



NIBIO
NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI



E18 Gjerstad – Kragerø

Forundersøkelser av vannkjemi og biologi i vassdrag

NIBIO RAPPORT | VOL. 7 | NR. 2 | 2021



Johanna Skrutvold, Yvonne Rognan og Roger Roseth (NIBIO)
Kristine Øritsland Våge, Morten Meland, Sigbjørn Rolandsen, Silje Wold Hereid,
Elisabeth Skautvedt og Ole Roer (Faun). Ingar Aasestad (Naturplan).
Frode Fossøy og Markus Majaneva (NINA)

TITTEL/TITLE

E18 Gjerstad - Kragerø. Forundersøkelser av vannkjemi og biologi i vassdrag

FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Johanna Skrutvold, Yvonne Rognan, Roger Roseth (NIBIO). Kristine Øritsland Våge, Morten Meland, Sigbjørn Rolandsen, Silje Wold Hereid, Elisabeth Skautvedt og Ole Roer (Faun). Ingar Aasestad (Naturplan). Frode Fossøy og Markus Majaneva (NINA).

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKTNR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
06.04.2021	7/2/2021	Åpen	51566	
ISBN:	ISSN:	ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:	
978-82-17-02732-4	2464-1162	68	8	

OPPDRAUGSGIVER/EMPLOYER:

Nye Veier

KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

Espen Hoell

STIKKORD/KEYWORDS:

E18 Gjerstad - Kragerø Forundersøkelser
Vassdrag Biologiske kvalitetsparametere
Vannkjemi Økologisk og kjemisk tilstand
Road construction E18 Tvedestrand – Gjerstad
Pre-investigation of water bodies

FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Forundersøkelser i vassdrag før veibygging
Pre-investigations in river basins and lakes prior
to road construction

SAMMENDRAG/SUMMARY:

Etter oppdrag fra Nye Veier har NIBIO og Faun med samarbeidspartnere utført forundersøkelser av biologi og vannkjemi i vassdrag som kan påvirkes av bygging og drift av ny E18 Gjerstad – Kragerø. Undersøkelsene omfatter biologiske kvalitetsparametere, vannkjemi, automatiske målinger av vannkvalitet og eDNA. Undersøkelsene omfatter 3 innsjøstasjoner og 10 stasjoner i elver og bekker.

LAND/COUNTRY:

Norge

FYLKE/COUNTY:


Agder

KOMMUNE/MUNICIPALITY:

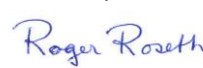
Gjerstad

STED/LOKALITET:

E18 Gjerstad - Kragerø

GODKJENT /APPROVED

EVA SKARBØVIK

PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER

ROGER ROSETH

**NIBIO**NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Forord

Det skal bygges ny E18 på strekningen Dørdal – Tvedestrand, en delstrekning av ny E18 Dørdal - Grimstad. Etter oppdrag fra Nye Veier har NIBIO, Faun og NINA gjennomført forundersøkelser i vassdrag før oppstart av bygging av ny vei. Prosjektet har blitt utført som et oppdrag innenfor rammeavtalen for tekniske rådgivingstjenester som Nye Veier har med Aas-Jakobsen AS.

Feltundersøkelser ble koordinert av Yvonne Rognan (NIBIO) og Kristine Øritsland Våge (Faun).

Innsjøundersøkelsene ble gjennomført av Sigbjørn Rolandsen, Live Andrea Sulheim, Kristine Øritsland Våge, Ole Roer og Morten Meland (Faun) samt Yvonne Rognan, Johanna Skrutvold, Ruben Alexander Pettersen og Roger Roseth (NIBIO).

Prøvetaking av vannkjemi og bunndyr i elver og bekker ble utført av Yvonne Rognan, Johanna Skrutvold, Cilie Trøim Kristiansen, Charles Haakon Carr og Roger Roseth (NIBIO) samt Ole Roer, Morten Meland og Sigbjørn Rolandsen (Faun).

Undersøkelse av begroingsalger ble utført av Kristine Våge, Ole Roer (Faun) og Yvonne Rognan (NIBIO).

Fiskeundersøkelsene ble utført av Ole Roer og Sigbjørn Rolandsen og Helge Kiland (Faun) samt Ingar Aaestad (Naturplan) og Roger Roseth (NIBIO).

Undersøkelser av miljø-DNA har blitt utført under ledelse av Frode Fossøy (NINA). Uttak og filtrering av vannprøver for ekstraksjon og eluering av DNA ble utført av Rolf Sivertsgård (NINA) og Yvonne Rognan (NIBIO). Bioinformatikk har blitt utført av Markus Majaneva (NINA).

Installasjon av stasjoner for automatisk overvåking ble utført av Thor Endre Nytrø og Yvonne Rognan. Utstyret ble klargjort og programmert av Øistein Johansen og Thor Endre Nytrø (NIBIO). Vedlikehold av målestasjonene ble utført av Yvonne Rognan, Cilie Kristiansen og Charles Haakon Carr (NIBIO). Cilie Kristiansen og Charles Håkon Carr har også utført deler av prøvetaking for vannkjemi.

Utarbeidelse av kart for vassdrag, stasjoner og undersøkelser ble utført av Johanna Skrutvold (NIBIO).

Dyreplankton fra innsjøer og heterotrof begroing fra elvene har blitt bestemt av Elisabeth Skautvedt (Faun). Bunndyr fra elver, bekker og innsjøer har blitt bestemt av Silje Hereid (Faun). Algeplankton fra innsjøer samt begroingsalger har blitt bestemt av Pelagia Nature & Environment .

Analysen av vann- og sedimentprøver har blitt utført av Eurofins. Utvalgte prøver har også blitt analysert hos ALS, som en laboratoriekontroll.

Bilder vist i rapporten er tatt av forfattere fra NIBIO, Faun og NINA.

Rapporten er kvalitetssikret av avdelingsleder Eva Skarbøvik i henhold til rutiner for kvalitetssikring hos NIBIO. Faun og NINA har utført kvalitetssikring av sine bidrag.

Kontaktpersoner hos Nye Veier, samarbeidende firmaer, Fylkesmennene i Agder og Vestfold og Telemark, vannområdeledere og kontaktpersoner hos berørte kommuner takkes for godt samarbeid.

Ås, 06.04.21

Roger Roseth

Innhold

1	Innledning.....	5
1.1	Veiutbygging og vannmiljø	5
1.2	Målet med forundersøkelsene	6
2	Materiale og metode	7
2.1	Prøvetakingsstasjoner	8
2.2	Prøvetaking i elver	16
2.3.3	Sediment	28
2.4	DNA.....	29
2.4.1	Prøvetaking	29
2.4.2	Labanalyser	29
2.4.3	Bioinformatiske analyser.....	29
2.5	Tilstandsklassifisering	30
3	Gjerstadvassdraget	32
3.1	Elver	32
3.1.1	Vannkjemi	32
3.1.2	Automatiske målinger	38
3.1.3	Bunndyr.....	43
3.1.4	Fisk	44
3.1.5	Begroingsalger og heterotrof begroing.....	45
3.1.6	DNA	46
3.2	Innsjøer.....	48
3.2.1	Vannkjemi	48
3.2.2	Profilmålinger og siktedyp	53
3.2.3	Sediment	57
3.2.4	DNA	59
3.3	Tilstandsklassifisering Gjerstadvassdraget	60
4	Oppsummering	63
5	Vedlegg	68
	Vedlegg I - Detaljer prøvetakingsstasjoner.....	69
	Vedlegg II – Bilder stasjoner	70
	Vedlegg III – Detaljer stasjoner biologi.....	75
	Vedlegg IV – Fiskeundersøkelser	76
	Vedlegg V - Bunndyr	83
	Vedlegg VI - Begroingsalger	85
	Vedlegg VII – Artslister eDNA	86
	Vedlegg VIII – Klassifisering Vann-nett	92

1 Innledning

Det skal bygges ny motorveg mellom Tvedestrand og Bamble. Prosjektet består av tre delstrekninger: Tvedestrand – Gjerstad, Gjerstad – Kragerø og Kragerø – Bamble. Denne rapporten omfatter delstrekningen Gjerstad-Kragerø hvor valgt korridor kommer i berøring med vannforekomster i Gjerstadvassdraget. Forundersøkelsen bygger på overvåkingsprogrammet gitt i Roseth m.fl. 2019.

1.1 Veitbygging og vannmiljø

Bygging av vei vil normalt påvirke vannmiljø i berørte vannforekomster, både under utbygging og senere i drift.

Mulige påvirkning i vannmiljø under byggefasen kan være

- økte konsentrasjoner av jord- og anleggspartikler
- økte konsentrasjoner av nitrogen fra sprengstoff (Vikan 2013)
- økt pH fra betongarbeider og fare for akutte utslipp av kjemikalier, olje og drivstoff.
- Større betongarbeider kan gi økte konsentrasjoner av giftig krom (Eckbo, 2018, Eliassen, T. 2018, Jensen 2018).
- Ved spesiell geologi, som sulfidholdig fjell, vil veifyllinger og steinmasser kunne gi sur og giftig avrenning med høy konsentrasjon av aluminium (Pabst m.fl. 2015).
- Spredning av sykdommer og uønskede og fremmede arter med anleggsmaskiner

Biologiske kvalitetselement er gode målingsparametere, da de viser effekten av mulige påvirkninger i elve- og innsjøsystemer. Dersom forurensningsfølsomme organismer forsvinner, tyder det på at det finnes en forurensningskilde som er såpass betydelig at den «økologiske tilstanden» blir dårligere.

I mange av de berørte vassdragene på denne veistrekningen er det manglende informasjon om vannkvalitet og biologi, spesielt i mindre bekker som kan være minst like viktige og kan være mer sårbare enn større vassdrag. Deler av Gjerstadvassdraget er naturlig sure og påvirket av langtransportert forurensning. Etter at tidligere kalking delvis har blitt avsluttet, er det lite rom for økt forsuring i deler av vassdragene med hensyn til å opprettholde livsbetingelser for ørret, sjørøtt og laks. Deponier med sulfidgneis har gitt problemer på E18 Lillesand – Kristiansand (Hagelia og Fjermestad 2016, Hindar og Roseth 2003). Problemstillingen er viktig for ny E18 Tvedestrand - Bamble, selv om forekomstene av reaktivt sulfidfjell foreløpig antas å være begrenset på strekningen (NGU 2019). Under forundersøkelsene har det vært viktig å kartlegge hvilke bekker som fremdeles er forsuringpåvirket og mest følsomme for forsuringshendelser.

Rennende vann er dynamiske elementer, der midlertidige anleggseffekter som nedslamming av substrat eller påvirkning på vannkvalitet vil kunne restaureres under flommer eller etter vedvarende utvasking, slik som for nitrogenforbindelser fra fjellsprengning og deponert stein. I Agder er det imidlertid sett eksempler på at tilført sand og finstoff har blitt kittet sammen med substratet av utfellinger, med potensielt langvarig påvirkning på gyte- og oppvekstvilkår for fisk. Både jern- og aluminiumsutfellinger kan bidra til å kitte sammen og sementere substratet (Yazbek et al. 2020).

Finstoff som gir en langvarig tetting av alle hulrom i substratet, kan gi en vesentlig forringelse av habitatforhold for årsyngel og bunndyr, og endre bekkens produksjon og økologiske status (Pulg mfl. 2017).

Innsjøer og tjern er i sin natur mer statiske elementer, hvor partikulær forurensning sedimenteres og akkumulerer i sediment, tilførte næringsstoffer kan gi langvarige eutrofieringseffekter og bunnvann

kan bli langvarig preget av tilførte forurensninger (Barland og Hauge 2019, Berge mfl. 2009 samt Rognan mfl. 2020)

Driftsfasen vil kunne gi spredning og avrenning av vegsalt, mikroplast fra dekk, PAH og oljeforbindelser fra asfalt samt metaller fra bremses og korrosjon. Effekter av slike utslipp kartlegges blant annet gjennom prosjektet «Vegnære sjøer» der flere av innsjølokalitetene i forundersøkelsene inngår (Saunes m.fl. 2018). Det er ikke tatt prøver til analyser av mikroplast i disse forundersøkelsene. I innsjøene er det gjennomført profilmålinger, samt tatt vannprøver fra overflate- og bunnvann vår, sommer og høst for å avdekke saltbelastning.

1.2 Målet med forundersøkelsene

Målet med forundersøkelsene har vært å avklare tilstand og verdi for berørte vassdrag før veibyggingen starter. Herunder skaffe tilstrekkelig informasjon om økologisk og kjemisk tilstand, verdifulle fiskebestander, elvemusling, andre naturverdier, vannkjemi og dynamisk variasjon i vannkvalitet. Kunnskapen skal brukes til å dokumentere hvilken tilstand som skal oppnås etter ferdig anlegg, og om det er særlige verdier som fisk, elvemusling eller andre arter eller naturelementer som krever spesiell beskyttelse.

Forundersøkelsene skal i tillegg dokumentere naturlige dynamiske variasjoner i vannkvalitet og vannføring, styrt av hydrologi og dagens naturlige og menneskeskapte tilførselskilder i nedbørfeltene. Herunder naturlige variasjoner i pH, partikkelbelastning, labilt aluminium, syrenøytraliserende kapasitet (ANC), sulfat og tungmetaller.

Det er tatt prøver av miljø-DNA (eDNA) i utvalgte vannforekomster for å forsøke å avdekke forekomst av uønskede arter og sykdommer slik at spredning kan forebygges under anlegg og drift av ny vei. Tilsvarende er eDNA-undersøkelser benyttet for å kartlegge rødlistede og sårbare arter, som krever økt varsomhet under anleggsgjennomføring og senere drift av veg.

Denne rapporten oppsummerer resultater fra vannkjemiske og biologiske undersøkelser utført i april 2020 til januar 2021 i vassdrag i tilknytning til planlagt veistrekning mellom Gjerstad og Kragerø. Denne rapporten inneholder ikke detaljerte geologiske vurderinger eller undersøkelser av mulige områder med sulfidholdig fjell. Heller ikke hydrologiske effekter av anleggsinngrep i myrer og andre naturområder. En oversikt over geologi, registrerte myrområder, tidligere kartlagte naturverdier og detaljert informasjon om nedbørfeltene innenfor valgt korridor er å finne i programmet for forundersøkelsene (Roseth m.fl. 2019).

2 Materiale og metode

I denne undersøkelsen er det tatt prøver av en kombinasjon av de biologiske kvalitetselementene, fysisk-kjemiske støtteparametere og vannregionspesifikke stoffer for å fastsette økologisk tilstand i elver og innsjøer. Substratet ble fotodokumentert på alle stasjoner hvor det ble utført biologiske undersøkelser.

Tabell 2.1. gir en oversikt over parametere og hvilken påvirkning disse gir informasjon om.

I tillegg til å fastsette økologisk tilstand, er det også tatt prøver av parametere for å fastsette kjemisk tilstand. Den bestemmes på bakgrunn av konsentrasjoner av prioriterte stoffer målt i vann og sediment.

I de påfølgende kapitlene presenteres hvordan vi har tatt prøver av de ulike parameterne, samt utregning av tilhørende indekser som brukes i tilstandsklassifiseringen.

Tabell 2.1. Oversikt over biologiske kvalitetselement og fysisk-kjemiske parametere som er brukt til å klassifisere økologisk tilstand og kjemiske parametere som er brukt til å klassifisere kjemisk tilstand i forundersøkelsen, samt hvilke påvirkning de måler.

Tilstand	Kvalitetselementer/Parametere		Påvirkning		
			Forsuring	Eutrofiering	Generell
Økologisk	Biologiske kvalitetselement				
	Elver/ bekker	Bunndyr	X	X	
		Begroing	X	X	
		Fisk			X
	Innsjø	Krepsdyr	X		
		Plantep plankton		X	
	Fysisk-kjemiske støtteparametere				
	Elver og innsjøer	pH	X		
		Vannets syrenøytraliserende kapasitet (ANC)	X		
		Labilt aluminium	X		
		Total fosfor (Tot P)		X	
		Total nitrogen (tot N)		X	
		Siktedyp		X	
		Kobber (Cu)			X
		Sink (Zn)			X
Arsen (As)				X	
Krom (Cr)				X	
Kjemisk	Elver og innsjøer	Bly (Pb)			X
		Kadmium (Cd)			X
		Kvikksølv (Hg)			X
		Nikkel (Ni)			X
		PAH			X

2.1 Prøvetakingsstasjoner

Det har blitt tatt prøver ved til sammen 13 stasjoner i Gjerstadvassdraget, tre innsjøstasjoner og 10 elvestasjoner (tabell 2.2-2.3 og figur 2.1-2.9). Prøvepunktene ble valgt ut etter nærhet til ny veglinje og sårbarhet for anleggsaktivitet. Ved noen stasjoner avviker plassering av prøvetakingspunktet og gjennomførte forundersøkelser fra programmet beskrevet i Roseth m.fl. 2019. Noen stasjoner er flyttet etter første prøvetakingsrunde våren 2020 og noen har blitt lagt til underveis. StasjonsID er også endret noe fra det opprinnelige programmet. Gamle og nye navn på prøvelokalitetene samt koordinater og vannmiljøID på alle stasjonene er oppgitt i vedlegg I. Bilder fra stasjoner er å finne i vedlegg II.

Det er verdt å merke seg at vanntypene som var oppgitt i Vann-nett skilte seg ved flere tilfeller fra typifiseringen som ble gjort på basis av resultatene fra vannprøvene tatt i forundersøkelsen. Vi har valgt å bruke vanntypen som er basert på resultatet fra vannprøvene i denne forundersøkelsen.

Det har blitt gjennomført biologiske undersøkelser ved tre stasjoner, to ytterligere stasjoner er kun undersøkt for fisk (tabell 2.4). Det ble tatt prøver av miljø-DNA i alle elvene, til sammen seks stasjoner.

Tabell 2.2. Prøvetakingsstasjoner i elver i Gjerstadvassdraget med vanntype definert i Vann-nett samt vanntypen brukt til klassifisering basert på resultater fra forundersøkelsene 2020.

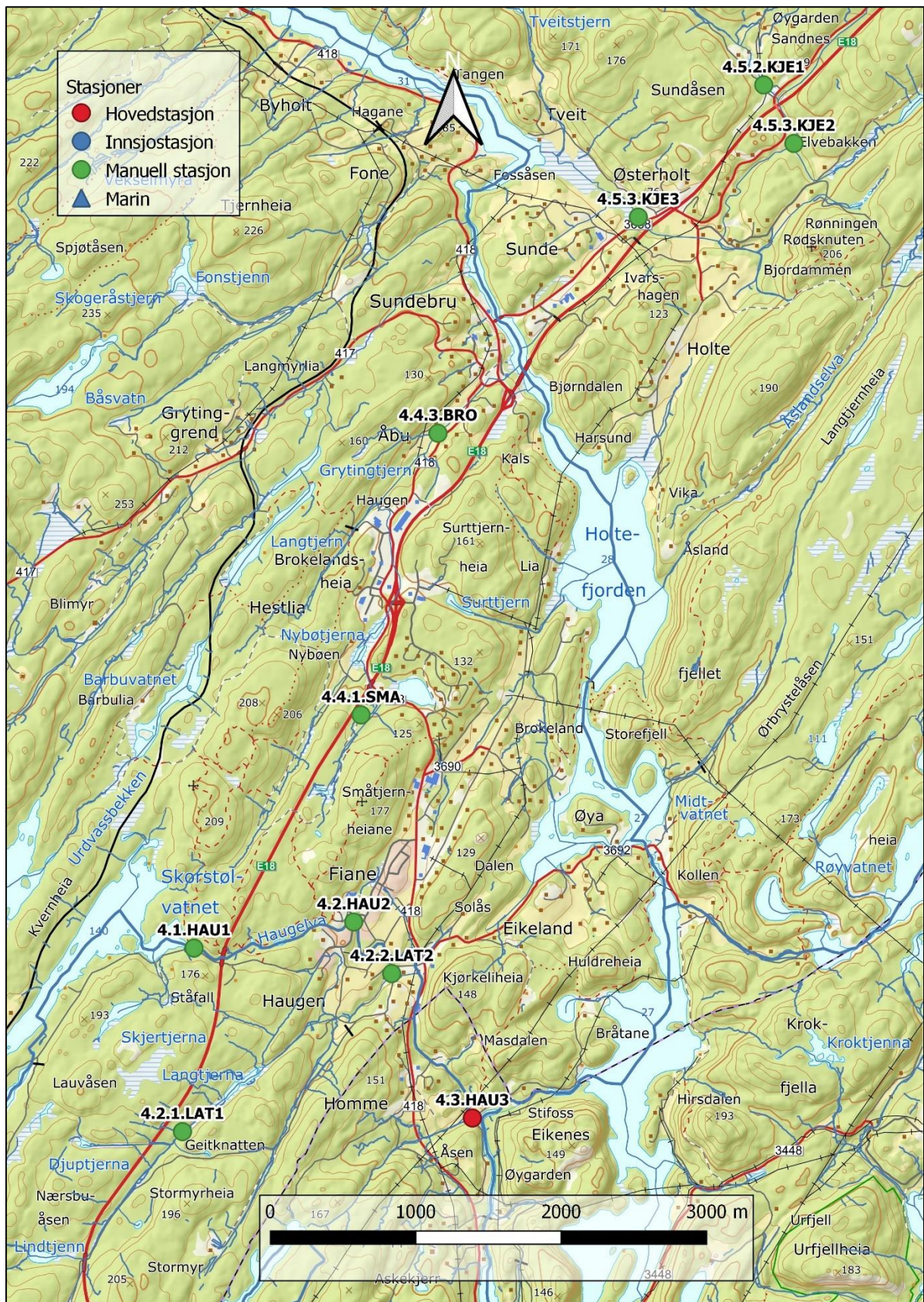
StasjonID	Navn	Vanntype			
		Vann-nett		Forundersøkelser	
4.1.HAU1	Haugeelva	R105	Små, kalkfattig, klar	R106	Kalkfattig, humøs
4.2.HAU2	Haugeelva				
4.2.1.LAT1	Langtjerna			R108	Moderat kalkrik, humøs
4.2.2.LAT2	Langtjerna utløp				
4.3.HAU3	Haugeelva			R106	Kalkfattig, humøs
4.4.1.SMÅ	Småtjenna				
4.4.3.BRO	Brokelandsbekken			R108	Moderat kalkrik, humøs
4.5.2.KJE1	Kjerrstembekken				
4.5.3.KJE2	Kjerrstembekken				
4.5.4.KJE3	Kjerrstembekken				

Tabell 2.3. Prøvetakingsstasjoner i innsjøer i Gjerstadvassdraget med vanntype definert i Vann-nett samt vanntypen brukt til klassifisering basert på resultater fra forundersøkelsene 2020.

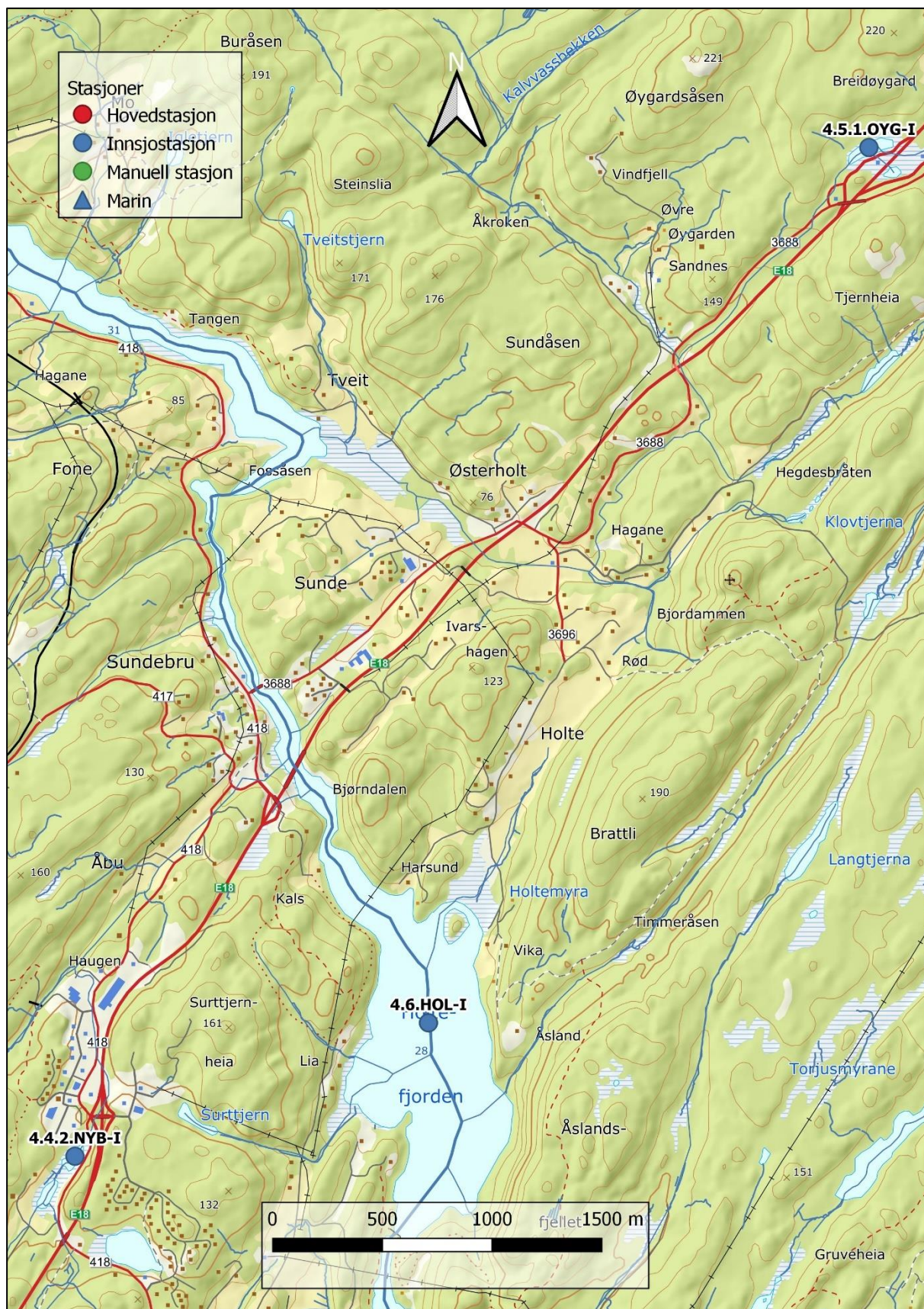
StasjonID	Navn	Maks dyp	Vanntype			
			Vann-nett		Forundersøkelser	
4.4.2.NYB-I	Nybøtjerna	5 m	R105	Kalkfattig klar	L108	Moderat kalkrik, humøs
4.5.1.ØYG-I	Øygårdstjerna	5 m	na	-		
4.6.HOL-I	Holtefjorden	30 m	L105a	Kalkfattig, klar, grunn	L106	Kalkfattig, humøs

Tabell 2.4. Gjennomførte forundersøkelser i elver (H/M) og innsjøer (I) Gjerstadvassdraget på strekningen Gjerstad-Kragerø.

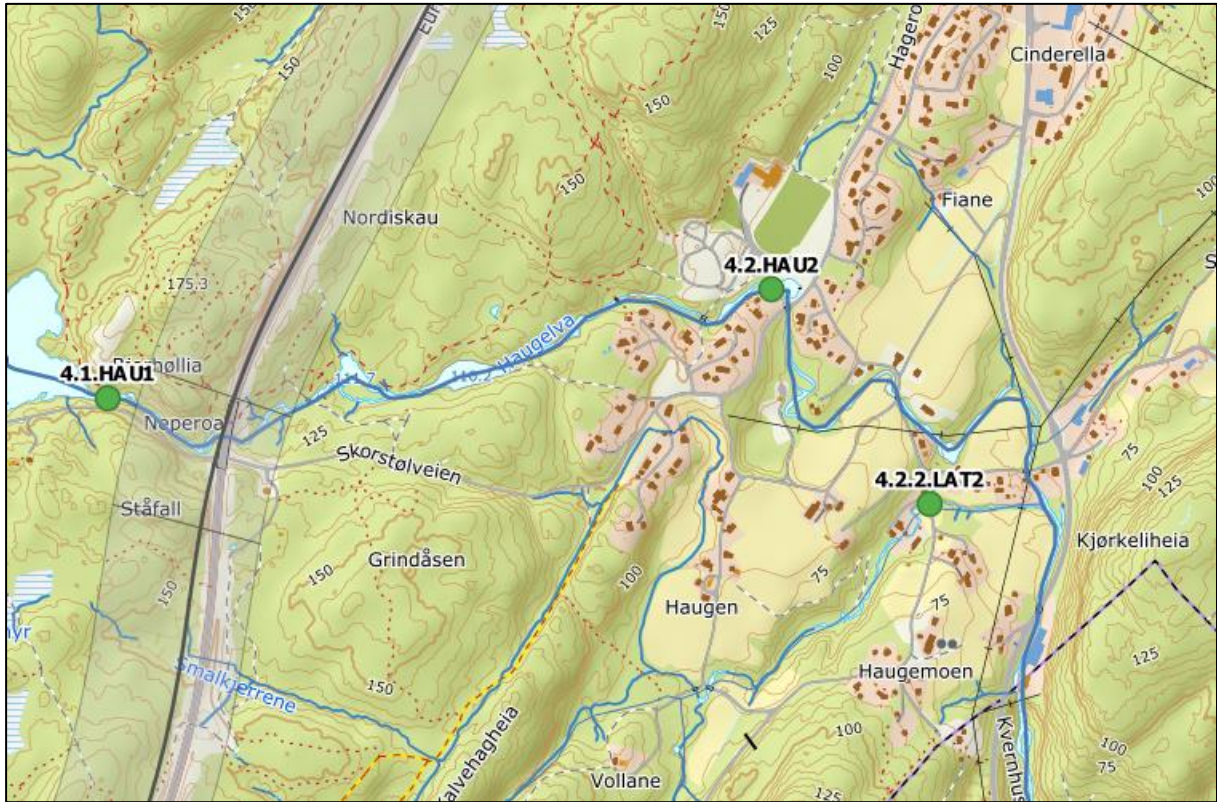
StasjonID	Type	Vannprøver	Automatiske målinger	Bunndyr	Begroingsalger	Heterotrof begroing	Fisk	Elvemusling	Profilmålinger	Planteplakton	Krepsdyr	DNA	Sediment
4.1.HAU1	M	Månedlig											
4.2.1.LAT1	M	Kvartal										X	
4.2.2.LAT2	M	Kvartal					X					X	
4.2.HAU2	M	Månedlig		X	X	X	X					X	
4.3.HAU3	H	Månedlig	X				X					X	
4.4.1.SMÅ	M	Tertial										X	
4.4.2.NYB-I	I	Mai, juli, okt							X				X
4.4.3.BRO	M	Månedlig		X	X	X	X					X	
4.5.1.ØYG-I	I	Mai, juli, okt							X				
4.5.2.KJE1	M	Månedlig											
4.5.3.KJE2	M	Månedlig											
4.5.4.KJE3	H	Månedlig	X	X	X	X	X					X	
4.6.HOL-I	I	Mai, juli, okt							X			X	



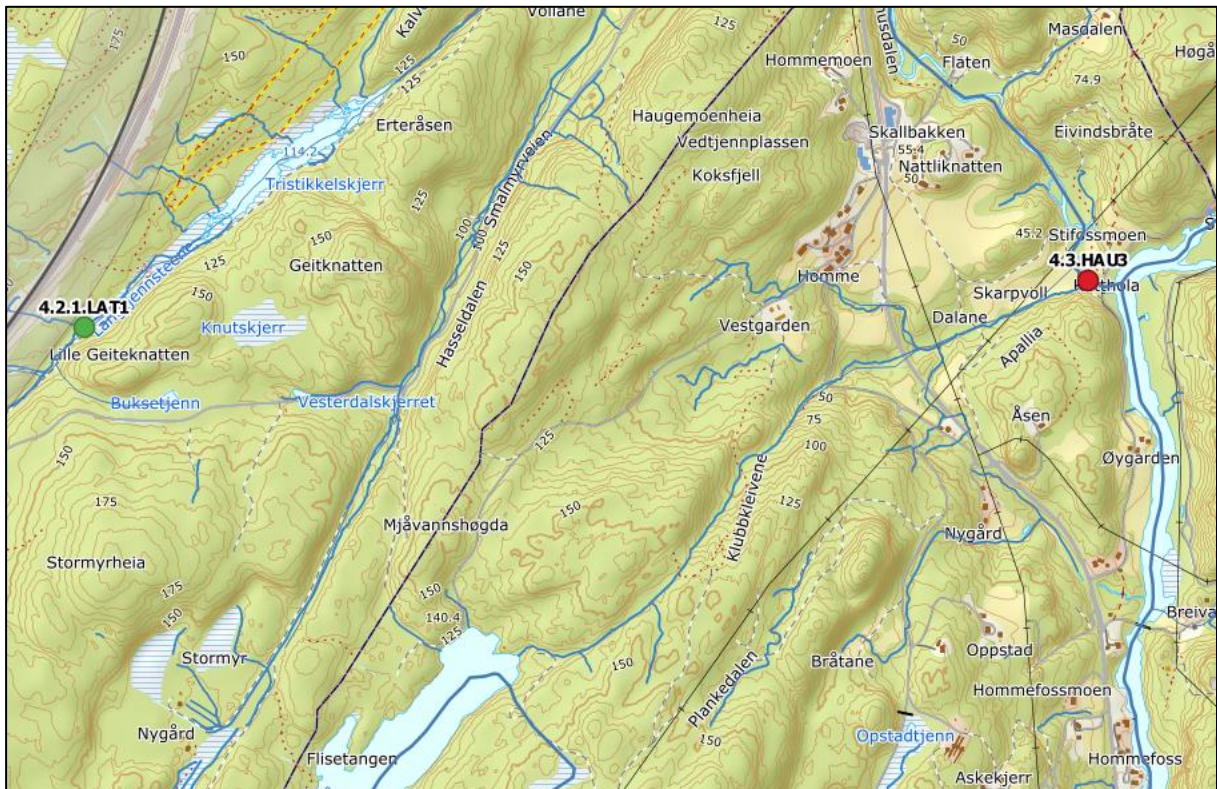
Figur 2.1. Prøvetaksstasjoner i elver.



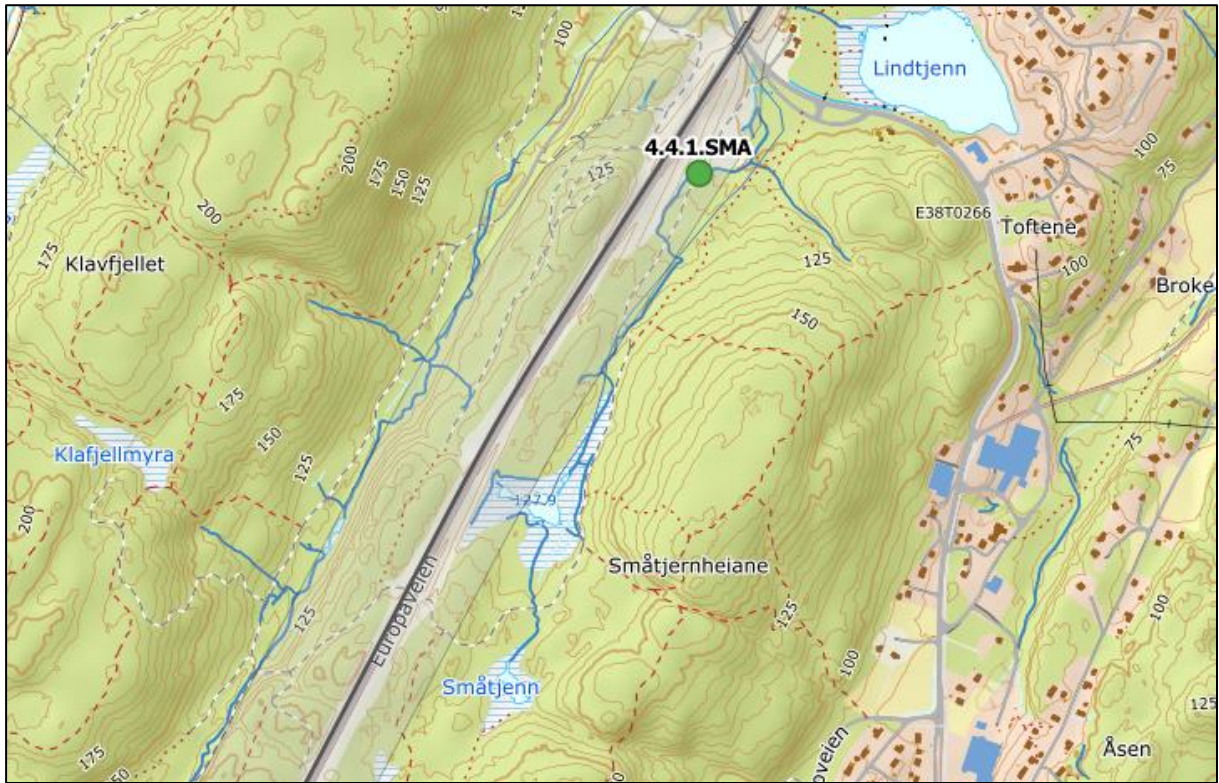
Figur 2.2. Prøvetakingsstasjoner i innsjøer.



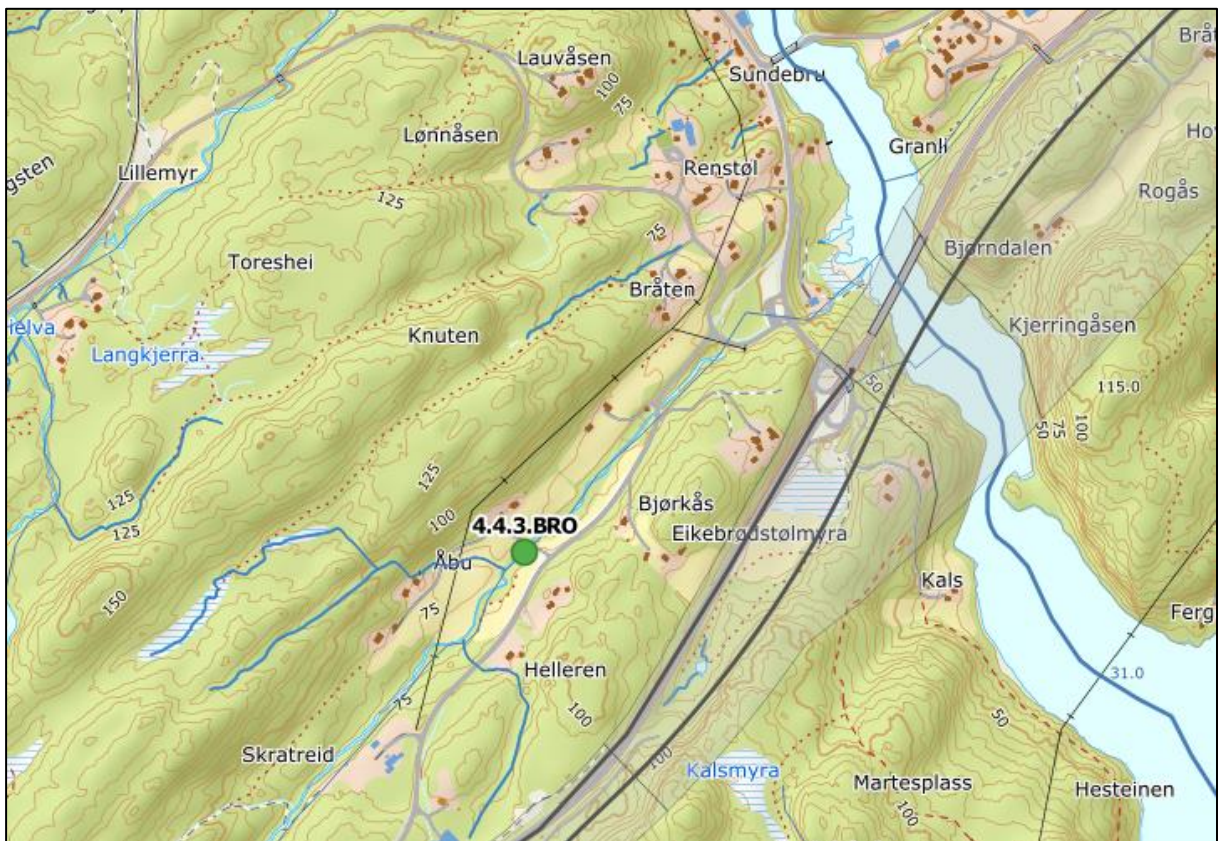
Figur 2.3. Prøvetakingsstasjoner i Haugeelva og nedre del av Langtjerna.



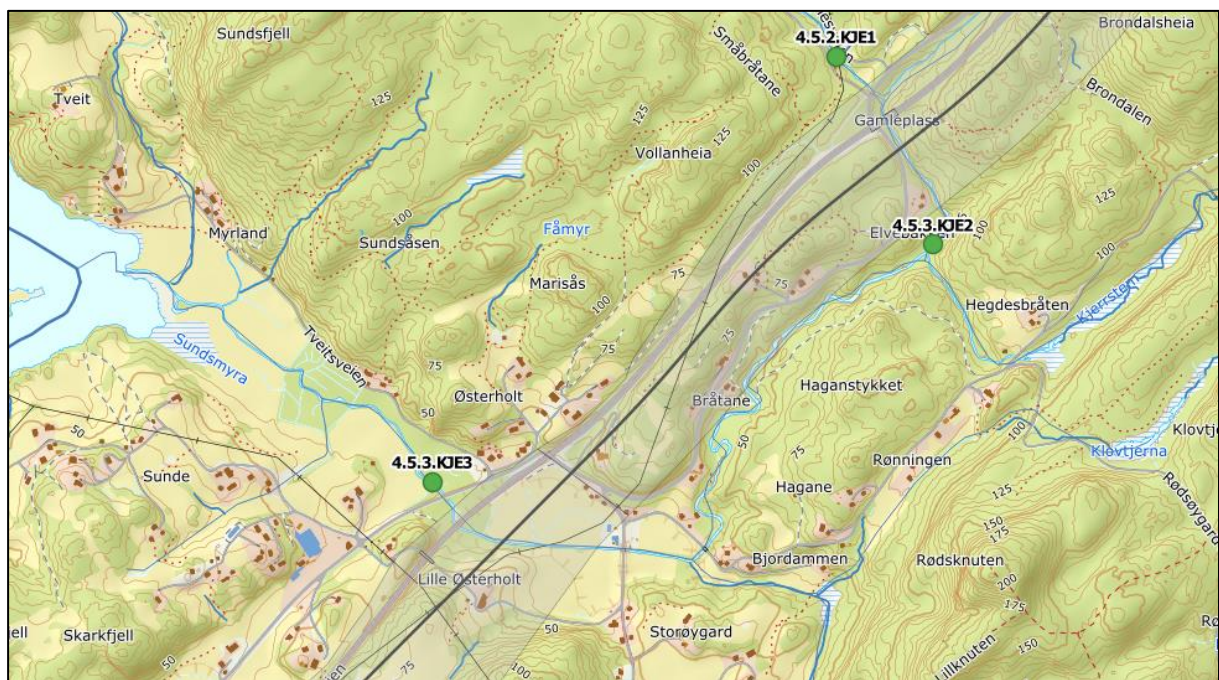
Figur 2.4. Prøvetakingsstasjoner i nedre del av Haugeelva og øvre del av Langtjerna.



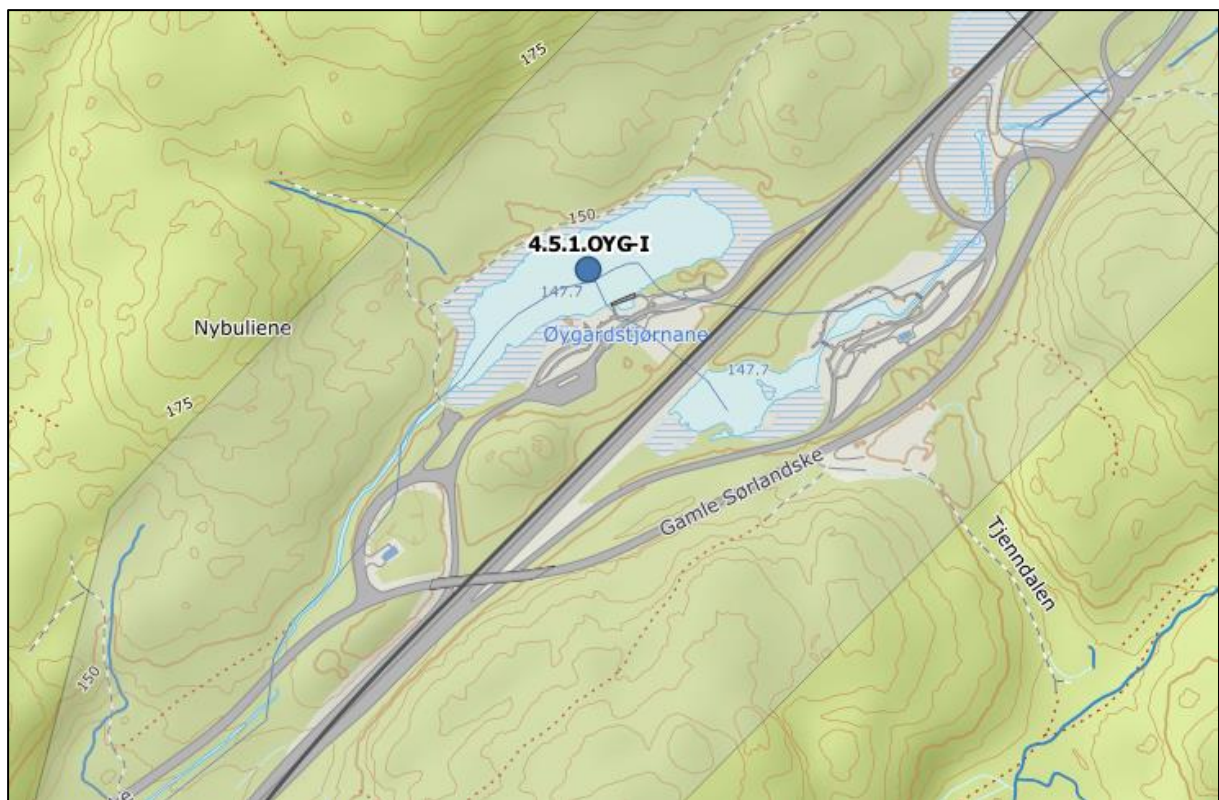
Figur 2.5. Prøvetakingsstasjon i Småtjenna.



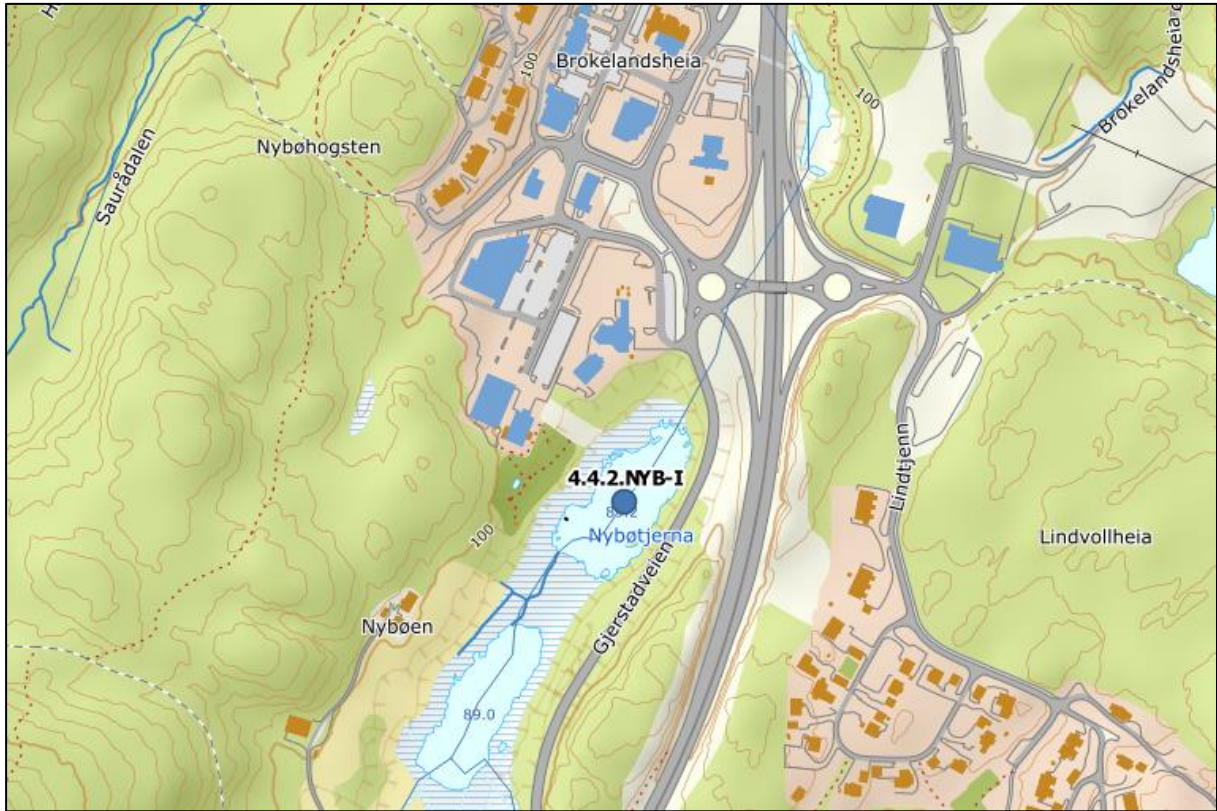
Figur 2.6. Prøvetakingsstasjon i Brokelandsbekken



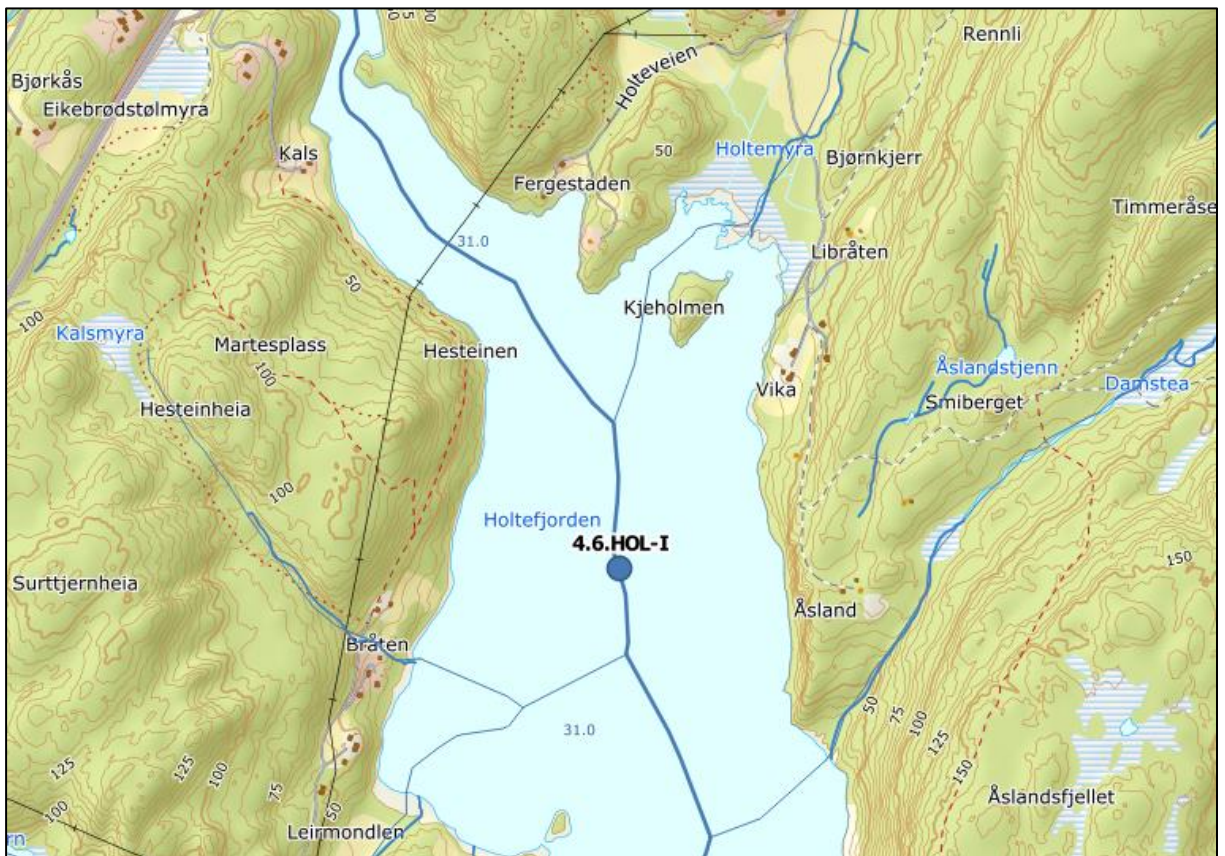
Figur 2.7. Prøvetakingsstasjoner i Kjerrestembekken



Figur 2.8. Stasjon for profilmålinger og prøvetaking av vannkjemi i Øygardstjerna.



Figur 2.9. Stasjon for profilmåling og prøvetaking av vannkjemi i Nybøtjerna.



Figur 2.10. Stasjoner for profilmålinger og prøvetaking av vannkjemi i Holtefjorden.

2.2 Prøvetaking i elver

2.2.1 Vannkjemi

Det ble tatt ut både månedlige og kvartalsvise vannprøver gjennom 2020. Vannprøvene ble tatt ut som manuelle prøver i henhold til norsk standard (NS-EN ISO 5667-14:2016). Prøvene ble tatt så nær midten av elven som mulig. I større elver ble prøvetakingsstang med forlenger benyttet.

Alle vannprøvene ble lagret kjølig fram til forsendelse til akkreditert laboratorium samme dag eller påfølgende morgen. Det ble kun benyttet godkjent emballasje for rekvirerte analyser.

Vannprøvene ble analysert for parametere oppgitt i tabell 2.5.

Tabell 2.5. Analyseparametere for måneds- og kvartalsprøver.

Parameter	Månedsprøver	Kvartalsprøver
Alifater >C5-C8		X
Alifater >C8-C10		X
Alifater >C10-C12		X
Alifater >C12-C16		X
Alifater >C16-C35		X
Oljetype < C10		X
Oljetype > C10		X
pH målt ved 23 +/- 2°C	X	X
Konduktivitet ved 25°C (målt ved 23 +/- 2°C)	X	X
Turbiditet	X	X
Alkalitet til pH 4,5	X	X
Fargetall	X	X
Suspendert stoff	X	X
Klorid (Cl)	X	X
Sulfat (SO4)	X	X
Total organisk karbon (TOC/NPOC)	X	X
Kjemisk oksygenforbruk (KOFcr)		X
Total Fosfor	X	X
Total Nitrogen	X	X
Ammonium (NH4-N)	X	X
Nitrat (NO3-N)	X	X
Aluminium (Al), filtrert	X	X
Jern (Fe), filtrert	X	X
Kalium (K), filtrert	X	X
Magnesium (Mg), filtrert	X	X
Mangan (Mn), filtrert	X	X
Natrium (Na), filtrert	X	X
THC >C5-C8		X
THC >C8-C10		X
THC >C10-C12		X
THC >C12-C16		X
THC >C16-C35		X
Sum THC (>C5-C35)		X
Naftalen*		X
Acenaftylen*		X
Acenaften*		X
Fluoren*		X
Fenantren*		X
Antracen*		X
Fluoranten*		X

Pyren*		X
Benzo[a]antracen*		X
Krysen/Trifenylene*		X
Benzo[b]fluoranten*		X
Benzo[k]fluoranten*		X
Benzo[a]pyren*		X
Indeno[1,2,3-cd]pyren*		X
Dibenzo[a,h]antracen*		X
Benzo[ghi]perylene*		X
Sum PAH(16) EPA		X
Aluminium - Illabilt	X	X
Aluminium - reaktivt	X	X
Fritt Ammoniakk		X
Kalsium (Ca), filtrert	X	X
Labilt Aluminium	X	X
Arsen (As), filtrert		X
Bly (Pb), filtrert		X
Kadmium (Cd), filtrert		X
Kobber (Cu), filtrert		X
Krom (Cr), filtrert		X
Kvikksølv (Hg), filtrert		X
Nikkel (Ni), filtrert		X
Sink (Zn), filtrert		X

* PAH har blitt analysert for to metoder, de fleste prøvene med normal deteksjon, men noen omganger med lav deteksjon for å kunne klassifisere PAH-forbindelser med lave klassegrenser

Vannprøvene ble klassifisert etter grenseverdier for de ulike tilstandsklassene i veileder 02:2018 for økologisk tilstand og M608 for kjemisk tilstand (tabell 2.6-2.7). Alle verdier for fysisk-kjemiske støtteparametere ble omregnet til nEQR.

Tabell 2.6. Tilstandsklasser etter veileder 02:2018 (Direktoratsgruppen 2018).

Bakgrunn I	God II	Moderat III	Dårlig IV	Svært dårlig V
Bakgrunnsnivå	Ingen toksiske effekter	Kroniske effekter ved langtidseksponering	Akutt toksiske effekter ved korttidseksponering	Omfattende toksiske effekter

Tabell 2.7. Klassegrenser for analyseparametere (µg/l). Tilpasset etter tabellene 7.9a, 7.10, og 11.10.1 i veileder 02:2018 (Direktoratgruppen 2018).

	Parameter	Vanntype	Klasse I	Klasse II	Klasse III	Klasse IV	Klasse V	
Fysisk-kjemiske støtteparametere	Tot-N	R105	325	475	775	1350	>1350	
		R106	475	650	1075	1775	>1775	
		R108	550	775	1325	2025	>2025	
	Tot-P	R105	11	17	30	60	>60	
		R106	17	24	45	83	>83	
		R108	20	29	58	98	>98	
	pH	R105	6,6	5,9	5,2	4,9	<4,9	
		R106	6,2	4,9	4,6	4,5	<4,5	
	ANC (µekv/l)	R105	70	30	15	5	<5	
		R106						
	LAI	R105	U. laksefisk	5	30	65	95	>95
		R106						
R105		Anadrom	<5	10	20	40	>40	
R106								
Vannregion-spesifikke stoffer	Arsen (As)	Ferskvann	0,15	0,5	8,5	85	>85	
	Kopper (Cu)		0,3	7,8	15,6	>15,6		
	Sink (Zn)		1,5	11	60	>60		
	Krom (Cr)		0,1	3,4		>3,4		

Tabell 2.8. Grenseverdier brukt til klassifisering av kjemisk tilstand i elver og innsjøer. Tilpasset etter tabell i kapittel 3.1 i M608.

Parameter	Vanntype	Klasse I	Klasse II	Klasse III	Klasse IV	Klasse V	
Kadmium (Cd)	CaCO ₃ (mg/l)	<40	0,003	<0,08	<0,45	<4,5	>4,5
		40-50		0,08	0,45	4,5	>4,5
		50-100		0,09	0,6	6	>6
		100-200		0,15	0,9	9	>9
		>200		0,25	1,5	15	>15
Kvikksølv (Hg)	Ferskvann	0,001	0,047	0,07	0,14	>0,14	
Nikkel (Ni)		0,5	4	34	67	>67	
Bly (Pb)		0,02	1,2	14	57	>57	
Naftalen		0,00066	2	130	650	> 650	
Acenaftylene		0,00001	1,28	33	330	> 330	
Acenaften		0,000034	3,8		382	> 382	
Fluoren		0,00019	1,5	34	339	> 339	
Fenantren		0,00025	0,5	6,7	67	> 67	
Antracen		0,004	0,1		1	> 1	
Fluroanten		0,00029	0,0063	0,12	0,6	> 0,6	
Pyren		0,000053	0,023		0,23	> 0,23	
Benzo(a)antracen		0,000006	0,012	0,018	1,8	> 1,8	
Krysen		0,000056	0,07		0,7	> 0,7	
Benzo(b)fluoranten		0,000017	0,017		1,28	> 1,28	
Benzo(k)fluoranten		0,000017	0,017		0,93	> 0,93	
Benzo(a)pyren		0,000005	0,00017	0,27	1,54	> 1,54	
Indeno(1,2,3-cd) pyren		0,000017	0,0027		0,1	> 0,1	
Dibenso(ah)antracen		0,000001	0,0006	0,014	0,14	> 0,14	
Benzo(g,h,i)perylene		0,000011	0,0082		0,14	> 0,14	

2.2.2 Automatiske målinger

For kontinuerlig måling av vannkvalitet har det blitt benyttet logger av typen SEBA LogCom-2 logger og multiparametersensor av typen SEBA MPS-D8 sonde (figur 2.11). MPS-D8 sonden har sensorer for måling av vannhøyde, vanntemperatur, ledningsevne, pH og turbiditet. Noen sonder er supplert med sensorer for måling av oksygen (optisk) og redoks. Noen målestasjoner ble satt opp med en tilleggsenhet, Trios NICO nitrat sensor (figur 2.12), for kontinuerlig måling av nitrat (optisk). Sensoren har wiper for automatisk vedlikehold før måling.

For turbiditet brukes det sensorer med måleområde 0-1000 NTU (Nephelometric Turbidity Unit). Turbiditetsmåling måler mengden av reflektert lys fra partikler som ikke er oppløst i vannfasen, og turbiditeten øker i takt med mengden lys som reflekteres tilbake. Sensorene er utstyrt med wiper, som rengjør måleområdet før hver turbiditetsmåling.

Multiparametersonden har blitt montert i 3 m langt 75 mm foringsrør av metall, med slisser for god gjennomstrømning i målesonen. En stoppskrue i foringsrøret sikrer at sondene fikseres med måleavstand 10-15 cm fra bunnen i elva. Om mulig plasseres utstyret i dypere kulper med hardbunn og god gjennomstrømning og slik at foringsrøret ligger med strømningsretningen (VEDLEGG).

For nærmere informasjon om måleutstyr og sensorer henvises det til nettsidene til SEBA Hydrometrie og TriOS Optical sensors. Sensoren fra TriOS har automatisk korrigering for turbiditet, og har under kontrollerte forhold gitt samme måleresultat i vann tilsatt ulike mengder partikler opp til 150 NTU/FNU. TriOS sensoren monteres i et 150 mm rustfritt slisset brønnrør med lokk. Brønnrøret (slisser 0,4 mm) sikrer god vanngjennomstrømning og gir samtidig beskyttelse av sonden.

Loggere er plassert i skap (UnilogCom) eller er tilpasset en enklere frittstående plassering (Logcom2). De er tilpasset strømforsyning fra batteri, men for oppsett med nitratprobe har strømforsyningen blitt forsterket med solcellepanel. Loggere i skap har strømforsyning fra et større 12 V batteri.

Loggerne programmeres for ønsket måleintervall, tidspunkt for overføring og navn på stasjon. For dette prosjektet ble loggere satt opp med måleintervall 30 minutter og overføring til nettbasert database (SEBA Hydrosenter) to ganger hver dag. Overføring av resultater skjer via mobillink (GPRS). Den nettbaserte og passordbeskyttede databasen gir grafisk presentasjon av innsamlede måledata samt mulighet for nedlasting av ønskede resultater. I ferdig bearbejdede data som presenteres i rapporter vil opplagte feilmålinger bli tatt ut. Oversikt over utelatte data oppbevares hos NIBIO. Ubearbejdede rådata vil være tilgjengelig for nedlasting fra den nettbaserte databasen på siden <http://bioweb08.bioforsk.no/seba/projects/login.php> (krever innlogging).

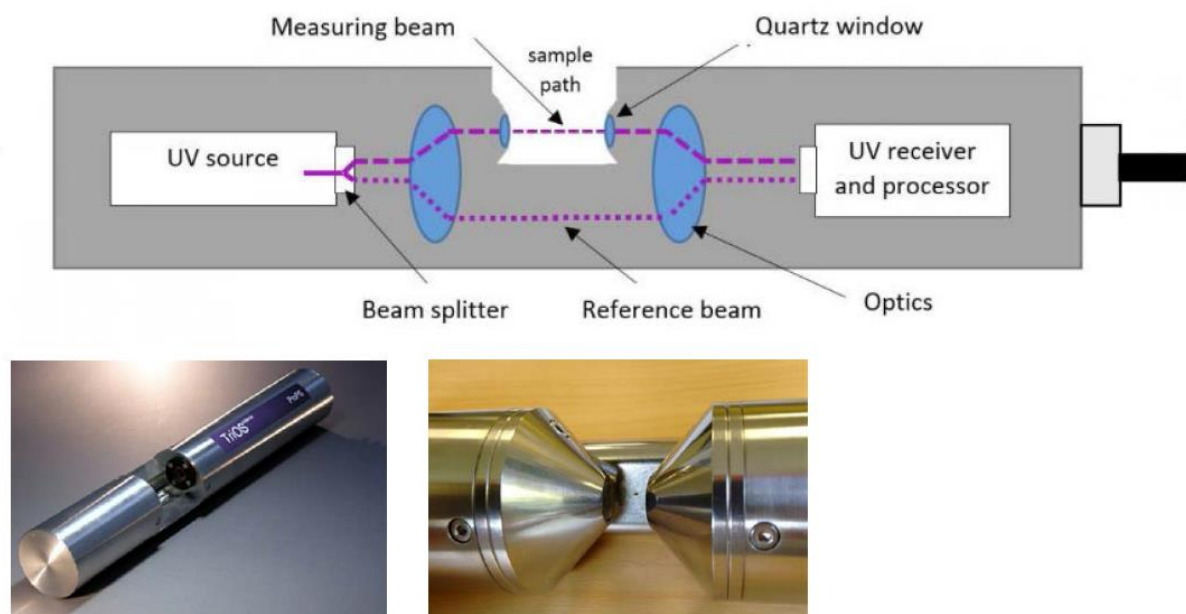
Databasen har opsjoner for å generere avledede parametere basert på innsamlede måleresultater. For denne applikasjonen har det foreløpig blitt generert avledede parametere for døgn- og ukemiddel for turbiditet samt døgnmiddel for pH. For anleggsfasen kan det lages en avledet parameter for prosentandel av ammonium (TAN) som foreligger som giftig ammoniakk.

Jevnlig vedlikehold med rengjøring av sensorer er helt nødvendig for å få tilfredsstillende målinger, og dette gjelder særlig for turbiditet. Vår- og forsommer kan måleflaten på turbiditetssensoren være utsatt for groing av alger, særlig kieselalger, som vanskelig lar seg fjerne med wiperen. Tilsvarende kan bladfall og annet driv skape måleproblemer på høsten. Etter større flommer vil det ofte være behov for ekstra vedlikehold. For dette prosjektet har vedlikehold i hovedsak blitt utført med ukensintervaller og for noen perioder med to ukers intervaller. Det har blitt utført en ukentlig vurdering av kvaliteten til innsamlede måleresultater, men det har likevel vært krevende å opprettholde en tilfredsstillende kvalitet for målinger av turbiditet.

I denne første utgaven av rapporten er målingene presentert som ubearbejdede rådata.



Figur 2.11. Multiparametersensor for automatisk overvåking av vannkvalitet.



Figur 2.12. Sensor for optisk måling av nitrat i vann (TriOS NICO)

2.2.3 Bunndyr

Prøvetaking av bunndyr ble gjennomført to ganger i løpet av året hhv. en gang på våren og en gang på høsten. Feltarbeidet ble gjennomført 21. og 22. april 2020, og 13. og 14. oktober 2020 av Faun Naturforvaltning v/ Sigbjørn Rolandsen og Morten Meland, og NIBIO v/ Yvonne, Rognan, Johanna Skrutvold, Cilie T. Kristiansen og Charles H. Carr.

Prøvetakingen ble gjennomført etter sparkemetoden, beskrevet i NS EN-ISO 10870:2012 og NS-EN 16150:2012. Metodikken er i henhold til anbefalinger i klassifiseringsveilederen 02:2018 for vanddirektivet (Direktoratsgruppen 2018), heretter kalt klassifiseringsveilederen, med ni delprøver fra hver stasjon. Hver delprøve representerer 1 m lengde av elvebunnen og samles inn i løpet av 20 sekunder. Når tre slike prøver er samlet inn (samletid ca. 1 minutt) tømmes håven for å hindre tetting av maskene og tilbakespyling. Samlet blir det da tre prøver á 1 minutt. Alle prøvene tas i strykpartier og substratet på prøvestedene bør i hovedsak være grovkornet (grus og stein). Større steiner som kommer med i håven ble inspisert visuelt. For å sikre en god konservering ble smågrener og andre større biter av organisk materiale uten bunndyr, samt det meste av vannet, fjernet fra prøvene. Prøvene ble konserverert i 96 % etanol for artsbestemmelse ved et senere tidspunkt. Prøvene ble analysert av Faun Naturforvaltning v/ Silje W. Hereid.

Prøvene ble sortert og artsbestemt på lab. I prøver med mye dyr, ble det tatt ut delprøver for beregning av antall individer. Hele prøven ble sjekket igjennom for å plukke opp det som var av arter der. Døgnfluer, steinfluer, vårfluer, biller, øyestikkere og øvrige grupper er bestemt til art så langt det er mulig. Tovinger har blitt bestemt til art for de som det kreves av RAMI-indeksen, men ellers er disse kun bestemt til familie. Ved opptelling av antall arter som presenteres i rapporten teller vi dermed familier av tovinger som en «art» selv om det kan være flere arter innenfor samme familie.

Utførte interkalibreringstester for uttak og bestemmelse av bunndyr viste store avvik mellom ulike aktører, noe som kan være en utfordring for bruk av bunndyr som kvalitetselement. Dette gjelder både ved prøvetaking (Petrin m.fl. 2016) og ved artsbestemmelse på lab (Velle m.fl. 2018).

ASPT-indeksen (Average Score per Taxon) kan benyttes i alle aktuelle elvetyper bortsett fra breelver. Den baserer seg på å gi ulike bunndyrfamilier en indeksverdi fra 1 – 10 hvor følsomhet for organisk belastning øker med indeksverdien. I elver med mye organisk belastning er det hovedsakelig forventet å finne bunndyr med lav indeksverdi. ASPT-verdi for de ulike stasjonene beregnes ved å finne gjennomsnittet av indeksverdiene for de ulike bunndyrfamiliene som registreres ved hver stasjon. Klassegrenser for tilstand basert på ASPT er gjengitt i tabell 2.9.

Tabell 2.9. Klassegrenser for bunndyrindeksen ASPT. Verdier er hentet fra klassifiseringsveilederen 02:2018.

Klasse	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
ASPT	> 6,8	6,8 – 6,0	6,0 – 5,2	5,2 – 4,4	< 4,4

RAMI (River Acidification Macroinvertebrate Index) benyttes i «svært kalkfattige, klare» eller «kalkfattige, klare» elver, og baseres på endring i artssammensetning av indikatortaksa som har ulik toleranse for forsuring. RAMI-indeksen tar også hensyn til pH-toleranse hos de ulike indikatorartene. Ingen av forsuringsindeksene skiller mellom naturlig forsuring (bl.a. fra humusstoffer) og menneskeskapt forsuring og bør dermed ikke benyttes i humøse vannforekomster. Den relative mengden av EPT-taksa og andre taksa av bunndyr beregnes separat, og rangeres deretter i tre klasser med ulik verdi (hk): < 5 %: 1; 5-20 %: 3; og > 20 %: 5. EPT-taksa er døgnfluer (Ephemeroptera), steinfluer (Plecoptera) og vårfluer (Trichoptera).

RAMI beregnes ved å benytte følgende formel:

$$RAMI = \frac{\sum_{k=1}^n s_k w_k h_k}{\sum_{k=1}^n w_k h_k}$$

Der s_k er indikatorverdi, w_k er vekten og h_k er mengdeverdien til den k -te indikatortaksa registrert i prøven og n er antall indikatortaksa.

For mer om utregning av RAMI-indeksen se vedlegg til gjeldene klassifiseringsveileder. Klassegrenser og referanseverdier for RAMI er vist i tabell 2.10. Forsuringsindeks-1 og -2 for bunndyr er ikke anbefalt å benytte da de ikke har referanseverdier. Det bør også bemerkes at grenseverdiene baseres på en gjennomsnittsverdi av minst to prøver, og at det foreligger data som angir mengden av de bunndyrene som er mest følsomme for forsuring.

Tabell 2.10. Klassegrenser og referanseverdier for bunndyrindeksen RAMI. Verdier er hentet fra klassifiseringsveilederen 02:2018.

Tilstandsklasse	Klassegrenser RAMI-indeks	
	Vanntype R105	Vanntype R102
Referanseverdi	4,08	4,5
Svært god	> 3,47	> 3,87
God	> 3,29 – 3,47	> 3,69 – 3,87
Moderat	> 3,08 – 3,29	> 3,48 – 3,69
Dårlig	> 2,89 – 3,08	> 3,28 – 3,48
Svært dårlig	≤ 2,89	≤ 3,29

RAMI kan kun beregnes for vannforekomster som er «kalkfattige, klare» (R105) eller «svært kalkfattige, klare» (R102). Vanntypen i elvene som er basert på nylige målinger, avviker noe fra vanntypen som er oppført i portalen Vann-Nett (NVE, 2020). For øvrige stasjoner som er «kalkfattige, humøse» (R106), hvor vannforekomstene står oppført som vanntype R105, R106 eller R103c i Vann-Nett, har verdiene for RAMI og nEQR blitt regnet ut etter klassegrensene for «kalkfattige, klare» elver, men verdien vil ikke bli gjeldene i klassifisering pga. at de er «humøse» etter årets verdier. For vannforekomster som har vanntype «moderat kalkrik, humøs» (R108), eller som har vanntype R106 basert på nylige målinger, men står oppført som vanntype R108 i Vann-Nett, presenteres heller ikke nEQR-verdi.

Ved utregning av RAMI er det gjort følgende i ulike situasjoner;

Døgnfluene *Leptophlebia marginata* og *Leptophlebia vespertina* har begge verdi 2 på RAMI-indeksen. Ofte registreres det kun *Leptophlebia* sp. pga. manglende gjeller og bein på individet, og *Leptophlebia* sp. har også samme RAMI-verdi. Dersom det er registrert både *Leptophlebia* sp. og *Leptophlebia marginata* eller *L. vespertina* i prøven, behandles disse som to forskjellige observasjoner og utregnes hver for seg i indeksen. Dette er fordi man ikke vet om *Leptophlebia* sp. er *L. vespertina* eller *L. marginata*.

Siden det bare er to registrerte arter av slekten *Erpobdella* (igler) og de begge har lik verdi og vektall på RAMI-indeksen har vi valgt at også registreringer der det kun står *Erpobdella* sp. skal få samme verdi som *Erpobdella octocolata* og *Erpobdella testacea*. Dette er enten *E. octocolata* eller *E. testacea*, selv om det ikke står i lista til vedlegget at *Erpobdella* sp. får en verdi.

Billen *Oulimnius* sp. har også fått verdi på RAMI, men de to artene i slekten, *Oulimnius tuberculatus* og *Oulimnius troglodytes*, har ikke fått egne RAMI-verdier i tabellen. Vi har derfor valgt å gi *O. tuberculatus* og *O. troglodytes* samme verdi som *Oulimnius* sp. Dersom det finnes både registreringer av *Oulimnius* sp. og *O. tuberculatus* eller *O. troglodytes* i prøven, behandles disse som to separate observasjoner og regnes ut hver for seg før utregning av endelig RAMI for stasjonen.

Det er mulig at dette avviker noe fra hvordan RAMI regnes ut i databasen Vannmiljø, dersom det ikke er tatt samme hensyn der.

2.2.4 Fisk

Undersøkelsene ble gjennomført med elfiskeapparat (Terik GeOmega FA-55 eller Terik GeOmega FA-4) etter standard prosedyre (NS-EN 14011). Feltarbeidet ble gjennomført av Faun Naturforvaltning v/ Ole Roer og Sigbjørn Rolandsen, NIBIO v/ Yvonne Rognan og Roger Roseth og Naturplan v/ Ingar Aasestad. Fiskeundersøkelsene ble utført på lav til middels vannføring i tidsrommet 24.-26. august 2020. Avfisket areal varierte mellom 75-160 m² per stasjon. Utvalgt bekkeavsnitt ble i utgangspunktet overfisket i tre omganger med 30 minutters mellomrom.

Dersom det ved første omgangs overfiske ble fanget færre enn 20 fisk, hvorav 10 eldre ungfisk, ble det gjort en vurdering om fisket skulle avsluttes etter en omgang, jf. klassifiseringsveilederen. I noen tilfeller med lav fangst ved første omgang, valgte vi likevel å fiske 3 omganger for å kunne beregne fangbarheten på stasjonen.

All fisk som ble fanget ble artsbestemt og lengdemålt (total lengde) fra snutespiss til enden av naturlig utfoldet halefinne. For ørret (*Salmo trutta*) og laks (*Salmo salar*) ble det skilt mellom årsyngel (0+) og eldre ungfisk (≥1+) basert på lengdefordeling av fanget fisk. Andre fiskearter ble kun registrert og evt. lengdemålt. Fisken ble håndtert så skånsomt som mulig og oppbevart i bakker med oksygenrikt vann. Etter avsluttet elfiske ble all fisk satt tilbake i elva. Alt utstyr ble desinfisert med Virkon S før forflytning mellom vassdrag.

Estimert tetthet av fisk (y) ble beregnet med Bohlins metode basert på avtagende fangst over 3 fiskeomganger, jf. Zippin (1956) og Bohlin m.fl. (1989):

$$y = \frac{T}{1 - \left(\frac{T - C_1}{T - C_3}\right)^3}$$

der y er tettheten av fisk, T er totalt antall fisk fanget, og C_1 og C_3 er antall fisk fanget ved hhv første og tredje gangs overfiske.

Fangbarheten (p) kan beregnes ut ifra estimert tetthet og totalt antall fanget fisk via følgende formel:

$$p = 1 - \sqrt[3]{\left(1 - \frac{T}{y}\right)}$$

Der fangsten av årsyngel eller eldre ungfisk ikke var avtagende mellom omgangene, eller der det kun ble utført 1 omgangs overfiske på stasjonen er det ikke mulig å beregne fangbarhet basert på fangsten. For disse stasjonene har vi benyttet en antatt fangbarhet for årsyngel og eldre ungfisk på hhv. 0,40 og 0,60 for å angi et tetthetsestimat (Forseth og Harby 2013). Beregnet tetthet baserer seg da kun på fangsten fra en omgang.

Det ble gjennomført bonitering/habitatvurdering ved alle fiskestasjoner. Boniteringen er gjennomført for å kartlegge fysisk habitat, inkludert å vurdere egnethet for gyting og oppvekstområder for laksefisk. Dette inkluderer vurdering av bunnssubstrat, fallgradient, dekningsgrad av moser og alger, hulrom, vannhastighet, vanddyp, gytemuligheter, oppvekstområder, skjul, kantvegetasjon og andre menneskeskapt påvirkningsfaktorer. Boniteringen ble utført på hver av stasjonene som ble elfisket ved skjønnsmessig vurdering av samme strekning som ble overfisket. Valgte stasjoner for overfiske ble dokumentert med foto.

Stasjonene ble kategorisert i habitatklasser i henhold til klassifiseringsveilederen 02:2018 etter følgende kriterier:

- Velegnet habitat (kvalitet 3): Både godt gytehabitat og godt skjul for ungfisk til stede på avfisket område.
- Egnet habitat (kvalitet 2): Moderate gytemuligheter og noe skjul til stede.
- Mindre egnet habitat (kvalitet 1): Verken godt gytehabitat eller godt skjul forekommer på avfisket område.

I tillegg ble stasjonene kategorisert etter ICES habitatmodell (ICES 2011) (tabell 2.11). Her gis hver av de seks parameterne en score på 0, 1 eller 2 som til sammen gir en Trout Habitat Score (THS) på mellom 0 og 12, der 12 er den beste habitatscoren. Scoren for hver av parameterne ble estimert i felt. Fall/helningsgraden ble estimert fra kartdata (Høydedata 2020).

Økologisk tilstand for fisk på stasjonene er satt ut ifra kriteriene gitt i klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppen 2018) (tabell 2.12). For laksefisk i rennende vann er *tetthet av ungfisk* (årsyngel og eldre ungfisk) eneste brukte parameter for å klassifisere økologisk tilstand.

Klassifiseringsveilederen 02:2018 oppgir ingen formel for utregning av EQR-verdier for indeksen «tetthet av laksefisk». I slike tilfeller tillater klassifiseringsveilederen at nEQR-verdiene blir angitt ved å sette middelveien i den aktuelle tilstandsklasse, jf. fotnote 1 i klassifiseringsveilederen s. 37. Dette vil si at hvis en stasjon f.eks. får tettheter av fisk som tilsvarer «moderat» tilstand, vil nEQR-verdien da bli lik 0,50.

Tabell 2.11. Vurderinger som inngår i ICES habitatmodell for laksefisk (ICES, 2011) (tabell oversatt til norsk).

Parameter/beskrivelse	Klassifiseringsscore		
	0	1	2
Vanddekket bredde (m)	>10	6 - 10	<6
Fall (%)	<0,2 & >8	0,2-0,5 & 3-8	0,5 - 3
Vannhastighet (m/s)	<0,2	>0,7	0,2 - 0,7
Dominerende dybde (m)	>0,5	0,3 - 0,5	<0,3
Dominerende substrat (mm)	<0,2	0,2-2 & >200	2 - 200
Skygge (%)	<10 %	10 - 20 %	> 20 %

Tabell 2.12. Klassegrenser for økologisk tilstand i bekker og små elver i lavlandet med en (allopatrisk) eller flere arter (sympatrisk) av laksefisk (Direktoratsgruppen 02:2018).

Artssamfunn	Økologisk tilstand				
	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Anadrom, habitat ikke beskrevet	>70	69-53	52-35	34-18	<18
Anadrom, habitatklasse 2	>49	49-37	36-25	25-12	<12
Anadrom, habitatklasse 3	>81	81-61	60-41	40-20	<20
Anadrom, sympatrisk habitat ikke beskrevet	>19	18-15	14-10	9-5	<5
Anadrom, sympatrisk habitatklasse 2		≥5	≤4		
Anadrom, sympatrisk habitatklasse 3	>25	24-19	18-13	12-6	<6
Stasjonær allopatrisk, habitat ikke beskrevet	>58	58-44	43-29	28-15	<15
Stasjonær allopatrisk, habitatklasse 1	>34	34-26	25-17	16-9	<8
Stasjonær allopatrisk, habitatklasse 2	>55	55-41	40-28	27-14	<14
Stasjonær allopatrisk, habitatklasse 3	>67	67-50	50-34	33-17	<17
Stasjonær sympatrisk, habitat ikke beskrevet	>10	10-8	8-6	5-3	<3
Stasjonær sympatrisk, habitatklasse 2		≥2	<2		
Stasjonær sympatrisk, habitatklasse 3	>14	14-11	10-7	6-4	<4

2.2.5 Begroingsalger og heterotrof begroing

Prøvetaking av begroingsalger ble gjennomført mellom 10 og 14. august 2020. Feltarbeidet ble utført av Faun Naturforvaltning v/ Kristine Ø. Våge og Ole Roer, og NIBIO v/ Yvonne Rognan, Cilie T. Kristiansen og Charles H. Carr.

Prøvetakingen ble gjennomført ved å benytte vannkikkert til en visuell undersøkelse av en 10 m lang strekning ved hver stasjon. Alle synlige makroskopiske, bentiske alger ble samlet inn og lagret på egne prøveglass (dramsglass). Under feltarbeidet ble dekningsgrad av hver makroskopisk alge notert i egne feltprotokoller. Til prøvetaking av mikroskopiske alger ble 10 steiner med diameter 10 – 20 cm, samlet inn fra områder langs elvebunnen som ligger dypere enn laveste vannstand. Et areal på 8 x 8 cm på oversiden av hver stein ble børstet og det innsamlede materialet ble blandet med 1 liter vann og overføres til prøveglass. Alle prøver ble merket og tilsatt konserveringsmiddel (Lugols løsning) før de ble lagret mørkt og kjølig frem til analyse. Analysene ble gjennomført av Pelagia Nature & Environment.

Vannforekomstens tilstand med hensyn til aktuell påvirkning vurderes etter fastsatte indekser angitt i klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppen 2018). Ved klassifisering av analyseresultatene for begroingsalger beregnes PIT-indeksen (Periphyton Index of Trophic Status) mht. eutrofiering, og AIP (Acidification index periphyton) mht. forsuring. De beregnes på følgende måte:

$$PIT = \frac{\sum_{i=1}^n IV_i}{n} \quad AIP = \frac{\sum_{i=1}^n IV_i}{n_i}$$

IV_i = indikatorverdi av art, n = antall indikatorarter

En mer utdypende forklaring av formlene er å finne i klassifiseringsveilederen. PIT- og AIP-indeksene kan kun beregnes dersom det registreres hhv. 2 og 3 indikatortaxa i prøvene. Klassegrensene for PIT- og AIP-indeksene varierer med vanntype og en oversikt er gitt i tabell 2.13 og 2.14.

Tabell 2.13. Klassegrenser for tilstandsvurdering av PIT for vanntypene R105, R106 og R108, som er de aktuelle vanntypene for denne delstrekningen. Alle har vanntyper som har kalsiumverdier over 1 mg/L (Klassifiseringsveileder 02:2018).

Elvetype	Ca (mg/l)	PIT-indeks					
		Ref.-verdi	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært Dårlig
R104, R105, R106, R107, R108, R109, R110, R204, R205, R206, R207, R208, R304, R305, R306	>1 mg/l	6,71	<9,5	9,5-16	16-31	31-46	>46

Tabell 2.14. Klassegrenser for tilstandsvurdering av AIP for vanntypene R105, R106 og R108, som er de aktuelle vanntypene for denne delstrekningen (Klassifiseringsveileder 02:2018).

Elvetype	Ca (mg/l)	AIP-indeks					
		Ref.-verdi	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært Dårlig
R104, R105, R106, R204, R205, R206, R304, R305, R306	1-4 mg/l	6,86	6,86-6,77	6,77-6,59	6,59-6,41	6,41-6,23	<6,23
R107, R108, R109, R110, R207, R208	>4 mg/l	7,10	7,10-7,04	7,04-6,92	6,92-6,80	6,80-6,68	<6,68

Organisk belastning i elver ble vurdert etter forekomst av heterotrof begroing, som er forekomst av enten soppen *Leptomitius lacteus* og/eller bakterien som forårsaker såkalte «lammehaler», *Sphaerotilus natans*. Prøvene skal i utgangspunktet tas min. to ganger ila. et år, men siden overvåkingen av denne strekningen ikke begynte før sommeren 2020, så ble det ikke tatt prøver fra stasjonene på våren. Disse prøvene skal derfor tas våren 2021. Prøvene på høsten ble tatt 13 - 14.10.2020 av Faun Naturforvaltning v/ Morten Meland og Sigbjørn Rolandsen og NIBIO v/ Cilie T. Kristiansen og Charles H. Carr.

Prøvetakingen ble gjennomført ved at en ca. 10 meter lang elvestrekning ble undersøkt visuelt og ved bruk av vannkikkert. Dersom vi observerte synlig heterotrof begroing, estimerte vi tykkelsen og dekningsgrad av forekomsten. Informasjonen ble notert i egne feltprotokoller. Det ble i tillegg tatt en børsteprøve fra 3-5 steiner, som ble brukt til å påvise om heterotrof begroing var å finne mikroskopisk. Prøvene ble konserverert med Lugols løsning.

Resultatene ble brukt til å regne ut HBI2-indeksen for heterotrof begroing, som står beskrevet i klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppen 2018). For å beregne HBI2 benyttes følgende formel:

$$HBI2 = (d_{\text{tynne+mikroskopiske}}) + (d_{\text{middels}} * 2) + (d_{\text{tykk}} * 4)$$

d = dekningsgraden i % for de ulike lagene

Der det er mikroskopiske observasjoner estimeres dekningsgraden til 0,001 % for sjeldne observasjoner, 0,01 % for vanlige og 0,1 % for hyppig forekommende observasjoner. I praksis vil man alltid havne i «moderat» eller «dårlig» tilstand, dersom heterotrof begroing observeres i felt med minimum 1 % dekning. Dersom man observerer <1 % eller kun mikroskopiske observasjoner vil indeksen havne i god tilstand. Tilstandsklasse og referanseverdi for HBI2-indeksen er gjengitt i tabell 2.12.

Tabell 2.15. Tilstandsklasse og referanseverdi for HBI2-indeksen (1 (Klassifiseringsveilederen 02:2018))

Elvetype	HBI2-indeks					
	Referanseverdi	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært Dårlig
Alle	0	0	>0-1	1-10	10-100	100-400

2.3 Prøvetaking i innsjøer

2.3.1 Vannkjemi

Vannprøver ble tatt 3 ganger i året i perioden mai-oktober. Vannprøvene ble tatt over dypeste punkt der det var hensiktsmessig for å avdekke påvirkning fra anleggsaktiviteten og om mulig påvirkning i driftsfasen. Dybden ble målt med ekkolodd eller håndholdt dybdemåler og registrert ved hver prøvetaking.

I hver innsjø ble det tatt en prøve fra bunnen og en blandprøve fra eufotisk sone (2x siktedyp) eller fra sprangsjiktet i epilimnion dersom eufotisk sone var større enn epilimnion. Blandprøven ble tatt med en Ramberg vannhenter (2 m rørsamler) og bunnprøven ble tatt med en Ruttner vannhenter. Siktedypet ble målt ved hjelp av en hvit Secciskive.

Prøvene ble analysert for parametere oppgitt for kvartalsrøver i tabell 2.5 i tillegg til klorofyll a. Vannprøvene ble klassifisert etter grenseverdier oppgitt i tabell 2.16 for økologisk tilstand og tabell 2.10 for kjemisk tilstand.

Tabell 2.16. Klassegrenser for analyseparametere (µg/l) brukt til klassifisering av økologisk tilstand. Tilpasset etter tabellene 7.2, 7.3, 7.6, 7.9a, 7.10, og 11.10.1 i veileder 02:2018 (Direktoratsgruppen 2018).

	Parameter	Vanntype	Klasse I	Klasse II	Klasse III	Klasse IV	Klasse V
Fysisk-kjemiske støtteparametere	Tot-N	L105a	325	475	775	1350	>1350
		L106	475	650	1075	1775	>1775
		L108	550	775	1325	2025	>2025
	Tot-P	L106	11	16	30	55	>55
	pH	L105	6,6	5,9	5,2	4,9	<4,9
		L106	6,2	4,9	4,6	4,5	<4,5
	ANC (µekv/l)	L105	70	30	15	5	<5
		L106					
	LAI	L105	5	30	65	95	>95
		L106					
Vannregion-spesifikke stoffer	Arsen (As)	Ferskvann	0,15	0,5	8,5	85	>85
	Kobber (Cu)		0,3	7,8	15,6	>15,6	
	Sink (Zn)		1,5	11	60	>60	
	Krom (Cr)		0,1	3,4	>3,4		

2.3.2 Profilmålinger

Profilundersøkelser med automatisk måleutstyr ble gjort 3-6 ganger i perioden mai til oktober. Profilundersøkelsene ble utført med SEBA KLLQ eller YSI multiparametersonde. Det ble gjort målinger av vanntemperatur, konduktivitet, oksygen, pH og turbiditet for hver meter fra 0-20 m og for hver femte meter fra 20 m dyp. I innsjøene hvor det ikke ble tatt prøver av plankton ble det i tillegg målt klorofyll (fluorescens) og redoksforhold.

2.3.3 Sediment

Sedimentprøver ble tatt i juli 2020. Det ble tatt både søyleprøver og grabbprøver. Det ble brukt en Van Veen grabb og Uwitec Corer 60 mm sedimentsøyle-henter. Søyleprøvene ble fotodokumentert som referanse (vedlegg VIII)

Antall stasjoner ved hver lokalitet varierte etter resipientens størrelse. I små innsjøer som er lite påvirket av annen aktivitet ble det tatt en sedimentprøve ved innsjøens dypeste punkt, men i større resipienter ble det tatt flere prøver nær utløpet av elver/bekker som ble antatt å kunne bli påvirket av partikkeltransport fra anleggsaktivitet.

Prøvene ble analysert for kornfordeling, andel tørrstoff, TOC, THC, alifater, metaller og PAH. Prøvene ble klassifisert etter grenseverdiene for sediment i M608 (tabell 2.17).

Tabell 2.17. Tilstandsklasser for sediment (mg/kg TS). Tilpasset etter M608 (Miljødirektoratet 2016).

Parameter		Klasse I	Klasse II	Klasse III	Klasse IV	Klasse V
	Arsen	15	18	71	580	> 580
	Kobber	20	84		84 - 147	> 147
	Krom	60	620	6000	15500	25000
	Sink	90	139	750	6690	> 6690
Prioriterte stoffer	Kadmium	0,2	2,5	16	157	> 157
	Kvikksølv (Hg)	0,05	0,52	0,75	1,45	> 1,45
	Nikkel (Ni)	30	42	271	533	> 533
	Bly (Pb)	25	150	1480	2000	2500
	Naftalen	2	27	1754	8769	> 8769
	Acenaftylen	1,6	33	85	8500	> 8500
	Acenaften	2,4	96	195	19500	> 19500
	Fluoren	6,8	150	694	34700	> 34700
	Fenantren	6,8	780	2500	25000	> 25000
	Antracen	1,2	4,8	30	295	> 295
	Fluroanten	8	400		2000	> 2000
	Pyren	5,2	84	840	8400	> 8400
	Benzo(a) antracen	3,6	60	501	50100	> 50100
	Krysen	4,4	280		2800	> 2800
	Benzo(b)fluoranten	90	140		10600	> 10600
	Benzo(k)fluoranten	90	135		7400	> 7400
	Benzo(a)pyren5)	6	183	230	13100	> 13100
	Indeno(1,2,3-cd) pyren	20	63		2300	> 2300
	Dibenso(ah) antracen	12	27	273	2730	> 2730
	Benzo(g,h,i)perylene	18	84		1400	> 1400
PAH16b)	300	2000	6000	20000	> 20000	

2.4 DNA

Miljø-DNA (eDNA) er spor av arvestoff (DNA) i miljøprøver som eksempelvis jord eller vann (Taberlet mfl. 2018). Flere studier viser at enkle vannprøver og analyser basert på miljø-DNA kan ha en høyere sannsynlighet for å finne sjeldne arter sammenlignet med konvensjonelle metoder (Thomsen mfl. 2012, Biggs mfl. 2015, Valentini mfl. 2016). Miljø-DNA er derfor en velegnet metode for overvåking av sjeldne rødlistearter og uønskede fremmede arter som ofte har lave tettheter og er vanskelig å oppdage med konvensjonelle metoder. I tillegg kan miljø-DNA brukes til å beskrive hele artssamfunn og dermed brukes til å karakterisere økologisk tilstand av en vannforekomst, men det er ikke gjort i disse undersøkelsene. Prøver tatt fra elver og innsjøer vil også kunne inneholde DNA fra terrestriske arter. I presentasjonen av totalantall arter er det ikke skilt mellom terrestriske og akvatiske arter.

2.4.1 Prøvetaking

Prøvetaking ble gjort i mellom 24. og 28 august 2020, samtidig med kvartalsprøvene. Det ble filtrert ca. 5 liter vann gjennom et kapselfilter (NatureMetrics) ved hjelp av en peristaltisk pumpe (Bürkle Vampire). Filtrene ble lagret i ATL-buffer (Qiagen) i romtemperatur frem til videre analyser i lab. For hver stasjon ble det tatt to parallellprøver. Det ble tatt seks prøver i elver og to i innsjøer.

2.4.2 Labanalyser

DNA ble isolert fra kapselfiltrene ved hjelp av en NucleoSpin Plant II (Machery-Nagel) protokoll. For påvisning av elvemusling, vasspest og *Tetracapsuloides bryosalmonae* ble det benyttet qPCR (Quantitative Polymerase Chain Reaction) med artsspesifikke markører. Dette er en relativ enkel metode som kan gi et raskt svar. En qPCR-analyse oppformerer en liten bit av DNA bestemt av den genetiske markøren man bruker ved hjelp av et varmesensitivt enzym og en maskin som justerer temperaturen opp og ned i mange repeterte sykler. En prøve regnes som positiv dersom man ser en klar økning av DNA-konsentrasjonen målt ved hjelp av fluorescens under PCR-analysen. CT-verdien viser hvor mange PCR-sykler det tar før DNA-mengden gir et klart fluorescens signal. En lavere CT betyr derfor høyere konsentrasjoner av DNA. Alle prøver ble kjørt i triplikater, sammen med en positiv kontroll av elvemusling-DNA og negative kontrollprøver. For å kunne karakterisere en prøve som positiv i en qPCR-analyse forventer vi at minst to av tre replikater skal være positive.

For å påvise mange arter samtidig og beskrive hele artssamfunn bruker man DNA-metastrekkoding (DNA-metabarcoding). Her bruker man arts-generelle markører som kan feste seg på DNA-molekyler fra mange arter. Man bruker så disse markørene sammen med en avansert sekvenseringsmaskin som kan lese millioner av DNA-strenger («strekkoder») i en analyse. Til slutt kan man sammenligne hver og en av disse millionene av DNA-strengene mot en referansedatabase for å bestemme hvilken art hver DNA-streng kommer fra. Denne metoden er altså avhengig av det finnes en referanse-strekkode for artene man finner i prøven. En bit av det mitokondrielle genet COI ble amplifisert ved hjelp av generelle markører for vertebrater (Elbrecht mfl. 2020) i en standard to-trinns Illumina protokoll. En første PCR inkluderte primere med «overhang adaptor»-sekvenser, etterfulgt av en andre PCR for å tilsette Illumina-indekser. PCR-produktene ble kvalitetssjekket på en Tape Station (Agilent 4200) og rensset med magnetiske kuler (MAG-BIND RXN PURE PLUS) etter hver PCR. Til slutt ble prøvene normalisert og slått sammen til et bibliotek for sekvensering på en Illumina MiSeq maskin ved NTNU Genomics Core Facility (GFC) i Trondheim.

2.4.3 Bioinformatiske analyser

Sekvenseringsresultatene ble analysert i programmet dada2 (Callahan mfl. 2016) for å generere ASVer (Amplicon Sequence Variants). Ved å bruke ASVer kontrollerer man for usikkerheten i DNA-sekvensene (både innen og mellom sekvensmaskiner) og genererer biologisk meningsfylte DNA-sekvenser (haplotyper) med færre amplifiserings- og sekvenseringsfeil (Callahan mfl. 2017). Flere

studier har vist at denne tilnærmingen reduserer antall grupper/arter (OTUs eller ASVs) og ikke minst reduserer risikoen for falske haplotyper og dermed feilaktig påvisning av arter som ikke finnes i prøven (Caruso mfl. 2019).

For å tilegne hver ASV til et taksonomisk nivå benyttet vi programmet RDP-Classifiser (Wang mfl. 2007) og en trenet referansedatabase, satt sammen av nesten en million COI-sekvenser fra artropoder og chordater (Porter & Hajibabaei 2018) for å tilegne ASVer til arter. Databasen ble opprinnelig utviklet med fokus på Nord-Amerika, men vi har i 2020 gått gjennom norsk navneliste i Artsdatabanken og inkludert norske strekkoder for 4061 norske arter. Tilnærmingen med å bruke ASVer gir i tillegg til taksonomisk id også informasjon om intraspesifikk genetisk variasjon.

Artslistene generert fra DNA-metastrekkoding analysene ble kryssjekket mot Artsdatabankens lister over norske arter, fremmede arter og rødlistede arter.

2.5 Tilstandsklassifisering

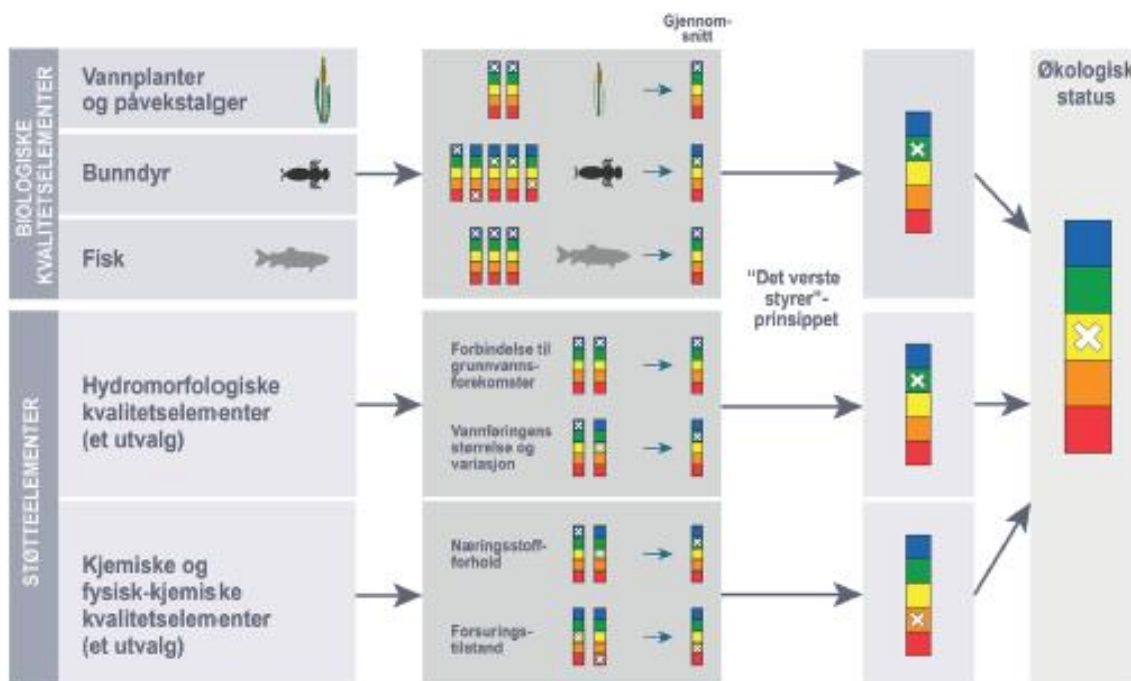
Den gjeldende klassifiseringsveilederen som gir informasjon om aktuelle analyser for å vurdere tilstanden i innsjøer og elver, ble utgitt i en revidert versjon i 2018 (Direktoratsgruppen, 2018). I denne finnes også grenseverdier for inndeling i ulike kvalitetsklasser. En viktig forandring mellom denne veilederen og tidligere norske klassifiseringssystemer var at det her ble tatt hensyn til naturlige karaktertrekk ved klasseinndelingen. Områder med ulik geologi vil for eksempel naturlig ha ulik bakgrunnstilførsel av næringssalter, og selv uten noen menneskelig påvirkning ville vannforekomstene framstå forskjellig både med hensyn til kjemiske- og biologiske parametere. I stedet for å benytte målte verdier som utgangspunkt for klassifiseringen, benyttes derfor heller avviket fra en definert referansetilstand. Dette forholdstallet mellom målt verdi og referanseverdi kalles *økologisk kvalitetskvotient* (ecological quality ratio, EQR), og varierer fra 0 til 1, der 1 er best.

Det beregnes EQR-verdier og normaliserte EQR-verdier (nEQR) for hvert kvalitetselement, for at verdien til de ulike indeksene skal kunne sammenlignes. Den endelige økologiske tilstanden blir fastsatt ved å kombinere de ulike kvalitetselementene (nEQR-verdier) iht. det «verste styrer prinsippet». Dette vil si at kvalitetselementet med den dårligste tilstandsklassen bestemmer tilstandsklassen for hele vannforekomsten.

Fysisk-kjemiske støtteparameterne kan variere mye gjennom året og hver prøve gir kun et øyeblikksbilde av situasjonen. Av den grunn benyttes de som støtteparameterne. Støtteparameterne vil kun nedgradere den økologiske tilstanden i tilfeller der de biologiske kvalitetselementene viser «god» eller «svært god» økologisk tilstand og de fysisk-kjemiske støtteparameterne viser «moderat», «dårlig» eller «svært dårlig» tilstand. De fysisk-kjemiske støtteparameterne kan kun nedgradere tilstanden en klasse, fra «svært god» til «god» eller fra «god» til «moderat». Fremgangsmåten for

klassifisering av ulike kvalitetselementer er illustrert i eksempelet under (figur 2.13), som er hentet fra klassifiseringsveiledren 02:2018.

Vanntypen definert ut fra resultater fra forundersøkelsene (jf. tabell 2.1) ble brukt til klassifisering.



Figur 2.13. Eksempel på hvordan klassifisering av økologisk tilstand i elv gjøres. Figuren er hentet fra klassifiseringsveilederen 02:2018.

Veileder M608 skiller mellom EU-spesifikke/prioriterte stoffer, og vannregionspesifikke stoffer. De prioriterte stoffene benyttes til å klassifisere kjemisk tilstand i vann og omfatter metallene bly, kadmium, kvikksølv og nikkel i tillegg til en rekke PAH-forbindelser. Kjemisk tilstand vurderes med bakgrunn i EQS (environmental quality standard/miljøkvalitetsstandard) som angir grensen mellom «god» (AA-EQS, årlig gjennomsnittsverdi) og «dårlig» tilstand (MAC-EQS, maksimal verdi) og er bestemt ut fra et risikohensyn for miljø og helse i akvatiske økosystem. AA-EQS har til hensikt å beskytte for kronisk eksponering og MAQ-EQS har til hensikt å beskytte for akutt eksponering. For metallene arsen, kobber, krom og sink benyttes klassifisering etter de fem klassene fra «svært god» - «svært dårlig». I denne rapporten er metaller klassifisert etter tilstandsklassene i M608 (tabell 2.17). Der noen av de vannregionspesifikke stoffene overskrider grenseverdiene for «god» tilstand er samlet tilstand for disse stoffene vurdert som «ikke god». Dersom biologiske kvalitetselementer tilsier «god» økologisk tilstand og regionspesifikke stoffer viser dårligere enn «god» tilstand blir samlet økologisk tilstand «moderat». Tilsvarende vil overskridelse av grenseverdier for «god» tilstand for ett av de prioriterte stoffene oppgitt i tabell 2.12 gi «ikke god» kjemisk tilstand.

Tabell 2.18. Klassifiseringssystem for vann og sediment, gjengitt fra klassifiseringsveileder 02:2018 (2). Informasjon om toksiske effekter gjelder kjemisk tilstand.

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

¹⁾ AF: Sikkerhetsfaktor

3 Gjerstadvassdraget

3.1 Elver

3.1.1 Vannkjemi

Tabell 3.1 -3.5 oppsummerer analyseresultatene for vannprøver tatt i elvene i Gjerstadvassdraget gjennom forundersøkelsesperioden 2020.

Haugeelva var generelt mer kalkfattig og viste dårligere bufferevne enn de andre bekkene i vassdraget (tabell 3.1). Kalsiuminnholdet varierte mellom 1 og 4 mg/l tilsvarende kalkfattig vanntype. Bekkene ved Langtjerna, Småtjenna og Brokelandsbekken kan alle regnes som vanntype R108 (moderat kalkrike og humøse) ut fra kalsiuminnhold (tabell 3.1) og TOC (tabell 3.2). Øvre og midtre del av Kjerrstembekken (4.5.2.KJE1 og 4.5.3.KJE2) var kalkfattige, men lenger ned i vassdraget (4.5.4.KJE3) var det mer kalkrikt tilsvarende moderat kalkrik vanntype, R108. Vanntypen satt fra resultatene fra forundersøkelsene er benyttet til klassifiseringen presentert i dette kapittelet. Vedlegg VII inkluderer klassifisering av alle parametere for vanntypen registrert i Vann-Nett.

Bekkene ved Langtjerna, Småtjenna og Brokelandsbekken viste tidvis høye konsentrasjoner av klorid. Alle disse bekkene ligger nær eksisterende vei og de forhøyede kloridverdiene kommer antagelig fra vegsalt. Gjennomsnittskonsentrasjonen i disse bekkene varierte mellom 11 og 21 mg/l. Høyeste konsentrasjon av klorid på 33 mg/l ble målt i Brokelandsbekken.

I Haugelva varierte pH mellom 5,2 i øvre del (4.1.HAU1) og 7,0 i nedre del (4.3.HAU3) (tabell 3.2). Tilstanden for pH var «god», men ble «moderat» for vanntypen R105 som er registrert i vann-nett (vedlegg VII). I bekkene ved Langtjerna (4.2.1.LAT1 og 4.2.2.LAT2) var det mindre variasjon i pH, 6,5-7,2 med et snitt på 6,8 tilsvarende «svært god» tilstand. I Brokelandsbekken varierte pH mellom 6,5 og 7,4 med et snitt tilsvarende «svært god» tilstand. I Småtjenna var pH tidvis lav, men samlet tilstand for pH var «god». I Kjerrstembekken varierte pH mellom 6,4 ved øvre stasjon (4.5.2.KJE1) og 7,2 ved midtre stasjon (4.5.3.KJE2), med en samlet tilstand for pH på «svært god» eller «god».

Fosforkonsentrasjonene i elvene varierte mellom 4,7 og 320 µg/l (tabell 3.3). Den høyeste verdien ble ikke tatt med i tilstandsberegningen for HAU1. Gjennomsnittskonsentrasjonene av fosfor i bekkene varierte mellom 11,6 og 18,3 µg/l. Alle bekkene viste god tilstand for gjennomsnittskonsentrasjonene av fosfor for vanntypen R106 eller R108. For vanntypen registrert i Vann-nett viste Småtjenna (4.4.1.SMA) «moderat» tilstand (vedlegg VII).

For nitrogen var tilstanden noe dårligere. Nitrogenkonsentrasjonene varierte mellom 190 i øvre del av Haugeelva (4.1.HAU1) til 1500 µg/l i Langtjerna utløp (4.2.2.LAT2). Som for fosfor ble ikke den høyeste verdien tatt med i tilstandsberegningen for LAT2. Gjennomsnittet for nitrogen ligger på mellom 113 og 543 µg/. Det høyeste gjennomsnitt ble målt i Småtjenna, men her ble det kun tatt tre prøver i 2020.

For metaller var tilstanden stort sett god (tabell 3.4). Øvre del av Kjerrstembekken (4.5.2.KJE1) hadde en episode med forhøyet innhold av arsen. Småtjenna (4.4.1.SMA) hadde forhøyet snittkonsentrasjon av bly og tidvis forhøyet konsentrasjon av arsen innenfor tilstandsklasse III (moderat).

Brokelandsbekken (4.4.3.BRO) viste høye konsentrasjoner av nikkell og sink innenfor tilstandsklasse III og IV (dårlig). Den kjemiske tilstanden i Småtjenna og Brokelandsbekken vurderes som «ikke god» på grunn av konsentrasjoner av prioriterte stoffer over kl. III.

Alle bekkene viste samlet sett god tilstand for labilt aluminium (tabell 3.5). Haugelva hadde periodevis høye konsentrasjoner av labilt aluminium i «moderat» tilstand. Øvre del av Haugeelva (4.1.HAU1)

viste også dårlig tilstand for ANC. Alle stasjonene med unntak av 4.2.2.LAT2 og 4.5.4.KJE3 viste periodevis dårlig bufferevne innen «dårlig» eller «svært dårlig» tilstand.

Det ble ikke påvist olje eller PAH-forbindelser i noen av bekkene.

Tabell 3.1. Basekationer og anioner (mg/l) i vannprøver i elver i Gjerstadvassdraget.

Stasjon	n		Kalsium (Ca)	Magnesium (Mg)	Natrium (Na)	Kalium (K)	Sulfat (SO4)	Klorid (Cl)
4.1.HAU1	9	Snitt	1,1	0,4	1,6	0,3	1,4	2,3
		Max	1,3	0,44	1,8	0,32	2,31	3,2
		Min	1	0,33	1,5	0,21	0,83	0,1
4.2.HAU2	9	Snitt	1,4	0,4	2,2	0,3	1,6	2,8
		Max	1,9	0,49	2,7	0,52	2,27	3,9
		Min	1,1	0,34	1,7	0,24	1,15	0,1
4.2.1.LAT1	4	Snitt	4,4	0,7	10,9	0,5	6,9	15,0
		Max	6,3	0,9	18	0,6	11,5	21
		Min	3,4	0,6	6,6	0,36	4,64	8,9
4.2.2.LAT2	4	Snitt	4,3	0,9	7,4	0,8	5,0	11,3
		Max	4,9	0,98	10	0,98	5,7	17
		Min	3,5	0,75	4,4	0,58	4,24	7,8
4.3.HAU3	9	Snitt	2,4	0,6	3,8	0,6	2,4	5,6
		Max	4	0,86	5,3	1,4	3,4	11
		Min	1,5	0,46	2,3	0,35	1,58	0,1
4.4.1.SMA	3	Snitt	4,2	0,7	9,8	0,7	6,3	15,7
		Max	6	0,87	10	0,91	8,28	19
		Min	3,1	0,59	9,4	0,6	4,44	14
4.4.3.BRO	9	Snitt	11,3	1,9	16,1	1,2	27,4	21,4
		Max	18	2,8	25	2,1	43,5	33
		Min	4,1	0,75	8,9	0,62	9,07	12
4.5.2.KJE1	9	Snitt	2,0	0,5	2,0	0,5	1,4	2,9
		Max	3,2	0,76	2,3	0,91	1,75	3,5
		Min	1,3	0,46	1,8	0,32	0,83	2,4
4.5.3.KJE2	9	Snitt	2,8	0,6	6,3	0,7	3,2	8,8
		Max	4,1	0,85	9,3	1,1	4,25	14
		Min	1,4	0,42	3,2	0,43	2,16	4,7
4.5.4.KJE3	9	Snitt	4,9	0,8	6,8	0,8	5,1	9,7
		Max	12	1,2	9,6	1,7	11	16
		Min	1,7	0,48	3,6	0,49	2,75	4,9

Tabell 3.2. pH, alkalitet, turbiditet, suspendert stoff (SS), konduktivitet, fargetall, total organisk karbon (TOC) og kjemisk oksygenforbruk (KOF) i vannprøver i elver i Gjerstadvassdraget 2020. *KOF er kun med i kvartalsprøver jf. tabell 2.3 og 2.4 (n=3-4).

		n	pH		Alkalitet	Turbid.	SS	Kond.	Fargetall	TOC	KOF*
			pH	nEQR	mmol/L	FNU	mg/L	mS/m	mg Pt/L	mg/l	mg/l
4.1.HAU1	Snitt	9	5,9	0,75	0,0	0,5	1,0	1,9	52,6	6,9	16,5
	Max		6,3	0,84	0,05	0,72	1	2,1	80	9,3	20
	Min		5,2	0,65	0,01	0,39	1	1,75	31	5,3	13
4.2.HAU2	Snitt	9	6,2	0,80	0,0	0,6	1,6	2,3	50,3	6,5	17,3
	Max		6,5	0,90	0,1	1,1	5,2	2,74	78	8,7	19
	Min		5,4	0,68	0,01	0,41	1	2	26	4,7	14
4.2.1.LAT1	Snitt	4	6,8	0,90	0,1	0,8	1,6	3,7	50,4	6,5	15,4
	Max		7,2	1,00	0,21	1,8	5,5	5,29	78	9,1	21
	Min		6,5	0,77	0,02	0,36	1	2,15	32	5	8,5
4.2.2.LAT2	Snitt	4	6,8	0,92	0,4	0,8	2,1	6,9	58,8	7,7	17,3
	Max		6,9	0,95	1,2	1,3	3,9	8,68	91	12	30
	Min		6,7	0,86	0,16	0,51	1	5,43	33	4,4	8,1
4.3.HAU3	Snitt	9	6,6	0,95	0,1	0,8	1,4	8,4	71,5	8,7	20,5
	Max		7	1,00	0,27	1	2,6	12,6	96	12	29
	Min		5,8	0,74	0,04	0,46	1	5,55	45	5,7	15
4.4.1.SMA	Snitt	3	6,3	0,69	0,3	0,8	1,0	8,2	113,0	13,9	33,0
	Max		6,8	0,90	0,63	0,99	1	8,98	200	23	53
	Min		5,7	0,51	0,04	0,68	1	7,15	52	8,9	23
4.4.3.BRO	Snitt	9	7,1	1,00	0,4	1,5	1,8	15,8	49,0	7,0	18,0
	Max		7,4	1,00	2,2	3,6	6,1	24,2	84	11	27
	Min		6,5	0,77	0,07	0,85	1	7,06	29	5,2	11
4.5.2.KJE1	Snitt	9	6,4	0,86	0,1	1,1	1,2	2,5	62,8	7,6	16,3
	Max		6,7	0,97	0,2	3,1	3	3,39	76	9,3	22
	Min		5,7	0,72	0,02	0,47	1	1,96	45	5,5	10
4.5.3.KJE2	Snitt	9	6,8	0,99	0,1	1,2	1,8	5,1	60,2	7,4	16,6
	Max		7,2	1,00	0,24	2,8	4,9	6,7	76	9,5	24
	Min		6	0,77	0,03	0,64	1	2,79	39	5,2	9,2
4.5.4.KJE3	Snitt	9	6,7	0,88	0,2	1,6	1,1	6,6	50,9	6,8	13,5
	Max		7,1	1,05	0,52	6,2	2,1	11	68	8,9	18
	Min		6,1	0,60	0,04	0,68	1	3,03	24	3,9	8,1

Tabell 3.3. Næringsstoffer i vannprøver i Gjerstadvassdraget i 2020. Ekstreme verdier av TN og TP som ga endring i tilstanden utover antatt normaltstand ble fjernet. TN ble fjernet for 4.2.2.LAT2 januar 21 (1500 µg/l) og tilsvarende for TP for HAU1 (320 µg P/l) og HAU2 (77 µg/l) september 2020.

Stasjon	n		Total Fosfor		Total Nitrogen		NO ₃ -N	NH ₄ -N
			µg/L	nEQR	µg/L	nEQR	µg/L	µg/L
4.1.HAU1	9	Snitt	11,0	0,92	301	0,66	77,2	19,1
		Max	23	0,62	400	0,60	170	45
		Min	5	1,00	190	0,87	21	2,5
4.2.HAU2	9	Snitt	11,6	0,91	391	0,60	79,6	13,6
		Max	23	0,62	1100	0,24	120	31
		Min	3,8	1,00	220	0,76	39	2,5
4.2.1.LAT1	4	Snitt	12,8	0,94	385	0,84*	149,5	11,6
		Max	21	0,77	450	0,77*	270	26
		Min	7,1	1,00	320	0,92*	82	2,5
4.2.2.LAT2	4	Snitt	16,8	0,85	650	0,61*	615,0	24,4
		Max	33	0,55	690	0,58*	1300	49
		Min	9,2	1,00	590	0,65*	200	5,5
4.3.HAU3	9	Snitt	12,8	0,87	486	0,51	253,4	15,8
		Max	33	0,48	640	0,40	450	32
		Min	4,7	1,39	350	0,63	81	3
4.4.1.SMA	3	Snitt	18,3	0,82	543	0,68*	125,0	30,3
		Max	34	0,54	720	0,55*	290	46
		Min	10	1,00	330	0,90*	34	16
4.4.3.BRO	9	Snitt	11,6	0,98	423	0,80*	198,9	14,5
		Max	17	0,84	560	0,67*	350	31
		Min	5,7	1,00	350	0,88*	110	3
4.5.2.KJE1	9	Snitt	12,1	0,89	317,8	0,65	62,7	16,5
		Max	19	0,72	380	0,61	110	25
		Min	7	1,00	230	0,75	23	3
4.5.3.KJE2	9	Snitt	11,6	0,90	371	0,61	113,3	14,7
		Max	19	0,72	480	0,51	180	29
		Min	5,9	1,00	260	0,71	41	3
4.5.4.KJE3	9	Snitt	15,3	0,88	458	0,76	229,9	16,3
		Max	42	0,48	590	0,65	440	26
		Min	5	1,00	330	0,90	83	5,3

Tabell 3.4. Metaller (µg/l) i vannprøver tatt i elver i Gjerstadvassdraget 2020. *Kun kvartalsprøver

Stasjon	n	Fe	Mn	Pb*	Cd*	Hg*	Ni*	As*	Cr*	Cu*	Zn*
4.1.HAU1	Snitt	168,8	11,5	0,29	0,029	0,002	0,66	0,25	0,25	0,62	5,3
	Max	320	17	0,42	0,042	0,004	0,71	0,27	0,30	0,67	7,4
	Min	79	6	0,17	0,019	0,001	0,62	0,23	0,22	0,56	4,0
4.2.HAU2	Snitt	175,6	6,1	0,23	0,023	0,002	0,63	0,25	0,24	0,62	4,4
	Max	310	12	0,35	0,044	0,003	0,78	0,28	0,28	0,72	6,6
	Min	120	2,4	0,18	0,013	0,001	0,52	0,22	0,20	0,54	2,8
4.2.1.LAT1	Snitt	232,5	6,1	0,27	0,032	0,001	0,77	0,26	0,26	1,44	5,3
	Max	340	7,8	0,42	0,041	0,002	1,00	0,32	0,35	2,00	8,1
	Min	140	4,7	0,21	0,024	0,001	0,50	0,16	0,18	0,56	3,0
4.2.2.LAT2	Snitt	191,0	4,6	0,21	0,028	0,002	0,62	0,22	0,21	1,03	4,3
	Max	330	6,7	0,31	0,032	0,003	0,81	0,30	0,29	1,30	5,6
	Min	94	2	0,13	0,022	0,001	0,40	0,14	0,14	0,71	3,1
4.3.HAU3	Snitt	181,1	5,0	0,20	0,024	0,002	0,62	0,23	0,22	0,75	4,2
	Max	280	12	0,23	0,036	0,005	0,69	0,27	0,24	0,82	6,2
	Min	120	1,2	0,16	0,014	0,001	0,54	0,20	0,20	0,69	2,8
4.4.1.SMA	Snitt	410,0	10,1	1,83	0,032	0,001	1,40	0,38	0,42	1,90	5,9
	Max	670	16	4,50	0,053	0,001	1,50	0,55	0,68	2,10	8,3
	Min	260	4,2	0,17	0,008	0,001	1,20	0,27	0,23	1,60	2,0
4.4.3.BRO	Snitt	207,8	11,6	0,22	0,036	0,003	11,35	0,22	0,26	3,43	12,0
	Max	330	23	0,38	0,043	0,004	17,00	0,29	0,37	4,60	13,0
	Min	120	1,4	0,13	0,030	0,001	7,50	0,15	0,19	2,30	11,0
4.5.2.KJE1	Snitt	285,6	8,1	0,26	0,025	0,002	0,91	0,35	0,37	0,57	4,8
	Max	670	16	0,33	0,030	0,003	1,20	0,59	0,44	0,73	5,9
	Min	130	2,2	0,21	0,019	0,001	0,69	0,18	0,31	0,44	3,7
4.5.3.KJE2	Snitt	315,6	5,4	0,23	0,023	0,001	1,57	0,29	0,31	1,21	4,4
	Max	640	9,8	0,29	0,028	0,002	2,10	0,41	0,37	1,70	6,3
	Min	140	1,9	0,16	0,017	0,001	0,99	0,18	0,23	0,70	3,2
4.5.4.KJE3	Snitt	267,1	5,6	0,19	0,025	0,001	1,50	0,26	0,26	1,47	4,4
	Max	620	9,8	0,31	0,029	0,002	2,10	0,39	0,35	1,80	6,1
	Min	94	1,7	0,07	0,018	0,001	1,00	0,12	0,17	0,99	3,2

Tabell 3.5. Aluminium og ANC i vannprøver i elver i Gjerstadvassdraget 2020.

Stasjon	n		Aluminium (Al)					ANC	
			Al (µg/l)	Reaktivt	Illabilt	Labilt	nEQR	µekv/l	nEQR
4.1.HAU1	9	Snitt	172,2	73,6	50,4	23,7		64	0,18
		Max	240	120	82	39	0,52	132	1,00
		Min	120	38	24	9,6		31	0,06
4.2.HAU2	9	Snitt	147,3	61,9	45,6	15,4		87	0,65
		Max	240	120	83	35	0,56	142	1,00
		Min	71	22	19	3		40	0,09
4.2.1.LAT1	4	Snitt	182,5	69,3	59,3	9,8		187	1,00
		Max	280	110	100	19	0,62	336	1,00
		Min	130	33	30	3		75	0,33
4.2.2.LAT2	4	Snitt	148,8	46,0	41,8	4,5		161	1,00
		Max	230	84	83	9,5	0,69	251	1,00
		Min	95	27	25	1		96	0,77
4.3.HAU3	9	Snitt	134,9	45,8	37,4	9,0		122	0,98
		Max	270	120	84	36	0,55	234	1,00
		Min	49	9,2	9,6	1		-105	0,00
4.4.1.SMA	3	Snitt	293,7	134,7	124,0	10,7		130	1,00
		Max	580	290	260	28	0,60	234	1,00
		Min	71	16	15	1		28	0,05
4.4.3.BRO	9	Snitt	155,2	40,0	35,5	4,5		259	1,00
		Max	270	110	91	16	0,64	416	1,00
		Min	82	10	6,7	1		39	0,09
4.5.2.KJE1	9	Snitt	176,7	69,7	53,7	15,3		126	1,00
		Max	240	110	82	31	0,60	223	1,00
		Min	100	24	22	2		74	0,30
4.5.3.KJE2	9	Snitt	164,4	49,9	42,0	8,3		157	1,00
		Max	220	100	74	29	0,60	283	1,00
		Min	110	15	15	1		67	0,19
4.5.4.KJE3	9	Snitt	143,1	43,3	36,6	7,1		233	1,00
		Max	210	99	74	26	0,61	539	1,00
		Min	58	10	10	1		85	0,63

3.1.2 Automatiske målinger

Haugelva

Tabell 3.6 og 3.7 samt figurene 3.1-3.4 oppsummerer resultater fra de automatiske målingene i nedre del av Haugelva (4.3.HAU3).

Ledningsevnen har i snitt ligget på mellom 3,6 og 5,5 mS/m (figur 3.1). Høyeste ledningsevne ble målt i oktober og november. Nitratverdiene har i snitt variert mellom 0,37 og 0,49 mg/l. Høyeste konsentrasjon ble målt i desember og juli. De forhøyede verdiene av nitrat i juli har trolig sammenheng med høy vanntemperatur og begroing på sensoren. Nitratverdiene droppet som regel noe etter at «wiperen» hadde rensset linsen.

I perioder med lite eller tilnærmet normal nedbør har vannstanden i elva vært mellom 60 og 70 cm (figur 3.2). I desember var vannhøyden nesten oppe i 3 m. Hele desember var preget av mye nedbør, 300 mm over normalnedbør. Turbiditeten har stort sett ligger på < 5 NTU, med forhøyede verdier i perioder med nedbør. De høyeste verdiene ble målt i november. I denne perioden var det også mye løv som samlet seg opp rundt sonden og dekket linsen, som derfor ga høyere målinger enn det som var reelt.

pH har vært synkende fra 6,8 i juni til 6,4 i desember (figur 3.3).

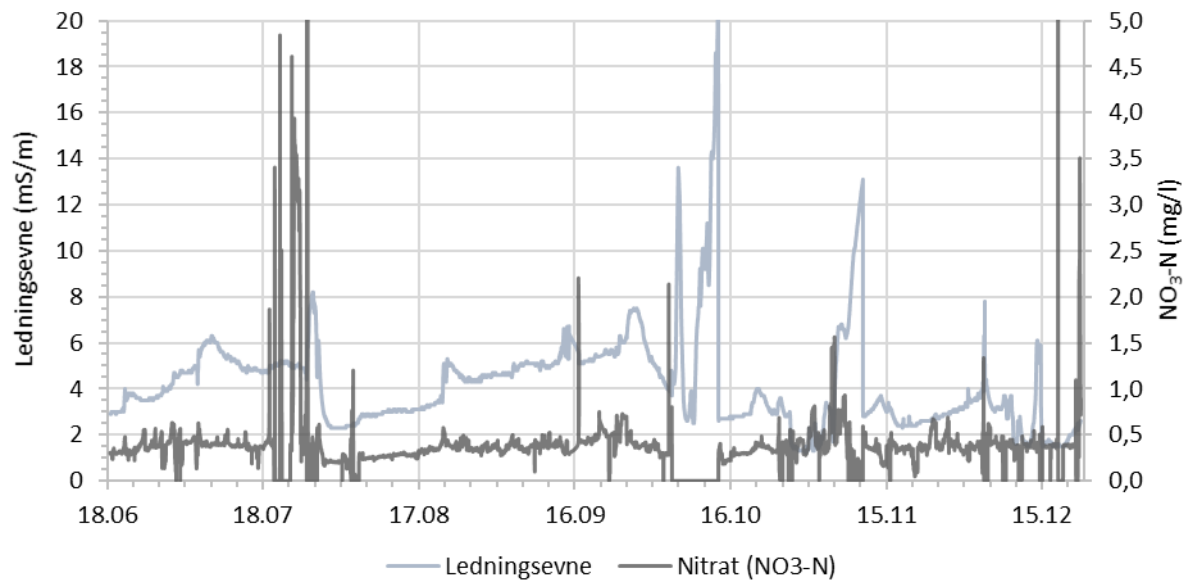
Strømningen i elva er hurtig og veksler mellom laminære partier og partier med mer turbulens. Oksygenforholdene i elva er derfor som regel god med oksygenmetning nærmest 100% (tabell 3.7 og figur 3.4). I oktober og november var det en periode med noe lavere oksygeninnhold som trolig hadde sammenheng med oppsamling av løv og kvister nært bunnen i kulpen hvor sonden står.

Tabell 3.6. Oppsummering av automatiske målinger i nedre del av Haugelva (4.3.HAU3) i perioden 18.06-16.12.20. For turbiditet er feilmålinger tatt ut ved beregning av min, snitt og maksverdier.

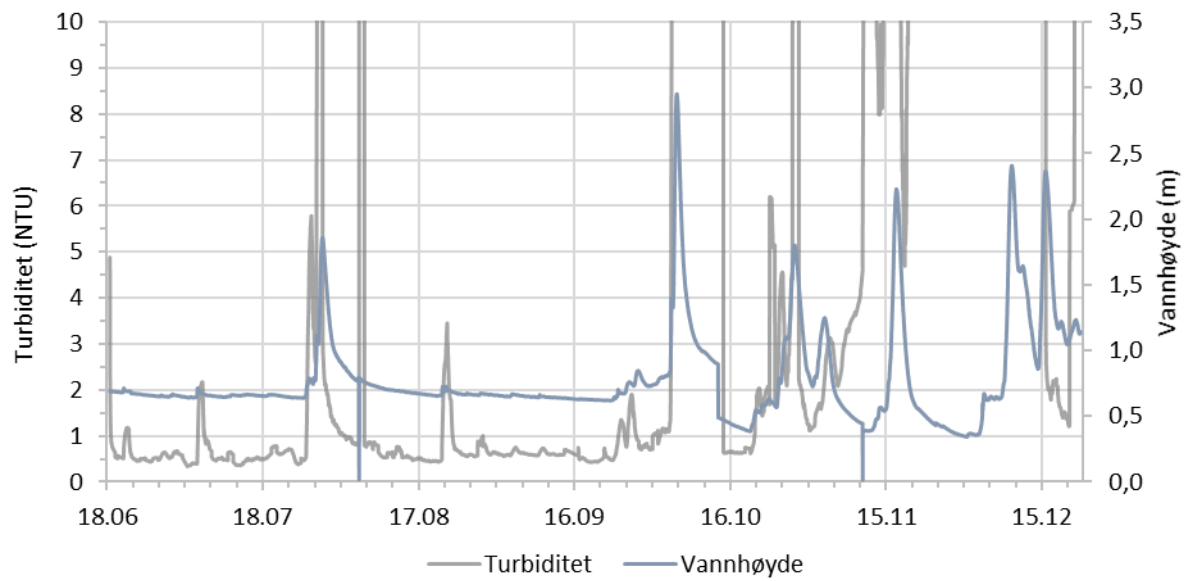
Mnd	Ledningsevne (mS/m)			pH			Turbiditet (NTU)			Vannhøyde (m)			Temperatur (°C)		
	Min	Snitt	Maks	Min	Snitt	Maks	Min	Snitt	Maks	Min	Snitt	Maks	Min	Snitt	Maks
Juni	2,9	3,6	4,7	6,4	6,7	6,8	0,0	0,6	5,3	0,65	0,67	0,71	15,4	18,7	21,6
Juli	2,3	5,0	8,2	6,7	6,7	6,8	0,0	1,2	65,2	0,64	0,74	1,86	11,1	14,6	19,1
Aug	2,3	3,5	5,3	6,6	6,6	6,7	0,0	0,8	19,9	0,02	0,71	0,98	10,9	16,8	20,3
Sep	4,5	5,5	7,5	6,6	6,6	6,6	0,0	0,7	7,3	0,62	0,67	0,85	8,0	11,3	13,8
Okt	1,2	4,5	21,2	6,5	6,5	6,6	0,0	2,1	168,3	0,38	0,91	2,95	5,2	9,2	12,4
Nov	1,3	3,8	13,1	6,5	6,5	6,5	0,0	30,2	1145	0,02	0,67	2,23	2,3	6,3	8,4
Des	1,5	2,7	7,8	6,4	6,4	6,5	1,0	7,4	225,4	0,36	1,16	2,41	2,9	3,8	4,6
2020	1,2	4,2	21,2	6,4	6,6	6,8	0,0	6,3	1145	0,02	0,79	2,95	2,3	11,3	21,6

Tabell 3.7. Oppsummering av automatiske målinger i nedre del av Haugelva (HAU3) i perioden 18.06-16.12.20.

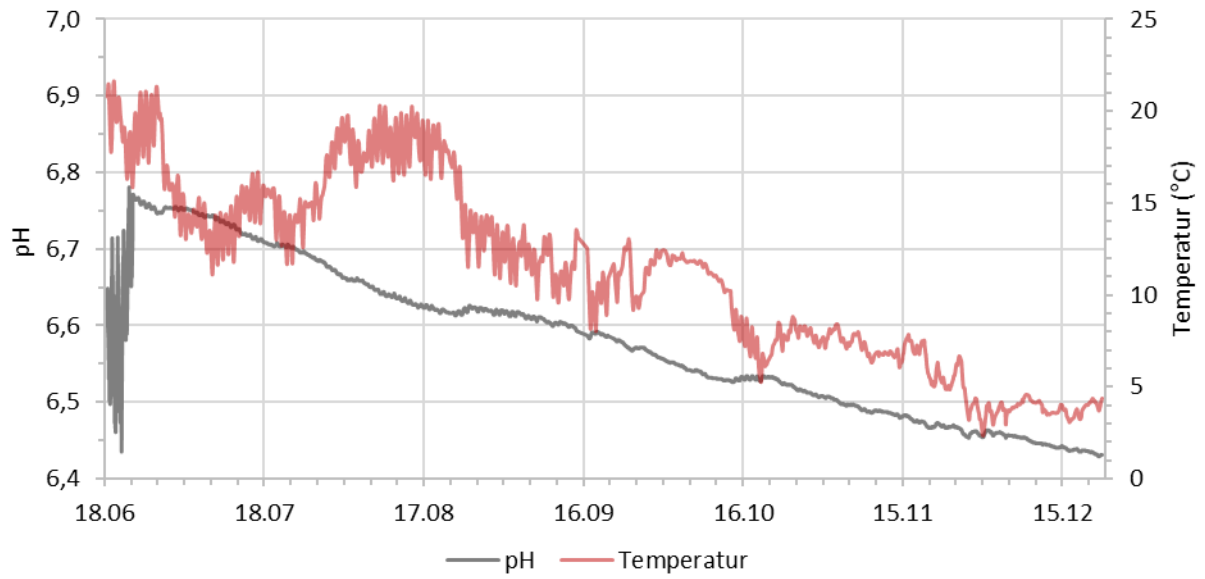
Mnd	Oksygen (mg/l)			Oksygenmetning (%)			Redoks (mV)			NO ₃ -N (mg/l)		
	Min	Snitt	Maks	Min	Snitt	Maks	Min	Snitt	Maks	Min	Snitt	Maks
Juni	9,0	9,9	10,7	110	116	121	180	354	488	0,14	0,37	0,63
Juli	10,0	10,6	11,5	110	115	120	299	462	556	0,00	0,49	14,47
Aug	9,6	10,3	11,8	113	116	120	367	490	579	0,00	0,30	1,20
Sep	9,3	11,3	12,6	98	113	120	312	472	564	0,00	0,42	2,20
Okt	0,0	8,1	13,1	0	76	118	-403	284	541	0,00	0,23	2,14
Nov	0,0	9,1	14,6	0	80	118	-390	123	463	0,00	0,39	1,56
Des	0,0	12,8	14,5	0	106	118	-51	316	464	0,00	0,38	23,56
2020	0,0	10,2	14,6	0	101	121	-403	359	579	0,00	0,37	23,56



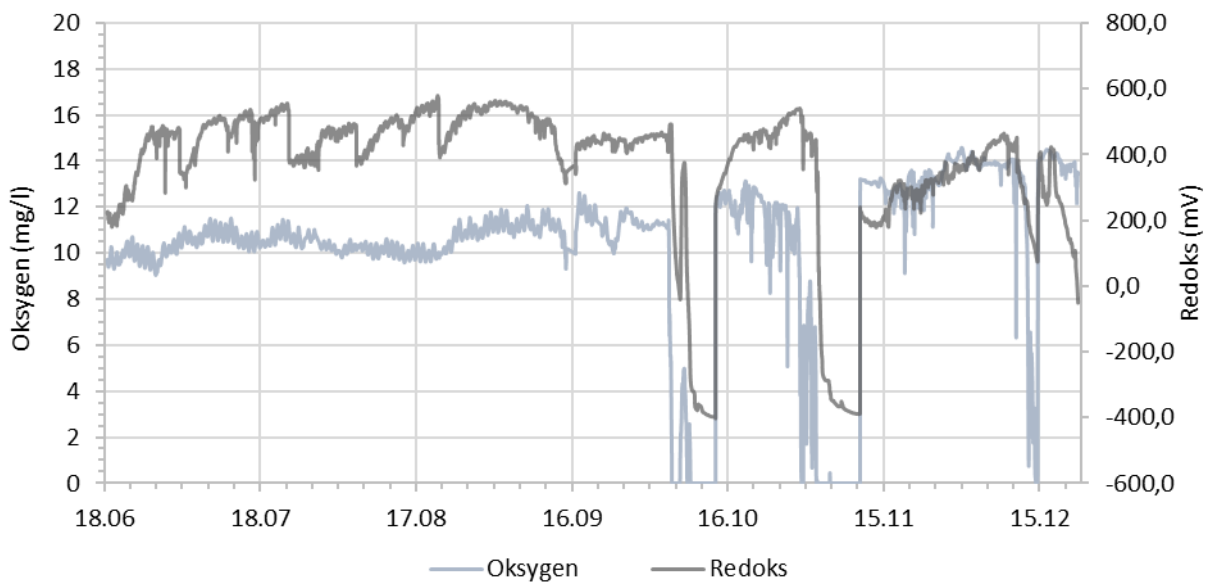
Figur 3.1. Ledningsevne og nitrat i nedre del av Haugelva (HAU3) i perioden 18.06-22.12.20.



Figur 3.2. Vannhøyde og turbiditet i nedre del av Haugelva (HAU3) i perioden 18.06-22.12.20. Turbiditetsmålinger >10 NTU er ikke vist.



Figur 3.3. pH og vanntemperatur i nedre del av Haugeelva (HAU3) i perioden 18.06-22.12.20.



Figur 3.4. Oksygen og redokspotensiale i nedre del av Haugeelva (HAU3) i perioden 18.06-22.12.20.

Kjerrstembekken

Tabell 3.8 og 3.9 samt figurene 3.5-3.7 oppsummerer de automatiske målingene i nedre del av Kjerrstembekken i perioden juni-desember 2020.

Ledningsevnen har i snitt vært under 10 mS/m gjennom hele perioden (tabell 3.8, figur 3.7). Høyeste ledningsevne ble målt i juli, august og september i perioder hvor pH også var på det høyeste. pH har variert mellom 5,8 og 7,1 hvor høyeste ble målt sommermånedene og laveste ble målt i oktober.

I perioder med lite eller normal nedbør er vannhøyden rundt 50 cm. I november og desember, da det var mye nedbør og flom på Sørlandet, var vannhøyden oppe i 2,4 m på det meste. Oktober til desember var også perioden med høyest turbiditet og transport av partikler og organisk materiale fra nedbørfeltet.

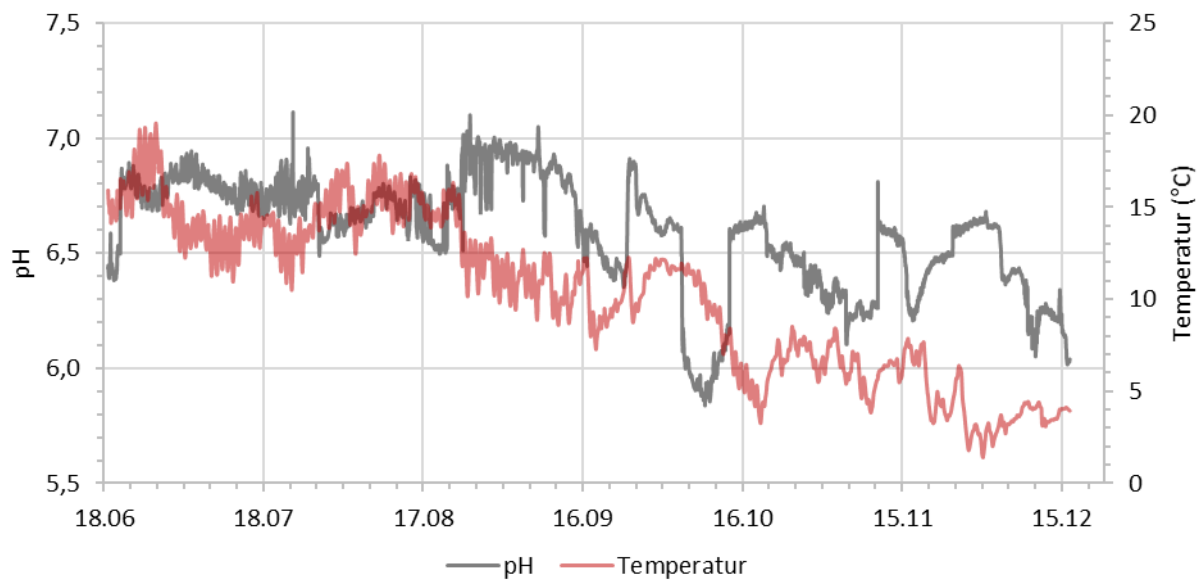
Oksygenforholdene har stort sett vært gode og har variert mellom 8,5 og 11,6 mg O₂/l i snitt. Det har til tider vært noe tilslamming av sensoren som ga noen «dropp» i oksygen (figur 3.7).

Tabell 3.8. Oppsummering av automatiske målinger i nedre del av Kjerrstembekken (KJE3) i perioden 18.06-16.12.20.

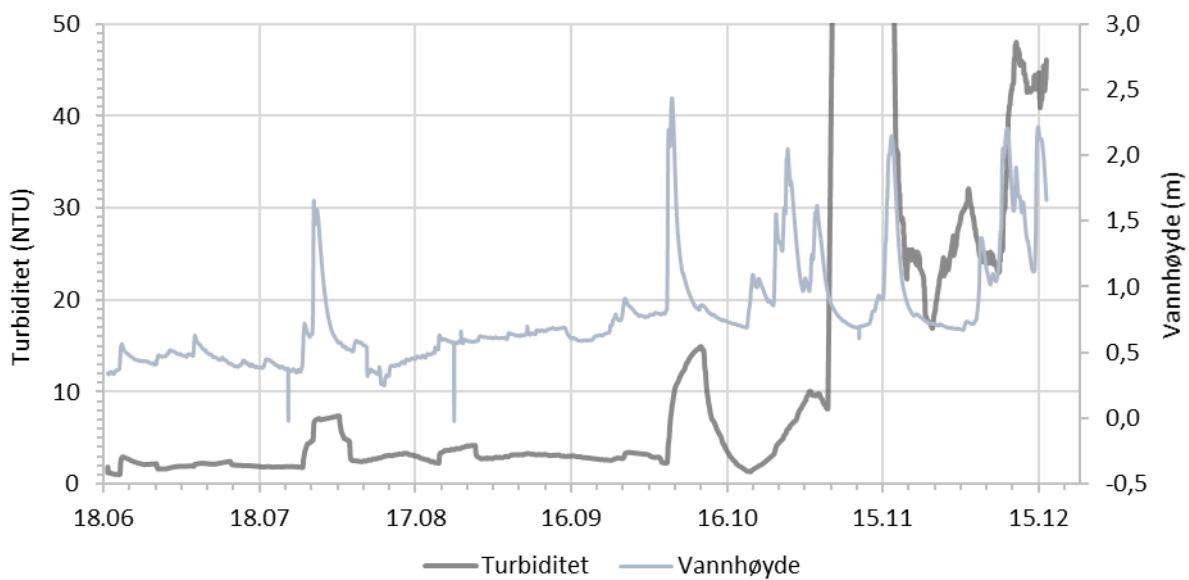
Mnd	Ledningsevne (mS/m)			pH			Turbiditet (NTU)			Vannhøyde (m)			Temperatur (°C)		
	Min	Snitt	Maks	Min	Snitt	Maks	Min	Snitt	Maks	Min	Snitt	Maks	Min	Snitt	Maks
Juni	6,1	8,4	11,8	6,4	6,7	6,9	0,8	2,0	42,0	0,33	0,44	0,57	14,1	16,2	19,6
Juli	0,0	7,4	12,1	6,5	6,8	7,1	1,0	3,2	121	-0,02	0,53	1,66	10,5	13,7	17,0
Aug	4,6	7,6	12,1	6,5	6,7	7,1	1,0	3,0	85,8	-0,02	0,51	0,66	9,8	14,5	17,8
Sep	6,1	9,0	12,6	6,4	6,7	7,0	1,7	3,0	21,8	0,59	0,67	0,91	7,3	10,5	12,7
Okt	2,7	5,0	9,1	5,8	6,4	6,7	0,6	7,0	1567	0,69	1,05	2,44	3,3	8,0	12,2
Nov	2,5	4,1	9,9	6,1	6,4	6,8	2,0	95,0	393	0,61	0,92	2,15	1,4	5,4	8,4
Des	2,7	4,1	7,6	6,0	6,3	6,6	4,8	41,5	393	0,72	1,42	2,22	2,0	3,6	4,4
2020	0,0	6,5	12,6	5,8	6,6	7,1	0,6	22,3	393	-0,02	0,77	2,44	1,4	10,2	19,6

Tabell 3.9. Oppsummering av automatiske målinger i nedre del av Kjerrstembekken (KJE3) i perioden 18.06-16.12.20.

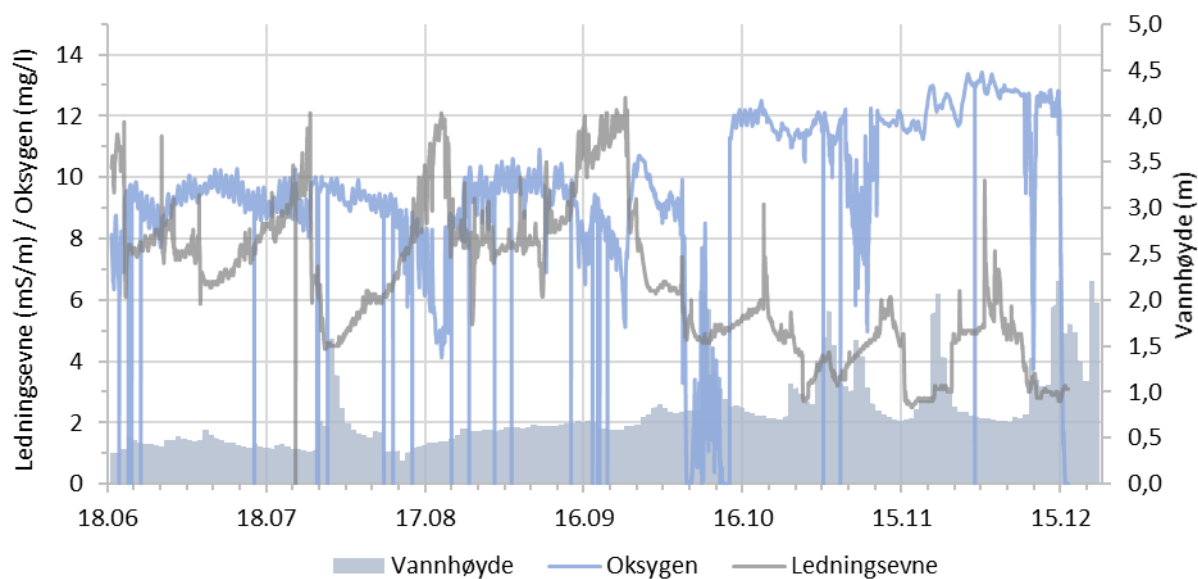
Mnd	Oksygen (mg/l)			Oksygenmetning (%)		
	Min	Snitt	Maks	Min	Snitt	Maks
Juni	0,0	8,6	9,9	0	96	108
Juli	0,0	9,4	10,3	0	99	107
Aug	0,0	8,5	10,5	0	91	106
Sep	0,0	9,1	10,9	0	89	106
Okt	0,0	8,6	12,5	0	78	106
Nov	0,0	11,6	13,4	0	100	107
Des	0,0	11,3	13,4	0	93	107
2020	0,0	9,5	13,4	0	92	108



Figur 3.5. pH og vanntemperatur i nedre del av Kjerrestembekken (KJE3) i perioden 18.06-16.12.20.



Figur 3.6. Ukemiddel turbiditet og vannhøyde i nedre del av Kjerrestembekken (KJE3) i perioden 18.06-16.12.20.



Figur 3.7. Oksygen, ledningsevne og vannhøyde i nedre del av Kjerrstembekken (KJE3) i perioden 18.06-16.12.20.

3.1.3 Bunndyr

Det ble tatt prøver av bunndyr ved tre stasjoner i Gjerstadvassdraget på høsten (4.2.HAU2, 4.4.3.BRO og 4.5.4.KJE3). Alle stasjonene fikk tilstand «god» på ASPT-indeksen (tabell 3.10). Det gjøres oppmerksom på at det kun ble tatt prøver på høsten, slik at eventuelle variasjoner i artssamfunnet på våren ikke har blitt plukket opp ved tilstandsklassifisering. Ingen av stasjonene kunne klassifiseres etter indeksen RAMI på grunn av vanntypen.

Tabell 3.10. Antall EPT-arter og beregnet nEQR for bunndyrindeksene for organisk belastning (ASPT) og forsurening (RAMI). *Gjeldende for vanntype R105.

Stasjon	EPT		ASPT		Samlet ASPT	RAMI		Samlet RAMI	Samlet tilstand
	Vår	Høst	Vår	Høst		Vår	Høst		
4.2.HAU2	-	15	-	0,77	0,77	-	0,99	0,99*	God (0,77)
4.4.3.BRO	-	16	-	0,77	0,77	-	-	-	God (0,77)
4.5.4.KJE3	-	19	-	0,70	0,70	-	-	.	God (0,70)

Ved stasjonen 4.2.HAU2 ble det registrert 24 arter totalt i prøven, og antall EPT-arter i prøven var 15. Prøven var dominert av fjærmygglarver og døgnfluer i slekten *Baetis*. Gjennomsnittlig ASPT-verdi tilsier «god» tilstand på høsten. Ved stasjonen 4.4.3.BRO ble det registrert 28 arter totalt i prøven, og antall EPT-arter i prøven var 16. Prøven var hovedsakelig dominert av fjærmygglarver og knottlarver, samt døgnfluer i slekten *Baetis* og steinfluen *Leuctra hippopus*. Gjennomsnittlig ASPT-verdi tilsier «god» tilstand på høsten.

Ved 4.5.4.KJE3 ble det registrert 36 arter totalt i prøven, og antall EPT-arter i prøven var 19. Prøven var dominert av fjærmygglarver og elvebillelarver, da særlig *Limnius volckmari* og slekten *Oulimnius*. Gjennomsnittlig ASPT-verdi tilsier «god» tilstand på høsten. Samlet ASPT-verdi for samtlige stasjoner blir foreløpig «god» for bunndyr.

Basert på årets vannkjemiske målinger tilsvarende de målte verdiene vanntyper som avviker fra vanntypene som er oppført i portalen Vann-Nett. Stasjonen 4.2.HAU2 har verdier som tilsvarende vanntype R106 «kalkfattig, humøs». Forsuringsindeksen for bunndyr (RAMI) kan kun brukes ved vanntype R105 «kalkfattig, klar» eller vanntype R102 «svært kalkfattig, klar». Vi har utregnet nEQR-verdi for RAMI etter klassegrensene for vanntype R105, men verdien blir ikke gjeldende ved klassifisering. For stasjonene 4.4.3.BRO og 4.5.4.KJE3 tilsvarende årets målte verdier vanntypen R108 «moderat kalkrik, humøs». RAMI-indeksen har ikke blitt utregnet for disse stasjonene. Indeksen ASPT blir derfor styrende for endelig tilstandsklassifisering av kvalitetselementet «bunndyr». Utregnet nEQR-verdi for ASPT og RAMI vises i tabell 3.10.

3.1.4 Fisk

I Gjerstadvassdraget ble det gjennomført elfiske ved fem stasjoner i Langtjerna utløp (4.2.2 LATU), Brokelandsbekken (4.4.3 BRO), nederst i Kjerrstembekken (4.5.4 KJE3) og ved to stasjoner i Haugelva (4.3 HAU3 og 4.2 HAU2).

Skjultmulighetene for ungfisk ble vurdert som meget gode for stasjonen 4.3.HAU3, gode for 4.2 HAU2, 4.2.2 LATU, 4.4.3 BRO og som små for stasjonen 4.5.4.KJE3. Stasjonene 4.3.HAU3 og 4.2.2.LAT2 hadde egnet gytesubstrat i tilstrekkelig omfang til å vurderes som egnede gytelokaliteter. Stasjonene 4.2.HAU2 og 4.4.3.BRO ble vurdert som delvis egnet for gyting, mens 4.5.4.KJE3 ble vurdert til uegnet for gyting. Stasjonene oppnådde en THS mellom 5-12. Habitatklasse er oppgitt i tabell 3.11.

Tabell 3.11. Habitatscore (0, 1 eller 2) for de viktigste hydromorfologiske parametrene (bredde, fall, vannhastighet, vanndybde, substrat og skyggeforhold), samt samlet Trout habitat score på elfiskestasjonene i Gjerstadvassdraget. Habitatklasse definert på bakgrunn av egnethet for gyting og skjultmuligheter for ungfisk.

Stasjon	Bredde	Fall	Hastighet	Dybde	Substrat	Skygge (%)	THS	Habitatklasse (hk.)
4.2.2.LATU	2	2	0	2	2	2	10	Stasjonær allopatrisk, hk. 2
4.3.HAU3	2	2	2	2	2	2	12	Anadrom, hk. 3
4.2.HAU2	2	1	2	2	1	1	9	Stasjonær allopatrisk, hk. 1
4.4.3.BRO	2	2	2	2	1	2	11	Stasjonær allopatrisk, hk. 2
4.5.4.KJE3	2	0	0	0	1	2	5	Stasjonær allopatrisk, hk. 1

Antall laksefisk per stasjon (totalfangst) varierte fra 12 stk. ved 4.5.4.KJE3 til 145 stk. ved 4.3.HAU3. Laks utgjorde hoveddelen av fangsten ved 4.3.HAU3. For resten av stasjonene var det kun ørret som ble fanget. Ved 4.2.HAU2 ble det ikke fanget årsyngel, og skyldes trolig begrenset tilgang på gyteareal. Se vedlegg III for mer detaljert beskrivelse av fangsten ved de ulike stasjonene.

Beregnet tetthet av laksefisk varierte fra 17 fisk per 100 m² ved 4.2.HAU2 til 99 fisk per 100 m² ved 4.3.HAU3 (3.12). Gjennomsnittlig fangbarhet for årsyngel og eldre ungfisk var hhv. 0,35 og 0,66. Som følge av lav fangst ble det kun fisket en omgang ved 4.4.3.BRO og 4.5.4.KJE3.

Vi fant betydelig variasjon i tilstand mellom stasjonene. Stasjonene 4.2.2.LATU og 4.3.HAU3 oppnådde «svært god» tilstand basert på tetthetsestimaterne for hhv. ørret og laks. Sistnevnte stasjon oppnådde imidlertid «svært dårlig» tilstand for ørret, som følge av lav fangst. Begrenset fangst på stasjonen 4.4.3.BRO resulterte i «dårlig» tilstand. Her er det vært å merke seg at tettheten for 4.4.3.BRO lå nær opp til klassegrensen for «moderat» tilstand. Stasjonen 4.2.HAU2 oppnådde en fisketetthet tilsvarende moderat tilstand, men fisketettheten var nær grensen for dårlig tilstand.

Tabell 3.12 Oversikt over fiskefangst, estimert fangbarhet (p) og tetthet for årsyngel og eldre ungfisk, samt økologisk tilstand for fiskestasjonene. L= laks og ø = ørret. Verdien for gitt i kolonnen for samlet tilstand er nEQR-verdien for

Stasjon	Areal (m ²)	Fangst tot			Fangst ≥1+			Fangst 0+			Tetthet tot	Tetthet ≥1+	Tetthet 0+	P ≥1+	P 0+	Samlet tilstand
		1	2	3	1	2	3	1	2	3						
4.2.2.LAT2	100	39	18	7	30	10	4	9	8	3	72,6	46,0	26,6	0,65	0,37	0,90
4.3.HAU3	160	61	53	31	16	15	9	45	38	22	98,8	16,7	82,0	-	-	0,90
4.3.HAU3 (l)	160	48	39	22	10	14	5	38	25	17	81,6	10,4	71,1	0,60*	0,33	Svært god
4.3.HAU3 (ø)	160	13	14	9	6	1	4	7	13	5	17,2	6,3	10,9	0,60*	0,40*	Svært dårlig
4.2.HAU2	96	12	2	2	12	2	2	0	0	0	17,2	17,2	0,0	0,67	0,00	0,50
4.4.3.BRO	102	12			5			7			25,3	8,2	17,2	0,60*	0,40*	0,30
4.5.4.KJE3	75	9			3			6			26,7	6,7	20,0	0,60*	0,40*	0,70

*Benyttet fangbarhet på 0,40 og 0,60 for hhv. 0+ og ≥1+ dersom en omgang overfiske eller ikke avtagende fangst

3.1.5 Begroingsalger og heterotrof begroing

Artssamfunnet ved de fire stasjonene var relativt likt. Det består hovedsakelig av grønnalger innenfor slektene *Mougeotia*, *Oedogonium* og *Zygnema*. Det ble i tillegg registrert fire arter av cyanobakterier og rødalgearten *Batrachospermum gelatinosum*.

Det ble registrert nok indikatorarter til å regne ut PIT-indeks ved alle stasjonene og AIP-indeks ved alle stasjonene utenom 4.5.4.KJE3. De fleste av de registrerte artene har lave PIT-verdier, som bidrar til at PIT-indeksene tilsvarer enten «god» eller «svært god» tilstand ved alle stasjonene (tabell 3.13). 4.3.HAU3 får høyest PIT-verdi, på grunn av funn av cyanobakterien *Phormidium cf. inundatum* som drar opp gjennomsnittet.

AIP-indeksen indikerer at stasjonene trolig ikke er mye påvirket av forsurening. 4.2.HAU2 er stasjonen som kommer dårligst ut med en nEQR-verdi på 0,60, som tilsvarer «moderat» tilstand, men den ligger helt opp mot grensen til «god» tilstand. Stasjonen 4.4.3.BRO er typifisert med en «moderat kalkrik» vanntype (R108) og er derfor ikke forsureningssensitiv. AIP-indeksen er derfor ikke relevant for denne stasjonen.

Det ble ikke registrert synlig heterotrof begroing ved noen av stasjonene høsten 2020, men det ble gjort funn av *S. natans* i prøvene som er undersøkt i mikroskop. Det var størst forekomst av *S. natans* ved stasjonen 4.3.HAU3. Det er foreløpig kun tatt en prøve fra stasjonene på høsten 2020, og endelige resultater for HBI2-indeksen vil ikke være klare før etter våren 2021.

Samlet tilstand på bakgrunn av begroingsalger og heterotrof begroing fastsettes ved å benytte «verste styrer prinsippet» (tabell 3.13). Alle stasjonene utenom en kommer ut med en nEQR som tilsvarer enten «god» eller «svært god» tilstand. Stasjonen 4.2.HAU2 får en samlet tilstand som tilsvarer «moderat» tilstand, men den ligger helt på grensen til «god».

Tabell 3.13. Beregnet nEQR for indeksene for begroingsalger (PIT og AIP) og heterotrof begroing (HBI2). *Det er kun tatt en prøve på høsten og resultatene er kun foreløpige. Endelige resultater for heterotrof begroing vil være klare til sommeren 2021.

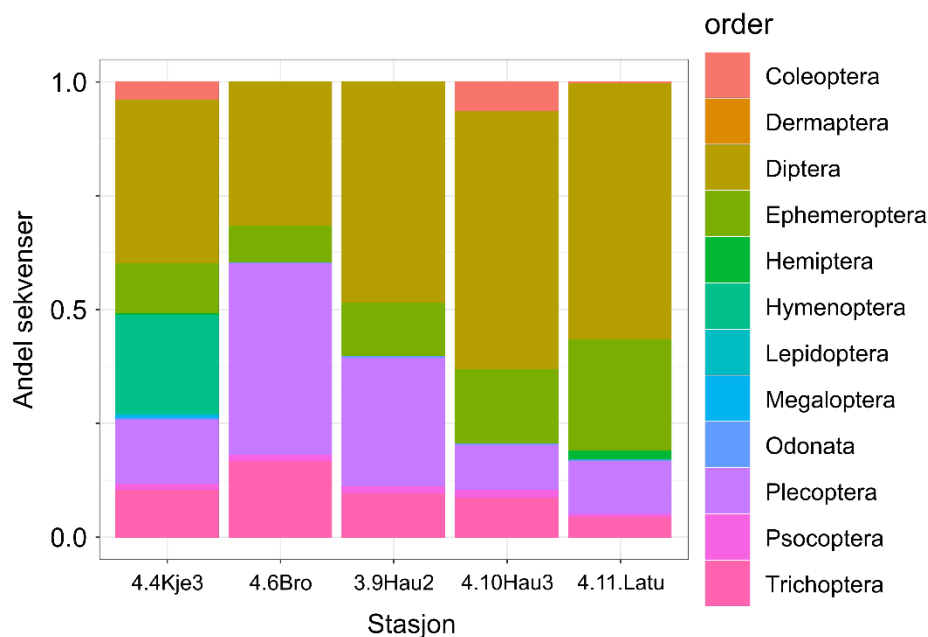
Stasjon	PIT	AIP	HBI2*	Samlet tilstand
4.3.HAU3	0,76	0,73	0,75	0,73
4.2.HAU2	1,00	0,60	0,80	0,60
4.4.3.BRO	1,00	0,89	0,80	0,89
4.5.4.KJE3	1,00	-	0,80	1,00

3.1.6 DNA

Det ble tatt DNA prøver fra fem stasjoner i elver i Gjerstadvassdraget.

qPCR-analyser viste forekomst av *Tetracapsuloides bryosalmonae* som kan forårsake sykdommen proliferativ nyresyke (PKD) i Haugeelva (4.3.HAU3), Kjerrstembekken (4.5.4.KJE3) og Brokelandsbekken (4.4.3.BRO) (vedlegg VII). Den ble ikke påvist lenger opp i Haugeelva (4.2.HAU2).

DNA-metastrekoding påviste 34 arter på stasjon 4.4.3.BRO, 158 arter på stasjon 4.5.4.KJE3, 46 arter på stasjon 4.2.HAU2, 54 arter på stasjon 4.3.HAU3 og 85 arter på stasjon 4.2.2.LATU. Den mest artsrike gruppen i alle prøver var insekter og andel sekvenser fra ulike ordner er illustrert i (Figur 3.8). Tovinger, steinfluer og døgnfluer var de vanligste gruppene av insekter. Algen *Gonyostomum semen* ble påvist på alle stasjoner med miljø-DNA. Fullstendig artsliste er å finne i vedlegg VII.



Figur 3.8. Andel DNA-sekvenser per stasjon for klassen insekter.

På stasjon 4.5.4.KJE3 ble det påvist 25 leddormer, 8 biller, 37 tovinger, 3 døgnfluer, 5 steinfluer, 8 vårfluer, trepigget stingsild, ørret, bever og 6 *Phytophthora*¹ arter med DNA. De ulike EPT-artene som ble påvist i prøvene er oppgitt i tabell 3.14.

På stasjon 4.4.3.BRO ble det påvist 5 leddormer, 7 tovinger, 2 døgnfluer, 3 steinfluer, 2 vårfluer, trepigget stingsild og en *Phytophthora* art med DNA.

På stasjon 4.2.HAU2 ble det påvist 6 leddormer, 1 bille, 14 tovinger, 3 døgnfluer, 3 steinfluer, 4 vårfluer og ørret med DNA.

På stasjon 4.3.HAU3 ble det påvist 8 leddormer, 1 bille, 10 tovinger, 2 døgnfluer, 3 steinfluer, 3 vårfluer, ørret og 5 *Phytophthora* arter med DNA.

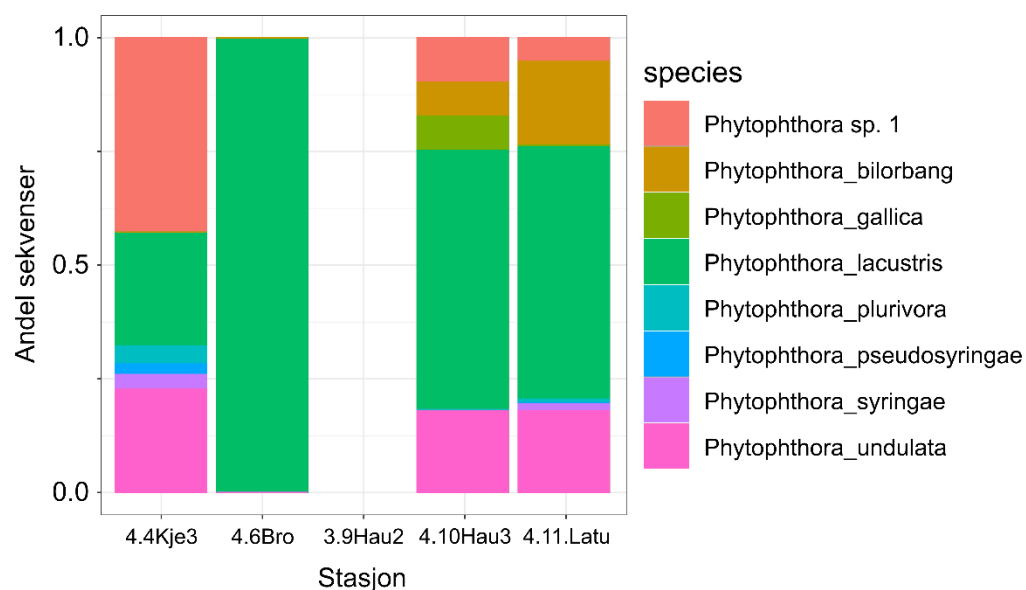
¹ *Phytophthora* er en slekt eggsporesopper hvorav mange av artene er patogener for matvekster og ville vekster.

På stasjon 4.2.2.LATU ble det påvist 14 leddormer, 1 bille, 14 tovinger, 3 døgnfluer, 4 steinfluer, 3 vårfluer, ørret og 6 *Phytophthora*-arter med DNA.

Det ble påvist en rødlisteart, billen *Lyctus linearis* (EN) på to stasjoner: stasjon 4.3.HAU3 og stasjon 4.5.4.KJE3. Fire fremmede *Phytophthora*-arter ble påvist på fire stasjoner: *P. lacustris*, *P. plurivora*, *P. pseudosyringae* og *P. syringae* (Figur 3.9).

Tabell 3.14. EPT-arter påvist i DNA-prøver.

Stasjon	Døgnfluer	Steinfluer	Vårfluer
4.2.HAU2	<i>Baetis niger</i> <i>B. rhodani</i> <i>Leptophlebia vespertina</i>	<i>Leuctra fusca</i> <i>Amphinemura borealis</i> <i>A. sulcicollis</i>	<i>Hydropsyche siltalai</i> <i>Oxyethira frici</i> <i>Wormaldia subnigra</i> <i>Rhyacophila nubila</i>
4.3.HAU3	<i>Baetis niger</i> og <i>B. rhodani</i>	<i>Leuctra fusca</i> <i>Amphinemura borealis</i> <i>A. sulcicollis</i>	<i>Hydropsyche siltalai</i> <i>Limnephilus affinis</i> <i>Wormaldia subnigra</i>
4.2.2.LAT2	<i>Baetis niger</i> , <i>B. rhodani</i> og <i>B. scambus</i>	<i>Leuctra fusca</i> <i>L. hippopus</i> <i>Amphinemura sulcicollis</i> <i>Nemoura avicularis</i>	<i>Chaetopteryx sahlbergi</i> <i>Lype phaeopa</i> <i>Sericostoma personatum</i>
4.5.4.KJE3	<i>Baetis niger</i> <i>B. rhodani</i> <i>Leptophlebia vespertina</i>	<i>Leuctra fusca</i> <i>L. hippopus</i> <i>Amphinemura borealis</i> <i>A. sulcicollis</i> <i>Nemoura avicularis</i>	<i>Chaetopteryx villosa</i> <i>Potamophylax cingulatus</i> <i>Wormaldia subnigra</i> <i>Polycentropus flavomaculatus</i> <i>Lype phaeopa</i> <i>Rhyacophila nubile</i> <i>Sericostoma personatum</i> <i>Sericostoma sp.</i>
4.4.3.BRO	<i>Baetis niger</i> <i>Leptophlebia vespertina</i>	<i>Leuctra fusca</i> <i>Amphinemura sulcicollis</i> <i>Nemoura cinerea</i>	<i>Oxyethira simplex</i> <i>Sericostoma sp.</i>



Figur 3.9. Andel DNA-sekvenser per stasjon fra slekta *Phytophthora*.

3.2 Innsjøer

3.2.1 Vannkjemi

Tabell 3.15-3.19 oppsummerer analyseresultatene fra vannprøvene tatt i Øygårdstjerna (4.1.ØYG), Holtefjorden (4.5.HOL) og Nybøtjerna (4.7.NYB) i mai, juli og oktober 2020.

Kalsiuminnholdet i vannprøver tyder på at både Øygårdstjerna og Nybøtjerna er moderat kalkrik vanntype (tabell 3.16). Holtefjorden har gjennomgående hatt lave konsentrasjoner av kalsium (1,1-1,5 mg/l), som tilsier kalkfattig vanntype. Natrium- og kloridkonsentrasjonene i Øygårdstjerna og Nybøtjerna tyder på at disse er påvirket av vegsalt. Konsentrasjonen av klorid var noe høyere i bunnvannet.

pH i vannprøver var nokså lik for Øygårdstjerna (6,3-6,7) og Nybøtjerna i Øygårdstjerna (6,5-6,7) (tabell 3.17). Den var lavere i Holtefjorden, med laveste målte pH på 5,7. Tilstanden for pH var likevel god. Det ble kun regnet ut nEQR for Holtefjorden, da denne parameteren ikke er relevant for moderat kalkrik vanntype. TOC var >4 mg/l i alle prøvene, tilsvarende en humøs vanntype.

Tabell 3.15. Basekationer og anioner i vannprøver tatt fra topp og bunn i Øygårdstjerna, Holtefjorden og Nybøtjerna. n = 3.

			Kalsium (Ca)	Magnesium (Mg)	Natrium (Na)	Kalium (K)	Sulfat (SO4)	Klorid (Cl)
			mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
Øygårdstjerna	Topp	Snitt	4,5	0,82	18,3	1,20	5,86	28
		Max	4,6	0,85	20	1,4	6,39	35
		Min	4,5	0,81	15	1	5,29	21
	Bunn	Snitt	5,9	0,85	23,3	1,17	3,37	37
		Max	6,7	0,91	25	1,2	5,16	37
		Min	5	0,82	22	1,1	2,08	37
	Samlet	Snitt	5,2	0,84	20,8	1,18	4,62	32,5
		Max	6,7	0,91	25	1,4	6,39	37
		Min	4,5	0,81	15	1	2,08	21
Holtefjorden	Topp	Snitt	1,4	0,36	2,3	0,32	1,55	4
		Max	1,5	0,46	3,3	0,35	2,24	8,6
		Min	1,3	0,29	1,7	0,3	0,95	2,2
	Bunn	Snitt	1,1	0,29	1,7	0,32	1,38	3
		Max	1,2	0,31	1,8	0,34	1,7	2,8
		Min	1,1	0,28	1,6	0,3	1	2,4
	Samlet	Snitt	1,3	0,33	2,0	0,32	1,47	3,5
		Max	1,5	0,46	3,3	0,35	2,24	8,6
		Min	1,1	0,28	1,6	0,3	0,95	2,2
Nybøtjerna	Topp	Snitt	7,1	1,1	16	0,9	12	26
		Max	7,3	1,2	19	0,92	11,8	29
		Min	7	0,99	14	0,9	11,6	22
	Bunn	Snitt	9,0	1,4	22	1,1	14	35
		Max	9,7	1,6	26	1,1	15,6	42
		Min	7,9	1,1	16	1	11,6	25
	Samlet	Snitt	8,1	1,27	19,3	0,99	12,7	31
		Max	9,7	1,6	26	1,1	15,6	42
		Min	7	0,99	14	0,9	11,6	22

Tabell 3.16. Fysisk-kjemiske parametere i vannprøver tatt fra topp og bunn i Øygårdstjerna, Holtefjorden og Nybøtjerna. n = 3.

			pH		Alkalitet	Turbiditet	Suspendert stoff	Konduktivitet	Fargetall	TOC
			pH	nEQR	mmol/L	FNU	mg/L	mS/m	mg Pt/L	mg/L
Øygårdstjerna	Topp	Snitt	6,6	-	0,20	1,6	2,5	13,0	73	9,2
		Max	6,7	-	0,26	1,7	3,2	14,8	95	11
		Min	6,5	-	0,15	1,4	2	11,1	41	6,5
	Bunn	Snitt	6,4	-	0,27	21,8	13,4	15,8	114	10
		Max	6,5	-	0,38	34	17	16,5	190	12
		Min	6,3	-	0,16	7,4	6,1	15	52	7,5
	Samlet	Snitt	6,5	-	0,24	11,68	8,0	14,42	94	9,7
		Max	6,7	-	0,38	34	17	16,5	190	12
		Min	6,3	-	0,15	1,4	2	11,1	41	6,5
Holtefjorden	Topp	Snitt	6,3	0,84	0,04	1,1	1,4	2,2	37	5,6
		Max	6,4	0,87	0,06	1,2	2,2	2,7	47	6,5
		Min	6,1	0,79	0,02	0,86	1	1,88	32	5,1
	Bunn	Snitt	5,9	0,76	0,02	1,4	2,0	1,9	40	5
		Max	6	0,77	0,02	1,7	2,7	2,04	44	5,3
		Min	5,7	0,72	0,02	1,2	1	1,82	37	4,8
	Samlet	Snitt	6,1	0,79	0,03	1,24	1,7	2,07	39	5,3
		Max	6,4	0,87	0,06	1,7	2,7	2,7	47	6,5
		Min	5,7	0,72	0,02	0,86	1	1,82	32	4,8
Nybøtjerna	Topp	Snitt	6,8	-	0,1	1,2	2	13	60	8
		Max	6,9	-	0,17	1,5	2,4	13,9	82	11
		Min	6,7	-	0,02	0,93	1	12,4	39	6,2
	Bunn	Snitt	6,6	-	0,20	1,7	2,6	17	56	7,6
		Max	6,6	-	0,27	2,3	4,5	19,7	79	10
		Min	6,5	-	0,15	1,1	1	13,9	42	6,3
	Samlet	Snitt	6,7	-	0,15	1,46	2,3	15,10	58	8,0
		Max	6,9	-	0,27	2,3	4,5	19,7	82	11
		Min	6,5	-	0,02	0,93	1	12,4	39	6,2

Både Nybøtjerna og Holtefjorden viste god tilstand for næringsstoffer (tabell 3.17). Fosforkonsentrasjonene her var nokså like og varierte mellom 8,1 og 18 µg/l i Holtefjorden og 12-18 µg/l i Nybøtjerna. For nitrogen var det god tilstand i begge innsjøene med nitrogenkonsentrasjoner på 240-430 µg/l i Holtefjorden og 240-44 µg/l i Nybøtjerna. Øygårdstjerna viste høye konsentrasjoner av fosfor og nitrogen i bunnvannet (bunn) med høyeste konsentrasjon på 54 µg/l tilsvarende *dårlig* tilstand. Tilstanden i overflatevannet (topp) var god. Alle innsjøene viste lave konsentrasjoner av klorofyll a tilsvarende *svært god* tilstand.

Tabell 3.17. Næringsstoffer og klorofyll a i vannprøver tatt fra topp og bunn i Øygårdstjerna, Holtefjorden og Nybøtjerna. n =3.

			Total Fosfor		Total Nitrogen		NO ₃ -N	NH ₄ -N	Klorofyll A	
			µg/L	nEQR	µg/L	nEQR	µg/L	µg/L	µg/L	nEQR
Øygårdstjerna	Topp	Snitt	18	0,63	520	0,82	97	55	2,5	1,00
		Max	20	0,60	690	0,66	200	100	4,2	0,98
		Min	17	0,67	310	1,02	44	18	1,5	1,00
	Bunn	Snitt	38	0,40	800	0,58	33	410		
		Max	54	0,26	990	0,49	76	690		
		Min	30	0,46	470	0,85	5	150		
	Samlet	Snitt	28	0,48	660	0,69	65	233		
		Max	54	0,26	990	0,49	200	690		
		Min	17	0,67	310	1,00	5	18		
Holtefjorden	Topp	Snitt	14	0,67	297	0,97	77	35	2,3	1,00
		Max	17	0,57	360	0,89	130	49	3,1	0,99
		Min	8,1	0,88	240	1,00	41	21	1,8	1,00
	Bunn	Snitt	15	0,63	340	0,91	147	30		
		Max	18	0,55	430	0,83	160	52		
		Min	9,1	0,85	270	1,00	130	17		
	Samlet	Snitt	14	0,65	318	0,94	112	33		
		Max	18	0,55	430	0,83	160	52		
		Min	8,1	0,88	240	1,00	41	17		
Nybøtjerna	Topp	Snitt	15	0,71	327	1,00	50	25	6,3	0,92
		Max	18	0,64	440	0,87	86	47	14	0,71
		Min	12	0,82	240	1,00	13	12	1,5	1,00
	Bunn	Snitt	16	0,68	333	0,99	48	42		
		Max	18	0,64	420	0,89	65	75		
		Min	14	0,76	260	1,12	35	13		
	Samlet	Snitt	16	0,70	330	0,99	49	34		
		Max	18	0,64	440	0,87	86	75		
		Min	12	0,82	240	1,00	13	12		

Alle innsjøene viste god tilstand for de fleste metaller (tabell 3.18). Alle tre innsjøene hadde høye konsentrasjoner av sink i bunnvannet i klasse IV (dårlig). Øygårdstjerna og Nybøtjerna hadde også forhøyede konsentrasjoner av nikkel i kl. III (moderat). Øygårdstjerna hadde i tillegg forhøyede konsentrasjoner av arsen (III) og høye konsentrasjoner av jern og mangan i bunnvannet. Så høye konsentrasjoner av jern og mangan kan tyde på oksygenfrie forhold i bunnvannet. Dette ble bekreftet i profilmålingene som ble utført samtidig med prøvetaking av vannkjemi (kapittel 3.2.2).

Det ble ikke påvist olje eller PAH-forbindelser i vannprøvene.

Tabell 3.18. Konsentrasjon av metaller (µg/l) samt reaktivt (RAI) og labilt aluminium (LAI) i vannprøver tatt fra topp og bunn i Øygårdstjerna, Holtefjorden og Nybøtjerna. n = 3.

			Fe	Mn	Pb	Cd	Hg	Ni	As	Cr	Cu	Zn
Øygårdstjerna	Topp	Snitt	463	9,3	0,27	0,033	0,002	3,43	0,40	0,32	3,10	11,0
		Max	670	9,7	0,32	0,041	0,004	3,80	0,49	0,37	3,90	12,0
		Min	200	9,1	0,21	0,028	0,001	2,90	0,26	0,23	2,20	10,0
	Bunn	Snitt	2577	32,9	0,55	0,027	0,001	3,73	0,51	0,43	2,67	9,0
		Max	4900	70	0,85	0,031	0,001	4,30	0,67	0,52	2,80	11,0
		Min	530	1,8	0,26	0,023	0,001	3,20	0,32	0,31	2,60	7,4
	Samlet	Snitt	1520	21,1	0,41	0,030	0,002	3,58	0,45	0,37	2,88	10,0
		Max	4900	70	0,85	0,041	0,004	4,30	0,67	0,52	3,90	12,0
		Min	200	1,8	0,21	0,023	0,001	2,90	0,26	0,23	2,20	7,4
Holtefjorden	Topp	Snitt	132	13,0	0,32	0,023	0,001	0,49	0,25	0,13	0,77	6,6
		Max	240	23	0,45	0,026	0,002	0,53	0,31	0,14	0,85	7,8
		Min	45	7,1	0,19	0,020	0,001	0,43	0,18	0,12	0,73	4,8
	Bunn	Snitt	332	25,9	0,64	0,030	0,003	1,41	0,20	0,16	1,90	13,1
		Max	750	56	1,10	0,033	0,006	1,90	0,23	0,18	3,00	20,0
		Min	77	7,6	0,31	0,023	0,001	0,94	0,18	0,15	1,10	7,2
	Samlet	Snitt	232	19,4	0,48	0,026	0,002	0,95	0,23	0,15	1,34	9,8
		Max	750	56	1,10	0,033	0,006	1,90	0,31	0,18	3,00	20,0
		Min	45	7,1	0,19	0,020	0,001	0,43	0,18	0,12	0,73	4,8
Nybøtjerna	Topp	Snitt	248	10	0,28	0,027	0,001	2,33	0,25	0,28	1,67	8,3
		Max	430	15	0,35	0,032	0,001	2,40	0,30	0,32	2,40	8,5
		Min	94	6,1	0,21	0,023	0,001	2,30	0,19	0,26	1,20	8,1
	Bunn	Snitt	303	17	0,26	0,029	0,001	3,63	0,22	0,28	1,57	11,1
		Max	510	25	0,32	0,035	0,001	4,20	0,29	0,31	2,00	13,0
		Min	140	13	0,17	0,025	0,001	2,90	0,19	0,26	1,20	8,4
	Samlet	Snitt	276	13,5	0,27	0,028	0,001	2,98	0,24	0,28	1,62	9,7
		Max	510	25	0,35	0,035	0,001	4,20	0,30	0,32	2,40	13,0
		Min	94	6,1	0,17	0,023	0,001	2,30	0,19	0,26	1,20	8,1

Tabell 3.19 viser konsentrasjoner av aluminium og syrenøytraliserende kapasitet i innsjøene. Både Øygårdstjerna og Nybøtjerna viste god bufferevne og pH over 6,5. Holtefjorden viste dårlig bufferevne og høy andel labilt aluminium tilsvarende svært dårlig tilstand.

Tabell 3.19. Aluminium (µg/l) og syrenøytraliserende kapasitet (ANC) i vannprøver tatt fra topp og bunn i Øygårdstjerna, Holtefjorden og Nybøtjerna. n = 3.

			Aluminium (Al)				ANC	
			Al	Reaktivt Al	Labilt Al	nEQR	ANC	nEQR
Øygårdstjerna	Topp	<i>Snitt</i>	187	47	4		203	-
		<i>Max</i>	230	59	8,4	0,70	279	-
		<i>Min</i>	120	29	2		91	-
	Bunn	<i>Snitt</i>	337	59	9		295	-
		<i>Max</i>	420	77	18	0,63	393	-
		<i>Min</i>	220	49	4		189	-
	Samlet	<i>Snitt</i>	262	53	7,0		249	-
		<i>Max</i>	420	77	18	0,63	393	-
		<i>Min</i>	120	29	2		91	-
Holtefjorden	Topp	<i>Snitt</i>	137	88	58		44	0,14
		<i>Max</i>	150	180	150	0,11	87	0,72
		<i>Min</i>	110	36	12		-43	0,00
	Bunn	<i>Snitt</i>	193	72	23		50	0,16
		<i>Max</i>	220	74	26	0,61	68	0,45
		<i>Min</i>	160	69	19		41	0,13
	Samlet	<i>Snitt</i>	165	80	40,8		47	0,15
		<i>Max</i>	220	180	150	0,11	87	0,72
		<i>Min</i>	110	36	12		-43	0,00
Nybøtjerna	Topp	<i>Snitt</i>	153	31	3,1		208	-
		<i>Max</i>	170	37	8,4	0,70	248	-
		<i>Min</i>	130	27	1		178	-
	Bunn	<i>Snitt</i>	147	39	3		280	-
		<i>Max</i>	160	40	3	0,93	324	-
		<i>Min</i>	130	37	1		257	-
	Samlet	<i>Snitt</i>	150	35	2,7		244	-
		<i>Max</i>	170	40	8,4	0,70	324	-
		<i>Min</i>	130	27	1		178	-

3.2.2 Profilmålinger og siktedyp

Tabell 3.20 viser siktedyp og vannfarge i de undersøkte innsjøene i Gjerstadvassdraget i mai, juli og oktober.

Tabell 3.20. Siktedyp og vannfarge i Øygårdstjerna, Holtefjorden og Nybøtjerna 2020.

Stasjon	Mai		Juli		Oktober	
	Siktedyp	Farge	Siktedyp	Farge	Siktedyp	Farge
4.4.2.NYB-I	3,7	Gulbrun	-	-	-	-
4.5.1.ØYG-I	2,4	Grøngul	1,65	Gulbrun	-	-
4.6.HOL-I	4,2	Gulbrun	-	-	-	-

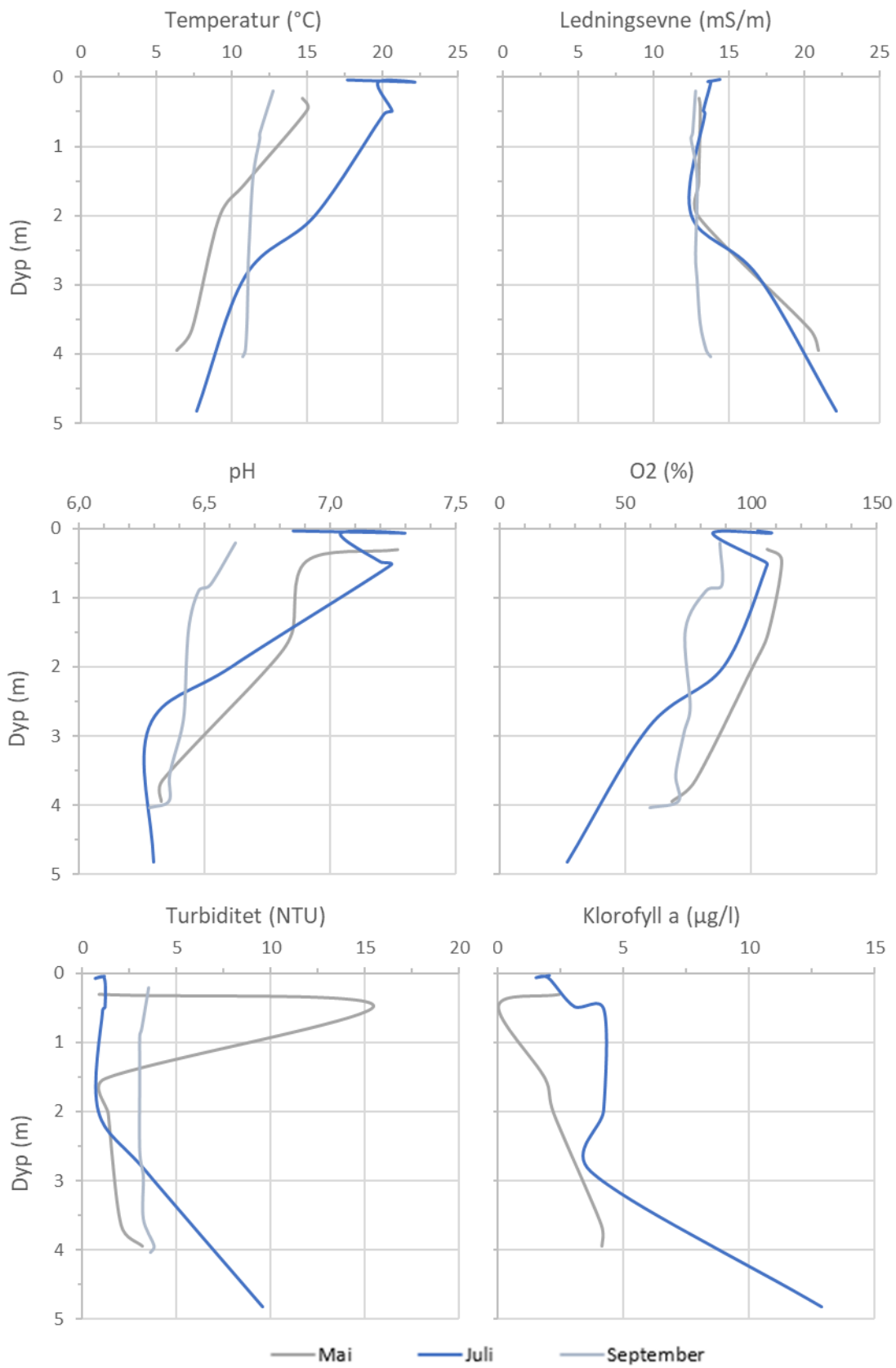
Figur 3.10 viser målinger gjort i Nybøtjerna i 2020. I Nybøtjerna lå sprangsjiktet på 2 m i juli og mellom 0,5-1,5 m i september. I mai var det fullsirkulasjon med lik temperatur i hele vannsøylen. I juli og september økte ledningsevnen fra ca. 12 mS/m på 2 m dyp til rundt 20 mS/m på 4-5 m.

pH varierte mellom 7,2 i overflaten til 6,2 ved 2,5-5 m. I mai var det rundt 90 % oksygenmetning i hele vannsøylen, i september nærmest 100 %. I juli sank oksygenmetningen fra 90 % ved 2 m dyp til 30 % ved bunn.

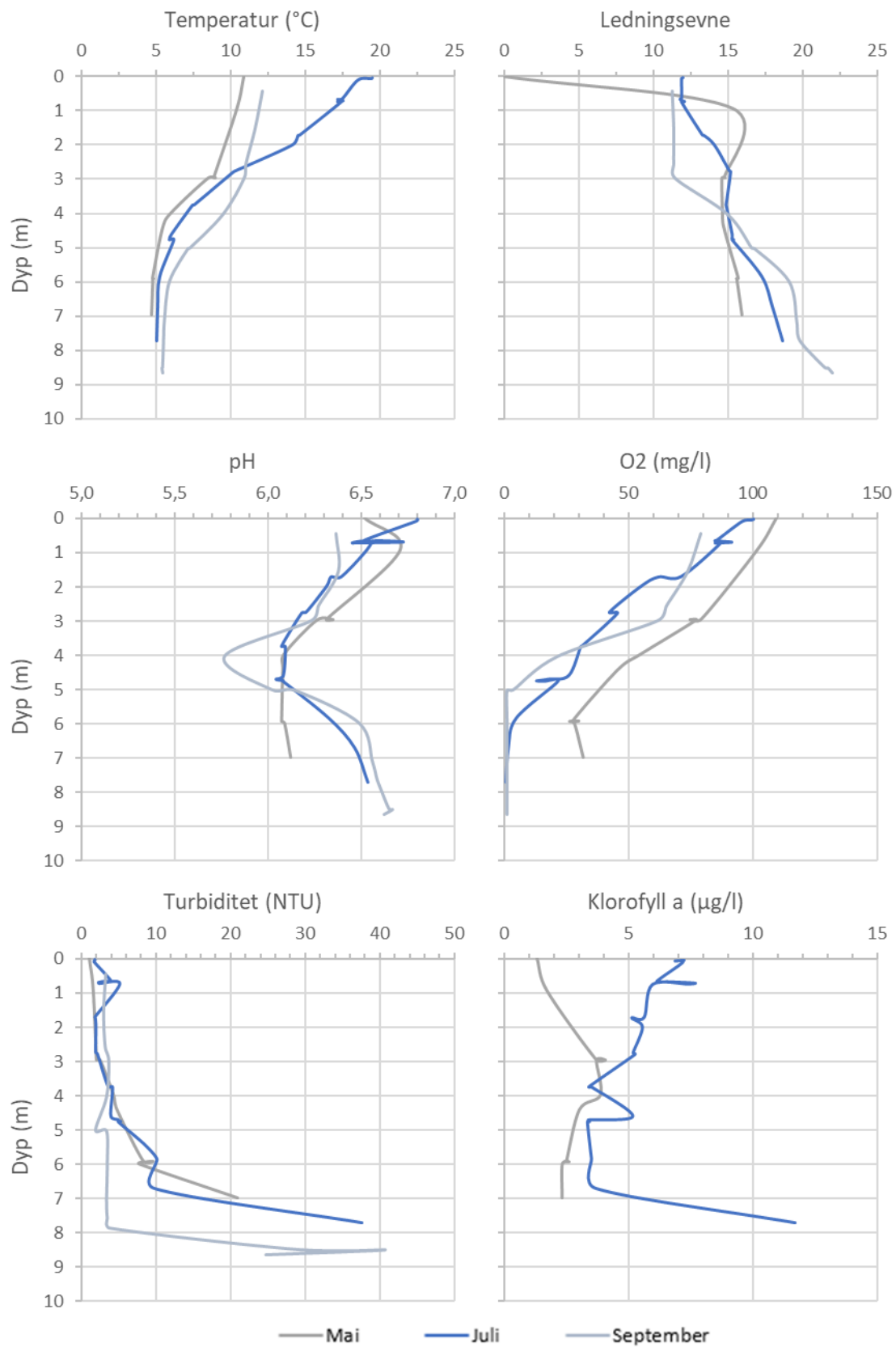
Figur 3.11 viser målinger gjort i Øygårdstjerna i mai, juli og september 2020. I mai hadde allerede tjernet stagnert og sprangsjiktet lå på 3-4 m. I juli lå sprangsjiktet helt i overflaten og september lå sprangsjiktet var det på 4-5 m.

Ledningsevnen viste verdier mellom 10 og 15 mS/m ved 0-5 m. I juli og september økte den mot bunn og med 22 mS/m på det høyeste. I mai varierte pH fra 6,8 i overflaten til 6,1 mot bunn. I juli sank pH fra 6,8 i overflaten til 6,1 ved 3-5m og økte igjen mot bunn. Det samme var skjedde i september, men med en pH på 5,8 ved 4 m. Profilmålingene viste at Øygårdstjerna var nærmest oksygenfritt mot bunn. I alle tre månedene var det en stabil nedgang i oksygen fra overflaten mot bunnen. I mai viste klorofyll en konsentrasjon i overflaten på 1-4 mg/l og 5-7 mg/l i juli.

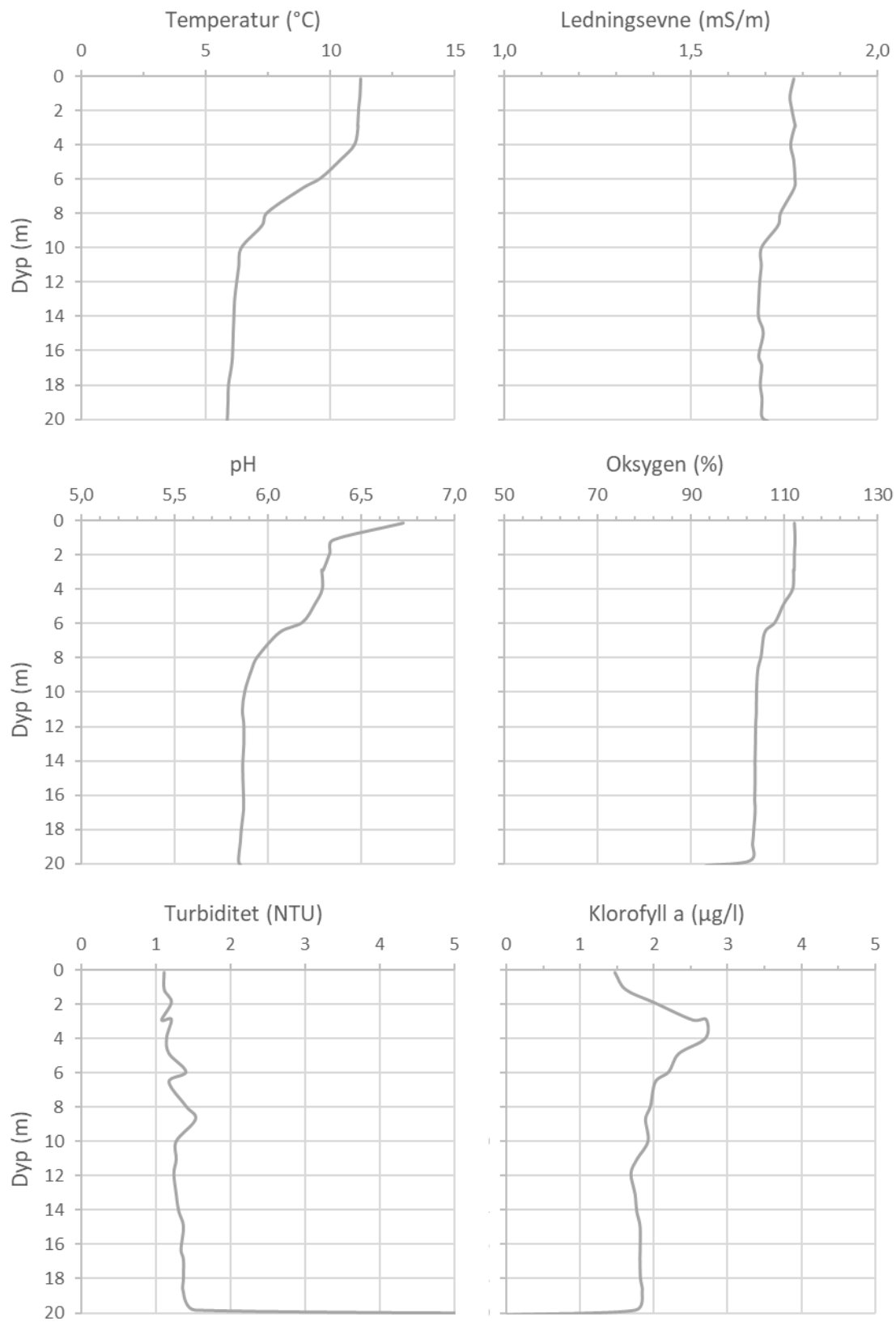
Figur 3.12 viser profilmålinger utført i Holtefjorden i mai 2020. I juli var det feil med måleutstyret. I Holtefjorden lå sprangsjiktet på 4 m i mai. Ledningsevnen var nokså stabil gjennom hele vannsøylen og lå på 1,8 mS/m og 1,7 mS/m fra 10 m mot bunn. pH viste 6,6 i overflaten og 5,9 fra 8 m til bunn. Oksygenforholdene i Holtefjorden var gode og viste tilnærmet 100 % oksygenmetning gjennom hele vannsøylen. Turbiditeten var lav, mellom 1 og 1,5 NTU fra topp til bunn. Klorofyllinnholdet varierte fra 1,5- 2,5 mg/l med høyeste målte konsentrasjon ved 3 m.



Figur 3.10. Profilmålinger i Nybøtjerna (4.4.2.NYB-I) i mai, juli og september 2020.



Figur 3.11. Profilmålinger i Øygårdstjerna (4.5.1..OYG-I) i mai, juli og september 2020.



Figur 3.12. Profilmålinger i Holtefjorden (4.6.HOL-I) i mai 2020.

3.2.3 Sediment

Tabell 3.21-3.24 oppsummerer de kjemiske analysene av sedimentprøver tatt i Nybøtjerna 16.07.20. Den kjemiske tilstanden i sediment i Nybøtjerna er dårlig. Det var høye konsentrasjoner av bly, kadmium, nikkel og sink (tabell 3.23) innen kl. III (moderat). Det ble påvist både THC og alifater i fraksjonen C16-C35 på henholdsvis 660 og 120 mg/kg TS (tabell 3.23). Det ble påvist høye konsentrasjoner av flere PAH-forbindelser innenfor kl. III og IV (tabell 3.24). Samlet sum av PAH var 6800 µg/kg TS.

Tabell 3.21. Tørrstoff (%), kornfordeling (%) og TOC (mg/kgTS) i sediment i Nybøtjerna 16.07.20.

Parameter	Tørrstoff	Kornstr <2 µm	Kornstr < 63 µm	TOC
4.4.2.NYB-I	5,2	1,9	38,3	246 000

Tabell 3.22. Metaller (mg/kg TS) i sediment i Nybøtjerna 16.07.20.

Stasjon	Pb	Cd	Hg	Ni	As	Cr	Cu	Zn
4.4.2.NYB-I	140	3,1	0,348	74	8,1	39	65	400

Tabell 3.23. THC og alifater i sediment i Nybøtjerna 16.07.20.

Parameter	Fraksjon	4.7 NYB
THC (mg/kg TS)	>C5-C8	< 5,0
	>C8-C10	<20
	>C10-C12	<20
	>C12-C16	<20
	>C16-C35	660
	>C5-C35	660
	>C12-C35	660
Alifater (mg/kg TS)	C5-C6	< 7,0
	>C6-C8	< 7,0
	>C8-C10	< 3,0
	>C10-C12	< 19
	>C12-C16	< 19
	>C16-C35	120
	>C12-C35	120
	C5-C35	120

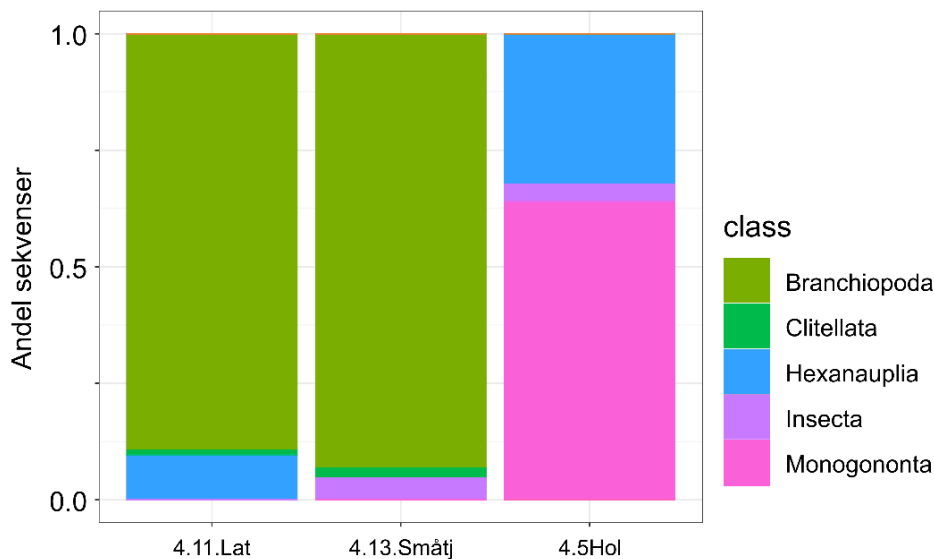
Tabell 3.24. PAH (µg/kg TS) i Nybøtjerna 16.07.20

Parameter	4.4.2.NYB-I
Naftalen	<39
Acenaftilen	<39
Acenaften	<39
Fluoren	<39
Fenantren	85
Antracen	<39
Fluoranten	530
Pyren	450
Benzo[a]antracen	210
Krysen/Trifenylen	410
Benzo[b]fluoranten	1900
Benzo[k]fluoranten	530
Benzo[a]pyren	480
Indeno[1,2,3-cd]pyren	1100
Dibenzo[a,h]antracen	170
Benzo[ghi]perylen	980
Sum PAH 16	6800

3.2.4 DNA

Det ble tatt miljø-DNA prøver fra utløpet i tre sjøer i Gjerstadvassdraget: på stasjon 4.5.HOL i Holtefjorden, på stasjon 4.2.1.LAT1 i Langtjerna og på 4.4.1.SMÅ i Småtjenn. Det ble kjørt qPCR-analyser for *Tetracapsuloides bryosalmonae* og vasspest, men ingen av prøvene ble karakterisert som positive (vedlegg VII).

DNA-metastrekkoding påviste totalt 13 arter på stasjon 4.6.HOL-I, 7 arter på stasjon 4.2.1.LAT1 og 18 arter på stasjon 4.4.1.SMA. For de to tjernene dominerte vannlopper andelen DNA-sekvenser, mens på Holtefjorden var hjuldyr og hoppekreps de mest sekvens-rike gruppene. Artslister er å finne i vedlegg VII.



Figur 3.13. Andel DNA-sekvenser per stasjon for flercellede dyr (metazoa). 4.11.Lat = 4.2.1.LAT1, 4.13.Småtj = 4.4.1.SMÅ, 4.5.Ho= 4.6.HOL-I.

På stasjon 4.6.HOL-I ble det påvist 2 hoppekreps (*Thermocyclops crassus* og en klassifisert innen familien Cyclopidae), 2 tovinger og 1 hjuldyr (*Keratella cochlearis*) med DNA. Også algen *Gonyostomum semen* ble påvist her med DNA.

På stasjon 4.2.1.LAT1 ble det påvist 1 leddorm, 1 vannloppe (*Daphnia longispina*) og 1 hoppekreps (Cyclopidae) med DNA. Også algen *Gonyostomum semen* ble påvist her med DNA.

På stasjon 4.4.1.SMÅ ble det påvist 5 leddormer, 2 vannlopper (*Daphnia longispina* og *Polyphemus pediculus*) og 1 døgnflue (*Leptophlebia vespertina*).

3.3 Tilstandsklassifisering Gjerstadvassdraget

I Gjerstadvassdraget ble det gjennomført biologiske undersøkelser ved 4 av totalt 10 stasjoner i elver. I de tre innsjøene ble det kun gjennomført vannkjemiske undersøkelser. Tabell 3.25 og 3.26 viser totalvurdering av de kjemisk-fysiske støtteparameterne som blir brukt i klassifisering av økologisk tilstand. Tabell 3.27 viser en oppsummering av tilstandsvurderingen i alle elvene og tilsvarende for innsjøer blir oppsummert i tabell 3.28. For de fleste stasjoner var det avvik i vanntype fra det som er registrert i Vann-nett (jf. tabell 2.2. og 2.3). Forundersøkelsene indikerer at flere av vannforekomstene er humøse og dermed vanntype R106 og ikke R105. For vanntypen R106 er ikke forsuringindeksene for bunndyr og begroing gjeldende, noe som vil kunne påvirke tilstandsklassifiseringen.

Alle stasjonene i elvene vise gjennomsnittlig lave konsentrasjoner av næringsstoffer og kom samlet sett ut med «god» eller bedre tilstand for eutrofieringsparameterne (tabell 3.25). Nedre del av Haugeelva hadde viste moderat tilstand for nitrogen. Det var høye enkeltkonsentrasjoner av både fosfor og nitrogen ved stasjonene LAT2, HAU1 og HAU2 i november 2020 og januar 2021. Totalt 9 av 10 elvestasjoner viste også «god» eller bedre tilstand for forsuringparameterne (tabell 3.26). Øvre del av Haugeelva (4.1.HAU3) har svært dårlig bufferevne og viste samlet sett «moderat» tilstand.

Tabell 3.25. Totalvurdering av fysisk-kjemiske støtteparametere for eutrofiering.

Stasjon	Tot.P µg/l	Tot.N µg/l	Siktedyp (m)	Totalvurdering eutrofieringsparametere
4.1.HAU1	0,92	0,66		0,79
4.2.HAU2	0,91	0,60		0,76
4.2.1.LAT1	0,94	0,84		0,89
4.2.2.LAT2	0,85	0,61		0,73
4.3.HAU3	0,87	0,51		0,69
4.4.1.SMA	0,82	0,68		0,75
4.4.3.BRO	0,98	0,80		0,89
4.5.2.KJE1	0,89	0,65		0,77
4.5.3.KJE2	0,90	0,61		0,76
4.5.4.KJE3	0,88	0,76		0,82
4.1.ØYG	0,63	0,82	-	0,73
4.5.HOL	0,67	0,97	-	0,82
4.7.NYB	0,71	1	-	0,86

Tabell 3.26. Totalvurdering av fysisk-kjemiske støtteparametere for forsuring.

Stasjon	pH	ANC µekv/l	LAI µg/l	Totalvurdering forsuringsparametere
4.1.HAU1	0,75	0,18	0,52	0,48
4.2.HAU2	0,80	0,65	0,56	0,67
4.2.1.LAT1	0,90	1,00	0,62	0,84
4.2.2.LAT2	0,92	1,00	0,69	0,87
4.3.HAU3	0,95	0,98	0,55	0,83
4.4.1.SMA	0,69	1,00	0,60	0,76
4.4.3.BRO	1,03	1,00	0,64	0,89
4.5.2.KJE1	0,86	1,00	0,60	0,82
4.5.3.KJE2	0,99	1,00	0,60	0,86
4.5.4.KJE3	0,88	1,00	0,61	0,83
4.1.ØYG	-	-	0,7	0,7
4.5.HOL	0,84	0,14	0,11	0,36
4.7.NYB	-	-	0,7	0,7

Av de fem elvestasjonene som ble undersøkt for biologiske kvalitetselementer viste tre «god» eller «svært god» økologisk tilstand, mens de resterende to stasjonene 4.2.HAU2 og 4.4.3.BRO, oppnådde tilstander dårligere enn «god» (tabell 3.27). Den samlede tilstanden er basert på «verste styrer prinsippet».

Det er verdt å merke seg at det kun er tatt prøver av ett biologisk kvalitetselement i Langtjernbekken (4.2.2.LAT2). Generelt kan man si at jo flere kvalitetselement en tar prøver av, jo mer sikker blir fastsettelse av økologisk tilstand i elva/bekken. Den biologiske tilstanden ved denne stasjonene er med andre ord mer usikker, sammenlignet med resten av stasjonene. Det samme gjelder naturlig nok stasjonene det ikke ble tatt prøver av noen biologiske kvalitetselementer.

Tabell 3.27. Samlet vurdering av økologisk og kjemisk tilstand for alle prøvetakingsstasjoner i elver. For stasjonene uten biologiske kvalitetselementer er vurderingen av økologisk tilstand usikker.

Stasjon	Økologisk tilstand						Økologisk tilstand	Kjemisk tilstand
	Biologi			Fysisk-kjemiske støtteparametere				
	Bunndyr	Begroing	Fisk	Eutrofiering	Forsuring	Vannregion-spesifikke stoffer		
4.1.HAU1	-	-	-	0,79	0,51	God	Moderat	God
4.2.HAU2	0,77	0,60	0,50	0,76	0,70	God	Moderat	God
4.2.1.LAT1	-	-	-	0,89	0,86	God	God	God
4.2.2.LAT2	-	-	0,9	0,73	0,91	God	God	God
4.3.HAU3	-	0,73	0,9	0,69	0,87	God	God	God
4.4.1.SMÅ	-	-	-	0,75	0,79	God	God	Ikke god
4.4.3.BRO	0,77	0,89	0,30	0,89	0,95	Dårlig	Dårlig	Ikke god
4.5.2.KJE1	-	-	-	0,77	0,83	God	God	God
4.5.3.KJE2	-	-	-	0,76	0,90	God	God	God
4.5.4.KJE3	0,70	1,00	0,70	0,82	0,87	God	God	God

Det er heller ikke uvanlig at kvalitetselementene viser ulik tilstand. I dette tilfelle var det et relativt godt samsvar mellom kvalitetselementene for den enkelte stasjon, der tilstanden ikke varierte mer enn en tilstandsklasse. Det ene unntaket var stasjonen 4.4.3.BRO der kvalitetselementet begroing og bunndyr viste hhv. «svært god» og «god» tilstand, mens fisk oppnådde «dårlig» tilstand. Det er vanskelig å si konkret hva som kan være årsaken til denne store forskjellen. En av grunnene kan være at fisken er ujevnt fordelt i bekken, og siden det bare ble fisket ved en stasjon så har vi ikke klart å fange opp den reelle tettheten. En annen grunn kan være at kvalitetselementene måler litt ulike påvirkninger, der fisk måler en generell påvirkning i bekken, mens bunndyr og begroingsalger måler spesifikt en påvirkning fra enten organisk belastning og eutrofiering.

Fastsettelsen av habitatklassen i en elv/bekk har stor betydning for hvordan den endelige økologiske tilstanden for fisk blir ettersom klassegrensene for fisketetthet varierer etter valgt habitatklasse, jf. figur 2.8. Dette innebærer at dersom en stasjon blir kategorisert i den laveste habitatklassen (hk. 1), trengs det ikke fanges like mye fisk før den blir klassifisert med «god» tilstand, sammenlignet med habitatklasse 2 og 3. Dette var blant annet gjeldende for Kjerrstembekken (4.5.4.KJE3), der stasjonen ble vurdert som uegnet, men der vi oppnådde en fisketetthet tilsvarende god tilstand.

Totalt 8 av 10 elvestasjoner ble vurdert til å ha god kjemisk tilstand (tabell 3.27). Brokelandsbekken og bekken fra Småtjenna hadde høye konsentrasjoner av tungmetaller og den kjemiske tilstanden i disse bekkene ble vurdert som dårlig. Flere av bekkene har periodevis lav pH og dårlig bufferevne og er følsomme for forsurende hendelser gjennom anleggsfasen. Dette gjelder spesielt Haugeelva og øvre deler av Kjerrstembekken.

Flere av de mindre bekkene er påvirket av veiavrenning med høye konsentrasjoner av sink og nikkel, samt vegsalt fra eksisterende vei.

Gjennomførte undersøkelser viste at Holtefjorden er kalkfattig, har dårlig bufferevne og er derfor følsom for forsuringshendelser (tabell 3.25 og 3.28). Både Øygårdstjerna og Nybøtjerna er bedre rustet mot dette, men er allerede betydelig påvirket av avrenning fra eksisterende vei. Begge tjerna har forhøyede konsentrasjoner av klorid, spesielt i bunnvannet. De hadde også høye konsentrasjoner av tungmetaller som nikkel og sink. Øygårdstjerna hadde i tillegg høye konsentrasjoner av jern og mangan, noe som henger sammen med oksygenfattige forhold mot bunnen som ble vist i profilmålingene. Øygårdstjerna har også hatt høye konsentrasjoner av aluminium. Alle tre innsjøene har lave totalkonsentrasjoner av næringsstoffer og viser «svært god» tilstand for eutrofieringsparametere. Alle tre innsjøene som ble undersøkt i forundersøkelsene viste «god» kjemisk tilstand i vann (tabell 3.28). I sedimentet i Nybøtjerna var det høye konsentrasjoner av metaller, olje- og PAH-forbindelser som gjorde at tilstanden ble vurdert som «ikke god»

Tabell 3.28. Samlet vurdering av økologisk og kjemisk tilstand for alle prøvetakingstasjoner i innsjøer. Da det ikke er gjennomført noen biologiske undersøkelser er samlet vurdering av økologisk tilstand usikker.

Stasjon	Økologisk tilstand						Kjemisk tilstand		
	Biologi		Fysisk-kjemiske støtteparametere			Økologisk tilstand	Prioriterte stoffer		Kjemisk tilstand
	Planteplankton	Krepsdyr	Eutrofiering	Forsuring	Vannregion-spesifikke stoffer		Vann	Sediment	
4.1.ØYG	-	-	0,73	0,70	Dårlig	Dårlig	God	-	God
4.5.HOL	-	-	0,82	0,36	God	Dårlig	God	-	God
4.7.NYB	-	-	0,86	0,70	God	God	God	Ikke god	Ikke god

4 Oppsummering

For mange småvassdrag og vannforekomster langs ny E18 Kragerø – Bamble var det begrenset kunnskap om vannkjemi, biologi og variasjoner som følge av påvirkning av vannføring og værforhold. Gjennomførte forundersøkelser skulle øke kunnskapsgrunnlaget for vassdragene til et nivå som var forsvarlig i forhold til å ivareta mangfold, kvaliteter og verdier før, under og etter bygging av ny vei. Herunder har det vært viktig å utføre undersøkelser iht. veileder 02.2018 for klassifisering av økologisk og kjemisk tilstand, basert på dagens system for typifisering og klassifisering. Slik kan en vurdere om kravet om god økologisk tilstand kan bli tilfredsstillt, og om veibygging og senere drift kan påvirke muligheten til å nå dette målet.

Det norske systemet for typifisering og klassifisering av vannforekomster er intrikat og under stadig utvikling. Derfor er de eksakte resultatene fra undersøkelsene vel så viktige, i form av artslister for bunndyr, begroing, fisk, plante- og dyreplankton, samt målinger fra innsjøene og informasjon om lagdeling og eksisterende påvirkninger. Det har vært viktig å avdekke hvilke småvassdrag som er fiskeførende, og om de er anadrome eller har ål. Opprettholdelse av vandringsmuligheter i og langs vassdrag er særlig viktig å ivareta under planlegging, bygging og drift av ny vei, og med særlig fokus på områder der småvassdrag krysser veien. Forundersøkelsen har derfor vektlagt fiskeundersøkelser i mindre vassdrag.

Det ble påvist fisk i alle bekkene det ble gjennomført fiskeundersøkelser i. Totalt tre av fem oppnådde «god» eller bedre tilstand for fisk. «God» tilstand ble også oppnådd for alle stasjoner for bunndyr og ved tre av fire stasjoner for begroingsalger. Samlet sett oppnådde tre av fem «god» økologisk tilstand.

Forundersøkelsene har avdekket at flere av bekkene har lav bufferkapasitet og tidvis lav pH slik at de er særlig følsomme for eventuelt økt forsurening. Dette gjelder spesielt øvre del av Haugeelva (4.1.HAU1) som hadde lav ANC. Alle stasjonene i Haugeelva viste også høyere andel labilt aluminium enn de andre vannforekomstene. Sulfidholdig fjell kan være en utfordring for langsiktig vannkvalitet i vassdrag langs deler av ny vei. Ved deponering eller bruk i veifyllinger kan oksidasjon av sulfid skape sur og sulfatholdig avrenning med økt metallinnhold. Slik avrenning kan skape langsiktig dårlig vannkvalitet og livsmiljø i bekker og vassdrag nedstrøms. Mange av vannforekomstene har naturlig forhøyede konsentrasjoner av aluminium og ved lavere pH vil en større andel av dette kunne forekomme som labilt aluminium. Forhøyede konsentrasjoner av sulfat i bekker og vassdrag kan være en indikasjon på at det er sulfidholdig fjell i området. I forundersøkelsene ble det påvist noe høyere sulfatkonsentrasjoner i Brokelandsbekken og Nybøtjerna i forhold til de andre vannforekomstene.

Automatiske målinger av vannkvalitet og vannhøyde på stasjoner i elver og bekker har bidratt til å klarlegge endringer i vannkjemi som følge av hydrologi og klima. Forskjellige vassdrag vil ha ulike mønstre for variasjon basert på naturlige og menneskeskapt forskjeller mellom nedbørfelt, og ulike typer av utslipp og avrenning som påvirker vannkvaliteten. Gjennomførte målinger gir underlag for bedre å kunne beskrive, forstå, sannsynliggjøre og evt. forebygge evt. endringer skapt av ny vei.

Forekomst av uønskede, fremmede og/eller sykdomsfremkallende organismer har vært viktig å kartlegge, både vha. eDNA og biologiske undersøkelser. Dette for å hindre spredning og introduksjon av slike langs ny vei både under anlegg eller senere drift av veien. *Tetracapsuloides bryosalmonae* som kan forårsake sykdommen proliferativ nyresyke (PKD) hos fisk ble påvist i nedre del av Haugeelva (4.3.HAU3), i øvre del av Kjerrstembekken (4.5.4.KJE3) og i Brokelandsbekken (4.4.3.BRO) (tabell 3.14). Den ble ikke påvist lenger opp i Haugeelva (4.2.HAU2). Den ble ikke påvist i Holtefjorden. Nåleflagellaten *Gonyostomum semen* ble påvist i alle stasjoner med unntak av Småtjerna.

Det ble gjennomført en screening av rødlistede, sjeldne eller spesielt forvaltningsviktige arter, som elvemusling med kjente og ukjente forekomster. Elvemusling ble ikke påvist i noen av vassdragene på denne delstrekningen. Det ble påvist en terrestrisk rødlisteart, eikesplintbille *Lyctus linearis* (EN) på to stasjoner: stasjon 4.3.HAU3 og stasjon 4.5.4.KJE3. Det ble påvist arter av *Phytophthora* ved fire av

åtte stasjoner. Denne slekten av eggsporesopper kan forårsake sykdom på planter, blant annet råte på trær.

Det ble gjennomført en screening av bunndyrarter funnet ved eDNA, og disse ble sammenlignet med arter påvist i sparkeprøvene. Det var best samsvar mellom prøvene for gruppene steinfluer og døgnfluer. For vårfluer var det noe større avvik. Det ble påvist noen flere arter i DNA-prøvene som trolig kun ble identifisert til slekt i sparkeprøvene. Av døgnfluer var det en art, lansettvingedøgnflue (*Centroptilum luteolum*), som ble påvist i sparkeprøven og som ikke ble funnet igjen i DNA-prøven. Erfaringen med bruk av eDNA i forundersøkelser har samlet sett vært god og viser at dette er et godt supplement til de mer tradisjonelle undersøkelsene av bunndyr, begroingsalger og fisk. Dessuten oppdager denne metoden arter det ellers ikke analyseres på.

Undersøkelsene av vannkjemi, både i rennende vann og innsjøer, har gitt innsikt i veisaltpåvirkning langs eksisterende E18 mht. kloridkonsentrasjoner og mulige sirkulasjonsproblemer i veinære sjøer. Både Øygårdtjerna og Nybøtjerna viste forhøyede kloridverdier fra veisalt tilført fra eksisterende vei. For noen av innsjøene vil påvirkningen av veisalt kunne forsterkes når ny vei settes i drift, for noen vil den avta, og noen uberørte sjøer vil bli tilført veisalt. Faren for uheldige effekter av veisalt må klarlegges gjennom en egen sårbarhetsvurdering, basert på vannkjemidata fra forundersøkelsene. Små veinære tjern med små nedbørfelt og stor tilførsel av veisaltholdig overvann vil være særlig utsatt for saltsjiktning og økologisk degradering. Vannprofilmålingene viste at Øygårdstjerna har dårlige oksygenforhold mot bunn.

Litteratur

- Artsdatabanken (2020). Rødliste. Tilgjengelig fra: <https://www.artsdatabanken.no/Rodliste> (Hentet 12.01.2020).
- Barland, K. og Hauge, M. D. 2019. Sedimentundersøkelser i Vennevann og Vålevann. Multiconsult notat 10213496-01-NOT-01, etter oppdrag fra AF-gruppen, E18 Arendal-Tvedestrand.
- Berge, D., Bækken, T., Romstad, R., Källqvist, T., Hedlund Corneliussen, C., Dahl-Hansen, G.A. (APN), Christensen, G.N. (APN), Rygg, B. 2009. Samlet plan for utslipp til vann fra steinindustrien(larvikittprodusentene) i Larvik, Del I: Resipientundersøkelser 2006-2008 (Tekstdel). NIVA- RAPPORT LNR 5834-2009, 159 s.
- Biggs, J, Ewald, N, Valentini, A, Gaboriaud, C, Dejean, T, Griffiths, RA, Foster, J, Wilkinson, JW, Arnell, A, Brotherton, P, Williams, P & Dunn, F. 2015. Using eDNA to develop a national citizen science-based monitoring programme for the great crested newt (*Triturus cristatus*). *Biological Conservation* 183(0): 19-28.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggeberget, T. G., Rasmussen, G. og Saltveit, S. J. 1989. Electrofishing Theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologica* 173: 9-43.
- Callahan, BJ, McMurdie, PJ, Rosen, MJ, Han, AW, Johnson, AJA & Holmes, SP. 2016. DADA2: High-resolution sample inference from Illumina amplicon data. *Nature Methods* 13: 581.
- Callahan, BJ, McMurdie, PJ & Holmes, SP. 2017. Exact sequence variants should replace operational taxonomic units in marker-gene data analysis. *The ISME Journal* 11: 2639.
- Caruso, V, Song, X, Asquith, M & Karstens, L. 2019. Performance of microbiome sequence inference methods in environments with varying biomass 4(1): e00163-18.
- Direktoratsgruppen, 2018. Veileder 02:2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. , s.l.: s.n.
- Eckbo, C. 2018. Utlekking av treverdige og seksverdige krom fra betong. NGI Teknisk notat 20180207-TN. 2018-10-3.
- Elbrecht, V, Braukmann, TWA, Ivanova, NV, Prosser, SWJ, Hajibabaei, M, Wright, M, Zakharov, EV, Hebert, PDN & Steinke, D. 2019. Validation of COI metabarcoding primers for terrestrial arthropods. *PeerJ* 7: e7745.
- Eliassen, T. 2018. Utfordringer knyttet til seksverdige krom. Foredrag 31.01.2018, Oslo. http://www.byggemiljo.no/wp-content/uploads/2018/02/Dag1_04_1115_Tollef-Eliassen.pdf.
- Forseth, T. & Harby, A. (red.). 2013. Håndbok for miljødesign i regulerte laksevassdrag. - NINA Temahefte 52. 1-90 s.
- Porter, TM & Hajibabaei, M. 2018. Automated high throughput animal CO1 metabarcoding classification. *Scientific Reports* 8(1): 4226.
- Hagelia, P. og Fjermestad, H. 2016. Bruk av XRF på bergarter for vurdering av miljørisiko. Eksempel frå Rv 4 Gran og E18 Grimstad-Kristiansand. Statens Vegvesens Rapportar Nr. 516. 43 s. Statens vegvesen. Statens vegvesens rapporter nr. 516.
- Hindar, A. og Roseth, R. 2003. E-18 gjennom sulfidberggrunn i Agder; anbefaling om avbøtende tiltak for å hindre sur avrenning og annen belastning av resipienter. NIVA-Rapport 4642-2003. 45 s. . Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport 4642-2003.

- ICES, 2011. Study Group on data requirements and assessment needs for Baltic Sea trout (SGBALANST), 23 March 2010 St. Petersburg, Russia, By correspondence in 2011. ICES CM 2011/SSGEF:18. 54 s., s.l.: s.n.
- Jensen, J.G.B. 2018. Not_013_20180914_Bane NOR_201802800 - Temanotat-Krom 6. Dato 14.09.18. Rambøll Sweco ANS.
- Kartverket (2020). Høydedata. Tilgjengelig fra : <https://hoydedata.no/LaserInnsyn> (Hentet 12.01.2020).
- Miljødirektoratet. 2016. M608 - Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota – revidert 30.10.2020.
- NGU 2019. Aktsomhetskart over syredannende gneis (foreløpig - utkast sendt til høring høsten 2019).
- NVE (2020). Vann-nett. Tilgjengelig fra: <https://vann-nett.no/portal>. (Hentet 12.01.2020).
- Pabst, T., Hindar, A., Hale, S., Garmo, Ø., Endre, E., Petersen, K., Bækken, T. og Baardvik, G. 2015. Bergarters potensielle effekter på vannmiljøet ved anleggsvirksomhet. Statens Vegvesens rapporter nr. 389. 96 s.
- Petrin, Z., Bækkelie, K.A.E., Bongard, T., Bremnes, T., Eriksen, T.E., Kjærstad, G., Saltveit, S.J., Schartau, A.K. & Velle, G. 2016. Innsamling og bearbeiding av bunndyrprøver – hva vi kan enes om. NINA Rapport 1276. 41 s
- Pulg, U., Barlaup, B., Skoglund, H., Velle, G., Gabrielsen, S., Stranzl, S., Espedal, E., Lehmann, G., Wiers, T., Skår, B., Normann, E., Fjeldstad, HP og Kroglund, F. 2017. Tiltakshåndbok for bedre fysisk vannmiljø.
- Rognan, Y., Roseth, R., Skrutvold, J., Johansen, Ø., Våge, K., Roer, O. og Rolandsen, S. 2020. E18 Rugtvedt- Dørdal. Miljøovervåking i anleggsperioden 2016-2019. Sammenfattende rapport. NIBIO-rapport 6 (115)2020, 155 s.
- Saunes, H., Jørgensen, N. E., Værøy, N., Konierczny, R. M. og Åstebøl, S. O. 2019. Sluttrapport - Undersøkelse av veinære innsjøer 2015-2018. Vannkvalitet og statistiske analyser av data for 2005-2018. Statens Vegvesens Rapporter Nr. 217. 72 s.
- Thomsen, PF, Kielgast, JOS, Iversen, LL, Wiuf, C, Rasmussen, M, Gilbert, MTP, Orlando, L & Willerslev, E. 2012. Monitoring endangered freshwater biodiversity using environmental DNA. *Molecular Ecology* 21(11): 2565-2573.
- Valentini, A, Taberlet, P, Miaud, C, Civade, R, Herder, J, Thomsen, PF, Bellemain, E, Besnard, A, Coissac, E, Boyer, F, Gaboriaud, C, Jean, P, Poulet, N, Roset, N, Copp, GH, Geniez, P, Pont, D, Argillier, C, Baudoin, J-M, Peroux, T, Crivelli, AJ, Olivier, A, Acqueberge, M, Le Brun, M, Møller, PR, Willerslev, E & Dejean, T. 2016. Next-generation monitoring of aquatic biodiversity using environmental DNA metabarcoding. *Molecular Ecology* 25(4): 929-942.
- Velle, G., Bækkelie, K. A., Arnekleiv, J. V., Bongard, T., Bremnes, T., Hall, J., Halvorsen, G. A., Dahl-Hansen, I., Johansen, A., Kjærstad, G., Landås, T., Saltveit, S. J., Stabell, T. 2018. Kvalitetssikring av bunndyrundersøkelser i Norge. Uni Research Miljø LFI rapport 315. Uni Research Bergen. ISSN 1892-8889.
- Vikan, H. Avrenning av ammoniumnitrat fra uomsatt sprengstoff til vann - Giftvirkninger i resipient og renseløsninger. *Vann*. 03:2013, 2013.
- Wang, Q, Garrity, GM, Tiedje, JM & Cole, JR. 2007. Naïve bayesian classifier for rapid assignment of rRNA sequences into the new bacterial taxonomy. *Applied and Environmental Microbiology* 73(16): 5261.

- Yazbek, L.D., Cole, K. A., Shedleski, A., Singer, D. and Herndon, E. M. 2020. Hydrogeochemical Processes Limiting Aqueous and Colloidal Fe Export in a Headwater Stream Impaired by Acid Mine Drainage. In: ACS EST Water 2021, 1 (1): 68-78.
- Zippin, C. 1958. The removal method and population estimation. Journal of wildlife management 22: 82-90.

5 Vedlegg

Vedlegg I Detaljer prøvetakingstasjoner

Vedlegg II Bilder av stasjoner

Vedlegg III Detaljer stasjoner biologi

Vedlegg IV Fisk

Vedlegg V Bunndyr

Vedlegg VI Begroingsalger

Vedlegg VII Artslister eDNA

Vedlegg VIII Klassifisering Vann-nett

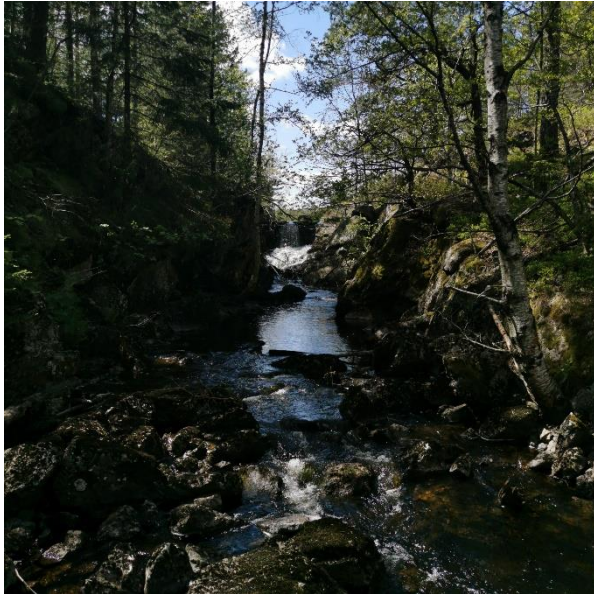
Vedlegg IX Sediment

Vedlegg I - Detaljer prøvetakingsstasjoner

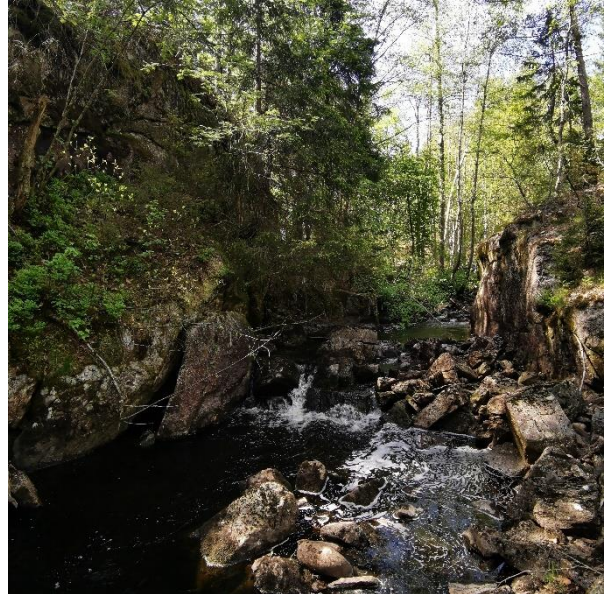
StasjonsID	Navn	2020 ID	X	Y	VannmiljøID
4.1.HAU1	Haugelva ref.	4.8.HAU1	502973	6517733	018-97897
4.2.1.LAT1	Langtjerna	4.12.LAT	502894	6516472	018-97891
4.2.2.LAT2	Langtjerna utl.	4.11.LATU	504333	6517558	018-97890
4.2.HAU2	Haugelva	4.9.HAU2	504071	6517912	018-97898
4.3.HAU3	Haugelva utl.	4.10.HAU3	504887	6516566	018-97889/018-46483
4.4.3.BRO	Brokelandsbekken	4.6.BRO	504651	6521269	018-97896
4.5.2.KJE1	Kjerrstembekken ref.	4.3.KJE1	506891	6523661	018-97893
4.5.3.KJE2	Kjerrstembekken	4.2.KJE2	507098	6523259	018-97892
4.5.4.KJE3	Kjerrstembekken	4.4.KJE3	506028	6522753	018-97894

StasjonsID	Navn	2020 ID	X	Y	VannmiljøID
4.4.1.SMÅ	Småtjenn	4.13.SMATJ	504117	6519335	
4.4.2.NYB-I	Nybøtjerna	4.7.NYB	504237	6519924	018-56359
4.5.1.OYG-I	Øygardstjerna	4.1.OYG	507856	6524518	018-97888
4.6.HOL-I	Holtefjorden	4.5.HOL	505849	6520532	018-97895

Vedlegg II – Bilder stasjoner



Øvre vel av Haugeelva (4.1.HAU1)



Midtre stasjon i Haugeelva (4.2.HAU2)





Nedre del av Haugeelva (4.3.HAU3).



4.2.1.LAT



4.2.2.LATU

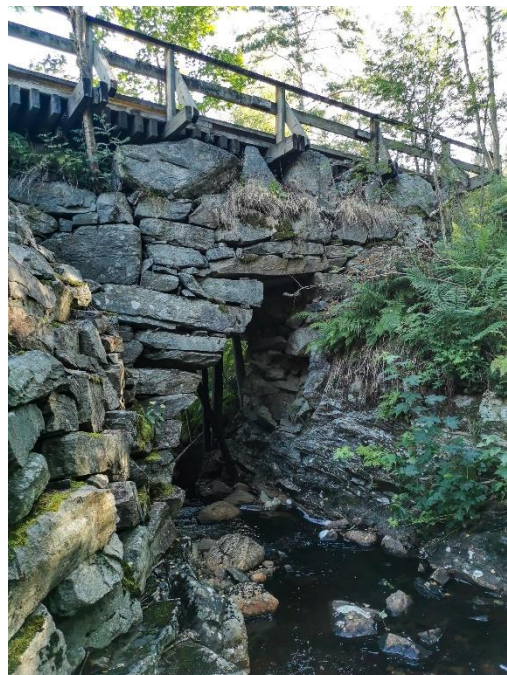




4.4.1.SMÅ



4.4.2.NYB



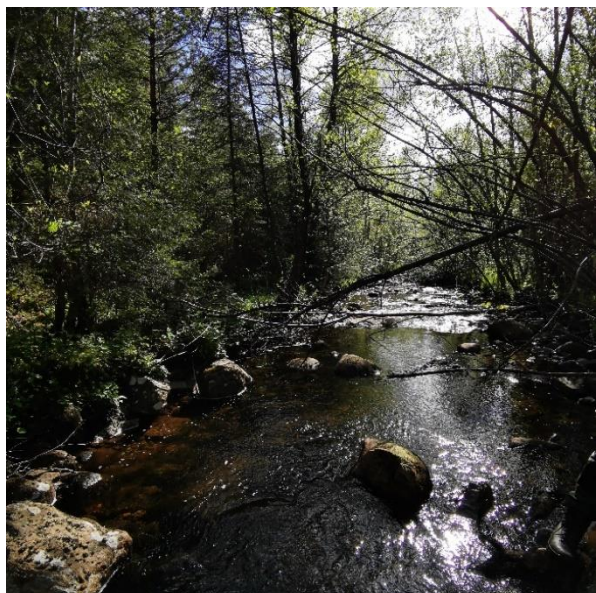
Figur. 4.4.3.BRO



4.5.1.ØYG



4.5.2.KJE1



4.5.3.KJE2



4.5.4.KJE3



4.6.HOL-I

Vedlegg III – Detaljer stasjoner biologi

Langtjerna utløp (4.2.2.LAT2)

Bekkelokalitet med om lag 2 meters bredde. Lokaliteten domineres av moderate stryk (50 %) avbrutt av kulper og mer stilleflytende partier (50%). Varierende bunnssubstrat med jevn fordeling av grus og stein i ulike størrelser, samt en del sand. Større stein og blokk var fraværende. Relativt skyggefull stasjon der nær alt vanndekt areal hadde overhengende vegetasjon av lauvskog og gress. Elvemose ble observert i små mengder.

Haugelva utløp (4.3.HAU3)

Elvelokalitet med 5-6 meters bredde. Lokaliteten domineres av moderate stryk (60%) med innslag av stilleflytende partier og striere stryk. Bunnssubstratet hadde innslag av stein og grus i de fleste størrelser. Stein i størrelsesorden 20-100 mm var dominerende (40%). Innslag av overhengende kantvegetasjon av lauvskog. Stedvis noe skyggefull lokalitet ellers gode lysforhold. Noe innslag av moser på substrat på elvebunnen.

Haugelva (4.2.HAU2)

Elv med rundt 4-5 meters bredde. Lokaliteten domineres av moderate stryk (50%) i kombinasjon med striere stryk (30 %). Stor variasjon i bunnssubstrat med jevn fordeling av grus og stein i ulike størrelser. Begrenset andel sand og silt (5%). For det meste gode lysforhold med enkelte innslag av overhengende kantvegetasjon av lauvskog. Sporadisk med elvemose på substrat langs elvebunnen.

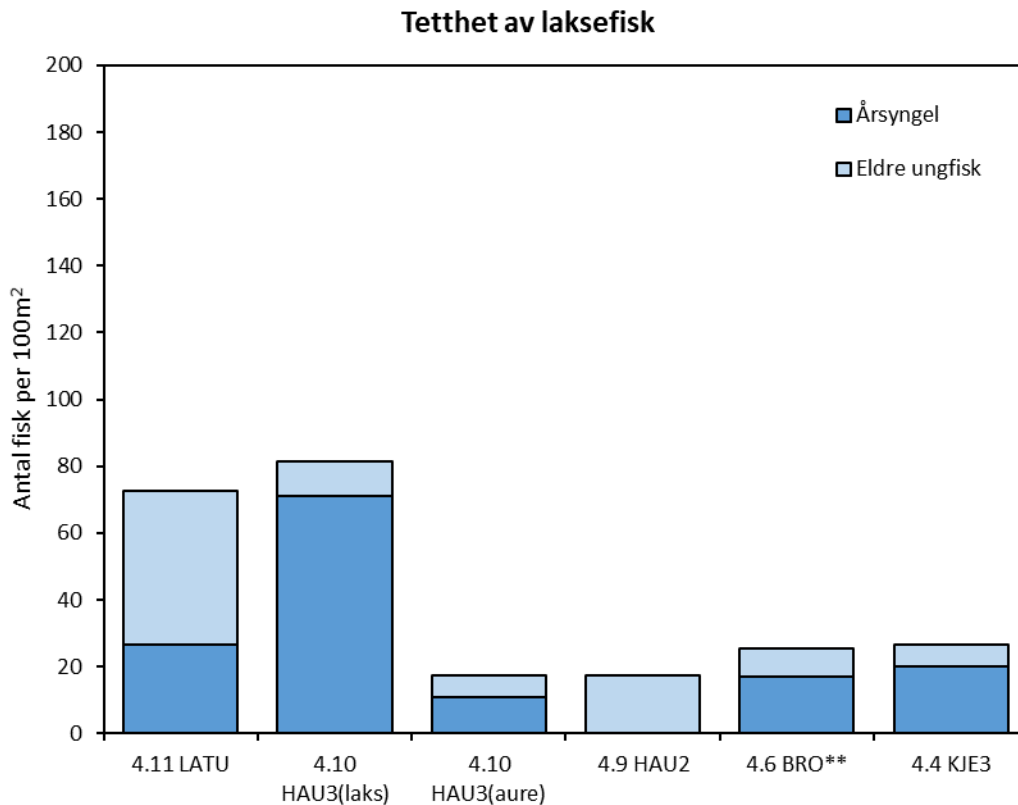
Brokelandsbekken (4.4.3.BRO)

Bekk med om lag 2 meters bredde med innslag av enkelte strie stryk og stilleflytende partier. Moderate stryk var imidlertid dominerende (70%). Relativt jevn fordeling av bunnssubstrat med innslag av både sand, grus og større stein. Noe overhengende kantvegetasjon bestående av lauvskog. Stedvis innslag av elvemose på substratet langs elvebunnen.

Kjerrstembekken (4.5.4.KJE3)

Dyp bekkelokalitet med bredde på om lag 3-4 meter. Stasjonen domineres av stilleflytende partier (95%) med innslag av moderate stryk. Bunnssubstratet hadde innslag av silt, sand, stein og grus i de fleste størrelser. Lav forekomst av større stein og blokk. Stedvis mye overhengende vegetasjon av lauvskog og gress. Sporadisk med elvemose på substrat langs elvebunnen.

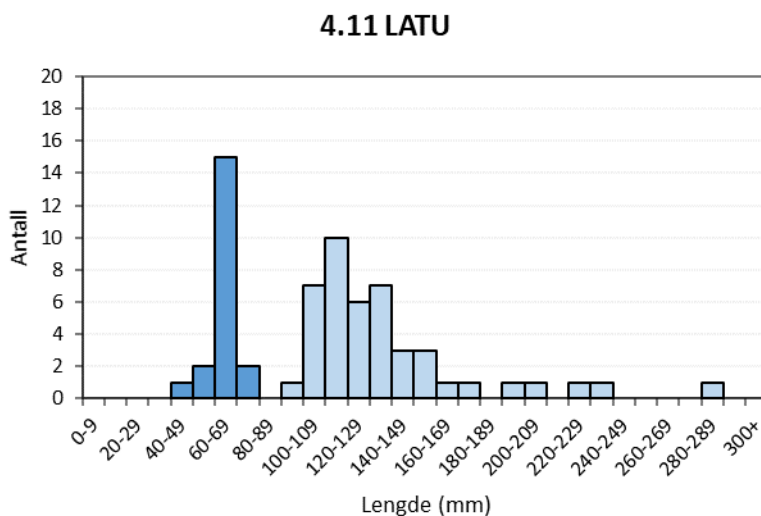
Vedlegg IV – Fiskeundersøkelser



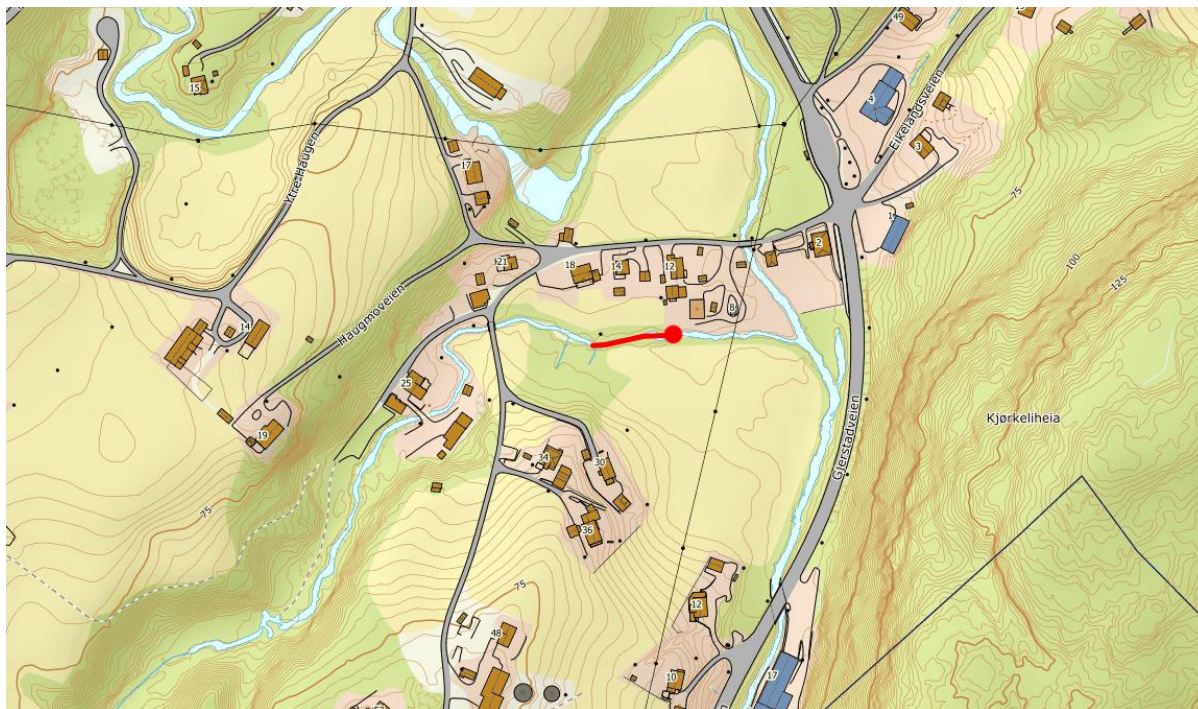
Figur. Tetthet av laksefisk i Gjerstadvassdraget.

Langtjerna utløp (4.2.2.LATU)

Det ble undersøkt en strekning på 50 x 2 meter tilsvarende 100 m². Skjulmulighetene for ungfisk ble vurdert som meget gode og strekningen ble vurdert som egnet for gyting med tilfredsstillende andel gytesubstrat. Det ble totalt fanget 64 ørret, hvorav 20 årsyngel og 44 eldre ungfisk. Årsyngelen varierte i lengde fra 49-77 mm, med et gjennomsnitt på 64 mm. Tettheten av ørret ble beregnet til totalt 73 ørret per 100 m². Det ble i tillegg fanget 3 stingsild (lengder: 26, 50 og 24 mm).



Figur LATU. Lengdefordeling av ørret (n=64) etter tre omganger med overfiske ved stasjon 4.2.2.LATU. Årsyngel er markert med blåfarge (n=20) og eldre ungfisk (n=44) med lyseblå farge.

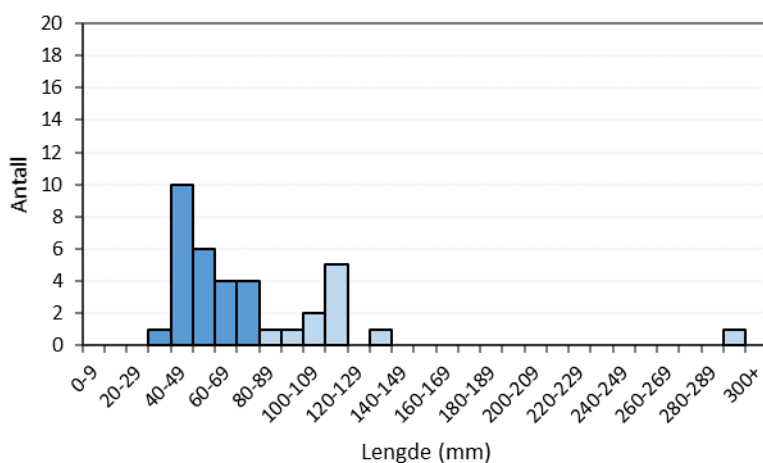


Figur LATU. Kart av stasjon for fiskeundersøkelsen ved stasjon 4.2.2.LATU. Rød sirkel i kartet viser start for elfiske og rød strek viser avfisket strekning. M: 1:2500. 50 m fisket strekning – fra start UTM32 504449-6517553 til stopp 504398-6517547

Haugelva utløp (4.3.HAU3)

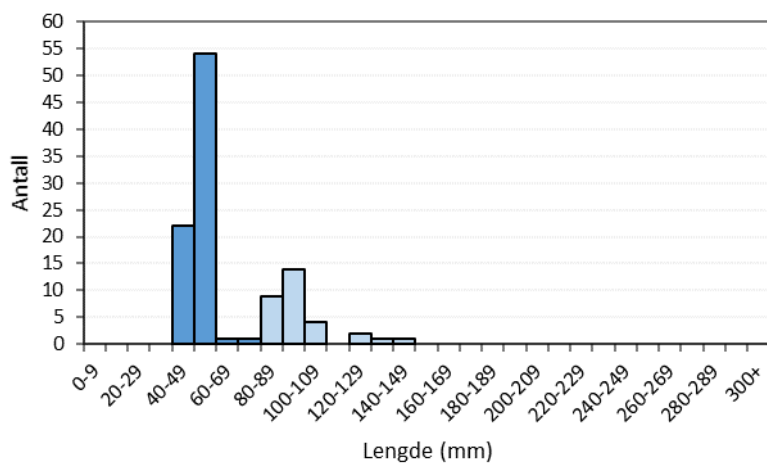
Det ble undersøkt en strekning på 32 x 5 meter tilsvarende 160 m². Skjulmulighetene for ungfisk ble vurdert som meget gode og stasjonen var egnet for gyting. Det ble til sammen fanget 36 ørret, 109 laks og 1 ål (lengde = 250 mm). Årsyngel dominerte fangsten for både ørret og laks med hhv. 25 og 78 fisk. Vi beregnet en tetthet av ørret og laks på hhv. 17 og 82 individer per 100 m².

4.10 HAU3 ørret



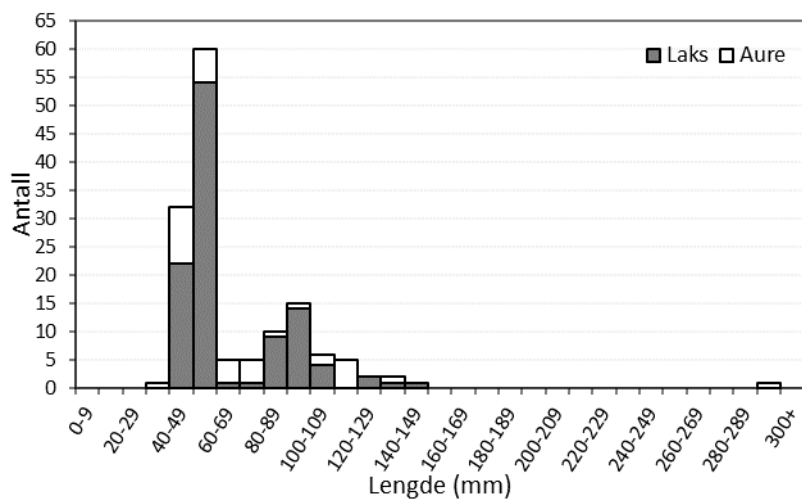
Figur HAU3_ørret. Lengdefordeling av ørret (n=36) etter tre omganger med overfiske ved stasjon 4.3.HAU3. Årsyngel er markert med blåfarge (n=25) og eldre ungfisk (n=11) med lyseblå farge.

4.10 HAU3 laks

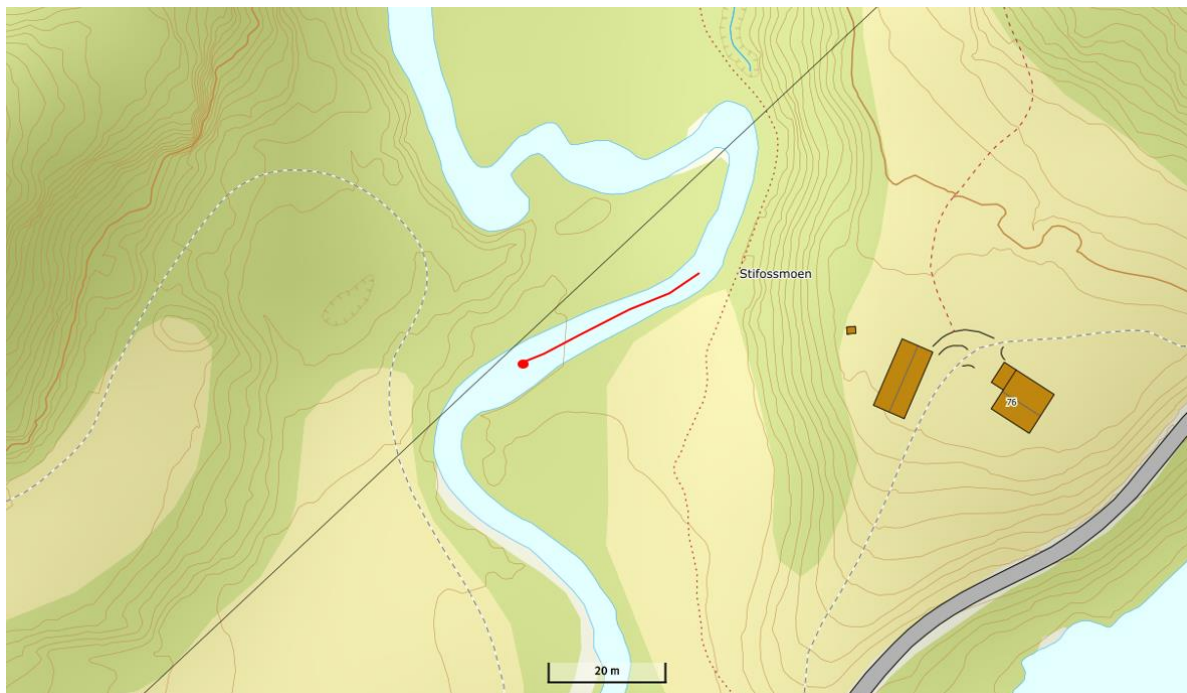


Figur HAU3_laks. Lengdefordeling av laks (n=109) etter tre omganger med overfiske ved stasjon 4.3.HAU3. Årsyngel er markert med blåfarge (n=78) og eldre ungfisk (n=31) med lyseblå farge.

4.10 HAU3 (laks+ørret)



Figur HAU3_laksefisk. Lengdefordeling av laks (n=109) og ørret (n=36) etter tre omganger med overfiske ved stasjon 4.3.HAU3.

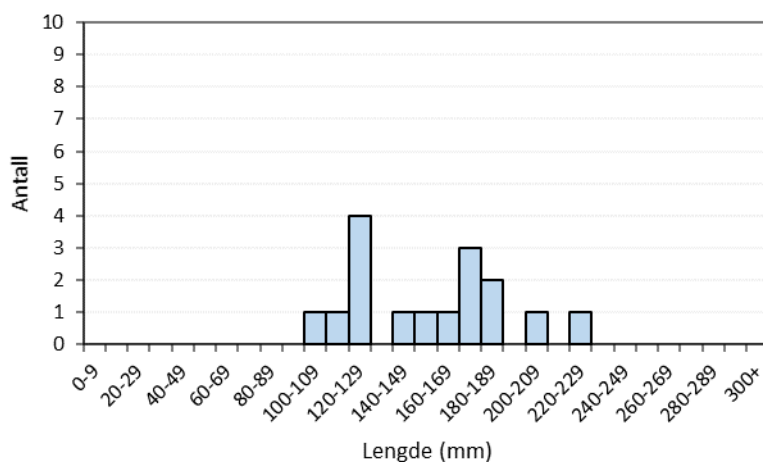


Figur HAU3. Kart av stasjon for fiskeundersøkelsen ved stasjon 4.3.HAU3. Rød sirkel i kartet viser start for elfiske og rød strek viser avfisket strekning. 32 m fisket strekning – fra start UTM32 504865 6516637 til stopp 504894 6516656.

Haugelva (4.2.HAU2)

Det ble undersøkt en strekning på 27,5 x 3,5 meter tilsvarende 96,3 m². Skjulmulighetene for ungfisk ble vurdert som gode og stasjonen var delvis egnet for gyting. Det ble til sammen fanget 16 ørret, der alle var eldre ungfisk. Lengden varierte fra 108 til 228 mm, med en gjennomsnittlig lengde på 157 mm. Vi beregnet en tetthet av ørret på 17 individer per 100 m². I tillegg ble det fanget 1 ål med lengde på 125 mm.

4.9 HAU2



Figur HAU2. Lengdefordeling av ørret (n=16) etter tre omganger med overfiske ved stasjon 4.2.HAU2.



Figur HAU2. Kart av stasjon for fiskeundersøkelsen ved stasjon 4.2.HAU2. Rød sirkel i kartet viser start for elfiske og rød strek viser avfisket strekning. 27,5 m fisket strekning – fra start UTM32 504059 6517920 til stopp 504036 6517908.

Broklandsheia (4.4.3.BRO)

Det ble undersøkt en strekning på 68 x 1,5 meter tilsvarende 102 m². Skjulmulighetene for ungfisk ble vurdert som gode og stasjonen var delvis egnet for gyting. Det ble fanget til sammen 12 ørret, hvorav 7 årsyngel og 5 eldre ungfisk. Vurdering av yngel og ungfisk ble gjort i felt og fisken ble dermed ikke lengdemålt. Vi beregnet en tetthet av ørret på 25 individer per 100 m².

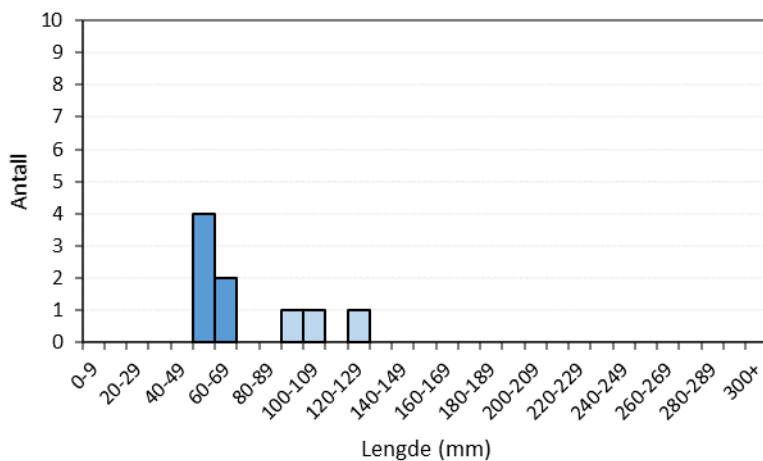


Figur BRO. Kart av stasjon for fiskeundersøkelsen ved stasjon 4.4.3.BRO. Rød sirkel i kartet viser start for elfiske og rød strek viser avfisket strekning. 68 m fisket strekning – fra start UTM32 504730 6521334 til stopp 504673 6521289.

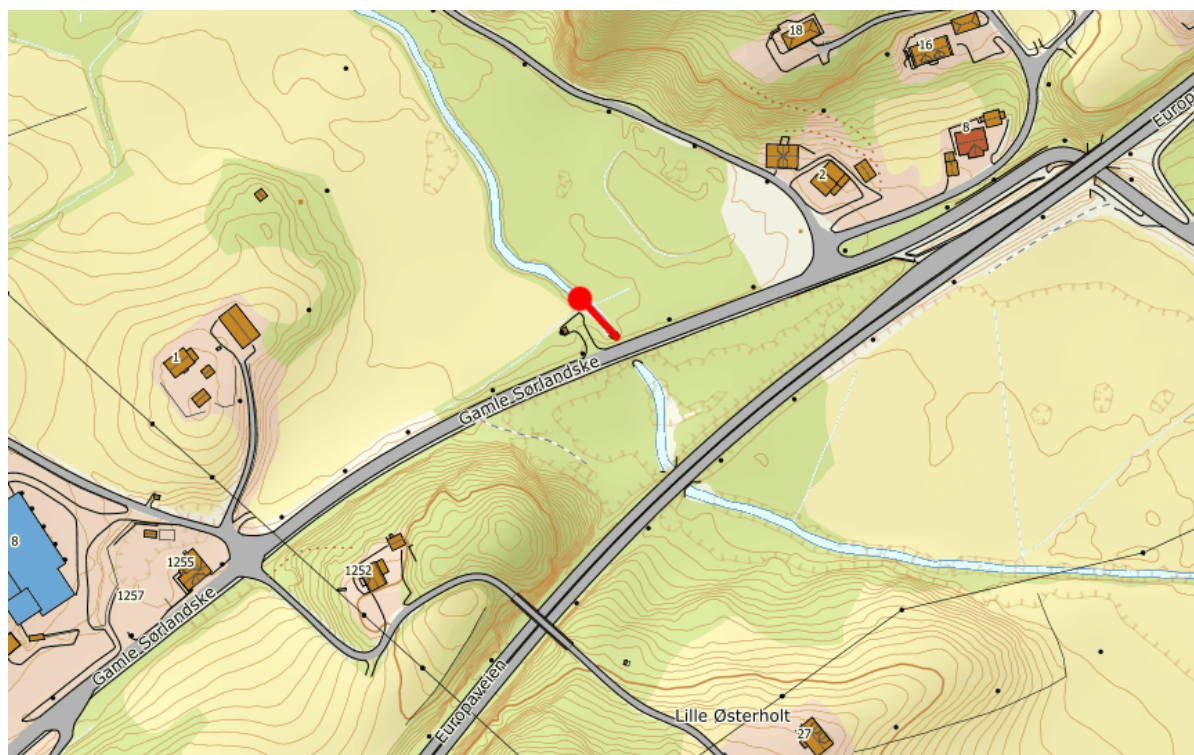
Kjerrstembekken (4.5.4.KJE3)

Det ble undersøkt en strekning på 25 x 3 meter tilsvarende 75 m². Skjulmulighetene for ungfisk ble vurdert som små og strekningen ble samlet sett vurdert som uegnet for gyting. Det ble fanget 9 ørret, hvorav 6 årsyngel og 3 eldre ungfisk. Den lengste ørreten ble målt til 129 mm. Vi beregnet en tetthet av ørret på 27 individer per 100 m². Det ble i tillegg fanget 1 suter (*Tinca tinca*) med lengde på 79 mm.

4.4 KJE3



Figur KJE3. Lengdefordeling av ørret (n=9) etter et overfiske ved stasjon 4.5.4.KJE3. Årsyngel er markert med blåfarge (n=6) og eldre ungfisk (n=3) med lyseblå farge.



Figur KJE3. Kart av stasjon for fiskeundersøkelsen ved stasjon 4.5.4.KJE3. Rød sirkel i kartet viser start for elfiske og rød strek viser avfisket strekning. M: 1:2500. 25 m fisket strekning – fra start UTM32 506036-6522745 til stopp 506053-6522727

Vedlegg V - Bunndyr

Tabell. Artslister for bunndyr med antall individer ved stasjonene i Gjerstadvassdraget. Kun høstprøver.

	4.2. HAU2	4.4.3. BRO	4.5.4. KJE3		4.2. HAU2	4.4.3. BRO	4.5.4. KJE3
Muslinger				Døgnfluer			
Pisidium sp.	3		25	<i>Baetis niger</i>	42	24	2
Biller				<i>Baetis rhodani</i>	116	104	3
<i>Elmis aenea</i>	1	1	18	<i>Baetis sp.</i>		12	1
<i>Elodes sp.</i>		6		<i>Centroptilum luteolum</i>			1
<i>Hydraena gracilis</i>		6		<i>Leptophlebia marginata</i>			4
<i>Limnius volckmari</i>		1	97	<i>Leptophlebia sp.</i>	18		14
<i>Oulimnius sp.</i>	1		98	Steinfluer			
<i>Oulimnius tuberculatus</i>			4	<i>Amphinemura sp.</i>	12	60	1
<i>Platambus sp.</i>			1	<i>Amphinemura sulcicollis</i>		13	1
Tovinger				<i>Brachyptera risi</i>		36	
Ceratopogonidae (indet.)	1		18	<i>Capnopsis schilleri</i>			12
Chironomidae (indet.)	177	159	565	<i>Isoperla grammatica</i>		2	
<i>Dicranota sp.</i>		8	1	<i>Leuctra hippopus</i>	14	128	43
<i>Eloeophila sp.</i>		1	1	<i>Nemoura avicularis</i>		8	8
Empididae (indet.)	6		12	<i>Nemoura cinerea</i>			2
Simuliidae (indet.)	2	108	18	<i>Nemoura sp.</i>		1	6
Snegl				<i>Nemurella pictetii</i>			1
<i>Gyraulus acronicus</i>			1	<i>Protonemura meyeri</i>	21	59	
Øyenstikkere				<i>Siphonoperla burmeisteri</i>		7	1
<i>Cordulegaster boltoni</i>	1	1	1	Vårfluer			
Øvrige				<i>Crunoecia irrorata</i>			1
Collembola (indet.)			1	<i>Hydropsyche pellucidula</i>	5		
Hydrachnidia (Indet.)	1	12	18	<i>Hydropsyche siltalai</i>	4		
Oligochaeta (indet.)		4	21	<i>Hydroptila sp.</i>	24		
<i>Sialis fuliginosa</i>		3	25	<i>Lepidostoma hirtum</i>	2		
				<i>Limnephilidae (indet.)</i>	1	3	5
				<i>Lype phaeopa</i>		1	1
				<i>Micropterna sequax</i>			1
				<i>Oecetis testacea</i>	1		
				<i>Oxyethira sp.</i>	7	1	2
				<i>Plectrocnemia conspersa</i>		2	1
				<i>Polycentropidae (indet.)</i>			1
				<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	19	1	4
				<i>Potamophylax cingulatus</i>			1
				<i>Potamophylax sp.</i>			1
				<i>Rhyacophila nubila</i>		10	
				<i>Sericostoma personatum</i>		2	1
				<i>Tinodes waeneri</i>	1		

Tabell. Datagrunnlag for beregning av bunndyrindeksene ASPT og RAMI. Forsuringsindeksen RAMI kan ikke brukes for vanntype R106 «kalkfattig, humøs» og R108 «moderat kalkrik, humøs».

	4.2.HAU2	4.4.3.BRO	4.5.4.KJE3
Vanntype	R106	R108	R108
ASPT vår	-	-	-
ASPT høst	6,69	6,72	6,43
Samlet ASPT	6,69	6,72	6,43
nEQR ASPT	0,77	0,77	0,70
RAMI vår	-	-	-
RAMI høst	4,46	5,12	4,27
Samlet RAMI	4,46	5,12	4,27
nEQR RAMI	0,99	-	-

Vedlegg VI - Begroingsalger

Tabell. Artslister for begroingsalger i Gjerstadvassdraget.

	4.3.HAU3	4.5.4.KJE3	4.4.3.BRO	4.2.HAU2
Grønnalger				
<i>Cosmarium sp.</i>		x		
<i>Mougeotia a</i> (6 -12 μ)				x
<i>Mougeotia a/b</i> (10-18 μ)		x		
<i>Mougeotia b</i> (15-21 μ , korte celler)	x		x	
<i>Mougeotia c</i> (21-24 μ)	x			x
<i>Oedogonium a</i> (5-11 μ)				x
<i>Oedogonium a/b</i> (19-21 μ)	x	x		x
<i>Oedogonium b</i> (13-18 μ)	x			x
<i>Oedogonium c</i> (23-28 μ)	x		x	
<i>Spirogyra a</i> (20-42 μ , 1K, L)				x
<i>Spondylosium planum</i>	x			
<i>Zygnema a</i> (16-20 μ)			x	x
<i>Zygnema b</i> (22-25 μ)			x	
Cyanobakterier				
<i>Phormidium cf inundatum</i>	x			
<i>Schizothrix sp.</i>				x
<i>Scytonema mirabile</i>	x			x
<i>Stigonema mamillosum</i>				x
Rødalger				
<i>Batrachospermum gelatinosum</i>		x	x	x

Tabell. Datagrunnlag for beregning av begroingsaindeksene : PIT, AIP og HB12.

	4.3.HAU3	4.2.HAU2	4.4.3.BRO	4.5.4.KJE3
Vanntype	R106	R106	R108	R108
PIT	10,70	6,27	6,18	6,08
nEQR PIT	0,76	1,00	1,00	1,00
AIP	6,59	6,70	7,07	-
nEQR AIP	0,73	0,60	0,89	-
HB12 vår	Tas i 2021	Tas i 2021	Tas i 2021	Tas i 2021
HB12 høst	0,1	0,001	0,01	0,01
Samlet HB12				
nEQR HB12	0,75	0,80	0,80	0,80

Vedlegg VII – Artslister eDNA

Tabell. Resultater fra qPCR-analyser med arts-spesifikke markører.

Stasjon	Elvemusling			<i>Tetracapsuloides bryosalmonae</i>			Vasspest		
	qPCR	C _T Mean	C _T SD	qPCR	C _T Mean	C _T SD	qPCR	C _T Mean	C _T SD
4.2.HAU2	0/3			0/3					
	0/3			0/3					
4.3.HAU3	0/3			3/3	35.86	0.73			
	0/3			3/3	35.71	0.20			
4.2.2.LAT2				0/3			0/3		
				0/3			0/3		
4.5.4.KJE3	0/3			3/3	37.14	0.70			
	0/3			2/3	38.82	0.03			
4.4.3.BRO	0/3			1/3	39.88				
	0/3			3/3	37.67	1.86			

Tabell. Artslister fra elvestasjoner.

	4.4Kje3	4.6Bro	3.9Hau2	4.10.Hau3	4.11.Latu
Clitellata					
Chamaedrillus glandulosus			4		
Chamaedrillus varisetosus	12				
Fridericia ratzeli				9	
Dendrobaena octaedra	19				
Dendrodrilus rubidus	317			13	
Eiseniella tetraedra	28		16	15	94
Lumbricus rubellus	174				53
Lumbricus terrestris	7				
Octolasion tyrtaeum	27	14			
Naididae sp. 1	12				
Naididae sp. 3	2				5
Naididae sp. 4	14				
Naididae sp. 7	10				
Nais alpina			54	84	52
Nais communis	209	112	24	22	45
Nais sp. 2		2			
Pristina jenkiniae	15			8	
Pristina longiseta	11				
Slavina appendiculata	39				
Specaria josinae	57				
Stylaria lacustris		47	16	28	38
Tubifex ignotus					6
Tubifex tubifex	17			7	
Vejdovskyella comata	36				
Arachnida					
Oligolophus tridens	6				
Aturus scaber	21			14	
Hygrobatas fluviatilis					3
Collembola					
Entomobrya nivalis	29				
Lepidocyrtus lanuginosus	466				
Isotomurus graminis					14
Tomocerus minor	10				
Choreutinula inermis	28				

Anurida granaria				7	
Allacma fusca	8				
Diplopoda					
Cylindroiulus sp. 1	6				
Coleoptera					
Lyctus linearis	62			34	
Ancistronycha cyanipennis	8				
Cryptocephalus labiatus	4				
Platambus maculatus	10				
Hypnoidus riparius	10				
Elmis aenea	13		6		
Limnius volckmari	14				
Hydraena anatolica	7				4
Diptera					
Bellardia viarum	8				
Ablabesmyia longistyla	31		10		
Brillia bifida	74				35
Chironomus commutatus			7		
Chironomus melanescens	34		0		
Corynoneura lobata			0		24
Cricotopus pulchripes	27		21		
Cricotopus similis			41	6	
Cricotopus tibialis					9
Eukiefferiella claripennis		4			
Eukiefferiella ilkleyensis			47	23	
Heterotrissocladius marcidus	38	6		52	7
Limnophyes pentaplastus	10				
Micropsectra appendica	7				8
Micropsectra junci	36	4		8	10
Micropsectra pallidula	29				
Microtendipes sp. 1	28				
Orthocladius fuscimanus	58				
Orthocladius schnelli					92
Paracladopelma camptolabis	4				
Paracricotopus niger	52		39		
Paratanytarsus inopertus		6			
Phaenopsectra flavipes			3		
Polypedilum albicorne	8				
Polypedilum convictum	73			31	
Potthastia longimanus				16	
Psectrocladius sp. 1	13				
Rheocricotopus atripes	11				13
Rheocricotopus fuscipes		2			
Rheotanytarsus illiesi	89				
Sergentia prima	15				
Stempellinella brevis	104				
Tanytarsus eminulus	23		248	136	321
Tanytarsus signatus	7				
Tanytarsus striatulus	14				
Thienemanniella caspersi	19				
Thienemanniella sp. 1				7	
Thienemanniella xena			9	7	
Trissopelopia longimana	113		103		37
Tvetenia calvescens	28				
Tvetenia verralli			33	8	
Musca autumnalis					6
Dicranota pavidata					8
Chaetosciara estlandica	5		4		
Ctenosciara exigua	5				
Dichopygina ramosa		10			

Simulium aureum	68				
Simulium cryophilum	13				
Simulium ornatum	27		22		
Simulium sp. 1	22				13
Simulium velutinum		16	26		
Tipula confusa	9				
Tipula lateralis	4				
Tipula maxima	18				8
Tipula submarmorata	3				
Ephemeroptera					
Baetis niger	144	6	16	23	198
Baetis rhodani	124		67	61	56
Baetis scambus					2
Leptophlebia vespertina	79	6	10		
Hemiptera					
Linnavuoriana decempunctata	3				
Cicadellidae sp. 1					15
Tuberolachnus salignus					6
Stenodema calcarata	8				
Hymenoptera					
Lasius niger	679				
Lepidoptera					
Eupithecia tantillaria	5				
Megaloptera					
Sialis fuliginosa	26				
Plecoptera					
Leuctra fusca	154	13	157	29	16
Leuctra hippopus	61				30
Amphinemura borealis	48		10	14	
Amphinemura sulcicollis	103	45	26	10	53
Nemoura avicularis	88				26
Nemoura cinerea		6			
Psocoptera					
Valenzuela despaxi			8		
Valenzuela flavidus		2			
Peripsocus subfasciatus	23			9	7
Psococerastis gibbosa	18				
Trichoptera					
Hydropsyche siltalai			11	12	
Oxyethira frici			2		
Oxyethira simplex		14			
Chaetopteryx sahlbergi					14
Chaetopteryx villosa	87				
Limnephilus affinis				5	
Potamophylax cingulatus	13				
Wormaldia subnigra	24		50	27	
Polycentropus flavomaculatus	8				
Lype phaeopa	9				7
Rhyacophila nubila	29		11		
Sericostoma personatum	119				24
Sericostoma sp. 1	33	11			
Actinopteri					
Gasterosteus sp. 1	62	10			
Salmo trutta	1309		435	541	956
Mammalia					
Castor fiber	431				
Bos frontalis				41	
Gastrotricha					
Chaetonotus persimilis					24
Chaetonotus sp. 1	83				

Chaetonotus sp. 2	91				
Chaetonotidae sp. 1					30
Rotifera					
Keratella cochlearis	22				
Malpighiales					
Salicaceae sp. 1	21				
Fungi					
Cladosporium bruhnei	46				
Cladosporium sp. 1	26				
Phialocephala subalpina					48
Cosmospora gigas					13
Cosmospora sp. 1					27
Fusarium tricinctum	8				8
Thelonectria discophora	2				
Taphrina flavorubra					5
Taphrina sp. 1	5				
uncultured Jaminaea		11	5		120
Rhodotorula sp. 1	31				
Rhodotorula sp. 4					7
Rhodotorula sp. 7					7
Rhodotorula taiwanensis	20				
Encellete Eukaryota					
Nitzschia palea					47
Pinnularia grunowii					4
Batrachospermum gelatinosum	43	9	8		13
Sheathia confusa					21
Paralemanea annulata	504	27	9	209	169
uncultured Florideophyceae				9	
Dinobryon divergens	30				
Trachydiscus minutus	59		65	32	
Peronosporaceae sp. 1	13				
Peronosporaceae sp. 2	137				
Peronosporaceae sp. 5	3				
Phytophthora bilorbang				16	234
Phytophthora gallica				17	
Phytophthora lacustris	100	38		129	695
Phytophthora plurivora	16				10
Phytophthora pseudosyringae	8				
Phytophthora sp. 1	171			22	61
Phytophthora syringae	13				19
Phytophthora undulata	92			41	227
Pythiaceae sp. 1	37	27		36	207
Pythiaceae sp. 2	9			6	
Pythiaceae sp. 8					9
Pythium cedri					8
Pythium sp. 1	172	29	19	225	351
Pythium sp. 12	7				10
Pythium sp. 15	10				
Pythium sp. 4	15				
Pythium sp. 6	59				13
Pythium sp. 7	15				19
Achlya Saprolegniaceae sp. 1	40				10
Aphanomyces sp. 1	16			3	8
Brevilegnia unisperma					6
Leptolegnia caudata	104		5	5	22
Saprolegniaceae sp. 1					3
Saprolegniaceae sp. 11	7				
Saprolegniaceae sp. 12			4		
Saprolegniaceae sp. 17	6				
Saprolegniaceae sp. 19				4	

Saprolegniaceae sp. 2	31				60
Saprolegniaceae sp. 23	8				
Saprolegniaceae sp. 25	7				
Saprolegniaceae sp. 26	7				
Saprolegniaceae sp. 30	6				
Saprolegniaceae sp. 36					5
Saprolegniaceae sp. 40	4				
Saprolegniaceae sp. 7	10				
Saprolegniaceae sp. 9			2		
Saprolegnia parasitica				12	
Saprolegnia sp. 1	43	9			48
Saprolegnia sp. 3	11				
Gonyostomum semen	10	1315	5125	1719	8517
Cochliopodium kielense					2
Cochliopodium sp. 3	4				
Vannella pentlandii	3				
Vannella simplex	3				
Gonium pectorale	324				9
Trebouxia aggregata					5
Botryococcus braunii	32		110	159	9
Coccomyxa subellipsoidea		35		6	51
Bacteria					
Acidobacteria bacterium	4286	302	25	1725	4360
Chloroflexi bacterium	963	37	101		
Bradyrhizobiaceae bacterium	27				
Rickettsia bellii	8				4
Rickettsia sp. 2	15				
Rickettsiaceae bacterium					8
Alphaproteobacteria bacterium	1301	427	313	1062	635
Burkholderiales bacterium		24			
Cystobacter fuscus	40				
Pseudomonas fluorescens				492	
Gammaproteobacteria bacterium	767	420	2716	209	213
Proteobacteria bacterium	62		78		

Resultater fra qPCR-analyser med arts-spesifikke markører.

Stasjons-nummer	Elvemusling			<i>Tetracapsuloides bryosalmonae</i>			Vasspest		
	qPCR	C _T Mean	C _T SD	qPCR	C _T Mean	C _T SD	qPCR	C _T Mean	C _T SD
4.2.1.LAT1				0/3			0/3		
				0/3			0/3		
4.4.1.SMÅ				0/3			0/3		
				0/3			0/3		
4.6.HOL-I				0/3			0/3		
				0/3			0/3		

Artliste for Holtefjorden, Langtjerna og Småtjenna.

	4.5Hol	4.11.Lat	4.13.Småtj
Clitellata			
Naididae sp. 3			2
Nais communis			27
Specaria josinae			12
Stylaria lacustris		3	
Vejdovskyella comata			9
Branchiopoda			
Daphnia longispina		259	217
Polyphemus pediculus			1989
Hexanauplia			

Cyclopidae sp. 1	307	28	
Thermocyclops crassus	272		
Diptera			
Psectrocladius sp. 1	5		
Scatopsciara simillima	2		
Ephemeroptera			
Leptophlebia vespertina			40
Odonata			
Cordulia aenea			26
Leucorrhinia rubicunda			26
Libellula quadrimaculata			17
Psocoptera			
Valenzuela despaxi	60		
Rotifera			
Keratella cochlearis	1147		
Fungi			
Hypogymnia vittata			11
Encellete Eukaryota			
Trachydiscus minutus	28		
Leptolegnia caudata			14
Saprolegniaceae sp. 46			3
Gonyostomum semen	615	2518	
Botryococcus braunii	18		382
Bacteria			
Acidobacteria bacterium	52	2921	361
Chloroflexi bacterium	722		
Alphaproteobacteria bacterium	1149	277	96
Pseudomonas fluorescens			138
Gammaproteobacteria bacterium	45	569	236

Vedlegg VIII – Klassifisering Vann-nett

Klassifisering av relevante parametere etter vanntypen fra forundersøkelsene (FU) og vanntypen registrert i vann-nett (VN). – betyr ikke relevant for vanntypen.

		n	pH			Total fosfor			Total nitrogen		
			pH	nEQR		µg/L	nEQR		µg/L	nEQR	
				FU	VN		FU	VN		FU	VN
4.1.HAU1	Snitt	9	5,9	0,75	0,56	11,0	0,92	0,79	301	0,66	0,82
	Max		6,3	0,84	0,69	23	0,62	0,48	400	0,60	0,68
	Min		5,2	0,65	0,40	5	1,34	1,09	190	0,87	1,03
4.2.HAU2	Snitt	9	6,2	0,80	0,64	11,6	0,91	0,77	391	0,60	0,69
	Max		6,5	0,90	0,77	23	0,62	0,48	1100	0,24	0,26
	Min		5,4	0,68	0,45	3,8	1,58	1,26	220	0,76	0,95
4.2.1.LAT1	Snitt	4	6,8	-	0,90	12,8	0,94	0,72	385	0,84	0,70
	Max		7,2	-	1,10	21	0,77	0,51	450	0,77	0,62
	Min		6,5	-	0,77	7,1	1,24	0,93	320	0,92	0,80
4.2.2.LAT2	Snitt	4	6,8	-	0,92	16,8	0,85	0,61	650	0,61	0,46
	Max		6,9	-	0,95	33	0,55	0,36	690	0,58	0,44
	Min		6,7	-	0,86	9,2	1,09	0,85	590	0,65	0,50
4.3.HAU3	Snitt	9	6,6	0,95	0,83	12,8	0,87	0,72	486	0,51	0,59
	Max		7	1,07	1,00	33	0,48	0,36	640	0,40	0,47
	Min		5,8	0,74	0,54	4,7	1,39	1,12	350	0,63	0,75
4.4.1.SMA	Snitt	3	6,3	-	0,69	18,3	0,82	0,57	543	0,68	0,54
	Max		6,8	-	0,90	34	0,54*	0,35	720	0,55	0,42
	Min		5,7	-	0,51	10	1,04	0,82	330	0,90	0,79
4.4.3.BRO	Snitt	9	7,1	-	1,03	11,6	0,98	0,77	423	0,80	0,65
	Max		7,4	-	1,19	17	0,84	0,60	560	0,67	0,52
	Min		6,5	-	0,77	5,7	1,41	1,02	350	0,88	0,75
4.5.2.KJE1	Snitt	9	6,4	0,86	0,71	12,1	0,89	0,74	317,8	0,65	0,80
	Max		6,7	0,97	0,86	19	0,72	0,55	380	0,61	0,71
	Min		5,7	0,72	0,51	7	1,12	0,94	230	0,75	0,93
4.5.3.KJE2	Snitt	9	6,8	0,99	0,88	11,6	0,90	0,77	371	0,61	0,72
	Max		7,2	1,13	1,10	19	0,72	0,55	480	0,51	0,60
	Min		6	0,77	0,58	5,9	1,22	1,01	260	0,71	0,88
4.5.4.KJE3	Snitt	9	6,7	-	0,88	15,3	0,88	0,64	458	0,76	0,62
	Max		7,1	-	1,05	42	0,48	0,29	590	0,65	0,50
	Min		6,1	-	0,60	5	1,53	1,09	330	0,90	0,79

Etterord

Nøkkelord:	
Key words:	
Andre aktuelle publikasjoner fra prosjekt:	

Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO) ble opprettet 1. juli 2015 som en fusjon av Bioforsk, Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning (NILF) og Norsk institutt for skog og landskap.

Bioøkonomi baserer seg på utnyttelse og forvaltning av biologiske ressurser fra jord og hav, fremfor en fossil økonomi som er basert på kull, olje og gass. NIBIO skal være nasjonalt ledende for utvikling av kunnskap om bioøkonomi.

Gjennom forskning og kunnskapsproduksjon skal instituttet bidra til matsikkerhet, bærekraftig ressursforvaltning, innovasjon og verdiskaping innenfor verdikjedene for mat, skog og andre biobaserte næringer. Instituttet skal levere forskning, forvaltningsstøtte og kunnskap til anvendelse i nasjonal beredskap, forvaltning, næringsliv og samfunnet for øvrig.

NIBIO er eid av Landbruks- og matdepartementet som et forvaltningsorgan med særskilte fullmakter og eget styre. Hovedkontoret er på Ås. Instituttet har flere regionale enheter og et avdelingskontor i Oslo.

