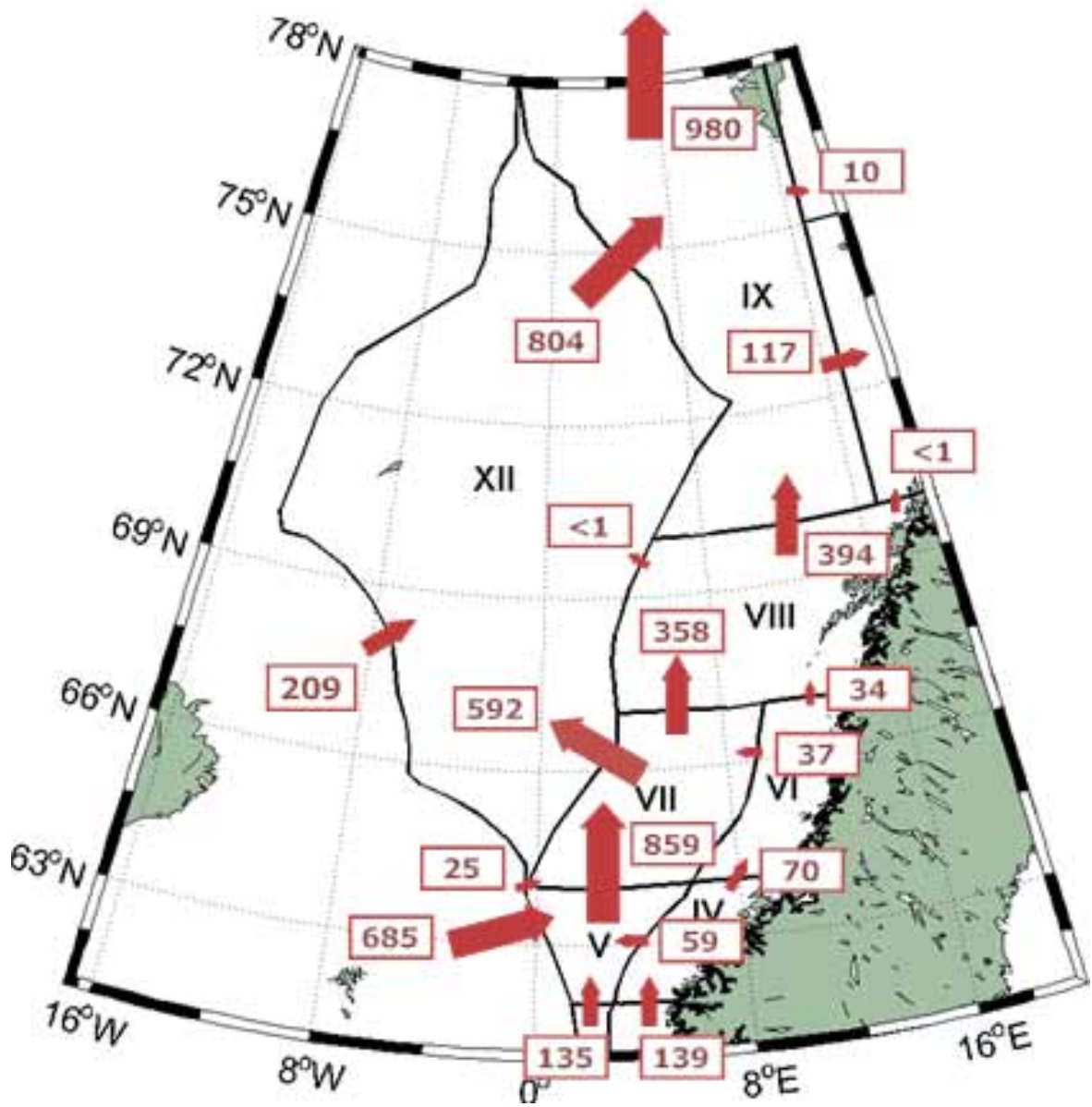


Figur 32. Midle konsentrasjoner ($\text{ng/l} = \mu\text{g/m}^3$) for kvikksølv (Hg) per region for **A**) OxyDep/PolPart (totalt Hg) og **B**) NORWECOM (oppløst Hg).

For å estimere betydningen av det atmosfæriske nedfallet i kvikksølvbudsjettet, ble det gjort et numerisk eksperiment. Distribusjonen og variasjonen av kvikksølv ble beregnet med 0 som initialkonsentrasjoner ved alle de marine grensene og ingen fluks fra elver eller plattformer. Atmosfærisk nedfall var derfor den eneste kilden som påvirket kvikksølvkonsentrasjonen i vannsøylen. Det ble sammenlignet to sett med regionmidlet konsentrasjoner, «basic run» (alle parametrene inkludert) og «atmopheric run» (beregninger med kun atmosfæren inkludert). I begge kjøringene var det parameterisert transport med strøm, partisjonering med organisk materiale, synking og begravning.

Som det følger av **Tabell 32** var det atmosfæriske bidraget av tilførsel etter 3 år ansvarlige for 0,29 til 2,39 % (**Tabell 32** i Vedlegg B) av den totale konsentrasjonen. Det relative transportbidraget med havstrømmene i det dype Norskehavet er mye høyere enn i det grunne Barensthavet og Nordsjøen på grunn av det store vannvolumet. Derfor bør ikke de sesongmessige og mellomårslige variasjonene i det atmosfæriske bidraget påvirke den midlede sesongkonsentrasjonen sammenlignet med bidraget fra for eksempel havstrømmene.

Utveksling av kvikksølv mellom regionene viser den generelle tendensen av nordlig transport av kvikksølv i kystregionene IV-IX. Pilene i **Figur 33** representerer fluksene strøm gjennom alle grenseflatene mellom regionene. Derfor er tallene større for de dypere regionene med større volum og bredere grenser enn for de grunne og smale grensene. Dette gjør dem usammenlignbare. Likevel viser de mengden og bidraget av grensefluksen til budsjettet til den utvalgte regionen som er gitt i **Tabell 11**.



Figur 33. Kvikksølvfluksene (t/år) mellom de ulike regionene fra 2008.

4.2.2 PCB (PCB-153)

For PCB er det kun gjort beregninger for enkeltkomponentene PCB-153. Dette skyldes at data fra ulike kilder inneholder forskjellige komponenter av PCB. For å få enhetlige modellresultater har vi derfor valgt ut komponenter som finnes fra de fleste kilder. Data fra Schulz et al. (1998) viser at PCB-153 representerer 8 til 14 % av det totale PCB.

Det finnes lite målinger av PCB (PCB-153) i sjøvann i Atlanterhavet og Norskehavet. Målingene som finnes varierer mye. Målinger gjort av Schulz-Bull *et al.* (1998) rapporterte varierende konsentrasjoner i Atlanterhavet på 0,006-0,060 pg/l. I arktiske områder var konsentrasjonene på 0,012-0,350 pg/l (Sobek, Gustaffson 2004).

Begge modellene viser at PCB (PCB-153)-konsentrasjonen i Norskehavet er flere størrelsesorden mindre enn det ECC maksimum tillatte nivået av PCB for drikkevann (0,5 µg/l, IPCS 1992, det finnes ingen andre grenseverdier å sammenligne med). Resultater fra OxyDep/PolPar (*Figur 34A*) viser konsentrasjoner fra 0,02-1,5 pg/l i størstedelen av området. De høyeste konsentrasjonene finner vi i nord i de åpne områdene (opp til 1,5 pg/l) og langs kysten (opp til 1,5-2 pg/l).

Figur av NORWECOM-beregningene (*Figur 34B*) viser konsentrasjoner sammenlignbare med dem beregnet med OxyDep/PolPar med konsentrasjoner på 0,01-2 pg/l i de fleste områdene opp mot 4 pg/l i sentrale deler av Norskehavet på vinteren og 2-3 pg/l langs kysten i alle sesongene. De tilsynelatende høye konsentrasjonene i enkelte områder av Norskehavet er av midlertidig karakter og begrenset til de øvre 5 metrene. Disse skyldes konvergens i området gjennom den foregående høsten.

Sesongvariasjonen i overflaten av totalt PCB (PCB-153) beregnet med OxyDep/PolPar er mindre tydelig sammenlignet med kvikksølv, men sommerkonsentrasjonene er likevel noe lavere enn vinterkonsentrasjonene (0,1 pg/l mot 0,2 pg/l) (kfr. *Figur 38* og *Figur 28*).

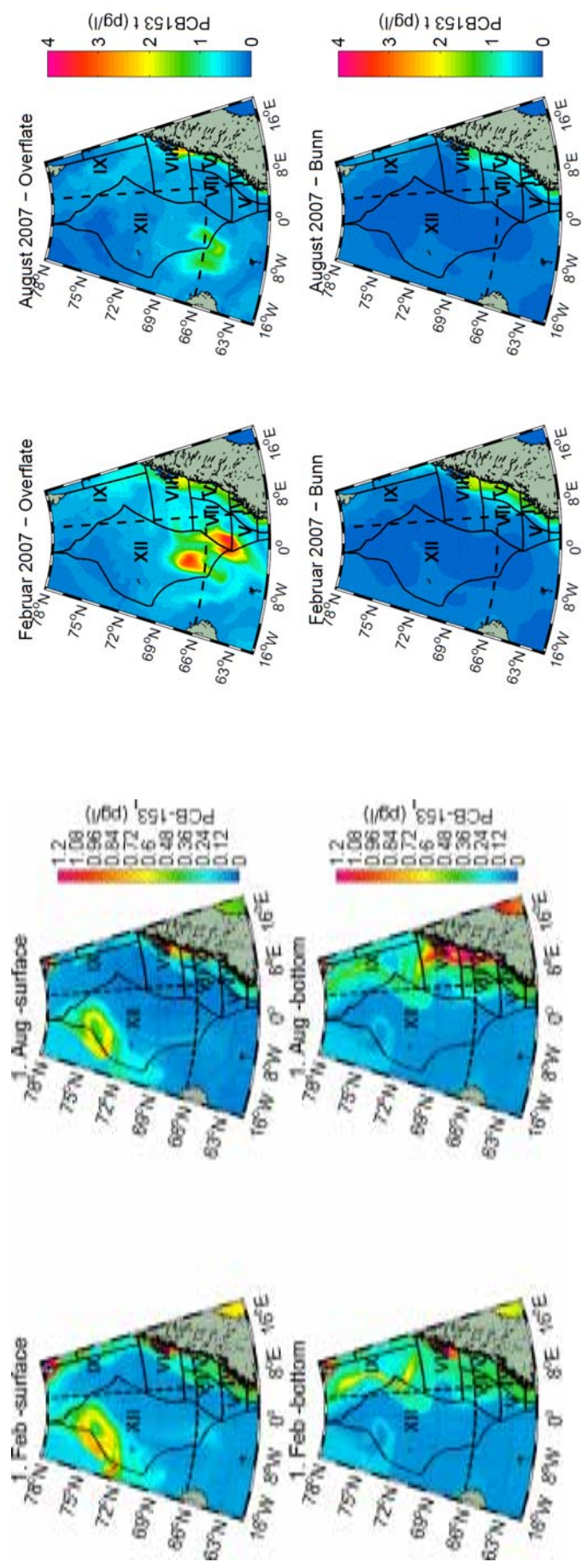
Den vertikale distribusjonen viser en økning av PCB (PCB-153) mot bunnen med et svakt maksimum ved 50-100 meter om sommeren og en svak økning i overflatelaget om vinteren. Økningen i overflatelaget om vinteren skyldes fraværet av den biologiske pumpen om vinteren. I Schulz-Bull *et al.* (1998) ble det dokumentert et fravær av en tydelig vertikal distribusjon i det sørlige Norskehavet.

OxyDep/PolPar beregninger av partikulært PCB (PCB-153) gir konsentrasjoner på 0,001-0,083 pg/l (*Figur 35*) som er sammenlignbare eller lavere enn observasjonsdata tatt i Norskehavet (0,035-1,2 pg/l, Schulz-Bull *et al.* (1998)). En forhøyning av totalt PCB (PCB-153) kan ses i de dype lagene som skyldes at partisjoneringskoeffisientene K_{ow} for PCB-153 er høyere enn for kvikksølv (*Figur 35A*) gitt i *Tabell 34* i Vedlegg B.

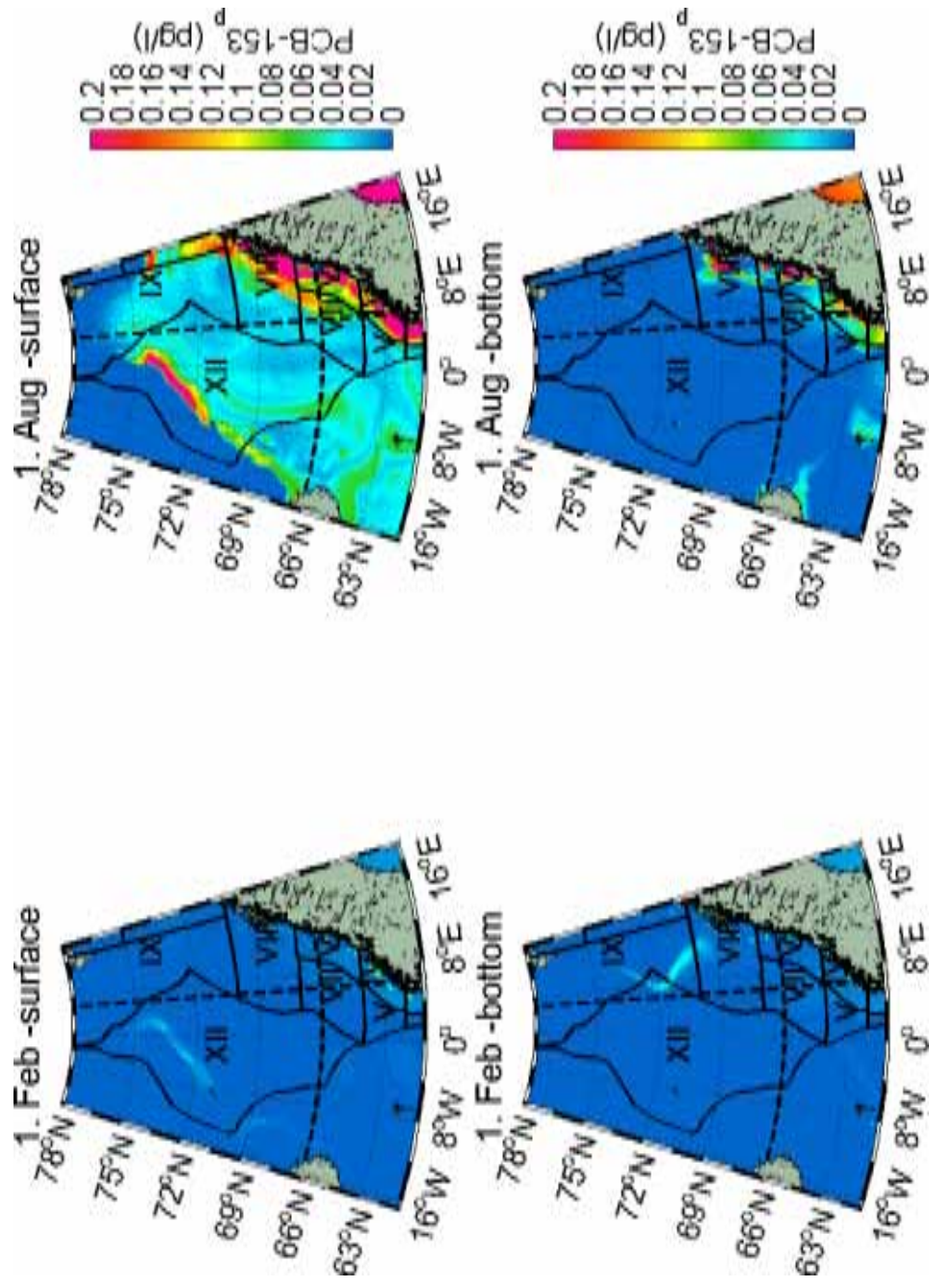
For NORWECOM-beregningene er det høyere konsentrasjoner om vinteren enn om sommeren i overflatevannet, som er det motsatte resultatet av NORWECOM-beregningene for kvikksølv. Dette skyldes en annen sesongvariasjon i den atmosfæriske deponeringen og at fordeling mellom oppløst og partikulært PCB (PCB-153) er annerledes enn for kvikksølv.

Transektene for partikulær PCB(PCB-153) fra NORWECOM (*Figur 35B*) viser på samme måte som for OxyDep/PolPar at maksimumskonsentrasjoner ligger rundt 50-100 m under overflaten om sommeren og med en økning i overflaten om vinteren.

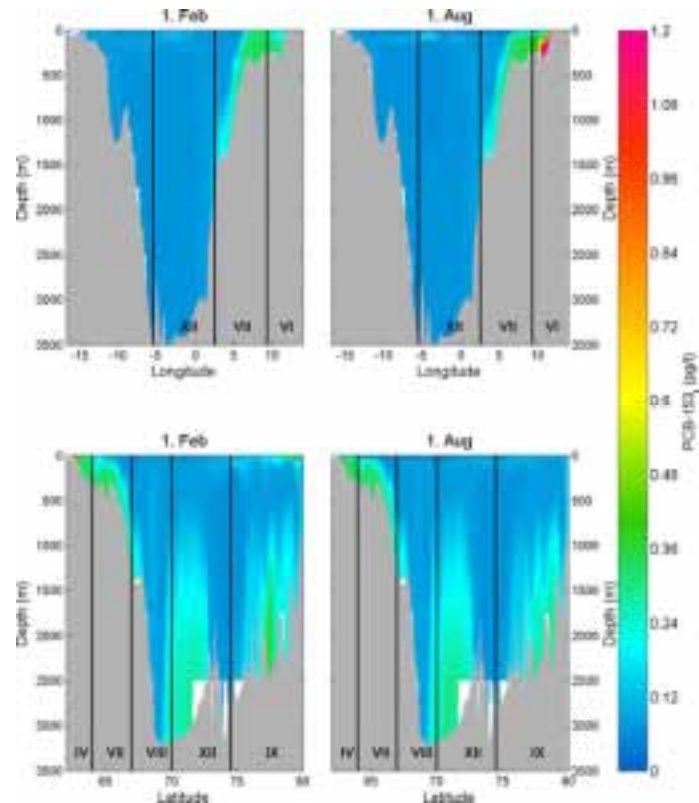
Begge modellene viser at konsentrasjonene i bunnvannet i store deler av havområdet er nærmest upåvirket av sesong og hele tiden ligger svært nær den bakgrunnsverdien som er benyttet. OxyDep/PolPar beregningene viser likevel sommerforhøyninger i bunnlaget i de grunne områdene langs kysten (*Figur 35A*).



A **Figur 34.** Beregnede konsentrasjoner (OxyDep/PolPar) av total PCB-153 (PCB-153, pg/l) fra OxyDep/PolPar (**A**) og totalt PCB-153 (PCB-153 g, pg/l) fra NORWECOM (**B**) i overflatevannet (0-5 m dyp, øverst), i bunnavann (nederst) i februar (1. og 3. kolonne) og august (2. og 4. kolonne). Transekt (overflate-bunn) langs 66°N og 8°Ø er merket med stiplede linjer. Merk forskjellige fargekoding. Skale optimaliserte detaljene i kartene og også avpseile forskjell mellom modellene.



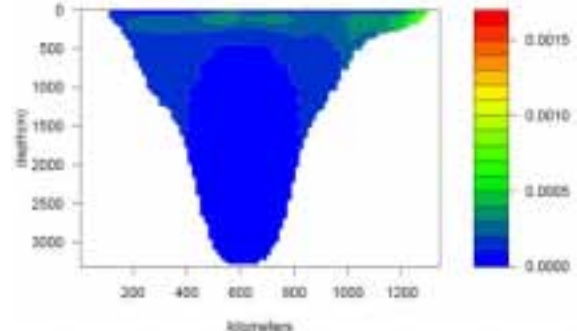
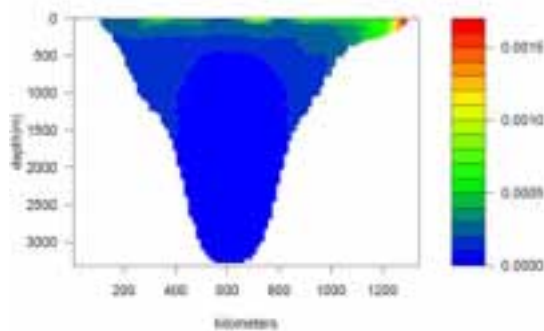
Figur 35. Beregnede konsentrasjoner (OxyDep/PolPar) av partikulet PCB-153 (PCB-153_p, pg/l) i overflatevannet (0-5m dyp, øverst), i bunnvann (nederst) i februar (1. og 3. kolonne) og august (2. og 4. kolonne). Transekt (overflate-bunn) langs 66°N og 8°E er merket med stiplede linjer.



A

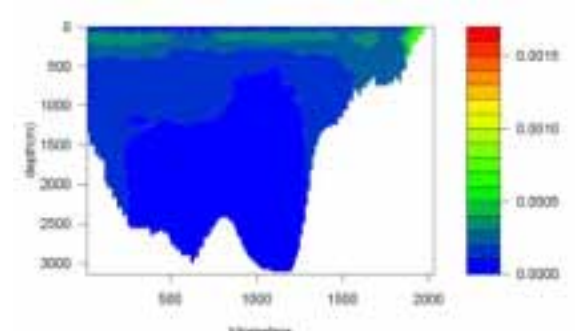
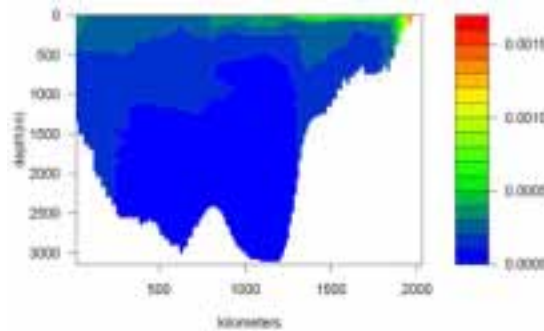
Februar 2007 langs 66°N

August 2007 langs 66°N



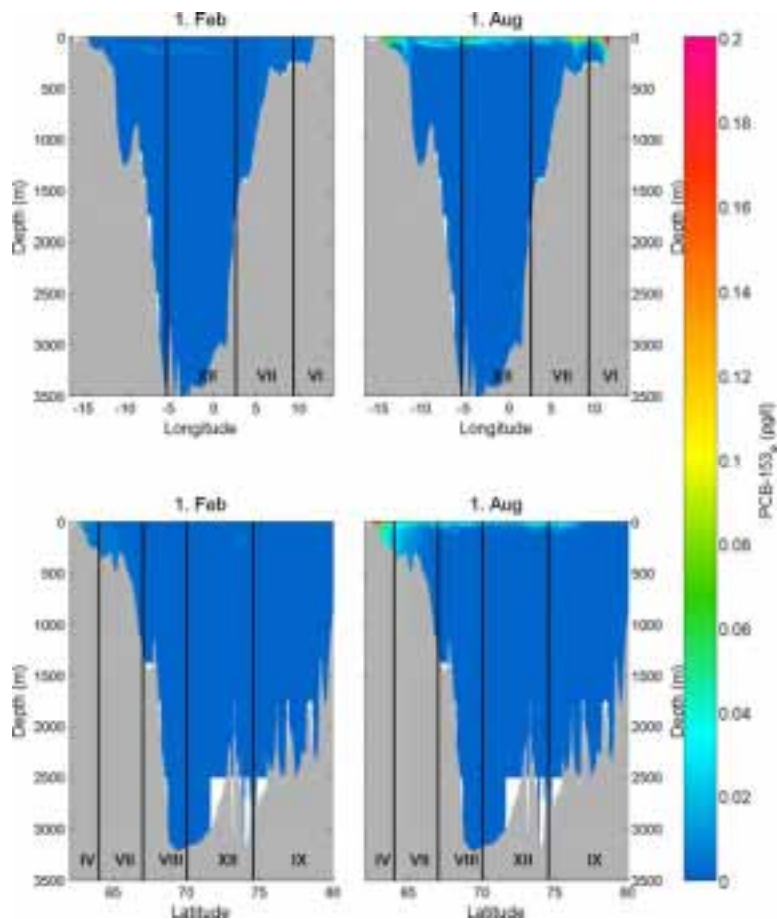
Februar 2007 langs 6°Ø

August 2007 langs 6°Ø

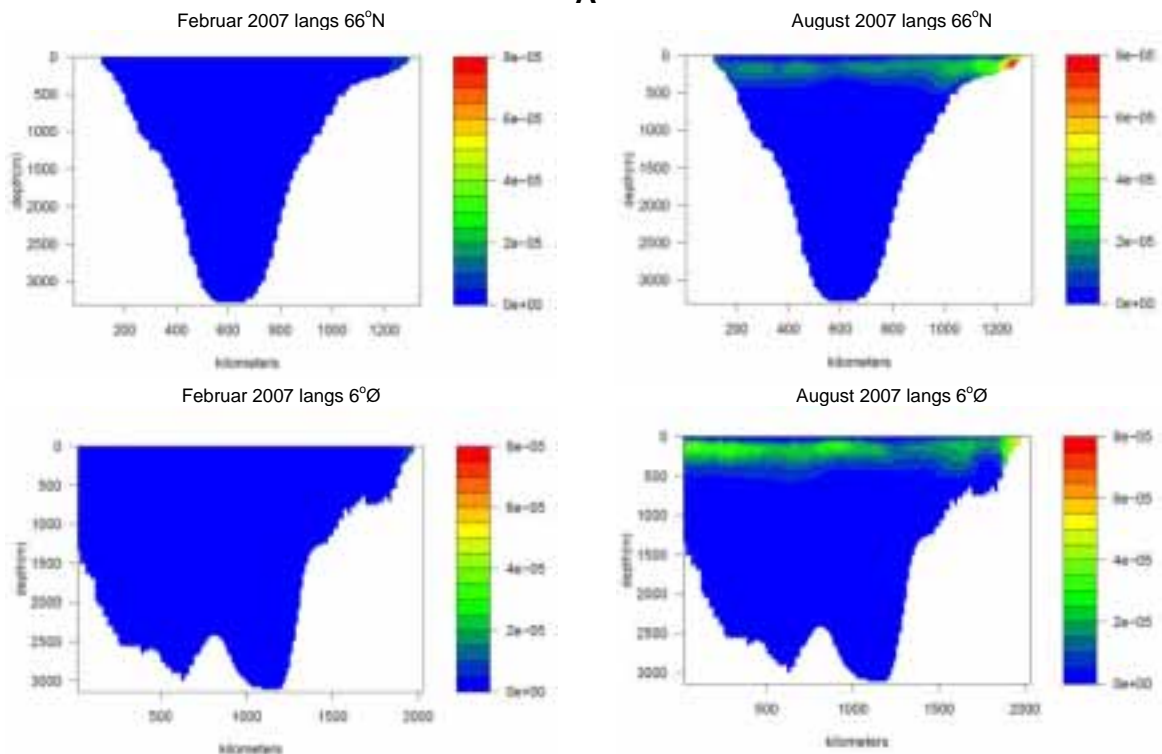


B

Figur 36. Transekt som viser vertikal variasjon av total PCB-153-konsentrasjon (pg/l for **A** og ng/l for **B**) langs 6°Ø og 66°N (stiplede linjer i **Figur 28**) for **A** OxyDep/PolPart og **B** NORWECOM. Merk at transekt langs 6°Ø er speilvendte for de to modellene og at fargekodene er ulike. I **A** er nord til høyre, mens i **B** nord er til venstre. I **B** viser figurene kun oppløst PCB-153-konsentrasjon og ikke total konsentrasjon. Det partikulære bidraget er så lite, at det vil ikke gi noen betydelig endringer i en figur for total konsentrasjon. Skale optimalisere detaljene i kartene og også avpseile forskjell mellom modellene.



A

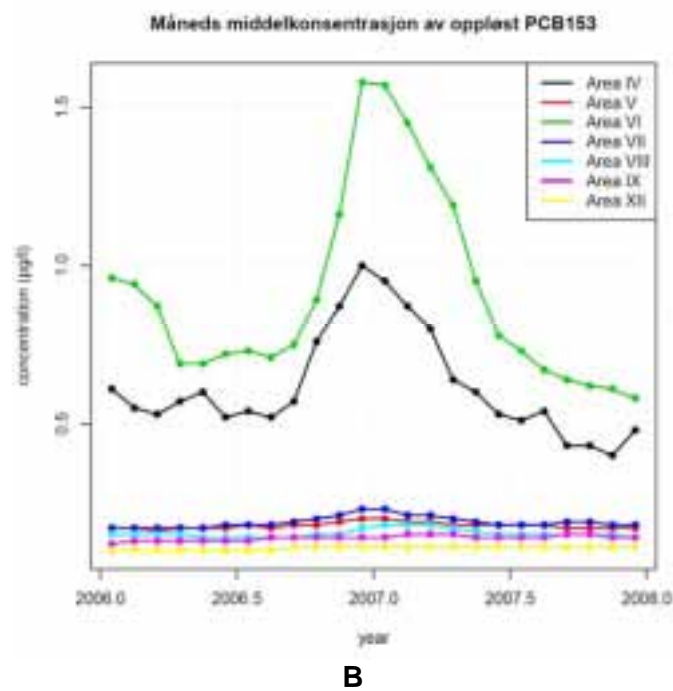
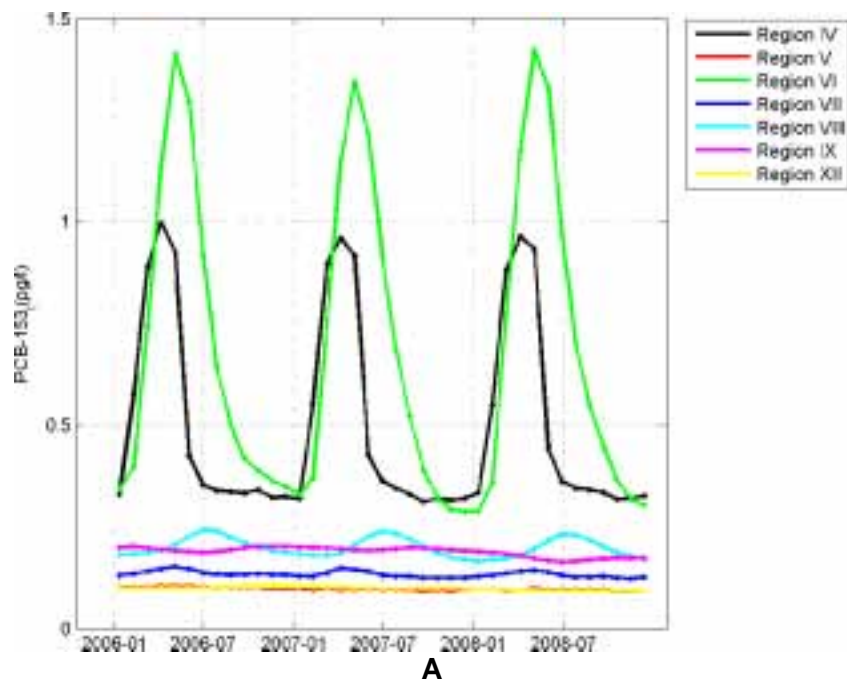


B

Figur 37. Transekt som viser vertikal variasjon av partikulært bundet PCB-153-konsentrasjon (pg/l for **A** og ng/l for **B**) langs 6°Ø og 66°N (stiplede linjer i **Figur 28**) for **A** OxyDep/PolPart og **B** NORWECOM. Merk at transekt langs 6°Ø er speilvendte for de to modellene og at fargekodene er ulike. I **A** er nord til høyre, mens i **B** nord er til venstre. Skale optimalisere detaljene i kartene og også avpseile forskjell mellom modellene.

OxyDep/PolPar viser at de største sesongvariasjonene (*Figur 38A*) for totalt PCB(PCB-153) finnes i region VI etterfulgt av region IV (opp til 1 pg/l og 0,7 pg/l henholdsvis). De øvrige regionene har vesentlig lavere sesongvariasjon (mindre enn 0,05 pg/l) og er i en størrelsesorden mindre enn absoluttverdiene i regionene IV og VI. I de grunne områdene (IV og VI) er atmosfære- og elvetilførselsbidraget større og PCB (PCB-153) har i kontrast med kvikksølv forhøyede konsentrasjoner ved Nordsjøgrensen (Green *et al.* 2011a).

Resultater fra beregningene med NORWECOM (*Figur 38B*) viser de samme karakteristiske sesongvariasjonene av midlede regionkonsentrasjoner som OxyDep/PolPar diskutert ovenfor. Maksimumsverdiene og maksimumutstrekningen er i region VI og region IV, og det er de samme absoluttverdiene for begge modellene. Som for kvikksølv skyldes den lave variabiliteten i de andre områdene at volumene her er svært store.

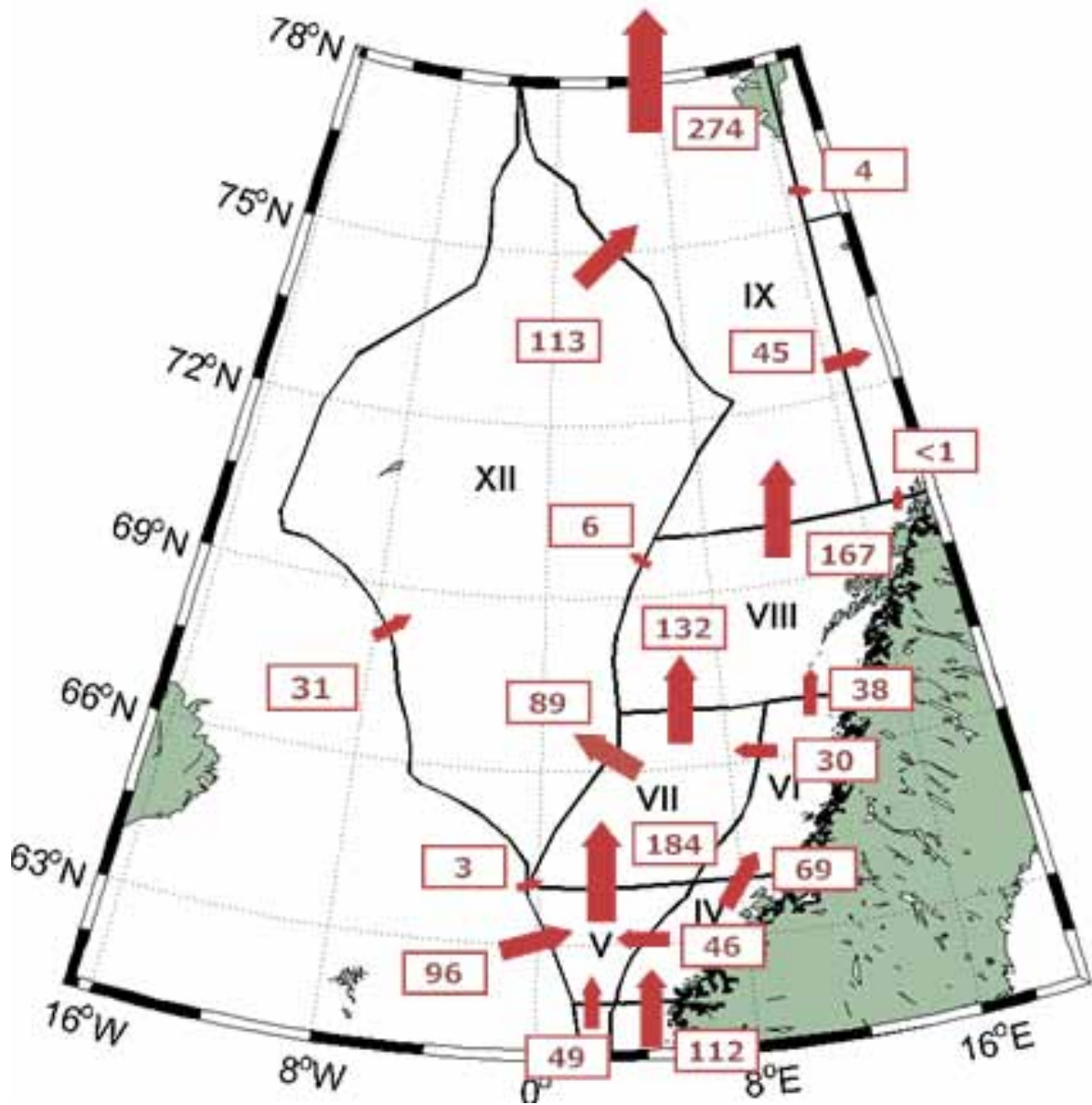


Figur 38. Midle konsentrasjoner for PCB-153 per region for **A)** OxyDep/PolPart (totalt PCB-153, pg/l) og **B)** NORWECOM (oppløst PCB-153 pg/l).

For å estimere betydningen av det atmosfæriske nedfallet i PCB (PCB-153) budsjettet, ble det gjort et numerisk eksperiment. Distribusjonen og variasjonen av PCB (PCB-153) ble beregnet med 0 som initialkonsentrasjoner ved alle de marine grensene og ingen fluks fra elver eller plattformer. Atmosfærisk nedfall var derfor den eneste kilden som påvirket PCB (PCB-153) konsentrasjonen i vannsøylen. Det ble sammenlignet to sett med regionmidlede konsentrasjoner, *basic run* (alle parameterne inkludert) og *atmospheric run* (beregninger med kun atmosfæren inkludert). I begge kjøringene var det parameterisert transport med strøm, partisjonering med organiske material, synking, begravning og nedbrytning.

Tabell 35 i Vedlegg B viser at det atmosfæriske bidraget av den totale konsentrasjonen varierer mellom 0,8 til 15 % med OxyDep/PolPart. Store forskjeller ble funnet mellom de ulike regionene og innenfor en region år til år, som viser at den atmosfæriske tilførselen har betydelig effekt i alle regionene. Nedbrytningsraten til PCB (PCB-153) er liten og et større atmosfærisk bidrag kan spores i en lang periode. Regionsbudsjettet til de nordlige regionene XII og IX er karakterisert med et større bidrag av atmosfærisk nedfall.

Utvekslingen av PCB (PCB-153) mellom regionene (røde piler i **Figur 39**) viser den generelle tendensen av nordlig transport av PCB (PCB-153) i kystregionene IV-IX. Pilene i **Figur 39** representerer fluksenes strøm gjennom alle grenseflatene mellom regionene. Derfor er tallene større for de dypere regionene med større volum og bredere grenser enn for de grunne og smale grensene. Dette gjør dem usammenlignbare. Likevel viser de mengden og bidraget av grensefluksen til budsjettet til den utvalgte regionen som er gitt i **Tabell 11**.



Figur 39. PCB-153-fluksene (kg/år) mellom de ulike regionene fra 2008.

4.2.3 PAH (B[a]P)

For PAH er det kun gjort beregninger for enkeltkomponentene PAH-B[a]P. Dette skyldes at data fra ulike kilder inneholder forskjellige komponenter av PAH. For å få enhetlige modellresultater har vi derfor valgt ut komponenter som finnes fra de fleste kilder. Data fra Schulz et al. (1998) viser at B[a]P utgjør 0 til 14 % av PAH.

Det finnes lite målinger av PAH (hvor benzo[a]pyren - B[a]P – er brukt som indikator) i sjøvann i Atlanterhavet og Norskehavet. Målingene som finnes varierer mye. Målinger av Schulz-Bull *et al.* (1998) rapporterte varierende konsentrasjoner i Atlanterhavet på <5 pg/l på flere stasjoner og 11 pg/l som maksimum på én stasjon.

Modellene viser at B[a]P-konsentrasjonen i Norskehavet faller inn under tilstandsklassen «Bakgrunn» eller «God» i følge Klifs klassifiseringssystem (Bakke *et al.* 2007). Det laveste tilstandsklasse for en PAH-forbindelse er 5 pg/l (benzo(a)pyren).

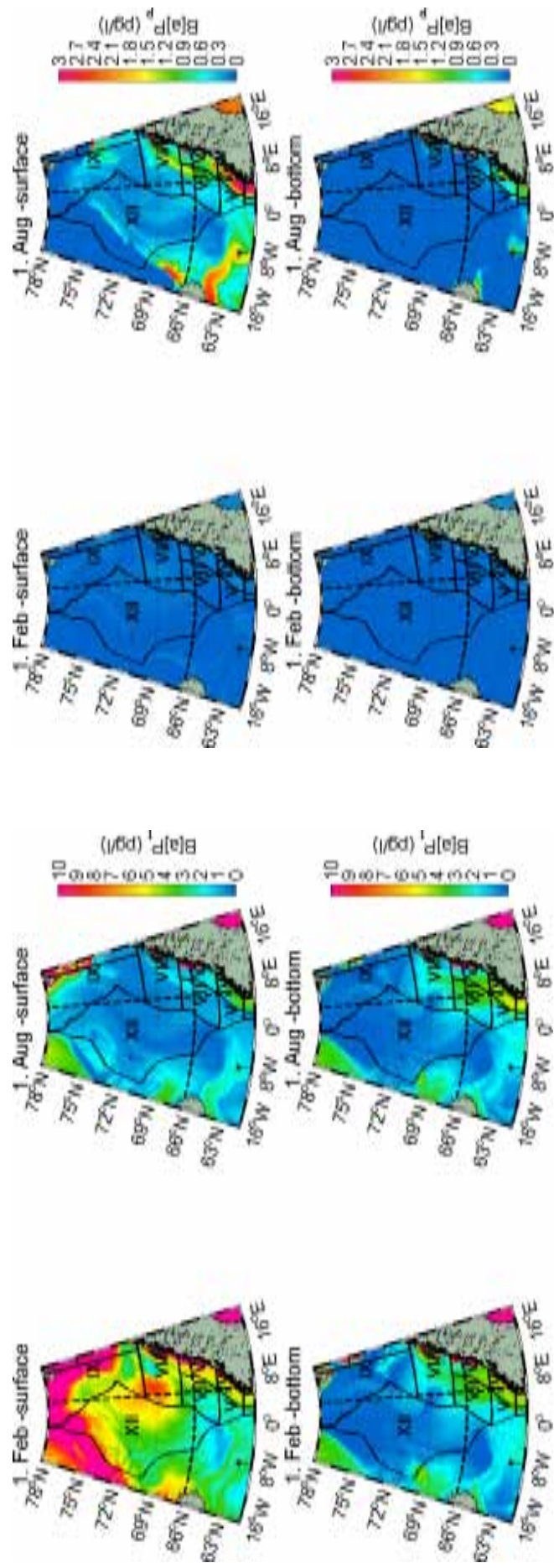
Resultater fra OxyDep/PolPar (*Figur 40*) viser konsentrasjoner fra 0,5-10 pg/l i størstedelen av området. I de åpne områdene i nord finner vi de høyeste konsentrasjonene (opp til 20 pg/l) og langs kysten (opp til 10 pg/l), som antagelig kan forklares av atmosfærisk nedfall

Det er store variasjoner i konsentrasjonen av PAH (B[a]P) i overflatevannet. Variasjonene er synlige både i tid (sesong) og rom (horisontalt og vertikalt) (*Figur 40-Figur 42*). Ved overflaten viser OxyDep/PolPar (*Figur 40*) i den sentrale delen av Norskehavet noe høyere konsentrasjoner om vinteren (4- 10 pg/l)- enn om sommeren (1-4 pg/l). Dette kan forklares ut fra effekten av den biologiske pumpen.

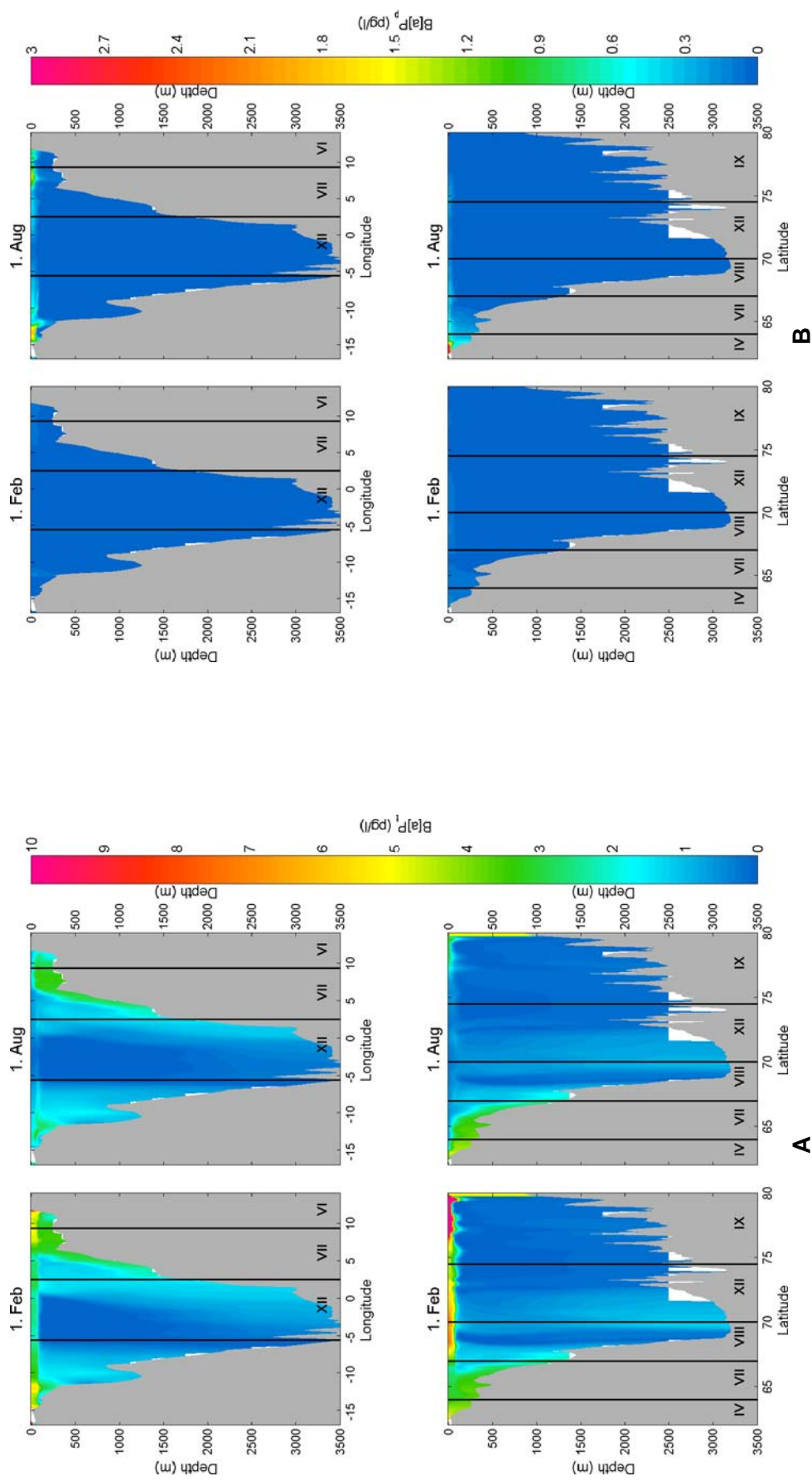
Beregnete konsentrasjoner av partikulært PAH (B[a]P) i OxyDep/PolPar (0,004-6,5 pg/l, *Tabell 38*) er lavere enn estimerer fra observasjonsdata: fra mindre enn 5 til 28 pg/l (Schulz-Bull *et al.*, 1998).

I *Figur 41* er det ingen tydelig maksimum under overflatelaget og en berikelse av B[a]P i overflaten er det sommer som vinter (i større grad om vinteren). Dette karakteriserer den beregnede vertikale distribueringen av B[a]P. Dette kan forklares av at nedbrytningen av PAH (B[a]P) er mye større enn for PCB-153 (*Tabell 30*, Vedlegg B) og kan sammenlignes med nedbrytningsraten til organisk materiale (OM). I dette tilfellet vil ikke den biologiske pumpen kunne føre til et maksimum i et lag med dominerende OM nedbrytning som for PCB-153 og kvikksølv som ikke kan nedbrytes.

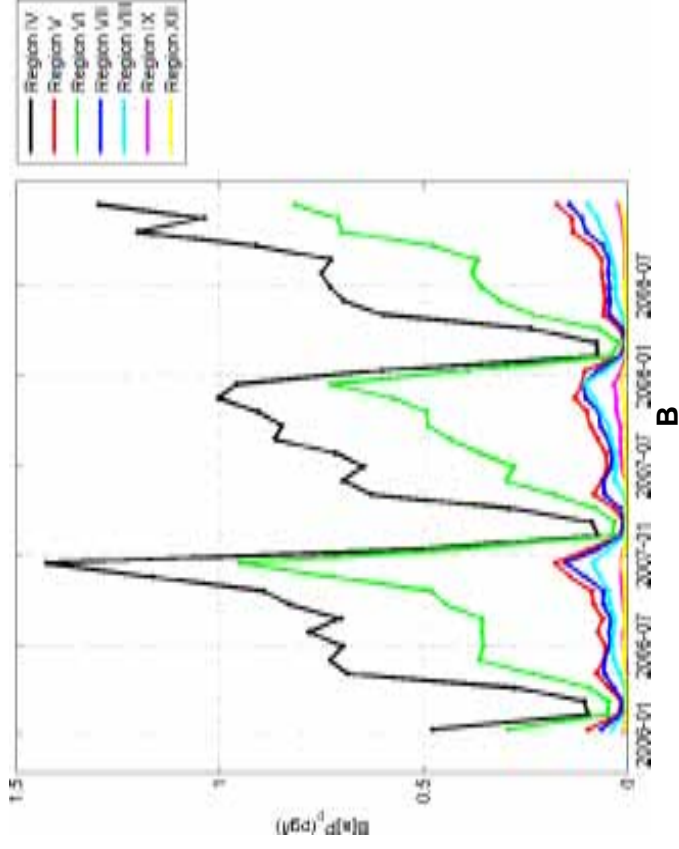
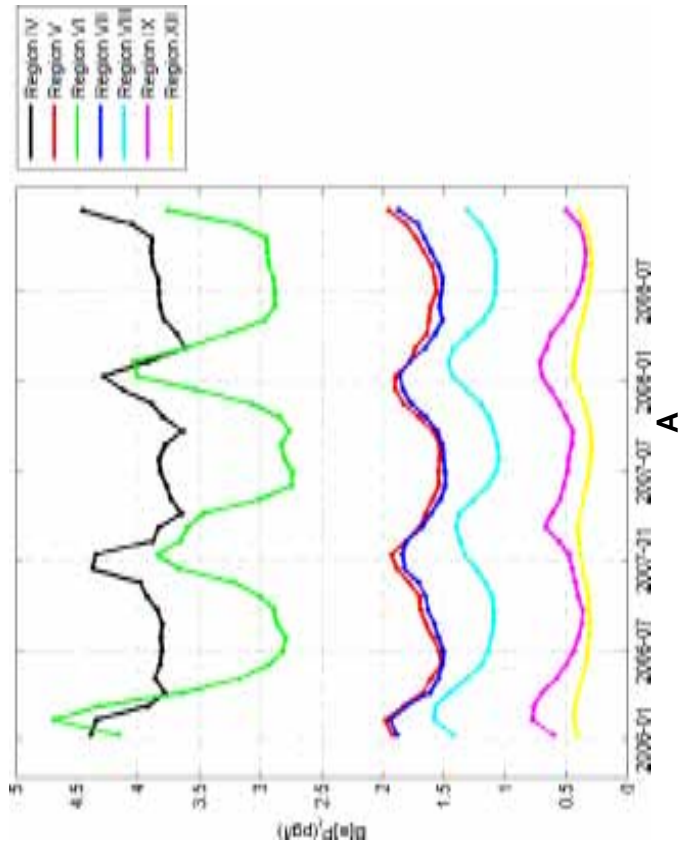
Modellene viser at konsentrasjonene i bunnvannet over store deler av havområdet er nærmest upåvirket av sesongvariasjoner og ligger svært nær bakgrunnsverdien som er benyttet.



A Beregnede konsentrasjoner (OxyDep/PolPar) av total B[a]P ($B[a]P_{total}$, pg/l) (**A**) og partikulært bundet B[a]P ($B[a]P_{part}$, pg/l) (**B**) i overflatevannet (0-5m dyp, øverst), i bunnavann (nederst) i februar (1. og 3. kolonne) og august (2. og 4. kolonne). Transekt (overflate-bunn) langs 66°N og 8°Ø er merket med stiplede linjer. Skale optimaliserte detaljene i kartene og også avpseile forskjell mellom modellene.



Figur 4I. Beregnede konsentrasjoner (OxyDep/PolPar) av total B[a]P (B[a]P, pg/l) (A) og partikulert totalt B[a]P (B[a]P, pg/l) (B) i transekt (overflate-bunn). Skale optimalisere detaljene i kartene og også avpseile forskjell mellom modellene.



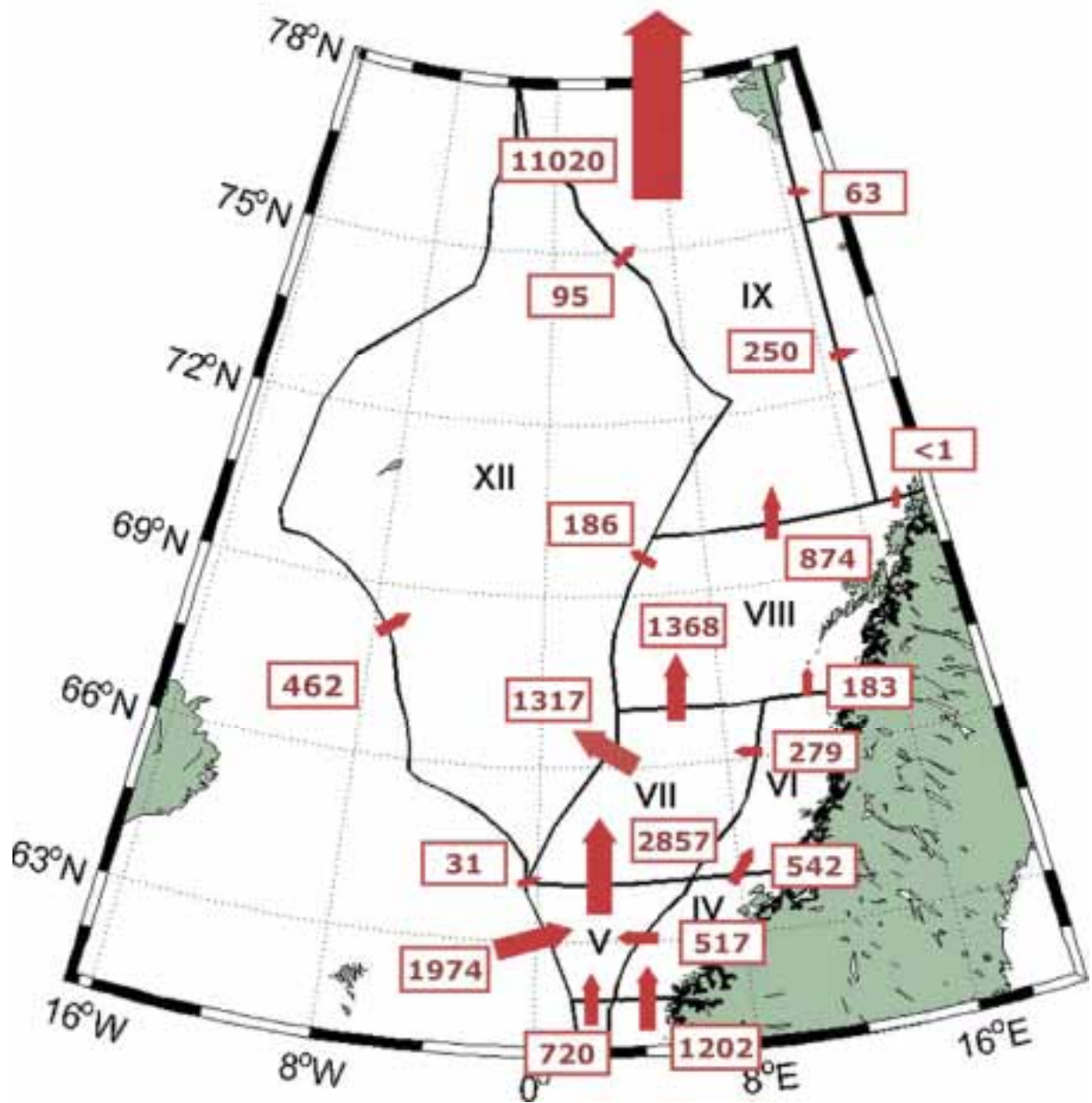
Figur 42. Tidsvariasjon av regionsmidlet konsentrasjon av totalt B[a]P (pg/l, **A**) og partikulært bundet B[a]P (pg/l, **B**), begge for Region IV-IX og XII i perioden 2006-2008 og totalt B[a]P.

OxyDep/PolPar viser at de største sesongvariasjonene av totalt PAH (B[a]P) finnes i region VI etterfulgt av region IV (opp til henholdsvis 1,5 pg/l og 0,7 pg/l). I kontrast med kvikksølv og PCB-153 har de øvrige regionene en mer tydelig sesongvariasjon (med en variasjonsbredde på 0,5 pg/l). Dette skyldes at B[a]P har høyere nedbrytningskoeffisient enn kvikksølv og PCB-153 (*Tabell 30*).

For å estimere betydningen av det atmosfæriske nedfallet i PAH (B[a]P) budsjettet ble det gjort et numerisk eksperiment. Distribusjonen og variasjonen av B[a]P ble beregnet med 0 som initialkonsentrasjoner ved alle de marine grensene og ingen fluks fra elver eller plattformer. Atmosfærisk nedfall var derfor den eneste kilden som påvirket PAH (B[a]P) konsentrasjonen i vannsøylen. Det ble sammenlignet to sett med regionmidlede konsentrasjoner, *basic run* (alle parameterne inkludert) og *atmospheric run* (beregninger med kun atmosfæren inkludert). I begge kjøringene var det parameterisert transport med strøm, partisjonering med organisk materiale, synking, begravning og nedbrytning.

Som det følger av *Tabell 38* varierer totalkonsentrasjonen av det atmosfæriske bidraget mye mellom de ulike regionene, fra 0,1-0,3 % i region IV til 5,6 % i region IX. Dette vitner om at den atmosfæriske avsettelsen burde ha forskjellig betydning i de ulike regionene. Atmosfærisk bidrag har større rolle i budsjettet til de nordlige regionene IX og XII. Sesongmessige og mellomårlege forandringer i det atmosfæriske nedfallet av PAH (B[a]P) burde påvirke den midlede regionskonsentrasjon i større grad enn for kvikksølv. Likevel er PAH (B[a]P) karakterisert med høy nedbrytningsrate som vil skjule langtidseffektene av forandring av atmosfærisk nedfall.

Utvekslingen av PAH(B[a]P) mellom regionene viser den generelle tendensen av nordlig transport av kvikksølv i kystregionene IV-IX. Pilene i *Figur 43* representerer fluksenes strøm gjennom alle grenseflatene mellom regionene. Derfor er tallene større for de dypere regionene med større volum og bredere grenser enn for de grunne og smale grensene. Dette gjør dem usammenlignbare. Likevel viser de mengden og bidraget av grensefluksen til budsjettet til den utvalgte regionen som er gitt i *Tabell 11*. En økning i fluksen av PAH (B[a]P) kan forklares av en økt atmosfærisk avsetning i denne regionen, som fremhever den atmosfæriske faktoren som dominerende i dette parameterbudsjettet.



Figur 43. B[a]P -fluksene (kg/år) mellom de ulike regionene fra 2008.

4.2.4 Konklusjoner fra modellberegninger

Modellresultatene fra OxyDep/PolPar og NORWECOM viser at:

- De modellerte konsentrasjonene tilsvarer tilstandsklasse I («Bakgrunn») og II («God») for alle parametrene.
- Tilførsler av forurensing med elveavrenning er en vesentlig årsak til horisontale variasjoner i konsentrasjonene. De høyeste konsentrasjonene finnes i det høye Arktis for alle parameterne grunnet økt atmosfærisk tilførsel av kvikksølv, PCB (PCB-153) og PAH (B[a]P) og fra smelting av is (for kvikksølv). De høyeste konsentrasjonene kan være flere titalls-hundre ganger høyere enn de laveste konsentrasjonene.
- Tilførslene av miljøfarlige stoffer via atmosfæren kan påvirke de mellomårlige variasjonene av forurensende stoffers konsentrasjon i vannsøylen, men det atmosfæriske bidraget i Norskehavet er mindre sammenlignet med Barentshavet og Nordsjøen på grunn av det store dypet (og volumet).
- Det dannes en vertikal sjiktning av forurensende stoffer i vannsøylen, med lavest konsentrasjon i overflaten (sees tydeligst om sommeren) og høyest konsentrasjon i midlere vanddyb og i bunnvann.
- De hydrofysiske faktorer er den viktigste mekanismen for omfordeling av miljøgifter fra forskjellige kilder i havet. De to modellene bruker forskjellige hydrofysiske data, og det bør undersøkes mer om hvordan dette kan påvirke omfordelingen.

De viktigste mekanismene som påvirker konsentrasjonen av ulike forurensende stoffer i Region IV-IX og XII er oppsummert i **Tabell 22**. Tilførsler av kvikksølv, PCB-153, og PAH (B[a]P) er visst i hhv. **Figur 63**, **Figur 68** og **Figur 69**. Tilførsler skjer via transport med havstrømmer, luft, elveavrenning, utslipp fra petroleumsinstallasjoner og skipstrafikk. Som nevnt over er havstrømmene ikke direkte kilder for regionene. Havstrømmene fordeler stoffene fra de andre kildene rundt omkring (se kapittel 3.1.3.). "Netto-inn" i en region (se **Tabell 22**) kan variere mye over tid og betyr ikke nødvendigvis at det er en belastning med mindre transporten inn i området vedvarer og dermed vil kunne øke bakgrunnskonsentrasjonene i området. Reduksjon i konsentrasjon skjer via transport med havstrømmer og mekanismer knyttet til nedbrytning og sedimentering innen regionen. Fluks fra sjø til luft eller fra sediment til sjø ble ikke parameterisert i disse modellversjonene. Dette kan for en del komponenter ha stor betydning. For atmosfærisk tilførsel er det benyttet total tilførsel, men netto tilførsel som inkluderer utveksling fra hav til sjø vil kunne være en betydelig tapsprosess for flere organiske miljøgifter og kvikksølv. For eksempel ser man i enkelte studier og havområder at netto fluks av kvikksølv er negativ, dvs. at atmosfæren også er et sluk og ikke bare en kilde. Strode *et al.* (2007) har beregnet at 89% av all kvikksølv avsatt i havet slippes ut til atmosfæren igjen. Det er derfor viktig å arbeide videre med utvikling av modellen, slik at man kan oppnå mer nøyaktige og realistiske beregninger av netto utveksling mellom luft og hav.

I modellberegningene er det ingen tydelig mellomårlig trend innen regionsmidlede konsentrasjoner. Dermed er det mulig å beregne nedbrytning og sedimentering som forskjellen mellom de andre kildene og slukene i **Tabell 22** (residual).

Tabell 22. Oversikt over hovedkilder og sluk for tilførsler av metaller og organiske miljøgifter til Region IV-IX, og XII fra 6 ulike kilder (unntatt havbunn (kilde 7 og 8) og radionuklider (kilde 9)). Tallene er hentet fra 2008 som gjør noe forskjell fra Vedlegg E. Kolonnene med % angir hvor mange prosent av totale kilder /sluk tilførselen utgjør. «Netto tilførsel» er summen av tilførsel trukket fra utgående med havstrømmer og «Sum tilførsel» er summen av alle tilførsler. Merk at "Sum tilførsel" kan variere mye fra år til år avhengig av blant annet havstrømmer og de øvrige tilførslene. Dessuten bør det merkes at det som kommer inn via havstrømmer vil kunne transporteres videre og fjernes ikke fra vannmassen og dermed ikke kan betraktes som et sluk. For de fleste stoffene gir havstrømmene en netto tilførsel av forurensende stoffer. Når det gjelder PCB og PAH er det noe variasjon i hvilke komponenter som er med, dette skyldes tilgjengelige data. Det bør merkes at transport fra hav til luft er ikke tatt i betraktning.

| | | Kvikksølv | PC | | PAH | | | |
|--------------------------------|--------------------------------|--|--------------------|----------|-----|-------|---------|---------|
| | | Hg kg/år | % | B kg/ | % | kg/år | % | |
| Region IV | Kilde | Atmosfære (2 og 4) | 500.0 | 0.4 | 37. | 23.9 | 35000.0 | 96.5 |
| | | Elver (1) | 21.0 | 0.0 | 7.0 | 4.5 | 71.0 | 0.2 |
| | | Plattformer (5) | | | | | | |
| | | Skipstrafikk (6) | | | | | 0.1 | 0.0 |
| | | Tilførsler via havstrømmer (3) | 139000.0 | 99.6 | 11 | 71.6 | 1202.0 | 3.3 |
| | Netto tilf. | Utgående med havstrømmer | -140000.0 | 100.3 | 12 | 78.1 | -1142.0 | -3.1 |
| | | Nedbrytning og sedimentering | -479.0 | -0.3 | 34. | 21.9 | 35131.1 | 96.9 |
| | | Sum tilførsel | 139521.0 | | 15 | | 36273.1 | |
| | | Sum tilførsel per 1000 km² | 3407.9 | | 3.8 | | 886.0 | |
| | Region V | Kilde | Atmosfære (2 og 4) | 500.0 | 0.1 | 66. | 24.8 | 62000.0 |
| Elver (1) | | | | | | | | |
| Plattformer (5) | | | | | | | | |
| Skipstrafikk (6) | | | | | | | 0.2 | 0.0 |
| Tilførsler via havstrømmer (3) | | | 878661.0 | 99.9 | 20 | 75.2 | 3211.0 | 4.9 |
| Netto tilf. | | Utgående med havstrømmer | -859000.0 | 97.7 | 19 | 72.6 | -2857.0 | -4.4 |
| | | Nedbrytning og sedimentering | 20161.0 | 2.3 | 73. | 27.4 | 62354.2 | 95.6 |
| | | Sum tilførsel | 879161.0 | | 26 | | 65211.2 | |
| | | Sum tilførsel per 1000 km² | 20987.4 | | 6.3 | | 1556.7 | |
| Region VI | | Kilde | Atmosfære (2 og 4) | 500.0 | 0.7 | 59. | 42.8 | 35000.0 |
| | Elver (1) | | 19.0 | 0.0 | 11. | 8.0 | 36.0 | 0.1 |
| | Plattformer (5) | | 0.2 | 0.0 | | | 5245.0 | 12.8 |
| | Skipstrafikk (6) | | | | | | 0.1 | 0.0 |
| | Tilførsler via havstrømmer (3) | | 70000.0 | 99.3 | 68. | 49.3 | 542.0 | 1.3 |
| | Netto tilf. | Utgående med havstrømmer | -71000.0 | 100.7 | 67. | 48.6 | -462.0 | -1.1 |
| | | Nedbrytning og sedimentering | -480.8 | -0.7 | 71. | 51.4 | 40361.1 | 98.9 |
| | | Sum tilførsel | 70519.2 | | 13 | | 40823.1 | |
| | | Sum tilførsel per 1000 km² | 1237.4 | | 2.4 | | 716.3 | |
| | Region VII | Kilde | Atmosfære (2 og 4) | 900.0 | 0.1 | 19 | 45.7 | 114000. |
| Elver (1) | | | | | | | | |
| Plattformer (5) | | | 1.6 | 0.0 | | | 20252.0 | 14.7 |
| Skipstrafikk (6) | | | | | | | 0.1 | 0.0 |
| Tilførsler via havstrømmer (3) | | | 932000.0 | 99.9 | 23 | 54.3 | 3250.0 | 2.4 |
| Netto tilf. | | Utgående med havstrømmer | -950000.0 | 101.8 | 23 | 54.1 | -2685.0 | -2.0 |
| | | Nedbrytning og sedimentering | -17098.4 | -1.8 | 19 | 45.9 | 134817. | 98.0 |
| | | Sum tilførsel | 932901.6 | | 42 | | 137502. | |
| | | Sum tilførsel per 1000 km² | 8770.3 | | 4.0 | | 1292.7 | |
| Region | | Kilde | Atmosfære (2 og 4) | 1100.0 | 0.3 | 18 | 51.2 | 110000. |
| | Elver (1) | | 21.0 | 0.0 | 3.0 | 0.8 | 0.0 | 0.0 |
| | Plattformer (5) | | | | | | | |
| | Skipstrafikk (6) | | | | | | 0.2 | 0.0 |
| | Tilførsler via havstrømmer (3) | | 392000.0 | 99.7 | 17 | 48.0 | 1737.0 | 1.6 |
| | Netto tilf. | Utgående med havstrømmer | -395000.0 | 100.5 | 18 | 50.1 | -875.0 | -0.8 |
| | | Nedbrytning og sedimentering | -1879.0 | 0.5 | 18 | 49.9 | 110862. | 99.2 |
| | | Sum tilførsel | 393121.0 | | 36 | | 111737. | |
| | | Sum tilførsel per 1000 km² | 2279.1 | | 2.1 | | 647.8 | |
| | Region IX | Kilde | Atmosfære (2 og 4) | 1600.0 | 0.1 | 23 | 43.1 | 147000. |
| Elver (1) | | | | | | | | |
| Plattformer (5) | | | | | | | | |
| Skipstrafikk (6) | | | | | | | 0.1 | 0.0 |
| Tilførsler via havstrømmer (3) | | | 1198000.0 | 99.9 | 31 | 56.9 | 969.0 | 0.7 |

| | | Kvikksølv Hg | | PC B | | PAH | |
|--|--------------------------------|-----------------|-------|------------|------|--------------|------|
| | | kg/år | % | kg/ | % | kg/år | % |
| Netto tilf. | Utgående med havstrømmer | -1107000.0 | -92.3 | 33 | 60.3 | -11333.0 | -7.7 |
| | Nedbrytning og sedimentering | 92600.0 | 7.7 | 22 | 39.7 | 136636. | 92.3 |
| | Sum tilførsel | 1199600.0 | | 55 | | 147969. | |
| Sum tilførsel per 1000 km² | | 3067.9 | | 1.4 | | 378.4 | |
| Region XII | Kilde | | | | | | |
| | Atmosfære (2 og 4) | 3000.0 | 0.4 | 78 | 84.3 | 197000. | 99.1 |
| | Elver (1) | | | | | | |
| | Plattformer (5) | | | | | | |
| | Skipstrafikk (6) | | | | | 0.1 | 0.0 |
| | Tilførsler via havstrømmer (3) | 802000.0 | 99.6 | 14 | 15.7 | 1779.0 | 0.9 |
| | Sum tilførsel | 805000.0 | | 93 | | 198779. | |
| Netto tilf. | Utgående med havstrømmer | -804000.0 | -99.9 | 13 | 14.7 | -281.0 | -0.1 |
| | Nedbrytning og sedimentering | 1000.0 | 0.1 | 79 | 85.3 | 198498. | 99.9 |
| | Sum tilførsel | 805000.0 | | 93 | | 198779. | |
| Sum tilførsel per 1000 km² | | 1291.0 | | 1.5 | | 318.8 | |

Nedbrytning og sedimentering av kvikksølv var minimalt (mindre enn 1% og 1.8% i region VII, **Tabell 22**). For PCB (PCB-153) var det høyere betydning av nedbrytning og begravning i region XII (85,3%), den laveste i de sørligste regionene IV og V (21-28%), sammenlignet med de andre regionene (39-52%). PAH-forbindelsen B[a]P har høyest nedbrytning (92-99,5 %).

Betydningen av atmosfærisk tilførsel bør diskuteres mer detaljert. De 3 modellerte parameterne representerer 3 grupper når det gjelder deres nedbrytning: ikke-nedbrytbare stoffer (kvikksølv), sakte-nedbrytbar (PCB-153) med nedbrytningskoeffisient 0.000138 d^{-1} (Sinkkonen & Paasivirta 2000, Scheringer 1997) og rask-nedbrytbare stoffer (B[a]P) med nedbrytningskoeffisient 0.00946 d^{-1} (Nizetto 2010, p.c.).

For kvikksølv var det atmosfæriske bidraget minimalt (mindre enn 1 %, **Tabell 22**) og sammenlignbar med nedbrytning og begravning, i dette tilfellet kun begravning siden kvikksølv ikke kan nedbrytes. Den mellomårlege og sesongmessige variasjonen av den atmosfæriske kilden av kvikksølv bør ikke påvirke den regionmidlede konsentrasjonen i Norskehavet i samme grad som for Nordsjøen (Green *et al.*, 2011a). I Norskehavet er det store dyp og volum, og på grunn av dette er det målt store mengder kvikksølv her.

Betydningen av atmosfæriske tilførsel var størst for raskt-nedbrytbare PAH (B[a]P) med 82.9 til 99.3 % (**Tabell 22**), men nedbrytningen for PAH var også høy med 92 til 99.5 %. Estimaten av den atmosfæriske tilførselen for den sakte-nedbrytbare parameteren PCB (PCB-153) var karakterisert med mellomliggende og varierende størrelser fra 23 til 84 %, som også er sammenlignbare med nedbrytning og begravning av estimaten fra 21 til 85 %.

De sesongmessige og mellomårlege forandringene i den atmosfæriske tilførselen av de nedbrytbare parameterne bør påvirke sjøvannkonsentrasjonen i større grad enn for de ikke-nedbrytbare parameterne.

Modellresultatene viser at transport av miljøfarlige stoffer med havstrømmer er en dominerende faktor for variasjoner i regionsmidlede konsentrasjoner. Den summerte effekten av havstrømmene fra 3D-modellen (forurensning ført inn med havstrømmer minus det som føres ut med havstrømmer) er større enn tidligere simuleringer med andre, mer primitive modeller (Green *et al.*, 2010a, Molvær *et al.*, 2008).

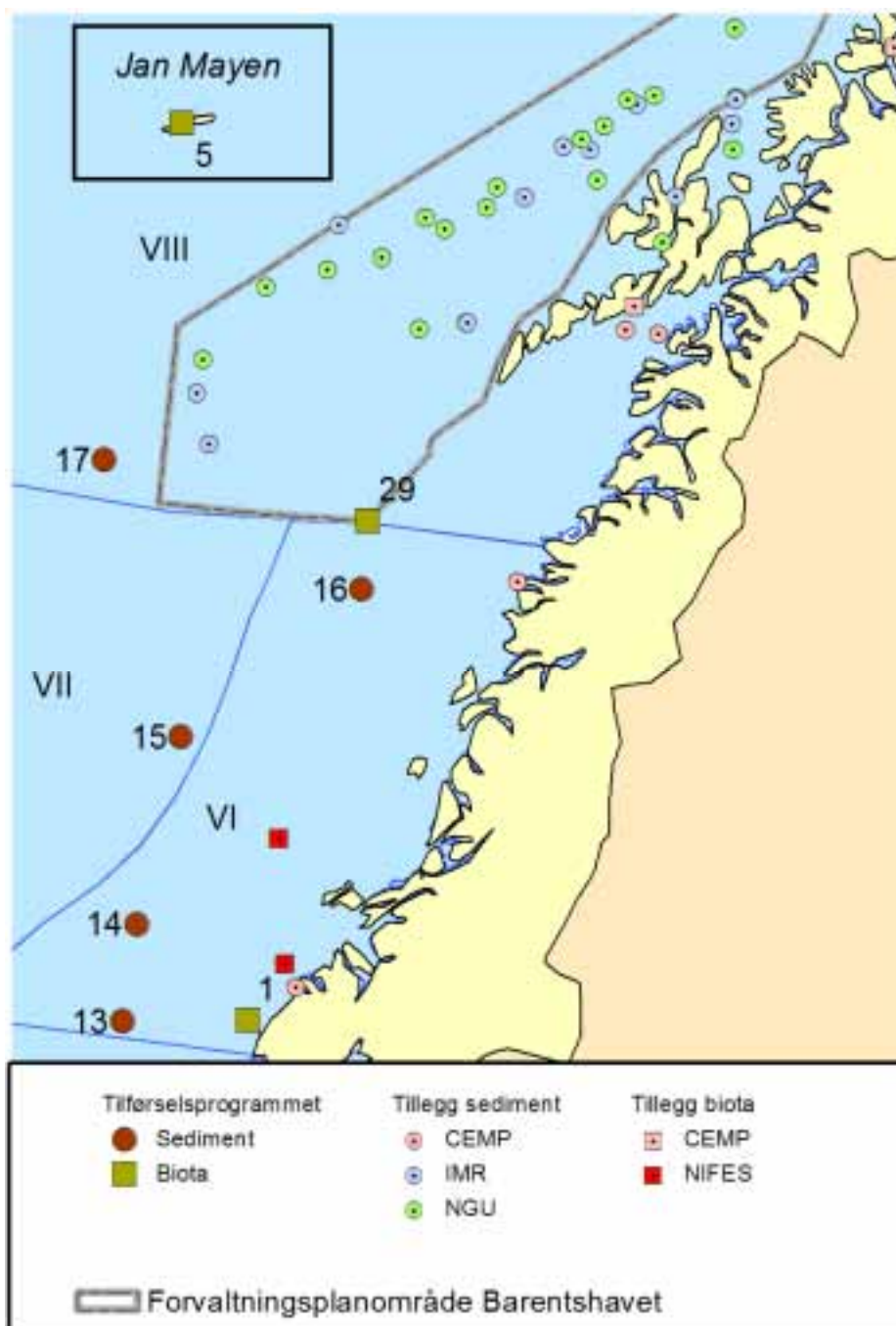
De modellerte overflatefordelingene av stoffer som tilføres via elveavrenning (kvikksølv, PCB-153, og PAH (B[a]P) har liten rolle, selv i kystregionene IV, VI and VIII (se hhv. **Tabell 22**). Elvene sto for mindre enn 0.2% av total tilførsel av kvikksølv. Bidraget fra PCB-153: var ca. 7 % for region VI, 5 % for region IV og 0.8% for region VIII. For PAH (B[a]P) var bidraget fra elver mye mindre; 0-0.2%.

Selv om utslipp fra petroleumsinstallasjoner og elveavrenning kan ha stor betydning lokalt (særlig i grunne områder nær elveutløp), er betydningen nærmest neglisjerbar med tanke på regionsmidlele konsentrasjoner for alle parameterene.

Modellberegningene av konsentrasjon, flukser, variasjoner over tid er basert på antakelser i parameteriseringen av de ulike styrende prosessene avhengig av tilgjengelig informasjon og data for de ulike forurensende stoffene. Som nevnt innledningsvis var mangelfulle datasett en stor utfordring og til dels begrensning i dette arbeidet. For noen av stoffene er informasjonen bedre enn for andre. Mest informasjon er tilgjengelig for kvikksølv (her finnes også vertikalfordeling i vannmassen), mindre informasjon for PCB og PAH hvor det ikke finnes data om typiske konsentrasjoner i regionene som inngår i dette studiet. Det er viktig at man har dette i minnet når modellresultatene presenteres og analyseres.

4.3 Vurdering av tilstand for miljøgifter

IMR (i samarbeid med NGU), NIFES og NIVA har i de senere år utført regelmessig overvåking av tungmetaller, klororganiske miljøgifter og hydrokarboner i sedimenter fra Norskehavet (*Figur 44*). I alt omfatter dette 37 sedimentstasjoner i perioden 2003-2010 og 6 torskestasjoner i perioden 2005-2010. Resultatene for kvikksølv, bly, PCB, HCB, sum-DDT, PAH, benzo[a]pyren og olje (THC) er visst i hhv. *Figur 45* og *Figur 46*. Det viser i hovedtrekk gode overensstemmelser mellom disse undersøkelser og undersøkelse fra Tilførselsprogrammet, dvs. at klassifisering ikke avviker mer enn en klasse.



Figur 44. Overvåkingsstasjoner i Norskehavet fra Tilførselsprogrammet 2011 og utvalg fra øvrige overvåking av IMR (2005, 2008, 2010), NIFES (2010) og NIVA (CEMP 2003-2008).

4.3.1 Miljøgifter i sedimenter

I Tilførselsprogrammet finner vi de høyeste nivåene av både sum 16 PAH og THC i området på enkelte stasjoner rundt Lofoten (i Region VIII). Den høyeste konsentrasjon av sum 16 PAH var 1604 µg/kg tørrvekt og godt innenfor øvre grense til Klifs tilstandsklasse «God» (Klasse II). Noe variasjon i nivåene her forklares til dels av variasjoner i kornstørrelsen i sedimentene. De mest finkornete sedimentene inneholder de største mengdene av organisk materiale, og dermed også de høyeste konsentrasjonene av hydrokarboner.

Det er ikke utført regelmessig overvåkning av klorerte miljøgifter (PCB og pesticider) i sedimenter fra Norskehavet bortsett fra noen stasjoner langs kysten. Det er heller ikke analysert bromerte flammehemmere (PBDE) og perfluorerte forbindelser (PFC) i sedimenter fra dette området tidligere. Det mangler derfor datagrunnlag for å sammenligne dataene fra Tilførselsprogrammet med andre resultater fra samme lokaliteter. Med få unntak var PCB og pesticider i sediment undersøkt langs kysten mediankonsentrasjonene på bakgrunnsnivå eller i tilstandsklasse I (Green *et al.* 2010a).

Overvåkning av metaller i sedimenter fra Norskehavet er ikke så omfattende som det er for PAH. Det er kun funnet lave nivåer av kvikksølv, kadmium, bly, kobber og arsen (Klif tilstandsklasse I – ”Lite” og/eller II ”Moderat” forurenset). Mer detaljerte data er tilgjengelig hos Jensen *et al.* (2009). For PAH og metaller undersøkt i sediment langs kysten var mediankonsentrasjonene på bakgrunnsnivå eller i tilstandsklasse I (Green *et al.* 2010a).

Tidligere overvåkningsresultater stemmer bra med resultatene fra Tilførselsprogrammet, men ellers lave nivåer av tungmetaller og med noe økning mot nord.

4.3.2 Miljøgifter i torsk

For undersøkelser av miljøgifter i biota, ble torsk brukt som prøveart. Torsk er naturlig å velge da man har lengst sammenhengende overvåkning i Norskehavet av denne arten i forbindelse med andre overvåkingsprogrammer i området, for eksempel undersøkelse av fisk knyttet til mattrygghet eller bidrag til internasjonal overvåking som CEMP *Coordinated Environmental Monitoring Programme*). Torsk er også brukt som indikatororganisme for overvåkingen som ble satt i gang i forbindelse med forvaltningsplanen for Norskehavet. Det som vil være en viktig utvikling videre er at det her blir valgt faste stasjoner, mens mye av det tidligere arbeid er gjort ut fra å fange torsk der den til enhver tid er og der blir fisket kommersielt.

I filet av torsk er det kvikksølv som er den mest interessante komponent som den eneste som kan akkumulere til forhøyede nivåer, mens de organiske miljøgiftene blir studert i den fettrike leveren. Data fra denne overvåkingen viser at kvikksølvverdiene i filet er på omtrent samme nivå som i Barentshavet og lavere enn stasjonene i Nordsjøen. Verdiene på de tre stasjonene som inngikk viste et snitt på 0.101 mg/kg våtvekt. Alle konsentrasjoner i enkelte individer lå i Klifs klasse «Ubetydelig forurenset» (klasse I) eller «Moderat» (klasse II) bortsett fra ett individ fra st.29 som lå i klasse III («Markert») med 0.384 mg/kg våtvekt. I forbindelse med en omfattende basisundersøkelse på torsk har NIFES også ytterligere resultater fra to stasjoner. I dette materialet viste median av kvikksølv for de to stasjonene 0.03 og 0.06 mg/kg våtvekt. Slik sett var de to stasjonene relativt typiske. I forhold til Klifs miljøklassifisering er da stasjonene Vest for Røst, Haltenbanken, Jan Mayen, de to NIFES-stasjonene samt øvrige stasjoner i kystområdene at kvikksølvinnhold kan klassifiseres som ”Lite” eller ”Ubetydelig” forurenset. Det bør merkes at klassifiseringen av organismer i utgangspunktet er beregnet for bruk i kystnære områder, og ikke nødvendigvis gjelder for hele de norske havområdene. De er videre ikke justert for størrelse på fisk som normalt har innvirkning på kvikksølvkonsentrasjonene i filet. Resultatene fra Tilførselsprogrammet er i overensstemmelse med undersøkelser av torskefilet fra Indre Trondheim, Stokken og Lofoten som viste at konsentrasjonen av kvikksølv lå i tilstandsklasse I (Green *et al.* 2011b). Det ble ikke registrert noen signifikant trend for torsk på disse stasjonene.

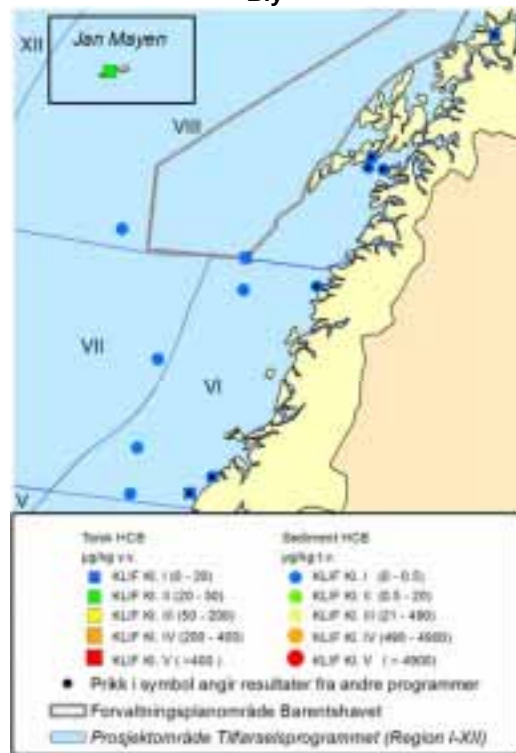
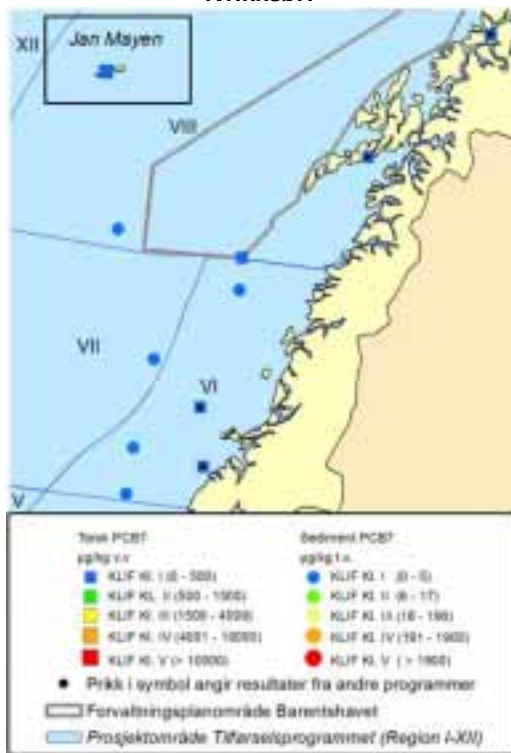
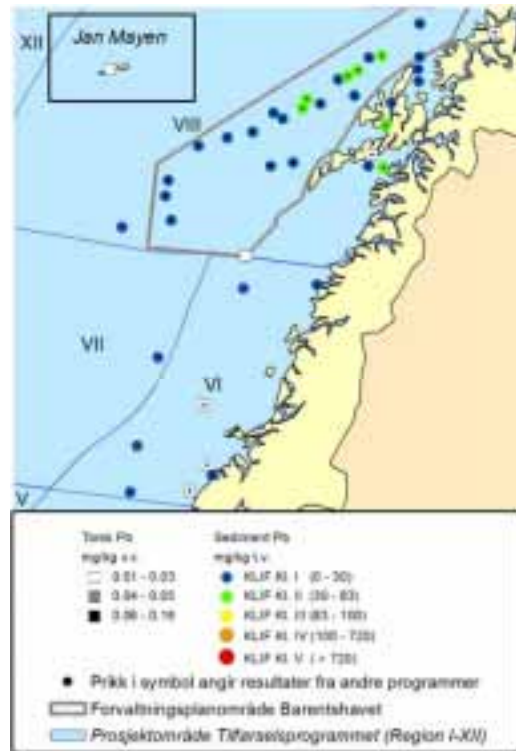
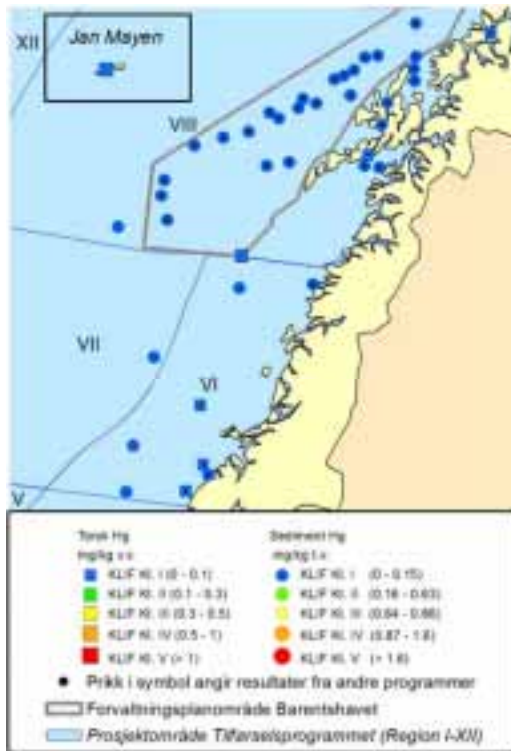
Når det gjelder metaller i lever så er det funnet generelt lave nivåer i denne undersøkelsen. Gjennomsnittskonsentrasjoner av kadmium på de tre fiskestasjonene var 0.041, 0.083 og 0.638 mg/kg våtvekt, sistnevnte var ved Jan Mayen. Verdier under 0.3 mg/kg våtvekt kan betraktes som bakgrunn (Green *et al.* 2011b).

Det er ukjent hvorfor konsentrasjonen kadmium i torskelever ved Jan Mayen skulle ligge over antatt bakgrunn, men man kan ikke se bort i fra at det er naturlig høyere konsentrasjoner i området hvor fisken har vært. Resultatene fra Tilførselsprogrammet er i overensstemmelse med resultatene fra fire tilleggsstasjoner fra NIFES med en verdi på 0.38 mg/kg våtvekt og de øvrige stasjoner langs kysten hvor mediankonsentrasjonene lå mellom 0.02 og 0.06 mg/kg våtvekt (2010 resultater, Green *et al.* 2011b).

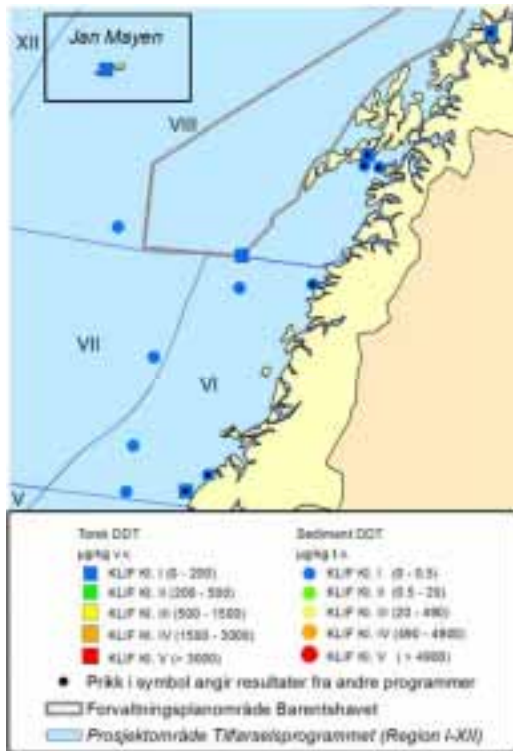
For organiske miljøgifter i lever, er PCB fremdeles ett av de viktigste problemstoffene. Man finner PCB i godt målbare nivåer i torskelever ved alle tre stasjonene. Summen av de 7 PCB-kongenere som omfatter PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180 er mye brukt som indikator. Også her har man nå foreløpig materiale fra flere stasjoner i forbindelse med basisundersøkelsen på torsk. Konsentrasjonene på de tre stasjonene i dette programmet viser relativt lave verdier, 105, 180 og 139 µg/kg våtvekt for hhv. Haltenbanken (st.1), Vest for Røst (st.29) og Jan Mayen (st.5). Resultatene lå i Klifs tilstandsklasse I (ubetydelig forurenset) og resultatene fra de to supplerende stasjonene lå i samme klassifisering.

Median av sum-bromerte forbindelser var lave: 20.6, 14.2 og 6.4 µg/kg våtvekt for hhv. Haltenbanken (st.1), Vest for Røst (st.29) og Jan Mayen (st.5). Gjennomsnitt for perioden 2003-2010 i torsk fra Karihavet (utenfor Bergen) og Lofotenområdet var hhv. 9.2 og 6.1 µg/kg (Green *et al.* 2011b). Resultatet fra Haltenbanken lå imidlertid noe over 2009-2010 snitt fra Kristiansandshavn (16.4 µg/kg) men lavere enn snitt fra Trondheimshavn i samme periode (26.8 µg/kg). Dette tyder på at torsk nærmere kysten er mer påvirket av PBDE enn torsk nærmere Jan Mayen.

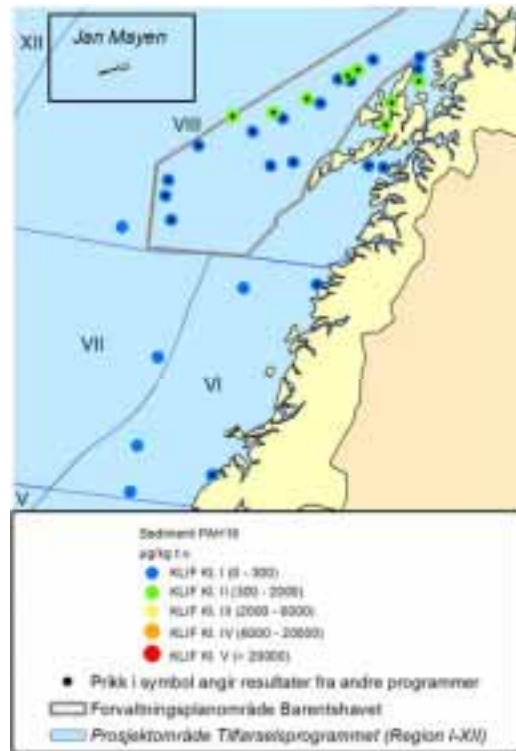
For de fluorerte forbindelsene ser vi at det kun er PFOS og PFOSA på Haltenbanken som faktisk lot seg detektere med verdier større enn kvantifiseringsgrense (LOQ). Mediankonsentrasjoner var her hhv. 11 og 2.4 µg/kg. Gjennomsnitt PFOS-konsentrasjon for perioden 2003-2010 i torsk fra Karihavet og Lofotenområdet var hhv. 7.5 og 7.0 µg/kg. (Green *et al.* 2011b). Det er også relativt lave verdier og nokså stor variasjon i materialet når det gjelder pesticider.



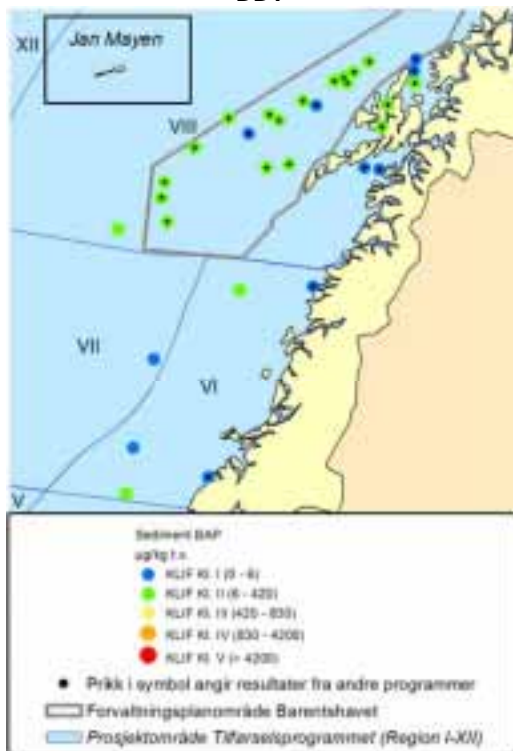
Figur 45. Konsentrasjoner av kvikksølv og bly i mg/kg tørrvekt og PCB og HCB i µg/kg tørrvekt i overflatesedimenter og i kvikksølv i mg/kg våtvekt i torskfilet og bly i mg/kg våtvekt og PCB og HCB i µg/kg våtvekt i torsklever fra Norskehavet. Data for sediment fra andre programmer er fra IMR overvåkingsprogram 2005 og 2008, og data for torsk fra andre programmer er fra NIFES overvåkingsprogram 2010 og NIVA i forbindelse med CEMP (2003-2008). Merk at torsken på stasjon 29 er tatt fra 12 forskjellige posisjoner innenfor området avgrenset av koordinatene 62,53-69,16N og 3,71-14,49Ø. Markøren indikerer senter på dette området.



DDT



PAH



Benzo[a]pyrene



Olje (THC)

Figur 46. Konsentrasjoner av DDT, PAH og benzo[a]pyrene i µg/kg tørrvekt og total hydrokarbon (THC) i mg/kg tørrvekt i overflatesedimenter og DDT i torskelever (µg/kg våtvekt) fra Norskehavet. Sedimentdata fra andre programmer er fra IMR overvåkingsprogram 2005 og 2008, og torskedata fra andre programmer er fra NIFES overvåkingsprogram 2010 og NIVA i forbindelse med CEMP (2003-2008). Merk at torsken på stasjon 29 er tatt fra 12 forskjellige posisjoner innenfor området avgrenset av koordinatene 62,53-69,16N og 3,71-14,49Ø. Markøren indikerer senter på dette området.

4.3.3 Radioaktive stoffer

Overvåking av radioaktivitet i norske havområder har pågått siden tidlig 1990-tall, og i 1999 startet det nasjonale overvåkingsprogrammet RAME (*Radioactivity in the Marine Environment*) som ledes og koordineres av Statens strålevern, der bl.a. Havforskningsinstituttet og Institutt for Energiteknikk deltar. Resultater fra dette program har bidratt til økt kunnskap om nivåer og trender av radioaktiv forurensning i norske havområder. Det er god overensstemmelse mellom resultatene oppnådd innen RAME og undersøkelsene i Tilførselsprogrammet.

Sjøvann

Resultater fra undersøkelser i Norskehavet viser at man finner relativt lave nivåer av menneskeskapte radioaktive stoffer i dette området. Nivåer av Tc-99, Cs-137, Sr-90, Pu-239+240 og Am-241 er nedgående på grunn av reduserte utslipp fra kjerneteknisk industri. Bidraget fra atmosfæriske prøvesprengninger og Tjernobyl er nedgående generelt pga. lavere tilførsel og begrenset oppholdstid i havvannet.

Av de naturlige radionuklidene Ra-226, Ra-228 og Po-210 ligger resultatene fra 2011 generelt sett innen det intervallet man kan forvente seg fra naturlige kilder. Forventet bidrag fra utslipp av produsert vann kan dog være vanskelige å observere i dette området, siden de naturlige nivåene av Ra-226 og Ra-228 sammenlignet med det forventede bidraget fra produsert vann er relativt høyt.

Sediment

Resultater fra overvåking av sedimenter viser at Cs-137 ved alle prøvetakingsstasjonene var under 20 Bq kg⁻¹ (tørrvekt). Nivåene tilsvarende de som ble målt i 2006 i samme område. Nivåene av Pu-239+240 og Am-241 i sediment ved alle 3 stasjoner var under henholdsvis 1 Bq kg⁻¹ (tørrvekt). Man kan ikke utelukke at det finnes høyere nivåer lenger nede i sedimentene som reflekterer de større utslippene av Pu fra Sellafield på 1970-tallet. Am-241 konsentrasjonen i sedimentene øker over tid, da det bygges opp gjennom nedbrytning av Pu-241. Ra-226 ved stasjonene varierte mellom 17,3 og 32,3 Bq kg⁻¹ (tørrvekt). Samme nivåer ble observert av Beks (2000) i Nordsjøen.

Torskefilet

Målinger av Cs-137 i tre prøver av torsk fra Norskehavet viste en konsentrasjon mellom 0,15 og 0,3 Bq kg⁻¹ (ferskvekt). Dette var som forventet i forhold til tidligere resultater fra målinger i fisk fra Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet (e.g. NRPA, 2011). Nivåene av Po-210 i torsk var 0,5 respektive 0,8 Bq kg⁻¹ (ferskvekt), hvilket ligner på det man kan forvente å finne fra naturlige kilder.

5 Sammenfattende vurderinger og anbefalinger

5.1 Sammenfattende vurdering

Tilførselsprogrammet har tre hovedkomponenter:

1. Modellberegninger av tilførsler av miljøgifter på prioritetslisten, olje og radioaktive stoffer fra alle kilder til norske havområder.
2. Modellberegninger av transport og konsentrasjoner av stoffene til havområdene ved bruk av matematiske modeller.
3. Overvåking av miljøgifter på prioritetslisten, olje og radioaktive stoffer i biota, sedimenter og vann.

De tre komponentene er nært knyttet sammen ved at modelleringen av transport og konsentrasjoner i havområdene (punkt 2) er avhengig av at tilførslestimatene fra de ulike kildene (punkt 1) er oppdaterte og av god kvalitet. Sistnevnte innebærer også at dataene har best mulig oppløsning i tid og rom. Overvåkingen av miljøfarlige stoffer i biota, sediment og vann (punkt 3) har flere funksjoner: a) Dokumentere nivåer (respons) i ulike deler av økosystemet, b) generere inputdata til modellarbeidet og c) kontrollere/kvalitetssikre modellberegningene. Resultatene som framkommer i denne rapporten for Norskehavet viser at det fortsatt er et stort forbedringspotensial innenfor og på tvers av de tre hovedkomponentene i Tilførselsprogrammet.

Beregning av tilførsler

For mange av stoffene på den norske prioritetslista mangler data som kan gi grunnlag for pålitelige beregninger. De sikreste opplysningene finnes for tilførslene av olje, PAH, PCB, kadmium, krom, kvikksølv, bly, cesium-137, technetium-99, plutonium-239+240 og strontium-90. Dette er dels utslipp direkte til regionene og dels tilførsler med havstrømmer inn i regionene. *Tabell 22* sammenfatter resultatene, men det understrekes at siden 2008 er tilførselstallene bare oppdatert for regionene i Nordsjøen (I-III), Norskehavet (IV-IX og XII) og deler av området Barentshavet og Lofoten (VIII-XI). Når det gjelder radioaktive stoffer er det fokusert på tilførsler av strontium-90 og plutonium-239+240.

Tilførslene via luften dominerer for de fleste miljøgifter, med unntak av region I hvor tilførsel fra land er hovedkilden for de fleste miljøgiftene (for Kadmium, Krom, Arsen, PCB og THC). Også i region VI er land den største tilførselskilden for Krom. Bidrag fra havbunn er dominerende for Krom og Arsen i region II og III, for PAH i region III og for Bly og Krom i region VII. Petroleumsinstallasjoner er hovedkilden for tilførsel for THC i region III. Tilførsel av THC fra skip er hovedbidraget for region VI-VIII og region X. For ^{90}Sr og $^{239+240}\text{Pu}$ er hovedkildene utstrømmende vann fra Kattegatt og atmosfærisk nedfall.

Modellering av transport og konsentrasjoner

To modeller ble benyttet: ECOSMO/OxyDep og NORWECOM. Hovedvekten ble lagt på den første modellen. Modellene ble brukt til å simulere konsentrasjoner av miljøgifter i ulike deler av Norskehavet og med fokus på seks regioner. Når modellen videreutvikles og settes opp for alle regionene vil den føre til sikrere resultat. Modellen ble kjørt med et antall forutsetninger om initial- og grenseflatebetingelser. Forutsetningene gjaldt bl.a. nedbrytning, sedimentasjon, tilførsler fra ulike kilder og hvordan konsentrasjoner er fordelt på grenseflatene. Resultatene illustrerte hvordan ulik sirkulasjon påvirker spredningsmønster og konsentrasjoner. Spredningsmønsteret i bunnvannet samsvarte noenlunde med konsentrasjonene som ble målt i overflatesediment for kvikksølv og PCB. Sammenligning ble også gjort for PAH, men her var det ikke god overensstemmelse.

Hovedkonklusjoner er:

- Hvordan bidraget fra atmosfæren påvirker endringer av gjennomsnittskonsentrasjoner av miljøgifter i hver region beror på type og mengde stoff og hvordan stoff degraderes.
- De modellerte konsentrasjonene tilsvarer tilstandsklasse I («Bakgrunn») og II («God») for alle parametrene.
- Tilførsler av forurensing med elveavrenning er en vesentlig årsak til horisontale variasjoner i konsentrasjonene. De høyeste konsentrasjonene finnes i det høye Arktis for alle parametrene grunnet økt atmosfærisk tilførsel av kvikksølv, PCB (PCB-153) og PAH (B[a]P) og fra smelting av snø/is (for kvikksølv). De høyeste konsentrasjonene kan være flere titalls hundre ganger høyere enn de laveste konsentrasjonene.
- Tilførslene av miljøfarlige stoffer via atmosfæren kan påvirke de mellomårlege variasjonene av forurensende stoffers konsentrasjon i vannsøylen, men det atmosfæriske bidraget i Norskehavet er mindre sammenlignet med Barentshavet og Nordsjøen på grunn av det store dypet (og volumet).
- Det dannes en vertikal sjiktning av forurensende stoffer i vannsøylen, med lavest konsentrasjon i overflaten (sees tydeligst om sommeren) og høyest konsentrasjon i midlere vandyp og i bunnvann.
- Sesongvariasjonen av de ulike forurensende stoffene bestemmes av sesongvariasjonen av produksjon og nedbrytning av organisk materiale, elveavrenning og intensiteten til sirkulasjonen. De to modellene viser at hyppigheten av prøvetaking og hvor prøvene tas knyttet til in-situ overvåking av forurensende stoffer er avgjørende for å vise sesongvariasjonen.
- Mellomårlege variasjoner i konsentrasjonen av forurensende stoffer er i hovedsak avhengig av endringer i havstrømmene. Dette påvirker de midle konsentrasjonene av forurensende stoffer.
- Variasjon av den totale forurensningen i vannsøylen kan kobles til den "biologiske pumpa". Vi ser ofte minimumskonsentrasjoner i overflaten (tydeligst om sommeren) og maksimumskonsentrasjoner i den midlere delen av vannsøylen eller nær bunn. Dette kan forklares ut fra plankton og detritus som synker ned og dermed fjerner materiale fra den eufotiske sonen (det øvre vannlaget hvor det er nok lys til fotosyntese). Hvor stor denne effekten er avhenger av sammensetningen mellom de forurensende stoffene og det organiske materialet (partisjoneringskoeffisienten K_{ow}). Det er behov for å samle inn vertikalprofiler av de ulike forurensende stoffene for å videre studere betydningen av denne prosessen.
- De tredimensjonale havmodellene viser en betydelig horisontal variasjon i fordelingen av de forurensende stoffene. Maksimumsnivåene finner vi langs kysten, og er i stor grad et resultat av industri (konsentrasjonen kan være opptil titalls eller hundre ganger større langs kysten enn i åpent hav). Modellene viser også at det er ulike skalaer for tidsvariasjon (mellomårlig, sesongmessig og synoptisk skala). De gir også nødvendig informasjon om kompleksiteten og fordeling av forurensende stoffer i Norskehavet sammenlignet med enklere modellertilnærminger (for eksempel boksmodeller).

Overvåking av miljøfarlige stoffer i sediment og marine organismer

Miljøfarlige stoffer ble undersøkt på 6 sedimentstasjoner og 3 torskestasjoner i Norskehavet. Undersøkelsen viste at konsentrasjonene av kvikksølv, bly, kadmium, kobber, nikkel, sink, PCB, DDT, HCB og lindan tilsvarte tilstandsklassene "Bakgrunn" eller "God" forurensset i henhold til Klifs klassifiseringssystem. Et unntak gjaldt en kystnær sedimentstasjon som var "Moderat" for B[a]P. For polybromerte difenyletere (PBDE) er det kun etablert grenseverdier for pentabromdifenyleter, hvor øvre grense for "God" tilstand (klasse II) er 62 µg/kg t.v. Dette er betydelig over de nivåene for sum BDE som er funnet i denne undersøkelsen. For perfluorete stoffer (PFC) i sediment er det kun etablert grenseverdier for PFOS. Nivåene av PFOS på de seks undersøkte sedimentstasjonene tilsvarte tilstandsklasse "God". Når det gjelder radioaktive stoffer er konsentrasjonen av disse i Norskehavet generelt lave.

5.2 Anbefalinger

Programmet er ambisiøst. Det er fortsatt betydelige kunnskapsmangler forbundet med tilførsler og nivåer av miljøgifter og radioaktive stoffer. Kunnskapsmanglene bidrar i stor grad til usikkerhet og

begrensninger i resultatene fra programmet. Dette er i neste omgang et problem både for tilstandsvurdering og utarbeidelse av eventuelle tiltaksprogram for de ulike havområdene.

De største kunnskapsmanglene som ble identifisert i Fase I av Tilførselsprosjektet (Molvær *et al.* 2007) var knyttet til utslipp fra skipsfart og båttrafikk, samt langtransporterte tilførsler. Utslipp fra skipsfart fikk man vesentlig bedre oversikt over i løpet av Fase II (Molvær *et al.* 2008), men modellprosjektene som beregner langtransporterte tilførsler som nedfall fra luft og transport med havstrømmer er langt fra fullført. I det første året av Tilførselsprogrammet med Barentshavet og Lofotenområdet i fokus var det påpekt at modellene bør oppdateres til å inkludere frigjøring av miljøgifter og radionuklider fra sekundære kilder som isbreer og havis, relatert til eventuelle klimaendringer (Green *et al.* 2010a). I det andre året med programmet (undersøkelse av Nordsjøen) ble det enda tydeligere at utvikling av modellene og kjøringer må inkludere mer detaljert data om tilførsel til alle regioner, i både tid og rom, og transport til det aktuelt forvaltningsområdet. I tillegg må modellen bedre simulere den betydningen som sedimentasjon og biologisk opptak har for konsentrasjonene i vann og i sedimenter.

Beregning av tilførsler

I hovedsak er det behov for å få bedre og mer komplett tilførselstall for enkeltstoffer og -kilder som kan brukes som et utgangspunkt for en optimalisering av overvåkingsprogrammene for en mer målrettet overvåking og forvaltning av havområdene med mindre usikkerheter. Dette betyr også å tilegne seg bedre informasjon om utslippkilder utenfor regionene (offshoreaktivitet utenfor Norges grenser, elveavrenning m.m.).

Tilførsler fra land og offshoreinstallasjoner:

RID-programmet og opplysninger fra Klif gir et relativt godt grunnlag for beregninger av tilførsel av forurensende stoffer fra land og offshoreinstallasjoner. Retensjon/ tilbakeholdelsen av forurensende utslipp innenfor grunnlinjen kan være stor, og med betydning både for tilstanden i fjordene og for beregningene av transporter i kystvann-hav. Den bør kvantifiseres bedre ved bruk av utslippstall, data for konsentrasjon/mengder i sedimenter og vann kombinert med modeller.

Mange av stoffene det fokuseres på i Tilførselsprogrammet måles ikke i RID-elvene. Det foreslås derfor å sette ut passive prøvetakere i noen av RID-elvene, etter samme prosedyre som ved Andøya, Jan Mayen og Bjørnøya.

Utlekking av olje fra havbunnen:

Det kan være en betydelig tilførsel av olje fra naturlig havbunnsutlekking på norsk sokkel, og den faktiske mengden av olje som tilføres norske havområder kan være opptil det dobbelte av tidligere estimater. Av den grunn bør det gjennomføres beregninger med bruk av ajourførte data og utlekkingskoeffisienter.

Utslipp fra skip:

Det er sannsynlig at de senere års utvikling av skipstrafikken er så betydelig at de foreliggende spesifikke produksjonsfaktorer bør vurderes på nytt. Underlagsdataene for produksjon og om bord, behandling for fraksjoner som fast avfall, matavfall, bioslam, oljeholdig slam, aske, slagvann, spillvann, toalettavløp og ulike typer gråvann bør gjennomgås og evt. korrigeres. Ved å innhente nye opplysninger som foreslått over vil ajourførte og riktige tall for de totale årlige forurensningsutslipp fra skip til sjø kunne framskaffes ikke bare for Norskehavet, men også Nordsjøen og Barentshavet.

Nedfall fra luft:

Det gjenstår betydelige kunnskapsmangler vedrørende utslippkilder til luft, atmosfærisk transport og avsetning av miljøfarlige stoffer til de aktuelle havområdene. Det anbefales derfor at innsatsen fremover fokuserer på de komponenter og havområder der man allerede nå har en sterk indikasjon om at avsetning fra luft til hav utgjør et signifikant bidrag til miljøgiftbelastningen for å redusere usikkerheten i det totale miljøgiftregnskapet man forsøker å etablere for disse havområdene. Bedre kunnskap om utslipp og tilførselsveier har også åpenbar relevans og verdi for evaluering av mulige

fremtidige kontrolltiltak, nasjonalt og/eller internasjonalt for de komponenter hvis tilstedeværelse i hovedsak domineres av atmosfæriske tilførsler.

Det trengs mer kunnskap om utveksling luft/hav og aller helst gjennom empiriske studier for å evaluere/validere modellberegningen for havområdene. Utvikling av modeller bør også ta sikte på å framskaffe ytterligere opplysninger om:

- Størrelsen av bidraget fra enkeltkilder knyttet til de ulike regionene.
- Hvordan bidraget fordeler seg innad i regionene: grunnlag for å fastsette overvåkingsstasjoner.
- Hvordan bidraget fordeler seg over året.

Nødvendigheten av samlokaliserte og koordinerte målinger i luft og hav ved bruk av aktiv prøvetakningsmetodikk bør vurderes på nytt, særlig dersom atmosfæriske tilførsler av organiske miljøgifter til havområdene skulle vise seg å dominere i forhold til andre tilførsler. Hvis slike undersøkelser vil bli foretatt, anbefales det på det sterkeste å foreta kjemiske analyser på samme laboratorium for å oppnå så sammenlignbare resultater som overhodet mulig.

Transport og konsentrasjoner av radioaktive stoffer:

Det er mulig å forbedre resultatene ved:

- Verifikasjon og validering av modellparametre gjennom prøvetaking av vann og sediment.
- Forbedre resultatene av kalkulasjonene og forminske usikkerheten ved å optimalisere interaksjonene mellom vann og vann og mellom vann og sediment og forbedre initiale data for aktuelle havområder, basert på resultater av målinger (bl.a. porøsitet av sediment og innhold av suspenderte partikler i vannkolonne).

Modell for beregning av transport med havstrømmer og konsentrasjoner i vann og i sediment for ikke-radioaktive stoffer

Dette er verktøyet som skal sammenfatte tilførsel fra alle kilder og levere informasjon til myndigheter om hvilke kilder som dominerer i forhold til stofftransport og konsentrasjoner i ulike regioner. Som beskrevet ovenfor mangler ennå data, moduler og validering av modellens resultater. I dette ble gjort større grad av samkjøring av de marine modellene som dekker havområdene (Statens strålevern sin modell og ECOSMO-modell utført av NIVA, samt NORWECOM utført av IMR). I 2012 ble betydningen av utslippene fra luft modellert for seg for å studere hvordan de denne kilden påvirker transport av forurensende stoffer med havstrømmer.

Det gjenstår et betydelig arbeid før modellen gir de ønskede resultatene. Særlig nevnes:

- Beskrive sedimentasjonen, biologisk opptak og evt. nedbrytning: de fleste av stoffene er sterkt assosiert med partikler og vil etter hvert sedimentere. Modellen kan beregne dette, men forutsetningen er at man kjenner sedimentasjonsraten for ulike stoffer/partikler og kanskje også for ulike regioner.
- Validering av modellen (både av strømmodellen og av vannkvalitetsmodulen) ved hjelp av eksisterende og uavhengige data. Men her bør eksisterende kunnskap om sedimentene trekkes inn, for eksempel fra MAREANO, samt andre norske eller internasjonale FOU-prosjekt som er gjennomført.
- Beregne konsentrasjoner innad i regionene, som grunnlag for valg av stasjoner for prøvetaking/overvåking av vann, biota og sedimentkonsentrasjon.
- Framskaffe bedre data for bakgrunnskonsentrasjon for flere stoffer, dvs. konsentrasjon i vannet som strømmer inn i regionene utenfra. Kunnskapshullet er størst for klororganiske forbindelser og ”nye miljøgifter”. Om mulig; innrette overvåkingsprogrammet mot å bedre datagrunnlaget.
- Framskaffe bedre data for miljøgiftkonsentrasjoner i havis og for avsetningen fra luft (inkludert kunnskapsmangler vedrørende mekanismer og prosesser).

- Modellere toveis utveksling av forurensende stoffer mellom atmosfære og sjø basert på flyktighetstilnærming (*fugacity approach*), samt foreta en evaluering av tilnærmingen, i første omgang basert på målinger fra samlokaliserte passive prøvetakere i luft og vann.
- Modellere tilsvarende toveis utveksling mellom sjø og sjøbunn basert på flyktighetstilnærming og andre faktorer som oksiske forhold, samt validere de eksisterende datasettene.
- Modellere begravning av forurensende stoffer i sediment og utveksling mellom sjø og sjøbunn via flyktighetstilnærming hver for seg.
- Modellere betydningen av utslipp fra elveavrenning for seg for å studere hvordan denne kilden påvirker transport av forurensende stoffer med havstrømmer.
- Inkludere oppløste organiske stoffer i ECOSMO sin økosystemmodul og dermed forbedre modellering av biologisk opptak av miljøgifter.
- Forbedre prosessbeskrivelse av sedimentasjon (synkehastighet for detritus) og resuspensjon. Bedre tidsoppløsning av hydrodynamiske data for å gjøre mulig modellering av tidevannsblanding og bunnfriksjon som er viktig for resuspensjon.
- Forbedre behandlingen av tilførsler til Østersjøen, og Østersjøen sin rolle som mellomlager og kilde for norske farvann.
- De hydrofysiske faktorer er den viktigste mekanism for omfordeling av miljøgifter fra forskjellige kilder i havet. De to modellene bruker forskjellige hydrofysiske data og det bør undersøkes mer om hvordan dette kan påvirke omfordelingen.

I forhold til kombinerte effekter er det behov for kunnskap om en lang rekke biologiske endepunkter og kombinasjoner av blant annet strålingstyper og miljøgifter. Det er her behov for forskningsprosjekter som kan støtte opp under den eksisterende overvåkingen, men eksperimentelle studier er antagelig nødvendig for å fylle kunnskapshullet.

Overvåking av vann, sediment og marine organismer

Overvåking er verktøyet som skal varsle myndigheter om uønskede tilstander, utvikling og effekter av miljøfarlige stoffer i havet. Resultater fra overvåking kan bidra til implementering av tiltak og vurdering av om tiltak lykkes med tanke på havområdets betydning for Norge.

Overvåking må kunne omfatte både kortsiktige og langsiktige målsetninger, samt ha en fleksibilitet til å takle nye utfordringer. Gjensidig utveksling av data (efaringer/kunnskap av nasjonale programmer, som MAREANO, RAME og CEMP, bidrag til internasjonale avtaler som EUs vanndirektiv, Stockholm konvensjonen, EMEP, AMAP og OSPAR) må være en forutsetning. Overvåking ligger også sentralt i forbedring av modeller. Data fra feltene danner et grunnlag for modellens beregninger. Av betydelig forbedringsbehov kan vi spesielt nevne:

- Framskaffe bedre data for bakgrunnskonsentrasjon og klassifiseringskriterier for flere stoffer, dvs. konsentrasjon i sediment og enkelte arter, særlig med hensyn til klororganiske forbindelser og ”nye miljøgifter”.
- Etablering av faste stasjoner: I dag samles det inn prøver hvert 3. år i den norske delen av Nordsjøen, i regi av Tilførselsprogrammet. På utvalgte stasjoner hvor det samles inn fisk bør frekvensen vurderes økt slik at prøver blir samlet inn hvert år. Hyppigere målinger vil øke utsagnskraften på tidstrender og eventuelle tiltak kan dermed iverksettes tidligere. Resultatene må sees i nær tilknytning til den mer omfattende overvåkingen som ellers gjennomføres av institusjonene som deltar i Tilførselsprogrammet.
- Flere stoffer bør overvåkes. I tillegg til den norske listen av prioriterte stoffer, bør man også følge med på andre stoffer som er identifisert av OSPAR og EU.
- Det er i dag stor mangel på kunnskap om hvordan totalbelastningen av stoffer som for eksempel tungmetaller, radioaktive stoffer, organiske miljøgifter og oljekomponenter påvirker økosystemer. I tillegg vil samvirke med andre stressfaktorer som for eksempel klimaendringer, næringsmangel og sykdom/parasitter ytterligere kunne påvirke effektene på ulike økosystemer.
- Modellberegning kan være veiledende for plassering av overvåkingsstasjonene samt tolkning av resultatene fra disse. Bedre undersøkelse av miljøfarlige stoffer i sjøvann langs regiongrensene kan føre til bedre estimater både for transport mellom regionene og spredning innen regionene.

6 Materiale og metoder

6.1 Kjemiske og radioaktive variable

Et utvalg av metaller, klororganiske forbindelser, polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), olje, polybromerte difenyletere (PBDE), perfluorerte forbindelser (PFC) og radioaktive stoffer ble undersøkt i Norskehavet i 2011. En oversikt over stoffer og kilde/prøvetakingsmedium er vist i **Tabell 23** og Vedlegg A, og flere detaljer er vist i (Green *et al.* 2010a). Konsentrasjoner i sjøvann er målt ved analyse av vannprøver for radionuklider.

Tabell 23. Oversikt over stoffer og stoffgrupper undersøkt i Norskehavet 2011. (Se Vedlegg A, og mer detaljert beskrivelse finns i Green *et al.*, 2010a).

| Beskrivelse | Tilførsels- beregninger (8 kilder) | Sjøvann | Sedimenter (0-2 cm) | Torske- lever / filet |
|---|--|---------|------------------------|--------------------------|
| Kvikksølv | X | | X | X (filet) |
| Bly, kadmium, krom, arsen og andre metaller | X | | X | X (lever) |
| PCB, DDT, HCB, lindan og andre POP¹⁾ | X | | X | X (lever) |
| Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)²⁾ | X | | X | |
| olje (THC)³⁾ | X | | X | |
| Polybromerte difenyletere (PBDE)⁴⁾ | | | X | X (lever) |
| Perfluorerte stoffer (PFC)⁵⁾ | | | X | X (lever) |
| Radionuklider⁶⁾ | X | X | X | X (filet) |

1) Persistente organiske miljøgifter. Inkluderer PCB kongenerene: CB-28,-82,-101,-108,-118,-138,-183,-186,-180, 209, 8-CB, OCS, DDT og enkelte metabolitter, HCB, lindan og enkelte andre isomerer av HCH.

2) Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH). Inkluderer (med NPDer): ACNE, ACNLE, ANT, BAP, BBJF, BEP, BGHIP, BKF, BAA, CHR, DBA3A, DBT, DBTC1, DBTC2, DBTC3, FLE, FLU, ICDP, NAP, NAPC1, NAPC2, NAPC3, PA, PAC1, PAC2, PAC3, PER, PYR.

3) Total hydrokarboner (THC)

4) Polybromerte difenyletere (PBDE). Inkluderer bromerte flammehemmere, bl.a. HBCDD og BDE kongenerene: -28, -47, -71, -77, -85, -99, -100, -119, -153, -154, -183, -196, -205, -206, -209-

5) Perfluorerte forbindelser (PFC). Inkluderer bl.a.: PFNA, PFOA, PFHpA, PFHxA, PFOS, PFBS, PFOSA.

6) Radionuklider i sjøvann inkluderer cesium-137, strontium-90, polonium-210, plutonium-239+240, americium-241, technetium-99, radium-226 og radium-228. Radionuklider i torsk inkluderer cesium-137 og polonium-210. Radionuklider i sedimenter inkluderer alle gamma-emittere.

6.2 Kilder, tilførsler og modellberegninger

Det er definert 8 kilder eller tilførselsveier for forurenset stoff til Norskehavet (Region IV-IX og XII). Data hentet inn i 2011 er kombinerte data fra måleprogram og offentlig statistikk med resultater fra bruk av modeller, som beskrevet i *Tabell 2*.

Programmet benytter seg av flere ulike modeller. Å samle resultatene til et helhetlig bilde med tilstrekkelig kvalitet og riktig format er en av de krevende oppgavene i prosjektet. I det etterfølgende beskrives metodikk og data i detalj for de enkelte kildene som ble benyttet for modellberegning av tilførsler til regionene.

For svært mange av stoffene på den norske prioritetslista mangler ennå data som kan gi grunnlag for å beregne tilførsler, spredning og konsentrasjoner (Molvær *et al.* 2007, 2008). De sikreste opplysningene finnes for tilførslene av olje (THC), polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), polyklorerte bifenyler (PCB), kadmium (Cd), kvikksølv (Hg), krom (Cr), bly (Pb), samt radionuklidene cesium-137 (^{137}Cs), technetium-99 (^{99}Tc), plutonium-239+240 ($^{239+240}\text{Pu}$) og strontium-90 (^{90}Sr).

Grunnlagsdata er hentet inn for perioden 2005-2010. ECOSMO-modellen er kjørt for perioden 2006-2008., og Norwecom-modellen er kjørt for perioden 2006-2007.

6.2.1 Avrenning fra land/elver i Norge

Datagrunnlaget er hentet fra RID-Elvetilførselsprogrammet, som ledes av NIVA på oppdrag fra Klif (Skarbøvik *et al.* 2010). Data for de utenlandske elvene som drenerer mot Norske havområder er hentet fra OSPAR-databasen.

Tilførselsberegningene i RID er basert på:

- Målte konsentrasjoner i elver
- Punktutslipp fra landbasert industri, inkludert raffinerier
- Punktutslipp fra kommunale avløpsrenseanlegg
- Punktutslipp fra akvakultur

Oversikt over stoffer som måles i elver og rapporteres for punktkildene er angitt i *Tabell 24* og hovedindustri og elver er visst i *Figur 7*. Data for industriutslipp er innhentet fra Klifs database "Forurensning", som inneholder årlige rapporterte utslippstall fra store og mellomstore bedrifter. Tall for utslipp fra renseanlegg er innhentet fra Statistisk sentralbyrås (SSB) database KOSTRA (KOMMUNE STAT og RAPPORTERING). For tilførsler fra akvakulturnæringen er kobber (Cu) det eneste av de prioriterte miljøgiftene som er relevant (database holdes av Fiskeridirektoratet). Tilførsler fra kilder som ikke fanges opp av RID-stasjonene blir regnet ut som direkte tilførsler og lagt som tillegg til elvetilførslene. Dette gjelder utslipp fra industri og fiskeoppdrett. For kloakkrenseanlegg rapporteres det hovedsakelig næringsalter og i mindre grad tungmetaller/miljøgifter.

Tabell 24. Oversikt over stoffer som måles i elver og rapporteres for punktkildene. Kilderegistrene "Forurensning" og "KOSTRA" administreres av hhv. Klif og SSB.

| Stoff | Dateregister for punktkilder | Data fra elver |
|---|------------------------------|----------------|
| Arsen (As) | "Forurensning" og "KOSTRA" | X |
| Bly (Pb) | "Forurensning" og "KOSTRA" | X |
| Kadmium (Cd) | "Forurensning" og "KOSTRA" | X |
| Kobber (Cu) | "Forurensning" og "KOSTRA" | X |
| Krom (Cr) | "Forurensning" og "KOSTRA" | X |
| Kvikksølv (Hg) | "Forurensning" og "KOSTRA" | X |
| Olje(THC) | "Forurensning" | |
| Polyklorerte bifenyler (PCB) ¹⁾ | "Forurensning" og "KOSTRA" | X |
| 1,2-dikloretan (EDC) | "Forurensning" og "KOSTRA" | |
| Dioksiner (PCDD, PCDF) ²⁾ | "Forurensning" og "KOSTRA" | |
| Heksaklorbenzen (HCB) | "Forurensning" og "KOSTRA" | |
| Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) ³⁾ | "Forurensning" og "KOSTRA" | |

1) Sum av syv PCB-kongenerer, PCB₇ (PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180)

2) Ikke undersøkt under overvåkingsprogrammet for dette prosjektet

3) Sum av 18 PAH-er dvs. i henhold til NS 9815: fenantren, antracen, pyren, fluoranten, benzo(a)fluoren, benzo(b)fluoren, krysen/trifenylen, benzo(a)antracen, benzo(b)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benzo(e)pyren (µg/l), benzo(a)pyren, dibenzo(a,h)antracen, ideno(1,2,3-c,d)pyren, benzo(g,h,i)perylen, benzo(a,e)pyren, dibenzo(a,h)pyren og dibenzo(a,i)pyren.

Usikkerheten i data for miljøgiftutslipp er vanligvis stor fordi utslippkonsentrasjonene ofte er lave og kompliserte å måle og mange verdier ligger under deteksjonsgrensen for enkelte stoffer. Analysekostnadene er store og antall analyser er ofte relativt få. For de fleste norske elvene er det store årlige variasjoner pga. store sesongvariasjoner i vannføring og erosjon som det eksisterende overvåkingsprogrammet ikke klarer å fange opp. Utslippsdataene må derfor betraktes som utslippsnivåer og ikke eksakt angivelse av mengder. Utslipp til vann fra diffuse kilder og fra industrikilder som er så små at de ikke er pålagt utslippsrapportering til Klif, er ikke inkludert i beregningene, men manglende data for disse utslippene antas ikke å endre utslippsbildet vesentlig.

Tilførsler av tungmetaller fra ikke-overvåkede norske områder (om lag 40 % av totalarealet) er ikke tatt med i beregningene fordi det hittil ikke er gjennomført noen systematisk studie på bakgrunns-konsentrasjoner av tungmetaller innenfor RID-programmet. Tilbakeholdelsen (retensjon) av stoffer i fjorder og kystfarvann kan være stor, og med mangel på gode modellverktøy representerer dette en betydelig usikkerhetsfaktor ved beregning av stofftransport fra land til hav.

6.2.2 Tilførsler via luftstrømmer og avsetning på havoverflaten

Metodikken er beskrevet i tidligere rapporter (Green *et al.* 2010a, 2011a, se også 3.1.2).

6.2.3 Tilførsel via havstrømmer - havmodeller

Matematiske modeller er helt nødvendige redskap for å oppnå en tilstrekkelig presis kvantifisering av forurensende stoffer innen hver region, så vel som inn og ut av disse regionene. Som påpekt ovenfor er det mange modeller som må "samarbeide" og levere data til hverandre. Innen prosjektet er det derfor etablert en modellgruppe med representanter fra 5 institusjoner: NIVA, IMR, NILU, NRPA og NIFES. Gruppen skal blant annet sikre at:

- institusjonene har en felles strategi mht. bruk av modeller innen prosjektet,
- prosjektet utnytter institusjonenes samlede modellkompetanse,
- modellene leverer hensiktsmessige data til hverandre (for eksempel leveransen fra RID og EMEP til havmodellen).

Modelleringsarbeidet i 2011 har hatt hovedfokus på å studere tilførsler og spredning/nedbryting av kvikksølv (Hg), PCB-153 og PAH-BaP (Benzo(a)pyren) i Norskehavet. Modellområdet for Norskehavet er vesentlig større enn Nordsjøen og begrensinger i antall parametre var nødvendig. De utvalgte stoffene representerer tre ulike grupper med tanke på kjemiske egenskaper.

For PCB og PAH er det kun gjort beregninger for enkeltkomponentene PCB-153 og PAH-BaP. Dette skyldes at data fra ulike kilder inneholder forskjellige komponenter av PCB og PAH. For å få enhetlige modellresultater har vi derfor valgt ut komponenter som finnes fra de fleste kilder. Data fra Schulz et al. (1998) viser at PCB-153 representerer 8 til 14 % av det totale PCB, mens komponent B[a]P utgjør 0 til 14 % av PAH.

I 2011 ble det brukt to havmodeller: ECOSMO og NORWECOM. I **Tabell 25** er det listet opp en oversikt over de viktigste detaljene for de to modellene. I tillegg er hver modell beskrevet grundig under.

Tabell 25. Detaljer i angående modelloppsettet for NORWECOM og ECOSMO/OxyDep.

| | | NORWECOM | OxyDep/PolPart |
|--|----------------------------------|--|--|
| Simuleringsperiode | | 2006-2007 + oppspinning (4 ganger 2005) | 2006-2008 |
| Modellerte parametre | | Hg, PCB-153 | Hg, PCB-153 og BaP |
| Horisontal oppløsning | | Variabel ca. 20km | Variabel ca. 10km |
| Ant. vertikale lag | | 21 | 30 |
| Type vertikale lag | | Terrengfølgende (s-lag) | Horisontale lag (z-lag) |
| Tidssteg | | 1800 s | 1200 s |
| Hydrodynamisk modell | | ROMS | ECOSMO/HAMSOM |
| Programmeringsspråk | | Fortran 77/90/2003 | Fortran 77/90 |
| Partisjonering av partikulært og oppløst materiale | | Ja | Ja |
| Partisjonering av partikulært og oppløst organisk materiale | | Ja | Ja |
| Nedbryting | | Nei | Nedbryting av POP |
| Tilførselskilder | Atmosfærefluks (total avsetning) | EMEP data med månedlig variasjon | EMEP data med månedlig variasjon |
| | Oljeplattformer | Årsmidlede verdier (MOD) Mellomårlig variasjon. Månedlig variasjon for norske elver og årlig middelværdi for utenlandske elver er for årene 2005-2006. | Årsmidlede verdier (MOD) Mellomårlig variasjon. Månedlig variasjon for norske elver og årlig middelværdi for utenlandske elver er for årene 2005-2006. |
| | Elveavrenning | Mellomårlig variasjon for utenlandske elver (OSPAR). Månedlig variasjon for norske elver (RID). | Mellomårlig variasjon for utenlandske elver (OSPAR). Månedlig variasjon for norske elver (RID). |
| | Skipstrafikk | Nei | Nei |
| Årsvariasjon i tilførselskilder | | Ja | Ja |
| Utveksling med havbunn | | Begraving av partikulært materiale. Ingen likevekts-estimer i sedimentet. | Begraving. Ingen partisjonering med sedimentene |
| Biogeokjemisk modul | | NORWECOM (flere planktongrupper og detritus representerer organisk materiale) og partisjonering | OxyDep (biota og detritus representerer partikulært organisk materiale og ulike komponenter av oppløst organisk materiale) |
| Biogeokjemiske parametre | | Diatomeer, flagellater, detritus (3 typer), nitrogen, fosfor, silikat, oksygen, SPM, microzooplankton, mesozoplankton | BIO -Levende organismer NUT – oksydert form av næringsalter POM – partikulært oppløst materiale DOM – oppløst organisk materiale |

| | | NORWECOM | OxyDep/PolPart |
|--------------------------------------|-----------------|-------------------------------------|-------------------------------------|
| | | | OXY- oppløst oksygen |
| Bakgrunnsverdi | Hg | 0,5 ng/L | 0,5 ng/L |
| | PCB-153 | 0,07 pg/l | 0,07 pg/l |
| | BaP | - | 5 pg/l |
| Åpen grenseflateverdi Hg | Nordsjøen | Inkludert i område | 0,5 ng/L |
| | Østersjøen | 5 ng/l | |
| | Nord-Atlanteren | 0,5 ng/L | 0,5 ng/L |
| | Arktis | 0,5 ng/L og 3,0 ng/L i de øvre 10 m | 0,5 ng/L og 3,0 ng/L i de øvre 10 m |
| | Barentshavet | 0,5 ng/L og 3,0 ng/L i de øvre 10 m | 0,5 ng/L og 3,0 ng/L i de øvre 10 m |
| Åpen grenseflateverdi PCB-153 | Nordsjøen | Inkludert i området | 0.350 pg/l |
| | Nord-Atlanteren | 0.07 pg/l | 0.07 pg/l |
| | Arktis | 0.14 pg/l | 0.14 pg/l |
| | Barentshavet | 0.14 pg/l | 0.14 pg/l |
| Åpen grenseflateverdi BaP | Nordsjøen | - | 5 pg/l |
| | Østersjøen | - | 5 pg/l |
| | Nord-Atlanteren | - | 5 pg/l |
| | Arktis | - | 5 pg/l |
| | Barentshavet | - | 5 pg/l |

ECOSMO-modellen

Simuleringen baserer seg på en modell der hydrofysikk (HAMSOM/ECOSMO), biogeokjemi (OxyDep) og forurensning (PolPar) er koblet sammen (Vedlegg B).

OxyDep var i stand til å reprodusere sesongmessige variasjoner i konsentrasjonen av partikulært organisk materiale (POM), oppløst organisk materiale (DOM) og levende organismer (sett på som én modelleringskomponent) tilsvarende observerte data (Vedlegg B). PolPar ble benyttet til å parameterisere nedbrytning av forurensende stoffer og overganger mellom oppløste og partikulære faser i forbindelse med produksjon og nedbrytning av organisk materiale.

Ulike forurensningskilder transporteres gjennom adveksjon og diffusjon rundt i modellområdet samtidig som de kan absorberes eller frigjøres av partikulært og oppløst organisk materiale og gjennom nedbrytning. Blant grenseflater i modellen inngår ytre marine grenser, grensen mellom luft og hav, sjøbunnen og kystlinja mot land (Vedlegg B).

Ytre påvirkning i modellen har vært tilførsler fra atmosfæren (alle parametre), elveavrenning (kvikksølv og PCB-153), utslipp fra offshoreplattformer (kvikksølv og PAH-BaP), utslipp fra skipstrafikk (ikke tatt med) samt sedimentering til bunn (alle parametre, se Vedlegg B). Resultatene fra modellberegningene gir karakteristiske konsentrasjoner av hovedmekanismer for variabilitet i rom og tid for både partikulær form og oppløst form av de ulike parametrene (se Vedlegg B for hovedresultatene fra modellen).

Tallene for utlekking fra havbunnen som ble rapportert i (Molvær *et al.*, 2007) er ikke inkludert i havmodellen. Dette er fordi estimatene er grove og partielle samt at modellen ikke omfatter beskrivelser av prosesser i sjøbunnen. Dersom disse dataene skulle blitt benyttet burde man utvidet havmodellen til også å håndtere disse prosessene. Mangel på slike prosesser gjør denne kilden til en usikkerhet i resultatene fra havmodellen.

Nødvendig informasjon/data til parameterisering av de forurensende stoffene langs de tredimensjonale grenseflatene, ved starttidspunktet for modellen og for hvordan de varierer i tid var svært begrenset. Data for de ulike stoffene hadde ulik oppløsning i både tid og rom, fra månedlige til

årlige verdier og for eksakte utslippsposisjoner til større utslippsområder. Andre utfordringer har vært mangel på data for de forurensende stoffene langs de ytre marine grensene av Norskehavet (både i rom og tid). For PCB og PAH finnes det heller ikke informasjon om vertikalfordeling i vannmassene.

NORWECOM-modellen

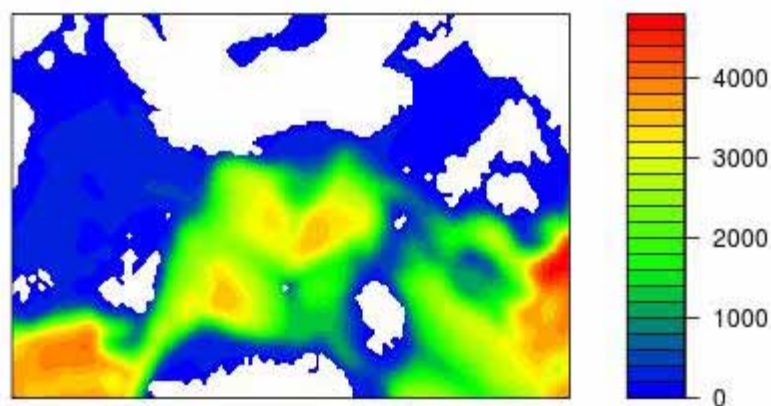
NORWECOM (Skogen *et al.*, 1995; Skogen & Sjøiland, 1998 – oppdatert) er en koblet biologisk, kjemisk og fysisk havmodell utviklet for å studere primærproduksjon, omsetning av næringssalt og spredning av partikler og felt slik som for eksempel fiskelarver og forurensning. Modellen har blitt validert gjennom sammenligning med data i Nordsjøen og Skagerrak i en rekke arbeider (se for eksempel Sjøiland & Skogen (2000), Skogen *et al.* (2004), Hjøllø *et al.*, (2009), Skogen & Mathisen (2009)) der en mer detaljert modellbeskrivelse også finnes. Som en del av Tilførselsprogrammet har NORWECOM blitt utvidet med en egen forurensingsmodul (Sjøiland, IMR, pers.comm). I denne modulen tas det hensyn til at disse stoffene bindes til partikulært materiale. De organiske miljøgiftene er hydrofobe og bindes til levende og døde organiske partikler i sjøvann. I NORWECOM modelleres planteplankton, og miljøgiftene binder seg til de organiske partiklene i modellen. Fraksjoneringen mellom løst og bundet materiale berignes ved hjelp av oktanol-vann koeffisienten (K_{ow}) for den spesifikke komponenten (**Tabell 26**). Den fraksjonen av miljøgiftene som er bundet til partikulært materiale har en annen fysisk transport enn den løste fraksjonen da partikler synker. Tungmetaller bindes også til partikulært materiale, men for å beregne fraksjoneringen av disse stoffene benyttes en annen likevektskoeffisient (K_D).

I denne studien er modellen benyttet med en horisontal oppløsning på 20 kilometer over et område som inkluderer Nordsjøen, De Nordiske Hav og Barentshavet (**Figur 47**). I vertikalen er det benyttet 20 såkalte sigmaflater. Sigmaflater følger topografien slik at det alltid vil være like mange lag uavhengig av bunn dybden (i motsetning til z-nivåer) og angir relativ (i motsetning til absolutt) tykkelse av lagene i modellen. Dersom første sigmaflate for eksempel er på 0.01, vil øverste lag være 10 cm tykt dersom bunn dybden er 10m og 1 m tykt dersom bunn dybden er 100 m. Modellen er kjørt i såkalt offline mode, det vil si at en fysikk-modell kjøres først og at den biokjemiske modellen leser strøm, salt og temperatur fra denne. Som atmosfæriske drivkrefter (vind, trykk, lys og varmeflukser) er det benyttet reanalyserte felt (ERA40) fra ECMWF (*European Centre for Medium-Range Weather Forecasts*).

Tabell 26. Likevektskoeffisienter benyttet i NORWECOM modellen.

| | K_{ow} | K_D |
|-----------------------|-----------------------|----------------------|
| Kvikksølv (Hg) | 6.8 | |
| PCB-153 | | 0.13E-5 |

Siden vi har benyttet et startfelt som er konstant i hele modellområdet (se **Tabell 25**) har vi spunnet opp modellen over fire år. Det betyr i praksis at vi har startet modellen 1.januar 2005 med den gitte startverdi fra tabellen, og så modellert 2005 fortløpende fire ganger med alle kilder og randverdier (for oversikt se **Tabell 25**). På denne måten får vi spredd signalet fra randen og de ulike kildene over en lang periode og produsert et nytt startfelt som er mye mer realistisk. I den femte gjennomgangen av 2005 fortsetter modellen så med å modellere 2006 og 2007 og det er resultatene fra denne siste repititionen som er benyttet i analysene.



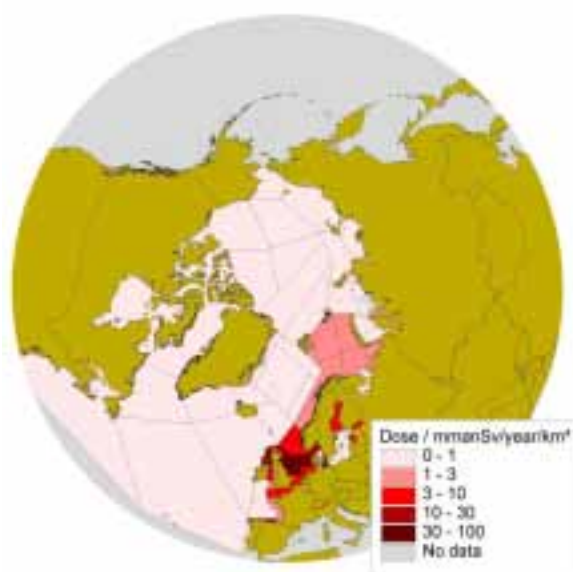
Figur 47. NORWECOM området for beregningene (skale gjelder for havdyp i meter).

Modellering av radionuklider

Marine boksmodeller kan brukes for å beskrive transport av radionuklider i havområder over større avstander og over lengre tid. Modelleringen omfatter spredning av radionuklider i vann og utveksling av radionuklider mellom vann og sediment. Opptak i og doser til dyr og mennesker kan også beregnes. Boksinnstillingen i Strålevernets marine boksmodell er basert på kunnskaper om bl.a. strømningsforhold, ulike miljøfaktorer, samt betydning av de ulike havområdene for eksempel for fiskeri eller nærhet til potensielle kilder. På grunnlag av informasjon om forhold som volum, dybde, strømningsforhold, suspenderte partikler, sedimenteringshastighet og interaksjon, samt fordeling/dynamikk mellom vann og sedimenter, benyttes modellen til å vurdere spredning til boksene over gitte tidsperioder.

Ved modellberegningene antas det videre at radionuklider i vannsøylen finnes i løs form (som fritt ion i vannfasen) og assosiert med suspenderte partikler. Den partikkelassosierte aktiviteten sedimenterer med suspendert materiale, og blir således en del av bunnsedimentene. Utover dette inkluderer modellen: diffusjon av radionuklider i porevann, resuspensjon, blanding som følge av bioturbasjon, samt nedlekking av radionuklider til dypere sedimentlag. Det tas hensyn til radioaktivt henfall i alle bokser. En nærmere beskrivelse av modellen er gitt i Iosjpe *et al.* (2002); Iosjpe (2006).

Modell kan blant annet brukes for å vurdere miljøfølsomhet for forskjellige havregioner. **Figur 48** viser følsomhet for havregioner, basert på EMRAS II metode (EMRAS, 2010; Iosjpe and Liland, 2010) samt resultater fra (Iosjpe *et al.*, 2003).



Figur 48. Følsomhet av havregioner basert på uniform nedfall av cesium-137.

6.2.4 Petroleumsvirksomhet på norsk sokkel

Opplysninger om utslipp av olje og metaller fra offshoreinstallasjoner rapporteres hvert år og samles i Environment Web (EW), en felles database for Oljeindustriens landsforening (OLF), Klif og Oljedirektoratet. Overvåkingsdata fra områdene omkring oljeinstallasjonene samles i miljøovervåkingsdatabasen MOD, som eies av operatørene og administreres av Veritas (DNV).

Tilførsler fra petroleumsvirksomhet er hentet inn for perioden 2005-2010.

Overvåking relatert til petroleumsaktivitet

Et viktig virkemiddel for overvåking av utvikling av risiko i petroleumsvirksomhet er Petroleumstilsynets prosjekt "Risikonivå i petroleumsvirksomheten" (RNNP), som årlig gir en oversikt over utviklingen av en rekke sikkerhetsindikatorer. Sammenstilt med resultater fra granskninger og tilsyn av selskapenes risikostyring tilrettelegger RNNP for tidlig identifikasjon av negative trender i petroleumsnæringen og følgende prioritering av ulykkesforebyggende innsats fra myndighetene og aktørene.

Sedimentundersøkelsene gjennomføres i hver region hvert tredje år. Seks av regionene ligger i området for forvaltningsplanen for Norskehavet; IV-IX og XII. Feltstasjonene plasseres med geometrisk økende avstand fra utslippspunktet, 250 m, 500 m, 1000 m, 2000 m osv. I tillegg kommer de regionale- og referansestasjonene.

To indikatorer brukes for å estimere omfanget av areal som er påvirket av petroleumsaktiviteten rundt installasjonene:

- Hydrokarboner: indikerer forurensning av oljebaserte borevæsker
- Forstyrret bunnfaunasammensetning: indikerer generell påvirkning av sedimentlevende samfunn

I tillegg indikerer barium, som ikke er påvist skadelig, spredning av borevæsker og borekaks ettersom bariumsulfat (baritt) normalt benyttes til å øke tettheten på borevæsken.

Følgende parametere undersøkes:

- TOM
- Kornstørrelse
- THC
- De aromatiske hydrokarbonene naftalen, fenantren/antrasen, dibenzotiofen og deres C1-C3 alkylhomologer (NDT)
- PAH
- Hovedbestanddel i baseoljer
- Tungmetaller (barium, kvikksølv, kadmium, krom, bly og sink)
- ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb og ^{228}Th (samarbeid mellom Klif, OLF og Strålevernet)
- Biologisk karakterisering

I de senere årene har det vært økende fokus på utslipp av produsert vann, og dette har også medført økt innsats på miljøovervåking av produsert vannutslipp og hvilke effekter dette kan ha på organismene i vannsøylen. For flere felt vil utslipp av produsert vann øke ettersom reservoaret tømmes for utvinnbar olje. I 2006 ble det satt strengere krav til oljeinnhold i utslipp av produsert vann. Vannsøyleovervåkingen har en kortere historie, og metodikken er fortsatt under utvikling, men det er nærmer seg etablering av mer standardiserte analyser og program. Den første vannsøyleovervåkingen startet i 1993. Effektmålinger er følsomme for lave konsentrasjoner av forurensningskomponenter, og vil kunne avdekke påvirkninger på en organisme på et tidlig tidspunkt. Slike undersøkelser kan dermed gi et varsel om effekter, lenge før konsentrasjonene og skadene blir dødelige. Tilstandsovervåkingen undersøker innholdet av miljøgifter i naturlig villevende fisk og i noen grad effektene av enkelte hydrokarboner.

6.2.5 Skipstrafikk i norske farvann

Utslipp fra skipstrafikk er ikke oppdatert siden forrige rapport. Kystverket arbeider med et ny AIS-basert system for å beregne utslipp fra skipstrafikk. Foreløpig inneholder systemet kun data for utslipp til luft. Utslipp til sjø er ikke tilgjengelig, men vil forhåpentligvis komme med i en senere versjon av systemet. Utslippsdata fra skipstrafikk som ligger inne i tabellene er hentet fra Fase II rapporten (Molvær *et al.* 2008)

Ut i fra tilgjengelig datamaterialet har det ikke vært mulig å beregne reelt utslipp av olje (olje fra vaskevann, THC). Det er derfor anslått en mulig teoretisk mengde oljeutslipp ut i fra hva som er lovlig å slippe ut via vaskevann fra skytteltanker til/fra oljefeltene i Norskehavet. Trafikken til/fra oljefeltene vil være den største bidragsyteren til utslipp av oljeholdig vaskevann, likevel vil det være et lite bidrag fra øvrige oljetankere som har trafikkert området (som f.eks. oljetrafikk til og fra Nordvest-Russland) (OED 2008).

6.2.6 Utlekking fra havbunn

Dataene som tidligere (Molvær *et al.* 2007; 2008) er benyttet i modellberegningene av fluks av metaller, PCB og PAH fra sedimenter er hentet fra EW- og MOD-databasene som er kort omtalt i kapittel 6.2.4).

6.3 Overvåkingsmetoder

6.3.1 Luft og nedbør

Det er brukt overvåkingsdata fra EMEP; AMAP og CAMP fra 2009 som grunnlagsdata for en beregning av tilførsel ved empirisk metode. De norske målingene på Birkenes og Zeppelin er beskrevet i Klifs årlige overvåkingsrapport (Aas *et al* 2010) mens de andre europeiske målingene er beskrevet i EMEPs datarapport (Aas og Breivik 2011). Videre er det gjennom tilførselsprogrammet etablert en luftovervåkingsstasjon på Andøya. Resultater og metoder vil bli presentert i overvåkingsrapporten for atmosfæriske tilførsler (Aas *et al*, 2011a). Metodene som er blitt etablert på observatoriet på Andøya er også beskrevet i tidligere rapport for Tilførselsprogrammet (Green *et al*. 2010a).

6.3.2 Sjøvann, sedimenter og torsk

Prøveinnsamling

Prøvetaking av sjøvann

IMR stod for all prøvetaking av sjøvann. Prøvene ble samlet inn direkte fra sjøvannsinntaket fra F/F "Johan Hjort" fra stasjon 29 og F/F "G. O. Sars" fra stasjon 5, 14 og 16.

Omtrent 100 L sjøvann ble samlet inn for analyse av technetium-99. Vekten ble nøyaktig bestemt ved hjelp av fiskevekt om bord, og deretter regnet om til volum. Prøvene fra stasjonene 14 og 16 ble oppkonsentrert om bord på Amberlite IRA-400 anionkolonner i henhold til "IMR-metode for technetium-99" (Green *et al*. 2010a). De andre prøvene ble fylt i kanner og transportert til IMR for videre opparbeiding i henhold til "IMR-metode for technetium-99" (Green *et al*. 2010a)

100 L sjøvann ble samlet inn for analyse av cesium-137. Nøyaktig volum ble bestemt ved hjelp av vekt på laboratoriet. Prøvene ble analysert ved hjelp av AMP-metode.

Til analyse av plutonium-239+240 og americium-241 ble det samlet inn omtrent 200 L sjøvann fra hver av de 4 stasjonene. Videre ble det samlet inn omtrent 50 L fra hver av de 4 stasjonene til analyse av strontium-90. Til slutt ble det samlet inn ca. 25 L fra hver av de 4 stasjonene til analyse av polonium-210, radium-226 og radium-228. Alle disse prøvene ble fylt i 25 L plastkanner om bord, surgjort til pH=1 med HCl og transportert til NRPA for videre analyse.

Prøvetaking av sedimenter

IMR sto for all prøvetaking av sedimenter. Det ble samlet inn sedimentprøver fra 6 stasjoner (Tabell over stasjonene og innsamlet materiale på hver stasjon; Figur som viser stasjonene). Sedimentprøvene ble innsamlet fra F/F "Johan Hjort" og F/F "G.O. Sars" ved bruk av en "Smøgen" boxcorer. Tre prøver fra havbunnens overflate (0-2 cm) ble tatt fra hvert grabbkast (en til spormetall-analyse, en til analyser av organiske miljøgifter og en til analyser av radioaktivitet). Prøvene ble pakket i henholdsvis plast og godt merket med tusj (prøver til spormetall-analyser) og aluminiumsfolie og godt merket med blyant (prøver til analyser av organiske miljøgifter) og aluminiumsskåler og godt merket med tusj (prøver til analyser av radioaktivitet). Prøvene ble frosset ned umiddelbart, og transportert til IMR og NIVA for videre prøveopparbeiding og analyse. Prøvene til organiske miljøgifter ble inndelt i tre replikater før opparbeiding og analyse.

Prøvetaking av torsk

IMR sto for innsamling av torskefilet og torskelever fra Jan Mayen (stasjon 5) og Vest for Rost (stasjon 29), mens NIVA sto for innsamling av torskefilet og torskelever fra Haltenbanken (stasjon 1). Det ble forsøkt å ta filet og lever fra 25 individer av atlantisk torsk (*Gadus morhua*), men fangst forhold var slik at bare 24, 19 og 23 individer ble fanget på hhv. Stasjon 1, 5 og 29. Torsk fra Jan

Mayen og Vest for Røst ble tatt fra trålen om bord på henholdsvis F/F "G. O. Sars" og F/F "Johan Hjort". Filet til analyse av kvikksølvinnhold ble pakket enkeltvis, mens filet til analyse av radioaktivitet ble pakket som samleprøver av de enkelte individene. Prøvene ble frosset ned umiddelbart og transportert til NIFES og IMR for videre opparbeiding og analyse. Lever ble analysert for utvalgte metaller og klororganiske stoffer. Individuell fiskefilet ble analysert for kvikksølv og blandprøve av disse ble analysert for cesium-137 og polonium-210. I tillegg ble alder, kjønn og visuell patologisk tilstand bestemt for hvert individ. Andre målinger inkluderte: fiskevekt og -lengde, levervekt, gonadevekt, fettinnhold i lever (% totalt ekstrahert fett), og filet tørrvektspersent.

Vedlegg B inneholder en nærmere beskrivelse av kjemiske analyser og undersøkelse av radioaktive stoffer.

Kjemiske analyser av organiske miljøgifter, metaller og radionuklider

En kort beskrivelse av analysemetoder for organiske miljøgifter, metaller og radioaktive stoffer følger nedenfor. Det finnes norske standardmetoder for deler av analysen men ikke for hele analysen. Institusjonene har akkrediterte metoder for mange av parametrene. Analyse av samme stoff på de forskjellige institusjonene er sammenlignbare (f.eks. undersøkelse av miljøgifter i torsk som ble gjort av NIFES og NIVA).

Metaller i sediment, torskelever og torskefilet (NIVA metode)

Metaller i sediment fra seks stasjoner og i torsk fra én av de tre stasjonene har blitt analysert på NIVA. Sediment ble ekstrahert ved å benytte salpetersyre. Biotaprøver ble ekstrahert ved å bruke nitrilsyre nitric acid. Konsentrasjonene ble undersøkt ved å bruke Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry (ICP-MS), bortsett fra krom som har blitt analysert ved GAAS eller ICP-Atomic Emission Spectroscopy (ICP-AES). Kvikksølv (total) har blitt analysert ved Cold-Vapour AAS (CVAAS). Kvikksølv i torsk har kun blitt analysert i filet og de øvrige metallene ble analysert i lever.

PCB i torskelever (NIVA metode)

Polyklorerte bifenyler (PCB) eller andre klororganiske farlige stoffer i torskelever fra én stasjon har blitt analysert ved NIVA. Laboratoriet har benyttet gasskromatografi med kapillær kolonne (GC) og "electron capture detector" (ECD). Fettinnhold ble ekstrahert ved å benytte en mikstur av sykloheksan og aceton på vevsmaterialet. Blant de individuelle PCBene som kvantifiseres, er Σ PCB-7 vanligvis benyttet for tolkning av resultater; CB-28, -52, -101, -118, -138, -153 og -180.

PBDE i torskelever (NIVA metode)

Analyser av polybromerte difenyletere (PBDE) har blitt gjort ved NIVA. Analysene er basert på fettinnhold på vevet ved å benytte en GC-MSD-SIM. Noen alternativer trengte å analysere BDE196 og BDE209 *inter alia* med hensyn på temperaturprogram og trinn for å redusere prøvenes eksponering for lys.

PFC i sediment og torsk (NIVA metode)

Perflourerte forbindelser (PFC) i sediment fra alle stasjoner og i torskelever fra én av tre stasjoner er bestemt ved å benytte væske-kromatografi koblet til tandem MS (LC/MS/MS) operert i elektro-spray-ionisering (electro-spray-ionisation, ESI) modus ved å benytte multiplere reaksjonsovervåking.

Metaller, torskefilet (NIFES metode)

Prøvene av torskefilet fra hver enkelt fisk ble homogenisert og frysetørket, og deretter homogenisert igjen til et fint pulver etter akkreditert metode (Metode 377) ved vårt prøvemottak. Prøvene ble veid før og etter tørking, og tørrstoffinnholdet (%) regnet ut. Det ble veid inn to paralleller fra hver fisk til analyse for metall. Før sluttbestemmelse ble prøvene dekomponert i ekstra ren salpetersyre og hydrogenperoksid og varmet opp i mikrobølgeovn (Milestone-MLS-1200 microwave oven). Alle målinger vart utført med bruk av Agilent 7500c Induktiv koplet plasmamassespektrometer (ICPMS) med HP-datamaskin. Metoden er akkreditert og har metodenummer 197.

Leverprøvene ble homogenisert og prøvemateriale fordelt til ulike analyser.

Fett, lever

Fett ble analysert gravimetrisk etter etylacetatmetoden (Akkreditert metode nr. 91)

Metaller, lever

Leverprøvene ble oppsluttet direkte uten frysetørking og oppsluttet og analysert etter metode 197 som beskrevet over.

PCB i torskelever (NIFES metode)

Homogenisert prøve tilsettes internstandard (PCB 53) og blandes med hydromatriks før den ekstraheres med heksan på ASE 300 (Accelerated Solvent Extractor). Fettet brytes ned online ved at ASE-cellen pakkes med svovelsyreimpregnert silicagel. Ekstraktet syrebehandles videre med konsentrert svovelsyre for å bryte ned rester av fett. Prøven analyseres på GC/MS i SIM mode og kvantifiseringen av de ulike analyttene baseres på internstandard og en ettpunkts kalibreringskurve, lineær gjennom origo.

Metoden kvantifiserer PCB₇ (PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180), PCB 105 og PCB 156.

Perfluorerte forbindelser (PFC) i torskelever (NIFES metode 349)

For flourerte forbindelser ble innveid prøve tilsatt intern standard og ekstrahert med metanol i ultralydbad. Etter sentrifugering ble prøven filtrert og vann tilsatt før opprensing med ASPEC. Ekstraktet fra ASPEC ble rensert videre ved filtrering gjennom 3K ultrafilter. Prøvene ble til slutt analysert på LC-MS/MS og kvantifisert ved hjelp av intern standard. Metoden er nylig akkreditert, metode nr. 349.

Bromerte flammehemmere (PBDE), GC/MS (NIFES metode nr. 238)

Homogenisert prøve tilsettes internstandard (PBDE-139) og blandes med hydromatriks før den ekstraheres med diklormetan: heksan på ASE 300 (Accelerated Solvent Extractor). Fettet brytes ned online ved at ASE-cellen pakkes med svovelsyreimpregnert silicagel. Ekstraktet syrebehandles videre med konsentrert svovelsyre for å bryte ned rester av fett. Prøven analyseres på GC/MS, NCI og kvantifiseringen av de ulike analyttene baseres på internstandard og en fem-punkts kalibreringskurve. Metoden kvantifiserer PBDE₇ (PBDE-28, PBDE-47, PBDE-66, PBDE-99, PBDE-99, PBDE-100, PBDE-119, PBDE-153, PBDE-154), PBDE-138, PBDE- 183 og total HBCD.

NIFES sin standardmetode inneholder ikke de fire tunge PBDE-kongenerne 196, 205, 206 og 209. For analyse av disse ble Havforskningsinstituttet ved Stepan Boitsov benyttet som underleverandør.

Pesticider, torskelever (NIFES metode 380)

Homogeniserte prøver ble tilsatt intern standard og ekstrahert med heksan på ASE® 300 (Accelerated solvent Extractor). Ekstraktet ble delt i to fraksjoner til ulik opprensing og sluttbestemmelse. Den første fraksjonen ble rensert for fett ved behandling med konsentrert svovelsyre. Det rensede ekstraktet ble så oppkonsentrert og analysert på GCMS med elektronionisering. DDT og metabolitter, samt HCB ble bestemt med denne metoden.

Den andre prøvefraksjonen ble opprenset på ASPEC på tre SPE-kolonner; ChemElut, QuEChERS og C18. Det rensede ekstraktet ble så oppkonsentrert og analysert på GCMS med negativ kjemisk ionisering. De resterende klorerte pesticidene ble bestemt med denne metoden.

Organiske miljøgifter i sediment (IMR metode)

Opparbeiding av sedimentprøvene for analyse av PAH, THC, PCB/pestisider og BFH består av ekstraksjon på ASE (Accelerated Solvent Extractor), med direkte opprensing i ASE-cellen (i tilfelle PCB og BFH) eller videre opprensing på Si kolonne (PAH og THC), og videre analyse på GC-MS (EI) for PAH, GC-MS (NCI) for BFH, GC-FID for THC og GC-ECD for PCB og pestisider.

Technetium-99 i sjøvann (IMR metode)

Technetium-99 i sjøvann: 50-100 L sjøvann samles inn. Technetium-99 bestemmes ved hjelp av radiokjemisk opparbeiding og beta-telling på en RISØ GM-25-5 beta-teller. KReO₄ benyttes som sporstoff. Den radiokjemiske opparbeidingen består i hovedtrekk av en preliminær ekstraksjon av

Re/⁹⁹Tc på Amberlite IRA-400 anionkolonne, jernhydroksidfelling, videre ekstraksjon på Bio-Rad AG 1x8 (100-200 chloride) anionkolonne, sulfidfelling og til slutt felling av tetrafenylarsonium-saltene til Re/⁹⁹Tc. Disse monteres på passende "discer" og beta-telles. Utbyttet bestemmes gravimetrisk.

Cesium-137 i sjøvann og fisk (IMR metode)

Cesium-137 (¹³⁷Cs) i sjøvann: Et kjent volum (50-100 L) sjøvann fylles i store kar og cesium-137 felles med ammonium-dodeca-molybdo-fosfat (AMP). Bunnfallet overføres til polyetylen tellebokser av passende geometri og løses i 6M NaOH. ¹³⁴Cs brukes som indre standard. Konsentrasjonen av cesium-137 i telleboksene bestemmes vha. gamma-sprektroskopi på elektrisk kjølte HPGe-detektorer med relative effektiviteter mellom 30% og 60%. Havforskningsinstituttet har et lavbakgrunns-tellerom med olivinstein i veggene.

Cesium-137 i fisk: 50 - 200 g filet fra 25 fisk blandes og homogeniseres. Prøven frysetørkes og homogeniseres på nytt. En kjent mengde av den tørre prøven overføres til polyetylen tellebokser av passende geometri. Konsentrasjonen av cesium-137 bestemmes vha. gamma-sprektroskopi på elektrisk kjølte HPGe-detektorer med relative effektiviteter mellom 30% og 60%. Havforskningsinstituttet har et lavbakgrunns-tellerom med olivinstein i veggene.

Cesium-137 og andre gamma emittere i sedimenter og sjøvann (NRPA metode)

Cesium-137 i sjøvann kan bestemmes på to måter; enten via AMP, eller ved hjelp av cesiumabsorberende filter som beskrevet under cesium-137 (IMR-metode). Havvannsprøver i størrelsesorden på ca. 500 liter blir først kjørt gjennom et cesiumabsorberende filteroppsett (beskrevet over) med et forfilter og 2 cesiumabsorberende filter. Filtrene blir senere tørket ved 105°C, for så å foraskes ved 450°C, før de homogeniseres og puttes i prøvebokser.

Sedimentprøver blir delt inn i ulike sjikt og frysetørket, før prøvene blir homogenisert og plassert i ulike prøvebokser. Prøver av fisk og biota blir enten frysetørket eller tørket før de homogeniseres og plasseres i ulike prøvebokser. Prøvene settes deretter til måling på høy oppløselig gamma detektor (HPGe) i en periode på ca. 2 dager, og foregår i et spesialbygget lavbakgrunns-laboratorium. Detektorene har en relativ effektivitet på 23% til 45%, og oppløsningen på detektorene ved 1332 keV er mindre enn 1,9 keV. Detektorene dekker et energiintervall i området 45-2000 keV, og også andre gamma-emittere som ligger innenfor oppgitt energiintervall detekteres.

Strontium-90 i sjøvann (IFE metode)

For å detektere aktivitetskonsentrasjonene av strontium-90 i sjøvann, må man i Barentshavet i dag samle inn 50 liter per prøve, for å være sikker på å komme over deteksjonsgrensen.

Deteksjonsgrensene for metoden kan variere avhengig av kjemisk utbytte, telleeffektivitet og volum/masse av prøven.

Etter forbehandling av prøvemateriale tilsettes strontium-85-tracer prøven, og ved å beregne aktiviteten (tilveksten av aktivitet) til datterproduktet Y-90, får man beregnet innholdet av strontium-90. Metoden er en standardisert metode hvor man benytter rykende salpetersyre og EDTA (Varskog *et al.*, 1997). Prøven blir etterpå målt/detektert ved hjelp av en antikoinsidens, skjermet GM-teller.

Plutonium (plutonium-239+240) i sedimenter og sjøvann (NRPA metode)

Prøver av plutonium er en kostbar og ressurskrevende metode, og for å detektere aktivitetskonsentrasjonene av plutonium-239+240 i sjøvann samler man inn ca. 200 liter sjøvann. Etter forbehandling av prøvemateriale som sedimenter og sjøvann, tilsettes ²⁴²Pu-tracer prøven. Deteksjonsgrensene for metoden varierer avhengig av kjemisk utbytte, telle-effektivitet og volum/masse av prøven. Prøven tilsettes kjemikalier for å få en utfelling og mindre prøvevolum beskrevet av Chen *et. al.* (1991). Plutonium i sediment og biota blir først forasket ved 450°C, før de homogeniseres og behandles videre med kongevann, før man utfører en tilsvarende utfelling av bunnfall, som for sjøvann.

Separasjon av plutonium utføres deretter med hjelp av ekstraksjon med løsemidler og 10 % TIOA/Xylene fulgt av ionebytte med AG1-X4 kolonner og teknikker som utfelling av bunnfall og

inndamping før plutoniumsfraksjonen blir elektrolytisk deponert over på en skive av rustfritt stål, og måles en til to uker ved hjelp av alfaspektrometri. Det kjemiske utbyttet beregnes ved hjelp av prøvens innhold av tilsatt ^{242}Pu -tracer.

Modellberegning av gjennomsnitt og summering mht. deteksjonsgrense

Etter EUs vanndirektivs retningslinjer (2009/90/EC) skal verdier angitt som under deteksjonsgrense betraktes som halvparten av denne grensen i gjennomsnittsberegninger og som null der inngår i en sum av variabler, som for eksempel for sum av de syv PCB kongenerene (PCB7), sum av de 16 PAH forbindelsene (PAH16), sum av de PBDE og sum av DDT (dvs. sum av DDT, DDE og DDD (TDE)).

7 Referanser

- 2000/60/EC. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. [Water Framework Directive]. http://www.europa.eu.int/comm/environment/water/water-framework/index_en.html
- 2008/105/EC. Directive 2008/105/EC of the European Parliament and of the Council of 16 December 2008 on environmental quality standards in the field of water policy, amending and subsequently repealing Council Directives 82/176/EEC, 83/813/EEC, 84/186/EEC, 84/491/EEC, 86/491/EEC, 86/280/EEC and amending Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council. <http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:32008L0108:EN:NOT>
- 2008/86/EC. Directive 2008/86/EC of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008 establishing a framework for Community action in the field of marine environmental policy. [Marine Strategy Framework Directive]. <http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:32008L0086:EN:NOT>
- 2009/90/EC. Directive 2009/90/EC of the European Parliament and of the Council of 31 July 2009 laying down, pursuant to Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council, technical specifications for chemical analysis and monitoring of water status.
- Aas, W. and Breivik, K. (2010). Heavy metals and POP measurements 2008. Norwegian Institute for Air Research, Kjeller, EMEP/CCC-Report 4/2010.
- Aas, W. Blindheim, S. Manø, S (2011). Tilførselsprogrammet 2010, Atmosfærisk tilførsel – overvåking på Andøya. Norsk Institutt for luftforskning, Kjeller OR 30/2011. Klif rapport nr 1098/2011, TA-2811/2011.
- Aas, W. Blindheim, S. Manø, S (2012). Tilførselsprogrammet 2011, Atmosfærisk tilførsel – overvåking på Andøya. Norsk Institutt for luftforskning, Kjeller OR xx/2012. Klif rapport nr 1xxx/2012, TA-2xxx/2012.
- Aas, W., Manø, S., Krognest, T., Blindheim, S. (2011a) Tilførselsprogrammet 2010. Atmosfærisk tilførsel - overvåking på Andøya. Kjeller, Norsk institutt for luftforskning. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 1098/2011. TA-2811/2011 (NILU OR 30/2011)
- Aas W., Solberg S., Manø S. og Yttri, K. E. (2011b). Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel, 2011. Kjeller, Norsk institutt for luftforskning. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 1099/2011. TA-2812/2011 (NILU OR 29/2011)
- Aas W., Solberg S., Manø S. og Yttri, K. E. (2012). [tentativt tittel og forfatterliste, red.]Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel, 2012. Kjeller, Norsk institutt for luftforskning. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport xxx/2012. TA-xxxx/2012 (NILU OR xx/2012)
- Aas W., Solberg S., Manø S. og Yttri, K. E. (2010). Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel, 2009. Kjeller, Norsk institutt for luftforskning, Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 1074/2010. TA- 2664/2010. (NILU OR 33/2010)
- Aas,W., Solberg, S. Manø, S. og Yttri, K.E (2009). Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel, 2008, Norsk institutt for luftforskning, Kjeller, OR 22/2009 (Klif rapport nr 1051/2009).
- AMAP, 2011. AMAP Assessment 2011: Mercury in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway. xiv + 193 pp.
- Allison J.D., Allison T.L., Partition Coefficients for Metals in Surface Water, Soil, and Waste. U.S. Environmental Protection AgencyOffice of Research and Development Washington, DC 20460. EPA/600/R-05/074 July 2005.
- Bakke T., Breedveld, G., Källqvist,T., Oen, A., Eek, E., Ruus, A., Kibsgaard, A., Helland, A., Hylland, K., 2007c. Veileder for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystvann. Revidering av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter. SFT TA 2229/2007. Statens Forurensningstilsyn, Oslo. 12s.
- Beks J.P. (2000). Storage and distribution of plutonium, 241Am, 137Cs and 210Pbxs in North Sea sediments. Continental Shelf Research, Vol. 20, pp 1941-1964.
- Berg, T; Hjellbrekke, A; Ruhling, A; Steinnes, E., 2003. Maps of the absolute deposition of heavy metals for the Nordic countries based on moss surveys. Journal De Physique IV, 107: 155-158, DOI: 10.1051/jp4:20030266
- Breivik, K.; Wania, F. Evaluating a model of the historical behavior of two hexachlorocyclohexanes in the Baltic sea environment. Environ Sci Technol. 36:1014-1023; 2002
- Breivik, K., A. Sweetman, J. M. Pacyna, and K. C. Jones, 2007: Towards a global historical emission inventory for selected PCB congeners - A mass balance approach-3. An update. Science of the Total Environment, 377, 296-307.

- Breivik K., Wania F. (2002) Mass budgets, pathways, and equilibrium states of two hexachlorocyclohexanes in the Baltic Sea environment. *Environmental Science & Technology* 36:1024-1032. DOI: 10.1021/es001972+.
- Bruhn, R.; Lakaschus, S.; McLachlan, M.S., 2003. Air/sea gas exchange of PCBs in the southern Baltic Sea. *Atmospheric Environment* 37:3445-3454. DOI: 10.1016/s1352-2310(03)00329-7.
- Chen Q, Aarkrog A, Nielsen S P, Dahlgaard H, Nies H, Yu Y, Mandrup K. Determination of plutonium in environmental samples by controlled valence in anion exchange. RISØ-M-2856. Roskilde: Risø National Laboratory, 1991.
- Dalziel J.A. 1995. Reactive mercury in the eastern North Atlantic and southeast Atlantic *Marine Chemistry*, 49(4): 307-314
- Eckhardt, S., K. Breivik, Y. F. Li, S. Mano, and A. Stohl (2009), Source regions of some persistent organic pollutants measured in the atmosphere at Birkenes, Norway, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 9(17), 6597-6610.
- Eckhardt S., Breivik K., Mano S., Stohl A. (2007) Record high peaks in PCB concentrations in the Arctic atmosphere due to long-range transport of biomass burning emissions. *Atmospheric Chemistry and Physics* 7:4527-4536
- Eckhardt, S., A. Stohl, S. Beirle, N. Spichtinger, P. James, C. Forster, C. Junker, T. Wagner, U. Platt, and S. G. Jennings (2003), The North Atlantic Oscillation controls air pollution transport to the Arctic, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 3, 1769-1778.
- EMEP 2011a. Persistent organic pollutants in the environment. Moscow/Kjeller, Meteorological Synthesizing Centre - East - MSC-E/Chemical Coordinating Centre - CCC (EMEP Status Report 3/2011). Aas, W. og Breivik K. (2011). Heavy metals and POP measurements, 2009. EMEP/CCC-Report 3/2011
- EMEP 2011b. Heavy metals: transboundary pollution of the environment. Moscow/Kjeller, Meteorological Synthesizing Centre - East - MSC-E/Chemical Coordinating Centre - CCC (EMEP Status Report 2/2011)
- EMRAS II, 2010. EMRAS II, Working group 8. Environmental sensitivity: Documents. <http://www-ns.iaea.org/projects/emras/emras2/working-groups/working-group-eight.asp?s=8>
- Environment Agency, Environment and Heritage Service, Food Standards Agency & Scottish Environment Protection Agency, 2006. Radioactivity in food and the environment 2005. RIFE-11.
- Gill, G.A., Fitzgerald, W.F., 1988. Vertical mercury distributions in the oceans. *Geochim. Cosmochim. Acta* 52 (6), 1719 – 172.
- Green, N.W., Knutzen, J., 2003. Organohalogenes and metals in marine fish and mussels and some relationships to biological variables at reference localities in Norway. *Marine Pollution Bulletin* 46(3):362-374.
- Green N.W., Molvær, J., Kaste, Ø., Schrum, C., Yakushev, K., Sørensen, K., Allan, I., Høgåsen, T., Christiansen, A.B., Heldal, H.E., Klungsøyr, J., Boitsov, S., Børsheim, K.Y., Måge, A., Julshamn, K., Aas, W., Braathen, O.A., Breivik, K., Eckhardt, S., Rudjord, A.L., Iosjpe, M., Brungot, A.L., 2010a. Tilførselsprogrammet 2009. Overvåking av tilførsler og miljøtilstand I Barentshavet og Lofotenområdet. Klima og forurensningsdirektoratet (Klif) SPFO-rapport 1072/2010, TA 2660/2010. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) rapport nr. 5980-2010. 243 sider. ISBN 978-82-577-5715-1.
- Green N.W., Heldal, H.E., Måge, A., Aas, W., Gäfvert, T., Schrum, C., Boitsov, S., Breivik, K., Iosjpe, M., Yakushev, K., Skogen, M., Høgåsen, T., Eckhardt, S., Christiansen, A.B., Daae, K.L., Durand, D., Debloskaya, E., 2011a. Tilførselsprogrammet 2011. Overvåking av tilførsler og miljøtilstand I Nordsjøen. Klima og forurensningsdirektoratet (Klif) SPFO-rapport 1097/2011, TA 2810/2011. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) rapport nr. 6187-2011. 251 sider. ISBN 978-82-577-5922-3.
- Green, N.W., Schøyen, M., Øxnevad, S., Ruus, A., Høgåsen, T., Håvardstun, J., Rogne, Å.G., Tveiten, L., 2010a. Coordinated environmental monitoring programme (CEMP). Levels, trends and effects of hazardous substances in fjords and coastal waters-2008. Norwegian Pollution Control Authority, Monitoring report no. 1062/2010 TA no. 2566/2010. Norwegian Institute for Water Research project 10106 and report no. 5867-2010, 303 pp. ISBN no. 978- 82-577-5602-4.
- Green, N.W., Schøyen, M., Øxnevad, S., Ruus, A., Høgåsen, T., Beylich, B., Håvardstun, J., A., Rogne, Å.G., Tveiten, L., 2011b. Hazardous substances in fjords and coastal waters – 2010. Levels, trends and effects. Long-term monitoring of environmental quality in Norwegian coastal waters. Climate and Pollution Agency, Monitoring report no. 1111/2011 TA no. 2862/2011. Norwegian Institute for Water Research report number 6239-2011, 252 pp. ISBN number 978- 82-577-5974-2.
- Hjøllo, S.S., Skogen, M.D. & Svendsen, E. (2009). Exploring currents and heat within the North Sea using a numerical model. *J.Mar.Systems*, 78:180-192, doi:10.1016/j.jmarsys.2009.06.001
- IAEA (International Atomic Energy Agency), 1988, Inventories of selected radionuclides in the oceans. IAEA-TECDOC-481. Vienna 1988.

- Iosjpe M. and A. Liland, 2010. Evaluation of environmental sensitivity of the marine regions, Environmental Radioactivity – New Frontiers and Developments, Rome, 25-27 October, Book of abstracts, p. 59-60,
- Iosjpe M., Perianez R, Aldridge J. & Børetzen P., 2003. Radionuclide dispersion models for Arctic, Atlantic and Mediterranean seas. Estimation of radiological sensitivity of marine areas. A deliverable report for REMOTRANS, Project FIGE-CT-2000-00085, December 2003.
- Iosjpe, M., 2006. Environmental modeling: Modified approach for compartmental models, In: Povinec P.P., Sanchez-Cabeza J.A., eds. Radionuclides in the environment: International conference on isotopes in environmental studies, Monaco 2004. Radioactivity in the Environment, vol.8. Amsterdam: Elsevier, 2006: 463–476.
- Iosjpe, M., J. Brown & P. Strand, 2002. Modified approach for box modeling of radiological consequences from releases into marine environment, J. Environ. Radioact., 2002, 60, 91-103.
- Janssen, F. (2002): Statistische Analyse mehrjaehriger Variabilitaet der hydrographie in nord- und Ostsee. PhD thesis, University of Hamburg, Faculty of Geosciences (in German), ediss.sub.uni-hamburg.de/volltexte/2002/907/pdf/dissertation.pdf.
- Janssen, F., Schrum, C., Huebner, U. and Backhaus, J. (2001): Validation of a decadal simulation with a regional ocean model for North Sea and Baltic Sea. Climate Research, 18, 55-62.
- Jensen H. K. B, Knies J., Finne, T.E. & Thorsnes, T. 2010b: MAREANO 2009 –miljøgeokjemiske resultater fra Eggakanten, Tromsøflaket og Nordland VII, NGU-rapport 2010.063
- Jeremiason J.D., Hornbuckle K.C., Eisenreich S.J. (1994) PCBs in Lake-Superior, 1978-1992 - Decreases in water concentrations reflect loss by volatilization. Environmental Science & Technology 28:903-914.
- Petroff1, A. and Zhang, L. (2010). Development and validation of a size-resolved particle dry deposition scheme for application in aerosol transport models . Geosci. Model Dev., 3, 753–769, doi:10.5194/gmd-3-753-2010.
- Jørgensen, N.M., Evenset, A., Forberg, K..G., Götsch, A., 2008. Tilførsler og effekter av langtransportert forurensning til Norskehavet, Grunnlagsrapport til utredningen ”Ytre påvirkninger”. Akvaplan-niva, rapport nr. 4066-1, 91 sider plus vedlegg.
- Klif, 2012. Helhetlig forvaltningsplan for Nordsjøen og Skagerrak: Samlet påvirkning og miljøkonsekvenser. *Integrated management plan for The North Sea and Skagerrak Cumulative environmental effects*. Klima og forurensningsdirektoratet (Klif). TA-nummer 2907/2012. 185s.
- Leinebø, I., 2012. Caesium-137 (137Cs) in sediment cores from the Norwegian Sea - Including lead-210 (210Pb) dating and comparison with organic contamination levels. Masteroppgave i miljøkjemi. Universitetet i Bergen, Kjemisk institutt.
- Macdonald, R. W., T. Harner and J. Fyfe (2005). "Recent climate change in the Arctic and its impact on contaminant pathways and interpretation of temporal trend data." Science Of The Total Environment 342(1-3): 5-86.
- Mackay D., 2001. Multimedia Environmental Models: The Fugacity Approach: CRC Press, Boca Raton, FL, 2001.
- Mason, R.P., Rolffhus, K.R., Fitzgerald, W.F., 1998. Mercury in the North Atlantic. Mar. Chem. 61, 37–53.
- Molvær, J., Knutzen, J., Magnusson, J., Rygg, B., Skei J., Sørensen, J., 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. *Classification of environmental quality in fjords and coastal waters. A guide*. Norwegian Pollution Control Authority. TA no. TA-1467/1997. 36 pp. ISBN 82-7655-367-2.
- Molvær, J., Barkved, L., Borgvang, S., Isachsen, P.E., Nilsson, H,C, og Selvik, J.R., 2007. Tilførsler av olje og kjemikalier til norske hav- og kystområder, SFT TA-nr. 2213/2006, NIVA-rapport nr. 8347-2007. 64 sider.
- Molvær, J., Barret, K., Barkved, L., Iosjpe, M., Jantsch, T., Kaste, Ø., Saloranta, T., Selvik, J., Skaare, B., Wehde, H. 2008. Tilførsler av olje og miljøfarlige kjemikalier til norske havområder, Fase II. [Discharges of oil and environmentally dangerous chemicals to Norwegian marine areas, phase II – in Norwegian]. SFT-rapport TA 2364/2008, NIVA-lnr 5624, 125 s.
- Molvær, J., Barret, K., Barkved, L., Iosjpe, M., Jantsch, T.G., Kaste, Ø., Saloranta, T., Selvik, J.R., Skaare, B.B., Wehde, H., 2008. Tilførsler av olje og kjemikalier til norske havområder, fase II. TA-2364/2008. NIVA Rapport. TA-2364/2008. ISBN 978-82-577-5359-7. P. 127.
- NRPA, 2005. NRPA. Natural Radioactivity in produced water from the Norwegian oil and gas industry in 2003. StrålevernRapport 2005:2. Østerås: Norwegian Radiation Protection Authority, 2005.
- NRPA, 2006. NRPA. Radioactivity in the marine environment 2004. Results from the Norwegian National Monitoring Programme (RAME). StrålevernRapport 2006:14. Østerås: Norwegian Radiation Protection Authority, 2006.
- NRPA, 2008. NRPA. Radioactivity in the marine environment 2006. Results from the Norwegian National Monitoring Programme (RAME). StrålevernRapport 2008:14. Østerås: Norwegian Radiation Protection Authority, 2008.

- NRPA, 2009. NRPA. Radioactivity in the marine environment 2007. Results from the Norwegian National Monitoring Programme (RAME). StrålevernRapport 2009:15. Østerås: Norwegian Radiation Protection Authority, 2008.
- NRPA, 2011. NRPA. Radioactivity in the marine environment 2008 and 2009. Results from the Norwegian National Monitoring Programme (RAME). StrålevernRapport 2011:4. Østerås: Norwegian Radiation Protection Authority, 2011.
- OED 2008. Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet. Konsekvenser av petroleumsaktivitet og andre energiformer til havs. Olje og Energidepartementet (OED). Mai 2008. 155s.
- Orr, J. C., V. J. Fabry, O. Aumont et al., 2005. Anthropogenic ocean acidification over the twenty-first century and its impact on calcifying organisms. *Nature* 437, 681-686, 2005.
- OSPAR, 2010. OSPAR Commission. Liquid discharges from nuclear installations in 2008. Radioactive substances series, Publication number 515/2010. London: OSPAR, 2010.
- Østby, C. (red.), Eggereide, S.F., Dommasnes, A., Røyset, J.-A., Nesse, S., Syvertsen, E., 2008. Helhetlig forvaltningsplan Norskehavet. Konsekvenser av samlet påvirkning på Norskehavet ved dagens aktiviteter og i 2025. Direktoratet for naturforvaltning. 2008. 144 sider.
- Ottar B. (1981) The transfer of airborne pollutants to the Arctic region. *Atmospheric Environment* 15:1439-1445. DOI: 10.1016/0004-6981(81)90350-4.
- Outridge, P.M., R.W. Macdonald, F. Wang, G.A. Stern and A.P. Dastoor, 2008. A mass balance inventory of mercury in the Arctic Ocean. *Environmental Chemistry*, 5:89-111.
- Petroff, A. and Zhang, L. (2010). Development and validation of a size-resolved particle dry deposition scheme for application in aerosol transport models. *Geosci. Model Dev.*, 3, 753-769, doi:10.5194/gmd-3-753-2010.
- Postmyr, E., Østby, C., Eggereide, S.F., Ottersen, G., Dommasnes, A., Røyset, Skjong, I., Storebø, R., Jarandsen, B., Syvertsen, E., Green, A.M.V., Aarefjord, H., Liland, A., Nilsen, J.-A., 2008. Helhetlig forvaltningsplan Norskehavet. Konsekvenser av ytre påvirkning. Direktoratet for naturforvaltning. 2008. 222 sider.
- Ruus, A; Green, NW; Maage, A; Amundsen, CE; Schoyen, M; Skei, J. 2010. Post World War II orcharding creates present day DDT-problems in The Sorfjord (Western Norway) - A case study. *Marine Pollution Bulletin*, 60: 1856-1861.
- Scheringer, M. (1997). "Characterization of the environmental distribution behavior of organic chemicals by means of persistence and spatial range." *Environmental Science & Technology* 31(10): 2891-2897.
- Schrum, C., Alekseeva, I., St John, M., 2006. Development of a coupled physical-biological ecosystem model ECOSMO Part I: Modell description and validation for the North Sea, *J Mar Sys* 61, 79-99, doi:10.1016/j.jmarsys, 2006, 01,008.
- Schrum, C., Backhaus, J. O., 1999. Sensitivity of atmosphere-ocean heat exchange and heat content in the North Sea and the Baltic Sea. *Tellus* 51 (4), 526-549.
- Schulz-Bull D. E., Petrick G., Bruhn R. and Duinker J. C. Chlorobiphenyls (PCB) and PAHs in water masses of the northern North Atlantic Marine Chemistry Volume 61, Issues 1-2, June 1998, Pages 101-114.
- Shen L, Wania F, Lei YD, et al.(2004) Hexachlorocyclohexanes in the north American atmosphere. *Environ. Sci. Technol.* 38, 965-975
- Sinkkonen, S. and J. Paasivirta (2000). "Degradation half-life times of PCDDs, PCDFs and PCBs for environmental fate modeling." *Chemosphere* 40: 943-949.
- Skarbøvik, E., Stålnacke, P., Kaste, Ø., Selvik, J., Tjomslund, T., Høgåsen, T., Aakerøy, P.A., Beldring, S. 2010. Riverine inputs and direct discharges to Norwegian coastal waters - 2009. Klif report TA-2726, NIVA Inr 6053, 75 pp + Appendices and Addendum.
- Skogen, M., Søyland, H., 1998. A user's guide to NORWECOM v2.0. The NORWegian ECOlogical Model system. Tech. Rep. Fisken og Havet 18/98, Institute of Marine Research, Pb.1870, N-5024 Bergen, 42pp.
- Skogen, M., Søyland, H., Svendsen, E., 2004. Effects of changing nutrient loads to the North Sea. *Journal of Marine Systems* 46 (1-4), 23.38.
- Skogen, M., Svendsen, E., Berntsen, J., Aksnes, D., Ulvestad, K., 1995. Modelling the primary production in the North Sea using a coupled 3 dimensional Physical Chemical Biological Ocean model. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 41, 545.565.
- Skogen, M.D. and Mathisen, L.R. (2009). Long term effects of reduced nutrient inputs to the North Sea. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 82:433-442, doi: 10.1016/j.ecss.2009.02.006.
- Smith, K. E. C. and M. S. McLachlan (2006). "Concentrations and partitioning of polychlorinated biphenyls in the surface waters of the southern Baltic Sea - Seasonal effects." *Environmental Toxicology And Chemistry* 25(10): 2569-2575.
- Sobek, A., and O. Gustafsson (2004), Latitudinal fractionation of polychlorinated biphenyls in surface seawater along a 62 degrees N-89 degrees N transect from the southern Norwegian Sea to the North Pole area, *Environ. Sci. Technol.*, 38, 2746-2751

- Søiland, H., Skogen, M., 2000. Validation of a 3-D biophysical model using nutrient observations in the North Sea. *ICES J.Mar.Sci* 57 (4), 816-823.
- Stefansson, U., 1962. North Icelandic waters. *Rit Fiskideilar*, b. 3. 269 s.
- Stohl, A., M. Hittenberger, and G. Wotawa (1998): Validation of the Lagrangian particle dispersion model FLEXPART against large scale tracer experiments. *Atmos. Environ.* 32, 4245-4264.
- Stohl, A., and D. J. Thomson (1999): A density correction for Lagrangian particle dispersion models. *Bound.-Layer Met.* 90, 155-167.
- Strode, S.; Jaegle, L.; Selin, N.; Jacob, D.; Park, R.; Yantosca, R.; Mason, R.; Slemr, F. Air-sea exchange in the global mercury cycle, *Global Biogeochem. Cycles* 2007, 21, GB1017
- Sunnanå, K., Fossheim, M., Olseng, C.D. (redaktører), 2010. Forvaltningsplan Barentshavet. Rapport fra Overvåkningsgruppen. *Fisken og Havet*, Særnummer 1b-2010, 110 sider.
- Varskog P, Bjerk TO, Ruud AB. Ph-control EDTA titration as an alternative method for the determination of the chemical yield of yttrium in ⁹⁰Sr analysis. In: *Rapid radioactivity measurements in emergency and routine situations*. Teddington: National Physical Laboratory, NPL, 1997: 237-241.
- Wania F., Mackay D. (1993) Global fractionation and cold condensation of low volatility organochlorine compounds in polar regions. *Ambio* 22:10-18.
- Wania F., Mackay D. (1996) Tracking the distribution of persistent organic pollutants. *Environmental Science & Technology* 30:A390-A396.
- Wania F., Daly G.L. (2002) Estimating the contribution of degradation in air and deposition to the deep sea to the global loss of PCBs. *Atmospheric Environment* 36:5581-5593.
- Wania F., Axelman J., Broman D. (1998) A review of processes involved in the exchange of persistent organic pollutants across the air-sea interface. *Environmental Pollution* 102:3-23.
- Wania F., Breivik K., Persson N.J., McLachlan M.S. (2006) CoZMo-POP 2 - A fugacity-based dynamic multi-compartmental mass balance model of the fate of persistent organic pollutants. *Environmental Modelling & Software* 21:868-884. DOI: 10.1016/j.envsoft.2005.04.003.
- Wehde, H., Braathen O.A., Heldal, H.E., Iosjpe, M., Klungsøyr, J., Måde, A., Rudjord, A.L., Aas, W., Green, N., Kaste, Ø., Molvær, J., 2009. Tilførselsprogrammet fase III. Sammenstilling av grunnlagsdata for overvåking. [The Discharge program phase III: Summary of basic data for monitoring – in Norwegian]. SFT-rapport TA 2509/2009, NIVA-lnr 5797-2009, 63 s.
- Wiberg K., McLachlan M.S., Jonsson P., Johansson N. (2009) A model assessment of polychlorinated dibenzo-p-dioxin and dibenzofuran sources and fate in the Baltic Sea. *Science of the Total Environment* 407:3784-3792.
- Yakushev E., Sørensen K. 2012. On seasonal changes of the carbonate system in the Barents Sea: observations and modeling. *Marine Biology Research* (accepted).
- Yakushev E. V., Kuznetsov I. S., Podymov O. I., Burchard H., Neumann T., Pollehne F. 2011. Modeling of influence of oxygenated inflows on biogeochemical structure of the Gotland Sea, central Baltic Sea: changes in distribution of manganese. *Computers and Geosciences*. DOI 10.1016/j.cageo.2011.01.001.

Vedlegg A Oversikt over undersøkte stoffer

Tabell 27. Oversikt over undersøkte stoffer og parametre med betegnelser fra “Environmental Quality Standard Directive – EQSD (2008/105/EC”) som enten prioriterte stoffer (PS), prioriterte farlige stoffer (PHS), eller andre stoffer (OS) som det er definert miljøkvalitetsstandarder for (Environmental Quality Standards) eller stoffer som er under betraktning for å bli inkludert som prioriterte stoffer (RS). Sjøvann, sediment og/eller torsk ble undersøkt av Havforskningsinstituttet (IMR), Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning (NIFES), Norsk institutt for luftforskning (NILU) og Statens strålevern (NRPA) og Norsk institutt for vannforskning (NIVA).

| Parameter | Kode | K | Ny ₁ | CAS-nr. ² | EQSD | Sjø | Sedi ment | Torsk |
|--|------------|-----|-----------------|----------------------|------|-----|--------------|-------|
| Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) | | | | | PHS | | | |
| Acenaften | ACNE | a | | 83329 | | | IMR | |
| Acenaftylen | ACNLE | a | | 208968 | | | IMR | |
| Antracen | ANT | a | | 120127 | PHS | | IMR | |
| Benzo(a)antracen | BAA | a,b | | | | | IMR | |
| Benzo(a)pyren | BAP | a,b | | 50328 | PHS | | IMR | |
| Benzo(b)fluoranten | BBF | a,b | | 205992 | PHS | | IMR | |
| Benzo(j)fluoranten | BJF | b | | | | | IMR | |
| Benzo(e)pyren | BEP | | | 1718521 | | | IMR | |
| Benzo(g,h,i)perylen | BGHIP | a | | 191242 | PHS | | IMR | |
| Benzo(k)fluoranten | BKF | a,b | | 207089 | PHS | | IMR | |
| Krysen | CHR | a | | | | | IMR | |
| Dibenz(a,h)antracene | DBAHA | a,b | | | | | IMR | |
| Dibenzotiofen | DBT | | | | | | IMR | |
| Fluoren | FLE | a | | 86737 | | | IMR | |
| Fluoranten | FLU | a | | 206440 | PHS | | IMR | |
| Indeno(1,2,3-cd)pyren | ICDP | a,b | | 193395 | PHS | | IMR | |
| Naftalen | NAP | a | | 91203 | PHS | | IMR | |
| Fenantren | PA | a | | 85018 | | | IMR | |
| Perylen | PER | | | | | | IMR | |
| Pyren | PYR | a | | | | | IMR | |
| 1-Metylnaftalen | NAP1M | | x | | | | IMR | |
| 2,6-Dimetylnaftalen | NAPDI | | x | | | | IMR | |
| 1,3-Dimetylnaftalen | NAPD4 | | x | | | | IMR | |
| 1,4-Dimetylnaftalen | NAPD5 | | x | | | | IMR | |
| 1,3,7-Trimetylnaftalen | NAPT5 | | x | | | | IMR | |
| 2,3,5-Trimetylnaftalen | NAPTM | | x | | | | IMR | |
| 1,2,3-Trimetylnaftalen | NAPT4 | | x | | | | IMR | |
| 1,4,6,7-Tetrametylnaftalen | NAP42 | | x | | | | IMR | |
| 1,2,5,6-Tetrametylnaftalen | NAP41 | | x | | | | IMR | |
| 4-Metyldibenzotiofen | DBTM4 | | x | | | | IMR | |
| 3-Metyldibenzotiofen | | | x | | | | | |
| 4-Etyldibenzotiofen | DBTE4 | | x | | | | IMR | |
| 4-Propyldibenzotiofen | DBTP4 | | x | | | | IMR | |
| 2-Metylfenantren | PAM2 | | x | | | | IMR | |
| 3-Metylfenantren | PAM3 | | x | | | | IMR | |
| 9-Metylfenantren | PAM9 | | x | | | | IMR | |
| 1-Metylfenantren | PAM1 | | x | | | | IMR | |
| 3,6-Dimetylfenantren | PADM1 | | x | | | | IMR | |
| 1,2-Dimetylfenantren | PADM4 | | x | | | | IMR | |
| 1,5+1,7-Dimetylfenantrener | | | x | | | | IMR | |
| 1,2-Dimetylfenantren | PADM4 | | x | | | | IMR | |
| 2,6,9-Trimetylfenantren | PATM2 | | x | | | | IMR | |
| 1,2,6-Trimetylfenantren | PATM1 | | x | | | | IMR | |
| 1,2,5+1,2,7-Trimetylfenantrener | | | x | | | | IMR | |
| 1,2,6,9-Tetrametylfenantren | PA4M4 | | x | | | | IMR | |
| 1-Metylkrysen | CHRM1 | | x | | | | IMR | |
| 6-Etylkrysen | CHRE6 | | x | | | | IMR | |
| 6-Propylkrysen | CHRP6 | | x | | | | IMR | |
| Total hydrokarbon | THC | | | | | | IMR | |

| Parameter | Kode | K | Ny ₁ | CAS-nr. ² | EQSD | Sjø | Sedi ment | Torsk |
|--|----------|-----|-----------------|----------------------|------|-----|--------------|-------|
| Persistente organiske miljøgifter (POP) | | | | | | | | |
| α-Heksaklorsyklusheksan (HCH) | HCHA | | | | PHS | | IMR | NIFES |
| β-Heksaklorsyklusheksan (HCH) | HCHB | | | | PHS | | IMR | |
| γ-Heksaklorsyklusheksan (HCH) | HCHG | | | 608731 | PHS | | IMR | NIFES |
| β+γ-Heksaklorsyklusheksan (HCH) | HCH(B+G) | | | 608731 | PHS | | | |
| trans-klordan | TCDAN | | | 5103742 | | | | NIFES |
| cis-klordan | | | | 5103719 | | | | |
| trans-nonaklor | TNONC | | | 39765805 | | | IMR | NIFES |
| cis-nonaklor | CNONXC | | | 5103731 | | | | NIFES |
| heksaklorbenzen | HCB | | | 118741 | PHS | | IMR | NIFES |
| pentaklorbenzen | QCB | | x | | | | | NIFES |
| 2,4,4' triklorbifenyl | CB28 | c | | | RS | | IMR | NIFES |
| 2,2',5,5' tetraklorbifenyl | CB52 | c | | | RS | | IMR | NIFES |
| 2,2',4,5,5' pentaklorbifenyl | CB101 | c | | | RS | | IMR | NIFES |
| 2,3,3',4,4' pentaklorbifenyl | CB105 | | | | | | IMR | |
| 2,3',4,4',5 pentaklorbifenyl | CB118 | c | | | RS | | IMR | NIFES |
| 2,2',3,4,4',5' hexaklorbifenyl | CB138 | c | | | RS | | IMR | NIFES |
| 2,2',4,4',5,5' hexaklorbifenyl | CB153 | c | | | RS | | IMR | NIFES |
| 2,3,3',4,4',5 hexaklorbifenyl | CB156 | | | | | | IMR | |
| 2,2',3,4,4',5,5' heptaklorbifenyl | CB180 | c | | | RS | | IMR | NIFES |
| 2,2',3,3',4,4',5,5',6,6' deklaklorbifenyl | CB209 | | | | | | | |
| oktaklorstyren | OCS | | | | | | | |
| DDT (pp'DDT) | DDTPP | | | 50293 | OS | | IMR | NIFES |
| DDD (pp'DDD) | DDDPP | | | 72548 | OS | | IMR | NIFES |
| DDE (pp'DDE) | DDEPP | | | | OS | | IMR | NIFES |
| DDT (op'DDT) | DDTOP | | | | OS | | | NIFES |
| DDD (op'DDD) | DDDOP | | | | OS | | | NIFES |
| DDE (op'DDE) | DDEOP | | | | OS | | | NIFES |
| Dieldrin | | | x | | PS | | | |
| Aldrin | | | x | | | | | NIFES |
| Endosulfat | | | x | | | | | NIFES |
| Cis-klordan | | | x | | | | | NIFES |
| Endosulfan-sulfat | | | x | | | | | NIFES |
| Heptaklor | | | x | | | | | NIFES |
| Isodrin | | | x | | | | | NIFES |
| Mirex | | | x | | | | | NIFES |
| Oxy-klordan | | | x | | | | | NIFES |
| Polybromerte difenyletere (PBDE) | | | | | | | | |
| 4,4'-dibromdifenyleter | BDE 15 | | x | | | | IMR | |
| 2,2',4-tribromdifenyleter | BDE 17 | | x | | | | IMR | |
| BDE 25 | BDE 25 | | x | | | | IMR | |
| 2,4,4'-tribromdifenyleter | BDE 28 | d | | 41318756 | PS | | IMR | NIFES |
| BDE 35 | BDE 35 | | x | | | | IMR | |
| 2,2',4,4'-tetrabromdifenyleter | BDE 47 | d | | 5436431 | PS | | IMR | NIFES |
| 2,2',4,5'-tetrabromdifenyleter | BDE 49 | | x | 243982823 | | | IMR | |
| 2,3',4,4'-tetrabromdifenyleter | BDE 66 | d | x | 187084615 | | | IMR | NIFES |
| 2,3',4',6-tetrabromdifenyleter | BDE 71 | d | | 189084626 | | | IMR | |
| BDE 75 | BDE 75 | | x | | | | IMR | |
| 3,3',4,4'-tetrabromdiphenyleter | BDE 77 | d | | 93703481 | | | IMR | |
| 2,2',3,4,4'-pentabromdifenyleter | BDE 85 | d | | 182346210 | | | IMR | |
| 2,2',4,4',5-pentabromdifenyleter | BDE 99 | d | | 60348609 | PHS | | IMR | NIFES |
| 2,2',4,4',6-pentabromdifenyleter | BDE 100 | d | | 189084648 | PHS | | IMR | NIFES |
| BDE 118 | BDE 118 | | x | | | | IMR | |
| 2,3',4,4',6-pentabromdifenyleter | BDE 119 | d,e | | 189084660 | | | IMR | NIFES |
| 2,2',3,4,4',5'-pentabromdifenyleter | BDE 138 | d | x | | | | IMR | NIFES |
| 2,2',4,4',5,5'-hexabromdifenyleter | BDE 153 | d | | 68631492 | | | IMR | NIFES |
| 2,2',4,4',5,6'-hexabromdifenyleter | BDE 154 | d | | 207122154 | PS | | IMR | NIFES |
| BDE 181 | BDE 181 | | x | | | | IMR | |
| 2,2',3,4,4',5',6-heptabromdifenyleter | BDE 183 | d | | 68928803 | | | IMR | NIFES |
| BDE 190 | BDE 190 | | x | | | | IMR | |
| BDE 195 | BDE 195 | | x | | | | IMR | |

| Parameter | Kode | K | Ny ₁ | CAS-nr. ² | EQSD | Sjø | Sedi ment | Torsk |
|---|--|---|-----------------|----------------------|------|-----|--------------|-------|
| 2,2',3,3',4,4',5,6'-oktabromdifenyleter | BDE 196 | d | | 32536520 | | | IMR | NIFES |
| 2,2',3,4,4',5,5',6'-oktabromdifenyleter | BDE 203 | | x | | | | IMR | |
| 2,3,3',4,4',5,5',6'-oktabromdifenyleter | BDE 205 | d | | | | | IMR | NIFES |
| 2,2',3,3',4,4',5,5',6'-nonabromdifenyleter | BDE 206 | d | | | | | IMR | NIFES |
| 2,2',3,3',4,4',5,5',6,6'-decabromdifenyleter | BDE 209 | d | | 13654096 | | | IMR | NIFES |
| hexabromocyclododecane | HBCDD | | | | | | | |
| Perfluoreerte forbindelser (PFC) | | | | | | | | |
| fluorotelomer sulfonat | 6:2 FTS | | | | | | | |
| Sulfuramid eller N-ethyl- 1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-heptadekafluoro- 1-oktanesulfonamid | PFOSA | | | 4151502 754916 | | | NIVA | NIFES |
| perfluorbutan sulfonat | PFBS | | | 2795393 | | | NIVA | NIFES |
| perfluorhexanoic sulfonat | PFHXS | | | 432507 | | | | NIFES |
| perfluoroktansulfonat | PFOS | | | 1763231 | RS | | NIVA | NIFES |
| perfluorodekanoik sulfonat | PFDS | | | 67906427 | | | | NIFES |
| perfluorbutanoiksyre | PFBA | | | | | | | NIFES |
| perfluorhexansyre | PFHxA | | | 307244 | | | NIVA | NIFES |
| perfluorheptansyre | PFHpA | | | 375859 | | | NIVA | NIFES |
| perfluoroktansyre | PFOA | | | 335671 | | | NIVA | NIFES |
| perfluornonansyre | PFNA | | | 375951 | | | NIVA | NIFES |
| perfluordodekanoiksyre | PFDA | | | | | | | NIFES |
| perfluorundekanoiksyre | PFUDA | | | | | | | NIFES |
| perfluorpentadekanoiksyre | PFPEA | | x | | | | | NIFES |
| | PFDODA | | x | | | | | NIFES |
| | PFTRDA | | x | | | | | NIFES |
| | PFTEDA | | x | | | | | NIFES |
| | PFHXDA | | x | | | | | NIFES |
| | PFODA | | x | | | | | NIFES |
| Toxafen | | | | | | | | |
| toxafen-26 | TX26 | | x | | | | | NIFES |
| toxafen-32 | TX32 | | x | | | | | NIFES |
| toxafen-40 + toxafen-41 | TX40-41 | | x | | | | | NIFES |
| toxafen-42 | TX42A | | x | | | | | NIFES |
| toxafen-50 | TX50 | | x | | | | | NIFES |
| toxafen-62 | TX62 | | x | | | | | NIFES |
| Hovedkomponenter | | | | | | | | |
| sulfid | SO ₂ | | | | | | | |
| sulfat- | SO ₄ -- | | | | | | | |
| Sum (nitrat - + salpetersyre) | Sum (NO ₃ - + HNO ₃) | | | | | | | |
| Sum (amonium ++ og amoniakk) | Sum (NH ₄ + + NH ₃) | | | | | | | |
| natrondioksid | NO ₂ | | | | | | | |
| natron + | NA+ | | | | | | | |
| klorid - | Cl- | | | | | | | |
| kalium eller potasium + | K+ | | | | | | | |
| kalsium ++ | Ca++ | | | | | | | |
| magnesium ++ | Mg++ | | | | | | | |
| kobolt | CO | | | | | | | |
| Meteorologi | | | | | | | | |
| surhetsgrad, picohenry | pH | | | | | | | |
| ledningsevne | | | | | | | | |
| kornstørrelse (sediment) | | | | | | | NIVA | |
| total organisk karbon | | | | | | | NIVA | |
| tørrstoff | | | | | | | NIVA | NIFES |
| fettvekt | | | | | | | | NIFES |
| Tungmetaller | | | | | | | | |
| kadmium | Cd | | | | PHS | | NIVA | NIFES |
| bly | Pb | | | | PHS | | NIVA | NIFES |
| sink | Zn | | | | | | NIVA | NIFES |
| kobber | Cu | | | | | | NIVA | NIFES |

| Parameter | Kode | K | Ny ₁ | CAS-nr. ² | EQSD | Sjø | Sedi ment | Torsk |
|----------------------|-----------------------|---|-----------------|----------------------|------|-----|--------------|-------|
| nikkel | Ni | | | | PS | | NIVA | |
| kobolt | Co | | | | | | | NIFES |
| arsen | As | | | | | | NIVA | NIFES |
| mangan | Mn | | | | | | | NIFES |
| kvikksølv | Hg | | | | PHS | | NIVA | NIFES |
| selen | Se | | x | | | | | NIFES |
| tinn | Sn | | x | | | | | NIFES |
| molybden | Mo | | x | | | | | NIFES |
| aluminium | Al | | x | | | | NIVA | |
| sølv | Ag | | x | | | | NIVA | |
| Radionuklider | | | | | | | | |
| cesium-137 | ¹³⁷ Cs | | | | IMR | | | IMR |
| polonium-210 | ²¹⁰ Po | | | | NRPA | | | |
| radium-226 | ²²⁶ Ra | | | | | | | |
| radium-228 | ²²⁸ Ra | | | | | | | |
| plutonium-239+240 | ²³⁹⁺²⁴⁰ Pu | | | | NRPA | | | |
| americium-241 | ²⁴¹ Am | | | | NRPA | | | |
| bly-210 | ²¹⁰ Pb | | | | | | | |
| strontium-90 | ⁹⁰ Sr | | | | | | | |
| technetium-99 | ⁹⁹ Tc | | | | NRPA | IMR | | |

- 1) I tillegg I forhold til opprinnelig plan
- 2) for noen stoffer var CAS-nr. Ikke funnet
- a) inngår i sum "PAH-16"
- b) kreftfremkallende PAH
- c) inngår i sum "PCB-7"
- d) inngår i sum "BDE-16"
- e) lite i naturen, ofte brukt som indre standard
- x) ny i forhold

**Vedlegg B Beregnet spredning av miljøgifter i Region IV, V, VI, VII,
VIII, IX og XII – forutsetninger og kart**

Introduksjon

Modelleringsarbeidet i 2011 har hatt hovedfokus på å studere tilførsler og spredning/nedbryting av kvikksølv (Hg), PCB-153 og PAH-B[a]P i Norskehavet. Parametrene er valgt ut i tråd med Klif sin prioritetsliste over skadelig avfall. Modelleringen baserer seg på en modell der hydrofysikk, biogeokjemi og forurensning er koblet sammen. Hovedutfordringen i dette prosjektet har vært mangel på nødvendig informasjon og data for å tilrettelegge tredimensjonale grenseflate- og startbetingelser for modellen. Kvaliteten til de tilgjengelige dataene har også vært veldig varierende for ulike parametre og kilder. Dette gjelder bl.a. tidsoppløsning og romlig oppløsning. For noen kilder finnes data kun i årlige gjennomsnittverdier, mens andre finnes i månedlige verdier. Noen kilder er nøyaktig spesifisert med posisjon mens andre bare er oppgitt som områder. En annen utfordring har vært mangel på fordeling av de ulike stoffene i sjøen langs de åpne rendene i Norskehavet-modellen. For PCB-153 og PAH-B[a]P var det ikke mulig å framskaffe informasjon om vertikal konsentrasjonsfordeling langs modellgrensene. Modelleringsarbeidet var i stor grad begrenset av økonomiske aspekter og tidsplan.

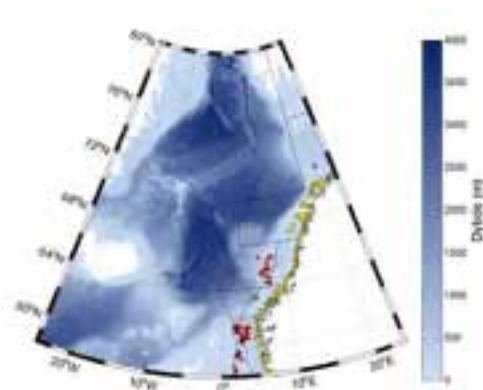
Modellen ble satt opp som et nøstet system bestående av en hydrofysisk komponent (ECOSMO), en biogeokjemisk komponent (OxyDep) og en forurensningskomponent (PolPar). Ulike forurensningskilder transporteres gjennom adveksjon og diffusjon rundt i modellområdet samtidig som de kan absorberes eller frigjøres av partikulært og oppløst organisk materiale og gjennom nedbryting. Ytre påvirkning i modellen har vært tilførsler fra atmosfæren (alle parametre), elveavrenning (kvikksølv og PCB), utslipp fra offshore plattformer (kvikksølv), utslipp fra skipstrafikk (PAH-B[a]P) samt sedimentering (alle parametre). Resultatene fra modellberegningene gir karakteristiske konsentrasjoner av hovedmekanismer for variabilitet i rom og tid for både partikulær form og oppløst form av de ulike parametrene. Nedenfor gjengis en beskrivelse av modellen og analyse av modellberegningene.

Modellkomponenter

Hydrofysikk: ECOSMO/HAMSOM

Den tredimensjonale havmodellen ECOSMO (Schrum *et al.*, 2006) er benyttet til å beskrive transporten av farlige stoffer i Norskehavet som tilføres fra land og atmosfæren (Vedlegg E). Modellen beskriver klimatiske endringer som kan påvirke havstrømmene. HAMSOM er den hydrodynamiske komponenten i ECOSMO. Den er satt opp for Norskehavet og Østersjøen (Schrum og Backhaus, 1999) og har gjennomgått grundig validering (Janssen *et al.*, 2001; Janssen, 2002).

I 2011 har ECOSMO/HAMSOM blitt brukt for Norskehavet (som dekker Region IV-IX og XII, **Figur 49**) vært benyttet til å beskrive hydrografien og sirkulasjonsmønsteret. I tråd med avtalen med Klif er modellperioden satt til 2006-2008. Modellen beregner konsentrasjon av de ulike stoffene med horisontal oppløsning på ca. 10 x 10 km og med 20 vertikale lag. Senterdybden for de ulike vertikale lagene er på 5, 10, 15, 20, 25, 30, 35, 40, 48, 56, 64, 72, 80, 88, 100, 125, 150, 200, 300, 400, 500, 600, 800, 1000, 1250, 1500, 2000, 3000, 4000 og 10000.



Figur 49. Kart over topografien i ECOSMO modellområdet for Norskehavet. De røde sirklene markerer posisjonene til offshoreplattformer, og de gule sirklene markerer elveutløpene.

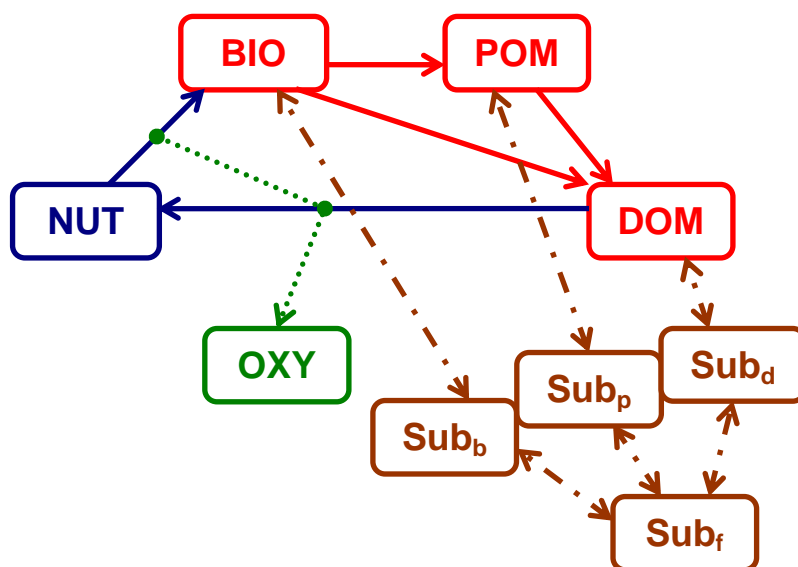
Den er vurdert til å gjengi mellomårlege variasjoner i hydrofysiske forhold på en god måte. Det er denne modellen som er benyttet til å beregne konsentrasjonene av de ulike parametrene. Daglige tredimensjonale felt av hydrofysiske parametre (temperatur, salinitet og strøm) fra ECOSMO/HAMSOM brukes til å beregne transport av farlige stoffer/parametre i tillegg til å parameterisere biogeokjemisk nedbrytning og omforming av disse.

Biogeokjemi: OxyDep

Vi brukte biogeokjemisk modell "OxyDep" (Yakushev *et al.* 2011) med sikte på å beskrive den sesongmessige variasjonen i dannelse og nedbrytning av organisk stoff gjennom biogeokjemiske prosesser i vannsøylen og i grenseflaten mellom sediment og vann der miljøet skifter fra oksisk til suboksisk, eller fra suboksisk til anoksisk (**Figur 50**). OxyDep har 5 biogeokjemisk parameter (**Tabell Tabell 28**). Detaljert beskrivelse av modellen er gitt i Klif rapporten for Nordsjøen (Green *et al.*, 2011a). Dette modellene brukt før for analysering av havforsuring i Barentshavet (Yakushev & Sørensen. 2012, accepted) or oksygen deplesjon i Norsk anoksisk fjord Hunnbunn (Yakushev *et al.*, 2011).

Tabell 28. Parametre til modellen. Konsentrasjoner i μM nitrogen.

| Variabel | Forklaring | Enhet |
|----------|--|-----------------|
| BIO | Alle levende organismer fra bakterier til fisk. BIO øker pga. fotosyntesen og tap av uorganisk stoff pga. respirasjon. BIO reduseres ved at totalt (partikulært og oppløst) organisk stoff gjennomgår metabolisme, dødelighet, kannibalisme osv. | $\mu\text{M N}$ |
| NUT | Den oksyderte formen av næringssalter (f.eks. NO_3 og NO_2 for N), som ikke behøver tilførsel av oksygen for nitrifikasjon. | $\mu\text{M N}$ |
| POM | Alle former for labilt partikulært organisk stoff. | $\mu\text{M N}$ |
| DOM | Alle typer av labilt oppløst organisk stoff og reduserte former av uorganiske næringssalter (f.eks. NH_4 og Urea for N). | $\mu\text{M N}$ |
| OXY | Konsentrasjon av oppløst oksygen som endres med dannelse og mineralisering av organisk stoff i samsvar med Redfield-forholdet | $\mu\text{M O}$ |



Figur 50. Flytdiagram for biogeokjemiske prosesser som beskrives i modellen OxyDep.

Modellering av oppløsning og nedbrytning av miljøfarlige stoffer: PolPar

Alle de modellerte skadelige stoffene (kvikksølv, PCB-153 og B[a]P) kan løses opp sammen med oppløst og partikulært organisk materiale (OM) som finnes i sjøvann (*Figur 50*). Den anvendte biogeokjemiske modellen OxyDep tillater simulering av fordeling og variabilitet av hovedkomponentene av OM i sjøvann. Dette gjelder levende organismer (hovedsakelig plankton), BIO, oppløst organisk materiale (DOM) og partikulært organisk materiale (detritus - POM).

Det antas, som første tilnærming, at oppløsningen av skadelige stoffer mellom vannoppløst fase og organiske sammensetninger (BIO, POM, DOM) er styrt av oppløsning- og massetransportkoeffisienter fra rapportert i litteraturen (*Tabell 29*).

Tabell 29. Oppløsningskoeffisienter (g/g) basert på g av organisk karbon.

| K_{OC} | BIO/Vann (K_{BW}) | POM/Vann (K_{PW}) | DOM/Vann (K_{DW}) |
|----------------|---|---|---|
| Hg | 199526 (beregnet fra Allison & Allison, 2005) | 199526 (beregnet fra Allison & Allison, 2005) | 199526 (beregnet fra Allison & Allison, 2005) |
| PCBs (PCB-153) | 2290000 (beregnet fra Mackay, 2001) | 3260000 (beregnet fra Mackay, 2001) | 794328 (beregnet fra Mackay, 2001) |
| PAH (B/a/P) | 449600 (beregnet fra Allison & Allison, 2005) | 449600 (beregnet fra Allison & Allison, 2005) | 109647 (beregnet fra Allison & Allison, 2005) |

De modellerte POP'ene (*Persistent Organic Pollutants*) nedbrytes i sjøvann. Nedbrytningen av totalt POP_T (summen av POP assosiert med BIO, POM, DOM og i den vannoppløste fasen) er parametrisert som en 1ste ordens ligning med nedbrytningskoeffisient K_D (*Tabell 30*).

Tabell 30. Nedbrytningskoeffisienter for POP.

| POP | Nedbrytningskoeffisient (K_D) | | |
|----------------|-------------------------------------|---------------------------|--|
| | per sekund | per døgn | Source |
| PCBs (PCB-153) | $1.60 \cdot 10^{-9} \text{ s}^{-1}$ | 0.000138 d^{-1} | Sinkkonen & Paasivirta, 2000, Scheringer, 1997 |
| PAH (B[a]P) | $1.13 \cdot 10^{-7} \text{ s}^{-1}$ | 0.00946 d^{-1} | beregnet fra Mackay, 2001 |

En detaljert beskrivelse av PolPar er gitt i Klif rapporten som omhandler Nordsjøen (Green *et al.* 2011a).

Grenseflatebetingelser

I (Green *et al.*, 2011a) er det også gitt en detaljert beskrivelse av grensebetingelsene og parameteriseringen av prosessene som modelleres. For å parameterisere avsetningen av kvikksølv, PCB-153, og B/a/P fra det atmosfæriske bidraget for perioden 2006-2008 er det i 2012 brukt EMEP data (<http://www.emep.int/>). Dataene er nedskalert til 5 x 5 graders oppløsning av NIVA). Det bør noteres at tilførselsberegningene som er benyttet fra EMEP gir den totale belastningen og ikke netto fluks som tar hensyn til reversibel fluks fra havet. Atmosfæriske tilførsler har dermed en bias mot overestimering. Description of the boundaries conditions and short results are given in the Attachment.

Modellkode og programvare

Modellkoden er skrevet i FORTRAN-77 og FORTRAN-90 for Linux. Modellberegningene ble utført med en Inter Fortran kompilering, og tidssteget i modellen var satt til 12 minutter. Statistikk og illustrasjoner ble laget i MATLAB 7.10 for Linux og MS Windows. GS Surfer for Windows ble benyttet for dataprosessering.

Resultater

Biogeokjemiske parametre

I Green *et al.* (2011a) ble det vist godt samsvar mellom observerte og modellerte parametre i Nordsjøen som indikerte at OxyDep kan brukes for modellberegning for forurensede stoffer, og det henvises til denne for videre beskrivelse av dette.

Beregnete konsentrasjoner av miljøgiftene

Kvikksølv

Forutsetninger for modellberegningene er vist i *Tabell 31*.

Tabell 31. Forutsetninger for modellberegninger for kvikksølv (Hg) i Regionene IV-IX og XII.

| | |
|---|---|
| Partitioning with OM | We assume that the total Hg (Hg^0 and Hg^{2+}) present in the seawater is divided between free (dissolved) and partitioned with particulate and dissolved organic matter (OM). A biogeochemical model OxyDep (see Vedlegg B) was used to parameterize the seasonality of OM production and decay. The partitioning of Hg with the model components (BIO, POM) is described with the following partitioning coefficient $K_{BIO}=199526$; $K_{POM}=199526$; $K_{DOM}=199526$. |
| Sinking | The sinking rate associated with BIO and POM particulate Hg is 1 m/day. |
| Decay | Not relevant |
| Initial conditions | On the basis of present estimates (Vedlegg E) for the first run, we assume a uniform distribution with value 0.5 ng/l. The preliminary model run for 2006 was repeated 3 times to produce the initial conditions for the multiyear runs. |
| Boundary conditions | We assume vertically uniform distributions according to (Vedlegg E): <ul style="list-style-type: none">• <u>North Sea</u> – 0.5 ng/l• <u>North Atlantic: Scotland-Iceland</u> – 0.5 ng/l• <u>North Atlantic: Iceland-Greenland</u> – 0.5 ng/l• <u>High Arctic</u> – 3 ng/l.• <u>Barents Sea</u> – 0.5 ng/l |
| Coastal Flux | River discharge is parameterized as fluxes of matter in the coordinates corresponding to the river mouths positions. Seasonal variability in discharges is considered for the Norwegian rivers and yearly averaged discharges is considered for the other rivers. |
| Air flux | Monthly 5 x 5 degree resolution from EMEP/MSC-E 50x50km estimates (http://www.emep.int/ ,) data is used for the years 2006-2008 and represent total deposition. |
| Pollution from ships | Ignored |
| Pollution from oil and gas platforms | Yearly averaged discharges from the gas and oil platforms is parameterized as fluxes of matter in the coordinates corresponding to the platforms positions. |
| Exchange with the bottom sediments | The burying of Hg associated with POM and BIO is parameterized. |

Tabell 32. Beregnede konsentrasjoner (OxyDep/PolPar) for total and partikulært bundet kvikksølv (Hg_t og Hg_p ng/l) i Region IV-IX og XII, 2006-2008. Det atmosfæriske bidraget er vist relativt til den totale konsentrasjonen av total Hg.

| Region | År | Total Minimum (ng/L) | Total Middell (ng/L) | Total Maksimum (ng/L) | Particulate Minimum (ng/L) | Particulate Middell (ng/L) | Particulate Maksimum (ng/L) | Atmospheric Middell (%) |
|--------|------|----------------------|----------------------|-----------------------|----------------------------|----------------------------|-----------------------------|-------------------------|
| IV | 2006 | 0.48 | 0.48 | 0.49 | 0.0028 | 0.034 | 0.084 | 0.625 |
| | 2007 | 0.47 | 0.48 | 0.49 | 0.0024 | 0.033 | 0.084 | 0.708 |
| | 2008 | 0.48 | 0.48 | 0.49 | 0.0023 | 0.035 | 0.089 | 0.708 |
| V | 2006 | 0.5 | 0.51 | 0.51 | 0.00074 | 0.0072 | 0.016 | 0.294 |
| | 2007 | 0.5 | 0.51 | 0.51 | 0.0006 | 0.0071 | 0.016 | 0.314 |
| | 2008 | 0.5 | 0.51 | 0.51 | 0.00039 | 0.0074 | 0.017 | 0.333 |
| VI | 2006 | 0.44 | 0.46 | 0.47 | 0.0011 | 0.023 | 0.07 | 2.174 |
| | 2007 | 0.44 | 0.46 | 0.47 | 0.0009 | 0.022 | 0.051 | 2.391 |
| | 2008 | 0.44 | 0.46 | 0.47 | 0.00084 | 0.023 | 0.064 | 2.174 |
| VII | 2006 | 0.5 | 0.50 | 0.51 | 0.00058 | 0.0055 | 0.014 | 0.360 |
| | 2007 | 0.5 | 0.50 | 0.51 | 0.00059 | 0.0054 | 0.011 | 0.400 |
| | 2008 | 0.5 | 0.50 | 0.51 | 0.00038 | 0.0058 | 0.014 | 0.400 |
| VIII | 2006 | 0.5 | 0.50 | 0.50 | 0.00016 | 0.0047 | 0.01 | 0.640 |
| | 2007 | 0.5 | 0.50 | 0.50 | 0.00015 | 0.0046 | 0.01 | 0.880 |
| | 2008 | 0.5 | 0.50 | 0.50 | 0.00011 | 0.0046 | 0.013 | 0.880 |
| IX | 2006 | 0.50 | 0.50 | 0.50 | 0.00013 | 0.0013 | 0.0027 | 0.500 |
| | 2007 | 0.50 | 0.50 | 0.50 | $9.4 \cdot 10^{-5}$ | 0.0012 | 0.0029 | 1.240 |
| | 2008 | 0.50 | 0.50 | 0.50 | 0.00011 | 0.0012 | 0.003 | 1.380 |
| XII | 2006 | 0.51 | 0.51 | 0.51 | $6.1 \cdot 10^{-5}$ | 0.001 | 0.0021 | 0.275 |
| | 2007 | 0.51 | 0.51 | 0.51 | $5 \cdot 10^{-5}$ | 0.001 | 0.0023 | 0.647 |
| | 2008 | 0.51 | 0.51 | 0.51 | $4.8 \cdot 10^{-5}$ | 0.0011 | 0.0026 | 0.765 |

Tabell 33. Beregnede konsentrasjoner (NORWECOM) for oppløst og partikulært bundet kvikksølv (Hg_o og Hg_p ng/l) i Region IV-IX og XII, 2006-2007.

| Region | År | Oppløst Minimum (ng/L) | Oppløst Middel (ng/L) | Oppløst Maksimum (ng/L) | Particulate Minimum (ng/L) | Particulate Middel (ng/L) | Particulate Maksimum (ng/L) |
|--------|------|------------------------|-----------------------|-------------------------|----------------------------|--|-----------------------------|
| IV | 2006 | 0.626 | 0.662 | 0.727 | 0.0002037 | $6.5 \cdot 10^{-5}$ | $5.3 \cdot 10^{-6}$ |
| | 2007 | 0.622 | 0.633 | 0.656 | $5.5 \cdot 10^{-5}$ | $1.84 \cdot 10^{-5}$ | $1.6 \cdot 10^{-6}$ |
| V | 2006 | 0.522 | 0.526 | 0.528 | $2.7 \cdot 10^{-6}$ | $1.73 \cdot 10^{-5}$ | $4.27 \cdot 10^{-5}$ |
| | 2007 | 0.525 | 0.527 | 0.531 | $3 \cdot 10^{-7}$ | $3.5 \cdot 10^{-6}$ | $1.65 \cdot 10^{-5}$ |
| VI | 2006 | 0.669 | 0.728 | 0.897 | $6.3 \cdot 10^{-6}$ | $8.82 \cdot 10^{-5}$ | 0.000252 |
| | 2007 | 0.665 | 0.702 | 0.814 | $2.1 \cdot 10^{-6}$ | $2.40 \cdot 10^{-5}$ | $9.02 \cdot 10^{-5}$ |
| VII | 2006 | 0.524 | 0.529 | 0.537 | $2.2 \cdot 10^{-6}$ | $1.54 \cdot 10^{-5}$ | $3.82 \cdot 10^{-5}$ |
| | 2007 | 0.526 | 0.530 | 0.534 | $3 \cdot 10^{-7}$ | $3.1 \cdot 10^{-6}$ | $1.46 \cdot 10^{-5}$ |
| VIII | 2006 | 0.517 | 0.519 | 0.522 | $1.4 \cdot 10^{-6}$ | $9.1 \cdot 10^{-6}$ | $2.55 \cdot 10^{-5}$ |
| | 2007 | 0.518 | 0.520 | 0.524 | $3 \cdot 10^{-7}$ | $2.4 \cdot 10^{-6}$ | $1.11 \cdot 10^{-5}$ |
| IX | 2006 | 0.513 | 0.516 | 0.517 | $1.3 \cdot 10^{-6}$ | $1.02 \cdot 10^{-5}$ | $2.8 \cdot 10^{-5}$ |
| | 2007 | 0.516 | 0.517 | 0.517 | $1 \cdot 10^{-7}$ | $1.9 \cdot 10^{-6}$ | $9.2 \cdot 10^{-6}$ |
| XII | 2006 | 0.507 | 0.508 | 0.509 | $1 \cdot 10^{-6}$ | $7.98 \cdot 10^{-6}$ | $1.93 \cdot 10^{-5}$ |
| | 2007 | 0.508 | 0.509 | 0.509 | $1 \cdot 10^{-6}$ | $1.3 \cdot 10^{-6}$ | $6.4 \cdot 10^{-6}$ |

PCB-153

Forutsetninger for modellberegningene er vist i **Tabell 34**.

Tabell 34. Forutsetninger for modellberegninger for PCB i Regionene IV-IX, og XII.

| | |
|---|--|
| Partitioning with OM | We assume that the total PCB content present in the seawater is divided between free (dissolved) and partitioned with particulate and dissolved organic matter (OM). A biogeochemical model OxyDep (see Vedlegg B) was used to parameterize the seasonality of OM production and decay. The partitioning of PCB with the model components (BIO, POM) is described with the following partitioning coefficient $K_{BIO}=2290000$; $K_{POM}=3260000$; $K_{DOM}=794328$. |
| Sinking | The sinking rate associated with BIO and POM particulate PCB is 1 m/day. |
| Decay | Decay was parameterized as 1 st order reaction with decay constant $K_{PCB}=0.0001 \text{ day}^{-1}$ (calculated from Mackay, 2001) same for particulate and dissolved PCB. |
| Initial conditions | On the basis of present estimates (Vedlegg E) for the first run, we assumed a uniform distribution with value 5 pg/l. The preliminary model run for 2004 was repeated 3 times to produce the initial conditions for the multiyear runs. |
| Boundary conditions | We assume vertically uniform distributions according to (Vedlegg E): <ul style="list-style-type: none">• <u>North Sea</u>: 0.350 pg/l• <u>North Atlantic: Scotland-Iceland</u> – 0.07 pg/l• <u>North-Atlantic: Iceland-Greenland</u> - 0.07 pg/l• <u>High Arctic</u> – 0.14 pg/l.• <u>Barents Sea</u> – 0.14 pg/l |
| Coastal Flux | River discharge is parameterized as fluxes of matter in the coordinates corresponding to the river mouths positions. Seasonal variability in discharges is considered for the Norwegian rivers and yearly averaged discharges is considered for the other rivers. |
| Air flux | Monthly 5 x 5 degree resolution from EMEP/MSC-E 50x50km estimates (http://www.emep.int/), data is used for the years 2004-2008 and represent total deposition. |
| Pollution from ships | Ignored |
| Pollution from oil and gas platforms | Not relevant |
| Exchange with the bottom sediments | The burying of PCB associated with POM and BIO is parameterized. |

Tabell 35. Beregnede konsentrasjoner (OxyDep/PolPar) for total and partikulært bundet PCB-153 (PCB-153_t og PCB-153_p, pg/l) i Region IV-IX og XII, 2006-2008. Det atmosfæriske bidraget er vist relativt til den totale konsentrasjonen av total PCB-153.

| Region | År | Total Minimum (pg/L) | Total Middel (pg/L) | Total Maksimum (pg/L) | Particulate Minimum (pg/L) | Particulate Middel (pg/L) | Particulate Maksimum (pg/L) | Atmospheric Middel (%) |
|--------|------|----------------------|---------------------|-----------------------|----------------------------|---------------------------|-----------------------------|------------------------|
| IV | 2006 | 0,31 | 0,5 | 1,1 | 0,008 | 0,083 | 0,32 | 2.2 |
| | 2007 | 0,31 | 0,49 | 1,1 | 0,0071 | 0,076 | 0,28 | 1.2 |
| | 2008 | 0,31 | 0,5 | 1,1 | 0,0074 | 0,08 | 0,3 | 0.8 |
| V | 2006 | 0,096 | 0,1 | 0,1 | 0,00073 | 0,0055 | 0,011 | 6.1 |
| | 2007 | 0,092 | 0,095 | 0,1 | 0,00062 | 0,0048 | 0,01 | 3.5 |
| | 2008 | 0,091 | 0,095 | 0,1 | 0,00042 | 0,0049 | 0,011 | 2.4 |
| VI | 2006 | 0,34 | 0,68 | 1,5 | 0,003 | 0,063 | 0,16 | 6.2 |
| | 2007 | 0,28 | 0,66 | 1,4 | 0,0023 | 0,051 | 0,11 | 2.7 |
| | 2008 | 0,28 | 0,69 | 1,5 | 0,0025 | 0,061 | 0,16 | 1.0 |
| VII | 2006 | 0,13 | 0,14 | 0,15 | 0,0007 | 0,005 | 0,012 | 4.9 |
| | 2007 | 0,12 | 0,13 | 0,15 | 0,00058 | 0,0042 | 0,011 | 3.0 |
| | 2008 | 0,12 | 0,13 | 0,14 | 0,00048 | 0,0043 | 0,01 | 1.8 |
| VIII | 2006 | 0,18 | 0,2 | 0,24 | 0,00023 | 0,0068 | 0,014 | 6.5 |
| | 2007 | 0,16 | 0,2 | 0,24 | 0,00019 | 0,0061 | 0,012 | 5.0 |
| | 2008 | 0,16 | 0,19 | 0,23 | 0,00013 | 0,006 | 0,015 | 2.6 |
| IX | 2006 | 0,19 | 0,2 | 0,2 | 0,00019 | 0,0018 | 0,004 | 8.5 |
| | 2007 | 0,19 | 0,2 | 0,2 | 0,00014 | 0,0015 | 0,003 | 15.0 |
| | 2008 | 0,16 | 0,17 | 0,19 | 0,00013 | 0,00076 | 0,0017 | 7.1 |
| XII | 2006 | 0,098 | 0,1 | 0,1 | 9,7*10 ⁻⁵ | 0,0014 | 0,003 | 6.5 |
| | 2007 | 0,098 | 0,1 | 0,1 | 6,1*10 ⁻⁵ | 0,00084 | 0,0018 | 11.0 |
| | 2008 | 0,093 | 0,094 | 0,098 | 5,4*10 ⁻⁵ | 0,00058 | 0,0012 | 8.1 |

Tabell 36. Beregnede konsentrasjoner (NORWECOM) for oppløst og partikulært bundet PCB-153 (PCB-153_o og PCB-153_p,pg/l) i Region IV-IX og XII, 2006-2007.

| Region | År | Oppløst Minimum (pg/L) | Oppløst Middell (pg/L) | Oppløst Maksimum (pg/L) | Particulate Minimum (pg/L) | Particulate Middell (pg/L) | Particulate Maksimum (pg/L) |
|--------|------|------------------------|------------------------|-------------------------|----------------------------|----------------------------|-----------------------------|
| IV | 2006 | 0,52 | 0,64 | 1,00 | 0,0034 | 0,0332 | 0,0933 |
| | 2007 | 0,40 | 0,60 | 0,95 | 0,0051 | 0,0277 | 0,0753 |
| V | 2006 | 0,16 | 0,18 | 0,20 | 0,0007 | 0,0042 | 0,0098 |
| | 2007 | 0,17 | 0,18 | 0,20 | 0,0007 | 0,0036 | 0,0086 |
| VI | 2006 | 0,69 | 0,89 | 1,58 | 0,0058 | 0,0551 | 0,1441 |
| | 2007 | 0,58 | 0,92 | 1,57 | 0,0062 | 0,0476 | 0,1321 |
| VII | 2006 | 0,17 | 0,19 | 0,23 | 0,0006 | 0,0045 | 0,0108 |
| | 2007 | 0,18 | 0,19 | 0,23 | 0,0008 | 0,0043 | 0,0101 |
| VIII | 2006 | 0,14 | 0,15 | 0,17 | 0,0005 | 0,0028 | 0,0076 |
| | 2007 | 0,14 | 0,16 | 0,18 | 0,0005 | 0,0031 | 0,0088 |
| IX | 2006 | 0,12 | 0,13 | 0,14 | 0,0002 | 0,0022 | 0,0059 |
| | 2007 | 0,14 | 0,14 | 0,15 | 0,0002 | 0,0024 | 0,0063 |
| XII | 2006 | 0,10 | 0,10 | 0,11 | 0,0001 | 0,0015 | 0,0035 |
| | 2007 | 0,11 | 0,11 | 0,11 | 0,0002 | 0,0015 | 0,0036 |

PAH (B[a]P)

Forutsetninger for modellberegningene er vist i *Tabell 34*.

Tabell 37. Forutsetninger for modellberegninger for PAH i Regionene IV-IX og XII.

| | |
|---|--|
| Partitioning with OM | We assume that the total PAH content present in the seawater is divided between free (dissolved) and partitioned with particulate and dissolved organic matter (OM). A biogeochemical model OxyDep (see Vedlegg B) was used to parameterize the seasonality of OM production and decay. The partitioning of PAH with the model components (BIO, POM) is described with the following partitioning coefficient $K_{BIO}=449600$; $K_{POM}=449600$; $K_{DOM}=109647$. |
| Sinking | The sinking rate associated with BIO and POM particulate PAH is 1 m/day. |
| Decay | Decay was parameterized as 1 st order reaction with decay constant $K_{PAH}=0.009 \text{ day}^{-1}$ ($1.13 \cdot 10^{-7} \text{ s}^{-1}$) same for particulate and dissolved PAH. |
| Initial conditions | On the basis of present estimates (cf. Vedlegg E) for the first run, we assume a uniform distribution with value 3 pg/l. The preliminary model run for 2004 was repeated 3 times to produce the initial conditions for the multiyear runs. |
| Boundary conditions | We assume vertically uniform distributions according to (cf. Vedlegg E): <ul style="list-style-type: none">• <u>North Sea</u> – 5 pg/l• <u>North Atlantic: Scotland-Iceland</u> – 5 pg/l• <u>North Atlantic: Iceland-Greenland</u> 5 pg/l• <u>High Arctic</u> – 5 pg/l.• <u>Barents Sea</u> – 5 pg/l |
| Coastal Flux | Ignored. Data is not available. Integrated costal flux estimates are very low compared with the air flux. |
| Air flux | Monthly 5 x 5 degree resolution EMEP (http://www.emep.int/) data is available for the years 2006-2008. The data have been provided via Wenche Aas, NILU. For the runs for the period 2004-2008, we assumed that a annual atmospheric deposition was the same for the years 2004-2006 similar to that in 2006. |
| Pollution from ships | A sea averaged flux was calculated on the basis of present estimates (cf. Vedlegg E) |
| Pollution from oil and gas platforms | Ignored (no data) |
| Exchange with the bottom sediments | The burying of PAH associated with POM and BIO is parameterized. |

Tabell 38. Beregnede konsentrasjoner (OxyDep/PolPar) for total and partikulært bundet B[a]P ($B[a]P_t$ og $B[a]P_p$, pg/l) i Region IV-IX og XII, 2006-2008. Det atmosfæriske bidraget er vist relativt til den totale konsentrasjonen av total B[a]P.

| Region | År | Total Minimum (pg/L) | Total Middel (pg/L) | Total Maksimum (pg/L) | Particulate Minimum (pg/L) | Particulate Middel (pg/L) | Particulate Maksimum (pg/L) | Atmospheric Middel (%) |
|--------|------|----------------------|---------------------|-----------------------|----------------------------|---------------------------|-----------------------------|------------------------|
| IV | 2006 | 3.7 | 4 | 4.6 | 0.081 | 0.69 | 1.7 | 0.3 |
| | 2007 | 3.5 | 3.8 | 4.5 | 0.054 | 0.64 | 1.5 | 0.2 |
| | 2008 | 3.6 | 3.9 | 4.6 | 0.052 | 0.69 | 1.8 | 0.1 |
| V | 2006 | 1.5 | 1.7 | 2 | 0.011 | 0.077 | 0.2 | 0.4 |
| | 2007 | 1.5 | 1.7 | 1.9 | 0.0074 | 0.07 | 0.18 | 0.2 |
| | 2008 | 1.5 | 1.7 | 2 | 0.0054 | 0.076 | 0.23 | 0.1 |
| VI | 2006 | 2.7 | 3.4 | 4.7 | 0.036 | 0.37 | 1.3 | 1.2 |
| | 2007 | 2.7 | 3.1 | 3.9 | 0.02 | 0.34 | 1 | 0.6 |
| | 2008 | 2.9 | 3.3 | 4.2 | 0.018 | 0.38 | 1.2 | 0.2 |
| VII | 2006 | 1.5 | 1.7 | 2 | 0.0095 | 0.057 | 0.19 | 0.4 |
| | 2007 | 1.5 | 1.6 | 1.9 | 0.0076 | 0.053 | 0.16 | 0.2 |
| | 2008 | 1.5 | 1.6 | 2 | 0.0047 | 0.058 | 0.2 | 0.1 |
| VIII | 2006 | 1.1 | 1.3 | 1.6 | 0.0023 | 0.035 | 0.1 | 1.0 |
| | 2007 | 1 | 1.2 | 1.4 | 0.0018 | 0.039 | 0.12 | 0.8 |
| | 2008 | 1.1 | 1.2 | 1.5 | 0.0011 | 0.037 | 0.14 | 0.4 |
| IX | 2006 | 0.36 | 0.52 | 0.8 | 0.00047 | 0.0076 | 0.018 | 3.3 |
| | 2007 | 0.44 | 0.54 | 0.68 | 0.00031 | 0.013 | 0.038 | 5.6 |
| | 2008 | 0.33 | 0.49 | 0.76 | 0.00038 | 0.0067 | 0.032 | 2.4 |
| XII | 2006 | 0.31 | 0.36 | 0.44 | 0.00039 | 0.0051 | 0.015 | 1.8 |
| | 2007 | 0.29 | 0.35 | 0.43 | 0.00021 | 0.0043 | 0.019 | 3.1 |
| | 2008 | 0.29 | 0.36 | 0.45 | 0.00017 | 0.0045 | 0.022 | 2.1 |

Vedlegg C Resultater fra overvåking 2011 - tabeller

Rådata for analyser av organiske miljøgifter og metaller i sedimenter og biota, og radioaktive isotoper i sedimenter, biota og sjøvann. "Analysis code" referer til Vedlegg A

Farger i tabellene gjenspeiler tilstandsklasse i henhold til Klifs klassifiseringssystem. Lys grå angir at verdien er under bakgrunnsnivå, mørk grå angir at den er over.

I summerte parametere er verdier under deteksjonsgrensen ikke tatt med. I modellberegningen av gjennomsnitt er verdier under deteksjonsgrensen satt til $0.5 \cdot \text{deteksjonsgrensen}$.

| Analytical lab. | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | | | |
|-----------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|--|
| Analysis code | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Detection limit | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Sample no | 0.03 | 0.015 | 0.014 | 0.014 | 0.015 | 0.016 | 0.016 | 0.31 | 0.005 | 0.013 | 0.004 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | |
| Depth1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Depth2 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | CB153 | CB156 | CB180 | PCB7 | DDDDP | DDEPP | DDTTP | S_DDT | HCHA | HCHB | HCB | NAP | NAP1M | NAPDI | NAPPD4 | NAPP5 | NAPP5 | NAPP5 | NAPP5 | NAPP5 | ACNLE | |
| | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | |
| A1 | 0.108 | 0.01 | 0.042 | 0.368 | 0.065 | 0.028 | 0.03 | 0.094 | 0.124 | <0.1 | <0.01 | <0.04 | 3.955 | 2.69 | 1.944 | 4.198 | 0.78 | 0.742 | | | | |
| A2 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A3 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B1 | <0.1 | 0.014 | 0.049 | 0.304 | 0.055 | 0.031 | 0.045 | 0.086 | 0.13 | <0.1 | 0.057 | 0.045 | 3.673 | 2.469 | 1.299 | 3.84 | 0.67 | 0.703 | | | | |
| B2 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B3 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| C1 | <0.1 | <0.01 | 0.064 | 0.309 | 0.049 | 0.032 | 0.041 | 0.081 | 0.122 | <0.1 | <0.01 | 0.041 | 3.98 | 2.662 | 1.539 | 4.182 | 0.743 | 0.741 | | | | |
| C2 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| C3 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Mean | 0.069 | 0.01 | 0.052 | 0.327 | 0.056 | 0.03 | 0.038 | 0.087 | 0.125 | 0.05 | 0.022 | 0.035 | 3.9 | 2.6 | 1.59 | 4.1 | 0.731 | 0.729 | | | | |
| Minimum | 0.05 | 0.005 | 0.042 | 0.304 | 0.049 | 0.028 | 0.03 | 0.081 | 0.122 | 0.05 | 0.005 | 0.02 | 3.7 | 2.5 | 1.3 | 3.8 | 0.67 | 0.703 | | | | |
| Maximum | 0.108 | 0.014 | 0.064 | 0.368 | 0.065 | 0.032 | 0.045 | 0.094 | 0.13 | 0.05 | 0.057 | 0.045 | 4 | 2.7 | 1.94 | 4.2 | 0.78 | 0.742 | | | | |
| St.Dev. | 0.034 | 0.004 | 0.011 | 0.036 | 0.008 | 0.002 | 0.007 | 0.006 | 0.004 | 0 | 0.03 | 0.013 | 0 | 0.17 | 0.12 | 0.202 | 0.056 | 0.022 | | | | |
| Count | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | | | |

| Analytical lab. | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | |
|-----------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|--|
| Analysis code | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Detection limit | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Sample no | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | |
| Depth1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Depth2 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | ACNE | NAPT5 | NAPT4 | NAPT4 | NAPT4 | NAP41 | FLE | DET | PA | ANT | DBTM4 | PAM3 | PAM2 | PAM1 | DBTE4 | PADML | DBTP4 | PADM4 | | | | |
| | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/g | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | |
| A1 | 0.203 | 0.915 | 0.92 | 0.43 | 0.11 | 0.873 | 0.981 | 0.803 | 4.174 | 0.75 | 0.405 | 1.021 | 2.108 | 1.188 | 1.289 | 0.281 | 0.391 | <0.05 | 0.334 | | | |
| A2 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A3 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B1 | 0.195 | 0.723 | 0.761 | 0.247 | 0.107 | 0.866 | 0.941 | 0.648 | 4.172 | 0.66 | 0.381 | 1.01 | 1.986 | 1.18 | 1.185 | <0.05 | 0.195 | <0.05 | 0.327 | | | |
| B2 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B3 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| C1 | 0.247 | 0.788 | 0.823 | 0.387 | 0.153 | 0.952 | 0.977 | 0.665 | 4.25 | 0.689 | 0.409 | 1.052 | 2.043 | 1.197 | 1.21 | <0.05 | 0.224 | <0.05 | 0.345 | | | |
| C2 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| C3 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Mean | 0.215 | 0.809 | 0.835 | 0.355 | 0.123 | 0.9 | 0.97 | 0.705 | 4.2 | 0.7 | 0.398 | 1.03 | 2.05 | 1.19 | 1.23 | 0.11 | 0.27 | 0.025 | 0.335 | | | |
| Minimum | 0.195 | 0.723 | 0.761 | 0.247 | 0.107 | 0.87 | 0.94 | 0.648 | 4.2 | 0.66 | 0.381 | 1.01 | 1.99 | 1.18 | 1.19 | 0.025 | 0.195 | 0.025 | 0.327 | | | |
| Maximum | 0.247 | 0.91 | 0.92 | 0.43 | 0.153 | 0.95 | 0.98 | 0.803 | 4.3 | 0.75 | 0.409 | 1.05 | 2.11 | 1.2 | 1.29 | 0.281 | 0.391 | 0.025 | 0.345 | | | |
| St.Dev. | 0.028 | 0.097 | 0.08 | 0.096 | 0.026 | 0.048 | 0.022 | 0.085 | 0.045 | 0.046 | 0.015 | 0.022 | 0.061 | 0.009 | 0.054 | 0.148 | 0.106 | 0 | 0.009 | | | |
| Count | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | | | |

| Analytical lab. | | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | | |
|-----------------|--------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Analysis code | Depth1 | Depth2 | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | | |
| Detection limit | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Sample no | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A1 | 0 | | 0.124 | 0.04 | 0.416 | 0.068 | <0.02 | 0.107 | 0.068 | 0.175 | <0.1 | <0.01 | 0.044 | <0.07 | 3.354 | 2.788 | 1.4 | 3.988 | 0.666 | 0.434 | |
| A2 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A3 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B1 | 0 | | 0.113 | 0.05 | 0.382 | 0.062 | <0.02 | 0.104 | 0.062 | 0.166 | <0.1 | <0.01 | <0.04 | <0.07 | 3.635 | 3.054 | 1.441 | 4.369 | 0.74 | 0.687 | |
| B2 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B3 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| C1 | 0 | | 0.142 | 0.036 | 0.484 | 0.07 | 0.024 | 0.13 | 0.094 | 0.224 | <0.1 | <0.01 | 0.07 | <0.07 | 3.676 | 3.169 | 1.894 | 4.338 | 0.715 | 0.64 | |
| C2 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| C3 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Mean | | | 0.126 | 0.015 | 0.046 | 0.427 | 0.067 | 0.015 | 0.075 | 0.188 | 0.05 | 0.005 | 0.045 | 0.035 | 3.6 | 3 | 1.58 | 4.2 | 0.707 | 0.587 | |
| Minimum | | | 0.113 | 0.005 | 0.04 | 0.382 | 0.062 | 0.01 | 0.062 | 0.166 | 0.05 | 0.005 | 0.02 | 0.035 | 3.4 | 2.8 | 1.4 | 4 | 0.666 | 0.434 | |
| Maximum | | | 0.142 | 0.036 | 0.05 | 0.484 | 0.07 | 0.024 | 0.13 | 0.094 | 0.224 | 0.05 | 0.005 | 0.07 | 0.035 | 3.7 | 3.2 | 1.89 | 4.4 | 0.74 | 0.687 |
| St.Dev. | | | 0.015 | 0.018 | 0.005 | 0.052 | 0.004 | 0.008 | 0.014 | 0.017 | 0.031 | 0 | 0.025 | 0 | 0.176 | 0.196 | 0.274 | 0.211 | 0.038 | 0.135 | |
| Count | | | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | |

| Analytical lab. | | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | |
|-----------------|--------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Analysis code | Depth1 | Depth2 | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | |
| Detection limit | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Sample no | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A1 | 0 | | 0.147 | 0.811 | 0.763 | 0.321 | 0.12 | 0.694 | 0.705 | 0.563 | 3.682 | 0.428 | 0.289 | 0.923 | 1.799 | 1.225 | 1.099 | <0.05 | 0.141 | <0.05 | 0.282 |
| A2 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A3 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B1 | 0 | | 0.195 | 0.843 | 0.81 | 0.391 | 0.087 | 0.651 | 1.136 | 0.867 | 5.613 | 0.639 | 0.451 | 1.293 | 2.686 | 1.794 | 1.638 | <0.05 | 0.198 | <0.05 | 0.415 |
| B2 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B3 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| C1 | 0 | | 0.182 | 0.749 | 0.784 | 0.326 | 0.088 | 0.748 | 1.161 | 0.851 | 5.712 | 0.653 | 0.528 | 1.355 | 2.7 | 1.773 | 1.64 | <0.05 | 0.196 | <0.05 | 0.422 |
| C2 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| C3 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Mean | | | 0.175 | 0.801 | 0.785 | 0.346 | 0.098 | 0.697 | 1 | 0.761 | 5 | 0.573 | 0.423 | 1.19 | 2.4 | 1.6 | 1.46 | 0.025 | 0.178 | 0.025 | 0.373 |
| Minimum | | | 0.147 | 0.749 | 0.763 | 0.321 | 0.087 | 0.651 | 0.705 | 0.563 | 3.7 | 0.428 | 0.289 | 0.92 | 1.8 | 1.23 | 1.1 | 0.025 | 0.141 | 0.025 | 0.282 |
| Maximum | | | 0.195 | 0.843 | 0.81 | 0.391 | 0.12 | 0.748 | 1.16 | 0.87 | 5.7 | 0.653 | 0.528 | 1.35 | 2.7 | 1.79 | 1.64 | 0.025 | 0.198 | 0.025 | 0.422 |
| St.Dev. | | | 0.025 | 0.048 | 0.023 | 0.039 | 0.019 | 0.049 | 0.256 | 0.171 | 1.14 | 0.126 | 0.122 | 0.233 | 0.517 | 0.323 | 0.312 | 0 | 0.032 | 0 | 0.079 |
| Count | | | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 |

| Analytical lab. Analysis code Detection limit | Depth1 | Depth2 | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | |
|---|--------|--------|-----------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|--------|-------|--------|--------|-------|-------|--------|-------|--------|
| | | | Sample no | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg |
| A1 | 0 | | 0.26 | <0.05 | 4.582 | 2.845 | 2.605 | 3.33 | 0.39 | 0.093 | <0.05 | 14.811 | 3.834 | 4.897 | 5.488 | 2.889 | 2.445 | 14.467 | 0.48 | 8.76 |
| A2 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A3 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B1 | 0 | | 0.367 | <0.05 | 5.926 | 3.674 | 3.325 | 4.877 | 0.501 | 0.114 | <0.05 | 28.497 | 7.609 | 10.194 | 10.685 | 5.158 | 4.824 | 17.659 | 0.895 | 9.764 |
| B2 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B3 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| C1 | 0 | | 0.4 | <0.05 | 6.071 | 3.741 | 3.381 | 4.927 | 0.509 | 0.112 | <0.05 | 33.551 | 8.94 | 12.333 | 12.71 | 6.009 | 5.905 | 18.203 | 0.993 | 10.479 |
| C2 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| C3 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Mean | | | 0.342 | 0.155 | 5.5 | 3.4 | 3.1 | 4.4 | 0.467 | 0.106 | 0.025 | 26 | 7 | 9 | 10 | 4.7 | 4.4 | 17 | 0.789 | 10 |
| Minimum | | | 0.26 | 0.025 | 4.6 | 2.8 | 2.6 | 3.3 | 0.39 | 0.093 | 0.025 | 15 | 3.8 | 4.9 | 5.5 | 2.9 | 2.4 | 14 | 0.48 | 9 |
| Maximum | | | 0.4 | 0.259 | 6.1 | 3.7 | 3.4 | 4.9 | 0.509 | 0.114 | 0.025 | 34 | 9 | 12 | 13 | 6 | 5.9 | 18 | 0.99 | 10 |
| St.Dev. | | | 0.074 | 0.119 | 0 | 0.821 | 0.499 | 0.432 | 0.91 | 0.066 | 0.012 | 0 | 2.6 | 3.8 | 3.7 | 1.61 | 1.77 | 2.02 | 0.272 | 0.86 |
| Count | | | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 |

| Analytical lab. Analysis code Detection limit | Depth1 | Depth2 | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | |
|---|--------|--------|-----------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | | | Sample no | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg |
| A1 | 0 | | 68.416 | <0.01 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | 0.034 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | 0.129 | <0.03 | <0.03 | |
| A2 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A3 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B1 | 0 | | 101.875 | <0.01 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | 0.032 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | 0.121 | <0.03 | <0.03 | |
| B2 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B3 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| C1 | 0 | | 111.712 | <0.01 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | 0.032 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | 0.131 | <0.03 | <0.03 | |
| C2 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| C3 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Mean | | | 94 | 0.005 | 0.012 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.033 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.127 | 0.015 | 0.015 | |
| Minimum | | | 68 | 0.005 | 0.005 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.032 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.121 | 0.015 | 0.015 | |
| Maximum | | | 112 | 0.005 | 0.016 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.034 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.131 | 0.015 | 0.015 | |
| St.Dev. | | | 23 | 0 | 0.006 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.001 | 0 | 0 | 0 | 0.005 | 0 | 0 | |
| Count | | | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 |

Sample type : Sediment
 Station Code: 13 (IMR code 164)
 Latitude : 64.1 Longitude:
 8.283
 Sample date : 06.05.2011 Count:9

| Analytical lab. | Depth1 | Depth2 | NIVA | | | | | | | | | | | | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | | | |
|-----------------|--------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | | | 355 | 350 | 355 | 355 | 353 | 355 | 355 | 355 | 355 | 355 | 355 | 355 | | | | | | | |
| Detection limit | | | 2 | 0.005 | 0.4 | 2 | 1 | 2 | 0.2 | 0.2 | 2 | 2 | 0.5 | 2 | 0.016 | 0.016 | 0.018 | 0.005 | 0.006 | 0.006 | |
| Sample | | | Al | Hg | Ni | Pb | Zn | Cd | Cu | As | Ag | THC | CB28 | CB101 | CB52 | CB105 | CB118 | CB138 | | | |
| no | | | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg |
| 85 | 7300 | 14000 | 0.026 | 21.4 | 18 | 48.1 | <0.2 | 12.2 | 5 | <0.5 | 6.354 | 0.11 | 0.058 | 0.094 | <0.01 | 0.035 | 0.295 | | | | |
| A1 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A2 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A3 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B1 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B2 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B3 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| C1 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| C2 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| C3 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Mean | 86 | 7400 | 14133 | 0.026 | 21 | 18 | 48 | 0.1 | 12 | 5 | 0.25 | 6 | 0.109 | 0.059 | 0.09 | 0.005 | 0.038 | 0.312 | | | |
| Minimum | 85 | 7200 | 14000 | 0.026 | 21 | 17 | 47 | 0.1 | 12 | 5 | 0.25 | 6 | 0.104 | 0.055 | 0.082 | 0.005 | 0.035 | 0.295 | | | |
| Maximum | 87 | 7700 | 14400 | 0.027 | 22 | 18 | 49 | 0.1 | 12 | 5 | 0.25 | 7 | 0.111 | 0.064 | 0.094 | 0.005 | 0.041 | 0.321 | | | |
| St.Dev. | 1 | 265 | 231 | 0.001 | 0.493 | 0.577 | 1.03 | 0 | 0.231 | 0 | 0 | 0.126 | 0.004 | 0.004 | 0.007 | 0 | 0.003 | 0.015 | | | |
| Count | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 |

| Analytical lab. | | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | |
|-----------------|--------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Analysis code | Depth1 | Depth2 | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | |
| Detection limit | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Sample no | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A1 | 0 | 0.137 | 0.011 | 0.102 | 0.832 | 0.111 | 0.057 | 0.197 | 0.168 | 0.365 | <0.1 | <0.01 | 0.096 | <0.07 | 6.318 | 5.711 | 3.408 | 8.21 | 1.422 | 0.916 |
| A2 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A3 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B1 | 0 | 0.123 | <0.01 | 0.07 | 0.814 | 0.073 | 0.05 | 0.183 | 0.122 | 0.305 | <0.1 | <0.01 | 0.097 | <0.07 | 6.322 | 5.863 | 2.694 | 8.219 | 1.437 | 0.887 |
| B2 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B3 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| C1 | 0 | 0.136 | 0.011 | 0.072 | 0.819 | 0.096 | 0.055 | 0.187 | 0.151 | 0.339 | <0.1 | <0.01 | 0.106 | <0.07 | 6.466 | 6.277 | 2.717 | 8.532 | 1.504 | 1.012 |
| C2 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| C3 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Mean | | 0.132 | 0.009 | 0.081 | 0.822 | 0.093 | 0.054 | 0.189 | 0.147 | 0.336 | 0.05 | 0.005 | 0.1 | 0.035 | 6 | 6 | 2.9 | 8 | 1.45 | 0.94 |
| Minimum | | 0.123 | 0.005 | 0.07 | 0.814 | 0.073 | 0.05 | 0.183 | 0.122 | 0.305 | 0.05 | 0.005 | 0.096 | 0.035 | 6 | 5.7 | 2.7 | 8 | 1.42 | 0.89 |
| Maximum | | 0.137 | 0.011 | 0.102 | 0.832 | 0.111 | 0.057 | 0.197 | 0.168 | 0.365 | 0.05 | 0.005 | 0.106 | 0.035 | 6 | 6 | 3.4 | 9 | 1.5 | 1.01 |
| St.Dev. | | 0.008 | 0.003 | 0.018 | 0.009 | 0.019 | 0.004 | 0.007 | 0.023 | 0.03 | 0 | 0 | 0.006 | 0 | 0.084 | 0.293 | 0.405 | 0.183 | 0.044 | 0.066 |
| Count | | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 |

| Analytical lab. | | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN |
|-----------------|--------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Analysis code | Depth1 | Depth2 | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN |
| Detection limit | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Sample no | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A1 | 0 | 0.379 | 1.778 | 1.67 | 0.957 | 0.388 | 1.735 | 1.88 | 1.364 | 8.114 | 0.86 | 0.85 | 2.241 | 4.093 | 2.953 | 2.352 | 0.088 | 0.399 | <0.05 | 0.711 |
| A2 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A3 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B1 | 0 | 0.392 | 1.559 | 1.692 | 0.963 | 0.247 | 1.774 | 1.832 | 1.375 | 8.043 | 0.907 | 0.863 | 2.252 | 4.101 | 2.92 | 2.372 | 0.109 | 0.443 | <0.05 | 0.718 |
| B2 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B3 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| C1 | 0 | 0.395 | 1.818 | 1.733 | 0.995 | 0.384 | 1.889 | 2.016 | 1.565 | 9.114 | 1.033 | 0.978 | 2.549 | 4.649 | 3.328 | 2.712 | 0.114 | 0.427 | <0.05 | 0.821 |
| C2 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| C3 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Mean | | 0.389 | 1.72 | 1.7 | 0.97 | 0.34 | 1.8 | 1.91 | 1.43 | 8 | 0.93 | 0.9 | 2.3 | 4.3 | 3.1 | 2.5 | 0.103 | 0.423 | 0.025 | 0.75 |
| Minimum | | 0.379 | 1.56 | 1.67 | 0.96 | 0.247 | 1.74 | 1.83 | 1.36 | 8 | 0.86 | 0.85 | 2.24 | 4.1 | 2.9 | 2.4 | 0.088 | 0.399 | 0.025 | 0.711 |
| Maximum | | 0.395 | 1.82 | 1.73 | 0.99 | 0.388 | 1.89 | 2.02 | 1.57 | 9 | 1.03 | 0.98 | 2.5 | 4.6 | 3.3 | 2.7 | 0.114 | 0.443 | 0.025 | 0.821 |
| St.Dev. | | 0.008 | 0.139 | 0.032 | 0.021 | 0.08 | 0.08 | 0.095 | 0.113 | 0.614 | 0.09 | 0.071 | 0.175 | 0.319 | 0.227 | 0.202 | 0.014 | 0.022 | 0 | 0.062 |
| Count | | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 |

| Analytical lab. Analysis code Detection limit | Depth1 | Depth2 | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | |
|---|--------|--------|-----------|-------|-----------|-------|-----------|-------|-----------|-------|-----------|-------|-----------|--------|-----------|--------|-----------|--------|-----------|-------|-----------|
| | | | Sample no | µg/kg | Sample no | µg/kg | Sample no | µg/kg | Sample no | µg/kg | Sample no | µg/kg | Sample no | µg/kg | Sample no | µg/kg | Sample no | µg/kg | Sample no | µg/kg | Sample no |
| A1 | 0 | 1 | 0.742 | 0.517 | 0.083 | 8.61 | 5.647 | 5.585 | 7.074 | 0.891 | 0.247 | <0.05 | 53.366 | 12.15 | 18.14 | 21.002 | 10.368 | 11.848 | 33.63 | 0.353 | 28.72 |
| A2 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A3 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B1 | 0 | 1 | 0.818 | 0.53 | 0.081 | 8.938 | 5.997 | 5.901 | 7.322 | 0.897 | 0.286 | <0.05 | 62.417 | 13.575 | 21.592 | 21.906 | 11.448 | 13.155 | 27.375 | 0.841 | 20.29 |
| B2 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B3 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| C1 | 0 | 1 | 0.843 | 0.602 | 0.094 | 9.78 | 6.496 | 6.347 | 9.159 | 1.009 | 0.317 | <0.05 | 67.971 | 14.511 | 22.875 | 23.448 | 12.049 | 14.741 | 29.624 | 1.23 | 21.714 |
| C2 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| C3 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Mean | | | 0.801 | 0.55 | 0.086 | 9 | 6 | 5.9 | 8 | 0.93 | 0.283 | 0.025 | 61 | 13 | 21 | 22 | 11 | 13 | 30 | 0.808 | 24 |
| Minimum | | | 0.742 | 0.517 | 0.081 | 9 | 5.6 | 5.6 | 7 | 0.89 | 0.247 | 0.025 | 53 | 12 | 18 | 21 | 10 | 12 | 27 | 0.353 | 20 |
| Maximum | | | 0.843 | 0.602 | 0.094 | 10 | 6 | 6 | 9 | 1.01 | 0.317 | 0.025 | 68 | 15 | 23 | 23 | 12 | 15 | 34 | 1.23 | 29 |
| St.Dev. | | | 0.053 | 0.046 | 0.007 | 0.604 | 0.427 | 0.383 | 1.14 | 0.067 | 0.035 | 0 | 7 | 1.19 | 2.4 | 1.24 | 0.85 | 1.45 | 3.2 | 0.44 | 4.5 |
| Count | | | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 |

| Analytical lab. Analysis code Detection limit | Depth1 | Depth2 | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | |
|---|--------|--------|-----------|-------|-----------|-------|-----------|-------|-----------|-------|-----------|-------|-----------|-------|-----------|-------|-----------|-------|-----------|-------|-----------|
| | | | Sample no | µg/kg | Sample no | µg/kg | Sample no | µg/kg | Sample no | µg/kg | Sample no | µg/kg | Sample no | µg/kg | Sample no | µg/kg | Sample no | µg/kg | Sample no | µg/kg | Sample no |
| A1 | 0 | 1 | 189.961 | <0.01 | 0.023 | <0.03 | <0.03 | 0.043 | <0.03 | 0.038 | 0.044 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | 0.069 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | 0.238 | <0.03 | <0.03 |
| A2 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A3 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B1 | 0 | 1 | 190.505 | <0.01 | 0.023 | <0.03 | <0.03 | 0.043 | <0.03 | 0.039 | 0.04 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | 0.073 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | 0.264 | <0.03 | <0.03 |
| B2 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B3 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| C1 | 0 | 1 | 207.308 | <0.01 | 0.024 | <0.03 | <0.03 | 0.048 | <0.03 | 0.039 | 0.046 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | 0.078 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | 0.275 | <0.03 | <0.03 |
| C2 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| C3 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Mean | | | 196 | 0.005 | 0.023 | 0.015 | 0.015 | 0.045 | 0.015 | 0.039 | 0.044 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.073 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.259 | 0.015 | 0.015 |
| Minimum | | | 190 | 0.005 | 0.023 | 0.015 | 0.015 | 0.043 | 0.015 | 0.038 | 0.04 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.069 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.238 | 0.015 | 0.015 |
| Maximum | | | 207 | 0.005 | 0.024 | 0.015 | 0.015 | 0.048 | 0.015 | 0.039 | 0.046 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.078 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.275 | 0.015 | 0.015 |
| St.Dev. | | | 10 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.003 | 0 | 0 | 0.003 | 0 | 0 | 0 | 0.005 | 0 | 0 | 0 | 0.019 | 0 | 0 |
| Count | | | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 |

| Analytical lab. Analysis code | Depth1 | Depth2 | IMRN | | | IMRN | | | IMRN | | | IMRN | | | IMRN | | | IMRN | | | IMRN | | | IMRN | | | IMRN | | | | | | | | | | |
|----------------------------------|--------|--------|-------|--------|-------|--------|-------|--------|-------|--------|-------|--------|-------|--------|-------|--------|-------|--------|-------|--------|-------|---------|-------|------|-------|-------|-------|-------|-------|------|-------|------|-------|------|-------|-------|-------|
| | | | 0.01 | 0.05 | 0.01 | 0.05 | 0.01 | 0.05 | 0.01 | 0.05 | 0.01 | 0.05 | 0.01 | 0.05 | 0.01 | 0.05 | 0.01 | 0.05 | 0.01 | 0.05 | 0.01 | 0.05 | 0.01 | 0.05 | 0.01 | 0.05 | 0.01 | 0.05 | 0.01 | 0.05 | 0.01 | 0.05 | | | | | |
| BDE153 | µg/kg | BDE154 | µg/kg | BDE181 | µg/kg | BDE183 | µg/kg | BDE190 | µg/kg | BDE195 | µg/kg | BDE196 | µg/kg | BDE203 | µg/kg | BDE205 | µg/kg | BDE206 | µg/kg | BDE209 | µg/kg | S_BDE17 | µg/kg | PFBS | µg/kg | PFHpA | µg/kg | PFHxA | µg/kg | PFNA | µg/kg | PFOA | µg/kg | PFOS | µg/kg | PFOSA | µg/kg |
| A1 | 0 | <0.03 | <0.03 | 0.05 | 0.038 | 0.01 | 0.036 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | 0.05 | 0.038 | 0.01 | 0.036 | <0.03 | <0.03 | 0.05 | 0.038 | 0.01 | 0.036 | 1.027 | <0.03 | <0.2 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.4 | <1 | <0.4 | <0.4 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | | |
| A2 | 0 | <0.03 | <0.03 | 0.05 | 0.034 | 0.01 | 0.034 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | 0.05 | 0.034 | 0.01 | 0.034 | <0.03 | <0.03 | 0.05 | 0.034 | 0.01 | 0.034 | 1.193 | <0.2 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.4 | <0.5 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | | |
| A3 | 0 | <0.03 | <0.03 | 0.05 | 0.036 | 0.01 | 0.036 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | 0.05 | 0.036 | 0.01 | 0.036 | <0.03 | <0.03 | 0.05 | 0.036 | 0.01 | 0.036 | 0.94 | <0.2 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.4 | <0.5 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | | |
| B1 | 0 | <0.03 | <0.03 | 0.05 | 0.038 | 0.01 | 0.038 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | 0.05 | 0.038 | 0.01 | 0.038 | <0.03 | <0.03 | 0.05 | 0.038 | 0.01 | 0.038 | 0.94 | <0.2 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.4 | <0.5 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | | |
| B2 | 0 | <0.03 | <0.03 | 0.05 | 0.038 | 0.01 | 0.038 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | 0.05 | 0.038 | 0.01 | 0.038 | <0.03 | <0.03 | 0.05 | 0.038 | 0.01 | 0.038 | 0.94 | <0.2 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.4 | <0.5 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | |
| B3 | 0 | <0.03 | <0.03 | 0.05 | 0.038 | 0.01 | 0.038 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | 0.05 | 0.038 | 0.01 | 0.038 | <0.03 | <0.03 | 0.05 | 0.038 | 0.01 | 0.038 | 0.94 | <0.2 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.4 | <0.5 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | |
| C1 | 0 | <0.03 | <0.03 | 0.05 | 0.038 | 0.01 | 0.038 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | 0.05 | 0.038 | 0.01 | 0.038 | <0.03 | <0.03 | 0.05 | 0.038 | 0.01 | 0.038 | 1.184 | <0.2 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.4 | <0.5 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | |
| C2 | 0 | <0.03 | <0.03 | 0.05 | 0.038 | 0.01 | 0.038 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | 0.05 | 0.038 | 0.01 | 0.038 | <0.03 | <0.03 | 0.05 | 0.038 | 0.01 | 0.038 | 0.94 | <0.2 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.4 | <0.5 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | |
| C3 | 0 | <0.03 | <0.03 | 0.05 | 0.038 | 0.01 | 0.038 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | 0.05 | 0.038 | 0.01 | 0.038 | <0.03 | <0.03 | 0.05 | 0.038 | 0.01 | 0.038 | 0.94 | <0.2 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.4 | <0.5 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | |
| Mean | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.036 | 0.015 | 0.036 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.9 | <0.2 | 0.1 | 0.15 | 0.15 | 0.15 | 0.183 | 0.417 | <1 | <0.4 | 0.183 | 0.15 | 0.15 | 0.15 | <0.3 | | |
| Minimum | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.034 | 0.015 | 0.034 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.805 | <0.2 | 0.1 | 0.15 | 0.15 | 0.15 | 0.15 | 0.25 | 0.15 | 0.15 | 0.15 | 0.15 | 0.15 | 0.15 | 0.15 | 0.15 | |
| Maximum | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.038 | 0.015 | 0.038 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.96 | <0.2 | 0.1 | 0.15 | 0.15 | 0.15 | 0.2 | 0.15 | 0.2 | 0.15 | 0.15 | 0.15 | 0.15 | 0.15 | 0.15 | 0.15 | 0.15 |
| St.Dev. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.002 | 0 | 0.002 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.011 | 0.006 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.085 | 0.093 | <0.2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.029 | 0.144 | 0.029 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| Count | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | |

Sample type : Sediment
 Station Code: 15 (IMR code 165)
 Latitude : 65.717 Longitude:
 8.667
 Sample date : 06.05.2011 Count:9

| Analytical lab. Detection limit Sample no | Depth1 | Depth2 | NIVA | | | | | | | | | | | | IMRN | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---|--------|--------|-----------|---------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|----|-------|----|-------|----|-------|-----|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|--|
| | | | Korn<63µm | | TOC | | TS | | Al | | Hg | | Ni | | Pb | | Zn | | Cd | | Cu | | As | | Ag | | THC | | mg/kg | | µg/kg | | µg/kg | | µg/kg | | µg/kg | |
| | | | D | % t. v. | D | mg/kg | D | mg/kg | D | mg/kg | D | mg/kg | D | mg/kg | D | mg/kg | D | mg/kg | D | mg/kg | D | mg/kg | D | mg/kg | D | mg/kg | D | mg/kg | D | µg/kg | D | µg/kg | D | µg/kg | D | µg/kg | | |
| A1 | 0 | 1 | 98 | 7500 | 20100 | 0.029 | 33.6 | 22 | 65.8 | <0.2 | 14.3 | 5 | <0.5 | 4.579 | 0.128 | 0.141 | 0.07 | <0.01 | 0.036 | 0.239 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A2 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A3 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B1 | 0 | 1 | 98 | 7600 | 19800 | 0.029 | 33.7 | 21 | 65.5 | <0.2 | 13.7 | 6 | <0.5 | 4.46 | 0.128 | 0.16 | 0.089 | <0.01 | 0.045 | 0.233 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B2 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B3 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| C1 | 0 | 1 | 98 | 7700 | 19900 | 0.028 | 33.6 | 21 | 65.5 | <0.2 | 13.7 | 6 | <0.5 | 4.023 | 0.124 | 0.162 | 0.091 | <0.01 | 0.052 | 0.247 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| C2 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| C3 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Mean | | | 98 | 7600 | 19933 | 0.029 | 34 | 21 | 66 | 0.1 | 14 | 5.7 | 0.25 | 4.4 | 0.127 | 0.154 | 0.084 | 0.005 | 0.044 | 0.24 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Minimum | | | 98 | 7500 | 19800 | 0.028 | 34 | 21 | 66 | 0.1 | 14 | 5 | 0.25 | 4 | 0.124 | 0.141 | 0.07 | 0.005 | 0.036 | 0.233 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Maximum | | | 98 | 7700 | 20100 | 0.029 | 34 | 22 | 66 | 0.1 | 14 | 6 | 0.25 | 4.6 | 0.128 | 0.162 | 0.091 | 0.005 | 0.052 | 0.247 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| St.Dev. | | | 0 | 100 | 153 | 0.001 | 0.058 | 0.577 | 0.173 | 0 | 0.346 | 0.577 | 0 | 0.293 | 0.002 | 0.012 | 0.012 | 0 | 0.008 | 0.007 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Count | | | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

| Analytical lab. Analysis code Detection limit | Depth1 | Depth2 | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | |
|---|--------|--------|-----------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | | | Sample no | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg |
| A1 | 0 | 1 | 0.186 | 0.015 | 0.013 | 0.813 | 0.094 | <0.02 | 0.185 | 0.094 | 0.28 | <0.1 | 0.011 | 0.044 | <0.07 | 5.391 | 4.991 | 2.038 | 6.73 | 1.14 | 0.552 |
| A2 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A3 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B1 | 0 | 1 | 0.16 | 0.011 | <0.01 | 0.815 | 0.108 | 0.071 | 0.201 | 0.179 | 0.38 | <0.1 | 0.029 | 0.075 | <0.07 | 5.624 | 5.208 | 2.287 | 6.976 | 1.16 | 0.637 |
| B2 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B3 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| C1 | 0 | 1 | 0.174 | 0.07 | <0.01 | 0.851 | 0.105 | <0.02 | 0.199 | 0.105 | 0.303 | <0.1 | <0.01 | 0.081 | <0.07 | 5.42 | 5.144 | 2.523 | 6.725 | 1.15 | 0.706 |
| C2 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| C3 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Mean | | | 0.173 | 0.032 | 0.008 | 0.826 | 0.102 | 0.03 | 0.195 | 0.126 | 0.321 | 0.05 | 0.015 | 0.066 | 0.035 | 5.5 | 5.1 | 2.28 | 7 | 1.15 | 0.632 |
| Minimum | | | 0.16 | 0.011 | 0.005 | 0.813 | 0.094 | 0.01 | 0.185 | 0.094 | 0.28 | 0.05 | 0.005 | 0.044 | 0.035 | 5.4 | 5 | 2.04 | 7 | 1.14 | 0.552 |
| Maximum | | | 0.186 | 0.07 | 0.013 | 0.85 | 0.108 | 0.071 | 0.201 | 0.179 | 0.38 | 0.05 | 0.029 | 0.081 | 0.035 | 5.6 | 5.2 | 2.5 | 7 | 1.16 | 0.706 |
| St.Dev. | | | 0.013 | 0.033 | 0.004 | 0.021 | 0.007 | 0.035 | 0.008 | 0.046 | 0.052 | 0 | 0.012 | 0.02 | 0 | 0.127 | 0.112 | 0.243 | 0.144 | 0.01 | 0.077 |
| Count | | | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 |

| Analytical lab. Analysis code Detection limit | Depth1 | Depth2 | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | |
|---|--------|--------|-----------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | | | Sample no | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg |
| A1 | 0 | 1 | 0.266 | 1.171 | 1.269 | 0.806 | 0.187 | 1.154 | 1.313 | 1.056 | 6.457 | 0.545 | 0.541 | 1.679 | 3.304 | 2.367 | 1.894 | 0.073 | 0.276 | <0.05 | 0.482 | |
| A2 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A3 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B1 | 0 | 1 | 0.306 | 1.356 | 1.287 | 0.78 | 0.164 | 1.216 | 1.409 | 1.137 | 7.205 | 0.603 | 0.708 | 1.872 | 3.457 | 2.464 | 2.019 | <0.05 | 0.313 | <0.05 | 0.512 | |
| B2 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B3 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| C1 | 0 | 1 | 0.248 | 1.154 | 1.213 | 0.582 | 0.15 | 1.194 | 1.57 | 1.246 | 7.683 | 0.594 | 0.76 | 2.041 | 3.856 | 2.76 | 2.194 | <0.05 | 0.368 | <0.05 | 0.57 | |
| C2 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| C3 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Mean | | | 0.274 | 1.23 | 1.26 | 0.722 | 0.167 | 1.19 | 1.43 | 1.15 | 7 | 0.581 | 0.67 | 1.86 | 3.5 | 2.5 | 2.04 | 0.041 | 0.319 | 0.025 | 0.521 | |
| Minimum | | | 0.248 | 1.15 | 1.21 | 0.582 | 0.15 | 1.15 | 1.31 | 1.06 | 6 | 0.545 | 0.541 | 1.68 | 3.3 | 2.4 | 1.89 | 0.025 | 0.276 | 0.025 | 0.482 | |
| Maximum | | | 0.306 | 1.36 | 1.29 | 0.806 | 0.187 | 1.22 | 1.57 | 1.25 | 8 | 0.603 | 0.76 | 2.04 | 3.9 | 2.8 | 2.19 | 0.073 | 0.368 | 0.025 | 0.57 | |
| St.Dev. | | | 0.03 | 0.112 | 0.038 | 0.122 | 0.018 | 0.031 | 0.13 | 0.095 | 0.618 | 0.031 | 0.114 | 0.181 | 0.285 | 0.205 | 0.151 | 0.027 | 0.046 | 0 | 0.044 | |
| Count | | | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | |

| Analytical lab. Analysis code Detection limit | Depth1 | Depth2 | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | |
|---|--------|--------|-----------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|--------|-------|--------|--------|-------|-------|--------|-------|-------|
| | | | Sample no | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg |
| A1 | 0 | 1 | 0.469 | <0.05 | 5.973 | 4.112 | 3.411 | 5.72 | 0.577 | 0.134 | <0.05 | 23.321 | 5.531 | 7.25 | 8.971 | 4.959 | 4.237 | 17.666 | 0.422 | 11.97 |
| A2 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A3 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B1 | 0 | 1 | 0.505 | <0.05 | 6.589 | 4.56 | 3.522 | 5.246 | 0.564 | 0.137 | <0.05 | 29.228 | 7.04 | 10.077 | 11.09 | 5.155 | 4.552 | 16.172 | 0.566 | 9.859 |
| B2 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B3 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| C1 | 0 | 1 | 0.53 | <0.05 | 6.332 | 4.149 | 3.534 | 5.7 | 0.587 | 0.149 | <0.05 | 31.832 | 7.492 | 10.349 | 11.719 | 5.458 | 5.104 | 16.969 | 0.672 | 9.946 |
| C2 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| C3 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Mean | | | 0.501 | | 6 | 4.3 | 3.5 | 5.6 | 0.576 | 0.14 | 0.025 | 28 | 7 | 9 | 11 | 5.2 | 4.6 | 17 | 0.553 | 11 |
| Minimum | | | 0.469 | | 6 | 4.1 | 3.4 | 5.2 | 0.564 | 0.134 | 0.025 | 23 | 5.5 | 7 | 9 | 5 | 4.2 | 16 | 0.422 | 10 |
| Maximum | | | 0.53 | | 7 | 4.6 | 3.5 | 5.7 | 0.587 | 0.149 | 0.025 | 32 | 7 | 10 | 12 | 5.5 | 5.1 | 18 | 0.672 | 12 |
| St.Dev. | | | 0.03 | | 0 | 0.31 | 0.249 | 0.068 | 0.268 | 0.012 | 0.008 | 0 | 4.4 | 1.03 | 1.72 | 1.44 | 0.439 | 0.748 | 0.125 | 1.19 |
| Count | | | 3 | | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 |

| Analytical lab. Analysis code Detection limit | Depth1 | Depth2 | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | |
|---|--------|--------|-----------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | | | Sample no | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg |
| A1 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A2 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A3 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B1 | 0 | 1 | 106.758 | <0.01 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | 0.061 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | 0.125 | <0.03 | <0.03 |
| B2 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B3 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| C1 | 0 | 1 | 111.16 | <0.01 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | 0.031 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | 0.06 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | 0.126 | <0.03 | <0.03 |
| C2 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| C3 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Mean | | | 106 | | 0.005 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.02 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.053 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.123 | 0.015 | 0.015 |
| Minimum | | | 99 | | 0.005 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.038 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.12 | 0.015 | 0.015 |
| Maximum | | | 111 | | 0.005 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.031 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.061 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.126 | 0.015 | 0.015 |
| St.Dev. | | | 6 | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.009 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.013 | 0 | 0 | 0 | 0.003 | 0 | 0 |
| Count | | | 3 | | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 |

| Analytical lab. | Analysis code | Detection limit | Depth1 | Depth2 | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | NIVA | | NIVA | | NIVA | | NIVA | | NIVA | | | | |
|-----------------|---------------|-----------------|--------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|---|-------|---|-------|---|-------|---|-------|---|-------|---|-------|---|-------|
| | | | | | µg/kg | D | µg/kg | D | µg/kg | D | µg/kg | D | µg/kg | D | µg/kg | D | µg/kg | D | µg/kg | D | µg/kg | D | µg/kg | D | µg/kg | D | µg/kg | D | µg/kg |
| A1 | | <0.03 | 0 | 0.01 | <0.03 | 0.053 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | 0.072 | <0.03 | <0.15 | 1.291 | 1.382 | | | | | | | | | | | | | | | |
| A2 | | | 0 | 0.05 | <0.03 | 0.053 | <0.03 | <0.03 | 0.072 | 0.072 | 0.072 | <0.03 | <0.15 | 1.291 | 1.382 | | | | | | | | | | | | | | |
| A3 | | <0.03 | 0 | 0.05 | <0.03 | 0.053 | <0.03 | <0.03 | 0.072 | 0.072 | <0.03 | <0.15 | 1.291 | 1.382 | | | | | | | | | | | | | | | |
| B1 | | <0.03 | 0 | 0.05 | <0.03 | 0.053 | <0.03 | <0.03 | 0.072 | 0.072 | <0.03 | <0.15 | 1.291 | 1.382 | | | | | | | | | | | | | | | |
| B2 | | <0.03 | 0 | 0.05 | <0.03 | 0.053 | <0.03 | <0.03 | 0.072 | 0.072 | <0.03 | <0.15 | 1.291 | 1.382 | | | | | | | | | | | | | | | |
| B3 | | <0.03 | 0 | 0.05 | <0.03 | 0.053 | <0.03 | <0.03 | 0.072 | 0.072 | <0.03 | <0.15 | 1.291 | 1.382 | | | | | | | | | | | | | | | |
| C1 | | <0.03 | 0 | 0.05 | <0.03 | 0.053 | <0.03 | <0.03 | 0.072 | 0.072 | <0.03 | <0.15 | 1.291 | 1.382 | | | | | | | | | | | | | | | |
| C2 | | <0.03 | 0 | 0.05 | <0.03 | 0.053 | <0.03 | <0.03 | 0.072 | 0.072 | <0.03 | <0.15 | 1.291 | 1.382 | | | | | | | | | | | | | | | |
| C3 | | <0.03 | 0 | 0.05 | <0.03 | 0.053 | <0.03 | <0.03 | 0.072 | 0.072 | <0.03 | <0.15 | 1.291 | 1.382 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Mean | | 0.015 | 0 | 0.015 | 0.015 | 0.028 | 0.015 | 0.015 | 0.075 | 0.075 | 0.015 | 0.075 | 1.27 | 1.35 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Minimum | | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.072 | 0.072 | 0.015 | 0.075 | 0.834 | 0.92 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Maximum | | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.053 | 0.015 | 0.015 | 0.077 | 0.077 | 0.015 | 0.075 | 1.69 | 1.75 | | | | | | | | | | | | | | | |
| St.Dev. | | 0 | 0 | 0 | 0.022 | 0 | 0 | 0 | 0.003 | 0 | 0 | 0 | 0.428 | 0.413 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Count | | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | | | | | | | | | | | | | | | |

Sample type : Sediment
 Station Code: 16 (IMR code 166)
 Latitude : 66.617 Longitude:
 10.983
 Sample date : 07.05.2011 Count:9

| Analytical lab. | NIVA | NIVA | NIVA | NIVA | NIVA | NIVA | NIVA | NIVA | NIVA | NIVA | NIVA | NIVA | NIVA | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | |
|-----------------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|--|
| Analysis code | 355 | 350 | 355 | 355 | 355 | 355 | 353 | 355 | 355 | 355 | 355 | 355 | 355 | | | | | | | |
| Detection limit | 2 | 0.005 | 0.4 | 2 | 2 | 1 | 0.2 | 0.2 | 0.2 | 2 | 2 | 2 | 0.5 | | | | | | | |
| Sample | Al | Hg | Ni | Pb | Zn | Cd | Cu | As | Ag | THC | CB28 | CB101 | CB52 | CB105 | CB118 | CB138 | | | | |
| no | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | | | | |
| Depth1 | Depth2 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | D | D | D | D | D | D | D | D | D | D | D | D | D | D | D | D | D | D | |
| A1 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A2 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A3 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B1 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B2 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B3 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| C1 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| C2 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| C3 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | 98 | 8200 | 19200 | 0.031 | 37.9 | 25 | 65 | <0.2 | 13.9 | 6.8 | <0.5 | 3.823 | 0.117 | 0.043 | 0.419 | <0.01 | 0.052 | 0.189 | |
| | | 97 | 8200 | 18700 | 0.031 | 37.5 | 24 | 63.8 | <0.2 | 13.9 | 7.7 | <0.5 | 3.788 | 0.061 | 0.038 | 0.088 | <0.01 | 0.054 | 0.168 | |
| | | 97 | 8100 | 19100 | 0.12 | 37.4 | 25 | 64 | <0.2 | 13.8 | 6 | <0.5 | 3.706 | 0.055 | 0.039 | 0.064 | <0.01 | 0.052 | 0.163 | |
| Mean | | 97 | 8167 | 19000 | 0.061 | 38 | 25 | 64 | 0.1 | 14 | 7 | 0.25 | 3.8 | 0.078 | 0.04 | 0.19 | 0.005 | 0.053 | 0.173 | |
| Minimum | | 97 | 8100 | 18700 | 0.031 | 37 | 24 | 64 | 0.1 | 14 | 6 | 0.25 | 3.7 | 0.055 | 0.038 | 0.064 | 0.005 | 0.052 | 0.163 | |
| Maximum | | 98 | 8200 | 19200 | 0.12 | 38 | 25 | 65 | 0.1 | 14 | 8 | 0.25 | 3.8 | 0.117 | 0.043 | 0.419 | 0.005 | 0.054 | 0.189 | |
| St.Dev. | | 0.577 | 58 | 265 | 0.051 | 0.265 | 0.577 | 0.643 | 0 | 0.058 | 0.85 | 0 | 0.06 | 0.034 | 0.002 | 0.198 | 0 | 0.002 | 0.014 | |
| Count | | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | |

| Analytical lab. | | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN |
|-----------------|--------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Analysis code | Depth1 | Depth2 | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN |
| Detection limit | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Sample no | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A1 | 0 | | 0.015 | 0.014 | 0.015 | 0.016 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.016 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 |
| A2 | 0 | | 0.019 | 0.023 | 1.026 | 1.026 | 0.125 | 0.049 | 0.232 | 0.174 | 0.406 | <0.1 | <0.01 | 0.124 | <0.07 | 5.601 | 4.416 | 2.163 | 5.873 |
| A3 | 0 | | 0.084 | 0.019 | 0.583 | 0.117 | 0.045 | 0.225 | 0.162 | 0.387 | <0.1 | <0.01 | <0.04 | <0.07 | 5.441 | 4.444 | 2.227 | 5.828 | 1.002 |
| B1 | 0 | | 0.021 | 0.015 | 0.528 | 0.114 | 0.042 | 0.224 | 0.156 | 0.38 | <0.1 | <0.01 | <0.04 | <0.07 | 5.894 | 4.331 | 1.783 | 6.001 | 1.039 |
| B2 | 0 | | 0.041 | 0.019 | 0.712 | 0.119 | 0.046 | 0.227 | 0.164 | 0.391 | 0.05 | 0.005 | 0.055 | 0.035 | 5.6 | 4.4 | 2.06 | 5.9 | 1.01 |
| B3 | 0 | | 0.019 | 0.015 | 0.528 | 0.114 | 0.042 | 0.224 | 0.156 | 0.38 | 0.05 | 0.005 | 0.02 | 0.035 | 5.4 | 4.3 | 1.78 | 5.8 | 0.98 |
| C1 | 0 | | 0.084 | 0.023 | 1.03 | 0.125 | 0.049 | 0.232 | 0.174 | 0.406 | 0.05 | 0.005 | 0.124 | 0.035 | 5.9 | 4.4 | 2.23 | 6 | 1.04 |
| C2 | 0 | | 0.037 | 0.004 | 0.273 | 0.006 | 0.003 | 0.005 | 0.009 | 0.014 | 0 | 0 | 0.06 | 0 | 0.23 | 0.059 | 0.24 | 0.09 | 0.029 |
| C3 | 0 | | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 |
| Mean | | | 0.159 | 0.041 | 0.712 | 0.119 | 0.046 | 0.227 | 0.164 | 0.391 | 0.05 | 0.005 | 0.055 | 0.035 | 5.6 | 4.4 | 2.06 | 5.9 | 1.01 |
| Minimum | | | 0.014 | 0.019 | 0.528 | 0.114 | 0.042 | 0.224 | 0.156 | 0.38 | 0.05 | 0.005 | 0.02 | 0.035 | 5.4 | 4.3 | 1.78 | 5.8 | 0.98 |
| Maximum | | | 0.183 | 0.084 | 1.03 | 0.125 | 0.049 | 0.232 | 0.174 | 0.406 | 0.05 | 0.005 | 0.124 | 0.035 | 5.9 | 4.4 | 2.23 | 6 | 1.04 |
| St.Dev. | | | 0.022 | 0.037 | 0.004 | 0.273 | 0.006 | 0.003 | 0.009 | 0.014 | 0 | 0 | 0.06 | 0 | 0.23 | 0.059 | 0.24 | 0.09 | 0.029 |
| Count | | | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 |

| Analytical lab. | | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN |
|-----------------|--------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Analysis code | Depth1 | Depth2 | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN |
| Detection limit | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Sample no | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A1 | 0 | | 0.029 | 1.107 | 0.647 | 0.192 | 1.05 | 1.214 | 1.102 | 7.002 | 0.642 | 0.674 | 1.788 | 3.407 | 2.307 | 1.858 | <0.05 | 0.304 | <0.05 |
| A2 | 0 | | 1.064 | 1.083 | 0.523 | 0.108 | 0.998 | 1.364 | 1.192 | 7.57 | 0.656 | 0.704 | 1.917 | 3.67 | 2.461 | 2.01 | <0.05 | 0.291 | <0.05 |
| A3 | 0 | | 1.054 | 1.144 | 0.592 | 0.111 | 1.088 | 1.546 | 1.232 | 8.293 | 0.84 | 0.713 | 1.925 | 3.678 | 2.527 | 2.017 | <0.05 | 0.331 | <0.05 |
| B1 | 0 | | 1.05 | 1.11 | 0.587 | 0.137 | 1.05 | 1.37 | 1.18 | 8 | 0.713 | 0.697 | 1.88 | 3.6 | 2.4 | 1.96 | 0.025 | 0.309 | 0.025 |
| B2 | 0 | | 1.03 | 1.08 | 0.523 | 0.108 | 1 | 1.21 | 1.1 | 7 | 0.642 | 0.674 | 1.79 | 3.4 | 2.3 | 1.86 | 0.025 | 0.291 | 0.025 |
| B3 | 0 | | 1.06 | 1.14 | 0.647 | 0.192 | 1.09 | 1.55 | 1.23 | 8 | 0.84 | 0.713 | 1.93 | 3.7 | 2.5 | 2.02 | 0.025 | 0.331 | 0.025 |
| C1 | 0 | | 0.018 | 0.031 | 0.062 | 0.048 | 0.045 | 0.166 | 0.066 | 0.647 | 0.11 | 0.02 | 0.077 | 0.154 | 0.113 | 0.09 | 0 | 0.02 | 0 |
| C2 | 0 | | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 |
| C3 | 0 | | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 |
| Mean | | | 0.302 | 1.05 | 0.587 | 0.137 | 1.05 | 1.37 | 1.18 | 8 | 0.713 | 0.697 | 1.88 | 3.6 | 2.4 | 1.96 | 0.025 | 0.309 | 0.025 |
| Minimum | | | 0.214 | 1.03 | 0.523 | 0.108 | 1 | 1.21 | 1.1 | 7 | 0.642 | 0.674 | 1.79 | 3.4 | 2.3 | 1.86 | 0.025 | 0.291 | 0.025 |
| Maximum | | | 0.439 | 1.06 | 0.647 | 0.192 | 1.09 | 1.55 | 1.23 | 8 | 0.84 | 0.713 | 1.93 | 3.7 | 2.5 | 2.02 | 0.025 | 0.331 | 0.025 |
| St.Dev. | | | 0.12 | 0.018 | 0.031 | 0.062 | 0.048 | 0.166 | 0.066 | 0.647 | 0.11 | 0.02 | 0.077 | 0.154 | 0.113 | 0.09 | 0 | 0.02 | 0 |
| Count | | | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 |

| Analytical lab. | | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | |
|-----------------|--------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|--------|--------|--------|--------|-------|-------|--------|-------|-------|------|
| Analysis code | Depth1 | Depth2 | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | |
| Detection limit | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Sample no | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | |
| A1 | 0.421 | <0.05 | 6.267 | 3.885 | 3.35 | 5.549 | 0.499 | 0.112 | <0.05 | 44.569 | 9.523 | 13.369 | 14.553 | 5.855 | 4.126 | 13.707 | 0.844 | 6.825 | |
| A2 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A3 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B1 | 0.473 | <0.05 | 6.545 | 4.23 | 3.604 | 5.728 | 0.51 | 0.132 | <0.05 | 53.351 | 11.732 | 17.191 | 18.234 | 7.687 | 5.779 | 15.364 | 0.658 | 8.08 | |
| B2 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B3 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| C1 | 0.446 | <0.05 | 8.197 | 5.183 | 4.404 | 6.372 | 0.541 | 0.129 | <0.05 | 48.621 | 11.007 | 16.036 | 17.469 | 6.235 | 4.852 | 16.494 | 0.615 | 9.321 | |
| C2 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| C3 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Mean | 0.446 | 0.339 | 0.025 | 7 | 4.4 | 3.8 | 5.9 | 0.517 | 0.124 | 0.025 | 49 | 11 | 16 | 17 | 7 | 4.9 | 15 | 0.706 | 8 |
| Minimum | 0.421 | 0.327 | 0.025 | 6 | 3.9 | 3.4 | 5.5 | 0.499 | 0.112 | 0.025 | 45 | 10 | 13 | 15 | 5.9 | 4.1 | 14 | 0.615 | 7 |
| Maximum | 0.473 | 0.346 | 0.025 | 8 | 5.2 | 4.4 | 6 | 0.541 | 0.132 | 0.025 | 53 | 12 | 17 | 18 | 8 | 5.8 | 16 | 0.844 | 9 |
| St.Dev. | 0.026 | 0.01 | 0 | 1.04 | 0.673 | 0.55 | 0.433 | 0.022 | 0.011 | 0 | 4.4 | 1.13 | 1.96 | 1.94 | 0.97 | 0.828 | 1.4 | 0.122 | 1.25 |
| Count | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 |

| Analytical lab. | | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | |
|-----------------|---------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Analysis code | Depth1 | Depth2 | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | |
| Detection limit | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Sample no | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | |
| A1 | 119.606 | <0.01 | <0.03 | <0.03 | 0.031 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | 0.056 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | 0.1 | <0.03 | <0.03 |
| A2 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A3 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B1 | 138.394 | <0.01 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | 0.049 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | 0.092 | <0.03 | 0.031 |
| B2 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B3 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| C1 | 139.293 | <0.01 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | 0.054 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | 0.098 | <0.03 | 0.035 |
| C2 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| C3 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Mean | 132 | 0.005 | 0.015 | 0.015 | 0.02 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.053 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.097 | 0.015 | 0.027 |
| Minimum | 120 | 0.005 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.049 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.092 | 0.015 | 0.015 |
| Maximum | 139 | 0.005 | 0.015 | 0.015 | 0.031 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.056 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.1 | 0.015 | 0.035 |
| St.Dev. | 11 | 0 | 0 | 0 | 0.009 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.003 | 0 | 0 | 0 | 0.004 | 0 | 0.011 |
| Count | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 |

| Analytical lab. | IMRN | | | | | | | | | | | | | | | | | IMRN | | | | | |
|-----------------|--------|--------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|------------------|---------------|----------------|----------------|---------------|---------------|---------------|-----------|-----------|-----------|
| Analysis code | IMRN | | | | | | | | | | | | | | | | | IMRN | | | | | |
| Detection limit | IMRN | | | | | | | | | | | | | | | | | IMRN | | | | | |
| Sample no | Depth1 | Depth2 | BDE153 µg/kg | BDE154 µg/kg | BDE181 µg/kg | BDE183 µg/kg | BDE190 µg/kg | BDE195 µg/kg | BDE196 µg/kg | BDE203 µg/kg | BDE205 µg/kg | BDE206 µg/kg | BDE209 µg/kg | S_BDE17 µg/kg | PFBS µg/kg | PFHpA µg/kg | PFHxA µg/kg | PFNA µg/kg | PFOA µg/kg | PFOS µg/kg | NIVA D | NIVA D | NIVA D |
| A1 | 0 | 1 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.15 | <0.75 | 0.087 | <0.2 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <1 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 |
| A2 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A3 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B1 | 0 | 1 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.15 | <0.75 | 0.08 | <0.2 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <1 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 |
| B2 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B3 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| C1 | 0 | 1 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | 0.034 | <0.15 | <0.75 | 0.122 | <0.2 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <1 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 |
| C2 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| C3 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Mean | | | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.021 | 0.075 | 0.375 | 0.096 | 0.1 | 0.15 | 0.15 | 0.167 | 0.5 | 0.167 | 0.15 | 0.15 | 0.15 |
| Minimum | | | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.075 | 0.375 | 0.08 | 0.1 | 0.15 | 0.15 | 0.15 | 0.5 | 0.15 | 0.15 | 0.15 | 0.15 |
| Maximum | | | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.034 | 0.075 | 0.375 | 0.122 | 0.1 | 0.15 | 0.15 | 0.15 | 0.5 | 0.2 | 0.2 | 0.2 | 0.15 |
| St.Dev. | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.011 | 0 | 0 | 0.023 | 0 | 0 | 0 | 0.029 | 0 | 0.029 | 0 | 0.029 | 0 |
| Count | | | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 |

Sample type : Sediment
 Station Code: 17 (IMR code 169)
 Latitude : 67.2 Longitude:
 7.167
 Sample date : 08.05.2011 Count:9

| Analytical lab. Analysis code Detection limit Sample no | Depth1 | Depth2 | NIVA | | | NIVA | | | NIVA | | | NIVA | | | NIVA | | | NIVA | | | NIVA | | | NIVA | | |
|---|--------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|--|
| | | | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | |
| A1 | 0 | 1 | 90 | 9900 | 16900 | 0.038 | 0.038 | 31.8 | 18 | 49.5 | <0.2 | 23.6 | 10 | <0.5 | 4.467 | 0.069 | 0.217 | 0.186 | 0.016 | 0.025 | 0.036 | 0.025 | 0.016 | 0.025 | 0.036 | |
| A2 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A3 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B1 | 0 | 1 | 88 | 9700 | 17600 | 0.039 | 0.039 | 32.9 | 18 | 51.5 | <0.2 | 24.6 | 13 | <0.5 | 4.227 | 0.032 | 0.118 | 0.083 | <0.01 | <0.02 | <0.02 | <0.01 | <0.02 | <0.02 | | |
| B2 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B3 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| C1 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| C2 | 0 | 1 | 89 | 9700 | 17300 | 0.039 | 0.039 | 32.5 | 18 | 51 | 0.2 | 24.1 | 10 | <0.5 | 4.081 | 0.057 | 0.384 | 0.114 | 0.013 | <0.02 | 0.031 | <0.02 | <0.02 | 0.031 | | |
| C3 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Mean | | | 89 | 9767 | 17267 | 0.039 | 0.039 | 32 | 18 | 51 | 0.133 | 24 | 11 | 0.25 | 4.3 | 0.053 | 0.24 | 0.127 | 0.011 | 0.015 | 0.026 | 0.011 | 0.015 | 0.026 | | |
| Minimum | | | 88 | 9700 | 16900 | 0.038 | 0.038 | 32 | 18 | 50 | 0.1 | 24 | 10 | 0.25 | 4.1 | 0.032 | 0.118 | 0.083 | 0.005 | 0.01 | 0.01 | 0.005 | 0.01 | 0.01 | | |
| Maximum | | | 90 | 9900 | 17600 | 0.039 | 0.039 | 33 | 18 | 52 | 0.2 | 25 | 13 | 0.25 | 4.5 | 0.069 | 0.384 | 0.186 | 0.016 | 0.025 | 0.036 | 0.016 | 0.025 | 0.036 | | |
| St.Dev. | | | 1 | 115 | 351 | 0.001 | 0.001 | 0.557 | 0 | 1.04 | 0.058 | 0.5 | 1.73 | 0 | 0.195 | 0.019 | 0.134 | 0.053 | 0.006 | 0.009 | 0.014 | 0.006 | 0.009 | 0.014 | | |
| Count | | | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | | |

| Analytical lab. | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | | |
|-----------------|-----------|--------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|--------|-------|-------|
| | Sample no | Depth1 | Depth2 | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | | |
| | A1 | 0 | 0.042 | 0.019 | 0.552 | 0.054 | 0.073 | 0.177 | 0.127 | 0.304 | <0.1 | 0.323 | <0.04 | <0.07 | 7.926 | 7.396 | 4.441 | 10.458 | 1.636 | 0.794 |
| | A2 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | A3 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | B1 | 0 | 0.024 | 0.014 | 0.248 | 0.036 | 0.031 | 0.084 | 0.068 | 0.151 | <0.1 | 0.163 | <0.04 | <0.07 | 7.979 | 7.78 | 4.069 | 10.325 | 1.647 | 0.793 |
| | B2 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | B3 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | C1 | 0 | 0.045 | 0.017 | 0.603 | 0.054 | 0.066 | 0.162 | 0.12 | 0.282 | <0.1 | 0.413 | <0.04 | <0.07 | 7.593 | 7.524 | 3.951 | 9.945 | 1.559 | 0.776 |
| | C2 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | C3 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Mean | 0.05 | 0.037 | 0.017 | 0.468 | 0.048 | 0.057 | 0.141 | 0.105 | 0.246 | 0.05 | 0.3 | 0.02 | 0.035 | 8 | 8 | 4.2 | 10 | 1.61 | 0.788 |
| | Minimum | 0.05 | 0.024 | 0.014 | 0.248 | 0.036 | 0.031 | 0.084 | 0.068 | 0.151 | 0.05 | 0.163 | 0.02 | 0.035 | 8 | 7 | 4 | 10 | 1.56 | 0.776 |
| | Maximum | 0.05 | 0.045 | 0.019 | 0.603 | 0.054 | 0.073 | 0.177 | 0.127 | 0.304 | 0.05 | 0.413 | 0.02 | 0.035 | 8 | 8 | 4.4 | 10 | 1.65 | 0.794 |
| | St.Dev. | 0 | 0.011 | 0.002 | 0.192 | 0.01 | 0.022 | 0.05 | 0.032 | 0.082 | 0 | 0.126 | 0 | 0 | 0.209 | 0.195 | 0.256 | 0.266 | 0.048 | 0.01 |
| | Count | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 |

| Analytical lab. | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | |
|-----------------|-----------|--------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | Sample no | Depth1 | Depth2 | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | |
| | A1 | 0 | 0.287 | 2.296 | 1.851 | 1.035 | 0.331 | 1.5 | 1.835 | 1.424 | 9.244 | 0.703 | 0.904 | 2.598 | 4.661 | 3.448 | 2.594 | 0.094 | 0.45 | <0.05 | 0.658 |
| | A2 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | A3 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | B1 | 0 | 0.253 | 1.986 | 1.875 | 1.041 | 0.186 | 1.451 | 1.904 | 1.483 | 9.7 | 0.702 | 0.942 | 2.711 | 4.949 | 3.709 | 2.675 | 0.104 | 0.49 | <0.05 | 0.691 |
| | B2 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | B3 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | C1 | 0 | 0.271 | 2.101 | 1.719 | 0.74 | 0.165 | 1.359 | 1.983 | 1.553 | 10.002 | 0.737 | 0.975 | 2.789 | 5.122 | 3.806 | 2.729 | 0.109 | 0.466 | <0.05 | 0.713 |
| | C2 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | C3 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Mean | 0.271 | 2.13 | 1.81 | 0.94 | 0.227 | 1.44 | 1.91 | 1.91 | 1.49 | 10 | 0.714 | 0.94 | 2.7 | 4.9 | 3.7 | 2.7 | 0.102 | 0.469 | 0.025 | 0.687 |
| | Minimum | 0.253 | 1.99 | 1.72 | 0.74 | 0.165 | 1.36 | 1.83 | 1.42 | 1.42 | 9 | 0.702 | 0.9 | 2.6 | 4.7 | 3.4 | 2.6 | 0.094 | 0.45 | 0.025 | 0.658 |
| | Maximum | 0.287 | 2.3 | 1.87 | 1.04 | 0.331 | 1.5 | 1.98 | 1.55 | 1.55 | 10 | 0.737 | 0.98 | 2.8 | 5.1 | 3.8 | 2.7 | 0.109 | 0.49 | 0.025 | 0.713 |
| | St.Dev. | 0.017 | 0.157 | 0.084 | 0.172 | 0.091 | 0.072 | 0.074 | 0.064 | 0.381 | 0.02 | 0.036 | 0.096 | 0.233 | 0.185 | 0.068 | 0.068 | 0.008 | 0.02 | 0 | 0.027 |
| | Count | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 |

| Analytical lab. | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | | |
|-----------------|-----------------|-----------|--------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|--------|--------|--------|--------|-------|-------|--------|-------|--------|
| Analysis code | Detection limit | Sample no | Depth1 | Depth2 | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | | |
| | | A1 | 0 | 1 | 0.732 | 0.48 | <0.05 | 7.932 | 4.815 | 4.265 | 8.789 | 0.808 | 0.176 | <0.05 | 40.535 | 8.78 | 12.566 | 12.575 | 6.024 | 4.147 | 24.406 | 0.506 | 14.199 |
| | | A2 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | A3 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | B1 | 0 | 1 | 0.752 | 0.499 | <0.05 | 8.105 | 5.144 | 4.255 | 8.338 | 0.778 | 0.2 | <0.05 | 45.388 | 10.178 | 13.972 | 14.361 | 6.655 | 4.123 | 24.217 | 0.638 | 13.836 |
| | | B2 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | B3 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | C1 | 0 | 1 | 0.733 | 0.494 | <0.05 | 7.623 | 4.737 | 4.312 | 8.362 | 0.827 | 0.18 | <0.05 | 55.457 | 12.353 | 17.198 | 17.684 | 8.597 | 5.415 | 23.002 | 0.527 | 13.317 |
| | | C2 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | C3 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | Mean | | | 0.739 | 0.491 | 0.025 | 8 | 4.9 | 4.3 | 8 | 0.804 | 0.185 | 0.025 | 47 | 10 | 15 | 15 | 7 | 4.6 | 24 | 0.557 | 14 |
| | | Minimum | | | 0.732 | 0.48 | 0.025 | 8 | 4.7 | 4.3 | 8 | 0.778 | 0.176 | 0.025 | 41 | 9 | 13 | 13 | 6 | 4.1 | 23 | 0.506 | 13 |
| | | Maximum | | | 0.752 | 0.499 | 0.025 | 8 | 5.1 | 4.3 | 9 | 0.827 | 0.2 | 0.025 | 55 | 12 | 17 | 18 | 9 | 5.4 | 24 | 0.638 | 14 |
| | | St.Dev. | | | 0.011 | 0.01 | 0 | 0.244 | 0.216 | 0.03 | 0.254 | 0.025 | 0.013 | 0 | 8 | 1.8 | 2.4 | 2.6 | 1.34 | 0.739 | 0.762 | 0.071 | 0.443 |
| | | Count | | | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 |

| Analytical lab. | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | | IMRN | |
|-----------------|-----------------|-----------|--------|--------|---------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Analysis code | Detection limit | Sample no | Depth1 | Depth2 | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN |
| | | A1 | 0 | 1 | 144.826 | <0.01 | 0.033 | <0.03 | 0.068 | 0.054 | <0.03 | 0.045 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | 0.032 | 0.075 | <0.03 | <0.03 | 0.075 | 0.07 | <0.03 | <0.03 |
| | | A2 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | A3 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | B1 | 0 | 1 | 151.879 | <0.01 | 0.046 | <0.03 | 0.046 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | 0.044 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | 0.039 | <0.03 | <0.03 |
| | | B2 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | B3 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | C1 | 0 | 1 | 164.494 | <0.01 | 0.04 | <0.03 | 0.065 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | 0.073 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | 0.062 | 0.031 | <0.03 |
| | | C2 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | C3 | 0 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | Mean | | | 154 | 0.005 | 0.04 | 0.015 | 0.06 | 0.028 | 0.015 | 0.025 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.021 | 0.064 | 0.015 | 0.015 | 0.035 | 0.057 | 0.02 | 0.015 |
| | | Minimum | | | 145 | 0.005 | 0.033 | 0.015 | 0.046 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.044 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.039 | 0.015 | 0.015 |
| | | Maximum | | | 164 | 0.005 | 0.046 | 0.015 | 0.068 | 0.054 | 0.015 | 0.045 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.032 | 0.075 | 0.015 | 0.015 | 0.075 | 0.07 | 0.031 | 0.015 |
| | | St.Dev. | | | 10 | 0 | 0.006 | 0 | 0.012 | 0.022 | 0 | 0 | 0.017 | 0 | 0 | 0.01 | 0.017 | 0 | 0 | 0.035 | 0.016 | 0.009 | 0 |
| | | Count | | | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 |

| Analytical lab. | IMRN | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|-----------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|---------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Analysis code | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | IMRN | | | |
| Detection limit | 0.01 | 0.01 | 0.05 | 0.01 | 0.05 | 0.01 | 0.01 | 0.01 | 0.01 | 0.05 | 2.5 | 1.15 | 0.01 | 0.01 | 0.01 | 0.01 | | | |
| Sample no | BDE153 | BDE154 | BDE181 | BDE183 | BDE190 | BDE195 | BDE196 | BDE203 | BDE205 | BDE206 | BDE209 | S_BDE17 | PFBS | PFHpA | PFHxA | PFNA | PFOS | PFOSA | |
| | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg |
| A1 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | 0.096 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | 0.059 | <0.15 | <0.75 | 0.263 | <0.2 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 |
| A2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| A3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| B1 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | 0.041 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | 0.031 | <0.15 | <0.75 | 0.075 | <0.2 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 |
| B2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| B3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| C1 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | <0.03 | 0.09 | 0.035 | <0.03 | <0.03 | 0.067 | <0.15 | <0.75 | 0.171 | <0.2 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.3 |
| C2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| C3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Mean | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.076 | 0.022 | 0.015 | 0.015 | 0.053 | 0.075 | 0.375 | 0.17 | <0.2 | <0.3 | <0.3 | <0.4 | <1.1 | <1.2 | <0.3 |
| Minimum | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.041 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.031 | 0.075 | 0.375 | 0.075 | 0.1 | 0.15 | 0.15 | 0.167 | 0.35 | 0.3 | 0.15 |
| Maximum | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.096 | 0.035 | 0.015 | 0.015 | 0.067 | 0.075 | 0.375 | 0.263 | 0.1 | 0.15 | 0.15 | 0.15 | 0.25 | 0.15 | 0.15 |
| St.Dev. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.03 | 0.012 | 0 | 0 | 0.019 | 0 | 0 | 0.094 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.173 | 0.26 | 0 |
| Count | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 |

TORSK

Species : Gadus morhua GB:Cod NO:Torsk Tissue:Muskel
 Station Code: 29 Station name: Kyst Norskehavet
 Latitude : 67 Longitude: 11
 Catch date : 20.10.2011 Count:23 Sample type: Individual

Species : Gadus morhua GB:Cod NO:Torsk Tissue:Muskel
 Station Code: 92B Station name: Stokken area
 Latitude : 64.17133333 Longitude: 9.88733333
 Catch date : 01.10.2011 Count:24 Sample type: Individual

| Analytical lab. | | NIFES | | | | | | | | | | NIFES NIFES NIFES NIFES | | | | NIVA | | | | |
|-----------------|-----------------|--------|-------|------|-----------|-------|----------|----------|----------|----------|----------|-------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|----------|-------|--|
| Analysis code | Detection limit | Age Yr | WT g | L cm | WtLiver g | TTS % | Cd mg/kg | Pb mg/kg | As mg/kg | Hg mg/kg | Se mg/kg | W | W | W | W | W | TTS % | Hg mg/kg | NIVA | |
| Sample No | Sex | Yr | g | cm | g | % | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | % | mg/kg | 392 | |
| 1 | M | 6 | 3100 | 70 | 119 | 19.63 | <0.001 | <0.006 | 0.651 | 0.053 | 0.23 | 0.23 | 0.23 | 0.23 | 0.23 | 0.23 | 0 | 0 | 0.095 | |
| 2 | M | 5 | 4545 | 77 | 182 | 19.71 | <0.001 | 0.024 | 6.88 | 0.085 | 0.32 | 0.32 | 0.32 | 0.32 | 0.32 | 0.32 | 0 | 0 | 0.072 | |
| 3 | M | 6 | 5825 | 85 | 371 | 20.76 | <0.001 | <0.006 | 2.42 | 0.094 | 0.37 | 0.37 | 0.37 | 0.37 | 0.37 | 0.37 | 0 | 0 | 0.076 | |
| 4 | M | 8 | 5117 | 84 | 139 | 21.23 | <0.001 | <0.006 | 3.21 | 0.069 | 0.36 | 0.36 | 0.36 | 0.36 | 0.36 | 0.36 | 0 | 0 | 0.159 | |
| 5 | F | 4 | 1240 | 51 | 23 | 20 | <0.001 | <0.006 | 5.11 | 0.117 | 0.31 | 0.31 | 0.31 | 0.31 | 0.31 | 0.31 | 0 | 0 | 0.145 | |
| 6 | F | - | 3000 | 66 | 144 | 19.22 | <0.001 | <0.006 | 10.9 | 0.115 | 0.25 | 0.25 | 0.25 | 0.25 | 0.25 | 0.25 | 0 | 0 | 0.104 | |
| 7 | M | 8 | 12860 | 106 | 897 | 20.35 | <0.001 | <0.006 | 5.52 | 0.173 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0 | 0 | 0.183 | |
| 8 | M | 5 | 5910 | 88 | 342 | 20.46 | <0.001 | <0.006 | 0.739 | 0.083 | 0.29 | 0.29 | 0.29 | 0.29 | 0.29 | 0.29 | 0 | 0 | 0.069 | |
| 9 | M | 5 | 6080 | 85 | 382 | 20.52 | <0.001 | <0.006 | 5.78 | 0.109 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0 | 0 | 0.067 | |
| 10 | F | 4 | 1940 | 57 | 72 | 20.04 | <0.001 | <0.006 | 5.7 | 0.109 | 0.35 | 0.35 | 0.35 | 0.35 | 0.35 | 0.35 | 0 | 0 | 0.093 | |
| 11 | M | 4 | 2570 | 66 | 91 | 19.96 | <0.001 | <0.006 | 10.3 | 0.056 | 0.31 | 0.31 | 0.31 | 0.31 | 0.31 | 0.31 | 0 | 0 | 0.068 | |
| 12 | F | 4 | 1845 | 60 | 52 | 20.22 | 0.001 | 0.021 | 1.63 | 0.044 | 0.32 | 0.32 | 0.32 | 0.32 | 0.32 | 0.32 | 0 | 0 | 0.128 | |
| 13 | F | 4 | 4930 | 77 | 338 | 19.63 | 0.001 | 0.009 | 1.06 | 0.106 | 0.35 | 0.35 | 0.35 | 0.35 | 0.35 | 0.35 | 0 | 0 | 0.135 | |
| 14 | F | 3 | 1220 | 51 | 63 | 20.55 | 0.002 | 0.009 | 2.47 | 0.091 | 0.37 | 0.37 | 0.37 | 0.37 | 0.37 | 0.37 | 0 | 0 | 0.076 | |
| 15 | M | 5 | 1835 | 57 | 6 | 20.5 | 0.002 | 0.007 | 13.8 | 0.153 | 0.39 | 0.39 | 0.39 | 0.39 | 0.39 | 0.39 | 0 | 0 | 0.077 | |
| 16 | F | 7 | 8600 | 98 | 550 | 20.43 | 0.001 | 0.008 | 23.2 | 0.384 | 0.32 | 0.32 | 0.32 | 0.32 | 0.32 | 0.32 | 0 | 0 | 0.07 | |
| 17 | F | 3 | 2735 | 67 | 78 | 19.44 | 0.002 | 0.011 | 10.2 | 0.096 | 0.39 | 0.39 | 0.39 | 0.39 | 0.39 | 0.39 | 0 | 0 | 0.052 | |
| 18 | F | 3 | 1990 | 59 | 25 | 19.26 | 0.001 | 0.01 | 3.25 | 0.072 | 0.3 | 0.3 | 0.3 | 0.3 | 0.3 | 0.3 | 0 | 0 | 0.052 | |
| 19 | F | 6 | 9630 | 92 | 550 | 20.27 | <0.001 | <0.006 | 1.75 | 0.095 | 0.35 | 0.35 | 0.35 | 0.35 | 0.35 | 0.35 | 0 | 0 | 0.123 | |
| 20 | M | 4 | 4670 | 76 | 230 | 20.49 | <0.001 | <0.006 | 13.3 | 0.144 | 0.39 | 0.39 | 0.39 | 0.39 | 0.39 | 0.39 | 0 | 0 | 0.054 | |
| 21 | F | 4 | 4280 | 76 | 192 | 20.04 | 0.003 | <0.006 | 0.593 | 0.094 | 0.38 | 0.38 | 0.38 | 0.38 | 0.38 | 0.38 | 0 | 0 | 0.063 | |
| 22 | F | 6 | 11870 | 96 | 964 | 21.88 | <0.001 | <0.006 | 22.5 | 0.115 | 0.39 | 0.39 | 0.39 | 0.39 | 0.39 | 0.39 | 0 | 0 | 0.099 | |
| 23 | F | 2 | 1075 | 48 | 30 | 19.83 | <0.001 | <0.006 | 2.14 | 0.055 | 0.34 | 0.34 | 0.34 | 0.34 | 0.34 | 0.34 | 0 | 0 | 0.094 | |
| 24 | F | 4.8 | 4646 | 74 | 254 | 20 | 0.001 | 0.006 | 7 | 0.108 | 0.34 | 0.34 | 0.34 | 0.34 | 0.34 | 0.34 | 0 | 0 | 0.162 | |
| Mean | | 2 | 1075 | 48 | 6 | 19 | 0.001 | 0.003 | 0.593 | 0.044 | 0.227 | 0.227 | 0.227 | 0.227 | 0.227 | 0.227 | 19 | 0.098 | | |
| Minimum | | 8 | 12860 | 106 | 964 | 22 | 0.002 | 0.024 | 23 | 0.384 | 0.407 | 0.407 | 0.407 | 0.407 | 0.407 | 0.407 | 17 | 0.052 | | |
| Maximum | | 1.6 | 3336 | 16 | 268 | 0.616 | 0.001 | 0.006 | 7 | 0.068 | 0.047 | 0.047 | 0.047 | 0.047 | 0.047 | 0.047 | 21 | 0.183 | | |
| St.Dev. | | 22 | 23 | 23 | 23 | 23 | 23 | 23 | 23 | 23 | 23 | 23 | 23 | 23 | 23 | 23 | 0.88 | 0.037 | | |
| Count | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 24 | |

Species : Gadus morhua GB:Cod NO:Torsk Tissue:Muskel
 Station Code: 5 Station name: Jan Mayen
 Latitude : 70.98 Longitude: -8.67
 Catch date : 24.10.2011 Count:19 Sample type: Individual

| Analytical lab. Analysis code Detection limit | Sex | Age Yr | Wt g | L cm | WtLiver g | TTS % | NIFES | | NIFES | | NIFES | | NIFES | | NIFES | |
|---|-----|-----------|---------|---------|--------------|----------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|---|-------|---|-------|--|
| | | | | | | | Cd mg/kg | Pb mg/kg | As mg/kg | Hg mg/kg | Se mg/kg | W | W | W | W | |
| 1 | M | 3 | 1390 | 53 | 50 | 20.4 | 0.007 | 0.012 | 4 | 0.085 | 0.28 | | | | | |
| 2 | M | 10 | 10420 | 100 | 659 | 19.16 | 0.002 | 0.008 | 4.7 | 0.122 | 0.22 | | | | | |
| 3 | F | 5 | 4340 | 78 | 189 | 19.84 | 0.002 | 0.006 | 3.3 | 0.061 | 0.24 | | | | | |
| 4 | M | 10 | 8450 | 97 | 415 | 19.96 | 0.003 | 0.007 | 2.3 | 0.155 | 0.22 | | | | | |
| 5 | M | 6 | 4020 | 75 | 257 | 19.66 | 0.002 | <0.006 | 4.2 | 0.099 | 0.24 | | | | | |
| 6 | F | 4 | 1790 | 57 | 95 | 20.15 | 0.002 | <0.006 | 5 | 0.063 | 0.27 | | | | | |
| 7 | F | 4 | 1540 | 54 | 88 | 20.3 | 0.002 | <0.006 | 2.4 | 0.056 | 0.24 | | | | | |
| 8 | M | 5 | 3595 | 72 | 206 | 21.86 | 0.002 | 0.017 | 5.2 | 0.08 | 0.26 | | | | | |
| 9 | F | 7 | 4315 | 75 | 265 | 19.71 | 0.001 | 0.028 | 2.8 | 0.107 | 0.24 | | | | | |
| 10 | F | 7 | 4580 | 76 | 398 | 19.94 | 0.002 | 0.01 | 6.3 | 0.134 | 0.31 | | | | | |
| 11 | M | 4 | 1660 | 56 | 83 | 17.92 | 0.001 | 0.012 | 5.6 | 0.094 | 0.25 | | | | | |
| 12 | M | 6 | 4800 | 78 | 458 | 19.92 | 0.002 | 0.024 | 7.1 | 0.156 | 0.27 | | | | | |
| 13 | M | 4 | 1715 | 59 | 74 | 19.7 | 0.003 | 0.008 | 1.6 | 0.065 | 0.24 | | | | | |
| 14 | F | 4 | 1925 | 62 | 109 | 20.02 | 0.002 | 0.006 | 1.8 | 0.058 | 0.24 | | | | | |
| 15 | M | 6 | 3190 | 71 | 192 | 19.8 | 0.003 | 0.009 | 3 | 0.094 | 0.28 | | | | | |
| 16 | M | 5 | 2975 | 68 | 185 | 20.04 | 0.002 | 0.017 | 3.3 | 0.077 | 0.28 | | | | | |
| 17 | F | 7 | 4880 | 82 | 358 | 18.96 | 0.002 | 0.006 | 3.8 | 0.1 | 0.25 | | | | | |
| 18 | M | 9 | 6840 | 88 | 443 | 18.88 | 0.003 | 0.007 | 5.7 | 0.142 | 0.23 | | | | | |
| 19 | M | 6 | 6170 | 86 | 345 | 19.89 | 0.005 | 0.01 | 5.4 | 0.112 | 0.24 | | | | | |
| Mean | | 5.9 | 4137 | 73 | 256 | 20 | 0.003 | 0.01 | 4.07 | 0.098 | 0.253 | | | | | |
| Minimum | | 3 | 1390 | 53 | 50 | 18 | 0.001 | 0.003 | 1.59 | 0.056 | 0.216 | | | | | |
| Maximum | | 10 | 10420 | 100 | 659 | 22 | 0.007 | 0.028 | 7.08 | 0.156 | 0.311 | | | | | |
| St.Dev. | | 2.1 | 2472 | 14 | 167 | 0.77 | 0.001 | 0.007 | 1.578 | 0.032 | 0.023 | | | | | |
| Count | | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | | | | | |

| Analytical lab. Analysis code | Detection limit | NIFES | | NIFES | | NIFES | | NIFES | | NIFES | | NIFES | | NIFES | | NIFES | | NIFES | | NIFES | | NIFES | | NIFES | | NIFES | | | | | | | | | | | | | | | | |
|-------------------------------|-----------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| | | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | | | | | | | | | | |
| 1 | F | 3.4 | 15.0 | 208.9 | 5 | 23 | <1.5 | 119 | 17 | 28 | 192 | 2.2 | 0.68 | 28 | 1.6 | 24 | 6.8 | 62 | <1 | <0.3 | <0.1 | <0.1 | 35 | 2.6 | 2.6 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2 | M | 2.3 | 12.0 | 195.6 | 9.2 | 41 | <0.7 | 134 | 20 | 30 | 234.2 | 2.8 | 0.67 | 37 | 1.6 | 34 | 7.1 | 77 | <1 | <0.3 | <0.1 | <0.1 | 46 | 2.6 | 2.6 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 3 | M | 3.1 | 12.0 | 191.4 | 6.6 | 22 | <1 | 84 | 12 | 19 | 143.6 | 2.4 | 0.62 | 31 | 1.7 | 16 | 6.1 | 40 | <1 | <0.3 | <0.1 | <0.1 | 29 | 2.6 | 2.6 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 4 | F | 3.2 | 15.0 | 193.4 | 5.5 | 29 | <1 | 137 | 18 | 34 | 223.5 | 2.2 | 0.54 | 22 | 1.2 | 32 | 3.2 | 54 | <1 | <0.3 | <0.1 | <0.1 | 28 | 2.6 | 2.6 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 5 | M | 1.7 | 9.0 | 145.4 | 7.8 | 27 | <1 | 99 | 14 | 22 | 169.8 | 2.5 | 0.59 | 31 | 1.9 | 23 | 6.1 | 58 | <1 | <0.3 | <0.1 | <0.1 | 31 | 2.6 | 2.6 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 6 | M | 1.2 | 5.6 | 82.4 | 3.6 | 12 | <1.5 | 53 | 9 | 13 | 90.6 | 2.5 | 0.58 | 17 | 1.2 | 11 | 3.7 | 29 | <1 | <0.3 | <0.1 | <0.1 | 16 | 2.6 | 2.6 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 7 | F | 1.9 | 8.2 | 111.1 | 4.6 | 14 | <1.5 | 71 | 8 | 11 | 108.6 | 2.6 | 0.66 | 21 | 1.6 | 11 | 4.3 | 28 | <1 | <0.3 | <0.1 | <0.1 | 17 | 2.6 | 2.6 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 8 | M | 1.8 | 9.8 | 143.5 | 3.5 | 18 | 1.8 | 78 | 16 | 28 | 145.3 | 2.4 | <1.0 | 28 | 2.1 | 17 | 6.1 | 45 | <0.15 | <0.4 | <0.2 | <0.2 | 48 | <0.5 | <0.5 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 9 | F | <0.3 | 11.0 | 145.3 | 8.9 | 31 | <0.7 | 89 | 8.3 | 13 | 150.2 | 2.4 | <1.0 | 25 | 2.1 | 15 | 5.5 | 41 | <0.15 | <0.4 | <0.2 | <0.2 | 56 | <0.5 | <0.5 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 10 | M | 1.6 | 10.0 | 145.3 | 2.1 | 11 | <0.7 | 56 | 6.3 | 12 | 87.4 | 1.6 | <1.0 | 18 | 2.1 | 15 | 5.5 | 41 | <0.15 | <0.4 | <0.2 | <0.2 | 42 | <0.5 | <0.5 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 11 | F | 2.6 | 10.0 | 138.6 | 5.8 | 22 | 2.2 | 82 | 16 | 22 | 150 | 2.3 | <1.0 | 30 | 2.1 | 10 | 3.6 | 25 | <0.15 | <0.4 | <0.2 | <0.2 | 28 | <0.5 | <0.5 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 12 | M | 1.5 | 10.0 | 126.1 | 5.6 | 23 | 0.92 | 82 | 14 | 24 | 149.5 | 2.4 | <1.0 | 30 | 2.1 | 15 | 6.3 | 45 | <0.4 | <0.4 | <0.2 | <0.2 | 44 | <0.5 | <0.5 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 13 | M | 1.2 | 6.4 | 107.7 | 6.2 | 21 | 0.96 | 56 | 15 | 22 | 121.2 | 2.5 | <1.0 | 34 | 2 | 14 | 7.4 | 41 | <0.4 | <0.4 | <0.2 | <0.2 | 57 | <0.5 | <0.5 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 14 | M | 0.83 | 4.7 | 82.7 | 7.2 | 18 | 0.95 | 45 | 11 | 16 | 98.15 | 2.5 | <1.0 | 35 | 2.5 | 13 | 6.8 | 31 | <0.4 | <0.4 | <0.2 | <0.2 | 52 | <0.5 | <0.5 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 15 | F | 1.3 | 7.4 | 110.3 | 4.3 | 17 | 0.75 | 60 | 13 | 22 | 117.1 | 1.8 | <1.0 | 28 | 1.7 | 16 | 5.9 | 44 | <0.15 | <0.4 | <0.2 | <0.2 | 49 | <0.5 | <0.5 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 16 | M | 1.1 | 6.2 | 96.6 | 4 | 16 | 1.1 | 51 | 12 | 19 | 103.1 | 2.5 | <1.0 | 29 | 2 | 12 | 6.1 | 34 | <0.15 | <0.4 | <0.2 | <0.2 | 42 | <0.5 | <0.5 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 17 | M | 1.2 | 6.8 | 108.9 | 5.7 | 21 | 1.8 | 62 | 14 | 24 | 128.5 | 2.5 | <1.0 | 30 | 2 | 16 | 6.9 | 48 | <0.4 | <0.4 | <0.2 | <0.2 | 54 | <0.5 | <0.5 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 18 | F | 1.9 | 11.0 | 142.6 | 5.4 | 35 | <0.7 | 101 | 14 | 28 | 183.4 | 2.2 | <1.0 | 29 | 1.6 | 21 | 4.8 | 47 | <0.15 | <0.4 | <0.2 | <0.2 | 42 | <0.5 | <0.5 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 19 | M | 1.5 | 9.4 | 133.1 | 4.9 | 22 | 1.3 | 71 | 15 | 29 | 143.2 | 2.6 | <1.0 | 37 | 2.2 | 19 | 7.9 | 50 | <0.15 | <0.4 | <0.2 | <0.2 | 54 | <0.5 | <0.5 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Mean | | 1.8 | 9.4 | 138.7 | 5.6 | 22.3 | 0.89 | 80.5 | 13.3 | 21.9 | 144.2 | 2.36 | 0.54 | 28.4 | 1.9 | 17.7 | 5.9 | 44.5 | 0.26 | 0.18 | 0.08 | 0.08 | 40.5 | 1.12 | 1.12 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Minimum | | 0.2 | 4.7 | 82.4 | 2.1 | 11 | 0.35 | 45 | 6.3 | 11 | 87.4 | 1.60 | 0.50 | 17 | 1.2 | 10 | 3.2 | 25 | 0.08 | 0.15 | 0.05 | 0.05 | 16 | 0.25 | 0.25 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Maximum | | 3.4 | 15.0 | 208.9 | 9.2 | 41 | 2.20 | 137 | 20 | 34 | 234.2 | 2.80 | 0.68 | 37 | 2.5 | 34 | 7.9 | 77 | 0.50 | 0.20 | 0.10 | 0.10 | 57 | 2.6 | 2.6 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| St.Dev. | | 0.8 | 2.9 | 38.6 | 1.8 | 7.7 | 0.54 | 27.3 | 3.6 | 6.7 | 41.9 | 0.28 | 0.07 | 5.7 | 0.3 | 6.6 | 1.4 | 12.7 | 0.20 | 0.03 | 0.03 | 0.03 | 12.7 | 1.16 | 1.16 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Count | | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 |

| Analytical lab. Analysis code | NIFES | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|-------------------------------|-------|---------------|-------|-------|-------|-------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|-------------|-------|-------|-------|-------|
| | Mirex | Oxy-chlordane | BDE28 | BDE47 | BDE66 | BDE99 | BDE100 | BDE119 | BDE138 | BDE153 | BDE154 | BDE183 | BDE196 | BDE205 | BDE206 | BDE209 | HBCDD (tot) | PFBA | PFBS | NIFES | |
| Detection limit | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg |
| Sample No | W | W | W | W | W | W | W | W | W | W | W | W | W | W | W | W | W | W | W | W | W |
| 1 | F | <0.1 | 0.4 | 0.20 | 3.60 | <0.03 | 0.06 | 0.74 | <0.06 | 0.03 | 0.76 | <0.06 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.6 | 5.45 | 3.3 | <3 | <4.5 | <0.9 |
| 2 | M | <0.1 | 0.4 | 0.35 | 6.90 | 0.05 | 0.11 | 1.1 | <0.06 | <0.03 | 0.73 | <0.06 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.6 | 9.32 | 6 | <3 | <4.5 | <0.9 |
| 3 | M | <0.1 | 0.4 | 0.19 | 3.60 | 0.04 | 0.2 | 0.64 | <0.06 | 0.08 | 0.66 | <0.06 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.6 | 5.48 | 3.5 | <3 | <4.5 | <0.9 |
| 4 | F | <0.1 | 0.4 | 0.31 | 6.20 | <0.03 | <0.06 | 1 | <0.06 | <0.03 | 0.71 | <0.06 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | 1.52 | 9.80 | 2.7 | <3 | <4.5 | <0.9 |
| 5 | M | <0.1 | 0.4 | 9.3 | 0.22 | 4.40 | <0.03 | 0.06 | 0.72 | 0.09 | 0.59 | <0.06 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.6 | 6.08 | 3.1 | <3 | <4.5 | <0.9 |
| 6 | M | <0.1 | 0.4 | 4.6 | 0.10 | 1.80 | 0.03 | <0.06 | 0.28 | 0.04 | 0.33 | <0.06 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.6 | 2.58 | 1.4 | <3 | <4.5 | <0.9 |
| 7 | F | <0.1 | 0.4 | 6.9 | 0.10 | 1.90 | <0.03 | 0.07 | 0.33 | 0.04 | 0.34 | <0.06 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.6 | 2.78 | 1.7 | <3 | <4.5 | <0.9 |
| 8 | M | 0.21 | 3 | 7.6 | 0.19 | 3.80 | 0.03 | <0.06 | 0.66 | 0.06 | 0.68 | <0.06 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.6 | 5.42 | 2.2 | <3 | <4.5 | <0.9 |
| 9 | F | 0.17 | 2.6 | 9.1 | 0.22 | 4.50 | 0.03 | 0.1 | 0.79 | 0.08 | 0.75 | <0.06 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | 0.84 | 7.31 | 2.9 | <3 | <4.5 | <0.9 |
| 10 | M | 0.15 | 2.5 | 7.2 | 0.20 | 4.00 | 0.05 | 0.05 | 0.68 | 0.07 | 0.59 | <0.06 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | 0.81 | 6.45 | 2.3 | <3 | <4.5 | <0.9 |
| 11 | F | 0.17 | 2 | 8.8 | 0.11 | 2.30 | <0.03 | 0.06 | 0.38 | <0.03 | 0.39 | <0.06 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | 0.76 | 4.00 | 1.6 | <3 | <4.5 | <0.9 |
| 12 | M | 0.2 | 2.7 | 7.5 | 0.23 | 4.60 | 0.04 | 0.09 | 0.78 | 0.06 | 0.67 | <0.06 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | 0.68 | 7.18 | 2.4 | <3 | <4.5 | <0.9 |
| 13 | M | 0.17 | 2.3 | 7.6 | 0.22 | 3.60 | <0.03 | 0.1 | 0.56 | 0.06 | 0.58 | <0.06 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.6 | 5.15 | 2.9 | <3 | <4.5 | <0.9 |
| 14 | M | 0.23 | 1.8 | 6.9 | 0.16 | 2.50 | <0.03 | 0.07 | 0.41 | 0.05 | 0.39 | <0.06 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.6 | 3.58 | 2.2 | <3 | <4.5 | <0.9 |
| 15 | F | 0.23 | 2.7 | 7.8 | 0.19 | 3.50 | <0.03 | 0.08 | 0.59 | 0.05 | 0.55 | <0.06 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.6 | 4.99 | 2.3 | <3 | <4.5 | <0.9 |
| 16 | M | 0.19 | 2 | 7.3 | 0.14 | 2.70 | <0.03 | 0.09 | 0.48 | 0.05 | 0.48 | <0.06 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | 0.83 | 4.77 | 2.2 | <3 | <4.5 | <0.9 |
| 17 | M | 0.18 | 2.5 | 8.4 | 0.21 | 4.00 | <0.03 | 0.09 | 0.65 | 0.06 | 0.55 | <0.06 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | 0.96 | 6.52 | 2.2 | <3 | <4.5 | <0.9 |
| 18 | F | 0.2 | 3.1 | 8.8 | 0.32 | 5.80 | 0.06 | 0.06 | 0.92 | 0.07 | 0.69 | <0.06 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | <0.6 | 7.92 | 3.6 | <3 | <4.5 | <0.9 |
| 19 | M | 0.14 | 2.7 | 8.7 | 0.20 | 4.40 | 0.04 | 0.13 | 0.67 | 0.09 | 0.69 | <0.06 | <0.3 | <0.3 | <0.3 | 0.97 | 7.19 | 3.3 | <3 | <4.5 | <0.9 |
| Mean | | 0.14 | 1.72 | 8.9 | 0.20 | 3.90 | 0.027 | 0.08 | 0.652 | 0.061 | 0.586 | 0.03 | 0.15 | 0.15 | 0.15 | 0.56 | 5.89 | 2.7 | 1.5 | 2.25 | 0.45 |
| Minimum | | 0.05 | 0.4 | 4.6 | 0.10 | 1.80 | 0.015 | 0.03 | 0.28 | 0.015 | 0.33 | 0.03 | 0.15 | 0.15 | 0.15 | 0.30 | 2.58 | 1.4 | 1.5 | 2.25 | 0.45 |
| Maximum | | 0.23 | 3.1 | 18 | 0.35 | 6.90 | 0.06 | 0.20 | 1.1 | 0.09 | 0.76 | 0.03 | 0.15 | 0.15 | 0.15 | 1.52 | 9.80 | 6 | 1.5 | 2.25 | 0.45 |
| St.Dev. | | 0.07 | 1.08 | 3.1 | 0.07 | 1.38 | 0.015 | 0.04 | 0.218 | 0.018 | 0.14 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.35 | 1.97 | 1.0 | 0 | 0 | 0 |
| Count | | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 |

| Analytical lab. Analysis code | NIPES NIPES | | NIPES NIPES | | NIPES NIPES | | NIPES NIPES | | NIPES NIPES | | NIPES NIPES | | NIPES NIPES | | NIPES NIPES | | NIPES NIPES | | NIPES NIPES | | | | |
|-------------------------------|-------------|-------|-------------|-------|-------------|------|-------------|------|-------------|-------|-------------|--------|-------------|------|-------------|------|-------------|------|-------------|-------|-------|-------|-----|
| | 3 | 1.5 | 1.8 | 1.5 | 2.7 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | | | |
| Detection limit | 3 | 1.5 | 1.8 | 1.5 | 2.7 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | | | |
| Sample No | PFDS | PFHDA | PFHxA | PFHxS | PFNA | PFOA | PFODA | PFOS | PFOSA | PFPeA | PFTeDA | PFTtDA | PFtDA | TX26 | TX40-41 | TX62 | TX50 | TX32 | TX42A | TX42A | | | |
| | W | W | W | W | W | W | W | W | W | W | W | W | W | W | W | W | W | W | W | W | | | |
| 1 | F | <0.9 | <2.4 | <3 | <1.5 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <1.8 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <2.7 | <2.4 | <2.4 | <2.4 | <1.5 | <1.5 | <1.5 | <1.0 | <1.6 | | |
| 2 | M | <0.9 | <2.4 | <3 | <1.5 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <1.8 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <2.7 | <2.4 | <2.4 | <2.4 | <1.5 | <1.5 | <1.5 | <1.0 | <2.6 | | |
| 3 | M | <0.9 | <2.4 | <3 | <1.5 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <1.8 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <2.7 | <2.4 | <2.4 | <2.4 | <1.5 | <1.5 | <1.5 | <1.0 | <1.6 | | |
| 4 | F | <0.9 | <2.4 | <3 | <1.5 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <1.8 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <2.7 | <2.4 | <2.4 | <2.4 | <1.5 | <1.5 | <1.5 | <1.0 | <0.92 | | |
| 5 | M | <0.9 | <2.4 | <3 | <1.5 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <1.8 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <2.7 | <2.4 | <2.4 | <2.4 | <1.5 | <1.5 | <1.5 | <1.0 | <1.4 | | |
| 6 | M | <0.9 | <2.4 | <3 | <1.5 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <1.8 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <2.7 | <2.4 | <2.4 | <2.4 | <1.5 | <1.5 | <1.5 | <1.0 | <0.85 | | |
| 7 | F | <0.9 | <2.4 | <3 | <1.5 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <1.8 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <2.7 | <2.4 | <2.4 | <2.4 | <1.5 | <1.5 | <1.5 | <1.0 | <1.2 | | |
| 8 | M | <0.9 | <2.4 | <3 | <1.5 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <1.8 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <2.7 | <2.4 | <2.4 | <2.4 | <1.5 | <1.5 | <1.5 | <1.0 | <1.7 | | |
| 9 | F | <0.9 | <2.4 | <3 | <1.5 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <1.8 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <2.7 | <2.4 | <2.4 | <2.4 | <1.5 | <1.5 | <1.5 | <1.0 | <2.1 | | |
| 10 | M | <0.9 | <2.4 | <3 | <1.5 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <1.8 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <2.7 | <2.4 | <2.4 | <2.4 | <1.5 | <1.5 | <1.5 | <1.0 | <1.1 | | |
| 11 | F | <0.9 | <2.4 | <3 | <1.5 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <1.8 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <2.7 | <2.4 | <2.4 | <2.4 | <1.5 | <1.5 | <1.5 | <1.0 | <0.91 | | |
| 12 | M | <0.9 | <2.4 | <3 | <1.5 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <1.8 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <2.7 | <2.4 | <2.4 | <2.4 | <1.5 | <1.5 | <1.5 | <1.0 | <2.1 | | |
| 13 | M | <0.9 | <2.4 | <3 | <1.5 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <1.8 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <2.7 | <2.4 | <2.4 | <2.4 | <1.5 | <1.5 | <1.5 | <1.0 | <2.1 | | |
| 14 | M | <0.9 | <2.4 | <3 | <1.5 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <1.8 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <2.7 | <2.4 | <2.4 | <2.4 | <1.5 | <1.5 | <1.5 | <1.0 | <2.1 | | |
| 15 | F | <0.9 | <2.4 | <3 | <1.5 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <1.8 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <2.7 | <2.4 | <2.4 | <2.4 | <1.5 | <1.5 | <1.5 | <1.0 | <2.1 | | |
| 16 | M | <0.9 | <2.4 | <3 | <1.5 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <1.8 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <2.7 | <2.4 | <2.4 | <2.4 | <1.5 | <1.5 | <1.5 | <1.0 | <2.1 | | |
| 17 | M | <0.9 | <2.4 | <3 | <1.5 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <1.8 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <2.7 | <2.4 | <2.4 | <2.4 | <1.5 | <1.5 | <1.5 | <1.0 | <2.1 | | |
| 18 | F | <0.9 | <2.4 | <3 | <1.5 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <1.8 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <2.7 | <2.4 | <2.4 | <2.4 | <1.5 | <1.5 | <1.5 | <1.0 | <2.1 | | |
| 19 | M | <0.9 | <2.4 | <3 | <1.5 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <1.8 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <2.7 | <2.4 | <2.4 | <2.4 | <1.5 | <1.5 | <1.5 | <1.0 | <2.1 | | |
| Mean | | 0.45 | 1.2 | 1.5 | 0.75 | 12 | 0.45 | 0.75 | 0.9 | 12 | 0.75 | 1.35 | 1.35 | 1.5 | 1.2 | 1.2 | 0.75 | 22.7 | 10.7 | 11.2 | 41.6 | 0.658 | 1.7 |
| Minimum | | 0.45 | 1.2 | 1.5 | 0.75 | 12 | 0.45 | 0.75 | 0.9 | 12 | 0.75 | 1.35 | 1.35 | 1.5 | 1.2 | 1.2 | 0.75 | 1.8 | 6.1 | 2.3 | 23 | 0.5 | 0.9 |
| Maximum | | 0.45 | 1.2 | 1.5 | 0.75 | 12 | 0.45 | 0.75 | 0.9 | 12 | 0.75 | 1.35 | 1.35 | 1.5 | 1.2 | 1.2 | 0.75 | 46 | 17 | 18 | 64 | 0.75 | 2.9 |
| St.Dev. | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 16.3 | 2.8 | 5.7 | 10.2 | 0.124 | 0.6 |
| Count | | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 |

| Analytical lab. Analysis code | NIPES NIPES | | NIPES NIPES | | NIPES NIPES | | NIPES NIPES | | NIPES NIPES | | NIPES NIPES | | NIPES NIPES | | NIPES NIPES | | NIPES NIPES | | NIPES NIPES | | NIPES NIPES | | NIPES NIPES | | | |
|-------------------------------|-------------|-------|-------------|-------|-------------|-------|-------------|-------|-------------|-------|-------------|--------|-------------|-------|-------------|-------|-------------|-------|-------------|-------|-------------|-------|-------------|-------|--|--|
| | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | | |
| Sex | 3 | 1.5 | 1.8 | 1.5 | 2.7 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | | |
| Detection limit | 3 | 1.5 | 1.8 | 1.5 | 2.7 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | | |
| Sample No | PFDS | PFDDA | PFHxA | PFHxS | PFNA | PFOA | PFODA | PFOS | PFOSA | PFPeA | PFTeDA | PFTtDA | PFUDA | TX32 | TX40-41 | TX42A | TX62 | TX50 | TX26 | | | | | | | |
| 1 | M | <0.9 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <1.8 | <24 | <1.5 | <2.7 | <3 | <2.4 | <2.4 | <2.4 | 1.9 | 4.1 | <0.5 | 17 | <0.4 | <0.4 | | | | | | | |
| 2 | M | <0.9 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <1.8 | <24 | <1.5 | <2.7 | <3 | <2.4 | <2.4 | <2.4 | 1.6 | 6.8 | 5.3 | 31 | <0.4 | <0.4 | | | | | | | |
| 3 | F | <0.9 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <1.8 | <24 | <1.5 | <2.7 | <3 | <2.4 | <2.4 | <2.4 | 3.3 | 11 | 6.9 | 43 | <0.4 | <1.0 | | | | | | | |
| 4 | F | <0.9 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <1.8 | <24 | <1.5 | <2.7 | <3 | <2.4 | <2.4 | <2.4 | 3.7 | 15 | 0.6 | 39 | <1.5 | <0.4 | | | | | | | |
| 5 | F | <0.9 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <1.8 | <24 | <1.6 | <2.7 | <3 | <2.4 | <2.4 | 1.7 | 0.75 | 1.8 | <0.1 | 3.1 | <0.4 | <0.4 | | | | | | | |
| 6 | M | <0.9 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <1.8 | <24 | <1.5 | <2.7 | <3 | <2.4 | <2.4 | <2.4 | 1.6 | 4.1 | 0.9 | 17 | <1.0 | <0.4 | | | | | | | |
| 7 | F | <0.9 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <1.8 | <24 | <1.5 | <2.7 | <3 | <2.4 | <2.4 | <2.4 | 3 | 11 | 11 | 51 | <0.4 | <1.0 | | | | | | | |
| 8 | F | <0.9 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <1.8 | <24 | <1.5 | <2.7 | <3 | <2.4 | <2.4 | <2.4 | 2 | 10 | 5.4 | 29 | <0.4 | <1.0 | | | | | | | |
| 9 | M | <0.9 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <1.8 | <24 | <1.5 | <2.7 | <3 | <2.4 | <2.4 | <2.4 | 2.7 | 8.7 | 5.3 | 30 | <0.4 | <1.0 | | | | | | | |
| 10 | F | <0.9 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <1.8 | <24 | <1.5 | <2.7 | <3 | <2.4 | <2.4 | <2.4 | 2.1 | 5.3 | 2.2 | 19 | <0.4 | <0.4 | | | | | | | |
| 11 | M | <0.9 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <1.8 | <24 | <1.5 | <2.7 | <3 | <2.4 | <2.4 | <2.4 | 1.9 | 3.8 | 2.9 | 24 | <0.4 | <0.4 | | | | | | | |
| 12 | M | <0.9 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <1.8 | <24 | <1.5 | <2.7 | <3 | <2.4 | <2.4 | <2.4 | 1.8 | 5.4 | 2.9 | 28 | <0.4 | <0.4 | | | | | | | |
| 13 | M | <0.9 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <1.8 | <24 | <1.5 | <2.7 | <3 | <2.4 | <2.4 | <2.4 | 2.2 | 7 | 8.8 | 30 | <0.4 | <1.0 | | | | | | | |
| 14 | M | <0.9 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <1.8 | <24 | <1.5 | <2.7 | <3 | <2.4 | <2.4 | <2.4 | 2.3 | 5.6 | 1.6 | 27 | <1.0 | <0.4 | | | | | | | |
| 15 | F | <0.9 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <1.8 | <24 | <1.5 | <2.7 | <3 | <2.4 | <2.4 | <2.4 | 0.53 | 7 | 1.1 | 32 | <1.0 | <0.4 | | | | | | | |
| 16 | F | <0.9 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <1.8 | <24 | <1.5 | <2.7 | <3 | <2.4 | <2.4 | <2.4 | 0.59 | 14 | 6 | 61 | <1.0 | 0.67 | | | | | | | |
| 17 | F | <0.9 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <1.8 | <24 | <1.5 | <2.7 | <3 | <2.4 | <2.4 | <2.4 | 1.7 | 7.4 | 2.4 | 27 | <1.0 | <0.4 | | | | | | | |
| 18 | M | <0.9 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <1.8 | <24 | <1.5 | <2.7 | <3 | <2.4 | <2.4 | <2.4 | 10 | 6.8 | 0.1 | 2.2 | <1.0 | <0.4 | | | | | | | |
| 19 | F | <0.9 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <1.8 | <24 | <1.5 | <2.7 | <3 | <2.4 | <2.4 | <2.4 | 0.77 | 9.5 | 3.4 | 33 | <1.0 | 0.73 | | | | | | | |
| 20 | F | <0.9 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <1.8 | <24 | <1.5 | <2.7 | <3 | <2.4 | <2.4 | <2.4 | 0.9 | 5.6 | 2 | 25 | <1.0 | <0.4 | | | | | | | |
| 21 | M | <0.9 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <1.8 | <24 | <1.5 | <2.7 | <3 | <2.4 | <2.4 | <2.4 | 0.95 | 9.1 | 3.8 | 35 | <1.0 | <0.7 | | | | | | | |
| 22 | F | <0.9 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <1.8 | <24 | <1.5 | <2.7 | <3 | <2.4 | <2.4 | <2.4 | 4.1 | 4.4 | 0.91 | 12 | <1.0 | <0.4 | | | | | | | |
| 23 | F | <0.9 | <2.4 | <0.9 | <1.5 | <1.8 | <24 | <1.5 | <2.7 | <3 | <2.4 | <2.4 | <2.4 | 4.1 | 4.4 | 0.91 | 12 | <1.0 | <0.4 | | | | | | | |
| Mean | | 0.45 | 1.2 | 1.5 | 0.75 | 0.9 | 12 | 0.82 | 1.35 | 1.5 | 1.2 | 1.2 | 0.796 | 2.3 | 7.4 | 3.4 | 28.0 | 0.4 | 0.3 | | | | | | | |
| Minimum | | 0.45 | 1.2 | 1.5 | 0.75 | 0.9 | 12 | 0.75 | 1.35 | 1.5 | 1.2 | 1.2 | 0.75 | 0.5 | 1.8 | 0.1 | 2.2 | 0.2 | 0.2 | | | | | | | |
| Maximum | | 0.45 | 1.2 | 1.5 | 0.75 | 0.9 | 12 | 1.6 | 1.35 | 1.5 | 1.2 | 1.2 | 1.7 | 10.0 | 15 | 11 | 61.0 | 0.8 | 0.7 | | | | | | | |
| St.Dev. | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.231 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.198 | 2.0 | 3.3 | 2.9 | 13.7 | 0.2 | 0.2 | | | | | | | |
| Count | | 23 | 23 | 23 | 23 | 23 | 23 | 23 | 23 | 23 | 23 | 23 | 23 | 22 | 22 | 22 | 22 | 22 | 22 | 22 | | | | | | |

Species : Gadus morhua GB: Cod NO:Torsk Tissue:Muskel
 Station Code: 1 (CEMP stasjon 92B
 Station name: Stokken area (Haltenbakken)
 Latitude : 64.1713333 Longitude: 9.88733333
 Catch date : 01.10.2011 Count:24 Sample type: Individual

| Analytical lab. | Sex | Age yr | Wt g | L cm | WtLiver g | TTS % | Hg mg/kg | Zn mg/kg | Cd mg/kg | Pb mg/kg | Co mg/kg | V mg/kg | As mg/kg | Ni mg/kg | CB28 µg/kg | CB52 µg/kg | CBI05 µg/kg | | CBI18 µg/kg | | CBI38 µg/kg | | CBI53 µg/kg | | CBI56 µg/kg | | CB209 µg/kg | | |
|-----------------|-----|--------|------|------|-----------|-------|----------|----------|----------|----------|----------|---------|----------|----------|------------|------------|-------------|-----|-------------|-----|-------------|------|-------------|-------|-------------|----|-------------|----|----|
| | | | | | | | | | | | | | | | | | W | W | W | W | W | W | W | W | W | W | | W | W |
| 1 | | | | | | | 4.86 | 11.9 | 0.034 | <0.02 | 0.012 | <0.02 | 2.1 | 0.02 | 2.1 | 5 | 3.6 | 8.9 | 16 | 23 | 1.3 | 5.4 | <1 | | | | | | |
| 2 | | | | | | | 5.42 | 11.4 | 0.016 | <0.02 | 0.013 | 0.03 | 3.29 | 0.02 | 3.8 | 11 | 7.3 | 15 | 23 | 33 | 1.9 | 6.9 | <1 | | | | | | |
| 3 | | | | | | | 5.65 | 16 | 0.037 | <0.02 | 0.028 | 0.03 | 2.39 | 0.13 | 3.8 | 10 | 12 | 38 | 70 | 120 | 5.5 | 27 | 1.1 | | | | | | |
| 4 | | | | | | | 3.96 | 18.2 | 0.067 | <0.02 | 0.025 | 0.04 | 6.89 | 0.04 | 2.9 | 8.6 | 8.1 | 23 | 39 | 58 | 3.2 | 13 | <1 | | | | | | |
| 5 | | | | | | | 2.16 | 11.5 | 0.011 | <0.02 | 0.011 | 0.04 | 3.75 | 0.01 | 3 | 6.7 | 5 | 11 | 18 | 26 | 1.6 | 5.2 | <1 | | | | | | |
| 6 | | | | | | | 5.54 | 15.8 | 0.02 | <0.02 | 0.019 | <0.02 | 2.36 | 0.03 | 1.5 | 4 | 2.9 | 6.9 | 12 | 20 | 1.1 | 4.7 | <1 | | | | | | |
| 7 | | | | | | | 3.01 | 15.3 | 0.019 | <0.02 | 0.017 | 0.04 | 2.42 | 0.03 | 2.1 | 5.9 | 4 | 9.3 | 15 | 24 | 1.4 | 4.8 | <1 | | | | | | |
| 8 | | | | | | | 3.68 | 14.4 | 0.038 | <0.02 | 0.024 | <0.02 | 4.18 | 0.02 | 6.7 | 19 | 17 | 44 | 69 | 98 | 5.5 | 21 | <1 | | | | | | |
| 9 | | | | | | | 6.91 | 31 | 0.237 | <0.02 | 0.073 | 0.22 | 96.6 | 0.24 | <0.2 | 0.23 | 0.76 | 2.1 | 5.7 | 9.9 | 0.56 | 3.9 | 0.29 | | | | | | |
| 10 | | | | | | | 5.82 | 28.4 | 0.058 | <0.02 | 0.068 | 0.03 | 6.44 | 0.1 | <0.5 | 0.87 | 2.4 | 7.7 | 16 | 31 | 1.4 | 7.4 | <0.5 | | | | | | |
| 11 | | | | | | | 4.84 | 17.3 | 0.025 | <0.02 | 0.035 | <0.02 | 2.31 | <0.02 | 2.7 | 6.2 | 9.1 | 26 | 47 | 73 | 4.6 | 17 | <1 | | | | | | |
| 12 | | | | | | | 10.2 | 23 | 0.051 | <0.02 | 0.041 | 0.06 | 3.85 | 0.09 | 2.3 | 6.4 | 5 | 13 | 26 | 39 | 1.9 | 7.5 | <1 | | | | | | |
| 13 | | | | | | | 4.22 | 22.2 | 0.056 | <0.02 | 0.045 | 0.04 | 31.2 | 0.09 | <1 | 1.8 | 2.4 | 7.8 | 17 | 30 | 1.3 | 7.2 | <1 | | | | | | |
| 14 | | | | | | | 9.24 | 18 | 0.033 | <0.02 | 0.031 | <0.02 | 4.17 | 0.02 | 2.2 | 5 | 6.8 | 19 | 40 | 62 | 3.2 | 13 | <1 | | | | | | |
| 15 | | | | | | | 8.54 | 34.2 | 0.033 | <0.02 | 0.028 | 0.03 | 18.2 | 0.24 | 1 | 2.4 | 2.1 | 5.1 | 9.4 | 15 | <1 | 3.9 | <1 | | | | | | |
| 16 | | | | | | | 4.45 | 13.2 | 0.015 | <0.02 | 0.013 | 0.02 | 23.1 | 0.02 | 1.3 | 2.7 | 2.8 | 6.9 | 15 | 26 | 1.3 | 7.1 | <1 | | | | | | |
| 17 | | | | | | | 4.12 | 13.4 | 0.017 | <0.02 | 0.016 | <0.02 | 7.57 | 0.01 | 1.3 | 2.9 | 3 | 8.3 | 16 | 27 | 1.4 | 6.1 | <1 | | | | | | |
| 18 | | | | | | | 3.83 | 15.8 | 0.016 | <0.02 | 0.016 | 0.02 | 2.52 | 0.07 | 4 | 13 | 9.7 | 22 | 38 | 53 | 3 | 10 | <1 | | | | | | |
| 19 | | | | | | | 5.15 | 24.3 | 0.077 | <0.02 | 0.069 | 0.09 | 27.8 | 0.07 | 1.3 | 1.4 | 6.9 | 23 | 36 | 73 | 3.3 | 18 | 1.1 | | | | | | |
| 20 | | | | | | | 4.92 | 13.9 | 0.011 | <0.02 | 0.017 | <0.02 | 2.15 | 0.02 | 1.3 | 2.9 | 2.4 | 6.1 | 11 | 15 | <1 | 3.3 | <1 | | | | | | |
| 21 | | | | | | | 1.83 | 9.49 | 0.018 | <0.02 | 0.024 | <0.02 | 2.94 | 0.02 | 1.8 | 3.9 | 3.6 | 9 | 18 | 27 | 1.3 | 6 | <1 | | | | | | |
| 22 | | | | | | | 4.36 | 17.4 | 0.018 | <0.02 | 0.024 | <0.02 | 3.4 | 0.01 | 4.3 | 9.5 | 8.4 | 24 | 49 | 70 | 3.9 | 15 | <1 | | | | | | |
| 23 | | | | | | | 6.37 | 18.9 | 0.065 | <0.02 | 0.022 | 0.06 | 3.89 | 0.11 | 2.9 | 6.3 | 7.3 | 21 | 39 | 60 | 3.3 | 13 | <1 | | | | | | |
| 24 | | | | | | | 3.72 | 17.2 | 0.017 | <0.02 | 0.018 | 0.03 | 23.2 | 0.02 | 1.5 | 4.3 | 4.7 | 13 | 33 | 54 | 2.6 | 12 | <1 | | | | | | |
| Mean | | | | | | | 5.1 | 18 | 0.041 | 0.01 | 0.029 | 0.036 | 12 | 0.06 | 2.28 | 5.8 | 5.7 | 15 | 28 | 44 | 2.3 | 10 | 0.531 | | | | | | |
| Minimum | | | | | | | 1.83 | 9 | 0.011 | 0.01 | 0.011 | 0.01 | 2.1 | 0.01 | 0.1 | 0.23 | 0.76 | 2.1 | 5.7 | 10 | 0.5 | 3.3 | 0.25 | | | | | | |
| Maximum | | | | | | | 10 | 34 | 0.237 | 0.01 | 0.073 | 0.22 | 97 | 0.24 | 7 | 19 | 17 | 44 | 70 | 120 | 5.5 | 27 | 1.1 | | | | | | |
| St.Dev. | | | | | | | 0.88 | 2.03 | 6 | 0.046 | 0 | 0.018 | 0.044 | 20 | 0.066 | 1.5 | 4.3 | 3.7 | 11 | 18 | 28 | 1.48 | 6.1 | 0.187 | | | | | |
| Count | | | | | | | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 |

| Analytical lab. | Analysis code | Detection limit | NIVA 340 | | NIVA 340 | | NIVA 340 | | NIVA 340 | | NIVA 340 | | NIVA 340 | | NIVA 340 | | NIVA 340 | | NIVA 340 | | NIVA 340 | | NIVA 340 | | NIVA 730 | | NIVA 730 | | NIVA 730 | | | | | | | | | |
|-----------------|---------------|-----------------|----------|-------|----------|-------|----------|-------|----------|-------|----------|-------|----------|-------|----------|-------|----------|--------|----------|--------|----------|--------|----------|-------|----------|-------|----------|-------|----------|-------|-------|---|--|--|--|--|--|--|
| | | | µg/kg | W | µg/kg | W | µg/kg | W | µg/kg | W | µg/kg | W | µg/kg | W | µg/kg | W | µg/kg | W | µg/kg | W | µg/kg | W | µg/kg | W | µg/kg | W | µg/kg | W | µg/kg | W | µg/kg | W | | | | | | |
| Sex | DDDDP | DDEPP | DDTTP | S_DDT | HCHA | HCHG | HCB | OCS | QCB | BDE28 | BDE47 | BDE49 | BDE66 | BDE71 | BDE85 | BDE99 | BDE100 | BDE138 | BDE153 | BDE154 | BDE183 | BDE196 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Sample No | W | W | W | W | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | | | | | | | |
| 1 | 7.1 | 37 | 4.3 | 48.4 | <1 | <1 | 12 | <1 | <1.3 | 0.71 | 9.4 | 2.2 | <0.1 | <0.2 | <0.1 | <0.2 | 1.1 | <0.2 | <0.1 | <0.2 | <0.2 | <0.3 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2 | 18 | 72 | 10 | 100 | 1.1 | <1 | 28 | 1.7 | 2.9 | 0.71 | 12 | 2.5 | <0.2 | <0.2 | <0.1 | <0.2 | 1.3 | <0.2 | <0.1 | <0.2 | <0.3 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 3 | 35 | 150 | 21 | 206 | <1 | <1 | 20 | 2.8 | <0.9 | 2.9 | 33 | 6 | <0.3 | <0.2 | <0.1 | <0.2 | 6.1 | <0.2 | <0.1 | <0.2 | <0.3 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 4 | 19 | 100 | 6.1 | 125.1 | <1 | <1 | 11 | 1.7 | <0.6 | 1.5 | 27 | 4.3 | <0.1 | <0.2 | <0.1 | <0.2 | 3.1 | <0.2 | <0.1 | <0.2 | <0.3 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 5 | 13 | 50 | 8.3 | 71.3 | <1 | <1 | 15 | 1.1 | <1.6 | 1.5 | 11 | 2.4 | <0.2 | <0.2 | <0.1 | <0.2 | 2.1 | <0.2 | <0.1 | <0.2 | <0.3 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 6 | 7.7 | 31 | 6.2 | 44.9 | <1 | <1 | 14 | <1 | <1.3 | 0.39 | 5.4 | 0.62 | <0.2 | <0.2 | <0.1 | <0.2 | 0.67 | <0.2 | <0.1 | <0.2 | <0.3 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 7 | 8.4 | 36 | 4.8 | 49.2 | <1 | <1 | 17 | <1 | <1.4 | 0.78 | 8 | 1.7 | <0.1 | <0.2 | <0.1 | <0.2 | 1.4 | <0.2 | <0.1 | <0.2 | <0.3 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 8 | 30 | 140 | 24 | 194 | <1 | <1 | 32 | 2.2 | <2.2 | 1.9 | 42 | 9.3 | <0.1 | <0.2 | <0.1 | <0.2 | 6 | <0.2 | <0.1 | <0.2 | <0.3 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 9 | 1.5 | 9.7 | <0.5 | 11.2 | <0.2 | <0.2 | 0.51 | 0.28 | <0.1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 10 | 2.9 | 21 | 1.3 | 25.2 | <0.5 | <0.5 | 4.5 | 0.5 | <0.3 | 0.66 | 17 | 0.98 | <0.1 | <0.2 | <0.1 | <0.2 | 3.2 | <0.2 | <0.1 | <0.2 | <0.3 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 11 | 11 | 73 | 11 | 95 | <1 | <1 | 18 | 1.7 | <1.7 | 1.5 | 22 | 2.5 | <0.1 | <0.2 | <0.1 | <0.2 | 3 | <0.2 | <0.1 | <0.2 | <0.3 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 12 | 9.8 | 54 | 9.8 | 73.6 | <1 | <1 | 15 | 1.7 | <1.3 | 0.59 | 11 | 1.8 | <0.1 | <0.2 | <0.1 | <0.2 | 1.7 | <0.2 | <0.1 | <0.2 | <0.3 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 13 | 3.1 | 30 | 3.9 | 37 | <1 | <1 | 9.5 | <1 | <0.7 | 0.72 | 6 | 0.58 | <0.1 | <0.2 | <0.1 | <0.2 | 1.5 | <0.2 | <0.1 | <0.2 | <0.3 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 14 | 13 | 80 | 14 | 107 | <1 | <1 | 13 | 2 | <0.9 | 1.5 | 18 | 3.3 | <0.2 | <0.2 | <0.1 | <0.2 | 3.3 | <0.2 | <0.1 | <0.2 | <0.3 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 15 | 3.7 | 18 | 3.3 | 25 | <1 | <1 | 7.7 | <1 | <1.2 | 0.42 | 4.4 | 0.63 | <0.1 | <0.2 | <0.1 | <0.2 | 0.57 | <0.2 | <0.1 | <0.2 | <0.3 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 16 | 4.2 | 30 | 3 | 37.2 | <1 | <1 | 11 | <1 | <0.9 | 0.66 | 7.2 | 0.95 | <0.1 | <0.2 | <0.1 | <0.2 | 1.2 | <0.2 | <0.1 | <0.2 | <0.3 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 17 | 5 | 32 | 4.3 | 41.3 | <1 | <1 | 8.9 | <1 | <0.9 | 0.86 | 8.1 | 1.2 | <0.1 | <0.2 | <0.1 | <0.2 | 1.8 | <0.2 | <0.1 | <0.2 | <0.3 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 18 | 23 | 110 | 15 | 148 | 1.1 | <1 | 26 | 2.4 | <2.3 | 0.9 | 21 | 3.8 | <0.1 | <0.2 | <0.1 | <0.2 | 2.9 | <0.2 | <0.1 | <0.2 | <0.3 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 19 | 4.5 | 69 | 5 | 78.5 | <1 | <1 | 13 | 1.5 | <0.8 | 1.1 | 9.6 | 0.83 | <0.1 | <0.2 | <0.1 | <0.2 | 1.1 | <0.2 | <0.1 | <0.2 | <0.3 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 20 | 4.1 | 23 | 3.2 | 30.3 | <1 | <1 | 8.5 | <1 | <1 | 0.58 | 6.2 | 1 | <0.1 | <0.2 | <0.1 | <0.2 | 0.77 | <0.2 | <0.1 | <0.2 | <0.3 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 21 | 6.4 | 37 | 5.1 | 48.5 | <1 | <1 | 14 | 1 | <1.5 | 0.75 | 8.8 | 1.3 | <0.1 | <0.2 | <0.1 | <0.2 | 1.2 | <0.2 | <0.1 | <0.2 | <0.3 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 22 | 21 | 89 | 15 | 125 | <1 | <1 | 23 | 2 | <1.1 | 1.8 | 27 | 6.2 | <0.1 | <0.2 | <0.1 | <0.2 | 3.8 | <0.2 | <0.1 | <0.2 | <0.3 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 23 | 11 | 67 | 8.7 | 86.7 | <1 | <1 | 14 | 1.4 | <0.9 | 0.99 | 17 | 3.9 | <0.1 | <0.2 | <0.1 | <0.2 | 2.6 | <0.2 | <0.1 | <0.2 | <0.3 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 24 | 6 | 58 | 4.5 | 68.5 | <1 | <1 | 10 | <1 | <1.2 | 1.2 | 14 | 2.5 | <0.1 | <0.2 | <0.1 | <0.2 | 2.5 | <0.2 | <0.1 | <0.2 | <0.3 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Mean | 11 | 59 | 8 | 78 | 0.523 | 0.473 | 14 | 1.19 | 0.665 | 1.07 | 15 | 2.6 | 0.063 | 0.1 | 0.05 | 0.109 | 2.3 | 0.1 | 0.05 | 0.1 | 0.15 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Minimum | 1.5 | 10 | 0.25 | 11 | 0.1 | 0.1 | 0.51 | 0.28 | 0.05 | 0.39 | 4.4 | 0.58 | 0.05 | 0.1 | 0.05 | 0.1 | 0.57 | 0.1 | 0.05 | 0.1 | 0.15 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Maximum | 35 | 150 | 24 | 206 | 1.1 | 0.5 | 32 | 2.8 | 2.9 | 2.9 | 42 | 9 | 0.15 | 0.1 | 0.05 | 0.3 | 6.1 | 0.1 | 0.05 | 0.1 | 0.15 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| St.Dev. | 9 | 38 | 6 | 52 | 0.201 | 0.094 | 7 | 0.758 | 0.54 | 0.59 | 10 | 2.18 | 0.027 | 0 | 0 | 0.042 | 1.51 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Count | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | | | | | | | | | | | | | | | | |

| Analytical lab. Analysis code Detection limit | NIVA 730 | | NIVA 730 | | NIVA 860 | | NIVA 860 | | NIVA 740 | | NIVA 860 | | NIVA 740 | | NIVA 740 | | NIVA 740 | |
|---|----------|-------|----------|-------|----------|-------|----------|-------|----------|-------|----------|-------|----------|-------|----------|-------|----------|-------|
| | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg | µg/kg |
| Sex | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Sample No | W | W | W | W | W | W | W | W | W | W | W | W | W | W | W | W | W | W |
| 1 | <0.3 | <5 | 11.79 | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2 | <0.3 | <1 | 14.69 | | | | | | | | | | | | | | | |
| 3 | <0.3 | <1 | 44.4 | | | | | | | | | | | | | | | |
| 4 | <0.3 | | 31.84 | | | | | | | | | | | | | | | |
| 5 | <0.3 | <1 | 15.2 | | | | | | | | | | | | | | | |
| 6 | <0.3 | <1 | 6.82 | | | | | | | | | | | | | | | |
| 7 | <0.3 | <1 | 10.59 | | | | | | | | | | | | | | | |
| 8 | <0.3 | <2 | 51.6 | | | | | | | | | | | | | | | |
| 9 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 10 | <0.3 | <1 | 21.6 | | | | | | | | | | | | | | | |
| 11 | <0.3 | <2 | 27.6 | | | | | | | | | | | | | | | |
| 12 | <0.3 | <2 | 14.02 | | | | | | | | | | | | | | | |
| 13 | <0.3 | <2 | 8.77 | | | | | | | | | | | | | | | |
| 14 | <0.3 | <1 | 24.2 | | | | | | | | | | | | | | | |
| 15 | <0.3 | <1 | 5.66 | | | | | | | | | | | | | | | |
| 16 | <0.3 | <2 | 9.64 | | | | | | | | | | | | | | | |
| 17 | <0.3 | <2 | 11.29 | | | | | | | | | | | | | | | |
| 18 | <0.3 | <1 | 26 | | | | | | | | | | | | | | | |
| 19 | <0.3 | <2 | 12.7 | | | | | | | | | | | | | | | |
| 20 | <0.3 | <2 | 7.87 | | | | | | | | | | | | | | | |
| 21 | <0.3 | <2 | 11.36 | | | | | | | | | | | | | | | |
| 22 | <0.3 | | 33.04 | | | | | | | | | | | | | | | |
| 23 | <0.3 | <2 | 21.36 | | | | | | | | | | | | | | | |
| 24 | <0.3 | <2 | 18.32 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Mean | 0.15 | 0.86 | 19 | 2.16 | 1 | 0.9 | 0.1 | 0.15 | 0.1 | 0.15 | 0.1 | 0.326 | 0.5 | 11 | 2.4 | | | |
| Minimum | 0.15 | 0.5 | 5.7 | 1 | 1 | 0.5 | 0.1 | 0.15 | 0.1 | 0.2 | 0.25 | 2.8 | 0.25 | | | | | |
| Maximum | 0.15 | 2.5 | 52 | 5.8 | 1 | 1 | 1 | 0.15 | 0.1 | 1.3 | 0.75 | 27 | 9 | | | | | |
| St.Dev. | 0 | 0.451 | 12 | 2.05 | 0 | 0.224 | 0 | 0 | 0 | 0.313 | 0.074 | 7 | 2.15 | | | | | |
| Count | 23 | 21 | 23 | 5 | 5 | 5 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 |

RADIOAKTIVE ISOTOPER

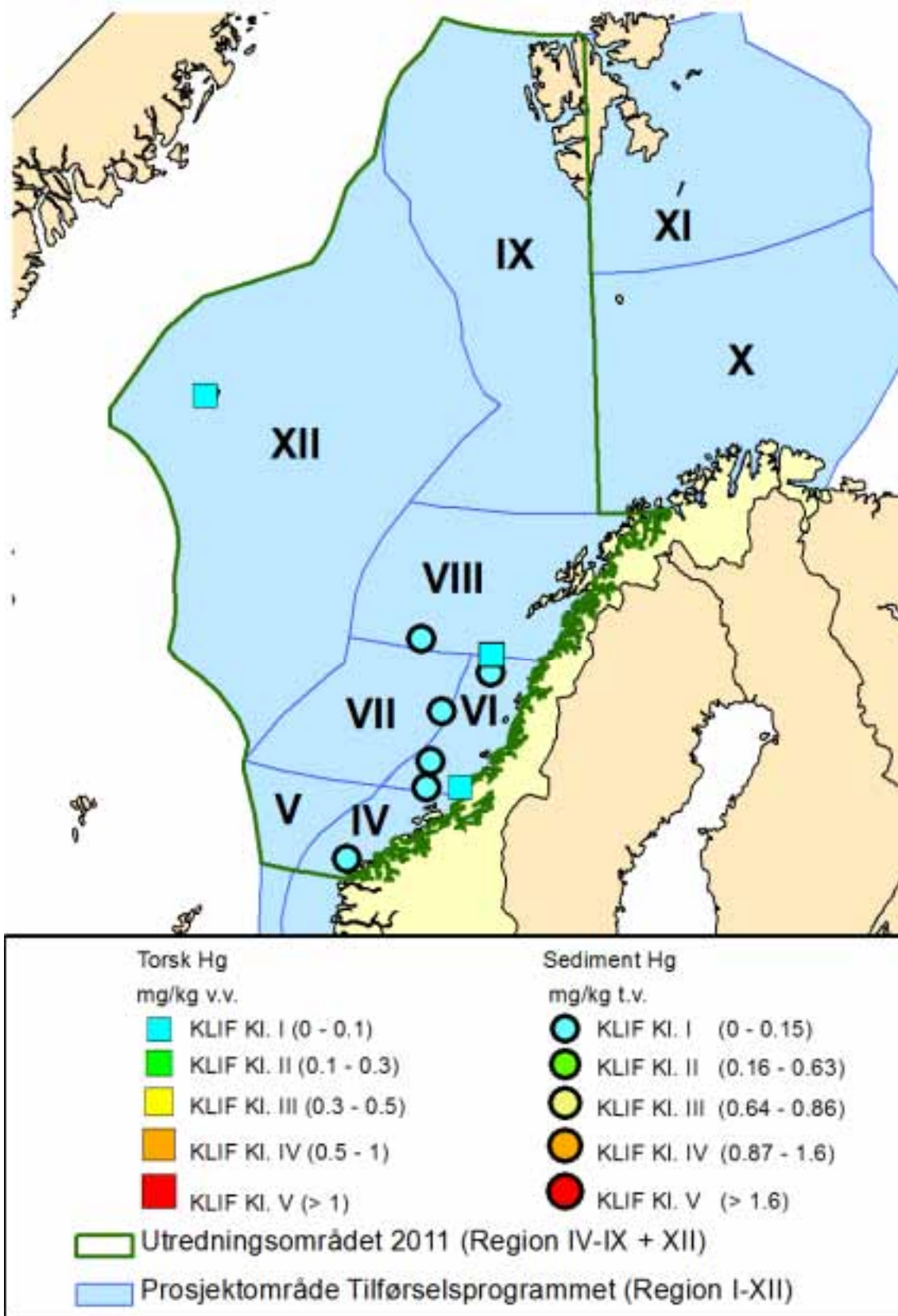
Resultat ± 2 ganger standard avvik

| Stasjon | Koordinater | | Sjøvann | | | | | | | |
|---------|-------------|-------|-------------------------------|-----------------------------|-----------------------------|------------------------------|------------------------------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|
| | N | Ø | ⁹⁹ Tc | ⁹⁰ Sr | ¹³⁷ Cs | ²³⁹⁺²⁴⁰ Pu | ²⁴¹ Am | ²¹⁰ Po | ²²⁶ Ra | ²²⁸ Ra |
| 5 | 70.98 | -8.67 | under deteksjonsgr. | 0,9 ± 0,1 Bq/m ³ | 1,4 ± 0,3 Bq/m ³ | Ikke analysert | 2,5 ± 0,8 mBq/m ³ | 0,3 ± 0,1 Bq/m ³ | 1,3 ± 0,1 Bq/m ³ | - |
| 14 | 64.69 | 8.30 | 0,10 ± 0,01 Bq/m ³ | 1,1 ± 0,1 Bq/m ³ | 1,4 ± 0,1 Bq/m ³ | Ikke analysert | 1,7 ± 0,8 mBq/m ³ | 2,7 ± 0,4 Bq/m ³ | 1,6 ± 0,1 Bq/m ³ | 0,8 ± 0,1 Bq/m ³ |
| 16 | 66.64 | 10.99 | 0,13 ± 0,01 Bq/m ³ | 1,1 ± 0,1 Bq/m ³ | 1,3 ± 0,1 Bq/m ³ | 3,4 ± 1,3 mBq/m ³ | < 2,5 mBq/m ³ | 2,8 ± 0,4 Bq/m ³ | 1,1 ± 0,2 Bq/m ³ | 0,6 ± 0,2 Bq/m ³ |
| 29 | 67.00 | 11.00 | 0,21 ± 0,02 Bq/m ³ | 1,3 ± 0,1 Bq/m ³ | 3,2 ± 0,4 Bq/m ³ | Ikke analysert | 5,7 ± 1,1 mBq/m ³ | 0,4 ± 0,1 Bq/m ³ | 1,6 ± 0,1 Bq/m ³ | - |

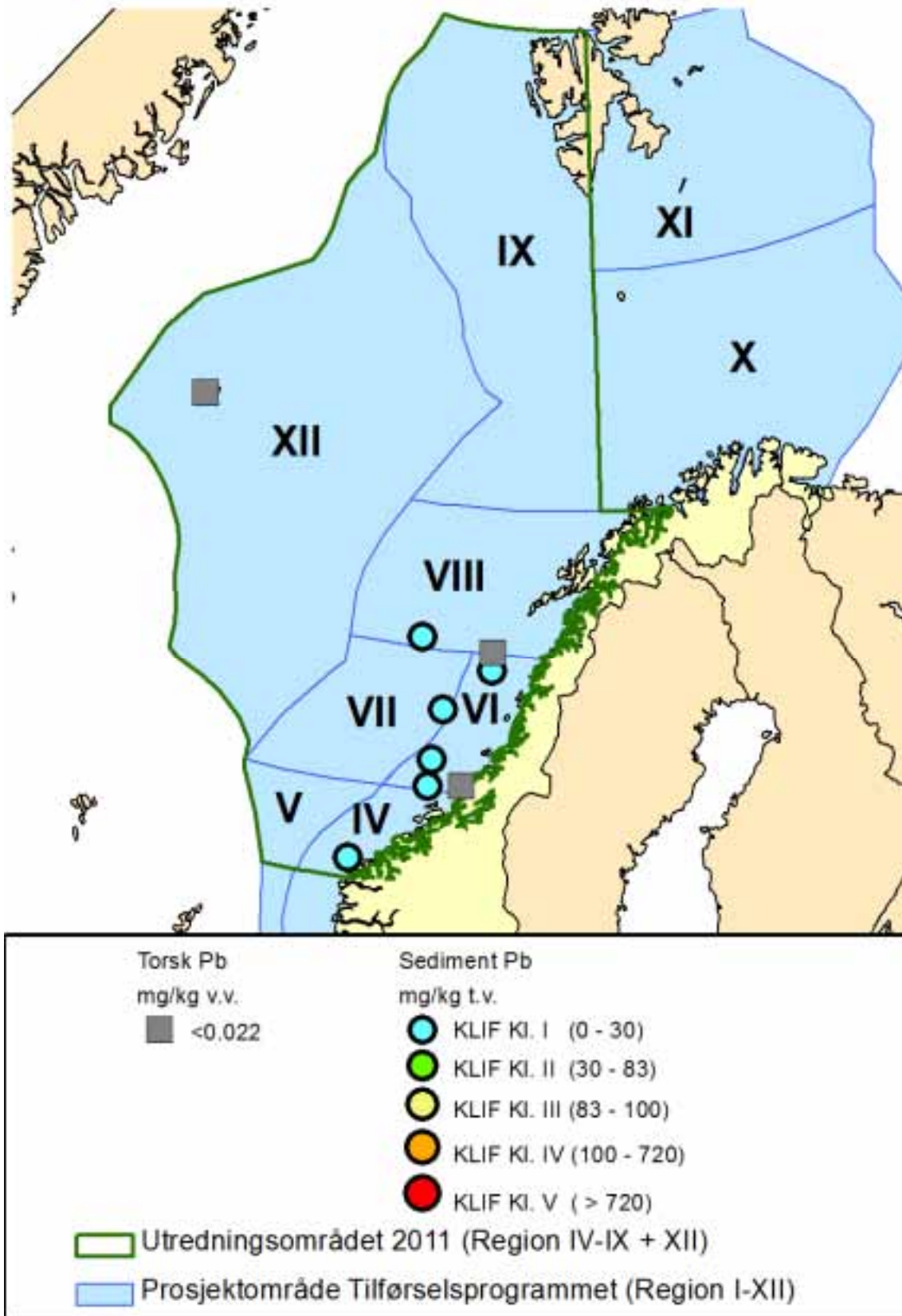
| Stasjon | Koordinater | | Samleprøve 25 torske (filet) | |
|---------|-------------|-------|------------------------------|----------------------|
| | N | Ø | ¹³⁷ Cs | ²¹⁰ Po |
| 5 | 70.98 | -8.67 | 0,15 ± 0,05 Bq/kg fw | 0,39 ± 0,05 Bq/kg FW |
| 1 | 64.17 | 9.89 | 0,3 ± 0,1 Bq/kg fw | 0,08 ± 0,02 Bq/kg fw |
| 29 | 67.00 | 11.00 | 0,2 ± 0,1 Bq/kg fw | 0,12 ± 0,02 Bq/kg fw |

| Stasjon | Koordinater | | Overflatesediment | | | |
|---------|-------------|-------|-----------------------|-----------------------|------------------------|-----------------------|
| | N | Ø | ¹³⁷ Cs | ²²⁶ Ra | ²⁴¹ Am | ²²⁸ Ra |
| 14 | 64.69 | 8.30 | 6,0 ± 0,5 Bq/kg t.v. | 17,3 ± 1,7 Bq/kg t.v. | 0,41 ± 0,11 Bq/kg t.v. | 20,7 ± 2,1 Bq/kg t.v. |
| 16 | 66.64 | 10.99 | 17,9 ± 1,4 Bq/kg t.v. | 32,3 ± 3,2 Bq/kg t.v. | 0,78 ± 0,15 Bq/kg t.v. | 31,3 ± 3,1 Bq/kg t.v. |

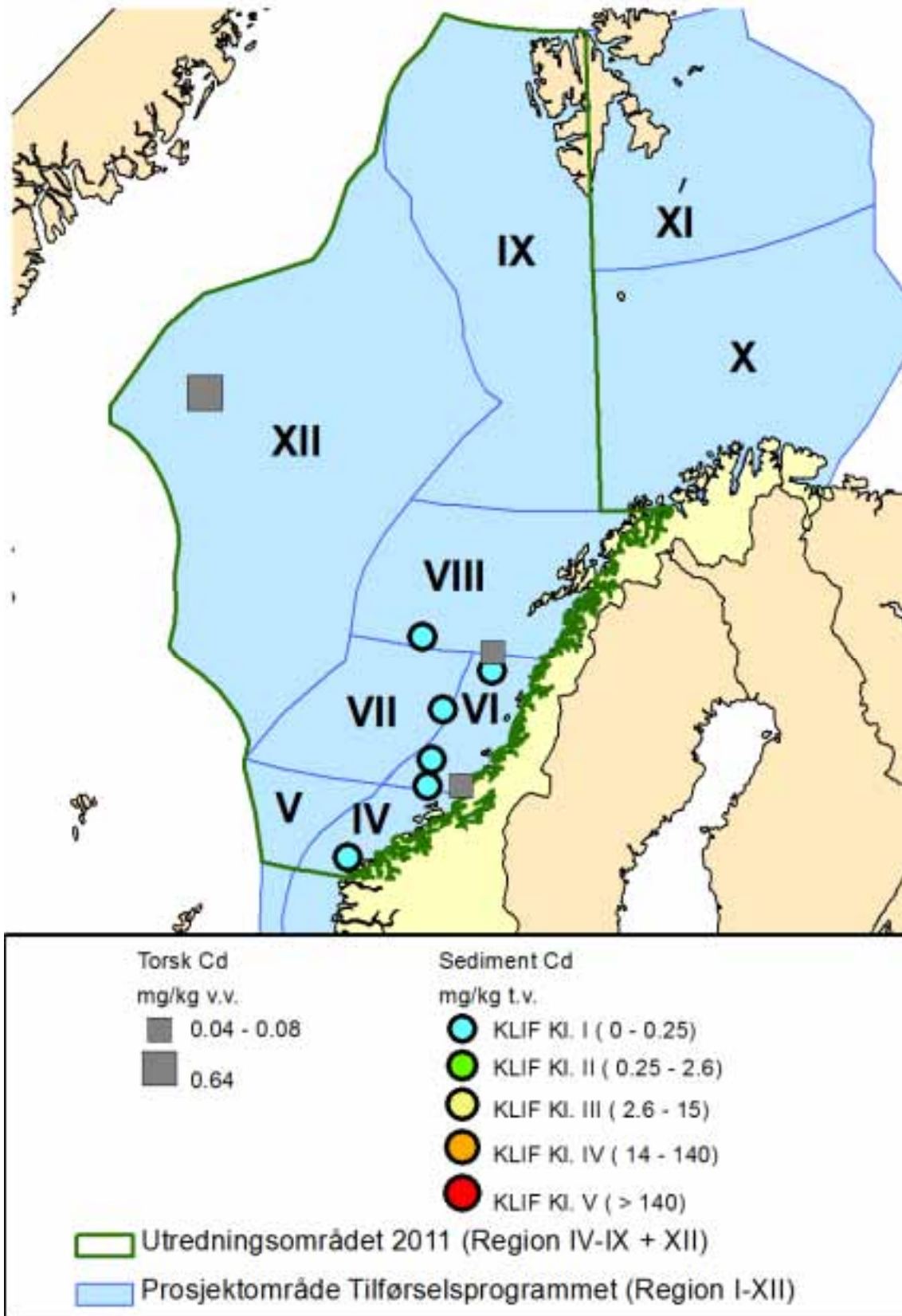
Vedlegg D Resultater fra overvåking 2011 – kart



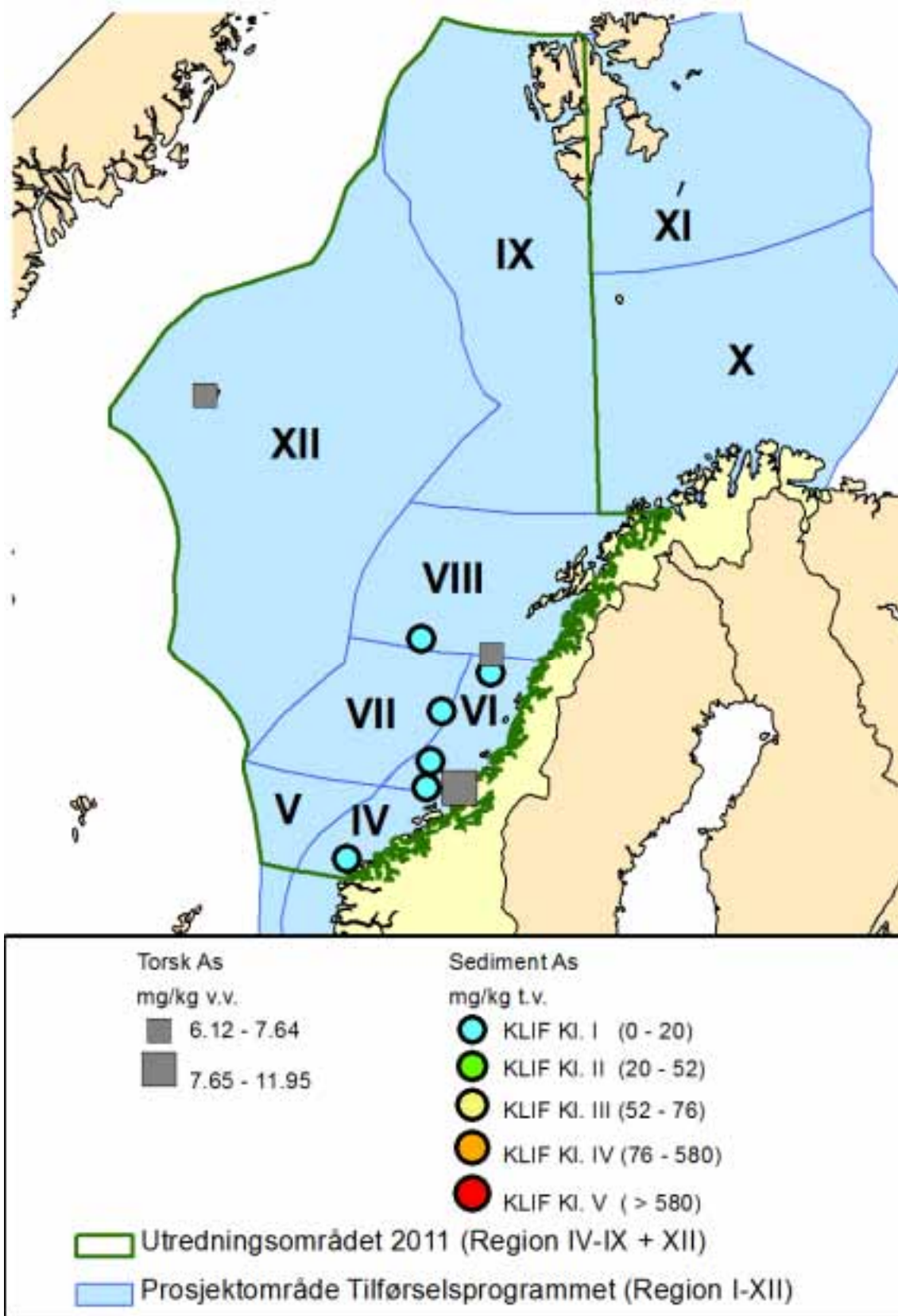
Figur 51. Gjennomsnittskonsentrasjoner av kvikksølv i overflatesediment (mg/kg tørrvekt) og i torskefilet (mg/kg våtvekt) i 2011. Tilstandsklassene gjelder sediment. Merk at torsken på stasjon 29 er tatt fra 12 forskjellige posisjoner innenfor området avgrenset av koordinatene 62,53-69,16N og 3,71-14,49Ø. Markøren indikerer senter på dette området.



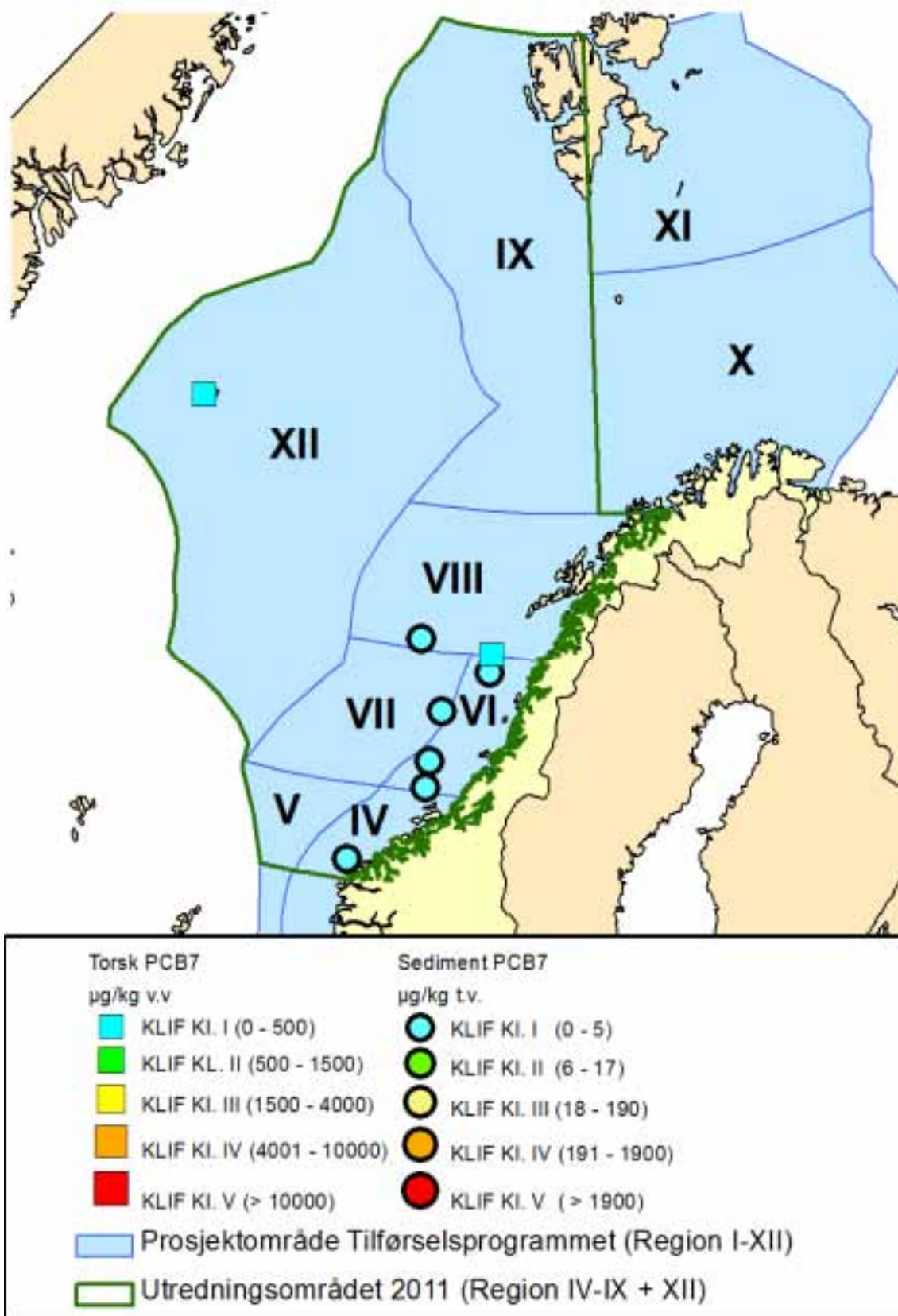
Figur 52. Gjennomsnittskonsentrasjoner av bly i overflatesediment (mg/kg tørrvekt) og i torskelever (mg/kg våtvekt) i 2011. Tilstandsklassene gjelder sediment. Merk at torsken på stasjon 29 er tatt fra 12 forskjellige posisjoner innenfor området avgrenset av koordinatene 62,53-69,16N og 3,71-14,49Ø. Markøren indikerer senter på dette området.



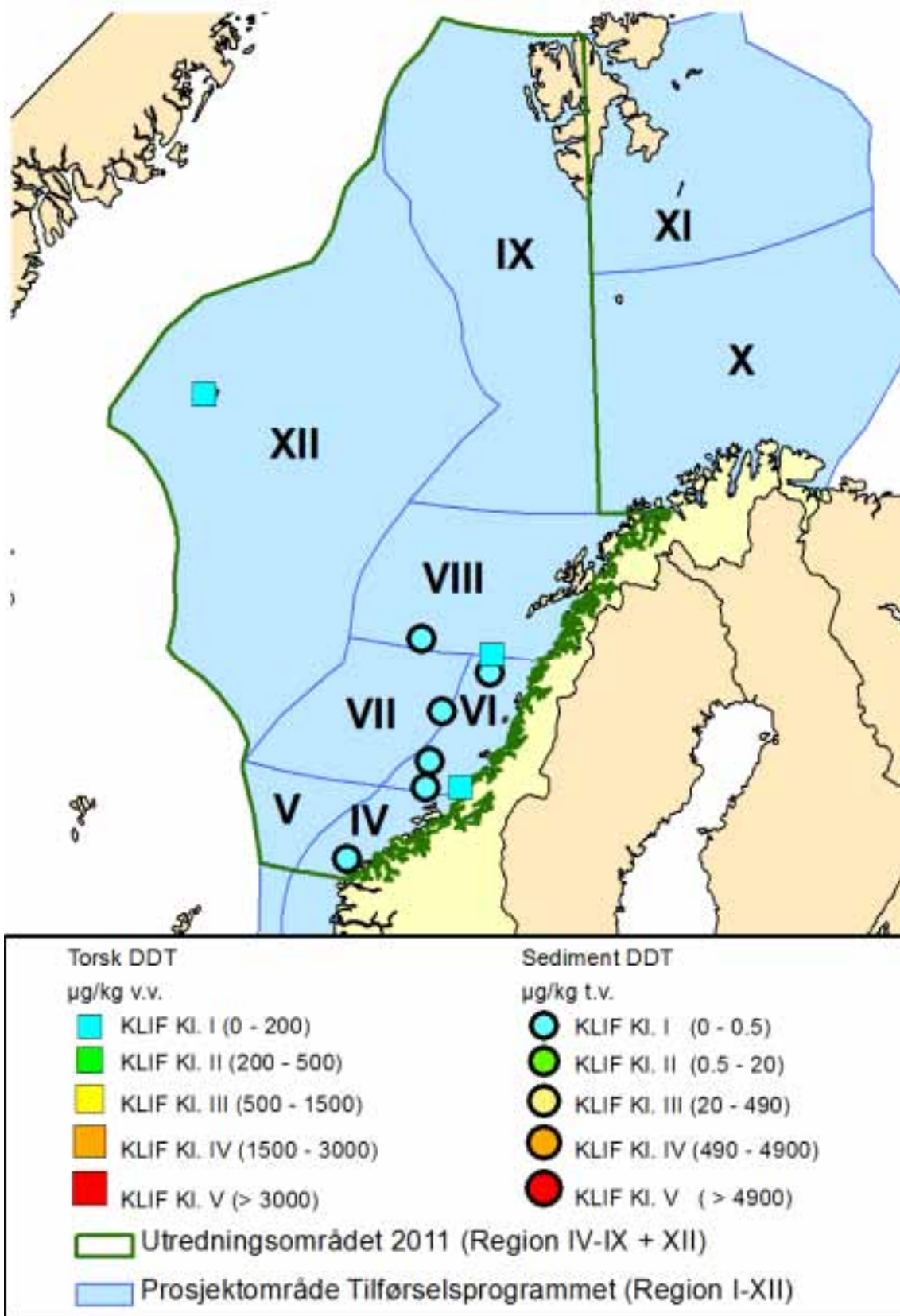
Figur 53. Gjennomsnittskonsentrasjoner av kadmium i overflatesediment (mg/kg tørrvekt) og i torskelever (mg/kg våtvekt) i 2011. Tilstandsklassene gjelder sediment. Merk at torsken på stasjon 29 er tatt fra 12 forskjellige posisjoner innenfor området avgrenset av koordinatene 62,53-69,16N og 3,71-14,49Ø. Markøren indikerer senter på dette området.



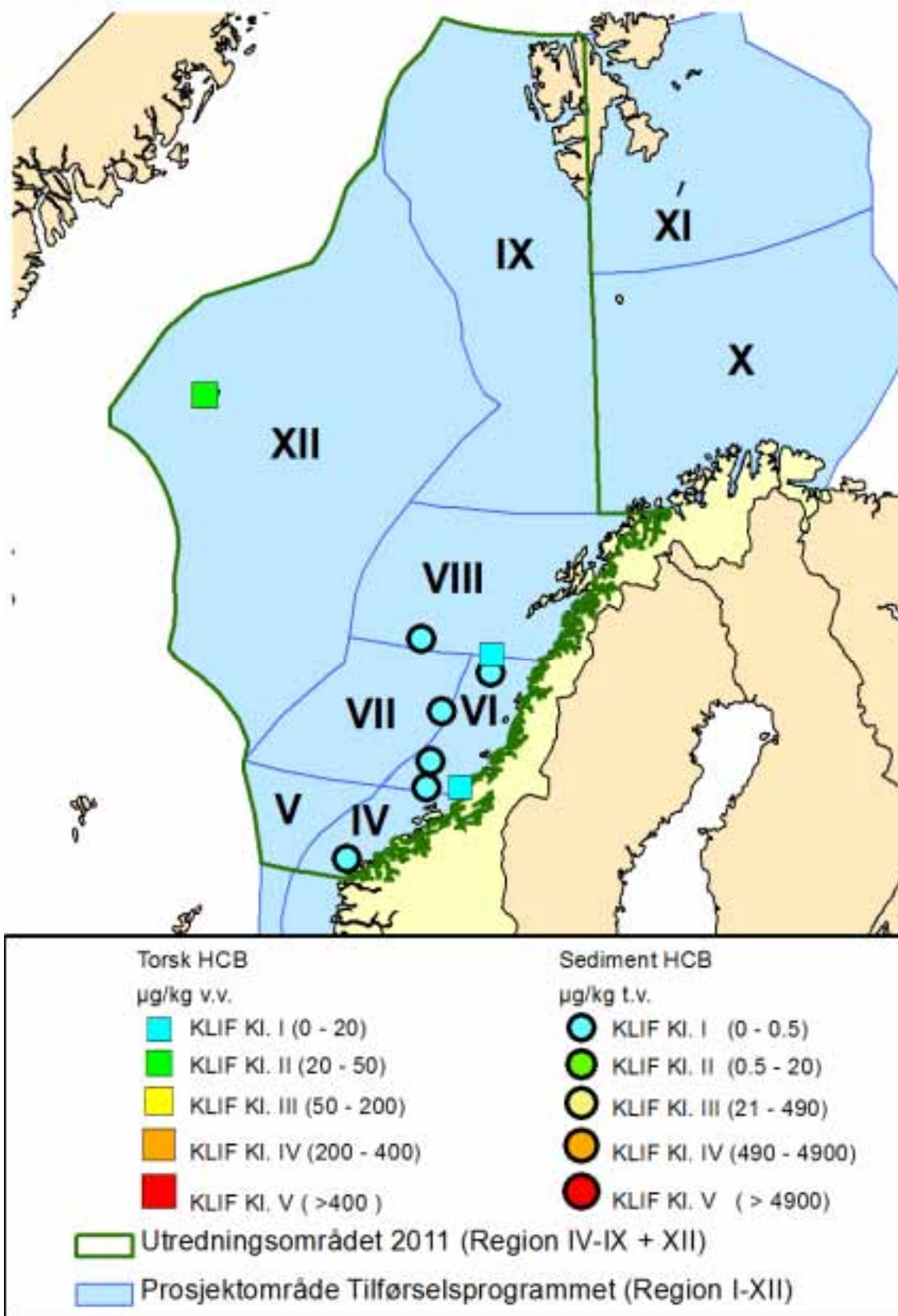
Figur 54. Gjennomsnittskonsentrasjoner av arsen i overflatesediment ($\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt) og i torskelever (mg/kg våtvekt) i 2011. Merk at torsken på stasjon 29 er tatt fra 12 forskjellige posisjoner innenfor området avgrenset av koordinatene 62,53-69,16N og 3,71-14,49Ø. Markøren indikerer senter på dette området.



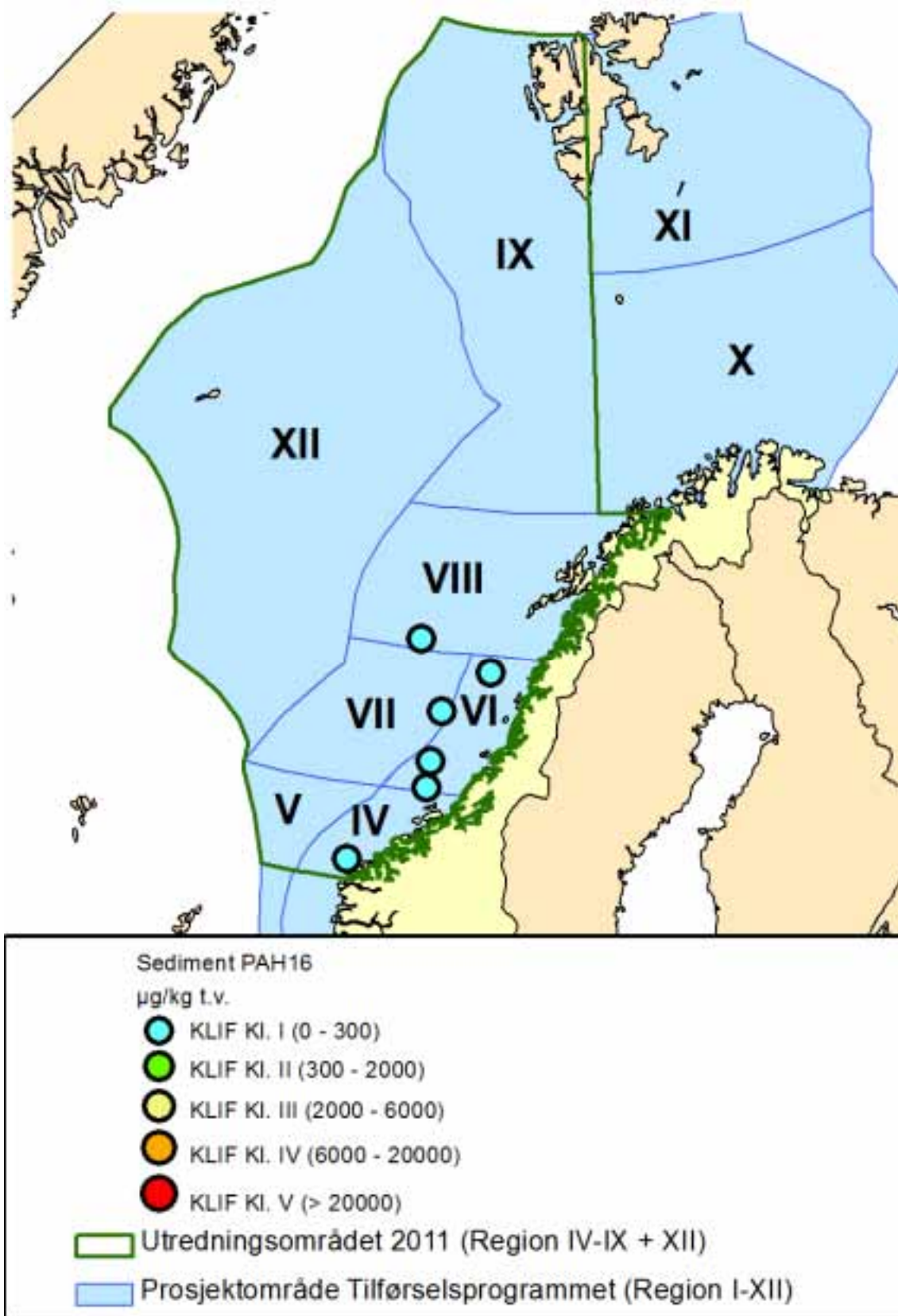
Figur 55. Gjennomsnittskonsentrasjoner av PCB i overflatesediment (µg/kg tørrvekt) og i torskelever (µg/kg våtvekt) i 2011. Merk at torsken på stasjon 29 er tatt fra 12 forskjellige posisjoner innenfor området avgrenset av koordinatene 62,53-69,16N og 3,71-14,49Ø. Markøren indikerer senter på dette området.



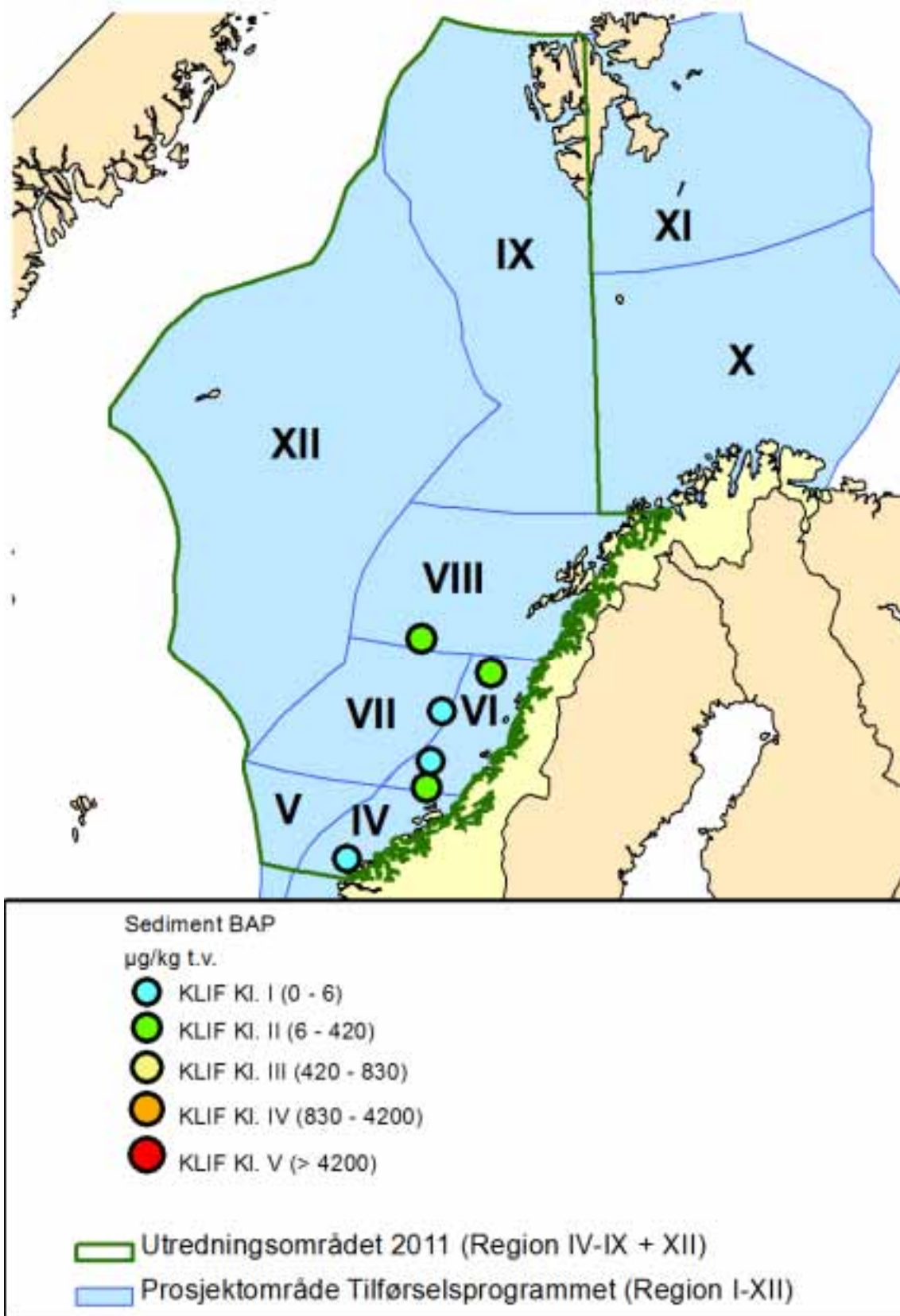
Figur 56. Gjennomsnittskonsentrasjoner av sum DDT i overflatesediment (µg/kg tørrvekt) og i torskelever (µg/kg våtvekt) i 2011.



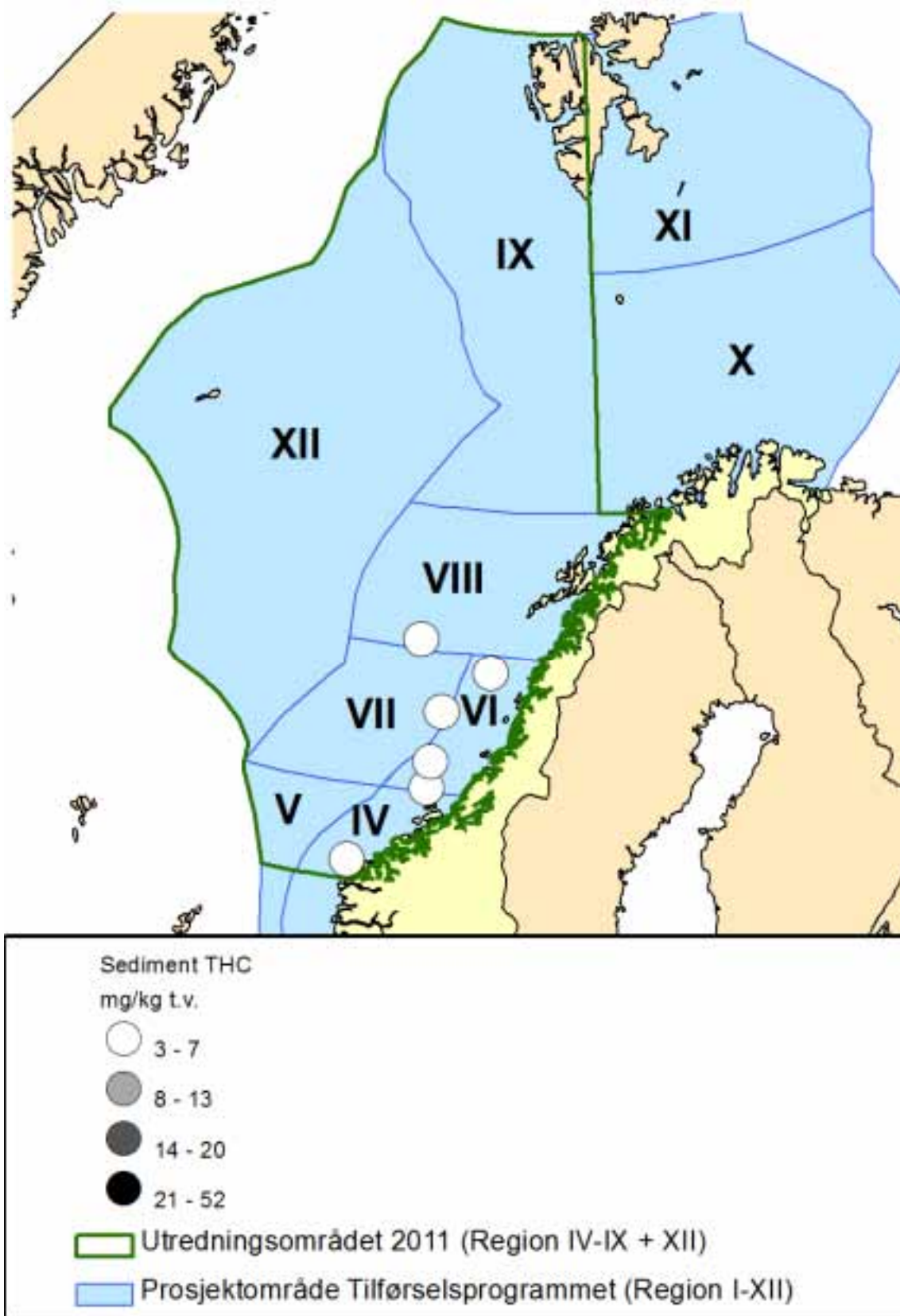
Figur 57. Gjennomsnittskonsentrasjoner av HCB i overflatesediment (µg/kg tørrvekt) og i torskelever (µg/kg våtvekt) i 2011. Merk at torsken på stasjon 29 er tatt fra 12 forskjellige posisjoner innenfor området avgrenset av koordinatene 62,53-69,16N og 3,71-14,49Ø. Markøren indikerer senter på dette området.



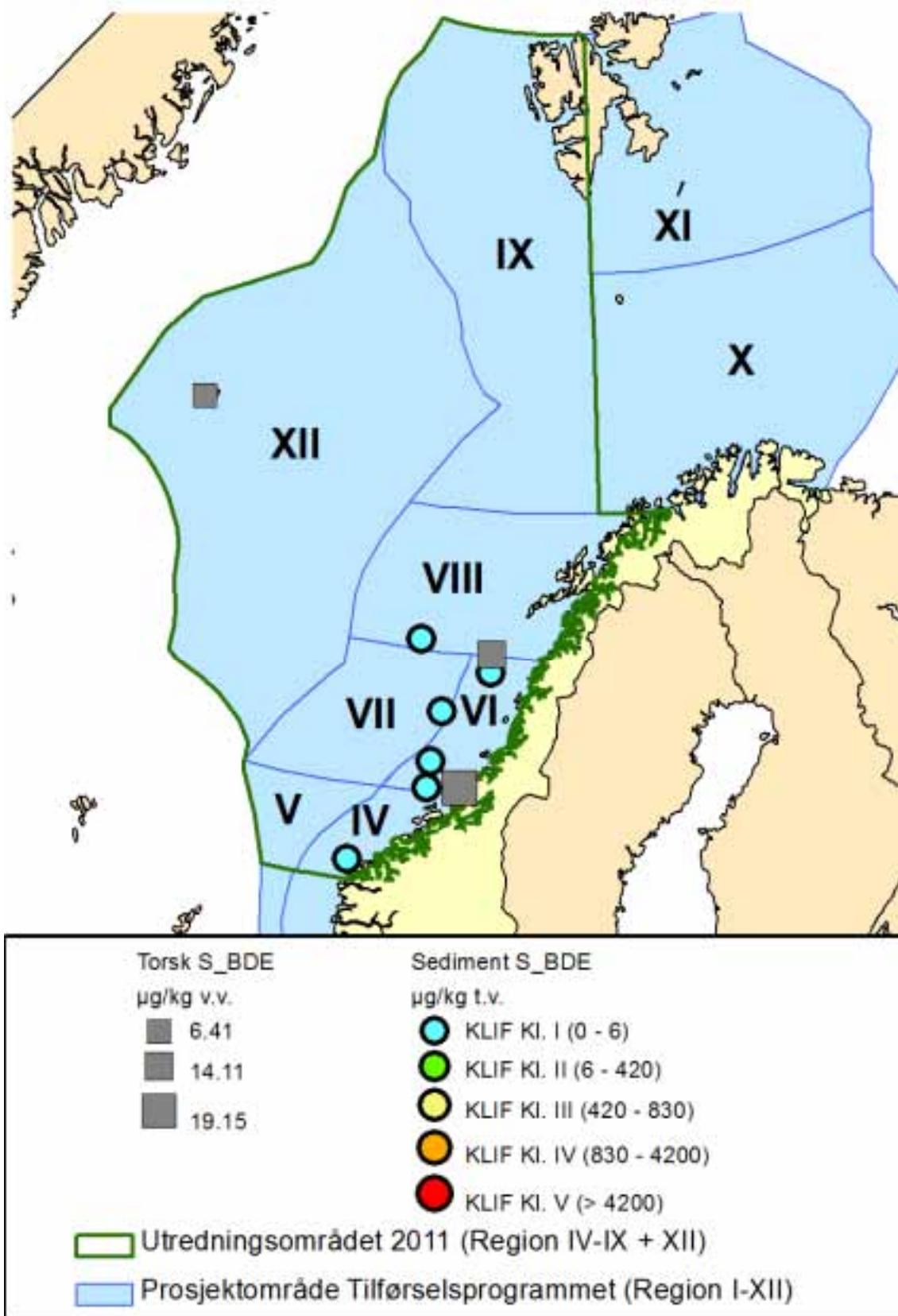
Figur 58. Gjennomsnittskonsentrasjoner av sum av 16 PAH (PAH16) i overflatesediment (µg/kg tørrvekt) i 2011. Merk at torsken på stasjon 29 er tatt fra 12 forskjellige posisjoner innenfor området avgrenset av koordinatene 62,53-69,16N og 3,71-14,49Ø. Markøren indikerer senter på dette området.



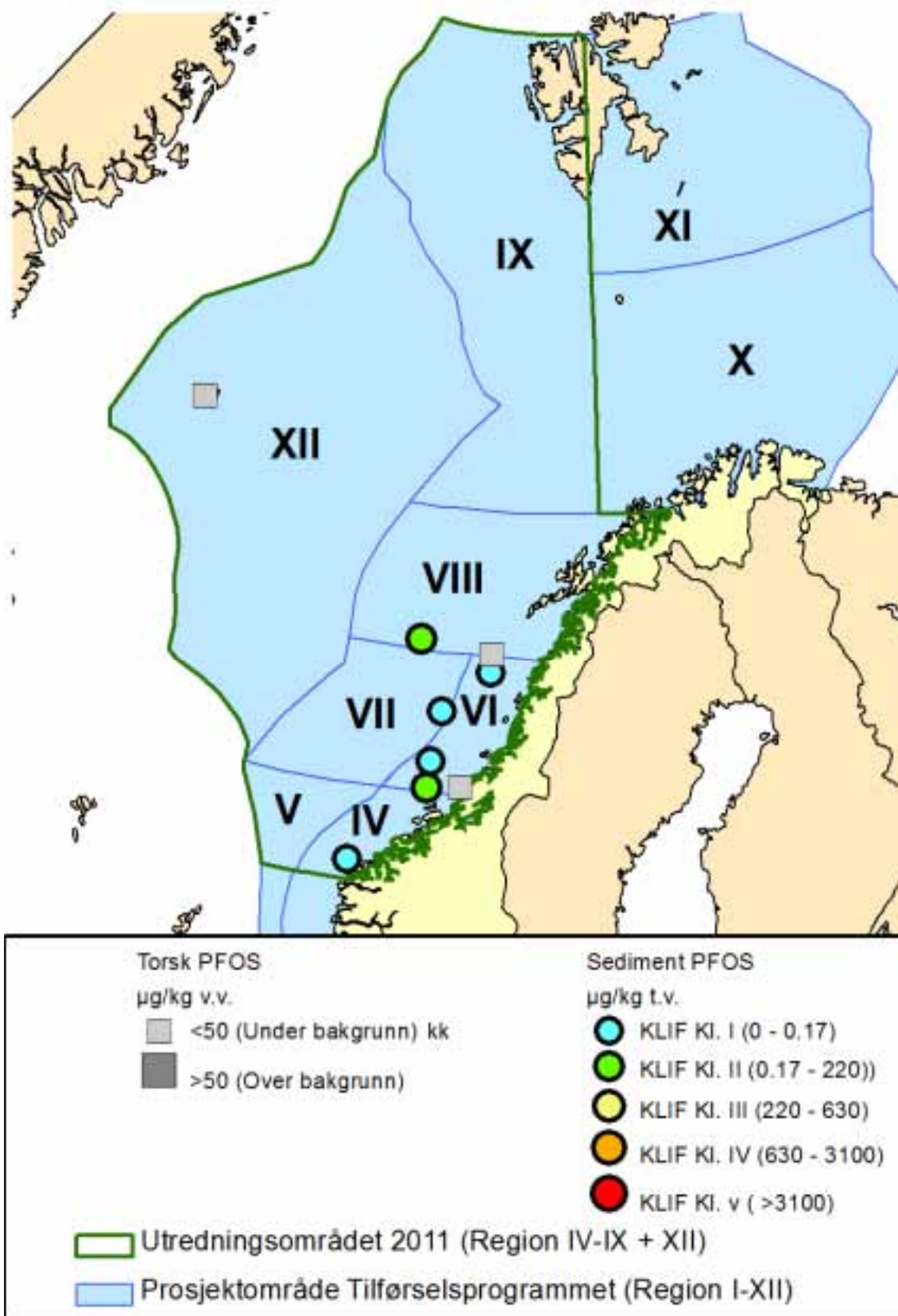
Figur 59. Gjennomsnittskonsentrasjoner av Benzo[a]pyrene (BAP) i overflatesediment ($\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt) i 2011.



Figur 60. Gjennomsnittskonsentrasjoner av THC i overflatesediment (mg/kg tørrvekt) i 2011. Det er ingen klassifisering for THC.



Figur 61. Gjennomsnittskonsentrasjoner av PBDE (her ved BDE17) i overflatesediment (µg/kg tørrvekt) og i torskelever (µg/kg våtvekt) i 2011.



Figur 62. Gjennomsnittskonsentrasjoner av PFOS i overflatesediment ($\mu\text{g/kg}$ tørrvekt) og i torskelever ($\mu\text{g/kg}$ våtvekt) i 2011. NB: halvparten av deteksjonsgrense brukt. For sediment ble PFOS bare detektert på st.18, st. 23 og st. 24.

Vedlegg E Tilførsler fordelt på kilde og region - tabeller

Regionene IV, V, VI, VII, VIII, IX og XII i fokus

| |
|---|
| |
| 0 |
| |

Oppdatert modellberegning i forhold til undersøkelsen av Barentshav og Lofotenområdet i 2009 (Green *et al.* 2010a) og undersøkelsen i Nordsjøen 2010 (Green *et al.* 2011a)
null tilførsler rapportert
<blank celle> ukjent

| Region | Beskrivelse | 1000km ² |
|--------|--|---------------------|
| I | Skagerrak | 18.858 |
| II | Kyststrøm, Nordsjøen (sør for 62° N) | 69.01 |
| III | Nordsjøen (sør for 62° N) utenfor kyststrømmen | 70.96 |
| IV | Kyststrøm, Norskehavet (62- 64°N) | 40.94 |
| V | Norskehavet (62- 64°N) utenfor kyststrømmen | 41.89 |
| VI | Kyststrøm, Norskehavet (64-67 °N) | 56.99 |
| VII | Norskehavet (64-67 °N) utenfor kyststrømmen | 106.37 |
| VIII | Norskehavet (67-70 °N) | 172.49 |
| IX | Norskehavet (70-80 °N) | 391.02 |
| X | Barentshavet (70-75 °N) øst for 17 °Ø | 360.68 |
| XI | Barentshavet (75-80 °N) øst for 17 °Ø | 283.51 |
| XII | Norskehavet vest (vest for område VII og grense for forvaltningsplan Barentshavet) | 623.55 |

Tilførsler fra kvikksølv fordelt på kilde og region.

| Region | Kilde 1 | | Kilde 5 | Kilde 7/8 | Kilde 6 | Kilde 2/4 | Kilde 3 | | pr. 1000 km ² | pr. 1000 km ² |
|--------|---------------|-------------------|------------------|---------------|---------------|----------------------|-----------------|-----------------|----------------------------|----------------------------------|
| | Land kg/år | Offshore kg/år | Havbunn kg/år | Skip kg/år | Luft kg/år | Havstrømmer kg/år | Totalt kg/år | Totalt kg/år | Totalt Kilde 3 kg/år | Totalt u/ Kilde 3 kg/år |
| I | 90 | | | | 500 | 10047 | 10637 | 564.1 | 31.3 | |
| II | 46 | 1.52 | 14 | | 1200 | 54 | 1316 | 19.1 | 18.3 | |
| III | 0 | 7.56 | 32 | | 1200 | 12012 | 13252 | 186.7 | 17.5 | |
| IV | 21 | 0.57 | | | 500 | 139000 | 139522 | 3408.0 | 12.7 | |
| V | 0 | | | | 500 | 879000 | 879500 | 20995.5 | 11.9 | |
| VI | 19 | 0.19 | | | 500 | 70000 | 70519 | 1237.4 | 9.1 | |
| VII | 0 | 1.58 | 131 | | 900 | 932000 | 933033 | 8771.6 | 9.7 | |
| VIII | 21 | | | | 1100 | 392000 | 393121 | 2279.1 | 6.5 | |
| IX | 0 | | | | 1600 | 1198000 | 1199600 | 3067.9 | 4.1 | |
| X | 22 | | | | 2300 | | 2322 | 6.4 | 6.4 | |
| XI | 0 | | | | 700 | | 700 | 2.5 | 2.5 | |
| XII | 0 | | | | 3000 | 802000 | 805000 | 1291.0 | 4.8 | |

Tilførsler fra bly fordelt på kilde og region.

| Region | Kilde 1 | | Kilde 5 | Kilde 7/8 | Kilde 6 | Kilde 2/4 | Kilde 3 | | pr. 1000 km ² |
|--------|---------------|-------------------|------------------|---------------|---------------|----------------------|-----------------|-----------------|--------------------------|
| | Land kg/år | Offshore kg/år | Havbunn kg/år | Skip kg/år | Luft kg/år | Havstrømmer kg/år | Totalt kg/år | Totalt kg/år | |
| I | 4880 | | | | 19200 | | 24080 | 1276.9 | |
| II | 1940 | 392.02 | 25554 | | 42400 | | 70286 | 1018.5 | |
| III | 0 | 376.91 | 9949 | | 53600 | | 63926 | 900.9 | |
| IV | 1613 | 28.46 | | | 23700 | | 25341 | 619.0 | |
| V | 0 | | | | 5700 | | 5700 | 136.1 | |
| VI | 858 | 29.05 | | | 13300 | | 14187 | 248.9 | |
| VII | 0 | 368.5 | 52459 | | 12700 | | 65528 | 616.0 | |
| VIII | 2895 | | | | 47100 | | 49995 | 289.8 | |
| IX | 0 | | | | 46900 | | 46900 | 119.9 | |
| X | 1350 | | | | 67400 | | 68750 | 190.6 | |
| XI | 0 | | | | 33200 | | 33200 | 117.1 | |
| XII | 0 | | | | 79500 | | 79500 | 127.5 | |

Tilførsler fra kadmium fordelt på kilde og region.

| Region | Kilde 1 | Kilde 5 | Kilde 7/8 | Kilde 6 | Kilde 2/4 | Kilde 3 | Totalt | pr. 1000 |
|--------|---------|----------|-----------|---------|-----------|-------------|--------|----------|
| | Land | Offshore | Havbunn | Skip | Luft | Havstrømmer | | Totalt |
| | kg/år | kg/år | kg/år | kg/år | kg/år | kg/år | kg/år | kg/år |
| I | 1497 | | | | 900 | | 2397 | 127.1 |
| II | 267 | 6.19 | 311 | | 1800 | | 2384 | 34.5 |
| III | 0 | 16.89 | 190 | | 2200 | | 2407 | 33.9 |
| IV | 166 | 0.52 | | | 1400 | | 1567 | 38.3 |
| V | 0 | | | | 700 | | 700 | 16.7 |
| VI | 92 | 0.63 | | | 1500 | | 1593 | 27.9 |
| VII | 0 | 4.39 | 690 | | 1500 | | 2194 | 20.6 |
| VIII | 141 | | | | 4900 | | 5041 | 29.2 |
| IX | 0 | | | | 4300 | | 4300 | 11.0 |
| X | 267 | | | | 7500 | | 7767 | 21.5 |
| XI | 0 | | | | 3400 | | 3400 | 12.0 |
| XII | 0 | | | | 4000 | | 4000 | 6.4 |

Tilførsler fra krom fordelt på kilde og region.

| Region | Kilde 1 | Kilde 5 | Kilde 7/8 | Kilde 6 | Kilde 2/4 | Kilde 3 | Totalt | pr. 1000 |
|--------|---------|----------|-----------|---------|-----------|-------------|--------|----------|
| | Land | Offshore | Havbunn | Skip | Luft | Havstrømmer | | Totalt |
| | kg/år | kg/år | kg/år | kg/år | kg/år | kg/år | Kg/år | kg/år |
| I | 29893 | | | | 4200 | | 34093 | 1807.9 |
| II | 6375 | 142.84 | 35219 | | 10000 | | 51737 | 749.7 |
| III | 0 | 231.33 | 14687 | | 11500 | | 26418 | 372.3 |
| IV | 6048 | 37.1 | | | 6700 | | 12785 | 312.3 |
| V | 0 | | | | 7300 | | 7300 | 174.3 |
| VI | 31185 | 24.39 | | | 8100 | | 39309 | 689.8 |
| VII | 0 | 185.98 | 68594 | | 15100 | | 83880 | 788.6 |
| VIII | 12298 | | | | 28200 | | 40498 | 234.8 |
| IX | 0 | | | | 27500 | | 27500 | 70.3 |
| X | 6663 | | | | 40000 | | 46663 | 129.4 |
| XI | 0 | | | | 20000 | | 20000 | 70.5 |
| XII | 0 | | | | 42600 | | 42600 | 68.3 |

Tilførsler fra arsen fordelt på kilde og region.

| Region | Kilde 1 | | Kilde 5 | Kilde 7/8 | Kilde 6 | Kilde 2/4 | Kilde 3 | pr. 1000 km ² | |
|--------|---------|----------|----------|-----------|---------|-----------|-------------|--------------------------|--------|
| | Land | Offshore | Offshore | Havbunn | Skip | Luft | Havstrømmer | Totalt | Totalt |
| | kg/år | kg/år | kg/år | kg/år | kg/år | kg/år | kg/år | kg/år | kg/år |
| I | 14549 | | | | | 4100 | | 18649 | 988.9 |
| II | 3323 | 98.71 | | 548162 | | 11400 | | 562984 | 8158.0 |
| III | 0 | 792.3 | | 140721 | | 12900 | | 154413 | 2176.1 |
| IV | 2052 | 4.1 | | | | 6000 | | 8056 | 196.8 |
| V | 0 | | | | | 6600 | | 6600 | 157.6 |
| VI | 1474 | 11.56 | | | | 4800 | | 6286 | 110.3 |
| VII | 0 | 80.07 | | | | 8900 | | 8980 | 84.4 |
| VIII | 1027 | | | | | 8000 | | 9027 | 52.3 |
| IX | 0 | | | | | 13300 | | 13300 | 34.0 |
| X | 3687 | | | | | 21200 | | 24887 | 69.0 |
| XI | 0 | | | | | 9900 | | 9900 | 34.9 |
| XII | 0 | | | | | 18400 | | 18400 | 29.5 |

Tilførsler av total-PCB, dvs. sum av kongenerene 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180, for kildene 1, 2 og 4-8 og PCB-153 for kilde 3 (havstrømmer).

| Region | Kilde 1 | | Kilde 5 | Kilde 7/8 | Kilde 6 | | Kilde 2/4 | Kilde 3 | | pr. 1000 km ² | |
|--------|---------|----------|----------|-----------|---------|-------|---------------------|---------|--------|--------------------------|------------|
| | Land | Offshore | Offshore | Havbunn | Skip | Luft | Havstrømmer | Totalt | Totalt | Totalt | u/ Kilde 3 |
| | kg/år | kg/år | kg/år | kg/år | kg/år | kg/år | kg/år ¹⁾ | kg/år | kg/år | kg/år | kg/år |
| I | 110 | | | | | 23 | | 133 | 7.1 | 7.1 | |
| II | 13 | | | | | 109 | | 122 | 1.8 | 1.8 | |
| III | 0 | | | 15 | | 109 | | 124 | 1.7 | 1.7 | |
| IV | 7 | | | | | 37 | 111 | 155 | 3.8 | 1.1 | |
| V | 0 | | | | | 66 | 200 | 266 | 6.4 | 1.6 | |
| VI | 11 | | | | | 59 | 68 | 138 | 2.4 | 1.2 | |
| VII | 0 | | | | | 196 | 233 | 429 | 4.0 | 1.8 | |
| VIII | 3 | | | | | 188 | 176 | 367 | 2.1 | 1.1 | |
| IX | 0 | | | | | 239 | 315 | 554 | 1.4 | 0.6 | |
| X | 6 | | | | | 452 | | 458 | 1.3 | 1.3 | |
| XI | 0 | | | | | 283 | | 283 | 1.0 | 1.0 | |
| XII | 0 | | | | | 786 | 146 | 932 | 1.5 | 1.3 | |

1) NB: tilførsler fra havstrøm ikke kan sidestilles med de øvrige data ettersom det representerer en omfordeling av de samlede tilførsler fra de øvrige kilder. Merk også at tilførsler fra havstrøm kan varierer mye fra år til år og at beregninger for Regionene I, II og III er basert på 2005, mens beregninger for Regionene IV-IX og XII er basert på 2008 data og dermed kan ikke resultatene for de to regions gruppene direkte sammenlignes.

Tilførsler av total-PAH for kildene 1, 2 og 4-8, og for PAH forbindelsen benzo[a]pyren (B[a]P) for kilde 3.

| Region | Kilde 1 | Kilde 5 | Kilde 7/8 | Kilde 6 | Kilde 2/4 | Kilde 3 | Totalt kg/år | pr. 1000 km ² Totalt kg/år | pr. 1000 km ² Totalt u/ Kilde 3 kg/år |
|--------|------------|----------------|---------------|------------|------------|---------------------------------|--------------|---------------------------------------|--|
| | Land kg/år | Offshore kg/år | Havbunn kg/år | Skip kg/år | Luft kg/år | Havstrømmer kg/år ¹⁾ | | | |
| I | 7.1 | | | | 22000 | | 22007 | 1167.0 | 1167.0 |
| II | 0.8 | 25456 | 1052 | | 101000 | | 127509 | 1847.7 | 1847.7 |
| III | 0 | 118805 | 138054 | | 101000 | | 357859 | 5043.1 | 5043.1 |
| IV | 71 | | | | 35000 | 1202 | 36273 | 886.0 | 856.6 |
| V | 0 | | | | 62000 | 3211 | 65211 | 1556.7 | 1480.1 |
| VI | 36 | 5245 | | | 35000 | 543 | 40824 | 716.3 | 706.8 |
| VII | 0 | 20252 | 743 | | 114000 | 3250 | 138246 | 1299.7 | 1269.1 |
| VIII | 0.01 | | | | 110000 | 1737 | 111737 | 647.8 | 637.7 |
| IX | 0 | | | | 147000 | 969 | 147969 | 378.4 | 375.9 |
| X | 0.01 | | | | 113000 | | 113000 | 313.3 | 313.3 |
| XI | 0 | | | | 71000 | | 71000 | 250.4 | 250.4 |
| XII | 0 | | | | 197000 | 1779 | 198779 | 318.8 | 315.9 |

- 2) NB: tilførsler fra havstrøm ikke kan sidestilles med de øvrige data ettersom det representerer en omfordeling av de samlede tilførsler fra de øvrige kilder. Merk også at tilførsler fra havstrøm kan varieres mye fra år til år og at beregninger for Regionene I, II og III er basert på 2005, mens beregninger for Regionene IV-IX og XII er basert på 2008 data og dermed kan ikke resultatene for de to regions gruppene direkte sammenlignes.

Tilførsler fra olje (THC) fordelt på kilde og region..

| Region | Kilde 1 | Kilde 5 ¹⁾ | Kilde 7/8 | Kilde 6 | Kilde 2/4 | Kilde 3 | Totalt t/år | pr. 1000 km ² Totalt t/år |
|--------|-----------|-----------------------|--------------|---------------------|-----------|------------------|-------------|--------------------------------------|
| | Land t/år | Offshore t/år | Havbunn t/år | Skip t/år | Luft t/år | Havstrømmer t/år | | |
| I | 7.5 | | | 0.170 ²⁾ | | | 8 | 0.4 |
| II | 3.5 | 224 | | 0.577 ²⁾ | | | 228 | 3.3 |
| III | 0 | 1113 | | 0.123 ²⁾ | | | 1113 | 15.7 |
| IV | 93.5 | 0.2 | | 0.75 ³⁾ | | | 94 | 2.3 |
| V | 0 | | | | | | 0 | 0.0 |
| VI | 38 | 115 | | 429 ³⁾ | | | 582 | 10.2 |
| VII | 0 | 110 | | 410.3 ³⁾ | | | 520 | 4.9 |
| VIII | | | | 232 | | | 232 | 1.3 |
| IX | | | | | | | 0 | 0.0 |
| X | | | | 260 | | | 260 | 0.7 |
| XI | | | | 0 | | | 0 | 0.0 |
| XII | | | | | | | 0 | 0.0 |

- 1) "Olje til sjø", (dvs.drenasjevann, jetting (olje på sand) og produsert vann) for 2009 Region I og II, kilde: Oljeindustri Landsforening – OLF. <http://www.olf.no/Publikasjoner/Miljorapporter/Miljorapport-2010/Feltspesifikke-utslippsrapporter-2010/>
- 2) Oljeutslipp fra skip i Region I-III i Nordsjøen er tall på utslipp fra lensevann gitt i Mjelde og Hustad 2008. Nordsjøen er definert som et "special area" hvor det ikke er lov å slippe ut oljeholdig vaskevann. Oljeutslipp via vaskevann, beregnet ut i fra maksimale tillatte utslippsmengder (som gjort for Norskehavet), kan derfor ikke inkluderes.
- 3) Mengden av oljetilførsler fra skip er gitt for hele Norskehavet (840 t/år) og er beregnet ut fra maksimalt tillat utslipp i tankvaskevann ved lasting av olje fra petroleumsinstallasjoner.

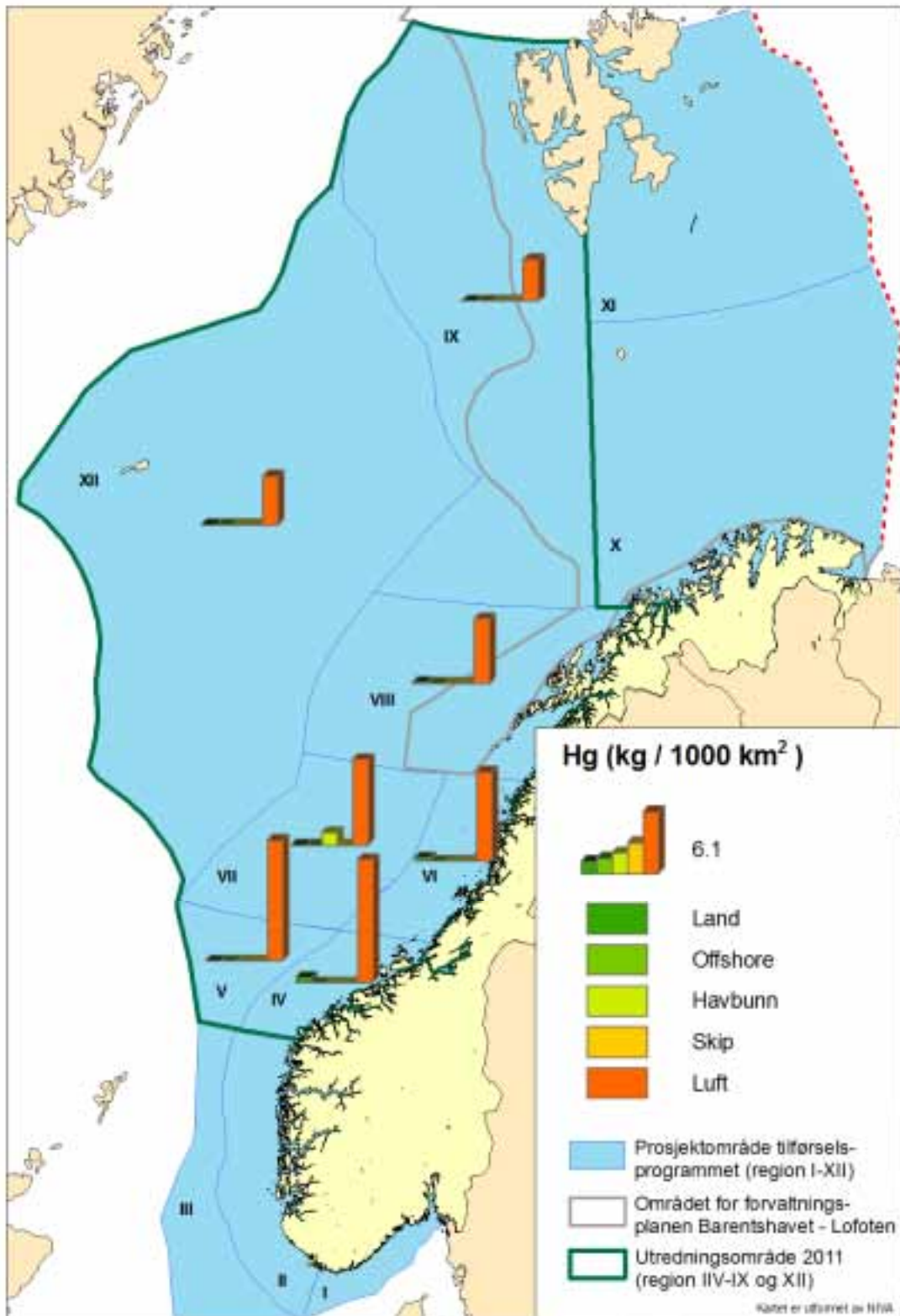
Tilførsler fra strontium-90 (^{90}Sr) fordelt på kilde og region.

| Region | | | | | Pr. 1000 km ² | |
|--------|----------------------------|-------------------|-----------------|-----------------|--------------------------|--|
| | Atmosfærisk nedfall TBq | Sellafield TBq | La Hauge TBq | Kattegat TBq | Totalt TBq | |
| I | 5.39 | 10.39 | 0.94 | 28.03 | 44.75 | |
| II | 61.73 | 57.89 | 13.19 | 244.60 | 377.41 | |
| III | 4.77 | 1.32 | 0.22 | 0.02 | 6.34 | |
| IV | 13.04 | 60.31 | 3.06 | 20.17 | 96.58 | |
| V | 24.32 | 40.81 | 3.28 | 0.02 | 68.43 | |
| VI | 83.30 | 33.98 | 1.82 | 0.83 | 119.93 | |
| VII | 15.10 | 9.01 | 0.64 | 0.11 | 24.86 | |
| VIII | 16.08 | 10.98 | 0.74 | 0.16 | 27.95 | |
| IX | 4.73 | 10.01 | 0.75 | 0.07 | 15.56 | |
| X | 11.13 | 18.58 | 1.24 | 0.30 | 48.00 | |
| XI | 1.98 | 3.21 | 0.47 | 0.02 | 1.30 | |
| XII | 14.38 | 16.96 | 2.64 | 0.12 | 34.10 | |

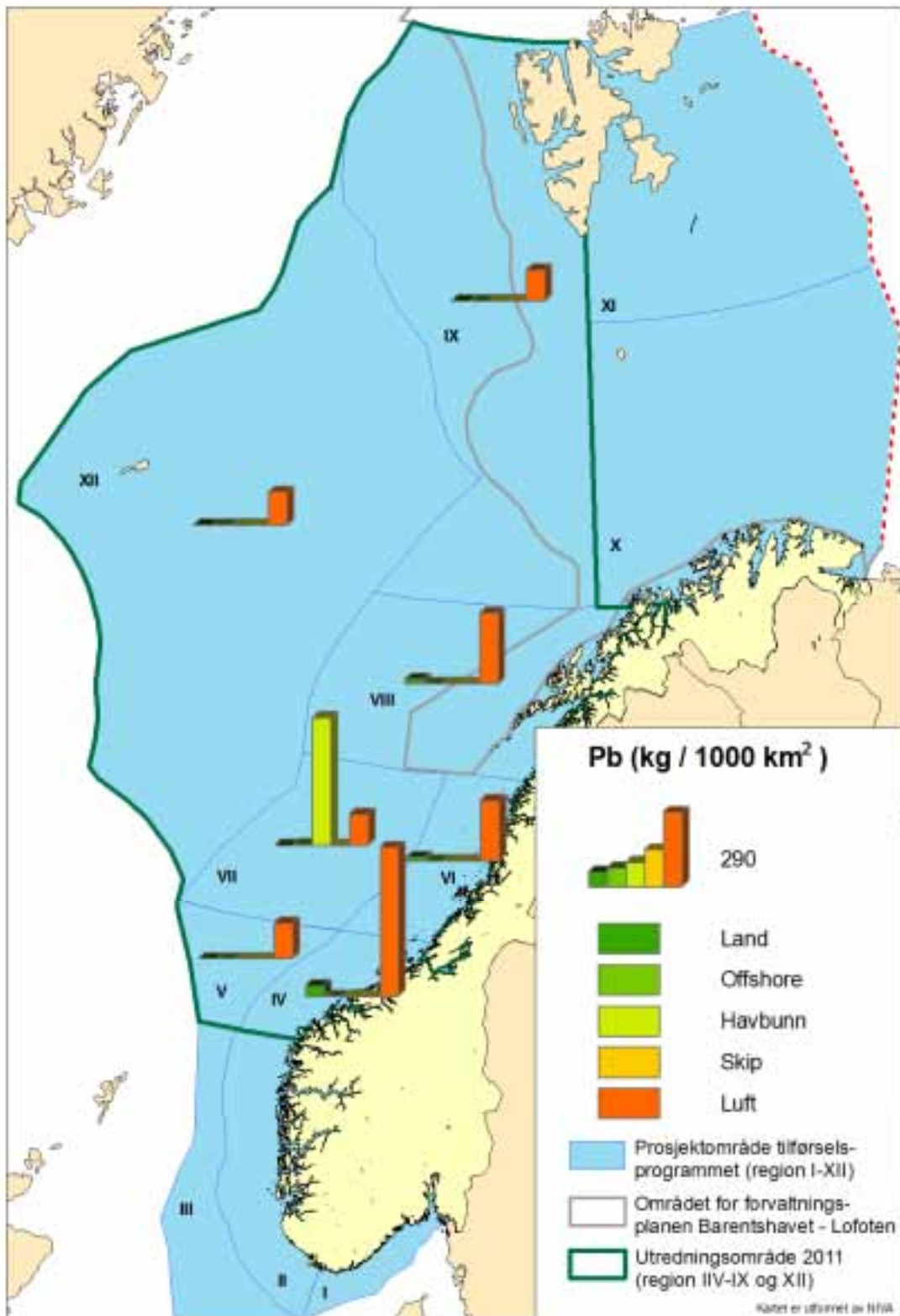
Tilførsler fra plutonium-239+240 ($^{239+240}\text{Pu}$) fordelt på kilde og region.

| Region | | | | | pr. 1000 km ² | |
|--------|----------------------------|-------------------|-----------------|-----------------|--------------------------|--|
| | Atmosfærisk nedfall GBq | Sellafield GBq | La Hauge GBq | Kattegat GBq | Totalt GBq | |
| I | 166.10 | 47.59 | 1.22 | | 214.9 | |
| II | 428.40 | 203.70 | 1.42 | | 633.5 | |
| III | 163.10 | 54.80 | 0.09 | | 218.0 | |
| IV | 523.50 | 223.00 | 0.50 | | 747.0 | |
| V | 722.70 | 54.89 | 0.30 | | 777.9 | |
| VI | 979.20 | 224.50 | 0.75 | | 1204.4 | |
| VII | 462.10 | 26.83 | 0.19 | | 489.1 | |
| VIII | 481.20 | 27.89 | 0.20 | | 509.3 | |
| IX | 175.00 | 11.20 | 0.11 | | 186.3 | |
| X | 314.70 | 39.10 | 0.25 | | 200.0 | |
| XI | 43.25 | 2.53 | 0.07 | | 30.0 | |
| XII | 403.70 | 34.85 | 0.30 | | 478.7 | |

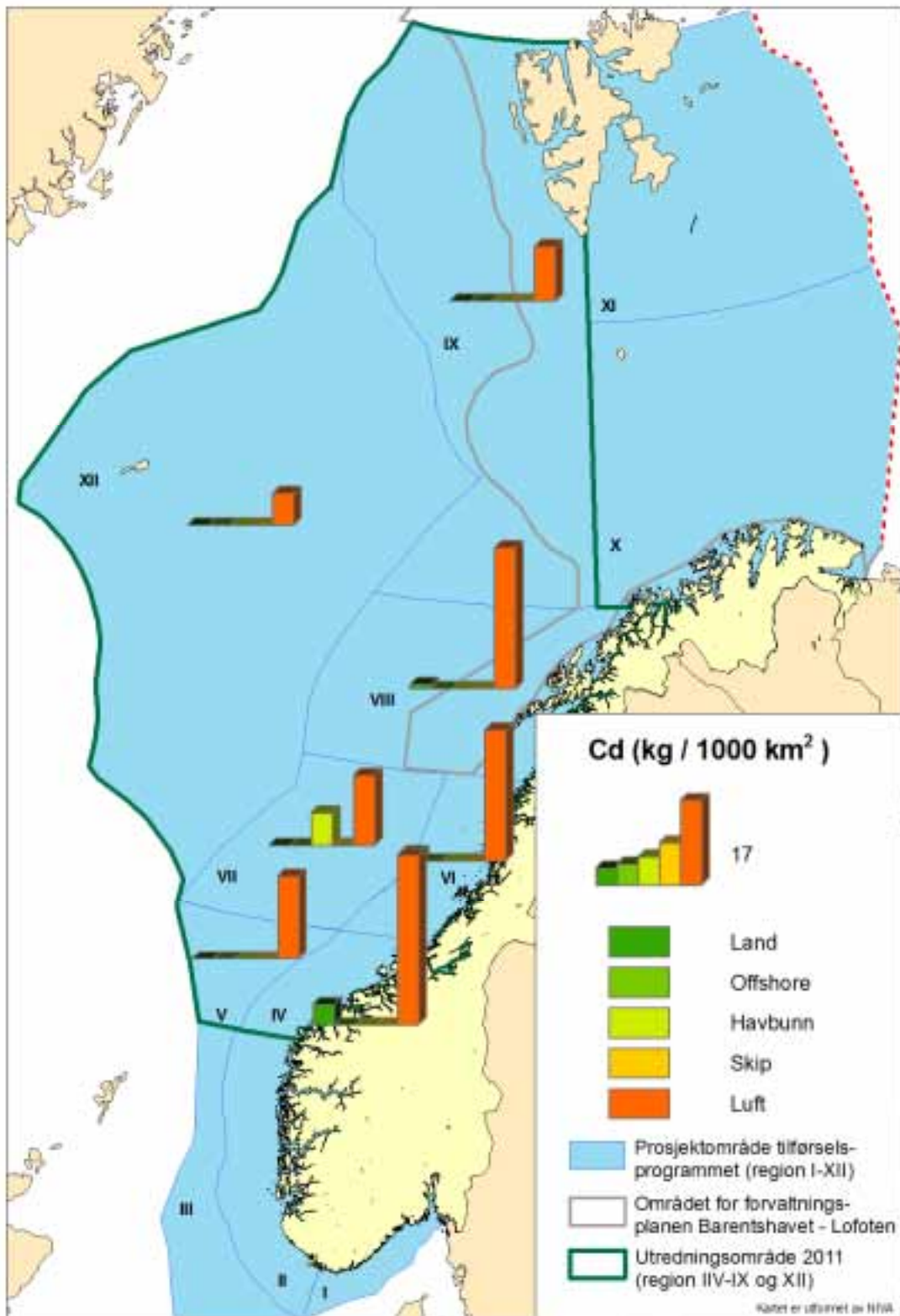
Vedlegg F Tilførsler fordelt på kilde og region – kart



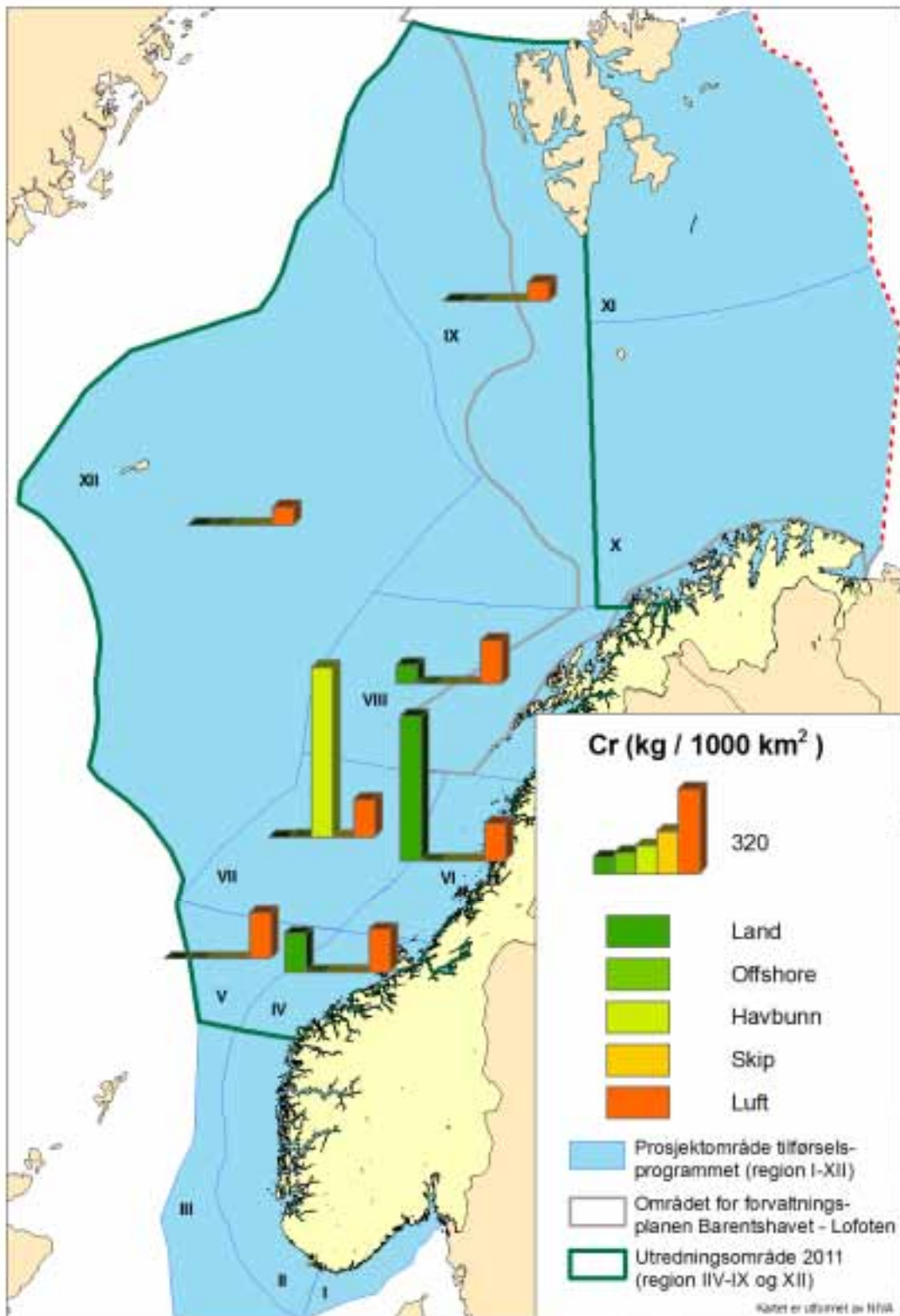
Figur 63. Tilførsler av kvikksølv (Hg) regnet pr. 1000 km² havoverflate pr. år. NB: tilførsler fra havstrøm ikke kan sidestilles med de øvrige data ettersom det representerer en omfordeling av de samlede tilførsler fra de øvrige kilder og dermed er ikke fremstilt.



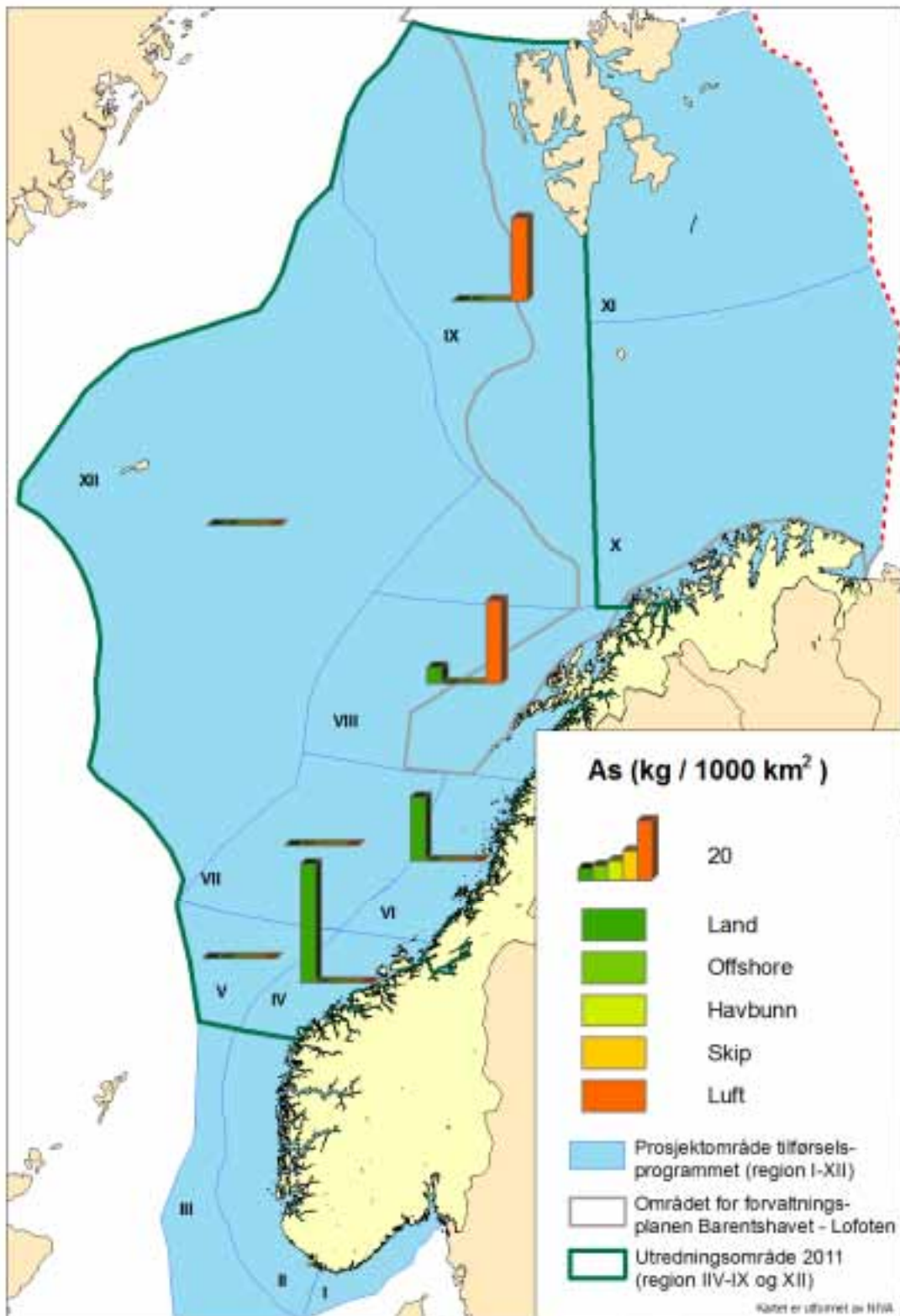
Figur 64. Tilførsler av bly (Pb) regnet pr. 1000 km² havoverflate pr. år. Dette stoffet er ikke modellert for havstrømmer.



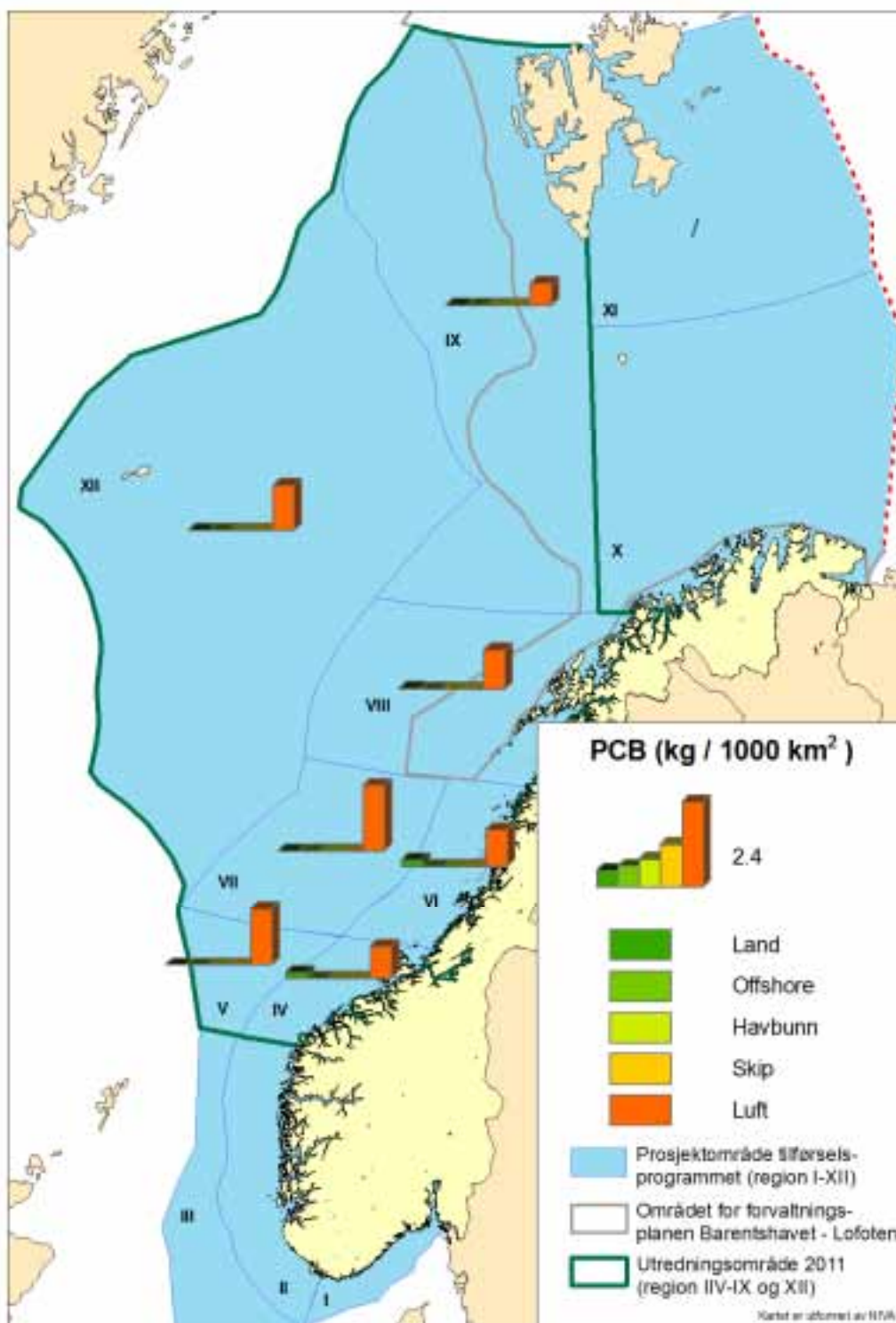
Figur 65. Tilførsel av kadmium (Cd) regnet pr. 1000 km² havoverflate pr. år. Dette stoffet er ikke modellert for havstrømmer.



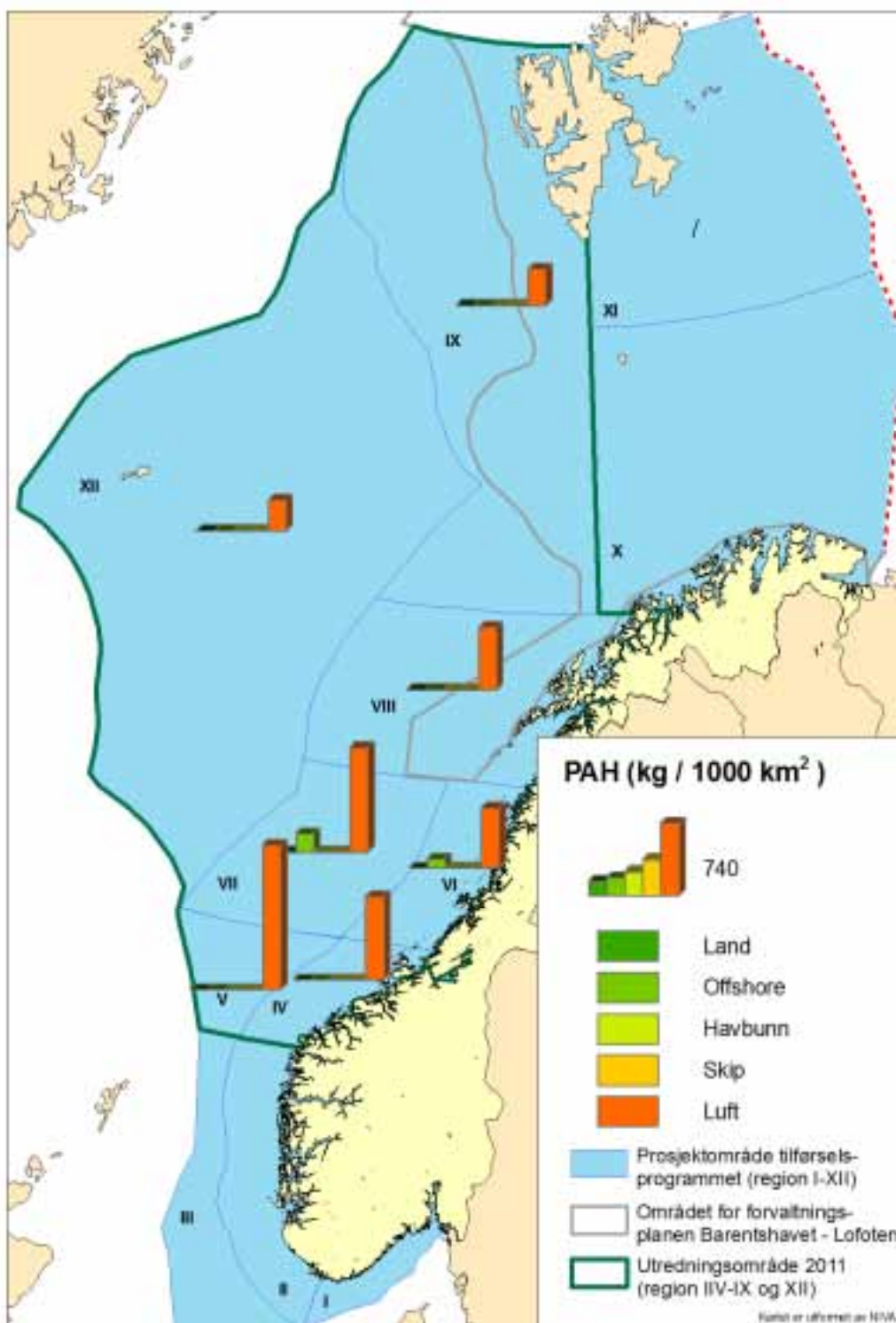
Figur 66. Tilførsel av krom (Cr) regnet pr. 1000 km² havoverflate pr. år. Dette stoffet er ikke modellert for havstrømmer.



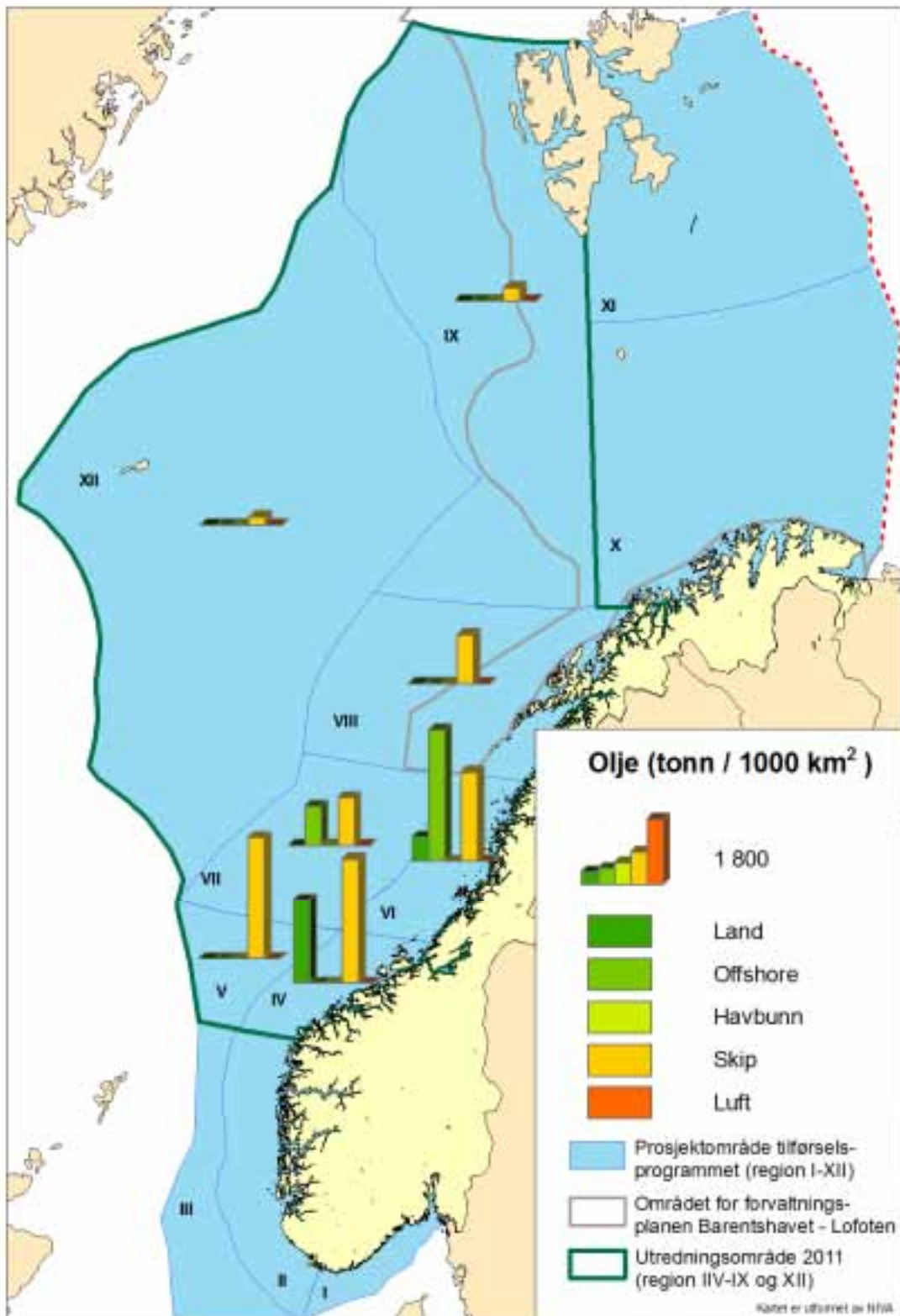
Figur 67. Tilførsel av arsen (As) regnet pr. 1000 km² havoverflate pr. år. Dette stoffet er ikke modellert for havstrømmer.



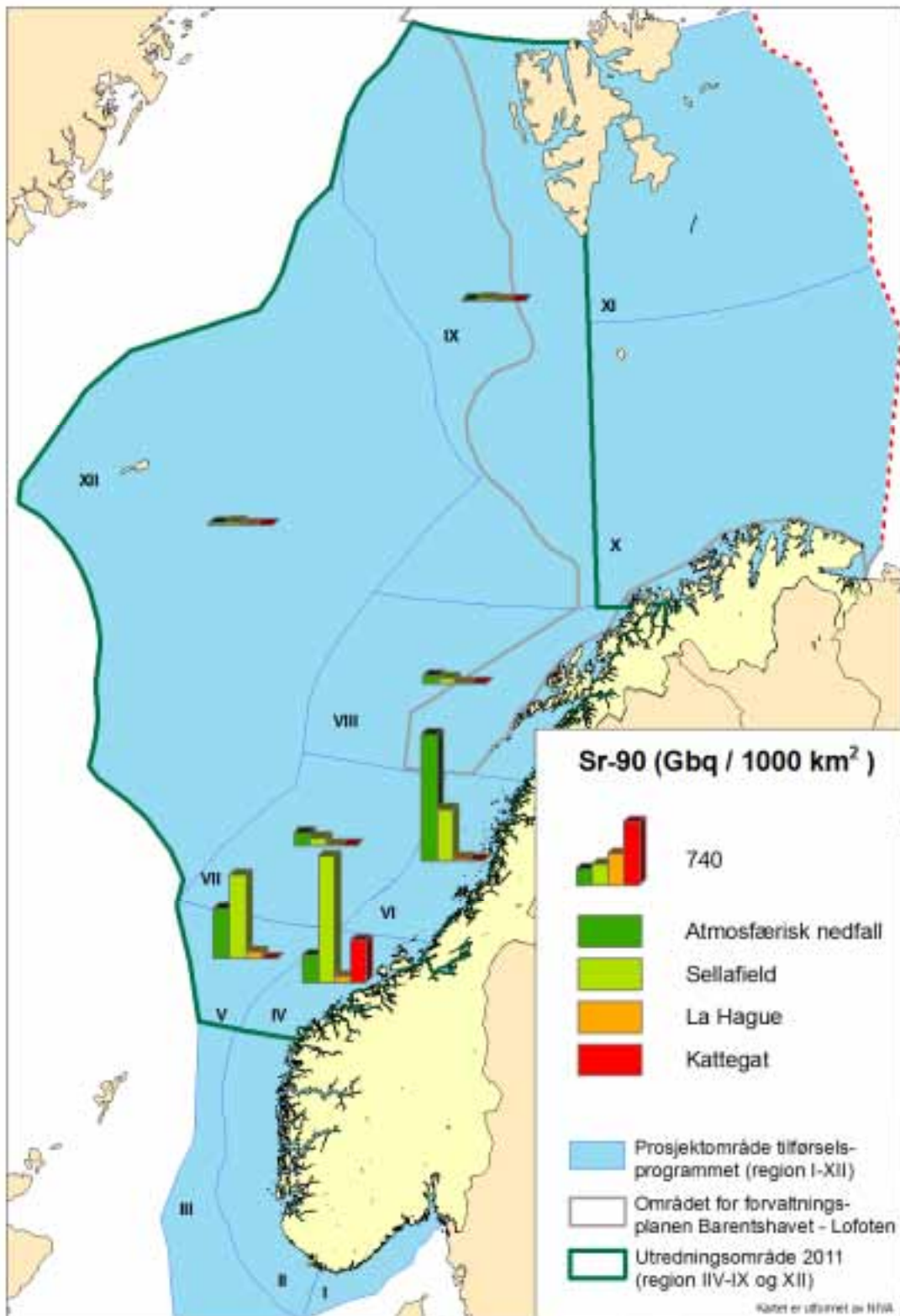
Figur 68. Tilførsel av total PCB, dvs. sum av kongenerene 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180, for kildene 1, 2 og 4-8 og PCB-153 for kilde 3 (havstrømmer) som er basert på PCB-153 fra de øvrige kildene. Verdiene er regnet pr. 1000 km² havoverflate pr. år. NB: tilførsler fra havstrøm ikke kan sidestilles med de øvrige data ettersom det representerer en omfordeling av de samlede tilførsler fra de øvrige kilder og dermed er ikke fremstilt.



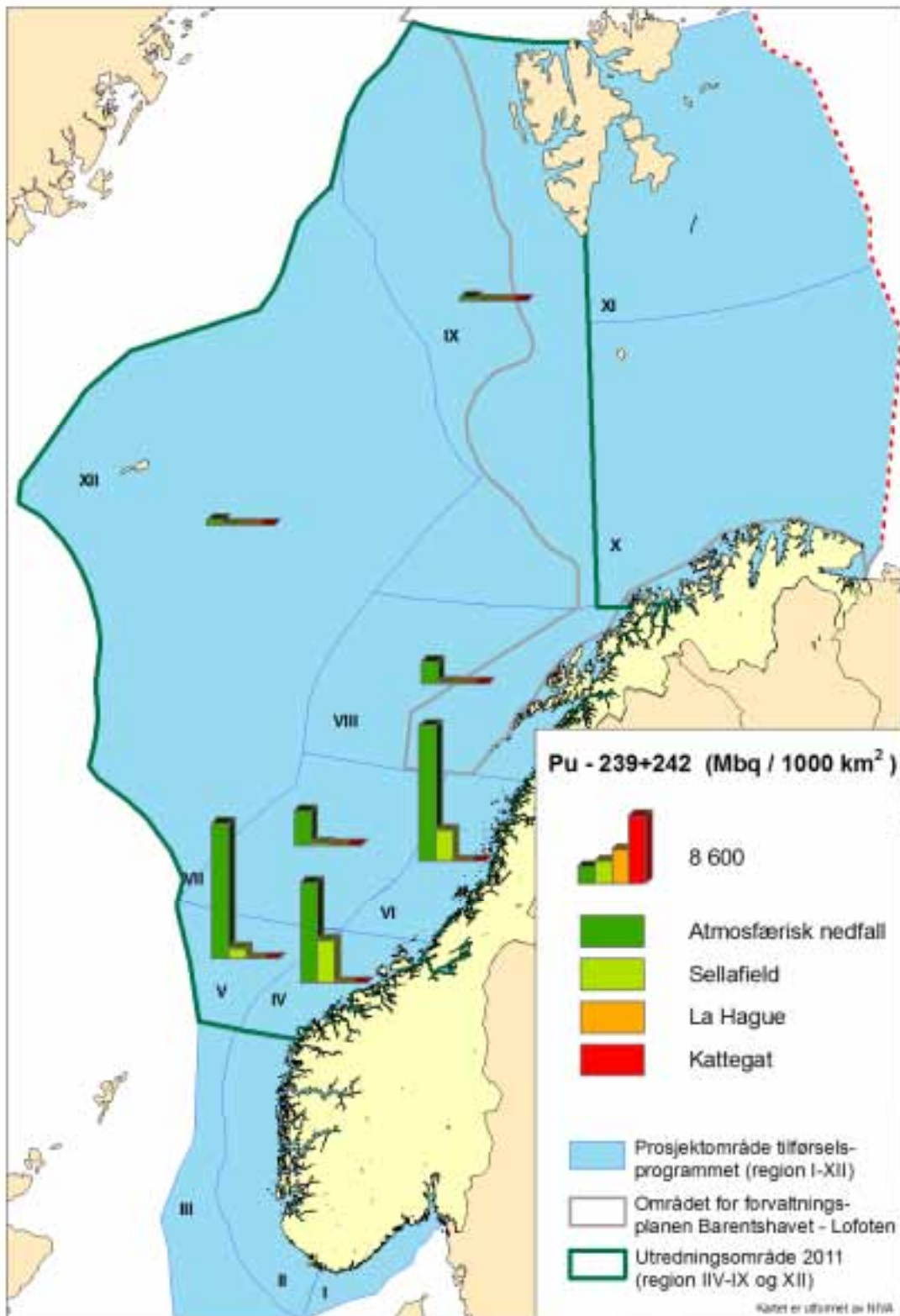
Figur 69. Tilførsel av total PAH, dvs sum av 16 PAH forbindelser, for kildene 1, 2 og 4-8, og for PAH forbindelsen benzo[a]pyren (B[a]P) for kilde 3 (havstrømmer) som er basert på B[a]P fra de øvrige kildene. Verdiene er regnet pr. 1000 km² havoverflate pr. år. NB: tilførsler fra havstrøm ikke kan sidestilles med de øvrige data ettersom det representerer en omfordeling av de samlede tilførsler fra de øvrige kilder og dermed er ikke fremstilt.



Figur 70. Tilførsel av olje (THC = total hydrocarbon) regnet pr. 1000 km² havoverflate pr. år. Dette stoffet er ikke modellert for havstrømmer.



Figur 71. Tilførsel av Strontium-90 regnet pr. 1000 km² havoverflate pr. år. Merk at kun Regionene VIII – XI har blitt oppdatert i forhold til Fase II (Molvær et al. 2008) med tall for 2008.



Figur 72. Tilførsel av plutonium-239+240 regnet pr. 1000 km² havoverflate pr. år. Merk at kun Regionene VIII – XI har blitt oppdatert i forhold til Fase II (Molvær et al. 2008) med tall for 2008.

Tilførsler til norske havområder



Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif)
 Postboks 8100 Dep, 0032 Oslo – Besøksadresse: Strømsveien 96
 Telefon: 22 87 34 00 - Telefax: 22 67 67 06
 E-post: postmottak@klif.no – Internett: www.klif.no

| | |
|--|----------------------------------|
| Utførende institusjon Norsk institutt for vannforskning | ISBN-nummer 978-82-577-6095-3 |
|--|----------------------------------|

| | | |
|----------------------------------|--------------------------------------|------------------------|
| Prosjektleder Norman W. Green | Klifs kontaktperson Gunnar Skotte | TA-nummer 2935/2012 |
|----------------------------------|--------------------------------------|------------------------|

| | | | |
|--|------------|--------------|-----------------------------------|
| | År 2012 | Sider 219 | Klif's kontrakt nummer 5012006 |
|--|------------|--------------|-----------------------------------|

| | |
|--|---|
| Utgiver Norsk institutt for vannforskning (NIVA), NIVA-rapport 6360-2012 | Prosjektet finansiert av Klima- og forurensningsdirektoratet, Klif |
|--|---|

| | |
|---|---|
| Forfattere Norman W. Green ¹⁾ , Hilde Elise Heldal ²⁾ , Amund Måge ³⁾ , Wenche Aas ⁴⁾ , Torbjörn Gäfvert ⁵⁾ , Corinna Schrum ¹⁾ , Stepan Boitsov ²⁾ , Knut Breivik ⁴⁾ , Mikhail Iosjpe ⁵⁾ , Evgeniy Yakushev ¹⁾ , Morten Skogen ²⁾ , Tore Høgåsen ¹⁾ , Sabine Eckhardt ⁴⁾ , Anne Bjørkenes Christiansen ¹⁾ , Kjersti L. Daae ¹⁾ , Dominique Durand ¹⁾ , Anna Birgitta Ledang ¹⁾ , Pierre Francois Jaccard ¹⁾ | ¹⁾ Norsk institutt for vannforskning (NIVA) ²⁾ Havforskningsinstituttet (IMR) ³⁾ Nasjonalt institutt for ernærings og sjømatforskning (NIFES) ⁴⁾ Norsk institutt for luftforskning (NILU) ⁵⁾ Statens strålevern (NRPA) |
|---|---|

| |
|---|
| Tittel Tilførselsprogrammet 2011. Overvåking av tilførsler og miljøtilstand i Norskehavet. |
|---|

| |
|--|
| Sammendrag Denne rapporten beskriver beregninger av tilførsel av olje, miljøgifter og radioaktive stoffer fra syv kilder til syv regioner i den norske delen av Norskehavet. Dataene fra de ulike kildene brukes til å beregne konsentrasjoner av miljøgifter i vannsøylen i hele det definerte området av Norskehavet (3 dimensjoner) og beregne transport av Hg, PCB153 og BaP inn og ut av hver av de syv regionene. Denne transportfluksen er stor sammenlignet med tilførslene og vil skiftevis være en netto kilde eller netto sluk til hver region. Hovedtrekkene er at tilførslene domineres av nedfall fra atmosfæren som balanseres av nedbrytning og sedimentering i vannsøylen pluss eksport/import fra tilstøtende havområder. Det er relativt liten tilførsel av miljøfarlige stoffer. Med få unntak gir tilførsel fra luft det største bidrag av kvikksølv, bly, kadmium, krom, arsen, PCB (PCB-153) og PAH (benzo[a]pyren) til alle regionene. Unntak gjelder bidrag fra land for krom i midt-Norge og bidrag fra havbunn for bly og krom fra mer sentrale deler av Norskehavet. Skipstrafikk dominerer mht. tilførsel av olje. Tilførsel fra luft gir det største bidraget av radionuklidene plutonium-239+240 og strontium-90 i den østlige delen av Norskehavet. Ellers er Sellafield den dominerende kilden. Miljøgifter i sediment og torsk viste i hovedsak lave til moderate konsentrasjoner. Konsentrasjonen av radioaktive stoffer i vann, sediment og torsk var lave, og sammenlignbare med resultater fra andre undersøkelser i Norskehavet. Det er fortsatt store kunnskapsmangler og usikkerheter både i datagrunnlag og i estimatene av tilførsler. Det er spesielt viktig å få forbedrede tall for tilførsler til havområdene via luft og forbedring av de marine transport- og spredningsmodellene. |
|--|

| | |
|--|---|
| 4 emneord Miljøgifter Radioaktive stoffer Overvåking Norskehavet | 4 subject words Contaminants Radionuclides Monitoring Norwegian Sea |
|--|---|

Klima- og forurensningsdirektoratet

Postboks 8100 Dep,
0032 Oslo
Besøksadresse: Strømsveien 96

Telefon: 22 57 34 00
Telefaks: 22 67 67 06
E-post: postmottak@klif.no
www.klif.no

Om Statlig program for forurensningsovervåking

Statlig program for forurensningsovervåking omfatter overvåking av forurensningsforholdene i luft og nedbør, skog, vassdrag, fjorder og havområder. Overvåkingsprogrammet dekker langsiktige undersøkelser av:

- overgjødsling
- forsuring (sur nedbør)
- ozon (ved bakken og i stratosfæren)
- klimagasser
- miljøgifter

Overvåkingsprogrammet skal gi informasjon om tilstanden og utviklingen av forurensningssituasjonen, og påvise eventuell uheldig utvikling på et tidlig tidspunkt. Programmet skal dekke myndighetenes informasjonsbehov om forurensningsforholdene, registrere virkningen av iverksatte tiltak for å redusere forurensningen, og danne grunnlag for vurdering av nye tiltak. Klima- og forurensningsdirektoratet er ansvarlig for gjennomføringen av overvåkingsprogrammet.

SPFO-rapport 1123/2012
TA 2935/2012
