

# Undersøkelser av kjemisk utlekking og biota på testfelt på sjøbunnen i Grenlandsfjordene 2018-2019



**Hovedkontor**

Gaustadalléen 21  
0349 Oslo  
Telefon (47) 22 18 51 00

**NIVA Region Sør**

Jon Lilletuns vei 3  
4879 Grimstad  
Telefon (47) 22 18 51 00

**NIVA Region Innlandet**

Sandvikaveien 59  
2312 Ottestad  
Telefon (47) 22 18 51 00

**NIVA Region Vest**

Thormøhlensgate 53 D  
5006 Bergen  
Telefon (47) 22 18 51 00

**NIVA Danmark**

Njalsgade 76, 4. sal  
2300 København S, Danmark  
Telefon (45) 39 17 97 33

Internett: [www.niva.no](http://www.niva.no)

Tittel <b>Undersøkelser av kjemisk utlekking og biota på testfelt på sjøbunnen i Grenlandsfjordene 2018-2019</b>	Løpenummer 7432-2019	Dato 25.11.2019
Forfatter(e) Morten Thorne Schaanning, Hilde Cecilie Trannum, Bjørnar Beylich, NIVA Caroline Raymond, Stockholms Universitet Ingvild Fladvad Størdal, NGI	Fagområde Miljøgifter - marin	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Grenlandsfjordene	Sider 67 + vedlegg

Oppdragsgiver(e) Miljødirektoratet, kontrakt nummer 18087207	Oppdragsreferanse Hilde Beate Keilen
Oppdragsgivers utgivelse: <b>M-1467   2019</b>	Utgitt av <b>NIVA</b> Prosjektnummer 180244

**Sammendrag**

Denne rapporten beskriver overvåking av spredning og biotilgjengelighet av dioksiner (PCDD/F), heksaklorbenzen (HCB) og oktaklorstyren (OCS) i de ni årene fra etablering av testfelt for tynnsjikt-tildekking i Grenlandsfjordene i 2009, til siste store undersøkelse høsten 2018. Spredningen ble undersøkt *in situ* ved måling av utlekking med passive prøvetakere i bentiske kammer og *ex situ* i boks-kjerneprøver ved Marin Forskningsstasjon Solbergstrand. Bioakkumulering ble undersøkt i to sedimentlevende typer av organismer med forskjellig levevis og opptaksmekanismer. Selve tynnsjikt habitatene og utviklingen over tid har vært undersøkt ved utstrakt bruk av SPI-kamera og full makrofauna-kartlegging 1, 14, 48 og 110 måneder etter utlegging av tildekkingsmasser. Eksperimentet har vist at den ønskede effekten av tynnsjikttildekking med mineralske masser uten tilsatt aktivt kull i form av reduksjon i utlekking og biotilgjengelighet, opphørte 1-2 år etter utlegging. Med aktivt kull har både utlekking og opptak i organismer vært 60-90% lavere enn på ubehandlede referansefelt i hele perioden etter utlegging. Eksperimentet har avdekket et dilemma ved at bruken av aktivt kull har hatt en negativ effekt på faunasamfunnet som har vedvart minst ni år på et av feltene. Dersom metoden skal anvendes over et større område, må risikoen for skader på bunnfaunaen veies opp mot gevinsten ved redusert spredning og biotilgjengelighet av miljøgifter.

Fire emneord	Four keywords
1. Sedimenter	1. Sediments
2. Aktivt kull	2. Activated carbon
3. Dioksiner	3. Dioxins
4. Bunnfauna	4. Benthic fauna

Denne rapporten er kvalitetssikret iht. NIVAs kvalitetssystem og godkjent av:

*Morten Thorne Schaanning*  
Prosjektleder

*Marianne Olsen*  
Forskningsleder

ISBN 978-82-577-7167-6  
NIVA-rapport ISSN 1894-7948

© Norsk institutt for vannforskning. Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse.

**Undersøkelser av kjemisk utlekking og biota på  
testfelt på sjøbunnen i Grenlandsfjordene 2018-  
2019**

## Forord

Testfeltene i Grenlandsfjordene ble lagt ut i 2009 i regi av forskningsprosjektet Opticap ledet av Norges Geologiske Institutt (NGI) og finansiert av Norges Forskningsråd (NFR), i samarbeid med prosjektet Thinc ledet av NIVA og finansiert av Norsk Hydro, med bidrag fra Miljødirektoratet og industripartnerne Secora, Agder Marine, Norsk Avfallshåndtering (NOAH) og OMYA Hustadmarmor. I tillegg til NGI og NIVA har prosjektet dratt nytte av ekspertise fra Stockholms Universitet og Umeå Universitet gjennom diverse underleverandøravtaler og samarbeid med det svenske forskningsprosjektet Carbocap finansiert av Formas. Etter at Opticap og Thinc ble avsluttet i 2011 har Miljødirektoratet bidratt med midler til oppfølgende overvåking i 2014 (Miljødirektoratets kontraktnummer 14028213) og 2018 (dette prosjektet). Denne rapporten beskriver primært resultatene fra overvåkingen utført i 2018 og 2019. I tillegg er det inkludert beskrivelser av de viktigste resultatene oppnådd gjennom hele perioden siden de første undersøkelsene i mai 2009. Oppdraget i dette prosjektet har vært ledet av NIVA med støtte fra NGI som har hatt ansvaret for *in situ* fluks målinger, og Universitetet i Stockholm som har samarbeidet med NIVA om prøvetaking og analyser av makrofauna. Feltarbeidet ble utført 22.-26. oktober 2018 med FF Trygve Braarud, Universitetet i Oslo. Dr. Horst Rüttler ved Ökometric har hatt ansvaret for alle analyser av klororganiske forbindelser. Universitetet i Stockholm har utført analysene av karbon og nitrogen i sedimentet, mens kvikksølv ble analysert ved NIVA. Joachim Tørum Johansen har hatt ansvaret for innsamling og røkting av organismer og forsøksoppsettet på Marin Forskningsstasjon Solbergstrand. Jonas Gunnarsson og Ola Svensson deltok sammen med medforfatter og hovedansvarlig for bunnfauna ved tidligere undersøkelser Caroline Raymond, alle fra Stockholms Universitet. Fra NIVA deltok undertegnede sammen med Per Ivar Johannesen, Marianne Olsen og medforfattere, hovedansvarlig for SPI Bjørnar Beylich og for bunnfauna Hilde Cecilie Trannum. Daniel Molnes Hole, Universitetet i Agder var med på prøvetakingen av fauna. Gerard Cornelissen, Jonas Gunnarsson og Marianne Olsen har bistått med viktige innspill og kvalitetssikring av den foreliggende rapporten. Hilde Beate Keilen og Henriette Givskud har vært kontaktpersoner i Miljødirektoratet og deltatt med konstruktive innspill gjennom alle faser av prosjektet. Alle takkes for innsats og bidrag.

Oslo, 15. november, 2019.

*Morten Thorne Schaanning*



# Innholdsfortegnelse

<b>1</b>	<b>Introduksjon</b> .....	<b>13</b>
1.1	Forurensning i Grenlandsfjordene.....	13
1.2	Formålet med etablering av testfelt for tynnsjikt-tildekking.....	13
<b>2</b>	<b>Tidligere undersøkelser</b> .....	<b>14</b>
2.1	Etablering av testfelt i Eidangerfjorden og Ormerfjorden.....	14
2.2	Toktoversikt.....	15
2.3	Konklusjoner etter forrige undersøkelse.....	16
<b>3</b>	<b>Materiale og metoder</b> .....	<b>17</b>
3.1	Feltarbeid.....	17
3.2	<i>In situ</i> fluksmålinger.....	18
3.2.1	Måleprinsipp.....	18
3.2.2	Analyser.....	18
3.2.3	Beregning av fluks.....	20
3.2.4	Beregning av tiltakseffektivitet.....	20
3.3	Ex situ fluksmålinger og opptak i organismer.....	21
3.3.1	Tre indikatorer på biotilgjengelighet.....	22
3.3.2	Håndtering av organismer og passive prøvetakere.....	22
3.3.3	Analyser og beregninger.....	23
3.4	Habitatundersøkelser med SPI-kamera.....	23
3.5	Bunnfaunaundersøkelser.....	24
3.5.1	Laboratorieopparbeiding.....	24
3.5.2	Indekser, klassifisering og statistiske analyser.....	25
<b>4</b>	<b>Resultater og diskusjon</b> .....	<b>27</b>
4.1	Sedimenter.....	27
4.1.1	Elektrodemålinger.....	27
4.1.2	Karbon, nitrogen og vanninnhold.....	28
4.1.3	Synlige rester av AC/leire tynnsjiktene.....	31
4.1.4	Kvikksølv og klororganiske forbindelser.....	32
4.2	SPI.....	36
4.2.1	BHQ, aRPD og penetrasjonsdyp 2018.....	36
4.2.2	Trender habitat-indeks 2009-2018.....	37
4.3	In situ målinger av utlekking.....	39
4.3.1	Tokt 2018.....	39
4.3.2	Trender 2009-2018.....	40
4.4	Ex situ målinger av utlekking og opptak i organismer.....	45
4.4.1	Dioksiner (PCDD/F-TEQ).....	45
4.4.2	HCB og OCS.....	48
4.4.3	Hele perioden 2009-2018.....	49
4.5	Bentisk makrofauna.....	53
4.5.1	Indekser og klassifisering.....	53
4.5.2	Artssammensetning.....	55
4.5.3	Biomasse.....	57
4.5.4	Trender 2009-2018 for makrofaunaen.....	58
4.5.5	Multivariat analyse av makrofaunaen.....	61
4.5.6	Statistisk analyse av makrofaunaen.....	63
4.5.7	Konklusjoner bunnfauna.....	64
<b>5</b>	<b>Referanser</b> .....	<b>65</b>

## Utvidet sammendrag

Seks testfelt for tynnsjikttildekning ble etablert i Grenlandsfjordene i 2009. Hensikten var å prøve ut egnethet av denne tildekkings-metoden for å redusere spredning og biotilgjengelighet av dioksiner fra historisk forurensede sedimenter. Klassifisert iht. Miljødirektoratets veileder 02:2018 er feltene i Ormerfjorden «sterkt forurensset» (klasse IV) med dioksiner, mens feltene i Eidangerfjorden er «meget sterkt forurensset» (klasse V). Feltene ble etablert på 30 m dyp i Ormerfjorden og 100 m dyp i Eidangerfjorden. To felt ble behandlet med sugemudret, marin leire tilsatt aktivt kull (AC), et felt ble behandlet med den samme leiren uten AC og et felt ble behandlet med knust stein (<2mm) fra kalksteinsbruddet på Langøya i Oslofjorden. I hver av fjordene ble det etablert et nærliggende, ubehandlet referansefelt.

Etter utlegging av dekkmassene i september 2009 er det gjennomført fem store tokt med forskningsfartøyet «Trygve Braarud», UiO, i tillegg til flere mindre tokt for SPI-fotografering og utsetting eller innhenting av bentiske flukskammer. Denne rapporten beskriver resultatene fra den siste overvåkingen som pågikk fra oktober 2018 til april 2019, sammen med tidsserier som viser utviklingen over hele 10-årsperioden som er gått siden etableringen av feltene i 2009.

Den biologiske overvåkingen har vært basert på SPI-kamera kombinert med prøvetaking med grabb for full makrofaunaundersøkelse. Kjemisk overvåking har vært utført med bentiske flukskammer som måler utlekking av dioksiner fra sjøbunnen *in situ*, og overføring av boks-kjerneprøver til bløtbunnslaboratorium (mesokosmos) for *ex situ* målinger av utlekking og opptak i sedimentlevende dyr av dioksiner og furaner (PCDD/F), heksaklorbenzen (HCB) og oktaklorstyren (OCS). Som opsjon ble det under siste toktet høsten 2018 gjennomført en mer detaljert kjemisk undersøkelse av sedimentene.

**Sedimentene** ble iht. denne opsjonen undersøkt med triplikate kjerner fra alle seks feltene. Kjernene ble snittet og analysert for støttparametere som redokspotensial, sulfid, vanninnhold, total og organisk karbon og nitrogen ned til 10 cm dyp. På referansefeltene og feltene behandlet med AC/leire ble det i tillegg analysert for kvikksølv (Hg) og klororganiske forbindelser i de samme snittene.



SPI-bilder av testfelt i Ormerfjorden før og etter utlegging av 5 cm tynnsjikt med mudret leire og aktivt kull.

Det var ingen vesentlig forskjell i konsentrasjonene av miljøgifter (PCDD/F, HCB, OCS og Hg) mellom tynnsjiktfeltene og de respektive referansefeltene, men ca. 4x høyere konsentrasjoner i Eidangerfjorden enn i Ormerfjorden, som ligger lenger unna Brevikterskelen og dermed de historisk største forurensningskildene i Frierfjorden. De fleste profilene viste svakt avtagende konsentrasjoner fra dypeste snitt i kjernene og oppover mot sedimentoverflaten. Både reduserte tilførsler og fortykning med tildekkingsmasser kan ha bidratt til disse endringene.

Vertikalprofilene fra begge feltene behandlet med AC viste forhøyede organisk karbon:nitrogen forholdstall mellom 2 og 6 cm dyp, som ikke fantes på de andre feltene. Dette skyldtes bidrag fra utlagt AC til analysene av organisk karbon og ble bekreftet av SPI-bildene som viste tydelige rester av svart karbon begravet under et topplag med annerledes utseende sedimenter avsatt etter 2009, typisk 2 cm i Ormerfjorden og 5 cm i Eidangerfjorden. Forskjellig sediment-tilvekst i de to fjordene skyldes mest sannsynlig forskjellig vanddyp og større tilførsler av resuspendert materiale fra de lengre og brattere fjordsidene i Eidangerfjorden. Den raske sediment-tilveksten i Eidangerfjorden ble bekreftet av en brå endring av konsentrasjonen av klororganiske forbindelser på 10 cm dyp i kjernen fra AC/leirefeltet i Eidangerfjorden. Dersom denne endringen skyldes reduserte tilførsler etter nedleggelsen av magnesiumfabrikken på Herøya rundt årtusenskiftet bekreftet dette funnet en gjennomsnittlig sediment-tilvekst på 5,3 mm/år i de øverste 10 cm av sedimentene på dette feltet.

I tillegg til økt innhold av karbon på AC/leire-feltene, var det høyere vanninnhold og mer nitrogen på alle tynnsjiktfeltene. Elektrodemålingene indikerte svak økning av anaerob nedbrytning av organisk materiale på de to feltene behandlet med aktivt kull. Disse endringene ble forklart med at tynnsjiktmaterialene var ufullstendig konsolidert og muligens påvirket av at små dyr som har omkommet under og etter etableringen, kan ha stimulert nedbrytningsprosesser i sedimentene.

**Habitatet** ble undersøkt med et SPI (Sediment Profile Imaging)-kamera. Kameraet tar høyoppløselige bilder av de øverste sedimentlagene og disse bildene brukes som grunnlag for beregning av en BHQ (Benthic Habitat Quality) indeks. Denne indeksen har en skala fra 0 til 15 poeng inndelt i fem tilstandsklasser fra «svært dårlig» (BHQ<2) til «høy» (BHQ>11). I mai 2009, før tildekking, viste indeksen «god» tilstand (7<BHQ<11) på alle seks feltene. Etter tildekking forverret tilstanden seg til «moderat» (4<BHQ<7) på alle tynnsjiktfeltene. De to laveste verdiene (4,3 og 4,7) ble observert på de to AC/leire-feltene høsten 2010. Etter dette har det bare vært observert små endringer på alle feltene unntatt AC/leirefeltet i Eidangerfjorden der indeksen økte gradvis fra 4,3 høsten 2010 til 7,8 høsten 2012. I 2018 var laveste indeks 4,5 på AC/leire feltet i Ormerfjorden og høyeste indeks 9,5 på referansefeltet i Eidangerfjorden. De øvrige fire felter hadde indekser mellom 6,5 og 7,5, dvs. på grensen mellom moderat og god tilstand.

Penetrasjonsdypet som også bestemmes fra bildene, var 5-10 cm større på de to feltene behandlet med AC/leire sammenlignet med referansefeltene, mens det ikke var noen økning på feltene behandlet med knust kalkstein eller mudret leire uten AC. I tillegg til effektene som beskrives nedenfor, har altså behandlingen med aktivt kull resultert i et signifikant bløtere sediment med høyere vanninnhold og mer organisk materiale.

**Makrofauna** ble innsamlet fra referanse og AC/leire feltene ved sikting på 1 mm sikt av sedimenter innsamlet med 0,1 m<sup>2</sup> van Veen grabb. Metodikken og klassifiseringen tilsvarer ordinær overvåking som utføres iht. vannforskriften. Utover dette ble det målt biomasse og beregnet indeksen BQI (Benthic Quality Indeks), som benyttes i svensk overvåking. Generelt var det en fattigere fauna i Ormerfjorden enn i Eidangerfjorden mht. antall arter og antall individ, også i referansefeltene. I begge fjorder var det lavere biomasse i AC/leire-feltene enn referanse-feltene; ca. 90% lavere i Ormerfjorden og 50% i Eidangerfjorden. Videre var det færre arter og individ i begge testfeltene sammenliknet med referansene, men også her var det størst utslag i Ormerfjorden. Pigghuder, og slangestjerner i særdeleshet, var sensitive ovenfor aktivt kull, mens snegl og rørbyggende

børstemark var de mest tolerante gruppene. Selv om faunaen viser tegn på forbedring i begge AC/leirefeltene, er det altså vedvarende negative effekter i Ormerfjorden hele ni år etter tiltaket. Det er også viktig å merke seg at indeksapparatet som benyttes i vannforskriften, ikke var godt egnet til å fange opp de negative effektene av tildekkingen. Dette indeksapparatet er i utgangspunktet utviklet mht. effekter av økt næringstilførsel, og synes lite egnet til å fange opp effekter av miljøgifter eller substrategenskaper som partikkelstørrelse.

**In situ flukser** ble målt i tre replikate flukskamre med SPMD (Semi Permeable Membrane Device) som en «*infinite sink*» eksponert i vannet over sedimentoverflaten. Kamrene var utplassert på alle feltene fra oktober 2018 til april 2019. Fluksene av dioksiner (PCDD/F-TEQ) varierte fra 1,3  $\text{pg m}^{-2} \text{d}^{-1}$  fra AC/leire-feltet i Ormerfjorden til signifikant høyere fluks på 4,0  $\text{pg m}^{-2} \text{d}^{-1}$  fra feltet med knust kalkstein. Til sammenligning var utlekkingen fra feltet som kun var behandlet med leire på 1,9  $\text{pg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ . Sammenlignet med fluksene fra de respektive kontrollfeltene var fluksen av dioksiner 82% lavere på AC/leire-feltet i Ormerfjorden, men bare 32% lavere for samme behandling i Eidangerfjorden.

Tidsseriene viste at effektiviteten av AC øker mellom ett og fem år etter utlegging. Dette skyldes at overføringen av hydrofobe forbindelser som er sterkt bundet til sedimentpartiklene, til enda sterkere binding i de porøse kullpartiklene, er en langsom prosess (størrelsesorden 100-1000 dager). Tidsseriene indikerte at denne prosessen var litt raskere i Eidangerfjorden enn i Ormerfjorden. En forklaring på dette kan være at prosessen stimuleres av omrøring, som i disse sedimentene skjer utelukkende ved bioturbasjon. Resultatene kan derfor forklares med mindre bioturbasjon på AC/leire feltet i Ormerfjorden enn på AC/leire-feltet i Eidangerfjorden, noe som stemmer godt overens med den fattigere faunaen på AC/leire-feltet i Ormerfjorden. En annen forklaring kan være at større sedimentasjon og større tilførsler av dioksiner i Eidangerfjorden har medført at det ikke lenger er tilstrekkelig mengde AC tilstede til å binde dioksinene.

**Ex situ flukser og bioakkumulering** ble målt i tre replikate boks-kjerner (0,1  $\text{m}^2$ ) overført fra referansefeltene og feltene behandlet med AC/leire til mesokosmos-laboratoriet ved forskningsstasjonen på Solbergstrand. Størrelsesområdet for fluksene målt *ex situ* (0,3-2,7  $\text{pg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ) var svært likt fluksene målt *in situ* (1,3-3,4  $\text{pg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ). Begge metodene viste laveste fluks på AC/leire-feltet i Ormerfjorden og høyeste fluks på referansefeltet i samme fjord. Fluksene fra AC/leirefeltene var 89% lavere enn fra referansefeltet i Ormerfjorden og 67% lavere enn referansefeltet i Eidangerfjorden, og synes dermed å bekrefte at effekten av AC er avtagende i Eidangerfjorden. Fluksene av HCB og OCS var 12-65% lavere på AC/leire-feltene enn på referansefeltene. Dette viste at HCB ble holdt tilbake i sedimentene behandlet med AC/leire, om enn OCS i noe mindre grad enn dioksiner.

Opptaket av dioksiner i snegl og børstemark viste mindre tilfeldige variasjoner enn fluksene. Spesielt ga sneglen *Tritia reticulata* (tidligere *Hinia reticulata*) gode resultater med signifikante forskjeller mellom alle feltene og omtrent like stor reduksjon (62%) i opptaket av dioksiner på begge feltene behandlet med AC/leire. Børstemarken *Hediste diversicolor* (tidligere *Nereis diversicolor*) viste høyt opptak av dioksiner i en av prøvene fra AC/leire feltet i Ormerfjorden og en noe dårligere effektivitet (gjennomsnitt 36%). I Eidangerfjorden var opptaket i børstemark 57% lavere på AC/leirefeltet enn på referansefeltet. Dette var i god overenstemmelse med 62% for snegl og 67% for *ex situ* fluks og bedre enn 32% som vist over for *in situ* fluks. Bioakkumulering av dioksiner var lite forskjellig mellom de to fjordene og kunne dermed ikke bekrefte at effekten av det aktive kullet hadde avtatt mer i Eidangerfjorden enn i Ormerfjorden.

Datagrunnlaget for den første perioden fra 2009 til 2013 var begrenset for *ex situ* målingene av biotilgjengelighet sammenlignet med fluksmålingene *in situ*, men utviklingen fra 2013 til 2018 viste



parallele endringer av flukser og bioakkumulering på begge feltene i begge fjordene. Effekten av AC/leirebehandlingen var derfor lite endret fra 2013 til 2018.

I denne og tidligere presentasjoner av utviklingen på testfeltene har vi argumentert for at de tre prøvetakerne SPMD, snegl og børstemark alle er indikatorer på biotilgjengelighet. De er forskjellige både med hensyn til opptaksmekanismer og vertikal posisjon i forhold til tynnsjiktene. De passive prøvetakerne er plassert i vannet over sedimentene og tar opp frie, lett biotilgjengelige fraksjoner som lekker ut fra sedimentene. Sneglen (*T. reticulata*) har mesteparten av kroppen beskyttet av et skall og oppholder seg like under sedimentoverflaten, dvs. over eller i det tynnsjiktpåvirkede laget. Sneglene akkumulerer dioksiner hovedsakelig via selektivt opptak av næringsrikt materiale. Den altetende børstemarken *H. diversicolor* lever i graveganger i og under laget påvirket av tynnsjiktene, og har en stor kroppsoverflate eksponert mot porevannet og lang tarm eksponert mot svelgede sedimentpartikler. Til tross for disse forskjellene viste de relativt små forskjeller i målt tiltakseffektivitet. Ved å slå dem sammen til et felles mål for «biotilgjengelighet» blir formidling og resultat-forståelse enklere, og beregninger på grunnlag av 3x så mange målepunkter gir større statistisk utsagnskraft.

Basert på alle 19 indikatormålingene på hvert felt, var median biotilgjengelighet på AC/leire feltene 69% lavere enn på referansefeltet i Eidangerfjorden og 76% lavere enn på referansefeltet i Ormerfjorden. På de to feltene behandlet med knust kalk og mudret leire uten AC, avtok denne tiltakseffektiviteten fra 80-90% i 2009 til lite eller ingen effekt (<35%) i 2010 og 2014. Disse feltene ble derfor ikke undersøkt videre i 2018.

For HCB og OCS var tiltakseffektiviteten midlet for alle år og alle indikatorer 20-60% på begge feltene behandlet med AC/leire. Dette viste at aktivt kull ga mindre effektiv binding av HCB og OCS enn dioksiner (PCDD/F-TEQ).

**Konklusjoner og anbefalinger.** Alle målingene viste at mer enn 1-2 år etter utlegging var det lite eller ingen effekt av tynnsjiktene med knust kalk og leire uten aktivt kull. Tynnsjiktene med mudret leire iblandet aktivt kull var langt mer effektive, og de fleste målingene viste fremdeles god effekt i 2018, ni år etter tiltaket, og særlig i Ormerfjorden hvor sedimentasjonsratene var lavere enn i Eidangerfjorden. Imidlertid indikerte målingene av fluks i 2018 at det kan være behov for å gjenta behandlingen etter en periode på anslagsvis fem til ti år i områder der det fortsatt er tilførsler av dioksiner til sedimentene.

Selv om undersøkelsene har vist svært gode resultater i forhold til redusert spredning og opptak av dioksiner i organismer, har de samtidig vist langvarige negative effekter på bunnfaunaens biodiversitet og næringsverdi for arter høyere opp i næringskjeden. De negative effektene har vedvart minst ni år etter tiltaket i Ormerfjorden, mens det nå er klare tegn på forbedring i Eidangerfjorden. Før tiltak med aktivt kull iverksettes over store områder eller områder der faunaen ikke allerede er negativt påvirket av forurensning, bør det derfor gjøres grundige vurderinger av bunnfaunaens generelle tilstand og sårbarhet lokalt i hvert enkelt tilfelle.

## Summary

Title: Investigation of chemical release and biota on seabed test fields in Grenlandsfjordene 2018-2019

Year: 2019

Author(s): Morten Thorne Schaanning, Hilde Cecilie Trannum, Bjørnar Beylich, NIVA,  
Caroline Raymond, Stockholms Universitet  
Ingvild Fladvad Størdal (NGI)

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-7167-6

Six test fields for thin layer capping were established in the Greenland fjords in 2009. The purpose was to test the suitability of this method to reduce the spread and bioavailability of dioxins from historically contaminated sediments. Classified according to Norwegian guidelines, the sediments in Ormerfjorden were "heavily polluted" (class IV) with dioxins, while the sediments in Eidangerfjorden were "very heavily polluted" (class V). The fields were established in the Ormerfjord (about 30 m

The figure inserted in the Norwegian summary shows SPI-images of testfields in Ormerfjorden before (May 2009) and after (Sep. 2009 and Oct. 2018) placement of a 5 cm thin layer of dredged clay mixed with activated carbon.

deep) and the Eidangerfjord (about 100 m deep). Two fields were treated with suction dredged marine clay with activated carbon (AC), one field was treated with the same clay without AC and one field was treated with crushed rock (<2mm) from a limestone quarry on Langøya in the Oslofjord. In each of the fjords, a nearby, untreated reference field was established.

Following the placement of cap materials in September 2009, five major surveys were carried out with the research vessel "Trygve Braarud", UiO, in addition to several smaller visits for SPI photography and deployment or recollection of benthic flux chambers. This report describes the results of the most recent investigation October 2018 to April 2019, along with descriptions of time series showing the development over the entire 10-year period since the cap placement in 2009.

The biological monitoring has been based on SPI camera combined with grab sampling for full macrofauna investigations. Chemical monitoring has been carried out with *in situ* benthic flux chambers measuring fluxes of dioxins from the seabed to overlying water, and the transfer of box core samples to a soft bottom laboratory (mesocosm) for *ex situ* measurements of fluxes and uptake in sediment-dwelling animals of dioxins and furans (PCDD/F), hexachlorobenzene ( HCB) and octachlorostyrene (OCS). As an option, during the last cruise in the fall of 2018, a more detailed chemical examination of the sediments was carried out.

**The sediments** were in accordance with this option investigated with triplicate cores from all six fields. The cores were cut and analyzed for support parameters such as redox potential, sulfide, water content, total and organic carbon and nitrogen. In addition, the cores from the reference fields and fields treated with AC/clay were analyzed for mercury (Hg) and chloro-organic compounds in the same core sections.

There were no significant differences in the concentrations of pollutants (PCDD/F, HCB, OCS and Hg) between thin layer fields and respective reference fields, but about 4x higher concentrations in Eidangerfjorden than in Ormerfjorden, which is located further away from the historically major

sources of pollution. Most profiles showed a slight decrease of concentrations from deepest core sections and up towards the sediment surface. Both reduced input over time and dilution with clean cap materials may have contributed to these changes.

The vertical profiles in cores from the two fields treated with AC showed elevated carbon:nitrogen ratios between 2 and 6 cm depth, which were not found in any of the other test fields. This was confirmed by the SPI images which revealed the presence of black carbon buried beneath a top layer of differently colored material sedimented after 2009, typically 2 cm thick in Ormerfjorden and 5 cm thick in Eidangerfjorden. The different sediment-growth rates was most likely a result of different water-depth and larger input of resuspended sediments from the long and steeper slopes in Eidangerfjorden. The sediment-growth in Eidangerfjorden was confirmed by a change in dioxin concentrations at 10 cm depths which was traced back to the closure of a local dioxin source around the turn of the millennium, yielding an average sediment growth rate of 5.3 mm/year for the top 10 cm of the sediments on the AC/clay field in Eidangerfjorden.

In addition to increased carbon content on the AC/clay fields, water content and concentrations of nitrogen was slightly elevated in all capped fields. The electrode measurements indicated a slight increase of anaerobic degradation of organic matter on the two fields treated with AC. These changes were explained with incomplete compaction of the added capping material and stimulated degradation processes due to increased mortality of small animals during and after cap placement.

**The habitat** was examined with an SPI (Sediment Profile Imaging) camera. The camera captures high-resolution images of the upper sediment layers which are used for calculating the BHQ (Benthic Habitat Quality) index. This index has a scale of 0 to 15 points divided into five classes of habitat conditions, from "very poor" (BHQ<2) to "high" (BHQ> 11). Before cap placement in 2009, the BHQ index showed "good" (7<BHQ<11) conditions on all six fields. After placement the condition deteriorated to "moderate" (4<BHQ<7) on all capped fields in autumn 2010 with the two lowest indices of 4.3 and 4.7 on the AC/clay fields. Since then, only minor changes have occurred in all fields except the AC/clay field in Eidangerfjorden, at which the index increased from 4.3 in autumn 2010 to 7.8 in autumn 2012. In 2018, the lowest indice was 4.5 at AC/clay in Ormerfjorden and the highest 9.5 at reference field in Eidangerfjorden. The remaining four fields had indices between 6.5 and 7.5, corresponding to the boundary between good and moderate conditions.

The penetration depth which is also determined based on the SPI-images, was 5-10 cm deeper on the two fields treated with AC/clay compared to the reference fields, while there was no increase on the fields treated with crushed limestone or dredged clay without AC. In addition to the effects described below, the AC/clay treatment had resulted in a significantly softer sediment with higher water content and more organic matter.

**Macrofauna** were collected at reference and AC/clay fields by sifting sediments collected with a 0.1 m<sup>2</sup> van Veen grab on a 1 mm sieve. The methodology and classification corresponded to ordinary monitoring carried out in accordance with Norwegian guidelines. In addition, biomass was measured and the Benthic Quality Index (BQI), which is used in Swedish monitoring, was calculated. In terms of number of species and number of individuals, the fauna was generally poorer in the Ormerfjord than in the Eidangerfjord, also in the reference fields. In both fjords, there was lower biomass in the AC/clay fields than in the reference fields; about 90% lower in the Ormerfjord and 50% in the Eidangerfjord. Furthermore, there were fewer species and individuals in both test fields compared to the references, but here too the largest impact was found in the Ormerfjord. Echinoderms and brittlestars in particular, were sensitive to activated carbon, while snails and tube-building polychaetes were the most tolerant groups. Thus, although the fauna showed signs of improvement in both AC/clay fields, there are persistent negative effects nine years after cap placement. It is also

important to note that the indexing apparatus used in the Norwegian guidelines was not well suited to elucidate the negative effects of thin layer capping. This index apparatus was initially developed to assess effects of increased nutrient supply, and appears not well suited to reveal impacts from contaminants or substrate quality such as particle size.

**In situ fluxes** from sediment to overlying water were measured in three replicate flux chambers with SPMD (Semi Permeable Membrane Device) as an infinite sink exposed in the water above the sediment surface. The chambers were deployed on all fields between October 2018 and April 2019. The fluxes of dioxins (PCDD/F-TEQ) ranged from 1.3  $\text{pg m}^{-2} \text{d}^{-1}$  on the AC/clay field in Ormerfjorden to significantly higher flux of 4.0  $\text{pg m}^{-2} \text{d}^{-1}$  on the field treated with crushed limestone. In comparison, the flux from the field treated with only clay was 1.9  $\text{pg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ . Compared to the respective control fields in each fjord, the flux of dioxins was 82% lower on the AC/clay field in Ormerfjorden, but only 32% lower for the same treatment in the Eidangerfjorden.

The time series showed that the efficiency of AC increased between one and five years after application. This is because the transfer of hydrophobic compounds strongly bound to the sediment particles to even stronger bonding in the porous AC-particles is a slow process (on the order of 100-1000 days). The time series indicated that this process was slightly faster in Eidangerfjorden than in Ormerfjorden. One explanation for this may be that the process is stimulated by agitation, which in these sediments occurs exclusively by bioturbation. Bioturbation was most likely lower in the more strongly impoverished macrofauna communities in the AC/clay field in Ormerfjorden compared to the AC/clay field in Eidangerfjorden. Another explanation may be that larger sedimentation and larger input of dioxins in Eidangerfjorden have exhausted the AC binding capacity to a larger extent than in Ormerfjorden.

**Ex situ fluxes and bioaccumulation** were measured in three replicate box cores (0.1  $\text{m}^2$ ) transferred from reference and AC/clay fields to a mesocosm laboratory. The magnitude of the fluxes measured *ex situ* (0.3-2.7  $\text{pg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ) were in good agreement with the magnitude of the fluxes measured *in situ* (1.3-3.4  $\text{pg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ). Both methods showed the lowest flux on the AC/clay field in Ormerfjorden and highest flux on the reference field in the same fjord. The fluxes from the AC/clay fields were 89% lower than the fluxes from the reference field in Ormerfjorden and 67% lower than from the reference field in Eidangerfjorden. This appeared to confirm that the effect of AC is decreasing in Eidangerfjorden. The fluxes of HCB and OCS were 12-69% lower on the AC/clay fields than on the reference fields. Thus, HCB and OCS were less efficiently retained by the AC/clay treatment than the retention of dioxins.

The uptake of dioxins in snails and polychaetes showed less random variations than the fluxes. In particular, the snail *Tritia reticulata* (former *Hinia reticulata*) provided good results with significant differences between all four fields and similar reduction (62%) of uptake of dioxins at both fields treated with AC/clay compared to the respective reference fields. The polychaete *Hediste diversicolor* (former *Nereis diversicolor*) showed high uptake of dioxins in one of the samples from the AC/clay field in Ormerfjorden and a somewhat poorer mean efficiency (36%), but in Eidangerfjorden the uptake in polychaetes were 57% lower at the AC/clay field than at the reference field. This compared well with 62% for snail and 67% for *ex situ* flux. The effect of the AC/clay treatments on bioaccumulation of dioxins was very similar in the two fjords. Thus, the results on bioaccumulation could not confirm the different degree of exhaustion of the added AC between the two fjords indicated by the flux measurements.

The data for the first period from 2009 to 2013 were limited for *ex situ* bioavailability measurements compared to the *in situ* flux measurements, but the development from 2013 to 2018 showed parallel



changes in the fluxes and bioaccumulation in both fjords. Therefore, the effect of the AC/clay treatment was very similar in 2013 and 2018.

In this and previous presentations of the development at the test fields, we have argued that the three samplers SPMDs, snails and polychaetes are all indicators of bioavailability. They differ in both the uptake mechanisms and vertical position in relation to the thin layers. The passive samplers are placed in the water above the sediments and take up free, bioavailable fractions that leak from the sediments. The snail (*T. reticulata*) has most of the body protected by a shell and resides just below the sediment surface, i.e. above or within the layer affected by cap placement. The snails accumulate dioxins mainly via selective uptake of nutrient-rich material. The omnivorous polychaete (*H. diversicolor*) lives in burrows in and below the layer affected by cap placement, with a large body surface exposed to both the pore water and ingested particles. Despite these differences, they showed relatively small differences with respect to reduced uptake in capped compared to reference sediments. By merging them into a common measure of "bioavailability", dissemination and result-understanding are simplified, and calculations based on 3x as many data points provide improved statistical power.

Based on all 19 measurements of the three different indicators, the median bioavailability on the AC/clay fields were reduced by 69% compared to the reference field in Eidangerfjorden and 76% in Ormerfjorden. On the two fields treated with crushed limestone and dredged clay without AC added, the efficiency decreased from 80-90% in 2009 to little or no effect (<35%) in 2010 and 2014. Therefore, these two fields were not further investigated in 2018.

For HCB and OCS, the measured efficiency averaged for all years and all indicators were 20-60% in both fields treated with AC/clay. This showed that activated carbon provided less efficient binding of HCB and OCS than dioxins (PCDDF / F-TEQ).

**Conclusions and recommendations.** All the measurements showed that more than 1-2 years after placement, there was little or no effect of thin layers of crushed lime and clay without activated carbon. The thin layers of dredged clay mixed with activated carbon were far more efficient, and most of the measurements showed still good effects in 2018, nine years after cap placement. However, the flux measurements in 2018 indicated that the treatment may need to be repeated after a period of approximately five to ten years in areas where input of dioxins has not been ended.

Although the studies have shown very good results in relation to reduced dispersal and bioaccumulation of dioxins, they have at the same time shown negative effects on the biodiversity of the bottom fauna and hence on nutritional value for species higher up the food chain. The negative effects have persisted for at least nine years in Ormerfjorden, while there are now clear signs of improvement in Eidangerfjorden. Therefore, before active carbon treatments are implemented over large areas or areas where the fauna is not already adversely affected by pollution, thorough assessments of the general condition and vulnerability of the bottom fauna should be made locally in each case.

# 1 Introduksjon

NGI og NIVA har overvåket effekten av tynntildekking på biotilgjengelighet og sediment-vann flukser av dioksiner og furaner på fire testfelt i Grenlandsfjordene. Testfeltene ble etablert i 2009 gjennom forskningsprosjektet Opticap. Det prosjektet som er rapportert her har vært en fortsettelse av tidligere undersøkelser utført i 2009, 2010 og 2013.

## 1.1 Forurensning i Grenlandsfjordene

Magnesiumfabrikken til Norsk Hydro, som var virksom i perioden fra 1951 til 2002 på Herøya innerst i Frierfjorden, slapp ut betydelige mengder dioksiner til miljøet (estimert til 12 kg/ år på det meste). En betydelig andel av dette havnet i sedimentene i Grenlandsfjordene (Gunneklevfjorden, Frierfjorden, Eidangerfjorden, Ormerfjorden og Langesundsfjorden). Magnesiumfabrikken ble lagt ned i 2002, og er derfor ikke lenger en kilde til dioksinutslipp i Grenlandsfjordene. Sedimentene på fjordbunnen har imidlertid lagret dioksiner fra hele denne perioden, og dette ansees nå som en viktig kilde til miljøgiftforurensning av Grenlandsfjordene.

Modellering av dioksiner i Grenlandsfjordene har vist at tiltak i små, sterkt forurensede områder («hot spots», høyrisiko-områder) vil ha liten effekt sammenlignet med tiltak på områder som er flere km<sup>2</sup> store og dekker en betydelig andel av fjorden (Saloranta et al. 2008).

## 1.2 Formålet med etablering av testfelt for tynnsjikt-tildekking

I Norge finnes det en rekke fjorder der det, på samme måte som i Grenlandsfjordene, er et betydelig areal av fjordbunnen som er moderat til sterkt forurenset og hvor det samtidig er liten sedimentasjon av rent materiale slik at naturlig restitusjon av sjøbunnen går langsomt. I slike områder kan tiltak som reduserer tilgjengelighet og spredning fra sjøbunnen gi en betydelig gevinst i form av redusert spredning av miljøgifter til fisk og andre marine arter som utnyttes som sjømat.

Tiltak på store arealer sjøbunn vil innebære et betydelig inngrep i fjordområdet og medføre stor ressursbruk og kostnader. Både mudring og tradisjonell isolasjons-tildekking vil på kort sikt ødelegge bunnfaunaen og på lang sikt kunne endre denne, samtidig vil kostnadene knyttet til slike tiltak være svært høye. Tildekking av forurensede sedimenter med et tynt lag med rene masser og med et aktivt miljøgiftbindende materiale som aktivt kull, er derfor lansert for å optimalisere tynn tildekking (tildekkingslag < 10 cm) som risikoreduserende tiltak på store arealer. Tynn tildekking forventes å ha mindre negativ effekt på bunnfaunaen og vil også koste mindre enn mudring og isolasjonstildekking.

Hensikten med etableringen av testfeltene var tredelt. For det første var det et mål å undersøke om det var teknisk mulig å gjennomføre en tynnsjikttildekking på en dyp fjordbunn. For det andre var det et mål å undersøke hvor effektiv tildekkingen var i forhold til utlekking og opptak av dioksiner og

furaner i organismer (effektivitet). For det tredje var det et mål å undersøke hvordan tynnsjikt-tildekkingen påvirket habitatet og bunnfaunaens sammensetning. Overvåkingen adresserte de to sistnevnte målene, dvs. effektiviteten av tynnsjiktene og effekten på bunnfaunaen. I tillegg har det vært et viktig formål med den langsiktige overvåkingen å undersøke varigheten både av effektivitet og effekter.

## 2 Tidligere undersøkelser

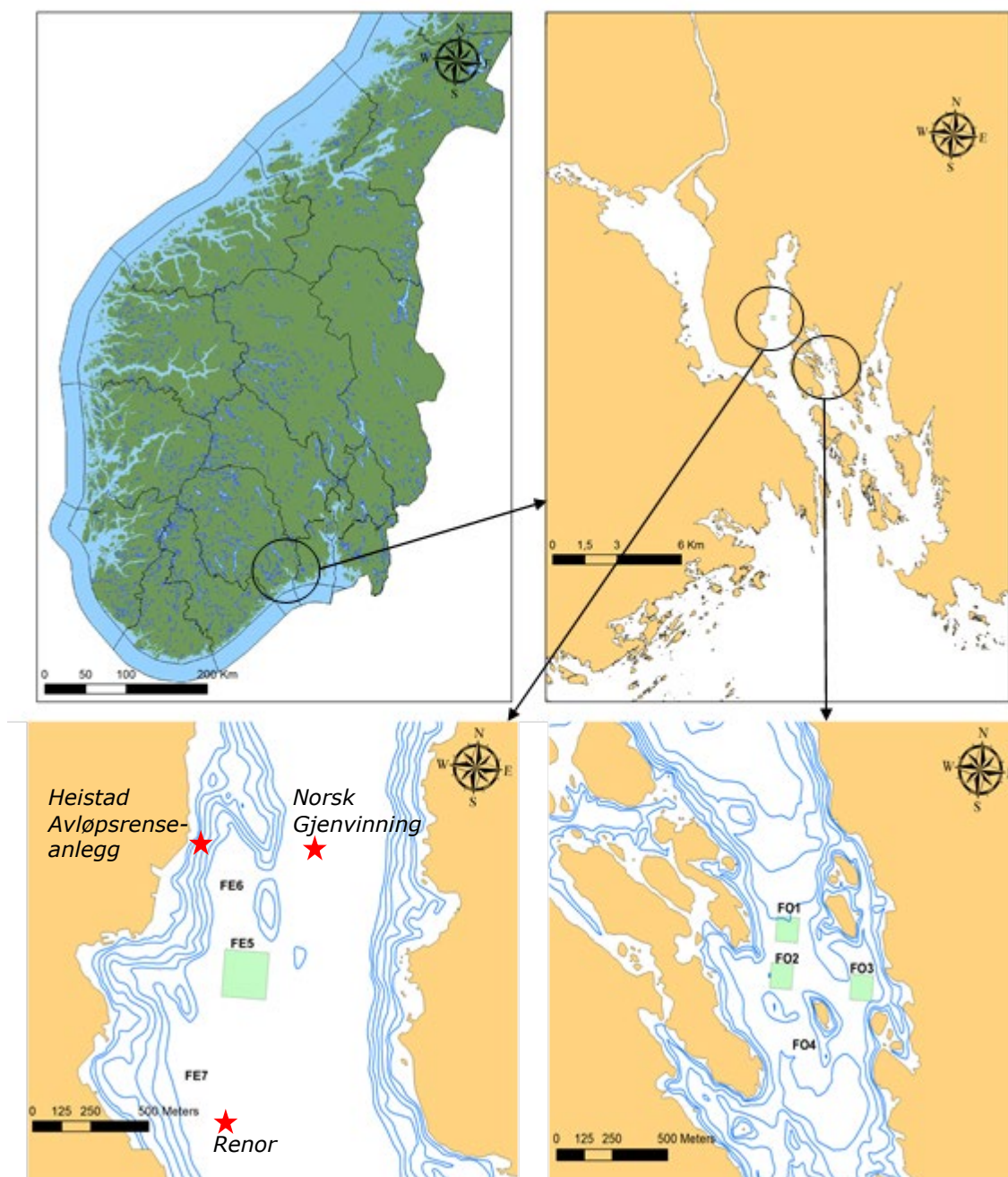
### 2.1 Etablering av testfelt i Eidangerfjorden og Ormerfjorden

Testfeltene ble etablert i 2009. Feltene ble plassert på en dyp lokalitet i Eidangerfjorden (ca 100 m dyp) og en grunnere lokalitet i Ormerfjorden (ca 30 m dyp). Ved utvelgelsen av feltene var det viktig å finne store flate områder som var mest mulig ensartet med hensyn til habitater og forurensningsnivå. I Eidangerfjorden var det viktig å unngå områder der det en periode foregikk fiske med rekefiske. Lokaliseringen av feltene er vist i Figur 1 og forurensningsnivå og behandling inkludert oppnådd tykkelse målt med SPI-kamera er vist i Tabell 1.

Norcem Brevik har utslipp av organisk stoff og dioksiner. I perioden 2009-2017 var rapporterte, årlige utslipp til luft 38 tonn TOC og 0,4 g PCDD/F-TE ([www.norskeutslipp.no](http://www.norskeutslipp.no)). Tilsvarende utslipp til vann er ikke rapportert. Renor AS avd. Brevik har i perioden 2009-2017 rapporterte årlige utslipp til vann på 0.07-0.22 tonn TOC, men har ikke utslipp av dioksiner (0,00 g PCDD/F-TE). Heistad Avløpsrensseanlegg har utslipp av oksygenforbrukende stoff på 28-55 tonn BOF per år som tilsvarer 1200-2500 personekvivalenter (1 pe = 60 g BOF/dag).

Tabell 1. Etablering av testfelt for tynnsjikt-tildekking i Grenlandsfjordene 2009. Tabellen viser behandling, forurensningsnivå før tildekking og oppnådd lagtykkelse målt med SPI-kamera kort tid etter utleggingen av masser høsten 2009. AC=aktivt kull.

Testfelt	Område	Feltstørrelse (m <sup>2</sup> )	Behandling	Dioksiner PCDD/F TE (pg g <sup>-1</sup> )	Målt tykkelse gj.sn. ± 1 sd (cm)
FO1	Ormerfjorden	10 000	Knust kalkstein (0-5 mm)	352	2,1 ± 1,2
FO2	Ormerfjorden	10 000	Mudret leire	344	3,7 ± 1,1
FO3	Ormerfjorden	10 000	Mudret leire med 2kg AC m <sup>-2</sup>	182	1,1 ± 0,6
FO4	Ormerfjorden	-	Referansefelt	346	0
FE5	Eidangerfjorden	40 000	Mudret leire med 2kg AC m <sup>-2</sup>	1019	1,2 ± 0,3
FE6	Eidangerfjorden	-	Referansefelt	1278	0



Figur 1. Oversiktskart med plassering av testfeltene. Røde stjerner markerer kjente utslippspunkter for industri og kloakkrenseanlegg i nærheten av testfeltene.

## 2.2 Toktoversikt

Utlekking av dioksiner og furaner (flukser fra sediment til vann) ble målt *in situ* med flukskamre plassert på fjordbunnen, og *ex situ* i sedimenter overført i boks-kjerner fra fjordbunnen til et bløtbunns-laboratorium (mesokosmos) ved NIVAs forskningsstasjon Solbergstrand. I tillegg ble opptaket av dioksiner og furaner i sedimentlevende organismer målt i boks-kjerne-prøvene installert i bløtbunnslaboratoriet. Biologisk tilstand på sjøbunnen ble overvåket ved bruk av sediment profil



kamera (SPI) og ved artsbestemmelse av bunnfaunaen innsamlet ved sikting av sediment-prøver gjennom sikter med 1 mm maskevidde. Tabell 2 gir en oversikt over undersøkelsene som er gjennomført.

Tabell 2. Oversikt over overvåkingsaktivitetene på testfeltene i Eidangerfjorden og Ormerfjorden.

Måling	Vår 2009	Høst 2009	Vår 2010	Høst 2010	Vår 2011	Høst 2011	Høst 2012	Høst 2013	Høst 2018
In situ fluks dioksiner			X	X*	X	X*	X*	X*	X*
Ex situ fluks dioksiner		X*		X*			X*		X*⌘
Opptak dioksiner i snegl		X*		X*			X*		X*⌘
Opptak dioksiner i børstemark				X*			X		X*⌘
Bestemmelse av BHQ (SPI)	X	X	X	X	X		X	X	X
Makrofauna kartlegging		X		X				X	X⌘

\*Målinger påbegynt om høsten og avsluttet våren påfølgende år.

⌘Kun på referansefeltene og feltene behandlet med aktivt kull. Konklusjoner 2009-2014.

## 2.3 Konklusjoner etter forrige undersøkelse

Den viktigste overordnede konklusjonen etter toktene rapportert i 2014, var at tiltakseffektiviteten<sup>1</sup> fra tynnsjikt med aktivt kull (AC) var vesentlig større enn den er fra ikke-aktive materialer som kalkstein eller leire. Det ble også funnet en tendens til at effektiviteten på AC/leire feltene bedret seg i løpet av de første 4-5 årene etter tildekking.

Denne effektiviteten synes imidlertid å ha en pris i form av langvarig endring av habitat og makrofaunasamfunn, spesielt på AC/leire-feltet i Ormerfjorden der biomangfoldet i utgangspunktet var vesentlig lavere og faunaen karakterisert av et større innslag av arter som lever av å filtrere partikler løst i vannet. Denne gruppen av organismer syntes spesielt sårbare for aktivt kull.

Effektene var størst ca. et år etter tildekking. Etter det var det en bedring på begge feltene, men habitatindeksen i Ormerfjorden flatet ut på et relativt lavt nivå sammenlignet med referansefeltet.

<sup>1</sup> Redusert utlekking (fluks) eller bioakkumulering av dioksiner etter gjennomført tiltak. (Se kap.3.2.2).

## 3 Materiale og metoder

### 3.1 Feltarbeid

Feltarbeidet ble gjennomført 22.-26. oktober 2018 med UiOs forskningsfartøy «Trygve Braarud». Tokrapporter er vedlagt (Vedlegg A, Vedlegg B).

Den 22.10. ble det tatt ca. 100 bilder med SPI-kamera fra totalt 30 stasjoner fordelt på de seks feltene. Tre på referansefeltene, 5 på tynnsjiktfeltene i Ormerfjorden og 9 på tynnsjiktfeltet i Eidangerfjorden.

Sedimentkjerner ble tatt parvis med Gemini-corer i senter av hvert felt. Redokspotensialer ( $E_h$ ) og aktiviteten av sulfid ioner ( $S^{2-}$ ) ble målt med elektroder direkte i snittflatene under snitting av kerneprøvene. Parvise prøver fra tilsvarende snitt ble lagt i plastspann og rørt om (homogenisert) før uttak av delprøver til analyser av dioksiner (Eurofins Ökometric), kvikksølv (NIVA-lab) og øvrige støtteparametere (Universitetet i Stockholm). Prøvene ble frosset om bord, umiddelbart etter uttak.

Bløtbunnsprøvene ble innsamlet med en van Veen grabb, og posisjon og dyp ble notert for hver prøve. Grabben tilhørte SU, og var av samme type som ble benyttet ved forrige prøvetaking (19 l, 0,1166 m<sup>2</sup>). Det ble tatt fire replikate prøver til fauna. Hver grabbprøve ble visuelt beskrevet mht. sedimentets beskaffenhet, farge, lagdeling, synlige dyr, og innslag av for eksempel terrestrisk materiale eller olje. Fargen ble beskrevet vha. Munsells fargekart for jord og sedimenter. Bunnmaterialet ble sikket med sjøvann gjennom sikter med hullstørrelse på 1 mm. Synlige dyr ble plukket ut underveis for å gjøre siktingen mest mulig skånsom. Restmaterialet ble fiksert i 10-20% bufret formaldehydløsning i sjøvann. Prøvene ble tilsatt 1 ss boraks for ytterligere bufring. Prøvetaking og behandling ble utført i henhold til NS-EN ISO 16665:2013 (prøvetaking av bløtbunnsfauna) og NS-EN ISO 5667-19:2004 (prøvetaking av sedimenter). Stasjonenes posisjon og dyp er vist i Vedlegg 1. Beskrivelser av prøvene er gitt samme sted.

Boks-kjerneprøver ble innsamlet 25.10. med 0,1 m<sup>2</sup> KC Denmark box corer med interne rammer. Det ble samlet inn 3 prøver fra hvert av de prøvetatte feltene (FO3, FO4, FE5 og FE6). Vannet over sedimentene ble tappet av med hevert umiddelbart etter at rammen med sedimentprøven ble forsynt med bunn og løsnet fra stålboksen. Dette gjøres for å unngå at vannet graver opp topplaget av sedimentene. Prøvene ble merket, dekket med sort plast og lagret på paller på dekk. Etter ankomst Brevik ble prøvene flyttet over i lukket varebil og kjørt direkte til bløtbunnslaboratoriet ved Marin Forskningsstasjon Solbergstrand der de ble plassert i basseng fylt med sjøvann fra 60m dyp, og med tilførsel av samme vannkvaliteten 5 ml/min direkte i hver enkelt boks. Hele prosessen med prøvetaking, transport og sikring av prøvene i bløtbunnslaboratoriet ble gjennomført i løpet av én lang arbeidsdag.

I tillegg til bokskjerneprøvene fra Grenlandsfjordene, ble det inkludert en kjerne fylt med blandet sediment fra Oslofjorden. Hensikten med kontrollprøven var å måle flukser og opptak i passive prøvetakere og organismer eksponert på nøyaktig samme måte, men med et sediment som var upåvirket av forurensing fra Grenlandsfjordene.

Den siste dagen, 26. oktober 2018 ble det satt ut flukskamre med SPMD-membraner i triplikater på alle seks referanse- og testfeltene. Kamrene ble satt på tripoder for de to feltene i Eidangerfjorden, mens kamrene i Ormerfjorden ble satt ut som tre singelkamre bundet sammen med tau. Til sammen ble det satt ut 18 flukskamre. Tripodene ansees som bedre egnet når flukskamrene skal settes ut på

dypt vann fordi rammen sikrer at kamrene står horisontalt når de settes ned. Flukskamrene ble satt ut i de posisjonene som de har vært satt ut i tidligere. Flukskamrene ble tatt opp fra Eidangerfjorden den 25. april og fra Ormerfjorden den 26. april. Eksponeringstiden for kamrene ble derfor 181 og 182 dager, henholdsvis.

Når kamrene ble tatt opp ble de inspisert på innsiden og utsiden for å se om eksponeringen hadde vært vellykket. Det ble da sett etter følgende tegn på at eksponeringen ikke hadde fungert:

- Topplokket som lukker kammeret hadde ikke vært lukket
- Biologisk aktivitet inne i kammeret
- Partikler eller biota mellom lokket og kammertaket
- Sediment eller tildekkingsmasse på SPMD-membranen inne i kammeret

Dette ble også dokumentert med foto av hvert enkelt kammer og membran. Feltloggen ( Vedlegg A) viser en oversikt over resultatet av denne vurderingen av flukskamrene.

## 3.2 *In situ* fluksmålinger

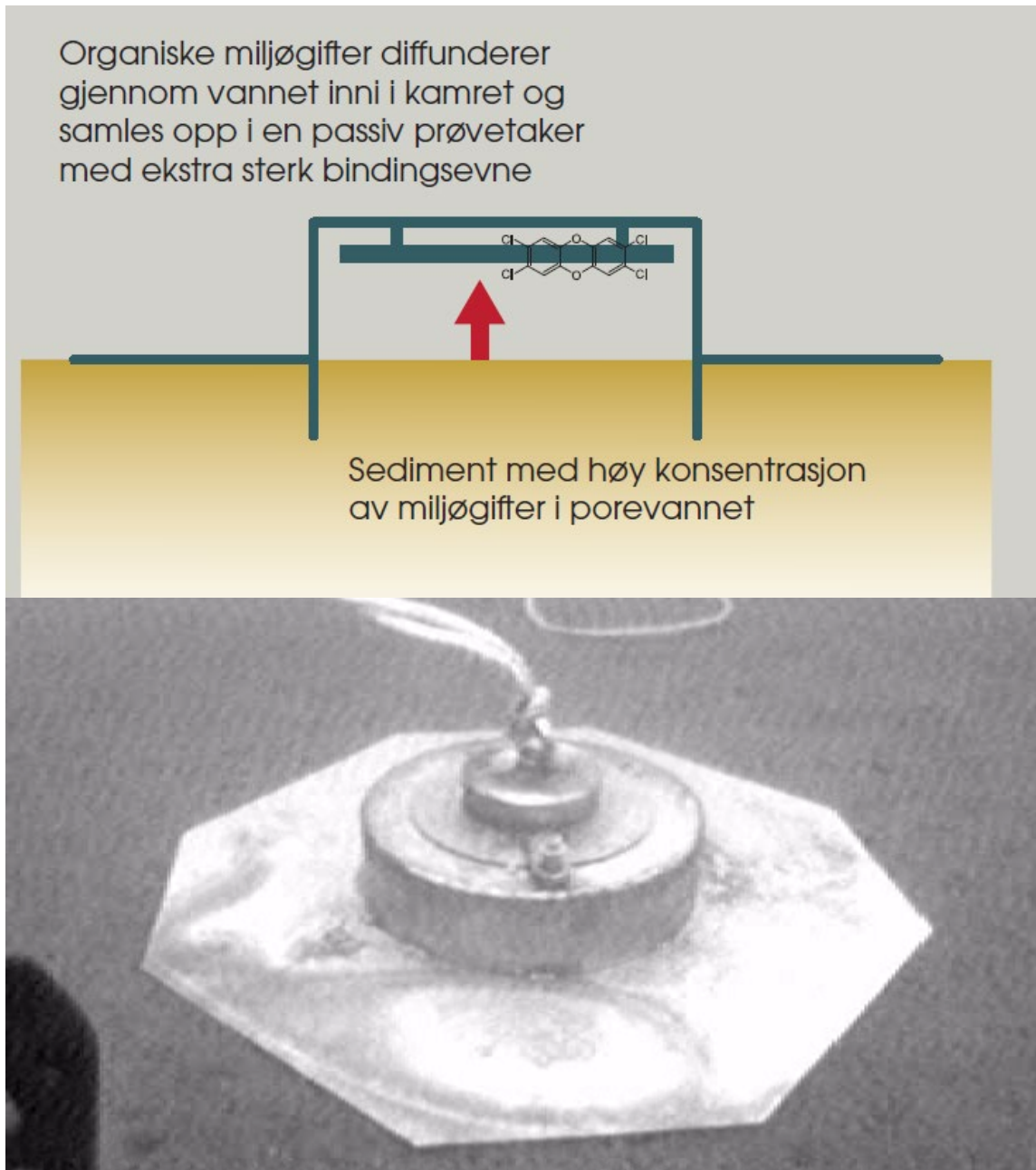
### 3.2.1 Måleprinsipp

Helt siden testfeltene ble laget i 2009 har utlekkingen fra testfeltene til vannet over sedimentet blitt overvåket med flukskamre med passive prøvetakere i. Flukskamrene og passive prøvetakere brukes til å måle *in situ* utlekking (fluks) av PCDD/F fra sjøbunnen til overliggende vann. Flukskammeret virker ved at et areal av sjøbunnen lukkes inne av kammeret, kammeret er av stål og er åpent i bunnen men lukket mot vannet over. Organiske miljøgifter som lekker ut av sjøbunnen innenfor arealet som kammeret dekker vil derfor samles opp på innsiden av kammeret og vil kunne absorberes i en passiv prøvetaker som fungerer som en «infinite sink» absorbent. I flukskamrene i Grenlandsfjorden settes det inn 91,5 cm lange semipermeable membrane devices (SPMDer) levert fra ALS Laboratory Group AS. Metoden er beskrevet av Eek m. fl. (2010), NGI (2012b) og Cornelissen m.fl. (2012)

### 3.2.2 Analyser

SPMD-membranene ble etter opphenting lagt i glasskrukker med lokk med aluminium på innsiden og fryst, før de ble sendt til analyse hos Ökometric GmbH, Bayreuther Institut für Umweltforschung, Bayreuth, Tyskland. Ingen av membranene viste tegn på at eksponeringen ikke hadde vært vellykket og alle membraner ble sendt inn til analyse.

Fra tidligere tokt mangler det data for Eidangerfjorden FE6 og FE5 for Mnd. 20-23 fordi en konstruksjonsfeil gjorde at det ikke var mulig å hente opp kamrene, i tillegg mangler det data for FE5 for Mnd. 1-8 fordi landtauet var kuttet og det derfor ikke var mulig å hente flukskamrene opp etter eksponering.



Figur 2 Illustrasjon av prinsippet for hvordan flukskammeret virker





Figur 3. Bilder fra opphenting av flukskamre 25.april 2019. Venstre: Tripod med tre flukskamre på dekk, Øvre høyre: Tre enkeltkamre, Nedre høyre: Kammer uten partikler eller andre forstyrrelser - eksponering er OK. Foto: Ingvild Størdal/NGI

### 3.2.3 Beregning av fluks

Fluks fra sjøbunnen ( $F$ ) av stoff  $i$  ble beregnet for hvert flukskammer fra mengde av ulike dioksiner og furaner (PCDD/F), heksaklorbenzen (HCB) og oktaklorstyren (OCS) i SPMD-membranen ( $M$ ), arealet av sjøbunnen som er avgrenset av flukskammeret ( $A$ ) og eksponeringstiden (tiden kammeret har stått ute ( $t$ )).

$$F = \frac{M}{A \times t}$$

$A = 0,049 \text{ m}^2$  og  $t =$  eksponeringstiden (hhv 181 og 182).

Fluks fra sjøbunnen beregnet for de ulike dioksinene og furanene er regnet om til toksiske ekvivalenter (TEQ) for enkeltforbindelser og så summert for hvert av kamrene og presentert som PCDD/F-TEQ ( $\text{pg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) for alle dioksiner og furaner (Sum TEQ). For HCB og OCS er fluks presentert som  $\text{ng m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  uten vektning for toksisitet. Forbindelsene HCB og OCS er målt kun i overvåkingen 2019.

### 3.2.4 Beregning av tiltakseffektivitet

Tiltakseffektiviteten ble beregnet ved å dividere fluksene målt på testfeltet med gjennomsnittet (middelverdien) av fluksene målt på referansefeltet:

$$E = FT/mFR$$

der

E = tiltakseffektivitet

FT = fluks målt på testfelt

mFR = middelveidien av flukser målt på tilhørende referansefelt

Uttrykt i prosent blir tiltakseffektiviteten

$$E\% = (1 - FT/FR) \times 100$$

En tiltakseffektivitet på 0,2 (E = 0,2) er det samme som å si at fluksen er 80% mindre enn fluksen på referansefeltet (E% = 80) (Josefsson et al., 2012, Cornelissen et al., 2015).

### 3.3 Ex situ fluksmålinger og opptak i organismer

Bioakkumulering ble målt *ex situ* på Marin Forskningsstasjon Solbergstrand ved å eksponere to testorganismer, børstemarken *Hediste diversicolor* (tidligere *Nereis diversicolor*) og sneglen *Tritia reticulata*, (tidligere *Hinia reticulata*) i boks-kjerneprøver overført fra testfeltene i Grenlandsfjordene til mesokosmos på Marin Forskningsstasjon Solbergstrand. Av hensyn til de tidligere undersøkelsene er de gamle artsnavnene benyttet flere steder også i denne rapporten. I tillegg til sedimentlevende organismer ble opptak av dioksiner fra vannet over sedimentet undersøkt med passive prøvetakere. I denne og tidligere rapporter fra dette forsøket har vi ansett de passive prøvetakerne og de to organismene som tre likeverdige indikatorer på biotilgjengelighet av de klororganiske forbindelsene.

En oversikt over forsøkene på Solbergstrand er gitt i Tabell 3. Beskrivelsene under gjelder undersøkelsene utført i 2018-19.

Tabell 3. Oversikt over *ex situ* målinger i kjerneprøver 2009-2019. Analyserte forbindelser er dioksiner (PCDD/F), heksaklorbensen (HCB) og oktaklorstyren (OCS).

Forsøksperiode	2009-10 15. okt-7.jan	2010-11 11. nov – 9.jul	2012-13 6.des – 15.aug	2018-19 25.okt-8.mar
Antall boks-kjerner (replikater x felt)	2 x 6	3 x 6	2 x 6	3 x 4
<u>Passive prøvetakere</u>				
Antall x type	Ingen	18 x LDPE	12 x SPMD	12 x SPMD
Eksponeringstid		10.des-11.mar	13.jan-13.apr	12. des-6.mar
Antall analyser		6*	12	12
<u>Snegl (<i>T. reticulata</i>)</u>				
Ant. (ind x kjerner)	30 x 12	20 x 18	20 x 12	12 x 12
Eksponeringstid	09.nov – 10.jan	11.mai – 12.jul	13.mai – 13.aug	9.nov-7.mar
Antall analyser	6*	6*	12	12
<u>Børstemark (<i>H. diversicolor</i>)</u>				
Ant. (ind x kjerner)	Ingen	20 x 18	20 x 12	17 x 12
Eksponeringstid		10.nov – 12.jul	12.des – 13.aug	12.nov-8.mar
Antall analyser		6*	12	12
<i>Analyse-lab.</i>	Umeå	Umeå	Ökometric	Ökometric

\*alle prøvetakere/individer slått sammen til en prøve fra hvert felt

### 3.3.1 Tre indikatorer på biotilgjengelighet

De passive prøvetakerne tar opp frie, lett biotilgjengelige fraksjoner som lekker ut i vannet over sedimentene. De to testorganismene (børstemark og nettsnegl) har forskjellig levemåte og næringsopptak.

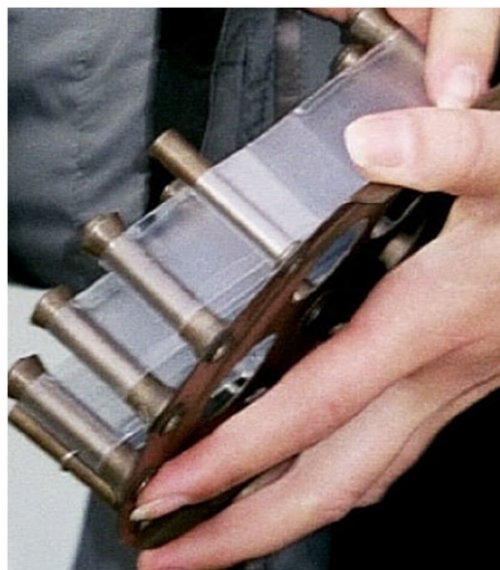
Børstemarken lever i ventilerte graveganger ofte ned til 15 cm under sedimentoverflaten og tar opp dioksiner både via tarmen og ved diffusjon fra porevannet. Selv om den fortrinnsvis lever som «rovdyr» eller av døde/døende organismer, er den ansett for å være nærmest altetende, og partikler kan tas opp enten direkte eller i følge med den øvrige maten.

Nettsneglen tilbringer det meste av tiden like under sedimentoverflaten og beveger seg sjelden dypere enn ca. 1 cm. Den er beskyttet av et skall som dekker størstedelen av kroppen. Også denne arten har bred variasjon mht. fødeinntak, og antas å ta opp forurensende stoffer primært via byttedyr eller døde/døende organismer, men også gjennom næringsrike partikler fra sedimentets overflate.

De tre indikatorene vil ta opp biotilgjengelige fraksjoner på forskjellig måte og fra forskjellige deler av miljøet i overgangen mellom vann og sedimenter. De tre indikatorene vil derfor gi tre forskjellige, men likeverdige, mål på biotilgjengelighet for organismer som lever i dette miljøet.

### 3.3.2 Håndtering av organismer og passive prøvetakere

Organismene ble innsamlet fra en lite forurenset lokalitet ved Jeløya, Ytre Oslofjord uka før feltarbeidet og oppbevart i egnede akvarier på forskningsstasjonen. 12 individer av børstemark ble tilsatt hver prøve den 09.11.2018 og 17 individer av snegl tilsatt tre dager seinere (12.11.). Passive prøvetakere (SPMD; Semi-Permeable Membrane Device, 100 x 2 cm, ikke tilsatt interne referanseforbindelser) ble levert fra Exposmeter enkeltvis i små metallbokser. Membranene (100 x 2cm, uten tilsatte interne referanseforbindelser) ble montert på stållholder festet under lokket slik at underkanten var ca. 5 cm over sedimentoverflaten. Membranene ble satt ut 12.12.2018. og tatt.



Figur 4. Passiv prøvetaker (EWL) montert på stållholder før innfesting under lokket på kjerneprøvene i mesokosmos.

opp igjen 6.03.2019. Etter demontering fra holderne ble membranen tørket forsiktig med fuktig papir, brettet og lagt tilbake i metallboksene de ble levert i. De tomme boksene var da blitt lagret med lokket på i bassenget ved siden av forsøksoppsettet. En SPMD fra samme serie ble håndtert sammen med de øvrige prøvene, men aldri fjernet fra metallboksen. Denne ble analysert som blankprøve og fungerer som kontroll på eventuelle bidrag fra produksjon, transport, oppbevaring og kjemiske analyser. Denne blank-prøven, inneholdt mer OCS enn flere av SPMD'ene eksponert i vannet over sedimentkjernene (Vedlegg D). Dette er det viktig å ta hensyn til før det trekkes konklusjoner på grunnlag av målingene av *ex situ* flukser av OCS i 2018.

Snegl og børstemark ble samlet inn de påfølgende to dagene ved vasking av sedimentet på 1 mm sikt. Børstemark ble overført til 500 ml begerglass med sjøvann fra 60 m dyp, der de fikk gå seg rene over natten. Bløtdeler av snegl ble adskilt fra skallet og skyllet lett i sjøvann. Alle organismer ble overført til glødet glass med Al-folie under lokket og lagret i fryseboks ved -20°C frem til forsendelse til analyselaboratoriet.

### 3.3.3 Analyser og beregninger

Prøvene ble sendt fra NIVA i Oslo 18.03. og bekreftet mottatt på laboratoriet i Tyskland påfølgende dag. Alle prøvene av sedimenter, passive prøvetakere og organismer ble analysert for dioksiner og furaner (PCDD/F), heksaklorbenzen og oktaklorstyren ved Eurofins Ökometric GmbH, Bayreuther Institut für Umweltforschung. PCDD/F representerer summen av 17 enkeltforbindelser som vist i Vedlegg C. Etter vekting med toksisitetsfaktorer gitt av WHO (World Health Organization), gjengitt i Vedlegg C, er konsentrasjonen av dioksiner og furaner i denne rapporten gjennomgående vist som toksisitetsekvivalenter (PCDD/F-TEQ).

Flukser og tiltakseffektivitet ble beregnet etter formlene vist i kap. 3.2.2 og 3.2.3. For organismene ble tiltakseffektiviteten beregnet med formlene gitt i kap. 3.2.3, etter substitusjon av fluks (F) med konsentrasjonen (M) i dyra (pg/g våtvekt) slik at  $E = MT/mMR$  og  $E\% = (1-MT/mMR) \times 100$ .

Dette gir tre likeverdige mål for tiltakseffektivitet uttrykt som redusert biotilgjengelighet av klororganiske forbindelser på hvert felt som kan behandles statistisk ved at total effektivitet ( $E_{tot}$ ) kan beregnes som gjennomsnitt av effektiviteten målt med passive prøvetakere ( $E_{pp}$ ), børstemark ( $E_{bm}$ ) og snegl ( $E_{sn}$ )

$$E_{tot} = (E_{pp} + E_{bm} + E_{sn})/3$$

(Eek, et al., 2014, Schaaning et al., 2014, 2015). Ved å slå de tre indikatorene sammen til et felles mål for «biotilgjengelighet» blir formidling og resultat-forståelse enklere, og beregninger kan gjøres på grunnlag av 3x så mange målepunkter. Dette gir også større statistisk utsagnskraft og mer robuste konklusjoner.

Alle varians-analyser og de fleste resultat-figurene ble fremstilt med statistikkprogrammet JMP® 14.2.0.

## 3.4 Habitatundersøkelser med SPI-kamera

SPI-kameraet tar bilder av et vertikalsnitt gjennom det bioturberte sedimentlaget og muliggjør et relativt høyt antall prøvepunkter der kvaliteten av bunnhabitatet kan fastsettes basert på en standardisert bildeanalyse. Analysen gir en indeks (BHQ, Benthic Habitat Quality Index) fra 0 til 15 poeng med en klassifiseringsskala definert av Nilsson og Rosenberg, 1997, og Rosenberg et al., 2004,

på basis av forurensningsgradienten opprinnelig beskrevet av Pearson og Rosenberg, 1978. Systemet gir fem klasser fra «dårlig» til «høy» habitat-kvalitet.

I disse undersøkelsene ble BHQ-indeksen bestemt i bilder fra stasjoner plassert i et rutenett bestående av 9 ruter i hvert av tildekkingsfeltene i Ormerfjorden og 16 ruter på de større feltene i Eidangerfjorden og sammenlignet med 2-3 punkter bestemt på hver av de to referanselokalitetene. På referanselokalitetene ble det antatt at det var mindre horisontale variasjoner enn på tildekkingsfeltene slik at 2-3 stasjoner var tilstrekkelig til å gi en representativ karakterisering. BHQ-indeks ble målt totalt 7 ganger i løpet av perioden fra mai 2009 (før tildekking) til november 2013 (4 år etter tildekking).

### 3.5 Bunnfaunaundersøkelser

Bløtbunnsfauna lever på, eller graver i leire-, mudder- og sandbunn. De fleste artene er relativt stasjonære og må være tilpasset miljøforholdene på stedet hvor de lever. Artssammensetningen vil derfor i stor grad reflektere miljøforholdene. Overvåking av bløtbunn er en viktig metode for å dokumentere miljøtilstanden og påvise mulige endringer over tid. Bløtbunnsfaunaundersøkelser gjøres på lokaliteter med sedimentbunn, fortrinnsvis der det er flat bunn med finkornet sediment (høy andel av leire og silt), og fokuserer på virvelløse dyr større enn 1 mm.

Bløtbunnsfauna påvirkes av flere typer miljøbelastninger. Organisk anrikning fra for eksempel avløpsvann, akvakultur og avrenning fra land eller annen forurensning kan medføre at arter som er tolerante for forurensningen øker samtidig som artsmangfoldet avtar ved at ømfintlige arter blir borte. Også sedimentering og høye konsentrasjoner av miljøgifter vil kunne medføre endring i artssammensetningen. For å klassifisere bløtbunnsfaunaen, brukes ulike indekser, hvorav noen er basert på artsmangfold, mens andre også tar i betraktning graden av ømfintlighet hos artene som er tilstede.

I oktober 2009, en måned etter tildekking, ble det innsamlet tre grabbskudd fra hvert av de seks feltene i Eidangerfjorden og Ormerfjorden. 14 måneder etter tildekking (i 2010) ble det samlet inn fem grabbskudd fra hvert felt. I tillegg ble det etablert en ny referansestasjon (FE7) i Eidangerfjorden. Denne lå litt mot sydvest og noen få meter dypere enn tildekkingsfeltet (FE5) og den opprinnelige referansestasjonen (FE6). 49 måneder etter tildekking (i 2013) ble dette prøvetakingsprogrammet gjentatt. Den foreliggende undersøkelsen har til hensikt å vurdere hvordan bløtbunnsfaunaen har utviklet seg ni år etter tiltaket. I 2018 ble det tatt fire grabbskudd fra de to feltene med aktivt kull (FO3 og FE5) og fra referansefeltene FO4 og FE6. De to feltene behandlet med knust kalk (FO1) og leire uten aktivt kull (FO2) ble, som avtalt med oppdragsgiver, utelatt i 2018 fordi de ikke viste noen vesentlige effekter i 2013.

#### 3.5.1 Laboratorieopparbeiding

Feltinnsamlingen i oktober 2018 er beskrevet i kap. 3.1. Prøvematerialet ble sortert under lupe til taksonomiske hovedgrupper og lagt i atskilte prøveglass. Utplukket materiale ble oppbevart på etanol (minst 80 %) etter sortering. Etter sortering ble fauna identifisert til laveste taksonomiske nivå av spesialister innenfor hver hovedgruppe, og antall individer notert.

Biomassen ble målt både for hver hovedgruppe (etter sortering) og hver art (etter identifisering). Frittlevende og rørbyggende børstemark ble veid adskilt. Også sjømus og store muslinger ble veid separat. Biomassen oppgis i gram våtvekt pr. 0,1m<sup>2</sup>. Det er totalvekten til hovedgruppene som er presentert i den foreliggende rapporten.

Prøvetaking og opparbeiding av bløtbunnsfaunaen ble utført i henhold til NS-EN ISO 16665:2013.

### 3.5.2 Indekser, klassifisering og statistiske analyser

Artslistene ble overført til NIVAs database. Også tidligere års artsdata ble lagt inn i basen for å kunne gjøre felles beregninger for det komplette datasettet. Artsnavnene i databasen blir jevnlig oppdatert iht. World Register of Marine Species ([www.marinespecies.org](http://www.marinespecies.org)) for å sikre at gyldig nomenklatur benyttes.

Ut fra artslistene ble følgende indekser for artsmangfold og ømfintlighet beregnet, iht. Veileder 02:2018:

- artsmangfold ved indeksene  $H'$  (Shannons diversitetsindeks) og  $ES_{100}$  (Hurlberts diversitetsindeks)
- ømfintlighet ved indeksene  $ISI_{2012}$  (Indicator Species Index) og NSI (Norwegian Sensitivity Index)
- den sammensatte indeksen NQI1 (Norwegian Quality Index), som kombinerer både artsmangfold og ømfintlighet

Indeksene klassifiseres etter et system med fem tilstandsklasser som spenner fra «svært god» (klasse I) til «svært dårlig» tilstand (klasse V). Ut fra gjennomsnittet til de fire grabbprøvene beregnes nEQR (normalisert EQR; «Environmental Quality Ratio») for hver enkelt indeks. Det benyttes klassegrenser som er differensiert mellom vanntyper. I dette tilfellet er stasjonene plassert i vanntypen Beskyttet kyst/fjord (S3). Gjennomsnittet av enkeltindeksenes nEQR-verdier brukes så til å beregne tilstandsverdi (nEQR) på stasjonen. Fordi ikke samtlige indekser ble beregnet ved de foregående undersøkelsene, er dette utført for alle år i det foreliggende prosjektet for å kunne vurdere utviklingen over tid. Tidsutviklingen er valgt presentert gjennom  $H'$  og nEQR. Grenseverdier for indeksene er vist i Vedlegg G. Indeksapparatet for bløtbunn ble utviklet mht. påvirkning fra næringsalter, men gjelder også for tilfeller med høy grad av sedimentering (Veileder 02:2018). Når det gjelder effekt av miljøgifter, må derfor klassifiseringen benyttes med varsomhet, og mer vekt bør legges på antall arter, antall individ, biomassen og selve artssammensetningen.

Også den svenske indeksen Benthic Quality Index (Leonardsson et al. 2009), som ble beregnet ved de foregående undersøkelsene, er beregnet. Som NQI1 er dette en indeks som kombinerer artsmangfold og grad av ømfintlighet til artene som er tilstede. Grenseverdier er vist i Vedlegg G.

#### Støtteparametere

Som støtteparameter brukes kornstørrelse (finfraksjon  $< 63 \mu\text{m}$ ) og innhold av totalt organisk karbon (TOC). Til klassifisering av TOC benyttes SFT Veileder 97:03, som er gjengitt i Veileder 02:2018. Verdien normaliseres for mengden finstoff som angitt i veilederen. TOC inngår altså ikke i beregningen av nEQR, men benyttes som et supplement til faunadataene. Klassegrensene er vist i Vedlegg G. Også totalt nitrogen (TN) brukes som en indikasjon på næringen i sedimentet, hvilket er spesielt relevant i denne sammenheng siden TOC dels også vil gjenspeile karbon bundet i det tilsatte kullet, som ikke er tilgjengelig som næring.

#### Statistiske analyser

I tillegg til klassifisering iht. vannforskriften er det utført statistiske analyser av bunnfaunadataene. Siden artsmatrisen er multivariat, ble det for å visualisere hvor ulike samfunnene er ut fra selve artssammensetningen utført MDS (multidimensjonal skalering), basert på grad av likhet mellom hvert par av prøver (beregnet vha. Bray-Curtis likhetsindeks basert på fjerderot-transformerte data). Prøver som er plassert nære hverandre i plottet, har en likere artssammensetning enn prøver som er



plassert i større avstand til hverandre, og slik kan plottet brukes for å se på hvordan samfunn skiller seg fra hverandre i både tid og rom.

Videre ble den testen PERMANOVA (PERMutational ANalyses Of VAriation) utført, som statistisk tester ulikheter relatert til definerte faktorer; i dette tilfellet tid og testfelt. Testen ble utført for antall arter, antall individ, biomasse og for hele artssammensetningen. I forkant av denne testen ble variansen testet vha. PERM-disp, og dataene ble om nødvendig transformert for å oppnå homogen varians. Også post-hoc parvise tester ble utført i PERMANOVA. Signifikansnivået var 0,05.

Fordi bunnfaunasamfunnet kan variere mye mellom tilstøtende fjorder avhengig av faktorer som dybde, vannutskifting, strømforhold mm., ble eksperimentene i Ormerfjorden og Eidangerfjorden behandlet hver for seg i de statistiske analysene.

De multivariate analysene ble utført med programpakken PRIMER 6 + PERMANOVA (Plymouth Laboratories, England).

## 4 Resultater og diskusjon

### 4.1 Sedimenter

#### 4.1.1 Elektrodemålinger

Elektrodemålingene er en enkel metode for å beskrive oksygenmangelen i sedimentet. Oksygenmangel i marine sedimenter drives av nedbrytning av organisk materiale via en rekke mikrobielle prosesser, hvorav forbruk av oksygen ( $O_2$ ) eller sulfat ( $SO_4^{2-}$ ) er de to viktigste. Begge prosessene gir økende aktivitet av elektroner som måles med redoks-elektroden. Redokselektroder har imidlertid både praktiske og teoretiske begrensninger og vi supplerer derfor med en sulfid-elektrode som måler spesifikt på aktiviteten av sulfid-ioner ( $S_2^-$ ). Aktiviteten av  $S_2^-$  brukes til å beregne konsentrasjonen av hydrogensulfid  $H_2S^2$  som er en giftig gass produsert av sulfatreduserende bakterier og som har stor betydning for faunaen som er tilstede i sedimentene. Fri hydrogensulfid i porevannet er lett gjenkjennelig på lukt og kan gi utfelling av metallsulfid (ofte FeS) som er svart og gir sedimentene en mørkere farge. På våre test-felt er det viktig ikke å forveksle svarte metallsulfider med tilsatt kull.

Elektrodemålingene er vist i Vedlegg F sammen med SPI-bilder fra samme stasjon. Det ble målt i to kjerneprøver (a og b) fra hvert felt. Kjernene ble tatt samtidig med tvilling-prøvetaker (Gemini-corer). Rekkefølgen på stasjonene var FO2a → FO2b → FO3a → FO3b den 23.10.2018, og FE6a → FE6b → FE5a → FE5b → FO1a → FO1b → FO4a → FO4b den 24.10.2018. Dette kan ha betydning fordi elektrodene responderer langsomt når de forflyttes fra en prøve med høy aktivitet av elektroner eller sulfid til en prøve med lav aktivitet. I praktisk bruk er det ikke hensiktsmessig å vente på stabilt signal. Normalt avleses ved ca. 90% av «sann» verdi, men enkelte ganger vil avviket være større.

Et typisk eksempel er målingene på stasjon FO2a (Vedlegg E, fig.3) som var den første kjernen som ble målt på dette toktet. Redokspotensialet i 0,5 cm dyp på ca 400 mV var stabilt, men i den neste kjernen fra samme stasjon og målt noen minutter seinere, reagerte elektroden langsomt i topplaget og 180 mV ble avlest under drift mot et høyere potensial. Antakelig ville dette potensialet etter noen timers venting ha endt på en verdi opp mot 400 mV.

Redokspotensialet i topplaget var typisk 200-400 mV som viser gode forhold med tilgang til oksygen fra vannet over. Flere av profilene viser en overgangssone til lavere potensialer i 0,5-2 cm dyp i Ormerfjorden (Vedlegg E, Fig. 1-4) og noe dypere i Eidangerfjorden (Vedlegg E, Fig. 5-6). Dette lavere nivået var typisk -50 til +100mV og er trolig kontrollert av likevekter mellom to- og tre-verdige jernforbindelser (FeII/FeIII) og to- og fire-verdige manganforbindelser (MnII/MnIV). Lave potensialer -50 til -150 mV ble bare observert på FE5 og sammen med relativt lave pS-verdier (9-12) kan dette skyldes noe aktivitet av sulfatreduserende bakterier i den nederste delen av kjernene (>4 cm dyp) fra dette området (Vedlegg E, fig. 6). Lukt av  $H_2S$  ble ikke registrert i noen av kjernene fra dette toktet og misfarging som kunne indikere utfelling av metallsulfider var begrenset til små lommer rundt rester av dødt organisk materiale som kan sees på noen av SPI-bildene fra FO1 og FO2 (Vedlegg D).

---

<sup>2</sup> Målt med elektroder oppgis konsentrasjonen av  $H_2S$  som den negative logaritmen til konsentrasjonen:  $pS = -\log[H_2S]$ . Laboratorietester har vist at elektroden reagerer lineært ned til  $pS = 7$  som tilsvarer  $10^{-7}$  M  $H_2S$  eller  $0,1 \mu M$ . Til sammenligning er det vanskelig å lukte  $H_2S$  ved konsentrasjoner under  $10 \mu M$ . Brukt i felt gir elektroden tydelige utslag i området  $7 < pS < 12$  som er utenfor lineært område, men som viser at elektroden er istand til å fange opp variasjoner innenfor et svært lavt konsentrasjonsområde.

Generelt kan det konkluderes at sedimentene på alle feltene i Ormerfjorden var preget av gode redoksforhold uten forekomst av hydrogensulfid. I Eidangerfjorden var forholdene litt dårligere med noe lavere redokspotensialer og noe utslag på sulfidelektroden på FE5, men heller ikke her var det tydelige indikasjoner på hydrogensulfid.

#### 4.1.2 Karbon, nitrogen og vanninnhold

Middelverdien fra de 4-8 snittene av kjerneprøvene viste at vanninnhold (%H<sub>2</sub>O), totalt karbon (% totC) og organisk materiale målt både som organisk karbon (% orgC) og totalt nitrogen (% N), var høyere på AC/leirfeltene (FE5, FO3) enn på de respektive referansefeltene (FE6, FO4) (Figur 5). Disse forskjellene var signifikante med  $p \leq 0,021$  i Eidangerfjorden og  $p \leq 0,0003$  i Ormerfjorden (Dunnet's test). Vanninnhold i 0-1 cm snittene varierte mye fordi ulike mengder av vann over kjernen kommer med når prøvene snittes i felt. Dette snittet ble derfor holdt utenfor ved den statistiske sammenligning av vanninnholdet i kjerneprøvene.

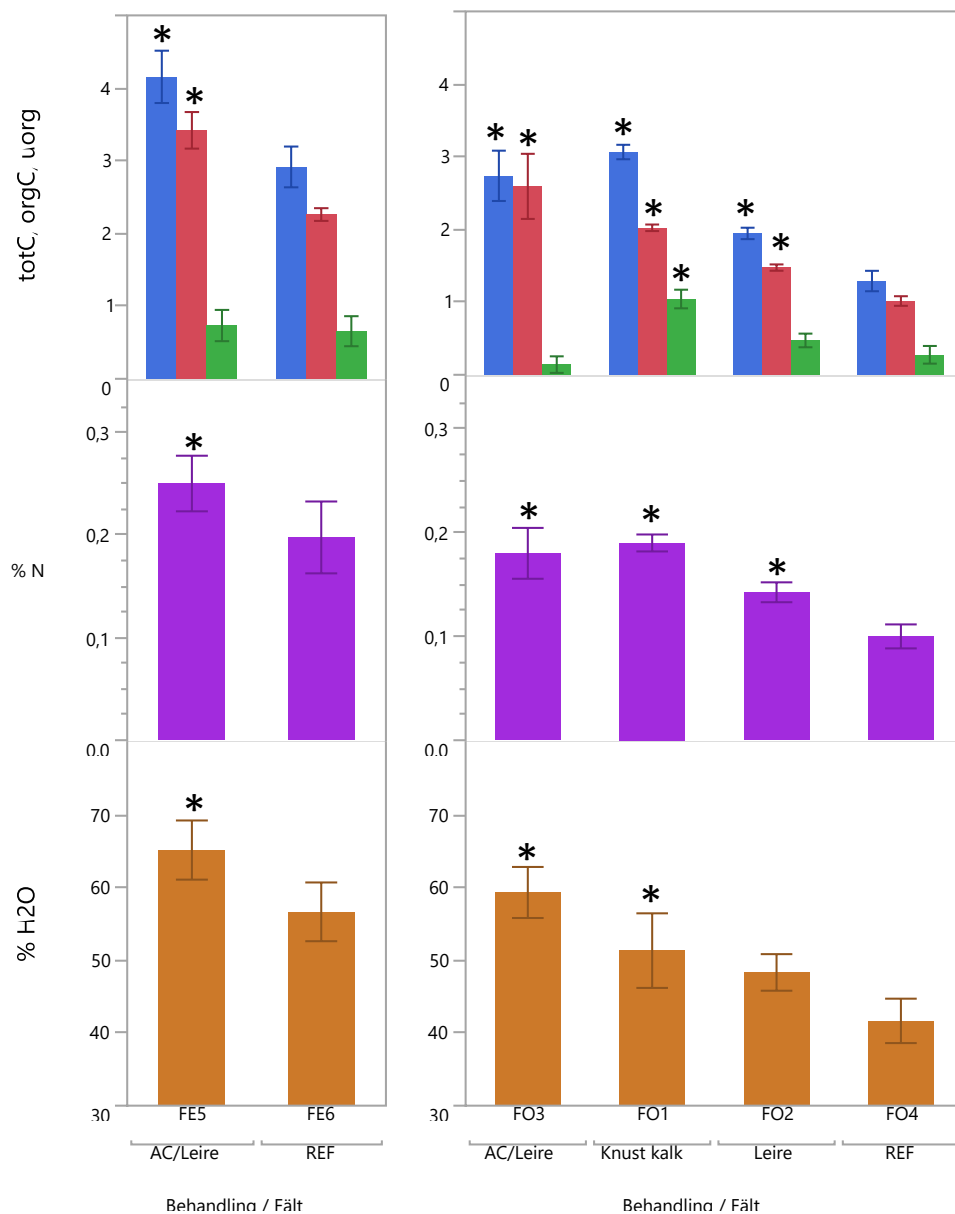
Konsentrasjonen av totalt karbon (totC) er høyere enn organisk karbon (orgC). Forskjellen utgjøres av uorganisk karbon som drives ut av prøvene som CO<sub>2</sub>-gass etter syrebehandling. Knust kalkstein fra NOAH Langøya har høyt innhold av kalsiumkarbonat (CaCO<sub>3</sub>) og feltet behandlet med disse massene (FO1) hadde høyere innhold av uorganisk karbon enn alle de andre feltene og signifikant høyere enn referansefeltet (Figur 5). Vertikalprofilene viste at alle snittene var anrikt med uorganisk, men med et svakt maximum i 3-5 cm dyp (Figur 6). Det er verdt å legge merke til at dette maksimumet sees også i profilen for totalt karbon, men ikke i profilen for organisk karbon. Disse analysene indikerer at kalksteinen tilsatt i 2009 var noenlunde jevnt fordelt over hele 0-7 cm profilen analysert i 2018, men med et lite maksimum i 3-5 cm dyp.

Bidraget fra uorganisk karbon var også årsak til at innholdet av totalt karbon var omtrent like høyt på dette feltet som på feltet behandlet med AC/leire (Figur 5), men innholdet av organisk karbon var lavere. Aktivt kull er et inert materiale og vil ikke fjernes som uorganisk karbon ved surgjøring. Alt aktivt kull som forbrennes i elementanalysatoren (1100°C) vil derfor gjenfinnes som organisk karbon i disse analysene. Høyt innhold av totalt karbon i FE5 og FO3 skyldes derfor bidrag fra aktivt kull til den organiske fraksjonen. Høyt innhold av totalt karbon i FO1 skyldes derimot et bidrag fra knust kalkstein til den uorganiske fraksjonen.

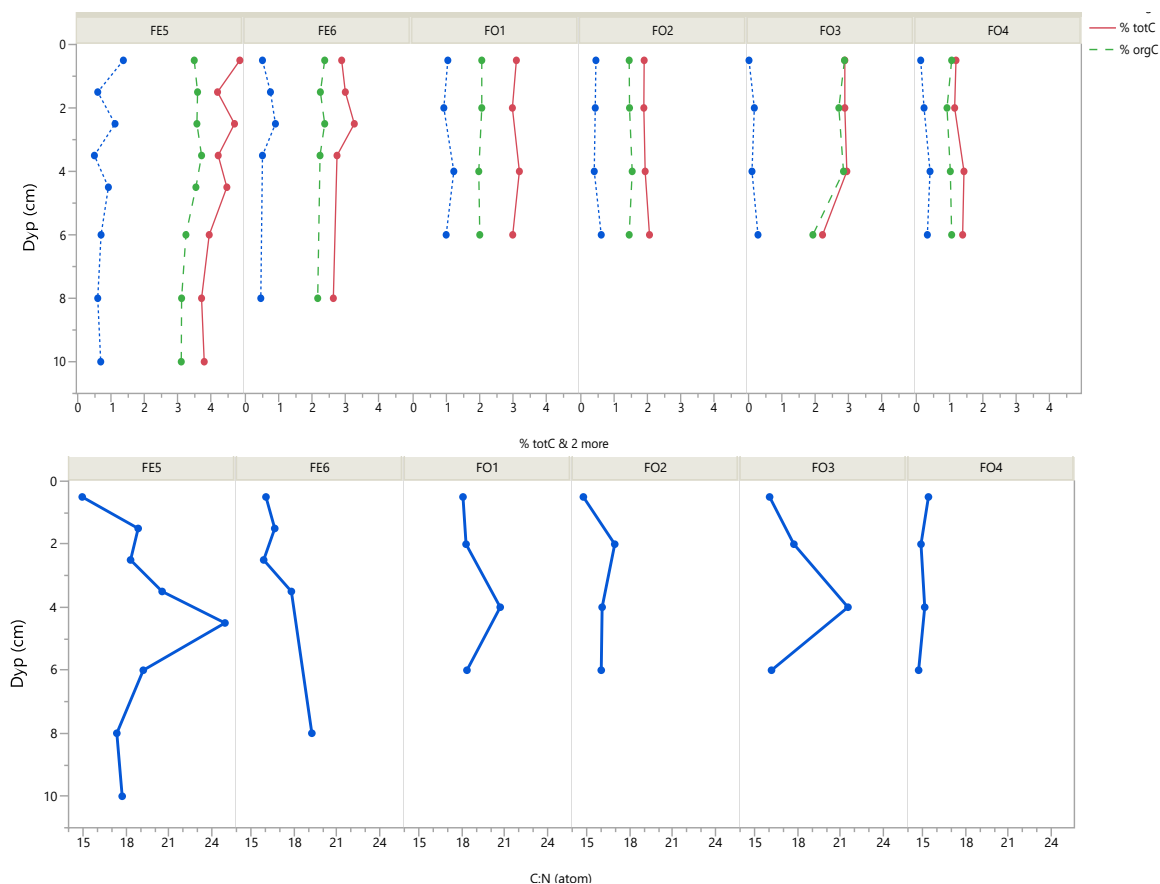
Imidlertid var alle feltene behandlet med tynnsjikt anrikt med organisk materiale (både organisk karbon og nitrogen sammenlignet med de respektive referansefeltene (Figur 5)). Dette viser at det er et bidrag til økt organisk innhold på tynnsjiktfeltene som ikke skyldes innholdet i de tilførte materialene. I tillegg var vanninnholdet signifikant endret på alle de behandlede feltene. Det økte vanninnholdet kan skyldes at de tilførte massene er mindre konsolidert enn den opprinnelige sjøbunnen, men økt innhold av organisk materiale indikerer bidrag fra en biologisk komponent. Dette skyldes ikke stor makrofauna biomasse (ref. kap. 4.5.3), men kan skyldes forbedrede vekstvilkår for mindre organismer (mikro-organismer og meiofauna).

Tilnærmet alt nitrogen i marine sedimenter er bundet i organisk materiale. Total nitrogen er derfor et godt mål på sedimentets innhold av organisk materiale. I marine organismer er det et empirisk C:N forhold på 6,6 (Redfield m.fl., 1963, Richards, 1965). Ved nedbrytning i vannsøylen og sedimentenes topplag frigjøres nitrogen raskere enn karbon slik at karakteristiske orgC:N forhold i sedimentene er typisk 9-11. I fjorder som dette er det organiske materialet delvis påvirket av makroalger og terrestrisk materiale med høyt C:N forhold. På referansefeltene (FE6, FO4) og feltet behandlet med mudret leire (FO2) kan derfor orgC:N på 12-14 og totC:N på 15-17 (Figur 7) ansees å være som forventet. Figuren viser tydelig hvordan behandlingen med knust kalkstein har gitt høyere totC:N på FO1 og behandlingen med aktivt kull har gitt høyere både orgC:N og totC:N på FO3 og FE6.

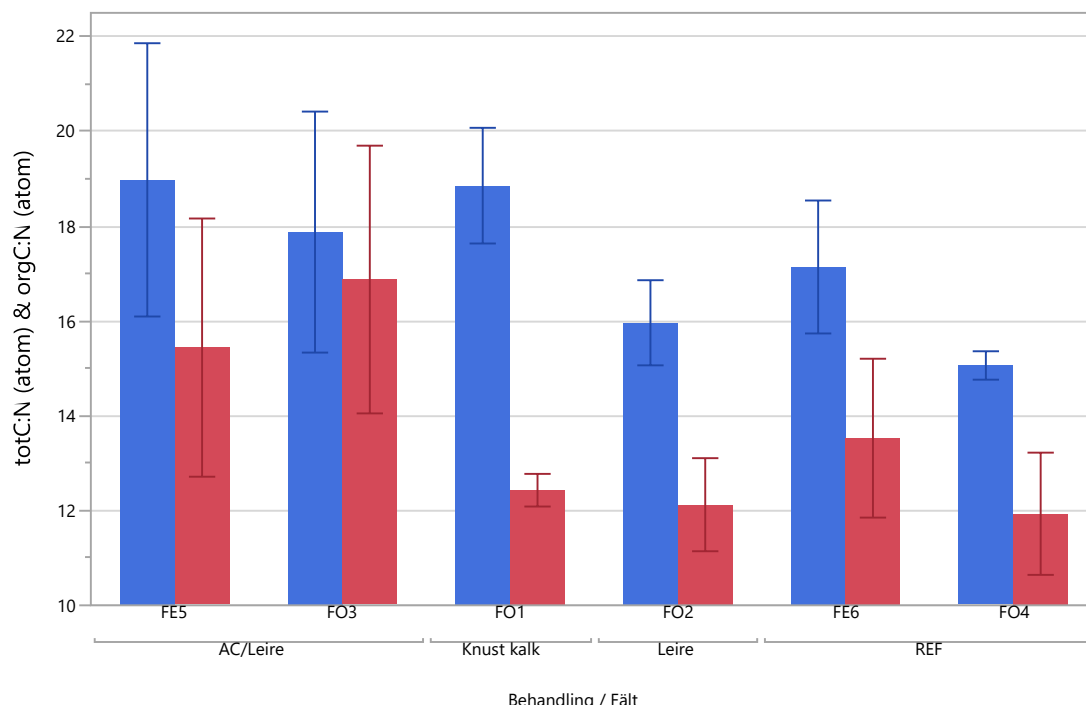
Vertikalprofilene viser at denne økningen var størst i 3-6 cm dyp på alle de tre feltene FO1, FO3 og FE5. Dette passer godt med forventet posisjon av det opprinnelige tynnsjiktet under et lite lag med mer normale C:N-forhold tilført etter 2009.



Figur 5. Støtteparametere målt i kjerneprøver fra tynnsjikt-testfeltene i Eidangerfjorden og Ormerfjorden. Øverst: % total karbon (blå), % organisk karbon (rød) og % uorganisk karbon (grønn). Midten: % nitrogen. Nederst: % vanninnhold. Middelerverdi  $\pm$  1 standard avvik fra kjerneprøver med 4-8 snitt (3-7 for vanninnhold, se tekst) ned til 12 cm dyp. Stjerne markerer signifikant forskjell fra det respektive referansefeltet (Dunnett's test,  $p < 0,05$ ).



Figur 6 Karbon og nitrogen i sedimentene. Øverst: Total (rød), organisk (grønn) og uorganisk (blå) karbon (blå). Nederst: Forholdet mellom total karbon og nitrogen basert på atom-vekt.



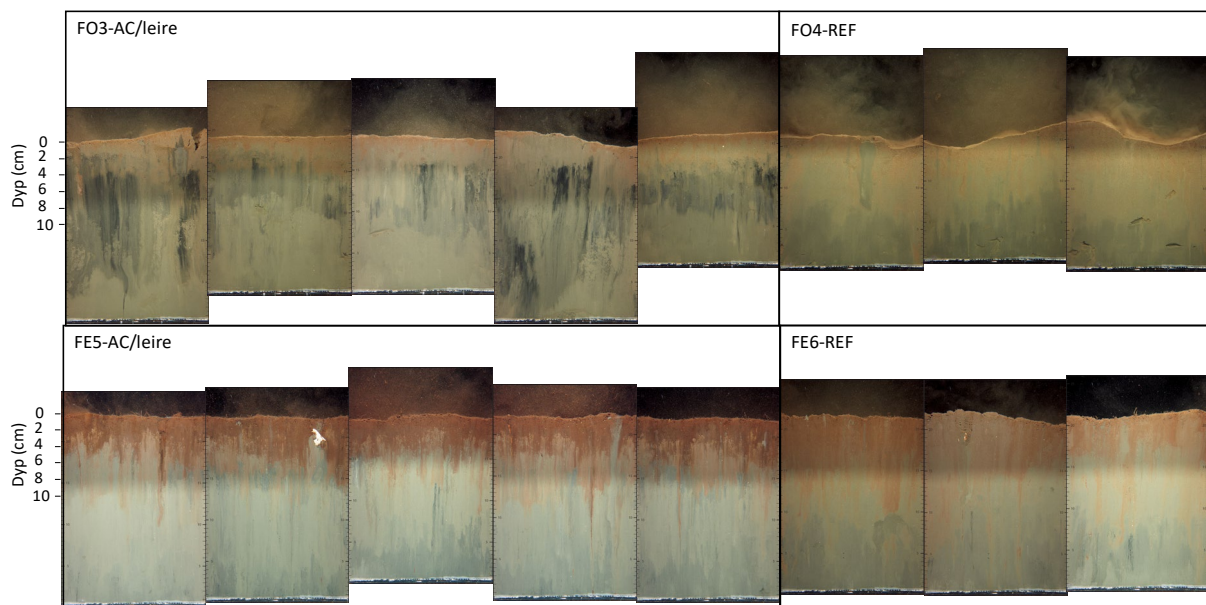
Figur 7 C:N forhold i sedimentene på tynnsjiktfeltene etablert i 2009. Middelerverdi alle snitt  $\pm$  1 standardavvik. Blå søyler = totC:N (atom). Rød søyler = orgC:N (atom).

### 4.1.3 Synlige rester av AC/leire tynnsjiktene

SPI-bildene fra Ormerfjorden viser tydelige rester av kull på FO3 som ikke kan sees på referansefeltet FO4 (Figur 8, Vedlegg E). Bildene viser ofte et skarpt skille ca. 2 cm under sediment-vann grenseflaten. Det tilsatte laget var i utgangspunktet ikke mer enn 1-3 cm tykt (Tabell 1). I underkanten sees svarte striper og bånd ned til 12-18 cm dyp og indikerer at tykkelsen på det laget der aktivt kull finnes er mangedoblet (størrelsesorden 5-10x) siden utlegging. Øket lagtykkelse kan delvis skyldes såkalt «smearing», dvs at kullpartikler adherer til prisme-glasset og følger med nedover når prismet presses nedover i sedimentet, men i hovedsak antas dette å være et resultat av bioturbasjon. Aktivt kull kan følge grave ganger nedover i sedimentet. Dette har vi selv observert i forsøk i bløtbunslaboratoriet på Solbergstrand, og det er publisert bilder av dette i litteraturen. Topplaget 0-2 cm inneholder lite eller ingen synlige spor av kull og er mest trolig tilført etter tynnsjikt-tildekkingen 9 år tidligere. Det litt spesielle med disse bildene er at kullet ser ut til å spres nedover i det gamle sedimentet i langt større grad enn oppover i det nylig avsatte sedimentet. Dette kan skyldes at bioturbasjonen var stor de første månedene etter tilsetning, men at de viktigste bioturbator-organismene forsvant fra feltet i løpet av det første året og ikke ser ut til å ha vendt tilbake enda nå ni år seinere. Stor bioturbasjon de første månedene kan skyldes både tilstedeværelsen og stressreaksjoner som følge av tildekkingen. På feltet med knust kalk ble det registrert relativt store (1-2 mm) svarte kalkpartikler i snittene fra 3-5 og 5-7 cm, men ikke i snittene fra 0-1 og 1-3 cm. Dette var i overenstemmelse med en overdekning med 2-3 cm nytt materiale i denne delen av fjorden.

De to andre feltene i Ormerfjorden (FO1, FO2) har mindre klare skiller mellom massene som ble lagt ut og gammelt sediment under og nytt tilført sediment over tynnsjiktene. På bildene fra feltet med knust kalk (FO1) var det ofte mulig å skjelve store sandkorn som også ble registrert som «knasing» under opparbeidelse av sedimentprøvene fra 3-5 og 5-7 cm dyp (Vedlegg E).

Bildene fra Eidangerfjorden er mindre tydelige. Svarte striper og bånd på 10-15 cm dyp kan skyldes utfellinger av svart jernsulfid (FeS) og er synlige både på kull-feltet og referansefeltet (Figur 8). Ved



Figur 8. SPI-bilder fra AC/leire og referansefeltene i Ormerfjorden (øverst) og Eidangerfjorden (nederst).

nøye analyser av de høyoppløselige bildene kan det skjernes et mørkt, 2-3 cm bredt lag 5-8 cm under sediment overflaten. Dette laget er ikke synlig på noen av bildene fra Ormerfjorden og kan tolkes som at feltene i Eidangerfjorden har vært mindre påvirket av bioturbasjon slik at tykkelsen på laget der kull kan sees bare har økt fra ca. 1-1,5 cm like etter tildekking til 2-3 cm ni år seinere.

En annen forskjell mellom de to fjordene er at større sedimentasjon av nytt sediment har ført til en overdekning på ca 5 cm i Eidangerfjorden sammenlignet med ca. 2 cm i Ormerfjorden, tilsvarende gjennomsnittlig årlig sediment-tilvekst på hhv 2,2 mm i Ormerfjorden og 5,5 mm i Eidangerfjorden. Dette var litt lavere enn tilsvarende anslag på hhv. 2-3 mm og 7-8 mm på de samme feltene. Kompaksjon av løse sedimenter med høyt vanninnhold og mye organisk materiale nær sedimentoverflaten kan forklare hvorfor anslagene avtar noe når de gjøres på grunnlag av sedimentasjonen i løpet hhv. 9 år og 4 år.

Hvorvidt utslippet av næringssalter og oksygenforbrukende materiale fra Heistad avløpsrensaneanlegg (kap. 2.1) kan ha bidratt til den tilsynelatende store sediment-tilveksten på FE5 er vanskelig å si noe om. Næringssaltene og løst organisk stoff vil spres over et stort område før de gir grunnlag for algevekst og økt sedimentasjon av organisk materiale. Virksomheten rapporterer heller ikke om utslipp av suspendert stoff som kan sedimentere i nærheten av utslippspunktet.

#### **4.1.4 Kvikksølv og klororganiske forbindelser**

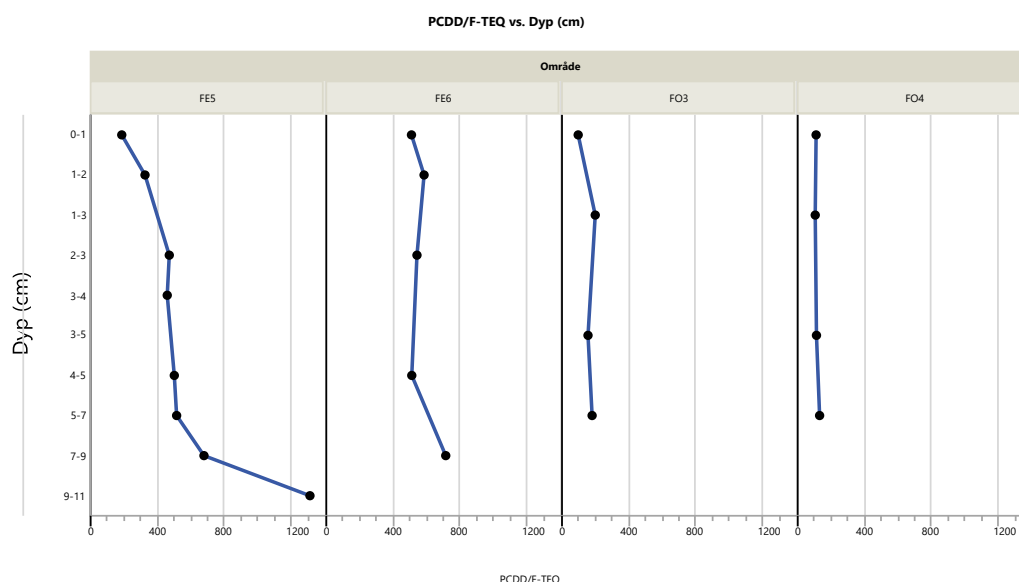
Konsentrasjoner av dioksiner, oktaklorstyren, hekseklorbenzen og kvikksølv i sedimentene er vist i Tabell 4 og Figur 9-Figur 12. Innholdet av miljøgiftene på de to feltene tildekket med AC/leire var ikke signifikant forskjellig fra de respektive referansefeltene, men konsentrasjonene i Eidangerfjorden var 2-5x høyere enn i Ormerfjorden (Tabell 4). Bortsett fra økende konsentrasjoner nederst i profilene fra Eidangerfjorden, var det små variasjoner med dypet. Dette var spesielt bemerkelsesverdig i Ormerfjorden der kjerner analysert kort tid etter tildekkingen viste et skarpt skille mellom tildekkingsmassene med lave konsentrasjoner av kvikksølv og den opprinnelige sjøbunnen med betydelig høyere konsentrasjoner. Tilsvarende profiler av dioksiner, OCS og HCB er ikke undersøkt i noen av de tidligere undersøkelsene. Klassifisert iht. vannforskriftens grenseverdier for dioksiner er feltene i Ormerfjorden sterkt forurenset (klasse IV), mens feltene i Eidangerfjorden er «meget sterkt» forurenset (klasse V). Dette er i overenstemmelse med tidligere rapporter fra dette forsøket (Eek m.fl., 2014).

Økningen av klororganiske forbindelser, spesielt dioksiner, på 8-10 cm dyp i kjernen fra AC/leirefeltet kan relateres til nedleggelsen av magnesium-fabrikken på Herøya i 2001. En sediment-tilvekst på 9 cm i løpet av 17 år gir en gjennomsnittlig tilvekst på 5,3 mm/år som var i overenstemmelse med 5,5 mm estimert fra SPI-bildene fra 2018. Nedleggelsen synes å ha nedført en relativt umiddelbar reduksjon i sedimentasjon av klororganiske forbindelser i dette området av Eidangerfjorden, uten en tilsvarende endring i tilførslene av Hg eller organisk stoff. Prøven opptrer derfor som en ekstremverdi i alle tre plottene i Figur 13.

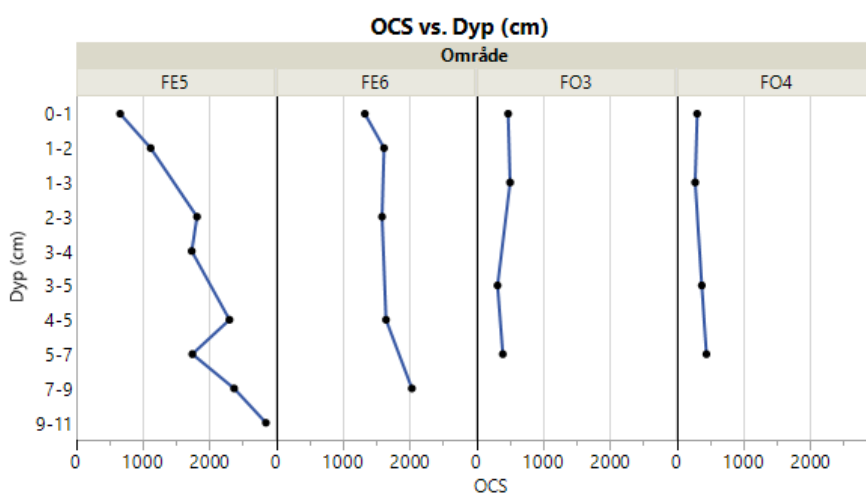


Tabell 4. Analyser av sedimentkjerneer fra referansefeltene og feltene behandlet med AC/leire. Gjennomsnitt  $\pm$  1 standard avvik for alle snittene i hver kjerne (n = 4-8).

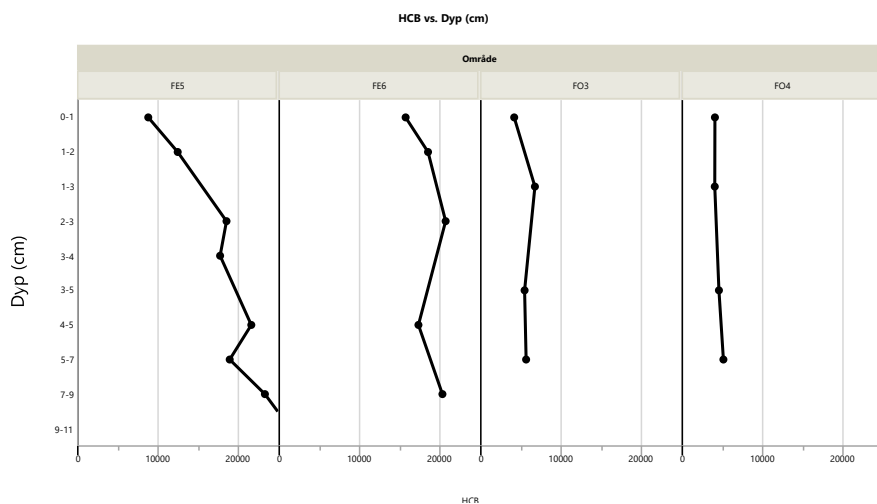
	Eidangerfjorden		Ormerfjorden	
	FE5 AC/leire	FE6 Ref.	FO3 AC/leire	FO4 Ref.
PCDD/F-TEQ (pg/g TS)	572 $\pm$ 348	590 $\pm$ 87	162 $\pm$ 46	118 $\pm$ 12
HCB (ng/g TS)	18,5 $\pm$ 5,7	18,5 $\pm$ 2,1	5,43 $\pm$ 1,06	4,37 $\pm$ 0,51
OCS (ng/g TS)	1,83 $\pm$ 0,71	1,65 $\pm$ 0,25	0,418 $\pm$ 0,085	0,345 $\pm$ 0,076
Hg ( $\mu$ g/g TS)	0,36 $\pm$ 0,15	0,43 $\pm$ 0,04	0,20 $\pm$ 0,01	0,15 $\pm$ 0,02



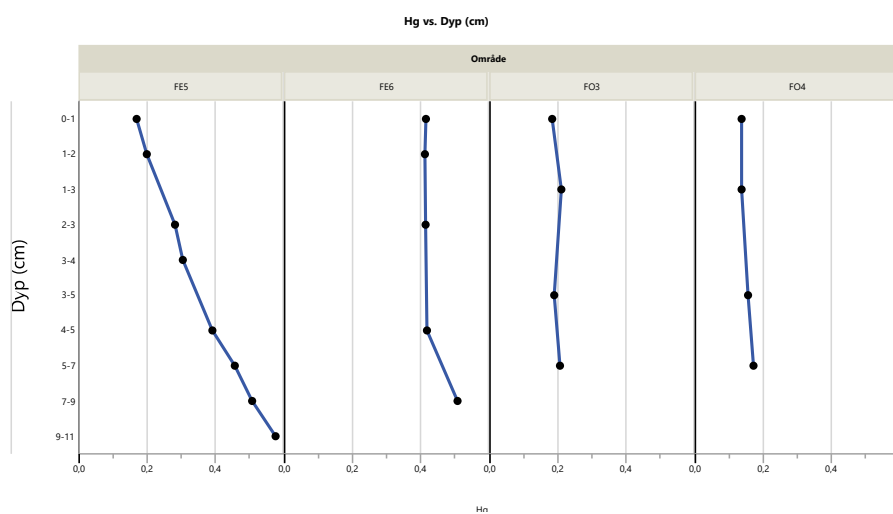
Figur 9. Vertikalfordeling av dioksiner og furaner på referansefeltene (FE6, FO4) og feltene behandlet med AC/leire (FE5, FO3) i Eidangerfjorden (FE) og Ormerfjorden (FO).



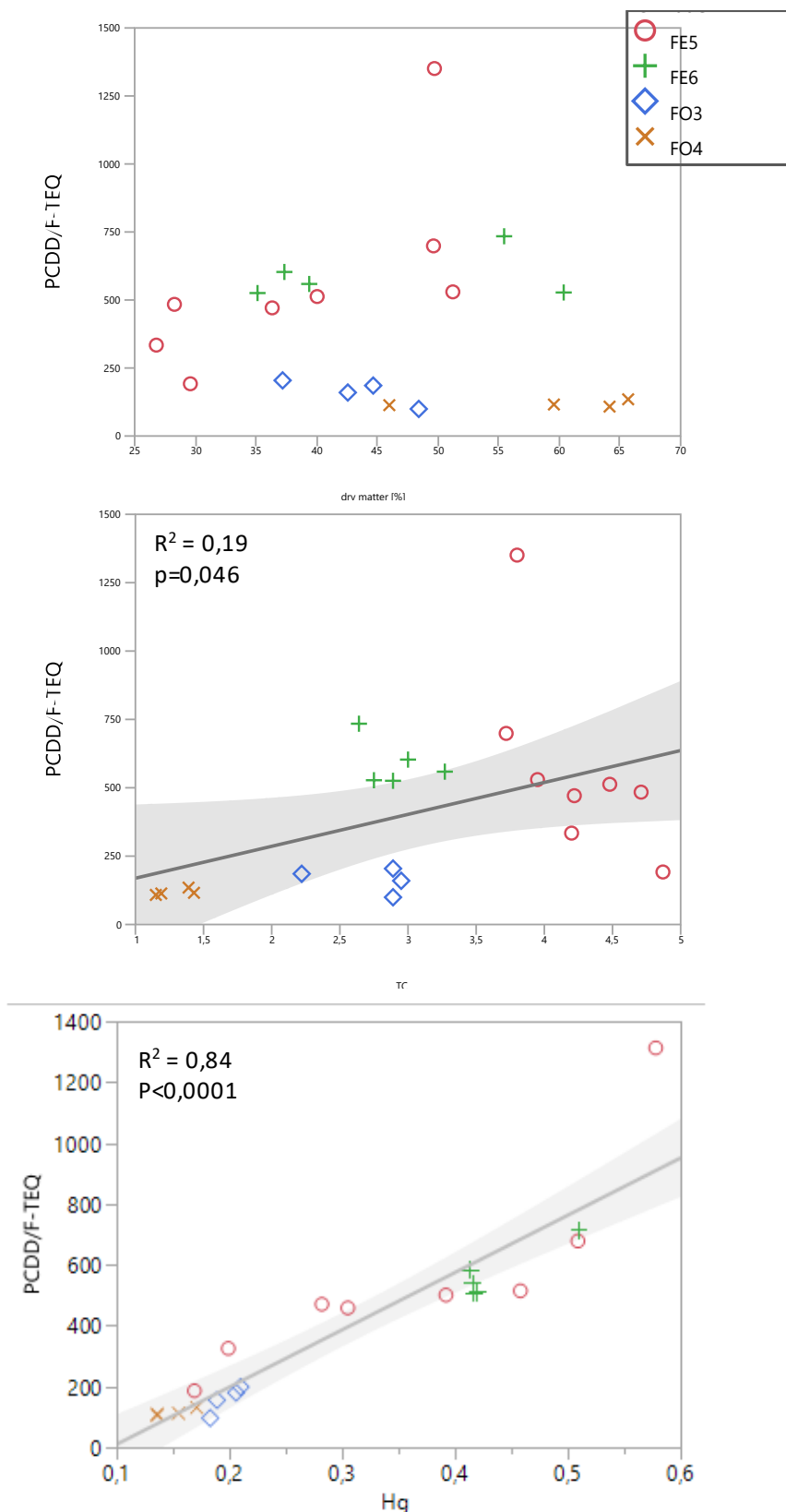
Figur 10. Vertikalfordeling av oktakorstyren på referansefeltene (FE6, FO4) og feltene behandlet med AC/leire (FE5, FO3) i Eidangerfjorden (FE) og Ormerfjorden (FO).



Figur 11. Vertikalfordeling av heksaklorbenzen på referansefeltene (FE6, FO4) og feltene behandlet med AC/leire (FE5, FO3) i Eidangerfjorden (FE) og Ormerfjorden (FO).



Figur 12. Vertikalfordeling av kvikksølv på referansefeltene (FE6, FO4) og feltene behandlet med AC/leire (FE5, FO3) i Eidangerfjorden (FE) og Ormerfjorden (FO).



Figur 13. Korrelasjon mellom dioksiner (PCDD/F) og hhv. tørrstoff (øverst), total karbon (midten) og kvikksølv (nederst) i sedimentprofilene fra testfeltene i Ormerfjorden og Eidangerfjorden behandlet med AC/leire (FO3, FE5) og ubehandlet referanse (FO4, FE6).

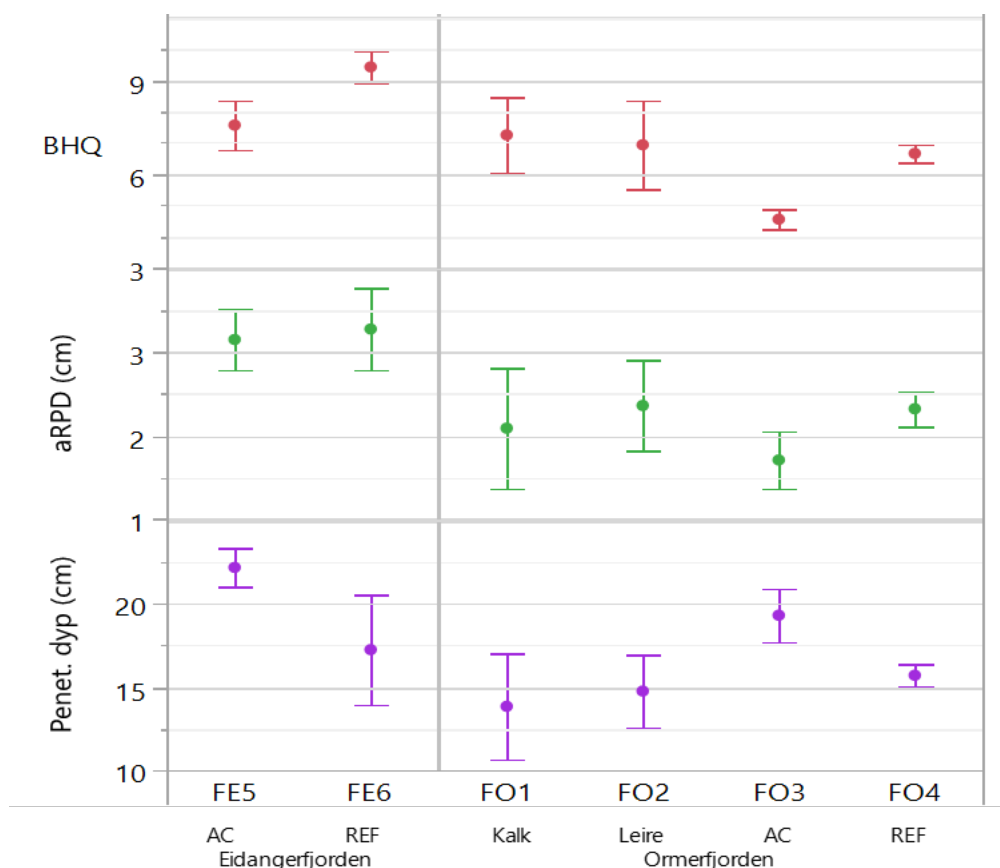
## 4.2 SPI

### 4.2.1 BHQ, aRPD og penetrasjonsdyp 2018

Penetrasjonsdypet (Figur 14) viser hvor langt ned i sedimentet kameraprismet synker. Dersom kameraet treffer bunnen med samme hastighet, vil penetrasjonsdypet reflektere hvor bløte sedimentene er. Bløte sedimenter assosieres vanligvis med høyt innhold av organisk karbon og høyt vanninnhold. Penetrasjonsdypet varierte fra 11 til 23 cm og var lavest på feltet med knust kalkstein tett fulgt av mudret leire og referansefeltet i Ormerfjorden. Penetrasjonsdypet på AC/leire feltet var signifikant høyere enn på de andre feltene i Ormerfjorden. Feltene i Eidangerfjorden hadde bløtere sedimenter enn feltene i Ormerfjorden og aller bløtest var det på AC/leirefeltet. Disse målingene indikerte at behandlingen med aktivt kull gir en langvarig endring av sedimentenes konsistens.

SPI-bildene benyttes også til visuell bestemmelse av et grensesjikt som kalles aRPD (tilsynelatende redoks potensial diskontinuitet). I Eidangerfjorden ble dette funnet å ligge i 3,0-3,5 cm dyp på begge feltene (Figur 14) og ca 1 cm nærmere overflaten i Ormerfjorden. Dette var i rimelig god overenstemmelse med de faktiske målingene med redoks-elektroden (Vedlegg F).

BHQ (Benthic Habitat Quality) indeks viste klasse II «god» tilstand på alle feltene unntatt på FO3 (AC/leire) der tilstanden var klasse III «moderat» (Rosenberg et al., 2004). Statistisk analyse viste at BHQ og penetrasjonsdyp på FE5 var signifikant forskjellig ( $p < 0,05$ ) fra referansefeltet FE6 og at alle tre parameterne på FO3 var signifikant forskjellig fra referansefeltet FO4 (Tabell 5).



Figur 14. SPI-målinger. Gjennomsnitt  $\pm$  1 standardavvik fra 3-9 stasjoner i hvert område. Figuren viser fra øverst til nederst BHQ-indeks (6-11 = «god tilstand», 3-6 = «moderat»), aRPD (apparent redox potential discontinuity) og penetrasjonsdyp. Data fra 2018.

Tabell 5. Statistisk sammenligning av feltene behandlet med AC/leire (FO3, FE5) med respektive kontrollfelt (FO4, FE6). p-verdiene beregnet med JMP® 14.2.0 (comparison with control, Dunnett' method) viser sannsynligheten for at det ikke er noen forskjell mellom de to feltene. Signifikant forskjell ( $p < 0,05$ ) er markert med stjerne og fet skrift. Data fra 2018.

	FO3 vs FO4	FE5 vs FE6
BHQ	<b>0,0001*</b>	<b>0,0037*</b>
aRPD	<b>0,0330*</b>	0,6401
Penetrasjonsdyp	<b>0,0111*</b>	<b>0,0021*</b>

#### 4.2.2 Trender habitat-indeks 2009-2018

Gjennomsnittlig BHQ-indeks basert på SPI-bilder fra 3-16 stasjoner i hvert felt varierte fra høyeste verdi 10,0 på AC/leire feltet i Eidangerfjorden før tildekking til laveste verdi 4,36 på det samme feltet høsten 2010 – et år etter tildekking (Figur 15). Før tildekking var tilstanden god på alle feltene. Ingen av feltene oppnådde klasse I «meget god» på noen av toktene og ingen av feltene ble klassifisert dårligere enn klasse II «moderat».

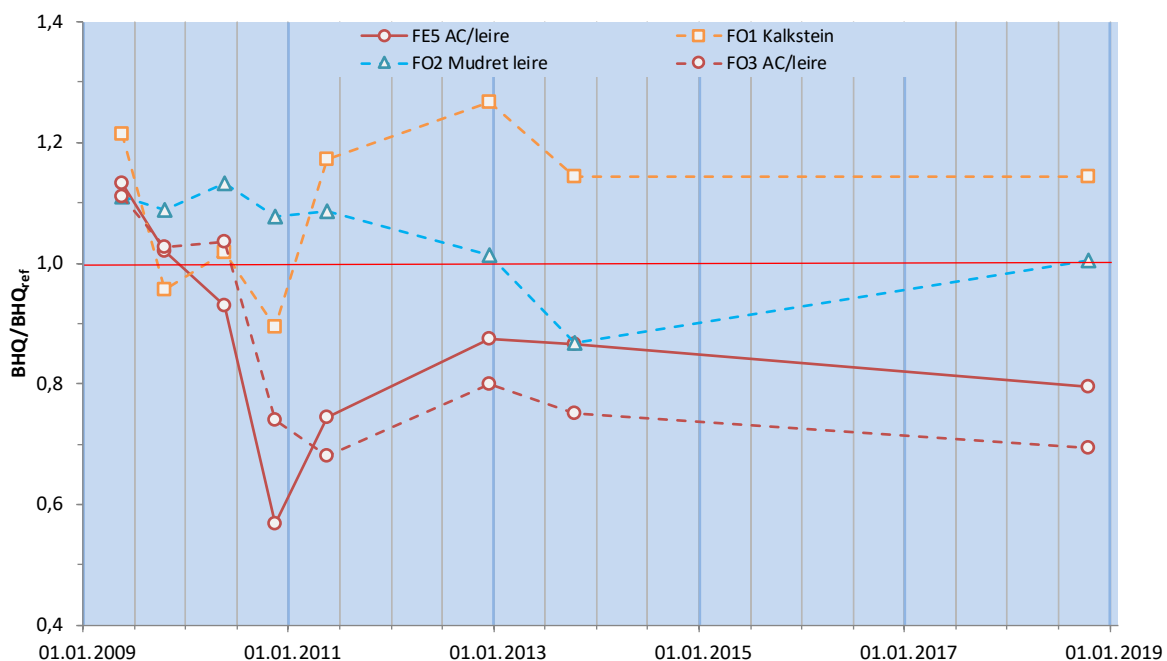
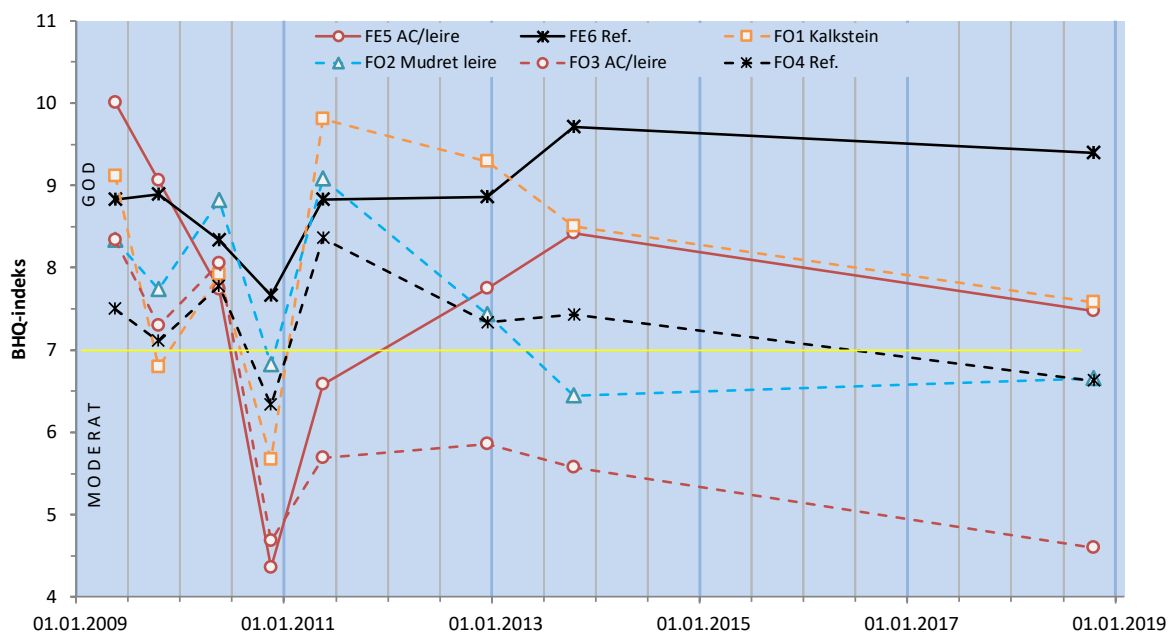
Referansefeltet i Eidangerfjorden opprettholdt klasse 2 «god tilstand» gjennom samtlige tokt med  $7,6 < \text{BHQ} < 9,7$ . Habitatet i Ormerfjorden var generelt noe dårligere enn i Eidangerfjorden og referansefeltet ble klassifisert som moderat ved to anledninger (høsten 2010 og 2018).

Alle feltene, også referansefeltene, viste relativt dårlig tilstand høsten 2010 og det kan ikke utelukkes at begge fjordområdene er utsatt for en ytre påvirkning relatert til værforhold eller lignende, på dette tidspunktet. Ser en på BHQ-indeksen relativt til indeksene på referansefeltene (Figur 15, nederst) er det jevnt fallende tilstand siden før tildekking på begge feltene behandlet med AC/leire, mens det er en liten nedgang på kalkfeltet (FO1) og nesten ingen endring på leirefeltet (FO2). Fra høsten 2010 til høsten 2012 økte indeksen på alle feltene, mens de seinere toktene viste relativt små endringer i BHQ-indeks. Sammenlignet med før-tilstanden og tilstanden på referansefeltene forble BHQ relativt lav på begge AC/leire feltene. Høsten 2018 var BHQ på disse feltene signifikant lavere enn på referansefeltene (Tabell 5).

På AC/leirefeltet i Ormerfjorden (FO3) har tilstanden vært «moderat» på alle tokt fra og med høsten 2010 og BHQ-indeksen har ikke vist tydelige tegn til bedring verken absolutt (Figur 15, øverst) eller relativt til referansefeltet (Figur 15, nederst). Også feltet behandlet med mudret leire har vist «moderat» tilstand på de siste to toktene, men ubetydelig forskjellig fra referansefeltet som også viste «moderat» tilstand under siste tokt.

Feltet behandlet med knust kalk (FO1) har etter den dårlige tilstanden for alle feltene høsten 2010 hatt klart høyeste BHQ av alle feltene i Ormerfjorden, referansefeltet inkludert. Kalken kan ha hatt en gunstig virkning på porevanns-miljøet gjennom pH-bufring, tilgang på karbonat til skallbygging eller via økt diffusjon av oksygen som følge av øket partikkelstørrelse sammenlignet med øvrige sedimenter og tildekkingsmasser.

Oppsummert viste BHQ-indeksen en klar forverring av tilstanden i løpet av det første året etter utlegging av tynnsjiktene med AC/leire. De påfølgende to årene bedret tilstanden seg noe, men den positive utviklingen har ikke fortsatt og høsten 2018 var indeksen fortsatt signifikant lavere enn på referansefeltene. Feltet behandlet med knust kalk viste en forbigående redusert tilstand i perioden 2009-2010, mens behandlingen med mudret leire hadde minst effekt på BHQ-indeksen den første perioden etter tilsetning.



Figur 15. BHQ indeks bestemt på grunnlag av SPI bilder fra testfeltene i Eidangerfjorden (FE5-6) og Ormerfjorden (FO1-4) fra fire måneder før til ni år etter utlegging av tynnsjikt i september 2009. Punktene representerer middelerverdi av alle BHQ-indeks bestemt i hvert felt ( $3 \leq n \leq 16$ ). Gul horisontal linje i øverste diagram markerer grensen mellom klasse II «god» og klasse III «moderat» habitat tilstand. Nederste diagram viser indeksene relativt til indeksene på de respektive referansefeltene. Under/over rød linje viser om tilstanden er dårligere/bedre enn på referansefeltet.

## 4.3 In situ målinger av utlekking

### 4.3.1 Tokt 2018

Utlekking av PCDD/F fra testfeltene og referansefeltene i perioden fra oktober 2018 til april 2019 er vist i Figur 16, mens utlekkingen av HCB og OCS er vist i Figur 17. Resultatene for PCDD/F er presentert som gjennomsnitt av sum TEQ for de tre flukskamrene som ble plassert ut på hvert av feltene. Variansen er vist som  $\pm$  ett standardavvik for sum TEQ for de tre kamrene.

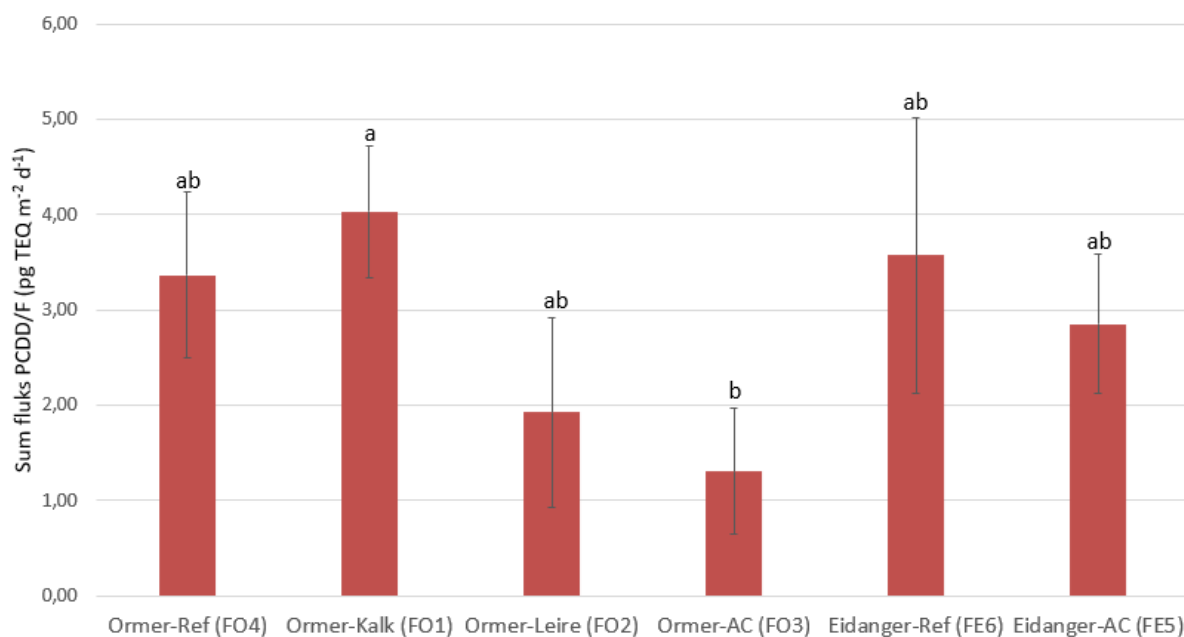
Resultatene viser at utlekkingen av PCDD/F fra de to referansefeltene ikke var signifikant forskjellige i denne perioden. For referansefeltet i Ormerfjorden (FO4) var utlekkingen  $3,4 \pm 0,9$  pg TEQ  $m^{-2} d^{-1}$ , mens den for referansefeltet i Eidangerfjorden (FE5) var  $3,6 \pm 1,5$  pg TEQ  $m^{-2} d^{-1}$ .

For feltet som er dekket til med leire og AC i Ormerfjorden (FO3) var det signifikant lavere fluks (One Way Anova med Tukey post-hoc test,  $p = 0,04$ ) av PCDD/F sammenlignet med kalkfeltet FO1 (Figur 16). Feltet FO3 (AC/leire, Ormerfjorden) viste også lavere fluks enn referansefeltet FO4, men forskjellen var ikke signifikant. Feltet FO2 (Ormerfjorden; stedlig leire uten AC) viste fluks på  $1,9 \pm 1,0$  pg  $m^{-2} d^{-1}$ , mens FO3-feltet (AC/leire) viste en utlekking på  $1,3 \pm 0,7$  pg TEQ  $m^{-2} d^{-1}$ .

I Eidangerfjorden ble det også målt lavere utlekking fra AC/leire-feltet (FE5;  $2,9 \pm 0,7$  pg TEQ  $m^{-2} d^{-1}$ ), sammenlignet med referansefeltet, men forskjellen var ikke signifikant.

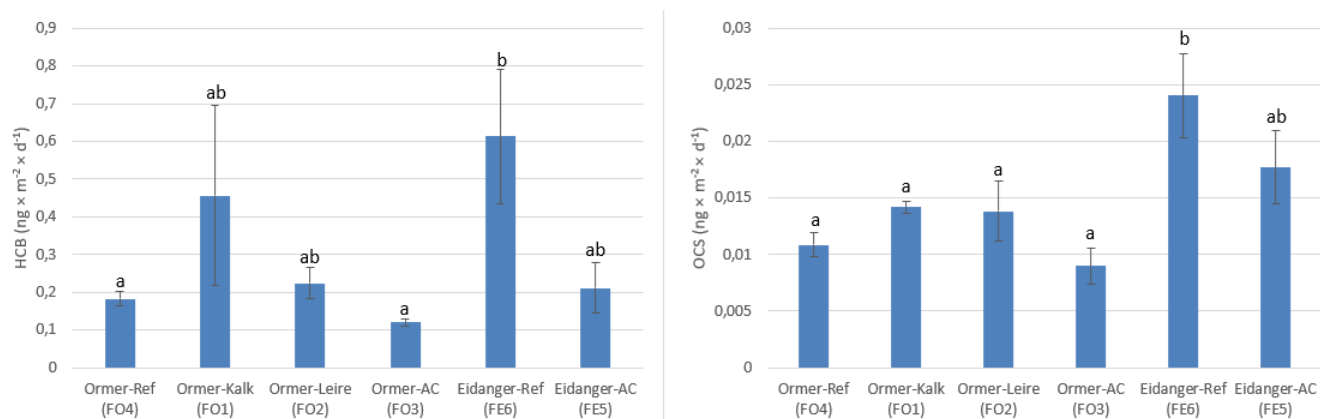
For de klororganiske forbindelsene HCB og OCS var utlekkingen høyest fra referansefeltet i Eidangerfjorden (FE6) for begge forbindelsene (Figur 17). Utlekkingen av HCB fra FE6 er signifikant høyere enn fra referansefeltet FO4 (One Way Anova med Tukey post-hoc test,  $p = 0,02$ ) og AC/leire-feltet FO3 ( $p = 0,05$ ).

For OCS var utlekkingen fra referansefeltet i Eidangerfjorden signifikant høyere enn alle feltene i Ormerfjorden (FO4,  $p = 0,001$ ; FO1,  $p = 0,02$ ; FO2,  $p = 0,01$ ; FO3,  $p = 0,0004$ ).



Figur 16. Fluks av dioksiner fra referanse- og testfeltene i Ormerfjorden og Eidangerfjorden i 2018. Søylene representerer gjennomsnitt av tre replikater og variansen er presentert som  $\pm$  ett standardavvik. Bokstaver over søylene indikerer hvilke resultater som er signifikant forskjellige (One Way Anova med Tukey post-hoc test,  $p < 0,05$ ).

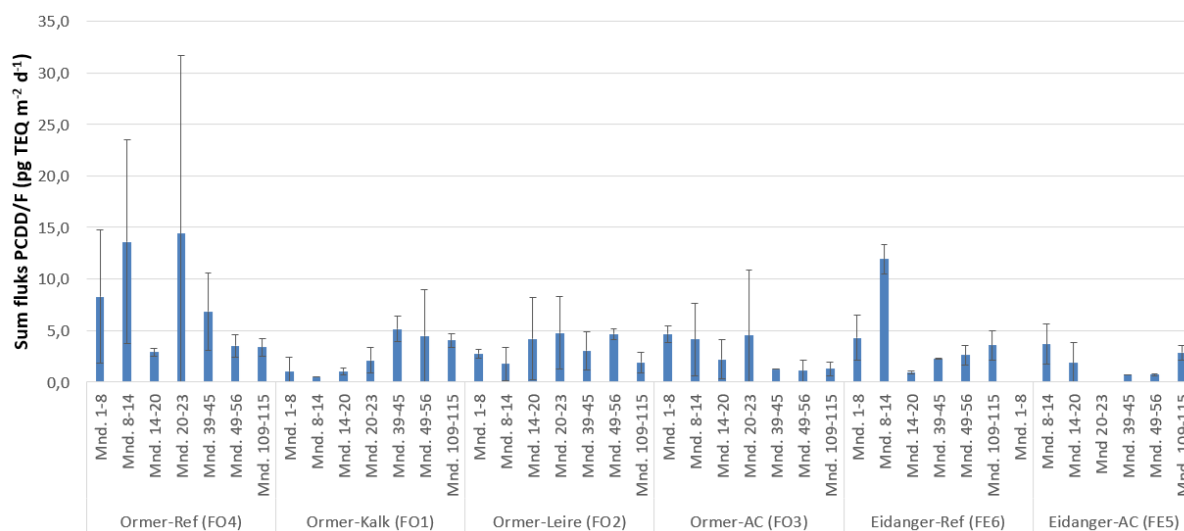




Figur 17. Fluks av heksaklorbenzen (venstre) og oktaklorstyren (høyre) på testfeltene i Eidangerfjorden og Ormerfjorden i 2018. Søylenes representerer gjennomsnitt av tre replikater og variansen er presentert som  $\pm$  ett standardavvik.

#### 4.3.2 Trender 2009-2018

Utlekking av PCDD/F fra testfeltene i Grenlandsfjorden har vært overvåket med samme metode siden de ble etablert i 2009, mens de klororganiske forbindelsene HCB og OCS er målt for første gang i årets overvåking. Figur 18 viser hvordan utlekking av PCDD/F fra testfeltene og referansefeltene har utviklet seg over tid.



Figur 18. Utvikling over tid av fluks av dioksiner fra referanse- og testfeltene i Ormerfjorden og Eidangerfjorden. Søylenes representerer gjennomsnitt av tre replikater og variansen er presentert som  $\pm$  ett standardavvik.

#### 4.3.2.1 Referansefeltene

Utviklingen over tid viser at utlekkingen fra referansefeltet i Ormerfjorden ble gradvis redusert fra 20 måneder etter oppstart av prosjektet og til i dag, 110 måneder etter oppstart (Figur 18). Dette kan skyldes at det sedimenterer renere partikler nå, sammenlignet med for 10 år siden. Den samme trenden ble ikke observert for referansefeltet i Eidangerfjorden, hvor det ble sett en økning i utlekkingen av PCDD/F over den samme perioden. Utlekkingen fra de to referansefeltene er i samme størrelsesorden for overvåkingen fra 2018/2019. De kalkulerte fluksene av HCB og OCS viser signifikant høyere verdier for begge forbindelsene fra referansefeltet i Eidangerfjorden sammenlignet med referansefeltet i Ormerfjorden. Dette viser også at det er en differensiering i grad av forurensning av de to områdene. Miljødirektoratets database ([www.miljostatus.no](http://www.miljostatus.no)) viser at det er flere industriutslipp til sjø til Eidangerfjorden: Norsk Gjenvinning, Heistad Avløpsrensaneanlegg, Renor AS avd. Brevik, Norcem Brevik. Ingen av disse skal ha utslipp til sjø av dioksiner, furaner, HCB eller OCS og det er derfor lite sannsynlig at disse er kilden til økt utlekking fra referansefeltene. Sedimentprofilene fra referansefeltene i Ormerfjorden og Eidangerfjorden (Figur 9) viser at konsentrasjonen av PCDD/F i sedimentoverflaten (0-1 cm) er i samme størrelsesorden for referansefeltene og FE5 (leire/AC-feltet), mens referansefeltet i Eidangerfjorden (FE6) har omtrent dobbelt så høy konsentrasjon i overflatesedimentet. En høyere andel organisk materiale i Eidangerfjorden (Figur 6) kan være årsaken til at fluksen fra FE6 likevel er i samme størrelsesorden som fluksen fra FO4.

Den høyere konsentrasjonen av PCDD/F i overflatesedimentet i Eidangerfjorden sammenlignet med Ormerfjorden, kan skyldes blant annet transport av dioksiner over Brevikterskelen og ut i de ytre fjordområdene i Grenlandsfjorden (Cornelissen et al., 2010). Ved hjelp av passive prøvetakere og sedimentfeller ble fluksen over Brevikterskelen da målt til å være 1 g TEQ år<sup>-1</sup>. Denne transporten skyldes sekundære kilder i fjorden, det vil si oppvirling av forurenset sediment fra "hotspots" i indre Frierfjorden. Eidangerfjorden munner ut ved Brevikterskelen, mens Ormerfjorden ligger øst for Breiviksterskelen med Sandøya mellom. Det kan tenkes at transporten av forurensning til Eidangerfjorden spres enklere innover Eidangerfjorden enn rundt Sandøya og inn i Ormerfjorden. Dette kan dermed være årsaken til forskjellen i konsentrasjon som observeres for PCDD/F, HCB og OCS mellom referansefeltene i de to fjordene (Figur 9-Figur 11).

#### 4.3.2.2 Testfeltene

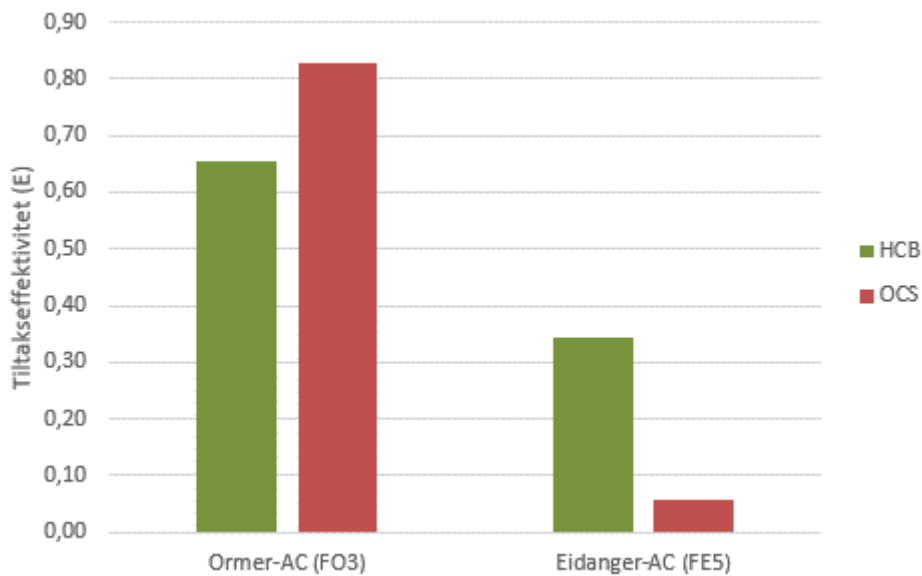
Resultatene viser at kalk og leire alene fungerer dårlig som tynntildekning over lengre tid, mens bruk av AC-leire blandinger gir bedre tiltakseffektivitet over tid (Figur 18). Dette vises ved at det for kalk og leire kvantifiseres lav utlekking de 2-3 første måleperiodene. Etter mnd 20 øker utlekking for testfeltene dekket til med leire og kalk. For testfeltene som er dekket til med AC/leire sees motsatt trend, både i Ormerfjorden og i Eidangerfjorden. Utlekkingen er høyest de første 2-3 periodene, mens den over tid blir lavere.

#### 4.3.2.3 Tiltakseffektivitet for AC-feltene

Tiltakseffektiviteten er beregnet som fluks fra testfelt dividert med fluks fra referansefeltet i samme fjordområde. Tiltakseffektiviteten for testfeltene med AC/leire er vist for PCDD/F i Figur 19 og for HCB og OCS i Figur 20. For PCDD/F er resultatene for tiltakseffektiviteten beregnet relativt til gjennomsnittet for utlekking fra referansefeltene over alle målingene som er gjort gjennom de 10 årene overvåkingen har foregått, mens det for HCB og OCS er beregnet relativt til utlekkingen fra referansefeltene målt i årets overvåking. Tiltakseffektivitet > 1 vil si at utlekkingen er høyere fra testfeltet enn fra referansefeltet, mens tiltakseffektivitet < 1 vil si at utlekkingen er lavere fra testfeltet sammenlignet med referansefeltet. Desto lavere tiltakseffektiviteten er, jo bedre fungerer materialet på testfeltet for å hindre utlekking til vann og biota.



Figur 19. Flukser av dioksiner (PCDD/F-TEQ) presentert som tiltakseffektivitet for testfeltene dekket til med AC/leire (FO3 og FE5). Figuren viser svært god tiltakseffektivitet i begge fjordene i mnd 39-45 og 49-56. (OBS manglende data, se kap. 3.2.2.)



Figur 20. Fluks av heksaklorbensen (HCB) og oktaklorstyren (OCS) presentert som tiltakseffektivitet (FT/mFR) for testfeltene dekket til med AC/leire (FO3 og FE5). Figuren indikerer bedre tiltakseffektivitet i Eidangerfjorden enn i Ormerfjorden for disse forbindelsene.

Resultatene viser at tildekkingsmaterialet av leire/AC-feltet (FO3) i Ormerfjorden fortsatt fungerer godt 10 år etter at tildekkingsmaterialet ble lagt ut. Dette gjelder for PCDD/F, HCB og OCS (Figur 19, Figur 20). For Eidangerfjorden kan årets resultater for PCDD/F indikere at effekten er i ferd med å avta, samtidig som resultatene for HCB og OCS i Eidangerfjorden viser god effekt. Hvilke prosesser som bidrar til redusert effekt av AC over tid er diskutert under. Resultatene av tiltakseffektivitet for HCB og OCS viser motsatt trend sammenlignet med resultatene fra PCDD/F; god effektivitet i Eidangerfjorden og dårlig i Ormerfjorden. Beckingham og Ghosh (2011) har vist at det er en klar sammenheng mellom biotilgjengelighet av PCB i elvesediment etter behandling med AC og størrelsen på molekylene, der det tok lengre tid før det ble en reduksjon i tilgjengeligheten til de største PCB-forbindelsene. Bedre tiltakseffektivitet for HCB&OCS i Eidangerfjorden sammenlignet med PCDD/F kan skyldes at HCB/&OCS fra forurensede, sedimenterende partikler hurtigere bindes til AC. Forskjellen mellom Ormerfjorden og Eidangerfjorden for HCB og OCS er vanskelig å finne en forklaring for.

Hvor godt AC+leire fungerer som tildekkingsmateriale over tid er imidlertid også avhengig av at aktive kilder og spredning av forurensning er kontrollert og minimert. For PCDD/F viser resultatene for Eidangerfjorden en reduksjon i funksjonen fra mellom 5 og 10 år etter tildekking (Figur 19). Samtidig viser fluksen av PCDD/F fra referansefeltet i Eidangerfjorden (Figur 18) også en økning over de tre siste overvåkningsperiodene (Mnd. 39-45, Mnd. 49-56 og Mnd. 109-115). Det kan være to mekanismer som bidrar til at AC+leire ikke fungerer like godt som tildekkingsmateriale på FE5 i Eidangerfjordne lengre: i) Det er tilførsel av dioksiner og furaner til hele området, dette sees på fluksen som måles for referansefeltet i Eidangerfjorden (FE6 i Figur 18), og ii) det aktive kullet har ikke lengre kapasitet til å binde PCDD/F som tilføres med nytt sedimenterende materiale. Andre studier som har vurdert effekten av AC som aktivt tildekkingsmateriale med varighet på 10 år eller lengre er ikke kjent, og vi har derfor ikke oversikt over om andre har rapportert redusert bindingskapasitet av AC over tid.

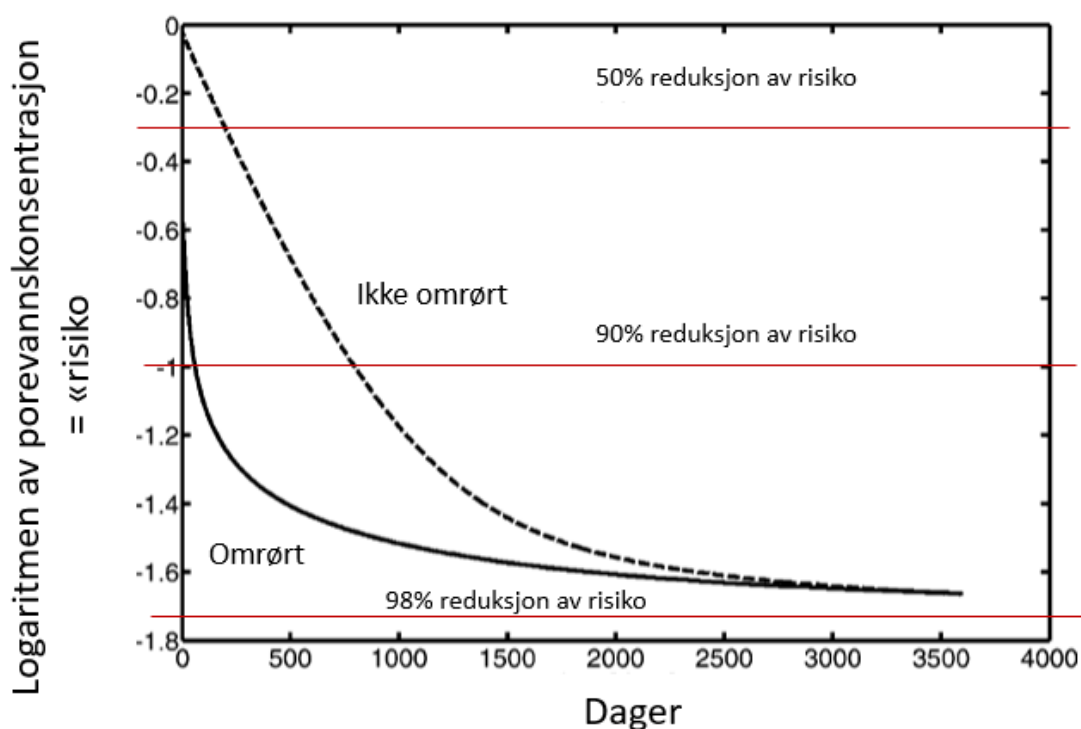
#### 4.3.2.4 Aktivt kull som tildekkingsmateriale over tid

Resultatene som viser utlekking over tid (Figur 18 og Figur 19) viser at AC blir mer effektiv etter et par år. For Ormerfjorden skjer dette etter omtrent 2 år (etter Mnd. 20-23), mens det i Eidangerfjorden skjer en reduksjon allerede mellom 1 og 2 år etter utlegging. Det er tidligere blitt modellert en overføringstid for sterkt hydrofobiske organiske miljøgifter (PCBer) fra sedimentpartikler til AC som viser at det kan ta inntil 5 år før urørt sedimentet kommer i likevekt med AC (se Figur 21; Werner et al., 2006). Forklaringen er at forbindelser med lav vannløselighet/høy hydrofobisitet bruker lang tid på forflytningen fra forurensede sedimentpartikler til AC-partikler. Figur 21 som er en modifisert fra Werner et al. (2006) viser at for blandet sediment er det en 90% reduksjon allerede etter omtrent 100 dager, mens det tar omtrent 800 dager i situasjoner der sedimentet er ublandet. Siden resultatene viser at det kortere tid før porevannskonsentrasjon og AC kom i likevekt i Eidangerfjorden sammenlignet med Ormerfjorden, kan dette indikere at det er høyere omrøring i sedimentet i Eidangerfjorden. Dette stemmer godt overens med den fattige faunaen i AC/leire-feltet i Ormerfjorden, og av slangestjerner spesielt.

Fra resultatene fra *in situ* målingene kan det se ut som det er en reduksjon i funksjonen til AC ved testfeltet i Eidangerfjorden mellom 5 og 10 år etter tiltaket (Figur 18). Dette bekreftes bare delvis av *ex situ* målingene som viser en noe mindre nedgang i 2018 (se Figur 24 og Figur 28). Det er flere faktorer som kan forklare en reduksjon i effektiviteten til AC, og de påvirker også hverandre. For det første tilføres det ny forurensning fra sedimenterende partikler over Breviksterskelen. Disse vil legge seg over AC-laget og øke fluksen. For det andre kan AC-partiklene tettes/klogges over tid. Den sterke bindingen av PCDD/F til AC finner sted i hydrofobiske overflater i interne porer inne i AC-partiklene. Over tid legger naturlig organisk materiale seg på den ytre overflaten av AC partiklene. Dette

medfører "klogging" (tetting) av poresystemet. Organisk materiale legger seg også på poreoverflatene inne i partiklene. Dette medfører redusert bindingsevne inne i poresystemene. Begge prosessene minsker evnen av AC til å binde PCDD/F over tid. For det tredje vil tilførsel av nytt sedimenterende materiale som blandes med AC-laget av bioturbasjon føre til en viss fortykning av AC i sedimentet, og mindre effektivitet over lang tid. SPI-bildene viste at det i hele perioden etter etablering av testfeltene, har vært større sedimentasjonen av nytt materiale i Eidangerfjorden (5 cm) enn i Ormerfjorden (2 cm).

Resultatene viser at AC-tildekning er mer effektiv enn tildekning med ikke-aktive materialer for å redusere utlekkingen av dioksiner og furaner fra sedimentet i Grenlandsfjorden. Resultatene viser at det tar inntil 2 år før PCDD/F er blitt transportert fra sedimentpartiklene til AC-partiklene og viser god funksjon. Videre ser det ut til at effekten kan være på vei ned etter 10 år, pga. tilførsel av dioksiner og furaner fra forurensede, sedimenterende partikler. For optimal effekt av AC i situasjoner der det er fortsatt noe tilførsel av forurensning spekuleres det derfor i at nytt AC bør tilføres med en hyppighet på mellom 5 og 10 år. Dette vil imidlertid gå på bekostning av bløtbunnsfaunasammfunnene som ble negativt påvirket av AC sammenlignet med leire og kalk over de første 5 årene etter tiltak. Leire og kalk reduserer utlekkingen i inntil 3 år, og er dermed ikke egnet som langsiktig materialer i tyntildekning for en situasjon med pågående sekundære kilder, som i Grenlandsfjordene.



Figur 21 De to linjene viser modellert redusert porevannskonsentrasjon av en sterkt hydrofobisk organisk forurensning (PCB-101) over tid i et sediment som er behandlet med 2% AC (gjennomsnittlig radius på AC-partikler er satt til 0,075 mm). Figuren sammenligner reduksjon i konsentrasjon i et sediment som omrøres, og et sediment som ikke omrøres. Figuren er modifisert fra Werner m.fl., 2006.

## 4.4 Ex situ målinger av utlekking og opptak i organismer

Biotilgjengelighet er et uttrykk for hvor lett forurensing kan tas opp av en organisme eksponert mot et bestemt stoff i et gitt miljø. I et sterkt lagdelt sediment vil ulike arter oppholde seg i ulike lag i eller like over sedimentets overflate og ta opp forurensing på svært ulike måter. Bioakkumulering i børstemark og snegl har vært anvendt som to likeverdige målemetoder, men som gir forskjellig biotilgjengelighet etter eksponering i samme sediment (Ruus m.fl., 2005). I dette kapittelet utvides biotilgjengelighetsbegrepet til også å omfatte SPMD'ene plassert i vannet over sedimentene. De tre ulike målemetodene omtales derfor som tre forskjellige indikatorer for biotilgjengelighet av dioksiner (PCDD/F-TEQ, heksaklorbenzen (HCB) og oktaklorstyren (OCS). Resultater for hver av de 17 enkelte furaner og dioksiner som inngår i analysene av PCDD/F er ikke omtalt i denne rapporten, men finnes i resultat tabellene.

### 4.4.1 Dioksiner (PCDD/F-TEQ)

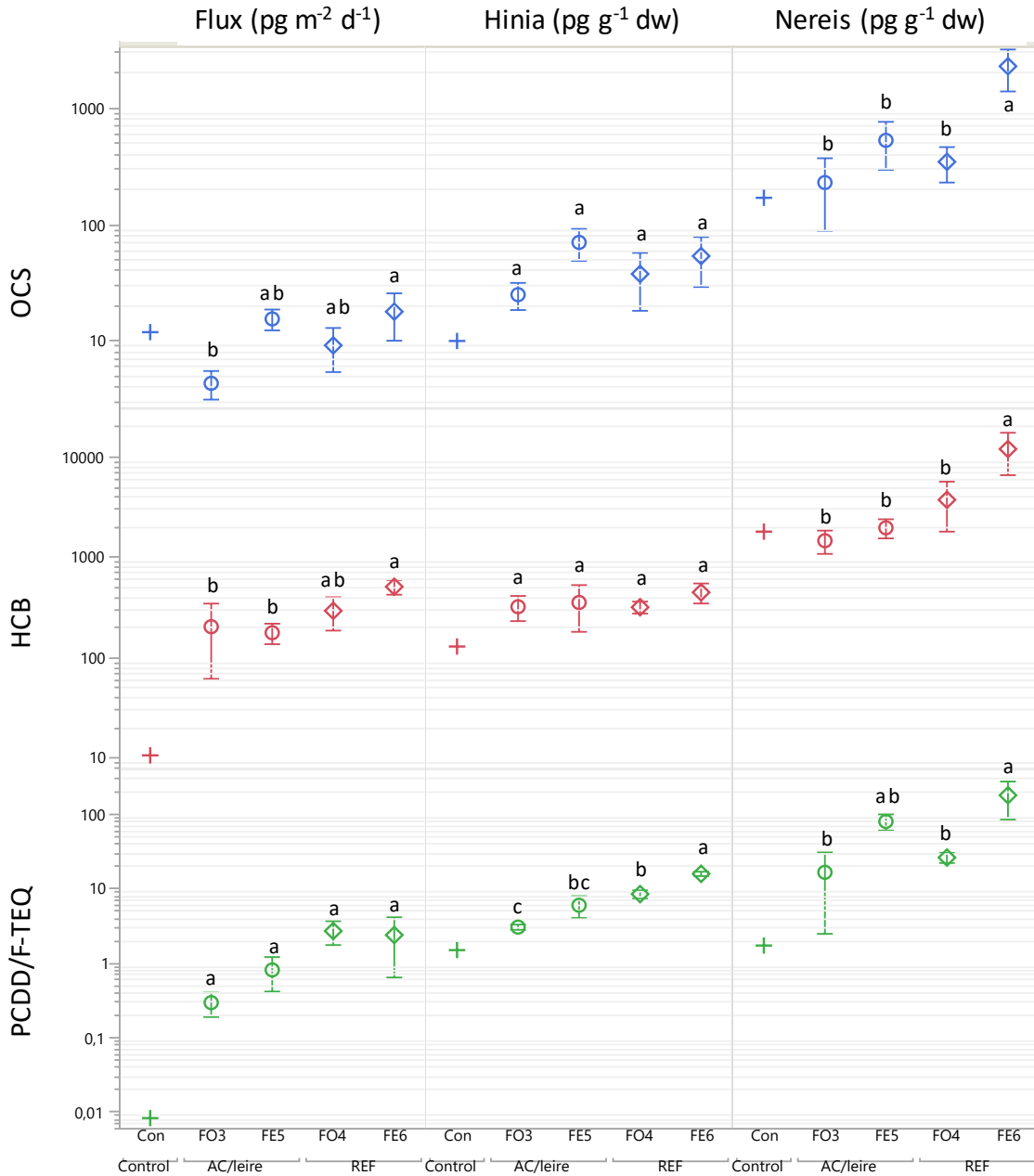
Alle tre indikatorene (flux, snegl og børstemark) viste lavest biotilgjengelighet av dioksiner i kontrollsedimentene fra Oslofjorden (Figur 22, nederst). Dette var som forventet, men bekrefter at systemet fungerer tilfredsstillende og at forsøksoppsettet ikke omfatter andre betydelige kilder til dioksiner enn sedimentene fra Grenlandsfjordene.

Videre viste alle tre indikatorene lavest biotilgjengelighet av dioksiner på AC/leire feltet i Ormerfjorden og høyest på referansefeltet i Eidangerfjorden og lavere biotilgjengelighet på begge feltene behandlet med AC/leire enn på de respektive referansefeltene. Dette bekreftet forskjellene observert med flukskammerne. Disse varierte fra laveste fluks  $1,3 \text{ pg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  på FO3 til  $3,4 \text{ pg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  på FO4 (Figur 16). Fluksene målt på Solbergstrand varierte fra laveste fluks  $0,3 \text{ pg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  på FO3 til  $2,7 \text{ pg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  på FO4 (Figur 22). Dette var noe lavere enn fluksene målt i felt, men sett i lys av betydelige forskjeller mellom de to metodene, viste resultatene god overenstemmelse både for absolutte flukser og variasjon mellom feltene.

Variansanalyser (Tukey's test) viste at forskjellene mellom de fire testfeltene i mange tilfeller var signifikante med p-verdier  $<0,05$ . Signifikante forskjeller er markert med forskjellige bokstavkombinasjoner i Figur 22. F.eks. var det ingen signifikant forskjell mellom flukser av dioksiner fra de fire test-feltene, men opptak i snegl var signifikant lavere på begge feltene behandlet med AC/leire sammenlignet med de respektive feltene. Opptaket i både snegl og børstemark var signifikant lavere på referansefeltet i Ormerfjorden enn på referansefeltet i Eidangerfjorden.

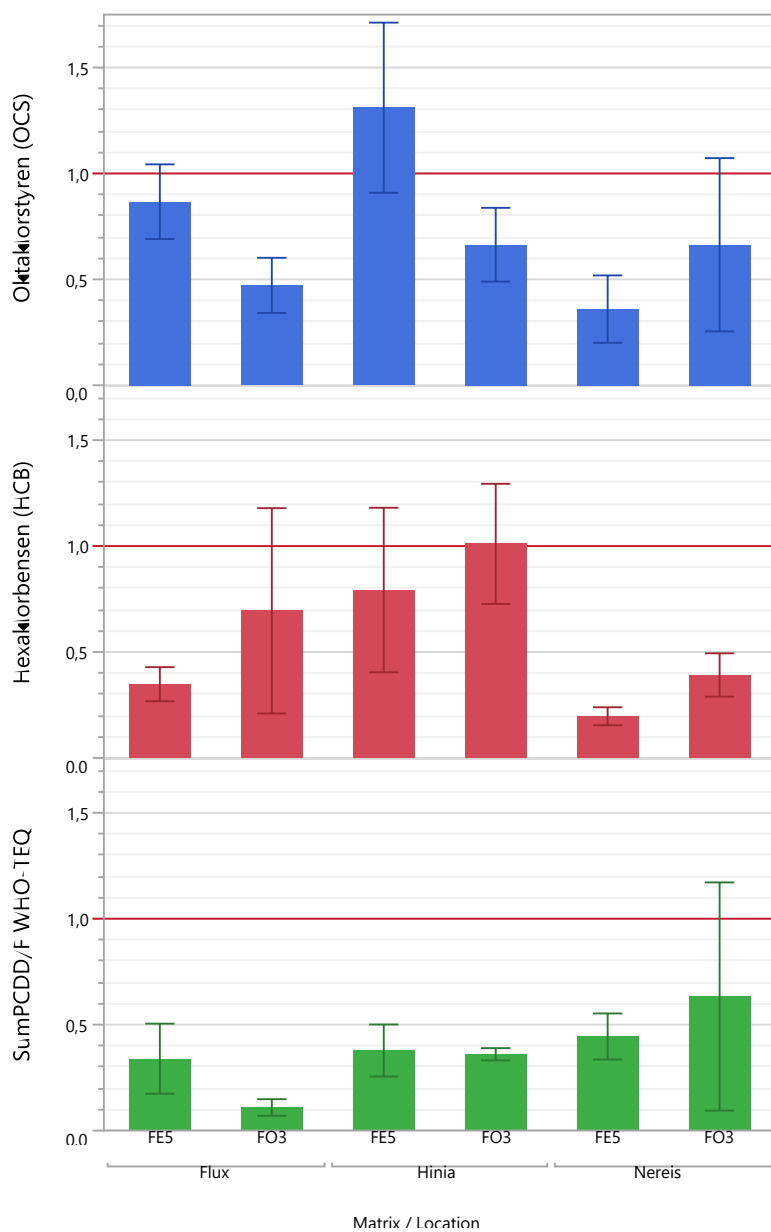
Tiltakseffektiviteten E (se definisjon i kap. 3.2.3) varierte fra  $0,11 \pm 0,04$  for fluksene på FO3 (AC/leire i Ormerfjorden) til  $0,63 \pm 0,54$  for børstemark samme sted (Figur 23, nederst). I prosent tilsvarte dette henholdsvis 89 og 37% redusert biotilgjengelighet. Det var ingen signifikant forskjell mellom de tre indikatorene (Tukey's test,  $p>0,05$ ). Hvis eventuelle forskjeller mellom de tre indikatorene skyldes tilfeldige variasjoner, kan de tre indikatorene slås sammen til et felles mål for tiltakseffektivitet. Dette gir 3x så mange datapunkter og større utsagnskraft («power») i variansanalysene.

Det relativt dårlige resultatet for børstemark skyldtes en uvanlig høy verdi på  $E=1,25$ . Denne er identifisert som «outlier» i boksplokkene i Figur 24 og Figur 28. Medianverdiene vist i disse plottene ga vanligvis bedre tiltakseffektivitet enn middelveiden. Medianverdiene ga tiltakseffektiviteter for dioksiner fra 0,09 for fluks FO3 til 0,38 for børstemark på FO3. Medianverdiene for alle indikatorene viste tiltakseffektivitet på 0,36 i Eidangerfjorden og 0,34 i Ormerfjorden (Figur 24, nederst). M.a.o. viste de tre indikatorene sett under ett at sammenlignet med de respektive referansefeltene var biotilgjengeligheten av dioksiner (PCDD/F-TEQ) redusert med 64% på AC/leirefeltet i Eidangerfjorden og 66% på AC/leirefeltet i Ormerfjorden.

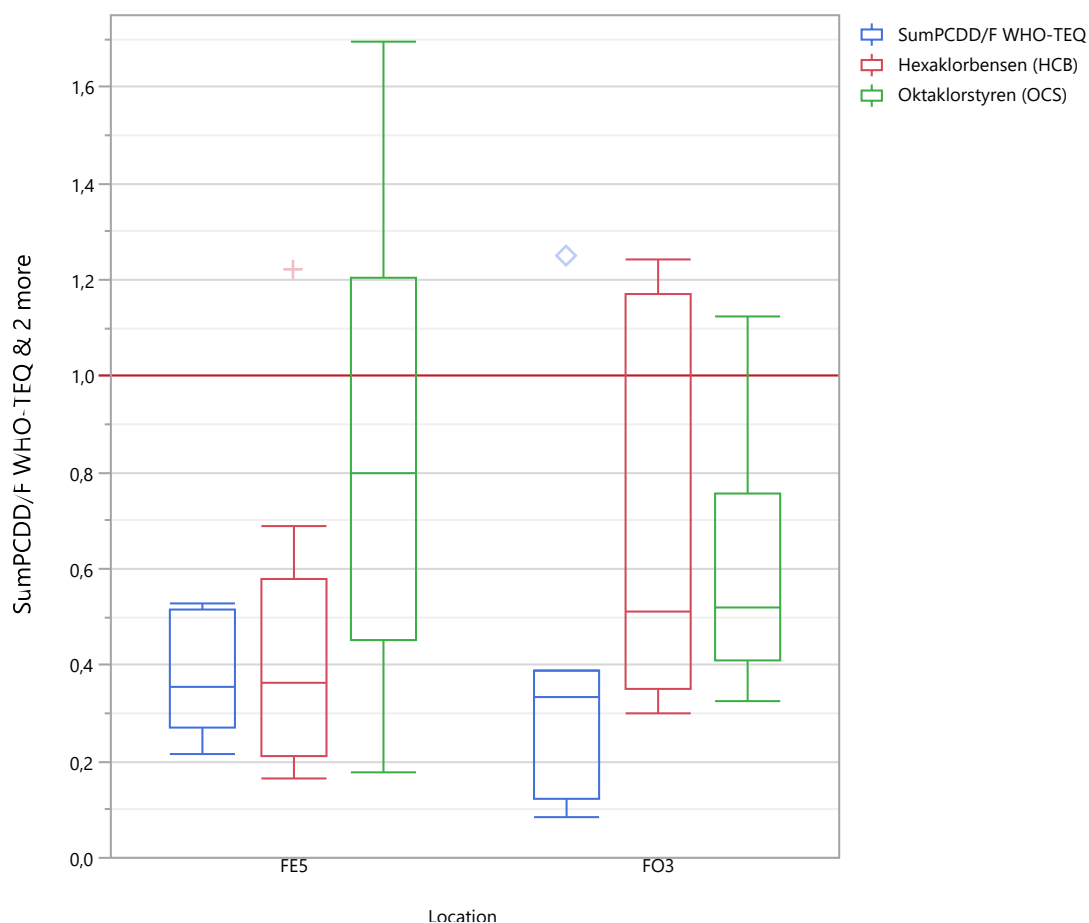


Figur 22 Flukser av klororganiske forbindelser og konsentrasjoner i snegl (*Hinia reticulata*) og børstemark (*Nereis diversicolor*) eksponert i kontrollsediment fra Oslofjorden (Con) og kjerneprøver fra testfeltene i Ormerfjorden (FO3, FO4) og Eidangerfjorden (FE5, FE6). Gjennomsnitt ± 1 standardavvik for tre replikate prøver innsamlet på hvert felt i 2018 (N=3). Signifikante forskjeller mellom testfeltene (p<0,05) er beregnet med Tukey's test for hver parameter og matrix og angitt i figuren med ulike bokstaver.





Figur 23 Tiltakseffektivitet (FE5:FE6, FO3:FO4) målt med tre indikatorer for biotilgjengelighet: flux, snegl (*Hinia reticulata*) og børstemark (*Nereis diversicolor*).



Figur 24 Tiltakseffektivitet i 2018 målt med tre biotilgjengelighetsindikatorer (passiv prøvetaker, snegl, børstemark). Boks-plottene er såkalte «outlier plots» som viser median, 25- og 75-kvartiler, minimum og maksimum. Ekstremverdier (outliers) er vist som separate punkter (et for dioksiner i børstemark fra Ormerfjorden, et for HCB i snegl fra Eidangerfjorden). Hver boks er basert på ni målinger i AC/leirefelt dividert med samme antall målinger midlet for hvert av referansefeltene.

#### 4.4.2 HCB og OCS

Tilsvarende som for dioksiner, var indikatorverdiene også for heksaklorbenzen (HCB) og oktaklorstyren (OCS) lavere på AC/leire-feltene enn på de respektive referansefeltene (Figur 22, midten og øverst). Sammenlignet med dioksinene, varierte tiltakseffektiviteten for disse to stoffene mer mellom ulike felt og indikatorer (Figur 23, midten og øverst). Børstemark og flux viste bedre effekter enn snegl. Snegl eksponert i sedimentene fra AC/leire-feltene inneholdt i gjennomsnitt like mye OCS og HCB som snegl eksponert i sedimentene fra referansefeltet. Det er kjent at snegl kan regulere konsentrasjonen av enkelte tungmetaller og det kan ikke utelukkes at denne arten også kan regulere innholdet av OCS og HCB ved metabolisme eller utskillelse av disse relativt små og enkle klororganiske molekylene

Figur 24 viser medianverdier for tiltakseffektivitet for HCB på 0,37 i Eidangerfjorden og 0,51 i Ormerfjorden. Tilsvarende for OCS var henholdsvis 0,80 og 0,52. SPMD'en eksponert mot kontrollsedimentet fra Oslofjorden ga relativt høy fluks av OCS, dvs høyere enn på referansefeltet i Ormerfjorden (Figur 22, øverst til venstre). Dette er sannsynligvis en målefeil relatert til høyt innhold av OCS i denne SPMD'en og også i blankprøven (se kap.3.3.2). Opptaket av OCS i Hinia og Nereis ga

ingen indikasjon på forhøyet innhold av OCS i kontrollsedimentet (samme figur, midten og høyre, se også Vedlegg D). Figur 23 viste at tiltakseffektiviteten for OCS målt med SPMD'ene var bedre enn effektiviteten målt med snegl, men dårligere enn den som ble målt med børstemark. Det er derfor ingenting som tyder på at årsaken til den høye blankverdien og den høye fluksen fra kontrollsedimentet, også har gitt opphav til feilaktig høyt innhold av OCS i SPMD'ene eksponert i kjernene fra grenlandsfjordene, men det anbefales å være forsiktig med å trekke konklusjoner fra *ex situ* målingene av OCS-flukser i 2018.

#### 4.4.3 Hele perioden 2009-2018

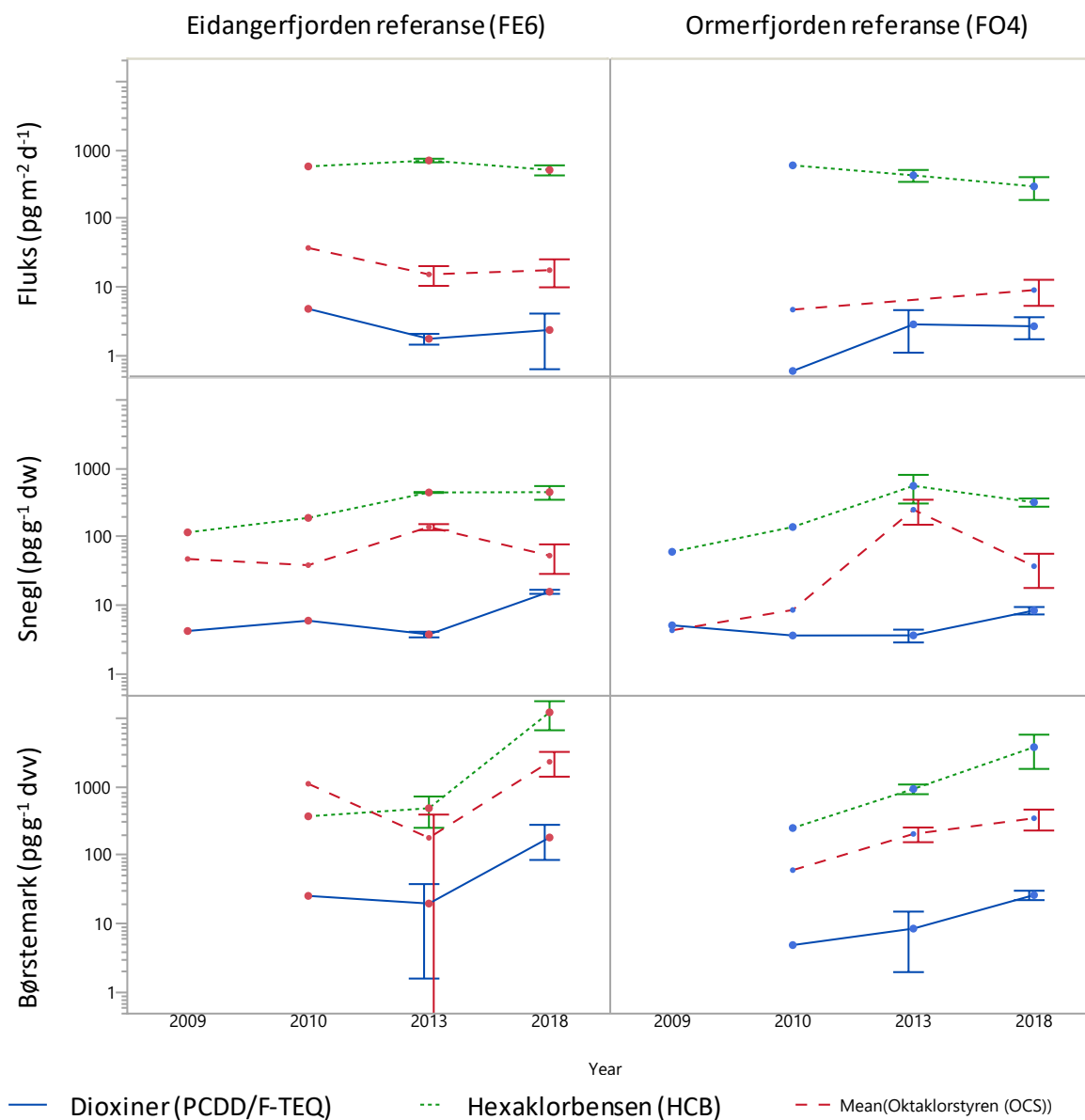
##### 4.4.3.1 Kontrollfeltene

På de to kontrollfeltene ble det ikke funnet betydelige variasjoner og ingen systematisk utvikling over tid av fluksene, verken for dioksiner (PCDD/F-TEQ), heksaklororbenzen (HCB) eller oktaklorstyren (OCS) (Figur 25, øverst). Fluks av dioksiner kan indikere en omvendt trend med avtagende fluks mellom 2010 og 2013 i Eidangerfjorden og økende fluks i Ormerfjorden. Opptaket av HCB og OCS i snegl eksponert i sedimentene fra Ormerfjorden, var noe større i 2013 og 2018 sammenlignet med de to første årene. De største variasjonene ble funnet i børstemark. Hvorvidt dette skyldes stor vertikal mobilitet eller andre arts-spesifikke faktorer er uklart. Felles for alle forbindelsene og begge feltene var større opptak i børstemark i 2018 enn under de to foregående undersøkelsene.

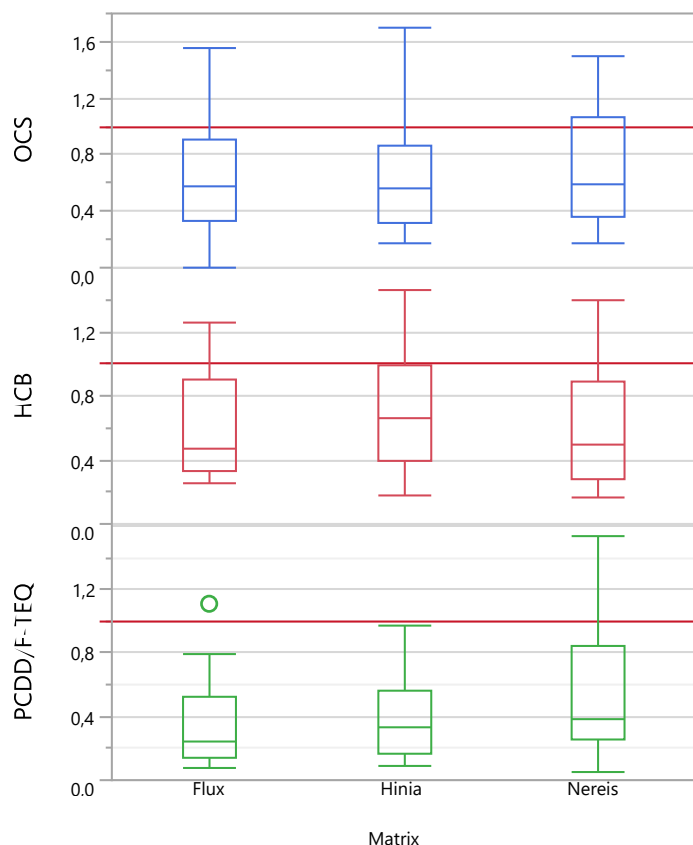
Større variasjoner for de biologiske indikatorene sammenlignet med de passive prøvetakerne er forventet og kan skyldes tilstanden i populasjonene under innsamlingen (sesongvariasjoner, individstørrelse, kondisjon) eller forskjeller i porevannsmiljøet mellom enkeltkjerner eller felt. Slike forskjeller kan uavhengig av forurensingsnivå påvirke organismenes aktivitet og bevegelsesmønster i sedimentene.

##### 4.4.3.2 Tiltakseffektivitet

Tiltakseffektiviteten for alle målinger på alle felt hele perioden 2009-2018, viste medianverdier fra  $0,24 < E < 0,38$  for PCDD/F-TEQ,  $0,59 < E < 0,69$  for HCB og  $0,64 < E < 0,68$  for OCS (Figur 26). Variansanalyse (Tukey's test) ga ingen signifikant forskjell ( $p > 0,05$ ) mellom de tre indikatorene verken for dioksiner, HCB eller OCS uansett om analysen ble gjort for alle feltene samlet eller for hvert enkelt felt. Dersom det ikke er systematiske forskjeller i tiltakseffektiviteten beregnet med de forskjellige indikatorene kan indikatorene slås sammen til et felles mål for tiltakseffektivitet. På grunn av mangler i datagrunnlaget slik som at fluks og børstemark ikke ble analysert i 2009 eller at det bare ble målt i en kerne i 2013, gjør at en sammenslåing av de tre indikatorene gir en langt sterkere og mer interessant analyse av tiltakseffektiviteten, både mellom feltene og over tid. På samme måte viste ingen av indikatorene signifikant forskjell mellom de to feltene behandlet med aktivt kull og leire, mens snegl vist signifikant dårligere effektivitet på FO1 (knust kalk) sammenlignet med FO3 (AC/leire) og fluksene viste signifikant dårligere effektivitet på FO2 (leire) sammenlignet med FO3 (Tukey's test,  $p < 0,05$ ).



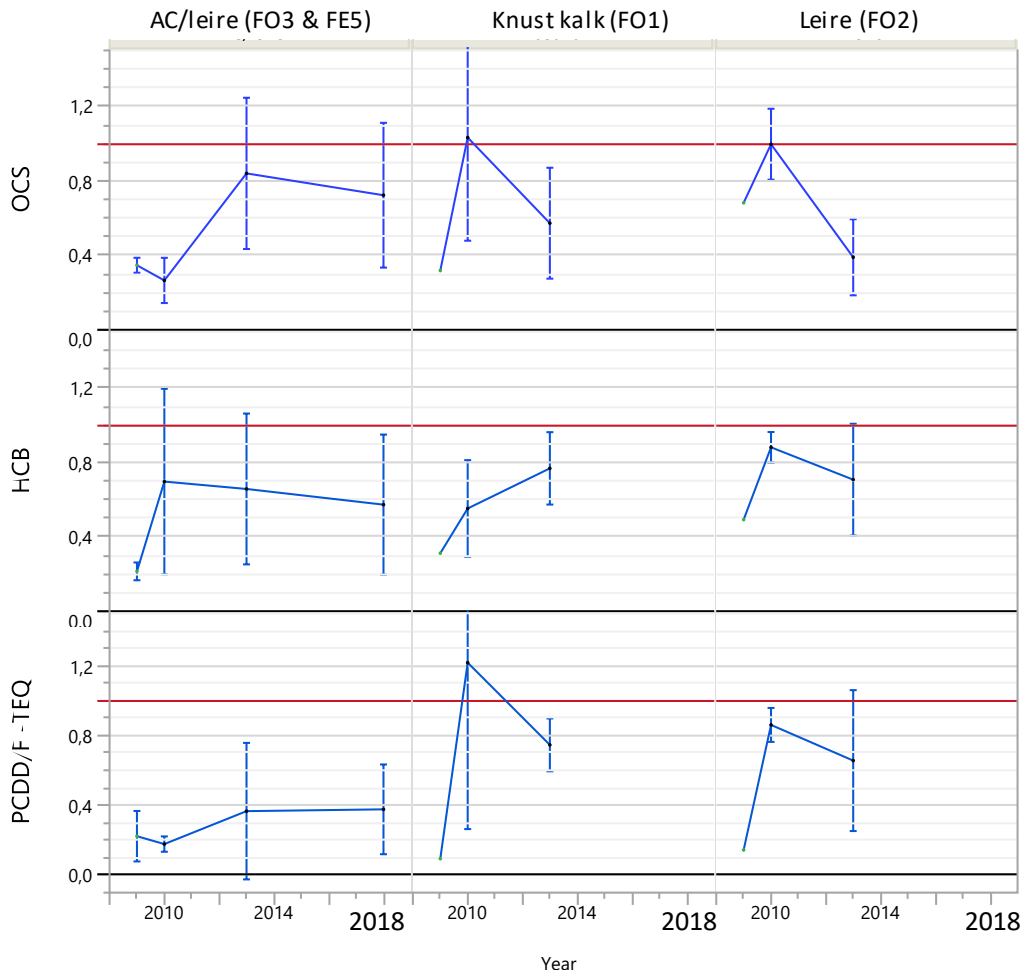
Figur 25 Utvikling over tid av flukser og opptak i snegl og børstemark på referansefeltene. Alle målinger 2009-2018, gjennomsnitt  $\pm$  1 standardavvik. Merk logaritmisk x-akse som medfører at standardavviket ser større ut under enn over kurvene.



Figur 26 Tiltakseffektivitet målt som fluks fra sediment til vann og som opptak i snegle (*Hinia reticulata*) og børstemark (*Nereis diversicolor*). Alle felt, alle målinger 2009-2018. Boksplottet viser minimum, nedre kvartil, median-verdi, øvre kvartil og maksimum. Ekstremverdier (outliers) er vist som separate punkter.

#### 4.4.3.3 Utvikling over tid

Tidstrendene vist i Figur 27 er beregnet som gjennomsnitt av de tre indikatorene for hver av behandlingene AC/leire (FO3:FO2 og FE5:FE6), knust kalk (FO1:FO4) og leire (FO2:FO4). De første målingene utført på prøver innsamlet ca. 1 måned etter etableringen av tynnsjiktene viste god tiltakseffektivitet på alle feltene. På de to feltene behandlet med knust kalk og mudret leire var effekten tilnærmet borte ( $E \approx 1,0$ ) året etter og relativt dårlig også i 2013. (Dette var begrunnelsen for ikke å følge disse feltene videre i 2018 utover målingene av flukser *in situ*). På AC/leire feltene svekket effekten seg noe mellom 2009 og 2013, men ingen ytterligere svekkelse ble observert mellom 2013 og 2018. Svekkelsen mellom 2009 og 2013 var betydelig større for HCB og OCS enn for dioksiner.

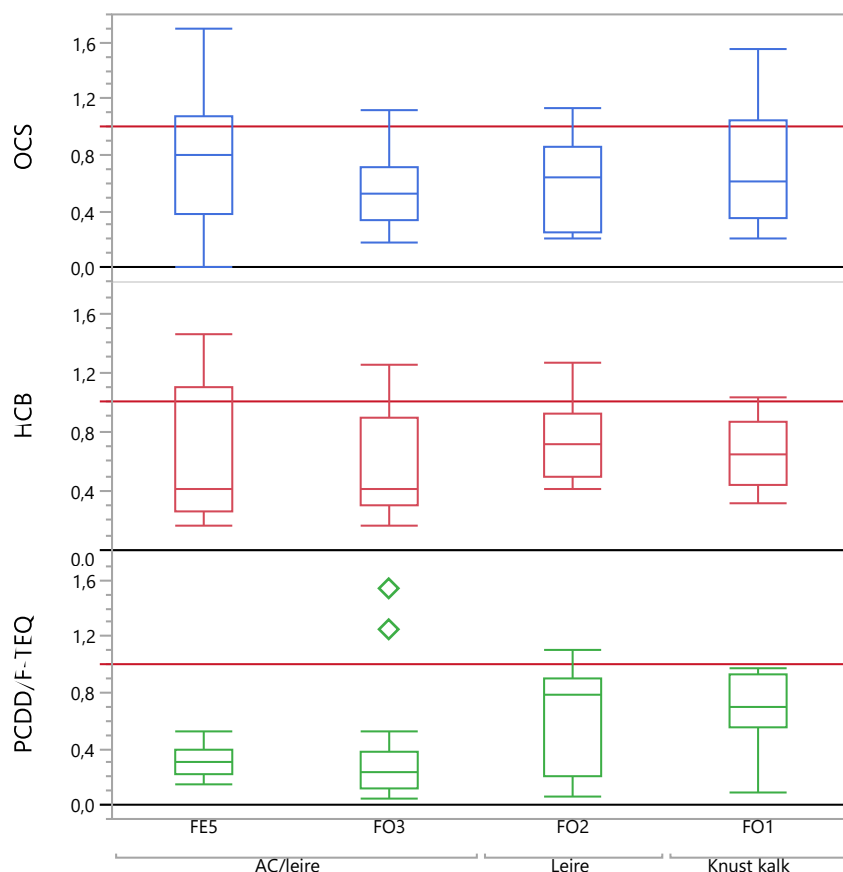


Figur 27 Utvikling over tid av tiltakseffektivitet på tynnsjiktfeltene behandlet med hhv AC/leire, knust kalkstein og mudret leire. Tynnsjiktene ble lagt ut ca. 1 måned før de første målingene i 2009. Hvert punkt på kurven representerer middel  $\pm$  1 standardavvik for opptil tre indikatorer for biotilgjengelighet (snegl i 2009; snegl, børstemark og fluks i etterfølgende år). Ingen effekt (indikator=1, er markert med rød linje, maksimalt god effekt (indikator = 0,0) markert med sort linje.

#### 4.4.3.4 Oppsummering av biotilgjengelighet – alle felt, år og indikatorer

Midlet over alle år og indikatorer var det relativt små forskjeller mellom feltene m.h.t. biotilgjengelighet av OCS med  $0,52 < E < 0,80$ , som tilsvarer at biotilgjengeligheten av OCS var bare 20-48% lavere på tynnsjiktfeltene enn på referansefeltene (Figur 28, øverst). For HCB viste indikatorverdiene  $E=0,42$  på begge feltene behandlet med AC/leire, at biotilgjengeligheten var sterkere redusert her enn på feltene behandlet med hhv knust kalk ( $E=0,65$ ) og leire ( $E=0,72$ ). De beste resultatene ble oppnådd for dioksiner på AC/leirefeltene der biotilgjengeligheten var redusert 69% ( $E=0,31$ ) i Eidangerfjorden og 76% ( $E=0,24$ ) i Ormerfjorden.

De to ekstremverdiene på AC/leire-feltet FO3 skyldes uvanlig høyt innhold av dioksiner i børstemark observert i en av replikatene fra 2013 og en fra 2018. Sistnevnte er også vist som ekstremverdi i Figur 24. Dette kan skyldes at børstemarkene graver dypere ned i sedimentene enn sneglene og at de derfor av og til kommer i kontakt med sedimenter som ikke er påvirket av det aktive kullet.



Figur 28 Tiltakseffektivitet målt i kjerneprøver på Solbergstrand. Middelerdi  $\pm$  1 standardavvik for alle indikatorer, alle år. (N = 10 på FO1 og FO2, N = 19 på FE5 og FO3.) Boksplottet viser minimum, nedre kvartil, median-verdi, øvre kvartil og maksimum. Ekstremverdier (outliers) er vist som separate punkter.

## 4.5 Bentisk makrofauna

### 4.5.1 Indekser og klassifisering

Faunaindeksene med tilhørende klassifisering og beregnet normalisert EQR (nEQR) er vist i Tabell 6. Grabbvis indeks for 2018 er gitt i Vedlegg G, hvor også indeks for foregående år er vist stasjonsvis.

I Ormerfjorden var antall arter var i snitt 11 i AC-feltet (FO3) mot 22 i referansefeltet (FO4), og antall individ 27 vs. 81. Arts- og individtallet på AC-feltet anses som svært lavt, og lavt på referansefeltet. Derimot var det mindre utslag på indeksene, og begge felt fikk samlet tilstand «god», selv om H' var nede i «moderat» tilstand. Individtallet var så lavt i begge felt at indeksen  $ES_{100}$  (det forventede antall arter ved 100 tilfeldig utplukkede individ fra prøver) ikke kunne beregnes, slik at klassifiseringen er basert på færre indeks enn de som egentlig inngår når man skal klassifisere bløtbunnsfauna. ISI fikk «svært god» tilstand i referansefeltet, mens «god» tilstand i AC-feltet, men utover dette var klassifiseringen lik mellom feltene.

Antall arter i Eidangerfjorden var 38 i AC-feltet (FE5) mot 50 i referansefeltet (FE6), og antall individ 242 vs. 370. Dette er rimelig vanlige arts- og individtall, selv om artsantallet på AC-feltet er noe lavt. Samtlige indekser kunne her beregnes. Samlet tilstand ble også her «god». Samtlige indekser ga likedan klassifisering mellom feltene, hvor ISI<sub>2012</sub> ga «svært god» tilstand, mens de øvrige «god».

Tabell 6. Økologisk tilstand for makrofauna pr. stasjon (felt) i Grenland, 2018. FO3 og FE5 er felt behandlet med AC/leire. FO4 og FE6 er ubehandlede referansefelt. Antall arter (S) og antall individ (N) er også vist. Indekser med tilhørende nEQR-verdi er beregnet for grabbvise data, og det er benyttet klassegrenser som gjelder for den aktuelle vanntypen (S3). H'=Shannons diversitetsindeks, ES<sub>100</sub>=Hurlberts diversitetsindeks, ISI<sub>2012</sub>=Indicator Species Index, NSI=Norwegian Sensitivity Index, NQI1=Norwegian Quality Index.

St.	Grabb	S	N	NQI1	H'	ES <sub>100</sub>	ISI <sub>2012</sub>	NSI	Gj. snitt nEQR
FO3	Grabbverdi	11	27	0,72	2,97	-	8,25	24,14	
	nEQR (grabb)			0,70	0,55	-	0,74	0,77	0,687
FO4	Grabbverdi	22	81	0,75	2,97	-	9,41	24,15	
	nEQR (grabb)			0,73	0,55	-	0,82	0,77	0,717
FE5	Grabbverdi	38	242	0,67	3,96	26,35	8,59	20,61	
	nEQR (grabb)			0,64	0,77	0,76	0,82	0,63	0,721
FE6	Grabbverdi	50	370	0,71	3,93	26,97	9,38	22,40	
	nEQR (grabb)			0,68	0,74	0,75	0,84	0,70	0,742

Klassifisering basert på Benthic Quality Indeks (BQI) er vist i Tabell 7. Det er ikke vist noen klassifisering i tabellen ettersom det kun er det norske systemet som skal legges til grunn for den samlede tilstanden. Ut fra Benthic Quality Indeksen (BQI) oppnådde AC-feltet i Ormerfjorden (FO3) kun "poor/utilfredsstillende" tilstand i 2018, mens referansefeltet FO4 fikk "moderat" status. AC-feltet i Eidangerfjorden oppnådde derimot "høy" status, likedan med referansefeltet. Det er interessant at BQI-indekse synes bedre egnet til å fange opp de vedvarende negative effektene på AC-feltet i Ormerfjorden bedre enn de norske indeksene.

Tabell 7. Den svenske Benthic Quality Indeksen (BQI) for makrofauna pr. stasjon (felt), Grenland 2018. FO3, FE5 er felt behandlet med AC/leire. FO4, FE6 er ubehandlede referansefelt.

St.	Benthic Quality Index (BQI)
FO3	7,23
FO4	10,63
FE5	16,40
FE6	18,23

Iht. klassifiseringen oppfyller altså alle stasjonene vannforskriftens mål om minst «god» tilstand, dvs. at tiltak ikke skal være nødvendig. «God» tilstand stemmer imidlertid ikke med den fattige faunaen som ble observert; en fauna bestående av 11 arter og 27 individ (det laveste observerte), er ingen «frisk» fauna. Som nevnt i kapittel 3.5.2, er det viktig å være klar over at indeksapparatet i utgangspunktet ble utviklet til å fange opp effekter av organisk belastning, selv om det også skal gjelde for påvirkningsfaktoren sedimentering (Veileder 02:2018). I slike tilfeller får man ofte en reduksjon i antall arter og en økning i antall individ særlig av tolerante arter. Når man derimot har en utarmet og fattig fauna (både få arter OG få individ), slik som i dette tilfellet, vil ikke indeksene nødvendigvis «slå ut», hvilket i særdeleshet gjelder diversitetsindeksene H' og ES<sub>100</sub>. Ofte kan heller



ikke ES<sub>100</sub> beregnes fordi individantallet er for lavt, igjen slik som i dette tilfellet. Dette svekker klassifiseringens utsagnskraft. Indeksene hvor artenes grad av toleranse inngår, slår heller ikke nødvendigvis ut når man ikke har en økning i typisk tolerante arter. I slike tilfeller kan man derfor få en «kunstig høy» diversitet og altså bedre tilstandsklasse enn den faktiske tilstanden er. Problemstillingen med en fattig fauna samt respons på miljøgifter ble diskutert i Borgersen m. fl. (2019), hvor det også ble foreslått forbedringer for å vurdere økologisk status i slike tilfeller. Det er svært viktig at klassifiseringen i slike tilfeller brukes med varsomhet, og at det gis rom for faglig skjønn, hvor man kan legge en helhetsvurdering til grunn. Både antall arter, antall individ og biomasse er viktige grunnleggende parametere i så måte, i tillegg til en vurdering av hvilke arter som er tilstede samt sedimentets beskaffenhet.

Sedimentkarakteristika er vist i Tabell 8. Samtlige sediment var finkornede, hvor AC-feltet i Ormerfjorden (FO3) hadde høyest finfraksjon og AC-feltet i Eidangerfjorden (FE5) lavest. Innholdet av normalisert, organisk karbon tilsvarte “moderat” tilstand i AC-feltet i Ormerfjorden og “dårlig” tilstand i Eidangerfjorden, mens det var “svært god” og “god” tilstand i de respektive referansefeltene. Som påpekt ovenfor (kap. 4.1.2), anses imidlertid kullet å ha bidratt til det forhøyede TOC-nivået i AC-feltene, og gjenspeiler derfor ikke næringsinnholdet godt. Mengden totalt nitrogen var lavt i referansefeltet i Ormerfjorden (FO4), men anses som normalt i de øvrige feltene, sammenliknet med andre områder langs Skagerrak-kysten. Således er det ikke indikasjoner på at det verken er svært lavt eller svært høyt næringsinnhold for faunaen, og at dette kan representere noen vesentlig grad av forstyrrelse på de behandlede feltene.

Tabell 8. Sedimentets finfraksjon, innhold av totalt organisk karbon, normalisert organisk karbon og totalt nitrogen, Grenland 2018. Innholdet av normalisert organisk karbon er klassifisert iht. Veileder 02:2018. FO3, FE5 er felt behandlet med AC/leire. FO4, FE6 er ubehandlede referansefelt.

	Finfraksjon (%<63 µm)	TOC (mg/g)	Norm TOC (mg/g)	TN mg/g
FO3	91	28,8	30,4	2,4
FO4	77	9,1	13,2	0,9
FE5	74	35,0	39,7	3,1
FE6	80	23,8	27,4	2,0

#### 4.5.2 Artssammensetning

2875 individ fordelt på 141 arter (taksa) ble funnet i grabbprøvene 2018. Generelt var børstemark den mest dominerende gruppen både mht. antall arter og antall individ, hvilket er et typisk funn for marine samfunn generelt. Dette ble også observert ved de tidligere undersøkelsene. Også muslinger og krepsdyr ble registrert med flere arter, men i generelt lavere tettheter. Antall arter av pigghuder var færre, men disse ble funnet i relativt høyt individtall. I Ormerfjorden var samfunnet fattig både mht. antall arter og antall individ, mens Eidangerfjorden var normalt arts- og individrik.

I Ormerfjorden var slangestjernen *Amphiura filiformis* den klart mest dominerende arten på referansefeltet (FO4) (Tabell 10). Denne arten ble ikke registrert overhodet på AC-feltet (FO3). De øvrige artene på referansefeltet hadde alle lavere tettheter; i snitt 5 individ eller færre. Den mest dominerende arten i AC-feltet var muslingen *Nucula nitidosa*, men tettheten var svært lav. Det var også enkelte ulikheter i utbredelsen til de mindre dominerende artene, men av langt mindre betydning enn ulikheten til *A. filiformis*. Arten lever 4-8 cm under sedimentoverfalten, med armene strukket opp over sedimentet for å spise enten av organiske partikler oppå sedimentet, eller av å filtrere partikler i vannsøylen (Buchanan, 1964; Solan and Kennedy, 2002). *A. filiformis* er en funksjonell viktig art, og har blitt karakterisert som en nøkkelart (O'Connor m. fl., 1983; O'Reilly m.fl.,

2006). Det er modellert at mye av bioturbasjonspotensialet til hele samfunnet kan «kollapse» når arten forsvinner (Solan m.fl., 2004). Videre er det vist at forurensning kan svekke artens evne til bioturbasjon (Trannum, 2017). Når det kommer til toleranse ovenfor forurensning, er det vist at den er en relativt sensitiv art (Rygg, 1985; Bjørgesæter m.fl., 2009). Arten har samtidig en lav ISI-verdi (dvs. ansett som noe tolerant), og kan ofte finnes i høye tettheter under lettere organisk anrikning og fysisk forstyrrelse. Det er ikke godt forstått hvorfor arten ikke var tilstede på AC-feltet. En mulig årsak kan være for lite føde, ettersom aktivt kull kan binde organisk materiale som ellers kunne blitt benyttet som mat. En annen årsak kan være at *Amphiura* spiser kullpartikler, som inneholder mindre næring, og som deretter medfører at de sulter. Kullpartiklene synes også å være skarpkantet, hvilket potensielt kan skade tarmen (Nybom et al 2015). Disse effektene burde imidlertid gjelde for flere arter, og forsvinne eller i alle fall bli mindre med tiden etter hvert som normalt organisk materiale sedimenterer. Det betyr at det antakelig er en mer økotoksikologisk respons som ligger bak effekten. Kullpartiklene kan muligens feste seg langs slangearmene, hvilket kan påvirke artens fysiologi, og kanskje gjør at de unnviker kull-feltet (Lillicrap, 2016).

I Eidangerfjorden (Tabell 9) var børstemarken *Spiophanes kroyeri* den mest dominerende arten på begge feltene, men i AC-feltet (FE5) var tettheten under halvparten av det den var på referansefeltet. Også de fleste andre av de mest dominerende artene hadde lavere tetthet i AC-feltet. Derimot hadde børstemarken *Chaetozone setosa* vesentlig høyere tetthet i AC-feltet enn i referansefeltet. Dette er en tolerant art som ofte opptrer under ulike former for forstyrrelse.

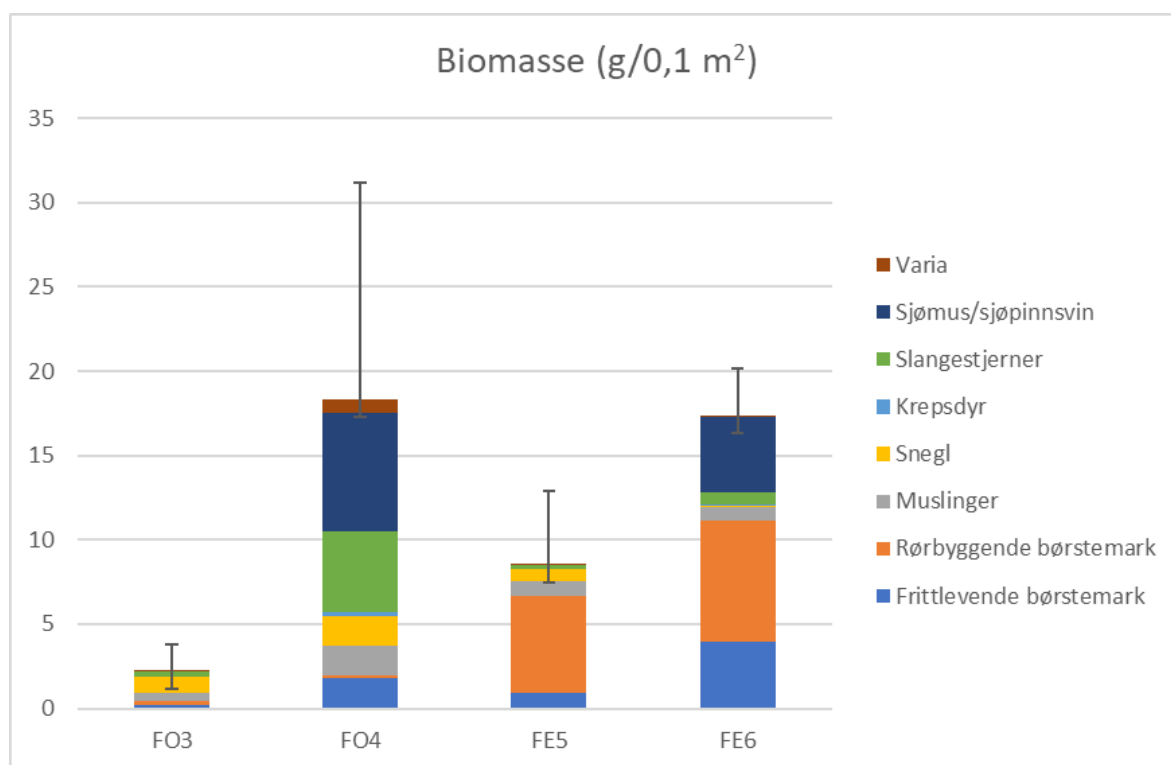
Tabell 9. Antall individ av de ti mest dominerende artene pr. stasjon, Grenland 2018 (gjennomsnitt pr. 0,1 m<sup>2</sup>). FO3 og FE5 er felt behandlet med AC/leire. FO4 og FE6 er ubehandlede referansefelt. Faunagruppe er gitt i parentes etter antallet; S=Slangestjerne, G=Gastropode (snegl), B=Børstemark, M=Musling, K=Krepsdyr, N=Nemertini (slimorm).

<b>Ormerfjorden</b>	<b>FO3</b>		<b>FO4</b>
<i>Nucula nitidosa</i> (M)	7,00	<i>Amphiura filiformis</i> (S)	39,00
<i>Nephtys incisa</i> (B)	4,25	<i>Hyalia vitrea</i> (G)	5,00
<i>Hyalia vitrea</i> (G)	4,25	<i>Amphiura</i> sp. juvenil (S)	3,75
<i>Corbula gibba</i> (M)	2,00	<i>Abyssoninoe hibernica</i> (B)	3,50
<i>Thyasira flexuosa</i> (M)	1,50	<i>Callianassa subterranea</i> (K)	3,25
<i>Prionospio fallax</i> (B)	0,75	<i>Nephtys incisa</i> (B)	3,00
<i>Diplocirrus glaucus</i> (B)	0,75	<i>Prionospio multibranchiata</i> (B)	2,75
<i>Abra nitida</i> (M)	0,75	<i>Diplocirrus glaucus</i> (B)	1,75
<i>Abyssoninoe hibernica</i> (B)	0,50	<i>Pectinaria belgica</i> (B)	1,25
<i>Trichobranchus roseus</i> (B)	0,50	<i>Cylichna cylindracea</i> (G)	1,25
<b>Eidangerfjorden</b>	<b>FE5</b>		<b>FE6</b>
<i>Spiophanes kroyeri</i> (B)	54,50	<i>Spiophanes kroyeri</i> (B)	120,50
<i>Chaetozone setosa</i> (B)	43,50	<i>Paramphinome jeffreysii</i> (B)	42,00
<i>Paramphinome jeffreysii</i> (B)	25,25	<i>Prionospio dubia</i> (B)	23,75
<i>Aphelochaeta marioni</i> (B)	14,00	<i>Heteromastus filiformis</i> (B)	20,00
<i>Heteromastus filiformis</i> (B)	12,25	<i>Thyasira equalis</i> (M)	19,75
<i>Thyasira equalis</i> (M)	9,25	<i>Prionospio cirrifera</i> (B)	16,00
<i>Thyasira</i> sp. juvenil (M)	7,00	<i>Aphelochaeta marioni</i> (B)	12,25
<i>Leucon nasica</i> (K)	6,75	<i>Abyssoninoe hibernica</i> (B)	11,25
Nemertea indet (N)	6,00	<i>Chaetozone setosa</i> (B)	8,25
<i>Eudorella emarginata</i> (K)	5,25	<i>Thyasira</i> sp. juvenil (M)	7,25

### 4.5.3 Biomasse

Biomassen for hovedgruppene av fauna er vist i Figur 29, og de tilhørende tallverdiene er vist i Vedlegg G. Her fremgår det at den gjennomsnittlige biomassen var lik i begge referansefeltene. I AC-feltet i Ormerfjorden (FO3) var biomassen kun om lag en niendedel av referansen (FO4), og i AC-feltet i Eidangerfjorden (FE5) halvparten av referansen (FE6). I begge fjorder var det i særdeleshet lavere biomasse av pigghuder (sjømus/sjøpinnsvin og slangestjerner) i AC-feltene. Her er det viktig å være klar over at sjømusene er svært store, og hadde en patchy fordeling også innad i referansefeltene. Det var i stor grad disse som lå til grunn for det store standardavviket på stasjon FO4 spesielt. Derimot var det flere individ som lå til grunn for trenden i slangestjerner, som jo er i tråd med tetthetsdataene diskutert ovenfor. Et annet funn var at frittlevende børstemark syntes å være langt mer sensitive enn rørbyggende børstemark. Antakelig blir de rørbyggende formene mer beskyttet ovenfor et "stressende" miljø enn de frittlevende. Snegl, som jo også er beskyttet av et skall, syntes heller ikke å bli negativt påvirket i AC-feltene.

Feltene med knust kalk (FO1) og mudret leire (FO2) ble ikke overvåket i 2018. En måned etter utlegging var pigghudene borte og biomassen lav på FO1, men i 2010 og 2013 var de tilbake og biomassen omtrent som på referansefeltet (Eek m.fl., 2014). Tildekking med mudret leire (FO2) ga lite effekter på biomassen og pigghudene var tilstede i normale antall ved alle tre undersøkelsen i 2009-2013.



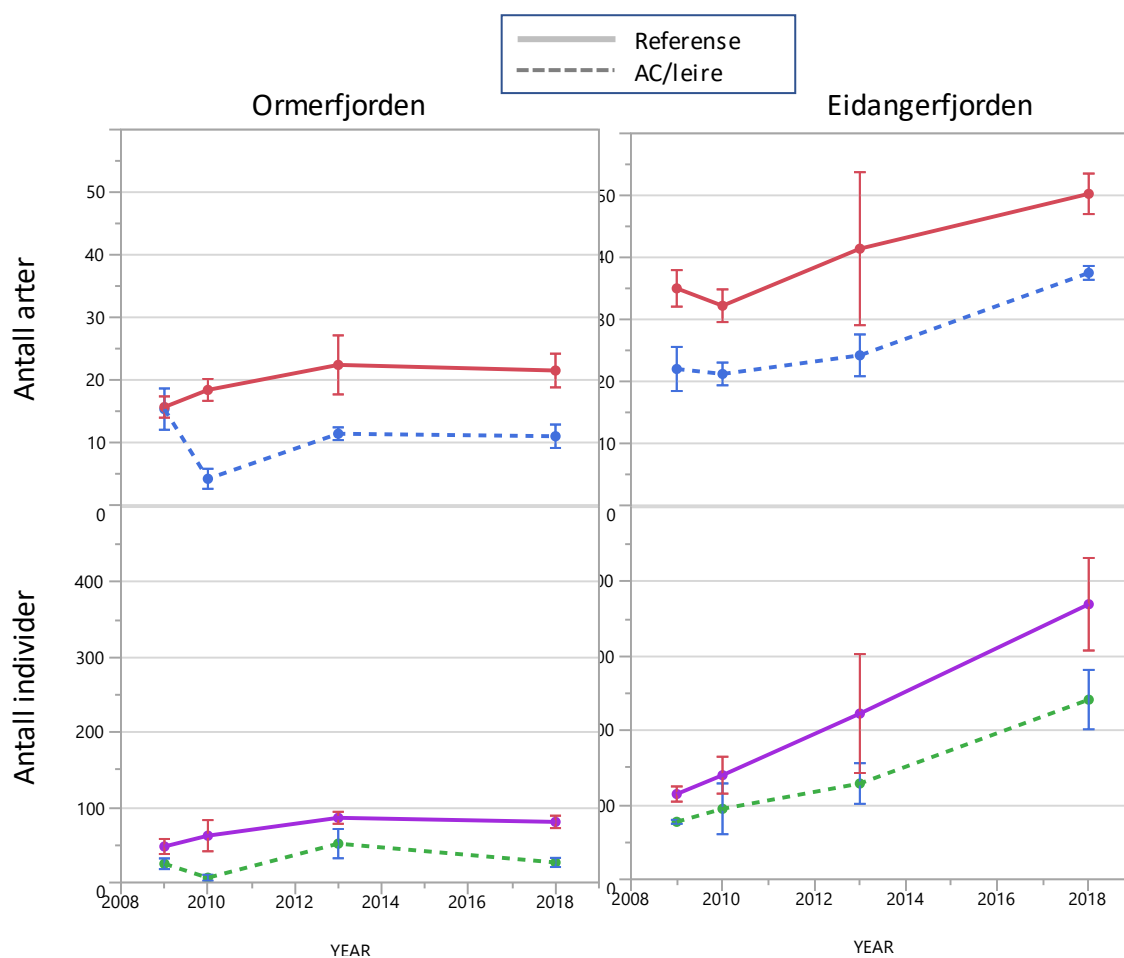
Figur 29. Biomasse som gram våtvekt pr. 0,1 m<sup>2</sup> til hovedgruppene av fauna, gjennomsnitt pr. felt (+/- standardavvik), Grenland 2018. FO3 og FE5 er felt behandlet med AC/leire. FO4 og FE6 er ubehandlede referansefelt.

Et merkbart resultat er at biomassen viste langt større forskjeller mellom feltene enn indeksene. Fremfor alt vil tap av store arter ikke kunne fanges opp uten at biomassen inkluderes. Biomassen er svært sentral mht. bløtbunnsfaunaens funksjon som næringsgrunnlag for fisk og andre dyr høyere opp i næringskjeden. Resultatene indikerer at bløtbunnsfaunaen representerer et dårligere næringsgrunnlag for fisk med fare for langvarige «kaskadeeffekter» i fjordens økosystem (Samuelsson m. fl.,2017).

Det er ikke tradisjon for å måle biomasse i norsk miljøovervåking, men dette kan ved fordel inkluderes, som også ble anbefalt av Nilsen (2007). Dette gjelder særlig i tilfeller hvor forstyrrelsesfaktoren gir en mer utarmet fauna.

#### 4.5.4 Trender 2009-2018 for makrofaunaen

Utvikling over tid i antall arter og antall individ er vist i Figur 30. På AC-feltet i Ormerfjorden (FO3) var artsantallet i 2018 uforandret siden 2013, med kun 11 arter i snitt. Det er høyere enn i 2010, hvor kun 4 arter i snitt ble registrert, men fremdeles noe lavere enn i 2009, hvor 15 arter ble registrert. Også i referansefeltet var antallet arter uforandret fra 2013 til 2018, med 22 arter i snitt, og hadde



Figur 30. Utvikling i antall individer og arter over tid på testfeltene behandlet med AC/leire (FO3, FE5) (stiplede linjer) og ubehandlede referansefelt (FO4, FE6) (heltrukne linjer) i Grenland, 2009-2018.

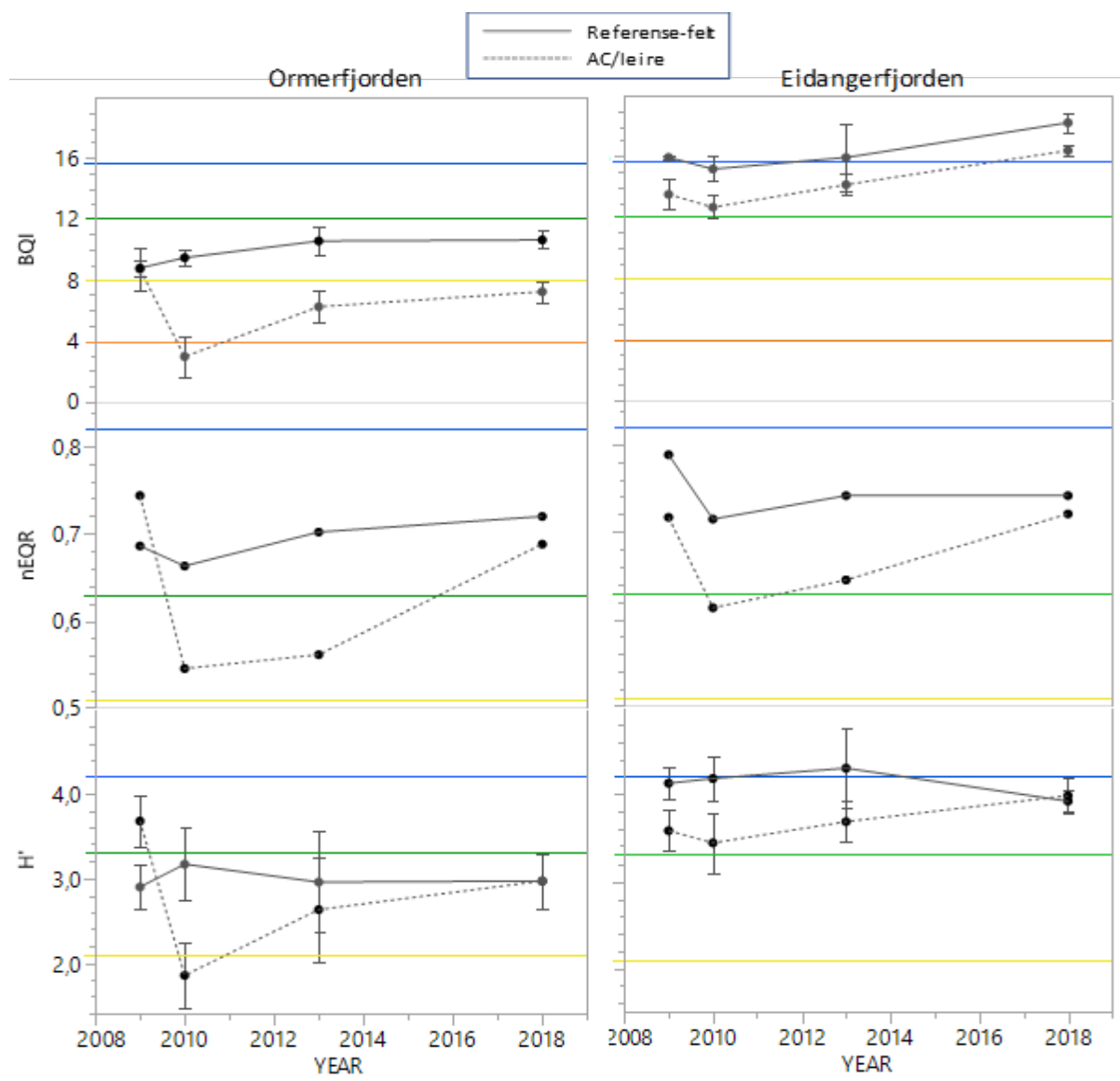
økt siden 2009 og 2010. I 2009 var antallet arter var det ingen forskjell mellom de to feltene, men deretter har det vært vedvarende lavere artstall i AC-feltet (FO3) enn i referansefeltet (FO4).

I Eidangerfjorden viste artsantallet en økning på begge felt, og altså en positiv utvikling. Her var antall arter adskillig lavere i AC-feltet enn i referansefeltet allerede i 2009, og det er nærliggende å tro at dette skyldes en rask initiell, negativ effekt av tildekkingen. Det kan imidlertid ikke utelukkes at det var naturlig forskjell mellom feltene før oppstart. I begge fjorder var utviklingen i antall individ i hovedsak parallell med utviklingen i antall arter, men det må bemerkes at individantallet på AC-feltet i Ormerfjorden ble halvert fra 2013 til 2018.

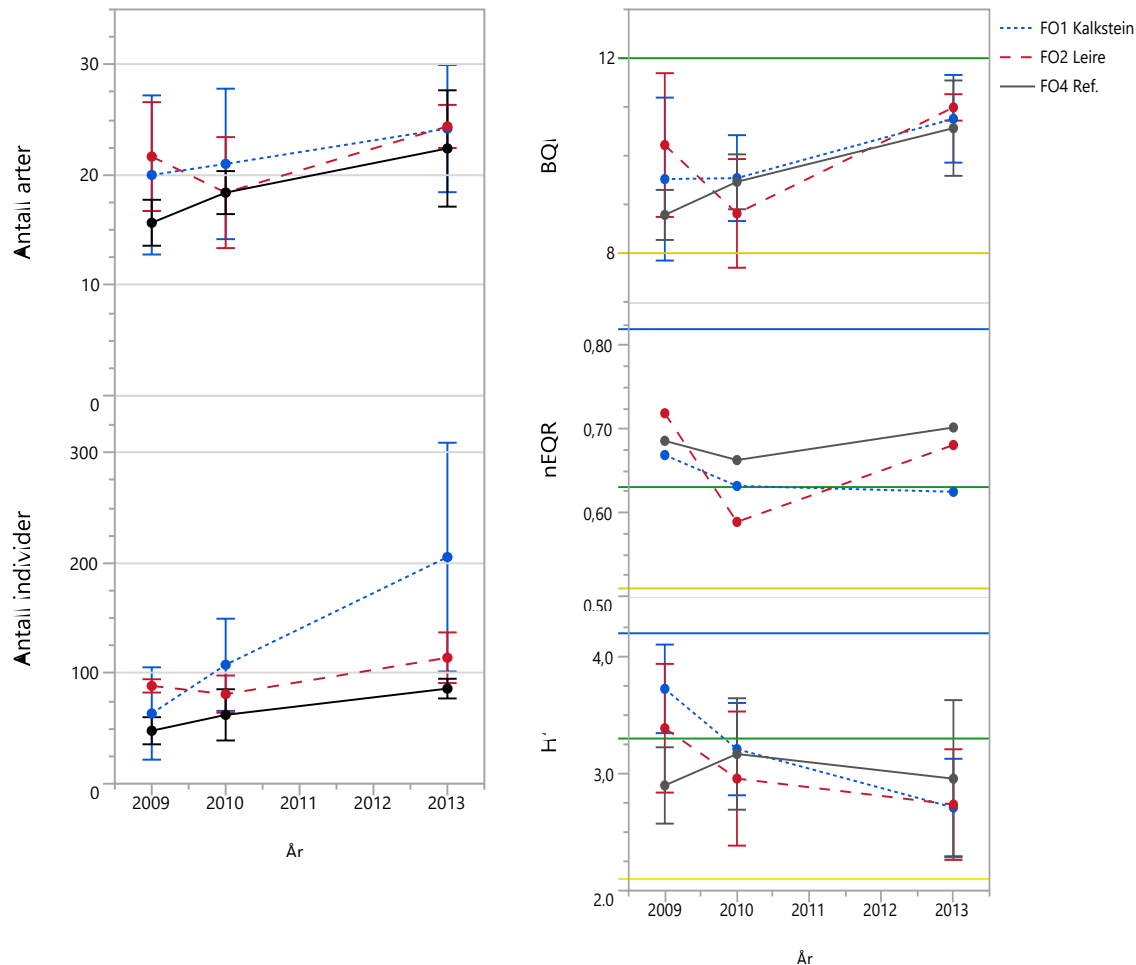
Utviklingen i Shannon-Wiener diversitetsindeksen ( $H'$ ) og nEQR (som gir en samlet tilstand basert på samtlige indekser), er vist i Figur 31. Her er også utviklingen i BQI presentert. Her fremkommer det at det har vært større variasjon i tilstand over tid på de behandlede feltene enn på referansefeltene, særlig i Ormerfjorden. På AC-feltet i Ormerfjorden (FO3) gikk indeksene ( $H'$  og nEQR) kraftig ned fra 2009 til 2010, og økte deretter.  $H'$  er fremdeles ikke like høy som i 2009, men nEQR er nesten like høy, og gikk fra "moderat" til "god" tilstand fra 2013 til 2018. På referansefeltet (FO4) var begge kurvene flatere, og  $H'$  økte så vidt fra 2009 til 2010. nEQR-verdien har vist "god" tilstand alle år. På AC-feltet i Eidangerfjorden (FE5) gikk indeksene igjen noe ned fra 2009 til 2010, og økte svakt deretter. Den samlede tilstanden (nEQR) i 2018 var identisk som i 2009. Begge indeksene har vist "god" tilstand alle år, med unntak at den var på grensen mellom "god" og "moderat" i 2010. På referansefeltet (FE6) har det vært marginal variasjon i både  $H'$  og nEQR over tid, og tilstanden har hele tiden vært "god".

Kurven for indeksen BQI og  $H'$  for de behandlede feltene var i stor grad parallell, mens det var mer ulikhet på referansefeltene og Eidangerfjorden spesielt. En annen merkbar forskjell er at BQI som nevnt ovenfor gir en dårligere tilstand enn det  $H'$ - og nEQR-verdien tilsier i Ormerfjorden.

Utviklingen på feltene som ikke ble overvåket i 2018 (FO1 og FO2), er vist i Figur 32, hvor også FO4 er satt inn som referanse. Antallet arter var i 2013 relativt likt i de tre feltene. De behandlede feltene FO1 og FO2 hadde i gjennomsnitt 24 arter, mens referansen FO4 hadde 22 arter, og på alle tre feltene var artsantallet økt siden 2009. Feltene viste også et generelt økt individantall fra 2009 til 2013, og økningen var særlig stor på FO1. På alle tre feltene var det en økning i slangenstjernen *Amphiura filiformis*, og i FO1 økte også tetteheten av børstemarken *Galathowenia oculata*. Både FO1 og FO2 hadde altså i 2013 høyere individtall og artstall enn referansen FO4. Når det kommer til indekser, viste alle tre felt relativt like verdier for de to indeksene  $H'$  og BQI i 2013. Det var imidlertid noe større variasjon for nEQR, som jo er utregnet ut fra flere indekser. Her var FO1 lavest, og på grensen mellom «moderat» og «god» tilstand, mens de andre viste «god» tilstand. Mens BQI økte på alle tre felt fra 2009, viste  $H'$  derimot tendens til reduksjon i samme periode. Utviklingen for  $H'$  antas å ha sammenheng med økningen i antall individ, som kan virke negativt inn på denne indeksen. Uansett viser den parallelle økningen i antall arter og antall individ på feltene at tilstanden var i forbedring på de to behandlede feltene, og at det ikke syntes å være negative vedvarende effekter av tildekkingen. Dette var årsaken til at feltene ble utelatt fra den biologiske overvåkingen i 2018.



Figur 31. Utvikling i diversitetsindekser ( $H'$ , nEQR, BQI) over tid på testfeltene behandlet med AC/leire (stiplet kurve) og ubehandlede referansefelt (heltrukket kurve) i Grenland, 2009-2018. Fargede horisontale linjer viser klassifiseringssystemet fra «svært dårlig» (under oransje linje), via «dårlig» (mellom oransje og gul), «moderat» (mellom gul og grønn) til «god» (mellom grønn og blå) og «svært god» (over blå linje).



Figur 32. Utvikling i antall arter, antall individ og diversitetsindekser ( $H'$ , nEQR, BQI) over tid på feltene FO1, FO2 og FO4 i Grenland, 2009-2013. Fargede horisontale linjer viser klassifiseringssystemet fra «dårlig» (under gul linje), «moderat» (mellom gul og grønn) til «god» (mellom grønn og blå).

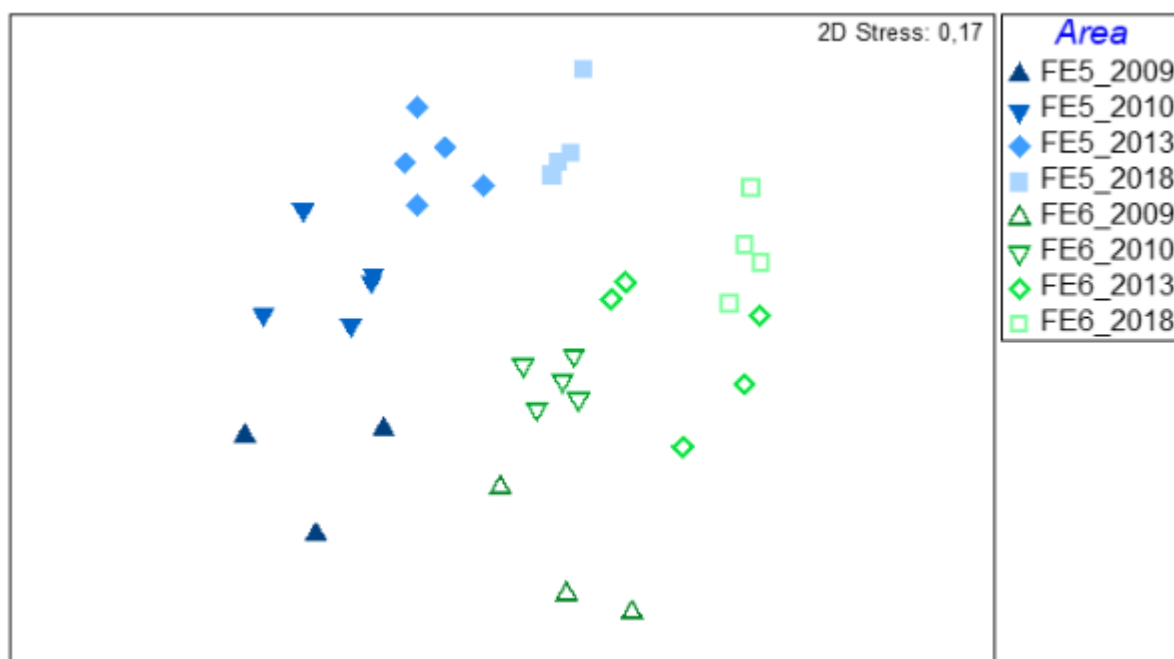
#### 4.5.5 Multivariat analyse av makrofaunaen

MDS-ordinasjon av faunaen er vist i Figur 33 og Figur 34, for hhv. Ormerfjorden og Eidangerfjorden. Figurene viser tydelig forskjell mellom referansefeltene og AC/leire-feltene. I Ormerfjorden fremkommer det også at faunaen har vært vesentlig likere over tid i referansefeltet enn i AC-feltet. Denne forskjellen sees også mellom replikatene fra hvert enkelt år. Avstanden mellom replikatene var spesielt stor på AC/leire-feltet i Ormerfjorden i 2010, noe som er typisk for et svært forstyrret samfunn. Et annet interessant funn er at faunaen i AC/leire-feltet i 2018 er mest lik faunaen der i 2009, noe som indikerer at faunaen i Ormerfjorden muligens er i ferd med å bli mer lik slik den var før tildekking. Samtidig er det viktig å være klar over at faunaen etter vesentlig grad av forstyrrelse ikke nødvendigvis vender helt tilbake til slik den var opprinnelig (Lotze m.fl., 2011), eller at det kan ta opptil flere tiår slik bl.a. er observert etter deponering av gruveavgang (Schaanning m. fl., 2019).

Tilsvarende analyser av feltene med knust kalk (FO1) og mudret leire (FO2) viste generelt mindre forskjeller fra referansefeltet FO4, sammenlignet med feltet behandlet med AC/leire. Som vist i Eek m.fl., 2014, var det ikke mulig å skille klyngen med punkter for mudret leire fra klyngen med punkter for referansefeltet FO4.



Figur 33. MDS-ordinasjon av bløtbunnsfaunaen på referansefeltet (FO4) og AC/leire-feltet (FO3) i Ormerfjorden, 2009-2018.



Figur 34. MDS-ordinasjon av bløtbunnsfaunaen på referansefeltet (FE6) og AC/leire-feltet (FE5) i Eidangerfjorden, 2009-2018.

Også i Eidangerfjorden er forskjellen mellom referansefelt og AC-feltet tydelig, med referanseprøvene plassert mot høyre og AC-prøvene plassert mot venstre i plottet (Figur 34). X-aksen representerer derfor i stor grad variasjonen mellom disse feltene. Y-aksen synes å representere tid, hvor prøvene fra begge felt er plassert nederst i plottet i 2009 og øverst i plottet i 2018. Her synes



det å ha funnet sted en parallell utvikling i samfunnene over tid. Graden av forskjell mellom feltene har ikke variert like mye over tid som i Ormerfjorden, men også her er det tendens til at samfunnene i 2018 var blitt mer like enn i 2013.

#### 4.5.6 Statistisk analyse av makrofaunaen

Den statistiske testen PERMANOVA ble benyttet for å teste forskjeller mellom felt og over tid for bunnfaunaen (Tabell 9). Her fremkommer det at det var en signifikant effekt av år og av felt på alle de testede parameterene, dvs. antall arter, antall individ, biomasse og artssammensetningen (samfunn). Forskjellen mellom AC- og referansefeltet var også signifikant i begge fjorder for samtlige parametere, uavhengig av tid.

Det er den parvise PERMANOVA-testen (Tabell 11) som er mest interessant av disse testene. I 2009 var det ingen signifikant forskjell mellom AC/leire- og referanse-feltet verken i Ormerfjorden eller i Eidangerfjorden. Deretter var det signifikant forskjell for antall arter og for artssammensetningen alle de påfølgende år. For antall individ og biomassen var det ofte, men ikke alltid, signifikant forskjell, hvilket i stor grad kan relateres til den store variasjonen mellom replikater innenfor samme felt. Det er også interessant at p-verdiene generelt var høyere i 2018 enn i 2013, hvilket indikerer at ulikhetene har blitt mindre. Dette samsvarer med resultatet av MDS-ordinasjonen vist ovenfor.

Tabell 10. Resultatet av testen PERMANOVA for antall arter, antall individ, biomasse og samfunn (artssammensetning). Signifikante verdier i fet skrift ( $p < 0,05$ ). Df=degrees of freedom (antall frihetsgrader), Pseudo-F=Pseudo-F-statistikk, P(perm)=p-verdi fra permutasjoner, Res=Residual.

Permanova global test		Antall arter		Antall individ		Biomasse		Samfunn	
Kilde	df	Pseudo-F	P(perm)	Pseudo-F	P(perm)	Pseudo-F	P(perm)	Pseudo-F	P(perm)
År	3	15,86	<b>0,0001</b>	34,50	<b>0,0001</b>	3,40	<b>0,0240</b>	4,55	<b>0,0001</b>
Felt	3	104,54	<b>0,0001</b>	119,09	<b>0,0001</b>	21,86	<b>0,0001</b>	18,38	<b>0,0001</b>
E: AC vs REF	1	38,62	<b>0,0001</b>	19,53	<b>0,0004</b>	50,19	<b>0,0001</b>	6,77	<b>0,0001</b>
O: AC vs REF	1	75,05	<b>0,0001</b>	91,38	<b>0,0001</b>	25,33	<b>0,0001</b>	10,33	<b>0,0001</b>
År x Felt	9	3,39	<b>0,0028</b>	6,00	<b>0,0001</b>	3,00	<b>0,0068</b>	2,86	<b>0,0001</b>
År x E: AC vs REF	3	0,46	0,7457	0,44	0,7316	1,28	0,3032	1,90	<b>0,0001</b>
År x O: AC vs REF	3	7,09	<b>0,0016</b>	5,64	<b>0,0043</b>	2,94	0,0534	3,03	<b>0,0001</b>
Res	52								
Total	67								

Tabell 11. Resultatet av den parvise testen i PERMANOVA for antall arter, antall individ, biomasse og samfunn (artssammensetning). Signifikante verdier i fet skrift ( $p < 0,05$ ). t=t-verdi, P(perm)=p-verdi fra permutasjoner (Monte-Carlo).

Permanova parvis test		Antall arter		Antall individ		Biomasse		Samfunn	
Felt	År	t	P(perm)	t	P(perm)	t	P(perm)	t	P(perm)
FE5, FE6	2009	3,98	0,0984	5,46	0,0961	4,97	0,0984	1,34	0,1024
FE5, FE6	2010	6,85	<b>0,0101</b>	2,12	0,0730	1,82	0,0864	2,03	<b>0,0081</b>
FE5, FE6	2013	2,69	<b>0,0290</b>	2,28	<b>0,0469</b>	6,10	<b>0,0088</b>	1,92	<b>0,0067</b>
FE5, FE6	2018	5,92	<b>0,0307</b>	3,02	<b>0,0278</b>	4,36	<b>0,0280</b>	1,85	<b>0,0299</b>
FO3, FO4	2009	0,13	1,0000	2,78	0,0994	0,06	0,9034	1,70	0,1065
FO3, FO4	2010	12,00	<b>0,0075</b>	7,19	<b>0,0072</b>	2,31	0,0721	2,36	<b>0,0064</b>
FO3, FO4	2013	4,56	<b>0,0079</b>	3,18	<b>0,0292</b>	7,58	<b>0,0077</b>	2,92	<b>0,0069</b>
FO3, FO4	2018	5,55	<b>0,0326</b>	9,08	<b>0,0293</b>	2,91	0,0551	1,95	<b>0,0271</b>

#### **4.5.7 Konklusjoner bunnfauna**

Hovedkonklusjonen for bunnfaunaen er at det har vært vedvarende lavere antall arter og antall individ, lavere biomasse, og effekter på faunaens sammensetning i AC/leire-feltene i begge fjorder.

Effektene er vesentlig større i Ormerfjorden enn i Eidangerfjorden. Dette viste at de i utgangspunktet forskjellige samfunnene i de to fjordene også hadde ulik grad av sårbarhet og evne til restitusjon.

Selv om det var indikasjoner på at faunaen er i bedring i begge fjorder, er hovedkonklusjonen at det fremdeles er negative effekter hele ni år etter tiltaket, spesielt i Ormerfjorden.

Effektene er sannsynligvis fysisk/mekaniske mer enn kjemisk/biologiske og knyttet til en forandring av substratets beskaffenhet forårsaket av pulverisert aktivt kull.

Dette arbeidet har vist at bunnfaunaen er godt egnet til å fange opp negative effekter av pulverisert aktivt kull.

Arbeidet har også vist at indeksene i vannforskriften er utformet på en måte som gjør at de negative effektene i liten grad påvirker klassifiseringen av tilstand på testfeltene i Grenlandsfjordene.

## 5 Referanser

Borgersen, G., Trannum, H. C., Gundersen, H., Vedal, J., 2019. Oppdatering av bløtbunnsartenes sensitivitetsverdier. NIVA-rapport 7366. 72 s.

Buchanan, J.B., 1964. A comparative study on some features of the biology of *Amphiura filiformis* and *Amphiura chiajei* (Ophiuroidea) considered in relation to their distribution. J. Mar. Biol. Assoc. U. K. 44, 565–576.

Cornelissen, G., Schaanning, M., Gunnarsson, J. S., Eek, E., 2015. A large-scale field trial of thin-layer capping of PCDD/F-contaminated sediments: Sediment-to-water fluxes up to 5 years post-amendment. Integrated environmental assessment and management, 9999:1-6.

Cornelissen, G., K. Amstaetter, A. Hauge, M. Schaanning, B. Beylich, J.S. Gunnarsson, G.D. Breedveld, A.M.P. Oen, and E. Eek. 2012. Large-Scale Field Study on Thin-Layer Capping of Marine PCDD/F-Contaminated Sediments in Grenlandfjords, Norway: Physicochemical Effects. Environ. Sci. Technol., 2012, 46 (21), pp 12030–12037

Eek, E., G. Cornelissen and G.D. Breedveld 2010, Field Measurement of Diffusional Mass Transfer of HOCs at the Sediment-Water Interface. Environ. Sci. Technol., 44 (17), pp 6752–6759

Eek, E., M. Schaanning og G. Cornelissen, 2014. Tynntildekking av forurensede sedimenter – Overvåking av fire testfelt i Grenlandsfjordene. Rapport fra NGI, NIVA og Stockholms Universitet. Miljødirektoratet M219-2014, 104 ss.

Leonardsson, K., Blomqvist, M., Rosenberg, R., (2009). Theoretical and practical aspects on benthic quality assessment according to the EU-Water Framework Directive - examples from Swedish waters. Mar. Pollut. Bull. 59, 1286-1296.

Lillicrap, A., M. Schaanning, and A. Macken, 2016. Assessment of the Direct Effects of Biogenic and Petrogenic Activated Carbon on Benthic Organisms. Environ. Sci. Technol. 49, 3705-3710.

Oen, A.M.P., B. Beckingham U. Ghosh, M.C. Elmquist Kruså, R.G. Luthy, T. Hartnik, T. Henriksen, G. Cornelissen, Sorption of Organic Compounds to Fresh and Field-Aged Activated Carbons in Soils and Sediments. Environ. Sci Technol 2012, 46, 810-817.)

Nilsson H.C., Rosenberg, 1997. Benthic habitat quality assessment of an oxygen stressed fjord by surface and sediment profile images. Journal of Marine Systems 11: 249-264

Nilsson H.C. and Rosenberg R., 2006. Collection and interpretation of Sediment Profile Images (SPI) using the Benthic Habitat Quality (BHQ) index and successional models. NIVA Report no. 5200-2006.

Nybohm I, Waissi-Leinonen G, Mäenpää K, Leppänen MT, Kukkonen JVK, Werner D, Akkanen J (2015) Effects of activated carbon ageing in three PCB contaminated sediments: sorption efficiency and secondary effects on *Lumbriculus variegatus*. Water Res 49:413–421. doi: 10.1016/j.watres.2015.08.044

- Pearson, T., R. Rosenberg (1978). Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 16:229-311.
- Redfield, A.C., Ketchum, B.H., and Richards, F.A., 1963. The influence of organisms on the composition of sea water. *The Sea*, Vol. 2 Ch.2 (Hill M.N. ed). Interscience, New York.
- Richards, F.A., 1965. Anoxic basins and fjords. In *Chemical oceanography Vol. 1* (Riley, J.P. and Skirrow, G., eds.) Academic Press, London. Pp. 611-645.
- Ruus, A., Schaanning, M., Øxnevad, S., Hylland, K., 2005. Experimental results on bioaccumulation of metals and organic contaminants from marine sediments. *Aquatic toxicology*, 72 (2005) 273-292.
- Allan, I.J., Schaanning, M.T. and Beylich, B.A. Dioxins associated with suspended particulate matter in the Grenlandfjords (Norway). NIVA report No. 6144-2011. 47pp.
- Anderson, M.J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26: 32-46.
- HVMFS 2013:19. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (*in Swedish*).
- Josefsson, S., Schaanning, M., Samuelsson, G., Gunnarsson, J., Olofsson, I., Eek, E., Wiberg, K. Capping efficiency of various carbonaceous and mineral materials for in situ remediation of marine PCDD/F-contaminated sediments: sediment-to-water fluxes and bioaccumulation in boxcosm tests. *Environ. Sci. Technol.*, 2012, 46 (6), pp 3343-3351.
- Klassifiseringsveileder, 2008. Forskrift om rammer for vannforvaltningen. *Tekstutgave Versjon 20.06.09 (in Norwegian)*.
- Lotze, H.K., Coll, M., Magera, A.M., Ward-Paige, C., Airoidi, L., 2011. Recovery of marine animal populations and ecosystems. *TREE* 26(11): 595-605.
- Leonardsson K., Blomqvist M, Rosenberg (2009). Theoretical and practical aspects on benthic quality assessment according to the EU-Water Framework Directive – examples from Swedish waters. *Marine Pollution Bulletin* 58:1286-1296.
- McArdle, B.H. & Anderson, M.J. 2001. Fitting multivariate models to community data: a comment on distance-based redundancy analysis. *Ecology* 82: 290-297.
- Näslund J, Samuelsson G, Gunnarsson J, Nascimento F, Nilsson H, Cornelissen G, Schaanning M (2012) Ecosystem effects of materials proposed for thin-layer capping of contaminated sediments. *Mar Ecol Prog Ser* 449:27–40.
- Nilsen, M., 2007. Trophic interactions and the importance of microbenthic invertebrate production in two Arctic fjord systems. PhD-thesis. ISBN 978-82-91086-51-4.
- O'Connor, B., Bowmer, T., Grehan, A., 1983. Long-term assessment of the population dynamics of *Amphiura filiformis* (Echinodermata: Ophiuroidea) in Galway Bay (west coast of Ireland). *Mar. Biol.* 75, 279-286.

O'Reilly, R., Kennedy, R., Patterson, A., 2006. Destruction of conspecific bioturbation structures by *Amphiura filiformis* (Ophiuroida): evidence from luminophore tracers and *in situ* time-lapse sediment-profile imagery. Mar. Ecol. Prog. Ser. 315, 99-111.

Rygg, B., 1985b. Distribution of species along pollution-induced diversity gradients in benthic communities in Norwegian fjords. Mar. Pollut. Bull. 12, 469-474.

Samuelsson G.S., Raymond C, Agrenius S, Schaanning M.T, Cornelissen G, Gunnarsson J.S. 2017) Response of marine benthic fauna to thin-layer capping with activated carbon in a large-scale field experiment in the Grenland fjords, Norway. Environmental science and pollution research 24 vol 16.

Solan, M., Kennedy, R., 2002. Observation and quantification of in situ animal-sediment relations using time-lapse sediment profile imagery (t-SPI). Mar. Ecol. Prog. Ser. 228, 179-191.

Solan, M., Cardinale, B.J., Downing, A.L., Engelhardt, K.A.M., Ruesink, J.L. and Srivastava, D.S., 2004. Extinction and ecosystem function in the marine benthos. Science 306: 1177-1180.

Schaanning, M.T., B.Beylich, G.Samuelsson, C.Raymond, J.Gunnarsson and S.Agrenius. Field experiment on thin-layer capping in Ormefjorden and Eidangerfjorden - Benthic community analyses 2009-2011. NIVA report 6257-2011, 57pp.

Schaanning, M.T. and I.Allan. Field experiment on thin-layer capping in Ormefjorden and Eidangerfjorden - Functional response and bioavailability of dioxins 2009-2011. NIVA rapport 6285-2011, 28s+appendix.

Schaanning, M., Breyholz, B. og Skei,J., 2006. Experimental results on effects of capping on fluxes of persistent organic pollutants (POPs) from historically contaminated sediments. Marine Chemistry, 102, 46-59.

Schaanning M.T., Beylich B., Raymond C., Samuelsson G. and Gunnarsson J., 2014. Thin layer capping of fjord sediments in Grenland. Chemical and biological monitoring 2009-2013. NIVA-report 6724\_2014. 52pp.

Schaanning, M.T, I.Allan,B.Beylich, C.Raymond, G.Samuelsson, J.S.Gunnarsson, E.Eek, G.Cornelissen, 2015. The large-scale capping experiment in the Grenlandfjord area, Norway. Dioxin retention 0-4 years after treatment. Eighth International Conference on Remediation and Management of Contaminated Sediments, January 12-15, 2015, New Orleans, Louisiana.

Schaanning, M.T., Trannum, H.C., Oxnevad, S. et al., 2019. Benthic community status and mobilization of Ni, Cu and Co at abandoned sea deposits for mine tailings in SW Norway. Mar. Pollut. Bull. 141, 318-331

Trannum, H. C., 2017. Drilling discharges reduce sediment reworking of two benthic species. Marine Pollution Bulletin 124: 266-269 doi: 10.1016/j.marpolbul.2017.07.044

Veileder 02:2018: Klassifisering av miljøtilstand i vann: Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Direktoratgruppen for gjennomføringen av vannforskriften 2018.

## **Vedlegg A. Toktrappport NIVA**

---

## Toktrapport Grenland 2018

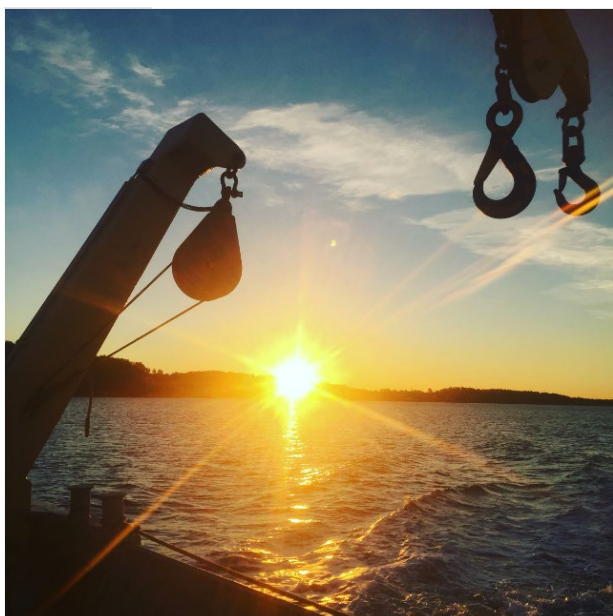
Forfatter: Hilde C. Trannum, Morten Schaanning, Caroline Raymond

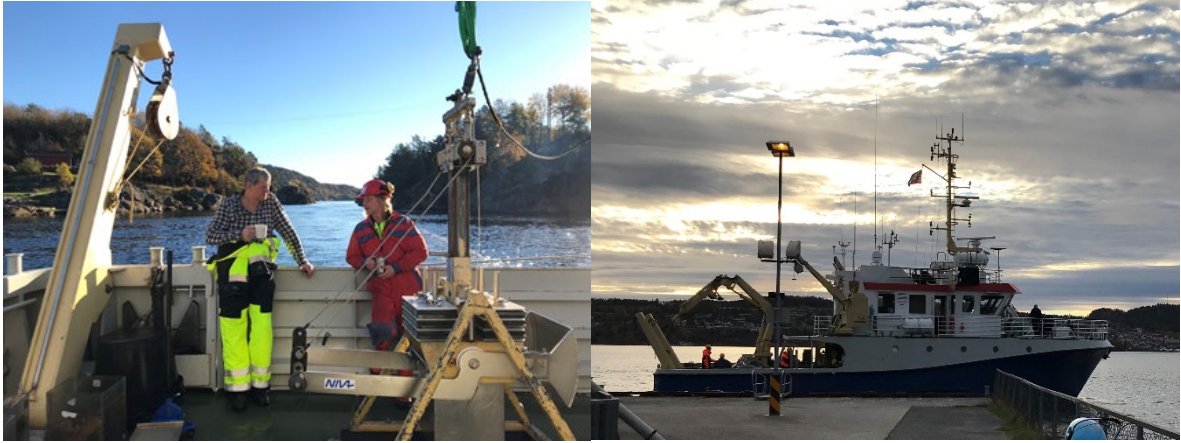
Feltdeltakere: Morten T. Schaanning (toktleder, NIVA), Hilde C. Trannum (NIVA), Bjørnar Beylich (NIVA), Marianne Olsen (NIVA), Daniel Molnes Hole (UiA), Caroline Raymond (SU), Jonas Gunnarsson (SU), Ola Svensson (SU)

NIVA prosjektnr: O-180244

---

Feltarbeidet fant sted 22-25. oktober 2018 med UiOs forskningsfartøy «Trygve Braarud» og Sindre Holm som skipper. Prøvetakingen omfattet SPI-bilder, sedimentkjerner, elektrodemålinger (redoks og sulfid), og grabb-prøver for fauna (Tabell 1). Rolig sjø og pent vær, luft-temperatur ca 2-8°C under hele toktet. Vanntemperatur ved bunnen var 13°C i Ormerfjorden og 7°C i Eidangerfjorden. Noe vind (kuling) første dag.







Tabell 1. Oversikt over prøvetaking og analyser.

Referanse i tilbud	Aktivitet	metode/utstyr	sum	FE5	FE6	FO3	FO1	FO2	FO4
				AC-leire Eidangerfj.	Referanse Eidangerfj.	AC-leire Ormerfj.	Knust kalk Ormerfj.	Leire Ormerfj.	Referanse Ormerfj.
Kap. 2.3	SPI	SPI-kamera	31 stasjoner	9	3	5	5	5	3
Kap. 2.4	Sedimentkjerner,	Geminicorer	12 kjerner	2	2	2	2	2	2
Kap. 2.4	Sedimentkjerner, snitting, elektrodemålinger,	Redox og S <sub>2</sub> <sup>-</sup> elektroder	29 prøver	8	5	4	4	4	4
Kap. 2.5	Bløtbunnsfauna	van Veen (0,1 m <sup>2</sup> )	16 grabb- prøver	4	4	4	0	0	4
Kap. 2.6	Box-core linere	KC-Denmark, (0,1 m <sup>2</sup> )	12 box- core linere	3	3	3	0	0	3

Snitt FE5: 0-1, 1-2, 2-3, 3-4, 4-5, 5-7, 7-9, 9-11 cm

Snitt FE6: 0-1, 1-2, 2-3, 4-5, 7-9 cm

Snitt FO 1-4: 0-1, 1-3, 3-5, 5-7 cm

## 1. SPI

Det ble tatt ca 100 bilder frå de 31 stasjonene angitt i tabell 1. Alle bildene ble tatt 23.10., kl. 10-18. Posisjoner er gitt i tabell 2.

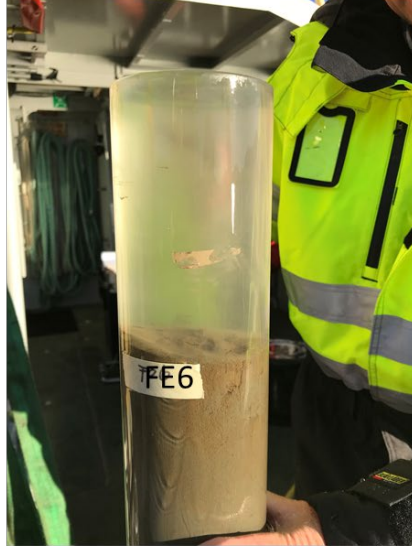
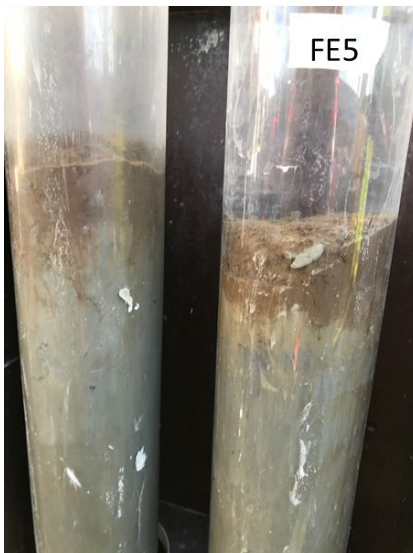
## 2. Sedimentkjerner

Kjerne fra FO2 (leire) og FO3 (aktivt kull) ble samlet og prosessert på dekk 23.10. Øvrige felt ble prøvetatt 24.10. Redokspotensialer (Eh) og aktiviteten av sulfid ioner (S<sup>2-</sup>) ble målt med elektroder direkte i snittflatene under utskyving og snitting av kjerneprøvene. Det ble tatt doble prøver frå senter av hvert felt. Prøver fra samme snitt ble lagt i plastspann, rørt om og fordelt på 3 stk plastbeger, flate m/snaplokk. Prøvene ble frosset om bord, umiddelbart etter uttak.

Kjerne fra FO2 viste tydelig fysisk skille 35-40 mm under overflaten som ble antatt å representere skillet mellom opprinnelig sjøbunn og tynnsjiktet med mudret leire som ble lagt ut i 2009. Stor Brissposis ble plukket ut fra 5-7 cm snittet fra FO2. Tydelige, svarte striper (trolig aktivt kull) under snitting 3-5 og 5-7 cm av kjerne frå FO3. Saltholdighet (PSU) målt til 29,7-31,6 i overliggende vann i hver kjerne, temperatur 15,6-16,5 °C og oksygen (O<sub>2</sub>) 5,4-6,4 mg/L.

Kjerne fra FE5 (aktivt kull) hadde 3cm tykt brunt, fluffy lag over 2 cm konsolidert gråbrunt sediment. AC-lag skimtes som en tynn stripe på 5 cm dyp. Fargen er grå derfra og ned. I kjerne frå FO1 fanbt vi gruspartikler 2-4 mm ved snitting 5 cm og 7 cm. Foto i bøtta fra 3-5 cm etter prøveuttak og vasking av leira viste gjenværende sand og grus partikler opp til 8 mm.

Det ble tatt profiler med CTD av hele vannsøylen i Eidanger og Ornefjorden. Multistråle ekkolodd avdekket liten fjellrygg i FO1, ca 2 m høy 40 m lang og 5-10 m bred, verifisert med corer som kom opp med tomme rør og bulk i stålkonen.



Geminicorerer, elektroder og kjerner fra Eidangerfjorden, oktober 2018.

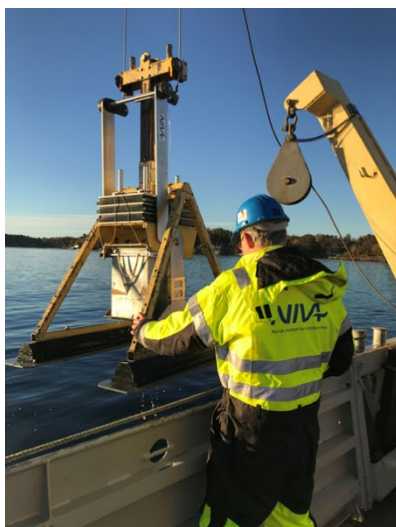


Kjerner fra Ormerfjorden, oktober 2018.

### 3. Boks-kjerner

Linere fra box-core prøvetaker ble innsamlet 25.10. Det ble samlet inn 3 prøver fra feltene behandlet med aktivt kull (FO3 og FE5) og same frå kontrollfeltene (FO4 og FE6). Vannet over sedimentene ble tappet av med hevert umiddelbart etter at liner ble tatt ut av stålboxen. Dette gjøres for på unngå at vannet graver opp topplaget av sedimentene. Prøvene ble deretter nummerert og lagret på paller på dekk, dekket med sort plast. Etter ankomst Brevik ca klokka 14:00 ble pallene heist i land på brygga og linerne løftet inn i lukket varebil og kjørt direkte til mesokosmos-laboratoriet på Solbersstrand. Prøvene ble der

plassert i et stort kar fylt med sjøvann frå 60m dyp i Oslofjorden utenfor stasjonen, og med tilførsel av samme vannkvaliteten 5 ml/min direkte i hver enkelt boks. Ferdig kl 19:30.



KC-Denmark box-corer og sedimentoverflaten i FO4 fotografert på dekk gjennom liner-vegg.

#### 4. Bløtbunnsfauna

Det ble innsamlet fire prøver for faunaanalyse med en 0,1 m<sup>2</sup> grabb på hver av de fire stasjonene. Grabben tilhørte SU, og var av samme type som ble benyttet ved forrige prøvetaking (van Veen, 19l, 0,1166m<sup>2</sup>). Grabbprøvene ble beskrevet visuelt i felt mht. sedimenttype, farge, lagdeling, synlige dyr og andre karakteristika (for eksempel lukt, innslag av stein, organisk materiale mm.). Restmaterialet i hver prøve ble siktet og sikteresten (>1 mm) konserverert i 10% formaldehyd. Synlige dyr ble utplukket med pinsett underveis, og lagt i egen beholder. Boraks ble tilsatt for ytterligere bufring.

Prøvetaking og behandling ble utført i henhold til NS-EN ISO 16665:2013 (prøvetaking av bløtbunnsfauna) og NS-EN ISO 5667-19:2004 (prøvetaking av sedimenter). For å bestemme fargen på sedimentets overflatelag, ble det brukt Munsells fargekart for jord og sedimenter. Stasjonens posisjon og dyp er vist i Tabell 1. Beskrivelser av prøvene er gitt i Tabell 2. Under bløtbunnsprøvetakingen var det oppholdsvær og noe vind, men lite sjø.


Tabell 1. Posisjoner og dyp for grabbprøvetakingen i Grenland, 2018 (posisjon i WGS84, grader, min).

Lat	Long	Field	Tool	Station	Depth (m)	
59,07787	9,702787	FE6 Referanse	Grab	A	83	24.10.2018
59,07806	9,702621	FE6 Referanse	Grab	B	82	24.10.2018
59,07825	9,702839	FE6 Referanse	Grab	C	81	24.10.2018
59,07844	9,702869	FE6 Referanse	Grab	D (E)	80	24.10.2018
59,07569	9,704359	FE5 Aktivt kul	Grab	A	96	24.10.2018
59,07518	9,703392	FE5 Aktivt kul	Grab	C	96	24.10.2018
59,07468	9,704189	FE5 Aktivt kul	Grab	B (E)	96	24.10.2018
59,07475	9,702947	FE5 Aktivt kul	Grab	D	95	24.10.2018




## NIVA 7432-2019

59,05666	9,7554	FO3 Aktivt kull	Grab	D	25	24.10.2018
59,05636	9,755811	FO3 Aktivt kull	Grab	A	26	24.10.2018
59,05636	9,755285	FO3 Aktivt kull	Grab	B	26	24.10.2018
59,05626	9,754804	FO3 Aktivt kull	Grab	C	27	24.10.2018
59,05366	9,751155	FO4 referanse	Grab	A	30	23.10.2018
59.053741	9.751053	FO4 referanse	Grab	B	31	23.10.2018
59.053696	9.751275	FO4 referanse	Grab	C	30.7	23.10.2018
59.053566	9.751506	FO4 referanse	Grab	D	30	23.10.2018
59,05623	9,754302	Transekt FO3	Grab	T-90	26	24.10.2018
59,05618	9,753739	Transekt FO3	Grab	T-120	27	24.10.2018
59,05618	9,75321	Transekt FO3	Grab	T-150	27	24.10.2018
59,05619	9,752674	Transekt FO3	Grab	T-180	27	24.10.2018
59,05629	9,75202	Transekt FO3	Grab	T-220	27	24.10.2018
59,05625	9,751257	Transekt FO3	Grab	T-260	27	24.10.2018
59,07512	9,703822	Eidangerfjorden	ctd		96	24.10.2018
59,06125	9,748441	Ormefjorden	ctd		42	24.10.2018
59.056549	9.749150	FO2 Mudret leire	Gemenicorerer	FO2	30	23.10.2018
59.056351	9.755484	FO3 Aktivt kull	Gemenicorerer	FO3	30	23.10.2018
59,05821	9,749333	FO1 Knust kalk	Gemenicorerer	FO1	30	24.10.2018
59,05366	9,751155	FO4 Referanse	Gemenicorerer	FO4	31	24.10.2018
59,07803	9,70301	FE6 Referanse	Gemenicorerer	FE6	82	24.10.2018
59,07515	9,703583	FE5 Aktivt kull	Gemenicorerer	FE5	95	24.10.2018



Tabell 2. Sedimentbeskrivelse for bløtbunnsprøvene i Grenland, 2018.

Stasjon	Sedimentbeskrivelse
FO4	<p>Helt fulle prøver. Finkornet, mørkegrå, kompakt leire. Munsell 5Y 3/2, noe mørkere under, men ingen distinkt lagdeling. Rester av terrestrisk materiale (blader mm.). Svært lite sikterest.</p> <p>Mye <i>Amphiura</i> (slangestjerne). Tomme rør av <i>Pectinaria</i> og <i>Spiochaetopterus</i>. Ellers <i>Scalibregma</i> og små <i>Nephtys</i> (frittlevende børstemark), sjømus og krepsdyr.</p> 



	  
FO3	<p>Helt fulle prøver. Finkornet, mørkegrå, kompakt leire. Noen mørkegrå svarte striper nede i sedimentet, som antakelig er kull. Munsell 2,5Y 2,5/1. Terrestrisk materiale (blad, flis).</p> <p>Lite synlige dyr; noe flere i replikat C og D enn A og B. Noen få <i>Pectinaria</i>, <i>Amphiura</i> og <i>Nephtys</i>.</p>



	
FE6	<p>Helt fulle prøver. Homogent, finkornet, gråbrunt sediment. Munsell 5Y 3/1. Rester av terrestrisk materiale (flis, kongler, blad).</p> <p>Mye rørbyggende børstemark, herunder mange store (Terebellidae mm.). Frittlevende børstemark (Scalibregma, Lumbrineris), noen Amphiuira og Brissopsis. Slimål i en av prøvene, som ble fjernet umiddelbart. Foraminifera.</p> 
FE5	<p>Helt fulle grabber. Brun overflate, trått under, svært finkornet. Munsell 2,5 Y 3/3 topplag, 5Y 3/1 under. Rester av terrestrisk materiale; flis, kongle.</p> <p>Mye små, rørbyggende børstemark. Noen svært få Amphiuira. Mye foraminifera.</p>



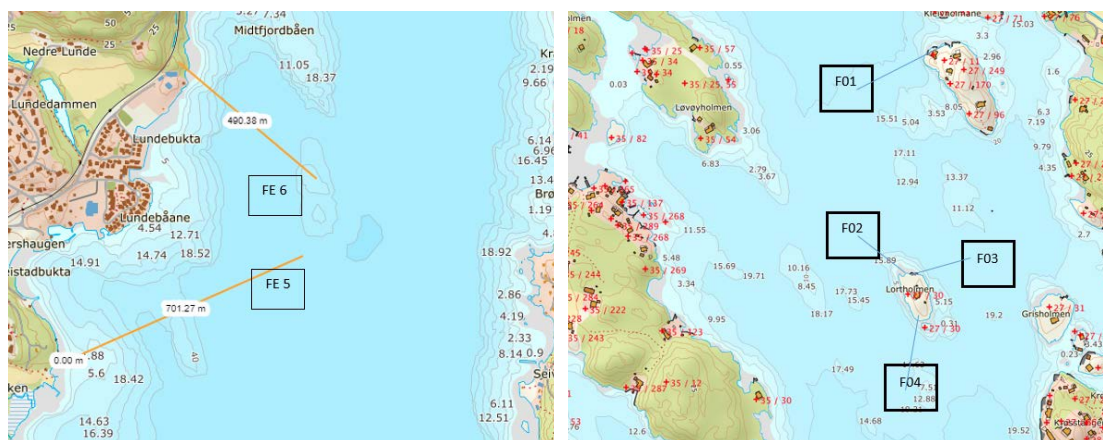
## **Vedlegg B. Toktrapport NGI**

Til: NIVA  
 v/ Morten Schaaning  
 Kopi til:  
 Dato: 2019-04-26  
 Rev.nr. / Rev.dato: FORELØPIG /  
 Dokumentnr.: 20180761-TN-01  
 Prosjekt: Overvåking av testfelt i Grenlandsfjorden 2018/2019  
 Prosjektleder: Ingvild Størdal  
 Utarbeidet av: Ingvild Størdal  
 Kontrollert av:

## Feltnotater


Tabell 1. Feltnotater

Felt/ prøve	Opptak	Notater
Eidangerfjorden		
FE5	25/04-2019 15:40	Alt ok. FE5-1 ble det sølt sediment inn i flukskammeret da kamrene ble håndtert på dekk etter opptak. Det ble skyldt raskt av med sjøvann, og SPMDen så tørket.
FE6	25/04-2019 16:50	Denne satt fast omtrent ved første vekt. Brukte derfor dregg for å få tak på tauet mellom første vekt og tripodden. Det kan se ut som det ble litt drag på tauet fordi tripodden kom opp med mye gjørme på. Klare glasslignende utfellinger på fjæra som brukes for å feste SPMD i FE6-1 og -3. Hvit sirkulær (bakteriell?) påvekst på SPMD på FE6-1
Ormefjorden		
F03	26/4-2019 7:18	Alt ok. Mye glasslignende utfellinger i taket på F03-3. Store, på størrelse med en halv fingernegl.
F01	26/4-2019 7:57	Alt ok. Glasslignende utfellinger langs kanten og på fjæra på F01-2.
F02	26/4-2019 8:38	Alt ok.
F04	26/4-2019 9:20	Alt ok.










Figur 1 Kart som viser testtildekkingsfeltene i Frierfjorden (venstre) og Ormefjorden (høyre).

Tabell 2. Bilder fra opptaket av utstyret

Felt/ prøve	Rigg	Kammer	Membran
Eidangerfjorden			
FE5			
FE6			



Ornefjorden			
F03	(ingen bilder)		
F01			
F02			
F04			



## Vedlegg C. Analyserapport støtteparameter

Alle analyser utført ved Universitetet i Stockholm.

Behandling	Fält	Nivå	% totC	(syraBeh.) % orgC	% N	(syraBeh.) % N	C/N-kvot	(syraBeh.) C/N-kvot	"inorgC"
Lime-30	FO1	0-1	3,10	2,06	0,20	0,20	15,7	10,4	1,04
	FO1	1-3	2,98	2,06	0,19	0,20	15,4	10,5	0,92
	FO1	3-5	3,19	1,97	0,18	0,18	17,4	10,8	1,22
	FO1	5-7	2,99	2,00	0,19	0,18	15,4	10,8	0,99
Clay-30	FO2	0-1	1,90	1,45	0,15	0,14	13,0	10,6	0,45
	FO2	1-3	1,89	1,46	0,13	0,14	14,2	10,8	0,43
	FO2	3-5	1,93	1,54	0,14	0,14	13,8	10,9	0,40
	FO2	5-7	2,06	1,45	0,15	0,13	13,7	11,1	0,61
AC-30	FO3	0-1	2,89	2,88	0,21	0,24	13,6	12,2	0,01
	FO3	1-3	2,89	2,71	0,19	0,20	14,8	13,7	0,17
	FO3	3-5	2,95	2,85	0,16	0,16	18,4	17,5	0,10
	FO3	5-7	2,22	1,93	0,16	0,15	13,9	12,9	0,28
Ref-30	FO4	0-1	1,19	1,06	0,09	0,09	12,7	11,2	0,13
	FO4	1-3	1,15	0,92	0,09	0,08	13,2	11,8	0,23
	FO4	3-5	1,43	1,02	0,11	0,09	12,6	12,0	0,41
	FO4	5-7	1,39	1,06	0,11	0,10	13,1	11,1	0,33
AC-95	FE5	0-1	4,87	3,50	0,38	0,31	12,7	11,2	1,37
	FE5	1-2	4,20	3,60	0,26	0,25	15,9	14,2	0,60
	FE5	2-3	4,71	3,58	0,30	0,26	15,4	13,8	1,12
	FE5	3-4	4,22	3,72	0,24	0,24	17,6	15,4	0,50
	FE5	4-5	4,48	3,55	0,21	0,18	21,0	19,3	0,92
	FE5	5-7	3,95	3,25	0,24	0,24	16,2	13,4	0,70
	FE5	7-9	3,72	3,12	0,25	0,26	15,1	12,2	0,60
	FE5	9-11	3,80	3,11	0,25	0,25	15,4	12,5	0,69
Ref-80	FE6	0-1	2,89	2,38	0,21	0,20	14,0	11,9	0,51
	FE6	1-2	3,00	2,25	0,21	0,19	14,0	12,1	0,75
	FE6	2-3	3,27	2,38	0,24	0,20	13,4	11,8	0,90
	FE6	4-5	2,75	2,24	0,18	0,18	15,1	12,3	0,51
	FE6	7-9	2,64	2,17	0,16	0,17	16,2	13,1	0,46



## Vedlegg D. Analyser PCDD/F i passive prøvetakere og biota

Alle analyser utført ved Eurofins Ökometric. Faktorer for omregning fra PDD/F til PDD/F-TEQ er gitt i kolonne 2 fra venstre.

### Analyser av sedimentprøver

Sample: NIVA Code	FE6 0-1	FE6 1-2	FE6 2-3	FE6 4-5	FE6 7-9	FE5 0-1	FE5 1-2	FE5 2-3	FE5 3-4	FE5 4-5	FE5 5-7	FE5 7-9	FE5 9-11	FO3 0-1	FO3 1-3	FO3 3-5	FO3 5-7	FO4 0-1	FO4 1-3	FO4 3-5	FO4 5-7
Lab-ID:	0836/19-1	0836/19-2	0836/19-3	0836/19-4	0836/19-5	0836/19-6	0836/19-7	0836/19-8	0836/19-9	0836/19-10	0836/19-11	0836/19-12	0836/19-13	0836/19-14	0836/19-15	0836/19-16	0836/19-17	0836/19-18	0836/19-19	0836/19-20	0836/19-21
Unit	ng/kg d.w.	ng/kg d.w.	ng/kg d.w.	ng/kg d.w.	ng/kg d.w.	ng/kg d.w.	ng/kg d.w.	ng/kg d.w.	ng/kg d.w.	ng/kg d.w.	ng/kg d.w.	ng/kg d.w.	ng/kg d.w.	ng/kg d.w.	ng/kg d.w.	ng/kg d.w.	ng/kg d.w.	ng/kg d.w.	ng/kg d.w.	ng/kg d.w.	ng/kg d.w.
2,3,7,8-TCDD	6,8	8,3	7,7	6,8	10,1	2,5	5,4	5,6	5,9	7,4	6,9	10,7	19,5	1,8	4,2	1,3	4,5	1,2	0,9	2,3	2,9
1,2,3,7,8-PeCDD	50,7	47,6	50,4	48,1	66,4	19,2	30,0	45,0	42,5	52,1	50,0	59,9	113	12,2	18,7	10,3	20,9	13,5	10,1	9,2	15,9
1,2,3,4,7,8-HxCDD	49,3	56,3	44,7	49,3	68,1	17,3	28,8	43,1	43,7	45,9	49,1	67,3	122	7,3	20,4	17,2	14,9	9,7	11,2	15,4	14,9
1,2,3,6,7,8-HxCDD	90,2	98,7	89,0	88,9	113	31,7	52,3	88,3	74,2	82,0	84,3	117	237	18,2	33,6	27,9	26,5	15,7	17,9	16,4	22,4
1,2,3,7,8,9-HxCDD	72,6	86,5	79,6	73,6	91,5	24,9	48,0	63,8	62,8	63,4	68,0	91,3	169	11,4	27,1	24,5	28,6	17	13,9	14,9	18,6
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	508	613	544	529	694	196	318	469	434	428	497	691	1280	101	207	163	195	119	115	131	138
OCDD	1170	1250	1260	1260	1390	445	690	1030	920	868	1160	1650	3020	277	494	385	465	316	306	335	361
2,3,7,8-TCDF	282	331	326	275	423	114	198	288	272	303	288	375	847	58,2	110	96	106	70,6	64,9	70,9	79,1
1,2,3,7,8-PeCDF	516	614	594	518	779	199	366	515	491	572	558	769	1510	100	235	162	209	124	114	120	146
2,3,4,7,8-PeCDF	197	226	212	196	259	72,5	130	188	187	206	198	257	552	34,5	82,3	57,4	69,2	46,7	40,3	45	51,7
1,2,3,4,7,8-HxCDF	1360	1550	1410	1360	1910	484	862	1220	1210	1300	1370	1850	3340	243	535	436	482	278	285	294	343
1,2,3,6,7,8-HxCDF	784	918	841	795	1200	283	493	728	702	769	811	1140	2190	166	295	254	257	162	155	163	181
1,2,3,7,8,9-HxCDF	162	189	166	160	219	51,3	93,1	123	136	157	165	46	163	14,4	14	40,5	17,4	16,2	13,2	11,2	14,5
2,3,4,6,7,8-HxCDF	128	178	156	145	207	51,6	85,6	142	119	132	134	195	381	29,2	59,3	42,8	54,4	26,6	34,5	42,3	45,3
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	3950	4410	4030	4030	5110	1490	2320	3460	3380	3270	3850	5500	9900	791	1520	1220	1410	859	935	916	991
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	1480	1710	1580	1530	2050	515	880	1310	1240	1280	1450	1920	2560	273	529	431	498	296	274	333	360
OCDF	15700	17900	16300	16000	19400	5500	8490	13100	12400	11800	15000	20300	38000	2700	5510	4210	5240	3260	3220	3510	3800
Unit	ng/g d.w.	ng/g d.w.	ng/g d.w.	ng/g d.w.	ng/g d.w.	ng/g d.w.	ng/g d.w.	ng/g d.w.	ng/g d.w.	ng/g d.w.	ng/g d.w.	ng/g d.w.	ng/g d.w.	ng/g d.w.	ng/g d.w.	ng/g d.w.	ng/g d.w.	ng/g d.w.	ng/g d.w.	ng/g d.w.	ng/g d.w.
HCB	15,7	18,5	20,7	17,3	20,3	8,72	12,4	18,5	17,7	21,6	18,9	23,3	26,5	4,08	6,67	5,38	5,57	3,98	3,96	4,48	5,04
OCS	1,33	1,62	1,59	1,65	2,04	0,66	1,12	1,82	1,74	2,31	1,75	2,38	2,86	0,47	0,50	0,31	0,39	0,30	0,27	0,37	0,44
dry matter [%]	35,1	37,3	39,4	60,4	55,5	29,6	26,8	28,3	36,3	40,0	51,2	49,6	49,7	48,4	37,2	42,6	44,7	46,0	64,1	59,6	65,7

NIVA 7432-2019

Analysér av SPMD

Sample: NIVA Code	SPMD	SPDM	SPDM	SPDM	SPDM	SPDM	SPDM	SPDM	SPDM	SPDM	SPDM	SPDM	SPDM	SPDM
	Blank	Con	FE5-A	FE5-B	FE5-C	FE6-A	FE6-B	FE6-C	FO3-A	FO3-B	FO3-C	FO4-A	FO4-B	FO4-C
Weight [g]	4,94	5,99	6,53	6,71	5,93	6,84	5,63	6,95	6,49	5,78	6,32	5,46	5,92	5,63
Lab-ID:	0836/19-22	0836/19-23	0836/19-24	0836/19-25	0836/19-26	0836/19-27	0836/19-28	0836/19-29	0836/19-30	0836/19-31	0836/19-32	0836/19-33	0836/19-34	0836/19-35
Unit	pg/sample	pg/sample	pg/sample	pg/sample	pg/sample	pg/sample	pg/sample	pg/sample	pg/sample	pg/sample	pg/sample	pg/sample	pg/sample	pg/sample
2,3,7,8-TCDD	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
1,2,3,7,8-PeCDD	0,5	0,5	1,8	0,7	0,9	1,9	1,3	4,3	0,6	0,5	0,5	3,0	4,0	2,1
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,5	0,5	1,3	0,7	0,8	1,5	1,1	3,6	0,8	0,5	0,5	2,3	3,2	1,3
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,5	0,5	2,1	1,1	1,5	3,2	1,8	7,1	1,3	0,7	0,7	4,2	5,6	3,1
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,5	0,5	1,5	0,8	1,0	2,0	1,2	4,8	0,7	0,6	0,5	3,0	3,5	1,8
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	2,5	2,5	6,0	3,3	3,9	9,2	5,2	23,7	4,1	3,8	3,4	13,7	12,6	9,1
OCDD	5	5	5,8	5	5	18,7	6,8	31,6	5,8	6,2	6,9	13,8	12,9	10,0
2,3,7,8-TCDF	0,5	0,5	7,1	3,1	4,6	11,1	7,4	25,2	1,6	1,4	0,9	18,1	27,7	10,2
1,2,3,7,8-PeCDF	0,5	0,5	15,1	6,3	7,3	19,9	11,4	41,2	4,3	2,5	2,0	33,2	39,8	16,3
2,3,4,7,8-PeCDF	0,5	0,5	5,8	2,6	4,0	9,4	4,9	18,9	1,5	1,2	1,2	13,4	18,4	7,8
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,5	0,9	29,6	12,6	14,8	38,8	20,4	93,5	12,8	7,6	7,9	62,5	71,4	39,1
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,5	0,8	16,8	7,9	7,6	21,3	12,2	54,6	7,7	4,4	4,2	32,7	35,2	18,7
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,5	0,5	1,7	1,4	1,3	3,8	1,8	6,8	0,9	0,5	0,5	6,5	5,4	2,6
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,5	0,5	3,5	1,8	2,0	5,3	2,9	12,7	1,9	1,1	1,0	8,2	10,1	5,6
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	2,5	2,5	48,4	27,1	28,5	86,3	42,4	202	31,9	24,6	20,7	116	115	75,8
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	2,5	2,5	13,9	7,4	8,0	26,1	11,9	59,8	8,6	5,7	5,3	31,8	33,0	20,7
OCDF	5,0	5,0	63,9	43,5	43,6	165	66,3	396	54,5	60,2	46,0	182	163	122
Unit	ng/sample	ng/sample	ng/sample	ng/sample	ng/sample	ng/sample	ng/sample	ng/sample	ng/sample	ng/sample	ng/sample	ng/sample	ng/sample	ng/sample
HCB	0,1	0,19	1,67	1,22	1,90	3,61	5,01	4,58	1,37	3,18	0,91	2,19	3,61	1,93
OCS	0,1	0,1	0,16	0,12	0,11	0,16	0,08	0,21	0,044	0,025	0,04	0,047	0,11	0,074

NIVA 7432-2019

Analysér av snegl

Sample: NIVA Code	SN	SN	SN	SN	SN	SN	SN	SN	SN	SN	SN	SN	SN
	Con	FE5-A	FE5-B	FE5-C	FE6-A	FE6-B	FE6-C	FO3-A	FO3-B	FO3-C	FO4-A	FO4-B	FO4-C
Lab-ID:	0836/19-36	0836/19-37	0836/19-38	0836/19-39	0836/19-40	0836/19-41	0836/19-42	0836/19-43	0836/19-44	0836/19-45	0836/19-46	0836/19-47	0836/19-48
Unit	ng/kg d.w.	ng/kg d.w.	ng/kg d.w.	ng/kg d.w.	ng/kg d.w.	ng/kg d.w.	ng/kg d.w.	ng/kg d.w.	ng/kg d.w.	ng/kg d.w.	ng/kg d.w.	ng/kg d.w.	ng/kg d.w.
2,3,7,8-TCDD	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
1,2,3,7,8-PeCDD	0,5	0,8	0,5	1,0	2,5	0,9	1,1	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,5	0,5	0,5	0,7	1,1	1,3	0,8	0,5	0,5	0,5	0,6	0,7	0,6
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,5	0,9	0,5	1,2	1,5	2,7	1,3	0,5	0,5	0,5	1,2	1,1	1,3
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,5	0,6	0,5	0,8	1,2	1,0	0,8	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	2,5	3,7	3,5	6,0	8,4	10,5	6,7	2,5	3,8	2,7	4,1	4,4	4,9
OCDD	5	5,8	10,9	14,8	16,0	18,4	11,3	5	8,5	5,1	9,9	8,7	9,3
2,3,7,8-TCDF	0,5	4,1	2,7	6,4	14,3	17,4	16,4	1,9	1,9	2,0	11,1	13,2	11,6
1,2,3,7,8-PeCDF	0,5	6,5	4,7	9,0	19,7	22,0	18,8	1,9	2,4	2,4	12,9	13,8	12,5
2,3,4,7,8-PeCDF	0,5	2,7	1,7	3,7	8,8	10,7	11,9	0,8	0,9	0,7	3,0	5,1	6,1
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,5	11,6	10,1	19,3	31,7	37,6	27,8	5,7	8,2	7,2	16,5	20,5	16,5
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,5	7,8	4,9	10,4	17,6	21,2	15,8	2,9	4,1	2,9	7,6	9,2	8,5
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,5	1,0	0,7	1,2	1,7	1,7	1,4	0,5	0,6	0,5	1,2	1,1	1,0
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,5	1,6	0,9	2,3	3,5	4,6	4,3	1,1	0,5	1,8	1,6	1,9	1,6
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	2,5	19,1	19,5	35,8	49,5	63,4	38,9	13,2	18,6	13,7	23,9	28,8	25,8
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	2,5	5,9	6,4	11,2	16,7	19,9	16,1	3,9	5,2	3,9	7,4	7,6	6,6
OCDF	5	34,6	52,2	87	105	136	88,0	34,8	50,4	37,5	47,1	60,0	44,8
Unit	ng/g d.w.	ng/g d.w.	ng/g d.w.	ng/g d.w.	ng/g d.w.	ng/g d.w.	ng/g d.w.	ng/g d.w.	ng/g d.w.	ng/g d.w.	ng/g d.w.	ng/g d.w.	ng/g d.w.
HCB	0,13	0,21	0,31	0,55	0,36	0,43	0,56	0,36	0,22	0,39	0,29	0,37	0,30
OCS	0,01	0,048	0,072	0,091	0,041	0,038	0,082	0,031	0,026	0,018	0,018	0,057	0,038
dry matter [%]	28,6	29,0	17,7	31,8	23,0	23,0	21,0	35,7	29,6	25,0	26,6	27,4	31,1

## Analyser av børstemark

Sample: NIVA Code	BØ	BØ	BØ	BØ	BØ	BØ	BØ	BØ	BØ	BØ	BØ	BØ	BØ
	Con	FE5-A	FE5-B	FE5-C	FE6-A	FE6-B	FE6-C	FO3-A	FO3-B	FO3-C	FO4-A	FO4-B	FO4-C
Lab-ID:	0836/19-49	0836/19-50	0836/19-51	0836/19-52	0836/19-53	0836/19-54	0836/19-55	0836/19-56	0836/19-57	0836/19-58	0836/19-59	0836/19-60	0836/19-61
Unit	ng/kg d.w.	ng/kg d.w.	ng/kg d.w.	ng/kg d.w.	ng/kg d.w.	ng/kg d.w.	ng/kg d.w.	ng/kg d.w.	ng/kg d.w.	ng/kg d.w.	ng/kg d.w.	ng/kg d.w.	ng/kg d.w.
2,3,7,8-TCDD	0,5	1,5	0,8	2	3	1,8	2,6	0,7	0,5	0,5	0,8	0,8	0,5
1,2,3,7,8-PeCDD	0,5	4,5	7,7	12,1	44,8	12,4	20,5	2,3	0,8	0,9	2,4	4,4	3,7
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,5	6,5	7,5	9,4	23	8,6	12	2,7	0,7	0,8	1,7	4,7	2,7
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,5	13,8	15,9	12,9	49,3	17,7	30,3	4,6	0,8	1,5	3,1	8,4	4,9
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,7	6,3	6,1	7,3	17,9	11,6	9,6	3,6	0,5	0,9	2,2	4,5	3,1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	5	44,7	42,2	34,8	89,9	79,8	46,5	35,9	36,9	10,7	15,5	21,9	17,5
OCDD	20	237	87,4	90	134,0	161	88,9	91	22,6	34,4	50,2	50,6	64,8
2,3,7,8-TCDF	1,3	33,7	57,1	101	127	64,8	73,6	17,2	3,2	6,5	29,7	20,7	21,7
1,2,3,7,8-PeCDF	0,7	40,1	91	77,5	364	139,0	217	29	6,2	11	38,7	18,7	22,5
2,3,4,7,8-PeCDF	0,6	54,8	45,1	72,1	215	52,6	93,3	16	3,9	4,3	14,5	21,3	13,8
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,8	105	241	189	520	254	303	81	14,3	25,2	59,1	81	47,9
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,5	27,5	116	58	398	147	209	43,8	6,7	11,7	28,4	13,2	10,6
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,5	8,4	20	18,9	43,3	21,2	24,5	10,9	1,8	3	5,6	3,5	5,1
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,5	21,9	47	37,8	102	37,6	54,2	8,2	1,1	2,5	5	9,2	10,3
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	2,5	146	324	266	677	561	357	251	32,2	70,5	99,1	94,2	81,3
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	2,5	32	140	57	246	196	113	79,8	10,4	21,7	33,3	20,4	12,5
OCDF	5	439	659	493	1220	1580	530,0	872	99,2	243	250	116,0	203
Unit	ng/g d.w.	ng/g d.w.	ng/g d.w.	ng/g d.w.	ng/g d.w.	ng/g d.w.	ng/g d.w.	ng/g d.w.	ng/g d.w.	ng/g d.w.	ng/g d.w.	ng/g d.w.	ng/g d.w.
HCb	1,81	18,1	10,4	7,61	2,46	1,82	1,65	1,88	1,12	1,41	3,62	5,76	1,88
OCS	0,17	2,9	1,26	2,73	0,68	0,65	0,26	0,12	0,39	0,18	0,45	0,22	0,37
dry matter [%]	10,6	4,4	3,2	8,2	7,1	12,7	9,1	8,3	7,4	8,2	11,2	7,0	10,4



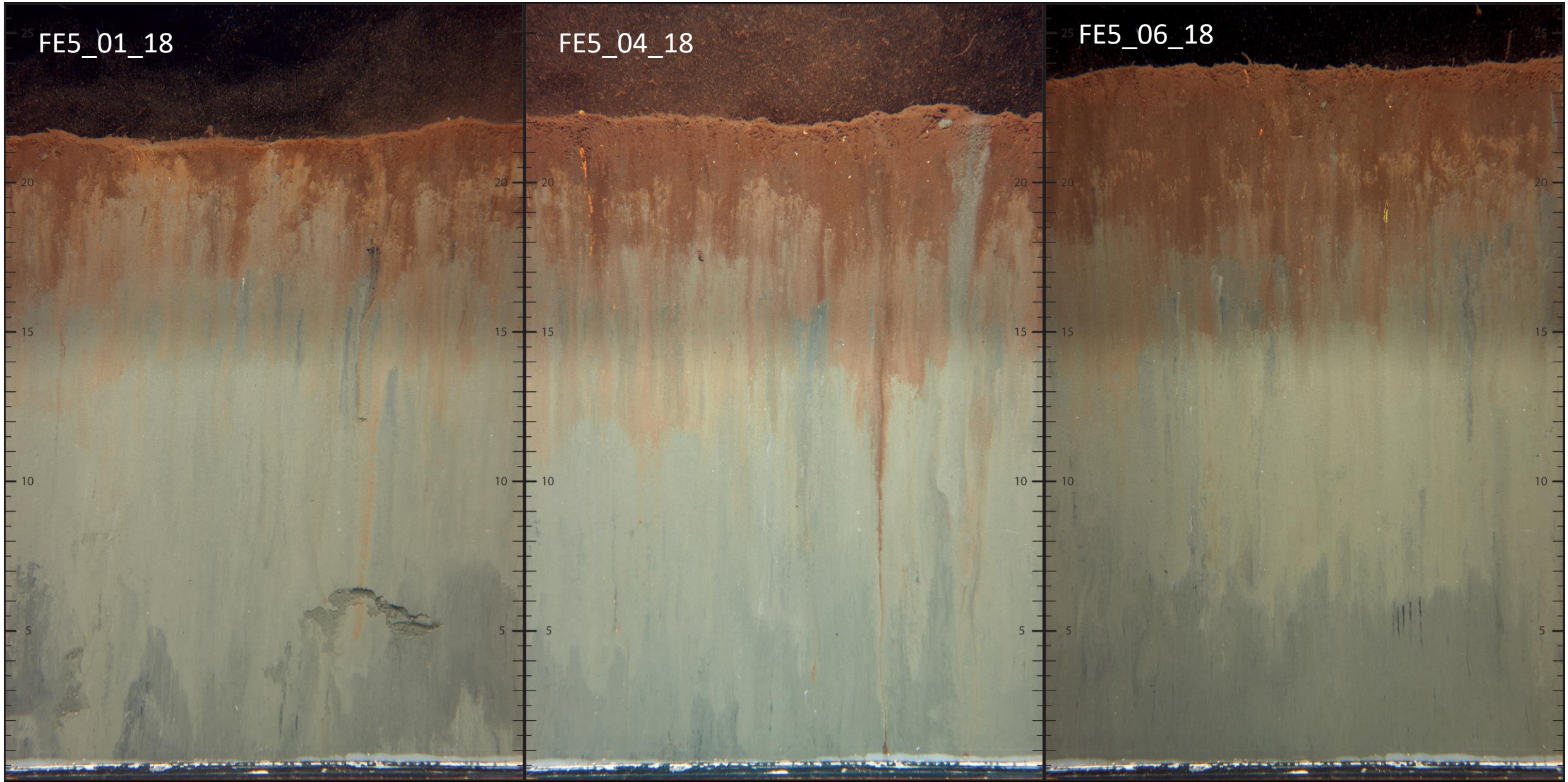
## **Vedlegg E. SPI-bilder**

SPI-stasjoner på FE5

	1		4		6	
	7		senter		10	
	11		13		16	

SPI-stasjoner på FO1, FO2 og FO3

	1				3	
			5			
	7				9	



FE5\_01\_18

FE5\_04\_18

FE5\_06\_18

25

20

15

10

5

25

20

15

10

5

25

20

15

10

5

25

20

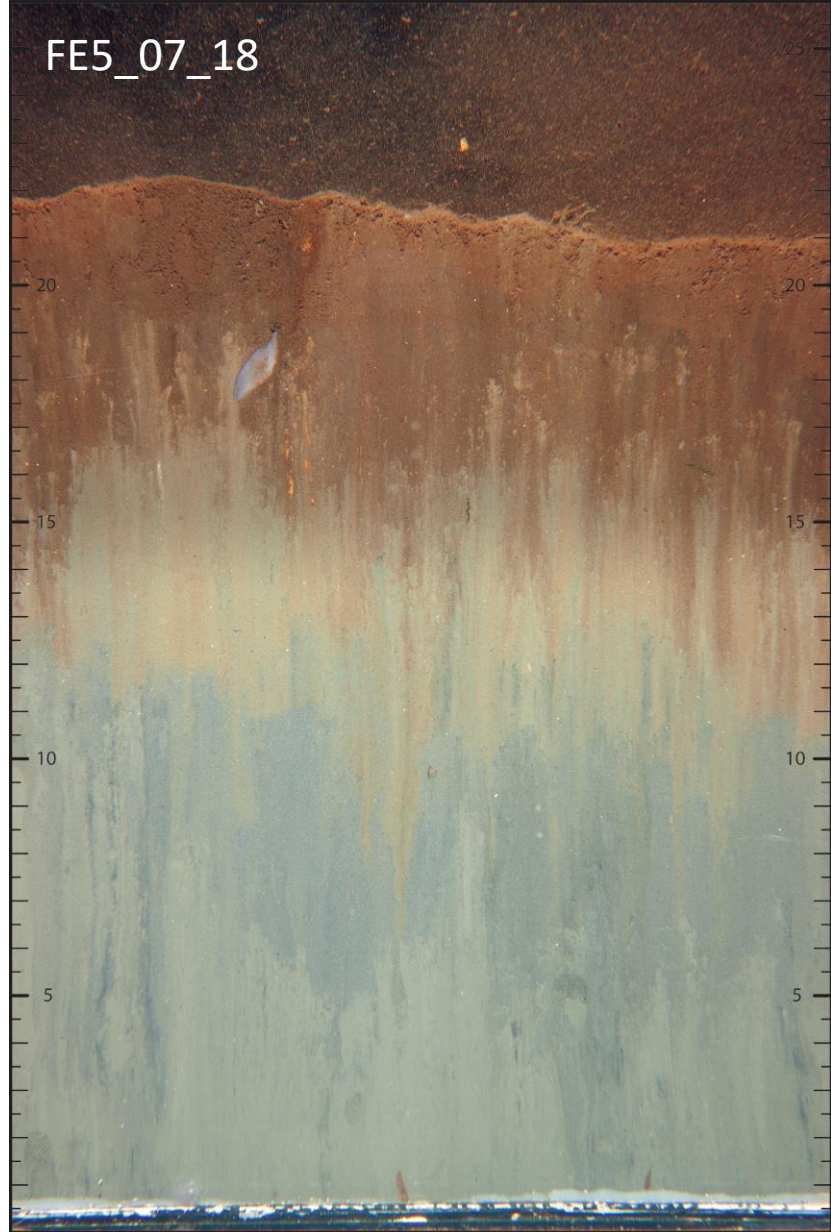
15

10

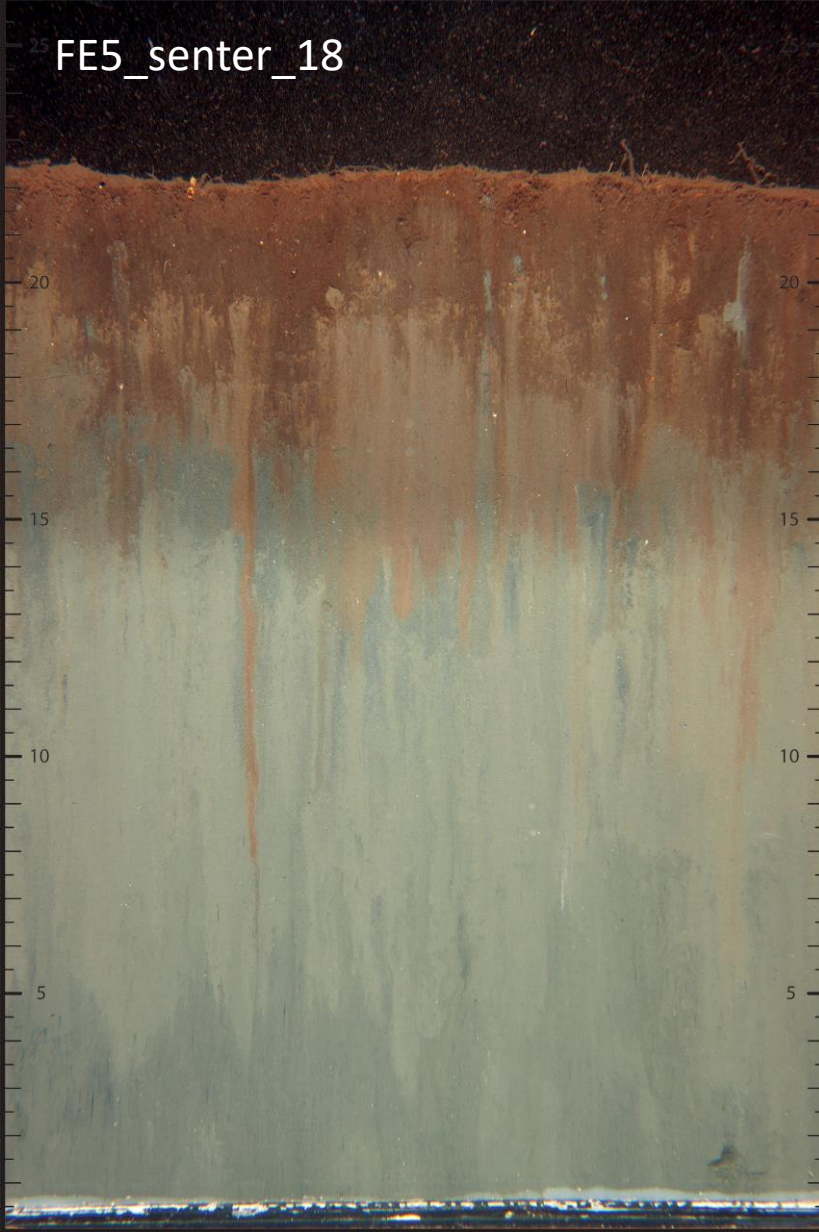
5



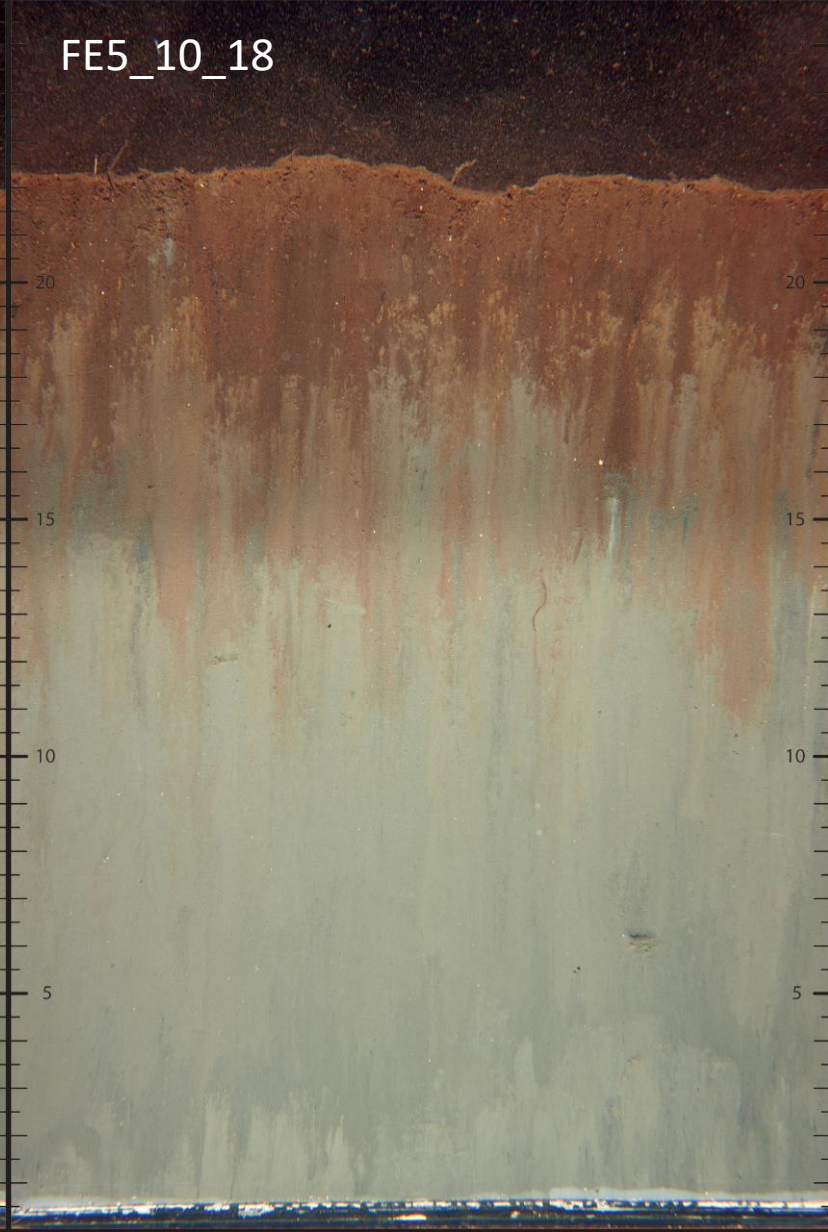
FE5\_07\_18



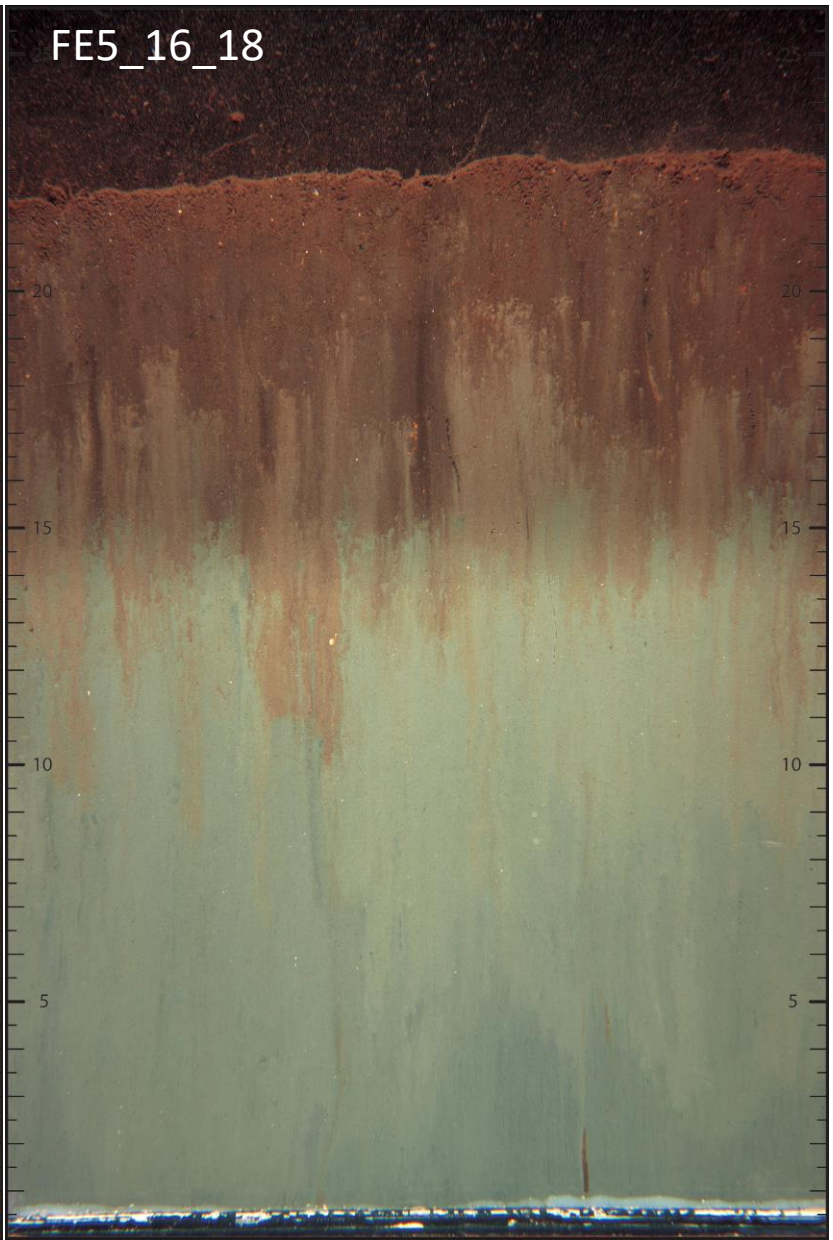
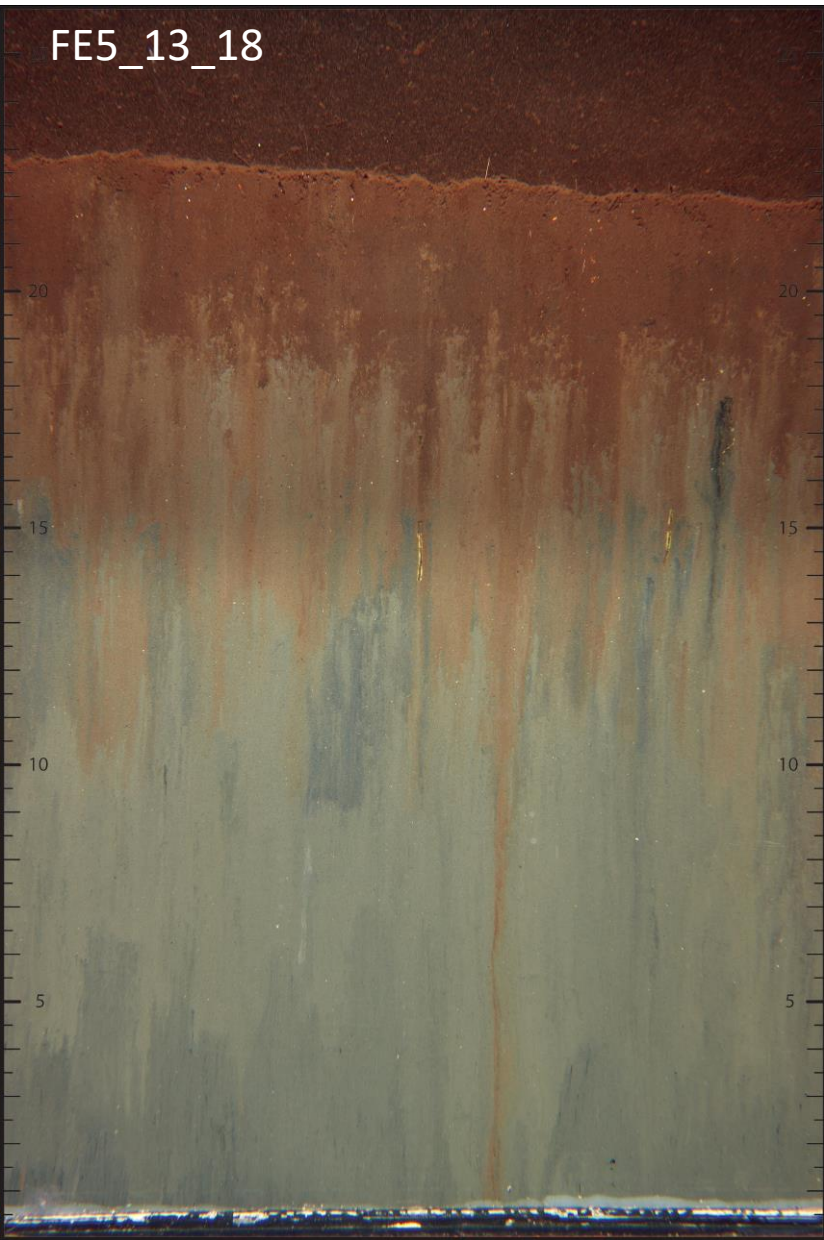
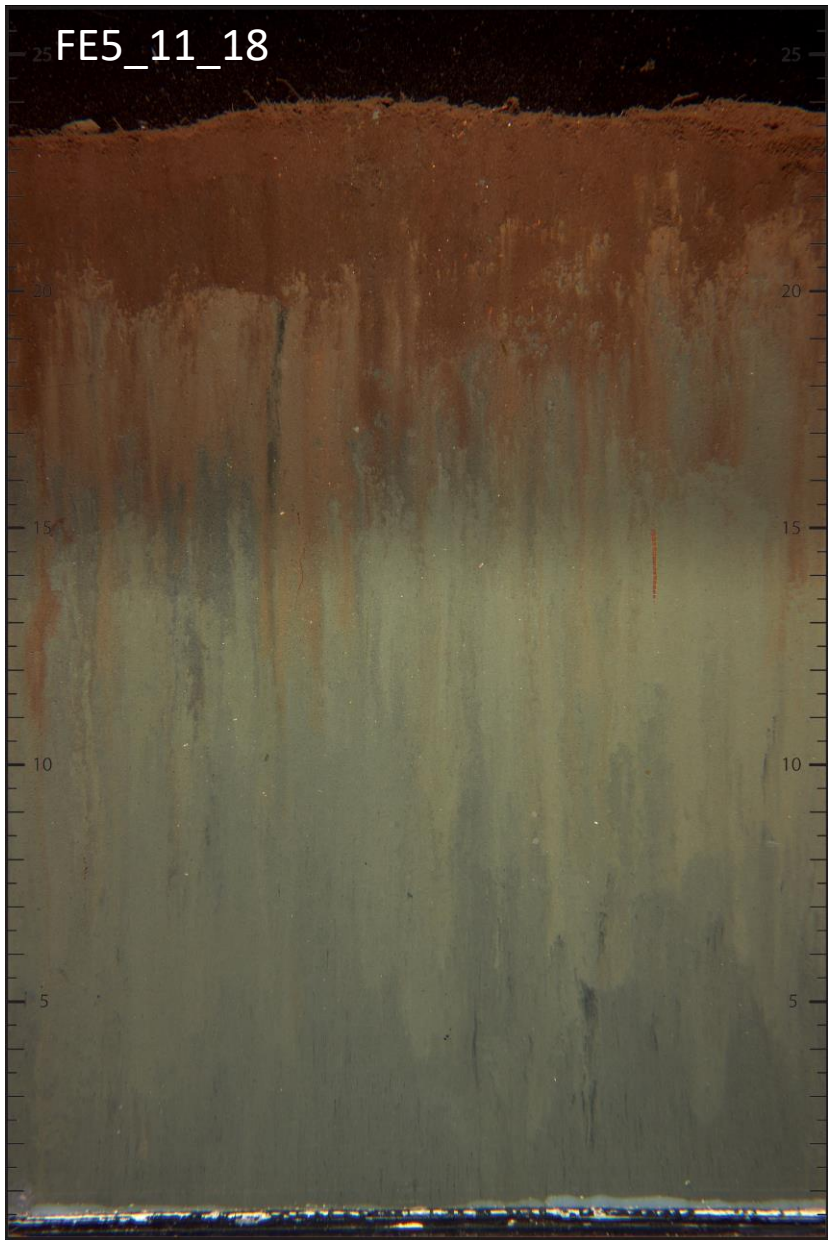
FE5\_senter\_18



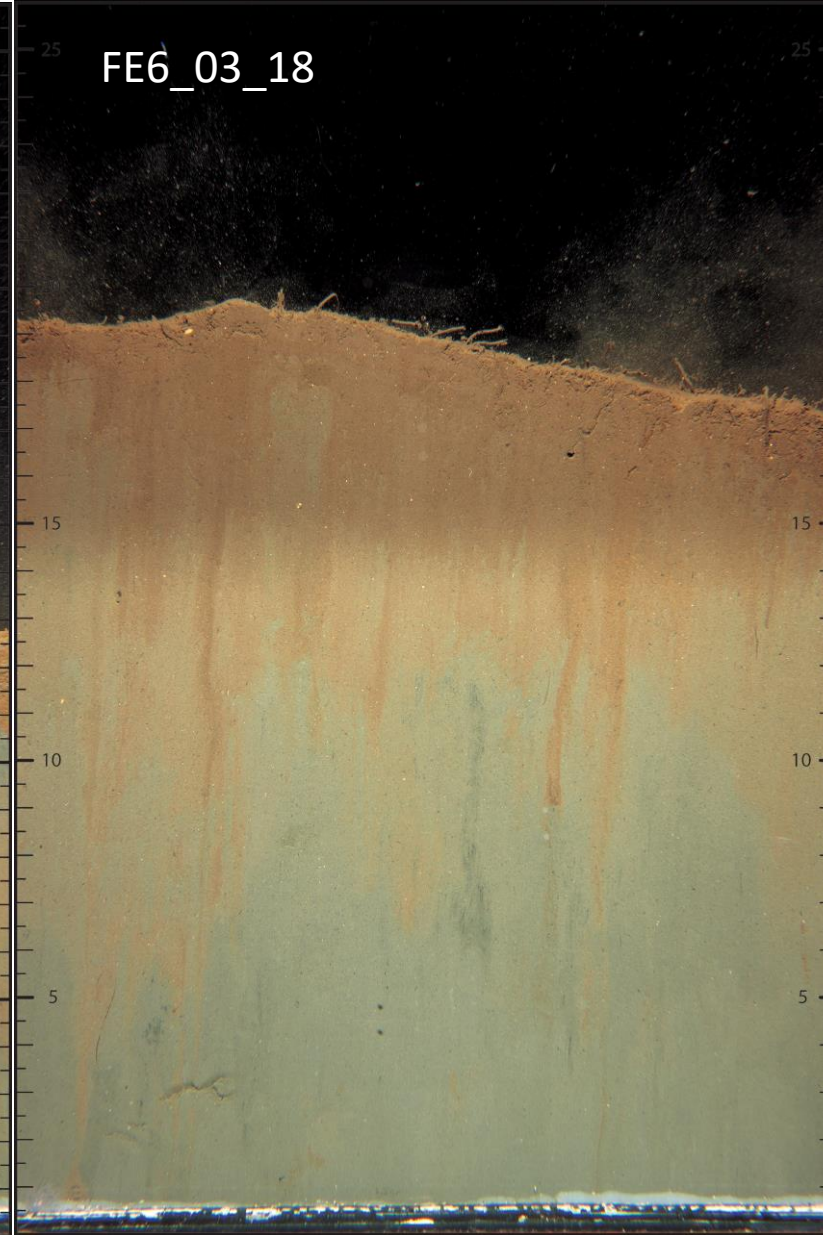
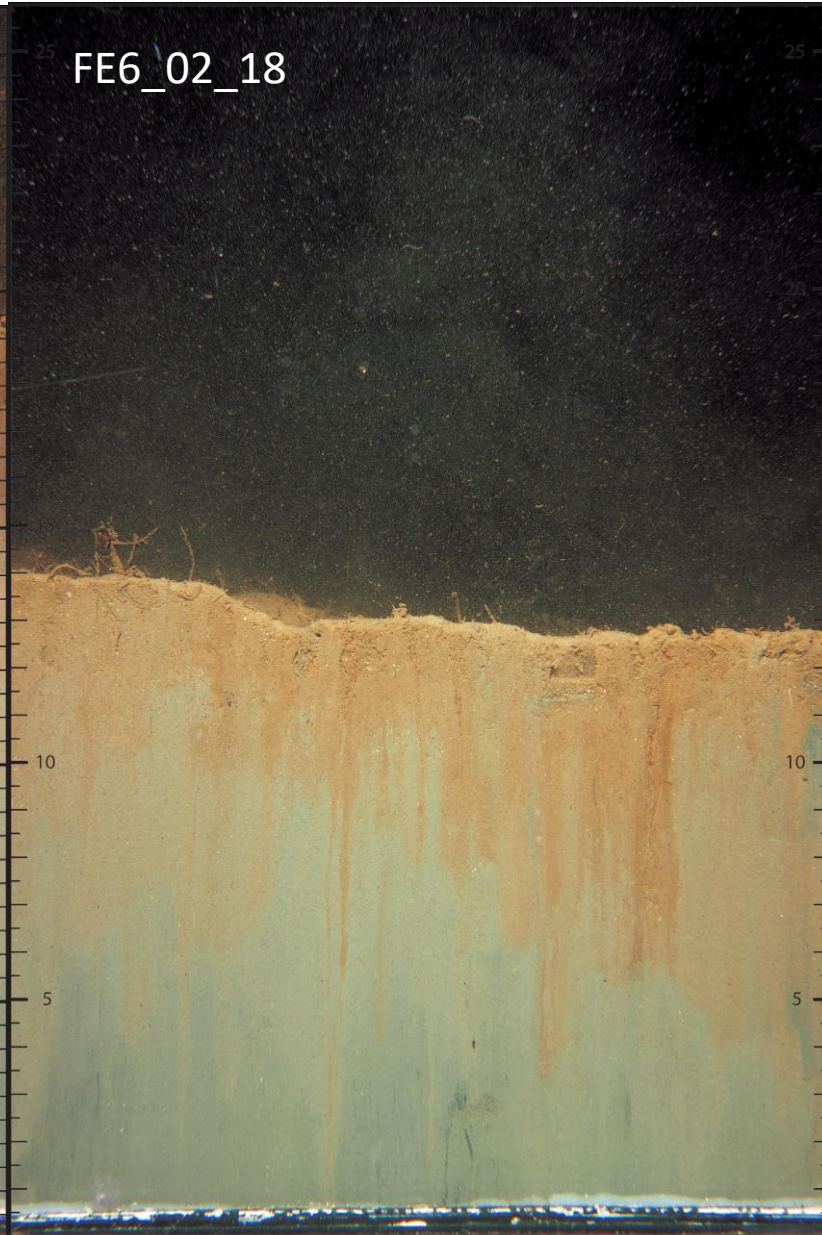
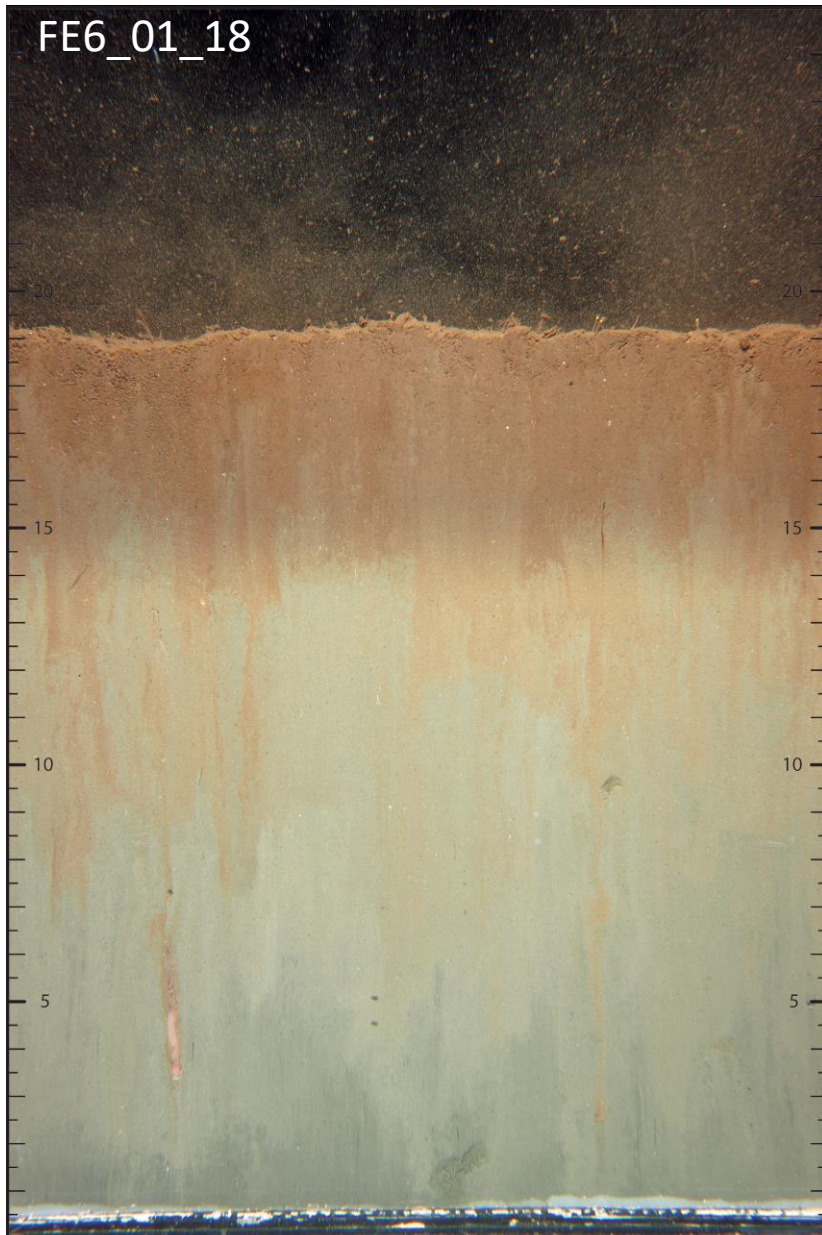
FE5\_10\_18





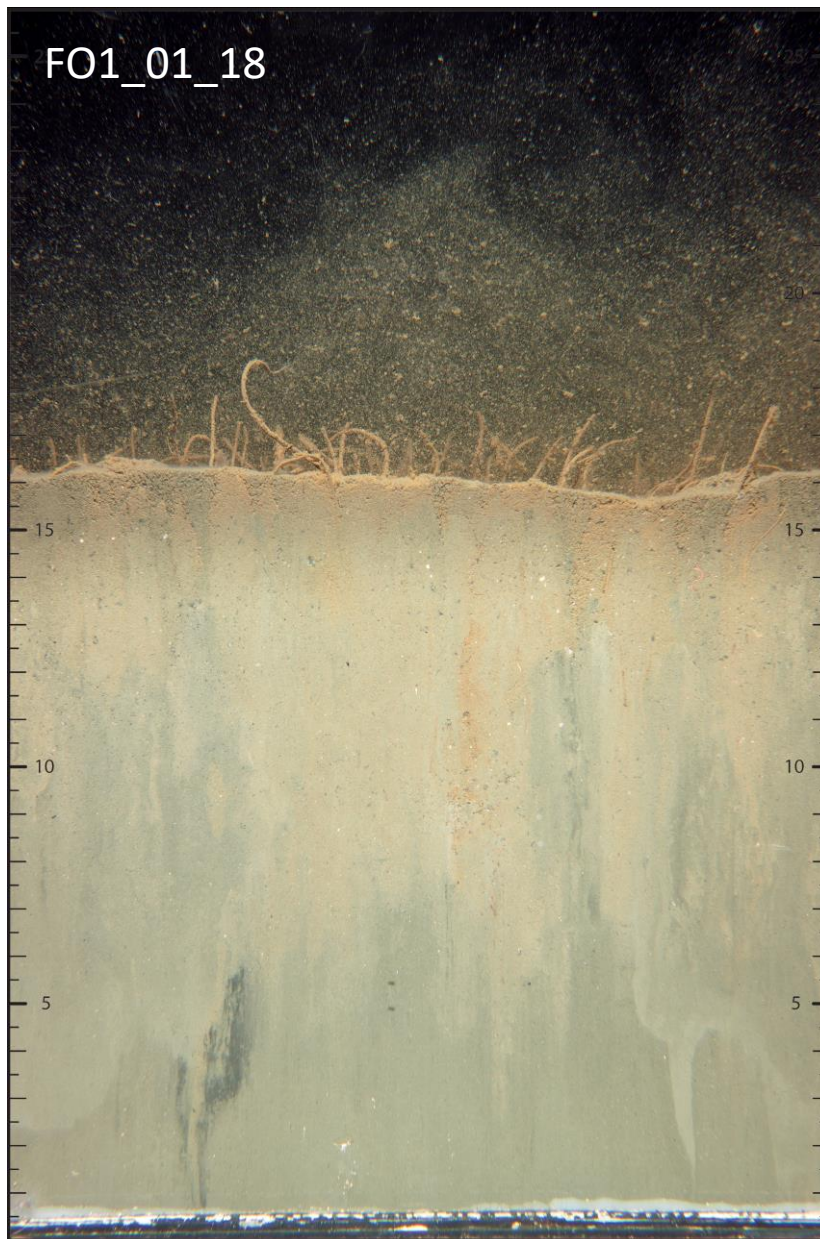




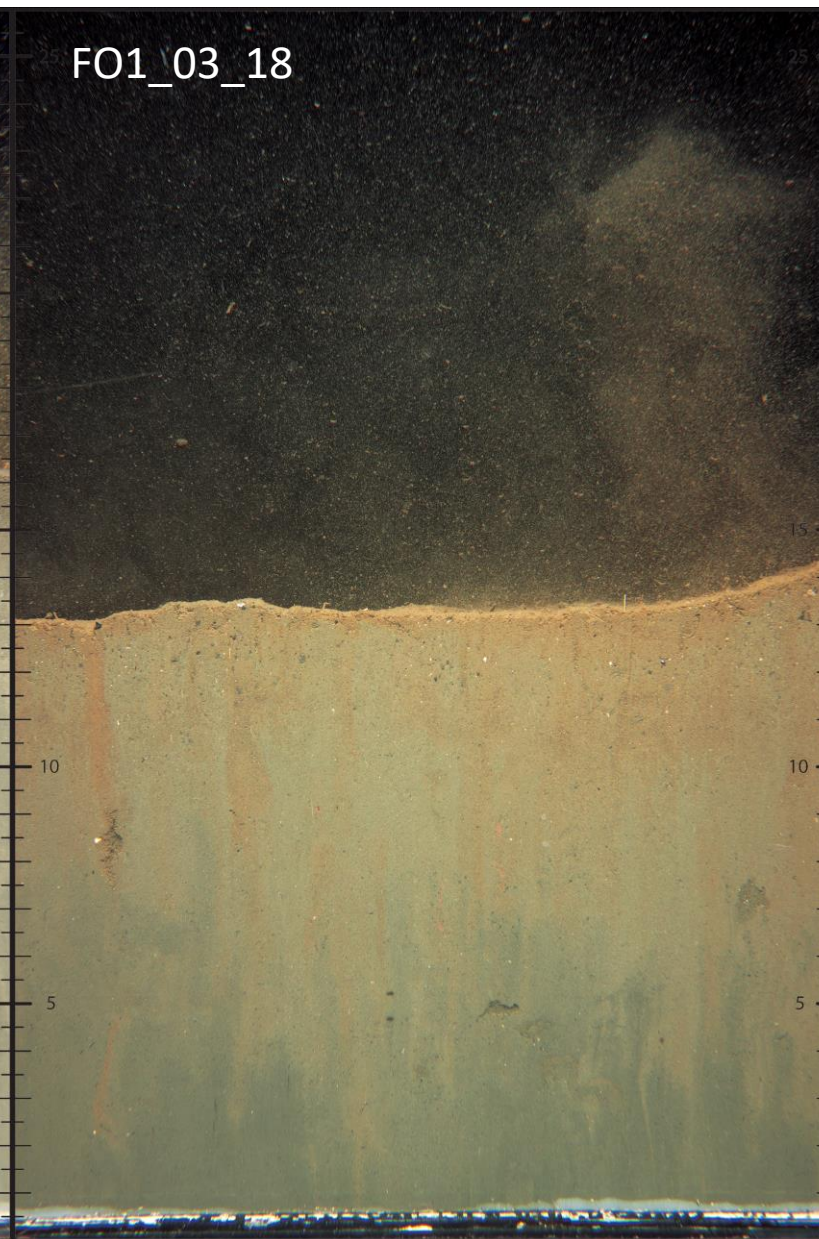




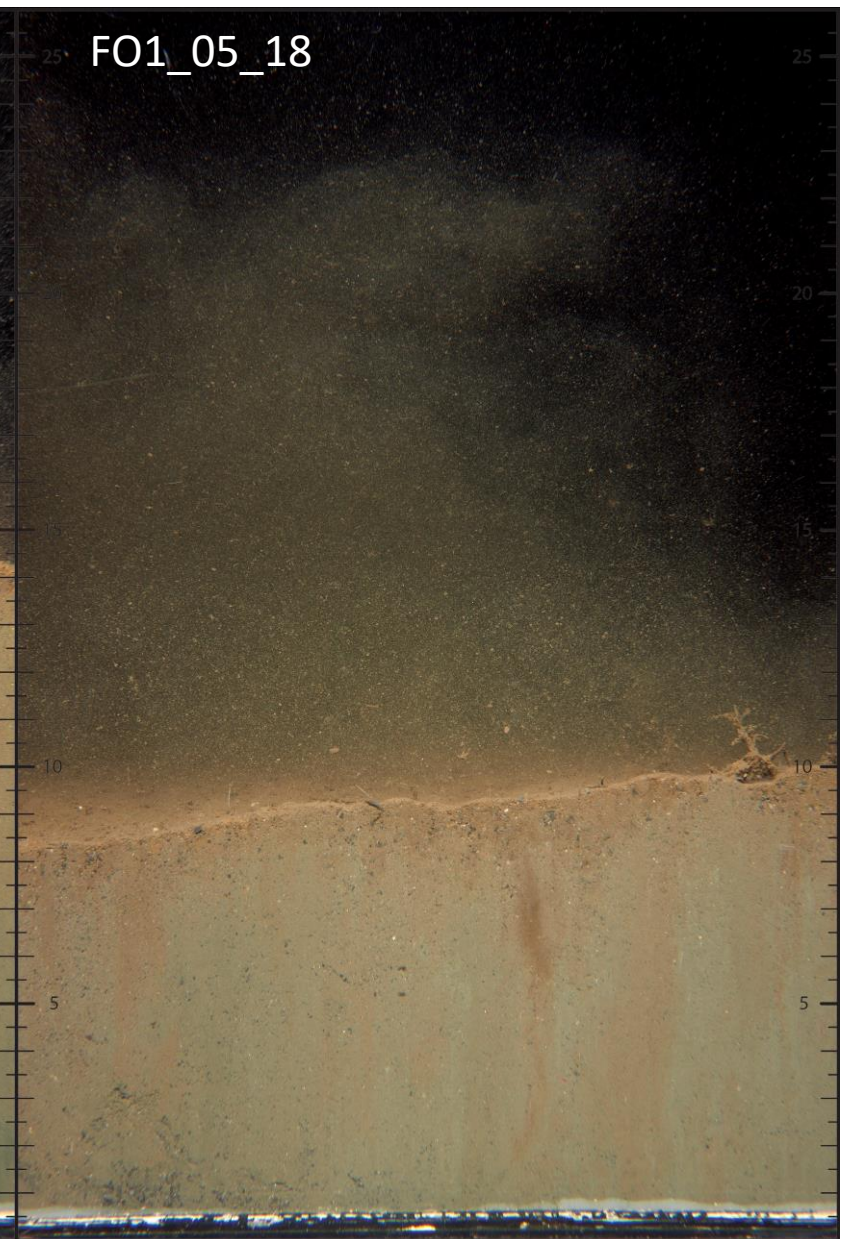
FO1\_01\_18



FO1\_03\_18

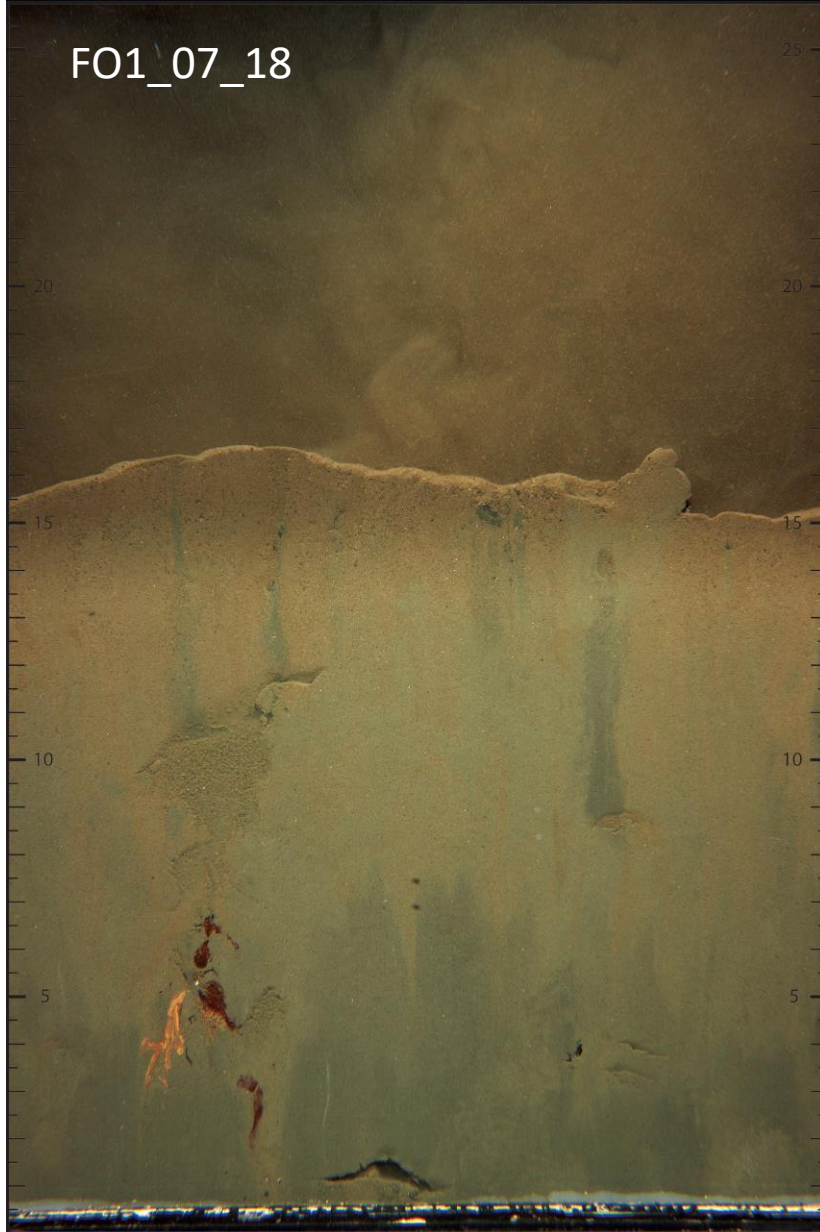


FO1\_05\_18

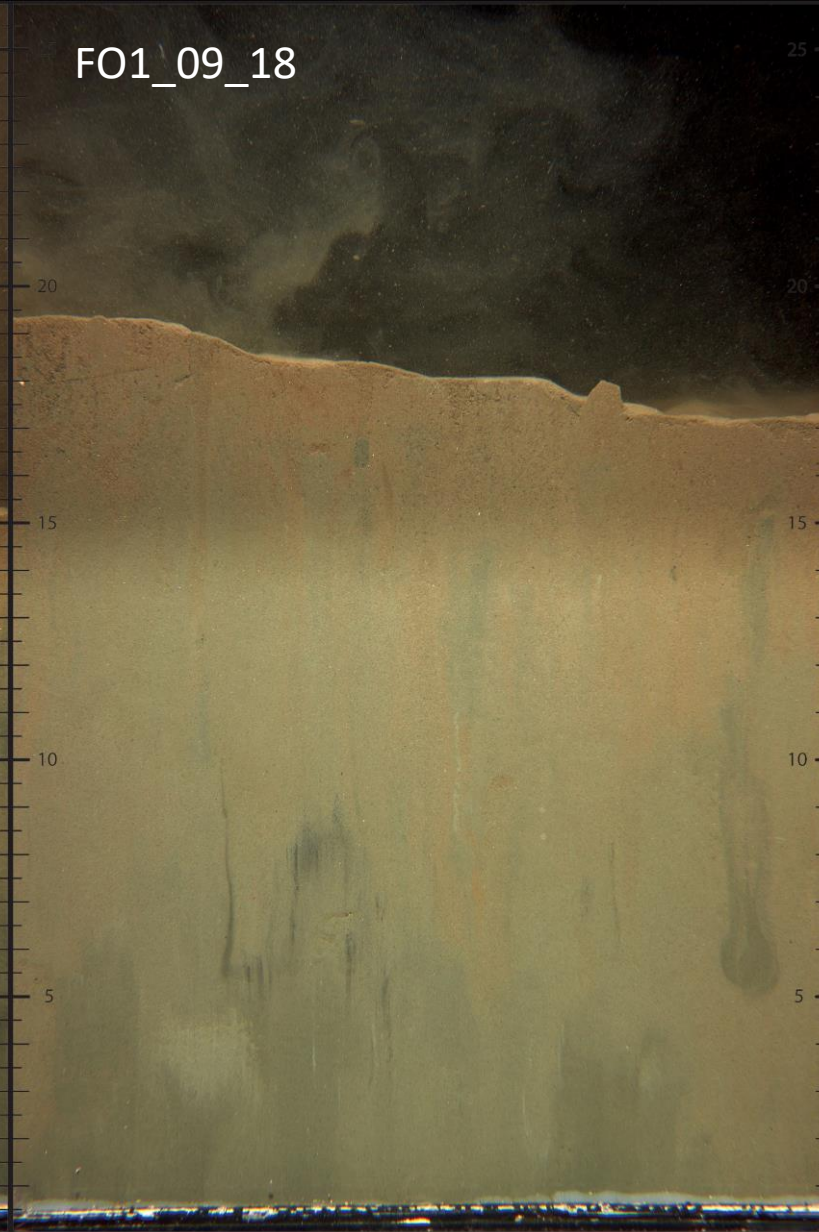




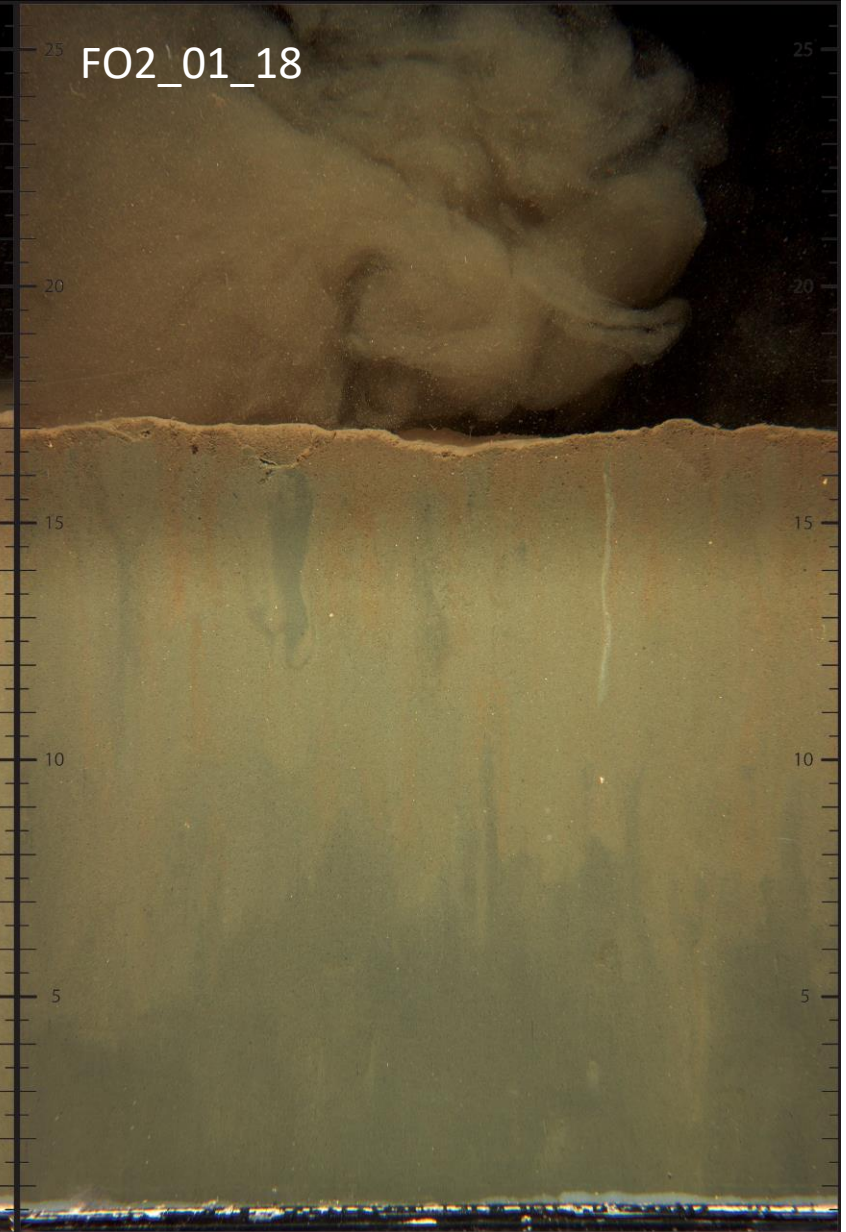
FO1\_07\_18



FO1\_09\_18



FO2\_01\_18

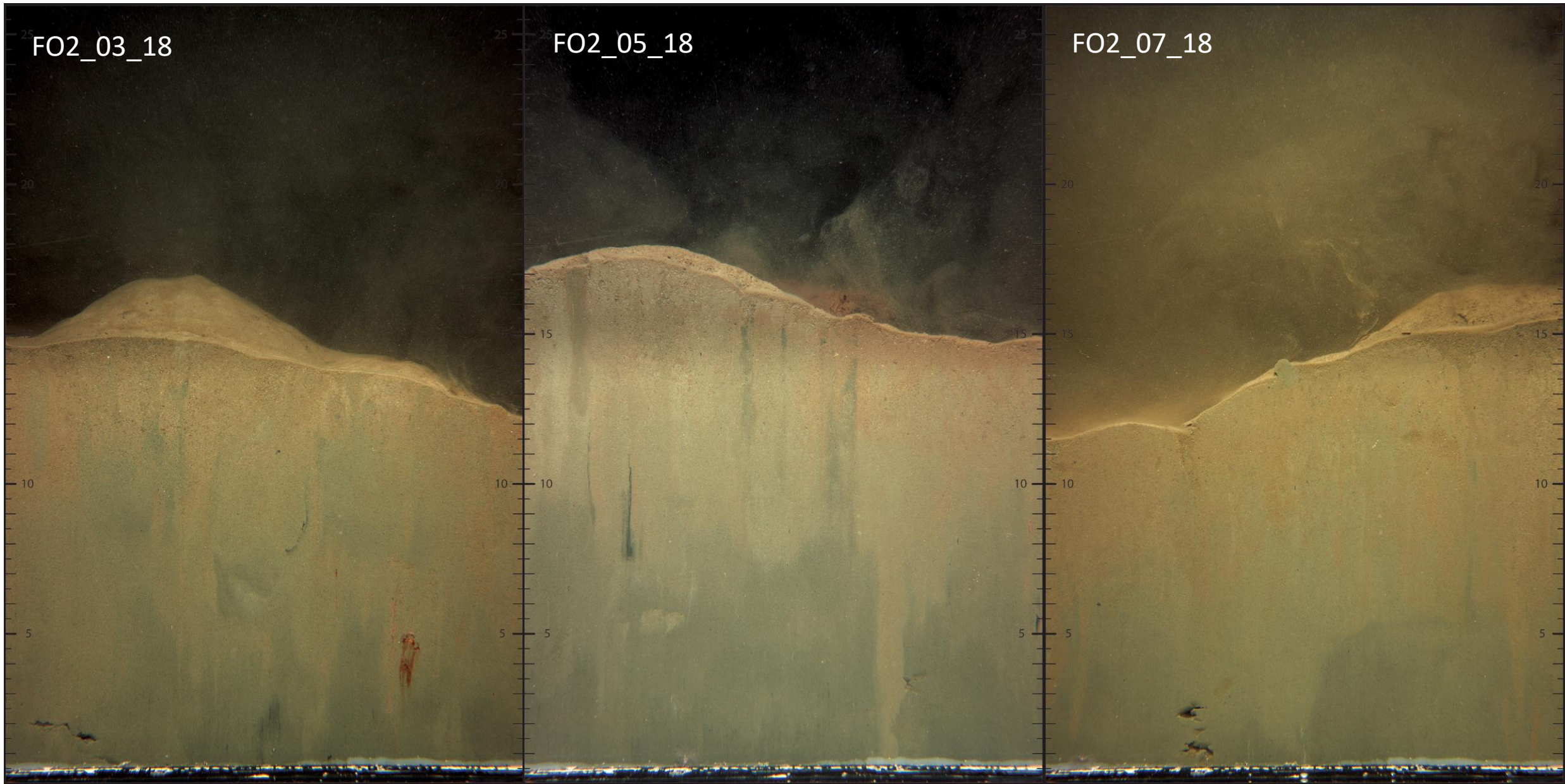




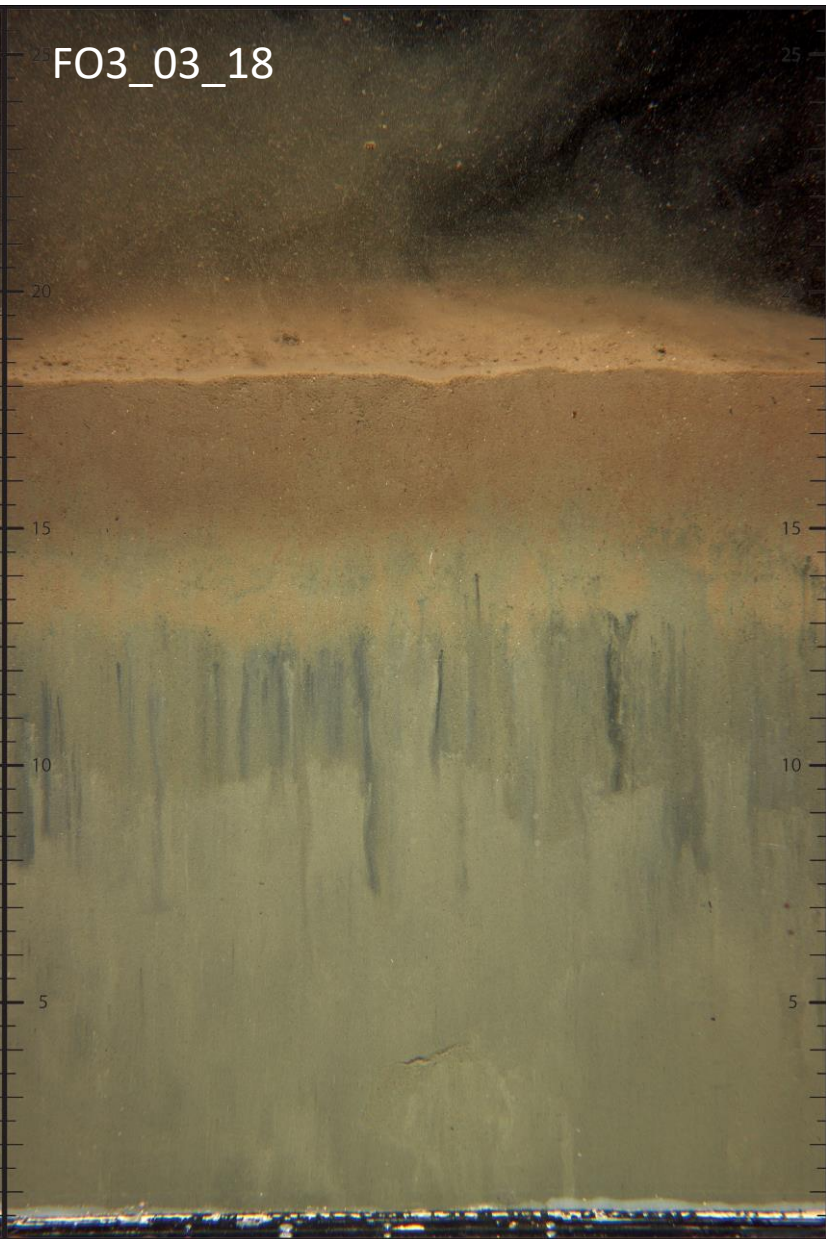
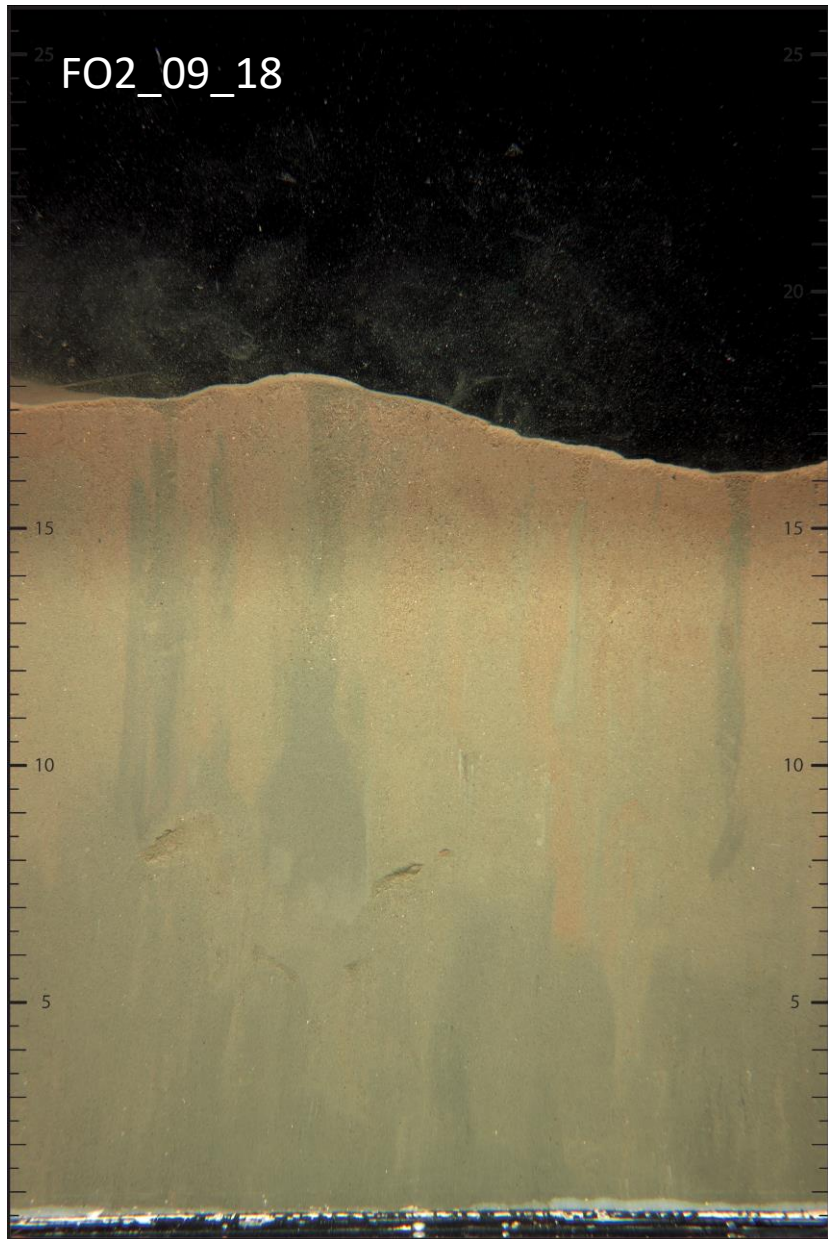
FO2\_03\_18

FO2\_05\_18

FO2\_07\_18

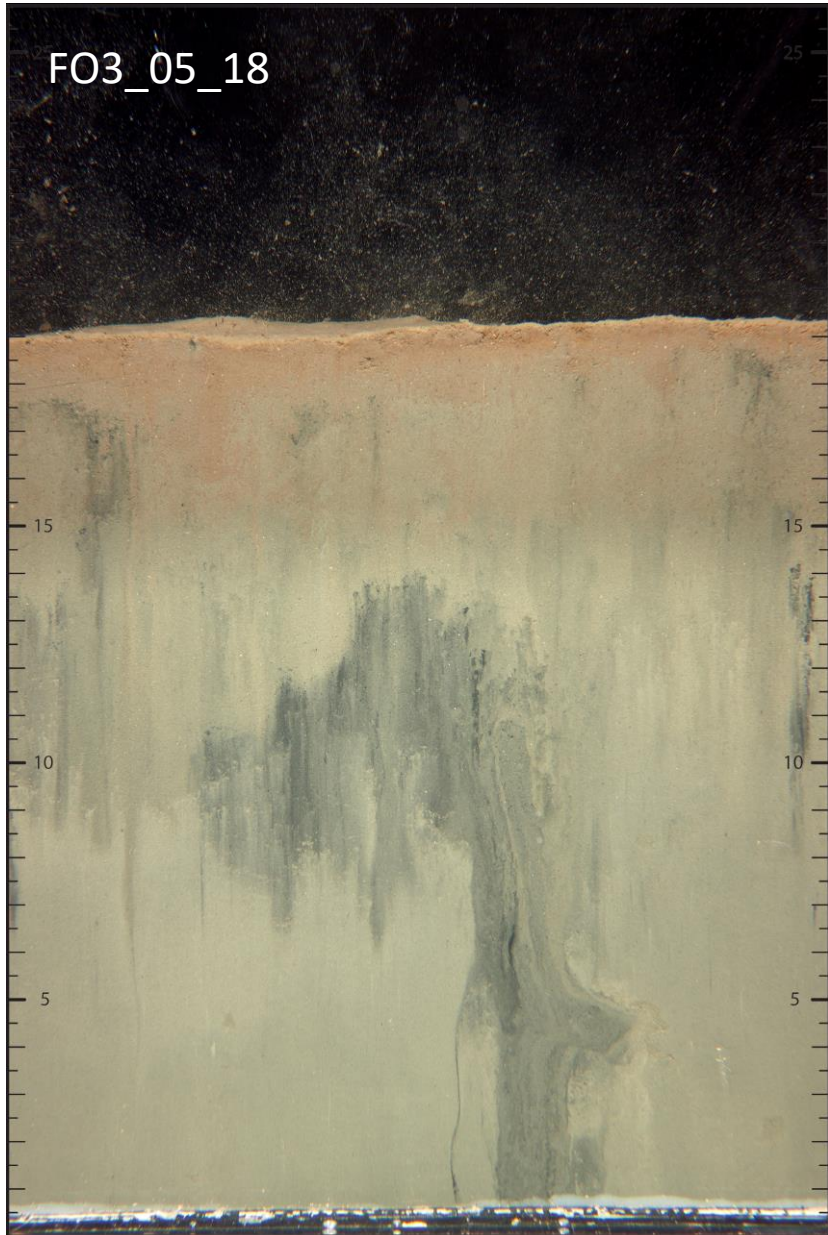




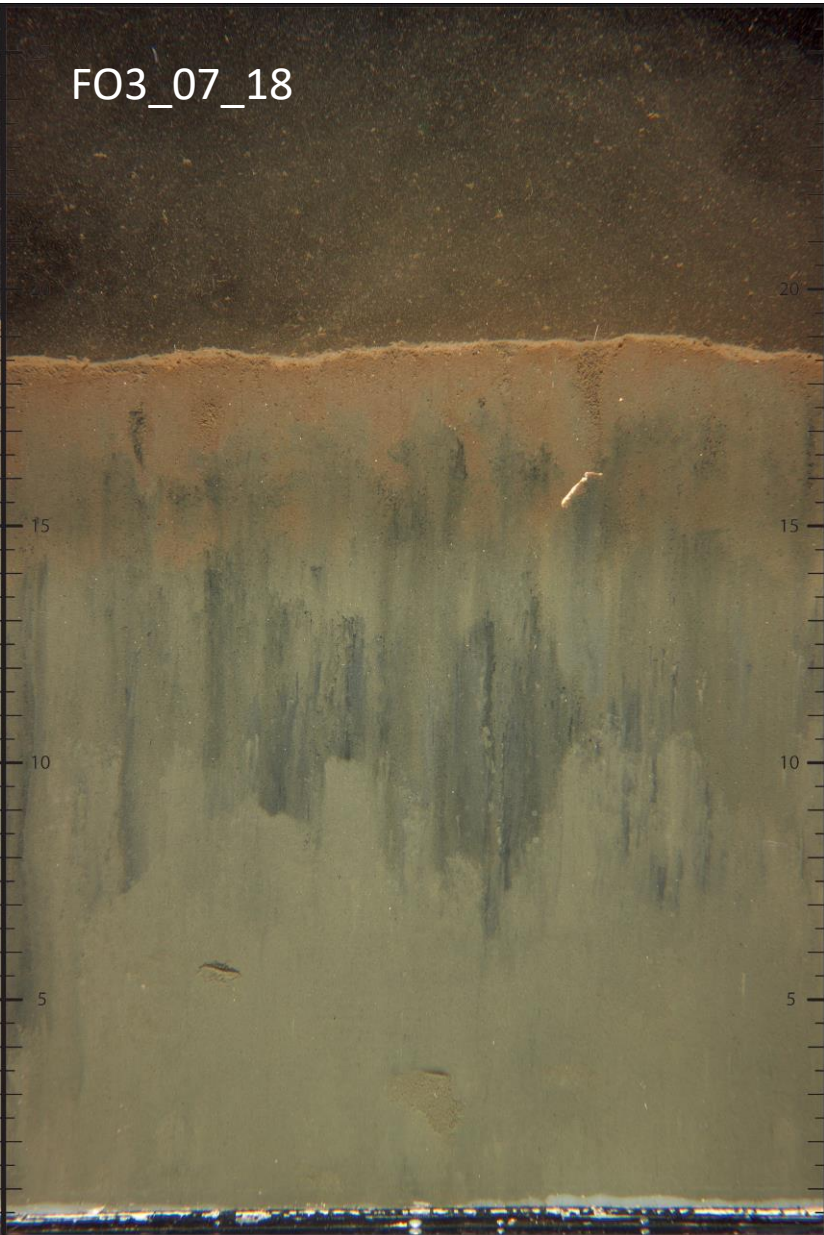




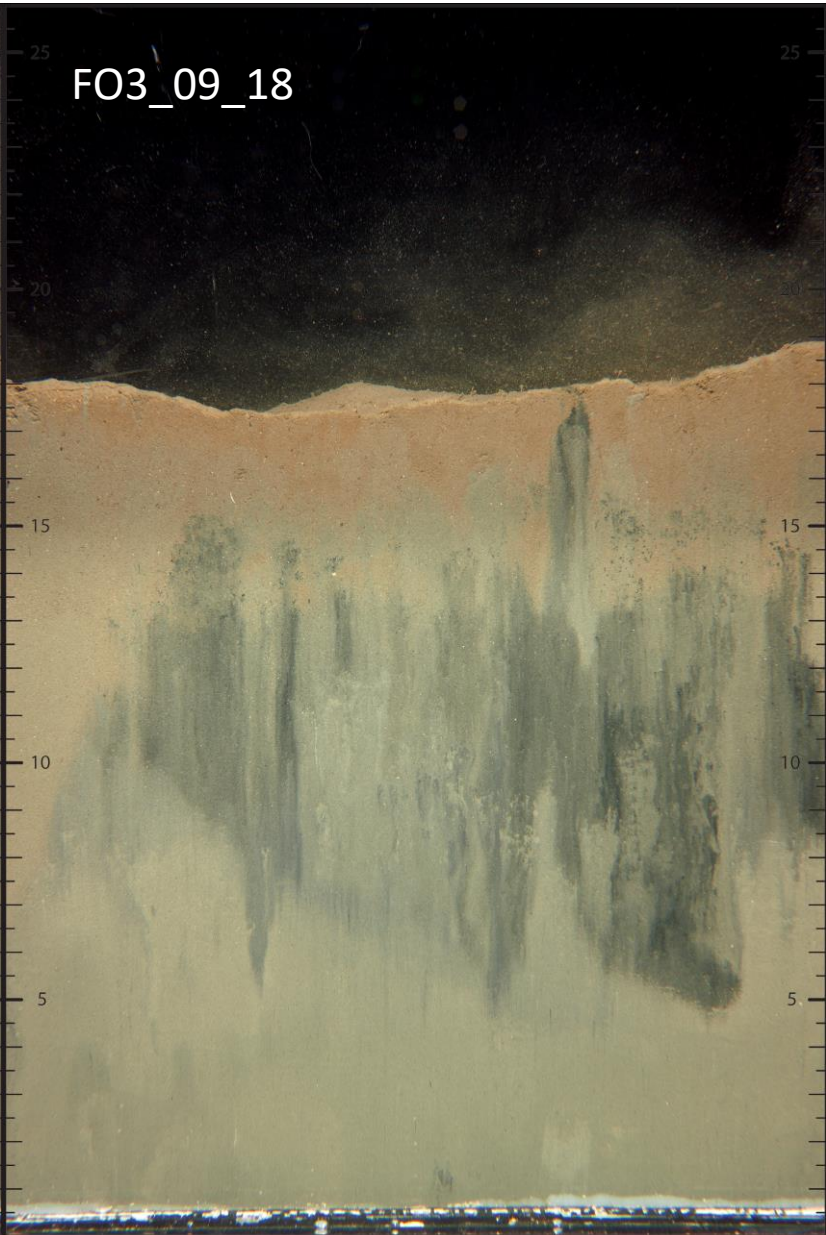
FO3\_05\_18



FO3\_07\_18



FO3\_09\_18

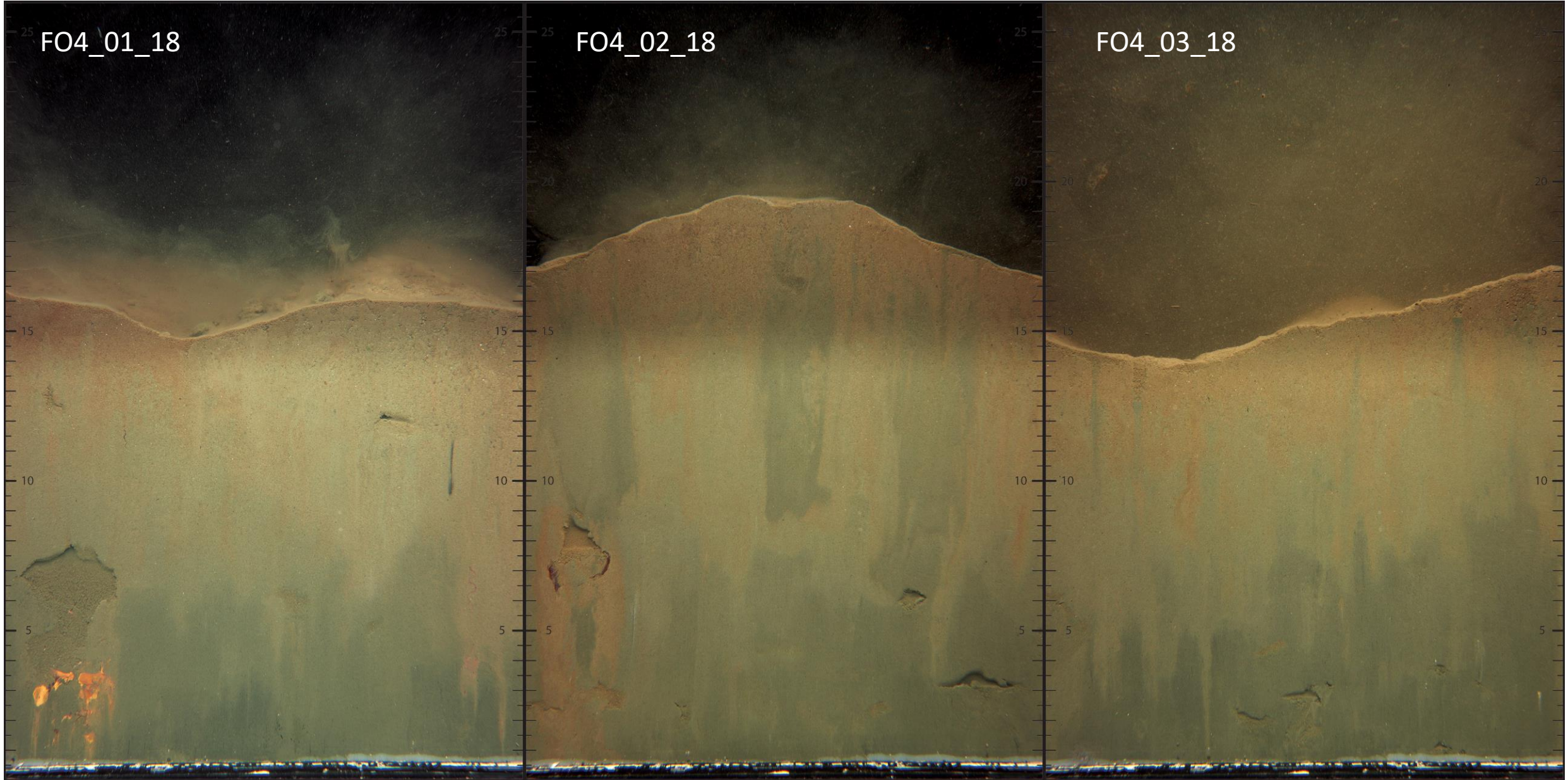




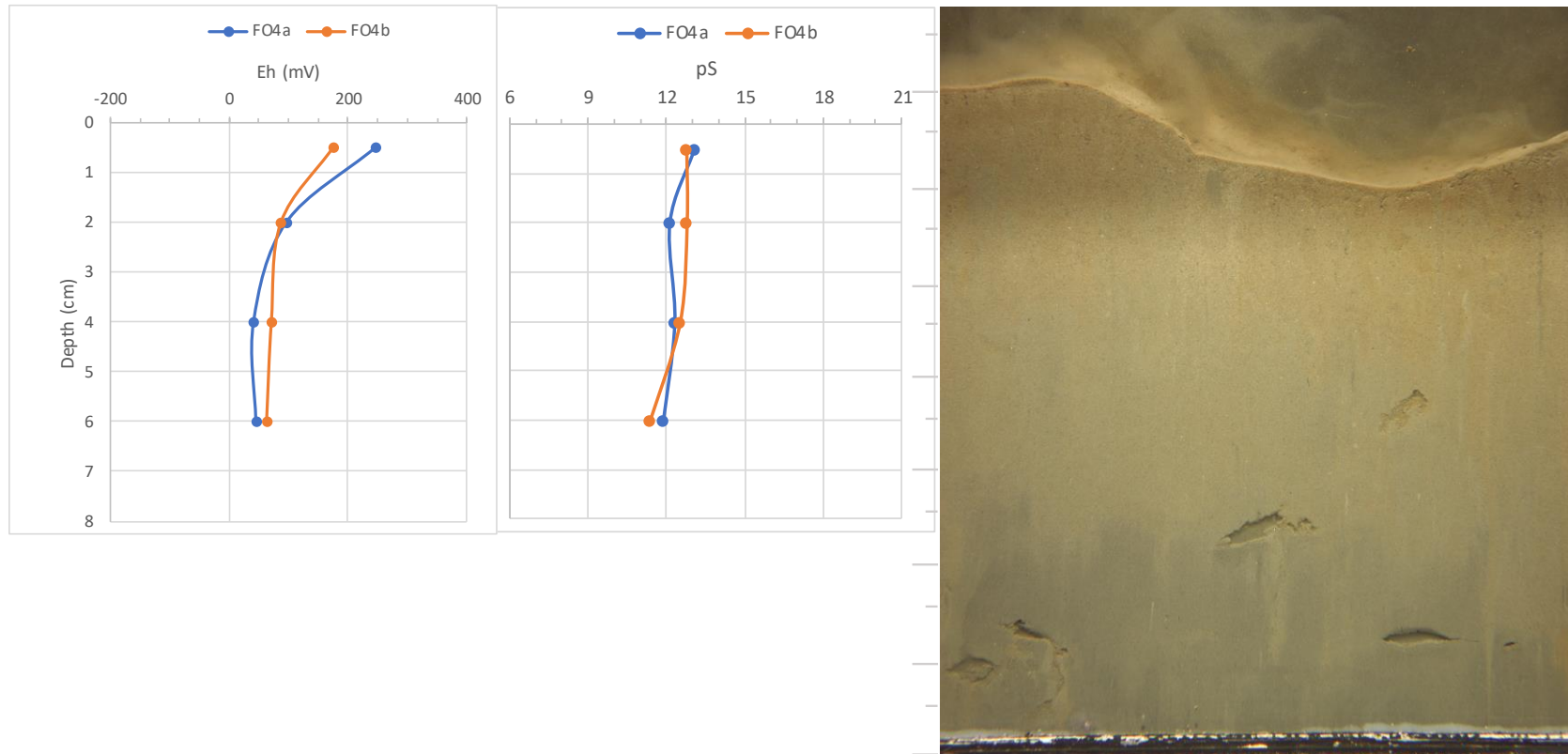
FO4\_01\_18

FO4\_02\_18

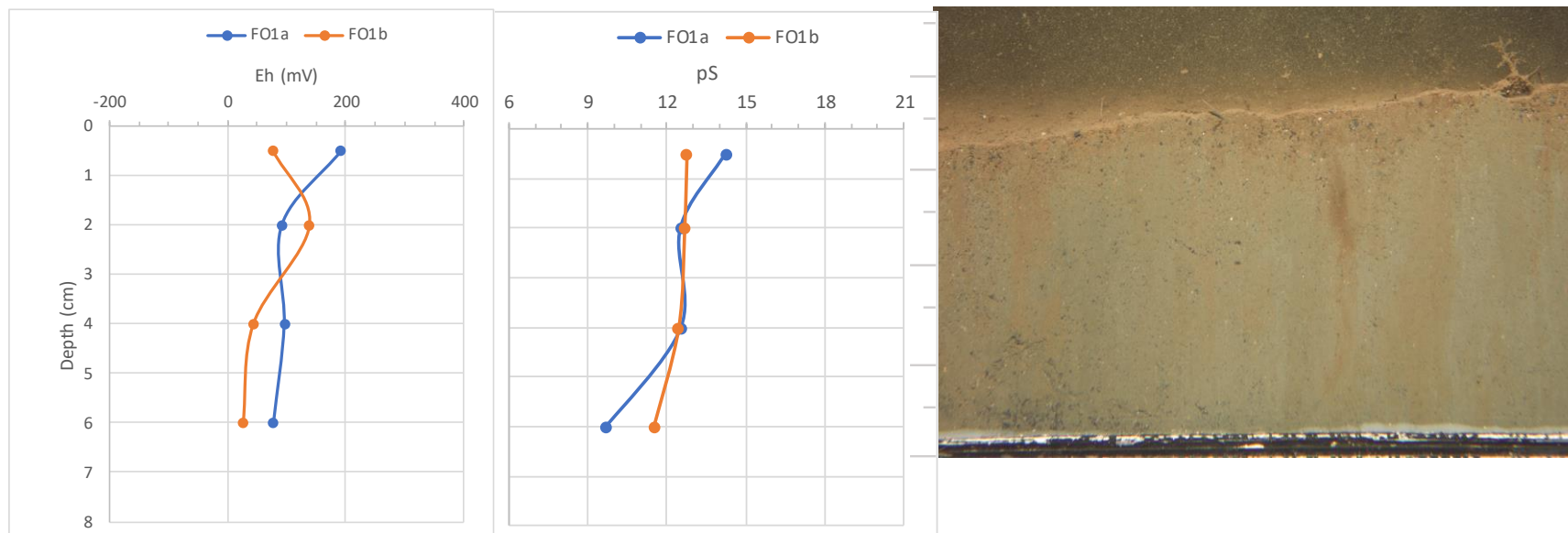
FO4\_03\_18



## **Vedlegg F. Elektrodemålinger og SPI-bilder**

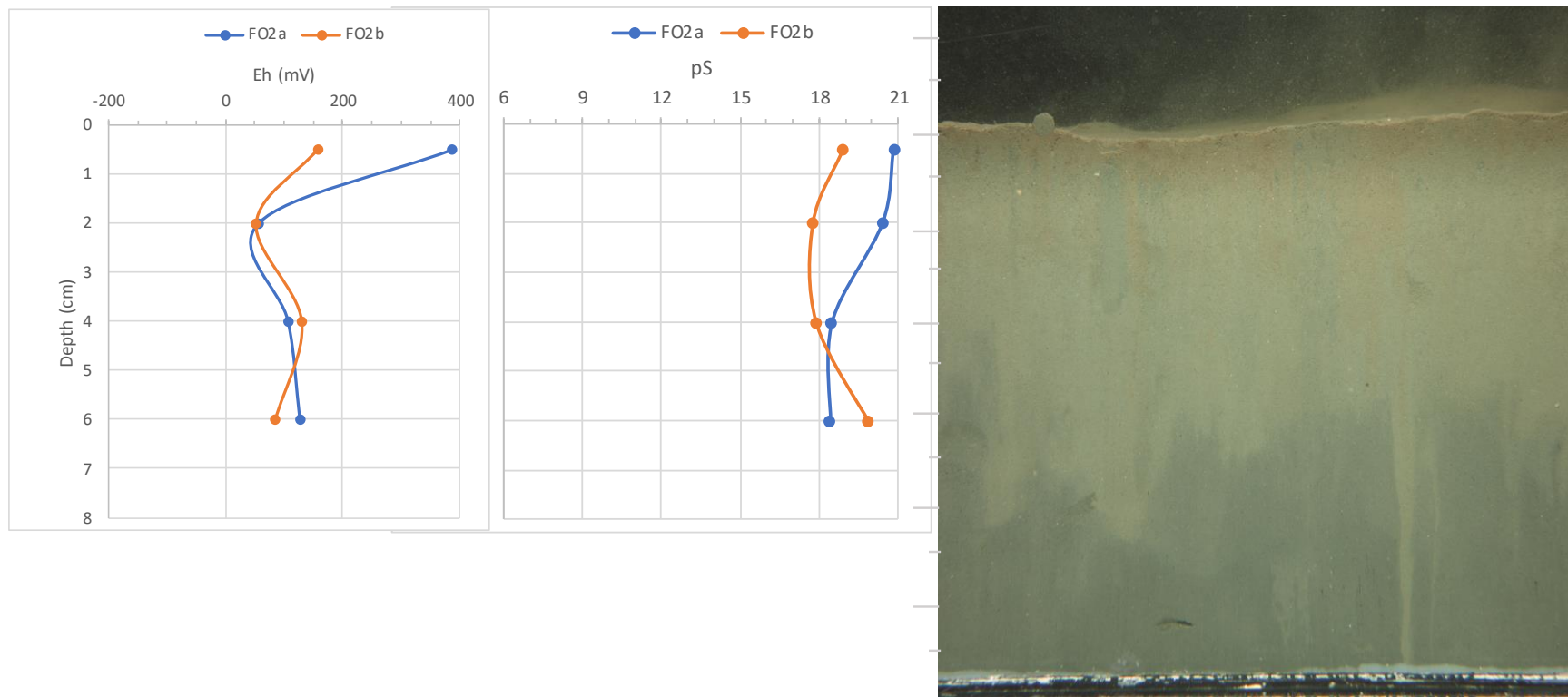


Figur 1 Elektrodemålinger og SPI-bilde på referensfelt FO4 i Ormerfjorden, Oktober 2018.

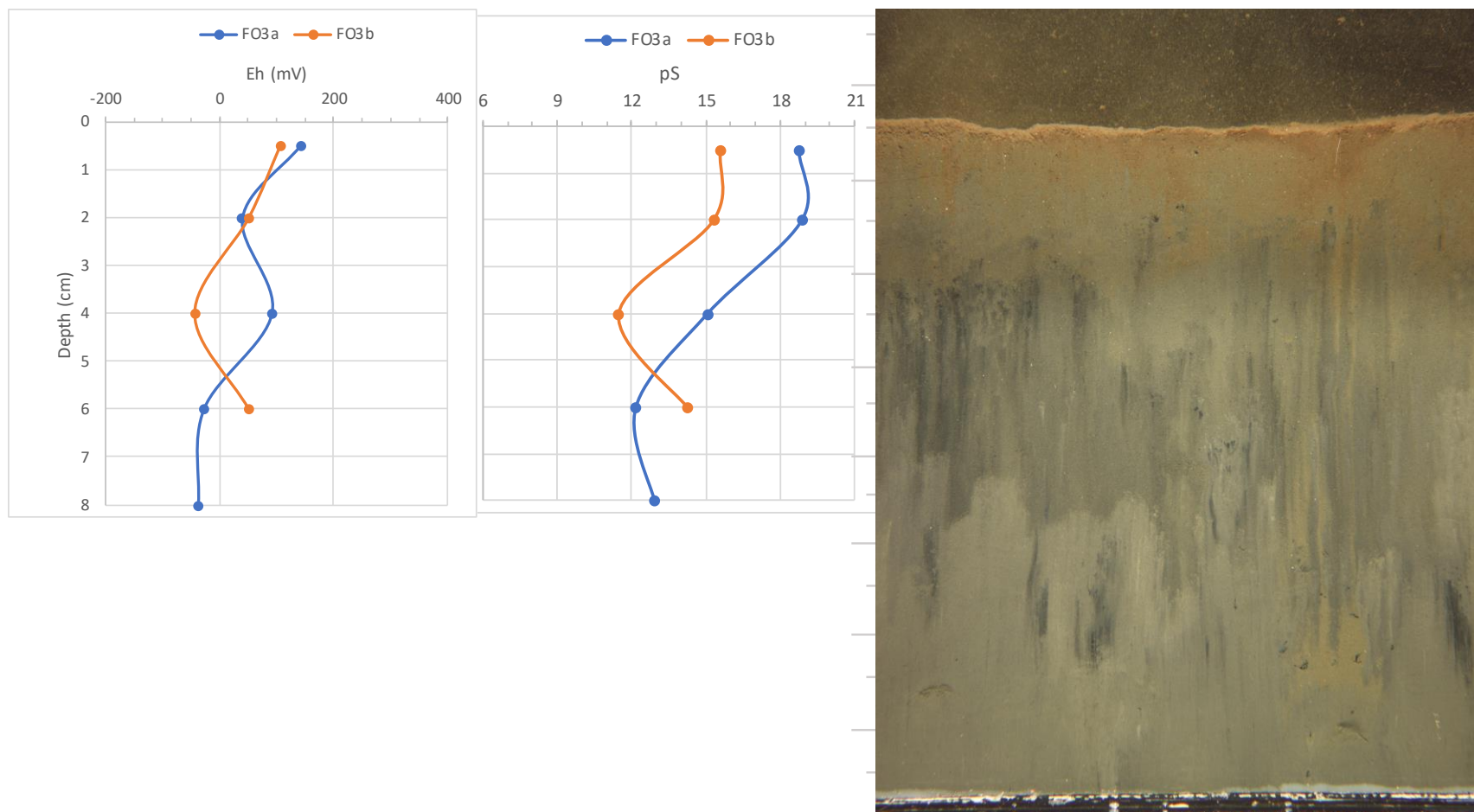


Figur 2 Elektrodemålinger og SPI-bilde på feltet behandlet med knust kalk (FO1) i Ormerfjorden, Oktober 2018.

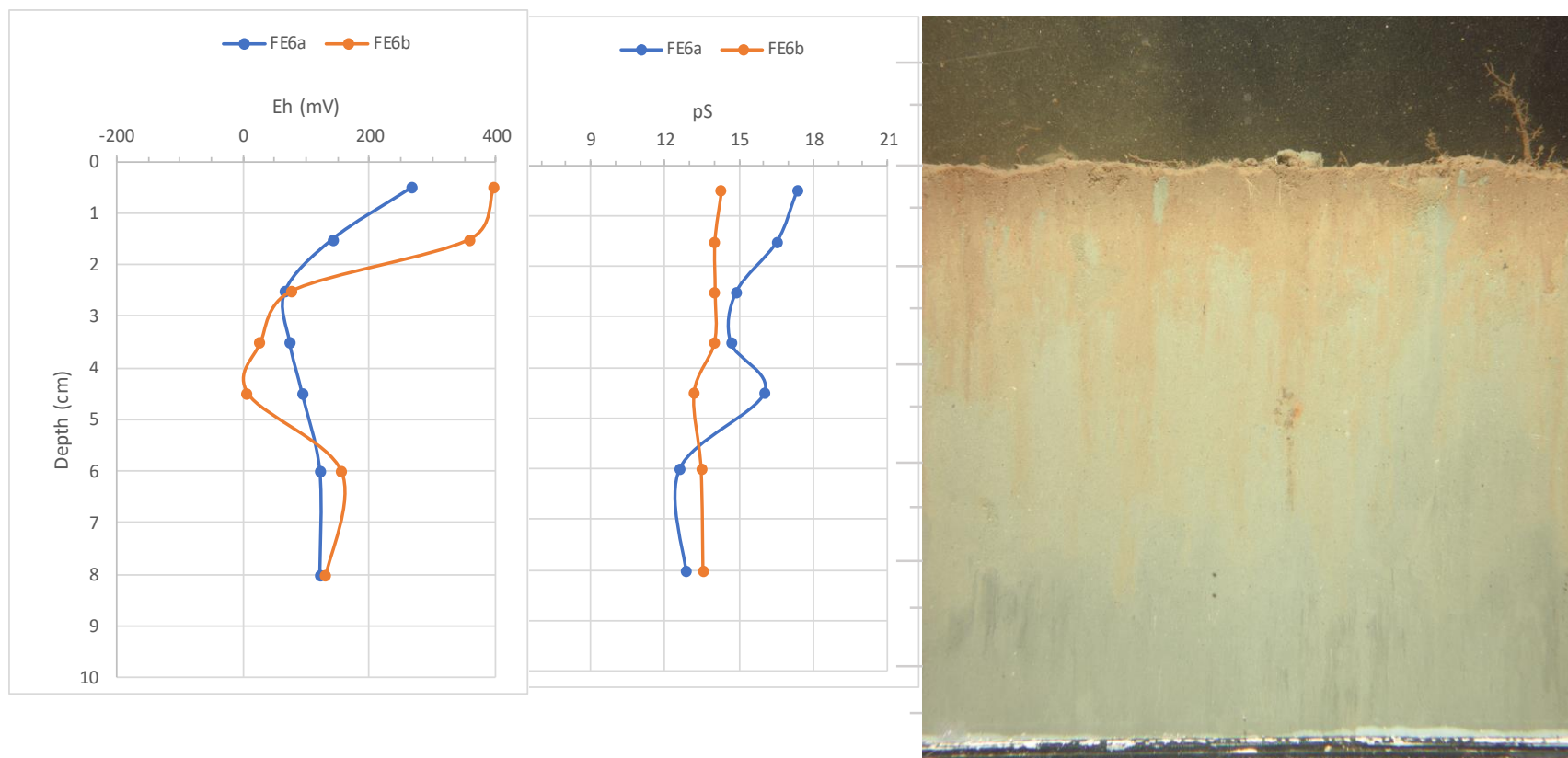




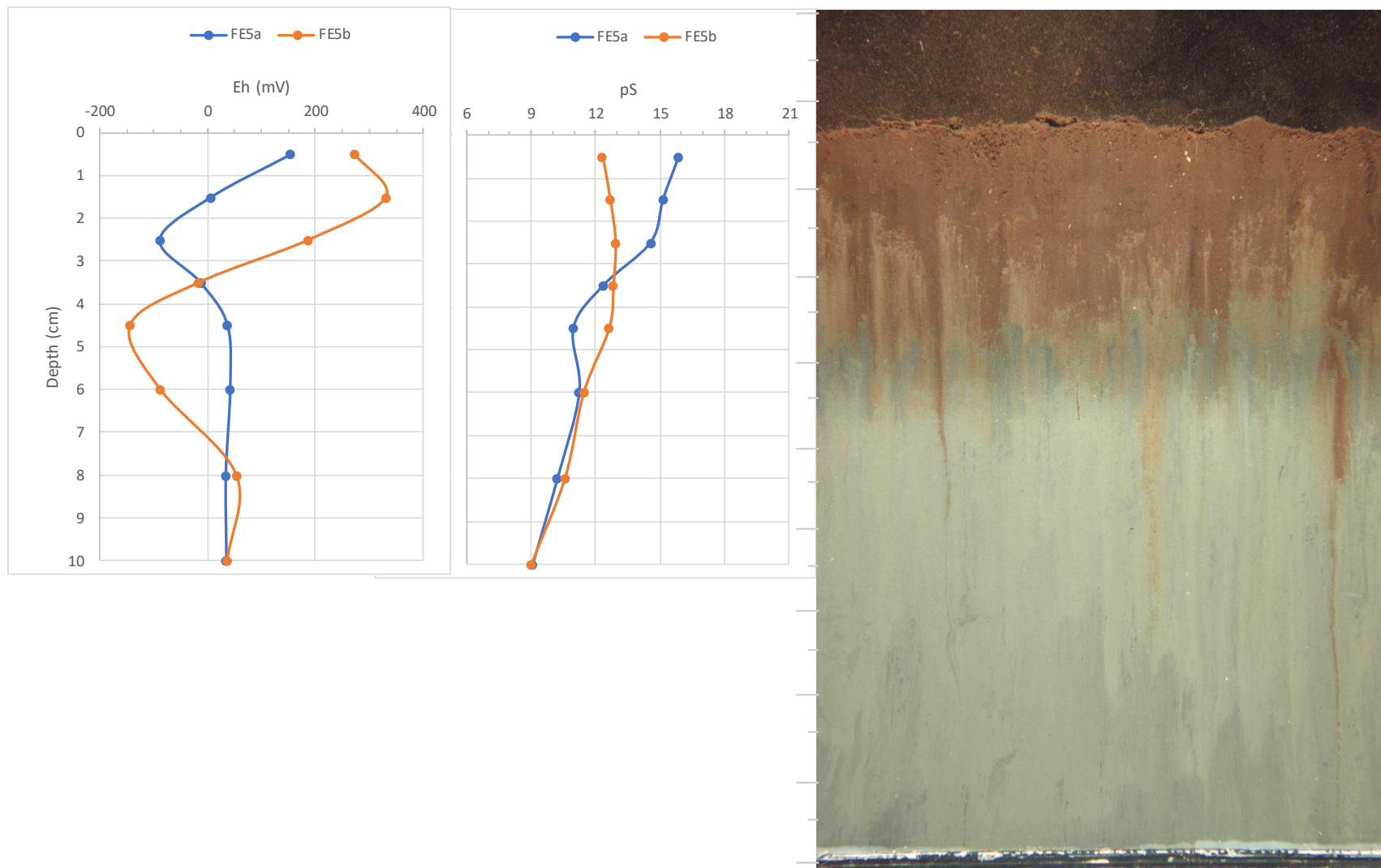
Figur 3 Elektrodemålinger og SPI-bilde på feltet behandlet med mudret leire (FO2) i Ormerfjorden, Oktober 2018.



Figur 4 Elektrodemålinger og SPI-bilde på feltet behandlet med mudret leire og aktivt kull (FO3) i Ormerfjorden, Oktober 2018.



Figur 5 Elektrodemålinger og SPI-bilde på referensfelt FE6 i Eidangerfjorden, Oktober 2018.



Figur 6 Elektrodemålinger og SPI-bilde på felt behandlet med mudret leire og aktivt kull (FE5) i Eidangerfjorden, Oktober 2018.



## Vedlegg G. Makrofauna

**Tabell 12.** Klassegrenser for bløtbunnsindekser for den aktuelle vanntypen (veileder 02:2018 klassifisering av miljøtilstand i vann).

Indeks	Vanntype S 1-3				
	I Svært god	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært dårlig
NQI1	0,9-0,82	0,82-0,63	0,63-0,51	0,51 - 0,32	0,32 - 0
H'	6,3 - 4,2	4,2 - 3,3	3,3 - 2,1	2,1 - 1	1 - 0
ES <sub>100</sub>	58 - 29	29 - 20	20 - 12	12 - 6	6 - 0
ISl <sub>2012</sub>	13,2 - 8,5	8,5 - 7,6	7,6 - 6,3	6,3 - 4,6	4,6 - 0
NSI	30 - 25	25 - 20	20 - 15	15 - 10	10 - 0

**Tabell 13.** Klassegrenser for Benthic Quality Index (BQI)(grenseverdier gyldige for den svenske vestkysten >20 m, HVMFS 2013:19).

Index	I	II	III	IV	V
BQIm	High >15.7	Good 15.7 - 12.0	Moderate 12.0 - 8.0	Poor 8.0 - 4.0	Bad <4.0

**Tabell 14.** Klassegrenser for normalisert organisk karbon (TOC) (veileder 02:2018 klassifisering av miljøtilstand i vann).

	Parameter	Tilstandsklasser				
		I	II	III	IV	V
		Svært God	God	Moderat	Dårlig	Svært Dårlig
TOC	Organisk karbon (mg/g)	0-20	20-27	27-34	34-41	41-200

**Tabell 15.** Grabbvise indekser, samt antall arter (S) og antall individ (IND) for 2018-dataene.

STAS		S	IND	NQI1	H'	ES <sub>100</sub>	ISl <sub>2012</sub>	NSI
FO3-A	G1	11	24	0,74	3,09	-	8,29	24,57
FO3-B	G2	9	21	0,69	2,85	-	7,55	24,31
FO3-C	G3	10	37	0,72	2,51	-	8,66	22,89
FO3-D	G4	14	25	0,75	3,43	-	8,50	24,78
FO4-B	G1	18	69	0,75	2,73	-	10,34	24,46
FO4-C	G2	20	77	0,74	2,74	-	8,12	24,24
FO4-D	G3	23	88	0,77	2,89	-	9,40	24,17
FO4-E	G4	25	89	0,76	3,52	-	9,80	23,74
FE5-A	G1	38	273	0,65	3,68	22,77	8,12	20,33
FE5-B	G2	37	173	0,68	4,23	29,59	8,73	20,85
FE5-C	G3	36	264	0,66	4,01	25,80	8,47	20,81
FE5-D	G4	39	256	0,67	4,04	27,24	9,03	20,46
FE6-A	G1	49	299	0,71	4,10	28,33	9,21	22,16
FE6-B	G2	51	443	0,70	3,87	24,12	9,63	22,54
FE6-C	G3	46	318	0,71	3,75	26,93	9,02	22,35
FE6-D	G4	55	419	0,72	3,99	28,51	9,65	22,54

**Tabell 16.** Stasjonsvise indekser, antall arter og antall individ for alle år (snitt pr. 0,1 m<sup>2</sup>). ES<sub>50</sub> er vist i stedet for ES<sub>100</sub> siden ES<sub>100</sub> ikke kunne beregnes på flere stasjoner (mens det er ES<sub>100</sub> ovenfor som ligger til grunn for klassifiseringen).

STAS	ÅR	S	IND	NQ1	H'	ES <sub>50</sub>	ISI <sub>2012</sub>	NSI
FE5	2009	22,00	77,33	0,71	3,59	17,55	8,83	22,71
FE5	2010	21,20	94,80	0,65	3,45	16,91	7,25	21,65
FE5	2013	24,20	128,80	0,64	3,69	15,96	7,79	21,61
FE5	2018	37,25	238,75	0,66	3,96	18,40	8,60	20,62
FE6	2009	35,00	114,67	0,76	4,13	21,52	9,69	23,72
FE6	2010	32,20	140,00	0,70	4,19	20,42	7,78	22,04
FE6	2013	41,40	222,80	0,68	4,30	20,49	8,41	21,64
FE6	2018	50,25	369,75	0,71	3,93	18,43	9,38	22,40
FO3	2009	15,33	25,00	0,74	3,68	15,33	8,37	25,18
FO3	2010	4,20	6,40	0,61	1,85	4,20	7,08	23,47
FO3	2013	11,40	51,80	0,61	2,63	8,80	7,33	20,82
FO3	2018	11,00	26,75	0,72	2,97	-	8,25	24,14
FO4	2009	15,67	48,00	0,71	2,90	15,03	8,44	23,42
FO4	2010	18,40	62,40	0,70	3,17	16,15	7,91	23,19
FO4	2013	22,40	86,20	0,75	2,96	16,32	8,31	24,55
FO4	2018	21,50	80,75	0,75	2,97	16,00	9,41	24,15

**Tabell 17.** Biomasseverdier for 2018-data gruppevis (gram våtvekt pr. 0,1 m<sup>2</sup>).

	FO3	FO4	FE5	FE6
Frittlevende børstemark	0,2261	1,7984	0,9039	3,9496
Rørbyggende børstemark	0,2323	0,1911	5,7802	7,2182
Muslinger	0,4460	1,7257	0,8961	0,7934
Snegl	0,9878	1,7497	0,6718	0,0786
Krepsdyr	0,0007	0,2777	0,0406	0,0224
Slangestjerner	0,2766	4,7778	0,1793	0,7812
Sjømus/sjøpinnsvin	0,0000	7,0228	0,0000	4,4526
Varia	0,0082	0,7638	0,0012	0,0089
Totalvekt	2,1778	18,3068	8,4730	17,3048
Standardavvik	1,6513	12,8332	4,4319	2,8544

## NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

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



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo  
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00  
[www.niva.no](http://www.niva.no) • [post@niva.no](mailto:post@niva.no)