



**KLIMA- OG
FORURENSNINGS-
DIREKTORATET**

Statlig program for forurensningsovervåking
Rapportnr. 1146/2013

**Tilførselsprogrammet 2012
Overvåking av tilførsler og miljøtilstand i
Barentshavet og Lofotenområdet**

TA
3042
2013

Utført av



Statens strålevern
Norwegian Radiation Protection Authority

Bjerknes Centre
2008 CLIMATE RESEARCH



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 2012. Overvåking av tilførsler og miljøltilstand i Barentshavet og Lofotenområdet.	Løpenr. (for bestilling) 6544-2013	10.06.2013
	Prosjektnr. 12309, 13309	Sider 149
Forfatter(e) Norman W. Green ¹⁾ , Morten Skogen ²⁾ , Wenche Aas ³⁾ , Mikhail Iosjpe ⁴⁾ , Amund Måge ⁵⁾ , Knut Breivik ³⁾ , Evgeniy Yakushev ¹⁾ , Tore Høgåsen ¹⁾ , Sabine Eckhardt ³⁾ , Anne Birgitta Ledang ¹⁾ , Pierre Francois Jaccard ¹⁾ , Andre Staalstrøm ¹⁾ , Pål Erik Isachsen ⁶⁾ , Sylvia Frantzen ⁵⁾	Fagområde Marine miljøgifter	Distribusjon Fri
	Geografisk område Barentshavet	Trykket NIVA
¹⁾ Norsk institutt for vannforskning (NIVA) ²⁾ Havforskningsinstituttet (IMR) ³⁾ Norsk institutt for luftforskning (NILU) ⁴⁾ Statens strålevern (NRPA) ⁵⁾ Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning (NIFES) ⁶⁾ Meteorologisk Institutt (met.no)		

Oppdragsgiver(e) Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif)	Oppdragsreferanse TA 3042/2013 SPFO 1146/2013
--	---

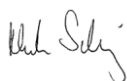
Sammendrag

Denne rapporten beskriver beregninger av tilførsel av olje, miljøgifter og radioaktive stoffer fra åtte kilder til fire regioner i Lofotenområdet og den norske delen av Barentshavet. Dataene fra de ulike kildene brukes til å beregne konsentrasjoner av miljøgifter i vannsøylen i hele det definerte havområdet (3 dimensjoner) og beregne transport av Hg, PCB-153 og BaP inn og ut av hver av de fire regionene. Denne transportfluksen er stor sammenlignet med tilførslene og vil skiftevis være en netto kilde eller netto sluk til hver region. Utenom netto eksport/import fra tilstøtende havområder er hovedtrekkene at tilførslene domineres av relativt stort nedfall fra atmosfæren som modifiseres av sjøis og balanseres av nedbrytning og sedimentering. Transport fra sjø til atmosfære er ikke inkludert i nåværende utgave av modellen. Det er relativt liten tilførsel av miljøfarlige stoffer til disse fire regionene. 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 og for krom og arsen fra mer sentrale deler av Nordsjøen. Skipstrafikk dominerer mht. tilførsel av olje. Tilførsel fra luft gir det største bidraget av radionuklidene plutonium-239+240 i alle regionene og av strontium-90 i Barentshavet og den østlige delen av 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.

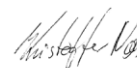
Fire norske emneord 1. Miljøgifter 2. Radioaktive stoffer 3. Overvåking 4. Barentshavet	Fire engelske emneord 1. Contaminants 2. Radionuclides 3. Monitoring 4. Barents Sea
--	--



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. 7013541. Denne rapporten gjelder undersøkelse av miljøgifter og radionuklider i Barentshavet i 2012 utført av NIVA, IMR, NIFES, NILU, NRPA og Meteorologisk institutt (MET). En annen rapport fremstiller undersøkelse av havforsuring som er utført av NIVA, IMR og BCCR.

Vi vil takke sjefsingeniør Gunnar Skotte, fra Klif, for god oppfølging og støtte under gjennomføringen av prosjektet.

Ved IMR takkes forsker Melissa Chierci (hovedkontakt) for arbeid i forbindelse med planlegging og gjennomføring av IMRs bidrag, samt undersøkelser av havforsuring. I tillegg takkes også forsker Morten Skogen og forsker Henrik Søiland for utført modellering, forsker Knut Yngve Børsheim for arbeid med havforsuring. Videre takkes Ingrid Sværen og Kjersti Borlaug for arbeid med analyser, samt Stepan Boitsov for innhenting av data brukt innen [MAREANO](#).

Ved NIFES takkes forsker Amund Måge (hovedkontakt), forsker Sylvia Frantzen og forskningssjef Kåre Julshamm for vurdering av miljøgifter i torsk i forbindelse med de beregnede verdiene i sjøen.

Følgende fra hele prosjektet takkes:

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

Ved NRPA takkes forsker Mikhail Iosjpe (hovedkontakt) for utførte modellberegninger av transport og spredning av radioaktive stoffer.

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

Det takkes også forsker Pål Erik Isachsen fra Meteorologisk institutt (MET) for utførte modellberegninger av transport og spredning av miljøgifter i forbindelse med NIVAs bidrag.

Det takkes også til Henning Jensen fra Norges Geologisk Undersøkelse (NGU) for innhenting av data brukt innen [MAREANO](#).

Det takkes også Dr. Alexander Korshenko fra State Oceanographical Institute of the Hydrometeorological Survey (Moscow, Russia) og Dr. Vladimir Shevchenko fra Shirshov Institute of Oceanology of the Russian Academy of Sciences (Moscow, Russia) for innhenting av data for russisk elver.

Ved NIVA takkes forskningsassistent Anna Birgitta Ledang som har utført arbeid i forbindelse med kilder til tilførsler; forsker Evgeniy Yakushev, forskningsassistent Anna Birgitta Ledang, forsker Pierre Francois Jaccard, når det gjelder modellberegninger; Kai Sørensen og forsker Evgeniy Yakushev i forbindelse med havforsuring; 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.



Norman W. Green
Oslo, 10. juni 2013

SAMMENDRAG	5
EXTENDED SUMMARY	9
1 INNLEDNING.....	15
2 BESKRIVELSE AV BARENTSHAVET OG LOFOTENOMRÅDET.....	18
2.1 Sirkulasjon, vannmasser og klima.....	18
2.2 Hovedkilder og transportveier for miljøfarlige stoffer i Barentshavet og Lofotenområdet.....	19
3 RESULTATER.....	24
3.1 Beregnede tilførsler	24
3.1.1 Avrenning fra land/elver i Norge.....	24
3.1.2 Tilførsler via luftstrømmer og avsetning på havoverflaten.....	26
3.1.3 Tilførsler via havstrømmer	31
3.1.4 Tilførsler fra petroleumsvirksomhet på norsk sokkel	33
3.1.5 Tilførsler fra skipstrafikk i norske farvann	33
3.1.6 Tilførsler ved utlekking fra havbunn	33
3.1.7 Tilførsler av radioaktive stoffer	34
4 VURDERING AV RESULTATENE.....	36
4.1 Beregninger av kilderegioner for atmosfærisk tilførsel.....	36
4.2 Beregninger av tilførsler av radioaktive stoffer	41
4.3 Oppsummering av beregnede tilførsler.....	45
4.4 Modellerte konsentrasjoner	48
4.4.1 Kvikksølv (Hg)	48
4.4.2 PCB (PCB-153)	57
4.4.3 PAH (B[a]P)	66
4.4.4 Påvirkning av de russiske elvene	74
4.4.5 Diskusjon og konklusjoner fra modellberegninger	75
4.5 Kommentar til overvåking av miljøgifter	78
4.5.1 I forhold til vannforskriften	78
4.5.2 Konsentrasjoner i sediment sammenlignet med beregnede konsentrasjoner i bunnvann.....	80
5 SAMMENFATTENDE VURDERINGER OG ANBEFALINGER.....	84
5.1 Sammenfattende vurdering.....	84
5.2 Anbefalinger	87
6 MATERIALE OG METODER FOR KILDER, TILFØRSLER OG MODELLBEREGNINGER.....	91

6.1	Avrenning fra land/elver i Norge	91
6.2	Tilførsler via luftstrømmer og avsetning på havoverflaten	92
6.3	Tilførsel via havstrømmer - havmodeller	93
6.3.1	OxyDep/PolPar	95
6.3.2	NORWECOM-modellen	96
6.4	Modellering av radionuklider	97
6.5	Petroleumsvirksomhet på norsk sokkel	99
6.6	Skipstrafikk i norske farvann	99
6.7	Utlekking fra havbunn	100
7	REFERANSER	101
Vedlegg A	Beregnet spredning av miljøgifter i Region VI-XII – forutsetninger og kart	107
Vedlegg B	Tilførsler fordelt på kilde og region - tabeller.....	123
Vedlegg C	Tilførsler fordelt på kilde og region – kart.....	131
Vedlegg D	Sammenligning av overvåkingsdata med beregnede konsentrasjoner i bunnvann	143

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 (se **Table S1** i engelske sammendraget).
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 har gjennomført undersøkelser i perioden 2009 til 2012. Det har supplert andre overvåkingsprogrammer ved å bidra med data, og benytte data fra denne perioden.

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 i perioden 2009-2011 og deretter stanset. I tillegg har det foregått undersøkelse av havforsuring under dette programmet siden 2010. Resultater fra disse undersøkelsene ble rapportert separat.

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 Barentshavet og Lofotenområdet i 2012.

Beregninger av tilførsler og konsentrasjoner av miljøgifter i Barentshavet og i Lofotenområdet.

Tilførslene er kvantifisert i forhold til åtte 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 Barentshavet og Lofotenområdet (regionene VIII, IX, X og XI, **Figur S2**) kunne ikke sammenlignes med tidligere beregninger på grunn av endringer i modellen over tid. Generelt for de norske havområdene finnes det mest informasjon om tilførslene av kvikksølv, bly, kadmium, krom, arsen, polyklorerte bifenyler (PCB), polyaromatiske hydrokarboner (PAH), olje, cesium-137, technetium-99, plutonium-239+240 og strontium-90.

Flere modeller har blitt brukt for å estimere tilførsler av miljøgifter fra landbaserte kilder, atmosfærisk avsetning og fra havstrømmer. For mange av miljøgiftene er det fortsatt mangelfullt med data og dette gir veldig usikre beregninger av dagens tilførsler og estimer av konsentrasjonene i sjøvann.

I denne rapporten ble alle tilførsler til alle de 12 marine regionene (se **Figur S2**) beregnet i tillegg til at det var et spesielt fokus på Barentshavet (inkluder Lofotenområdet (region VIII, IX, X, XI)). Dette er delvis oppdatering fra 2010 rapporten for Nordsjøen (region I, II og III), før 2011 og for Norskehavet (region IV, V, VI, VII, IX og XII). Oljetilførsel fra skipstrafikk og miljøgifter fra havbunn har ikke blitt oppdatert siden 2008.

To marine biogeokjemiske modeller, OxyDep/PolPar og NORWECOM.E2E, har blitt utviklet for å beregne transport og fordeling av miljøgifter med havstrømmer, partisjonering med organisk materialet og grenseflukser (som atmosfærisk nedbør, elver, olje plattformer, iskoblede prosesser). Begge modellene har blitt drevet av strømmer beregnet med den tre-dimensjonale sirkulasjonsmodellen ROMS.

Tilførsler og tap via havstrømmene er størst. Når havstrøm er ikke tatt i betraktning dominerer tilførslene via luften for de fleste miljøgifter, med unntak av region I hvor tilførsel fra land er hovedkilden for de fleste miljøgiftene (dvs. bly, kadmium, krom, arsen, PCB og THC). Også i regionene IV og VI er landbasert kilden 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 (*total hydrocarbons*- olje) - i regionene II og III. Tilførsel av olje fra skip er hovedbidraget for region V-VIII og region X. For ^{90}Sr og ^{137}Cs er hovedkildene utstrømmende vann fra Kattégatt, og for $^{239+240}\text{Pu}$ er hovedkilden atmosfærisk nedfall. Hovedinntrykket er at det er relativt lite tilførsler av miljøgifter til Barentshavet og Lofotenområdet sammenlignet med Nordsjøen og Norskehavet.

Atmosfærisk avsetning er hovedkilden for PCB (Figur S2), PAH, kvikksølv (Figur S2), bly, kadmium, krom og arsen til Barentshavet og Lofotenområdet. Estimater for atmosfærisk avsetningen beregnet i tilførselsprogrammet er høyere enn det som ble gjort før 2009 da man kun inkluderte våtavsetning og ikke totalavsetningen. Det er også viktig å påpeke at estimatene for totalavsetning fra atmosfæren vil gi et overestimert bidrag til havet så lenge eksport fra sjø til luft ikke er inkludert i modellen, dvs netto avsetning er lavere. Transport med havstrømmer fra syd til nord har også vært vesentlig underestimert, særlig for PCB og PAH.

Beregninger som inkluderte den «biologiske pumpen» viste at transporten av miljøgifter fra overflaten og ned til større dyp i stor grad er påvirket av den sesongmessige variasjonen av produsert organisk materiale, med maksimum konsentrasjoner av miljøgifter i overflaten om vinteren og minimum om sommeren. Dette er i samsvar med konklusjonene i tidligere rapporter for Nordsjøen (Green *et al.*, 2011) og for Norskehavet (Green *et al.*, 2012),

I beregningene for 2012 er prosesser relatert til sjøisformasjon og -smelting forsøkt inkludert. Om vinteren er store deler av Barentshavet isdekt, og dette virker isolerende mot atmosfærisk nedbør og tilførsel av miljøgifter. Om sommeren, derimot, vil sjøisen være en tilførselskilde ettersom isen smelter. Parametriseringer av disse prosessene viste at tilførsler fra sjøisen har en stor rolle. Smelting av sdekkede regioner kan gi høyere konsentrasjoner av miljøgifter om sommeren enn om vinteren og kan maskere eller endre påvirkningen av den «biologiske pumpen». En effekt av klimaendringene er endring i det Arktiske isregimet og dermed også skjebnen til miljøgiftene i Arktis. Dette er temaer som bør undersøkes videre i fremtidige studier.

Et numerisk eksperiment på tilførselen av miljøgifter fra russiske elver indikerte at bidraget fra disse elvene var tydelig langs den sørøstlige kysten av Barentshavet og langs vestkysten av Novaya Zemlya. Men tilførselen hadde liten påvirkning i den norske delen av Barentshavet.

Modellene ble også brukt for å beregne transport og spredning av miljøgifter med havstrømmer nær havbunnen. Disse resultatene ble sammenlignet med målinger tatt fra overflatesedimenter i den samme regionen. Distribueringen av kvikksølv, PCB (PCB-153) og PAH (B[a]P) i dypvannet indikerte noen av de samme romlige gradientene, uten at dette var statistisk signifikant (*Figur S3*).

De to tredimensjonale modellene (OcyDep/PolPar og NORWECOM) brukt for å beregne transporter med havstrømmene og tilhørende konsentrasjoner i vann og sedimenter er under stadige forbedringer. Versjonene benyttet i denne rapporten har bl.a. bedre oppløsning både horisontalt og vertikalt enn tidligere versjoner. 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 Barentshavet og Lofotenområdet for å studere fordeling av miljøfarlige stoffer i dette havområdet. Men fortsatt gir beregning av vannkonsentrasjonene for stor usikkerhet. Modellene kan ventes å gi vesentlig sikrere resultat hvis de anvendes på alle de norske havområdene. Dette skyldes at modellene har parametrisert flere prosesser i grenseområdene (f.eks. russiske elver, isdannelse og ismelting). 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. Men i områder dekket med is kan det være en motsatt sesongmessige variasjon med høye konsentrasjoner om sommeren ved ismelting og lave om vinteren. De høyeste konsentrasjonene finnes i det nordlige Arktis for alle parametrene grunnet større atmosfærisk tilførsel av kvikksølv, PCB (PCB-153) og, i mindre grad, B[a]P i de nordlige regioner (IX-XII) og tilførsler av

disse tre fra smelting av snø/is om sommeren (for kvikksølv). Tilførslene av miljøfarlige stoffer via atmosfæren kan påvirke de mellomårlege variasjonene av konsentrasjon i vannsøylen.

Kunnskapsmangler og anbefalinger

Det er fortsatt betydelige kunnskapsmangler og det kan i 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 tilførsler og konsentrasjoner i havområdene

- *Nedfall fra luft* Totalbidraget fra luft til hav er beregnet, og det inkluderer tørravsetning både fra gass- og partikkelfase og utvasking via nedbør av miljøgifter i partikulært materiale eller i gassfase. Den motsatte utvekslingen fra hav til atmosfære kan være betydelig, men er ikke beregnet da den blant annet avhenger av løst vandig konsentrasjon i havoverflaten og andre prosesser med utgangspunkt i havet. Det trengs derfor mer kunnskap om netto utveksling av miljøgifter mellom luft og hav, og så lenge havmodellene ikke inkluderer transport fra hav til luft kan en alternativ tilnærming være å bruke netto fluks fra atmosfæren som input til disse modellberegningene.
- *Transport og konsentrasjoner av radioaktive stoffer:* Modellresultatene kan forbedres ved validering av modellparametre på basis av prøvetaking og i parametrisering 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 modellene ved hjelp av eksisterende og uavhengige data.
 - Utvikle modellene 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.
 - 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.
 - De to numeriske havmodellene brukt her har vist både enighet og uenighet mht. konsentrasjoner og transporter. Noen forskjeller kan forklares utifra ulike parameteriseringer (f.eks. nedbrytning av POP), mens andre forskjeller reflekterer upresise initial- og grenseverdier. Videre arbeid burde inkludere et økt fokus på kvantifisering av støy og usikkerheter som kommer fra modellformuleringer.

3. Kommenaterer til overvåking av konsentrasjoner i vann, sedimenter og marine organismer

- Resultatene kan gi viktig utfyllende informasjon i forhold til den øvrige overvåkingen i Barentshavet og Lofotenområdet – og gi verifisering av beregningene av tilførsler og konsentrasjoner.

- Det er behov å 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.
- Det bør vurderes behovet for flere faste fiskestasjoner og om prøvetakingsfrekvensen bør være 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, 2010 and 2011 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), Bjerknnes Centre for Climate Research (BCCR) and the Norwegian Meteorological Institute (MET Norway). 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 Barents Sea for 2012.

Calculations of loads and concentrations of hazardous substances in the Barents Sea and the Lofoten area

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 there is more complete data for loads of mercury, lead, cadmium, chromium, arsenic, polychlorinated biphenyls (PCBs), PAH, oil, cesium-137, technetium-99, plutonium-239+240 and strontium-90. Data exists (both calculated and derived) partly as discharges directly to the regions and partly as transport with ocean currents entering the regions.

In the project report for 2012, all sources for the 12 marine regions (*Figure S2*) were calculated, and were in part updated in 2010 for the North Sea (region I, II and III), in 2011 for the Norwegian Sea (region IV, V, VI, VII, VIII, IX and XII), and in 2012 for the Barents Sea (including the Lofoten area) for this report (regions VIII, IX, X and XI). Discharges of oil from ships and of hazardous substances from the seabed have not been updated since 2008.

Two different biogeochemical models, OxyDep/PolPar and NORWECOM.E2E, were developed for calculation of transport and dispersion of contaminants with ocean currents, partitioning with organic matter and boundary fluxes (i.e. atmospheric precipitation, rivers, oil platforms, ice connected processes). Both received the ocean circulation field from the ROMS hydrodynamic model.

The main impression is that there are relatively small loads of contaminants to the Barents Sea and Lofoten area compared to the North Sea and Norwegian Sea. This is largely explained by the large volume of the sea areas and the position of the Norwegian regions of the Barents Sea and Lofoten area distant from the discharges of the large rivers (i.e. North Dvina, Pechora).

The input from ocean currents is the largest source and flux out. When the contribution from ocean currents is not considered the dominant contribution is from the atmosphere when dry atmospheric deposition is included in the models. This source is generally predicted to be the main source of PCB (*Figure S3*), PAH, mercury (*Figure S3*), lead, cadmium, chromium (with the exception of one region) and arsenic to the Barents Sea and Lofoten area. It is important to notice however that with this inclusion, estimates prior to 2009 of the atmospheric deposition will give an overestimated net deposition since the model does not include volatilization of contaminants from sea to air. Furthermore, the transport from southern to northern regions has been underestimated, especially for PCB and PAH.

Calculations using the “biological pump”, showed that the transport of contaminants from the surface to the deep waters were largely affected by the seasonal variability produced organic matter, with maximum in the surface water in winter, and minimum in summer. This is in agreement with earlier findings for the North Sea (Green *et al.*, 2011) and the Norwegian Sea (Green *et al.*, 2012).

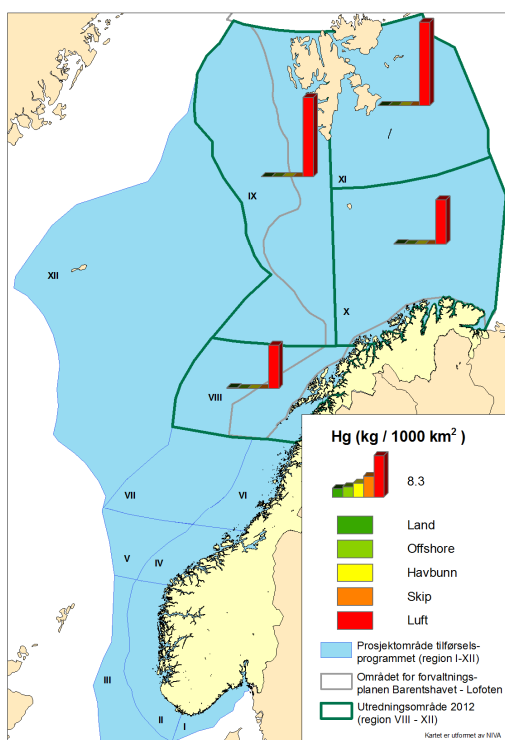
In 2012 we included processes connected with sea ice formation and melting. In winter, large regions of the Barents Sea are covered with ice and thus effectively isolated from the atmospheric precipitation. This should decrease the input of contaminants, while in summer the melting ice should add contaminants. Parameterization of the ice-related processes demonstrated that the seasonal cycle of the sea ice cover plays a major role. It was found that in the regions covered with ice there can be higher concentrations of pollutants in summer than in winter which mask or counter or enhance the influence of the “biological pump”. One effect of climate change is changes in the Arctic ice regime and hence changes the fate of contaminants in the Arctic. This issue should be considered in the future studies.

A numerical experiment on contaminant discharge from Russian rivers indicated that this contribution was largely evident along the southeastern coast of the Barents Sea and the west coast of the Novaya Zemlya. The influence on the Norwegian part of the Sea was small.

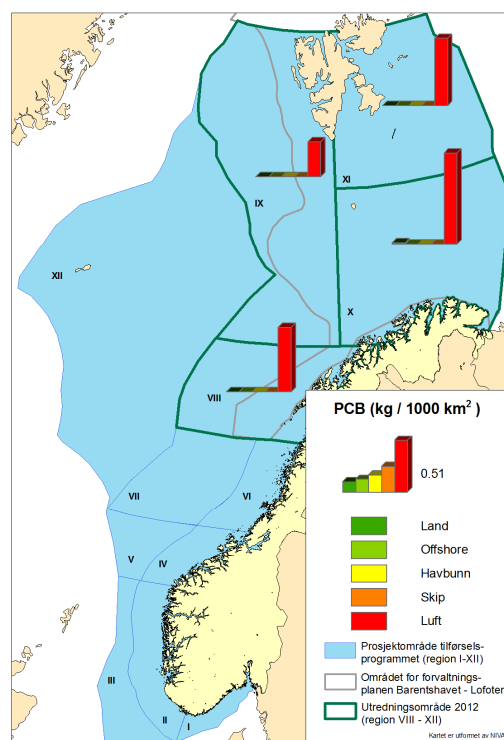
Discharges from land (rivers) are the dominant sources of chromium to certain regions. For the two regions, where the data on oil was available, the main source was losses from ships.

The main sources for radioactive nuclides are atmospheric deposition after the Chernobyl accident into the Baltic Sea with following Baltic water flowing through the Kattegat into southern part of Norwegian waters (cesium-137 and strontium-90), the Sellafield reprocessing plant at the Irish Sea (technetium-99 and strontium-90) and atmospheric deposition for the plutonium-239+240 and remainder. *Figure S2* shows loads for strontium-90 and plutonium-239+240.

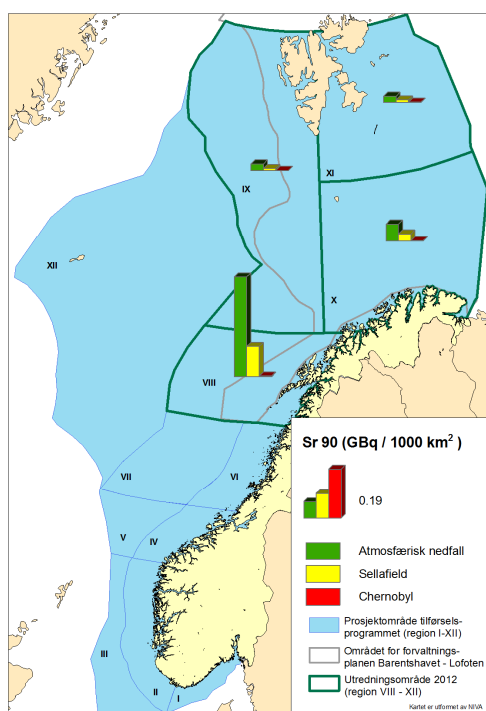
The models were also used for calculation of transports and dispersion of contaminants with ocean currents near the sea floor. These results were compared to field observations of surficial sediments in the same region. The distribution of mercury, PCB(PCB-153) and PAH (B[a]P), in deep water indicated some similar spatial gradient though this was not found to be statistically significant (*Figure S3*).



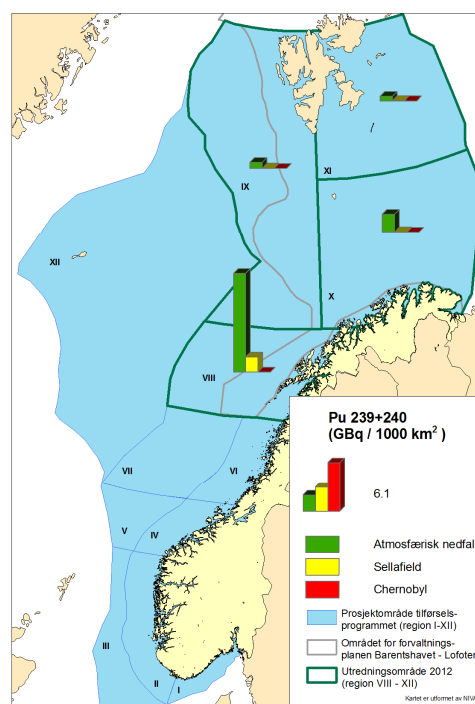
A. Mercury



B. PCB (indicated by PCB 153)



C. strontium-90



D. plutonium-239+240

Figure S2. The calculated load of mercury (A), PCB (B), strontium-90 (C) and plutonium-239+240 (D). Data (measured or derived) from 2007-2009 and 2011.

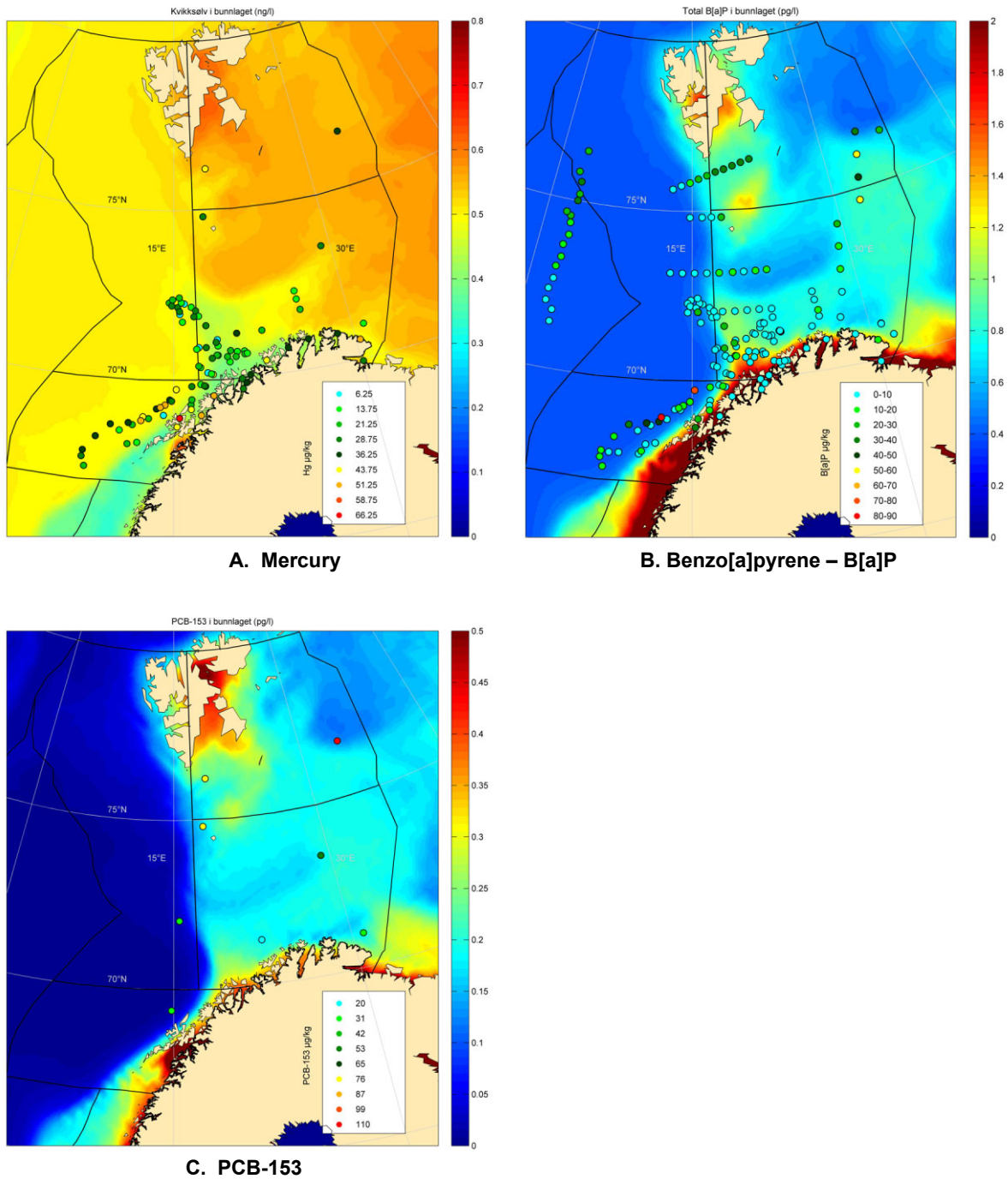


Figure S3. Simulated concentrations of mercury (Hg) **(A)** and benzo[a]pyrene B[a]P **(B)** and PCB **(C)** in bottom water (ng/l for Hg and pg/l for B[a]P and PCB) and measured concentrations in sediments **(A and B, µg/kg dry weight)** and cod **(C, µg/kg wet weight liver)** of the Barents Sea. Data (measured or derived) from 2007-2009 and 2011.

Beregnete konsentrasjoner av kvikksølv (Hg) i ng/l bunnvannet (farger på kartet med tilhørende fargeskala t.h.) og målt konsentrasjon av kvikksølv i mg/kg tørrvekt i sedimentprøver **(A)**. Beregnede konsentrasjoner av benzo[a]pyrene (BaP) i pg/l bunnvannet (farger på kartet med tilhørende fargeskala t.h.) og målt konsentrasjon av BaP µg/kg tørrvekt i sedimentprøver **(B)**. Beregnede konsentrasjoner av PCB 153 i pg/l bunnvannet (farger på kartet med tilhørende fargeskala t.h.) og målt konsentrasjon av PCB 153 i µg/kg våtvekt i torskelever **(C)**.

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 a more extensive use of 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:* 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 net 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 accurate estimates of atmospheric net 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.
 - Aim the studies on the effects of ice. The obtained results allowed to show that warming climate forced changes in the ice regime can affect the pollutant fate in the Arctic.
- 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.
- The two numerical ocean models used here have shown agreeing and disagreeing concentration and flux estimates. Some differences can be explained by different parametrizations (e.g. with respect to decay of POPs) while other differences reflect imprecise knowledge of initial and boundary conditions. A future study should include an enhanced focus on quantifying biases and uncertainties arising from model formulations.

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 Barents Sea and Lofoten area 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.

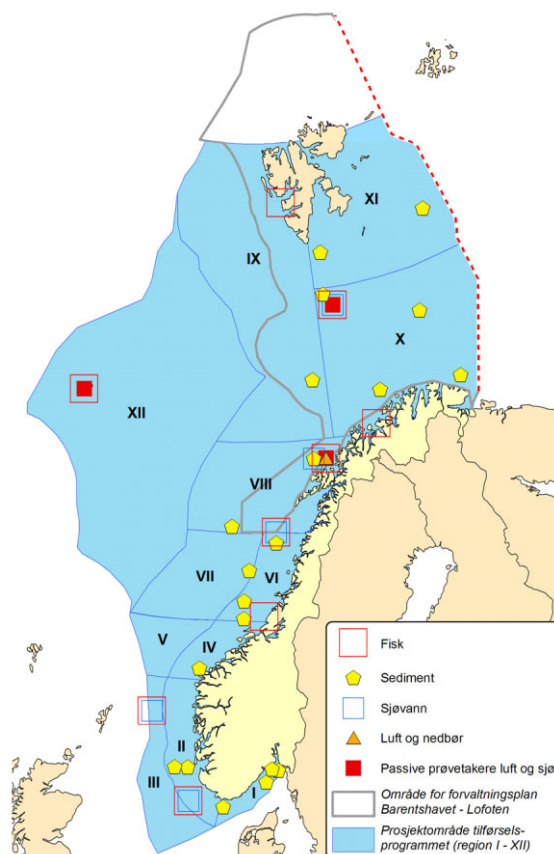
1 Innledning

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 arbeider (se Molvær *et al.* 2007, 2008; Wehde *et al.* 2009) ble programmet startet i 2009. Programmet har omfattet beregning av tilførsler av miljøfarlige stoffer og spredning av disse i Norskehav-området, samt overvåking av konsentrasjoner i luft, vann, sedimenter og 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 Barentshavet of Lofotenområdet (**Figur 1**).

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 vanddirektivet (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. 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 2009-2012

Figur 1. Havområdet med inndeling i 12 regioner (kilde: Kystverket), avgrensningen av forvaltningsplanområdet og planlagt overvåking i forbindelse med Tilførselsprogrammet 2009-2012. Program for 2012 omfatter Barentshavet og Lofotenområdet i regionene VIII-XI.

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 forsuringen av havet på representative stasjoner

For å tilpasse programmet til arbeidet med forvaltningsplanene var det planlagt en rullerende overvåking, i første omgang i en treårig syklus. I midlertid ble programmet stanset i 2013. Forvaltningsplanen for Barentshavet ble oppdatert i 2010 og sannsynligvis igjen i 2015. 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. Disse passive målingene ble avsluttet i 2011, mens luftovervåkingen på Andøya har blitt innlemmet i det nasjonale overvåkingsprogrammet til Klif for Miljøgifter (Aas *et al.* 2012).

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: 106 370 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.

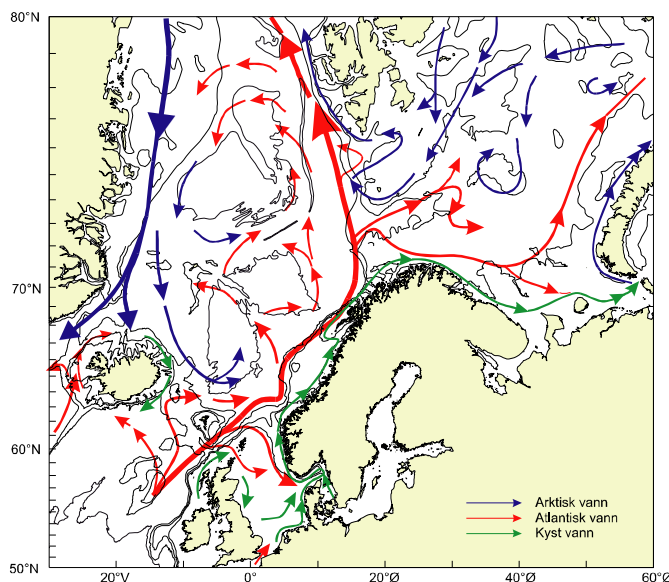
Program	Beskrivelse
RID-prosjektet (Klif/NIVA)	Overvåking og sammenstilling av tilførsler av forurensende stoffer til norskekysten. Koordinering med <i>European Monitoring and Evaluation Programme</i> (EMEP) i forbindelse med langtransporterte forurensinger.
Kystovervåkingsprogrammet (Klif/NIVA)	Vannkvalitet (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), perfluoreerte 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 Barentshavet og Lofotenområdet

2.1 Sirkulasjon, vannmasser og klima

Barentshavet og Lofotenområdet omfattes av regionene VIII-XI (**Figur 1**). Barentshavet dekkes i hovedsak av regionene X og XI som er 28.8% (644 190 km²) av det norske havområdet. Disse to regionene er under halvparten av Norskehavet (regionene IV-IX, XII) inkludert Lofotenområdet men over fire ganger større enn Nordsjøen (regionene I, II og III).

I Barentshavet og Lofotenområdet er sirkulasjonen og fordelingen av vannmasser i stor grad bestemt av bunntopografien. Gjennomsnittsdyp i Barentshavet er 230m sammenlignet med Norskehavet med gjennomsnittsdyp på ca. 1700m. Det er tre hovedtyper vannmasser: varmt Atlanterhavsvann med høy saltholdighet, kaldt arktisk vann fra nord og varm kystvann med mindre saltholdighet. Hovedtrekk i strømforholdene i overflatevann er skissert i **Figur 2**. Det domineres av en nordgående strøm av varmt vann langs kysten og på vestsiden av Bjørnøya og Svalbard. En gren av denne strømmen følger kysten forbi Nordkapp og videre langs vestkysten av Novaja Zemlya i den russisk del av Barentshavet. Det er en kald sydgående strøm på østsiden av Svalbard. Isfronten i februar har normalt ligget på vestsiden av Svalbard, syd til Bjørnøya og vest for Novaja Zemlya.



Figur 2. Hovedtrekk av overflatestrømmen i havområdene rundt Norge. Kilde: Havforskningsinstituttet.

Fem av de 19 fylkene ligger for det 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. Barentshavet og Norskehavet påvirkes mer av langtransportert forurensning via luft- og havstrømmer enn Nordsjøen.

Temperaturen i Barentshavet har økt de siste årene og flere år siden 2000 har havet vært isfritt om sommeren (Sunnanå *et al.* 2010). 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 kjemikalierne. 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 ytterligere 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). Selv om den generelle forurensningsbelastningen er lav i Barentshavet er det likevel klar indikasjon at menneske aktivitet kan sette bl.a. sjømattrykgheten under press (Sunnanå *et al.* 2010).

2.2 Hovedkilder og transportveier for miljøfarlige stoffer i Barentshavet og Lofotenområdet

I Tilførselsprogrammet er det definert 8 hovedkilder eller tilførselsveier for forurenset stoff til Barentshavet og Lofotenområdet (regionene VIII-XI) (*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 delvis beskrevet av Postmyr *et al.* (2008) og Jørgensen *et al.* (2008) under deres beskrivelse av Norskehavet, og økosystemets generelle tilstand synes å være god. Selv om Barentshavområdet 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 er vurdert å kunne 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 Tjernobyl-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 Tjernobyl-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 henholdsvis ca. 10 og 30% av de totale norske utslippene (Skarbøvik *et al.*, 2011). 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 kapittel 0).

Tilførsler via luftstrømmer og avsetning på havoverflaten

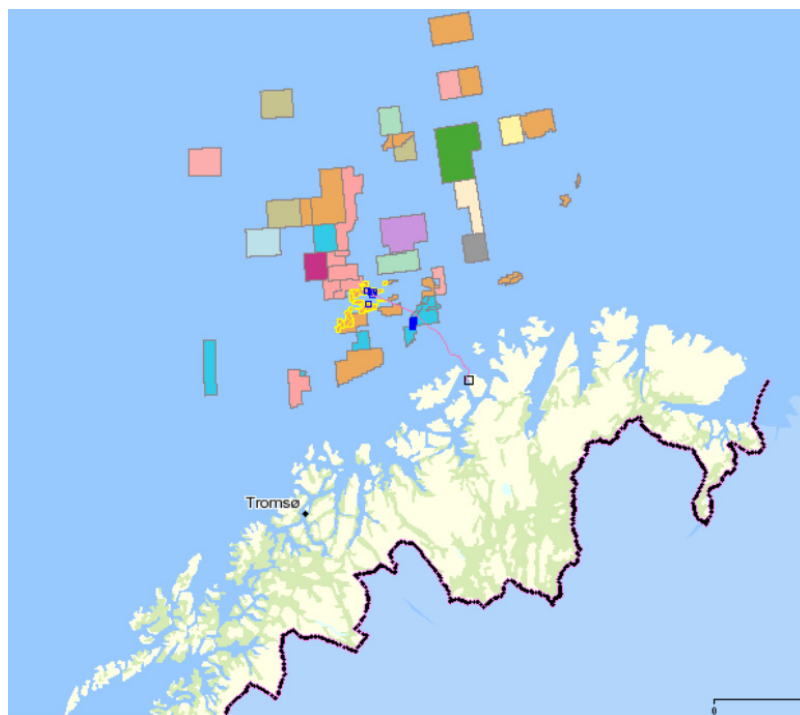
Atmosfærisk transport utgjør den mest effektive måten utslipp av miljøgifter kan transporteres til avsidesliggende områder. For de fleste typer forurensninger som spres via atmosfæren vil konsentrasjoner forventes å avta med avstand fra utslippskilden på grunn av atmosfærisk spredning, fortynning, nedbrytning 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 2*). 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.

Petroleumsvirksomhet på norsk sokkel

Norge er rangert som nummer 141 og 6 i verden for produksjon av hhv. olje og gass (Wikipedia¹). Offshore petroleumsvirksomhet foregår i store deler av region II og III og i mindre grad i region IV, VI og VIII nord for Tromsø i region X (**Figur 3**). 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. Snøhvitfeltet i Barentshavet er tilrettelagt for injeksjon av om lag 700 000 tonn årlig av CO₂ (Jørgensen *et al.* 2008).

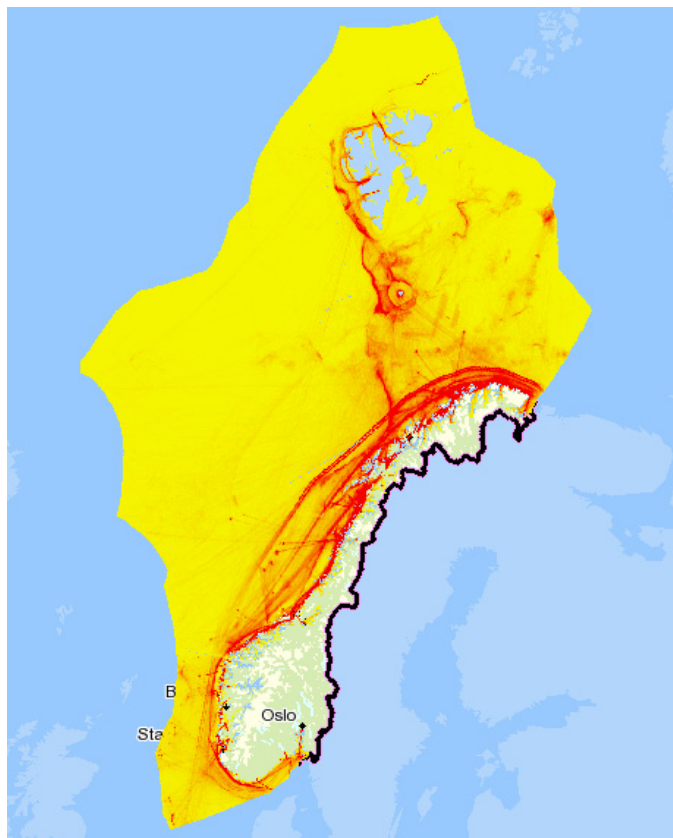


Figur 3. Tillatelser og installasjoner på Norsk sokkel i Barentshavet og Lofotenområdet (kilde: [Kystverket](#)).

¹ Hhv, http://en.wikipedia.org/wiki/World_oil_production og http://en.wikipedia.org/wiki/List_of_countries_by_natural_gas_production (10 juni 2013)

Skipstrafikk i norske farvann

Barentshavet og Lofotenområdet er mest trafikkert nær kysten og mellom Svalbard og fastlandet (**Figur 4**). Trafikken er lavere enn i Norskehavet, men det ventes en betydelig økning av tankskiptrafikk (Østby *et al* 2008). 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).



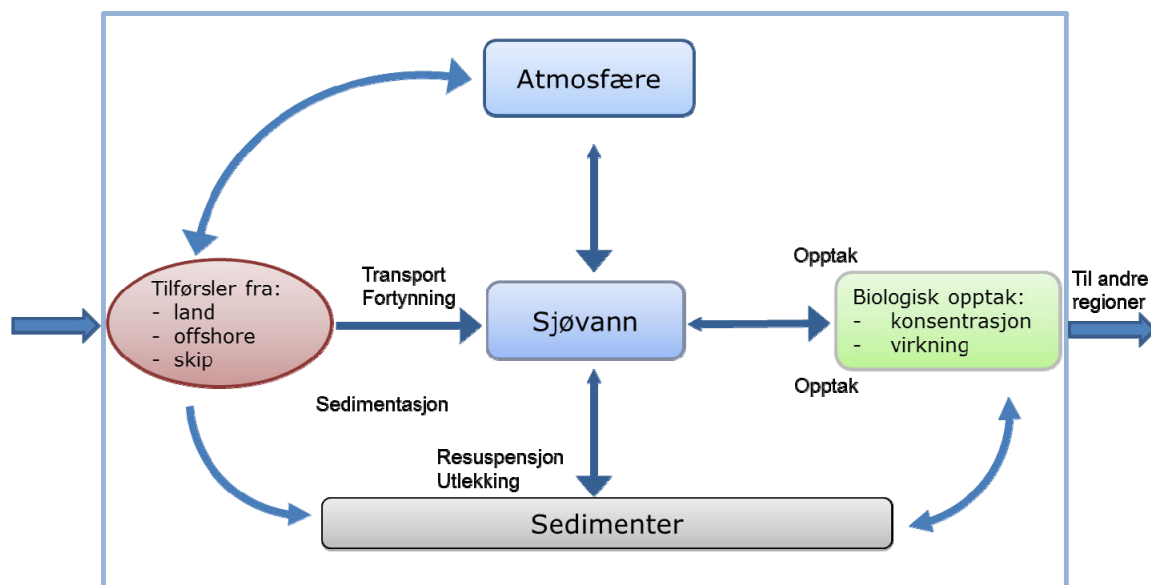
Figur 4. Skipstrafikk i Norskehav-området med høyere intensitet merket med røde linjer. (kilde: [Kystverket](#)).

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. I denne rapporten er sedimentering det samme som nedgraving, begravning, og «burial». 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 5** illustrere hovedtrekkene for tilførsler og transportveier for miljøfarlige stoffer innen en region.



Figur 5. Skjematisk skisse over transportveier for miljøfarlige stoffer fra tilførsler.

3 Resultater

3.1 Beregnede tilførsler

Dette delkapittelet inneholder oppdaterte tall fra de ulike kildene (tilførselsveiene). Disse kildene er definert som avrenning fra land/elver (kilde 1), tilførsler via luft (kildene 2 og 4), tilførsler via havstrømmer inkludert radioaktive stoffer (kilde 3), utslipp fra petroleumsvirksomhet (kilde 5), utslipp fra skipstrafikk (kilde 6) og utlekking fra havbunn (kilde 7 og 8).

Som for tidligere år finnes det ikke oppdaterte data for utslipp fra skipstrafikk og utslippsdata fra skipstrafikk som ligger inne i tabellene i denne rapporten er hentet fra Fase II rapporten (Molvær *et al.* 2008). Kystverket jobber med et nytt AIS-basert system (*Automatic Identification System*) for å beregne utslipp fra skipstrafikk, men foreløpig inneholder ikke dette systemet data fra skipstrafikk. Data fra tilførsler ved utlekking fra havbunn stammer fra Fase II (Molvær *et al.*, 2008) og disse tallene har ikke blitt oppdatert siden denne rapporten. Videre er resultatene fra alle disse åtte kildene sammenstilt og kommentert.

3.1.1 Avrenning fra land/elver i Norge

Det er det nasjonale RID-elvetilførselsprogrammet som står for rapportering av tilførsler fra land/elver i Norge og det er disse dataene som blir presentert i **Tabell 3** for de ulike regionene relevant for denne rapporten (region VIII-XI). Samlede tilførsler av tungmetaller og PCB og lindan er vist i **Tabell 4**. Disse tilførslene er vist uten retensjonsberegninger som i rapporten for Norskehavet (Green *et al.*, 2012) og Barentshavet (Green *et al.*, 2010), mens rapporten for Nordsjøen (Green *et al.*, 2011) viste tilførsler med retensjonsberegninger. Retensjon/tilbakeholdelse av forurensede utslipp innenfor grunnlinjen kan være stor og ha betydning både for tilstanden i fjordene og for beregningene i kystvann-hav (Green *et al.*, 2010).

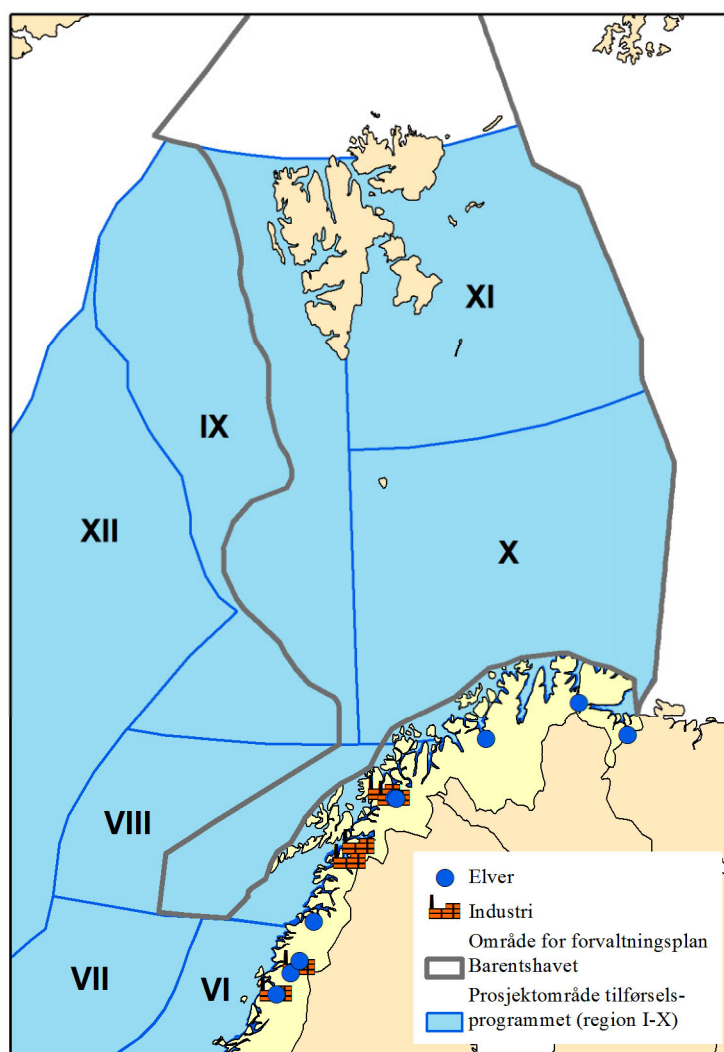
Lokalisering av større elver og industri er vist i **Figur 6**.

Tabell 3. Tilførsler av tungmetaller fra elver med utløp til Norskehavet, 2005-2011. 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	VIII	1.53	0.18	16.73	115.69	0.029	12.99	1.73	13.19
2005	X	2.56	0.25	6.53	46.99	0.031	40.88	1.69	19.11
2006	VIII	1.20	0.23	14.46	132.80	0.027	10.96	2.24	31.69
2006	X	2.50	0.24	6.72	48.61	0.024	138.89	0.95	20.83
2007	VIII	1.25	0.20	16.50	141.97	0.030	10.55	2.71	42.09
2007	X	2.95	0.24	7.51	71.02	0.026	73.85	1.82	17.74
2008	VIII	1.07	0.19	12.40	149.79	0.024	8.43	3.06	25.95
2008	X	2.40	0.20	6.99	44.65	0.021	27.55	1.35	47.22
2009	VIII	1.12	0.18	13.85	171.00	0.029	8.27	2.57	18.44
2009	X	1.89	0.15	5.51	50.03	0.027	20.12	1.38	20.90
2010	VIII	1.05	0.17	12.37	153.77	0.021	9.25	3.88	24.48
2010	X	3.69	0.27	6.66	68.98	0.023	52.17	2.80	38.19
2011	VIII	1.52	0.19	23.26	156.55	0.024	14.90	6.79	29.61
2011	X	1.83	0.26	6.95	60.27	0.031	33.39	1.17	21.89

Tabell 4. Tilførsler av PCB og lindan (γ -HCH) fra elver med utløp til Barentshavet, 2005-2011. Tallene er gitt uten retensjon, og enhet er tonn/år

		HCH- γ	Sum PCB
2005	X	0.001	0.005
2006	X	0.001	0.013
2007	X	0.001	0.005
2008	X	0.001	0.004
2009	X	0.000	0.003
2010	X	0.001	0.004
2011	X	0.001	0.004



Figur 6. 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 2011.

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.

Avsetning av organiske miljøgifter

Langtransport via atmosfæren er den mest effektive form for transport av organiske miljøgifter til avsidesliggende områder, så som nordområdene og Arktis (Eckhardt *et al.*, 2007; Hung *et al.*, 2010). En kompliserende faktor for beregninger av tilførsler av organiske miljøgifter fra luft til hav er imidlertid at mange organiske miljøgifter har et utstrakt potensial for reversibel atmosfærisk avsetning (Wania and Mackay, 1996). Ettersom det stort sett mangler relevante målinger av avsetning fra luft til de aktuelle havområdene, har en relativt enkel empirisk metode blitt utviklet der målte konsentrasjoner i luft benyttes i kombinasjon med observerte meteorologiske data til å beregne de aktuelle tilførslene ved å oppsummere individuelle tilførsler via gassavsetning, partikulær tørravsetning og våtavsetning. Empirisk metode er mekanistisk orientert og benytter seg av en prosessforståelse, uttrykt ved hjelp av matematiske likninger, som i stor grad tilsvarende likninger man finner i mer komplekse transportorienterte modeller så som EMEP MSC/E modellen. Empirisk metode tilstreber i størst mulig grad å benytte seg av relevante empiriske data (målinger) og forsøker å minimere behovet for kritiske antagelser for å ekstrapolere i tid og rom. For detaljer angående de ulike metodene så henvises til tidligere Tilførselsrapporter (Green *et al.*, 2010, 2011 og 2012) med tilhørende referanser.

Tabell 5 oppsummer de meteorologiske målinger og observerte konsentrasjoner som danner basis for beregningene. Til forskjell fra tidligere års rapporter har vi denne gang også kunnet benytte luftmålinger fra stasjonen på Andøya i tillegg til data fra Birkenes og Zeppelin.

Tabell 5. Meteorologiske data (kilde: klima) og observerte luftkonsentrasjoner (Aas *et al.*, 2011) som er benyttet som inngangsdata for beregninger av tilførsler for 2010.

Region	Met. stasjon	Stasjonskode	Vindhastighet (m/s)	Nedbør (mm/år)	Temperatur (°C)	Luftkonsentrasjon
I	Torungen fyr	36200	6.1	597	6.3	
II	Utsira fyr	47300	7.1	801	6.8	
III	Ekofisk	76920	7.5	801 ¹	8.5	Birkenes
IV	Vigra	60990	4.6	1289	6.7	
V	Gullfaks C	76923	7.4	1289 ¹	7.5	
VI	Vega-Vallsjø	76450	4.9	990	5.0	
VII	Mike (Norne)	76900	7.2	990 ¹	6.1	
VIII	Andøya	87110	5.9	1073	3.6	Andøya
IX	Ny-Ålesund	99910	3.2	337	-4.1	
X	Bjørnøya	99710	7.1	385	-0.4	
XI	Hopen	99720	5.6	257	-3.5	Zeppelin
XII	Jan Mayen	99950	6.1	480	0.5	

1. Ettersom nedbørsmålinger ikke er rapportert for disse stasjonene (III, V, VII) er nedbørsmengden antatt lik kyststasjonene (II, IV og VI).

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 presiseres 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. I **Tabell 9** har vi videre oppsummert resultatene for ulike komponenter og komponentgrupper for perioden 2007-2010 for samtlige 12 havområder.

Tabell 6. Tilførsler fra luft til Norske havområder for PCBs i 2010 (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	4.7	5.0	3.3	0.9	1.3	2.0	0.5	18
II	21	22	15	4.2	5.6	8.6	2.2	78
III	23	25	16	4.6	6.2	10	2.5	86
IV	7.4	8.0	5.3	1.5	2.0	3.1	0.8	28
V	13	14	9.4	2.7	3.6	5.6	1.4	50
VI	7.7	8.2	4.9	1.6	2.2	3.0	1.7	29
VII	23	24	15	4.9	6.6	8.8	4.9	87
VIII	29	30	18	6.1	8.3	11	6.1	109
IX	64	36	16	4.8	4.3	6.6	1.4	134
X	154	88	39	12	10	16	3.1	322
XI	90	51	23	6.7	6.0	9.2	1.8	187
XII	222	127	57	17	15	23	4.6	465
Sum	658	439	222	66	71	106	31	1594

Tabell 7. Tilførsler fra luft til Norske havområder for klorpesticider i 2010, 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	47	25	2.1	7.0	0.6	1.5	3.4	120
II	206	109	9.2	31	2.6	6.5	15	528
III	228	120	10	34	2.9	7.2	17	584
IV	74	39	3.4	11	1.0	2.4	5.5	191
V	132	70	5.9	20	1.7	4.2	9.7	339
VI	88	21	1.5	7.4	0.4	5.4	8.6	163
VII	261	62	4.5	22	1.0	16	25	483
VIII	327	78	5.7	28	1.4	20	32	604
IX	526	71	4.9	23	1.7	11	32	1754
X	1265	172	11	56	3.4	26	76	4224
XI	738	100	6.6	32	2.0	15	44	2462
XII	1824	248	16	80	4.9	37	110	6089
Sum	5717	1115	82	352	24	153	378	17541

Tabell 8. Tilførsler fra luft til hav for PAH i 2010 (tonn/år), totalavsetning per region, beregnet ved hjelp av empirisk metode.

Region	Biphenyl	Acenaphthene	Fluorene	Phenanthrene	Anthracene	Fluoranthene	Pyrene	Benzo[a]pyrene	Benz[a]anthracene	S ₉ PAHs
I	2.8	0.5	4.5	6.4	0.2	1.5	1.0	0.4	0.1	18
II	12	2.3	20	28	0.9	6.6	4.4	1.8	0.6	77
III	13	2.5	22	31	1.0	7.4	4.9	1.8	0.7	85
IV	4.4	0.8	7.2	10	0.3	2.4	1.6	1.2	0.2	28
V	7.8	1.5	13	18	0.6	4.3	2.8	1.4	0.4	50
VI	2.4	0.6	4.9	10	- ¹	1.5	1.2	0.3	0.2	21
VII	7.1	1.8	14	30	- ¹	4.5	3.5	0.5	0.5	62
VIII	8.9	2.2	18	37	- ¹	5.7	4.4	1.0	0.7	78
IX	24	1.4	15	26	- ¹	3.4	3.4	1.1	- ¹	75
X	58	3.5	37	63	- ¹	8.1	8.1	1.0	- ¹	179
XI	34	2.0	22	37	- ¹	4.7	4.7	0.7	- ¹	105
XII	84	5.0	54	91	- ¹	12	12	1.7	- ¹	259
Sum	260	24	232	389	3	62	51	13	3	1037

1) Ikke beregnet: Målte luftkonsentrasjoner ved aktuell stasjon i 2010 er rapportert som 0.

Tabell 9 Årlige tilførsler fra luft til hav for perioden 2007 til 2010 for utvalgte komponenter og komponentgrupper til alle 12 havområdene (tonn/år).

ÅR	HCB	Σ_7 PCB	α -HCH	γ -HCH	Σ_3 DDT	Σ_2 CD	Σ_6 PAH
2007	25.2	5.4	10.9	1.84	1.8	0.63	880
2008	22.7	4.1	8.25	2.27	0.44	0.50	830
2009	19.8	2.5	6.74	1.71	0.42	0.54	1110
2010	17.5	1.6	5.72	1.12	0.46	0.53	1040

Empirisk metode har nå vært benyttet i fire rapporter, og årlige tilførsler for sentrale komponenter og komponentgrupper er oppsummert i **Tabell 9**. For 2007 ser man at resultatene for Σ_3 DDT er langt høyere enn senere år. Dette skyldes trolig at målinger fra både Zeppelin og Pallas (Finland) ble benyttet som datagrunnlag det første året, i motsetning til senere år som baserer seg på målinger fra Zeppelin og Birkenes (samt Andøya for 2010). Dette illustrerer at resultatene naturligvis er sensitive i forhold til de luftmålinger som inngår og hvor disse er innsamlet og/eller analysert. For mer detaljerte kartlegginger av romlig variabilitet i miljøgiftnivåer i luft vises det til tidligere arbeider (Halse *et al.*, 2011; Halse *et al.*, 2012). Det sier seg selv at beregninger av tilførsler til havområdene gjennom ekstrapolering av målinger av miljøgifter i luft fra et fåtall stasjoner resulterer i nokså grove og usikre estimater. Dessuten bemerkes det at tidsperioden fremdeles er for begrenset til å utlede mulige trender. For tidstrender i atmosfæriske tilførsler for modellområdet henvises det i stedet til eksisterende litteratur (Hung *et al.*, 2010; Schuster *et al.*, 2011). Fra år 2008 er imidlertid resultatene samlet i **Tabell 9** i det minste konsistente i den forstand at prøvene er analysert på samme laboratorium. Dette er et viktig poeng da sammenligning av resultater fra ulike kjemiske laboratorier tilsier at en variabilitet på faktor 2 mellom laboratorier kan forventes (Su and Hung, 2010).

Beregninger av tilførsler og utveksling av organiske miljøgifter mellom luft og hav, selv om disse måtte være basert på parallelle målinger i luft og hav, er generelt forbundet med betydelige usikkerheter og da særlig om konsentrasjoner i både luft og hav er lave og nær både likeveket og/eller deteksjonsgrenser (Bruhn *et al.*, 2003; Gioia *et al.*, 2008; Wania *et al.*, 1998). Ulike tilnærminger har vært benyttet i tidligere rapporter fra prosjektet for å evaluere usikkerheten i beregninger av tilførsler fra luft til hav basert på empirisk metode (Green *et al.*, 2010, 2011 og 2012). Ettersom dette prosjektet er i ferd med å avsluttes kan dette være en god anledning å rekapitulere noen av de mer sentrale funn.

Usikkerheter har blant annet tidligere vært belyst for utvalgte miljøgifter gjennom å sammenligne output fra EMEP MSC/E-modellen mot resultater basert på empirisk metode. Mens tidligere resultater for Benzo[a]pyrene (B[a]P) ga en god overensstemmelse for kystnære områder så ble det funnet større avvik i resultatene for regioner langt til havs. Dette kan trolig forklares med at empirisk metode ignorerer romlig variabilitet og dermed ikke tar hensyn til at luftkonsentrasjoner av organiske miljøgifter som er bundet til partikler i luft, så som B[a]P, er utsatt for mer effektiv partikulær tørr- og våtavsetning enn andre forbindelser. Dermed vil luftkonsentrasjoner og følgende avsetning fra luft til hav forventes å avta raskere med økende avstand fra kildeområder, sammenlignet med komponenter med lang halveringstid i luft som i større grad forefinnes i gassfase i luft. Dette innebærer konkret at tilførslestimater basert på empirisk metode for komponenter som i betydelig grad er bundet til atmosfæriske partikler, så som B[a]P kan være overestimert for havområder som ligger langt fra kilder (Green *et al.*, 2011). Teoretiske betraktninger tilsier imidlertid at den partikulære fraksjonen er begrenset for de andre miljøgiftene som er studert (<20%) (Green *et al.*, 2012), og at tilførslene fra luft til hav for de fleste komponenter forventes å domineres av diffusjon fra luft til hav (gassutveksling). Dette poengter videre at en bedre forståelse av diffusjon er særlig viktig for å forstå og kvantifisere total utveksling mellom luft og hav. Selv om det eksisterer lite måledata på utveksling mellom luft og hav for de aktuelle havområdene har målekampanjer tidligere blitt utført på forskningstokt med skip (Gioia *et al.*, 2008). En tidligere sammenlikning av resultater for 2007 (Green *et al.*, 2010) viste at resultatene basert på empirisk metode for fire utvalgte PCB-forbindelser var innenfor området for beregnede flukser i 2007, sistnevnte basert på observasjoner basert på parallelle målinger av konsentrasjoner i luft og hav fra et forskningstokt i 2004 (Gioia *et al.*,

2008). Spesifikt beregnet Gioia *et al.* (2008) en netto gassutveksling for Σ_4 PCB (PCB-28,52,118 og 138) mellom luft og sjøvann på mellom -6.3 og 0.1 ng Σ_4 PCB m⁻² dag⁻¹. En negativ fluks indikerer at diffusjon fra luft til hav dominerer, mens en positiv fluks indikerer at fordampning dominerer. Generelt påpeker de at selv om man tar hensyn til usikkerhetene i beregningene så tilsier resultatene at det var en netto avsetning fra luft til vann via diffusjon for Σ_4 PCB. Til sammenligning ga våre egne resultater, som ikke tar hensyn til fordampning, en beregnet diffusjonsfluks på -4 ng Σ_4 PCB m⁻² dag⁻¹ (Green *et al.*, 2010).

På tross av forenklingene som ligger til grunn for årets beregninger som er presentert i **Tabell 6**, **Tabell 7** og **Tabell 8** er det ikke sikkert at en mer kompleks tilnærming ved bruk av transportorienterte modeller (så som EMEP MSC/E modellen) nødvendigvis gir mer pålitelige estimater. Forenklingene bak empirisk metode er gjort med overlegg. Dette er basert på antagelsen om at kvaliteten av disse beregningene ikke primært er begrenset av oppløsningen i tid og rom (for eksempel at de er antatt identiske på arealbasis innad i ett havområde), men mer skyldes fundamentale usikkerheter i den grunnleggende kunnskapen om relevante prosessbeskrivelser som ligger til grunn for kvantifiseringen av individuelle utvekslingsprosesser mellom luft og hav. Videre er kun et fåtall av de mer komplekse transportorienterte modeller, så som EMEP MSC/E-modellen, operasjonelle for et større antall organiske miljøgifter. Dette skyldes ofte at essensielle inngangsdata i tid og rom, så som utslippsdata, er mangelfull for fullstendig parameterisering av komplekse transportorienterte modeller. For empirisk metode er det ikke slike begrensninger, utover behovet for relevante målinger av miljøgifter i luft. Ettersom de fleste organiske miljøgifter er anerkjente globale forurensninger med lang levetid i det ytre miljø (og da særlig i polare områder), så innebærer dette behov for globale eller i det minste hemisfæriske modeller (og utslippsdata) for å forstå og forutsi kilde-reseptor forhold i avsideliggende havområder ved hjelp av modeller som EMEP MSC/E. Den lange levetiden til de fleste organiske miljøgifter (år, tiår eller mer) innebærer også at man er avhengig av simuleringer (og utslippsdata) over en tidsperiode som reflekterer den forventede levetiden av disse stoffene i det ytre miljø for å kunne forsøke å skille mellom "gamle synder" og nye tilførsler. For eksempel synes nivåer av enkelte organiske miljøgifter, så som PCB i luft på Zeppelin, i betydelig grad å være kontrollert av sekundære utslipp fra overflatemedier som ble forurenset i fortiden (Ma *et al.*, 2011). Med andre ord, belastningen av enkelte miljøgifter i luft på Zeppelin kan vanskelig rasjonaliseres ved hjelp av modeller med mindre disse tar hensyn til tidligere tiders tilførsler samt den historiske utvekslingen mellom luft og overflatemedier.

Vi må derfor konkludere som tidligere 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. Dette har åpenbare konsekvenser for miljøgiftbudsjettene som Tilførselsprogrammet har forsøkt å bestemme for havområdene. Imidlertid har Tilførselsprogrammet bidratt med å sammenstille eksisterende kunnskap fra ulike fagmiljøer og dermed bidratt til å identifisere sentrale kunnskapshull. Evaluering av komplementære tilnærminger for beregninger av tilførsler (for eksempel empirisk metode vs EMEP MSC/E-modellen) har videre bidratt med kunnskap om styrker og begrensninger ved hver av disse.

Avsetning av tungmetaller

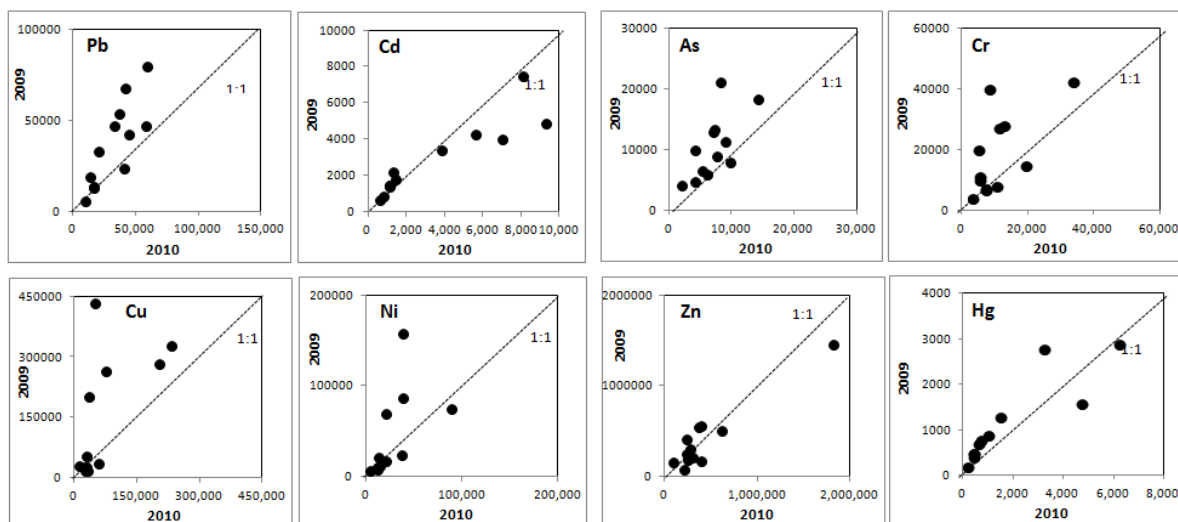
Avsetning til havoverflaten er beregnet med å ta utgangspunkt i målte luft- og nedbørkonsentrasjoner i hele regionen, dvs. målinger utført i Island, Storbritannia, Belgia, Nederland, Tyskland, Danmark, Sverige, Finland og Norge og rapportert til EMEP (Aas og Breivik, 2012). Nedbør- og luftkonsentrasjoner 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 50x50km rute. Dette er en annen metode for å beregne tilførsel enn for miljøgifter beskrevet over. Årsaken er at tungmetaller (utenom Hg) ikke har reversibel avsetningen som organiske miljøgifter 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 detaljer henvises til tidligere rapporter i Tilførselsprogrammet (Green *et al.* 2011 og 2012). 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 må total gassfase kvikksølv og nedbørkonsentrasjon, det er derfor valgt å bruke modelldata (Travnikov et al, 2012) for å beregne tilførsel av kvikksølv. 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 2010 (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	13 300	800	2 000	3 300	11 300	3 800	90 000	200
II	43 900	1 400	8 900	5 500	26 200	13 500	239 600	700
III	36 300	1 300	7 100	5 300	28 000	12 700	237 400	600
IV	40 600	1 100	6 100	7 100	26 300	11 400	293 600	400
V	9 500	600	5 300	7 100	27 300	11 100	202 800	400
VI	16 300	1 100	4 100	10 300	30 300	11 100	241 400	400
VII	16 000	1 100	7 700	19 200	56 500	20 600	393 000	1 000
VIII	57 800	9 300	9 800	12 600	201 800	37 000	362 000	1 500
IX	32 900	5 600	7 200	11 100	76 300	37 900	607 600	6 200
X	41 400	8 100	8 200	8 400	50 300	37 900	395 500	3 200
XI	20 400	3 800	4 200	5 100	34 400	20 500	276 300	4 700
XII	58 600	7 000	14 300	33 800	231 400	88 200	1 817 100	5 500
Sum	387 000	41 200	84 900	128 800	800 100	305 700	5 156 300	24 800

Sammenlignet med fjorårets beregninger for alle regioner (Green *et al.*, 2012) er nivået relativt likt, men variasjoner for komponent og havregion. Kadmium noe høyere i 2010 enn 2009, mens bly og arsen er lavere, se **Figur 7**. Det er forventet at de årlige variasjonene kan være store da metoden for å beregne totalavsetning er usikker.



Figur 7. Sammenligning av beregnede totalavsetning i de ulike regioner og metaller i 2009 og 2010 (kg/år/region).

I tillegg til kvikksølv som beskrevet over, ble totalavsetningen av bly og kadmium også beregnet med EMEP-modellen og brukt som input for havmodellberegningene (kapittel 4.1). Tidligere rapporter (Green *et al.*, 2011 og 2012) har vist at det er relativt bra sammenheng mellom de to metodene både for bly og kadmium. EMEP modellen underestimerer generelt totalavsetningen i forhold til empirisk metode (Travnikov et al, 2012). Spesielt kadmium er underestimert i EMEP modellen, mens for bly er sammenligningen bedre. En del av årsaken til dette er sannsynligvis mer mangelfulle

utslippsestimater for kadmium, men også observasjonene er av høyre kvalitet for bly enn kadmium. 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 (Green et al, 2012).

3.1.3 Tilførsler via havstrømmer

Tilførslene av forurensende stoffer via havstrømmene er beregnet ved bruk av de to biokjemi- og forurensningsmodellene OxyDep/PolPar og NORWECOM, begge drevet av den tre-dimensjonale sirkulasjonsmodellen ROMS. Havstrømmene transporterer stoffene rundt omkring i modellområdet. De forurensende stoffene som er inkludert i modellen er kvikksølv (Hg), PCB-153, og PAH-BaP.

Tilførsel med 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 høy. Det bør likevel understrekes at havstrømmene ikke representerer en egentlig tilførselskilde for regionene. Havstrømmene transporterer og fordeler kun stoffer fra de andre virkelige kildene rundt i Barentshavet og Lofotenområdet, og i tillegg transporterer de inn stoffer som er tilført havet utenfor de norske havområdene.

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 Skandinaviske kystområder 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) (Chiersiet *al.*, 2012). Dette poengterer rollen til oppløst organisk materiale 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 fluks langs grenseflatene mellom regionene og mellom regionene og omkringliggende områder, og også en netto tilførsel til hver region (*Tabell 16*). Fluksene er beregnet ved å summere opp transport hver dag i ett år. 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.

Begge modellene beregner 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 vertikal sjiktning. 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.

I Barentshavet er det en betydelig rolle koblet til isprosesser: forebygging av atmosfærisk utladning til sjøvann i nærvær av havis og tilføring av forurensende stoffer ved smelting av havis. Disse prosessene har blitt parameterisert i OxyDep/PolPar modellen. Beregningene viste at effekten av konsentrasjonsøkningen på grunn av havissmeltingen var betydelige, og på en eller annen måte kompenserte den effekten av den biologiske pumpen. I de nordlige delene av Barentshavet og langs den sørøstlige kysten av Barentshavet var konsentrasjoner av miljøgifter høyere om sommeren enn om vinteren.

Et ytterligere konkret mål var å studere effekten av de russiske elvene. Resultater viste at disse forurensede elvene påvirket ikke konsentrasjoner i de studerte regionene, men bidra vesentlig til forurensning av de nordøstlige delene av sjøen (sammen med ismelting).

Transportene

Utslippene fra land er viktig for modellberegning av miljøgifttransport med havstrømmer. For Barentshavet og Lofotenområdet gjelder utslipp fra land/ norske elver og disse er registrert med månedlige verdier. De direkte tilførslene er oppdatert (se Kapittel 6) og de samlede resultatene er gjengitt i **Tabell 11**.

Tabell 11. Modellerte tilførsler via havstrømmer og andre tilførsler (A), via havstrømmer (B) og differanse mellom havstrømmer inn og ut (C) for (regionene VIII, IX, X og XII regnet pr. 1000 km². (se metodebeskrivelse i kapittel 6.3 og **Tabell 16**).

Reg.		Kvikksølv kg	PCB kg	PAH kg	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu, GBq	⁹⁰ Sr, TBq	⁹⁸ Tc, GBq	¹³⁷ Cs, GBq
VIII	A	1378	0,092	7,045	1,4	511	121	2035
	B	1369	0,028	1,248	*	*	121	*
	C	-116	0,006	-0,037	*	*	0	*
IX	A	1375	0,092	3,418	0,7	34	14	109
	B	1357	0,061	0,598	*	*	14	*
	C	44	-0,012	-0,138	*	*	0	*
X	A	273	0,073	3,288	2,2	97	36	463
	B	264	0,017	0,512	*	*	36	*
	C	-34	-0,003	-0,100	*	*	0	*
XI	A	314	0,105	2,758	0,6	33	15	110
	B	296	0,059	0,283	*	*	15	*
	C	10	0,006	-0,033	*	*	0	*

*) ikke mulig å skille forskjellige typer tilførsler

Modellberegninger av tilførsler av strontium-90 (⁹⁰Sr), plutonium-239+240 (²³⁹⁺²⁴⁰Pu), teknesium-137 (⁹⁹Tc) og cesium-137 (¹³⁷Cs) for områder VIII - XI i **Tabell 11** tilsvarer år 2012. 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

Ved utarbeidelse av rapporten for Barentshavet (region VIII-XI) i 2012 var det ingen tilgjengelig data om utslipp fra petroleumsvirksomhet og heller ikke for 2011.

Summen av utslipp av forurensende stoffer fra kjemikaliebruk og produsert vann fra petroleumsvirksomhet på norsk sokkel, faste installasjoner er vist for resterende regionene i Vedlegg B. Datagrunnlaget er hentet fra Oljeindustri Landsforening 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.

3.1.5 Tilførsler fra skipstrafikk i norske farvann

Det er ingen oppdaterte tall for skipstrafikk i norske farvann. 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 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

Modellering av transport og spredning av radionuklider utføres med Strålevernets marine boksmodell for de utvalgte regionene i Barentshavet (regionene VIII, IX, X og XI) for følgende radionuklider: ^{99}Tc , ^{90}Sr , ^{137}Cs and $^{239+240}\text{Pu}$. Beregningene er basert på data fra tidsperioden 1945-2010.

Kildene til radioaktiv forurensning i norske kyst- og havområder er detaljert beskrevet i rapportene til Statens strålevern (StrålevernRapport, 2006; 2007; 2008; 2009; 2011), AMAP *assessment report* (AMAP, 1998) og "White Book - 2000", (White Book, 2005).

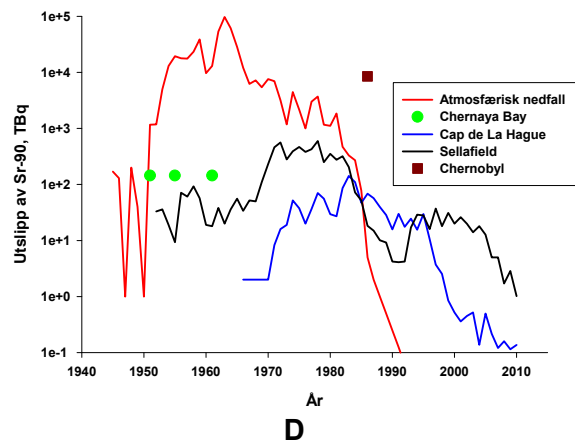
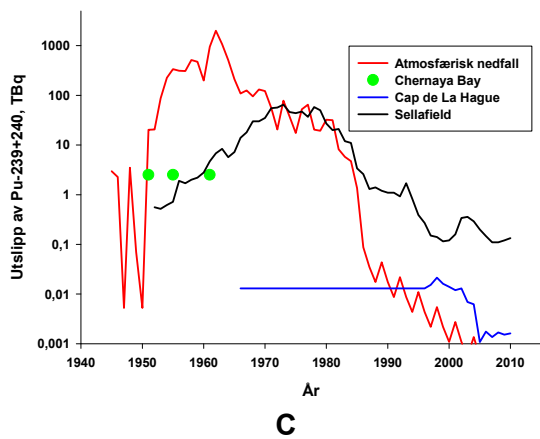
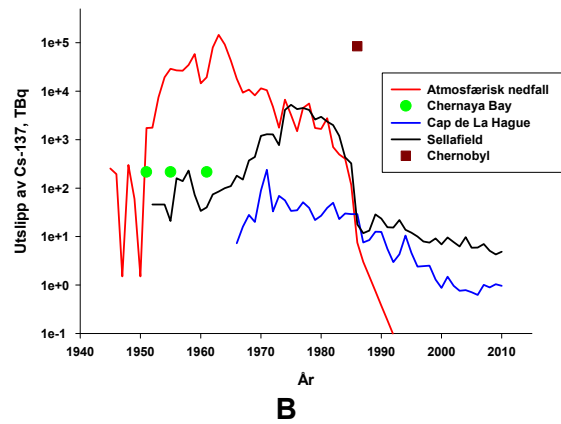
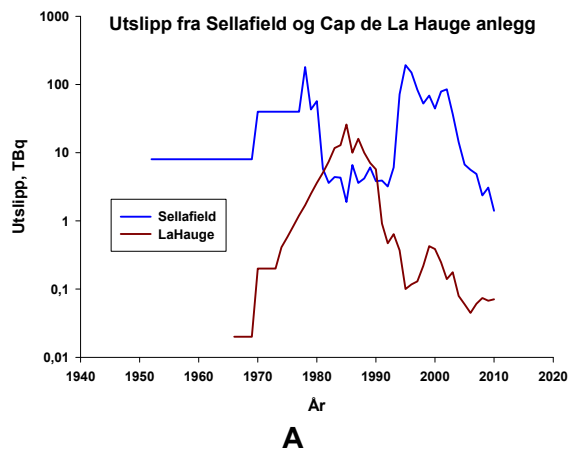
De viktigste tilførselskildene til radioaktiv forurensning i norske kyst- og havområder er nedfall fra atmosfæriske prøvesprengninger av kjernevåpen fra 1950 og 60-tallet, utslipp fra gjenvinningsanlegg for brukt kjernebrensel og kontaminert vann etter Tsjernobyl ulykken. I tillegg til disse tre kildene er også utslipp til Barentshavet fra prøvesprengninger undervann i Charnaya Bay, Novaya Zemlya (Smith *et al.*, 2000) vurdert i denne rapporten (**Figur 8**).



Figur 8. Aktuelle og potensielle kilder av radioaktiv forurensning i norske kyst- og havområder.

Fordelingen av radionuklidene i dag er avhengig av parametere som havstrømmer, diffusjon, sedimenteringshastigheter og dynamikk mellom vann og sedimenter. Et eksempel er at radioaktive stoffer fra prøvesprengninger i atmosfæren føres med havstrømmer til forskjellige havområder.

Figur 9 viser totale verdier for forskjellige kilder over tid. Dataene er basert på resultater av internasjonale vurderinger (UNSCEAR, 2000; AMAP, 1998; Smith *et al.*, 2000; Jackson *et al.*, 2000; StrålevernRapport 2006; 2007; 2008; 2009; 2011).



Figur 9. Aktuelle kilder av teknesium-137 (^{99}Tc) (**A**), cesium-137 (^{137}Cs) (**B**) plutonium-239+240 ($^{239+240}\text{Pu}$) (**C**) og strontium-90 (^{90}Sr) (**D**) beregnet som TBq/m^3 . Atmosfærisk nedfall vises til nordlig hemisfære.

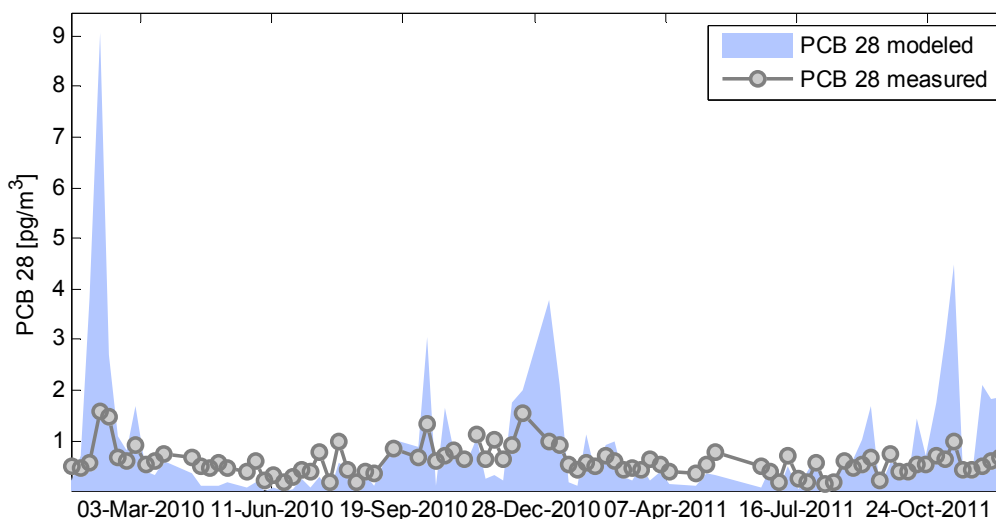
4 Vurdering av resultatene

4.1 Beregninger av kilderegioner for atmosfærisk tilførsel

I regi av tilførselsprogrammet ble det etablert en ny overvåkingsstasjon for atmosfæriske tilførsler på Andøya i 2009. Tidligere har det kun vært overvåking av miljøgifter på observatoriene på Zeppelinfjellet på Svalbard og på Birkenes i Sør Norge, og som har kunnet anvendes for å se på atmosfæriske tilførsler av organiske miljøgifter til Norge og havområdene rundt. Det har derfor vært stor usikkerhet over hvor representative disse stasjonene har vært til å se på tilførsler i nordlige deler av landet og havområdene i nord. Tidligere har modellberegninger vist at forurensningen som ankommer Andøya har andre kilderegioner enn Svalbard (Green *et al.*, 2012), men det har ikke vært sammenlignet med observasjoner av luftkonsentrasjoner før i denne rapporten. Overvåkingsdata fra 2010 og 2011 (Aas *et al.*, 2012) har blitt sammenlignet med FLEXPART modellberegninger (Eckhardt *et al.*, 2009) for tilsvarende år. Spredningsmodellen FLEXPART har blitt brukt for å simulere tilførsler av PCB-28 ved å bruke globale utslippsestimat beregnet av Breivik *et al.* (2007). Videre detaljer for metoden er beskrevet i tidligere rapporter (Green *et al.*, 2010 og 2011).

Beregnete kilderegioner for atmosfærisk tilførsel av PCB-28 til Andøya

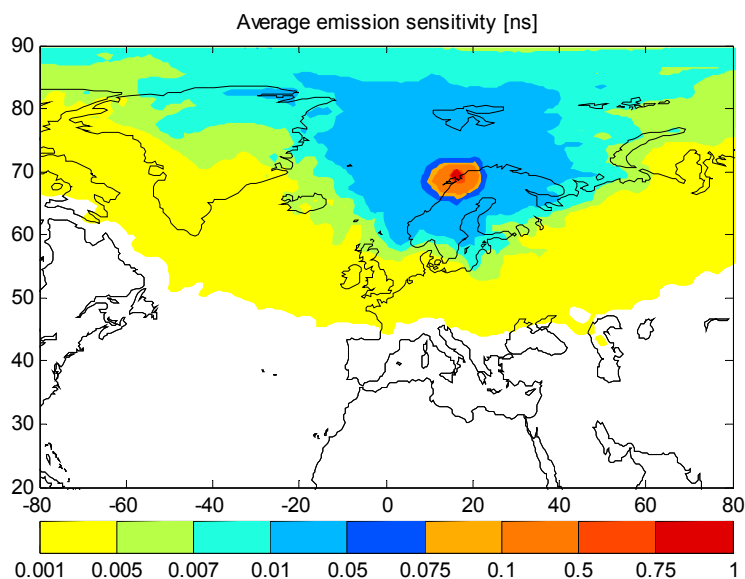
Figur 10 viser modellerte og observerte konsentrasjoner av PCB-28 på Andøya for 2010 og 2011. Modellen klarer å reprodusere de observerte målingene i ganske stor grad, men det er en tydelig overestimering om vinteren og underestimering om sommeren. Dette er sannsynligvis pga av at utslippsestimatene ikke tar hensyn til sesongvariasjon i utslippene, som trolig er høyere på sommeren enn vinteren, grunnet høyere flyktighet når det er varmt. At nivåene på Andøya reproduseres tilfredsstillende av modellen, om man ser bort fra sesongvariasjonen, er imidlertid i kontrast til tilsvarende beregninger på Birkenes og Zeppelin (resultater ikke vist). Modellen overestimerer på Birkenes (se Eckhardt *et al.*, 2009), mens på Zeppelin så underestimeres bidraget av primære kilder. Dette kan indikere at PCB i økende grad er kontrollert av sekundære kilder, dvs avdamping fra forurensede reservoarer (som hav og jord), når man beveger seg lengre mot nord, men dette krever mer inngående undersøkelser.



Figur 10. Tidsserier av modellerte (i blått) og observerte (grå linje) konsentrasjoner av PCB-28 [pg/m^3] på observatoriet på Andøya.

Luftmålingene på Andøya er mest følsomme for utslipp av forurensning fra nordområdene og Nord-Europa. **Figur 11** viser et kart med gjennomsnittlig potensiell utslippsfølsomhet for Andøya for perioden mars 2010 til oktober 2011 som illustrerer dette. Som forventet er de mer sørlige områdene potensielt mer viktig om vinteren enn sommeren (data ikke vist). Dette skyldes at på sommeren er det

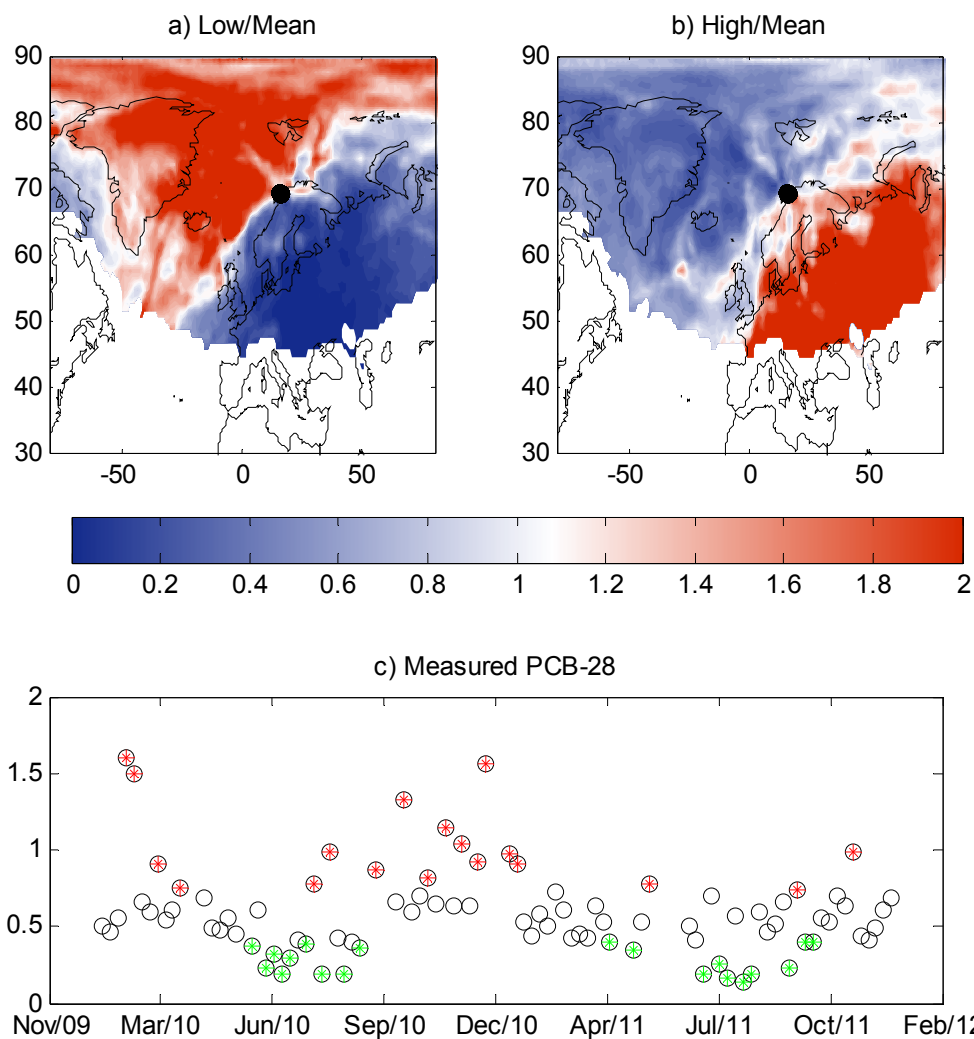
lengre oppholdstid av luften rundt Andøya enn på vinteren hvor det er større muligheter for langtransportepisoder.



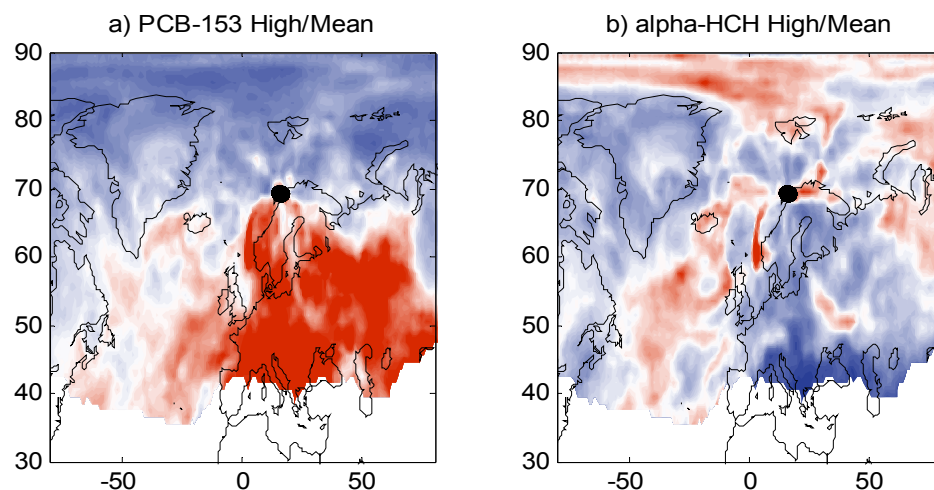
Figur 11. Fotavtrykkskart som angir hvor luftmassene har vist størst sensitivitet til å fange opp utlipp som kan ha forekommet i nedre luftilag (0-100m) representert med en PCB-28 tracer, gjennomsnitt for mars 2010-okt 2011 (ns/m^3).

Figur 12c viser observerte PCB-28 konsentrasjoner på Andøya der de høyeste og laveste nivåene er markert. For å få informasjon om kildeområder for målinger med høye konsentrasjoner (rødt) kontra lave (grønt), har vi beregnet forholdet mellom gjennomsnittlig fotavtrykk og fotavtrykket for episodene som tilsvarer de 20% laveste og 20% høyeste verdiene. Fra **Figur 12b** ser man tydelig at de høye episodene skyldes påvirkning av utlipp fra det Europeiske kontinent. Motsvarende indikerer episoder med lave konsentrasjoner typisk transport av luftmasser med opphav fra havområdene (**Figur 12a**).

Tilsvarende analyse er blitt gjort for PCB-153 og α -HCH. For PCB-153 ser det også ut som de 20% høyeste konsentrasjonene primært skyldes utlipp og transport fra kontinentet (**Figur 13a**). For α -HCH er det annerledes. Utlipp fra havet ser ut til å ha en økt påvirkning sammenlignet med kilder på land (**Figur 13b**). α -HCH har et stort potensial for avdamping fra vann, og havet kan derfor være en viktig sekundær kilde for denne komponenten.



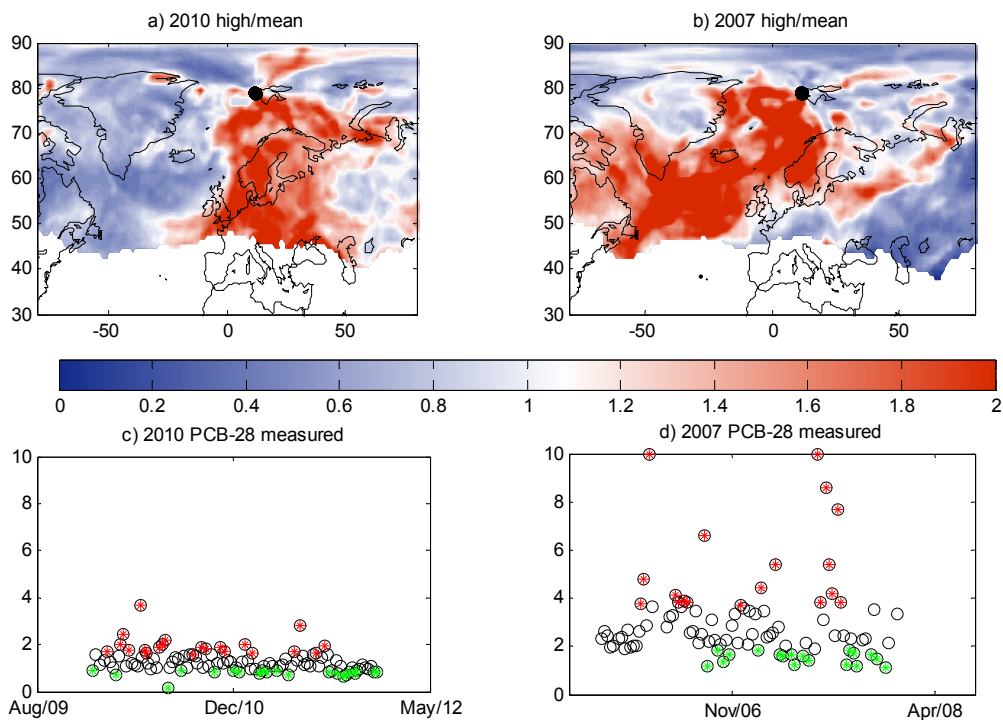
Figur 12. Ratio mellom gjennomsnitt utslippsfølsomhet (**Figur 11**) og utslippsfølsomhet for dagene med de høyeste (b) og laveste (a) observerte konsentrasjonene. Rødt indikerer høyere enn gjennomsnittet. c) viser tidsserien med PCB-28 hvor rødt indikerer de 20% høyeste episodene, og grønt de 20% laveste.



Figur 13. Samme som **Figur 12**, men PCB-153 (a) og α -HCH (b).

Sammenligning med kilderegioner for Zeppelin

Tilsvarende analyse som vist for Andøya er gjort for observasjonene av PCB-28 på Zeppelinfjellet i 2007 og 2010, **Figur 14**. For 2010 (**Figur 14a**) ser man for Zeppelinfjellet at de høyeste episodene skyldes utslipp og transport fra det Europeiske kontinentet. For 2007 er imidlertid kildeområdene annerledes enn i 2010. Her ser det ut til at havområdene sør og vest av Svalbard kan være en dominerende kilde for de 20% høyeste episodene. Ser man nærmere på tidsseriene for de to periodene ser man også at episodene i 2007 er karakterisert med høyere nivåer (**Figur 14d**) enn i 2010 (**Figur 14c**).



Figur 14. Tilsvarende som Figur 3 b og c, men for Zeppelinsfjellet i 2010 (a og d) og 2007 (b og d).

Konklusjoner

Målingene av PCB-28 og PCB-153 på Andøya i 2010 og 2011 er helt tydelig påvirket av utslipp og transport fra kilder på kontinentet. For α -HCH ser det ut til at også avdamping fra havet kan være en viktig sekundær kilde. I de to seneste år ser det ut som Zeppelinfjellet har noenlunde tilsvarende kildeområder som Andøya. Tidligere og spesielt i 2007 var konsentrasjonene av PCB-28 mye høyere på Zeppelinfjellet. 2007 er også et år hvor det var ekstra stor is-smelting i Arktis. Dette kan indikere at avdamping fra havet kan være en viktig kilde, men for å konkludere kreves mer detaljerte studier.

Resultatene som er presentert her tilsier samlet sett at overvåkningsstasjonene tidvis kan være dominert av tilførsler fra utslipp i antatte kilderegioner på kontinentet og tidvis sekundære kilder (havområdene). Videre at det kan være betydelige sesongvariasjoner og forskjeller mellom ulike komponenter og år. Det er derfor et klart behov for mer forskning på hvorvidt nivåer av ulike organiske miljøgifter i luft på overvåkningsstasjonene primært kontrolleres av primære eller sekundære kilder. Resultatene som er presentert her illustrerer at FLEXPART har potensiale til å gi nyttig innsikt i slike forhold, inkludert endringer fra år til år.

Det har vært diskutert mye de senere år hvorvidt mange miljøgifter som har blitt anrikt i Arktis gjennom tidligere tiders tilførsler vil kunne mobiliseres til luft under et varmere klima (Ma *et al.*, 2011). For komponenter som α -HCH er det vist at netto fluks fra havet til luft forekommer ((Wania *et al.*, 1999, Shen *et al.*, 2004, Halse *et al.*, 2012), mens det for andre organiske miljøgifter foreligger betydelig færre og mindre entydige resultater. For å få bedre innsikt vil det derfor være nyttig å utvide denne typen modellanalyser til å innbefatte alle organiske miljøgifter som måles og samtlige år overvåkningsdata eksisterer for å forsøke å identifisere eventuelle trender om en mulig overgang fra primære til sekundære kilder.

Da det videre er få målinger i grensesjiktet hav/luft og vanskelig å utlede netto flukser fra disse kan imidlertid modellering som presentert her, sammenstilt mot observasjoner, gi et verdifullt bidrag for å belyse tilførsler, kilderegioner samt betydningen av primære versus sekundære utslipp. Det er derfor viktig å opprettholde tidsseriene på disse stasjonene for å kunne følge utviklingen i tilførsler fremover i tid for å evaluere hvorvidt internasjonale avtaleverk er effektive og hvordan et endret klima vil kunne påvirke belastningen.

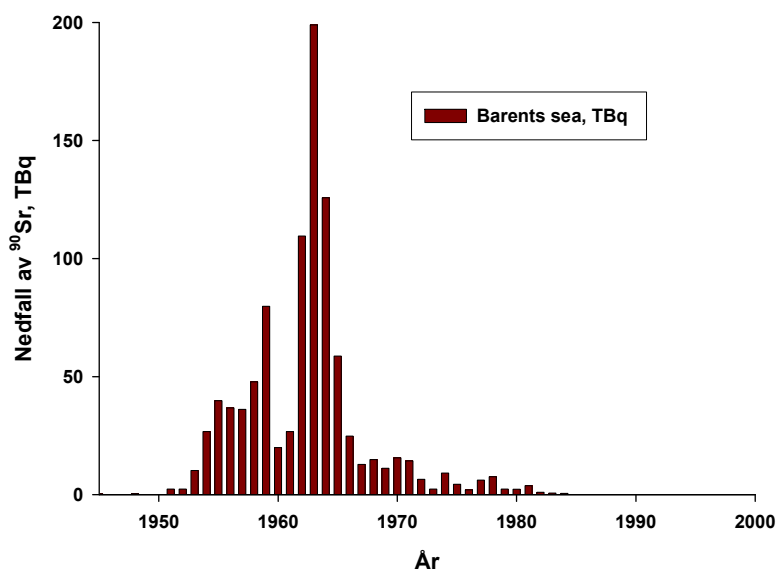
4.2 Beregninger av tilførsler av radioaktive stoffer

Det er viktig å merke seg at 622 PBq strontium-90, 6,52 PBq plutonium-239 og 4,35 PBq plutonium-240 stammer fra atmosfæriske prøvesprengninger av kjernevåpen (UNSCEAR, 2000). Nedfallet fulgte med nedbøren til jordoverflaten, og mesteparten på den nordlige halvkule. Nedfallet er ikke homogent ifølge UNSCEAR (2000). **Figur 15** viser nedfall i Barentshavet (15 bokser i Strålevernets modell) som er basert på fordeling av UNSCEAR (2000). Total nedfall er kalkulert som 0,97 PBq. Det er praktisk talt den samme verdien (0,98 PBq) som var vurdert i White Book (2005) med bakgrunn i nedfall i Barentshavet langs kysten. Liknende kalkulasjoner er gjort for alle boksene i modellen.

Nedfallet av cesium-137 er blitt estimert med en faktor 1,5-1,6 sammenliknende med strontium-90 (AMAP, 1998; White Book, 2005).

Omlag 85 PBq av cesium-137 ble frigitt i miljøet etter Tsjernobyl-ulykken (UNSCEAR, 2000). Østersjøen var den mest påvirkede regionen med nedfall på ca. 5 PBq (Evans, 1991). Nedfall til arktiske havregioner var estimert som 1,1 PBq (White Book, 2005). I denne rapporten gjøres ulike beregninger basert på kontaminert vann fra Østersjøen (gjennom Kattegat) i forbindelse med Tsjernobyl-ulykken, remobilisering fra sediment og innflytelse fra arktiske havområder.

$^{239+240}\text{Pu}$ utslippsverdien til sedimenter i Barentshavet fra prøvesprengninger undervann i Chernaya Bay i 1955, 1957 og 1961 er estimert i Smith *et al.* (2000) som 2 TBq. Utslipp etter prøvesprengningene er beregnet til denne verdien med det samme forholdet mellom $^{239+240}\text{Pu}$, ^{90}Sr og ^{137}Cs som i atmosfæriske prøvesprengninger av kjernevåpen.

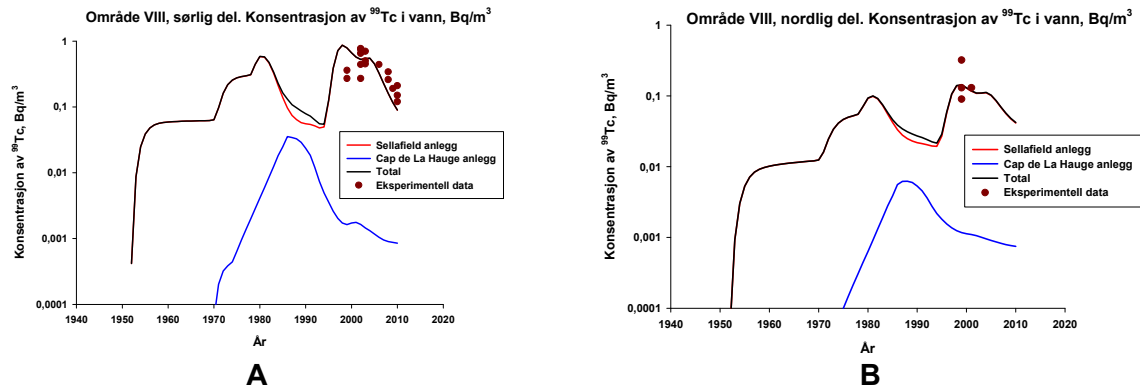


Figur 15. Atmosfærisk nedfall av strontium-90 (^{90}Sr) i Barentshavet.

Resultater av modell beregninger: konsentrasjoner

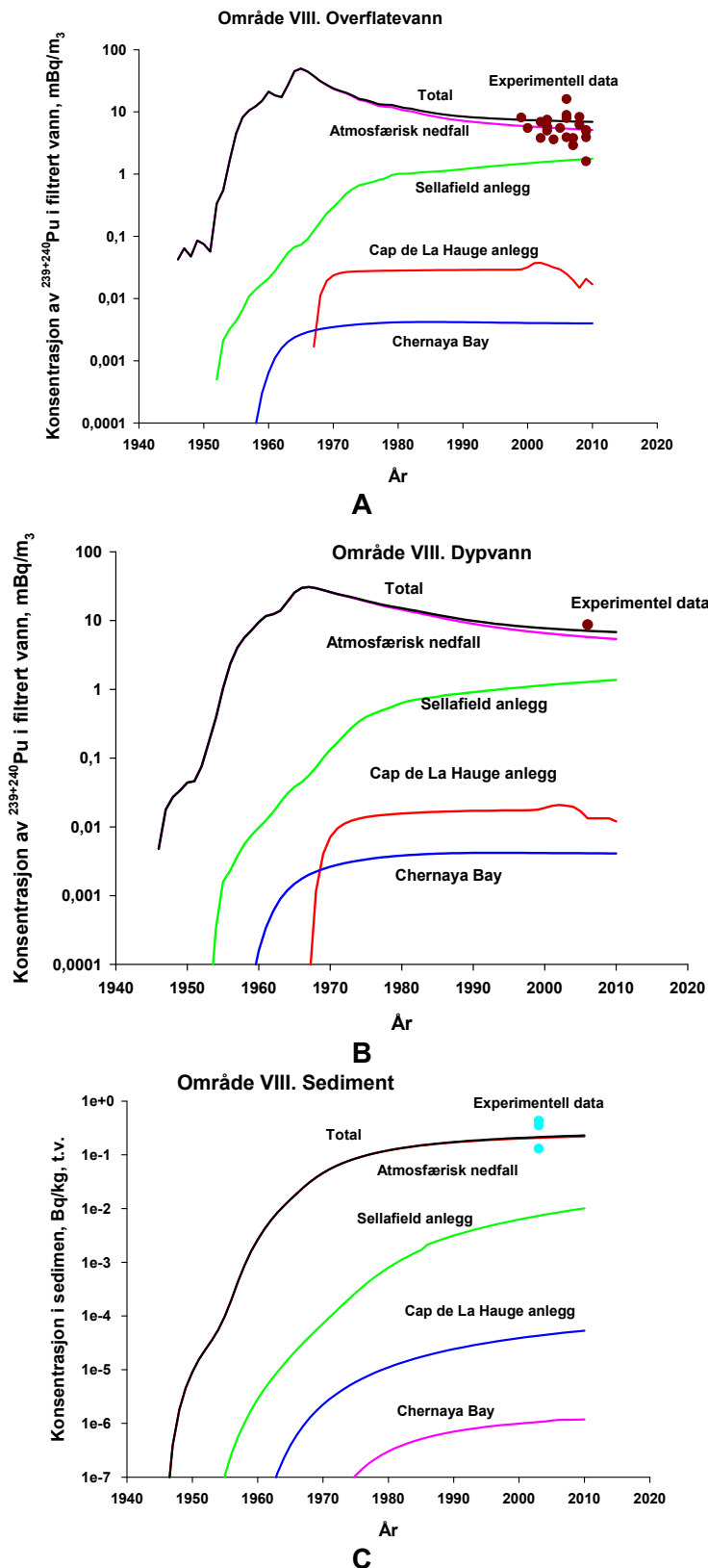
Figur 16 viser konsentrasjon av ^{99}Tc i sørlige (a) og nordlige (b) deler av Område VIII.

Konsentrasjonen er dominert av utslipp fra Sellafield-anlegget og tendensen de siste årene er at utslippene har minket. Resultatene viser også en akseptabel sammenheng mellom resultatene fra modelleringen og eksperimentelle data, noe som demonstrerer en fornuftig beskrivelse i modellen av transport av konservative radionuklider med havstrømmer.



Figur 16. Konsentrasjoner av teknesium-137 (^{99}Tc) i den sørlig (A) og nordlig (B) del av region VIII.

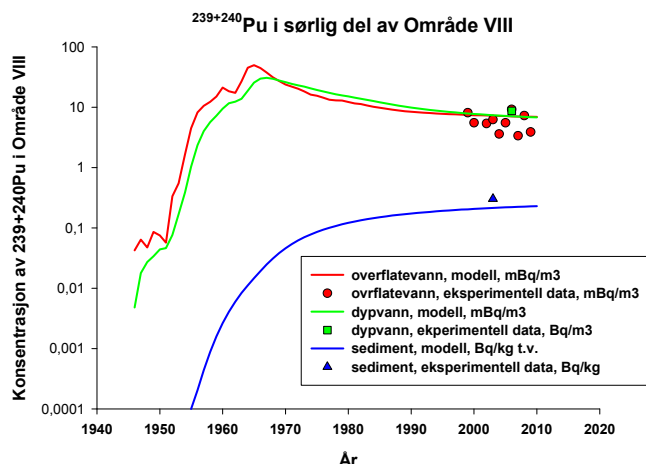
Figur 17 viser resultatene for beregningen av konsentrasjoner av $^{239+240}\text{Pu}$ i Område VIII. **Figur 17** viser at atmosfærisk nedfall er en sterkt dominerende kilde. Det er også demonstrert at innflytelsen fra Sellafield-anlegget har økt de siste årene. Det er klart signal av transport av Plutonium-239+240 etter remobilisering fra sediment i Irskesjøen, og $^{239+240}\text{Pu}$ er sterkt bundet til sedimentpartikler ($k_d=10^5$). **Figur 17** viser at det er en akseptabel sammenheng mellom resultatene fra modelleringen og eksperimentelle data, noe som demonstrerer en fornuftig beskrivelse av vann-sediment interaksjonen i modellen.



Figur 17. Konsentrasjon av plutonium-239+240 ($^{239+240}\text{Pu}$) i overflatevann (A), dypvann (B) og overflate sediment (C) i region VIII.

Beregnete konsentrasjoner av $^{239+240}\text{Pu}$ i vann versus konsentrasjoner i sediment er presentert i **Figur 18**. Resultatene av beregningene, med støtte fra eksperimentelle data, viser at konsentrasjon av plutonium-239+240 blir mindre i vann, mens konsentrasjon i overflatesediment (med dybde 0,1 m)

fortsetter å øke. Det betyr at akkumulering av $^{239+240}\text{Pu}$ i sediment fortsetter i mange år etter maksimum utslipp i miljøet (her på i 1960-tallet).



Figur 18. Konsentrasjon av plutonium-239+240 ($^{239+240}\text{Pu}$) i overflatevann, dyptvann og overflatesediment versus eksperimentelle data.

Resultater av modell beregninger: tilførsler

Beregninger av tilførsler av ^{99}Tc , ^{90}Sr , ^{137}Cs og $^{239+240}\text{Pu}$ for områder VIII - XI i **Tabell 12** tilsvarer år 2010. Beregninger er basert på kalkulasjoner av konsentrasjoner av radionuklider i havstrømmer (samt med fluks fra turbulent diffusjon) til regioner VIII - XI og vann-sediment interaksjonen. Mer detaljer beskrives i seksjon "Statens strålevern marin-modell".

Tilførsel av ^{99}Tc domineres sterkt (ca. 99 %) av utslippene fra Sellafield anlegg for alle områder.

Tilførsel av ^{90}Sr domineres av utslippene til miljø etter atmosfærisk nedfall (ca. 68-75 %) og fra Sellafield anlegg (ca. 22-29 %).

Tilførsel av ^{137}Cs domineres også av utslippene til miljø etter atmosfærisk nedfall (ca. 44-61 %) og fra Sellafield anlegg (ca. 37-55 %).

Tilførsel av $^{239+240}\text{Pu}$ domineres sterkt av utslippene til miljø etter atmosfærisk nedfall (ca. 88-99%) for alle områder

Tabell 12. Beregnede tilførsler av teknesium-137 (^{99}Tc), strontium-90 (^{90}Sr), cesium-137 (^{137}Cs) i TBq og plutonium-239+240 ($^{239+240}\text{Pu}$) i GBq til regioner VIII-XI.

Stoff	Region	Kilder til forurensning					Totalt
		Sellafield	La Hague	Atmosfærisk nedfall	Chernaya Bay	Tsjernobyl	
^{99}Tc	VIII	20,60	0,27				20,87
	IX	5,58	0,04				5,63
	X	12,75	0,13				12,88
	XI	4,32	0,04				4,35
^{90}Sr	VIII	20,10	1,23	66,20	0,26	0,40	88,20
	IX	2,96	0,22	9,90	0,04	0,06	13,20
	X	10,30	0,49	23,90	0,09	0,16	35,00
	XI	2,58	0,14	6,44	0,03	0,04	9,24
^{137}Cs	VIII	153,00	1,43	194,00	0,33	2,99	351,00
	IX	15,90	0,17	25,90	0,05	0,49	42,50
	X	91,70	0,78	73,40	0,12	1,13	167,00
	XI	16,40	0,15	14,20	0,03	2,99	351,00
$^{239+240}\text{Pu}$	VIII	318,00	1,28	2090,00	2,29		2410,00
	IX	7,15	0,19	279,00	0,37		287,00
	X	2,17	0,72	792,00	0,88		796,00
	XI	8,88	0,20	153,00	1,19		164,00

4.3 Oppsummering av beregnede tilførsler

Arealene tilhørende de ulike regionene er svært ulike i størrelse; 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 13* og *Figur 50* til *Figur 59* i Vedlegg C).

Tilførsler fra havstrømmer kan ikke sidestilles med de øvrige tilførslene og er derfor ikke tatt med i betraktning her (se kapittel 3.1.3). Data fra skipstrafikk og tallene fra havbunn er ikke oppdaterte (se Molvær *et al.* 2008). Vedrørende PAH måles ikke dette i elver i RID (Elvetilførselsprogrammet) og tallene i Vedlegg B gjelder tall rapport fra industri definert som direkte tilførsler i RID. 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 for flere av stoffene er blitt gradvis lavere siden 1990. I denne rapporten er «mindre enn» verdier videre behandletsom deteksjonsgrense.

Hvis tilførsel av de radioaktive stoffene utelukkes, så er regionene med størst belastning av alle stoffer region I og region II. For øvrig er de største belastningene fra de ulike stoffene spredt på de ulike regionene.

Med tanke på den varierende grad av målinger for de ulike stoffene, er det viktig å ta dette i betraktning når en ser på resultatene over hvilke stoffer som dominerer i de ulike regionene, og også hvilke regioner som dominerer for de ulike stoffene. For noen stoffer, som PCB, er det ikke målt verdier over deteksjonsgrensen og verdiene vil være satt til deteksjonsgrensen og derfor være overestimert. For andre stoffer fra kilde havbunn, som PAH, vil det ikke være oppdatert data (tall brukt fra Molvær *et al.* (2008)) og det er ikke data tilgjengelig for alle regioner. Bidrag fra denne kilden vil derfor være representert for noen regioner, og ikke alle. Vurderingene gjort er derfor tatt ut i fra de dataene tilgjengelig, og dette vil medføre en grad av usikkerhet

For kvikksølv er belastningen størst i region I, region IX og region XI hvor kun region I er knyttet til land hvor det er elvetilførselsdata i tillegg til tilførsel fra atmosfæren, mens region IX og XI er nordlige regioner hvor det kun er atmosfæren som bidrar som tilførselskilde (i denne tabellen). De tre påfølgende regionene er region II, region IV og region VII og i disse regionene er det flere tilførselskilder til Kvikksølv.

For Bly er landregionene I, II og IV regionene med størst belastning med etterfølgende regioner region III og region VII. Som for Bly, er region I den med størst belastning for stoffene Kadmium, Krom og PCB, mens for Arsen er region II den med størst belastning. For Arsen er bidraget fra havbunn stort sammenlignet med de andre kildene, og bidraget fra havbunn er kun beregnet for region II og III. De etterfølgende regionene skifter fra region IV til VIII, mens region IX til XII for disse stoffene er regioner med lavest belastning. Region III og region VI har høyest belastning av THC, men også region III for PAH etterfulgt av region II.

De radioaktive stoffene plutonium-239+240 (²³⁹⁺²⁴⁰Pu) og strontium-90 (⁹⁰Sr) har overvekt av tilførsel til regionene IV- VI og region II henholdsvis. 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 Kattgat - Skagerrak og fanges opp av den norske kyststrømmen (*Figur 2*).

Mens det i *Tabell 13* vises belastningen på de enkelte regionene, så presenterer *Tabell 14* (samt *Figur 50* - *Figur 59* i Vedlegg C) hvilke kilder som dominerer i de ulike regionene. Tilførsel via luften dominerer for de fleste miljøgiftene, med unntak av region I hvor tilførsel fra land er hovedkilden for størsteparten av miljøgiftene (Bly, Kadmium, Krom, Arsen, PCB og THC). Også i region VI og VIII er land den største tilførselskilden for Krom og i region VI for THC. Bidrag fra havbunnen er dominerende for Krom og Arsen i region II og III, for PAH i region III og for Bly og Krom i region VII. Data fra utlekking fra havbunn stammer fra prosjektfasen (Molvær *et al.*, 2008), og er ikke oppdatert siden. Disse beregningene ble kun gjort for region II, III og VII basert på data fra OFLSs

database ettersom det kun var data fra disse områdene. Beregningene som ble gjort var veldig grove, og det medfører en del usikkerhet for disse tallene. Petroleumsinstallasjoner er hovedkilden for tilførsel for THC i region II, III, mens for region VI-VIII og region X er størstedelen av tilførsel av THC fra skip. For ^{90}Sr og $^{239+240}\text{Pu}$ er hovedkildene fra atmosfærisk nedfall og fra Sellafield.

Tabell 13. Beregnede totale tilførsler pr. region fra alle kilder bortsett fra havstrøm, regnet pr. 1000 km². For hvert stoff er de 1-3 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 (denne rapporten), I, II, III (Green et al., 2011a) og IV, VI, VII, VIII, IX og XII (Green et al., 2012), og etter nye beregninger for luft for alle regioner (kapittel 6.2). Merk at oppdateringene som omfatter beregninger fra havstrøm (merket med blå firkant) er ikke inkludert i denne tabellen. Se **Tabell 16** for en sammeligning mellom de ulike kildebidragene inkludert havstrømmer.

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	17	2037	118	1992	936	8.7	956	407	11	2
II	12	1164	34	733	8184	1.2	1530	3603	9	5.5
III	9	657	21	284	2091	1.4	4676	10963	3	0.1
IV	11	1049	35	432	218	0.8	686	2302	18	2
V	10	227	14	169	127	1.2	1194	0	19	1.6
VI	8	331	23	268	125	0.7	464	10404	21	2
VII	11	644	17	825	73	0.8	742	4678	5	0.2
VIII	9	374	55	208	66	0.6	452	1345	14	0.5
IX	16	84	14	28	18	0.3	192	0	1	0.0
X	9	118	23	43	28	0.9	496	721	2	0.1
XI	17	72	13	18	15	0.7	370	0	1	0.0
XII	9	94	11	54	23	0.7	415	0	1	0.1

*) Gjelder PCB 153 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 14. 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 Barentshavet er merket med grå. Resultatene for region I-III er fra rapporten om Nordsjøen (Green et al. 2011a) og resultatene for region IV-VII er fra rapporten om Norskehavet (Green et al. 2012.).

Reg.	Kvikksølv Hg	Bly Pb	Kadmium Cd	Krom Cr	Arsen As	PCB*	PAH**	THC	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	⁹⁰ Sr
I	2/4 ¹⁾	1 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⁾	1 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	ingen 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⁾	1 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	Atm. Nedfall
X	2/4 ¹⁾	2/4 ²⁾	2/4 ²⁾	2/4 ²⁾	2/4 ²⁾	2/4 ¹⁾	2/4 ¹⁾	6 ²⁾	Atm. nedfall	Atm. Nedfall
XI	2/4 ¹⁾	2/4 ²⁾	2/4 ²⁾	2/4 ²⁾	2/4 ²⁾	2/4 ¹⁾	2/4 ¹⁾	ingen ²⁾	Atm. nedfall	Atm. Nedfall
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 15 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 fra enkelte kilder kan enten karakteriseres som et kunnskapshull (manglende prøvetaking), eller at noen parametere ikke er relevante for vedkommende kilde (f.eks. THC i nedbør og luft). **Tabell 16** kan således brukes som et utgangspunkt for en optimalisering av overvåkingsprogrammene med tanke på å gi best mulig tilførslestimater 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 14**).

Tabell 15. Oversikt over tilgjengelig data for tilførsler av metaller og organiske miljøgifter til de 12 regionene fra 8 ulike kilder (ekskludering radionuklider) (fra Vedlegg B).

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 I-VII og XII	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-VII og XII	data kun for II-IV, VI og VII	ukjent	data kun for II, III og VII
THC	Ukjent for VIII-XII	Ukjent	Ukjent	data kun for II-IV, VI og VII	Ukjent for V, IX og XII	Ukjent
PCB	data	data	ukjent for I-VII og XII	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.)

4.4 Modellerte konsentrasjoner

4.4.1 Kvikksølv (Hg)

Det finnes lite målinger av kvikksølvkonsentrasjoner i sjøvann i Atlanterhavet og Polhavet, og målingene som finnes varierer mye. Nyere målinger (AMAP, 2011) rapporterte typiske konsentrasjoner i Atlanterhavet på 0,3 ng/l. I Nord-Atlanterhavet og i Norskehavet er det observert konsentrasjoner av total kvikksølv (Hg_t) på 0,48 (\pm 0,32) ng/l (Mason *et al.*, 2008). I arktiske områder vil det være betydelig høyere konsentrasjoner på grunn av prosesser som smeltet snø/is (\sim 3 ng/l, Outridge *et al.* 2008).

De to brukte modellene, NORWECOM og OxyDep/PolPar, viser at kvikksølv-konsentrasjonen i Barentshavet faller inn under tilstandsklassen «Bakgrunn» eller «God» i følge Klifs klassifiseringssystem (Bakke *et al.* 2007).

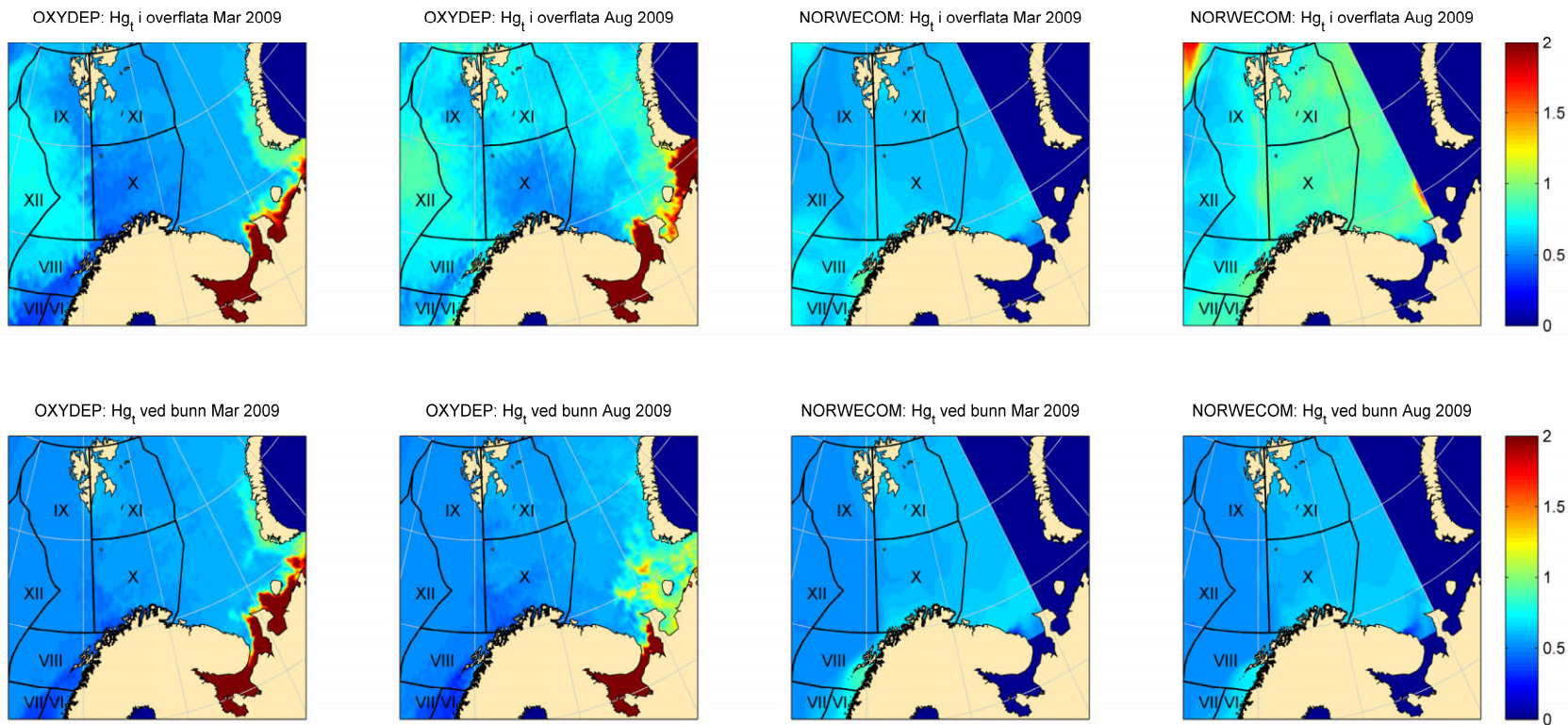
Resultater fra OxyDep/PolPar (**Figur 19A**) viser konsentrasjoner fra 0,4-0,9 ng/l i størstedelen av området. I øst langs kysten av Novaya Zemlya ser vi en økning i konsentrasjon mot 0,9 ng/l og sørøst langs den russiske kysten av Barentshavet ser vi en økning i konsentrasjon mot 2 ng/l, som reflekterer påvirkning fra russiske elver.

NORWECOM (**Figur 19b**) viser noe høyere konsentrasjoner enn OxyDep/PolPar med 0,5-1,0 ng/l i de fleste områdene og opp mot 1,5 ng/l vest fra Svalbard, i den nordvestlige delen av region IX, som reflekterer de høye grenseverdiene til NORWECOM fra de arktiske områdene. Til sammenligning sammenligning viste modellresultatene for 2010 (ECOSMO modellen) verdier for Barentshavet godt over 6 ng/l (Green *et al.*, 2011). De høye verdiene for 2010 skyldes i hovedsak høyere initialverdier og grenseverdier enn de som er brukt nå.. 2012-beregningene er basert på nyere observasjoner av konsentrasjoner (AMAP, 2011; Mason *et al.*, 2008; Outridge *et al.* 2008).

Det er store variasjoner i konsentrasjonen av kvikksølv i overflatevannet. Variasjonene er synlige både i tid (sesong) og rom (horisontalt og vertikalt). Beregninger gjort med OxyDep/PolPar demonstrerer en effekt av den biologiske pumpen (**Figur 19**). Biologisk produksjon i overflaten om sommeren fører til redusert konsentrasjon av oppløst kvikksølv og økning av partikulært kvikksølv (**Figur 20**) koblet til organisk materiale (OM) som faller ut og synker fra overflaten. Tilsvarende økte konsentrasjoner et stykke under overflaten er rapportert for Atlanterhavet av Gill og Fitzgerald (1988) og for Nordsjøen (Green *et al.*, 2011). 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 i den sentrale delen av Barentshavet av partikulært kvikksølv i OxyDep/PolPar i (0,01-0,6 ng/l) er høyere enn estimatene gjort i Mason *et al.* (2008) med typiske konsentrasjoner på 0,01 ng/l.

Likevel viser resultater fra OxyDep/PolPar høyere konsentrasjoner i sommer enn i vinter i overflaten av den sentrale delen av Barentshavet (**Figur 19A**). Disse resultatene står i motsetning til resultater fra modellen for Nordsjøen (Green *et al.*, 2011) og Norskehavet (Green *et al.*, 2012). Det skyldes at beregningene er påvirket av en annen viktig faktor, det vil si havis. Om vinteren beskytter sjøis sjøvann fra atmosfærisk nedfall av kvikksølv, mens om sommeren vil smeltende sjøis være en kilde til kvikksølvforsyning til overflatevannet.

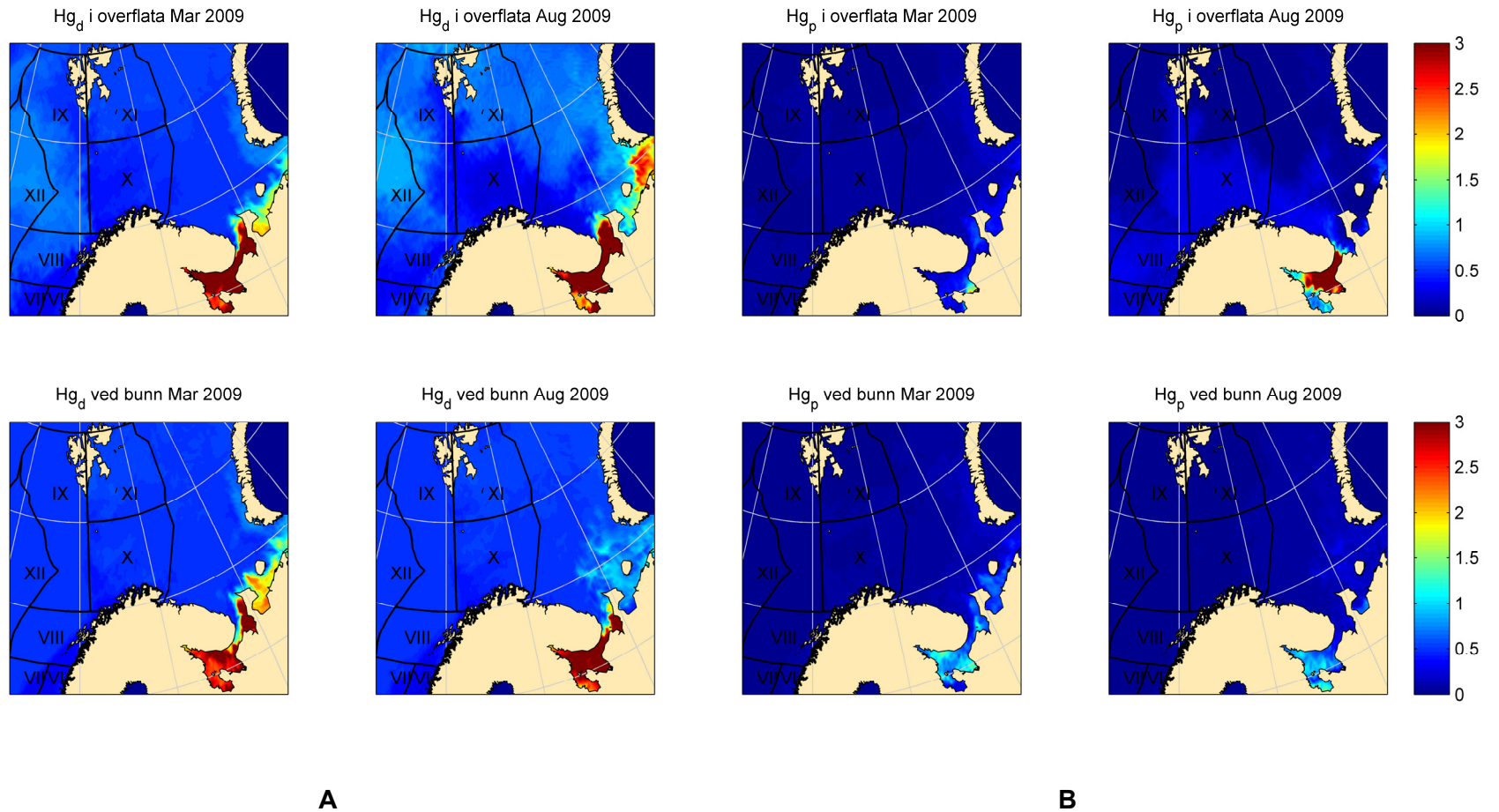
NORWECOM viser samme trend med høyere konsentrasjoner om sommeren enn om vinteren i overflatevannet (**Figur 19B**). Denne sesongforskjellen, observert i begge modellene, skyldes lavere turbulent vertikal blanding i løpet av sommeren, slik at det atmosfæriske nedfallet vil forbli i overflatevann lenge før det blandes ned. De høye konsentrasjoner er tilstede bare i overflaten (**Figur 22**). Allerede på 10-20 meters dyp er verdiene av oppløst kvikksølv rundt halvparten av konsentrasjonen i overflatelaget. Transektene av oppløst kvikksølv beregnet med NORWECOM (**Figur 22**) viser tydelig hvordan de høye verdiene ligger nær overflaten.



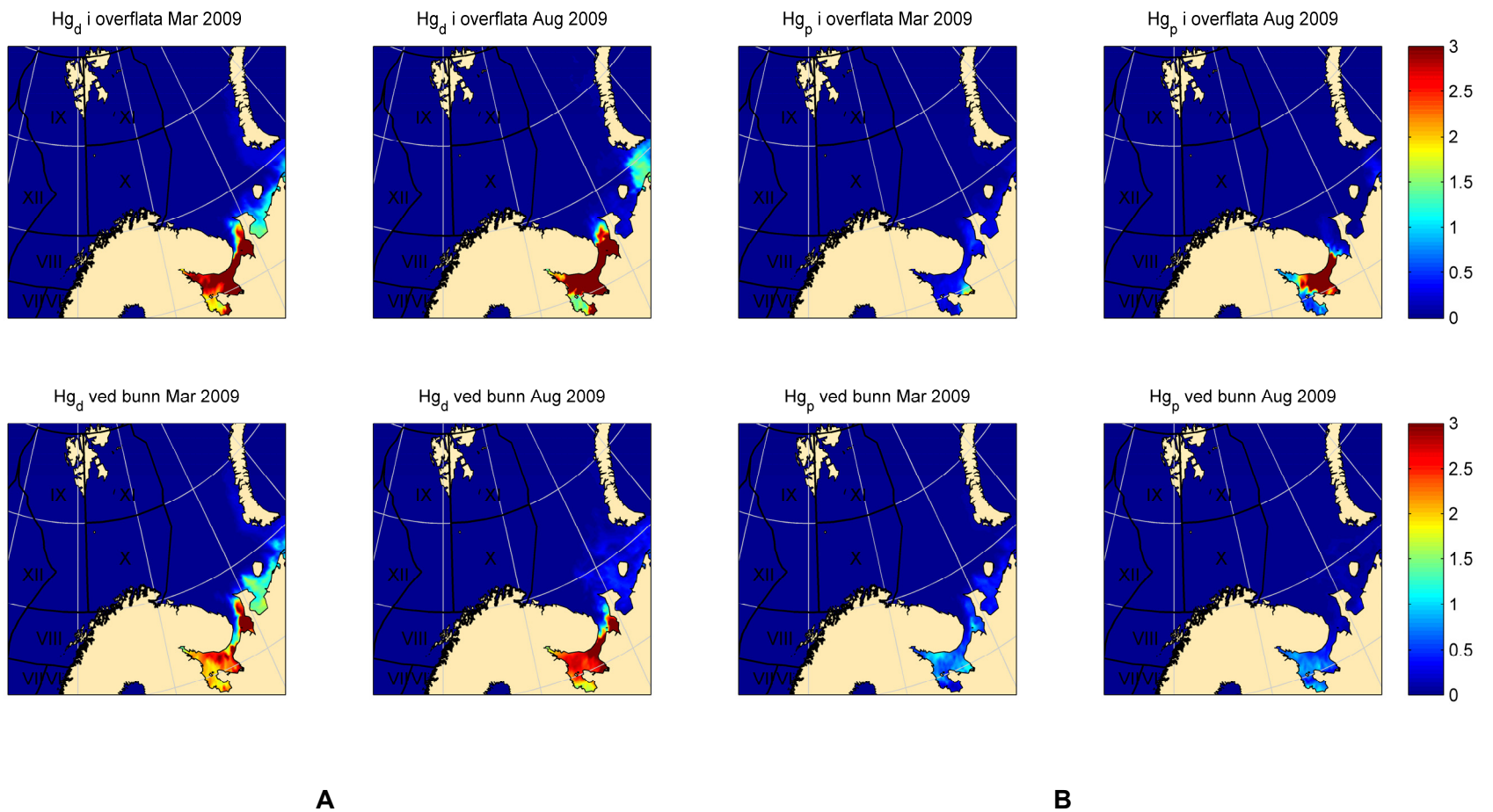
A

B

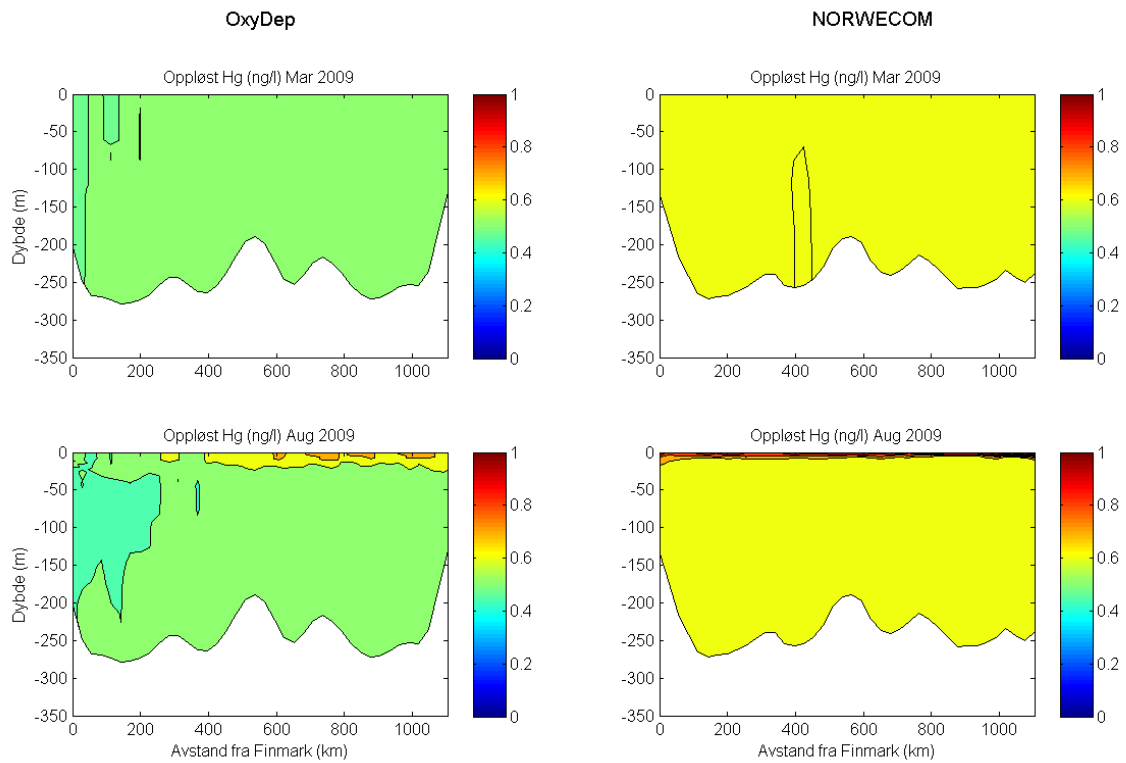
Figur 19. Beregnede konsentrasjoner av total kvikksølv (Hg_t , ng/l) fra OxyDep/PolPar (**A**) og fra NORWECOM (**B**) i overflatevannet (0-5m dyp, øverst), i bunnvann (nederst) i mars 2009 (1. og 3. kolonne) og august 2009 (2. og 4. kolonne).



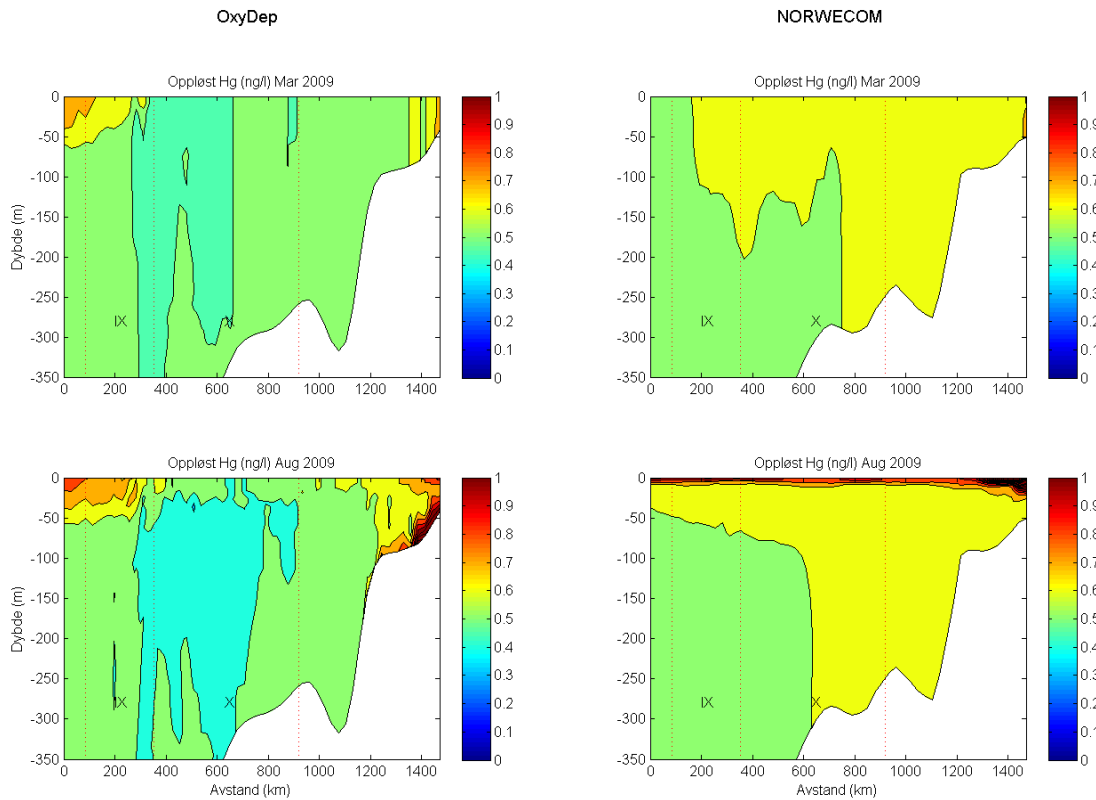
Figur 20. Beregnede konsentrasjoner (OxyDep/PolPar) av oppløst (Hg_d , ng/l) (A) og partikulært bundet kvikksølv (Hg_p , ng/l) (B) i overflatevannet (0-5m dyp, øverst), i bunnvann (nederst) i mars 2009 (1. og 3. kolonne) og august 2009 (2. og 4. kolonne).



Figur 21. Beregnet gjennom numeriske eksperimenter (OxyDep/PolPar) hvor de russiske elvene er den eneste påvirkningsfaktoren for konsentrasjoner av oppløst kvikksølv (Hg_d , ng/l) (**A**) og partikulært bundet kvikksølv (Hg_p , ng/l) (**B**) i overflatevannet (0-5m dyp, øverste rad), i bunnvann (nederste rad) i mars 2009 (1. og 3. kolonne) og august 2009 (2. og 4. kolonne).

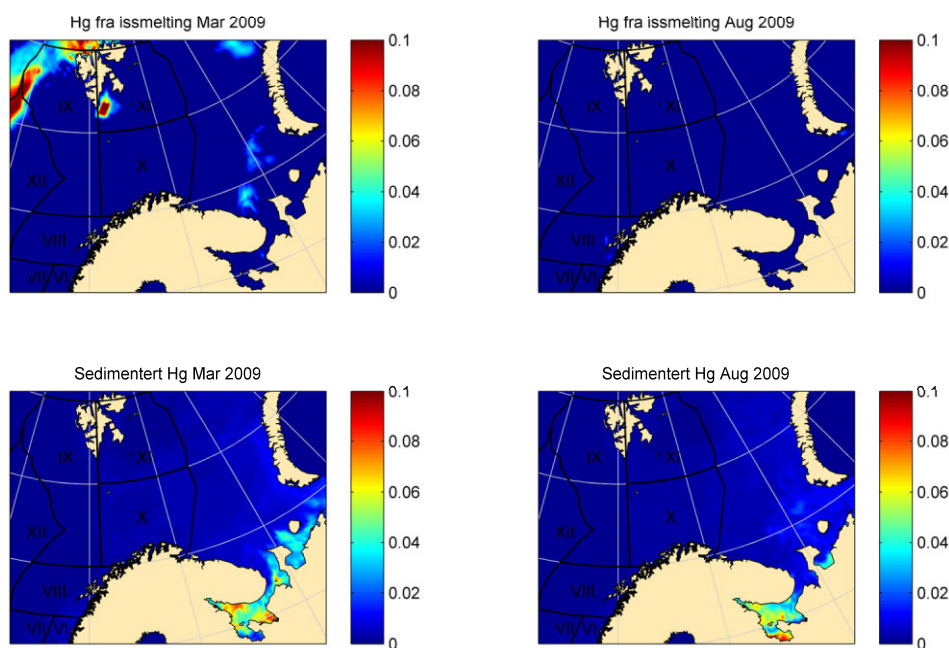


A



B

Figur 22. Variasjon av total kvikksølv-konsentrasjon (ng/l) langs SN (sør venstre og nord høyre)-transektet (A) og VØ (vest venstre og øst høyre)-transektet (B) beregnet med OxyDep/PolPart (venstre kolonne) og NORWECOM (høyre kolonne). Posisjon til de to transektene er vist i Figur 45.



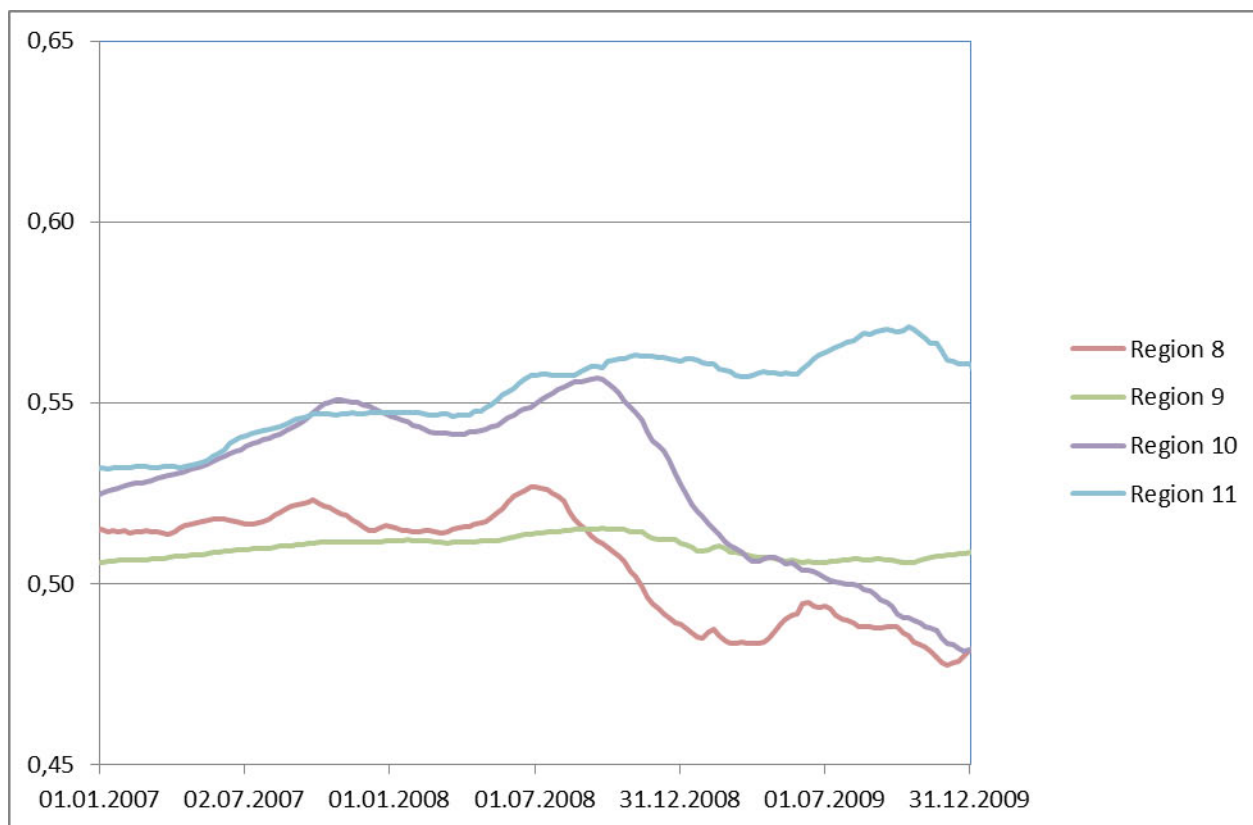
Figur 23. Romlig variasjon i overflatelaget av tilførsel av kvikksølv (Hg) fra smeltet sjøis ($\mu\text{g}/\text{m}^2\text{d}$, øverste rad) og sedimentering av Hg til bunn ($\mu\text{g}/\text{m}^2\text{d}$, nederste rad) beregnet med OxyDep/PolPart i mars (venstre kolonne) og i august (høyre kolonne).

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) i den norske delen av Barentshavet.

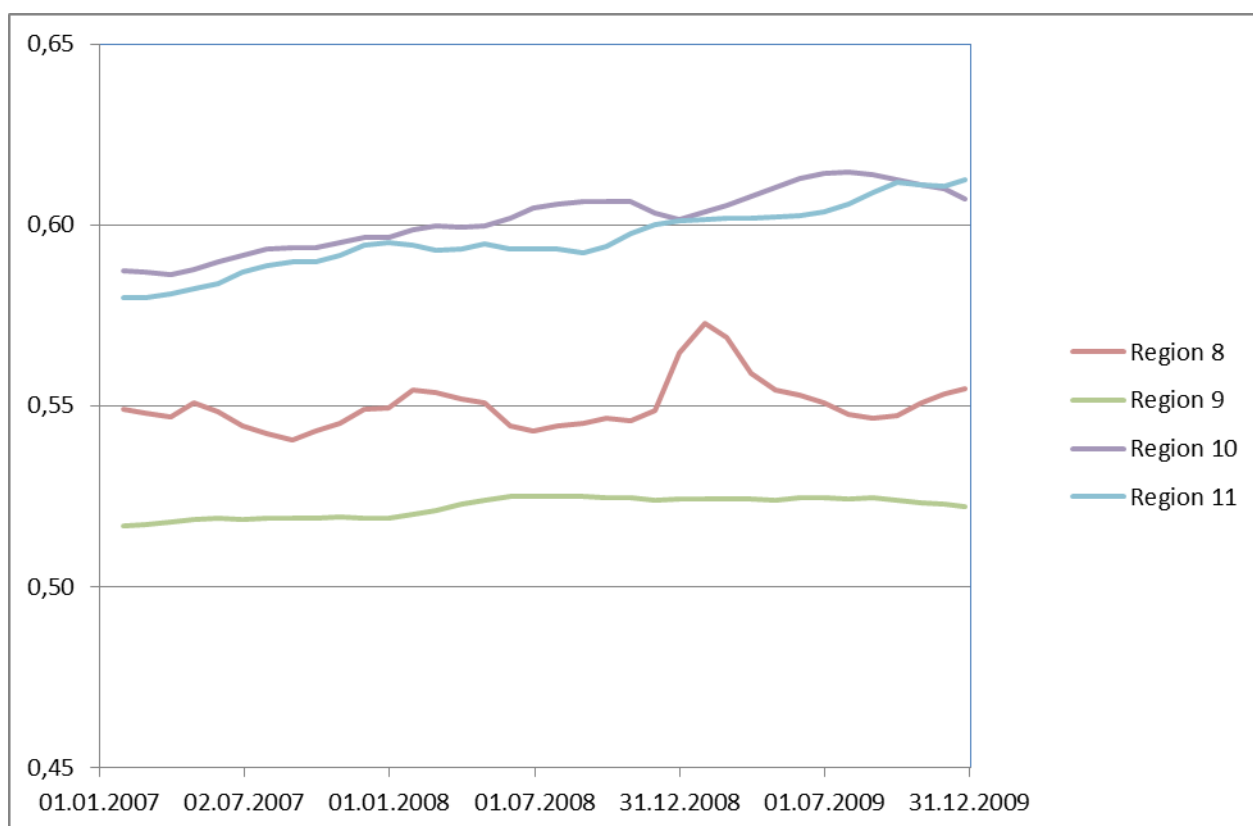
Resultater fra både OxyDep / PolPart og NORWECOM viser mindre sesongmessige variasjoner i gjennomsnittskonsentrasjoner for de ulike regionene i Lofotenområdet og i Barentshavet sammenlignet med tilsvarende beregninger for Nordsjøen (Green *et al.*, 2011) og for Norskehavet (Green *et al.*, 2012) (**Figur 24**). Dette kan skyldes lavere biologisk aktivitet (kortere vegetasjonsperiode og lavere temperaturer) og isdekke som gir tilførsler når det smelter.

Litt høyere verdier ble beregnet i begge modellene for regionene VIII og IX sammenlignet med region X og XI. OxyDep / PolPart viser en svak nedgang av gjennomsnittskonsentrasjoner langsmed kysten i regionene VIII og X (**Figur 24**). Dette kan skyldes biologisk aktivitet og sedimentering av Hg partisjonert til organisk materiale.

For alle regionene ser vi et veldig godt samsvar mellom de to modellene i de regionmidlede konsentrasjonene. (konsentrasjoner midlet over hele vannkolonnen og over alle modellgridpunkter i en region). I OxyDep/PolPart varierer disse mellom 0,47-0,57 ng/l, mens NORWECOM varierer mellom 0,51-0,62 ng/l (**Figur 19** og **Figur 22**)

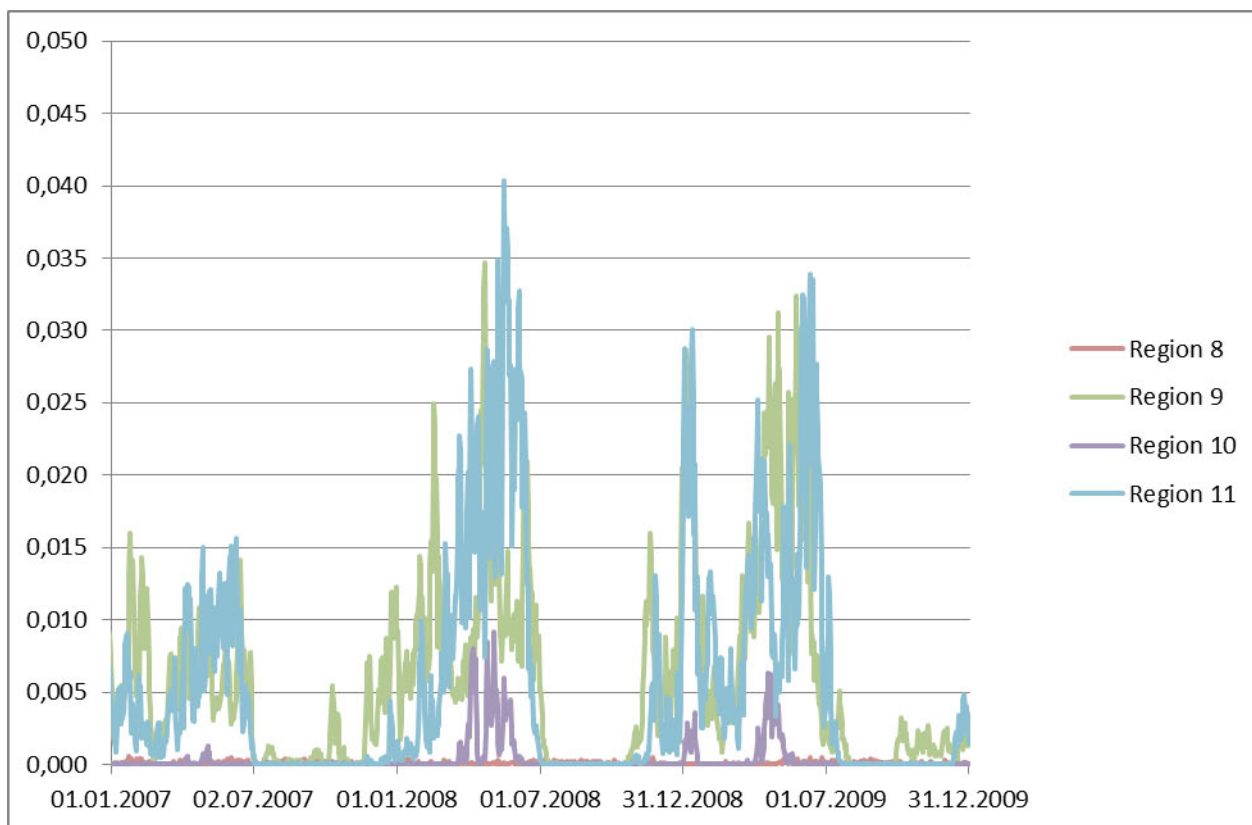


A

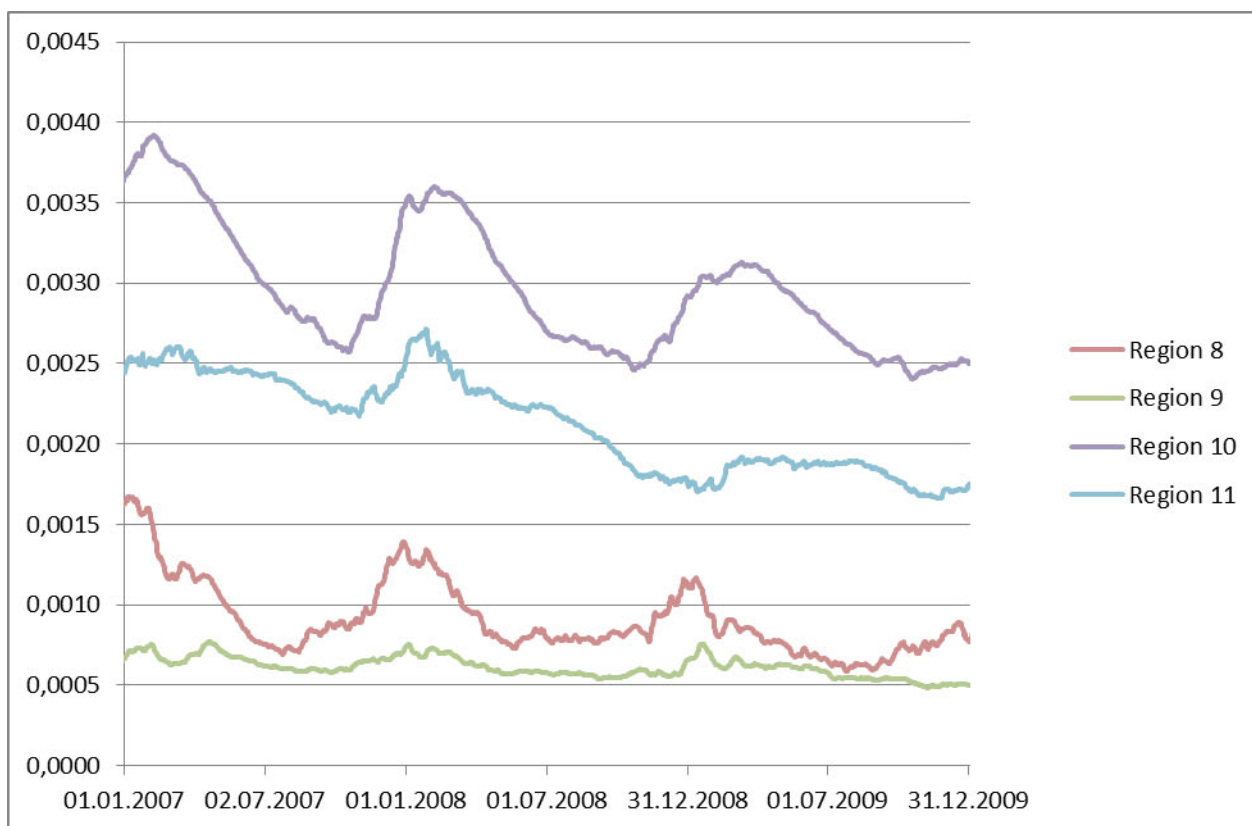


B

Figur 24. Midlete konsentrasjoner for kvikksølv (Hg) per region for **A**) OxyDep/PolPart (totalt Hg, ng/l) og **B**) NORWECOM (totalt Hg, ng/l).



A

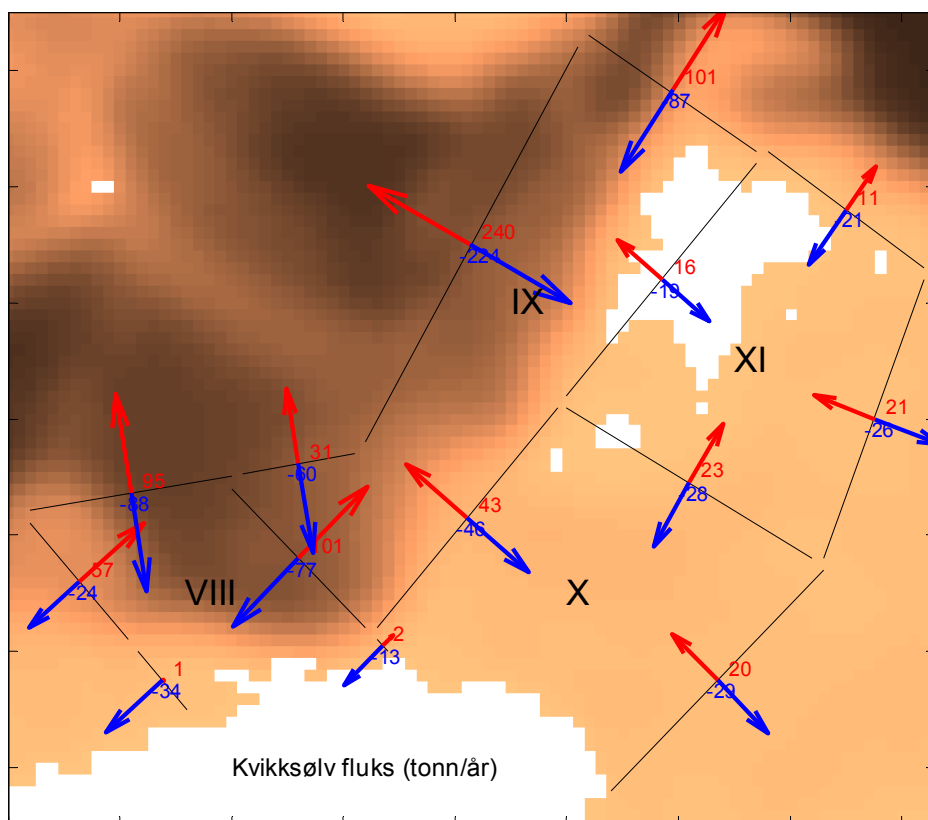


B

Figur 25. Temporal variasjon i 2007-2009 beregnet med OxyDep/PolPart: **A)** Tilførsel av kvikksølv (Hg) fra smeltet sjøis ($\mu\text{g}/\text{m}^2\text{d}$) og **B)** Sedimentering av Hg til bunn ($\mu\text{g}/\text{m}^2\text{d}$).

For modelleringen av Lofotenområdet og Barentshavet med OxyDep / PolPart, er påvirkning av havisen parametrisert (se Vedlegg A). Beregnet tilførsel av Hg fra smeltet sjøis kan nå $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^2\text{d}$ (**Figur 23**, **Figur 25**). Denne faktoren kan ha betydning i regionene der isen smelter: vest for Svalbard, i det sentrale østlige Barentshavet og ved Novaja Semlja. Dette kan være en ekstra faktor for regionenes gjennomsnittlige konsentrasjoner. Sedimentering av Hg er preget av de samme verdiene (0 til $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^2\text{d}$ (**Figur 23**) og er høyere i Kvitsjøen og i regionene påvirket av transport av vann fra de russiske elvene (**Figur 21**). Påvirkning fra de russiske elvene vil bli diskutert videre nedenfor. Både forurensning fra is og nedgravning er preget av en klar sesongmessig variasjon (**Figur 21**)

Pilene i **Figur 26** viser årlig-midlete flukser, integrert over alle vannlag, gjennom grenseflatene mellom de ulike regionene. ROMS-modellen viser en nordgående norsk atlantehavsstrøm og norsk kyststrøm koblet med sterke virvler og motstrømmer (spesielt i dypet). Derfor forekommer det en utveksling i begge retninger gjennom snittene (som vist i figuren). *Summen* av disse pilene viser mengden og bidraget av grensefluksen til budsjettet til den utvalgte regionen som er gitt i **Tabell 16**. Utveksling av kvikksølv mellom regionene viser den generelle tendensen av nordøstlige transport av kvikksølv i kystregionene VII-VIII-IX. Høy transport av kvikksølv fra nord kan være forbundet med en påvirkning av kvikksølv som stammer fra havisen.



Figur 26. Kvikksølvfluks (t/år) over grensene mellom de ulike regionene fra 2009. Positive og negative flukser over samme grense indikerer synoptisk variabilitet i strømmene i havmodellen. Lengden av vektorene er logaritmisk proporsjonal med fluksene.

4.4.2 PCB (PCB-153)

For PCB er det kun gjort beregninger for enkeltkomponenten PCB-153. Dette skyldes at data fra ulike kilder inneholder forskjellige komponenter (kongener) av PCB. For å få enhetlige modellresultater har vi derfor valgt ut den komponenten som finnes fra de fleste kilder. Data fra Schulz *et al.* (1998) viser at PCB-153 representerer 8 til 14 % av det totale PCB. I matvarer inklusive fisk er prosentandelen PCB-153 høyere, gjerne rundt 30% (VKM, 2008)

Det finnes lite målinger av oppløst 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 0,012-0,350 pg/l (Sobek & Gustaffson 2004).

Resultater fra begge modellene viser at PCB (PCB-153)-konsentrasjonen i Barentshavet er flere størrelsesordener 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 27A**) viser konsentrasjoner fra 0-5 pg/l i størstedelen av området. De høyeste konsentrasjonene finner vi i nordvest, vest fra Svalbard (opp til 2-3 pg/l) og langs den sørøstlige kysten av Barentshavet (opp til 5 pg/l).

NORWECOM-beregningene (**Figur 27B**) viser konsentrasjoner med verdier på <0,1-3 pg/l i de fleste områdene, nokså likt resultatene fra OxyDep/PolPar. De høye verdiene nær kysten skyldes transport sørfra fra de store kildene i Nordsjøen og Østersjøen noe som også kan ses i **Figur 30**. Merk imidlertid at nedbrytning av PCB-153 var parameterisert i OxyDep/PolPar men ikke i NORWECOM. Forskjellene i konsentrasjonene i de to modellene viser dermed at nedbrytning sansynligvis er et sluk for PCB-153.

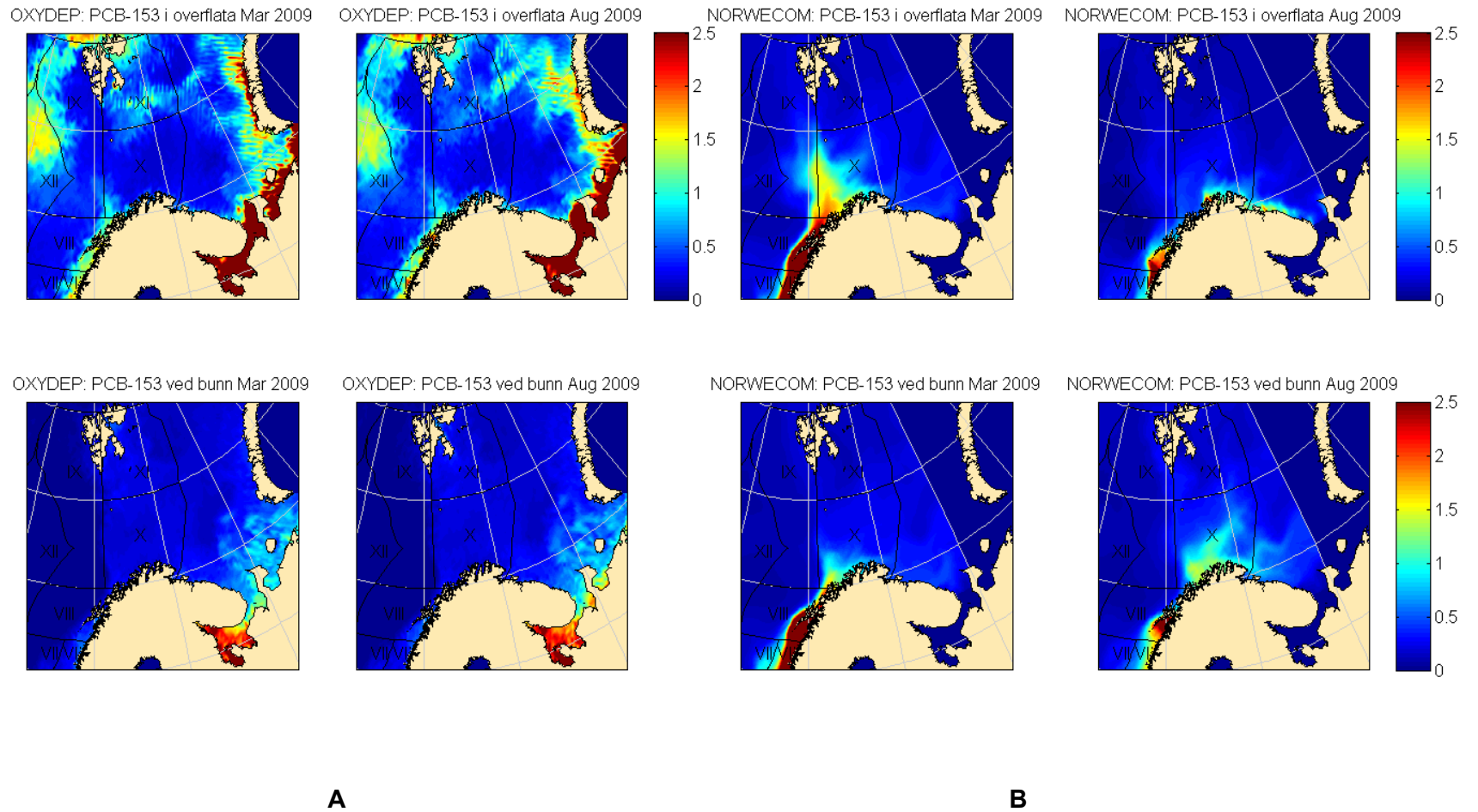
Sesongvariasjonen i overflaten av oppløst PCB (PCB-153) beregnet med OxyDep/PolPar er sammenlignet med kvikksølv, og vinterkonsentrasjonene er lavere enn sommerkonsentrasjonene (**Figur 28A**, **Figur 20A**). Den vertikale distribusjonen viser en økning av PCB (PCB-153) mot bunnen. Forhøyning av totalt PCB (PCB-153) som kan ses i de dype lagene skyldes at partisjoneringskoeffisientene K_{ow} for PCB-153 er høyere enn for kvikksølv (se [Vedlegg]).

OxyDep/PolPar beregninger av partikulært PCB (PCB-153) i sentrale deler av Barentshavet gir konsentrasjoner på <0,1-2 pg/l (**Figur 28**) som er sammenlignbare med observasjonsdata fra Norskehavet (0,035-1,2 pg/l, Schulz-Bull *et al.* (1998)). Maksimal konsentrasjon er observert i sørøstlige kystnære områder berørt av elvene.

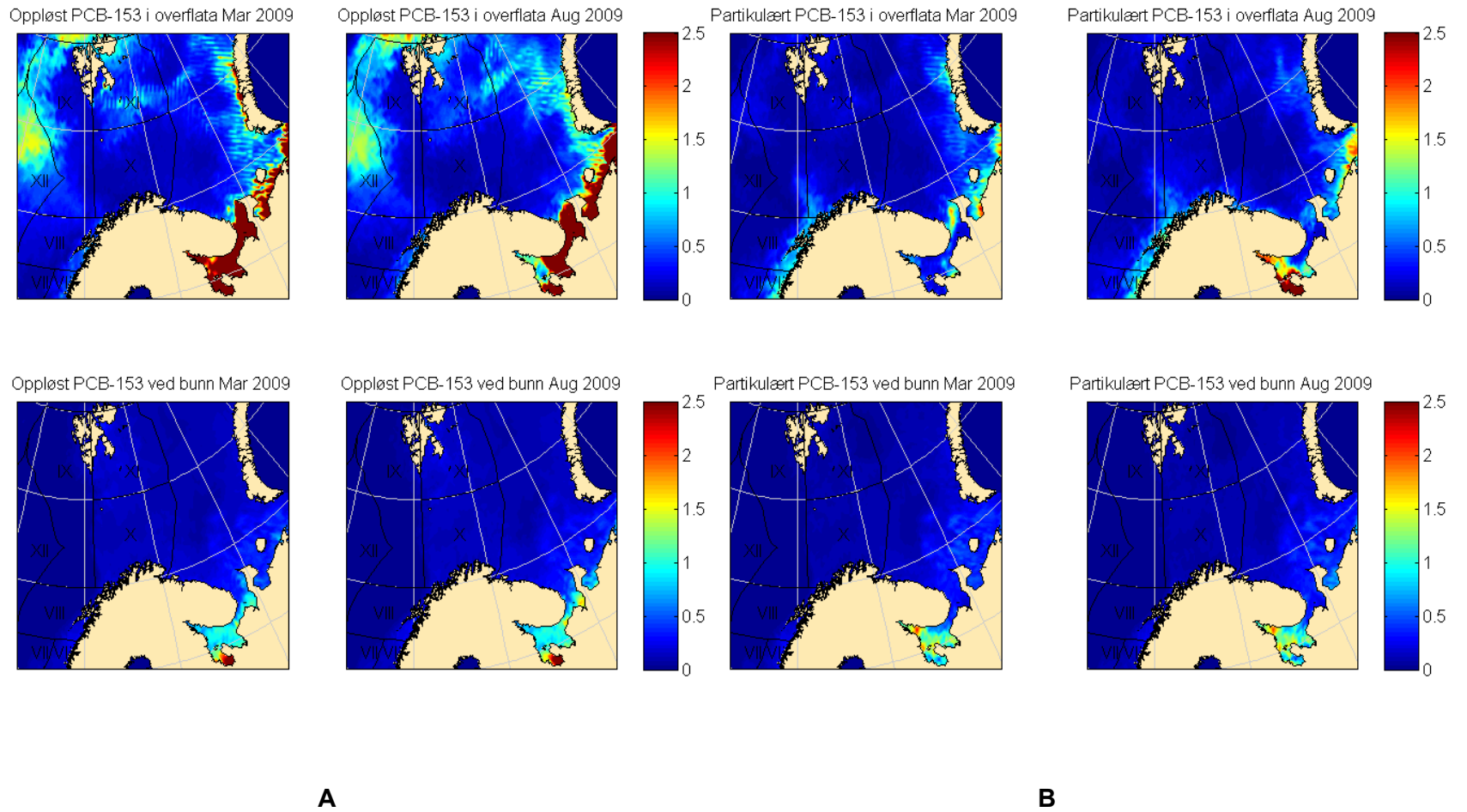
For NORWECOM-beregningene (**Figur 27B**, **Figur 30**) er det ingen stor forskjell mellom konsentrasjoner om vinteren og om sommeren i overflatevannet.

Begge modellene viser at konsentrasjonene i bunnvannet i store deler av havområdet er nærmest upåvirket av sesong og ligger i hele perioden svært nær den bakgrunnsverdien som er benyttet.

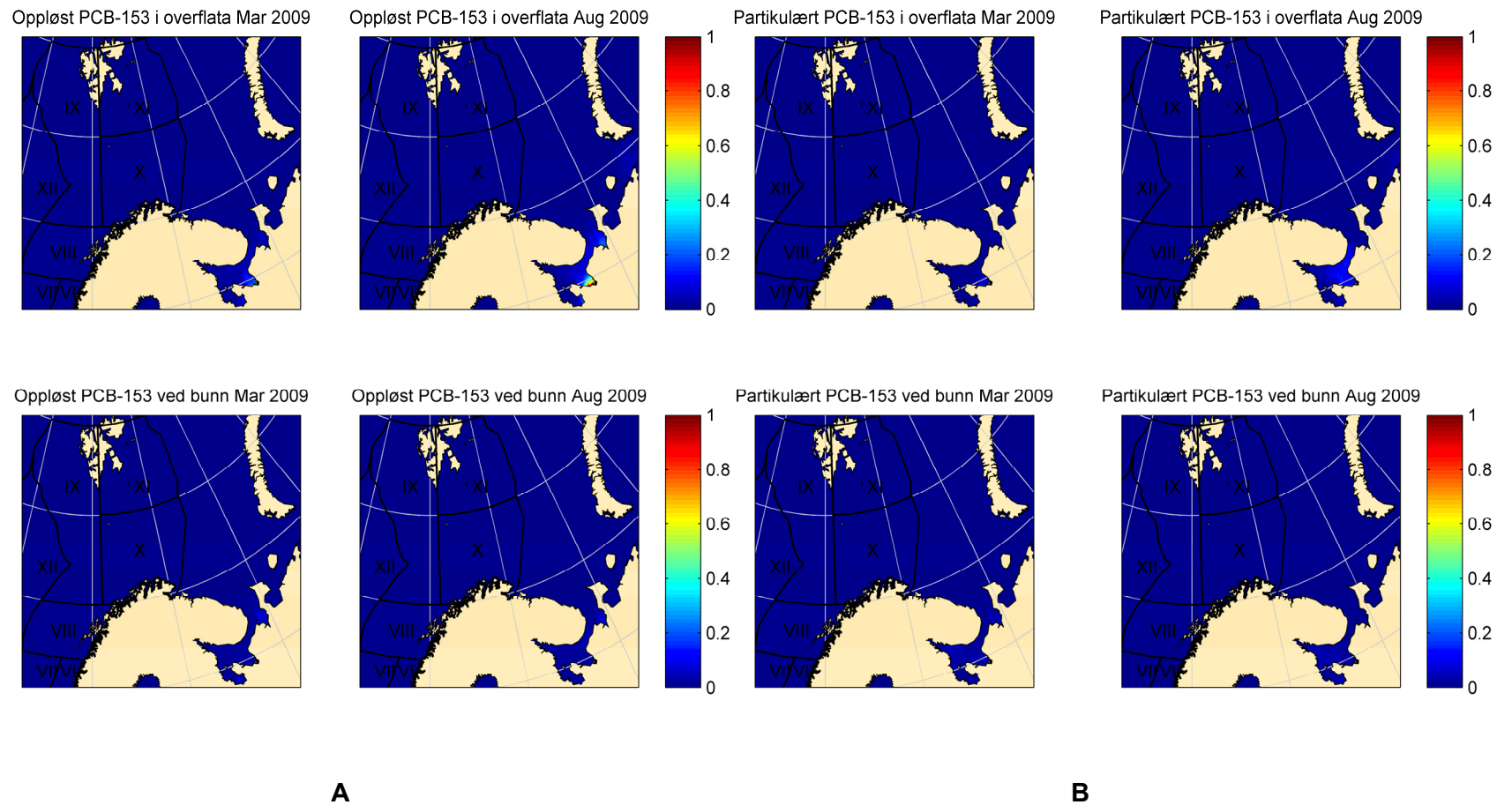
Resultater av beregninger med OxyDep/PolPar og NORWECOM (**Figur 32A,B**) viser samme karakteristiske sesongmessige og mellomårslige variabilitet. Endringene mellom årene kan trolig forklares med mellomårslige endringer i den atmosfæriske nedbøren.



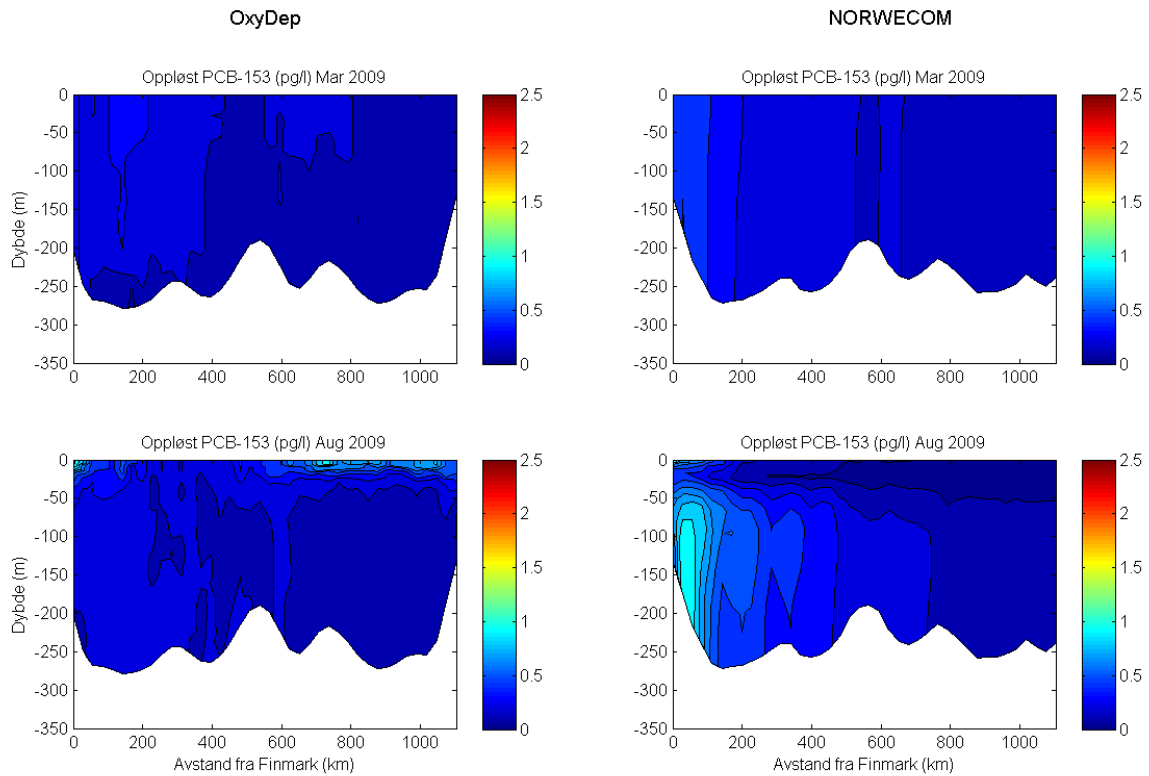
Figur 27. Beregnede konsentrasjoner (OxyDep/PolPar) av total PCB-153 (PCB-153,pg/l) fra OxyDep/PolPar **(A)** og totalt PCB-153 (PCB-153g, pg/l) fra NORWECOM **(B)** i overflatevannet (0-5m dyp, øverste rad), i bunnvann (nederst rad) i mars (1. og 3. kolonne) og august (2. og 4. kolonne).



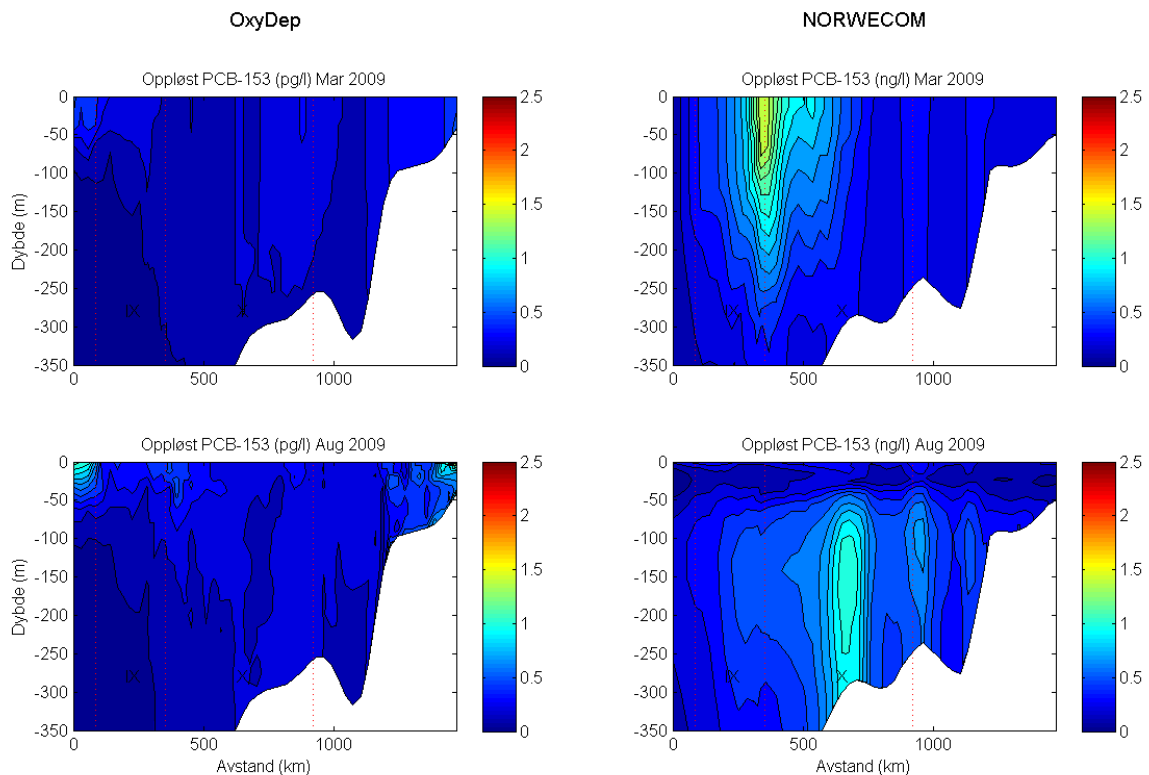
Figur 28. Beregnede konsentrasjoner (OxyDep/PolPar) av oppløst PCB-153 (PCB-153,pg/l) **(A)** og partikulært bundet oppløst PCB-153 (PCB-153,pg/l) **(B)** i overflatevannet (0-5m dyp, øverste rad), i bunnvann (nederste rad) i mars (1. og 3. kolonne) og august (2. og 4. kolonne).



Figur 29. Beregnet gjennom numeriske eksperimenter (OxyDep/PolPar) hvor de russiske elvene er den eneste påvirkningsfaktoren for konsentrasjoner av oppløst PCB-153 (pg/l) (**A**) og partikulært bundet PCB-153 (pg/l) (**B**) i overflatevannet (0-5m dyp, øverst), i bunnvann (nederst) i februar (1. og 3. kolonne) og august (2. og 4. kolonne).

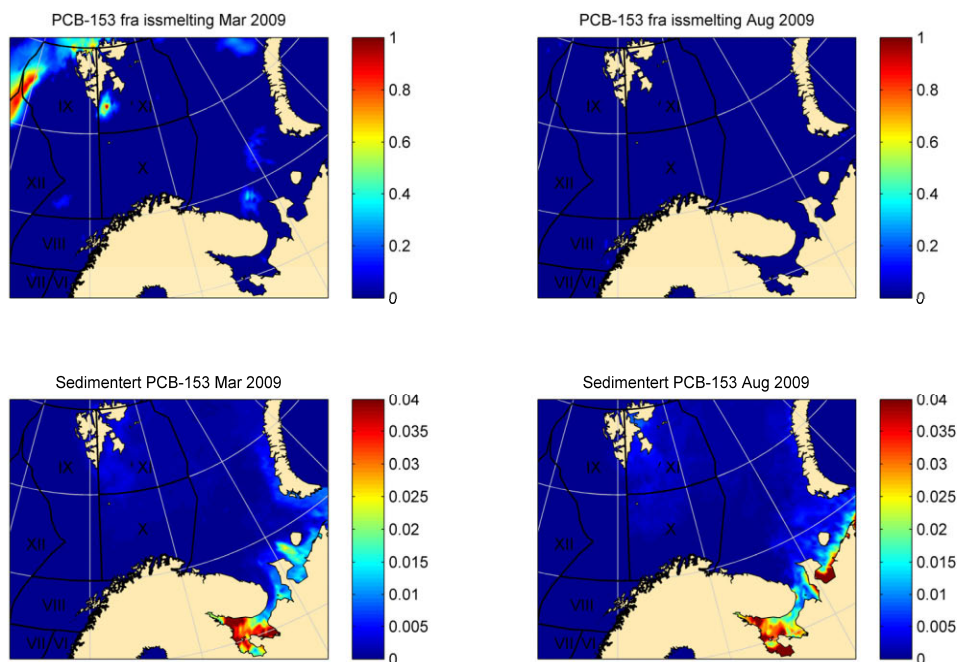


A



B

Figur 30. Variasjon av total PCB-153-konsentrasjon (pg/l) langs SN (sør venstre og nord høyre)-transektet (**A**) og VØ (vest venstre og øst høyre)-transektet (**B**) beregnet med OxyDep/PolPart (venstre kolonne) og NORWECOM (høyre kolonne). Posisjon til de to transektene er visst i Figur 45.

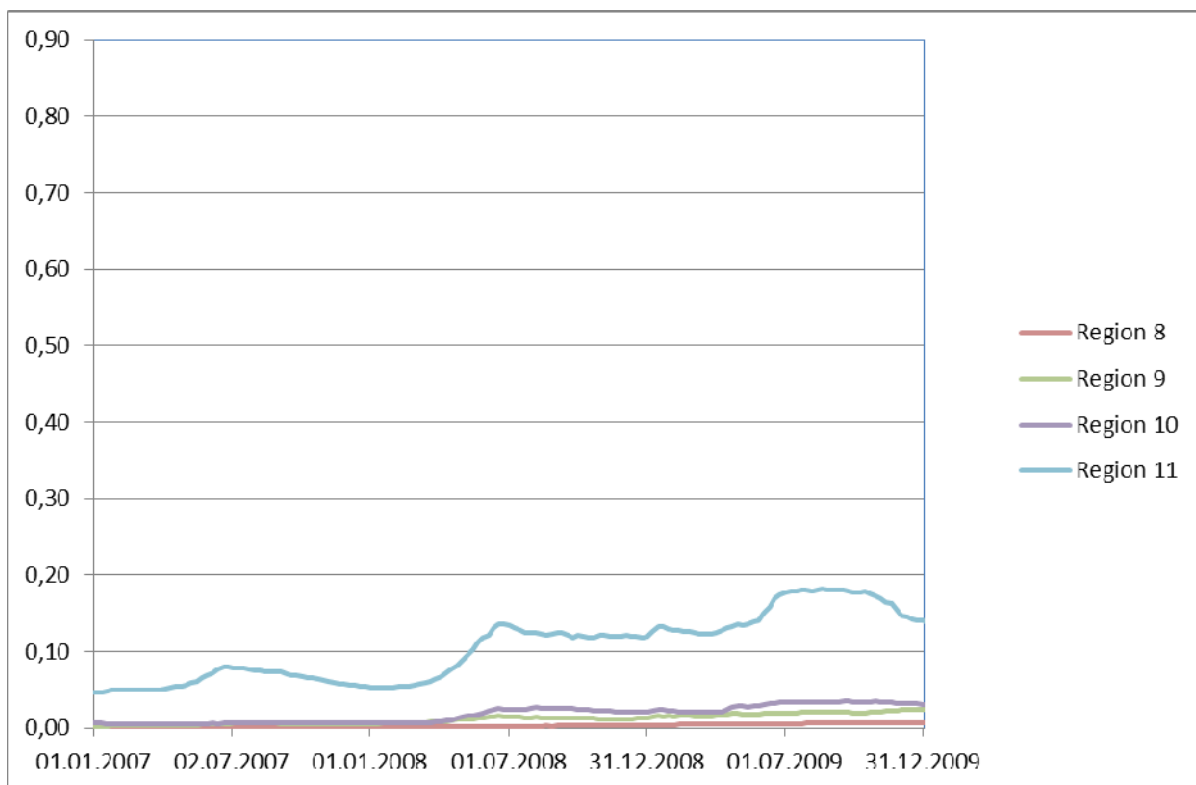


Figur 31. Romlig variasjon i overflatelaget av tilførsel av PCB-153 fra smeltet sjøis ($\text{ng/m}^2\text{d}$, øverste rad) og sedimentering av PCB-153 til bunn ($\text{ng/m}^2\text{d}$, nederste rad) beregnet med OxyDep/PolPart for mars (venstre kolonne) og for august (høyre kolonne).

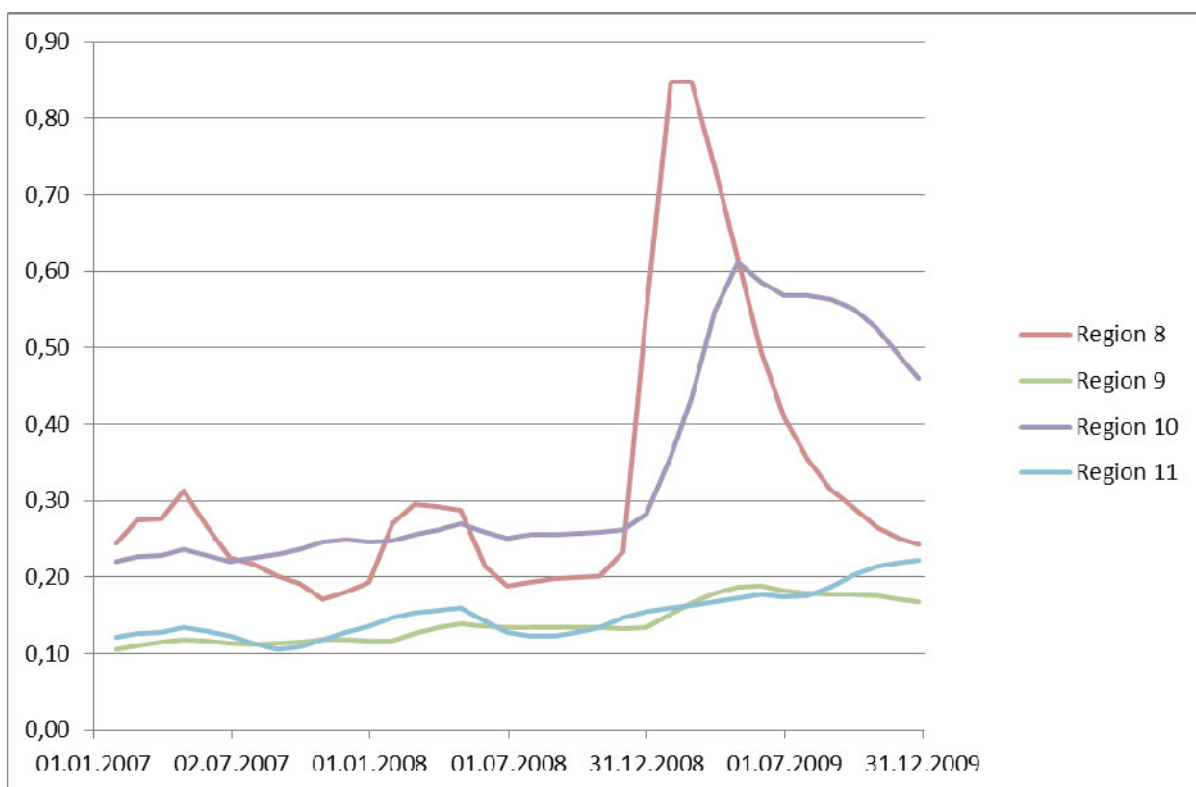
For modelleringen av Lofotenområdet og Barentshavet med OxyDep / PolPart er påvirkning av havisen parametrisert (se Vedlegg A). Beregnet tilførsel av PCB-153 fra smeltet is kan nå $1 \text{ ng/m}^2\text{d}$ (Figur 31). Denne faktoren kan spille en rolle i regionene der isen smelter: vest for Svalbard, i det sentrale østlige Barentshavet og ved Novaja Semlja. Dette kan være en ekstra faktor for de gjennomsnittlige konsentrasjonene i de ulike regionene. Sedimentering av PCB-153 er preget av de samme verdiene (0 til $0,3 \text{ ng/m}^2\text{d}$ (Figur 31) og er høyere i Kvitsjøen og i regionene påvirket av vanntransport fra de russiske elvene (Figur 29). Påvirkning fra russiske elver vil bli diskutert nedenfor.

Forurensning fra is er preget av en klar sesongmessig variasjon (Figur 33), mens den sesongmessige variasjonen fra sedimentering ikke er like tydelig.

Pilene representerer fluksene gjennom alle grenseflatene mellom regionene (Figur 41). Flukser i begge retninger gjennom snitt er vist (som for Hg) for å illustrere mengden av synoptisk variabilitet i området. Det er summen av pilene som viser netto bidrag av grensefluksen til budsjettet til den utvalgte regionen som er gitt i Tabell 16. Utveksling av PCB-153 mellom regionene viser den generelle tendensen av nordøstlige transport av PCB-153 i kystregionene VIII-IX med store variasjoner.

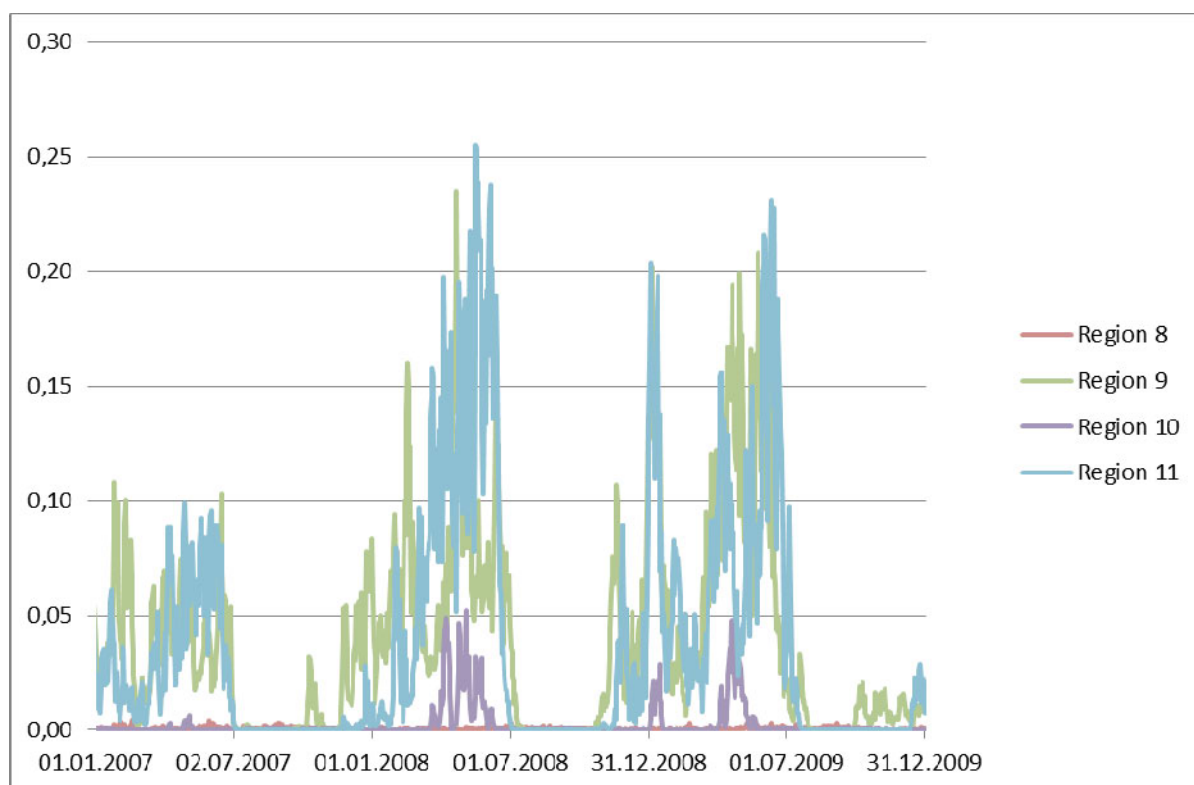


A

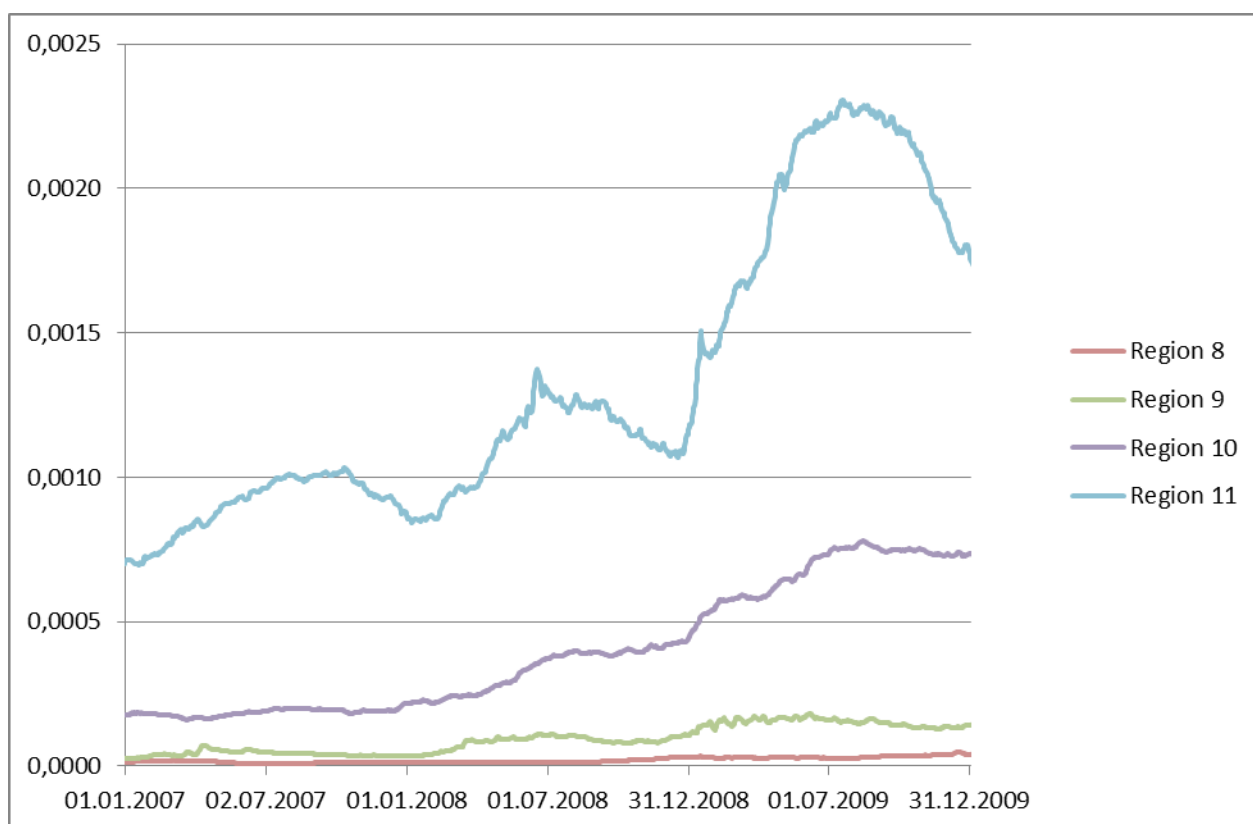


B

Figur 32. Midleste konsentrasjoner for PCB-153 per region for **A)** OxyDep/PolPart (totalt PCB-153, pg/l) og **B)** NORWECOM (totalt PCB-153, ng/l).

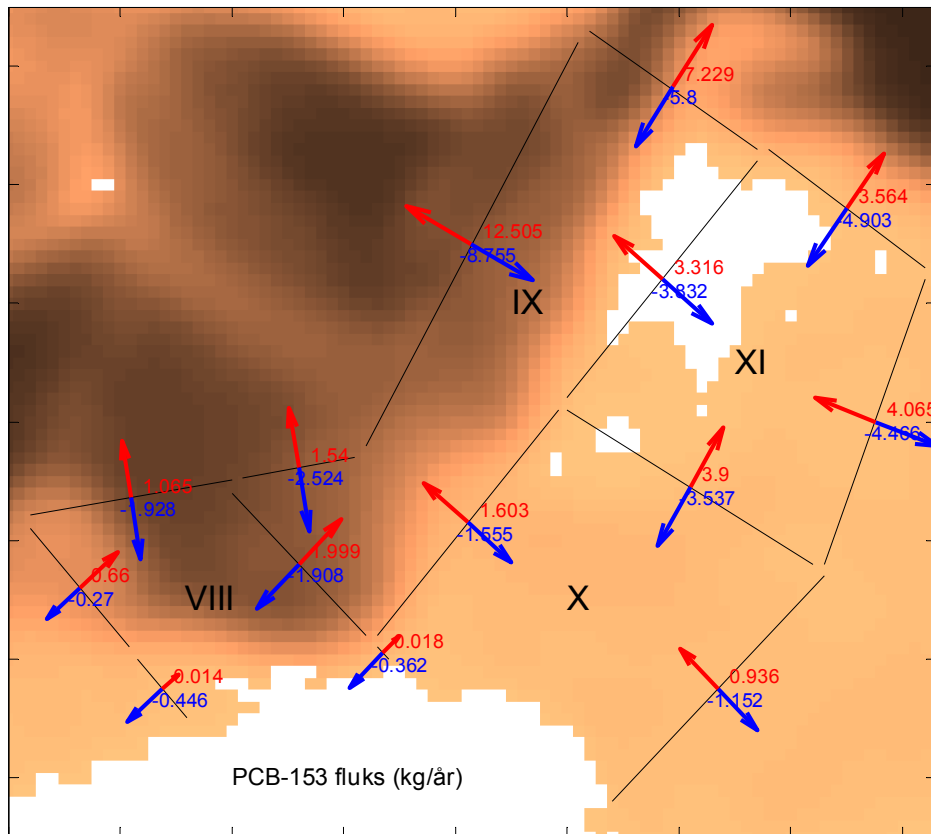


A



B

Figur 33. Beregnet med OxyDep/PolPart: **A)** Tilførsel av PCB-153 fra smeltet sjøis (ng/m²d) og **B)** Sedimenteting av PCB-153 til bunn (ng/m²d).



Figur 34. PCB-153-fluksene (kg/år) over grensene mellom de ulike regionene fra 2009. Positive og negative fluks over samme grense indikerer synoptisk variabilitet i strømmene i havmodellen. Lengden av vektorene er logaritmisk proporsjonal med fluksene.

4.4.3 PAH (B[a]P)

For PAH er det kun gjort beregninger for enkeltkomponenten benzo-a-pyren (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 benzo[a]pyren i sjøvann i Atlanterhavet, Norskehavet eller Polhavet. Målingene som finnes varierer mye. 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.

Både OxyDep/PolPar og NORWECOM modellene (*Figur 35*) viser at B[a]P-konsentrasjonen i Barentshavet faller inn under tilstandsklassen «Bakgrunn» eller «God» i følge Klifs klassifiseringssystem (Bakke *et al.* 2007). Den laveste tilstandsklassen har grenseverdien 5 pg/l (benzo(a)pyren).

Resultater fra OxyDep/PolPar (*Figur 35*) viser konsentrasjoner fra 0-10 pg/l i størstedelen av området. I de åpne områdene på sørøstkysten av Barentshavet finner vi de høyeste konsentrasjonene (opp til 20). Generelt er verdiene høyere langs norskekysten og Kolahalvøya. De høye verdiene i dette området skyldes transport sørfra fra de store kildene i Nordsjøen og Østersjøen, noe som også kan ses i *Figur 37*. NORWECOM viser denne samme trenden men med generelt høyere konsentrasjoner (opp til 25 pg/l). Som for PCB-153 var nedbrytning av B[a]P parameterisert i OxyDep/PolPar men ikke i NORWECOM. Forskjellene i konsentrasjonene i de to modellene viser dermed at nedbrytning sansynligvis er et viktig sluk for B[a]P.

Lokalt høyere konsentrasjoner i åpent hav (f.eks. vest i norskehavet) er sansynligvis relatert til atmosfærisk deposisjon (atmosfærisk fluks er en dominant kilde for B[a]P; jmf. *Tabell 16*) siden slike høye verdier ikke ses nær bunnen. Høye konsentrasjoner i Kvitsjøen i OxyDep/PolPar er også sansynligvis relatert til atmosfærisk deposisjon siden bidrag fra elver ble ikke tatt med i kalkulasjonene for B[a]P (NORWECOM gjør ikke beregninger for Kvitsjøen).

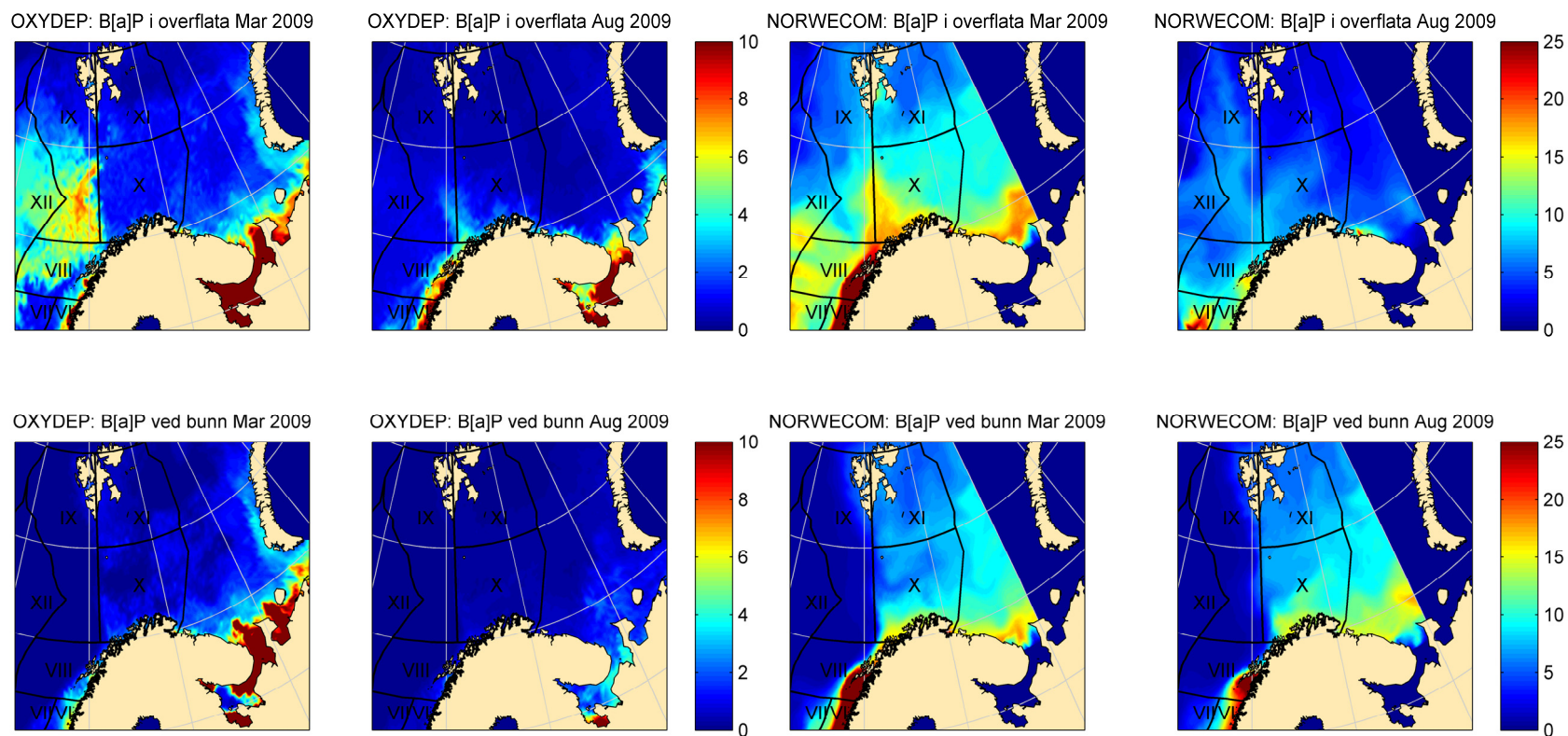
Det er store variasjoner i konsentrasjonen av PAH (B[a]P) i overflatevannet. Variasjonene er synlige både i tid (sesong) og rom (horisontalt og vertikalt) (*Figur 36*, *Figur 37*).

Ved overflaten viser OxyDep/PolPar og NORWECOM (*Figur 39*) noe høyere konsentrasjoner om vinteren enn om sommeren. Dette kan forklares ut fra effekten av den biologiske pumpen. Begge modellene viser at konsentrasjonene i bunnvannet over store deler av havområdet er nærmest upåvirket av sesongvariasjoner og ligger svært nær bakgrunnsverdien som er benyttet.

OxyDep/PolPar og NORWECOM viser at de største sesongvariasjonene av totalt PAH (B[a]P) finnes i region VIII og minimalt i region IX (*Figur 40*). I kontrast med kvikksølv og PCB-153 har de øvrige regionene en mer tydelig sesongvariasjon. Dette skyldes at B[a]P har høyere nedbrytningskoeffisient enn kvikksølv og PCB-153.

For modelleringen av Lofotenområdet og Barentshavet med OxyDep / PolPart er påvirkning av havisen parameterisert (se Vedlegg A). Beregnet tilførsel av PAH (B[a]P) fra smeltet is kan nå 0 til 0,8 ng/m²d (*Figur 38*, *Figur 31*). Denne faktoren kan spille en rolle i regionene der isen smelter: vest for Svalbard, i den sentrale østlige Barentshavet og ved Novaja Semlja. Sedimentering av PCB-153 er karakterisert av verdier fra 0 til 0,4 ng/m²d med maksimum langs kysten (*Figur 31*).

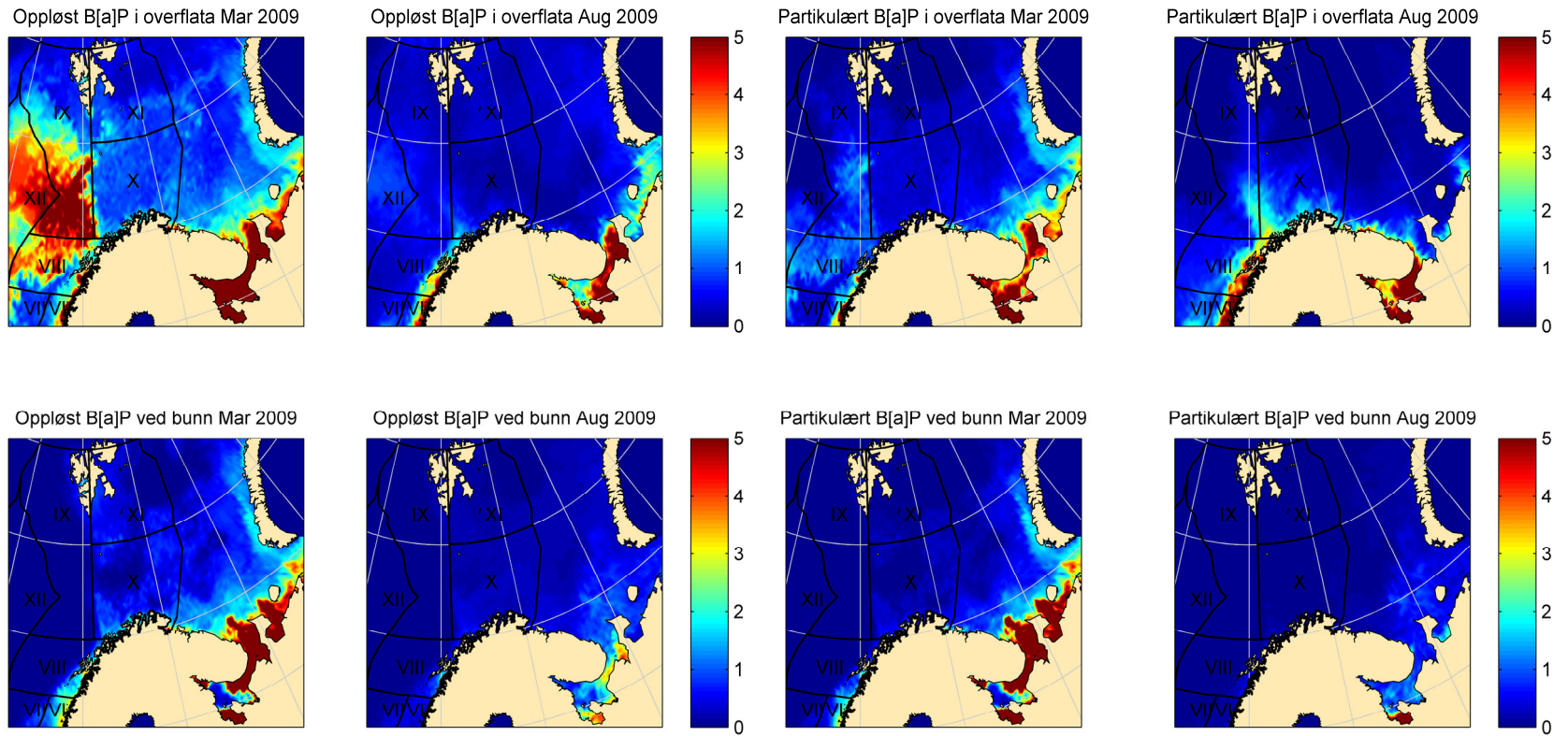
Pilene i *Figur 41* representerer fluksene gjennom alle grenseflatene mellom regionene. Fluks i begge retninger gjennom snitt er vist (som for Hg) for å illustrere mengden av synoptisk variabilitet i området. Det er summen av pilene som viser netto bidrag av grensefluksen til budsjettet til den utvalgte regionen som er gitt i *Tabell 16*. 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 budsjettet for denne parameteren.



A

B

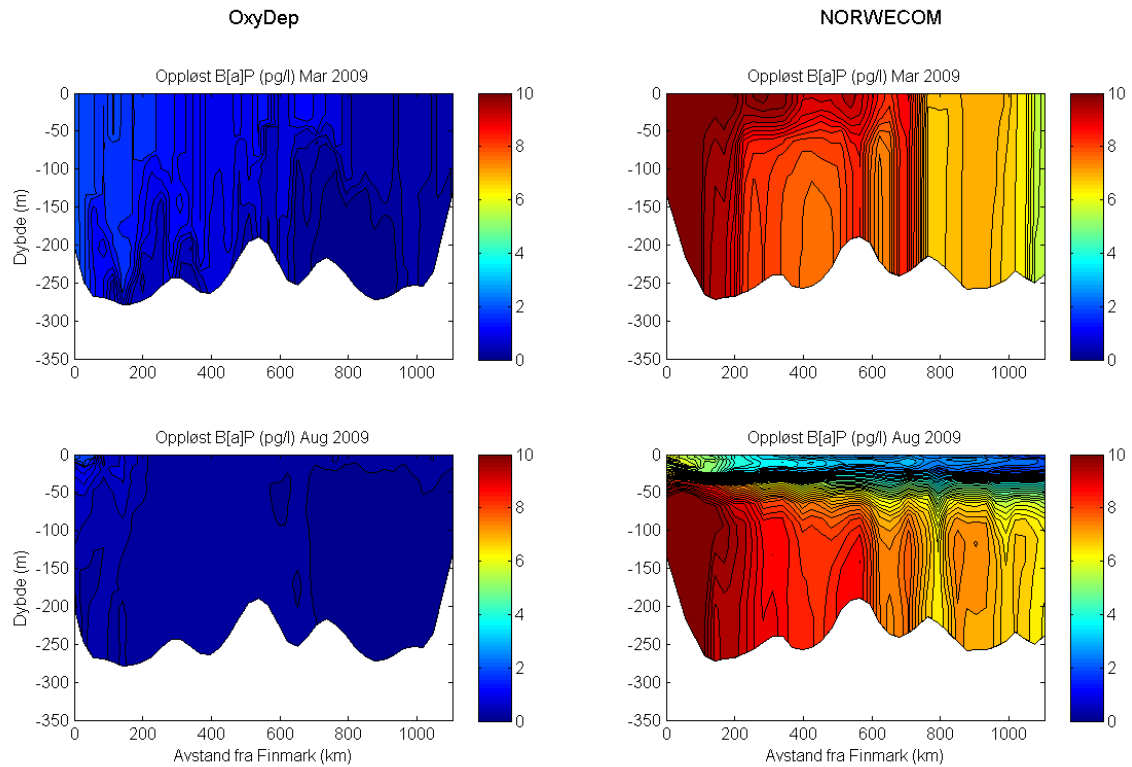
Figur 35. Beregnede konsentrasjoner (OxyDep/PolPar) av total benzo[a]pyrene ($B[a]P$, pg/l) (**A**) og partikulært bundet $B[a]P$ ($B[a]P_i$, pg/l) (**B**) i overflatevannet (0-5m dyp, øverst), i bunnvann (nederst) i februar (1. og 3. kolonne) og august (2. og 4. kolonne). Transekt (overflate-bunn) langs $66^\circ N$ og 8°Ø er merket med stiplede linjer. Skale optimalisere detaljene i kartene og også avpseile forskjell mellom modellene.



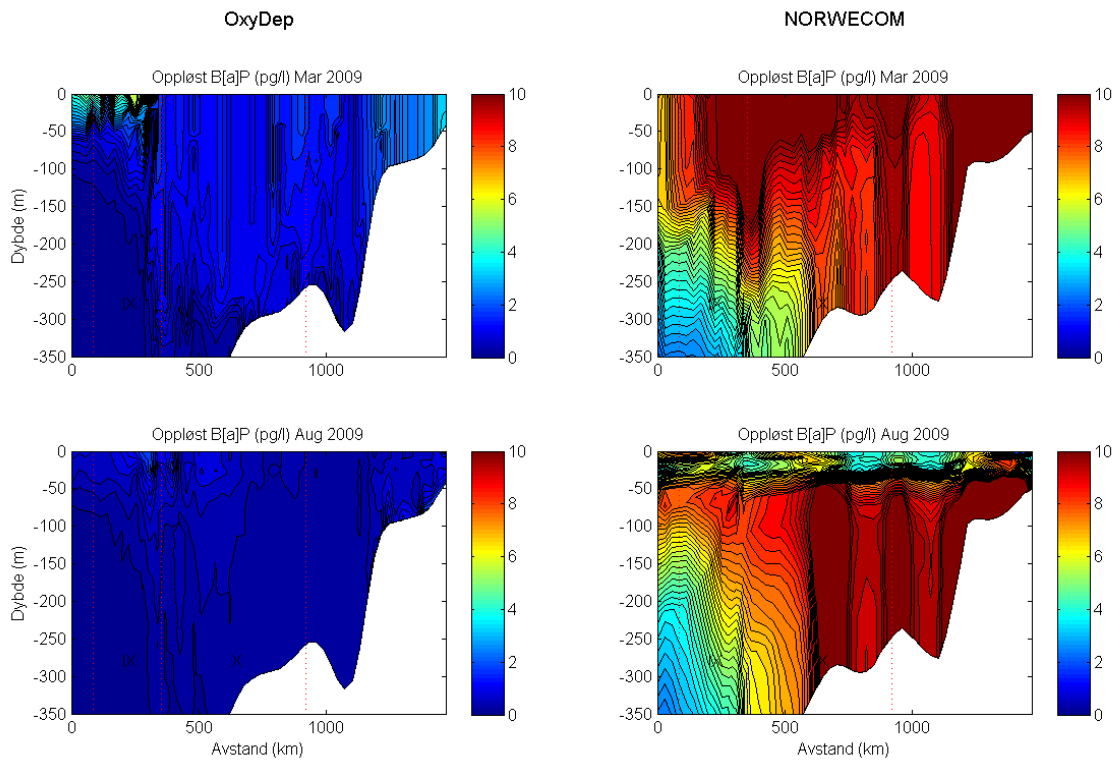
A

B

Figur 36. Beregnede konsentrasjoner (OxyDep/PolPar) av oppløst benzo[a]pyren ($B[a]P_p$, pg/l) (**A**) og partikulært bundet benzo[a]pyren ($B[a]P_p$, pg/l) (**B**) i overflatevannet (0-5m dyp, øverst), i bunnvann (nederst) i februar (1. og 3. kolonne) og august (2. og 4. kolonne).

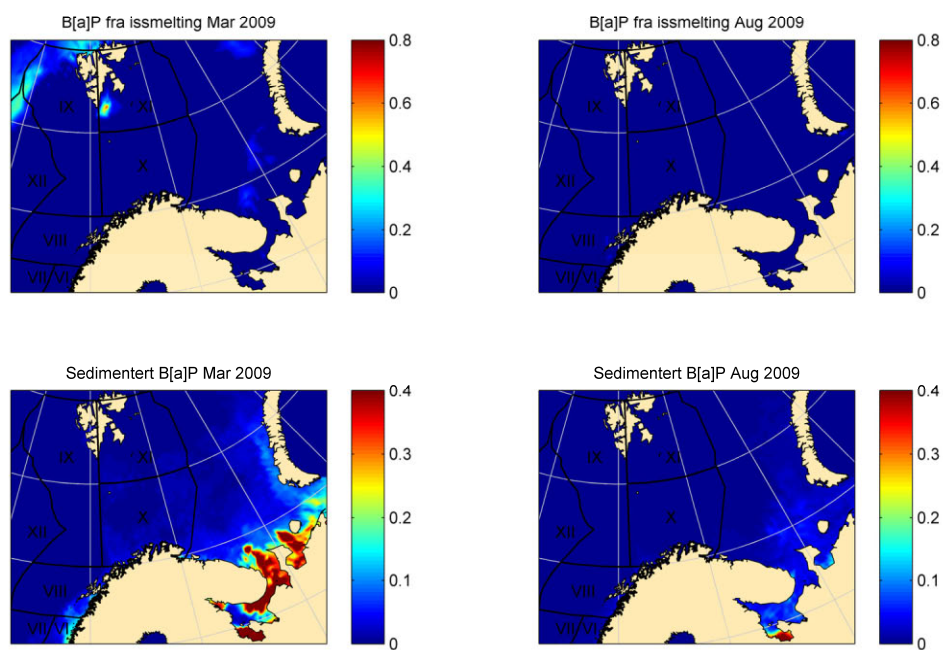


A

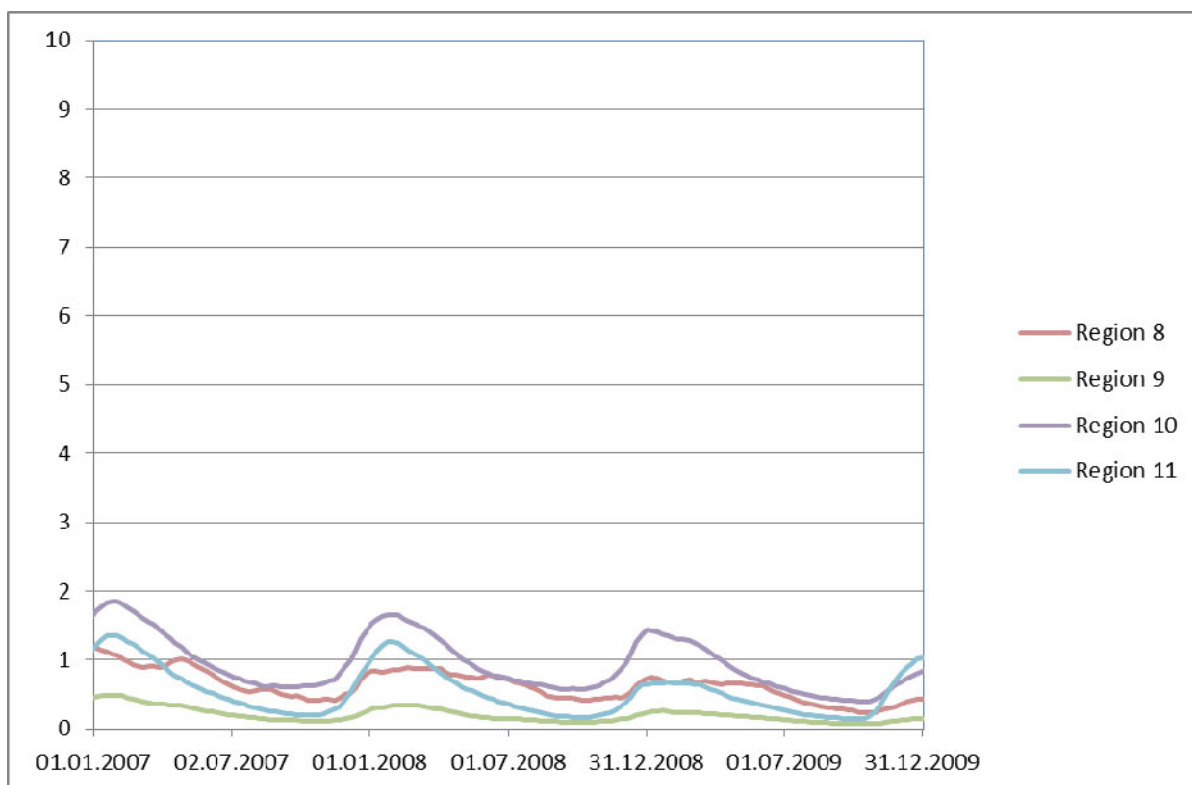


B

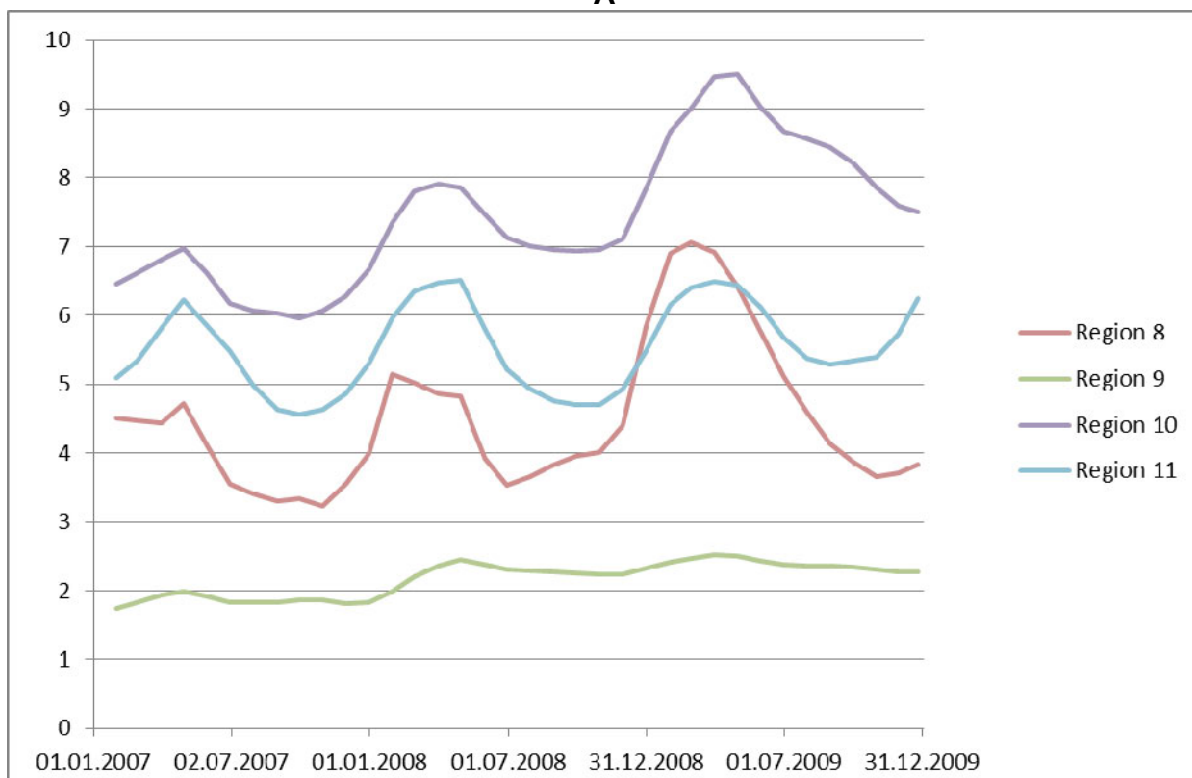
Figur 37. Variasjon av total benzo[a]pyren-konsentrasjon i (pg/l langs SN (sør venstre og nord høyre)-transektet (**A**), og VØ (vest venstre og øst høyre)-transektet (**B**) beregnet med OxyDep/PolPart (venstre kolonne) og NORWECOM (høyre kolonne). Posisjon til de to transektene er vist i Figur 45.



Figur 38. Beregnet med OxyDep/PolPart romlig variasjon i overflatelaget med tilførsel av benzo[a]pyrenv (B[a]P) fra smeltet sjøis ($\mu\text{g}/\text{m}^2\text{d}$) og sedimentering av B[a]P til bunn ($\mu\text{g}/\text{m}^2\text{d}$) (nederst) i mars (venstre kolonne) og august (høyre kolonne).

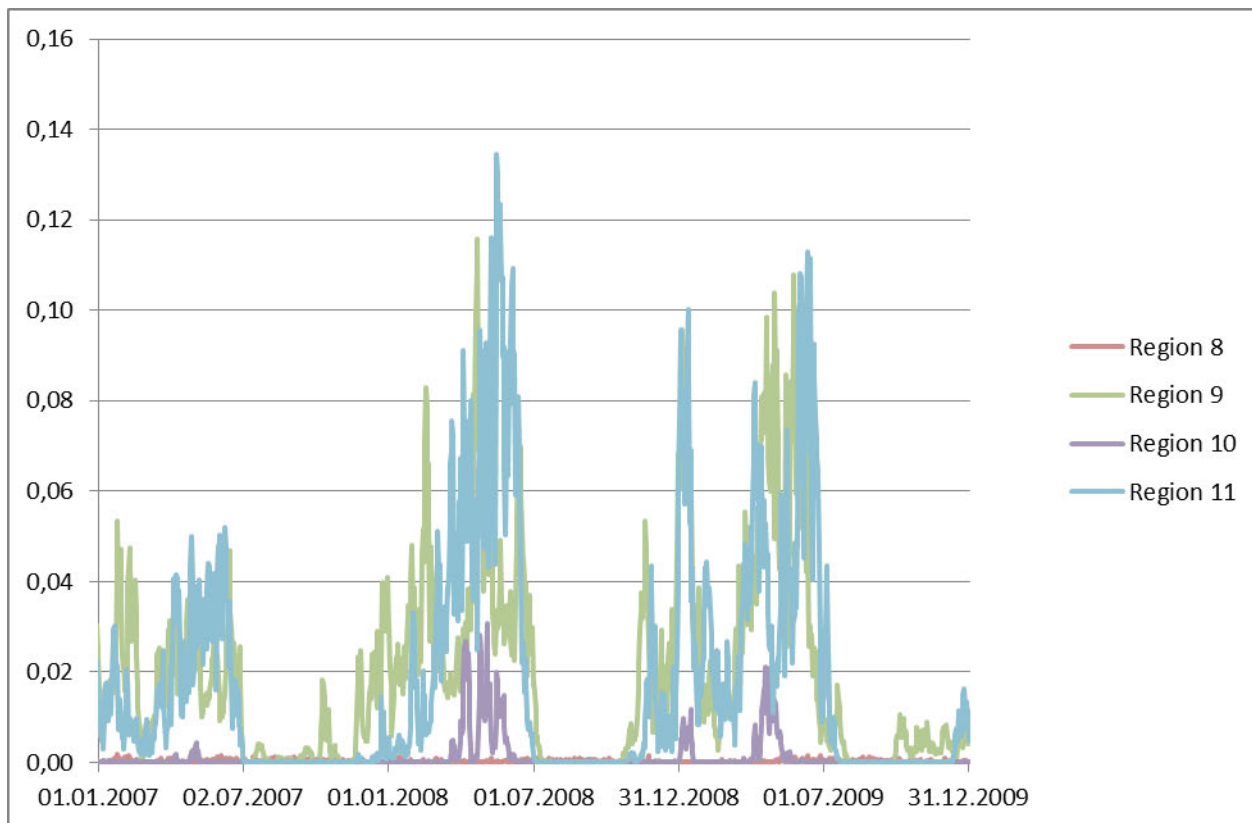


A

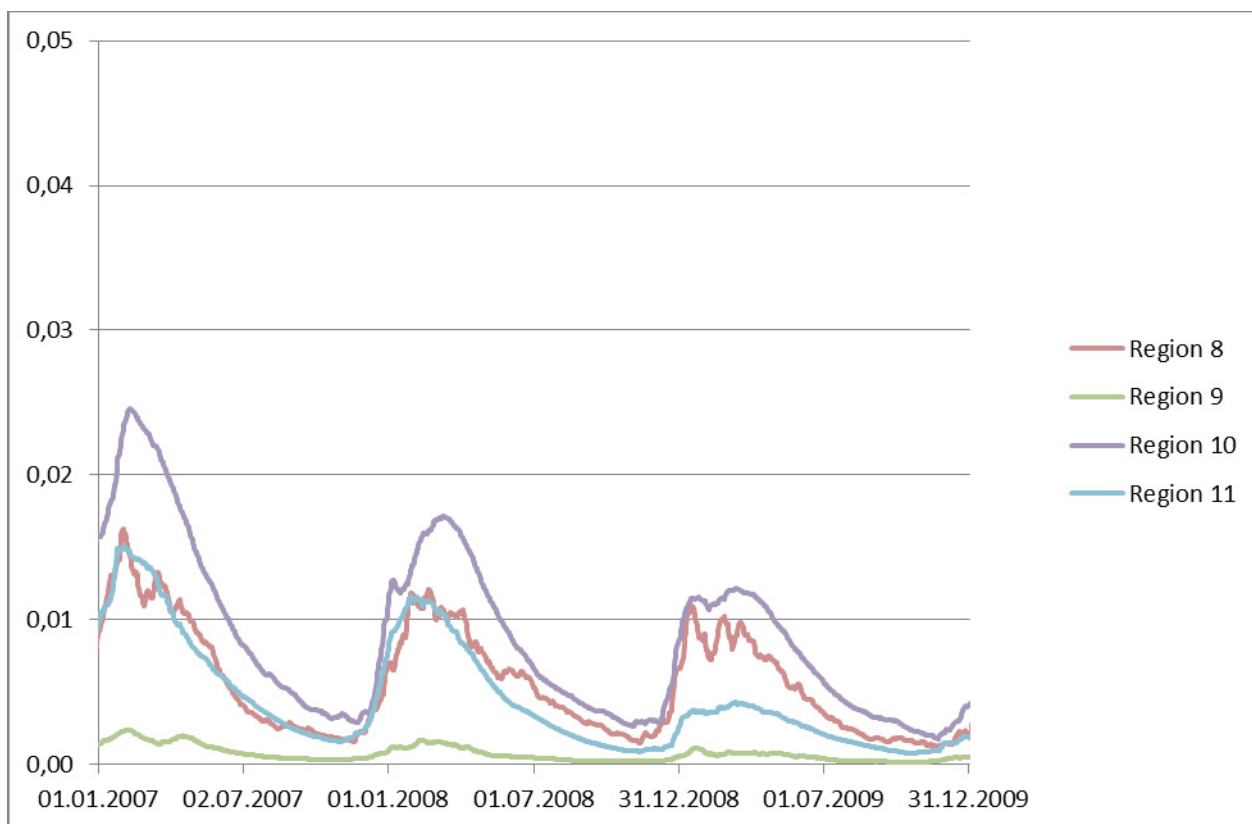


B

Figur 39. Midlele konsentrasjoner for benzo[a]pyren (B[a]P) per region for **A)** OxyDep/PolPart (totalt B[a]P, pg/l) og **B)** NORWECOM (totalt B[a]P, ng/l).

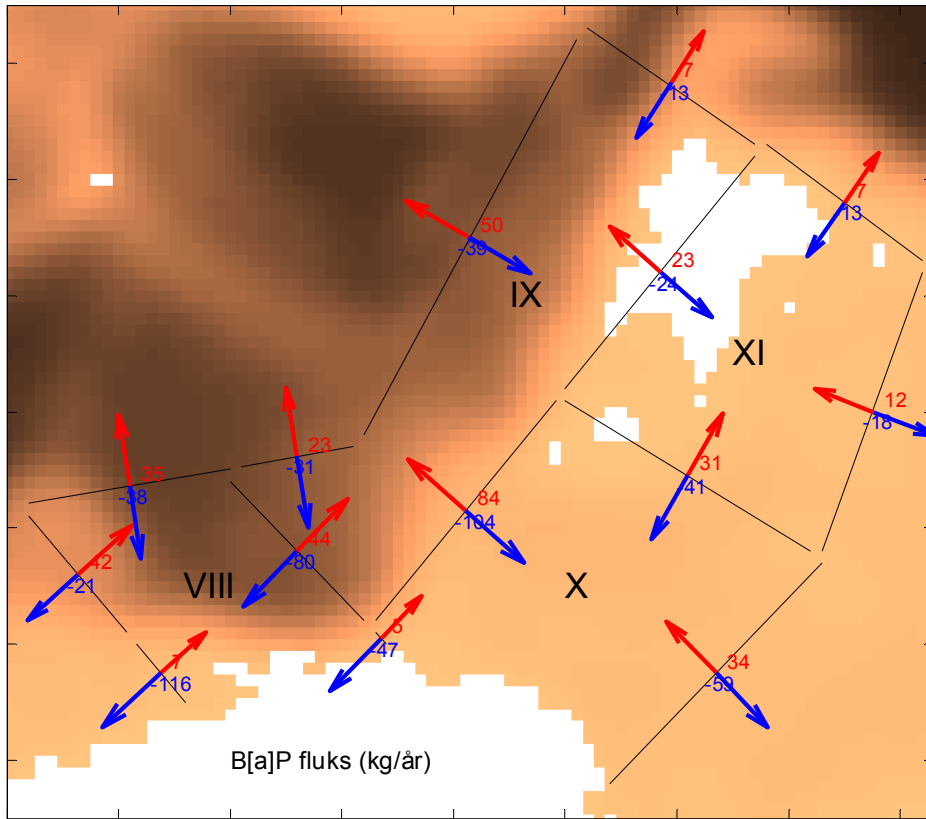


A



B

Figur 40. Beregnet med OxyDep/PolPart: **A)** Tilførsel av benzo[a]pyren (B[a]P) fra smeltet sjøis (ng/m²d) og **B)** Sedimentetning av B[a]P til bunn (ng/m²d).



Figur 41. Benzo[a]pyren-fluksene (kg/år) mellom de ulike regionene fra 2008.

4.4.4 Påvirkning av de russiske elvene

Målet med dette studiet var å estimere effekten av utslipp av Hg, PCB-153 og B[a]P fra russiske elver med utløp i Barentshavet og Kvitsjøen på forurensningstilstanden i den norske sektoren av Barentshavet.

På tross av at disse elvene ligger i øst, nedenfor de viktigste sirkulasjonsmønstrene i Barentshavet, kan de ha betydelig påvirkning pga. stor vannføring. For eksempel er Petsjoraelven ($3\,949\text{ m}^3\text{ s}^{-1}$) og elven Nordre Dvina ($3\,332\text{ m}^3\text{ s}^{-1}$) blant de største elvene i verden. Til sammenligning har f. eks. Glomma en vannføring på rundt $720\text{ m}^3\text{ s}^{-1}$.

Selv i de tilfellene der det er snakk om veldig små konsentrasjoner av forurensning, kan disse store elveutløpene fungere som viktige «punktkilder» man bør ta med i analysen av forurensningstilstanden.

Data for konsentrasjoner av Hg, PCB-153 og B[a]P er svært mangelfulle (se Vedlegg A), men vi var i stand til å anslå de forurensende utslippene fra elvene ved å utføre numeriske modellberegninger

For å estimere betydningen av de russiske elvene i kvikksølvbudsjettet og PCB-153-budsjettet, ble det gjort separate numerisk eksperiment. Distribusjonen og variasjonen av tilførseler ble beregnet med null som initialkonsentrasjoner ved alle de marine grensene og ingen fluks fra atmosfæriske nedfall, norske elver eller plattformer. De russiske elvene var derfor den eneste kilden som påvirket kvikksølv og PCB-153 konsentrasjonen i vannsøylen. Modellen kunne dermed beregne hva som ville skje med forurensningen som stammet fra de russiske elvene ut fra transporten med strømmen, nedbrytning (i tilfellene PCB-153 og B[a]P), partisjonering med organisk materiale, sedimentering og nedbrytning. Resultater er vist i *Figur 21* og *Figur 29*.

Kvikksølv (Hg)

Fire år med beregninger viser at kvikksølvforurensning fra de russiske elvene kan føre til en økning av konsentrasjonen i Kvitsjøen, sørøstlige kysten av Barentshavet og langs Novaja Zemlya (*Figur 21*). Beregningene viste en økning i kvikksølv konsentrasjoner i sentrale deler av Barentshavet som skyldes russiske elver var på mindre enn $0,0001\text{ ng/l}$, eller mindre enn $0,02\%$ av den målte verdien.

Det bør bemerkes at elva Nord Dvina er preget av svært høye konsentrasjoner av kvikksølv i vannsøylen ($10\text{-}120\text{ ng/l}$ oppløst kvikksølv og $120/140$ av partikulært kvikksølv). Konsentrasjonene i Dvina Bay er om lag $12\text{-}15\text{ ng/l}$ (Ovsepyan, Fedorov, 2012). Elvas kvikksølv utslipp er 1650 kg Hg/år , som er av samme størrelsesorden som europeiske elver som strømmer til Nordsjøen fra velutviklede regioner i Europa med industriutslipp.

Likevel fører ikke utslipp fra russiske elver til en betydelig konsentrasjonsendring i det sentrale Barentshavet (*Figur 21*). Modellenes resultater indikerer at eventuelle store utslipp (som f.eks. uhel i Nord-Dvina) vil i hovedsak berøre den sørøstlige kysten av Barentshavet og langs Novaya Zemlya kysten.

PCB-153

Beregnet fordeling av PCB-153 er vist i *Figur 29*. Som for kvikksølv, ble sonen av maksimale konsentrasjoner funnet langs den sørøstlige kysten av Barentshavet, siden denne regionen er betydelig påvirket av utslipp av elver, inkludert de store Pechora og Nord-Dvina.

Som for kvikksølv, påvirket ikke utslipp av PCB-153 den sentrale delen av Barentshavet. Beregningene viste en økning i PCB-153-konsentrasjoner i sentrale deler av Barentshavet som skyldes russiske elver var på mindre enn $1\cdot 10^{-6}\text{ pg/l}$, eller mindre enn $1\cdot 10^{-4}\%$ av den målte verdien.

4.4.5 Diskusjon og 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 og fra smelting av is er en vesentlig årsak til horisontale variasjoner i konsentrasjonene. De høyeste konsentrasjonene finnes i det høye Arktis for alle parameterne grunnet større atmosfærisk tilførsel av kvikksølv, PCB (PCB-153) og B[a]P i de nordlige regioner (IX-XII). De høyeste konsentrasjonene kan være flere titalls-hundre ganger høyere enn de laveste konsentrasjonene.
- Den biologiske pumpen danner 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. Denne effekten kan i Barentshavet bli maskert av iskoblede prosesser.
- Tilførslene av miljøfarlige stoffer via atmosfæren kan påvirke de mellomårlige variasjonene av forurensende stoffers konsentrasjon i vannsøylen.
- De hydrofysiske faktorene er den viktigste mekanismen for omfordeling av miljøgifter fra forskjellige kilder i havet. De to modellene bruker til dels forskjellige hydrofysiske data, og det bør undersøkes mer om hvordan dette kan påvirke omfordelingen.

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 vandyp. Modellresultatene viser at bunnlaget kan ha lokalt høye konsentrasjoner av forurensende stoffer (se kapittel 4.4). 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 mellomårlige, sesongmessige og sporadiske endringer i tilførselen av forurensende stoffer via elveavrenning og fra atmosfæren.

De viktigste mekanismene som påvirker konsentrasjonen av ulike forurensende stoffer i region VIII-XI er oppsummert i **Tabell 16**. Tilførsler skjer via transport med havstrømmer, luft, elveavrenning, smelting av is, utslipp fra petroleumsinstallasjoner og skipstrafikk. Som nevnt over er havstrømmene ikke direkte kilder for regionene. Havstrømmene fordeler kun stoffene fra de andre kildene rundt omkring (se kapittel 3.1.3.). "Netto-inn" i en region (se **Tabell 16**) 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. Flukser 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 luft 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.

Betydningen av atmosfærisk tilførsel var størst for raskt-nedbrytbare PAH (B[a]P) med 82-89 % (**Tabell 16**), men nedbrytningen for PAH var også høy med 78-89 %. Estimaten av den atmosfæriske tilførselen for den sakte-nedbrytbare parameteren PCB (PCB-153) var karakterisert med mellomliggende og varierende størrelser fra 18 til 69%, som også er sammenlignbare med nedbrytning og sedimentering av estimatene fra 20-76 til 94 %.

I modellberegningene er det ingen tydelig mellomårlig trend innen regionsmidlele konsentrasjoner. Dermed kan massebalansen avdekke og peke på vesentlige kunnskapshull. I **Tabell 16** er budsjettbalansen beregnet sammen med nedbrytning. Kvikksølv kan verken dannes eller brytes ned og avvikene fra -9,4 % i regionX til +8,8% i region XI indikerer nivået på usikkerhetene i nåværende massebalanse-modell. For de to andre forbindelsene varierer nedbrytning og budsjettbalanse hhv 20-77% for PCB og 78-89% for B[a]P. Dette er ikke helt urimelig siden begge disse forbindelsene kan brytes ned og BaP mer enn PCB (**Tabell 16**), men absoluttverdiene kan være overestimert som følge av usikkerheter, spesielt knyttet til manglende kvantifisering av flukser fra sjø til atmosfæren som kan utgjøre et vesentlig sluk (Vedlegg A). I OxyDep/PolPar ble det brukt nedbrytningskoeffisient $0,000138 \text{ d}^{-1}$ for PCB-153 (Sinkkonen & Paasivirta 2000, Scheringer 1997) og $0,00946 \text{ d}^{-1}$ for BaP (Nizetto 2010, p.c.).

Tabellen viser videre at sedimentering synes å være ubetydelig for alle forbindelsene, mens transporten med havstrømmer gjennom områdene er den dominerende fluksen for kvikksølv (94-99 %), og noe mindre for PCB-153 (22-67 %) og minst for B[a]P (10-17 %). Ser en på netto import eller eksport via havstrømmer er denne fluksen sammenlignbar med øvrige flukser.

Tilførsel av miljøgifter fra ismelting kan spille en overraskende stor rolle i de nordlige regionene IX og XI, og først og fremst for PCB-153 (**Tabell 16**). For kvikksølv og for B[a]P ligger denne faktoren henholdsvis på 0,2 -0,6 % og 0,2 %, mens for PCB-153 er den mellom 12 % og 15% for disse to regionene.

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. Tilførsler av PCB kan være noe overestimert ettersom alle verdiene er under deteksjonsgrense og disse er satt til selve deteksjonsgrense i videre beregninger.

Modellberegningene av konsentrasjon, flukser og 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.

Tabell 16. Oversikt over hovedkilder og sluk for tilførsler av metaller (kvikksølv) og organiske miljøgifter (PCB og PAH) til region VIII- XI fra 6 ulike kilder (unntatt havbunn (kilde 7 og 8) og radionuklider (kilde 9)). Tallene er hentet fra 2009 som gjør noe forskjell fra Vedlegg B. Kolonnene med % angir hvor mange prosent av totale kilder /sluk tilførselen utgjør. Der hvor det er data fra elver gjelder disse PCB og PAH, mens for de resterende kildene er vist tall for PCB-153 og PAH B[a]P. «Totalbelastning» er summen av tilførsel fra alle kilder. Merk at "Totalbelastning" 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. Det bør også merkes at transport fra hav til luft er ikke tatt i betraktning.

		Kvikksølv Hg		PCB-153		PAH B[a]P		
		kg/år	%	kg/år	%	kg/år	%	
Region VIII	Kilder	Atmosfære (2 og 4)	1500	0,6	11,000	69,2	1000,0	82,3
		Elver (1)	24	0,0				
		Plattformer (5)						
		Sjøis	4	0,0	0,022	0,1	0,0	0,0
		Skipstrafikk (6)						
		Tilførsler via havstrømmer (3)	236106	99,4	4,873	30,7	215,2	17,7
	Sluk	Utgående med havstrømmer	256180	107,8	3,798	23,9	221,6	18,2
		Sedimentering	51	0,0	0,001	0,0	0,3	0,0
		Budsjettbalanse (inkl. nedbryt.)	-18597	-7,8	12,096	76,1	993,3	81,7
		Totalbelastning	237634		15,895		1215,2	
	Totalbelastning per 1000 km²	1378		0.092		7.0		
Region IX	Kilder	Atmosfære (2 og 4)	6200	1,2	6,600	18,3	1100,0	82,3
		Elver (1)		0,0		0,0		0,0
		Plattformer (5)						
		Sjøis	820	0,2	5,393	15,0	2,7	0,2
		Skipstrafikk (6)						
		Tilførsler via havstrømmer (3)	530732	98,7	23,996	66,7	233,8	17,5
	Sluk	Utgående med havstrømmer	513337	95,5	28,569	79,4	287,9	21,5
		Sedimentering	76	0,0	0,011	0,0	0,1	0,0
		Budsjettbalanse (inkl. nedbryt.)	24339	4,5	7,410	20,6	1048,6	78,5
		Totalbelastning	537752		35,989		1336,6	
	Totalbelastning per 1000 km²	1375		0.092		3.4		
Region X	Kilder	Atmosfære (2 og 4)	3200	3,2	16,000	60,5	1000,0	84,3
		Elver (1)	31	0,0	4,000	15,1	1,0	0,1
		Plattformer (5)						
		Sjøis	62	0,1	0,383	1,4	0,2	0,0
		Skipstrafikk (6)						
		Tilførsler via havstrømmer (3)	95328	96,7	6,046	22,9	184,8	15,6
	Sluk	Utgående med havstrømmer	107594	109,1	7,018	26,6	220,9	18,6
		Sedimentering	300	0,3	0,034	0,1	0,9	0,1
		Budsjettbalanse (inkl. nedbryt.)	-9273	-9,4	19,377	73,3	964,3	81,3
		Totalbelastning	98621		26,429		1186,0	
	Totalbelastning per 1000 km²	273		0.073		3.3		
Region XI	Kilde	Atmosfære (2 og 4)	4700	5,3	9,200	31,0	700,0	89,5
		Elver (1)		0,0		0,0		0,0
		Plattformer (5)						
		Sjøis	543	0,6	3,777	12,7	1,8	0,2
		Skipstrafikk (6)						
		Tilførsler via havstrømmer (3)	83915	94,1	16,700	56,3	80,2	10,3
	Sluk	Utgående med havstrømmer	81148	91,0	14,884	50,2	89,6	11,5
		Sedimentering	168	0,2	0,086	0,3	0,4	0,0
		Budsjettbalanse (inkl. nedbryt.)	7842	8,8	14,707	49,6	692,0	88,5
		Totalbelastning	89158		29,677		782,0	
	Totalbelastning per 1000 km²	314		0.105		2.8		

4.5 Kommentar til overvåking av miljøgifter

Dette kapittelet gir en kort oppdatering av miljøgifttilstanden i Barentshavet og Lofotenområdet basert hovedsakelig på overvåking av overflatesediment i forbindelse med [MAREANO](#) gjennomført av IMR og Norge Geologiske Undersøkelse (NGU) 2003-2011 og overvåking av torsk gjennomført av NIFES i perioden fra 2006 til i dag (se for eksempel *Figur 42*, *Figur 43* og *Figur 44* som viser stasjoner for hhv. Kvikksølv, PCB-153 og benzo[a]pyren). Vurderingen ble gjort på et utvalg av miljøgifter: kvikksølv, kadmium, bly, PCB, heksaklorbensen (HCB), PAH, THC, og polybromerte difenyletere (PBDE). Beskrivelsen kan ikke betraktes som en fullstendig vurdering av disse stoffene, men fokus er på nivå i forhold til grenser gitt i vannforskriften veileder (Direktoratsgruppa 2009) og EU og Norges øvre grenseverdier for omsetning av fisk til humant konsum (EU, 2006). Aktuelle EU-direktiv er tatt i betraktning. I EU er det foreløpig kun gitt grenseverdier (*Environmental Quality Standards* – EQS) for miljøgifter i vannsøylen, og for tre stoffer i biota (Hg, HCB og HCBD). Til vannforskriftsarbeid i Norge benyttes derfor foreløpig eksisterende klassifiseringssystemer for sediment og biota for stoffer der det ikke finnes EQS-verdier, dvs. Klifs veiledere TA2229/2007 (sedimentveileder) og TA1467/1997 (biota). EQS-verdiene tilsvarer i Klifs system grensen mellom God (klasse II) og Moderat (klasse III) kjemisk status for sedimenter, og mellom Moderat forurenset (klasse II) og Markert forurenset (klasse III) for biota. Det er utarbeidet en rapport med forslag til nye grenseverdier for Vannforskriften. Disse vil trolig bli innlemmet i Vannforskriftens klassifiseringsveileder i løpet av året.

Det er også vurdert hvorvidt det er store endringer siden 2009 og vesentlige gradienter i rom. Tilførselsprogrammet for 2012 omfattet ingen overvåking av miljøgifter, men det var allikevel av interesse å vurdere evt. sammenheng mellom de beregnede konsentrasjonene av kvikksølv, PCB kongener PCB-153 og PAH forbindelsen benzo[a]pyren i bunnvann og resultater fra overvåking.

4.5.1 I forhold til vannforskriften

Kvikksølv

Resultatene på kvikksølv i sediment fra MAREANO i perioden 2003-2011 viste konsentrasjoner i hovedsak under 0,1 mg/kg tørrvekt, som var betydelig lavere enn grensen i vannforskriften på 0,63 mg/kg tørrvekt. En undersøkelse av Snøhvitfeltet i 2011 (region IX og X) viste også lave konsentrasjoner (<0.01-0.092 mg/kg tørrvekt, gjennomsnitt av 10 stasjoner, Mannvik *et al.* 2011).

Undersøkelse av kvikksølv i filet av kystnære torsk fra Lofoten i perioden 1991-2011 viser ingen trend, verken for hele perioden eller de siste 10 årene (Green *et al.* 2012). I løpet av de siste 10 årene (2002-2011) lå kvikksølvkonsentrasjonene i intervallet 0,025-0,117 mg/kg våtvekt. I Varangerfjorden var det detektert en nedadgående trend i perioden 1994-2011. For de siste 10 årene var ingen trend påvist og konsentrasjonene lå i intervallet 0,012-0,030 mg/kg våtvekt. Konsentrasjonene lå godt under grensen i vannforskriften veileder på 0,3 mg/kg våtvekt, men kan være noe over EUs grense på 0,02 mg/kg våtvekt dersom man forutsetter konsentrasjon funnet i filet gjelder hele fisken. Kvikksølv inngår i miljøkvalitetsstandarder (EQS) for EUs prioriterte stoffer på 0,020 mg/kg våtvektsbasis for «prey tissue» som her tolkes som hele bløtdyr, fisk og skaldyr. I denne undersøkelsen er det kun målt kvikksølv i fileten, og det er ikke regnet om fra filet til hel fisk fordi denne konverteringen er usikker. Hvis vi likevel hadde sammenliknet resultatene av kvikksølv i torskfilet med EQS-verdien så hadde alle prøvene overskredet denne.

Torsk til havs

Overvåking av kvikksølv i filet av Nordøstarktisk torsk fra 2006 til 2012 viste konsentrasjoner fra <0,01 til 0,17 mg/kg våtvekt. Nivået har vært svært stabilt i perioden, med årsgjennomsnitt mellom 0,030 og 0,038 mg/kg våtvekt. Konsentrasjonene var godt under EU og Norges øvre grenseverdi for omsetning av fisk til humant konsum, på 0,5 mg/kg våtvekt, men et flertall av torsken, 66 %, hadde konsentrasjoner av kvikksølv over EQSD-grensen på 0,02 mg/kg våtvekt.

Kadmium

MAREANO data på sediment var i hovedsak mindre enn 50 mg/kg tørrvekt og dermed noe lavere enn grensen in vannforskriften på 83 mg/kg. De høyeste konsentrasjoner var syd for Svalbard og tendens til økning fra sydvest til nordøst. Nevnt undersøkelse i av Snøhvitfeltet i 2011 viste også lave konsentrasjoner (0,014-0,210 mg/kg tørrvekt, Mannvik *et al.* 2011).

Kadmium i lever av torsk til havs varierte i perioden fra 2006 til 2012 varierte fra 0,011 til 0,46 mg/kg våtvekt, og årsgjennomsnittene i perioden varierte mellom 0,12 og 0,19 mg/kg våtvekt, uten noen økende eller avtakende trend. Fiskelever er unntatt for grenseverdiene som gjelder kadmium til humant konsum, og det er heller ikke gitt noen grense for kadmium i torskelever i vannforskriften.

Bly

Data fra MAREANO var for det aller meste mindre enn 0,25 mg/kg tørrvekt og dermed betydelig lavere enn grensen in vannforskriften på 2,6 mg/kg. De høyeste nivåene finner man nær kysten og sørøst for Svalbard. Nevnt undersøkelse i av Snøhvitfeltet i 2011 viste også lave konsentrasjoner (5,2-26,3 mg/kg tørrvekt, Mannvik *et al.* 2011).

Konsentrasjoner av bly i lever i torsk til havs varierte fra <0,02 til 0,2 mg/kg våtvekt i perioden 2006 til 2012. De aller fleste prøvene hadde konsentrasjoner under kvantifiseringsgrensen, og i 2012 var alle konsentrasjonene <0,02 mg/kg våtvekt. Fiskelever er unntatt for grenseverdiene som gjelder bly i fisk til humant konsum, men konsentrasjonene var lave sammenlignet med grenseverdien for bly i filet av fisk på 0,3 mg/kg våtvekt. Det er heller ikke gitt noen grense for bly i torskelever i vannforskriften.

PCB

Det finnes ikke noe data om PCB i MAREANO. Sum av syv PCB kongenerer (CB28, -52, -101, -118, -138, -153, og -180) resultatene fra siste Tilførselsprogramme undersøkelse i området (2009) variert fra 0,120 til 1.027 µg/kg tørrvekt (Green *et al.* 2010). Det er ingen grense gitt i vannforskriften men i risikoveileder for sediment (Bakke *et al.*, 2007) er grensen mellom klasse II og III på 17 µg/kg og dermed betydelig over maksimum funnet i 2009.

Resultater fra overvåkning av sum PCB₇ i torskelever fra Barentshavsområdet fra 2006 til 2012 viste at konsentrasjonene i enkeltfisk varierte fra 11 til 686 µg/kg våtvekt, og gjennomsnittskonsentrasjoner for posisjonene varierte fra 61 til 192 µg/kg våtvekt. Alle gjennomsnittsverdiene tilsvarte tilstandsklasse I, ubetydelig-lite forurenset (<500 µg/kg våtvekt), og ingen overskred grenseverdien for sum PCB₆ (PCB₇ minus PCB-118) for omsetning av torskelever til humant konsum på 200 µg/kg våtvekt. Til sammen 68 av 1035 individer (6,6 %) hadde konsentrasjoner av sum PCB₆ i lever over 200 µg/kg våtvekt.

Heksklorbenzen (HCB)

Det finnes ikke noe data om HCB i MAREANO. HCB-resultatene fra siste Tilførselsprogramme undersøkelse i området (2009) variert fra 0,05 til 0,611 µg/kg tørrvekt (Green *et al.* 2010). Dette er betydelig lavere grensen i vannforskriften veileder på 17 µg/kg, og også betydelig under EUs grense på 10 µg/kg våtvekt dersom man forutsetter konsentrasjon funnet i lever gjelder hele fisken.

Konsentrasjoner av HCB i torskelever fra Barentshavet i perioden 2006 til 2012 varierte fra 1,7 til 39 µg/kg våtvekt. Dette var godt under grensen i vannforskriften på 50 µg/kg våtvekt. Nivåene ser ut til å ha vær nokså stabile i perioden. Det er ikke satt noen grenseverdi for HCB i forhold til mattrygghet.

Undersøkelse av HCB i kystnære torsk fra Lofoten i perioden 1991-2011 viser nedadgående trend i både lever og filet (Green *et al.* 2012). For de siste 10 årene av denne perioden var ingen trend påvist og konsentrasjonene lå i intervallet 4,1-13,0 µg/kg våtvekt i lever og 0,05-0,11 µg/kg våtvekt i filet. I Varangerfjorden var det detektert en nedadgående trend i perioden 1994-2011 i lever, men ingen

trend i filet. For de siste 10 årene ble det ikke påvist noen trend i noen av vevstypene. Konsentrasjoner lå i intervallet 4,3-11 µg/kg våtvekt i lever og 0,09-0,14 µg/kg våtvekt i filet. Konsentrasjonene lå godt under grensen til vannforskriften (50µg/kg våtvekt). HCB inngår i EQS for EUs prioriterte stoffer på 10 µg/kg våtvektsbasis for «*prey tissue*». I denne undersøkelsen er det kun målt HCB i filet og lever og vi har ikke vurdert omregning fra disse vevstyper til hel fisk fordi denne konverteringen er usikker. Hvis vi likevel hadde sammenliknet resultatene av HCB i torskefilet med EQS-verdien så hadde ingen tall i filet overskredet denne, og bare noen få tall i lever.

Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)

Resultater av Havforskningsinstituttets overvåkningsprogram viste høyere konsentrasjoner av total-PAH (sum av 20 forbindelser) sørøst for Svalbard, opptil 1426 µg/kg tørrvekt (Boitsov *et al.*, 2009). Dette skyldes erosjon av kullholdige bergarter i området og er dermed et naturlig fenomen. I sørlige og sørvestlige deler av Barentshavet er nivåene generelt lave og ingen betydelig forurensning er påvist (Green *et al.* 2010). De høye konsentrasjonene i Svalbard-sedimentene overskrider ikke grensen i vannforskriften på 2000 µg/kg tørrvekt.

Når det gjelder PAH forbindelsen benzo[a]pyren viste resultatene fra MAREANO at i sørvestlige deler av Barentshavet ligger de ikke høyere enn 20 µg/kg tørrvekt som er betydelig under grensen i vannforskriften på 420 µg/kg tørrvekt (Boitsov *et al.*, 2011). Også her var de høye konsentrasjoner sørøst for Svalbard, opptil 57 µg/kg tørrvekt (Boitsov *et al.*, 2009).

Olje (total hydrocarbons THC)

Resultatene fra MAREANO viste at mesteparten av konsentrasjonene var mindre enn 50 µg/kg tørrvekt. Høyere konsentrasjoner ble funnet sørøst for Svalbard. Dette skyldes erosjon av kullholdige bergarter i området og er dermed et naturlig fenomen. I sørlige og sørvestlige deler av Barentshavet er nivåene generelt lave men er høyere nært kysten på grunn av naturlig avrenning. Ingen betydelig forurensning er påvist (Boitsov *et al.*, 2009; 2011). Det er ingen miljøgrense. Nevnt undersøkelse i av Snøhvitfeltet i 2011 variert konsentrasjoner fra 1,8 til 12,6 mg/kg tørrvekt (Mannvik *et al.* 2011).

Polybromerte difenyletere (PBDE)

Data fra MAREANO var for det aller meste mindre enn 10 µg/kg tørrvekt i sediment og dermed lavere enn grensen i vannforskriften på 62 mg/kg (Boitsov *et al.*, 2013).

4.5.2 Konsentrasjoner i sediment sammenliknet med beregnede konsentrasjoner i bunnvann

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, kjøringer 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 forurensende stoff i sediment og beregnede konsentrasjoner i bunnvann om vinteren (mars-beregning ble brukt) kan imidlertid gi grunnlag for å bedømme hvor gode beregningene er. Spredning av Kvikksølv og benzo[a]pyren samt PCB-153 er modellert med en simuleringsperiode av 2007-2009. For denne sammenligningen ble data fra overvåking i perioden 2007-2010 valgt. I **Figur 42**, **Figur 43** og **Figur 44** er konsentrasjoner av hhv. kvikksølv, PCB-153 og benzo[a]pyren (som indikator for PAH) i sediment stasjoner og noen få torske stasjoner i regionene VIII-XI vist sammen med modell-resultatene. Undersøkelse av sedimentstasjoner stammer for det meste fra [MAREANO](#) hvor Norge Geologiske Undersøkelse (NGU) og IMR har gjort undersøkelse av hhv kvikksølv og benzo[a]pyren. MAREANO har hhv. 74 og 160 stasjoner hvor kvikksølv og benzo[a]pyren har blitt undersøkt i overflatesediment i den

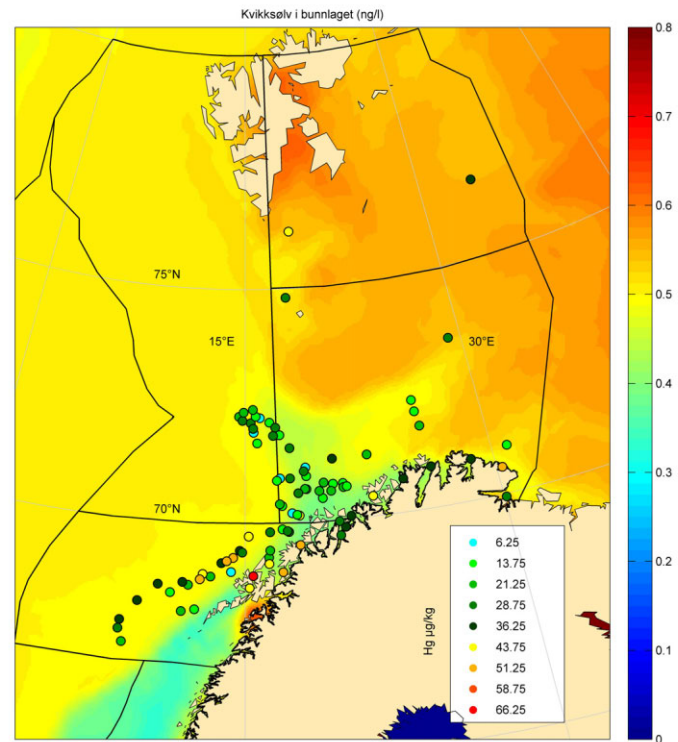
aktuelle perioden. Noen stasjoner i region XII er tatt med i forbindelse med en benzo[a]pyren-transekt som strekker seg nordover i region IX. Tilførselsprogrammet har undersøkt alle tre miljøgifter på åtte stasjoner i 2009 samt kvikksølv og PCB-153 i torsk. Klifs bidrag til internasjonal overvåking CEMP (*Coordinated Environmental Monitoring Programme*) omfatter undersøkelse av ytterlige 9 sedimentstasjoner og 3 torskstasjoner i den aktuelle perioden. Alle konsentrasjoner fra denne overvåkingen lå over deteksjonsgrense og langt under grenseverdier for prioriterte stoffer som angitt for vannforskriften veileder (Direktoratsgruppa 2009) men for kvikksølv i torskefilet ikke under EUs EQS på 0.02 µg/kg våtvekt dersom vi forutsetter at konsentrasjon i filet er det samme for hele fisken.. Data og statistikk er vist i Vedlegg D.

Beregninger av konsentrasjoner av kvikksølv i bunnvann tydet på svakt lavere konsentrasjoner nær kysten og utover Tromsøflaket, sydvest i region X, og høyere konsentrasjoner i resten av region X og hele region XI. Målte konsentrasjoner i sediment varierte mellom 0,003 og 0,07 mg/kg tørrvekt. Til sammenligning undersøkt Mannvik *et al.* (2011) bl.a. kvikksølv i overflatesediment på 10 stasjoner i region IX og X og fant konsentrasjoner mellom <0.01 og 0.092 mg/kg tørrvekt. Konsentrasjonene i sedimentet indikerte sammenheng noen steder, men det var ingen statistisk korrelasjon for hele dataset ($r=0,007$, $n=91$).

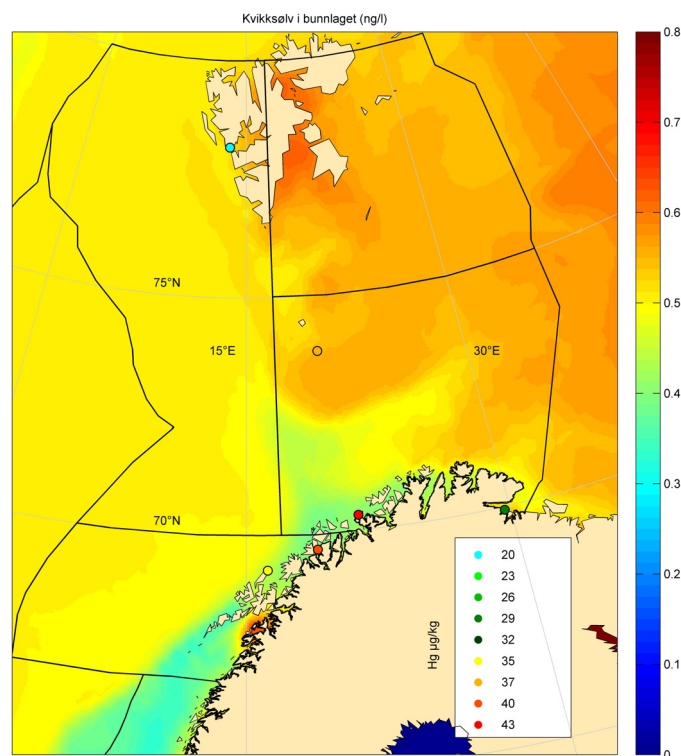
Det var i tillegg ubetydelig forskjell mellom middelkonsentrasjonene i torskefilet på de ulike stasjonene. Det er ikke forventet at konsentrasjoner i torsk nødvendigvis skulle avspeile gradienter i sedimenter eller bunnvann. Dette fordi torsken har stor geografisk spredning og også kan være påvirket av lokale kilder som modellberegningene ikke fanger opp (**Figur 42**).

For PCB-153 indikerte modellen at konsentrasjoner skulle øke nærmere Svalbard, noe undersøkelse av sedimentstasjonene også tydet på selv om statistisk korrelasjon var lav og beregnet fra relativt få observasjoner ($r=0,780$, $n=8$). Resultatene for PCB-153 i torskelever var ikke entydig i forhold til den beregnede gradient i bunnvann (**Figur 43**).

Beregnete konsentrasjoner i bunnvannet tydet på økt konsentrasjon av B[a]P nærmere land og også lenger syd langs kysten og undersøkelse av sediment bekreftet delvis denne antagelsen, spesielt øst-vest transektene syd for Svalbard og nord-syd transekt i Norskhavet vest for Svalbard (**Figur 44**). Men statistisk korrelasjon var lav også nord for 72 grader nord (hele: $r=0.302$ $n=177$ og nord for 72 grader nord: $r=0.504$ $n=70$). Høye konsentrasjoner i nærheten av lave konsentrasjoner tyder på varierte bunnforhold og/eller lokale kilder.

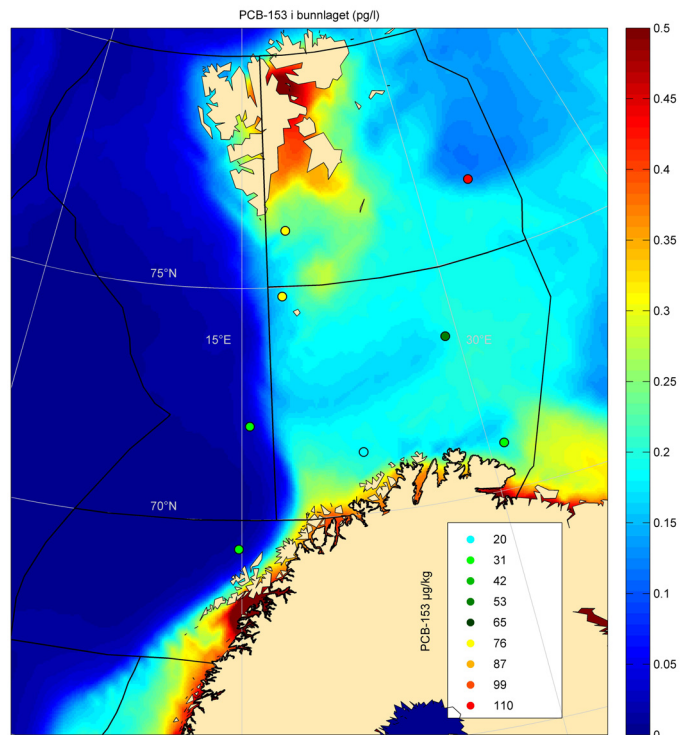


A

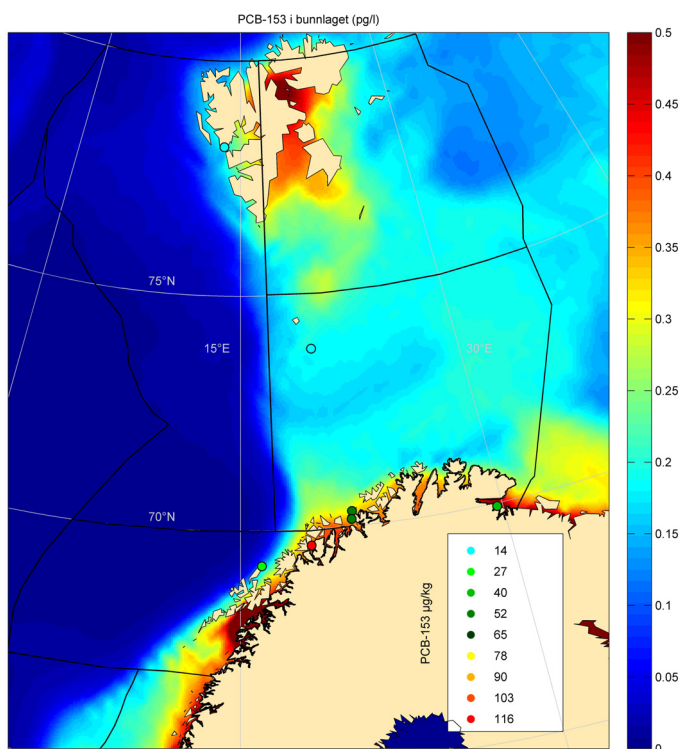


B

Figur 42. Beregnede konsentrasjoner av kvikksølv (Hg) i ng/l bunnvannet (farger på kartet med tilhørende fargeskala t.h.) og målt konsentrasjon av kvikksølv i mg/kg tørrvekt i sedimentprøver (A) og kvikksølv i µg/kg våtvekt i torskefilet (B). Sedimentdata fra MAREANO (74 stasjoner), MILKYS (9 stasjoner) og dette programmet (8 stasjoner); torskefiletdata fra MILKYS (2 stasjoner) og dette programmet (5 stasjoner).

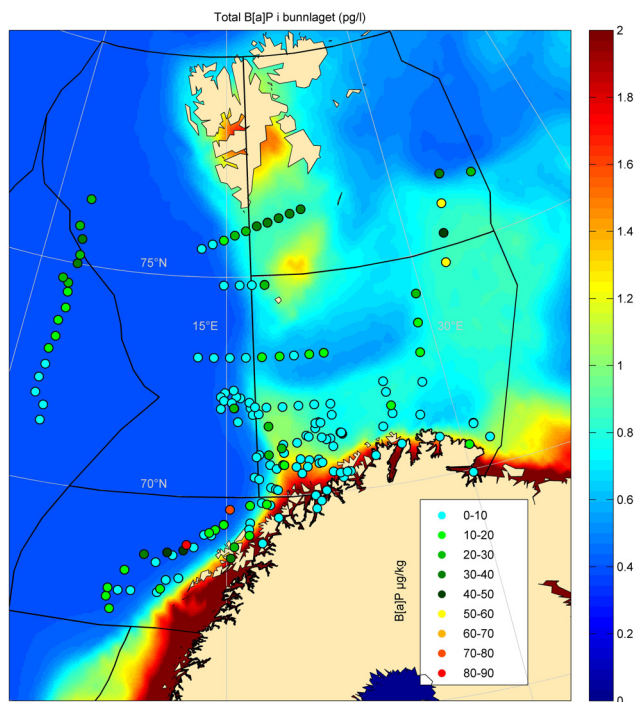


A



B

Figur 43. 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 µg/kg tørrvekt i sedimentprøver (A) og PCB-153 i µg/kg våtvekt i torskelever (B). Sedimentdata fra MILKYS (9 stasjoner) og dette programmet (8 stasjoner); torskedata fra MILKYS (3 stasjoner) og dette programmet (4 stasjoner).



Figur 44. Beregnede konsentrasjoner av PAH-forbindelsen benzo[a]pyren (B[a]P) i ng/l i bunnvannet (farger på kartet med tilhørende fargeskala t.h.) og målt konsentrasjon av B[a]P i µg/kg tørrvekt i sedimentprøver. Data fra MAREANO (41 stasjoner), MILKYS (9 stasjoner) og dette programmet (8 stasjoner). B[a]P ble ikke undersøkt i torsk

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 tilførselsestimatene 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 Barentshavet og Lofotenområdet 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 tilførselene av olje, PAH, PCB, kadmium, krom, kvikksølv, bly, cesium-137, technetium-99, plutonium-239+240 og strontium-90. Dette er dels data på utslipp direkte til regionene og dels tilførsler med havstrømmer inn i regionene. **Tabell 16**

sammenfatter resultatene Når det gjelder radioaktive stoffer er det fokusert på tilførsler av strontium-90 og plutonium-239+240. Med tanke på den varierende grad av målinger for de ulike stoffene, er det viktig å ta dette i betraktning når en ser på resultatene over hvilke stoffer som dominerer i de ulike regionene, og også hvilke regioner som dominerer for de ulike stoffene.

Tilførslene via luften dominerer for de fleste miljøgifter, med unntak av region I hvor tilførsel fra land er hovedkilden for de fleste miljøgiftene (dvs. bly, kadmium, krom, arsen, PCB og THC). Også i regionene IV og VIII 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, men er bare beregnet for region II, III og VII, så vi vet ikke hvor viktig denne kilden er i andre regioner. Petroleumsinstallasjoner er hovedkilden for tilførsel for THC i regionene II og III. Tilførsel av THC fra skip er hovedbidraget for regionene VI-VIII og region X, men tallene for THC er noe usikkert ettersom forskjellige beregnings metoder er brukt i de forskjellige regionene og det mangler tall for noen regioner (se Vedlegg B) For ^{90}Sr og $^{239+240}\text{Pu}$ er hovedkildene utstrømmende vann fra Kattegatt og atmosfærisk nedfall.

Modellering av transport og konsentrasjoner

To modeller for biokjemi og forurensende stoffer ble benyttet: OxyDep/PolPar og NORWECOM (begge koblet til sirkulasjonsmodellen ROMS). Hovedvekten ble lagt på den første modellen (OxyDep/PolPar). Modellene ble brukt til å simulere konsentrasjoner av miljøgifter i ulike deler av Barentshavet og Lofotenområdet og med fokus på fire regioner. Når modellene videreutvikles og settes opp for alle regionene vil den føre til sikrere resultat. Modellene 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.

Hovedkonklusjoner er:

- De modellerte konsentrasjonene tilsvarer tilstandsklasse I («Bakgrunn») og II («God») for alle parametrene.
- Hvordan bidraget fra atmosfæren påvirker endringer av gjennomsnittskonsentrasjoner av miljøgifter i hver region på type og mengde stoff og hvordan stoff nedbrytes.
- Bidraget fra atmosfæren balanseres i modellen av nedbrytning. Begge prosesser er mest sannsynlig overestimert fordi modellen ikke har data for netto fluks mellom vann og luft.
- Tilførsler av forurensing med elveavrenning og fra smelting av is er en vesentlig årsak til horisontale variasjoner i konsentrasjonene. De høyeste konsentrasjonene finnes i det høye Arktis for alle parameterne grunnet økt atmosfærisk tilførsel og fra smelting av snø/is. 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.
- Det dannes en vertikal sjiktning av forurensende stoffer i vannsøylen, med lavest konsentrasjon i overflaten (sees tydeligst om sommeren) og høyest konsentrasjon i midlere vanddyp 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 validere betydningen av denne prosessen.
- De tredimensjonale havmodellene viser en betydelig horisontal variasjon i fordelingen av de forurensende stoffene. Maksimumsnivåene finner vi langs kysten, og de 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 fordelingen av forurensende stoffer i Norskehavet sammenlignet med enklere modelltilnæringer (for eksempel boksmodeller).

Overvåking av miljøfarlige stoffer i sediment og marine organismer

Programmet hadde ikke eget overvåking i 2012 men resultatene fra IMR og NGU i forbindelse med MAREANO viste stortsett lave konsentrasjoner av Kvikksølv, Kadmium, Bly, PCB, HCB, PAH, THC og PBDE i sediment og/eller torsk. Resultatene fra NIFES i torsk til havs og NIVA i kystnære torsk viste lave viste stortsett lave konsentrasjoner av Kvikksølv, Kadmium, Bly, PCB og HCB. Vurdering er basert på sammenligning med miljø-grenseverdier i vannforskriften og grenseverdier for omsetning av fisk til humant konsum.

Beregnete konsentrasjoner i bunnvann var sammenlignet med tidligere undersøkelser og annen overvåking (særlig MAREANO men også CEMP) av kvikksølv, CB-153 og benzo[a]pyren i sediment og torsk i 2007-2010. Resultatene tydet på noen korrelasjoner men kunne ikke bekrefte noen statistisk signifikant sammenheng.

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.* 2010). 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 utslippskilder 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 utvide bruk av 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 Barentshavet, men også Norsjøen og Norskehavet.

Nedfall fra luft:

Da tilførsler fra luft til hav imidlertid er av antatt størst betydning for de fleste miljøgiftbudsjettene innebærer det også at det fremdeles er et kritisk behov for mer kunnskap om utslipp til luft (nasjonalt og internasjonalt), transport via atmosfæren og avsetning/utveksling med havoverflaten om man skal

oppnå en bedre forståelse av nivåer og fordeling i havområdene og om man ønsker en mer helhetlig forståelse av kilde-reseptorforhold og evaluering av mulige fremtidige kontrolltiltak. 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.

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, kan det være en fordel at kjemiske analyser foretas 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

Forslag til videre arbeid / forbedring av resultatene

Det er nødvendig å modifisere Statens stråleverns modell for å forbedre resultater av kalkulasjoner og forminske usikkerhet. Det trenges å optimalisere luft(?) - vann og vann - sediment interaksjonen. Det trenges også å forbedre initiale data for aktuelle havområder, basert på resultater av målinger (bl.a., porøsitet av sediment og innhold av suspendert partikler i vannkolonne). Det er også mulig å bruke modell til beregning av konsentrasjon i marine organismer, doser og effekter til havmiljø som kan vise mer klar betydning av beregnet tilførsel.

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 modellenes resultater. I dette ble gjort større grad av samkjøring av de marine modellene som dekker havområdene (Statens strålevern sin modell og OxyDep/PolPar-modell utført av NIVA og MET, 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 modellene 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. Modellene kan beregne dette, men forutsetningen er at man kjenner sedimentasjonsraten for ulike stoffer/partikler og kanskje også for ulike regioner.

- Validering av modellene (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 sedimentering 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.
- 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.
- Områdene Nordsjøen/Norskehavet/Barentshavet bør ses på under ett med tanke på modellering (dette kan modelleres samlet). En slikt arbeid vil gi en bedre oversikt over hvordan de ulike stoffene spres fra de store kildene i sør til de mer sårbare områdene i nord.
- Det skyldes at beregningene er påvirket av en annen viktig faktor, det vil si havis. Dette vil redusere tilførselen av miljøgifter om vinteren, mens om sommeren vil dette være en tilførselskilde ettersom sjøisen smelter. Denne parametriseringen viste at disse isprosessene kan ha stor betydning og interferere med den «biologiske pumpen». En effekt av klimaendringene er endring i det Arktiske isregimet og derigjennom transporten av miljøgiftene i området. Dette er temaer som må tas med videre i fremtidige studier.

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 (nå MILKYS), bidrag til internasjonale avtaler som EUs vanddirektiv, Stockholm konvensjonen, EMEP, AMAP og OSPAR) må være en forutsetning for å nå disse målsetningene. Videre må de store datasettene fra nasjonale overvåkingsprogrammer inklusive oppbygging av tjenelig overvåking for trygg sjømat følges opp og brukes både i matsammenheng og miljøsammenheng selv om grenseverdiene kan være forskjellige. Overvåking er også sentralt i forhold til forbedring av modeller. Data fra feltene danner et grunnlag for modellens beregninger. Av betydelig forbedringsbehov kan vi spesielt nevne:

- Framskaffe bedre data for bakgrunnskonsentrasjon i sediment og enkelte arter og klassifiseringskriterier for flere stoffer, særlig klororganiske forbindelser og ”nye miljøgifter”.

- Etablering av faste stasjoner: På utvalgte stasjoner bør det samles inn fisk 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, havforsuring, 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 for kilder, tilførsler og modellberegninger

Det er definert 8 kilder eller tilførselsveier for forurenset stoff til Barentshavet (region VIII-XI). Data hentet inn i 2012 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 2005-2011. OxyDep/PolPar-modellen er kjørt for perioden 2007-2009 og Norwecom-modellen er kjørt for perioden 2007-2009.

Modellberegningene er gjort for parameterne Hg, PCB-153 og PAH B[a]P som representerer 3 grupper av miljøgifter; tungmetaller, sakte nedbrytbare POPs (Persistent Organic Pollution) og litt mindre sakte nedbrytbare POPs. Disse parameterne har best oppløsning, både romlig og i tid.

6.1 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 avløpsrensaneanlegg
- Punktutslipp fra akvakultur

Oversikt over stoffer som måles i elver og rapporteres for punktkildene er angitt i *Tabell 17* og hovedindustri og elver er vist i *Figur 6*. Data for industriutslipp er innhentet fra Klifs database "Forurensning", som inneholder årlige rapporterte utslippstall fra store og mellomstore bedrifter. Tall for utslipp fra rensaneanlegg er innhentet fra Statistisk sentralbyrås (SSB) database KOSTRA (KOMmune STAT og Rapportering). For tilførsler fra akvakulturnæringen er kobber (Cu) den 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 kloakkrensaneanlegg rapporteres det hovedsakelig næringsalter og i mindre grad tungmetaller/miljøgifter.

Tabell 17. 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, krysotrifenylene, 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)perylene, benzo(a,e)pyren, dibenzo(a,h)pyren og dibenzo(a,i)pyren.

Usikkerheten i data for miljøgiftutslipp er vanligvis stor fordi utslippskonsentrasjonene ofte er lave og kompliserte å måle og mange verdier ligger under deteksjonsgrensen for enkelte stoffer. Målinger som er lavere enn deteksjonsgrensen, blir i RID-programmet satt til en nedre (0) eller en øvre grense (som her er deteksjonsgrenseverdien). Verdiene i tilførsel fra elver brukt i denne rapporten er fra den øvre grensen der hvor det er målinger under deteksjonsgrensen. For PCB, for eksempel, har det ikke vært noen målinger over deteksjonsgrensen ved noen av elvene i RID-programmet og alle verdier gitt i denne rapporten vil være fra den øvre grensen, som da er deteksjonsgrensen. 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.

Tilførselsberegning fra RID er uten retensjonsberegninger for Barentshavet, som i rapporten for Norskehavet (Green *et al.*, 2012) og forrige Barentshavetrapport (Green *et al.*, 2010), mens det i rapporten for Nordsjøen (Green *et al.*, 2011) ble beregnet retensjon.

6.2 Tilførsler via luftstrømmer og avsetning på havoverflaten

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 kombinere 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>).

I kapitlet 3.1.2 så beskrives atmosfæriske tilførsel ved hjelp av empirisk metode (metode 1). I modelleringskapitlene (kapittel 4.1) benyttes EMEPs modellresultater (metode 2) som inngangsparametre for havmodellberegningene, og FLEXPART (metode 3) er brukt for å beregne kildeområder som kan beskrive overvåkingsresultatene på Andøya. (ref kap 4x)

Metodikken er ellers beskrevet i tidligere rapporter (Green *et al.* 2010, 2011, 2012, se også 3.1.2)

6.3 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 2012 har hatt hovedfokus på å studere tilførsler og spredning/nedbryting av kvikksølv (Hg), PCB-153 og PAH-B[a]P (Benzo(a)pyren) i Barentshavet. Modellområdet for Barentshavet er vesentlig større enn Barentshavet 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-B[a]P. 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 2012 ble det brukt to modeller: OxyDep/PolPart og NORWECOM. I **Tabell 18** er det listet opp en oversikt over de viktigste detaljene for de to modellene. I tillegg er hver modell beskrevet grundig under.

Tabell 18. Detaljer i angående modelloppsett for NORWECOM og ROMS/OxyDep.

	NORWECOM	OxyDep/PolPart
Simuleringsperiode	2007-2009 + oppspinning (4 ganger 2007)	2007-2009 (4 ganger 2006)
Modellerte parametre	Hg, PCB-153	Hg, PCB-153 og BaP
Horisontal oppløsning	Variabel ca. 20km	Variabel ca. 20km
Ant. vertikale lag	21	31
Type vertikale lag	Terrengfølgende (s-lag)	Terrengfølgende (s-lag)
Tidssteg	1800 s	300 s
Hydrodynamisk modell	ROMS	ROMS
Programmeringsspråk	Fortran 77/90/2003	Fortran 90
Partisjonering av partikulært og oppløst materiale	Ja	Ja
Partisjonering av partikulært og oppløst organisk materiale	Ja	Ja (PolPart)
Nedbryting	Nei	Nedbryting av POP

		NORWECOM	OxyDep/PolPart
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 2007-2009.	Årsmidlede verdier (MOD) Mellomårlig variasjon. Månedlig variasjon for norske elver og årlig middelværdi for utenlandske elver er for årene 2007-2009.
	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		Sedimentering av partikulært materiale. Ingen likevekts- estimater i sedimentet.	Sedimentering. Ingen partisjonering med sedimentene
Biogekjemisk 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)
Biogekjemiske parametre		Diatomeer, flagellater, detritus (3 typer), nitrogen, fosfor, silikat, oksygen, SPM, microzooplankton, mesozooplankton	BIO -Levende organismer NUT – oksydert form av næringsssalter POM – partikulært oppløst materiale DOM – oppløst organisk materiale 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	5 pg/l
Åpen grenseflateverdi Hg	Nordsjøen	Inkludert i område	Inkludert i området
	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
	Karasjøen	0,5 ng/L og 3,0 ng/l i de øvre 10 m	0,5 ng/l
Åpen grenseflateverdi PCB-153	Nordsjøen	Inkludert i området	Inkludert i området
	Østersjøen	0.350 pg/l	
	Nord-Atlanteren	0.07 pg/l	0.07 pg/l
	Arktis	0.14 pg/l	0.14 pg/l
	Karasjøen	0.14 pg/l	0.14 pg/l
Åpen grenseflateverdi BaP	Nordsjøen	Inkludert i området	Inkludert i området
	Østersjøen	5 pg/l	5 pg/l
	Nord-Atlanteren	5 pg/l	5 pg/l
	Arktis	5 pg/l	5 pg/l
	Karasjøen	5 pg/l	5 pg/l

6.3.1 OxyDep/PolPar

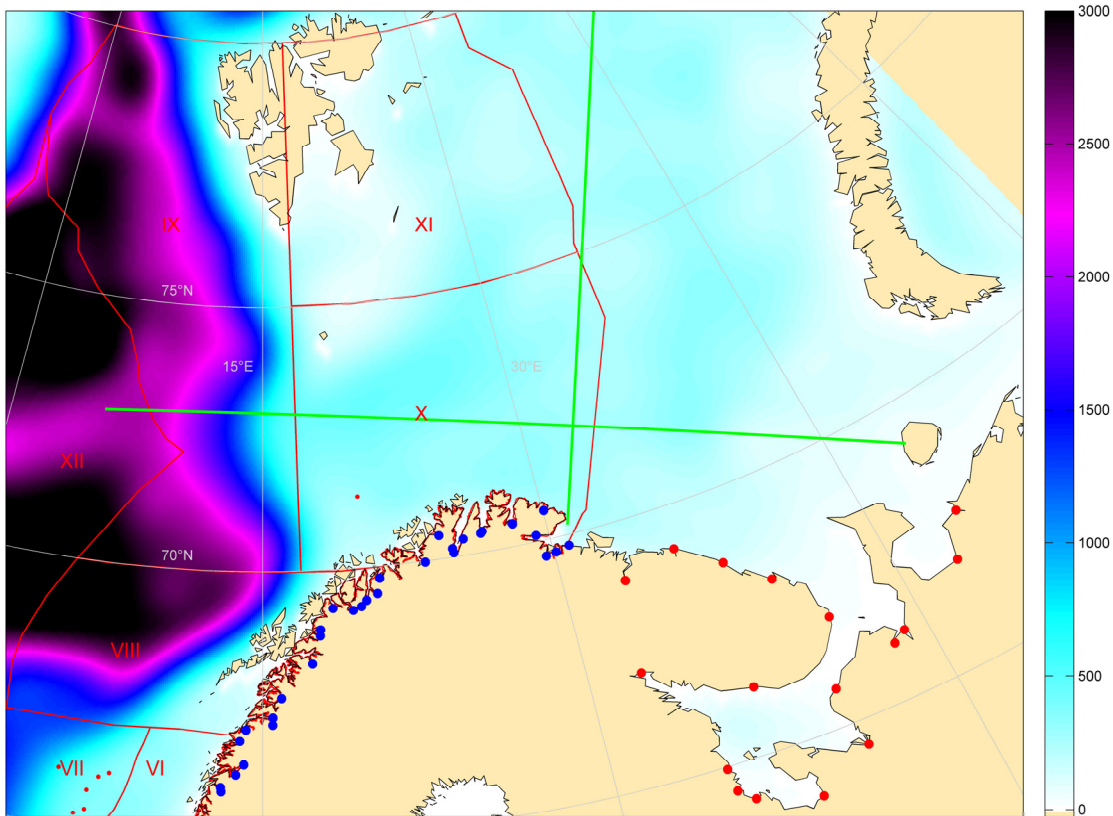
Simuleringen baserer seg på en modell der hydrofysikk (ROMS), biogeokjemi (OxyDep) og forurensning (PolPar) er koblet sammen (Vedlegg A).

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 A). 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. I modellene for 2012 arbeidet ble også is-prosesser parameterisert (Vedlegg A).

Ytre påvirkning i modellen har vært tilførsler fra atmosfæren (alle parametre), elveavrenning (kvikksølv og PCB-153), utslipp fra offshoreplattformer (kvikksølv og PAH-B[a]P), utslipp fra skipstrafikk (ikke tatt med) samt sedimentering til bunn (alle parametre, se Vedlegg A). 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 A for hovedresultatene fra modellen).

Tallene for utlekking fra havbunnen som ble rapportert i (Molvær *et al.*, 2007) er ikke inkludert i havmodellen. Dette 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.



Figur 45. Kart over topografien i OxyDep/PolPar modellområde for Lofotenområdet og Barentshavet. De grønne linjene markerer SN (Sør-Nord) transektet og VØ (Vest-Øst) transektet. Blå sirkler viser posisjoner til norske elver, røde sirkler posisjoner til russiske elver og røde punkter posisjoner til oljeplattformer.

Nødvendig informasjon/data til parameterisering av de forurensende stoffene langs de åpne 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.

6.3.2 NORWECOM-modellen

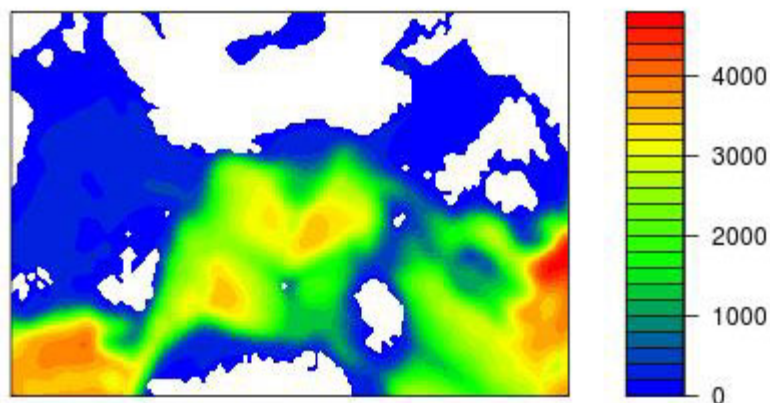
NORWECOM (Skogen *et al.*, 1995; Skogen & Søiland, 1998 – oppdatert) er en koblet biologisk, kjemisk og fysisk havmodell utviklet for å studere primærproduksjon, omsetning av næringssalt og spredning av partikler og felt slik som for eksempel fiskelarver og forurensning. Modellen har blitt validert gjennom sammenligning med data i Nordsjøen og Skagerrak i en rekke arbeider (se for eksempel Søiland & Skogen (2000), Skogen *et al.* (2004), Hjøllo *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 (Søiland, 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 19). 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 46**). I vertikalen er det benyttet 21 såkalte sigmaflater. Sigmaflater følger topografien slik at det alltid vil være like mange lag uavhengig av bunn dyptet (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 dyptet er 10 m og 1 m tykt dersom bunn dyptet 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 (ERA-interim) fra ECMWF (*European Centre for Medium-Range Weather Forecasts*).

Tabell 19. Likevektskoeffisienter benyttet i NORWECOM modellen.

	LOG Kow	Kd
Kvikksølv (Hg)		0.13E-5
PCB-153	6.8	
BaP	6.4	

Siden vi har benyttet et startfelt som er konstant i hele modellområdet (se **Tabell 18**) har vi spunnet opp modellen over tre år. Det betyr i praksis at vi har startet modellen 1. januar 2007 med den gitte startverdi fra tabellen, og så er 2007 modellert fortløpende tre ganger med alle kilder og randverdier (for oversikt se **Tabell 18**). 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 fjerde gjennomgangen av 2007 fortsetter modellen så med å modellere 2008 og 2009 og det er resultatene fra denne siste repetisjonen som er benyttet i analysene.



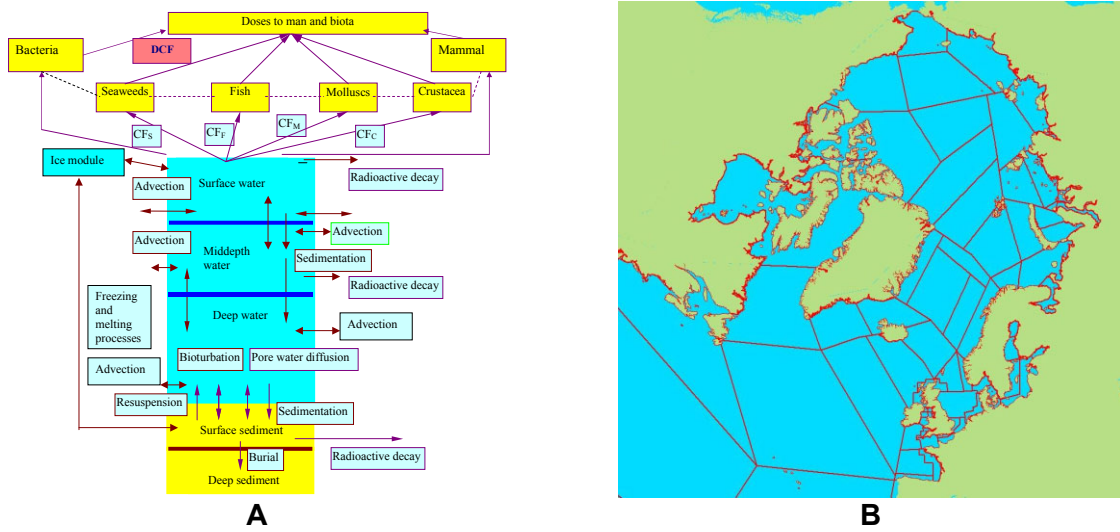
Figur 46. NORWECOM området for beregningene (skala gjelder for havdyb i meter).

6.4 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. Boksinndelingen 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 fins i løst 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 (se **Figur 47**). En nærmere beskrivelse av modellen er gitt i Iosjpe *et al.* (2002); Iosjpe (2006); Iosjpe *et al.* (2009).



Figur 47. Statens strålevern modell; skjematisk oversikt av prosesser (**A**) og overflate bokser (**B**).

6.5 Petroleumsvirksomhet på norsk sokkel

Opplysninger om utslipp av olje, metaller og kjemikaljer 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 2005-2011.

Overvåking relatert til petroleumsaktivitet

Sedimentundersøkelsene gjennomføres i hver region hvert tredje år. Seks av regionene ligger i området for forvaltningsplanen for Barentshavet; VIII-XI. Feltstasjonene plasseres med geometrisk økende avstand fra utslippspunktet. 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) ofte 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 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.

6.6 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, lensevann, 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).

6.7 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 6.5.

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>
- Aas W., Solberg S., Manø S. og Yttri, K. E. (2011). 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. and Breivik, K. (2012). Heavy metals and POP measurements 2010. Norwegian Institute for Air Research, Kjeller, EMEP/CCC-Report 4/2012.
- Aas, W., Solberg, S., Manø, S., Yttri, K.E., 2012. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfæriske tilførsler 2011. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 1126/2012. TA-2940/2012. (19/2012).
- Alexeeva, L., Bakharev, V., Matishov, D., Mokrotovarova, O., Savinov, V., Savinova, T. 2003. Monitoring of hazardous substances in the coastal areas of the Barents Sea: harmonisation with OSPAR's Joint Monitoring and Assessment Programme (JAMP) – Kola Bay, 2002. Akvaplan-niva rapport nr 414.2234: 139 pp
- Allison J.D., Allison T.L., 2005. Partition Coefficients for Metals in Surface Water, Soil, and Waste. U.S. Environmental Protection Agency Office of Research and Development Washington, DC 20460. EPA/600/R-05/074 July 2005.
- AMAP, 1998. AMAP assesment report: Arctic pollution issues. Oslo: Arctic Monitoring and Assessment Programme, AMAP, 1998.
- AMAP, 2011. AMAP Assessment 2011: Mercury in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway. xiv + 193 pp.
- Annual Report of the State Committee for Environmental Protection in the Murmansk region. 1998 (<http://www.murman.ru/ecology/comitet/report99/>).
- Akvaplan-niva, 2007. Monitoring of hazardous substances in the coastal areas of the White Sea: harmonisation with OSPAR's Joint Monitoring and Assessment Programme (JAMP) – White Sea 2006. Akvaplan-niva rapport nr / report no APN- 414.3723.2 2007. 79 pp.
- Bakke T., Breedveld, G., Källqvist, T., Oen, A., Eek, E., Ruus, A., Kibsgaard A., Helland A., Hylland, K. 2007. Guidelines on classification of environmental quality in fjords and coastal waters – A revision of the vlassification of water and sediments with respect to metals and organic contaminants. TA-2229/2007: 12 p.
- Boitsov, S., Jensen, H.K.B., Klungsoyr, J. 2009. Geographical variations in hydrocarbon levels in sediments from the Western Barents Sea. *Norw.J.Geol.* 89, 91-100
- Boitsov, S., Jensen, H.K.B., Klungsoyr, J. 2011. Undersøkelser av hydrokarboner i sedimenter fra MAREANO-området 2006-2009. *Fisken og havet*, særn. 4-2011. Ss. 82
- Boitsov, S., Klungsoyr, J., 2013. Undersøkelser av organiske miljøgifter i sediment fra MAREANO-området 2011. Havforskningsinstituttet. Rapport nr. 1 2013, 42 sider.
- Breivik, K., Sweetman, A., Pacyna, J. M., Jones, K. C., 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, 10.1016/j.scitotenv.2007.02.026.
- 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.
- Dalziel J.A. 1995. Reactive mercury in the eastern North Atlantic and southeast Atlantic *Marine Chemistry*, 49(4): 307-314.

- Direktoratsgruppa, 2009. Veileder 01:2009. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann innsjøer og elver i henhold til vannforskriften. Direktoratgruppa for gjennomføring av vanndirektivet. 180 sider.
- 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., Breivik, K., Li, Y. F., Mano, S., Stohl, A., 2009. Source regions of some persistent organic pollutants measured in the atmosphere at Birkenes, Norway, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 9, 6597-6610.
- Evans S., 1991. Impacts of the Chernobyl fallout in the Baltic Sea ecosystem. In: Moberg L, ed. *The Chernobyl fallout in Sweden*. Stockholm: Swedish Radiation Protection Institute, 1991: 109-127.
- FAF – Federal Agency for Fisheries – 2010. Order approving water quality standards fishery water bodies ... Federal Agency for Fisheries. Moscow, 2010, 214. (in Russian, opprinnelig tittel *Prikaz ob utverzhdenii normativov kachestva vody vodnykh objektov rybohozyaystvennogo znacheniya*.)
- Gill, G.A., Fitzgerald, W.F., 1988. Vertical mercury distributions in the oceans. *Geochim. Cosmochim. Acta* 52 (6), 1719 – 172.
- Gioia, R., Lohmann, R., Dachs, J., Temme, C., Lakaschus, S., Schulz-Bull, D., Hand, I., Jones, K.C., 2008, Polychlorinated biphenyls in air and water of the North Atlantic and Arctic Ocean. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres* 113.
- 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., 2011. Tilførselsprogrammet 2010. 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., 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., Ledang A.B., 2012. Tilførselsprogrammet 2011. Overvåking av tilførsler og miljøtilstand I Norskehavet. Klima og forurensningsdirektoratet (Klif) SPFO-rapport 1123/2012, TA 2935/2012. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) rapport nr. 6360-2012. 219 sider. ISBN 978-82-577-6095-3.
- Green N.W., Molvær, J., Kaste, Ø., Schrum, C., Yakushev, K., Sørensen, K., Allan, I., Høgåsen, T., Christiansen, A.B., Heldal, H.E., Klungsoyr, 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., 2010. 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., Schøyen, M., Øxnevad, S., Ruus, A., Høgåsen, T., Beylich, B., Håvardstun, J., Rogne, Å.G., Tveiten, L., 2012. Coordinated environmental monitoring programme (CEMP). Levels, trends and effects of hazardous substances in fjords and coastal waters-2011. Norwegian Pollution Control Authority, Monitoring report no. 1132/2012 TA no. 2974/2012. Norwegian Institute for Water Research project 12106 and report no. 6432-2012, 264 pp. ISBN no. 978- 82-577-5974-2.
- Gustafsson O, T, P. Andersson, J. Axelman, T.D. Bucheli, P. Kfmp, M.S. McLachlan, A. Sobek, J.-O. Thfrngren. 2005. Observations of the PCB distribution within and in-between ice, snow, ice-rafted debris, ice-interstitial water, and seawater in the Barents Sea marginal ice zone and the North Pole area *Science of the Total Environment* 342: 261–279
- Haidvogel, D. B., et al., 2008: Ocean forecasting in terrain-following coordinates: Formulation and skill assessment of the Regional Ocean Modeling System, *J. Comput. Phys.* 227: 3595–3624.
- Halse, A.K., Schlabach, M., Eckhardt, S., Sweetman, A., Jones, K.C., Breivik, K., 2011, Spatial variability of POPs in European background air. *Atmospheric Chemistry and Physics* 11, 1549-1564.
- Halse, A.K., Schlabach, M., Sweetman, A., Jones, K.C., Breivik, K., 2012, Using passive air samplers to assess local sources versus long range atmospheric transport of POPs. *J. Environ. Monit.* 14, 2580-2590.
- 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
- Hung, H., Kallenborn, R., Breivik, K., Su, Y.S., Brorstrom-Lunden, E., Olafsdottir, K., Thorlacius, J.M., Leppanen, S., Bossi, R., Skov, H., Mano, S., Patton, G.W., Stern, G., Sverko, E., Fellin, P., 2010, Atmospheric monitoring of organic pollutants in the Arctic under the Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP): 1993-2006. *Science of the Total Environment* 408, 2854-2873.
- Hunke, E. C. & J. K. Dukowicz, 1997: An elastic-viscous-plastic model for sea ice dynamics, *J. Phys. Oceanogr.* 27: 1849-1868.
- Hunke, E. C., 2001: Viscous-plastic sea ice dynamics with the EVP model: linearization issues, *J. Comp. Phys.* 170: 18-38.

- Iosjpe M., M. Karcher, J. Gwynn, I. Harms, R. Gerdes and F. Kauker, 2009. Improvement of the dose assessment tools on the basis of dispersion of the ⁹⁹Tc in the Nordic Seas and the Arctic Ocean. *Radioprotection*, 44, no 5, 531-536.
- 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.
- Israel Yu.A. (ed.), *Review of state and pollution of environment in Russian Federation in 2011*. Moscow 2012, 256 pp. (in Russian)
- Ivanov G.I. *Geocology of Western Arctic Shelf of Russia: Lithological and Ecogeochemical Aspects*. SPb, Nauka, 2006, 303 pp. (in Russian).
- Ivanov G.I., Gramberg I.S., Kryukov V.D. Levels of concentrations of pollutants in bottom marine environment of the Western Arctic Shelf. *Transactions (Doklady) RAS*, v.355, N 3, 1997, pp.365-368 (in Russian).
- Jackson D, Lambers B, Gray J., 2000. Radiation doses to members of the public near Sellafield, Cumbria, from liquid discharges 1952-1998. *Journal of Radiological Protection* 2000; 20: 139-167.
- 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.
- Korshenko A. (ed) *Marine water pollution annual report 2010*. Federal Service on Hydrometeorology and Monitoring of Environment (ROSHYDROMET) Obninsk, “Artifex”, 2011, 237 pp. (in Russian).
- Korshenko A., Matveichuk I., Plotnikova T. et al. *Marine water pollution annual report 2008*. Federal Service on Hydrometeorology and Monitoring of Environment (ROSHYDROMET) Obninsk, OAO “FOP” 2009, 210 pp. (in Russian).
- Ma, J.M., Hung, H.L., Tian, C., Kallenborn, R., 2011, Revolatilization of persistent organic pollutants in the Arctic induced by climate change. *Nature Climate Change* 1, 255-260.
- 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.
- Mannvik, H.P., Wasbotten, I.H., Cochrane, S., 2011. Miljøundersøkelse i Region IX og X Barentshavet 2010. Akvaplan-niva rapport nr. 5000-03. 169 sider + vedlegg
- Mason, R.P., Rolffhus, K.R., Fitzgerald, W.F., 1998. Mercury in the North Atlantic. *Mar. Chem.* 61, 37-53.
- Mellor, G. L. & L. Kantha, 1989: An ice-ocean coupled model, *J. Geophys. Res.*, 94: 10,937-10,954.
- Mokrotovarova O.I. (ed). *Marine water pollution annual report 2011*. (Ezhagodnik kachestva morskikh vod v 2011 godu). FGBU «Murmanskoe UGMS», (in Russian).
- 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.
- Monitoring of hazardous substances in the coastal areas of the White Sea: harmonisation with OSPAR’s Joint Monitoring and Assessment Programme (JAMP) – White Sea 2006. Akvaplan-niva rapport nr / report no APN- 414.3723.2 2007. 79 pp.
- Monitoring of hazardous substances in the coastal areas of the White Sea: harmonisation with OSPAR’s Joint Monitoring and Assessment
- Monitoring of hazardous substances in the White Sea and Pechora Sea: harmonisation with OSPAR’s Coordinated Environmental Monitoring Programme (CEMP) Akvaplan-niva rapport nr / report no APN- 414.5124, TA 2757/2011, 2011 . 71 pp.
- Nikanorov A.M.(ed) 2012. *Quality of the surface waters of Russian Federation*. Hydrochemical Institute. Rostov-na-Donu (in Russian).

- Oberyuhtina, IA 2007. Rating the White Sea ecosystem pollution by petroleum hydrocarbons and benzo (a) pyrene in 2004 . In: Materials reporting session of the Northern Branch PINRO up research 2003-2004. - Arkhangelsk, 2007. 27-35 (in Russian).
- OED 2008. Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet. Konsekvenser av petroleumsaktivitet og andre energiformer til havs. Olje og Energidepartementet (OED). Mai 2008. 155s.
- Order approving water quality standards fishery water bodies ... Federal Agency for Fisheries. Moscow, 2010, 214. (in Russian)
- 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.
- Østby, C. (red.), Eggereide, S., 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.
- 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.
- Ovsepyan A.E., Fedorov Yu.A. Mercury in the estuarine area of the Northern Dvina river. . Rostov-na-Donu 2011. (in Russian)
- 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.
- Programme (JAMP) – White Sea, 2008. Akvaplan-niva rapport nr / report no APN- 414.4193, 2010, 49 pp.
- 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.
- 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.
- Schuster, J.K., Gioia, R., Breivik, K., Steinnes, E., Scheringer, M., Jones, K.C., 2011, Trends in European Background Air Reflect Reductions in Primary Emissions of PCBs and PBDEs. *Environ. Sci. Technol.* 44, 6760-6766.
- Shchepetkin, A. F., & J. C. McWilliams, 2005: The Regional Oceanic Modeling System (ROMS) a split-explicit, free-surface, topography following-coordinate oceanic model, *Ocean Modell.* 8: 347-404.
- Shchepetkin, A. F., & J. C. McWilliams, 2009: Correction and commentary for "Ocean forecasting on terrain-following coordinates: Formulation and skill assessment for the Regional Ocean Modeling System" by Haidvogel et al., *J. Comput. Phys.* 227: 3595-3624.
- Shen L, Wania F, Lei Y.D., Teixeira, C., Muir, D.C.G., Bidleman, T.F., 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.
- Skarbøvik, E., Stålnacke, P., Kaste, Ø., Selvik, J., Tjomslund, T., Høgåsen, T., Beldring, S. 2010. Riverine inputs and direct discharges to Norwegian coastal waters - 2010. Klif report TA-2856, NIVA Inr 6225, 68 pp + Appendices and Addendum.
- Skibinskiy L.E. Modern hydrochemical condition of the coastal and estuarine zones of the White and Pechora Seas. Ph.D. Thesis. Geography. Arkhangelsk 2003, 160 pp
- Skogen, M., Søiland, H., 1998. A user's guide to NORWECOM v2.0. The NORwegian ECOlogical Model system. Tech. Rep. Fisker og Havet 18/98, Institute of Marine Research, Pb.1870, N-5024 Bergen, 42pp.
- Skogen, M., Søiland, 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 J.N., Ellis K.M., Polyak L., Ivanov G., Forman S.L., Moran S.B., 2000. 239,240Pu transport into the Arctic Ocean from underwater nuclear test in Chernaya Bay, Novaya Zemlya. *Continental Shelf Research* 20, 255-279.
- 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.
- StrålevernRapport, 2005.. Radioactivity in the marine environment 2003. Results from the Norwegian national monitoring programme (RAME). Østerås: Statens strålevern, 2005:20.
- StrålevernRapport, 2006. Radioactivity in the marine environment 2004: Results from the Norwegian national monitoring programme (RAME). Østerås: Statens strålevern, 2006:14.
- StrålevernRapport, 2007. Radioactivity in the marine environment 2005: Results from the Norwegian national monitoring programme (RAME). Østerås: Statens strålevern, 2007:10.
- StrålevernRapport, 2008. Radioactivity in the marine environment 2006: Results from the Norwegian national monitoring programme (RAME). Østerås: Statens strålevern, 2008:14.
- StrålevernRapport, 2009. Radioactivity in the marine environment 2007: Results from the Norwegian national monitoring programme (RAME). Østerås: Statens strålevern, 2009:15.
- StrålevernRapport, 2011. Radioactivity in the marine environment 2008 and 2009: Results from the Norwegian national monitoring programme (RAME). Østerås: Statens strålevern, 2011:4.
- Strode, S.; Jaegle, L.; Selin, N.; Jacob, D.; Park, R.; Yantosca, R.; Mason, R.; Slemr, F., 2007. Air-sea exchange in the global mercury cycle, *Global Biogeochem. Cycles* 2007, 21, GB1017.
- Su, Y.S., Hung, H.L., 2010, Inter-laboratory comparison study on measuring semi-volatile organic chemicals in standards and air samples. *Environ. Pollut.* 158, 3365-3371.
- Sunnanå, K., Fossheim, M., Olseng, C.D. (redaktører), 2010. Forvaltningsplan Barentshavet. Rapport fra Overvåkningsgruppen. *Fisken og Havet, Særnummer 1b-2010*, 110 sider.
- Travnikov, O., Ilyin, I., Rozovskaya, O., Varygina, M., Mareckova, K., Wabkemuller, R. Aas, W. and Uggerud, H.T.(2012) Heavy metals: transboundary pollution of the environment. Moscow/Kjeller, Meteorological Synthesizing Centre - East - MSC-E/Chemical Coordinating Centre - CCC (EMEP Status Report 2/2012).
- UNSCEAR, 2000. United Nations Scientific Committee on the Effects on Atomic Radiation. Sources and effects of ionizing radiation: United Nations report to the general assembly, with scientific annexes. Volume I: Sources. New York: United Nations, 2000.
- VKM, 2008. Risk assessment of non dioxin-like PCBs in Norwegian food. Opinion of the Panel on Contaminants of the Norwegian Scientific Committee for Food Safety. 21 pages
- Voskoboynikov G.M. 2009. Report on the implementation of the pilot project "Cleaning the Arctic marine environment contamination with brown algae " in the framework of the project "Russian Federation - Support to the National Plan of Action for the Protection of the Arctic Marine Environment. OOO "Sirena" St. Petersburg – Murmansk.
- Wania F, Mackay D, Li YF, Bidleman TF, Strand A., 1999. Global chemical fate of alpha-hexachlorocyclohexane. 1. Evaluation of a global distribution model. *Environmental Toxicology and Chemistry* 18:1390-1399.
- Wania F., Mackay D. (1996) Tracking the distribution of persistent organic pollutants. *Environmental Science & Technology* 30:A390-A396.
- Wania, F., Axelman, J., Broman, D., 1998, A review of processes involved in the exchange of persistent organic pollutants across the air-sea interface. *Environ. Pollut.* 102, 3-23.
- Warner, J. C., C. R. Sherwood, H. G. Arango, & R. P. Signell, 2005: Performance of four turbulence closure models implemented using a generic length scale method, *Ocean Modell.* 8: 81–113.
- Wehde, H., Braathen O.A., Heldal, H.E., Iosjpe, M., Klungsoyr, 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.
- White Book, 2005. Sivintsev, Yu.V., Vakulovskiy, S.M., Vasiliev, A.P., Vysotskiy V.L., Gubin A.T., Danilyan V.A., Kobzev V.I., Kryshev I.I., Lavkovskiy S.A., Mazokin B.A., Nikitin A.I., Petrov O.I., Pologih B.G., Skorik Yu.,I. Technogenic Radionuclides in the Seas Surrounding Russia ("White Book-2000"), Moscow, IzdAT, 2005 (in Russian).

- Yakushev E., Sørensen K. 2012. On seasonal changes of the carbonate system in the Barents Sea: observations and modeling. *Marine Biology Research* (in press).
- Yakushev E.V., Debolskaya E.I., Kuznetsov I.S., Staalstrøm A. Modelling of the meromictic Fjord Hunnbunn (Norway) with an Oxygen Depletion model (OxyDep) In: E.V. Yakushev (ed.), *Chemical Structure of Pelagic Redox Interfaces: Observation and Modeling*, *Hdb Env Chem* (2013) 22: 235–252, DOI 10.1007/698_2011_110, Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2011, Published online: 20 July 2011

**Vedlegg A Beregnet spredning av miljøgifter i Region VI-XII –
forutsetninger og kart**

Introduksjon

Modelleringsarbeidet i 2012 har hatt hovedfokus på å studere tilførsler og spredning/nedbryting av kvikksølv (Hg), PCB-153 og PAH-B[a]P i Lofotenområdet og i Barentshavet. 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 har i stor grad vært begrenset av økonomiske aspekter og tidsplan.

Modellen ble satt opp som et nøstet system bestående av en hydrofysisk komponent (ROMS), 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 tre parametre), elveavrenning (kvikksølv og PCB), utslipp fra offshore plattformen (kvikksølv og PAH-B[a]P), utslipp fra skipstrafikk (PAH-B[a]P) samt sedimentering (alle tre 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: ROMS

Vi bruker Regional Ocean Model System (ROMS; Shchepetkin and McWilliams, 2005, 2009; Haidvogel *et al.*, 2008), en primitiv-ligning numerisk havmodell med en fri overflate og et terrengfølgende vertikalt koordinatsystem. Modellen har en innebygd havis-komponent basert på *elastic-viscous-plastic* (EVP) reologi (Hunke & Dukowicz, 1997; Hunke, 2001) og enkel ett-lags is og snø termodynamikk (Mellor & Kantha, 1989).

Våre kalkulasjoner er gjort på et domene som inkluderer Arktis og de Nordiske hav (som dekker region VI-XII, **Figur 45**) med 35 vertikale s-lag. Modellen blir drevet av 6-timers ECMWF operasjonelle atmosfæreanalyser (<http://www.ecmwf.int>) ved overflaten og av månedlig-midlede globale FOAM havvarsler (<http://www.ncof.co.uk/FOAM-System-Description.html>) ved de åpne laterale rendene. Ingen eksplisitt dataassimilasjon er brukt. ROMS-oppsettet bruker et tredje-ordens oppstrømsvektet horisontal-adveksjonskjema og et fjerde-ordens sentrert vertikal-adveksjonskjema for momentum. For temperatur, salt og geobiokjemiske sporstoffer blir MPDATA-skjemaet brukt for å garantere positive konsentrasjoner. Det blir ikke brukt eksplisitt lateral viskositet eller diffusjon, men adveksjonskjemaene tilfører noe implisitt diffusjon. Vertikal diffusjon av sporstoffer (og temperatur og salt) er parameterisert ved hjelp av et *General Length Scale* skjema (Warner *et al.*, 2005), her konfigurert med prognostiske ligninger for turbulent kinetisk energi og energidissipasjon (k-epsilon).

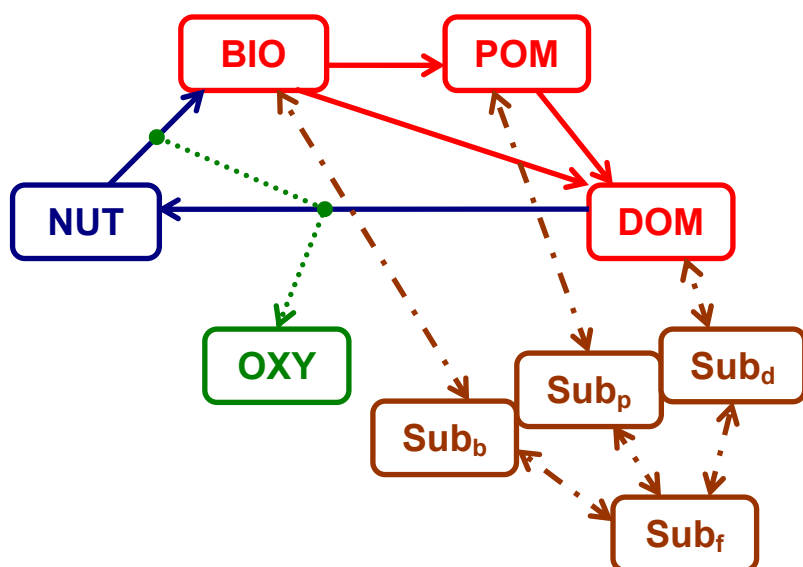
Den er vurdert til å gjengi mellomårlige variasjoner i hydrofysiske forhold på en god måte. Det er denne modellen som er benyttet til å beregne konsentrasjonene av de ulike parametrene. Daglige tredimensjonale felt av hydrofysiske parametre (temperatur, salinitet og strøm) fra ROMS brukes til å beregne 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 suboksisisk, eller fra suboksisisk til anoksisisk (**Figur 48**). OxyDep har 5 biogeokjemisk parameter (**Tabell Tabell 20**). Detaljert beskrivelse av modellen er gitt i Klif rapporten for Nordsjøen (Green *et al.*, 2011). Dette modellen er brukt tidligere for analysering av havforsuring i Barentshavet (Yakushev & Sørensen, 2013, in press) og oksygen uttømming i den norske anoksiske fjorden Hunnbunn (Yakushev *et al.*, 2013).

Tabell 20. 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.	μM N
NUT	Den oksyderte formen av næringssalter (f.eks. NO_3 og NO_2 for N), som ikke behøver tilførsel av oksygen for nitrifikasjon.	μM N
POM	Alle former for labilt partikulært organisk stoff.	μM N
DOM	Alle typer av labilt oppløst organisk stoff og reduserte former av uorganiske næringssalter (f.eks. NH_4 og Urea for N).	μM N
OXY	Konsentrasjon av oppløst oksygen som endres med dannelse og mineralisering av organisk stoff i samsvar med Redfield-forholdet	μM O



Figur 48. Flytdiagram for biogeokjemiske prosesser som beskrives i modellen OxyDep.

Prosesser knyttet til forekomsten av isdekke

For Barentshavet modellerte vi påvirkningen av isen for:

- fotosyntesen (hvor mye lys som trenger gjennom isen)
- atmosfæriske utslipp (ingen utslipp pga. isdekke)
- forurensningskilde (tilførsel av forurenset smeltevann ved ismelting)

For å beregne påvirkningen på fotosyntesen la vi til en multiplikator for BIO vekstraten ($Growth_{BIO}$):

$$Growth_{BIO} = Growth_{BIO}' f_{ice}(Ai),$$

Hvor $Growth_{BIO}'$ er avhengig av næringsstoffer, temperatur og lys (Green *et al.*, 2011), og

$$f_{ice}(Ai) = (1 - Ai)$$
 representerer mengde is (Ai).

Påvirkningen av atmosfærisk nedbør på is, atm_{ice} , beregnes ved:

$$atm_{ice}(Ai) = (1 - Ai)$$

En økning av konsentrasjonen av foruresning pga. ismelting, $melt_{ice}$, beregnes ved å bruke:

$$melt_{ice} = w_{iob} C_{ice} / Hz,$$

hvor $melt_{ice}$ representerer hastigheten på ismeltingen, C_{ice} er konsentrasjonen av forurensningen i smeltevannet og Hz er tykkelsen på det øvre modellaget.

De følgende konsentrasjonene av forurensningen i smeltevannet ble brukt:

- 3 ng/l for Hg (Outridge *et al.*, 2008);
- 1 pg/l for PCB-153 (Gustaffson *et al.*, 2005);
- 20 pg/l for B[a]P (Schulz-Bull *et al.*, 1998)

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 48*). 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 21*).

Tabell 21. 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 22*).

Tabell 22. 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.* 2011).

Grenseflatebetingelser

I (Green *et al.*, 2011) 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 2007-2009 er det i 2013 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.

Modellkode og programvare

Modellkoden er skrevet i FORTRAN-90 for Unix. Modellberegningene ble utført med en Inter Fortran kompilering, og tidssteget i modellen var satt til 5 minutter. Statistikk og illustrasjoner ble laget i MATLAB 7.10 for Linux og MS Windows.

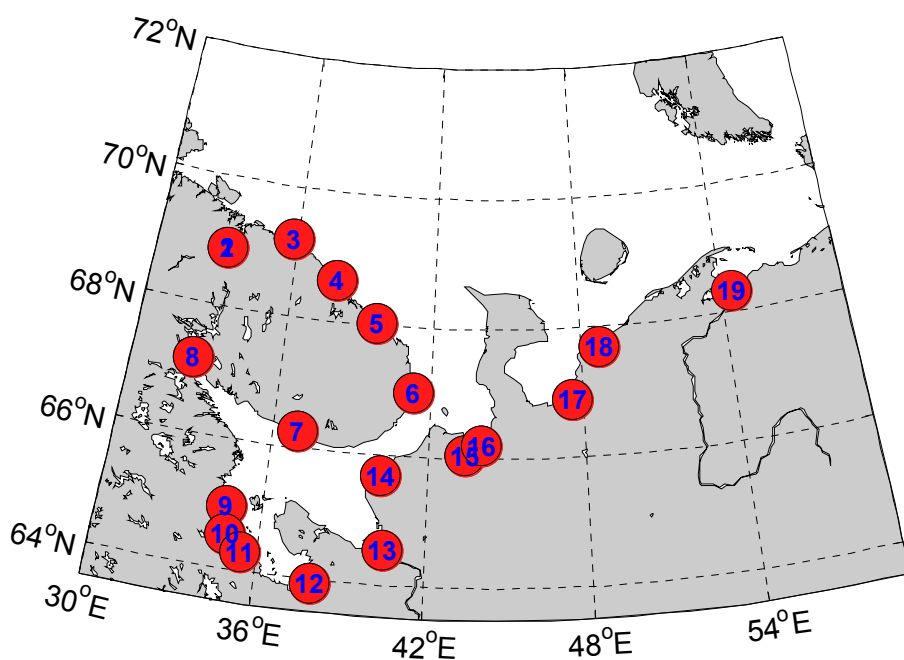
Russiske elver.

Utslippsdataene for Hg, PCB-153 og B[a]P fra russisk elver som strømmer inn i Barentshavet og Kvitsjøen (**Figur 48**) ble hentet fra tilgjengelige datakilder, hovedsakelig hydrometeorologiske undersøkelser utført av the Federal Service on Hydrometeorology and Monitoring of Environment (ROSHYDROMET).

Informasjon om konsentrasjonene i russiske elver av disse tre stoffene var ikke tilgjengelig fra OSPARs database.

I løpet av dette arbeidet ble flere institusjoner med ansvar for innsamling av observasjonsdata kontaktet, inkludert: State Oceanographical Institute of ROSHYDROMET, Hydrochemical Institute of ROSHYDROMET, forsknings- og utdanningsinstitusjoner som Moscow State University Geographical Departments, Southern Federal University og Shirshov Institute of Oceanology of the Russian Academy of Sciences. Noen data var tilgjengelig fra publiserte artikler og monografier (dvs. Ovsepyan, Fedorov, 2011, Ivanov, 2006).

Noen indirekte estimater for konsentrasjonene i vannet kan hentes fra sedimentstudiene som utføres innenfor rammen av de norsk-russiske samarbeidsprosjektene på overvåking i årene 2006, 2008 og 2011. (<http://www.klif.no/Tema/Internasjonalt/--MENY/Publikasjoner/>).



Figur 49. Kartet viser posisjonene til de russiske elvemunningene som er tatt med i modellen. Navnene til de ulike elvene er gitt i **Tabell 23**.

Generelt var dataene dårlige fordi målingene i sjøvann og i ferskvann er sjeldne eller ikke-eksisterende, og de analytiske teknikkene er ikke harmonisert. Videre er ikke direkte målinger av PCB-153 (eller total PCB) eller B[a]P (eller total PAH) obligatoriske parametere for undersøkelsene til Federal Service on Hydrometeorology and Monitoring of Environment (ROSHYDROMET) (i.e. Korshenko, 2006, 2009, 2011). En liste over parametere målt av ROSHYDROMET kan variere mellom de regionale avdelingene og fra år til år. Denne listen omfatter spesielt:

Fe, Cu, Al, Cd, Cr, Ni, Zn, Hg, Pb, O₂, BOD₅, Phenols, surfactants, petroleum hydrocarbons, formaldehyd, metanol, næringsstoffer (NH₄, NO₃, NO₂, PO₄, Ptot, Si), DDT, DDE, α -HCH, β -HCH, γ -GHGTS

Våre kontaktpersoner har vært:

- Dr. A.A.Postnov, Deputy Director for Research, State Oceanographic Institute of ROSHYDROMET.
- Dr. A.N. Korshenko, Head of Lab., State Oceanographic Institute of ROSHYDROMET.
- Dr. Vladimir Shevchenko, Head of Lab., Shirshov Institute of Oceanology, RAS (SIO RAS).
- Dr. Inna Nemirovskaya, Head of Lab., SIORAS.
- Dr. Peter Makkaveev, Head of Lab., SIORAS.
- Dr. Grigory Khomenko, Arkhangelsk Branch of SIORAS.
- L.I. Minina, State Hydrochemical Institute of ROSHYDEOMET
- Prof. S.A. Dobrolubov, Vice Dean of Geographical Department, Moscow State University,
- Prof. V.S.Savenko, Moscow State University,
- Dr. A.E Ovsepyan, Federal Southern University

Et sammendrag av relevante data samlet inn fra russiske kilder er vist i **Tabell 23** og en kort diskusjon følger:

Kvikksølv (Hg)

Kvikksølvnivået i elvene er vanligvis under det nivået som er akseptert i Russland – the Maximum Allowable Concentration (MAC) (Ovsepyan, pc, 2013). Dette tilsvarer 10 ng L⁻¹ i ferskvann og 100 ng L⁻¹ i sjøvann (FAF, 2010). Kvikksølvinnhold er ikke inkludert i alle listene over de obligatoriske parameterne, som nevnt tidligere.

Direkte målinger av Hg i vannet ble utført i flere potensielt forurensede områder inkludert Nordre Dvina (Ovsepyan, Fedorov, 2011), regioner i Kandalaksjabukta (elv Niva) og i Kolafjorden (Nikanorov, 2012).

Resultatene av innholdet av Hg (Akvalplan-niva, 2007) i sedimentene bekrefter at Dvina Bay er mer forurenset sammenlignet med de andre regionene i Kvitsjøen. Konsentrasjonene av kvikksølv i sedimenter fra Kandalaksjabukta og Onegabukta varierer mellom 0,018 og 0,14 mg/kg tørrvekt, som er på bakgrunnsnivå (Bakke *et al.*, 2007). I sedimenter fra Dvinabukta ble det målt litt høyere Hg (0,15 til 0,18 mg/kg tørrvekt) som kan tilskrives klasse II-forurensning (Bakke *et al.*, 2007). Det finnes ingen observasjonsdata eller indirekte estimater på forurensningen fra elvene som strømmer ut i Mezenbukta eller Petsjorahavet.

For å beregne utslipp av Hg i elvene brukte vi informasjon om vannføring og de observerte konsentrasjonene av Hg i ellevannet (når disse var tilgjengelig). I de tilfellene der data ikke var tilgjengelig antok vi at konsentrasjonen i elven var lik 3 ng/l, en typisk konsentrasjon for snøsmeltevann (Outridge *et al.*, 2008) siden snø er den viktigste kilden til vann for elvene (**Tabell 23**).

PCB og PCB-153

Det var kun mulig å beregne total PCB for noen få elver.

Totale PCB-konsentrasjoner langst den sørvestre kysten av Barentshavet varierte mellom 4,92 til 31,4 ng/l (4920-31400 pg/l) (Annual report ..., 1998).

Konsentrasjonen av total PCB i sjøvannet rundt Svalbard ble beregnet til 2,76 ng/l (2760 pg/l) (Israel, 2012). De samme studiene beregnet typiske konsentrasjoner for PCB (som en sum av #28, #52, #101, #105, #118, #138, #153, #156, #180) i smeltevann til 1,81 ng/l (1810 pg/l). Disse

beregningene (Israel, 2012) fremstår som meget høye sammenlignet med andre data (f. eks. Schulz-Bull, 1998).

Voskoboynikov (2009) fant total PCB under deteksjonsgrensene <10 ng/l (<10000 pg/l) i Kolafjorden i 2009.

Konsentrasjonen av total PCB i alle norske elver, som rapport til OSPAR, ble estimert til 1,4 ng/l (1400 pg/l) (Green *et al.*, 2011, 2012). Denne verdien ble antatt å være typisk for elvevann og ble brukt til å beregne innholdet av PCB i russiske elver (*Tabell 23*).

PAH og B[a]P

I den sørvestre regionen av Barentshavet varierte total PAH-konsentrasjon fra 0 til 30. 000 pg/l (0-30 ng/l) (Annual report ..., 1998)

Under en undersøkelse i Dvinabuka i 2004 for B[a]P ble det kun funnet to stasjoner med konsentrasjoner på 79 pg/l (0,079 ng/l) (Oberyuhtina, 2007).

Siden data for B[a]P ikke er inkludert i listen over parameterne som blir målt i Norge (RID) og i europeiske elver (OSPAR), har vi heller ikke tatt med denne for de russiske elvene.

Tabell 23. Utslipper av Hg og PCB(total) fra russiske elver. Posisjonene til de ulike elvene er gitt i **Figur 49**.

#	Name of river	Position of the river mouth		Water discharge	Hg			PCB total		
					Discharge	Conc.	Reference	Discharge	Conc.	Reference
		Latitude	Longitude	m3 s-1	kg y-1	ng L-1		kg y-1	ng L-1	
1	Tuloma	68,889167	33,013333	241	76,00	10	(Nikanorov ..., 2012)	38,00	5000	Annual report..., 1998
2	Kola	68,883611	33,034167	40	12,61	10	(Nikanorov ..., 2012)	6,31	5000	Annual report..., 1998
3	Voronya	69,18237	35,799236	114	10,79	3*		5,03	1400**	
4	Vostochnaya Litsa	68,633464	37,790853	29,9	2,83	3*		1,32	1400**	
5	Iokanga	68,030779	39,623451	175	16,56	3*		7,73	1400**	
6	Ponoy	66,984163	41,278954	175	16,56	3*		7,73	1400**	
7	Varzuga	66,266667	36,941667	77	7,28	3*		3,40	1400**	
8	Niva	67,135833	32,423056	164	155,16	30	(Korshenko..., 2011)	7,24	1400**	
9	Kem'	64,955278	34,674444	275	26,02	3*		12,14	1400**	
10	Vyg	64,525556	34,789444	267	25,26	3*		11,79	1400**	
11	Suma	64,28739	35,40782	19,96	1,89	3*		0,88	1400**	
12	Onega	63,935	37,988056	505	47,78	3*		22,30	1400**	
13	Northern Dvina	64,533333	40,483333	3490	7704,24	70	(Ovsepyan, Fedorov, 2011)	154,08	1400**	
14	Zimnyaya Zolotitsa	65,700556	40,190833	22,7	2,15	3*		1,00	1400**	
15	Kuloy	66,049444	43,339444	34	3,22	3*		1,50	1400**	
16	Mezen'	66,196944	43,974167	866	81,93	3*		38,23	1400**	
17	Pyosha	66,896461	47,570439	50	4,73	3*		2,21	1400**	
18	Indiga	67,691667	48,729722	50	4,73	3*		2,21	1400**	
19	Pechora	68,3075	54,416667	4100	387,89	3*		181,02	1400**	

* - beregnet basert på konsentrasjon i smeltet snø 3 ng/l (Outridge *et al.*, 2008).

** - beregnet basert på konsentrasjon i smeltet snø 1400 pg/l (typisk for ellevann, Green *et al.*, 2011, 2012).

Resultater

Biogeokjemiske parametre

I Green *et al.* (2011, 2012) 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 24**.

Tabell 24. Forutsetninger for modellberegninger for kvikksølv (Hg) i regionene VI 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 (Green <i>et al.</i> , 2011, 2012) 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 for the first run, we assume a uniform distribution with value 0.5 ng/l. The preliminary model run for 2007 was repeated 3 times to produce the initial conditions for the multiyear runs.
Marine boundary conditions	We assume vertically uniform distributions in all the marine boundaries with concentration 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 2007-2009 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 25. Beregnede konsentrasjoner (OxyDep/PolPar og Norwecom) for total og partikulært bundet kvikksølv (Hg_t og Hg_p, ng/l) i region VIII, IX, X og XI, 2007-2009.

Region	År	OxyDep/PolPar						Norwecom		
		Total Minimum (ng/L)	Total Middell (ng/L)	Total Maksimum (ng/L)	Particulate Minimum (ng/L)	Particulate Middell (ng/L)	Particulate Maksimum (ng/L)	Total Minimum (ng/L)	Total Middell (ng/L)	Total Maksimum (ng/L)
VIII	2007	0,514	0,517	0,523	0,031	0,037	0,048	0,541	0,546	0,551
	2008	0,489	0,514	0,527	0,024	0,032	0,040	0,543	0,549	0,565
	2009	0,478	0,487	0,495	0,021	0,029	0,034	0,546	0,555	0,573
IX	2007	0,506	0,509	0,512	0,016	0,019	0,023	0,517	0,519	0,519
	2008	0,511	0,513	0,515	0,013	0,016	0,021	0,520	0,524	0,525
	2009	0,506	0,507	0,511	0,014	0,016	0,019	0,522	0,524	0,525
X	2007	0,525	0,538	0,551	0,052	0,075	0,101	0,586	0,592	0,597
	2008	0,530	0,547	0,557	0,044	0,067	0,087	0,599	0,603	0,607
	2009	0,482	0,502	0,527	0,044	0,060	0,076	0,604	0,610	0,615
XI	2007	0,532	0,540	0,547	0,032	0,043	0,064	0,580	0,587	0,595
	2008	0,546	0,555	0,563	0,031	0,037	0,046	0,592	0,595	0,601
	2009	0,557	0,563	0,571	0,027	0,031	0,037	0,602	0,606	0,612

PCB-153

Forutsetninger for modellberegningene er vist i **Tabell 26**.

Tabell 26. 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 (Green <i>et al.</i> , 2011, 2012) 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 for the first run, we assumed a uniform distribution with value 5 pg/l. The preliminary model run for 2007 was repeated 3 times to produce the initial conditions for the multiyear runs.
Boundary conditions	We assume vertically uniform distributions in: <ul style="list-style-type: none"> • <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.
Effects of Ice	We parameterized an increase of concentrations of PCB-153 with the melting water (1 pg/l (Gustaffson <i>et al.</i> , 2005). The daily volume of melting water was calculated in ROMS.

Tabell 27. Beregnede konsentrasjoner (OxyDep/PolPar og Norwecom) for total og partikulært bundet PCB-153_t og PCB-153_p (pg/) i region VIII, IX, X og XI, 2007-2009.

Region	År	OxyDep/PolPar						Norwecom		
		Total Minimum (ng/L)	Total Middell (ng/L)	Total Maksimum (ng/L)	Particulate Minimum (ng/L)	Particulate Middell (ng/L)	Particulate Maksimum (ng/L)	Total Minimum (ng/L)	Total Middell (ng/L)	Total Maksimum (ng/L)
VIII	2007	0,001	0,001	0,001	0,000	0,001	0,001	0,171	0,230	0,313
	2008	0,001	0,003	0,004	0,001	0,001	0,002	0,189	0,260	0,548
	2009	0,004	0,006	0,007	0,002	0,002	0,003	0,244	0,473	0,848
IX	2007	0,003	0,005	0,007	0,001	0,002	0,002	0,106	0,115	0,119
	2008	0,006	0,011	0,016	0,002	0,003	0,004	0,117	0,133	0,139
	2009	0,013	0,019	0,024	0,004	0,006	0,007	0,152	0,175	0,189
X	2007	0,005	0,006	0,007	0,002	0,003	0,004	0,220	0,233	0,250
	2008	0,007	0,018	0,027	0,003	0,008	0,014	0,248	0,260	0,282
	2009	0,021	0,030	0,035	0,009	0,013	0,018	0,358	0,522	0,612
XI	2007	0,047	0,062	0,081	0,013	0,020	0,030	0,105	0,123	0,136
	2008	0,053	0,101	0,136	0,015	0,028	0,039	0,123	0,141	0,159
	2009	0,121	0,153	0,182	0,025	0,041	0,051	0,171	0,230	0,313

PAH (B[a]P)

Forutsetninger for modellberegningene er vist i **Tabell 26**.

Tabell 28. Forutsetninger for modellberegninger for PAH (B[a]P).

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 (Green <i>et al.</i> , 2011, 2012) 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 B[a]P 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 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 in all the marine boundaries with concentration 5 pg/l.
Coastal Flux	Ignored. Data is not available. Integrated coastal 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 2007-2009.
Pollution from ships	A sea averaged flux was calculated on the basis of present estimates (cf. Vedlegg B)
Pollution from oil and gas platforms	Ignored (no data)
Exchange with the bottom sediments	The burying of B[a]P associated with POM and BIO is parameterized.
Effects of ice	We parameterized an increase of concentrations of B[a]P with the melting water (10 pg/l (Schulz-Bull <i>et al.</i> , 1998). The daily volume of melting water was calculated in ROMS.

Tabell 29. Beregnede konsentrasjoner (OxyDep/PolPar og Norwecom) for total og partikulært bundet $B[a]P_i$ og $B[a]P_p$ (pg/) i region VIII, IX, X og XI, 2007-2009.

region	År	OxyDep/PolPar						Norwecom		
		Total Minimum (ng/L)	Total Middell (ng/L)	Total Maksimum (ng/L)	Particulate Minimum (ng/L)	Particulate Middell (ng/L)	Particulate Maksimum (ng/L)	Total Minimum (ng/L)	Total Middell (ng/L)	Total Maksimum (ng/L)
VIII	2007	0,410	0,729	1,166	0,219	0,313	0,607	3,229	3,887	4,720
	2008	0,408	0,667	0,889	0,220	0,287	0,434	3,541	4,419	5,839
	2009	0,235	0,498	0,742	0,131	0,209	0,385	3,664	5,165	7,066
IX	2007	0,108	0,254	0,486	0,032	0,060	0,127	1,750	1,856	1,984
	2008	0,090	0,193	0,347	0,023	0,047	0,091	1,990	2,276	2,443
	2009	0,072	0,153	0,264	0,021	0,038	0,080	2,267	2,390	2,528
X	2007	0,606	1,062	1,846	0,212	0,388	0,748	5,970	6,398	6,977
	2008	0,572	0,992	1,658	0,162	0,338	0,648	6,934	7,360	7,910
	2009	0,392	0,783	1,434	0,153	0,264	0,611	7,500	8,543	9,501
XI	2007	0,197	0,631	1,359	0,056	0,134	0,279	4,562	5,233	6,229
	2008	0,168	0,556	1,270	0,033	0,107	0,266	4,698	5,483	6,504
	2009	0,146	0,439	1,012	0,026	0,074	0,176	5,295	5,891	6,501

Vedlegg B 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.* 2010) og undersøkelsen i Nordsjøen 2010 (Green *et al.* 2011)
 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	Offshore kg/år	Havbunn kg/år	Skip kg/år	Luft kg/år	Havstrømmer kg/år	Totalt kg/år	Totalt kg/år	Totalt u/ Kilde 3 kg/år
I	129					200				17,5
II	82		0,87	14		700				11,5
III			6,58	32		600				9,0
IV	42					400				10,8
V						400				9,5
VI	40		5,57			400				7,8
VII			1,89	131		1000				10,7
VIII	24					1500	236106	237630	1377,6	8,8
IX						6 200	530732	536932	1373,2	15,9
X	31					3 200	95328	98559	273,3	9,0
XI						4700	83915	88615	312,6	16,6
XII						5 500				8,8

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	Offshore kg/år	Havbunn kg/år	Skip kg/år	Luft kg/år	Havstrømmer kg/år	Totalt kg/år	Totalt kg/år
I	25108					13 300		38408	2036,7
II	10861		22,42	25554		43 900		80338	1164,1
III			397,1	9949		36 300		46646	657,4
IV	2362					40 600		42962	1049,4
V						9 500		9500	226,8
VI	2574		2,28			16 300		18876	331,2
VII			6,46	52459		16 000		68465	643,7
VIII	6785					57 800		64585	374,4
IX						32 900		32900	84,1
X	1167					41 400		42567	118,0
XI						20 400		20400	72,0
XII						58 600		58600	94,0

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	1422				800		2222	117,8
II	597	4,81	311		1 400		2313	33,5
III		23,38	190		1 300		1513	21,3
IV	340				1 100		1440	35,2
V					600		600	14,3
VI	200	1,62			1 100		1301	22,8
VII		1,78	690		1 100		1792	16,8
VIII	194				9 300		9494	55,0
IX					5 600		5600	14,3
X	263				8 100		8363	23,2
XI					3 800		3800	13,4
XII					7 000		7000	11,2

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	34263				3 300		37563	1991,9
II	9861	36,96	35219		5 500		50617	733,5
III		164,06	14687		5 300		20151	284,0
IV	10588				7 100		17688	432,0
V					7 100		7100	169,5
VI	4967	7,51			10 300		15275	268,0
VII		12,95	68594		19 200		87807	825,5
VIII	23261				12 600		35861	207,9
IX					11 100		11100	28,4
X	6953				8 400		15353	42,6
XI					5 100		5100	18,0
XII					33 800		33800	54,2

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	Havbunn	Skip	Luft	Havstrømmer	Totalt	Totalt	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år
I	15653				2 000		17653						17653		936,1
II	7695	47,87	548162		8 900		564805						564805		8184,4
III		573,35	140721		7 100		148394						148394		2091,2
IV	2842				6 100		8942						8942		218,4
V					5 300		5300						5300		126,5
VI	3003	19,77			4 100		7122						7122		125,0
VII		15,06			7 700		7715						7715		72,5
VIII	1519				9 800		11319						11319		65,6
IX					7 200		7200						7200		18,4
X	1830				8 200		10030						10030		27,8
XI					4 200		4200						4200		14,8
XII					14 300		14300						14300		22,9

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). Tall i parentes gjelder PCB-153.

Region	Kilde 1			Kilde 5		Kilde 7/8		Kilde 6		Kilde 2/4		Kilde 3		pr. 1000 km ²		Totalt u/ Kilde 3 kg/år
	Land	Offshore	Havbunn	Skip	Luft	Havstrømmer	Totalt	Totalt	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år		
I	146				18 (2)		164						164	8,7	8,7	
II	6				78 (8,6)		84						84	1,2	1,2	
III			15		86 (10)		101						101	1,4	1,4	
IV	4				28 (3,1)		32						32	0,8	0,8	
V					50 (5,6)		50						50	1,2	1,2	
VI	10				29 (3)		39						39	0,7	0,7	
VII					87 (8,8)		87						87	0,8	0,8	
VIII					109 (11)	(4.9)	104						104	0,6	0,6	
IX					134 (6,6)	(24.0)	110						110	0,3	0,3	
X	4				322 (16)	(6.0)	320						320	0,9	0,9	
XI					187 (9,2)	(16.7)	170						170	0,6	0,7	
XII					465 (23)		465						465	0,7	0,7	

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 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. Tall i

Region	Kilde 1	Kilde 5	Kilde 7/8	Kilde 6	Kilde 2/4	Havstrømmer kg/år ¹⁾	Totalt kg/år	Totalt kg/år	Totalt u/ Kilde 3 kg/år
	Land kg/år	Offshore kg/år	Havbunn kg/år	Skip kg/år	Luft kg/år				
I	31				18000 (400)		18031	956,1	956,1
II	1722	25845 (0,91)	1052		77000 (1800)		105619	1530,5	1530,5
III		108727 (1,78)	138054		85000 (1800)		331781	4675,6	4675,6
IV	68				28000 (1200)		28068	685,6	685,6
V					50000 (1400)		50000	1193,6	1193,6
VI	200	5241 (0,1)			21000 (300)		26441	464,0	464,0
VII		16164 (0,15)	743		62000 (500)		78906	741,8	741,8
VIII					78000 (1000)	(215.2)	78000	452,2	452,2
IX					75000 (1100)	(233.8)	75000	191,8	191,8
X	1				179000 (1000)	(184.8)	179001	496,3	496,3
XI					105000 (700)	(80.2)	105000	370,4	370,4
XII					259000 (1700)		259000	415,4	415,4

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 variere 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	pr. 1000 km ² Totalt
	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	0,41
II	3,5	245		0,577 ²⁾			249	3,60
III	0	778		0,123 ²⁾			778	10,96
IV	93,5			0,75 ³⁾			94	2,30
V	0						0	0,00
VI	38	126		429 ³⁾			593	10,40
VII	0	87		410,3 ³⁾			498	4,68
VIII				232			232	1,35
IX							0	0,00
X				260			260	0,72
XI				0			0	0,00
XII							0	0,00

- 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.

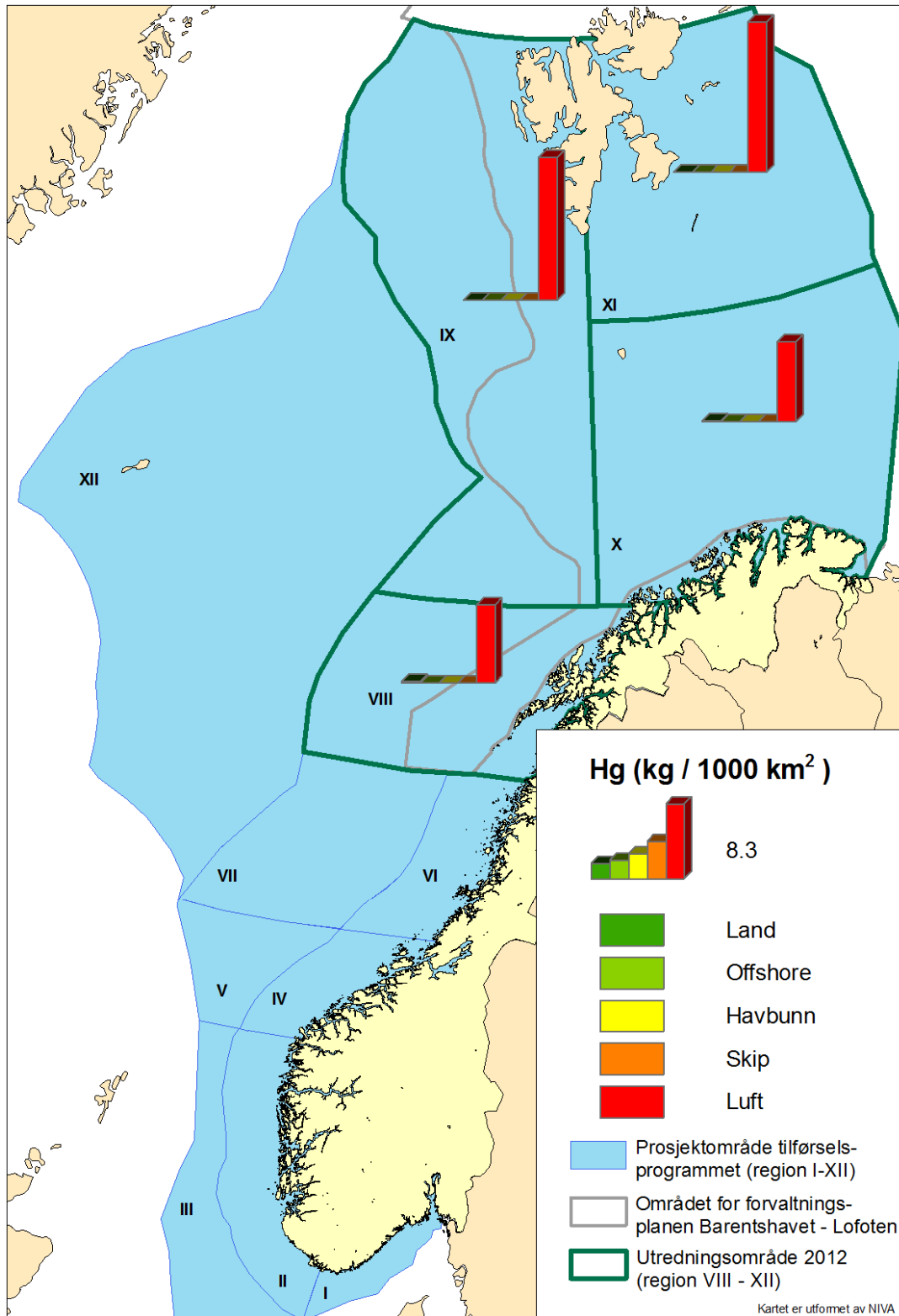
Tilførsler fra strontium-90 (⁹⁰Sr) fordelt på kilde og region.

Region	Atmosfærisk nedfall TBq	Sellafield TBq	La Hauge TBq	Kattegat TBq	Pr. 1000 km ²	
					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	66,20	20,10	1,23	0,40		0,511
IX	9,90	2,96	0,22	0,06		0,034
X	23,90	10,30	0,49	0,16		0,097
XI	6,44	2,58	0,14	0,04		0,033
XII	14,38	16,96	2,64	0,12		34,10

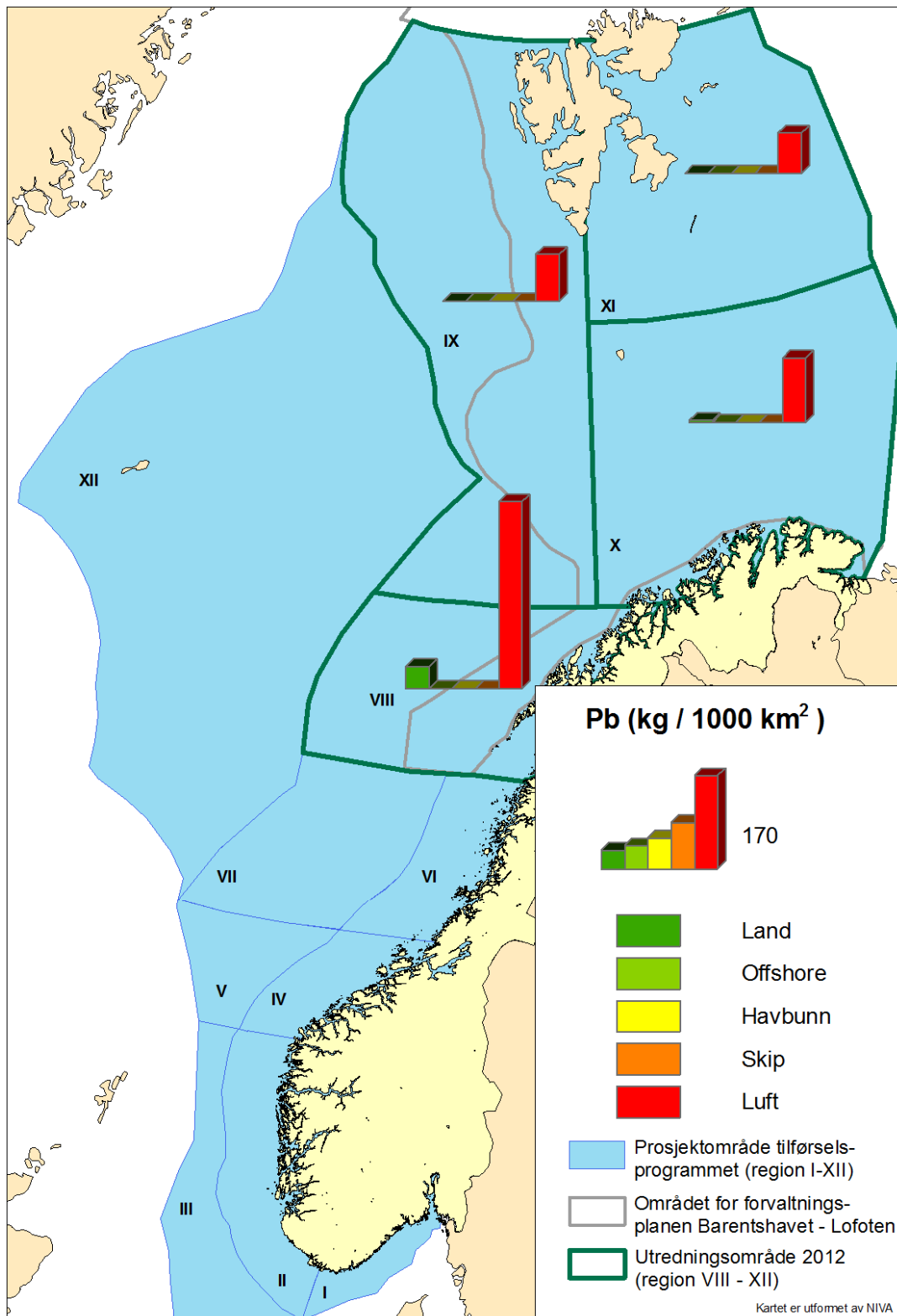
Tilførsler fra plutonium-239+240 (²³⁹⁺²⁴⁰Pu) fordelt på kilde og region.

Region	Atmosfærisk nedfall GBq	Sellafield GBq	La Hauge GBq	Kattegat GBq	pr. 1000 km ²	
					Totalt GBq	
I	166,10	47,59	1,22			11,396
II	428,40	203,70	1,42			9,180
III	163,10	54,80	0,09			3,072
IV	523,50	223,00	0,50			18,246
V	722,70	54,89	0,30			18,570
VI	979,20	224,50	0,75			21,134
VII	462,10	26,83	0,19			4,598
VIII	2090,00	318,00	1,2800			13,968
IX	279,00	7,15	0,1850			0,732
X	792,00	2,17	0,7180			2,204
XI	153,00	8,88	0,2040			0,572
XII	403,70	34,85	0,30			0,768

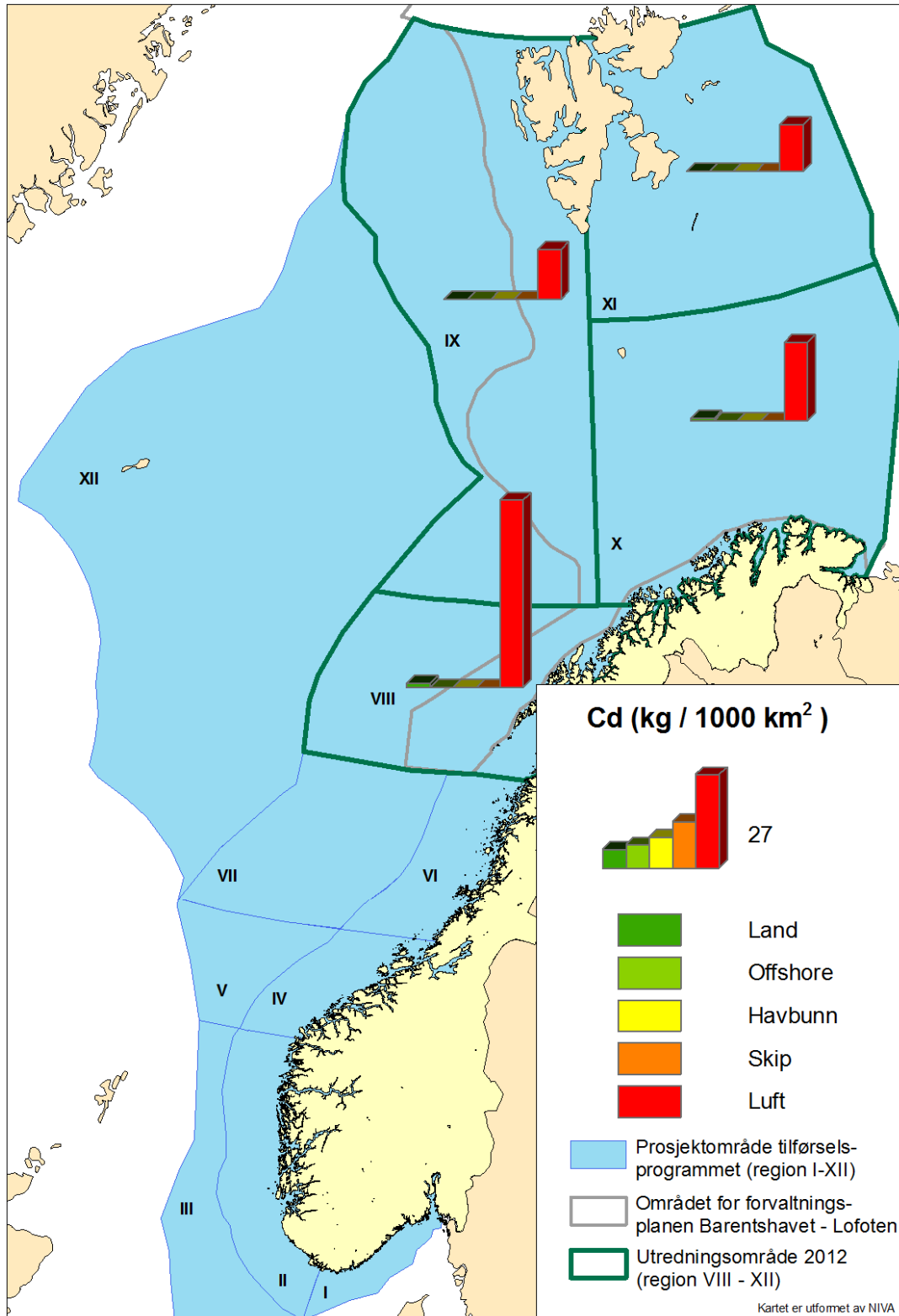
Vedlegg C Tilførsler fordelt på kilde og region – kart



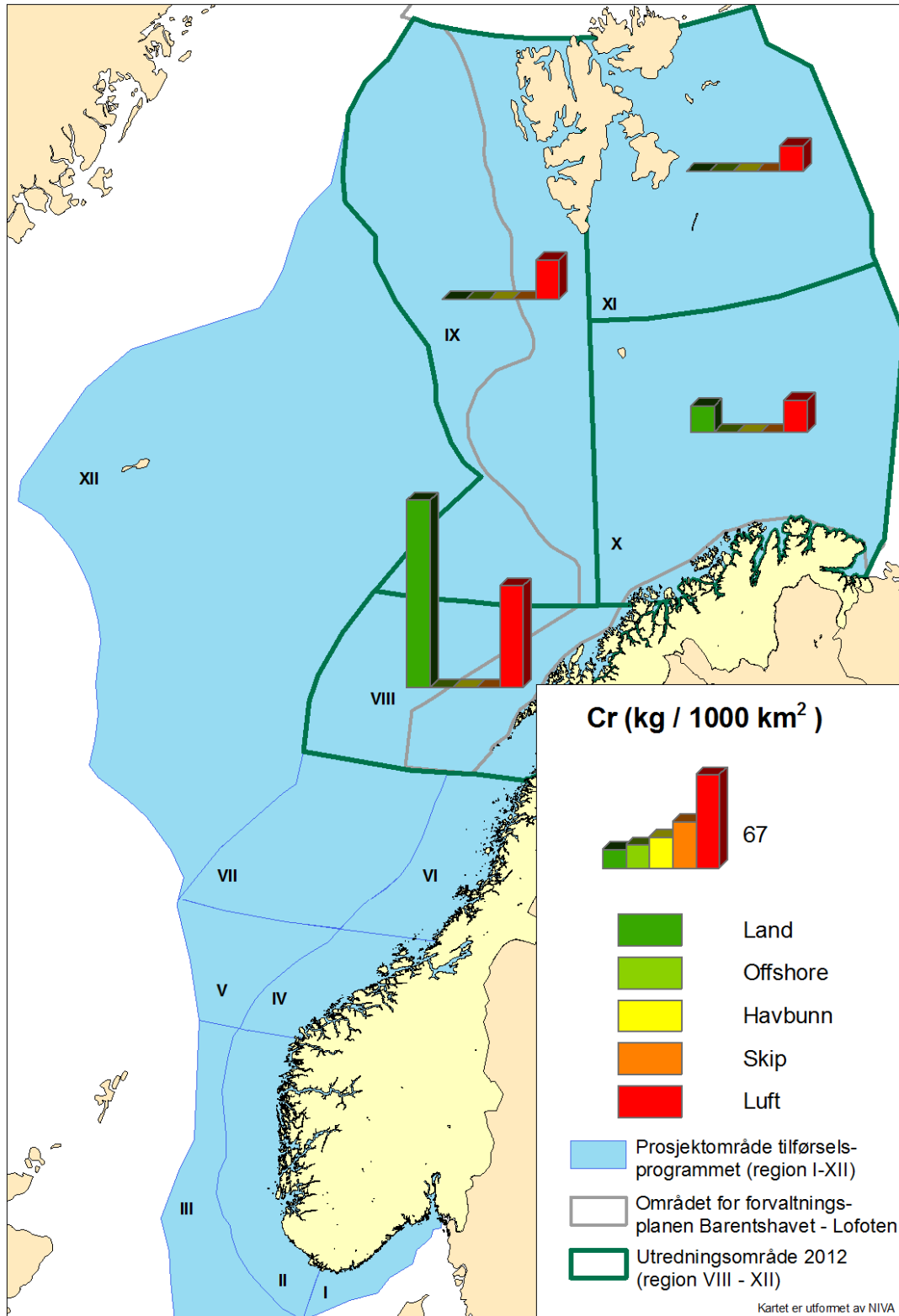
Figur 50. Tilførsler av kvikksølv (Hg) regnet pr. 1000 km² havoverflate pr. år. NB: tilførsler fra havstrøm ikke kan sidestilles med de øvrige data ettersom det representerer en omfordeling av de samlede tilførsler fra de øvrige kilder og dermed er ikke fremstilt.



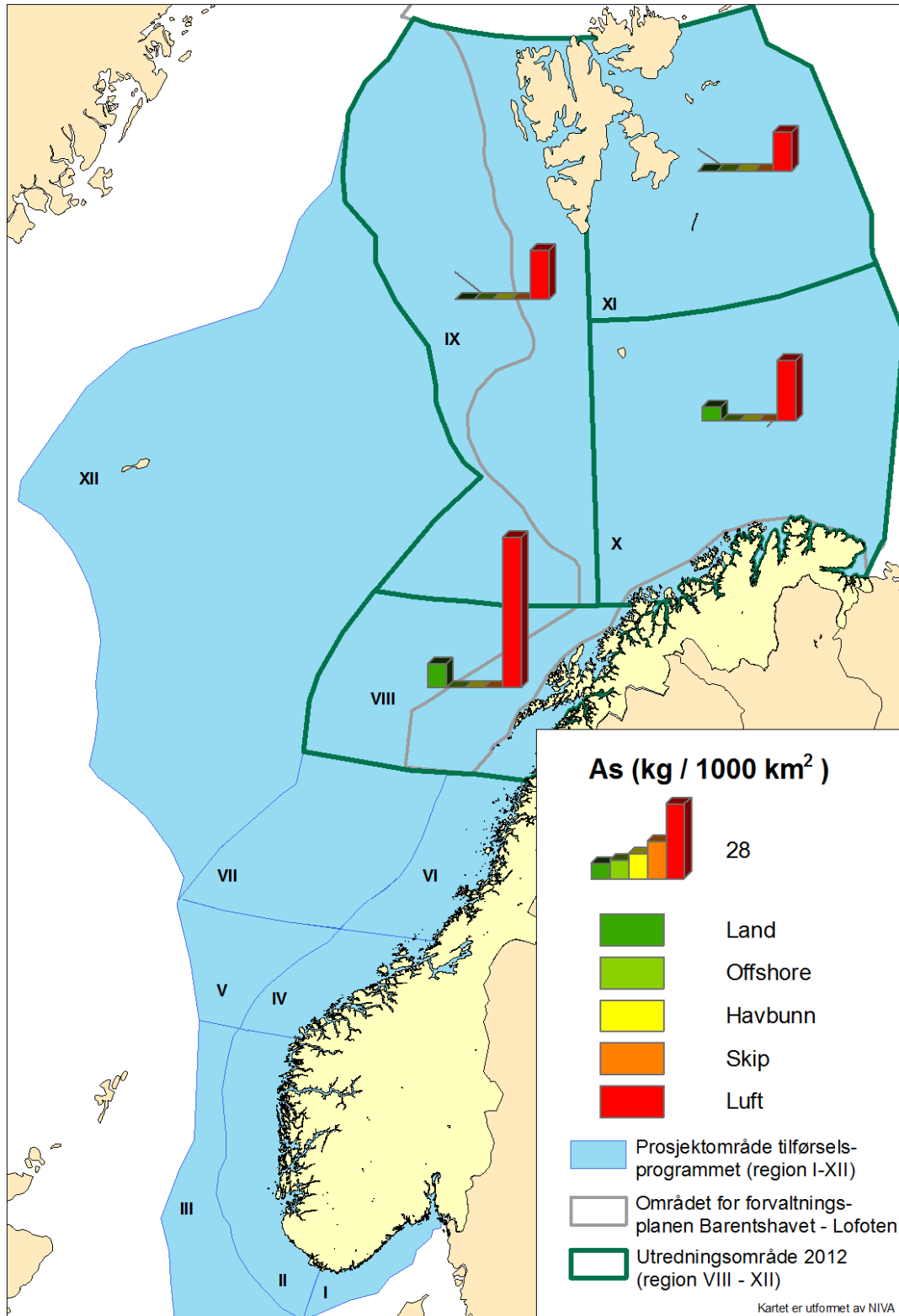
Figur 51. Tilførsler av bly (Pb) regnet pr. 1000 km² havoverflate pr. år. Dette stoffet er ikke modellert for havstrømmer.



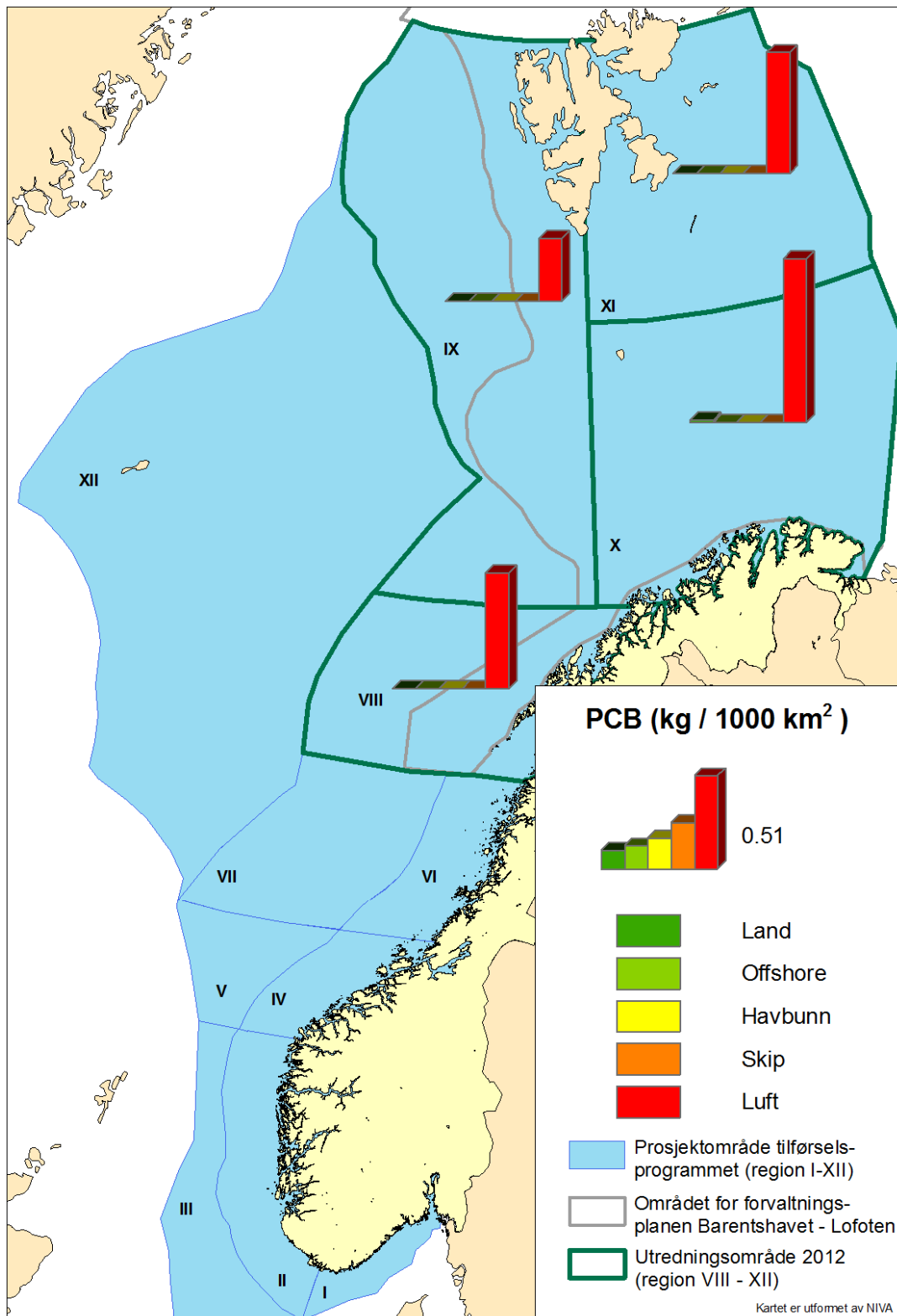
Figur 52. Tilførsel av kadmium (Cd) regnet pr. 1000 km² havoverflate pr. år. Dette stoffet er ikke modellert for havstrømmer.



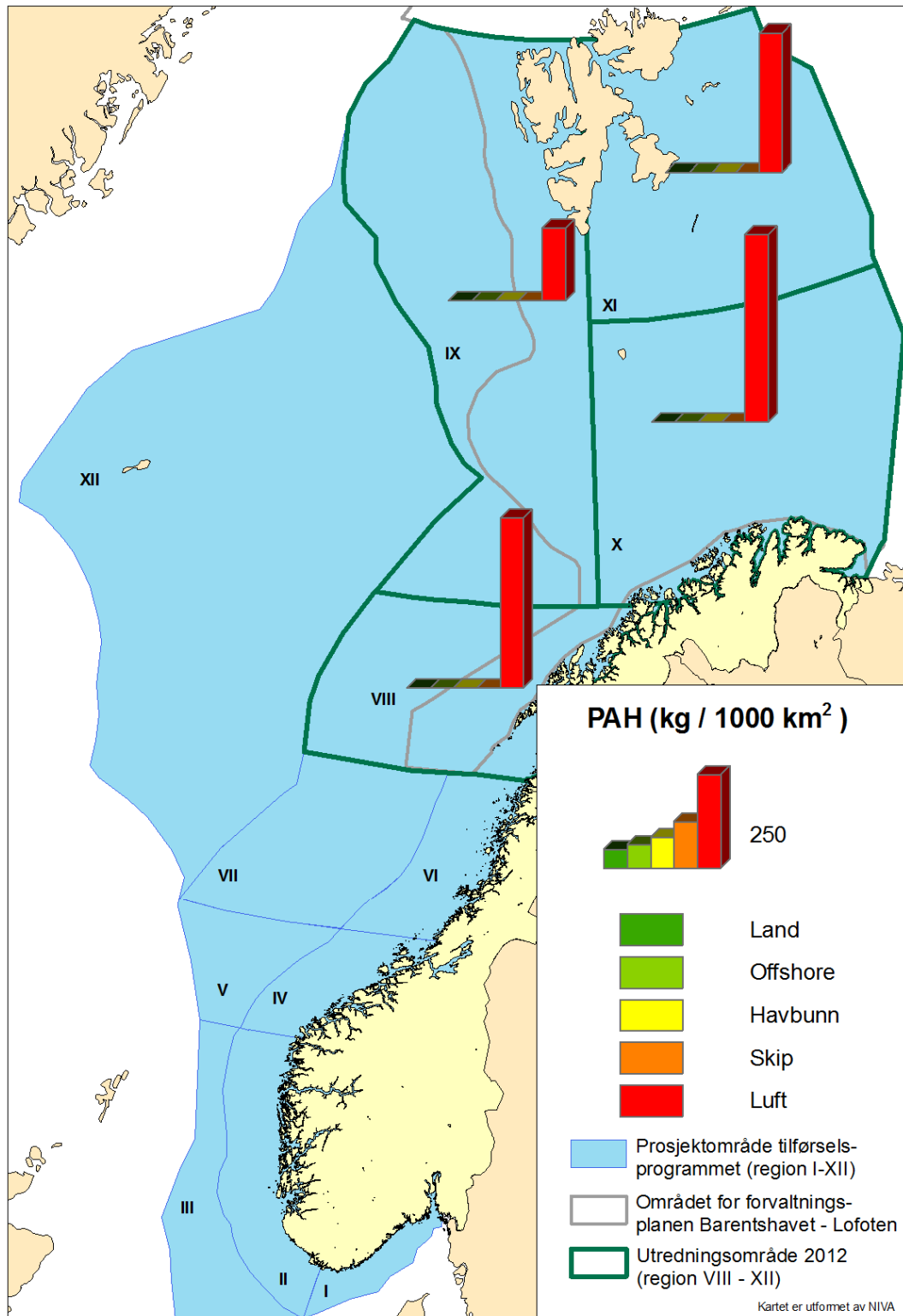
Figur 53. Tilførsel av krom (Cr) regnet pr. 1000 km² havoverflate pr. år. Dette stoffet er ikke modellert for havstrømmer.



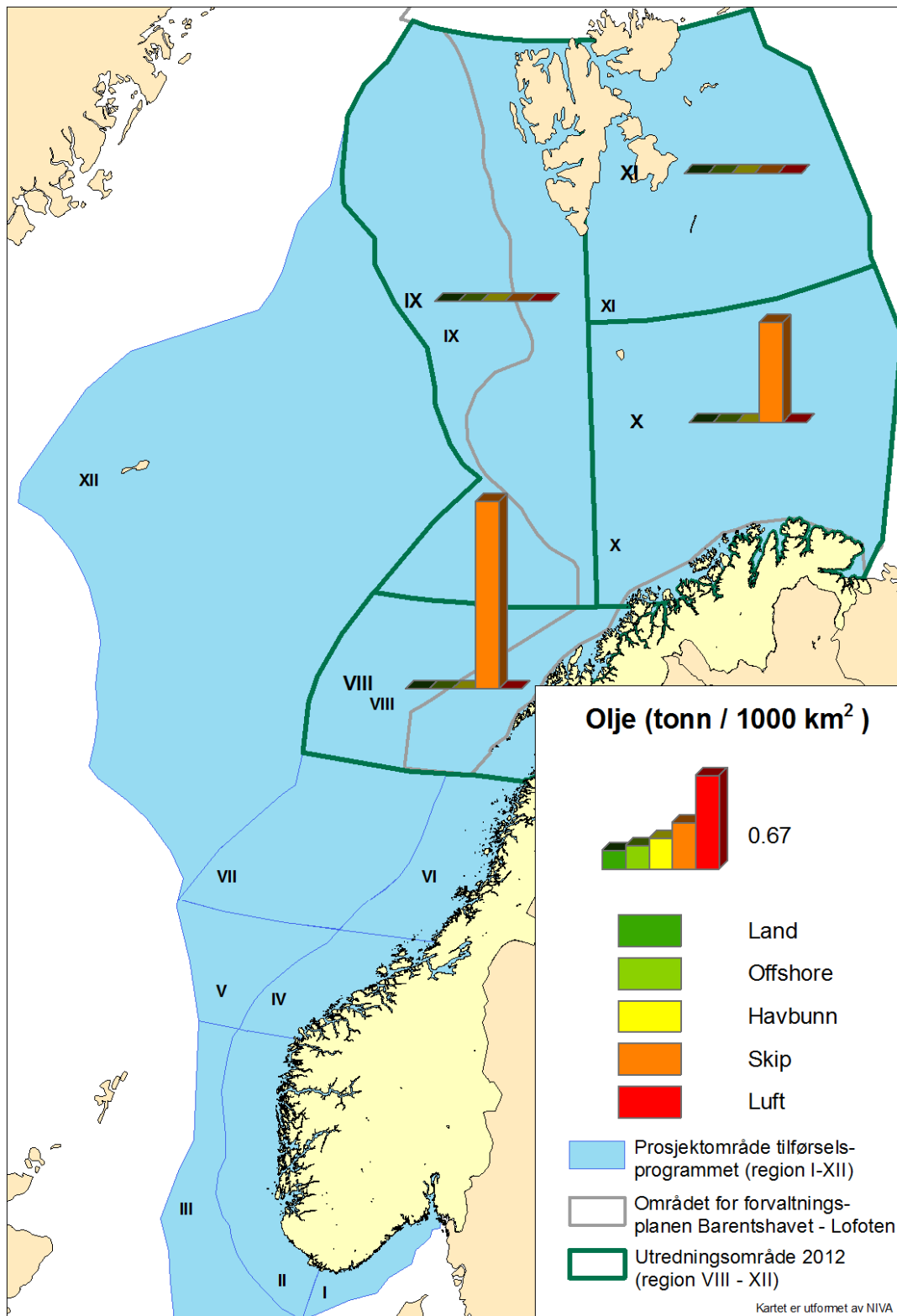
Figur 54. Tilførsel av arsen (As) regnet pr. 1000 km² havoverflate pr. år. Dette stoffet er ikke modellert for havstrømmer.



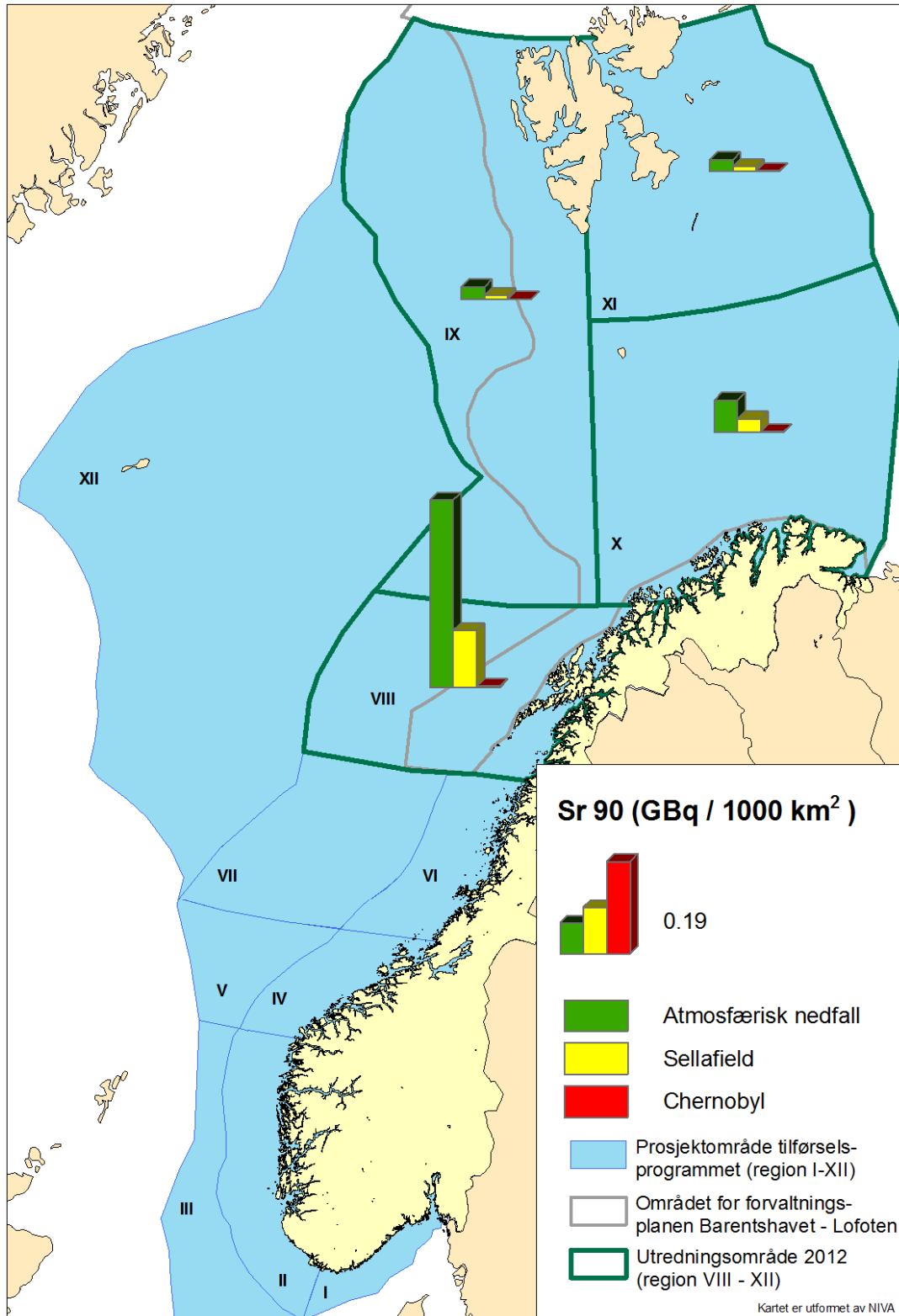
Figur 55. Tilførsel av total PCB, dvs. sum av kongenerene 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180, for kildene 1, 2 og 4-8. Verdiene er regnet pr. 1000 km² havoverflate pr. år. NB: tilførsler fra havstrøm ikke kan sidestilles med de øvrige data ettersom det representerer en omfordeling av de samlede tilførsler fra de øvrige kilder og dermed er ikke fremstilt.



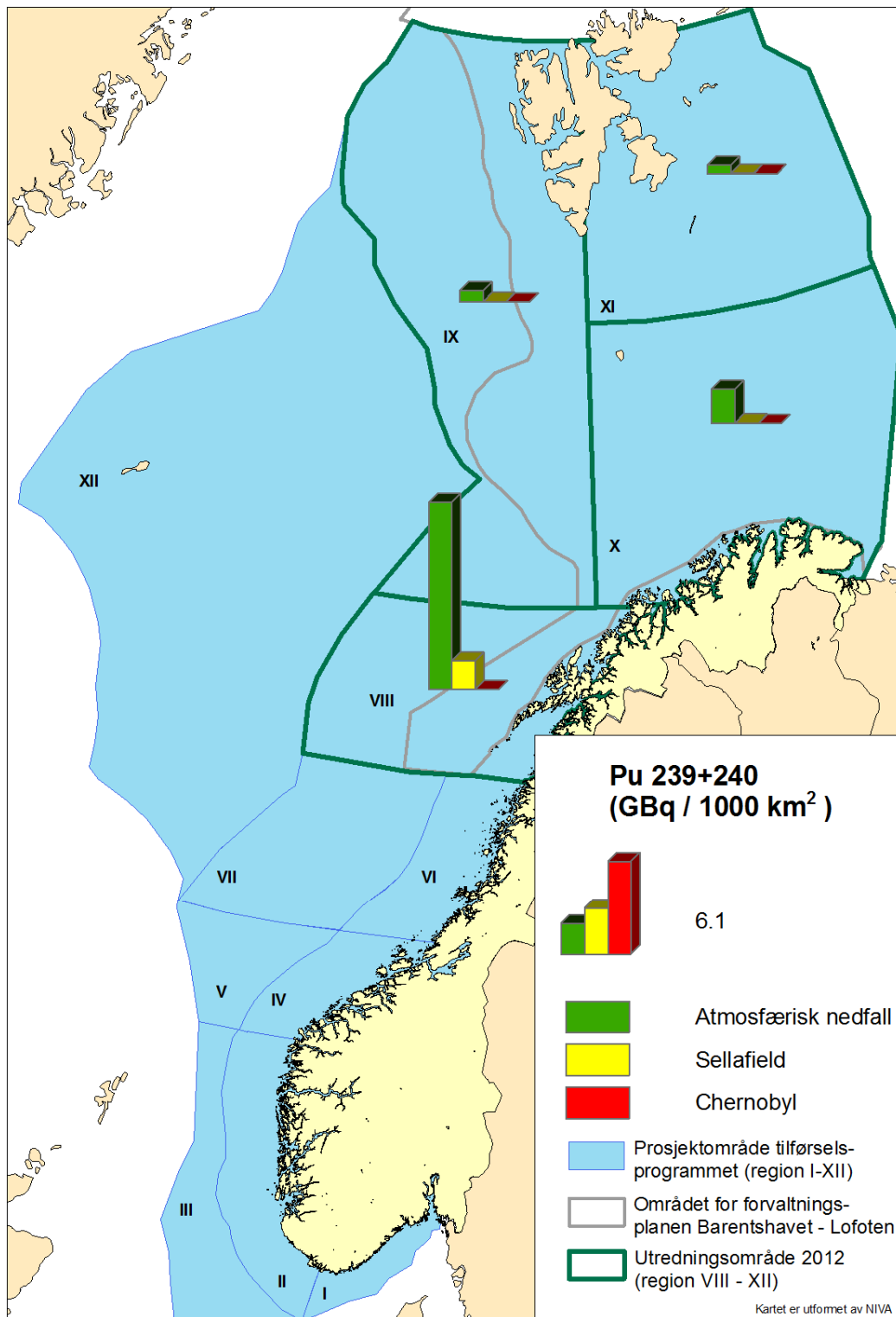
Figur 56. Tilførsel av total PAH, dvs sum av 16 PAH forbindelser, for kildene 1, 2 og 4-8, og for PAH forbindelsen benzo[a]pyren (B[a]P) for kilde 3 (havstrømmer) som er basert på B[a]P fra de øvrige kildene. Verdiene er regnet pr. 1000 km² havoverflate pr. år. NB: tilførsler fra havstrøm ikke kan sidestilles med de øvrige data ettersom det representerer en omfordeling av de samlede tilførsler fra de øvrige kilder og dermed er ikke fremstilt.



Figur 57. Tilførsel av olje (THC = total hydrocarbon) regnet pr. 1000 km² havoverflate pr. år. Dette stoffet er ikke modellert for havstrømmer.



Figur 58. 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 59. 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.

Vedlegg D Sammenligning av overvåkingsdata med beregnede konsentrasjoner i bunnvann

Tre deler:

Data:

- Parameterne: Kvikksølv (Hg), PCB-153 (en PCB forbindelse), benzo[a]pyren (en PAH forbindelse)
- Overvåkings data (over.) for sediment og torsk og beregnede konsentrasjoner i bunn vann (beregnet.)
- Data fra Tilførselsprogrammet (TFP), MAREANO (Norges Geologiske Undersøkelser NGU, og Havforskningsinstituttet – HI - IMR) og *Coordinated Environmental Monitoring Programmet* (CEMP)

Generelle statistikk

- Middel, minimum, maksimum, standard avvik og antall
- Grenseverdier for prioriterte stoffer i sediment og torsk i kystvann fra veileder 1 for Klassifisering av økologisk tilstand i vann (Direktoratsgruppa 2009,)

Statistisk analyse: sediment og bunnvann

- Korrelasjons koeffisient (r)
- Sannsynlighet
- Antall

Tilførselsprogrammet 2012. Tilførsler og miljøtilstand i Norskehavet, TA 3042/2013

Kilde 1	Kilde 2	Matriks	Lengdegrad	Breddegrad	Hg-over, mg/kg_tv	PCB- 153- over, µg/kg_tv	BaP-over, µg/kg_tv	Hg-beregn. ng/l	PCB- 153- beregn. pg/l	BaP- bereg n. ng/l
NGU		Sediment	8,4225	67,81867	0,04			0,50	0,09	0,08
	IMR	Sediment	8,421667	67,81867			13,97	0,50	0,09	0,08
	IMR	Sediment	8,992667	67,78483			6,51	0,50	0,09	0,08
NGU		Sediment	9,252	68,2565	0,03			0,50	0,09	0,08
	IMR	Sediment	9,251667	68,2565			17,89	0,50	0,09	0,08
NGU		Sediment	8,387333	67,62933	0,03			0,50	0,09	0,08
	IMR	Sediment	8,386667	67,62933			10,60	0,50	0,09	0,08
NGU	IMR	Sediment	10,966	68,47583	0,02		3,33	0,50	0,09	0,08
NGU		Sediment	10,27258	68,63978	0,03			0,50	0,09	0,08
NGU		Sediment	10,2725	68,6398	0,04			0,50	0,09	0,08
	IMR	Sediment	10,2725	68,63983			38,71	0,50	0,09	0,08
	IMR	Sediment	9,691333	67,80067			5,67	0,50	0,09	0,09
NGU	IMR	Sediment	11,59183	68,711	0,04		45,76	0,50	0,09	0,08
NGU		Sediment	8,640333	67,35217	0,02			0,49	0,09	0,10
	IMR	Sediment	8,64	67,35217			11,42	0,49	0,09	0,10
NGU		Sediment	14,2195	68,952	0,01			0,49	0,09	0,13
NGU	IMR	Sediment	12,67417	68,89967	0,04		85,17	0,50	0,09	0,08
	IMR	Sediment	16,74167	70,43833			4,60	0,49	0,09	0,10
NGU	IMR	Sediment	15,2425	68,60817	0,05		32,95	0,46	0,09	0,34
	IMR	Sediment	2,756667	71,37117			2,14	0,50	0,09	0,08
NGU	IMR	Sediment	11,90783	68,65283	0,02		6,70	0,50	0,09	0,09
NGU		Sediment	12,52983	68,783	0,05			0,50	0,09	0,09
	IMR	Sediment	12,50417	68,7725			47,53	0,50	0,09	0,09
	IMR	Sediment	14,61667	72,005			3,13	0,50	0,09	0,11
NGU	IMR	Sediment	13,68317	69,14133	0,03		6,76	0,49	0,09	0,09
NGU	IMR	Sediment	13,97633	69,18383	0,05		11,74	0,49	0,09	0,09
	IMR	Sediment	14,1075	69,126			8,41	0,49	0,09	0,09
NGU	IMR	Sediment	13,10033	68,84683	0,02		5,42	0,49	0,09	0,09
NGU		Sediment	14,696	69,407	0,03			0,50	0,09	0,09
TFP	IMRN	Sediment	14,83	69,37	0,03	0,03	18,06	0,50	0,09	0,09
	IMR	Sediment	14,836	69,377			7,16	0,50	0,09	0,09
NGU	IMR	Sediment	15,75117	71,706	0,01		1,00	0,49	0,09	0,14
NGU	IMR	Sediment	14,3335	69,257	0,05		10,54	0,50	0,09	0,09
	IMR	Sediment	2,748333	71,721			3,60	0,50	0,09	0,08
NGU		Sediment	15,53317	71,93517	0,00			0,49	0,09	0,12
NGU	IMR	Sediment	14,82683	72,18967	0,03		6,73	0,50	0,09	0,10
NGU	IMR	Sediment	14,60417	72,27483	0,02		6,70	0,50	0,09	0,10
NGU		Sediment	14,895	72,36667	0,02			0,49	0,09	0,11
	IMR	Sediment	14,89483	72,36667			3,99	0,49	0,09	0,11
NGU	IMR	Sediment	12,30033	68,13683	0,01		6,06	0,43	0,09	0,52
NGU	IMR	Sediment	12,30517	68,137	0,01		3,96	0,43	0,09	0,52
	IMR	Sediment	12,30517	68,13717			3,63	0,43	0,09	0,52
NGU		Sediment	15,19898	69,71475	0,04			0,50	0,09	0,08
	IMR	Sediment	15,199	69,71483			73,22	0,50	0,09	0,08
	IMR	Sediment	2,046667	71,97217			1,71	0,50	0,10	0,08
NGU	IMR	Sediment	15,35367	72,141	0,03		8,84	0,49	0,10	0,13
NGU		Sediment	16,40217	69,41	0,02			0,46	0,10	0,41
	IMR	Sediment	16,40217	69,40217			4,33	0,46	0,10	0,41
TFP	IMRN	Sediment	15,50317	72,01867	0,03	0,03	27,56	0,49	0,10	0,16
	IMR	Sediment	15,51667	72,01667			3,13	0,49	0,10	0,16
	IMR	Sediment	14,085	73,16667			1,78	0,50	0,10	0,09
NGU	IMR	Sediment	15,44283	68,8635	0,07		27,13	0,46	0,10	0,31
	IMR	Sediment	11,15883	67,79567			2,78	0,48	0,10	0,26
NGU	IMR	Sediment	16,90683	70,89767	0,01		5,23	0,49	0,10	0,18
NGU	IMR	Sediment	11,59983	68,08633	0,02		8,93	0,49	0,10	0,20
NGU		Sediment	15,49583	72,42367	0,02			0,49	0,10	0,16

Tilførselsprogrammet 2012. Tilførsler og miljøtilstand i Barentshavet, TA-3042/2013

Kilde 1	Kilde 2	Matriks	Lengdegrad	Breddegrad	Hg-over, mg/kg_tv	PCB- 153- over, µg/kg_tv	BaP-over, µg/kg_tv	Hg-beregn. ng/l	PCB- 153- beregn. pg/l	BaP- bereg n. ng/l
	IMR	Sediment	15,49567	72,4235			3,53	0,49	0,10	0,16
NGU	IMR	Sediment	16,41967	69,8	0,03		10,18	0,48	0,10	0,31
NGU	IMR	Sediment	17,09217	70,946	0,00		0,25	0,48	0,10	0,23
	IMR	Sediment	11,318	67,87967			14,16	0,49	0,10	0,22
NGU		Sediment	17,16633	70,35583	0,01			0,48	0,11	0,31
NGU		Sediment	17,02574	70,39408	0,02			0,48	0,11	0,31
	IMR	Sediment	17,02567	70,394			4,94	0,48	0,11	0,31
	IMR	Sediment	2,046667	72,3215			1,64	0,50	0,11	0,08
	IMR	Sediment	15,23333	73,16667			3,60	0,50	0,11	0,13
NGU	IMR	Sediment	16,54683	72,14617	0,02		4,40	0,47	0,11	0,32
NGU	IMR	Sediment	17,12967	69,85433	0,01		1,90	0,47	0,11	0,45
	IMR	Sediment	2,268333	72,63433			3,43	0,50	0,11	0,08
NGU	IMR	Sediment	15,94117	72,24533	0,01		2,44	0,48	0,11	0,22
NGU		Sediment	15,6665	72,27767	0,01			0,48	0,11	0,22
	IMR	Sediment	15,668	72,27767			3,49	0,48	0,11	0,22
NGU		Sediment	16,75204	71,86228	0,03			0,47	0,11	0,36
	IMR	Sediment	16,752	71,86217			4,58	0,47	0,11	0,36
	IMR	Sediment	12,93833	73,16667			3,12	0,50	0,11	0,09
NGU	IMR	Sediment	17,693	70,93733	0,03		20,34	0,46	0,11	0,39
	IMR	Sediment	2,681667	74,3305			17,10	0,50	0,12	0,08
	IMR	Sediment	2,796667	73,9715			18,30	0,50	0,12	0,08
	IMR	Sediment	2,458333	73,66317			15,20	0,50	0,12	0,08
	IMR	Sediment	2,25	72,9995			12,10	0,50	0,12	0,08
	IMR	Sediment	2,531667	73,2965			14,20	0,50	0,12	0,08
	IMR	Sediment	2,065	74,62983			25,30	0,50	0,12	0,08
NGU		Sediment	17,50017	69,79533	0,03			0,43	0,12	0,90
NGU		Sediment	17,42133	69,81417	0,03			0,43	0,12	0,90
	IMR	Sediment	17,6335	69,79533			3,06	0,43	0,12	0,90
	IMR	Sediment	17,43017	69,81833			15,21	0,43	0,12	0,90
NGU	IMR	Sediment	16,33767	69,12233	0,04		16,05	0,43	0,12	1,10
	IMR	Sediment	2,565	74,53483			20,20	0,50	0,12	0,08
CEMP	NIVA	Sediment	17,08733	68,9375	0,05		3,17	0,43	0,12	1,10
NGU	IMR	Sediment	16,32867	69,26233	0,02		4,63	0,43	0,12	1,10
	IMR	Sediment	16,3285	69,26233			4,89	0,43	0,12	1,10
NGU	IMR	Sediment	16,91233	72,03517	0,03		5,43	0,46	0,12	0,47
	IMR	Sediment	16,61167	72,02			2,96	0,46	0,12	0,47
	IMR	Sediment	2,938333	75,00067			30,60	0,50	0,13	0,09
	IMR	Sediment	2,998333	75,20083			27,50	0,50	0,13	0,09
	IMR	Sediment	2,448333	75,85317			20,00	0,50	0,13	0,09
NGU	IMR	Sediment	18,14933	70,13567	0,05		3,17	0,43	0,13	0,84
NGU		Sediment	18,02118	70,15531	0,01			0,43	0,13	0,84
NGU	IMR	Sediment	17,728	70,19283	0,01		1,78	0,43	0,13	0,84
	IMR	Sediment	18,02117	70,15533			2,24	0,43	0,13	0,84
NGU		Sediment	17,15267	71,8732	0,02			0,45	0,13	0,63
	IMR	Sediment	17,15267	71,87317			5,03	0,45	0,13	0,63
	IMR	Sediment	2,891667	75,56333			33,00	0,50	0,13	0,09
NGU		Sediment	18,14417	70,61583	0,03			0,44	0,13	0,68
NGU		Sediment	18,14424	70,61588	0,03			0,44	0,13	0,68
	IMR	Sediment	18,14433	70,61583			8,35	0,44	0,13	0,68
	IMR	Sediment	17,745	70,71167			5,60	0,44	0,13	0,68
NGU		Sediment	17,75523	71,5879	0,03			0,45	0,14	0,76
	IMR	Sediment	17,75517	71,58783			28,16	0,45	0,14	0,76
	IMR	Sediment	19,72267	70,48167			2,87	0,40	0,14	1,43
	IMR	Sediment	17,69167	72,02167			3,22	0,45	0,14	0,76
NGU	IMR	Sediment	20,43333	69,662	0,03		4,98	0,39	0,14	1,85
NGU		Sediment	19,57267	70,48167	0,02			0,39	0,14	1,56

Kilde 1	Kilde 2	Matriks	Lengdegrad	Breddegrad	Hg-over, mg/kg_tv	PCB- 153- over, µg/kg_tv	BaP-over, µg/kg_tv	Hg-beregn. ng/l	PCB- 153- beregn. pg/l	BaP- bereg n. ng/l
CEMP	NIVA	Sediment	22,5305	70,43183	0,04		2,00	0,41	0,14	1,40
	IMR	Sediment	22,74983	70,43067			7,41	0,41	0,14	1,40
NGU		Sediment	18,54406	71,07804	0,03			0,43	0,14	0,92
	IMR	Sediment	18,544	71,078			26,68	0,43	0,14	0,92
NGU	IMR	Sediment	18,643	70,6935	0,02		16,96	0,42	0,15	1,08
NGU		Sediment	18,55613	70,70013	0,02			0,42	0,15	1,08
	IMR	Sediment	18,55617	70,70017			10,18	0,42	0,15	1,08
NGU	IMR	Sediment	20,10017	70,62617	0,02		4,69	0,41	0,15	1,23
NGU	IMR	Sediment	18,67333	70,97117	0,01		2,40	0,43	0,15	1,03
NGU		Sediment	19,39667	70,63967	0,02			0,41	0,15	1,22
	IMR	Sediment	19,39667	70,63567			3,84	0,41	0,15	1,22
	IMR	Sediment	31,71167	70,62133			0,62	0,52	0,15	0,79
	IMR	Sediment	21,67717	70,46367			4,17	0,41	0,15	1,52
	IMR	Sediment	21,19	71,595			2,60	0,48	0,15	0,57
NGU	IMR	Sediment	18,65183	71,158	0,01		0,87	0,46	0,15	0,75
	IMR	Sediment	21,45367	71,21033			1,64	0,47	0,15	0,59
	IMR	Sediment	21,17217	71,262			6,32	0,47	0,15	0,59
	IMR	Sediment	22,264	70,31267			5,51	0,41	0,15	1,44
	IMR	Sediment	22,09617	70,42317			5,60	0,41	0,15	1,44
	IMR	Sediment	20,81	71,48			1,85	0,47	0,15	0,65
NGU	IMR	Sediment	20,75467	69,8295	0,03		5,96	0,40	0,15	2,10
NGU	IMR	Sediment	20,43517	69,961	0,03		4,39	0,40	0,15	2,10
CEMP	NIVA	Sediment	18,11283	69,50633	0,05		5,70	0,40	0,15	1,57
NGU	IMR	Sediment	20,84383	70,68383	0,02		3,05	0,43	0,15	1,04
NGU		Sediment	21,04565	70,69568	0,01			0,43	0,15	1,04
NGU	IMR	Sediment	20,83133	70,7705	0,01		1,50	0,43	0,15	1,04
	IMR	Sediment	21,04567	70,69567			6,86	0,43	0,15	1,04
	IMR	Sediment	21,72383	71,22033			0,99	0,48	0,15	0,63
	IMR	Sediment	21,848	71,03267			1,47	0,48	0,15	0,69
	IMR	Sediment	20,85667	71,59333			2,60	0,47	0,15	0,58
	IMR	Sediment	21,06333	71,61167			1,74	0,47	0,15	0,58
	IMR	Sediment	12,92	75,63667			5,88	0,51	0,15	0,18
CEMP	NIVA	Sediment	24,44417	70,71433	0,04		8,85	0,41	0,15	1,66
NGU		Sediment	20,32283	71,30933	0,04			0,47	0,15	0,68
	IMR	Sediment	20,33667	71,3			1,16	0,47	0,15	0,68
	IMR	Sediment	20,18	71,33			1,01	0,47	0,15	0,68
NGU	IMR	Sediment	20,24283	70,77283	0,01		1,67	0,44	0,16	0,95
NGU	IMR	Sediment	19,69083	70,81067	0,02		2,54	0,44	0,16	0,97
TFP	IMRN	Sediment	22,46819	71,32508	0,02	0,01	5,27	0,49	0,16	0,51
	IMR	Sediment	22,52633	71,29567			2,43	0,49	0,16	0,51
	IMR	Sediment	22,49283	71,31883			3,12	0,49	0,16	0,51
	IMR	Sediment	22,4885	71,323			2,64	0,49	0,16	0,51
	IMR	Sediment	22,482	71,32333			3,13	0,49	0,16	0,51
	IMR	Sediment	22,41767	71,33067			3,50	0,49	0,16	0,51
	IMR	Sediment	2,903333	76,4855			27,90	0,51	0,16	0,13
	IMR	Sediment	19,55667	71,18333			2,50	0,46	0,16	0,80
TFP	IMRN	Sediment	30,94417	71,00033	0,02	0,03	5,21	0,51	0,16	0,57
	IMR	Sediment	30,94717	71,013			0,84	0,51	0,16	0,57
CEMP	NIVA	Sediment	21,13233	70,05517	0,04		5,33	0,41	0,16	1,97
CEMP	NIVA	Sediment	26,19817	70,88217	0,03		6,00	0,43	0,16	1,60
CEMP	NIVA	Sediment	30,33183	70,56567	0,05		12,05	0,49	0,16	1,27
CEMP	NIVA	Sediment	28,64217	70,87567	0,04		7,85	0,47	0,16	1,06
	IMR	Sediment	27,75567	71,45183			5,59	0,53	0,16	0,46
	IMR	Sediment	22	71,75			2,40	0,49	0,16	0,53
CEMP	NIVA	Sediment	30,11167	69,935	0,03		9,63	0,46	0,16	1,39
	IMR	Sediment	25,98783	71,59817			1,28	0,51	0,17	0,56

Tilførselsprogrammet 2012. Tilførsler og miljøtilstand i Barentshavet, TA-3042/2013

Kilde 1	Kilde 2	Matriks	Lengdegrad	Breddegrad	Hg-over, mg/kg_tv	PCB- 153- over, µg/kg_tv	BaP-over, µg/kg_tv	Hg-beregn. ng/l	PCB- 153- beregn. pg/l	BaP- bereg n. ng/l
	IMR	Sediment	25,23033	71,33367			1,05	0,53	0,17	0,45
	IMR	Sediment	14,78	74,81			6,21	0,51	0,17	0,24
	IMR	Sediment	28,399	72,16717			5,84	0,54	0,17	0,57
NGU	IMR	Sediment	25,84317	72,09617	0,02		2,10	0,51	0,17	0,54
NGU		Sediment	25,78729	72,34432	0,01			0,50	0,17	0,54
	IMR	Sediment	25,78733	72,34433			3,35	0,50	0,17	0,54
NGU		Sediment	25,99474	71,77818	0,02			0,52	0,17	0,53
	IMR	Sediment	25,99483	71,77817			10,32	0,52	0,17	0,53
	IMR	Sediment	22,0015	72,0005			2,93	0,48	0,18	0,59
	IMR	Sediment	19,85	72,02167			5,47	0,46	0,18	0,73
	IMR	Sediment	18,76667	72,01667			4,23	0,46	0,18	0,74
	IMR	Sediment	13,83	75,74333			8,20	0,51	0,19	0,31
	IMR	Sediment	28,75433	72,83217			18,10	0,52	0,19	0,66
	IMR	Sediment	14,76667	75,83333			19,40	0,52	0,21	0,46
	IMR	Sediment	20,91867	72,02067			4,92	0,47	0,21	0,71
	IMR	Sediment	16,38333	73,16667			7,69	0,50	0,22	0,50
	IMR	Sediment	16,03333	74,81167			9,36	0,52	0,27	0,57
	IMR	Sediment	29,55267	74,14617			24,80	0,54	0,32	1,07
TFP	IMRN	Sediment	29,14367	73,4955	0,03	0,05	16,70	0,54	0,34	0,94
	IMR	Sediment	29,1455	73,501			16,70	0,54	0,34	0,94
	IMR	Sediment	17	74,81167			9,54	0,51	0,39	1,41
	IMR	Sediment	32,49017	74,66667			51,30	0,56	0,42	1,57
	IMR	Sediment	33,06917	75,31517			41,10	0,56	0,43	1,86
	IMR	Sediment	17,53667	73,16667			10,60	0,54	0,47	1,08
TFP	IMRN	Sediment	18,01617	74,80583	0,03	0,08	24,23	0,51	0,47	2,85
	IMR	Sediment	18,01667	74,81167			15,20	0,51	0,47	2,85
	IMR	Sediment	15,71167	75,945			26,90	0,51	0,55	3,52
	IMR	Sediment	33,73333	75,96667			56,80	0,56	0,56	2,32
	IMR	Sediment	18,81667	73,16833			10,30	0,55	0,57	1,18
	IMR	Sediment	19,84833	73,16667			7,85	0,56	0,60	1,22
	IMR	Sediment	21,99833	73,16667			12,50	0,56	0,60	1,14
	IMR	Sediment	20,95	73,16667			14,20	0,56	0,64	1,25
	IMR	Sediment	37,16667	76,43333			26,00	0,56	0,66	1,22
TFP	IMRN	Sediment	34,46283	76,621	0,03	0,12	37,69	0,55	0,78	0,76
	IMR	Sediment	34,45	76,61667			22,80	0,55	0,78	0,76
	IMR	Sediment	16,66667	76,04167			23,10	0,54	1,12	8,66
TFP	IMRN	Sediment	18,57	76,21533	0,04	0,08	33,63	0,53	1,15	8,70
	IMR	Sediment	18,58333	76,22			32,60	0,53	1,15	8,70
	IMR	Sediment	19,56833	76,30333			38,30	0,55	1,35	8,59
	IMR	Sediment	20,575	76,38333			33,20	0,55	1,38	9,17
	IMR	Sediment	17,61667	76,14667			30,30	0,55	1,46	11,07
	IMR	Sediment	21,595	76,46167			36,40	0,55	1,48	7,84
CEMP	NIVA	Torskefilet	29,66667	69,93333	0,03			0,45		1,12
CEMP	NIVA	Torskefilet	18,974	69,653	0,04			0,39		1,31
CEMP	NIVA	Torskelever	18,974	69,653		121,93		0,39		1,31
CEMP	NIVA	Torskelever	21,36667	70,15		52,62		0,41		1,91
CEMP	NIVA	Torskelever	29,66667	69,93333		37,43		0,45		1,12
TFP	NIVA	Torskefilet	13,46	78,17	0,02			0,51		3,19
TFP	NIVA	Torskefilet	16,17	69,25	0,04			0,43		1,10
TFP	NIVA	Torskefilet	21,44	70,32	0,04			0,41		1,52
TFP	NIFES	Torskefilet	19,92	73,83	0,04			0,55		1,71
TFP	NIVA	Torskefilet	16,17	69,25	0,04			0,43		1,10
TFP	NIVA	Torskelever	21,44	70,32		52,62		0,41		1,52
TFP	NIVA	Torskelever	13,46	78,17		7,96		0,51		3,19
TFP	NIVA	Torskelever	16,17	69,25		20,98		0,43		1,10
TFP	NIFES	Torskelever	19,92	73,83		13,77		0,55		1,71

Generell statistikk

	mg/kg_tv	µg/kg_tv	µg/kg_tv	ng/l	pg/l	ng/l
Sediment	Hg-over	PCB-153-over	BaP-over	Hg-modell	PCB-153-modell	BaP-modell
middel	0.026	0.053	11.684	0.480	0.202	0.909
minimum	0.003	0.014	0.250	0.392	0.088	0.077
maksimum	0.070	0.116	85.166	0.559	1.481	11.070
st.avvik	0.013	0.035	13.506	0.040	0.240	1.617
antall	90	8	177	209	209	209
Grense (snitt)	0.630		420.000	50.000		50.000
Grense (maks)				70.000		100.000

	mg/kg_vv	µg/kg_vv	µg/kg_vv	ng/l	pg/l	ng/l
Torsk	Hg-over	PCB-153-over	BaP-over	Hg-modell	PCB-153-modell	BaP-modell
middel	0.035	43.901		0.451		1.676
minimum	0.018	7.960		0.393		1.098
maksimum	0.045	121.929		0.548		3.190
st.avvik	0.009	38.746		0.057		0.723
antall	6	7		13		13
Grense (snitt)	0.3			50.000		50.000
Grense (maks)				70.000		100.000

Statistisk analyse: korrelasjon (r) sannsynlighet (t-prob) for bunnvann og sediment

	Hg	PCB-153	B[a]P
r	-0.001	0.780	0.302
t-prob.	0.000	0.295	0.023
Antall	90	8	177

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 1146/2013
TA 3042/2013
