KILDESPORING AV MILJØGIFTER I KVEITE FRA YTRE SKLINNADJUPET

Analyser av miljøgifter i sediment og rødpølser, oppsummering av eksisterende kunnskap og anbefalinger videre

Bente Nilsen, Stepan Boitsov og Børge Holte (Havforskningsinstituttet)
Henning K.B. Jensen og Terje Thorsnes (Norges geologiske undersøkelse)



RAPPORT FRA
HAVFORSKNINGEN
NR. 2019-23

Tittel (norsk og engelsk):

Kildesporing av miljøgifter i kveite fra Ytre Sklinnadjupet

Source tracking of environmental contaminants in halibut from the outer parts of Sklinnadjupet

Undertittel (norsk og engelsk):

Analyser av miljøgifter i sediment og rødpølser, oppsummering av eksisterende kunnskap og anbefalinger videre

Analyses of contaminants in sediments and sea cucumbers, summary of existing knowledge and further recommendations

Rapportserie:	År - Nr.:	Dato:
Rapport fra Havforskningen	2019-23	31.05.2019
ISSN:1893-4536		

Forfatter(e):

Bente Nilsen, Stepan Boitsov og Børge Holte (Havforskningsinstituttet)
Henning K.B. Jensen og Terje Thorsnes (Norges geologiske undersøkelse)

Faggruppeleder(e): Frithjof Moy (Bunnsamfunn og kystinteraksjoner)
Godkjent av: Forskningsdirektør(er): Geir Lasse Taranger
Programleder(e): Frode Vikebø

Distribusjon:

Åpen

Prosjektnr:

15312-12

Oppdragsgiver(e):

MAREANO

Program:

Marine prosesser og menneskelig påvirkning

Antall sider:

54

Samarbeid med

NORGES GEOLOGISKE UNDERSØKELSE
- NGU -

Sammendrag (norsk):

Et fiskefelt i Ytre Sklinnadjupet i Norskehavet ble i 2017 stengt for fiske av atlantisk kveite (*Hippoglossus hippoglossus*) på grunn av funn av høye nivåer av miljøgifter. De høye nivåene av særlig kvikksølv, men også dioksiner og PCB, kan ikke knyttes til spesielle biologiske egenskaper ved kveitene fra dette området. Det er kjent at det ble dumpet et stort antall tønner med kjemisk avfall ved Haltenbanken og Sklinnabanken fram til 1971, og det er vurdert om dette kunne være en mulig kilde. I et forsøk på å spore eventuelle kilder for miljøgifter i området, har vi i dette arbeidet analysert nivåer av miljøgifter i prøver av sedimenter og sjøpølser (*Parastichopus tremulus*, sedimentspisende) fra et tokt med MAREANO i juni 2018 samt i sedimentprøver fra flere tidligere tokt. Resultatene er oppsummert sammen med eksisterende kunnskap om fysisk miljø (batymetri, oseanografi, sedimentasjonsmiljø) og nivåer av kvikksølv, dioksiner og PCB i fisk fra tidligere overvåkning i og rundt området som er stengt for kveitefiske. Resultatene viser at nivåene av både tungmetaller (kvikksølv, arsen, kadmium, kobber og bly) og organiske miljøgifter (dioksiner/furaner, PCB og klorerte parafiner) i sedimenter fra 38 ulike lokaliteter er lave og tilsvarende bakgrunnsnivå for de aller fleste lokaliteter, men at viktige lokale variasjoner finnes. Stasjoner i det sentrale Sklinnadjupet øst for det stengte fiskefeltet viser tydelig forhøyede nivåer for kvikksølv, kadmium og kobber sammenliknet med de regionale nivåene når metallnivåene vurderes i forhold til innhold av totalt organisk karbon (TOC) og innhold av finstoff (slam). Lav til svært lav sedimentasjonsrate i de prøvetatte områdene gjør at forurensning kun vil finnes i det aller øverste sedimentlaget (mm til cm), mens de fleste prøvene inneholder blandet prøvemateriale fra de øverste 3-10 centimetrene for å oppnå tilstrekkelig prøvemengde til analyse av de organiske miljøgiftene. Dette gir en uttynningseffekt som kan forklare de lave absolutte nivåene av tungmetallene. Resultatene tyder ikke på forhøyede nivåer av kvikksølv, dioksiner og PCB i sedimenter fra lokaliteter innenfor det stengte fiskefeltet, men det er mulig at uttynningseffekten på grunn av prøvetakingsmetoden kan maskere tilstedeværelse av miljøgifter. Nivåene av kvikksølv i sjøpølse fra ni ulike lokaliteter var svært lave, og det ble ikke funnet høyere kvikksølvnivåer i sjøpølser fra Ytre Sklinnadjupet enn i områder nærmere kysten. Da sjøpølse ikke opprinnelig var prioritert til prøveinnsamlingen ble disse ikke samlet inn i den sentrale delen av Sklinnadjupet, hvor forhøyede nivåer av kvikksølv, kadmium og kobber i sedimentprøver ble funnet. Nivåene av andre metaller i sjøpølsene tydet heller ikke på at området som er stengt for kveitefiske var vesentlig forskjellig fra områdene nærmere kysten. Nivåene av miljøgifter i sedimenter og rødpølser i prøvene tatt fra Ytre Sklinnadjupet kunne altså ikke forklare de høye nivåene funnet i kveite fra Ytre Sklinnadjupet. De forhøyede nivåene av kvikksølv i sentrale deler av Sklinnadjupet indikerer imidlertid en mulig kilde, og bør undersøkes nærmere med mer detaljert (romlig og tidsmessig) prøvetaking av sedimenter for analyse av metaller og organiske miljøgifter. Det bør også vurderes mer detaljert prøvetaking av biota. En gjennomgang av tidligere overvåkning av miljøgifter i fisk fra Norskehavet viste at det finnes lite data fra andre arter enn kveite fra områdene i og rundt Ytre Sklinnadjupet. I videre forsøk på å spore kilder til disse miljøgiftene anbefales det å undersøke flere typer prøver, deriblant biota fra flere trinn i næringskjeden og særlig arter som kan være direkte byttedyr for kveite.

Sammendrag (engelsk):

A fishery ground in the region of Outer Sklinnadjupet in the Norwegian Sea was closed for fishing of Atlantic halibut (*Hippoglossus hippoglossus*) in 2017 due to high levels of contaminants found in this species. The high levels of dioxins, PCBs, and particularly mercury can not be explained by any particular biological features of halibut from this area. It is known that a large number of barrels containing chemical waste were dumped near Haltenbanken and Sklinnabanken until 1971, and this has been considered as a possible source. In an attempt to trace possible local sources of contamination, we have analyzed the levels of contaminants in sediment samples and samples of sea cucumber (*Parastichopus tremulus*, sediment feeder) collected during a MAREANO cruise in June 2018, as well as in sediment samples from several earlier samplings. The results are presented here together with existing knowledge on the physical environment (bathymetry, oceanography, sedimentology) and on the levels of mercury, dioxins and PCBs in fish from earlier monitoring in the affected area and around. The results show that the levels of heavy metals (mercury, arsenic, cadmium, copper and lead) as well as those of organic contaminants (dioxins and furans, PCBs and chlorinated paraffins) in sediment samples from 38 locations were low and corresponding to the local background level at the majority of the locations, but that important local variations exist. There were clearly elevated levels of mercury, cadmium and copper found at the locations in the central Sklinnadjupet east of the closed fishery ground, as compared to the regional levels for these metals, when corrected for total organic carbon contents (TOC) and the contents of fine-grain material (mud). Due to low to very low sedimentation rates at the sampled locations, the contaminants will only be found in the top sediment layer (mm to cm) whereas most of the studied samples contain mixed sample material from the top 3-10 centimeters in order to obtain enough material for analysis of organic contaminants. This causes a dilution effect which may explain the low absolute levels of the contaminants. The results provide no indications of elevated levels of mercury, dioxins and PCBs in sediments from the locations within the closed fishery ground. However, it is possible that the dilution effect may disguise the presence of the contaminants. The levels of mercury in sea cucumber

from nine locations were very low, and the levels in the sea cucumbers from within the Outer Sklinnadjupet area were not higher than the levels in sea cucumbers from outside the area. Since sea cucumbers were not originally included in the sampling plan, no samples of sea cucumbers were obtained from the central part of Sklinnadjupet where elevated levels of mercury, cadmium and copper were found in sediments. The levels of other metals in sea cucumber indicated no significant difference between the area closed for halibut fishing and the locations closer to the coast. Thus, the levels of the contaminants in sediments and sea cucumber from Outer Sklinnadjupet could not explain the high levels found in halibut from this area. However, elevated levels of mercury in central parts of Sklinnadjupet indicate a possible local source, and should be investigated further, with more detailed (spatially and temporally) sediment sampling for analyzing metals and organic contaminants. A more detailed sampling of biota should also be considered. A review of earlier monitoring of contaminants in fish from the Norwegian Sea has shown that there is little data on other species than halibut from the areas in and around Outer Sklinnadjupet. As the next step in attempting to elucidate the source of the contaminants it is recommended to investigate several types of samples, including biota from different levels in the food chain, particularly the species which serve as direct prey for halibut.

Innhold

1 Innledning 6
1.1 Bakgrunn og målsetning 6
1.2 Studerte miljøgifter 8
1.2.1 *Kvikksølv* 8
1.2.2 *Dioksiner og furaner* 8
1.2.3 *Polyklorerte bifenyler (PCB)* 9
1.2.4 *Klorparafiner* 9
1.2.5 *Tilstandsklasser og miljøkvalitetsstandarder* 9
1.3 Det kartlagte området og analysene 10
2 Områdebeskrivelse og metoder 11
2.1 Ytre Sklinnadjupet og det fysiske miljøet 11
2.1.1 *Landskap og havstrømmer* 11
2.1.2 *Sedimentasjonsrater og alder på prøvetatte sedimenter* 13
2.2 Prøvetaking 15
2.2.1 *Eksisterende prøver og prøvetaking* 15
2.2.2 *Prøvetaking på MAREANO 2018-toktet* 18
2.3 Andre kilder til data 21
2.4 Analysemetoder 21
2.4.1 *Analyse av sedimenter* 21
2.4.2 *Analyse av sjøpølser* 23
2.4.3 *Statistiske metoder* 23
3 Resultater og diskusjon 24
3.1 Sediment 24
3.1.1 *Sediment karakteristikk* 24
3.1.2 *Metaller i overflatesedimenter* 26
3.1.3 *Organiske miljøgifter i overflatesedimenter* 33
3.2 Sjøpølser og fisk 38
3.2.1 *Metaller i sjøpølser* 38
3.2.2 *Kvikksølv og dioksiner+dl-PCB i ulike arter fisk fra tidligere overvåkning i Norskehavet* 46
4 Konklusjoner og forslag til videre arbeid 49
5 Referanser 51

1 - Innledning

1.1 – Bakgrunn og målsetning

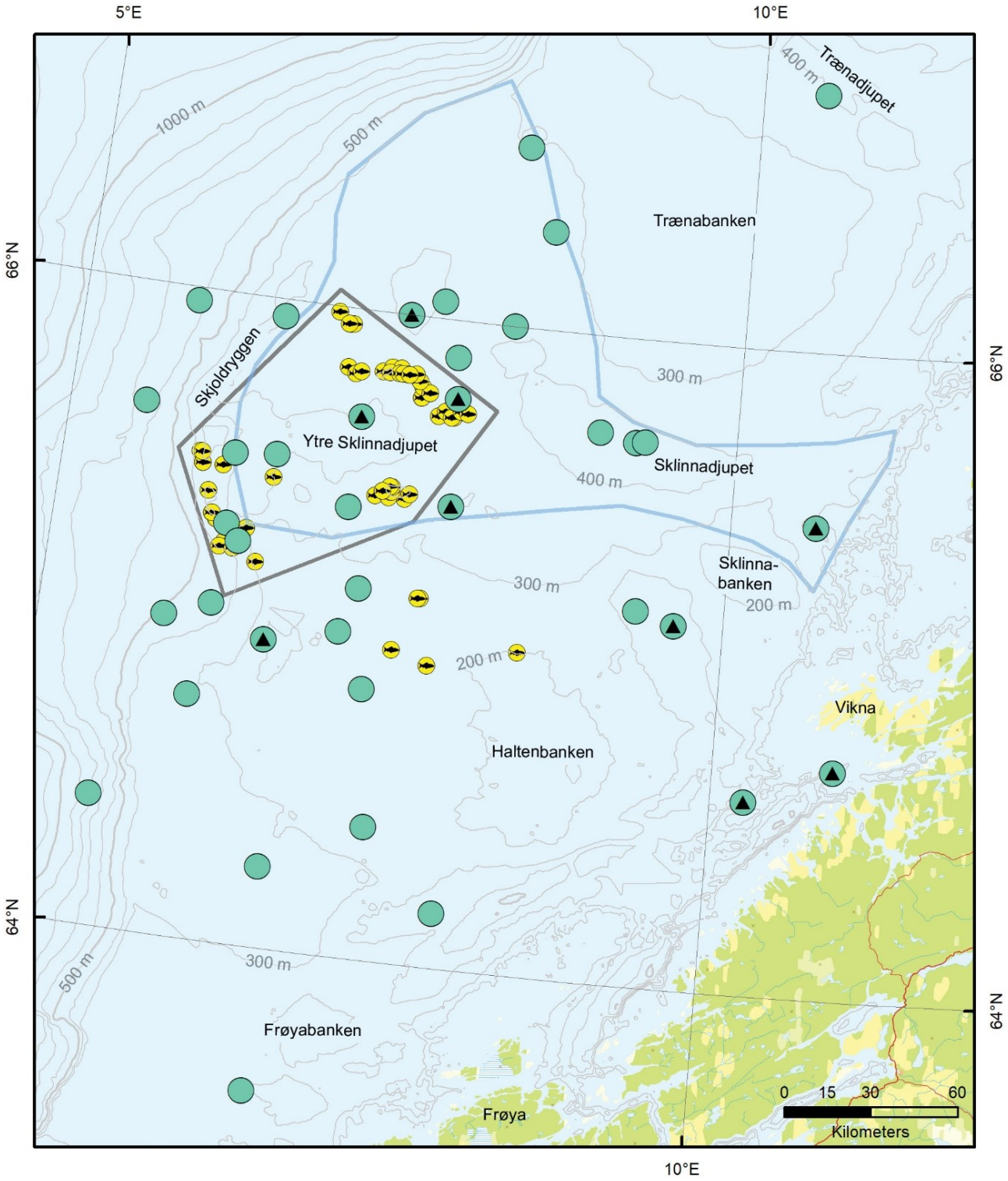
I perioden oktober 2013 - mars 2016 ble det gjennomført en omfattende kartlegging av nivåene av miljøgifter i Atlantisk kveite (*Hippoglossus hippoglossus*) fanget i norske hav- og kystområder fra Finnmark i nord til Nordsjøen og Skagerrak i sør. I et område på ytre del av sokkelen utenfor Trøndelags- og Helgelandskysten som i denne rapporten er kalt Ytre Sklinnadjupet (Figur 1.1), ble det funnet høye nivåer særlig av kvikksølv (Hg), men også av organiske miljøgifter som dioksiner/furaner (PCDD/F), dioksinlignende PCB (dl-PCB) og ikke dioksinlignende PCB (PCB6) i kveitefilet (Nilsen m. fl. 2016). Nivåene av disse miljøgiftene var høyere i kveite fra Ytre Sklinnadjupet enn i alle andre områder som ble undersøkt, og forskjellen kunne ikke forklares ved forskjeller i størrelsen av fisken fra de ulike områdene. De høye miljøgiftnivåene førte til at området ble stengt for fiske av atlantisk kveite fra oktober 2017 (*Lovdata, Forskrift om utøvelse av fisket i sjøen, §35b*).

Resultater fra en oppfølgende analyse av stabile isotoper for å bestemme trofisk nivå for kveitene tydet på at de høye nivåene av miljøgifter heller ikke kunne forklares ved at kveite fra Ytre Sklinnadjupet spiste byttedyr høyere opp i næringskjeden enn kveite fra andre områder (Nilsen m.fl. 2019).

Siden de høye nivåene ikke kunne knyttes til spesielle biologiske egenskaper som størrelse, alder eller trofisk nivå for kveitene, ble det høsten 2017 startet et arbeid for å undersøke om det kunne være en eller flere kilder til miljøgifter i ytre Sklinnadjupet som kunne forklare de høye miljøgiftnivåene i kveite fra området. Det er kjent at det ble dumpet et stort antall tønner med avfall knyttet til europeisk plastproduksjon i norske farvann fra 1960-tallet til tidlig 1970-tallet, og det ble vurdert om dette kunne være en mulig kilde, men stor usikkerhet rundt hvor dumpingen av tønnene fant sted, og hvilke stoffer tønnene inneholdt, gjorde det vanskelig å knytte dette direkte til de høye nivåene av miljøgifter i kveite fra Ytre Sklinnadjupet.

I 2018 fikk MAREANO-programmet en ekstrabevilgning med formål å finne mulig årsak/kilder til de forhøyede nivåene av miljøgifter i Atlantisk kveite fra Ytre Sklinnadjupet. Prosjektet er koordinert av Miljødirektoratet, og omfattet en gjennomgang av eksisterende data, analyse av eksisterende sedimentprøver fra tidligere prøvetaking i og omkring Ytre Sklinnadjupet og gjennomføring av et tokt med FF Hydrograf i juni 2018 for å innhente og analysere nye prøver av sediment og sjøpølser på utpekte lokaliteter fra Trøndelags- og Helgelandskysten til ytterst på sokkelen både innenfor og utenfor det stengte området.

Denne rapporten sammenstiller nye data og eksisterende kunnskap både om nivåer av miljøgifter (i sedimenter og biota) og fysiske parametere (batymetri, oseanografi, sedimentasjonsmiljø) i området med formål å undersøke om det er grunnlag for å angi mulig(e) kilde(r) til de forhøyede nivåene av kvikksølv og organiske miljøgifter i kveite fra Ytre Sklinnadjupet.



Figur 1.1. Oversikt over Sklinnadjupet og omliggende områder. Mørkegrått polygon – stengt fiskefelt. Lyseblått polygon – omtrentlig omriss av hele Sklinnadjupet. Prøvetatte kveiter – gule/svarte symboler; sedimentprøver – grønne sirkler; sjøpølser – svarte trekanter.

1.2 - Studerte miljøgifter

1.2.1 - Kvikksølv

Kvikksølv (Hg) er et tungmetall som er giftig for mennesker selv i lave konsentrasjoner (AMAP 2003), spesielt som metylkvikksølv. Kjente eksempler på Hg-forgiftning er fra Minamata (Japan), hvor metylkvikksølv-forgiftet fisk og skjell førte til alvorlige misdannelser i barn av fiskere i Minamata-bukten (Harada 1995). En studie fra Færøyene har også dokumentert kognitive effekter ved forhøyede Hg-nivåer bl.a. gjennom redusert læringsevne for skolebarn (AMAP 2011). Den færøyske undersøkelsen førte til kostholdrestriksjoner på Færøyene. Fisk og annen sjømat er den viktigste kilden til metylkvikksølv for mennesker, og for å beskytte befolkningen mot for høyt inntak av Hg gjennom mat er det fastsatt øvre grenseverdier for Hg-nivåer i fisk og skalldyr til humant konsum både i EU og Norge (EU 2018; *Forskrift av 3. juli 2015 Nr. 870 om visse forurensende stoffer i næringsmidler*). Det finnes både naturlige og antropogene kilder til Hg i miljøet, men de viktigste kildene i norske havområder er knyttet til menneskelig aktivitet. Nivåer av kvikksølv i fisk fra norske havområder er stort sett lave, godt under grenseverdiene for trygg sjømat, men det finnes unntak for enkelte fjordområder der det er funnet høye nivåer av Hg særlig i dypvannsfisk som brosme og lange (Frantzen og Måge, 2016). Ellers finnes de høyeste nivåene ofte i stor og gammel rovfisk (som kveite) siden Hg oppkonsentreres i organismer over tid og oppover i næringskjeden. Transport og transformering av kvikksølv til metylkvikksølv påvirkes sterkt av biogeokjemiske transformasjoner av andre elementer, spesielt redoks-sensitive mikrobielt viktige stoffer som svovel, jern og mangan, og deres interaksjon med organisk materiale (Faganeli m.fl. 2012). Dermed er disse prosessene viktige for fordelingen av total Hg og MeHg (metylkvikksølv) i økosystemet (DNV-GL 2014). Videre er det generelt kjent at kvikksølv i stor grad binder seg til finkornede sedimenter (silt og leir – altså slam), og at innholdet av kvikksølv (i likhet med mange andre metaller) øker proporsjonalt med finstoff-innholdet.

1.2.2 - Dioksiner og furaner

Dioksiner og furaner (PCDD/F) er en gruppe persistente organiske miljøgifter som innbefatter klorerte forbindelser av to typer, polyklorerte dibenzodioksiner og polyklorerte dibenzofuraner. Disse har lignende kjemisk struktur og dermed lignende toksisk effekt på organismer, og er svært toksiske sammenlignet med mange andre miljøgifter (Hites 2011). En annen forskjell fra andre organiske miljøgifter omtalt her, er at PCDD/F også har naturlige kilder i miljøet, siden de kan dannes i høytemperaturprosesser som skogbrann, vulkanutbrudd osv. Hovedkilder i norske havområder er likevel knyttet til menneskelig aktivitet, som søppelforbrenning og industri, hvor dioksinene dannes som biprodukter (Srogi 2008). De høyeste nivåene er derfor tidligere funnet i Norge i enkelte fjordområder utsatt for industriell forurensning, som Grenlandsfjordene (Ruus m.fl. 2006). Seveso-utslippet i Italia 1976 er det mest kjente eksempelet på industriell forurensing med dioksin (Setekleiv 2009). Her ble et større område gjort ubeboelig etter et ukontrollert utslipp fra en kjemisk fabrikk.

Nivåer av PCDD/F generelt i norske havområder, og særlig i sedimenter fra åpent hav, er som oftest lave (SFT 2008). Også de lave nivåene kan imidlertid utgjøre et miljøproblem på grunn av det store toksiske potensialet. Siden ulike dioksin- og furanforbindelser har ulik toksisitet, rapporteres nivåene ofte som toksisitetsekvivalenter (engelsk: *toxicity equivalents*, TEQ) og ikke bare som absolutte nivåer. TEQ-verdiene beregnes ved å multiplisere målt konsentrasjon av en konkret forbindelse med en faktor som beregner toksisiteten til denne forbindelsen i forhold til toksisiteten til den giftigste av alle dioksinene, tetraklorodibenzo-*p*-dioksin (2,3,7,8-TCDD) (van den Berg m.fl. 2006). Det er syv PCDD-kongenere og 10 PCDF-kongenere som har relevans ift. toksisitet, og det er summen av disse 17 forbindelsene som vanligvis rapporteres under betegnelsen PCDD/F.

Dioksiner har meget lav vannløselighet og finnes i vannmassene stort sett kun bundet til større organiske partikler. Dette gjelder i større eller mindre grad også de andre organiske miljøgiftene studert her. Alle disse miljøgiftene blir derfor etter hvert avsatt i sedimenter som vil fungere som et lager for disse, og vil først og fremst avsettes der det er mye finkornet materiale som leir og silt. Det er derfor aktuelt å relatere målte nivåer av organiske miljøgifter til totalt organisk karbon (TOC) for å vurdere om eventuelle variasjoner i nivåene er forårsaket av variasjon i TOC eller gjenspeiler økt tilførsel av miljøgifter i området.

1.2.3 - Polyklorerte bifenyler (PCB)

PCB er en gruppe persistente organiske miljøgifter som ble produsert i stor skala over hele verden, brukt som komponent i blant annet maling og elektrisk utstyr. Selv om PCB ble forbudt for produksjon på slutten av 1970-tallet i USA og på 1980-tallet i Europa, fortsatte produksjon av PCB i enkelte andre land også senere, bl.a. i Russland fram til midten av 1990-tallet. I Norge ble ny bruk av PCB forbudt i 1980 (for mer informasjon, se Miljostatus.no). Det har derfor vært både lokale og langtransporterte tilførsler av PCB i sedimenter i norske havområder (Carroll m.fl. 2008; Jartun m.fl. 2009). PCB ble i 2004 ført opp på Stockholm-konvensjonen sin liste over stoff som skal fases ut (Stockholm Convention 2008).

Det finnes 209 mulige kongenere av PCB. Disse kan deles i dioksinlignende PCB (dl-PCB) og andre PCB. I motsetning til andre PCB, har dl-PCB en flat struktur som ligner på dioksiner (plane PCB) og de har derfor også lignende toksikologiske effekter som dioksin på organismer. Dl-PCB består av 12 ulike forbindelser med ulik toksisitet, og på samme måte som for dioksiner og furaner (se over) rapporteres nivåene av disse ofte som TEQ-verdier i stedet for absolutte verdier. Miljødirektoratet har etablert tilstandsklasser for summen av dioksiner, furaner og dl-PCB (PCDD/F+dl-PCB) beregnet som TEQ-verdier (se tabell 1.1 nedenfor). I miljøstudier rapporteres ofte standardparameteren PCB7, som er brukt internasjonalt, og det er etablert tilstandsklasser for denne hos Miljødirektoratet (se tabell 1.1 nedenfor). PCB7 består av PCB28, PCB52, PCB101, PCB118, PCB138, PCB153 og PCB180. Av disse hører kun PCB118 til dl-PCB. Sedimentprøvene i denne rapporten ble kun analysert for PCB7, og ikke for andre dl-PCB. Det er derfor relativt svakt grunnlag for diskusjon av dl-PCB nivåer i sedimentprøver i denne rapporten, og det diskuteres kun nivåer av PCB7 og PCDD/F.

1.2.4 - Klorparafiner

Klorparafiner er persistente forbindelser som hører til såkalte «nye miljøgifter», og som det finnes relativt lite data på i norske havområder. De brukes som tilsetninger til materialer ved høytemperatur-prosesser, til maling, som flammehemmere m.m. (Marvin m.fl. 2003). Kortkjedete klorparafiner (SCCP) er påvist over bakgrunnsnivå i sedimenter fra Barentshavet, men nivåene var lavere enn effektgrensen (SFT 2008). Mellomkjedete klorparafiner (MCCP) ble ikke funnet i sedimentene i det samme studiet. I 2013 ble både SCCP og MCCP funnet i forskjellige biota-arter i norske arktiske strøk (Miljødirektoratet 2013), og de ble tidligere påvist i forskjellige deler av miljøet over hele Arktis (Vorkamp og Rigét 2014).

1.2.5 - Tilstandsklasser og miljøkvalitetsstandarder

Miljødirektoratet har utarbeidet et eget klassifiseringssystem for nivåene av enkelte organiske miljøgifter og metaller i marine sedimenter, basert på internasjonalt etablerte systemer for miljøkvalitetsstandarder (*Environmental Quality Standards*, EQS) og risikovurdering av kjemikalier i EU (Miljødirektoratet 2016). Miljødirektoratets klassifisering er i utgangspunktet utviklet for fjord- og havneområder, men kan fungere som en nyttig pekepinn for vurdering av miljøtilstanden også i åpent hav. Miljødirektoratets tilstandsklasser for aktuelle miljøgifter i sedimenter er vist i tabell 1.1.

Tabell 1.1. Miljødirektoratets tilstandsklasser for miljøgifter i marine sedimenter (Miljødirektoratet 2016).

Tilstandsklasse	Klasse I Bakgrunn	Klasse II AA-EQS*	Klasse III MAC-EQS*	Klasse IV	Klasse V Omfattende akutt tox eff.
Arsen, mg/kg tv	<15	15-18	18-71	71 – 580	>580
Kadmium, mg/kg tv	<0,20	0,20 – 2,5	2,5 –16	16 – 157	>157
Kobber, mg/kg tv	<20	20-84	84	84-114	>114
Kvikksølv, mg/kg tv	<0,050	0,05 – 0,52	0,52 – 0,75	0,75 – 1,45	>1,45
Bly, mg/kg tv	<25	25 -150	150-1480	1480-2000	>2000
PCDD/F+dl-PCB, ng/kg tv TEQ	-	0,86	0,86-3,6	3,6-500	500
PCB7, µg/kg tv	-	<4,1	4,1-43	43-430	>430
MCCP, mg/kg tv	-	<4,6	4,6-27	27-54	>54

* AA-EQS: Environmental quality standard, annual average. MAC-EQS: Environmental quality standard, maximum annual concentration.

Gjennom vannforskriften er det også etablert miljøkvalitetsstandarder for organismer for enkelte organiske miljøgifter og metaller (Miljødirektoratet 2016). Av miljøgifter som er omtalt i denne rapporten er det kun etablert miljøkvalitetsstandarder i organismer for kvikksølv (0,020 mg/kg våtvekt) og for sum PCDD/F+dl-PCB (6,5 ng/kg TEQ).

1.3 - Det kartlagte området og analysene

Kartlegging av Hg, PCDD/F, dl-PCB og en rekke andre stoffer er gjort som en kombinasjon med bruk av data:

1. fra tidligere analyser av eksisterende sedimentprøver, supplert med nye analyser av eksisterende prøver for problemstoffene og andre stoffer
2. ny prøvetaking på toktet i 2018 på i alt 11 stasjoner i området, med et komplett analyseprogram på de ny-innsamlede prøvene.

Eksisterende prøver i området omfatter prøver innsamlet av HI og NGU fra 1999 (3 stasjoner), MAREANO-prøver innsamlet i 2013 og 2015 (11 stasjoner), samt Equinor-prøver (13 stasjoner).

Prøvene innsamlet i 1999 er rapportert i Lepland 2001. Prøvene fra MAREANO-toktene (11 stasjoner) er rapportert i Boitsov m. fl. 2014, Boitsov m. fl. 2016, Jensen m. fl. 2014 og Jensen m. fl. 2016. Prøvene fra Equinor er beskrevet i Pedersen 2018.

Nye sedimentprøver fra 11 stasjoner med finkornet sedimentavsetting i og rett utenfor det stengte fiskefeltet ble samlet inn i 2018, og biologiske prøver ble samlet inn på ni av de samme stasjonene (Jakobsen m. fl. 2018).

Eksisterende og nye prøver ble sendt til Akvaplan Niva, som gjennomførte analyser for en rekke stoffer i prøvene. Disse analysene finnes som rapport publisert oktober 2018 (Pedersen 2018).

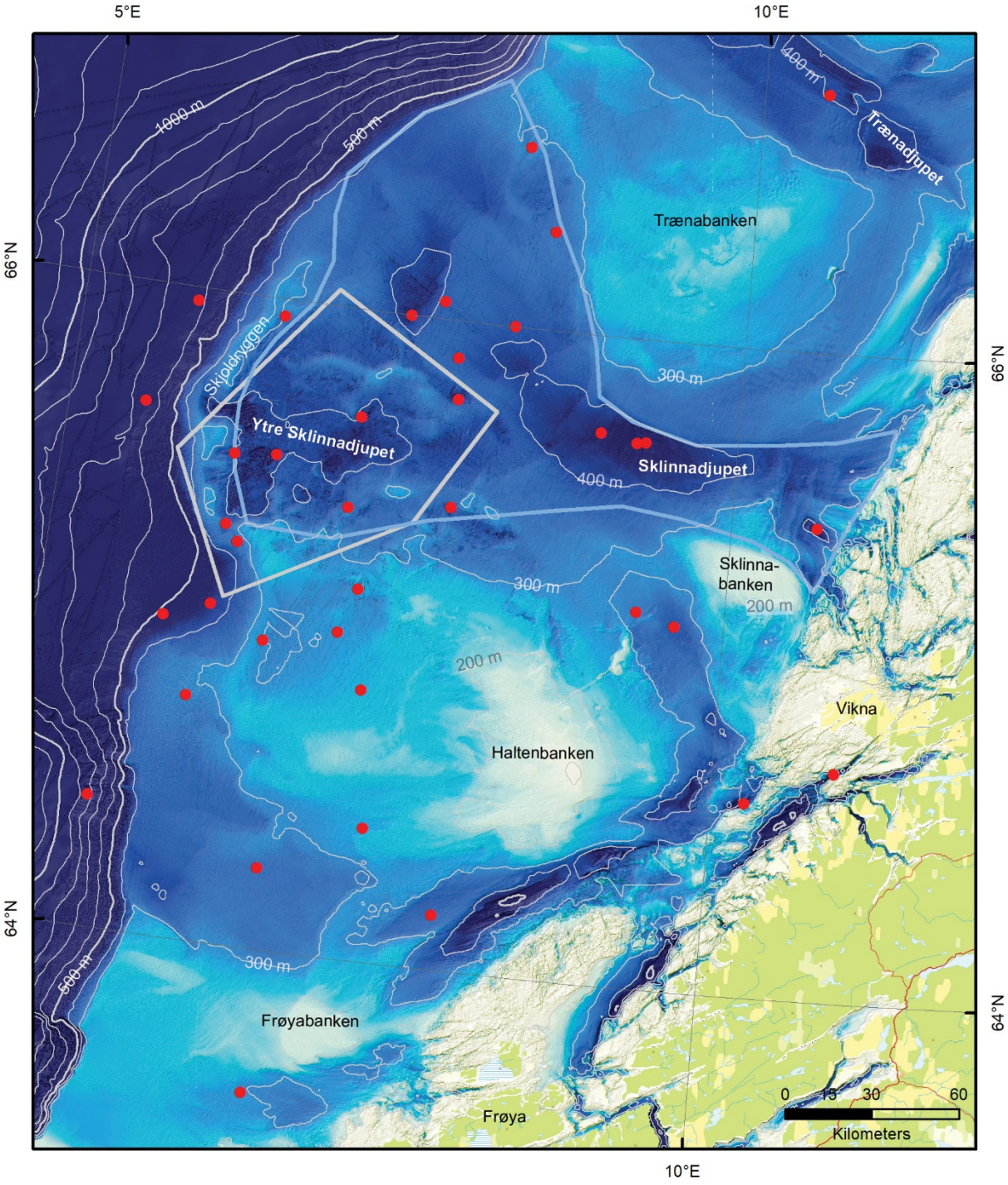
Andre undersøkelser og rapporteringer fra området omfatter MOD data fra sediment undersøkelser, hvor det er gjort rutinemessig miljøovervåking rundt olje/gass installasjoner på Haltenbanken (Mannvik og Wasbotten 2016).

2 - Områdebeskrivelse og metoder

2.1 - Ytre Sklinnadjupet og det fysiske miljøet

2.1.1 - Landskap og havstrømmer

Området som er stengt for fiske av kveite er mer enn 6 000 km^2 og er lokalisert i Ytre Sklinnadjupet (Figur 2.1). For å identifisere eventuelle kilder for forhøyede nivåer av miljøgifter i kveite, er i alt 38 lokaliteter med sedimentprøvetaking og ni lokaliteter med sjøpølse-prøvetaking undersøkt, mellom Frøyabanken i sør til Trænadjupet i nord.

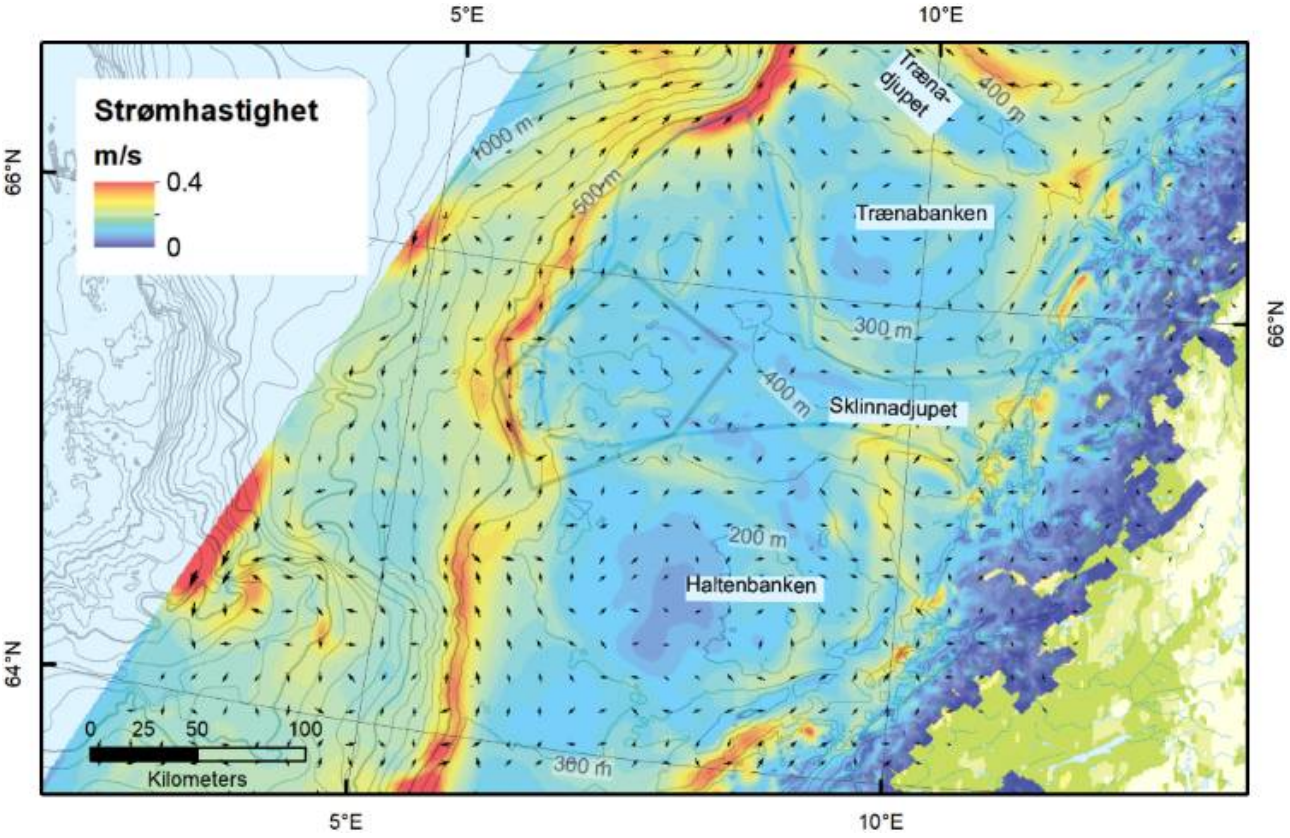


Figur 2.1. Oversiktskart over midtnorsk kontinentalsokkel mellom Frøyabanken og Trænadjupet. Omtrentlig omriss av hele Sklinnadjupet er markert med en lyseblå linje, og det stengte fiskefeltet med en lysegrå linje. Stasjoner (sediment, biologi) er vist med røde prikker.

Prøvelokalitetene har vanndyp varierende fra 261 m til 826 m og er primært lokalisert til forsenkninger hvor det kan foregå sedimentasjon av finkornete sedimenter. Det stengte fiskefeltet er i hovedsak lokalisert innenfor Nordland II-området med olje- og gassproduksjon fra etablerte felter, nordvest for Haltenbanken. Det er i tillegg fiskeriaktivitet og skipstrafikk i området. Både havstrømmer med atlantisk vann og kystvann passerer området på sin vei nordover, og begge havstrømmene kan transportere miljøgifter fra andre geografiske områder til dette området.

Sklinnadjupet (Figur 2.1) er en forsenkning som strekker seg fra kysten til eggakanten, mellom Haltenbanken i sør og Trænabanken i nord. I vest avgrenses Sklinnadjupet av Skjoldryggen, som er en opptil 150 meter høy morenerygg dominert av grove sedimenter (Thorsnes m.fl. 2016). Det meste av Sklinnadjupet ligger på 300 – 400 meters dyp, med største dyp på ca. 475 meter sentralt i den smaleste delen nord for Haltenbanken. Vest for Skjoldryggen er det dypere. Havbunnen i det stengte fiskefeltet er preget av et uregelmessig havbunnsterreng, med mange relativt små forsenkninger og rygger.

Strømdata fra NorKyst800-modellen (https://www.imr.no/hi/forskning/marine-data-forskningsdata/modeller--et-anvendelig-verktoy/sirkulasjonsmodeller) viser at strømhastigheten i Sklinnadjupet er relativt lav sammenliknet med kontinentalskråningen og eggakanten i vest, men av omtrent samme styrke som på Trænabanken og Haltenbanken (Figur 2.2). Strømpilene viser at det dannes store bakevjer både over Haltenbanken, Sklinnadjupet og Trænabanken. Langs eggakanten, inkludert Skjoldryggen, strømmer atlantisk vann med høyere hastighet. Kyststrømmen som går nordover nær land har også høyere hastigheter enn i Sklinnadjupet, men ikke like høye som langs eggakanten. Merk at Ekman-drenering av strøm rundt undersjøiske daler som skjærer innover sokkelen er typisk ikke godt representert i havmodeller fordi bunnstress i modellene er forenklet. Det medfører at modellene underestimerer strøm langs bunn vinkelrett ned i bunnen av dalen fra strøm som følger bunntopografi rundt dalen (Berntsen m.fl. 2019).



Figur 2.2. Bunnstrømmer på midtnorsk sokkel mellom Haltenbanken og Trænadjupet, basert på NorKyst800. Fargene viser strømhastighet, og de svarte pilene viser retning. Grått omriss – stengt fiskefelt. Lyseblått omriss – omtrentlig utbredelse av hele Sklinnadjupet.

2.1.2 - Sedimentasjonsrater og alder på prøvetatte sedimenter

Prøvetakingsstasjonene som er samlet inn for denne undersøkelsen er lagt til forsenkninger hvor det ble regnet som sannsynlig at det kan foregå sedimentasjon. Forsenkningene ble identifisert fra relativt grove dybdedata (i hovedsak 50 – 200 meter mellom hvert dybdepunkt, men mer detaljert (25 m avstand mellom hvert dybdepunkt) i områder hvor oljeindustrien har gjort seismiske undersøkelser). Detaljerte dybdedata og backscatterdata (multistrålebatymetri) som ble samlet inn under prøvetakingstoktet (Jakobsen m.fl. 2018) indikerer varierende sedimentasjonsforhold på prøvetakingslokalitetene. Mange steder finner vi lett synlige ryggstrukturer som ble dannet av iskappene som formet havbunnen for mer enn 10 000 år siden. Dette indikerer at mektigheten av sedimenter avsatt etter at isen forsvant fra området er relativt liten.

Mange steder er pockmarks synlige. Dette er sirkulære eller avlange groper i havbunnen som indikerer at gass eller væsker har strømmet ut og dannet gropene. Gropene indikerer at det er bløte sedimenter i forsenkningene (Rise m.fl. 2015). Backscatterdata som viser bunnreflektivitet varierer fra jevnt lave nivåer som indikerer at forsenkningen er helt dekket av finkornede sedimenter, til mer varierende nivåer som indikerer at hardere rygger stikker opp, og at sedimentdekket kan være tynt og ujevnt. I noen av forsenkningene hvor det finnes pockmarks er det betydelig høyere reflektivitet i bunnen av strukturene. Tilsvarende fenomen ble beskrevet fra Barentshavet av Chand m.fl. (2012), som viste at høy reflektivitet kommer som en følge av at pockmarkene penetrerer hele sekvensen av bløte finkornede sedimenter, ned til underliggende hardere sedimenter. Chand m.fl. (2012) viste også at en stor del av de bløte finkornede sedimentene består av glasimarine sedimenter. Disse avsettes vanligvis med høye sedimentasjonsrater kort tid etter at isen har trukket seg vekk. Etter dette har normal marin (Holocen) sedimentasjon foregått, fra ca. 10 000 år før nåtid.

Pockmarkene med høy reflektivitet i bunnen gir dermed en øvre grense for mektigheten av bløte, finkornede sedimenter avsatt ved kontinuerlig sedimentasjon siden isdekket forsvant fra området, fordi sedimenter som er avsatt under is, eller påvirket av is, har høyere tetthet og dermed høyere (akustisk) reflektivitet. Sannsynligvis er mindre enn halvparten av mektigheten knyttet til sedimenter som er avsatt i omtrent de siste 10 000 år (såkalte Holocene sedimenter). Basert på regional erfaring, er mindre enn 1 meter sediment avsatt i Holocen i Sklinnadjupet (Leif Rise 2019, pers. komm.). Dette tilsvarer 10% av den anslåtte mektigheten av de bløte finkornede sedimentene.

En gjennomgang av tilgjengelige Topas-data, og batymetri og backscatter fra prøvetakingsstasjonene (Tabell 2.1) viser at de tykkeste avsetningene av bløte finkornede sedimenter er 10 meter (Sklinnadjupet), og at de fleste andre ligger mellom 2-5 meter total mektighet.

Tabell 2.1. Kort beskrivelse av prøvetakingsområdene, og vurdering av maksimal sedimentmektighet.

Stasjon	Beskrivelse	Vurdering
P1	Avlang NNV-SSØ-gående 460 m dyp forsenkning med rygger, jevn lav backscatter og opptil 8 m dype pockmarks som har høy reflektivitet i midten.	Ser ut til å være et avsetningsbasseng. Basert på pockmarks ser det til at maksimal mektighet av finkornede bløte sedimenter er 8 m.
P2	Avlang NNV-SSØ-gående 475 m dyp forsenkning med rygger, jevn lav backscatter og mange pockmarks. Opptil 10 m dype pockmarks som har høy reflektivitet i midten.	Ser ut til å være et avsetningsbasseng. Basert på pockmarks ser det til at maksimal mektighet av finkornede bløte sedimenter er 10 m.
P3	Uregelmessig formet forsenkning med NNØ-SSV-gående rygger, med en del små pockmarks. Jevn lav backscatter i flate bassengområder, og mer uregelmessig backscatter pga. rygger i området hvor boxcore ble tatt. Denne måtte flyttes ut til flanken fordi boxcorer'en ble overfylt i de flate bassengområdene.	De flate bassengområdene ser ut til å være avsetningsbasseng, men prøven som er tatt er fra flankeområdet hvor det sannsynligvis har vært meget begrenset sedimentasjon.

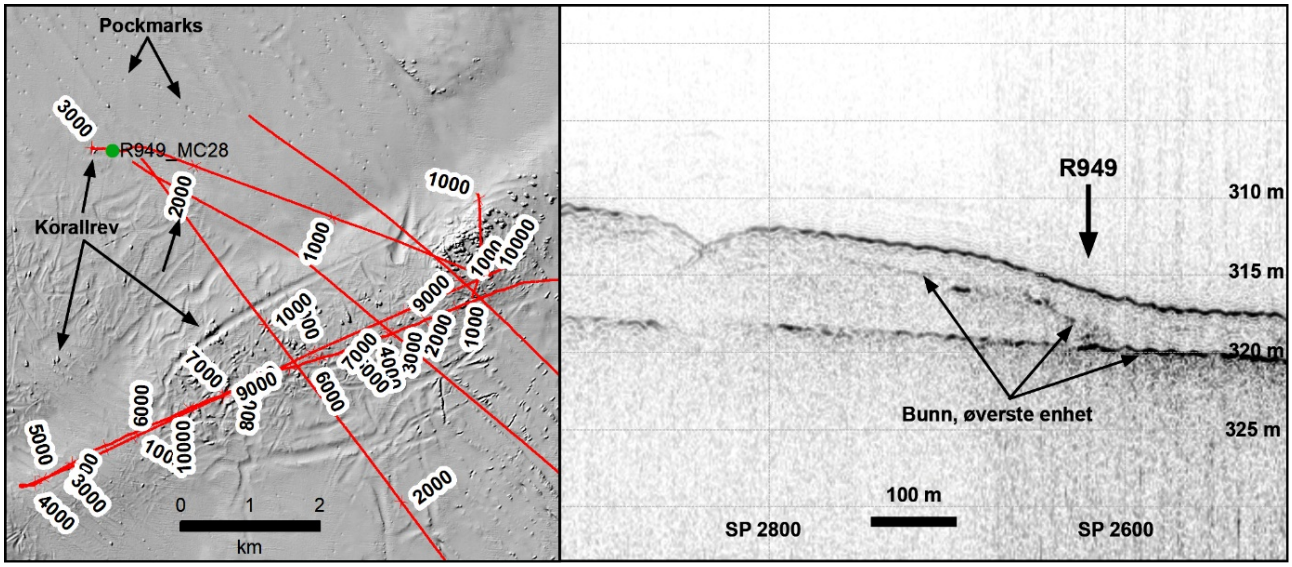
P4	Uregelmessig formet forsenkning med nesten Ø-V-gående diffuse ryggstrukturer, med en del små pockmarks som er opptil 5 m dype, med høy reflektivitet i midten. Jevn lav backscatter.	Ser ut til å være et avsetningsbasseng, med relativt begrenset sedimentasjon. Maksimal mektighet av bløte finkornede sedimenter anslått til 5 m.
P5	Uregelmessig formet forsenkning med NNØ-SSV ryggstrukturer i bunn av forsenkning. Enkelte pockmarks opptil 2-3 mdype i sentral del, med høy reflektivitet i midten. Jevn lav backscatter. Rørledning krysser sentrum av forsenkning. Stasjonen ligger på flanken av forsenkningen, 1 km V for rørledning.	Ser ut til å være et avsetningsbasseng, med relativt begrenset sedimentasjon. Maksimal mektighet av bløte finkornede sedimenter anslått til 3 m.
P6	Uregelmessig formet forsenkning med NNØ-SSV-gående isfjellpløyemerker, med enkelte pockmarks opptil 2 m dype, med høy reflektivitet i midten. Jevn lav backscatter. Rørledning krysser sentrum av forsenkning. Stasjonen ligger på flanken av forsenkningen, 1 km V for rørledning.	Ser ut til å være et avsetningsbasseng, med relativt begrenset sedimentasjon. Maksimal mektighet av bløte finkornede sedimenter anslått til 2 m.
P7	Uregelmessig formet forsenkning (trekantet) med opptil 6 m høye Ø-V-gående morenerygger NNØ-SSV-gående isfjellpløyemerker, med enkelte pockmarks opptil 4 m dype, med høy reflektivitet i midten. Jevn lav backscatter.	Ser ut til å være et avsetningsbasseng, med relativt begrenset sedimentasjon. Maksimal mektighet av bløte finkornede sedimenter anslått til 4 m.
P8	Bred forsenkning med NV-SØ-gående rygger. Lav, men litt uregelmessig backscatter i prøvetakingsområdet. Enkelte pockmarks opptil 1 m. Avlange korallrev på toppen av rygger opptrer ca. 2.5 km fra prøvetakingslokalitet.	Ser ut til å være et usikkert avsetningsområde, med begrenset sedimentasjon. Maksimal mektighet av bløte finkornede sedimenter anslått til 1-2 m.
P9	Uregelmessig forsenkning med små hauger. Lav, men uregelmessig backscatter. Ingen eller små pockmarks (har ikke tilgang til originaldata).	Ser ut til å være et avsetningsbasseng, med relativt begrenset sedimentasjon.
P10	Ble ikke målt/prøvetatt pga. tidsnød.	
P11	Avlangt basseng, men det er vanskelig å si noe mer, fordi detaljerte originaldata er ikke tilgjengelig nå.	Sannsynligvis avsetningsbasseng med potensiell høy sedimentasjonsrate.
P12	Avlangt basseng, men det er vanskelig å si noe mer, fordi detaljerte originaldata er ikke tilgjengelig nå.	Sannsynligvis avsetningsbasseng med potensiell høy sedimentasjonsrate.

Det er tidligere utført datering av kjerner i Norskehavet (Jensen m.fl. 2014). De to nærmeste lokalitetene som er datert er R1114 på 620 meters dyp vest for Skjoldryggen, og R949 på 316 meters dyp i nærheten av Iverryggen (15 kilometer VNV for P08). Angitt sedimentasjonsrate for R1114 er 0.5 mm/år, mens angitt sedimentasjonsrate for R949 er 0.9 mm/år. Disse stasjonene ligger ca. 200 kilometer fra hverandre, og områdene mellom dem representerer et meget variert landskap, med tilsvarende forskjeller i sedimentasjonsforhold – fra erosjon til avsetning.

I rapporten fra Akvaplan-Niva (Pedersen 2018) er disse dateringsresultatene gjengitt, og er brukt til å angi maksimal og minimal sedimentasjonsrate. Det er imidlertid høyst diskutabelt om dateringer fra kontinentalskråningen vest for Skjoldryggen (R1114) kan sies å være representative for sedimentasjonsforholdene som er på sokkelen innenfor Skjoldryggen (eggakanten). Det er også grunn til å stille spørsmålstegn ved angitt sedimentasjonsrate for R949. En nærmere gjennomgang av tilgjengelige grunnseismiske data (TOPAS) fra prøvetakingslokaliteten viser at den totale mektigheten av bløte finkornede sedimenter er ca. 4 meter (Figur 2.3). Det ser ut til å være to lagpakker med litt varierende mektighet som ligger over en flat, relativt kraftig reflektor. I prøvetakingspunktet er mektigheten av den øverste pakken ca. 2 meter. Dette gir sannsynligvis en maksimumsmektighet for Holocene sedimenter.

Sedimentasjonsratene vil kunne variere innenfor avstander på mindre enn 10 kilometer, siden store deler av havbunnslandskapet er nokså kupert. I denne rapporten er det derfor tatt utgangspunkt i de detaljerte dybde- og backscatterdataene fra prøvetakingslokalitetene for å indikere minimale og maksimale sedimentasjonsrater.

Hvis vi antar at maksimum 50% og minimum 10% av mektigheten utgjøres av Holocene sedimenter avsatt de siste 10 000 år, kan vi lage estimater for gjennomsnittlig sedimentasjonsrate for de ulike stasjonene hvor vi har detaljerte dybde- og backscatterdata tilgjengelig, og anslå hvor stort tidsrom 0-3 cm dype prøver utgjør (Tabell 2.2).



Figur 2.3. Venstre: Lokalitetskart for stasjon R949 (se figur 2.4 for stasjonskart). Røde linjer – Topas-linjer med skuddpunkt. Grønt punkt – stasjon R949. Høyre: utsnitt av Topas-registrering, med skuddpunkt og omtrentlig dybde og sedimentmektighet.

Tabell 2.2. Anslag på tidsintervall som er representert i de øverste 3 centimetrene av kjerneprøvene. P11 og P12 er ikke med pga. mangel på detaljerte originaldata.

Stasjon	Total mektighet av postglasiale sedimenter	Holocen mektighet (10 – 50%)	Maksimal gjennomsnittlig sedimentasjonsrate	0-3 cm sedimentintervall representerer antall år (maksimum og minimum)
P1	8 m	0.8 - 4 m	0.08 - 0.4 mm/år	375 – 75 år
P2	10 m	1 - 5 m	0.1 - 0.5 mm/år	300 - 60 år
P3	Usikker	Usikker, men liten	Usikker, men lav	Usikker
P4	5 m	0.5 - 2.5 m	0.05 - 0.25 mm/år	600 - 120 år
P5	3 m	0.3 - 1.5 m	0.03 - 0.15 mm/år	1200 - 200 år
P6	2 m	0.2 - 1 m	0.02 - 0.1 mm/år	1500 - 300 år
P7	4m	0.4 - 2 m	0.04 - 0.2 mm/år	750 - 150 år
P8	2 m	0.2 - 1 m	0.02 - 0.1 mm/år	1500 - 300 år
P9	Usikker	Usikker, men liten	Usikker, men lav	Usikker

Tabell 2.2 viser at lag avsatt siden f.eks. 1970 (antatt start av dumping) vil kunne tynnes kraftig ut. Selv i sentrale deler av Sklinnadjupet, som er det viktigste sedimentasjonsområdet i det undersøkte området, vil 3 cm sedimentkjerne kunne representere sedimenter som er avsatt over 300 år.

Det er viktig å være klar over at de angitte tidsintervallene er estimater basert på flere antakelser, men vår vurdering er at de gir realistiske anslag for maksimal og minimal sedimentasjonsrate for sedimentasjonen som foregår i områdene. Fremtidige studier kan med fordel inkludere lange kjerner, med flere ulike dateringsmetoder, inkludert karbondatering av skjell eller foraminiferer.

2.2 - Prøvetaking

2.2.1 - Eksisterende prøver og prøvetaking

I arbeidet er det brukt både eksisterende prøver samlet inn tidligere og nye prøver tatt i forbindelse med MAREANO-toktet i juni 2018. Tabell 2.3 gir oversikt over samtlige sedimentprøver som inngår i denne rapporten, dels med resultater fra tidligere analyser og dels med nye analyser for relevante parametere. Figur 2.4 viser kart over samtlige lokaliteter som er inkludert i denne rapporten. Oversikt over lokaliteter med sjøpølseprøver og redskap for prøvetakingen av disse er presentert i tabell 2.4.

Tabell 2.3. Oversikt over sedimentprøver som inngår i rapporten.

Lokalitet	Lengdegrad Øst	Breddegrad Nord	Havdyp	Utstyr	Prøveintervall[1]	Prosjekt - prøvetakingsår, Referanser
9901-511	008,9700	65,7017	443	Multicorer 63 mm^2	0 – 10 cm	NGU - 1999, Lepland (2001)
9901-512	009,2467	65,6800	466	Multicorer 63 mm^2	0 – 10 cm	
9901-516	010,4983	66,7983	409	Multicorer 63 mm^2	0 – 10 cm	
R1093	005,8475	65,9584	609	Multicorer 106 mm^3	0 – 3 cm[4]	MAREANO - 2013, Boitsov m.fl. (2016); Jensen m.fl. (2014)
R1096	006,5150	65,9472	361	Mulitcorer 106 mm^3	0 – 3 cm	
R1114	005,5669	65,6303	620	Multicorer 106 mm^3	0 – 3 cm[4]	
R1119	006,2758	65,5090	428	Multicorer 106 mm^3	0 – 3 cm	
R1129	006,2816	65,2905	355	Multicorer 106 mm^3	0 – 3 cm	
R942	05° 34,18'	64° 24,30'	826	Multicorer 106 mm^3	0 – 1 cm	
R949	09° 20,99'	65° 09,70'	316	Multicorer 106 mm^3	0 – 1 cm	
R961	08° 05,84'	64° 10,19'	346	Multicorer 106 mm^3	0 – 1 cm	
R1509	006,2500	65,0408	431	Multicorer 106 mm^3	0 – 3 cm[4]	MAREANO - 2015, Boitsov og Klungsøyr (2016); Jensen m.fl. (2016)
R1512	005,9210	64,9880	485	Multicorer 106 mm^3	0 – 3 cm	
R1565	08°13,61’	66°33,31’	338	Multicorer 106 mm^3	0 – 1 cm	
R6-01	008,2499	66,0017	388	Ikke opplyst	0 – 5 cm	Equinor - 2018, Pedersen (2018)
R6-05	007,4168	64,8352	261	Ikke opplyst	0 – 5 cm	
R6-07	007,5476	64,4132	267	Ikke opplyst	0 – 5 cm	
R6-08	006,8339	64,2519	334	Ikke opplyst	0 – 5 cm	
R6-09	006,1662	64,7514	310	Ikke opplyst	0 – 5 cm	
R6-10	007,1610	65,3890	328	Ikke opplyst	0 – 5 cm	
R6-11	006,3827	65,2406	318	Ikke opplyst	0 – 5 cm	
R6-14	007,3071	65,1418	293	Ikke opplyst	0 – 5 cm	
R6-15	007,7024	66,0531	374	Ikke opplyst	0 – 5 cm	
R6-17	007,1971	65,0031	293	Ikke opplyst	0 – 5 cm	

R6-18	007,8506	65,8851	380	Ikke opplyst	0 – 5 cm	
R6-20	008,4850	66,3042	334	Ikke opplyst	0 – 5 cm	
R6-26	006,9200	63,5596	270	Ikke opplyst	0 – 5 cm	
P01	010,6355	65,4605	460	Boxcorer 106 mm[5]	0 – 3 cm	MAREANO - 2018, Jakobsen m.fl. (2018); Pedersen (2018)
P02	009,3110	65,6843	464	Multicorer 106 mm[5]	0 – 3,5 cm	
P03	007,8817	65,7593	400	Boxcorer 106 mm[5]	0 – 3 cm	
P04	007,4580	66,0007	443	Boxcorer 106 mm[5]	0 – 3 cm	
P05	007,1785	65,6702	465	Boxcorer 106 mm[5]	0 – 3 cm	
P06	006,6653	64,9497	315	Boxcorer 106 mm[5]	0 – 3 cm	
P07	007,9158	65,4262	435	Boxcorer 106 mm[5]	0 – 3 cm	
P08	009,6357	65,1270	381	Boxcorer 106 mm[5]	0 – 3 cm	
P09	006,5847	65,5220	450	Boxcorer 106 mm[5]	0 – 3 cm	
P11	010,2447	64,6005	470	Boxcorer 106 mm[5]	0 – 3 cm	
P12	010,8748	64,7085	560	Boxcorer 106 mm[5]	0 – 3 cm	

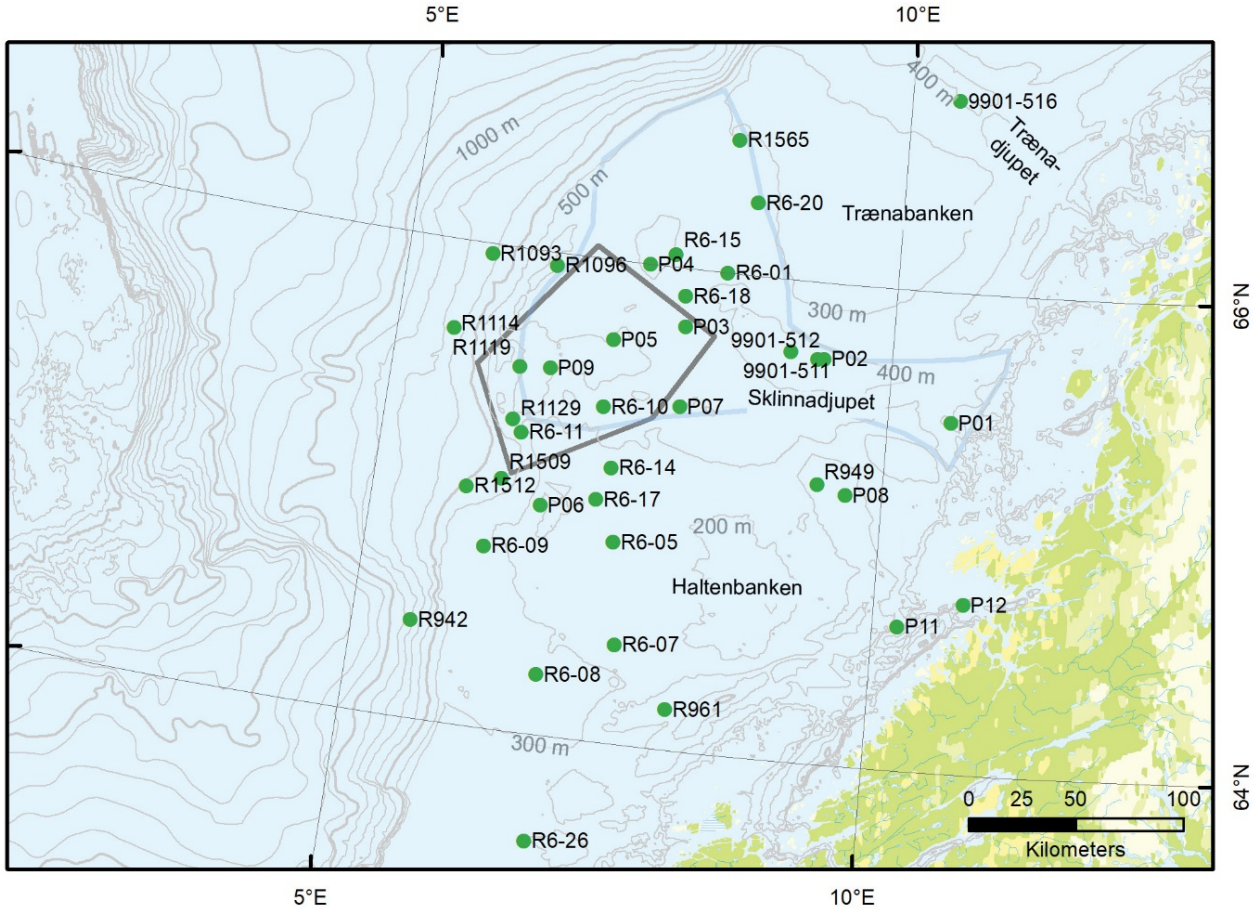
[1] Prøveintervall brukt for analyse av eksisterende prøver og ny-innsamlede prøver fra 2018 MAREANO-toktet.

[2] Prøve presset ut av 63 millimeter rør.

[3] Frysetørkede prøver fra øverste 3 ×1 cm prøver fra én sedimentkjerne satt sammen til en 0–3 cm blandprøve.

[4] 0–1 cm prøver benyttet til PCB7-analyser.

[5] Øverste 3 cm fra fire 106 millimeter sedimentkjerner samlet til en blandprøve til kjemisk analyse fra hver av lokalitetene.



Figur 2.4. Kart med 38 prøvetakingslokaliteter i denne rapporten. Det avgrensete femkantede området omtrent midt i kartet er fiskefeltet som er stengt for fiske av atlantisk kveite. Kjente områder på sokkelen er Haltenbanken sør for det stengte fiskefeltet, den indre delen av Sklinnadjupet øst for det stengte fiskefeltet og Trænabanken og Trænadjupet nordøst for det stengte fiskefeltet.

2.2.2 - Prøvetaking på MAREANO 2018-toktet

Prøvetakingen som ble gjennomført på toktet i juni 2018 inkl. lokaliteter og prøvetaking er rapportert tidligere (Jakobsen m.fl. 2018), og oppsummeres bare kort her.

2.2.2.1 - Sedimentprøver

Sedimentprøvetakingen ble gjennomført på 11 lokaliteter på toktet i 2018 (Jakobsen m.fl. 2018). På 10 av lokalitetene ble det tatt prøver med boxcorer, hvor det så ble presset ned fire rør når boxcoreren kom på dekk (Figur 2.5). På én lokalitet, P02, ble multicorer brukt (Figur 2.6). Bruk av boxcorer fremfor multicorer skyldtes primært at det var vanskelig å sette ut den større multicorer under forhold med relativt store bevegelser i FF Hydrograf gjennom store deler av toktet. Boxcoreren ble da et alternativt redskap for multicorer under disse forhold.

Uttak av prøver til analyse ble gjort om bord. De øverste 3 cm fra hver av 4 sedimentkjerner ble tatt ut for kjemiske analyser og lagt i samme pose som en blandingsprøve. Prøvene til analyse ble umiddelbart frosset og oppbevart slik frem til analyse ved eksternt laboratorium.



Figur 2.5. Boxcorer sett ovenfra med sedimentprøve fra lokalitet P09. Fire 106 millimeter rør er satt ned i boxcoreren. Foto: MAREANO-tokt juni 2018.



Figur 2.6. Multicorer fra lokalitet P02. Dette ble den eneste lokaliteten hvor multicorer kunne brukes. Foto: MAREANO-tokt juni 2018.

2.2.2.2 - Biologiske prøver

Innsamling av biologiske prøver ble foretatt med 2,0 meter bred bomtrål utstyrt med samlepose med en maskestørrelse på 4 mm. Trålen har kjettinger ned mot bunnen slik at bunndyr i øvre del av bunnsedimentene virvles opp og fanges inn. Trålen ble tauet på bunnen med 1,5 knops fart i 5–10 minutter. Primært var det ønskelig å samle inn børstemark ved bruk av grabb. Prøvene av børstemark viste seg imidlertid å gi for lite materiale for analyser. På grunn av relativt store forekomster av rødpølse (*Parastichopus tremulus*) ble derfor fokus i stedet rettet mot fangst av denne arten ved bruk av bomtrål. Dette skjedde først etter at prøvetaking var utført på stasjon P01 og P02 slik at sjøpølse-prøver fra disse stasjonene mangler. Da innsamlingen var fullt ut kvalitativ (rettet mot én art), ble det ikke registrert tauetid eller avvik fra standard tauehastighet under feltarbeidet. Figur 2.7 viser eksempler på rødpølser fra 2018 MAREANO-toktet, og tabell 2.4 viser lokalitetene hvor det ble samlet rødpølser med antall individer på hver lokalitet (tre til seks individer fra hver lokalitet). Sjøpølsene ble frosset ned og oppbevart slik frem til analyse ved Havforskningsinstituttets laboratorium.

Rødpølse er en vanlig sjøpølseart og finnes langs hele norskekysten og på sokkelen utenfor (ref. MAREANOs funn vist på www.artsdatabanken.no). Rødpølsa er gjerne 10-20 cm lang og lever på mudderholdig bløtbunn der den spiser overflatesedimenter. Rødpølsen spiser bl.a. fekalier fra andre virvelløse dyr samt hardere partikler med mindre innhold av organisk materiale. Årlig gjennomsnittlig konsum av bunnmudder er beregnet til om lag 0,6 kg (tørrvekt) bunnmudder. Ytterligere informasjon om rødpølsens ernæringsmåte finnes i Hudson m.fl. (2004) og Hauksson (1979).



Figur 2.7. Fire sjøpølseindivider (rødpølse, Parastichopus tremulus) til høyre vasket ut av bomtrål-prøve (Foto: MAREANO-tokt juni 2018).

Tabell 2.4. Oversikt over lokaliteter der det ble samlet inn prøver av sjøpølse (*Parastichopus tremulus*) på 2018 MAREANO-toktet (fra Jakobsen m.fl. 2018). Antall individer fra hver lokalitet er angitt.

Lokalitet	Lengdegrad Øst	Breddegrad Nord	Redskap	*Parastichopus tremulus* – antall individer
P01	10,6355	65,4605	Bomtrål	3
P03	07,8817	65,7593	Bomtrål	6
P04	07,4580	66,0007	Bomtrål	3
P05	07,1785	65,6702	Bomtrål	3
P06	06,6653	64,9497	Bomtrål	3
P07	07,9158	65,4262	Bomtrål	4
P08	09,6357	65,1270	Bomtrål	5
P11	10,2447	64,6005	Bomtrål	3
P12	10,8748	64,7085	Bomtrål	3

2.3 - Andre kilder til data

Det er hentet inn data fra Miljøovervåkingsdatabasen (MOD) databasen som er innrettet mot miljøovervåking av offshore installasjoner i norske farvann, og da spesielt rapporten og dataene fra miljøovervåkingen av olje- og gassinstallasjoner på Haltenbanken. Haltenbanken-området er overlappende med området som er undersøkt i dette arbeidet. Rapporten fra Haltenbanken omfatter sediment karakteristikk, analyser av metaller og en rekke organiske forbindelser på lokaliteter som ligger relativt tett på installasjonene. Denne miljøovervåkingen foregår hvert tredje år, og det finnes analysedata fra sedimentprøver fra 2009, 2012 og 2015 fra de samme lokalitetene, rapportert av Mannvik og Wasbotten (2016).

2.4 - Analysemetoder

2.4.1 - Analyse av sedimenter

Det ble tatt ut prøver fra tidligere prøvetakinger til nye analyser. Dette gjelder 9901-prøvene, MAREANO prøver fra 2013 og 2015, samt de nye prøvene fra 2018 toktet, som ble analysert for alle stoffgrupper. De nevnte prøvene er alle presentert i Tabell 2.3. De fleste gamle prøvene er analysert for en rekke organiske forbindelser og de nye prøvene fra 2018-toktet ble analysert ved Eurofins i Norge og rapportert av Pedersen (2018). Samtlige metoder brukt ved Eurofins er akkreditert og følger Norsk Standard for analyser av miljøundersøkelser for marine sedimenter i henhold til Miljødirektoratet sin veileder M608/2016. I tillegg ble det for PCB7 benyttet data fra tidligere analyser rapportert av MAREANO i 2016 på enkelte prøver. PCB7 i prøver fra andre prosjekter enn MAREANO, målt av Eurofins, ble analysert med metode med høy kvantifiseringsgrense (0,5 µg/kg tørrvekt), og verdiene var under kvantifiseringsgrensen i alle prøvene. Siden dette ikke tillater detaljert diskusjon av nivåene, er ikke disse målingene omtalt videre her, og kun MAREANO data er brukt. Tabell 2.5 viser prøvene som er levert til analyse og hvilke analyser det ble utført på prøvene. Grunnen til at ikke alle typer analyse er gjennomført på alle prøver er at det ikke var nok prøvemateriale for samtlige typer analyser, samt at det for flere av prøvene finnes analysedata fra tidligere som er brukt (eks. metallanalyser som Hg og andre metaller presentert her, kornstørrelsesanalyser og TOC).

Tabell 2.5. Oversikt over analyser av sedimentprøver brukt i denne rapporten, angitt med årstall for analyse.

Lokalitet	Prøvetaking	Kornstørrelse og TOC	Metaller	PCB7	Dioksiner og furaner	Andre forbindelser
9901-511	1999	-	2001	-	2018	2018
9901-512	1999	-	2001	-	2018	2018
9901-516	1999	-	2001	-	2018	2018
R1093	2013	2014	2014	2016	2018	2018
R1096	2013	2014	2014	-	2018	2018
R1114	2013	2014	2014	2016	2018	2018
R1119	2013	2014	2014	-	2018	2018
R1129	2013	2014	2014	-	2018	2018
R942	2013	2014	2014	2016	-	-
R949	2013	2014	2014	2016	-	-
R961	2013	2014	2014	2016	-	-
R1509	2015	2016	2016	2016	2018	2018
R1512	2015	2016	2016	-	2018	2018
R1565	2015	2016	2016	2016	-	-
R6-01	2018	2018	2018	-	2018	2018
R6-05	2018	2018	2018	-	2018	2018
R6-07	2018	2018	2018	-	2018	2018
R6-08	2018	2018	2018	-	2018	2018
R6-09	2018	2018	2018	-	2018	2018
R6-10	2018	2018	2018	-	2018	2018
R6-11	2018	2018	2018	-	2018	2018
R6-14	2018	2018	2018	-	2018	2018
R6-15	2018	2018	2018	-	2018	2018
R6-17	2018	2018	2018	-	2018	2018
R6-18	2018	2018	2018	-	2018	2018
R6-20	2018	2018	2018	-	2018	2018
R6-26	2018	2018	2018	-	2018	2018
P01	2018	2018	2018	-	2018	2018
P02	2018	2018	2018	-	2018	2018
P03	2018	2018	2018	-	2018	2018
P04	2018	2018	2018	-	2018	2018
P05	2018	2018	2018	-	2018	2018
P06	2018	2018	2018	-	2018	2018
P07	2018	2018	2018	-	2018	2018
P08	2018	2018	2018	-	2018	2018
P09	2018	2018	2018	-	2018	2018
P11	2018	2018	2018	-	2018	2018
P12	2018	2018	2018	-	2018	2018

Metodene brukt for organiske og uorganiske forbindelser samt sedimentkarakteristikk er beskrevet i detalj i metodebeskrivelsen for MAREANO kjemiprogram (http://www.mareano.no/resources/Metodedokument-Kjemiprogram-MAREANO-sluttversjon20190128-003-.pdf).

PCDD/F og klorparafiner ble analysert av Eurofins med akkrediterte metoder. Beskrivelse av analysemetodene mangler. Kvantifiseringsgrensen for PCDD varierte for forskjellige kongenere mellom 9 ng/kg tv og 110 ng/kg tv, og for PCDF mellom 16 ng/kg tv og 160 ng/kg tv. Kvantifiseringsgrensen for klorparafiner er ikke angitt.

2.4.2 - Analyse av sjøpølser

Sjøpølsene fra MAREANO-toktet ble tint ved ankomst til laboratoriet og lengde ble registrert for hvert individ. Deretter ble tarmen med sedimenter fjernet, før sjøpølsen uten tarm ble grundig skylt i sjøvann for å fjerne rester av sedimenter. Vekt av sjøpølse uten tarm ble registrert.

Hver enkelt sjøpølseprøve ble homogenisert, frysetørket og homogenisert på nytt til tørt pulver. Tørrstoffinnholdet ble bestemt. Frysetørkede prøver ble analysert for metaller ved hjelp av induktiv koblet plasmamassespektrometer (ICPMS) etter dekomponering i mikrobølgeovn som beskrevet av Julshamn m.fl. (2007). Metoden er akkreditert i henhold til NS-ISO 17025 for arsen, kadmium, kvikksølv, bly, kobber, sink og selen. Kvantifiseringsgrenser er beregnet på tørr prøve for hvert av grunnstoffene (tabell 2.6.)

Tabell 2.6. Kvantifiseringsgrenser (LOQ; mg/kg tv) for arsen (As), kadmium (Cd), kvikksølv (Hg), bly (Pb), kobber (Cu), sink (Zn) og selen (Se).

Element	As	Cd	Hg	Pb	Cu	Zn	Se
LOQ (mg/kg tørrvekt)	0,01	0,005	0,005	0,03	0,1	0,5	0,01

2.4.3 - Statistiske metoder

Det ble samlet inn sjøpølser fra ni ulike lokaliteter med mellom tre og seks sjøpølser fra hver lokalitet. For å teste om nivåene av metaller i sjøpølser var signifikant forskjellige mellom ulike lokaliteter benyttet vi enveis-variansanalyse (ANOVA) fulgt av Tukey post-hoc test. Før ANOVA ble dataene testet for antagelsen om homogene varianser ved Levenes test og residual plott.

All statistisk analyse ble utført ved bruk av Statistica^{TM} 13.1 (Dell Inc,, Round Rock, TX, USA) og statistisk signifikans ble akseptert ved $p \leq 0,05$.

3 - Resultater og diskusjon

3.1 - Sediment

3.1.1 - Sediment karakteristikk

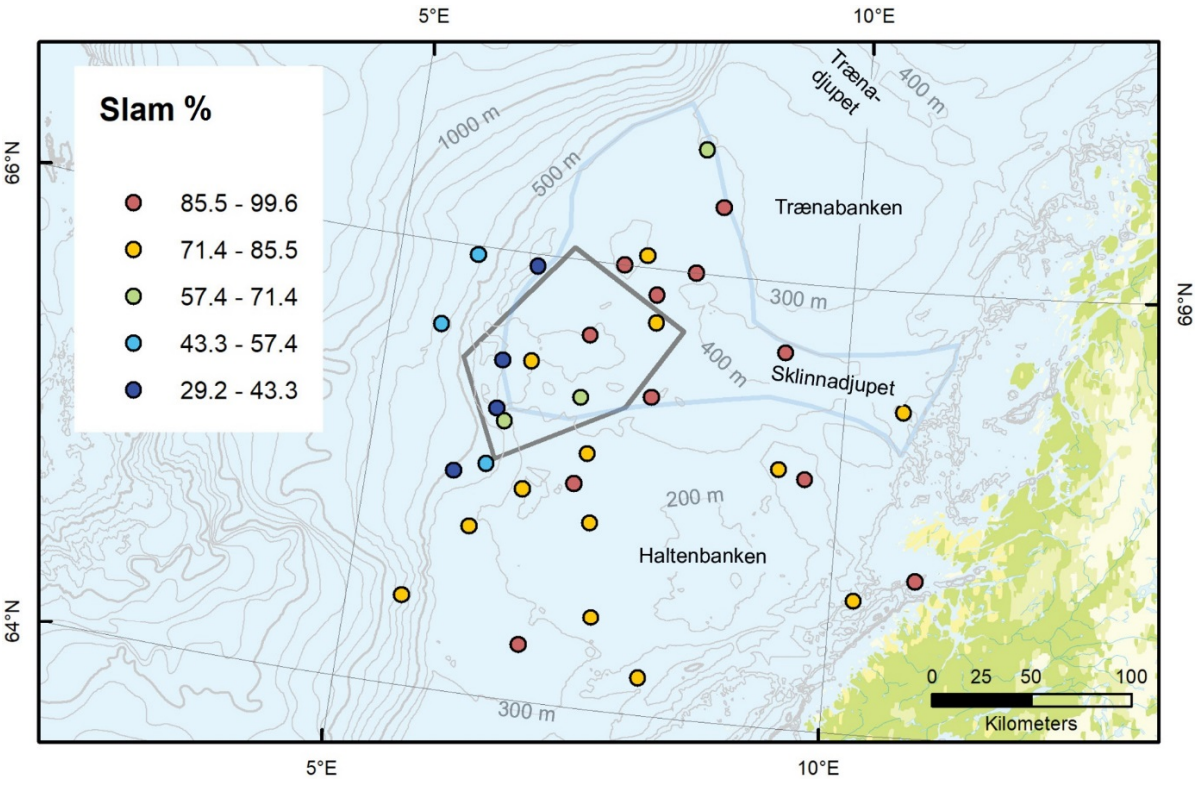
Andel slam, leir og totalt organisk karbon (TOC) i sedimentprøvene er oppsummert i tabell 3.1 og vist på kart i figur 3.1-3.3. Det er ikke kornstørrelsesdata fra de tre prøvene fra 1999 fra Sklinnadjupet og Trænadjupet.

Tabell 3.1. Andel slam % (< 63 µm) og leir % (< 2 µm) og andel TOC i sediment - statistikk.

	Antall (N)	Min.	Gjennomsnitt	Median	Maks.
<63 µm	35	29,2	73,0	79,0	99,6
<2 µm	35	2,6	7,0	7,2	11,0
TOC	38	0,25	0,60	0,57	1,32

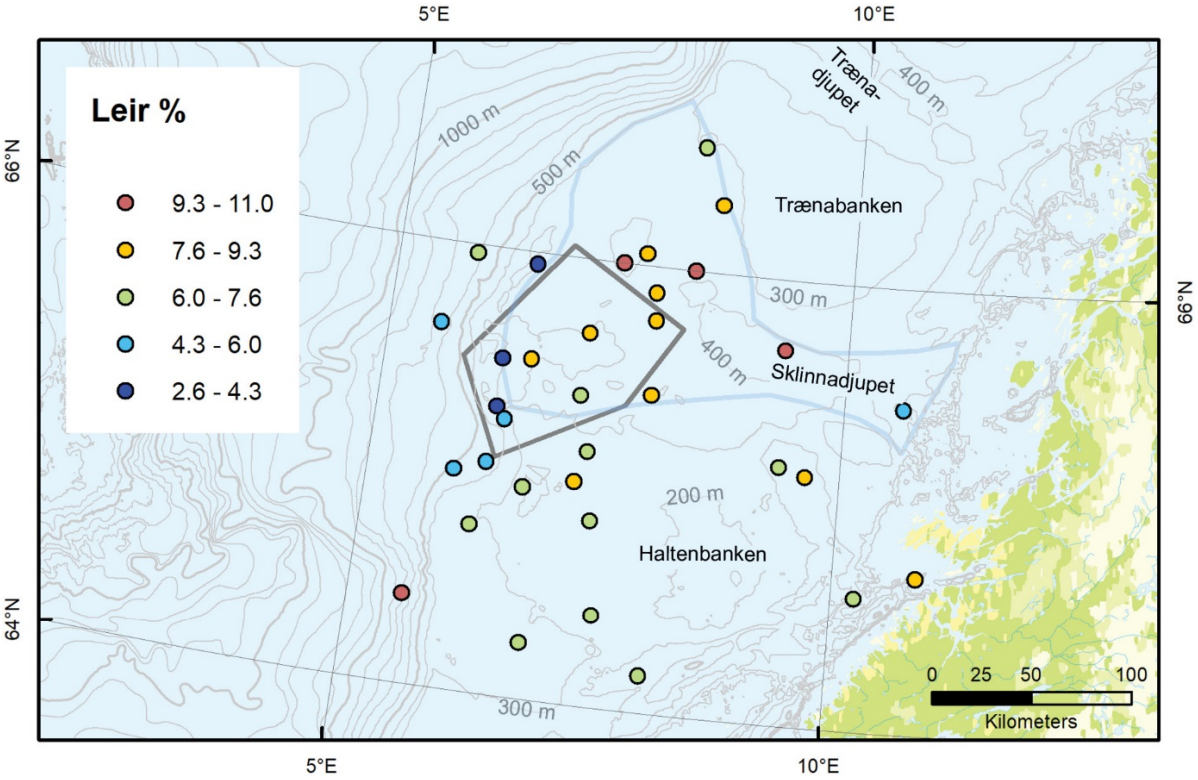
Kornstørrelse - andel slam og leir

Slam og leir kan være med på å binde miljøgifter til sedimentene. Andelen slam (<63 µm) varierer fra 29,2 % til 99,6 % (Tabell 3.1), og figur 3.1 viser andel slam (< 63 µm) i 35 sedimentprøver. Andel slam er størst i prøvene som ligger øst, nord og sør for det stengte fiskefeltet, samt prøvene lokalisert øst og sør innenfor det stengte fiskefeltet i tillegg. Disse prøvene har mer enn 60 % slam, og 16 prøver har mer enn 80 % slam, mens prøvene lengre mot vest, nær sokkelkanten og dels innenfor det stengte fiskefeltet har noe mindre andel slam.



Figur 3.1. Andel slam (< 63 µm) i sediment prøvene i det kartlagte området. Det avgrensede femkantede området omtrent midt i kartet er fiskefeltet som er stengt for fiske av atlantisk kveite.

Leir utgjør fraksjonen < 2 µm og er således en del av finstoffet i sedimentet. Andel leir utgjør inntil 11 % av prøvene. Figur 3.2 viser at det er størst andel leir i prøvene på sokkelen øst for det stengte feltet og i tre av de syv prøvene innenfor det stengte feltet. De tre 1999-prøvene fra Sklinnadjupet øst for det stengte feltet og Trænadjupet har ikke kornstørrelsesfordelingsdata og er derfor ikke med i statistikken i tabell 3.1 eller figur 3.2.

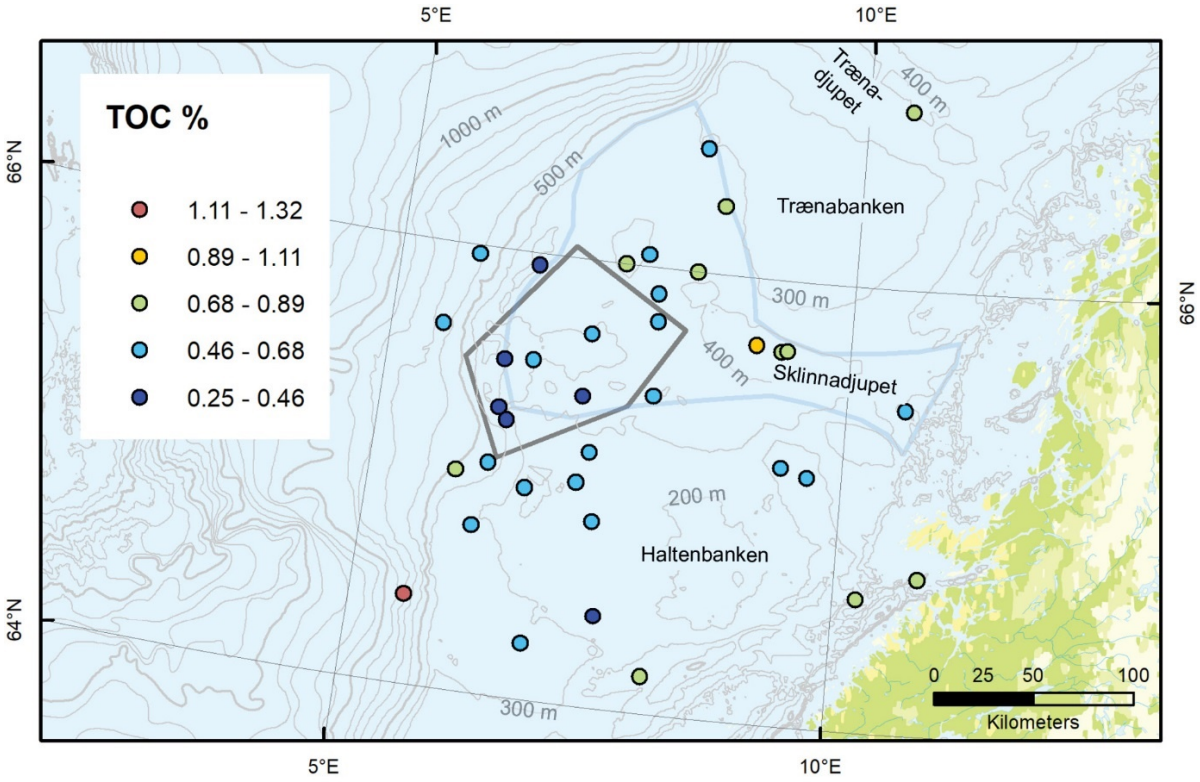


Figur 3.2. Andel leir (< 2µm) i sedimentprøvene i det kartlagte området. Det avgrensede femkantede området er fiskefeltet som er stengt for fiske av atlantisk kveite.

Havstrømmene i området varierer som vist i figur 2.2, og resultatene viste at det er et godt samsvar mellom de større andeler av leir og slam i områder med svakere havstrømmer og de mindre andeler leir og slam i områder med sterkere havstrømmer.

Totalt organisk karbon

Totalt organisk karbon (TOC) er viktig for binding av miljøgifter i sedimenter og er derfor viktig å kartlegge. TOC varierer fra 0,25 til 1,32 vektprosent i hele det kartlagte området (Tabell 3.1). Figur 3.3 viser at det er noe geografisk variasjon i TOC i overflatesedimentene i området. P02 samt 9901-512 og 9901-511 som ligger like ved i Sklinnadjupet har TOC-verdier på 0,74 – 0,97 %, hvilket er noe høyere enn gjennomsnittet på 0,60 % for samtlige 38 prøver (Tabell 3.1). I det stengte fiskefeltet er det relativt lave TOC-verdier sammenlignet med lokaliteter utenfor det stengte feltet, mens de høyeste TOC-verdiene er nord, øst og sørøst for det stengte fiskefeltet. Det er et visst geografisk sammenfall når det gjelder høye TOC-verdier og høye andeler av slam og leir i sedimentene. Det er en vanlig empirisk observasjon at andel slam og TOC-nivå korrelerer positivt.



Figur 3.3. Andel totalt organisk karbon (TOC) i sedimentene i det kartlagte området. Det avgrensede femkantede området er fiskefeltet som er stengt for fiske av atlantisk kveite.

3.1.2 - Metaller i overflatesedimenter

Resultatene fra metallanalysene er oppsummert i tabell 3.2 med antall prøver innenfor de tilstandsklassene som Miljødirektoratet har etablert (veileder M608/2016). Tilstandsklasse I (= bakgrunn) er det som vurderes som det naturlige bidrag. Tilstandsklasse II (= god) er lave nivåer som ikke har effekter på miljøet. Tilstandsklasse III (= moderat forurensing) er et noe forhøyet nivå med mulighet for kroniske effekter ved langtidspåvirkning. Tilstandsklasse IV (= dårlig kvalitet) gir akutte toksiske effekter ved korttidspåvirkning. Tilstandsklasse V (= svært dårlig kvalitet) vil medføre omfattende akutte toksiske effekter. Tabell 3.2 viser at for de fem metallene As, Cd, Cu, Hg og Pb er de fleste prøvene innenfor tilstandsklasse I og et lite antall prøver er i tilstandsklasse II. Hvert element blir gjennomgått individuelt under.

Tabell 3.2. Metaller og arsen (38 prøver) for det kartlagte området i henhold til Miljødirektoratets tilstandsklasser for marine overflatesedimenter. Antall prøver er angitt for hver tilstandsklasse for As, Cd, Cu, Hg og Pb.

Metaller	Forurensingsnivåer				
	I Bakgrunn	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært dårlig
Arsen, As	**38**	**0**	**0**	**0**	**0**
Kadmium, Cd*	**36**	**1**	**0**	**0**	**0**
Kobber, Cu	**36**	**2**	**0**	**0**	**0**
Kvikksølv, Hg	**36**	**2**	**0**	**0**	**0**
Bly, Pb	**33**	**5**	**0**	**0**	**0**

* Én prøve, R1509, ble ikke analysert for kadmium.

Oppsummering av metallnivåene funnet i overflateprøvene fra Ytre Sklinnadjupet og områdene rundt er gitt i tabell 3.3

og vist på kartene i figurene 3.4, 3.6, 3.8, 3.10 og 3.12.

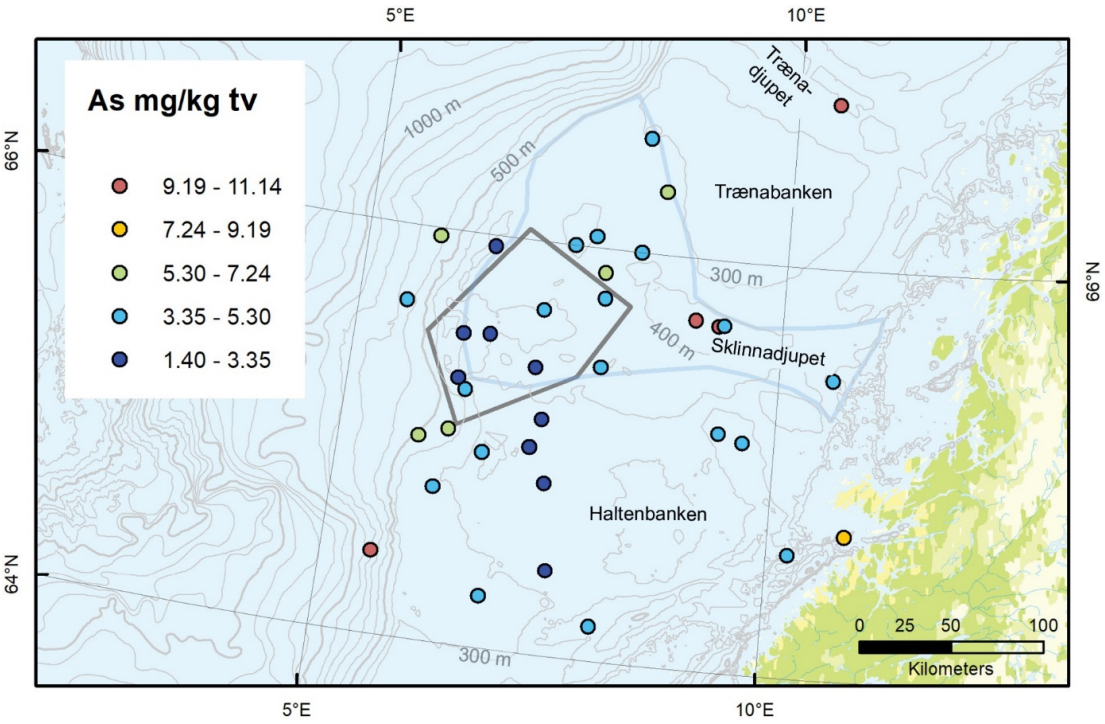
Tabell 3.3. Oppsummerte nivåer av metaller i overflatesedimenter fra 38 lokaliteter i Ytre Sklinnadjupet og områdene rundt, i mg/kg tørrvekt.

	As	Cd	Cu	Hg	Pb
Antall prøver (n)	38	37*	38	38	38
Min.	1,4	0,005	2,9	0,005	6,6
Gjennomsnitt*	4,6	0,096	9,9	0,016	16,8
Median	4,0	0,077	7,8	0,010	15,5
Maks.	11,1	0,790	60,0	0,093	34,0

* Én prøve, R1509, ble ikke analysert for kadmium.

Arsen (As)

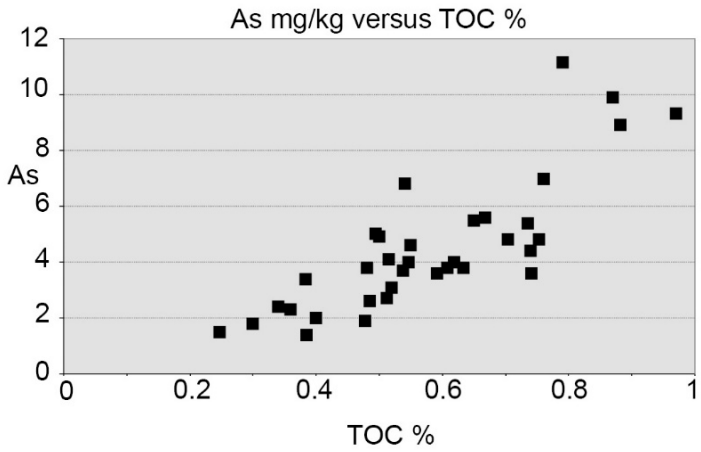
Arsen er tilstede i lave konsentrasjoner i sedimentene, svarende til tilstandsklasse I (= bakgrunnsnivå) i henhold til Miljødirektoratet sin veileder M608 (2016) for arsen i marine sedimenter. Figur 3.4 viser konsentrasjonene for de 38 analyserte prøvene. Litt høyere nivåer er å finne i Sklinnadjupet og Trænadjupet, i de 3 prøvene fra 1999, rapportert i Lepland (2001). Den nærliggende prøven P02 i Sklinnadjupet har en betydelig lavere konsentrasjon på 4,4 mg/kg sediment, sammenlignet med konsentrasjoner på 9,1 og 9,3 mg/kg sediment for de to prøvene fra 1999. Nivåforskjellene kan skyldes forskjeller i analysemetoder – det er tross alt nesten 20 år mellom analysen av de tre prøvene i Sklinnadjupet og den ene prøven fra Trænadjupet, og analysene som ble utført i 2018.



Figur 3.4. Nivåer av arsen (As) i overflatesedimenter i det kartlagte området. Det avgrensede femkantede området er fiskefeltet som er stengt for fiske av atlantisk kveite.

Når arsen plottes mot totalt innhold av organisk karbon (TOC) (Figur 3.5) er det tydelig at arsennivåene øker proporsjonalt med TOC. Det kan dermed virke som om arsennivåene i stor grad er styrt av TOC-innholdet i

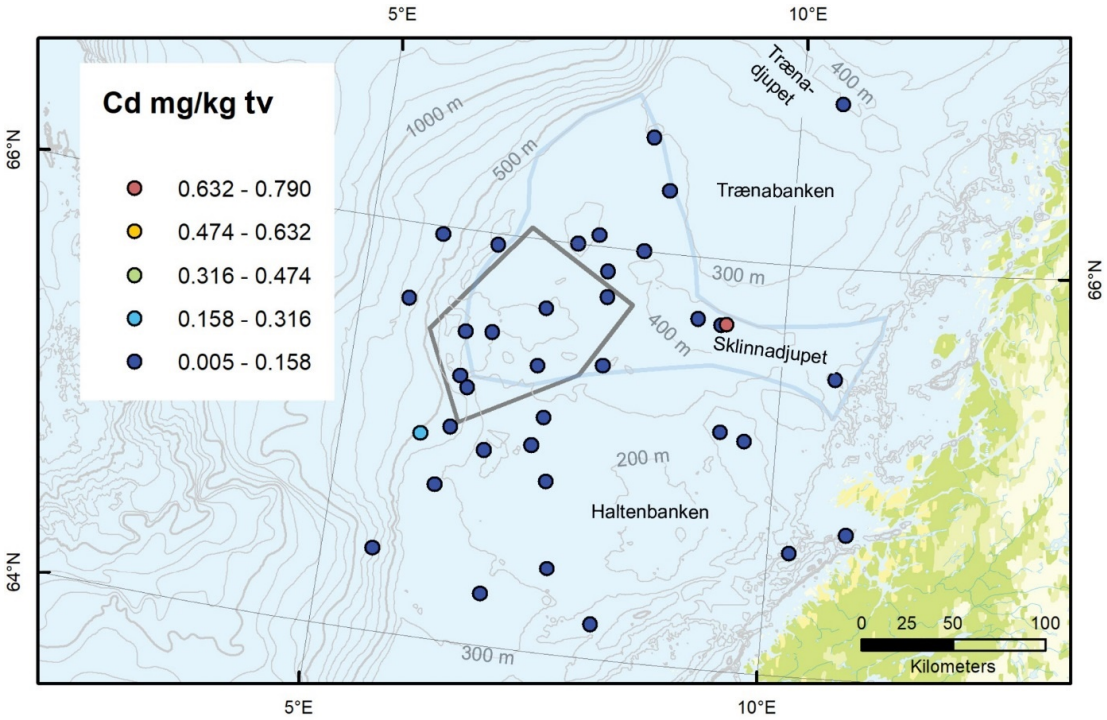
sedimentprøvene. Prøvene fra 1999 skiller seg ikke særlig ut i dette diagrammet.



Figur 3.5. Nivåer av arsen (As) i overflatesedimenter plottet mot totalt innhold av organisk karbon (TOC).

Kadmium (Cd)

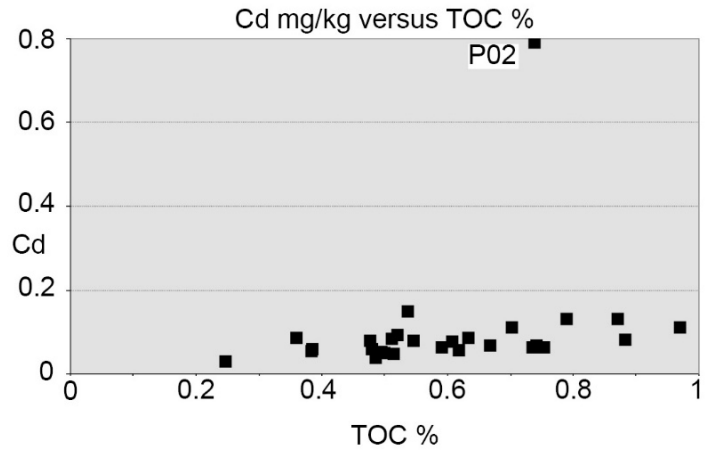
Kadmium er ikke rapportert som et problem i kveitene fra dette området som ble analysert tidligere (Nilsen m.fl,. 2016), og nivåene av kadmium i sedimentene er lave på alle lokalitetene som ble undersøkt. En enkelt prøve, P02 i Sklinnadjupet, har et nivå tilsvarende tilstandsklasse II (= god kvalitet, 0,20 – 2,5 mg/kg sediment) (Figur 3.6). Denne prøven har markant høyere konsentrasjon enn alle øvrige prøver i området som har nivåer tilsvarende tilstandsklasse I (< 0,20 mg/kg sediment).



Figur 3.6. Nivåer av kadmium (Cd) i overflatesedimenter i det kartlagte området. Det avgrensede femkantede området er fiskefeltet som er stengt for fiske av atlantisk kveite.

Når kadmium plottes mot totalt innhold av organisk karbon (TOC) (Figur 3.7) er det tydelig at kadmiumnivået på stasjon P02 er betydelig høyere enn på de andre stasjonene, hvor nivåene øker proporsjonalt med TOC. Det kan dermed virke

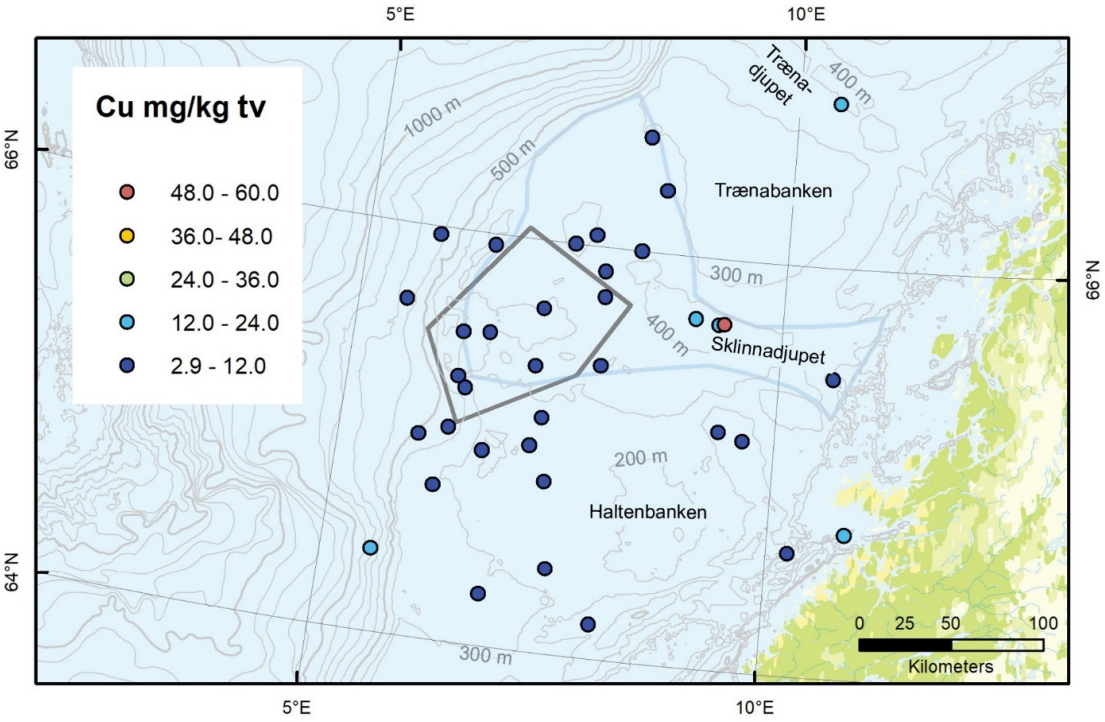
som om kadmiumnivået på P02 skiller seg markant ut fra de andre stasjonene.



Figur 3.7. Nivåer av kadmium (Cd) i overflatesedimenter plottet mot totalt innhold av organisk karbon (TOC).

Kobber (Cu)

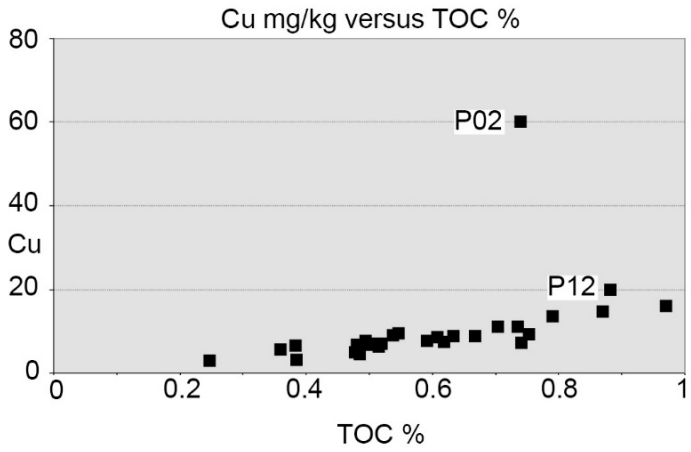
Nivåene av kobber er ikke rapportert som et problem for kveitene som tidligere er analysert fra dette området, og nivåene av kobber er lave i sedimentene fra området. 36 av de 38 prøvene har et kobbernivå tilsvarende bakgrunnsnivå (< 20 mg/kg sediment) (Figur 3.8). To prøver, P02 og P12, har kobberkonsentrasjon tilsvarende tilstandsklasse II (20 – 84 mg/kg sediment), hvor P02 har markant høyere konsentrasjon enn samtlige øvrige prøver med 60 mg/kg sediment.



Figur 3.8. Nivåer av kobber (Cu) i overflatesedimenter i det kartlagte området. Det avgrensede femkantede området er fiskefeltet som er stengt for fiske av atlantisk kveite.

Når kobber plottes mot totalt innhold av organisk karbon (TOC) (Figur 3.9) er det tydelig at kobbernivået på stasjon P02 er betydelig høyere enn på de andre stasjonene. Stasjon P12 ligger derimot sammen med de andre stasjonene i en

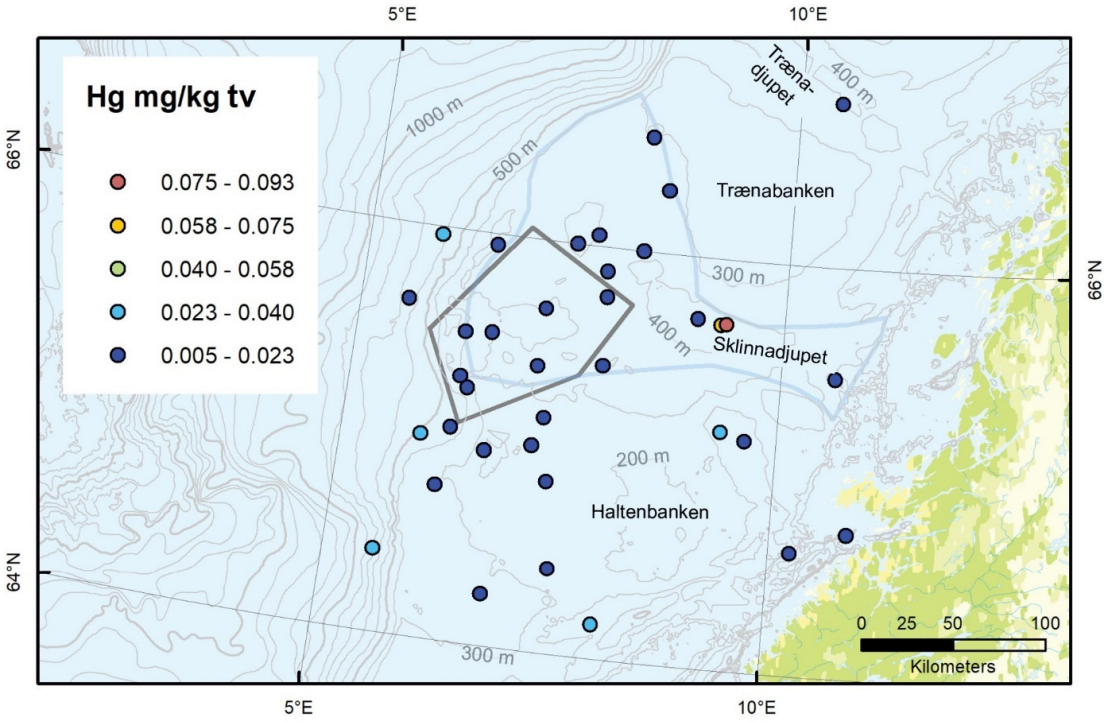
samling, hvor nivåene av kobber øker proporsjonalt med TOC (Figur 3.9). Det kan dermed virke som om kobbernivået på P02 skiller seg markant ut fra de andre stasjonene.



Figur 3.9. Nivåer av kobber (Cu) i overflatesedimenter plottet mot totalt innhold av organisk karbon (TOC).

Kvikksølv (Hg)

Nivåene av kvikksølv er rapportert å være forhøyet i kveite fra området som er stengt for kveitefiske (Nilsen m.fl., 2016). Kvikksølvnivået i sedimentene er imidlertid lave, tilsvarende tilstandsklasse I (< 0,05 mg/kg sediment), for 36 av de 38 prøvene (Figur 3.10).

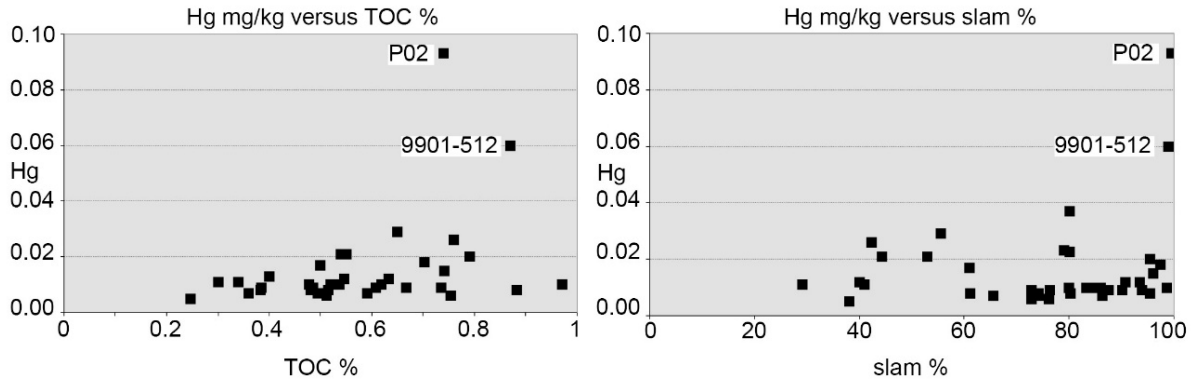


Figur 3.10. Nivåer av kvikksølv (Hg) i overflatesedimenter i det kartlagte området. Det avgrensede femkantede området er fiskefeltet som er stengt for fiske av atlantisk kveite.

To prøver fra Sklinnadjupet har høyest kvikksølvkonsentrasjoner på henholdsvis 0,060 og 0,093 mg/kg sediment tilsvarende tilstandsklasse II (0,05 – 0,52 mg/kg sediment). Disse to prøvene (9901-512 og P02) ligger geografisk i

samme område (Figur 3.10) øst for det stengte fiskefeltet. De to prøvene fra Sklinnadjupet har høyere TOC-nivåer med henholdsvis 0,87 % og 0,74 % enn prøvene generelt, hvor gjennomsnittet er 0,60 % for samtlige 38 prøver. Inne i det stengte fiskefeltet er kvikksølvnivået på bakgrunnsnivå for samtlige prøver.

Når kvikksølv plottes mot totalt innhold av organisk karbon (TOC) (Figur 3.11) er det tydelig at kvikksølvnivået på stasjon P02 og stasjon 9901-512 er betydelig høyere enn på de andre stasjonene. For de andre stasjonene øker nivåene av kvikksølv proporsjonalt med TOC. Det kan dermed virke som om kvikksølvnivåene nivået på P02 og 9901-512 (som ligger 3 km fra hverandre) skiller seg markant ut fra de andre stasjonene. Omtrent det samme bildet vises når kvikksølv plottes mot slaminnholdet (Figur 3.11). Begge stasjonene har nivåer for kvikksølv som er 3 til 4 ganger høyere enn prøver med sammenlignbart TOC- og slamnivå.

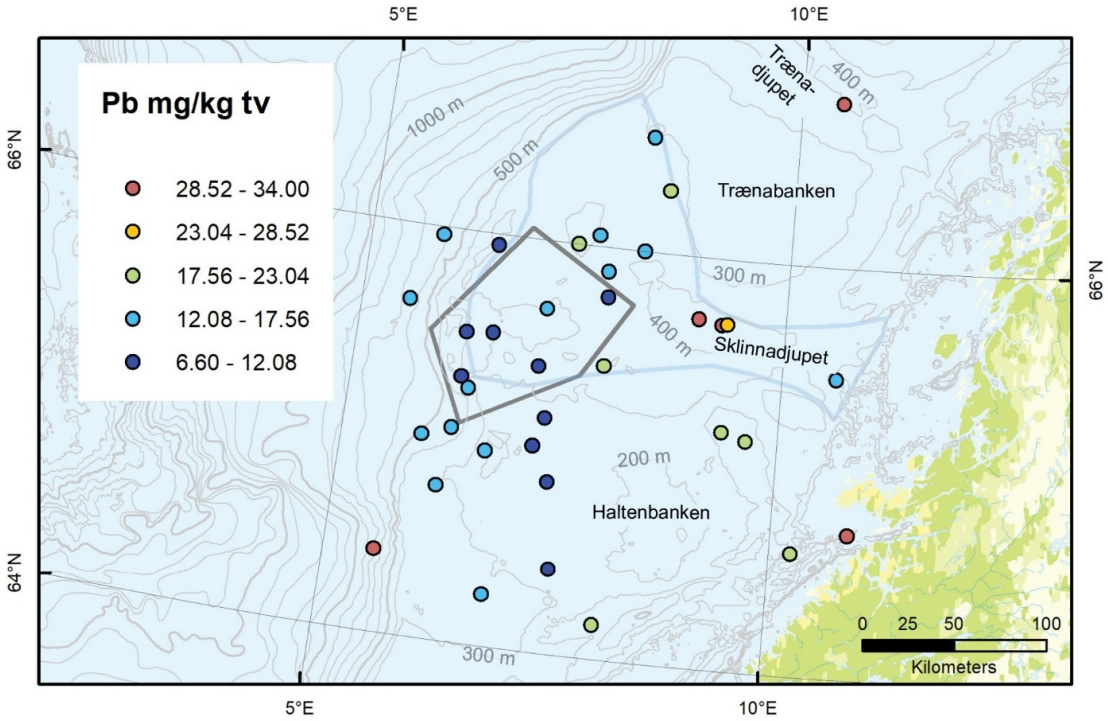


Figur 3.11. Nivåer av kvikksølv (Hg) i overflatesedimenter plottet mot totalt innhold av organisk karbon (TOC), og mot innhold av slam.

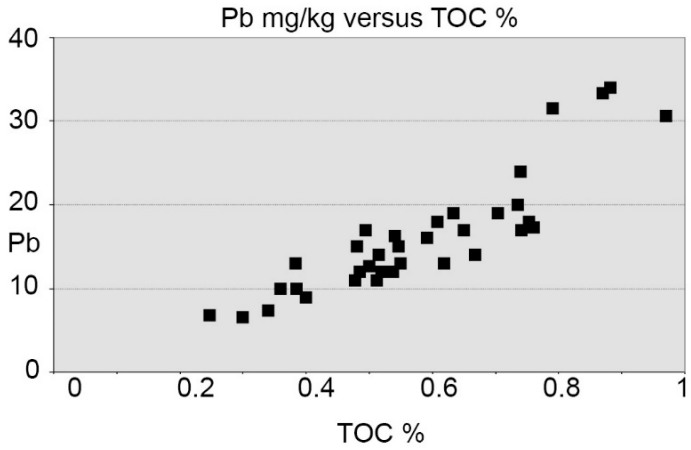
Bly (Pb)

Figur 3.12 viser bly-nivåene i sedimentprøvene. Bly er tilstede i konsentrasjoner som er i tilstandsklasse I (< 25 mg/kg sediment) i 33 av 38 prøver. Fem prøver som omfatter de tre prøvene fra 1999 fra Sklinnadjupet og Trænadjupet samt stasjonen nærmest land (P12) og en lokalitet sørvest for det stengte fiskefeltet (R942), har alle blykonsentrasjoner som er i tilstandsklasse II (25 – 150 mg/kg sediment), mens P02-prøven har en konsentrasjon på 24 mg/kg sediment. Det kan ikke utelukkes at forskjellen mellom blynivåene i 1999-prøvene og de øvrige prøvene kan skyldes analytiske forskjeller mellom metodene som er benyttet for de ulike prøvene, men det er viktig å merke seg at også P02 som ligger nær en av de gamle stasjonene har et høyere nivå enn de andre stasjonene. Det er også viktig å merke seg at for kvikksølv, kadmium og kobber er de høyeste verdiene knyttet til prøvene som ble samlet inn og analysert i 2018. Nivåene av bly i 1999-prøvene er i den nedre delen av tilstandsklasse II, så også nivåene i disse prøvene må betegnes som lave.

Når bly plottes mot totalt innhold av organisk karbon (TOC) (Figur 3.13) er det tydelig at blynivåene øker proporsjonalt med TOC. Det kan dermed virke som om blynivåene i stor grad er styrt av TOC-innholdet i sedimentprøvene, men samtidig er det indikasjoner på at nivåene for 9901-stasjonene fra Sklinnadjupet kan være litt forhøyede. Det samme gjelder P02, selv om forskjellen er liten.



Figur 3.12. Nivåer av bly (Pb) i overflatesedimenter fra det kartlagte området. Det avgrensede femkantede området er fiskefeltet som er stengt for fiske av atlantisk kveite.



Figur 3.13. Nivåer av bly (Pb) i overflatesedimenter plottet mot totalt innhold av organisk karbon (TOC).

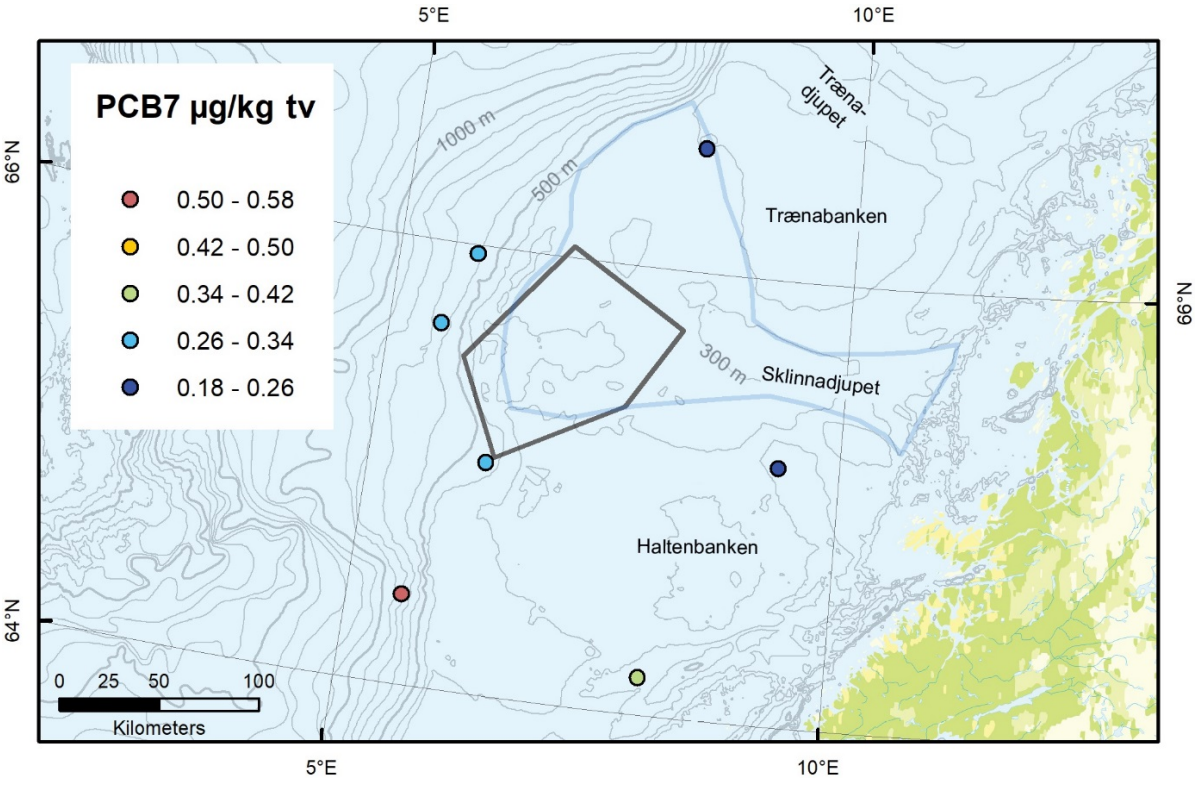
3.1.3 - Organiske miljøgifter i overflatesedimenter

Oppsummering av nivåene av organiske miljøgifter funnet i overflateprøvene fra Ytre Sklinnabanken og områdene rundt er gitt i tabell 3.4 og vist på kartene i figurene 3.14, 3.16-3.18. PCB7 i prøver fra andre prosjekter enn MAREANO, målt av Eurofins, ble analysert med metode med høy kvantifiseringsgrense, og verdiene var under kvantifiseringsgrensen i alle prøvene. Det samme gjelder for enkelte andre organiske miljøgifter (klorerte pesticider, kortkjedete klorerte hydrokarboner, m.m.), målt i alle prøvene. Siden dette ikke tillater detaljert diskusjon av nivåene, er nivåene av disse forbindelsene ikke omtalt videre her. Det henvises til Akvaplan-NIVAs rapport for resultater av disse målinger (Pedersen 2018).

Tabell 3.4. Oppsummerte nivåer av organiske miljøgifter i overflatesedimenter fra Ytre Sklinnadjupet og områdene rundt. Miljødirektoratets tilstandsklasser er vist med fargekoding i samsvar med tabell 1.1 der de er etablert.*

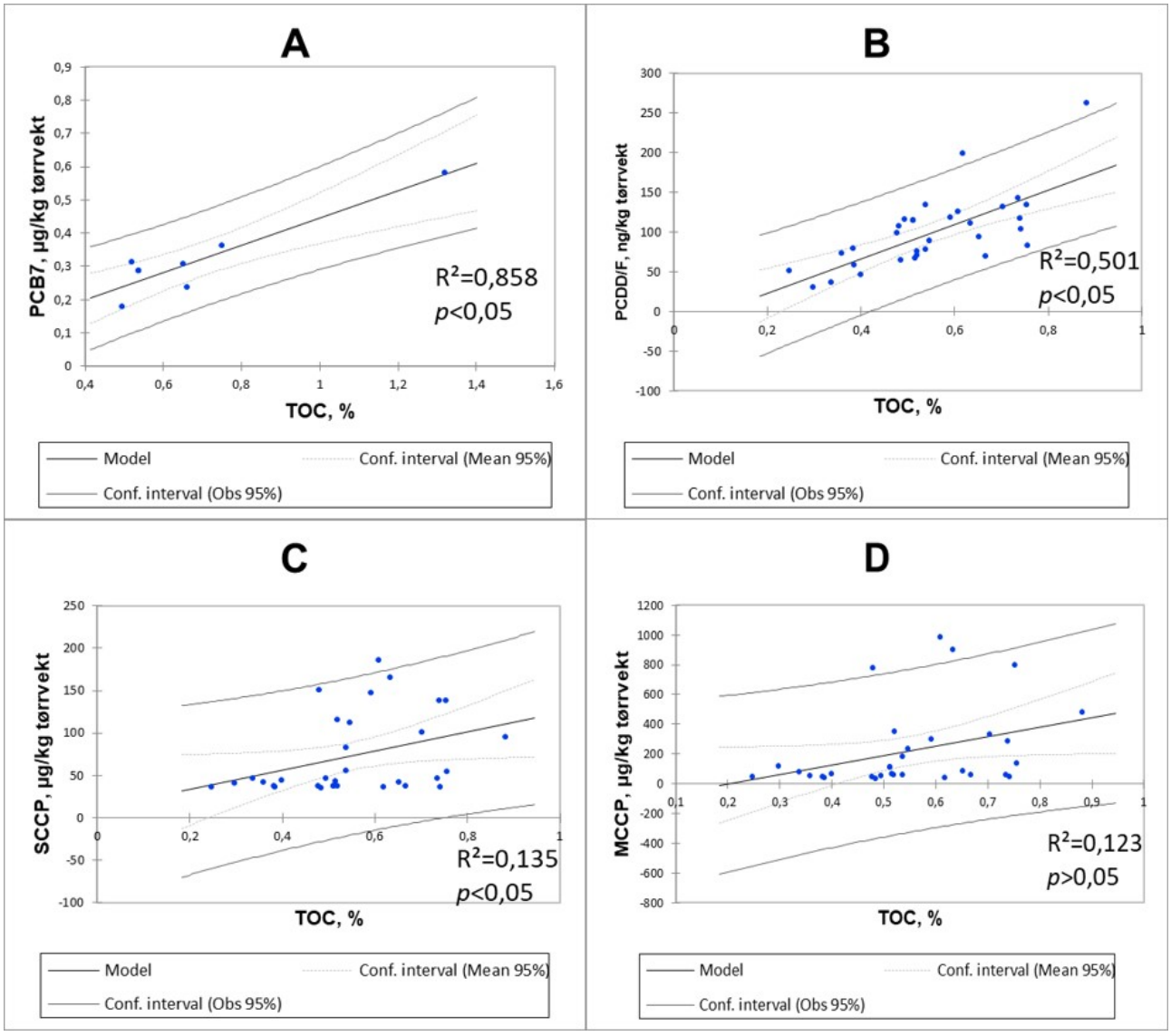
Stoffgruppe	PCB7	PCDD/F	PCDD/F*	SCCP	MCCP
	µg/kg tv	ng/kg tv	ng/kg tv TEQ	mg/kg tv	mg/kg tv
Antall prøver (n)	*7***	*34*	*34*	*34*	*34*
Min.	0,18	30	0,97	0,04	0,04
Gjennomsnitt	0,32	100	1,6	0,07	0,21
Median	0,31	97	1,6	0,05	0,08
Maks.	0,58	262	4,2	0,19	0,99

*Tilstandsklasser for dioksiner er ikke vist, siden disse er etablert for summen av PCDD/F og dl-PCB, og derfor ikke kan direkte anvendes til kun PCDD/F. Se for øvrig diskusjon i teksten under.
**Kun MAREANO-prøver tidligere rapportert av Havforskningsinstituttet.



Figur 3.14. Nivåer av PCB7 i overflatesedimenter (0-1 cm) fra Ytre Sklinnadjupet og områdene rundt, i µg/kg tørrvekt.

Det er syv MAREANO-stasjoner i området rundt det stengte fiskefeltet som ble analysert for PCB7, se kart i figur 3.14. De målte nivåene representerer det øverste 0-1 cm sjiktet, og viser miljøsituasjon for det siste tiåret ifølge dateringen utført på noen av stasjonene (Jensen m.fl. 2014; Jensen m.fl. 2016). Alle stasjonene viser lave nivåer av PCB7, 0,32 µg/kg tv i snitt, med lite variasjon mellom stasjonene. PCB7-nivåene ligger i Miljødirektoratets tilstandsklasse II for alle stasjoner, og er sammenlignbare med (eller lavere enn) det som tidligere ble målt i andre områder i Norskehavet av Tilførselsprogrammet (Klif 2012) og MAREANO (Boitsov m.fl. 2016; Boitsov & Klungsøyr 2016). Nivåene korrelerer med TOC nesten lineært (R^2=0,86, se figur 3.15-A), slik at det høyeste nivået PCB7, 0,58 µg/kg tv er funnet i prøven med høyest innhold TOC, 1,32%, mens det laveste nivået PCB7, 0,18 µg/kg tv er funnet i prøven med lavest innhold TOC, 0,50%. Dette tyder på at PCB7-nivåene i området hører til bakgrunnsnivå for PCB7 på Norskehavssokkel, og kan forklares av langtransporterte tilførsler. Det er ikke funnet noen tegn til forhøyete nivåer av PCB7 i disse sedimentprøvene.

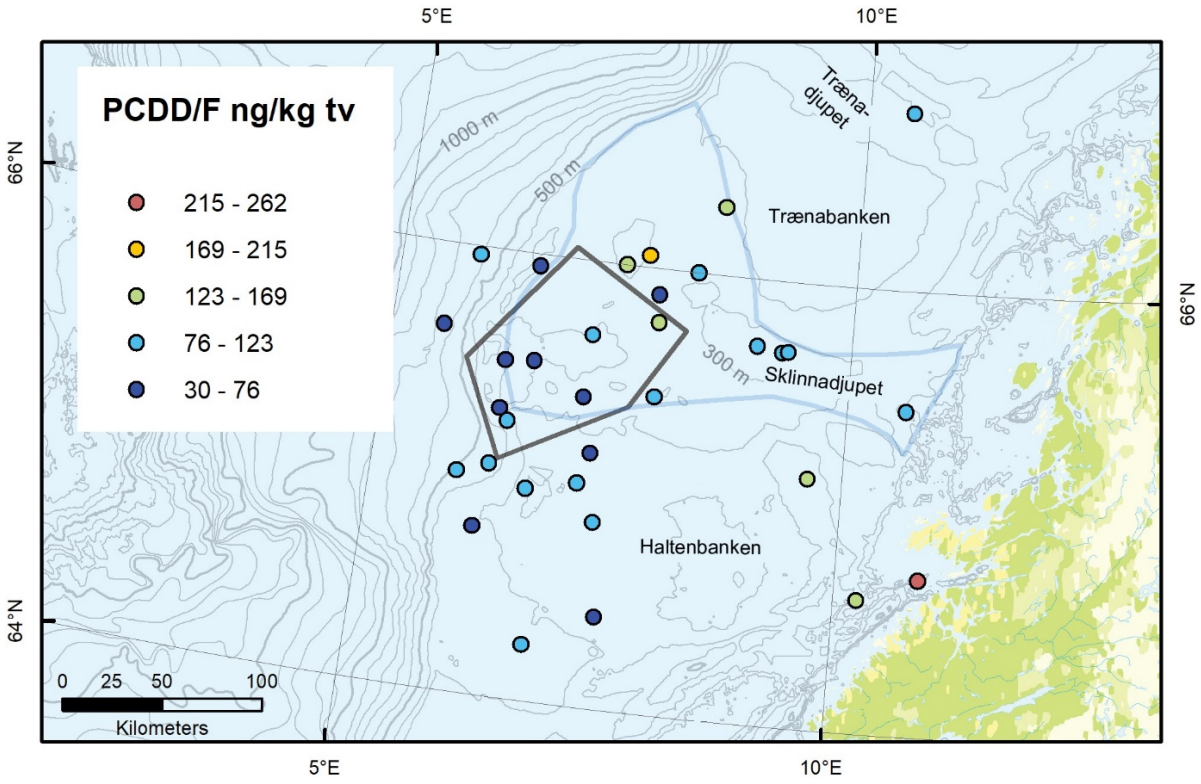


Figur 3.15. Regresjonsmodeller for nivåer av organiske miljøgifter i sedimenter fra Ytre Sklinnadjupet og områdene rundt i forhold til TOC % i samme prøver. A: PCB7, B: PCDD/F, C: SCCP, D: MCCP.

PCDD/F ble analysert i 34 prøver fra Ytre Sklinnadjupet og områdene rundt (se kart i figur 3.16) i de øverste 3 cm for MAREANO-prøvene, de øverste 5 cm i Equinor-prøvene og de øverste 10 cm i 1999-prøvene. Analysen av de detaljerte dybde- og backscatterdataene som ble samlet inn på 2018-toktet, sammen med tidligere Topas-data og regional erfaring, indikerer at sedimentasjonsratene i det prøvetatte området er lave (se kapittel 2.1.2). Selv i det

sentrale Sklinnadjupet hvor det sannsynligvis er høyest sedimentasjonsrate, vil en 3 cm dyp sedimentprøve kunne tilsvare en tidsperiode på 60 til 300 år. For de andre stasjonene utenfor kysten (altså P02 – P09) vil 3 cm sannsynligvis representere tidsperioder mellom 75 og 1500 år. Dette kan skape en usikkerhet i fortolkning av resultatene, siden et tykkere sedimentlag tatt til analyse kan føre til fortynning av menneskeskapte miljøgifter som ikke var tilført miljøet for 100 år siden. Likevel finner man ingen betydelig forskjell i nivåene mellom prøvene som representerer forskjellige sedimentlag. Alle nivåer ligger lavt med relativt lite variasjon mellom prøvene, med verdier i gjennomsnitt på 100 ng/kg tørrvekt. En del av forklaringen på liten variasjon til tross for forskjellene i sedimentlagene tatt til analyse, kan ligge i lokale forskjeller i tilførsler av dioksiner, i forskjell i sedimentasjonsratene, eller i liten tilførsel av dioksiner i dette området over det naturlige bakgrunnsnivået. Det er viktig å påpeke at naturlige tilførsler av dioksiner kan bli oppkonsentrert i sedimenter til tydelig målbare bakgrunnsnivåer gjennom en rekke degraderings- og deponeringsprosesser, se mer informasjon i Srogi 2008. En studie av sedimentkjerner fra en uberørt innsjø i Michigan, USA, har funnet naturlige bakgrunnsnivåer av PCDD/F i sedimentlagene datert til 1880-tallet på mellom 39 og 158 ng/kg tørrvekt (Baker og Hites 2000). Dette tilsvarer nivåene funnet i de aller fleste prøvene i denne studien unntatt to prøver omtalt nedenfor.

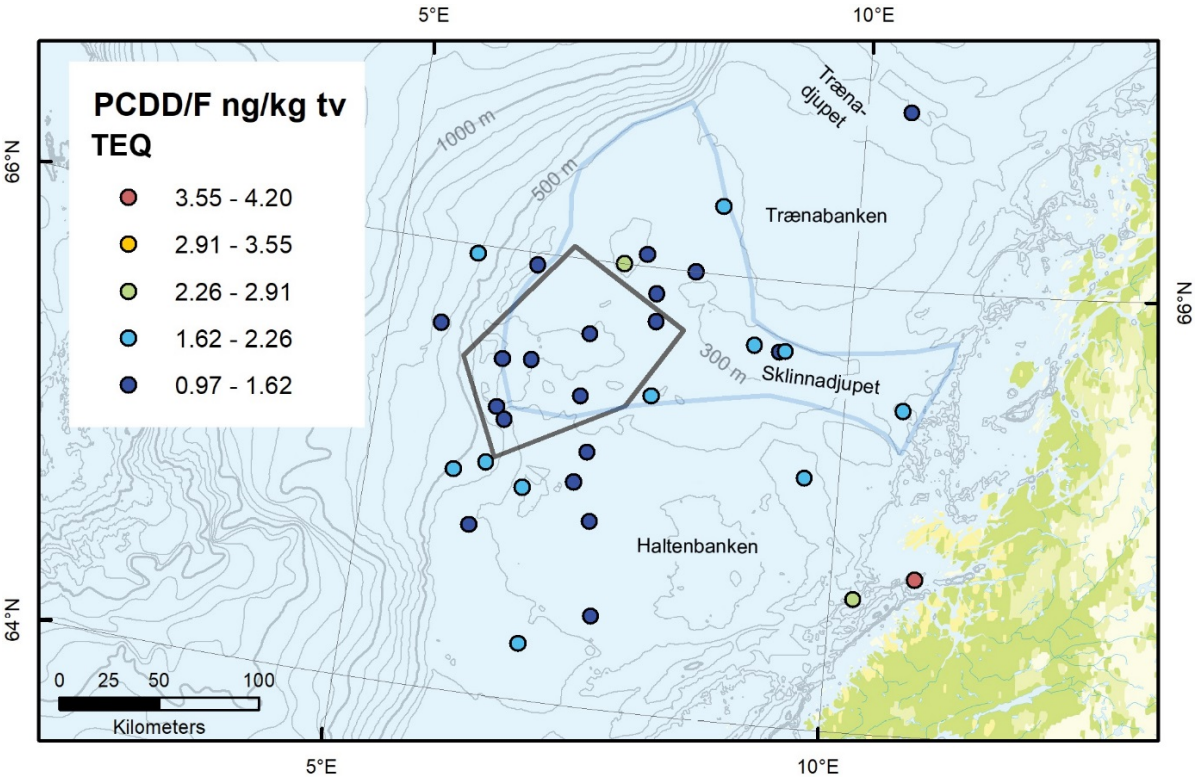
Bakgrunnsnivå for PCDD/F i de fleste prøvene bekreftes videre med en signifikant positiv korrelasjon påvist mellom de absolutte PCDD/F-nivåene og TOC% (p<0,05) i figur 3.15-B, selv om den lineære modellen ikke forklarer hele variansen (R^2=0,50). En slik positiv korrelasjon mellom nivåene og TOC-innholdet tyder på at nivåene utgjør lokalt bakgrunnsnivå og kan forklares av langtransporterte tilførsler. Det er to uteliggere i plottet som viser høyere nivå enn forventet ut fra TOC-innholdet. Disse hører til lokalitetene R6-15 nord for det stengte fiskefeltet og P12 ved norskekysten (se kart i figur 2.3 for stasjonsnavn). Nivåene funnet ved disse to lokalitetene er noe høyere enn for de andre prøvene og ligger på 198 ng/kg tørrvekt ved lokalitet R6-15 og 262 ng/kg tørrvekt ved lokalitet P12, se figur 3.16.



Figur 3.16. Absolutte nivåer av PCDD/F i overflatesedimenter (0-3 til 0-10 cm) fra Ytre Sklinnadjupet og områdene rundt, i ng/kg tørrvekt.

Mens det er vanskelig å forklare den svake økningen i dioksinnivåene ved lokalitet R6-15, er den sannsynligvis uproblematisk i forhold til toksisitet, siden den blir relativt ubetydelig ved omregning til TEQ. TEQ-basert nivå ved

denne lokaliteten er på 1,5 ng/kg tørrvekt TEQ, som er litt under gjennomsnittet for prøvene fra dette området, 1,6 ng/kg tv TEQ (se tabell 3.4, og kart i figur 3.17). TEQ-baserte nivåer for PCDD/F kan ikke direkte klassifiseres i forhold til Miljødirektoratets tilstandsklasser angitt i tabell 1.1., siden disse er etablert for summen av PCDD/F og dl-PCB. Likevel kan man konkludere at nivåene ligger minst i Miljødirektoratets klasse III, eller høyere, i alle prøver fra Ytre Sklinnadjupet og områdene rundt, unntatt prøven fra lokalitet P12 hvor PCDD/F-nivå er målt til 4,2 ng/kg tv TEQ, som hører minst til tilstandsklasse IV eller høyere. Siden de absolutte nivåene vurderes som bakgrunnsnivåer, og fordi tidligere studier i norske havområder fant lignende nivåer av PCDD/F i åpent hav (SFT 2008), kan man konkludere med at denne klassifiseringen ikke tyder på noe forhøyet eller miljøskadelig nivå fra lokale kilder i dette tilfellet.

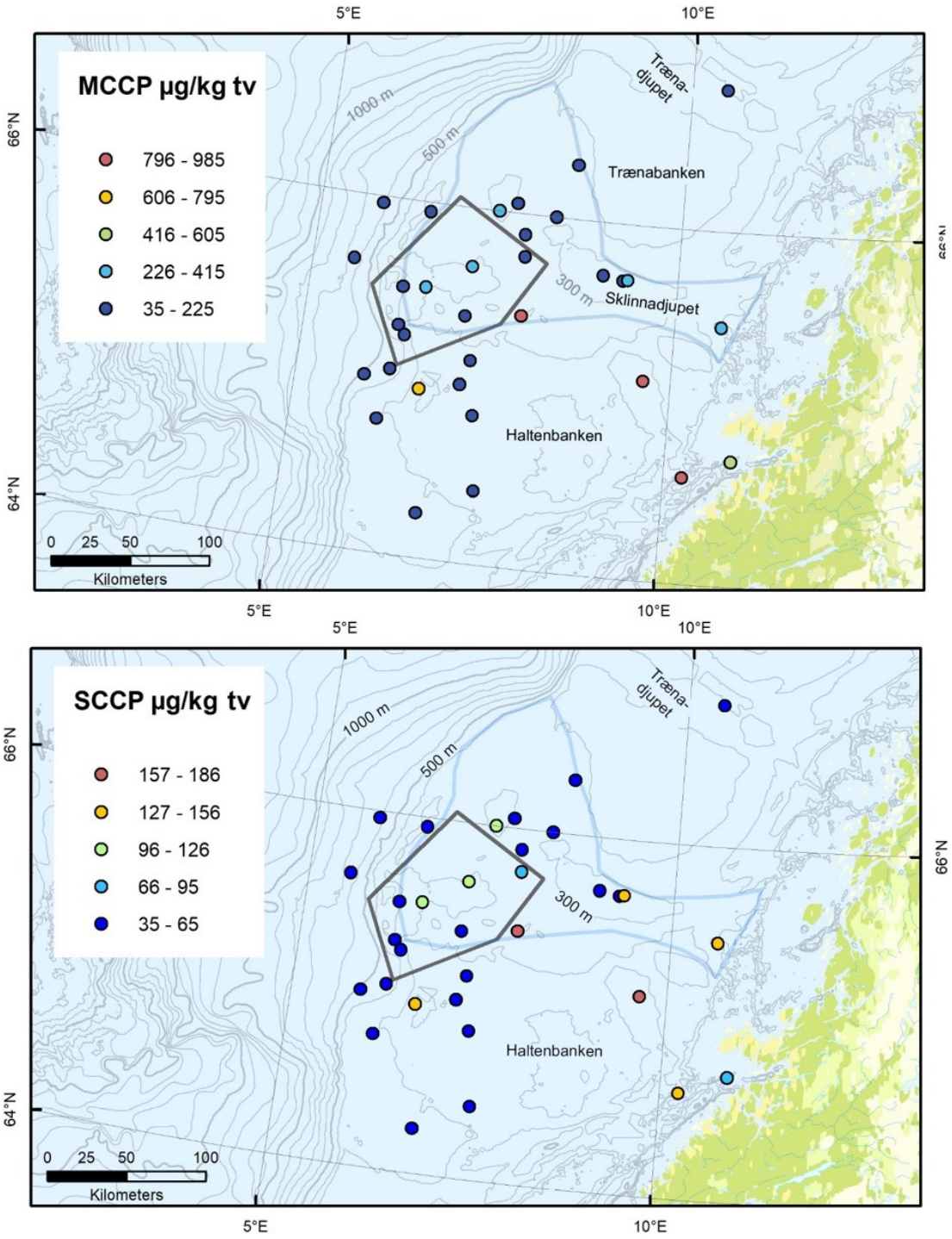


Figur 3.17. TEQ-baserte nivåer av PCDD/F i overflatesedimenter (0-3 til 0-10 cm) fra Ytre Sklinnadjupet og områdene rundt, i ng/kg tørrvekt TEQ.

Forhøyet nivå PCDD/F funnet ved lokalitet P12 ved norskekysten kan likevel tyde på lokalt bidrag til forurensning, men ligger mye lavere enn dioksinnivåer i områder med kjent dioksinforurensning, som Grenlandsfjordene (Ruus m.fl. 2006; SFT 2008). Lokaliteten ligger i et basseng adskilt med undersjøisk rygg fra resten av områdene rundt Ytre Sklinnadjupet (se kart i figur 2.1 og 2.4). Den vurderes derfor som lite representativ for områdene som ligger lengre ute i åpent hav. Lokale bidrag fra avrenning langs kysten kan mer sannsynlig ha påvirket lokalitet P12 enn resten av de undersøkte lokalitetene.

Klorerte parafiner var ikke pekt ut som en del av problemet knyttet til forhøyete nivåer i kveite, men kan være relevante i forhold til tønnehypotesen, som en av de gruppene klorerte miljøgifter som kan ha vært dumpet i sjøen på 1970-tallet. Det er funnet lave nivåer av MCCP i forhold til Miljødirektoratets tilstandsklasser (Tabell 1.1), og alle prøver ligger i klasse II. Gjennomsnittsnivåer av SCCP og MCCP ligger henholdsvis på 0,07 og 0,21 mg/kg tørrvekt (Tabell 3.4). For SCCP kan dette sammenlignes med det som ble tidligere funnet i Barentshavet (SFT 2008), men for MCCP er det betydelig høyere enn tidligere funn. Nivåene er imidlertid betydelig lavere enn det som tidligere ble funnet i belastede områder (se referanser i SFT 2008). Variasjonen i nivåer mellom prøvene er relativt høy, spesielt for MCCP. Det er dårlig korrelasjon mellom TOC og SCCP, og ingen korrelasjon mellom TOC og MCCP (se hhv. figur 3.15-C og 3.15-D).

Det er flere stasjoner hvor nivåene ligger betydelig høyere enn i andre prøver, uten sammenheng med TOC-innholdet. Det er heller ingen åpenbar geografisk trend i nivåene, se figur 3.18. Det som er felles for prøvene med de høyeste nivåene, er at disse ble samlet på Hydrograf-toktet i mai-juni 2018. Dette kan tyde på en reell kontaminering av miljøet i denne perioden, eller på kontaminering av denne prøveserien under prøvetaking eller analyse. Ingen av disse forklaringene kan knyttes til den relevante problemstillingen i denne undersøkelsen.



Figur 3.18. Nivåer av klorerte parafiner i overflatesedimenter (0-3 til 0-10 cm) fra Ytre Sklinnadjupet og områdene rundt, i µg/kg tørrvekt.

3.2 - Sjøpølser og fisk

3.2.1 - Metaller i sjøpølser

Oppsummering av metallnivåene funnet i 34 sjøpølser fra ni lokaliteter i Ytre Sklinnadjupet og områdene rundt er gitt i tabell 3.5 og vist på kart i figurene 3.19, 3.21. 3.23. 3.25 og 3.27.

Tabell 3.5. Oppsummerte nivåer av metaller i sjøpølser fra ni lokaliteter i Ytre Sklinnadjupet og områdene rundt, i mg/kg våtvekt.

	Hg	As	Cd	Cu	Pb
Antall prøver (n)	34	34	34	34	34
Min.	0,004	1,4	0,014	0,15	0,016
Gjennomsnitt	0,013	3,2	0,057	0,34	0,049
Median	0,013	2,9	0,055	0,32	0,050
Maks.	0,021	6,4	0,095	0,72	0,089

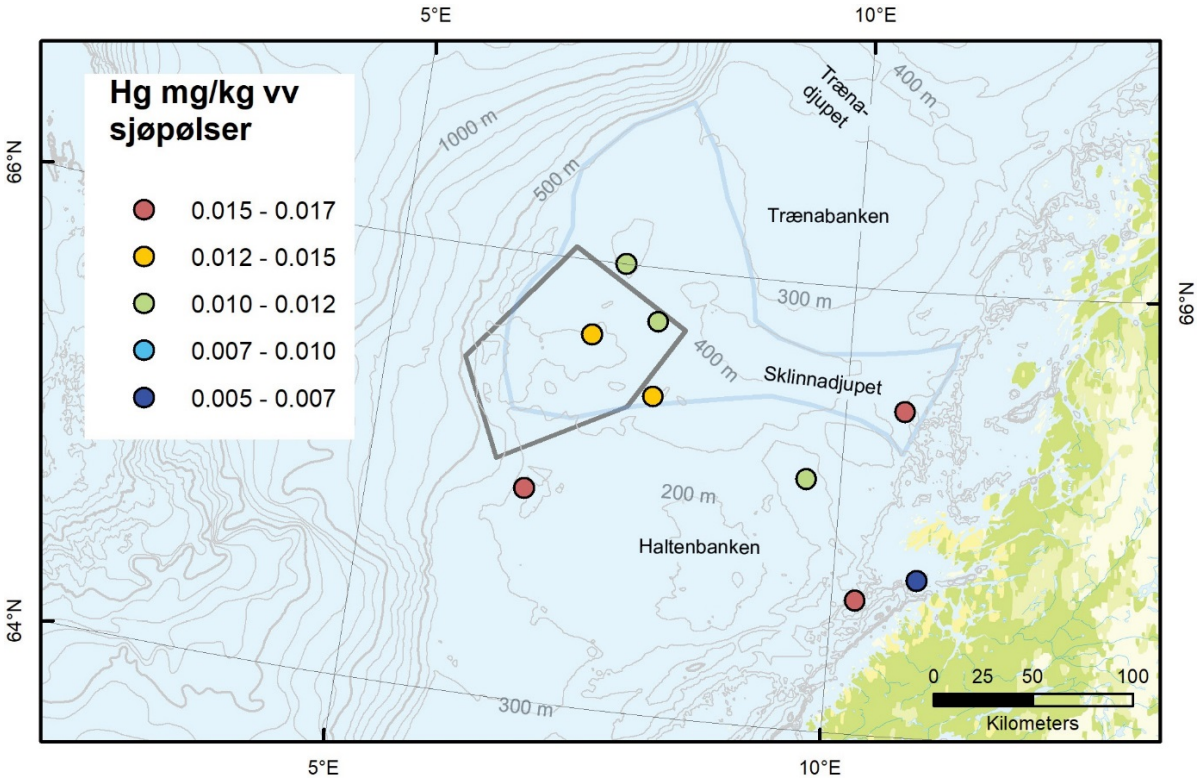
Kvikksølv (Hg)

Resultatene viste at nivåene av kvikksølv i de undersøkte sjøpølsene var lave, med en gjennomsnittskonsentrasjon for alle sjøpølsene på 0,013 mg/kg våtvekt (vv) (Tabell 3.5), klart lavere enn miljøkvalitetsstandarden for organismer som er 0,020 mg/kg vv (Miljødirektoratet 2016). Kun én enkelt sjøpølse hadde en konsentrasjon så vidt over miljøkvalitetsstandarden (0,021 mg/kg vv, Figur 3.20). Nivåene i sjøpølsene var betydelig lavere enn nivåene man vanligvis finner i filet fra de fleste typer fisk i Norskehavet (se tabell 3.6), og svært mye lavere enn nivåene som ble funnet i atlantisk kveite fra Ytre Sklinnadjupet i kartleggingsundersøkelsen i 2013-2018 (0,63 mg/kg vv, Nilsen m.fl. 2016).

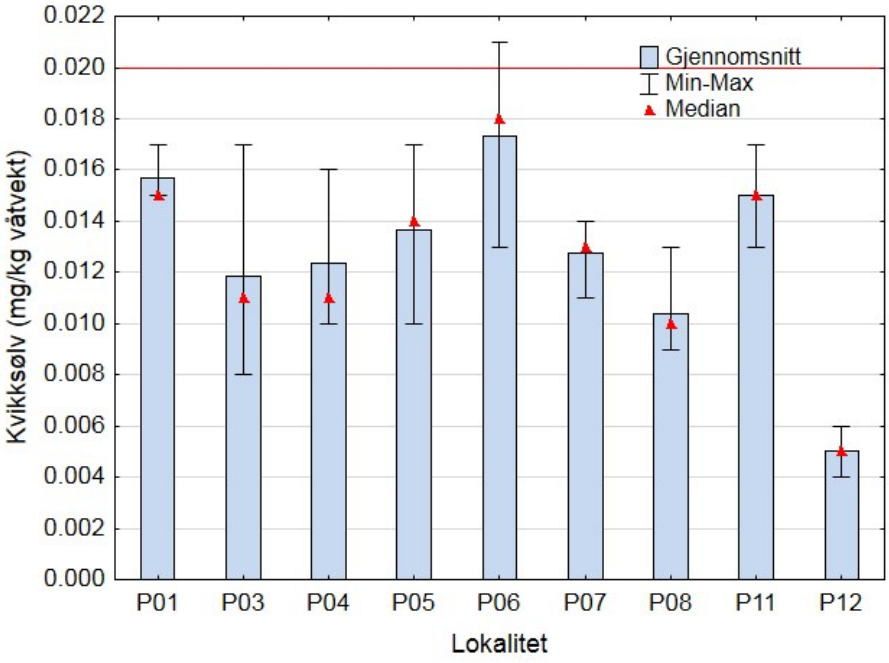
Det ble samlet inn sjøpølser fra ni ulike lokaliteter (3-6 sjøpølser fra hver lokalitet), og gjennomsnittsnivået av kvikksølv varierte fra 0,005 mg/kg vv på lokalitet P12 til 0,017 mg/kg vv på P06 som vist figur i 3.19 og 3.20. Det var ingen åpenbar sammenheng mellom nivåene av kvikksølv i sjøpølser fra ulike lokaliteter og kvikksølvnivåene i overflatesedimenter fra de samme lokalitetene (jf. Figur 3.10). Dessverre ble det ikke samlet inn sjøpølser på lokalitet P02 der nivået at kvikksølv i sedimenter ble funnet å være betydelig høyere enn på de andre lokalitetene (Figur 3.11).

Sjøpølser fra P12, en lokalitet helt inne ved kysten ved Rørvik, skilte seg ut ved å ha signifikant lavere kvikksølvnivå enn sjøpølser fra de fleste andre lokalitetene (enveis-ANOVA, $p<0,02$ for alle lokaliteter unntatt P08 som ikke var signifikant forskjellig fra P12). I tillegg fant vi at sjøpølser fra P06 hadde signifikant høyere kvikksølvnivå enn sjøpølser fra P08 (enveis-ANOVA, $p<0.05$), men ellers var det ingen statistisk signifikante forskjeller i nivået av kvikksølv i sjøpølser fra de ulike lokalitetene. Et lavt antall sjøpølser fra hver lokalitet, og til dels stor variasjon i nivåene mellom enkeltindivider fra samme lokalitet medfører imidlertid at eventuelle forskjeller mellom lokalitetene kan være vanskelig å påvise.

Gruppering av lokalitetene i to grupper, én gruppe med lokaliteter i og nær området som er stengt for kveitefiske (P03, P04, P05, P06 og P07) og én gruppe med lokaliteter lenger vekk fra det stengte området nærmere kysten (P01, P08, P11 og P12), viste at nivået av kvikksølv i sjøpølser samlet inn i og nært det stengte området ikke var signifikant forskjellig fra nivået i sjøpølser samlet inn nærmere kysten (enveis ANOVA, $F(1;32)$ $p=0,21$). Vi fant altså ikke høyere nivåer av kvikksølv i sjøpølser fra området der det tidligere er funnet høye nivåer av kvikksølv i kveite enn i områder nærmere kysten. Med unntak av de klart lavere nivåene på lokalitet P12, tyder resultatene på at kvikksølvnivåene i sjøpølser varierer lite mellom alle de undersøkte lokalitetene.



Figur 3.19. Nivåer av kvikksølv (Hg) i sjøpølser fra ni lokaliteter i Ytre Sklinnadjupet og områdene rundt.



Figur 3.20. Nivåer av kvikksølv i sjøpølser fra ni lokaliteter i Ytre Sklinnadjupet og områdene rundt. Gjennomsnitt, median samt minimum og maksimums-verdier er vist for hver lokalitet. Rød horisontal linje viser gjeldende miljøkvalitetsstandard for organismer.

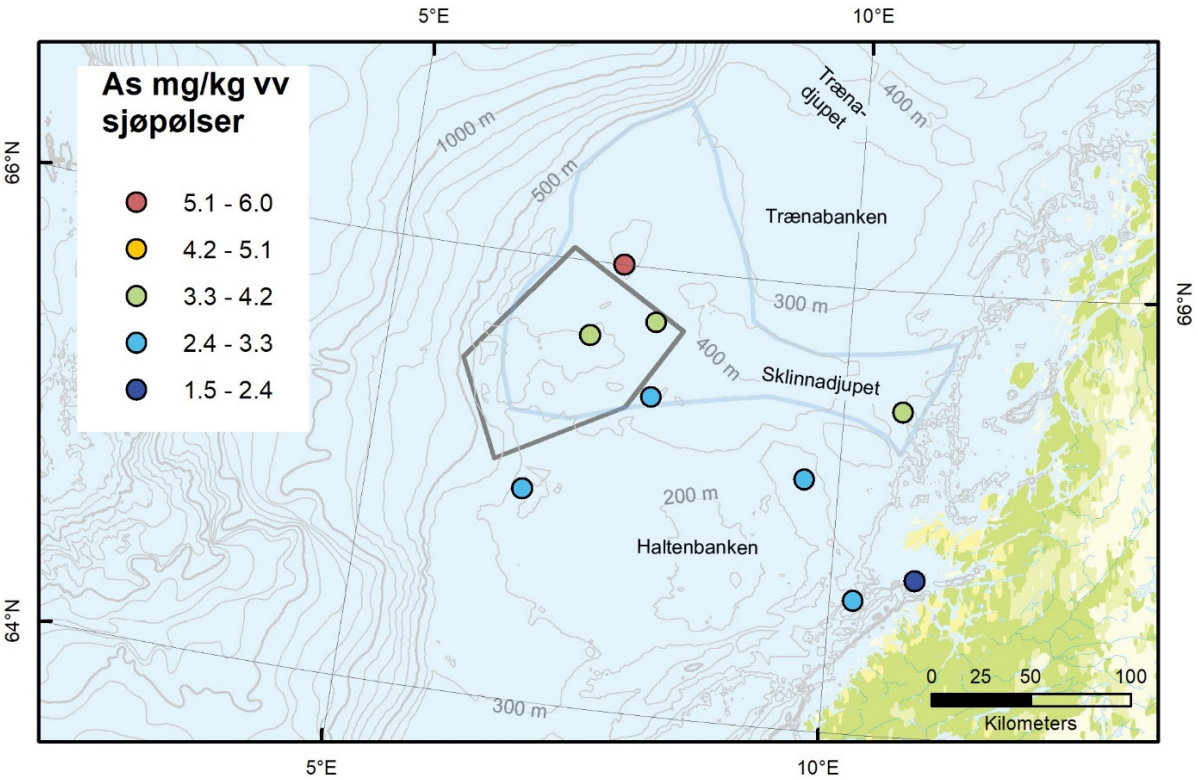
Det var stor forskjell på kvikksølvnivået i sjøpølser fra de to lokalitetene nærmest kysten, med tre ganger høyere nivåer i sjøpølser fra P11 (0,015 mg/kg vv) enn i sjøpølser fra P12 (0,005 mg/kg vv). Selv om P11 og P12 ligger nær

hverandre inne ved kysten, er de to lokalitetene adskilt av en undersjøisk rygg som kan gjøre bunnforholdene svært ulike på de to lokalitetene (jf. kart i Figur 2.2 og 2.3). Dette kan trolig forklare den store forskjellen i kvikksølvnivåer mellom lokalitetene.

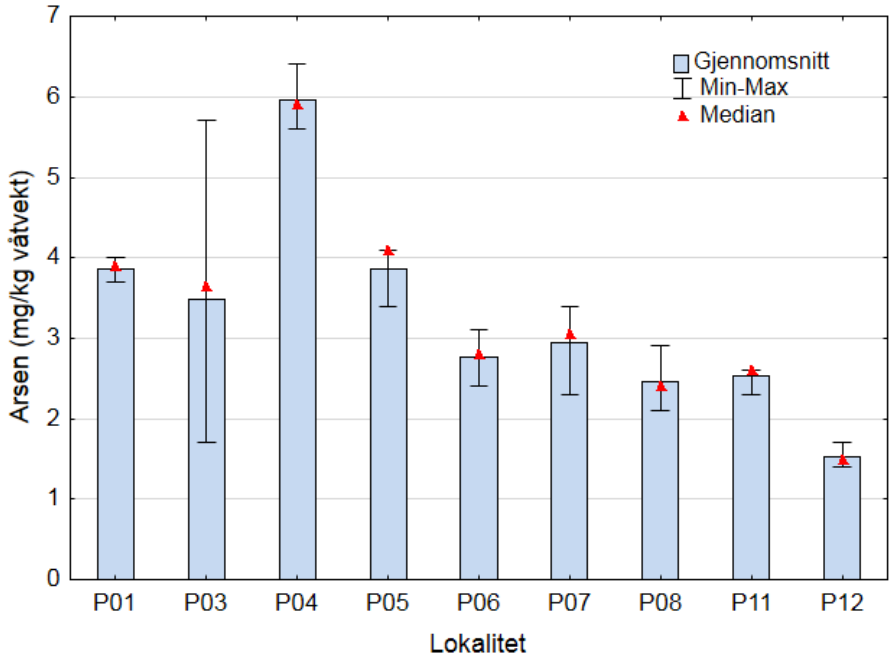
Arsen (As)

Nivået av arsen i sjøpølsene var forholdsvis lavt med et gjennomsnitt på 3,2 mg/kg vv (Tabell 3.5), og nivået varierte mellom de ulike lokalitetene som vist figur 3.21 og 3.22. Det var betydelig variasjon i nivået mellom lokalitetene, fra et gjennomsnitt på 1,5 mg/kg vv på P12 til 6,0 mg/kg vv på P04. Det var ingen tydelig sammenheng mellom nivåene av As i sjøpølser fra ulike lokaliteter med As-nivåene i overflatesedimenter fra de samme lokalitetene (jf. Figur 3.4). Nivået av arsen i sjøpølser fra P04 var signifikant høyere enn nivået i sjøpølser fra alle de andre lokalitetene (enveis ANOVA; $p<0,03$), og nivået i sjøpølser fra P12 var signifikant lavere enn nivået i sjøpølser fra lokalitetene P01, P03, P04 og P05 (enveis ANOVA; $p<0,02$). Ellers var det ingen signifikante forskjeller i arsennivå mellom lokalitetene.

Gruppering av sjøpølsene i to grupper, én med prøver fra lokaliteter i og nær området som er stengt for kveitefiske (P03, P04, P05, P06 og P07) og én med prøver fra lokaliteter lenger vekk fra det stengte området nærmere kysten (P01, P08, P11 og P12), og sammenligning av arsennivået mellom de to områdene, viste at nivået av arsen i sjøpølser i og nær det stengte området var signifikant høyere enn nivået i sjøpølser fra lokaliteter nærmere kysten (enveis ANOVA; $F(1;32)$ $p<0.01$). I motsetning til resultatene for kvikksølv ble det altså påvist en signifikant forskjell i arsennivåer i sjøpølser mellom disse to områdene, selv om forskjellen i arsennivået mellom de to områdene ikke var særlig stor (3,7 og 2,6 mg/kg våtvekt).



Figur 3.21. Nivåer av arsen (As) i sjøpølser fra ni lokaliteter i Ytre Sklinnadjupet og områdene rundt.



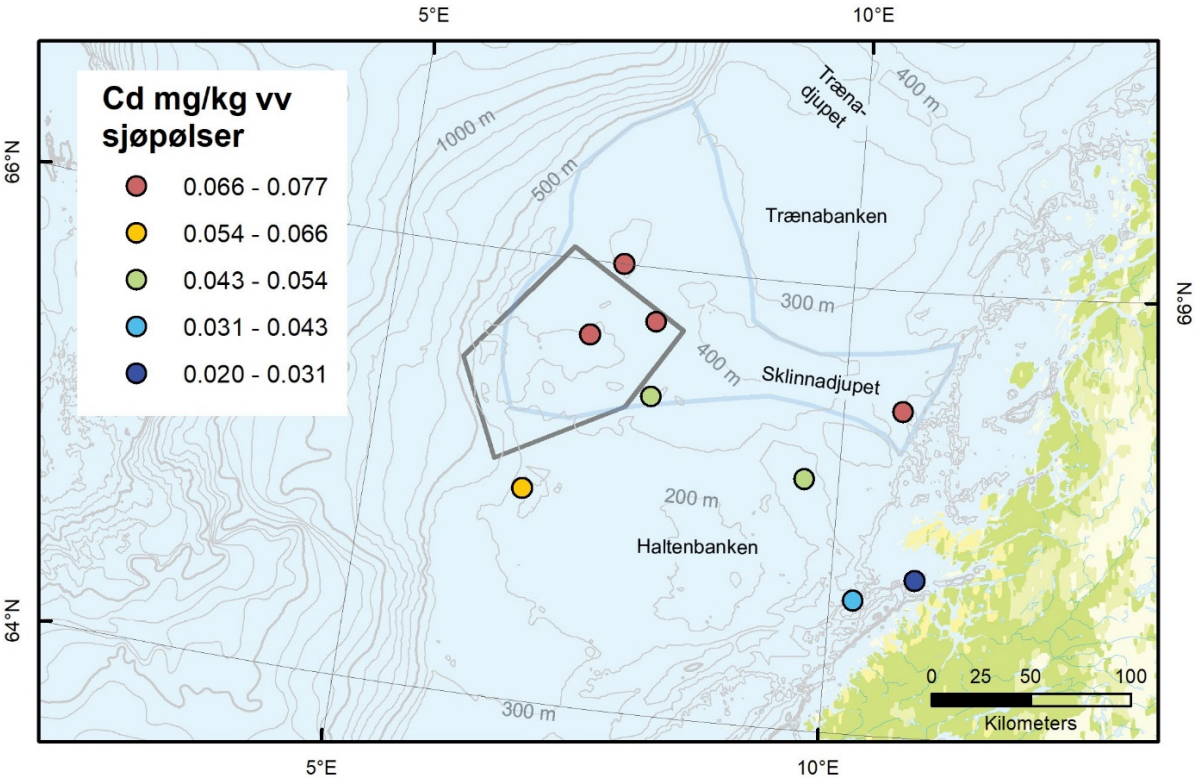
Figur 3.22. Nivåer av arsen i sjøpølser fra ni lokaliteter i Ytre Sklinnadjupet og områdene rundt. Gjennomsnitt, median samt minimum og maksimums-verdier er vist for hver lokalitet.

Kadmium (Cd)

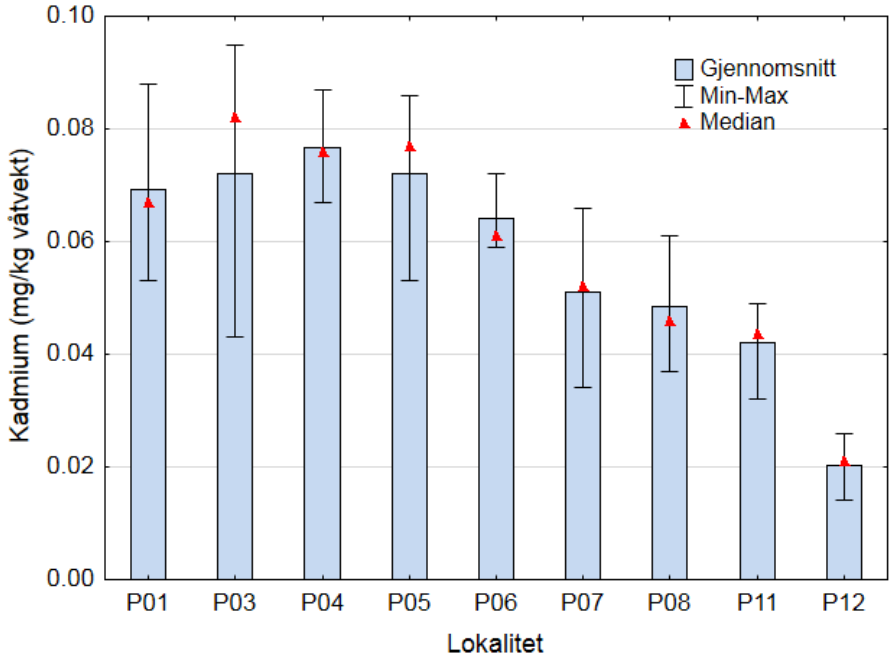
Med en gjennomsnittlig kadmiumkonsentrasjon på 0,057 mg/kg vv (Tabell 3.5.) var nivået av kadmium i sjøpølsene høye i forhold til nivåer man vanligvis finner i fiskefilet, men lavere eller omtrent på samme nivå som nivåer man vanligvis finner i muskelkjøtt fra ulike krepsdyr og skjell. Det finnes ingen miljøkvalitetsstandard for kadmium i organismer, men grenseverdiene for mattrygghet for kadmium er 0,050 mg/kg vv for fiskefilet, 1,0 mg/kg vv for skjell og 0,5 mg/kg vv for muskelkjøtt av krepsdyr (EU 2018). Atlantisk kveite har svært lave nivåer av kadmium i filet (< 0,001 mg/kg vv), og det ble ikke rapportert forhøyede nivåer av kadmium i kveite fra området som er stengt for kveitefiske (Nilsen m.fl. 2016).

Nivået av kadmium i sjøpølser varierte mellom lokalitetene som vist i figur 3.23 og 3.24. Det var ingen åpenbar sammenheng mellom nivåene av kadmium i sjøpølser fra ulike lokaliteter med kadmiumnivåene i overflatesedimenter fra de samme lokalitetene (jf. Figur 3.6), men det ble ikke samlet inn sjøpølser på lokalitet P02 der nivået at kadmium i sedimenter ble funnet å være betydelig høyere enn på de andre lokalitetene (Figur 3.7). På samme måte som for arsen var kadmiumnivået høyest i sjøpølser fra P04 og lavest i sjøpølser fra P12. Nivået av kadmium i sjøpølser fra P12 var signifikant lavere enn nivået i sjøpølser fra P01, P03, P04, P05 og P06 (enveis ANOVA; $p<0,03$), men ellers var det ingen signifikante forskjeller mellom lokalitetene.

På samme måte som for arsen, og i motsetning til resultatene for kvikksølv, ble det også for kadmium funnet at sjøpølser prøvetatt i og nær det stengte området (prøver fra P03, P04, P05, P06 og P07) hadde signifikant litt høyere nivåer enn sjøpølser fra lokaliteter lenger vekk fra det stengte området (prøver fra P01, P08, P11 og P12) (enveis ANOVA; $F(1;32)$ $p<0,002$).



Figur 3.23. Nivåer av kadmium i sjøpølser fra ni lokaliteter i Ytre Sklinnadjupet og områdene rundt.

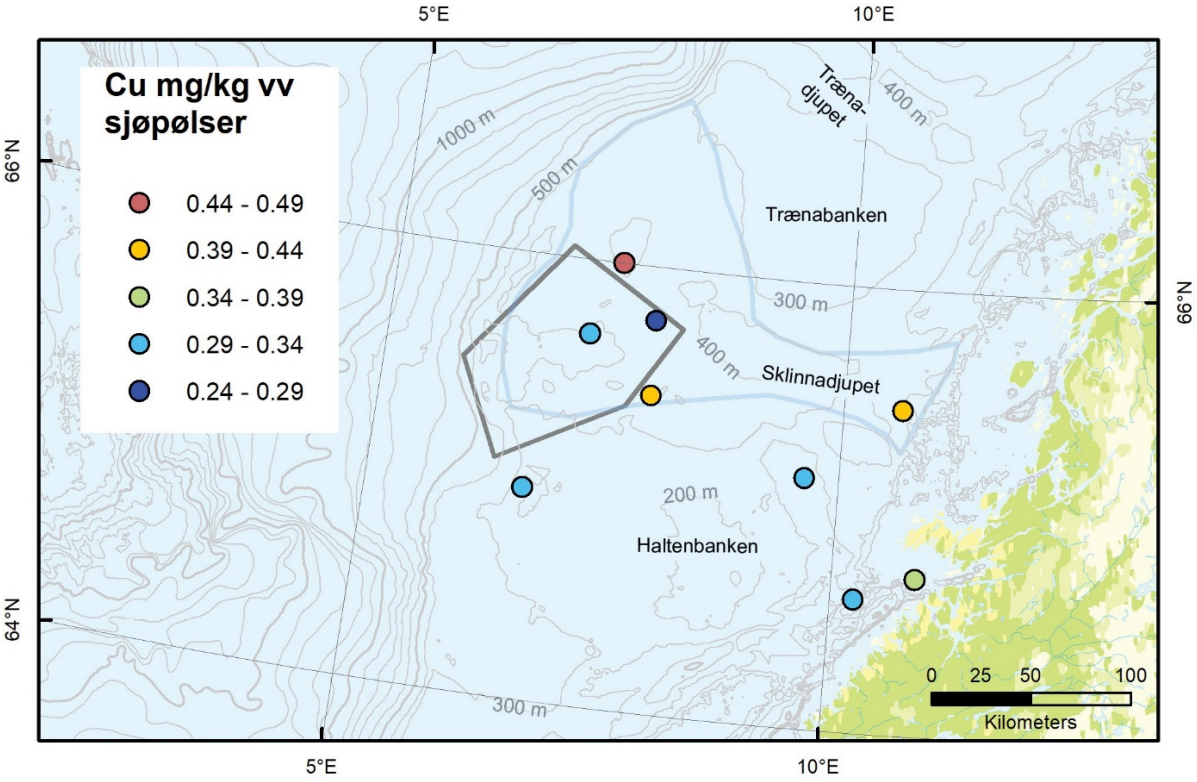


Figur 3.24. Nivåer av kadmium i sjøpølser fra ni lokaliteter i Ytre Sklinnadjupet og områdene rundt. Gjennomsnitt, median samt minimum og maksimums-verdier er vist for hver lokalitet.

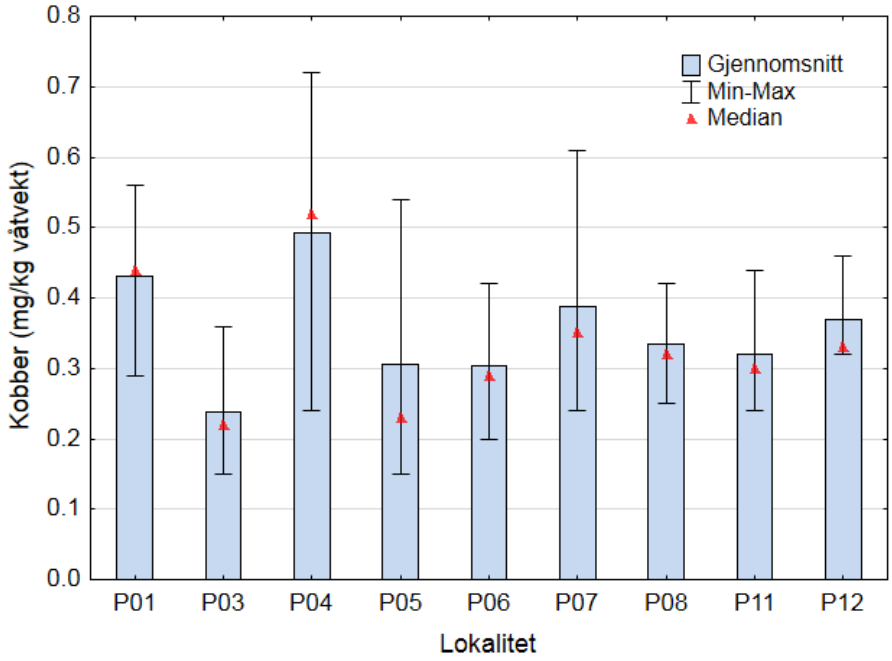
Kobber (Cu)

Gjennomsnittlig konsentrasjon av kobber i de 34 analyserte sjøpølsene var 0,34 mg/kg våtvekt (Tabell 3.5), og nivået varierte lite mellom de ni lokalitetene som ble undersøkt (Figur 3.25 og 3.26). Kobbernivået i sedimentprøvene fra de samme ni lokalitetene varierte også svært lite mellom lokalitetene (jf. Figur 3.8). Det ble dessverre ikke samlet inn sjøpølser på lokalitet P02 der nivået av kobber i sedimenter ble funnet å være betydelig høyere enn på de andre lokalitetene (Figur 3.9). Det høyeste gjennomsnittsnivået i sjøpølser ble funnet på lokalitet P04 og det laveste nivået ble funnet i sjøpølser fra P03, men det var ingen statistisk signifikante forskjeller mellom lokalitetene.

Det ble heller ikke funnet noen statistisk signifikant forskjell mellom kobbernivået i sjøpølser samlet inn i eller nær området som er stengt for kveitefiske (prøver fra P03, P04, P05, P06 og P07) og kobbernivået i sjøpølser prøvetatt nærmere kysten (prøver fra P01, P08, P11 og P12) (enveis ANOVA; F(1;32) p=0,59).



Figur 3.25. Nivåer av kobber i sjøpølser fra ni lokaliteter i Ytre Sklinnadjupet og områdene rundt.

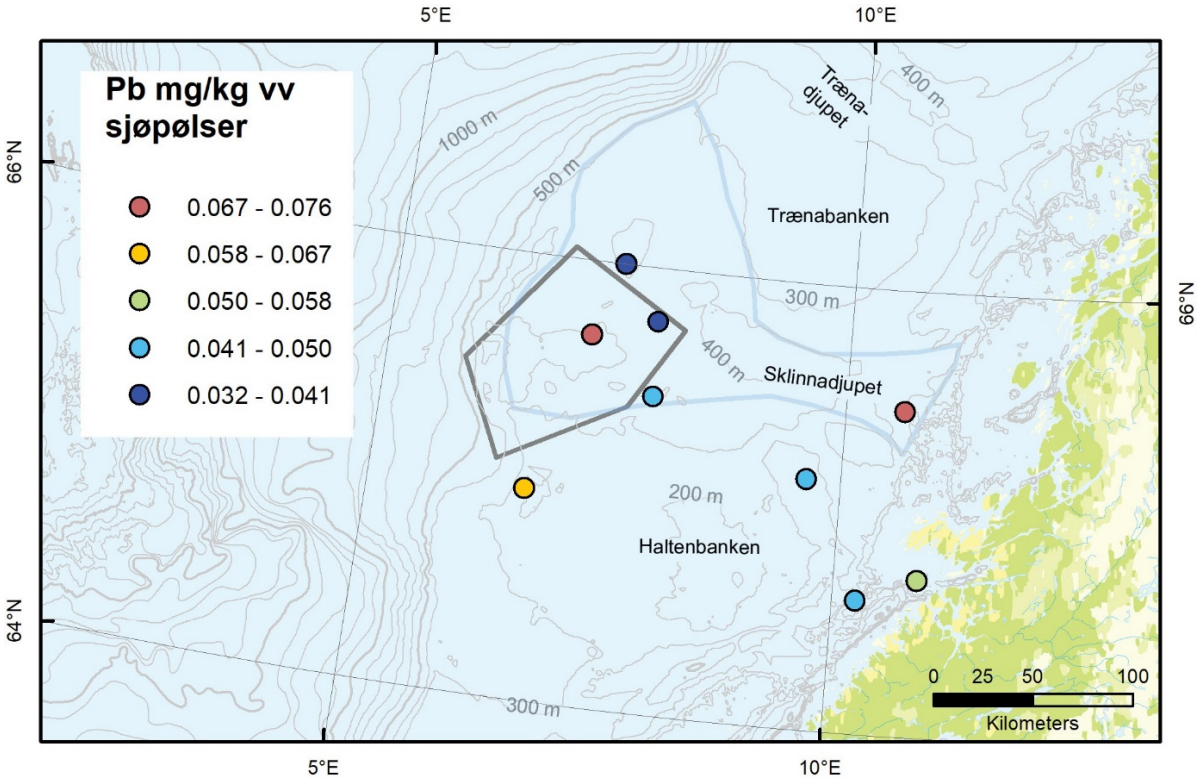


Figur 3.26. Nivåer av kobber i sjøpølser fra ni lokaliteter i Ytre Sklinnadjupet og områdene rundt. Gjennomsnitt, median samt minimum og maksimums-verdier er vist for hver lokalitet.

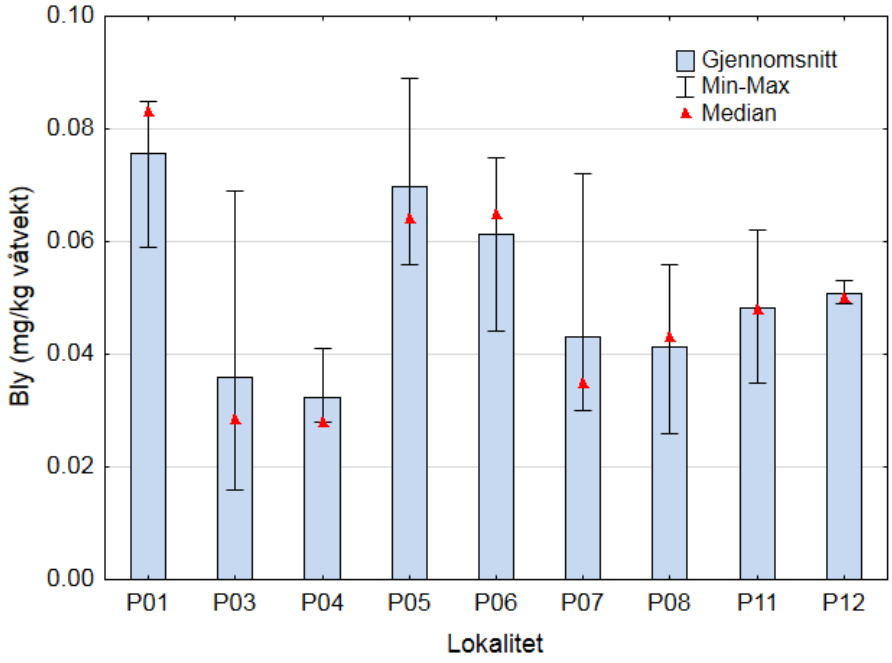
Bly (Pb)

Gjennomsnittlig konsentrasjon av bly i sjøpølsene var 0,049 mg/kg vv (Tabell 3.5), og gjennomsnittsnivået på de ulike lokalitetene varierte fra 0,035 mg/kg vv på lokalitet P04 til 0,078 mg/kg vv på lokalitet P01 (Figur 3.27 og 3.28). Det var ingen åpenbar sammenheng mellom nivåene av bly i sjøpølser fra ulike lokaliteter og nivåene av bly i overflatesedimenter fra de samme lokalitetene (jf. Figur 3.12). Nivået av bly i sjøpølsene fra P01 var signifikant høyere enn nivået i sjøpølsene fra P03 og P04, men ellers ble det ikke funnet statistisk signifikante forskjeller mellom lokalitetene.

Det ble heller ikke funnet noen statistisk signifikant forskjell mellom blynivået i sjøpølser fra lokaliteter i eller nær området som er stengt for kveitefiske (prøver fra P03, P04, P05, P06 og P07) og blynivået i sjøpølser fra lokaliteter nærmere kysten (prøver fra P01, P08, P11 og P12) (enveis ANOVA; F(1;32) p=0,40).



Figur 3.27. Nivåer av bly i sjøpølser fra ni lokaliteter i Ytre Sklinnadjupet og områdene rundt.



Figur 3.28. Nivåer av bly i sjøpølser fra ni lokaliteter i Ytre Sklinnadjupet og områdene rundt. Gjennomsnitt, median samt minimum og maksimums-verdier er vist for hver lokalitet.

3.2.2 - Kvikksølv og dioksiner+dl-PCB i ulike arter fisk fra tidligere overvåkning i Norskehavet

I perioden 2013-2018 har Havforskningsinstituttet (tidligere NIFES) gjennomført flere kartleggings- og overvåkningsprosjekter for å dokumentere nivåene av miljøgifter i en rekke arter fisk. I Norskehavet er det, i tillegg til kartleggingen av miljøgifter i Atlantisk kveite (Nilsen m.fl 2016), gjennomført en kartlegging av brosme, lange og bifangstarter (Frantzen og Måge 2016), en basisundersøkelse av hyse (Kögel m.fl., rapport under utarbeidelse) samt regelmessig overvåkning av blåkveite (Nilsen og Måge 2016), torsk og NVG-sild (rapportert på miljostatus.no), makrell (Frantzen m.fl., artikler under utarbeidelse 2019) og sei (upubliserte resultater).

En kort oppsummering av resultatene fra denne overvåkningen er gitt i tabell 3.6 og 3.7 med gjennomsnittsnivåer for kvikksølv og dioksiner og dl-PCB for en rekke arter. Tabellene oppsummerer resultater for fisk fanget innenfor syv områder i Norskehavet mellom 62°N og 69°N. Området 65-66°N, inkludert Ytre Sklinnadjupet omfatter området som er stengt for kveitefiske, og i tillegg er det tatt med resultater fra tre områder sør for og tre områder nord for dette området.

Utgangspunktet for hele prosjektet som er omtalt i denne rapporten er de høye nivåene som er funnet i miljøgifter i kveite fra Ytre Sklinnadjupet (Nilsen m.fl 2016), og resultatene for kveite i tabellene viser at gjennomsnittsnivået av både kvikksølv (Tabell 3.6) og dioksiner og dl-PCB (Tabell 3.7) er betydelig høyere i kveitefilet fra området 65-66°N, inkludert Ytre Sklinnadjupet, enn i kveite fra områder sør og nord for dette. Nivåene av disse miljøgiftene er rundt tre ganger høyere i dette området enn i områder lenger sør, og mellom to og 15 ganger høyere enn nivåene lenger nord.

Av alle artene som er undersøkt gjennom overvåkningen i 2013-2018 er det bare for kveite det er påvist høye nivåer av miljøgifter i fisk fra Ytre Sklinnadjupet. I overvåkningen som er gjennomført er det imidlertid bare for kveite, blåkveite, torsk, sei og hyse vi har data fra fisk fanget innenfor området mellom 65-66°N (Tabell 3.6 og 3.7). Av disse er det dessuten bare kveite og blåkveite som er fanget innenfor eller i umiddelbar nærhet av det stengte fiskefeltet. Blåkveite lever på dypere vann enn kveite og er fanget på en lokalitet like vest for det stengte området i skråningen ned fra sokkelen på rundt 600 m dyp, mens torsk, sei og hyse er fanget mye lenger vekk fra det stengte området, nær kysten øst for Sklinnadjupet.

Ingen av disse artene hadde høyere nivåer av kvikksølv eller dioksiner og dl-PCB i fisk fra området mellom 65°N og 66°N enn i andre områder som ble undersøkt (Tabell 3.6 og 3.7). For blåkveite var det liten variasjon i kvikksølvnivåene mellom områdene som ble undersøkt, og nivået av dioksiner +dl-PCB var høyere i et område mellom 66 og 67°N, enn i området mellom 65 og 66°N. For torsk, sei og hyse var nivåene av kvikksølv, både i filet og lever, tilnærmet lik eller lavere i området mellom 65 og 66°N enn i de andre områdene som ble undersøkt, og det samme gjaldt for dioksiner og dl-PCB i hyselever. Torsk og sei hadde noe høyere gjennomsnittsnivå av dioksiner og dl-PCB i fisk fra området mellom 65 og 66°N enn i enkelte andre områder, men forskjellen mellom områdene var liten.

For alle de andre artene som er undersøkt i perioden 2013-2018, mangler det data fra fisk fanget mellom 65 og 66°N.

Siden vi foreløpig ikke har data fra andre arter fisk enn kveite og blåkveite fra Ytre Sklinnadjupet og områdene rett rundt dette, er det vanskelig å si om de høye nivåene av miljøgifter er noe som gjelder kun for kveite eller om også andre fiskearter i dette området kan ha forhøyede nivåer av miljøgifter.

Tabell 3.6. Konsentrasjon av kvikksølv (mg/kg våtvekt) i filet/lever av ulike arter fisk fanget i Norskehavet mellom 62°N og 69°N i perioden 2013-2018. Gjennomsnitt for hvert område er oppgitt med antall analyserte enkeltfisk og/eller samleprøver (smlpr) i parentes.

Art	62-63°N	63-64°N	64-65°N	65-66°N inkl. Ytre Sklinnadjupet	66-67°N	67-68°N	68-69°N
Kveite ***filet (B-snitt)***	0,26 (2)	0,20 (9)		0,63 (60)	0,079 (3)	0,19 (48)	0,12 (48)
Blåkveite ***filet***				0,15 (75)	0,18 (75)	0,13 (150)	0,11 (75)
Torsk ***filet***	0,16 (14)			0,10 (72)	0,071 (25)	0,14 (25)	
Torsk ***lever***	0,073 (18)			0,059 (71)	0,043 (25)	0,068 (25)	
Sei ***filet***			0,098 (125)	0,079 (25)	0,084 (100)		
Sei ***lever***			0,028 (125)	0,030 (25)	0,017 (100)		
Hyse ***filet***	0,054 (50)	0,054 (48)	0,051 (52)	0,044 (19)		0,076 (75)	0,078 (25)
Hyse ***lever***	0,011 (49)	0,015 (48)	0,015 (52)	0,015 (19)		0,031 (74)	0,022 (25)
NVG-sild ***filet***		0,067 (50)				0,065 (50)	
Makrell ***filet***		0,045 (49)	0,027 (25)		0,025 (25)	0,060 (25)	0,027 (24)
Brosme ***filet***		0,21 (64)	0,25 (74)		0,22 (72)	0,66 (25)	0,13 (52)
Brosme ***lever***	0,21 (75)	0,086 (3 smlpr)	0,16 (3 smlpr)		0,14 (3 smlpr)		0,050 (25+2 smlpr)
Lange ***filet***	0,092 (3 smlpr)	0,17 (50)	0,20 (74)		0,16 (70)		0,10 (52)
Lange ***lever***	0,18 (75)	0,051 (2 smlpr)	0,072 (3 smlpr)		0,091 (6 smlpr)		0,038 (3 smlpr)
Lyr ***filet***	0,072 (3 smlpr)	0,10 (6)	0,12 (3)				
Lyr ***lever***	0,092 (6)	0,020 (1 smlpr)	0,053 (1 smlpr)				
Skjellbrosme ***filet***	0,028 (1 smlpr)		0,13 (8)				0,098 (6)
Skjellbrosme ***lever***	0,083 (12)		0,061 (2 smlpr)				0,034 (1 smlpr)
Steinbit ***filet***	0,034 (2 smlpr)		0,313 (1)				0,114 (1)
Steinbit ***lever***			0,158 (1)				0,205 (1)

Tabell 3.7. Konsentrasjon av dioksiner og dl-PCB (ng TEQ/kg våtvekt) i filet/lever av ulike arter fisk fanget i Norskehavet mellom 62°N og 69°N i perioden 2013-2018. Gjennomsnitt for hvert område er oppgitt med antall analyserte enkeltfisk og/eller samleprøver (smlpr) i parentes.

Art	62-63°N	63-64°N	64-65°N	65-66°N inkl. Ytre Sklinnadjupet	66-67°N	67-68°N	68-69°N
Kveite ***filet (B-snitt)***	0,86 (2)	0,83 (9)		2,4 (59)	0,16 (3)	1.2 (48)	0.55 (48)
Blåkveite ***filet***				3,3 (75)	4,0 (75)	2,4 (149)	1,7 (75)
Torsk ***lever***	17,0 (16)			24,4 (72)	20,2 (25)	27,1 (25)	
Sei ***lever***			18,6 (125)	30,7 (25)	21,0 (100)		
Hyse ***lever***	24,3 (49)	28,4 (48)	16,7 (52)	17,3 (19)		29,5 (73)	19,4 (25)
NVG-sild ***filet***		0,88 (50)				0,92 (50)	
Makrell ***filet***		0,75 (49)				1,05 (25)	
Brosme ***filet***	0,077 (3 smlpr)	0,064 (3 smlpr)	0,082 (3 smlpr)		0,097 (3 smlpr)		0,11 (3 smlpr)
Brosme ***lever***	32,5 (3 smlpr)	33,2 (3 smlpr)	27,0 (3 smlpr)		27,2 (3 smlpr)		17,7 (3 smlpr)
Lange ***filet***	0,086 (3 smlpr)	0,078 (2 smlpr)	0,095 (3 smlpr)		0,091 (4 smlpr)		0,081 (3 smlpr)
Lange ***lever***	30,2 (3 smlpr)	27,3 (2 smlpr)	26,5 (3 smlpr)		33,5 (4 smlpr)		25,7 (3 smlpr)
Lyr ***filet***	0,066 (1 smlpr)	0,081 (1 smlpr)	0,18 (1 smlpr)				
Lyr ***lever***	18,5 (1 smlpr)	13,5 (1 smlpr)	42,5 (1 smlpr)				
Skjellbrosme ***filet***	0,040 (2 smlpr)		0,081 (2 smlpr)				0,058 (1 smlpr)
Skjellbrosme ***lever***	21,2 (2 smlpr)		34,4 (2 smlpr)				31,9 (1 smlpr)
Steinbit ***filet***			0,42 (1 smlpr)				0,054 (1 smlpr)
Steinbit ***lever***			3,0 (1 smlpr)				4,0 (1 smlpr)

4 - Konklusjoner og forslag til videre arbeid

- Nivåene av metallene kvikksølv, kadmium og kobber i sedimentprøvene fra to av stasjonene i Sklinnadjupet ligger 3 til 4 ganger over det regionale nivået. For kvikksølv er det forhøyede nivåer både i prøven som ble tatt i 1999, og den som ble tatt i 2018. Dette indikerer at det finnes lokale forurensningskilder i Sklinnadjupet.
- På alle de øvrige 36 stasjonene ligger nivåene av de analyserte metallene (bly, kadmium, kobber og kvikksølv) og arsen i sedimentprøvene på et regionalt bakgrunnsnivå, styrt av innhold av organisk materiale og finstoffinnhold. Det finnes enkelte små unntak, men der er ingen områder som peker seg ut med forhøyede nivåer.
- Nivåene av dioksiner, furaner og PCB7 i sedimentprøvene ligger på normale bakgrunnsnivåer, og det er ikke funnet forhøyede nivåer av disse organiske miljøgiftene på stasjonene som hadde forhøyede nivåer av kadmium, kobber og kvikksølv. Ved én kystnær lokalitet er det funnet dioksinnivå som er svakt forhøyet i forhold til lokalt bakgrunnsnivå og som muligens skyldes tilførsler fra lokale kilder på kysten. Denne stasjonen er ikke representativ for det stengte fiskefeltet.
- Nivåene av klorerte parafiner i sedimentprøvene varierer sterkt mellom prøvene, men kan ikke knyttes til tidligere funn av miljøgifter i kveite.
- Nivåene av metaller i sjøpølse (rødpølse; *Parastichopus tremulus*) fra ni lokaliteter viser ingen variasjoner som forklarer det høye innholdet av kvikksølv i kveite fra det stengte fiskefeltet, men det ble dessverre ikke tatt prøver av sjøpølse fra stasjonene der det nå er funnet forhøyede nivåer av kvikksølv, kadmium og kobber i sedimenter. Med unntak av en kystnær lokalitet som har lavere nivå av kvikksølv, er det funnet liten variasjon i kvikksølvnivået i sjøpølser mellom de undersøkte lokalitetene. Det finnes foreløpig lite data på nivåer av metaller i sjøpølser fra andre deler av norske hav- og kystområder, og det er derfor vanskelig å konkludere om kvikksølvnivåene i sjøpølsene i denne undersøkelsen tilsvarer regionalt bakgrunnsnivå for sjøpølser. Resultatene viser imidlertid ingen vesentlige forskjeller mellom nivåene av kvikksølv og andre metaller i sjøpølsene fra området som er stengt for kveitefiske og nivåene i sjøpølser fra områder nærmere kysten.
- Resultatene rapportert her viser at analyser av sedimentprøver ikke kan gi svar på spørsmålet om kilder for forurensningen av dioksiner, furaner og PCB7 funnet i kveite. Heller ikke nivåene av klorerte parafiner kan bekrefte hypotesen om tønner med organiske miljøgifter dumpet i havet på 1970-tallet. Det er viktig å merke seg at sedimentprøvene kan representere sedimenter avsatt også før forurensing har skjedd, og at dette kan ha en viktig uttynningseffekt som maskerer tilstedeværelse av miljøgifter. Dette inkluderer at prøvene er tatt med forskjellig prøvetakingsutstyr.
- Resultatene for metaller i sedimenter indikerer imidlertid at det kan finnes lokale forurensningskilder for metaller i Sklinnadjupet. Dette kan være dumpet materiale, eller det kan komme fra andre kilder.
- Resultatene fra Sklinnadjupet viser at det bør gjøres oppfølgende undersøkelser både mht. metaller, organiske miljøgifter og biota. Dette innebærer flere stasjoner i det sentrale Sklinnadjupet, og at det analyseres kortere sedimentintervaller, slik at den tidsmessige oppløsningen blir bedre, og uttynningseffekten reduseres. Videre bør det tas noen lange kjerner som dateres, slik at man får kontroll på hvilke tidsintervaller sedimentene representerer.
- Strøm- og sedimentasjonsforholdene i Ytre Sklinnadjupet bør utredes nærmere for å få en god forståelse av om/hvordan langtransporterte forurensninger tilføres og eventuelt om/hvor det avsettes i det stengte feltet. Strømhastigheten i Sklinnadjupet er relativt lav sammenliknet med kontinentalskråningen og Eggakanten i vest, og det dannes store bakevjer både over Haltenbanken, Sklinnadjupet og Trænabanken. Kyststrømmen som går nordover nær land har også høyere hastigheter enn i Sklinnadjupet, men ikke like høye som langs Eggakanten.
- Resultatene for metaller i sjøpølsene viste ikke nivåer som kunne tyde på lokale forurensningskilder i Sklinnadjupet, men siden det ikke ble samlet inn sjøpølser fra stasjonene som viste forhøyede nivåer av metaller i sedimenter, kan

det være aktuelt å gå videre og undersøke rødpølser fra disse stasjonene. Det bør også vurderes om rødpølsen er egnet som indikator på miljøgifter i bunnmudder, og om det i så fall er ønskelig å samle inn mer data fra rødpølse fra flere områder langs norskekysten. Erfaringene fra denne undersøkelsen tyder på at rødpølsen er forholdsvis lett tilgjengelig og har relativt høy biomasse per individ.

- Det vil også være aktuelt å gå videre med andre forsøk for å spore opp kildene for forurensningen, hvor man undersøker andre typer prøver, som for eksempel biota på forskjellige trinn i næringskjeden, og gjerne fra et større område enn det som ble undersøkt i denne undersøkelsen. En gjennomgang av resultater fra overvåkning av miljøgifter i fisk fra Norskehavet viste at det finnes lite data fra andre arter enn kveite i dette området. Det er derfor behov for data fra flere arter, særlig arter som kan være direkte byttedyr for kveite, for å fastslå om de forhøyede nivåene i kveite kan skyldes en generell oppkonsentrering av disse miljøgiftene i hele næringskjeden i dette området. Det er for øvrig allerede satt av midler til nye kveiteundersøkelser i 2019, som vil kunne gi oss viktig informasjon om miljøtilstanden har endret seg siden den tidligere undersøkelsen.

5 - Referanser

AMAP, 2003. AMAP Assessment 2002: Human health in the Arctic, 137 sider, Arctic Monitoring and Assessment Programme.

AMAP, 2011. AMAP Assessment 2011. Mercury in the Arctic. 193 sider, Arctic Monitoring and Assessment Programme.

Baker, J.I., Hites, R.A., 2000. Siskiwit Lake revisited: time trends of polychlorinated dibenzo-*p*-dioxin and dibenzofuran deposition at Isle Royale, Michigan. Environmental Science and Technology 34(14): 2887-2891.

Berntsen, J., Alendal, G., Avlesen, H. (accepted). The role of eddies on pathways, transports and entrainment in dense water flows along a slope. Ocean Dynamics.

Boitsov, S., Nesje, G., Klungsøyr, J., 2016. Kartlegging av klorerte miljøgifter i sedimenter fra MAREANO-området. Rapport fra Havforskningen 4-2016, 26 s. http://www.imr.no/filarkiv/2016/01/rapport_pcb_ocp_2006-2014.pdf/nb-no

Boitsov, S., Klungsøyr, J., 2016. Undersøkelser av organiske miljøgifter i sedimenter fra MAREANO-området i 2015. Rapport fra Havforskningen 34-2016, 60 s. http://www.imr.no/filarkiv/2016/11/rapport_proveinnsamling_2015.pdf/nb-no

Bøe R., Dolan M., Thorsnes T., Lepland A., Olsen H., Totland O. & Elvenes S., 2010: Standard for geological seabed mapping offshore. NGU-rapport 2010.033, 15 s.

Carroll, J., Savinov, V., Savinova, T., Dahle, S., McCrea, R., Muir, D.C.G., 2008. PCBs, PBDEs and pesticides released to the Arctic Ocean by the Russian rivers Ob and Yenisei. Environmental Science and Technology 42: 69-74.

Chand, S, Thorsnes, T., Rise, L., Brunstad, H., Stoddart, D., Bøe, R., Lågstad, P., Svolsbru, T., 2012: Multiple episodes of fluid flow in the SW Barents Sea (Loppa High) evidenced by gas flares, pockmarks and gas hydrate accumulations. Earth and Planetary Science letters, 331-332 (2012), 305-314.

DNV-GL, 2014. Kunnskapsinnhenting – metylkvikksølv i sedimenter. Miljødirektoratet Rapport M-266.

EU, 2018. Commission regulation (EC) No. 1881/2006 of 19 December 2006 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs (Text with EEA relevance). Official Journal of the European Union. Consolidated version 19.03.18. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:02006R1881-20180319&from=EN

Faganeli, J., Hines, M.E., Covelli, S., Emili, A., Giani, M. 2012: Mercury in lagoons: An overview of the importance of the link between geochemistry and biology. Estuarine, Coastal and Shelf Science 113 (2012), 126-132.

Frantzen, S. og Måge, A., 2016. Fremmedstoffer i villfisk med vekt på kystnære farvann. Brosme, lange og bifangstarter. Gjelder tall for prøver samlet inn i 2013-2015. NIFES rapport, (ISBN: 978-82-91065-39-7), 116 sider. https://nifes.hi.no/report/rapport-villfisk-2016/

Frantzen, S., Duinker, A., Julshamn, K., Nøttestad, L., Maage, A. (under utarbeidelse 2019). Levels of mercury, arsenic, cadmium and lead in Northeast Atlantic mackerel (*Scomber scombrus*) from Northern European waters.

Frantzen, S., Sanden, M., Duinker, A., Julshamn, K., Nøttestad, L., Maage, A. (under utarbeidelse 2019). Levels of dioxins, PCBs and PBDEs in Northeast Atlantic mackerel (*Scomber scombrus*) from Northern European waters.

Harada, M., 1995: Minamata Disease: Methylmercury Poisoning in Japan Caused by Environmental Pollution. Critical reviews in Toxicology, 25:1, 1-24.

Hites, R.A., 2011. Dioxins: an overview and history. Environmental Science and Technology 45: 16-20.

Jakobsen F., Bellec V., Sveistrup A., Fuglevik A., Sæther H., Holte B. og Thorsnes T., 2018. Toktrapport – Sklinnatoktet 2018. Prøvetaking for miljøgifter mellom Sklinnabanken og Skjoldryggen. NGU-rapport 2018.016, 30 sider.

Jartun, M., Ottesen, R.T., Volden, T., Lundkvist, Q., 2009. Local sources of polychlorinated biphenyls (PCB) in Russian and Norwegian settlements on Spitsbergen Island, Norway. Journal of Toxicology and Environmental Health A 72: 284-294.

Jensen H. K. B., Plassen, L., Finne T. E. og Thorsnes T., 2014. Miljøkjemiske data og dateringsresultater fra Norskehavet og Tidligere Omstridt Område (TOO) – MAREANO. NGU-rapport 2014.025, 82 sider. http://www.mareano.no/resources/files/resultater/geokjemirapporter/NGU-rapport-2014-025-geokjemi-Mareano.pdf

Jensen H. K. B., Seither A. og Knies J., 2016. Miljøkjemiske data og dateringsresultater fra Barentshavet Øst og Norskehavet. NGU-rapport 2016.025, 66 sider. http://www.mareano.no/resources/2016_025_revidert16122016HJ.pdf

Julshamn, K., Måge, A., Skaar Norli, H., Grobecker, K., Jorhem, L. og Fecher,P., 2007. Determination of arsenic, cadmium, mercury and lead by ICP-MS in foods after pressure digestion: NMKL Collaborative study. J AOAC International, 90, 844-856.

Klif, 2012. Tilførselsprogrammet 2011. Overvåking av tilførsler og miljøtilstand i Norskehavet. TA 2935-2012. 213 s.

Kögel, T., Frantzen, S. og Måge A. Kartlegging av uønskede stoff i hyse i hele det norske fiskeriområdet. Rapport under utarbeidelse.

Lepland A., 2001. Geochemistry of recent sediments and assessment of metal contamination in depositional areas of the Mid-Norwegian shelf and Vøringplatået. NGU-rapport 2011.061, 103 sider.

Mannvik H. P. og Wasbotten I. H., 2016. Miljøundersøkelse i Region VI, Haltenbanken, 2015. Akvaplan-niva AS Rapport nr. 7304-03. 314 sider + vedlegg

Marvin, C.H., Painter, S., Tomy, G.T., Stern, G.A., Braekevelt, E., Muir, D.C.G., 2003. Spatial and temporal trends in short-chain chlorinated paraffins in Lake Ontario sediments. Environmental Science and Technology 37: 4561-4568.

Miljødirektoratet, 2016. Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota. Veileder M608/2016. http://www.miljodirektoratet.no/Documents/publikasjoner/M608/M608.pdf

Nilsen B. M., Nedreaas K. og Måge A., 2016. Kartlegging av fremmedstoffer i Atlantisk kveite (*Hippoglossus hippoglossus*). Sluttrapport for programmet «Miljøgifter i fisk og fiskevarer» 2013-2015. NIFES rapport, (ISBN: 978-82-91065-43-4), 82 sider. https://nifes.hi.no/report/atlantisk-kveite-sluttrapport/

Nilsen, B.M. og Måge, A., 2016. Oppfølging av Basisundersøkelse Blåkveite-juni 2015. NIFES-rapport, ISBN: 978-82-91065-34-2, 18 sider. https://nifes.hi.no/report/oppfolging-av-basisundersokelse-blakveite-2015/

Nilsen, B.M., Bank. M.S. og Sanden M., 2019. Kvikksølv og organiske miljøgifter i Atlantisk kveite - Ny innsikt fra stabile isotoper av nitrogen og karbon. Rapport fra Havforskningen, ISSN: 1893-4536, 19 sider.

Pedersen K. B., 2018. Kildesporing av miljøgifter i kveite, basert på innhold av organiske og uorganiske sedimenter fra ytre Sklinnadjupet. Akvaplan-niva rapport nr. 60099-1, 31 sider.

Rise, L., Bellec, V.K., Chand, S., Bøe. R, 2015. Pockmarks in the southwestern Barents Sea and Finnmark fjords, Norwegian Journal of Geology, 94, 263-282.

Ruus, A., Berge, J.A., Hylland, K., Bjerkeng, B., Bakke, T., Næs, K., 2006. Polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDDs) and dibenzofurans (PCDFs) in the Grenland fjords (Norway)— disposition, levels, and effects. Journal of Toxicology and Environmental Health 69(1-2): 185-200.

Setekleiv, Johannes., (2009, 15. februar). Seveso Ulykken. I Store norske leksikon. Hentet 3. mars 2019 fra https://snl.no/Seveso-ulykken

SFT, 2008. Mapping selected organic contaminants in the Barents Sea 2007. SFT rapport 1021/2008, TA-2400/2008. Ss. 135.

Srogi, K. 2008. Levels and congener distributions of PCDDs, PCDFs and dioxin-like PCBs in environmental and human samples: a review. Environmental Chemistry Letters 6: 1-28.

Stockholm Convention, 2008. The Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. http://chm.pops.int

Thorsnes, T., Bellec, V., Baeten, N., Bjarnadottir, L., Ottesen, D., Dolan, M., Elvenes, S., Rise, L., Longva, O., Bøe, R., Lepland, A., 2016: Mid-Norwegian continental shelf and slope – The seabed – Marine landscapes, Geology and Processes, in Buhl-Mortensen, L., Hodnesdal, H. and Thorsnes, T. (eds.), The Norwegian Seafloor – New knowledge from the MAREANO for Ecosystem-based Management. MAREANO 2016.

Van den Berg, M., Birnbaum, L.S., Denison, M., de Vito, M., Farland, W., Feeley, M., Fiedler, H., Hakansson, H., Hanberg, A., Haws, L., Rose, M., Safe, S., Schrenk, D., Tohyama, C., Tritscher, A., Tuomisto, J., Tysklind, M., Walker, N. og Peterson, R., 2006. The 2005 World Health Organization re-evaluation of human and mammalian toxic equivalency factors for dioxins and dioxin-like compounds. Toxicol Sci. 93(2):223-241.

Vorkamp, K., Rigét, F., 2014. A review of new and current-use contaminants in the Arctic environment: Evidence of long-range transport and indications of bioaccumulation. Chemosphere 111, 379-395.



HAVFORSKNINGSINSTITUTTET

Postboks 1870 Nordnes
5817 Bergen
E-post: post@hi.no
www.hi.no