

Mudring og deponering i Oslo Havn
- Langsiktig overvåking av miljøgifter i
blåskjell, reker og fisk i perioden
2006-2013
Sluttrapport



Hovedkontor

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

NIVA Region Sør

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

NIVA Region Innlandet

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

NIVA Region Vest

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

Tittel Mudring og deponering i Oslo Havn - Langsiktig overvåking av miljøgifter i blåskjell, reker og fisk i perioden 2006-2013 Sluttrapport	Løpenr. (for bestilling) 6720-2014	Dato 16. oktober 2014
	Prosjektnr. O-27476	Sider 115
Forfatter(e) John Arthur Berge	Fagområde Marin forurensning	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Oslo	Trykket NIVA

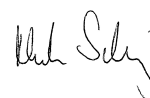
Oppdragsgiver(e) Miljødirektoratet	Oppdragsreferanse Kontrakt 5007186
--	--

<p>Sammendrag</p> <p>I denne rapporten oppsummeres resultatene fra supplerende tiltaksovervåking utført i Indre Oslofjord i perioden 2006-2013. Resultatene omfatter analyser av miljøgifter i 1) blåskjell innsamlet nær mudringsområdene i Oslo havn, deponiområdene i Bekkelagsbassenget, samt Paddehavet, Bygdøyenes og Lysaker/Bestumkilen, 2) torsk og skrubbe fra Bekkelagsbassenget og Frognerkilen og 3) dyppvannsreke fra området ved Steilene. Målsettingen med overvåkingen har vært å belyse i hvilken grad oppryddingsaktivitetene i Oslo Havn kan ha påvirket miljøgiftinnholdet i nevnte organismer. Resultatene er ikke entydige med hensyn til mulige effekter av gjennomførte tiltak. Det er gjort få observasjoner som med rimelig sikkerhet kan relateres til de gjennomførte tiltakene. Blåskjellene viste i liten grad noen klar økning i perioder med høy mudrings- og deponerings-aktivitet og heller ikke noen klar nedgang etter at arbeidene gradvis er redusert og avsluttet. Torsk og skrubbe fanget i Frognerkilen viste heller ingen variasjoner som kunne tilskrives tiltakene. Konsentrasjonen av klororganisk forbindelser i reker fra Steilene var lavere i 2013 enn ved de foregående undersøkelsene i hhv 2006 og 2009, men det ble vurdert lite sannsynlig at disse resultatene kunne relateres til redusert spredning fra sedimentene i tiltaksområdet.</p>

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Tiltak Sedimenter Miljøgifter Biota 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Remedial action Sediments Contaminants Biota
---	--



John Arthur Berge
Prosjektleder



Morten Schaanning
Forskningsleder

**Mudring og deponering i Oslo Havn - Langsiktig
overvåking av miljøgifter i blåskjell, reker og fisk i
perioden 2006-2013**

Sluttrapport

Forord

Det er gjennomført tiltak for å bedre miljøtilstanden i Indre Oslofjord og havneområdene. Disse arbeidene innebærer blant annet mudring, deponering og overdekking av forurensede masser/sedimenter. Deponering av forurensede masser ved Malmøykalven og overdekking av disse med sand har vært et hovedanliggende. Det har også vært foretatt deponering av rene masser i Bekkelagsbassenget samt opprydding av forurensede sedimenter ved mudring langs kaiområder i Oslo Havn og noen småbåthavner. I denne sammenheng har NIVA siden juni 2006 gjennomført en overvåking av organismer (blåskjell, fisk og reker) på oppdrag for Miljødirektoratet (Kontrakt 5007186 - Supplerende tiltaksovervåking i indre Oslofjord). Overvåkingen har hatt et langsiktig (2006-2013) og et mer intensivt (juni 2006-desember 2008) fokus. I denne rapporten presenteres resultatene fra den delen av den langsiktige overvåkingen som fant sted i 2013 sammen med tidligere overvåkingsresultater. Overvåkingen omfattet miljøgifter i blåskjell, fisk og dypvannsreker. Kontaktperson hos Miljødirektoratet har tidligere vært Ingvild Marthinsen, Marit Ruge Bjærke og Ingrid Aarre, men har under gjennomføringen de siste årene vært Erik Høygaard.

Prosjektleder hos NIVA har vært John Arthur Berge. Feltarbeidet og opparbeiding av prøver er i hovedsak gjennomført av Merete Schøyen, Sigurd Øxnevad, Bjørnar Beylich og Åse Kristine Rogne. Innsamling av fisk er gjort av Sven Hofgaard.

Anders Ruus, Merete Schøyen og Morten Schaanning har bidratt med viktige innspill i siste fase av rapporteringsarbeidet.

Alle takkes for innsatsen.

Oslo, 16. oktober, 2014

John Arthur Berge

Innhold

Sammendrag	6
1. Innledning	10
2. Materiale og metoder	12
2.1 Prøveinnsamling	12
2.1.1 Blåskjell	12
2.1.2 Reker	14
2.1.3 Fisk	15
2.2 Analyseparametere	17
2.2.1 Blåskjell	17
2.2.2 Reker	17
2.2.3 Fisk	18
2.3 Statistikk	18
2.4 Bruk av forklaringsmodeller	18
3. Resultater og diskusjon	20
3.1 Blåskjell – Paddehavet, Bygdøyenes og Lysaker/Bestumkilen	20
3.2 Blåskjell – tiltaksområdet og deponiet	25
3.2.1 Metaller	27
3.2.2 Klororganiske forbindelser	35
3.2.3 PAH	40
3.2.4 Tinnorganiske forbindelser	48
3.3 Reker	51
3.3.1 Tidsutvikling	52
3.4 Skrubbe	54
3.4.1 Metaller	56
3.4.2 Klororganiske forbindelser	61
3.5 Torsk	65
3.5.1 Metaller	67
3.5.2 Klororganiske forbindelser	71
4. Konklusjoner og oppsummering av resultater	75
4.1 Hovedkonklusjoner	75
4.2 Sammendrag av resultater fra de enkelte områder og organismer	76
4.2.1 Miljøgifter i blåskjell	76
4.2.2 Miljøgifter i reker	79
4.2.3 Miljøgifter i fisk	80
4.3 Mulig biologiske effekter	81
5. Litteratur	83
6. Vedlegg	86
6.1 Vedlegg A. Størrelse på skjellene innsamlet i 2013	86
6.2 Vedlegg B: Kart som viser reketrekkene foretatt i 2013.	87
6.3 Vedlegg C. Kart som viser fiskeplassene i 2013.	88

6.4 Vedlegg D: Individdata for torsk innsamlet i 2013	89
6.5 Vedlegg E: Individdata for skrubbe innsamlet i 2013	91
6.6 Vedlegg F: Rådata for analyse av skjell fra deponiområdet	93
6.7 Vedlegg G: Rådata for analyse av skjell fra tiltaksområdet	97
6.8 Vedlegg H: Rådata for analyse av skjell fra Paddehavet, Bygdøynes, Lysaker/Bestumkilen	101
6.9 Vedlegg I: Rådata for analyse av reker fra Midtmeie	105
6.10 Vedlegg J: Rådata for analyse av skrubbefilet fra Bekkelaget og torskefilet fra Frognerkilen	109
6.11 Vedlegg K: Rådata for analyse av filet av torsk fra Bekkelaget og filet av skrubbe fra Frognerkilen	110
6.12 Vedlegg L: Rådata for analyse av skrubbeler fra Bekkelaget og torskelever fra Frognerkilen	111
6.13 Vedlegg M: Rådata for analyse av torskelever fra Bekkelaget og skrubbeler fra Frognerkilen	113

Sammendrag

Som en del av den helhetlige tiltaksplanen mot forurensede sedimenter, er det foretatt mudrings- og deponeringsarbeider i Oslo Havn. For å kunne dokumentere i hvilken grad anleggsarbeidene har påført marine organismer en miljøgiftbelastning og for å skaffe et datagrunnlag som gir mulighet til å vurdere om arbeidene har gitt en miljøgevinst, er det foretatt overvåking av miljøgifter i biota fra havneområdet og deler av Indre Oslofjord. I forbindelse med dette har en ønsket informasjon både i et kortsiktig og langsiktig perspektiv.

I denne rapporten sammenstilles resultatene fra prøveinnsamling i 2013 med resultatene fra tidligere overvåking. Resultatene omfattet miljøgifter i blåskjell (havneområdet, deponiområdet, Paddehavet, Bygdøyenes og Lysaker/Bestumkilen), fisk (Bekkelagsbassenget og Frognerkilen) og dypvannsreke (Steilene-området). Deler av undersøkelsesområdet (eksempelvis havneområdet/tiltaksområdet) har bymessig karakter og er eksponert for diffuse, uoversiktlige/tilfeldige og til dels naturlige tilførsler fra land og luft. Det har også blitt gjennomført landsdekkende generelle tiltak mot bruk og utslipp av miljøgifter. Det har derfor vært vanskelig med sikkerhet å knytte observerte endringer til de gjennomførte tiltakene.

De analyserte artene har forskjellige levemåter (f.eks. næringsopptak) og opptrer i ulike deler av miljøet, og er derfor utsatt for ulik type og grad av eksponering. Miljøgiftkonsentrasjonen var i mange tilfeller relativt lav allerede i utgangspunktet. Rent generelt skal en være forsiktig med å tolke endringer i miljøgiftkonsentrasjoner i organismer når disse ligger innenfor et nivå som ikke klart overskrider bakgrunnskonsentrasjoner. Hovedbegrunnelsen for dette er at en må forvente at prosessene som bestemmer konsentrasjonen da har et betydelig element av tilfeldighet i seg og er lite kjent. I en situasjon hvor konsentrasjonene er lave både før og etter tiltaket blir forskjeller av mindre betydning for vurdering av tiltakets effekt.

Bare PCB-innholdet i torskelever og innholdet av organiske forbindelser i blåskjell fra tiltaksområdet hadde høye konsentrasjoner før tiltakene ble startet, og mulighetene til å observere positive effekter av tiltakene vil derfor i utgangspunktet være begrenset til disse forbindelser og prøvetyper.

Tiltakene som er gjennomført i Oslo havn er lokale. Oppryddingen berører i størrelsesorden et areal tilsvarende ca. 1 km² av havbunnen, mens indre Oslofjord har total areal på ca. 190 km². I utgangspunktet skulle en derfor ikke forvente at tiltakene har effekter utover selve nærområdet.

Resultatene til nå er ikke entydige med hensyn til mulige effekter av gjennomførte tiltak. Hovedtendensen etter undersøkelsene i 2010 var at en da kunne spore en viss konsentrasjonsnedgang for enkelte måleserier. Undersøkelsene i 2013 bekrefter imidlertid ikke at utviklingen har fortsatt eller holdt seg konstant. Hovedkonklusjonen er at de gjennomførte tiltakene i liten grad kan spores i form av tydelige effekter, hverken negative eller positive, på miljøgiftkonsentrasjoner i de innsamlede organismene.

Noen trender ble imidlertid observert. Disse var avtagende konsentrasjoner for

- TBT i blåskjell og reker,
- PCB og nedbrytningsprodukter av DDT i blåskjell fra tiltaksområdet (konsentrasjonene økte riktignok noe fra 2010 til 2013, men det ser likevel ut til å være en positiv trend hele perioden sett under ett),
- PCB, HCB og nedbrytningsprodukter av DDT i skrubbelever

og en økning for enkelte metaller i fisk fra Bekkelagsbassenget (Cu og Pb i skrubbe og Cd i torsk).

For TBT har det over tid vært en generell nedgang i konsentrasjonen i biota i norske kystfarvann. Nedgangen som er observert i skjell og reker fra denne undersøkelsen kan derfor like gjerne knyttet til det generelle forbudet mot bruk i bunnstoff som til de gjennomførte lokale tiltakene i forhold til forurenset sediment. Konsentrasjonene av både TBT i skjell fra tiltaksområdet og deponiområdet var imidlertid i 2009, 2010 og 2013 klart lavere enn gjennomsnittet for perioden 2006-2008. Dette kan ha sammenheng med øket spredning av TBT under mudringsarbeidene i perioden 2006-2008.

Av andre observasjoner kan nevnes at mange forbindelser var tilstede i høyere konsentrasjoner i blåskjell fra havneområdet enn i blåskjell rundt deponiområdet i Bekkelagsbassenget. For Cu gjaldt dette det meste av observasjonsperioden. For Cd, Pb og Hg gjaldt det bare en kortere periode i 2006-2007. Dette er sammenfallende med perioden da det meste av mudringsarbeidene ble utført.

En antar at eventuelle biologisk effekter av de observerte miljøgiftkonsentrasjonene har vært små fordi nivåene med noen få unntak har vært relativt lave. Vi antar imidlertid at biologiske effekter på ingen måte kan utelukkes. Begrunnelsen for dette er at en finne slike effekter i fisk fra andre deler av Indre Oslofjord som for en del forbindelser har konsentrasjoner som er sammenlignbare med de vi finner i fisk fra havneområdet.

Summary

Title: Dredging and deposition in Oslo Harbour – Long term monitoring of contaminants in blue mussel, shrimps and fish 2006-2013. Final report.

Year: 2014

Author: John Arthur Berge

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: 978-82-577-6455-5.

As part of an overall plan to mediate contaminated sediments in the Oslo Harbor, dredging in shallow areas and disposal at 70 m depth were performed.

To document to which degree the work has been a benefit to the environment and/or caused spreading of contaminants to organisms a monitoring program was set up in order to collect data on contaminants both in the short and a long term.

In this report we collocate results from sampling in 2013 with the results from previous monitoring (2006-2010). The results included pollutant levels in mussels (harbor area, landfill area, Paddehavet, Bygdøyenes and Lysaker/Bestumkilen), fish (Bekkelagsbassenget and Frognerkilen) and in deepwater shrimps (Steilene area).

Parts of the study area (e.g. harbor) has urban character and is exposed to diffuse, complex/random and partly natural inputs from land and air. It has also been implemented nationwide general measures against the use and discharges of pollutants. It has therefore been difficult to firmly link the observed changes to the implemented measures.

The analyzed species have different lifestyles, feeding behaviour and occur in various parts of the environment, and are therefore exposed to different types and degrees of contaminants. Pollutant concentrations were in many cases relatively low at the start of the monitoring. One should therefore be cautious in interpreting changes in pollutant concentrations in organisms when these levels do not clearly exceed background concentrations. In a situation where the concentrations are low both before and after the dredging, the differences are of less importance for assessing the effect of the measure.

Only the PCB content in cod liver and the content of organic compounds in mussels from the dredging area showed high concentrations before the program was started. The likelihood to observe positive effects of these measures were therefore limited to these compounds and sample types.

The dredging is performed in several local areas in the Oslo harbor and covers roughly 1 km² of the seabed, while the inner Oslofjord total area of is approximately 190 km². Effects of the dredging were therefore not expected to be widespread.

The results are inconclusive with regard to the possible effects of the implemented measures. The main trend for the surveys in 2010 was that a certain concentration decrease could be observed. The surveys in 2013 did however not confirm that the trend continued and some of the concentrations had even risen. The main conclusion is that the implemented measures generally did not give clear effects, either negative or positive, on pollutant concentrations in the collected organisms.

Some trends were, however, observed. These were decreasing concentrations of:

- TBT in mussels and shrimp,
- PCB and degradation products of DDT in mussels from the dredged areas (concentrations increased albeit somewhat from 2010 to 2013, but it still seems to be a positive trend throughout the period as a whole),
- PCB, HCB and degradation products of DDT in flounder live

and an increase of some metals in fish from Bekkelagsbassenget (Cu and Pb in flounder and Cd in cod).

TBT has over time been shown a general decrease in concentration in biota in Norwegian coastal waters. The decrease observed in mussels and shrimp from this study may therefore well be related to the general prohibition against the use of antifouling to the implemented local initiatives in relation to contaminated sediment. The concentrations of both TBT in mussels from the dredged area and the landfill area was, however, in 2009, 2010 and 2013, well below the average for the period 2006-2008. This may be due to increased spreading of TBT during dredging works in the period 2006-2008.

It can be noted that many compounds were present in higher concentrations in mussels from the dredging area in the Oslo harbor than in mussels around the landfill site in Bekklagsbassenget. For Cu this applied to most of the observation period. For Cd, Pb and Hg it applied only for a short period in 2006-2007. This period coincides with the period when most of the dredging work was performed.

One assumes that possible biological effects of the observed pollutant concentrations have been small since the levels, with a few exceptions, have been relatively low. However, we assume that biological effects by no means should be ruled out since such effects are observed in fish from other parts of the Inner Oslofjord, where concentrations that are comparable to those found in fish from the harbor area.

1. Innledning

Som en del av helhetlig tiltaksplan (Oslo kommune, rapport juni 2005) mot forurensede sedimenter i Oslo Havn er det over en lengre periode foretatt mudrings- og deponeringsarbeider og overdekking av forurensede sedimenter. Dette har blant annet medført at forurensede sedimenter fra havneområdet er deponert i et undervannsdeponi på ca. 70 m dyp ved Malmøykalven i Bekkelagsbassenget i Indre Oslofjord.. De forurensede sedimentene ble fraktet i lekter til deponiområdet der de ble nedført i et rør som munnet ut noen få meter over bunnen. Plan for nedføring og senere tildekking med rene masser, er beskrevet i konsekvensutredninger (Oslo havnevesen, 2001 og 2002) og underliggende rapporter (bl.a. Helland, 1995, Skei et al. 1999, Eek og Schaanning, 2000, Eek og Vrenne, 2000, Schaanning og Bjerkeng, 2001 og Bjerkeng et al. 2002). Omfang og konsekvenser av deponering ved utslipp til overflatelaget er beskrevet i Løken et al. 2007 og Schaanning et al., 2007.

Deponeringen ved Malmøykalven av 440 000 m³ mudrede masser startet i februar 2006 og ble avsluttet i oktober 2008 (Schaanning et al., 2011). Overdekkingen av massene med ren sand ble avsluttet i april 2011 (Pettersen et al. 2011). Det ble også foretatt mudringsarbeider i havnebassenget. Forurensede masser langs kaiområdene ble fjernet ved mudring (se **Figur 8**) og plassert i deponiet ved Malmøykalven.

I forbindelse med mudringsarbeidet i havneområdet var det forventet at forurensede partikler ville bli tilført overflatevannet. Under normale forhold og forutsatt at deponeringen av de forurensede massene ble gjennomført som planlagt var det i utgangspunktet lite sannsynlig at forurensninger skulle nå overflatevannet eller spres annensteds i betydelige mengder ved selve deponeringen. Arbeidene innebar også mudring av rene masser. De rene massene ble i størst mulig grad brukt til tildekking av forurensede sedimenter. Slik tildekking er eksempelvis gjennomført i ytre Bjørvika, samt i Bekkelagsbassenget i 2007 (Berge et al. 2007, 2008).

For å påse at anleggsarbeidene ikke påførte miljøet mer belastning enn det som følger med den metoden som er valgt og for å kunne dokumentere hvilken påvirkning som fant sted ble det foretatt ulike former for overvåking. Norges Geotekniske Institutt (NGI) har på oppdrag fra Oslo Havn KF gjennomført kontrollen med at arbeidene foregikk i henhold til utslippstillatelsen fra Miljødirektoratet. I deponiområdet omfatter dette kontrollprogrammet bl.a. målinger av strøm, turbiditet, sedimentasjon og konsentrasjon av miljøgifter i vannsøylen og sedimenterende materiale (Pettersen og Breedveld, 2009). Resultatene fra denne overvåkingen (Pettersen og Breedveld, 2009) tyder på at deponeringen har medført en begrenset spredning av partikler inn i Bekkelagsbassenget, men at sedimentkvaliteten der ikke var endret og at vannkvaliteten i de øvre vannmasser ikke var påvirket.

Miljødirektoratet finansierte også egne undersøkelser av miljøtilstand i mudrings- og deponiområdet. Disse ble utført av bl.a. NIVA og NGI. I tillegg har stiftelsen Neptun finansiert en undersøkelse av miljøgifter i vannmassene i Indre Oslofjord høsten 2006. Det er også foretatt mer tidsavgrenset supplerende overvåking ved bruk av passive prøvetakere i vannmassene og forekomst av foraminiferer på bunnen (Schaanning et al. 2007, 2011). Resultatet fra de passive prøvetakerne viste blant annet at konsentrasjonen

av miljøgifter alltid var høyest på stasjoner i havnebassenget. Rapporten viste ikke økte konsentrasjoner av miljøgifter i vannmassene over terskeldyp. Den vertikale spredningen fra bunnen og opp til terskeldyp var mindre eller lik spredningen beregnet i tilknytning til konsekvensutredningen (Schaanning og Bjerkeng, 2001). Sammenlignet med målingene i havnebassenget tydet undersøkelsen med passive prøvetakere på at påvirkningen fra deponiområdet under normale hydrografiske forhold var relativt ubetydelig (Schaanning et al. 2011).

Det ble også foretatt overvåking av miljøgifter i biota (blåskjell, fisk og dypvannsreker). Overvåkingen har hatt to mål/tilnærminger: 1) Intensiv (kortvarig) overvåking av miljøtilstanden (med fokus på miljøgifter i blåskjell, prøvetaking annenhver måned) med tidsramme innenfor anleggsperioden i Oslo Havn (2 år). Fokuset var å avklare i hvilken grad anleggsarbeidet foregikk uten unødvendig belastning på miljøet. 2) Langsiktig overvåking (7 år) av miljøtilstanden i Indre Oslofjord med fokus på miljøgifter i blåskjell, reker og fisk. Oppsummeringer av resultatene fra den intensive overvåkingen foretatt i 2006 og 2007 er tidligere overlevert Miljødirektoratet i form av 5 notater (Ruus 2007, Berge 2007a og b, Berge 2008a og b). I en rapport (Berge et al. 2008, TA2383/2008) presenteres resultatene fra undersøkelsene som er gjennomført i 2007. I tillegg til resultater fra den intensive, kortvarige overvåkingen av miljøgifter i blåskjell har også resultater fra den langsiktige overvåkingen frem til 2010 blitt rapportert (Berge 2011). I denne rapporten blir det konkludert med at resultatene så langt ikke var entydige med hensyn til mulige effekter av gjennomførte tiltak, men at en som hovedtendens kunne spore en viss konsentrasjonsnedgang i prøver tatt etter at mudrings- og deponeringsarbeidene var ferdige i forhold til under og før anleggsarbeidene.

Deponeringen ved Malmøykalven har vært omdiskutert blant annet fordi det har vært hevdet at deponeringen har medført mer spredning av miljøgifter enn planlagt. Undersøkelser tyder imidlertid på at sjøbunnen utenfor deponiet ikke har blitt mer forurenset etter at deponiet ble etablert (Skei og Nilsson, 2008). I selve deponiområdet og i andre områder hvor tiltakene er ferdige er imidlertid miljøgiftkonsentrasjonene i sedimentene, med unntak for TBT, i hovedsak lave, mens der det ikke er gjort tiltak kan opptre til dels høye miljøgiftkonsentrasjoner (Berge et al. 2013). I sluttrapporten etter overvåkingen (Pettersen og Breedveld, 2009) konkluderes det også med at måleprogrammet har dokumentert at nedføringen av de mudrede massene ikke har medført spredning som går utover det som var forutsatt i tillatelsen og at miljøbudsjettet for deponiet ble overholdt.

I denne rapporten presenteres resultatene fra den langsiktige overvåkingen gjennomført i 2013. I rapporten sammenstilles disse resultatene med tidligere langsiktig og kortsiktig overvåking.

2. Materiale og metoder

2.1 Prøveinnsamling

2.1.1 Blåskjell

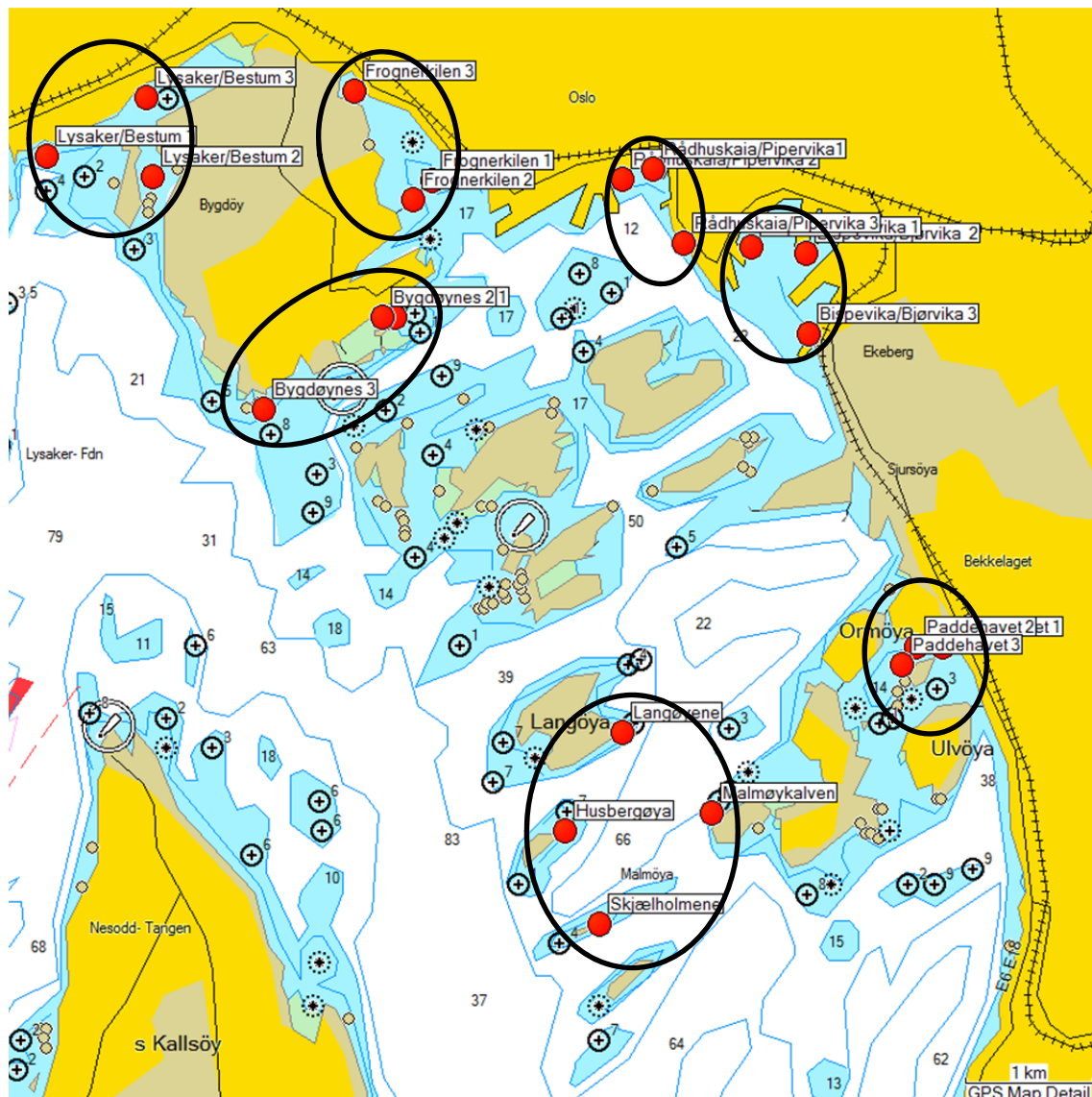
I forbindelse med den langsiktige overvåkingen ble det 2.10.2013 innsamlet blåskjellprøver ved 7 hovedstasjoner/ -områder (**Tabell 1, Figur 1**). Det ble innsamlet 30 blåskjell fra hver hovedstasjon/ -område. Der hvor det var flere understasjoner innenfor hovedstasjonen/-området ble det innsamlet 10 blåskjell pr. understasjon som ble slått sammen til én blandprøve. Fra deponiområdet ble hver av de 4 hovedstasjonene (Langøyene, Husbergøya, Skjælholmene og Malmøykalven) analysert som separate prøver bestående av 30 skjell. Lengden på skjellene som ble analysert varierte fra 30 til 68 mm (se vedlegg kapittel 6.1). Hver hovedstasjon/ -område representerte én analyse pr. tidspunkt.

Tabell 1. Oversikt over hovedstasjoner/ -områder og understasjoner i forbindelse med langsiktig overvåking av blåskjell.

Hovedstasjon/-område	Understasjon	Koordinater
Rådhuskaia/ Pipervika	Innerst ved utstikker 8-9	59°54.630, 10°43.948
	Vestsiden, Aker Brygge	59°54.586, 10°43.688
	Østsiden, Akershuskaia	59°54.320, 10°44.202
Frognerkilen	Kongen	59°54.583, 10°42.082
	Dronningen	59°54.499, 10°41.930
	Innerst i Frognerkilen	59°54.958, 10°41.428
Bygdøyenes	Herbern	59°54.005, 10°41.776
	Herbern, i bukt innenfor	59°54.004, 10°41.670
	Huk brygge	59°53.615, 10°40.667 ^{a)}
Lysaker/ Bestumkilen	Lysakerelva, 200 m øst for utløpet	59°54.684, 10°38.848
	Killingen, brygge på østsiden	59°54.599, 10°39.737
	Bestumkilen, nordside munning	59°54.930, 10°39.686
Paddehavet	Skilpadda, innerst på nordsiden	59°52.612, 10°46.379
	Skilpadda, midten på nordsiden	59°52.615, 10°46.158
	Skilpadda, ytterst på nordsiden	59°52.537, 10°46.039
Bispevika/ Bjørvika	Bjørvika	59°54.302, 10°44.770
	Bispevika	59°54.273, 10°45.237
	Grønlikaia	59°53.934, 10°45.255
Deponiområdet		
-Langøyene		59°52.255, 10°43.680
-Husbergøya		59°51.836, 10°43.205
-Skjælholmene		59°51.442, 10°43.498 ^{b)}
-Malmøykalven		59°51.911, 10°44.437

a) Posisjon for innsamling i 2013 endret til: N59 53.666 E10 40.669

b) Posisjon for innsamling i 2013 endret til: N59 51.442 E10 43.500



Figur 1. Kart som viser oversikt over hovedområder for innsamling av blåskjell i forbindelse med langsiktig overvåking. Hovedområdene er markert med sirkler. Innenfor hver sirkel ses lokaliseringen av understasjonene. I deponiområdet ble Langøyene, Husbergøya, Skjælholmene og Malmøykalven betraktet som hovedstasjoner.

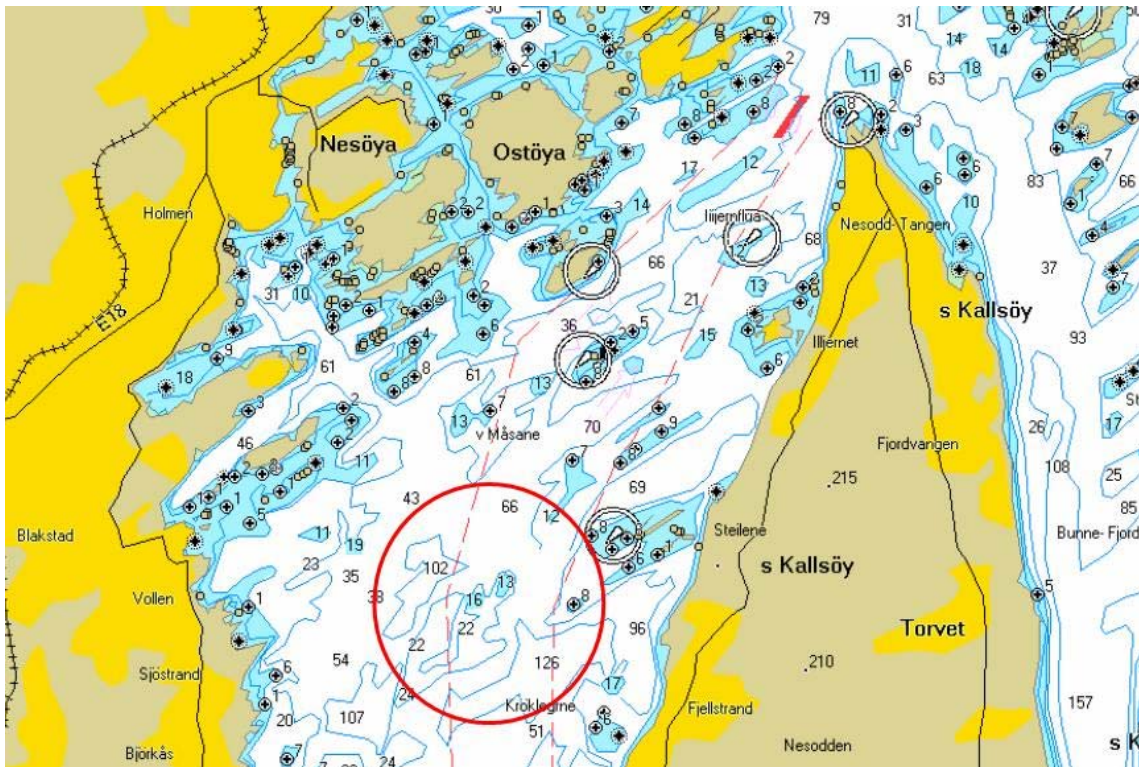
2.1.2 Reker

Den langsiktige overvåkingen innebar tråling etter dypvannsreker (*Pandalus borealis*) i nærheten av Steilene (se **Figur 2**) på følgende tidspunkter:

- 2006 (24. oktober) dvs. tidlig i tiltaksprosessen
- 2009 (10. november)
- 2013 (5. august) dvs. etter at de aller fleste tiltak var gjennomført (noe overdekking kunne gjenstå). Den nøyaktige banen for tråltrekkene i 2013 ses i vedlegg (kapitel 6.2).

Ved trålingen ble forskningsfartøyet ”Trygve Braarud” tilhørende Universitetet i Oslo benyttet.

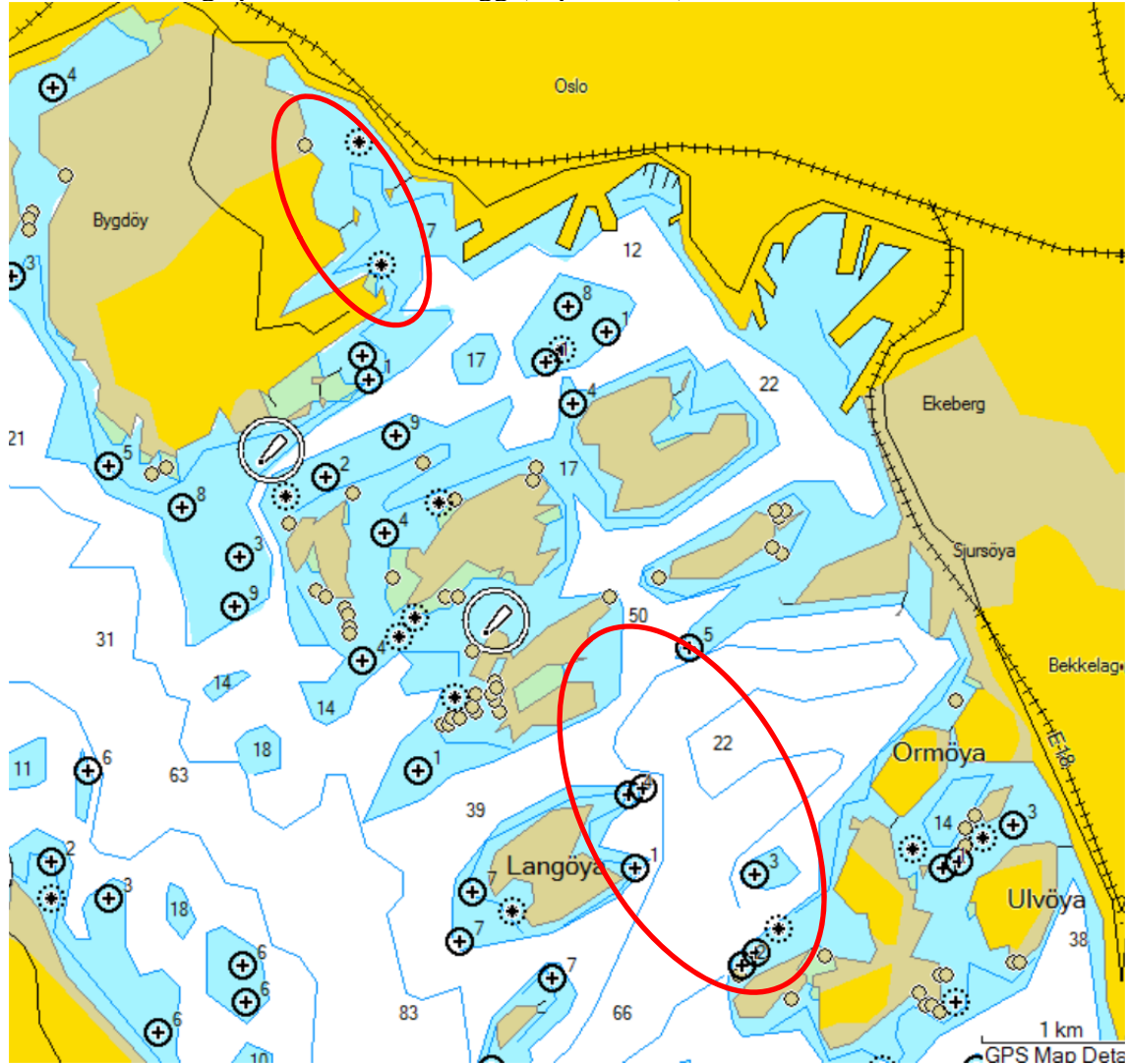
Materialet brukt til analysene fra 2006 og 2009 er beskrevet i Berge (2011). Lengden på rekene som inngikk i disse prøvene varierte fra 5,3 – 8 cm. Lengden på rekene som ble benyttet til prøvene i 2013 ble ikke målt direkte, men ble visuelt vurdert til å være omtrent som materialet fra 2006 og 2009. Fra hver innsamling ble det laget 3 blandprøver bestående av materiale fra 50 individer. Materialet som inngikk i prøven var den delen som normalt spises dvs. muskelvev i kropp og hale.



Figur 2. Kart som viser omtrentlig område (rød sirkel) for tråltrekkene mellom Steilene og Slemmestad (kalt Midtmeie) for innsamling av reker.

2.1.3 Fisk

Det ble i perioden 7-25. oktober 2013 innsamlet fisk i to hovedområder (Frognerkilen og Bekkelagsbassenget, se **Figur 3**) med garn eller ruse. En mer detaljert beskrivelse av den enkelte fangstplass finnes i vedlegg (kapittel 6.3.)



Figur 3. Kart som viser de to hovedområdene (røde sirkler) for innsamling av fisk i forbindelse med langsiktig overvåking. Øverst er Frognerkilen og nederst er Bekkelagsbassenget.

Det var enkelte år vanskelig å skaffe tilveie det planlagte antall skrubbe (25) fra hver lokalitet. Av **Tabell 2** ser en at innsamlingen i 2013 ga det ønskede antall prøver fra begge lokaliteter, mens det ikke lot seg gjøre de øvrige årene. Dette betyr at det knytter seg mindre usikkerhet til målingene i 2013 enn de øvrige årene med hensyn til i hvilken grad de observerte miljøgiftkonsentrasjonene er representative for bestanden i området.

Tabell 2. Oversikt over antall prøver som er analysert og hvor mange fisk (skrubbe) som inngikk i hver enkelt blandprøve.

Lokalitet/årstall	Antall prøver analysert	Antall fisk i hver blandprøve	Antall fisk totalt
Frognerkilen 07	1	5	5
Bekkelagsbassenget 06/07	5	3	15
Frognerkilen 09	0	0	0
Bekkelagsbassenget 09	2	3-4	7
Frognerkilen 10	0	0	0
Bekkelagsbassenget 10	0	0	0
Frognerkilen 13	5	5	25
Bekkelagsbassenget 13	5	4-5	22

I motsetning til skrubbe fikk en i all hovedsak innfanget det planlagte antall torsk til analysene og det var bare i Frognerkilen i 2009 at antall prøver var lavere enn det en i utgangspunktet ønsket (**Tabell 3**).

Tabell 3. Oversikt over antall analyserte prøver og antall fisk (torsk) som inngikk i hver enkelt blandprøve.

Lokalitet/årstall	Antall prøver analysert	Antall fisk i hver blandprøve	Antall fisk totalt
Frognerkilen 06	5	5	25
Bekkelagsbassenget 06	5	5	25
Frognerkilen 09	3	3	9
Bekkelagsbassenget 09	5	4-5	23
Frognerkilen 10	5	5	25
Bekkelagsbassenget 10	5	5	25
Frognerkilen 13	5	5	25
Bekkelagsbassenget 13	5	5	25

Individdata for fisken som ble brukt til analysene i 2013 ses i vedlegg (kapitel 6.4 og 6.5). Som for de øvrige årene, ble fisken fra 2013 inndelt i grupper av maksimalt 5 fisk. Analysene ble foretatt på én blandprøve bestående av materialet fra hver av fiskene i gruppen. Gruppene av fisk ble satt sammen slik at gjennomsnittslengde og vekt av fiskene i hver gruppe ikke skulle avvike vesentlig fra gruppe til gruppe for hver art. I **Tabell 4** ser en at gjennomsnittslengden av fisken i hver gruppe varierte fra 40-43 cm for torsk og fra 33-36 cm for skrubbe. Torsk fra 2006 (se Berge 2009), var noe større (47-50 cm) enn den som ble benyttet i 2013 og 2009 (se Berge 2009). Størrelsen på skrubbe, som ble analysert tidligere år, var imidlertid størrelsesmessig mer lik de som ble benyttet i 2013.

Tabell 4. Gjennomsnittsvekt og –lengde av fisk i hver blandprøve (gruppe) som ble analysert i 2013.

Lokalitet	Fiskeslag	Gruppe nr.	Gjennomsnittslengde (cm)	Gjennomsnittsvekt (g)
Bekkelaget	Torsk	Gruppe 1	43	910
Bekkelaget	Torsk	Gruppe 2	42	712
Bekkelaget	Torsk	Gruppe 3	42	769
Bekkelaget	Torsk	Gruppe 4	42	785
Bekkelaget	Torsk	Gruppe 5	40	812
Frognerkilen	Torsk	Gruppe 1	43	830
Frognerkilen	Torsk	Gruppe 2	41	715
Frognerkilen	Torsk	Gruppe 3	44	824
Frognerkilen	Torsk	Gruppe 4	41	779
Frognerkilen	Torsk	Gruppe 5	43	744
Bekkelaget	Skrubbe	Gruppe 1	34	491
Bekkelaget	Skrubbe	Gruppe 2	36	593
Bekkelaget	Skrubbe	Gruppe 3	34	457
Bekkelaget	Skrubbe	Gruppe 4	34	477
Bekkelaget	Skrubbe	Gruppe 5	34	536
Frognerkilen	Skrubbe	Gruppe 1	33	385
Frognerkilen	Skrubbe	Gruppe 2	34	381
Frognerkilen	Skrubbe	Gruppe 3	34	391
Frognerkilen	Skrubbe	Gruppe 4	34	450
Frognerkilen	Skrubbe	Gruppe 5	34	455

2.2 Analyseparametere

2.2.1 Blåskjell

Blåskjellene ble analysert for de samme forbindelsene som under den intensive overvåkingen:

Metaller (Hg, Cd, Pb, Cu, As, Cr), tinnorganiske forbindelser (TBT, DBT, MBT, TPhT, DPhT, MPhT), PCB (Sum PCB-7), andre klororganiske forbindelser (se vedlegg) samt PAH.

2.2.2 Reker

Følgende parametere ble analysert i rekeprøvene: tinnorganiske forbindelser (TBT, DBT, MBT, TPhT, DPhT, MPhT), PCB (og andre klororganiske forbindelser) og PAH.

En oversikt over analysemetodene ses i vedleggstabell 4. Detaljer over analyserte enkeltkomponenter i prøvene fra 2006 og 2009 ses henholdsvis i Berge et al. (2008a) og i Berge (2011).

2.2.3 Fisk

Følgende parametere ble analysert i lever og/eller filet av torsk og skrubbe:

Filet av torsk: Hg

Filet av skrubbe: Hg

Lever av torsk: Cd, Pb, Cu, As, Cr, sum PCB-7 (og andre klororganiske forbindelser)

Lever av skrubbe: Cd, Pb, Cu, As, Cr, sum PCB-7 (og andre klororganiske forbindelser)

I beregning av sum PCB-7 inngår følgende polyklorerte bifenyler: PCB-28, -52, -101, -118, -138, -153 og -180.

Alle analyser av prøvene innsamlet i 2013 er foretatt av Eurofins

En oversikt over analysemetodene ses i vedleggstabell 4.

2.3 Statistikk

En vanlig metode for å angi usikkerheten i en måling er å beregne konfidensintervall. For å få et mål for usikkerheten i de gjennomsnittskonsentrasjonene som er beregnet på grunnlag av de analyserte prøvene har en derfor beregnet 95 % konfidensintervall. Konfidensintervallet er basert på standardavvik og antall analyser som er gjennomført og er i forbindelse med denne rapporten beregnet ved bruk av funksjoner i regnearkprogrammet Excel. En verdi som ligger utenfor 95 % konfidensintervallet anses å avvike signifikant fra forventningen (dvs. beregnet gjennomsnitt).

2.4 Bruk av forklaringsmodeller

Undersøkelsene er gjennomført for å belyse eventuelle effekter av de anleggsarbeidene og tiltak som er gjennomført. Det er imidlertid åpenbart at miljøgiftinnholdet i organismer også påvirkes av faktorer som ikke har tilknytning til anleggsarbeidene og tiltakene som er gjennomført i Oslo havn og som vi heller ikke har kontroll med. Det kan derfor være vanskelig med sikkerhet å knytte eventuelle observerte endringer til de gjennomførte tiltakene. Tiltakene er likevel et åpenbart endret forhold som har funnet sted i Oslo havn. En nærliggende forklaring på eventuelle endringer er derfor gjennomføringen av tiltakene. Andre forklaringer (eksempelvis tilfeldig variasjon) kan imidlertid ikke utelukkes. I Norge er det også gjennomført en del mer generelle tiltak som har ført til reduserte miljøgiftutslipp (Sørensen 2010). Et eksempel på dette er forbudet mot bruk av tinnorganiske forbindelser i bunnstoff på båter og skip, og tiltak for å redusere utslipp av PCB, kvikksølv og bly. Slike tiltak vil på sikt også medføre at nivåene i miljøet vil gå ned uavhengig av mer lokale tiltak som i Oslo havn. Der vi har observert klare endringer har vi som førstealternativ i hovedsak tilskrevet disse de

gjennomførte tiltakene selv om vi vet at også andre forklaringer som nevnt over er mulige.

Hensikten med fjerning av forurensede sedimenter (miljømudring) er å oppnå lavere miljøgiftkonsentrasjoner i overflatesedimentene slik at organismene der skal bli mindre eksponert. Blåskjell lever imidlertid i overflatevannet og vil i mindre grad fange opp en eventuell slik endring. Skjellene vil imidlertid kunne fange opp miljøgifter knyttet til partikler som eventuelt spres ved selve mudring i tiltaksområdet eller ved deponeringen ved Malmøykalven. Derimot reflekterer analysene fra skjellene ikke miljøgiftforholdene ved bunnen i tiltaksområdet og deponiområdet etter at arbeidene er gjennomført.

Tiltakene som er gjennomført i Oslo havn er lokale. Oppryddingen berører i størrelsesorden et areal tilsvarende ca. 1 km² av havbunnen, mens indre Oslofjord har et total areal på ca. 190 km². I utgangspunktet kan en derfor ikke forvente at tiltakene har eventuelle effekter utover selve nrområdet og det vurderes som sannsynlig at eksempelvis Steilene, hvor det ble analysert reker fra, ligger klart utenfor der en forventer synlige effekter av tiltaket.

3. Resultater og diskusjon

3.1 Blåskjell – Paddehavet, Bygdøyenes og Lysaker/Bestumkilen

Blåskjell lever i overflatelaget (0-2 m) og ernærer seg ved å filtrere ut partikler ned til en størrelse på ca. 2 µm. Skjell kan ta opp miljøgifter ved inntak av forurensede partikler via tarm og ved eksponering av dyrets overflate (gjeller) via løste forbindelser i vannet. Siden blåskjell lever i overflatevannet vil de ikke kunne fange opp en eventuell endret miljøgiftbelastning i dypere deler av vannmassene.

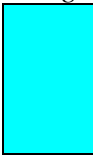
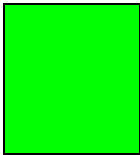
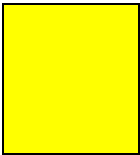
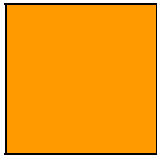
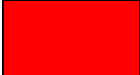

De tre områdene ligger alle i nærheten av relativt store småbåthavner. Ved to av områdene (Paddehavet og Lysaker/Bestumkilen) er det gjennomført tiltak for å hindre/reducere påvirkning fra forurensede sedimenter i perioden som dekkes av de analyserte blåskjellene. I Bestumkilens innerste del ble det foretatt mudring høsten 2007 og våren 2008. Et mindre område i Paddehavet, nærmere bestemt havnen til Bekkelaget båtforening, ble mudret fra påske til mai 2007. Ved Bygdøyenes er det ikke gjort tiltak, mens en innerst i Frognerkilen i det grunne området ved Bygdøy Allé og Skøyen båtforeninger har foretatt mudring. Arbeidet startet i april, og ble fullført i midten av mai 2008. Dette betyr at skjellene innsamlet i 2006 ble tatt før tiltakene i nærområdet var gjennomført og at skjellene fra de øvrige innsamlingene (2009, 2010 og 2013) ble tatt etter at tiltakene i nærområdet var ferdige. Tiltakene i Oslo Havn som helhet var imidlertid høsten 2013 fremdeles ikke helt ferdigstilt.

En oversikt over resultatene ses i **Tabell 5**. Resultatene tyder på at en i hele perioden har hatt relativt lave konsentrasjoner (dvs. ubetydelig til moderat forurensede skjell) for alle metallene, PAH, og med unntak av én registrering (Bygdøyenes 2013) også for PCB. Det var en tendens til fallende PCB-konsentrasjoner fra 2006 til 2010 (**Figur 4**). I alle 3 områdene lå imidlertid konsentrasjonsnivået i 2013 høyere enn ellers i observasjonsperioden.

Den forbindelsen som gjennomgående pekte seg ut til å gi den dårligste miljøtilstanden var TBT som i 8 av 20 registreringer resulterte i at skjellene kunne karakteriseres som markert forurenset. Særlig var det stasjonen Lysaker/Bestumkilen som pekte seg ut (**Figur 5**). For alle de 3 områdene var konsentrasjonen av TBT i skjellene i 2006 høyere enn i 2013 (**Figur 5**). I skjellene fra Bygdøyenes og Paddehavet var det svært lite endringer i konsentrasjonen fra 2009 til 2013. Fra andre områder har en observert en klar nedgang i TBT-konsentrasjonen i blåskjell fra slutten av 90-tallet og frem til nå. Denne nedgangen er mest sannsynlig en konsekvens av forbudene mot bruk av TBT som begroingshindrende middel på småbåter og skip. Resultatene fra prøvene fra to av de tre områdene viste lite endring og ingen klar nedgang i TBT-konsentrasjonen fra 2009 til 2013 (**Figur 5**). For det tredje området (Lysaker/Bestumkilen) ble det observert en nedgang fra 2006 til april 2010 med en påfølgende økning i oktober 2010. Kobber brukes fremdeles som begroingshindrende middel i bunnstoff. Generelt var konsentrasjonene lavere (ubetydelig til moderat forurenset). Det ser heller ikke ut til at det er noen klar tendens til økende konsentrasjoner i prøvene fra Paddehavet og Bygdøyenes (**Figur 6**). For alle områdene var imidlertid konsentrasjonen fra 2009 noe lavere enn i 2013.

Tabell 5. Miljøgiftkonsentrasjoner observert i blåskjell innsamlet i oktober 2006, 2009, april og oktober 2010 og i oktober 2013 i forbindelse med den langsiktige overvåkingen av blåskjell. Data for miljøgiftkonsentrasjon fra de enkelte stasjonene er klassifisert i tilstandsklasser ifølge Miljødirektoratets klassifiseringssystem (Molvær et al. 1997 og anbefalte endringer gitt i Knutzen og Green (2001). As=arsen, Cd=kadmium, Cr=krom, Cu=kobber, Hg=kvikksølv, Pb=bly, ΣPCB_7 = summen av syv kongenerer av polyklorerte bifenyler (PCB-28,-52,-101,-118,-138,-153 og -180), ΣPAH_{16} =summen av 16 enkeltforbindelser, KPAH=summen av komponenter med potensielt kreftfremkallende egenskaper (i beregningen av ΣPAH og KPAH er komponenter der konsentrasjonen lå under deteksjonsgrensen ikke medregnet), TBT=tributyltinn, TPhT=trifenyltinn. Tørrvekt betegnes t.v. og våtvekt betegnes v.v.

Fargekoder brukt på ulike tilstandsklasser i tabellen:

	I. Ubetydelig- lite forurenset		II. Moderat forurenset		III. Markert forurenset		IV. Sterkt forurenset
	V. Meget sterkt forurenset		Ikke i klassifiseringssystem/kan ikke klassifiseres				

A

	2006	2009	April 2010	Oktober 2010	2013
Stasjon/forbindelse	Paddehavet	Paddehavet	Paddehavet	Paddehavet	Paddehavet
As (µg/g t.v.)	7,79	23,40	11,18	11,88	5,93
Cd (µg/g t.v.)	1,24	0,86	0,79	0,84	0,93
Cr (µg/g t.v.)	0,36	1,07	1,18	1,56	0,93
Cu (µg/g t.v.)	10,79	6,54	9,12	7,42	8,67
Hg (µg/g t.v.)	0,06	0,05	0,08	0,07	0,09
Pb (µg/g t.v.)	4,06	1,27	1,00	1,64	2,07
ΣPCB_7 (µg/kg v.v.)	8,28	8,58	5,91	5,51	10,20
Sum HCH (µg/kg v.v.)	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,284
$\Sigma\text{DDE+DDD}$ (µg/kg v.v.)	0,66	0,47	0,96	0,38	0,70/1,29*
ΣKPAH (µg/kg v.v.)	5,90	2,13	2,02	8,4	<8,67
ΣPAH_{16} (µg/kg v.v.)	32,5	12,5	25,04	25,34	22,07
TBT (µg/kg t.v.)	1000	260	218	238	313,33
TPhT (µg/kg t.v.)	39	20	18	25,8	11,33

NB: tabellen fortsetter på neste side

(fortsettelse)

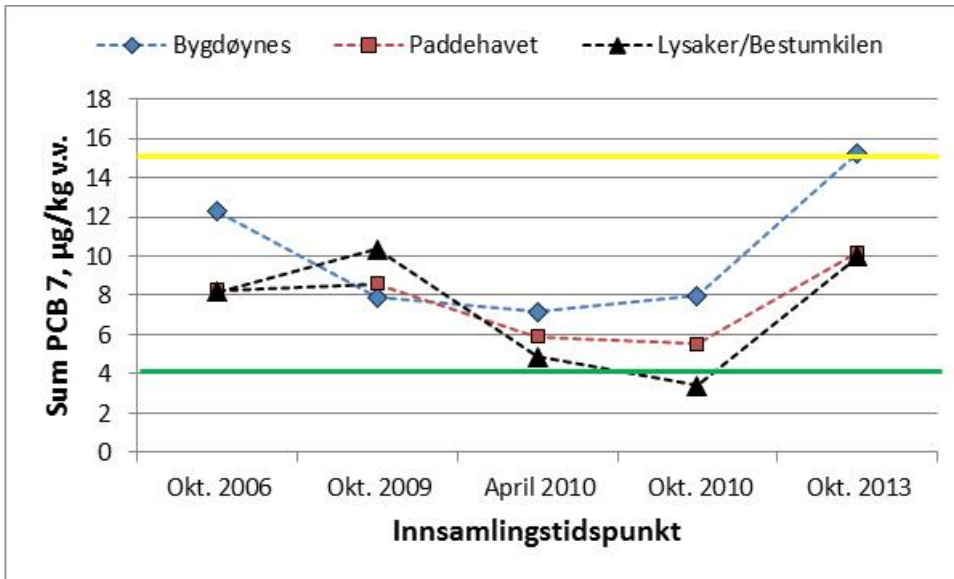
B

	2006	2009	April 2010	Oktober 2010	2013
Stasjon/forbindelse	Bygdøynes	Bygdøynes	Bygdøynes	Bygdøynes	Bygdøynes
As (µg/g t.v.)	6,18	16,69	12,94	12,77	5,82
Cd (µg/g t.v.)	1,21	1,53	0,82	1,14	0,82
Cr (µg/g t.v.)	1,39	1,92	1,11	1,35	0,88
Cu (µg/g t.v.)	9,25	6,69	8,44	8,85	10,00
Hg (µg/g t.v.)	0,11	0,08	0,08	0,10	0,12
Pb (µg/g t.v.)	4,68	2,73	1,67	2,64	2,35
ΣPCB ₇ (µg/kg v.v.)	12,27	7,91	7,14	7,96	15,24
Sum HCH (µg/kg v.v.)	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	2,23
ΣDDE+DDD (µg/kg v.v.)	1,15	0,61	1,03	0,68	1,51/2,3*
ΣKPAH (µg/kg v.v.)	28,5	7,3	14,4	88,25	21,93
ΣPAH16 (µg/kg v.v.)	105,96	48,1	150,79	97,1	81,73
TBT (µg/kg t.v.)	750	292	472	510,1	267,65
TPhT (µg/kg t.v.)	22	<7,7	17	18,2	20,59

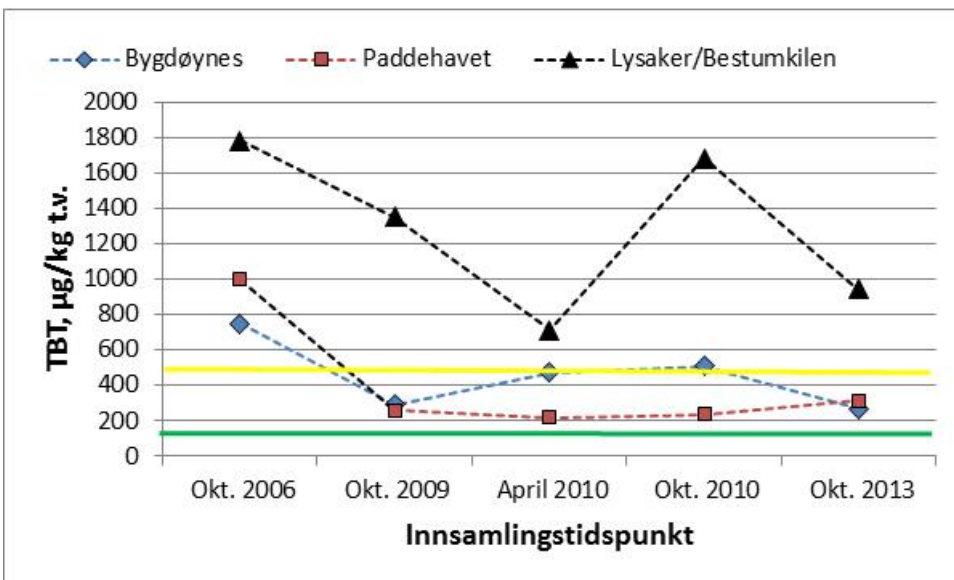
C

	2006	2009	April 2010	Oktober 2010	2013
Stasjon/forbindelse	Lysaker/ Bestumkilen	Lysaker/ Bestumkilen	Lysaker/ Bestumkilen	Lysaker/ Bestumkilen	Lysaker/ Bestumkilen
As (µg/g t.v.)	6,22	12,65	11,00	10,47	5,47
Cd (µg/g t.v.)	1,36	0,88	1,21	1,19	1,13
Cr (µg/g t.v.)	1,50	1,12	1,54	0,79	1,07
Cu (µg/g t.v.)	16,79	10,12	11,08	12,76	14,67
Hg (µg/g t.v.)	0,09	0,05	0,08	0,09	0,09
Pb (µg/g t.v.)	2,92	1,53	1,92	1,97	2,60
ΣPCB ₇ (µg/kg v.v.)	8,19	10,36	4,88	3,38	9,97
Sum HCH (µg/kg v.v.)	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	2,89
ΣDDE+DDD (µg/kg v.v.)	0,90	0,9	0,77	0,34	1,10/<1,3*
ΣKPAH (µg/kg v.v.)	8,05	4,1	6,55	55,35	<19,48
ΣPAH 16(µg/kg v.v.)	41,5	22,32	36,79	61,5	55,17
TBT (µg/kg t.v.)	1786	1353	715	1685	946,67
TPhT (µg/kg t.v.)	62	35	31	48	11,33

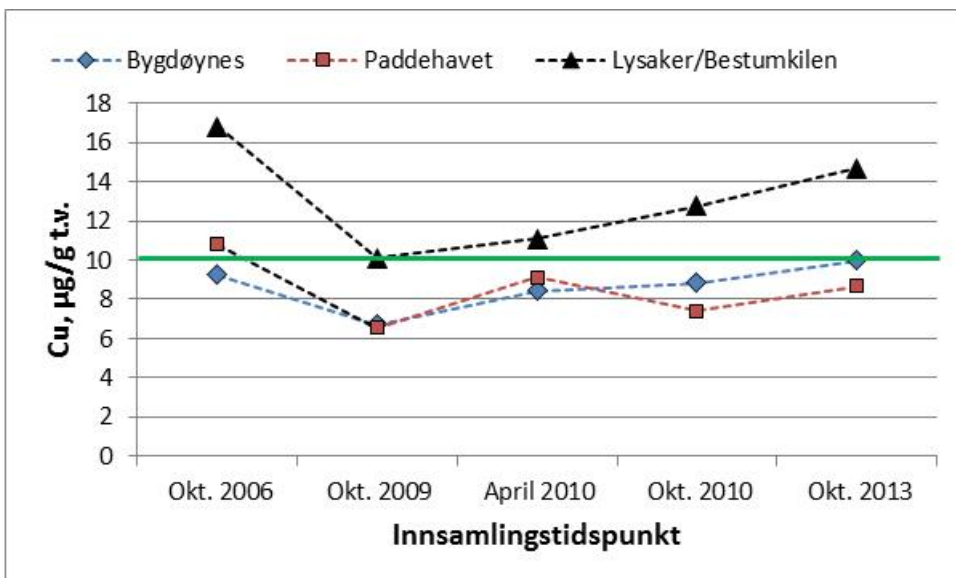
*ΣDDE+DDD+DDT



Figur 4. Konsentrasjonen av polyklorerte bifenyler (summen av 7 kongenerer) (Sum PCB-7) i blåskjell innsamlet i perioden 2006-2013 fra tre områder i Oslo Havn. Under grønn strek: Klasse I, ubetydelig/lite forurenset
Mellom grønn og gul strek: Klasse II, moderat forurenset



Figur 5. Konsentrasjonen av tributyltinn (TBT) i blåskjell innsamlet i perioden 2006-2013 fra tre områder i Oslo Havn. Mellom grønn og gul strek: Klasse II, moderat forurenset
Over gul strek: Klasse III, markert forurenset



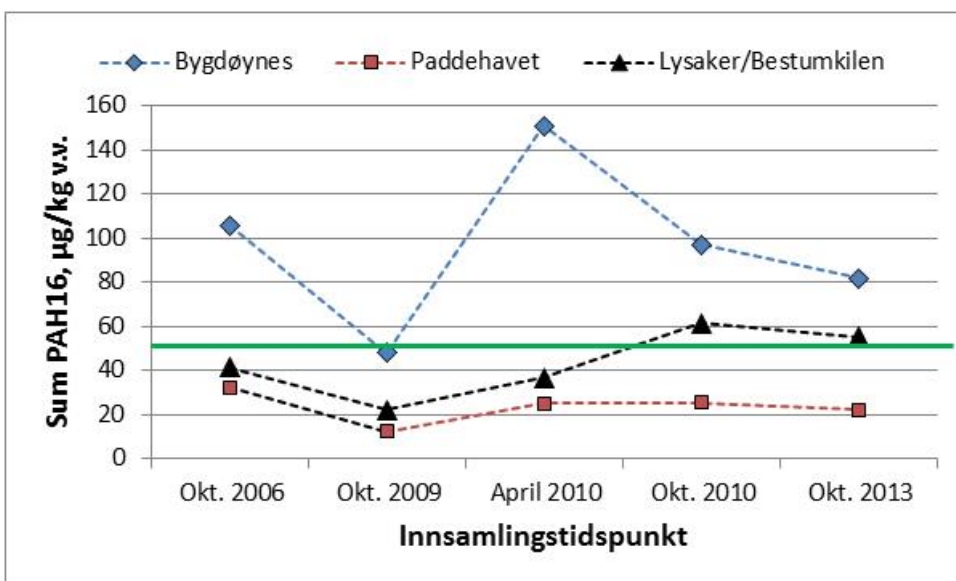
Figur 6. Konsentrasjonen av kobber (Cu) i blåskjell innsamlet i perioden 2006-2013 fra tre områder i Oslo Havn.

Under grønn strek:

Klasse I, ubetydelig/lite forurenset

Over grønn strek:

Klasse II, moderat forurenset



Figur 7. Konsentrasjonen av polyaromatiske hydrokarboner (summen av 16 forbindelser) (Sum PAH-16) i blåskjell innsamlet i perioden 2006-2013 fra tre områder i Oslo Havn.

Under grønn strek:

Klasse I, ubetydelig/lite forurenset

Over grønn strek:

Klasse II, moderat forurenset

Som nevnt innledningsvis, var blåskjellene i 2006 innsamlet før de lokale tiltakene ble gjennomført og de øvrige prøvene (2009, 2010 og 2013) innsamlet etter tiltak. Dersom tiltakene skulle ha medført en redusert eksponering i overflatevannet der blåskjellene befinner seg skulle en forvente at konsentrasjonene i 2006 var høyere enn i 2009. For noen av parameterne (TBT, Cu, Sum PAH-16) synes dette å være tilfelle (**Figur 5**,

Figur 6 og **Figur 7**), men i liten grad for PCB der en reduksjon fra 2006 til 2009 kun ble sett i skjellene fra Bygdøyenes der det ikke var gjort tiltak i nærområdet. For PCB antydes likevel en reduksjon i 2010 i forhold til i 2006, men likevel innenfor normalvariasjon i et område uten klare punktkilder. Verdiene for TBT fra alle stasjonene, Cu-konsentrasjonen i skjell fra Lysaker og PAH-16-verdiene fra Bygdøyenes var lavere i 2013 enn i 2006. Det ser imidlertid ikke ut til konsentrasjonene av PCB (**Figur 4**) var tydelig lavere i 2013 enn i 2006 (**Figur 4**).

Hensikten med fjerning av forurensede sedimenter (miljømudring) er å oppnå lavere miljøgiftkonsentrasjoner i overflatesedimentene slik at organismene der skal bli mindre eksponert. Blåskjell lever i overflatevannet og vil i mindre grad fange opp en eventuell slik endring, dessuten er arealene hvor det er gjort tiltak små i forhold til resten av fjordområdet. Totalt sett kan en derfor ikke forvente store endringer i miljøgiftkonsentrasjonen i skjellene.

Resultatene antyder likevel totalt sett at tiltakene på kort sikt (2006-2010, se **Figur 4**) kan ha gitt en viss positiv respons når det gjelder forekomst av PCB i blåskjell. På lang sikt (2006-2013, se **Figur 4**) ser det likevel ut til at tiltakene har bidratt lite til endringer i konsentrasjonen av de ulike miljøgiftene i skjellene. For TBT har det over tid (2006-2013, se **Figur 5**) vært en generell nedgang i konsentrasjonen i biota. Nedgangen en har observert kan derfor like gjerne være knyttet til det generelle forbudet mot bruk i bunnstoff som de lokale gjennomføre tiltakene i forhold til forurenset sediment.

3.2 Blåskjell – tiltaksområdet og deponiet

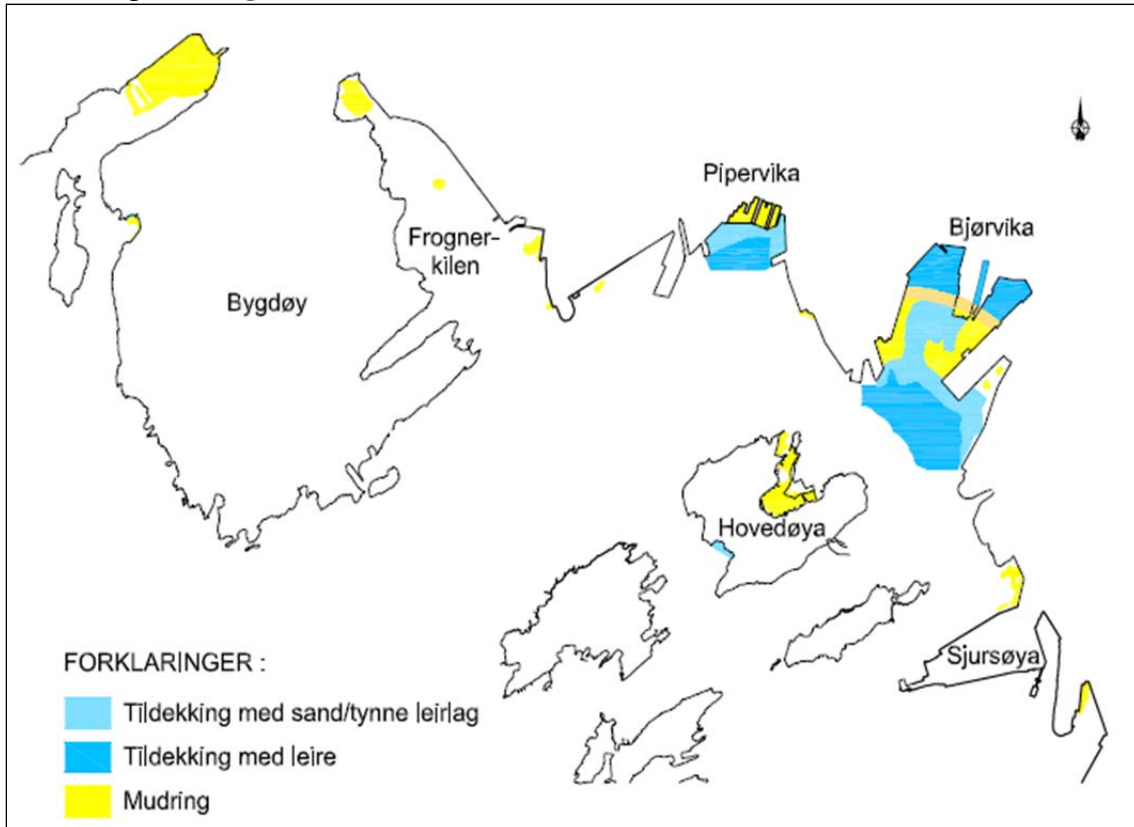
I dette kapitlet presenteres resultatene fra tiltaksområdet (som dekker understasjonene Bispevika/Bjørvika, Rådhuskaia/Pipervika og Frognerkilen, se **Figur 1**) og deponiområdet (som dekker understasjonene Langøyene, Husbergøya, Malmøykalven og Skjælholmene, se **Figur 1**). I **Figur 8** ses status for tiltakene i 2013.

I tiltaksområdet dekker understasjonene Bispevika/Bjørvika og Rådhuskaia/Pipervika områder der det er gjort tiltak, mens det er gjort tiltak kun ved den innerste stasjonen i Frognerkilen (Frognerkilen 3, se **Figur 1**). Hovedhensikten med analysene av skjell fra tiltaksområdet er å avklare i hvilken grad tiltaksarbeidet har påvirket miljøgiftkonsentrasjonen i skjellene både under og etter at arbeidene var foretatt.

Stasjonene i deponiområdet ligger rundt stedet der de forurensede massene ble deponert i perioden 2006-2008 og som senere ble overdekket med ren sand (ferdig i 2011). Sammenstilling av data fra miljøgiftundersøkelser i Oslo Havn og deponiområdet tyder på at miljøgiftkonsentrasjonene i deponiområdet nå er lave (unntak TBT), mens en i omkringliggende områder har til dels høye konsentrasjoner (Berge et al. 2013). Deponiområdets overflatesediment representerer derfor i dag en «ren øy» i en ellers forurenset bunn. I tiltaksområdet er miljøgiftkonsentrasjonene redusert der det er foretatt tiltak, men det er mange steder der en fremdeles har noe høye miljøgiftkonsentrasjoner i sedimentene. Siden blåskjell lever i overflatevannet vil de imidlertid ikke kunne fange opp en eventuell endret miljøgiftbelastning i dypere deler av vannmassene.

Hovedhensikten med analysene av skjell fra deponiområdet var å avklare om selve deponeringen førte til endrede miljøgiftkonsentrasjoner i skjellene innsamlet i området som omkranser deponiet (eksempelvis ved spredning av forurensede partikler) og i tilfelle om konsentrasjonen ble redusert etter at deponeringen opphørte. Resultatene fra understasjonene fra 2013 gir indikasjon på hvor eksponeringen var størst helt lokalt etter at tiltakene i hovedsak var gjennomført.

For begge hovedområdene vises resultater gjennom hele observasjonsperioden (se eksempelvis **Figur 9**). For 2013 vises også resultatene fra de enkelte understasjonene (se eksempelvis **Figur 10**).



Figur 8. Kart over utførte tiltak (pr 2013). Kilde: Oslo Havn

3.2.1 Metaller

Både i tiltaksområdet og deponiområdet har skjellene i hele observasjonsperioden vært ubetydelig til moderat forurenset (klasse I–II) med metaller (**Tabell 6**). For metallene Cd, Cr og Hg har konsentrasjonene (basert på gjennomsnittsverdier for perioden 2006-2008) ligget i klasse I (**Tabell 6**). For As, Cu og Pb ble det i enkelte perioder også observert konsentrasjoner i klasse II (**Tabell 6**). For Cu ble konsentrasjoner i klasse II kun observert i tiltaksområdet og verdiene lå konsekvent høyere der enn i deponiområdet (**Figur 15**).

I 2013, etter at tiltakene var ferdige, var det understasjonen i Frognerkilen som bidro til at konsentrasjonen av kobber var såpass høy i tiltaksområdet (**Figur 16**). En antar at det er områdets innelukkede karakter og utlekking av kobber i bunnstoff fra alle småbåtene som ligger fortøyd i området som gjør at kobbernivåene er høyere i Frognerkilen enn på de øvrige understasjonene (**Figur 16**).

Tabell 6. Klassifisering av miljøkvalitet basert på konsentrasjonen av metaller i blåskjell innsamlet i tiltaks-/mudringsområdet (A) og deponiområdet (B) i 2006-2008 (gjennomsnittsverdi), 2009 og 2010. Ved klassifiseringen er det benyttet grensene oppgitt i Molvær et al. 1997 til å avgrense de enkelte tilstandsklasser.

	I. Ubetydelig- lite forurenset		II. Moderat forurenset
--	---	--	------------------------------

A: Tiltaksområdet

Metall/årstall	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb
2006-2008	I	I	I	II	I	II
2009	II	I	I	I	I	I
2010	II	I	I	II	I	I
2013	I	I	I	II	I	I

B: Deponiområdet

Metall/årstall	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb
2006-2008	II	I	I	I	I	II
2009	II	I	I	I	I	II
2010	II	I	I	I	I	II
2013	II	I	I	I	I	II

For arsen (**Figur 9**), kadmium (**Figur 11**), krom (**Figur 13**), kvikksølv (**Figur 17**) og bly (**Figur 19**), men ikke i samme grad for kobber (**Figur 15**), ble det observert en tendens til at nivåene i tiltaksområdet og deponiområdet følger hverandre fra prøvetaking til prøvetaking gjennom observasjonsperioden. Dette kan tyde på at det er storskala snarere enn lokal forhold som påvirker konsentrasjonsnivåene. Med storskala forhold tenker en i første omgang på klimarelaterte parametere som nedbør. For kobber var konsentrasjonen generelt høyere i tiltaksområdet enn deponiområdet (**Figur 15**).

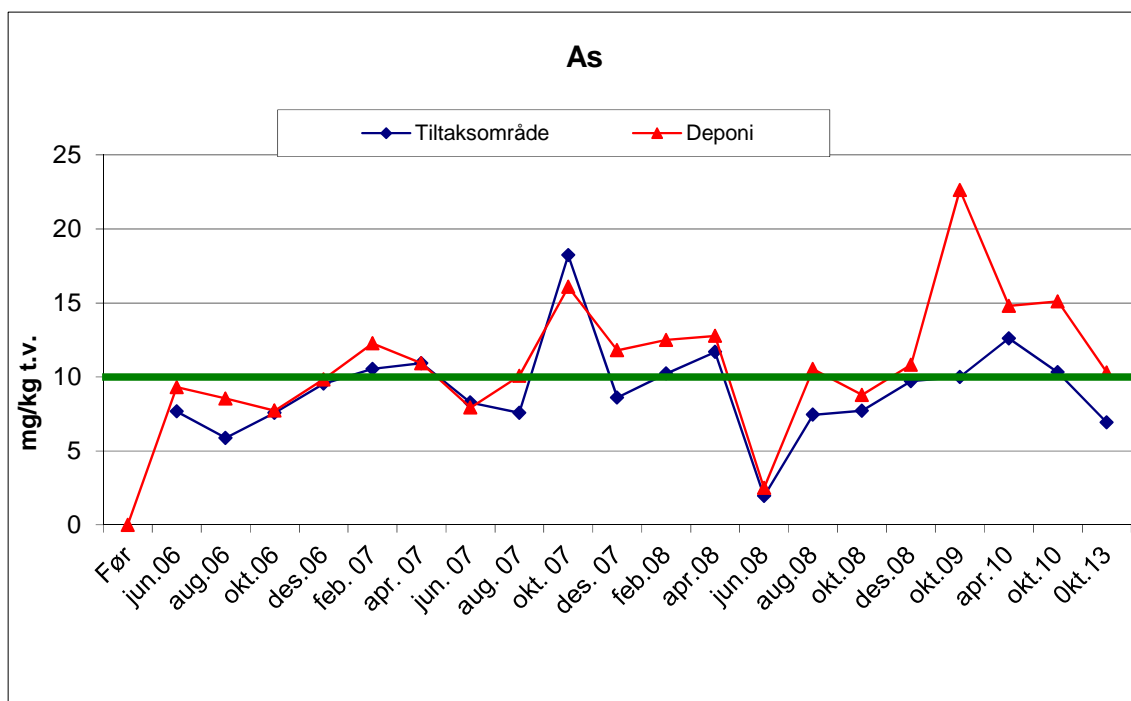
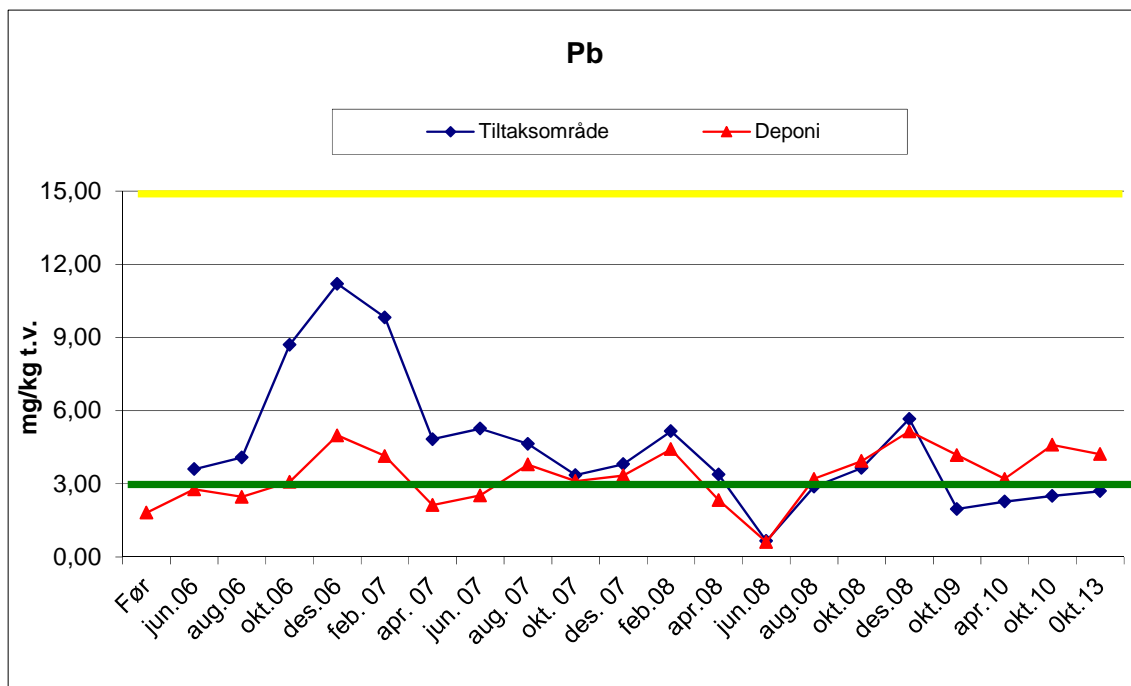
Tilsvarende ble også observert for kadmium, bly og kvikksølv, men da bare i en kortere periode i 2006-2007 (se **Figur 11**, **Figur 17** og **Figur 19**).

Prøver fra understasjonene viser likevel en del lokal variasjon (**Figur 10**, **Figur 12**, **Figur 14**, **Figur 16**, **Figur 18**, **Figur 20**). Med unntak for kobber (**Figur 16**) var det tendens til mer variasjon mellom understasjonene i deponiområdet enn i tiltaksområdet. I tiltaksområdet var det lite variasjon i nivåene mellom understasjonene for arsen, kadmium, kvikksølv og bly, mens det var betydelig mer variasjon for kobber og til dels også for krom (**Figur 14**).

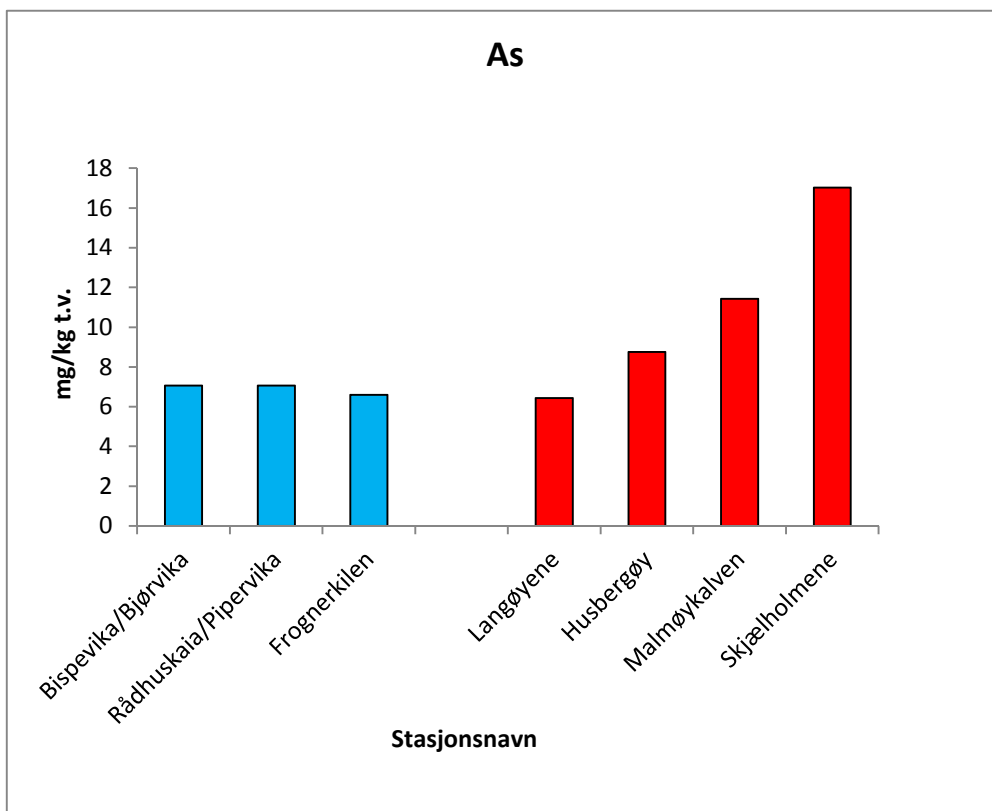
I deponiområdet var det konsentrasjonene i prøven fra Skjælholmene som for de fleste metaller (As, Cd, Cr, Hg) lå høyest. For bly derimot var det skjellene fra Langøyene som viste de høyeste nivåene (**Figur 20**). På Langøyene har det tidligere vært et avfallsdeponi og det ble i 2013 observert høye nivåer av metallene bly, kobber, kvikksølv og sink i sedimentene i bukta på nordøstsiden av øya (Multiconsult 2013). Dette kan være forklaringen på de relativt sett høye bly-nivåene en observerte i skjellene fra området (**Figur 20**). Kobber og kvikksølv i sedimentene ser imidlertid ikke ut til å gi forhøyede konsentrasjoner i skjellene innsamlet ved Langøyene (**Figur 16**, **Figur 18**).

Konsentrasjonsendringer på eller nær bakgrunnsnivå (dvs. klasse I og II) er vanskelig å tolke. For kadmium, krom og kvikksølv ble det i begge hovedområdene observert lave konsentrasjoner i hele observasjonsperioden med unntak av noen enkeltobservasjoner (eksempelvis krom i 2006, se **Figur 13**). En tolker de lave konsentrasjonene som at en eventuell påvirkning fra tiltaksarbeidet har vært ubetydelig i overflatevannet.

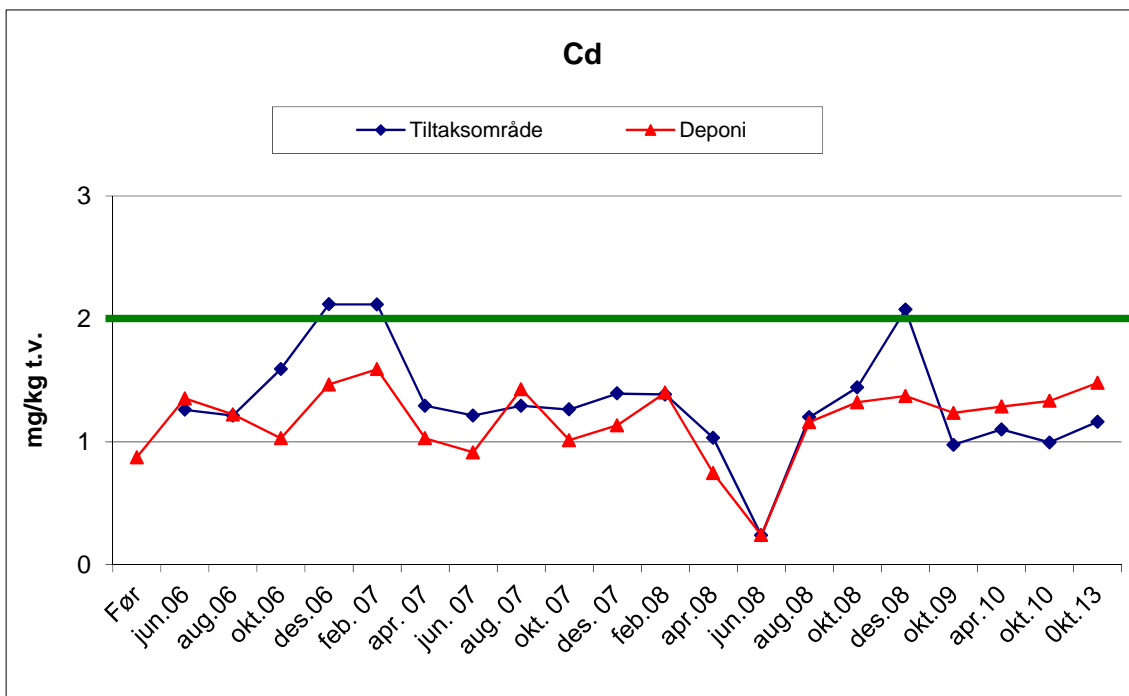
For arsen, kobber og bly ble det observert noe forhøyede konsentrasjoner (**Tabell 6**). For disse metallene, og med et mulig unntak av for bly i tiltaksområdet (**Figur 19**), var det likevel vanskelig å se at konsentrasjonen var lavere i 2013 enn ellers i observasjonsperioden (**Figur 19**). I oktober og desember 2006, og februar 2007 ble det imidlertid observert en økning i konsentrasjonen av bly, særlig i tiltaksområdet (**Figur 19**). Dette kan ha sammenheng med tiltaksarbeidene. For bly ser en også at konsentrasjonene i tiltaksområdet fra oktober 2009 var lavere enn før og under tiltaksarbeidet (unntatt juni 2008). I hvilken grad dette skyldes tilfeldige forhold eller kan tolkes som en effekt av tiltaket er vanskelig å si.



Figur 9. Konsentrasjonener av arsen i blåskjell fra tiltaks-/mudringsområdet og deponi.
 Under grønn strek: Klasse I, ubetydelig/lite forurenset
 Over grønn strek: Klasse II, moderat forurenset



Figur 10. Konsentrasjoner av arsen i blåskjell innsamlet i 2013 fra tiltaks-/mudringsområdet (venstre/blått) og deponiområdet (høyre/rødt).



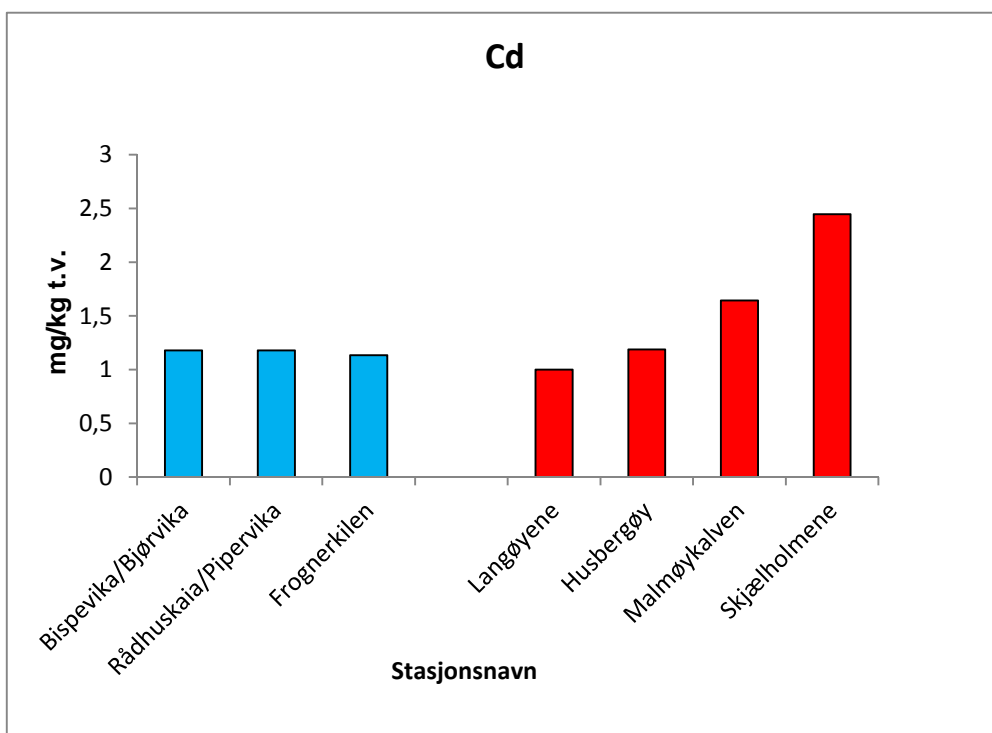
Figur 11. Konsentrasjoner av kadmium i blåskjell fra tiltaks-/mudringsområdet og deponi.

Under grønn strek:

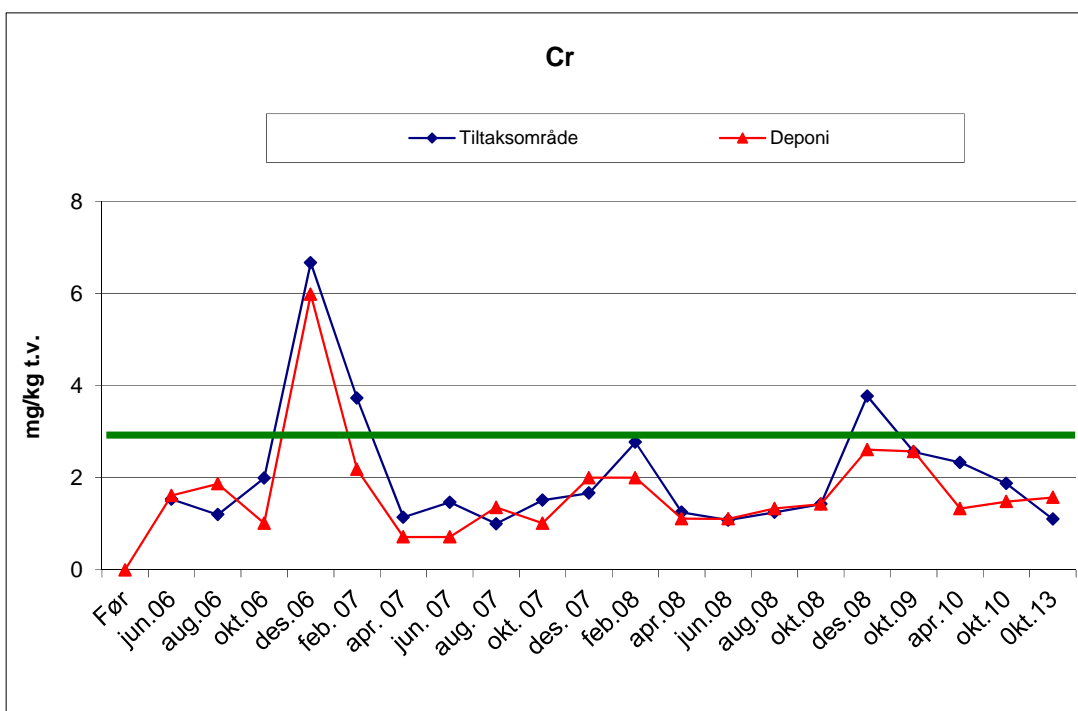
Klasse I, ubetydelig/lite forurenset

Over grønn strek:

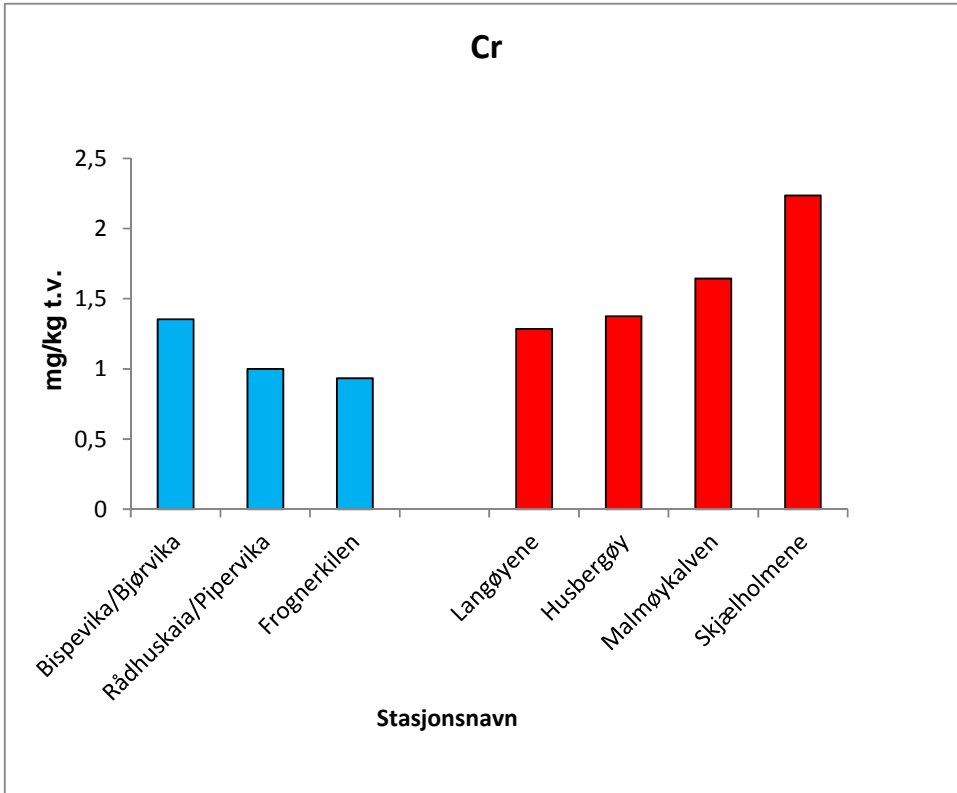
Klasse II, moderat forurenset



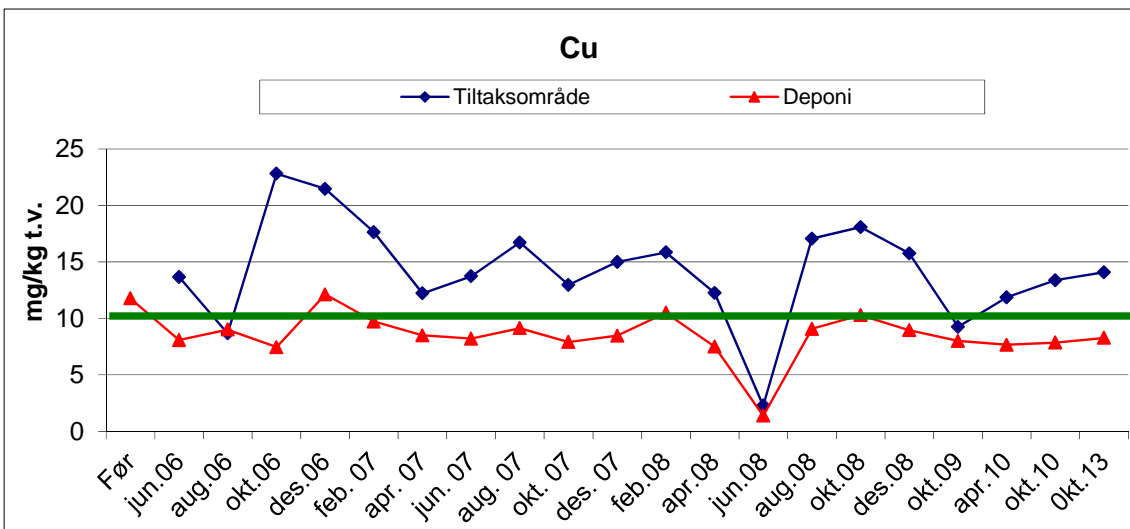
Figur 12. Konsentrasjoner av kadmium i blåskjell innsamlet i 2013 fra tiltaks-/mudringsområdet (venstre/blått) og deponiområdet (høyre/rødt).



Figur 13. Konsentrasjoner av krom i blåskjell fra tiltaks-/mudringsområdet og deponi. Under grønn strek: Klasse I, ubetydelig/lite forurenset
Over grønn strek: Klasse II, moderat forurenset



Figur 14 Konsentrasjoner av krom i blåskjell innsamlet i 2013 fra tiltaks-/mudringsområdet (venstre/blått) og deponiområdet (høyre/rødt).



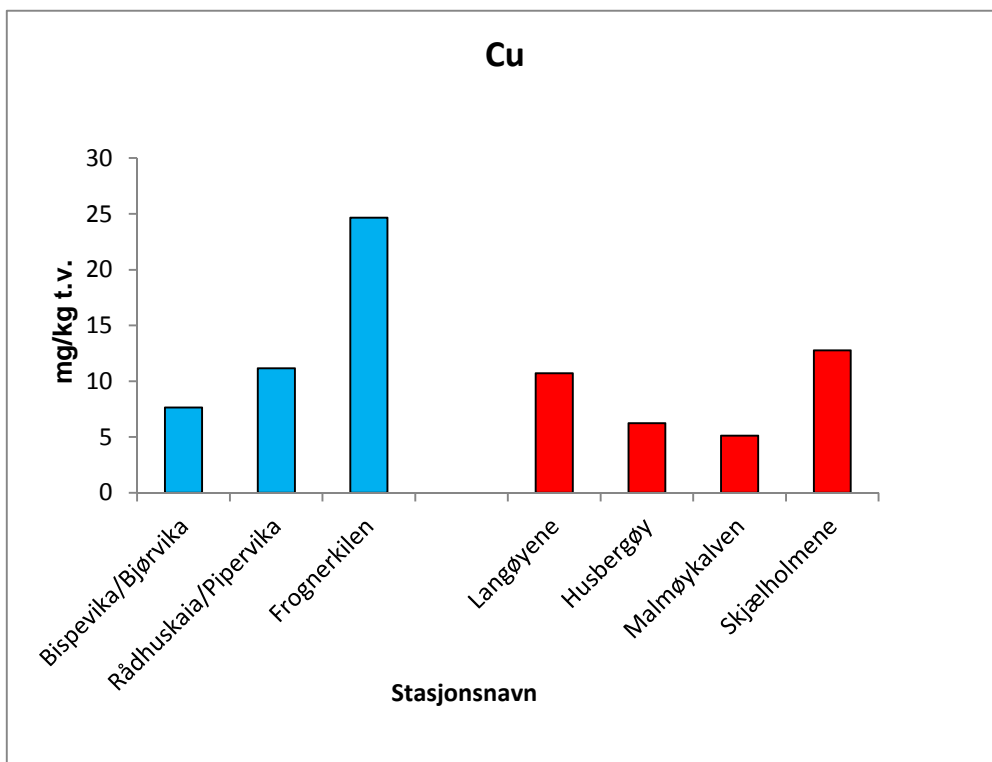
Figur 15. Konsentrasjonener av kobber i blåskjell fra tiltaks-/mudringsområdet og deponi.

Under grønn strek:

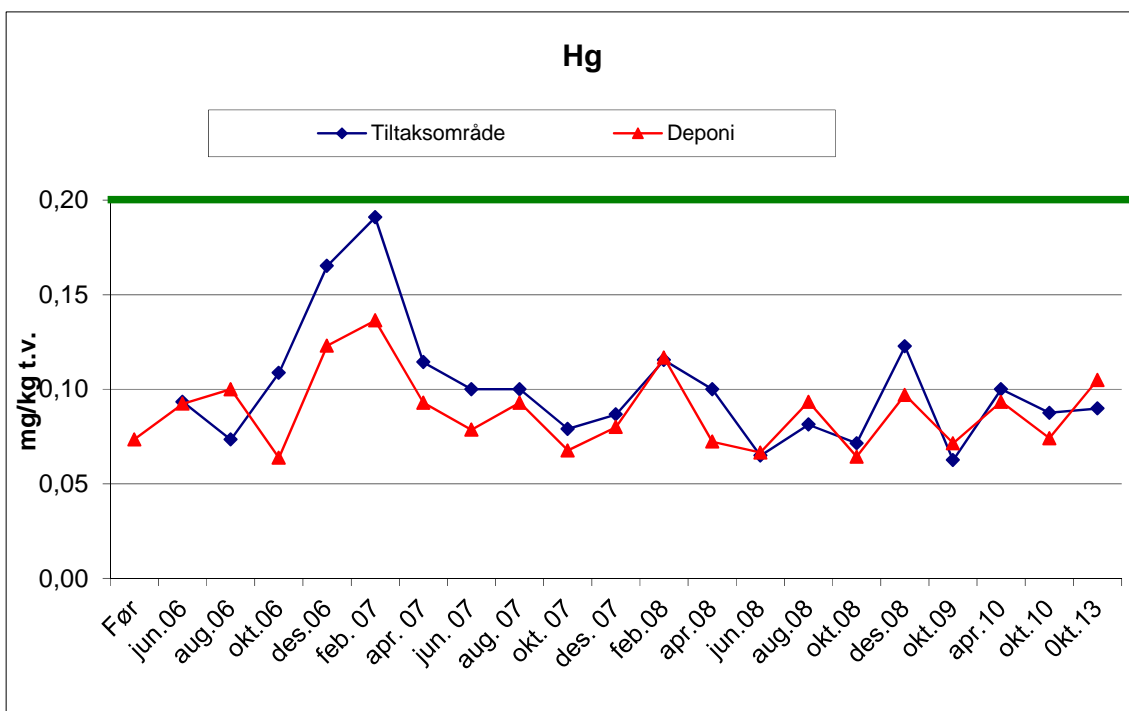
Klasse I, ubetydelig/lite forurenset

Over grønn strek:

Klasse II, moderat forurenset



Figur 16. Konsentrasjoner av kobber i blåskjell innsamlet i 2013 fra tiltaks-/mudringsområdet (venstre/blått) og deponiområdet (høyre/rødt).



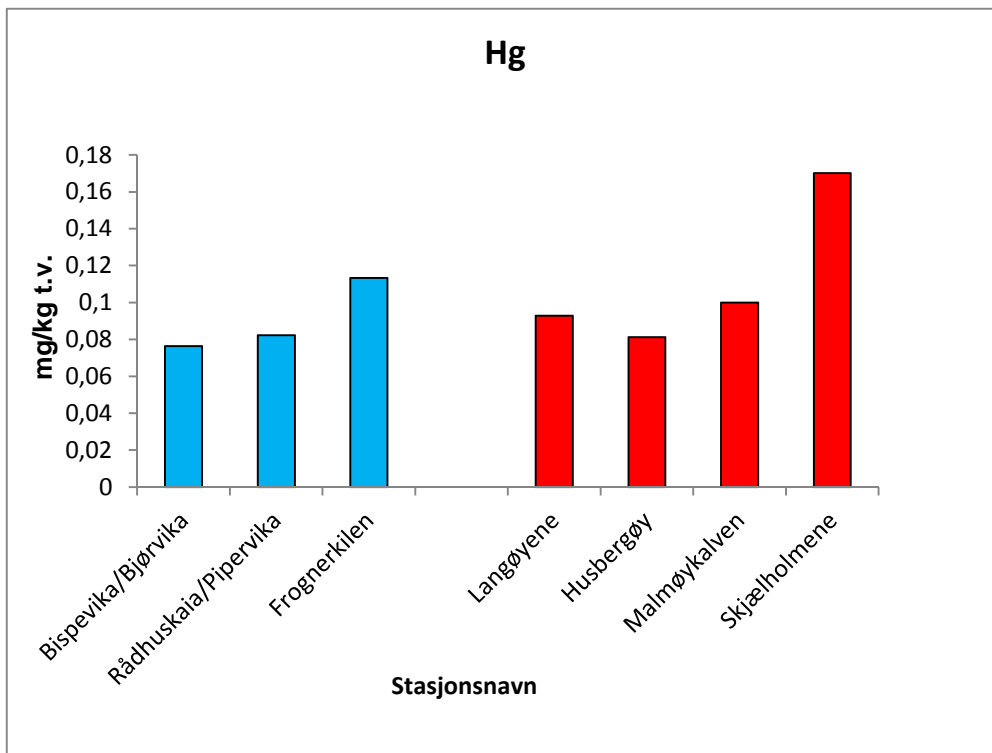
Figur 17. Konsentrasjoner av kvikksølv i blåskjell fra tiltaks-/mudringsområdet og deponi.

Under grønn strek:

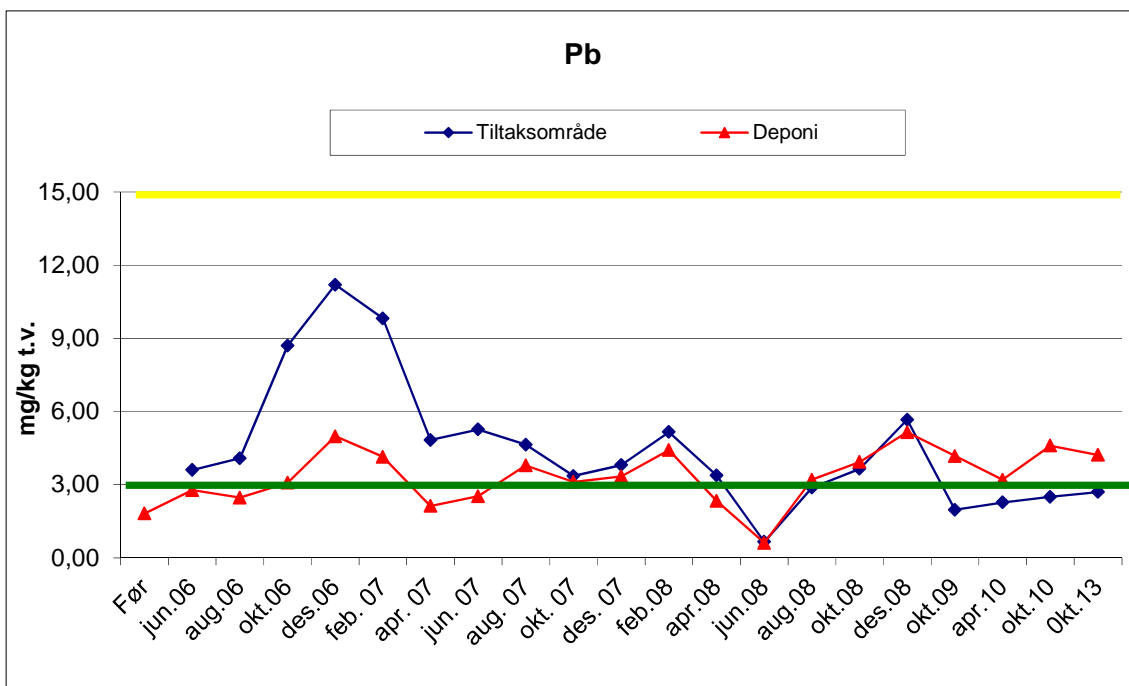
Klasse I, ubetydelig/lite forurenset

Over grønn strek:

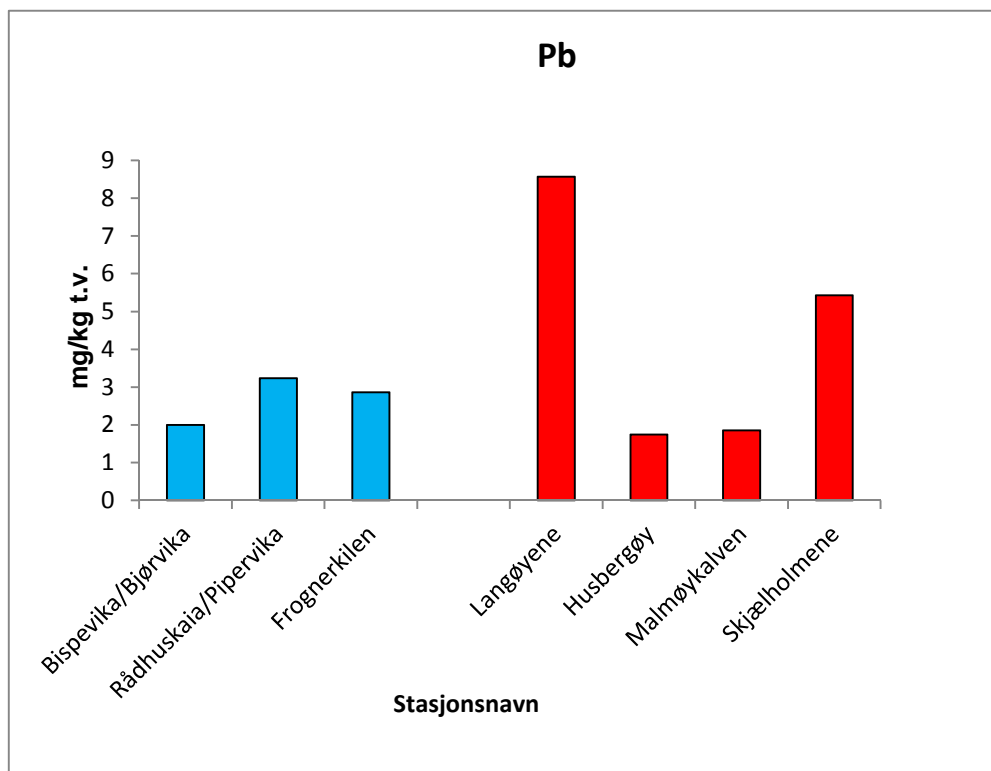
Klasse II, moderat forurenset



Figur 18. Konsentrasjoner av kvikksølv i blåskjell innsamlet i 2013 fra tiltaks-/mudringsområdet (venstre/blått) og deponiområdet (høyre/rødt).



Figur 19. Konsentrasjoner av bly i blåskjell fra tiltaks-/mudringsområdet og deponi.
 Under grønn strek: Klasse I, ubetydelig/lite forurenset
 Over grønn strek/under gul strek: Klasse II, moderat forurenset



Figur 20. Konsentrasjoner av bly i blåskjell innsamlet i 2013 fra tiltaks-/mudringsområdet (venstre/blått) og deponiområdet (høyre/rødt).

3.2.2 Klororganiske forbindelser

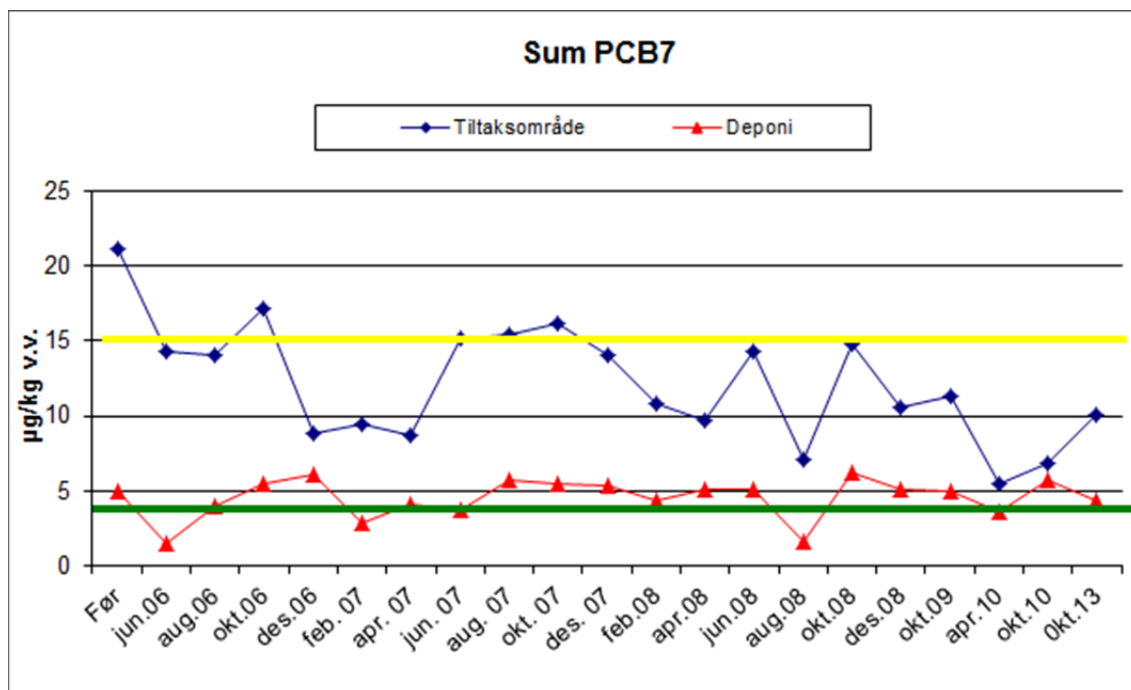
Konsentrasjonene av PCB lå i hele observasjonsperioden høyere i tiltaksområdet enn i deponiområdet (**Figur 21**). I tiltaksområdet lå konsentrasjonsnivået i klasse II–III (moderat til markert forurenset), mens nivåene i deponiområdet lå i klasse I-II (ubetydelig til moderat forurenset). De laveste konsentrasjonene i tiltaksområdet ble registrert mot slutten av observasjonsperioden (dvs. i 2010) og den høyeste verdien ble observert før tiltaksarbeidet startet (se **Figur 21**). Verdiene i tiltaksområdet svingte imidlertid mye fra observasjon til observasjon. Likevel antydes en konsentrasjonsnedgang for PCB i tiltaksområdet over tid. Dette kan muligens tolkes som en effekt av tiltaksarbeidene, men konsentrasjonsnivået i 2013 lå i samme nivå som fra desember 2006 til april 2007 slik at eventuelle effekter trolig har vært små og ikke vedvarende. Over et lengre tidsperspektiv (ca. 20 år) har det vært en generell nedgang i konsentrasjonen av PCB i skjell fra havneområdet (Gressholmen, Akershuskaia). Den største nedgangen fant sted fra 1998-2000 (Green et al. 2013). Grovt sett avviker ikke PCB nivåene som er observert i tiltaksområdet vesentlig fra det en har observert i skjell fra Akershuskaia de senere år (Green et al. 2013)..

I deponiområdet var konsentrasjonsnivået mye mer stabilt, nivåene var i hovedsak lave og konsentrasjonsnivået før tiltaksarbeidet startet var svært nær det som ble observert i 2013 etter at arbeidene med deponering og overdekking var ferdigstilt. Observasjonene fra deponiområdet tyder ikke på at PCB har vært tilført overflatevannet i anleggsperioden i særlig grad.

Den høyeste konsentrasjonen av PCB ble i tiltaksområdet observert i prøven fra Frognerkilen og i deponiområdet i prøven fra Langøyene (**Figur 22**). Alle enkeltprøver fra deponiområdet lå lavere enn de fra tiltaksområdet. Ved Langøyene ble det observert noe høye konsentrasjoner av PCB i sedimentene på grunt vann (Multiconsult 2013).

Det er mange kilder til PCB (forurensede sedimenter og jord, avrenning fra tette flater fra og produkter og materialer (eksempelvis gammel betongtilsats) som inneholder PCB, atmosfærisk transport, havstrømmer, kommunale renseanlegg). Ny bruk av PCB ble forbudt i 1980. PCB er imidlertid tungt nedbrytbart og har høy fettløselighet. Disse egenskapene gjør at PCB lagres i fettrike deler i organismer og kan oppkonsentreres i næringskjeden. I global målestokk regnes langtransport av PCB med luftstrømmer å være den viktigste spredningsveien. For indre Oslofjord ser det imidlertid ut til at avrenning fra tetteflater er en viktig kilde, mens det atmosfæriske nedfallet direkte på havoverflaten er mer marginalt (Berge et al. 2013).

Generelt sett er PCB-nivåene i norsk miljø på vei ned, noe en også har sett i på stasjoner nær Oslo i andre undersøkelser (Green et al. 2013). Likevel har en fremdeles en gradient når det gjelder forekomst av PCB i blåskjell, med noe høyere konsentrasjoner i havneområdet enn lenger ut som ved Gåsøya (data fra statlig program for forurensningsovervåking).



Figur 21. Summen av syv kongenerer av polyklorerte bifenylar (Σ PCB-7) i blåskjell fra tiltaks-/mudringsområdet og deponi. Før=Tiltaksområdet: 1997, Deponi 2001.

Under grønn strek:

Klasse I, ubetydelig/lite forurenset

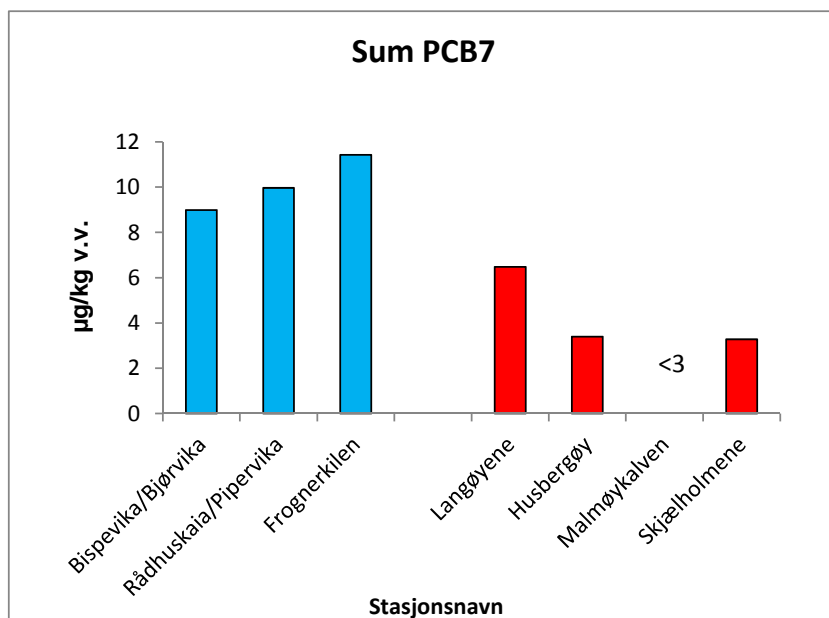
Over grønn strek/under gul strek:

Klasse II, moderat forurenset

Over gul strek:

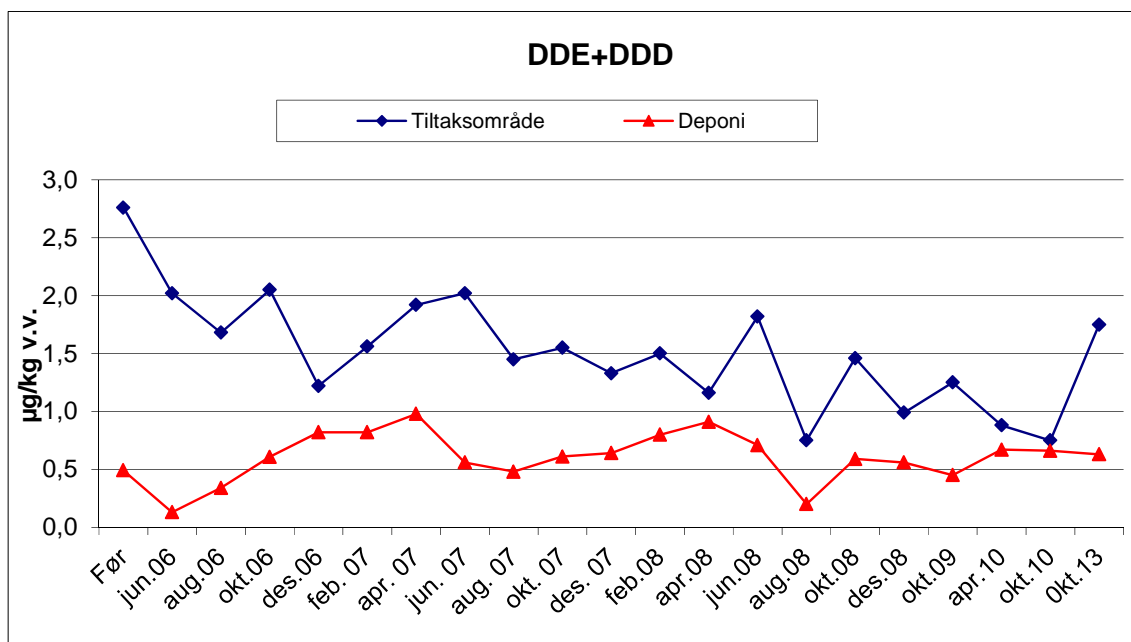
Kl. III, markert forurenset

I beregning av Σ PCB-7 inngår følgende polyklorerte bifenylar: PCB-28, -52, -101-, 118, -138, -153 og -180.

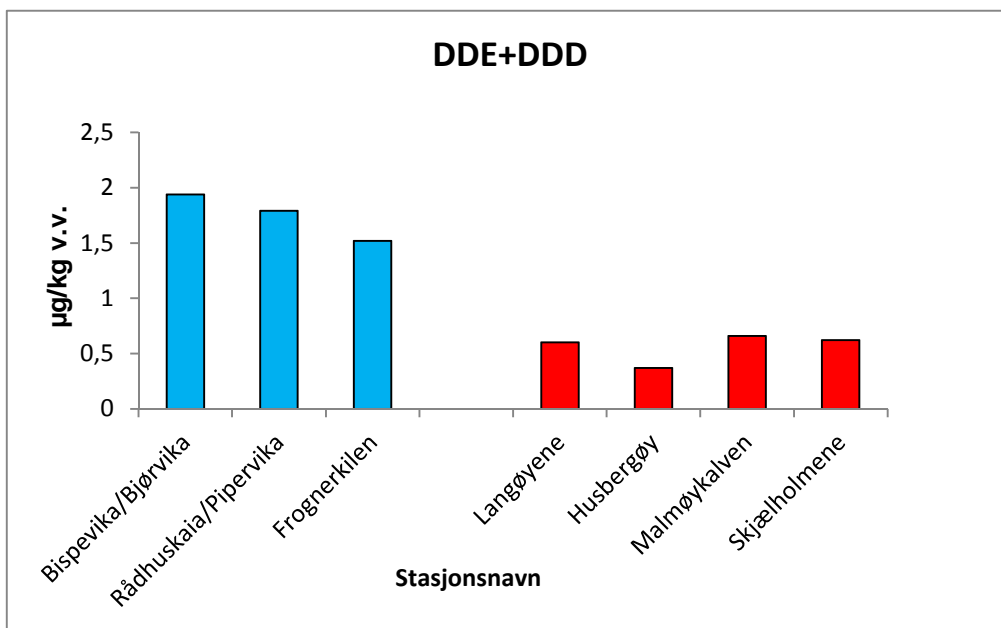


Figur 22. Konsentrasjoner av sum PCB-7 i blåskjell innsamlet i 2013 fra tiltaks-/mudringsområdet (venstre/blått) og deponiområdet (høyre/rødt). Merk at konsentrasjonen i prøven fra Malmøykalven lå under deteksjonsgrensen for analysen (<3 µg/kg v.v.).

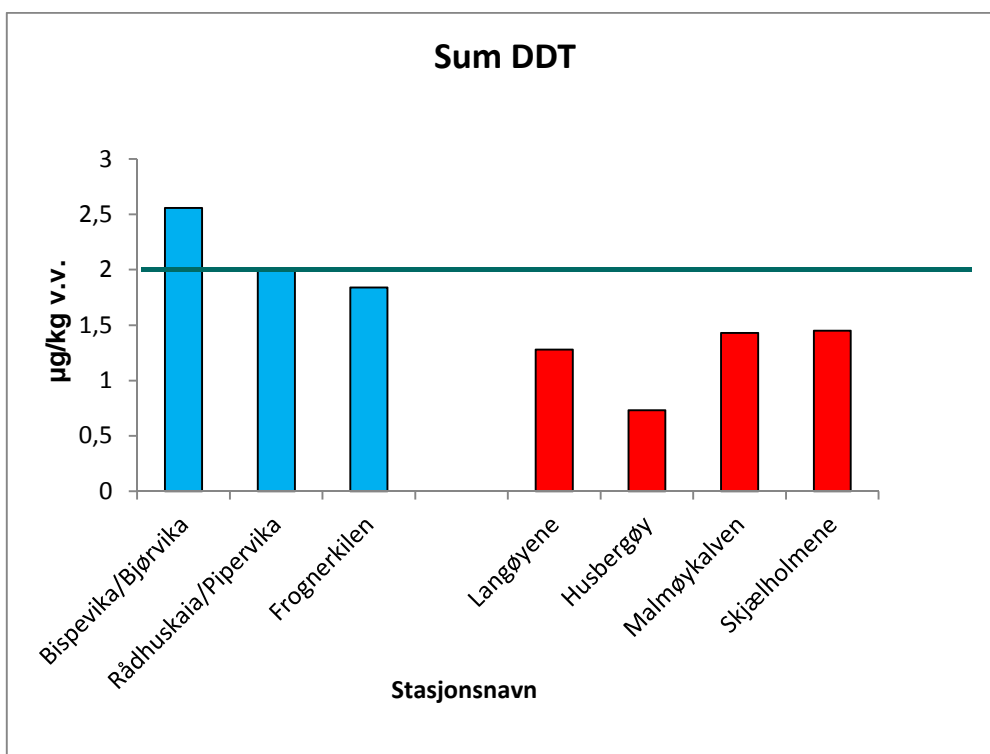
Konsentrasjonen av nedbrytningsprodukter av DDT (dvs. DDD og DDE) har konsekvent ligget høyere i tiltaksområdet enn i deponiområdet (**Figur 23**) og det var ikke noen store forskjeller i konsentrasjonene mellom prøvene fra understasjonene innen de to hovedområdene (**Figur 24**). Konsentrasjonsnivåene i deponiområdet har hele tiden vært lave. I tiltaksområdet ble det antydnet en nedadgående trend i observasjonsperioden. DDT har ikke blitt analysert i hele observasjonsperioden. Strengt tatt kan en derfor ikke klassifisere verdiene i **Figur 23** og **Figur 24** i forhold til forurensningsgrad. I prøvene fra 2013 ble imidlertid også DDT analysert og en kunne således beregne sum DDT. Resultatene for sum DDT i **Figur 25** viser at de observerte konsentrasjonene på alle understasjoner i deponiområdet kunne klassifiseres som ubetydelig til lite forurenset med DDT. Det tilsvarende ble også observert i prøvene fra Frognerkilen og Rådhuskaia/Pipervika, mens prøven fra Bispevika/Bjørvika var noe høyere og kunne klassifiseres som moderat forurenset med DDT, muligens som en konsekvens av elvetilførsler i området.



Figur 23. Summen av DDE og DDD i blåskjell fra tiltaks-/mudringsområdet og deponi. Før=Tiltaksområdet: 1997, Deponi 2001.



Figur 24. Summen av DDE og DDD i blåskjell innsamlet i 2013 fra tiltaks-/mudringsområdet (venstre/blått) og deponiområdet (høyre/rødt).



Figur 25. Summen av DDT, DDE og DDD i blåskjell innsamlet i 2013 fra tiltaks-/mudringsområdet (venstre/blått) og deponiområdet (høyre/rødt).

Under grønn strek:

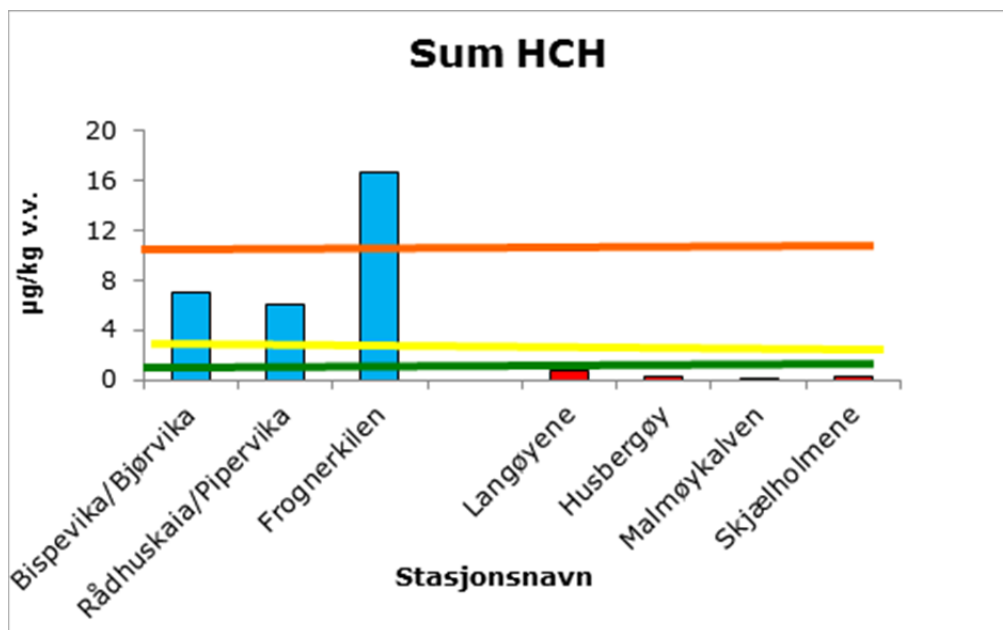
Klasse I, ubetydelig/lite forurenset

Over grønn strek/under gul strek:

Klasse II, moderat forurenset

Konsentrasjonen av HCH (dvs. summen alfa og gamma HCH) har i hele perioden 2006-2010 ligget på eller nær deteksjonsgrensen for analysen (0,05 µg/kg v.v. for både alfa

og gamma isomeren). Tilsvarende ble det også observert lave konsentrasjoner i prøvene fra 2013 i deponiområdet (**Figur 26**). I tiltaksområdet ble det imidlertid i 2013 observert til dels høye konsentrasjoner av HCH (**Figur 26**) noe som ikke er registrert der tidligere. Det var stasjonen i Frognerkilen som viste den høyeste konsentrasjonen og skjellene derfra kunne karakteriseres som sterkt forurenset med HCH. Ingen av de øvrige skjellprøvene (**Tabell 5**) i fjorden viste så høye HCH-verdier som i tiltaksområdet i 2013. De høye HCH-verdiene i tiltaksområdet i 2013 er vanskelig å forklare, spesielt fordi en tidligere ikke har observert høye verdier av HCH der. En har ikke oversikt over hendelser i tiltaksområdet som skulle tilsi høye verdier av HCH der og kun i 2013.



Figur 26. Summen av alfa og beta HCH i blåskjell innsamlet i 2013 fra tiltaks-/mudringsområdet (venstre/blått) og deponiområdet (høyre/rødt).

Under grønn strek: Klasse I, ubetydelig/lite forurenset

Over grønn strek/under gul strek: Klasse II, moderat forurenset

Over gul strek: Klasse III, markert forurenset

Over orange strek: Klasse IV, sterkt forurenset

Merk at sum HCH her kun innbefatter alfa og gamma varianten, mens klassifiseringen baserer seg også på at beta varianten skal inngå.

3.2.3 PAH

PAH består av mange forskjellige forbindelser. Noen er giftige, arvestoffskadelige eller kreftfremkallende. PAH finnes i diverse oljeprodukter og dannes også ved ufullstendig forbrenning av organisk materiale. For Indre Oslofjord antas de største tilførslene å være via elvene (Berge et al. 2013). PAH akkumuleres i blåskjell, mens fisk har nedbrytningssystemer for PAH slik at en normalt ikke benytter fisk for overvåking av PAH.

Under så godt som hele observasjonsperioden har konsentrasjonen av sum PAH-16, benzo(a)pyren (BAP) og KPAH ligget høyere i tiltaksområdet enn i deponiområdet (**Figur 27, Figur 29, Figur 31**). Gjennomgående lavere konsentrasjoner i

deponiområdet enn i tiltaksområdet ble også observert for de klororganiske forbindelsene (se eksempelvis **Figur 21**).

De høyeste PAH konsentrasjonen som er observert i tiltaksområdet (se **Figur 27**) ligger godt over det som i periodene 2000-2012 over ble observert som maksimum (262 µg/kg v.v., i 2006) i skjell fra Akershuskaia (Green et al. 2012).

I deponiområdet har konsentrasjonen av sum PAH-16 hele tiden vært relativt stabil og i hovedsak ligget under eller svært nær øvre grense for tilstandsklasse I (ubetydelig/lite forurenset) (**Figur 27**). Tilsvarende ble også observert for benzo(a)pyren (**Figur 29**). I deponiområdet varerte sum KPAH-konsentrasjonen noe mer enn sum PAH-16 og enkelte år har konsentrasjonsnivået ligget tett opp mot nedre grense for klasse III (**Figur 31**). De fleste av PAH verdiene fra deponiområdet ligger omtrent i samme nivå som i skjell fra Gåsøya (Green et al. 2012).

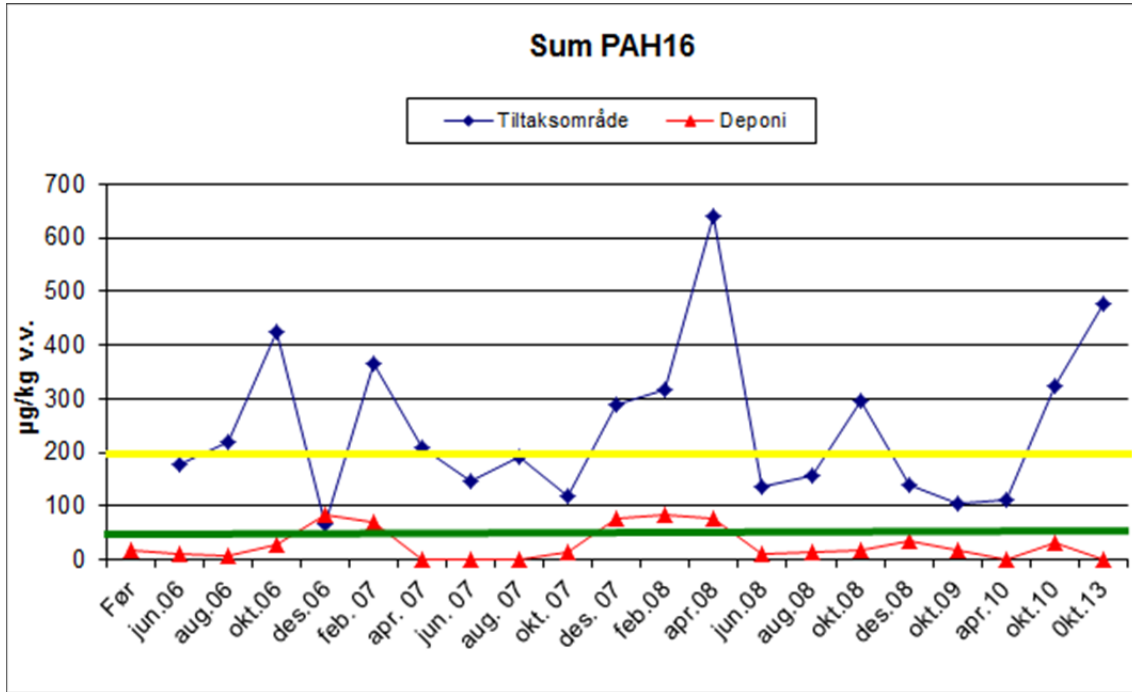
I tiltaksområdet har konsentrasjonen av sum PAH-16, BAP og KPAH variert betydelig (**Figur 27, Figur 31**). Dette tyder på et høyere og mer variabelt eksponeringsnivå i tiltaksområdet enn i deponiområdet.

Konsentrasjonen av sum PAH-16, BAP og KPAH i skjell fra i deponiområdet varerte derimot lite og antyder at eksponeringsnivået i deponiområdet har vært relativt stabilt.

Konsentrasjonen av sum PAH-16, BAP og KPAH i skjell fra i tiltaksområdet var i 2013 blant de høyeste verdier som er registrert og antyder at eksponeringsnivået der ikke har vært avtagende.

I tiltaksområdet var konsentrasjonen av både sum PAH-16 og KPAH betydelig lavere i 2009 og april 2010 enn gjennomsnittet for perioden 2006-2008. Dette kunne tolkes som en mulig sammenheng med at tiltakene i havneområdet har hatt en konsentrasjonsreducerende effekt. Økningen i konsentrasjon etter april 2010 tyder imidlertid i tilfelle på at dette ikke har vært noen vedvarende effekt.

En har imidlertid også andre diffuse kilder enn sedimenter i et bynært område (eksempelvis forbrenningsprodukter/oljeprodukter, tilførsler via Akerselva). Vi kan derfor ikke utelukke at de variasjonene enn har observert i PAH-verdiene i tiltaksområdet kan skyldes endringer i eksponering fra slike kilder.



Figur 27. Sum PAH-16 i blåskjell fra tiltaks-/mudringsområdet og deponi. Før=prøve tatt september 2005.

Under grønn strek:

Klasse I, ubetydelig/lite forurenset

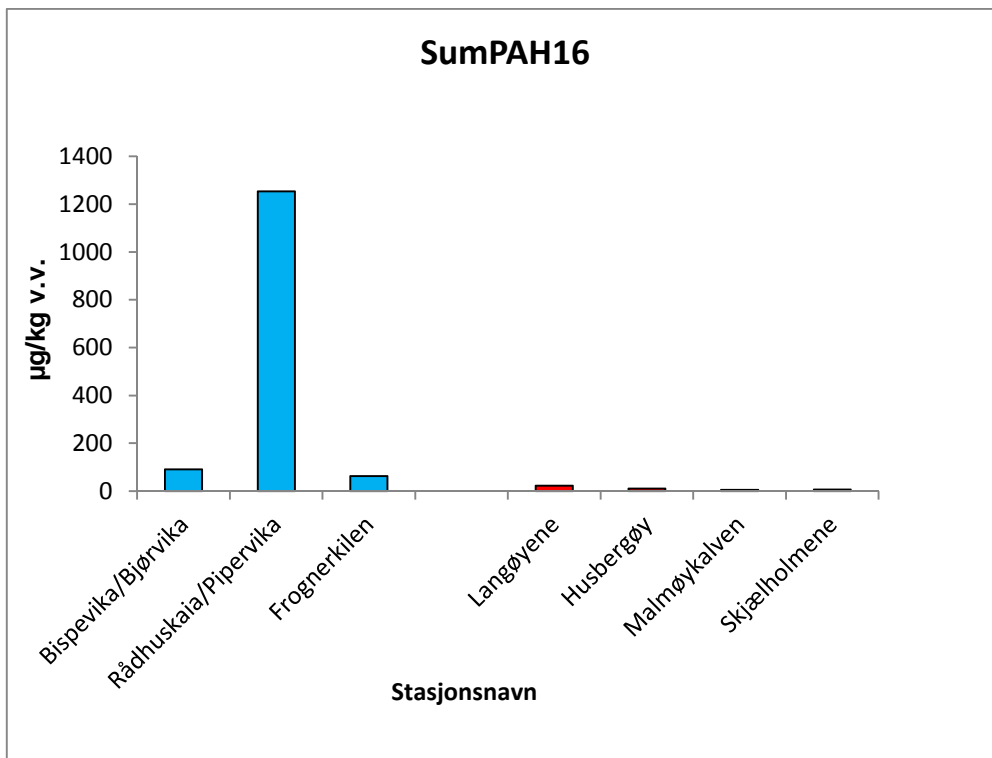
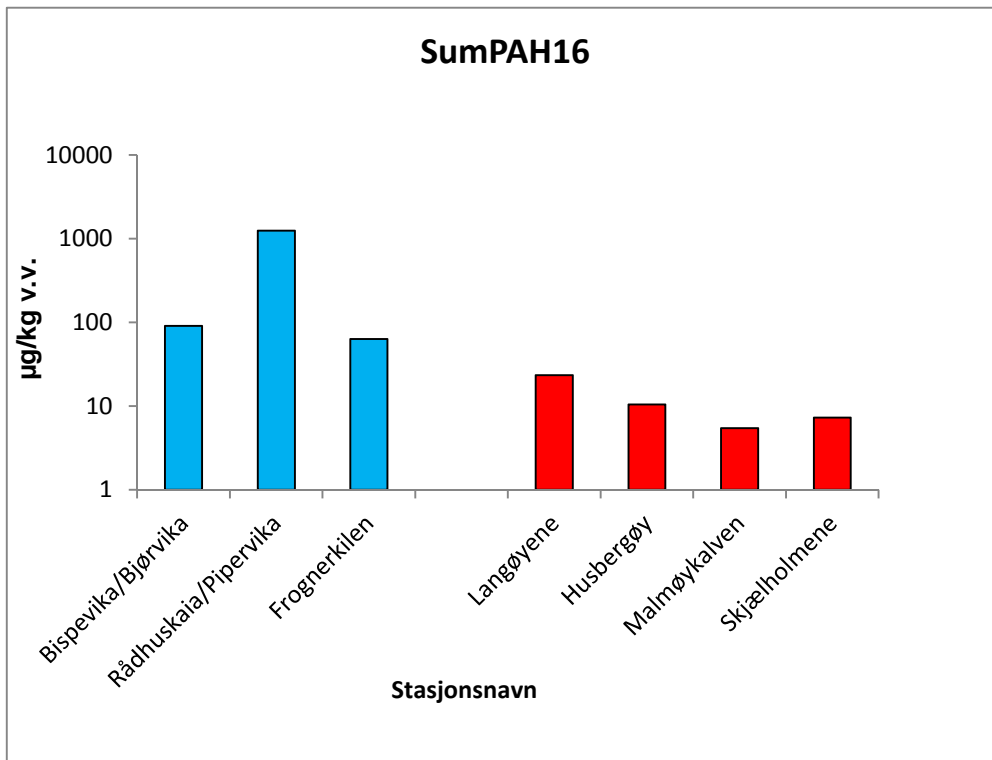
Over grønn strek/under gul strek:

Klasse II, moderat forurenset

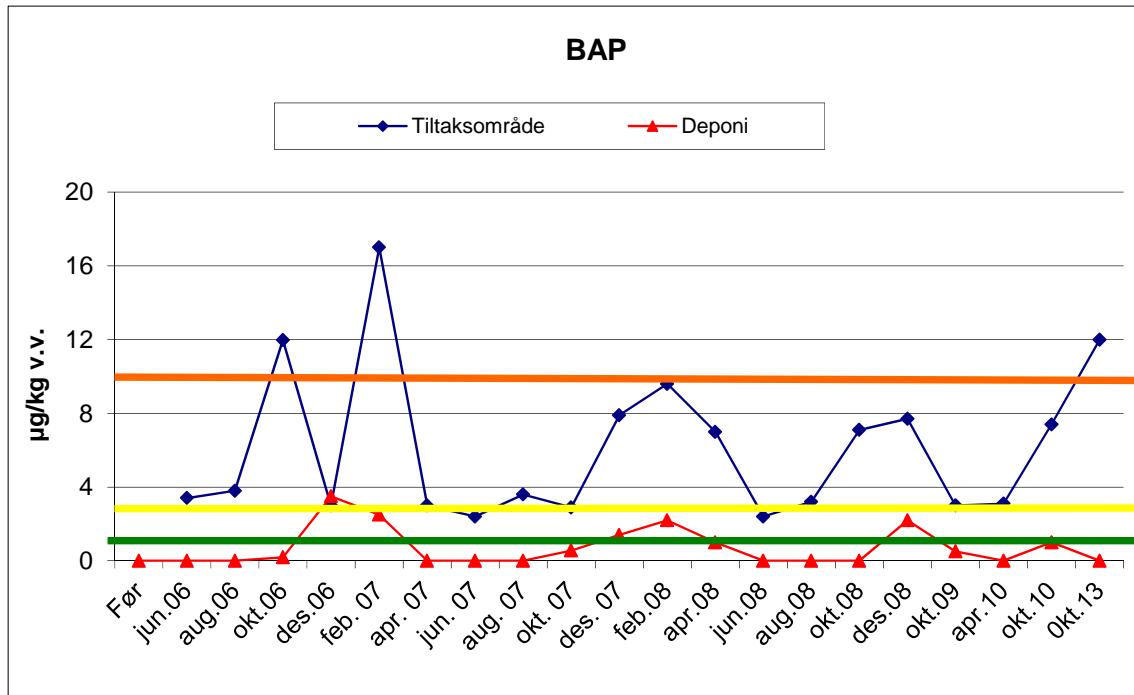
Over gul strek:

Klasse III, markert forurenset

I deponiområdet var det Langøyene som utmerket seg som understasjonen med de høyeste PAH-konsentrasjonene (**Figur 28, Figur 32**). Forskjellen i konsentrasjonene var likevel relativt små og langt mindre enn de som ble observert i tiltaksområdet der stasjonen Rådhuskaia/Pipervika viste de høyeste konsentrasjonene (**Figur 28, Figur 30 Figur 32**).



Figur 28. Konsentrasjoner av sum PAH-16 i blåskjell innsamlet i 2013 fra tiltaks-/mudringsområdet (venstre/blått) og deponiområdet (høyre/rødt). Øverst: log skala på y-aksen. Nederst: lineær skala på y-aksen.



Figur 29. Konsentrasjoner av benzo(a)pyren i blåskjell fra tiltaks-/ mudringsområdet og deponi. Før=prøve tatt september 2005.

Under grønn strek:

Klasse I, ubetydelig/lite forurenset

Over grønn strek/under gul strek:

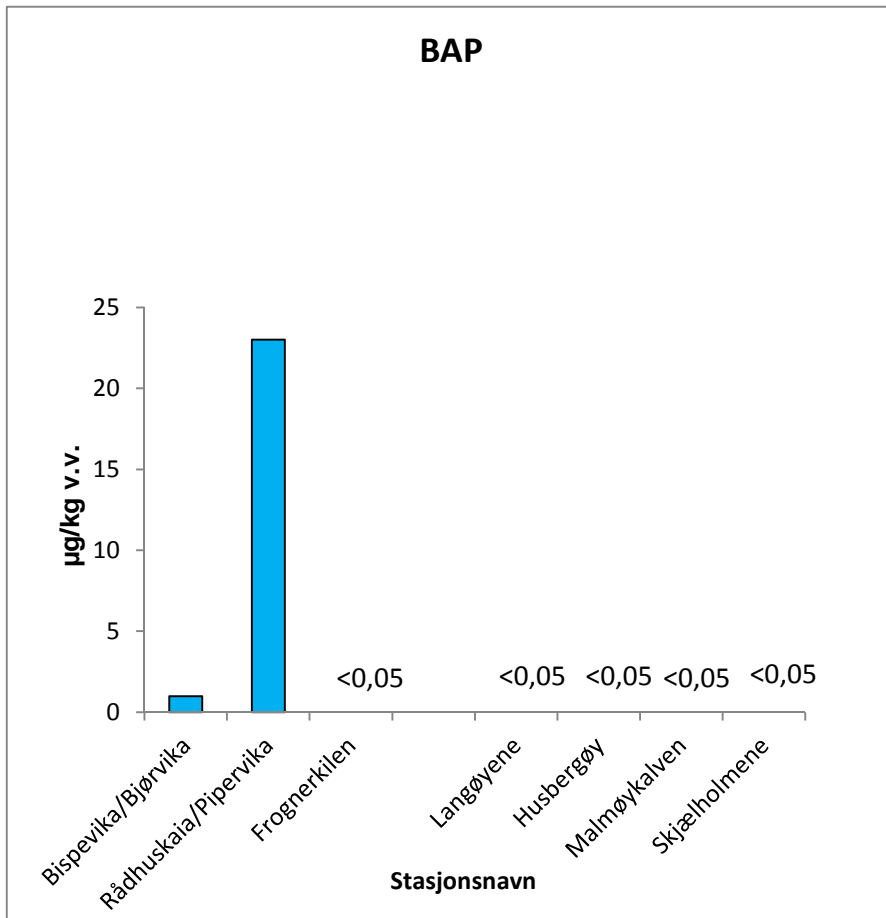
Klasse II, moderat forurenset

Over gul strek:

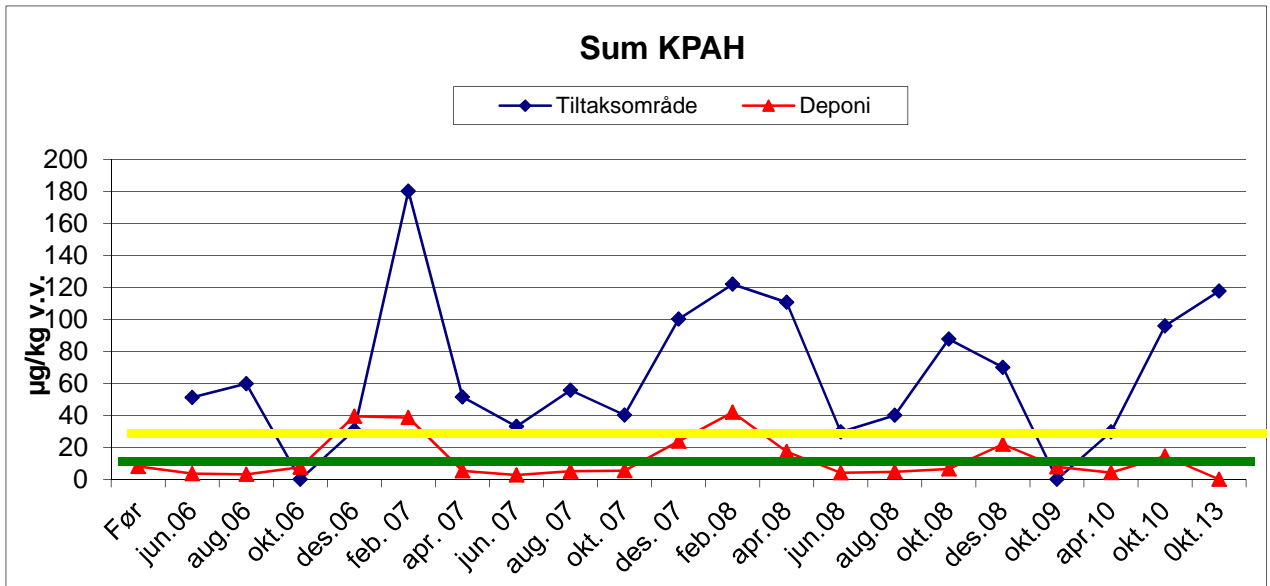
Klasse III, markert forurenset

Over orange strek

Klasse IV, sterkt forurenset



Figur 30. Konsentrasjoner av benzo(a)pyren i blåskjell innsamlet i 2013 fra tiltaks-/mudringsområdet (venstre/blått) og deponiområdet (høyre). Merk at alle verdier i deponiområdet lå under deteksjonsgrensen.



Figur 31. Sum KPAH i blåskjell fra tiltaks-/ mudringsområdet og deponi. Før=prøve tatt september 2005.

Under grønn strek:

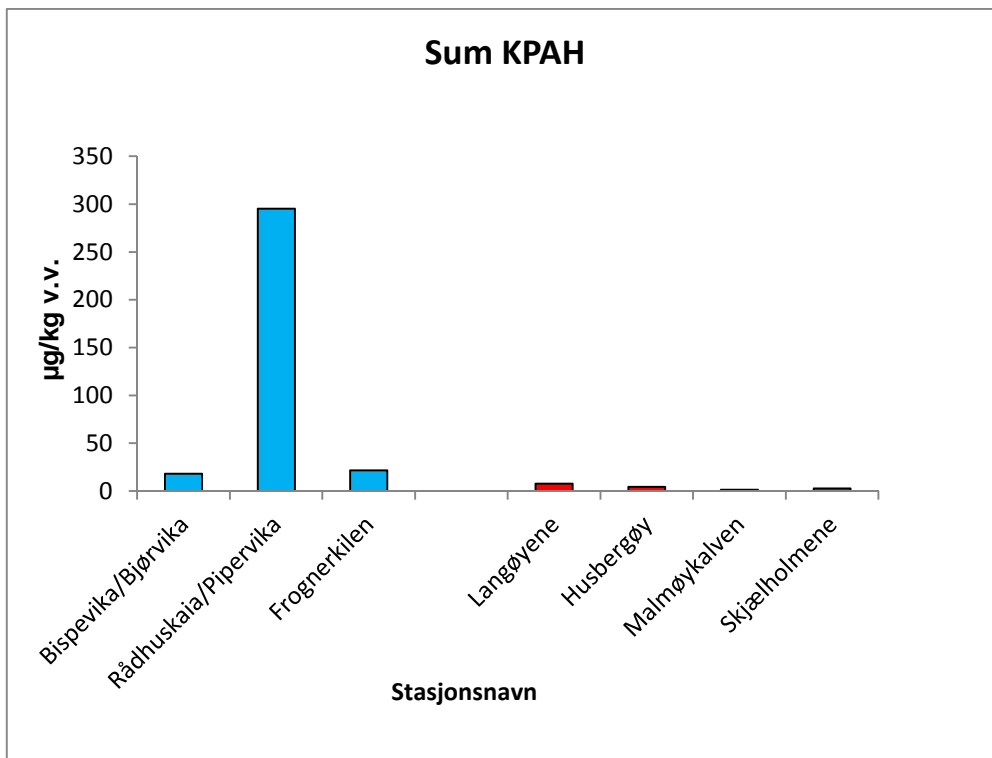
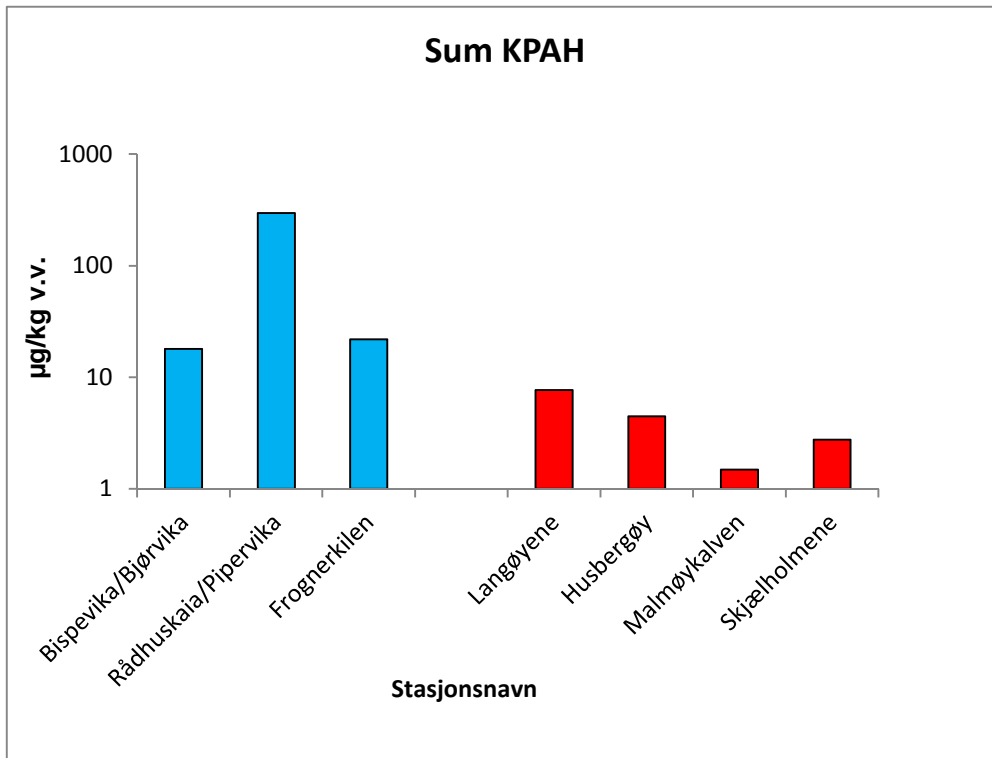
Klasse I, ubetydelig/lite forurenset

Over grønn strek/under gul strek:

Klasse II, moderat forurenset

Over gul strek:

Klasse III, markert forurenset



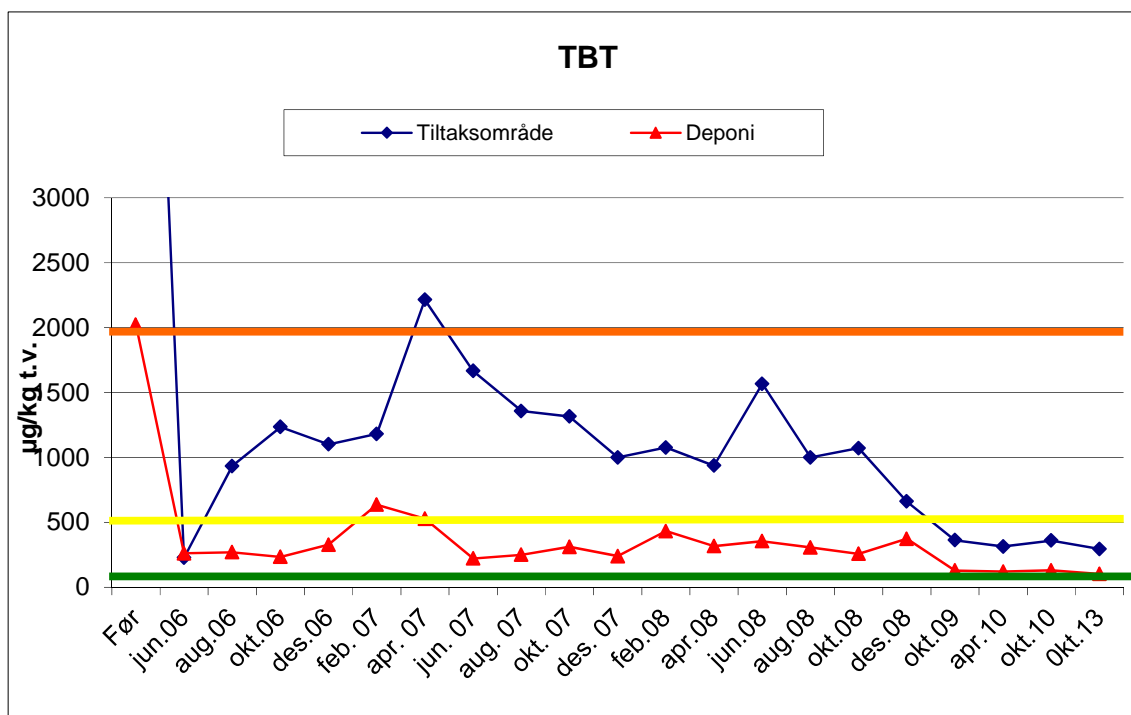
Figur 32. Konsentrasjoner av sum KPAH i blåskjell innsamlet i 2013 fra tiltaks-/mudringsområdet (venstre/blått) og deponiområdet (høyre/rødt). Øverst: log skala på y-aksen. Nederst: lineær skala på y-aksen.

3.2.4 Tinnorganiske forbindelser

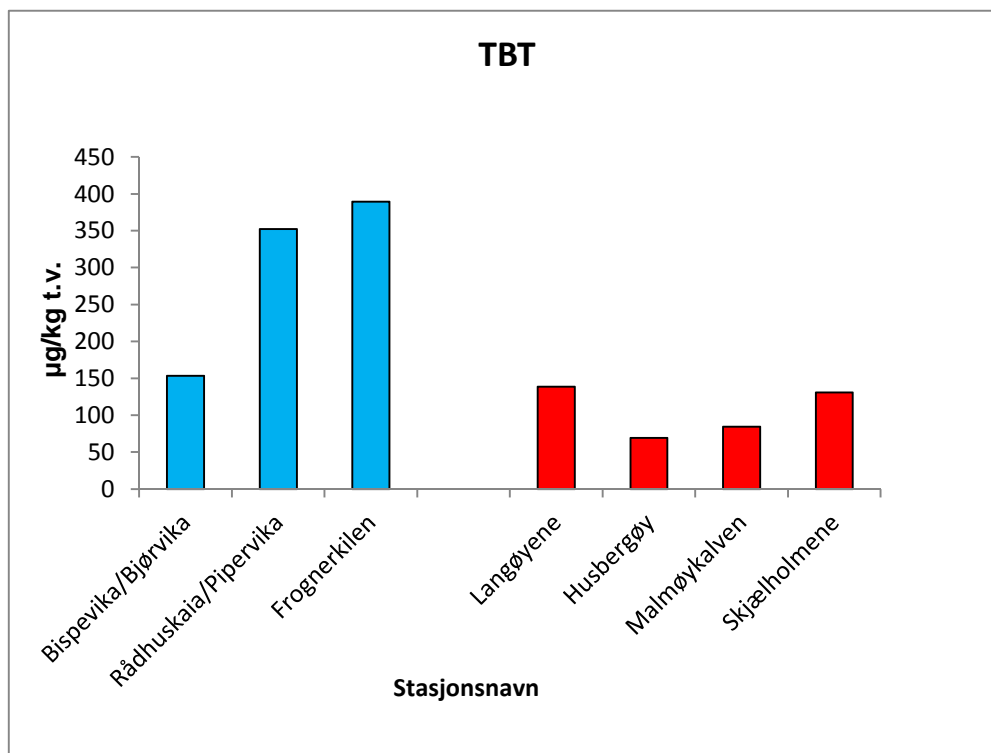
Før anleggsarbeidene startet var TBT-konsentrasjonene svært høye i skjell fra både tiltaksområdet og deponiområdet (**Figur 33**). Med unntak av ett tidspunkt (juni 2006) har TBT-konsentrasjonene i anleggsperioden ligget klart høyere i tiltaksområdet (i hovedsak i tilstandsklasse III) enn i deponiområdet (i hovedsak i tilstandsklasse II).

Konsentrasjonene av både TBT i skjell fra tiltaksområdet og deponiområdet var i både 2009, 2010 og 2013 klart lavere enn gjennomsnittet for perioden 2006-2008 (**Figur 33**) og antyder at eksponeringsnivået er blitt redusert og da særlig i tiltaksområdet. Dette har trolig sammenheng med forbudet mot bruk av TBT som begroingshindrende middel, men kan også ha sammenheng med øket spredning av TBT under mudringsarbeidene i perioden 2006-2008.

I tiltaksområdet var det prøvene fra Frognerkilen som viste de høyeste konsentrasjonene (**Figur 34**). Både TBT og kobber har vært brukt/brukes som begroingshindrende middel på båter og skip. Fordelingen av disse to stoffene i prøvene fra underområdene var svært like (se **Figur 34** og **Figur 16**). Dette har mest sannsynlig sammenheng med en eksponering som på en eller annen måte er knyttet opp mot båtbruk. Selv om TBT nå har vært forbudt brukt som begroingshindrende middel på båter og skip i mange år og kobber fremdeles er i bruk, ser det ut til at eksponeringen i de ulike områdene relativt sett følger hverandre (se **Figur 34** og **Figur 16**).



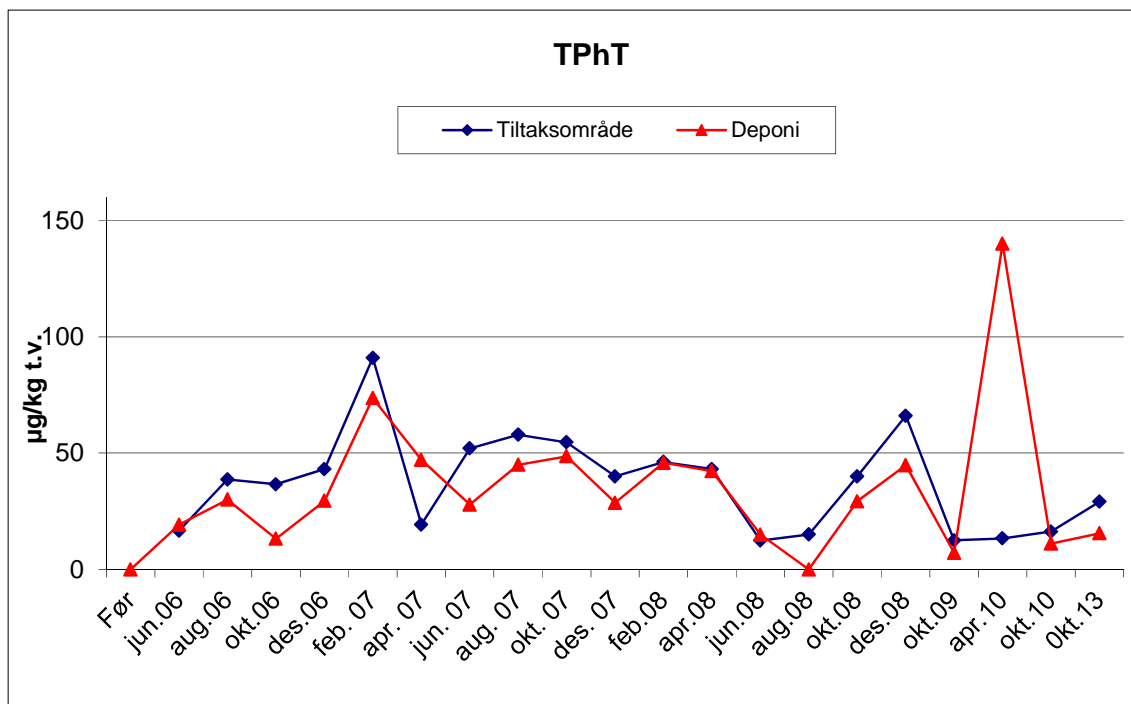
Figur 33. Konsentrasjoner av TBT i blåskjell fra tiltaks-/ mudringsområdet og deponi.



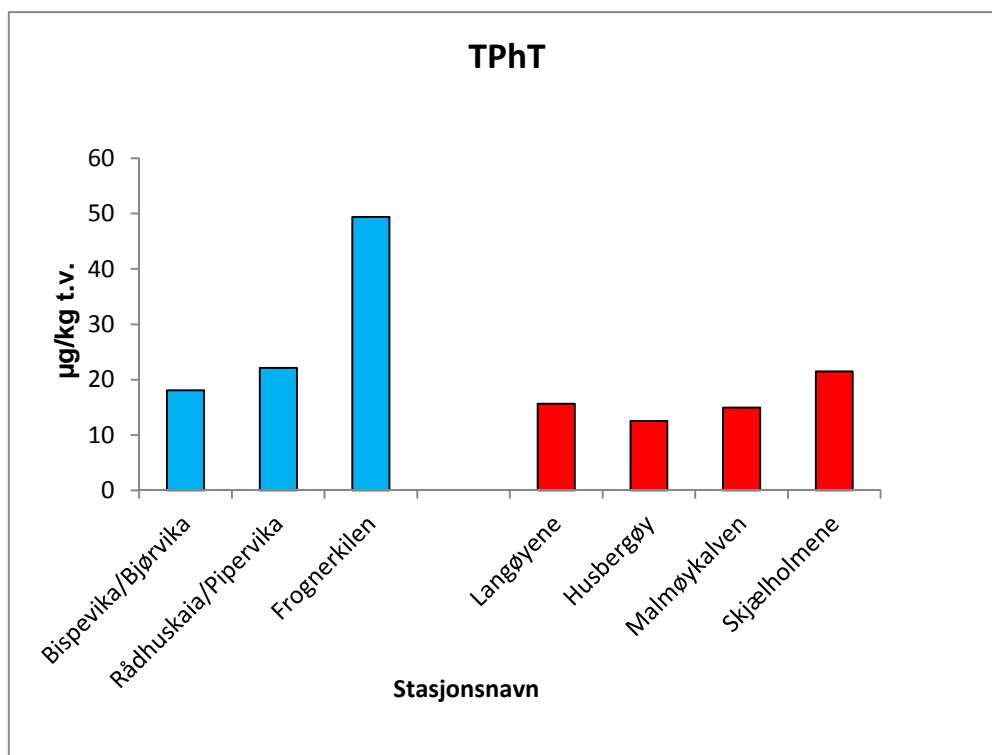
Figur 34. Konsentrasjoner av tributyltinn (TBT) i blåskjell innsamlet i 2013 fra tiltaks-/mudringsområdet (venstre/blått) og deponiområdet (høyre/rødt). Øverst: log skala på y-aksen. Nederst: lineær skala på y-aksen.

Konsentrasjonen av trifenylytinn i tiltaksområdet og deponiområdet har, med unntak av ett tidspunkt (april 2010), fulgt hverandre relativt godt og ligget i samme område gjennom observasjonsperioden (**Figur 35**). I tiltaksområdet var konsentrasjonene av TPhT tydelig lavere i 2009, 2010 og til dels også i 2013 sammenlignet med middelverdien for perioden 2006-2008 og viste i så måte samme forløp som for TBT.

I tiltaksområdet var det prøvene fra Frognerkilen som viste de høyeste konsentrasjonene av TPhT (**Figur 36**). I de fire prøvene fra deponiområdet var det imidlertid svært like konsentrasjoner (**Figur 36**).



Figur 35. Konsentrasjoner av trifenylytinn i blåskjell fra tiltaks-/ mudringsområdet og deponi. Før=prøve tatt september 2005.



Figur 36. Konsentrasjoner av trifenylytinn (TPhT) i blåskjell innsamlet i 2013 fra tiltaks-/ mudringsområdet (venstre/blått) og deponiområdet (høyre/rødt). Øverst: log skala på y-aksen. Nederst: lineær skala på y-aksen.

3.3 Reker

Rekene er innsamlet på dypt vann ved Steilene. Dypvannsreken er knyttet til bunnen og lever på, eller rett over leire- eller mudderholdig bunn. Normalt opptrer ikke rekene grunnere enn ca. 50 m. Selv om de er knyttet til bunnen, svømmer de jevnlig oppover i vannmassene. Reke ernærer seg vesentlig av dyreplankton som den fanger enten ved bunnen eller den beiter på planktonet når den om natten svømmer høyere opp fra bunnen. Rekene eksponeres for miljøgifter via føde, vann og ved kontakt med bunnssubstratet.

Hovedhensikten med denne delen av rapporten er å presentere data fra 2013 og sammenligne disse med prøver tatt i 2006 og 2009. Sammenligningen er ment å belyse i hvilken grad oppryddingsaktiviteten i Oslo havnedistrikt på lenger sikt har påvirket miljøgiftinnholdet i reker på dypt vann lenger ut i fjorden.

I **Tabell 7** er resultatene fra 2013, i mangel av et klassifiseringssystem basert på reker, klassifisert i henhold til Miljødirektoratets klassifiseringssystem for blåskjell (Molvær et al. 1997) (rådata finnes i vedlegg kapittel 6.9). I utgangspunktet foreligger det få andre analyser å sammenligne med. Sammenlignet med kriterier utarbeidet for blåskjell (i mangel av noe bedre) synes de observerte nivåene av klororganiske forbindelser, PAH og tinnorganiske forbindelser i prøvene fra 2013 å være relativt lave.

Tabell 7. Resultater fra analyse av reker innsamlet ved Steilene i 2013. Basert på middelerdiene er klassifisering foretatt ut fra de klassegrenser som er gitt i Molvær et al. 1997 for blåskjell og anbefalte endringer gitt i Knutzen og Green (2001). For tributyltinn er konsentrasjonene også omregnet til tørrvektsbasis (t.v.).

År		2013			
Analysevariabel	Enhet	Prøve 1	Prøve 2	Prøve 3	Middel
Tørrstoff	%	23	23	23	23
Fett	% pr. v.v.	1,7	1,2	0,6	1,17
Sum PCB-7	µg/kg v.v.	2,94	3,58	2,637	3,05#
Pentaklorbenzen	µg/kg v.v.	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03
Alfa-HCH	µg/kg v.v.	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Gamma-HCH	µg/kg v.v.	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Hexaklorbenzen	µg/kg v.v.	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Oktaklorstyren	µg/kg v.v.	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
4,4-DDE	µg/kg v.v.	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
4,4-DDD	µg/kg v.v.	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
4,4-DDT	µg/kg v.v.	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
Sum DDT	µg/kg v.v.	<0,35	<0,35	<0,35	<0,35
Sum PAH-16	µg/kg v.v.	<18,752	<19,1	<19,1	<18,98
Sum KPAH	µg/kg v.v.	<9,91	<10,09	<10,09	<10,03
Benzo(a)pyren	µg/kg v.v.	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Tributyltinn	µg/kg v.v.	6,3	6,87	7,02	6,73 (29,26 µg/kg t.v.)
Triphenyltinn	µg/kg v.v.	4,95	5	4,92	4,96

#Øvre grense for klasse I er 3 µg/kg v.v.

3.3.1 Tidsutvikling

Resultatene fra analyser av reker ses i **Figur 37** og **Figur 38**. Det ble observert signifikant lavere PCB, DDE og HCB-innhold i 2013 enn ved de to tidligere registreringene (**Figur 37**). Det var imidlertid signifikant høyere konsentrasjoner i 2009 enn i 2006 for PCB og DDE (**Figur 37**). Konsentrasjonen av TBT viste en avtagende tendens og konsentrasjonen var signifikant lavere i 2013 enn ved de to tidligere registreringene (**Figur 38**). Konsentrasjonen av trifenylytinn var i 2013 omtrent som i 2009, men vesentlig lavere enn i 2003 (**Figur 38**). Nedgangen i TBT-konsentrasjonen er i tråd med det en observerer i organismer andre steder i landet og er trolig i hovedsak et resultat av forbudene mot bruk av TBT i begroingshindrende midler for småbåter og større skip.

I prøven fra 2006 er det NPD-fraksjonen (dvs. summen av naftalener, fenatrener og dibenzotiofener) som dominerer sum PAH. Dette er forbindelser som normalt har en petrogen opprinnelse (eksempelvis fra drivstoff), men finnes normalt ikke som forbrenningsprodukter. Konsentrasjonen av alle PAH-forbindelsene i 2009 og 2013-prøvene lå under deteksjonsgrensen (0,05 µg/kg v.v. for de aller fleste komponenter). Resultatene indikerer derfor en viss nedgang i PAH-konsentrasjonen i reker fra 2006 til 2009 og 2013.

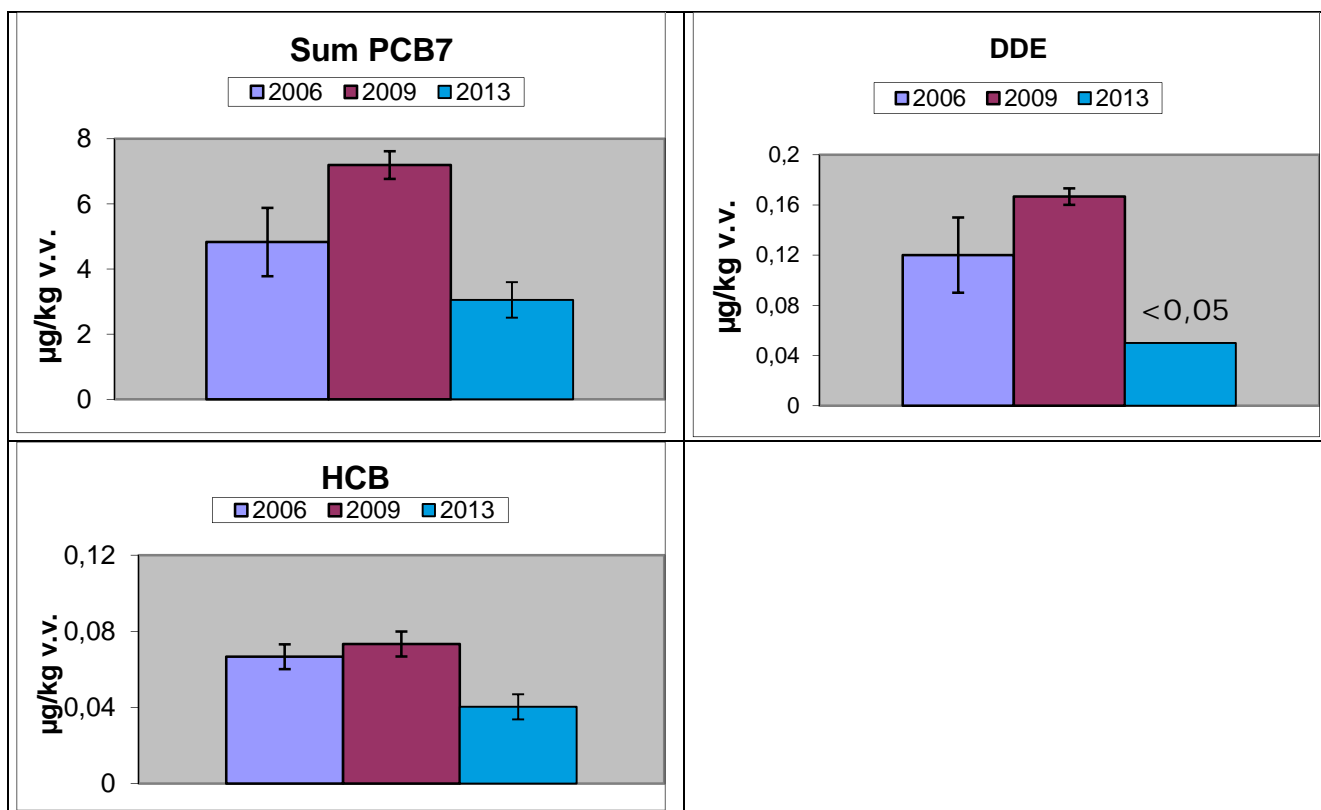
En forestiller seg i utgangspunktet at oppryddingsaktiviteten først og fremst skal gi positive effekter i form av reduserte konsentrasjoner i organismer lokalt. Dersom det observeres høye konsentrasjoner før og under tiltaket er det rimelig å anta at potensialet

for forbedring er høyt. Derimot er potensialet mindre dersom konsentrasjonene før og under tiltaket er lave. Konsentrasjonene av de ulike miljøgiftene i reker har vært relativt lave både i 2006, 2009 og 2013-prøvene til tross for at enkelte forbindelser som PCB viste et maksimum i 2009 (**Figur 37**).

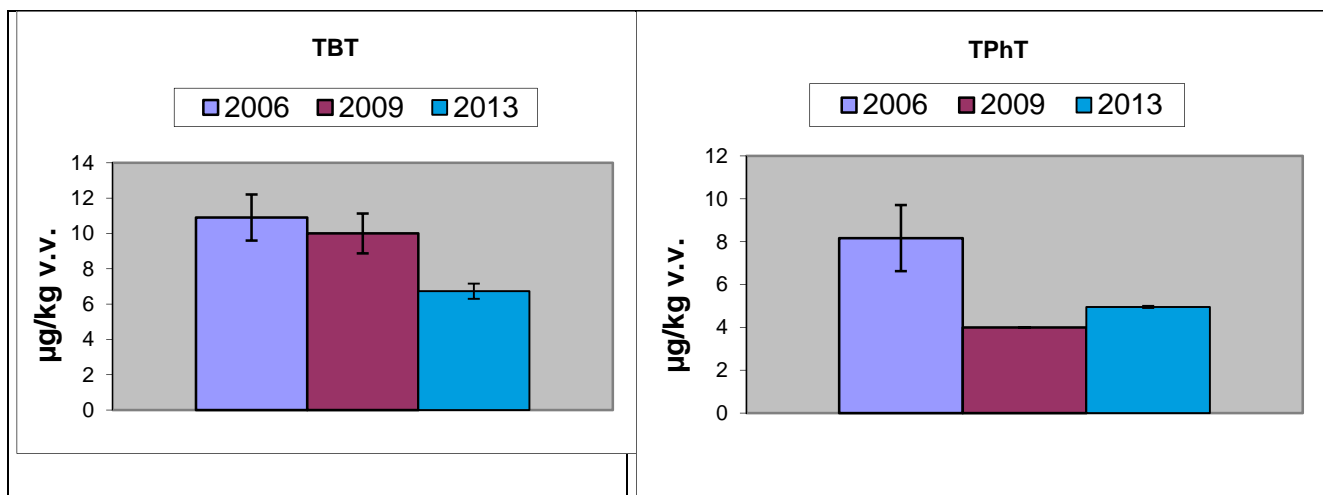
I lys av at det i utgangspunktet (2006) var lave konsentrasjoner i reker og at innsamlingsområdet ved Steilene ligger relativt langt fra tiltaksområdet, er vi tilbakeholdne med å konkludere i hvilken grad tiltakene i Oslo Havn har bidratt til de små, men i visse tilfeller signifikante forskjellene som er observert. Det er imidlertid, med et unntak for trifenylytinn, et gjennomgående trekk ved resultatene at konsentrasjonene var lavere i 2013 enn ved de to foregående målingene.

Selv om noen klare endringer er påvist når det gjelder miljøgifter i reker så beveger en seg innenfor et konsentrasjonsintervall som i hovedsak er relativt lavt.

Konsentrasjonene som ble observert i reker i 2013 ville blitt karakterisert til tilstandsklasse I (ubetydelig til lite forurenset) dersom en legger Miljødirektoratets kriterier for blåskjell eller torskefilet til grunn.



Figur 37. Konsentrasjoner av sum PCB-7, HCB og et nedbrytningsprodukt av DDT (dvs. DDE) i reker innsamlet fra et område nær Steilene i indre Oslofjord i 2006, 2009 og 2013. For hver søyle er usikkerheten vist ved at 95 % konfidensintervall er inntegnet.

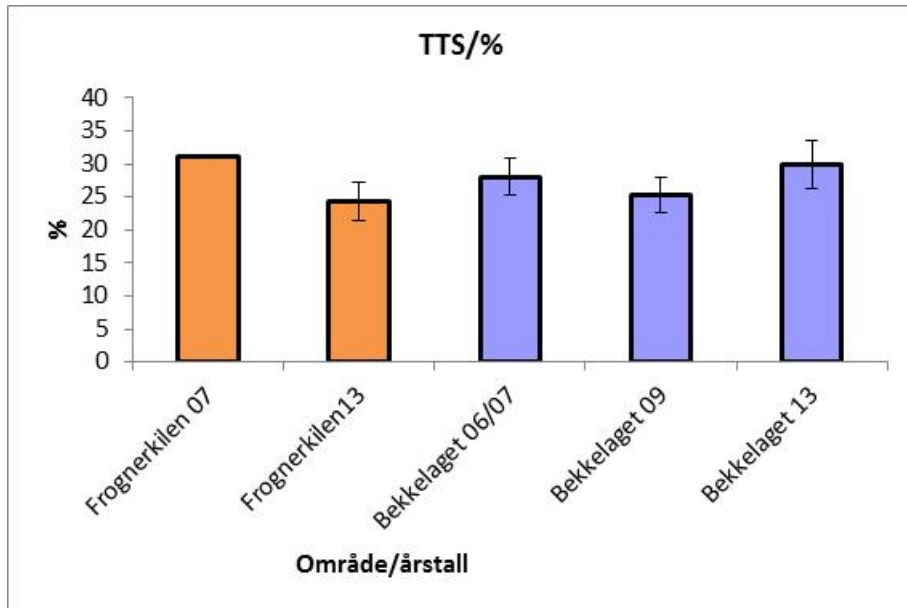


Figur 38. Konsentrasjoner av tributyltinn (TBT), trifenylyltinn (TPhT) i reker innsamlet fra et område nær Steilene i indre Oslofjord i 2006, 2009 og 2013. 95 % konfidensintervall er inntegnet.

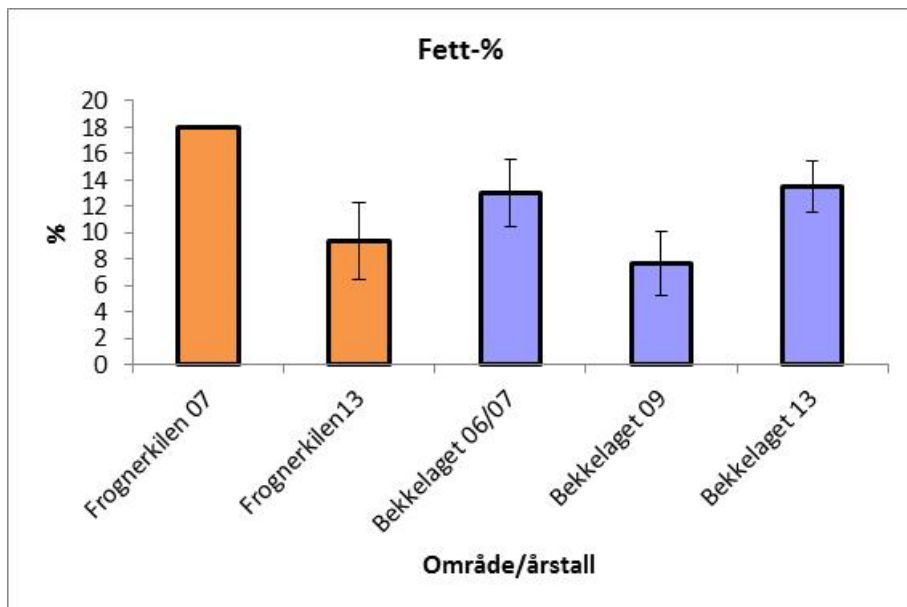
3.4 Skrubbe

Skrubbe er en flatfisk som har nær tilknytning til bunnen. Den opptrer hovedsakelig på bløtbunn, men kan også opptre på mer blandet bunn. Når skrubbe opptre på bløtbunn ligger den ofte delvis nedgravd i sedimentet. Skrubbe kan også gå opp i elvene, men gyting foregår i sjøen. Skrubbe ernærer seg av børstemark, muslinger, krepsdyr og småfisk. Siden skrubbe er en typisk bunnfisk som i perioder ligger helt nede på sedimentet og til dels også ernærer seg av byttedyr i og på sedimentet, er den lett eksponerbar for forurensede sedimenter både direkte og indirekte via føde.

Innholdet av tørrstoff og fett i de analyserte leverprøvene ses henholdsvis i Figur 39 og Figur 40 og viser relativt liten forskjell i tørrstoffinnhold. Fettinnholdet derimot varierer noe mer. Eksempelvis er fettinnholdet betydelig høyere i lever av skrubbe innfanget i Bekkelagsbassenget i 2013 enn i 2009 (Figur 40). Særlig organiske miljøgifter har en tendens til å akkumulere i fettriakt vev. For slike forbindelser (eksempelvis PCB) kan derfor fettinnholdet i betydelig grad være en medvirkende viktig faktor for det konsentrasjonsnivået som opptre i et spesielt vev.



Figur 39. Tørrstoffinnhold (gjennomsnitt) i lever av skrubbe fra Frognerkilen og Bekkelagsbassenget i 2006/2007, 2009, 2010 og 2013. For å vise usikkerheten er 95 % konfidensintervall inntegnet.



Figur 40. Fettinnholdet (gjennomsnitt) i lever av skrubbe fra Frognerkilen og Bekkelagsbassenget i 2006/2007, 2009, 2010 og 2013. For å vise usikkerheten er 95 % konfidensintervall er inntegnet.

3.4.1 Metaller

Konsentrasjonen av metaller i skrubbe ses i **Figur 41** til **Figur 46**. For arsen (**Figur 41**) og kobber (**Figur 44**) ble det kun observert konsentrasjoner som lå under det som antas å være et høyt bakgrunnsnivå. I marine organismer er arsen i hovedsak bundet opp som arsenobetain, en forbindelse som anses som svært lite giftig. Rent generelt skal en være forsiktig med å tolke endringer i miljøgiftkonsentrasjoner i fisk når disse ligger i et nivå som ikke klart overskrider bakgrunnsverdien og en må forvente at prosessene som bestemmer konsentrasjonen har et element av tilfeldighet i seg og er lite kjent.

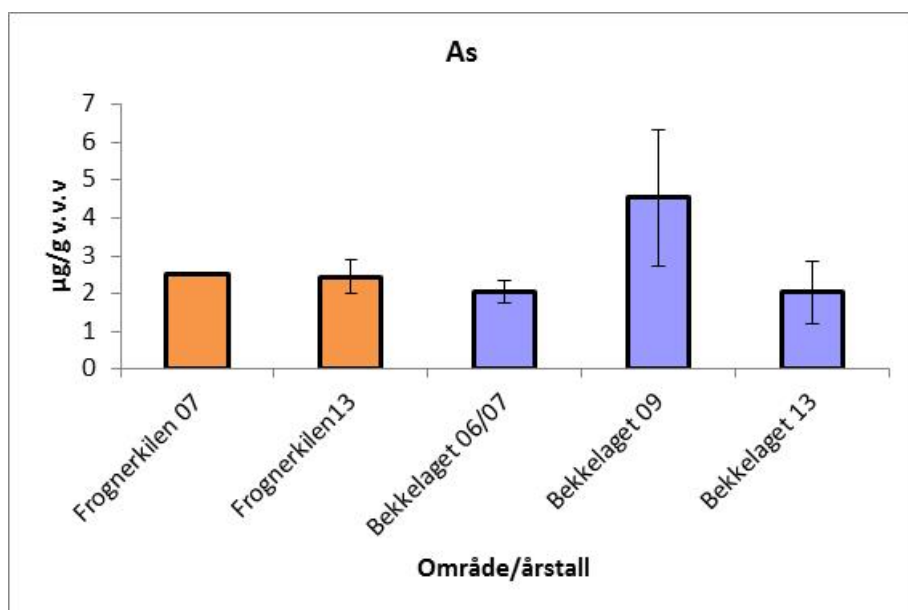
Analysene viser også at konsentrasjonen av kobber i skrubbe fra Frognerkilen og Bekkelagsbassenget var svært like i 2013 (**Figur 44**). Det er noe uventet at kobberkonsentrasjonene var såpass lave fordi en, kanskje spesielt i Frognerkilen, kan mistenke at en har en del tilførsler av kobber fra bunnstoff på det store antallet fritidsbåter i området. Kobber er imidlertid et metall som til en viss grad kan reguleres av organismen og dette kan være en medvirkende forklaring på at konsentrasjonen er relativt lik i de to områdene i 2013.

I skrubbe innsamlet i Bekkelagsbassenget i 2009 ble det observert konsentrasjoner av krom som var over et antatt høyt bakgrunnsnivå (**Figur 42**). For kvikksølv ble verdier over et antatt høyt bakgrunnsnivå observert kun i skrubbe fra Frognerkilen i 2013 (**Figur 45**). For bly ble gjennomsnittsverdier over et antatt høyt bakgrunnsnivå observert ved alle tidspunkt og områder (**Figur 46**). For kadmium ble det gjort registreringer av konsentrasjoner over et høyt bakgrunnsnivå i skrubbe fra Bekkelaget i 2009 og i Frognerkilen i 2013 (**Figur 43**).

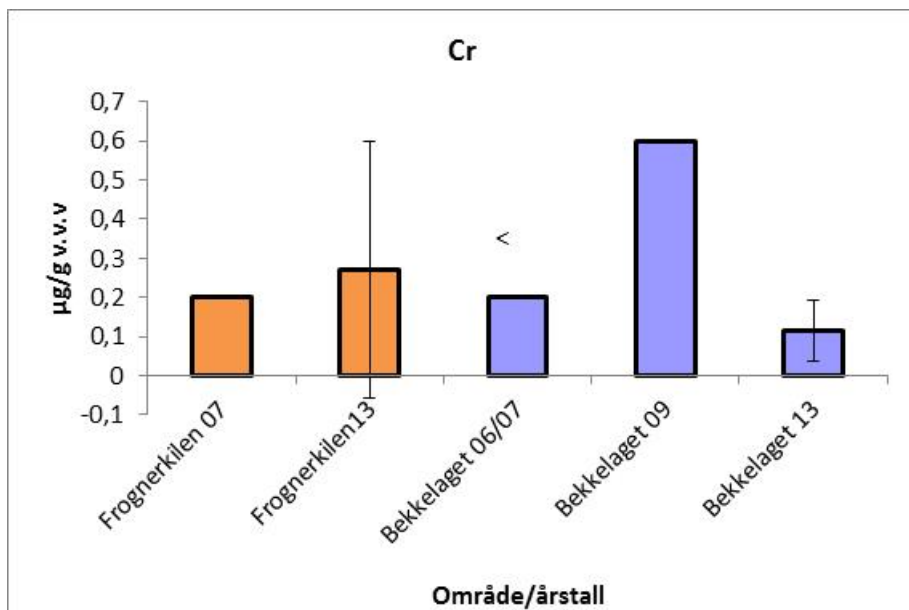
Ser en på data for 2013 så er middelverdiene høyere i Frognerkilen enn i Bekkelagsbassenget for arsen, krom, kadmium og kvikksølv, mens det er omvendt for kobber og bly. Usikkerheten i resultatene tyder imidlertid på at det ikke er signifikant forskjell mellom konsentrasjonen observert i de to områdene i 2013.

Fra Frognerkilen er det kun to registreringer (2007 og 2013) hvorav materialet fra 2007 er svært begrenset (

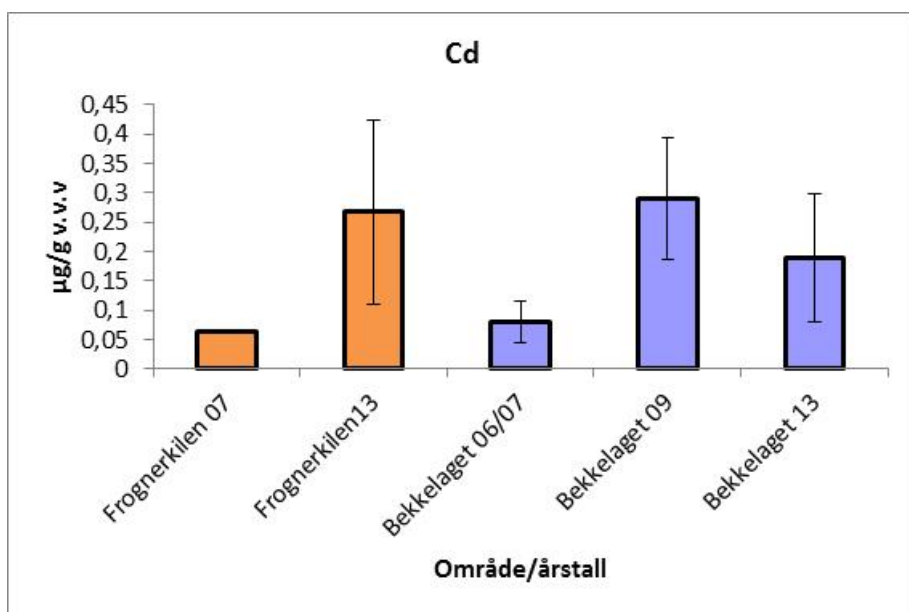
Tabell 2). Analysene av Cr, Cd, Cu, Hg og Pb gir likevel en svak antydning av at konsentrasjonene av metaller er noe høyere i skrubbe innsamlet i Frognerkilen i 2013 enn i 2007. Tilsvarende ses ikke i Bekkelagsbassenget med et mulig unntak for Cd (**Figur 43**), Cu og Pb. For Cd ble imidlertid maksimalkonsentrasjonen observert i Bekkelagsbassenget i 2009 (**Figur 43**). Ut fra resultatene av metaller i skrubbe er det vanskelig å trekke noen klare konklusjoner i forhold til i hvilken grad gjennomførte tiltak har endret metallkonsentrasjonen i skrubbe.



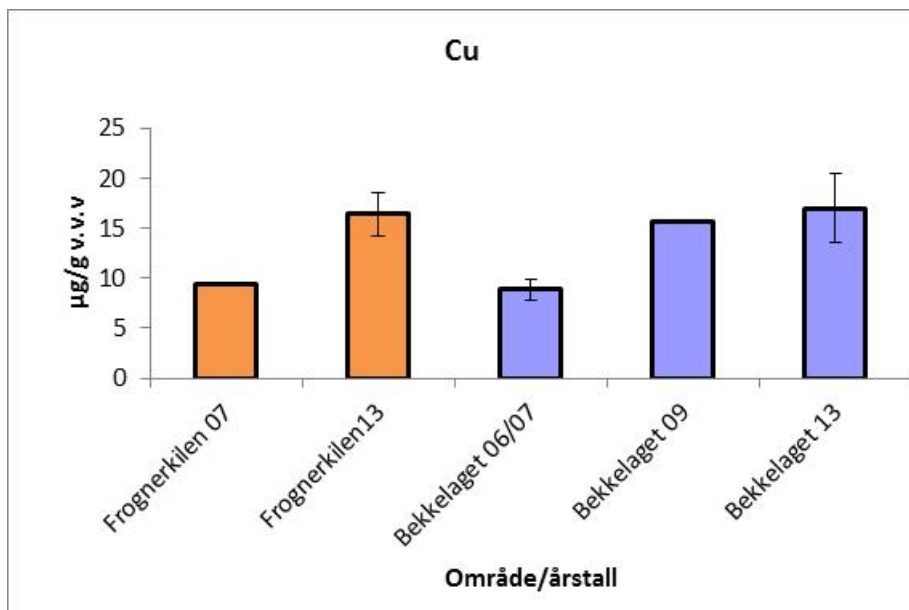
Figur 41. Konsentrasjoner av arsen (gjennomsnitt) i lever av skrubbe fra Frognerkilen og Bekkelagsbassenget i 2006/2007, 2009, 2010 og 2013. For å vise usikkerheten er 95 % konfidensintervall inntegnet. Bakgrunnsverdien for arsen i lever av skrubbe er ikke kjent. Antatt høyt bakgrunnsnivå av arsen i torskelever antas imidlertid å være 10 µg/g v.v. (Knutzen og Skei 1990).



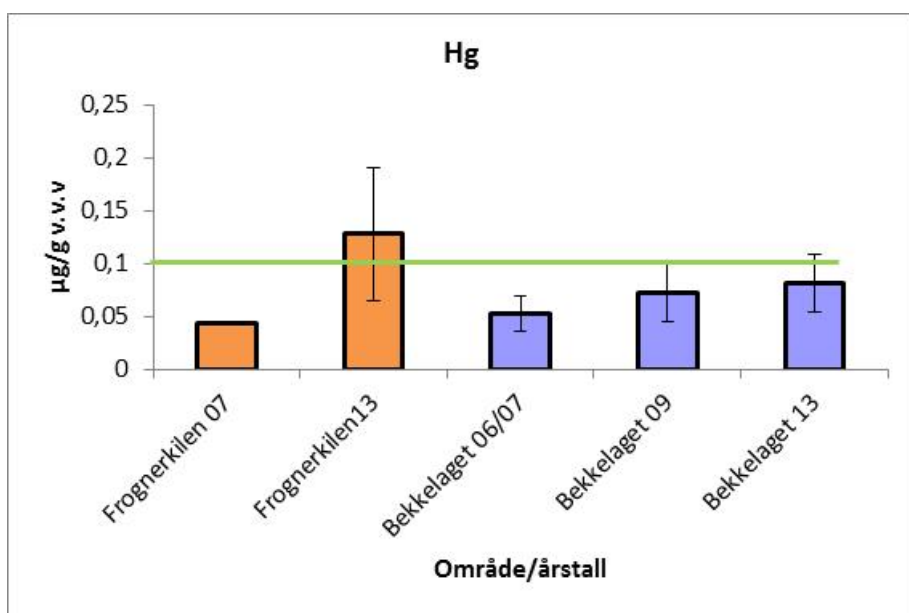
Figur 42. Konsentrasjoner av krom (gjennomsnitt) i lever av skrubbe fra Frognerkilen og Bekkelagsbassenget i 2006/2007, 2009, 2010 og 2013. For å vise usikkerheten er 95 % konfidensintervall er inntegnet. Bakgrunnsverdien for krom i lever av skrubbe er ikke kjent. Antatt høyt bakgrunnsnivå av krom i torskelerver antas imidlertid å være 0,5 µg/g v.v. (Knutzen og Skei 1990).



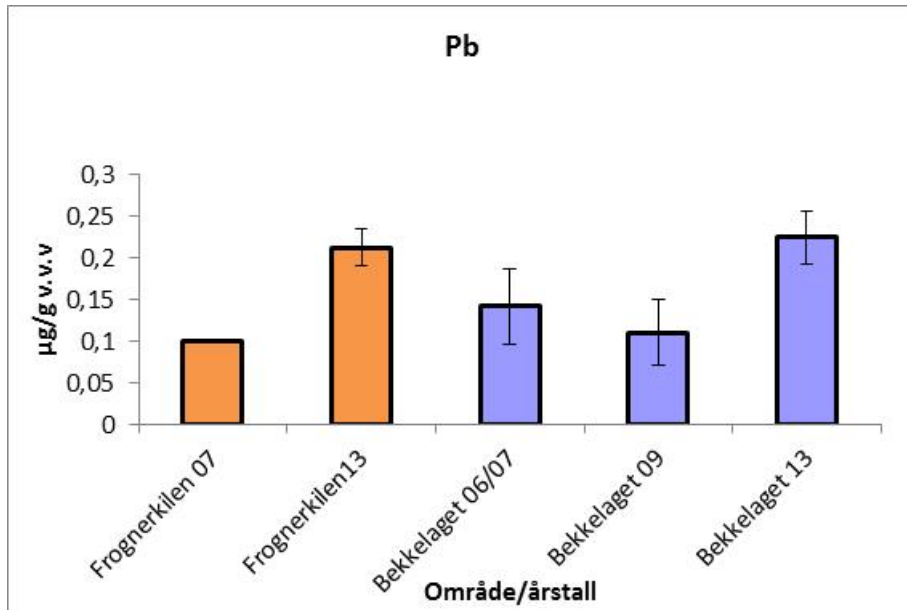
Figur 43. Konsentrasjoner av kadmium (gjennomsnitt) i lever av skrubbe fra Frognerkilen og Bekkelagsbassenget i 2006/2007, 2009, 2010 og 2013. For å vise usikkerheten er 95 % konfidensintervall er inntegnet. Antatt høyt bakgrunnsnivå av kadmium antas å være 0,2 µg/g v.v. (Knutzen og Skei 1990).



Figur 44. Konsentrasjoner av kobber (gjennomsnitt) i lever av skrubbe fra Frognerkilen og Bekkelagsbassenget i 2006/2007, 2009, 2010 og 2013. For å vise usikkerheten er 95 % konfidensintervall inntegnet. Antatt høyt bakgrunnsnivå av kobber antas å være 25 µg/g v.v. (Knutzen og Skei 1990).



Figur 45. Konsentrasjoner av kvikksølv (gjennomsnitt) i filet av skrubbe fra Frognerkilen og Bekkelagsbassenget i 2006/2007, 2009, 2010 og 2013. Grønn linje markerer konsentrasjonsgrensen (NB: for filet av torsk) mellom ubetydelig-Lite forurenset (klasse I) og moderat forurenset (klasse II) i følge TA-1467/1997. Merk imidlertid at en i EU direktiv 2013/39 av 12. august 2013 opererer med en EQS verdi på 0,02 µg/g v.v. for fisk. For å vise usikkerheten er 95 % konfidensintervall inntegnet.



Figur 46. Konsentrasjoner av bly (gjennomsnitt) i lever av skrubbe fra Frognerkilen og Bekkelagsbassenget i 2006/2007, 2009, 2010 og 2013. For å vise usikkerheten er 95 % konfidensintervall inntegnet. Antatt høyt bakgrunnsnivå av bly antas å være 0,1 µg/g v.v. (Knutzen og Skei 1990).

3.4.2 Klororganiske forbindelser

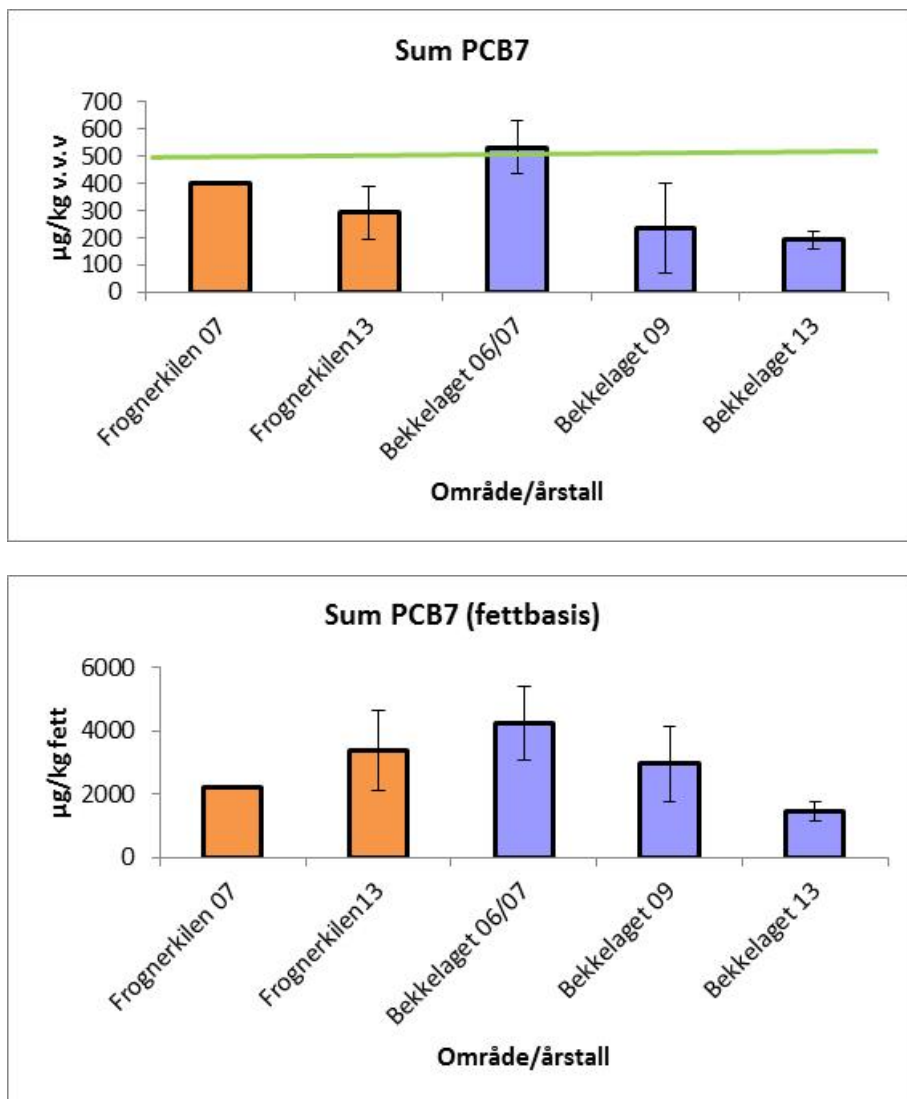
Konsentrasjonen av de ulike klororganiske forbindelsene i lever av skrubbe ses i **Figur 47** til **Figur 49**. Konsentrasjonen av PCB var generelt lav i skrubbelever på begge stasjonene ved alle tidspunkt, med unntak av fisk fra Bekkelagsbasenget i 2006/07 hvor verdien såvidt lå over øvre grense for klasse I (**Figur 47**).

For både heksaklorbensen (se **Figur 48**) og nedbrytningsprodukter av DDT (se **Figur 49**) ble det observert lave konsentrasjoner ved alle registreringene da alle verdiene lå i tilstandsklasse I (ubetydelig/lite forurenset) i følge grenseverdiene i torskelever i TA-1467/1997 og anbefalte endringer gitt i Knutzen og Green (2001). Konsentrasjonene av QCB og oktaklorstyren var generelt lave og i mange tilfeller under deteksjonsgrensen (henholdsvis 3 og 1 µg/kg v.v.) og det var liten forskjell i konsentrasjon mellom de to områdene i 2013 (se vedlegg).

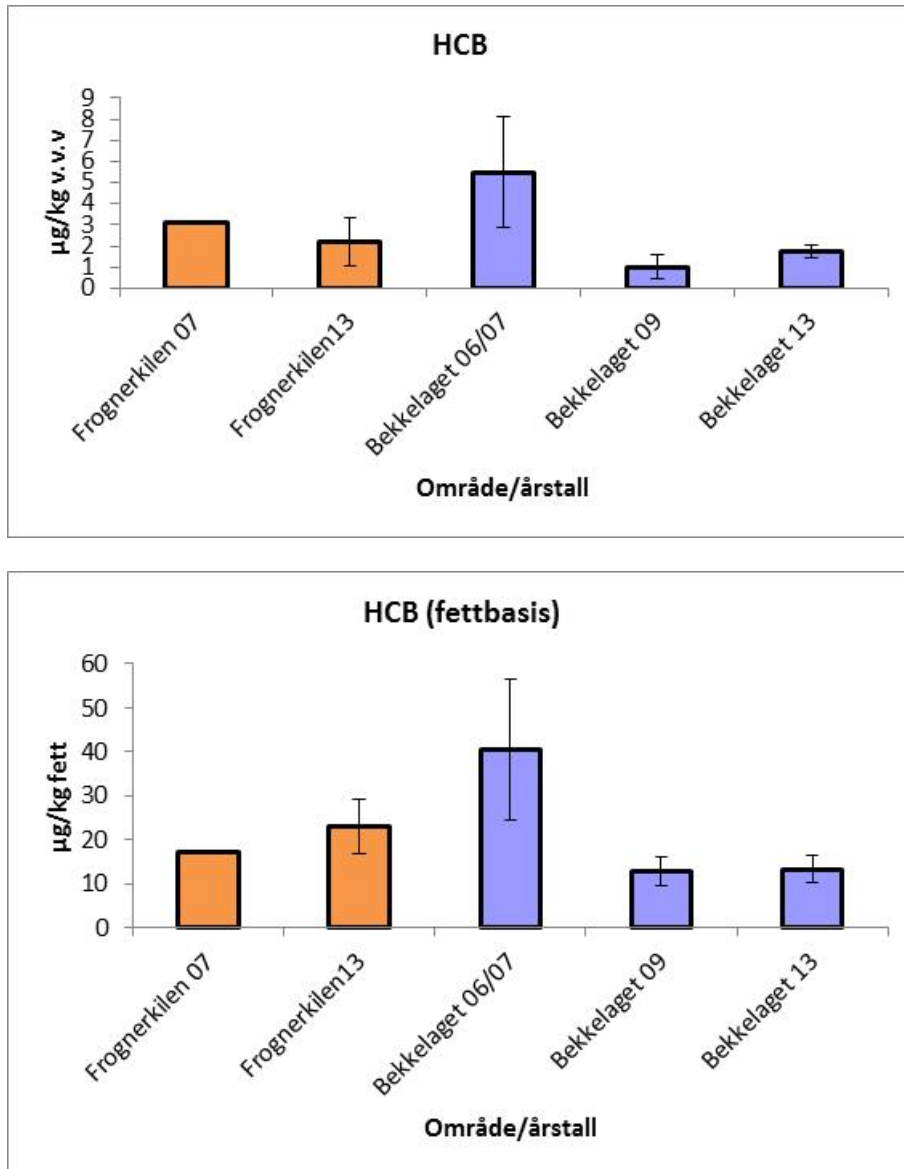
Innledningsvis har vi skrevet at skrubbe har et levevis som gjør at den burde være utsatt for organiske miljøgifter som er knyttet til sedimentene. Nivåene som er observert i 2013 antyder at skrubbe fra Frognerkilen, og i ennå større grad Bekkelagsbasenget, ikke eksponeres for organiske miljøgifter i en slik grad at det opptrer høye konsentrasjoner i skrubbelever. Dette til forskjell fra torsk hvor det i hele observasjonsperioden i begge områdene har vært observert høye PCB-konsentrasjoner (**Figur 58**). Generelt var det relativt høye PCB-konsentrasjoner i torskelever fra lokal torsk som ikke foretar store gytevandringer ut fra kysten. Årsaken til dette er trolig sammensatt, men har resultert i landsomfattende kostholdsråd knyttet til konsum av torskelever. Mattilsynet fraråder de som fisker til eget bruk, fra å spise lever av fisk tatt i skjærgården. Unntaket er torsk som befinner seg på åpent hav.

Vi har tidligere sagt at en generelt skal en være forsiktig med å tolke endringer i miljøgiftkonsentrasjoner i fisk når disse ligger i et nivå som ikke klart overskrider bakgrunnsverdien og hvor en må forvente at prosessene som bestemmer konsentrasjonen har et element av tilfeldighet i seg og er lite kjent. Vi vil likevel påpeke at det i Bekkelagsbasenget er en relativ klar nedgang i PCB-konsentrasjonen fra 2006/2007 til 2009 og 2013 på våtvektsbasis og at dette også gjenspeiler seg når resultatene presenteres på fettbasis (**Figur 47**). En tilsvarende nedgang fra 2006/2007 ses også for HCB (**Figur 48**) og DDE/DDD (**Figur 49**).

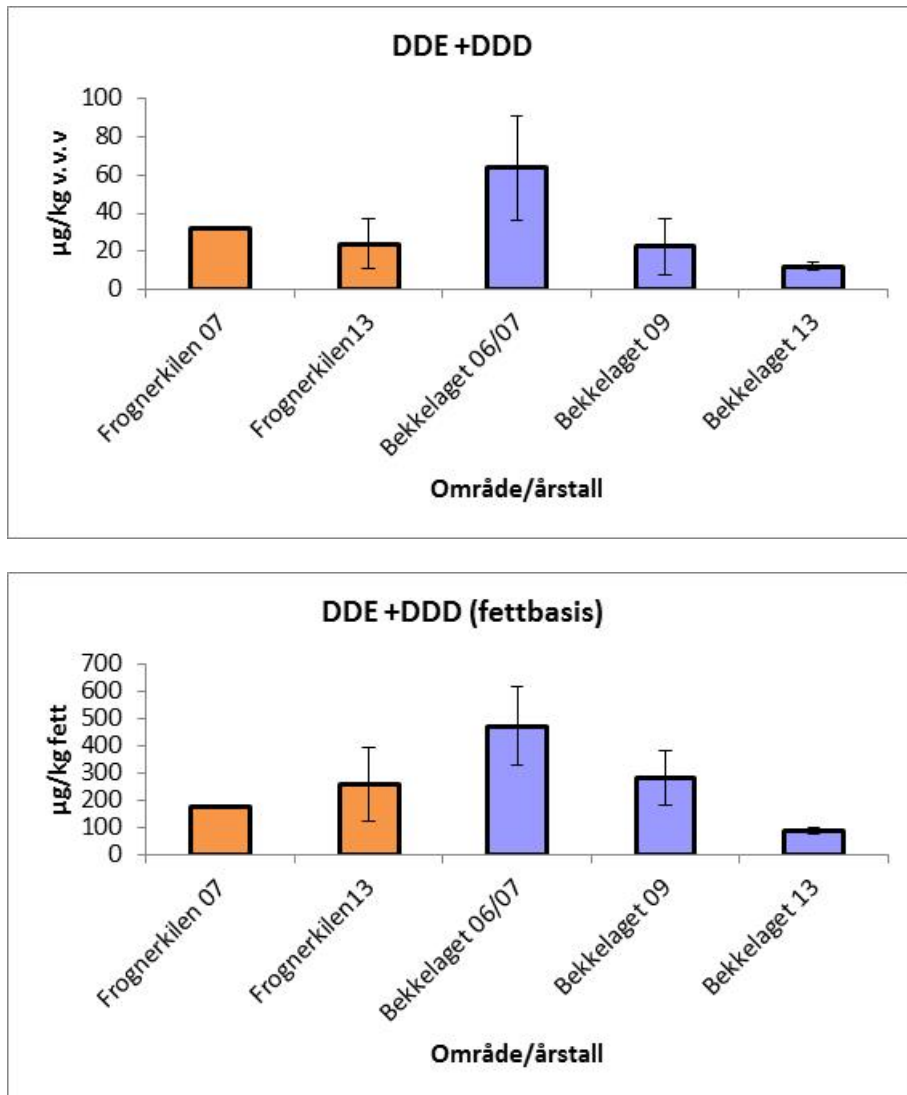
I Bekkelagsområdet skjedde det i 2007 en prøvedeponering av rene masser som medførte lavere konsentrasjoner av miljøgifter i sedimentet (Berge et al. 2008a) og det har også blitt foretatt deponering av forurensede masser med påfølgende overdekking med rene masser ved Malmøykalven. Vi kan ikke med sikkerhet si at nedgangen har sammenheng med disse hendelsene, men kan imidlertid slå fast at konsentrasjonene av organiske miljøgifter i alle fall ikke har økt. Vi ser også en nedgang over tid i PCB-konsentrasjonen i torskelever fra Bekkelagsbasenget når den oppgis på våtvektsbasis, men ikke når den oppgis på fettbasis (**Figur 58**).



Figur 47. Konsentrasjoner av polyklorerte bifenyler (sum PCB-7) (gjennomsnitt) i lever av skrubbe fra Frognerkilen og Bekkelagsbassenget i 2006/2007, 2009, 2010 og 2013. For å vise usikkerheten er 95 % konfidensintervall inntegnet. Grenseverdiene for de ulike tilstandsklassene i følge TA1467/1997 er vist i den øverste figuren. Grenseverdiene som er vist gjelder for torskelever og er strengt tatt ikke gyldige for skrubbe, men antyder likevel noe om tilstanden.
 Verdier som ligger under grønn horisontal strek: Klasse I, ubetydelig/lite forurenset
 Verdier som ligger over grønn strek: Klasse II, moderat forurenset



Figur 48. Konsentrasjoner av heksaklorbensen (gjennomsnitt) i lever av skrubbe fra Frognerkilen og Bekkelagsbassenget i 2006/2007, 2009, 2010 og 2013. For å vise usikkerheten er 95 % konfidensintervall inntegnet. NB: alle verdier ligger i tilstandsklasse I (ubetydelig/lite forurenset) i følge grenseverdiene for torskelever i TA-1467/1997.

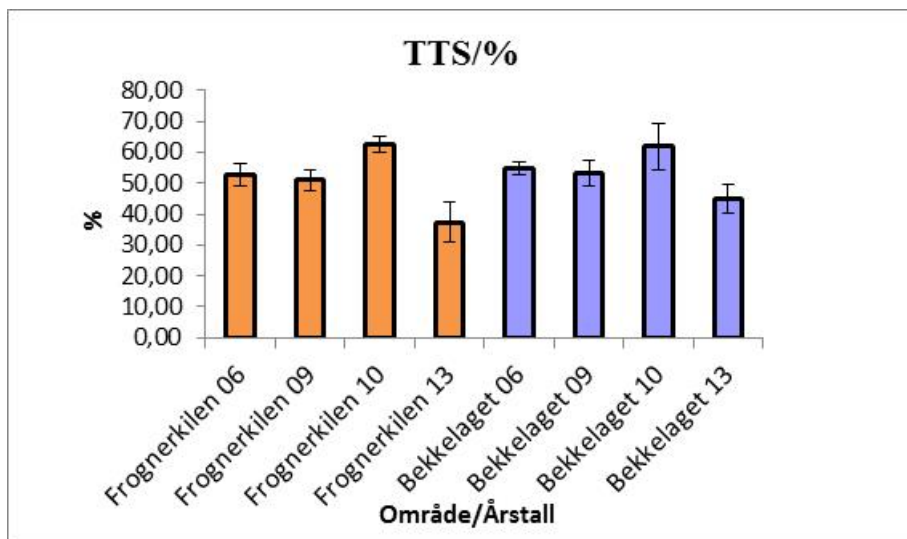


Figur 49. DDE og DDD (summert gjennomsnitt) i lever av skrubbe fra Frognerkilen og Bekkelagsbassenget i 2006/2007, 2009, 2010 og 2013. For å vise usikkerheten er 95 % konfidensintervall inntegnet. NB: alle verdier ligger i tilstandsklasse I (ubetydelig/lite forurensset) i følge grenseverdiene for sum DDT i torskelever i TA-1467/1997 og anbefalte endringer gitt i Knutzen og Green (2001).

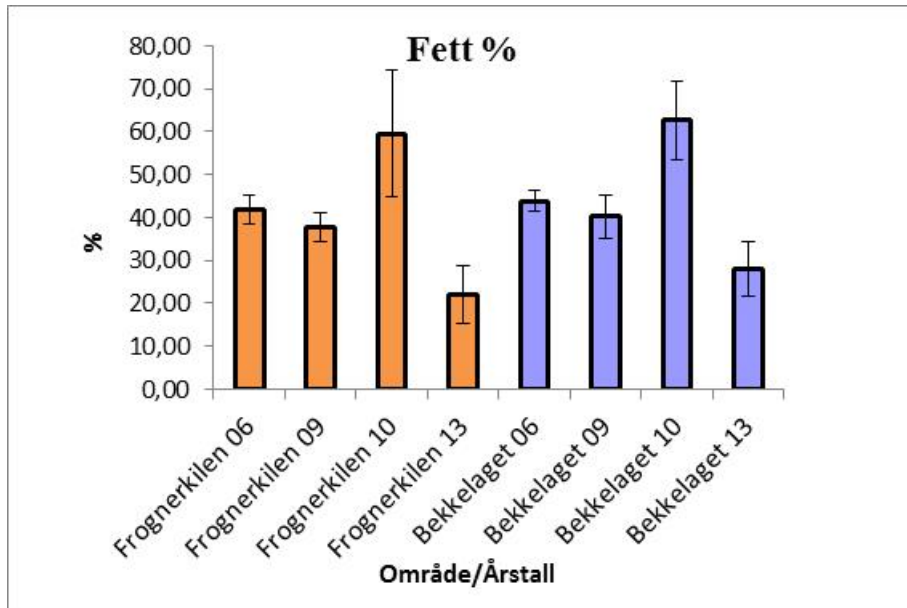
3.5 Torsk

Torsk er hovedsakelig en bunnfisk, men større individer kan ha et mer pelagisk levevis. Selv om torsk er en bunnfisk er den ikke på samme måte som skrubbe i kontakt med sedimentet og den ernærer seg både i de frie vannmasser og ved bunnen. Mindre fiskearter hører til hovednæringen, men den tar også krepsdyr, børstemark, muslinger og slangestjerner. Torsk anses for å være noe høyere i næringsnett enn skrubbe. Bekkelagsbassenget er et av flere gyteområder for torsk i indre Oslofjord (Berge et al. 2010).

Innhold av tørrstoff og fett i de analyserte leverprøvene av torsk fra både Frognerkilen og Bekkelaget avvek i 2013 betydelig fra det en hadde observert tidligere (**Figur 50**, **Figur 51**).



Figur 50. Tørrstoffinnhold (gjennomsnitt) i lever av torsk fra Frognerkilen og Bekkelagsbassenget i 2006, 2009, 2010 og 2013. For å vise usikkerheten er 95 % konfidensintervall er inntegnet.



Figur 51. Fettinnholdet i lever av torsk fra Frognerkilen og Bekkelagsbassenget i 2006, 2009, 2010 og 2013. For å vise usikkerheten er 95 % konfidensintervall inntegnet.

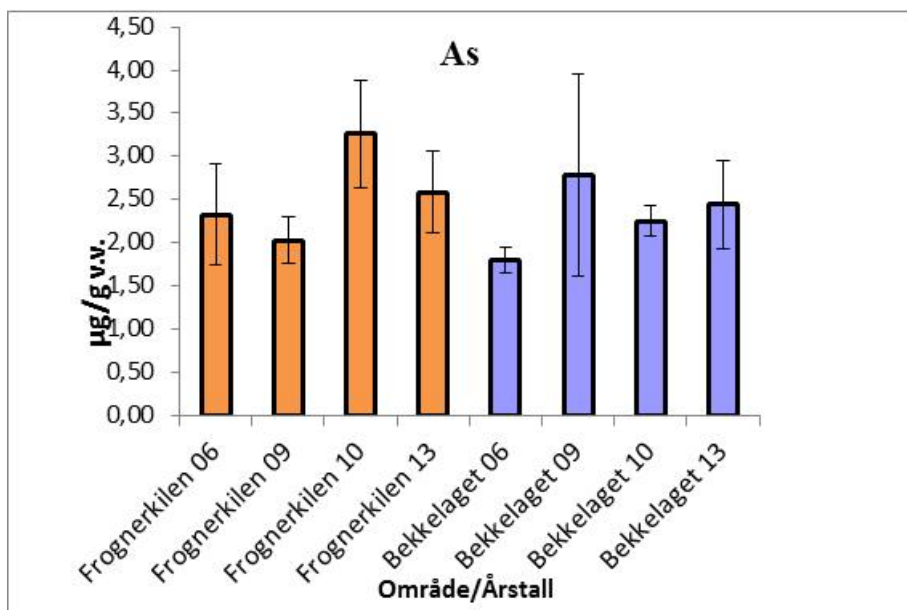
3.5.1 Metaller

Konsentrasjonen av arsen, krom og kadmium lå under antatt høyt bakgrunnsnivå på begge stasjoner og ved alle innsamlingstidspunktene (se **Figur 52**, **Figur 53** og **Figur 54**). Av disse tre metallene var det bare arsen som også lå under et høyt bakgrunnsnivå i skrubbelever.

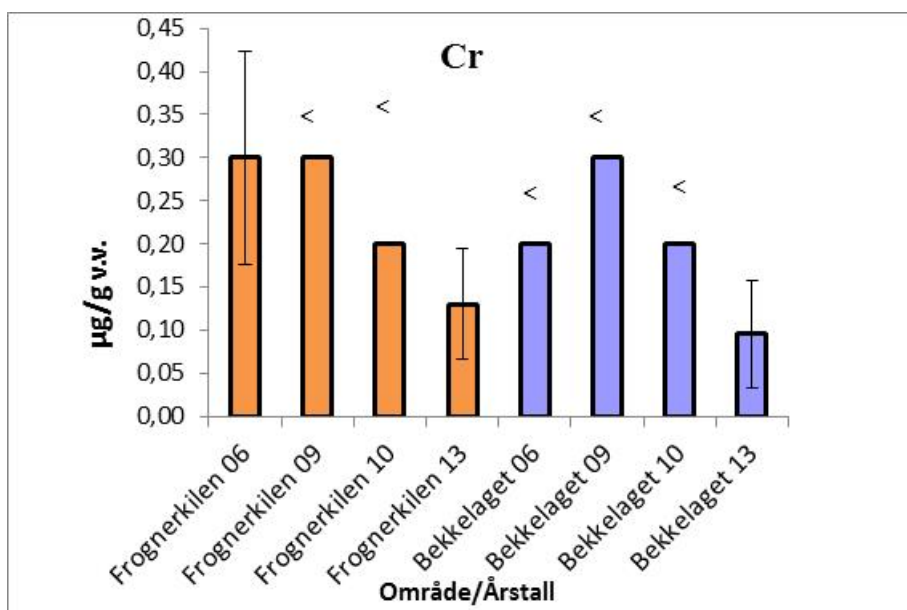
Alle observerte gjennomsnittskonsentrasjoner av kobber lå frem til 2013 lavere enn det som anses som et høyt bakgrunnsnivå (**Figur 55**). I 2013 overskred imidlertid konsentrasjonsnivået av kobber i prøvene fra begge områdene så vidt det som anses som et høyt bakgrunnsnivå. Selv om kobberkonsentrasjonen i skrubbelever var lave antydes også for denne fiskearten en viss økning i konsentrasjon over tid (**Figur 44**). Også for bly lå konsentrasjonen i torskelever under antatt høyt bakgrunnsnivå i begge områdene frem til 2013, mens den i 2013 tippet så vidt over denne grense i fisken fra Frognerkilen. Også i skrubbelever antydes en økning i konsentrasjonen av bly over tid (**Figur 46**), mens det lenger ut i fjorden ved Steilene er registrert en nedgående trend (Green et al. 2013).

Kvikksølvkonsentrasjonen i torskefilet lå i begge områdene og ved alle tidspunktene, unntatt i 2009, over antatt høyt bakgrunnsnivå (se **Figur 56**). De høyeste konsentrasjonene ble observert i fisk fra Frognerkilen i 2010 og 2013. Ved siste prøvetaking i 2013 var kvikksølvkonsentrasjon noe høyere i Frognerkilen enn i Bekkelagsbassenget, men forskjellen var ikke signifikant (**Figur 56**) og tilsvarende ble også observert i skrubbe (se **Figur 45**). Lenger ut i fjorden ved Steilene er det de siste årene observert økende kvikksølvkonsentrasjoner i torskefilet og også til dels høyere konsentrasjoner (Green et al. 2013) enn det en har sett i torskefilet fra Frognerkilen og Bekkelagsbassenget (**Figur 56**).

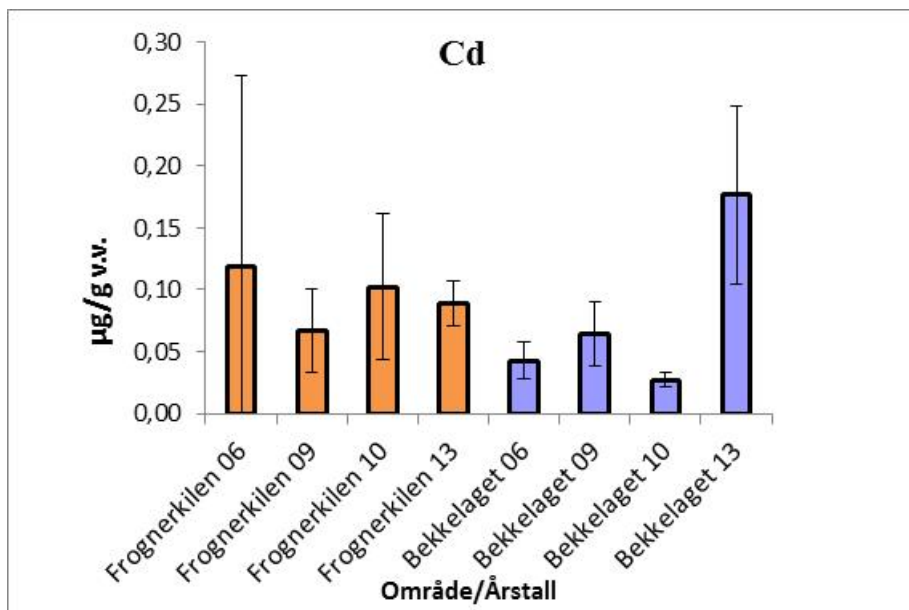
Det var hverken i torsk fra Frognerkilen eller fra Bekkelagsbassenget mulig å se noe klar endring i metallinnholdet over tid, med unntak for kobber fra Frognerkilen hvor konsentrasjonen var klart høyere i 2013 enn i de øvrige årene (**Figur 55**) og for kadmium fra Bekkelagsbassenget hvor konsentrasjonen i 2013 også var klart høyere enn i tidligere år, selv om den likevel var svært lav (**Figur 54**).



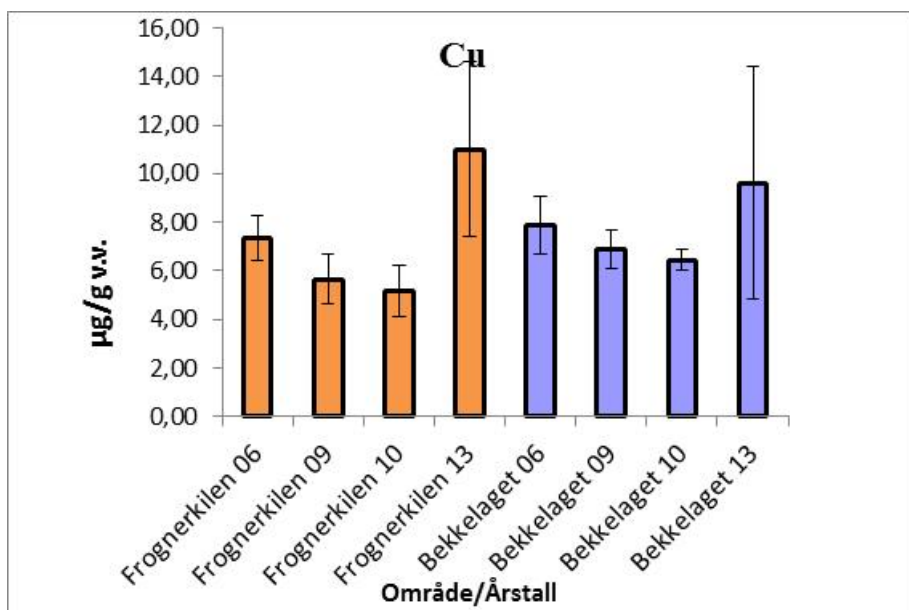
Figur 52. Konsentrasjoner av arsen i lever av torsk fra Frognerkilen og Bekkelagsbassenget i 2006, 2009, 2010 og 2013. For å vise usikkerheten er 95 % konfidensintervall inntegnet. Antatt høyt bakgrunnsnivå av arsen antas å være 10 µg/g v.v. (Knutzen og Skei 1990).



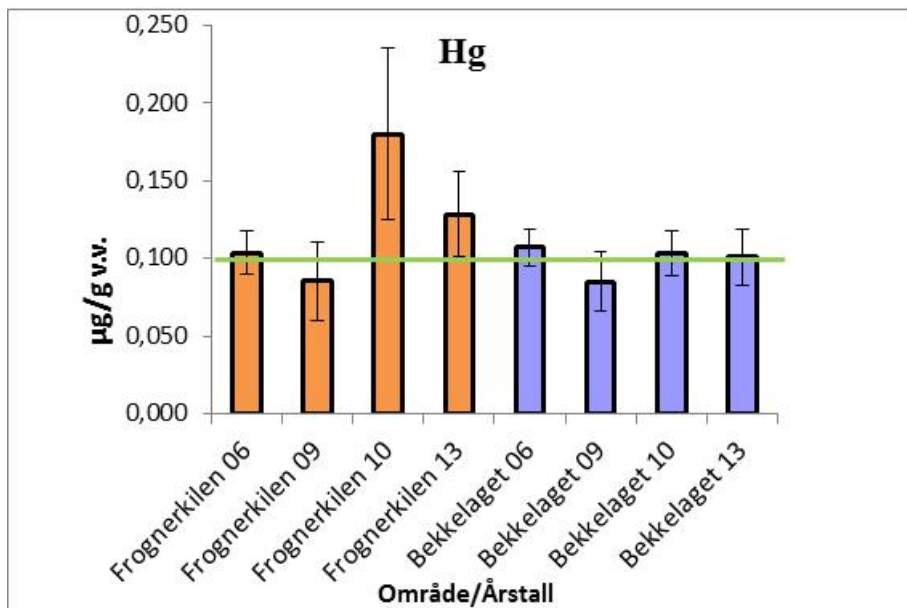
Figur 53. Konsentrasjoner av krom i lever av torsk fra Frognerkilen og Bekkelagsbassenget i 2006, 2009, 2010 og 2013. Søyler markert med < betyr at alle verdiene lå under deteksjonsgrensen på 0,3 og 0,2 µg/g v.v. For tre av søylene er 95 % konfidensintervall inntegnet. Antatt høyt bakgrunnsnivå av krom antas å være 0,5 µg/g v.v. (Knutzen og Skei 1990).



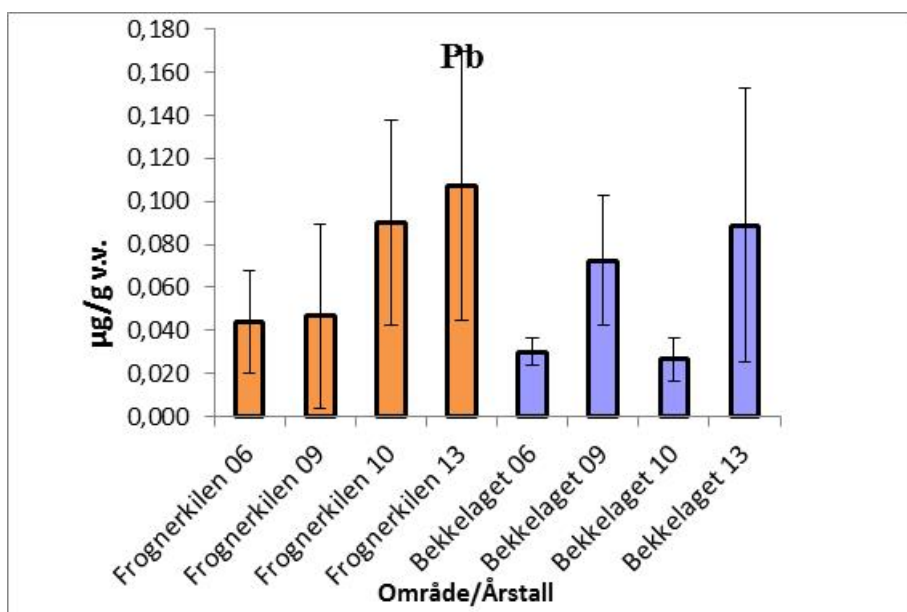
Figur 54. Konsentrasjoner av kadmium i lever av torsk fra Frognerkilen og Bekkelagsbassenget i 2006, 2009, 2010 og 2013. For å vise usikkerheten er 95 % konfidensintervall inntegnet. Antatt høyt bakgrunnsnivå av kadmium antas å være 0,5 µg/g v.v. (Knutzen og Skei 1990)



Figur 55. Konsentrasjoner av kobber i lever av torsk fra Frognerkilen og Bekkelagsbassenget i 2006, 2009, 2010 og 2013. For å vise usikkerheten er 95 % konfidensintervall inntegnet. Antatt høyt bakgrunnsnivå av kobber antas å være 10 µg/g v.v. (Knutzen og Skei 1990).



Figur 56. Konsentrasjoner av kvikksølv i filet av torsk fra Frognerkilen og Bekkelagsbassenget i 2006, 2009, 2010 og 2013. Grønn linje markerer konsentrasjonsgrensen (for filet av torsk) mellom ubetydelig-lite forurenset (klasse I) og moderat forurenset (klasse II) i TA-1467/1997. For å vise usikkerheten er 95 % konfidensintervall inntegnet.



Figur 57. Konsentrasjoner av bly i lever av torsk fra Frognerkilen og Bekkelagsbassenget i 2006, 2009, 2010 og 2013. For å vise usikkerheten er 95 % konfidensintervall inntegnet. Antatt høyt bakgrunnsnivå av bly antas å være 0,1 µg/g v.v. (Knutzen og Skei 1990).

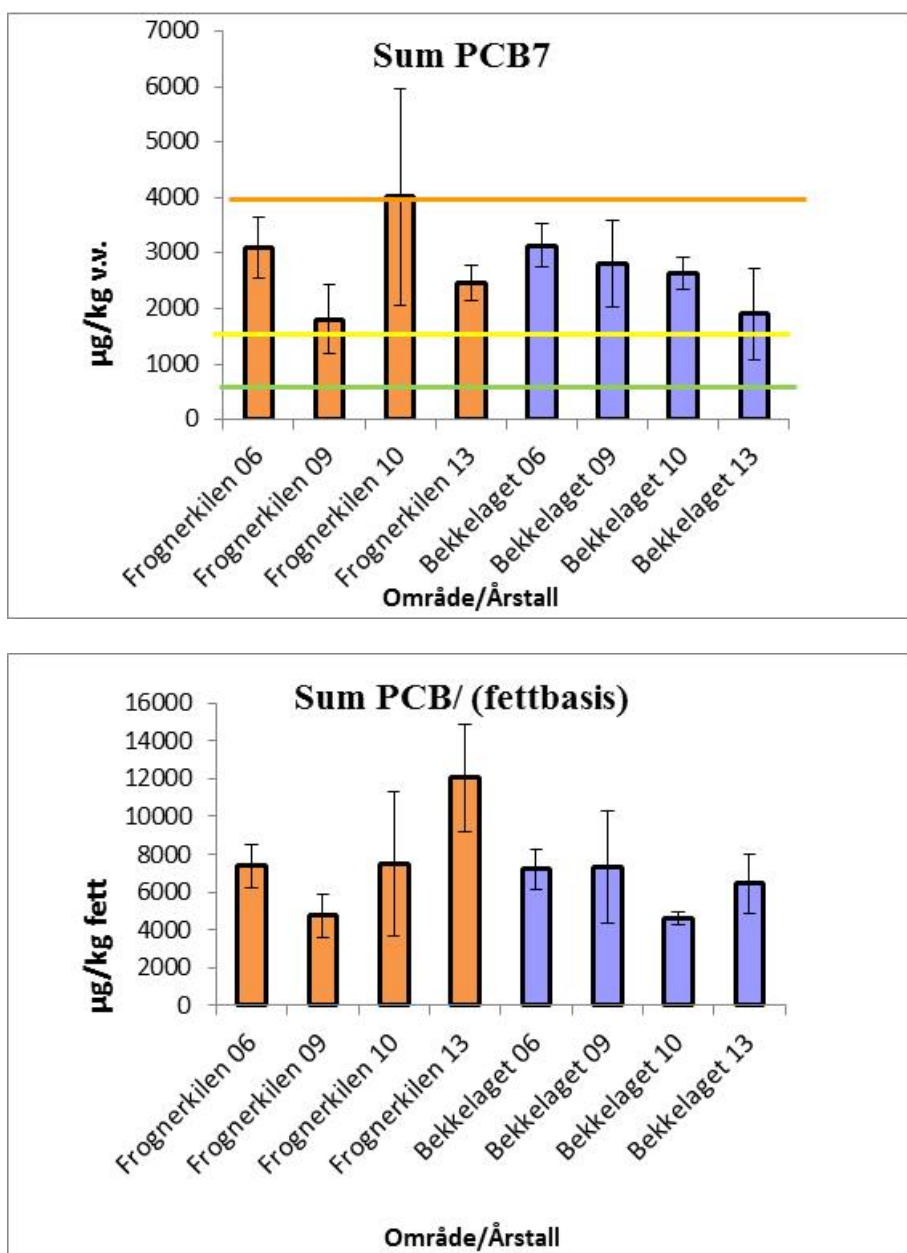
3.5.2 Klororganiske forbindelser

Konsentrasjonen av de ulike klororganiske forbindelsene i torskelever ses i **Figur 58** til **Figur 60**. Konsentrasjonene av PCB var generelt høy (klasse III-IV) på alle tidspunkt og i begge områdene (**Figur 58**) og var grovt sett på samme nivå som en har observert ved overvåking av torsk fra Steilene lenger ut i fjorden (Green et al. 2013). Det antydes en viss nedgang i PCB-konsentrasjonen i torsk fra Bekkelagsbassenget når den oppgis på våtvekstsbasis, men nedgangen er imidlertid ikke signifikant og forsvinner helt når resultatene presenteres på fettbasis (**Figur 58**).

Konsentrasjonene av heksaklorbensen og nedbrytningsprodukter av DDT var generelt lave i alle prøvene (**Figur 59**, **Figur 60**).

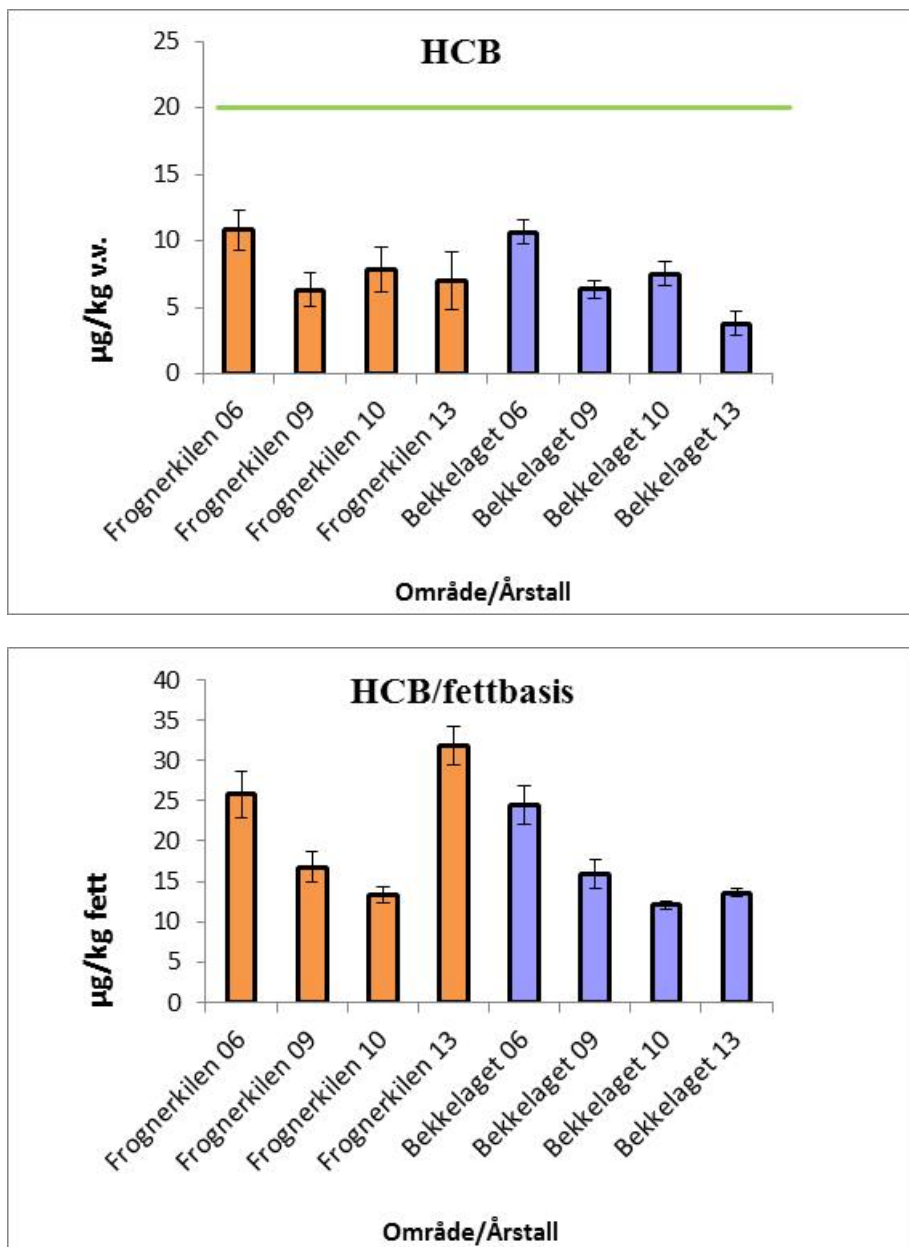
For både skrubbe og torsk var det generelt lave verdier av heksaklorbensen, nedbrytningsprodukter av DDT, oktaklorstyren og QCB. Konsentrasjonene av QCB og oktaklorstyren var også generelt lave og i mange tilfeller under deteksjonsgrensen. Tendensen var likevel at konsentrasjonene i prøvene fra Frognerkilen var noe høyere enn i prøvene fra Bekkelaget (se vedlegg for data fra 2013).

Av de klororganiske forbindelsene som er analysert anser en at det i hovedsak kun er PCB som utgjør et miljøproblem. Bildet som avtegner seg er imidlertid forskjellig for skrubbe (**Figur 47**) og torsk (**Figur 58**). I torsk har en hatt vedvarende høye konsentrasjoner både i fisk fra Steilene området (Green et al. 2013) og fra Frognerkilen og Bekkelagsbassenget (**Figur 58**), mens en i skrubbe har hatt vedvarende relativt lave konsentrasjoner i fisk fra Frognerkilen og Bekkelagsbassenget (**Figur 47**). For skrubbe mangler imidlertid nyere data fra Indre Oslofjord. Konsentrasjonen av PCB i skrubbe fra indre Oslofjord lå imidlertid i samme nivå som i skrubbe fra Sande i Ytre Oslofjord (Green et al. 2013).



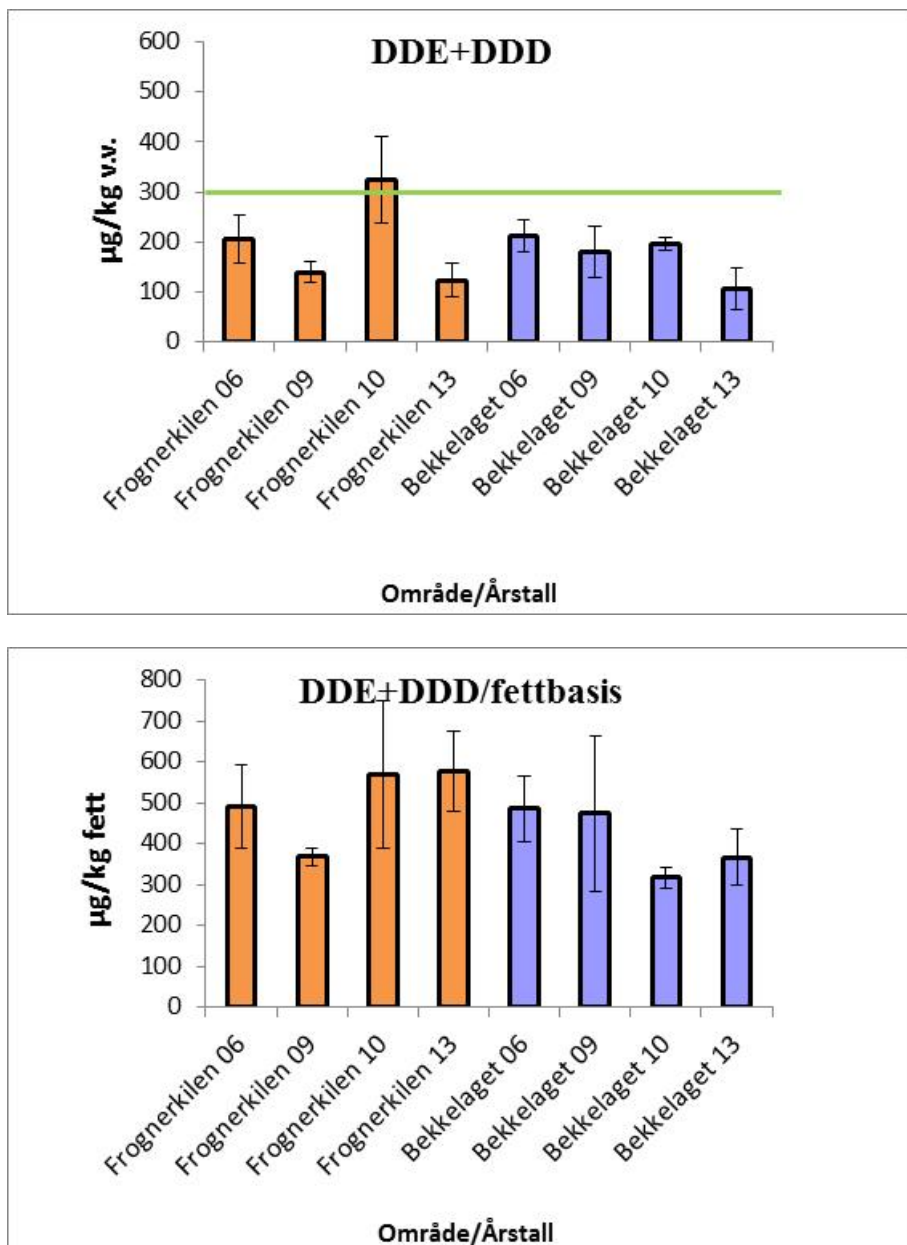
Figur 58. Konsentrasjoner av sum PCB-7 i lever av torsk fra Frognerkilen og Bekkelagsbassenget i 2006, 2009, 2010 og 2013. For å vise usikkerheten er 95 % konfidensintervall inntegnet. Grenseverdiene for de ulike tilstandsklassene i følge TA1467/1997 er vist i den øverste figuren.

Verdier som ligger under grønn horisontal strek: Klasse I, ubetydelig/lite forurenset
 Verdier som ligger mellom grønn strek og gul strek: Klasse II, moderat forurenset
 Verdier som ligger over gul strek: Klasse II, markert forurenset



Figur 59. Konsentrasjoner av heksaklorbensen i lever av torsk fra Frognerkilen og Bekkelagsbassenget i 2006, 2009, 2010 og 2013. For å vise usikkerheten er 95 % konfidensintervall inntegnet. Grenseverdiene for de ulike tilstandsklasser i følge TA1467/1997 er vist i den øverste figuren.

Verdier som ligger under grønn horisontal strek: Klasse I, ubetydelig/lite forurenset



Figur 60. Konsentrasjoner av summen av TDEPP og DDEP i lever av torsk fra Frognerkilen og Bekkelagsbassenget i 2006, 2009, 2010 og 2013. For å vise usikkerheten er 95 % konfidensintervall inntegnet. Grenseverdiene for de ulike tilstandsklasser i følge TA146/1997 og anbefalte endringer gitt i Knutzen og Green (2001) er vist i den øverste figuren. Verdier som ligger under grønn horisontal strek: Klasse I, ubetydelig/lite forurenset

4. Konklusjoner og oppsummering av resultater

4.1 Hovedkonklusjoner

Hovedhensikten med rapporten har vært å presentere data fra før, under og etter anleggsarbeidene i Oslo Havn. Sammenligningen er ment å skulle belyse i hvilken grad oppryddingsaktiviteten i Oslo havnedistrikt på lang sikt har påvirket miljøgiftinnholdet i organismer i tiltaksområdet i havnebassenget inklusiv noen båthavner, deponiområdet i Bekkelagsbassenget og for noen få prøvetyper (reker) også lenger ut i fjorden.

I utgangspunktet kunne forventes økt spredning av miljøgifter i perioden med omfattende arbeider, men at oppryddingsaktiviteten deretter skal gi positive effekter blant annet i form av reduserte miljøgiftkonsentrasjoner i organismer lokalt.

Analysene er gjort på blåskjell, dypvannsreker, skrubbe og torsk som opptrer i ulike deler av miljøet og derfor kan være utsatt for ulik eksponering. Resultatene er for de enkelte artene ikke entydige med hensyn til endringer av miljøgiftkonsentrasjoner i organismer av de tiltak som er gjennomført. Hovedtendensen før prøvetakingen i 2013 var at det kunne spores en viss konsentrasjonsnedgang i prøver tatt etter at mye av mudrings- og deponeringsarbeidene var ferdige (senhøsten 2009 og våren 2010) i forhold til før og under anleggsarbeidene. Analysene fra 2013 styrker ikke denne konklusjonen og det er vanskelig å påpeke klare effekter av tiltakene på miljøgiftinnholdet i blåskjell, reker og fisk. Unntaket ser ut til å være en liten økning av enkelte metaller og TBT i blåskjell i havneområdet i perioden med de mest omfattende mudringsarbeidene (2006-2007).

Det generelle fraværet av klare effekter kan ha mange årsaker. Blant annet var konsentrasjonen av mange av miljøgiftene lave i utgangspunktet og gir lite rom for ytterligere reduksjon. Klimarelaterte forhold som avrenning fra land og uoversiktlige utslipp og hendelser kan også forstyrre bildet. Et annet viktig forhold er at de sedimentarealene som er involvert i oppryddingen er ganske små (størrelsesorden 1 km²) i forhold til totalarealet i Oslo Havn og indre Oslofjord (ca. 190 km²) slik at organismer som fisk, som kan bevege seg ut av et tiltaksområde, ikke vil dra vesentlig nytte av tiltaket. I Norge er det også gjennomført mer generelle tiltak som har ført til reduserte miljøgiftutslipp (Sørensen 2010). Slike tiltak vil på sikt medføre at nivåene i miljøet vil gå ned uavhengig av de lokale tiltakene i Oslo Havn. Dette sees allerede tydelig for TBT og til noen grad også for andre miljøgifter (PCB). Dette gjør det også vanskelig og entydig knytte konsentrasjonsendringer til de lokale tiltakene i Oslo Havn.

Størrelsen på dosen en organisme eksponeres for via vann og føde og den resulterende konsentrasjonen i de ulike vev er bestemmende for eventuelle virkninger av miljøgiften på organismen. Det er imidlertid vanskelig å prediktere biologiske effekter ut fra konsentrasjonsnivåene alene særlig når konsentrasjonene i hovedsak er lave og eksponeringen variable og multiple.

I denne undersøkelsen har en ikke studert i hvilken grad tiltakene har gitt biologisk effekter. I hovedsak antas imidlertid at eventuelle biologisk effekter har vært små fordi miljøgiftnivåene for de fleste analyserte forbindelser har vært relativt lave. Vi antar imidlertid at biologiske effekter på ingen måte kan utelukkes sett i lys av at en kan finne

slike effekter i fisk fra Steilene lenger ut i fjorden (se kapitel 4.3), som for en del forbindelser har konsentrasjoner som er sammenlignbare med de vi finner i fisk fra havneområdet.

4.2 Sammendrag av resultater fra de enkelte områder og organismer

4.2.1 Miljøgifter i blåskjell

Skjell fra Paddehavet, Bygdøyenes og Lysaker/Bestumkilen

Blåskjell fra Paddehavet, Bygdøyenes og Lysaker/Bestumkilen ble innsamlet i nærheten av relativt store småbåthavner. Skjellene som ble innsamlet i 2006, ble tatt før tiltakene i nærområdet var gjennomført og skjellene fra de øvrige innsamlingene (2009, 2010 og 2013) ble tatt etter at tiltakene i nærområdet var ferdige. Tiltakene i Oslo Havn som helhet var imidlertid høsten 2013 fremdeles ikke helt ferdigstilt.

Resultatene tyder på at en i hele observasjonsperioden har hatt relativt lave konsentrasjoner (dvs. ubetydelig til moderat forurensede skjell) av alle metallene, PAH, og med unntak av én registrering (Bygdøyenes 2013) også for PCB. Det var en tendens til avtagende PCB-konsentrasjoner fra 2006 til 2010 (**Figur 4**). I alle de tre områdene (unntatt prøvene fra Lysaker/Bestumkilen i 2009) lå imidlertid konsentrasjonsnivået for PCB i 2013 høyere enn ellers i observasjonsperioden.

TBT utpekte seg som den forbindelsen som ga den dårligste miljøtilstanden (i 8 av 20 registreringer kunne skjellene karakteriseres som markert forurenset med TBT). For alle de tre områdene var konsentrasjonen av TBT i skjellene i 2006 høyere enn i 2013 (**Figur 5**). Denne nedgangen er trolig i hovedsak en konsekvens av forbudene mot bruk av TBT som begroingshindrende middel på småbåter og skip.

Kobber brukes fremdeles som begroingshindrende middel i bunnstoff. Generelt var konsentrasjonene av kobber lave (ubetydelig til moderat forurenset). Det ser heller ikke ut til at det var noen klar tendens til økende konsentrasjoner av kobber i prøvene fra Paddehavet og Bygdøyenes (**Figur 6**).

Blåskjellene fra 2006 var innsamlet før de lokale tiltakene ble gjennomført og de øvrige prøvene (2009, 2010 og 2013) var innsamlet etter tiltak. Dersom tiltakene skulle ha medført en redusert eksponering i overflatevannet der blåskjellene befinner seg, skulle en forvente at konsentrasjonene i 2006 var høyere enn i 2009. For noen av parameterne (TBT, Cu, sum PAH-16) synes dette å være tilfelle (**Figur 5**, **Figur 6** og **Figur 7**), men i liten grad for PCB der en reduksjon fra 2006 til 2009 kun ble sett i skjellene fra Bygdøyenes der det ikke var gjort tiltak i nærområdet. For PCB antydes likevel en reduksjon i 2010 i forhold til i 2006. Verdiene for TBT fra alle stasjonene, kobberkonsentrasjonen i skjell fra Lysaker og PAH-16 verdiene fra Bygdøyenes var lavere i 2013 enn i 2006. Det ser imidlertid ikke ut til å være tilfelle for PCB (**Figur 4**).

Resultatene antyder totalt sett at tiltakene på kort sikt kan ha gitt en liten positiv respons når det gjelder forekomst av miljøgifter i blåskjell. På lang sikt ser det likevel og med et mulig unntak av for TBT at tiltakene har bidratt lite til endringer i konsentrasjonen av de ulike miljøgifter i skjellene. For TBT har det over tid vært en generell nedgang i konsentrasjonen i biota i norsk kystfarvann (Green et al. 2013). Nedgangen en har observert i skjellene kan derfor i betydelig grad være knyttet til det generelle forbudet

mot bruk i bunnstoff som til de gjennomførte lokale tiltakene i forhold til forurenset sediment.

Skjell fra tiltaksområdet og deponiområdet

Hovedhensikten med analysene av skjell fra tiltaksområdet var å avklare i hvilken grad tiltaksarbeidet i havneområdet har påvirket miljøgiftkonsentrasjonen i skjellene både under og etter at arbeidene var foretatt. Hovedhensikten med analysene av skjell fra deponiområdet var å avklare om selve deponeringen ved Malmøykalven førte til spredning av miljøgifter til overflatevannet og dermed til endrede miljøgiftkonsentrasjoner i skjellene fra området som omkranser deponiet og i tilfelle om konsentrasjonen ble redusert etter at deponeringen opphørte.

Blåskjellstasjonene i deponiområdet ligger rundt stedet der de forurensete massene er deponert og som senere ble overdekket med ren sand. Resultatene fra 2013 fra understasjonene i deponiområdet vil derfor kunne gi indikasjon på hvor eksponeringen er størst helt lokalt etter at tiltakene i hovedsak er gjennomført.

Metaller: Både i tiltaksområdet og deponiområdet har skjellene i hele observasjonsperioden vært ubetydelig til moderat forurenset (klasse I–II) med metaller (**Tabell 6**). I 2013 etter at tiltakene var ferdige var det understasjonen i Frognerkilen som bidro til at konsentrasjonen av kobber var såpass høy i tiltaksområdet (**Figur 16**). Det er meget mulig at det er områdets innelukkede karakter og utlekking av kobber i bunnstoff fra alle småbåtene som ligger fortøyd i området som gjør at kobbernivåene er høyere i Frognerkilen enn på de øvrige understasjoner (**Figur 16**).

For mange av metallene (As, Cd, Cr, Hg og Pb), men ikke i samme grad for kobber ble det observert en tendens til at nivåene i tiltaksområdet og deponiområdet følger hverandre fra prøvetaking til prøvetaking gjennom observasjonsperioden. Dette kan tyde på at det er storskala snarere enn lokal forhold som påvirker konsentrasjonsnivåene. For kobber var konsentrasjonen generelt høyere i tiltaksområdet enn deponiområdet. Tilsvarende ble også observert for kadmium, bly og kvikksølv, men da bare i en kortere periode i 2006-2007.

Prøver fra understasjonene viser en del lokal variasjon (**Figur 10, Figur 12, Figur 14, Figur 16, Figur 18, Figur 20**). Med unntak for kobber (**Figur 16**) var det tendens til mer variasjon mellom understasjonene i deponiområdet enn i tiltaksområdet. I tiltaksområdet var det lite variasjon i nivåene mellom understasjonene for arsen, kadmium, kvikksølv og bly, mens det var betydelig mer variasjon for kobber og til dels også for krom.

I deponiområdet var det konsentrasjonen i prøven fra Skjælholmene som for de fleste metaller (As, Cd, Cr, Hg) lå høyest. For bly derimot var det skjellene fra Langøyene som viste de høyeste nivåene (**Figur 20**), muligens som en konsekvens av tilførsler fra et tidligere avfallsdeponi.

Konsentrasjonsendringer på eller nær bakgrunnsnivå (dvs. klasse I) er vanskelig å tolke. For kadmium krom og kvikksølv ble det i begge hovedområdene observert lave konsentrasjoner i hele observasjonsperioden med unntak av noen enkeltobservasjoner (eksempelvis Cr i 2006, se **Figur 13**). En tolker de lave konsentrasjonene som at en eventuell påvirkning fra tiltaksarbeidet har vært ubetydelig.

For arsen, kobber og bly ble det observert noe forhøyede konsentrasjoner (**Tabell 6**). For disse metallene, og med et mulig unntak av for bly i tiltaksområdet (**Figur 19**), var det likevel vanskelig å se at konsentrasjonene var lavere i 2013 enn ellers i observasjonsperioden (**Figur 19**). I oktober og desember 2006 og februar 2007 ble det imidlertid observert en økning i konsentrasjonen av bly i begge områdene (**Figur 19**). Dette kan ha sammenheng med tiltaksarbeidene. For bly ser en også at konsentrasjonene i tiltaksområdet fra oktober 2009 var lavere enn før og under tiltaksarbeidet (unntatt juni 2008). I hvilken grad dette skyldes tilfeldige forhold eller kan tolkes som en effekt av tiltaket er vanskelig å si.

Klororganiske forbindelser: Konsentrasjonen av PCB og nedbrytningsprodukter av DDT lå i hele observasjonsperioden høyere i tiltaksområdet enn i deponiområdet (**Figur 21**). I tiltaksområdet lå konsentrasjonsnivået for PCB i klasse II–III (moderat til markert forurenset), mens nivåene i deponiområdet lå i klasse I-II (ubetydelig til moderat forurenset). De laveste konsentrasjonene av PCB i tiltaksområdet ble registrert mot slutten av observasjonsperioden (dvs. i 2010) og den høyeste verdien ble observert før tiltaksarbeidet startet (se **Figur 21**) og det antydes en konsentrasjonsnedgang for PCB i tiltaksområdet over tid. Dette kan muligens tolkes som en effekt av tiltaksarbeidene, men konsentrasjonsnivået i 2013 lå i samme nivå som fra desember 2006 til april 2007 slik at eventuelle effekter trolig har vært små og i tilfelle ikke vedvarende.

I deponiområdet var konsentrasjonsnivået av PCB mye mer stabilt, nivåene var i hovedsak lave og konsentrasjonsnivået før tiltaksarbeidet startet var svært nær det som ble observert i 2013 etter at arbeidene med deponering og overdekking var ferdigstilt. Observasjonene fra deponiområdet tyder ikke på at PCB er blitt spredt til overflatevannet i anleggsperioden.

I tiltaksområdet ble den høyeste konsentrasjonen observert i Frognerkilen og i deponiområdet fra Langøyene (**Figur 22**), sistnevnte muligens som en konsekvens av noe høye konsentrasjoner av PCB i sedimentene på grunt vann ved Langøyene (Multiconsult 2013).

I tiltaksområdet ble det i 2013 observert til dels høye konsentrasjoner av HCH i blåskjell (**Figur 26**) noe som ikke er registrert der tidligere. Det var stasjonen i Frognerkilen som viste den høyeste konsentrasjonen og skjellene derfra kunne karakteriseres som sterkt forurenset med HCH. Ingen av de øvrige skjellprøvene (**Tabell 5**) i fjorden viste så høye HCH-verdier som i tiltaksområdet i 2013. De høye HCH-verdiene i tiltaksområdet i 2013 er vanskelig å forklare, spesielt fordi en tidligere ikke har observert høye verdier av HCH der. En har ikke oversikt over hendelser i tiltaksområdet som skulle tilsi høye verdier av HCH der og kun i 2013.

PAH: Under så godt som hele observasjonsperioden har konsentrasjonen av sum PAH-16, benzo(a)pyren (BAP) og KPAH i blåskjellene ligget høyere i tiltaksområdet enn i deponiområdet (**Figur 27**, **Figur 29**, **Figur 31**).

I deponiområdet har konsentrasjonen av sum PAH-16 hele tiden vært relativt stabil og i hovedsak ligget under eller svært nær øvre grense for tilstandsklasse I (ubetydelig/lite forurenset) (**Figur 27**). I tiltaksområdet har imidlertid konsentrasjonen av sum PAH-16, variert betydelig (**Figur 27**) og i hovedsak ligget innenfor klasse II-III. Dette tyder på et

høyere og mer variabelt eksponeringsnivå knyttet til PAH-forbindelser i tiltaksområdet enn i deponiområdet.

Konsentrasjonen av sum PAH-16, BAP og KPAH i skjell fra i tiltaksområdet var i 2013 blant de høyeste verdiene som er registrert i observasjonsperioden og antyder at eksponeringsnivået der har økt.

I tiltaksområdet var konsentrasjonen av både sum PAH-16 og KPAH betydelig lavere i 2009 og april 2010 enn gjennomsnittet for perioden 2006-2008. Dette har tidligere (Berge 2011) blitt tolket som en mulig sammenheng med at tiltakene i havneområdet har hatt en konsentrasjonsreduserende effekt. Økningen i konsentrasjonene etter april 2010 tyder imidlertid på at denne effekten nå ikke lenger er synlig (**Figur 27**).

En har trolig også andre diffuse kilder enn sediment i et bynært område (eksempelvis forbrenningsprodukter/oljeprodukter, tilførsel via elver). Vi kan derfor ikke utelukke at de variasjonene en har observert i PAH-verdiene i tiltaksområdet kan skyldes endringer i eksponering fra slike kilder.

TBT: Før anleggsarbeidene startet var TBT-konsentrasjonen svært høy i skjell fra både tiltaksområdet og deponiområdet. Med ett unntak (juni 2006) har TBT-konsentrasjonen i anleggsperioden ligget klart høyere i tiltaksområdet (i hovedsak i tilstandsklasse III) enn i deponiområdet (i hovedsak i tilstandsklasse II).

Resultatene antyder at eksponeringsnivået knyttet til TBT er blitt redusert og da særlig i tiltaksområdet. Dette har trolig noe å gjøre med forbudet mot bruk av TBT som begroingshindrende middel, men kan også ha sammenheng med økt spredning av TBT under mudringsarbeidene i perioden 2006-2008.

I tiltaksområdet var det prøvene fra Frognerkilen som viste de høyeste konsentrasjonene. Både TBT og kobber har vært brukt/brukes som begroingshindrende middel på båter og skip. Fordelingen av disse to stoffene i prøvene fra underområdene var svært like. Dette har mest sannsynlig sammenheng med en eksponering som på en eller annen måte er knyttet opp mot båtbruk. Selv om TBT nå har vært forbudt brukt som begroingshindrende middel på båter og skip i mange år og kobber fremdeles er i bruk, ser det ut til at eksponeringen i de ulike områdene relativt sett følger hverandre (se **Figur 34** og **Figur 16**).

4.2.2 Miljøgifter i reker

Reker ble innsamlet på ca. 100 m dypt vann ved Steilene i Vestfjorden. Reker kan eksponeres for miljøgifter via føde, vann og ved kontakt med bunnsubstratet. Området som rekene er fanget i ligger ca. 10 km fra tiltaksområdet i Oslo Havn. Sammenlignet med kriterier utarbeidet for blåskjell synes de observerte nivåene av klororganiske forbindelser, PAH og tinnorganiske forbindelser i prøvene fra 2013 å være relativt lave. Det ble observert signifikant lavere PCB, DDE og HCB-innhold i reker i 2013 enn ved de to tidligere registreringene i 2006 og 2009 (**Figur 37**). Det var imidlertid signifikant høyere konsentrasjoner i 2009 enn i 2006 for PCB og DDE (**Figur 37**).

Konsentrasjonen av TBT viste en avtagende tendens og konsentrasjonen var signifikant lavere i 2013 enn ved de to tidligere registreringene (**Figur 38**). Nedgangen i TBT-

konsentrasjonen er i tråd med det en observerer i organismer andre steder i landet og er trolig i hovedsak et resultat av forbudene mot bruk av TBT i begroingshindrende midler for småbåter og større skip. Resultatene indikerer også en viss nedgang i PAH-konsentrasjonen i reker fra 2006 til 2009 og 2013. I lys av at det i utgangspunktet (2006) var lave konsentrasjoner i reker og at innsamlingsområdet ved Steilene ligger relativt langt fra tiltaksområdet, er vi tilbakeholdne med å konkludere i hvilken grad tiltakene i Oslo Havn har bidratt til de små, men i visse tilfeller signifikante forskjellene som er observert. Det er imidlertid, med et unntak for trifenylytinn, et gjennomgående trekk ved resultatene at konsentrasjonene er lavere i 2013 enn ved de to foregående målingene.

4.2.3 Miljøgifter i fisk

Rent generelt skal en være forsiktig med å tolke endringer i miljøgiftkonsentrasjoner i fisk når disse ligger i et nivå som ikke klart overskrider bakgrunnsverdien og dermed befinner seg i et nivå hvor en må forvente at prosessene som bestemmer konsentrasjonen har et stort element av tilfeldighet i seg og er lite kjent.

Metaller: Mange av metallanalysene som er foretatt her ligger under det som er antatt å være et høyt bakgrunnsnivå og det er derfor vanskelig å tolke årsaken til de endringene som er observert.

For arsen (Figur 41) og kobber (Figur 44) i skrubbelever og for arsen, krom og kadmium i torskelever (se Figur 52, Figur 53 og Figur 54) ble det kun observert konsentrasjoner som lå under det som antas å være et høyt bakgrunnsnivå. For mange av de øvrige metallene lå også mange av observasjonene under bakgrunnsnivå eller nær dette. Metallobservasjonene har også variert såpass mye og til dels usystematisk innenfor et lavt nivå (under bakgrunn) fra år til år slik at det har vært vanskelig å spore trender knyttet til tiltakene som har vært gjennomført. Det vi kan si er imidlertid at en eventuell påvirkning fra tiltakene på konsentrasjonsnivåene av metaller i fisk var små.

Hverken i torsk fra Frognerkilen eller fra Bekkelagsbassenget var det mulig å se noe klar endring i metallinnholdet over tid, med unntak for kobber fra Frognerkilen hvor konsentrasjonen var klart høyere i 2013 enn i øvrige år (Figur 55) og for kadmium fra Bekkelagsbassenget hvor også konsentrasjonen i 2013 var klart høyere enn i tidligere år, men nivået var likevel svært lavt (Figur 54).

For de fleste metaller (As, Cr, Cd, Hg) i skrubbe ble det ikke observert noen signifikante endringer i metallkonsentrasjonen over tid på de to lokalitetene, men på samme måte som i torsk antydes en økning i kobberkonsentrasjonen i skrubbe i 2013. En viss økning ses også for bly i skrubbe i 2013 sammenlignet med tidligere år. Noe tilsvarende ser en i torskelever, men usikkerheten her er større. Økningen i kobberkonsentrasjonen, som antydes i begge fiskearter, kan muligens knyttes til økt bruk av dette metallet i bunnstoff. Økningen i blykonsentrasjonene er vanskeligere å forklare fordi metallet fases ut bruksmessig blant annet ved at tilsetning til bensin har opphørt. Lenger ut i fjorden ved Steilene er det observert en nedadgående trend for bly i torskelever (Green et al. 2013).

For kvikksølv ble verdier over et antatt høyt bakgrunnsnivå observert kun i skrubbe fra Frognerkilen i 2013 (Figur 45). Torsk ser imidlertid ut til å være noe mer

kvikksølvpåvirket idet konsentrasjonen i torskefilet i begge områdene og ved alle tidspunktene, unntatt i 2009, lå over antatt høyt bakgrunnsnivå (se **Figur 56**). De høyeste kvikksølvkonsentrasjonene ble observert i torsk fra Frognerkilen i 2010 og 2013. Ved siste prøvetaking i 2013 var kvikksølvkonsentrasjon noe høyere i Frognerkilen enn i Bekkelagsbassenget, men forskjellen var ikke signifikant (**Figur 56**) og tilsvarende ble også observert i skrubbe (se **Figur 45**).

Klororganiske forbindelser: Konsentrasjonen av PCB var generelt lav i skrubbelever på begge stasjonene og alle tidspunkt, med unntak av i fisken innsamlet i Bekkelagsbassenget i 2006/07 hvor verdien så vidt lå over øvre grense for klasse I (**Figur 47**). Til tross for lave konsentrasjoner kan det påpekes en relativ klar nedgang i PCB-konsentrasjoner fra 2006/2007 til 2009 og 2013 på våtvektsbasis, og dette gjenspeiler seg når resultatene presenteres på fettbasis (**Figur 47**). En tilsvarende nedgang fra 2006/2007 ses også for HCB (**Figur 48**) og DDE/DDD (**Figur 49**).

Konsentrasjonene av PCB i torskelever var imidlertid generelt høy (klasse III-IV) på alle tidspunktene og i begge områdene (**Figur 58**), og de var grovt sett på samme nivå som tidligere observasjoner ved overvåking av torsk fra Steilene lenger ut i fjorden (Green et al. 2013). Det antydes en viss nedgang i PCB-konsentrasjonen i torsk fra Bekkelagsbassenget når den oppgis på våtvektsbasis, men nedgangen er imidlertid ikke signifikant og forsvinner helt når resultatene presenteres på fettbasis (**Figur 58**). For de øvrige klororganiske forbindelsene ble det i begge fiskeslagene i hovedsak observert lave konsentrasjoner på begge lokaliteter ved alle tidspunktene.

Av de klororganiske forbindelsene som er analysert anser en at det i hovedsak kun er PCB som utgjør et miljøproblem. Bildet som avtegner seg er imidlertid svært forskjellig for skrubbe (**Figur 47**) og torsk (**Figur 58**). I torsk har en hatt vedvarende høye konsentrasjoner, mens en i skrubbe har hatt vedvarende relativt lave konsentrasjoner. Nivåene som er observert i 2013 antyder at skrubbe fra Frognerkilen, og i ennå større grad Bekkelagsbassenget, ikke eksponeres for organiske miljøgifter i en slik grad at det opptrer høye konsentrasjoner i skrubbelever. Dette til forskjell fra torsk hvor det i hele observasjonsperioden i begge områdene har vært observert høye PCB-konsentrasjoner (**Figur 58**).

4.3 Mulig biologiske effekter

Størrelsen på dosen en organisme eksponeres for via vann og føde og den resulterende konsentrasjonen i de ulike vev er bestemmende for eventuelle virkninger av miljøgiften på organismen. Det er vanskelig å prediktere biologiske effekter ut fra konsentrasjonsnivåene alene særlig når konsentrasjonene i hovedsak er lave og eksponeringen variabel og multiple. Dersom en er ute etter effekter må en gjennomføre enge studier der en ser på relevante biomarkører.

De konsentrasjonene av metaller som er observert i blåskjell og reker i denne undersøkelsen er i all hovedsak lave og vi forventer ikke effekter på individnivåene som skulle ha konsekvenser på populasjonsnivå. Når det gjelder mulige effekter av PCB og PAH på blåskjell er vi mer usikre fordi en har til dels noe høye konsentrasjoner og lite informasjon om effektgrenser. Dersom nivåene skulle ha gitt effekter vil disse først og

fremst ha funnet sted i skjellene fra tiltaksområdet der en hadde de høyeste konsentrasjoner av PAH og PCB.

De konsentrasjonene av metaller som er observert i fisk er også i all hovedsak lave og vi forventer i utgangspunktet ikke at nivåene skulle gi nevneverdige effekter på individ eller populasjonsnivå. Det er imidlertid tidligere og så sent som i 2011 påvist effekter av metaller (bly, ALA-D metode) på torsk fra Steilene (Berge et al 2014a og b). I 2012 var det imidlertid ingen tegn til effekter av bly. Selv om nivåene av metaller i fisken fra Bekkelagsbassenget og Frognerkilen er lave vil vi på bakgrunn av observasjonene fra torsk fra Steilene (Berge et al 2014a og b) likevel ikke utelukke at en kan finne effekter av metaller på fisk fra områder nærmere Oslo.

PAH ble ikke analysert i fisken fra Bekkelagsbassenget og Frognerkilen. Undersøkelser fra Torsk fra Steilene (Berge et al. 2014b) viser imidlertid at en fremdeles har påvirkning fra tjærestoffer på fisk i indre Oslofjord, blant annet i form av forhøyede nivåer av PAH-metabolitter i galle. Vi synes det er sannsynlig at dette også er tilfelle for fisk fra Frognerkilen og Bekkelagsbassenget. Biomarkørundersøkelser tyder også på at en i Indre Oslofjord (Steilene) har en kontinuerlig påvirkning av dioksiner og/eller visse PCB'er (Berge et al 2014b) Vi antar at en lignende påvirkning/effekter også finner sted i fisken fra Bekkelagsbassenget og Frognerkilen.

Mange miljøgifter kan påvirke immunsystemet i fisk og gjøre dem mer eller mindre mottakelige for sykdom. Undersøkelser i 2012 (Berge et al 2014b) viser at immunsystemet lettere aktiveres i fisk fra Indre Oslofjord enn i fisk fra Ytre Oslofjord. Dette kan bety at immunsystemet i fisk fra Indre Oslofjord holdes i en alarmberedskap. Faktorer som kan forklare denne forskjellen mellom områdene kan være genetiske forskjeller mellom populasjoner, fødetilgang, sykdomsbilde, reproduksjonsstatus, kondisjon, men det kan også være en effekt av mer kronisk eksponering for miljøgifter i Indre Oslofjord (Berge et al 2014b). Siden en grovt sett har sammenlignbare miljøgift verdier (eksempelvis PCB) i Torsk fra Steilene (Green et. al 2012) og fra Frognerkilen og Bekkelagsbassenget er det sannsynlig at også fisken fra disse områdene er påvirket på en lignende måte.

5. Litteratur

Berge, J.A. 2001. Miljøgifter i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra grunnområdene rundt et planlagt dypvannsdeponi ved Malmøykalven, indre Oslofjord. NIVA rapport l.nr. 4463. 23 s.

Berge, J.A. 2007a. Oppsummering av overvåkingsdata – Blåskjell fra indre Oslofjord Pr. februar, 2007. NIVA notat av 16. august 2007.

Berge, J.A. 2007b. Oppsummering av overvåkingsdata – Blåskjell fra indre Oslofjord Pr. august, 2007. NIVA notat av 07. november 2007.

Berge, J.A. 2008a. Oppsummering av overvåkingsdata – Blåskjell fra indre Oslofjord Pr. oktober, 2007. NIVA notat av 19. januar 2008.

Berge, J.A. 2008b. Oppsummering av overvåkingsdata – Blåskjell fra indre Oslofjord Pr. desember, 2007. NIVA notat av 31. januar 2008. 39s.

Berge, J.A., 2009c. Oppsummering av overvåkingsdata – Analyse av fisk fra Frognerkilen og Bekkelagsbassenget 2006/2007. NIVA notat av 23. mars 2009, 59s.

Berge, J.A., 2011. Mudring og deponeringen i Oslo Havn - Langsiktig overvåking av miljøgifter i blåskjell, reker og fisk – 2009/2010. NIVA-rapport nr 6137 (TA 2770/2011), 88 s.

Berge, J.A., H.C. Nilsson og M. Walday. 2007. Utlegging av rene leirmasser i Bekkelagsbassenget – førundersøkelse. NIVA rapport l.nr. 5338. 48s.

Berge, J.A., H.C. Nilsson og M. Walday. 2008a. Utlegging av rene leirmasser i Bekkelagsbassenget – etterundersøkelse 2007. NIVA rapport l.nr. 5540. 57s.

Berge, J.A., Schøyen, M. og Øxnevad, S., 2008b. Supplerende tiltaksovervåking i indre Oslofjord – miljøgifter i blåskjell, fisk og reker. Årsrapport 2007. NIVA-rapport nr 5591 (TA2383/2008), 64s.

Berge, J.A., 2011. Mudring og deponeringen i Oslo Havn - Langsiktig overvåking av miljøgifter i blåskjell, reker og fisk – 2009/2010. NIVA-rapport nr 6137 (TA 2770/2011), 88 s.

Berge, J.A., Ranneklev, S., Selvik, J.R. og Steen, A.O., 2013. Indre Oslofjord – Sammenstilling av data om miljøgifttilførsler og forekomst av miljøgifter i sediment. NIVA-rapport nr. 6565, 122s

Berge, J.A., Amundsen, R. Gitmark, J., Gundersen, H., Haande, S., Johnsen, T.M., Kroglund, T., Ledang, A.B., Lømsland, E.R., Staalstrøm, Hylland, K., Holt T.F., Bratrud, T., Bølling, N., Erdahl, E., Hinchcliffe, C., Wisbech, C., Wolf, R., 2014a. Overvåking av Indre Oslofjord i 2013, NIVA rapport nr. 6697-2014, 22s.

Berge, J.A., Amundsen, R., Bratrud, T., Bølling, N., Erdahl, E., Gitmark, J., Gundersen, H., Hinchcliffe, C., Holt, T.F., Haande, S., Hylland, K., Johnsen, T. M., Kroglund, T., Ledang, A.B., Norli, M., Lømsland, E., Staalstrøm, A., Wisbech, C., Wolf, R., 2014b. Overvåking av Indre Oslofjord i 2013 – Vedleggsrapport. NIVA rapport nr. 6698-2014, 131s.

Bjerkeng, B., M. Schaanning og A. Tobiesen. 2002. Opprydding av forurensede sedimenter – Risiko for skadelige effekter på organismer under etablering av dypvannsdeponi ved Malmøykalven. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). O-21362 Teknisk Notat, 05.11.02, 13 pp.

Eek, E. og M. Schaanning. 2000. Oslo Havn – Deponering av sediment. Risiko for spredning av miljøgifter under etablering av dypvannsdeponi. Laboratorietester og simuleringsforsøk. NIVA-NGI rapport l.nr. 4217. ISBN 82-577-3838-7. 47 pp + app. A-C.

Eek, E., and S.O. Vrenne, 2000. Erodibility of a falling sediment clod settling through a water column. Proceedings 4th International Symposium on Sediment Quality Assessment, Otsu, Japan 24-27. October 2000. pp. 68-69.

Green, W.N., Schøyen, M., Øxnevad, S., Allan, I., Høgåsen, T., Beylich, B. Rogne, Å.K.G. og Tveiten, L. 2013. Contaminants in coastal waters of Norway 2012. NIVA rapport nr. 6582, 2013, 130s.

Helland, A. 1995. Vurdering av faste deponeringslokaliteter i Indre Oslofjord. NIVA rapport l.nr. 3221.

Knutzen, J., E.M. Brevik, N.A.H. Følsvik. og M. Schlabach. 1999. Overvåking i indre Oslofjord. Miljøgifter i fisk og blåskjell 1997-1998. Overvåkingsrapport 784/99, TA-nr. 1964/1999, NIVA rapport l.nr. 4126. 89 s.

Knutzen J. og Green, N., 2001. Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP). "Bakgrunnsnivåer" av miljøgifter i fisk og blåskjell basert på datamateriale fra 1990-1998. NIVA rapport 4339, 145s

Løken, A.M., Nøland, S.A., Tideman, N., 2007. Uavhengig revisjon av Secora AS og Oslo Hav prosjekt, Veritas Report 2007-1626, 50p.

Molvær, J., J. Knutzen, J. Magnusson, B. Rygg, J. Skei og J. Sørensen 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. SFT Veiledning 97:03. SFT. 36 s.

Multiconsult, 2013. Langøyene avfallsdeponi. Rapport til Oslo kommune fra Multiconsult, dokumentkode 124728-RIGm-RAP-01, 34s.

Oslo havnevesen, 2001. Konsekvensutredning – Dypvannsdeponi for forurenset bunnsediment ved Malmøykalven, Oslo havnedistrikt. 65s.

Oslo havnevesen, 2002. Konsekvensutredning – Dypvannsdeponi ved Malmøykalven. Tilleggsutredning til konsekvensutredning, miljøgiftbudsjett, kostnader og in situ tildekking. NGI Rapport nr.: 20011067-1. 40s.

Oslo kommune, 2005. Helhetlig tiltaksplan for forurensete sedimenter i Oslo havnedistrikt. Oslo Kommune, Rapport Juni, 2005. 43s.

Pettersen, A. og Breedveld, G., 2009. Overvåking av forurensning ved mudring og deponering. Dypvannsdeponiet ved Malmøykalven Sluttrapport del 1: Miljøkvalitet. Rapport nr. 20051785-65, 69s.

Pettersen, A, Oen, A.M.P og Breedveld, G., 2011. Dypvannsdeponiet ved Malmøykalven Sluttrapport del 2 – Dokumentasjon av tildekking, NGI rapport nr. 20051785-00-559-R, 21s.

Ruus, A. 2007. Oppsummering av overvåkingsdata – Blåskjell fra indre Oslofjord Pr. desember, 06, NIVA notat oversendt SFT mars 2007.

Schaanning MT, Harman C, Staalstrøm A, 2011. Release of dissolved trace metals and organic contaminants during deep water disposal of contaminated sediments from Oslo harbour, Norway. *Journal of Soils and Sediments*, Volume 11, Issue 8 (2011), Page 1477-1489.

Schaanning M., A.Staalstrøm og K.Sørensen, 2007. Miljøkonsekvens-vurdering - Utslipp av forurensete sedimenter til overflatelaget i deponiområdet ved Malmøykalven. NIVA rapport 5513-2007. 90 s.

Schaanning, M.T. og B. Bjerkeng, 2001. Opprydding av forurensete sedimenter i Oslo Havn. Etablering av dypvannsdeponi ved Malmøykalven. Modell og estimater for spredning av miljøgifter. NIVA rapport l.nr. 4438, 49 s.

Schaanning M., C. Harman og E. Alve, 2007. Spredning av partikler og miljøgifter under deponering av masser i dypvannsdeponiet ved Malmøykalven. NIVA rapport 5501-2007. 54 s.

Skei, J., J.Magnusson, E.Eek, A.Eggen og A.Hauge, 1999. Strømundersøkelse og sedimentkvalitet i dybbassenget vest for Malmøykalven, Indre Oslofjord. NIVA rapport, l.nr. 4019. 25s.

Skei, J. og Nilsson H.C., 2008. Kjemiske analyser av sedimentkjerner fra deponiområdet ved Malmøykalven og randområdene. NIVA rapport 5615, 54s.

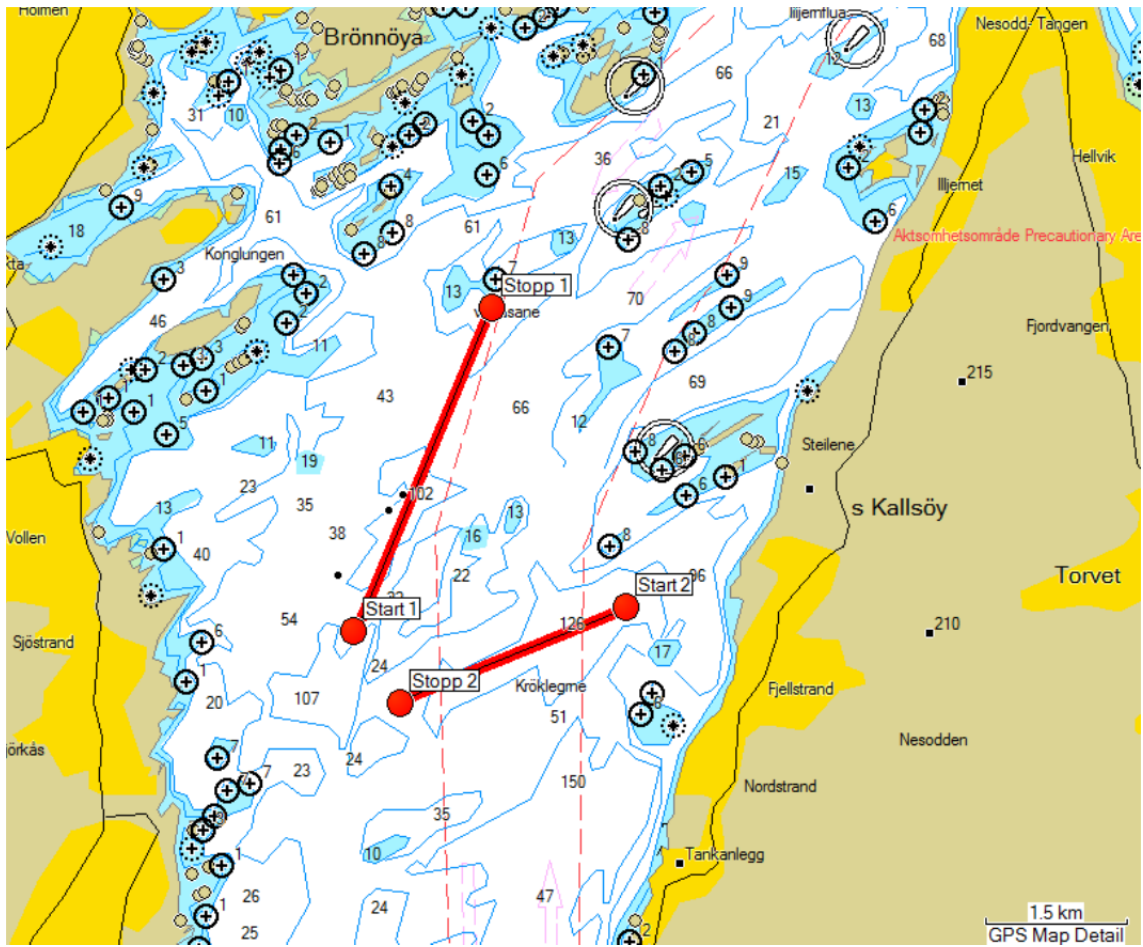
6. Vedlegg

6.1 Vedlegg A. Størrelse på skjellene innsamlet i 2013

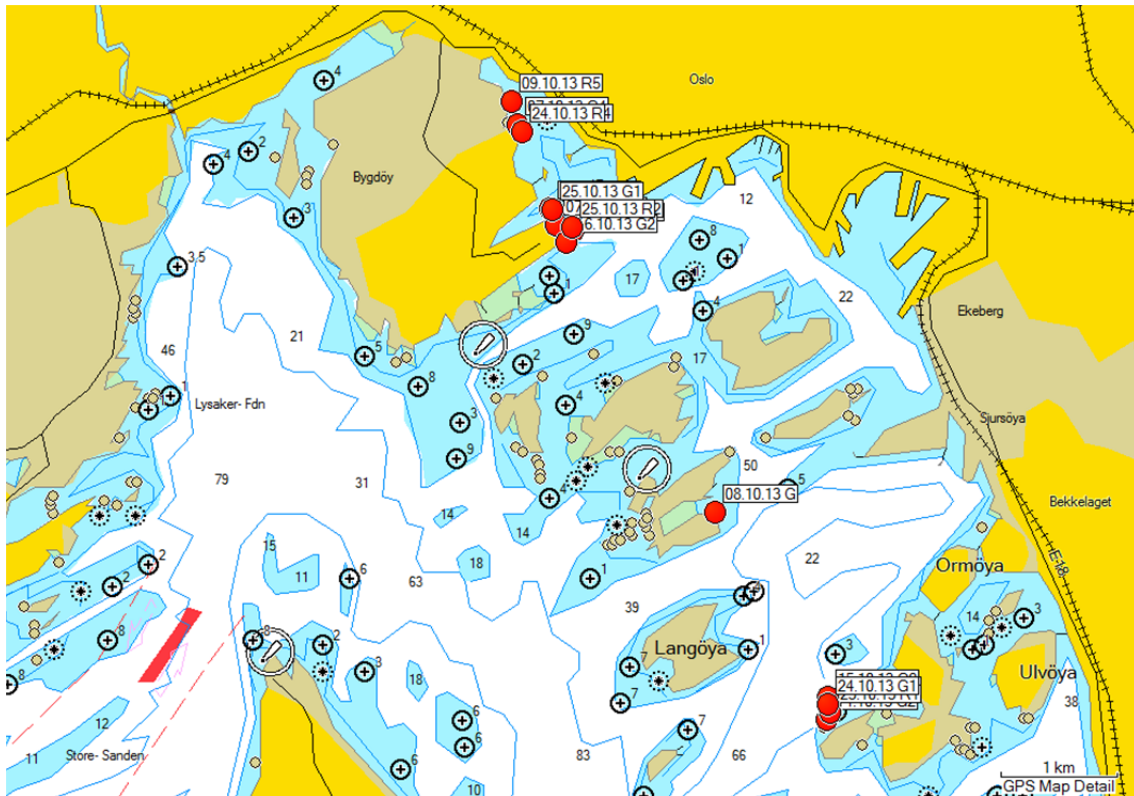
Størrelsen (minimum-maksimum) på skjellene brukt til analyse av miljøgifter.

Stasjon	Skjellengde (min-maks) (mm)
Rådhuskaia/ Pipervika	36-49
Frognerkilen	37-49
Bygdøyenes	41-52
Lysaker/ Bestumkilen	36-49
Paddehavet	31-48
Bispevika/ Bjørvika	30-65
Deponiområdet	
-Langøyene	37-43
-Husbergøya	32-68
-Skjælholmene	30-64
-Malmøykalven	57-71

6.2 Vedlegg B: Kart som viser reketrekkene foretatt i 2013.



6.3 Vedlegg C. Kart som viser fiskeplassene i 2013.



6.4 Vedlegg D: Individdata for torsk innsamlet i 2013

	stasjon	art	fisket dato	fisk nr	lengde	vekt	kjønn	filet prøve (g)	lever prøve (g)	total lever vekt (g)	lever farge	M.kode
blandprøve 1	Bekkelaget	torsk	8.10-24.10-2013	1	58	1813	F	20,9	10,1	17,1	-	1
	Bekkelaget	torsk	8.10-24.10-2013	2	35	400	F	20,2	6,8	6,8	-	1
	Bekkelaget	torsk	8.10-24.10-2013	3	37	481	M	20,6	8,2	8,2	-	1
	Bekkelaget	torsk	8.10-24.10-2013	4	51	1425	F	19,5	9,9	26,9	-	1
	Bekkelaget	torsk	8.10-24.10-2013	5	36	430	M	20,6	7	7	-	1
Gjennomsnitt					43	910		20,4	8,4	13,2		
blandprøve 2	Bekkelaget	torsk	8.10-24.10-2013	6	36	432	M	20,1	10,5	13,5	G	1
	Bekkelaget	torsk	8.10-24.10-2013	7	40	708	F	20,3	10	15,6	G	1
	Bekkelaget	torsk	8.10-24.10-2013	8	52,5	1230	F	20	11,6	19,6	GK	1
	Bekkelaget	torsk	8.10-24.10-2013	9	44	798	F	20,4	10,2	17,8	G	1
	Bekkelaget	torsk	8.10-24.10-2013	10	36	392	F	20,4	2,6	2,6	GR	1
Gjennomsnitt					42	712		20,2	9,0	13,8		
blandprøve 3	Bekkelaget	torsk	8.10-24.10-2013	11	39	524	M	19,8	8	8	G	1
	Bekkelaget	torsk	8.10-24.10-2013	12	36	433	M	20,2	10,6	13,2	G	1
	Bekkelaget	torsk	8.10-24.10-2013	13	41	654	F	20,4	10,5	21,1	GR	1
	Bekkelaget	torsk	8.10-24.10-2013	14	60,5	1926	M	20,2	10,4	25,7	GR	1
	Bekkelaget	torsk	8.10-24.10-2013	15	31,5	309	M	21	6,7	6,7	G	1
Gjennomsnitt					42	769		20,3	9,2	14,9		
blandprøve 4	Bekkelaget	torsk	8.10-24.10-2013	16	34	356	F	20,5	5,4	5,4	RH	1
	Bekkelaget	torsk	8.10-24.10-2013	17	38	570	M	22,3	11,6	25,4	RH	1
	Bekkelaget	torsk	8.10-24.10-2013	18	39	530	M	21	10,7	15,6	RH	1
	Bekkelaget	torsk	8.10-24.10-2013	19	42	742	F	20,5	10,8	15,7	RH	1
	Bekkelaget	torsk	8.10-24.10-2013	20	58	1728	M	21,8	10,5	55,7	RH	1
Gjennomsnitt					42	785		21,2	9,8	23,6		
blandprøve 5	Bekkelaget	torsk	8.10-24.10-2013	21	34	325	M	22,4	9,1	9,1	RH	1
	Bekkelaget	torsk	8.10-24.10-2013	22	33,5	362	M	22,7	6,5	6,5	RH	1
	Bekkelaget	torsk	8.10-24.10-2013	23	37	462	F	21,2	10,3	10,3	RH	1
	Bekkelaget	torsk	8.10-24.10-2013	24	36,5	547	F	21,5	12,1	14,6	RH	1
	Bekkelaget	torsk	8.10-24.10-2013	25	61	2362	F	21,4	11,7	51,7	RH	1
Gjennomsnitt					40	812		21,8	9,9	18,4		

	stasjon	art	fisket dato	fisk nr	lengde	vekt	kjønn	filet prøve (g)	lever prøve (g)	total lever vekt (g)	lever farge	M.kode
blandprøve 1	Frognerkilen	torsk	8.10-24.10-2013	2	51,5	1534	M	19,8	8,3	33,4	GR	1
	Frognerkilen	torsk	8.10-24.10-2013	3	30	228	M	20	4,1	4,1	G	1
	Frognerkilen	torsk	8.10-24.10-2013	4	39	613	M	20,1	8,6	18,6	G	1
	Frognerkilen	torsk	8.10-24.10-2013	5	54,5	1271	M	20,6	8,2	18,2	RG	1
	Gjennomsnitt				43	830		20,1	7,6	16,8		1
blandprøve 2	Frognerkilen	torsk	8.10-24.10-2013	6	35	472	F	20,4	8,3	9	GR	1
	Frognerkilen	torsk	8.10-24.10-2013	7	37	472	F	20,2	8,2	8,2	G	1
	Frognerkilen	torsk	8.10-24.10-2013	8	43	732	M	20,4	8,6	9,8	G	1
	Frognerkilen	torsk	8.10-24.10-2013	9	40	624	F	20,3	8,4	13,8	GR	1
	Frognerkilen	torsk	8.10-24.10-2013	10	51	1275	F	19,8	8,4	26,3	G	1
Gjennomsnitt				41	715		20,2	8,4	13,4			
blandprøve 3	Frognerkilen	torsk	8.10-24.10-2013	11	47	865	M	19,9	8,3	9,1	G	1
	Frognerkilen	torsk	8.10-24.10-2013	12	40,5	707	M	20,1	8,3	13	G	1
	Frognerkilen	torsk	8.10-24.10-2013	13	42	722	F	20,1	8	10,3	B	1
	Frognerkilen	torsk	8.10-24.10-2013	14	56	1502	F	20,7	8,3	23,1	RB	1
	Frognerkilen	torsk	8.10-24.10-2013	15	33,5	324	F	20,6	4,3	4,3	G	1
Gjennomsnitt				44	824		20,3	7,4	12,0			
blandprøve 4	Frognerkilen	torsk	8.10-24.10-2013	16	29	234	M	19,9	2,3	2,3	G	1
	Frognerkilen	torsk	8.10-24.10-2013	17	36	421	M	19,5	4,5	4,5	RG	1
	Frognerkilen	torsk	8.10-24.10-2013	18	42,5	657	F	20,1	7,2	7,2	G	1
	Frognerkilen	torsk	8.10-24.10-2013	19	44	859	M	20,7	8,6	11	G	1
	Frognerkilen	torsk	8.10-24.10-2013	20	55	1726	F	20,7	8,6	48,4	G	1
Gjennomsnitt				41	779		20,2	6,2	14,7			
blandprøve 5	Frognerkilen	torsk	8.10-24.10-2013	21	34,5	414	F	20,6	5,2	5,2	GR	1
	Frognerkilen	torsk	8.10-24.10-2013	22	29,5	245	M	20	2,7	2,7	GR	1
	Frognerkilen	torsk	8.10-24.10-2013	23	41,5	586	F	19,8	8,5	8,5	GB	1
	Frognerkilen	torsk	8.10-24.10-2013	24	50,5	850	M	20,3	8,6	9,8	RB	1
	Frognerkilen	torsk	8.10-24.10-2013	25	57	1623	M	21,7	8,5	10,8	RB	1
Gjennomsnitt				43	744		20,5	6,7	7,4			

6.5 Vedlegg E: Individdata for skrubbe innsamlet i 2013

	stasjon	art	fisket dato	fisk nr	lengde	vekt	kjønn	filet prøve (g)	lever prøve (g)	total lever vekt (g)	lever farge	M.kode
blandprøve 1	Bekkelaget	skrubbe	09.10.2013	1	34,5	512	M	20	6,7	6,7	GB	
	Bekkelaget	skrubbe	09.10.2013	2	37,5	667	F	20	7,4	13,7	GB	
	Bekkelaget	skrubbe	09.10.2013	3	33	415	F	20,9	7	7	R	
	Bekkelaget	skrubbe	09.10.2013	4	32	369	M	20,3	6,2	6,2	R	
	Gjennomsnitt				34	491		20,3	6,8	8,4		
blandprøve 2	Bekkelaget	skrubbe	09.10.2013	5	39	494	F	19,9	4,3	4,3	RB	
	Bekkelaget	skrubbe	09.10.2013	6	36	661	F	21,6	8,1	20,1	GB	
	Bekkelaget	skrubbe	09.10.2013	7	35,5	451	F	19,8	6,1	6,1	R	
	Bekkelaget	skrubbe	14.10.2013	8	41	767	F	19,9	8,1	13,1	R	
	Gjennomsnitt				36	593		20,3	6,7	10,9		
blandprøve 3	Bekkelaget	skrubbe	09.10.2013	9	31	373	F	20,1	6	6	RB	
	Bekkelaget	skrubbe	09.10.2013	10	37	677	F	20,2	7,4	23,4	GR	
	Bekkelaget	skrubbe	09.10.2013	11	34,5	348	F	19,5	4,9	4,9	BR	
	Bekkelaget	skrubbe	09.10.2013	12	32	429	F	20,5	7,6	10,6	GR	
	Gjennomsnitt				34	457		20,1	6,5	11,2		
blandprøve 4	Bekkelaget	skrubbe	09.10.2013	13	33	434	M	20,1	7	7	GR	
	Bekkelaget	skrubbe	14.10.2013	14	37	676	F	20,3	8,2	12,2	GR	
	Bekkelaget	skrubbe	09.10.2013	15	34	442	F	20,2	8,2	10	GR	
	Bekkelaget	skrubbe	09.10.2013	16	34	444	F	19,9	6,7	6,2	BG	
	Bekkelaget	skrubbe	09.10.2013	17	30	390	M	19,9	6,1	6,1	BG	
	Gjennomsnitt				34	477		20,1	7,2	8,3		
blandprøve 5	Bekkelaget	skrubbe	09.10.2013	18	34	503	F	20,8	7,1	9,1	RG	
	Bekkelaget	skrubbe	09.10.2013	19	37	684	F	21,6	7,4	12,2	RG	
	Bekkelaget	skrubbe	09.10.2013	20	35,5	596	F	21	7,7	13,9	GR	
	Bekkelaget	skrubbe	09.10.2013	21	32,5	457	F	20,5	7,2	11,4	GR	
	Bekkelaget	skrubbe	09.10.2013	22	33	442	M	21,1	5,9	5,9	GR	
	Gjennomsnitt				34	536		21,0	7,1	10,5		

	stasjon	art	fisket dato	fisk nr	lengde	vekt	kjønn	filet prøve (g)	lever prøve (g)	total lever vekt (g)	lever farge	M.kode
blandprøve 1	Frognerkilen	skrubbe	08.10.2013	1	36	471	F	20,8	5,6	5,6	R	
	Frognerkilen	skrubbe	08.10.2013	2	33	435	M	20,5	9,1	9,1	GR	
	Frognerkilen	skrubbe	08.10.2013	3	32	365	M	20,3	3,6	3,6	GR	
	Frognerkilen	skrubbe	08.10.2013	4	32,5	374	M	20,2	5,3	5,3	RG	
	Frognerkilen	skrubbe	08.10.2013	5	31	278	M	19,9	3,9	3,9	R	
	Gjennomsnitt				33	385		20,3	5,5	5,5		
blandprøve 2	Frognerkilen	skrubbe	08.10.2013	6	37	490	F	20,6	5,4	5,4	R	
	Frognerkilen	skrubbe	08.10.2013	7	36	430	F	21	6,2	6,2	R	
	Frognerkilen	skrubbe	08.10.2013	8	33	387	F	20,2	6,1	6,1	RG	
	Frognerkilen	skrubbe	08.10.2013	9	31	324	F	21,1	5,7	5,7	GR	
	Frognerkilen	skrubbe	08.10.2013	10	32	272	F	20,2	3,4	3,4	R	
	Gjennomsnitt				34	381		20,6	5,4	5,4		
blandprøve 3	Frognerkilen	skrubbe	08.10.2013	11	35	282	F	20,5	0,6	0,6	RG	
	Frognerkilen	skrubbe	08.10.2013	12	36	505	F	20,9	7,6	7,6	GR	
	Frognerkilen	skrubbe	08.10.2013	13	34	497	F	21,1	9,8	9,8	RG	
	Frognerkilen	skrubbe	08.10.2013	14	33,5	317	M	20,6	3,9	3,9	R	
	Frognerkilen	skrubbe	08.10.2013	15	31,5	356	F	20,5	4,8	4,8	R	
	Gjennomsnitt				34	391		20,7	5,3	5,3		
blandprøve 4	Frognerkilen	skrubbe	08.10.2013	16	36,5	546	F	20,5	9,6	9,6	B	
	Frognerkilen	skrubbe	08.10.2013	17	35,5	483	F	20,9	12,4	12,4	GR	
	Frognerkilen	skrubbe	08.10.2013	18	34,5	470	M	20,5	7,1	7,1	RB	
	Frognerkilen	skrubbe	08.10.2013	19	32,5	367	M	20,5	4,6	4,6	RB	
	Frognerkilen	skrubbe	08.10.2013	20	32	382	F	20,6	5,1	5,1	RB	
	Gjennomsnitt				34	450		20,6	7,8	7,8		
blandprøve 5	Frognerkilen	skrubbe	08.10.2013	21	38	636	M	20,4	12,6	12,6	BR	
	Frognerkilen	skrubbe	08.10.2013	22	34	412	M	20,8	4,1	4,1	BR	
	Frognerkilen	skrubbe	08.10.2013	23	31	317	M	20,5	3,5	3,5	BR	
	Frognerkilen	skrubbe	08.10.2013	24	33	374	M	20,7	5,3	5,3	R	
	Frognerkilen	skrubbe	08.10.2013	25	31	298	F	20,5	4	4	R	
	Gjennomsnitt				34	455		20,6	6,7	5,9		

6.6 Vedlegg F: Rådata for analyse av skjell fra deponiområdet

Side nr.93/115

Norsk
Institutt
for
Vannforskning

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

ANALYSE
RAPPORT

Navn SUPOSLO
Adresse

Deres referanse:

Vår referanse:

Dato

Rekv.nr. 2013-2735 v02

O.nr. O 27476

Denne analyserapporten erstatter tidligere versjon(er). Vennligst makuler tidligere tilsendt analyserapport. Kommentar er lagt til om benevning.

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

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings-dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
1	Langøyene	2013.10.02	2013.11.05	2013.11.06-2013.11.29
2	Husbergøy	2013.10.02	2013.11.05	2013.11.06-2013.11.29
3	Malmøykalven	2013.10.02	2013.11.05	2013.11.06-2013.11.29
4	Skjælmholmene	2013.10.02	2013.11.05	2013.11.06-2013.11.29

Analysevariabel	Prøvenr		1	2	3	4
	Enhet	Metode				
Tørrstoff	%	NS 4764	14	16	14	9,4
Fett	%	AM374.20	0,9	1,1	1,2	1,2
Arsen	mg/kg	NS EN ISO 17294-2	0,90	1,4	1,6	1,6
Kadmium	mg/kg	NS EN ISO 17294-2	0,14	0,19	0,23	0,23
Krom	mg/kg	NS EN ISO 17294-2	0,18	0,22	0,23	0,21
Kobber	mg/kg	NS EN ISO 17294-2	1,5	1,00	0,72	1,2
Kvikksølv	mg/kg	NS-EN ISO 12846	0,013	0,013	0,014	0,016
Bly	mg/kg	NS EN ISO 17294-2	1,2	0,28	0,26	0,51
PCB-28	µg/kg	AM374.23	0,38	0,22	0,29	0,29
PCB-52	µg/kg	AM374.23	0,62	0,42	0,36	0,37
PCB-101	µg/kg	AM374.23	0,81	0,49	0,41	0,39
PCB-118	µg/kg	AM374.23	0,75	0,51	0,42	0,46
PCB-153	µg/kg	AM374.23	2,0	0,89	0,85	0,92

PCB-138	µg/kg	AM374.23	1,7	0,79	0,72	0,75
PCB-180	µg/kg	AM374.23	0,22	0,082	<0,05	0,094
Seven Dutch	µg/kg	Beregnet	6,48	3,402	<3,1	3,274
4,4-DDE	µg/kg	AM374.23	0,46	0,37	0,53	0,62
4,4-DDD	µg/kg	AM374.23	0,14	<0,1	0,13	<0,1
4,4-DDT	µg/kg	AM374.23	0,68	0,36	0,77	0,83
Naftalen	µg/kg	AM374.21	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Acenaftylen	µg/kg	AM374.21	0,61	<0,5	<0,5	<0,5
Acenaften	µg/kg	AM374.21	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Flouren	µg/kg	AM374.21	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Fenantren	µg/kg	AM374.21	<0,5	<0,5	<0,5	0,52
Antracen	µg/kg	AM374.21	1,4	0,59	0,57	<0,5
Flouranten	µg/kg	AM374.21	6,4	2,8	2,2	2,5
Pyren	µg/kg	AM374.21	5,7	1,9	1,2	1,5
Benzo(a)antracen	µg/kg	AM374.21	1,4	0,77	0,67	1,1
Chrysen/Trifenyl	µg/kg	AM374.21	2,4	1,2	0,82	1,1
Benzo(b)fluoranten	µg/kg	AM374.21	1,22	0,75	<0,5	0,57

Kommentarer

- 1 Oppdraget utført av Eurofins
Resultatene er oppgitt på våtvektbasis

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2013-2735 v02

(fortsettelse av tabellen):

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings-dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
1	Langøyene	2013.10.02	2013.11.05	2013.11.06-2013.11.29
2	Husbergøy	2013.10.02	2013.11.05	2013.11.06-2013.11.29
3	Malmøykalven	2013.10.02	2013.11.05	2013.11.06-2013.11.29
4	Skjælmholmene	2013.10.02	2013.11.05	2013.11.06-2013.11.29

Analysevariabel	Prøvenr		1	2	3	4
	Enhet	Metode				
Benzo(k)fluoranten	µg/kg	AM374.21	1,0	0,64	<0,5	<0,5
Benzo(a)pyren	µg/kg	AM374.21	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Indeno(1,2,3-cd)pyre	µg/kg	AM374.21	0,64	<0,5	<0,5	<0,5
Dibenzo(a,h)antracen	µg/kg	AM374.21	0,99	1,1	<0,5	<0,5
Benzo(ghi)perylene	µg/kg	AM374.21	1,8	0,69	<0,5	<0,5
Sum PAH16	µg/kg	Beregnet	<26,06	<13,94	<10,96	<12,29
Sum KPAH	µg/kg	Beregnet	<8,65	<5,96	<4,49	<5,27
Monobutyltinn method	µg/kg	Internal	1,66	6,34	11,4	18,6
Dibutyltinn method	µg/kg	Internal	4,33	4,97	5,84	7,18
Tributyltinn method	µg/kg	Internal	19,4	11,1	11,8	12,3
Triphenyltinn method	µg/kg	Internal	2,19	2,00	2,09	2,02
Dioktyltinn method	µg/kg	Internal	< 0,770	< 0,727	< 0,686	< 0,818
Hexaklorbenzen	µg/kg	AM374.23	<0,3	<0,03	<0,3	<0,3
Alfa-HCH	µg/kg	AM374.23	0,27	0,11	0,061	0,14
Gamma-HCH	µg/kg	AM374.23	0,54	0,11	<0,05	0,10
Monooktyltinn method	µg/kg	Internal	< 0,770	< 0,727	< 0,686	< 0,818
Oktaklorstyren	µg/kg	AM374.23	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Pentaklorbenzen	µg/kg	AM374.23	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03
Tricycklohexyltinn method	µg/kg	Internal	< 1,54	< 1,45	< 1,37	< 1,64
Tetrabutyltinn method	µg/kg	Internal	< 0,770	< 0,727	< 0,686	< 0,818

Norsk institutt for vannforskning

Trine Olsen
Kvalitetsleder

Side nr. 96/115

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2013-2735 v02

(fortsettelse av tabellen):

VEDLEGG

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

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

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

¹

Bare a,h-isomeren har potensielt kreftfremkallende egenskaper

6.7 Vedlegg G: Rådata for analyse av skjell fra tiltaksområdet

Side nr.97/115

Norsk
 Institutt
 for
 Vannforskning

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

ANALYSE RAPPORT



Navn SUPOSLO
 Adresse

Deres referanse:

Vår referanse:

Dato

Rekv.nr. 2013-2736 v02

O.nr. O 27476

Denne analyserapporten erstatter tidligere versjon(er). Vennligst makuler tidligere tilsendt analyserapport. Kommentar er lagt til om benevning

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

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
1	Bispevika/Bjørvika	2013.10.02	2013.11.04	2013.11.06-2013.11.29
2	Rådhuskaia/Pipervika	2013.10.02	2013.11.04	2013.11.06-2013.11.29
3	Frognerkilen	2013.10.02	2013.11.04	2013.11.06-2013.11.29

Analysevariabel	Prøvenr		1	2	3
	Enhet	Metode			
Tørrstoff	%	NS 4764	17	17	15
Fett	%	AM374.20	1,6	1,6	1,1
Arsen	mg/kg	NS EN ISO 17294-2	1,2	1,2	0,99
Kadmium	mg/kg	NS EN ISO 17294-2	0,20	0,20	0,17
Krom	mg/kg	NS EN ISO 17294-2	0,23	0,17	0,14
Kobber	mg/kg	NS EN ISO 17294-2	1,3	1,9	3,7
Kvikksølv	mg/kg	NS-EN ISO 12846	0,013	0,014	0,017
Bly	mg/kg	NS EN ISO 17294-2	0,34	0,55	0,43
PCB-28	µg/kg	AM374.23	1,6	1,1	1,1
PCB-52	µg/kg	AM374.23	1,1	1,2	1,8
PCB-101	µg/kg	AM374.23	1,2	1,4	1,6
PCB-118	µg/kg	AM374.23	1,0	1,3	1,5
PCB-153	µg/kg	AM374.23	2,0	2,4	2,7
PCB-138	µg/kg	AM374.23	1,8	2,2	2,4
PCB-180	µg/kg	AM374.23	0,29	0,36	0,32

Seven Dutch	µg/kg	Beregnet	8,99	9,96	11,42
4,4-DDE	µg/kg	AM374.23	1,7	1,4	1,1
4,4-DDD	µg/kg	AM374.23	0,24	0,39	0,42
4,4-DDT	µg/kg	AM374.23	0,62	0,21	0,32
Naftalen	µg/kg	AM374.21	<0,5	0,81	11
Acenaftylen	µg/kg	AM374.21	1,8	18	1,3
Acenaften	µg/kg	AM374.21	1,4	2,4	<0,5
Flouren	µg/kg	AM374.21	3,0	11	<0,5
Fenantren	µg/kg	AM374.21	16	180	3,3
Antracene	µg/kg	AM374.21	4,7	120	3,7
Flouranten	µg/kg	AM374.21	21	360	16
Pyren	µg/kg	AM374.21	24	260	16
Benzo(a)antracene	µg/kg	AM374.21	3,4	91	1,9
Chrysen/Trifenyl	µg/kg	AM374.21	7,2	87	4,5
Benzo(b)fluoranten	µg/kg	AM374.21	2,50	40,86	1,78

Kommentarer

- 1 Oppdraget er utført av Eurofins
Resultatene er oppgitt på våtvektsbasis

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2013-2736 v02

(fortsettelse av tabellen):

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
1	Bispevika/Bjørvika	2013.10.02	2013.11.04	2013.11.06-2013.11.29
2	Rådhuskaia/Pipervika	2013.10.02	2013.11.04	2013.11.06-2013.11.29
3	Frognerkilen	2013.10.02	2013.11.04	2013.11.06-2013.11.29

Analysevariabel	Prøvenr		1	2	3
	Enhet	Metode			
Benzo(k)fluoranten	µg/kg	AM374.21	1,9	40	1,5
Benzo(a)pyren	µg/kg	AM374.21	0,97	23	<0,5
Indeno(1,2,3-cd)pyre	µg/kg	AM374.21	0,68	5,4	0,57
Dibenzo(a,h)antracen	µg/kg	AM374.21	1,3	7,3	0,67
Benzo(ghi)perylene	µg/kg	AM374.21	1,4	6,5	1,1
Sum PAH16	µg/kg	Beregnet	<91,75	1253,27	<64,82
Sum KPAH	µg/kg	Beregnet	<18,45	295,37	<22,42
Monobutyltinn method	µg/kg	Internal	4,74	8,01	6,71
Dibutyltinn method	µg/kg	Internal	8,39	20,1	15,5
Tributyltinn method	µg/kg	Internal	26,1	59,9	58,4
Triphenyltinn method	µg/kg	Internal	3,07	3,76	7,41
Dioktyltinn method	µg/kg	Internal	< 0,686	< 0,806	< 0,724
Hexaklorbenzen	µg/kg	AM374.23	<0,3	<0,3	<0,3
Alfa-HCH	µg/kg	AM374.23	0,064	0,51	0,68
Gamma-HCH	µg/kg	AM374.23	7,0	5,6	16
Monooktyltinn method	µg/kg	Internal	< 0,686	< 0,806	< 0,724
Oktaklorstyren	µg/kg	AM374.23	<0,05	<0,05	<0,05
Pentaklorbenzen	µg/kg	AM374.23	0,06	0,07	0,05
Tricycklohexyltinn method	µg/kg	Internal	< 1,37	< 1,61	< 1,45
Tetrabutyltinn method	µg/kg	Internal	< 0,686	< 0,806	< 0,724

Trine Olsen
Kvalitetsleder

Side nr. 100/115

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2013-2736 v02

(fortsettelse av tabellen):

VEDLEGG

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

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

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

² Bare a,h-isomeren har potensielt kreftfremkallende egenskaper

6.8 Vedlegg H: Rådata for analyse av skjell fra Paddehavet, Bygdøynes, Lysaker/Bestumkilen

Side nr.101/115

Norsk
 Institutt
 for
 Vannforskning

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

ANALYSE RAPPORT



Navn **SUPOSLO**
 Adresse

Deres referanse:

Vår referanse:

Dato

Rekv.nr. 2013-2737 v02

O.nr. O 27476

Denne analyserapporten erstatter tidligere versjon(er). Vennligst makuler tidligere tilsendt analyserapport. Kommentar er lagt til om benevning

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

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
1	Paddehavet	2013.10.02	2013.11.04	2013.11.06-2013.11.29
2	Bygdøynes	2013.10.02	2013.11.04	2013.11.06-2013.11.29
3	Lysaker/Bestumkilen	2013.10.02	2013.11.04	2013.11.06-2013.11.29

Analysevariabel	Prøvenr		1	2	3
	Enhet	Metode			
Tørrstoff	%	NS 4764	15	17	15
Fett	%	AM374.20	1,2	1,7	1,3
Arsen	mg/kg	NS EN ISO 17294-2	0,89	0,99	0,82
Kadmium	mg/kg	NS EN ISO 17294-2	0,14	0,14	0,17
Krom	mg/kg	NS EN ISO 17294-2	0,14	0,15	0,16
Kobber	mg/kg	NS EN ISO 17294-2	1,3	1,7	2,2
Kvikksølv	mg/kg	NS-EN ISO 12846	0,013	0,021	0,013
Bly	mg/kg	NS EN ISO 17294-2	0,31	0,40	0,39
PCB-28	µg/kg	AM374.23	0,66	1,2	1,1
PCB-52	µg/kg	AM374.23	2,1	1,8	1,9
PCB-101	µg/kg	AM374.23	1,8	2,0	1,5
PCB-118	µg/kg	AM374.23	2,0	2,2	1,6
PCB-153	µg/kg	AM374.23	1,8	4,0	1,9
PCB-138	µg/kg	AM374.23	1,7	3,5	1,7
PCB-180	µg/kg	AM374.23	0,14	0,54	0,27
Seven Dutch	µg/kg	Beregnet	10,2	15,24	9,97
4,4-DDE	µg/kg	AM374.23	0,59	1,3	0,94
4,4-DDD	µg/kg	AM374.23	0,11	0,21	0,16
4,4-DDT	µg/kg	AM374.23	0,59	0,79	<0,2
Naftalen	µg/kg	AM374.21	3,7	7,7	12
Acenaftylen	µg/kg	AM374.21	<0,5	1,7	0,76
Acenaften	µg/kg	AM374.21	<0,5	<0,5	<0,5
Flouren	µg/kg	AM374.21	<0,5	<0,5	<0,5
Fenantren	µg/kg	AM374.21	1,6	5,9	2,2
Antracen	µg/kg	AM374.21	1,2	4,6	1,8
Flouranten	µg/kg	AM374.21	6,8	27	18
Pyren	µg/kg	AM374.21	4,5	19	13
Benzo(a)antracen	µg/kg	AM374.21	0,73	2,5	1,2
Chrysen/Trifenyl	µg/kg	AM374.21	1,5	4,8	3,1
Benzo(b)fluoranten	µg/kg	AM374.21	0,71	2,12	0,96

Kommentarer

- 1 Oppdraget utført av Eurofins
Resultatene er oppgitt på våtvektbasis

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2013-2737 v02

(fortsettelse av tabellen):

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
1	Paddehavet	2013.10.02	2013.11.04	2013.11.06-2013.11.29
2	Bygdøynes	2013.10.02	2013.11.04	2013.11.06-2013.11.29
3	Lysaker/Bestumkilen	2013.10.02	2013.11.04	2013.11.06-2013.11.29

Analysevariabel	Prøvenr		1	2	3
	Enhet	Metode			
Benzo(k)fluoranten	µg/kg	AM374.21	0,53	1,6	0,69
Benzo(a)pyren	µg/kg	AM374.21	<0,5	0,78	<0,5
Indeno(1,2,3-cd)pyre	µg/kg	AM374.21	<0,5	0,83	<0,5
Dibenzo(a,h)antracen	µg/kg	AM374.21	<0,5	1,6	0,53
Benzo(ghi)perylene	µg/kg	AM374.21	0,80	1,6	0,93
Sum PAH16	µg/kg	Beregnet	<25,07	<82,73	<57,17
Sum KPAH	µg/kg	Beregnet	<8,67	21,93	<19,48
Monobutyltinn method	µg/kg	Internal	4,56	4,74	6,77
Dibutyltinn method	µg/kg	Internal	15,4	11,7	22,5
Tributyltinn method	µg/kg	Internal	47,0	45,5	142
Triphenyltinn method	µg/kg	Internal	7,06	4,65	6,68
Dioktyltinn method	µg/kg	Internal	< 0,686	< 0,746	< 0,735
Hexaklorbenzen	µg/kg	AM374.23	<0,3	<0,3	<0,3
Alfa-HCH	µg/kg	AM374.23	0,23	0,43	0,39
Gamma-HCH	µg/kg	AM374.23	0,054	1,8	2,5
Monooktyltinn method	µg/kg	Internal	< 0,686	< 0,746	< 0,735
Oktaklorstyren	µg/kg	AM374.23	<0,05	<0,05	<0,05
Pentaklorbenzen	µg/kg	AM374.23	0,04	0,06	0,06
Tricycklohexyltinn method	µg/kg	Internal	< 1,37	< 1,49	< 1,47
Tetrabutyltinn method	µg/kg	Internal	< 0,686	< 0,746	< 0,735

Norsk institutt for vannforskning

Trine Olsen
Kvalitetsleder

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2013-2737 v02

(fortsettelse av tabellen):

VEDLEGG

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

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

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

³ Bare a,h-isomeren har potensielt kreftfremkallende egenskaper

6.9 Vedlegg I: Rådata for analyse av reker fra Midtmeie

Side nr.105/115

Norsk
Institutt
for
Vannforskning

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

ANALYSE RAPPORT



Navn **SUPOSLO**
Adresse

Deres referanse:

Vår referanse:

Dato

Rekv.nr. 2013-2738 v02

O.nr. O 27476

Denne analyserapporten erstatter tidligere versjon(er). Vennligst makuler tidligere tilsendt analyserapport. Kommentar er lagt til om benevning

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

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
1	Midmeie 1	2013.10.01	2013.11.04	2013.11.06-2013.11.29
2	Midmeie 2	2013.10.01	2013.11.04	2013.11.06-2013.11.29
3	Midmeie 3	2013.10.01	2013.11.04	2013.11.06-2013.11.29

Analysevariabel	Prøvenr		1	2	3
	Enhet	Metode			
Tørrstoff	%	NS 4764	23	23	23
Fett	%	AM374.20	1,7	1,2	0,6
PCB-28	µg/kg	AM374.22	<0,05	<0,05	<0,05
PCB-52	µg/kg	AM374.22	0,11	0,13	0,097
PCB-101	µg/kg	AM374.22	0,30	0,37	0,28
PCB-118	µg/kg	AM374.22	0,44	0,55	0,40
PCB-153	µg/kg	AM374.22	1,1	1,3	0,94
PCB-138	µg/kg	AM374.22	0,72	0,90	0,67
PCB-180	µg/kg	AM374.22	0,22	0,28	0,20
Seven Dutch	µg/kg	Beregnet	<2,94	<3,58	<2,637
4,4-DDE	µg/kg	AM374.22 *	<0,05	<0,05	<0,05
4,4-DDD	µg/kg	AM374.22 *	<0,1	<0,1	<0,1
4,4-DDT	µg/kg	AM374.22 *	<0,2	<0,2	<0,2
Naftalen method	ng/g	Internal	< 9,13	< 9,31	< 9,31
Acenaftylen method	ng/g	Internal	< 0,232	< 0,24	< 0,24
Acenaften method	ng/g	Internal	< 0,63	< 0,64	< 0,64
Flouren method	ng/g	Internal	< 0,96	< 0,98	< 0,98
Fenantren method	ng/g	Internal	< 4,17	< 4,25	< 4,25
Antracen method	ng/g	Internal	< 0,17	< 0,17	< 0,17
Flouranten method	ng/g	Internal	< 1,04	< 1,06	< 1,06
Pyren method	ng/g	Internal	< 1,54	< 1,57	< 1,57
Benzo(a)antracen method	ng/g	Internal	< 0,12	< 0,12	< 0,12
Chrysen/Trifenyl method	ng/g	Internal	< 0,14	< 0,14	< 0,14
Benzo(b)fluoranten method	ng/g	Internal	< 0,12	< 0,12	< 0,12
Benzo(k)fluoranten method	ng/g	Internal	< 0,10	< 0,10	< 0,10
Benzo(a)pyren method	ng/g	Internal	< 0,10	< 0,10	< 0,10
Indeno(1,2,3-cd)pyre method	ng/g	Internal	< 0,10	< 0,10	< 0,10
Dibenzo(a,h)antracen method	ng/g	Internal	< 0,10	< 0,10	< 0,10
Benzo(ghi)perylen method	ng/g	Internal	< 0,10	< 0,10	< 0,10
Sum PAH16	ng/g	Beregnet	<18,752	<19,1	<19,1

* : Metoden er ikke akkreditert.

Kommentarer

- 1 Oppdraget er utført av Eurofins
CHRTR er rapportert som Krysen
Resultatene er oppgitt på våtvektsbasis

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2013-2738 v02

(fortsettelse av tabellen):

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
1	Midmeie 1	2013.10.01	2013.11.04	2013.11.06-2013.11.29
2	Midmeie 2	2013.10.01	2013.11.04	2013.11.06-2013.11.29
3	Midmeie 3	2013.10.01	2013.11.04	2013.11.06-2013.11.29

Analysevariabel	Prøvenr		1	2	3
	Enhet	Metode			
Sum KPAH	ng/g	Beregnet	<9,91	<10,09	<10,09
Monobutyltinn method	µg/kg	Internal	< 0,791	< 0,859	< 0,802
Dibutyltinn method	µg/kg	Internal	1,30	1,45	1,37
Tributyltinn method	µg/kg	Internal	6,30	6,87	7,02
Triphenyltinn method	µg/kg	Internal	4,95	5,00	4,92
Dioktyltinn method	µg/kg	Internal	< 0,791	< 0,859	< 0,802
Hexaklorbenzen	µg/kg	AM374.22 *	0,038	0,047	0,036
Alfa-HCH	µg/kg	AM374.22 *	<0,05	<0,05	<0,05
Gamma-HCH	µg/kg	AM374.22 *	<0,05	<0,05	<0,05
Monooktyltinn method	µg/kg	Internal	< 0,791	< 0,859	< 0,802
Oktaklorstyren	µg/kg	AM374.22 *	<0,05	<0,05	<0,05
Pentaklorbenzen	µg/kg	AM374.22 *	<0,03	<0,03	<0,03
Tricyklohexyltinn method	µg/kg	Internal	< 1,58	< 1,72	< 1,60
Tetrabutyltinn method	µg/kg	Internal	< 0,791	< 0,859	< 0,802

* : Metoden er ikke akkreditert.

Norsk institutt for vannforskning

Trine Olsen
Kvalitetsleder

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2013-2738 v02

(fortsettelse av tabellen):

VEDLEGG

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

SUM KPAH er summen av benz(a)antracenen, benzo(b+j+k)fluoranten, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren, dibenz(a,c+a,h)antracenen, chrysen og naftalen⁴. Disse har potensielt kreftfremkallende egenskaper i mennesker i flg International Agency for Research on Cancer, IARC (1987, Chrysen og naftalen fra 2007). De tilhører IARC's kategorier 2A + 2B (sannsynlig + trolig carcinogene). Chrysen og naftalen ble inkludert i våre rapporter f.o.m. 18.09.2008.

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

⁴ Bare a,h-isomeren har potensielt kreftfremkallende egenskaper

6.10 Vedlegg J: Rådata for analyse av skrubbeilet fra Bekkelaget og torskfilet fra Frognerkilen

Side nr.109/115

Norsk
 Institutt
 for
 Vannforskning
 Gaustadalléen 21
 0349 Oslo
 Tel: 22 18 51 00
 Fax: 22 18 52 00

ANALYSE RAPPORT



Navn **SUPOSLO**
 Adresse

Deres referanse:	Vår referanse:	Dato
	Rekv.nr. 2013-2912 v01	
	O.nr. O 27476	

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

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings-dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
1	Bekkelagsbass. skrubbeilet 1	2013.10.25	2013.11.18	2013.11.26-2014.01.07
2	Bekkelagsbass. skrubbeilet 2	2013.10.25	2013.11.18	2013.11.26-2014.01.07
3	Bekkelagsbass. skrubbeilet 3	2013.10.25	2013.11.18	2013.11.26-2014.01.07
4	Bekkelagsbass. skrubbeilet 4	2013.10.25	2013.11.18	2013.11.26-2014.01.07
5	Bekkelagsbass. skrubbeilet 5	2013.10.25	2013.11.18	2013.11.26-2014.01.07
6	Frognerkilen torskfilet 1	2013.10.25	2013.11.18	2013.11.26-2014.01.07
7	Frognerkilen torskfilet 2	2013.10.25	2013.11.18	2013.11.26-2014.01.07
8	Frognerkilen torskfilet 3	2013.10.25	2013.11.18	2013.11.26-2014.01.07
9	Frognerkilen torskfilet 4	2013.10.25	2013.11.18	2013.11.26-2014.01.07
10	Frognerkilen torskfilet 5	2013.10.25	2013.11.18	2013.11.26-2014.01.07

Prøvenr	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Analysevariabel										
Enhet Metode										
Tørrstoff	20	17	20	21	19	19	19	19	19	18
% NS 4764										
Fett	0,8	0,6	0,7	0,7	1,1	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
% AM374.22										
Kvikksølv	0,067	0,138	0,082	0,055	0,068	0,217	0,189	0,332	0,163	0,293
mg/kg NS-EN ISO 12846										

Kommentarer

1 Oppdraget er utført av Eurofins
 Resultatene er oppgitt på våtvektsbasis

Norsk institutt for vannforskning

Marit Villø (Tekniker)

6.11 Vedlegg K: Rådata for analyse av filet av torsk fra Bekkelaget og filet av skrubbe fra Frognerkilen

Side nr.110/115

Norsk
Institutt
for
Vannforskning

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

ANALYSE RAPPORT



Navn **SUPOSLO**

Adresse

Deres referanse:

Vår referanse:

Dato

Rekv.nr. 2013-2914 v01

O.nr. O 27476

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

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
1	Bekkelagsbass. torskfilet 1	2013.10.25	2013.11.18	2013.11.26-2014.01.07
2	Bekkelagsbass. torskfilet 2	2013.10.25	2013.11.18	2013.11.26-2014.01.07
3	Bekkelagsbass. torskfilet 3	2013.10.25	2013.11.18	2013.11.26-2014.01.07
4	Bekkelagsbass. torskfilet 4	2013.10.25	2013.11.18	2013.11.26-2014.01.07
5	Bekkelagsbass. torskfilet 5	2013.10.25	2013.11.18	2013.11.26-2014.01.07
6	Frognerkilen skrubbefilet 1	2013.10.25	2013.11.18	2013.11.26-2014.01.07
7	Frognerkilen skrubbefilet 2	2013.10.25	2013.11.18	2013.11.28-2014.01.22
8	Frognerkilen skrubbefilet 3	2013.10.25	2013.11.18	2013.11.26-2014.01.07
9	Frognerkilen skrubbefilet 4	2013.10.25	2013.11.18	2013.11.26-2014.01.07
10	Frognerkilen skrubbefilet 5	2013.10.25	2013.11.18	2013.11.26-2014.01.07

Prøvenr	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Analysevariabel										
Enhet Metode										
Tørrstoff	19	18	19	20	20	21	15	18	20	19
% NS 4764										
Fett	0,5	0,5	0,5	0,5	0,6	0,7	0,8	0,9	1,1	0,9
% AM374.22										
Kvikksølv	0,117	0,099	0,127	0,080	0,082	0,155	0,154	0,129	0,127	0,078
mg/kg NS-EN ISO 12846										

Kommentarer

- 1 Oppdraget er utført av Eurofins
Resultatene er oppgitt på våtvektsbasis

Norsk institutt for vannforskning
Marit Villø (Tekniker)

6.12 Vedlegg L: Rådata for analyse av skrubbeler fra Bekkelaget og torskeler fra Frognerkilen

Side nr.111/115

Norsk
Institutt
for
Vannforskning

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

ANALYSE RAPPORT



Navn **SUPOSLO**
Adresse

Deres referanse:

Vår referanse:

Dato

Rekv.nr. 2013-2915 v01

O.nr. O 27476

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

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
1	Bekkelagsbass. skrubbeler 1	2013.10.25	2013.11.18	2013.11.26-2014.01.24
2	Bekkelagsbass. skrubbeler 2	2013.10.25	2013.11.18	2013.11.26-2014.01.24
3	Bekkelagsbass. skrubbeler 3	2013.10.25	2013.11.18	2013.11.26-2014.01.24
4	Bekkelagsbass. skrubbeler 4	2013.10.25	2013.11.18	2013.11.26-2014.01.24
5	Bekkelagsbass. skrubbeler 5	2013.10.25	2013.11.18	2013.11.26-2014.01.24
6	Frognerkilen torskeler 1	2013.10.25	2013.11.18	2013.11.26-2014.01.24
7	Frognerkilen torskeler 2	2013.10.25	2013.11.18	2013.11.26-2014.01.24
8	Frognerkilen torskeler 3	2013.10.25	2013.11.18	2013.11.26-2014.01.24
9	Frognerkilen torskeler 4	2013.10.25	2013.11.18	2013.11.26-2014.01.24
10	Frognerkilen torskeler 5	2013.10.25	2013.11.18	2013.11.26-2014.01.24

Prøvenr	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Analysevariabel										
Enhet Metode										
Tørrstoff	36	26	27	28	32	46	42	32	39	28
% NS 4764										
Fett	15,5	10,7	12,1	13,1	16,0	31,7	25,6	16,5	23,8	12,1
% AM374.22										
Arsen	1,7	3,7	1,3	1,7	1,8	2,2	2,4	3,5	2,6	2,2
mg/kg NS EN										
ISO 17294-2										
Kadmium	0,15	0,41	0,16	0,11	0,12	0,086	0,069	0,11	0,070	0,11
mg/kg NS EN										
ISO 17294-2										
Krom	0,042	0,26	0,14	0,069	0,061	0,059	0,089	0,20	0,22	0,084
mg/kg NS EN										
ISO 17294-2										

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Kobber mg/kg NS EN ISO 17294-2	21	11	15	19	19	8,3	5,7	15	15	11
Bly mg/kg NS EN ISO 17294-2	0,24	0,21	0,17	0,27	0,23	0,067	0,061	0,068	0,23	0,11
PCB-28 µg/kg AM374.22	5,7	6,9	6,6	6,2	9,6	32	40	25	25	14
PCB-52 µg/kg AM374.22	19	19	26	17	32	140	130	88	100	59
PCB-101 µg/kg AM374.22	20	17	20	16	29	190	170	130	150	91
PCB-118 µg/kg AM374.22	21	27	24	19	32	340	410	280	300	240
PCB-153 µg/kg AM374.22	49	59	54	41	64	1000	1000	810	920	780
PCB-138 µg/kg AM374.22	40	48	46	33	56	660	680	510	570	490
PCB-180 µg/kg AM374.22	18	28	20	17	25	400	450	320	350	390
Seven Dutch µg/kg Beregnet	172,7	204,9	196,6	149,2	247,6	2762	2880	2163	2415	2064
4,4-DDE µg/kg AM374.22	7,2	7,5	6,1	6,9	9,9	110	120	79	85	61
4,4-DDD µg/kg AM374.22	3,7	4,2	3,3	4,4	6,0	39	55	15	26	23
Hexaklorbenzen µg/kg AM374.22	2,0	2,0	1,2	2,0	1,6	9,7	8,8	5,7	7,5	3,4
Alfa-HCH µg/kg EksternEF	m	m	m	m	m	m	m	m	m	m
Gamma-HCH µg/kg EksternEF	m	m	m	m	m	m	m	m	m	m
Oktaklorstyren µg/kg AM374.22	<1	<1	<1	<1	<1	1,37	9,38	<1	1,00	1,87
Pentaklorbenzen µg/kg AM374.22	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	0,51	0,46	<0,3	0,37	<0,3

m : Analyseresultat mangler.

Kommentarer

- 1 Oppdraget er utført av Eurofins
m: HCHA og HCHG kan ikke bestemmes av Eurofins
Resultatene er oppgitt på våtvektbasis

Norsk institutt for vannforskning

Marit Villø
Tekniker

6.13 Vedlegg M: Rådata for analyse av torskelever fra Bekkelaget og skrubbelever fra Frognerkilen

Side nr.113/115

Norsk
 Institutt
 for
 Vannforskning

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

ANALYSE RAPPORT



Navn **SUPOSLO**
 Adresse

Deres referanse:

Vår referanse:

Dato

Rekv.nr. 2013-2913 v01

O.nr. O 27476

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

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
1	Bekkelagsbass. torskelever 1	2013.10.25	2013.11.18	2013.11.25-2014.01.24
2	Bekkelagsbass. torskelever 2	2013.10.25	2013.11.18	2013.11.25-2014.01.24
3	Bekkelagsbass. torskelever 3	2013.10.25	2013.11.18	2013.11.25-2014.01.24
4	Bekkelagsbass. torskelever 4	2013.10.25	2013.11.18	2013.11.25-2014.01.24
5	Bekkelagsbass. torskelever 5	2013.10.25	2013.11.18	2013.11.25-2014.01.24
6	Frognerkilen skrubbelever 1	2013.10.25	2013.11.18	2013.11.25-2014.01.24
7	Frognerkilen skrubbelever 2	2013.10.25	2013.11.18	2013.11.25-2014.01.24
8	Frognerkilen skrubbelever 3	2013.10.25	2013.11.18	2013.11.25-2014.01.24
9	Frognerkilen skrubbelever 4	2013.10.25	2013.11.18	2013.11.25-2014.01.24
10	Frognerkilen skrubbelever 5	2013.10.25	2013.11.18	2013.11.25-2014.01.24

Prøvenr Analysevariabel Enhet Metode	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Tørrstoff % NS 4764	38	41	47	50	49	23	20	24	29	26
Fett % AM374.22	24,1	27,6	34,2	18,5	35,7	9,1	5,1	8,1	14,1	10,5
Arsen mg/kg NS EN ISO 17294-2	2,8	2,8	2,6	1,4	2,6	2,2	3,3	2,3	2,0	2,4
Kadmium mg/kg NS EN ISO 17294-2	0,15	0,20	0,29	0,063	0,18	0,23	0,58	0,23	0,14	0,16
Krom mg/kg NS EN ISO 17294-2	0,070	0,22	0,059	0,044	0,084	0,059	0,93	0,076	0,064	0,22
Kobber mg/kg NS EN ISO 17294-2	16	15	6,7	4,1	6,3	18	12	17	18	17
Bly mg/kg NS EN ISO 17294-2	0,032	0,083	0,21	0,033	0,085	0,23	0,19	0,24	0,22	0,18
PCB-28 µg/kg AM374.22	12	12	15	7,9	17	18	5,6	10	15	11
PCB-52 µg/kg AM374.22	36	43	59	26	65	53	19	33	48	32
PCB-101 µg/kg AM374.22	60	94	170	55	180	48	19	25	36	25
PCB-118 µg/kg AM374.22	190	230	430	120	400	68	30	30	39	33
PCB-153 µg/kg AM374.22	510	610	1100	300	1100	130	63	62	63	62
PCB-138 µg/kg AM374.22	310	390	750	200	690	110	50	50	55	46
PCB-180 µg/kg AM374.22	180	230	430	120	360	56	39	26	25	26
Seven Dutch µg/kg Beregnet	1298	1609	2954	828,9	2812	483	225,6	236	281	235
4,4-DDE µg/kg AM374.22	62	73	130	44	120	30	9,1	9,8	18	11
4,4-DDD µg/kg AM374.22	12	19	34	11	28	18	3,1	4,2	11	4,8
Hexaklorbenzen µg/kg AM374.22	3,2	3,5	4,8	2,6	4,9	1,2	1,4	1,9	4,4	2,1
Alfa-HCH µg/kg AM374.22	m	m	m	m	m	m	m	m	m	m
Gamma-HCH µg/kg AM374.22	m	m	m	m	m	m	m	m	m	m
Oktaklorstyren µg/kg AM374.22	<1	<1	1,88	<1	1,96	<1	1,25	<1	3,05	1,02
Pentaklorbenzen µg/kg AM374.22	<3	<0,3	0,37	<0,3	0,41	<0,3	<0,3	<0,3	0,35	<0,3

m : Analyseresultat mangler.

Kommentarer

- 1 Oppdraget er utført av Eurofins
m: HCHA og HCHG kan ikke bestemmes av Eurofins

Norsk institutt for vannforskning

Marit Villø (Tekniker)

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

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



Norsk institutt for vannforskning

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