Akvaplan-niva Rapport 2020 62020.01

Resipientundersøkelse i Adventfjorden, 2020.

Vurdering av kjemiske og biologiske forhold

Dette er en blank side

Frontbilde: Longyearbyen, sett fra utfor Bykaia, med energiverket i midten. Bilde: Sabine Cochrane

Akvaplan-niva AS
Org. nr. 937375158 MVA
Framsenteret
Postboks 6606 Langnes, 9296 Tromsø
Tel: 777 50 300
www.akvaplan.niva.no

Rapporttittel:

Resipientundersøkelse i Adventfjorden, 2020.

- Vurdering av kjemiske og biologiske forhold

Forfatter(e): Sabine Cochrane Anita Evenset	Akvaplan-niva rapport: 2020 62020.01
	Dato: 24-11-2020
	Antall sider: 42
	Distribusjon: Etter avtale med oppdragsgiver
Oppdragsgiver: Longyearbyen Lokalstyre	Oppdragsg. Referanse 2020/198. ROBJO

Sammendrag

Det ble gjennomført en resipientundersøkelse i Adventfjorden for å kartlegge biologiske og kjemiske forhold ved Longyearbyens avløpsrør. Det ble i tillegg tatt prøver for å sjekke eventuell tilstedeværelse av tarmbakterien *E. coli* i sediment og sjøvann.

Det ble funnet en del avfall og da spesielt våtservietter ved utslippspunktet, og lokalt forringet miljøkvalitet. Våtservietter består for det meste av polyesterfibre, som har dannet et slags "filt" på sediment overflate og kan ha bidratt til at det er blitt oksygenfritt i de dypere sedimentlagene. Ved utslippspunktet er det funnet vesentlig faunaforstyrrelse, med store mengder individer av noen få arter som indikerer organisk anrikning, samt en nedgang i artsmangfold. Stasjonen som er plassert 250 m fra utslippspunktet viste imidlertid uvesentlig forstyrrelser, og på de øvrige stasjonene ble det registrert faunasamfunn som er ganske typiske for Adventfjorden.

Det ble ikke registrert noe uventede funn av miljøgiftnivåer. Tarmbakterier var påvist i bunnvann og sedimenter like ved utslippspunktet, men i konsentrasjoner langt under grenseverdiene for badevann i Norge, og det ble ikke registrert tarmbakterier i overflatevann.

Prosjektleder	Kvalitetskontroll
Sabine Cochrane	Roger Velvin

© 2020 Akvaplan-niva AS. Rapporten kan kun kopieres i sin helhet. Kopiering av deler av rapporten (tekstutsnitt, figurer, tabeller, konklusjoner, osv.) eller gjengivelse på annen måte, er kun tillatt etter skriftlig samtykke fra Akvaplan-niva AS.

INNHOLDSFORTEGNELSE

1 INNLEDNING 3

1.1 Kort om bakgrunnen for undersøkelse 3
1.2 Målsetninger 5

2 MATERIALER OG METODER 6

2.1 Feltarbeid og prøvetakingsstasjoner 6
2.2 Biologiske analyser 9
2.3 Kjemiske analyser 9
2.4 Analyser av næringssalter og *E. coli* i vann og sediment 10
2.5 Målinger av vannkvalitet 10
2.6 Klassifisering av resultater 11
2.6.1 Biota 11
2.6.2 Miljøgifter i sediment 11
2.6.3 *E-coli* i vann 12

3 RESULTATER OG VURDERINGER 13

3.1 Observasjoner i felt og på laboratoriet 13
3.1.1 Stasjon A1, ved utslippspunktet 13
3.1.2 Øvrige stasjoner 17
3.2 Miljøgifter i sediment 18
3.2.1 TOC 18
3.2.2 Metaller 19
3.2.3 PAH 19
3.2.4 PCB 20
3.2.5 TBT 20
3.3 Næringssalter og *E. coli* tarmbakterier 21
3.4 Fauna/biologiske analyser 22
3.5 Vannkvalitet 26
3.6 Estimert fotavtrykk av avløpsrøret 28

4 REFERANSER 30

ISO 16665:2014. Water quality — Guidelines for quantitative sampling and sample processing of marine soft-bottom macrofauna. 30

VEDLEGG 1 – NYTTIG LITTERATUR 31

VEDLEGG 2: METODER FOR NÆRINGSSALTER OG KJEMI 35

VEDLEGG 3: ARTSLISTER, STASJONSVIS 37

Forord og takk

Den 10.07.2020 fikk Akvaplan-niva i oppdrag å gjennomføre en resipientundersøkelse for Longyearbyen Lokalstyre. Bakgrunnen for oppdraget er et behov for en avklaring av miljøstatus i resipienten for avløpsrøret, som ligger utenfor bosetningen.

Tidligere undersøkelser har vist en forringing av miljøkvalitet ved utslippsrøret og foreliggende rapport skal supplere med flere prøvetakingsstasjoner.

Akvaplan-niva, spesielt prosjektlederne/forfatterne Sabine Cochrane og Anita Evenset, takker for oppdraget og håper at resultatene vil bidra positivt til byens avløpsstrategi. Felt-crew'et Cochrane og Rosalyn Fredriksen takker skipperen Stig Henningsen fra Henningsen Transport og Guiding for bruk av og god teknisk assistanse om bord MS Farm, Longyearbyen. Vi takker også Bjørn og Ivar Henningsen for bistand med båtføring.

Janne Søreide, UNIS takkes for lån av vannprøvetaker og grabb og Øyvind Leikvin, Akvaplan-niva for oseanografisk rådgivning. Fra Akvaplan-niva, har Rune Palerud laget alle stasjonskartene og Thomas Heggen har laget plottene av CTD data.

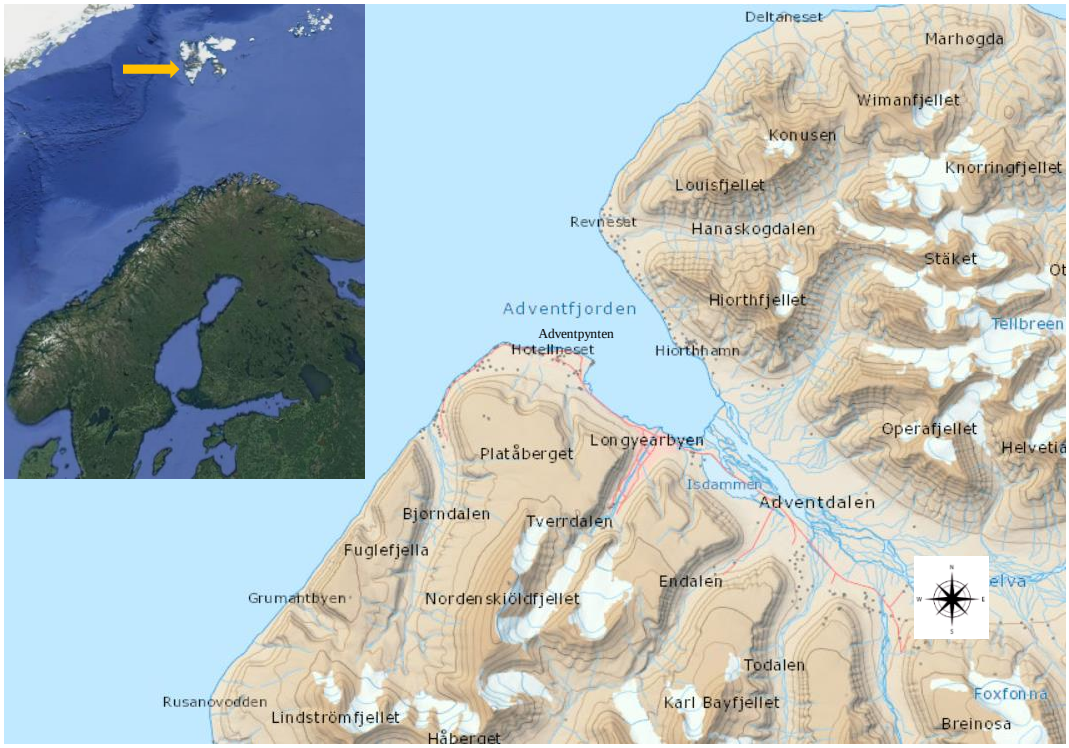
Fra Longyearbyen Lokalstyre vil vi takke spesielt prosjektansvarlig Robert Bjørklund for planlegging, samt praktisk bistand på land under oppdraget.

Figur 1. T.v prosjektlederen Sabine Cochrane og t.h. prosjektmedarbeider Rosalyn Fredriksen, begge Akvaplan-niva, om bord MS Farm v/ Henningsen Transport og Guiding - fornøyd etter vellykket tokt, september 2020. Bilde: Stig Henningsen.

1 Innledning

1.1 Kort om bakgrunnen for undersøkelse

Adventfjorden er en av flere fjorder som forgreiner seg ut i Isfjorden, vest på Svalbard (Figur 2). Fjorden er om lag 7 km lang, 3-5 km bred og for det meste ca. 60 – 70 m dyp. Adventfjorden mottar store mengder siltmateriale fra breer og elver, spesielt fra Adventelva, men også Longyearelva (Figur 3.



Figur 2. Kart som viser Adventfjorden og deler av Isfjorden. Oversiktsbilde fra Google Earth; kart over Adventfjorden fra topoSvalbard, Norsk Polarinstitutt.

Longyearbyen, som ligger sør i den indre del av fjorden hadde i 2019 2 368 registrerte fastboende og i tillegg 166 000 hotellovernattinger (økning på 38 000 siden 2015; ssb.no). På grunn av Korona-virus er tallene for 2020 forventet til å være betraktelig lavere.

Figur 3. Øverst: Panoramabildet av Longyearbyen i juli 2011, med tydelig avrenning av brunaktig silt fra Adventdalen inn i Adventfjorden. Nederst: Utsnitt med fokus på avrenningen (Bilde: Wikimedia Commons; lagt ut til åpent bruk av bruker Hylgeriak / Wikipedia).

Avløpsvann fra Longyearbyen slippes ut i Adventfjorden, via et felles avløpsrør. Per i dag er ikke avløpet renset, men ulike typer av renseløsninger er vurdert i Kaurin et al. (2017) og Longyearbyen Lokalstyre planlegger installering av et rist for å sile ut grovt avfall fra avløpsvannet. I 2009 ble det installert matavfallskverner i alle private og offentlige kjøkken (inkludert hoteller), og kvernet matavfall følger med avløpsvannet ut i fjorden.

Det er blitt gjennomført en rekke miljøundersøkelser i Adventfjorden og ved de andre bosetningene på øygruppen, Barentsburg og Pyramiden (bl.a. Cochrane et al., 2001, Evenset, 2002, Evenset et al, 2006; 2009, Velvin et al., 2006, Kaurin et al, 2017 og Cochrane 2020).

I Adventfjorden er det, med noen lokale unntak, ikke funnet høye nivå av miljøgifter i sedimenter, annet enn det som kan forventes i nærheten av kullaktiviteter (deponi, kullkai osv.). De biologiske forhold har stort sett har vært typiske for fjorder med høy sedimentasjonsrate, bortsett fra noen tegn til svak miljøforstyrrelse ved det gamle avløpsrøret som lå i indre del av Adventfjorden, samt ved det nye utslippspunktet. I 2008 ble alle avløpene ledet gjennom en ca. 3 km lang ledning lagt på nordsiden av Adventfjorden, med utslippspunkt ved Moskushavn på ca. 60 meters vanndyp.

I 2016 fant Kaurin et al. (2017) tegn til miljøforstyrrelse ved det nye utslippspunktet, der sedimentet under det brune overflatelaget var illeluktende med til dels svart i farge. Det ble også gjort funn av "noe som ligner våtservietter".

I 2019 gjenbesøkte Cochrane (2020) de samme stasjonene som rapportert i Cochrane et al. (2001), og som også til dels ble undersøkt av Velvin et al. (2006). I tillegg ble det tatt prøver ved det nye avløpsrøret. Da ble det gjort relativ store funn av våtservietter både i og på havbunnen, men også flytende i vannmassene (disse ble hengende på vaieren til prøvetakingsutstyret). Det ble påvist vesentlig miljøforstyrrelse ved utløpsrøret, og noe mindre forstyrrelser 150 m unna røret. Ved en stasjon 500 m fra røret var de biologiske forholdene tilnærmet naturlige. Det ble ikke tatt prøver for analyser av miljøgifter ved undersøkelsen gjennomført i 2019.

1.2 Målsetninger

Oppdragsbeskrivelsen var definert i tilbudsdokumentet fra Akvaplan-niva, den 30.03.2020.

Hensikten med resipientundersøkelsen i 2020 er å vise hvilken innvirkning utslipp fra avløpet har på miljøet i Adventfjorden. Undersøkelsen skal "evaluere det nye hovedutslippspunktet og anbefale avbøtende tiltak dersom det blir påvist stor nedslamming".

Det var planlagt å gjennomføre strømmålinger i sedimenteringsperioden, men grunnet Korona-restriksjonene mot reising/feltarbeid ble dette dessverre ikke mulig i 2020.

Ettersom det forelå en del nyere resultater fra en undersøkelse gjennomført i 2019 ble undersøkelsen designet slik at den supplerte undersøkelsen fra 2019 med noen flere prøvetakingsstasjoner, samt med sedimentprøver for analyser av utvalgte miljøgifter.

Følgende delmål ble identifisert:

- Å kartlegge biologisk mangfold i bunnsamfunn i Adventfjorden basert på resultatene fra undersøkelsen i 2019 og nye data fra 2020;
- Å kartlegge konsentrasjoner av utvalgte miljøgifter i sediment;
- Å kartlegge tilstedeværelse av tarmbakterien *E. coli* i sediment og vann i nærheten av avløpsrøret.

2 Materialer og metoder

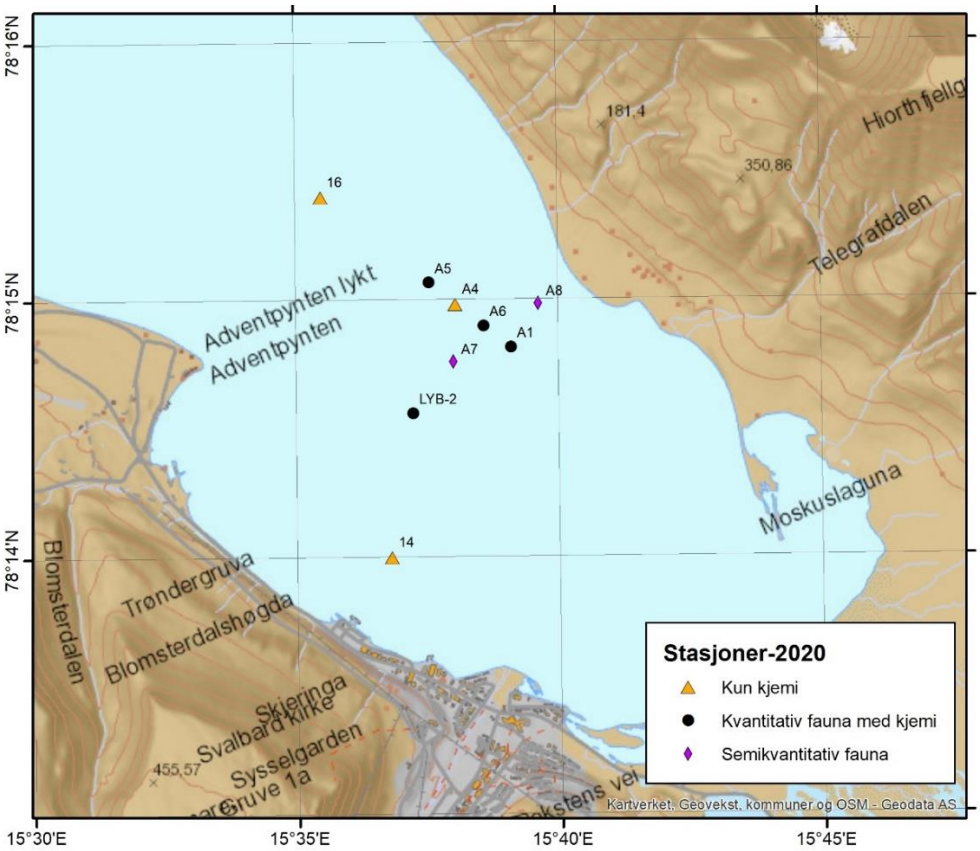
2.1 Feltarbeid og prøvetakingsstasjoner

Det ble gjennomført feltarbeid i Adventfjorden i perioden 31. august til 2. september 2020 ved hjelp av fartøyet *Farm*, ved skipper Stig Henningsen fra Henningsens Guiding og Transport.

Sedimentprøver ble tatt med en 0,1 m^2 van Veen grabb og vannprøver med en Niskin vannhenter. Stasjonene som ble prøvetatt var stort sett de samme som har inngått i tidligere undersøkelser i Adventfjorden (Cochrane et al. 2001; Velvin et al. 2006; Evenset et al. 2006; 2009; Sjöberg et al., 2014; Kaurin et al. 2017) og navngivningen følger også disse undersøkelsene for å gjøre sammenligning over tid enkel. Følgende prøver ble tatt:

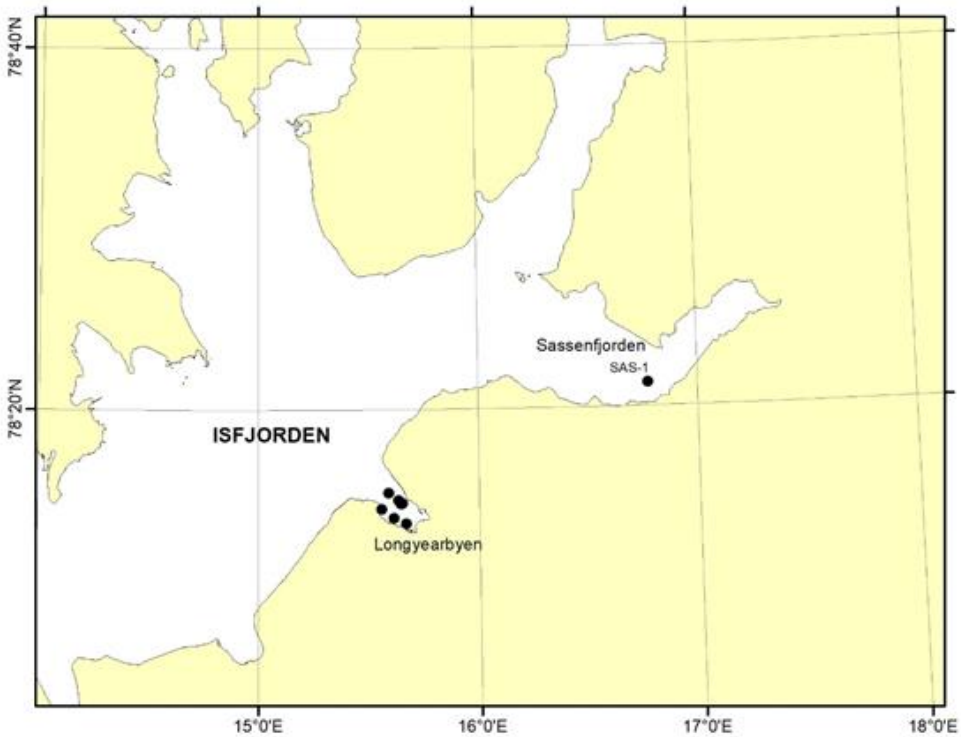
- Bunndyr (benthos) til kvantitative analyser av bunndyr ble tatt på 4 stasjoner (3 replikat per stasjon) med bruk av en 0.1 m^2 van Veen grabb. I tillegg ble det tatt prøver på to ekstra stasjoner til grove semikvantitative vurderinger i felt;
- Sedimentprøver (0-1 cm) til kjemiske analyser på de samme 4 stasjonene som ble prøvetatt for bunndyr, samt på 3 ytterlige stasjoner;
- Prøver av vann og sediment til *E. coli* bakterieanalyser ved 4 stasjoner.

Bunndyrsprøvene ble tatt i henhold til internasjonale retningslinjer (ISO 16665). Prøvene ble silt gjennom en 1 mm rund-hullet sil og fiksert i formalin-sjøvannsblanding farget med Bengalrosa for å lettere skille dyrene fra restmaterialet i prøvene. Prøvene for sedimentkarakterisering og kjemiske analyser, samt *E. coli* ble samlet fra den øverste 1 cm av sedimentet og pakket i dertil egnet emballasje, i henhold til retningslinjene gitt i ISO 5667. Kart over prøvetakingsstasjonene er gitt i Figur 4.



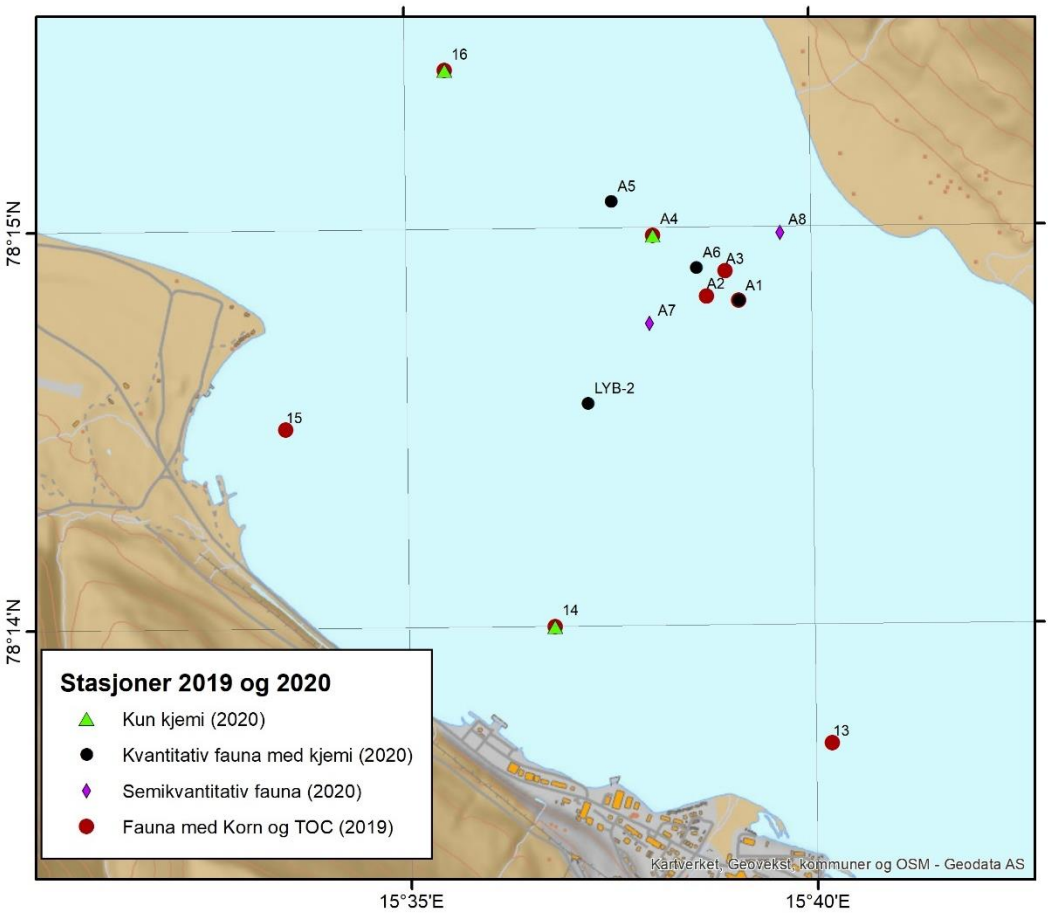
Figur 4. Kart over prøvetakingsstasjonene besøkt i september 2020.

Referansestasjonen SAS-1 som ble etablert i 2019 er vist i Figur 5



Figur 5. Kart over prøvetakingsstasjonene tatt i 2019, som viser referansestasjonen i Sassenfjorden.

Alle stasjonene tatt i Adventfjorden i både 2019 og 2020 er vist i Figur 6.



Figur 6. Alle stasjonene tatt i Adventfjorden i 2019 og 2020. Merk at stasjon A1 var prøvetatt for både fauna (dvs. biologi) og kjemi i både 2019 og 2020.

Posisjonene og vanndyp ved de undersøkte stasjonene i 2020 samt referansestasjonen fra 2019 er gitt i Tabell 1.

Tabell 1. Oversikt over stasjonene som ble besøkt i august/september, 2020 samt de øvrige stasjonene som inngikk i 2019 undersøkelsen (kursivtekst).

Stasjon	Lokasjon	Prøver tatt	Lengdegrad		Breddegrad		Dyp
A1	Utslippspunktet	Biologi og kjemi 2019 + 2020	78	14,815	15	39,102	52
A2	*150 m NØ fra A1*	*Kun biologi 2019*	*78*	*14,773*	*15*	*38,756*	*54*
A3	*150 m SV fra A1*	*Kun biologi 2019*	*78*				
A4	500 m fra A1	Kun biologi 2019; kjemi 2020	78	14,981	15	38,049	60
A5	750 m fra A1	Biologi og kjemi 2020	78	15,067	15	37,541	69
A6	250 m fra A1	Biologi og kjemi 2020	78	14,899	15	38,582	63
A7	Ca. 400 m fra A1 (V)	Vurdering i felt 2020	78	14,760	15	38,000	63
A8	Ca. 400 m fra A1 (NV)	Vurdering i felt 2020	78	14,985	15	39,624	60
13	*Gamle utslippspunkt*	*Kun biologi 2019*	*78*	*14.981*	*15*	*38.049*	*39*
14*	Utenfor Bykaia	Kun biologi 2019; kjemi 2020	78	14,000	15	36,800	62

Stasjon	Lokasjon	Prøver tatt	Lengdegrad		Breddegrad		Dyp
15	*Utfor Kullkaia*	*Kun biologi 2019*	*78*	*14,50*	*15*	*33,50*	*57*
16	Mot fjordmunningen	Kun biologi 2019; kjemi 2020	78	15,400	15	35,500	77
LYB-2	Midt-fjords	Biologi og kjemi 2020	78	14,560	15	37,230	67

* Stasjon 14 måtte flyttes ca. 20 meter i 2020 på grunn av et oppankret cruiseskip på akkurat vårt planlagt prøvetakingspunkt. Vi velger å beholde de opprinnelige posisjonene i kartet, men avviket er registrert i feltjournalen.

2.2 Biologiske analyser

Akvaplan-niva er akkreditert for prøvetaking og analyser av sediment og bunnfauna av Norsk akkreditering i henhold til standarden NS-EN ISO 17025 med registreringsnummer TEST 079 og inspeksjonsstandarden NS-EN ISO 17020 med registreringsnummer INSP 013.

Prøvene ble tatt inn i laboratoriet hos Akvaplan-niva og skyllet i ferskvann for å fjerne formalin. Det ble brukt en 1 mm sil under denne prosessen.

Faunaen ble først sortert i hovedgrupper og så videre identifisert til art, eller lavest mulig taksonomisk nivå. Artslistene ble samlet i Akvaplan-nivas database. Artsnavn er sjekket mot "World Register of Marine Species" (WoRMS).

Statistikk ble kjørt ved hjelp av programvare "Primer" versjon 7.

Følgende analyser ble gjennomført (ikke alle er gjengitt her da mange gir parallell informasjon, men dette brukes for å forsterke konklusjonene):

- Antall arter
- Artsmangfold (Shannon Wiener H' indeks);
- Pielous indeks – et mål på jevnhet i samfunnet (om det er noen arter som er overdominant, eller om alle artene er noenlunde likt representert);
- ES100 – et enkelt utrykk for artsmangfold – forventet antall arter ("Expected Species") som man ville finne i en tilfeldig prøve av 100 individer;
- AMBI indeks – en internasjonal indeks som angir graden av biologiske forstyrrelser;
- ISI_{2012} indeks – en norsk indeks for biologisk forstyrrelser;
- MDS plott (multi-dimensional scaling) – et visuelt verktøy for å måle statistisk avstand mellom stasjonene, basert på faunasamfunnene;
- Geometrisk fordeling i abundansklasser – en visuell metode for å avdekke unormalt dominans av få arter.

2.3 Kjemiske analyser

Følgende miljøgifter ble analysert i sediment fra 6 stasjoner:

- Polyaromatiske hydrokarboner (PAH)
- Polyklorerte bifenyler (PCB, 7 kongenere)
- Metaller
- Tributyltinn (TBT)

I tillegg ble støtteparametrene kornstørrelse, totalt nitrogen og innhold av organisk karbon (TOC) bestemt. Analysene ble utført etter akkrediterte metoder av ALS Laboratory Group. Korte beskrivelser av analysemetoder er gitt i Vedlegg 2.

2.4 Analyser av næringssalter og *E. coli* i vann og sediment

E. coli er en termotolerant koliform bakterie som forekommer i store mengder i avføringen til mennesker og dyr. Analyser av næringssalter og tarmbakterien *E. coli* ble gjort av TosLab i Tromsø, innen 24 timer etter prøvetakingen.

Følgende metodebeskrivelse er gitt av TosLab (i takt med Norsk Standard NS 4792):

E. coli *i sediment:*

Metoden brukes til bestemmelse av termotolerante koliforme bakterier i næringsmidler og fôr. Ved nærmere identifikasjon av termotolerante koliforme bakterier kan metoden også benyttes til å bestemme *Escherichia coli* i næringsmidler og fôr.

Metoden kan brukes på alle typer næringsmidler og fôr. Den er spesielt egnet for påvisning av bakterier som er ”stresset” eller subletalt skadet.

Termotolerante koliforme bakterier er bakterier som i løpet av 24 timer ved 44 °C danner typiske kolonier på rødfiolett-galle-agar. Bakterien konfirmeres ved påvisning av gassdannelse i et flytende laktoseholdig substrat ved 44 °C.

E. coli defineres som termotolerante koliforme bakterier som er indol-positive ved 44 °C.

Antall termotolerante koliforme bakterier bestemmes ved at kjente mengder av prøven støpes inn i et ikke-selektivt agarsubstrat. Etter preinkubering ved 20-25 °C (romtemperatur) i 1-2 timer helles et selektivt laktoseholdig substrat over innstøpningssubstratet. Skålene inkuberes ved 44 °C i 24 timer før kolonier med typisk eller mistenkelig utseende telles. Utvalgte kolonier konfirmeres på egnede diagnostiske medier.

E. coli *i sjøvann:*

Termotolerante koliforme bakterier kan innen 24 timer danne syre fra laktose på selektiv medium (mFC) ved 44,5°C. Presumptiv E. coli kan innen 24 timer danne gass ved 44,0°C (eller 44,5°C) i EC-rør og danne indol ved 44,0°C (eller 44,5°C). Termotolerante koliforme bakterier i gram negative, oksidase negative bakterier. Vannprøve filtreres og inkuberes på egnet agarmedium. Høy veksttemperatur forhindrer overvekst av andre typer koliforme bakterier.

Resultatene oppgis som CFU ("colony forming units", eller celler) per 100 ml.

Analysemetoder for næringssaltene er gitt i Vedlegg.

2.5 Målinger av vannkvalitet

Temperatur, oksygeninnhold, saltholdighet og turbiditet ble målt med en CTD måler type SD204 fra SAIV AS, Bergen. Konduktivitet/salinitet er målt ved ledeevnen til sjøvann, og turbiditet er målt via en optisk sensor ("backscatter"). Oksygen er målt ved hjelp av en membran.

Instrumentet ble programmert til å ta målinger hver sekund og ble festet til vaieren på båten, og låret ned med en hastighet på ca. 1 m per sekund. Data ble lastet ned til Microsoft Excel. I dette tilfelle ble det brukt data fra nedtrekket da det var flest målinger (dvs. lavest hastighet).

Illustrative plotter ble laget ved hjelp av AdFontes, som er Akvaplan-nivas egetutviklet program i Matlab.

2.6 Klassifisering av resultater

2.6.1 Biota

Miljødirektoratets Veileder 02:2018 "Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver" gir en del føringer for klassifisering av miljøtilstand basert på biota-indekser. Grenseverdiene for vanntype "Barentshavet" er gitt i Tabell 2.

Tabell 2. Klassifisering av miljøkvalitet i vanntype Barentshavet for ulike biologiske indekser. Kilde: Miljødirektorat Veileder 02:2018.

Indeks	Vanntype B 1-5				
	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
NQI1	0,9-0,72	0,72 - 0,63	0,63 - 0,49	0,49 - 0,31	0,31 - 0
H'	4,8-3,2	3,2-2,5	2,5-1,6	1,6-0,8	0,8 - 0
ES_{100}	39 - 19	19 - 13	13 - 8	8 - 4	4 - 0
ISI_{2012}	13,5-8,7	8,7-7,8	7,8-6,5	6,5-4,7	4,7 - 0
NSI	30 - 25	25 - 20	20 - 15	15 - 10	10 - 0

Vi vil imidlertid påpeke at disse grenseverdiene ikke er tilpasset Svalbards fjorder. Ettersom mange av fjordene på Svalbard er påvirket av høy sedimentasjon fra breer og elver vil faunaen ofte fremstå som forstyrret dersom man klassifiserer basert på de oppgitte indekser. Dette er for så vidt riktig, med forstyrrelsen er helt naturlig for området (naturlig tilført sediment) og kan ikke tilskrives menneskelig aktivitet. Av disse grunnene brukes indeksene og klassifiseringene kun som en pekepinn og vi bruker faglig kunnskap for å trekke sluttkonklusjonene (i henhold til Cochrane et al., 2011).

2.6.2 Miljøgifter i sediment

For vurdering av sedimentprøver har Miljødirektoratets veiledere "Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota" (Miljødirektoratet M-608/2016, revidert 2020) og veileder 02: 2018 "Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver" blitt benyttet. Kriteriene for fastlegging av klassegrensene i disse veilederne er basert på internasjonalt etablerte systemer for miljøkvalitetsstandarder og risikovurdering av kjemikalier i EU, og grenseverdiene er utarbeidet som beskrevet i Technical Guidance Document for Deriving Environmental Quality Standards (TGD. No. 27).

I klassifiseringssystemet representerer klassegrensene en forventet økende grad av skade på organismesamfunnet i sedimentene (Tabell 3). Grensene er basert på tilgjengelig informasjon fra laboratorietester, risikovurderinger og dossierer om akutt og kronisk toksisitet på organismer. Miljødirektoratets veiledere er ikke tilpasset forholdene på Svalbard, men ettersom det ikke er utarbeidet egne veiledere for øygruppen benyttes de som er utarbeidet for fastlands-Norge for å gi en første vurdering av resultater. Det er imidlertid viktig å være oppmerksom på at klimatiske og geologiske forhold på Svalbard gjør at veilederne må benyttes med varsomhet.

Tabell 3. Klassifiseringssystem for miljøkvalitet (Miljødirektoratet M-608, 2016, revidert 2020). AF: sikkerhetsfaktor.

1 Bakgrunn	2 God	3 Moderat	4 Dårlig	5 Svært dårlig
Bakgrunnsnivå	Ingen toksiske effekter	Kroniske effekter ved langtidseksponering	Akutt toksiske effekter ved korttidseksponering	Omfattende toksiske effekter
Øvre grense: bakgrunn	Øvre grense: AA-QS, PNEC	Øvre grense: MAC-QS, $PNEC_{akutt}$	Øvre grense: $PNEC_{akutt}$*AF	

Kriteriene for øvre grense for klasse II og III i klassifiseringssystemet er i samsvar med Vanndirektivets miljøkvalitetsstandarder AA-QS og MAC-QS. Øvre grense for klasse II tilsvarer AA-EQS, som er grenseverdien for kroniske effekter ved langtidseksponering, og øvre grense for klasse III tilsvarer MAC-EQS, som er grenseverdien for akutt toksiske effekter ved korttidseksponering. Øvre grense for klasse I representerer bakgrunnsverdier. For de fleste av de menneskeskapte miljøgiftene og der miljøgiften ikke har en naturlig kilde er øvre grense for klasse I satt til null. Øvre grense for klasse IV er basert på akutt toksisitet uten sikkerhetsfaktorer, og er grensen for mer omfattende akutte toksiske effekter. Alle klasse-grensene, utenom øvre grense for klasse I, er beregnet ut fra risiko/effekt.

Klassifiseringssystemet for sedimenter er beregnet til bruk for finkornet sediment, bestående av leire og/eller silt. Ettersom miljøgifter i hovedsak er bundet til små partikler og organisk materiale vil sedimenter med innslag av grus eller grov sand være mindre egnet for vurdering med dette systemet. Grenseverdiene er tilpasset norske forhold. Det er blant annet lagt til grunn et innhold av organisk karbon (TOC) i sedimentet på 1 %, som er lavere enn hva som benyttes i EU. Dette skyldes at innholdet av organisk karbon i fjord- og sjøsedimenter generelt er lavere i Norge enn i mange EU-land. I områder med forekomst av kull, som på Svalbard, vil imidlertid TOC naturlig være høyere enn 1. Dette kan påvirke biotilgjengeligheten til miljøgifter og klassifiseringssystemet må derfor benyttes med varsomhet på Svalbard hvor kull fra naturlige kilder kan føre til høye TOC-konsentrasjoner i marint sediment. På grunn av

2.6.3 *E-coli* i vann

Folkehelseinstituttet har satt en grenseverdi på 250 CFU/100 ml for "utmerket" vannkvalitet ved badestrender og 500 CFU/100 ml for både "god" og "tilstrekkelig" vannkvalitet (https://www.fhi.no/ml/badevann/badevann--forurensning-og-regler/ - se Tabell 4).

3 Resultater og vurderinger

3.1 Observasjoner i felt og på laboratoriet

3.1.1 Stasjon A1, ved utslippspunktet

Ved stasjon A1, rett ved utslippspunktet så sedimentoverflaten ved første øyekast tilnærmet "normal" ut, men under topplaget, som besto av ca. 2-3 cm brunt sediment, var det svart sediment med markant lukt av H_2S (hydrogensulfid; Figur 7). Dette oppstår typisk i miljøer der oksygenbehovet til bakteriene som bryter ned organisk materiale i sedimenter overstiger oksygentilførsel, slik at forholdene blir anoksisk (uten oksygen). Slike forhold oppstår ofte i miljøer der bunndyrene blir dekket av mer organisk utslipp enn de klarer å prosessere – for eksempel under oppdrettsanlegg eller ved kommunale kloakkutslipp.

Figur 7. Sediment ved stasjon A1, like ved utslippspunktet. Venstre: sedimentoverflate og høyre: sedimentprofilen, som viser overgangen fra brun overflate til svart underliggende sediment. Foto: Sabine Cochrane.

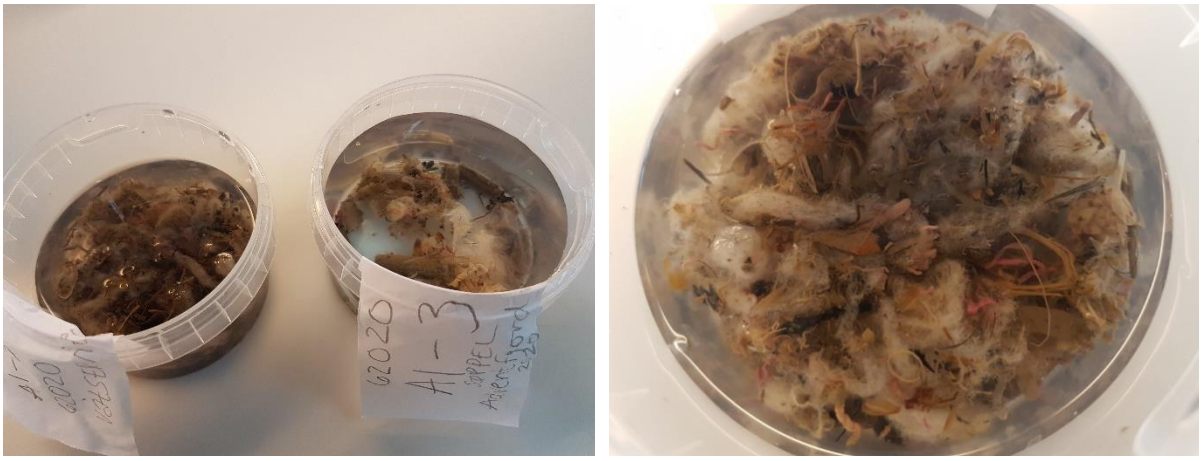
Det første replikatet ved stasjon A1 inneholdt ikke mye lett synlig søppel, men ved grabb nr. 2 og 3 hang det søppel, særlig våtservietter, ut av grabben. Dette tyder på at det ligger søppel på og/eller under sedimentoverflaten (Figur 8).

Figur 8. (Øverst til venstre og med klokken). Grabb etter prøvetaking ved stasjon A1, med våtservietter hengende ut; prøve etter tømming fra grabb, merk de markerte forskjeller i sedimentfarge; samme prøve under siling, spylevannet fikk en oljeaktig konsistens og det var svovelaktig lukt; prøve etter siling – høy forekomst av både søppel (mest våtservietter), børstemark og små muslinger. Foto: Sabine Cochrane/ Rosalyn Fredriksen, Akvaplan-niva.

Allerede før ferdigstilling av faunaanalysene kunne det konkluderes med at stasjon A1 er påvirket av søppel som har fulgt med avløpsvannet. Etter første utplukking i felt og etter sortering på laboratoriet ble det funnet våtservietter, men også sigarettfilter, tekstiler, aluminiumsfolie (spesielt de runde skivene fra tannkremtuber), malingsflak, gummistrikk og snusposer. Matrester (f.eks. potetskrell, maiskorn, urter, frukt frø osv.) var til stede, men i mindre mengder sammenlignet med uorganiske gjenstander (Figur 9).

Under sorteringsprosessen ble det også klart at prøvene i stor grad av besto fiberrester fra våtservietter (Figur 10). Disse er blitt til et slags kunstig substrat, og store mengder med børstemark er "inntullet" i dette. Bunnfaunaen var (som i 2020) i stor grad dominert av indikatorartene *Capitella capitata*, *Ophryotrocha scarlatoi* og *Leitoscoloplos mammosus*.

Figur 9. Makro-søppel plukket fra to grabbprøver (0,2 m^2 prøvetakingsareal). Skala kan estimeres fra sigarettfiltrene øverst til venstre). Høyre halvdelen er utelukkende våtservietter og i midten er en dametruse. Rester av matavfall ligger innenfor den blå ringen. Foto: Sabine Cochrane, Akvaplan-niva.



Figur 10. Venstre: et utvalg av mindre søppelpartikler plukket fra de samme to grabbene som ovenfor, som for det meste består av våtservietter som er løst opp i mindre deler. Tekstiltråder er også synlig. Høyre: nærbildet av innholdet i grabb nr. 2. De rosa "gjenstandene" er børstemark og nederst er en gummistrikk. Skala: beholderne rommer 250 ml. Foto: Sabine Cochrane, Akvaplan-niva.

Figur 11. Nærbilde av deler av en prøve fra stasjon A1 på sorteringsbrettet (etter ytterlig vasking av sediment fra feltprøvene), som illustrerer omfanget av kunstige fiber som ligger i sedimentene. Foto: Jocelyn Palerud, Akvaplan-niva.

At sedimentet under overflaten var oljeaktig og illeluktende tyder på lokale forråtnings-prosesser, men årsaken til dette må undersøkes nærmere. Likevel, gitt at våtservietter for det meste består av polyester og/eller andre syntetiske stoffer (https://en.wikipedia.org/wiki/Wet_wipe) er det ikke usannsynlig at disse danner en "ikke-pustende" matte på sedimentoverflaten, som i sin tur hindrer vanlig biologisk nedbrytning av organisk materiale ved biologisk omrøring, slik at det oppstår anoksiske forhold i de dypere sedimentlagene.

3.1.2 Øvrige stasjoner

Ved stasjon A5, som er 750 m fra utslippspunktet, var bunnforholdene vurdert som naturlige. Det ble ikke registrert forekomster av indikatorarter og det var et bredt spekter av dyregrupper på og i sedimentet. De rørbyggende børstemarkene (vises som leirerør i Figur 12) indikerer stabile sedimenter, og disse artene øker typisk i mengde med økende avstand fra en sedimentkilde eller organiske/fysiske forstyrrelser. Det var opprinnelig planlagt å plassere stasjon A6 1000 m fra utslippspunktet, men siden forholdene virket naturlige allerede ved 750 m vurderte vi det mer hensiktsmessig å plassere stasjonen 250 m fra utslippspunktet. Dette for å komplementere stasjonsnettet fra 2019, der det ble tatt prøver 150 og 500 m fra utslippspunktet.

Figur 12. Prøver fra stasjonene A5 og A6 under sortering. Foto: Jocelyn Palerud, Akvaplan-niva.

Prøven på stasjon LYB2 så ikke forstyrret ut og ble i felt vurdert som representativ for fjorden generelt. På de to semikvantitive stasjonene A7 og A8 (ca. 400 m hhv. vest og nord-øst fra utslippspunktet) ble prøvene ikke tatt med til laboratorium, men grovtolket i felt.

Figur 13. Sedimentoverflate på stasjonene A7 og A8 før sikting i felt for en semi-kvantitativ tilstandsvurdering.

Stasjon A7 ble vurdert som representativ for bakgrunnsforholdene, mens det ved stasjon A8 ikke kan utelukkes en svak forstyrrelse, da det var mange små børstemark tilstede og få av de rørbyggende artene som vises ved A7. Likevel er denne stasjonen nærmest land og kan også være påvirket av terrestrisk materiale (eller rester av tang osv.).

Stasjon LYB-2 hadde også et normalt utseende, med olivenbrun sedimentoverflate bestående i hovedsak av silt/leire (Figur 14).

Figur 14. Sedimentoverflate ved stasjon LYB-2 før åpning av grabben.

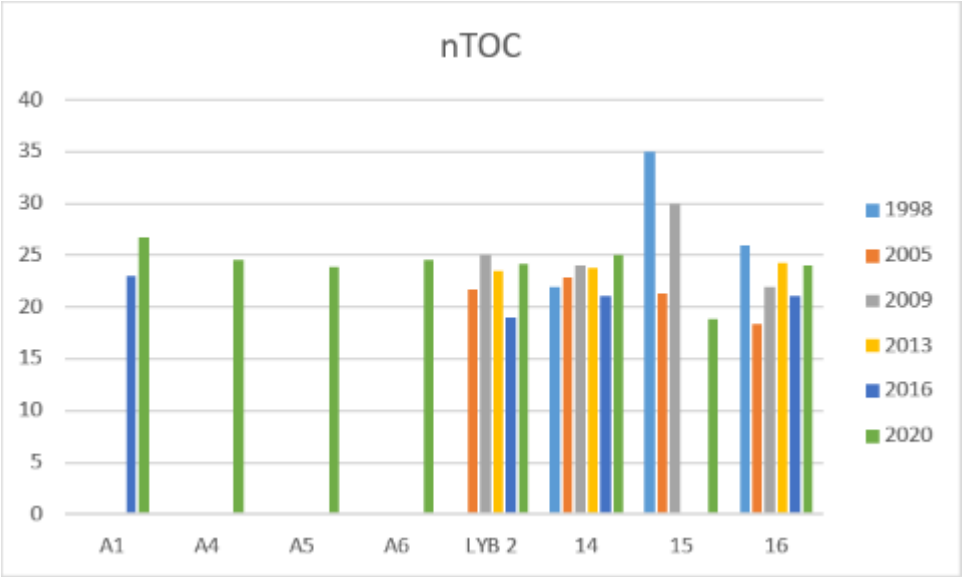
3.2 Miljøgifter i sediment

En rekke fysiske og kjemiske analyser ble utført på prøvene tatt på de syv undersøkte stasjonene (Tabell 4.). Det understrekes at prøvene ble tatt fra det øverste 1 cm av sedimentlaget, for ikke å blande dagens status med historiske sedimentforhold. Gitt at Adventfjorden mottar store mengder silt fra Adventelva kan det føre til en "fortynning" av eventuelle miljøgifter på overflaten, men det gir et reelt bilde av nåtidens status. Ingen av stasjonene skilte seg spesielt fra hverandre og det ble ikke registrert noen avvikende verdier på stasjon A1, like ved utslippspunktet.

3.2.1 TOC

I undersøkelsen gjennomført i 2020 varierte TOC-konsentrasjonen i sediment fra 2,31 – 2,62 %. I undersøkelsen gjennomført i 2019 (Cochrane, 2020) ble det målt TOC på stasjon 15, og

verdien for denne stasjonen er også inkludert i Figur 15 som visert normalisert TOC i sediment fra stasjonene som har inngått i denne og tidligere undersøkelser. Normalisert TOC tilsvarte tilstandsklasse 2 i samtlige sedimentprøver (Tabell 4). Lett forhøyde TOC-konsentrasjoner i Adventfjorden kan skyldes tilførsler av organisk materiale fra sanitærvann/matavfall eller forekomst av kull fra naturlig erosjon og avblåsning fra mellomlager på Hotellneset. Ettersom det ikke fremkommer noen markant geografisk trend synes det som påvirkningen ved utslippspunktet for avløpsvann (A1) er relativt liten (kun lett forhøyd TOC der sammenlignet med andre stasjoner).



Figur 15. Normalisert TOC (nTOC) i sedimentprøver fra Adventfjorden. Merk at ulike sedimentdyp er prøvetatt i de ulike undersøkelsene, slik at kun data fra 1998, 2005, 2009 og 2020 (Cochrane et al. 2001; Evenset et al. 2006; 2009) er direkte sammenlignbare (0-1 cm). Data fra 2013 fra Sjøberg et al. (2013), 0 – 5 cm. Data fra 2016 fra Kaurin et al. (2016), 0 – 10 cm.

3.2.2 Metaller

Metall-konsentrasjonene i sedimentprøvene tilsvarte stort sett tilstandsklasse 1 – 2. I sediment fra stasjon A1 tilsvarte konsentrasjonen av arsen tilstandsklasse 3 (Tabell 4). Flere undersøkelser har f.eks. vist at de naturlige bakgrunnsnivåene av arsen er høyere på og rundt Svalbard enn i fastlands-Norge (Ottesen 2010; Pedersen & Evenset 2018; Evenset et al. 2020), så nivåene i Adventfjorden vurderes i hovedsak å representere naturlige geologiske forhold. Kaurin et al. (2017) målte arsen tilsvarende tilstandsklasse 3 ved stasjon LYB2 og 16, som i 2020 hadde arsenkonsentrasjoner tilsvarende tilstandsklasse 2.

Også i tidligere undersøkelser har det blitt rapportert om generelt lave metallkonsentrasjoner i sediment fra Adventfjorden (tilsvarende tilstandsklasse 1 - 2). Noe forhøyde konsentrasjoner av nikkel, arsen og kvikksølv (tilstandsklasse 2 - 3) har blitt registrert (Cochrane *et al.* 2001; Evenset *et al.* 2006; 2009; Sjøberg *et al.* 2013; Kaurin *et al.* 2017).

3.2.3 PAH

Konsentrasjonen av de ulike PAH-forbindelsene og sum PAH16 varierte mellom tilstandsklasse 1 og 3 (Tabell 4). Flere PAH-forbindelser forekommer naturlig i grunnen på

Svalbard, så de målte nivåene skiller seg ikke nevneverdig fra det som er målt tidligere i Adventfjorden eller andre fjorder på Svalbard. Også i undersøkelsen gjennomført av Kaurin et al. (2017) tilsvarte PAH-nivåene tilstandsklasse 2 – 3. Det er ikke noe som tyder på tilførsler av oljeforbindelser fra avløpsvann ettersom nivåene på stasjonene nærmest avløpspunktet er sammenlignbare med de i øvrige deler av Adventfjorden.

3.2.4 PCB

Det ble ikke detektert PCB i noen av sedimentprøvene. Dette er i tråd med resultater fra tidligere undersøkelser (Tabell 4).

3.2.5 TBT

Det ble heller ikke detektert TBT eller nedbrytningsprodukter av TBT i noen av sedimentprøvene (Tabell 4).

Tabell 4. Tørrstoff, kornstørrelser, totalt nitrogen, totalt organisk karbon og miljøgifter i sediment. Alle resultater er oppgitt på tørrvektsbasis. Klassifiseringene er slik: Blå: svært god; Grønn: god; Gul: moderat.

Parameter	Enhet	St. A1	St. A4	St. A5	St. A6	St. 14	St. 16	St. LYB 2
Tørrstoff	%	60,5	46,3	56,5	60,9	78,2	73,6	54,4
Sand (> 63 µm)	%	2,9	2,3	3,0	1,7	3,2	5,0	7,7
Silt (2-63 µm)	%	87,8	89,8	89,6	90,2	87,9	88,8	85,5
Kornstørrelse <2 µm	%	8,9	7,9	7,1	8,1	8,4	6,0	6,6
Total nitrogen (Tot-N)	mg/kg	1120	1480	1370	1340	1160	1000	1340
Totalt organisk karbon (TOC)	%	2,62	2,42	2,33	2,42	2,44	2,31	2,28
NTOC[a]	mg/g	26,8	24,6	23,9	24,5	25,1	24,0	24,2
C/N		23,4	16,4	17,0	17,7	21,0	23,1	17,0
As (Arsen)	mg/kg	18,5	16,7	17,9	16,8	16,4	17,6	17,4
Cd (Kadmium)	mg/kg	0,28	0,24	0,26	0,28	0,27	0,24	0,27
Cr (Krom)	mg/kg	30,1	29,1	27,8	28,4	27,8	26,9	27,1
Cu (Kopper)	mg/kg	30,7	29,5	28,3	29,0	29,3	27,3	27,8
Hg (Kvikksølv)	mg/kg	<0,20[b]	<0,20[b]	<0,20[b]	<0,20[b]	<0,20[b]	<0,20[b]	<0,20[b]
Ni (Nikkel)	mg/kg	34,5	34,1	33,4	33,3	33,8	31,9	32,4
Pb (Bly)	mg/kg	16,7	16,2	15,8	15,9	16,4	15,8	16,1
Zn (Sink)	mg/kg	87,6	85,9	85,4	85,8	85,2	81,8	83,5
Naftalen	µg/kg	465	532	442	448	323	465	503
Acenaftylen	µg/kg	<10*	14	11	12	<10*	<10*	<10*
Acenaften	µg/kg	<10*	<10*	<10*	<10*	<10*	<10*	<10*
Fluoren	µg/kg	61	67	57	61	44	44	59
Fenantren	µg/kg	613	760	617	611	430	454	622
Antracen	µg/kg	11	15	12	12	<4[b]	6	16
Fluoranten	µg/kg	74	93	75	79	59	58	84
Pyren	µg/kg	100	133	106	103	78	79	114
Benso(a)antracen^	µg/kg	52	64	58	58	39	39	59
Krysen^	µg/kg	194	205	211	209	143	123	197
Benso(b)fluoranten^	µg/kg	108	148	117	131	94	81	124
Benso(k)fluoranten^	µg/kg	33	40	29	44	26	22	32
Benso(a)pyren^	µg/kg	43	57	44	47	34	30	46
Indeno(123cd)pyren^	µg/kg	30	37	27	33	20	20	26
Benso(ghi)perylen	µg/kg	135	163	137	147	101	100	136
Dibenso(ah)antracen^	µg/kg	16	26	17	18	14	14	22
Sum av 16 PAH	µg/kg	1940	2350	1960	2010	1400	1540	2040
Sum PAH carcinogene^	µg/kg	476	577	503	540	370	329	506

Parameter	Enhet	St. A1	St. A4	St. A5	St. A6	St. 14	St. 16	St. LYB 2
PCB 28	µg/kg	< 0,70	< 0,70	< 0,70	< 0,70	< 0,70	< 0,70	< 0,70
PCB 52	µg/kg	< 0,70	< 0,70	< 0,70	< 0,70	< 0,70	< 0,70	< 0,70
PCB 101	µg/kg	< 0,70	< 0,70	< 0,70	< 0,70	< 0,70	< 0,70	< 0,70
PCB 118	µg/kg	< 0,70	< 0,70	< 0,70	< 0,70	< 0,70	< 0,70	< 0,70
PCB 138	µg/kg	< 0,70	< 0,70	< 0,70	< 0,70	< 0,70	< 0,70	< 0,70
PCB 153	µg/kg	< 0,70	< 0,70	< 0,70	< 0,70	< 0,70	< 0,70	< 0,70
PCB 180	µg/kg	< 0,70	< 0,70	< 0,70	< 0,70	< 0,70	< 0,70	< 0,70
Sum 7 PCB	µg/kg	< 4,9[c]	< 4,9[c]	< 4,9[c]	< 4,9[c]	< 4,9[c]	< 4,9[c]	< 4,9[c]
Monobutyltinn	µg/kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Dibutyltinn	µg/kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Tributyltinn	µg/kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1

a: normalisert TOC i henhold til formelen Normalisert TOC = målt TOC+ 18 x (1-F), der F er andel finstoff
b: deteksjonsgrense er i tilstandsklasse 2. Reell konsentrasjon kan være i tilstandsklasse 1.
c: deteksjonsgrense er i tilstandsklasse 3. Reell konsentrasjon kan være i tilstandsklasse 1 eller 2.

3.3 Næringssalter og *E. coli* tarmbakterier

Det ble også analysert for tarmbakterier *E. coli* i både sjøvann og sedimenter i nærheten av utslippspunktet, samt nitrogen, nitrat/nitritt og fosfor i vann (Tabell 5 og Tabell 6).

Tabell 5. Analyser av nitrogen, nitrat/nitritt, fosfor og tarmbakteriene E. coli i sjøvann i nærheten av avløpsrøret, august/september 2020.

Parameter	A1 bunn	A1 topp 10 m	A4 topp 10 m	A5 topp 10 m
Totalt Nitrogen	44 µg/liter	< 30 µg/liter	37 µg/liter	< 30 µg/liter
Nitrat + Nitritt	15 µg/liter N	< 10 µg/liter N	< 10 µg/liter N	< 10 µg/liter N
Total fosfor	14 µg/liter	7 µg/liter	7 µg/liter	8 µg/liter
Løst fosfor	11 µg/liter	3 µg/liter	7 µg/liter	7 µg/liter
E. coli	3 CFU/ 100 ml	0 CFU/ 100 ml	0 CFU/ 100 ml	0 CFU/ 100 ml

Tabell 6. Analyser av tarmbakteriene E. coli i bunnsedimenter i nærheten av avløpsrøret, august/september, 2020.

Parameter	A1	A4	A5	LYB 2
E. coli (CFU/g)	30	10	< 10	< 10

Det ble funnet noe høyere verdier av nitrogen, nitrat/nitritt og fosfor i bunnvannet like ved avløpsrøret (stasjon A1) relativ til de øvrige stasjonene, og et svakt spor av E. coli. Totalt nitrogen var høyest i bunnvannet ved A1, samt ved overflaten ved A4, 500 m fra utslippspunktet.

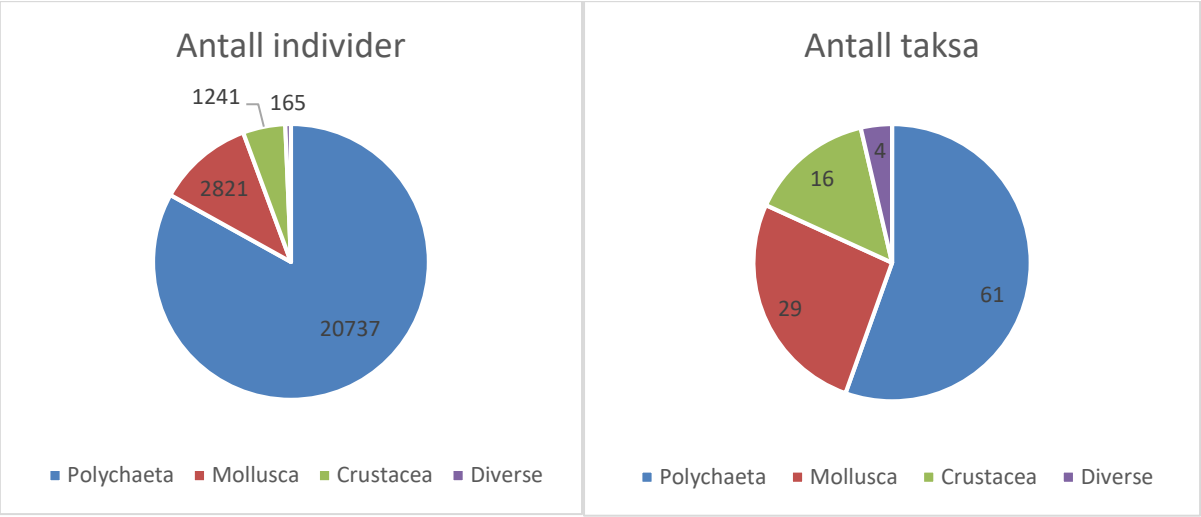
E. coli var høyest i bunnsedimentene ved avløpsrøret (A1), men også til stede ved stasjon A4, 500 m fra utslippspunktet. Det ble ikke detektert *E. coli* bakterier i sediment fra stasjon LYB 2 midt-fjords og A5, 750 m fra utslippspunktet.

Nivået av *E. coli* var på alle stasjoner langt under det som er vurdert som akseptabelt for badestrender (se seksjon 2.6.2 – 100 CFU/100 ml er vurdert god kvalitet).

Per i dag finnes det ikke grenseverdier for *E. coli* i sedimenter, men vi antar at verdiene i Adventfjorden er forholdsvis lave.

3.4 Fauna/biologiske analyser

Totalt sett besto faunasamfunnene av flerbørstmark (Polychaeta), men muslinger (Mollusca) og krepsdyr (Crustacea) var også representert (Figur 16).



Figur 16. Grov fordeling av antall individer og taksa over alle stasjonene i undersøkelsen gjennomført i 2020.

Sett over alle stasjonene så hadde stasjon A1, ved utslippspunktet, lavest antall arter – og høyeste antall individer (Tabell 7). Stasjonen A1 inneholdte 41 arter, mens de øvrige stasjonene hadde fra 51 til 41 arter. Antall individer var høyest på stasjon A1, ned over 15 000 individer, mens de øvrige stasjonene hadde mellom 2091 og 3393 individer. Den nedsatte Pielou indeksen tyder på at det er få arter som er overdominant på denne stasjonen. Av disse grunnene har stasjon A1 et lavt artsmangfold-indeks (H'), og en til dels "dårlig" status for miljøtilstand.

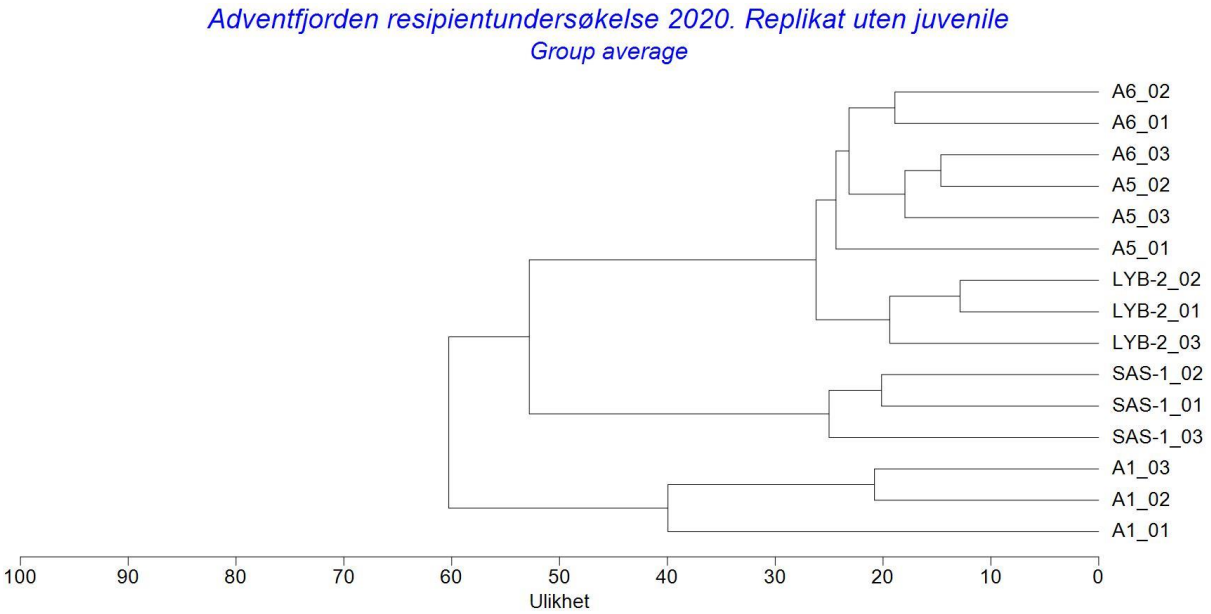
Tabell 7. Overordnede faunastatistikk fra de undersøkte stasjonene. H' og ES100 er mål av artsmangfold og Pielou gjenspeiler hvor jevnt individene er fordelt innen arter (dominans av få arter eller jevn spredning). Fargekoden er tatt fra MD Veileder 02:2018. Blå: svært god, Grønn: god, Gul: moderat og Oransje: dårlig.

Parameter	Sum alle*	A1	A5	A6	LYB2	SAS-1
Antall individer	23 331	15 332	2 515	3 393	2 091	1633
Antall arter	82	41	62	56	51	69
Shannon-Wiener (H')		1,6*	3,8	3,6	3,7	4,6
Pielou		0,30	0,64	0,62	0,66	0,75
ES_{100}		9**	20	20	19	28
ISI_{2012}		5,77	8,34	8,15	8,39	8,92
NQI1		0,39	0,69	0,63	0,66	

H' diversitetsindeks 1.6 er høyest i kategori "dårlig" og lavest i kategori "moderat".
* summene her er gitt kun for årets undersøkelse, d.v.s. ikke SAS-1
** ES_{100} er nest lavest i kategori "moderat".

Alle stasjonene unntatt A1 hadde en "god" til "meget god" miljøstatus, ifølge indeksene som brukes på fastlandet. Selv om vi tolker disse med en viss grad av forsiktighet, gitt at disse ikke er kvalitet sikret for Svalbardfjorder, så er disse resultatene i overenstemmelse med våre faglige vurderinger.

En klusteranalyse basert på Bray Curtis algoritme (log^2) er gitt i Figur 17.



Figur 17. Klusteranalyse på replikatnivået, som viser ulikhet mellom prøvene/stasjonene, basert på faunasamfunnene. Inkludert er alle stasjonene prøvetatt i 2020 samt referansestasjonen SAS-1, etablert i 2020.

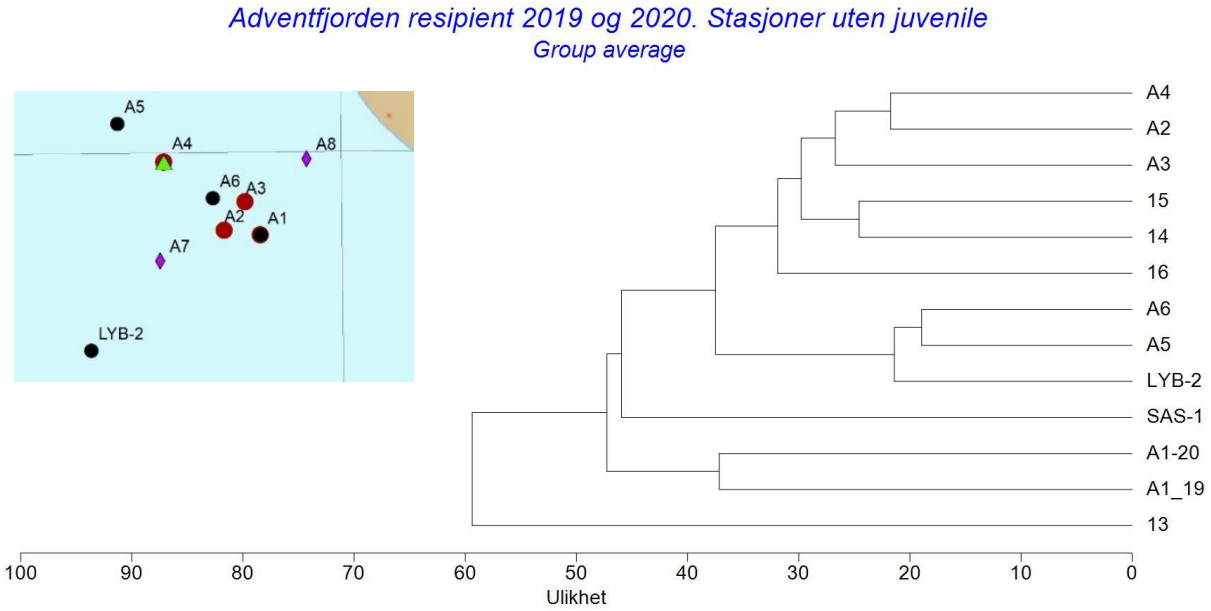
Stasjon A1 er like ved avløpsrøret. LYB2 er en slags referansestasjon midtfjords og A6 og A5 er henholdsvis 250 og 750 m unna utslippspunktet. Referansestasjonen SAS-1 ble etablert i 2019, og ligger i Sassenfjorden.

Stasjon A1 var nærmest 60% ulik de øvrige stasjonene, med hensyn til strukturen på faunasamfunnene. SAS-1 var nærmest 50% ulik de øvrige stasjonene. Replikatene fra stasjonene A5 og A5 blandet seg til dels sammen, noe som tyder på at disse var veldig lik hverandre. Også LYB-2 var mindre enn 30% ulik A5 og A6, noe som anses som statistisk insignifikant.

Figur 18 viser en klusteranalyse som omfatter alle stasjonene tatt i både 2019 og 2020, for å sette nåværende resultater i perspektiv. Som ovenfor skiller seg den innerste stasjon 13 ut fra de øvrige stasjonene, og A1 fra begge årene er ca. 50 % ulik. De øvrige stasjonene fordeler seg i to grupper, med litt under 40 % ulikhet fra hverandre. Disse tilsvarer stasjoner tatt i henholdsvis 2019 og 2020 og antageligvis gjenspeiler mindre naturlige års variasjoner. Faunaen i Adventfjorden består i stor grad av arter som er av liten kroppsstørrelse og som har evnen til å reprodusere seg hurtig, en strategi som er tilpasset områder med høy sedimentasjon og naturlige ustabile forholder i bunnmiljøet.

Mellom 2020 stasjonene LYB-2, A5 og A6 er det kun 20 % ulikhet, noe som regnes for nokså like forhold. Blant 2019 stasjonene er stasjon 16 mest ulik, da den ligger lengst ut i fjorden og

inneholder en del arter som er mer typisk for stabile områder. Stasjonene 14 og 15, som ligger utfor kaiområder, er nokså lik hverandre. Stasjonene A2 og A4 var veldig lik hverandre og A3 var også kun 30% ulik disse. I felt ble det registrert et svak lukt av H_2S på stasjon A3, som ligger 150 m NØ for utslippspunktet, men dette har ikke gitt særlig utslag i faunasamfunnene.



Figur 18. Klusteranalyse med alle stasjonene fra 2019 og 2020 inkludert. Kartutsnittet viser plasseringen av stasjonene i nærheten til avløpsrøret.

Tabell 8. Topp ti dominante arter ved de fire undersøkte stasjonene. "Ant. ind." er antall individer og "Kum" er kunulativ abundansen av arten på den aktuelle stasjonen. (B: børstemark; M: musling; K: krepsdyr)

A1	**Ant. ind.**	**Kum.**	**A6**	**Ant. ind.**	**Kum.**
Capitella capitata (B)	11 118	73 %	*Chaetozone setosa (B)*	973	29 %
Ophryotrocha scarlatoi (B)	2 057	86 %	*Leitoscoloplos mammosus (B)*	566	45 %
Leitoscoloplos mammosus (B)	530	89 %	*Thyasira sarsii (M)*	498	60 %
Chaetozone setosa (B)	452	92 %	*Maldane gouldi/sarsii (B)*	260	68 %
Macoma calcarea (M)	323	94 %	*Galathowenia oculata (B)*	152	72 %
Cossura sp.(B)	156	95 %	*Lumbrineris mixochaeta (B)*	119	76 %
Axinopsida orbiculata (M)	127	96 %	*Terebellides sp. (B)*	119	79 %
Dipolydora caulleryi (B)	121	97 %	*Protomedeia grandimana (K)*	101	82 %
Eteone flava/longa (B)	96	98 %	*Heteromastus filiformis (B)*	65	84 %
Protomedeia grandimana (K)	60	98 %	*Axinopsida orbiculata (M)*	64	86 %

A5	Ant. ind.	Kum.	LYB2	Ant. ind.	Kum.
Thyasira gouldi/sarsii (M)	475	19 %	*Chaetozone setosa (B)*	358	17 %
Ophryotrocha scarlatoi (B)	413	35 %	*Protomedeia grandimana (K)*	335	33 %
Maldane sarsi (B)	297	47 %	*Leitoscoloplos mammosus (B)*	331	49 %
Chaetozone setosa (B)	254	57 %	*Thyasira gouldi/sarsii (M)*	283	62 %
Leitoscoloplos mammosus (B)	225	66 %	*Lumbrineris mixochaeta (B)*	126	68 %
Galathowenia oculata (B)	171	73 %	*Galathowenia oculata (B)*	122	74 %
Lumbrineris mixochaeta (B)	155	79 %	*Maldane sarsi (B)*	108	79 %
Macoma calcarea (M)	107	83 %	*Pontoporeia femorata (K)*	107	85 %
Terebellides sp. (B)	76	86 %	*Heteromastus filiformis (B)*	49	87 %
Pontoporeia femorata (K)	29	87 %	*Ennucula tenuis (M)*	26	88 %

Stort sett er de dominante artene børstemark, krepsdyr og muslinger. Pigghuder (hovedsakelig slangestjerner) finnes i Adventfjorden, men blir i liten grad fanget av grabb da de "stikker" når grabben når bunnen (Cochrane pers. obs. via ROV). I denne undersøkelsen ble det ikke tatt noen pigghuder i grabben.

Capitella capitata er en børstemark som forekommer i store mengder ved organisk anrikning og dens artsfordeling er brukt i mange ti-år som indikator av miljøforstyrrelser (Pearson og Rosenberg, 1978). Det samme gjelder børstemarken *Ophryotrocha* (flere arter; her *scarlatoi*). At disse artene forekommer i store mengder ved stasjon A, like ved utslippspunktet, tyder på en viss organisk belastning på dette stedet.

Børstemarkene *Leitoscoloplos mammosus* og *Chaetozone setosa*, samt de små muslingene *Axinopsida orbiculata* forekommer typisk i fjordene rundt vest-Svalbard, der det finnes glasial sedimentasjon (Wlodarska-Kowalczuk et al., 2005; Wlodarska-Kowalczuk et al., 2012).

På stasjon A6, 250 m fra utslippspunktet ble de funnet kun 10 individer av *Capitella capitata*, noe som tyder på noe – men nokså uvesentlig – innflytelse av kloakkutslipp. I 2019 ble det funnet moderate mengder av *C. capitella* på stasjonene A2 og A3. Til sammen tyder dette på at ytterpunktet av avløpets direkte påvirkninger ligger på ca. 250 m. Grunnet strømmønsteret i fjorden (Leikvin og Evenset, 2009) antas influensområdet til å være av mindre omfang lengere inne i fjorden.

Konklusjonen fra artslistene er at stasjonen A1 er vesentlig forstyrret (grenseland mellom "moderat" og "dårlig" i henhold til nasjonale retningslinjer).

Referansestasjonen som ble i 2016 etablert utenfor Colesbukta viste vesentlige ulikheter til de øvrige stasjonene. Derfor ble det i 2019 etablert en ny referansestasjon utenfor utløpet til Sassenelva, for mest mulig å kunne gjenskape sedimenteringsforholdene i Adventfjorden, men fjernt fra menneskapte påvirkninger. Likevel ble det registrert relativ store forskjeller i faunasammensetning sammenlignet med Adventfjorden, antagelig fordi lokasjonen ligger noe mere eksponert til. På denne stasjonen var børstemarken *Galathowenia oculata* øverst dominant, mens *Chaetozone setosa* var mest tallrike på stasjonene i Adventfjorden. *G. oculata* er en rørbyggende art som anses til å være noe følsomt for sedimentering, mens *C. setosa* er en art som typisk forekommer i store mengder i ustabile forhold. Disse forskjellene anses derfor til å gjenspeile naturlige variasjoner.

Figur 19. Topp-ti dominante arter ved referansestasjonen SAS-1, data fra 2019.

SAS-1	Ant. ind.	Kum.
Galathowenia oculata	317	19 %
Leitoscoloplos mammosus	113	26 %
Lumbrineris mixochaeta	103	32 %
Thyasira gouldi/sarsii	102	38 %
Ennucula tenuis	96	44 %
Yoldiella lenticula	81	49 %
Chaetozone setosa	75	54 %
Parathyasira dunbari	75	58 %
Levinsenia gracilis	71	63 %
Macoma calcarea	69	67 %

Ved en eventuell fortsettelse av dette arbeidet vil faunasamfunnene i Billefjord (fra det nasjonale ØKOKYST Svalbard overvåkingsprogrammet) sammenlignes med foreliggende datasett.

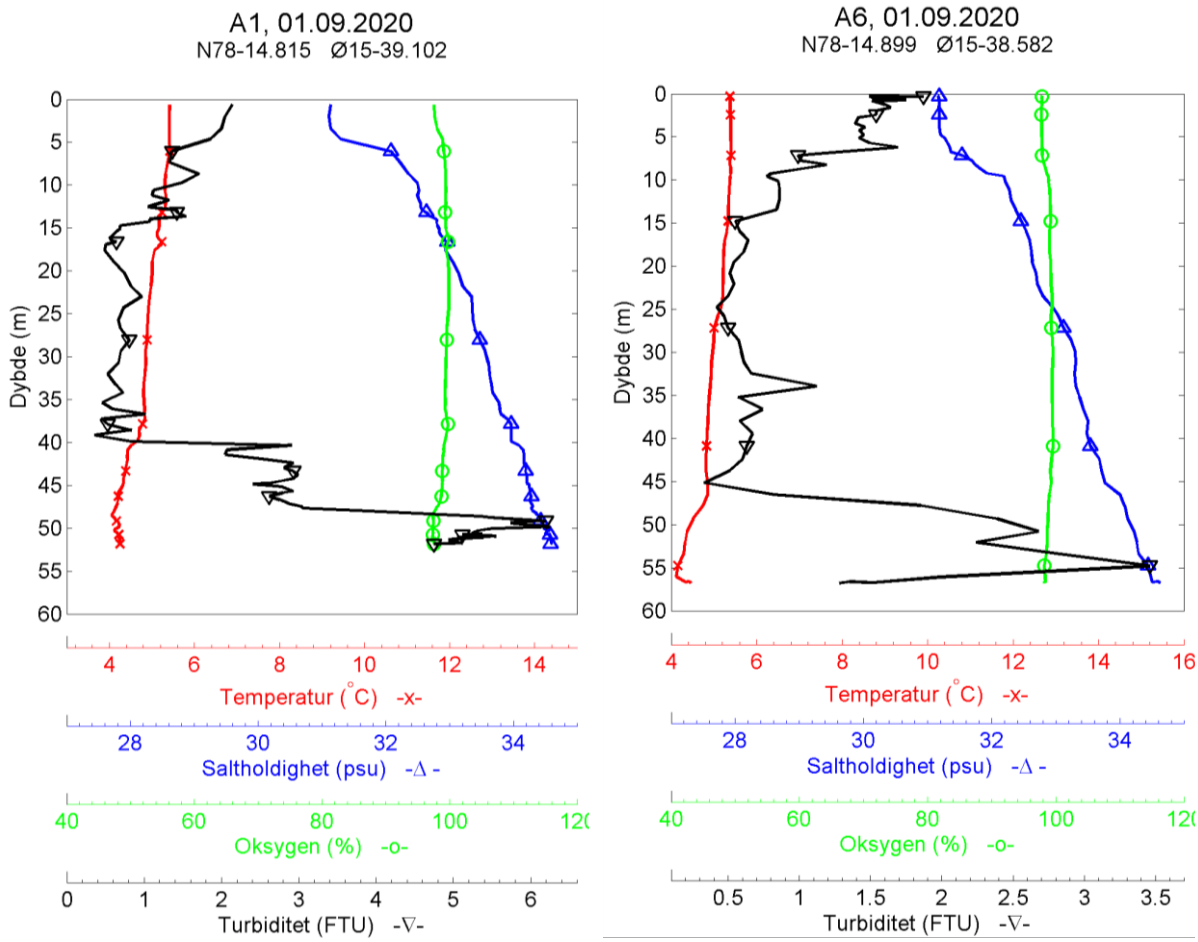
3.5 Vannkvalitet

Vannets temperatur, saltholdighet, innhold av oksygen og turbiditet (partikler i vannet målt som Formazin Turbidity Units - FTU) viste stort sett at alle stasjonene har en dominans av atlantervann med god oksygenmetning. Det finnes mange detaljerte definisjoner av atlantervann, og enhver vannmasse er preget av lokale variasjoner som ferskvannsavrenning og så videre. Likevel, så hadde bunnvannet på de fleste stasjonene et saltholdighet mellom 34.5 og 34.8, som tilsvarer atlantervannet i sørlige Barentshavet (Pfirman et al., 1994). De fleste stasjonene hadde lavere saltholdighet i de øverste 5-10 m, grunnet innslag av ferskvann fra Adventelva.

På de fleste stasjonene var det litt økt turbiditet i de øverste ca. 5 meter. I de fleste tilfellene kan dette skyldes silt i vannet grunnet elveavrenning (se Figur 3). Likevel, ved at vi satt måleren ut ved hjelp av vaieren og kranen fra hekken på båten kan det ikke utelukkes at det kan bli litt forstyrrelse grunnet turbulens i vannet fra propellen, selv om vi prøvde å minske dette.

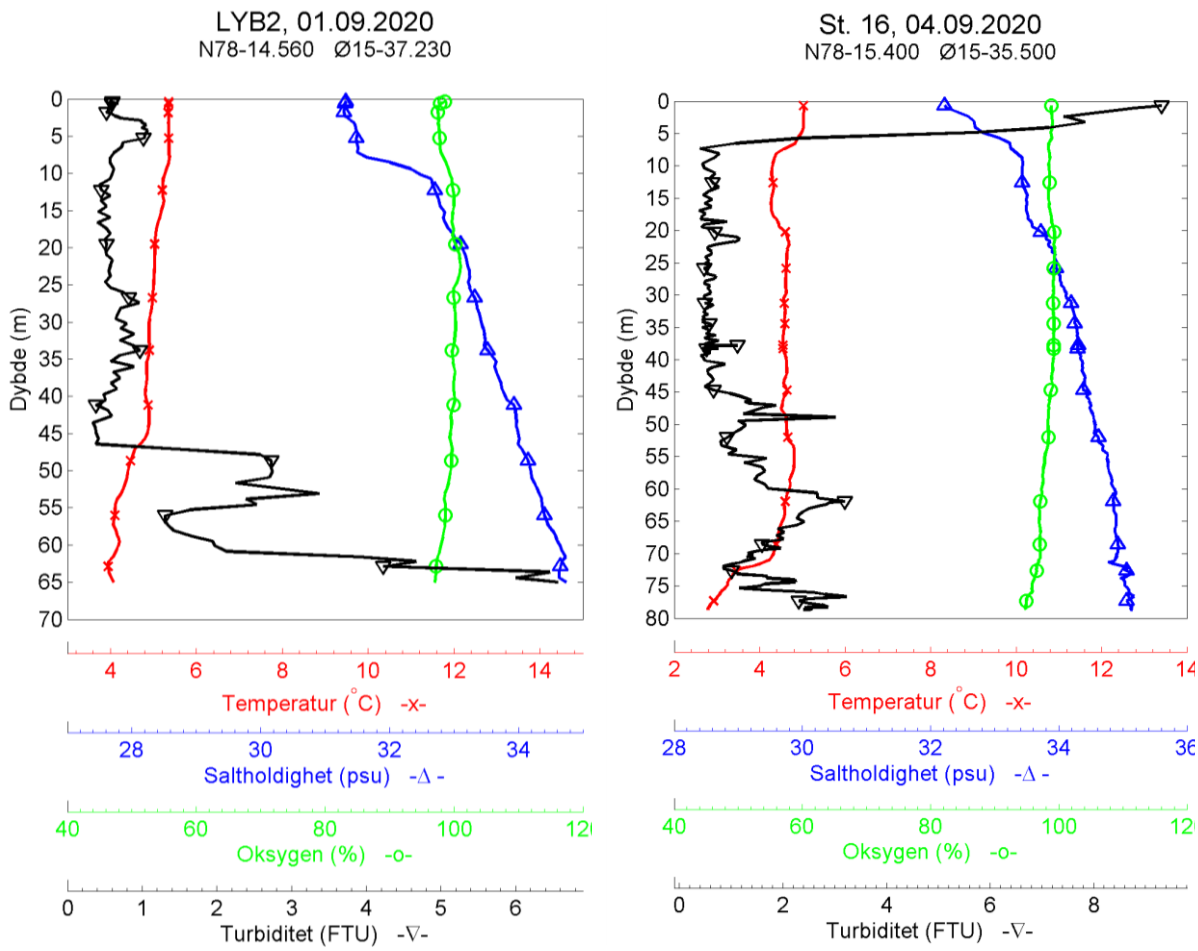
Resultatene fra de to stasjonene nærmest utløpet, A1 og A6, samt st. LYB-2, omtrent midt-fjords og 16, nærmest fjordmunningen er vist i Figur 20 og Figur 21. Profilen fra Stasjon A5 er nærmest identisk med målingene fra A4 og er derfor ikke gjengitt her.

Det ble ikke registrert noe nedgang i oksygen i bunnvannet på noen av stasjonene.



Figur 20. CTD profiler fra stasjonene A1 og A6, henholdsvis rett ved- og 250 m NØ fra utløpet, målt i september 2020.

Alle stasjonene i de innerste og midterste delene av Adventfjorden viser økt turbiditet i de nederste delene av vannsøylen, noe som antageligvis representerer resuspensjon av nylig sedimentert finpartikler fra Adventelva. St. 16, som ligger ytterst i fjorden har en mye mer jevn fordeling av partikler nedover i vannmassene. At det er turbiditet i de øverste 0-5 m av overflatevannet er antageligvis forårsaket av forstyrrelser fra propell (det var en del vind under feltarbeidet og båten måtte kompensere for avdrift).



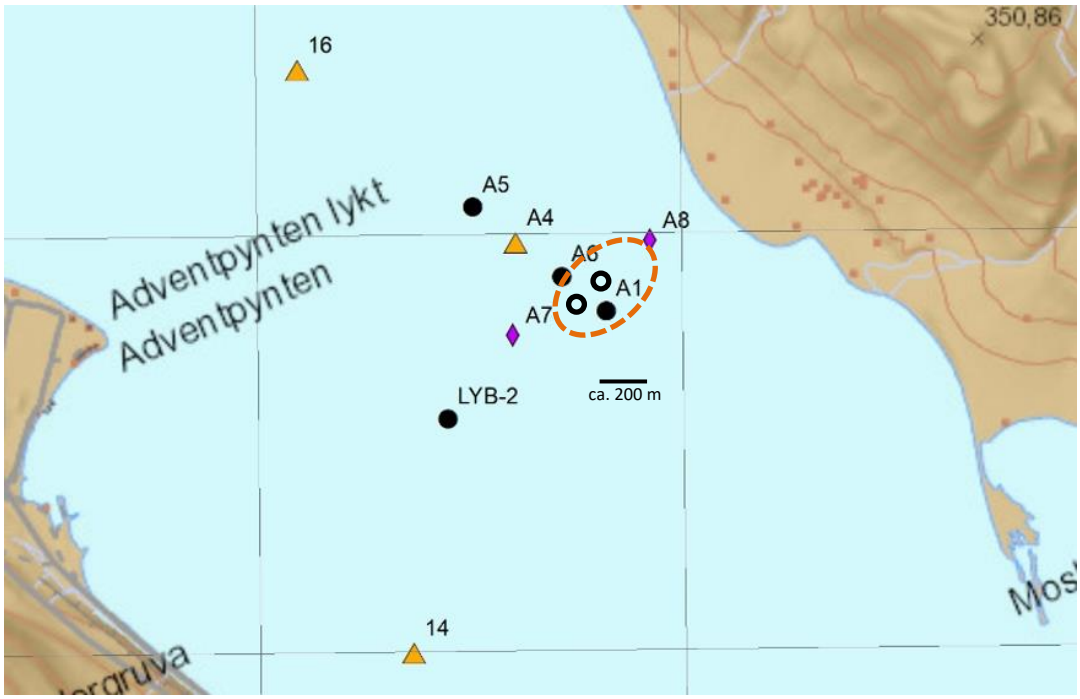
Figur 21. CTD profiler fra stasjonene LYB-2 og 16, målt i september 2020.

3.6 Estimert fotavtrykk av avløpsrøret

Basert på funnene i denne, samt undersøkelsen i 2019 (Cochrane 2020, for Sysselmannens Miljøvernfond), estimeres omfanget av de mest akutte påvirkninger til å ligge innenfor ca. 150-250 m fra utslippspunktet, i NV retning (Figur 22). Dette estimatet er basert på at de to stasjonene (A2 og A3; 2019) som var 150 m fra utslippspunktet viste forstyrrelser, mens nåværende stasjon A6, plassert 250 m fra utslippspunktet viste uvesentlige forstyrrelser.

I retning nordøst, er det mulig at forstyrrelsene trekker seg litt mot stasjon A8, som er 400 m fra utslippspunktet, noe som sammenfaller med strømbildet i fjorden (Leikvin og Evenset, 2009).

Foreløpig konklusjonen er at miljøpåvirkningen av avløpsrøret er relativt lokalt. Problemstilling med våtservietter er noe som vil kunne løses med en kombinasjon av rensing samt spredning av informasjon om søppelhåndtering av disse.



Figur 22. Grov estimat av omfanget av vesentlig biologisk forstyrrelse på havbunnen, i forbindelse med kommunalt utslipp. A1 er like ved utslippspunkitet og de to tomme svarte rundingene er (SV til NV) stasjonene A2 og A3, som i 2019 også viste noe tegn til forstyrrelse (Cochrane 2020).

Det ble funnet vesentlige mengder med søppel på havbunnen, der våtservietter var mest fremtredende. Disse er stort sett laget av polyesterfibre og har hopet seg opp på havbunnen, der de fungerer som en slags fibermatrise på sedimentoverflaten. Det er sannsynlig at dette har bidratt til at det er blitt anoksiske og illeluktende forhold i de dypere sedimentlagene. Det må bemerkes at polyester er et ikke biologisk nedbrytbart materiale, slik at denne "plastmatten" som nå ligger på sedimentoverflaten i nærheten av utslippsrøret antageligvis vil bli liggende i ubestemt tid.

4 Referanser

Cochrane, S.K.J. 2020. Vurdering av biologiske bunnforhold i Adventfjorden. APN-rapport 61320.

Cochrane, S.K.J., Næs, K., Carroll, J., Trannum, H.C., Johansen, R. & Dahle, S. 2001. Marin miljøundersøkelse ved bosetningene Barentsburg, Longyearbyen og Pyramiden I Isfjorden, Svalbard. Akvaplan-niva rapport APN-414.1466. 59pp + 29 pp vedlegg.

Evenset, A. 2002. Miljøgifter i Adventfjorden: Sammenheng med utslipp fra Longyear Energi? Akvaplan-niva rapport 414.2500. 11 s.

Evenset, A., G.N. Christensen & R. Palerud 2006. Miljøgifter i marine sedimenter, Isfjorden, Svalbard 2006. Akvaplan-niva rapport 414.3341. 37 s + vedlegg.

Evenset, A., G.N. Christensen & R. Palerud 2009. Miljøgifter i marine sedimenter i Isfjorden, Svalbard 2009. Undersøkelser utenfor Longyearbyen, Barentsburg, Pyramiden og Colesbukta. Akvaplan-niva rapport 4707-1.

Evenset, A., Pedersen, K.B., Kvennås, M., Cappelen, P. 2020. Miljøtekniske undersøkelser i Svea, 2019. Akvaplan-niva rapport 60480-2. 62 s + vedlegg.

ISO 16665:2014. Water quality — Guidelines for quantitative sampling and sample processing of marine soft-bottom macrofauna.

ISO 5667-19:2004 - Water quality - Sampling - Part 19: Guidance on sampling in marine sediments (ISO 5667-19:2004)

Kaurin, M., H. Vidgren & M. Stokka 2017. Resipientundersøkelse Adventfjorden 2016. Rambøll rapport 1350016027.

Leikvin, Ø. & A. Evenset 2009. Avløp fra Longyearbyen til Adventfjorden. Miljøfaglige vurderinger. Akvaplan-niva rapport 4535-1. 36 + 4 s.

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

Miljødirektoratet, M-608 /2016. Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota – Revidert 30.10.2020.

Ottesen, R.T., J. Bogen, T. E. Finne, M. Andersson, W.K., Dallmann, O.A. Eggen, M. Jartun, Q. Lundkvist, H.R. Pedersen & T. Volden 2010. Geokjemisk atlas of Norge, Part 2: Geochemical atlas of Spitsbergen. Chemical composition of overbank sediments: Norges Geologiske Undersøkelse (NGU).

Pearson, T.H., Rosenberg, R., 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. Oceanography and Marine Biology Annual Review 16, 229-331.

Pedersen, K.B. & Evenset, A. 2018. Miljøtekniske undersøkelser i Svea, 2018. Akvaplan-niva rapport 60480-1.

Pfirman, S., Bauch, D., Gammelsrød, T., 1994. The Northern Barents Sea: Water Masses Distribution and Modification. The Polar Ocean and their Role in Shaping the Global Environment. Geophysical Monograph 84, 77-94.

Sjöberg, C., I. Persson & J. Pirard 2014. Recipientundersökning i Adventfjorden utanför Longyearbyen 2013. Sweco rapport 1832325000

Velvin, R., A. Evenset, & G. Christensen 2006. Marin resipientundersøkelse ved Longyearbyen, Svalbard. Akvaplan-niva rapport 413.3369, 36 s.

Wlodarska-Kowalczuk, M., Pearson, T.H., Kendall, M.A., 2005. Benthic response to chronic natural physical disturbance by glacial sedimentation in an Arctic fjord. Marine Ecology-Progress Series 303, 31-41.

Wlodarska-Kowalczuk, M., Renaud, P.E., Weslawski, J.M., Cochrane, S.K.J., Denisenko, S.G., 2012. Species diversity, functional complexity and rarity in Arctic fjordic versus open shelf benthic systems. Marine Ecology Progress Series 463, 73-87.

Vedlegg 1 – nyttig litteratur

Denne lista er tatt fra Akvaplan-niva database og, sammen med erfaringene fra undersøkelsen i 2019, danner basen til våre konklusjoner.

Achten, C. & T. Hofmann 2008. Native polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in coals - A hardly recognized source of environmental contamination: Science of the total environment, v. 407, s. 12.

Ahrens, L., J. Rakovic, S. Axelson, R. Kallenborn 2016. Source tracking and impact of per- and polyfluoroalkyl substances at Svalbard – FluorosImpact. Sveriges Landbruksuniversitet. Rapport til Svalbard Miljøvernfond.

AMAP 2015. Temporal Trends in Persistent Organic Pollutants (POPs) in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP)

Andersson, M., O. Eggen, T.E. Finne & R.T. Ottesen 2011. Områder i Norge med naturlig høyt bakgrunnsnivå (over normverdi) - betydning for disponering av masser. Rapport nr.: 2011.035: Norges geologiske undersøkelse (NGU).

Arnesen, G. & A. Pop 2016: Undersøkelser av vegetasjon langs dreneringsvei for vann fra Gruve 7 til Foxdalen, Svalbard. Ecofact rapport 537. 8 s.

Banks, D. 1996. The Hydrochemistry of Selected Coal Mine Drainage and Spoil-Tip Run-off Waters, Longyearbyen, Svalbard. Rapport nr.: 96.141: Norges Geologiske Undersøkelse (NGU), s. 22.

Beldowski, J., M. Miotk, A. Zaborska & J. Pempkowiak 2015. Distribution of sedimentary mercury off Svalbard, European Arctic. Chemosphere 122: 190-198.

Bjerkeng, B., & J. Molvær 2002. Oppvirvling og spredning av forurenset sediment på grunn av skipstrafikk. Litteraturstudium og feltundersøkelser i Kristiansand havn. NIVA rapport 4545-02. Statens forurensningstilsyn TA 1869/2002.

Borgå, K. 1997. Bioaccumulation of organochlorines (OCs) in an Arctic marine food chain. Cand. Scient. oppgave, Universitetet i Tromsø, Tromsø.

Børresen, M. & J.E. Sørlie 2002. Miljøundersøkelser ved de russiske områdene i Barentsburg og Pyramiden samt Hollendardalen og Colesbukta. Norges Geotekniske Institutt rapport 20011181-1.

Breedveld, G., 2000. Svalbard. Terrestriske bakgrunnsverdier i Longyearbyen. Rapport nr.: 994070-5: Norges Geotekniske Institutt.

Breedveld, G., Skedsmo, M., og Otter, R., 1999, Svalbard. Undersøkelse av forurensede lokaliteter. Longyearbyen I. Rapport nr.: 984096-1: Norges Geotekniske Institutt (NGI), s. 38.

Chen, C., R.C. Beardsley, G. Cowles, J. Qi, Z. Lai, G. Gao, D. Stuebe, H. Liu, Q. Xu, P. Xue, J. Ge, S. Hu, R. Ji, R. Tian, H. Huang, L. Wu, H. Lin, Y. Sun & L. Zhao 2013. An Unstructured Grid, Finite-Volume Community Ocean Model. FVCOM User Manual, 4th edition, Version 3.1.6. 416 pp.

Cochrane, S. & K. Næs, J. Carroll, H-C. Trannum, R. Johansen, S. Dahle 2001. Marin miljøundersøkelse ved bosetningene Barentsburg, Longyearbyen, og Pyramiden i Isfjorden, Svalbard. Akvaplan-niva rapport 414.1466. 59s.

Cochrane, S., Beuchel, F., Palerud, R. 2011. Uttesting av indekser på bløtbunnsfauna – når er en tall bare en tall? Akvaplan-niva report to KLIF; APN - 5690 - 1

Cochrane, S.K.J., Næs, K., Carroll, J., Trannum, H.C., Johansen, R. & Dahle, S. 2001. Marin miljøundersøkelse ved bosetningene Barentsburg, Longyearbyen og Pyramiden I Isfjorden, Svalbard. Akvaplan-niva rapport APN-414.1466. 59pp + 29 pp vedlegg.

Cochrane, S.K.J., Steffensen et al in prep. Macrobenthic responses and resilience to deposition of drill cuttings at seven locations in the south-western Barents Sea.

Codiga, D.L. 2011. Unified Tidal Analysis and Prediction Using the UTide MatlabFunctions. Technical Report 2011-01. Graduate School of Oceanography,University of Rhode Island, Narragansett, RI. 59pp.

Corneliussen, G., Ö. Gustafsson, T.D. Bucheli, T.O. Jonker, A.A. Koelmans & P.C.M. Van Noort 2005. Extensive Sorption of Organic Compounds to Black Carbon, Coal, and Kerogen in Sediments and Soils: Mechanisms and Consequences of Distribution, Bioaccumulation, and Biodegradation: Environmental Science and Technology 39: 14

Donnell, B., J. V. Letter, Jr, W. H. McAnally & W. A. Thomas 2005. Users Guide to RMA2 WES Version 4.5. U.S. Army, Engineering Research and Development Center Waterways Experiments Station, 277 s.

Drbal, K., Elster, J. & J. Komarek 1992. Heavy metals in water, ice and biological material from Spitsbergen, Svalbard. Polar research, 11, 99-101**.**

Evenset, A. & Rønning, O. 2017. Forurensningsstatus for Hotellneset, Longyearbyen. Akvaplan-niva rapport 7873-1. 27 s + vedlegg.

Evenset, A. & G.N. Christensen 2011. Environmental impacts of expedition cruise traffic around Svalbard. Akvaplan-niva rapport 4823-1. 107 sider.

Evenset, A. 2002. Miljøgifter i Adventfjorden: Sammenheng med utslipp fra Longyear Energi? Akvaplan-niva rapport 414.2500. 11 s.

Evenset, A. 2012. Dieselutslipp ved Isfjord Radio - Kartlegging av spredning til marint miljø. Akvaplan-niva rapport 5831-1. 14 s.

Evenset, A. 2017. Gruve 7, Adventdalen, Svalbard - Kartlegging av vannutslipp. Akvaplan-niva rapport 8554-1. 19 s + vedlegg.

Evenset, A. 2017. Miljøkartlegging i forbindelse med planlagt utfylling. Akvaplan-niva notat 8731-2.

Evenset, A., G.N. Christensen & R. Palerud 2006. Miljøgifter i marine sedimenter, Isfjorden, Svalbard 2006. Akvaplan-niva rapport 414.3341. 37 s + vedlegg.

Evenset, A., G.N. Christensen & R. Palerud 2009. Miljøgifter i marine sedimenter i Isfjorden, Svalbard 2009. Undersøkelser utenfor Longyearbyen, Barentsburg, Pyramiden og Colesbukta. Akvaplan-niva rapport 4707-1.

Gaut, S. 2015. Grunnundersøkelser Bykaia, ORV og Hotellneset. Miljøtekniske grunnundersøkelser og tiltaksplan. Sweco oppdragsnummer 17603001.

Hansen & Danielsberg 2009. Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn. Miljødirektoratet, TA 2553/2009.

Havik, B. & S. Nag 2009. Opprydding av oljeforurenset grunn i Colesbukta. Miljøteknisk undersøkelse og tiltaksplan. Norges Geotekniske Institutt rapport 20081040-1.

Holte, B. 1998. The macrofauna and main functional interactions in the sill basin sediments of the pristine Holandsfjord, Northern Norway, with autecological reviews for some key-species. Sarsia 83:55-68.

Hop, H., K. Sagerup, M. Schlabach & G. W. Gabrielsen 2001. Persistent organic pollutants in marine macro-benthos near urban settlements in Svalbard; Longyearbyen, Pyramiden, Barentsburg and Ny-Ålesund. Norsk Polarinstitutt.

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

Jartun, M., T. Volden & R.T. Ottesen 2007. PCB fra lokale kilder i Barentsburg, Pyramiden og Longyearbyen på Svalbard. NGU-rapport nr. 2007.075. 31 s.

Jensen, J. & Evenset, A. 2015. Forprosjekt: Metoder for miljøklassifisering – tilpasninger til Svalbard. Akvaplan-niva rapport 6664-1.

Jonker, M.T., S.B. Hawthorne & A.A. Koelmans 2005. Extremely Slowly Desorbing Polycyclic Aromatic Hydrocarbons from Soot and Soot-like Materials: Evidence by Supercritical Fluid Extraction. Environmental Science & Technology 39: 6.

Jorgensen, L. L., B. Planque, T. H. Thangstad & G. Certain 2016. Vulnerability of megabenthic species to trawling in the Barents Sea. Ices Journal of Marine Science 73:84-97 doi:10.1093/icesjms/fsv107.

Kallenborn, R., N. Schmidbauer & S. Reimann 2011. Volatile and persistent emissions from traffic and power production on Svalbard. Norwegian Institute for Air Research report 25/2011.

Kärrman, A., Elgh-Dalgren, K., Lafossas, C., Møskeland, T., 2011. Environmental levels and distribution of structural isomers of perfluoroalkyl acids after aqueous fire-fighting foam (AFFF) contamination. Environ. Chem. 8, 372–380.

Kaurin, M., H. Vidgren & M. Stokka 2017. Resipientundersøkelse Adventfjorden 2016. Rambøll rapport 1350016027.

Klein, R.A. 2008. Paradise lost at sea: Rethinking cruise vacations. Fernwood, Halifax, Nova Scotia.

Leikvin, Ø. & A. Evenset 2009. Avløp fra Longyearbyen til Adventfjorden. Miljøfaglige vurderinger. Akvaplan-niva rapport 4535-1. 36 + 4 s.

Lindegarth, M., D. Valentinsson, M. Hansson & M. Ulmestrand 2000. Interpreting large-scale experiments on effects of trawling on benthic fauna: an empirical test of the potential effects of spatial confounding in experiments without replicated control and trawled areas. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 245(2):155-169.

Lunde, J.L. 2015. Gruve 7, Svalbard. Kartlegging av grunnforurensning og vurdering av spredning av forurensning. Master-oppgave, UNIS og NTNU.

M-608 Miljødirektoratet, 2016. Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota. Miljødirektoratet rapport M-608 /2016. http://www.miljodirektoratet.no/no/Publikasjoner/2016/ September-2016/Grenseverdier-for-klassifisering-av-vann-sediment-og-biota/

Nedland, K.T. 2009. Vurdering av miljøgifter i Longyearbyens avløpsvann. Asplan-viak notat 521802.

Oceana 2008. Contamination by cruise ships. Oceana, Europe, Madrid.

Olsson, A. 2016. Local pollution and the risks of OPFR, PBDE and PFAS to the marine ecosystem outside Longyearbyen and Barentsburg in Svalbard. Masteroppgave Lund Universitet.

Ottesen, R.T., J. Bogen, T. E. Finne, M. Andersson, W.K., Dallmann, O.A. Eggen, M. Jartun, Q. Lundkvist, H.R. Pedersen & T. Volden 2010. Geokjemisk atlas of Norge, Part 2: Geochemical atlas of Spitsbergen. Chemical composition of overbank sediments: Norges Geologiske Undersøkelse (NGU).

Oug, E., S. K. J. Cochrane, J. H. Sundet, K. Norling & H. C. Nilsson 2010. Effects of the invasive red king crab (Paralithodes camtschaticus) on soft-bottom fauna in Varangerfjorden, northern Norway. Marine Biodiversity 41(3):467-479 doi:10.1007/s12526-010-0068-6.

Pouch, A., A. Zaborska & K. Pazdro 2017. Concentrations and origin of polychlorinated biphenyls (PCBs) and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediments of western Spitsbergen fjords (Kongsfjorden, Hornsund, and Adventfjorden). Environ. Monitoring & Assessment 189, article number 175.

Rambøll 2011. Miljøteknisk grunnprøvetaking i tankrom under Hangar 1 ved Svalbard lufthavn, Longyear.

Randolph-Lund, K. 2012. Miljøprosjektet - DP2 Miljøtekniske grunnundersøkelser-Svalbard lufthavn. Sweco rapport 168180-470-1.

Reimann, S., R. Kallanborn & N. Schmidbauer 2009. Severe Aromatic Hydrocarbon Pollution in the Arctic Town of Longyearbyen (Svalbard) Caused by Snowmobile Emissions. Environ. Sci. Technol. 43: 4791–4795.

Renaud, P. E., M. Wlodarska-Kowalczuk, H. Trannum, B. Holte, J. M. Weslawski, S. Cochrane, S. Dahle & B. Gulliksen 2007. Multidecadal stability of benthic community structure in a high-Arctic glacial fjord (van Mijenfjord, Spitsbergen). Polar Biology 30(3):295-305.

Sjöberg, C., I. Persson & J. Pirard 2014. Recipientundersökning i Adventfjorden utanför Longyearbyen 2013. Sweco rapport 1832325000

Søndergaard, J., Elberling, B., Asmund, G., Gudum, C., og Iversen, K. M. 2007, Temporal trends of dissolved weathering products released from a high Arctic coal mine waste rock pile in Svalbard (78 N): Applied Ge

Støver, L. 2012. Miljltekniske grunnundersøkelser Hotellneset, Longyearbyen. Datarapport med tiltaksplan. Rambøll rapport 61200176M.

Sundet, J.H., D. Herzke & M. Jenssen 2016. Forekomst og kilder av mikroplastikk i sediment, og konsekvenser for bunnlevende fisk og evertebrater på Svalbard. RISprosjekt nr. 10495. Sluttrapport til Svalbards miljøvernfond. 13 pp.

van den Heuvel-Greve, M., A.S. Szczybelski, N.W. van den Brink, M.J.J. Kotterman, C.J.A.F. Kwadijk, A. Evenset &A.J. Murk 2016. Low organotin contamination of harbour sediments in Svalbard. Polar Biology 39: 1699-1709. DOI 10.1007/s00300-016-1907-0.

Vasskog, T., T. Anderssen, S. Pedersen-Bjergaard, R. Kallenborn & E. Jensen 2008. Occurrence of selective serotonine reuptake inhibitors in sewage and receiving waters at Spitsbergen and in Norway. J. Chromatography A 1185: 194-205.

Velvin, R., A. Evenset, & G. Christensen 2006. Marin resipientundersøkelse ved Longyearbyen, Svalbard. Akvaplan-niva rapport 413.3369, 36 s.

Vestreng, V., R. Kallenborn & E. Økstad 2010. Climate influencing emissions, scenarios and mitigation options at Svalbard. Klima- og forurensningsdirektoratet TA 2552/2009.

Warner, N.A., A. Evenset, G. Christensen, G.W. Gabrielsen, K. Borgå & H. Leknes 2010. Volatile Siloxanes in the European Arctic: Assessment of Sources and Spatial Distribution. Environmental Science & Technology 44: 7705-7710.

Weinbruch, S., T. Drotikova & R. Kallenborn 2015. Particulate and gaseus emissions of power generation at Svalbard (AtmoPart). Technical report ATMOPART 2015. **Svalbard Miljøvernfond.**

Weslawski, J. M., M. Wlodarska-Kowalczuk, M. Kedra, J. Legezynska & L. Kotwicki 2012. Eight species that rule today's European Arctic fjord benthos. Polish Polar Research 33(3):225-238 doi:10.2478/v10183-012-0016-1.

White, J. C., & M. Alexander 1996. Reduced biodegradability of desorption-resistant fractions of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in soil and aquifer solids: Environmental Toxicology and Chemistry 15: 1978-1973.

Wlodarska-Kowalczuk, M. & T.H. Pearson 2004. Soft-bottom macrobenthic faunal associations and factors affecting species distributions in an Arctic glacial fjord (Kongsfjord, Spitsbergen). Polar Biology 27(3):155-167.

Wlodarska-Kowalczuk, M., J.M. Weslawski & L. Kotwicki 1998. Spitsbergen glacial bays macrobenthos - a comparative study. Polar Biology 20(1):66-73.

Wlodarska-Kowalczuk, M., M. A. Kendall, J.M. Weslawski, M. Klages & T. Soltwedel 2004. Depth gradients of benthic standing stock and diversity on the continental margin at a high-latitude ice-free site (off Spitsbergen, 79 degrees N). Deep-Sea Research Part I-Oceanographic Research Papers 51(12):1903-1914.

Wlodarska-Kowalczuk, M., M. Szymelfenig & L. Kotwicki 1999. Macro- and meiobenthic fauna of the Yoldiabukta glacial bay (Isfjorden, Spitsbergen). Polish Polar Research 20(4): 367-386.

Wlodarska-Kowalczuk, M., M.Szymelfenig & M. Zajaczkowski 2007. Dynamic sedimentary environments of an Arctic glacier-fed river estuary (Adventfjorden, Svalbard). II: Meio- and macrobenthic fauna. Estuarine Coastal and Shelf Science 74: 274-284.

Wlodarska-Kowalczuk, M., T. H. Pearson & M. A. Kendall 2005. Benthic response to chronic natural physical disturbance by glacial sedimentation in an Arctic fjord. Marine Ecology-Progress Series 303:31-41.

Wlodarska-Kowalczuk, P. Renaud, J.M. Weslawski, S.K. Cochrane & S.G. Denisenko 2012. Species diversity, functional complexity and rarity in Arctic fjordic versus open shelf benthic systems. Mar. Ecol. Prog. Ser. 463: 73-87. doi:10.3354/meps09858

Zajaczkowski, M., W. Szczucinski & R. Bojanowski 2004. Recent changes in sediment accumulation rates in Adventfjorden, Svalbard: Oceanologia, v. 46, s. 217-231.

Vedlegg 2: Metoder for næringssalter og kjemi

Følgende metodebeskrivelsen er gitt av TosLab, Tromsø

Total nitrogen:

Metoden avviker fra standarden mhp. konsentrasjon av sulfanilamid i reagens 1. I Reagens 1 er sulfanilamidinnholdet økt fra 2,5 g/l til 10 g/l (*Perstorp analytical environmental-methodology, Nitrate+nitrite nitrogen and nitrite nitrogen, 4/93 Rev.D Doc 000589*).

Det benyttes buffer laget av imidazol i stedet for ammoniumklorid, se ref. NS-EN ISO 13395 1.utg 1996. (Tips fra TM-Autolab: bruker fortynnet buffer 1:1).

Metoden gjelder for bestemmelse av innholdet av nitrogenforbindelser i rentvann, badebassengvann og avløpsvann.

Ved sjøvannsprøver (uakkreditert) skal blindprøve, skyllevann, standarder og kontroller lages av syntetisk sjøvann (35g/l NaCl).

Uorganiske og organiske nitrogenforbindelser oksideres av peroksodisulfat i alkalisk miljø til nitrat. Oksidasjonen foregår i lukket kar under trykk. (kokes ca 45 min). Nitrat reduseres av kobberbelagt kadmium til nitritt med et utbytte på minst 90 %. Reduksjonen skjer i en bufret løsning der pH = 8.0 - 8.5.

Nitritt reagerer i sur løsning (pH = 1.5 - 2) med sulfanilamid til en diazoforbindelse, som kobles med N-(1-naftyl)etylendiamin til et azofargestoff. Absorbansen til dette måles spektrofotometrisk ved bølgelengden 545 nm. Det benyttes et automatisk analysesystem basert på luftsegmentering. Kyvettens lengde skal være minst 10 mm.

Suspendert materiale/partikler som forefinnes i prøven etter oppslutning må ikke komme inn på kolonnen. Dette kan unngås ved å la partiklene sedimentere i oppslutningsrøret, eller ved filtrering/sentrifugering før overføring av prøve til autoanalysator-koppen.

Vi pipetterer ut 10 ml surgjort originalprøve , tilsetter 10 ml oxidasjonsløsning og koker i autoklav ca 45 min. Deretter fargefremkalling og avlesning på autoanalysator, FlowIV, Alpkem. Det lages standardkurve med kjente Nitrogen-konsentrasjoner og deretter avleses prøven.

Nitrat/nitrit:

NS-EN ISO 13395 1.utg 1996.

Perstorp analytical environmental-methodology, Nitrate+nitrite nitrogen and nitrite nitrogen, 4/93 Rev.D Doc 000589)

Metoden gjelder for bestemmelse av nitritt-nitrogen og nitrat-nitrogen og summen av begge i rent vann og avløpsvann,

Analyseres sjøvann (ikke akkreditert) må standardløsninger, skyllevann, kontroller og blind lages av syntetisk sjøvann (35 g NaCl pr liter vann). NB! Vi har kjørt med kontrollprøve laget synt sjøvann.

Nitrat reduseres av kobberbelagt kadmium til nitritt med et utbytte på minst 90 %. Reduksjonen skjer i en bufret løsning der pH = 7,5 - 8.0

Nitritt reagerer i sur løsning (pH = 1.5 - 2) med sulfanilamid til en diazoforbindelse, som kobles med N-(1-naftyl)etylendiamin til et azofargestoff. Absorbansen til dette måles spektrofotometrisk ved bølgelengden 545 nm. Det benyttes et automatisk analysesystem basert på luftsegmentering. Kyvettens lengde skal være minst 10 mm.

Nitrat bestemmes i konservert prøve (1ml 4M H2SO4/100 ml prøve)

Kontroll-prøve har vært laget av synt. Sjøvann.

Instrument: FlowIV, Alpkem

Total fosfor:

NS-EN ISO 6878, 1.utg 2004

Total fosfor bestemmes i den ufiltrerte delen av prøven.

Komplekse, uorganiske fosfater og organisk bundet fosfor overføres til ortofosfat ved oppslutning med peroksodisulfat i surt miljø. Oppslutningen skjer ved koking i lukket flaske under trykk.

I en løsning med svovelsyrekonsentrasjon ca 0,2 mol/l reagerer ortofosfat med molybdat og treverdig antimon til en antimono-12-molybdofosforsyre. Denne reduseres in situ av askorbinsyre til et blåfarget heteropolykompleks (”molybdenblått”). Kompleksets absorbans, som måles ved bølgelengden 880 nm, er proposjonal med ortofosfatkonsentrasjonen

Vi pipetter ut 15 ml prøve som tilsettes 3 ml oxidasjonsløsning og kokes under trykk i 45 min. Avlesning spektrofotometrisk ved 880 nm ved å framstille en kalibreringskurve og deretter leses av konsentrasjonen av total-fosfor i prøvene.

Kontrollprøver(K-50 µg/l) og sertifiserte kontrollprøver (VKI/RW2 og VHI/WW3) er alltid med. K-50 laget av syntetisk sjøvann.

Ortofosfat, PO4-P:

NS-EN ISO 15681-2:2018, 1.utgave 2019:
Bestemmelse av ortofosfat og totalt fosforinnhold ved automatisert analyse, kontinuerlig gjennomstrømming (CFA). Instrumentet FlowIV, Alpkem

Methods for Chemical Analysis of Water and Wastewater, march 1984, EPA-600/4-79-020, ”Phosphorus, All Forms,” Method 365.1 (Colorimetric, Automated Ascorbic Acid.)

Fosfat reagerer med molybden (VI) og antimon(III) i en syreløsning og danner et antimon-fosfomolybdat- kompleks. Dette komplekset reduseres med askorbinsyre og danner en blå farge som avleses ved 880 nm. Hvis partikler i prøven blir den filtrert før konservering. Vi konserverer prøven med 1 ml 4MH2SO4/100 ml . Deretter skjer reksjonen vha flow-injection teknikk (FlowIV, Alpkem) og avlesning på 880 nm. Det lages standardkurve utfra kjente fosfat-løsninger og fosfat-p bestemmes. Kontrollprøve laget av syntetisk sjøvann følger med analysegangen.

Vedlegg 3: Artslister, stasjonsvis

Artsnavn	A1	A5	A6	LYB-2	SAS-1
Aeolidiidae indet.	0	0	1	0	0
Ampharete baltica	0	0	0	0	4
Ampharete borealis	0	0	6	2	28
Ampharete lindstroemi	0	16	40	0	0
Anobothrus gracilis	0	1	2	0	2
Aphelochaeta sp.	0	5	5	5	1
Apistobranchus tenuis	0	0	2	0	0
Apistobranchus tullbergi	0	1	0	0	0
Arrhis phyllonyx	1	6	9	9	2
Artacama proboscidea	0	0	0	1	0
Astarte borealis	1	2	2	4	0
Axinopsida orbiculata	127	16	64	13	54
Bivalvia indet.	0	0	2	0	0
Brachydiastylis resima	0	2	1	1	3
Bradabyssa villosa	0	4	14	0	0
Buccinum sp.	2	0	0	0	0
Byblis gaimardii	0	1	0	0	0
Bylgides sarsi	0	3	5	3	0
Bylgides sp.	0	0	0	0	1
Capitella capitata	11118	3	10	0	2
Caudofoveata indet.	0	0	0	0	2
Chaetozone setosa	452	254	973	358	75
Chone paucibranchiata	0	0	0	0	7
Cirratulidae indet.	0	0	0	0	9
Cossura longocirrata	15	0	6	5	28
Cossura pygodactylata	16	1	1	1	0
Cossura sp.	156	1	16	10	0
Cryptonatica affinis	1	1	0	1	0
Cuspidaria sp.	0	0	0	0	2
Cuspidaria subtorta	0	0	0	0	3
Cylichna alba	12	4	4	1	0
Dacrydium vitreum	0	0	0	0	7
Dialychone sp.	4	0	0	0	0
Diastylis rathkei	7	12	16	19	6
Dipolydora caulleryi	121	3	14	3	0
Edwardsiidae indet.	0	0	0	1	0
Ennucula tenuis	4	18	12	26	96
Eteone flava/longa	96	15	21	20	26
Euchone analis	0	0	0	0	6
Euchone papillosa	0	0	0	0	28
Eudorella sp.	0	0	0	2	12

Artsnavn	A1	A5	A6	LYB-2	SAS-1
Euspira pallida	0	2	2	2	0
Frigidoalvania cruenta	0	0	0	0	1
Galathowenia oculata	4	171	152	122	317
Gattyana cirrhosa	1	0	0	0	0
Golfingia vulgaris	0	1	0	0	0
Harmothoe imbricata	1	1	0	0	0
Heteromastus filiformis	47	23	65	49	39
Kurtiella sovaliki	2	15	11	10	0
Kurtiella sp.	0	0	0	0	1
Lanassa venusta	4	8	3	4	0
Laonice cirrata	0	2	0	0	0
Laphania boecki	0	10	6	2	3
Leaena ebranchiata	0	0	0	0	4
Leitoscoloplos mammosus	530	225	566	331	113
Lepidepecreum umbo	0	0	1	0	1
Leucon sp.	0	8	0	0	0
Levinsenia gracilis	0	0	0	0	71
Lumbriclymene sp.	0	0	0	0	1
Lumbrineris mixochaeta	9	155	119	126	103
Lysianassidae indet.	10	1	1	0	2
Lysippe labiata	0	7	11	4	2
Macoma calcarea	323	107	60	9	69
Maldane sarsi	39	297	260	108	16
Mediomastus fragilis	0	0	0	0	4
Melita sp.	0	2	0	1	0
Menestho truncatula	0	3	4	0	1
Microphthalmus sczelkowii	6	0	0	0	0
Montacutinae indet.	1	0	0	0	0
Myriochele heeri	0	0	0	0	24
Myriochele malmgreni/olgae	0	2	0	0	0
Nemertea indet.	13	11	14	13	29
Nephtys ciliata	0	0	0	0	6
Nereimyra punctata	0	0	0	0	13
Nuculana pernula	3	6	20	8	7
Oedicerotidae indet.	0	8	13	3	1
Ophelina acuminata	0	0	0	0	1
Ophryotrocha scarlatoi	2057	0	0	0	0
Ostracoda indet.	0	0	0	0	1
Paguridae indet.	0	1	0	0	0
Parathyasira dunbari	0	0	0	0	75
Paroediceros sp.	1	0	0	0	0
Parougia eliasoni	0	3	20	5	5
Pherusa plumosa	1	21	0	0	0
Pholoe assimilis	0	5	13	1	0

Artsnavn	A1	A5	A6	LYB-2	SAS-1
Phyllodoce groenlandica	0	1	0	4	0
Polycirrus norvegicus	0	0	0	0	2
Pontoporeia femorata	14	29	17	107	0
Praxillella gracilis	0	0	1	0	1
Priapulus caudatus	17	12	28	25	1
Prionospio cirrifera	0	1	0	0	1
Proclea graffii	0	4	1	0	1
Protomedeia grandimana	60	413	101	335	0
Retusa obtusa	0	0	0	0	1
Scalibregma inflatum	16	0	0	1	0
Scoletoma fragilis	0	2	1	2	22
Scoloplos armiger	37	0	1	0	2
Spio armata	0	9	18	7	2
Spio limicola	0	9	7	4	1
Stenothoidae indet.	0	0	0	0	1
Syllis cornuta	0	0	0	0	1
Terebellides sp.	0	76	119	21	15
Tharyx sp.	0	0	0	0	4
Thyasira gouldi	0	0	0	0	102
Thyasira obsoleta	0	1	0	0	0
Thyasira sarsii	2	475	498	283	0
Thyasiridae indet.	0	5	5	1	39
Yoldia hyperborea	1	4	8	3	1
Yoldiella lenticula	0	0	0	4	81
Yoldiella solidula	0	10	21	11	41