

Beregnet til
Longyearbyen lokalstyre

Dokument type
Rapport

Dato
Februar, 2017

RESIPIENTUNDERSØKELSE **ADVENTFJORDEN 2016**



RESIPIENTUNDERSØKELSE ADVENTFJORDEN 2016

Revisjon **02**
Dato **15/02/2017**
Utført av **Maria Kaurin, Hanne Vidgren, Magnes Stokka**
Kontrollert av **Aud Helland**
Godkjent av **Aud Helland**
Beskrivelse **Rapport**

Ref. 1350016027

INNHALDSFORTEGNELSE

1.	INTRODUKSJON	6
1.1	Bakgrunn og hensikt	6
1.2	Områdebeskrivelse	6
1.2.1	Områdebeskrivelse	6
1.3	Utslippet	7
1.4	Strøm og vannutskifting	8
1.5	Tidligere undersøkelser i Adventfjorden	8
1.6	Andre forurensningskilder	9
2.	METODE	10
2.1	Feltundersøkelser	10
2.1.1	Bunnfauna og sediment	10
2.1.2	Hydrografi	11
2.2	Analyser og vurdering av resultater	12
2.2.1	Miljøgifter i sediment	12
2.2.2	Bunnfauna	12
2.3	Modellering	14
2.3.1	Inngangsdata for modellering	15
3.	RESULTATER	18
3.1	Beskrivelse av sedimentet	18
3.1.1	Undersøkelser i 2016	18
3.1.2	Historisk utvikling	19
3.2	Miljøgiftinnhold	19
3.2.1	Undersøkelser i 2016	19
3.2.2	Utvikling i miljøgiftinnhold i sedimentet	21
3.3	Bunnfaunaundersøkelser	21
3.3.1	Undersøkelser i 2016	21
3.3.2	Sammenligning av bunnfaunaundersøkelser i 2013 og 2016	24
3.4	Utslippsmodellering	24
3.4.1	Innlagringen av avløpsvann	24
3.4.2	Fortynning av avløpsvann	26
3.4.3	Sensitivitetsanalyse	28
3.4.4	Oppsummering av modellresultatene – nytt kapittel	31
3.4.5	Usikkerhet i modelleringen	32
4.	KONKLUSJON	33
5.	REFERANSER	34

VEDLEGG

Vedlegg 1

Delrapport

Vedlegg 2

Resultater fra utslippsmodellering

Vedlegg 3

Analyseresultater

Vedlegg 4

Beskrivelse av sediment/bunnfaunaprøver

Vedlegg 5

Metodebeskrivelser

Sammendrag

Rambøll gjennomførte i juni 2016 en resipientundersøkelse i Adventfjorden. Hensikten var følgende

- evaluere det nye hovedutslippspunktet
- anbefale eventuelle avbøtende tiltak dersom det blir påvist nedslamming
- gjennomføre en ny vurdering av avløpsvannets innblanding i resipienten
- vurdere bunnfaunasamfunnet i fjorden med hensyn på organisk belastning

Det ble tatt ut sedimentprøver med en 0,1 m² van Veen grabb for analyse av bunnfauna på 4 stasjoner i Adventfjorden og en referansestasjon i Colesfjorden. Det ble i tillegg tatt ut sediment for analyse av metaller, PAH, TBT, PCB, olje, totalt organisk karbon, total nitrogen og kornstørrelse. Det ble også tatt CTD-profiler ved hver stasjon for å undersøke sjiktinger i vannsøylen.

Undersøkelsen av bunnfauna viste ingen vesentlig endringer siden tilsvarende undersøkelse i 2013. Tilstanden i indre del av Adventfjorden var moderat, mens i ytre del av fjorden og ved referansestasjon var tilstanden god. Gjennomsnittsverdien av bunnfaunaindeksene for samtlige stasjoner lå likevel nær grensen mellom god og moderat tilstand, så det var kun mindre forskjeller mellom stasjonene. Indre del av Adventfjorden tilføres mye uorganiske partikler med smeltetvann fra breer. Undersøkelsen tyder på at dette partikkelregnet i stor grad påvirker faunasamfunnet og gjør det vanskelig å skille mellom antropogen og naturlig påvirkning. Ved utslippspunktet tydet H₂S i sedimentet og forekomst av den forurensningstolerante børstemarken *Capitella* sp. på organisk belastning. Det ble i ikke observert nedslamming rundt utslippspunktet, men det ble funnet en våtserviett i en av prøvene som kan tyde på at fjorden tilføres noe søppel fra utslippet. Analysen av C/N-forholdet tydet på tilførsler av organisk materiale fra land både i indre og ytre deler av fjorden. Dette kan tyde på en jevn men lav påvirkning av organisk materiale.

Innholdet av metaller og miljøgifter var generelt lavt (svært god til god tilstand), og på nivå med tidligere undersøkelser. Analysene viste arsen-konsentrasjoner tilsvarende tilstandsklasse moderat ved stasjon 16 og LYB2. Det ble også funnet PAH16-konsentrasjoner tilsvarende moderat tilstand ved stasjon A1 (utslippspunktet) og 14. Det ble funnet enkeltforbindelser av PAH tilsvarende moderat tilstand på samtlige stasjoner.

Innlagring og fortykning av avløpsvann ble modellert ved den numeriske modellen Visual Plumes. Inngangsdata til modellering ble fremskaffet fra oppdragsgivere, fra feltmålinger og tidligere strøm- og hydrografimålinger utført av UNIS og Akvaplan-niva. Modellresultatene tilsier at avløpsvannet kan nå overflaten under visse forhold. Sjansen for å få gjennombrudd av utslippet til overflaten er stor i perioden fra oktober til mai når vannmassene er gjennomblandet og det er ingen eller veldig liten vertikal sjikting i vannet. Sommersituasjon med vertikal sjikting resulterer i innlagring av avløpsvannet i relativt dypt vann. Også det verste tenkelige scenario simulert (dvs. lav strømhastighet og maksimalt utslippsmengde) viser at utslippet blir innlagret i sommerperioden.

Gjennombrudd til overflaten vinterstid kan redusere vannkvaliteten og føre til høy konsentrasjon av termotolerante koliforme bakterier (TKB) i overflatevannet. Dette anses ikke å medføre en stor risiko i Adventfjorden ettersom fritidsbruk (bading osv.) er ikke aktuelt i vinterhalvåret. I tillegg til hydrografiske forhold, er strømhastighet i resipientvannet en faktor som er avgjørende for avløpsvannets innlagring og fortykning; sterkere strøm i resipientvannet gir større sjanse for innlagring og mer effektiv fortykning før utslippet når overflaten. Strømhastigheter er ikke målt akkurat ved utslippspunkt og det er dermed noe usikkerhet knyttet til modellresultatene. Mengde avløpsvann påvirker innlagring i mindre grad, men lavere utslippsflukt fører til mer effektiv fortykning.

Stikkord	<i>Resipientundersøkelse</i>	<i>Marin bunnfauna</i>	<i>Miljøgifter</i>	<i>Utslippsmodellering</i>
-----------------	------------------------------	------------------------	--------------------	----------------------------

FORORD

Rambøll gjennomført i juni 2016 en resipientundersøkelse i Adventfjorden på oppdrag fra Longyearbyen lokalstyre. Maria Kaurin har vært oppdragsgiver for prosjektet. Feltarbeidet ble gjennomført av Maria Kaurin og Marit Pettersen fra Rambøll. Rambøll takker Ragnheid Skogseth ved UNIS for hydrografidata og Øyvind Leikvin ved Akvaplan-niva for strømdata.

BEGRENSNINGER

Undersøkelsen er utført på bakgrunn av informasjon gitt av oppdragsgiver eller representanter for oppdragsgiver. Dersom områder ikke har vært tilgjengelige for prøvetaking er dette beskrevet i rapporten og det er gitt anbefalinger om ytterligere undersøkelser.

ANSVAR

Rambøll har utført sedimentundersøkelser, bunnfaunaundersøkelser og modellering av utslipp i henhold til gjeldende regelverk, veiledere og standarder. Denne rapporten gir ingen garanti for at all forurensning i vannforekomsten er avdekket og dokumentert. Rapporten gir en oversikt over påvist forurensning. Rambøll påtar seg ikke ansvar dersom det ved tiltak i sjø eller ved senere undersøkelser avdekkes ytterligere eller annen forurensning enn det som er beskrevet i denne rapporten.

Rapporten må ikke gjengis i utdrag uten skriftlig godkjenning fra Rambøll.

1. INTRODUKSJON

1.1 Bakgrunn og hensikt

Avløpsvannet i Longyearbyen slippes per dags dato urensset ut i Adventfjorden på 60 meters dyp. Tidligere resipientundersøkelser i 1992, 1998, 2005 og 2013 har vist at Adventfjorden takler dagens utslipp godt, men 1.januar 2010 ble det innført en ny forskrift som medfører at alle beboere plikter å installere avfallskvern for matavfall i kjøkken med avløp. Dette har medført en økning i tilførsel av organisk materiale til fjorden, ettersom matavfall nå kvernes og slippes i fjorden i stedet for å kastes i søpla. Rambøll har ikke oversikt over når arbeidet med etablering av avfallskverner var ferdigstilt.

Det har tidligere vært flere ledninger som leder avløpsvann ut i Adventfjorden. I 2008 ble alle utslippene samlet og ført med en ca 3 km lang ledning til nytt utslippspunkt. Det er en viss usikkerhet knyttet til hvordan samlingen av utslippspunkt og økt tilførsel av organisk materiale fra matavfallskverner vil påvirke fjorden på sikt. Det er derfor stilt spørsmål om rensing av avløpsvannet er nødvendig. Sysselmannen har på bakgrunn av dette i utslippstillatelsen for avløpsvann fra Longyearbyen, stilt krav om at det skal gjennomføres oppfølgende resipientundersøkelse etter at matavfallskvernene er installert.

Resipientovervåkingen har som hovedmål å avgjøre om avløpet har en negativ innvirkning på miljøet. Undersøkelsen skal

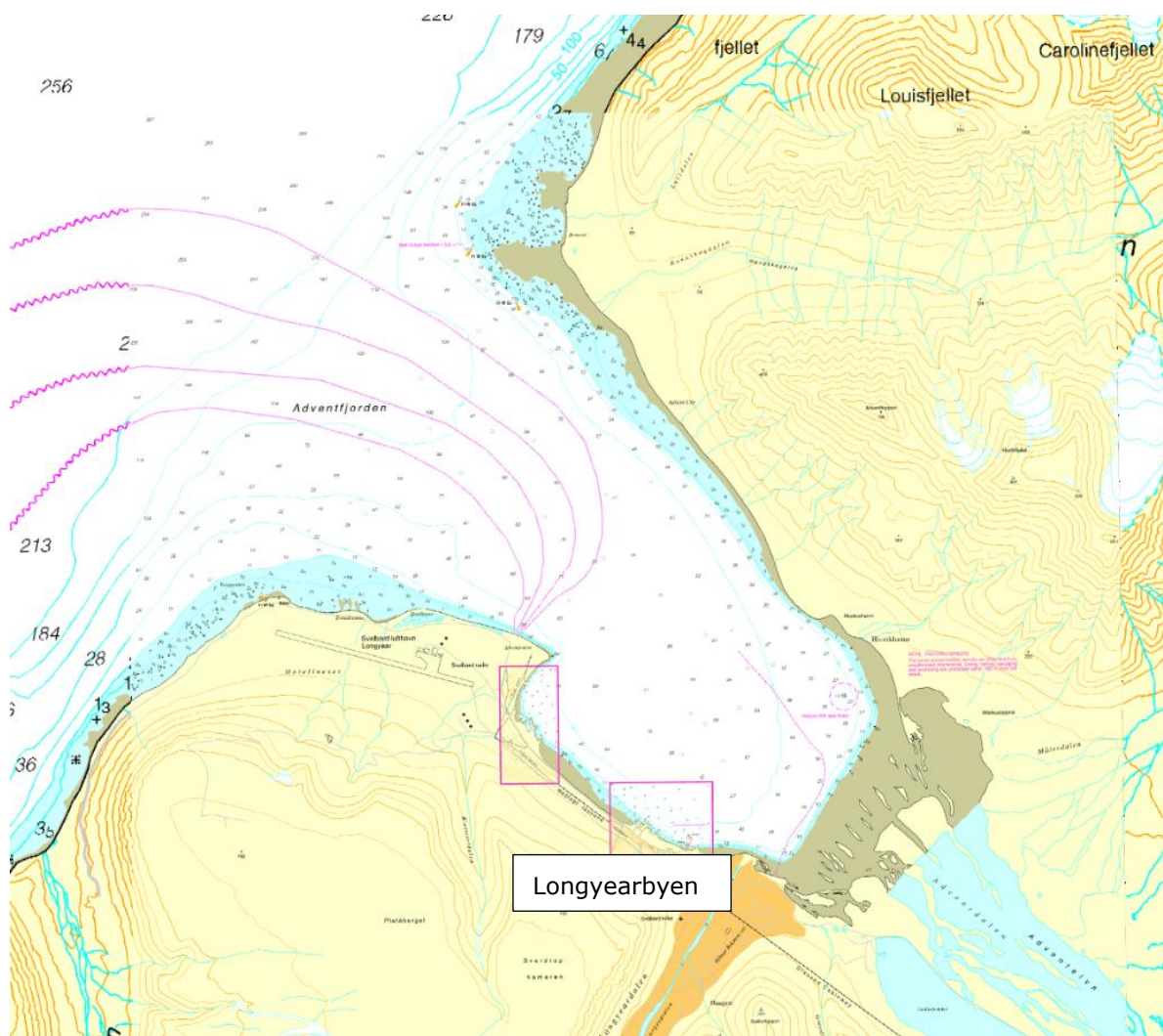
- Evaluere det nye hovedutslippspunktet
- Anbefale eventuelle avbøtende tiltak dersom det blir påvist nedslamming.
- Gjennomføre en ny vurdering av avløpsvannets innblanding i resipienten
- Vurdere bunnfaunasamfunnet i fjorden med hensyn på organisk belastning

Rapporten omfatter også en vurdering av mulighetene for etablering av renseanlegg og en vurdering av miljømessige konsekvenser av en slik etablering. Denne vurderingen finnes i vedlegg 1 som egen delrapport.

1.2 Områdebeskrivelse

1.2.1 Områdebeskrivelse

Adventfjorden er en 7 km lang fjord som går ut i fra Isfjorden, Svalbards største fjordkompleks. Adventfjorden ligger på sørsiden av Isfjorden og har ingen terskel ved innløpet. En rekke elver og bekker og tilfører Adventfjorden smeltevann fra bre. Dette medfører at fjorden tilføres relativt mye uorganisk materiale som sedimenterer i fjorden. De største elvene er Adventelva og Longyearelva. Longyearbyen ligger innerst i Adventfjorden. Innbyggertallet var i 2015 i overkant av 2000 innbyggere. I tillegg har Longyearbyen en betydelig turisme med et stadig økende antall gjestedøgn hvert år. Antallet besøkende er høyest i vår/sommer sesongen.



Figur 1. Oversiktskart over Adventfjorden hentet fra Norsk Polarinstitutt. Utslippsledningen for avløpsvann er vist med rosa stiplet linje.

1.3 Utslippet

Longyearbyen lokalstyre driver avløpssystemet i Longyearbyen. Det har vært gjort flere endringer i avløpssystemet de siste 15 årene. Frem til 2005 var det 4 utslippsledninger til Adventfjorden, disse ble i 2005 samlet til et større og et mindre utslippspunkt. I 2008 ble alle utslippene samlet og ført med en ca 3 km lang ledning til nytt utslippspunkt på nordsiden av Adventfjorden ved Moskushavn. Avløpsvannet føres ut i fjorden på 60 meters dyp og utslippsledningen ligger omtrent 1 meter over havbunnen. Avløpsvannet blandes med smeltevann fra breer før det føres ut i fjorden. Rambøll kjenner ikke blandforholdene for dette.

Avløpsvann kan inneholde flere komponenter som direkte eller indirekte kan ha skadelige effekter for mennesker og lokal fauna og flora. Disse omfatter miljøgifter, bakterier, virus, næringssalter og organisk stoff. Utslipp av kommunalt avløpsvann kan også føre til nedslamming og forsøpling. Leikvin og Evenset (2009) gir en god beskrivelse av generelle skadevirkninger av kommunalt avløpsvann.

Asplan Viak gjorde i 2009 (Neland, 2009) en vurdering av miljøgifter og næringssalter som slippes ut med avløpsvannet i Adventfjorden ved å undersøke et mindre antall vannprøver. Undersøkelsen viste at innholdet av metaller, næringssalter og organisk stoff i avløpsvannet var sammen-

lignbart med det man vanligvis finner i annet norsk ubehandlet avløpsvann. Nivåene av organiske miljøgifter var generelt lave, men det ble funnet noe forhøyde konsentrasjoner av polyaromatiske hydrokarboner (PAH), Bis(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP) og Perfluorooctane Sulfonate (PFOS) i en av de analyserte vannprøvene (kun 2 prøver ble analysert). Den samme prøven inneholdt også spor av oktylfenol, et stoff som skal være utfaset i Norge. For mer detaljert informasjon henvises det til Neland, 2009.

1.4 Strøm og vannutskiftning

Akvaplan NIVA kjørte i 2009 en sirkulasjonsmodell for ulike vannlag i Adventfjorden, i tillegg ble det gjennomført strømmålinger og undersøkelser av tetthetssjiktninger i vannsøylen med CTD. For detaljer rundt metode og resultater henvises det til Leikvin og Evenset, 2009. CTD-profilene tatt i sommermånedene, som viste sjiktninger i tetthet, saltholdighet og temperatur i vannsøylen, indikerte et ferskvannslag på cirka 2-5 m på overflaten i fjorden.

Adventfjorden har en tidevannsforskjell på opptil 159 cm og strømmen inn og ut av Adventfjorden ser i stor grad ut til å være tidevannsdrevet. Modellen indikerte en sterk strøm ved Adventpynten, og relativt sterk strøm ved synkende tidevann i nedre vannlag (10 m til bunnen), ved vestpynten og nord for Moskushavn. Strømretningen var i hovedsak ut av Adventfjorden, mot nordvest og vest. Ved stigende vann observeres tilsvarende strømstyrker, men vannstrømmen gikk da innover i fjorden, og den ekstra høye strømmen ved Adventpynten uteble. Strømmen var både ved stigende og fallende tidevann høyest i ytre del av fjorden og svakere i indre del.

Ved overflaten var strømmen mer variabel og avhengig av vind og tidevann. Mot lavvann indikerte modellen svakere strømmen i hele Adventfjorden, bare utløpet fra Adventfjorden vist noe kraftigere strøm. Ved synkende tidevann strømmet vannet ut av Adventfjorden mot nordvest og vest. Mot høyvann flommet vannet inn i Adventfjorden med omtrent tilsvarende hastighet (Leikvin og Evenset, 2009).

Strømmålingene i bunnvannet ved utslippspunktet (målt i juni) viste en nordvestlig strøm 4 meter over bunnen. Ved 6 meters dyp viste målingene en sterke sørlig komponent og svakere vestlig komponent.

1.5 Tidligere undersøkelser i Adventfjorden

Bunnfaunasamfunnet i Adventfjorden er undersøkt flere ganger de siste 25 årene, i 1992 (Holte et al., 1994), 1998 (Cochrane et al., 2001), 2005 (Velvin et al., 2006) og 2013 (Sjøberg et al., 2014). Ved undersøkelsene i 1992 konkluderte Akvaplan-niva med at indre del av fjorden var svakt påvirket av menneskeskapte påvirkninger (Holte et al. 1994). I 1998 viste undersøkelsene noe organisk påvirkning utenfor utslippspunktet (Cochrane et al., 2001). I 2005, før utslippene ble samlet til et mindre og et større utslipp, viste undersøkelsen en økning i tetthet av den opportunistiske arten *Capitella capitata* utenfor hovedutslippspunktet (LYB1). Dette er en art som normalt ikke er dominerende i arktiske fjorder og er en klar indikator på organisk belastning.

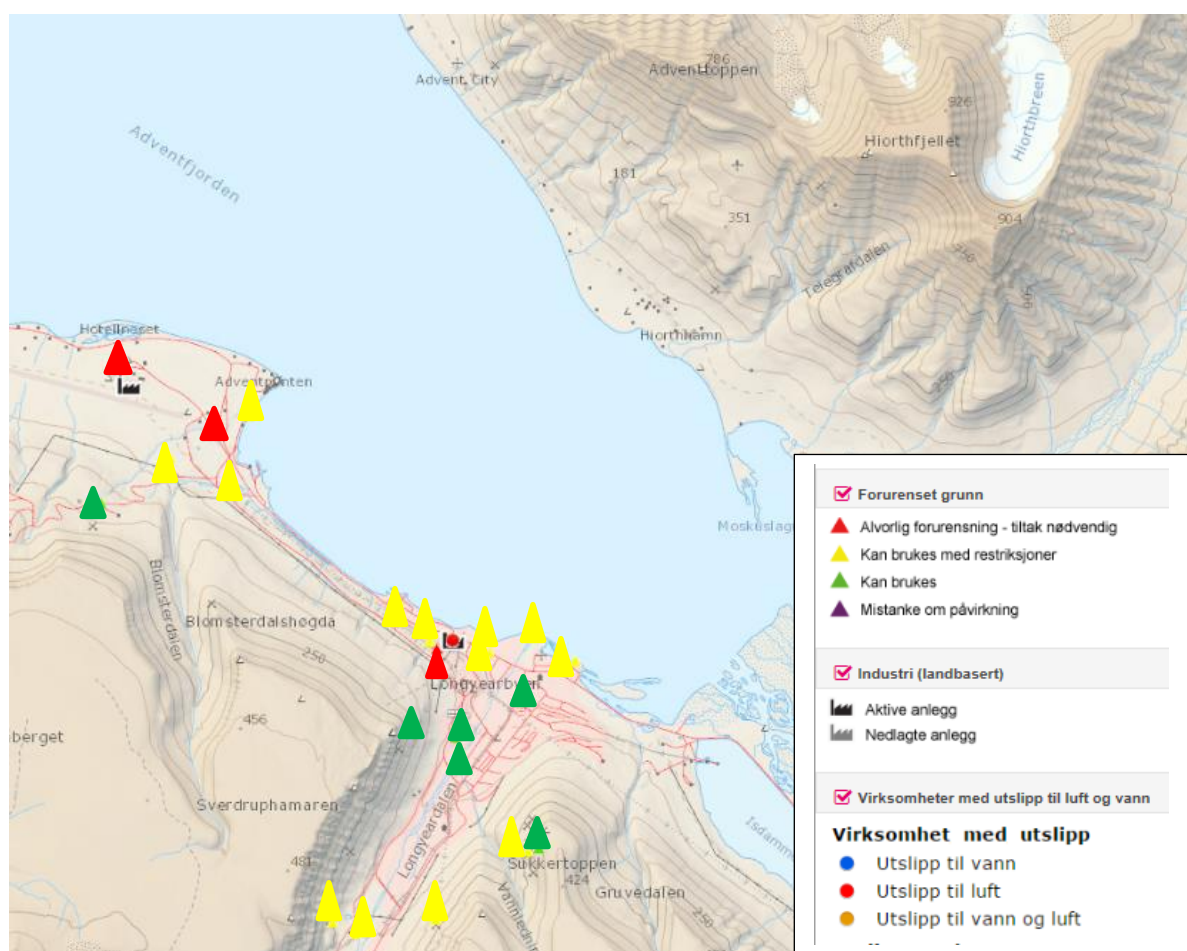
Utover dette viste resultatene at artsmangfoldet i bløtbunnsfaunaen var lavt i indre del av fjorden. Akvaplan-niva konkluderte med at miljøtilstanden i hovedtrekk var den samme som ble dokumentert både i 1994 og 1998, til tross for økte utslipp fra fastboende og økning i antall gjestetdøgn. Sweco gjennomførte i 2013 en oppfølgende undersøkelse som konkluderte med at det var lite endringer i bunnfaunasamfunnet siden 2005 (Sjøberg et al., 2014).

Det har ved tidligere undersøkelser i fjorden generelt vært observert lavt innhold av organisk karbon i sedimentene og lave konsentrasjoner av miljøgifter (Holte et al. 1994; Velvin et al., 2006; Sjøberg et al., 2014). Ettersom Adventfjorden er en glasial fjord med høy sedimentasjon av uorganiske partikler, vil forurensing og organisk innhold i sedimentet kunne fortynnes. Tidligere undersøkelser har også vist at det er vanskelig å skille mellom effekter av organisk belastning

og naturlig høy sedimentasjon på bunnfaunasamfunnet, da mange av de samme artene dominerer ved begge disse typene belastning (Leikvin og Evensen, 2009).

1.6 Andre forurensningskilder

Det er to industrianlegg registrert i Miljøstatus langs Adventfjorden, Avinor (flyplass) og Longyear Energiverk. Fra Avinor vil det potensielt kunne være avrenning av avsningsmidler (glykol ol.), brannskum (PFAS-forbindelser) og olje/bensin. Longyear Energiverk har kun utslipp av CO₂ til luft. Det er registrert flere tomter med forurenset grunn i Longyeardalen og utover langs Adventfjorden som er klassifisert med hensyn på bruk (fig.2). På enkelte av disse tomtene er det mistanke om forurenset grunn, mens på andre tomter er forurensingen bekreftet med analyser. Disse områdene omfatter tomter med tankanlegg, fylling med mistanke om forurensning fra klororganiske forbindelser og metallforbindelser, slaggdeponi og gammel fylling med PAH-forurensning, samt diverse andre tomter med forurensning av THC og metaller. Det har foregått gruvedrift av kull i området, noe som har medført at en del områder er forurenset av særlig metallforbindelser.



Figur 2. Kartet viser potensielle forurensningskilder i området og er hentet fra Miljøstatus (Miljøstatus.no). Fabrikksymbol viser industri, rød sirkel viser utslipp til luft, trekkanter viser områder med forurenset grunn.

2. METODE

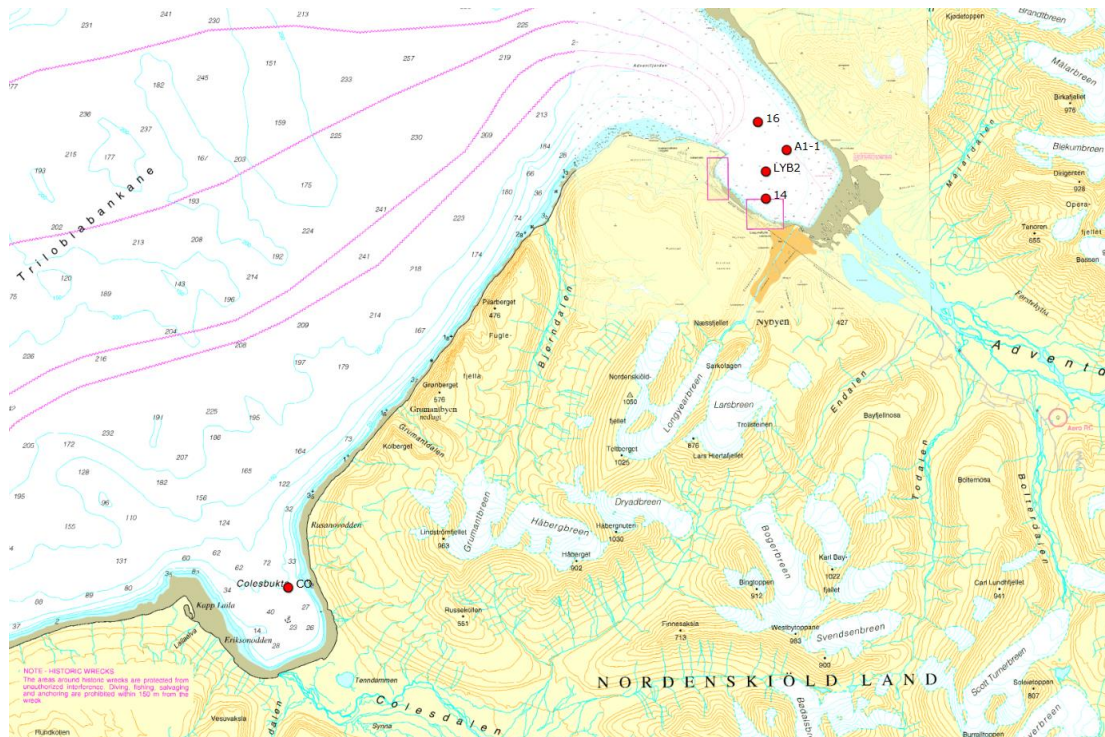
2.1 Feltundersøkelser

2.1.1 Bunnfauna og sediment

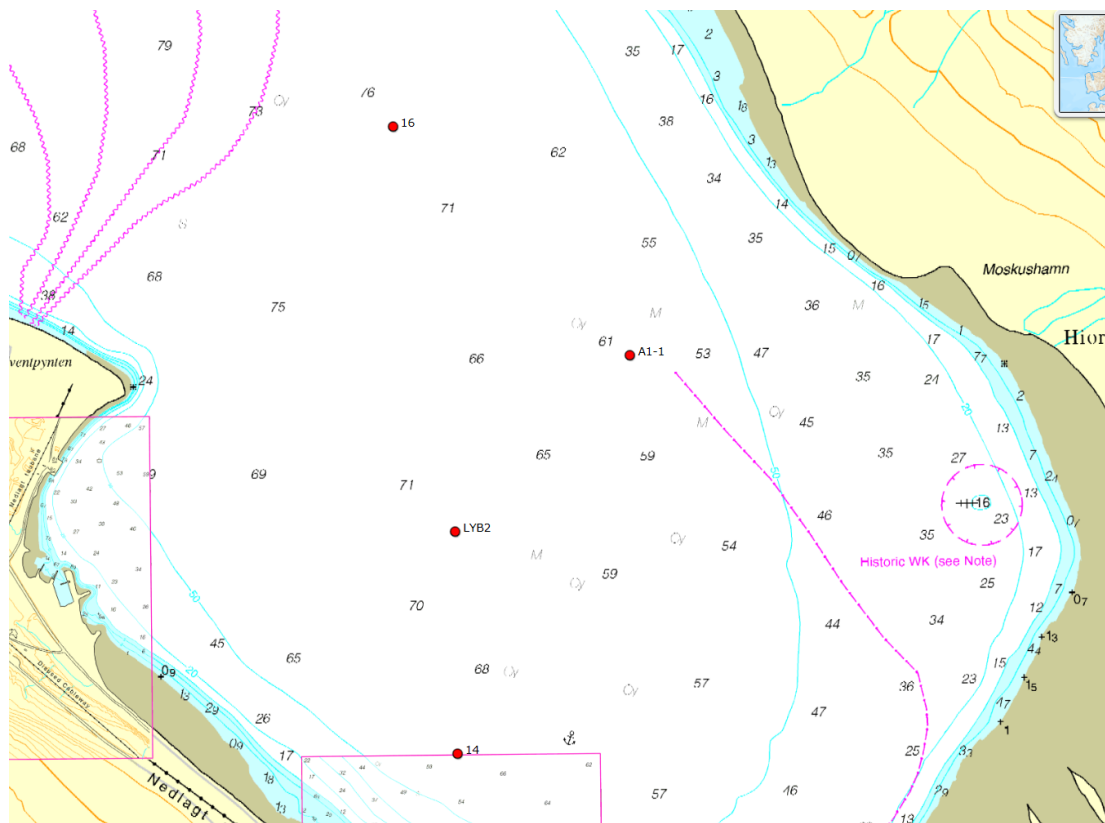
Feltundersøkelsene ble gjennomført 28 og 29. juni med båten MS Fram. Sedimentprøver og bunnfaunaprøver ble tatt ut med en 0,1 m² van Veen grabb. Hver grabbprøve ble kontrollert gjennom grabbens toppluke. Prøver med forstyrret sedimentoverflate ble ikke godkjent. Dersom prøven ble godkjent ble sedimentvolumet målt med en tommestokk. Sedimentets lukt, farge og konsistens, samt eventuelle andre observasjoner ble notert.

Sedimentet for bunnfaunaanalyser ble deretter siktet gjennom sikter med 5 mm og 1 mm hull. Sikteresten ble deretter fiksert i 96 % etanol. Prøvene ble etter feltarbeid sendt til Medins Havs och Vattenkonsulter AB for artsidentifisering. Metodikk er nærmere beskrevet i vedlegg 1. Det ble tatt ut bunnfaunaprøver ved 5 stasjoner, med 3 parallelle prøver ved hver stasjon. Det ble også tatt ut en sedimentprøve for analyse av miljøgifter, kornstørrelse og organisk innhold fra hver enkelt stasjon. Prøven ble tatt fra 3 separate grabbskudd og slått sammen til en blandprøve. Prøvene representerte 0-10 cm sedimentdyp.

Det ble vurdert som hensiktsmessig å opprettholde stasjonene fra 2013 for å kunne vurdere endringer i resipienten over tid. Stasjonen ved det gamle utslippspunktet ble imidlertid ansett som overflødig, da det ikke lenger foregår utslipp ved dette punktet. Det ble også ansett som hensiktsmessig å opprette en referansestasjon for bunnfauna i en nærliggende fjord. Dette fordi tidligere undersøkelse viste en fattig fauna (Velvin et al., 2006; Sjøberg et al., 2014). Indeksene som brukes for å vurdere faunaens grad av påvirkning er ikke tilpasset Svalbard. En referansestasjon vil gi informasjon om hva slags diversitet som kan forventes i området. Colesbukta ble ansett som mest egnet plassering for en referansestasjon ettersom denne fjorden/buken ligger relativt nærme Adventfjorden, er uten bosetting og industri, og har som Adventfjorden utløp av en elv innerst i fjorden. Prøvetakingsstasjoner er vist i Figur 3 og 4.



Figur 3. Oversiktskart over stasjoner for prøvetaking av sediment og bunnfauna (røde sirkler) i Adventfjorden og Colesbukta ved prøvetaking i juni 2016. Bakgrunnskart er hentet fra Norsk polarinstitutt.



Figur 4. Oversiktskart som viser stasjoner for prøvetaking av sediment og bunnfauna (røde sirkler) ved prøvetaking juni 2016. Omtrentlig plassering av avløpsledning er merket med rosa stiplet linje. Kart er hentet fra Norsk Polarinstitutt.

2.1.2 Hydrografi

Tettheter i resipientvannet kan kartlegges ved hydrografimålinger. Det ble gjennomført en profilmåling med CTD av typen SAIV STD204 på de 4 stasjonene i Adventfjorden. I tillegg ble det

tatt en ekstra profil i nærhet av utslippspunktet. CTDen ble rolig senket gjennom vannsøylen til en meter over bunnen og så heist opp igjen.

2.2 Analyser og vurdering av resultater

2.2.1 Miljøgifter i sediment

Sedimentet ble analysert for innhold av

- Arsen
- Tungmetaller (Pb, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni og Zn)
- PAH16,
- PCB7
- TBT
- Kornfordeling ($< 63 \mu\text{m}$ og $< 2 \mu\text{m}$),
- Totalt organisk karbon (TOC)
- Totalt organisk nitrogen (TN)
- Olje (C5-C35)

Alle analyser ble utført av ALS Scandinavia som er akkreditert for alle gjennomførte analyser. Analyserapporter finnes i vedlegg 4.

Vurderingen av resultater er iht. til klassegrenser i veileder M-241/2014 «Kvalitetssikring av miljøkvalitetsstandarder» der det er utarbeidet klassegrenser for relevant matriks. Ellers er følgene veiledere benyttet

- Veileder 02:2013 Klassifisering av miljøtilstand i vann, Økologisk og kjemisk klassifiserings-system for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver.
- Veileder 01:2009 Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifisering for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannskriften.

2.2.2 Bunnfauna

Prøvene til faunaanalyser ble videre behandlet i laboratoriet hvor dyr ble sortert ut fra sedimentet under lupe, lagt på sprit og senere artsbestemt av akkreditert personell. Sortering og identifisering ble gjort i henhold til NS-EN ISO 16665 (Standard Norge, 2005).

På grunnlag av artslistene og individtall ble indekser for artsmangfold og ømfintlighet beregnet. Indeksverdiene ble beregnet for hver grabbprøve, og gjennomsnittet av indeksverdiene ble brukt til å klassifisere den økologiske tilstanden på stasjonen. Følgende indekser ble benyttet:

- Artsmangfold ved indeksene H' (Shannon-Wieners diversitetsindeks) og ES100 (Hulberts diversitetsindeks)
- Ømfintlighet ved indeksene NSI (Norwegian Sensitivity Index) og ISI (Indicator Species Index) og AMBI (komponent i NQI1)
- Sammensatt indeks NQI1 (Norwegian Quality Index), som kombinerer både artsmangfold og ømfintlighet

De beregnede indeksene danner grunnlag for klassifisering etter grenseverdiene gitt i veileder 02:2013 (Direktoratsgruppa for gjennomføringen av vanddirektivet, 2013). Klassegrensene er vist i Tabell 1. For å kunne sammenstille indeksene ble hver av disse transformert til en normalisert EQR-verdi (ecological quality ratio) (for forklaring se vedlegg 5). Gjennomsnittet av verdiene gir den samlede tilstanden ved stasjonen.

For å gi en samlet tilstandsklassifisering av stasjonene ble det utregnet EQR-verdier for hver indeks.

Tabell 1. Oversikt over tilstandsklasser for indekser for marin bløtbunnsfauna. For å kunne gi en samlet tilstandsklasse for stasjonen ble de ulike tilstandsklassene sammenfattet til EQR-verdier. Klassegrenser for de ulike indeksene er hentet fra veileder 02:2013.

Parameter	Økologiske tilstandsklasser basert på bunnfauna					Normal- isert EQR
	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig	
NQI1	0,9-0,82	0,82-0,63	0,63-0,49	0,49-0,31	0,31-0	1 0,8 0,6 0,4 0,2 0
H'	5,7-4,8	4,8-3,0	3,0-1,9	1,9-0,9	0,9-0	
ES₁₀₀	50-34	34-17	17-10	10-5	5-0	
ISI	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	
						Svært god
						God
						Moderat
						Dårlig
						Meget dårlig

Sedimentenes innhold av TOC ble benyttet som støtteparameter til fortolkning av data for bløtbunnsfauna. Klassifisering av sediment på bakgrunn av innhold av TOC er beskrevet i Miljødirektoratets veileder for *Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystvann* (Miljødirektoratet, 1997). Her er klassifisering basert på grad av finkornet sediment (silt og leire). I følge veilederen skal sedimentprøvenes TOC-innhold normaliseres før klassifisering. Normalisering gjøres etter formelen:

$$TOC = \text{målt TOC} + 18 * (1 - F)$$

Hvor F er andelen finstoff (<63 µm). Klassegrensene er gitt i Tabell 2.

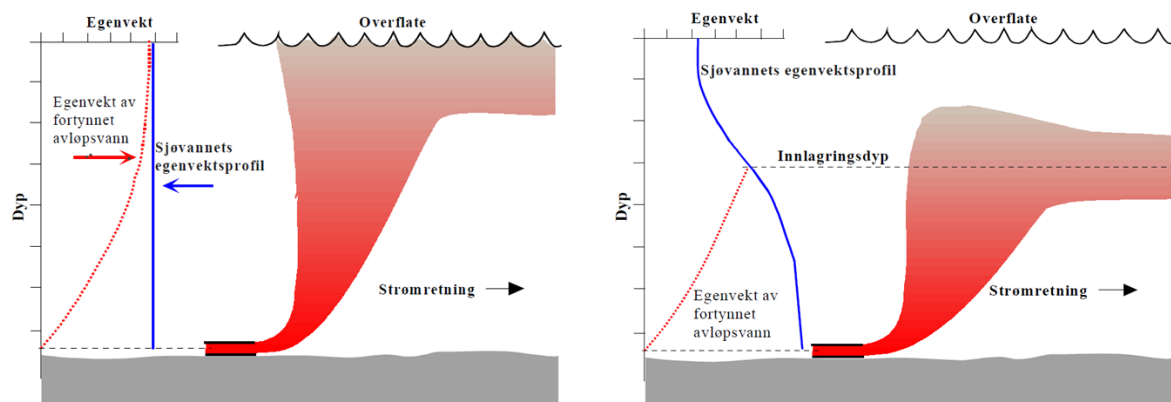
Tabell 2. Klassifisering av tilstand for organisk innhold i sediment. Grenseverdier hentet fra Miljødirektoratets Veileder 97:03 (Miljødirektoratet, 1997).

Parameter	Tilstandsklasser basert på organisk karbon				
	Svært dårlig	Dårlig	Moderat	God	Svært god
Organisk karbon (mg/g)	>41	34-41	27-34	20-27	<20

2.3 Modellering

Beregning av spredning av utslippsskyen, eventuelt innlagringsdyp og fortynning i sjøvann er gjort med den numeriske modellen Visual Plumes utviklet av U.S. EPA (Frick et al., 2001). Hensikten med modelleringen er å få oversikt over influensområdet som utslippet har, for å kunne vurdere i hvilken grad sjøresipienten er påvirket. Miljødirektoratets veileder *Fastsetting av innblandingssoner* (M-46/2013) definerer innblandingssonen som den delen av en vannforekomst i umiddelbar nærhet av et punktutslipp hvor forvaltningsmyndighetene tillater at EQS-verdier (også kalt grenseverdier/miljøkvalitetsstandarder) overskrides. Forutsetningen er at EQS-verdiene overholdes i den resterende delen av vannforekomsten. Innblandingssoner er dynamiske systemer og størrelsen av en sone kan variere mye med tid.

Vanligvis er avløpsvannet lettere enn sjøvann og vil dermed begynne å stige mot overflaten, samtidig som det fortynnes raskt med omkringliggende sjøvann. Egenvekten og den vertikale sjiktningen i resipientvannet er med å avgjøre i hvilket dyp det fortynnete avløpsvannet vil innlagres. Figur 5 viser to mulige scenarioer hvor den venstre figuren viser hvordan det fortynnete avløpsvannet stiger opp til overflaten når det ikke er sjiktning i vannsøylen og den høyre viser innlagringsdypet for avløpsvannet ved god sjiktning. I innlagringsdypet vil det innblandede avløpsvannet ha samme egenvekt som sjøvannet omkring. Strømretningen i resipientvannet bestemmer hvilken retning avløpsvannet vil bevege seg, og strømhastighet er med på å bestemme innlagringsdypet og den primære fortynningen. Den sekundære fortynningen skapes av turbulent blanding som påvirkes av lokale forhold som vindstyrke og -retning, topografi, tidevannsstrøm og vertikal sjiktning.



Figur 5. Illustrasjon av et utslipp til sjøvann. Figuren til venstre viser en situasjon uten vertikal sjiktning i vannmassen (konstant egenvekt) da vil avløpsvannet ikke innlagres, men nå helt til overflaten. Figuren til høyre viser en situasjon med vertikal sjiktning (egenvekten øker med dypet) og innlagring av utslippsvannet. (Kilde: Miljødirektoratet, 2013)

I tillegg til organisk materiale og næringssalter inneholder kommunalt avløpsvann en rekke ulike mikroorganismer (bakterier, virus osv.), som i hovedsak stammer fra mennesker. Konsentrasjonen av termotolerante koliforme bakterier (TKB) er ofte benyttet som indikator på fekal forurensning og for å bedømme vannkvaliteten i forhold til bading (SFT, 2005) og miljøtilstand i vann (Miljødirektoratet 2009) (Tabell 3). For å få et inntrykk av hvordan mikroorganismer som følger med avløpsvannet vil påvirke vannkvalitet i resipienten er det valgt å bruke TKB som pa-

rameter i modelleringen. Konsentrasjonen av tarmbakterier i sjøvannet kan vurderes i henhold til Miljødirektoratets veileder *Klassifisering av miljøtilstand i vann* (01:2009).

Tabell 3. Klassifisering av miljøtilstand i vann basert på forekomst av termotolerante koliforme bakterier (TKB) (Miljødirektoratet 2009).

	Tilstandsklasse				
Klasse	I Meget god	II God	III Mindre god	IV Dårlig	V Meget dårlig
Konsentrasjon (TKB /100 ml)	< 10	10-100	100-300	300-1000	>1000

2.3.1 Inngangsdata for modellering

Beregning av spredning av utslippsskyen krever at man tar hensyn til teknisk utforming av utslippsledningen, karakteren til utslippet og forholdene i resipienten. Nødvendig datainput til modellen Visual Plumes er blant annet:

- utslippsdyp og ledningsdiameter
- utslippsvannmengder,
- karakteristikk av utslippsvannet (stoffkonsentrasjoner, saltholdighet, temperatur)
- vertikale sjiktningen i resipienten,
- strømhastighet og retning i resipienten,

Med grunnlag i disse dataene kan det gjøres beregninger av avløpsvannets innlagring, fortynning og av stoffkonsentrasjoner. De fleste av punktene listet over kan variere mye med tiden og det vil dermed også innlagring og fortynning gjøre. Modelleringen er derfor gjort for ulike datakombinasjoner for å få en oversikt over variasjonene av innblandingssonens størrelse. Det er brukt anbefalte standardverdier for turbulent diffusjonskoeffisient i alle simuleringene.

Utslippet og ledningen

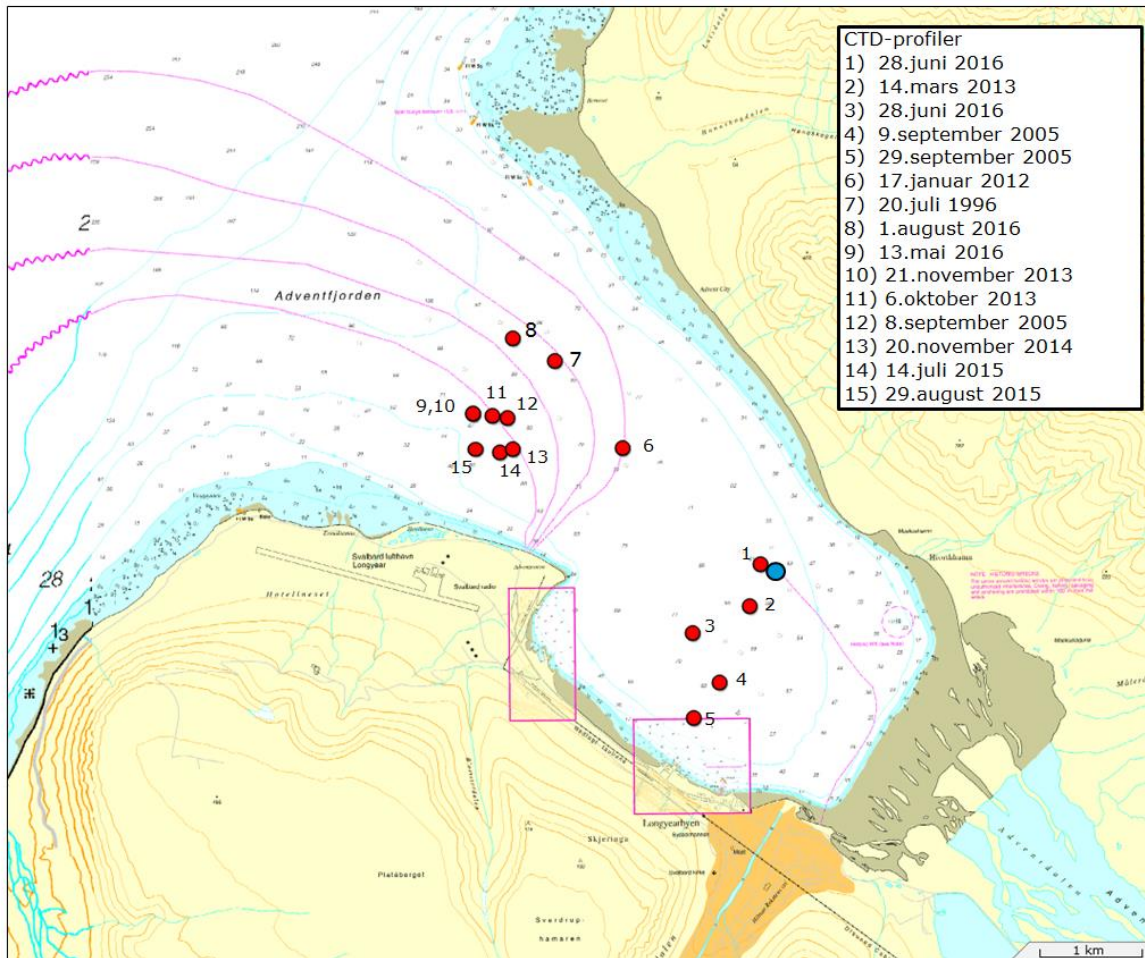
Opplysninger om utslippet og utslippsledningen ble innhentet fra oppdragsgiver. Den indre rørdiameteren til utslippsrøret er 180 mm og utslippspunktet ligger horisontalt i 315 grader retning (mot nordvest) i 60 meters dybde. Gjennomsnittlig slippes det ut cirka 300 000 m³ avløpsvann årlig og i hovedmodelleringen brukes dermed en utslippsmengde på 820 m³/døgn, tilsvarende 9.5 l/s. Utslippet kan pumpes ut i intervaller og maksverdier gjennom døgnet er cirka 25 l/s.

Urenset avløpsvann har konsentrasjoner av TKB mellom $1-5 \times 10^6$ per 100 ml avløpsvann (Molvær, 2016), og det er brukt en verdi på 2×10^6 TBK i modelleringen. Sjøvann er ikke et naturlig voksested for tarmbakterier og derfor vil de dø ut etter relativ kort tid. Dødeligheten til TKB-bakteriene er avhengig av blant annet sollys, temperatur og biologisk aktivitet, og øker med økende sollys og varme (Ormerod og Molvær, 1983). Verdier for dødeligheten av bakteriepopulasjonen er valgt i henhold til EUs avløpsdirektiv (SFT, 2005). Det er mye sol, men lav temperatur i Adventfjorden på sommerstid og det er derfor antatt at dødelighet medfører at antall bakterier reduseres med en tierpotens (T_{90}) hver 12 time i overflatelaget og hver 24 time i dypere vannmasser. Om vinteren er T_{90} antatt å være 48 timer i hele vannsøylen. Bakgrunnskonsentrasjon av TKB er antatt å være 5 per 100 ml sjøvannet.

Det finnes ingen temperaturmålinger av utslippsvannet nær utslippspunktet. En stikkmåling gjennomført i november 2009 (Leikvin & Evenset, 2009) viste omtrent 7 °C i utslippsvannet like ved der røret går ut i sjøen, før den cirka 3 km lange undervannsledningen. Det antas at temperaturen synker noe i ledningen og vi har derfor antatt at utslippsvannet har en temperatur på 4 °C ved utslippspunktet i modelleringen. En saltholdighet på 19 psu ble benyttet i modelleringen, basert på en måling av avløpsvannet i april 2008 (Leikvin & Evenset, 2009).

Hydrografi

Hydrografimålinger har blitt gjennomført i Adventfjorden for å identifisere eventuelle lagdelinger og grensesjikt i vannsøylen. I tillegg til målingene utført av Rambøll i juni, 2016, (jfr. kapittel 2.1.2), er det innhentet data fra 12 CTD-profiler fra Universitetssenteret på Svalbard (UNIS) og data fra 1 CTD-profil fra Akvaplan-niva. Plassering og tidspunkt for CTD-profiler brukt som inngangsdata til modellen Visual Plumes er vist i Figur 6. I modelleringen er det brukt totalt 15 profiler målt i tidsrommet 1996 til 2016. Målingene er rimelig jevnt fordelt over året. Det er brukt fem såkalte vinterprofiler (november, januar, mars, mai) som viser homogen vannmasse og ti såkalte sommerprofiler (juni, juli, august, september, oktober) med vertikal sjiktning.



Figur 6. Kart som viser plassering og tidspunkt for CTD målinger brukt i modelleringen. Målingene er utført i tidsperioden 1996-2016 ved UNIS, Rambøll og Akvaplan-niva. Omtrentlig plassering av utslippspunktet er vist med blå sirkel.

Strømhastighet og -retning

Strømforholdene i Adventfjorden er drevet av tidevann, værforhold og vanntilførsler fra Adventelva og Longyearelva. Strømmålinger er ikke gjennomført i foreliggende undersøkelse, og i modelleringen har vi derfor benyttet strømdata målt av Akvaplan-niva i Adventfjorden i perioden juli–august, 2009 (Leikvin & Evenset, 2009). Data fra de to målestasjonene som ligger nærmest utslippspunktet er benyttet i modelleringen. Ved målestasjonen som lå ca. 300 m unna utslippspunktet ble strømhastigheten målt med rotormåler i omtrent 6 og 45 m dybde. På en stasjon ca. 800 m nord fra utslippspunkt ble profilerende strømmålere (ADCP) brukt for å kartlegge strømforholdene gjennom hele vannsøylen. Antatte lave, gjennomsnittlige og høy strømhastigheter registrert ved disse to stasjonene er benyttet som inngangsdata til modelleringen ved Visual Plumes (se Tabell 4). Vi har brukt logaritmisk strømprofil ved utslippspunktet som viser at strømhastigheten er noe høyere i overflatelaget enn nær sjøbunnen. I alle simuleringer er strømretningen mot nordvest (315 grader) som er den dominerende strømretning ved utslippspunktet (Leikvin & Evenset, 2009).

Tabell 4. Strømhastigheter brukt i modelleringen.

Dyp (m)	Lav (cm/s)	Gjennomsnittlig (cm/s)	Høy (cm/s)
6	0,5	5	12
45	0,2	3	9

3. RESULTATER

3.1 Beskrivelse av sedimentet

3.1.1 Undersøkelser i 2016

Sedimentet ved de undersøkte stasjonene var relativt finkornet og bestod hovedsakelig av silt (75-86 %). Sedimentene inneholdt også en mindre andel sand/grus (2-18%) og leire (7-10%) (tab. 5.). Det mest grovkornete sedimentet ble funnet ved stasjon CO, noe som trolig reflekterer at denne stasjonen var noe mer eksponert. Det ble gjort flere forsøk på finne en referansestasjon med omtrentlig tilsvarende kornstørrelse som ved stasjonene i Adventfjorden. Den valgte plasseringen ga likest mulig kornstørrelse, men for å oppnå dette måtte stasjonen plasseres grunnere enn stasjonene i Adventfjorden.

Sedimentets innhold av totalt organisk karbon (TOC) og andel finstoff er viktige støtteparametere når miljøgiftinnholdet i sedimentene vurderes, ettersom miljøgifter hovedsakelig er knyttet til finpartikler (silt og leire) og organisk materiale. Innholdet av TOC i sedimentet normaliseres for andelen finstoff.

Det normaliserte innholdet av TOC (N-TOC) var relativt lavt ved alle stasjoner, tilsvarende tilstandsklasse svært god og god. Det høyeste innholdet av N-TOC i sedimentet ble observert ved A1 (23,3), stasjonen nærmest utslippspunktet, men innholdet ved stasjon 14 og 16 var ikke mye lavere (20,6, 20,8).

Forhåndstallet mellom C og N kan gi informasjon om opprinnelsen til det organiske materialet. I sedimenter hvor det organiske materialet hovedsakelig stammer fra naturlig marin produksjon (f.eks. plankton) vil forhåndstallet ligge mellom 6 og 8 (beregnet på atomvektbasis), mens det i sedimenter som tilføres betydelige mengder organisk materiale fra land vil overstige 10. Eventuelt organisk materiale i fjordsedimentet som er av terrestrisk opphav stammer trolig i hovedsak fra avløpsvannet. Arktiske elver er ofte rike på organisk materiale (Cooper et al, 2005), men organisk materiale i ellevann foreligger stort sett i oppløst form og sedimentere ikke ut i møte med sjøvann (Helland, 2003).

Stasjon A1 (utslippspunktet) viser klart tilførsel fra land, mens det for stasjonene 16 og LYB2 ikke kan trekkes noen klare konklusjoner. Det laveste C/N-forholdstallet ble funnet på referansestasjonen CO. Både på CO og 14 indikerte C/N-forholdet at det organiske karbonet hovedsakelig stammet fra marin produksjon. En ser også at C/N-forholdet minsker med avstand til utslippet.

Ved A1 (utslippspunktet) ble det registrert en svak lukt av H₂S, en giftig gass som oppstår når organisk materiale brytes ned uten tilgang på oksygen. Det ble ikke observert H₂S-lukt ved de andre stasjonene. Det ble ikke observert noen tegn på nedslamming rundt utslippspunktet. Det ble imidlertid funnet noe som trolig var en våtserviett i en av prøvene fra A1.

Sedimentene er nærmere beskrevet i Vedlegg 4.

Tabell 5: Kornfordeling, innhold av TOC og TOC normalisert for andelen finstoff (NTOC) og N-total ved de undersøkte stasjonene. NTOC er klassifisert etter veileder 97:03 Blå farge indikerer meget god tilstand.

Parameter	Enhet	CO	14	16	LYB2	A1
Tørrstoff (E)	%	63,6	60,8	60,2	60,8	63
TOC	% TS	1,37	2,02	1,97	1,78	2,24
N-TOC		16,994	20,596	20,798	18,556	23,318
N-total	mg/kg TS	1810	2160	1750	1690	1440
C/N-forhold (atomvektbasis)		6,5	8,0	9,6	9,0	13,3
Kornstørrelse >63 µm (sand/grus)	%	18,2	2,2	6,1	4,2	5,1
Kornstørrelse 63-2 µm (silt)	%	75,2	86,2	85,1	85,6	85,2
Kornstørrelse <2 µm (leire)	%	6,5	11,6	8,8	10,2	9,7

3.1.2 Historisk utvikling

Sewco sammenstilte i 2013 undersøkelser av TOC og fosfor i sedimentet fra 1994-2005 (Sjøberg et al., 2014). Resultatet fra årets undersøkelser viser at innholdet av TOC er på nivå med tidligere undersøkelser, men noe lavere enn i 2013 (tab. 6).

Tabell 6: Innhold av TOC, normalisert-TOC og fosfor fra tidligere undersøkelser i Adventfjorden. Tabellen er hentet fra Sjøberg et al. (2014). Blå farge tilsvarer meget god tilstand grønn god tilstand og gul moderat tilstand.

År	TS	GF	TOC	finfraksjon <0,063	TOC	TOC N*	P
	%	% av TS	% av TS	%	mg/g		mg/kg TS
A1							
2013	63	6.8	4	94.7	25.2	26.2	909
LYB 1							
2013	70.4	5.5	3.2	36.5	22.5	33.9	516
2005	-	-	-	36.0	8.9	20.4	-
1994 ¹	-	-	-	87	15.8	18.1	-
LYB 2							
2013	48.7	8	4.7	96.9	22.9	23.5	1030
2005	-	-	-	95.0	17.1	18.0	-
1994 ²	-	-	-	94	21.0	22.1	-
14							
2013	50.7	7.9	4.6	97.4	23.3	23.8	1250
2005	-	-	-	98.8	22.7	22.9	-
1998	-	-	-	99.3	21.9	22.3	-
16							
2013	56.8	7.1	4.1	94.2	23.3	24.3	884
2005	-	-	-	92.8	20.7	18.4	-

¹ Tidligere stasjon 26

² Tidligere stasjon 52

3.2 Miljøgiftinnhold

3.2.1 Undersøkelser i 2016

Det ble funnet lave konsentrasjoner av metaller (tilstandsklasse svært god til god) i sedimentet ved samtlige stasjoner i Adventfjorden (tab.7). Eneste unntak var arsen som ble funnet i konsentrasjoner tilsvarende moderat tilstand ved stasjon LYB2 og 16. Det ble ikke detektert PCB i sedimentet. For Tributyltinn (TBT) benyttes to sett med grenseverdier. Grenseverdien som er satt ut i fra stoffets effekt er så lav at den svært ofte overskrides på steder det har foregått menneskelig aktivitet. Det er derfor satt en egen forvaltningsbasert grenseverdi. Deteksjonsgrensen på analysen er heller ikke lav nok til å kunne klassifisere basert på den effektbaserte grenseverdien. Sammenstilt med den forvaltningsmessige klassifiseringen ble TBT-konsentrasjonen i sedimentet ansett å ligge innenfor tilstandsklasse svært god ved samtlige stasjoner.

Det ble påvist noe olje i sedimentet, hovedsakelig av de tyngre oljekomponentene. Konsentrasjonen for C5- C35 varierte fra 46 til 119 mg/kg. Den høyeste konsentrasjonen ble funnet ved stasjon 16 etterfulgt av stasjon LYB2. Bakgrunnskonsentrasjon av olje i kystnære marine sedimenter regnes å ligge mellom 2 og 5 mg THC/ kg (Bakke et al. 1990). Til sammenligning kan man i småbåthavnene på Sørlandskysten forvente et innhold av olje fra ca 1000 til 5000 mg THC / kg sediment (Næs, 2002). Utenfor Fornebulandet er det registrert konsentrasjoner fra 230 til 2500 mg THC/ kg sediment (Jensen et al. 2000). Oljekonsentrasjonen i sedimentet på Svalbard er med andre ord høyere enn bakgrunnsverdi, men langt lavere enn i havner og kyst i tettbebyggete områder på fastlandet.

Det er vanskelig å trekke noen konklusjoner om hvor arsen, PAH og olje stammer fra. Dette kan tilføres avløpsvann fra forurenset overvann fra vei, forurensete tomter o.l. eller kan foregå gjennom direkte avrenning fra vei og tomter. Det er også betydelig med båttrafikk i området som kan medføre at olje tilføres sedimentene.

Tabell 7. Tabellen viser konsentrasjonen av miljøgifter i sediment (0-10 cm) fra Adventfjorden. Resultatene er klassifisert iht. veileder M241 Kvalitetssikring av miljøkvalitetsstandarer. Blå farge tilsvarer meget god tilstand grønn god tilstand og gul moderat tilstand.

ELEMENT	Enhet	Stasjon			
		14	16	LYB2	A1
Tørrstoff (L)	%	58,6	60,7	61,3	61,5
Vanninnhold	%	39,1	39,8	39,2	37
Monobutyltinnkation	µg/kg TS	1,06	<1	<1	<1
Dibutyltinnkation	µg/kg TS	<1	<1	<1	<1
Tributyltinnkation**	µg/kg TS	<1	<1	<1	<1
Naftalen	µg/kg TS	592	465	521	550
Acenaftalen	µg/kg TS	10	<10	10	11
Acenaften	µg/kg TS	17	<10	20	21
Fluoren	µg/kg TS	90	34	63	70
Fenantren	µg/kg TS	694	174	581	664
Antracen	µg/kg TS	<10	<10	<10	<10
Fluoranten	µg/kg TS	89	14	74	87
Pyren	µg/kg TS	120	18	94	111
Benso(a)antracen^	µg/kg TS	52	<10	43	45
Krysen^	µg/kg TS	145	14	94	109
Benso(b)fluoranten^	µg/kg TS	129	<10	110	143
Benso(k)fluoranten^	µg/kg TS	19	<10	17	17
Benso(a)pyren^	µg/kg TS	53	<10	41	53
Dibenso(ah)antracen^	µg/kg TS	18	<10	14	17
Benso(ghi)perylene	µg/kg TS	159	<10	124	172
Indeno(123cd)pyren^	µg/kg TS	45	<10	29	44
Sum PAH-16*	µg/kg TS	2200	720	1800	2100
Sum PAH carcinogene^	µg/kg TS	460	14	350	430
PCB 28	µg/kg TS	<0,70	<0,70	<0,70	<0,70
PCB 52	µg/kg TS	<0,70	<0,70	<0,70	<0,70
PCB 101	µg/kg TS	<0,70	<0,70	<0,70	<0,70
PCB 118	µg/kg TS	<0,70	<0,70	<0,70	<0,70
PCB 138	µg/kg TS	<0,70	<0,70	<0,70	<0,70
PCB 153	µg/kg TS	<0,70	<0,70	<0,70	<0,70
PCB 180	µg/kg TS	<0,70	<0,70	<0,70	<0,70
Sum PCB-7	µg/kg TS	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
As (Arsen)	mg/kg TS	17	20,7	18,2	15,7
Pb (Bly)	mg/kg TS	13,9	12,7	13,2	12,6
Cu (Kopper)	mg/kg TS	26,5	21,8	23,9	23,7
Cr (Krom)	mg/kg TS	25,7	22,6	23,3	22,9
Cd (Kadmium)	mg/kg TS	<0.10	<0.10	0,13	<0.10
Hg (Kvikksølv)	mg/kg TS	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20

Ni (Nikkel)	mg/kg TS	32,2	27,3	29,7	29,6
Zn (Sink)	mg/kg TS	76,5	68,1	72,6	73,4
Fraksjon >C5-C6	mg/kg TS	<7,0	<7,0	<7,0	<7,0
Fraksjon >C6-C8	mg/kg TS	<7,00	<7,00	<7,00	<7,00
Fraksjon >C8-C10	mg/kg TS	<10,0	<10,0	<10,0	<10,0
Fraksjon >C10-C12	mg/kg TS	4	7,1	5,1	4,5
Fraksjon >C12-C16	mg/kg TS	11	21,9	14,8	11,4
Fraksjon >C16-C35	mg/kg TS	32	90	59	30
Sum >C12-C35	mg/kg TS	43	112	73,8	41,4
Sum C5-C35	mg/kg TS	47	119	78,9	45,9

3.2.2 Utvikling i miljøgiftinnhold i sedimentet

Det var i 2016, som ved undersøkelsen av i 2013 og 2005, generelt lave metallkonsentrasjoner i sedimentene. PAH, PCB, TBT og olje ble ikke undersøkt i 2013. Grenseverdiene for arsen er endret siden 2013, så selv om konsentrasjonen har sunket fra god i 2013 til moderat i 2016, er konsentrasjonen av arsen på nivå med undersøkelsene i 2005 og 2013. I 2013 ble det observert høye verdier av nikkel, tilsvarende tilstandsklasse moderat, ved stasjon 14. Nikkelkonsentrasjonen i sedimentet var i 2016 redusert til tilstandsklasse god.

Tabell 8. Tabellen viser historisk utvikling av metallinnholdet i sediment fra Adventfjorden. Tabellen er hentet fra Sjøberg et al. (2014). Blå farge tilsvarer meget god tilstand grønn god tilstand og gul moderat tilstand.

Åmne	As	Ba*	Cd	Co*	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	V*	Zn
A1											
2013	20.7	157	0.136	15.2	52.3	30.2	<0.2	40.9	17.8	94.3	95.7
LYB 1											
2013	13.2	121	0.115	10.2	29.9	17.2	<0.2	26.8	11.1	53.6	60.2
2005	14.9	-	0.0913	12	19.9	20.9	0.0913	25.2	12.9	33.8	64.7
LYB 2											
2013	20.2	118	<0.2	15.4	30.6	32.1	<0.3	39.3	17.7	60.1	96.2
2005	19.3	-	0.122	13.6	37.8	28.2	0.103	35.9	16.3	69.1	99.1
14											
2013	24.3	149	0.154	19.2	39.1	40	<0.3	48.4	20.1	71.9	115
2005	19.8	-	0.141	15.5	41.3	33.7	0.165	42.4	18.4	70.8	94.3
16											
2013	20	136	0.109	12.6	43.9	25.6	<0.2	34.4	15.7	81.9	81.5
2005	21.5	-	0.105	13.6	28.9	24.4	0.125	30.9	14.7	54.3	80.3

*Finns inte med i SFTs klassifisering

3.3 Bunnfaunaundersøkelser

3.3.1 Undersøkelser i 2016

Tilstanden, baserte på gjennomsnittet av samtlige bunnfaunaindekser, var ved A1, LYB2 og 14 moderat, mens den ved stasjon 16 og ved referansestasjonen CO var god (tab.9). Tilstanden lå ved samtlige stasjoner rett over eller rett under grensen mellom god og moderat. Grenseverdiene for indeksene er imidlertid ikke tilpasset Svalbard og det kan ikke trekkes konklusjoner kun basert på indeksene.

På stasjon 14, A1 og Lyb2 var artssammensetningen dominert av opportunistiske arter, i størst grad av børstmasken *Chaetozone cf. setosa*. *C. setosa* er vanlig i områder som er svært påvirket av sedimentasjon fra uorganiske partikler på Svalbard. Den er også observert i høye tettheter i tidligere undersøkelser av fjorden (Velvin et al, 2006; Sjøberg et al, 2014). Arten er ansett å

være en svært tolerant for fysiske forstyrrelser som høy sedimentasjonsrate, men er og vanlig i områder som er preget av organisk belastning.

Andre opportunistiske arter på disse stasjonene var *Phyllodoce groenlandica* og *Capitellidae* (kun på 14 og A1). På A1 ble det registrert et relativt høyt antall av arten *Capitella sp.*, som er en forurensningsindikator. Til tross for dominans av opportunister ble det også registrert en del forurensningsfølsomme arter, som krepsdyret *Monoculodes norvegicus* og sneglen *Cylichna occulta*. Disse forekom i rikelige mengder. Det ble funnet noen flere følsomme arter ved Lyb2 sammenlignet med A1 og 14. Antallet arter var også noe høyere ved Lyb2 (42 arter) sammenlignet med A1 og 14 (henholdsvis 35 og 34 arter).

På stasjon 16 og CO dominerte også opportunistiske arter, i størst grad *Chaetozone cf. setosa*, men andelen følsomme arter var høyere enn ved de overnevnte stasjonene. Eksempel på følsomme arter i prøvene var amfipodene *Maera cf. loveni* og *Microdeutopus sp.* Også antallet følsomme børstemarkarter var høyere ved stasjon 16 og CO, som for eksempel *Praxillella gracilis* og *Pherusa cf. arctica*. Artsantallet ved disse stasjonene var også høyere enn ved stasjonene lenger inn i fjorden. CO fungerte som referansestasjon og ble plassert i Colesfjorden. Denne stasjonen lå mer eksponert til, og hadde et noe grovere sediment enn de andre stasjonene. Elven som renner ned Colesdalen er også betraktelig mindre enn Adventelva, så sedimentasjonsraten ved CO er trolig lavere enn i indre del av Adventfjorden. Dette forklarer trolig at antallet arter var høyere ved CO enn ved de andre stasjonene.

Tidligere undersøkelser har konkludert med at indre del av Adventfjorden er påvirket av organisk belastning, men har pekt på at det er vanskelig å skille mellom belastning fra naturlig høy sedimentasjon og organisk belastning. Rambøll opprettet derfor en referansestasjon i Colesfjorden for å få et inntrykk av faunaen i et område nær Adventfjorden som ikke er påvirket av organisk belastning fra avløpsvann. Undersøkelsene viser at selv på CO, som ikke ligger i nærhet av antropogene utslipp, var artssamfunnet dominert av opportunistiske arter. Særlig *C. setosa* ble funnet i høye tettheter på samtlige stasjoner. Dette har trolig sammenheng med graden av partikkeltilførsel i glasielle fjorder på Svalbard. Mange bunndyrarter er sensitive for partikkelregn. Dette medfører at diversiteten ofte er høyere utenfor fjordene enn i fjordene, artsdiversiteten øker også gjerne mot munningen av fjorden (Føyn et al, 2002). Dette sees også i foreliggende undersøkelse, diversiteten er lavest på st. 14 som ligger nærmest munningen av Adventselva og øker utover i fjorden.

Strømmålinger i bunnvannet viser at hovedstrømretningen er nordvestlig. En vil derfor forvente den høyeste graden av organisk belastning ved A1 og evt. stasjon 16. Mindre organiske partikler vil også stige opp i vannsøylen med utslippsvannet og spres over et større område, og organisk belastning kan derfor påvirke flere av stasjonene.

Artssammensetningen, spesielt høye tettheter av *Capitella sp.*, og observasjoner av H_2S i sedimentet ved A1, tyder på at denne stasjonen er påvirket av organisk belastning. Analysen av C/N-forholdet kan også tyde på tilførsler av organisk materiale fra avløpsvannet ved A1. C/N-analysen kan tyde på noe organisk tilførsel fra avløpsvann også ved stasjon Lyb2 og 16. Ved stasjon 16 viser bunnfaunaen ingen klar påvirkning, mens den ved Lyb2 i noe større grad reflekter organisk påvirkning. Det er også mulig at påvirkningen på Lyb2 reflekterer høy sedimentasjon og at faunaen ikke i betydelig grad påvirkes av organisk belastning. Stasjon 14 viser lave verdier for mange av de ulike indeksene, og er den stasjonen som ligger nærmest utløpet av Longyearlva. C/N-forholdet indikerer ingen betydelig tilførsel fra organisk stoff fra avløpsvannet. Det er derfor trolig sedimentasjon som fører til den reduserte tilstanden her.

Tabell 9. Indeksverdi og nEQR for respektive grabbprøver, alle grabbprøve samlet og grabbgjennomsnitt ved samtlige stasjoner undersøkt i Adventfjorden i 2016. Indeksene er klassifisert iht. Veileder 02:2013. Blå farge tilsvarer svært god tilstand, grønn god tilstand, gul moderat tilstand og oransje dårlig tilstand.

Stasjon 14									
Indeks	Verdi				nEQR				Gjennom- snitt
	1	2	3	Totalt	1	2	3	Totalt	
NQ11	0,59	0,49	0,54	0,56	0,54	0,40	0,47	0,49	0,47
H ⁺	2,91	1,78	2,44	2,76	0,58	0,38	0,50	0,56	0,49
ES100	15,06	11,15	11,97	14,19	0,54	0,43	0,46	0,52	0,48
ISI2012	7,68	7,44	8,50	8,25	0,62	0,59	0,70	0,67	0,63
NSI	24,71	17,82	23,90	22,33	0,79	0,51	0,76	0,69	0,69
DI	0,58	0,46	0,40	0,49	0,58	0,43	0,75	0,46	0,58
							Gjennomsnitt:		0,57 0,56
Stasjon 16									
Indeks	Verdi				nEQR				Gjennom- snitt
	1	2	3	Totalt	1	2	3	Totalt	
NQ11	0,65	0,70	0,65	0,69	0,62	0,67	0,62	0,66	0,64
H ⁺	3,30	3,29	3,30	3,65	0,63	0,63	0,63	0,67	0,63
ES100	15,60	16,86	15,18	18,83	0,56	0,60	0,55	0,62	0,57
ISI2012	8,73	9,01	9,17	9,77	0,72	0,74	0,76	0,81	0,74
NSI	22,89	23,16	23,31	23,13	0,72	0,73	0,73	0,73	0,72
DI	0,56	0,61	0,61	0,60	0,55	0,21	0,21	0,59	0,32
							Gjennomsnitt:		0,68 0,60
Stasjon A1									
Indeks	Verdi				nEQR				Gjennom- snitt
	1	2	3	Totalt	1	2	3	Totalt	
NQ11	0,56	0,56	0,55	0,57	0,51	0,50	0,49	0,51	0,50
H ⁺	3,32	3,17	3,01	3,31	0,64	0,62	0,60	0,63	0,62
ES100	17,20	17,23	15,12	17,39	0,60	0,60	0,55	0,60	0,58
ISI2012	8,46	8,12	8,65	8,41	0,69	0,66	0,71	0,69	0,69
NSI	20,49	20,84	23,73	21,74	0,62	0,63	0,75	0,67	0,67
DI	0,65	0,68	0,70	0,68	0,24	0,26	0,28	0,26	0,26
							Gjennomsnitt:		0,56 0,55
Stasjon Lyb 2									
Indeks	Verdi				nEQR				Gjennom- snitt
	1	2	3	Totalt	1	2	3	Totalt	
NQ11	0,60	0,61	0,63	0,63	0,55	0,57	0,61	0,60	0,58
H ⁺	2,91	3,03	3,22	3,18	0,58	0,60	0,62	0,62	0,60
ES100	13,20	14,64	15,96	15,44	0,49	0,53	0,57	0,56	0,53
ISI2012	8,47	8,34	8,15	8,46	0,69	0,68	0,66	0,69	0,68
NSI	21,52	20,67	20,11	20,77	0,66	0,63	0,60	0,63	0,63
DI	0,66	0,58	0,66	0,63	0,24	0,58	0,24	0,23	0,35
							Gjennomsnitt:		0,55 0,56
Stasjon CO									
Indeks	Verdi				nEQR				Gjennom- snitt
	1	2	3	tot	1	2	3	Totalt	
NQ11	0,63	0,71	0,74	0,71	0,60	0,68	0,71	0,69	0,67
H ⁺	3,10	3,66	3,88	3,80	0,61	0,67	0,70	0,69	0,66
ES100	16,99	18,70	21,68	20,72	0,60	0,62	0,66	0,64	0,62
ISI2012	7,86	8,71	8,71	8,90	0,63	0,71	0,72	0,73	0,69
NSI	19,23	21,59	21,89	20,99	0,57	0,66	0,68	0,64	0,64
DI	0,56	0,74	0,54	0,63	0,55	0,31	0,53	0,22	0,47
							Gjennomsnitt:		0,60 0,62

3.3.2 Sammenligning av bunnfaunaundersøkelser i 2013 og 2016

Det ble brukt en mindre grabb ved undersøkelsene i 2013 enn 2016. Antallet individer fra 2013 ble standardisert for korrekt prøvevolum, men det kan ha blitt funnet færre arter enn om man hadde benyttet en grabb med riktig størrelse siden et mindre bunnareal faktisk er undersøkt i 2013 sammenlignet med i 2016. Dette medfører usikkerhet når indeksene skal sammenlignes. Gjeldene indekser for å vurdere faunaen er også endret, og det er derfor bare enkelte indekser som kan sammenlignes. For de fleste stasjonene viser indeksene (ISI2012, NQI1, H' og ES100) at resultatet i 2016 er omtrent tilsvarende det i 2013. Ved stasjon A1 og 14 viser noen indekser bedre tilstand i 2016 og noen indekser dårligere tilstand. Resultatet tyder ikke på store endringer hverken i positiv eller negativ retning ved stasjon A1, LYB 2 og 14. Det er likevel verdt å merke seg at det har vært en økning i antall av *Capitella sp.* ved A1. Dette kan tyde på en økning i graden av organisk belastning ved utslippspunktet. Ved stasjon 16 viser 3 av 4 indekser en forbedring av tilstanden, dette kan tyde på en forbedring av forholdene ved denne stasjonen.

Tabell 10: Sammenligning av indeksverdier for bunnfauna mellom resipientundersøkelsen i Adventfjorden i 2013 og 2016. Resultatene er klassifisert iht. veileder 02:2013, blå farge tilsvarer svært god tilstand, grønn farge god tilstand og gul farge moderat tilstand.

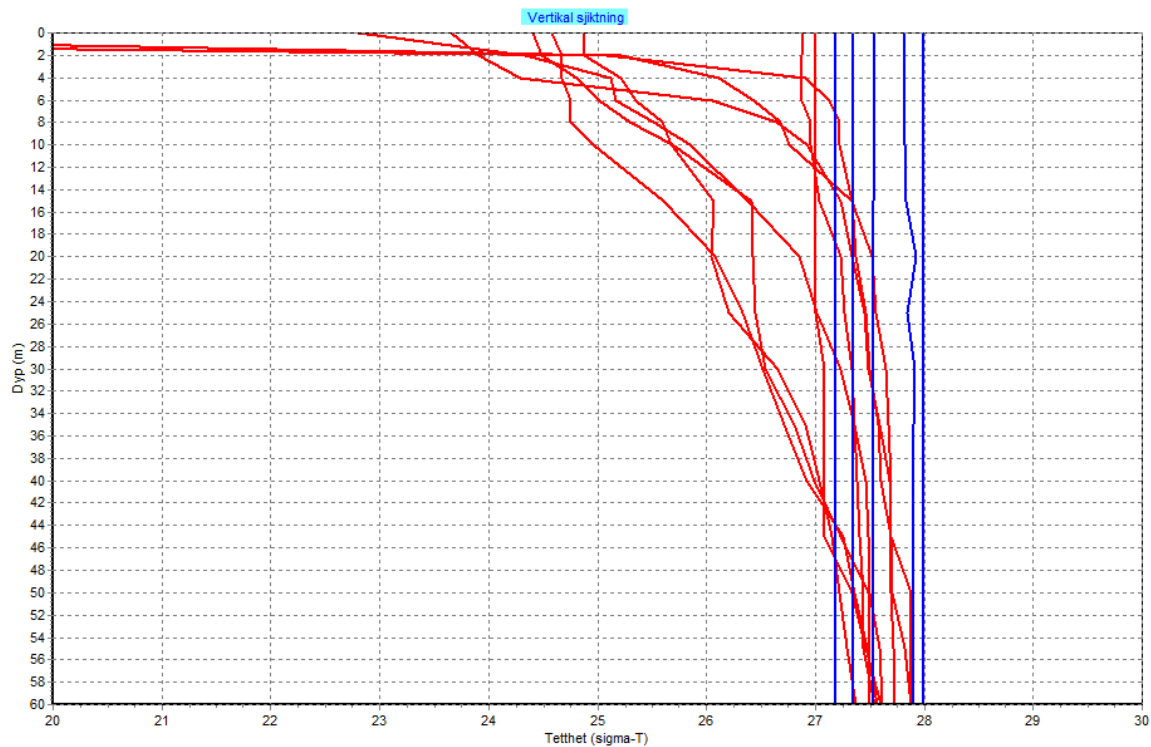
	A1		LYB2		14		16	
Indeks	2013	2016	2013	2016	2013	2016	2013	2016
ISI2012	8,4	8,41	8,1	8,46	8,3	8,25	8,7	9,77
NQI1	0,66	0,57	0,61	0,63	0,53	0,56	0,6	0,69
H'	3,67	3,31	3,74	3,18	3,09	2,76	3,78	3,65
ES100	14,3	17,39	15,9	15,44	10	14,19	16	18,83

3.4 Utslippsmodellering

I første fase ble modellering utført med gjennomsnittlige verdier for resipientstrøm og utslippsfluks og resultatene er vist i Kapitler 3.4.1 og 3.4.2. Deretter er det gjort flere testkjøringer med ulike strømhastigheter og utslippsmengder (Kapittel 3.4.3). Alle simuleringer er utført med 15 forskjellige hydrografiprofiler (se Figur 6). Ti av profilene representerer situasjon med sjikting (juni-oktober) og fem profiler representerer situasjon uten eller med minimal sjikting (november-mai).

3.4.1 Innlagringen av avløpsvann

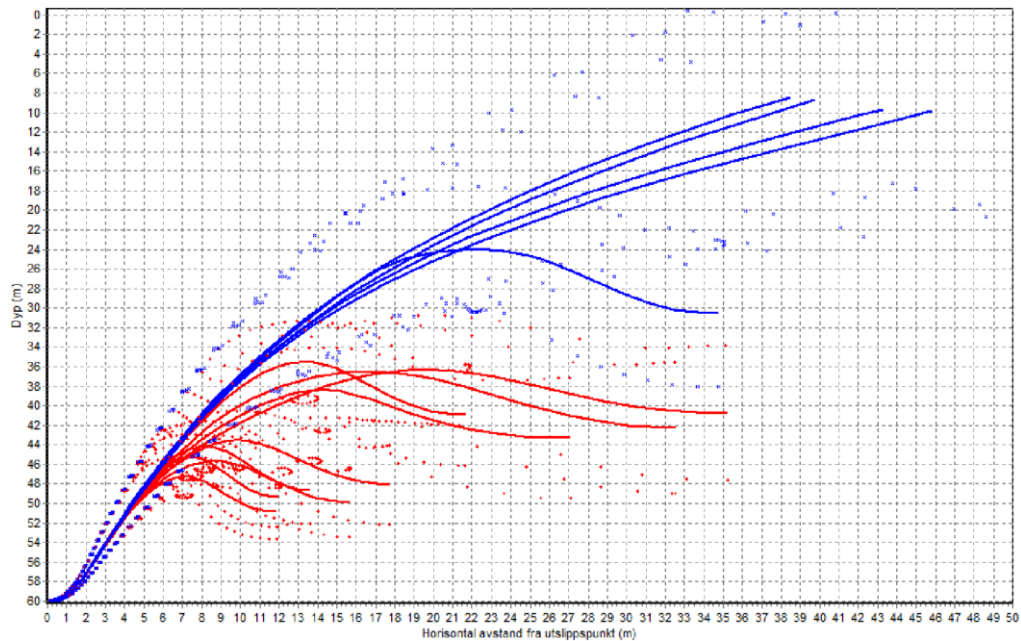
Resultatene tilsier at hydrografiske forhold i resipientvannet er avgjørende for innlagring av utslippet. Vertikalprofilene av egenvekten til sjøvannet brukt i modelleringen er vist i Figur 5. De fleste av hydrografiprofilene fra Adventfjorden tatt i sommermånedene viser et brakkvannslag i de øverste cirka 2-5 m av vannsøylen og mer homogen vannmasser dypere hvor tettheten øker jevnt nedover i vannsøylen. Vinterprofilene viser ingen eller svært liten sjikting i vannmassene. Situasjon skyldes fravær av ferskvann i overflaten og overflateoppvarming fra atmosfæren.



Figur 5. Vertikalprofiler som viser sjøvannets tetthet. Tetthet av sjøvann er her vist ved enheten sigma- t som betyr egenvekt - 1000. Profilene var brukt for utslippsmodellering. Rød indikerer profiler fra juni til oktober og blått resten av året.

Modellresultatene med sommerprofiler (se Figur 6, røde linjer) viser ingen gjennombrudd til overflaten og avløpsvannet blir innlagret i relativt dypt vann. Avløpsvannet stiger først og synker deretter noe før det innlagres. Senterlinjene av utslippsskyen kommer opp til 24–50 m dyp før endelig innlagring. Sentrene i disse skyene havner på ca. 40–50 m dybde, mens yttergrensene for de innlagrede skyene ligger mellom 30 og 52 m. Etter innlagringen vil avløpsvannet spres med strømmen samtidig som det fortynnes videre.

Simuleringen viser at avløpsvannet ikke innlagres i vinterperioden og at det er stort sjanse for at det når overflaten (se Figur 6, blå linjer). Yttergrensene til avløpsskyen når overflaten i fire tilfeller av fem, gjennombrudd til overflaten kan forventes omtrent i 35 meters horisontal avstand fra utslippspunktet. Det er ett unntak i de fem vinterprofilene som ble brukt i modelleringen med gjennomsnittlige strømhastigheter og vannmengder. Modellering basert på hydrografidata fra 13. mai 2016 er den eneste profilen med mindre sjikting som gir innlagring. Senterlinjen av skyen viser innlagring på ca. 30 m dybde mens yttergrensene havner på ca. 20 meters dybde (se Figur 6).

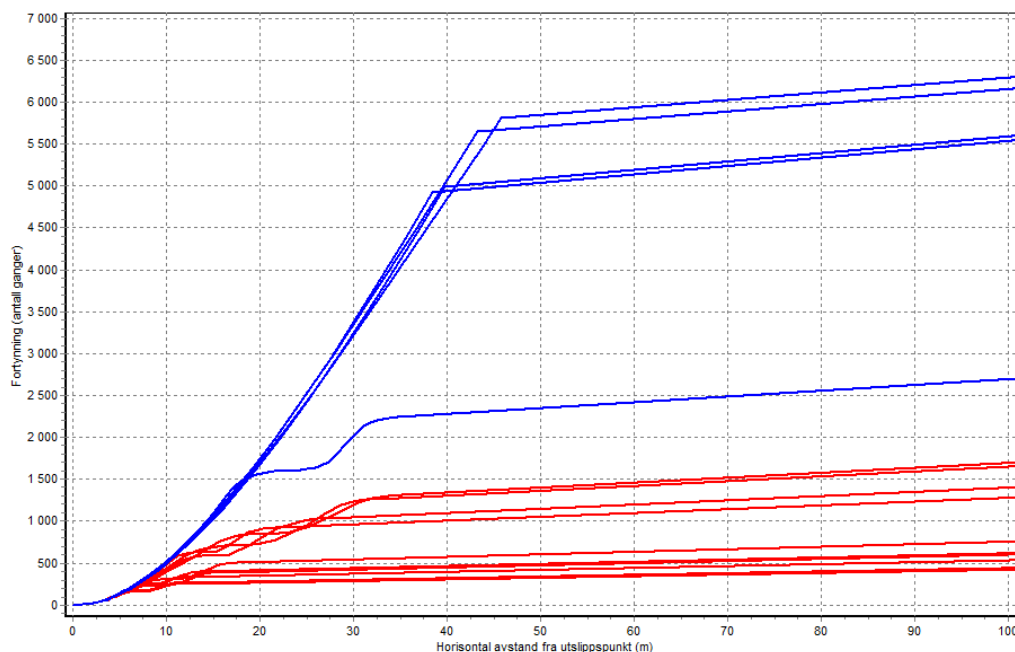


Figur 6. Beregnede strålebaner for utslipp med gjennomsnittlig strømhastighet i resipienten (3-5 cm/s) og gjennomsnittlig utslippsmengde (9,6 l/s). Heltrukne linjer viser senter til utslippsskyene, mens stippled linjer viser yttergrenser av skyene. Rødt indikerer hydrografiprofiler fra perioden juni-oktober, mens blått indikerer profiler fra resten av året.

3.4.2 Fortynning av avløpsvann

Avløpsvannet blander seg raskt med omkringliggende vannmasser etter det er sluppet ut i sjøen og ved modellering kan vi evaluere fortynning av avløpsvannet i ulike avstander fra utslippspunktet. Figur 7 viser fortynning ved bruk av gjennomsnittlige strømhastigheter og utslippsmengde. Utslippsvannet er svært fortynnet (ca. 5 000–5 800 ganger) før det eventuelt når opp til overflaten i vintersituasjon i en horisontal avstand på ca. 30 m fra utslippspunktet.

For de innlagrede avløpsskyene er fortynningen mindre etter å ha beveget seg samme avstand horisontalt, modelleringen viser omtrent 250 - 500 ganger fortynning. Figur 7 viser også at fortynningen øker langsommere etter innlagring eller gjennombrudd til overflaten fordi da er det den naturlige turbulente blandingen som bestemmer størrelsen av fortynningen. Under primærfortynningen (i.e. før gjennombrudd eller innlagring) blandingen mellom avløpsvann og sjøvann er mye mer effektiv.

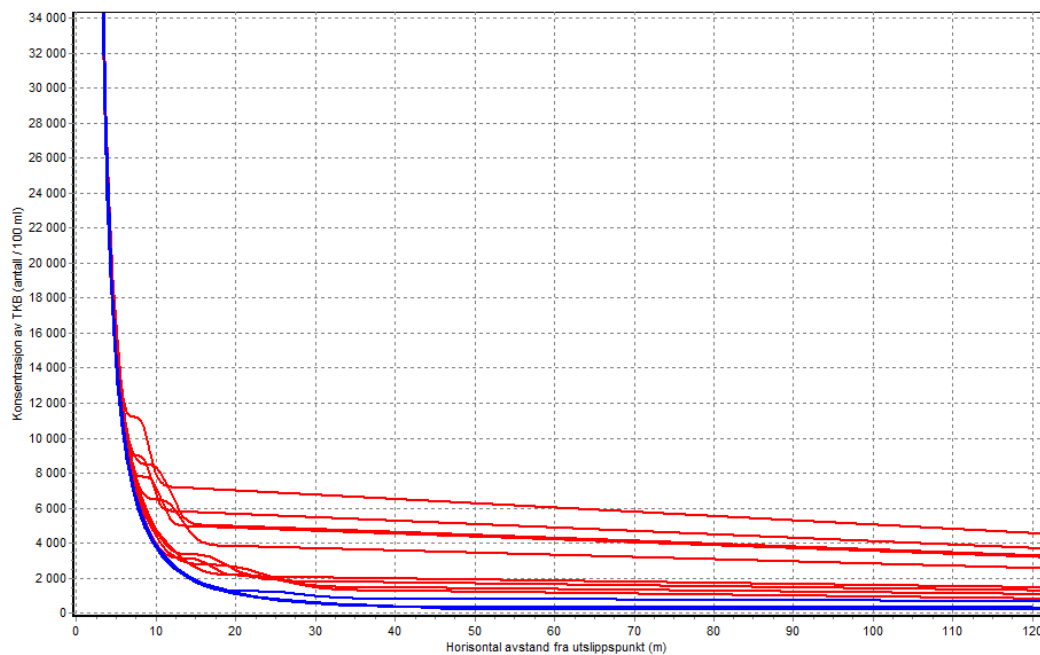


Figur 7. Fortynning av avløpsvannet (antall ganger) med avstand fra utslippet (m), simulert med gjennomsnittlige verdier for strømhastighet i resipienten (3-5 cm/s) og vannmengde (9,6 l/s). Rødt indikerer hydrografiprofiler fra perioden juni-oktober, mens blått indikerer profiler fra resten av året.

Figur 8 viser modellert konsentrasjon av TKB i senterlinjen av skyene med avstanden fra utslippet. I avstanden hvor gjennombrudd kan forventes i vinterperioden (blå linjer) er simulert konsentrasjon maksimalt cirka 1000 TKB/100 ml som tilsvarer mindre god vannkvalitet (klasse III, Tabell 3). Fortynningen er mer effektiv ved den øvre grensen av skyen og dermed er også konsentrasjon av TKB noe lavere ved den øvre grensen av skyen som når overflaten.

Helsemyndighetene (SFT, 2005) har fastsatt grenseverdier for konsentrasjonen av tarmbakterier i forbindelse med bading. I forhold til badevannskvalitet er øvre grense for tilstandsklasse II, 100 TKB per 100 ml (Tabell 3) brukt som kriterie for bakteriell forurensning i badevann. Simuleringen indikerer at grenseverdien kan bli oversteget i overflatevannet med fire vinterprofiler innhentet i november, desember, januar og mars. Med ugunstig vindretning kan strømmen transportere utslippet inn mot land og i dette tilfellet kan konsentrasjoner av tarmbakterier representere en helserisiko i henhold til fritidsbruk. Imidlertid antas dette ikke å medføre en stor risiko i Adventfjorden fordi bading i liten grad utføres vinterstid. Strømretninger målt nær utslippspunktet er hovedsakelig mot nordvest (Leikvin & Evenes, 2009) noe som tilsier at utslippet som oftest blir transportert i retning ut av Adventfjorden.

Modelleringen med sommersituasjon (vertikal sjikting) indikerer at avløpsvannet ikke når overflaten (Figur 6), men at den vil kunne forringe vannkvaliteten på dypere vann i de nærmeste cirka 1,5 km avstand fra utslippspunktet. Innenfor denne avstanden vil konsentrasjon av TKB kunne være høyere enn 300 per 100 ml. Imidlertid er konsentrasjon høy kun i et avgrenset lag hvor utslippet blir innlagret og dette medfører ingen helserisiko.

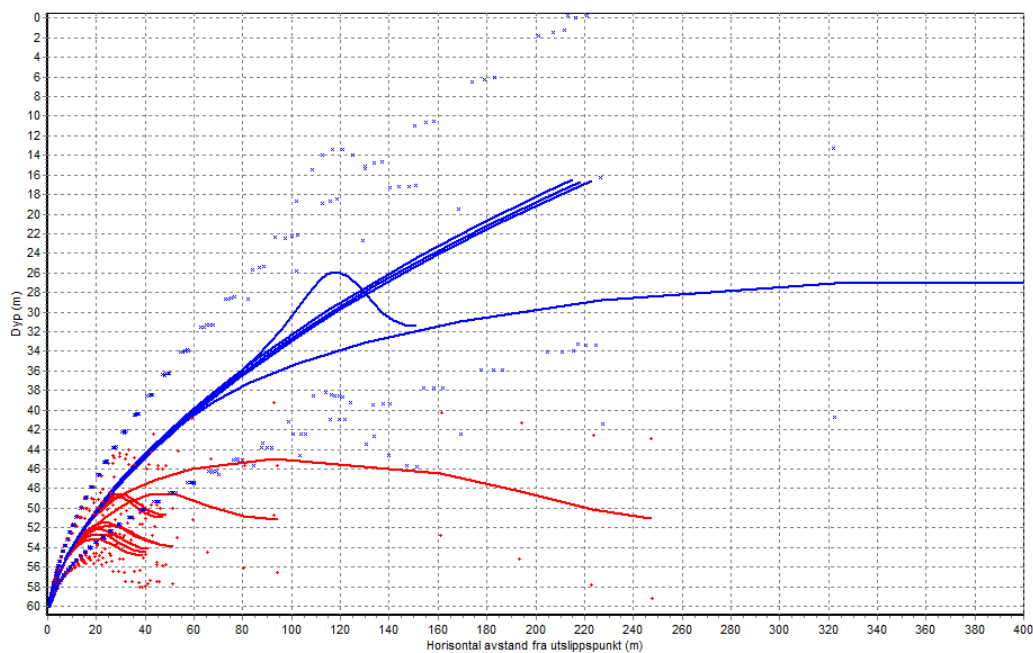


Figur 8. Simulert maksimal konsentrasjon av TKB (per 100 ml) med avstand fra utslippet, simulert med gjennomsnittlige verdier for strømhastighet i resipienten (3-5 cm/s) og vannmengde (9,6 l/s). Rødt indikerer hydrografiprofiler fra perioden juni-oktober, mens blått indikerer profiler fra resten av året.

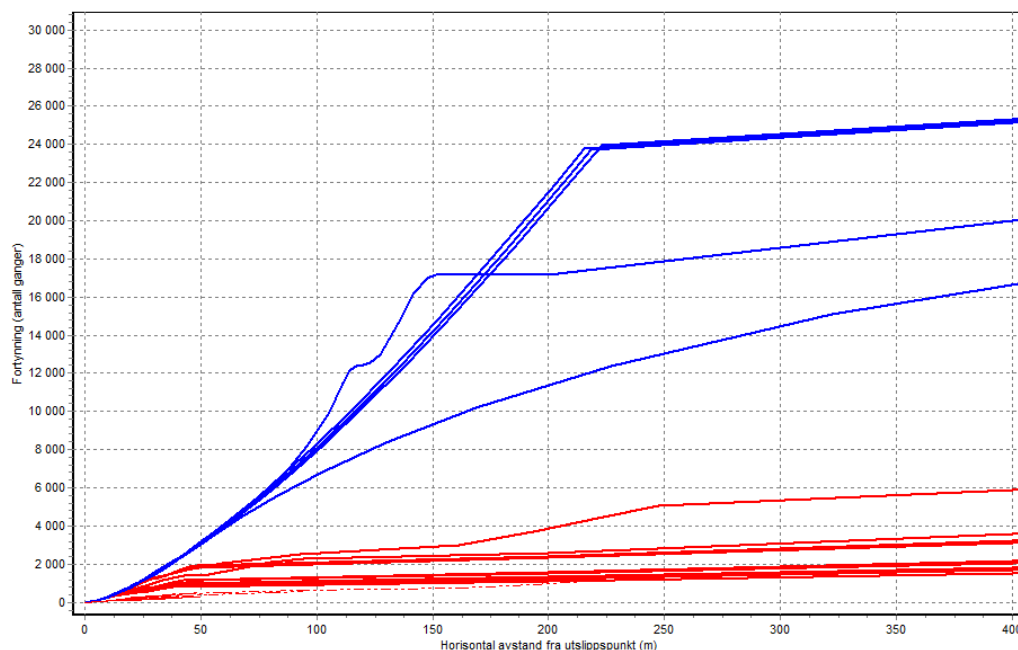
3.4.3 Sensitivitetsanalyse

Etter simuleringen ved gjennomsnittlige verdier, er det gjort flere testkjøringer av modellen Visual Plumes for å få oversikt over hvilke parameter som er avgjørende for om utslippet blir innlagret eller ikke.

Innlagring av avløpsvannet ved bruk av middels utslippsmengde med høy strømhastighet er vist i Figur 9. Høyere strømhastighet fører til at den øvre grensen av avløpsvannet når overflaten i 3 av scenarioene (vinter), mens i de resterende 12 scenarioene ble utslippet innlagret. Ved å sammenligne Figur 7 og Figur 10 kan man se at fortynningen er mindre effektiv per distanse ved høyere strømhastighet. Den øvre grensen av utslippet når overflaten i cirka 200 m avstand fra utslippspunktet og her er avløpsvann fortynnet omtrent 24 000 ganger, sammenlignet med 5 000 – 6 000 (Figur 10) ved hovedmodelleringen (Figur 7). Konsentrasjon av TKB i overflatevannet er beregnet å være maksimalt 90 TKB per 100 ml, betraktelig lavere enn ved gjennomsnittlige strømhastigheter.



Figur 9. Beregnet strålebaner for utslipp med høy strømhastighet i resipienten (9-12 cm/s) og gjennomsnittlig utslippsmengde (9,6 l/s). Heltrukne linjer viser senter til utslippsskyene, mens stiplede linjer viser yttergrenser av skyene. Rødt indikerer hydrografiprofiler fra perioden juni-oktober, mens blått indikerer profiler fra resten av året.

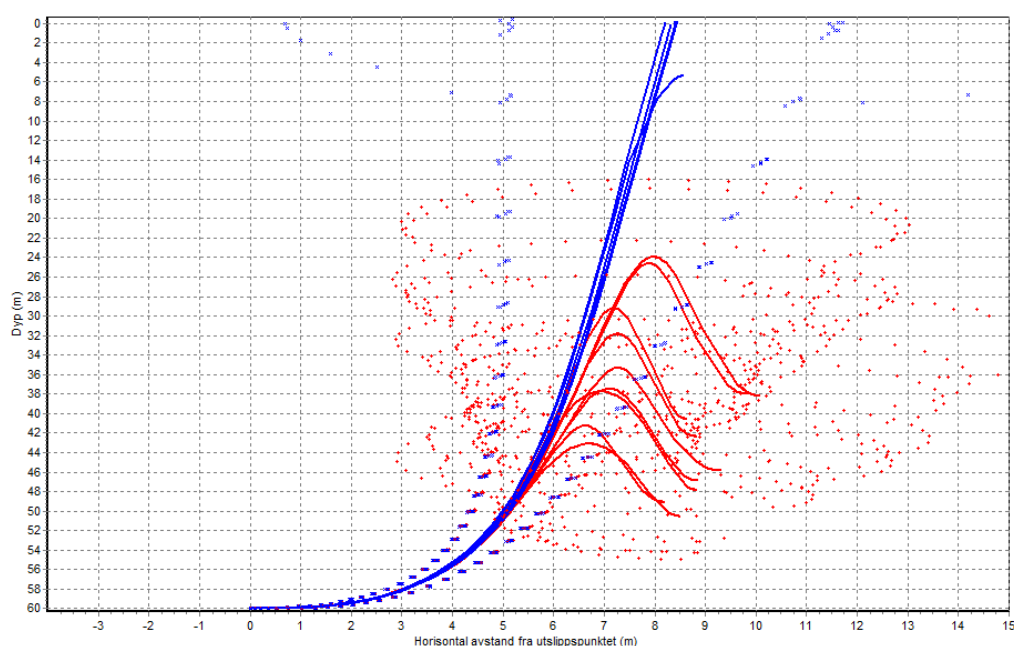


Figur 10. Fortynning av avløpsvannet (antall ganger) med avstand fra utslippet (m), simulert med høy strømhastighet i resipienten (9-12 cm/s) og gjennomsnittlig vannmengde (9,6 l/s). Rødt indikerer hydrografiprofiler fra perioden juni-oktober, mens blått indikerer profiler fra resten av året.

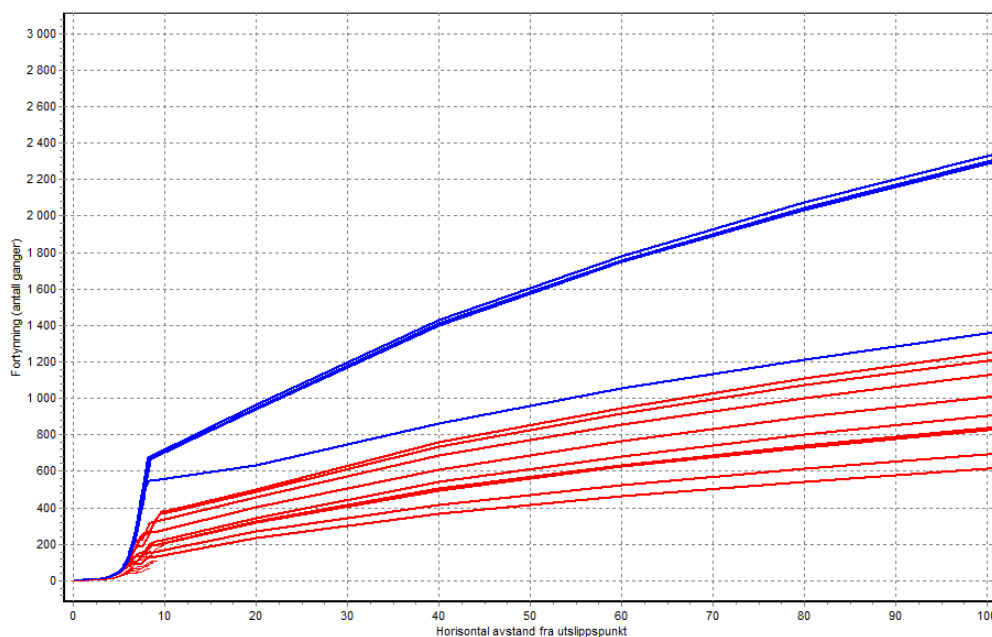
Beregninger av innlagring og fortynning med lav strømhastighet og middels vannmengde er vist i Vedlegg 2 (Figur V2-1 and V2-1). Modelleringen tilsier at vi får gjennombrudd til overflaten med alle fem profilene uten sjikting og at gjennombrudd kan forventes i en avstand på omtrent 1-7 m fra utslippspunktet hvor utslippet er fortynnet cirka 1 250 ganger. Dette vil si at ved lavere strømhastigheter er fortynningen mindre effektiv og overflatevannet kan ha konsentrasjon av TKB opp til 2000 per 100 ml. Simuleringen med sommerprofilene viste at utslippet blir innlagret under slike forhold, senterlinjene av utslippet havner på ca. 40-50 m dybde.

Ved å ta hensyn antall innbyggere i Longyearbyen, vil store utslippsmengder være usannsynlig over lengre periode, men av og til slippes vannet ut i intervaller med høy utslippsfluks. Maksimal utslippsmengde (ca. 25 l/s) samtidig med lav strømhastighet kan vurderes som verste tenkelige scenario i forhold for innlagring av utslippet. Innlagring i scenarioet er vist i Figur 11 og fortynning i Figur 12. Resultatene tilsier at i dette tilfellet vil senterlinjene av utslippet nå overflaten med alle vinterprofilene (blå linjer) mens sommerprofilene (røde linjer) viser at avløpsvannet blir fortsatt innlagret på 30-50 m dyp. Dette vil si at gjennombrudd til overflaten ikke er sannsynlig i sommermånedene selv om de verste forutsetninger ble brukt i modelleringen.

Gjennombrudd kan i dette tilfellet antas å forekomme i en avstand på ca. 0-15 m fra utslippet hvor avløpet er fortynnet ca. 600-800 ganger (Figur 12), sammenlignet med 5 000 – 6 000 i hovedmodellering (Figur 7). Beregnet konsentrasjoner av TKB i overflatevannet kan nå opp til cirka 3500 per 100 ml ved gjennombrudd i vinterperioden.



Figur 11. Verste tenkelige scenario. Beregnet strålebaner for utslipp med lav strømhastighet i resipienten (0,2–0,5 cm/s) og maksimalt utslippsmengde (25 l/s). Heltrukne linjer viser senter til utslippsskyene, mens stiplede linjer viser yttergrenser av skyene. Rødt indikerer hydrografiprofiler fra perioden juni-oktober, mens blått indikerer profiler fra resten av året.



Figur 12. Verste fall scenario. Fortynning av avløpsvannet (antall ganger) med avstand fra utslippet (m), simulert med lav strømhastighet i resipienten (0,2-0,5 cm/s) og maksimal vannmengde (9,6 l/s). Rødt indikerer hydrografiprofiler fra perioden juni-oktober, mens blått indikerer profiler fra resten av året.

Mengde utslippsvann vil i mindre grad være avgjørende for innlagring enn strømhastighet. Resultatene av modellering av innlagring og fortynning med tre ulike vannmengder (3 l/s, 9,6 l/s og 25 l/s) er vist i Vedlegg 2 (Figur V2-3 og Figur V2-4). Verdien for lav utslippsfluks er et anslag og ikke basert på informasjon fra oppdragsgivere.

Alle tre scenarioene viser likende resultatene i henhold til innlagring og øvre grensen for utslipps-skyene når overflaten ved bruk av fire hydrografiske profiler fra vintermånedene (Vedlegg 2, Figur V2-1). Økning i vannmengde fører til at gjennombrudd til overflaten kan forventes nærmere utslippspunktet og at innlagring skjer nærmere overflaten. Resultatene for fortynning med ulike utslippsmengder (Vedlegg 2, Figur V2-4) indikerer at fortynning er mer effektiv med lavere utslippsfluks. Ved bruk av lav vannmengde (3 l/s) er avløpsvannet fortynnet cirka 20 000 ganger før den når overflaten. Fortynning med maksimalt utslippsmengde (25 l/s) er mindre effektiv, utslippet er fortynnet cirka 1 700 ganger når den når overflaten.

3.4.4 Oppsummering av modellresultatene – nytt kapittel

Gjennomslaget til overflaten kan skje vinterstid selv om utslippspunktet ligger så dypt som 60 m. Dette skyldes at vinterstid er det minimal vertikale sjiktning i resipientvannet. Gjennombrudd av urensset avløpsvann til overflaten kan gi uheldige estetiske virkninger og forringe vannkvalitet i overflaten. Imidlertid anses dette ikke å være svært problematisk i Adventfjorden hvor gjennombrudd til overflaten som oftest kan forventes i vinterperioden når bading er lite sannsynlig. I tillegg er avløpsvannet svært fortynnet før den når overflaten. Gjennomslag til overflaten er ikke sannsynlig i sommermånedene.

Simuleringer indikerer at innlagringen er mest følsom for strømhastigheten i resipienten og at mengde utslippsvann påvirker i mindre grad. Dette betyr at en plassering av utslippspunktet i et sted med sterkere strøm vil gi mer gunstige forholdene hvis man ønsker større sjanse for innlagring og mer effektiv fortynning av avløpsvannet før det når overflaten.

Resultatene fra simulering med en antatt minimummengde avløpsvann indikerer at en løsning med flere diffusorer på avløpsledningen ikke vil være så effektivt hvis man ønsker å få større sjanse for innlagring av avløpsvann i vinterhalvåret. Løsningen kan føre til mer effektiv fortynning, men utslippsskyens primærfortynning vil imidlertid være avhengig av diffusorarrangement

(antall hull, diameter på hull, osv.). Modellen Visual Plumes kan også brukes å teste ulike utslippsarrangementet som diffusor, men dette var ikke hensikten i foreliggende rapporten. Alternativet kan vurderes i fremtidige studier hvis gjennomslag til overflaten fører til negative effekter.

3.4.5 Usikkerhet i modelleringen

Modellresultatene er alltid avhengig av kvaliteten til inngangsdata og hvilke antakelser som er gjort i modelleringen. Til tross av usikkerhet gir modellering en oversikt over influensområdet og hvilke situasjoner som gir sjanse for gjennomslag av utslippet til overflaten vinterstid.

Den største usikkerhet i modelleringen er knyttet til strømhastigheter i fjorden. Strømdata brukt i modelleringen er basert på data fra to stasjoner hvor strømmen er målt i tidligere undersøkelser. Stasjonene ligger et stykke unna utslippspunktet og det er derfor noe usikkerhet knyttet til strømforholdene ved utslippspunktet. Usikkerhet ved strømdata er redusert ved sensitivitetsanalyse (j.f. kapittel 3.4.3), men strømhastighetene kan variere utenfor testet skala. Generelt ved lav strøm er det større sjanse for gjennomslag til overflaten, mens sterkere strøm vil føre til at sjansen for gjennomslag synker. Rambøll anbefaler derfor nye strømmålinger gjennom hele vannsøylen ved utslippspunktet for å få bedre oversikt om innlagring og spredning av utslippet. Tidligere undersøkelser (Leikvin & Evenset, 2009) har vist det kan det være sterkere strøm nordvest fra utslippspunktet og mer effektiv fortykning av avløpsvann kan forventes når det beveger seg utover fjorden. I tillegg er strømdata kun tilgjengelig fra en måneds periode og det vil være noe årstidsvariasjon i strømforhold.

Andre viktig usikkerhetspunkter knyttet til inngangsdata er temperatur og saltholdighet i utslippsvannet. Det finnes kun noen stikkmålinger fra utslippsvannet og dermed er det usikkerhet knyttet til verdier brukt i modellering. Mindre saltholdigheten i utslippsvannet vil føre til lavere egenvekt som reduserer sjansen for innlagring. Påvirkning av saltholdigheten er også vist i tidligere utslippsmodellering i Adventfjorden (Leikvin & Evenset, 2009); mulighet for gjennombrudd blir betydelig redusert ved økning i saltholdighet. Rambøll anbefaler derfor nye målinger av saltholdighet fra avløpsvannet for å få mer pålitelige inngangsdata. Avløpsvannets temperatur vil variere noe i løpet av året, men tidligere utslippsmodellering (Leikvin & Evenset, 2009) har vist at temperatur ikke har betydelig virkning på modellresultatene.

Alle hydrografiprofilene brukt i modelleringen er innhentet fra Adventfjorden, men noen av profilene er målt maksimalt cirka 3 km nordvest fra utslippspunktet som Figur 6 i Kapittel 2.3.1 viser. Det er imidlertid brukt hydrografiske datasett som er målt nærmere utslippspunktet enn i tidligere utslippsmodelleringen (Leikvin & Evenset, 2009) hvor fleste av profilene var innhentet fra området like utenfor Adventfjorden. Dette vil si at hydrografiske forhold er noe mer representative i foreliggende studie.

4. KONKLUSJON

Undersøkelsen av bunnfauna og miljøgifter tyder på få endringer i resipienten siden undersøkelsen i 2013 (Sjøberg et al., 2014). Indeksverdiene for bunnfaunasamfunnet indikerte moderat tilstand innerst i fjorden, mens tilstanden lenger ut i fjorden og ved referansestasjonen i Colesfjorden var god. Det var likevel kun mindre forskjeller i gjennomsnittlig indeksverdi mellom stasjonene, og alle gjennomsnittlige indeksverdier lå nær grensen mellom god og moderat tilstand.

Adventfjorden og Colesfjorden tilføres mye uorganiske partikler med smelte vann fra breer. Undersøkelsen tyder på at dette partikkelregnet i stor grad påvirker faunasamfunnet og gjør det vanskelig å skille mellom antropogen og naturlig påvirkning. Selv ved referansestasjonen (CO) var bunnfaunasamfunnet påvirket, til tross for at det ikke er utslipp av avløpsvann i området. Man skulle forventet svært god tilstand her, men tilstanden oppnår bare så vidt god. Ved utslippspunktet, stasjon A1, tydet H_2S i sedimentet og forekomst av den tolerante børstemarken *Capitella sp.* på organisk belastning. En økning i forekomsten av denne arten kan indikere noe forverring ved punktet. Ved A1, og potensielt også ved Lyb2 og 16 tydet C/N-forholdet på tilførsel av landbasert organisk materiale som trolig stammer fra avløpsvannet. I hovedtrekk tyder undersøkelsen på klar belastning ved utslippspunktet og en mulig svak belastning i resten av Adventfjorden. Det ble ikke påvist nedslamming rundt utslippspunktet, men det ble funnet rester av en våtserviett ved A1 som trolig stammer fra avløpet.

Innholdet av metaller og miljøgifter var generelt lavt (svært god til god tilstand) og på nivå med tidligere undersøkelser. Det ble funnet arsenkonsentrasjoner tilsvarende tilstandsklasse moderat ved stasjon 16 og Lyb2. Det ble også funnet PAH16-konsentrasjoner tilsvarende moderat tilstand ved stasjon A1 (utslippspunktet) og 14. Utover dette viste analysene konsentrasjoner tilsvarende moderat tilstand for utvalgte enkeltforbindelser av PAH ved samtlige stasjoner. Det ble funnet relativt lave konsentrasjoner av olje ved samtlige stasjoner, særlig i ytre del av fjorden. Det er vanskelig å trekke sikre konklusjoner om kildene til arsen, olje og PAH.

Sommersituasjon i Adventfjorden er preget av brakkvannslag i overflaten og mer homogene vannmasser dypere hvor tettheten øker jevnt nedover i vannsøylen, mens vintersituasjon er preget av homogen vannsøyle. Utslippsmodellering ved Visual Plumes tilsier at utslippet blir innlagret på ca. 26-54 m dybde i sommermånedene mens vintersituasjon kan gi gjennombrudd av urensset fortynnet avløpsvann til overflaten. Gjennomslag i vintermånedene kan gi noen estetiske påvirkninger og forringe vannkvalitet for fritidsbruk. Dette anses imidlertid ikke å medføre en stor helserisiko fordi fritidsbruken av området er begrenset i vintermånedene.

Modellresultatene indikerer også at redusert utslippsmengde fører til mer effektiv fortynning, men strømhastighet i resipientvannet har større betydning for innlagring. Sterkere strøm reduserer sjansen for gjennomslag til overflaten og gir også mer effektiv fortynning før utslippet eventuelt når overflaten. Plassering av utslippspunktet et sted med kraftigere strøm vil føre til mer gunstig spredning av avløpsvannet.

5. REFERANSER

Arp, H, Russ, A, Macken, A. og Lillicrap, A., 2014 Kvalitetssikring av miljøkvalitetsstandarder. Veileder M241

Aud Helland, 2003. Transport and sedimentation of metals and organic matter in the Glomma estuary, south east Norway. Doctor scientiarum theses 2003:7.

T. Bakke, J.S. Gray, L.-O. Reiersen, 1990. Monitoring in the vicinity of oil and gas platforms: environmental status in the Norwegian sector in 1987-1989. Pp 623- 633 in Proceedings: First Int. Symposium on Oil and Gas Exploration and Production Waste Management Practices, New Orleans, USA 1990. US EPA.

Bakke, T., Oen, A., Kibsgaard, A., Breedveld, G. Eek E., Helland, A., Källqvist, T., Ruus, A., Hyl-land, K. 2007. Veileder for klassifisering av miljøkvaliteter i fjorder og kystfarvann - Revisjon av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter." Klif-rapport TA-2229/2007, s. 12.

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

Cooper, L. W., R. Benner, et al. (2005). "Linkages among runoff, dissolved organic carbon, and the stable oxygen isotope composition of seawater and other water mass indicators in the Arctic Ocean. "Journal of Geophysical Research-Biogeosciences **110**(G2).

Direktoratsgruppa for gjennomføringen av vanndirektivet, 2009. Klassifisering av miljøtilstand i vann, Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Veileder 01:2009

Direktoratsgruppa for gjennomføringen av vanndirektivet, 2013 Klassifisering av miljøtilstand i vann, Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Veileder, 02:2013

Holte, B. & K. Næs, S. Dahle, B. Gulliksen. 1994. Marine resipientundersøkelser ved Longyearbyen og Barendsburg, Svalbard. Akvaplan-niva rapport 412.94.402. 47 s.

Leikvin, Ø., and Evenset, A. 2009. Avløp fra Longyearbyen til Adventfjorden. Miljøfaglige vurderinger. Akvaplan-niva rapport 4535 – 1.

Molvær, J., Knutzen, J. Magnusson, J., Rygg, B., Skei, J. og Sørensen, J. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystvann - Veiledning. Klif-rapport TA-1467/1997. 36 s.

Frick, W. E., Roberts, P. J. W. et al., (2001). Dilution Models for Effluent Discharges, 4th Edition Visual Plumes. Environmental Research Division, U.S. Environmental Protection Agency, Athens Georgia, USA.

Føyn, L. H, Quillfeldt, C og Olsen, E (2002) Miljø- og ressursbeskrivelse av området Lofoten – Barentshavet. Fisken og havet, nummer 6 – 2002.

Miljøstatus, 2016 www.miljostatus.no

Molvær, J., 2016. Personlig kommentar.

Ormerod, K.S. og Molvær, J. 1983. Vurdering av rensekrav for utslipp av kommunalt avløpsvann til sjøresipienter. Rapport 6: Hygieniske effekter. Niva rapport 0-81006.

SFT, 2005. Resipientundersøkelser i fjorder og kystfarvann. EUs avløpsdirektiv. Versjon 3 – oppdatert i 2005. SFT TA-1890/2005. Statens Forurensningstilsyn, Oslo. 54 s.

Sjøberg, C. Persson, I. og Pirard, J. Recipientundersøkning i Adventfjorden utenfor Longyearbyen 2013

VEDLEGG 1- DELRAPPORT RENSEANLEGG

RESIPIENTUNDERSØ- KELSE ADVENTFJORDEN DELRAPPORT – RENSEANLEGG

1. RENSEANLEGG



Figure 1 Skrombergabreen

Foto: Magne Stokka

2. BAKGRUNN

Det har tidligere vært utfordringer med deponering og lagring av matavfall i Longyearbyen. Matavfallet blir sendt til fastlandet med båt for forbrenning og energigjenvinning. Transport til fastland er kan være problematisk om vinteren på grunn av isforhold.

For å minke mengden matavfall til deponering har Longyearbyen lokalstyre innført matavfalls-kverner i alle husholdninger og næring i Longyearbyen. Dette matavfallet går i dag urensset gjennom avløpssystemet og slippes ut i Adventfjorden. I 2008 startet arbeidet med å legge ny utslippsledning på 50 meters dyp på andre siden av adventfjorden. Tidligere lå utslippet på rundt 20 meter dyp.

Longyearbyen Lokalstyre ønsker en vurdering av konsekvenser ved en eventuell etablering av et primærrenseanlegg i Longyearbyen. Dette vil være positive konsekvenser i form av mindre utslipp til sjøen, men det vil også være noen utfordringer knyttet til dette. Primærrensing av avløpsvannet vil nødvendigvis føre til avfall på land. Dette avfallet fra renseanlegget må behandles.

Det er flere mulige renseløsninger. Det er også flere grader av rensing

- Mekanisk rensing – Den enkleste løsningen, og den som fjerner minst forurensing.
- Primærrensing – 20% fjerning av BOF_5 og 50% fjerning av SS, suspendert stoff.
- Sekundærrensing – 70% fjerning av BOF og 75% fjerning av KOF
- Fosforfjerning – 90% fjerning av fosfor.
- Nitrogenfjerning – 70% fjerning av nitrogen.

Dersom gjeldene regler for fastlandet skulle bli brukt, ville Longyearbyen som et minimum vært forpliktet gjennom forurensingsforskriften å rense i henhold til primærrensing.

Utdrag fra Kapittel 13 i forurensingsforskriften:

§ 13-1. Virkeområde for kapittel 13

Kapittel 13 gjelder for utslipp av kommunalt avløpsvann fra tettbebyggelse med samlet utslipp mindre enn 2000 pe til ferskvann, mindre enn 2000 pe til elvemunning eller mindre enn 10.000 pe til sjø. Kapittel 13 gjelder ikke for utslipp av sanitært avløpsvann fra avløpsanlegg med utslipp mindre enn 50 pe.

§ 13-7. Utslipp til følsomt og normalt område

Kommunalt avløpsvann med utslipp til følsomt og normalt område, jf. vedlegg 1 punkt 1.2 til kapittel 11, skal minst etterkomme 90% reduksjon av fosformengden beregnet som årlig middelerdi av det som blir tilført renseanlegget.

§ 13-8. Utslipp til mindre følsomt område

Kommunalt avløpsvann med utslipp til mindre følsomt område, jf. vedlegg 1 punkt 1.2 til kapittel 11, skal ikke forsøple sjø og sjøbunn, og minst etterkomme

- a) 20% reduksjon av SS-mengden i avløpsvannet beregnet som årlig middelerdi av det som blir tilført renseanlegget,
- b) 100 mg SS/l ved utslipp beregnet som årlig middelerdi,
- c) sil med lysåpning på maks 1 mm, eller
- d) slamavskiller utformet i samsvar med § 13-11.

Nye utslipp, utslipp som økes vesentlig eller renseanlegg som endres vesentlig må etterkomme kravet i bokstav a eller b.

§ 13-12. Prøvetaking

Den ansvarlige for renseanlegget skal sørge for at det tas prøver av renset avløpsvann dersom renseanlegget omfattes av kravene i § 13-7, § 13-8 bokstav a eller b. Når prøver tas, skal tilført vannmengde måles og registreres.

Prøvene skal være representative for avløpsvannet og tas ved hjelp av et automatisk, mengdeproporsjonalt eller et tidsproporsjonalt prøvetakingssystem. Prøvene skal tas med jevne mellomrom gjennom året. Prøvetakingstidspunktet skal være i henhold til en tidsplan oppsatt på forhånd i virksomhetens internkontroll. Prøvene skal konserveres og oppbevares i samsvar med Norsk Standard eller annen anerkjent laboratoriepraksis.

Det skal tas døgnblandprøver når prøven skal analyseres for BOF_5 . Det skal tas døgn- eller ukeblandprøver når prøven skal analyseres for SS eller tot-P. Det skal minst tas følgende antall prøver:

- a) 6 prøver per år fra avløpsanlegg under 1000 pe.
- b) 12 prøver per år fra avløpsanlegg større enn eller lik 1000 pe.

Dersom prøvetakingen av utløpsvannet er lokalisert slik at prøven ikke inkluderer avløpsvann som går i overløp i eller ved renseanlegget, skal overløpsbidraget måles, registreres og medregnes i rensegraden.

Noen definisjoner

KOF: Kjemisk oksygenforbruk, et tall som viser hvor mye organisk materiale det er i vannet

BOF: Biologisk oksygenforbruk, et tall som viser hvor mye biologisk tilgjengelig organisk materiale det er i vannet.

SS: Suspendert stoff, et tall som sier noe om hvor mye partikler ($> 0,45\mu\text{m}$) som er i vannet.

PE: Personekvivalenter. Dette er et måltall som sier noe om hvor stor belastningen på et renseanlegg vil være.

Da sekundærrensing og tertiærrensing involverer enten kjemiske og/eller biologiske prosesser og vil medføre relativt store investerings og driftskostnader, samt at det langs nærmest hele fastlandskysten er primærrensekravet som er gjeldende vil denne rapporten i hovedsak fokusere på mekanisk rensing og rensing etter primærrensekravet.

Lover

Svalbard er unntatt fra forurensingsloven og forurensingsforskriften. På Svalbard er det Svalbardmiljøloven som er gjeldende.

Forutsetninger

Det er ikke tatt ut tilstrekkelig med representative prøver av avløpsvannet. En vet dermed ikke med sikkerhet hvilken sammensetning det er på vannet, og hvordan dette vil påvirke eventuelle renseprosesser. Det er også vanskelig å anslå nøyaktig hvilke slamvolumer en kan forvente. De forslag og estimer som er presentert i denne rapporten baserer seg på erfaringer og veiledere.

Det ligger ikke i oppgaven å detaljprosjekttere et eventuelt renseanlegg. Rapporten vil gi noen betraktninger om hvilke miljøhensyn en må ta, og hvilke miljøutfordringer en må løse ved en eventuell etablering av renseanlegg i Longyearbyen.

3. RENSELØSNINGER

3.1 Mekanisk rensing

Dette er den enkleste løsningen. Dette kan gjøres på flere måter. En separasjon av partikler i en sil eller en rist. Det vil i hovedsak være partikler over en viss størrelse som tas bort. Dette vil typisk være partikler over 2-3 mm. Rist/silgodset som tas ut av avløpsvannet kan vaskes og presses. På denne måten fjerner en fekalier og annet løst organisk materiale. Dette avfallet er forholdsvis uproblematisk å levere til forbrenning eller deponering.

Denne løsningen vil ikke nødvendigvis oppfylle primærrensekravet.



Figure 2 vaskepresse

3.1.1 Rist

En rist kan være av typen trapperist. Her filtreres vannet over vertikale spalter. Lysåpningen kan være fra 1mm til 10 mm. Ristgodset føres oppover risten, og fjernes fra risten ved hjelp av børster, vann eller trykkluft

3.1.2 Sil

En sil vil på mange måter fungere på samme måte som en rist. Det kan i stedet for vertikale spalter være en silduk som separerer partikler fra avløpsvannet. Duken rengjøres på samme måte som en rist ved hjelp av børster, vann eller trykkluft.

Enten en velger sil, rist eller filter bør ristgodset/avfallet vaskes og presses. Dette gjøres i en egen enhet som plasseres umiddelbart etter rist/sil.

En kan estimere at en slik løsning vil produsere 20-30 tonn avfall.

Dette basert på at Longyear byen representerer maks 3500 pe. I følge Norvar rapport 96-1999 vil en kunne forvente 5-30 g ristgods pr døgn pr pe. Dette med en TS (tørrestoffprosent) på 20. Om en vasker og presser dette vil en kunne øke TS til 30-50% med en tilsvarende reduksjon i antall tonn produsert pr år.

Dette vil ikke være avfall som forholdsvis lett vil la seg levere til deponering eller forbrenning. På fastlandet vil dette ofte gå til forbrenning. Det er også renseanlegg som lar ristgods gå rett til forbrenning uten vasking. Da er det imidlertid kun snakk om internttransport av avfallet. Dette avfallet kan også deponeres.

3.2 Primærrensing

3.2.1 Forbehandling

Om en velger sedimentering som renseløsning forutsettes det en forbehandling av avløpsvannet. Denne bør bestå i en rist eller sil med 1-3mm lysåpning. Denne etterfølges av et luftet sand og fettfang. Forbehandlingen vil produsere ristgods, samt en fettfraksjon og en sandfraksjon. (Longyearbyen har imidlertid ikke nedløpssluk, slik som på fastlandet, og strø-sand vil dermed ikke i like stor grad finne veien til avløpsvannet.) Dette avfallet må behandles. Ristgodset kan vaskes og forbrennes eventuelt mellomlagres og transporteres til fastlandet. Fettfraksjonen kan tilføres slam fra rensingen og avvannes for videre behandling sammen med dette.

Alle renseløsninger vil imidlertid, selv om det ikke er absolutt nødvendig, dra fordel av en slik forbehandling.



Figur 3 Trapperist

3.2.2 Sedimentering

Ved en løsning som baserer seg på sedimentering benytter en seg av forholdsvis dype bassenger der forurensingene sedimenterer til bunn og blir tatt ut som slam. Vanlig dybde på slike bassenger er fra ca 4m og dypere. Dybden avgjøres til en viss grad av hvilken slamakkumuleringskapasitet en ønsker bassenget. For å øke effekt og kapasitet kan en benytte flokkulanter. Flokkulanter vil være fellingskjemikalier i form av metallsalter og polymer. For å dosere flokkulanter trenger en lagertank for lagring av kjemikaliene og egnede doseringspumper. Skal en ha best effekt og bruke organisk koagulant (polymer) trenger en i tillegg oppløserutstyr for polymer.

3.2.3 Filtrering

Ved filtrering benyttes filter med filterduk (eller tilsvarende) med 300um lysåpning. Forurensingene vaskes av duken med vann, børster eller trykkluft. Denne metoden kan også optimaliseres ved bruk av flokkulanter.

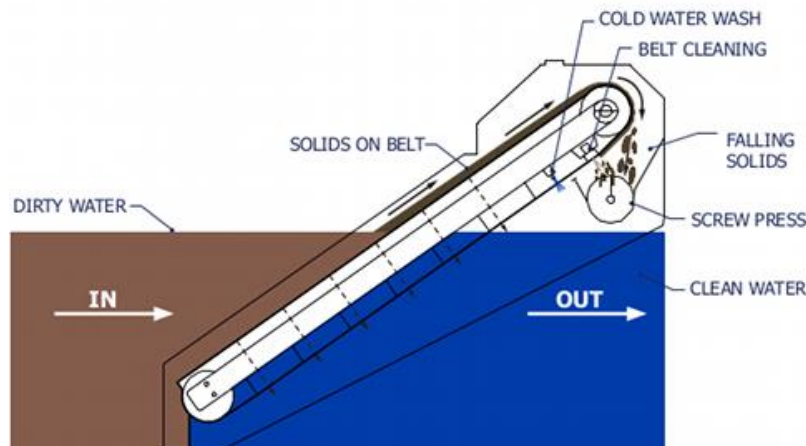


Figure 4 Beltefilter

3.2.4 Slambehandling

Ved alle metoder for primærrensing vil en produsere slam. Dette slamm vil inneholde både gjenstander, partikler og organisk stoff. Slamm vil kreve en form for avvanning for at en skal kunne håndtere dette hensiktsmessig. Avvanning kan skje på flere måter. Felles for dem er at de krever tilført energi og eventuelt flokkuleringsmidler. Forventet tørrstoff i avvannet slam vil være 30 – 40 %. Deretter må slamm enten deponeres lokalt eller lagres for transport til fastlandet og videre håndtering der.



Figur 5 skruepresse

Ved primærrensing kan en anta en produksjon av rundt 70-80 tonn avfall med et tørrstoffinnhold på 25-30%.

Dette vil være avfall som inneholder biologisk aktivt materiale. Dette vil ikke kunne bli deponert med mindre deponiet har egnede anlegg for å håndtere denne type avfall. Det vil være gassutvikling, blant annet metangass og det vil kunne være lukt. Det er langt fra alle deponier som kan håndtere dette forskriftsmessig, og dermed er det ikke så mange deponier som kan ta imot denne typen avfall. Det vil også være opp til det enkelte deponi å sette prisen for mottak for avfallet.

3.2.5 Estimert kostnad

Baser på det en vet om vannmengder og vannets sammensetning vil et kostnadsestimat ikke være nøyaktig. Basert på erfaringer fra liknende anlegg, med omtrent samme mengde tilknyttede pe kan en likevel anta en budsjettpris på et anlegg.

Følgende budsjettpris er basert på reelt tilbud på et tilsvarende anlegg. Det er en totalentreprise som inkluderer komplett prosessløsning med instrumentering og automasjon. Entreprisen omfatter også et passende hus med VVS.

Prosessløsningen er et komplett anlegg bestående av siler med integrert slambehandling. Inkludert er også nødvendige kompressorer og blåsemaskiner for rensing av silduken.

Et slikt anlegg vil ikke kreve forbehandling, selv om dette vil kunne spare slitasje på silduken.

En silduk byttes normalt etter 1-2 år.

Budsjettpriser

- Komplette prosessløsning 5 mill
- Bygning 5,5 mill
- VVS 1,5 mill
- Annet 1 mill

Dette er budsjettpriser kun for maskinteknisk utstyr. I tillegg vil det komme utgifter til grunnundersøkelser, utredning av lokale grunnforhold og lokale klimaforhold.

Transport til Longyearbyen vil også være en betydelig kostnad som ikke er inkludert i budsjettprisen.

Driftskostnad

I et anlegg som beskrevet over vil estimert driftskostnad være ca 150 000 pr år.

Av dette vil ca 10% være energi. Resten vil i hovedsak være slitedeler, service og drift av pumpestasjoner som pumper vannet inn på anlegget.

3.3 Sekundærrensing

Sekundærrensing vil være et mer omfattende tiltak, og en mer omfattende og resurskrevende prosess. Kravet for sekundærrensing er minst 70% reduksjon av BOF og minst 75% reduksjon av KOF.

Det vil på samme måte som ved primærrensing bli produsert slam som må avvannes og håndteres. Det er mulig å oppnå sekundærrensekravet både ved kjemiske og biologisk anlegg.

3.4 Fosforfjerning

Fosforfjerning er et krav om minst 90% reduksjon av fosfor i avløpsvannet. Dette oppnås ved kjemisk utfelling av fosfor ved hjelp av fellingskjemikalier. Denne typen fellingskjemikalier kan være jern- eller aluminiumbaserte.

3.5 Nitrogenfjerning

Nitrogenfjerning innebærer en reduksjon av nitrogen på minst 70%. Dette oppnås vanligvis ved hjelp av biologiske prosesser. Det er foreløpig få anlegg i Norge i dag som har krav til nitrogenfjerning.

Hvorfor rense avløpsvannet?

I Norge har hovedmålet med avløpsrenseanlegg vært å hindre Eutrofiering (overgjødning) av recipienten. Det har spesielt vært eksemplene med Mjøsa og Oslofjorden på 70 og 80 tallet som har drevet frem tiltak. I Norge er det fosfor som er det begrensende næringsstoffet i ferskvann og en har dermed konsentrert seg om anlegg for fosforfjerning. Rensing utover primærrensing fra Lindesnes til Grense Jakobselv er hovedsakelig aktuelt i de største byene som Stavanger, Bergen, Trondheim, men andre byer kan også ha rensing utover primærrensekravet.

Et renseanlegg, det være seg primærrenseanlegg eller andre, renser ikke vannet fullstendig, det fjerner i hovedsak fosfor, og partikler. Det er også laget for å fjerne organisk materiale målt som KOF og BOF. En del løste metaller, tungmetaller og andre miljøgifter vil ikke separeres ut ved vanlig avløpsrensing. Det er med andre ord ikke drikkevann som blir produsert i et avløpsanlegg. De fleste anlegg vil heller ikke fjerne nitrogenforbindelser som nitrater og ammonium.

4. PLASSERING AV RENSEANLEGG

Dersom en skal etablere et renseanlegg er det viktig å plassere dette på en mest mulig hensiktsmessig måte. I dag ledes alt avløpsvann til et utslippspunkt. Det vil være nærliggende å plassere et eventuelt renseanlegg i nærheten av dette. Det vil være en fordel at så lite som mulig av avløpsvannet må pumpes til renseanlegget.

Det er også estetiske hensyn en må ta. Hvor vil et eventuelt renseanlegg gjøre minst mulig ut av seg.

Et renseanlegg kan gi fra seg noe lukt. Dette må også tas hensyn til slik at eventuelle naboer blir minst mulig berørt.

5. DISKUSJON OG KONKLUSJON

Det vil være både fordeler og ulemper ved å etablere et avløpsrenseanlegg. Hvorvidt det vil være en miljømessig gevinst er et omfattende og komplisert spørsmål.

Om en etablerer et renseanlegg vil en flytte en del av forurensingen/avfallet fra vannet til land. Dette medfører et behov for håndtering og eventuelt lagring og transport av slammet.

Ristgods

Mekanisk rensing og forbehandling til primærrensing vil produsere såkalt ristgods. Uten at dette vaskes vil det inneholde mye organisk aktivt materiale og dermed vil det ikke kunne leveres på ethvert deponi.

Dette vil kunne vaskes og avvannes til et avfall som er mer uproblematisk å bli kvitt. Dette vil ikke inneholde organisk materiale på samme måte og dermed være lettere å både lagre dette og eventuelt transportere det til fastlandet. Det vil også være mulig å tørke dette ytterligere for så å brenne det og eventuelt gjenvinne energi.

Slamhåndtering

En vil med all rensing nødvendigvis få produsert slam. For at dette slammet skal kunne brukes, må det hygieniseres. Dette betyr at det skjer en utråtning/nedbrytning av slammet slik at det ikke lenger er biologisk aktivt. Da kan slammet deponeres, brukes som jordforbedring, tørkes og brennes. Dersom det ikke er mulig å få slammet omsatt på noen måte på Svalbard må det lagres og transporteres til fastlandet. Hygienisering / utråtning av slammet skjer i egne utråtningstanker, eller i form av langtidslagring og kompostering.

Gassproduksjon

Det er mulig å produsere metangass fra slammet. Dette vil kunne gi et renseanlegg som helt eller delvis selv produserer den energien som trengs for å drive anlegget.

Biogassproduksjon er noe særlig større anlegg har nytte av. Dette fordi det krever forholdsvis tunge investeringer i komplisert utstyr for å få dette til. Svært forenklet kan en oppsummere prosessen som følger: Etter en utråtning av slammet i egnede reaktorer samler en gassen for forbrenning i et gasskraftverk.

Noe overskudd av energi vil på et anlegg av denne størrelsen være marginal og ikke noe å basere seg på. En fordel med legge til rette for gassproduksjon er imidlertid at slammet da vil være utråtnet og lettere la seg disponere til jordforbedring eller deponering.

Konklusjon / Anbefalinger

Hvorvidt det vil være en miljøgevinst ved etablering av et avløpsrenseanlegg vil delvis være avhengig av resipientundersøkelsen. Dersom det viser seg at havet og eller havbunnen er uheldig påvirket av utslippet er det åpenbart at det vil være positivt for miljøet i havet med et renseanlegg.

Uavhengig av resultatet i resipientundersøkelsen kan en likevel si noe om hvilke miljø og kostnadseffekter et renseanlegg som skal oppfylle primærrensekravet vil ha.

Primærrensing

Når rapporten skal konkludere med et forslag til renseløsning er det lagt vekt på at løsningen, i tillegg til å oppfylle primærrensekravet, skal være så kompakt, driftssikker og ha en så enkel slambehandling som mulig. Det er videre lagt vekt på at løsningen skal være fleksibel i forhold til økning i kapasitet. Foreslått løsning vil også være en som ikke krever store inngrep i form av bassenger eller store bygg.

Rapporten foreslår derfor en løsning basert på siler, for eksempel fra Salsnes Filter. Dette er en metode som er svært godt utprøvd i Norge, og som en har svært gode driftserfaringer med. Dette er en metode som også burde fungere bra under de betingelser en har i Longyearbyen.

Slambehandlingen blir i form av avvanning i en skruepresse. Denne skruepressen er en integrert del av silen. Avfallet fra skruepressen vil ha et tørrstoffinnhold på 35-40%. Dette vil inneholde organisk og biologisk aktivt materiale. Uten sikre tall angående sammensetning i avløpsvannet er det vanskelig å anslå nøyaktig hvor mye avfall som blir produsert, men en kan anta rundt 70 tonn pr år.

Mekanisk / passende rensing

Uavhengig av om Longyearbyen velger å ikke implementere et primærrenseanlegg eller ikke, anbefales det uansett å etablere en mekanisk rensing.

Grunnen til at dette blir anbefalt er erfaringen en har fra drift av rister i resten av Norge, og for så vidt også i resten av Norden.

I alle anlegg viser det seg at avløpsvannet inneholder mer enn bare matavfall og menneskelig avføring. Det inneholder papir, tøyfiller, Q-tips og mye mer. Dersom dette er tilfelle også på Sval-



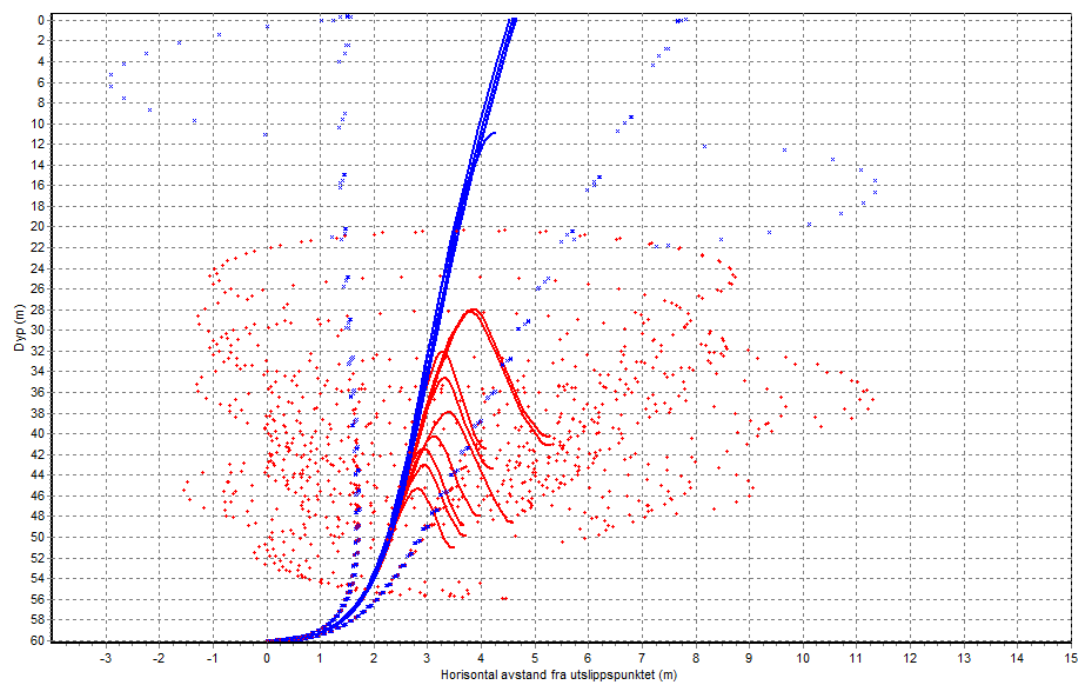
Figure 6 trapperist

bard kan det være en miljøgevinst i å etablere et enkelt mekanisk trinn i form av en finsil eller finrist. Ristgodset fra denne bør i så fall vaskes slik at ristgodset enklere kan la seg levere til forbrenning eller deponering. Ristgodset kan en brenne og eventuelt gjenvinne energi, eller lagre det for transport til fastlandet. En slik mekanisk rensing vil ikke medføre så store kostnader hverken i investering eller drift. Det kan estimeres en produksjon på ca. 30 tonn avfall pr år. I et slikt tilfelle vil det heller ikke påløpe kostnader til fellingskjemikalier eller flokkulanter.

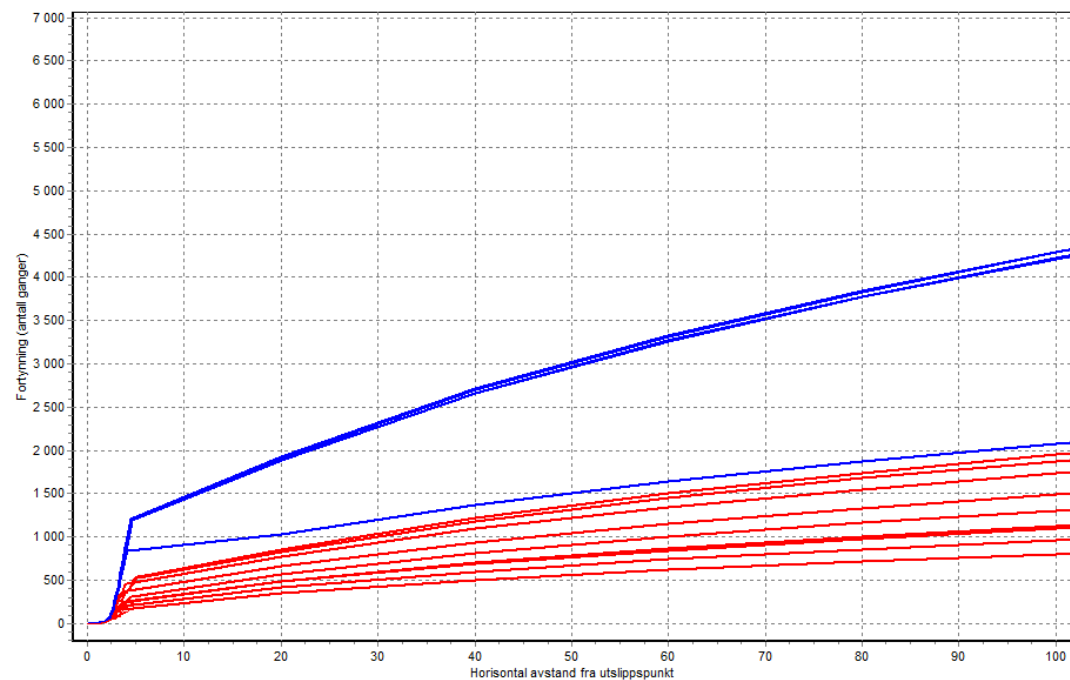
Avfallet produsert vil ikke inneholde biologisk aktivt materiale og således kunne deponeres på de fleste deponier, eventuelt forbrennes.

Et slikt renseserinn vil også være et naturlig første trinn i nær sagt alle tenkelige eventuelle utvidelser som måtte bli aktuelle på et senere tidspunkt.

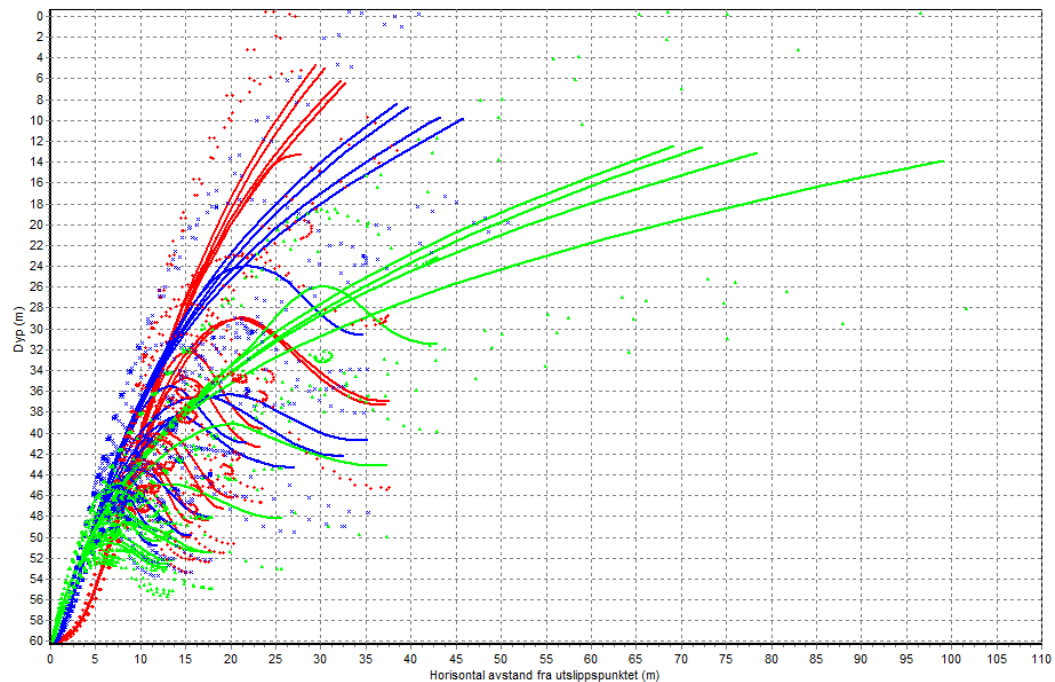
VEDLEGG 2- RESULTATER FRA UTSLIPPSMODELLERING



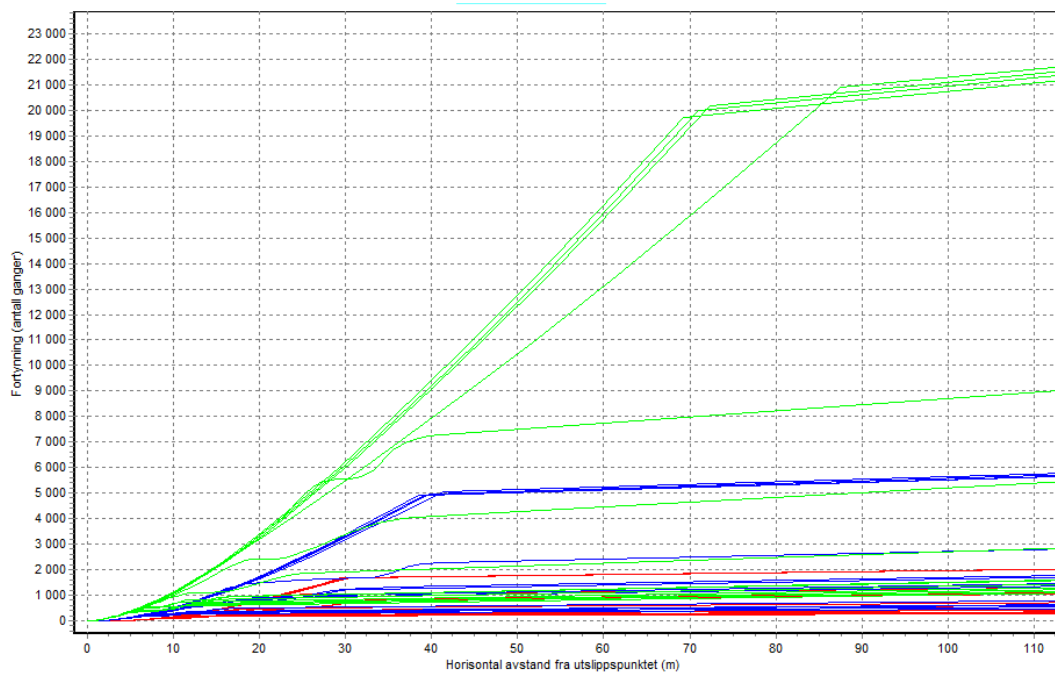
Figur V2-1. Beregnet strålebaner for utslipp med lav strømhastighet i resipienten (0,2-0,5 cm/s) og gjennomsnittlig utslippsmengde (9,6 l/s). Heltrukne linjer viser senter til utslippsskyene, mens stiplede linjer viser yttergrenser av skyene. Rødt indikerer hydrografiprofiler fra perioden juni-oktober, mens blått indikerer profiler fra resten av året.



Figur V2-2. Fortynning av avløpsvannet (antall ganger) med avstand fra utslippet (m), simulert med lav strømhastighet i resipienten (0,2-0,5 cm/s) og gjennomsnittlig vannmengde (9,6 l/s). Rødt indikerer hydrografiprofiler fra perioden juni-oktober, mens blått indikerer profiler fra resten av året.



Figur V2-3. Beregnet strålebaner for utslipp med gjennomsnittlig strømhastighet i resipienten (3-5 cm/s) og tre ulike utslippsmengder. Rødt indikerer maksimalt utslippsmengde (25 l/s), blå indikerer gjennomsnittlig vannmengde (9,6 l/s) og grønt lav vannmengde (3 l/s). Heltrukne linjer viser senter til utslippsskyene, mens stiplede linjer viser yttergrenser av skyene.



Figur V2-4. Fortynning av avløpsvannet (antall ganger) med avstand fra utslippet (m), simulert med gjennomsnittlig strømhastighet i resipienten (3-5 cm/s). Rødt indikerer maksimalt utslippsmengde (25 l/s), blå indikerer gjennomsnittlig vannmengde (9,6 l/s) og grønt lav vannmengde (3 l/s).

VEDLEGG 3- ANALYSERESULTATER/ARTSLISTER

14, Adventfjorden



RAPPORT

utfärdad av ackrediterat laboratorium
REPORT issued by an Accredited Laboratory

Provdatum: 2016-06-29

Provdjup: 59-70 m

Taxa	1	2	3	Summa	Medel	Summa %
Individantal	Individantal	Individantal	Individantal	Summa	Medel	Summa %
NEMERTEA, slemmaskar						
Nemertea	1		1	2	0,7	0,2
PRIAPULIDA, snabelsäckmaskar						
Priapulus caudatus	7	3	1	11	3,7	1,1
POLYCHAETA, havsborstmaskar						
Ampharetidae	2			2	0,7	0,2
Apistobanchus tullbergi			1	1	0,3	0,1
Chaetozona cf. setosa	86	230	94	410	136,7	39,6
Cossura longocirrata		4		4	1,3	0,4
Eteone longa	4		5	9	3,0	0,9
Galatowenia oculata	2	1	1	4	1,3	0,4
Heteromastus filiformis	2			2	0,7	0,2
Lumbrinereis cf. mixochaeta	3		2	5	1,7	0,5
Maldane sarsi	5	1	1	7	2,3	0,7
Ophelina acuminata	2	3		5	1,7	0,5
Phylodoce groenlandica		1		1	0,3	0,1
Scoloplos acutus	7	4	37	48	16,0	4,6
Terebellides stroemi	4	1		5	1,7	0,5
CRUSTACEA, kräftdjur						
Amphipoda		1		1	0,3	0,1
Byblis gaimardi			1	1	0,3	0,1
Diastylis lucifera			2	2	0,7	0,2
Diastylis rathkei	3	1		4	1,3	0,4
Lepideopereum umbo			1	1	0,3	0,1
Monoculodes sp.			1	1	0,3	0,1
Pontoporeia femorata	5			5	1,7	0,5
GASTROPODA, snäckor						
Alvania sp.			1	1	0,3	0,1
Cylichna occulta	115	15	106	236	78,7	22,8
BIVALVIA, musslor						
Axinopsida orbiculata	122	32	15	169	56,3	16,3
Ciliatocardium ciliatum		1		1	0,3	0,1
Ennucula tenuis	5	1	1	7	2,3	0,7
Macoma calcarea	16	5	7	28	9,3	2,7
Nuculana minuta	2		2	4	1,3	0,4
Nuculana pernula	1			1	0,3	0,1
Thyasira flexuosa		9		9	3,0	0,9
Thyasira sp.	14			14	4,7	1,4
Yoldia hyperborea	18	11	5	34	11,3	3,3
Yoldiella sp.	1			1	0,3	0,1
Summa (antal individer):	427	324	285	1036	345,3	100,0
Summa (antal taxa):	23	18	20			
Totalantal taxa:	34					

Laboratorium ackrediteras av Styrelsen för ackreditering och teknisk kontroll (SWEDAC) enligt svensk lag. Den ackrediterade verksamheten vid laboratorierna uppfyller kraven i SS-EN ISO/IEC 17025 (2005). Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg godkänt annat.

16, Adventfjorden



RAPPORT

utfärdad av ackrediterat laboratorium
REPORT issued by an Accredited Laboratory

Provdatum: 2016-06-28

Provdjup: 77-80 m

	1	2	3			
Taxa	Individantal			Summa	Medel	Summa %
CNIDARIA, nässeldjur						
Actiniaria	1	1		2	0,7	0,2
PRIAPULIDA, snabelsäckmaskar				0	0,0	0,0
Priapulus caudatus	7	2	2	11	3,7	0,8
Priapulidae			1	1	0,3	0,1
POLYCHAETA, havsborstmaskar						
Ampharetidae		1		1	0,3	0,1
Anobothrus gracilis	2			2	0,7	0,2
Chaetozone cf. setosa	74	70	76	220	73,3	16,6
Cirratulidae		4		4	1,3	0,3
Cossura longocirrata	1	1		2	0,7	0,2
Eteone longa		1		1	0,3	0,1
Galatowenia oculata	27	3	32	62	20,7	4,7
Gattyana amondseni		1		1	0,3	0,1
Heteromastus filiformis	2	1	1	4	1,3	0,3
Lumbrineris cf. mixochaeta	18	45		63	21,0	4,8
Lumbrineridae			31	31	10,3	2,3
Maldane sarsi	39	53	56	148	49,3	11,2
Ophelina acuminata		1		1	0,3	0,1
Ophelina sp.	1			1	0,3	0,1
Oweniidae		1		1	0,3	0,1
Pectinaria hyperborea			1	1	0,3	0,1
Praxilella gracilis	2			2	0,7	0,2
Scoloplos acutus	82	119		201	67,0	15,2
Scoloplos spp.			67	67	22,3	5,1
Terebellides stroemi	8	19	14	41	13,7	3,1
CRUSTACEA, kräftdjur						
Amphipoda		1	1	2	0,7	0,2
Diastylis rathkei	1	3		4	1,3	0,3
Haploops cf. tubicola		2		2	0,7	0,2
Maera cf. loveni		1		1	0,3	0,1
Microdeutopus sp.	1			1	0,3	0,1
Pontoporeia femorata	7	8	8	23	7,7	1,7
GASTROPODA, snäckor						
Cylichna occulta	1	4	6	11	3,7	0,8
Euspira pallida			3	3	1,0	0,2
Retusa obtusa	2	2	7	11	3,7	0,8
BIVALVIA, musslor						
Astarte borealis		2	2	4	1,3	0,3
Axinopsida orbiculata	93	87	112	292	97,3	22,0
Ciliatocardium ciliatum			1	1	0,3	0,1
Ennucula tenuis	1	3	2	6	2,0	0,5
Macoma calcarea	15	9	16	40	13,3	3,0
Nuculana minuta			3	3	1,0	0,2
Nuculana pernula	2	5		7	2,3	0,5
Thyasira flexuosa			9	9	3,0	0,7
Thyasira sp.	13	3		16	5,3	1,2
Yoldia hyperborea	10	1	3	14	4,7	1,1
Yoldia cf. hyperborea		5		5	1,7	0,4
Yoldiella lucida	1			1	0,3	0,1
Yoldiella sp.		1		1	0,3	0,1
ECHINODERMATA, tagghudingar						
Ctenodiscus crispatus		1		1	0,3	0,1
Summa (antal individer):	411	461	454	1326	442,0	100,0
Summa (antal taxa):	25	33	23			
Totalantal taxa:	47					

Laboratorium ackrediteras av Styrelsen för ackreditering och teknisk kontroll (SWEDAC) enligt svensk lag. Den ackrediterade verksamheten vid laboratorierna uppfyller kraven i SS-EN ISO/IEC 17025 (2005). Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg godkänt annat.

A1, Adventfjorden



RAPPORT

utfärdad av ackrediterat laboratorium
REPORT issued by an Accredited Laboratory

Provdatum: 2016-06-28

Provdjup: 58-60 m

	1	2	3			
Taxa	Individantal			Summa	Medel	Summa %
PRIAPULIDA, snabelsäckmaskar						
Priapulidae	3	2	3	8	2,7	0,5
POLYCHAETA, havsborstmaskar						
Ampharetidae			2	2	0,7	0,1
Brada villosa	5	5		10	3,3	0,6
Capitella sp.	40	8		48	16,0	3,0
Chaetozone cf. setosa	178	221	151	550	183,3	34,4
Cossura longocirrata	4	2		6	2,0	0,4
Eteone flava/longa		2		2	0,7	0,1
Eteone longa	10		7	17	5,7	1,1
Galatowenia oculata	1	10	7	18	6,0	1,1
Heteromastus filiformis	4	3	2	9	3,0	0,6
Lumbrinereis cf. mixochaeta	6	4	2	12	4,0	0,8
Maldane sarsi	13	12	10	35	11,7	2,2
Nephtys ciliata		1		1	0,3	0,1
Pectinaria hyperborea	1	1		2	0,7	0,1
Pholoe baltica			2	2	0,7	0,1
Phyllodoce groenlandica	4	1		5	1,7	0,3
Scoloplos acutus	51	45	49	145	48,3	9,1
Terebellidae			3	3	1,0	0,2
Terebellides stroemi	1	5	10	16	5,3	1,0
CRUSTACEA, kräftdjur						
Diastylis rathkei	13	13	13	39	13,0	2,4
Lysianassidae	2			2	0,7	0,1
Monoculodes norvegicus		4	5	9	3,0	0,6
Pontoporeia femorata	7	14	8	29	9,7	1,8
GASTROPODA, snäckor						
Cylichna occulta	16	42	92	150	50,0	9,4
Euspira pallida	2		1	3	1,0	0,2
BIVALVIA, musslor						
Axinopsida orbiculata	62	68	152	282	94,0	17,6
Bivalvia juv.		5		5	1,7	0,3
Ennucula tenuis	1	1		2	0,7	0,1
Macoma calcarea	45	19	10	74	24,7	4,6
Nuculana minuta	1			1	0,3	0,1
Nuculana pernula	1	2	3	6	2,0	0,4
Thracia sp.	1			1	0,3	0,1
Thyasira flexuosa	10	30	14	54	18,0	3,4
Thyasira sarsi		1		1	0,3	0,1
Yoldia hyperborea	22	15	12	49	16,3	3,1
Summa (antal individer):	504	536	558	1598	532,7	100,0
Summa (antal taxa):	27	27	22			
Totalantal taxa:	35					

Laboratorium ackrediteras av Styrelsen för ackreditering och teknisk kontroll (SWEDAC) enligt svensk lag. Den ackrediterade verksamheten vid laboratorierna uppfyller kraven i SS-EN ISO/IEC 17025 (2005). Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg godkänt annat.

Lyb 2, Adventfjorden



RAPPORT

utfärdad av ackrediterat laboratorium
REPORT issued by an Accredited Laboratory

Provdatum: 2016-06-28

Provdjup: 68-71 m

Taxa	1	2	3	Summa	Medel	Summa %
NEMERTEA, slemmaskar						
Nemertea	1	3		4	1,3	0,3
PRIAPULIDA, snabelsäckmaskar						
Priapulidae	2	2	1	5	1,7	0,3
POLYCHAETA, havsborstmaskar						
Anobothrus gracilis			1	1	0,3	0,1
Capitella sp.	1			1	0,3	0,1
Chaetozone cf. setosa	177	154	176	507	169,0	35,1
Cirratulidae			2	2	0,7	0,1
Cossura longocirrata		3		3	1,0	0,2
Eteone flava/longa		1	1	2	0,7	0,1
Eteone longa	4			4	1,3	0,3
Galatowenia oculata	16	28	48	92	30,7	6,4
Heteromastus filiformis	2	3	3	8	2,7	0,6
Lumbrinereis cf. mixochaeta	4	5	10	19	6,3	1,3
Maldane sarsi	72	60	76	208	69,3	14,4
Nephtys ciliata		1		1	0,3	0,1
Ophelina acuminata			1	1	0,3	0,1
Pectinaria hyperborea			1	1	0,3	0,1
Phyllodoce groenlandica	1			1	0,3	0,1
Praxillella gracilis		1		1	0,3	0,1
Scoloplos acutus	59	61	44	164	54,7	11,4
Spionidae	1			1	0,3	0,1
Terebellides stroemi	1	1	5	7	2,3	0,5
CRUSTACEA, kräftdjur						
Brachydiastylis resima		2		2	0,7	0,1
Diastylis lucifera			1	1	0,3	0,1
Diastylis rathkei	2	5	2	9	3,0	0,6
Microdeutopus sp.	2		2	4	1,3	0,3
Monoculodes norvegicus	1			1	0,3	0,1
Parathemisto libellula			1	1	0,3	0,1
Pontoporeia femorata	9	8	11	28	9,3	1,9
GASTROPODA, snäckor						
Cylichna occulta	48	23	49	120	40,0	8,3
Euspira pallida		1		1	0,3	0,1
Retusa obtusa		3	1	4	1,3	0,3
BIVALVIA, musslor						
Astarte elliptica	1			1	0,3	0,1
Astarte sp.			1	1	0,3	0,1
Axinopsida orbiculata	84	45	14	143	47,7	9,9
Ennucula tenuis		1	5	6	2,0	0,4
Euspira pallida	2			2	0,7	0,1
Macoma calcarea	3	2	23	28	9,3	1,9
Nuculana minuta		1	1	2	0,7	0,1
Nuculana pernula			1	1	0,3	0,1
Thyasira flexuosa	10		2	12	4,0	0,8
Thyasira spp.		12	17	29	9,7	2,0
Yoldia hyperborea	5	1	8	14	4,7	1,0
Summa (antal individer):	508	427	508	1443	481,0	100,0
Summa (antal taxa):	24	25	29			
Totalantal taxa:	42					

Laboratorium ackrediteras av Styrelsen för ackreditering och teknisk kontroll (SWEDAC) enligt svensk lag. Den ackrediterade verksamheten vid laboratorierna uppfyller kraven i SS-EN ISO/IEC 17025 (2005). Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg godkänt annat.

CO, Colesbukta



RAPPORT

utfärdad av ackrediterat laboratorium
REPORT issued by an Accredited Laboratory

Provdatum: 2016-06-29

Provdjup: 45-52 m

	1	2	3			
Taxa	Individantal			Summa	Medel	Summa %
CNIDARIA, nässeldjur						
Edwardsidae		1		1	0,3	0,1
NEMERTEA, slemmaskar						
Nemertea	2	2	1	5	1,7	0,4
PRIAPULIDA, snabelsäckmaskar						
Priapulus caudatus	3	2	4	9	3,0	0,6
Priapulidae		2	1	3	1,0	0,2
POLYCHAETA, havsborstmaskar						
Ampharetidae	4		2	6	2,0	0,4
Anobothrus gracilis	1	2	3	6	2,0	0,4
Aphelochaeta sp.		6		6	2,0	0,4
Apistobranchus tullbergi		3		3	1,0	0,2
Capitella sp.		4		4	1,3	0,3
Capitellidae	2			2	0,7	0,1
Chaetozone cf. setosa	168	85	31	284	94,7	20,0
Cossura longocirrata	1	2	2	5	1,7	0,4
Eteone flava/longa			2	2	0,7	0,1
Eteone flava	1	4		5	1,7	0,4
Galatowenia oculata		40	11	51	17,0	3,6
Heteromastus filiformis	2	13	11	26	8,7	1,8
Lumbrineris cf. mixochaeta	25	35	53	113	37,7	7,9
Maldane sarsi	56	108	57	221	73,7	15,5
Maldanidae		6	4	10	3,3	0,7
Ophelina acuminata	1			1	0,3	0,1
Pectinaria hyperborea		2	2	4	1,3	0,3
Pherusa cf. arctica	2			2	0,7	0,1
Pholoe baltica		1	2	3	1,0	0,2
Praxillella praetermissa			1	1	0,3	0,1
Rhodine sp.		1		1	0,3	0,1
Scalibregma inflatum	1			1	0,3	0,1
Scoloplos acutus	40	104	66	210	70,0	14,8
Terebellides stroemi	5	7	10	22	7,3	1,5
CRUSTACEA, kräftdjur						
Amphipoda	6			6	2,0	0,4
Brachydiastylis resima	1	1	3	5	1,7	0,4
Byblis gaimardi			5	5	1,7	0,4
Byblis sp.	4			4	1,3	0,3
Diastylis rathkei		2	1	3	1,0	0,2
Haustoriidae	1			1	0,3	0,1
Maera cf. loveni	2		1	3	1,0	0,2
Microdeutopus sp.		8	5	13	4,3	0,9
Pontoporeia femorata	3	17	5	25	8,3	1,8
CAUDOFOVEATA, gälmaskmollusker						
Caudofoveata			1	1	0,3	0,1
GASTROPODA, snäckor						
Cylichna alba		2		2	0,7	0,1
Cylichna occulta			1	1	0,3	0,1
Euspira pallida			1	1	0,3	0,1
Retusa obtusa		3	1	4	1,3	0,3
BIVALVIA, musslor						
Astarte borealis			8	8	2,7	0,6
Astarte spp.	7	1		8	2,7	0,6
Axinopsida orbiculata	22	70	39	131	43,7	9,2
Bivalvia juv.	8			8	2,7	0,6
Cardiidae		1		1	0,3	0,1
Ennucula tenuis	1	2	2	5	1,7	0,4
Hiatella cf. arctica		1		1	0,3	0,1
Macoma calcarea	36	67	40	143	47,7	10,1
Montacutidae			3	3	1,0	0,2
Nuculana minuta		1		1	0,3	0,1
Nuculana pernula			1	1	0,3	0,1
Thyasira flexuosa		9	12	21	7,0	1,5
Thyasira spp.	4	1		5	1,7	0,4
Yoldia hyperborea	2	2	1	5	1,7	0,4
Summa (antal individer):	411	618	393	1422	474,0	100,0
Summa (antal taxa):	29	37	36			
Totalantal taxa:	56					

Laboratorium ackrediteras av Styrelsen för ackreditering och teknisk kontroll (SWEDAC) enligt svensk lag. Den ackrediterade verksamheten vid laboratorierna uppfyller kraven i SS-EN ISO/IEC 17025 (2005). Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg godkänt annat.



Mottatt dato **2016-07-01**
Utstedt **2017-02-15**

Rambøll Norge AS
Maria Kaurin

Hoffsveien 4
0275

Prosjekt **Resipientovervåkning Adventfjorden**
Bestnr **1350012954**

Revidert rapport som erstatter tidligere rapport med samme nummer.
Endringer i resultater er angitt med skyggelagte rader.

Analyse av sediment

Deres prøvenavn	CO-1 Sediment/slam					
Labnummer	N00440518					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørrstoff (E)	63.6	3.85	%	1	1	MAMU
TOC	1.37	0.27	% TS	1	1	MAMU
Kornstørrelse >63 µm	18.2	1.8	%	2	1	MAMU
Kornstørrelse 63-2 µm	75.2	7.5	%	2	1	MAMU
Kornstørrelse <2 µm	6.5	0.6	%	2	1	MAMU
Tørrstoff (E)	69.6	4.20	%	3	1	ERAN
N-total	1810	363	mg/kg TS	3	1	ERAN



Deres prøvenavn	14 Sediment					
Labnummer	N00440519					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørrstoff (L)	58.6	2	%	4	V	MORO
Monobutyltinnkation	1.06	0.422	µg/kg TS	4	C	MORO
Dibutyltinnkation	<1		µg/kg TS	4	C	MORO
Tributyltinnkation	<1		µg/kg TS	4	C	MORO
Tørrstoff (E)	60.8	3.68	%	5	1	MAMU
Vanninnhold	39.1	2.38	%	5	1	MAMU
Kornstørrelse >63 µm	2.2	0.2	%	5	1	MAMU
Kornstørrelse <2 µm	11.6	1.2	%	5	1	MAMU
Kornfordeling	Ja		se vedl.	5	1	MAMU
TOC	2.02		% TS	5	1	MAMU
Naftalen	592	178	µg/kg TS	5	1	MAMU
Acenaftalen	10	3.14	µg/kg TS	5	1	MAMU
Acenaften	17	5.04	µg/kg TS	5	1	MAMU
Fluoren	90	26.9	µg/kg TS	5	1	MAMU
Fenantren	694	208	µg/kg TS	5	1	MAMU
Antracen	<10		µg/kg TS	5	1	MAMU
Fluoranten	89	26.7	µg/kg TS	5	1	MAMU
Pyren	120	35.9	µg/kg TS	5	1	MAMU
Benso(a)antracen^	52	15.6	µg/kg TS	5	1	MAMU
Krysen^	145	43.5	µg/kg TS	5	1	MAMU
Benso(b)fluoranten^	129	38.8	µg/kg TS	5	1	MAMU
Benso(k)fluoranten^	19	5.69	µg/kg TS	5	1	MAMU
Benso(a)pyren^	53	15.9	µg/kg TS	5	1	MAMU
Dibenso(ah)antracen^	18	5.38	µg/kg TS	5	1	MAMU
Benso(ghi)perylene	159	47.7	µg/kg TS	5	1	MAMU
Indeno(123cd)pyren^	45	13.5	µg/kg TS	5	1	MAMU
Sum PAH-16*	2200		µg/kg TS	5	1	MAMU
Sum PAH carcinogene^*	460		µg/kg TS	5	1	MAMU
PCB 28	<0.70		µg/kg TS	5	1	MAMU
PCB 52	<0.70		µg/kg TS	5	1	MAMU
PCB 101	<0.70		µg/kg TS	5	1	MAMU
PCB 118	<0.70		µg/kg TS	5	1	MAMU
PCB 138	<0.70		µg/kg TS	5	1	MAMU
PCB 153	<0.70		µg/kg TS	5	1	MAMU
PCB 180	<0.70		µg/kg TS	5	1	MAMU
Sum PCB-7*	n.d.		µg/kg TS	5	1	MAMU
As (Arsen)	17.0	3.40	mg/kg TS	5	1	MAMU
Pb (Bly)	13.9	2.8	mg/kg TS	5	1	MAMU
Cu (Kopper)	26.5	5.31	mg/kg TS	5	1	MAMU
Cr (Krom)	25.7	5.14	mg/kg TS	5	1	MAMU
Cd (Kadmium)	<0.10		mg/kg TS	5	1	MAMU
Hg (Kvikksølv)	<0.20		mg/kg TS	5	1	MAMU
Ni (Nikkel)	32.2	6.4	mg/kg TS	5	1	MAMU
Zn (Sink)	76.5	15.3	mg/kg TS	5	1	MAMU
Tørrstoff (E)	60.8	3.68	%	6	1	MAMU



Deres prøvenavn	14 Sediment					
Labnummer	N00440519					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Fraksjon >C5-C6	<7.0		mg/kg TS	6	1	MAMU
Fraksjon >C6-C8	<7.00		mg/kg TS	6	1	MAMU
Fraksjon >C8-C10	<10.0		mg/kg TS	6	1	MAMU
Fraksjon >C10-C12	4.0	1.2	mg/kg TS	6	1	MAMU
Fraksjon >C12-C16	11.0	3.3	mg/kg TS	6	1	MAMU
Fraksjon >C16-C35	32	10	mg/kg TS	6	1	MAMU
Sum >C12-C35*	43.0		mg/kg TS	6	1	MAMU
Sum C5-C35*	47.0		mg/kg TS	6	1	MAMU
N-total	2160	433	mg/kg TS	3	1	MAMU



Deres prøvenavn	16 Sediment					
Labnummer	N00440520					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørrstoff (L)	60.7	2	%	4	V	MORO
Monobutyltinnkation	<1		µg/kg TS	4	C	MORO
Dibutyltinnkation	<1		µg/kg TS	4	C	MORO
Tributyltinnkation	<1		µg/kg TS	4	C	MORO
Tørrstoff (E)	60.2	3.64	%	5	1	MAMU
Vanninnhold	39.8	2.42	%	5	1	MAMU
Kornstørrelse >63 µm	6.1	0.6	%	5	1	MAMU
Kornstørrelse <2 µm	8.8	0.9	%	5	1	MAMU
Kornfordeling	Ja		se vedl.	5	1	MAMU
TOC	1.97		% TS	5	1	MAMU
Naftalen	465	140	µg/kg TS	5	1	MAMU
Acenaftylen	<10		µg/kg TS	5	1	MAMU
Acenaften	<10		µg/kg TS	5	1	MAMU
Fluoren	34	10.3	µg/kg TS	5	1	MAMU
Fenantren	174	52.3	µg/kg TS	5	1	MAMU
Antracen	<10		µg/kg TS	5	1	MAMU
Fluoranten	14	4.29	µg/kg TS	5	1	MAMU
Pyren	18	5.47	µg/kg TS	5	1	MAMU
Benso(a)antracen^	<10		µg/kg TS	5	1	MAMU
Krysen^	14	4.29	µg/kg TS	5	1	MAMU
Benso(b)fluoranten^	<10		µg/kg TS	5	1	MAMU
Benso(k)fluoranten^	<10		µg/kg TS	5	1	MAMU
Benso(a)pyren^	<10		µg/kg TS	5	1	MAMU
Dibenso(ah)antracen^	<10		µg/kg TS	5	1	MAMU
Benso(ghi)perylene	<10		µg/kg TS	5	1	MAMU
Indeno(123cd)pyren^	<10		µg/kg TS	5	1	MAMU
Sum PAH-16*	720		µg/kg TS	5	1	MAMU
Sum PAH carcinogene^*	14		µg/kg TS	5	1	MAMU
PCB 28	<0.70		µg/kg TS	5	1	MAMU
PCB 52	<0.70		µg/kg TS	5	1	MAMU
PCB 101	<0.70		µg/kg TS	5	1	MAMU
PCB 118	<0.70		µg/kg TS	5	1	MAMU
PCB 138	<0.70		µg/kg TS	5	1	MAMU
PCB 153	<0.70		µg/kg TS	5	1	MAMU
PCB 180	<0.70		µg/kg TS	5	1	MAMU
Sum PCB-7*	n.d.		µg/kg TS	5	1	MAMU
As (Arsen)	20.7	4.14	mg/kg TS	5	1	MAMU
Pb (Bly)	12.7	2.5	mg/kg TS	5	1	MAMU
Cu (Kopper)	21.8	4.36	mg/kg TS	5	1	MAMU
Cr (Krom)	22.6	4.51	mg/kg TS	5	1	MAMU
Cd (Kadmium)	<0.10		mg/kg TS	5	1	MAMU
Hg (Kvikksølv)	<0.20		mg/kg TS	5	1	MAMU
Ni (Nikkel)	27.3	5.5	mg/kg TS	5	1	MAMU
Zn (Sink)	68.1	13.6	mg/kg TS	5	1	MAMU
Tørrstoff (E)	60.2	3.64	%	6	1	MAMU



Deres prøvenavn	16 Sediment					
Labnummer	N00440520					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Fraksjon >C5-C6	<7.0		mg/kg TS	6	1	MAMU
Fraksjon >C6-C8	<7.00		mg/kg TS	6	1	MAMU
Fraksjon >C8-C10	<10.0		mg/kg TS	6	1	MAMU
Fraksjon >C10-C12	7.1	2.1	mg/kg TS	6	1	MAMU
Fraksjon >C12-C16	21.9	6.6	mg/kg TS	6	1	MAMU
Fraksjon >C16-C35	90	27	mg/kg TS	6	1	MAMU
Sum >C12-C35*	112		mg/kg TS	6	1	MAMU
Sum C5-C35*	119		mg/kg TS	6	1	MAMU
N-total	1750	352	mg/kg TS	3	1	MAMU
PAH: Analyse utført med Soxhlet-ekstraksjon.						



Deres prøvenavn	LYB2 Sediment					
Labnummer	N00440521					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørrstoff (L)	61.3	2	%	4	V	MORO
Monobutyltinnkation	<1		µg/kg TS	4	C	MORO
Dibutyltinnkation	<1		µg/kg TS	4	C	MORO
Tributyltinnkation	<1		µg/kg TS	4	C	MORO
Tørrstoff (E)	60.8	3.68	%	5	1	MAMU
Vanninnhold	39.2	2.38	%	5	1	MAMU
Kornstørrelse >63 µm	4.2	0.4	%	5	1	MAMU
Kornstørrelse <2 µm	10.2	1.0	%	5	1	MAMU
Kornfordeling	Ja		se vedl.	5	1	MAMU
TOC	1.78		% TS	5	1	MAMU
Naftalen	521	156	µg/kg TS	5	1	MAMU
Acenaftylen	10	3.06	µg/kg TS	5	1	MAMU
Acenaften	20	6.07	µg/kg TS	5	1	MAMU
Fluoren	63	18.9	µg/kg TS	5	1	MAMU
Fenantren	581	174	µg/kg TS	5	1	MAMU
Antracen	<10		µg/kg TS	5	1	MAMU
Fluoranten	74	22.2	µg/kg TS	5	1	MAMU
Pyren	94	28.1	µg/kg TS	5	1	MAMU
Benso(a)antracen^	43	12.9	µg/kg TS	5	1	MAMU
Krysen^	94	28.2	µg/kg TS	5	1	MAMU
Benso(b)fluoranten^	110	32.9	µg/kg TS	5	1	MAMU
Benso(k)fluoranten^	17	5.18	µg/kg TS	5	1	MAMU
Benso(a)pyren^	41	12.3	µg/kg TS	5	1	MAMU
Dibenso(ah)antracen^	14	4.37	µg/kg TS	5	1	MAMU
Benso(ghi)perylene	124	37.2	µg/kg TS	5	1	MAMU
Indeno(123cd)pyren^	29	8.82	µg/kg TS	5	1	MAMU
Sum PAH-16*	1800		µg/kg TS	5	1	MAMU
Sum PAH carcinogene^*	350		µg/kg TS	5	1	MAMU
PCB 28	<0.70		µg/kg TS	5	1	MAMU
PCB 52	<0.70		µg/kg TS	5	1	MAMU
PCB 101	<0.70		µg/kg TS	5	1	MAMU
PCB 118	<0.70		µg/kg TS	5	1	MAMU
PCB 138	<0.70		µg/kg TS	5	1	MAMU
PCB 153	<0.70		µg/kg TS	5	1	MAMU
PCB 180	<0.70		µg/kg TS	5	1	MAMU
Sum PCB-7*	n.d.		µg/kg TS	5	1	MAMU
As (Arsen)	18.2	3.65	mg/kg TS	5	1	MAMU
Pb (Bly)	13.2	2.6	mg/kg TS	5	1	MAMU
Cu (Kopper)	23.9	4.79	mg/kg TS	5	1	MAMU
Cr (Krom)	23.3	4.66	mg/kg TS	5	1	MAMU
Cd (Kadmium)	0.13	0.02	mg/kg TS	5	1	MAMU
Hg (Kvikksølv)	<0.20		mg/kg TS	5	1	MAMU
Ni (Nikkel)	29.7	5.9	mg/kg TS	5	1	MAMU
Zn (Sink)	72.6	14.5	mg/kg TS	5	1	MAMU
Tørrstoff (E)	60.8	3.68	%	6	1	MAMU



Deres prøvenavn	LYB2 Sediment					
Labnummer	N00440521					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Fraksjon >C5-C6	<7.0		mg/kg TS	6	1	MAMU
Fraksjon >C6-C8	<7.00		mg/kg TS	6	1	MAMU
Fraksjon >C8-C10	<10.0		mg/kg TS	6	1	MAMU
Fraksjon >C10-C12	5.1	1.5	mg/kg TS	6	1	MAMU
Fraksjon >C12-C16	14.8	4.4	mg/kg TS	6	1	MAMU
Fraksjon >C16-C35	59	18	mg/kg TS	6	1	MAMU
Sum >C12-C35*	73.8		mg/kg TS	6	1	MAMU
Sum C5-C35*	78.9		mg/kg TS	6	1	MAMU
N-total	1690	339	mg/kg TS	3	1	MAMU



Deres prøvenavn	A1 Sediment					
Labnummer	N00440522					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørrstoff (L)	61.5	2	%	4	V	MORO
Monobutyltinnkation	<1		µg/kg TS	4	C	MORO
Dibutyltinnkation	<1		µg/kg TS	4	C	MORO
Tributyltinnkation	<1		µg/kg TS	4	C	MORO
Tørrstoff (E)	63.0	3.81	%	5	1	MAMU
Vanninnhold	37.0	2.25	%	5	1	MAMU
Kornstørrelse >63 µm	5.1	0.5	%	5	1	MAMU
Kornstørrelse <2 µm	9.7	1.0	%	5	1	MAMU
Kornfordeling	Ja		se vedl.	5	1	MAMU
TOC	2.24		% TS	5	1	MAMU
Naftalen	550	165	µg/kg TS	5	1	MAMU
Acenaftylen	11	3.38	µg/kg TS	5	1	MAMU
Acenaften	21	6.25	µg/kg TS	5	1	MAMU
Fluoren	70	21.1	µg/kg TS	5	1	MAMU
Fenantren	664	199	µg/kg TS	5	1	MAMU
Antracen	<10		µg/kg TS	5	1	MAMU
Fluoranten	87	26.2	µg/kg TS	5	1	MAMU
Pyren	111	33.2	µg/kg TS	5	1	MAMU
Benso(a)antracen^	45	13.5	µg/kg TS	5	1	MAMU
Krysen^	109	32.6	µg/kg TS	5	1	MAMU
Benso(b)fluoranten^	143	43.0	µg/kg TS	5	1	MAMU
Benso(k)fluoranten^	17	5.16	µg/kg TS	5	1	MAMU
Benso(a)pyren^	53	15.9	µg/kg TS	5	1	MAMU
Dibenso(ah)antracen^	17	5.00	µg/kg TS	5	1	MAMU
Benso(ghi)perylene	172	51.5	µg/kg TS	5	1	MAMU
Indeno(123cd)pyren^	44	13.1	µg/kg TS	5	1	MAMU
Sum PAH-16*	2100		µg/kg TS	5	1	MAMU
Sum PAH carcinogene^*	430		µg/kg TS	5	1	MAMU
PCB 28	<0.70		µg/kg TS	5	1	MAMU
PCB 52	<0.70		µg/kg TS	5	1	MAMU
PCB 101	<0.70		µg/kg TS	5	1	MAMU
PCB 118	<0.70		µg/kg TS	5	1	MAMU
PCB 138	<0.70		µg/kg TS	5	1	MAMU
PCB 153	<0.70		µg/kg TS	5	1	MAMU
PCB 180	<0.70		µg/kg TS	5	1	MAMU
Sum PCB-7*	n.d.		µg/kg TS	5	1	MAMU
As (Arsen)	15.7	3.15	mg/kg TS	5	1	MAMU
Pb (Bly)	12.6	2.5	mg/kg TS	5	1	MAMU
Cu (Kopper)	23.7	4.74	mg/kg TS	5	1	MAMU
Cr (Krom)	22.9	4.59	mg/kg TS	5	1	MAMU
Cd (Kadmium)	<0.10		mg/kg TS	5	1	MAMU
Hg (Kvikksølv)	<0.20		mg/kg TS	5	1	MAMU
Ni (Nikkel)	29.6	5.9	mg/kg TS	5	1	MAMU
Zn (Sink)	73.4	14.7	mg/kg TS	5	1	MAMU
Tørrstoff (E)	63.0	3.81	%	6	1	MAMU



Deres prøvenavn	A1 Sediment					
Labnummer	N00440522					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Fraksjon >C5-C6	<7.0		mg/kg TS	6	1	MAMU
Fraksjon >C6-C8	<7.00		mg/kg TS	6	1	MAMU
Fraksjon >C8-C10	<10.0		mg/kg TS	6	1	MAMU
Fraksjon >C10-C12	4.5	1.4	mg/kg TS	6	1	MAMU
Fraksjon >C12-C16	11.4	3.4	mg/kg TS	6	1	MAMU
Fraksjon >C16-C35	30	9	mg/kg TS	6	1	MAMU
Sum >C12-C35*	41.4		mg/kg TS	6	1	MAMU
Sum C5-C35*	45.9		mg/kg TS	6	1	MAMU
N-total	1440	289	mg/kg TS	3	1	MAMU



* etter parameternavn indikerer uakkreditert analyse.
n.d. betyr ikke påvist.
n/a betyr ikke analyserbart.
< betyr mindre enn.
> betyr større enn.

Metodespesifikasjon	
1	Bestemmelse av TOC ved IR-bestemmelse Metode: Modifisert ISO 10694 og modifisert EN 13137 Måleprinsipp: IR Rapporteringsgrenser: 0,1 % Måleusikkerhet: 20%
2	Kornstørrelse 2-63µm Metode: ISO 11277:2009 Måleprinsipp: Sikting og laser diffraksjon Rapporteringsgrenser: >63 µm (sand) 0,1% 63-2 µm (silt) 0,1% <2 µm (leire) 0,1% Andre opplysninger: Det målbare området ved denne metoden spenner fra 2µm – 63mm.
3	Bestemmelse av total Nitrogen i jord Metode: ISO 11261 Måleprinsipp: Spektrofotometri Rapporteringsgrenser: LOR 50 mg/kg TS Andre opplysninger: Modifisert Kjeldahl-metode
4	«Sediment basispakke» Risikovurdering av sediment Bestemmelse av tinnorganiske forbindelser Metode: ISO 23161:2011 Deteksjon og kvantifisering: GC-ICP-SFMS Rapporteringsgrenser: 1 µg/kg TS
5	«Sediment basispakke» Risikovurdering av sediment Bestemmelse av vanninnhold og tørrstoff Metode: ISO 11465 Måleprinsipp: Tørrstoff bestemmes gravimetrisk og vanninnhold beregnes utfra målte verdier. Rapporteringsgrense: 0,10 % Måleusikkerhet: 5 % Bestemmelse av Kornfordeling (<63 µm, >63 µm og <2 µm) Metode: ISO 11277:2009



Metodespesifikasjon	
Måleprinsipp:	Laserdiffraksjon
Rapporteringsgrense:	0,10 %
Bestemmelse av TOC	
Metode:	ISO 10694, EN 13137, EN 15936
Måleprinsipp:	Coulometrisk bestemmelse
Rapporteringsgrense:	0,010 %TS
Bestemmelse av polysykliske aromatiske hydrokarboner, PAH-16	
Metode:	EPA 429, EPA 1668, EPA 3550
Måleprinsipp:	GC/MSD
Rapporteringsgrenser:	10 µg/kg TS
Måleusikkerhet:	30 %
Bestemmelse av polyklorerte bifenyler, PCB-7	
Metode:	EPA 429, EPA 1668, EPA 3550
Måleprinsipp:	GC/MSD
Rapporteringsgrenser:	0,7 µg/kg TS
Måleusikkerhet:	30 %
Bestemmelse av metaller, M-1C	
Metode:	EPA 200.7, ISO 11885, EPA 6010, SM 3120
Måleprinsipp:	ICP-AES
Rapporteringsgrenser:	As(0.50), Cd(0.10), Cr(0.25), Cu(0.10), Pb(1.0), Hg(0.20), Ni(5.0), Zn(1.0) alle enheter i mg/kg TS
Måleusikkerhet:	20 %
6	Hydrokarboner, C5-C35, i jord/sediment/slam Metode: Fraksjon >C5-C6, >C6-C8, >C8-C10 : EPA 8260, EPA 5021, EPA 5021A, EPA 8015, MADEP 2004 rev 1.1, ISO 15009 Fraksjon >C10-C12, >C12-C16, >C16-C35: ISO 14039 Måleprinsipp: GC/MS, GC/FID Rapporteringsgrenser (LOQ): Fraksjon >C5-C6: 7,0 mg/kg TS Fraksjon >C6-C8: 7,00 mg/kg TS Fraksjon >C8-C10 : 10,0 mg/kg TS Fraksjon >C10-C12: 2,0 mg/kg TS Fraksjon >C12-C16: 3,0 mg/kg TS Fraksjon >C16-C35: 10 mg/kg TS

	Godkjenner
ERAN	Erlend Andresen
MAMU	Marte Muri
MORO	Monia Alexandersen



	Utf¹
C	GC-ICP-MS Ansvarlig laboratorium: ALS Scandinavia AB, Aurorum 10, 977 75 Luleå, Sverige Akkreditering: SWEDAC, registreringsnr. 2030
V	Ansvarlig laboratorium: ALS Scandinavia AB, Aurorum 10, 977 75 Luleå, Sverige Akkreditering: SWEDAC, registreringsnr. 2030
1	Ansvarlig laboratorium: ALS Laboratory Group, ALS Czech Republic s.r.o, Na Harfě 9/336, Praha, Tsjekkia Lokalisering av andre ALS laboratorier: Ceska Lipa Bendlova 1687/7, 470 03 Ceska Lipa Pardubice V Raji 906, 530 02 Pardubice Akkreditering: Czech Accreditation Institute, labnr. 1163. Kontakt ALS Laboratory Group Norge, for ytterligere informasjon

Måleusikkerheten angis som en utvidet måleusikkerhet (etter definisjon i "Evaluation of measurement data – Guide to the expression of uncertainty in measurement", JCGM 100:2008 Corrected version 2010) beregnet med en dekningsfaktor på 2 noe som gir et konfidensintervall på om lag 95%.

Måleusikkerhet fra underleverandører angis ofte som en utvidet usikkerhet beregnet med dekningsfaktor 2. For ytterligere informasjon, kontakt laboratoriet.

Måleusikkerhet skal være tilgjengelig for akkrediterte metoder. For visse analyser der dette ikke oppgis i rapporten, vil dette oppgis ved henvendelse til laboratoriet.

Denne rapporten får kun gjengis i sin helhet, om ikke utførende laboratorium på forhånd har skriftlig godkjent annet.

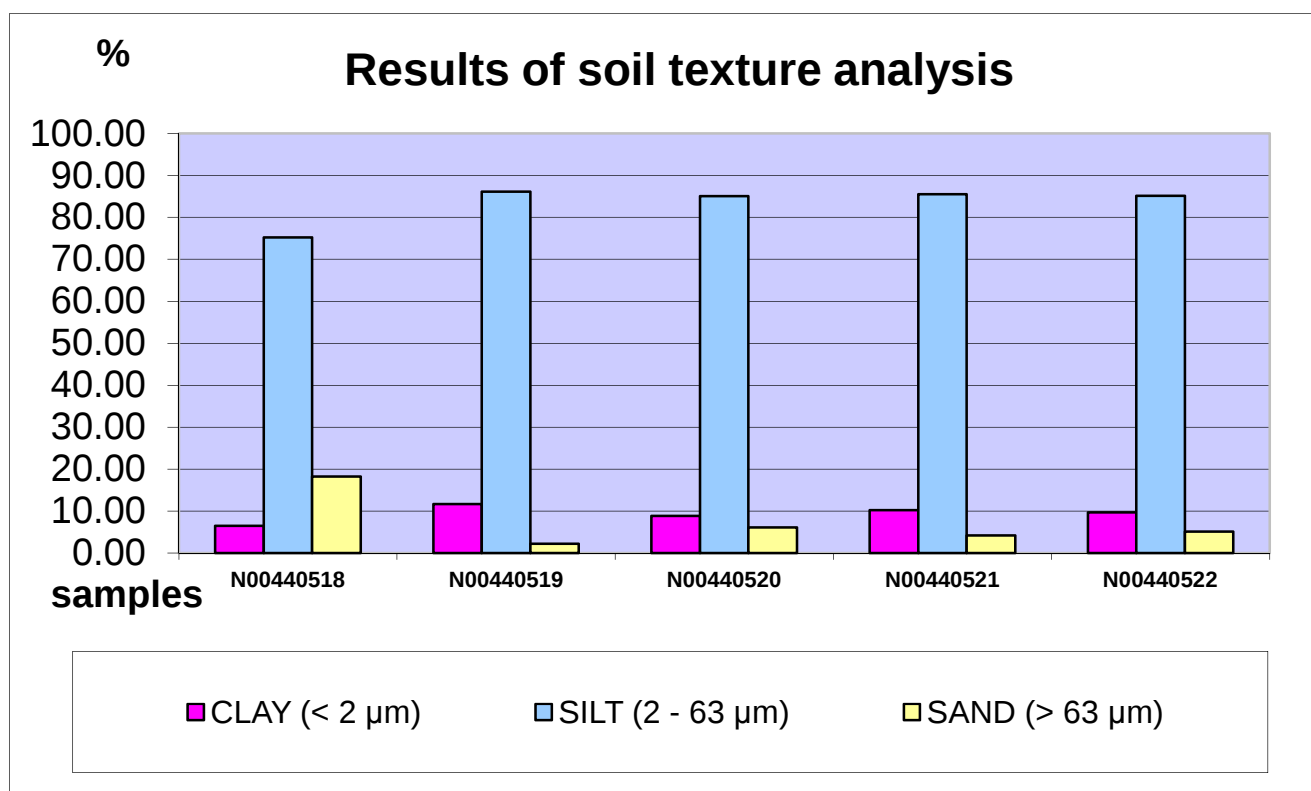
Angående laboratoriets ansvar i forbindelse med oppdrag, se aktuell produktkatalog eller vår webside www.alsglobal.no

Den digitalt signert PDF-fil representerer den opprinnelige rapporten. Eventuelle utskrifter er å anse som kopier.

¹ Utførende teknisk enhet (innen ALS Laboratory Group) eller eksternt laboratorium (underleverandør).

RESULTS OF SOIL TEXTURE ANALYSIS

Sample label:	N00440518	N00440519	N00440520	N00440521	N00440522
Lab. ID:	001	002	003	004	005
Gross sample weight [g]	37.47	18.06	31.84	28.04	31.63
CLAY (< 2 µm) [%]	6.53	11.66	8.84	10.24	9.74
SILT (2 - 63 µm) [%]	75.23	86.13	85.03	85.55	85.13
SAND (> 63 µm) [%]	18.24	2.21	6.14	4.21	5.12



Test method specification: CZ_SOP_D06_07_120 Grain size analysis using the wet sieve analysis using laser diffraction (fraction from 2 µm to 63 mm) Fraction > 0.063 mm determined by wet sieving method, other fractions determined from the fraction "< 0.063mm" by laser particle size analyzer using liquid dispersion mode. Fractions "Sand >63 µm", "Silt 2-63 µm" and "Clay <2 µm" evaluated from measured data.

Test specification, deviations, additions to or exclusions from the test specification:

VEDLEGG 4- BESKRIVELSE AV SEDIMENT/BUNNFAUNAPRØVER

Stasjon	Type	Dyp (m)	Sediment dyp (cm)	Beskrivelse
A1-1	Bunnfauna	60,5	13	3 cm mykere overflatelag med omtrent 3mm lysebrunt fluff over et sort lag under. Under dette myk brun leire. Svak lukt av H ₂ S. Funn av noe som ligner våtserviett.
A1-2	Bunnfauna	58,8	14	Tilsvarende A1-1 med et tynnere svart lag. Sur lukt.
A1-3	Bunnfauna	58,1	13	Tilsvarende A1-2, men noe fastere leire. Sur lukt.
14-1	Bunnfauna	69,9	13,5	3 cm myk leire, med et tynt svart lag under overflate. Under dette brun fastere leire med svarte striper. Ingen lukt.
14-2	Bunnfauna	69,6	17	Lik 14-1
14-3	Bunnfauna	59,5	14	Lik 14-1
LYB2-1	Bunnfauna	68,7	13	En del børstemarkrør, lysbrun leire, 1 cm mykere overflatelag, gradvis fastere lenger ned. Ingen lukt.
LYB2-2	Bunnfauna	69,3	12	Lik LYB2-1
LYB2-3	Bunnfauna	71,2	12	Lik LYB2-1
16-1	Bunnfauna	80	12	Myk, brungrå leire, ingen tydelige lag. Øverste 3 cm litt mykere, børstemark rør, ingen lukt.
16-2	Bunnfauna	80	11	Lik 16-1
16-3	Bunnfauna	77,2	11,5	Brunt og svart topplag på ca 0,3 cm. Ellers lik 16-1.
CO-1	Bunnfauna	45	9,5	Kompakt grå leire med svarte render. 3 cm mykere lys brun overflate. Synlige børstemarkrør og innslag av grus i prøven. Antagelig noe mer eksponert enn Adventfjorden.
CO-2	Bunnfauna	52	11	Lik CO-1
CO-3	Bunnfauna	46,9	10	Lik CO-1
A1-1	Sediment	59,3	11	Lik bunnfaunaprøve A1-1
A1-2	Sediment	57	11	Lik bunnfaunaprøve A1-2
A1-3	Sediment	57	10	Lik bunnfaunaprøve A1-2
14-1	Sediment	60,2	11	Lik bunnfaunaprøve 14-1
14-2	Sediment	69,3	15	Lik bunnfaunaprøve 14-1
14-3	Sediment	65,2	16	Lik bunnfaunaprøve 14-1
LYB2-1	Sediment	69,3	9	Lik bunnfaunaprøve S-1
LYB2-2	Sediment	69,6	14	Lik bunnfaunaprøve S-1
LYB2-3	Sediment	71,5	11,5	Lik bunnfaunaprøve S-1
16-1	Sediment	80	11	Lik bunnfaunaprøve 16-1
16-2	Sediment	80	11,5	Lik bunnfaunaprøve 16-1
16-3	Sediment	75,9	12	Lik bunnfaunaprøve 16-1
CO-1	Sediment	45	12	Lik bunnfaunaprøve CO-1
CO-2	Sediment	46,5	10	Lik bunnfaunaprøve CO-1
CO-3	Sediment	45	9	Lik bunnfaunaprøve CO-1

VEDLEGG 5-METODEBESKRIVELSE

METODE – PRØVETAKING AV BLØTBUNNSFAUNA

1.1 Innledning

Dette notatet presenterer metode for prøvetaking av marin bløtbunnsfauna. Prøvetakingsstrategi, utstyr, metode og analyse ble utført i henhold til veileder 02:13 *Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver* og NS-EN ISO 16665:2013 *Vannundersøkelse – Retningslinjer for kvantitativ prøvetaking og prøvebehandling av marin bløtbunnsfauna*.

1.2 Prøvetakingsstrategi

En prøveplan ble utarbeidet på bakgrunn av kunnskap om naturgitte forhold, samt på bakgrunn av eventuell tilgjengelig informasjon om forurensningsforhold og andre utførte relevante undersøkelser.

Prøveplanens utforming har stor betydning for senere databehandling, da særlig statistiske analyser. Antall prøvestasjoner, deres posisjonering og antall replikate prøver ble derfor bestemt før prøveinnsamling.

1.3 Utstyr

1.3.1 Grabb

Prøvetakingen ble utført med en van Veen grabb med 0,1 m² prøveareal (Figur 1).



Figur 13. van Veen grabb med 0,1 m² prøveareal.

1.4 Fartøy

Prøvetaking blir utført fra fartøy utstyrt med vinsj/kran, spyleslange med justerbart trykk, navigasjonssystem og ekkolodd, og med tilstrekkelig dekkplass for prøvebearbeiding.

Fartøyets eget HMS-system ble fulgt.

1.5 Metode

1.5.1 Posisjonering av stasjoner

I undersøkelser hvor bløtbunnsfaunaen skal overvåkes blir stasjoner plassert i områder med mest mulig homogent sediment. Man forsøker å unngå heterogene sedimenter inneholdende for eksempel greiner, kvister, grus og stein.

I undersøkelser hvor biodiversitet skal undersøkelser kan prøvetaking også inkludere heterogene sedimenter.

Prøvestasjoner ble stedfestet med geografiske koordinater med henvisning til referansesystem for gradnett. Stasjonene ble stedfestet på en slik måte at de kan gjenfinnes av andre ved senere anledninger. Koordinater ble stedfestet ved hjelp av et GPS-system med nøyaktighet $<\pm 5$ m.

Vanndyp ble dokumentert med dybder fra ekkolodd.

1.6 Prøveuttak

Ved hver stasjon ble det med vinsj/kran tatt ut et forhåndsbestemt antall replikate prøver (vanligvis 3-4 prøver). Hver prøve ble på dekk kontrollert gjennom grabbens toppluke av kvalifisert personell og prøve deretter godkjent eller forkastet. I godkjente prøver ble prøven fotografert og sedimentvolumet målt med meterstokk og sedimentets lukt, farge, konsistens, og eventuelle andre observasjoner notert i feltlogg. Sedimentet ble deretter siktet gjennom sikter med 5 mm og 1 mm hull (Figur 2). Sikteresten ble deretter plassert i plastspann, merket innvendig og utvendig med stasjonsnavn, og fiksert i 96 % etanol eller i 4 % bufret formaldehyd.



Figur 14. Sedimentet ble siktet gjennom sikter med 5 mm og 1 mm hull.

Prøvene ble etter feltarbeid sendt til akkreditert laboratorium for artsidentifisering.

1.7 Analyse

Alle dyr ble sortert ut fra øvrig restmateriale og sortert til gruppene polychaeta, mollusca, crustacea, echinodermata og "varia". Dyrene ble lagt på sprit og artsbestemt av akkreditert personell.

METODE – ØKOLOGISK TILSTANDSKLASSIFISERING

1. Innledning

Dette notatet presenterer metode for økologisk tilstandsklassifisering, utregning av Ecological Quality Ratio (EQR), og normalisering av denne (nEQR), for parameterne marin bløtbunnsfauna og ålegras.

Økologisk tilstandsklassifisering ble utført i henhold til veileder 02:13 *Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver.*

• Metode

• Bløtbunnsfauna

• Beregning av indekser for bløtbunnsfauna

På grunnlag av artslister og individtall ble indekser for artsmangfold og ømfintlighet beregnet. Indeksverdiene ble regnet ut for hver grabb, og gjennomsnittet av grabb-verdiene ble brukt til å klassifisere den økologiske tilstanden på stasjonen. Følgende indekser ble benyttet:

- Artsmangfold ved indeksene H' (Shannons diversitetsindeks) og ES_{100} (Hurlberts diversitetsindeks)
- Ømfintlighet ved indeksene NSI (Norwegian Sensitivity Index) og ISI (Indicator Species Index) og $AMBI$ (komponent i $NQI1$)
- Sammensatt indeks $NQI1$ (Norwegian Quality Index), som kombinerer både artsmangfold og ømfintlighet
- Indeks for individtetthet DI (angir dårligere tilstand ved unormalt lave eller unormalt høye individtettheter)

Formler for indekser for artsmangfold og ømfintlighet:

Shannons-Wieners diversitetsindeks

$$H' = - \sum (p_i) * \log_2 p_i$$

Hvor p_i er andelen individer i prøven som tilhører arten i .

Hurlberts diversitetsindeks

Shannons-Wieners diversitetsindeks beregnes slik:

$$ES_{100} = \sum_{i=1}^S 1 - \left[\frac{(N - N_i)!}{(N - N_i - 100)! * 100!} \right] / [(N! / ((N - 100)! * 100!)]$$

hvor N er totalt antall individer, S er antall arter, og N_i er antall individer av art i .

NSI

NSI er en sensitivitetsindeks utviklet med basis i norske faunadata og ved bruk av statistiske metoder. NSI beregnes slik:

$$NSI = \sum \left[\frac{N_i * NSI_i}{N_{NSI}} \right]$$

hvor N_i er antall individer og NSI_i er verdi for arten i , N_{NSI} er antall individer tilordnet sensitivitetsverdier.

ISI

ISI er også en sensitivitetsindeks og tar hensyn til artssammensetningen og artenes ømfintlighet og toleranse for ulike påvirkninger. ISI-indeksen er et gjennomsnitt av artenes sensitivitetsverdier og gir en lavere verdi til tolerante og opportunistiske arter.

$$ISI = \sum_i^s \left[\frac{ISI_i}{S_{ISI}} \right]$$

hvor ISI_i er verdi for arten i og S_{ISI} er antall arter tilordnet sensitivitetsverdier.

NQI1

Den sammensatte indeksen NQI1 tar hensyn til både artsmangfold og ømfintlighet og beregnes slik:

$$NQI1 = \left[0,5 * \left(1 - \left(\frac{AMBI}{7} \right) \right) + \left(0,5 * \left(\frac{SN}{2,7} \right) * \left(\frac{N_{tot}}{N_{tot} + 5} \right) \right) \right]$$

hvor $AMBI$ er en sensitivitetsindeks, SN er diversitetsmål og N er antall individer i prøven.

DI

Indeks for individtetthet (DI) beregnes slik:

$$DI = abs[\log_{10}(N_{0,1m^2}) - 2,05]$$

hvor abs står for tallverdi, altså at negative verdier gjøres positive og $N_{0,1m^2}$ er antall individer per 0,1 m².

Klassegrensene for de ulike bløtbunnsindeksene er vist i **Tabell 6** og samsvarer med de økologiske tilstandsklassene gitt i EUs Vanndirektiv. Klassegrensene går fra klasse I "svært god" til klasse V "svært dårlig".

Tabell 6. Klassegrenser og referansetilstand for de ulike indeksene som benyttes til klassifisering av bløtbunnsfauna. Grenseverdier fra veileder 02:13.

Parameter	Økologiske tilstandsklasser basert på bunnfauna				
	Svært god	God	Moderat	Dårlig	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.okt	10.mai	5-0
ISI	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.okt	10-0
DI	0-0,30	0,30-0,44	0,44-0,60	0,60-0,85	0,85-2,05

- Fysisk-kjemiske støtteparametere
Som støtteparametere ble sedimentparameterne organisk materiale og korfordeling (andel finmateriale <63 µm) benyttet. Til klassifisering av totalt organisk karbon (TOC) ble omregningsformel i Miljødirektoratets veileder 97:03 *Klassifisering av miljøkvaliteter i fjorder og kystvann* benyttet. I følge veilederen skal sedimentprøvenes TOC-innhold normaliseres før klassifisering. Normalisering ble gjort etter formelen:

$$TOC = \text{målt TOC} + 18(1 - F)$$

hvor F = andelen finstoff (<63 µm). Klassegrensene er gitt i **Tabell 7**.

Tabell 7. Klassifisering av tilstand for organisk innhold i sediment. Grenseverdier fra SFTs Veileder 97:03.

Parameter	Tilstandsklasser basert på organisk karbon				
	Svært dårlig	Dårlig	Moderat	God	Svært god
Organisk karbon (mg/g)	>41	34-41	27-34	20-27	<20

Sedimentparameterne ble brukt som støtteparametere og inngikk *ikke* i klassifisering av økologisk tilstand.

- Ålegras**
På bakgrunn av feltundersøkelsene ble følgende indekser benyttet til utregning av EQR og nEQR for ålegras:
 - Nedre voksegrense (dybdeutbredelse)
 - Tetthet (dekningsgrad)
 - Begroing

Registrerte verdier for parameterne nedre voksegrense, tetthet og begroing ble sammenlignet med grenseverdiene gitt i **Tabell 8**.

Tabell 8. Grenseverdier for nedre voksegrense, tetthet og begroing for ålegras i tre vanntyper i økoregionen Skagerrak. Grenseverdiene gir nedre grense for tilstandsklassen. Grenseverdier fra veileder 02:13.

Naturtilstand	Nedre voksegrense			Tetthet	
	NEA10	NEA8	NEA9	Ålegras	Begroing
Høy (ref)	9	7	5	4	4
God	7	5	4	3	3
Moderat	5	4	3	2	2
Dårlig	3	3	2	1	1

EQR ble beregnet etter formelen:

$$EQR = 0,5 * \frac{NV}{Ref_{NV}} + 0,3 * \frac{T}{Ref_t} + 0,2 * \frac{B}{Ref_B}$$

hvor NV = nedre voksegrense, T = tetthet av ålegras, B = begroingsalger (mengde).

- Beregning av nEQR**
Beregnete EQR-verdier kan normaliseres til nEQR. nEQR muliggjør en harmonisert sammenligning av forskjellige indekser, både innenfor samme kvalitetselement og mellom ulike kvalitetselementer.

- **Bløtbunnsfauna**

Normalisering for bløtbunnsfauna gjøres etter formelen:

$$nEQR = \frac{(\text{indeksverdi} - \text{klassens nedre indeksverdi})}{(\text{klassens øvre indeksverdi} + \text{klassens nedre indeksverdi})} * 0,2 + \text{klassens } nEQR \text{ basisverdi}$$

Hvor *klassens nEQR basisverdi* for alle indekser er:

- Basisverdi klasse I = 0,8
- Basisverdi klasse II = 0,6
- Basisverdi klasse III = 0,4
- Basisverdi klasse IV = 0,2
- Basisverdi klasse V = 0,0