

Kristiansand kommune

► **Topdalsfjorden**

Nåsituasjonen for marine natur- og miljøforhold

Oppdragsnr.: **52104386** Dokumentnr.: **RIM-01** Versjon: **J01** Dato: **2021-10-22**



Topdalsfjorden

Nåsituasjonen for marine natur- og miljøforhold

Oppdragsnr.: **52104386** Dokumentnr.: **RIM-01** Versjon: **J01**



Oppdragsgiver: Kristiansand kommune
Oppdragsgivers kontaktperson: Jan Erik Lindjord
Rådgiver: Norconsult
Oppdragsleder: Martin Schreck
Fagansvarlig: Elisabeth Lundsør (Marinbiologi), Ruth Vingerhagen (Vannkjemi) Silje Nag Ulla (Miljøgifter i sediment),
Andre nøkkelpersoner: Inga Greipsland, Karin Raamat, Leif Simonsen

J01	2021-10-22	til bruk	elilu, rutvin, inggre, karram	lesim, sinul, elilu	maesch
Versjon	Dato	Beskrivelse	Utarbeidet	Fagkontrollert	Godkjent

Dette dokumentet er utarbeidet av Norconsult AS som del av det oppdraget som dokumentet omhandler. Opphavsretten tilhører Norconsult AS. Dokumentet må bare benyttes til det formål som oppdragsavtalen beskriver, og må ikke kopieres eller gjøres tilgjengelig på annen måte eller i større utstrekning enn formålet tilsier.

► **Forord**

Kristiansand kommune utlyste i januar 2021 konkurransen «*Utredning av konsekvenser for marint liv, samt kartlegging av strømningsforhold, salinitet m.m. i Topdalsfjorden ved flytting av containerterminalen til havneområde nord, Kongsgård – Vige*». Norconsult og SINTEF har samarbeidet om å løse oppgaven. SINTEF har hatt ansvar for strømningsanalysen, mens Norconsult har hatt ansvar for undersøkelser av marinbiologi og vurdering etter vannforskriften.

Denne rapporten beskriver nåsituasjon for marint liv i Topdalsfjorden basert på tilgjengelig kunnskap og nye undersøkelser i 2021.

Sammendrag

Kristiansand kommune utlyste januar 2021 konkurransen «*Utredning av konsekvenser for marint liv, samt kartlegging av strømningsforhold, salinitet m.m. i Topdalsfjorden ved flytting av containerterminalen til havneområde nord, Kongsgård – Vige*». Denne rapporten svarer ut spørsmålet: «Dokumentere nåsituasjonen for natur- og miljøforhold i Topdalsfjorden».

Spørsmålet er svart ut med en gjennomgang av tilgjengelige overvåkingsdata og gjennomføring av nye undersøkelser. I indre basseng av Topdalsfjorden er det gjort en undersøkelse av bløtbunnsfauna og i nærområdet til ny havn er det gjennomført kartlegging av biologisk mangfold med undervannsvideo.

Vannkjemi: Data angående vannkjemi er hentet fra Vannmiljø og stasjon VT50. Ved dette punktet er det registrert månedlige vannprøver og hydrografiske målinger hvert år mellom 2011 og 2020. Det er Havforskningsinstituttet som har vært ansvarlig for prøvetakingen i perioden.

Analyseresultatene viser generelt lave konsentrasjoner av næringsstoffer og lave konsentrasjoner av klorofyll. Lave konsentrasjoner av klorofyll tyder på at tilførsler av næringsstoffer ikke fører til store og uheldige algeoppblomstringer i fjorden.

Historiske målinger av oksygen i perioden 1950 til 2020 viser en nedgang i oksygennivåene i bunnvannet fra 1950 til 2020. I de siste årene (fra år 2000) er den en tendens til forbedring i dypvannet, men oksygenkonsentrasjon i vinterhalvåret er fremdeles generelt lav.

Vannkjemien i Topdalselva og Topdalsfjorden tyder på at det sannsynligvis forekommer situasjoner der høy konsentrasjon av aluminium i brakkvann er problematisk for laksesmolt. Smolt er spesielt sårbar for høye konsentrasjoner av aluminium i brakkvann ved salinitet mellom 1 til 10 psu (practical salinity unit). I gjennomsnitt er det kun den øverste meteren som har en salinitet innenfor dette intervallet i Topdalsfjorden, men dette laget kan gå ned til mellom to og fem meter i enkelte situasjoner.

Bløtbunnsfauna: Resultatene fra undersøkelser av bløtbunnsfauna fra 2021 ved prøvepunktet VT50 i Topdalsfjorden viste samlet tilstandsklasse «god». Det ble funnet arter som både er følsomme og tolerante for forurensning, men kun en art som er indikator på forhøyet næringstilgang. Årets undersøkelser viser at forholdene i dypområdene i fjorden har forbedret seg siden 2003 og dette antas å ha sammenheng med noe forbedrede oksygenforhold i dypvannet.

Naturtypekartlegging: Vest i undersøkelsesområdet er det registrert sjøbunn påvirket av ulike menneskelige aktiviteter ned til ca. 30 m. I tillegg er det registrert en ålegraseng i Torsvika som ikke er registrert tidligere. I grunne områder i øst (ned til ca. 20 m) er det hovedsakelig naturlig sjøbunn og et par undervannsenger, i tillegg er det et område med påvirket sjøbunn også på denne siden. Under 30 m er det naturlig mudderbunn med sjøfjær.

Miljøgifter: Sedimentene i deler av Topdalsfjorden er forurensset med ulike PAH-forbindelser, PCB, TBT og ulike tungmetaller. Det er tegn til forbedring i enkelte områder i tråd med mindre utslipp fra land. Enkelte miljøgifter akkumulerer i biota, og det er funn av høye konsentrasjoner av miljøgifter i torskelever, blåskjell og mykdelar av taskekrabbe.

Innhold

1	Innledning	7
2	Bakgrunn	8
2.1	Topdalsfjorden	8
2.2	Topdalselva	8
2.3	Vannforskriften	10
3	Vannkjemi	11
3.1	Metode	11
3.2	Næringssalter	12
3.3	Oksygen	13
3.4	Salinitet	15
3.5	Aluminium	16
3.6	Hydrografiske målinger 2021	20
4	Bløtbunnsfauna	21
4.1	Metode	21
4.2	Tidligere undersøkelser	22
4.3	Resultater 2021	23
5	Naturtypekartlegging	24
5.1	Metode	24
5.2	Tidligere undersøkelser	27
5.3	Resultater 2021	28
6	Miljøgifter	34
6.1	Metode	34
6.2	Kongsgårdsbukta	36
6.3	Vigebukta	37
6.4	Indre Topdalsfjord	38
6.5	Miljøgifter i biota	39
7	Usikkerhet	41
8	Oppsummering	42
9	Referanser	43
	Vedlegg 1. Grenseverdier i veileder 02:2018	45
	Vedlegg 2. Litteraturstudium aluminiumskjemi	48
	Vedlegg 3. Rådata bløtbunnsfauna	49

1 Innledning

Kristiansand kommune utlyste januar 2021 konkurransen «*Utredning av konsekvenser for marint liv, samt kartlegging av strømningsforhold, salinitet m.m. i Topdalsfjorden ved flytting av containerterminalen til havneområde nord, Kongsgård – Vige*». Utredningen skulle dekke to ulike utredningsbehov:

1. Kristiansand bystyre vedtok 27.11.2019 (sak 67/19) at det skal gjennomføres en grundig, ekstern og uavhengig utredning av konsekvensene en eventuell flytting av containerhavna til Vige kan få for marint liv i Topdalsfjorden.
2. Fylkesmannen har, i brev av 03.03.2020 til Kristiansand havn, gitt et foreløpig svar på søknad om fylling i Vigebukta, med krav om kartlegging av strømforhold, vannutskiftning og salinitet i Topdalsfjorden, med den hensikt å vurdere om utbygging av Havneavsnitt Nord vil påvirke innstrømning av saltvann og saliniteten i Topdalsfjorden, og i hvilken grad økologien i Topdalsfjorden vil påvirkes av en eventuell endring i strømforhold og salinitet.

I ulike spørsmål stilt under konkurransen ble det i tillegg presisert at utredningen kun skulle vurdere full havneutbygging i driftsfase. Det ble også presisert at dokumentasjon av nåsituasjonen skulle være tilstrekkelig for å vurdere konsekvenser av havneutbygging på marint liv i fjorden, men at det ikke skulle gjennomføres «full overvåking» i henhold til vannforskriften.

Videre spesifiserte utlysningen tre hovedleveranser; a) modellering av strømforhold og b) dokumentere nåsituasjon, og c) vurdering av i hvilken grad utfylling og peling i havneområdet vil få konsekvenser for marin økologi i Topdalsfjorden. Denne rapporten svarer ut spørsmål b).

- b. Dokumentere nåsituasjonen for natur- og miljøforhold i Topdalsfjorden og oppdatere kunnskapsgrunnlaget som, etter tilbyders vurdering, er nødvendig for slik dokumentasjon, som naturmangfold, miljøgifter, oksygenforhold og lignende. Behov for tilleggskartlegging for å oppdatere kunnskapsgrunnlaget skal begrunnes.

Spørsmålet er svart ut med en gjennomgang av tilgjengelige overvåkingsdata og gjennomføring av nye undersøkelser. I indre basseng av Topdalsfjorden er det gjort en undersøkelse av bløtbunnsfauna. Bløtbunnsfauna er en parameter som brukes som indikator for økologisk tilstand i vannforskriften. Mengde og sammensetning av faunaen vil indikere eutrofinivå og oksygenforhold. I nærområdet til ny havn er det gjennomført kartlegging av biologisk mangfold med undervannsvideo.

2 Bakgrunn

2.1 Topdalsfjorden

Topdalsfjorden ligger i Kristiansand kommune, øst for Kristiansand sentrum (Figur 1). Fjorden har utløp i Kristiansandsfjorden før Skagerak. Den største tilførselsen er Topdalselva som løpet ut i fjorden ved Hamresanden. Denne bidrar med ca. 95 % av ferskvannstilførselen til Topdalsfjorden. Topdalsfjorden har flere dypbasseng som er adskilt med terskler og har i dag et brakkvannslag som er anslått til å være 1-3 meter dypt (NIVA, 2003), dette endres gjennom sesongen basert på vannføring i Topdalselva og tidevann/stormflo.

I vann-nett er Topdalsfjorden delt i to; «Topdalsfjorden-indre» og «Topdalsfjorden ytre», grensen mellom vannforekomstene går ved Sømsodden. Ålefjærfjorden er merket som en egen vannforekomst (Figur 1). Mesteparten av fjorden er del av vannforekomster «Topdalsfjorden-indre» og er i vann-nett lagt i kategorien oksygenfattig fjord med saltholdighet 18-30psu (practical salinity unit) og liten tidevannspåvirkning (< 1 m). I vann-nett er økologisk tilstand satt til moderat og kjemisk tilstand er satt til dårlig.

Negative påvirkninger registrert i vann-nett er:

- Flere tilfeller av bekreftet forurensset grunn og deponier rundt fjorden.
- Diffus avrenning fra byer/tettsteder.
- Diffus avrenning fra flytransport (Kjevik).
- Diffus avrenning fra dyrka mark. Det er lite direkte avrenning, men det tilføres næringsstoffer fra Topdalselva og andre tilførselsbekker.
- Diffus avrenning og utslipp fra transport/infrastruktur
- Punktutslipp fra industri

Målingene av oksygen i dypvannet startet helt tilbake i 1928, men de tidligste undersøkelsene er ikke offentlig tilgjengelige. Samme år startet havforskningsinstituttets undersøkelser med strandnoter og dette er deretter gjort hvert år til og med 2021 (minus 1940-1944). Havforskningsinstituttet overvåker fremdeles fjorden og tar blant annet månedlige hydrografimålinger. Andre store undersøkelser som er gjennomført i fjorden er:

- NIVA (1984) «Basisundersøkelse av Kristiansandsfjorden i perioden 1982-1984».
- NIVA (2003) Overvåking av Topdalsfjorden og Ålefjærfjorden, Kristiansand kommune 2002-2003. Tilførsel, vannkvalitet, bløtbunnsfauna og sedimenter.
- Miljødirektoratet: Sukkertareovervåking (KYS). 2009-2011.
- Miljødirektoratet: Økokyst – Delprogram Skagerrak. 2011-2020

I forbindelse med planarbeidet «Kommunedelplan for havneområdet nord, Kongsgård- Vige» ble det utarbeidet et notat om forurensing og miljøkonsekvenser for Topdalsfjorden (Kristiansand kommune, 2018). Notatet oppsummerte kjent kunnskap om natur- og miljøverdier i fjorden på dette tidspunktet på overordnet nivå.

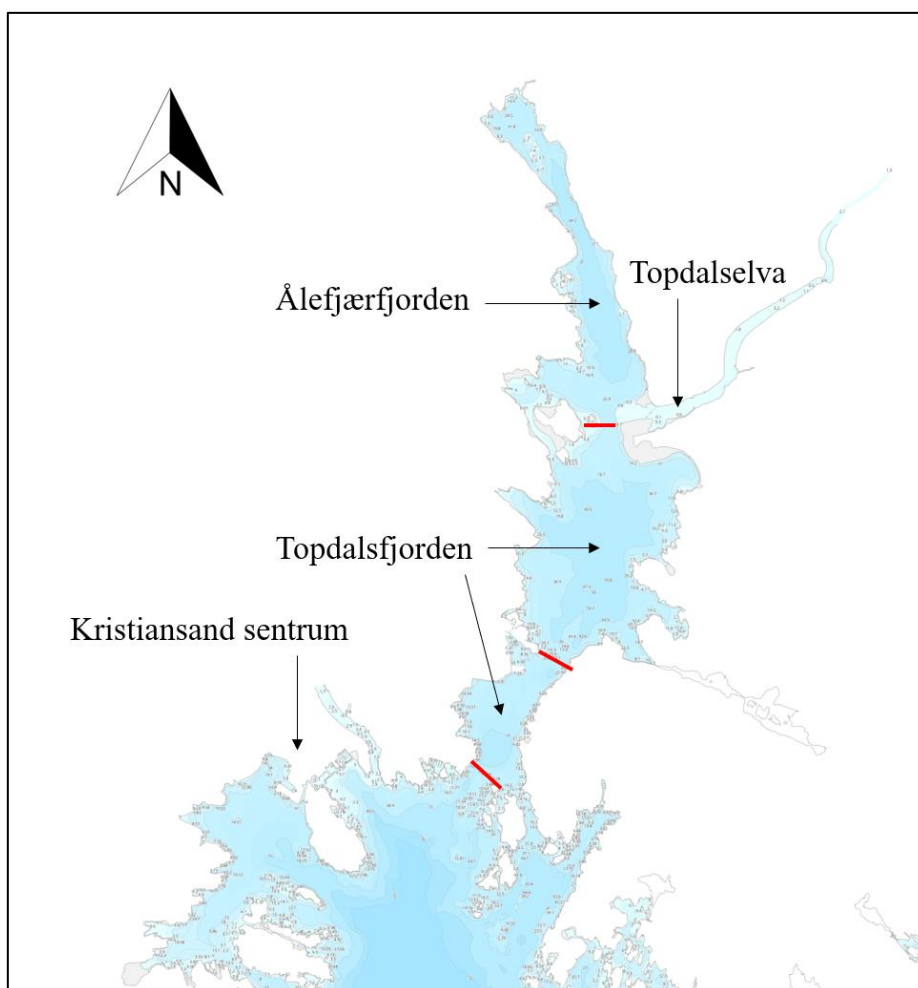
2.2 Topdalselva

Topdalselva (Tovdalselva) er 143 km lang og nedslagsfeltet er ca. 1800 km². Topdalselva klassifiseres som en stor, klar og svært kalkfattig elvetype i lavland. I vann-nett er elva registrert som en sterkt modifisert vannforekomst på grunn av «Hydrologiske endringer uten minstevannføring – vannkraft».

Elven har bestander av anadrom fisk (sjørret og laks) og ål og anadrom strekning er om lag 35 km. Som følge av sur nedbør forsvant så godt som hele bestanden, og laksen ble regnet som utdødd tidlig på 1990-tallet. Utover 1990-tallet ble kalking iverksatt, og etter hvert bygde det seg igjen opp en laksebestand i elva. Ved Boenfossen, ca. 7.5 km fra elvemunningen ble det i 2003 installert en fisketrapp, og i etterkant av dette økte laksebestanden i vassdraget betraktelig. Det var likevel lenge en betydelig dødelighet ved nedvandring forbi kraftverket og i 2021 åpnet en ny og forbedret fisketrapp. Ved slusen er det kameraovervåking og overvåking av oppvandrende laks.

Fangsten av laks i Tovdalselva varierer noe, men ligger vanligvis på mellom 500-700 fisk. Det fanges markant mindre sjørret enn laks, og fangstene ligger de fleste år på mellom 50-100 sjørret. De viktigste gyteområdene for sjørret er oppgitt å være nedstrøms Boenfossen, mens en stor andel av laksen vandrer videre oppstrøms (Bendixby, 2012). Smolt vandrer fra Topdalselva og ut i Topdalsfjorden i perioden mellom 15. april til 1. juni, nøyaktig tidspunkt er temperaturbestemt og vil variere mellom år.

Økologisk potensial i vann-nett er satt til moderat. En av årsakene er lav alkalinitet og tidvis høye konsentrasjoner av labilt aluminium. Ifølge Vannmiljø er det også funnet høye konsentrasjoner av aluminium på gjelleprøver av smolt i 2005. Smolt er spesielt sårbar for høye konsentrasjoner av aluminium i brakkvann ved salinitet mellom 1 til 10 psu (practical salinity unit). Kjemisk tilstand er satt til god.



Figur 1. Oversikt over Topdalsfjorden, terskler er merket med rødt.

2.3 Vannforskriften

Norge har som EØS-medlem forpliktet seg til å legge EUs Vanndirektiv (Directive 2000/60, 2000) til grunn for norsk vannforvaltningen. Vannforskriften danner hjemmel for gjennomføring av EUs Vanndirektiv i Norge. Paragraf 4 i vannforskriften sier at tilstanden i overflatevann skal beskyttes mot forringelse, forbedres og gjenopprettes med sikte på at vannforekomstene skal ha minst god økologisk og god kjemisk tilstand. Sterkt modifiserte vannforekomster skal ha som mål å oppnå «godt økologisk potensial».

Forskriften har flere bestemmelser om unntak fra miljømålene slik som fristutsettelse (§ 9), mindre strenge miljømål (§ 10) og adgang til å tillate nye inngrep/aktivitet selv om dette medfører at miljømålene ikke nås eller at tilstanden forringes (§ 12). Paragraf 12 kommer til anvendelse i tilfeller hvor ny virksomhet enten medfører at "miljømålene i § 4 - § 7 ikke nås", eller "at tilstanden forringes".

Miljømålet for naturlige vannforekomster av overflatevann (elver, innsjøer og kystvann) er at de skal ha minst god økologisk og kjemisk tilstand. For vannforekomster der miljømålet ikke er tilfredsstilt skal det (med visse unntak) iverksettes miljøforbedrende tiltak slik at miljømålet nås.

I henhold til vannforskriften skal vannforekomsten klassifiseres mht. økologisk tilstand basert på biologiske, fysisk- kjemiske og hydromorfologiske kvalitetselementer. En forenklet figur som viser fargekoding av miljøtilstand og miljømålklassifisering er vist i Figur 2. Denne fargeskalaen er vist i videre rapport der det finnes grenseverdier i veilederen. Grenseverdier som er brukt i vurderingene er vist i vedlegg 1.



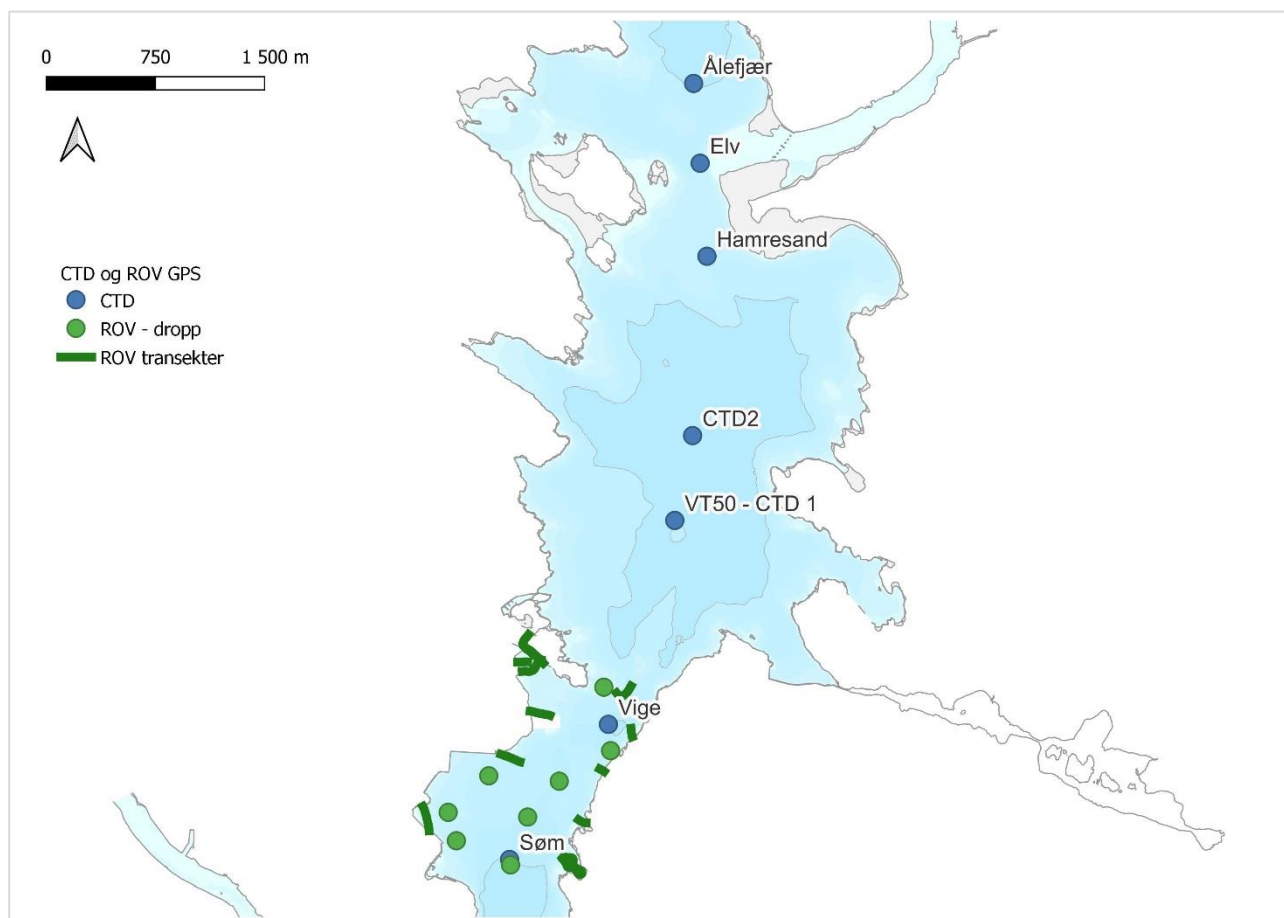
Figur 2. Miljøtilstand og miljø-klassifisering hentet fra veileder 02:2018-Klassifisering av miljøtilstand i vann.

3 Vannkjemi

3.1 Metode

Data angående vannkjemi er hentet fra Vannmiljø og stasjon VT50 (VannlokalitetsID 01.30-57156). Ved dette punktet er det registrert månedlige vannprøver og hydrografiske målinger hvert år mellom 2011 og 2020 (unntatt 2017 og 2018). Hydrografiske målinger registrerer salinitet, temperatur og oksygen i en vertikal profil i vannsøylen. Arbeidet er gjennomført i forbindelse med prosjektet Økokyst (Økosystemovervåking i kystvann). Det er Havforskningsinstituttet som har vært ansvarlig for prøvetakingen i perioden. For mer info om metode og resultater se nettsiden til miljødirektoratet (Økokyst, 2021). Norconsult har også fått tilgang til historiske målinger av oksygen i perioden 1950 til 2020 for september måned (Kilde: Havforskningsinstituttet). Data angående vannkjemi i Topdalselva er hentet fra Boenfossen (VannlokalitetsID 020-44497).

I tillegg tok dette prosjektet syv hydrografiske kampanjemålinger (CTD) i juni 2021 i ulike punkt i Topdalsfjorden. Målingene registrerte salinitet, temperatur og oksygen i en vertikal profil i vannsøylen. I etterkant ble det oppdaget en feil på oksygensonden, og målinger av oksygen er derfor ikke vist i resultatdelen. Figur 3 viser en oversikt over alle undersøkelsene gjennomført i 2021, inkludert kartlegging av naturmangfold.



Figur 3. Oversikt over plassering av ulike undersøkelser i Topdalsfjorden i 2021. Merk at det ble tatt en prøve av bløtbunnsfauna fra VT50 – CTD 1. ROV står for «Remotely operated vehicle» og betyr videokartlegging.

3.2 Næringssalter

Status for næringssalter i Topdalsfjorden ved prøvepunkt VT50 er klassifisert etter veileder 02:2018 (Tabell 1). Det er brukt grenseverdier som gjelder ved salinitet mellom 5 og 18 psu (practical salinity unit) og det er beregnet gjennomsnitt av prøver fra vanddybde 0-2 m. Næringssalter i Topdalselva er også klassifisert etter veileder 02:2018, men etter grenseverdier i ferskvann og vanntype R102. Tabeller med grenseverdier og tilstandsklasse er vist i vedlegg 1. Siden enkeltår kan ha spesielle utfordringer skal klassifisering av tilstand alltid gjøres på bakgrunn av minimum tre år med overvåking. I Tabell 1 er alle årene fargelagt etter tilstandsklasse for de aktuelle parametere som en illustrasjon, og gjennomsnittet fra de siste tre år med målinger er vist til sist.

Gjennomsnittet for de siste tre år med målinger av total nitrogen viser at det er «svært god» tilstand om sommeren og «god» tilstandsklasse om vinteren. Konsentrasjonen av nitrat-nitritt er «svært god» begge sesonger. Noe lavere konsentrasjon av total nitrogen om sommeren skyldes algevekst og dermed større forbruk av næringsstoffer. Historisk varierer gjennomsnittlige konsentrasjoner fra tilstandsklasse «svært god» til tilstandsklasse «svært dårlig». Dårligste registrerte tilstandsklasser var henholdsvis sommer og vinter 2011. Dette året ble det tatt færre prøver enn vanlig, kun tre prøver om sommeren og to om vinteren.

Gjennomsnittet for de siste tre år med målinger av total fosfor i Topdalsfjorden viser at det er «god» tilstand om sommeren og «moderat» tilstand om vinteren. Tilsvarende som for nitrogen er konsentrasjonen av fosfor lavere om sommeren enn om vinteren grunnet algevekst. Historisk varierer gjennomsnittlige konsentrasjoner fra tilstandsklasse «svært god» til tilstandsklasse «moderat».

Klorofyll er et mål på algevekst og konsentrasjon av klorofyll er lav alle år. Dette tyder på at observerte konsentrasjoner og tilførsler av næringsstoffer ikke fører til store og uheldige algeoppblomstringer i fjorden.

I Topdalselva har gjennomsnittlig årlig konsentrasjonen av total nitrogen vært i tilstandsklasse «god» hvert år. Gjennomsnittlig årlig konsentrasjonen av total fosfor varierer mellom tilstandsklasse «god» og «svært god». Det er høyere konsentrasjoner av fosfor i Topdalsfjorden enn i Topdalselva, dette tyder på at det finnes andre betydelige kilder til fosfor enn Topdalselva.

Tabell 1. Klassifisering av tilstand for næringssalter i prøvepunkt VT50 i perioden februar til oktober 2011-2020.

Gjennomsnitt er vist for de tre siste årene med registrerte målinger. Årene 2017 og 2018 ble ikke prøvetatt. Året 2015 er registrert med lave og usannsynlige verdier og derfor ikke vist. Fargesetting iht. tilstandsklasse. *Klorofyll er vist som 90 persentil. Kilde: Vannmiljø.

År	2011	2012	2013	2014	2016	2019	2020	Gjennomsnitt
Overflatelag Sommer (juni-august)								
Totalfosfor (µg/l)	4.7	11.5	14.0	11.4	11.1	10.9	12.0	11.3
Fosfat (µg/l)	1.2	3.2	3.7	3.0	2.4	2.4	2.5	2.4
Totalnitrogen (µg/l)	729	315	414	303	220	211	206	212
Nitrat + nitritt (µg/l)	50	26	25	10		12	15	12
Siktedyp (m)	4.50	3.50	7.50				3.33	4.8
Overflatelag Vinter (Desember-februar)								
Totalfosfor (µg/l)	7.4	17.3	22.2	12.0	16.9	15.0	17.0	16.3
Fosfat (µg/l)	5.1	7.3	14.4	8.6	9.5	7.8	8.6	8.7
Totalnitrogen (µg/l)	1062	404	424	216	287	425	288	333
Nitrat + nitritt (µg/l)	178	132	102	87		125	99	104
Overflatelag (februar-oktober)								
Klorofyll a (µg/l)*	2.5	1.9	2.7	2.7	3.0	2.2	2.1	2.4
Topdalselva Boenfoss årlig- Klassifisert som ferskvann vanntype R102								
Totalfosfor (µg/l)	14.9	6.0	5.8	9.7	7.8	4.5	3.6	5.3
Totalnitrogen (µg/l)	354	347	369	335	304	345	288	312

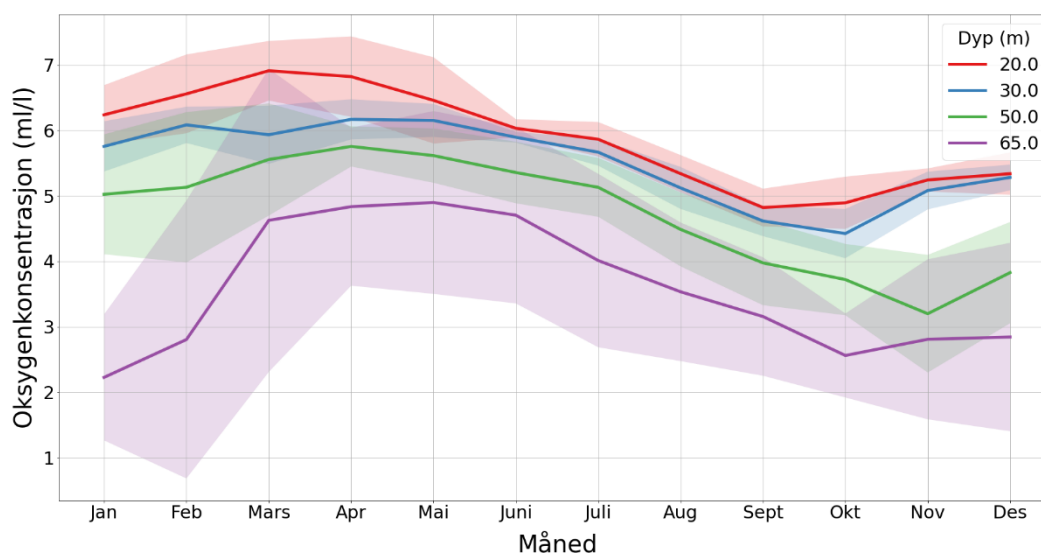
3.3 Oksygen

Topdalsfjorden ligger innenfor Kristiansandsfjorden og grenser mot Ålefjærfjorden i nord. Tersklene mellom disse tre fjordsystemene er på ca. 25 m dyp, mens Topdalsfjordens største dyp er ca. 78 m. Det største dypet i Ålefjærfjorden er 64 m. Denne bunntopografien fører til lange oppholdstider av bunnvann og lengre perioder med lave oksygenforhold i bunnvannet flere steder i fjorden (NIVA, 2003). Topdalsfjorden har tidligere blitt kategorisert til «moderat» økologisk tilstand basert på de lave oksygenforholdene i bunnvannet.

Oksygenmålinger og vurdering av tilstand med hensyn til oksygen skal gjøres i perioden man forventer lavest konsentrasjoner (Veileder 02:2018). I Topdalsfjorden viser registrerte målinger av det som oftest er lave verdier i vinterperioden fra oktober til februar, og at det deretter som regel er en økning på våren i forbindelse med sirkulering av vannmasser (Figur 4). Enkelte år er det også registrert lav oksygenkonsentrasjon andre deler av året. Grenseverdier i vedlegg 1 viser at en oksygenkonsentrasjon under 3,5 ml O₂/l i dypvannet i den verste perioden regnes som moderat tilstand, mens en oksygenkonsentrasjon under 2,5 ml O₂/l regnes som dårlig eller svært dårlig. I Topdalsfjorden er det registrert enkelte år med god tilstand og enkelte år med moderat eller dårlig tilstand (Tabell 2).

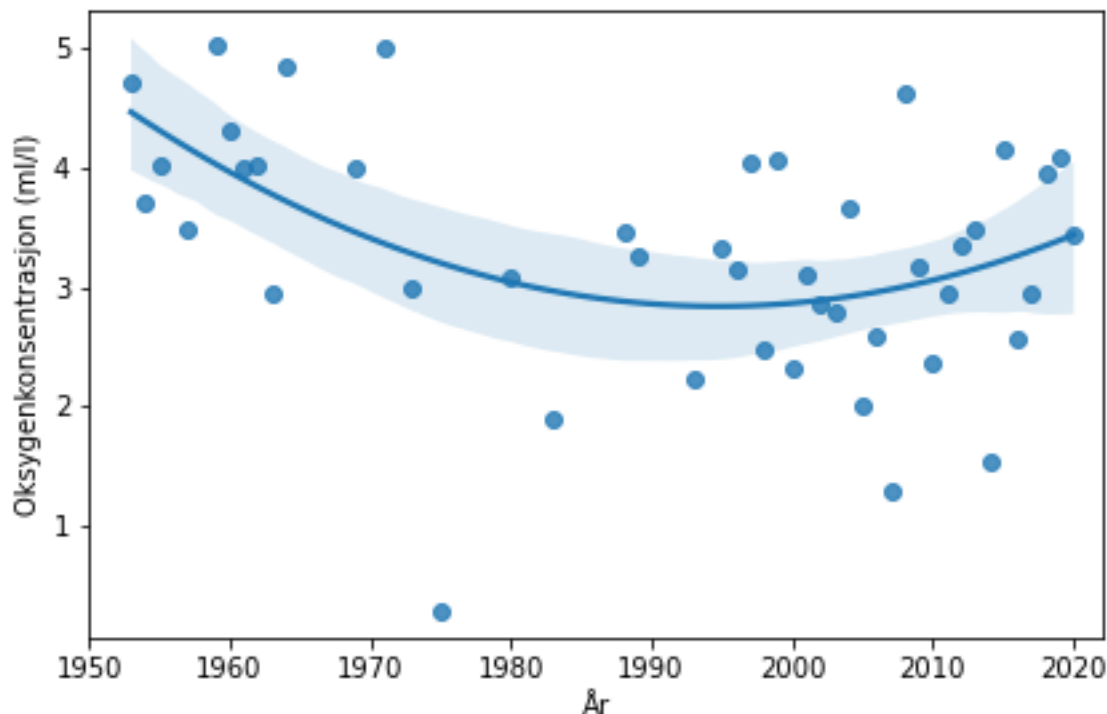
Tabell 2. Gjennomsnitt av oksygen (ml/l) og oksygenmetning (%) i dypvannet i prøvepunkt VT50 i vinterperioden 2011-2020. Årene 2017 og 2018 ble ikke prøvetatt. Kilde: Vannmiljø.

År	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2019	2020	Gjennomsnitt
Dypvann Vinter (Desember-februar)									
Oksygen	1,8	3,1	4,1	1,6	1,9	3,1	3,1	3,8	3,3
Oksygenmetning			61	24	30	47	46	58	50



Figur 4. Gjennomsnitt (heltrukket linje) og standardavvik (farget felt) av oksygenkonsentrasjon (ml/l) i prøvepunkt VT50 fordelt på ulike måneder og ulike dyp i perioden 2011 og 2021. Kilde: Vannmiljø.

Historiske målinger av oksygen i perioden 1950 til 2020 for september er vist i Figur 5 (Kilde: Havforskningsinstituttet). Samme figur viser en ikke- lineær regresjon med 95 % konfidensintervall i valgt periode. Samlet viser figuren en nedgang i oksygennivåene i bunnvannet fra 1950 frem til rundt 1990. Før 1970 var det aldri konsentrasjoner av oksygen under 3,5 ml/l (tilsvarer grensen mellom moderat og god tilstand). Etter 1970 er konsentrasjonen av oksygen lavere enn dette relativt ofte. I de siste årene (fra rundt år 2000) viser figuren en tendens til forbedring i dypvannet (Figur 6). Men gjennomsnittlig oksygenkonsentrasjon er fremdeles lav.



Figur 5. Oksygenmålinger fra september 1950 til 2020 ved 65 m dyp sammen med en ikke-lineær regresjonskurve og 95 % konfidensintervall.

3.4 Salinitet

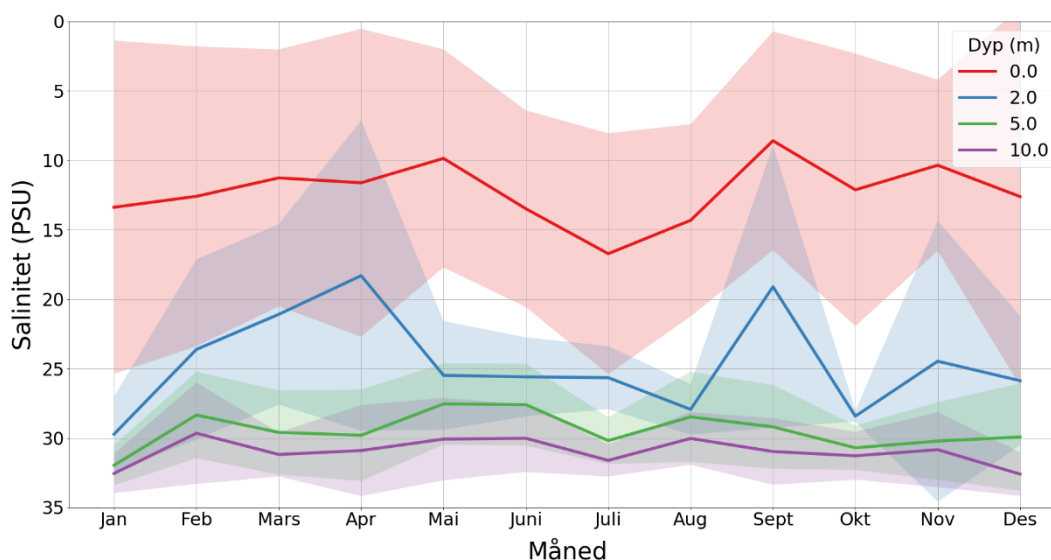
Salinitet (saltholdighet) i havvann ligger gjennomsnittlig på mellom 30 og 35 psu (practical salinity unit), mens ferskvann gjennomsnittlig ligger nært 0 psu. Studier har vist at aluminium og andre metaller er spesielt giftig ved salinitet mellom 1 og 10 psu (Diserud m.fl. 2012). Årsaken er blant annet endrede tilstandsformer, dette er nærmere beskrevet i vedlegg 2.

Målinger av salinitet i punktet VT50 midt i fjorden viser at det ofte ligger et brakkvannslag i de øverste vannmassene. Dette laget varierer i tykkelse mellom år og gjennom sesong. I gjennomsnitt er det den øverste meteren som har et brakkvannspreg med salinitet mellom 1-10 psu, men dette laget kan gå ned til mellom to og fem meter i enkelte situasjoner (Tabell 3). Det er ikke registrert verdier under 10 psu på dybder under fem meter.

Figur 6 viser gjennomsnittlige salinitet med standardavvik i ulike dyp og ulike måneder for perioden 2011-2020. Figuren viser at saliniteten relativt ofte er mellom 1 og 10 psu i det øverste laget. På sommeren er det generelt noe høyere salinitet. Ved 2 meters dyp er det registrert verdier av salinitet under 10 psu i enkelte perioder (april og september).

Tabell 3. Gjennomsnitt, min. og maks. av salinitet i ulike dyp ved prøvepunkt VT50 i perioden 2011 til 2020. Kilde: Vannmiljø

Dyp	Salinitet (psu)		
	Gjennomsnitt	Min.	Maks.
0	12	0	29
2	23	1	32
5	30	23	33
10	31	24	34
20	33	28	34
30	34	32	35
50	34	34	35
65	34	34	35



Figur 6. Gjennomsnitt (heltrukket linje) og standardavvik (farget felt) av salinitet i prøvepunkt VT50 fordelt på ulike måneder i perioden 2011 og 2021. Kilde: Vannmiljø.

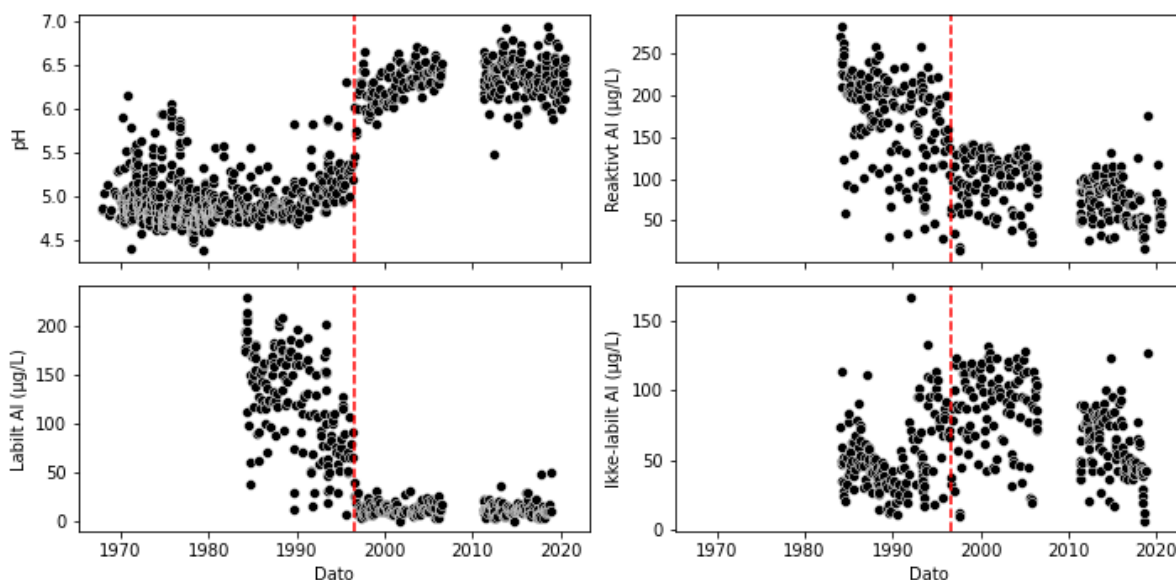
3.5 Aluminium

Det finnes ikke tilgjengelig data på konsentrasjon av aluminium i Topdalsfjorden. Vurdering av problematikk knyttet til aluminium må derfor basere seg på undersøkelser som er gjort i Topdalselva. Generell informasjon om aluminium og miljøkonsekvenser er beskrevet i et litteraturstudium (Vedlegg 2).

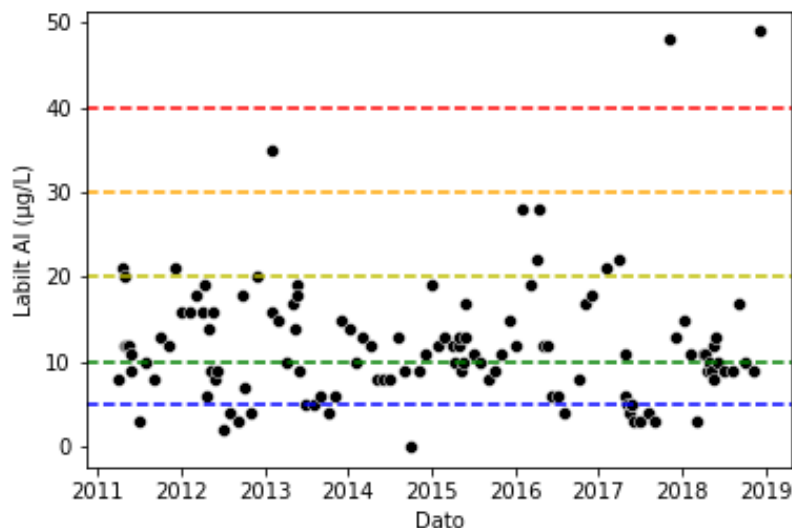
Tovdalselva ble hardt rammet av sur nedbør og laksebestanden ble hardt rammet. Noen steder ble det kalket allerede på 1970- og 1980-tallet, og i 1996 - 1997 ble det satt opp seks store kalkdoserere i vassdraget. Målet er å holde pH over 6,0 i perioden 1. juni til 14. februar og pH 6,2 fra 15. februar til 31. mai. Etter installasjonen av kalkdoserere har pH i Tovdalselva som regel vært over 6 (Figur 8). Unntak er knyttet til kraftig nedbør.

Det er en del registrerte prøvepunkter i databasen Vannmiljø i nedre del av Topdalselva, men det er desidert flest i prøvepunktet ved Boenfoss (VannlokalitetsID 020-44497). Dette prøvepunktet er overvåket gjennom Miljødirektoratets program for tiltaksovervåking i lakseelver skadet av sur nedbør. Aluminiumsdata fra Boenfoss anses å være representativ for utslipp til Topdalsfjorden siden det ikke er store tilførselsbekker på elvestrekning ned mot sjøen. Gjennomsnittskonsentrasjon av reaktivt, labilt og ikke labilt Al i dette punktet i perioden 2010-2020 var henholdsvis 71, 12 og 60 $\mu\text{g/l}$.

Konsentrasjon av labilt Al (LAI) må være under 10 $\mu\text{g/l}$ for å oppnå god tilstand i anadrome elvestrekninger (Veileder 02:2018). I perioden 2010-2020 er det ofte overskridelse av 10 $\mu\text{g/l}$, men pH er samtidig, for det meste, over 6 (Figur 7). Det er anbefalt at både LAI og pH brukes sammen for å evaluere effekten av giftigheten av labilt Al (Hindar, Garmo og Teien 2015). Kalking av Topdalselva har tydelig redusert konsentrasjon av labilt-Al (Figur 7). Likevel er det en betydelig mengde ikke-labilt Al som eksporteres til fjorden hvor økt salinitet kan endre tilstandsformen til labilt aluminium. Disse prosessene er nærmere beskrevet i vedlegg 1 - litteraturstudie aluminiumskjemi.



Figur 7. Endring av pH over tid, samt konsentrasjon av reaktivt, labilt og ikke labilt Al ved Boenfoss (vannlokalitet-kode 020-44497). De røde linjene synliggjør økningen i pH når kalkdoserere ble satt opp.

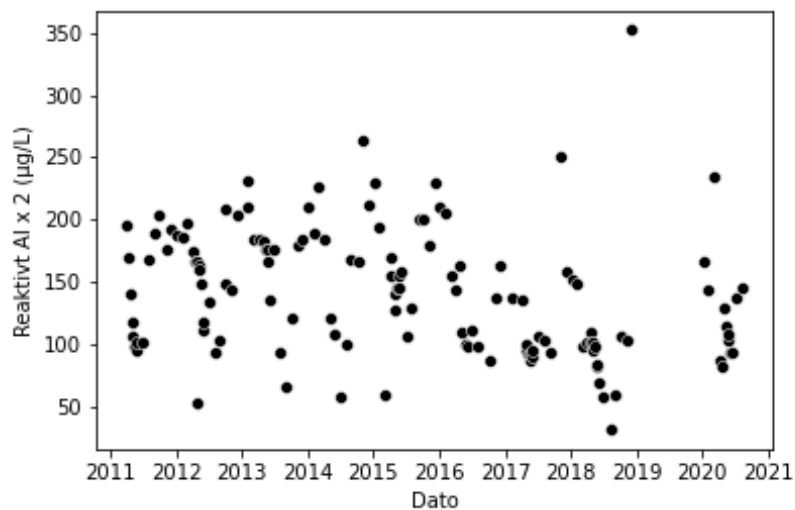


Figur 8. Konsentrasjoner av labilt aluminium fra de siste 10-årene fra Boenfoss. De fargete linjene tilsvarer de forskjellige klassegrensene vist (veileder 02:2018) fra tilstandsklasse «svært god» (blå) til «dårlig» (rødt).

I brakkvann bør konsentrasjon av total aluminium legges til grunn for vurdering av miljørisiko (pers. med. Frode Kroglund). Konsentrasjon av total aluminium kan estimeres ved å doble konsentrasjonen av reaktivt aluminium (pers. med. Frode Kroglund). Hvis konsentrasjon av total aluminium ved utløp av Tovdalselva antas å være lik som ved Boenfoss er estimert gjennomsnittlige konsentrasjon av total aluminium (tot-Al) 142 µg/l, mens maksimal målt konsentrasjon er 350 µg/l. Når elvevannet blandes med fjordvannet er det forventet at andelen labilt Al av tot-Al først vil øke på grunn av endringer i tilstandsformer. Studier har som tidligere nevnt vist at aluminium og andre metaller er spesielt giftig ved salinitet mellom 1 og 10 psu (Diserud m.fl. 2012), men etter hvert vil konsentrasjonen av både tot-Al og labilt Al avta til et lavt nivå på grunn av fortynning, sedimentering og flokkulering. Hvor fort disse prosessene skjer i Topdalsfjorden, og hvor utbredt sonen med høy labilt Al konsentrasjon er, vil være avhengig av blandeforhold i fjorden ved ulike tidspunkt.

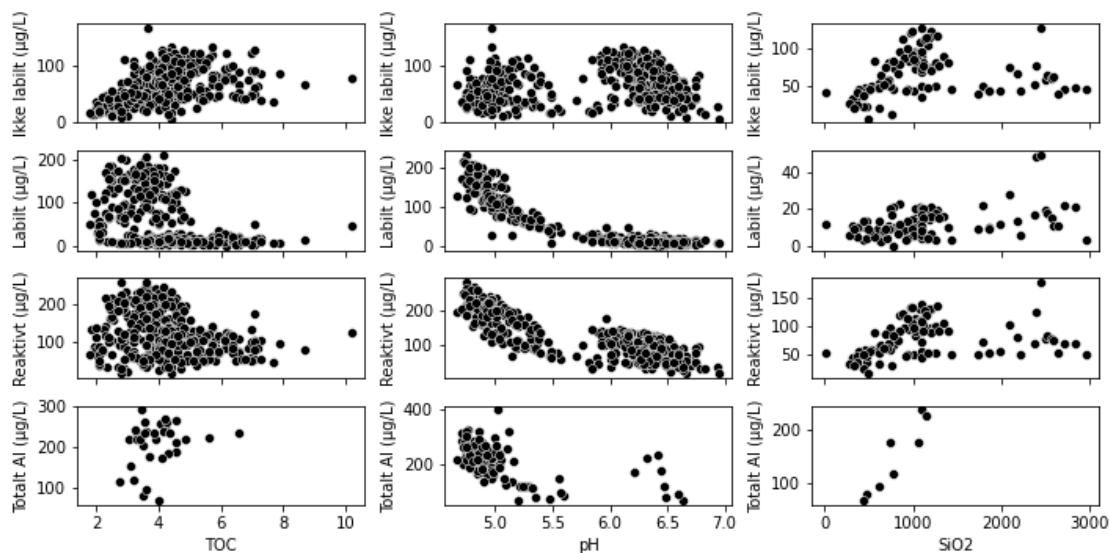
Forskning fra Storelva i Tvedestrand har estimert at ved en konsentrasjon av tot-Al på ca. 150 µg/l vil ca. 60 µg/l være bioreaktivt¹ ved en salinitet på 7 psu i dette fjordsystemet (Diserud m.fl. 2012). Det er usikkert i hvilken grad disse resultatene kan overføres til et annet fjordsystem, men vannkjemien i Topdalselva og Topdalsfjorden tyder på at forhold i brakkvann hvor det kan forekomme Al konsentrasjoner som er problematisk for smolt er sannsynlig. Ikke minst fordi fiskens tålegrenser for Al i brakkvann/saltvann er lavere enn i ferskvann (Kroglund, Haraldstad, og Güttrup 2014). I hvor stor grad og hvor ofte det oppstår negative situasjoner vil avhenge av utbredelse og tykkelse av laget med salinitet mellom 1-10 psu. Dette spørsmålet er forsøkt svart ut av SINTEF sin strømningsanalyse (Knutsen, 2021).

¹ definert som fraksjoner som passerer gjennom en 0,45 micro filter (Teien et. al 2006)



Figur 9. Estimert konsentrasjon (µg/L) av total aluminium (reaktivt aluminium x 2) fra de siste 10-årene fra Boenfoss.

Enkelte studier har vist at hovedkildene til giftige Al i brakkvann var ikke-labilt Al som var bundet til organiske materialer, men som ble løst når saliniteten økte i overgang fra fersk- til saltvann (Teien et. al 2006, Kroglund, 2014, Kroglund et. al 2011). I Topdalselva er økende konsentrasjon av ikke-labilt Al assosiert med økende konsentrasjon av totalt organisk materiale (TOC) (Figur 10). Totalt Al og ikke-labilt Al øker også med økende konsentrasjoner av silisiumdioksid (SiO_2) opp til SiO_2 er ca. $1300 \mu\text{g l}^{-1}$ (Figur 11). Det kan indikere at aluminium er bundet både til organiske materialer og til leirpartikler. Leirpartikler er mer stabile i brakkvann enn organisk-bundet Al.

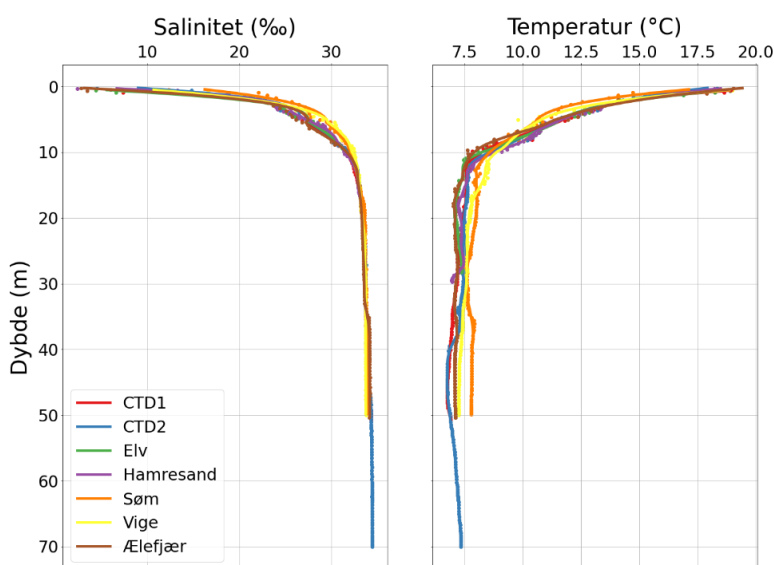


Figur 10. Relasjon mellom de forskjellige tilstandsformer av Al og TOC, pH og SiO_2 .

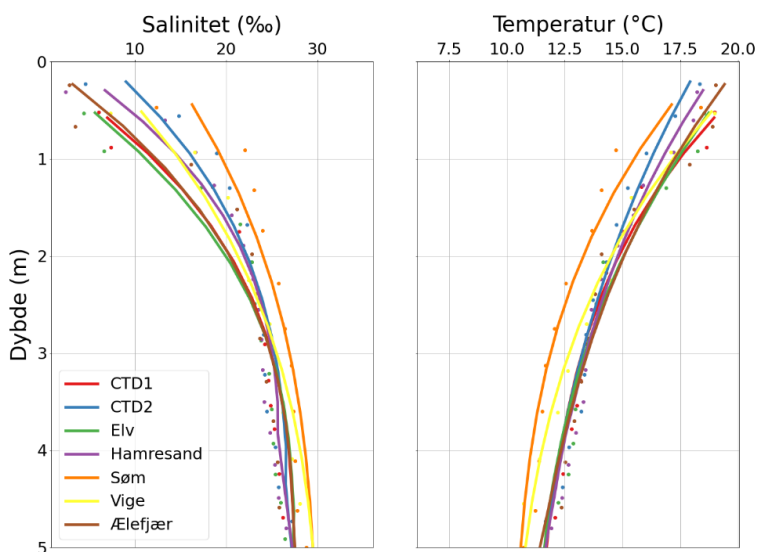
3.6 Hydrografiske målinger 2021

Hydrografiske målinger ble gjennomført i juni 2021 og er vist i Figur 11 og Figur 12. På dette tidspunktet gikk brakkvannslaget (definert som salinitet mindre enn 30 psu) ned til ca. 7 - 9 m dyp og det var lite forskjell mellom prøvepunktene. Generelt var det kun den øverste meteren som hadde salinitet mellom 1-10 psu (Figur 12).

Undersøkelsene viser et øyeblikksbilde og forskjeller mellom prøvepunkt vil kunne være større på andre tidspunkt. Men i dette tilfellet viser undersøkelsene at elvevann relativt fort blandet seg med fjordvannet og det var få forskjeller mellom prøvepunktene.



Figur 11. Salinitet (psu) og Temperatur (°C) målt på ulike punkt i Topdalsfjorden i juni 2021.



Figur 12. Salinitet (psu) og Temperatur (°C) i de øverste 5 m målt på ulike punkt i Topdalsfjorden i juni 2021.

4 Bløtbunnsfauna

Bløtbunnsfauna omfatter virvelløse dyr som lever i områder med leire-, mudder og sandholdigbunn. Artene graver seg ned i bunnsubstratet eller lever på sedimentoverflaten. Artene må være tilpasset miljøforholdene på stedet de lever da de fleste er stasjonære. Det foreligger et godt kunnskapsgrunnlag om bløtbunnsarter som enten er spesielt ømfintlige eller tolerante ovenfor endringer i miljøtilstand. Ved store belastninger kan både individmengden og artsantallet bli sterkt endret, noe som gir utslag i beregningen av den økologiske tilstanden i et område. Ved stor organisk belastning kan for eksempel individtettheten av opportunistiske arter bli høy, mens diversiteten samlet sett likevel er lav.

4.1 Metode

Bløtbunnsfauna prøvetas, analyseres og vurderes iht. Veileder 02:2018 og ISO 16665. I tillegg til innsamling av fauna fra fire grabbhugg, ble det også tatt kjemiske og geologiske prøver fra de øverste 1-5 cm av sedimentet ved et grabbhugg for analyse av kornfordeling, TOC (Totalt organisk karbon).

Prøvetakingen ble gjennomført 9. juni 2021. Prøven ble tatt nær prøvepunktet VT50 som er en referansestasjon i Topdalsfjorden der det regelmessig tas vannprøver. Det er også tidligere tatt prøver av bløtbunnsfauna her. Værforholdene var gode. Det ble innhentet fire grabbhugg på stasjonen. Vandndypet var ca. 70m, se Figur 3 for plassering av prøvepunkt. Prøvene ble tatt med Vanveen grabb (0,1 m²), og siktet i felt. Deretter ble prøvene fiksert med etanol og sendt til Medins AB for akkreditert taksonomisk analyse.

Klassifisering av bløtbunnsfaunaens artsmangfold og ømfintlighet beregnes etter følgende indekser:

- ❖ Artsmangfold:
 - H' (Shannons diversitetsindeks)
 - ES100 (Hulberts diversitetsindeks)
 - NQI1 (Norwegian Quality Index)
- ❖ Ømfintlighet:
 - ISI2012 (Indicator Species Index)
 - NSI (Norwegian sensitivity Index)
 - NQI1 (Norwegian Quality Index)

Klassifisering er gjennomført iht. vannforskriftens Veileder 02:2018. Det er fem tilstandsklasser fra svært god tilstand (klasse I) til svært dårlig tilstand (klasse V). Klassegrensene er differensiert mellom vanntyper, som er videre definert i Veileder 02:2018. Ut fra de enkelte indeksene beregnes normaliserte EQR-verdier som gir en samlet tilstand basert på alle de fem indeksene.

Det blir benyttet en støtteparameter, TOC (totalt organisk karbon) i sedimentet som gir informasjon om graden av organisk belastning. Her benyttes SFT-veileder 97:03 som er inkludert i Veileder 02:2018.

Beregning av normalisert TOC avhenger av informasjon om sedimentenes kornstørrelse. Dette er støtteinformasjon i tolkningen av artssammensetning ettersom sedimentets fysiske struktur har stor betydning for faunaens artssammensetning. Sedimentets finfraksjon (% < 0,063 mm) bestemmes ved våtsikting, og fraksjoner grovere enn 63 µm beregnes ved kornfordelingsanalyser utført av akkreditert laboratorium.



Figur 13. Feltarbeid i Topdalsfjorden i 2021.

4.2 Tidligere undersøkelser

Bløtbunnsfauna i sedimentene i Topdalsfjorden er tidligere undersøkt i 1983, 2002 og 2012 (NIVA, 1986, NIVA, 2003, og NIVA 2013). Ifølge NIVA (1986) var de dypeste stasjonene uten dyreliv og hadde hydrogensulfid (H_2S) i sedimentene, mens det var normalt artsrike dyresamfunn grunnere enn ca. 50 m. Undersøkelser av NIVA i 2003 viste ingen vesentlige endringer sammenlignet med 1983, men artsmangfoldet hadde økt på to av stasjonene. På stasjonene i dypbassengene var det dårlige forhold og visuelt vurdert ingen dyr til stede i prøvene. I 2012 ble det tatt en bløtbunnsprøve i Kongsgårdbukta - Marviksbukta. Økologisk tilstand i prøven ble vurdert til god (NIVA 2013).

Det er også gjennomført tilsvarende undersøkelser i Kristiansandsfjorden utenfor Topdalsfjorden. Resultatene fra disse undersøkelsene er relevante for å sammenligne med resultatene i Topdalsfjorden. I 2020 ble det tatt tre prøver av bløtbunnsfauna i Kristiansandsfjorden. Prøvene ble tatt i en transekt fra Kristiansand sentrum til Dvergsøya, se COWI (2021) for mer informasjon. På alle punkter som ble undersøkt var det gode oksygenforhold i bunnvannet. De grunnere stasjonene viste bunnfauna i tilstandsklasse «god», mens stasjonen som lå mer midt i Kristiansands byfjord hadde tilstandsklasse «moderat» basert på lav individtetthet og forekomst av opportunistiske arter i tillegg til arter som indikerer forurensning av næringsalter (COWI 2021). Økokystprogrammet har også gjort undersøkelser av bløtbunnsfauna i byfjorden i samme område i 2019. Det ble tatt en prøve som viste at bløtbunnsfauna havnet i tilstandsklasse «god» selv om det var lav individtetthet. Det er høye TOC verdier, men ikke indikasjoner på at dette skyldes avrenning fra land (Økokyst 2019).

4.3 Resultater 2021

Resultatene fra 2021 ved prøvepunktet VT50 i Topdalsfjorden viste samlet tilstandsklasse «god» for parameteren bløtbunnsfauna (Tabell 4). I en prøve av delprøvene var det få individer, men dette hadde lite utslag i beregningen av tilstandsklasse. Det ble totalt funnet 72 ulike taxa og en individtetthet i snitt på 1472 individer/m². Det ble funnet arter som både er følsomme og tolerante for forurensning, men kun en art som er indikator på forhøyet næringstilgang. Resultater fra bløtbunnsundersøkelsen er nærmere beskrevet i vedlegg 3.

Tabell 4. Klassifisering av bløtbunnsfaunaens artsmangfold etter indekser. Kilde: Medins, 2021.

	NQI	H'	ES100	ISI	NSI
NQI	0,70	3,43	24,80	8,45	21,80
nEQR	0,678	0,629	0,707	0,788	0,672
Medel nEQR	0,695				



Figur 14. Prøvetaking av bløtbunnsfauna i 2021.

5 Naturtypekartlegging

5.1 Metode

Sjøbunnen i Topdalsfjorden ble kartlagt 9.-10. juni 2021 ved bruk av vannkikkert og ROV. Kartlegging ble utført av marinbiologer fra Norconsult AS. Feltarbeidet ble gjort i henhold til Håndbok 19 «Kartlegging av marinbiologisk mangfold». Området som ble videofilmet er vist på Figur 15.

Kartleggingen av Topdalsfjorden ble utført vha. følgende metoder:

- Dype områder ble kartlagt vha. «stikkprøver», dvs. at ROV-en ble senket ned for å videofilme et begrenset område på sjøbunnen. Det ble vurdert at dype områder (dypere enn 30 m) er relativt stabile og disse områdene er forventet å være like i hele undersøkelsesområdet. ROV-punktene ROV1-ROV8 på Figur 15 viser plassering av «stikkprøver».
- For å kartlegge grunne områder ble ortofoto og topografi av området undersøkt før feltkartlegging. Dette for å definere områdene som er like og dermed kan forventes å ha relativt like naturtyper. Det ble da tatt et utvalg av områder som ble kartlagt med ROV-transekter. Grønne linjer på Figur 15 viser til transekter som ble videofilmet med ROV.
- I to områder ble det kartlagt med vannkikkert. Disse var grunne områder og/eller områder med mye begroing og ikke egnet for kartlegging med ROV. Disse er vist som VK1 og VK2 på Figur 15.

Feltlogg fra feltundersøkelser er vist i Tabell 5. Feltlogg oppsummerer viktigste observasjoner per stikkprøve og per transekt. Feltloggen viser til startpunkt og -tid til hvert transekt, samt maksimum og minimum vanddybde det ble kartlagt. Stasjonsnavn i tabellen tilsvarer stasjonsnavnene på kartet i Figur 15.

Kart i Figur 16 viser områder hvor det ble observert undervannsenger under feltarbeidet. Utstrekning av forekomster er estimert basert på både feltobservasjoner og egnethet ut fra grunnlagskart.

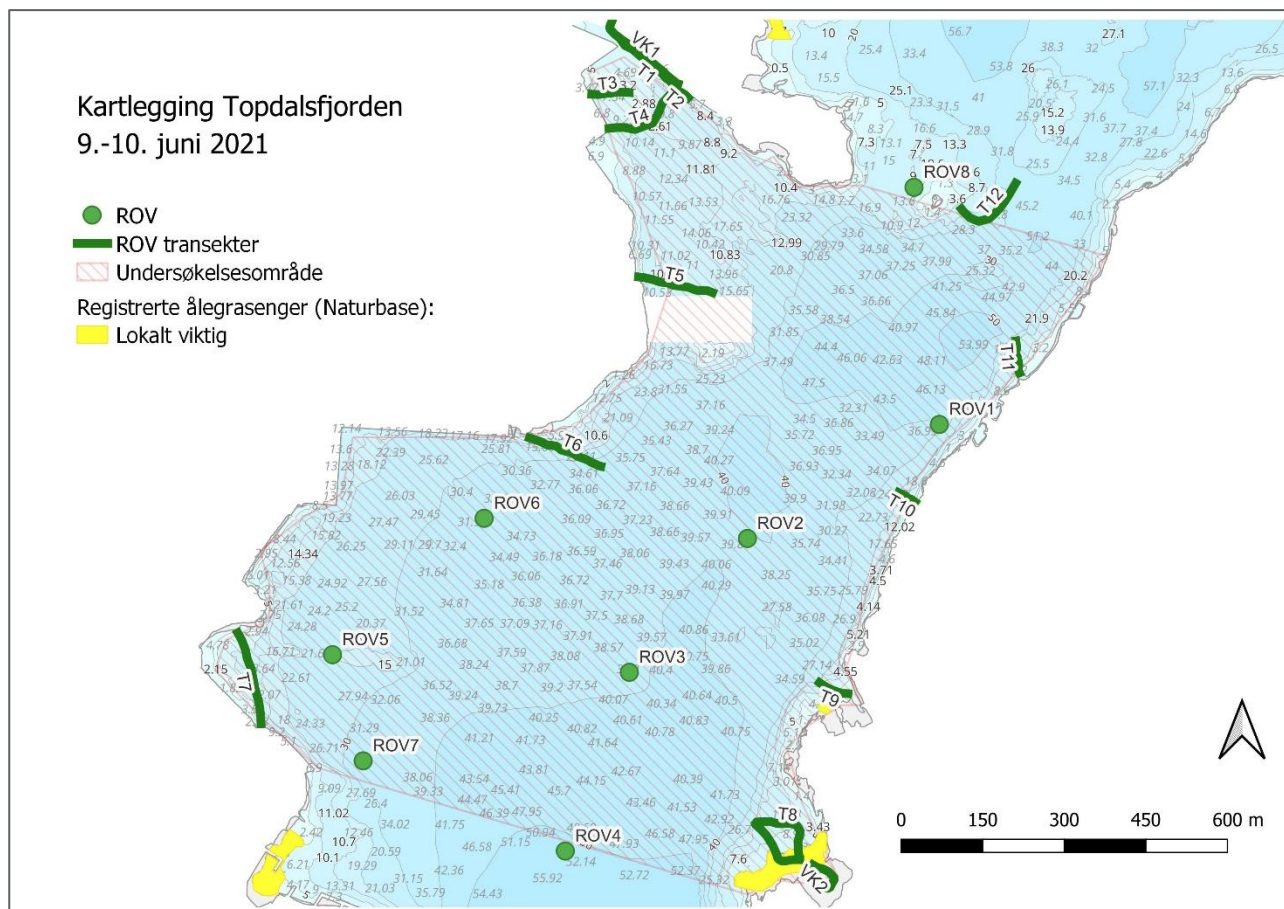
Formålet med undersøkelsene var å registrere ev. verdifulle marine naturtypeforekomster og avgrense disse.

Tabell 5. Feltlogg fra kartleggingen i Topdalsfjorden i juni 2021.

Stasjonsnavn	Date	Start time	Lat (start)	Long (start)	Max. dybde	Min. dybde	Kommentar
ROV1	2021-06-09	12:07:00	58,15762	8,05401	40	40	Sjøfjærbunn. Noe uidentifiserbart avfall.
ROV2	2021-06-09	12:25:00	58,15569	8,04807	40	40	Sjøfjærbunn. Fisk, sjøpølse og sjøkreps. Noe uidentifiserbart avfall.
ROV3	2021-06-09	12:42:00	58,15346	8,04444	40	39	Sjøfjærbunn. To store metallavfall.
ROV4	2021-06-09	12:54:00	58,15050	8,04252	51	50	Sjøfjærbunn. Betydelig mer kupert enn grunnere områder. Noe uidentifiserbart avfall.

Stasjonsnavn	Date	Start time	Lat (start)	Long (start)	Max. dybde	Min. dybde	Kommentar
ROV5	2021-06-09	13:23:00	58,15368	8,03516	19	15	Hardbunn, både fjell og løsmasser. Rødalger. Kjetting til et skip.
ROV6	2021-06-09	13:44:00	58,15597	8,03984	33	34	Sjøfjærbunn.
ROV7	2021-06-09	13:54:00	58,15194	8,03617	32	31	Sjøfjærbunn. Et stort metallavfall.
T1	2021-06-10	09:20:55	58,16317	8,04569	2	0	Steinfylling begrodd med blæretang og grisetang, samt sterkt begrodd med brune trådalger. Flere leppefisk. 2 vannledninger.
T2	2021-06-10	09:38:27	58,16315	8,04556	0	1	Samme som T1.
VK2	2021-06-10	09:42:35	58,16315	8,04556	0	1	Det ble undersøkt med vannkikkert. Hele området ser samme ut. Inn i kanalen litt mindre påvekst. Innsiden av kanalen masse døde skjell - mer strøm.
T3	2021-06-10	09:49:57	58,16298	8,04300	8	7	En del nedslammet mudderbunn med grovere flekker innimellom. Sukkertare observert på 8 m dyp. Ved 7 m møter steinfylling. Noe avfall.
T4	2021-06-10	10:02:39	58,16243	8,04356	11	7	I starten steinfylling, fra 9 m mudderbunn med små stein, fra 10 m på andre side steinfylling igjen. Enkelte sjøfjær, leppefisk (bl.a. blåstål). Litt diverse avfall her og der.
T5	2021-06-10	10:35:36	58,16001	8,04469	14	0	Bergvegg med sukkertare og små rødalger. Fra 4 m bare rødalger. Fjellveg/fylling ned til 14 m. Etter det steinfylling langs hele transektet. Lite naturmangfold. En del div. avfall langs fyllingen.
T6	2021-06-10	11:21:11	58,15730	8,04121	6	34	Steinfylling med flekker av grov sand. Ved ca. 25 m starter overgang til steinblandet mudderbunn. Naturlig bunn på ca. 33 m. Steinfylling med rødalger, sandbunn med sjøfjær mot dypere. Det var en del avfall på sjøbunnen.
T7	2021-06-10	11:48:01	58,15252	8,03296	14	3	Steinfylling i begynnelsen. Naturlig sandbunn fra 12 m som blir mer og mer nedslammet mot nord. Vekst av ålegras ned til 4 m, blader opp til over 1 m høye. Flekkvis tett forekomst med lite trådformede alger. Mot grunnere blir det steinfylling igjen. 2 ledninger, noe div. avfall på fyllingen mot sør.
VK2	2021-06-10	12:42:56	58,15012	8,05029	2	0	Mudderbunn med undervannseng. Bladene til grasplanter er så små at det ikke er mulig å

Stasjons- navn	Date	Start time	Lat (start)	Long (start)	Max. dybde	Min. dybde	Kommentar
							identifisere til arten. Stein er begrodd av alger. Gras slutter på 1,8 m vanndyp.
T8	2021-06-10	13:05:24	58,15040	8,04984	15	2	Mudderbunn. Tett ålegrasforekomst på mudderbunn ned til 5 m vanndyp med lite trådformede alger. Blader rundt 60 cm høye. Det ble observert enkelte bergknauser som var dekket med tare, rødalger og epifauna f.eks. sjøpung, og pigget sjøstjerne. 1 rørledning.
T9	2021-06-10	13:30:08	58,15315	8,05127	15	2	Mudderbunn i grunne områder. Spredte stein ned til 8 m, deretter bergvegg ned mot dype. Tett ålegrasforekomst med lite trådformede alger ned til 5 m. Ålegrasblader ca. 60 cm høye. Resten mudderbunn og hardbunn. Flere leppefisk og taskekrabbe.
T10	2021-06-10	13:58:31	58,15633	8,05330	20	0	Hardbunn ned til 12 m deretter sandbunn. Sukkertare og brunalger øverste 4 m deretter rødalger, dødmannshånd, sjøpung, flere arter av leppefisk, pigget sjøstjerne osv. Strømrikt område; jolle og traktordekk på 12 m.
T11	2021-06-10	14:18:13	58,15849	8,05649	20	2	Hardbunn med brunalger, tare og blæretang, til 3 m deretter grov sandbunn med små stein og mye døde skjell. Fra 20 m sandbunn med spredte bergknauser begrodd av dødmannshånd, rødalger og sjøpung. Mot dypere noen sjøfjær. 1 kabel, 1 ølflaske.
T12	2021-06-10	14:41:04	58,16118	8,05461	33	6	Blanding av utfylling og berg og sand. Rødalger, sukkertare, sjøpung og leppefisk. Generelt lite biologi under 9 m vanndybde. Veldig strømrikt område. Veldig mye div. avfall langs hele transektet, ledninger, samt hodeskalle til et dyr.
ROV8	2021-06-10	15:03:04	58,16153	8,05312	16	10	Sandbunn med diverse stein på sjøbunnen. Hardt substrat begrodd av rødalger og dødmannshånd. 1 bøtte.



Figur 15. Kart som viser Topdalsfjorden og plassering av transekter hvor det ble utført visuell kartlegging i juni 2021. Gule områder viser lokalt viktige ålegrasforekomster registrert i Naturbase av Havforskningsinstituttet i 2008.

5.2 Tidligere undersøkelser

I begynnelsen av 80-tallet ble det gjort undersøkelser av strandsonen ned til nedre voksegrense for makroalger (NIVA 1985). Stasjoner som ble undersøkt tilsvarer omtrentlig T4, T6, T7 og T9 på Figur 15. Kartleggingen i 1982-1983 viste påvirket (av industri) sjøbunn på de vestlige stasjonene og lite påvirket sjøbunn på andre siden av fjorden.

Ifb. utbygging av småbåthavn i Hånesbukta, nordøst for Varoddbua, har NIVA utført undersøkelser av strandsonen før og etter tiltaket, hhv. i 2003 (NIVA 2003b) og i 2008 (NIVA 2008). Det ble i tillegg undersøkt to stasjoner nordvest for Varoddbua som referansestasjon. I 2003 viste undersøkelser av strandsoneorganismer at vegetasjonen var artsfattig og tydelig påvirket av ferskvannstilførsler. Det ble observert tett vegetasjon på fjell med mye makroalger og høy andel av grønnalger. Samme stasjoner ble undersøkt på nytt i 2008, og resultater viste ingen endringer i tilstanden til strandhabitater.

Norconsult har gjennomført kartlegging av ålegrasengene i Narviga, nordvest for tiltaksområde (Norconsult, 2021). Det ble observert ålegrasforekomster i alle tre pollene i Narviga, samt utenfor disse. Tilstand til engene varierte fra moderat til dårlig. Verdien av forekomstene i Narviga ble vurdert til C – lokalt viktig.

I offentlige databaser er det registrert flere spredte forekomster av ålegras og havgras i Topdalsfjorden og Ålefjærfjorden. Ved Justnesøya er det også registrert to ålegrasforekomster som er klassifiserte som «Svært viktige» basert på utbredelse og plantetetthet.

De tre forekomstene som er registrert i undersøkelsesområdet, Søm ved T9 (Naturbase ID: BM00044047), Marviksbukta (BM00044040) og Søm ved T8 og VK2 (BM00044046) er alle registrert i Naturbase av Havforskningsinstituttet den 15. oktober 2008. Norconsult har vært i kontakt med HI for å få mer informasjon om kartleggingsmetodikk og ev. rapporter fra registreringer. Ifølge HI *foreligger det ikke arkiverte bilder fra kartleggingen i 2008 dessverre. Metodikken den gangen inkluderte vannkikkert og et dropp-kamera. Utstrekning av ålegrasenga ble tegnet inn på kart og i sentral del av enga ble tetthet og lengde på ålegraset notert. Rapport fra kartleggingen er hva som ligger i naturbase.*

I 2016 gjennomførte Agder naturmuseum og botanisk hage IKS undersøkelser av biologiske mangfold i samme område (Lie, 2016). Undersøkelsene ble utført fra land og de konkluderte med at de tidligere registreringene av ålegrasengene i Naturbase stemte bra med verdisetting og utbredelse av disse i 2016.

Ålefjærfjorden er et nasjonal viktig gytefelt for torsk og tidvis høye eggtettheter og høy retensjon dvs. oppholdstid i området, er dokumentert av Havforskningsinstituttet.

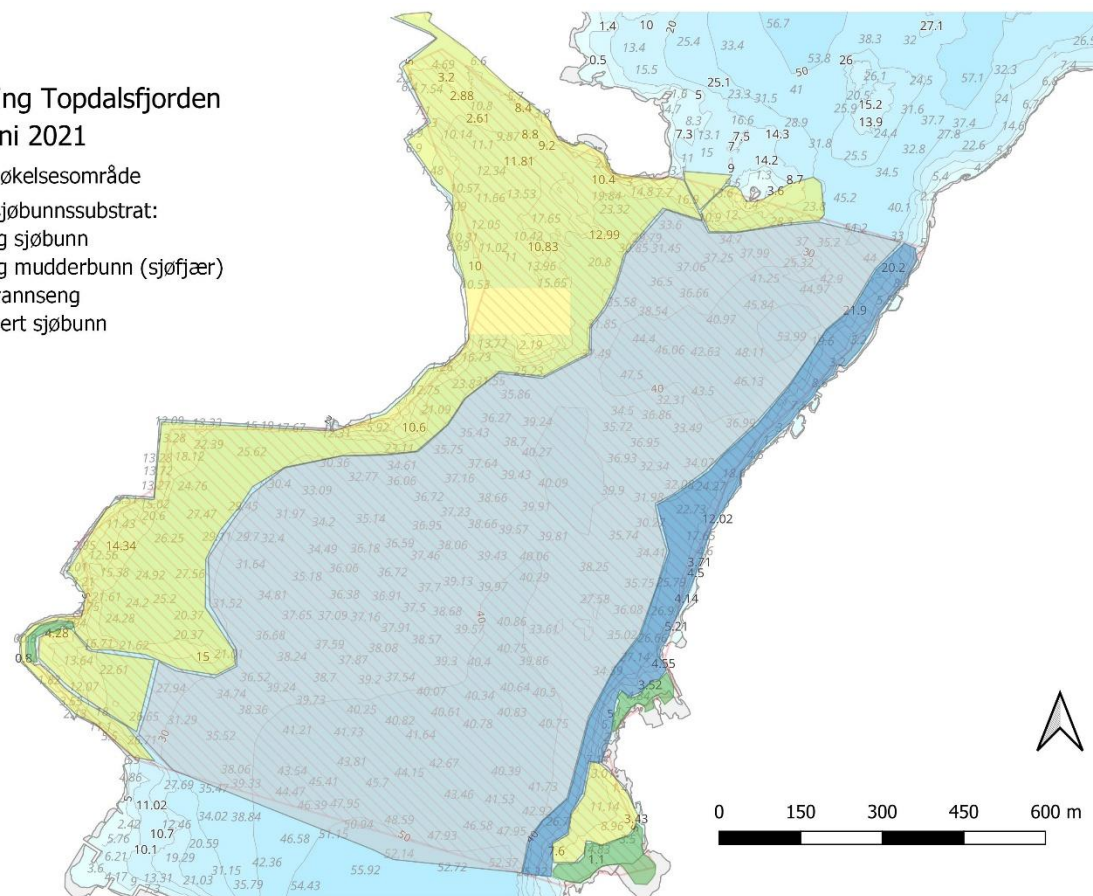
Utover disse registreringer er det ikke funnet resultater fra tidligere undersøkelser fra undersøkelsesområdet (Figur 15).

5.3 Resultater 2021

Kart over naturtyper som ble registrert under kartlegging i juni 2021 er vist i Figur 16. I vest er det registrert sjøbunn påvirket av ulike menneskelige aktiviteter ned til ca. 30 m. I tillegg er det registrert en ålegraseng i Torsvika som ikke er registrert tidligere. I grunne områder i øst (ned til ca. 20 m) er det hovedsakelig naturlig sjøbunn og et par undervannsenger, men det er et område med påvirket sjøbunn også på denne siden. Under 30 m er det naturlig mudderbunn med sjøfjær og gravende fauna. De ulike naturtypene er nærmere forklart og beskrevet i videre avsnitt.

Kartlegging Topdalsfjorden 9.-10. juni 2021

- Undersøkelsesområde
- Forventet sjøbunnsstrukt:
- Naturlig sjøbunn
 - Naturlig mudderbunn (sjøfjær)
 - Undervannseng
 - Modifisert sjøbunn



Figur 16. Kart viser naturtyper som ble registrert under kartleggingen i juni 2021. Utstrekning av polygoner er estimert basert på feltobservasjoner og predikert ut av de forutsetningene fra grunnlagskart.

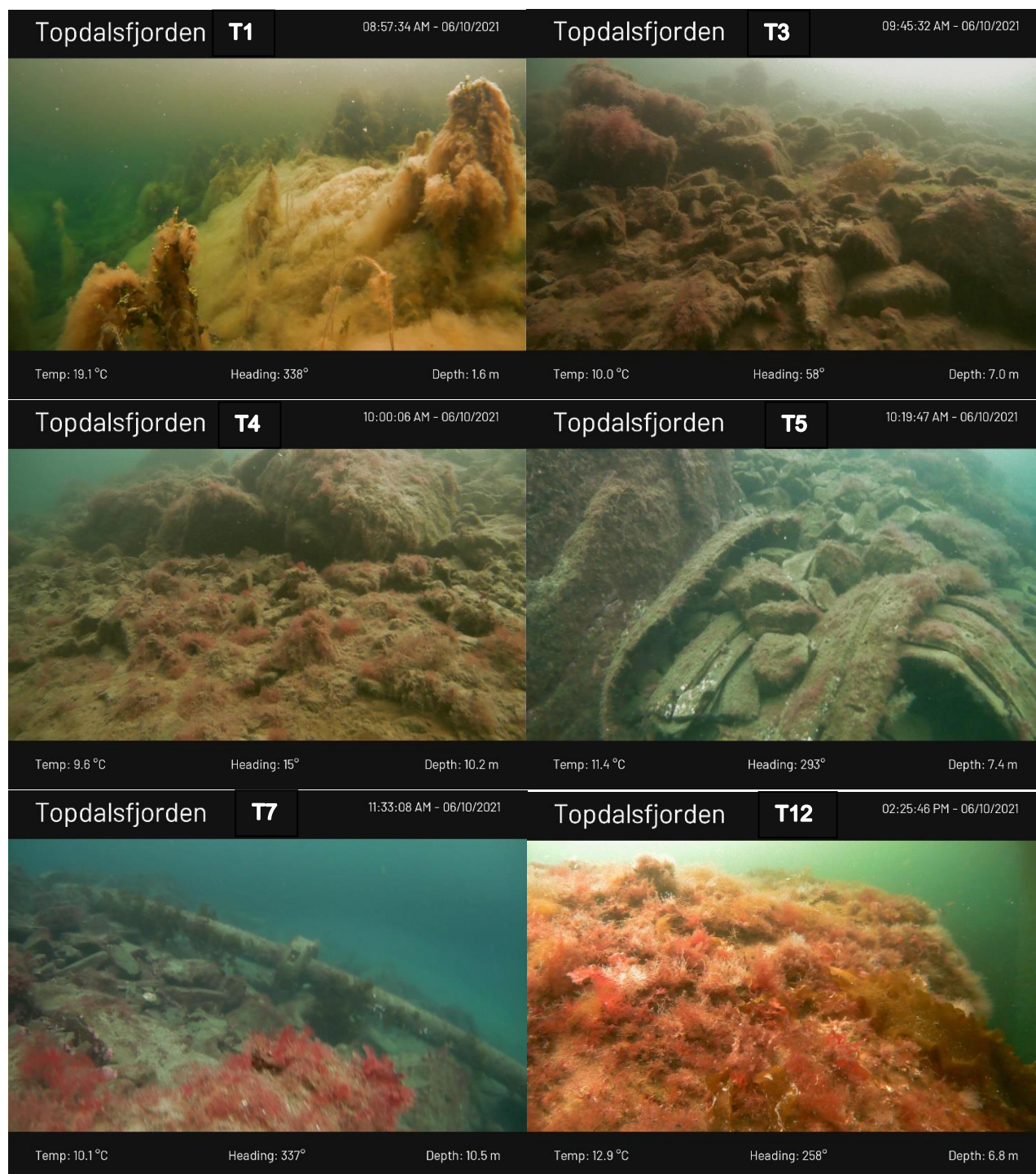
Modifisert sjøbunn

Grunne områder mot vest (ROV transekter T1-T7, se Figur 15) viste hardbunn som dominerende substrat. Lignende hardt substrat ble også observert under brupelen midt i fjorden (T12). Det ble observert enkelte naturlige bergknauser på sjøbunnen, men mest dominerende var modifisert (kunstig/konstruert) hardbunn. Nesten hele strandsonen var steinfylling som ble observert å være fra noen meters bredde (transekt T7) opp til 150 meter bred (transekt T5).

I disse områdene ble det observert lite biologi. Grunnere områder var begrodd av filamentøse brunalger, samt blæretang og sukkertare. Mot dypere områder var små rødalger mer vanlige. Det ble observert en del leppefisk og sjøpung. Steinfylling under brua så mer frisk ut enn de andre områdene. Dette er forventet fordi det er ganske mye strøm der.

Det ble registrert mye avfall av forskjellig art på sjøbunnen.

Eksempelbilder av sjøbunnen er vist i Figur 17. De to øverste bildene er tatt langs T5, nederst til venstre er tatt langs T1 og nederst til høyre under brua, T12.



Figur 17: Eksempelbilder fra modifisert hardbunn observert langs transekter T1-T7 og T12. Det er vist på hvert enkelt bilde hvilke transekt disse er tatt fra.

Naturlig sjøbunn

Grunne områder mot øst i undersøkelsesområde viste naturlig sjøbunnssubstrat. Det ble observert relativt bratt fjellvegg ned til 12 - 20 m vanndybde (T10). Sammenlignet med hardbunnsområder mot vest hadde disse områdene betydelig høyere flere arter. Som mot vest ble det også her observert sukkertare og blæretang, samt leppefisk og sjøpung, men her var mengden tang og tare, samt antall dyr betydelig høyere. I tillegg ble det observert flere dødmannshånd og sjøstjerner, bl.a. pigget sjøstjerne og døde skjell.

Det ble observert mindre avfall her. Det ble registrert en liten båt, et traktordekk og noe som kan være forlatte krabbeteiner.

Eksempelbilder av naturlig hardbunn mot øst er vist i Figur 18.



Figur 18. Eksempelbilder fra naturlig sjøbunn observert langs transekter T10 og T11. Det er vist på hvert enkelt bilde hvilke transekt disse er tatt fra.

Undervannsenger

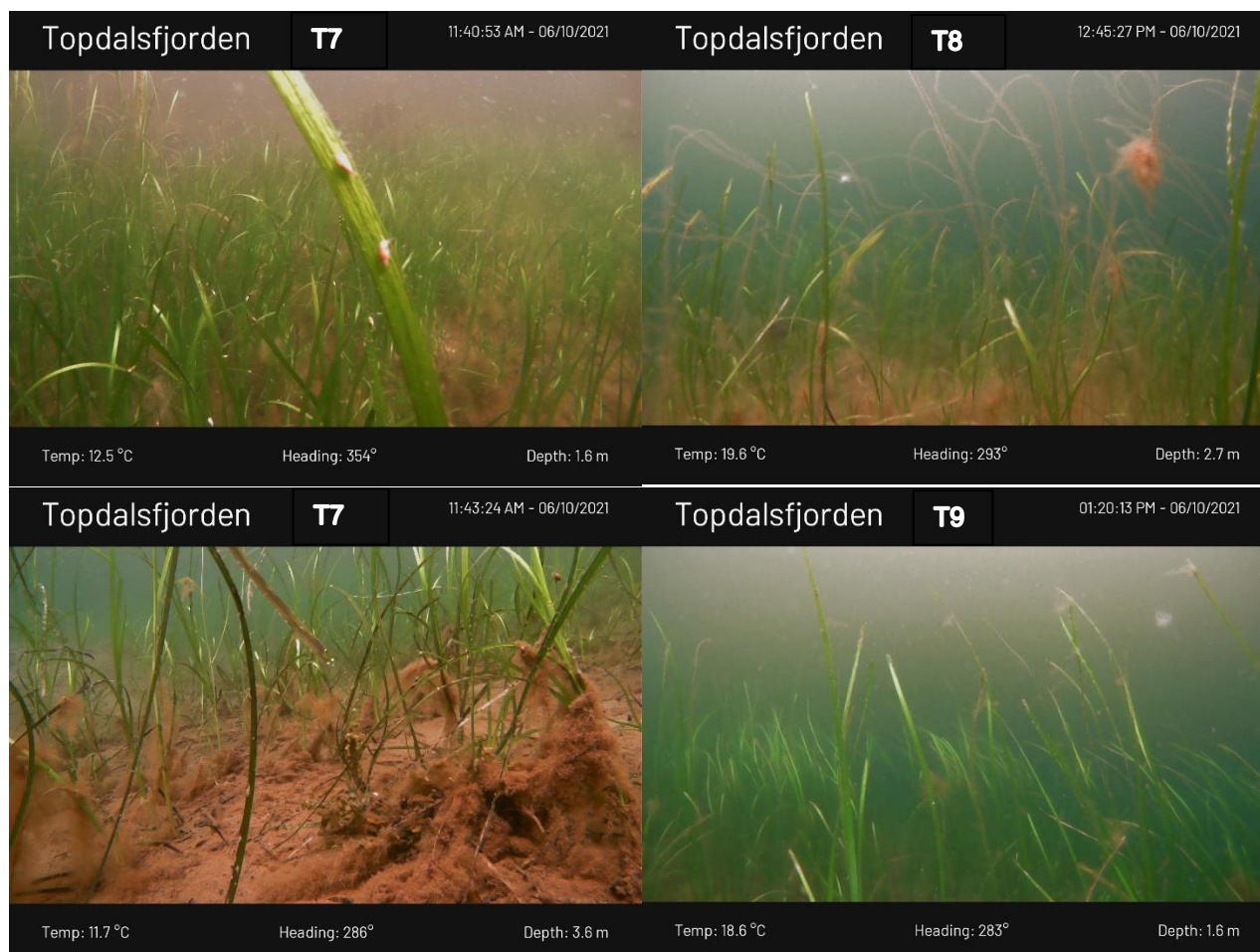
I tre områder ble det påvist ålegrasforekomst, langs T7, T8 og T9.

Ålegrasforekomstene så sunne ut. Alle tre forekomstene hadde en tett eng, med nedre voksegrense på 4 - 5 m. Det ble observert lite filamentøse alger og bladene var generelt mellom 60 cm og 1 m høye.

Kartleggingen ble utført i juni og dermed kan tetthet av filamentøse alger ikke brukes til tilstandsvurderingen. I tillegg finnes det ikke referanseverdier for ålegrasindeks i oksygenfattig fjord i Skagerrak ifølge veileder 02:2018. Det er derfor ikke gjort tilstands- og/eller verdivurdering av de observerte ålegrasforekomstene.

Kart i Figur 16 viser områder hvor det ble observert undervannsenger under feltarbeidet. Utstrekning av forekomster er estimert basert på både feltobservasjoner og egnethet ut fra grunnlagskart.

Nedenfor er eksempelbilder av undervannsenger (Figur 19).



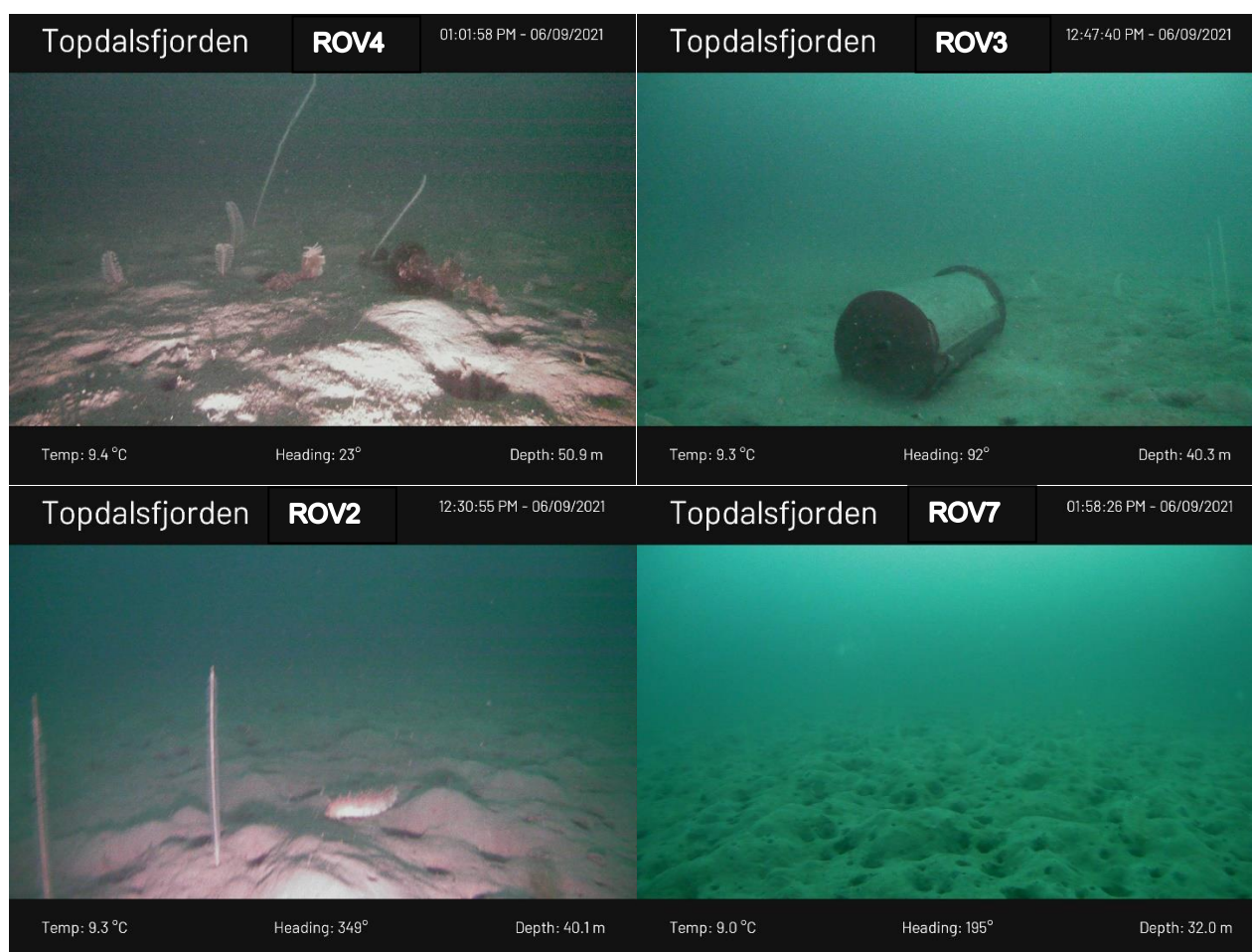
Figur 19. Eksempelbilder av observerte undervannsenger. Det er vist på hvert enkelt bilde hvilke transekt disse er tatt fra.

Naturlig mudderbunn (sjøfjær)

Sjøbunnen dypere enn 33 m i hele undersøkelsesområde var naturlig mudderbunn med flekkvis tett sjøfjæreforekomst. I OSPAR sin liste kalles denne naturtypen *sjøfjær og gravende megafauna* (OSPAR 2010). Sjøbunnen så sunt ut med mange hulrom og makrofauna, f.eks. sjøkreps, sjøpølse og fisk. Mot dypere vann (rundt 50 m) ble sjøbunnen mer kupert.

Det ble observert noe avfall på sjøbunnen, bl.a. store metallavfall.

Eksempelbilder av dypere områder er vist nedenfor (Figur 20).



Figur 20. Eksempelbilder av naturlig mudderbunn. Det er vist på hvert enkelt bilde hvilke transekt disse er tatt fra.

6 Miljøgifter

6.1 Metode

Det er tidligere gjennomført flere undersøkelser av sedimentene i Topdalsfjorden. Dette er gjort i forbindelse med opprydning av tidligere industri, som forberedelse til havneutbygging og diverse utredninger. Opplysninger om undersøkelsene er funnet i litteratursøk, i Vannmiljø eller informasjon gitt fra Kristiansand havn. En oppsummering av hva som er kjent gjennomført i fjorden er gitt i Tabell 7 og Tabell 8 og resultatene er diskutert i videre avsnitt. På grunn av erosjon og sedimentasjon av rene og forurensede partikler i sjø kan forurensningssituasjonen i sedimenter ha endret seg siden undersøkelsene ble gjort. Som en tommelfingerregel regnes undersøkelser som er eldre enn 10 år som foreldet. De fleste av undersøkelsene fra området er eldre enn 10 år, men det er også nyere undersøkelser.

I forbindelse med bløtbunnsundersøkelse i prosjektet «Utredning av miljøkonsekvenser i Topdalsfjorden» ble det tatt en sedimentprøve i prøvepunktet VT50 (Figur 3). Metode for prøvetaking er beskrevet i kapittel for bløtbunnsfauna.

Vurderingsgrunnlag

Resultatene fra undersøkelsen er sammenlignet med tilstandsklasser for forurensset sediment i Veileder M608 Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota – revidert 30.10.2020. En beskrivelse av tilstandsklassene er vist i Figur 6.

Tabell 6. Beskrivelse av tilstandsklasser iht. Veileder M608. 1: AF - sikkerhetsfaktor

I Bakgrunn	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært dårlig
Bakgrunnsnivå	Ingen toksiske effekter	Kroniske effekter ved langtids-eksponering	Akutt toksiske effekter ved korttids-eksponering	Omfattende toksiske effekter
Øvre grense: bakgrunn	Øvre grense: AA-QS, PNEC	Øvre grense: MAC-QS, PNEC _{akutt}	Øvre grense: PNEC _{akutt} x AF ¹⁾	

Videre er Topdalsfjorden delt inn i tre områder; Kongsgårdsbukta, Vigebukta og indre Topdalsfjord.

Tabell 7. Oppsummering av tidligere undersøkelser av sediment i indre Topdalsfjorden (nord for E18).

Nr. Figur	Firma	År	Doknr.	Tittel
YR7-YR9	Norconsult	2021	NV42E39VK-YML-NOT-0002	Miljøteknisk undersøkelse i Vige - Datarapport sediment
VT50	Norconsult	2021		Denne rapporten
R2-R3	Multiconsult	2009	Ukjent	Ukjent- Ronabukta
R4	NIVA	2008	5710-2009	Oppfølgende undersøkelser i sjøområdet i Hånesbukta småbåthavn, Kristiansand
R5-R8	Multiconsult	2005	Ukjent	Ukjent- Justvik Båthavn
R10	NIVA	2003	4769	Miljøundersøkelser i Hånesbukta, Kristiansand, før utbygging av småbåthavn
T3	NIVA	2002	4745-2003	Overvåking av Topdalsfjorden og Ålefjærfjorden, Kristiansand kommune, 2002-2003

Tabell 8. Oppsummering av tidligere undersøkelser av sediment i Vige- og Kongsgårdsbukta.

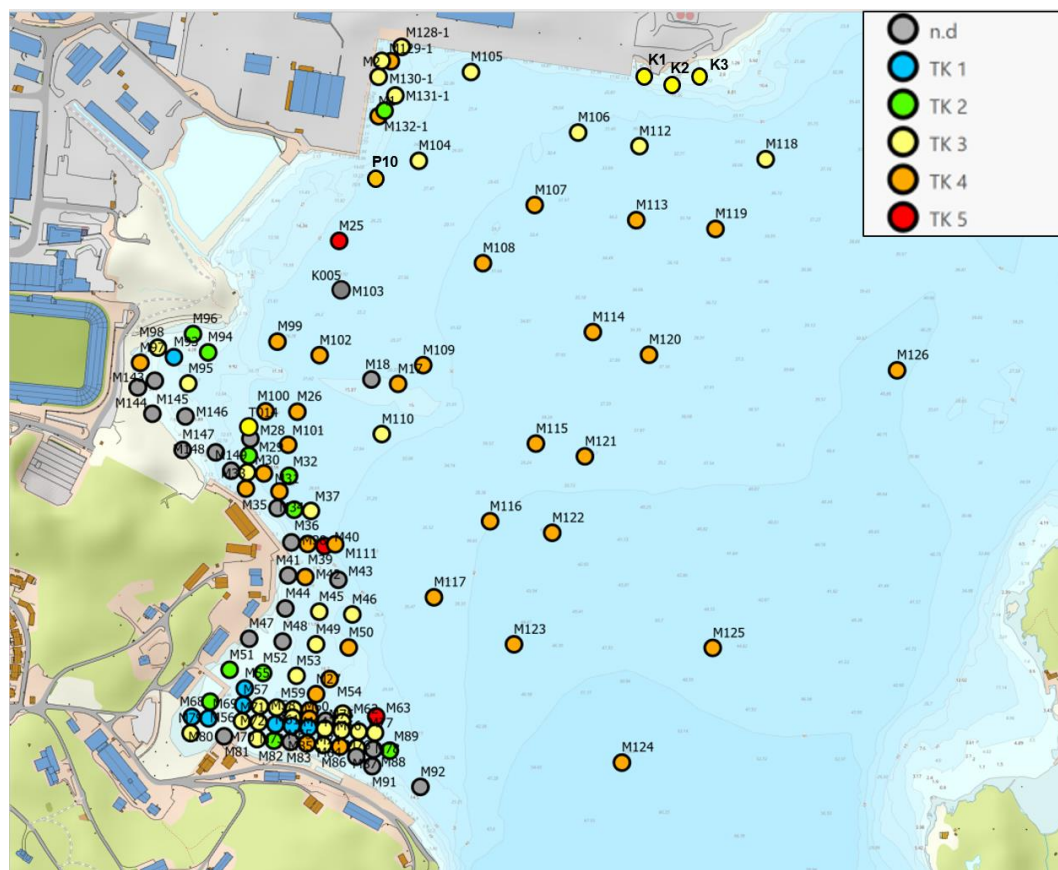
Nr. Figur	Firma	År	Doknr.	Tittel
YR1-YR9	Norconsult	2021	RIM-01	Miljøteknisk undersøkelse i Vige- Datarapport sediment
P10	COWI	2020	A115403-02	Overvåking Kristiansandsfjorden
K1-K3	Norconsult	2019	5196817-9107-002	Utvidelse av kai 36, Kristiansand havn
V-059	Norconsult	2018	RIM-01-5176609	Innledende miljøteknisk kartlegging av sedimenter. Kongsgård- Vige. Kjerneprøver
M2-M18	Multiconsult	2016	713151-RIGM-RAP-001	Kystverket, innseiling Kristiansand. Miljøgeologiske undersøkelser.
M25-M27	NIVA	2013	6540-2013	Overvåking av miljøgifter i Kristiansands-fjorden i 2012. Undersøkelse av blåskjell, torsk, taskekrabbe, sedimenter og bløtbunnsfauna.
M19-M24	Norconsult	2011	5112256-NOT-01	Vurdering av marint miljø ved Varoddbrua
M28-M98	Multiconsult	2011	411326-5-3	Miljøoppdydding Marvika, sjø. Sluttrapport
M1-M3	Multiconsult	2009	311877-1	Kristiansand Havn. Risiko- og tiltaksvurdering av forurensede sedimenter
M133-142 og 150-154	Sørlandskonsult	2008	2636.419	Kristiansand havn KF - Utfylling Vige. Analyser av sedimenter.
M128-M132	Sørlandskonsult	2007	2636.420	Kongsgårdbukta. Kai med gammelt deponi. Miljøteknisk sluttrapport
M128-M132	Sørlandskonsult	2005	420.490/AV-	Kristiansand kommune. Kongsgårdbukta-ny havn-dokumentasjon av bunnforhold 2005
M99-M127	NIVA	2004	4854-2004	Supplerende sedimentundersøkelser i Kongsgårdbukta, Bredalsholmen og Hannevika i 2004.

6.2 Kongsgårdsbukta

De fleste prøvene som er tatt i Kongsgårdsbukta er over ti år gamle og regnes derfor som foreldet. Totalt er det registrert elleve prøver som er nyere enn ti år. Alle undersøkelser er klassifisert etter veileder M-608, og vist med fargekoder i Figur 21. Tidligere resultater viser at sedimentene var forurensset i tilstandsklasse to til fem. Det har vært flest overskridelser for ulike PAH-forbindelser, men også for PCB, TBT og ulike tungmetaller. De nyere prøvene viser samme generelle tilstand, og er forurensset i tilstandsklasse tre til fem. Det er overskridelser for PAH, PCB, TBT og ulike tungmetaller.

Et flertall av de historiske prøvene er tatt i forbindelse med sluttkontroll for opprydning av forurensset sediment. I Kongsgårdsbukta ble det drevet kommunal fyllplass i årene 1950 - 70 med mottak av avfall og slagg fra husholdninger, industri og øvrig næringsliv fra hele Kristiansand kommune. Avfallet ble i hovedsak lagt i sjøen, og det var ingen spesielle restriksjoner på hva som kunne leveres. Etter nedleggelsen av deponiet ble området dekket med stein og løsmasser.

Grunnet utlekking av miljøgifter fra det gamle deponiet ble det gjennomført en rekke tiltak for å tette deponiet, samle opp sigevann og avskjære inntrengende overvann og grunnvann. Utbedringsarbeidene ble fullført i 2005, og samtidig ble det etablert et strandkantdeponi rett nedstrøms det nedlagte avfallsdeponiet. Miljøtiltak i Torsvika og Marvika ble gjennomført i perioden 2008 til 2010. De forurensede bunnsedimentene ble fjernet med sugemudring og lagt i strandkantdeponiet i Kongsgårdsbukta. Prøvene som er tatt på dypere vann er hovedsakelig tatt av NIVA i 2012 i prosjektet «Overvåking av Kristiansandsfjorden».



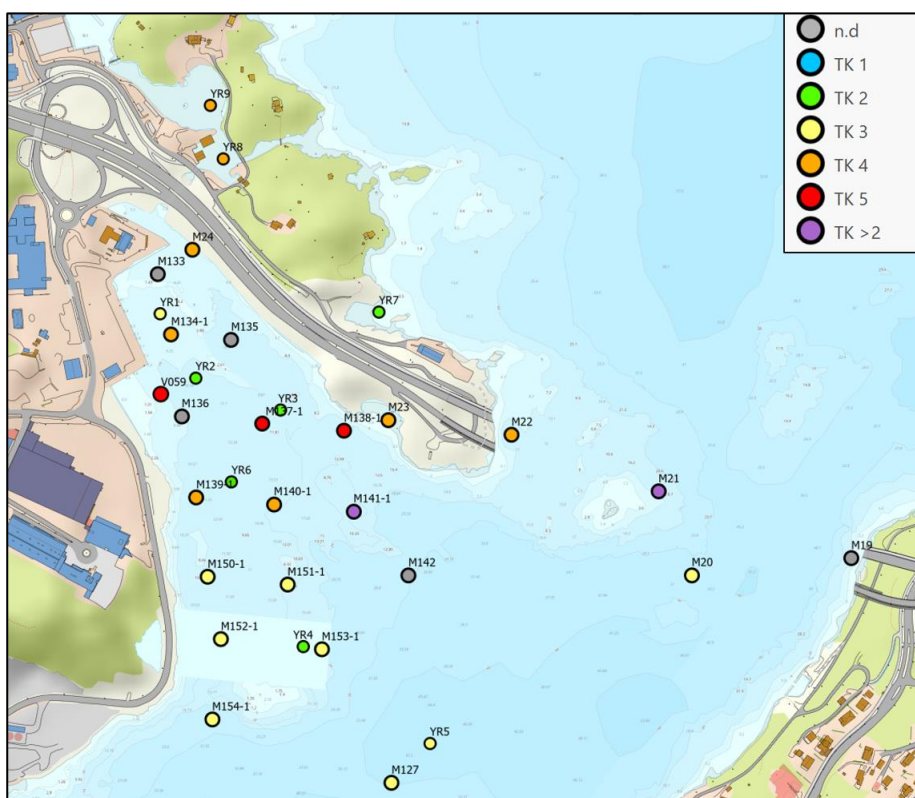
Figur 21. Kart over tidligere prøvetaking i Kongsgårdsbukta der forurensningsgraden i sediment er fargekodet iht. veileder M-608. Grå farge betyr steinfylling eller ingen prøve.

6.3 Vigebukta

De fleste tidligere undersøkelser i Vigebukta er gjort av Sørlandskonsult i 2008. Resultater som er over ti år gamle regnes som foreldet. Det finnes syv gyldige prøver i Vigebukta (nyere enn ti år), hvorav en prøve er fra 2018 (V059) og de resterende er fra 2021.

Alle undersøkelser er klassifisert etter veileder M-608 og vist med fargekoder i Figur 22. Tidligere resultater viser at sedimentene i Vigebukta er forurensset i tilstandsklasse 2 til 5. Det har vært flest overskridelser for ulike PAH-forbindelser, men også for PCB, TBT og ulike tungmetaller. Høyest forurensningsgrad er funnet innerst i Vigebukta, og det er noe mindre utover mot sørøst.

Prøvene i 2021 innerst i Vigebukta indikerer at forurensningsgraden i sedimentene har blitt bedre siden forrige store prøvetaking i 2008. Prøvene i 2021 tatt ytterst i bukta viser en svakt forbedret eller tilsvarende forurensningsgrad sammenlignet med tidligere prøvetaking. Samtidig må man ta hensyn til at det kan finnes sterkere forurensning i dypere sediment. Resultatet fra prøven i 2018 viser en høyere forurensningsgrad også i overflaten. Denne prøven viste høye konsentrasjoner av PAH, tilsvarende tilstandsklasse V for antracen og fluoranten.

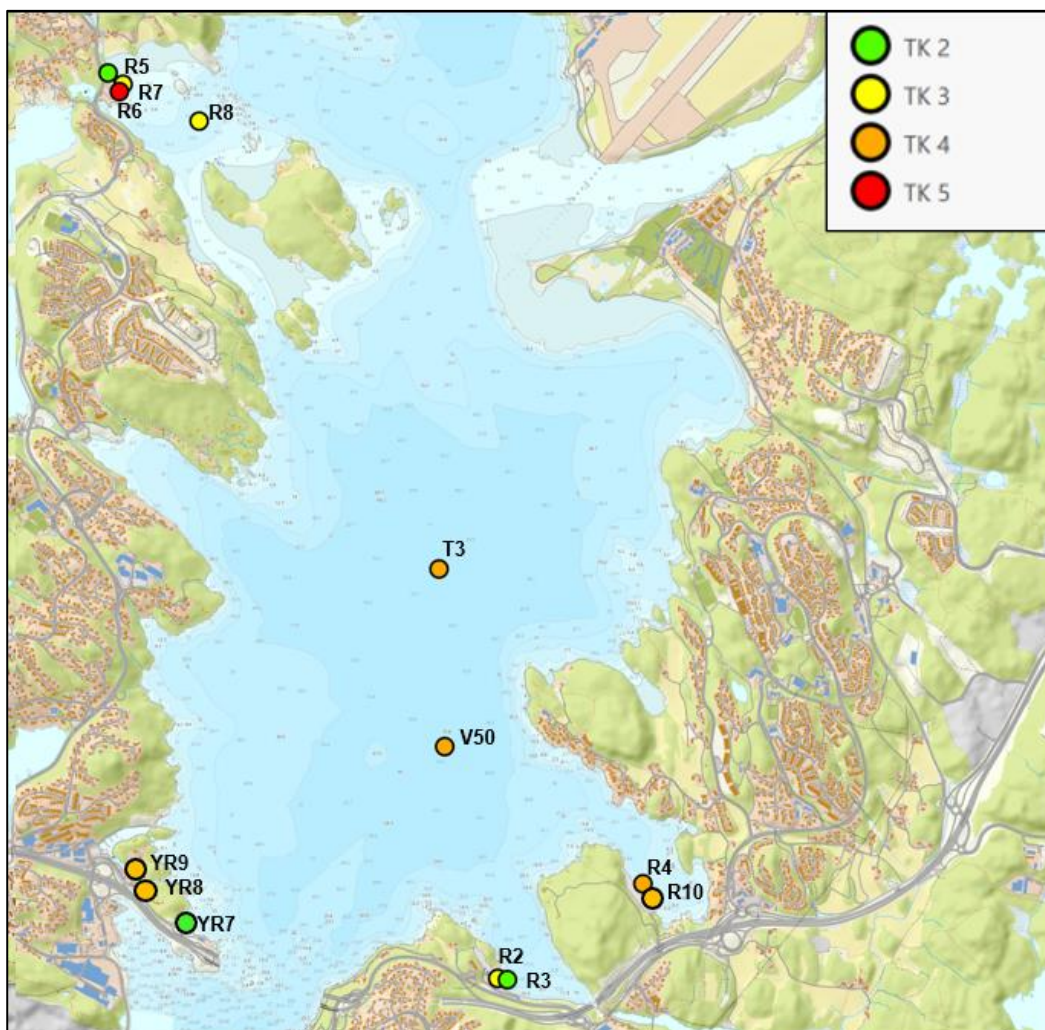


Figur 22.. Kart over tidligere prøvetaking i Vigebukta der forurensningsgraden i sediment er fargekodet iht. veileder M-608. Grå farge betyr steinfylling eller ingen prøve. Lilla farge betyr at deteksjonsgrensen er høyere enn grenseverdien TK II/III.

6.4 Indre Topdalsfjord

I Vannmiljø er det registrert sedimentprøver i Hånesbukta, Justvikbukta, Ronabukta, og i prøvepunktet T3 midt i fjorden. I 2021 det tatt tre sedimentprøver i Narviga av Nye veier i forbindelse med planleggingen av E39 Ytre ringvei, og en prøve i prøvepunktet VT50 i dette prosjektet (Topdalsfjorden). I tillegg til prøvene tatt i 2021 er det kun prøvene i Ronabukta fra 2009 som ikke er foreldet. Figur 23 viser prøvepunktene og tilstandsklasser iht. veileder M-608.

Tilstandsklassen til alle prøvene varierer fra tilstandsklasse 1 til tilstandsklasse 5. Det er påvist høyest forurensningsgrad for parameterne PAH og TBT. Tilstandsklassen i prøvepunktet midt i fjorden er spesielt interessant siden dette i større grad representerer påvirkning i hele fjorden. Analyseresultatene fra midt i fjorden i 2002 og 2021 er vist i Tabell 9. Begge prøvene viser høy forurensningsgrad av ulike PAH-forbindelser, tilsvarende tilstandsklasse 4. Prøven fra 2021 viser gjennomgående betydelig lavere konsentrasjoner, og det er færre parametere i tilstandsklasse 3 eller 4.



Figur 23. Kart over tidligere prøvetaking i Indre Topdalsfjord der forurensningsgraden i sediment er fargekodet iht. veileder M-608.

Tabell 9. Analyseresultater for sediment i prøvepunktet T3 i 2002 og prøvepunktet VT50 i 2021. Analysene er fargekodet iht. veileder M-608. Lilla farge betyr at deteksjonsgrensen er høyere enn grenseverdien mellom tilstandsklasse 2 og 3 (TK II/III). Grå farge betyr at deteksjonsgrensen er høyere enn grenseverdien mellom tilstandsklasse 1 og 2 (TK I/II).

ELEMENT	Enhet	V50 2021	T3-2002	ELEMENT	Enhet	V50 2021
Sampling Date		2021-06-15	2002-06-02			
Tørrestoff ved 105 grader		36,2				
Ekstraksjon		Yes				
As (Arsen)	mg/kg TS	6,78		PCB 101	mg/kg TS	<0,00070
Cd (Kadmium)	mg/kg TS	<0,10	0,6	PCB 118	mg/kg TS	<0,00070
Cr (Krom)	mg/kg TS	26,2		PCB 138	mg/kg TS	0,00119
Cu (Kopper)	mg/kg TS	30,7	67,4	PCB 153	mg/kg TS	0,00083
Hg (Kvikksølv)	mg/kg TS	<0,20	0,26	PCB 180	mg/kg TS	<0,00070
Ni (Nikkel)	mg/kg TS	28,7	66,5	PCB 28	mg/kg TS	<0,00070
Pb (Bly)	mg/kg TS	45,5	85,4	PCB 52	mg/kg TS	<0,00070
Zn (Sink)	mg/kg TS	102	213	Sum PCB-7	mg/kg TS	0,00202
Acenaften	µg/kg TS	<10	15	Monobutyltinn	mg/kg TS	6,66
Acenaftilen	µg/kg TS	<10	113	Dibutyltinn	mg/kg TS	69,7
Antracen	µg/kg TS	15	62	TBT forvaltningsmessig	mg/kg TS	2,83
Benzo(a)antracen	µg/kg TS	54	159	Leire <2 µm	%	1
Benzo(a)pyren	µg/kg TS	82	193	Silt (2-63 µm)	%	91,9
Benzo(b)fluoranten	µg/kg TS	135	416	Sand (> 63 µm)	%	7,1
Benzo(ghi)perylene	µg/kg TS	111	241	Totalt organisk karbon (TOC)	% TS	2,9
Benzo(k)fluoranten	µg/kg TS	89	129	normalisert TOC	mg/g	30,3
Dibenzo(ah)antracen	µg/kg TS	21		Jordartsklassifisering		Silt
Fenantenren	µg/kg TS	45	210			
Fluoranten	µg/kg TS	103	387			
Fluoren	µg/kg TS	<10	40			
Indeno(123cd)pyren	µg/kg TS	105	288			
Pyren	µg/kg TS	88	380			
Krysen	µg/kg TS	62				
Naftalen	µg/kg TS	<12	167			
Sum of 16 PAH (M1)	µg/kg TS	910				
Sum PAH carcinogene	µg/kg TS	548				
Sum PAH (må spesifiseres)	µg/kg TS		2956			
Sum Crysen og Trifenylene	µg/kg TS		120			
Sum Dibenzo[a,c/a,h]antracen	µg/kg TS		36			
Høyeste påviste tilstandsklasse		Dårlig	Dårlig			

6.5 Miljøgifter i biota

Miljøgifter i blåskjell er analysert av NIVA i 2010, 2011, 2012 og 2013. Blåskjell er hentet fra Marvika i Topdalsfjorden. I tillegg har COWI gjort analyser av miljøgifter i blåskjell i 2018/19 og 2020/21 i indre deler av Topdalsfjorden som vist i Figur 24. Prøvene viser generelt en oppkonsentrering av PCB i biota. I tillegg har enkelte prøver fra 2021 forhøyede verdier av krom og sink.

I 2012 gjorde NIVA også en undersøkelse av miljøgifter i torsk og krabbe. Overordnet var det lavere konsentrasjoner av miljøgifter i Kristiansandsfjorden i perioden 2010 til 2012 sammenlignet med forrige store undersøkelse i 2006 (NIVA 2013). I Vannmiljø er det ikke registrert vannprøver med analyse av miljøgifter bortsett fra PFAS undersøkelser i forbindelse med Kjevik flyplass.



7 Usikkerhet

Vurderingene av vannkjemi og bløtbunnsfauna som er gjort i rapporten er basert på et prøvepunkt (VT50). Prøvepunktet ligger midt i fjorden og det er nært det dypeste punktet. Vannkjemien anses til å være representativt for de frie vannmasser, men det vil kunne være variasjoner nært land spesielt ved utløpet av bekker og elver. Prøven av bløtbunnsfauna er tatt nært fjordens dypeste punkt og i et område der det er antatt lavest oksygenkonsentrasjon. Ifølge vanndirektivet skal tilstanden i en vannforekomst vurderes basert på prinsippet om at det verste styrer. Stasjonen VT50 anses som representativ for å vurdere tilstanden for bløtfauna i dypområder i fjorden, men det påpekes at tilstanden på grunnere vann antas å være bedre enn i dypvannet.

Det er ikke gjort egne undersøkelser av Ålefjærfjorden. På grunn av lokalisering og strømningsforhold kan tilstanden i dette området skille seg fra selve Topdalsfjorden. Ålefjærfjorden er også definert som egen vannforekomst i vann-nett.

Det er kun gjennomført naturtypekartlegging i nærområdet til ny havn. Hvilke naturtyper som finnes i andre deler av fjorden og utbredelsen av disse er dermed ikke kjent. Samtidig er det naturen i direkte nærområde til ny havn som vil bli mest påvirket av utbygging.

8 Oppsummering

Næringsstatus og algeoppblomstring

Analyseresultatene av vannprøver fra midten av fjorden viser generelt lave konsentrasjoner av næringsstoffer om sommeren og lave konsentrasjoner av klorofyll. Lave konsentrasjoner av klorofyll tyder på at tilførsler av næringsstoffer ikke fører til store og uheldige algeoppblomstringer i fjorden.

Oksygeninnhold og bløtbunnsfauna

Som terskelfjord med begrenset vannutskiftning er Topdalsfjorden sårbar for eutrofipåvirkning som kan føre til dårlige oksygenforhold i bunnvannet. Historiske målinger av oksygen i perioden 1950 til 2020 viser en nedgang i oksygennivåene i bunnvannet fra 1950 til 2020. I de siste årene (fra rundt år 2000) er det en tendens til forbedring i dypvannet. Men gjennomsnittlig oksygenkonsentrasjon om vinteren er fremdeles lav.

Resultatene fra undersøkelser av bløtbunnsfauna fra 2021 ved prøvepunktet VT50 i Topdalsfjorden viste samlet tilstandsklasse «god». Det ble funnet arter som både er følsomme og tolerante for forurensning, men kun en art som er indikator på forhøyet næringstilgang. Undersøkelsene i 2021 viser at forholdene for bløtbunnsfauna i dypområdene i fjorden har forbedret seg siden 2003, og dette antas å ha sammenheng med noe forbedrede oksygenforhold i dypvannet.

Salinitet og aluminiumskjemi

Målinger av salinitet i punktet VT50 midt i fjorden viser at det ofte ligger et brakkvannslag i de øverste vannmassene. Dette laget varierer i tykkelse mellom år og gjennom sesong. I gjennomsnitt er det kun den øverste meteren som har et brakkvannspreg med salinitet mellom 1-10 psu, men dette laget kan gå ned til mellom to og fem meter i enkelte situasjoner.

Vannkjemien i Topdalselva og Topdalsfjorden tyder på at det sannsynligvis forekommer situasjoner der høy konsentrasjon av aluminium i brakkvann er problematisk for smolt. Endringer i salinitet vil kunne påvirke giftigheten til aluminium.

Naturtypekartlegging

Ved utbyggingsområdet til ny havn er store deler av området allerede påvirket av menneskelig aktivitet, men det finnes også områder som i større grad er upåvirket. Dette inkluderer en tidligere ukjent ålegraseng i Torsvika og naturlig mudderbunn på dyp under 30 m. I grunne områder i øst (ned til ca. 20 m) er det hovedsakelig naturlig sjøbunn og et par undervannsenger, under 30 m er det naturlig mudderbunn med sjøfjær.

Miljøgifter

Sedimentene i deler av Topdalsfjorden er forurensset med ulike PAH-forbindelser, PCB, TBT og ulike tungmetaller. Det er tegn til forbedring i enkelte områder i tråd med mindre utslipp fra land. Enkelte miljøgifter akkumulerer i biota og det er funn av høye konsentrasjoner av miljøgifter i torskelever, blåskjell og mykdeler av taskekrabbe.

9 Referanser

Bendixby, L., 2012. Boenfoss kraftverk - Utredning av biologisk mangfold, s.l.: Norconsult AS.

COWI 2019. Overvåking av Kristiansandsfjorden

COWI. 2021. Overvåking av Kristiansandsfjorden. Undersøkelser i 2020/21.

Hindar, Garmo, og Teien 2015. Sammenhengen mellom labilt aluminium og pH i kalkede laksevasdrag, NIVA

Diserud, O.H., Kroglund, F., Teien, H.-C., Tjomsland, T. & Økland, F. 2012. Modellering av gjellealuminium: Aluminiumspåslag på gjellene til laksesmolt og betydningen dette kan ha for utvandringen. - NINA Rapport 773. 41 s.

Kommunedelplan for havneområde nord Kongsgård-Vige. Notat forurensing og miljøkonsekvenser for Topdalsfjorden. 31.mai 2017, revidert 26.juni 2018, korrigert 16. august 2018.

Kroglund, F., Høgberget, R., Haraldstad, T., Økland, F., Thorstad, E., Teien, H.-C., Rosseland, B.O., Salbu, B., Nilsen, T.O., Stefansson, S., Güttrup, J., 2011. Påvirkes laksesmolt av aluminium i brakkvann? Storelva i Holt, Aust-Agder og Audna, Vest-Agder, 2007.

Kroglund, F., Haraldstad, T., Güttrup, J., 2014. Sjøoverlevelse til smolt eksponert for aluminium i brakkvann - oppvandring av laks i Storelva i 2010-2013.

Kroglund, F., Haraldstad, T., Güttrup, J., 2014. Sjøoverlevelse til smolt eksponert for aluminium i brakkvann - oppvandring av laks i Storelva i 2010-2013.

Knutsen, Ø. 2021. Strømsimulering for Topdalsfjorden, med fokus på endringer i strømforhold og saltholdighet i forbindelse med utbygging av kai i Kristiansand Havn, SHA 4,5 & 7.: SINTEF report 2021:01421, ISBN 978-82-14-07701-8.

Lie, A. 2016. Biologisk mangfold Kongsgård-Vige Ny havn Kristiansand kommune. Agder naturmuseum og botaniske hage IKS.

Miljødirektoratet (tidligere Klif): Sukkertareovervåking (KYS). 2009-2011. Datarapport 2009 og 2010. Rapportnr. TA 2814.

Miljødirektoratet 2015. Økokyst – Delprogram Skagerrak. Årsrapport 2015. M-224.

NIVA. 1986. Basisundersøkelse av Kristiansandsfjorden 1982-1984.

NIVA. 2003. Overvåking av Topdalsfjorden og Ålefjærfjorden, Kristiansand kommune 2002-2003. Tilførsel, vannkvalitet, bløtbunnsfauna og sedimenter. Rapport LNR 4745-2003.

NIVA. 2003b. Miljøundersøkelser i Hånesbukta, Kristiansand, før utbygging av småbåthavn.

NIVA. 2008. Oppfølgende undersøkelser i sjøområdet i Hånesbukta småbåthavn, Kristiansand.

NIVA. 2011. Overvåking av miljøgifter i Kristiansandsfjorden i 2011. Undersøkelser av blåskjell, torsk og vann. RAPPORTLNR 6364-2012

NIVA 2012. Overvåking av miljøgifter i Kristiansandsfjorden i 2011 Undersøkelse av blåskjell, torsk og vann. NIVA RAPPORTLNR 6364-2012.

NIVA 2013. Overvåking av miljøgifter i Kristiansandsfjorden i 2012. Undersøkelse av blåskjell, torsk, taskekrabbe, sedimenter og bløtbunnsfauna. NIVA RAPPORT L.NR. 6540-2013

NIVA 2014. Overvåking av miljøgifter i Kristiansandsfjorden i 2013. Undersøkelse av blåskjell. NIVA RAPPORT L.NR. 6695-2014

Norconsult. 2021. Narviga - kartlegging sjøbunnstilstanden

OSPAR. 2010. Background Document for Seapen and Burrowing megafauna communities.

Teien, et al., 2006, Gill reactivity of aluminium-species following liming, Science of the Total Environment, 358, 206-220

Veileder

Håndbok 19. 2001 revidert 2007. «Kartlegging av marinbiologisk mangfold». Utgiver: Direktoratet for naturforvaltning

Veileder 02:2018. Direktorsgruppen vanndirektivet 2018. Veileder 02:2018 Klassifisering av miljøtilstand i vann.

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

Internett

Vann-nett. 2021. <https://vann-nett.no/portal/>

Vannmiljø. 2021. <https://vannmiljo.miljodirektoratet.no/>

Naturbase. 2021. <https://www.miljodirektoratet.no/tjenester/naturbase/>

Økokyst . 2021. <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/overvaking-arealplanlegging/miljoovervaking/overvakingsprogrammer/basisovervaking/okokyst/>

Norske Lakselver. 2021. <https://lakseelver.no>

Direkte kommunikasjon

Havforskningsinstituttet - Historiske målinger av oksygenkonsentrasjon 1950-2020

Frode Kroglund- Seniorrådgiver hos Statsforvalteren i Agder.

Vedlegg 1. Grenseverdier i veileder 02:2018

Tabell 9.27 Klassifisering av tilstand for næringssalter og siktedyp i overflatelaget, samt oksygen i dypvannet ved saltholdighet (psu) 5 og 18 (modifisert fra SFT 97:03).

Parameter		psu	Tilstandsklasser				
			I	II	III	IV	V
			Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Overflatelag Sommer (Juni-August)	Totalfosfor ($\mu\text{g P/l}$)*	5	<8	8-12	12-22	22-53	>53
		18	<11,5	11,5-15,5	15,5-28	28-59	>59
	Fosfat ($\mu\text{g P/l}$)*	5	<2	2-3,5	3,5-7,5	7,5-21	>21
		18	<3,5	3,5-6,5	6,5-15	15-46	>46
	Total nitrogen ($\mu\text{g N/l}$)*	5	<250	250-383	383-538	538-800	>800
		18	<250	250-337	337-505	505-800	>800
	Nitrat + nitritt ($\mu\text{g N/l}$)*	5	<97	97-156	156-223	223-363	>363
		18	<24	24-41	41-86	86-265	>265
	Siktedyp (m)	5	>7	7-4,5	4,5-2,5	2,5-1,5	<1,5
		18	>7,5	7,5-6	6-4	4-2,5	<2,5
Overflatelag Vinter (Desember- Februar)	Totalfosfor ($\mu\text{g P/l}$)*	5	<10,5	10,5-14,5	14,5-26	26-53	>53
		18	<20	20-24	24-40	40-59	>59
	Fosfat ($\mu\text{g P/l}$)*	5	<7	7-9	9-16	16-31	>31
		18	<14,5	14,5-19	19-32	32-48	>48
	Total nitrogen ($\mu\text{g N/l}$)*	5	<261	261-385	385-553	553-800	>800
		18	<291	291-398	398-559	559-800	>800
	Nitrat + nitritt ($\mu\text{g N/l}$)*	5	<143	143-226	226-326	326-478	>478
		18	<97	97-139	139-239	239-367	>367

Tabell 9.26 Klassifisering av tilstand for næringssalter og siktedyp i overflatelaget, samt oksygen i dypvannet ved saltholdighet over 18 (modifisert fra SFT 97:03).

Parameter		Tilstandsklasser				
		I	II	III	IV	V
		Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Overflatelag Sommer (Juni-August)	Totalfosfor ($\mu\text{g P/l}$)*	< 11,5	11,5-16	16-29	29-60	>60
	Fosfat ($\mu\text{g P/l}$)*	< 3,5	3,5-7	7-16	16-50	>50
	Total nitrogen ($\mu\text{g N/l}$)*	< 250	250-330	330-500	500-800	>800
	Nitrat + nitritt ($\mu\text{g N/l}$)*	< 12	12-23	23-65	65-250	>250
	Ammonium ($\mu\text{g N/l}$)*	< 19	19-50	50-200	200-325	>325
	Siktedyp (m)	> 7,5	7,5-6	6-4,5	4,5-2,5	< 2,5
Overflatelag Vinter (Desember- Februar)	Totalfosfor ($\mu\text{g P/l}$)*	< 20	20-25	25-42	42-60	>60
	Fosfat ($\mu\text{g P/l}$)*	< 14,5	14,5-21	21-34	34-50	>50
	Total nitrogen ($\mu\text{g N/l}$)*	< 291	291-380	380-560	560-800	>800
	Nitrat + nitritt ($\mu\text{g N/l}$)*	< 97	97-125	125-225	225-350	>350
	Ammonium ($\mu\text{g N/l}$)*	< 33	33-75	75-155	155-325	>325
Dypvann	Oksygen (mLO_2/l)**	> 4,5	4,5-3,5	3,5-2,5	2,5-1,5	< 1,5
	Oksygen metning (%)***	> 65	65-50	50-35	35-20	< 20

Tabell 7.9a) Referanseverdier og klassegrenser for Total fosfor – elver. a) Absoluttverdier.

N-GiG- type	Elvetype*	Beskrivelse	Total Fosfor (Tot-P) i elver ($\mu\text{g/L}$)					
			Ref. verdi	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
R-N2	R104, R105, R207	Klar, kalkfattig i lavland (eller moderat kalkrik i skog)	6	1 - 11	11 - 17	17 - 30	30 - 60	>60
R-N3	R106, R208	Humøs, kalkfattig, lavland (eller moderat kalkrik i skog)	9	1 - 17	17 - 24	24 - 45	45 - 83	>83
R-N1, R-N4	R107, R109	Klar, moderat kalkrik og kalkrik, lavland	9	1 - 15	15 - 25	25 - 38	38 - 65	>65
n.a.	R108, R110	Humøs, moderat kalkrik og kalkrik, lavland	11	1 - 20	20 - 29	29 - 58	58 - 98	>98
R-N5, R-N6	R101, R102, R201, R202, R204, R205	Klar eller svært klar, svært kalkfattig eller kalkfattig i skog (eller svært kalkfattig i lavland)	5	1 - 8	8 - 15	15 - 25	25 - 55	>55
R-N9	R103, R203, R206	Humøs, svært kalkfattig eller kalkfattig i skog (eller svært kalkfattig i lavland)	8	1 - 13	13 - 20	20 - 36	36 - 68	>68
R-N7	R301, R302, R305	Fjell, klar eller svært klar, kalkfattig eller svært kalkfattig	3	1 - 5	5 - 8	8 - 17	17 - 30	>30
n.a.	R303, R306	Fjell, humøs, kalkfattig eller svært kalkfattig	5	1 - 8	8 - 12	12 - 25	25 - 40	>40

Tabell 7.10 Referanseverdier og klassegrenser for Total nitrogen – Innsjøer og elver. a) Absoluttverdier.

Innsjøtype N-GIG	Innsjøtype (nr)*	Elvetype N-GIG	Elvetype (nr)*	Total Nitrogen (Tot-N) i innsjøer og elver (µg/L)					
				Ref. verdi	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
L-N2a	L104, L105a, L207	R-N2	R104, R105, R207	200	1-325	325-475	475-775	775-1350	>1350
L-N2b	L105b	n.a.		175	1-200	200-400	400-650	650-1300	>1300
L-N3a	L106, L208	R-N3	R106, R208	275	1-475	475-650	650-1075	1075- 1775	>1775
L-N1	L107 , L109	R-N1, R-N4	R107 , R109	275	1-425	425-675	675-950	950-1425	>1425
L-N8a	L108 , L110	n.a.	R108 , R110	325	1-550	550-775	775-1325	1325- 2025	>2025
L-N5a	L101, L102, L201, L202, L204, L205	R-N5, R-N6	R101, R102, R201, R202, R204, R205	150	1-250	250-425	425-675	675-1250	>1250
L-N6a	L103, L203, L206	R-N9	R103, R203, R206	250	1-400	400-550	550-900	900-1500	>1500
L-N7	L301, L302, L304, L305	R-N7	R301, R302, R305	125	1-175	175-250	250-475	475-775	>775
n.a.	L303, L306	n.a.	R303, R306	150	1-250	250-425	425-675	675-1250	>1250

Vedlegg 2. Litteraturstudium aluminiumskjemi

Vedlegg 3. Rådata bløtbunnsfauna

Oppdragsgiver: **Kristiansand kommune**
Oppdragsnr.: **RIM-02** Dokumentnr.: **52104386**

Til: Kristiansand kommune
Fra: Norconsult
Dato 2021-10-15

► Litteraturstudium Aluminiumskjemi

Bakgrunn

Kristiansand kommune utlyste januar 2021 konkurransen «*Utredning av konsekvenser for marint liv, samt kartlegging av strømningsforhold, salinitet m.m. i Topdalsfjorden ved flytting av containerterminalen til havneområde nord, Kongsgård – Vige*». Utredningen skulle dekke to ulike utredningsbehov:

1. Kristiansand bystyre vedtok 27.11.2019 (sak 67/19) at det skal gjennomføres en grundig, ekstern og uavhengig utredning av konsekvensene en eventuell flytting av containerhavna til Vige kan få for marint liv i Topdalsfjorden.
2. Fylkesmannen har, i brev av 03.03.2020 til Kristiansand havn, gitt et foreløpig svar på søknad om fylling i Vigebukta, med krav om kartlegging av strømforhold, vannutskiftning og salinitet i Topdalsfjorden, med den hensikt å vurdere om utbygging av Havneavsnitt Nord vil påvirke innstrømning av saltvann og saliniteten i Topdalsfjorden og i hvilken grad økologien i Topdalsfjorden vil påvirkes av en eventuell endring i strømforhold og salinitet.

Dette notatet er et underlag for å svare ut punkt 2 og gir en bakgrunn for problemstillingen. Hovedtemaet for notatet er aluminiumskjemi i brakkvannsoner og hvordan endringer i kjemien kan påvirke økologien.

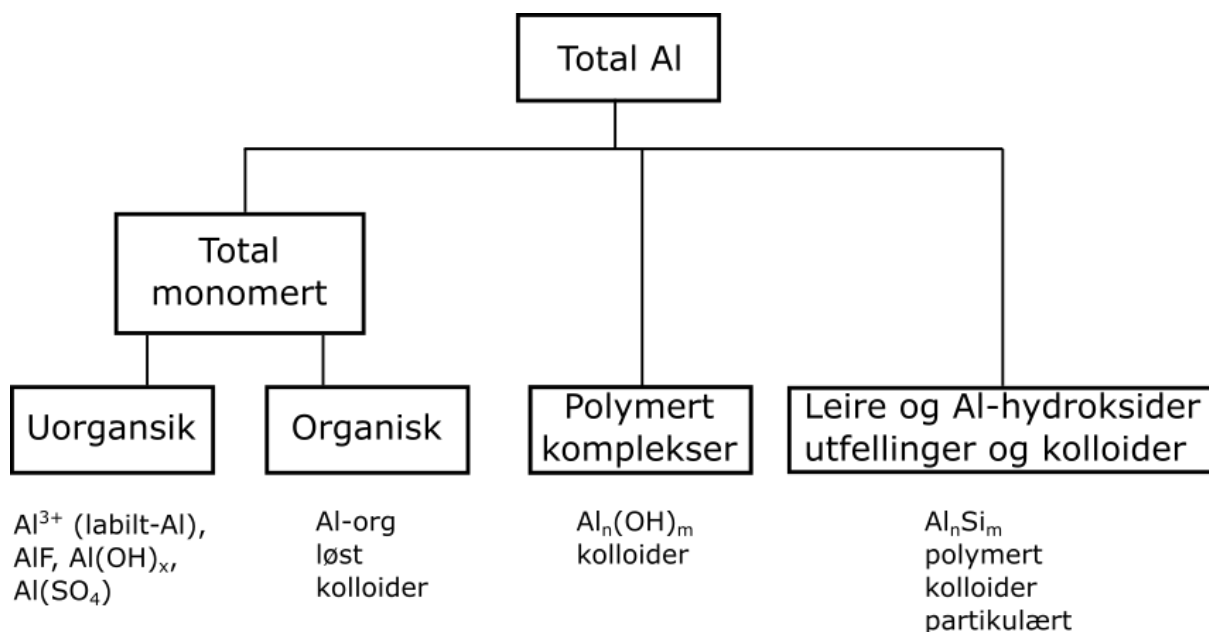
Innledning

Aluminium (Al) er en av hovedgrunnstoffene i jordens skorpe og forekommer i de fleste silikatmineralene. Gjennom erosjon og forvittringsprosesser av jord, stein og sediment som inneholder Al-mineraler f.eks. gibbsitt ($\text{Al}(\text{OH})_3$), blir Al fra jord transportert til elver og til slutt sjøen. Al kan også transporteres med organiske stoff. Transport til elver kan øke som følge av menneskelig aktivitet. Sur nedbør forårsaket av blant annet kullbrenning har ført til utlekking av en toksisk form av Al fra jord. Mange elver som drenerer områder rammet av surnedbør har som følge av dette opplevd stor fiskedød. Som tiltak har mange av disse elvene blitt kalket med mål om å øke pH og redusere konsentrasjon av den toksiske formen av Al.

I vann forekommer aluminium i mange fysiske og kjemiske form som er avhengig av vannets kjemiske sammensetning og egenskaper (f.eks. pH, temperatur, ionstyrke¹). Den komplekse interaksjonen mellom mange styrende faktorer er ennå ikke helt forstått.

I fysiske form, kan Al være løst, eller bundet til kolloider, partikler eller sediment. Fraksjoner er definert i forhold til den analytiske metoden som benyttes, men er normalt ikke en ren fraksjon kjemisk sett. For eksempel, «løst-Al» er ofte definert som alt som passerer gjennom et 0,45 μm filter, men denne fraksjonen vil også inneholde kolloider og mindre leirpartikler. For å minimere andel kolloider kan prøver ultrafiltreres (bruk av 10^4 Dalton filter). Figur 1 oppsummerer de vanligste form av Al i vann.

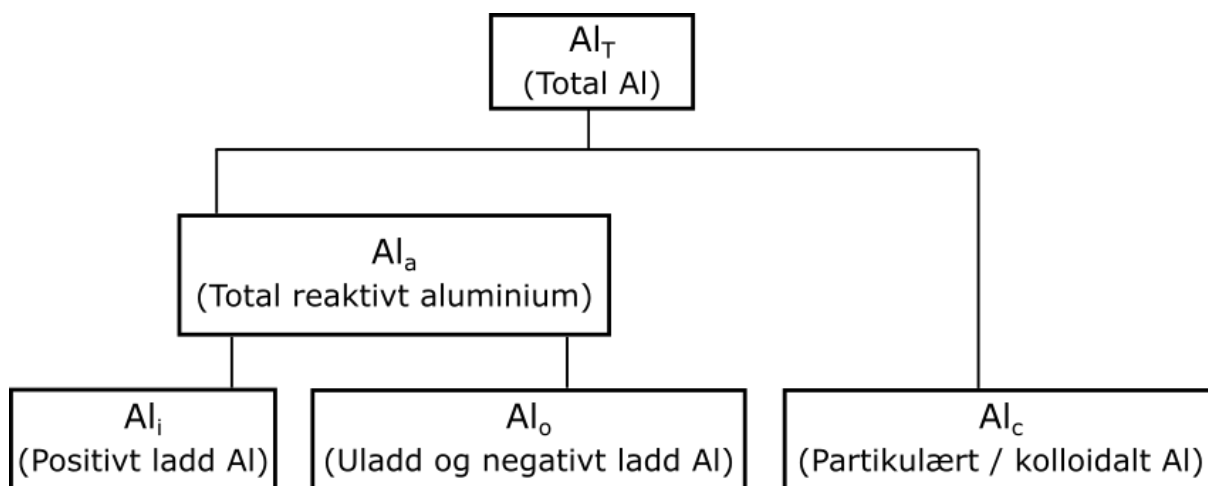
¹ Mål på konsentrasjon av ioner i vannet.



Figur 1: Hovedfraksjonene av aluminium som forekommer i vann. Firkanter viser analytiske definert fraksjoner. Tilsvarende kjemiske begrep er under (Crane et al., 2007; Wilson, 2011).

Laboratorier rapporterer ofte Al-kjemi i tre fraksjoner: labilt (LAI), ikke-labilt (ILAI) og reaktive (RAI). Reaktivt aluminium er syreløselig aluminium og vil inneholde alt Al i vannet med unntak av Al som sitter på leirpartikler og andre tungt løselige forbindelser av Al. Ikke-labilt Al tilsvarer organisk monomert aluminium². Labilt Al er regnet ut som differanse mellom reaktivt og ikke-labilt Al og tilsvarer uorganisk monomert aluminium. Hvis kolloider ikke er fjernet fra prøven ved hjelp av ultrafiltrering, kan det medføre at monomert uorganisk Al overestimeres. Samtidig skjer det en endring fra lavmolekylært uorganisk monomert Al mot lavmolekylært organisk monomert Al ved transport fra felt til laboratorium. Dette kan føre til at labilt Al i elva underestimeres (Hindar et al., 2000). Et eksempel på en annen inndeling er gitt i Figur 2.

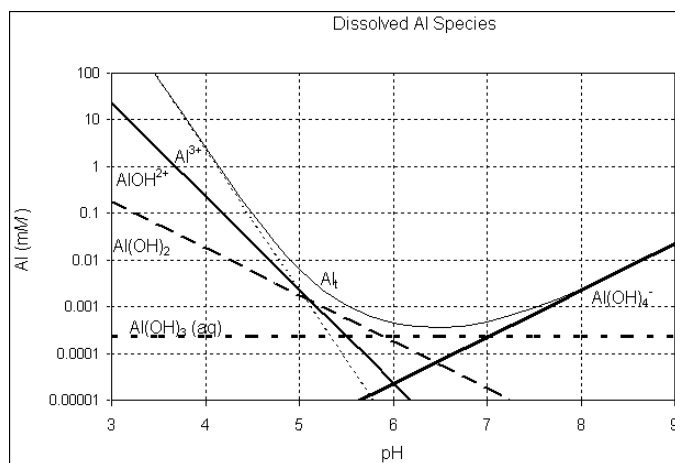
² Monomert aluminium tilsvarer et enkelt Al-ion (Al^{3+}) som er ofte bundet til andre organiske eller uorganiske ligander (se fotnote 3).



Figur 2: En mulig inndeling av Al-fraksjoner basert på ekstraksjon og kationebytte-kromatografi (Hindar et al., 2000).

Løst aluminium

Generelt er aluminium lite vannløselig og konsentrasjoner av løst Al i vannet er lave. Løselighet er lavest ved pH 6-7 og øker ved både lavere (pH < 6) og høyere (pH > 7) pH (Figur 3). Løselighet øker også med lavere temperatur og ved forhold der Al kan danne komplekser med ligander (Driscoll and Schecher, 1990). For aluminium i likevekt ved gibbsitt forekommer Al som Al^{3+} ved pH < 5. Ved økende pH, øker grad hydrolysering (f.eks. $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$, $\text{Al}(\text{OH})_2^+$), som fører til at det dannes nøytrale $\text{Al}(\text{OH})_3$ kompleks. Når pH er større enn 6,7 er anionen $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ hovedform.



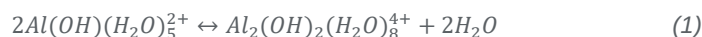
Figur 3: Løselighet av Al i forhold til pH i et system i likevekt med gibbsitt (Driscoll and Schecher, 1990).

Aluminium danner komplekser med både uorganiske og organiske ligander³. Eksempler på uorganiske ligander er fluorid (F^-) og sulfat (SO_4^{2-}). Forbindelser med silisium er også viktig. Endringer i tilstandsformer av uorganiske forbindelser tar minutter til timer og er avhengig av pH og temperatur. Organiske ligander omfatter f.eks. oksalsyre, humussyre og fulvussyre og løst organisk karbon (DOC) som er definert som den organiske fraksjonen som passerer gjennom 0,45 μm filter. I ferskvann med pH < 7 og lav ionestyrke er de

³ En ligand er et ion eller molekyl som binder til et sentralt atom – i dette tilfelle aluminium – og danner et kompleks. For eksempel, i komplekset AlCl_3 er de tre klorid atomer ligander.

dominerende forbindelsene med fluorid og organiske stoffer. En enkelt Al ion (Al^{3+}) som er bundet til en eller flere ligander, enten uorganisk eller organisk, er kalt monomert Al.

Monomert Al kan polymeriseres når pH er større enn 4,5 (Eq.1).



Størrelse på polymere øker til en såkalt Al_{13} polykation dannes (Parker and Bertsch, 1992). Med tid blir polymere stort og moden nok til at det dannes krystallin $\text{Al}(\text{OH})_3$ som sedimenteres på sjøbunn. Endringer i organiske forbindelser kan ta minutter til timer og løsning er ofte ikke i likevekt. Al-polymere er å anse som en midlertidig, dog viktig, tilstandsform av Al (Gensemer and Playle, 1999).

Kolloider

Kolloider er små partikler av størrelsen 1 nm – 1 μm i vannet. Kolloider dannet av jern og aluminium er veldig vanlig i naturen og både andre metaller og organiske stoff kan adsorbere til dem. Adsorpsjon er en reversibel prosess og vannkjemien vil styre hva er adsorbent til enhver tid.

Flokkulering er en prosess hvor kolloider klumper seg sammen og kan sedimentere ut av vannsøylen (Takayanagi and Gobeil, 2000). Høye konsentrasjoner av Al kan øke sannsynlighet for flokkulering.

Effekt av endringer i vannkjemie: brakkvann

Aluminiumskjemi er veldig følsom mot endringer i pH. Forskning fokusert på endring i ferskvann nedstrøms områder hvor det har vært kalking, viser at pH-endringer i blandingssonen kan føre til midlertidig dannelse av toksiske-former av Al (Kroglund et al., 2001) og, i verste fall, fiskedød (Rosseland et al., 1992). Disse toksiske former er monomert uorganisk Al og polymert Al med positiv ladning. Med tid forvandler de positivt ladede molekyler seg til nøytralt/negativt ladd og/eller danner kolloider som gjør de mindre toksiske (Teien et al., 2006a).

Saltvann har høyere pH (8,1) og høyere ionstyrke enn ferskvann. Det kan også være en temperaturforskjell mellom elv og sjø. I motsetning til typisk ferskvann (pH < 7) hvor Al er positivt ladd (Figur 3), er hovedform for Al i saltvann $\text{Al}(\text{OH})_4^-$. En annen stor forskjell fra ferskvann er at saltvann har neglisjerbare konsentrasjoner av kolloider (Angel et al., 2015). I blandingssonen mellom ferskvann og saltvann foregår det dermed en rekke kjemiske forandringer. Det er seks hovedprosesser (Simonsen et al., 2019):

1. Fortynning: elvevann blir fortynnet ved møte ved sjøen.
2. Hydrolyse og polymerisering: Økende pH fører til at monomeriske forbindelser danner polymer, først ved lav molekylær masse (LMM) og deretter med høy molekylær masse (HMM).
3. Flokkulering og sedimentasjon: Økende salinitet kan føre til at kolloider klumper seg sammen og faller til sjøbunn.
4. Remobilisering: Saltvann har høyere konsentrasjoner av basekationer som Na og Ca enn ferskvann. Disse konkurrerer med Al for bindingsplasser på organiske stoff. Al er trivalent og taper konkurranse mot divalent og monivalent kationer. Løst Al konsentrasjon øker.
5. Resuspensjon: Under visse vannforhold, f.eks. storm eller høyvann kan sedimenter virvles opp i vannet og bli utsatt for videre kjemiske prosesser.
6. Anion: Ved pH > 7,5 kan Al danne aluminat ($\text{Al}(\text{OH})_4^-$)

Balansegang mellom disse prosessene styrer både tilstandsform og mengde aluminium i brakkvann.

I elver rike på organiske stoff er aluminium bundet til kolloider og komplekser med organiske molekyler som ikke er biologisk tilgjengelig, og anses dermed å ha neglisjerbar toksisitet (Driscoll et al., 1980). Når salinitet øker blir Al som er bundet til organiske stoff (enten løst eller som kolloider) mobilisert og forvandlet til positivt

ladd former av Al (inkludert polymere) som er skadelige for gjeller (Mackin and Aller, 1984a; Teien et al., 2006b). Med tid og full innblanding vil disse toksiske formene omvandles til non-toksiske former (polymere blir for stor) eller feller ut.

I elver med lave konsentrasjoner av organiske stoff er det foreslått at dannelse av aluminosilikat partikler styrer løst aluminium konsentrasjoner (Mackin and Aller, 1984b). I andre brakkvannssoner er sorpsjon/desorpsjon til suspendert stoff fremhevet som nøkkelprosess (Morris et al., 1986). Som regel bidra flere prosesser og nøyaktig hvilke prosess(er) som er styrende kan endre seg avhengig av vannføring i elva, tidevann og vær (Bjerknes et al., 2003; Morris et al., 1986; Takayanagi and Gobeil, 2000).

Toksisitet av aluminium i biota

Biologisk liv trenger ikke Al for å leve og Al er ikke et næringsstoff. Aluminium akkumulerer ikke i biologiske muskelvev (Driscoll and Schecher, 1990), men vil inngå inn i celler i gjellene. DOC (løst organisk karbon), pH og vannets hardhet er de tre mest viktige variabler som styrer aluminiums toksisitet i vann.

Uorganisk monomert Al og polymert Al anses som de mest toksiske tilstandsformene av Al (Parent and Campbell, 1994). I ferskvann er toksisitet høyest rundt pH 6. Al bundet til organiske stoff er mindre tilgjengelig og dermed i en mindre toksisk form (Gensemer and Playle, 1999). Økt DOC konsentrasjoner er assosiert med redusert mengde monomert Al og er derfor en beskyttende faktor (Driscoll et al., 1980).

Fisk

Aluminium påvirker fisk gjennom gjellene. De toksiske mekanismene er best forstått for ferskvann. Siden Al er lite løselig ved nøytral pH (pH 7) er de toksiske effekter mest synlig på pH < 6 og > 8. Den nøyaktige mekanismen er avhengig av vannkjemi (spesifikt konsentrasjoner av H⁺ (pH), Ca og Al) og er knyttet til ionregulering, respirasjon eller begge deler (Gensemer and Playle, 1999). I Norge er det kalkfattige og humøse elver i lavlandet som er mest påvirket. Sørlandet har vært spesielt hardt rammet (Direktoratet for naturforvaltning, 2004).

Ionregulering: Mest viktig ved lav pH. Gjeller er negativt ladd. Ved lav pH (pH < 6) forekommer uorganisk Al primært som kationer (Al³⁺, Al(OH)_x^{x-1}). Al binder seg til celler i gjellene på samme måte som H⁺ og forstyrrer ionreguleringen som igjen fører til død. Høye Ca-konsentrasjoner har en beskyttende effekt mot denne toksiske mekanismen.

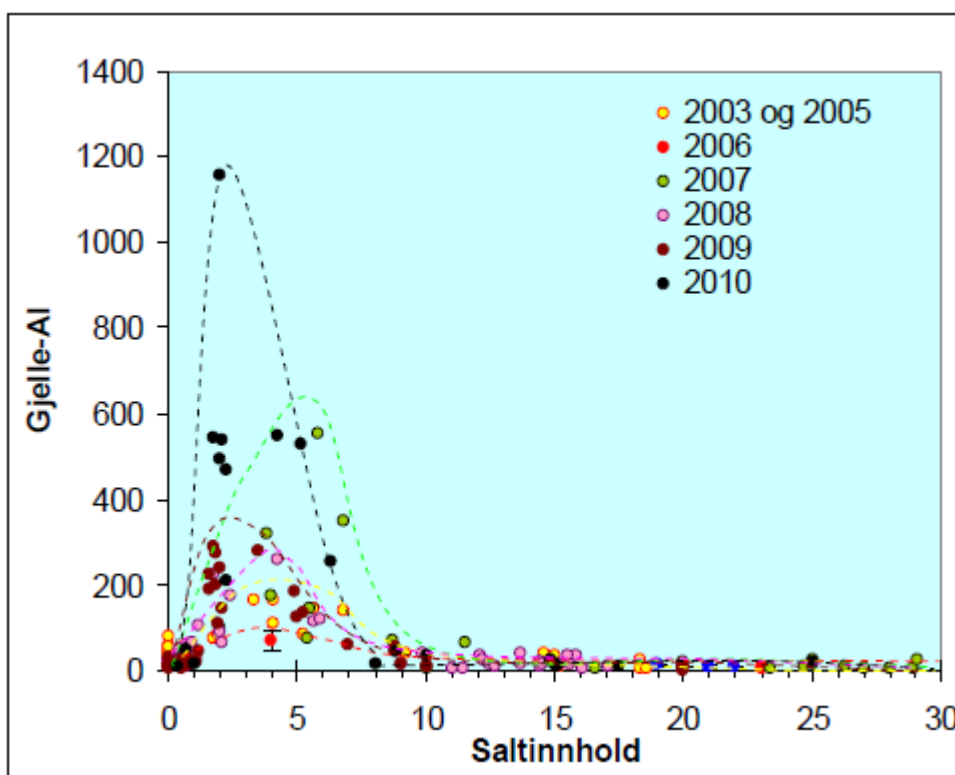
Respirasjon: Mest viktig ved høyere pH (< 7). Fisk utskiller ammoniumgass gjennom gjellene. Dette fører til en lokal økning av pH som igjen fører til redusert Al-løselighet. Aluminium kan felle ut og danne polymere som akkumulerer på gjellene og kveler fisken.

Mekanismene beskrevet ovenfor er basert på forskning utført i ferskvann. Det er relativt lite forskning på toksisitet under salt- og brakkvannsforhold, men det er antatt at lignende prosesser foregår (Wilson, 2011). Storelva i Agder fylke er en av de få brakkvannssoner hvor det har vært langtidsforskning på effekten av aluminium på fisk.

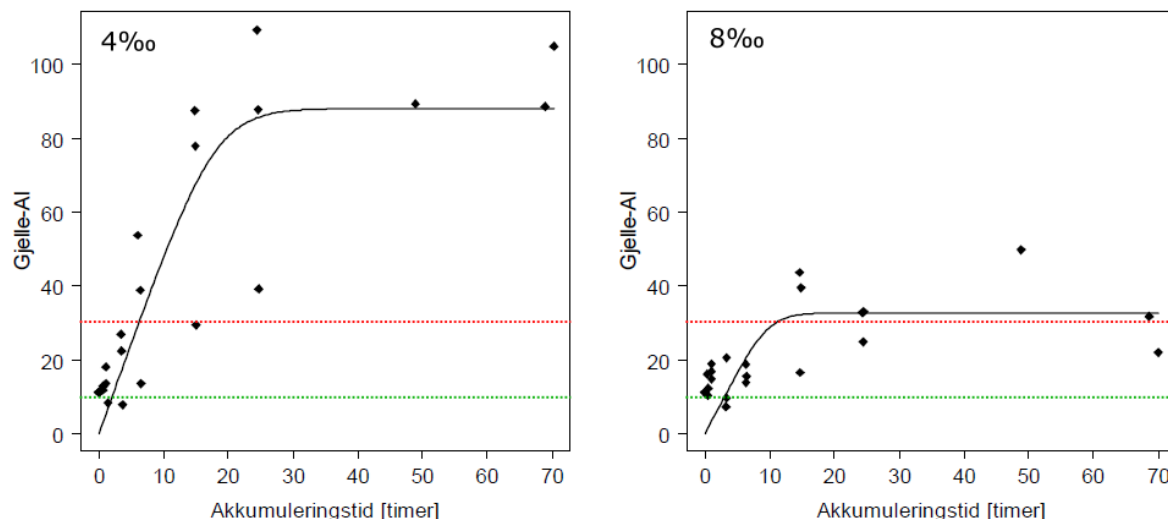
Forskning fra Storelva tyder på at Al kan ha negativ påvirkning på fiskens adferd og migrasjon. Laksesmolt begynner migrasjon når vanntemperatur i elva er høy nok. I Storelva starter smoltvandringen, i gjennomsnitt, 14 dager etter at elvetemperaturen har passert 6 grader (skjer typisk i perioden april til juni) (Haraldstad et al., 2020). Laksesmolt er mest forsøringsfølsom i denne utvandringsperioden. Data fra Storelva indikerer at det er forhold i starten vandringsruten (innerste i fjorden) som påvirker sjøoverlevelse mest. Høye Al-konsentrasjoner påvirker vandringsvilligheten av smolt som da utsetter migrasjon til sjø (Kroglund et al., 2011). I tillegg kan Al i brakkvann akkumulere på luktorganer til utvandrende laksesmolt som kan bidra til redusert orienteringsevne og feilvandring (Haraldstad et al., 2015). Dermed kan konsentrasjoner av Al som

ikke har toksiske effekter i ferskvann likevel fører til redusert sjøoverlevelse for smolt (Kroglund and Finstad, 2003).

Fisk er mest utsatt for akkumulasjon av gjelle-Al når salinitet er mellom 1 og 10‰ (Figur 4). Akkumulering av gjelle-Al er en rask prosess og kan nå toksiske konsentrasjoner etter få timer (Figur 5). Når salinitet er mer enn 10‰ vil Al-påslaget forsvinner i løpet av noen timer. Forsøk har vist at 50-60% av gjelle-Al forsvinner i løpet av 6 timer når fisk er plassert i saltvann (Kroglund et al., 2014). I områder med hyppige endringer i saltnivåer knyttet til tidevann vil dermed også gjelle-Al variere betydelig innen et døgn. I tillegg til Al-konsentrasjon er dermed fiskens oppholdstid i brakkvannssonen kritisk for akkumulering av gjelle-Al. Fisk kan minimere eksponering til monomert-Al ved å dykke dypere for å unngå brakkvannslag og/eller øker vandringshastighet (Diserud et al., 2012). Sannsynligheten for vellykket utvandring avtar utover sesongen. Hver fjord har sin unike kombinasjon av faktorer som styrer utbredelse av brakkvannssone, derfor kan effekt av Al på fisk være svært varierende fra år til år og også geografisk.



Figur 4: Sammenheng mellom saltinnhold (‰) og gjelle-Al ($\mu\text{g/g}$) målt i brakkvann utenfor Storelva (Kroglund et al., 2010)



Figur 5: Akkumuleringshastigheten for gjelle-Al ved 4 og 8 salinitet. De stiplede linjene viser øvre klassegrenser (grønn=god, rød=moderat) for laksesmolt (Tabell 2). Figur fra (Diserud et al., 2012).

Andre dyr og vannplanter

Det er foreslått at Al påvirker ionregulering. Dette kan føre til at dyr mister viktige ioner som natrium og klorid. Toksiske effekter har også vært observert på fyttoplankton (Gensemer and Playle, 1999), men den fysiologiske mekanismen og til hvilken grad det er samspill med andre næringsstoffer som fosfor og silisium er fortsatt usikker (se under). Det er generelt lite forskning på effekt aluminium kan ha på biota og vannplanter med unntak av fisk.

Andre effekter

Høy konsentrasjoner av Al kan også påvirke tilgjengelighet til viktig næringsstoffer som fosfor, organisk karbon og noen spormetaller gjennom flokkulering og adsorpsjon som gjør disse stoff mindre biotilgjengelig. Flokkulering kan også påvirke vannets klarhet med ringvirkninger for hele økosystemet (Gensemer and Playle, 1999; Wilson, 2011).

Grenseverdier

På grunn av de forskjellige formene av Al i vann med forskjell i grad av toksisitet, samt bruk av forskjellige analysemetoder, har det vist seg vanskelig å sette grenseverdier. Norge har satt grenseverdier for labilt aluminium (analysert med en bestemt metode) i innsjøer og elver både med og uten anadrom fisk (Tabell 1). Men, siden tilstandsformer for aluminium kan endre seg kjapt kan total aluminium være en bedre indikator for total belastning i et økosystem. Konsentrasjon av total aluminium bør derfor også inkluderes i en miljørisikovurdering.

Tabell 1: Klassegrenser for labilt Al i kalkfattige, anadrom elvestrekning.

Klasse	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
LAI (µg/l)	<5	5-10	10-20	20-40	>40

Kunnskap om hvilke konsentrasjoner som gir negative effekter i saltvann og brakkvann er ikke like god (Gensemer and Playle, 1999; Kroglund and Rosseland, 2004; USEPA, 2018). Løst Al-konsentrasjon er ofte ikke tilstrekkelig til å forklare observert toksisitet, men total Al er heller ikke ideelt da den inkluderer inerte Al-mineraler (Santore et al., 2018). De foreslåtte grenseverdier for sjøvann fra Environment Agency (EA) er 10 ganger lavere enn de for ferskvann for å ta hensyn til at noen marine arter er mer følsomme enn de som holder til i ferskvann. EAs foreslåtte grenseverdier er 0,005 $\mu\text{g l}^{-1}$ uorganisk monomert Al (labilt Al) for langtidseksponering og 0,025 $\mu\text{g l}^{-1}$ uorganisk monomert Al for korttidseksponering (Crane et al., 2007). USEPA har ikke satt grenseverdier på grunn av manglende kunnskap (USEPA, 2018). I Norge anbefales det å bruke gjelle-Al i blandsoner (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018; Diserud et al., 2012). Grenseverdier for laks er gitt i Tabell 2.

Tabell 2: Klassegrenser for gjelle-Al på laks.

Klasse	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Laksepar (µg/g t.v.)	100	200	400	800
Laksesmolt (µg/g t.v.)	10	30	60	150

Referanser

- Angel, B.M., Apte, S.C., Batley, G.E., Golding, L.A., 2015. Geochemical controls on aluminium concentrations in coastal waters. *Environmental Chemistry* 13, 111–118. <https://doi.org/10.1071/EN15029>
- Bjerknes, V., Fyllingen, I., Holtet, L., Teien, H.-C., Rosseland, B.O., Kroglund, F., 2003. Aluminium in acidic river water causes mortality of farmed Atlantic Salmon (*Salmo salar* L.) in Norwegian fjords. *Marine Chemistry* 83, 169–174.
- Crane, M., Atkinson, C., Comber, S., Sorokin, N., 2007. Proposed EQS for water framework directive annex VIII substances: aluminium (inorganic monomeric).
- Direktoratet for naturforvaltning, 2004. Laksen er tilbake i kalkede Sørlandselver - informasjon fra prosjektet Reetablering av laks på Sørlandet.
- Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Veileder 02:2018.
- Diserud, O.H., Kroglund, F., Teien, H.-C., Tjomsland, T., Økland, F., 2012. Modellering av gjelle aluminium. Aluminiumpåslag på gjellene til laksesmolt og betydningen dette kan ha for utvandringen.
- Driscoll, C.T., Baker, J.P., Bisogni, J.J., Schofield, C.L., 1980. Effect of aluminium speciation on fish in dilute acidified waters. *Nature* 284, 161–164.
- Driscoll, C.T., Schecher, W.D., 1990. The chemistry of aluminium in the environment. *Environmental Geochemistry and Health* 12, 28–49. <https://doi.org/10.1007/BF01734046>
- Gensemer, R.W., Playle, R.C., 1999. The bioavailability and toxicity of aluminum in aquatic environments. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 29, 315–450. <https://doi.org/10.1080/10643389991259245>
- Haraldstad, T., Johansen, K., Güttrup, J., 2020. Slep av laksesmolt fra Storelva som avbøtende tiltak mot estuarine blandsoner. Smoltårgang 2020.
- Haraldstad, T., Kroglund, F., Güttrup, J., 2015. Sjøoverlevelse til smolt eksponert for aluminium i brakkvann - smoltårgang 2012.
- Hindar, A., Teien, H.-C., Salbu, B., Lierhaugen, S., Oug, E., 2000. Faktorer som påvirker aluminiumskjemien og dermed vannkvalitetsmålet for laks i Tovdal- og Mandalsvassdraget.
- Kroglund, F., Finstad, B., 2003. Low concentrations of inorganic monomeric aluminum impair physiological status and marine survival of Atlantic salmon. *Aquaculture* 222, 119–133.
- Kroglund, F., Haraldstad, T., Güttrup, J., 2014. Sjøoverlevelse til smolt eksponert for aluminium i brakkvann - oppvandring av laks i Storelva i 2010-2013.

- Kroglund, F., Haraldstad, T., Teien, H.-C., Güttrup, J., Johansen, Å., 2010. Påvirktes laksesmolt av aluminium i brakkvann? Storelva i Holt, Aust-Agder og Audna, Vest-Agder, 2010.
- Kroglund, F., Høgberget, R., Haraldstad, T., Økland, F., Thorstad, E., Teien, H.-C., Rosseland, B.O., Salbu, B., Nilsen, T.O., Stefansson, S., Güttrup, J., 2011. Påvirktes laksesmolt av aluminium i brakkvann? Storelva i Holt, Aust-Agder og Audna, Vest-Agder, 2007.
- Kroglund, F., Rosseland, B.O., 2004. Effekter av forsurende episoder på parr- og smoltkvalitet til laks.
- Kroglund, F., Teien, H.C., Rosseland, B.O., Salbu, B., 2001. Time and pH-dependent detoxification of aluminium in mixing zones between acid and non-acid rivers. *Water, Air and Soil Pollution* 130, 905–910.
- Mackin, J.E., Aller, R.C., 1984a. Processes affecting the behavior of dissolved aluminum in estuarine waters. *Marine Chemistry* 14, 213–232.
- Mackin, J.E., Aller, R.C., 1984b. Dissolved Al in sediments and waters of the East China Sea: Implications for authigenic mineral formation. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 48, 281–297.
- Morris, A.W., Howland, R.J.M., Bale, A.J., 1986. Dissolved aluminium in the Tamar Estuary, southwest England. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 30, 189–197.
- Parent, L., Campbell, P.G.C., 1994. Aluminum bioavailability to the green alga *Chlorella pyrenoidosa* in acidified synthetic soft water 13, 587–598.
- Parker, D.R., Bertsch, P.M., 1992. Identification and quantification of the “Al₁₃” tridecameric polycation using ferron. *Environmental Science and Technology* 26, 908–914.
- Rosseland, B.O., Blakar, I.A., Bulger, A., Kroglund, F., Kvellstad, A., Lydersen, E., Oughton, D.H., Salbu, B., Staurnes, M., Vogt, R., 1992. The mixing zone between limed and acidic river waters: complex aluminium chemistry and extreme toxicity for salmonids. *Environmental Pollution* 78, 3–8. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(92\)90003-S](https://doi.org/10.1016/0269-7491(92)90003-S)
- Santore, R.C., Ryan, A.C., Kroglund, F., Rodriguez, P.H., Stubblefield, W.A., Cardwell, A.S., Adams, W.J., Nordheim, E., 2018. Development and Application of a Biotic Ligand Model for Predicting the Chronic Toxicity of Dissolved and Precipitated Aluminum to Aquatic Organisms. *Environmental Toxicology and Chemistry* 37, 70–79.
- Simonsen, M., Teien, H.-C., Lind, O.C., Saetra, Ø., Albretsen, J., Salbu, B., 2019. Modeling key processes affecting Al speciation and transport in estuaries. *Science of the Total Environment* 687, 1147–1163. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.318>
- Takayanagi, K., Gobeil, C., 2000. Dissolved aluminium in the Upper St. Lawrence estuary. *Journal of Oceanography* 56, 517–525.
- Teien, H.-C., Kroglund, F., Salbu, B., Rosseland, B.O., 2006a. Gill reactivity of aluminium-species following liming. *Science of the Total Environment* 358, 206–220. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.04.023>
- Teien, H.-C., Strandring, W.J.F., Salbu, B., 2006b. Mobilization of river transported colloidal aluminium upon mixing with seawater and subsequent deposition in fish gills. *Science of the Total Environment* 364, 149–164. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.01.005>
- USEPA, 2018. Aquatic life ambient water quality criteria for aluminium.
- Wilson, R.W., 2011. Aluminium, in: *Homeostasis and Toxicology of Non-Essential Metals*, Fish Physiology. Elsevier, Amsterdam, pp. 67–123.

b01	2021-10-15	ferdig	rutvin, inggre	lesim	maesch
Versjon	Dato	Beskrivelse	Utarbeidet	Fagkontrollert	Godkjent

Dette dokumentet er utarbeidet av Norconsult AS som del av det oppdraget som dokumentet omhandler. Opphavsretten tilhører Norconsult AS. Dokumentet må bare benyttes til det formål som oppdragsavtalen beskriver, og må ikke kopieres eller gjøres tilgjengelig på annen måte eller i større utstrekning enn formålet tilsier.



Bottenfauna från en station i Topdalsfjorden,
Kristiansand 2021

2021-10-25

Bottenfauna från en station i Topdalsfjorden, Kristiansand 2021

Rapportdatum: 2021-10-25
Version: 1.0
Projektnummer: 4374

Uppdragsgivare: Norconsult AS, Apotekergaten 14, NO-3187 Horten

Utförare: Medins Havs och Vattenkonsulter AB
Företagsvägen 2, 435 33 Mölnlycke
Tel +46 31-338 35 40 | <http://www.medinsab.se> | Org. nr 556389-2545

Författare: Anna Scherer

Kvalitetsgranskare: Andrea Johansson

Medverkande: -

Underleverantörer: -

Allt bildmaterial i rapporten omfattas av © Medins Havs och Vattenkonsulter AB, om inte annat anges.

Medins Havs och Vattenkonsulter AB är ackrediterat av SWEDAC i enlighet med ISO 17025:2018 (ackrediteringsnummer 1646) samt ISO 9001:2015 certifierat av RISE (certifieringsnummer 4609). Medins är också miljöcertifierat av RISE enligt ISO 14001:2015 (certifieringsnummer 4609 M).

Innehållsförteckning

Inledning	4
Provtagning och analys.....	4
Resultat.....	4
Station Top	5
Referenser.....	7

Inledning

Medins Havs- och Vattenkonsulter AB har fått i uppdrag av Norconsult AS att utföra bottenfaunaanalyser från en station i Topdalsfjorden, Kristiansand.

Provtagning och analys

Provtagningen genomfördes av Norconsult AS 9 juni 2021, varpå proverna skickades till Medins Havs- och Vattenkonsulter AB för analys och indexberäkningar. För provtagning användes en van Veen-huggare med en area av 0,1 m². Det samlades in fyra prov som sedan analyserades med preparer- och ljusmikroskop. Analys av bottenfauna följde den internationella standarden ISO 16665:2013.

Resultat

Beräknade norska indexvärden är gjorda enligt Veileder 2:2018 Klassifisering inklusive vedlegg (Direktoratsgruppen 2018).

På station Top fanns ett prov (Top 1) där antalet individer understeg 100. För beräkning av indexet ES100 bör individantalet vara minst 100. Beräknade index gav tillståndsklassen "god" för stationen Top även om man vid beräkningen uteslöt värden för ES100 helt. Värdena i Tabell 1 är beräknade med ES100. Indexvärden och ekologiska tillståndsklasser presenteras i Tabell 1 och beräknade index samt abundans (individdensitet) och antal arter för varje separat prov visas i Tabell 2. Artlistor bifogas separat som en pdf-fil. I artlistorna redovisas taxanamn enligt World Register of Marine Species (WoRMS, [marine-species.org](http://marinespecies.org)).

Tabell 1. Stationsbeteckning, vanntyp, index medelvärden (genomsnitt), nEQR för respektive index samt stationens genomsnittliga nEQR-värde. Röd text är värden för ES100 där antalet individer understeg 100. Vilken ekologisk tilstandsklass indexvärdena indikerar beskrivs med färg enligt följande:

Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
-----------	-----	---------	--------	--------------

Top		NQI	H'	ES100	ISI	NSI
S3	NQI	0,70	3,43	24,80	8,45	21,80
	nEQR	0,678	0,629	0,707	0,788	0,672
	Medel nEQR	0,695				

Tabell 2. Beräknade index samt abundans (individdensitet) och antal taxa för varje separat prov. Röd text är värden för ES100 där antalet individer understeg 100.

Stasjon	Grabb	AMBI	ES100	H'	NSI	ISI2012	NQI1	Abundans	Antal taxa
Top	1	2,705	26	3,938	21,237	7,910	0,701	62	26
Top	2	2,537	23,792	3,375	21,892	8,323	0,699	192	33
Top	3	2,336	25,206	3,196	22,049	8,491	0,717	143	31
Top	4	2,617	24,199	3,216	22,006	9,062	0,700	192	35

Tabell 3. Inndeling og beskrivelse av marine arter i økologisk gruppe (Borja, A. et al. 2000). Inndeling i fem økologiske grupper tilsvarer NSI-gruppe I-V (Norwegian Sensitivity Index) iht. Veileder 02/2018.

Inndeling (taxa)	Økologisk gruppe	Beskrivelse
Følsomme	I	Arter med høy følsomhet for næringsstoffer og/eller forurensning
Indifferente	II	Arter som forekommer i områder med både lav og høy belastning av næringsstoffer og/eller forurensning (generalister)
Tolerante	III	Arter som forekommer ved normale forhold, som er tolerante og til dels kan dra nytte av høy belastning av næringsstoffer og/eller forurensning
Opportunistiske	IV	Arter som drar nytte av høy belastning av næringsstoffer og/eller forurensning
Forurensnings-indikerende	V	Arter som drar sterkt nytte av høy belastning av næringsstoffer og/ eller forurensning

Station Top

Proverna från Topdalsfjorden hade en artsammansättning av totalt 72 taxa och en individdensitet på i snitt 1472 individer/m². Fördelningen av de olika andelarna av taxa och individer illustreras i Figur 1.

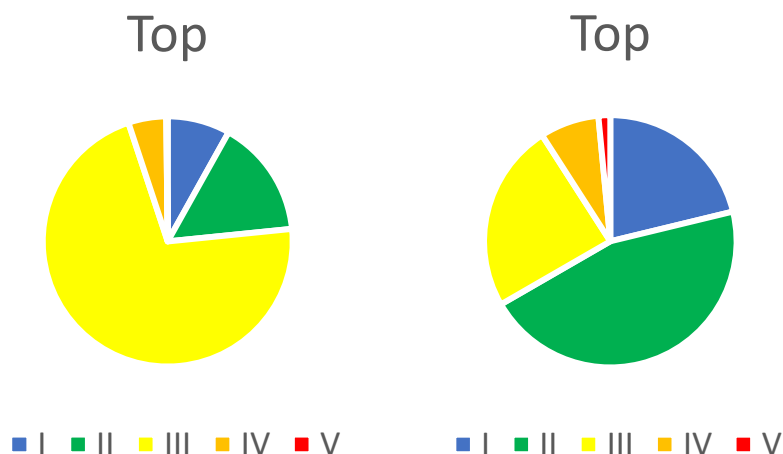
Flest taxa (30 stycken) på stationen tillhörde NSI grupp II (se förklaring för grupperna i Tabell 2), som är organismer som förekommer vid både låg och hög belastning av näringsämnen och/eller föroreningar. Störst individantal i denna grupp hade havsborstmaskarna *Diplocirrus glaucus* och *Paradoneis lyra*. I mindre andel förekom toleranta taxa (16 stycken, NSI grupp III). Denna grupp tillhör havsborstmasken *Paramphinome jeffreysii* som individmässigt dominerade samtliga prov från Topdalsfjorden. Toleranta taxa fanns det flest individer av (379) i jämförelse med övriga grupper. Arter som räknas som

känsliga (NSI grupp I) noterades med 14 taxa, varav musselkräftan *Philomedes globosus* och kräftdjuret *Harpinia antennaria* dominerade i individantal. Opportunistiska taxa (NSI grupp IV) noterades med 5 taxa och havsborstmaskfamiljen Cirratulidae fanns det flest individer av i denna grupp. Endast en havsborstmaskart, *Capitella capitata*, tillhörde NSI grupp V som är föroreningsindikerande. Arter som inte har någon NSI-grupptillhörighet fanns representerade med 6 taxa.

Beräknade index gav tillståndsklassen ”god”.

Tabell 4. Totalt antal individer och kumulativ procentandel för de tio mest förekommande taxa i proverna från Topdalsfjorden.

Top	Antall	Kumulert (%)
<i>Paramphinoe jeffreysii</i>	253	43
Spionidae	60	53
Paraonidae	51	62
Parathyasira equalis	20	65
Cirratulidae	15	68
Nemertea	13	70
<i>Philomedes globosus</i>	13	72
<i>Diplocirrus glaucus</i>	13	74
<i>Spiophanes kroyeri</i>	12	76
<i>Paradoneis lyra</i>	11	78



Figur 1. Ekologisk grupp baserat på individtätthet (vänster) och ekologisk grupp baserat på taxa (höger).

Referenser

Borja A., Franco J., Pérez V. 2000. A Marine Biotic Index to Establish the Ecological Quality of Soft-Bottom Benthos within European Estuarine and Coastal Environments. Marine Pollution Bulletin Vol. 40, No. 12, pp. 1100-1114.

Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018 rev. 2020-10-15 (1). Veileder 2:2018 Klassifisering.

Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018 (2). Vedlegg till veileder 2:2018 Klassifisering.

ISO 16665:2013. Water quality –Guidelines for quantitative sampling and sample processing of marine soft-bottom macrofauna.

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

Top

2021-06-09

Determinator: A. Scherer, A. Johansson, Medins Havs- och Vattenkonsulter AB

Metod: SS-EN ISO 16665:2013, HVMFS 2019:25, Havs- och vattenmyndighetens handledningar: Undersökningstyp Mjukbottenlevande makrofauna kartering samt trend- och områdesövervakning (Version 1:2, 2016-12-18) och associerade dokument

Analyskommentar: Förekomst av många tomma rör från havsborstmaskfamiljen Maldanidae.

ARTER/TAXA		Delprov			
		1	2	3	4
BIVALVIA	Abra nitida	1		1	
BIVALVIA	Ennucula tenuis	3	4	2	
BIVALVIA	Parathyasira equalis	4	3	7	6
BIVALVIA	Tellimya tenella				1
CAUDOFOVEATA	Chaetoderma nitidulum	2			
CRUSTACEA	Amphipoda			1	1
CRUSTACEA	Decapod larver			1	
CRUSTACEA	Diastylis boeckii			1	
CRUSTACEA	Diastylis cornuta		2		
CRUSTACEA	Eriopisa elongata		3		
CRUSTACEA	Harpinia antennaria	1	5	2	1
CRUSTACEA	Leucon (Leucon) nasica	3	1	2	
CRUSTACEA	Paguridae				1
CRUSTACEA	Synchelidium sp.				1
CRUSTACEA	Tanaidacea	1	1	1	3
CRUSTACEA	Westwoodilla caecula				1
CRUSTACEA	Zoealarve				1
ECHINODERMATA	Amphipholis squamata	1			1
ECHINODERMATA	Amphiura chiajei		1		
ECHINODERMATA	Asteroidea	1			
GASTROPODA	Diaphana minuta			1	
GASTROPODA	Hyala vitrea				1
NEMERTEA	Nemertea	1	7	2	3
OSTRACODA	Philomedes globosus	1	2		10
PHORONIDA	Phoronis cf. muelleri		2		
POLYCHAETA	Brada villosa		2		
POLYCHAETA	Capitella capitata	1			
POLYCHAETA	Capitella sp.			1	
POLYCHAETA	Capitellidae	1			
POLYCHAETA	Ceratocephale loveni		1		
POLYCHAETA	Chaetoparia nilssoni			2	
POLYCHAETA	Chone infundibuliformis				1
POLYCHAETA	Cirratulidae	4	8	1	2
POLYCHAETA	Cossura longocirrata	1			1
POLYCHAETA	Diplocirrus glaucus		3	6	4

RAPPORT

utfärdad av ackrediterat laboratorium
REPORT issued by an Accredited Laboratory

ARTER/TAXA		1	2	3	4
POLYCHAETA	Eclysippe eliasoni				1
POLYCHAETA	Euchone papillosa				2
POLYCHAETA	Eupolymnia nebulosa				1
POLYCHAETA	Glycera alba		1	1	
POLYCHAETA	Glycera unicornis	1			
POLYCHAETA	Glyphohesione klatti		1	1	2
POLYCHAETA	Harmothoe sp.				2
POLYCHAETA	Heteromastus filiformis	1			5
POLYCHAETA	Levinsonia gracilis			3	2
POLYCHAETA	Lumbrineridae			1	
POLYCHAETA	Mediomastus fragilis		1		1
POLYCHAETA	Oweniidae		3		
POLYCHAETA	Oxydromus flexuosus		1	1	
POLYCHAETA	Paradoneis lyra	1	7	1	2
POLYCHAETA	Paramphinome jeffreysii	17	80	64	92
POLYCHAETA	Paraonidae	2	14	25	10
POLYCHAETA	Pectinaria belgica	1		1	
POLYCHAETA	Pholoe pallida		1		
POLYCHAETA	Phyllodoce sp.			1	
POLYCHAETA	Phyllodocidae		1		
POLYCHAETA	Phylo norvegicus		1		
POLYCHAETA	Pista lornensis	1	1		
POLYCHAETA	Polyphysia crassa		1		
POLYCHAETA	Prionospio dubia				1
POLYCHAETA	Prionospio fallax			1	
POLYCHAETA	Pseudopolydora pulchra	1			
POLYCHAETA	Rhodine loveni			3	
POLYCHAETA	Sabellidae				1
POLYCHAETA	Sphaerodorum gracilis		1		
POLYCHAETA	Spionidae	8	28	1	23
POLYCHAETA	Spiophanes kroyeri	2	1	4	5
POLYCHAETA	Spiophanes sp.		3		
POLYCHAETA	Streblosoma bairdi			2	
POLYCHAETA	Streblosoma sp.		1	2	1
POLYCHAETA	Terebellidae	1			
POLYCHAETA	Terebelliformia				1
POLYCHAETA	Trichobranchus roseus				1
SUMMA (antal individer/prov):		62	192	143	192
SUMMA (antal taxa/prov):		26	33	31	35

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