Akvaplan-niva

NIVA

Rapport Report

Adventfjorden som resipient for sanitæravløp og kvernet matavfall fra Longyearbyen

Akvaplan-niva AS Rapport: 8905-1

Forsidefoto: Anita Evenset, Akvaplan-niva

Akvaplan-niva AS
Rådgivning og forskning innen miljø og akvakultur
Org.nr: NO 937 375 158 MVA
Framsenteret
Postboks 6606 Langnes, 9296 Tromsø
Tlf: 77 75 03 00, Fax: 77 75 03 01
www.akvaplan.niva.no

Rapporttittel / Report title

Adventfjorden som resipient for sanitæravløp og kvernet matavfall fra Longyearbyen

Forfatter(e) / Author(s)
Anita Evenset, Akvaplan-niva
Sissel Ranneklev, NIVA
Øyvind Leikvin, Akvaplan-niva
Sabine Cochrane, Akvaplan-niva
Eivind Oug, NIVA
Gunhild Borgersen, NIVA

Akvaplan-niva rapport nr / report no
8905 -1

Dato / Date
10.10.2017

Antall sider / No. of pages
56+vedlegg

Distribusjon / Distribution
Offentlig

Oppdragsgiver / Client
Sysselmannen på Svalbard

Oppdragsg. referanse / Client's reference
Eli Mathisen

Sammendrag / Summary

Adventfjorden på Svalbard mottar i dag urenset sanitærvann og kvernet matavfall fra bosettingen i Longyearbyen, samt kvernet matavfall fra restauranter og boliger. Sysselmannen har fått i oppdrag fra Klima- og miljødepartementet (KLD) å utrede hva som er den miljømessig beste løsning for utslipp av sanitærvann og kvernet matavfall fra Longyearbyen. Som en del av utredningen har Akvaplan-niva og NIVA vurdert tilførsler av organisk materiale og miljøgifter til Adventfjorden, samt dagens miljøtilstand. Målsetningen har vært å vurdere om dagens belastning i Adventfjorden er akseptabel eller om tiltak for å forbedre situasjonen bør gjennomføres. Det har vært gjennomført flere undersøkelser av forurensningsstatus i Adventfjorden og i fjordens nedbørsfelt. Undersøkelsene har hatt ulike formål og det er ofte benyttet ikke sammenlignbare metoder. Resultatene indikerer at miljøtilstanden i Adventfjorden er relativt god, men at tilførsler av miljøgifter fra bl.a. sanitærvann, brannskum (flyplass) og kulldrift kan spores i fjorden. For å vurdere tidstrender anbefales en samordning av fremtidige undersøkelser/overvåking, og at man følger de prinsipper som er gitt i vannforskriften når dette er mulig. Adventfjorden en spesiell resipient pga. store tilførsler av uorganisk materiale fra elver. Denne tilførselen er trolig årsaken til at man så langt ikke har påvist noen klare effekter av utslipp av sanitærvann og kvernet matavfall. Organisk materiale og miljøgifter fortynnes i sedimentet og bunndyrsamfunnet er resilient og tilpasset et "utfordrende" miljø. På grunn av den høye tilførselen av uorganiske partikler vil også partikkelbundne miljøgifter som tilføres via sanitærvann fortynnes i sedimentet og målinger i sediment vil derfor underestimere tilførte mengder. Når det gjelder behov for rensning av avløpsvann er tilførsler av organisk materiale/næringssalter ikke alene grunn til å innføre rensing. Tilførsler av miljøgifter er problematisk og av den grunn bør en form for rensing vurderes. Mekanisk rensing vil være den enkleste form for rensing og en slik prosess (siling) vil holde tilbake partikler og dermed en del partikkelbundne miljøgifter, samt noe mikroplast. Vannløselige miljøgifter vil fortsatt følge avløpsvannet ut til fjorden. Når det gjelder plassering av utslippspunktet så vil en flytting lengre ut i fjorden gi en større fortynning og muligens minske sjangsen for gjennomslag av partikulært materiale til overflaten. Utfordringer knyttet til gjennomslag vil imidlertid reduseres hvis mekanisk rensing etableres. Som nevnt fører tilførsler av sediment fra elvene til en "fortynning" av nivå av partikkelbundne miljøgifter i sediment. Vannløselige miljøgifter vil spres med vannmassene uavhengig av plassering, men fortynning vil skje raskere ved et utslippspunkt lengre ut i fjorden. Hvis utslippsledningen flyttes lengre ut vil miljøgifter i større grad spres med vannmassene. Dette vil kunne føre til at større områder påvirkes og at partikkelbundne miljøgifter i mindre grad «fortynnes» av sedimenter fra elvene. Den totale miljøgevinsten ved å flytte utslippspunktet lengre ut i fjorden vil trolig være liten eller ikke-eksisterende.

Prosjektleder / Project manager

Anita Evenset

Kvalitetskontroll / Quality control

Guttorm N. Christensen

© 2017 Akvaplan-niva AS. Rapporten kan kun kopieres i sin helhet. Kopiering av deler av rapporten (tekstutsnitt, figurer, tabeller, konklusjoner, osv.) eller gjengivelse på annen måte, er kun tillatt etter skriftlig samtykke fra Akvaplan-niva AS.

INNHOLDSFORTEGNELSE

1 INNLEDNING 4

2 OMRÅDEBESKRIVELSE 5

2.1 Fysiske forhold 5
2.2 Påvirkning fra elver 6
2.3 Dyreliv 7

3 PÅVIRKNING FRA MENNESKELIG AKTIVITET 8

3.1 Urenset sanitærvann og kvernet matavfall 8
3.2 Forurenset grunn 10
3.2.1 Tilstand 10
3.2.2 Avrenning fra forurenset grunn 20
3.3 Bil- og scooter-trafikk 21
3.4 Overvann 22
3.5 Skipstrafikk 23
3.6 Industri 24
3.6.1 Gruvedrift 24
3.6.2 Kullkraftverk 25
3.6.3 Flyplass 25
3.6.4 Annet 25

4 KUNNSKAPSSTATUS – MILJØET I ADVENTFJORDEN 26

4.1 Miljøgifter 26
4.1.1 Sedimenter 26
4.1.2 Vann 32
4.1.3 Biota 33
4.2 Bløtbunnsfauna 33

5 VURDERING AV TIDLIGERE UNDERSØKELSER OG FORSLAG TIL ENDRINGER 36

5.1 Referansestasjon 36
5.2 Utslippsmodellering 36
5.2.1 Vurdering av tidligere utslippsmodellering 37
5.2.2 Anbefaling angående forbedring av modellering/ vurdering av spredning av utslippsvannet 38
5.3 Miljøgifter og organisk materiale 40
5.3.1 Vurdering av tidligere undersøkelser 40
5.3.2 Anbefalinger for fremtidige undersøkelser 40
5.4 Bløtbunnsfauna 41
5.4.1 Vurdering av tidligere undersøkelser 41
5.4.2 Anbefalinger for prøvetaking og klassifisering av bunndyr i fremtidige undersøkelser 41

6 TOTALVURDERING AV MILJØSTATUS I ADVENTFJORDEN 43

6.1 Organisk belastning 43
6.1.1 Status 43
6.1.2 Kilder 43
6.2 Miljøgifter 43
6.2.1 Status 43

6.2.2 Kilder 44
7 KONKLUSJON - ADVENTFJORDEN SOM RESIPIENT FOR SANITÆRVANN OG KVERNET MATAVFALL 45
7.1 Behov for rensing 45
8 FREMTIDIG TILTAKSORIENTERT OVERVÅKNING I ADVENTFJORDEN 46
8.1 Overvåkningen i Adventfjorden 46
8.2 Vannforskriften 46
8.2.1 Tiltaksorientert overvåkning 47
8.2.2 Bakgrunnsinformasjon om Adventfjorden 48
8.2.3 Overvåkningsstasjoner i Adventfjorden og Sassendalen 49
8.2.4 Overvåkning av prioriterte miljøgifter og vannregionsspesifikke stoffer i Adventfjorden og Sassenfjorden 49
8.2.5 Overvåkning av biologiske kvalitetselementer og fysisk-kjemiske kvalitetselementer i Adventfjorden og Sassenfjorden 51
9 REFERANSER 52
10 VEDLEGG 1 – BESKRIVELSE AV FVCOM 57

Forord

Adventfjorden på Svalbard mottar i dag urenset kloakk fra bosettingen i Longyearbyen, samt kvernet matavfall fra restauranter og boliger. Sysselmannen har fått i oppdrag fra Klima- og miljødepartementet (KLD) å utrede hva som er den miljømessig beste løsning for utslipp av sanitærvann og kvernet matavfall fra Longyearbyen. Det skal blant annet vurderes om dagens løsning, hvor matavfall kvernes og slippes ut i Adventfjorden sammen med urenset sanitæravløp, er akseptabel eller om det bør innføres rensing av utslippsvann.

Akvaplan-niva og Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA) fikk i oppdrag å sammenstille informasjon om belastning og miljøtilstand i Adventfjorden, samt å vurdere om dagens belastning er akseptabel.

Tromsø 10.10.17

Anita Evenset

Anita Evenset

Prosjektleder

1 Innledning

Adventfjorden, som er en del av Isfjord-komplekset, på vestkysten av Spitsbergen, mottar i dag urenset sanitærvann og kvernet matavfall fra bosettingen i Longyearbyen som ligger innerst i Adventfjorden. Det er i dag ca. 2100 fastboende i Longyearbyen (www.ssb.no). I tillegg har byen et betydelig antall gjestedøgn som følge av turisme og forskning. Turisttrafikken har tradisjonelt vært størst på våren/sommeren, men i den senere tid har turisttrafikken om vinteren vært økende. Adventfjorden påvirkes også av annen menneskelig aktivitet, som skipstrafikk (store skip og småbåter), avrenning fra flyplass, industri (lagring og utskipning av kull, mulige utslipp fra kullkraftverk) og langtransportert forurensning. Som en følge av ulike aktiviteter i bosettingen og gruvedrift er det påvist forurenset grunn i enkelte områder som ligger i nedbørsfeltet til Adventfjorden.

I løpet av de siste 20 årene har det blitt gjennomført flere kartlegginger, overvåkingsprogram og forskningsprosjekter som har fokusert på effekter av ulike typer menneskelig aktivitet på terrestrisk og akvatisk miljø rundt Adventfjorden. Resultatene fra de ulike undersøkelsene/prosjektene er publisert i ulike rapporter og vitenskapelige artikler, men det finnes så vidt vi vet ingen sammenstilling av kunnskap som kan benyttes til å gjøre en grundig vurdering av miljøstatus i Adventfjorden.

Sysselmannen har fått i oppdrag fra Klima- og miljødepartementet (KLD) å utrede hva som er miljømessig beste løsning for avløp fra Longyearbyen. Det skal blant annet vurdere om det er en akseptabel løsning at matavfall kvernes og slippes ut i Adventfjorden sammen med sanitæravløpet, om det bør renses, eller om andre tiltak bør iverksettes. Som en del av utredningen skal det gjøres en vurdering av tilstanden i Adventfjorden, og om den tåler at sanitæravløp og matavfall slippes urenset ut fra Longyearbyen, i tillegg til annen belastning.

Målsetningen med prosjektet som rapporteres her er derfor å:

- beskrive total belastning og dagens miljøtilstand i Adventfjorden, basert på eksisterende kunnskap
- vurdere om dagens kunnskapsgrunnlag er godt nok eller om det bør gjennomføres ytterligere kartlegginger. Råd om tiltaksorientert overvåking inngår derfor som en del av prosjektet.
- vurdere om det er akseptabel belastning i Adventfjorden med dagens utslipp av sanitærvann og matavfall, eller om situasjonen kan bedres dersom utslippspunktet flyttes til annet punkt.

Prosjektet er kun basert på tilgjengelig informasjon publisert i form av vitenskapelige artikler og rapporter. Ingen nye prøver er tatt eller analysert som en del av dette prosjektet.

2 Områdebeskrivelse

2.1 Fysiske forhold

Isfjorden, som ligger på vestkysten av Svalbard, er øygruppens største fjordkompleks. Flere mindre fjorder, bl.a. Adventfjorden, forgreiner seg ut fra selve Isfjorden. Adventfjorden er ca. 7 km lang og 3 – 5 km bred og ligger på sørsiden av Isfjorden (Figur 1). Fjorden har ingen terskel. Relativt mye uorganisk materiale blir tilført fra breer og elver. Høy sedimentasjon av uorganiske partikler fører til en uttynning av næringsinnholdet i sedimentet og betydelig fysiske forstyrrelser, spesielt i den indre del av fjorden. De største elvene som munner ut i Adventfjorden er Adventelva og Longyearelva.

Figur 1. Kart som viser Adventfjorden og deler av Isfjorden. Kart fra topoSvalbard, Norsk Polarinstitutt.

Strømforholdene i Adventfjorden er modellert av Leikvin & Evenset (2009). Fjorden 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 ble tilsvarende strømstyrker modellert, men vannstrømmen gikk da innover i fjorden, og den sterke 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 er strømmen mer variabel og avhengig av vind og tidevann. Mot lavvann indikerte modellen svakere strømmer i hele Adventfjorden, bare utløpet fra Adventfjorden vist noe kraftigere strøm (Leikvin & Evenset 2009).

På grunn av innstrømming av varmt atlantisk vann har Adventfjorden (med unntak av de indre deler) stort sett vært isfri hele året gjennom de siste 10 år.

2.2 Påvirkning fra elver

Vannføring i elvene på Svalbard er generelt ikke godt dokumentert. En årsak til dette er at det er mange utfordringer knyttet til vannføringsmålinger. I store perioder gjennom året er vassdragene dekket med is og snø, og i elveløpene er vann fraværende på denne tida av året. Kun under mildværsperioder om vinteren med store nedbørsmengder i form av regn vil man ha vann i vassdragene. Ved begynnelsen av smelteperioden vil snø og is gi store utfordring, da kunstige høye vannstander kan oppstå, noe som gir overestimerte flomverdier (Stenius 2016). Vassdragene transporterer store mengder masser til fjordene på Svalbard, og ifølge Repp (1988) skjer 80-90 % av transporten i en eller noen få flomepisoder. Den store massetransporten i korte tidsrom kan også bidra til oppstuing av vann, slik at vannstanden øker, og vannføringen kan bli overestimert. Permafrosten gjør også at det er utfordrende å finne stabile profiler i vassdragene som ikke forflytter seg når det blir mildvær. Generelt er målestasjonene på Svalbard vanskelig tilgjengelige, og vannføringskurvene er oftest dårlig oppmålt (Stenius 2016). Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE) har ingen målestasjoner for vannføring i Longyearelva og Adventelva. I litteraturen benyttes gjennomsnittsvannføring på 2 og 3,5 m^3/s i Adventelva og Longyearelva, henholdsvis (Zajaczkowsk *et al.* 2004), men det er uklart hvordan disse verdiene har fremkommet (ikke beskrevet i materiale og metode). Disse verdiene går igjen i andre rapporter (Rudolp-Dahl 2012; Vullum Løtveit 2012), og er antagelig upresise. For å beregne tilførsel av partikler som sedimenterer i Adventfjorden, trenger man målinger av suspendert tørrstoff (STS) i vannmassene i tillegg til vannføringsdata. I dag finnes det kun sporadiske målinger av STS i Adventelva og Longyearelva, og målingene er ikke vannføringsstyrte (hyppighet av prøvetakning øker med vannføringen). Tilførsler av STS fra disse elvene til Adventfjorden kan derfor ikke beregnes. NVE har målinger fra en av Adventdalens sidedaler, Endalen. I Endalselva er vannføring og partikkeltransport godt dokumentert ved innløpet til Isdammen. Nedbørfeltet er på 28,8 km^2 og man har målinger fra en 4-årsperiode. Resultater viste at det var store sesongvariasjoner i STS-konsentrasjonen, som kunne variere fra under 200 mg/l til 9000 mg/l under flom. Sediment-transporten varierte fra 3 873 tonn/år til 16 359 tonn/år. Det suspenderende materialet hadde i all hovedsak sitt opphav fra isbre, men erosjon fra berggrunnen bidro også noe (Bogen og Bønsnes, 2003). Generelt har det suspenderte materialet et lavt innhold av organisk materiale, og er uteleukkende av mineralsk opphav. Nedbørfeltet til Longyearelva er på ca 22,0 km^2, mens det for Endalselva er 28,8 km^2. Man kan ikke direkte sammenligne disse to elvene, men informasjonen fra Endalselva kan gi noe informasjon om nivået av STS som tilføres Adventfjorden. Nedbørfeltet til Adventelva er betraktelig større enn nedbørsfeltet til de to andre elvene, bare dalbunnen er på ca. 143,4 km^2. Denne informasjonen indikerer at det er store tilførsler av STS fra elvene til Adventfjorden, men at mengden ikke kan kvantifiseres p.g.a. manglende data. Det har vært gjennomført sedimentasjonsmålinger i deler av Adventfjorden (Zajaczkowsk *et al.* 2004). Den indre delen av Adventfjorden er en ca. 1 km bred tidevannsflate med svak helning (0,1%), som etter 500 m går over i en bratt helning (8-10%) ned til et dyp på ca. 40 m. Sedimentasjonen ble beregnet til å være 1,87 cm/år i indre del (60 m dyp) og 0,87 cm/år lengre ut i fjorden (80 m dyp). Resultater viste også at sedimentasjonen har økt betydelig de siste 10 årene, antagelig på grunn av økt temperatur og nedbør. Sedimentasjonen og endring i salinitet p.g.a. tilførsler av ferskvann fra elvene vil videre påvirke bløtbunnsfaunaen i dette området (Weslawski *et al.* 1999). Dette er beskrevet ytterligere i kap. 4.2 og 5.4.

2.3 Dyreliv

På grunn av isdannelse om vinteren er det lite flora og fauna i strandsonen eller fjæresonen i Adventfjorden. Bunndyr-samfunnet i indre del av fjorden har en relativt lav diversitet (Velvin *et al.* 2006; Wlodarska-Kowalczuk *et al.* 2007), noe som trolig skyldes at sedimentasjonen i området er høy pga. tilførsler av partikler fra Adventelva.

Hardbunnssamfunnene i strandsonen er relativt fattige på biota, og årsaken kan være isskuring, men faktorer som bølgeaktivitet og begrensede næringsforhold kan være medvirkende til dette. Innerst i fjorden ligger en stor mudderflate. Dette området kan betegnes som et *Onisimus*-samfunn ettersom slike flater domineres av tangloppen *Onisimus littoralis* og er relativt produktive områder.

Fjæresonen er oppholdssted for en rekke vadefugler og ender. Vadefugl, og da spesielt fjærplytt (*Calidris maritima*), bruker strandflaten til næringsområde, mens ærfugl og andre fugler benytter de strandnære områdene som hekke- og oppholdsområde. De mest tallrike sjøfuglene i Adventfjorden er ærfugl (*Somateria mollissima*), polarmåke (*Larus hyperboreus*), krykkje (Rissa tridactyla), rødnebbterne (*Sterna paradisaea*), teist (*Cepphus grylle*) og alkekonge (alle alle). Av vadefuglene er fjærplytt den vanligste arten, men også polarsvømmesnipe (*Phalaropus fulicarius*), steinvender (*Arenaria interpres*), myrsnipe (*Calidris alpine*), sandlo (*Charádrius hiaticula*) og sandløper (*Calidris alba*) kan påtreffes i Adventfjordområdet. Kortnebbgåsa (*Anser brachyrhynchus*) forekommer også i området, men arten er sky og vil ikke opptre i større antall i nærheten av bebyggelse. Også hvitkinngås (*Branta leucopsis*) forekommer regelmessig i området.

Flere ulike marine fiskearter forekommer i Adventfjorden, f.eks. ulker (*Myoxocephalus scorpius* og *Gymnocanthus tricuspis*), lodde (*Mallotus villosus*), sild (*Clupea harengus*), skate (*Raja clavata*), torsk (*Gadus morhua*), hyse (*Melanogrammus aeglefinus*) polartorsk (*Boreogadus saida*) og sei (*Pollachius virens).* Det er imidlertid ingen kjente gyteplasser for fisk i fjorden. Tidligere fiske med garn har vist at det er en del laks (*Salmo salar*) og sjørøye (*Salvelinus alpinus*) i Adventfjorden i løpet av sommersesongen (fra juni – november). I de senere år er det også påvist pukkellaks (*Oncorhynchus gorbuscha*) i Adventfjorden.

Isfjorden er tilholdssted for en rekke marine pattedyr. De fleste artene som har tilholdssted i Isfjorden vil også kunne påtreffes i Adventfjorden. Avhengig av isforhold i området vil både ringsel (*Pusa hispida*) og storkobbe (*Erignathus barbatus*, Figur 2) kunne ha kasteplasser i nærhet av Adventfjorden. Av andre arter som er observert i Adventfjorden er hvalross (*Odobenus rosmarus*), grønlandshval (*Balaena mysticetus*), vågehval (*Balaenoptera acutorostrata*), blåhval (*Balaenoptera musculus*), spekkhugger ((*Orcinus orca*), kvitnos (*Lagenorhynchus albirostris*) og steinkobbe (*Phoca vitulina*). Hvithval (*Delphinapterus leucas*) forekommer med jevne mellomrom i Adventfjorden.

Figur 2. Storkobbe. Foto: Guttorm N. Christensen, Akvaplan-niva.

3 Påvirkning fra menneskelig aktivitet

Som tidligere nevnt mottar Adventfjorden i dag urenset sanitærvann og kvernet matavfall fra bosettingen i Longyearbyen. I tillegg påvirkes fjorden av andre utslipp fra menneskelig aktivitet, som skipstrafikk (store skip og småbåter), flyplass, industri (lagring og utskipning av kull, mulige utslipp fra kullkraftverk) og langtransportert forurensning. For å kunne vurdere om dagens situasjon med utslipp av urenset sanitærvann og kvernet matavfall kan videreføres er det viktig å få en oversikt over alle kilder til miljøgifter og organisk materiale i nedbørsfeltet til Adventfjorden.

3.1 Urenset sanitærvann og kvernet matavfall

Avløpsvannet fra Longyearbyen slippes per dags dato urenset ut i Adventfjorden. Utslippene samles og føres via en ca. 3 km lang ledning til et utslippspunkt på nordsiden av Adventfjorden ved Moskushavn. Avløpsvannet føres ut i fjorden på 63 meters dyp og utslippsledningen ligger omtrent 1 meter over havbunnen. Fra 1. januar 2010 var alle bolighus pliktige til å ha installert matavfallskverner og matavfall slippes i dag ut sammen med sanitærvann. Det er i dag ca. 2100 fastboende på Svalbard (www.ssb.no) og det ble registrert 142 300 gjestedøgn på hotellene i 2016, dvs. at det hvert døgn slippes ut sanitærvann fra 2505 personer.

Det utføres ikke regelmessige analyser av avløpsvann og det foreligger derfor ikke oppdaterte tall for utslippsmengder, hverken når det gjelder organisk materiale eller miljøgifter. Asplan Viak gjennomførte i 2009 en vurdering av sammensetningen av av avløpsvann fra Longyearbyen (Nedland 2009), og så vidt vi vet er dette de eneste data som foreligger. I vurderingen la de til grunn 2040 fastboende i Longyearbyen, og at det gjennomsnittlig var 250 turister på besøk, dvs. at det i gjennomsnitt ble sluppet ut 2290 pe til Adventfjorden. Antall fastboende har med andre ord ikke endret seg vesentlig, men det er i dag flere turister innom Longyearbyen. Matavfallskverner ble i hovedsak innført etter at undersøkelsen til Asplan Viak ble gjennomført.

I Asplan Viak sin studie ble 7 prøver av avløpsvann analysert for innhold av fosfor og nitrogen, suspendert stoff (SS), samt biologisk- og kjemisk oksygenforbruk (BOF5 og KOF) (Tabell 1). Konklusjonen fra undersøkelsen var at innholdet av organisk stoff og næringsstoffer i avløpsvannet fra Longyearbyen var sammenlignbart med de nivåene man vanligvis finner i avløpsvann fra renseanlegg på fastlandet. Mengde SS var beregnet til 128 kg/døgn (Tabell 1). Med innføring av matavfallskverner har imidlertid utslippene av organisk materiale økt, noe som innebærer at konsentrasjonene av næringsstoffer i avløpsvann nok er høyere i dag enn i 2008/2009. Basert på tall fra 2009 og antall pe som slippes ut kan mengden SS i sanitærvann i dag utgjøre ca. 140 kg/døgn.

Svalbard lokalstyre anslår at minimum 50 % av alt produsert matavfall havner i matavfallskvernene, mens resten går i restavfall. Basert på dette og tall fra fastlands Norge anslår vi at det hvert år slippes minimum 114 tonn (91 kg/pers (www.ssb.no) * 0,5 * 2 505) matavfall ut i Adventfjorden. I følge Kaurin *et al.* (2017) er gjennomsnittlig utslippsvolum 820 m^3/døgn (inkluderer sanitærvann og matavfall). Matavfallet vil utgjøre ca. 0,45 m^3 per døgn ((114 000 kg/700 kg/m^3) /365 døgn), og det utgjør således en liten del av den totale utslippsmengden, men ettersom dette er rent organisk materiale (125 g/pers/døgn) vil det likevel ha betydning som en kilde til organisk materiale i resipienten. Mengden organisk stoff i matavfallet (312 kg/døgn) er 2,2 x mengde SS i sanitærvann.

Tabell 1. Midlere innhold av organisk stoff og næringsstoffer i avløpsvannet fra Longyearbyen i 2008-09 (data fra Nedland 2009).

Parameter	mg/l	kg/døgn	g/pe døgn
BOF5 (lett nedbrytbart organisk stoff)	173	118	52
KOF (organisk stoff)	395	271	118
SS (suspendert stoff)	186,5	128	56
Total fosfor	5,70	3,91	1,71
Total nitrogen	50,8	34,8	15,2

Asplan Viak analyserte i tillegg en vannprøve for olje og 2 prøver for metaller og utvalgte organiske miljøgifter. Tungmetallkonsentrasjonene i avløpsvannet var sammenlignbare med de som vanligvis finnes i annet norsk ubehandlet avløpsvann. Når det gjelder organiske miljøgifter så var nivåene generelt lave, men det ble funnet noe forhøyde konsentrasjoner av polyaromatiske hydrokarboner (PAH), dietylheksylftalat (DEHP) og perfluoroktansulfonat (PFOS). I en av prøvene ble det påvist oktylfenol, et stoff som skal være utfaset i Norge. For flere detaljer omkring utslippene vises det til Nedland (2009).

I følge Svalbard lokalstyre (Einar Olsen, pers. med.) foreligger det ingen nyere data på konsentrasjoner av næringsstoffer eller miljøgifter i avløpsvann. Slike data bør skaffes til veie for å få et bedre bilde av utslippene og mulig påvirkning. Det har vært plassert ut passive prøvetakere i utslippskum plassert rett før ledningen går ut i fjorden, men resultatene fra disse undersøkelsene foreligger ikke enda.

Vasskog *et al.* (2008) analyserte prøver av sjøvann tatt rett ved avløpspunktet for Longyearbyen for selektive serotoninreopptakshemmere («lykkepiller», legemidler som benyttes i behandling av depresjoner). Lave konsentrasjoner (total konsentrasjon < 3 ng/l) ble målt i vannprøvene fra Adventfjorden. Nivåene var imidlertid høyere enn de som ble målt ved Langnes i Tromsø, til tross for en mye større befolkning i området som betjenes av anlegget ved Langnes i Tromsø. Vasskog *et al.* (2008) forklarer forskjellen med at resipienten i Tromsø trolig er bedre, dvs. at fortynningen skjer raskere der enn inne i Adventfjorden.

En miljøutfordring som har fått mye oppmerksomhet i den senere tid er mikroplast. Avløpsvann kan være en kilde til mikroplast og Svalbard Miljøvernfond har derfor finansiert to undersøkelser av forekomst av mikroplast i marint miljø i Adventfjorden. Den første undersøkelsen, som ble gjennomført i 2015, viste at det var betydelige mengder mikroplast som ble sluppet ut i havet i Adventfjorden via avløpet fra Longyearbyen (estimert utslipp av 20 000 millioner fiberpartikler per år, basert på tre parallelle prøver). Mesteparten av mikroplasten stammet sannsynligvis fra syntetiske klær (fleece) (Sundet *et al.* 2016). Det ble imidlertid funnet lite mikroplast i bunnsedimentet og i bunnlevende muslinger samlet inn nær utløpet av sanitærvann. Derimot ble det registrert en hel del mikroplast i muslinger som levde i de øvre vannlagene ved bykaia i Longyearbyen. Trolig var dette mikroplast som var innblandet i vannmassene og Sundet *et al.* (2016) konkluderer med at det er sannsynlig at mye av mikroplasten som slippes ut gjennom avløpet ikke synker ned til bunnen, men holdes oppløst i de frie vannmassene. I tillegg ble det funnet en del mikroplast i sedimenter fra fjæra i deler av Longyearbyen. Kilden til denne mikroplasten er trolig større plastavfall (makroplast).

En oppfølgende undersøkelse hadde fokus på å undersøke mikroplast i sjøvann i områder med og uten bosettinger. Det ble ikke påvist mer mikroplast i sjøvannet i områder med permanent bosetning (Adventfjorden og Kongsfjorden) enn i områder uten bosetning (Breibogen). Resultatene ga derfor ingen indikasjoner på at utslipp av mikroplast fra bosettingen i Longyearbyen kan spores tilbake i sjøvannet. Resultatene tyder på at det eksisterer et visst «bakgrunns»-nivå av mikroplast i sjøvannet i det nordlige Barentshavet som er på samme nivå som det som finnes i bl.a. Adventfjorden (Sundet *et al.* 2016).

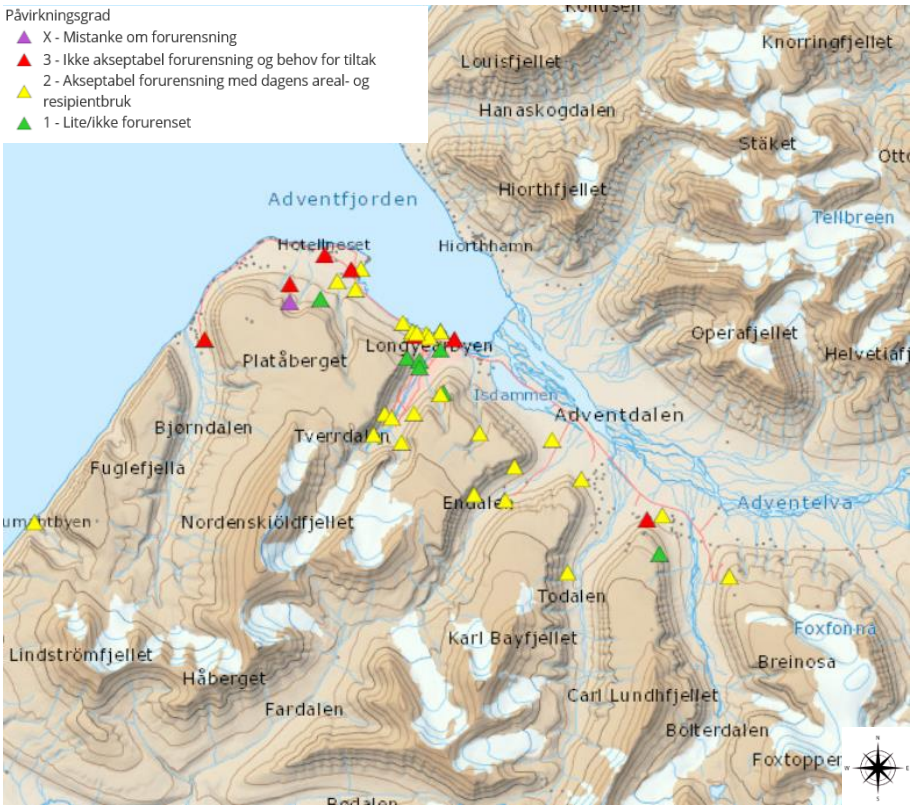
3.2 Forurenset grunn

Svalbard har en spesiell geologi, og samfunnet i Longyearbyen ble i sin tid etablert som følge av geologien i området, mer spesifikt på grunn av forekomst av kull. Kullgruvedrift er en betydelig bidragsyter til kull i naturmiljøet, da gruvedriften bidrar til å føre kullmasser ut i dagen. I tillegg er erosjon av den naturlige kullfløtsen som stikker ut i dagen en kilde til kull i miljøet. Kull er omdannet plantemateriale og er en bergart med høyt karboninnhold. Kull inneholder hydrokarboner (herunder polyaromatiske hydrokarboner, PAH og NPD'er (naftalen, fenantren, alkylnaftalener, dibenzotiofen og deres alkylerte homologer)) og forekomst av kullforbindelser i miljøet kan derfor forveksles med forurensning fra f.eks. olje. PAH fra råkull er av petrogen opprinnelse. Denne typen PAH kjennes igjen ved å ha et høyt innhold av NPD'er og få karbonringer (Achten & Hofmann 2008). Gruvedrift vil også kunne medføre forurensning av PAH med pyrogen opprinnelse (PAH16), men kildene til disse vil hovedsakelig være forbrenning av drivstoff fra kjøretøy og maskiner som benyttes i den industrielle aktiviteten. Det er vist seg å være vanskelig å skille mellom kull og oljeforurensning, men en indikator for kull som kilde, er høyere innhold av naftalen i forhold til de andre NPD'ene (Achten & Hofmann 2008).

PAH er sterkt partikulært bundet til kullpartikler, og er dermed lite tilgjengelige for opptak i næringskjeden (lav biotilgjengelighet, White & Alexander 1996). Naturlig PAH sorbert til råkull har vist seg å ha en svært langsom desorpsjonsprosess (opp til århundrer), noe som indikerer at disse hydrofobe miljøgiftene vil ha en lav miljømessig risiko da det kan ta flere hundre år før de frigis til naturmiljøet (Jonker *et al.* 2005). I risiko og spredningsvurderinger av forurensning på Svalbard er det viktig å ta hensyn til naturlig bakgrunnsnivå og biotilgjengelig fraksjon for hydrokarboner og metaller.

3.2.1 Tilstand

Avrenning fra forurenset grunn kan være en kilde til miljøgifter i Adventfjorden. Det er registrert flere områder hvor det er mistanke om forurenset grunn eller bekreftet forurenset grunn i Miljødirektoratets grunnforurensningsdatabase (Figur 3). Datagrunnlaget for disse områdene er varierende og for mange av områdene mangler det data. Oversikt over undersøkelser knyttet til disse eiendommene og resultat fra disse finnes i Miljødirektoratets database. Det foreligger imidlertid en del data fra undersøkelser som ikke er inkludert i denne databasen og i de følgende kapitler gis en oversikt over kunnskapsstatus for forurenset grunn.



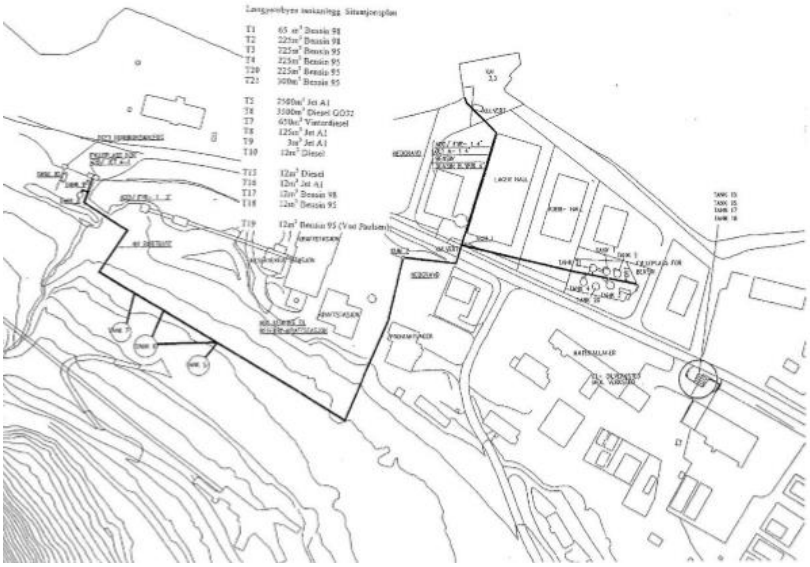
Figur 3. Eiendommer nær Adventfjorden registret med mistanke om forurenset grunn/bekreftet forurenset grunn registrert i Miljødirektoratets grunnforurensnings database. Kilde: http://grunnforurensning.miljodirektoratet.no/.

Det er gjennomført få undersøkelser som har tatt for seg store geografiske områder. De fleste undersøkelsene er rettet mot avgrensede områder hvor det er mistanke om lokale kilder. Norges Geologiske Undersøkelser (NGU) gjennomførte imidlertid en rekke undersøkelser av bygninger (maling) og jordsmonn i ulike bosettinger på Svalbard i perioden 2007 - 2008. I Longyearbyen ble i alt 38 malingsprøver og 46 jordprøver analysert for PCB (polyklorerte bifenyler). Det ble påvist PCB i maling fra 6 % av de undersøkte bygningene (2 av 34 bygninger), men konsentrasjonene var lave. I jordprøvene var det også lavt nivå av PCB. I 44 av de 46 analyserte prøvene tilsvarte PCB-konsentrasjonen tilstandsklasse I (Meget god tilstand) i henhold til Miljødirektoratets klassifiseringssystem for jord (Hansen & Danielsborg 2009). I de to siste jordprøvene tilsvarte konsentrasjonen tilstandsklasse II (God tilstand) (Jartun *et al.* 2007; 2009).

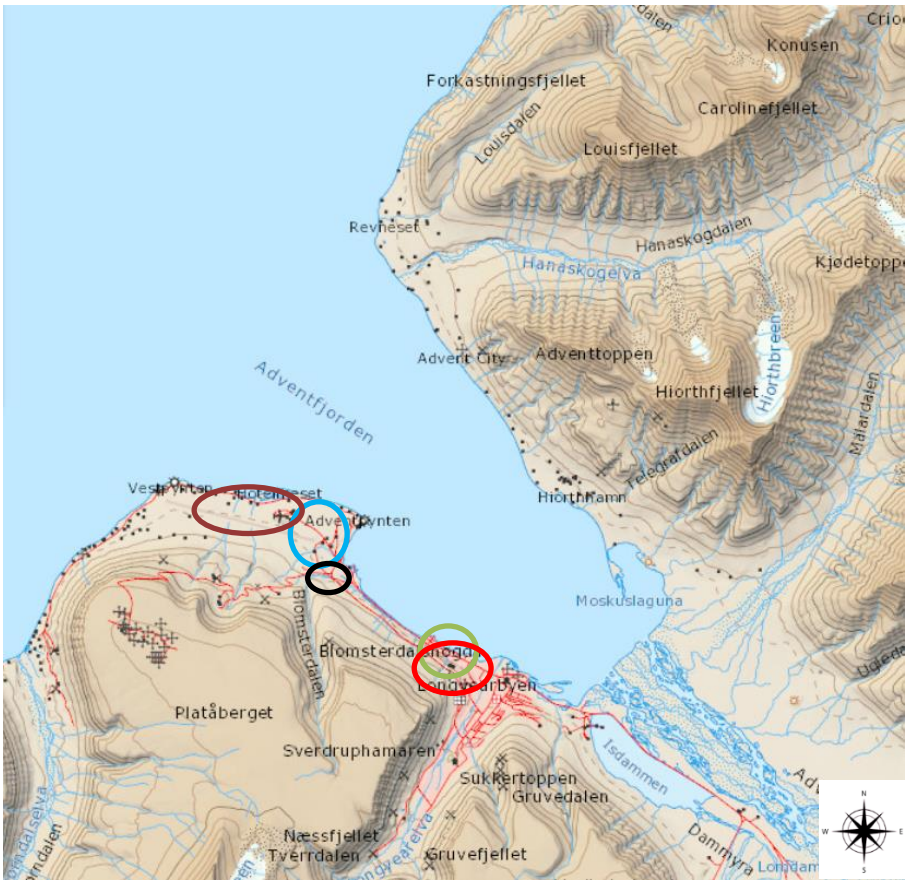
I flere områder er det deponert skeidestein fra kullutvinning. Tidligere undersøkelser ved gamle gruvetipper på Svalbard har påvist sur avrenning og forhøyde nivå av metaller i avrenning, med påfølgende utfelling i resipienter (Banks 1996; Breedveld *et al.* 1999; Søndergaard *et al.* 2007). Effekter på vegetasjon i nærhet av tippene er også påvist (Breedveld *et al.* 1999). De fleste tippene grenser ikke til marint miljø. Ettersom sjøvann har en høy bufferkapasitet vil heller ikke sur avrenning fra gruvetipper være en utfordring for marint miljø.

3.2.1.1 Tankanlegg

Det finnes flere tankanlegg i Longyearbyen (Figur 4). Det er ikke gjennomført grunnundersøkelser ved alle disse (http://grunnforurensning.miljodirektoratet.no/), men det er kjent at forurensning har oppstått ved flyplassen (se kap. 3.2.1.5) og ved ett av anleggene lokalisert ven energiverket. I 1987 ble det sølt ca. 80 m^3 bensin fra dette anlegget. Adventfjorden var dekket av is og størstedelen av utslippet ble fanget i steinfylling mellom kaianlegget og tankene. Etter ca. ei uke var mye av den synlige bensinen fordampet, men en del av sølet trakk ned i grunnen. Det foreligger imidlertid ikke nyere undersøkelser som kan si noe om eventuell resterende forurensning. Det er ikke kjent om dette utslippet førte til skade på biota i Adventfjorden. Tankanlegg representerer en risiko for forurensning, selv om moderne krav til utforming og kapasitet for oppsamling har redusert risiko for utslipp betraktelig.



Figur 4. Tankanlegg i Longyearbyen (Kilde: Sysselmannen på Svalbard 2010).



Figur 5. Kart som viser noen av de områder med forurenset grunn som er omtalt i foreliggende rapport. Blå sirkel= Hotellneset, brun sirkel = Flyplass, svart sirkel = ORV (Oppredningsverket), grønn sirkel = Bykaia, rød sirkel = område med en del tankanlegg (finnes flere, se Figur 4). Kart fra topoSvalbard, Norsk Polarinstitutt.

3.2.1.2 Hotellneset

Store Norske Spitsbergen Grubekompani (SNSG) utvinner i dag kull i Gruve 7 som ligger ca. 15 km fra Longyearbyen. Kullet transporteres med kjøretøy til Hotellneset (Figur 5), hvor det mellomlagres i påvente av utskipning. Kulltransport og lagring kan føre til spredning av kullstøv til omkringliggende områder.

Rambøll gjennomførte i 2012 en kartlegging av jordsmonn (7 prøvepunkt, n = 18, varierende dybde (maks 2 m)) ved kaianlegget på Hotellneset. Resultatene fra denne undersøkelsen viste at PAH-konsentrasjonene i massene varierte fra tilstandsklasse I–III i henhold til Hansen & Danielsborg (2009). Bensen-konsentrasjonen varierte fra tilstandsklasse I–V (tilstandsklasse V i 11 av 18 prøver), mens alifater (C8–C35 analysert) forekom i konsentrasjoner tilsvarende tilstandsklasse I-V (Støver 2012). Metallnivåene var generelt lave i de analyserte prøvene (tilstandsklasse I–II), og det ble ikke påvist PCB i massene. Den registrerte forurensningen med hydrokarboner stammer sannsynligvis fra kull og oljesøl i forbindelse med industriaktivitet. I følge Støver (2012) viser en stedspesifikk risikovurdering at det er liten fare for spredning av oljeforurensning til resipient (dvs. til sjø), men at det er fare for kontaminering av grunnvann.

Sweco tok i 2015 prøver fra 11 punkter på Hotellneset (Gaut 2015). De 11 jordprøvene ble analysert for PCB, hydrokarboner og metaller. Analyseresultatene vist at prøvene inneholdt alifater (C8–C35) tilsvarende tilstandsklasse I–V (tilstandsklasse V ble registrert i kun en prøve), PAH i tilstandsklasse I–IV og bensen i tilstandsklasse III–V (tilstandsklasse V i 10 av

11 prøver) Metallkonsentrasjonene var lave (tilstandsklasse I–II). PCB ble kun detektert i en prøve (tilstandsklasse II).

Evenset & Rønning (2017) tok i 2016 i alt 30 jordprøver (dyp 0–1,9 m) fra områdene på Hotellneset som benyttes som mellomlagringsområde for kull og ulike typer avfall. Noen av disse prøvene ble tatt i samme området som de som ble tatt av Gaut (2015). Prøvene ble analysert for hydrokarboner, metaller og PCB. Analyseresultatene viste at konsentrasjonen av alifater (C8–C35) og PAH i de fleste jordprøvene tilsvarte tilstandsklasse I-II. På enkelte stasjoner, som lå midt i kullagringsområdet, ble det målt forhøyde konsentrasjoner av bensen (tilstandsklasse II –IV). På fem stasjoner, som alle lå i overkant av veien som går ned forbi kaia, ble det målt konsentrasjoner av bensen, C8– C35 alifater og PAH som tilsvarte tilstandsklasse IV–V. Alle stasjoner med høye forurensningsnivå lå langs et belte i overkant av vei og ved boring ble det funnet materialrester som kan stamme fra en gammel oljeledning. Det ble derfor antatt at forurensningen der kunne knyttes til en slik ledning og ikke til kull- eller avfalls-lagring.

PCB ble ikke påvist i jordprøver fra Hotellneset, og det var det jevnt over var lave nivå av metaller i jordprøvene (tilsvarende tilstandsklasse I). Arsen-konsentrasjonen tilsvarte imidlertid tilstandsklasse II i de fleste prøvene (Evenset & Rønning 2017). Tidligere resultater fra kjemiske analyser av kullprøver, sidebergarter og overflatejord fra Svalbard viser høye verdier av arsen (Breedveld 2000; Andersson *et al.* 2011; Ottesen *et al.* 2010). Det er derfor sannsynlig at lett forhøyde As-nivå er et resultat av naturlige geologiske forhold.

Samlet viser resultatene fra de ovennevnte undersøkelser på Hotellneset at forurensningsnivået i området hvor kull lagres i dag er lavt – moderat. I enkelte områder langs veien som passerer Kullkaia og i selve havneområdet er det påvist oljeforurensning i grunnen. Risikovurdering indikerer imidlertid at risiko for spredning til sjø er relativt lav, men at det kan være fare for spredning til grunnvann.

Figur 6. Hotellneset, Svalbard. Foto: Anita Evenset, Akvaplan-niva.

3.2.1.3 Oppredningsverk

På tomta for det gamle oppredningsverket ved Hotellneset (se Figur 5) tok Sweco jordprøver i 9 punkt i 2015. Det ble tatt ut 14 prøver fra 0–1 eller 1–2 meters dybde som ble sendt til analyse. Resultatene viste bensen-konsentrasjoner tilsvarende tilstandsklasse V i samtlige prøver, PAH-konsentrasjoner tilsvarende tilstandsklasse II–III og alifat (C8–C35)-konsentrasjoner tilsvarende tilstandsklasse I–III. Metallkonsentrasjonene var lave (tilstandsklasse I – III, kun As ble registrert i tilstandsklasse III), og PCB ble kun detektert i en prøve (tilstandsklasse II) (Gaut 2015).

3.2.1.4 Bykaia

Sweco tok i 2015 prøver i til sammen 9 punkter i overkant av Bykaia, i et område som ble benyttet til lagring av containere. Prøvene ble tatt i laget 0 – 1 meter dybde (Gaut 2015). Sweco oppgir at massene i området er fyllmasser bestående av avgangsmasser fra gruvene, tilkjørte elvemasser og avfall (blant annet sot) fra kraftverket. Massene er løst lagret og sjøvann trenger inn i fyllinga. De 9 jordprøvene fra Bykaia ble analysert for PCB, hydrokarboner og metaller. De fant PAH og oljefraksjon >C8-C10 tilsvarende tilstandsklasse III og bensen tilsvarende tilstandsklasse V i samtlige prøver. I tillegg ble det påvist olje i fraksjonen >C6-C8 over normverdien i flere lokaliteter. Det samme gjaldt for de monosykliske aromatiske hydrokarbonene toluen, etylbensen og xylener og flere PAH-forbindelser (Gaut 2015). Arsen-konsentrasjoner tilsvarende tilstandsklasse II–IV ble påvist, mens andre undersøkte metaller tilsvarte tilstandsklasse I (Gaut 2015). Det ble ikke detektert PCB i massene.

I forbindelse med en planlagt utfylling tok Svalbard lokalstyre våren 2017 fire sedimentprøver (0–10 cm) i strandsonen like øst for Bykaia (Evenset 2017a). Sedimentet som ble prøvetatt var grovt (<1 %< 63 µm) og hadde et relativt lavt innhold av organisk karbon. Analyseresultatene viste at konsentrasjonen av PAH i sedimentprøvene tilsvarte tilstandsklasse I–III i henhold til M-608-2016. Det var imidlertid kun naftalen som ble detektert i konsentrasjoner som tilsvarte tilstandsklasse III (Tabell 3). Det ble ikke detektert PCB eller tinnforbindelser i noen av prøvene. Metall-konsentrasjonene tilsvarte stort sett tilstandsklasse I og II, men arsen og sink forekom i konsentrasjoner tilsvarende tilstandsklasse III. Nivåene målt i sedimentet fra fjæresonen var generelt lavere enn de som ble målt i sediment samlet inn utenfor Hotellneset (Evenset & Rønning 2017). Årsaken til dette er nok at sedimentet i fjæresonen hadde en mye lavere andel finstoff enn sedimentet på større dyp. Sedimentet som ble undersøkt skal tildekkes med rene masser og vil således ikke lengre kunne bidra med miljøgifter til Adventfjorden, men resultatene presenteres likevel ettersom de trolig er representative for andre deler av strandsonen i den indre delen av Adventfjorden.

3.2.1.5 Flyplass

Svalbard lufthavn ligger ytterst i Adventfjorden, ca. 5 km fra Longyearbyen sentrum. Lufthavnen er en sivil flyplass og ble åpnet i 1975. Ny terminal ble åpnet i 2007. Flyplassen blir trafikkert av SAS, Norwegian og Lufttransport. Lufttransport har base der. I 2016 reiste 170 014 passasjerer via Svalbard lufthavn. I 2015 var tallet 165 584 passasjerer med 6 453 flyvninger.

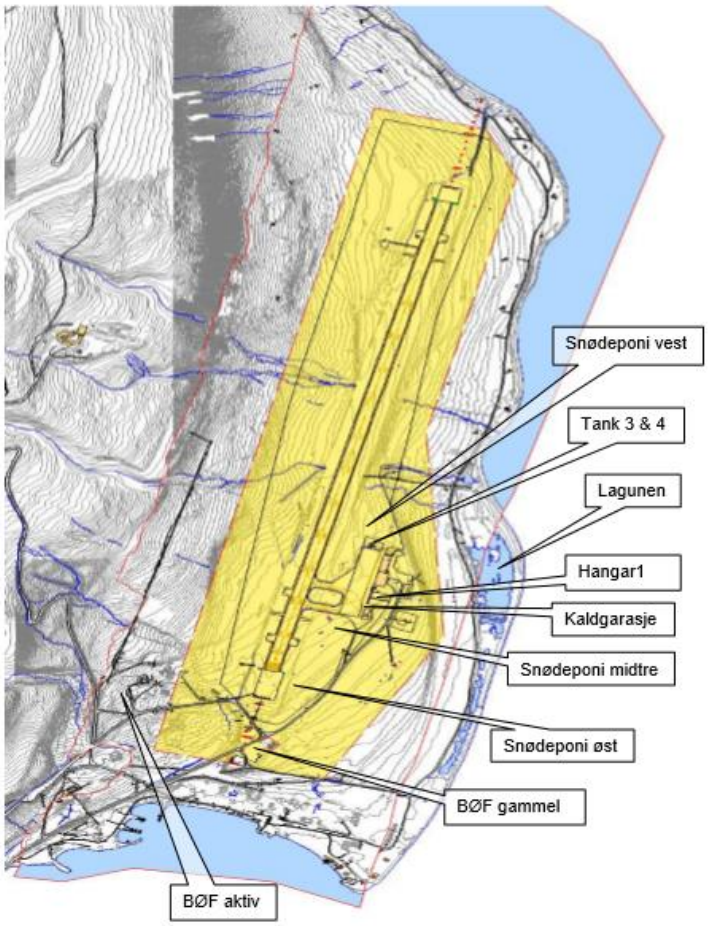
Risiko for vann- og grunnforurensing ved dagens drift av flyplasser er i hovedsak knyttet til flyavising, baneavising, brannøving og risiko for drivstofflekkasjer, og det er påvist forurensning med per- og polyfluorerte alkylstoffer (PFAS) på flere flyplasser på fastlandet. PFAS er fluorholdige stoffer som tidligere har vært brukt som tilsetningsstoff i brannskum og

som også ble benyttet på Svalbard. Det ligger to brannøvingsfelt ved flyplassen, et gammelt felt nordøst for rullebanen og et nytt aktivt felt sydøst for rullebanen. Det aktive brannøvingsfeltet er et sameie mellom Store Norske Spitsbergen Kullkompani, Longyearbyen Lokalstyre og Avinor Svalbard lufthavn.

Det er gjennomført flere kartlegginger på flyplassområdet for mulig forurensninger av olje og brannskum. I juni 2011 utførte Rambøll miljøteknisk grunnprøvetaking i tankrommet under hangar 1 (Figur 7) på Svalbard lufthavn i forbindelse med oppgradering av tankanlegget (Rambøll 2011). Analyser av jordprøver tatt under hangar viste at det var høye konsentrasjoner av totale hydrokarboner (THC), dvs. tilstandsklasse V, moderate konsentrasjoner av PAH (tilstandsklasse III), moderate til høye konsentrasjoner av bensen, toluen, etylbensen og xylen **(**BTEX) i tilstandsklasse III –V og relativt lave konsentrasjoner, 4–28 µg/kg av perfluoroktylsulfonat **(**PFOS) og perfluoroktansyre (PFOA) i jordmassene. Det ble ikke funnet PCB i noen av prøvene. Sweco og Cowi (Randolph-Lund 2012) analyserte prøver tatt nedstrøms for hangaren for PAH og PFAS, samt alifatiske hydrokarboner. De fant en relativt lave PAH-konsentrasjoner, PFOS var lavere enn normverdi (100 µg/kg), mens konsentrasjonen av tyngre oljekomponenter (C12-C35) var forhøyd. Det ble også påvist relativt fersk olje i en sedimentprøve fra utstrømningsområde ved Lagunen. Dette kan også antyde en viss spredning over permafrosten fra flyplassen til Adventfjorden.

Analyser av prøver tatt ved drivstoffanlegg for fly viste at de inneholdt spor av PFOS og PAH (< normverdi, dvs. tilstandsklasse I). Det ble påvist rester av tyngre oljekomponenter (C12-C35) i grunnen under tankanlegget, nært selve påfyllingsanlegget. Det ble ikke påvist olje i et punkt nedstrøms tankanlegget og Randolph-Lund (2012) konkluderte derfor med at forurensningen er lokal og ikke spredt.

Analyser av jordprøver fra to borehull nedstrøms Avinors kaldgarasje viste moderat innhold av alifater, noe som indikerer at oljeforbindelser spres med grunnvannet over permafrosten. Det ble også funnet PFOS og PAH i jordprøvene. I en sedimentprøve tatt i lagunen nedstrøms flyplassen ble det målt moderat nivå av alifater og PAH. Vannprøver tatt nedstrøms hangar 1 inneholdt ikke propylenglykol (avisningsvæske) (Randolph-Lund 2012).



Figur 7. Oversiktskart, Svalbard lufthavn. Kart fra Randolph-Lund 2012.

Sweco og Cowi tok i september 2011 i alt 11 overflateprøver i området rundt plattformen på det nye brannøvingsfeltet. I mai 2012 ble det tatt 26 tilleggsprøver, hvorav 14 ble analysert. Det ble også tatt to avrenningsprøver. Prøvene ble analysert for PFAS og THC. Resultatene viste nivå av PFOS over normverdien i en overflateprøve (5250 µg/kg) og en dybdeprøve (671 µg/kg). Prøvene med PFOS var tatt på utsiden av oljeutskilleren der det har oppstått lekkasjer til grunnen. Prøvene inneholder også THC i tilstandsklasse III og IV. Det ble også funnet THC i tilstandsklasse 2 i flere prøver og PAH i tilstandsklasse 2 i fire prøver.

Ved det gamle brannøvingsfeltet ble det tatt prøver fra ni hull. I alle hull var permafrosten truffet fra 200-300 cm. Det ble også tatt 8 overflateprøver i området rundt feltet. Det ble funnet høye konsentrasjoner av PFOS (fra 362–4580 µg/kg) i fire hull, samt i 6 overflateprøver (fra 650–3460 µg/kg) på det gamle brannøvingsfeltet. Det ble også målt høye nivå av THC (tilstandsklasse IV-V) i to prøvehull fra det gamle øvingsfeltet. En overflateprøve inneholdt THC i tilstandsklasse 3. Analyseresultatene viste at det mest forurensede område ligger innefor et areal på ca. 60 * 50 m og utgjør et volum på ca. 6 000 m^3.

Avinor Svalbard lufthavn, Longyearbyen Lokalstyre og Store Norske Spitsbergen Kullkompani er i gang med å utarbeide en tiltaksplan for PFAS-forurenset grunn på Svalbard lufthavn. Denne planlegges ferdigstilt i nær fremtid. Som en del av dette arbeidet er det analysert flere prøver fra området.

Ahrens *et al.* (2016) kartla nivå av PFAS i jord, sediment, ferskvann, sjøvann og snø fra utvalgte lokaliteter i Isfjorden. Analyser av jordprøver (n = 4) tatt på/ved brannøvingsfeltet til Avinor ved Svalbard lufthavn viste høye nivå (sum PFAS opp til 1600 µg/kg tørrvekt). I en grøft ca.

600 m fra øvingsfeltet var ΣPFAS 3,9 µg/kg tørrvekt, noe som indikerer at forurensningen spres fra selve kildeområdet. Den dominerende forbindelsen i jordprøvene var PFOS (51 %), fulgt av 6:2 fluorotelomer sulfonate (6:2 FTSA) (17 %) og perfluorheksansulfonsyre (PFHxS) (7,9 %). Et slikt mønster er tidligere påvist på andre lokaliteter som er påvirket av brannskum (Ahrens *et al.* 2016; Kärrman *et al.* 2011).

3.2.1.6 Gruve 7

Gruve 7 ligger 15 kilometer fra Longyearbyen og har vært i produksjon siden 1975. Området rundt Gruve 7 har ikke direkte avrenning til Adventfjorden, men elver som renner gjennom dalene som ligger på hver side av Breinosa hvor gruven er lokalisert (Foxdalen og Bolterdalen) har avrenning til Adventelva, som til slutt ender ut i Adventfjorden. Undersøkelser av forurensingsstatus i området rundt Gruve 7 er derfor inkludert her.

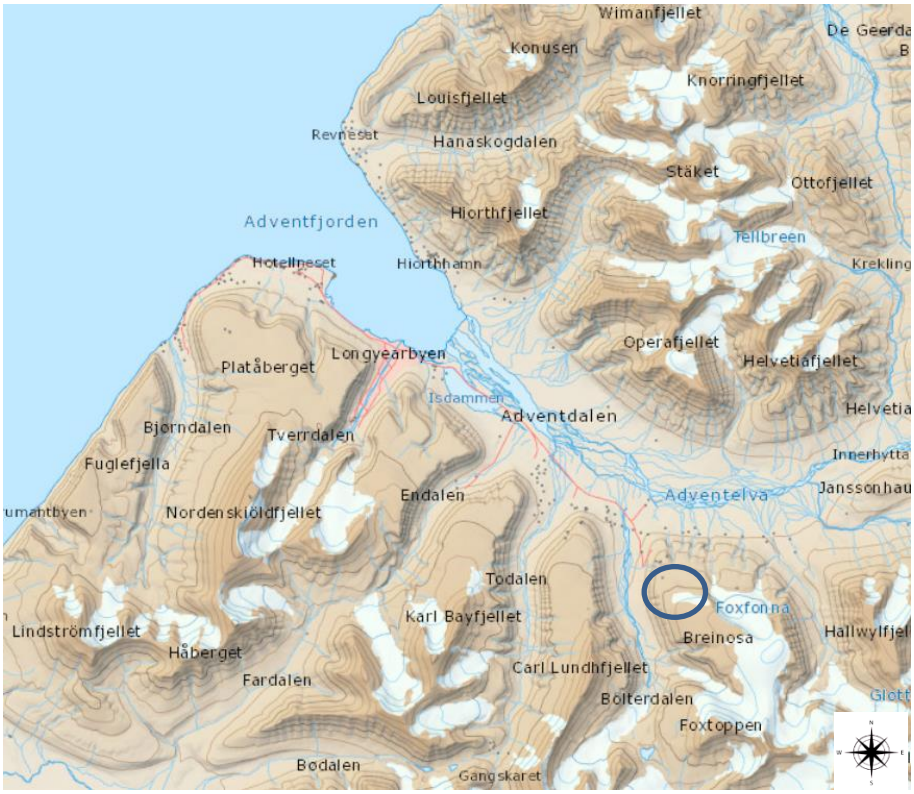
Figur 8. Daganleggene ved Gruve 7. Foto: Store Norske Spitsbergen Grubekompani

Avrenning fra en gammel skeidesteinsfylling ved Gruve 7 ble undersøkt av Norges Geotekniske Institutt (NGI) i 1998 (Breedsveld *et al.* 1999). Undersøkelsen omfattet flere gamle skeidesteinstipper i området rundt Longyearbyen, og fyllingen ved Gruve 7 var den eneste i undersøkelsen hvor pH i avrenningsvann var tilnærmet nøytral og nivået av metaller moderat. NGI foreslår at årsaken til det «rene» sigevannet er at den aktuelle fyllingen besto av vanlig sandstein med lavt innhold av sulfatholdige mineraler. Videre kan bruk av kalk i gruven ha bidratt til nøytralisering av sigevannet.

Sigevann fra skeidesteinstipper ved Gruve 7 ble nylig undersøkt i forbindelse med en Master-oppgave utført av en student ved Universitetssenteret på Svalbard (UNIS) og Norges Tekniske Naturvitenskapelige Universitet (NTNU) (Lunde 2015). Masteroppgaven hadde som målsetning å undersøke eventuell grunnforurensning ved daganlegget til Gruve 7, og spredning av forurensning til omkringliggende områder (Lunde 2015). Vannprøver tatt nær skeidesteinstippene hadde lav pH og forhøyde nivå av metaller. Det ble også observert gul misfarging av løsmassene nedstrøms tippene, noe som antyder utfelling av sulfatkomplekser

(SO_4^{2-}). I den samme Master-oppgaven ble det også vist at pH øker og tungmetallkonsentrasjonen avtar med økende avstand fra skeidesteinstippene. Resultater fra prøvetaking lengre bort fra selve fyllingene indikerer at sur avrenning fra fyllingene ved Gruve 7 nøytraliseres før det når resipientene (Bolterdalselva og Adventelva). Overflatevann som etter hvert blandes inn i sigevannet har trolig en høy bufferkapasitet (innhold av basisk vann, kalk), og vil dermed begrense de sure (H^+-produserende) forvitringsprosessene.

Gjennom Master-oppgaven til Lunde (2015) ble det også tatt jordprøver fra området rundt daganlegget ved Gruve 7, samt av smeltevann som pumpes ut av gruva. Resultatene av analysene viste at jordmassene ved daganlegget til Gruve 7 er forurenset av PAH-forbindelser, BTX og alifatiske hydrokarboner. Kilden til hydrokarboner er trolig kullmasser, men også oljesøl fra maskiner benyttet til industrivirksomheten. På grunn av kullmasser i grunnen vil en del av hydrokarbonene være sterkt bundet til kullfraksjoner og dermed mindre mobile og biotilgjengelige i naturmiljøet. Ved bruk av beregningsverktøyet til Miljødirektoratet ble det konkludert med at det er ingen helsefare tilknyttet de påviste jordkonsentrasjonene. Spredningsvurderingene viste imidlertid at det er risiko for spredning av miljøgifter med vann ned til Bolterdalselva.



Figur 9. Oversiktskart som viser Gruve 7 (blå sirkel) som er lokalisert mellom Bolterdalen og Foxdalen. Kart: topoSvalbard, Norsk Polarinstitutt.

I 2016 tok Akvaplan-niva prøver av smeltevann fra Gruve 7, samt av jord/sedimentprøver fra områdene i Foxdalen og Bolterdalen som påvirkes av vann fra Gruve 7. Vann fra gruva (smeltevann) pumpes ut i Foxdalen, som har avrenning mot Adventselva. Sanitærvann slippes ut i Bolterdalen, som har avrenning mot Bolterdalselva og videre mot Adventelva. Adventelva renner ut i Adventfjorden om lag 11 km nedstrøms for Breinosa (Figur 9). Analyseresultatene viste at det var lave konsentrasjoner (stort sett lavere enn deteksjonsgrense for analysemetode) av PAH og alifatiske hydrokarboner i smeltevannet fra gruva. Metallkonsentrasjonen var jevnt over noe forhøyd, men forhøyde metallkonsentrasjoner er vanlig i smeltevann fra isbreer (Drbal

et al. 1992). Selv om vannforskriftens miljøkvalitetsstandarder AA-EQS (grenseverdi for kroniske effekter ved langtidseksponering) og MAC-EQS (grenseverdi for akutt toksiske effekter ved korttidseksponering) var overskredet for flere av metallene ble det vurdert som lite sannsynlig at utslippene har noen vesentlige effekter på habitat eller økosystemer i utslipps-området (Evenset 2017b). Det er ikke fisk i elvene og den kjemiske sammensetningen på smeltevannet som kommer ut via gruva avviker lite fra den i smeltevann som renner direkte fra isbreer i området.

Jord/sediment-prøver tatt i området ved bekken som renner ned mot Foxdalen og Adventdalen hadde lave konsentrasjoner av hydrokarboner (tilsvarende tilstandsklasse I-II for PAH og alifatiske hydrokarboner i henhold til Hansen & Danielsborg 2009). Også metallnivåene var lave. Ecofact gjennomførte i 2015 en vegetasjonskartlegging i Foxdalen (Arnesen & Pop 2016). De konkluderte med at "*det er overveiende sannsynlig at pumping av vann fra gruve 7 ut i Foxdalen har en begrenset og lokal effekt på plantelivet i den østvendte dalsida i Foxdalen. Påvirkningen består i økt lokal erosjon/forstyrrelser og kjemisk påvirkning. Plantelivet langs hovedelva i Foxdalen og videre nedover i systemet har neppe noen nevneverdig effekt fra gruvevannet*". Resultatene fra vann- og jord-analysene (Evenset 2017) indikerer at den kjemiske påvirkningen er liten.

Det ble også målt lave nivå av hydrokarboner i de fleste jordprøvene fra Bolterdalen. Nivåene var imidlertid noe høyere enn i sedimentprøvene fra Foxdalen, noe som trolig skyldes forskjeller i innhold av organisk materiale (ikke målt). Prøven tatt nærmest utslippspunktet for sanitærvann skilte seg imidlertid fra de andre prøvene, ettersom den hadde relativt høye konsentrasjoner av alifatiske hydrokarboner (tilsvarende tilstandsklasse III–IV i henhold til Hansen & Danielsborg 2009) og noe forhøyde PAH-nivå (tilstandsklasse II for benso(a)pyren og tilstandsklasse III for sum PAH16). Kilden til alifatiske hydrokarboner kan være mineraloljebaserte hydraulikkoljer, whitesprit, parafin, bensin, diesel osv. Resultatene indikerer derfor at området nærmest utslippspunktet for sanitærvann er påvirket av utslipp fra verksted/garasje ved daganlegget til Gruve 7, ettersom en fungerende oljeavskiller manglet på prøvetakingstidspunktet (Evenset 2017b). Metallnivåene var jevnt over lave (tilsvarende tilstandsklasse I). Arsen-nivået tilsvarte tilstandsklasse II, men dette er sannsynligvis et resultat av geologien i området, og ikke forårsaket av tilførsel fra gruvevirksomheten (Lunde 2015). Tilsvarende arsen-konsentrasjoner forekommer i flere andre områder på Svalbard (Jensen & Evenset 2015).

De relativt lave konsentrasjonene av hydrokarboner og metaller målt i nærområdene til utslippene fra Gruve 7 indikerer at spredningen til Adventelva og deretter til Adventfjorden sannsynligvis er liten.

3.2.2 Avrenning fra forurenset grunn

Vestkysten av Spitsbergen er et relativt nedbørsfattig område med en nedbørsnormal på rundt 190 mm nedbør i året (Metrologisk Institutt, 2015), og ca. 50 % av nedbøren faller som snø. Longyearbyen er lokalisert innenfor et periglasial område med kontinuerlig permafrost. Permafrost og periglasiale landformer har en sterk påvirkning på hvordan vann i grunnen oppfører seg, og vil dermed også påvirke hvordan forurensede stoffer spres i grunnen. Når grunnen fryser vil permeabiliteten i jordmassene reduseres, da is tar opp plassen i porene mellom korn. Forurensede stoffer vil i hovedsak kunne spres gjennom det aktive laget, som er det laget som tiner om sommeren, i et område med permafrost. Forurensede stoffer vil imidlertid også kunne spres ned i permafrost grunnet sprekker/porer i isen, eller grunnet ufrossede soner (talikformasjoner) i grunnen. Spredning gjennom sprekkdannelser i berggrunn

er også mulig. Dette ble f.eks. observert etter et dieselsøl ved Isfjord Radion i 2011 (Evenset 2012).

I et arktisk klima vil potensiale for avrenning fra forurenset grunn variere gjennom året. Det aktive laget vil variere mellom å være frosset og ufrosset avhengig av sesongen, og tykkelsen vil også variere fra år til år. Økende temperaturer på Svalbard har ført til at tykkelsen på det aktive laget har økt de senere år. Evenset & Rønning (2017) traff f.eks. på frost først ved 1,8 m dyp på Hotellneset i slutten av juni 2016.

- **Høst:** Temperaturene synker og det aktive laget fryser. Vanntransport kan forekomme i den nedre delen av det aktive laget, mens den øvre delen fryser og hindrer vanntransport.
- **Vinter**: Det aktive laget er frosset og det er minimale muligheter for vanngjennomstrømning i jordmassene.
- **Vår**: Høyere temperaturer og smeltevann gir god vanngjennomstrømning i det aktive laget som tiner.
- **Sommer**: Det aktive laget har tint og vann kan strømme gjennom hele det aktive laget.

Som tidligere nevnt kan tilstedeværelsen av kull ha konsekvenser for spredning av organiske miljøgifter. Organisk materiale som kull absorberer organiske miljøgifter, og dette er en viktig prosess fordi den kontrollerer mobiliteten til stoffene. Amorft organisk karbon (AOM, organisk materiale som mangler en fast struktur, men består av restmateriale og nedbrytningsprodukter fra blant annet planter eller dyr) og karbonholdige geosorbenter (CG, fast, krystallinsk materiale som hovedsakelig består av aromatiske strukturer med høyt karboninnhold, blant annet flyveaske og kull, såkalt «black carbon» (BC)) absorberer i ulik grad miljøgifter (Corneliussen *et al.* 2005). Adsorpsjon av organiske miljøgifter til CG er 10 til 100 ganger høyere enn til AOM. CG er dermed en effektiv absorbent for organiske miljøgifter og reduserer spredning i grunn (Corneliussen *et al.* 2005).

Basert på kunnskapen om forurenset grunn som er presentert i kap. 3.2.1 mener vi at det skjer en viss tilførsel av miljøgifter fra forurenset grunn til Adventfjorden, men at mengdene som spres er relativt små. Det er lave nivå av klororganiske miljøgifter i jordprøver fra de ulike undersøkte områder. Forurensning fra PAH stammer fra kull og olje (Hotellneset), men PAH fra kull er sterkt bundet og lite mobil og oljeforurensningen ser stort sett ut til å være innenfor jordens retensjonskapasitet (Støver 2012; Lunde 2015; Evenset & Rønning 2017). Oljeforurensning er først og fremst påvist i områder med kull i grunnen (Hotellneset, Oppredningsverket, Bykaia), noe som vil redusere utlekkingspotensialet. Sur avrenning fra gruvetipper med påfølgende metallutfelling utgjør sannsynligvis et minimalt problen for marint miljø, både på grunn av avstand og sjøvannets store bufferkapasitet. Flyplassområdet ser imidlertid ut til å representere et unntak, ettersom spesielt PFAS ser ut til å spres med vann ut til fjorden. Beregninger av tilførsler er gjennomført av Avinor Svalbard lufthavn, Svalbard lokalstyre og Store Norske Spitsbergen Kullkompani.

Selv om den kartlagte forurensningen i dag ikke synes å utgjøre en stor risiko for marint miljø er det likevel viktig at tiltak for å forhindre spredning (og helsefare for arbeidere) gjøres dersom det skal graves i forurensede masser.

3.3 Bil- og scooter-trafikk

Veinettet i og rundt Longyearbyen utgjør omlag 50 kilometer. Ved utgangen av 2015 var det registrert 4500 kjøretøyer på Svalbard. Av dette var det 1200 personbiler, 2200 snøskutere, 24 busser, 233 varebiler, 67 lastebiler, 65 traktorer, 118 morsykler og 73 mopeder (www.ssb.no).

Biler og scootere har utslipp til luft, og det har i de senere år blitt gjennomført et par studier av utslipp fra snøscootere (Reimann *et al.* 2009; Kallenborn *et al.* 2011).

Reimann *et al.* (2009) gjennomførte prøvetaking av luft i området rundt Longyearbyen over 3 måneder i 2007. Studien konkluderte med at det var høye nivå av bensen, toluen og xylen (BTX) i luft på dagtid på sen-vinteren (hovedsesong for scooter turisme). Snø-scootere med totaks-motorer sto for de største utslippene (94 %). I følge Reimann *et al.* (2009) slipper totaktsmotorene ut 51 % uforbrent drivstoff gjennom eksosrøret, noe som førte til at rundt 166 666 l uforbrent bensin ble sluppet ut fra scootere i 2007. Dette drivstoffet vil delvis deponeres i jord og snø langs scooterløypene. En betydelig andel vil imidlertid fordampe og transporteres bort med luft.

Som en oppfølging av studien til Reimann *et al.* (2009) gjennomførte Kallenborn *et al.* (2011) i 2010 prøvetaking av jord og luft i områder påvirket av scooter-trafikk. De rapporterte om betydelig lavere luftkonsentrasjoner av BTX i Longyeardalen, Adventdalen, Todalen og Sassendalen enn de Reimann *et al.* (2009) hadde målt tre år tidligere. I følge forfatterne var lavere trafikk til/fra Gruve 7 i måleperioden, samt en høyere andel snøscootere med firetakts-motorer, medvirkende årsaker til de lavere BTX-nivåene i 2010. I tillegg til luftprøver tok Kallenborn *et al.* (2011) jordprøver på 18 stasjoner. Disse jordprøvene ble analysert for PAH (15 enkeltforbindelser). PAH-konsentrasjonene (sum 15 PAH) varierte mellom 21 og 1883 ng/g tørrvekt (gjennomsnitt 549 ng/g tørrvekt). Dette tilsvarer tilstandsklasse I i henhold til Hansen & Danielsborg (2009). De høyeste nivåene ble målt i jordprøver tatt ved bensinstasjon ved scooterutleie og i de travleste scooter-løypene. I alle prøvene var den en dominans av pyrogene (forbrenningsrelaterte) PAH-forbindelser.

3.4 Overvann

PAH-forbindelser eller andre miljøgifter som deponeres i snø og/eller jord kan vaskes ut (med overflateavrenning eller gjennom laget som ikke er frosset) og til slutt havne i Adventfjorden, selv om en betydelig andel nok vil holdes tilbake av organisk materiale (inkludert kull) i jordmassene.

Vestsiden av Spitsbergen er et nedbørsfattig område og andelen tette flater er relativt lav i Longyearbyen. Disse to faktorene er viktige i vurderingen av overvann som en mulig kilde til miljøgifter til Adventfjorden. Hvor mye overvann som havner i resipient (her Adventfjorden) avhenger av mange faktorer: andel tette flater i bosettingen/nedbørsfeltet, type jordmasser, dybde på permafrost og mengde nedbør. Generelt kan man si at mengde overvann til resipent øker med økende andel tette flater. Om sommeren vil en stor andel av nedbøren infiltreres i grunn (i det tinte topplaget) og avrenning av overvann vil da være relativt liten. Om vinteren vil alle flater kunne regnes som tette flater pga. negative temperaturer, men på grunn av lite vannavrenning (unntatt i perioder med mye regn) vil avrenningen være relativt liten.

Avrenning av miljøgifter med overvann kan beregnes ved følgende ligning; areal x nedbør x koeffisient for type areal (tette versus permeable flater) x konsentrasjon av miljøgifter (eventuelt sjablonverdi). Det finnes per i dag ingen målinger av nivå av ulike miljøgifter i overvann fra Longyearbyen. Det finnes en del data fra andre byer på fastlandet (sjablongverdier), men disse har i de fleste tilfeller en betydelig større befolkning enn Longyearbyen. Beregninger av miljøgiftstilførsler via overvann på fastlandet har vist store variasjoner og det vil alltid være stor usikkerhet tilknyttet slike beregninger når datagrunnlaget er spinkelt. Vi mener at nytteverdien av en beregning for Longyearbyen basert på sjablonverdier vil være liten, og vi har derfor ikke gjort noen kvantitative vurderinger av overvann. Basert på kunnskap om antall kjøretøy, type areal, nedbør og type jordsmonn mener vi at overvann er en

kilde til miljøgifter til Adventfjorden, men at bidraget er lite sammenlignet med andre kilder (forurenset grunn, sanitærvann, industri).

3.5 Skipstrafikk

Skipstrafikken til og fra Svalbard har økt de senere år og i 2015 ble det registrert 1030 anløp (Kystverket 2016). Havna besøkes av ulike fartøy med forskjellig størrelse og formål. Mye av trafikkveksten er drevet av passasjerskip, men det har også vært en økning i anløp fra forskningsfartøy. I 2015 hadde Longyearbyen havn 74 registrerte anløp relatert til forskning og undervisning. Forskningsfartøyene har i utgangspunktet helårsvirksomhet, men det er en klar topp i juli, august og september. Statistikk fra Longyearbyen havn viser at skipsanløp relatert til gods og forsyninger har økt betydelig, fra 5 anløp i 2000 til 41 anløp i 2015. Antall cruiseskip har variert de senere år, men trafikkveksten til havna i Longyearbyen forventes å fortsette framover, i all hovedsak som følge av økt etterspørsel etter arktiske cruise og turistrettede dagsturer med mindre fartøy i fjordene rundt Longyearbyen. Det meste av trafikken kommer i sommerhalvåret. I 2015 hadde sesongen fra mai til oktober hele 86 % av samlede anløp.

Longyearbyen har i dag fire kaier: Bykaia, Gammelkaia, Kullkaia og Turistkaia. Bykaia er Longyearbyens offentlige havn og dekker byens behov for havnefasiliteter til tung last og passasjertrafikk. Gammelkaia benyttes i all hovedsak til å ta imot gods og forsyninger til Longyearbyen og som liggekai for Sysselmannens fartøy. Kullkaia benyttes primært til å skipe ut kull for eksport og for å ta imot asfalt, sand og grus. Det er også etablert en plastflytebrygge (Turistkaia) som betjener fartøy opp til 60 meter. En småbåthavn ("To-takteren") med plass til ca. 130 småbåter er etablert i nærheten av Kullkaia. Ettersom det er begrenset kapasitet ved havneanleggene i Longyearbyen og relativt stor trafikk som skal betjenes over en kort sesong, er det mange skip som må ligge på anker i høysesongen.

Skip har først og fremst utslipp til luft (herunder SO_2, NO_2 og NOx, PM10 og PM2,5, bly, bensen og karbonmonoksid (CO)). Slike utslipp blir ikke nærmere omtalt her ettersom fokus for denne rapporten er utslipp til sjø. Driftsutslipp til sjø fra skip kan være avløpsvann, fast avfall, oljeholdig lensevann, ballastvann og lekkasje av antigroe-maling.

Skip produserer både gråvann og svartvann. Svartvann er avløp som kommer fra toalett, mens gråvann er det resterende avløpet fra husholdningen (bad-, oppvask- og vaskevann). Gjennomsnittlige skip produserer opptil 350 liter gråvann per person per dag (Klein 2008; Oceana 2008). Gråvann kan lovlig slippes ut i åpent hav, selv om det kan inneholde miljøfarlige stoffer, som personlig pleieprodukter, vaskemidler, olje og fett, metaller, medisinsk avfall, samt fekale koliforme bakterier. I reservatene på østsiden av Svalbard er det imidlertid forbudt å slippe ut gråvann nærmere enn 500 m fra land. Et tilsvarende forslag er på høring for de tre nasjonalparkene på vestsida. Adventfjorden er imidlertid ikke en del av en nasjonalpark. De fleste større skip som besøker Svalbard har rensesystemer for kloakk (svartvann). Behandling vil redusere virus og bakterier, næringsstoffer og konsentrasjoner av potensielle skadelige stoffer (dvs. medisinske rester, noen forbindelser som brukes i vaskemidler og kosmetikk). Imidlertid vil vannløselige forbindelser vanligvis følge avløpsvannet ut i havet. Slam fra renseanlegget må leveres til et godkjent mottaksted. Noen av de mindre fartøyene (få passasjerer) kan ikke ha behandlingsanlegg, men på grunn av lavt passasjertall er utslippene begrensede. Kloakkutslipp fra skip er således forventet å ha en betydelig mindre påvirkning på miljøet i Adventfjorden enn utslipp av sanitærvann fra bosettingen i Longyearbyen.

Skipstrafikk har historisk sett vært en av de viktigste kildene til spredning av fremmede arter både gjennom ballastvann og begroing på skip. Til tross for oppvarmingen av området, økt transport av atlanterhavsvann og økt skipstrafikk til Longyearbyen, er det ikke noe

vitenskapelig bevis for at fremmende arter har etablert seg i Adventfjorden (Weslavski 2011). Et viktig redskap for å forhindre spredning av fremmede arter fra internasjonal skipsfart i fremtiden kommer på plass ved at ballastvannkonvensjonen trådte i kraft 8. september 2017. I følge denne må skip nå håndtere ballastvannet sitt slik at potensielt skadelige organismer blir fjernet eller uskadeliggjort før ballastvannet slippes ut.

Skipspropeller kan virvle opp sediment og dersom sedimentet er forurenset kan slik oppvirvling føre til spredning av miljøgifter. Oppankring vil på samme måte virvle opp sediment. På grunn av begrenset kaikapasitet ligger det ofte både store og små skip for anker i den indre del av Adventfjorden. Miljørisiko knyttet til oppvirvling av forurensede sedimenter er i første rekke knyttet til (Bjerkeng & Molvær 2002):

- Fare for spredning av forurensede partikler fra et sterkt forurenset område til et mindre forurenset eller rent område.
- Fare for at partikkelbundet forurensning frigjøres fra partiklene (f.eks. ved desorbsjon) og blir mere biotilgjengelig.
- Motvirkning av gradvis overdekking av forurenset sediment med nytt materiale ved å blande sedimentene.

Det er gjennomført flere undersøkelser av miljøgifter i sediment i Adventfjorden (se kap 4.1.1), men det finnes få data fra områdene der skipene ligger på svai, samt nær kaianleggene. Sedimentet i indre del av fjorden er finkornet og vil dermed resuspenderes i vannmassene ved fysiske forstyrrelser. På grunn av manglende data er det ikke mulig å kvantifisere bidraget fra forurenset sediment. Data fra sjøområdet utenfor Hotellneset (se kap. 4.1.1 og 4.1.2) viser at sedimentet i nærheten av Kullkaia inneholder endel PAH-forbindelser (tilstandsklasse I – IV), samt en del alifatiske hydrokarboner. Noe av forurensningen med hydrokarboner stammer sannsynligvis fra kull (lav biotilgjengelighet), men noe forhøyde konsentrasjoner av PAH og NPD'er i vannprøver indikerer at også olje/diesel-søl fra skipstrafikk/småbåter er en mulig kilde (mer biotilgjengelig). Oppvirvling av sediment kan således føre til spredning av biotilgjengelig forurensning. På grunn av mye suspenderte partikler i vannmassene vil eventuelle forurensede partikler blandes med mindre forurensede partikler som tilføres fra elver før det sedimenterer igjen.

3.6 Industri

3.6.1 Gruvedrift

Longyearbyen var i mange år et samfunn basert på gruvevirksomhet. Gruveaktiviteten ble etablert av amerikanere i 1910, men driften ble overtatt av Store Norske Spitsbergen Kullkompani i 1916. Flere gruver har vært i drift i området rundt Adventdalen og Longyearbyen, men i dag er det bare Gruve 7, i Adventdalen, som er i drift. Gruve 7 ligger 15 kilometer fra Longyearbyen og har vært i produksjon siden 1975. Miljødirektoratets tillatelse for Gruve 7 er basert på en årlig produksjon av ca. 150 000 tonn kull. I 2016 ble det produsert 104 000 tonn i Gruve 7 av ca. 45 ansatte. Av dette blir 25 000 tonn levert til Longyearbyen Energiverk som er Norges eneste kullkraftverk og som produserer elektrisitet og varme til Longyearbyen. Resten av kullet fraktes til Hotellneset hvor det mellomlagres før det skipes ut til markeder i Europa, i hovedsak stålverk i Tyskland.

Gruvedriften kan føre til lokal forurensning gjennom utvinning: utslipp av støv og klimagasser (metan og CO_2), drivstoff (mindre mengder via uhell), kjemikalier, dumping av avgangsmasser (skeidestein), transport (biler og skip) og mellomlagring av kull (grunnforurensning og avblåsning fra kullhauger på mellomlager). Utslipp til luft omtales ikke i foreliggende rapport.

Skeidesteinsdeponier og forurenset grunn som følge av gruvedrift er omtalt i kap. 3.2. Det samme er mulige tilførsler via elver som kommer ned Adventdalen. Avblåsning fra mellomlager for kull kan føre til økte nivå av organisk karbon, PAH og NPD i sedimentet i Adventfjorden. Ettersom disse forbindelsene er stekt bundet i kullpartikler anser vi imidlertid denne avblåsningen for en liten miljøutfordring i Adventfjorden.

3.6.2 Kullkraftverk

Energi til bosettingen i Longyearbyen produseres av et kullkraftverk (Longyear Energi). Dette har, som alle andre kullkraftverk, en del utslipp til luft (bl.a. NOx, SO2 og CO2). Weinbruch *et al.* (2015) analyserte partikler samlet inn ved kullkraftverket og konkluderte med at utslipp fra Longyearbyen kraftstasjon inneholder mest silikat baserte flyveaske "fly ashes", sot og en del sekundære aerosoler. Det ble funnet mange bly-inklusjoner (Pb) i sot-partiklene fra Longyearbyen. Et nytt renseanlegg for rensing av røykgass ble ferdigstilt i 2015. Rensing av røykgassen skjer i tre rensetrinn: NO_X, støv og SO_2. Klimagassutslipp på Svalbard er studert tidligere (bla. Vestreng *et al.* 2010) og omtales ikke videre i foreliggende rapport.

Longyear Energi benytter sjøvann til kjøling og i en scrubber. Prosessavløpsvann og kjølevann tillates sluppet urenset ut i Adventfjorden via eksisterende avløpsledning. Det gjennomføres overvåking av utslippsmengder og temperatur på kjølevann, men det er ikke krav om analyser av miljøgifter i vannutslipp. Tidligere analyser av utslippet til sjø fra kullkraftverket viste at de viktigste utslippskomponentene var dioksiner/furaner, hydrokarboner, svovel, samt en rekke metaller (bl.a. kvikksølv (Hg) og krom) (Evenset 2002). Evenset (2002) analyserte sedimentprøver fra 2 stasjoner i Adventfjorden for dioksiner, seksverdig krom og kvikksølv for å vurdere om utslipp fra energiverket hadde ført til målbar forurensning. Konklusjonen fra undersøkelsen var at det var lave nivå av dioksiner, seksverdig krom og kvikksølv i sediment fra Adventfjorden. Nivåene var sammenlignbare med de som ble målt i åpne havområder i Barentshavet. Strømforholdene i resipienten er antatt å være gode, slik at det nok skjedde en rask fortynning etter utslipp. Videre er sedimentasjonsraten i området høy, noe som vil føre til en fortynning av miljøgifter som tilføres bunnsedimentet. Undersøkelsen gjennomført i 2001–2002 ga ingen indikasjoner på at resipienten per 2001 var vesentlig forurenset av utslipp fra Longyear Energi. Ettersom ingen av sedimentstasjonene ble tatt like utenfor utslippspunktet til Longyear Energi ble det likevel ikke utelukket at det kunne være en viss lokal påvirkning.

3.6.3 Flyplass

Aktivitetene ved flyplassen har ført til grunnforuresning. Dette er beskrevet i kap. 3.2.1.5

3.6.4 Annet

I tillegg til kildene som er beskrevet i de forgående kapitler kan ulike bedrifter, som bensinstasjoner, scooterutleie, entrepenører og verksted bidra med forurensning, men bidrag fra slike aktiviteter er ikke undersøkt. På grunn av begrenset omfang anser vi at andre bedrifter i liten grad bidrar med forurensning til Adventfjorden.

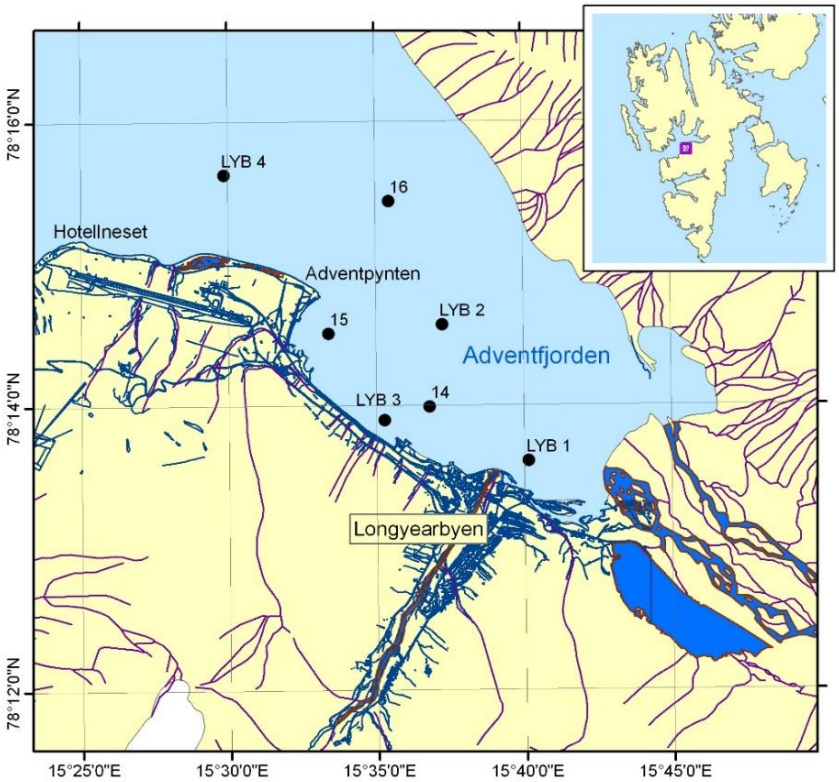
4 Kunnskapsstatus – Miljøet i Adventfjorden

Som tidligere nevnt er det gjennomført flere undersøkelser og forskningsprosjekter i Adventfjorden i de senere år. De ulike prosjektene har hatt forskjellige formål og har blitt rapportert i ulike format. I den følgende tekst har vi samler den viktigste, relevante informasjon om nivå av "gamle og nye" miljøgifter og tilstanden for bunndyrsamfunn. Det finnes en del kunnskap om andre dyregrupper, men disse har ikke inngått som en del av dette prosjektet og omtales derfor i liten grad i den videre tekst. Vi har i hovedsak fokusert på kunnskap samlet inn i de siste 20 år, men det er lagt ekstra vekt på å vurdere den aller nyeste kunnskap (siste 10 år).

4.1 Miljøgifter

4.1.1 Sedimenter

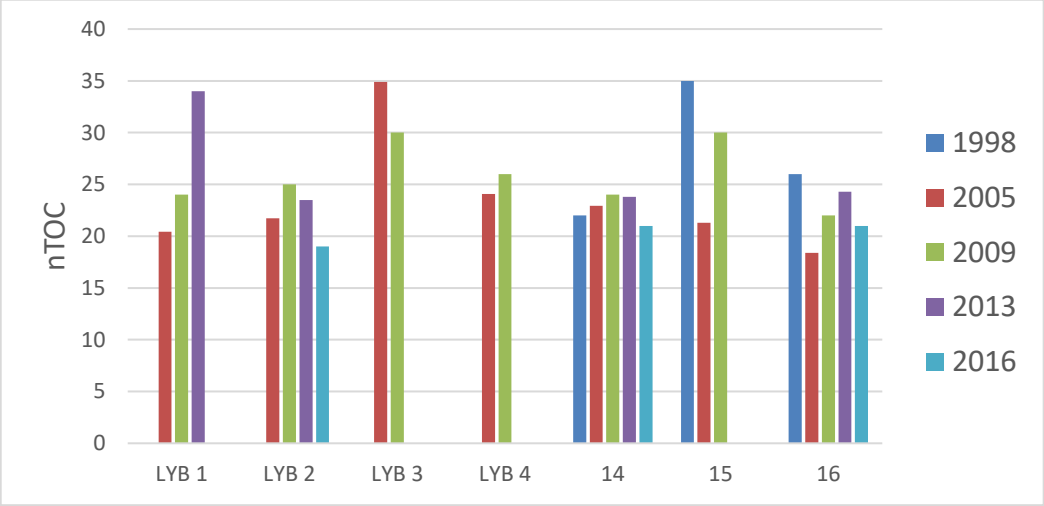
Akvaplan-niva kartla nivåer av utvalgte miljøgifter i sediment i Adventfjorden i 1998, 2005 og 2009 (Cochrane *et al.* 2001; Evenset *et al.* 2006; 2009). I 1999 ble det tatt prøver på 3 stasjoner (stasjon 14, 15 og 16 i Figur 10), mens stasjonsnettet ble utvidet til 6 stasjoner i 2005 (Figur 10). Noen av de samme stasjonene har senere inngått i undersøkelser gjennomført av Sweco (Sjøberg *et al.* 2014) og av Rambøll (Kaurin *et al.* 2016). Stasjonene som ble etablert i 2005 var fordelt utover fjorden for å få et bilde av tilstand og mulig påvirkning fra menneskelig aktivitet, men de var ikke rettet mot å avdekke spesifikke effekter som følge av utslipp av sanitærvann.



Figur 10. Stasjoner i Adventfjorden som har inngått i overvåking av miljøgifter i sediment (Evenset et al. 2006; 2009).

4.1.1.1 Totalt organisk karbon (TOC)

Sedimentet i Adventfjorden er generelt finkornet og har et moderat innhold av TOC. I Figur 11 er normalisert TOC (TOC-konsentrasjon normalisert til andel finstoff) i sediment fra stasjoner som har vært undersøkt flere ganger presentert. Ettersom ulike sedimentdyp er prøvetatt (0-1 cm i 1998; 2005 og 2009; 0–5 cm i 2013; 0–10 cm i 2016) er ikke resultatene direkte sammenlignbare. Figuren er likevel tatt med ettersom den gir en viss oversikt over tilstanden. Forhøyde TOC-konsentrasjoner i Adventfjorden kan skyldes tilførsler av organisk materiale fra sanitærvann/matavfall eller forekomst av kull fra naturlig erosjon og avblåsning fra mellomlager på Hotellneset. Ettersom de siste undersøkelsene har undersøkt sedimenttilførsler fra flere år (5 eller 10 cm representerer trolig flere års sedimentasjon i Adventfjorden) er det vanskelig å vurdere tidstrender i TOC-nivå. Inne i Adventfjorden varierer sedimentasjonsraten fra 1,87 til 0,87 cm per år fra indre til ytre del av fjorden (Zajaczkowski *et al.* 2004).



Figur 11. Nornmalisert TOC (nTOC) i sedimentprøver fra Adventfjorden. Merk at ulike sedimentdyp er prøvetatt i de ulike undersøkelsene, slik at kun data fra 1998, 2005 og 2009 (Cochrane et al. 2001; Evenset et al. 2006; 2009) er direkte sammenlignbare (0-1 cm). Data fra 2013 fra Sjøberg et al. (2013), 0 – 5 cm. Data fra 2016 fra Kaurin et al. (2016), 0 – 10 cm. Plassering av stasjoner er vist i Figur 10.

Sjøområdet utenfor Hotellneset ble undersøkt av Evenset & Rønning (2017) i 2016. Det ble tatt prøver av sediment fra 4 stasjoner (0 - 2 cm) for å vurdere om aktivitetene ved industriområdet (i hovedsak kullagring og kullasting ved Kullkaia) har påvirket marint miljø. Det ble målt relativt høye nivå av organisk karbon (nTOC fra 21,9–33,5) i sedimentet utenfor Hotellneset. Dette er høyere enn i andre deler av Adventfjorden. Årsaken til dette er trolig avblåsning av kullstøv.

4.1.1.2 Hydrokarboner

I undersøkelsen til Cochrane *et al.* (2001) og Evenset *et al.* (2006 og 2009) ble sediment fra Adventfjorden analysert for PAH og NPD'er. NPD'er inkluderer naftalen, fenantren og dibenzothiofen og deres alkylerte forbindelser. Hensikten med å inkludere disse i sediment-analysene er at det mengdemessige forholdet mellom NDP'er og PAH'er med 3-6 ringer kan gi informasjon om kilden til PAH-påvirkningen (se kap. 3.2). I alle de analyserte sediment-prøvene var mengden av NPD'er høyere enn ∑PAH16. Dette tyder på at kilden til PAH-påvirkningen i mindre grad er forbrenningsrelatert. Med så dominerende NPD-mengder over PAH, ville man vanligvis ha tolket at PAH-påvirkningen var dominert av oljerelaterte kilder. Imidlertid har tidligere PAH-analyser av kull en komponentsammensetning som er

sammenlignbar med den som ble observert i sedimentene. Kullpartikler er derfor høyst sannsynlig en viktig kilde til aromatiske hydrokarboner i Adventfjorden.

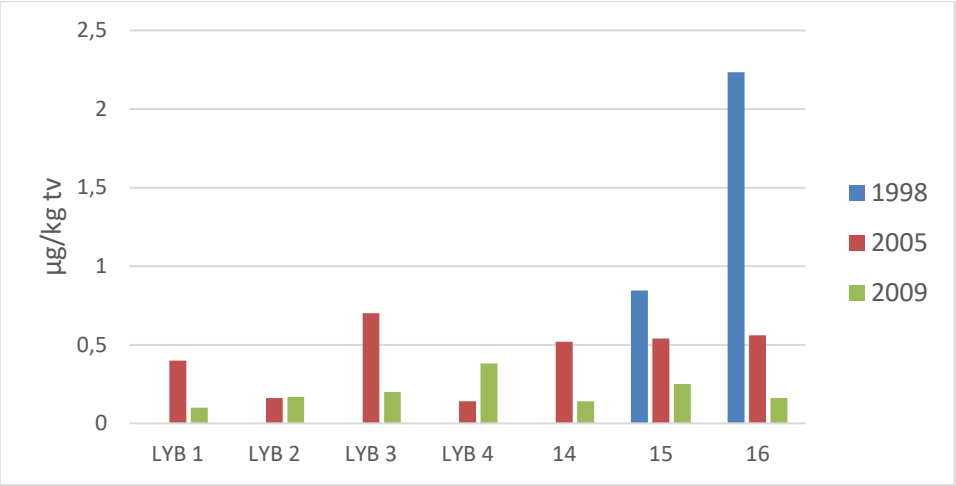
Konsentrasjonene av de ulike PAH-forbindelsene i sediment utenfor Hotellneset (Evenset & Rønning 2017) tilsvarte tilstandsklasse I (benso(k)fluoranten)–IV (Benso(ghi)perylen og benso(b)fluoranten) i henhold til M-608-2016, og ∑PAH16 varierte fra 2,09–4,47 mg/kg tørrstoff. Dette er høyere enn i sediment fra områder på Svalbard som ikke er påvirket av kulldrift (Jensen & Evenset 2015), men sammenlignbart med det som tidligere har blitt målt i f.eks. Adventfjorden, Grønfjorden (Evenset *et al.* 2006; 2009) og Van Mijenfjorden (Velvin *et al.* 2014). Disse fjordene er påvirket av kulldrift, men naturlig erosjon fra kullholdig berggrunn fører trolig til noe forhøyde bakgrunnsnivåer i disse områdene sammenlignet med områder uten kullforekomster (Jensen & Evenset 2015). Nivåene av NPD'er ved Hotellneset var betydelig høyere enn nivåene av PAH16, noe som indikerer kullpåvirkning i sedimentet. Skipstrafikken i området kan imidlertid være en annen kilde som har bidratt til PAH- og NPD-nivåene i sediment.

Alifat-konsentrasjonene i sedimentet var sammenlignbare med de i jordprøver fra Hotellneset, tatt utenfor de mest kullpåvirkede områdene, men betydelig lavere enn de i jordprøvene ved kaia og langs veien hvor det antas en påvirkning fra oljeforbindelser. En av stasjonene (St. 14) som inngikk i undersøkelsen til Evenset & Rønning (2017) har tidligere inngått i overvåkingen av fjorder på Svalbard (Cochrane *et al.* 2001; Evenset *et al.* 2006; 2009). Nivåene av hydrokarboner i undersøkelsen fra 2016/17 var sammenlignbare med de rapportert i tidligere undersøkelser, men NPD-konsentrasjonen var lavere, noe som kan indikere at avblåsning fra mellomlager av kull har blitt redusert de senere år. Mer omfattende undersøkelser er imidlertid påkrevd for å kunne bekrefte dette.

Pouch *et al.* (2017) kartla nivåer av PAH (12 forbindelser) i sedimentkjerner fra Adventfjorden. De fant at fluoranten-nivåene overskred terskelverdi for effekter på bunndyr. Hydrokarboner av petrogen opprinnelse var dominerende i Adventfjorden.

4.1.1.3 PCB

PCB-konsentrasjonene i sediment fra Adventfjorden er lave og nivåene viser generelt en nedadgående trend fra 1998 til 2009 (Figur 12, Cochrane *et al.* 2001; Evenset *et al.* 2006; 2009). I undersøkelsene gjennomført av Sweco i 2013 og av Rambøll i 2016 (Sjøberg *et al.* 2014; Kaurin *et al.* 2016) ble det ikke detektert PCB i noen sedimentprøver. Årsaken til dette var at det i disse undersøkelsene ble benyttet analysemetoder med vesentlig høyere deteksjonsgrense enn i undersøkelsene fra 1999–2009. En nedadgående trend for PCB i ulike prøver fra det arktiske miljøet er dokumentert gjennom flere undersøkelser de senere år (AMAP 2015). Dette skyldes utfasing av PCB og reduksjoner i langtransportert forurensning. Resultatene fra Adventfjorden indikerer at fjorden tidligere kan ha vært påvirket av lokale kilder i tillegg til langtransport, men at situasjonen nå i stor grad er dominert av langtransport.



Figur 12. Tidstrender for PCB 7 i sediment fra Adventfjorden, Svalbard. Data fra 1998 fra Cochrane et al. (2001), data fra 2005 og 2009 fra Evenset et al. (2006; 2009). Se Figur 10 for stasjonsplassering.

4.1.1.4 Metaller

Metallkonsentrasjonene er generelt lave i sediment fra Adventfjorden (tilsvarende tilstandsklasse I - II). Noe forhøyde konsentrasjoner av nikkel, arsen og kvikksølv (tilstandsklasse II – III) har blitt registrert (Cochrane *et al.* 2001; Evenset *et al.* 2005; 2009; Sjøberg *et al.* 2013; Kaurin *et al.* 2016).

Metallkonsentrasjonene i sedimentet utenfor Hotellneset (Evenset & Rønning 2017) varierte fra tilstandsklasse I – III. Tilstandsklasse III gjaldt imidlertid kun for arsen (As) i en prøve. Kadmium (Cd)- og kobber (Cu)-konsentrasjonene tilsvarte tilstandsklasse II på henholdsvis 2 og 3 stasjoner. Kilden kan være båttrafikk, da det ikke er noe som tyder på at forurenset grunn kan være kilden til disse metallene i det marine miljø. Forhøyde nivå av enkelte metaller skyldes trolig naturlige variasjoner i geologi. Tidligere undersøkelser har vist forhøyde konsentrasjoner av bl.a. nikkel og arsen i områder som ligger langt fra lokale kilder (Jensen & Evenset 2015; Ottesen *et al.* 2010).

Beldowski *et al.* (2015) analyserte sediment fra utvalgte fjorder på Svalbard (herunder Adventfjorden) for kvikksølv. De rapporterte om generelt lave nivå og små forskjeller mellom områder med bosetting og områder uten. Det ble funnet noe høyere nivå i sediment samlet inn utenfor Adventfjorden enn i Hornsund og Kongsfjorden, men det er usikkert om årsaken er påvirkning fra bosettingen eller forskjeller i geologi. Naturlige geologiske forhold fremheves som årsak til høyere nivå rundt Svalbard enn i det åpne Barentshavet. Det var videre høyere nivå av kvikksølv nær brefronter enn lengre ut i fjordene.

4.1.1.5 TBT

TBT ble analysert på 3 stasjoner av Evenset *et al.* (2006). På to av stasjonene var konsentrasjonene under deteksjonsgrensen, mens en lav TBT-konsentrasjon ble målt på stasjon LYB 3 (se Figur 10). Kaurin *et al.* (2017) analyserte 4 sedimentprøver fra Adventfjorden for TBT, men forbindelsen ble ikke detektert på noen av stasjonene.

Van den Heuvel Greve (2017) analyserte 4 sedimentprøver tatt i havneområdet i Longyearbyen for mono-, di- og tri-butyltinn. Ingen av disse forbindelsene forekom i detekterbare konsentrasjoner i de analyserte prøvene.

4.1.1.6 Nye miljøgifter

Siloksaner

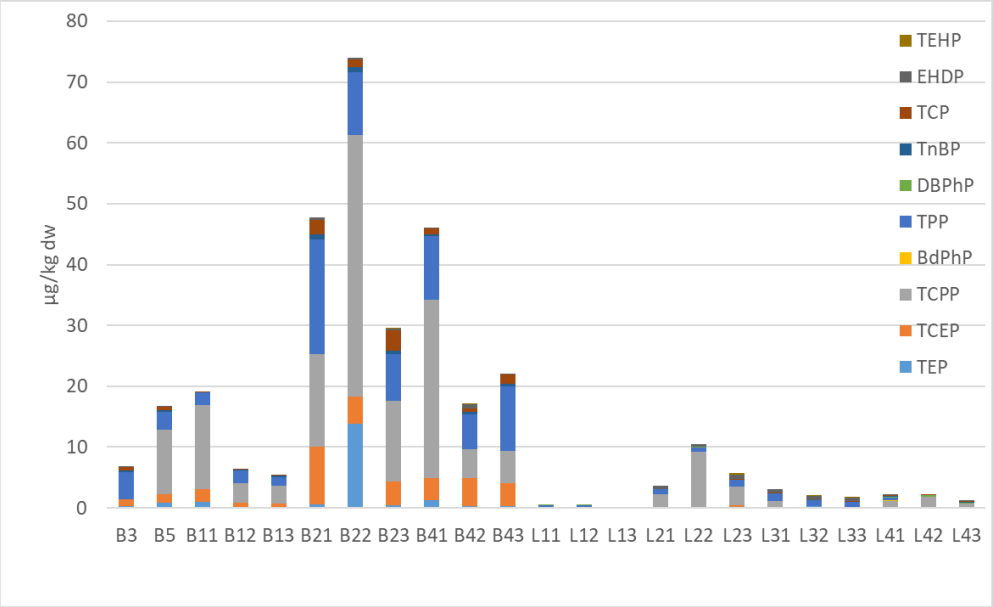
Warner *et al.* (2010) analyserte sediment samlet inn nær det tidligere utslippspunktet for avløpsvann i indre del av Adventfjorden for siloksaner. Syklopentasiloksan (D5) ble detektert i sedimentprøvene, og den høyeste konsentrasjonen ble målt i en prøve tatt nær det gamle utslippspunkt for sanitærvann, og konsentrasjonene i sediment avtok med økende avstand fra dette punktet, noe som sterkt indikerer at sanitærvann var kilden.

Polybromerte difenyletere (PBDE)

I en pågående studie finansiert av Svalbard miljøvernfond har nivåer av polybromerte difenyletere (PBDE), fosfororganiske flammehemmere (OPFR) og PFAS blitt kartlagt i sediment fra Adventfjorden og Grønfjorden (Olsson 2016). Av PBDE (n = 4) ble bare 2,2',4,4'-5-pentabromdifenyleter (BDE99) påvist, med mediankonsentrasjon på 28,8 pg/g tørrvekt. PBDE i sediment (n = 3) ble også målt av Evenset *et al.* (2006; 2009). Nivåene målt av Olsson (2016) var lavere enn de som ble målt i undersøkelsene i 2005 og 2009, men ettersom ulike stasjoner ble prøvetatt kan ikke resultatene fra 2005 og 2009 sammenlignes direkte med de fra 2016.

Fosfororganiske flammehemmere (OPFR)

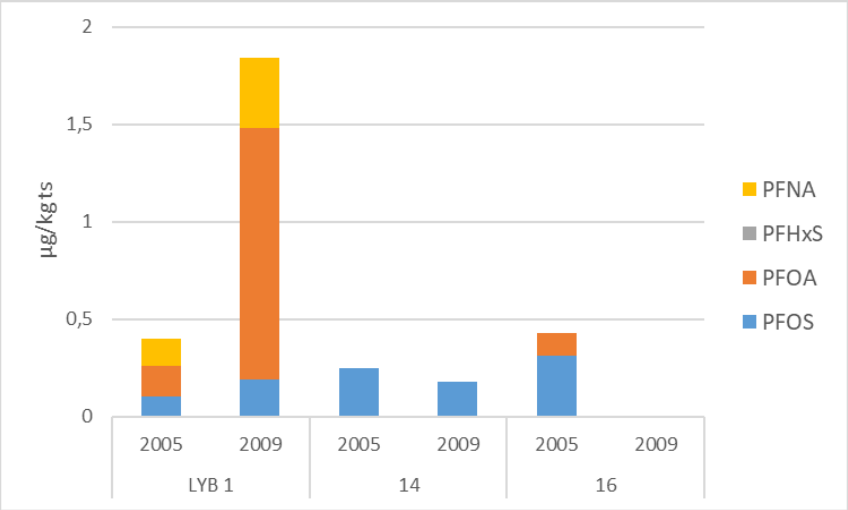
Også OPFR ble detektert i sedimentprøver tatt i Adventfjorden i 2015 (Olsson 2016, n = 12). ΣOPFR (sum 14 forbindelser) opp til 10 ng/g tørrvekt ble målt i Adventfjorden. Tris (2-klor-1-metyletyl) fosfat (TCPP) var den dominerende forbindelsen med mediankonsentrasjoner på 3,17 ng/g tørrvekt i Adventfjorden. Nivåene av OPFR var betydelig lavere i en referanseprøve tatt i Kongsfjorden. Resultatene indikerer at lokal forurensning er en viktig kilde til OPFR i Adventfjorden. OPFR-nivåene i Grønfjorden, utenfor Barentsburg, var betydelig høyere enn de i Adventfjorden (Figur 13). Årsaken til dette er foreløpig ukjent.



Figur 13. OPFR i sedimentprøver fra Adventfjorden (stasjon L11 – L43) og Grønfjorden (stasjon B3 – B43). Data fra Olsson (2016).

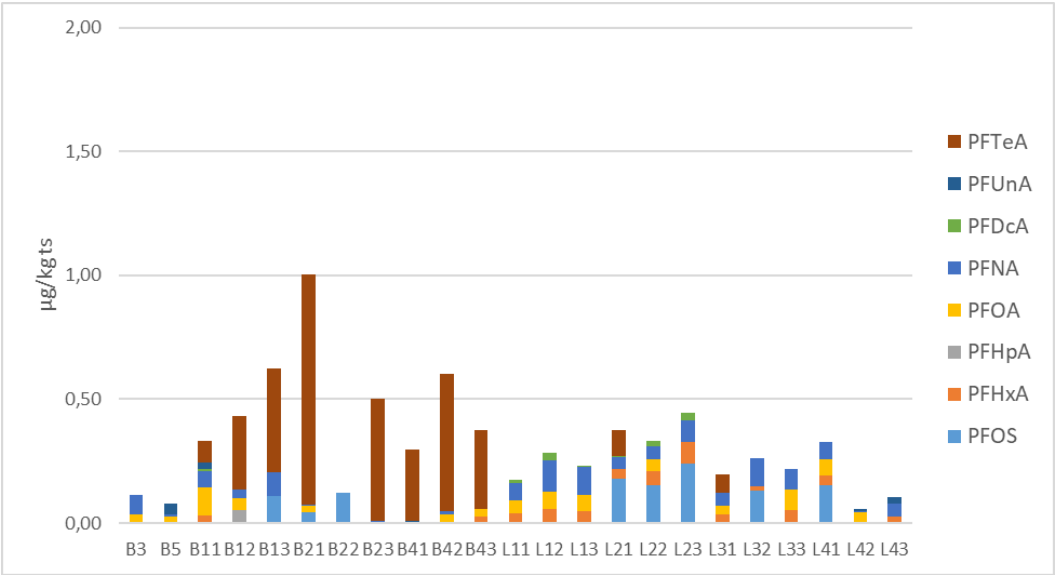
Perfluorerte forbindelser (PFAS)

Evenset *et al.* (2006; 2009) målte nivå av PFAS i sediment fra 3 stasjoner i Adventfjorden. Kun PFOS, PFOA, Perfluorheksansulfonsyrer (PFHxS) og perfluorononanoat (PFNA) ble detektert, og konsentrasjonene var relativt lave (Figur 14).



Figur 14. PFAS i sediment fra Adventfjorden. Prøvetaking ble utført i 2005 og 2009. Data fra Evenset et al. (2006 og 2009).

Olsson (2016) målte relativt lave nivå av PFAS i sediment fra Adventfjorden (n = 12, ΣPFAS 0,06 – 0,45 ng/g tørrvekt). Åtte PFAS-forbindelser ble detektert, og PFOS var den dominerende forbindelsen (Figur 15) med en median konsentrasjon på 0,18 ng/g tørrvekt. Olsson konkluderer med at 3 av 21 analyserte PFAS stammer fra lokale kilder. PFAS-nivåene var i samme størrelsesorden som de som er rapportert av Evenset *et al.* (2006; 2009), men ettersom stasjonen som ble prøvetatt ikke var de samme kan ikke resultatene sammenlignes direkte. Olson (2016) undersøkte også PFAS-nivåene i sediment fra Grønfjorden, utenfor Barentsburg. Nivåene var sammenlignbare eller noe høyere enn de i Adventfjorden, men ulike forbindelser dominerte utenfor de to bosettingene (Figur 15).

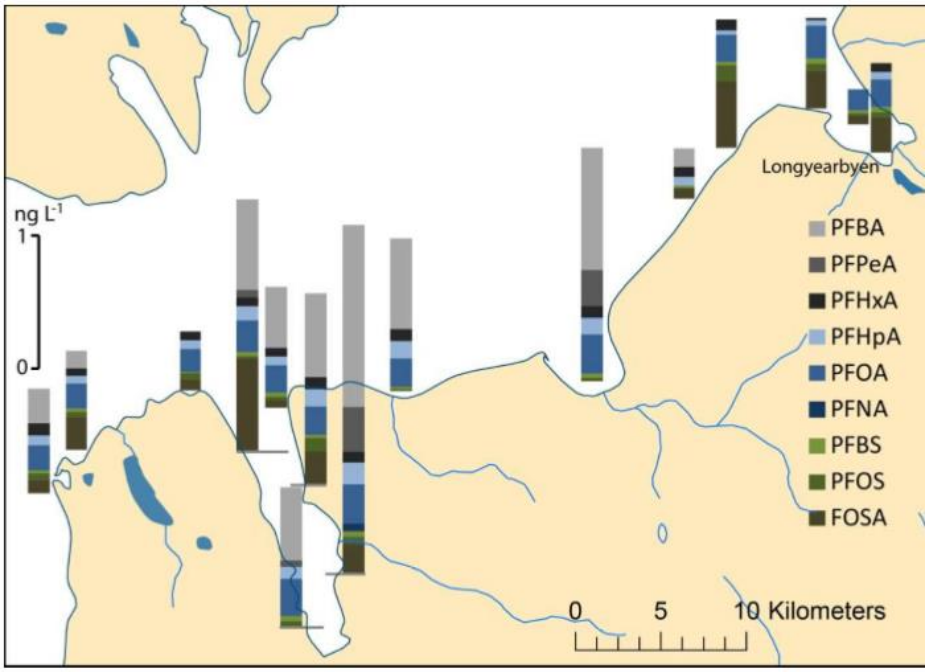


Figur 15. PFAS i sediment fra Adventfjorden (stasjon L11 – L43) og Grønfjorden (stasjon B3 – B43). Prøvetaking ble utført i 2015. Data fra Olsson (2016).

4.1.2 Vann

Det finnes få undersøkelse av miljøgifter i vann fra Adventfjorden, da konvensjonell prøvetakning av miljøgifter i vannsøyla i marine vannforekomster gir usikre resultater. Men heller ikke vannkvalitet med hensyn til for eksempel bakterier og næringssalter er godt kartlagt.

Ahrens *et al.* (2016) målte PFAS i sjøvann i et transekt ut fra Longyearbyen, og videre ut Isfjorden, samt innover Grønfjorden. PFAS-konsentrasjonene varierte noe, men var generelt lavere i Adventfjorden enn i Colesbukta og Grønfjorden, og ulike forbindelser dominerte i de ulike områdene. Prøvene med høyest ∑PFAS var dominert av perfluorbutansyre (PFBA), og de var lokalisert ved elvemunninger. Kilden til PFAS her var trolig smeltevann fra breer og snø (Ahrens *et al.* 2016). De forskjellige mønstre (ulik relativ andel av PFAS forbindelser) utenfor den norske bosettingen i Longyearbyen (Figur 16) og den russiske bosettingen i Barentsburg indikerer imidlertid at lokale kilder har betydning for PFAS-nivå. Dersom langtransport hadde vært den eneste kilden ville man forventet at mønsteret var likt i hele Isfjorden.



Figur 16. PFAS i sjøvann fra Longyearbyen til Kapp Linné. Figur fra Ahrens et al. (2016).

Evenset & Rønning (2017) plasserte ut passive prøvetakere av typen SPMDer på 3 stasjoner utenfor Hotellneset i 2016. Det ble også tatt sedimentprøver på de samme stasjonene (se kap. 4.1.1). Basert på analyser av de passive prøvetakerne ble vannkonsentrasjoner av PAH og NPD beregnet (kun vannløselig fraksjon, ikke bundet til partikler). I vannforskriften er det krav til at totalkonsentrasjon av organiske miljøgifter skal vurderes mot EQS. I Miljødirektoratets veileder M-608-2016 er det oppgitt klassegrenser for kystvann (vannløst og partikulært bundet fraksjon samlet). Hvis disse klassegrensene benyttes, tilsvarer konsentrasjonen i vannprøvene fra Adventfjorden tilstandsklasse I – II. De totale vannkonsentrasjonene vil være høyere enn den vannløselige fraksjonen, men for de fleste forbindelsene ligger beregnet vannløst fraksjon så langt under øvre grense for tilstandsklasse II at det er sannsynlig at total vannkonsentrasjon ikke vil overstige denne tilstandsklassen. De målte vannkonsentrasjonene var mye lavere enn grenseverdier for årlig gjennomsnitt for kystvann (AA-EQS) og maksimal verdi for kystvann (MAC-EQS) (M-608-2016). Forskjellen i konsentrasjon var så stor at det er meget sannsynlig at også total-konsentrasjonen i vannet (løst + partikulært bundet fraksjon) er betydelig lavere enn disse grenseverdiene. Som i sediment var NPD-konsentrasjonene høyere enn konsentrasjonen av PAH-forbindelser. Disse forbindelsene kan stamme fra kull, men ettersom

hydrokarboner i kull er lite biotilgjengelig er det er sannsynlig at skipstrafikken i området representerer en viktig kilde (mindre olje/diesel-søl).

4.1.3 Biota

Norsk Polarinstitutt tok prøver av makrobentos fra Adventfjorden i september 1999. De tok prøver fra 4 stasjoner i Adventfjorden, hvor den ene stasjonen var plassert nær utslippet fra kullkraftverket, den andre nær den gamle avfallsfyllingen i Longyearbyen, den tredje nært et sanitærvanns-utslipp og den fjerde et stykke fra bosetningen, nær Adventpynten. Prøvene ble analysert for klororganiske forbindelser. PCB-konsentrasjonene i makrobentos var relativt lave (Hop *et al.* 2001), men ble vurdert som svakt forhøyde sammenlignet med konsentrasjoner i tilsvarende organismer samlet inn ved Bjørnøya (Borgå *et al.* 1997). Heksaklorobensen (HCB)-nivåene var sammenlignbare med de som har vært rapportert i tilsvarende organismer fra andre arktiske områder.

Warner *et al.* (2010) analyserte torsk (*Gadus morhua*) og ulke (*Myxocephalus scorpius*) fra Adventfjorden for siloksaner. Lever fra begge fiskeartene ble analysert og flere sykliske siloksaner ble detektert i lever, hvor D5 (syklopentasiloksan) dominerte. Konsentrasjonen av D5 i lever var opp til 538 ng/g lipid vekt og 2150 ng/g lipidvekt i henholdsvis torsk og ulke. Schlabach *et al.* (2007) målte D5-konsentrasjoner på 5943 - 9607 ng/g lipidvekt i lever fra torsk fra Olsojorden. Med tanke på de store forskjellene i befolkningstetthet mellom Oslo og Longyearbyen var nivåene av siloksaner overraskende høye i fisk fra Adventfjorden.

4.2 Bløtbunnsfauna

Bløtbunnsfauna i fjorder på Svalbard, bl.a. Adventfjorden, har inngått i flere studier de senere år. Mange av disse studiene er av vitenskapelig karakter, noe som har resultert i at bunndyrforholdene og gradienter i samfunnsstruktur fra indre til ytre fjorder på Svalbard nå er svært godt dokumentert (Renaud *et al.* 2007; Weslawski *et al.* 2012; Wlodarska-Kowalczuk *et al.* 1998; 1999; 2004; 2005; Wlodarska-Kowalczuk and Pearson 2004). Kunnskap om faunastrukturen er svært viktig for å kunne vurdere om menneskelig aktivitet påvirker eller har påvirket bunndyrsamfunnene. Det klart at faunasamfunnene i Svalbards fjorder har et særpreg som skiller de fra samfunnene i mer åpne havområder (Wlodarska-Kowalczuk *et al.* 2012). Foreløpige resultater tyder imidlertid på det er en stor grad av likhet mellom faunasamfunnene i ytre fjordområder på Svalbard og norske fjorder på fastlandet (Cochrane *et al.*, under arbeid).

I indre fjordmiljøer på Svalbard er sedimentasjon fra breer og elver en betydelig kilde til "naturlig forstyrrelser" og faunasamfunnene reflekterer dette. I indre del av fjordene er bunnsamfunnene dominert av små, mobile, gravende organismer med (antatt) hurtig reproduksjonstid, typisk børstemark (som *Chaetozone*) og små bløtdyr (som *Thyasira* og *Macoma*). I de ytre fjordområdene er det dominans av større og mer sessile arter, som den rørbyggende børstemarken *Maldane sarsi*, samt større bløtdyr, pigghuder osv. Merk at *Maldane sarsi* også kan forekomme i indre del fjordene, men disse er ofte små og kan være enten unge individer eller en annen art/variant av de store som man finner i mer åpent hav. Dette fenomenet ser man også på fastlandet (Holte 1998). Bunndyr reagerer på fysisk forstyrrelser ved at de store langlevde, sessile artene blir erstattet med mobile, gravende (eller frittsvømmende) arter. Dette skjer også når "forstyrrelsen" er forårsaket av sedimentasjon av uorganiske partikler.

I tillegg til de vitenskapelige studiene av bunnfauna foreligger det 4 undersøkelser som har hatt som mål å avdekke eventuelle effekter av menneskelig aktivitet (Cocrane *et al.* 2001; Velvin *et al.* 2005; Sjøberg *et al.* 2013; Kaurin *et al.* 2017). Noen av stasjonene som er vist i Figur 10 har

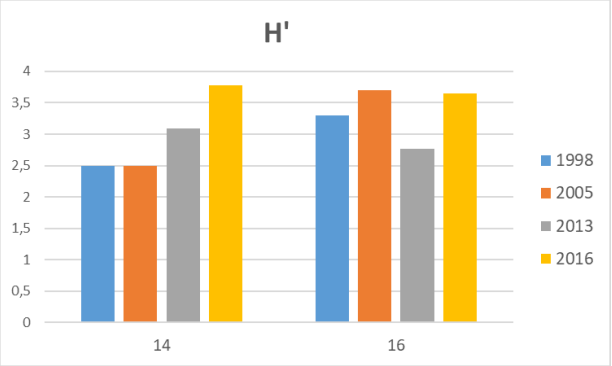
blitt studert gjentatte ganger, men andre kun har blitt undersøkt en gang. I tillegg er andre stasjoner, nær tidligere og nåværende utslippspunkt for sanitærvann, undersøkt (Tabell 2).

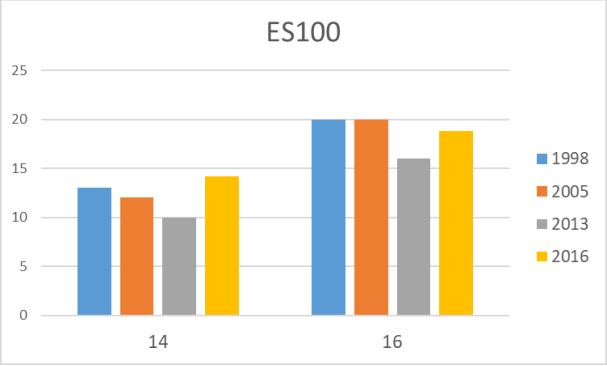
Tabell 2. Oversikt over stasjoner som har inngått i undersøkelser av bløtbunnsfauna i Adventfjorden over flere år.

	Cochrane *et al.* (2001)	**Velvin *et al.* (2005)**	**Sjøberg *et al.* (2013)**	**Kaurin *et al.* (2017)**
13 (tidligere utslippspunkt)	x			
A1 (dagens utslippspunkt)			x	x
Lyb 1		x	x	
Lyb 2		x		x
14	x	x	x	x
15	x			
16	x	x	x	x

Som Tabell 2 viser er det kun noen få stasjoner som har blitt undersøkt over en lengre periode. Metodene benyttet er trolig relativt sammenlignbare, noe som gjør at man til en viss grad kan vurdere tidstrender for de stasjonene som har vært undersøkt flere ganger. Sediment og faunaprøver er tatt ved bruk av en 0,1 m^2 vanVeen grabb. I Sjøberg *et al.* (2013) står det imidlertid i metodekapittelet at en grabb med areal 0,025 m^2 ble benyttet. Det refereres imidlertid til et prøvevolum på 7 l, noe som er mer typisk for en grabb med areal 0,1 m^2. I resultattabellen oppgis også bruk av grabb med areal 0,1 m^2. Antall arter og individer funnet tyder også på at grabben er av den største typen. Vi antar derfor at det er en skrivefeil i metodedelen. Antall grabbskudd tatt per stasjon er forskjellig i de ulike undersøkelsene, ettersom retningslinjer for prøvetaking har endret seg, noe som må tas hensyn til i sammenligninger av antall arter og antall individer.

Hvis man gjør en grov sammenligning mellom diversitetsindekser på de stasjonene som har blitt undersøkt flere ganger, så ser det ut til at situasjonen er relativt stabil, til tross for økende utslippsmengder (Figur 17). I samtlige undersøkelser tilsvarer tilstanden på de undersøkte stasjoner god – moderat (mindre god i tidligere veileder) hvis man baserer vurderingen på diversitetsindekser.





Figur 17. Utvikling over tid på stasjonene 14 og 16 (se Figur 10 for plassering) i utvalgte diversitetsindekser. H´= Shannon-Wieners diversitetsindeks. ES_{100} = Forventet artsantall i en tilfeldig stikkprøve på 100 individer fra stasjonen. Data fra Cochrane et al. (2001), Velvin et al. (2005), Sjøberg et al. (2013) og Kaurin et al. (2017).

For å gjennomføre en grundigere sammenligning må artslistene fra de ulike undersøkelsene samkjøres. Det forekommer ofte sprik mellom artsidentifiseringer når forskjellige laboratorier gjennomfører analysene. Dette vil ikke påvirke faunastatistikk i noe særlig grad ved

enkeltundersøkelser, men om alle artslistene skal slåes sammen for å undersøke endringer over tid vil det være nødvendig med en grundig gjennomgang av artsnavnene, ellers kan forskjeller mellom laboratorier maskere reelle endringer i bunnfaunaen. Ved gjennomgang av artslistene er det viktig å merke seg at til tross for at Adventfjorden har en arktisk beliggenhet så er bunnfaunaen i stor grad lik den i norske fjorder, noe som skyldes at fjorden i økende grad er preget av Atlanterhavsvann.

Bunndyr reagerer på fysisk forstyrrelser, som f.eks. sedimentasjon, ved at store langlevde, sessile arter erstattes med mobile, gravende (eller frittsvømmende) arter. Slike endringer i faunastruktur ser man også i områder hvor sediment er forstyrret av bunntråling (Jorgensen *et al.* 2016; Lindegarth *et al.* 2000), predasjon av kongekrabbe (Oug *et al.* 2010) eller deponering av borekaks (Cochrane *et al. in prep*). Sistnevnte studie viste at i områder som fra før er utsatt for tråling, og der fauna i utgangspunkt besto av mobile og gravende arter, var det forbausende lite endringer i bunnfauna etter deponering av borekaks. Årsaken til dette kan være at faunaen i området allerede er "tilpasset" et visst nivå av fysisk forstyrrelse (tråling), slik at den er rustet til å takle også andre typer forstyrrelser (her deponering av borekaks). I den forstand kan man trekke noen paralleller mellom deponering av borekaks i Barentshavet med utslipp fra befolkningen i Adventfjorden. Det er mulig at faunaen i Adventfjorden, som er et "naturlig forstyrret område" er relativt tolerant overfor ytterligere forstyrrelser i form av deponering av organisk materiale fra utslipp av sanitærvann og kvernet matavfall.

De tidligere undersøkelsene påpeker alle at det i Adventfjorden kan være vanskelig å skille effekter av organisk belastning fra effekter av fysiske forstyrrelser (sedimentasjon), og resultatene viser at faunaforholdene i Adventfjorden ikke har endret seg noe særlig til tross for en økning i utslipp. En årsak til dette kan være at tilført organisk materiale "fortynnes" av uorganiske partikler fra breer/elver og prosesseres av bunnfaunaen på en måte som ikke skjer andre steder. Datagrunnlaget er imidlertid som tidligere nevnt relativt begrenset. Få stasjoner er undersøkt og det er heller ikke tatt prøver i transekt fra utslippspunktet

5 Vurdering av tidligere undersøkelser og forslag til endringer

I de forgående kapitler har resultat fra tidligere undersøkelser i Adventfjorden og tilgrensende områder blitt omtalt. Som tidligere nevnt har ingen av de tidligere undersøkelsene, med unntak av Kaurin *et al.* (2016), i Adventfjorden vært direkte innrettet mot å vurdere hvordan fjorden er påvirket av utslipp av urenset sanitærvann og kvernet matavfall. I dette kapittelet tar vi for oss de tidligere undersøkelsene og vurderer hva som bør gjøres utover det som allerede er blitt gjort for å få svar på om Adventfjorden er påvirket/i hvilken grad fjorden er påvirket av disse utslippene. Mange av de vitenskapelige undersøkelsene som har sett på miljøtilstand på Svalbard har ikke tatt hensyn til de naturlige geologiske forhold og konklusjonene fra disse studiene må derfor sies å ha begrenset verdi. I dette kapittel gis en vurdering av tidligere undersøkelser og vi gir anbefalinger for fremtidig overvåking. I kap. 6 har vi designet et forslag til et tiltaksorientert overvåkingsprogram i henhold til anbefalinger i vannforskriften.

5.1 Referansestasjon

Kaurin *et al.* (2016) etablerte en referansestasjon for bunnfauna i Colesbukta. Bakgrunn for valg av Colesbukta var at referansestasjonen burde ha en kornstørrelse som var så lik stasjonene i Adventfjorden som mulig. Den valgte plasseringen ga likest mulig kornstørrelse, men for å oppnå dette måtte stasjonen plasseres grunnere enn stasjonene i Adventfjorden.

Colesbukta har kjente forurensningskilder (oljetanker) på land (Børresen & Sørlie 2001; Havik & Nag 2009), og det kan ikke utelukkes at det marine miljø har blitt påvirket av utslipp fra land. Evenset *et al.* (2006; 2009) målte noe forhøyde nivå av NPD'er, PAH og THC i sediment fra Colesbukta. Colesbukta har videre en relativt lav tilførsel av sediment sammenlignet med Adventfjorden.

Alternative plassering for en referansestasjon kan være utenfor Sassendalen. Der er tilførsel via elv og sedimentasjon trolig relativt lik den i Adventfjorden og referansestasjon kan etableres på tilsvarende dyp som stasjonene i Adventfjorden. For å finne en helt optimal plassering bør eksisterende artslister gjennomgås, men dette ligger utenfor rammene av dette prosjektet.

5.2 Utslippsmodellering

Tidligere undersøkelser av utslippet som predikerer spredning og fortynning av utslipp i Adventfjorden er utført av Leikvin & Evenset (2009) og Kaurin *et al.* (2017). Disse studiene omfatter aktiviteter gitt i Tabell 3.

Tabell 3. Oversikt over tidligere utførte aktiviteter som er relevante for modellering/vurdering av spredning av sanitærutslipp i Adventfjorden, Svalbard.

Aktivitet	Hvilken studie	Kommentar/ forslag til forbedring
Strømmåling	• Leikvin & Evenset (2009) • Andre studier	Strømmåling med profilerende strømmåler bør utføres i umiddelbar nærhet til utslippspunkt.
CTD	• Leikvin & Evenset (2009) • Kaurin m.fl., (2017) • Andre studier	Flere profiler fra Adventfjorden og nær utslippet søkes, fra alle årstider, men med spesielt fokus på sommermånedene (f.o.m mai – t.o.m. oktober).
Vannprøve av utslipp	• Nedland 2009	Behov flere målinger, gjerne tatt på forskjellige tider av året, for å få en mer nøyaktig karakteristikk av utslippsvannet, først mht. salt og temperatur.
Modellering av utslippets vertikale bane	• Leikvin & Evenset (2009) • Kaurin *et al.* (2017).	Ok, men mer optimalt/mindre usikkerhet ved å benytte strømmålinger og CTD som anbefalt ovenfor.
Modellering av utslippets fortynning med avstand	• Leikvin & Evenset (2009) • Kaurin *et al.* (2017).	Ok, men mer optimalt/mindre usikkerhet ved å benytte strømmålinger og CTD som anbefalt ovenfor.
Modellering av hydrodynamikk i Adventfjorden	• Leikvin & Evenset (2009)	Dersom man ønsker mer detaljert kunnskap om utslippets spredning/påvirkning på Adventfjorden anbefales å bruke en mer sofistikert modell og et større modellområde, i 3D. Se kapittel 5.2.2. for en slik anbefaling. Det kan også testes for alternative utslippspunkter, samt evt. diffusorordning/forgreining av utslippet.

5.2.1 Vurdering av tidligere utslippsmodellering

Rambøll (Kaurin *et al.* 2017) utførte i 2016, på oppdrag fra Longyearbyen lokalstyre, en tilnærmet identisk utslippsmodellering for sanitærvann (ved bruk av beregningsmodellen Visual Plumes) som den Akvaplan-niva utførte i 2009 (Leikvin & Evenset 2009). Det ble ikke utført modellering av vannbevegelser/ hydrodynamikk slik som i Leikvin & Evenset (2009). Noen mindre forbedringer ble inkludert i den siste modelleringsrunden. De viktigste er:

- Inkludering av flere hydrografiprofiler (CTD) fra selve Adventfjorden utført/gjort tilgjengelig av UNIS. Disse profilene ble tatt mellom 2009 og 2016.
- Mer direkte simulering av konsentrasjonen av bakterier (TKB) med avstand fra utslippet, framfor generell simulering av utslippsvannet når det gjelder fortynningsberegninger.

Det ser ut som om fortynningsberegninger i Kaurin *et al.* (2017) er utført for senterlinjen og ikke som gjennomsnittlig fortynning i utslippsskyen, som er det riktige. Det antas at denne unøyaktigheten ikke vil gi noen endringer i konklusjon og kun marginale endringer i fortynningsresultater i større avstand fra utslippet.

Sannsynligvis er det en skrivefeil, men på side 15 i Kaurin *et al.* (2017) står det at det er benyttet saltholdigheten 19 psu i simuleringene av avløpsvannet med referanse til Leikvin & Evenset

(2009). Det riktige skal være 1,9 psu. Ellers er det utført simuleringer med samme inngangsdata for strøm og karakteristikk på utslippsvannet.

Det er lagt inn en ytterligere konservativ dødelighet til TKB enn i Leikvin & Evenset (2009), med fordobling av lengden bakteriepopulasjonen blir redusert med en tierpotens (T_{90}).

Kaurin *et al.* (2017) burde ha påpekt at det ikke er tatt hensyn til oppflytende partikler, og at disse har potensiale til å påvirke overflatevannet i Adventfjorden, også i sommerhalvåret.

Ellers er konklusjonene samsvarende mellom studiene som er rapportert i Leikvin & Evenset (2009) og Kaurin *et al.* (2017). Blant annet anbefaler begge studier å flytte utslippspunktet noe lenger mot nord, ut av Adventfjorden, hvor det sannsynligvis er sterkere strøm.

5.2.2 Anbefaling angående forbedring av modellering/ vurdering av spredning av utslippsvannet

Akvaplan-niva har siden studiene med modellen RMA2 og RMA4 (Donnel *et al.* 2004) i Adventfjorden i 2009 (Leikvin & Evenset 2009) investert mange ressurser i videreutvikling/tilpasning av den numeriske modellen FVCOM (Finite-Volume Community Ocean Model (Chen *et al.* 2013)) til det norske, kompliserte kystlandskapet/ kyst-topografien. Denne modellen har samme type gitter som RMA2, med irregulære beregningsceller som gjør at modellen enkelt kan tilpasses en komplisert bunntopografi og kystlinje. Modellenes beregningsceller kan endres i størrelse i modellområdet, slik at høy oppløsning kan settes inn i de mest interessante områdene. De viktigste forbedringene med FVCOM er at den kan simuleres i 3D og dermed få med blant annet effekter av:

- Vind
- Estuarin sirkulasjon (elveavrenning fra Adventelva og Longyearelva)
- Atmosfæriske trykkendringer
- Innkommende vannmasser med andre egenskaper enn i Adventfjorden (Atlanterhavsvann utenfor Isfjorden)

Et annet viktig moment som gjør FVCOM anvendelig er at modellen er parallellisert, dvs. at den kan kjøres på en supercomputer med mange prosessorer, noe som gjør det mulig å simulere over regionale områder med relativt høy oppløsning.

En mer inngående teknisk forklaring av modellen er gitt i Vedlegg 1.

Akvaplan-niva har allerede satt opp FVCOM i 2D for hele Svalbard. Det arbeides dessuten med å sette opp modellen i 3D via et annet pågående prosjekt. Det eksisterer tilgjengelige data fra Havforskningsinstituttets modell med 800 m oppløsning for området utenfor Isfjorden. Disse arbeidene gjør det forholdsvis enkelt å skaffe drivdata for Isfjorden og Adventfjord-området, og dermed sette opp en modell med høy oppløsning (fra ca. 30 m oppløsning) for Adventfjorden i 3D. Vinddata, elvedata, klimatologi fra regional modell og tilstrekkelig god bunntopografi kan da gi grunnlag for modellering av hydrodynamikk i Adventfjorden med god presisjon.

Det kan lages film over vannbevegelsene i de ulike lag (overflate, midtlag og bunnlag) for Adventfjorden. I tillegg kan det lages statistisk figur over hvor det generelt er sterk strøm, med piler på hovedstrømretning. Det kan også analyseres hvilke drivkrefter som er de viktigste i de ulike områdene, ved hjelp av blant annet tidevannsanalysen U-tide (Codiga 2011).

Det må fortsatt simuleres med en nærfelts-utslippsmodell for å predikere hva som skjer med utslippet de nærmeste 0-50 m fra utslippet (fortynning og eventuell innlagring i vannsøylen).

Strøm- og hydrografidata som nevnt ovenfor vil bidra til større tillit til fortynning og innlagringsdyp til utslippet i umiddelbar nærhet. I tillegg vil flere prøver av utslippsvannets karakteristika (mengde, saltholdighet og temperatur osv.) gi større nøyaktighet til modellsimuleringene.

Fordi utslippsvurderingene til Leikvin & Evenset (2009) og Kaurin *et al.* (2017) er noenlunde sammenfallende, kan det også vurderes å benytte resultatene fra disse arbeidene med modellen Visual Plumes, direkte inn i FVCOM. Når utslippet har oppnådd innlagring i vannsøylen eller har fått gjennomslag til overflaten, kan modellen FVCOM benyttes til å predikere utslippets videre spredning og fortynning.

Det kan utarbeides kart som viser sannsynligheten for at utslippet vil ankomme de ulike områder i og ved Adventfjorden, med fargeskala på konsentrasjon. Det kan også lages filmer for å illustrere spredningen og fortynningen av utslippet i Adventfjorden. Det kan simuleres for spesielle værsituasjoner og/eller statistiske tall med bakgrunn i for eksempel ett år med modellsimuleringer. Andre analyser som også kan være interessante for resipienten Adventfjorden er oppholdstiden til partikler fra utslippspunktet inne i fjorden.

FVCOM-resultatene kan videre benyttes til å teste om plasseringen av dagens utslipp er optimalt, eller om det finnes utslippspunkt som er vesentlig bedre og som er teknisk/ praktisk sett mulig å benytte seg av. Simuleringer kan enkelt foretas ved å plassere utslipp på ulike posisjoner, og vurdere forskjellen i konsentrasjoner i de ulike områder av Adventfjorden.

Valideringsmålinger for strøm og hydrografi bør alltid gjennomføres. Spesielt anbefales det å måle strøm i umiddelbar nærhet til utslippspunktet. Det anbefales også ytterligere hydrografimålinger fra Adventfjorden, spesielt fra sommermånedene. En diffusorløsning eller en forgreining av utslippsledningen, slik at utslippet enten fordeles på flere hull eller minst to utslippsledninger omkring det nåværende utslippspunktet, kan være fordelaktig. Både Leikvin & Evenset (2009) og Kaurin *et al.* (2017) konkluderer i sine studier at reduksjon i utslippsfluks vil gi betydelig høyere fortynningsgrad av utslippsvannet, samt lavere risiko for gjennomslag/ noe dypere innlagring av utslippsvann i vannsøylen. Det er viktig at hullene/forgreiningene har tilstrekkelig avstand fra hverandre, slik at utslippsplumene ikke kommer i kontakt med hverandre før de når overflaten eller oppnår innlagring. En studie av gevinsten av en slik diffusorordning/ forgreining kan vurderes, dersom det ønskes mindre sjanse for punktbelastning i Adventfjorden og mindre sjanse for høy konsentrasjon av utslippsvann eller bakterier i overflatevannet.

Dersom sjøvann iblandes utslippsvannet, vil utslippsvannet bli tyngre og vil ha mindre oppstigningsevne når det ankommer resipientens vannsøyle. Dermed vil risikoen for gjennomslag til overflaten generelt reduseres betraktelig sammenliknet med iblandet ferskvann. Dette kan for eksempel implementeres i vinterhalvåret, da risikoen for gjennomslag er størst.

Det kan også være hensiktsmessig å inkludere en mer inngående drøfting/vurdering av utslippsmengden på de ulike årstider.

Oppsummering av anbefalinger for forbedring av kartlegging av utslippsvann i Adventfjorden. Disse blir spesielt viktige hvis rensing ikke etableres:

- Strømmåling med profilerende måler i umiddelbar nærhet til utslippspunktet.
- Flere hydrografiprofiler (CTD), spesielt fra perioden mai – oktober.
- Flere vannprøver av utslippsvannet før det når resipienten (volum, saltholdighet og temperatur).

- Modellsimuleringer av hydrodynamikk i 3D og spredning av utslipp i 3D med egnet numerisk modell.
- Testing av alternative og mer optimale utslippspunkter med modellverktøy.
- Teste for effekten av eventuell diffusorløsning/forgrening av utslipp, med modellverktøy.
- Teste for muligheten av å iblande sjøvann til utslippsvannet, for å få tyngre utslippsvann og dermed generelt mindre risiko for gjennomslag til overflaten. Dette kan for eksempel gjøres i vinterhalvåret.

5.3 Miljøgifter og organisk materiale

5.3.1 Vurdering av tidligere undersøkelser

Det er først og fremst miljøgifter i sediment som har blitt kartlagt/overvåket. Ulike sedimentdyp er prøvetatt i de forskjellige undersøkelsene som har vært gjennomført de siste 18 år. Cochrane *et al.* (2001) og Evenset *et al.* (2006; 2009) har tatt prøver av overflatesediment (0 – 1 cm), mens Sjøberg *et al.* (2013) analyserte de øvre 5 cm og Kaurin *et al.* (2017) de øvre 10 cm av sedimentet. Ved risikovurdering av sediment er det vanlig (og anbefalt) praksis å bruke det biologisk aktive laget, vanligvis de øvre 10 cm, men hvis fokus er endringer over tid og eventuelle tilførsler av nye miljøgifter så bør kun de øverste cm (f.eks. 0 – 1 eller 0 - 2 cm) analyseres. Hvis dypere sediment tas med vil eventuelle nye miljøgifter bli så fortynnet (blanding av nylig avsatt sediment og sediment avsatt mange år tilbake i tid) at de ikke kan detekteres. Tidstrender blir dermed vanskeligere å avdekke.

5.3.2 Anbefalinger for fremtidige undersøkelser

Organisk materiale brytes ned i resipient, mens noen miljøgifter vil ha svært lang nedbrytningstid i det arktiske miljøet. Fremtidig overvåking bør derfor ha fokus på tilførsler av miljøgifter fra bl.a. sanitærvann i tillegg til nivåer i sediment og eventuelt vann (vannløselige forbindelser). Slik overvåking kan gjennomføres gjennom regelmessige analyser av sanitærvann, evt. ved utplassering av passive prøvetakere nært utslippspunkt i Adventfjorden. Fokus bør være på ulike "nye" miljøgifter som f.eks. siloksaner, OPFR, PFASer og stoffer som kan kobles til utslipp fra sanitærvann og føringer gitt i vannforskriften. Klimaendringer kan føre til endringer i tilførsler fra land til hav, og sedimentovervåking er viktig for å dokumentere eventuelle endringer knyttet til andre prosesser enn tilførsler av sanitærvann. Det kan ikke utelukkes at tilførsel av næringsstoffer fra sanitærvann og matavfall kombinert med oppvarming i området i fremtiden kan føre til utvikling av mikrobielle matter og potensielt giftige algeoppblomstringer.

Når det gjelder sedimentovervåkingen så bør det fokuseres på miljøgifter som kan stamme fra pågående aktiviteter. De senere års prøvetakinger har vist at nivåene av PCB og TBT i sediment fra Adventfjorden er svært lave og nedadgående. Det synes derfor ikke nødvendig å inkludere disse forbindelsene i overvåking i Adventfjorden framover.

På grunn av tilførsler av PFASer fra flyplass og planlagte tiltak der, bør nivåene av utvalgte PFAS-forbindelser overvåkes for å sikre at tiltakene har ønsket effekt. Denne overvåkingen bør fokuseres rundt flyplassområdet.

Ettersom kull kan påvirke både nivå av hydrokarboner og TOC er det viktig at det i fremtidig overvåking blir mulig å skille mellom ulike kilder. Overvåkingen bør derfor inkludere PAH,

NPD'er, samt THC. Isotoper av karbon og nitrogen bør inkluderes i analyseprogrammet for å skille mellom tilførsler fra sanitærvann/matavfall og kull.

For å få en bedre kunnskap om biotilgjengelighet av miljøgifter bør det gjennomføres prøvetaking og analyser av biota fra Adventfjorden. Mens nivå av persistente organiske forbindelser er lave, er det påvist en del hydrokarboner i det marine miljø. Fisk og marine pattedyr har god evne til å bryte ned hydrokarboner, mens invertebrater i mindre grad har denne evnen. Det anbefales derfor at det gjennomføres undersøkelser av stedegne skjellarter. Viktige områder for slike studier vil være kaiområdene (Kullkaia, småbåthavn og Bykaia).

5.4 Bløtbunnsfauna

5.4.1 Vurdering av tidligere undersøkelser

Som allerede beskrevet har de tidligere undersøkelser i stor grad vært rettet inn mot å kartlegge totalstatus for Adventfjorden. Det påpekes i et par av undersøkelsene at effekter på bunnfauna kan spores ved utslippspunkt for sanitærvann og matavfall, men det er ikke tilstrekkelig data til å si noe om påvirket areal. Få stasjoner har inngått og det finnes f.eks. ingen transekt fra utslippspunkt.

5.4.2 Anbefalinger for prøvetaking og klassifisering av bunndyr i fremtidige undersøkelser

Det anbefales at det ved en fremtidig undersøkelse plasseres flere stasjoner i et transekt fra utløpsrøret – samtidig som de allerede etablerte stasjonene følges opp.

I dag brukes ulike diversitetsindekser når tilstanden til bunnfaunaen i ulike områder skal vurderes. Indekser er et godt verktøy når det skal gjennomføres standardiserte undersøkelser, men ukritisk bruk av indekser kan i enkelte sammenhenger føre til at feil konklusjoner trekkes. Det er korrekt kommentert av Kaurin *et al.* (2016) at bunndyrsindeksene og tilstandsklassene som per i dag brukes langs kysten av Norge (bl.a. i forbindelse med vannforskriften), og som ble benyttet i klassifiseringen av bunnfauna i undersøkelsen fra 2016, ikke er tilpasset Svalbard. Problemet med indeksene slik det er nå, er at samme referansetilstand brukes for alle områder. Naturlig forstyrrelse, som sedimentasjon, fører trolig til store sprik i hva som er referansetilstand. Resultatet er at indeksene måler tilstanden som dårligere enn hva den egentlig er.

Flere av fjordene på Svalbard mottar store mengder sediment fra elver, og de er derfor preget av "naturlig forstyrrelse", noe som fører til at bunnfaunaen naturlig kan være art- og individfattig. Ved klassifisering basert på diversitetsindeksene vil man da konkludere med at bunnsamfunnet er i en dårlig tilstand. Lokale tilpasninger er derfor viktige ved bruk av indekser. Det jobbes med implementering av indekser med grenseverdiene tilpasset Barentshavet, men ettersom de indre fjordene på Svalbard har en faunastruktur som er ulik ikke-glasiale områder er det lite sannsynlig at disse indeksene vil være noe bedre tilpasset Adventfjorden.

I 2011 fikk Akvaplan-niva et oppdrag fra Miljødirektoratet som gikk ut på å teste ut bruk av ulike indekser på forskjellige bunnmiljø i norske fjorder, offshore i Nordsjøen, i det sør-vestlig Barentshavet og ved bosetningene på Svalbard (Cochrane *et al.* 2011). Undersøkelsen viste at det i enkelte situasjoner var det et godt samsvar mellom beregnede indekser og faglige vurderinger, mens i andre sammenhenger førte naturlige biologiske avvik til svært misledende resultater når indeksene ble brukt direkte.

Ved undersøkelser i fjordene på Svalbard anbefaler vi at vurderinger av bunnfauna gjennomføres av personell med god kunnskap om bløtbunnsamfunn og at faglige vurderinger, basert på litteraturgrunnlaget som eksisterer for Svalbardfjorder (bl.a. Renaud *et al.* 2007; Weslawski *et al.* 2012; Wlodarska-Kowalczuk *et al.* 1998; 1999; 2004; 2005; Wlodarska-Kowalczuk and Pearson 2004) gjennomføres istedenfor standardiserte klassifiseringer. Det vil være relativ lett å vurdere om bunnfaunasamfunnene ved de undersøkte stasjonene avviker fra det som er typisk i området generelt.

6 Totalvurdering av miljøstatus i Adventfjorden

Som teksten i de forgående kapitler viser er Adventfjorden et system som er "naturlig forstyrret" på grunn av høy tilførsel av uorganisk materiale fra elver (se kap. 2.2). I tillegg tilføres området en del organisk materiale og miljøgifter via menneskelig aktivitet.

6.1 Organisk belastning

6.1.1 Status

Resultatene fra de undersøkelsene som er gjennomført så langt tyder på at bunnsamfunnet i fjorden i liten grad har endret seg de senere årene til tross for økte utslipp som følge av økt turisme og installering av matavfallskverner. Bunnsamfunnet fremstår som moderat forstyrret, men dette er også tilfellet for bunnsamfunn i andre tilsvarende fjorder som ikke er belastet av utslipp fra en bosetting, og er således en naturlig tilstand i Svalbards fjorder.

De uorganiske partiklene bidrar også til å "fortynne" utslippene av organisk materiale sånn at nivåene av organisk karbon i sedimentet ikke blir spesielt høye. Videre er bunnsamfunnet tilpasset høy sedimentasjon, noe som gjør at en ekstra sedimentasjon som følge av utslipp av sanitærvann og matavfall i liten grad fører til endringer i artssammensetning. Det må imidlertid understrekes at det bør gjennomføres undersøkelser som ser på eventuelle effekter i transekt fra utslippspunkt for sanitærvann og kvernet matavfall. De undersøkelsene som er gjennomført så langt har alle inkludert få prøvepunkt.

6.1.2 Kilder

Den viktigste menneskeskapte kildene til organisk karbon og næringssalter er sanitærvann og matavfall fra bosettingen i Longyearbyen. Skipstrafikken til Adventfjorden er betydelig, men de fleste skip har renseanlegg for svartvann og slipper heller ikke ut hverken svart- eller gråvann inne i fjordene, og påvirkningen fra skipstrafikk er derfor liten.

Sanitærvann og matavfall er også den viktigste kilden til næringssalter. Adventfjorden er, som de fleste arktiske fjordsystemer, et relativt næringsfattig system og en ekstra tilførsel av næringssalter har derfor liten betydning for fjorden. En viss økning i planteplantonproduksjon kan forekomme, uten at dette så vidt vi vet er dokumentert, men eutrofiering er per i dag ikke en relevant problemstilling i Adventfjorden.

6.2 Miljøgifter

6.2.1 Status

Det finnes få data på konsentrasjoner av miljøgifter i vann og biota fra Adventfjorden. Sediment har inngått i flere undersøkelser. PAH-konsentrasjonene i sediment fra Adventfjorden er lave til moderate og det er lave eller ikke-detekterbare nivå av PCB og TBT i sediment. Generelt kan man si at metallnivåene er lave – moderate og at nivåene i de fleste deler av fjorden reflekterer geologien i området. En rekke "nye miljøgifter", som OPFR, siloksaner og PFAS er påvist i sedimenter fra fjorden. Det finnes relativt lite data å sammenligne med, men nivåene i Adventfjorden ser ut til å være lave til moderate.

Ved vurdering av status for miljøgifter er det viktig å ta hensyn til at uorganiske partikler som tilføres fra elver vil "fortynne/maskere" partikkelbundne miljøgifter som tilføres fjorden. Tilførsler av partikkelbundne miljøgifter kan derfor være høyere enn det tilstandsklassene for sediment tilsier.

Ved vurderinger av miljøtilstanden er det videre viktig å ta hensyn til naturlige geologiske forhold, som fører til lett forhøyde nivå av enkelte metaller (arsen, nikkel, kvikksølv) og PAH i deler av fjordsystemet sammenlignet med f.eks. åpent hav.

6.2.2 Kilder

Sanitærvann er trolig en viktig kilde til miljøgifter i Adventfjorden, og er sannsynligvis årsak til forekomst av siloksaner og OPFR i sediment og fisk fra fjorden, samt legemidler i vann. Også metaller og oljeprodukter kan tilføres via sanitærvann/matavfall.

Andre kilder til miljøgifter er forurenset grunn, skipstrafikk og trafikk på land. Når det gjelder forurenset grunn så peker området ved kai på Hotellneset, den gamle ORV-tomta og Bykaia seg ut med forhøyde nivå av oljeforbindelser. Forurensningen domineres av langkjedede alifater som i liten grad spres i miljøet, ettersom retensjonskapasitet i jord, og spesielt i kullholdig jord, er høy. Også ved Svalbard lufthavn er det påvist oljeforurensning. I tillegg er deler av flyplassområdet forurenset med PFAS fra brannskum. Det meste av oljeforurensningen holdes trolig tilbake i jordsmonnet, men noe lettere produkter kan spres med overflatevann og grunnvann. PFAS spres fra flyplassområdet og tiltak for å forhindre fremtidig spredning planlegges gjennomført.

Naturlig erosjon av kullholdig berggrunn bidrar med PAH til fjorden, men avblåsning fra kulltransport og kullagring på Hotellneset er trolig også viktige bidragsytere (særlig til NPD'er). PAH og NPD er sterkt bundet i kull og dermed lite biotilgjengelig. Mindre søl fra skipstrafikk, småbåter og tankanlegg er sannsynligvis også medvirkende årsaker til noe forhøyde PAH-nivå i havneområdene.

Trafikk på land fører først og fremst til utslipp til luft, men utslipp av uforbrent drivstoff og deponering av forbrenningsrelaterte PAH-forbindelser kan føre til grunnforurensning. PAH-forbindelser som deponeres i snø og/eller jord kan vaskes ut (i laget som ikke er frosset) og til slutt havne i Adventfjorden, selv om en betydelig andel nok vil holdes tilbake av organisk materiale (inkludert kull) i jordmassene. Ettersom vestsiden av Spitsbergen er et nedbørsfattig område med en liten andel tette flater vil tilførsler av miljøgifter via overvann trolig være lav.

7 Konklusjon - Adventfjorden som resipient for sanitærvann og kvernet matavfall

Som det fremkommer av de tidligere kapitler er Adventfjorden en spesiell resipient pga. store tilførsler av uorganisk materiale fra elver. Elvene tilfører mye mer partikulært materiale (mest uorganisk) enn utslippet fra bosettingen (organisk). Nettopp denne tilførselen er trolig årsaken til at man så langt ikke har påvist klare effekter av utslipp av sanitærvann og kvernet matavfall. Organisk materiale og miljøgifter fortynnes i sedimentet og bunndyrsamfunnet er resilient og tilpasset et "utfordrende" miljø. Undersøkelser viser at bunndyrsamfunnet helt nært utslippspunktet for sanitærvann/kvernet matavfall er noe påvirket, men at påvirkningen er lokal. Det er ønskelig med en bedre oppløsning på data for bunndyr for å kunne trekke en endelig konklusjon, men basert på de data som foreligger mener vi at det ser ut til at bunndyrsamfunnet i Adventfjorden ikke i nevneverdig grad er negativt påvirket av dagens utslipp. En ekstra tilførsel av partikler (SS i sanitærvann) eller næringssalter har liten betydning på fjorden. Mengden partikler fra sanitærvann/kvernet matavfall er lav sammenlignet med mengden partikler tilført via elver og ettersom fjorden er næringsfattig vil tilførslen av næringssalter være for lav til å forårsake eutrofiering.

Som nevnt ovenfor tilfører urenset sanitærvann ulike miljøgifter til fjorden. På grunn av den høye tilførselen av uorganiske partikler vil partikkelbundne miljøgifter fortynnes i sedimentet og målinger i sediment vil derfor underestimere tilførte mengder. For å få et bedre bilde av tilførsler bør dette beregnes gjennom paralelle analyser av miljøgiftsnivå og sedimentasjonsrate (via datering av sedimentkjerner). Det er mange spørsmål knyttet til hvordan arktiske arter påvirkes av miljøgifter og det vil derfor være viktig å være føre var i forhold til utslipp av miljøgifter i Adventfjorden.

7.1 Behov for rensing

Tilførsler av organisk materiale/næringssalter er slik vi ser det ikke alene grunn til å innføre rensing av sanitærvann/kvernet matavfall. Tilførsler av miljøgifter er problematisk og av den grunn bør rensing vurderes til tross for at bosettingen er liten. Mekanisk rensing vil være den enkleste form for rensing og en slik prosess (siling) vil holde tilbake partikler og dermed en del partikkelbundne miljøgifter, samt noe mikroplast.

Når det gjelder plassering av utslippspunktet så vil en plassering lengre ut i fjorden gi en større fortynning og muligens minske sjangsen for gjennomslag av partikulært materiale til overflaten. Utfordringer knyttet til gjennomslag vil imidlertid reduseres hvis mekanisk rensing etableres. Som nevnt flere ganger fører de spesielle forholdene i fjorden til en "fortynning" av nivå av partikkelbundne miljøgifter i sediment. Vannløselige stoffer vil spres med vannmassene uavhengig av plassering, men fortynning vil skje raskere ved et utslippspunkt lengre ut i fjorden. Dette betyr at hvis utslippsledningen flyttes lengre ut vil miljøgifter i større grad spres med vannmassene. Dette vil kunne føre til at større områder påvirkes og den totale miljøgevinsten ved en slik løsning vil trolig være liten eller ikke-eksisterende.

For å redusere lokal påvirkning kan en diffusor-løsning vurderes dersom rensing ikke innføres.

8 Fremtidig tiltaksorientert overvåkning i Adventfjorden

8.1 Overvåkningen i Adventfjorden

Av informasjon som har blitt innhentet i dette prosjektet ser vi at det er flere aktører som finansierer mindre og større overvåkningsprosjekter i fjorden. Fra arbeid som har blitt gjennomført kan det se ut som om noe er overlappende, flere studier har fokusert på eldre miljøgifter som i dag er av mindre relevans når effekter av utslipp av sanitærvann/kvernet matavfall skal vurderes, man bruker metoder som ikke er sammenlignbare, slik at man ikke kan se endringer over tid og rom, og mange av overvåkningsstasjonene som er blitt benyttet til overvåkningen har hatt ulike formål og er kanskje ikke velplasserte i forhold til vurderinger av lokale kilder. Vi mener det vil være fornuftig å samordne mest mulig av overvåkning i Adventfjorden slik at den blir mer helhetlig og systematisk. Det vil forhindre overlappende arbeid, man kan benytte metoder som er standardiserte og sammenlignbare, slik at man kan vise trender og eventuelt menneskeskapte endringer over tid. Økt samarbeid vil også kunne være økonomisk besparende.

Miljødirektoratet samordner flere overvåkningsprogrammer langs Norges kyst som sikrer systematiske undersøkelser i forhold til bl.a. biologi og miljøgifter. Med økt turisme og klimaendringer i et sårbart miljø mener vi at et tilsvarende overvåkningsprogram bør iverksettes i Adventfjorden. Innhentet data vil gi et bedre beslutningsgrunnlag for å bestemme om dagens utslipp av sanitærvann og matavfall skal vedvare eller om tiltak bør gjennomføres. Etter at vannforskriften trådte i kraft i Norge i 2007 har overvåkningsprogrammene til Miljødirektoratet fulgt de føringer som ligger i denne forskriften. Utforming av et overvåkningsprogram for Adventfjorden bør i størst mulig grad følge vannforskriften, slik at man også kan sammenligne med undersøkelser langs Norges kyst. I påfølgende kapitler gis det en oversikt over hovedprinsippene i vannforskriften og det gis forslag til overvåkningsprogram som kan være aktuelt for Adventfjorden.

8.2 Vannforskriften

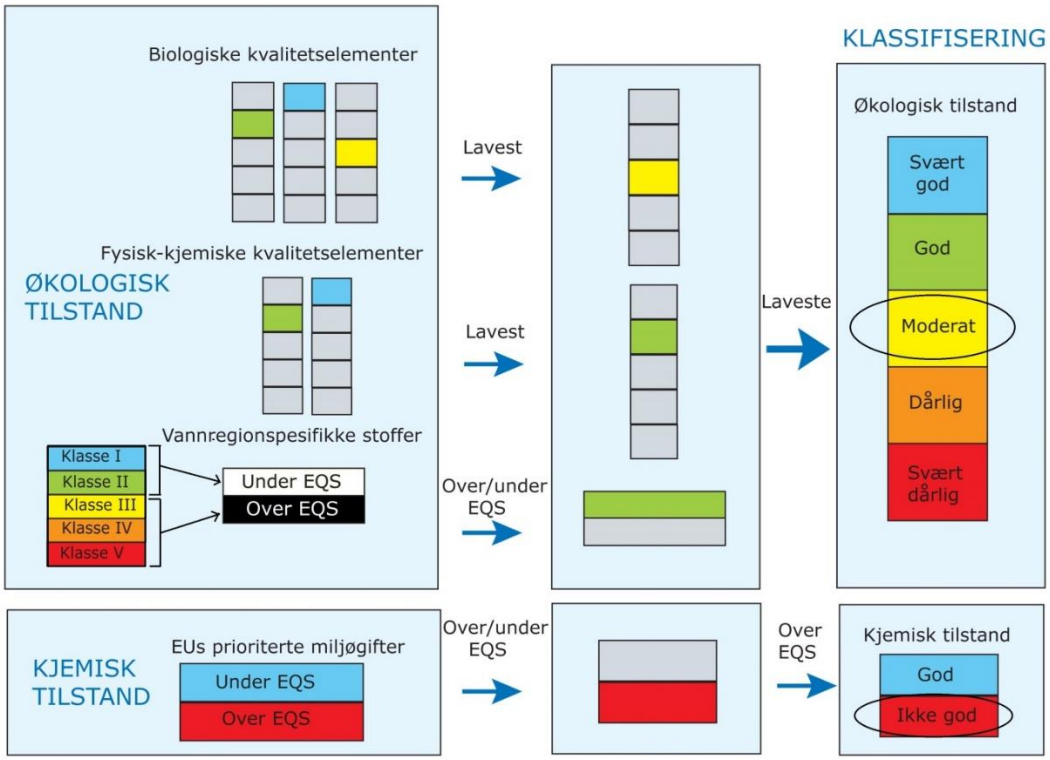
I 2000 trådte EUs vanndirektivet i kraft i EU. Dette er ett av EUs viktigste miljødirektiv som omfatter all forvaltning av vann. I dag har 30 land i EU implementert direktivet, og vi ser at andre land utenfor EU begynner å følge føringer som er gitt i vanndirektivet. Norge er via EØS-avtalen forpliktet til å implementere direktivet, som er hjemlet i norsk lov gjennom forskrift om rammer for vannforvaltningen (vannforskriften), som trådte i kraft 1.1.2007. I dag er ikke vannforskriften gjeldende for Svalbard. Vi mener likevel at prinsippene som ligger til grunn for forvaltning av vannmiljøet i iht. de føringer som er gitt i vannforskriften, bør kunne anvendes slik at vannmiljøet i Adventfjorden beskyttes og sikres bærekraftig bruk. For videre informasjon om vannforskriften se www.Lovdata.no og www.vannportalen.no.

8.2.1 Tiltaksorientert overvåkning

Miljømålet i vannforskriften er at god økologisk og kjemisk tilstand skal nås. Med god økologisk tilstand menes «*ikke vesentlig avvik fra intakt natur, som igjen defineres som natur som ikke er vesentlig påvirket av post-industrielle og gjennomgripende menneskelige påvirkninger (Nybø & Evju 2017).* Med god kjemisk tilstand menes at målte konsentrasjoner av utvalgte miljøgifter i vann, sediment og biota ikke overstiger fastlagte grenseverdier.

Før tilstanden i en vannforekomst[1] kan bestemmes må vannforekomsten karakteriseres. I karakteriseringen inndeles vannforekomsten i vanntype (f.eks. åpen eksponert kyst eller ferskvannspåvirket fjord, som har ganske ulik biologi), man identifiserer belastninger/påvirkninger og miljøpåvirkninger av belastningene. Tilstanden bestemmes videre under klassifiseringen, hvor systematisk overvåkning definerer den faktiske tilstanden i vannforekomsten. I

Figur 18 vises en prinsippskisse over klassifisering av økologisk og kjemisk tilstand i en vannforekomst.



Figur 18. Prinsippskisse som viser klassifisering av tilstand i en vannforekomst. Kvalitetselementer som inngår i vurdering av økologisk tilstand og EUs prioriterte miljøgifter som inngår i kjemisk tilstandsvurdering er indikert. EQR (Environmental Quality Ratio) og EQS (Environmental Quality Standards) angir miljøkvalitetsstandarder, også kalt grenseverdier. Piler påtegnet «Laveste», betyr at det kvalitetselementet som får dårligste tilstand styrer. Prinsippet omtales ofte som «Det verste styrer». Dette er eksemplifisert i figuren ved at det kvalitetselementet som gir lavest tilstand, her «Moderat» (farget gult), styrer den økologiske tilstanden. For kjemisk tilstand er det hvorvidt målte konsentrasjoner av EUs prioriterte miljøgifter er under eller over EQS-verdier som bestemmer den kjemiske tilstanden.

[1] En avgrenset og betydelig mengde av overflatevann, som for eksempel innsjø, magasin, elv, bekk, kanal, fjord eller kyststrekning, eller deler av disse, eller en avgrenset mengde grunnvann innenfor en eller flere akviferer.

I figuren er dette eksemplifisert ved at målt konsentrasjon av en eller flere prioriterte miljøgifter er over EQS-verdi, slik at «Ikke god» (farget rødt) kjemisk tilstand oppnås.

For å fastslå tilstanden i en vannforekomst er det i vannforskriften lagt føringer for forvaltningen i forhold til overvåkningen, og det opereres med tre ulike overvåkningsstrategier: basisovervåkning, tiltaksorientert overvåkning og problemkartlegging. Tiltaksorientert overvåkning iverksettes i vannforekomster som anses å stå i fare for ikke å nå miljømålene, eventuelt for å vurdere endringer i tilstanden som følge av iverksatte tiltak. I Adventfjorden er man usikker på om utslipp av urenset sanitærvann og kvernet matavfall til Adventfjorden medfører at tilstanden er forringet, og om det bør iverksettes tiltak dersom miljømålet ikke nås eller er i fare. I tillegg kan det være andre problemstillinger som er årsak i at man er usikker på om miljømålet nås, f.eks. ved områder med forurenset grunn som har avrenning av miljøgifter til Adventfjorden.

Utformingen av et tiltaksorientert overvåkningsprogram er karakterisert av at man har flere overvåkningsstasjoner som plasseres for eksempel etter utslippspunktenes beliggenheter, hydromorfologiske egenskaper[2] i vannforekomsten og eventuelle endringer i vannforekomsten som følge av tiltak. Prøvetakningsfrekvensen må være så hyppig at man med høy pålitelig kan fastsette miljøtilstanden. I www.Lovdata.no er det angitt intervaller for prøvetakning av de ulike kvalitetselementene, mens det i Klassifiseringsveilederen (Veileder 02:2013 – revidert 2015) er angitt når på året og hvordan de ulike kvalitetselementene skal prøvetas. Klassifiseringsveilederen er under revisjon, og ny veileder skal være på plass i 2017. I den nye veilederen inngår Barentshavet, noe som ikke var tilfellet i veilederen fra 2015. I tillegg er det utviklet nye EQR-verdier for biologiske kvalitetselementer. Som et minimumskrav skal det biologiske kvalitetselementet som er mest følsom for belastningen inngå i det tiltaksorienterte overvåkningsprogrammet. Alle prioriterte miljøgifter[3] som slippes ut i vannforekomsten skal overvåkes, samt andre forurensende stoffer som slippes ut i betydelige mengder (www.Lovdata.no).

8.2.2 Bakgrunnsinformasjon om Adventfjorden

Før man kan utforme et tiltaksorientert overvåkningsprogram, må man innhente informasjon om vannforekomsten og god bakgrunnskunnskap er en forutsetning for at resultatet blir bra. Informasjon om mulig påvirkere, tidligere undersøkelser, strømforhold og eventuelle særegenheter ved vannforekomsten bør være identifisert. I foregående kapitler er det redegjort for miljøtilstand i Adventfjorden med hensyn til målte konsentrasjoner av miljøgifter (prioriterte stoffer og vannregionspesifikke stoffer) i vann, sediment og biota. I rapporten er det også angitt mulige kilder til miljøgifter i Adventfjorden, både nye og gamle. For biologiske kvalitetselementer som benyttes til klassifisering av økologisk tilstand i vannforskriften er bakgrunnsinformasjonen begrenset. I dag finnes det data for bløtbunnsfauna i Adventfjorden, og man er usikker på om indeksene og grenseverdiene kan benyttes. Informasjon om planteplankton og makroalger som inngår som biologiske kvalitetselementer i vannforskriften, mangler i Adventfjorden. Ålegress (*Zostera marina*) som er et biologisk kvalitetselement som benyttes under klassifisering av økologisk tilstand i kystvann vokser ikke på Svalbard. Strømforhold og informasjon om at fjorden er sterkt påvirket av uorganisk materiale fra

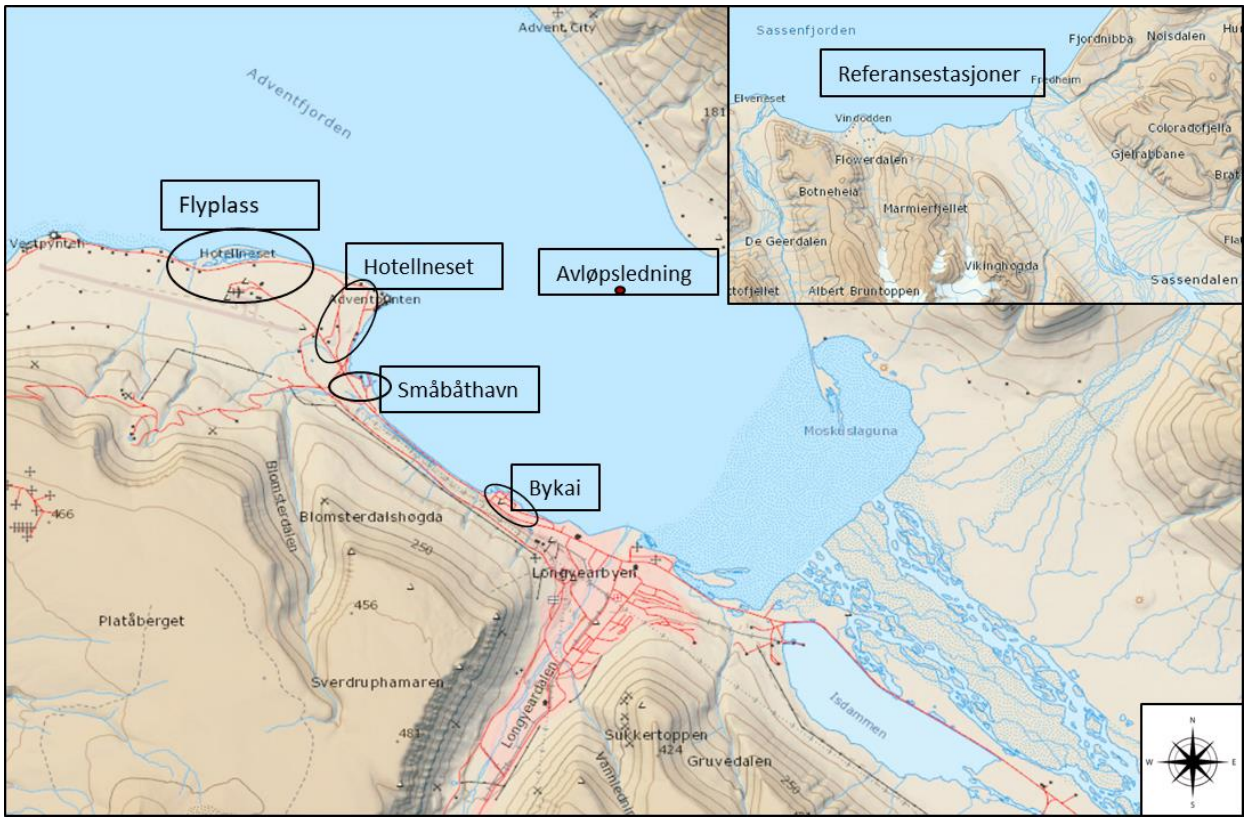
[2] Hydromorfologiske egenskaper: Vannmengde og variasjon i vannføring og vannstand, samt bunnforhold og vannforekomstens fysiske beskaffenhet.

[3] Redusert overvåkningsfrekvens for allestedsnærværende stoffer (stoff nr. 5, 21, 28, 30, 35, 37, 43 og 44 i vedlegg VIII del A tillates, så lenge overvåkningen er representativ og overvåkningsdataene har høy oppløsning og viser stabile nivåer over tid (Vannforskriften, 2015).

Adventelva er godt kjent. Bakgrunnsinformasjon om Adventfjorden er meget god, og tilstrekkelig til at man kan utforme et solid tiltaksorientert overvåkningsprogram.

8.2.3 Overvåkningsstasjoner i Adventfjorden og Sassendalen

I Figur 19 vises et kart over Adventfjorden med områder hvor man har informasjon om mulige miljøpåvirkninger som kan være av betydning for at miljømålene i vannforskriften ikke nås. I Figur 19 vises også Sassenfjorden hvor referansestasjoner kan etableres.



Figur 19. Kart over Adventfjorden med områder hvor man har informasjon om mulige miljøpåvirkninger som kan medføre at god økologisk og kjemisk tilstand ikke nås. Referansestasjoner tenkes plassert i Sassendalen, da området ikke er påvirket av menneskelig aktiviteter og har tilsvarende transport av uorganisk materiale fra elever som Adventfjorden.

8.2.4 Overvåkning av prioriterte miljøgifter og vannregionsspesifikke stoffer i Adventfjorden og Sassenfjorden

I vannforskriften er målte konsentrasjoner av prioriterte miljøgifter bestemmende for den kjemiske tilstanden, mens målte konsentrasjoner av vannregionsspesifikke stoffer er en av flere parametere som bestemmer den økologiske tilstanden (

Figur *18*). Eksempler på prioriterte miljøgifter er Pb, Zn og PFOS, mens Zn, Cu og PCB er eksempler på vannregionsspesifikke stoffer. EU bestemmer hvilke miljøgifter som betegnes som prioriterte miljøgifter, og stoffene som velges anses å være problematiske for vannmiljøet i EU. Miljødirektoratet bestemmer hvilke stoffer som går under betegnelsen vannregionsspesifikke, og de anses som problematiske for vannmiljøet i Norge. I veileder M-608 (2016) finnes grenseverdiene (EQS), samt informasjon om hvorvidt de vannregionsspesifikke stoffene og de prioriterte miljøgiftene skal vurderes under økologisk

eller kjemisk tilstand. De tilhørende grenseverdiene for de ulike miljøgiftene og stoffene utarbeides etter fastlagte «oppskrifter».

Prioriterte miljøgifter og vannregionsspesifikke stoffer kan måles i vann, sediment og biota. Vi anbefaler ikke målinger av vannregionsspesifikke stoffer og prioriterte miljøgifter i vannsøyle i Adventfjorden (konsentrasjonene er ofte lavere enn EQS og målte konsentrasjoner er sterkt påvirket av strømningsforhold), men at man velger sediment og/eller biota der hvor det er mulig. De siste årene har blåskjell etablert seg i Adventfjorden og blåskjell benyttes i stor grad i andre overvåkningsprogrammer langs Norges kyst. Forekomsten i Adventfjorden er imidlertid spredt og skjellene små. Det er derfor tvilsomt at blåskjell vil være en egnet overvåkingsart i Adventfjorden. Det bør derfor vurderes å benytte krepsdyr eller andre skjellarter. I tillegg benyttes ofte torsk (*Gadus morhua*) i landsomfattende overvåkningsprogrammer i Norge for prioriterte miljøgifter og vannregionsspesifikke stoffer. Opprettelse av en stasjon for overvåkning av torsk i Adventfjorden og Sassenfjorden bør vurderes. Valg av vev (f.eks. analyse av filet, lever og nyrer) for de ulike stoffene og miljøgiftene bør da følge det som gjøres i nasjonale overvåkningsprogram, for eksempel MILKYS (www.miljodirektoratet.no).

Med utgangspunkt i de angitte områdene i Figur 19 har vi følgende forslag for prioriterte miljøgifter og vannregionsspesifikke stoffer:

Flyplass: Perfluorerte stoffer (PFAS) i sediment og biota (fortrinnsvis skjell), 3-4 overvåkningsstasjoner.

Hotellneset: 2-3 sedimenter langs kaia. Utvalgte miljøgifter vil f.eks. være PAH-forbindelser, NPD'er, THC og utvalgte metaller. PAH i skjell, hvis mulig, og fra en blandprøve.

Småbåthavn: 1-2 sedimenter langs kaia. Utvalgte miljøgifter vil f.eks. være PAH-forbindelser, NPD'er, THC og utvalgte metaller. PAH i skjell, hvis mulig, og fra en blandprøve.

Bykaia: 2-3 sedimenter langs kaia. Utvalgte miljøgifter vil f.eks. være PAH-forbindelser, NPD'er, THC og utvalgte metaller. PAH i skjell, hvis mulig, og fra en blandprøve.

Avløpsledning: sedimenter i transekt ut fra utslippspunkt og i antatt strømretning i fjorden. Utvalgte miljøgifter som er relevante for avløpsvann vil f.eks. være siloksaner, ftalater, bisfenol A, OPFR, PBDE, PFAS, HBCD, klorerte parafiner (SCCP, MCCP), alkylfenoler og utvalgte metaller, fra 4-6 stasjoner

Fisk: torsk fra Adventfjorden og Sassenfjorden. Utvalgte miljøgifter nevnt i «Avløpsledning» ovenfor, og som måles i MILKYS-programmet.

For sedimenter og biota må støtteparametere analyseres i tillegg. Eksempel på støtteparametere kan være fettprosent i biota, TOC, kornfordeling, stabile isotoper og N/P-innhold.

Kjemiske analyser av organiske miljøgifter er kostbart, og man bør vurdere nøye hvilke stoffer og miljøgifter som skal analyseres. Antagelig kan ikke alle nevnt ovenfor analyseres og man må gjøre et prioritert utvalg. I tillegg bør det benyttes laboratorier som kan kvantifisere lave konsentrasjoner i sediment og biota.

Tidspunkt for uttak av biota og tykkelse på sediment som tas ut bør følge de retningslinjer som gis i ny klassifiseringsveileder som skal være ferdigstilt i 2017. Omdrev, antall år mellom hver gang prøvetakningsprogrammet skal gjentas, bør vurderes etter at første prøvetakningsrunde er avsluttet og rapportert.

8.2.5 Overvåkning av biologiske kvalitetselementer og fysisk-kjemiske kvalitetselementer i Adventfjorden og Sassenfjorden

Som tidligere nevnt er det informasjon om bløtbunnsfauna i Adventfjorden, men man er usikker på om indeksene som er utviklet i vannforskriften kan benyttes. Indeksene som beregnes skal gi informasjon om eutrofi og organisk belastning. Se utfyllende informasjon i kap. 4.2 og 6.4 om bløtbunnsfauna. Kartlegging av makroalger og målinger av planteplankton (klorofyll) mangler i Adventfjorden. Disse indeksene gir normalt informasjon om eutrofi. Eutrofiering er lite relevant for Adventfjorden, men makroalger og klorofyll-målinger vil kunne benyttes til å vurdere konsekvenser av klimaendringer. Indeksene for makroalger fra fastlands Norge bør ikke benyttes på Svalbard (pers. med Trine Bekkeby, NIVA). For klorofyll kan muligens indeksene benyttes.

Med utgangspunkt i diskusjoner fra kapitler ovenfor har vi følgende forslag:

Bløtbunnsfauna undersøkes i et transekt fra utslippspunktet og antatt strømretning i Adventfjorden, 4-6 stasjoner undersøkes. I Sassenfjorden prøvetas en referanse-stasjon for sammenligning med funn fra Adventfjorden. Personell med ekspertkompetanse på arktisk biota bør vurdere funnene.

Det kan vurderes å ta ut vannprøver for klorofyllanalyser. Dersom dette gjøres bør total nitrogen, total fosfor, samt siktedyp, temperatur, salinitet og oksygen analyseres samtidig (kalles felles for «fysisk-kjemiske kvalitetselementer»).

Tidspunkt, frekvenser, prosedyre for uttak og omdrev av bløtbunnsfauna, klorofyll og fysisk-kjemiske kvalitetselementer må følge den nye klassifiseringsveilederen som er under utarbeidelse.

9 Referanser

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

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

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

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

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

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

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

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

Bogen, J. & T.E. Bønsnes 2003. Erosion and sediment transport in High Arctic rivers, Svalbard. Polar Research 22(2), 175-189.

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Corneliussen, G., Ö. Gustafsson, T.D. Bucheli, T.O. Jonker, A.A. Koelmans & P.C.M. Van Noort 2005. Extensive Sorption of Organic Compounds to Black Carbon, Coal, and Kerogen in Sediments and Soils:

Mechanisms and Consequences of Distribution, Bioaccumulation, and Biodegradation: Environmental Science and Technology 39: 14

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Nybø, S. & Evju, M. (red) 2017. Fagsystem for fastsetting av god økologisk tilstand. Forslag fra et ekspertråd. Ekspertrådet for økologisk tilstand, 247 s. https://www.regjeringen.no/no/dokument/rapportar-og-planar/id438817/.

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Repp K. 1988. The hydrology of Bayelva, Spitsbergen. Nordic Hydrology vol 19 1988. Paper presented at the 7th Northern Res. Basins Symposium/Workshop at Illusat, Greenland may/June 1988.

Rudolph-Dahl, K. 2012. Miljøprosjektet - DP2. Miljøtekniske grunnundersøkelser Svalbard lufthavn. Rapport. nr. 168180-470-1.

Schlabach, M., Strand Andersen, M., Green, N., Schøyen, M., Kaj, L. 2007. Siloxanes in the Environment of the Inner Oslofjord. Rapport 986/2007 NILU OR 27/2007, Kjeller (Olso) Norway, 25pp.

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

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

Stenius, S. 2016. Flomberegning for Longyearelva. NVE, oppdragsrapport A nr 7-2016

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

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

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

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

Veileder 02:2013 – revidert 2015 2015. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver.

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

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

Vullum Løtveit, S. 2012. Deponiet i Adventdalen. En vurdering av spredning av forurensning og permafrostens egnethet som bunntetting. Masteroppgave, Institutt for geologi og bergteknikk, Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet. 178 s.

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

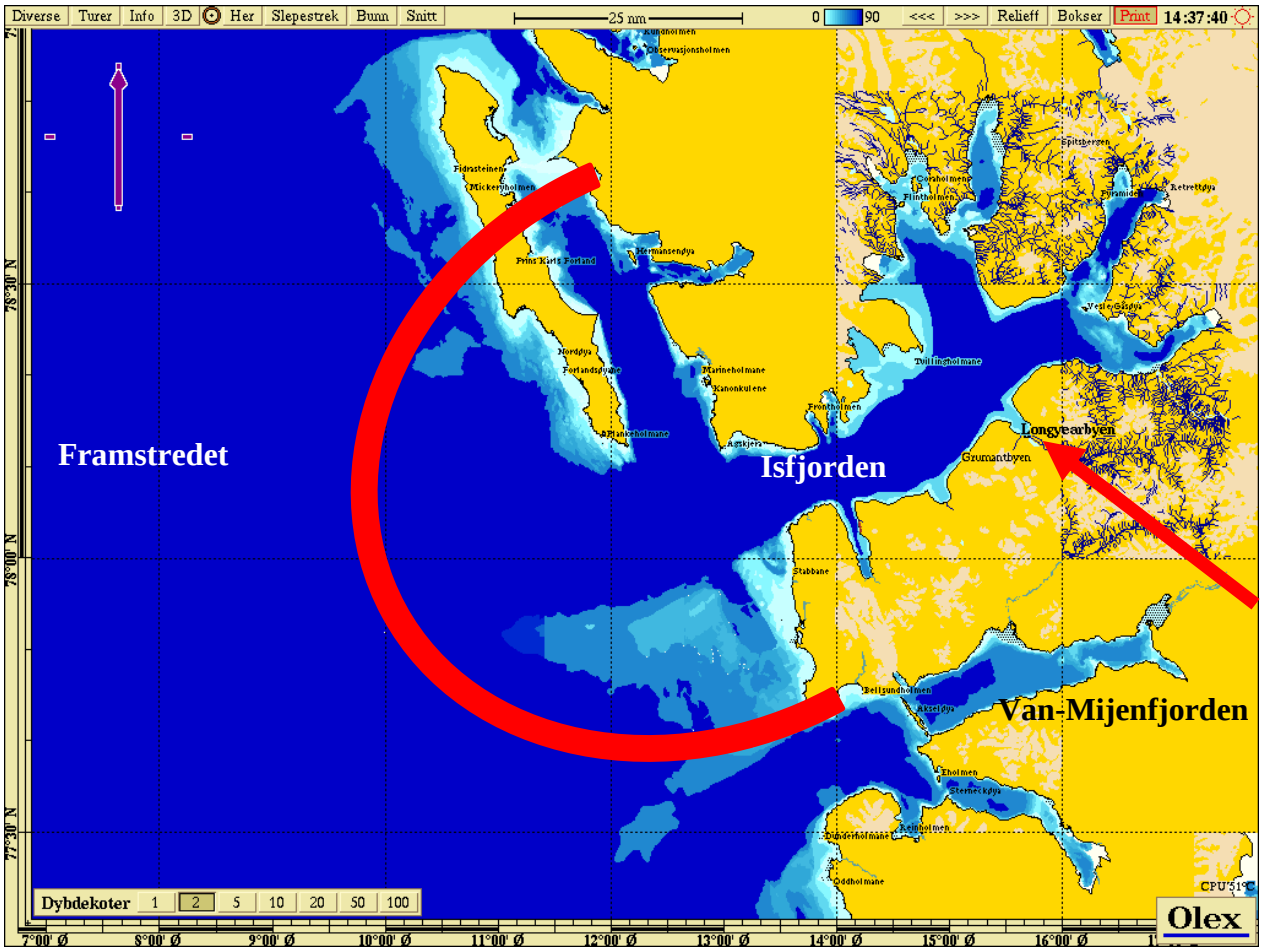
Zajaczkowski, M., W. Szczucinski, & R. Bojanowski 2004. Recent changes in sediment accumulation rates in Adventfjorden, Svalbard. Oceanologia, 46. http://www.iopan.gda.pl/oceanologia/462zajac.pdf, p. 217-231

10 Vedlegg 1 – Beskrivelse av FVCOM

FVCOM er utviklet ved The Marine Ecosystem Dynamics Modeling Laboratory ved University of Massachusetts-Dartmouth (USA) og er spesielt godt egnet til å simulere strøm i områder med irregulær og komplisert kystlinje. Grunnen til dette er at FVCOM er en ustrukturert-grid modell som tillater at man varierer avstanden mellom modellens beregningspunkter (oppløsning) fra område til område i modelldomenet. For å produsere gode resultater trengs det for eksempel mye høyere oppløsning (kort avstand mellom beregningspunkter) i smale deler av en fjord enn på åpent hav der lavere oppløsning (stor avstand mellom beregningspunkter) kan være akseptabelt. Selv om det er knyttet mest interesse til strøm i et begrenset område i et fjordsystem er det likevel vanligvis nødvendig å modellere et betydelig større område for å sikre at storskala fenomener langs kysten forplanter seg riktig inn mot interesseområdet. Dette kan det være vanskelig å oppnå med andre modelltyper enn ustrukturerte gitter-modeller uten at det samtidig går utover oppløsningen i interesseområdet. Storskala fenomener innebærer for eksempel endringer i strøm på grunn av endringer i vannstand, som igjen er forårsaket av trykkendringer i atmosfæren. Det kan også være endringer i sprangsjikt på grunn av adveksjon av eksempelvis tyngre vannmasser til området eller oppvelling av vannmasser ved fralandsvind. Endringene ovenfor vil kunne endre spredningsbildet til avløpsvannet i Adventfjorden betydelig.

For å modellere området ved Adventfjorden, Svalbard, vil modellen bli satt opp for et område som dekker Isfjorden og som strekker seg 50-60 km ut fra fjordmunningen. I de ytterste områdene vil oppløsningen være opp mot 800 m samtidig som det er en oppløsning på omtrent 30 m nær utslippsområdet. Modellen vil ha ca. 20 vertikale lag slik at man oppnår et godt 3D bilde av sirkulasjonen i området. Kjøreperioden anbefales å dekke både vinter- og sommersituasjoner.

Is vil inkluderes i modellen.



Figur 20: Forslag til avgrensning av regionalt modellområde utenfor Isfjorden (rød halvsirkel) (kartkilde: www.olex.no). Adventfjorden i Isfjorden er markert med rød pil.

For å produsere gode modellresultater trengs det gode inngangsdata. Disse hentes fra en rekke ulike kilder:

- **Bunntopografi (batymetri)**

Bunndata bestilles fra Statens Kartverk/ Norsk Polarinstitutt. Det kan erfaringsmessig være noe leveringstid på slike data (3-5 uker).

- **Utgangstilstand og randbetingelser**

FVCOM-modellens utgangstilstand og grensebetingelser (hastigheter, tidevann, salt, temperatur etc.) hentes inn fra modellresultater fra en grovere og større kjøring av enten Norkyst-800 (Albretsen *et al.* 2011). Resultatene vil bli brukt som utgangstilstand og randbetingelser i finskalamodelleringen av Isfjorden/ Adventfjorden med FVCOM.

- **Elver/avrenning**

Data på ferskvannstilførsel fra elver og avrenning baseres på data fra Norsk Polarinstitutt og Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE).

- **Meteorologiske data**

Informasjon om meteorologiske forhold i modellområdet (vind, nedbør, temperatur) hentes fra tilgjengelige meteorologiske modeller. Met.no har slike data.