

## Miljøovervåkning i Sørfjorden ved Osterøy



## 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 Miljøovervåkning i Sjøfjorden ved Osterøy	Løpenummer 7330-2019	Dato 10.01.19
Forfatter(e) Trine Dale, Gjermund Bahr, Astrid Harendza, Roger Velvin, Rune Palerud & Witold Szczuciński*	Fagområde Overvåking	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Hordaland	Sider 42 (uten vedlegg)
*Institute of Geology, Adam Mickiewicz University in Poznan		

Oppdragsgiver(e) Lerøy Vest/Sjøtroll Havbruk AS og Fjord Drift AS Tombre.	Oppdragsreferanse Sigfrid Tangen/Anette Middtveit/Håkon Tombre
	Utgitt av NIVA Prosjektnummer 16124

<p><b>Sammendrag</b></p> <p><i>Det har vært drevet oppdrett i fjordene rundt Osterøy siden 1970 tallet. Det ble i 2016 startet opp et program for å overvåke miljøtilstanden i området basert på vann-, sediment-, kjemi- og bunndyrsundersøkelser. Det ble i programmets første år tatt prøver fra tre stasjoner i Sjøfjordens ytre, midtre og indre del. Det ble også tatt prøver på en referansestasjon i en del av fjordsystemet hvor det aldri har vært oppdrettsaktivitet. Det var lave oksygennivåer i bunnvannet på samtlige stasjoner, men nivåene var lavest i midtre og indre deler av fjorden. Med unntak av referansestasjonen var sedimentene noe belastet med organisk karbon i 2016. Mengden organisk karbon var høyest i indre deler av fjorden. Med unntak av stasjon Midtre hadde imidlertid ikke belastningene påvirket bløtunnssammfunnene i vesentlig grad. På Midtre viste bløtunnssammfunnet moderate belastningseffekter, med dominans av opportunistiske børstemark og skjevbet i individfordelingen mellom artene. Mønsteret fra oksygenmålingene og målingene av organisk karbon viser seg også i faunaprovne hvor forholdene var gjennomgående dårligere i midtre og indre deler av fjorden sammenliknet med ytre deler og referansestasjonen.</i></p> <p><i>Det er også gjort isotopstudier for å undersøke opprinnelsen til det organiske materialet i sedimentene og videre for å undersøke hvorvidt det har vært endringer i isotopprofilene mellom nåtid og tiden før det ble etablert oppdrett i fjorden. Radioaktive isotoper ble brukt til å datere sedimentkjerner og stabile naturlige isotoper (<sup>15</sup>N og <sup>13</sup>C) ble brukt til å undersøke opprinnelse. Det var en gradient fra innerst til ytterst i fjorden, hvor isotopprofilene indikerte en mer marin og mindre terrestrisk påvirkning på Ytre sammenliknet med de andre stasjonene. På grunn av høy sedimentasjonsrate var noen av kjernene ikke lange nok til å komme ned til perioden uten noe oppdrett. Kjernene var imidlertid lange nok til å komme tilbake til perioden hvor oppdrett var i sin spede begynnelse. Det var svært små forskjeller i isotopprofil mellom «nåtid», og perioden med lite eller ingen oppdrettsaktivitet. Det ble kjørt en isotopmiksemodell for stasjon Midtre, hvor kildene elved sediment, jord, planterester, marint POM, POM brakkevannslag, slam fra oppdrettsanlegg og kloakk ble inkludert. Resultatene antyder at kildene jord og marint POM var de mest fremtredende kildene, mens slam fra oppdrett utgjorde et relativt lite bidrag.</i></p>
---

Fire emneord	Four keywords
<ol style="list-style-type: none"> <li>Akvakultur</li> <li>Miljøovervåkning</li> <li>Bærekraft</li> <li>Resipient</li> </ol>	<ol style="list-style-type: none"> <li>Aquaculture</li> <li>Environmental monitoring</li> <li>Sustainability</li> <li>Recipient</li> </ol>

# Miljøovervåkning i Sørfjorden ved Osterøy

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

*Trine Dale*  
Prosjektleder

*Åse Åtland*  
Forskningsleder

ISBN 978-82-577-7065-5  
NIVA-rapport ISSN 1894-7948

## Forord

NIVA og Akvaplan-niva har i felleskap gjennomført miljøundersøkelser i Sørfjorden i Osterøy kommune i 2016. Dette var første måletidspunktet på et flerårig overvåkningsprogram. Formålet med programmet er å overvåke miljøtilstanden i området basert på vann-, sediment-, kjemi- og bunndyrsundersøkelser. Det ble samlet prøver fra tre stasjoner i Sørfjordens ytre, midtre og indre del. Det ble også samlet prøver på en referansestasjon i en del av fjordsystemet hvor det aldri har vært oppdrettsaktivitet. Denne rapporten oppsummerer resultater fra 2016 og har inkludert en sammenstilling av tidligere undersøkelser gjort i området. Oppdragsgivere er Lerøy Vest/Sjøtroll Havbruk AS og Fjord Drift AS Tombre.



Følgende personer har deltatt i arbeidet

Trine Dale	NIVA	Prosjektleder, feltarbeid, rapport
Gjermund Bahr	Akvaplan-niva	Feltarbeid, rapport
Astrid Harendza	Akvaplan-niva	Feltarbeid, rapport
Roger Velvin	Akvaplan-niva	Identifisering bunndyr (Varia). Bunndyranalyser. Rapport.
Rune Palerud	Akvaplan-niva	Identifisering bunndyr (krepsdyr). Statistikk.
Thomas Hansen	Akvaplan-niva	Identifisering bunndyr (børstemark).
Jesper Hansen	Akvaplan-niva	Identifisering bunndyr (bløtdyr).
Hans-Petter Mannvik	Akvaplan-niva	Identifisering bunndyr (pigghuder).
Vera Remen	Akvaplan-niva	Koordinering bunndyrsortering.
Ingar H Wasbotten	Akvaplan-niva	Koordinering geokjemiske analyser.

Vi takker Lerøy Vest/Sjøtroll Havbruk AS ved Sigfrid Tangen og Anette Midttveit og Fjord Drift AS Tombre ved Håkon Tombre for oppdraget og for samarbeidet i gjennomføringen.

### Akkreditert virksomhet:

Analysene i C- undersøkelsen er utført av Akvaplan-niva AS med underleverandøren ALS Laboratory Group, Tsjekkia.

 	<p>Akvaplan-niva AS er akkreditert av Norsk Akkreditering for analyser av makrofauna og faglig vurderinger og fortolkninger, akkrediteringsnr. TEST 079.</p> <p>Akvaplan-niva er akkreditert av Norsk Akkreditering for analyser av TOC og kornstørrelse, akkrediteringsnr. TEST 061.</p> <p>Akkrediteringen er i hht. NS-EN ISO/IEC 17025.</p> <p>NIVA er akkreditert av Norsk Akkreditering for kjemisk analyse. TEST 009</p> <p>Akkrediteringen er i hht. NS-EN ISO/IEC 17025</p>
<p>Czech Accreditation Institute (Lab nr 1163)</p>	<p>ALS Laboratory Group er akkreditert av Czech Accreditation Institute (Lab nr 1163) for analyser av P-total, kobber og sink.</p>

Bergen, desember 2018



Trine Dale  
Prosjektleder



# Innholdsfortegnelse

<b>1 Innledning</b> .....	<b>7</b>
1.1 Bakgrunn og formål.....	7
<b>2 Materiale og metode</b> .....	<b>8</b>
2.1 Oversikt over overvåkningsprogrammet.....	8
2.2 Områdebeskrivelse og stasjonsplassering.....	9
2.3 Faglig program.....	13
2.3.1 Hydrografi og oksygen.....	14
2.3.2 Geokjemiske analyser.....	14
2.3.3 Bunndyr.....	15
<b>3 Resultater</b> .....	<b>21</b>
3.1 Hydrografi og oksygen.....	21
3.2 Geokjemiske analyser.....	22
3.2.1 Organisk karbon og kornfordeling.....	22
3.2.2 Total fosfor, sink og kobber i sedimenter.....	23
3.3 Bunndyr.....	23
3.3.1 Kvantitative bunndyrsanalyser.....	23
3.3.2 Kjernedatering-sedimentasjonsrate.....	26
3.3.3 Stabile isotoper.....	29
<b>4 Diskusjon</b> .....	<b>Error! Bookmark not defined.</b>
4.1 Oksygen og hydrografi.....	34
4.2 Geokjemiske analyser.....	36
4.2.1 Organisk karbon.....	36
4.2.2 Total fosfor, sink og kobber i sedimenter.....	37
4.3 Bunndyr.....	39
4.3.1 Kvantitative bunndyrsanalyser.....	39
4.3.2 Kjernedatering-sedimentasjonsrate.....	42
4.3.3 Stabile isotoper.....	42
Vedlegg 1 Bunndyrsstatistikk og artslister.....	43
Vedlegg 2. Analysebeviser.....	53

## Sammendrag

Det har vært drevet oppdrettsvirksomhet i fjordene rundt Osterøy siden 1970 tallet. Det er nå to aktører i Sjøfjorden; Lerøy Vest/Sjøtroll Havbruk AS og Fjord Drift AS Tombe. På bakgrunn av dårlige resultater fra flere B og C-undersøkelser er det startet opp et program som har som formål å overvåke miljøtilstanden i området basert på vann-, sediment-, kjemi- og bunndyrsundersøkelser. Det ble i programmets første år, 2016, tatt prøver fra tre stasjoner i Sjøfjordens ytre, midtre og indre del. Det ble også tatt prøver på en referansestasjon i en del av fjordsystemet hvor det aldri har vært oppdrettsaktivitet. Denne rapporten oppsummerer resultater fra 2016 og har inkludert en sammenstilling av tidligere undersøkelser gjort i området.

Det ble observert oksygenreduksjon i bunnvannet på samtlige stasjoner, men oksygennivåene var lavest i midtre og indre deler av fjorden. Med unntak av referansestasjonen viser overvåkingen i Sjøfjorden i 2016 at sedimentene var noe belastet med organisk karbon. Også mengden organisk karbon var høyere på Midtre og Indre. Med unntak av stasjon Midtre hadde imidlertid ikke belastningene påvirket bløtbnnsamfunnene i vesentlig grad. Her viste bløtbnnsamfunnet moderate belastningseffekter, med dominans av opportunistiske børstemark og skjevhet i individfordelingen mellom artene. Mønsteret fra oksygenmålingene og målingene av organisk karbon viser seg også i faunaprøvene hvor forholdene var gjennomgående dårligere i midtre og indre deler av fjorden sammenliknet med ytre deler og referansestasjonen.

Vi mener det er verdt å merke seg at Referansestasjonen ikke ligger på det dypeste punktet i bassenget utenfor Stanghelle og det vites ikke hvilken betydning dette har for oksygenkonsentrasjonen og faunaforholdene. Vi foreslår derfor en ekstra referansestasjon i det dypeste punktet i 2017 for å evt avklarere dette.

I tillegg til det standardiserte overvåkningsopplegget brukte vi isotopstudier for å undersøke opprinnelsen til det organiske materialet i sedimentene og videre for å undersøke hvorvidt det har vært endringer i isotopprofilene mellom nåtid og tiden før det ble etablert oppdrett i fjorden. Radioaktive isotoper ble brukt til å datere sedimentkjerner og stabile naturlige isotoper ( $^{15}\text{N}$  og  $^{13}\text{C}$ ) ble brukt til å undersøke opprinnelse. Det var en gradient fra innerst til ytterst i fjorden, hvor isotopprofilene indikerte en mer marin og mindre terrestrisk påvirkning på Ytre sammenliknet med de andre stasjonene. Datering av kjernene viste høy sedimentasjonsrate, spesielt i de indre delene av fjorden. Noen av kjernene var derfor ikke lange nok til å komme ned til å komme helt tilbake til perioden uten noe oppdrett i fjorden. Kjernene var imidlertid lange nok til å komme tilbake til en periode hvor oppdrett var i sin svært spede begynnelse i systemet. Det var svært små forskjeller i isotopprofil mellom de øvre delene av sedimentkjernene («nåtid»), og de dypeste delene av kjernen som representerte perioden med lite eller ingen oppdrettsaktivitet. Det ble kjørt en isotopmiksemodell for stasjon Midtre, hvor kildene elvesediment, jord, planterester, marint POM, POM brakkvannslag, slam fra oppdrettsanlegg og kloakk ble inkludert. Resultatene antyder at kildene jord og marint POM var de mest fremtredende kildene, mens slam fra oppdrett utgjorde et relativt lite bidrag.

# Summary

Title: Environmental monitoring in Sjørfjorden (Osterøy)

Year: 2019

Authors: Trine Dale, Gjermund Bahr, Astrid Harendza, Roger Velvin & Rune Palerud

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-7065-5

Fish farming have been conducted in the fjords around Osterøy since the 1970s. There are now two companies operating farms in Sjørfjorden; Lerøy Vest/Sjøtroll Havbruk AS and Fjord Drift AS Tombre. Due to poor results on the mandatory B and C surveys on some of the sites, a more extensive monitoring program was initiated. The program aims to monitor the environmental conditions in the area based on water, sediment chemistry and benthic fauna, and will run for five years. During the program's first year, 2016, samples were taken from three stations in Sjørfjordens outer (station Ytre), middle (station Midtre) and inner part (station Indre). Samples were also taken on a reference station in a part of the fjord system where there has never been aquaculture activity. This report summarizes results from 2016 and includes a compilation of previous surveys done in this area.

Oxygen reduction was observed in the bottom water at all stations, but the oxygen levels were lowest in the middle and inner parts of the fjord. With the exception of the reference station, the monitoring in Sjørfjorden in 2016 showed sediment organic carbon content (nTOC) in class III (Moderate) or IV (Poor), where the amount of organic carbon was higher in station Midtre and Indre compared to Ytre. However, the organic loads had the most pronounced negative effect the soft-bottom communities at station Midtre. Here the soft-bottom community was dominated by opportunistic polychaetes, and were classified as class III (Moderate) based on fauna indices. The general pattern from the oxygen measurements and the measurements of organic carbon to some extent appeared in the fauna samples that were generally poorer in middle and inner parts of the fjord compared to outer parts and the reference station.

In addition to the standardized monitoring program, we used isotope studies to investigate the origin of the organic matter in the sediments and further, to investigate whether there have been changes in the isotope profiles between present time and the period before fish farming activities were started in the fjord. Radioactive isotopes were used to date sediment cores and stable natural isotopes ( $^{15}\text{N}$  and  $^{13}\text{C}$ ) were used to investigate the origin of organic matter. There was a gradient from the innermost to the outermost part of the fjord, where the isotope profiles indicated a more marine and less terrestrial influence in station Ytre compared to the other stations. The dating of the cores showed a high sedimentation rate in the fjord, especially in the inner parts. Some of the cores were therefore not long enough to cover the period without any farming in the fjord. However, all cores were long enough to cover the period when aquaculture was in its very early beginning in the fjord. There were very small differences in the isotope profile between the upper parts of the sediment core (present), and the deepest parts of the core that represented the period with little or no aquaculture activity. An isotope mixing model was run for Midtre station, where the sources included river sediment, soil, plant residues, marine POM, POM brackish water, sludge from fish farms and sewage. The results indicate that soil and marine POM were the most prominent sources, while sludge from fish farming constituted a relatively small contribution.

# 1 Innledning

## 1.1 Bakgrunn og formål

Det har vært drevet oppdrettsvirksomhet i fjordene rundt Osterøy siden 1970 tallet. Det er nå to aktører i Sør fjorden; Lerøy Vest/Sjøtroll Havbruk AS og Fjord Drift AS Tombre. Lerøy Vest/Sjøtroll Havbruk AS har per i dag 6 aktive lokaliteter i Sør fjorden med en total MTB på 15 600 t fordelt mellom lokalitetene. Fjord Drift AS Tombre har lokaliteten Litletveitholane med MTB 1560 tonn. En oversikt over alle lokaliteter (i bruk og ikke i bruk) finnes i tabell 1. Akvaplan-niva AS har på oppdrag av Lerøy/Sjøtroll gjennomført 5 MOM-C undersøkelser (i resten av teksten kalt C-undersøkelser) i Sør fjorden med bakgrunn i gjentatte dårlige resultat fra MOM-B undersøkelser (i resten av teksten kalt B-undersøkelser). De ovenfor nevnte C-undersøkelsene ble gjennomført på lokalitetene Angelskår, Blom, Viknabukta, Skaftå og Sandvik.

Sør fjorden er en lukket terskelfjord. Det er en terskel midt i fjorden på 170 m og innenfor denne er Sør fjorden 425 m på det dypeste. De topografiske forholdene påvirker vannutskiftningen, og kan føre til oksygenfattig vann nær bunnen og lav artsdiversitet av bunnfauna. Disse forholdene setter en øvre grense for resipientens evne til å omsette organisk materiale, noe som gjør terskelfjorder potensielt mer sårbare for overbelastning. De naturgitte forholdene med oksygenfattig vann nær bunnen forsterkes av klimaendringer. De omfattende Byfjordenundersøkelsene<sup>1</sup> fra fjordene rundt Bergen viser en nedadgående trend i oksygeninnhold i dypvannet etter 1980 sammenfallene med en temperaturøkning i samme periode.

C-undersøkelser gjennomført av Akvaplan-niva fra Sør fjorden høsten 2014 viste oksygennivå i dypvannet på rundt 50% på samtlige fjernstasjoner. Dette tilsvarer overgangen mellom tilstandsklasse II og III. Langtidstrenden har med stor sannsynlighet sammenheng med observert økning i temperatur. Videre viste undersøkelsene at nivået av TOC (Totalt organisk karbon) fra midtre og indre del av fjorden (stasjoner rundt lokalitetene Blom, Skaftå og Sandvik) forhøyede verdier i overgangs- og fjernsonen. Felles for alle rapportene fra Akvaplan-niva AS i 2014 er at fjernstasjonen får tilstandsklasse III - «Moderat» på bunndyrsundersøkelsene. C-undersøkelsene fra 2011 (Øyjordsvika og Blom) viste god økologisk tilstand i fjernsonen. Situasjonen med fem C-undersøkelser i samme vannforekomst og til samme tid er uvanlig. I dette tilfelle går samme tendensen igjen på alle 5 lokalitetene. På fire av lokalitetene er det særlig individtallet som har gått opp uten at antallet arter er påvirket. En art som er tolerant i forhold til forurensing er blitt svært dominerende. Ved lokaliteten Sandvik er situasjonen annerledes. Her har både antall arter og antall individer vist en markant nedgang og det på svært kort tid.

Det er også tidligere gjennomført C-undersøkelser i området. Resipientanalyse AS gjennomførte C-undersøkelse i 2013 ved lokaliteten Sandvik og i 2011 ved lokalitetene Øyjordsvika og Blom. Rapportene fra 2011 viste tilstandsklasse II «God» i fjernsonen på lokaliteten Øyjordsvika, og I «Meget God» ved lokaliteten 12156 Blom. Det må her nevnes at C-undersøkelsen ved lokaliteten Blom hadde feltdato 07.01.2011. Dette var i slutten av en brakkeleggingsperiode fra juli 2010- februar 2011. Feltdato for lokaliteten Øyjordsvika var 19.05.2011 og dette var på toppen av produksjonssyklus, lokaliteten lå brakk igjen fra september 2011- april 2012.

Anleggene i Sør fjorden er delt i to brakkeleggingssoner. Den ytre delen av Sør fjorden omfatter lokalitetene Øyjordsvika, Angelskår og Kvamme. Lokalitetene i denne sonen (vår-partall) er normalt

<sup>1</sup> Sætre et m.fl 2010. Oseanografi og klima. In Johannessen m.fl (reds). Bergensfjordene-natur og bruk.



brakklagt fra september/oktober til februar, der den lovpålagte felles brakkleggingen på en måned har vært gjennomført i januar måned i partallsår. Lokalitetene i indre del av Sørfjorden - Blom, Skaftå, Sandvik og Litletveitholane - går på et motsatt brakkleggingsregime vår-oddetall. Her ble det satt ut fisk i februar/mars 2015, og anleggene lå brakk igjen høsten 2016. Den lovpålagte felles brakkleggingen på en måned er i denne sonen planlagt til januar i oddetallsår.

På bakgrunn av resultat fra miljøovervåkning av type C og B har Fylkesmannen og Fiskeridirektoratet pålagt Lerøy Vest AS/Sjøtroll Havbruk AS og Tombre Fiskeanlegg AS å gjennomføre en årlig overvåkning av Sørfjorden som skal inneholde følgende punkter:

- Årlig overvåkning av Sørfjorden fortrinnsvis på vinterhalvåret, da med fokus på bunndyrsfauna på fjernstasjonene, ev bare 3 stasjoner, ytre, midtre og indre
- O<sub>2</sub> målinger i bunnvannet og kjemisk måling av oksygeninnhold ved disse fjernstasjonspunktene

Tabell 1. Oppdrettslokaliteter i Sørfjorden.

Lok nummer	Navn	Kartkoordinater		Kapasitet (TN)	Innehaver av tillatelse	I bruk 2016
28416	Sandvik	60 27.3940 N	5 41.5320 Ø	2340	Lerøy Vest AS	X
18898	Skaftå	60 27.3310 N	5 37.6450 Ø	3120	Sjøtroll Havbruk AS	X
12156	Blom	60 26.1950 N	5 33.8900 Ø	3120	Sjøtroll Havbruk AS	X
13876	Litletveitholane	60 28.7870 N	5 26.6180 Ø	1560	Fjord Drift AS	X
13652	Viknabukta	60 26.4760 N	5 60.5350 Ø	3120	Lerøy Vest AS	
13831	Kvamme	60 31.1000 N	5 22.8660 Ø	2340	Lerøy Vest AS	X
11677	Hamre (Øyjordsvika)	60 32.2220 N	5 22.5720 Ø	2340	Lerøy Vest AS	X
13563	Angelskår	60 31.4650 N	5 21.4080 Ø	2340	Sjøtroll Havbruk AS	

## 2 Materiale og metode

### 2.1 Oversikt over overvåkningsprogrammet

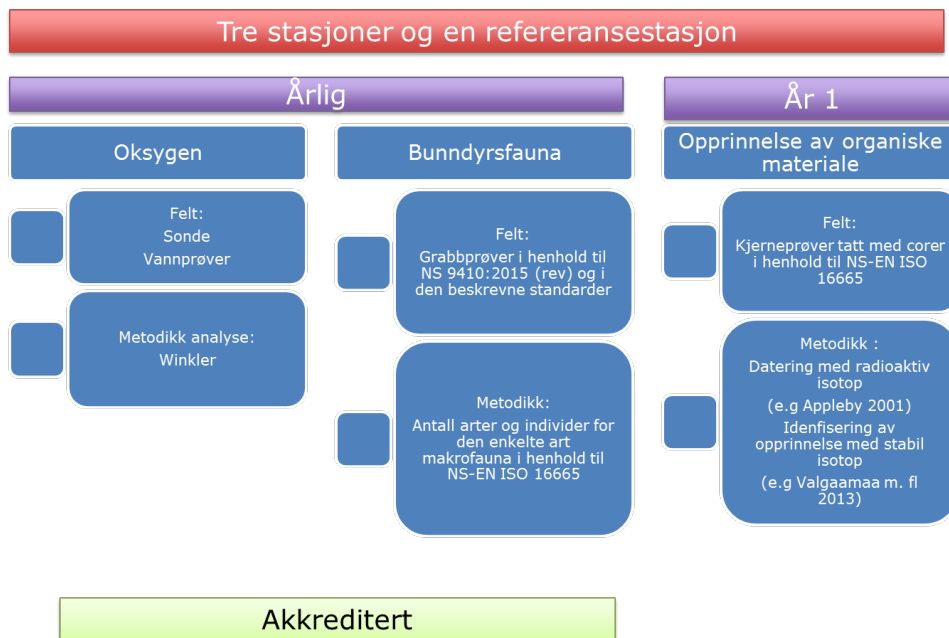
I utformingen av dette overvåkningsprogrammet tok vi utgangspunkt i kravet fra myndighetene fremsatt i varsel om pålegg fra Fylkesmannen og Fiskeridirektoratet. Etter ønske fra de to oppdrettselskapene ble programmet utvidet til også å omfatte en referansestasjon, samt å inkludere analyser som kan belyse oppdrettsnæringens bidrag til organisk materiale i fjorden.

Det foreslåtte overvåkningsprogrammet kan kort oppsummeres i følgende punkter:

- Programmet omfatter tre stasjoner og en referansestasjon

- Programmet inneholder hydrografi, O<sub>2</sub> (sondeprofil og vannprøve), sedimentkjemi og kvantitativ analyse av bunndyrsfauna. Dette er de samme elementene som er med i en C-undersøkelse og ble gjennomført i henhold til samme metode som i C-undersøkelsene<sup>2</sup>. Denne delen av programmet vil i det etterfølgende omtales som «C-undersøkelse».
- I programmet første år (2016) blir det gjort analyser som kan belyse opprinnelsen til det organiske materialet i fjorden (stabil isotop analyse) og historikken på tilførsel av organisk materiale i fjorden (kjerneprøver).
- Tidspunkt for feltinnsamling er lagt til februar 2016-2020
- Analyser av de parametrene myndighetene krever inkludert i overvåkningsprogrammet blir gjort av akkrediterte institusjoner og prosedyrer og følger gjeldende standarder. Isotopanalyser blir gjennomført av internasjonalt anerkjente laboratorier i USA og Polen.

En skjematisk oversikt over overvåkningsprogrammet finnes i *Figur 1*. Posisjoner på stasjoner og samt en beskrivelse av hvordan stasjonene er valgt ut finnes under avsnitt 2.2. Utfyllende metodebeskrivelser finnes under avsnitt 2.3.



Figur 1 Skjematisk oversikt over overvåkningsprogrammet

## 2.2 Områdebeskrivelse og stasjonsplassering

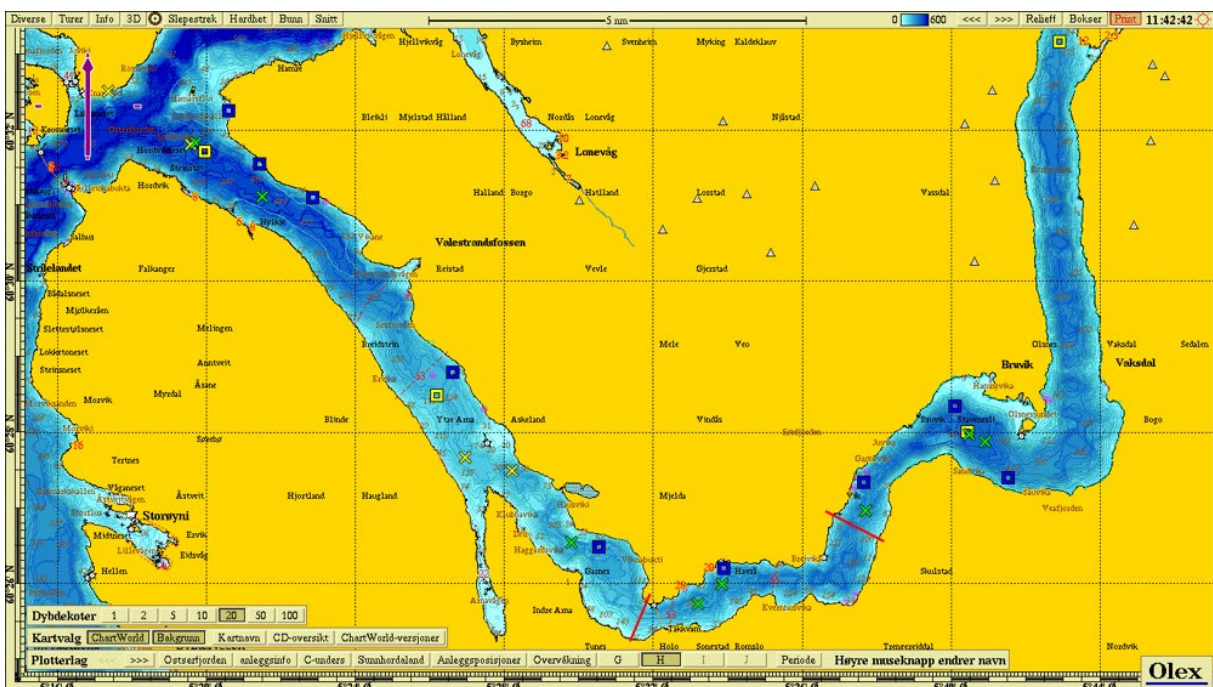
Sørfjorden er ca. 40 km lang og strekker seg langs sørsiden av Osterøy fra Veafjorden i øst til Osterfjorden i vest (Fig 2). Sørfjorden er en lukket terskelfjord med flere terskler. På høyde med Vaksdal er fjorden vel 350 meter dyp. På høyde med Ulvsnesøy er dybden rundt 330 meter før det igjen blir dypere utenfor Bruvik. Her har fjorden et lokalt dypområde på 425 meter. Like ved oppdrettslokaliteten Skaftå er det en dyp terskel på vel 270 meter. Utover herfra er dybden 300-350 meter ut til Trengereid. Videre vestover ut fjorden blir det grunnere og det er en ny terskel på høyde med Kvisti. Denne er litt under 200 meter dyp. Det er deretter et område på vel 200 meter utover

<sup>2</sup> NS9410:2007. Miljøovervåkning av bunnpåvirkning fra marine akvakulturanlegg.  
NS9410:2016. Miljøovervåkning av bunnpåvirkning fra marine akvakulturanlegg

mot Garnes før det igjen blir grunnere opp til fjordens ytterste dypterskel på vel 170 m dyp. Herfra blir det gradvis dypere nordover og fjorden er omtrent 500 meter dyp i overgangen til Osterfjorden ved Hordvikneset (Figur 2).

Vi har sett etter stasjoner som er representative for området samtidig med at de har en plassering som gjør dem sammenlignbare med stasjoner i tidligere studier og stasjoner i andre pågående overvåkningsprogrammer. Vi har videre forsøkt å velge stasjoner som skal være dekkende selv om selskapene skulle gjøre endringer mhp lokalitet og produksjonsvolum. Til sist har vi sett etter en referansestasjon som representerer forholdene i resipienten uten påvirkning (fra akvakultur) og som kan gi et parallelt bilde av den naturlige variasjonen (i henhold til ISO 16665:2014).

Det er gjort flere undersøkelser i Sjøfjorden tidligere. Som nevnt i avsnitt 1.1 er det gjort en rekke C-undersøkelser i perioden 2011-2014 (Øyjordsvika (Hamre) 2011, Angelskår 2014, Viknabukta (pt ikke i bruk) 2014, Blom 2011 og 2014, Skaftå 2014, og Sandvik 2013, 2014. Fjernstasjonene i disse C-undersøkelsene er vist i Fig 2. Utover dette er det flere overvåkningsprogram som har stasjoner i dette området. Et av disse programmene er «Overvåkning av fjordområdene i Hordaland»<sup>3</sup>. I dette programmet har flere oppdrettere i Hordaland, hvor Lerøy/Sjøtroll er den største bidragsyteren, i felleskap overvåket fjordsystemene i Hordaland med hensyn på vannkvalitet, bløtbunnfauna og makroalger siden 2013 (for oversikt over disse stasjonene; Figur 2). Sam-Marin har gjennomført resipientundersøkelser i fjordsystemene rundt Bergen i regi av Bergen Kommune<sup>4</sup>, i det videre omtalt som «Byfjordenundersøkelsene» (for oversikt over disse stasjonene; Figur 2).

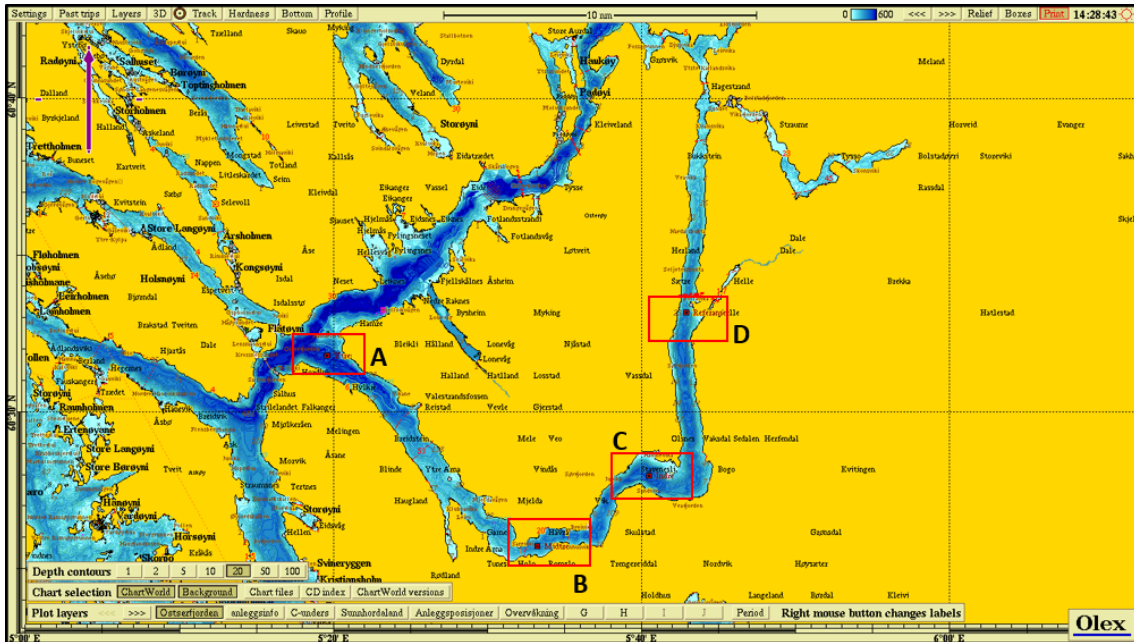


Figur 2 . Oversiktskart over Sjøfjorden. Stasjoner fra tidligere undersøkelser er vist i kartet. Blå firkanter viser anleggenes plassering, grønne kryss viser fjernstasjonene fra tidligere C undersøkelser. Gule firkanter viser aktuelle stasjoner fra «Vannkvalitetsundersøkelsen», mens gule kryss viser stasjoner fra «Byfjordenundersøkelsen». Terskler er indikert med røde linjer.

<sup>3</sup> Johnsen, G.H., T.T. Furset & T. Bjelland 2015. Overvåking av fjordområdene i Hordaland. Vannkvalitet 2014. Rådgivende Biologer AS, rapport 2054, 46 sider, ISBN 978-82-8308-164-0

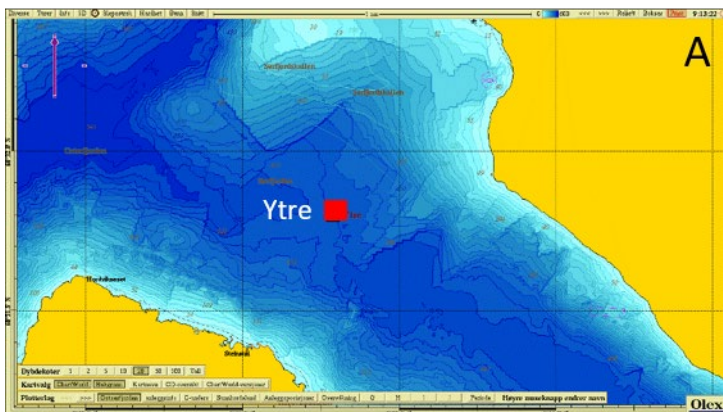
<sup>4</sup> Kvalø, SE., Torvanger, R., Hatlen, K & Johannessen, P (2013). Resipientovervåking av fjordsystemene rundt Bergen 2011-2015. e-Rapport nr 7-2013.

Basert på betraktningene over har vi valgt ut tre hovedstasjoner og en referansestasjon (Tabell 2). Hovedstasjonene er plassert i fjordens ytre (A), midtre (B) og indre del (C) (Figur 3).



Figur 3. Oversiktskart over Osterfjorden/Sørfjorden systemet. Områdene hvor overvåkningsstasjonene er plassert er markert med røde rektangler

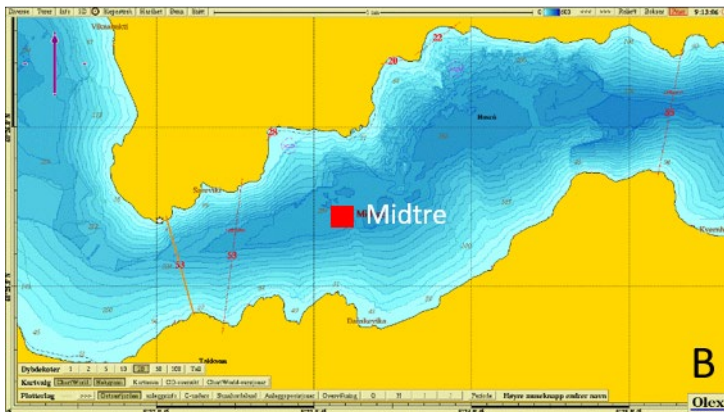
I ytre del av fjorden valgte vi Sam-Marin sin stasjon fra «Byfjordenundersøkelsen» (St 2 Sam-Marin, Figur 4). Denne ligger i dypbassenget like ved fjernstasjonen til C-undersøkelsen gjort på Øyjordsvika i 2011. I det videre omtales denne stasjonen som Ytre.



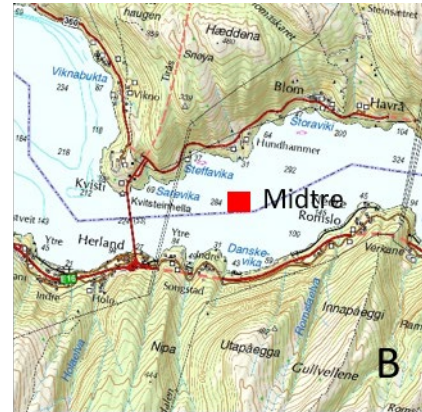
Figur 4 Detaljkart som viser plasseringen av stasjon Ytre.

Det var små forskjeller mellom fjernstasjonene til anleggene i midtre fjord mhp diversitetsindekser, men i de tilfellene det var en forskjell var Blom noe dårligere enn de andre. Videre foreligger det to tidligere C-undersøkelser på Blom som indikerer negativ trend her. I midtre del av fjorden valgte vi derfor fjernstasjonen fra C-undersøkelsen på Blom gjort av Akvaplan-Niva i september 2014 (C-undersøkelse Blom 2014, Figur 5). I det videre omtales denne stasjonen som Midtre.

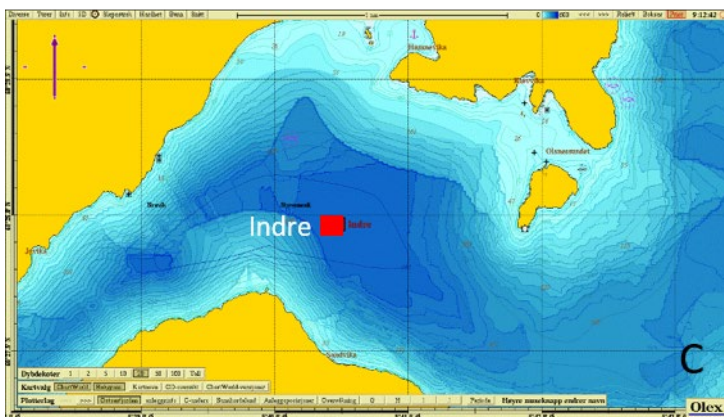




Figur 5 Detaljkart som viser plasseringen av stasjon Midtre.



Også i indre del av fjorden er det flere tidligere undersøkelser. Alle disse ligger fint plassert i bassengets dype områder. Vi valgte at stasjonen i indre del av fjorden plasseres ved fjernstasjonen på siste C-undersøkelse utført av Akvaplan-Niva på Sandvik i 2014 (C-undersøkelse 2014 Sandvik, Figur 6).



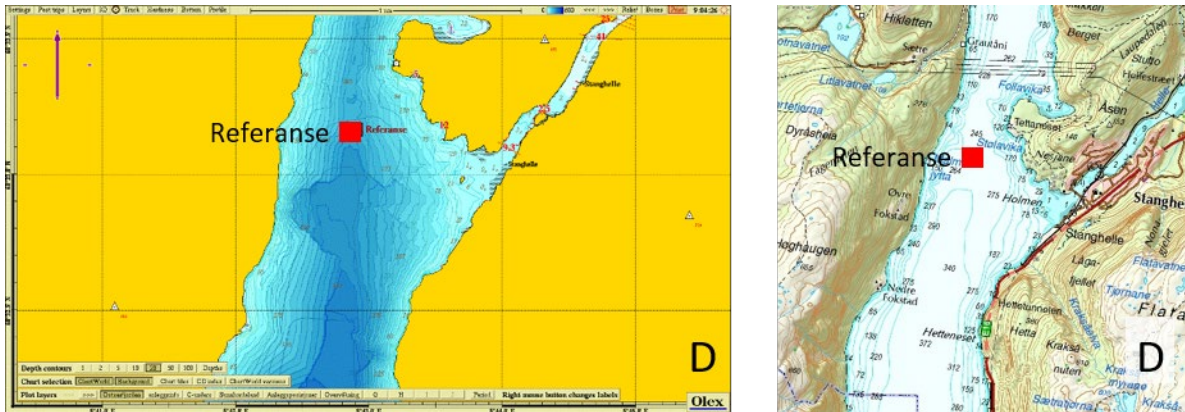
Figur 6 . Detaljkart som viser plasseringen av stasjon Indre.



Det er relativt tett mellom anleggene fra Sandvik og utover (vestover) i fjorden (Figs 3-6). Det er videre økt aktivitet fra andre kilder utover i fjorden. Vi valgte derfor en referansestasjon som ligger lenger inn i fjorden enn Sandvik. Flere tidligere undersøkelser (med litt ulikt formål) har hatt med en stasjon i Veafjorden, litt utenfor Stanghelle (kalt Sal 6, oppsummert i IFM rapport<sup>5, 6</sup>) (Figur 7). Sal 6 hadde tilstandsklasse I i 1999 på H' og jevnhet, og tilstanden på denne stasjonen har vært forholdsvis stabil helt fra den først ble undersøkt i 1982<sup>5</sup>. Vi antok derfor at denne stasjonen kan representere en naturlig tilstand for fjorden. Denne stasjonen blir i det videre omtalt som Referanse.

<sup>5</sup> Myrseth EW., Botnen H & Johannessen PJ (2000). Resipientundersøkelse, Vaksdal kommune. IFM rapport 3, 2000.

<sup>6</sup> Johannessen PJ, Risheim I & Tvedten Ø (1991). Datarapport nr 2. IFM Rapport nr. 13, 1991



Figur 7. Detaljkart som viser plasseringen av referansestasjonen.

De foreslåtte overvåkingsstasjonene, samt referansestasjonen ble presentert for Fiskeridirektoratet og Fylkesmannen i et møte høsten 2015, og det er de samme stasjonene som ligger til grunn i vedtaket om overvåking fra Fylkesmannen.

Tabell 2. Posisjoner og dyp for stasjonene i programmet, samt referanse til navn disse stasjonene har hatt i tidligere undersøkelser.

Stasjon	Ytre	Midtre	Indre	Referanse
Dyp	480	280	418	241
GPS	N 60° 31.800 Ø 05° 19.580	N 60° 25.727 Ø 05° 33.212	N 60° 27.967 Ø 05° 40.479	N 60° 33.166 Ø 05° 42.904
Referanse til tidligere undersøkelser	Område 1, St 2/St 131.  Kvalø, SE., Torvanger, R., Hatlen, K & Johannessen, P (2013). Resipientovervåking av fjordsystemene rundt Bergen 2011-2015. e-Rapport nr 7-2013.	St Bl3.  C-undersøkelse sept 2014. Velvin, R & Emaus, P-A (2014). Sjøtroll Havbruk AS og Lerøy Vest AS. C undersøkelse på oppdrettslokaliteten Blom 2014	St Sa3.  C-undersøkelse sept 2014. Velvin, R & Emaus, P-A (2014). Sjøtroll Havbruk AS og Lerøy Vest AS. C undersøkelse på oppdrettslokaliteten Sandvik 2014	St Sal 6.  Resipientundersøkelse, Vaksdal kommune. Myrseth, EW., Botnen, H & Johannessen PJ (2000). Resipientundersøkelse, Vaksdal kommune. IFM rapport 3, 2000

## 2.3 Faglig program

Feltarbeidet ble gjennomført 18.02.2016 og 25.02.2016. Tabell 3 viser biomassen i de ulike anleggene samt tidspunktet for utsett for den generasjonen som stod i fjorden i feb 2016.

Tabell 3. Biomasse og tidspunkt for utsett for anleggene i Sør fjorden

Lokalitetsnavn	Lok.nr.	Utsett	Biomasse (tonn)
Sandvik	28416	17.feb.15	2297
Skaftå	18898	20.feb.15	2845
Blom	12156	13.feb.15	2765
Litletveitholane	13876	04.apr.15	1517
Kvamme	13831	16.feb.16	52
Øygjordvika (Hamre)	11677	07.feb.16	87

Valg av undersøkelsesparametere, stasjonsplasseringer og type innsamlingsprogram for bunnprøvetakinger og andre registreringer er gjort i henhold til NS 9410 (2007). En oversikt over det faglige programmet er gitt i Tabell 4.

For gjennomføring og opparbeiding er følgende standarder og kvalitetssikringssystemer benyttet:

- ISO 5667-19. *Guidance on sampling of marine sediments.*
- ISO 16665. *Guidelines for quantitative sampling and sample processing of marine soft bottom macro fauna.*
- NS 9410-07. *Miljøovervåking av bunnpåvirkning fra marine oppdrettsanlegg.*
- Prosedyreark. *Kvalitetshåndbok for Akvaplan-niva.*
- SFT (nå Miljødirektoratet) veileder 97:03. *Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann (Molvær m.fl., 1997) og revidert veileder TA 2229/2007 (Bakke m.fl., 2007).*
- Veileder 02:2013. *Klassifisering av miljøtilstand i vann.* Norsk klassifiseringssystem for vann i henhold til Vannforskriften. Veileder fra Direktoratgruppen.

Tabell 4. Faglig program på stasjonene i overgangssonen ved Osterøy, Sørffjorden 2016. TOC = total organisk karbon, TOT-P = total fosfor, Zn = sink, Cu = kobber, Korn = kornfordeling. pH/Eh = Surhetsgrad og redokspotensial I.

Stasjoner	Type undersøkelse
Indre	Kvantitativ bunndyranalyse. TOC. Korn. TOT-P. Zn. Cu. Hydrografi/O <sub>2</sub> .
Midtre	Kvantitativ bunndyranalyse. TOC. Korn. TOT-P. Zn. Cu. Hydrografi/O <sub>2</sub> .
Ytre	Kvantitativ bunndyranalyse. TOC. Korn. TOT-P. Zn. Cu. Hydrografi/O <sub>2</sub> .
Ref	Kvantitativ bunndyranalyse. TOC. Korn. TOT-P. Zn. Cu. Hydrografi/O <sub>2</sub> .

### 2.3.1 Hydrografi og oksygen

På samtlige stasjoner ble det gjennomført hydrografiske registreringer for vertikalprofiler med hensyn til saltholdighet, temperatur, tetthet og oksygenmetning fra overflate til bunn. Disse ble gjennomført ved hjelp av en Sensordata CTDO 202 sonde. Det ble også tatt vannprøver i bunnvannet, samt ved 5, 10 og 20 meter for punktmålinger av oksygenkonsentrasjon. Oksygenkonsentrasjonen i vannprøvene ble analysert vha Winklers metode.

*Tilstandsklassifisering for oksygen i dypvannet for saltholdighet over 18 (Veileder 02:2013, modifisert fra SFT 97:3)*

Oksygenmetning (%) *	>65 I Meget god	50-65 II God	35-50 III Mindre god	20-35 IV Dårlig	<20 V Meget dårlig
Oksygen konsentrasjon (ml/l)	>4,5 I Meget god	3,5-4,5 II God	2,5-3,5 III Mindre god	1,5-2,5 IV Dårlig	<1,5 V Meget dårlig

\* Oksygenmetning er beregnet for saltholdighet 33 og temperatur 6 °C

### 2.3.2 Geokjemiske analyser

#### 2.3.2.1 Feltinnsamlinger

På grunn av stort dyp ble prøvene ble hentet med box corer. Prøvematerialet ble tatt ut etter at sedimentoverflaten var godkjent. Prøver for totalt organisk karbon (TOC) ble tatt av fra øverste 1 cm

av sedimentet, og for kornfordelingsanalyser fra de øverste 5 cm ved hjelp av rør. Kun prøver med uforstyrret overflate ble godkjent, og prøvematerialet ble frosset for videre bearbeidelse i laboratorium.

### 2.3.2.2 Totalt organisk karbon (TOC) og kornfordeling

Andelen finstoff, dvs. fraksjonen mindre enn 63 µm, ble bestemt gravimetrisk etter våtsikting av prøvene. Resultatene er angitt som andel finstoff på tørrvektbasis. Etter tørking ble innhold av totalt organisk karbon (TOC) bestemt ved IR deteksjon (LECO IR 212) etter behandling med konsentrert saltsyre (HCl) og katalytisk forbrenning ved 480 °C. For å kunne klassifisere miljøtilstanden basert på innhold av TOC, er de målte konsentrasjonene normalisert for andel finstoff (NTOC) ved bruk av ligningen:  $NTOC = TOC + 18(1 - F)$ , hvor TOC og F står for henholdsvis målt TOC verdi og andel finstoff (%) i prøven (Aure *m.fl.*, 1993). Klassifisering av miljøtilstanden for sedimentene er basert på normalisert TOC, og ble gjennomført i henhold til SFT (nå Miljødirektoratet) veiledning 97:03 (Molvær *m. fl.*, 1997).

*Tilstandsklassifisering for organisk innhold i marine sediment (Fra SFT 97:03).*

NTOC, mg/g	< 20 I Meget god	20-27 II God	27-34 III Mindre god	34-41 IV Dårlig	> 41 V Meget dårlig
------------	---------------------	-----------------	-------------------------	--------------------	------------------------

### 2.3.2.3 Total fosfor (TOT-P), sink (Zn) og kobber (Cu)

Prøven for metallanalyse ble frysetørket før den ble oppluttet i mikrobølgeovn i lukket teflonbeholder med konsentrert ultraren salpetersyre og hydrogenperoksid. Konsentrasjonene av metallene kobber (Cu) og sink (Zn) ble bestemt ved hjelp av ICP-SFMS. Prøven for total fosfor ble tørket ved 105°C. Mengde tørrstoff i prøven ble bestemt gravimetrisk. Etter dekomponering av prøven bestemmes P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ved hjelp av spektrofotometri. P-total beregnes fra P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>.

Klassifisering av miljøtilstanden med hensyn til Zn og Cu ble gjennomført i henhold til revidert veiledning TA 2229/2007 (Bakke *m.fl.*, 2007). Klassifisering av TOT-P inngår ikke i nevnte veileder eller i Molvær *m.fl.*, 1997.

*Tilstandsklassifisering for metaller i marine sedimenter (Fra Bakke *m.fl.*, 2007).*

Zn mg/kg	< 150 Tilstandsklasse I Bakgrunn	150-360 Tilstandsklasse II God	360-590 Tilstandsklasse III Moderat	590-4500 Tilstandsklasse IV Dårlig	> 4500 Tilstandsklasse V Svært dårlig
Cu mg/kg	< 35 Tilstandsklasse I Bakgrunn	35-51 Tilstandsklasse II God	51-55 Tilstandsklasse III Moderat	55-220 Tilstandsklasse IV Dårlig	> 220 Tilstandsklasse V Svært dårlig

## 2.3.3 Bunnedyr

### 2.3.3.1 Om organisk påvirkning av bunndyrsamfunn

Utslipp av organisk materiale fra oppdrettsanlegg og andre utslippskilder kan bidra til forringede livsvilkår for mange av de bunnavlevende organismene. Negative effekter i bunndyrsamfunnet kan best vurderes gjennom kvantitative bunndyranalyser. Fordi de fleste bløtbunnartene er lite mobile, vil faunasammensetningen i stor grad gjenspeile de stedsegnete miljøforholdene. Endringer i



bunndyrssamfunnene er god indikasjon på uønskede belastninger. Under naturlige forhold består samfunnene av mange arter. Høyt artsmangfold (diversitet) er blant annet betinget av gunstige forhold for faunaen. Likevel kan eksempelvis moderate økninger i organisk belastning stimulere faunaen og eventuelt øke artsmangfoldet noe. Større belastning gir dårligere forhold der opportunistiske arter øker sine individtall, mens ømfintlige slås ut. Dette betyr redusert artsmangfold. Endringer i artsmangfold i nærheten av utslippspunkt kan i stor grad knyttes til endringer av organisk innhold (fôr og fekalier) i sedimentet.

### 2.3.3.2 Innsamling og fiksering

Alle bunndyrprøvene ble tatt med box corer. Kun grabbskudd hvor overflaten var uforstyrret ble godkjent. Etter godkjenning ble innholdet vasket i en 1 mm sikt og gjenværende materiale fiksert med 4 % formalin tilsatt fargestoffet bengalrosa og nøytralisert med boraks. På laboratoriet ble dyrene sortert ut fra gjenværende sediment.

### 2.3.3.3 Kvantitative bunndyranalyser

På alle fire stasjonene ble det innsamlet to prøver (replikater) iht. retningslinjene i NS 9410 (2007). Sortert materiale ble opparbeidet kvantitativt. Bunndyrene ble identifisert til fortrinnsvis artsnivå eller annet hensiktsmessig taksonomisk nivå og kvantifisert av spesialister (taksonomer). De kvantitative artslistene inngikk i statistiske analyser. Se Vedlegg 1 for beskrivelse av analysemetoder. For å klassifisere miljøtilstanden er Direktoratgruppens veileder 02:2013 benyttet. Følgende statistiske metoder ble benyttet for å beskrive samfunnenes struktur og for å vurdere likheten mellom ulike samfunn:

- Shannon-Wiener diversitetsindeks ( $H'$ )
- Hurlberts diversitetsindeks ( $ES_{100}$ ) - forventet antall arter pr. 100 individer
- Pielou's jevnhetsindeks (J)
- Ømfintlighetsindeks ( $ISI_{2012}$ ), uegnet ved lavt individ/artstall
- Indeks for individtetthet (DI), benyttes ved lavt individtall
- Sensitivitetsindeks (NSI)
- Sammensatt indeks for artsmangfold og ømfintlighet (NQI1)
- Ømfintlighetsindeks som inngår i NQI1 (AMBI)
- Normalisert EQR (nEQR)
- Antall arter plottet mot antall individer i geometriske artsklasser
- Clusteranalyser
- De ti mest dominerende taksa pr. stasjon (topp-10)

Indeksene er beregnet som snitt av to replikater.

*Økologisk tilstandsklassifisering basert på observert verdi av indeks (fra Veileder 02:2013).*

Indeks	I Svært god	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært dårlig
NQI1	0.9-0.82	0.82-0.63	0.63-0.49	0.49-0.31	0.31-0
$H'$	5.7-4.8	4.8-3.0	3.0-1.9	1.9-0.9	0.9-0
$ES_{100}$	50-34	34-17	17-10	10-5	5-0
$ISI_{2012}$	13-9.6	9.6-7.5	7.5-6.2	6.1-4.5	4.5-0
NSI	31-25	25-20	20-15	15-10	10-0
DI	0-0,30	0,30-0,44	0,44-0,60	0,60-0,85	0,85-2,05
nEQR	1,0-0,8	0,8-0,6	0,6-0,4	0,4-0,2	0,2-0,0

## 2.3.4 Isotopanalyser

### 2.3.4.1 Om isotopdatering og stabile isotoper

I tillegg til det standardiserte overvåkningsopplegget ønsket vi å undersøke opprinnelsen til det organiske materialet i sedimentene og hvorvidt vi kan se endringer i isotopprofilene mellom nåtid og tiden før det ble etablert oppdrett i fjorden (se avsnitt 2.1). Etableringstidspunktet for oppdrettsaktiviteten i fjorden ble satt til 1973. Vi har tatt kjerneprøver av sedimentene og brukt radioaktive isotoper til å aldersbestemme (datere). Vi har deretter brukt stabile naturlige isotoper for å vurdere opprinnelsen til det organiske materialet nedover i sedimentene.

Kjerneprøver blir tatt med en corer (for detaljer se under i avsnitt 2.3.4.1), og alderen på de ulike lagene blir datert vha de radioaktive isotopene  $^{210}\text{Pb}$  og  $^{137}\text{Cs}$ .<sup>7,8</sup>  $^{210}\text{Pb}$  er en naturlig forekommende radioaktiv isotop som inngår i nedbrytningskjeden til  $^{238}\text{U}$ .  $^{210}\text{Pb}$  produseres i sedimentene («supported»  $^{210}\text{Pb}$ ) og tilføres fra atmosfæren (excess  $^{210}\text{Pb}$ ). Excess  $^{210}\text{Pb}$  (forkortet  $^{\text{ex}}^{210}\text{Pb}$ ) brukes til å estimere sedimentasjonsraten de siste 100 år.  $^{214}\text{Pb}$ ,  $^{214}\text{Bi}$  and  $^{226}\text{Ra}$  er forløpere til  $^{210}\text{Pb}$  i  $^{238}\text{U}$  nedbrytningskjeden og brukes til å estimere verdien av «supported»  $^{210}\text{Pb}$  i sedimentene.  $^{\text{ex}}^{210}\text{Pb}$  beregnes som differensen mellom total  $^{210}\text{Pb}$  og «supported»  $^{210}\text{Pb}$ .

$^{137}\text{Cs}$  er introdusert i miljøet fra atomprøvesprengninger og uhell på atomkraftverk. På den nordlige halvkule finner man ofte en topp i aktiviteten rundt 1963 og noen ganger en mindre topp i aktiviteten i 1986 knyttet til ulykken i Chernobyl (*Figur 8*). De første målbare utslippene av denne isotopen er rundt 1952. Alderen på sedimentene og sedimentasjonsraten bestemmes ved måling av aktiviteten av de nevnte isotoper i ulike lag nedover i sedimentkjernene.

Isotopene beskrevet over har blitt brukt til å datere sedimenter og beregne sedimentasjonsrate siden 1970 tallet. Det finnes etter hvert en rekke vitenskapelig arbeider hvor disse metodene, deres anvendelse, begrensninger og tolkninger beskrives i mer detalj (f.eks.<sup>9 10 11 12 13 14 15</sup>).

<sup>7</sup> Appleby PG, Nolan PJ, Gifford DW, Godfrey MJ, Oldfield F, Anderson NJ, Battarbee RW (1986) Pb-210 dating by low-background gamma counting. *Hydrobiologia* 143:21–27

<sup>8</sup> Appleby PG (2001) Chronostratigraphic techniques in recent sediments. In: Last WM, Smol JP (eds) *Tracking environmental change using lake sediments volume 1: basin analysis, coring, and chronological techniques*. Kluwer Academic, Dordrecht, pp 171–203

<sup>9</sup> Koide, M., Soutar, A., Goldberg, E.D., 1972. Marine geochronology with Pb-210. *Earth Planet. Sci. Lett.* 14, 442-446.

<sup>10</sup> Robbins, J.A., Edgington, D.N., 1975. Determination of recent sedimentation rates in Lake Michigan using Pb-210 and Cs-137. *Geochim. Cosmochim. Acta* 39, 285-304.

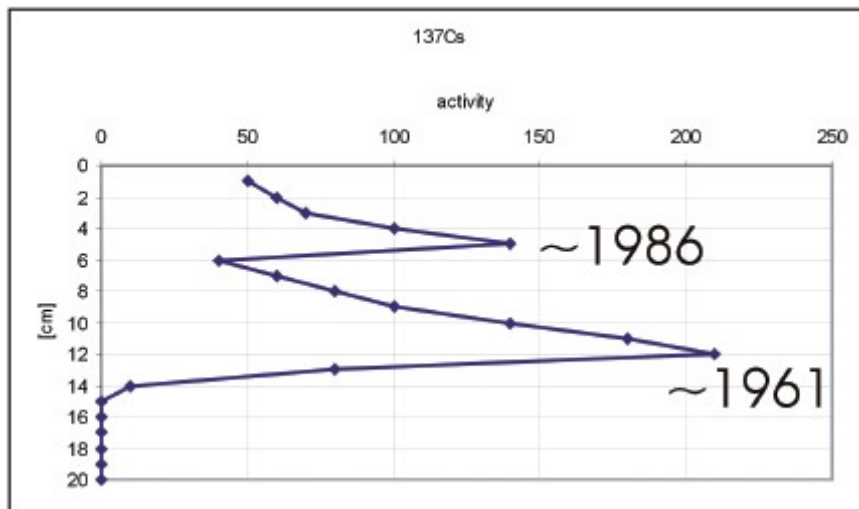
<sup>11</sup> Dörr, H., 1995. Application of  $^{210}\text{Pb}$  in soils. *J. Paleolimnol.* 13, 157-168.

<sup>12</sup> Appleby, P.G., 2008. Three decades of dating recent sediments by fallout radionuclides: a review. *Holocene* 18, 83-93.

<sup>13</sup> Szczuciński, W., Zajączkowski, M., Scholten, J., 2009. Sediment accumulation rates in subpolar fjords - impact of post-Little Ice Age glaciers retreat, Billefjorden, Svalbard. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 85, 345-356.

<sup>14</sup> Kirchner, G., 2011.  $^{210}\text{Pb}$  as a tool for establishing sediment chronologies: examples of potentials and limitations of conventional dating models. *J. Environ. Radioact.* 102, 490-494.

<sup>15</sup> Sanchez-Cabeza, J.A., Ruiz-Fernández, A.C., 2012.  $^{210}\text{Pb}$  sediment radiochronology: an integrated formulation and classification of dating models. *Geochim. Cosmochim. Acta* 82, 183-200.



Figur 8 Idealisert  $^{137}\text{Cs}$  profil i sedimenter på den nordlige halvkule. Toppen i 1986 skyldes ulykken i Chernobyl, mens toppen tidlig på sekstitallet er knyttet til atomprøvesprengninger som var på sitt mest intense i denne perioden. Etter Szczuciński (2007).

Stabile naturlige isotoper av N og C ( $^{13}\text{C}$  og  $^{15}\text{N}$ ) ble brukt til å undersøke opprinnelsen til det organiske materialet i lagene datert til å være fra perioden etter etablering av oppdrett i området. Metoden baserer seg på at det er forskjeller i den naturlige forekomsten av stabile isotoper av nitrogen og karbon i organisk materiale avhengig av opprinnelse, og videre at isotop forholdet er konservativt og at det finnes en lineær respons til en blanding av materiale fra ulike kilder<sup>16</sup>. Eksempelvis skiller terrestrisk organisk materiale seg fra marint ved å ha lavere  $\delta^{13}\text{C}$  og  $\delta^{15}\text{N}$ <sup>17,18</sup> planteplankton skiller seg fra makroalger og sjøgress<sup>19</sup> og kloakk skiller seg fra «naturlig» materiale<sup>20</sup>. Metoden har også blitt brukt til å kvantifisere bidraget fra akvakultur, både fra fisk<sup>21,22</sup> og fra skalldyr og makroalger<sup>23</sup>.

#### 2.3.4.2 Prøvetakning

På grunn av de store dypene i Osterfjorden ble det brukt box corer for å samle inn sedimentprøver for kjernedatering og for analyse av stabile isotoper. Kjerneprøverørene ble presset ned i en intakt

<sup>16</sup> Rumolo, P., et al. (2011). Stable isotopes and C/N ratios in marine sediments as a tool for discriminating anthropogenic impact. *Journal of Environmental Monitoring*, 13(12), 3399-3408.

<sup>17</sup> Gao, X., et al. (2012). Geochemistry of organic carbon and nitrogen in surface sediments of coastal Bohai Bay inferred from their ratios and stable isotopic signatures. *Marine pollution bulletin*, 64(6), 1148-1155

<sup>18</sup> Liu, M., et al. (2006). Organic carbon and nitrogen stable isotopes in the intertidal sediments from the Yangtze Estuary, China. *Marine Pollution Bulletin*, 52(12), 1625-1633

<sup>19</sup> Bristow, L. A., et al. (2013). Tracing estuarine organic matter sources into the southern North Sea using C and N isotopic signatures. *Biogeochemistry*, 113(1-3), 9-22.

<sup>20</sup> Sampaio, L., et al. (2010). Coastal sediments under the influence of multiple organic enrichment sources: an evaluation using carbon and nitrogen stable isotopes. *Marine pollution bulletin*, 60(2), 272-282

<sup>21</sup> Vizzini, S., et al. (2005). Analysis of stable carbon and nitrogen isotopes as a tool for assessing the environmental impact of aquaculture: a case study from the western Mediterranean. *Aquaculture International*, 13(1-2), 157-165.

<sup>22</sup> Yokoyama, H., et al. (2006). Quantifying aquaculture-derived organic matter in the sediment in and around a coastal fish farm using stable carbon and nitrogen isotope ratios. *Aquaculture*, 254(1), 411-425.

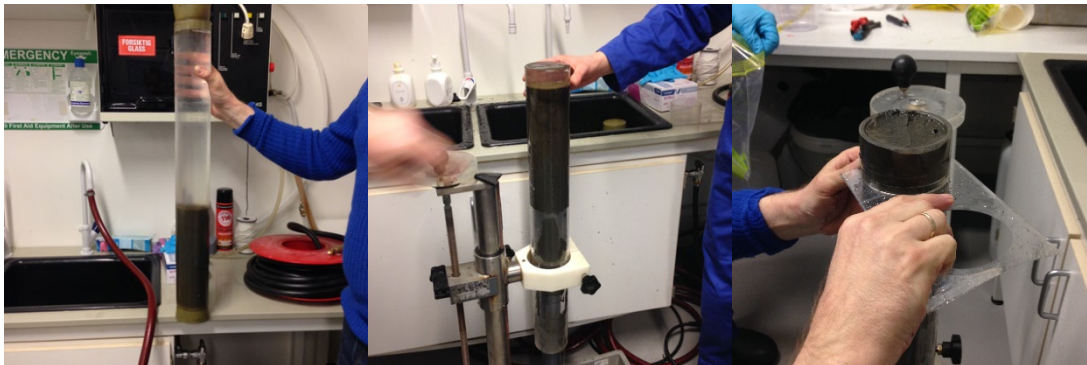
<sup>23</sup> Xia, B., et al. (2014). Carbon and nitrogen isotopes analysis and sources of organic matter in surface sediments from the Sanggou Bay and its adjacent areas, China. *Acta Oceanologica Sinica*, 33(12), 48-57.

sedimentprøve fra box coreren når den var kommet på dekk. Det ble tatt 4 replikate sedimentkjerner på hver stasjon. Kjernene ble lagret kaldt over natten.



Figur 9. Prøvetakning med boxcorer

Den påfølgende dagen ble sedimentkjernene oppdelt («sliced») (Figur 9). På grunn av at vi ikke kjente sedimentasjonsraten på forhånd ble en kjerne oppdelt for hver femte centimeter og en kjerne ble oppdelt for hver centimeter. Prøvene ble frosset og lagret frem til forsendelse. Datering ble foretatt av professor Witold Szczuciński ved Institutt for Geologi ved Adam Mickiewicz Universitetet i Poznań i Polen. Aktiviteten av de radioaktive isotopene ble målt ved hjelp av gammaspektrometri (Instrument: high-purity germanium detector Canberra GX2520) (For detaljer se Appendix).



Figur 10. Bildene viser hvordan sedimentkjernene ble oppdelt.

De frosne sedimentprøvene som skulle brukes til analyse av stabile isotoper ble tint, tatt over i mindre prøveglass og tørket på 60 °C over natten. Prøvene ble deretter pulverisert/homogenisert i en morter og lagret tørt. Prøvene for analyse av  $^{15}\text{N}$  ble veid og pakket i tinnkapsler. Det kan være høyt innhold av uorganisk karbon i marine sediment. Prøver for analyse av  $^{13}\text{C}$  ble derfor behandlet med syre for å fjerne uorganisk karbon. Prøvene ble veid i sølvkapsler forut for syrebehandlingen. Etter endt syrebehandling ble sølvkapslene pakket i tinnkapsler. Ferdig pakkede prøver ble lagt i 96 brønners mikropalater og sendt til UC Davis i California.  $^{13}\text{C}$  og  $^{15}\text{N}$  måles på elementanalysator koblet til et massespektrometer (EA-IRMS).

Vi tok prøver av en rekke potensielle kilder til organisk materiale i fjorden. Dette inkluderte slam fra oppdrettsfisk (samlet opp på lokaliteten Kvamme), sediment hentet rett under anlegg (fra anlegget Skaftå), laksefôr, jordprøver, prøver av elvesediment, prøver av gress, blader og barnåler samt vannprøver i brakkvannslaget i fjorden (6m). Alt prøvematerialet med unntak av vannprøver ble tørket og pulverisert/homogenisert som beskrevet over for sedimentprøvene fra overvåkningsstasjonene. Vannprøvene ble filtrert gjennom et GF/F filter.

Verdiene uttrykkes i forhold til en standard og som forholdet mellom sjelden (tung) og vanlig (lett) isotop:

$$\delta^{13}\text{C} \text{ eller } \delta^{15}\text{N} = (R_{\text{prøve}}/R_{\text{standard}} - 1) * 1000$$

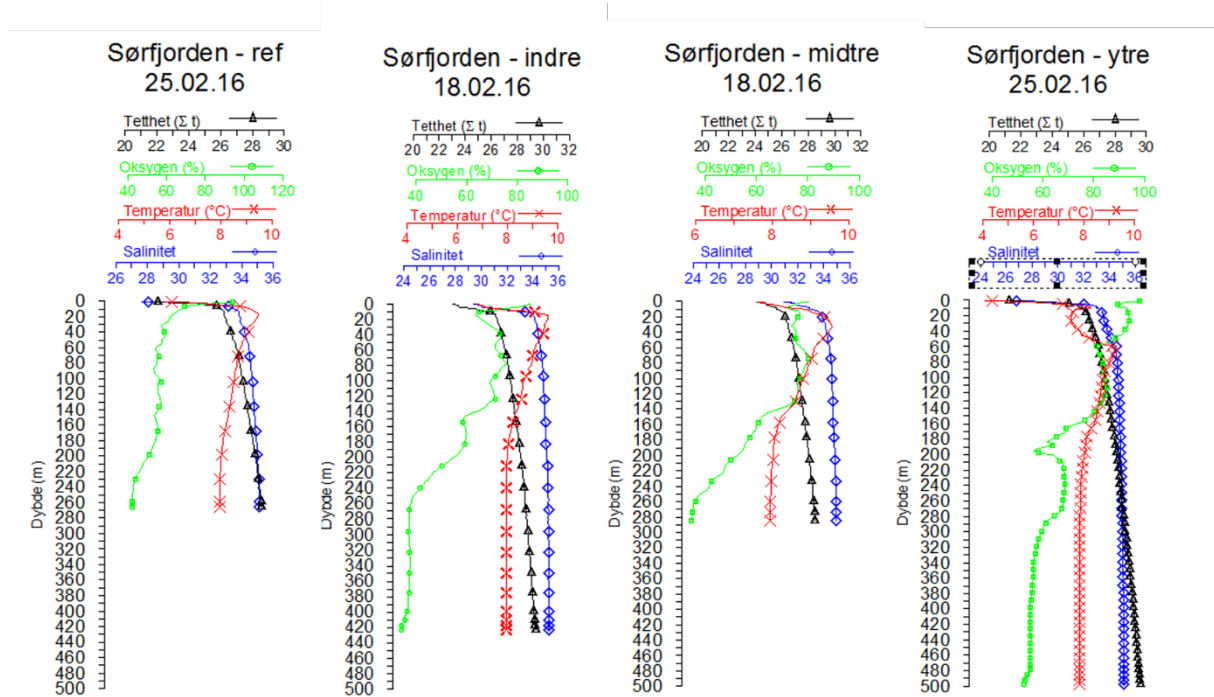
Hvor  $R = {}^{13}\text{C}/{}^{12}\text{C}$  eller  ${}^{15}\text{N}/{}^{14}\text{N}$

Standardene som brukes er en kalkbergart (Pee Dee Belemnite) for karbon og atmosfærisk luft for nitrogen.

## 3 Resultater

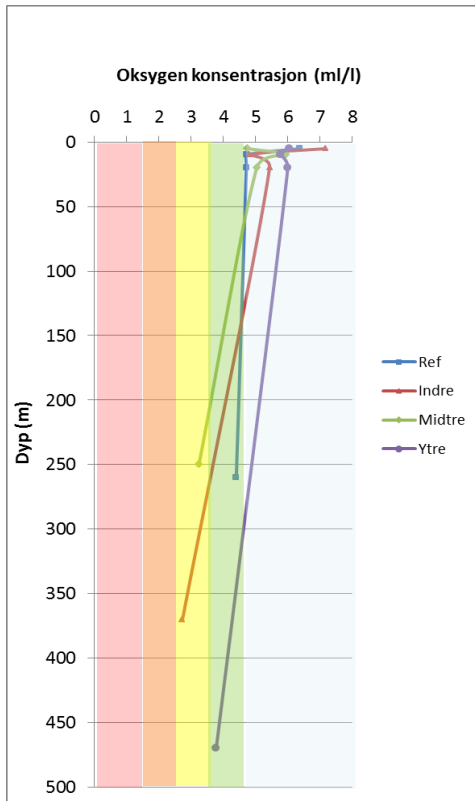
### 3.1 Hydrografi og oksygen

Vertikalprofilene for temperatur, salinitet, tetthet og oksygenmetning målt med sonde på stasjonene ved Osterøy i Sørfjorden i februar 2016 er vist i Figur 11. Det ble registrert et sprangsjikt på ca. 10 meters dyp med lav salinitet og temperatur i overflatelaget. Oksygenmetningen var god over sprangsjiktet med 80-90 % metning på alle stasjonene. Under sprangsjiktet sank den gradvis. Ved stasjonene Midtre og Indre var det henholdsvis 34,6 og 34,2 % metning ved bunnen. Denne kommer innenfor Klif's tilstandsklasse IV. Referansestasjonen hadde også oksygenmetning tilsvarende tilstandsklasse III (42%), mens stasjonen Ytre hadde 52 % metning tilsvarende Klif's tilstandsklasse II.



Figur 11. Vertikalprofiler. Temperatur, saltholdighet, tetthet og oksygen. Sørfjorden 2016.

Winklermålingene i dypvannet viste mye av det samme bildet. De laveste oksygenkonsentrasjonene ble observert på Indre og Midtre. Her ble det målt henholdsvis 2,7 og 3,2 ml/l noe som tilsvarer Klif's tilstandsklasse III. På Referanse og på Ytre ble det målt oksygenkonsentrasjoner på henholdsvis 3,7 og 4,4 ml/l noe som plasserer disse to stasjonene i Klif's tilstandsklasse II etter denne parameteren (Fig 12).



Figur 12. Oksygenkonsentrasjonene (ml/l) i Sør fjorden 2016. Bakgrunnsfargene indikerer tilstandsklasse hvor blå visert tilstandsklasse I, grøn tilstandsklasse II, gul tilstandsklasse III, orange tilstandsklasse IV og rød tilstandsklasse V.

## 3.2 Geokjemiske analyser

### 3.2.1 Organisk karbon og kornfordeling

Nivåer av organisk karbon (TOC) og kornfordeling i sedimentene er presentert i Tabell 5.

TOC nivåene var forhøyet i sediment fra samtlige stasjoner, unntatt fra referansestasjonen (tilstandsklasse I). Sedimentet fra Indre og Ytre stasjon lå i klasse III, mens sedimentet fra Midtre stasjon lå i klasse IV.

Sedimentet fra Midtre stasjon var mest grovkornet med en pelittandel på 52 %. På de øvrige stasjonene var sedimentene finere med høyere pelittandeler (75 – 96 %).

Tabell 5. Sedimentbeskrivelse, TOC og kornfordeling (pelittandel % <0,063 mm). Osterøy, Sør fjorden 2016.

St.	Sedimentbeskrivelse	TOC, mg/g	N-TOC*	Tilstandskl.*	Pelitt
Indre	Silt, leire	30,6	33,7	III Mindre god	83
Midtre	Silt, leire	28,2	36,9	IV Dårlig	52
Ytre	Silt, leire	26,8	27,6	III Mindre god	96
Ref	Silt, leire	9,3	13,9	I Meget god	75

\* Tilstandsklassifisering (SFT - Molvær m.fl., 1997) basert på TOC forutsetter at konsentrasjonen av TOC i sedimentet standardiseres for teoretisk 100% finstoff (pelitt < 0.063 mm) iht. til formelen: Normalisert TOC = målt TOC + 18 x (1-F), hvor F er andel av finstoff (Aure m.fl., 1993).



### 3.2.2 Total fosfor, sink og kobber i sedimenter

Nivåene av total fosfor, sink og kobber er presentert i Tabell 6. Sedimentene var noe belastet med fosfor (1310 – 1980 mg/kg). Sink konsentrasjonene var lave og på bakgrunnsnivå (tilstandsklasse I), mens kobbernivåene var lett forhøyet på Indre, Midtre og Ytre stasjon (klasse II). På Referanse stasjon var kobbernivået lavt (tilstandsklasse I).

Tabell 6. Sedimentanalyser. Total fosfor (TOT-P), sink (Zn) og kobber (Cu), alle i mg/kg TS. Osterøy, Sørffjorden 2016.

St.	TOT-P	Zn	Tilst.klassif. Zn	Cu	Tilst.klassif. Cu
Indre	1500	123	I Bakgrunn	46,0	II God
Midtre	1980	112	I Bakgrunn	43,9	II God
Ytre	1520	146	I Bakgrunn	48,0	II God
Ref	1310	67,2	I Bakgrunn	23,8	I Bakgrunn

## 3.3 Bunndyr

### 3.3.1 Kvantitative bunndyrsanalyser

#### 3.3.1.1 Artsmangfold, ømfintlighet og jevnhet

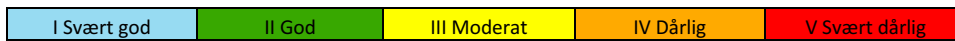
Resultatene fra de kvantitative bunndyranalysene er presentert i Tabell 7. Faunaindeksen nEQR i tabellen er presentert uten tetthetsindeksen DI på grunn av høyt individtall på stasjonene, noe som gjør DI uegnet.

På stasjon Indre viste faunaindeksene økologisk tilstandsklasse II og III. Indeksen nEQR ga klasse II. På stasjon Midtre viste de fleste faunaindeksene inkludert nEQR klasse III. På stasjon Ytre ga de fleste faunaindeksene inkludert nEQR økologisk tilstandsklasse II. ISI<sub>2012</sub> viste imidlertid klasse I. På Referanse stasjonen ga samtlige faunaindeksers tilstandsklasse II.

J (Pielous jevnhetsindeks) er et mål på hvor likt individene er fordelt mellom artene, og vil variere mellom 0 og 1. En stasjon med lav verdi har en skjev individfordeling mellom artene, og indikerer at bunndyrsamfunnet er forstyrret. Individfordelingen var skjev på Midtre med en indeks på 0,34. På de øvrige stasjonene var individfordelingen jevnere med indekser mellom 0,65 og 0,76.

Tabell 7. Antall arter og individer pr. 0,2 m<sup>2</sup>, H' = Shannon-Wieners diversitetsindeks. ES<sub>100</sub> = Hurlberts diversitetsindeks. NQI1 = sammensatt indeks (diversitet og ømfintlighet). ISI<sub>2012</sub> = ømfintlighetsindeks. NSI = sensitivitetsindeks. J = Pielous jevnhetsindeks. AMBI = ømfintlighetsindeks (inngår i NQI1). nEQR = normalisert EQR (ekskl. DI). DI = tetthetsindeks. Osterøy, Sørffjorden 2016. Økologisk tilstandsklassifisering basert på observert verdi av indeks (snitt av to replikater) iht. Veileder 02:2013.

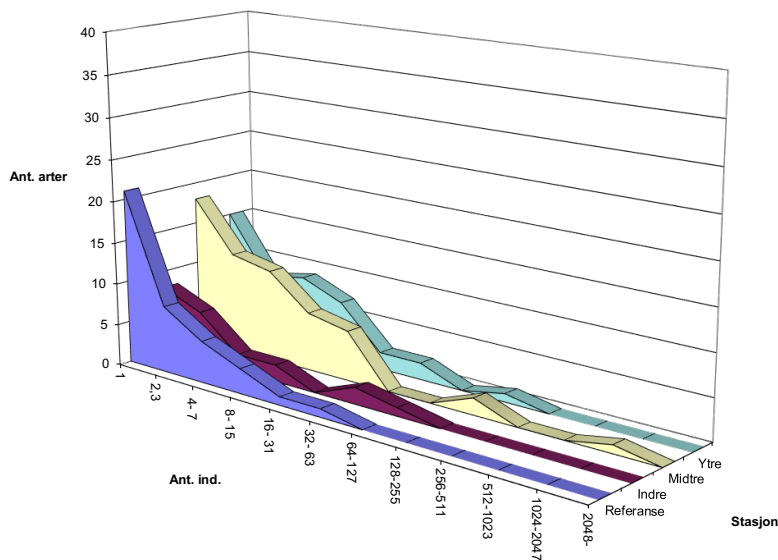
St.	Individtall	Ant arter	H'	ES <sub>100</sub>	NQI1	ISI <sub>2012</sub>	NSI	nEQR	DI	AMBI	J
Indre	236	21	2,61	14,34	0,67	9,51	18,85	0,609	0,12	1,994	0,65
Midtre	2331	57	1,80	12,74	0,57	10,52	22,25	0,583	1,02	3,926	0,34
Ytre	489	44	3,58	24,27	0,71	10,05	22,79	0,714	0,34	2,300	0,71
Ref	181	39	3,53	23,96	0,72	9,60	21,22	0,696	0,14	2,210	0,76



### 3.3.1.2 Geometriske klasser

Figur 13 viser antall arter plottet mot antall individer, der antallet individer er delt inn i geometriske klasser. Det vises til Vedlegg 1 for en forklaring av begrepet geometriske klasser og beskrivelse av metoden. Bakgrunnen for analysen er at et upåvirket samfunn består av mange arter med lavt individtall, slik at kurven starter høyt på y-aksen. Et forstyrret samfunn har færre arter og noen få av dem svært tallrike, slik at kurven flater ut og strekker seg mot høyere klasser.

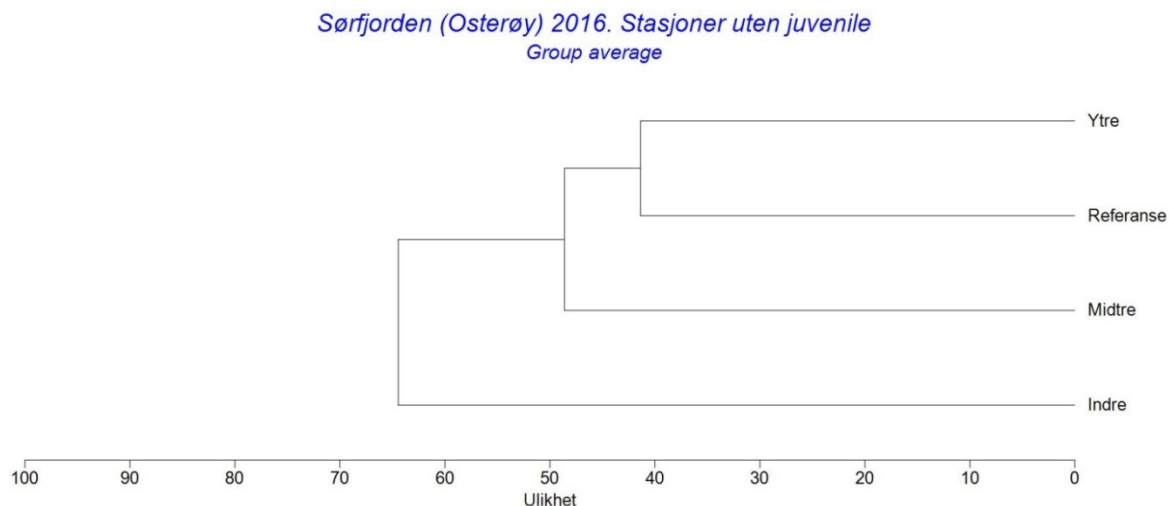
Kurven for stasjon Midtre viser faunaforstyrrelse ved et moderat høyt startpunkt og lang utstrekking mot høyere klasser. De øvrige kurvene har også moderat høye startpunkter men strekker seg ikke nevneverdig langt ut. Kurveforløpet til Referanse viser liten eller ingen faunaforstyrrelse. Kurven har høyest startpunkt og strekker seg kortest ut.



Figur 13. Bløtbunnsfauna vist som antall arter mot antall individer pr. art i geometriske klasser for bunndyrstasjonene ved Osterøy, Sørkjorden 2016 (pr. 0,2 m<sup>2</sup>).

### 3.3.1.3 Clusteranalyser

For å undersøke likheten i faunasammensetning mellom stasjonene ble den multivariate teknikken clusteranalyse benyttet (se metodebeskrivelse i Vedlegg 1). Resultatene fra denne er presentert i dendrogram i Figur 14. I dendrogrammet er graden av ulikhet mellom stasjonene uttrykt langs den horisontale aksene. To stasjoner med identisk arts- og individfordeling vil få 0 % ulikhet, mens to stasjoner uten like arter, vil få 100 % ulikhet. Metoden gjør det dermed mulig å identifisere grupper av stasjoner med like arts- og individforhold. I tillegg gjør den det lettere å synliggjøre eventuelle avvik som for eksempel kan knyttes til antropogene påvirkninger av bunndyrssamfunnet. Faunaen på Referanse og Ytre stasjon var mest lik med 60 % likhet. Midtre var 50 % lik disse to, mens Indre var 35 % lik de øvrige.



Figur 14. Stasjonsvis clusterplott for bløtbunnfaunaen ved Osterøy, Sørfjorden 2016.

### 3.3.1.4 Artssammensetning

Hovedtrekkene i artssammensetningen er vist i form av en topp ti artsliste fra hver stasjon i Tabell 8. I Rygg og Norling (2013)<sup>24</sup> inndeles artene i fem økologiske grupper (Ecological groups; EG) basert på verdien av sensitivitetsindeksene. Disse gruppene går fra sensitive arter (gruppe I) til forurensningsindikatorer (pollution indicator species; gruppe V).

På stasjon Indre var den tolerante muslingen *Thyasira equalis* mest tallrik med 35 % av individmengden. Med unntak av den opportunistiske muslingen *Thyasira sarsi*, i et beskjedent antall, var topp-ti artene enten nøytral, sensitiv eller tolerant.

På stasjon Midtre dominerte den opportunistiske børstemarken *Pseudopolydora paucibranchiata*, hvor den utgjorde 73 % av individene. Ellers var de øvrige artene enten nøytral, sensitiv eller tolerant.

På stasjonene Ytre og Referanse var børstemarken *Spiochaetopterus bergensis* mest tallrik med hhv. 38 og 30 % av individmengden. Denne har ikke kjent økologisk gruppering. På begge stasjonene var det flest nøytrale og tolerante taksa.

Det ble ikke registrert forurensningsindikatorer blant topp-ti på noen av de undersøkte stasjonene

<sup>24</sup> Rygg B, Norling K. 2013. Norwegian Sensitivity Index (NSI) for marine macroinvertebrates and an update of Indicator Species Index (ISI). NIVA report 6475-2013. 46 s.

Tabell 8. Antall individer, kumulativ prosent og økologisk gruppe\* for de ti mest dominerende artene på stasjonene i Sørfjorden i 2016.

Indre	Ant.	Kum.	EG	Midtre	Ant.	Kum.	EG
Thyasira equalis	85	35 %	III	Pseudopolydora paucibranchiata	1715	73 %	IV
Spiochaetopterus bergensis	50	55 %	ik	Thyasira equalis	179	81 %	III
Melythasides laubieri	47	74 %	ik	Paramphinome jeffreysii	153	87 %	III
Phoronis sp.	11	79 %	I	Diplocirrus glaucus	25	89 %	II
Aglaophamus pulcher	8	82 %	II	Aphelochaeta sp.	19	89 %	II
Ophiuroidea indet. juv.	8	85 %	II	Jasmineira candela	18	90 %	ik
Delectopecten vitreus	6	88 %	III	Nucula tumidula	18	91 %	II
Thyasira sarsi	6	90 %	IV	Amphilepis norvegica	17	92 %	II
Adontorhina similis	3	91 %	II	Pholoe pallida	16	92 %	I
Diplocirrus glaucus	3	93 %	II	Melythasides laubieri	13	93 %	ik
Ytre	Ant.	Kum.	EG	Ref	Ant.	Kum.	EG
Spiochaetopterus bergensis	193	38 %	ik	Spiochaetopterus bergensis	54	30 %	ik
Aphelochaeta sp.	46	47 %	II	Thyasira equalis	27	44 %	III
Thyasira equalis	43	56 %	III	Pseudopolydora paucibranchiata	12	51 %	IV
Terebellides sp.	23	60 %	ik	Melythasides laubieri	11	57 %	ik
Paramphinome jeffreysii	17	64 %	III	Lumbrineris cingulata	8	61 %	ik
Ophiuroidea indet. juv.	16	67 %	II	Caudofoveata indet.	7	65 %	II
Paradiopatra fiordica	15	70 %	III	Aphelochaeta sp.	6	68 %	II
Galathowenia oculata	14	73 %	III	Onchnesoma steenstrupii	6	72 %	I
Lumbrineris cingulata	14	75 %	ik	Paradiopatra fiordica	6	75 %	III
Amphilepis norvegica	12	78 %	II	Terebellides sp.	5	78 %	ik

\*Økologiske grupper: EG I = sensitive arter. EG II = nøytrale arter. EG III = tolerante arter. EG IV = opportunistiske arter. EG V = forurensningsindikatorer (pollution indicator species). Fra Rygg og Norling 2013. ik = ikke kjent gruppe.

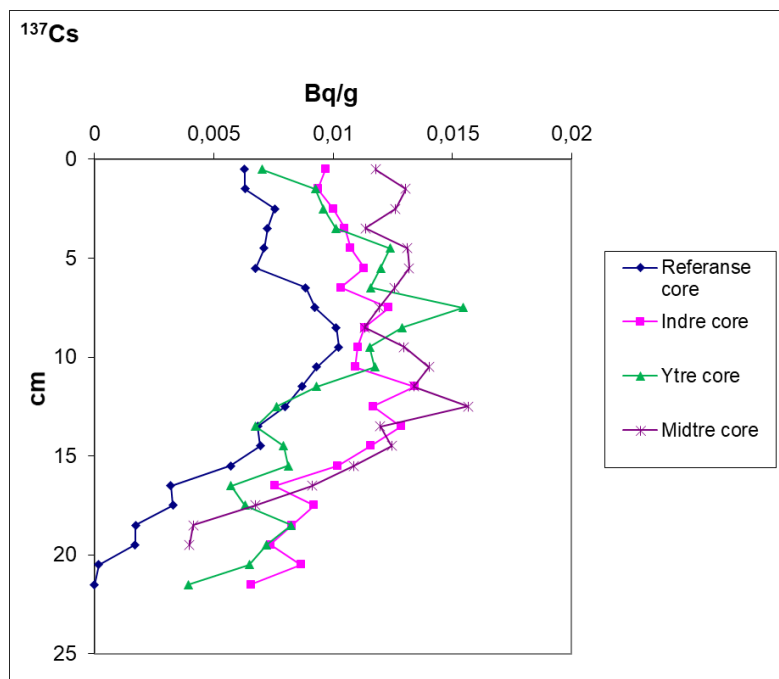
### 3.3.2 Kjernedatering-sedimentasjonsrate

De mest brukte modellene for  $^{210}\text{Pb}$ -basert datering av sediment er Constant Flux Constant Sedimentation (CS-CF), Constant Rate of Supply (CRS) og Constant Initial Concentration (CIC) (e.g.<sup>25</sup><sup>26</sup>). Alle disse modellene baserer seg på tre enheter; (i)  $^{210}\text{Pb}$  i sedimentene (ii)  $^{210}\text{Pb}$  fluks til sedimentoverflaten, (iii) akkumulasjonsraten av sediment og forholdet mellom dem (for review se f.eks.<sup>13</sup>). De overfor nevnte modellene forutsetter at sedimentasjonen er jevn og at sedimentene er upåvirket av miksing/redistribusjon. I tilfellet Sørfjorden er ikke alle forutsetningene oppfylt. Det er blant annet en ujevn sedimentasjon som kan skyldes redistribusjon av sediment, mulige endringer i miljøforhold eller miksing av overflatesedimentet (sees som en nesten konstant  $^{210}\text{Pb}$  aktivitet nær sedimentoverflaten). Siden forutsetningene ikke helt er oppfylt kan man ikke bruke disse modellene på en «beint frem» måte og noen tilpasninger ble gjort. For en detaljert beskrivelse av disse tilpasningene se fullstendig rapport i Appendix.

<sup>25</sup> Robbins, J. A., & Edgington, D. N. (1975). Determination of recent sedimentation rates in Lake Michigan using Pb-210 and Cs-137.

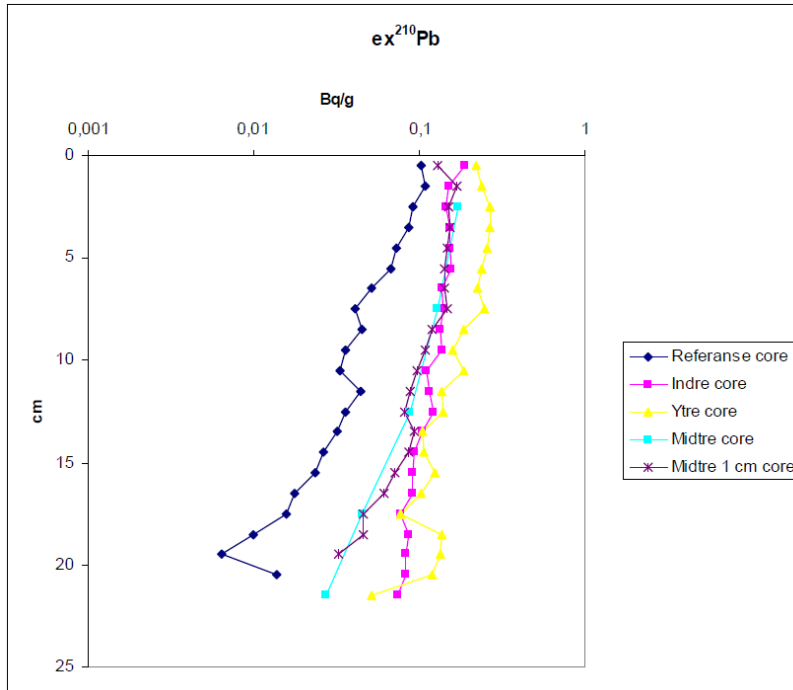
<sup>26</sup> Appleby, P. G., & Oldfield, F. (1978). The calculation of lead-210 dates assuming a constant rate of supply of unsupported  $^{210}\text{Pb}$  to the sediment. *Catena*, 5(1), 1-8.

Profilene av  $^{137}\text{Cs}$  aktivitet viser den samme trenden i alle kjernene; en økning med økende dyp ned til ca 10 cm deretter en nedgang med økende dyp. Selv om Referanse hadde den samme trenden som de andre var det gjennomgående lavere  $^{137}\text{Cs}$  aktivitet gjennom hele kjernen og dypere enn 20 cm var aktiviteten under deteksjonsnivå (Figur 15). Det er noen topper med økt  $^{137}\text{Cs}$  aktivitet i kjernene men ingen av kjernene hadde så tydelige topper i  $^{137}\text{Cs}$  aktivitet at de entydig kan knyttes til oppstarten av atomprøvesprengningen tidlig på 60-tallet eller Tjernobyl-ulykken i 1986. Sedimentasjonsratene (SAR) basert på  $^{137}\text{Cs}$  ble derfor først beregnet basert på maksimum penetrasjonsdyp. Dette må betraktes som øvre estimat på SAR fordi det ikke tar hensyn til sedimentmikning. Basert på denne beregningsmåten ligger SAR på rundt 0.3 cm/år på Referanse mens det ligger på > 0.35 cm/år på de andre stasjonene som hadde  $^{137}\text{Cs}$  aktivitet i hele kjernen.



Figur 15.  $^{137}\text{Cs}$  aktivitet i kjerner fra Sørkjolen. Kjernerne er analysert i 1-cm intervaller.

Både aktivitet av  $^{210}\text{Pb}$  (Figur 16) og  $^{210}\text{Pb}$  total synker med økende sediment dyp. I likhet med  $^{137}\text{Cs}$  var aktivitetene i Referanse kjernen lavere enn i kjernen fra de andre stasjonene. Referanse viste seg å ligge i en skråning, mens de andre ligger i dypområder med flatere bunn. Den lavere aktiviteten av  $^{210}\text{Pb}$  på Referanse kan skyldes at det stadig raser sedimenter med lav radioisotop aktivitet inn på Referanse, og/ eller at det skjer en oppkonsentrering på de andre stasjonene. Videre viser profilene av  $^{210}\text{Pb}$  en redusert og/eller jevn aktivitet i de øvre 7-8 cm i kjernerne fra Ytre, Midtre og Indre. Dette kan enten tyde på mikning i det øvre sedimentlaget eller alternativt tyde på en svært høy sedimentasjonsrate (SAR).



Figur 16. Pb aktivitet i kjerner fra Sør fjorden. Kjernene er analysert i 1-cm intervaller. Midtre ble først analysert i 5 cm intervaller og disse er også vist.

En oppsummering av SAR er gitt i Tabell 9. I tabellen oppgis også antagelsene som ligger bak estimatene. Hvis vi legger sedimentasjonsratene vist i Tabell 9 til grunn ligger 1973 «horisonten» på 11-20 cm sediment dyp på Ytre, 13-21 cm på Midtre, 30-40 cm på Indre og 11-15 cm sedimentdyp på Referanse. Dette betyr av våre kjerner sannsynligvis ikke dekket perioden helt tilbake til 1973 på Indre, og at de muligens ikke dekket hele perioden på Midtre.

Tabell 9 Sedimentasjonsrater (cm/år) i kjernene fra Sør fjorden fremkommet ved tre ulike tilnærminger; i) basert på  $ex^{210}Pb$  etter at det øverste miksede sedimentlaget er utelatt ii)  $^{137}Cs$  basert på maksimum penetrasjonsdyp iii)  $^{137}Cs$  basert på maksimum penetrasjonsdyp etter at det øverste miksede sedimentlaget er utelatt.

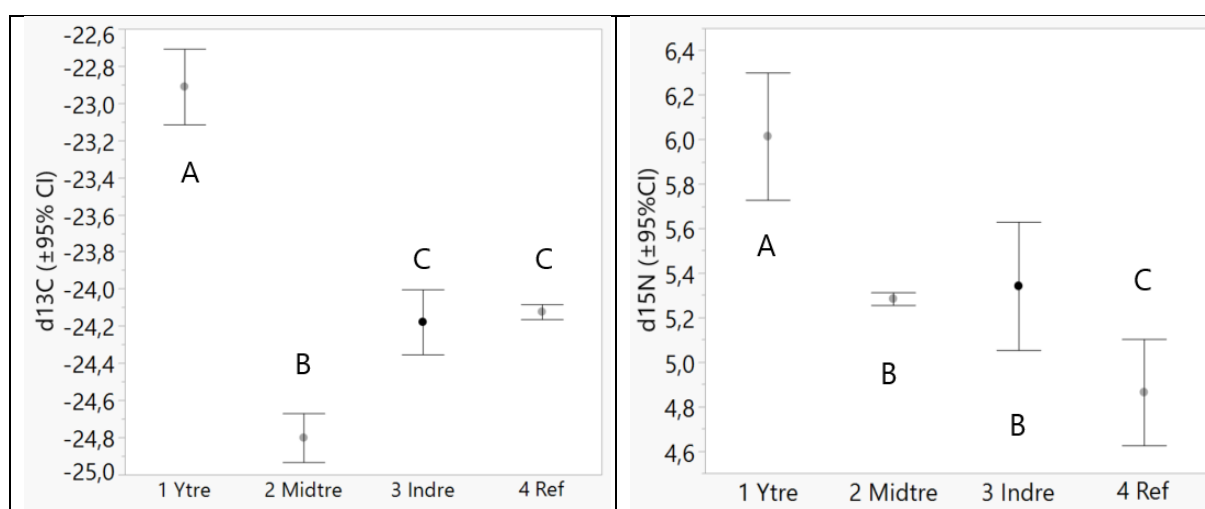
Metode	Stasjon			
	Referanse	Indre	Ytre	Midtre
$^{210}Pb$ (ekskludert det øverste miksede sedimentlaget som anslås være 3.5 cm på referanse og 7.5 cm for de andre stasjonene)	0.26	0.67	0.27	0.32
$^{137}Cs$ (basert på maksimum penetrasjonsdyp)	0.3	>0.35	>0.35	>0.35
$^{137}Cs$ (basert på maksimum penetrasjonsdyp etter at det øverste miksede sedimentlaget er utelatt)	0.26	>0.21	>0.21	>0.21

### 3.3.3 Stabile isotoper

#### 3.3.3.1 «Nåtid»

$\delta^{13}\text{C}$  verdiene i overflatesedimentet (0-5 cm) i Sørfjorden spente fra -22.8 til -24.7 ‰. Det var forskjeller i  $\delta^{13}\text{C}$  verdier mellom stasjonene (Figur 16), hvor Ytre skilte seg ut med høyere  $\delta^{13}\text{C}$  verdier (-22,9 ‰) enn de tre andre stasjonene. Det var små innbyrdes forskjeller mellom de tre stasjonene lenger inne fjorden. Det ble målt  $\delta^{13}\text{C}$  verdier på -24,8‰, -24,1‰ og -24,1‰ for henholdsvis Midtre, Ytre og Referanse.

$\delta^{15}\text{N}$  verdiene i overflatesedimentet (0-5 cm) i Sørfjorden spente fra 4.8 til 6.1 ‰. Det var også forskjeller i  $\delta^{15}\text{N}$  verdier mellom stasjonene (Figur 17). Mønsteret var omtrent det samme som for  $\delta^{13}\text{C}$ , hvor Ytre hadde høyere  $\delta^{15}\text{N}$  (6 ‰) verdier enn stasjonene lenger inne i fjorden (Midtre og Indre 5.3 ‰, Referanse 4.8 ‰)(Figur 17).



Figur 17.  $\delta^{13}\text{C}$  (venstre) og  $\delta^{15}\text{N}$  (høyre) på de fire stasjonene i Sørfjorden. Ulike bokstaver markerer signifikante forskjeller mellom stasjoner. Data ble analysert med en en-veis ANOVA etterfulgt av en Tukey post-hoc test.

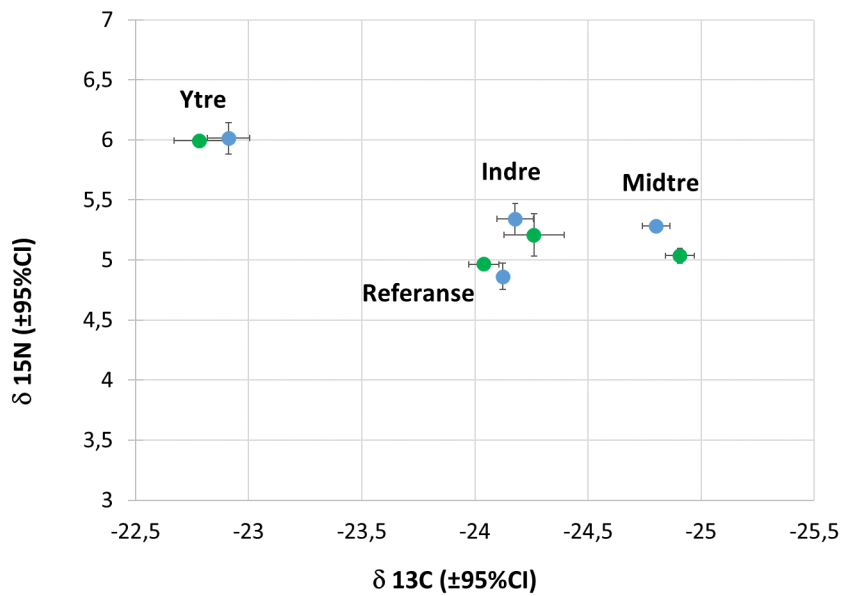
#### 3.3.3.2 «Nåtid» vs «fortid»

Radioisotopanalysene viste at kjernene på Midtre og Indre trolig ikke var lange nok til å dekke hele den perioden det har vært oppdrett i fjorden (se 3.3.2). Det er derfor ikke mulig å sammenlikne isotopprofilen i sedimentene fra «nåtid» med perioden før det aller første oppdrettsanlegget ble etablert for alle stasjoner. Produksjonen av fisk var imidlertid lav i starten og vi har derfor valgt å sammenlikne isotopverdiene fra «nåtid» med isotopverdiene i «slice» 15-20 cm sedimentdyp (heretter kalt «fortid»). Dette sedimentdypet representerer perioden helt uten noe oppdrett i fjorden på Referanse og på Ytre. I den delen hvor Midtre ligger har det vært to lokaliteter; Blom og Trengereid. Lokaliteten Blom ble først tatt i bruk i 1992 (info fra Lerøy/Sjøtroll) og har dermed bare kunnet påvirke Midtre i «nåtid». Lokaliteten Trengereid lå i Trengereidbukta som er mer enn 3 km unna Midtre og hadde en MTB på 780t da den ble slettet i 2007. Vi antar derfor at materiale fra denne lokaliteten ikke har påvirket Midtre hverken i «fortid» eller senere. Vi mener derfor at «slice» 15-20 cm representerer en periode uten påvirkning fra oppdrett på Midtre. I delen hvor Indre ligger har det vært to(tre) lokaliteter; Bruvik, Nye Bruvik og Sandvik. Det er usikkert når Bruvik lokaliteten først ble etablert (hverken Fiskeridirektoratet eller Fylkesmannen satt på denne informasjonen), mens lokaliteten Nye Bruvik ble etablert i 2007 og lokaliteten Sandvik ble etablert i 2010. Vi er derfor



usikre på hva som fantes av oppdrettsaktivitet rundt Indre i den tidsperioden «slice» 15-20 cm dekker.

Det var svært små forskjeller i  $\delta^{13}\text{C}$  og  $\delta^{15}\text{N}$  verdiene mellom «nåtid» og «fortid» (Figur 18). For  $\delta^{13}\text{C}$  var det ikke signifikante forskjeller mellom «nåtid» og «fortid» på noen av stasjonene, mens det for  $\delta^{15}\text{N}$  ble påvist små men statistisk signifikante forskjeller på Midtre. Her var det signifikant høyere  $\delta^{15}\text{N}$  verdi i «nåtid» sammenliknet med perioden med lite oppdrett i fjorden



Figur 18. Dobbeltplott som viser  $\delta^{13}\text{C}$  verdier på X-aksen og  $\delta^{15}\text{N}$  verdier på Y-aksen. Blå symboler viser «nåtid» og grønne symboler viser «fortid».

### 3.3.3.3 Kilder til organisk materiale

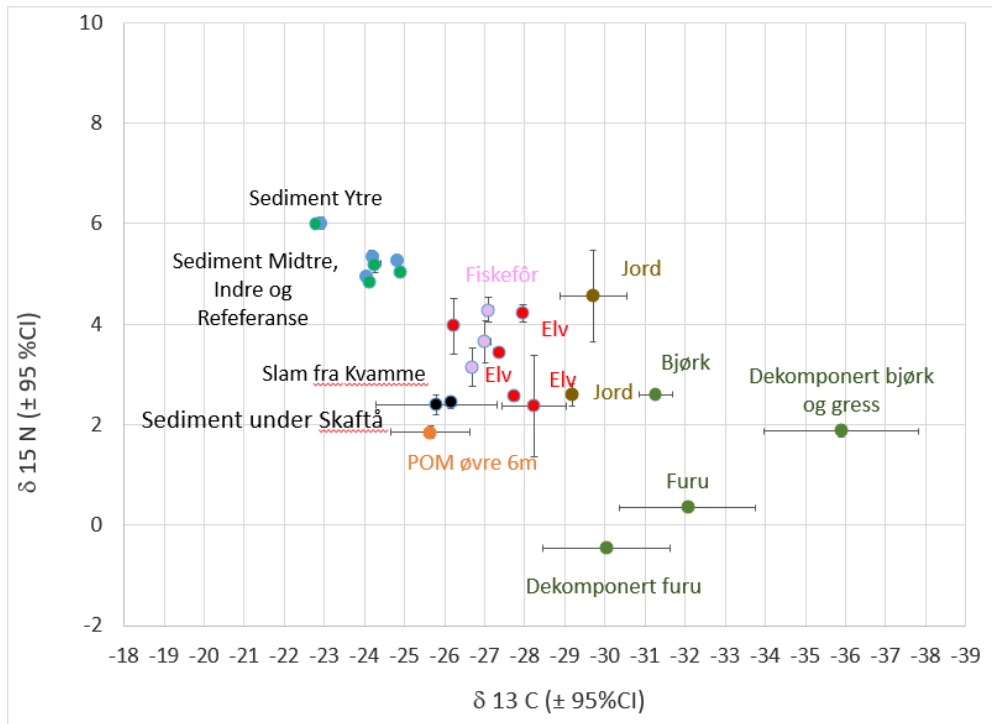
Vi tok prøver av flere mulige kilder til organisk materiale i sedimentene (se 2.3.4.2. Prøvetakning). Resultatene viser at bildet i fjorden er komplekst. Vi kan merke oss at isotop profilen av slam fra oppsamlingen på Kvamme er veldig lik prøven tatt rett under anlegget på Skaftå (Figur 19). Videre ser vi at isotopprofilene på våre stasjoner skiller seg klart fra både slam og fôr men også at de skiller seg klart fra de andre kildene. Det organiske materialet på våre stasjoner består dermed av en mikse fra flere kilder. Man kan bruke en isotop miksemodell for å kvantifisere det relative bidraget fra ulike kilder. Dette datasettet gir imidlertid noen utfordringer knyttet til det å kunne kvantifisere bidraget fra ulike kilder. Våre data viser at «oppdrettskildene» slik som fôr delvis ligger i samme området som andre kilder (Figur 19). Kilder som sediment fra elvene, jord eller rester av vegetasjon har stor innbyrdes variasjon (Tabell 10.) (Figur 19). Vi har eksempelvis tatt jordprøver på to steder; i skråningen ovenfor anlegget Blom (nær stasjon Midtre) samt ved Hana som ligger rett over fjorden fra anlegget Skaftå. Det at disse to er så ulike gjør at vi ikke bare kan anta at profilene er representative for jordprøver fra områdene nær de andre stasjonene. Det er videre potensielle kilder som vi ikke har tatt prøver av. Dette gjelder marint partikulært materiale (marint POM), og kloakk. For marint POM hadde vi planlagt å bruke litteratur verdier, da det i dette overvåkningsprogrammet kun er prøvetakning i februar hvor det er lite partikulært materiale i vannmassene. Sørfjorden har fire kloakkrensingsanlegg (Votlo, Haus, Valestrand og Bruvik). I tillegg er det spredt bebyggelse hvor

enkelte husholdninger har septik, og enkelte trolig har utslipp direkte til sjø. Det lå utenfor rammene for dette prosjektet å skaffe en oversikt og ta prøver fra disse så også for kloakk hadde vi planlagt å bruke litteraturverdier.

Tabell 10. Tabellen viser resultater fra analysen av stabile isotoper for alle potensielle kilder.

	$\delta^{13}\text{C}$		$\delta^{15}\text{N}$	
	Snitt	SD	Snitt	SD
Slam fra laks*	- 26.2	0.17	2.4	0.11
Sediment rett under anlegget på Skaftå	- 25.8		2.4	
Fiskefôr brukt i Sørfjorden				
Type 1	-	0.16	4.3	0.22
Type 2	27.1	0.17	3.6	0.37
Type 3	-	0.17	3.1	0.34
	27.0			
	-			
	26.7			
Elvesediment				
Vaksdalselva	-	0.10	2.6	0.09
Daleelva	27.7	0.08	4.0	0.50
Arnaelva	-	0.09	4.2	0.16
Trengereidelva	26.2	0.70	2.4	0.89
	-			
	28.0			
	-			
	28.2			
Jord				
Hana	-	0.73	4.56	0.80
Blom	29.7	7.32	2.59	0.19
	-			
	31.3			
Furunåler (tatt fra levende tre)	-			
	32.1	1.49	0.3	0.04
Furunåler (dekomponert)	-			
	30.0	1.40	-0.5	0.06
Bjørk (tatt fra levende tre)	-			
	31.3	0.37	2.6	0.02
Bjørk og gress (dekomponert)	-			
	35.9	1.70	1.87	0.12
SPOM Vannprøve øvre 6m	-	0.68	1.85	0.10
	26.7			

\*Slam fra oppsamlingssystem på Kvamme



Figur 19 Dobbeltplokk som viser  $\delta^{13}\text{C}$  verdier på X-aksen og  $\delta^{15}\text{N}$  verdier på Y-aksen. Blå og turkise symboler er våre stasjoner (i «fortid» og «nåtid»), røde er elvesediment, rosa er fiskesfôr, sort er slam, brun er jord og grønn er planterester.

Siden datasettet er mest komplett for Midtre har vi i denne omgang kjørt en isotop miksemodell kun for denne stasjonen. Vi brukte programmet IsoSource. Vi har følgende forutsetninger;

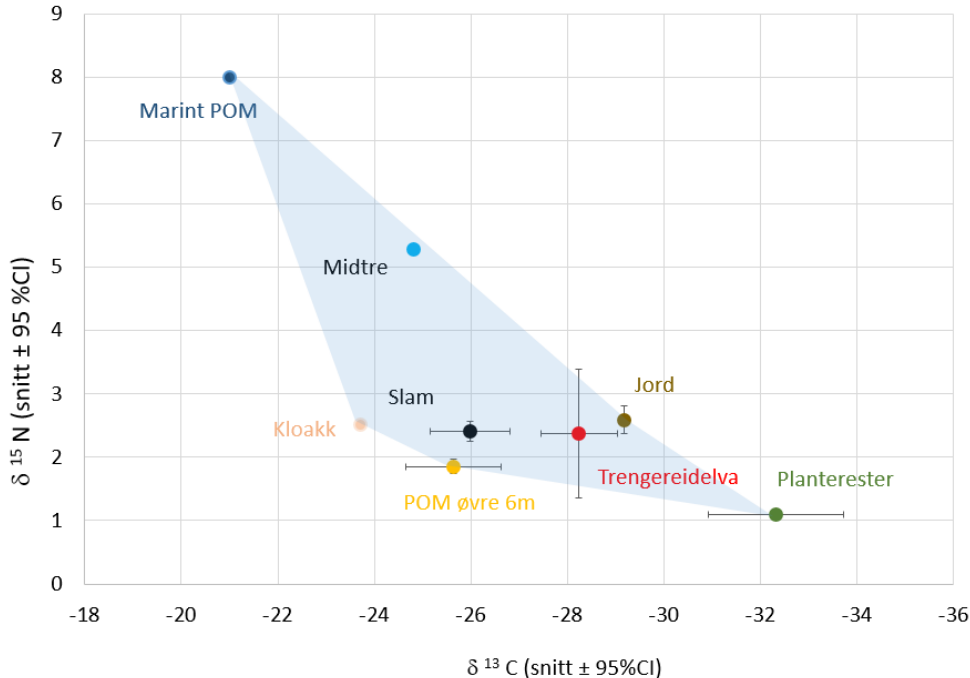
- Bannister et al. (2016)<sup>27</sup> viste at 75% av partikulært organisk materiale fra oppdrettsanlegg spres i et område < 500 meter fra utslippspunktet, mens en mindre andel (inntil 2,7%) kan spres flere kilometer. Små partikler spres lengst. Fôrpelletts synker hurtig og avsettes nært anlegget. Det er ca 1000 meter fra anlegget på Blom og ut til Midtre og vi antar at lite eller ingenting av eventuelt fôrspill transporteres ut hit. Fôr er derfor ikke tatt med i modellen
- Vi antar at en andel av fecalmateriale kan spres helt ut til Midtre (basert på samme resonnement som over), og isotopverdiene fra slam er tatt med miksemodellen.
- Det er stor distanse til nærmeste kloakkrenseanlegg. Vi antar derfor at det kun er urensset kloakk som evt kommer fra den spredte bebyggelsen rundt Midtre. Vi har derfor brukt litteraturverdier på urensset kloakk<sup>28</sup>.
- For elvesediment bruker vi isotop verdier fra nærmeste elv som er Trengereid elva. Arnaelva har utløp lenger ute i fjorden. De to andre elvene kommer ut lenger inne, vi vet ikke om materiale fra en eller begge disse avsettes helt ut til Midtre.
- Vi antar at planterester slik som gress, barnåler og blader i utgangspunktet kan flyte i overflaten og synke langt fra utgangspunktet. Det er en blandet vegetasjon langs fjorden og vi har derfor laget et samleprofil som vi har kalt «planterester».

<sup>27</sup> Bannister, R. J., Johnsen, I. A., Hansen, P. K., Kutti, T., & Asplin, L. (2016). Near-and far-field dispersal modelling of organic waste from Atlantic salmon aquaculture in fjord systems. *ICES Journal of Marine Science*, 73(9), 2408-2419.

<sup>28</sup> Rumolo, P., Barra, M., Gherardi, S., Marsella, E., & Sprovieri, M. (2011). Stable isotopes and C/N ratios in marine sediments as a tool for discriminating anthropogenic impact. *Journal of Environmental Monitoring*, 13(12), 3399-3408.

- Søk i litteraturen viste at det er lite litteraturdata på SPOM fra våre nære farvann. Vi har derfor brukt SPOM fra Norskehavet<sup>29</sup>

Basert på betraktningene over kjørte vi miksemodellen med kildene vist i Figur 20



Figur 20 Dobbeltplott som viser  $\delta^{13}\text{C}$  verdier på X-aksen og  $\delta^{15}\text{N}$  verdier på Y-aksen. Turkis symboler er Midtre (i fortid og nåtid), røde er elvesediment, sort er slam, brun er jord, grønn er planterester og gul er POM i øvre 6 m. Litteraturverdier for marint POM og for kloakk er henholdsvis blå og rosa. Kilderegion er også tegnet inn.

IsoSource lister alle gjennomførbare løsningskombinasjoner av kildene, og gir en deskriptiv statistikk over foredlingen av disse løsningene. Marint POM kommer ut som den mest fremtredende kilden (55%), men jord (17%) og planterester (18%) er også vesentlige kilder (Tabell 11). Slam bidrar relativt lite med i gjennomsnitt med 3.1 %.

Tabell 11. Resultater fra IsoSource isotope miksemodell. Gjennomsnittlig bidrag fra de ulike kildene samt maks og min bidrag er oppgitt i %

	Marint POM	Kloakk	Slam	POM øvre 6m,	Jord	Trengereidselva	Planterester
Snitt	55	1,9	3,1	2,3	17	2,0	18
Min	50	0	0	0	0	0	0
Max	59	9	14	11	45	10	32

<sup>29</sup> Sweetman, A. K., Levin, L. A., Rapp, H. T., & Schander, C. (2013). Faunal trophic structure at hydrothermal vents on the southern Mohn's Ridge, Arctic Ocean. *Marine Ecology Progress Series*, 473, 115-131.

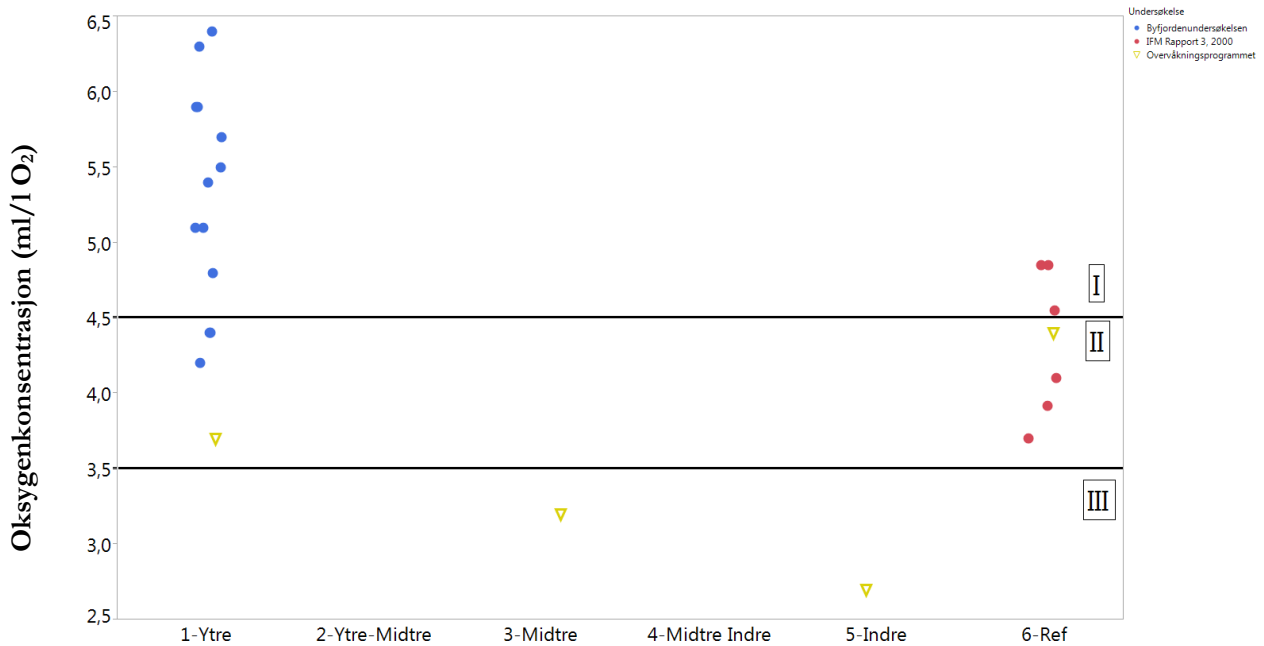
## 4 Oppsummering av resultat fra 2016 og sammenstilling av eksisterende data.

### 4.1 Oksygen og hydrografi

Det ble observert sprangsjikt på ca. 10 meters dyp og oksygenreduksjon i bunnvannet på samtlige stasjoner i inneværende undersøkelse. Det laveste oksygenivået i bunnvannet ble målt på stasjonene Midtre og Indre med en oksygenmetning på <35 % O<sub>2</sub> og en oksygenkonsentrasjon på <3.5 ml/l O<sub>2</sub> noe som ligger mellom tilstandsklasse moderat (III) til dårlig (IV). På stasjonen Ytre var det en oksygenmetning på 52.4% og en oksygenkonsentrasjon på 3.7 ml/l noe som plasserer denne stasjonen i klasse II- god. Referansestasjonen hadde en oksygenmetning på 42.3% og en oksygenkonsentrasjon på 4.4 ml/l noe som gir tilstandsklasse moderat (III) til god (II). Våre data viser en reduksjon i oksygenkonsentrasjonene innover i fjorden på fjernstasjonene til anleggene. med et minimum på Indre. Herfra er det en økning videre innover i fjorden til referansestasjonen (*Figur 21*).

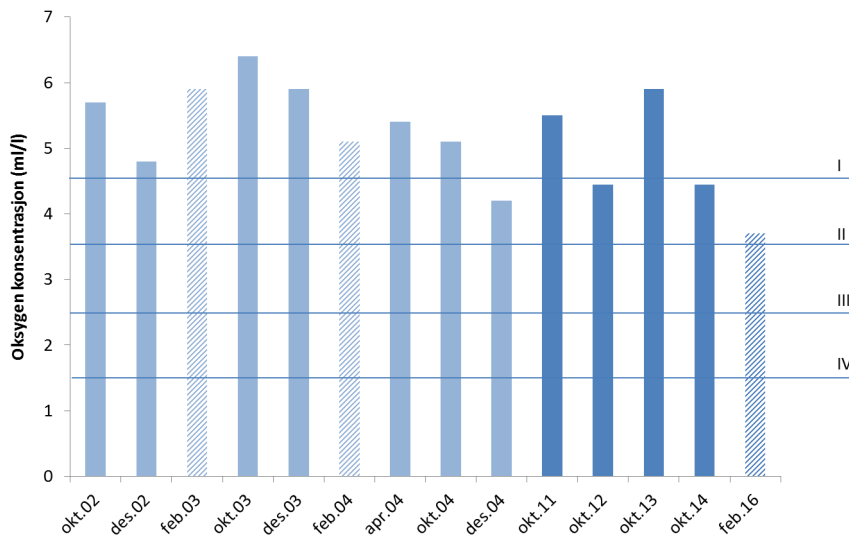
Som nevnt under avsnitt 2.2 foreligger det en del oksygenmålinger i bunnvannet fra Sørfjorden både fra C-undersøkelser og fra andre overvåkningsprogrammer slik som «Byfjordenundersøkelsene». «Vannkvalitet i fjordene på Vestlandet» og miljøovervåkning knyttet til bygging av Nordhordalandsbroen. C-undersøkelsene og «Overvåkning av fjordområdene i Hordaland» har data på oksygenmetning basert på sondemålinger. Byfjordenundersøkelsene har data både på oksygenmetning målt med sonde og oksygenkonsentrasjon målt med Winklers metode. mens i miljøovervåkning knyttet til bygging av Nordhordalandsbroen ble oksygenkonsentrasjonene målt kun med Winklers metode. Brorparten av stasjonene hvor det foreligger historiske data ligger utenfor den ytterste dypterskelen (på høyde med Votlo. *Figur 2*) og kan fungere som sammenlikningsgrunnlag for vår stasjon Ytre. På referansestasjonen er det også en noen målepunkter tilbake i tid som kan danne et sammenlikningsgrunnlag. mens det ikke finnes historiske data for de midtre og indre delene av fjorden (*Figur 21*).



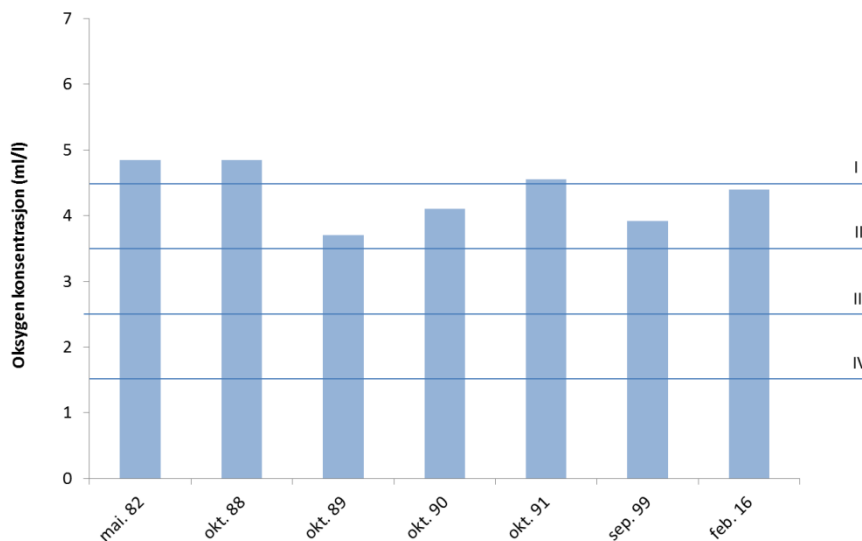


Figur 21. Sammenstilling av oksygenkonsentrasjoner (ml/l) målt i ulike deler av fjorden. Gule triangel er data fra inneværende undersøkelse. Røde prikker er data hentet fra IFM Rapport 3, 2000<sup>5</sup> (data fra perioden 1982-1999). Blå prikker er data fra «Byfjordenundersøkelsene» (data fra perioden 2002-2014).

Det er relativ stor variasjon i oksygenkonsentrasjonene målt på Ytre, men målingen fra 2016 er den laveste som er målt i det datamaterialet vi har tilgang til (Figur 22 og Figur 23). Det ser ut til å være en trend mot lavere oksygenkonsentrasjoner i bunnvannet på Ytre. På Referanse var det noe mindre variasjon og målingen fra 2016 ligger på nivå med det som ble målt på 80- og 90- tallet (Figur 22 og Figur 23). Det er imidlertid betydelig færre datapunkter enn det som finnes på Ytre. Som nevnt innledningsvis har man sett en trend mot lavere oksygenivå i dypvannet på alle stasjonene i fjordene omkring Bergen siden 80-tallet, en trend som for øvrig er tydelig over hele Vestlandet. Den generelle trenden forklares med den temperaturøkningen vi ser i våre områder.



Figur 22. Oksygenkonsentrasjon i vintermånedene for bunnvannet på stasjon Ytre (St 131, St 2 Byfjordenundersøkelsen). Målinger fra februar er skraveret.



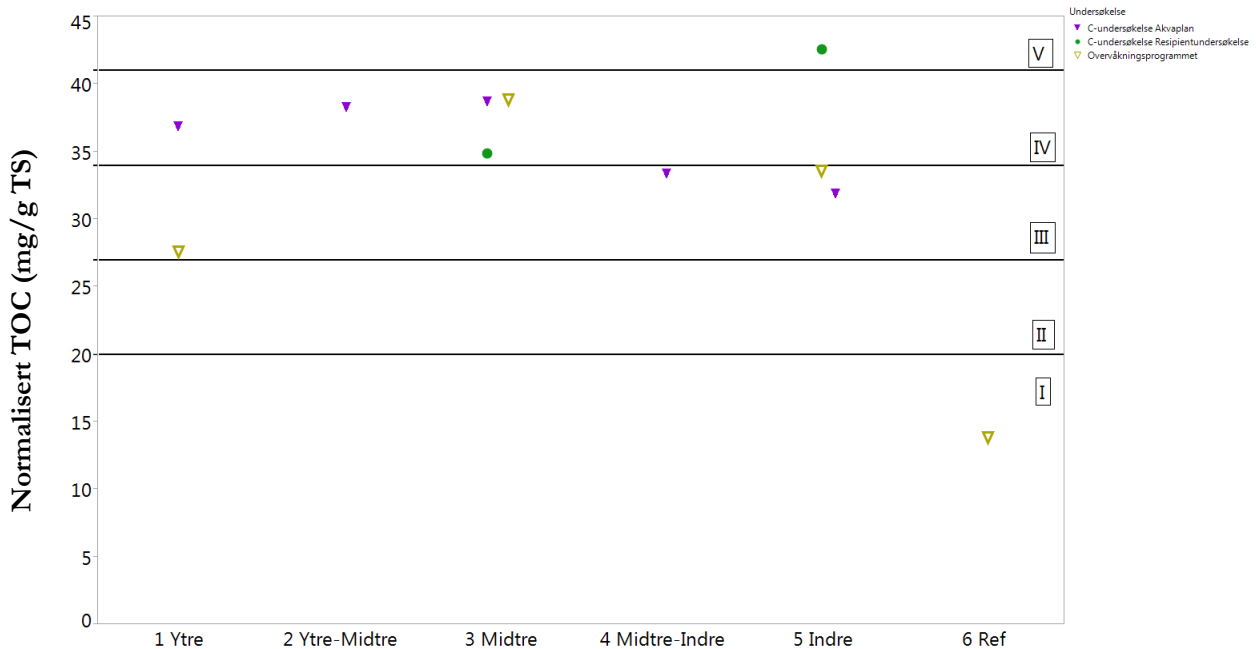
Figur 23. Oksygenkonsentrasjon i vintermånedene for bunnvannet på stasjon Referanse (Stasjon Sal 6, IFM rapport 3, 2000)

## 4.2 Geokjemiske analyser

### 4.2.1 Organisk karbon

TOC nivåene var forhøyet i sediment fra samtlige stasjoner, unntatt referansestasjonen (tilstandsklasse I) i inneværende undersøkelse. Sedimentene fra Indre og Ytre lå i klasse III, mens sedimentet fra Midtre lå i klasse IV. På Ytre var TOC nivået betydelig lavere i 2016 enn i 2014, mens det var uendret på stasjon Midtre og Indre. På Midtre og Indre foreligger det også undersøkelser fra henholdsvis 2011 og 2013.

På Midtre var tilstandsklassen den samme som i 2011, men nivået var noe høyere. På stasjon Indre var nivået gått fra tilstandsklasse V til tilstandsklasse III fra 2013 til 2016. Det er ikke nok historiske data til å si noe om eventuelle trender så langt (Figur 24).



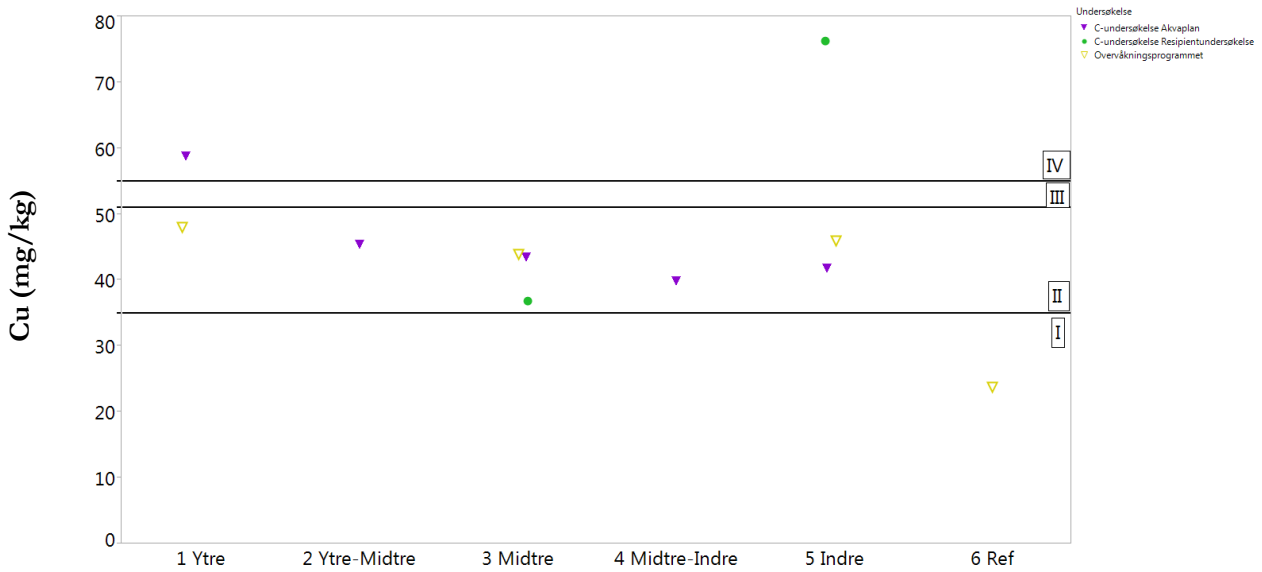
Figur 24. Sammenstilling av NTOC (mg/g TS) målt i sedimentprøver fra ulike deler av fjorden. Gule triangel er data fra inneværende undersøkelse. Lilla triangel er data fra C-undersøkelser utført av Akvaplan-Niva (2014). Grønne prikker er data fra C-undersøkelser fra Resipientanalyse AS (2011, 2013).

#### 4.2.2 Total fosfor, sink og kobber i sedimenter

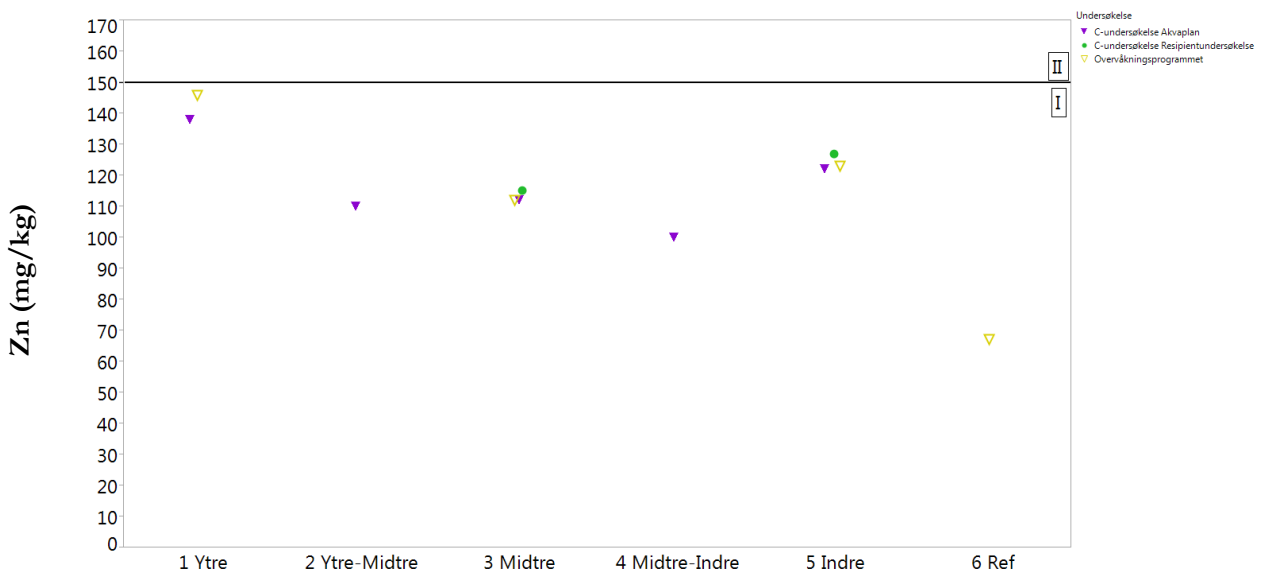
Sedimentene var noe belastet med fosfor. Kobber konsentrasjonene var lett forhøyet på Indre, Midtre og Ytre stasjon (tilstandsklasse II). På Referanse var kobbernivået lavt (tilstandsklasse I). På Ytre var kobbernivået betydelig lavere enn i 2014, mens det var uendret på stasjon Midtre og Indre sammenliknet med 2014. På Midtre og Indre foreligger det også undersøkelser fra henholdsvis 2011 og 2013. På Midtre var tilstandsklassen den samme som i 2011, men nivået var noe høyere. På stasjon Indre var forholdene bedre i 2016 enn i 2013. I 2016 var det tilstandsklasse II, mens denne stasjonen var i tilstandsklasse IV i 2013 (Figur 25).

Sink konsentrasjonene var lave og på bakgrunnsnivå (tilstandsklasse I) på alle stasjoner, med det aller laveste nivået på Referanse. Det var omtrent uendrede sinknivå i 2016 sammenliknet med tidligere undersøkelser (Figur 26).

Det er ikke nok historiske data på konsentrasjoner av Zn og Cu til å si noe om eventuelle trender så langt (Figur 25 og Figur 26).



Figur 25. Sammenstilling av Cu (mg/kg) målt i sedimentprøver fra ulike deler av fjorden. Gule triangel er data fra inneværende undersøkelse. Lilla triangel er data fra C-undersøkelser utført av Akvaplan-Niva (2014). Grønne prikker er data fra C-undersøkelser fra Resipientanalyse AS (2011, 2013).



Figur 26. Sammenstilling av Zn (mg/kg) målt i sedimentprøver fra ulike deler av fjorden. Gule triangel er data fra inneværende undersøkelse. Lilla triangel er data fra C-undersøkelser utført av Akvaplan-Niva (2014). Grønne prikker er data fra C-undersøkelser fra Resipientanalyse AS (2011, 2013).

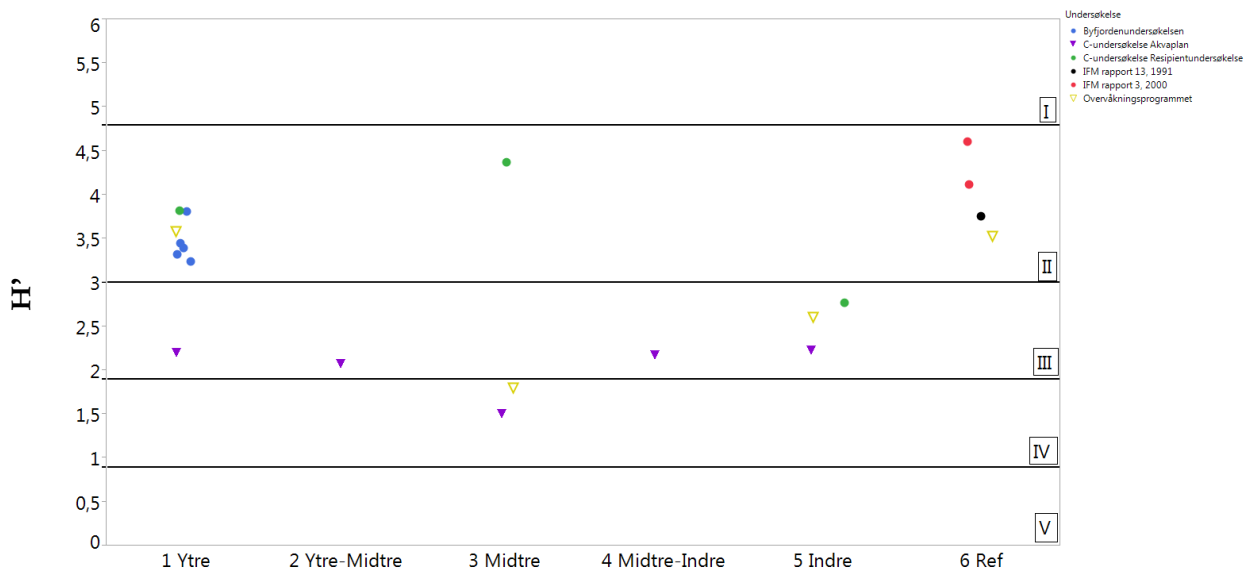
## 4.3 Bunndyr

### 4.3.1 Kvantitative bunndyrsanalyser

#### 4.3.1.1 Artsmangfold, ømfintlighet og jevnhet

Klassifisering av økologisk tilstand basert på faunaindeksene (jmf. veileder 02:2009) viste klasse II "god" for bløtbunnsamfunnene på stasjon Ytre, Ytre og Referanse. Samfunnet på Midtre stasjon fikk økologisk tilstandsklasse III "moderat" (Figur 27).

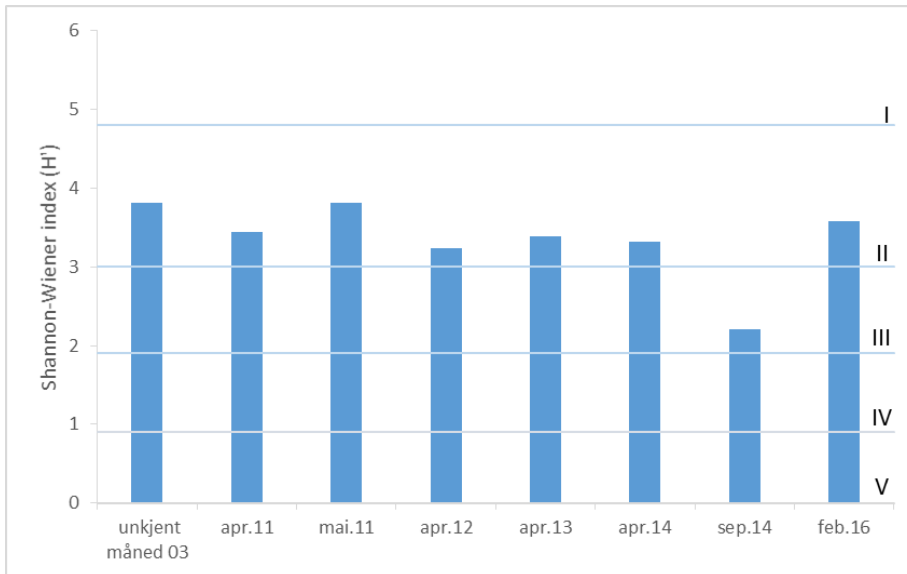
Hvis vi ser på  $H'$  så kan det se ut til at det blir lavere artsmangfold fra Ytre stasjon og innover i fjorden. Det laveste artsmangfoldet ser ut til å være i de midtre delene av fjorden. Herfra øker artsmangfoldet igjen innover til Referanse (Figur 27). Selv om det er spinklere datagrunnlag for ES 100 og NQ11 ser disse indeksene ut til å tegne et liknende bilde (Figur 29 og Figur 30).



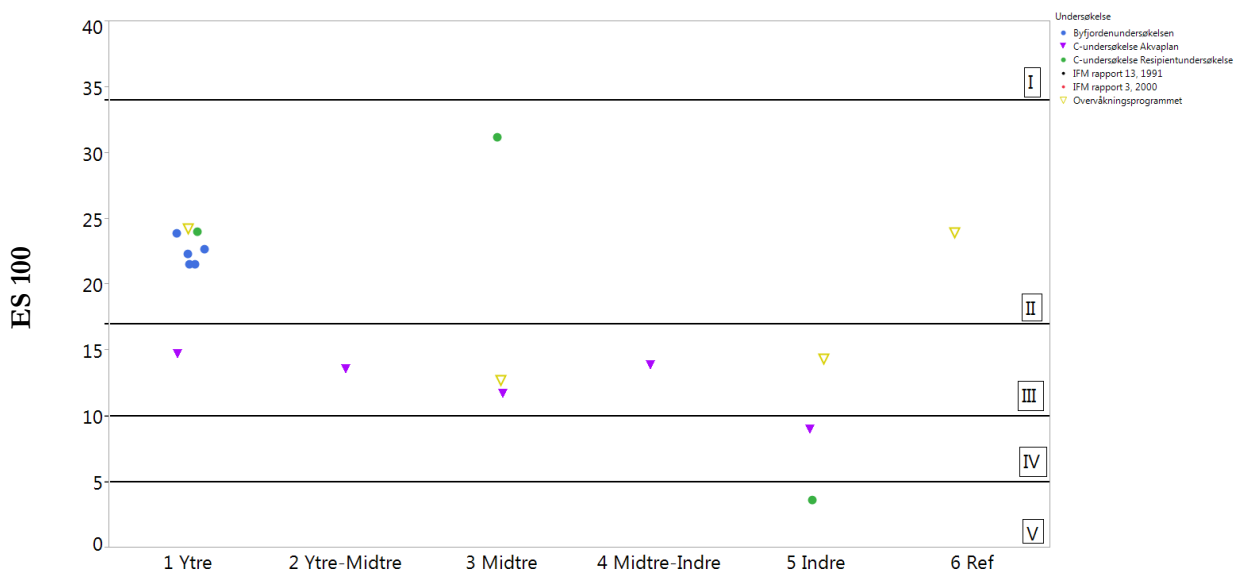
Figur 27. Sammenstilling av Shannon-Wiener indeks ( $H'$ ) i faunaprøver fra ulike deler av fjorden. Gule triangel er data fra inneværende undersøkelse. Lilla triangel er data fra C-undersøkelser fra Akvaplan-Niva (2014). Grønne prikker er data fra C-undersøkelser fra Resipientanalyse AS (2011, 2013). Røde prikker er data hentet fra IFM Rapport 3, 2000<sup>5</sup> (1994, 1999). Sort prikk er data hentet fra IFM Rapport 13, 1991<sup>6</sup> (1991). Blå prikker er data hentet fra Byfjordenundersøkelsene (2003, 2011-2014).

På Ytre finnes det noe historiske data for  $H'$  og disse viser at  $H'$  har lagt i tilstandsklasse II med unntak av 2014 (Figur 27). De var små år til år variasjoner i de data vi har på  $H'$  perioden fra 2003 til 2016, men tallmaterialet har for få målepunkter og dekker en for liten tidsperiode til å avdekke eventuelle trender.

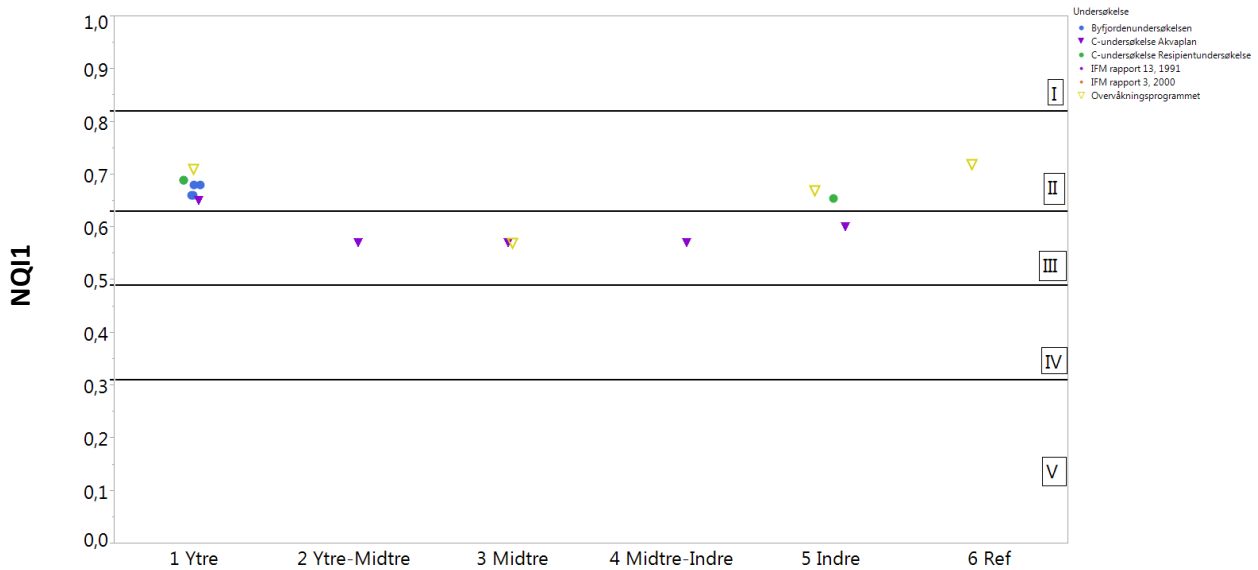




Figur 28. Shannon-Wiener indeks ( $H'$ ) på stasjon Ytre fra 2003 til 2016.



Figur 29. Sammenstilling av ES100 i faunaprøver fra ulike deler av fjorden. Gule triangel er data fra innværende undersøkelse. Lilla triangel er data fra C-undersøkelser fra Akvaplan-Niva (2014). Grønne prikker er data fra C-undersøkelser fra Resipientanalyse AS (2011, 2013). Blå prikker er data hentet fra Byfjordenundersøkelsene (2003, 2011-2014).



Figur 30. Sammenstilling av NQI1 i faunaprøver fra ulike deler av fjorden. Gule triangel er data fra inneværende undersøkelse. Lilla triangel er data fra C-undersøkelser fra Akvaplan-Niva (2014). Grønne prikker er data fra C-undersøkelser fra Resipientanalyse AS (2011, 2013). Blå prikker er data hentet fra Byfjordenundersøkelsene (2003, 2011-2014).

#### 4.3.1.2 Geometriske klasser, clusteranalyse og artssammensetning

Geometriske klasser, clusteranalyser og artssammensetning tegner et sammenfallende bilde av faunaen i de ulike delene av fjorden, med gjennomgående størst grad av faunaforstyrrelse i midtre deler av fjorden. Når det gjelder geometriske klasser viser eksempelvis kurven for stasjon Midtre et moderat høyt startpunkt og lang utstrekking mot høyere klasse. Det ble ikke registrert forurensningsindikatorer blant topp-ti på noen av de undersøkte stasjonene. På Midtre dominerte imidlertid den opportunistiske børstemarken *Pseudopolydora paucibranchiata*, hvor den utgjorde 73 % av individene. Det er også verdt å merke seg at Referanse og Ytre gjennomgående kommer ganske likt ut. Clusteranalyser gjør det mulig å identifisere grupper av stasjoner med like arts- og individforhold. I tillegg gjør den det lettere å synliggjøre eventuelle avvik som for eksempel kan knyttes til antropogene påvirkninger av bunndyrssamfunnet. Clusteranalysen viste at faunaen på Referanse og Ytre stasjon var mest lik med 60 % likhet. Midtre var 50 % lik disse to, mens Indre var 35 % lik de øvrige.

## 5 Oppsummering av isotopstudier

### 5.1.1 Kjernedatering-sedimentasjonsrate

Resultatene viste at det var relativt høy sedimentasjonsrate i Sjøfjorden, spesielt i de indre delene. Dette betyr at sedimentkjernene våre ikke dekker hele perioden med oppdrettsvirksomhet i fjorden på Midtre og Indre. Bratte fjellsider og høy avrenning gjør at fjorder på våre breddegrader ofte har høye sedimentasjonsrater<sup>30</sup>. Estuarier generelt, og fjorder i særdeleshet fungerer dermed som en sedimentfelle mellom land og kyst. Sedimentene som avsettes i fjorder er løsmasser fra land (grus, sand silt og leire) samt partikulært organisk materiale (POM) av marin eller terrestrisk opprinnelse.

### 5.1.2 Stabile isotoper

Det var forskjeller i isotopprofil mellom stasjonene. Ytre skilte seg tydelig ut fra de andre med både høyere  $\delta^{13}\text{C}$  og  $\delta^{15}\text{N}$ . Dette viser en mer marin og mindre terrestrisk påvirkning på Ytre sammenliknet med de andre stasjonene. En rekke studier har vist en gradient i fjorder, spesielt for  $\delta^{13}\text{C}$ , hvor man observerer en trend mot lettere  $\delta^{13}\text{C}$  verdier innover i fjorden (e.g. <sup>31 32 33</sup>).

Det var svært små forskjeller i isotopprofil mellom «nåtid» og «fortid». Dette kan bety at det i store trekk er de samme hovedkildene til organisk materiale på disse stasjonene, og at oppdrettsaktiviteten i fjorden ikke har endret vesentlig på dette. Resultatene fra isotop miksemodellen som ble kjørt på Midtre antyder noe av det samme bildet. Modellen viste at det relative bidraget fra organisk materiale fra oppdrett var lite. I modellen kom kildene jord og marint POM ut som de dominerende bidragsyterne. Det ble gjort en rekke antagelser før kjøring av isotop miksemodellen. Dette gjør at resultatene må brukes med forsiktighet. Siden marint POM kom ut som en fremtredende kilde i miksemodellen er det spesielt viktig å merke seg at isotop profilen for marint POM ble hentet fra litteraturen og stammer fra et annet område. Med andre verdier på marint POM vil den relative betydningen av denne kilden kunne bli endret. NIVA har tatt prøver av marint POM i Herdla fjorden i forbindelse med Miljødirektoratets overvåkningsprogram ØKOKYST. Når resultatene fra disse analysene er ferdig kan miksemodellen evt kjøres på nytt på data fra våre områder.

<sup>30</sup> Syvitski, J. P., Burrell, D. C., & Skei, J. M. (2012). *Fjords: processes and products*. Springer Science & Business Media.

<sup>31</sup> Faust, J. C., Knies, J., Slagstad, T., Vogt, C., Milzer, G., & Giraudeau, J. (2014). Geochemical composition of Trondheimsfjord surface sediments: Sources and spatial variability of marine and terrigenous components. *Continental Shelf Research*, 88, 61-71.

<sup>32</sup> Sepúlveda, J., Pantoja, S., & Huguen, K. A. (2011). Sources and distribution of organic matter in northern Patagonia fjords, Chile (~ 44–47 S): a multi-tracer approach for carbon cycling assessment. *Continental Shelf Research*, 31(3-4), 315-329.

<sup>33</sup> Silva, N., Vargas, C. A., & Prego, R. (2011). Land–ocean distribution of allochthonous organic matter in surface sediments of the Chiloé and Aysén interior seas (Chilean Northern Patagonia). *Continental Shelf Research*, 31(3-4), 330-339.

## Vedlegg 1 Bunndyrstatistikk og artslister

### Diversitetsmål

Diversitet er et begrep som uttrykker mangfoldet i dyre- og plantesamfunnet på en lokalitet. Det finnes en rekke ulike mål for diversitet. Noen tar mest hensyn til artsrikheten (mål for artsrikheten), andre legger mer vekt på individfordelingen mellom artene (mål for jevnhet og dominans). Ulike mål uttrykker derved forskjellige sider ved dyresamfunnet. Diversitetsmål er "klassiske" i forurensningsundersøkelser fordi miljøforstyrrelser typisk påvirker samfunnets sammensetning. Svakheten ved diversitetsmålene er at de ikke alltid fanger opp endringer i samfunnsstrukturen. Dersom en art blir erstattet med like mange individer av en ny art, vil ikke det gjøre noe utslag på diversitetsindeksene.

Shannon-Wieners indeks (Shannon & Weaver, 1949) er gitt ved formelen:

$$H' = - \sum_{i=1}^s \frac{n_i}{N} \log_2 \left( \frac{n_i}{N} \right)$$

der  $n_i$  = antall individer av art  $i$  i prøven  
 $N$  = total antall individer  
 $s$  = antall arter

Indeksen tar hensyn både til antall arter og mengdefordelingen mellom artene, men det synes som indekser er mest følsom for individfordelingen. En lav verdi indikerer et artsfattig samfunn og/eller et samfunn som er dominert av en eller få arter. En høy verdi indikerer et artsrikt samfunn.

Pielous mål for jevnhet (Pielou, 1966)

har følgende formel, der symbolene er som i Shannon-Wieners indeks

$$J = \frac{H'}{\log_2 s}$$

### Hurlberts diversitetskurver

Grafisk kan diversiteten uttrykkes i form av antall arter som funksjon av antall individer. Med utgangspunkt i total antall arter og individer i en prøve søker man å beregne hvor mange arter man ville vente å finne i delprøver med færre individer. Diversitetsmålet blir derved uavhengig av prøvestørrelsen og gjør at lokaliteter med ulik individtetthet kan sammenlignes direkte. Hurlbert (1971) har gitt en metode for å beregne slike diversitetskurver basert på sannsynlighetsberegning.

$ES_n$  er forventet antall arter i en delprøve på  $n$  tilfeldig valgte individer fra en prøve som inneholder total  $N$  individer og  $s$  arter og har følgende formel:

$$ES_n = \sum_{i=1}^s \left[ 1 - \frac{\binom{N-N_i}{n}}{\binom{N}{n}} \right]$$

der  $N$  = total antall individ i prøven  
 $N_i$  = antall individ av art  $i$   
 $n$  = antall individ i en gitt delprøve (av de  $N$ )  
 $s$  = total antall arter i prøven

### Plott av antall arter i forhold til antall individer

Artene deles inn i grupper/klasser etter hvor mange individer som er registrert i en prøve. Det vanlige er å sette klasse I = 1 individ pr. art, klasse II = 2-3 individer, klasse III = 4-7 individer, klasse IV = 8-15 individer, osv., slik at de nedre klassegrensene danner en følge av ledd på formen  $2^x \cdot x=0.1.2\dots$ . En slik følge kalles en geometrisk følge, derfor kalles klassene for geometriske klasser. Hvis antall arter innenfor hver klasse plottes mot klasseverdien på en lineær skala, vil det fremkomme en kurve som uttrykker individfordelingen mellom artene i samfunnet. Det har vist seg at i prøver fra upåvirkede samfunn vil det være mange arter med lavt individantall og få arter med høyt individantall, slik at vi får en entoppet, assymetrisk kurve med lang "hale" mot høye klasseverdier. Denne kurven vil være godt tilpasset en log-normal fordelingskurve.

Ved moderat forurensing forsvinner en del av de individfattige artene, mens noen som blir begunstiget, øker i antall. Slik flater kurven ut, og strekker seg mot høyere klasser eller den får ekstra toppen. Under slike forhold mister kurven enhver likhet med den statistiske log-normalfordelingen. Derfor kan avvik fra log-

normalfordelingen tolkes som et resultat av en påvirkning/forurensing. Det har vist seg at denne metoden tidlig gir utslag ved miljøforstyrrelse. Ved sterk forurensning blir det bare noen få, men ofte svært tallrike arter tilbake. Log-normalfordelingskurven vil da ofte gjenoppstå, men med en lavere topp og spredt over flere klasser enn for uforstyrrede samfunn.

#### Faunaens fordelingsmønstre

Variasjoner i faunaens fordelingsmønstre over området beskrives ved å sammenligne tettheten av artene på hver stasjon. Til dette brukes multivariate klassifikasjons- og ordinasjons-analyser (Cluster og MDS).

Analysene i denne undersøkelsen ble utført ved hjelp av programpakken PRIMER v5. Inngangsdata er individantall pr. art. pr. prøve. Prøvene kan være replikater eller stasjoner. Det tas ikke hensyn til hvilke arter som opptrer. Forut for klassifikasjons- og ordinasjonsanalysene ble artslistene dobbelt kvadratrot-transformert. Dette ble gjort for å redusere avviket mellom høye og lave tetthetsverdier og dermed redusere eventuelle effekter av tallmessig dominans hos noen få arter i datasettet.

#### Clusteranalyse

Analysen undersøker faunalikheten mellom prøver. For å sammenligne to prøver ble Bray-Curtis ulikhetsindeks benyttet (Bray & Curtis, 1957):

$$d_{ij} = \frac{\sum_{k=1}^n |X_{ki} - X_{kj}|}{\sum_{k=1}^n (X_{ki} + X_{kj})}$$

der  $n$  = antall arter sammenlignet  
 $X_{ki}$  = antall individ av art  $k$  i prøve nr.  $i$   
 $X_{kj}$  = antall individ av art  $k$  i prøve nr.  $j$

Indeksen avtar med økende likhet. Vi får verdien 1 hvis prøvene er helt ulike, dvs. ikke har noen felles arter. Identiske arts- og individtall vil gi verdien 0. Prøver blir gruppert sammen etter graden av likhet ved å bruke "group-average linkage". Forholdsvis like prøver danner en gruppe (cluster). Resultatet presenteres i et tredediagram (dendrogram).

#### **Ømfintlighet (AMBI, ISI og NSI)**

Ømfintligheten bestemmes ved indeksene ISI og AMBI. Beregning av ISI er beskrevet av Rygg (2002). Sensitivitetsindeksen AMBI (Azti Marin Biotic Index) tilordner en ømfintlighetsklasse (økologisk gruppe, EG): EG-I: sensitive arter. EG-II: indifferente arter. EG-III: tolerante arter. EG-IV: opportunistiske arter. EG-V: forurensningsindikerende arter. Sammensetningen av makrovertebratsamfunnet i form av andelen av økologiske grupper indikerer omfanget av en forurensningspåvirkning.

NSI er en sensitivitetsindeks som ligner AMBI, men er utviklet med basis i norske faunadata og ved bruk av en objektiv statistisk metode. En prøves NSI verdi beregnes ved gjennomsnittet av sensitivitetsverdiene av alle individene i prøven.

#### **Sammensatte indekser (NQI1 og NQI2)**

Sammensatte indekser NQI1 og NQI2 bestemmes både ut fra arts mangfold og ømfintlighet. NQI1 er brukt i NEAGIG (den nordøst-atlantiske interkalibreringen). De fleste land bruker nå sammensatte indekser av samme type som NQI1 og NQI2.

NQI1 indeksen er beskrevet ved hjelp av formelen:

$$\text{NQI1 (Norwegian quality status, version 1)} = [0.5 * (1 - \text{AMBI}/7) + 0.5 * (\text{SN}/2.7)^{N/(N+5)}]$$

Diversitetsindeksen  $\text{SN} = \ln S / \ln(\ln N)$ , hvor  $S$  er antall arter og  $N$  er antall individer i prøven

**Referanser:**

- Bray, R.T. & J.T. Curtis. 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecol. Monogr.* 27:325-349.
- Hurlbert, S.N. 1971. The non-concept of the species diversity: A critique and alternative parameters. *Ecology* 52:577-586.
- Pielou, E. C. 1966. Species-diversity and pattern-diversity in the study of ecological succession. *Journal of Theoretical Biology* 10. 370-383.
- Rygg, B. 2002. Indicator species index for assessing benthic ecological quality in marine water of Norway. *NIVA report SNO 4548-2002*. 32 p.
- Shannon, C.E. & W. Weaver. 1949. The Mathematical Theory of Communication. *Univ Illinois Press*. Urbana 117 s.

**Statistikk resultater Osterøy. Sørfjorden 2016:****Antall arter og individer per stasjon:**

st.nr.	tot.	Referanse	Indre	Midtre	Ytre
no. ind.	3237	181	236	2331	489
no. spe.	82	39	21	57	44

**Bunndyrindekser per replikat:**

st.nr.	tot.	Referanse_0	Referanse_0	Indre_0	Indre_0	Midtre_0	Midtre_0	Ytre_0	Ytre_0
		1	2	1	2	1	2	1	2
no. ind.	3237	119	62	149	87	1097	1234	274	215
no. spe.	82	31	20	18	14	35	48	35	32
Shannon-Wiener:		3.9	3.2	2.7	2.5	1.6	2.0	3.5	3.7
Pielou		0.78	0.74	0.65	0.66	0.32	0.35	0.68	0.74
ES100		28	20	15	14	12	13	24	24
SN		2.20	2.11	1.80	1.76	1.83	1.97	2.06	2.06
ISI-2012		9.63	9.57	9.91	9.11	9.85	11.18	9.96	10.14
AMBI *)		1.65	2.769	1.555	2.432	3.986	3.866	2.275	2.325
NQI1		0.77	0.66	0.71	0.64	0.55	0.59	0.71	0.71
NSI		22.2	20.2	18.8	18.9	23.2	21.3	23.3	22.3
DI		0.026	0.258	0.123	0.110	0.990	1.041	0.388	0.282

\*) På stasjonene Referanse. Indre og Ytre mangler respektivt 34.3%. 25.8 % og 40.5 % av populasjonene AMBI verdi

**Bunndyrindekser. gjennomsnitt per stasjon:**

st.nr.	Referanse	Indre	Midtre	Ytre
Shannon-Wiener:	3.53	2.61	1.80	3.58
Pielou	0.76	0.65	0.34	0.71
ES100	23.96	14.34	12.74	24.27
SN	2.15	1.78	1.90	2.06
ISI-2012	9.60	9.51	10.52	10.05
AMBI *)	2.210	1.994	3.926	2.300
NQI1	0.72	0.67	0.57	0.71
NSI	21.22	18.85	22.25	22.79
DI	0.14	0.12	1.02	0.34
Tilstandsklasse nEQR *)	0.696	0.609	0.583	0.714

\*) Tilstandsklassen nEQR er beregnet uten DI

**Geometriske klasser:**

int.	Referanse	Indre	Midtre	Ytre
1	21	8	18	15
2.3	8	6	12	8
4- 7	5	2	11	9
8- 15	3	2	7	7
16- 31	1	0	6	2
32- 63	1	2	0	2
64-127	0	1	0	0
128-255	0	0	2	1
256-511	0	0	0	0
512-1023	0	0	0	0
1024-2047	0	0	1	0
2048-	0	0	0	0



*Artsliste**Overvåking resipient Osterøy*

<i>Rekke</i>	<i>Klasse</i>	<i>Orden</i>	<i>Art/Taxa</i>	<i>01</i>	<i>02</i>	<i>Sum</i>
<i>Stasjonsnr.: Indre</i>						
FORAMINIFERA						
CNIDARIA			Foraminifera indet.	-1	-2	-3
	Hydrozoa					
			Hydrozoa indet.	-1		-1
	Anthozoa					
			Actiniaria indet.	1		1
			Cerianthus lloydii	1		1
NEMERTINI						
			Nemertea indet.	1		1
NEMATODA						
			Nematoda indet.	2		2
SIPUNCULIDA						
			Onchnesoma steenstrupii		1	1
ANNELIDA						
	Polychaeta					
		Orbiniida				
			Levinsenia gracilis	1		1
		Spionida				
			Pseudopolydora paucibranchiata	1	1	2
			Spiochaetopterus bergensis	34	16	50
		Phyllodocida				
			Neoleanira tetragona	1		1
			Aglaophamus pulcher	4	4	8
			Nephtys hystricis	1		1
		Flabelligerida				
			Diplocirrus glaucus	2	1	3
		Terebellida				
			Melythasides laubieri	40	7	47
CRUSTACEA						
	Malacostraca					
		Cumacea				
			Diastylodes serratus	1	1	2
MOLLUSCA						
	Bivalvia					
		Nuculoida				
			Nucula tumidula		2	2
		Ostreoidea				
			Delectopecten vitreus	3	3	6
		Veneroidea				
			Adontorhina similis	2	1	3
			Thyasira equalis	42	43	85
			Thyasira sarsi	1	5	6
			Kelliella miliaris	2	1	3
PHORONIDA						
			Phoronis sp.	11		11
ECHINODERMATA						
	Ophiuroidea					
			Ophiuroidea indet. juv.	4	4	8
	Echinoidea					
		Spartangoida				
			Spartangoida indet. juv.		1	1
TUNICATA						

<i>Rekke</i>	<i>Klasse</i>	<i>Orden</i>	<i>Art/Taxa</i>	<i>01</i>	<i>02</i>	<i>Sum</i>
	Asciacea		Asciacea indet. (solit)		1	1
			<i>Maks:</i>	42	43	85
			<i>Antall:</i>	22	17	26
			<i>Sum:</i>			243
	<i>Stasjonsnr.: Midtre</i>					
	FORAMINIFERA					
			Foraminifera indet.	-2	-2	-4
CNIDARIA	Anthozoa		Edwardsia sp.	4		4
NEMERTINI			Nemertea indet.	3	2	5
SIPUNCULIDA			Onchnesoma steenstrupii	3	7	10
ANNELIDA	Polychaeta					
	Orbiniida		Phylo norvegicus	1		1
	Spionida		Prionospio dubia	7	2	9
			Pseudopolydora paucibranchiata	846	869	1715
			Scolelepis korsuni		2	2
			Spiophanes kroyeri	3	3	6
			Spiophanes wigleyi		4	4
			Spiochaetopterus bergensis	2	3	5
			Aphelochaeta sp.	11	8	19
			Chaetozone sp.	6	6	12
	Capitellida		Praxillella praetermissa		5	5
			Maldanidae indet.	1	1	2
	Phyllodoceida					
			Phyllodoce rosea		1	1
			Pholoe baltica	1		1
			Pholoe pallida	7	9	16
			Ophiodromus flexuosus	1	1	2
			Pilargiidae indet.		1	1
			Nereis sp.		2	2
			Aglaophamus pulcher	2	2	4
	Amphinomida		Paramphinome jeffreysii	62	91	153
	Eunicida		Paradiopatra fiordica	1	2	3
			Paradiopatra quadricuspis	1		1
			Augeneria tentaculata	5		5
			Lumbrineris cingulata	8	4	12
			Protodorvillea kefersteini		1	1
	Oweniida		Galathowenia oculata		1	1
	Flabelligerida					
			Brada villosa		1	1
			Diplocirrus glaucus	8	17	25
	Terebellida					
			Cistenides hyperborea	3		3
			Pectinaria belgica		5	5
			Melythasides laubieri	11	2	13
			Mugga wahrbergi		2	2
			Pista mediterranea	3	3	6
			Streblosoma bairdi		1	1

<i>Rekke</i>	<i>Klasse</i>	<i>Orden</i>	<i>Art/Taxa</i>	<i>01</i>	<i>02</i>	<i>Sum</i>
		Sabellida	Terebellides sp.	1	2	3
			Euchone sp.		1	1
CRUSTACEA			Jasmineira candela	5	13	18
	Malacostraca	Amphipoda	Acidostoma sp.	1	1	2
			Eriopisa elongata	4		4
			Halice abyssii		1	1
MOLLUSCA	Caudofoveata		Caudofoveata indet.		1	1
	Prosobranchia	Mesogastropoda	Euspira montagui		1	1
	Bivalvia	Nuculoida	Nucula tumidula	7	11	18
			Yoldiella lucida		1	1
		Limoida	Limatula subauriculata		1	1
		Ostreoidea	Delectopecten vitreus	1		1
		Veneroidea	Mendicula ferruginosa	3	6	9
			Thyasira equalis	62	117	179
			Thyasira obsoleta	1		1
			Thyasira sarsi	2	6	8
			Tellimya tenella		1	1
			Abra nitida		2	2
ECHINODERMATA	Ophiuroidea	Ophiurida	Amphipholis squamata		2	2
			Amphilepis norvegica	10	7	17
			Ophiuroidea indet. juv.	1	8	9
	Echinoidea	Spartangoida	Brissopsis lyrifera		2	2
				<b>Maks:</b>	846	869
				<b>Antall:</b>	37	50
				<b>Sum:</b>		2336
<b><i>Stasjonsnr.: Referanse</i></b>						
FORAMINIFERA			Foraminifera indet.	-2	-1	-3
NEMERTINI			Nemertea indet.	1		1
SIPUNCULIDA			Onchnesoma steenstrupii	5	1	6
ANNELIDA	Polychaeta	Orbiniida	Levinsenia gracilis		1	1
		Spionida	Prionospio cirrifera		1	1
			Prionospio dubia	1	1	2
			Pseudopolydora paucibranchiata		12	12
			Scolecopsis korsuni		1	1
			Spiophanes kroyeri	1	1	2

<i>Rekke</i>	<i>Klasse</i>	<i>Orden</i>	<i>Art/Taxa</i>	<i>01</i>	<i>02</i>	<i>Sum</i>
			Spiochaetopterus bergensis	32	22	54
			Aphelochaeta sp.	5	1	6
			Chaetozone sp.	2		2
		Capitellida	Praxillella praetermissa	1		1
		Phyllodocida	Nephtys hystericis	2	1	3
			Nephtys sp.	1		1
		Amphinomida	Paramphinome jeffreysii	1		1
		Eunicida	Paradiopatra fiordica	6		6
			Lumbrineris cingulata	7	1	8
		Oweniida	Galathowenia oculata	1		1
		Terebellida	Cistenides hyperborea	1		1
			Melythasides laubieri	8	3	11
			Amaeana trilobata	1		1
			Terebellides sp.	4	1	5
		Sabellida	Siboglinidae indet.	1		1
	Oligochaeta		Oligochaeta indet.	1		1
CRUSTACEA						
	Malacostraca					
		Amphipoda	Acidostoma sp.	1		1
		Decapoda	Munida sp.		1	1
MOLLUSCA						
	Caudofoveata		Caudofoveata indet.	7		7
	Prosobranchia					
		Mesogastropoda	Euspira montagui	1		1
		Heterogastropoda	Haliella stenostoma	1	1	2
	Bivalvia					
		Nuculoida	Nucula tumidula	1		1
		Limoida	Limatula subauriculata	1		1
		Ostreoidea	Delectopecten vitreus		2	2
		Veneroidea	Mendicula ferruginosa	1		1
			Thyasira equalis	19	8	27
			Tellimya tenella		1	1
			Kelliella miliaris	3		3
		Pholadomyoidea	Cuspidaria rostrata	1	1	2
ECHINODERMATA						
	Ophiuroidea		Ophiuroidea indet. juv.	1	1	2
	Echinoidea					
		Spartangoida	Brissopsis lyrifera		1	1
TUNICATA						
	Asciacea		Asciacea indet. (solit)	1		1
			<b>Maks:</b>	32	22	54
			<b>Antall:</b>	33	22	41
			<b>Sum:</b>			180

<i>Rekke</i>	<i>Klasse</i>	<i>Orden</i>	<i>Art/Taxa</i>	<i>01</i>	<i>02</i>	<i>Sum</i>
<i>Stasjonsnr.:</i> Ytre						
FORAMINIFERA						
NEMERTINI			Foraminifera indet.	-2	-2	-4
NEMATODA			Nemertea indet.	2		2
SIPUNCULIDA			Nematoda indet.	-1	1	0
ANNELIDA			Onchnesoma steenstrupii	3	3	6
	Polychaeta					
		Orbiniida				
			Phylo norvegicus	1		1
			Levinsenia gracilis	3	1	4
			Aricidea catherinae		1	1
		Spionida				
			Laonice sarsi		2	2
			Prionospio cirrifera		2	2
			Prionospio dubia	3	1	4
			Pseudopolydora paucibranchiata	3	2	5
			Spiophanes kroyeri		1	1
			Spiochaetopterus bergensis	119	74	193
			Spiochaetopterus typicus	3	4	7
			Aphelochaeta sp.	29	17	46
			Chaetozone sp.	3	5	8
			Monticellina sp.		1	1
		Capitellida				
			Heteromastus filiformis	6	5	11
		Phyllodocida				
			Neoleanira tetragona	1		1
			Pholoe pallida	3		3
			Pilargiidae indet.	1		1
			Nephtys hystricis	2	1	3
		Amphinomida				
			Paramphinome jeffreysii	5	12	17
		Eunicida				
			Paradiopatra fiordica	5	10	15
			Paradiopatra quadricuspis	1		1
			Augeneria tentaculata	1		1
			Lumbrineris cingulata	7	7	14
		Oweniida				
			Galathowenia oculata	10	4	14
		Flabelligerida				
			Brada villosa		1	1
		Terebellida				
			Melythasides laubieri	2	4	6
			Amaeana trilobata	1		1
			Terebellides sp.	16	7	23
CRUSTACEA						
	Malacostraca					
		Amphipoda				
			Eriopisa elongata	2		2
			Synchelidium sp.		1	1
		Decapoda				
			Calocarides coronatus	1		1
MOLLUSCA						
	Caudofoveata					
			Caudofoveata indet.	2		2
	Bivalvia					
		Nuculoida				

<i>Rekke</i>	<i>Klasse</i>	<i>Orden</i>	<i>Art/Taxa</i>	<i>01</i>	<i>02</i>	<i>Sum</i>
			Nucula tumidula	4	3	7
			Yoldiella lucida	3	2	5
		Limoida				
			Limatula subauriculata		1	1
		Ostreoidea				
			Delectopecten vitreus	6	3	9
		Veneroidea				
			Adontorhina similis		1	1
			Mendicula ferruginosa	2	1	3
			Thyasira equalis	15	28	43
			Abra nitida	1		1
			Kelliella miliaris	2	4	6
ECHINODERMATA						
	Ophiuroidea					
		Ophiurida				
			Amphilepis norvegica	6	6	12
			Ophiuroidea indet. juv.	8	8	16
			<b>Maks:</b>	119	74	193
			<b>Antall:</b>	38	35	47
			<b>Sum:</b>			501
				<b>TOTAL:</b>		<b>Maks:</b> 1715
						<b>Sum:</b> 3260

## Vedlegg 2. Analyserapporter

Analyserapport Splitt i to\_TOC\_060516

Redigert av: LTO  
Godkjent: \_\_\_\_\_

Framsenteret  
Postboks 6606 Langnes, 9296 Tromsø  
Foretaksnr.: NO 937 375 158 MVA  
Tel: 77 75 03 00  
e-post: kjemi@akvaplan.niva.no

## ANALYSERAPPORT

### Sedimentprøver

<b>Kunde:</b>	<b>Intern</b>
<b>Kunde referanse:</b>	<b>Overvåking av resipient rundt Osterøy</b>
<b>Kontaktperson:</b>	<b>Gjermund Bahr</b>
<b>Adresse:</b>	Pirsenteret
<b>Postnr./sted:</b>	7462 Trondheim
<b>Tel:</b>	91559281
<b>E-post:</b>	gba@akvaplan-niva.no
<b>Dato:</b>	12.07.2016

**Rapport nr.:** 7830  
**Analyseparameter(e):** Korn, TOC, Cu, Zn, TP  
**Kontaktperson:** Ingar H. Wasbotten

**Analyseansvarlig:** *Ida Gjør Tveter* (sign.)

**Underskriftsberettiget:** *Ida Gjør Tveter* (sign.)

Prøvene ble sendt/levert til Akvaplan-Niva AS av oppdragsgiver, og merket som angitt i tabellen nedenfor.

Prøve id. Lab	Kundens id.	Materiale	Prøvens beskaffenhets ved mottak	Mottatt lab	Analyse-periode
7830/1	Referanse	sediment	frossen	11.04.2016	22.04.16 - 11.07.16
7830/2	Indre	sediment	frossen	11.04.2016	22.04.16 - 11.07.16
7830/3	Midt	sediment	frossen	11.04.2016	22.04.16 - 11.07.16
7830/4	Ytre	sediment	frossen	11.04.2016	22.04.16 - 11.07.16

#### MERKNADER:

Analysene gjelder bare for de prøver som er testet. De oppgitte analyseresultat omfatter ikke feil som måtte følge av prøvetagningen, inhomogenitet eller andre forhold som kan ha påvirket prøven før den ble mottatt av laboratoriet. Rapporten får kun kopieres i sin helhet og uten noen form for endringer. En eventuell klage skal leveres laboratoriet senest en måned etter mottak av analyseresultat. Nærmere informasjon om analysemetodene (måleusikkerhet, metodeprinsipp etc.) fås ved henvendelse til Akvaplan-Niva AS

Prøvene ble analysert med følgende resultater:



## Resultater

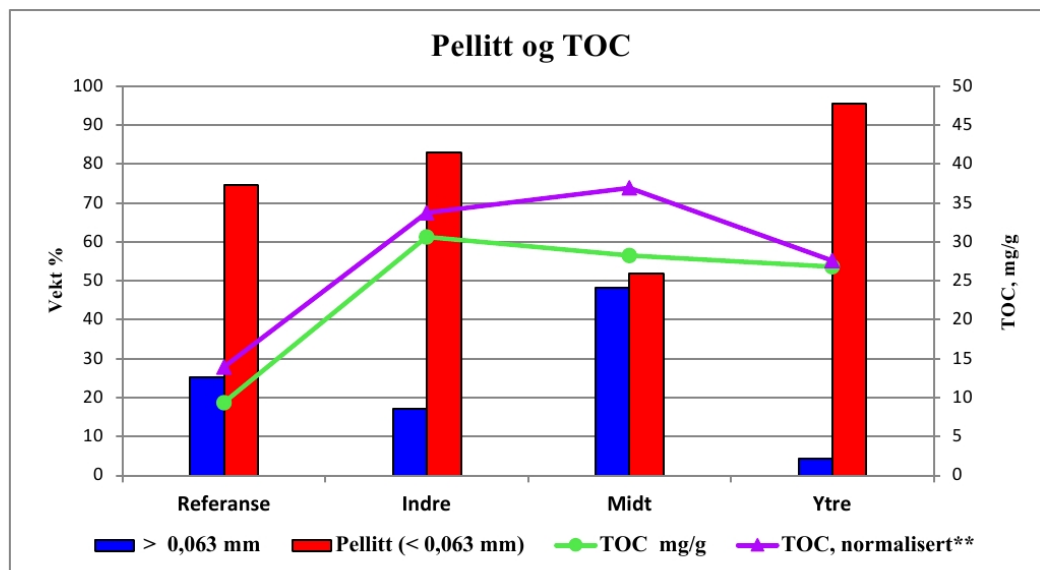
Kundens id.:		Referanse	Indre	Midt	Ytre	
Parameter	Enhet	7830/1	7830/2	7830/3	7830/4	
> 0,063 mm	vekt %	25,4	17,2	48,2	4,3	
Pellitt (< 0,063 mm)	vekt %	74,6	82,8	51,8	95,7	
TOC	mg/g TS	9,33	30,6	28,2	26,8	
TOC, normalisert**	mg/g TS	13,9	33,7	36,9	27,6	
Cu *	mg/kg TS	23,8	46,0	43,9	48,0	
Zn *	mg/kg TS	67,2	123	112	146	
P-total *	% TS	0,131	0,150	0,198	0,152	
	mg/kg TS**	1310	1500	1980	1520	

\* Analysen er utført av ALS Laboratory Group, ALS Czech Republic s.r.o., Na Harfě 9/336, Praha, Tsjekkia

Akkreditering: Czech Accreditation Institute, labnr. 1163

\*\* Uakkreditert beregninger utført av Akvaplan-niva AS

TOC, normalisert =  $\text{målt TOC mg/g} + 18 \cdot (1-F)$ , der  $F = \text{andel finstoff (pellitt) gitt ved \%pellitt/100}$ .



## Vedlegg 3. Rapport på isotopdatering av sedimentkjerner

Report

**Sediment accumulation rates assessment of sediment cores  
from Osterfjorden/Bergen with gamma spectroscopy  
measurements**

Re: 1.16124 - Order of radioisotope analysis (210 Pb dating)

by

Witold Szczuciński

Institute of Geology, Adam Mickiewicz University in Poznan  
Bogumiła Krygowskiego 12  
61-680 Poznań  
Poland  
phone: +48 61 829 6025  
fax: +48 61 829 6001  
e-mail: [witek@amu.edu.pl](mailto:witek@amu.edu.pl)

Poznań, 2017

## Introduction

The objective of this work was to assess sediment accumulation rate and sediment properties in four sediment cores from Osterfjorden applying gamma spectroscopy. The latter is a non-destructive method allowing for measuring a number of natural and man-made radioisotopes. Within the present work particular focus was on the following isotopes:

- $^{40}\text{K}$ , which is a proxy for sediment mineralogy and grain size. Its variability usually reflects changes in sediment type in time and space.
- $^{137}\text{Cs}$  is a radioisotope introduced into environment due to nuclear tests and nuclear plants disasters. On the northern hemisphere usually the maximum activity peak is 1963 and sometimes a secondary minor peak from 1986 Chernobyl accident is visible. The beginning of measurable release of this isotope to the environment is around 1952. However, the distribution in sediments may be modified by mixing/bioturbation.
- $^{210}\text{Pb}$  is a natural radioisotope in the  $^{238}\text{U}$  decay chain. It is produced in the sediment (supported  $^{210}\text{Pb}$ ) and delivered from the atmosphere (excess  $^{210}\text{Pb}$ ). The latter is used to assess sediment accumulation rate during the last c. 100 years.
- $^{214}\text{Pb}$ ,  $^{214}\text{Bi}$  and  $^{226}\text{Ra}$ , they are the precursors of  $^{210}\text{Pb}$  in radioactive chain and are used to indicate the value of supported  $^{210}\text{Pb}$  in the sediments. The excess  $^{210}\text{Pb}$  is calculated from the difference of total  $^{210}\text{Pb}$  and supported  $^{210}\text{Pb}$ .

The application of the above mentioned isotopes for dating and assessment of sediment accumulation rates is common since the 70-s of the 20th century and more details on the methods, applications, limitations and interpretation issues may be found in a number of scientific papers, e.g. Koide et al. (1972), Robbins and Edgington (1975), Dörr (1995), Appleby (2008), Szczuciński et al. (2009), Kirchner (2011), Sanchez-Cabeza and Ruiz-Fernández (2012).

## Material

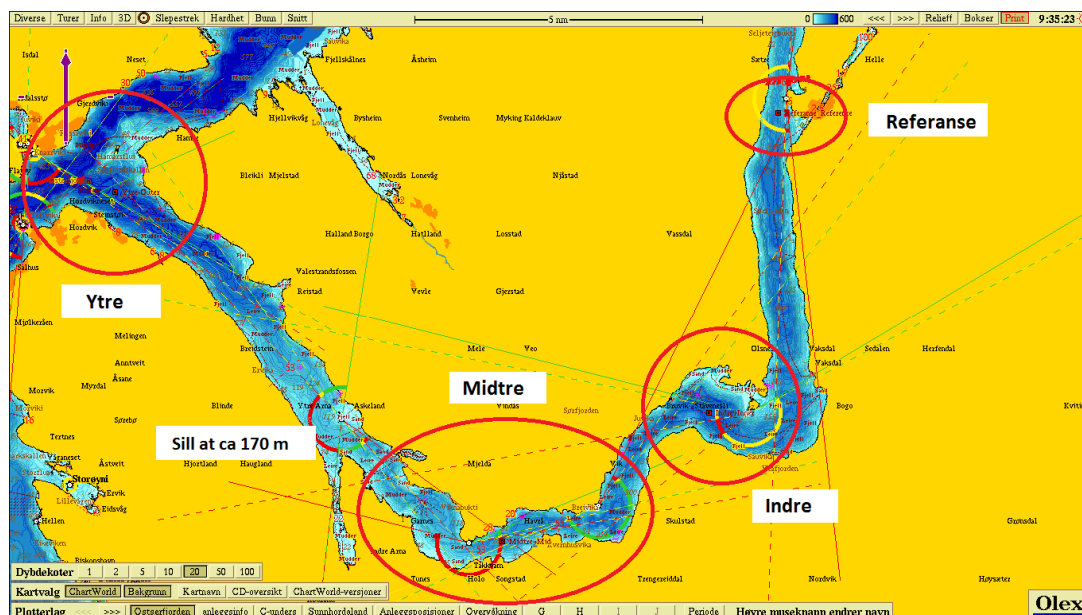


Fig. 1 Map of the sampling sites (provided by the NIWA).

The material used in the study included 4 short sediment cores (provided by the Norwegian Institute for Water Research). One of them was called "Referanse" and was intended to be used as reference core, however, it was taken from fjord slope setting according to the sample provider. The remaining three cores were from inner ("Indre"), middle ("Midtre") and outer ("Ytre") part of the fjord (Figs. 1 and 2). All the cores were sampled in 1-cm thick slices. Moreover, from core "Midtre" also 5 cm thick composite interval samples were taken.

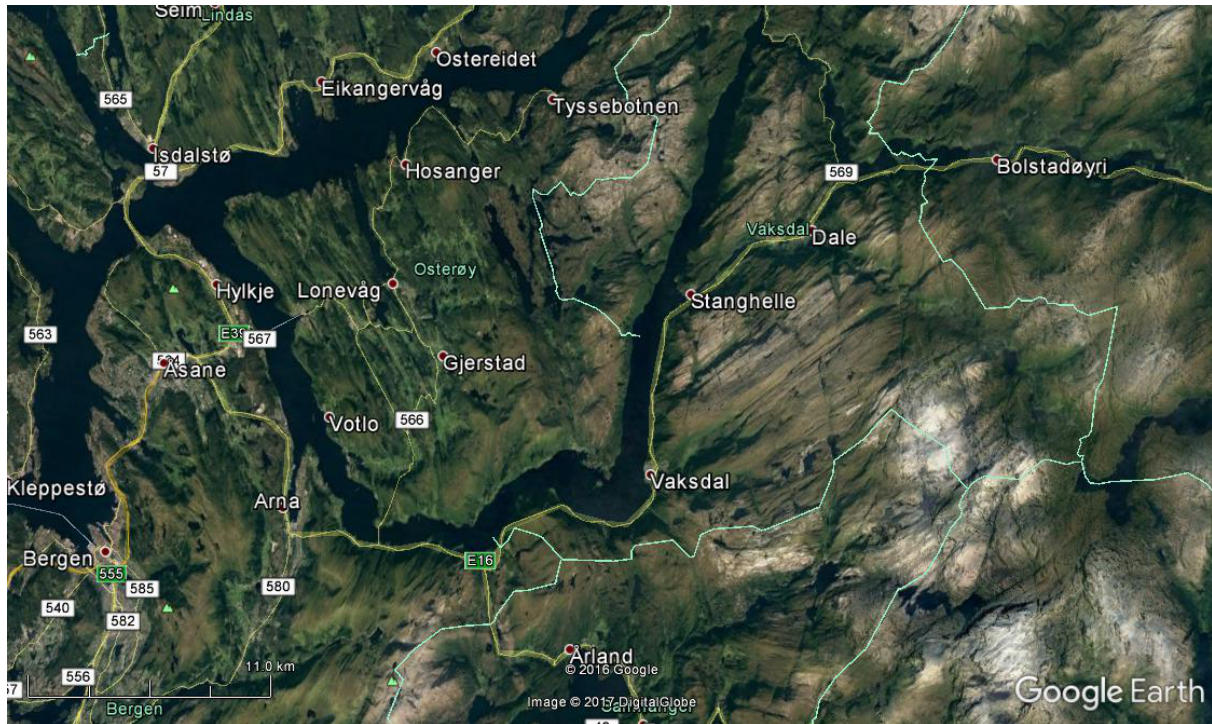


Fig. 2 Google Earth view of the study area.

## Methods

The activities of  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{214}\text{Pb}$ ,  $^{214}\text{Bi}$ ,  $^{40}\text{K}$  and  $^{226}\text{Ra}$  were measured by gamma spectroscopy using a high-purity germanium detector (Canberra GX2520) at the Institute of Geology, Adam Mickiewicz University in Poznań, Poland. Efficiencies for measured geometries are determined using LabSOCS code verified with standards IAEA-385 and IAEA-RGU-1. Precision and minimum detectable activity of the measurements are determined using standard GENIE 2000 algorithms, which summarize all the analytical uncertainties and present them as  $2\sigma$  error. Each dried sample was homogenised and packed in a plastic sealed container, thereafter stored for several weeks. The measurements of c. 20g sample lasted approximately two days, for few samples with lower weight (surface samples) the measurements lasted for up to 6 days.

The assessment of modern sediment accumulation rates (SARs) is based on the  $^{210}\text{Pb}$  and  $^{137}\text{Cs}$  activity profiles, a method commonly used for establishing aquatic sediment chronologies (for review see e.g. Sanchez-Cabeza and Ruiz-Fernández (2012), Kirchner (2011)). The basis for SARs calculation is so called excess  $^{210}\text{Pb}$  activity ( $_{\text{ex}}^{210}\text{Pb}$ ) determined by subtracting the  $^{210}\text{Pb}$  supported activity ( $^{210}\text{Pb}_{\text{supp}}$ ) (in this case, it is the average of  $^{214}\text{Pb}$ ,  $^{214}\text{Bi}$  and  $^{226}\text{Ra}$ ) from the total  $^{210}\text{Pb}$  activity (Fig. 3).

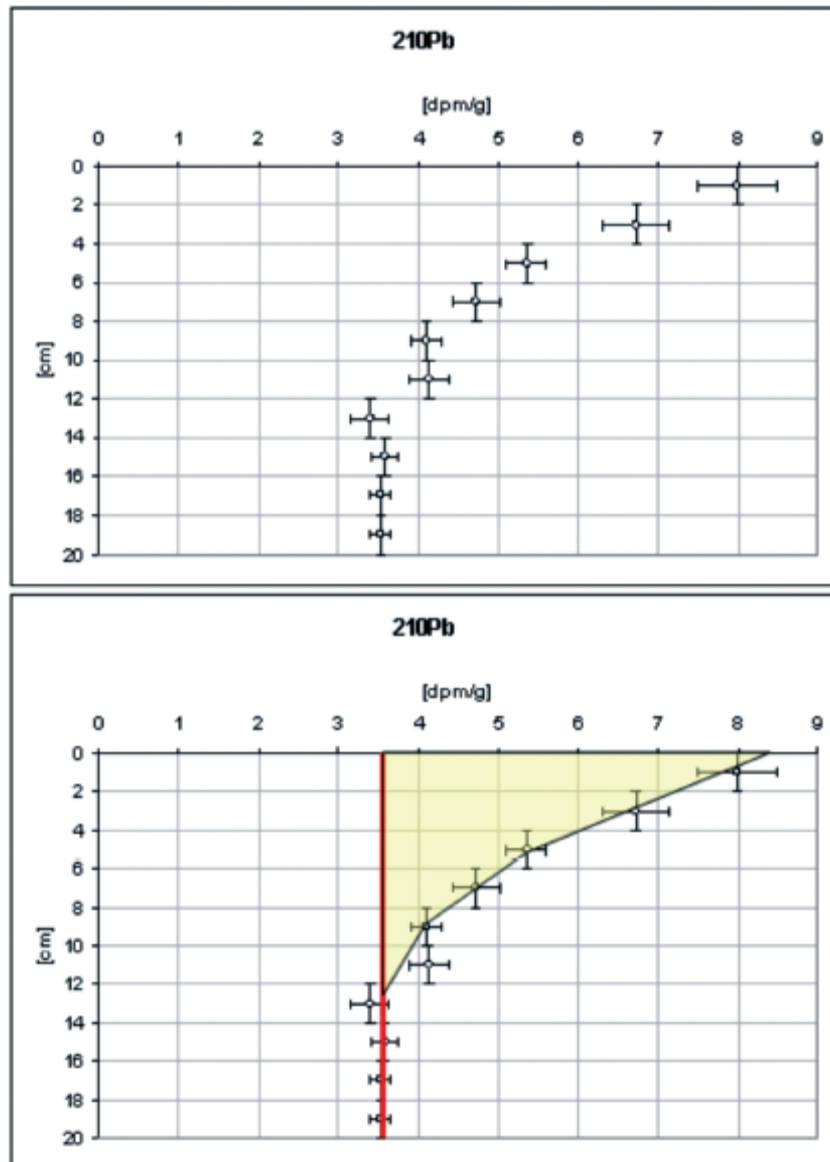


Fig. 3. An example of  $^{210}\text{Pb}$  activity profile in fjord sediments of Billefjorden, Svalbard (Szczeniński et al. 2009). The red line mark the supported activities while the area marked in yellow is due to excess  $^{210}\text{Pb}$  used for assessment of sediment accumulation rate. After Szczeniński (2007).

Most commonly used models for  $^{210}\text{Pb}$ -based dating of the sediments are Constant Flux Constant Sedimentation (CS-CF), Constant Rate of Supply (CRS) and Constant Initial Concentration (CIC) (e.g., Robbins and Edgington 1975; Appleby and Oldfield 1978). All of them use three basic quantities: (i)  $^{210}\text{Pb}$  concentration in the sediments, (ii)  $^{210}\text{Pb}$  flux to the surface of the sediments and (iii) accumulation rate of the sediments; and relates them differently (for review see e.g., Sanchez-Cabeza and Ruiz-Fernández 2012). Moreover, all of the models assume that the sediments are unaffected by mixing and/or redistribution processes. In the present study these conditions are not fully met. Among the limiting factors are non-steady sedimentation caused by sediment redistribution and possible environmental changes, as well surface sediment mixing (revealed by near constant excess  $^{210}\text{Pb}$  activities near surface). Hence, straightforward application of any of these models to

provide accurate cores' chronologies is precluded. Here, since we have no access to dry bulk densities and the cores are too short to cover the total excess  $^{210}\text{Pb}$  profile, we used CIC model assuming the  $^{210}\text{Pb}$  concentration in surface sediments is constant in time. Accordingly, in case of stable SAR the  $^{210}\text{Pb}$  activity profile (Fig. 3) shall decrease exponentially with depth and then calculated average approximate SAR following the equation:

$$\text{SAR} = \lambda \times z \times (\ln A_0/A_z)^{-1}$$

where  $\lambda$  is  $^{210}\text{Pb}$  disintegration constant ( $=0.03118 \text{ yr}^{-1}$ ),  $z$  is a depth in a core (cm) (in this case thickness of the section between  $A_0$  and  $A_z$ ),  $A_0$  is  $^{210}\text{Pb}$  concentration at the surface (top layer of the section, here base of surface mixed layer), and  $A_z$  is  $^{210}\text{Pb}$  concentration at depth  $z$  (bottom layer of the section). To validate our  $^{210}\text{Pb}$ -derived assessment of SARs we used anthropologically induced  $^{137}\text{Cs}$  as a time marker with its first occurrence during the early 1950s and maximum activity around 1963 (Fig. 4., e.g., Robbins and Edgington 1975). Due to limitations in the use of dating method mentioned above (e.g. non-steady sedimentation and sediment mixing) calculated SARs should be treated as apparent SAR.

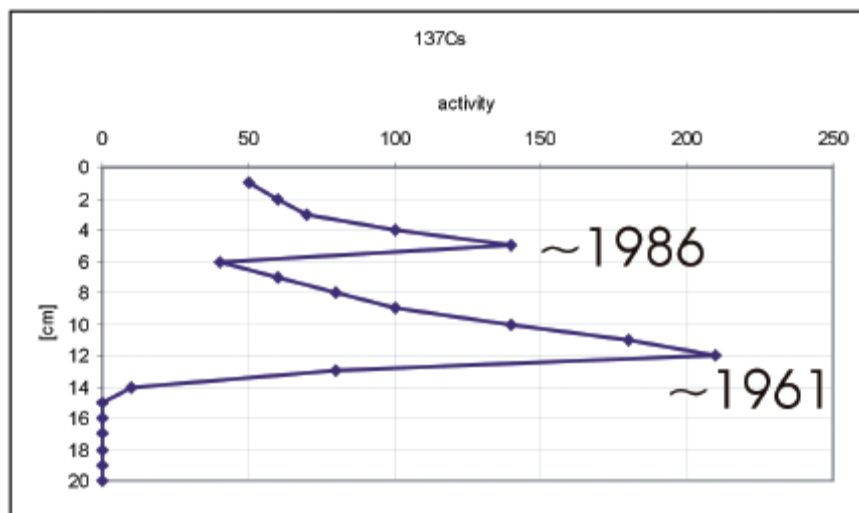


Fig. 4. Idealised  $^{137}\text{Cs}$  profile in sediments of northern hemisphere. 1986 peak is due to Chernobyl accident, while the lower peak is dated to be 1961 to 1963 and is related to the peak in atmospheric nuclear weapon tests. The beginning of the presence of  $^{137}\text{Cs}$  in the environment is assigned to be c.1950. After Szczuciński (2007).

## Results

The measured values are listed in the tables (Table A1 - A5) included in the appendix. Here are presented the general trends observed in the  $^{40}\text{K}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{210}\text{Pb}$  and excess  $^{210}\text{Pb}$  in the cores.

$^{40}\text{K}$  profiles are similar for all the cores (Fig. 5). The activity values vary in relatively narrow range and are very similar in cores Referanse, Indre and Ytre, only in the Midtre core the  $^{40}\text{K}$  values are systematically lower suggesting the different sediment type or sediment source. Except of some smaller scale variability, all the cores reveal also a slight increase in  $^{40}\text{K}$  values with depth.



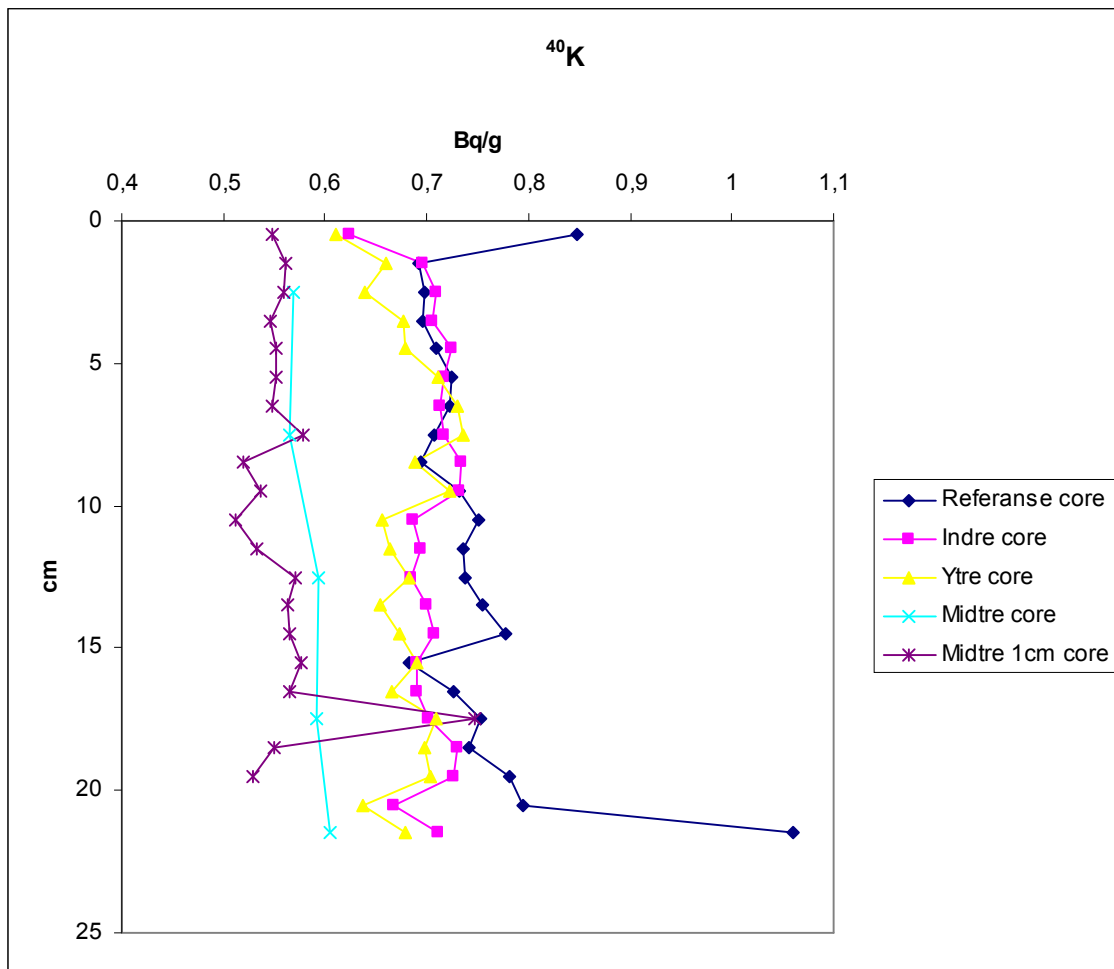


Fig. 5. Downcore changes in the  $^{40}\text{K}$  activities in the studied cores. The Midtre core was analysed in 1-cm and 5-cm thick intervals.

$^{137}\text{Cs}$  activity profiles (Fig. 6) show in all the cores similar trend - increase with depth to about 10 cm and then decrease with depth. The core Referanse, although showing similar trend, has smaller  $^{137}\text{Cs}$  activities and at 20 cm reach level of  $^{137}\text{Cs}$  being below detection level. None of the profiles show clear peaks in  $^{137}\text{Cs}$  activities that could be easily related to the nuclear bomb testing at the beginning of 1960-s and the Chernobyl disaster in 1986, although some elevated activities in a peak-like form are visible. Thus,  $^{137}\text{Cs}$ -derived SARs were first calculated based on maximum penetration depth of  $^{137}\text{Cs}$ , this is an upper estimate as this does not take into account sediment mixing. In this way the Referanse core reveals SAR in order of 0.3 cm/year, while the other cores >0.35 cm/year as they have  $^{137}\text{Cs}$  present throughout.

The  $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$  (Fig. 7) and total  $^{210}\text{Pb}$  activity profiles of the investigated cores show decreasing trend with sediment depth. As in case of  $^{137}\text{Cs}$ , the activities measured in Referanse core are lower than in the remaining cores. It is likely due to bypassing of sediment with scavenged radioisotopes over the Referanse coring site, which is on a slope, and/or focusing effect in case of the remaining cores. Moreover, the  $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$  activity profiles show decreased and/or uniform activities in the topmost c.7-8 cm part of the cores (Ytre, Midtre and Indre), this may be interpreted as surface mixed layer or as a record of very high sediment accumulation rate. Summary of the estimated SARs is shown in Table 1. The SAR was calculated using several assumptions, in particular the one on thickness of surface mixed

layer. Some variability in the activity profiles may be related to fluctuating sediment accumulation rates, events (e.g. turbidites or slumps on fjord slopes) or changes in sediment properties.

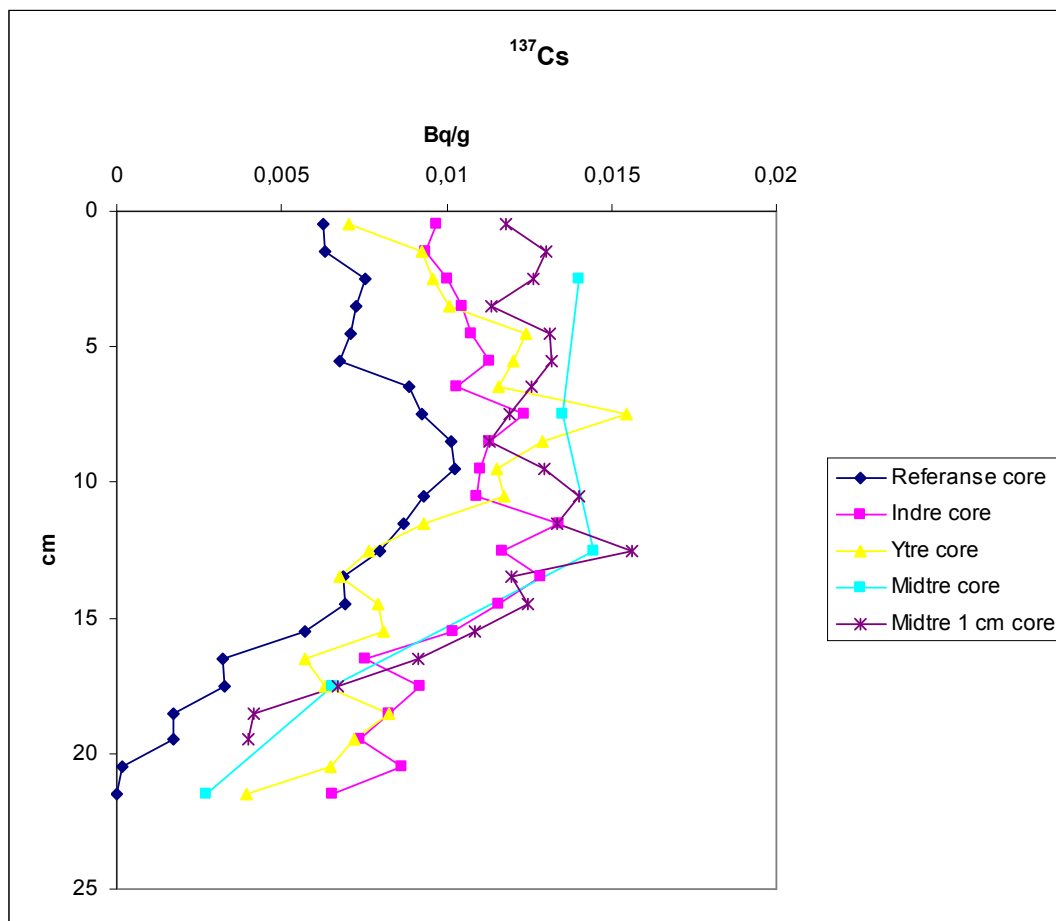


Fig. 6. Downcore changes in the  $^{137}\text{Cs}$  activities in the studied cores. The Midtre core was analysed in 1-cm and 5-cm thick intervals.

Table 1. The estimation of sediment accumulation rates (SAR) for the studied cores in cm/year. Three approaches are presented: based on excess  $^{210}\text{Pb}$  after excluding surface mixed layer,  $^{137}\text{Cs}$  based on maximum penetration depth and  $^{137}\text{Cs}$  based on maximum penetration depth corrected for surface mixed layer).

method	Referanse	Indre	Ytre	Midtre
$^{210}\text{Pb}$ (excluding surface mixed layer interpreted to be 3.5 cm thick for Referanse and 7.5 cm for the other cores)	0.26	0.67	0.27	0.32
$^{137}\text{Cs}$ (based on maximum penetration depth)	0.3	>0.35	>0.35	>0.35
$^{137}\text{Cs}$ (based on maximum penetration depth corrected for surface mixed layer as in case of $^{210}\text{Pb}$ )	0.26	>0.21	>0.21	>0.21

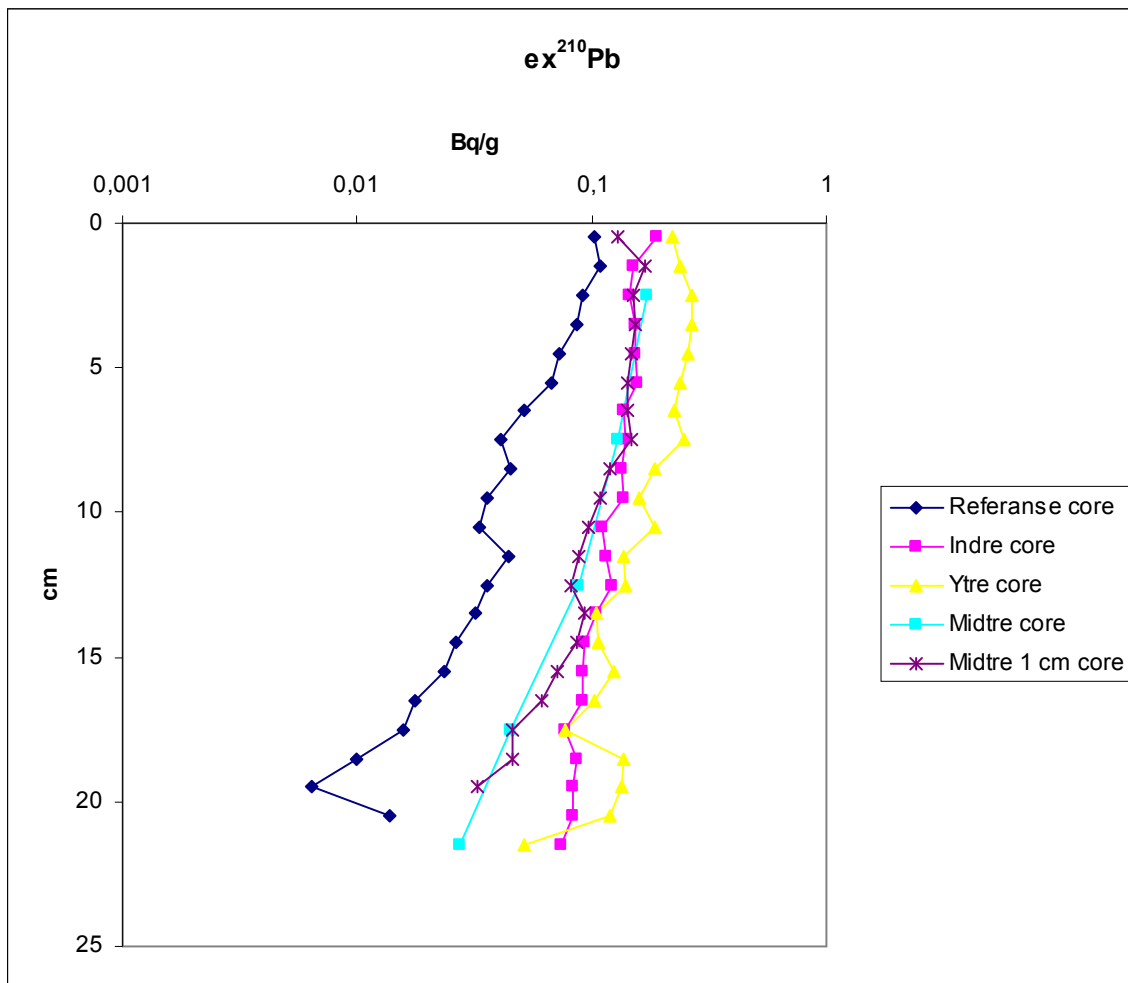


Fig. 7. Downcore changes in the  $ex^{210}Pb$  activities in the studied cores. The Midtre core was analysed in 1-cm and 5-cm thick intervals.

## Interpretation

### Difference between Reference and the remaining cores

One of the striking features is the difference in the activities of  $^{137}Cs$  and excess  $^{210}Pb$  between reference core and the remaining cores. The both isotopes are delivered from the atmosphere and may be redeposited and have elevated contents in depocenters - sites with enhanced accumulation. The reference core is reported to be collected on a slope. It would agree with the observed situation as on a slope a part of the  $^{137}Cs$  and excess  $^{210}Pb$  may be bypassed down to the deepest part of fjord basin. It is reflected also in the lowest values of sediment accumulation rates.

### Mixing

**All the sediment cores revealed in upper part of  $^{210}Pb$  profile a signature typical for surface mixed layer.** It causes that the interpretation is more difficult, as we do not know the mixing rate. In case of the most cores the surface mixed layer is in order of c. 8 cm. It is a typical value for shelf environment (Nittrouer et al. 1984). In case of fjord it may be considered to be relatively thick and may suggest reach benthic animal communities causing bioturbating and mixing of the sediments. Importantly, mixing cause any kind of event to blurred in the

sediments. It is for instance likely the case of  $^{137}\text{Cs}$  peaks. This may also cause that some indicators of changes in the sediment may be shifted downward. In case, **if the fjord environment at the coring site is characterised by anoxic conditions the mixing is less likely and alternative interpretation must be provided.**

### **Sediment accumulation rate in the studied cores**

Due to short sediment cores available it is not possible to apply some of the sediment accumulation models. The presented sediment accumulation rates are based on linear rate using two methods: assuming presence of  $^{137}\text{Cs}$  since early 1950-s and using CIC model with excess  $^{210}\text{Pb}$ . The both approaches assume steady accumulation rate, however, it may not be the case as the activity profiles in the cores seem to reflect non-steady accumulation and variable in time (otherwise the log profiles of the  $^{210}\text{Pb}$  would be as straight line) and affected by mixing. It is one of the reasons for variability in the results and need to adjust the models. The cores are also relatively short ( $^{137}\text{Cs}$  is in most of them present down to the core bottom). So without additional data it may be difficult to provide a very accurate age model.

**The calculated sediment accumulation rates based on  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{210}\text{Pb}$  are generally in agreement after taking into account surface mixed layer. They are in order of 0.26 cm/year for Reference core.** In case of the remaining core the  $^{137}\text{Cs}$  provide only the lowermost limit. **According to  $^{210}\text{Pb}$  profiles the sediment accumulation rate is decreasing from inner part (Indre  $\sim 0.7$  cm/year) through the middle part (Midtre  $\sim 0.32$ ) toward the outer part (Ytre  $\sim 0.27$  cm/year).** The analyses on Midtre core were conducted in two various sampling resolutions (1 and 5 cm) and the results are in good agreement.

### **Recommendations**

**Seeking the 1973 horizon in the sediments is hampered by thick sediment mixing layer.**

The approximated depth of this age horizon using the estimated accumulation rates (stated above - please note their limitations and assumptions of no change in accumulation rate) and assuming stable surface mixing layer are as follow:

Reference - 11 to 15 cm

Indre - 30 to 40 cm (so probably is not reached by the sediment core)

Midtre - 13 - 21 cm (so may be not reached by the sediment core)

Ytre - 11 - 20 cm.

The depth of 1973 may be assessed more accurately by:

- using additional information on the sediment cores (grain size, TOC etc., which may help in identification of redeposition horizons),
- seeking an alteration/ event horizon (eg 1973),
- applying additional models to calculate sediment accumulation rates. However, for most of them the cores to short to provide very precise results, so longer cores would be needed.

### **References**

- Appleby, P.G., 2008. Three decades of dating recent sediments by fallout radionuclides: a review. *Holocene* 18, 83-93.
- Appleby, P.G., Oldfield, F., 1978. The calculation of  $^{210}\text{Pb}$  dates assuming a constant rate of supply of unsupported  $^{210}\text{Pb}$  to the sediment. *Catena* 5, 1-8.
- Dörr, H., 1995. Application of  $^{210}\text{Pb}$  in soils. *J. Paleolimnol.* 13, 157-168.

- Kirchner, G., 2011.  $^{210}\text{Pb}$  as a tool for establishing sediment chronologies: examples of potentials and limitations of conventional dating models. *J. Environ. Radioact.* 102, 490-494.
- Koide, M., Soutar, A., Goldberg, E.D., 1972. Marine geochronology with Pb-210. *Earth Planet. Sci. Lett.* 14, 442-446.
- Nittrouer, C.A., DeMaster, D.J., McKee, B.A., Cutshall, N.H., Larsen, I.L., 1984. The effects of sediment mixing on Pb-210 accumulation rates for the Washington continental shelf. *Mar. Geol.* 54, 201-221.
- Robbins, J.A., Edgington, D.N., 1975. Determination of recent sedimentation rates in Lake Michigan using Pb-210 and Cs-137. *Geochim. Cosmochim. Acta* 39, 285-304.
- Sanchez-Cabeza, J.A., Ruiz-Fernández, A.C., 2012.  $^{210}\text{Pb}$  sediment radiochronology: an integrated formulation and classification of dating models. *Geochim. Cosmochim. Acta* 82, 183-200.
- Szczuciński, W., 2007. O metodach określania współczesnej akumulacji osadów w morzach. *LAB* 12, 12-14.
- Szczuciński, W., Zajączkowski, M., Scholten, J., 2009. Sediment accumulation rates in subpolar fjords - impact of post-Little Ice Age glaciers retreat, Billefjorden, Svalbard. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 85, 345-356.

## Appendix

Table A1  
Results for Referanse core

lab No	depth cm	$^{40}\text{K}$ Bq/g	error	$^{137}\text{Cs}$ Bq/g	error	$^{210}\text{Pb}$ Bq/g	error	$^{210}\text{Pb}_{\text{supp}}$ Bq/g	error	$^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ Bq/g
IG1262	0-1	0.848497	0.092854	0.006284	0.00199	0.118337	0.039808	0.015262	0.00418	0.103075
IG1263	1-2	0.692687	0.065538	0.006297	0.00132	0.136238	0.040511	0.027393	0.002602	0.108845
IG1264	2-3	0.697342	0.066118	0.007546	0.00135	0.118675	0.036462	0.027733	0.002675	0.090942
IG1265	3-4	0.695211	0.064801	0.007251	0.001393	0.111905	0.033715	0.025143	0.002348	0.086762
IG1266	4-5	0.709195	0.065815	0.007108	0.001344	0.098693	0.03029	0.025533	0.002427	0.07316
IG1267	5-6	0.724339	0.067496	0.00674	0.001325	0.094791	0.029346	0.027092	0.00249	0.067698
IG1268	6-7	0.721775	0.066283	0.008855	0.001379	0.080068	0.024782	0.028584	0.002504	0.051484
IG1269	7-8	0.70641	0.066407	0.009239	0.001532	0.069044	0.023084	0.027752	0.002611	0.041292
IG1270	8-9	0.69408	0.064264	0.010124	0.001176	0.071737	0.02304	0.026804	0.002377	0.044933
IG1271	9-10	0.732896	0.06804	0.010238	0.001559	0.064551	0.021643	0.028987	0.002552	0.035564
IG1272	10-11	0.750856	0.069417	0.009312	0.001441	0.061517	0.021048	0.028438	0.002531	0.033079
IG1273	11-12	0.735796	0.068249	0.00868	0.00143	0.074231	0.023938	0.030224	0.002684	0.044007
IG1274	12-13	0.737314	0.068066	0.007993	0.001446	0.066391	0.022344	0.030309	0.002662	0.036082
IG1275	13-14	0.754731	0.069806	0.006844	0.001355	0.064846	0.02222	0.032853	0.00273	0.031993
IG1276	14-15	0.776797	0.072305	0.006945	0.001497	0.058666	0.02097	0.03219	0.002838	0.026476
IG1277	15-16	0.682128	0.062536	0.005693	0.001228	0.052321	0.017878	0.028701	0.002339	0.02362
IG1278	16-17	0.725458	0.067145	0.003197	0.001062	0.049975	0.018199	0.03233	0.002602	0.017646
IG1279	17-18	0.753717	0.069457	0.003287	0.00103	0.048036	0.017818	0.032393	0.002715	0.015643
IG1280	18-19	0.74074	0.063148	0.001716	0.000504	0.043152	0.013586	0.033251	0.002282	0.0099
IG1281	19-20	0.780816	0.072133	0.0017	0.001087	0.040136	0.021984	0.033768	0.002954	0.006368
IG1282	20-21	0.795087	0.068717	0.000172	0.000708	0.047728	0.016086	0.033878	0.002555	0.01385
IG1283	21-22	1.060017	0.10131	0		0.041367	0.023742	0.041835	0.004143	0

**Table A2**  
Results for Indre core

lab No	depth	<sup>40</sup> K	error	<sup>137</sup> Cs	error	<sup>210</sup> Pb	error	<sup>210</sup> Pb <sub>supp</sub>	error	<sup>210</sup> Pb <sub>ex</sub>
	cm	Bq/g		Bq/g		Bq/g		Bq/g		Bq/g
IG1288	0-1	0.623687	0.068076	0.009674	0.002038	0.212029	0.062872	0.024159	0.003254	0.18787
IG1289	1-2	0.695106	0.067328	0.009367	0.001745	0.184524	0.054323	0.035164	0.003105	0.14936
IG1290	2-3	0.709241	0.069763	0.010003	0.001902	0.179067	0.053356	0.035519	0.003257	0.143549
IG1293	3-4	0.705111	0.06913	0.010482	0.001862	0.189269	0.05586	0.034886	0.003231	0.154383
IG1294	4-5	0.723538	0.071248	0.010738	0.00187	0.1913	0.056476	0.03713	0.003572	0.15417
IG1295	5-6	0.716737	0.070403	0.011305	0.001936	0.194421	0.057416	0.038074	0.003522	0.156348
IG1296	6-7	0.712149	0.068806	0.010317	0.001785	0.172964	0.051675	0.037093	0.00325	0.13587
IG1297	7-8	0.716701	0.06819	0.012336	0.00178	0.174323	0.051238	0.03619	0.003056	0.138133
IG1301	8-9	0.733153	0.069532	0.011317	0.001803	0.165394	0.048853	0.030776	0.002854	0.134618
IG1302	9-10	0.732481	0.070436	0.011034	0.001921	0.166121	0.049356	0.030704	0.002944	0.135417
IG1304	10-11	0.686759	0.065746	0.010932	0.001709	0.143023	0.042777	0.031807	0.002922	0.111217
IG1305	11-12	0.694748	0.065965	0.013417	0.001823	0.142607	0.042394	0.028188	0.002727	0.114419
IG1306	12-13	0.684988	0.065419	0.011671	0.001822	0.151659	0.044952	0.030126	0.002768	0.121534
IG1307	13-14	0.699037	0.065828	0.012845	0.001719	0.132253	0.039857	0.028236	0.002589	0.104017
IG1308	14-15	0.70737	0.06607	0.011562	0.001702	0.120518	0.036163	0.028072	0.00257	0.092446
IG1303	15-16	0.69058	0.065238	0.010205	0.001167	0.118806	0.035904	0.027439	0.002573	0.091367
IG1309	16-17	0.689631	0.06558	0.007553	0.001612	0.124217	0.037501	0.032039	0.002836	0.092177
IG1310	17-18	0.700755	0.066237	0.009203	0.001462	0.109388	0.033692	0.031869	0.002789	0.077519
IG1311	18-19	0.730282	0.065134	0.008274	0.001226	0.117891	0.034762	0.031646	0.00251	0.086245
IG1312	19-20	0.725583	0.068964	0.007372	0.00158	0.118609	0.036332	0.035377	0.003158	0.083232
IG1313	20-21	0.667676	0.063141	0.008651	0.001553	0.111871	0.03401	0.029332	0.002615	0.082539
IG1314	21-22	0.711087	0.066864	0.006561	0.00129	0.100911	0.031106	0.027295	0.00262	0.073616

**Table A3**  
Results for Midtre core

lab No	depth	<sup>40</sup> K	error	<sup>137</sup> Cs	error	<sup>210</sup> Pb	error	<sup>210</sup> Pb <sub>supp</sub>	error	<sup>210</sup> Pb <sub>ex</sub>
	cm	Bq/g		Bq/g		Bq/g		Bq/g		Bq/g
IGB1343	0-1	0.548691	0.054994	0.011776	0.001695	0.142417	0.042503	0.014517	0.002159	0.1279
IGB1344	1-2	0.560886	0.058181	0.013041	0.00203	0.182791	0.054024	0.012628	0.002262	0.170163
IGB1345	2-3	0.559014	0.056206	0.012618	0.001861	0.162893	0.048612	0.013495	0.002139	0.149398
IGB1346	3-4	0.545956	0.054253	0.011349	0.001692	0.170951	0.050109	0.016247	0.002054	0.154704
IGB1347	4-5	0.55143	0.054341	0.013107	0.001706	0.159943	0.047053	0.013401	0.002007	0.146542
IGB1348	5-6	0.552285	0.05416	0.013187	0.001717	0.155782	0.045725	0.012678	0.001927	0.143103
IGB1349	6-7	0.548139	0.053747	0.012585	0.001702	0.153716	0.045071	0.011748	0.001791	0.141968
IGB1350	7-8	0.578643	0.056566	0.01192	0.001731	0.160294	0.047362	0.013524	0.001983	0.14677
IGB1351	8-9	0.518639	0.050778	0.01131	0.001553	0.133179	0.039379	0.014272	0.001829	0.118907
IGB1352	9-10	0.536088	0.051773	0.012964	0.001417	0.120546	0.035859	0.01226	0.001782	0.108286
IGB1353	10-11	0.511297	0.049637	0.014011	0.001727	0.111039	0.03334	0.014929	0.001748	0.09611
IGB1354	11-12	0.53254	0.051894	0.013372	0.00162	0.103071	0.031525	0.015802	0.001965	0.087269
IGB1355	12-13	0.570505	0.052741	0.015649	0.001891	0.098681	0.030382	0.016519	0.002063	0.082161
IGB1356	13-14	0.563588	0.05439	0.011972	0.001606	0.106818	0.032215	0.014218	0.001912	0.0926
IGB1357	14-15	0.565772	0.055301	0.012462	0.001733	0.101823	0.031244	0.014647	0.002044	0.087176
IGB1358	15-16	0.576815	0.055758	0.010878	0.001531	0.085824	0.026833	0.014691	0.001919	0.071133
IGB1359	16-17	0.565804	0.054494	0.009114	0.001401	0.076382	0.024266	0.015476	0.001954	0.060907
IGB1360	17-18	0.747342	0.055959	0.006727	0.001383	0.061948	0.021066	0.015988	0.001984	0.045959
IGB1361	18-19	0.550629	0.053435	0.004141	0.001271	0.057877	0.019655	0.012128	0.001773	0.045749
IGB1362	19-20	0.529479	0.052172	0.003971	0.001112	0.046496	0.017703	0.013883	0.001944	0.032612

Table A4  
Results for Midtre core - 5 cm resolution sampling

lab No	depth cm	<sup>40</sup> K Bq/g	error	<sup>137</sup> Cs Bq/g	error	<sup>210</sup> Pb Bq/g	error	<sup>210</sup> Pb <sub>supp</sub> Bq/g	error	<sup>210</sup> Pb <sub>ex</sub> Bq/g
IG1315	0-5	0.567928	0.056467	0.014019	0.001812	0.182217	0.053288	0.00961	0.001972	0.172607
IG1316	5-10	0.564522	0.053422	0.013506	0.001624	0.142217	0.041651	0.01211	0.001707	0.130107
IG1319	10-15	0.59354	0.056812	0.014443	0.001854	0.100749	0.030767	0.012753	0.001907	0.087996
IG1320	15-20	0.591556	0.057961	0.00655	0.001361	0.060072	0.020826	0.015267	0.002124	0.044805
IG1318	20-23	0.605404	0.057628	0.002725	0.000613	0.039168	0.015251	0.0116	0.001738	0.027568

Table A5  
Results for Ytre core

lab No	depth cm	<sup>40</sup> K Bq/g	error	<sup>137</sup> Cs Bq/g	error	<sup>210</sup> Pb Bq/g	error	<sup>210</sup> Pb <sub>supp</sub> Bq/g	error	<sup>210</sup> Pb <sub>ex</sub> Bq/g
IG1321	0-1	0.610852	0.063517	0.007011	0.001697	0.244689	0.071371	0.02207	0.003021	0.222619
IG1322	1-2	0.659858	0.06788	0.009256	0.001922	0.265878	0.077352	0.027183	0.003144	0.238695
IG1323	2-3	0.638426	0.064942	0.0096	0.001816	0.293704	0.084744	0.02836	0.003137	0.265344
IG1324	3-4	0.67622	0.066839	0.010111	0.001915	0.293039	0.084458	0.028044	0.002884	0.264995
IG1325	4-5	0.679354	0.059272	0.012389	0.001965	0.282907	0.081609	0.024572	0.002862	0.258335
IG1326	5-6	0.710211	0.070811	0.011997	0.002125	0.265557	0.077105	0.026153	0.002921	0.239404
IG1327	6-7	0.729456	0.070666	0.011564	0.001769	0.250778	0.07264	0.026891	0.00277	0.223887
IG1328	7-8	0.736229	0.073313	0.01545	0.002356	0.273413	0.079346	0.028361	0.003145	0.245052
IG1329	8-9	0.689266	0.067493	0.012906	0.001888	0.216446	0.063189	0.03183	0.003127	0.184616
IG1330	9-10	0.722135	0.069239	0.011538	0.0018	0.186854	0.054772	0.02788	0.002738	0.158974
IG1331	10-11	0.655196	0.064652	0.011738	0.001873	0.21147	0.062025	0.026629	0.002712	0.184841
IG1332	11-12	0.663782	0.0644	0.009313	0.00113	0.162486	0.048086	0.025234	0.002628	0.137251
IG1333	12-13	0.682267	0.066013	0.007638	0.001634	0.164822	0.048983	0.02663	0.0027	0.138193
IG1334	13-14	0.653896	0.063878	0.006747	0.001638	0.130497	0.039505	0.025659	0.002677	0.104837
IG1335	14-15	0.67298	0.066519	0.007931	0.001654	0.136104	0.041606	0.029355	0.003051	0.106749
IG1336	15-16	0.689814	0.066105	0.008109	0.001553	0.148519	0.044229	0.024393	0.002588	0.124126
IG1337	16-17	0.666094	0.064436	0.005713	0.00136	0.131693	0.039701	0.029785	0.002809	0.101909
IG1338	17-18	0.708555	0.068765	0.006303	0.0014	0.109475	0.034414	0.032463	0.003147	0.077012
IG1339	18-19	0.698197	0.067034	0.008251	0.001627	0.163708	0.048415	0.027676	0.002689	0.136031
IG1340	19-20	0.703893	0.067529	0.007219	0.001537	0.165167	0.048903	0.030028	0.002895	0.135138
IG1341	20-21	0.637846	0.062064	0.006476	0.001415	0.151538	0.045082	0.031451	0.002891	0.120086
IG1342	21-22	0.679389	0.065988	0.003947	0.001348	0.080716	0.026918	0.02936	0.002894	0.051356



## 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)