

Tildekking av TBT- forurensede sedimenter ved Fiskerstrand verft

- faunatilstand fem år etter tiltaket



Hovedkontor

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

NIVA Region Sør

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

NIVA Region Innlandet

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

NIVA Region Vest

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

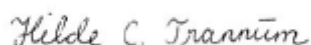
Tittel Tildekking av TBT-forurensede sedimenter ved Fiskerstrand verft - faunatilstand fem år etter tiltaket	Løpenr. (for bestilling) 7032-2016	Dato 04. november 16
	Prosjektnr. Undernr. O-15373	Sider Pris 41
Forfatter(e) Hilde C. Trannum Bjørnar A. Beylich Morten T. Schaanning	Fagområde Tiltak mot forurensning	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Møre og Romsdal	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Norges Geotekniske Institutt	Oppdragsreferanse
--	-------------------

Sammendrag

Det er gjennomført en overvåking av to testfelt for tyntildekking utenfor Fiskerstrand Verft i Sula kommune. TBT-forurenset sjøbunn ble dekket til i to avgrensede felt; det ene feltet med masser av biokalk (KA) og det andre feltet med en blanding av biokalk og aktivt kull (AC). Målet med denne overvåkingen var å beskrive tildekkingen visuelt vha. sedimentprofilbilder (SPI) og å undersøke statusen til bløtbunnssamfunn fem år etter utlegging. SPI-bildene viser at dekklaget fortsatt ser ut til å ligge som et intakt lag over store deler av feltet. Videre er det et lag med nylig sedimentert materiale på toppen. På begge tildekkingsfeltene ble tilstanden endret fra «moderat» før tildekking til «dårlig» fem år etter tildekking. Dårligere tilstand kort tid etter tildekking er en normal konsekvens av tiltaket, men fortsatt dårlig tilstand fem år etterpå kan muligens skyldes rekontaminering av TBT, som ble påvist i det nylig sedimenterte materialet oppå tildekkingsmassene. Også andre forstyrrelsefaktorer påvirker området og sedimentet var svært heterogent, hvilket vanskeliggjorde prøvetakingen. Disse forholdene gjør det vanskelig å trekke sikre konklusjoner fra forsøket.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Sedimentopprensning	1. Sediment remediation
2. Tildekking	2. Capping
3. SPI	3. SPI
4. Bløtbunnssamfunn	4. Soft bottom communities



Hilde C. Trannum
Prosjektleder



Christopher Harman
Forskningsleder

Tildekking av TBT-forurensede sedimenter ved
Fiskerstrand verft

- status fem år etter tiltaket

Forord

Forskningsprosjektet Opticap ble gjennomført av NGI, NIVA, Agder Marine, Hustadmarmor, Fiskerstrand verft, Secora og NOAH (med økonomisk støtte fra Forskningsrådet, Secora, Agder Marine, Hustadmarmor, NOAH, Norsk Hydro og SFT (nå Miljødirektoratet)). Hensikten har vært å øke kunnskapen om effekten av tynn tildekking av forurensede sedimenter. En sentral del av prosjektet er å utføre feltstudier av tynn tildekking. Prosjektet har gjennomført slik uttesting i felt i tre områder, herunder Fiskerstrand verft i Sula kommune i Møre og Romsdal, hvor tildekking ble utført på sediment forurenset med tributyltinn (TBT).

Denne rapporten beskriver sedimentet visuelt basert på SPI-fotografering og økologisk tilstand til bløtbunnsfaunaen fem år etter at testtildekkingen som ble gjennomført utenfor Fiskerstrand verft.

SPI-fotografering ble utført av Bjørnar A. Beylich 10. november 2015 og prøvetaking av bløtbunnsfauna ble foretatt 11. november av Bjørnar A. Beylich og Hilde C. Trannum. Lodve Gjendemsjø, skipper på fartøyet «Havblikk», takkes for god assistanse under feltarbeidet.

Sortering av bunnfauna ble foretatt av Siri Moy og Tage Bratrud og identifisering av Gunhild Borgersen (børstemark) og Marijana S. Brkljacic (øvrige grupper). Databasearbeid og beregning av indekser ble utført av Gunhild Borgersen. Bjørnar A. Beylich og Hilde C. Trannum har skrevet rapporten, med gode innspill fra Eivind Oug og Gunhild Borgersen.

Espen Eek og Erlend Sørmo fra NGI takkes for et godt samarbeid underveis i prosjektet. Videre takkes Arnstein Amundsen ved Omya Hustadmarmor for konstruktive innspill og godt samarbeid.

Grimstad, 4. november 2016

Hilde C. Trannum

Innhold

Sammendrag	5
Summary	6
1. Innledning	8
2. Materiale og metoder	9
2.1 Feltarbeid	9
2.2 SPI	10
2.2.1 Generelt om SPI	10
2.2.2 SPI-bilder	11
2.3 Generelt om bløtbunnsfauna	12
2.3.1 Feltinnsamling av bløtbunnsfauna og sediment	12
2.3.2 Analyser og beregninger av sediment og bløtbunnsfauna	17
3. Resultater	19
3.1 Resultater fra SPI-undersøkelsen	19
3.2 Kornstørrelse og TOC	22
3.3 Bløtbunnsfauna	22
4. Vurderinger og diskusjon	27
4.1.1 Tildekkingslaget beskaffenhet	27
4.1.2 Faunens beskaffenhet	27
5. Konklusjon	30
6. Referanser	31
7. Vedlegg	32
7.1 SPI-bilder	32
7.2 Koordinater og dyp til grabbstasjonene i 2010, 2011 og 2015	36
7.3 Grabbvise indekser for bløtbunnsfaunaprøvene	37
7.4 Fullstendige artslistene for bløtbunnsfaunaprøvene	37

Sammendrag

Tildekking med rene sedimenter på toppen av forurensede sedimenter er en metode som gjør det mulig å redusere miljørisikoen av forurensede sedimenter *in situ*. Forskningsprosjektet Opticap har hatt til hensikt å øke kunnskapen om effekten av tynn tildekking av forurensede sedimenter. En sentral del av prosjektet er å utføre feltstudier av tynn tildekking med eller uten tilsetning av aktive materialer som kan binde miljøgifter og derved redusere biotilgjengelighet for organismer som lever i sedimentet. Slik felttesting har blitt gjennomført i tre områder, herunder Fiskerstrand verft i Sula kommune i Møre og Romsdal, hvor tildekking ble utført på sediment forurenset med tributyltinn (TBT). Tynntildekking kan for eksempel være aktuelt der det av tekniske årsaker ikke er mulig å legge ut et lag i full isolasjonstykkelse. Videre er slik tildekking forventet å ha mindre effekt på bunnsamfunnene, selv om enkelte arbeider har vist at bruk av aktivt kull kan medføre langvarige endringer i bunnfaunaen.

Ved Fiskerstrand ble tildekkingen utført med suspendert kalk fra Hustadmarmor AS (Biokalk; KA) og suspendert kalk blandet med aktivt kull (AC) på et sterkt TBT-forurenset område i september 2010. Tildekkingsfeltet, som hadde et areal på 11 000 m², ble delt opp i to delområder; et østlig på ca. 9 000 m² (dekket med KA) og et vestlig på ca. 2 000 m² (dekket med AC). Tildekkingsmassene ble lagt ut på en måte som ligger nært opptil det man ville gjort ved en fullskala utlegging. Bløtbunnsfaunaen ble kartlagt både før og et år etter tildekking. Den foreliggende studien beskriver tilstanden fem år etterpå. Sedimentprofilografering (SPI) er benyttet for visuell beskrivelse av habitatet og for å måle tykkelsen på tildekkingsmateriale. NGI har i samme prosjekt undersøkt TBT i sedimentet og utlekking fra sjøbunnen, og disse resultatene er presentert i en egen rapport.

SPI-bildene og grabbprøvene viste at tynntildekkingslagene fortsatt ser ut til å ligge som et intakt lag over store deler av feltet. Videre ble det observert et lag med nylig sedimentert materiale på toppen. Dette laget inneholder svært høye konsentrasjoner av TBT, hvilket indikerer at det har funnet sted en rekontaminering oppå tildekkingslagene. Dette er nærmere beskrevet i NGIs rapport.

En initielt, negativ effekt av tildekkingen på bunnfaunaen ble observert på hele testfestet i 2011, og var forventet som følge av den fysiske forstyrrelsen tildekkingen medførte. Noen år etter tiltaket var det forventet en bedring som følge av rekolonisering og mindre forurensning i sedimentenes topplag, men en slik trend ble ikke observert. På begge tildekkingsfeltene var nEQR-verdien lavere både i 2011 og i 2015 enn i 2010, og tilstanden utviklet seg fra «moderat» i 2010 til «dårlig» i 2011 og 2015. Det er mulig at rekontamineringen av TBT er årsaken til faunaens dårlige status i dag. Samtidig må det påpekes at også andre forstyrrelsesfaktorer preger området, herunder sterk organisk belastning og antakelig oljerester og søppel. Videre gjorde vanskelige prøvetakingsforhold at ikke alle prøvene ble tatt, slik at datamaterialet ble redusert. Kun en faunaprøve ble tatt i AC-feltet i 2015 og to i KA-feltet. Disse forholdene gjør det vanskeligere å tolke resultatene.

Selv om indeksene viste negativ utvikling på begge testfeltene, bør det merkes at det er noen indikasjoner på at faunaen normaliseres. Dette tolkes som at sedimentet er blitt mer likt det opprinnelige, hvilket støttes av at det ble observert et lag med nylig sedimentert materiale over dekklaget. Men mens de tolerante artene på referansestasjonen gjenfinnes på testfeltene, er dette ikke tilfelle for de mer sensitive artene, som reagerer negativt på en eller flere faktorer, muligens TBT, i dette substratet.

Rekontamineringen, i kombinasjon med ytterligere påvirkningsfaktorer og vanskelige prøvetakingsforhold, gjør at vurderingen av de to testmaterialenes egnethet som tildekkingsmateriale for etablering av en normal bunnfauna svekkes. I så måte bør kontrollerte forsøk, fortrinnsvis i mesocosm, anvendes for å få nærmere informasjon om hvilken effekt tildekkingsmateriale som sådan har på bunnfaunaen.

Summary

Title: Capping of TBT-contaminated sediment at Fiskerstrand shipyard – faunal status five years later
Year: 2016

Author: Hilde C. Trannum, Bjørnar A. Beylich and Morten T. Schaanning

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 978-82-577-6767-9

Capping with clean sediment on top of the contaminated sediments is a method that makes it possible to reduce the environmental risk of contaminated sediments *in situ*. The research project Opticap has aimed at increasing the knowledge about the effects of thin layer capping of contaminated sediments. A key part of the project is to conduct field studies of thin layers with or without active materials that can bind contaminants and thereby reduce bioavailability for sediment-living organisms. Such field testing has been conducted three areas, including Fiskerstrand shipyard in Sula municipality in Møre og Romsdal, where capping was performed on sediments contaminated with tributyltin (TBT). Thin layer capping may be applicable where it is not possible to use full thicknesses. Further, such capping is expected to have less effect on the soft bottom communities, although some work has shown that the use of activated coal may cause long-term changes in benthic fauna.

At Fiskerstrand the capping was performed with suspended limestone from Hustadmarmor AS (Biokalk; KA) and suspended limestone mixed with activated coal (AC) in a strong TBT-contaminated area in September 2010. The capping field, which 11,000 m², was divided into two sub-areas; an eastern of approximately 9,000 m² (capped with KA) and a western approximately 2,000 m² (capped with AC). The operation was carried out in a similar way as in a full scale capping. Monitoring of soft-bottom fauna was conducted both before and one year after capping. The present study describes the condition five years after capping. Sediment Profile Imagery (SPI) is used for a visual description of the habitat and to measure the thickness of capping material. NGI has in the same project investigated TBT in the sediment and leaching from the seabed, and those results are presented in a separate report.

The SPI photos and the grab-samples showed that the thin capping layer still is an intact layer over large parts of the field. Furthermore, there is a layer with newly settled material at the top. This layer contains very high concentrations of TBT, and there has thus been a recontamination top capping materials. This is discussed in NGI's report.

An initial, negative effect of the capping was observed on the entire test-area in 2011, which was expected as a result of the physical disturbance. Some years after the capping, the status was expected to improve due to recolonisation and less contamination in the sediment upper layer, but such a trend was observed. On both fields, the nEQR-value was lower both in 2011 and in 2015 than in 2010, and the status changed from "moderate" in 2010 to "poor" in 2011 and 2015. It is possible that the recontamination of TBT has caused the poor faunal status today. It should also be emphasized that other disturbance factors influence the area, i.e. strong organic enrichment and probably oil and litter. Further, due to difficult sampling conditions, not all samples were collected, which reduces the data-material. Only one faunal sample was collected in the AC-area in 2015 and two in KA. These circumstances make it more difficult to interpret the results.

Although the indices showed a negative development on both test fields, it should be noted that there are some indications that the fauna normalizes. This is probably caused by the fact that the sediment has become more similar to the original sediment. This assumption is supported by the observation of a layer of newly settled material on top of the capping layer. However, while the tolerant species at the reference station are recorded on the test fields, this is not true for the more sensitive species, which react negatively to one or more factors, possibly TBT, in this substrate.

The recontamination, in combination with other disturbance-factors and difficult sampling conditions, makes the assessment of the test materials' suitability as capping materials for the establishment of a

normal benthic fauna is reduced. In this regard, controlled experiments, preferably in a mesocosm setup, should be conducted to investigate what effects the capping materials as such have on the benthic fauna.

1. Innledning

Tildekking av rene sedimenter på toppen av forurensede sedimenter er en metode som gjør det mulig å behandle forurensede sedimenter *in situ*. Forskningsprosjektet Opticap har hatt til hensikt å øke kunnskapen om effekten av tynn tildekking av forurensede sedimenter. En sentral del av prosjektet er å utføre feltstudier av tynn tildekking med aktive og passive (uten spesifikke bindingsegenskaper) materialer. Prosjektet har gjennomført slik uttesting i felt i tre områder, herunder Fiskerstrand verft i Sula kommune i Møre og Romsdal, hvor tildekking ble utført på sediment forurenset med TBT. Tynntildekking kan for eksempel være aktuelt der det av tekniske årsaker ikke er mulig å legge ut et lag i full isolasjonstykkelse, og er også forventet å ha mindre effekt på bunnfauna og være mindre kostbart enn andre tiltak.

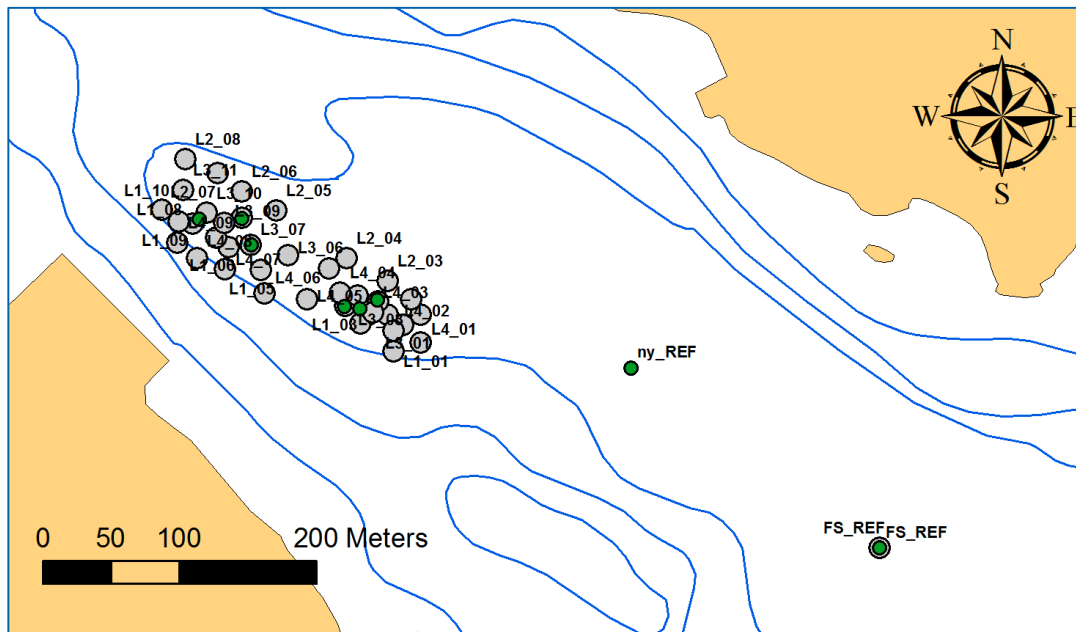
Tildekkingen ved Fiskerstrand ble utført med suspendert kalk fra Hustadmarmor AS (Biokalk; KA) og suspendert kalk blandet med aktivt kull (AC) på et sterkt TBT-forurenset område. Tildeckingsfeltet, som hadde et areal på 11 000 m², ble delt opp i to delområder; et vestlig på ca. 9 000 m² (dekket med KA) og et østlig på ca. 2 000 m² (dekket med AC). Gjennomføring var planlagt slik at tildeckingsmassene ble lagt ut på en måte som ligger nært opptil det man ville gjort ved en fullskala utlegging. Bunnfaunaen ble kartlagt både før og et år etter tildekking, og nå fem år etterpå. SPI (sedimentprofilfotografering) ble benyttet for å måle tykkelsen på tildeckingsmaterialet.

Biokalk (KA) ble benyttet i denne felttesten fordi dette er et overskuddsmateriale fra produksjonen til Hustadmarmor, som ønsker å teste dette materialet til bruk som tildeckingsmateriale. Bruken av rene overskuddsmasser fra industri som tildeckingsmateriale kan bety økonomiske fordeler for industrien og en miljømessig gunstig anvendelse av et overskuddsmateriale. Videre ble kalk iblandet aktivt kull (AC) benyttet fordi TBT bindes sterkt til dette materialet. Tildekking med aktivt kull forventes derfor å redusere tilgjengelighet og dermed både fluks fra sjøbunnen og opptak av TBT i organismer.

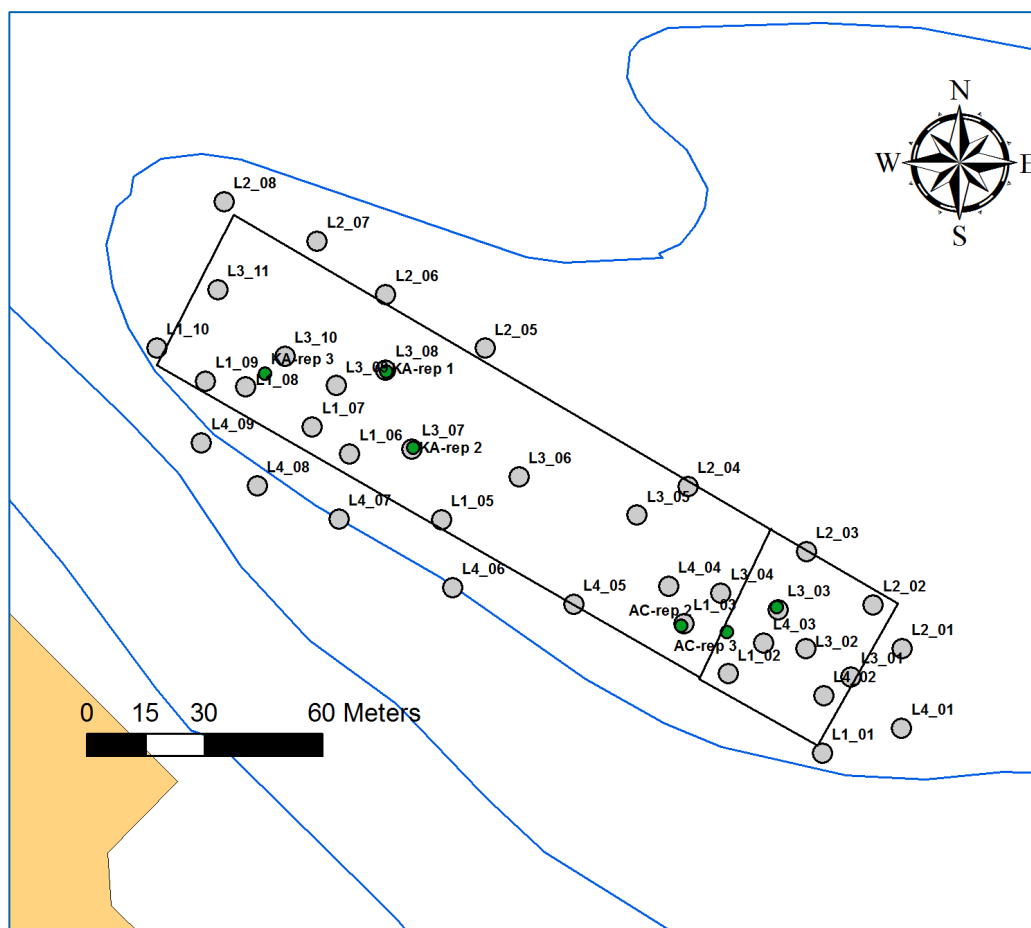
2. Materiale og metoder

2.1 Feltarbeid

Feltarbeidet ble utført 10. og 11. november med fartøyet «Havblikk». Det var en del vind begge dagene, men relativt rolig sjø. Den første dagen ble det tatt SPI-bilder og den andre dagen innsamling av bløtbunnsfauna og kjemiprøver. Kart over stasjonene er vist i **Figur 1** og **Figur 2**.



Figur 1. Oversiktskart over alle stasjonene som ble prøvetatt i Fiskerstrand, 2015. De grå punktene er posisjon for SPI-bilder og de grønne er fauna- og kjemi-stasjoner. På stasjonen "ny_REF" er det kun tatt prøver til kjemisk analyse.



Figur 2. Stasjoner for SPI-prøvetakingen i 2015; SPI-bilder er grå punkt, bunnfauna og kjemi er grønne punkt. De to sammenhengende firkantene viser det planlagte området for tildekking. Aktivt kull ble benyttet på det minste området.

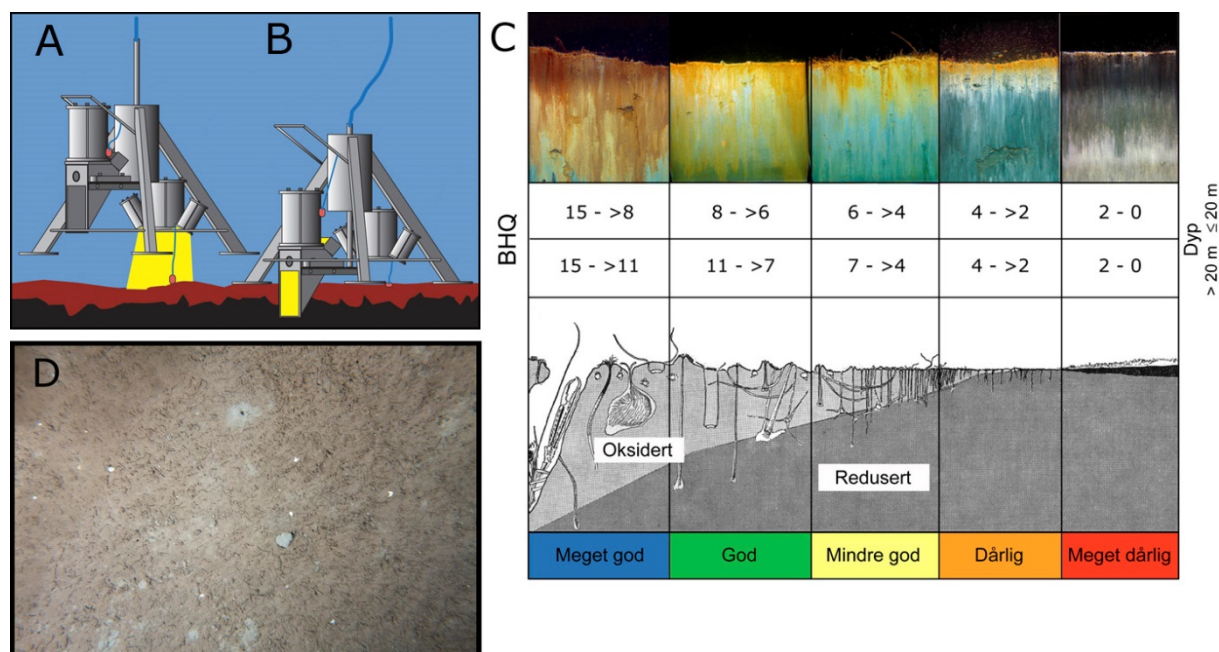
2.2 SPI

2.2.1 Generelt om SPI

Sedimentprofilfotografering (SPI) er en rask metode for visuell kartlegging og klassifisering av sediment og bløtbunnsfauna. Teknikken kan sammenlignes med et omvendt periskop som ser horisontalt inn i de øverste 8-25 cm av sedimentet. Bildet, som blir 17,3 cm bredt og 26 cm høyt, tas nede i sedimentet uten å forstyrre strukturer i sedimentet. Et digitalt kamera med blits er montert i et vanntett hus på en rigg med tre ben (**Figur 3**). Denne senkes ned til sedimentoverflaten slik at en vertikal glassplate presses opp til 25 cm ned i sedimentet. Bildet tas gjennom glassplaten via et skråstilt speil som til sammen utgjør et prisme. Resultatet er digitale fotografier med detaljer både av strukturer og farger av overflatesedimentet. På riggen er det montert et overflatekamera som tar et bilde ($\approx 1/4\text{m}^2$) av sedimentoverflaten rett før riggen når sedimentoverflaten.

Fra bildene kan en beregne en miljøindeks (Benthic Habitat Quality index; BHQ-indeks) ut fra strukturer i sedimentoverflaten (rør av børstemark, fødegroper og ekskrementhauger) og strukturer under sedimentoverflaten (bløtbunnsfauna, faunaganger og oksiderte hulrom i sedimentet) samt redox-forhold i sedimentet. Indeksen varierer på en skala fra 0 til 15. Denne indeksen kan siden sammenlignes med Pearson og Rosenbergs klassiske modell for faunaens suksesjon. Fra denne modellen klassifiseres bunnmiljøet i samme skala som benyttes i EUs vanddirektiv (Rosenberg m. fl. 2004). BHQ-indeksen har god korrelasjon med parameterene brukt i tradisjonelle bunnfaunaundersøkelser (Rosenberg m. fl. 2004). I tilfeller hvor det er lagt ut tildekningsmateriale eller hvor det på annen måte har kommet til materiale fra

menneskelige utslipp, kan man måle tykkelse av dekklaget, tykkelse av laget med nytt sediment over dekklaget, og eventuelt vurdere andre synlige lagdelinger eller spor av tilførte partikler. I slike tilfeller er som oftest bruk av BHQ uegnet til direkte bruk, men vil kunne gi et inntrykk av forandringer i f.eks. referanseområdet. Fra overflatebildene kan en studere og kvantifisere dyr på sedimentoverflaten og spor av deres aktivitet.



Figur 3. Prinsippskisse for SPI-kamera og bildeanalyse. (A) Rigg over bunnen. Gult antyder at bilde av overflaten tas. (B) Kamera med prismet som har trengt ned i sedimentet og SPI bildet eksponeres. (C) Figuren viser en modell av endringer i faunatype fra upåvirkede bunnsedimenter med en rik, dyptgravende fauna (Meget god) til en grunnlevende, fattig fauna i påvirkede områder (Meget dårlig). Sedimentprofilbildet er vist i toppen av figuren, der brunt farget sediment indikerer oksidert, bioturbert sediment mens sortfarget sediment indikerer reduserte forhold. Grenseverdier for BHQ-miljøkvalitetsindeks for vanddyp ≤ 20 meter og > 20 m i samme skala som benyttes for marine sedimenter i EUs vanddirektiv (Pearson & Rosenberg 1978, Nilsson & Rosenberg 1997, Rosenberg m. fl. 2004, Nilsson & Rosenberg 2006 er vist). (D) Eksempel av et overflatebilde med strukturer og børstmarkrør synlig.

2.2.2 SPI-bilder

Vi la på forhånd inn hjørnene på feltene som retningslinjer for navigasjon og plassering av SPI-kameraet. For at koordinatfesting av bildene skulle bli så god som mulig, senket vi kameraet ned i den ene enden av tildekkingsområdet og noterte oss når kameraet traff bunnen samt vanddyp og båtens koordinat. På denne måten beveget vi oss gjennom feltet langs en linje og tok ca. 10 bilder før vi tok kameraet opp igjen. Hvilket bilde som tilhørte hvilken koordinat, er basert på synkroniserte klokker på SPI-kameraet og hos koordinatansvarlig ombord. Vi kjørte 4 slike linjer og endte opp med 43 punkter; hvorav én linje i stor grad ble tatt utenfor feltet grunnet mistanke om at feltet strekker seg litt lenger sør enn planlagt. Av disse 43 forsøkene var det noen tilfeller hvor kameraet ikke ble utløst (sannsynlig årsak er skrå landing) og noen tilfeller hvor blitzen ikke løste ut (ukjent årsak). Vi endte derfor med 38 bilder fra ulike punkter i tildekkingsområdet. En del av bildene viser kun vann fordi kameraet ikke hadde penetrert ned i sedimentet. Dette skyldes mye stein i området og gjelder særlig den østlige delen av området (AC) og den delen av feltet som ligger lengst fra verftet. I denne forbindelse ble det også forsøkt å ta noen bilder øst for AC-området for å se om vi kunne finne mykere områder med intakt dekklag til grabbingen av bløtbunnsfauna. Bildene fra overflatekameraet ble av dårligere kvalitet enn forventet, hvilket tilsynelatende skyldes at kameraet står veldig skjevt når bildet tas. Dette skyldes antagelig strøm; kameraet retter seg

forøvrigt opp før selve SPI-bildet tas. I tillegg til bildene i tildekkingsområdet ble det tatt fire bilder i referanseområdet. Bildene fra tildekkingsområdet er ikke egnet for standard BHQ-analyse ettersom dekklaget ødelegger enkelte analyseparametere.

2.3 Generelt om bløtbunnsfauna

Bløtbunnsfauna er virvelløse dyr større enn 1 mm som lever på overflaten av leire-, mudder- eller sandbunn eller graver i bunnen. Siden bløtbunnsartene er relativt stasjonære, vil artssammensetningen i stor grad reflektere miljøforholdene. Overvåking av bløtbunn er derfor en viktig metode for å dokumentere miljøtilstanden. Bløtbunnsfaunaundersøkelser gjøres på lokaliteter med sedimentbunn, fortrinnsvis der det er flat bunn med finkornet sediment (høy andel av leire og silt).

Bløtbunnsfauna påvirkes av flere typer miljøbelastninger. Organisk anrikning fra for eksempel avløpsvann, akvakultur og avrenning fra land, utslipp av uorganiske partikler samt industriforurensning kan medføre dominans av forurensningstolerante arter og redusert biodiversitet. Også 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 til artene som er tilstede. Klassifiseringssystemet i vannforskriften bruker samme indekser og grenseverdier for de forskjellige typer av påvirkning.

2.3.1 Feltinnsamling av bløtbunnsfauna og sediment

Tre stasjoner inngikk i undersøkelsen av bløtbunnsfauna; en referansestasjon samt en stasjon på hver av de to testfeltene. På hver stasjon var det planlagt tre prøver til faunaanalyse og tre prøver til analyse av sedimentparametre (i ulike sjikt). I tillegg ble det tatt prøve for analyse av sedimentparametre på en stasjon kalt «Ny referanse» et stykke utenfor testfeltene, der det tidligere er påvist TBT-forurensede sedimenter, men som ikke er dekket til. Kart over grabbprøvene i de tre årene er gitt i **Figur 4** og **Figur 5**.

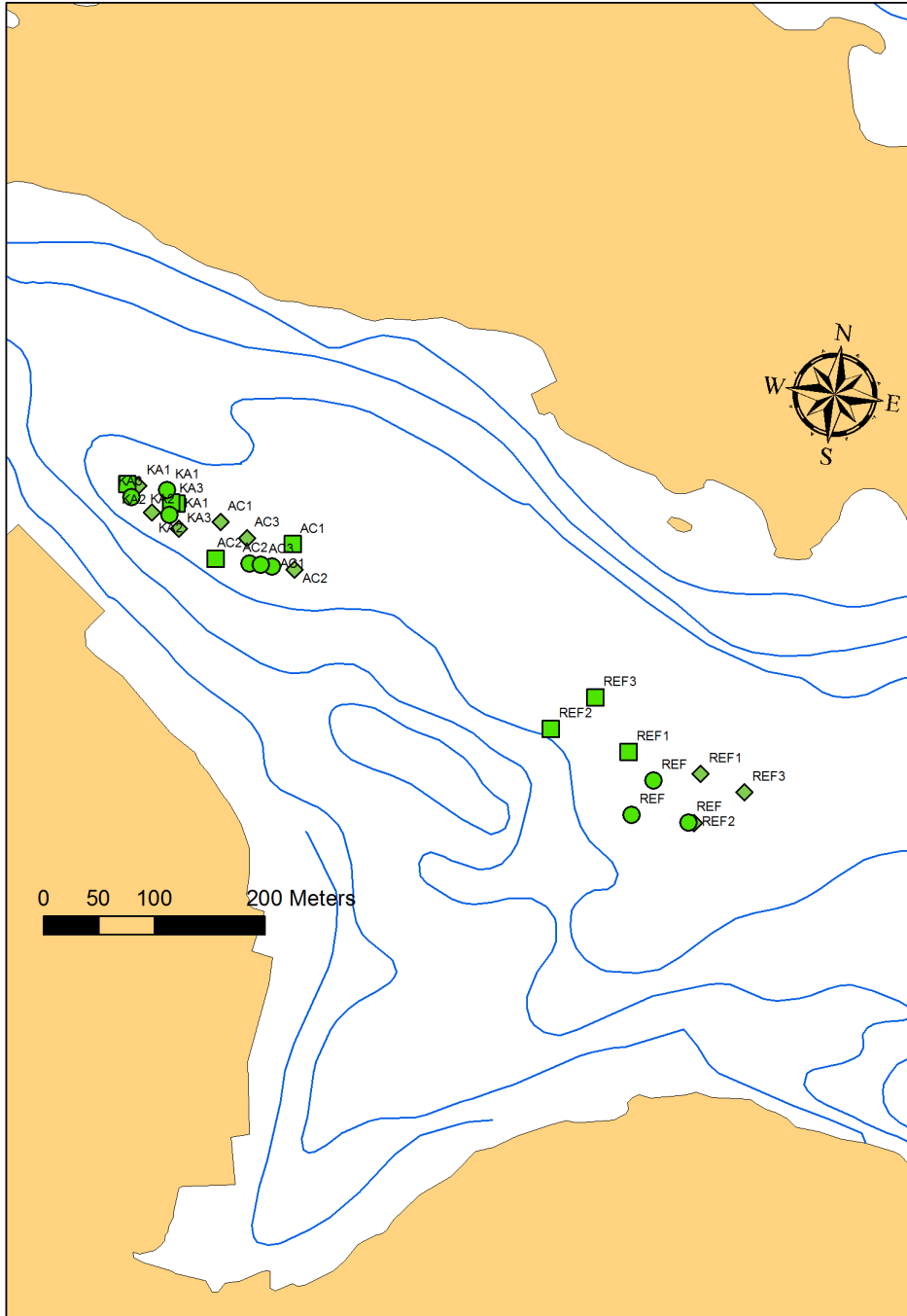
Prøvetaking og behandling ble utført i henhold til NS-EN ISO 16665:2013 og NS-EN ISO 5667-19:2004. For å bestemme fargen på sedimentet, ble det brukt Munsells fargekart for jord og sedimenter. Volum ble bestemt vha. målepinne tilhørende grabben.

Prøvene ble tatt med en «kombigrabb» (tilhørende DNV GL). Denne grabben har større overflate enn den ordinære grabben, og tar prøve til fauna og sedimentparametre samtidig. En metallplate skiller de to prøvene fra hverandre etter opphenting. Arealet til faunaprøven tilsvarer arealet til den ordinære van Veen grabben.

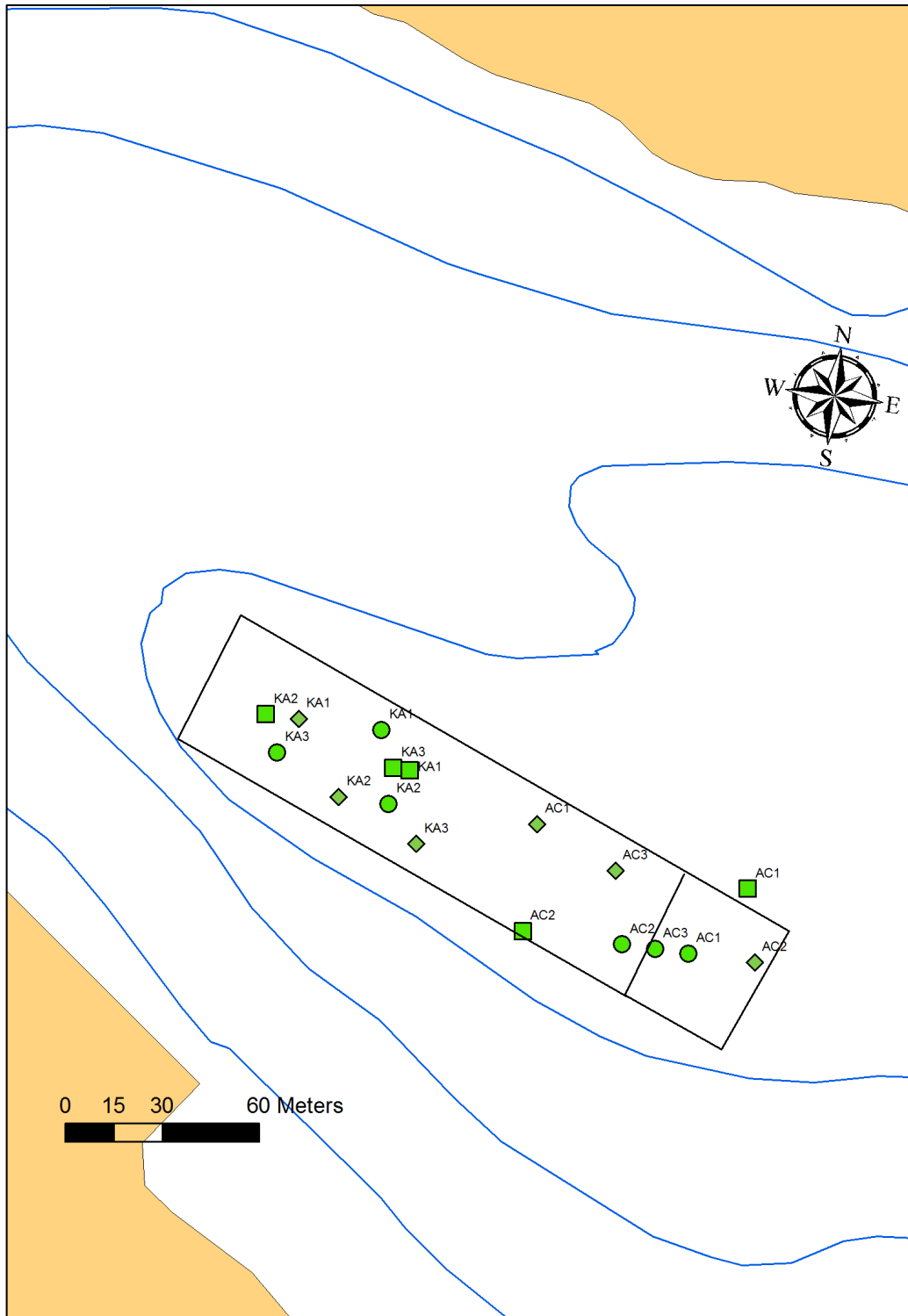
Grabbprøvene ble beskrevet visuelt i felt mht. sedimenttype, farge, lagdeling, synlige dyr og andre karakteristika (for eksempel lukt, innslag av stein mm.). Restmaterialet i hver prøve ble siktet og sikteresten (>1 mm) konserveret i formaldehyd. Sedimentprøvene ble tatt i tre ulike sjikt for analyse av kornstørrelse ($\leq 63 \mu\text{m}$), totalt organisk karbon (TOC) og tributyltinn (TBT). Utgangspunktet var å analysere sjiktene 0-2 cm, 2-5 cm og 5-10 cm, men der hvor det var en klar lagdeling, ble det i stedet tatt prøver av de distinkte lagene. TBT ble analysert av NGI, mens øvrige analyser ble foretatt av NIVA. TBT-resultatene er omtalt i NGIs rapport (NGI, 2016). Beskrivelse av grabbprøvene er gitt i **Tabell 1**.

Det var mye stein innenfor tildekkingsfeltene, hvilket gjorde at grabben i mange tilfeller ikke lukket seg skikkelig, og mange grabbskudd måtte forkastes (**Figur 6**). Etter gjentatte forsøk måtte likevel de beste prøvene beholdes, slik det er angitt i NS-EN ISO 16665:2013. Grabbskuddene som da ble beholdt, var ikke helt tette, men hadde intakt overflate. De hadde også lite volum som følge av hardt substrat. På AC-feltet fikk vi som følge av steinen og lette prøver kun en prøve til fauna og to til sediment, se **Tabell 1**.

Det kan merkes at partiklene i tildekkingslagene var svært finkornet og ofte vanskelig å spyle vekk fra materialer de kom i kontakt med.



Figur 4. Kart over grabbprøvetaking i 2010 (før tildekking), 2011 og 2015 på testfeltene og referansefeltet. \diamond (2010), \square (2011), \circ (2015).



Figur 5. Detaljert kart over grabbprøvetaking i 2010 (før tildekking), 2011 og 2015 på testfeltene. \diamond (2010), \square (2011), \circ (2015).

Tabell 1. Sedimentbeskrivelse for bløtbunnsprøvene ved Fiskerstrand, 2015.

Stasjon	Sedimentbeskrivelse	Kommentar
Ref.	Fuller grabbprøver (>18 l). Brungrått, relativt homogent, siltig sediment med noe skjellrester. Munsell 5Y 3/1. Lettspylt. Mye rør av børstemarken <i>Spirochaetopterus</i> , ellers innslag av rørbyggende (<i>Pectinaria</i> spp.) og frittlevende børstemark (<i>Nephtys</i> spp.).	
KA	Volum 13-16 l. Mye stein av varierende størrelse. Prøvene ikke helt tette, men de beste prøvene ble beholdt. Markert lagdeling, ca. 1-2 cm nesten sort overflatelag (Munsell GLEY 2.5/N), lysegrått kalklag ca. 2 cm (Munsell GLEY 7/N) og sort lag under (Munsell GLEY 2.5/N). Innslag av organisk materiale, noe oljefilm, lite synlige dyr (noen <i>Pectinaria</i> spp.).	6 bomskudd (ikke tett grabb).
AC	Volum 5-6 l. Svært mye stein, og ikke mulig å få fullgode prøver. Kun en faunaprøve samt to prøver til sedimentparametre (prøver med svært lite volum, men intakt overflate). Prøvene ellers karakteristika som KA-prøvene.	13 bomskudd (ikke tett eller tom grabb), og ikke alle prøver ble tatt.
Ny ref.	Prøver kun til sedimentparametre. Likner ref-stasjonen. Brungrå overflate, ingen lagdeling, <i>Pectinaria</i> spp. på overflaten.	



Figur 6. Bilder fra sedimentprøvetakingen, Fiskerstrand 2015 (foto NIVA).

2.3.2 Analyser og beregninger av sediment og bløtbunnsfauna

Sedimentfraksjonen gir informasjon om hvor grov- eller finkornet sedimentet er, noe som har betydning for faunaens sammensetning og som kan brukes ved tolkning av resultatene. TOC er en støtteparameter som gir informasjon om graden av organisk belastning på stasjonen, men inngår ikke i den endelige klassifiseringen. Siden tildekkingsmassene inneholder karbon både i form av karbonater og aktivert karbon, kan TOC også gi informasjon om hvordan tildekkingslagene fordeler seg. Denne problemstillingen er behandlet i NGIs rapport (NGI, 2016). Det ble derfor tatt prøver av TOC i de ulike lagene i sedimentet på AC- og KA-feltene; det nylig sedimenterte laget på toppen, tildekkingslaget og det opprinnelige sedimentet under dette laget.

Sedimentfraksjonen $\leq 63 \mu\text{m}$ ble bestemt ved våtsiktning. Totalt organisk karbon (TOC) ble analysert med en elementanalysator etter at uorganiske karbonater har blitt fjernet i syredamp. Det ble benyttet ekstra syretilsetning i analysene i dette prosjektet for å sikre at ikke all syren nøytraliseres av kalken, og at det derfor ikke ville vært syre igjen til oksidering av organisk materiale.

Sikteresten fra grabbprøvene ble grovsortert i hovedgrupper ved NIVAs biologilaboratorium og overført til 80 % etanol. All sortert fauna ble artsbestemt til lavest mulig taksonomiske nivå, og alle individer av hver art talt.

Sortering og artsidentifisering ble utført i henhold til NS-EN ISO 16665:2013.

På grunnlag av artslister og individtall ble følgende indekser for bunnfauna beregnet:

- artsmangfold ved indeksene H' (Shannons diversitetsindeks) og ES_{100} (Hurlberts diversitetsindeks)
- ømfintlighet ved indeksene ISI_{2012} (Indicator Species Index, versjon 2012) og NSI (Norwegian Sensitivity Index)
- den sammensatte indeksen $NQI1$ (Norwegian Quality Index, versjon 1), som kombinerer både artsmangfold og ømfintlighet

Indeksene ble beregnet for hver grabbprøve, og ut fra dette er det beregnet gjennomsnittsverdier for hver stasjon. Indeksene ble også beregnet ut fra kumulerte data fra alle grabbene fra hver stasjon (stasjonsverdien). Dersom grabbgjennomsnittet og stasjonsverdien gir ulik tilstandsklasse, kan faglig skjønn avgjøre hvilken som skal gjelde for klassifisering.

Tilstandsklassen ble bestemt etter vannforskriftens system og klassegrenser gitt i Veileder 02:2013 (Direktoratsgruppa 2013), se **Tabell 2**. De absolutte indeksverdiene (både grabbgjennomsnitt og stasjonsverdier) ble regnet om til normaliserte EQR-verdier (nEQR) etter formelen:

$$\text{Normalisert EQR} = (\text{Indeksverdi} - \text{nedre klassegrense for indeksverdi}) / (\text{øvre klassegrense for indeksverdi} - \text{nedre klassegrense for indeksverdi}) * 0.2 + \text{nedre klassegrense for normalisert EQR verdi}$$

Det ble så beregnet gjennomsnittet av indeksenes nEQR-verdier på stasjonen.

Tabell 2. Klassegrenser for bunnfaunaindekser, inkl. normalisert EQR (nEQR) fra Veileder 02:2013 (Direktoratsgruppa 2013).

Indeks	Type	Økologiske tilstandsklasser basert på observert verdi av indeks				
		Svært God (I)	God (II)	Moderat (III)	Dårlig (IV)	Svært Dårlig (V)
$NQI1$	Sammensatt	0,9-0,82	0,82-0,63	0,63-0,49	0,49-0,31	0,31-0
H'	Artsmangfold	5,7-4,8	4,8-3	3-1,9	1,9-0,9	0,9-0
ES_{100}	Artsmangfold	50-34	34-17	17-10	10-5	5-0
ISI_{2012}	Ømfintlighet	13-9,6	9,6-7,5	7,5-6,2	6,1-4,5	4,5-0
NSI	Ømfintlighet	31-25	25-20	20-15	15-10	10-0
nEQR		0,8-1	0,6-0,8	0,4-0,6	0,2-0,4	0-0,2

I tillegg til utregning av indekser er det utført multivariat statistikk for å vurdere endringer i faunasammensetning over tid og grad av likhet mellom de ulike lokalitetene. Dataene ble transformert med dobbelt kvadratrottransformasjon for å nedskalere innflytelsen til de mest dominerende artene. Deretter ble det beregnet en likhetsindeks (Bray-Curtis) som beskriver grad av likhet mellom hvert par av prøver. Ved bruk av denne lages så et cluster-diagram og et MDS-plott. I cluster-plottet (dendrogram) grupperes prøvene suksessivt sammen, slik at prøvene med størst likhet sammenføres lenger ned i dendrogrammet enn prøver med mindre likhet. Prosessen ender med en enkelt gruppe som inneholder alle prøvene. MDS-plott er en ordinasjon av prøvene, hvor prøvene angis som punkter, og hvor avstanden mellom punktene reflekterer ulikheten mellom dem.

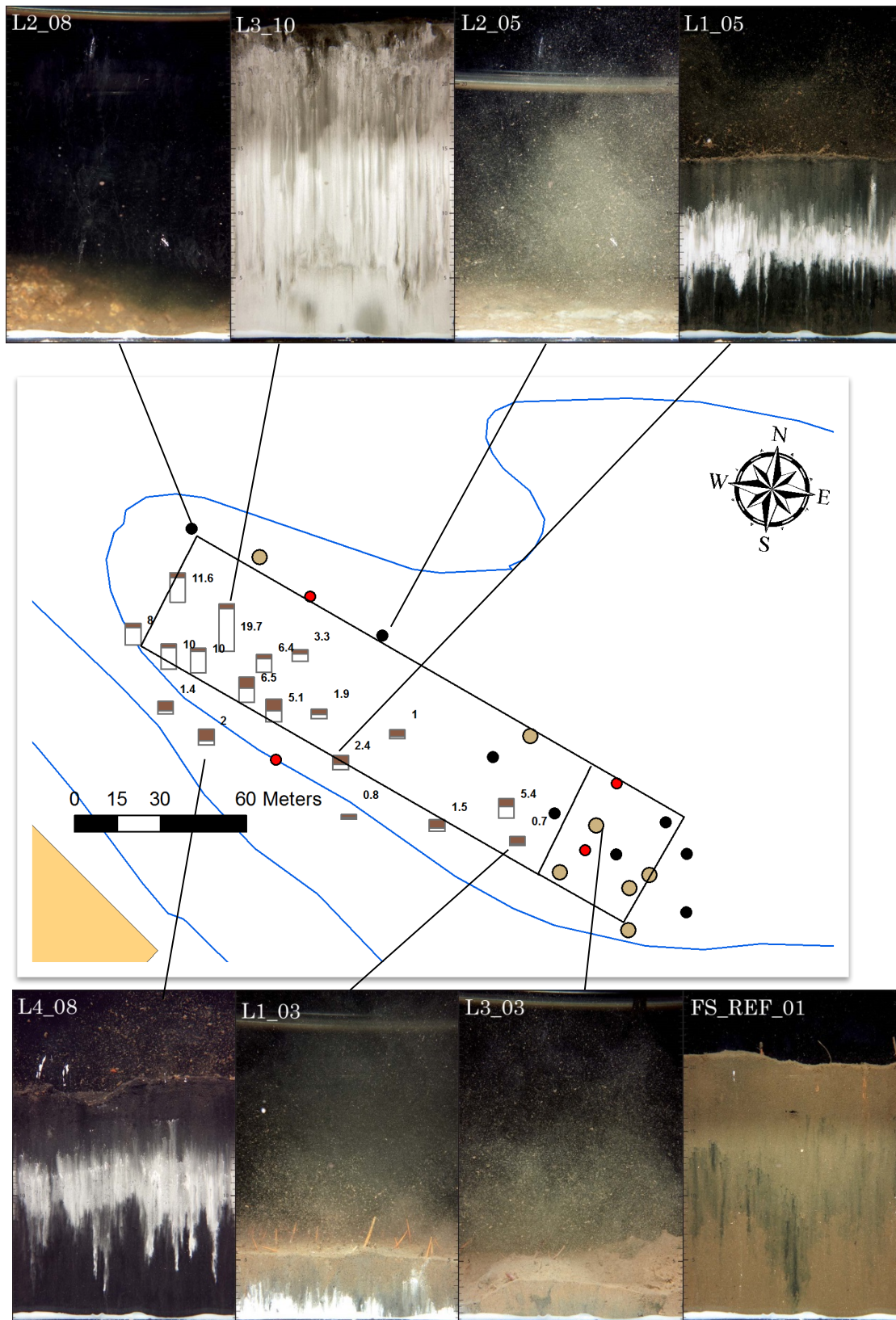
3. Resultater

3.1 Resultater fra SPI-undersøkelsen

Av de 38 punktene i tildekkingsområdet ble det SPI-bilde på 34 punkter (**Figur 7**). På de gjenværende 4 fikk vi kun et overflatebilde som ikke gir så mye informasjon om tildekkingen ettersom det over hele feltet har lagt seg et lag med nytt sediment som skjuler tildekkingen. Feltet er preget av at det er mye stein blandet inn i sedimentene. Dette gjør prøvetakning vanskelig ettersom steiner forhindrer kameraets penetrasjon ned i sedimentet. Resultat er at av 34 SPI-bilder var det kun 19 hvor tildekkingslaget var synlig. På de resterende 15 bildene stod kameraet stort sett på sedimentoverflaten, og i noen tilfeller opp til 4,5 cm ned i sedimentet. Det er ikke nok grunnlag til å vurdere hvorvidt det er et tildekkingslag eller ikke på disse 15, verken der kameraets linsehus blir stående oppå sedimentet, eller der det penetrerer 4,5 cm ned i sedimentet. Tykkelsen på tildekkingslaget varierer ellers fra 0,7 cm til 10-20 cm og tykkelsen av nytt sediment oppå tildekkingslaget varierer fra 1,5 til 5,4 cm.

Bildene på referansestasjonen (FS_REF) viste ingen tegn til tildekkingsmasse og hadde en BHQ-indeks på 8,8. Det er akkurat det samme som i 2010, og indikerer et habitat med gode forhold for bløtbunnsfaunaen.

Utvalgte SPI-bilder er vist i **Figur 7** (samtlige bilder er gitt i Vedlegg 7.1).



Figur 7. SPI-resultater, 2015. Søylen i kartet viser tykkelse på dekklaget (hvit, tykkelse i cm oppgitt som tekst) og tykkelse på det nye sedimentet oppå tildekkingslaget (brunt) for de stasjonene der vi så et tildekkingslag. Brune prikker; stasjoner der kameraet penetrerte 2-4,5 cm ned i sedimentet, men uten tegn til dekklag. Sorte prikker; der hvor kameraet ikke penetrerte ned i sedimentet. Røde prikker; kun overflatebilde. De to sammenhengende firkantene angir de opprinnelig tiltenkte tildekkingsfeltene. I tillegg vises utvalgte SPI-bilder (bildet "FS_REF_01" er fra referansestasjonen ca. 350 m øst for kartutsnittet).

Tabell 3. Stasjonsliste for SPI-bilder med koordinater i WGS84 desimalgrader, vandndyp, kameraets penetrasjonsdyp i sedimentet, tykkelsen på sedimentlaget over tildekkingen, tykkelsen til tildekkingslaget, kommentar fra feltarbeidet og BHQ. På stasjoner markert med grått så vi ikke noe dekklag, men kameraet penetrerte ikke langt nok ned i sedimentet til å konkludere med at det ikke er noe dekklag der.

Stasjon	Latitude	Longitude	Dyp (m)	Penet. Dyp (cm)	Nytt sed. over dekklag (cm)	Dekklag Tykkelse (cm)	Kommentar
L1_01	62.44222	6.27993	32	4.5	-	-	
L1_02	62.44237	6.27942	34.7	4.5	-	-	
L1_03	62.44247	6.27917	36.2	5.5	3.4	0.7	
L1_04	66.44258	6.2786	37	10.5	4.2	3.7	
L1_05	62.44263	6.27792	38.6	14.5	4.3	2.4	
L1_06	62.44275	6.27743	40.1	15	5.4	5.1	
L1_07	62.4428	6.27723	39	21	5.2	6.5	
L1_08	62.44287	6.27688	40.3	24.5	1.5	10.0	
L1_09	62.44287	6.27668	40.4	12	1.5	10.0*	Minimumstykkelse for dekklag angitt
L1_10	62.44293	6.27642	38	13.5	2	8.0	
L2_01	62.44248	6.28025	32.8	0	-	-	
L2_02	62.44257	6.28008	33.8	0	-	-	
L2_03	62.44267	6.27972	33.3	Ikke målt	Ikke målt	Ikke målt	Kun overflatebilde
L2_04	62.44278	6.2791	33.5	2	-	-	
L2_05	62.44303	6.27802	34.7	0	-	-	Steinete overflate
L2_06	62.44312	6.2775	36.5	Ikke målt	Ikke målt	Ikke målt	Kun overflatebilde
L2_07	62.44322	6.27713	35.6	1.5	-	-	
L2_08	62.44328	6.27665	31.6	0	-	-	Stein
L3_01	62.4424	6.28002	34.3	3	-	-	
L3_02	62.44245	6.27978	34.9	0	-	-	
L3_03	62.44253	6.27962	34.4	2	-	-	
L3_04	62.44255	6.27933	35.9	0	-	-	Ser ingenting på bildet
L3_05	62.4427	6.27887	35.7	0	-	-	
L3_06	62.44275	6.27827	37.1	6.2	3.2	1.0*	Minimumstykkelse for dekklag angitt
L3_07	62.44278	6.27773	39.3	5.5	2.4	1.9*	Minimumstykkelse for dekklag angitt
L3_08	62.44295	6.27755	40.1	6.8	2	3.3*	Minimumstykkelse for dekklag angitt
L3_09	62.4429	6.27732	39.7	10.2	1.9	6.4	
L3_10	62.44295	6.27705	40.8	24.2	2	19.7	Vanskelig å bestemme tykkelse, mye utsmøring, 10-20 cm dekklags tykkelse, delvis blandet med annen masse
L3_11	62.44308	6.27668	37.8	18	2	11.6	
L4_01	62.4423	6.2803	32.7	0	-	-	Tilsynelatende stein på bildet
L4_02	62.44235	6.2799	33.9	4.5	-	-	Ingen dekkmasse synlig
L4_03	62.44245	6.27957	35	Ikke målt	Ikke målt	Ikke målt	Kun overflatebilde
L4_04	62.44255	6.27907	36.4	10.5	3.6	5.4*	Minimumstykkelse for dekklag angitt
L4_05	62.44248	6.27862	35	15	4	1.5	
L4_06	62.44248	6.27802	34.7	17.5	1.5	0.8	Dekklag er kun på den ene halvdel av bildet.
L4_07	62.4426	6.27742	36.2	Ikke målt	Ikke målt	Ikke målt	Kun overflatebilde
L4_08	62.44265	6.277	31.7	18.5	5.5	2.0	
L4_09	62.44273	6.2767	30.8	16	4.3	1.4	
FS_REF	62.44137	6.28712	42.3	20.25	-	-	

* Kameraet gikk ikke gjennom tildekkingslaget, målt tykkelse er derfor en minimumsverdi

3.2 Kornstørrelse og TOC

Kornstørrelse og innhold av organisk karbon (TOC) er vist i **Tabell 4**. TOC-dataene er behandlet i NGIs rapport, og omtales derfor kun kortfattet her.

Sedimentet på referansefeltet var det grovste, med en finfraksjon på rundt 50 %. Det var ingen vesentlige ulikheter mellom sjiktene her, med unntak av replikat II med finfraksjon på 33 % i nederste sjikt. På KA-feltet var det en tydelig tendens til forskjeller mellom det opprinnelige sedimentet og laget over, hvor det opprinnelige sedimentet hadde en finfraksjon på kun 30-40 % og tildekkingslaget 94-96 %. Det nylig sedimenterte materialet på toppen hadde en finfraksjon på 80-89 %. På AC-feltet ble det som følge av de vanskelige prøvetakingsforholdene tatt færre prøver, men også her er det tendens til finere sediment i tildekkingslaget.

Også mht. innholdet av TOC var det tydelig at sjiktene fra referanseprøvene var mer homogene enn sjiktene fra testfeltene, som forventet. TOC-konsentrasjonen i tildekkingslaget var lavere i alle prøvepunktene enn i prøvene av nytt sediment over og gammelt sediment under.

Tabell 4. Sedimentets finfraksjon ($\% \leq 63 \mu\text{m}$, TS) og innhold av organisk karbon (TOC, mgC/gTS), Fiskerstrand 2015.

St.	Sjikt	I		II		III	
		$\% \leq 63 \mu\text{m}$	TOC	$\% \leq 63 \mu\text{m}$	TOC	$\% \leq 63 \mu\text{m}$	TOC
AC	Topplag	74	36,8	87	38,1	-	-
	Tildekkingslag	77	32,2	88	27,3	-	-
	Opprinnelig sed.	-	-	73	57,4	-	-
KA	Topplag	80	56,5	89	35,1	89	43,5
	Tildekkingslag	94	21,4	96	10,5	96	31,2
	Opprinnelig sed.	34	38,8	41	56,1	40	51,3
REF	0-2 cm	48	66,3	43	44,6	55	81,1
	2-5 cm	48	58,7	45	58,8	61	77,9
	5-10 cm	51	58,7	33	49,8	53	75,2

3.3 Bløtbunnsfauna

Bløtbunnsfaunaindeks med tilhørende klassifisering og beregnet normalisert EQR fra undersøkelsen i 2015 er vist i **Tabell 5**.

Tabell 6 viser sammenlikning med 2010 og 2011, hvor også antall arter og antall individ er inkludert. Oversikt over de meste dominerende artene alle år er gitt i **Tabell 7**. Grabbvise indekser og fullstendige artslistene er gitt i Vedlegg 7.3 og 7.4.

Det overordnede funnet er at den økologiske statusen i 2015 var «moderat» på referansefeltet, mens den var «dårlig» på testfeltet, uavhengig av testmateriale. På hele testfeltet ble tilstanden forverret etter tildekking, og gikk fra «moderat» tilstand i 2010 til «dårlig» tilstand både i 2011 og 2015. Dermot viste referansefeltet uendret tilstand fra 2010 til 2015.

I den vestlige delen av testfeltet (KA) var det i 2010 en utarmet fauna, med få arter og få individ. Både antall arter og antall individ økte betydelig fra 2010 til 2011, for så å gå tilbake i 2015, men ikke helt tilbake til nivåene i 2010 (

Tabell 6). Videre var det indikasjoner på lavere diversitet og altså dårligere tilstand i 2015 enn i 2011. nEQR viste «moderat» tilstand i 2010, mens «dårlig» tilstand både i 2011 og 2015, hvorav aller dårligst i 2015. Den østlige delen av feltet (AC) var svært utfordrende å prøveta som følge av meget lite areal og

mye stein i sedimentet (se kapittel 2.3.1). Som følge av dette ble det kun tatt en faunaprøve i 2015, mot to i 2011 og tre i 2010. Dette gjør at resultatene ikke kan tillegges alfor mye vekt. Antall arter viste en reduksjon fra 2010 til 2011 som fortsatte til 2015 (

Tabell 6). Antall individ økte betydelig fra 2010 til 2011, slik som i den vestlige delen. Fra 2011 til 2015 fant det så sted en vesentlig reduksjon i individtettheten. Både antall arter og antall individ var altså det lavest målte i 2015. Når det gjelder utvikling i tilstand på AC-området ut fra indeksene, peker de i noe sprikende retning. Noen indekser indikerte bedre tilstand i 2015 enn i 2011, mens andre motsatt. Grunnen til dette antas å være at indeksapparatet fungerer dårlig ved så lav forekomst av antall arter og individ som her ble registrert. Den svake økningen i nEQR fra 2011 til 2015 representerer derfor antakelig ikke noen reell forbedring. Videre er det altså viktig å merke seg at sammenlikningsgrunnlaget er lite, hvilket i kombinasjon med heterogeniteten til området, og at det er noe usikkerhet rundt eksakt utbredelse til AC-massene, gjør at tolkningen blir usikker.

Tabell 5. Bløtbunnsindekser med tilhørende klassifisering av tilstand, basert på grabb- og stasjonsverdi, Fiskerstrand 2015. Merk at det kun er verdi for én grabb på AC og to for KA.

Stasjon: AC	NQ1	H'	ES ₁₀₀	ISI2012	NSI	Gj.snitt nEQR
Gjennomsnittlig grabbverdi	0,35	1,78	–	4,45	13,89	
nEQR for gj.sn. grabbverdi	0,25	0,38	–	0,23	0,36	0,30
Stasjonsverdi	0,35	1,78	–	4,45	13,89	
nEQR for stasjonsverdi	0,25	0,38	–	0,23	0,36	0,30
Stasjon: KA						
Gjennomsnittlig grabbverdi	0,33	1,46	6,06	4,54	10,46	
nEQR for gj.sn. grabbverdi	0,22	0,31	0,24	0,24	0,22	0,25
Stasjonsverdi	0,34	1,83	6,08	5,12	11,10	
nEQR for stasjonsverdi	0,23	0,39	0,24	0,30	0,24	0,28
Stasjon: REF						
Gjennomsnittlig grabbverdi	0,56	2,05	10,38	6,38	17,13	
nEQR for gj.sn. grabbverdi	0,51	0,43	0,41	0,44	0,49	0,45
Stasjonsverdi	0,61	2,13	10,26	7,11	17,09	
nEQR for stasjonsverdi	0,57	0,44	0,41	0,54	0,48	0,49

Tabell 6. Faunaparametre for 2010, 2011 og 2015 (gjennomsnittsverdier) med tilhørende klassifisering av tilstand. Antall arter (S) og antall individ (N) er også vist.

Stasjon: AC	S	N	NQ1	H'	ES ₁₀₀	ISI2012	NSI	Gj. snitt nEQR
2010	13,67	159,70	0,50	2,48	12,09	6,78	12,42	0,48
2011	9,5*	1012*	0,42	0,72	5,94	5,91	8,10	0,28
2015	5**	76**	0,35	1,78	–	4,45	13,89	0,30
Stasjon: KA								
2010	6,00	12,00	0,47	2,13	–	6,36	15,95	0,57
2011	16,67	618,30	0,49	1,59	11,01	6,47	9,02	0,39
2015	9,22	235,43	0,33	1,46	6,06	4,54	10,46	0,28
Stasjon: REF								
2010	17,33	168,70	0,61	2,89	13,98	7,09	18,48	0,59
2011	17,33	65,00	0,61	3,36	–	6,02	15,53	0,56

2015	14,63	156,38	0,56	2,05	10,38	6,38	17,13	0,49
------	-------	--------	------	------	-------	------	-------	------

* gjennomsnittsverdi basert på to grabber

** verdi fra én grabb

Tabell 7. Individtetthet for mest dominerende arter i 2010, 2011 og 2015, gjennomsnittsverdier (pr. 0,1 m², N=3). Faunagruppe er angitt, hvor A = Anemone, B = børstemark, M = Mollusk, K = Krepsdyr, P = Pigghud, I = Igle og F = Flatorm.

AC 2010		KA 2010		REF 2010	
Capitella capitata (B)	63	Cirratulus cirratus (B)	3	Thyasira sp. (M)	42,7
Corophium crassicorne (K)	26	Lagis koreni (B)	1,7	Chaetozone sp (B)	39
Protomeдея fasciata (K)	20,3	Hirudinea indet (I)	1,7	Thyasira cf. sarsi (M)	27,7
Pholoe cf. assimilis (B)	17,3	Capitella capitata (B)	1,3	Diastylis cf. lucifera (K)	12,7
Cirratulus cirratus (B)	15	Protomeдея fasciata (K)	1	Spio sp (B)	9
Lagis koreni (B)	5,7	Corophium crassicorne (K)	1	Leucon nasica (K)	8
Sabellidae indet (B)	1,7	Turbellaria indet	0,3	Lagis koreni (B)	6
Gattyana sp (B)	1,3	Phyllococe maculata (B)	0,3	Pseudopolydora cf. antennata (B)	4,3
Pseudopolydora cf. antennata (B)	1,3	Pholoe cf. assimilis (B)	0,3	Phyllococe groenlandica (B)	3
Podarkeopsis helgolandica (B)	1	Gastropoda indet (M)	0,3	Thyasira cf. flexuosa (M)	2,3
AC 2011*		KA 2011		REF 2011	
Polydora ciliata (B)	226,5	Polydora ciliata (B)	210	Spio limicola (B)	18,3
Phyllococe mucosa (B)	7	Phyllococe mucosa (B)	14,3	Polydora ciliata (B)	8,7
Gattyana cirrhosa (B)	6,5	Capitella capitata (B)	10,3	Thyasira sarsi (M)	7
Phyllococe groenlandica (B)	6,5	Phyllococe groenlandica (B)	7	Phyllococe mucosa (B)	5
Chone sp (B)	1	Nudibranchia indet (M)	5,7	Phyllococe groenlandica (B)	3,7
Philine sp (M)	1	Harmothoe sp (B)	4,3	Pectinaria koreni (B)	3,7
Thyasira sarsi (M)	1	Ubestemt indet	3	Dipolydora sp (B)	3,3
Harmothoe fragilis (B)	0,5	Nephtys pente (B)	2,7	Nudibranchia indet (M)	2,7
Eteone longa/flava (B)	0,5	Harmothoe imbricata (B)	2,3	Nephtys pente (B)	1,7
Nephtys pente (B)	0,5	Asteroidea indet (P)	2,3	Gattyana cirrhosa (B)	1,3
AC 2015**		KA 2015		REF 2015	
Lagis koreni (B)	33	Capitella capitata (B)	53,3	Thyasira sp. (M)	66,7
Cirratulus cirratus (B)	26	Cirratulus cirratus (B)	44,7	Lagis koreni (B)	11,3
Capitella capitata (B)	12	Lagis koreni (B)	9,0	Euchone papillosa (B)	11,3
Chaetozone setosa (B)	4	Chaetozone setosa (B)	7,7	Mediomastus fragilis (B)	1,3
Corophium sp. (K)	1	Raricirrus beryli (B)	2,3	Melinna cristata (B)	1,0
		Thyasira sp. (M)	2,3	Leucon sp. (K)	0,7
		Phtisica marina (K)	0,3	Edwardsiidae (A)	0,3
				Capitella capitata (B)	0,3
				Paramphitrite tetrabanchia (B)	0,3
				Chone sp. (B)	0,3

* gjennomsnittsverdi basert på to grabber

** verdi fra én grabb

Den negative utviklingen på testfeltet det første året etter tildekking antas å ha sammenheng med at det ble lagt på en nytt substrat, hvor faunaen måtte etablere seg på nytt. I slike faser er det lite biologiske interaksjoner, og man kan få både mange individ og i noen tilfeller også mange arter før samfunnet stabiliserer seg. Børstemarken *Polydora ciliata* (et artskompleks) er typisk for et slikt første suksesjonsstadium, og vil med sine tette rør bidra til å stabilisere sedimentet (hvilket kan forhindre erosjon og opprette mikronisjer), som igjen kan være positivt for videre etablering av arter. Denne arten kan også bore i kalkmaterialer, og det er en mulighet for at den har blitt tiltrukket av tildekkingsmassene og at dette kan forklare den høye tettheten på testfeltet (**Tabell 7**). *P. ciliata* opptrer ofte sammen med pionerarten *Capitella capitata* og andre r-selekterte arter (arter som gjør seg nytte av ledige nisjer, typisk små og kortlevede og med stort reproduksjonspotensial, men lav konkurransevne). I en normal suksesjon etterfølges denne fasen av at disse pionerartene blir borte, mens mer k-selekterte arter etableres (større og lengre levetid, produserer færre avkom, sterkere konkurransevne). Imidlertid synes denne utviklingen i stedet å ha blitt reversert, ut scorene til faunaindeksene (

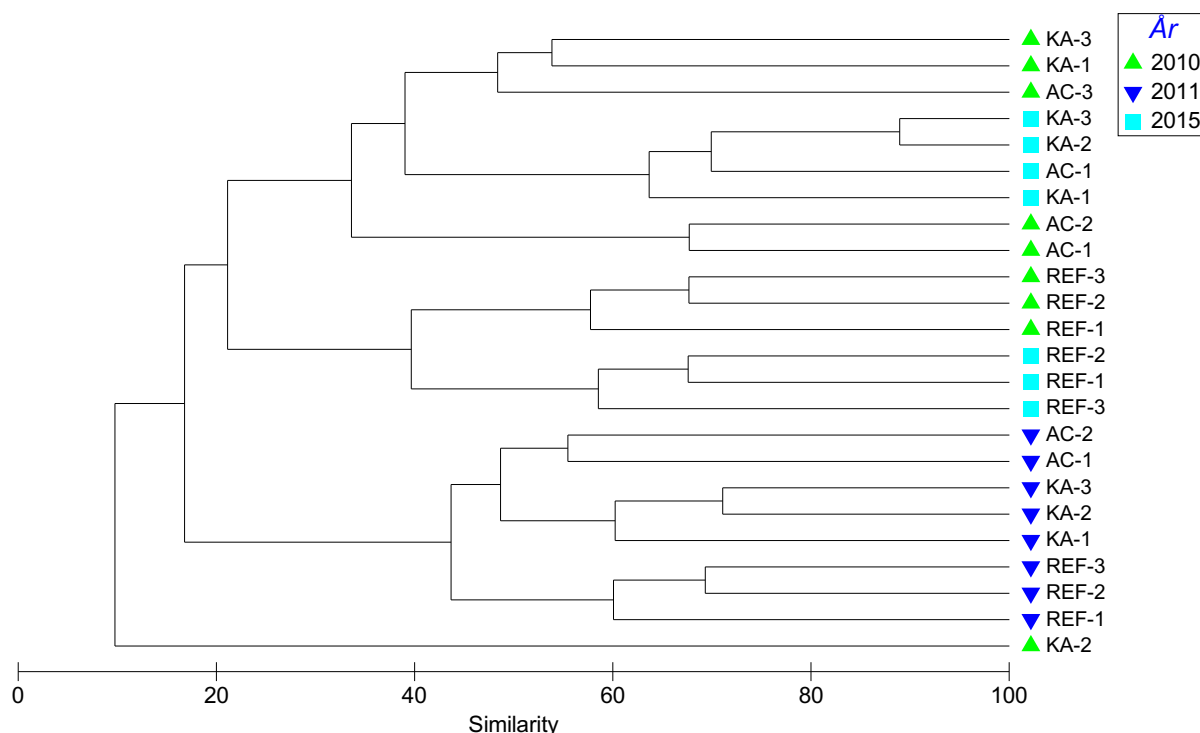
Tabell 6) og ikke minst ut fra faunasammensetningen (**Tabell 7**). Innslaget av pionerarten *Capitella capitata*, som er regnet som en svært tolerante art, og som er en universell opportunist, viser tydelig at samfunnet er sterkt preget av forstyrrelse. Også artene *Lagis (Pectinaria) koreni*, *Cirratulus cirratus* og *Chaetozone setosa*, som ble funnet på testfeltet, er typiske forurensningstolerante arter.

På referansefeltet ble det observert nøyaktig like mange arter i 2010 og 2011, men noe færre arter i 2015 (

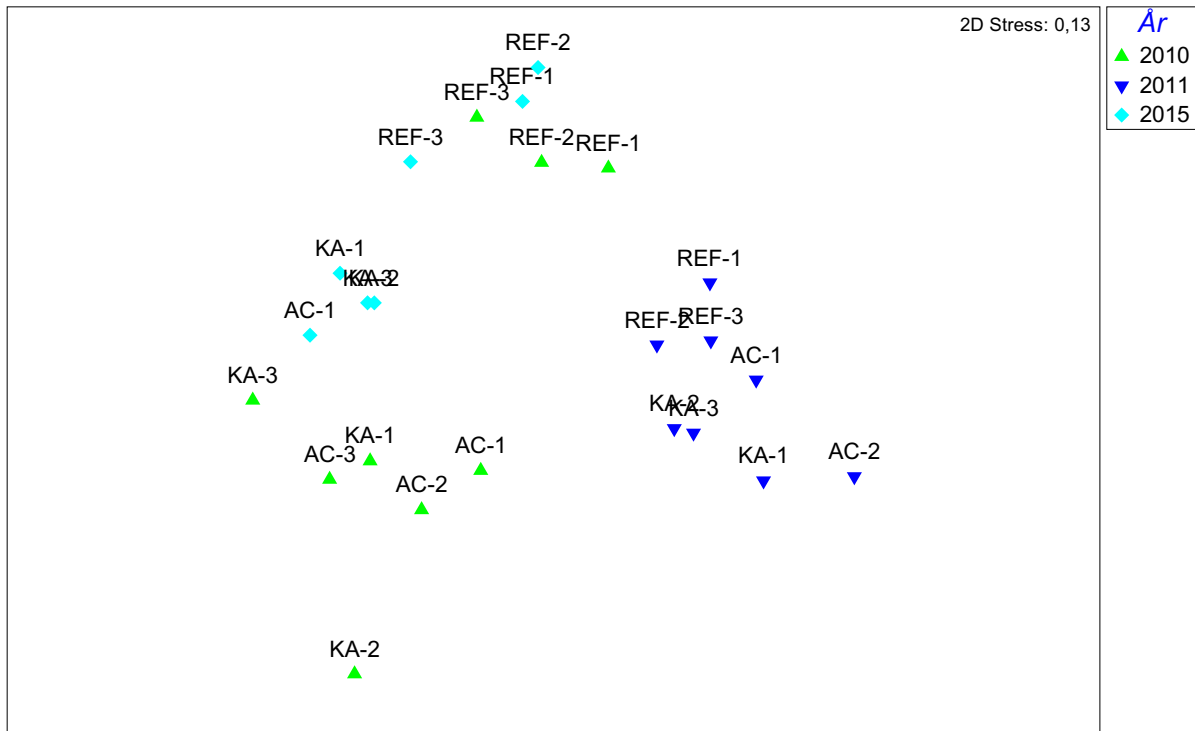
Tabell 6). Antall individ var derimot adskillig lavere i 2011 enn i 2010 og 2015. Klassifiseringen ble likedan alle tre år, tilsvarende «moderat» tilstand. Her kan det imidlertid merkes at nEQR-verdien var lavest i 2015. Faunasammensetningen viser at det er innslag av en del forurensningstolerante arter, slik som muslingen *Thyarsia* sp., den rørbyggende børstemarken *Lagis (Pectinaria) koreni* og de små, kortlevende børstemarkene *Mediomastus fragilis* og *Capitella capitata* (**Tabell 7**). Samtidig var det forekomst av arter som er mer følsomme, eksemplvis børstemarkene *Eubone papillosa* og *Melinna cristata*. Det må merkes at referansefeltet ikke er tiltenkt å representere et upåvirket område, men et sammenlikningsgrunnlag på et felt som ikke ble tildekket.

Cluster-plott er vist i

Figur 8 og MDS-ordinasjon er vist i **Figur 9**. I begge disse analysene ble prøven KA-2 fra 2010 isolert fra de øvrige prøvene. Dernest dannet 2011-prøvene en egen gruppe, referanseprøver inkludert. Derimot ble referanseprøvene fra 2010 og 2015 gruppert sammen. Årsaken til dette anses dels å være at plasseringen av referanseprøvene i 2011 avviker noe fra 2010 og 2015, men også at det har funnet sted reelle endringer i faunasammensetningen som kan tilskrives temporal variasjon i naturlige og ikke-målte variabler. Prøvene fra testfeltet (KA og AC) for årene 2010 og 2015 dannet en siste gruppe i plottene (med unntak av KA-2 for 2010), og innenfor denne gruppen er det tendens til gruppering mellom år. Observasjonen med større grad av likhet mellom årene 2010 og 2015 enn mellom 2011 og 2015 er i tråd med ovennevnte observasjoner, og antas å skyldes at både sedimentet og faunaen over tid har blitt mer likt slik det var før tildekking. Det ble også observert større grad av likhet mellom prøvene fra testfeltene og referansefeltene i 2015 enn i 2010, og dette er i seg selv en positiv utvikling. Sist kan det merkes at det var større innbyrdes variasjon mellom prøvene fra testfeltene før tildekking enn etterpå.



Figur 8. Cluster-plott av faunaen i 2010, 2011 og 2015 (kvadratrotransformerte data, Bray-Curtis likhetsindeks).



Figur 9. MDS-ordinasjon av faunaen i 2010, 2011 og 2015 (kvadratrotransformerte data, Bray-Curtis likhetsindeks). Prøvene er angitt som punkter, hvor avstanden mellom punktene reflekterer ulikheten mellom dem i artssammensetning.

4. Vurderinger og diskusjon

4.1.1 Tildekkingslaget beskaffenhet

SPI-bildene og grabbprøvetakingen viste at området er svært heterogent og preget av mye stein. Dekklaget ser ut til fortsatt å ligge som et tydelig lag over store deler av feltet. Mange bilder fra testfeltet viste tilstedeværelse av dekklag med tykkelse 5-10 cm. Alle bildene der dekklag kunne identifiseres, viste et lag med nylig sedimentert materiale på toppen av dekklaget. Det nylig sedimenterte laget var anslagsvis 2 cm i tykkelse, hvilket grovt indikerer en sedimentasjon på 0,4 cm i året. Dekkmasser ble ikke observert på referansefeltet.

SPI-bildene viste også at mye av tildekkingsmassene havnet på sørsiden av feltet. AC-området spesielt var særdeles steinete, hvilket gjorde prøvetakingen utfordrende både med SPI og grabb. Den oppnådde informasjonen om dekklaget i AC-området og i nordenden av kalkfeltet er følgelig av dårligere kvalitet enn det som vanligvis oppnås i en slik undersøkelse.

I et evt. fremtidig tildekkingsforsøk bør det i så måte gjøres en bedre kartlegging av bunnforholdene på forhånd, for eksempel med ROV eller multistråleekkolodd. Det nevnes også at det har vært noe usikkerhet vedrørende eksakt utbredelse av massene, som sammen med heterogeniteten til området, bidrar til at det hefter en del usikkerhet rundt resultatene.

4.1.2 Faunens beskaffenhet

På tildekkingsfeltet har tilstanden ut fra indeksene blitt dårligere etter tildekking, og gått fra «moderat» i 2010 til «dårlig» både i 2011 og 2015 (**Tabell 6**). På referansefeltet var tilstanden derimot «moderat» alle tre år. Tildekkingen medførte antakelig at mye av faunaen måtte etablere seg på nytt. Året etter tildekking var faunaen typisk for et tidlig suksesjonsstadium, men det var antatt at faunaen etter hvert kunne oppnå bedre status, hvilket ikke synes å være tilfelle. Det er altså en langvarig effekt på feltet, som synes å være uavhengig av hvilket tildekkingsmateriale som ble benyttet.

Selv om indeksene viste dårligere tilstand i 2015 enn i 2010 på hele testfeltet, ble det observert større grad av likhet mellom prøvene fra testfeltene og referansefeltene i 2015 enn i 2010 ut fra artslistene og de multivariate analysene. Denne utviklingen fremkommer også av SPI-bildene. Det er altså noen indikasjoner på normalisering av faunaen. Mens de tolerante artene på referansestasjonen også har etablert seg på testfeltene (for eksempel *Lagis koreni*), gjenfinnes de mer sensitive artene derimot ikke (for eksempel *Euchone papillosa* og *Melinna cristata*) og reagerer altså negativt på en eller annen faktor som er tilstede på testfeltene. Slik kan faunasammensetningen på testfeltene bli mer lik referansestasjonen parallelt med at artsmangfoldet og tilstanden ikke tar seg opp.

Det ble observert høye konsentrasjoner av TBT i laget oppå tildekkingslaget (NGI, 2016). NGI konkluderte med at kilden til rekontamineringen enten kan være resuspensjon fra områder som ikke ble dekket til, som har spredt seg over de tildekkede områdene, eller det kan være spredning fra land og/eller aktivitet på Fiskerstrand verft. Konsentrasjonene på 12 100 – 35 700 µg/kg i det nye topplaget var høyere enn konsentrasjonene i referansefeltene (3 700 – 8 250 µg/kg), men om lag like store som konsentrasjonen i testfeltet målt før tildekkingen (8 300 – 40 700 µg/kg) i 2010. Alle konsentrasjonene overskred EQS («environmental quality standard») for sediment (0,016 µg/kg), og tilsvarte tilstandsklasse V («svært dårlig tilstand», > 0,032 µg/kg; Vannforskriften, 2015). Her må det nevnes at klassegrensene for TBT har vist seg å være ekstremt lave sammenlignet med konsentrasjoner som ofte finnes i sedimenter langs norskekysten. Grunnen til dette er at TBT er svært giftig for enkelte marine organismer (for eks. Gibbs et al., 1987; Alzieu, 1991). Norske myndigheter har derfor valgt å bruke også tidligere klassifisering (Bakke m.fl. 2007, benevnet forvaltningsmessig), og begge klassifiseringene er oppgitt i den norske veilederen. Imidlertid falt konsentrasjonene målt ved Fiskerstrand i klasse V også hvis den forvaltningsmessige klassifiseringen (>100 µg/kg) ble lagt til grunn. De observerte verdiene i området ved Fiskerstrand verft overskred denne grensen med en faktor på minst 10 i referansefeltet og minst 100 i testfeltene og i det nysedimenterte laget på toppen av dekklaget.

Det er mulig at rekontamineringen av TBT er en av årsakene til at faunatilstanden er såpass dårlig fire år etter tildekking. Samtidig kan et slikt årsak-virkningsforhold ikke fastslås med sikkerhet. Det er også viktig å være klar over at mens TBT-konsentrasjonene var ganske lik i 2015 som i 2010 i tildekkingsfeltet, var faunatilstanden dårligere i 2015 enn i 2010, hvilket indikerer at også andre forhold spiller inn. NIVA har undersøkt samsvar mellom kjemisk og biologisk tilstand på en rekke svært forurensede lokaliteter, hvor det fremkom at tilstanden ikke nødvendigvis samsvarer (Miljødirektoratet, 2013). For TBT ble det funnet samvariasjon på rangerte verdier med flere av bløtbunnsindeksene (dvs. at de ble ordnet i samme rekkefølge), men datagrunnlaget var svært lite og kun fra en lokalitet (Vikkilen utenfor Grimstad). Basert på dette finner vi det prematurt å konkludere med at det utelukkende er rekontamineringen som påvirker faunaen i Fiskerstrand negativt. Det må her også nevnes at mens kjemisk klassifisering har som mål å beskytte hele økosystemet og inkluderer sikkerhetsfaktorer for å sikre dette, har de økologiske kvalitetselementene som mål å fange opp endringer i organismesamfunnet først etter at disse har funnet sted. Kjemisk klassifisering inkluderer altså et betydelig «føre var» element, hvilket tilsier at det vil forventes forskjeller i klassifiseringen mellom de to systemene. I dette tilfellet overskrider verdiene uansett klasse V i vesentlig grad, slik at det er rimelig å anta at det er effekter også på økosystemnivå.

Også tildekkingsmassene som sådan kan ha negativ effekt på bunnfaunaen, og da i særdeleshet materialet med aktivt kull. I et tidligere forsøk med tildekkingsmateriale med aktivt kull var faunaen svært påvirket det første året etter tildekking, mens etter fire år viste den forbedring selv om den fremdeles ikke var normalisert (NIVA, 2014). Det må også påpekes at hele området er preget av annen forstyrrelse, og i særdeleshet organisk belastning. Det var svært høyt innhold av organisk karbon i sedimentene (**Tabell 4**), og også synlig organisk materiale i grabbprøvene fra KA-feltet (**Tabell 1**). Også slike tilleggsfaktorer vil påvirke faunaen, og kan gjøre dette i ulik grad på de ulike feltene og også spille ulikt inn mellom årene. Referansestasjonen var preget av arter som er typisk for organisk beriking, hvilket klart viser at hele området er påvirket. Videre var det tendens til noe lavere indekser på referansefeltet i 2015 enn tidligere år, som viser at det er en årlig variasjon i området, uavhengig av tildekkingen. På KA-feltet ble det også observert både rester av olje og søppel (**Figur 6**). Her ble børstemarken *Raricirrus beryli* observert i 2015. Denne arten er svært typisk for sedimenter påvirket av hydrokarboner (er oppkalt etter Beryl-feltet i Nordsjøen), som altså støtter opp om at det også er andre forstyrrelsesfaktorer tilstede. Disse andre forstyrrelsesfaktorene og det faktum at prøvene ikke ble tatt på nøyaktig samme lokalitet i de ulike årene, gjør at resultatene blir ytterligere vanskeligere å tolke.

Et av formålene med undersøkelsen har også vært å vurdere hvorvidt de to testmaterialene har hatt ulik beskaffenhet for etablering av en normal bunnfauna. Datagrunnlaget anses ikke å være solid nok til å kunne trekke slike konklusjoner, men det gis likevel noen hypoteser på mulige forskjeller. I 2011 ble det konkludert med at det kunne være indikasjoner på noe bedre utvikling på området tildekket med kalk (KA) enn med aktivt kull (AC), selv om det ikke var klare forskjeller i responsen. Denne trenden er derimot ikke synlig i 2015, snarere motsatt. KA- og AC-prøvene hadde de samme fire mest dominerende artene (**Tabell 7**), og viste også stor grad av likhet i de multivariate analysene (**Figur 8** og **Figur 9**). Samtidig viste nEQR-verdien en svak økning fra 2011 til 2015 på AC-området, mens det motsatte var tilfellet på KA-området. Trenden kan derfor muligens ha snudd på AC-området, mens den negative utviklingen har fortsatt på KA. En BQI-indeks på 7 på AC-området i 2015, som er det høyest målte på tildekkingsfeltene (**Tabell 3**), støtter en slik hypotese. Videre er dette konsistent med NGIs undersøkelser som viste at det var mindre utlekking av TBT fra AC- enn KA-området. Disse funnene kan muligens indikere at det er rekontaminering snarere enn aktivt kull som er den viktigste faktoren som har påvirket utviklingen i faunaen på tildekkingsfeltene, og at aktivt kull kan ha en positiv effekt ved at den gjør tilført TBT mindre biotilgjengelig. Forsøkene i Grenlandsfjordene viste at det aktive kullet bidro til å redusere biotilgjengeligheten av forurensende stoffer tilført det øverste sedimentlaget etter etablering av dekklagene. Det bør imidlertid igjen understrekes at trenden vist ved Fiskerstrand er svært usikker som følge av at det kun var AC-prøve i 2015, og også at indeksene fungerer dårlig ved så få arter. Igjen kan det ikke heller ikke utelukkes at rekontamineringen «kamouflerer» øvrige responser. Studien blir derfor mindre anvendbar i lys av å vurdere tildekkingsmaterialenes egnethet i forhold til etablering av en normal bunnfauna.

Diskusjonen over viser klart at en feltsituasjon ofte er kompleks, og at det er vanskelig å trekke konklusjoner når det er flere faktorer som varierer samtidig; tildekking, rekontaminering og øvrige forstyrrelsesfaktorer. For å kunne studere egnetheten til tildekkingsmaterialene som sådan, anbefales mer kontrollerte forsøk, slik som mesocosm-forsøk hvor intakt bunnfauna tilsettes testsubstrater i et kontrollert oppsett. Slike forsøk måler ikke bare dødeligheten til faunaen, men kan også måle for eksempel flukser av metaller, oksygenprofiler i sedimentet og funksjonelle parametre.

5. Konklusjon

SPI-bildene og grabbprøvene viser at dekklaget fortsatt ser ut til å ligge som et tydelig lag over store deler av feltet. Imidlertid er det tilført et lag med nylig sedimentert materiale på toppen. Dette laget inneholder svært høye konsentrasjoner av TBT.

Den initielle negative effekten av tildekkingen var forventet som følge av den fysiske forstyrrelsen tildekkingen medførte. Noen år etter tiltaket var det forventet en bedring som følge av rekolonisering og mindre forurensing i sedimentenes topplag, men en slik trend ble ikke observert. Hele testområdet viste vedvarende dårligere tilstand etter tildekking, og på KA-feltet til og med dårligere tilstand i 2015 enn i 2011. Rekontamineringen kan muligens være årsak til dette. Som antibegroingsmiddel er TBT en svært toksisk forbindelse og det er ikke urimelig å anta at høye konsentrasjoner av TBT kan ha negative effekter på bløtbunnsfaunaen, selv om det må merkes at også andre forstyrrelsesfaktorer har spilt inn.

Faunasammensetningen i 2015 var mer lik sammensetningen i 2010 enn i 2011, hvilket antas å henge sammen med dannelsen av et fersk sedimentlag på toppen. Dette var godt synlig på SPI-bildene. Det var også tendens til at prøvene fra testfeltene viste større grad av likhet med prøvene fra referansefeltet i 2015 enn i 2010, hvilket kan tolkes som at det er indikasjoner på at faunaen på et vis normaliseres, men uten at mer sensitive arter etableres.

Fysisk sett anses tildekkingen som vellykket ettersom lagene holdt seg intakt. Rekontamineringen kombinert med de svært små arealene og mye stein som hindrer optimal prøvetaking, gjør imidlertid at vurderingen av de to testmaterialenes egnethet som tildekkingsmateriale i forhold til etablering av en normal bunnfauna blir svært usikker. Videre er hele området også sterkt påvirket av organiske tilførsler og antakelig oljerester og søppel, som også representerer forstyrrelsesfaktorer for faunaen. For å kunne studere egnetheten til tildekkingsmaterialene som sådan, anbefales mer kontrollerte forsøk, eksempelvis mesocosm-forsøk hvor intakt bunnfauna tilsettes testsubstrater i et kontrollert oppsett.

6. Referanser

- Alzieu, C., 1991.** Environmental problems caused by TBT in France: assessment, regulations prospects. *Mar. Env. Res.* 32: 7-17.
- Bakke T, Breedveld G, Källkvist T, Oen A, Eek E, Ruus, A, Kibsgaard A, Helland A, Hylland K, 2007.** Veileder for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann – Revisjon av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter. SFT TA-2229/2007.
- Direktoratsgruppa, 2013.** Veileder 02:2013 - revidert 2015: Klassifisering av miljøtilstand i vann: Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver.
- Gibbs. P.E., Bryan, G.W., Pascoe, P.L., Burt, G.R., 1987.** The use of the dog-whelk, *Nucella lapillus*, as an indicator of tributyltin (TBT) contamination *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* 67: 507-523.
- Miljødirektoratet, 2013.** Klassifisering av miljøtilstand i industrifjorder – hvor godt samsvarer miljøgifter og bløtbunnsfauna? NIVA-rapport 6594-2016/M-nr. 75/2013. ISBN 978-82-577-6329-9. 48 s.
- NGI, 2016.** Overvåkning av testfelt ved Fiskerstrand verft. TBT-utlekking fra sjøbunn 5 år etter tildekking. NGI-rapport 20150727-01-R. 41 s.
- Nilsson HC, Rosenberg R, 1997.** Benthic habitat quality assessment of an oxygen stressed fjord by surface and sediment profile images. *Journal of Marine Systems* 11:249-264.
- Nilsson HC, 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, Sider 26.
- NIVA, 2014.** Thin layer capping of fjord sediments in Grenland. Chemical and biological monitoring 2009–2013. NIVA-rapport 6724-2014. 53 s.
- Pearson TH, Rosenberg R, 1978.** Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr Mar Biol Ann Rev* 16:229-311.
- Rosenberg R, Blomqvist M, Nilsson HC, Cederwall H, Dimming A, 2004.** Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions: a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 49:728-739.
- Vannforskriften, 2015.** FOR-2006-12-15-1446, Forskrift om rammer for vannforvaltningen, www.lovdatab.no

7. Vedlegg

7.1 SPI-bilder



FISKAR_L1s_01.jpg



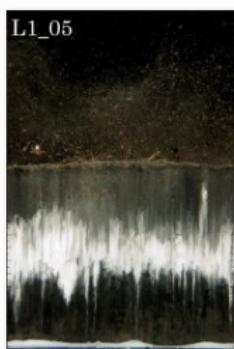
FISKAR_L1s_02.jpg



FISKAR_L1s_03.jpg



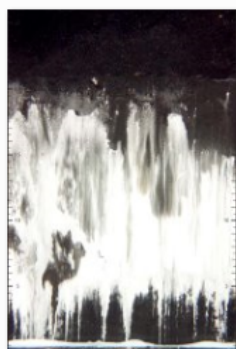
FISKAR_L1s_04.jpg



FISKAR_L1s_05.jpg



FISKAR_L1s_06.jpg



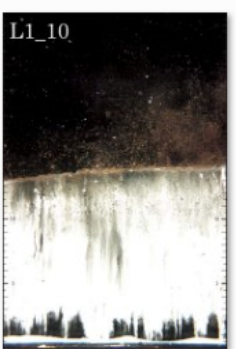
FISKAR_L1s_07.jpg



FISKAR_L1s_08.jpg



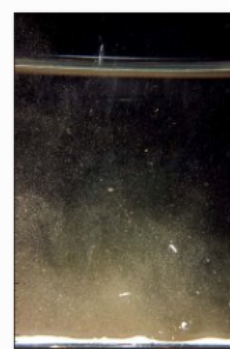
FISKAR_L1s_09.jpg



FISKAR_L1s_10.jpg



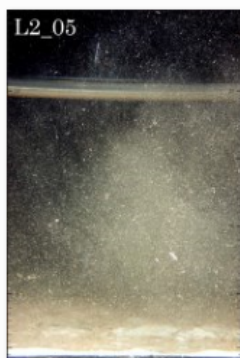
FISKAR_L2_01s.jpg



FISKAR_L2s_02.jpg



FISKAR_L2s_04.jpg



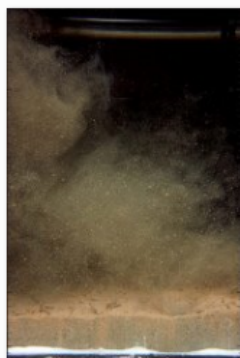
FISKAR_L2s_05.jpg



FISKAR_L2s_07.jpg



FISKAR_L2s_08.jpg



FISKAR_L3s_01.jpg



FISKAR_L3s_02.jpg



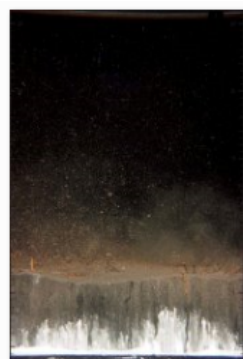
FISKAR_L3s_03.jpg



FISKAR_L3s_04.jpg



FISKAR_L3s_05.jpg



FISKAR_L3s_06.jpg



FISKAR_L3s_07.jpg



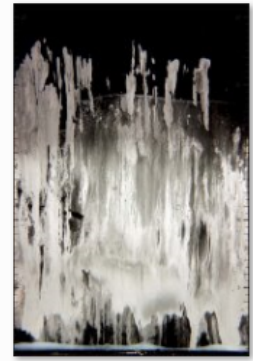
FISKAR_L3s_08.jpg



FISKAR_L3s_09.jpg



FISKAR_L3s_10.jpg



FISKAR_L3s_11.jpg



FISKAR_L4s_01.jpg



FISKAR_L4s_02.jpg



FISKAR_L4s_04.jpg



FISKAR_L4s_05.jpg



FISKAR_L4s_06.jpg



FISKAR_L4s_08.jpg



FISKAR_L4s_09.jpg



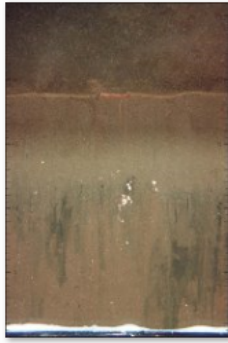
FS_REF_01.jpg



FS_REF_02.jpg



FS_REF_03.jpg



FS_REF_04.jpg

7.2 Koordinater og dyp til grabbstasjonene i 2010, 2011 og 2015

År	Stasjon	x-koord	y-koord	Dyp (m)
2010	KA1	62,4430	6,2771	39
2010	KA2	62,4428	6,2774	37
2010	KA3	62,4427	6,2779	37
2010	AC1	62,4428	6,2786	37
2010	AC2	62,4425	6,2800	35
2010	AC3	62,4427	6,2791	34
2010	REF1	62,4413	6,2875	42
2010	REF2	62,4409	6,2875	43
2010	REF3	62,4412	6,2883	42
2011	KA1	62,4429	6,2778	39
2011	KA2	62,4430	6,2769	40
2011	KA3	62,4429	6,2777	36
2011	AC1	62,4427	6,2799	33
2011	AC2	62,4425	6,2786	34
2011	REF1	62,4414	6,2862	42
2011	REF2	62,4415	6,2848	39
2011	REF3	62,4418	6,2855	37
2015	KA1	62,4430	6,2776	40
2015	KA2	62,4428	6,2777	40
2015	KA3	62,4429	6,2770	36
2015	AC1	62,4425	6,2796	36
2015	AC2	62,4425	6,2792	36
2015	AC3	62,4425	6,2794	36
2015	REF	62,4409	6,2874	40
2015	REF	62,4412	6,2867	40
2015	REF	62,4409	6,2864	40

GRUPPE- NAVN	ARTSNAVN	AC						KA									REF															
		2010			2011			2015			2010			2011			2015			2010			2011			2015						
		1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3				
POLYCHAETA	Cirratulus cirratus	2	1					26	4	5							7	5														
POLYCHAETA	Cossura longocirrata																															
POLYCHAETA	Scalibregma inflatum																															
POLYCHAETA	Capitella capitata	9	6	2				12	3		1	2	1	1		3	9															
POLYCHAETA	Mediomastus fragilis	7	7	5																												
POLYCHAETA	Galathowenia oculata																															
POLYCHAETA	Lagis koreni	2	1					33	1		4			3	1	1	5	1	8	2	8	4	5	2	2	2	0	2	1	1	1	
POLYCHAETA	Melinna cristata																															
POLYCHAETA	Paramphitrite tetrabanchia																															
POLYCHAETA	Chone sp.				1	1																										
POLYCHAETA	Euchone papillosa																															
POLYCHAETA	Sabellidae indet	3	2																													
OLIGOCHAETA	Oligochaeta indet	2																														
PROSOBRANCHIA	Gastropoda indet							1																								
PROSOBRANCHIA	Velutina velutina													1																		
PROSOBRANCHIA	Natica sp.		1																													
OPISTHOBANCHIA	Nudibranchia													4	6	7				1			3	5								
OPISTHOBANCHIA	Philine sp.	1			2															1						1						
OPISTHOBANCHIA	Coryphella sp.																			1	1	3										
BIVALVIA	Thyasira flexuosa																2	3	2													
BIVALVIA	Thyasira sarsii	1			2									1	1		3	1	3	1			0	7	4							
BIVALVIA	Thyasira sp.																5	4	3							8	4	7	0	8	2	
BIVALVIA	Kurtiella bidentata																															
BIVALVIA	Macoma sp.																															
BIVALVIA	Corbula gibba	1	2																													
CUMACEA	Leucon (Leucon) nasica																1	7	3	4						3	1					
CUMACEA	Leucon sp.																															
CUMACEA	Brachydiastylis resima																															
CUMACEA	Diastylis lucifera																															

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 • post@niva.no