



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Utbygging av Follobanen

Overvåking av vannkvalitet. Årsrapport 2020

NIBIO RAPPORT | VOL. 7 | NR. 78 | 2021



Cilie T. Kristiansen, Johanna Skrutvold og Øistein Johansen
Divisjon for miljø og naturressurser

TITTEL/TITLE

Utbygging av Follobanen - Overvåking av vannkvalitet. Årsrapport 2020

FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Cilie T. Kristiansen, Johanna Skrutvold og Øistein Johansen

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKTNR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
17.01.2022	7/78/2021	Åpen	8948	17/00320
ISBN:	ISSN:	ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:	
978-82-17-02828-4	2464-1162	48	3	

OPPDRAAGSGIVER/EMPLOYER:

Bane NOR

KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

Sigrun Tytlandsvik

STIKKORD/KEYWORDS:

Follobanen, miljøovervåking, vannkvalitet

FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Miljøovervåking

SAMMENDRAG/SUMMARY:

På oppdrag fra Bane NOR har NIBIO overvåket vannkvalitet i resipienter som kan motta avrenning fra anleggsarbeider i forbindelse med utbygging av Follobanen. NIBIO har driftet opptil 10 målestasjoner utstyrt med multiparametersensorer for automatisk overvåking av vannkvalitet. I tillegg har det blitt tatt ut vannprøver ved opptil 15 stasjoner og utført biologiske undersøkelser ved opptil seks stasjoner. Overvåkingen har pågått i vannforekomster nedstrøms riggområdet på Åsland og i Alna i Oslo, i bekker sør for stasjonsområdet på Ski, langs anleggsområdet mellom Ski og Langhus, samt ved Sagdalsbekken i Langhus. Årsrapporten omfatter alle resultater samlet inn på disse stasjonene i 2020 og har blitt sammenlignet med tidligere resultater.

LAND/COUNTRY:

Norge

FYLKE/COUNTY:

Viken/Oslo

KOMMUNE/MUNICIPALITY:

Nordre Follo/Oslo

STED/LOKALITET:


Follobanen

GODKJENT /APPROVED



ØISTEIN VETHE

PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER



ØISTEIN JOHANSEN



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Forord

På oppdrag fra Bane NOR har NIBIO overvåket vannkvalitet i resipienter som kan motta avrenning fra anleggsarbeider i forbindelse med utbyggingen av Follobanen.

Johanna Skrutvold har vært ansvarlig for oppfølging av miljøovervåkingsprogrammet og vurdering av vannkvalitet i prosjektet. Øistein Johansen er prosjektleder ved NIBIO.

Vannprøvetaking og vedlikehold av automatiske målestasjoner ble gjennomført av Johanna Skrutvold, Oda Fosse, Vetle Vikheim og Rune Hansen. Thor-Endre Nytrø har vært ansvarlig for innhenting av data fra målestasjonene samt nettbasert presentasjon av disse. Biologiske undersøkelser ble utført av Johanna Skrutvold i samarbeid med Roger Roseth, Oda Fosse, Cilie T. Kristiansen, Charles Carr, Ruben A. Pettersen og Alexander Engebretsen.

Fortløpende vurdering av data for vannkvalitetsmålinger har blitt utført av Johanna Skrutvold. Rapporten er skrevet av Cilie Trøim Kristiansen og Johanna Skrutvold.

Vannprøver har blitt analysert av ALS Laboratory Group Norway AS. Bunndyrprøver har blitt analysert ved Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfisk (LFI) ved Naturhistorisk museum. Planktonprøver har blitt analysert av Faun Naturforvaltning og Trond Stabell (Norconsult). Rapportering av undersøkelser i Gjersrudtjern er utført av Faun.

Kvalitetssikring av rapporten er utført av forskningsleder Øistein Vethe, i henhold til NIBIOs kvalitetssikringsrutiner.

Oslo, 17.01.22

Johanna Skrutvold

Innhold

1	Innledning.....	5
2	Resipienter og overvåkingstasjoner	7
2.1	Åsland	7
2.1.1	Biologisk prøvetaking	7
2.2	Ski stasjon – Langhus	9
2.2.1	Biologiske undersøkelser	9
2.3	Oslo.....	11
3	Metode	12
3.1	Multiparametersensorer og loggere	12
3.2	Vannprøver	13
3.3	Bunndyrundersøkelse.....	14
3.4	Fiskeundersøkelse	14
3.5	Plankton.....	15
3.6	Meteorologiske data	15
4	Resultater	16
4.1	Nedbør og temperatur	16
4.2	Kontinuerlige målinger	17
4.2.1	Myrerbekken ID 61.....	17
4.2.2	Maurtubekken ID 62	20
4.2.3	Stensrubbekken kulvert ID 67	22
4.2.4	Myrertjern ID 74.....	24
4.2.5	Roåsbekken oppstrøms ID 91.....	25
4.2.6	Roåsbekken nedstrøms ID 92.....	28
4.2.7	Dalsbekken ID 94.....	30
4.2.8	Blåveisbekken ID 97	32
4.2.9	Finstadbekken ID 98.....	34
4.2.10	Sagdalsbekken ID 81	36
4.3	Vannprøver	38
4.4	Biologiske undersøkelser	42
4.4.1	Bunndyr	42
4.4.2	Fisk	45
4.5	Gjersrudtjern	45
5	Oppsummering.....	46
5.1	Åsland	46
5.2	Ski stasjon – Langhus	46
5.3	Oslo.....	47
	Vedlegg.....	49

1 Innledning

Bane NORs utbygging av Follobanen er det største samferdselsprosjektet i Norge, og en del av den nye InterCity-utbyggingen på Østlandet. Prosjektet omfatter bygging av 22 km med nytt dobbeltspor mellom Oslo S og Ski Stasjon. Av dette vil ca. 2 km av strekningen være dagsone, mens 20 km av Follobanen vil gå i det som blir landets lengste jernbanetunnel. Totalt omfatter prosjektet etablering av ca. 65 km med nye jernbanespor. I tillegg skal det bygges ny stasjon på Ski samt at Østfoldbanen skal legges om på enkelte strekninger. Det er forventet at Follobanen vil redusere reisetiden mellom Oslo og Ski til 11 minutter.

Anleggsarbeidene i forbindelse med Follobanen er delt i fire delprosjekter:

1. Ski (Området Ski stasjon – Langhus)
2. TBM fra Åsland, hvor det drives tunnel i to løp og i to retninger samtidig ved bruk av 4 tunnelboremaskiner (TBM).
3. D&B (boring – splitting og boring – sprengning under Ekebergåsen)
4. Innføring Oslo S.

Delprosjekt D&B og TMB ble ferdigstilt ved utgangen av 2019. Disse anleggsområdene er nå organisert under delprosjektet «Tunnel».

I henhold til utslippstillatelsen gitt av Fylkesmannen i Oslo og Akershus (FMOA, 2014), skal anleggsvann overvåkes og møte steds spesifikk kvalitetskrav før utslipp til resipient. For anleggsområdet på Åsland skal vannet fra tunneldrift i hovedsak føres til kommunalt spillvannsnett. Follobanen vil ha utslipp av rensert anleggsvann eller avrenning i områder som vist i tabell 1.

Tabell 1. Anleggslokalteter, type utslipp samt nedstrøms resipient

Område	Avrenning fra	Primærresipient	Sekundærresipienter		Sjøresipient
Innføring Oslo S	Dagsone	Alna			Indre Oslofjord
D&B Sjursøya	Tunneldrift	Alna			Indre Oslofjord
Åsland	Riggområde	Myrerbekken	Gjersrudtjern	Ljanselva	Bunnefjorden
Åsland	Deponi	Maurtubekken	Myrerbekken	Gjersrudtjern	Bunnefjorden
Ski N	Dagsone (noe tunneldrift)	Blåveisbekken Roåsbekken	Dalsbekken	Gjersjøen	Bunnefjorden
Ski S	Dagsone	Finstadbekken	Østensjøvann Bølstadbekken	Årungen Årungselsva	Bunnefjorden

Overvåkingsdata presentert i denne rapporten viser oppfølging og kontroll av resipienter påvirket av delprosjekt 1, 2 og 3, og utføres etter oppdrag fra Bane NOR. NIBIO har tidligere skrevet 7 rapporter som oppsummerer resultater fra overvåking i potensielt berørte resipienter for Follobanen (Leikanger m.fl. 2014, 2015, 2016 og 2017, Greipsland m.fl. 2018 og 2019 og Skrutvold m.fl. 2020).

NIBIO har driftet opp til 10 automatiske målestasjoner utstyrt med multiparametersensorer for overvåking av vannkvalitet. I tillegg har det blitt tatt ut vannprøver ved 8-15 stasjoner og utført biologiske undersøkelser ved 5 stasjoner. Overvåkingen har pågått i bekker nedstrøms riggområdet på Åsland, i bekker sør for stasjonsområdet på Ski og langs anleggsområdet mellom Ski og Langhus.

For å dokumentere økologisk tilstand i resipientene, har NIBIO utført biologiske undersøkelser ved opptil syv stasjoner. Det har blitt tatt bunndyrprøver i Dalsbekken og Gjersrubbekken årlig (vår og høst) siden 2014. I 2018-2020 ble det også tatt bunndyrprøver i Myrerbekken og ved samløpet mellom Myrerbekken og Maurtubekken. I 2019 og 2020 ble det også tatt ut bunndyrprøver i Sagdalsbekken. I 2018-2020 ble det tatt planktonprøver og gjennomført profilmålinger i Gjersrudtjern. Fiskeundersøkelser med elektrisk fiskeapparat har blitt gjennomført årlig i Gjersrubbekken siden 2014.

I vurderingen av bunndyr benyttes biologiske indekser for å vurdere økologisk tilstand opp mot antropogen påskyndet eutrofiering (organisk belastning), samt biologisk mangfold. El-fiske benyttes for å vurdere tetthet og alderssammensetning av fisk. Vannforskriften definerer dette som biologiske kvalitetselementer for klassifisering av økologisk tilstand i vannforekomster (Klima- og miljødepartementet 2006). NIBIO har fått i oppdrag å dokumentere økologisk tilstand, biologisk mangfold og artssammensetning før, under og etter anleggsfasen. Dette gjøres for å kunne vurdere økologiske effekter i vannforekomster som følge av utbygging av Follobanen.

Denne rapporten gir en oversikt over resultater fra undersøkelsene i 2020, sett i sammenheng med resultatene fra tidligere år.

2 Resipienter og overvåkingstasjoner

2.1 Åsland

Avrenning fra anleggs- og deponiområdet ved Åsland renner via Myrerbekken og Maurtubekken mot Gjersrudtjern. Myrerbekken har sitt utspring fra Myrertjern, et tjern-/våtmarksområde oppstrøms anleggsområdet på Åsland. Referanseområdet Myrertjern har også kontinuerlig overvåking av vannkvalitet. Maurtu- og Myrerbekken går i samløp med Stensrubekken ned mot Gjersrudtjern og videre til Gjersrubekken (Figur 1-3). Renset tunneldrivevann føres til kommunalt spillvannsnett. I slutten av 2018 ble det inkludert prøvetaking av Myrerbekken og Maurtubekken oppstrøms, det ble tatt hhv. tre og to prøver på disse stasjonene i 2018. Det ble ikke tatt prøver ved oppstrømsstasjonene i 2019. Det ble tatt hhv. 11 og 10 prøver på disse stasjonene fra juli- desember i 2020.

2.1.1 Biologisk prøvetaking

Det ble tatt prøver av bunndyr og fisk i Gjersrubekken i 2020. I Gjersrudtjern ble det tatt ut prøver av planteplankton en gang i måneden i perioden mai-oktober og dyreplankton i mai, juli og oktober.

I Myrerbekken og i samløpet mellom Maurtubekken og Myrerbekken ble det tatt ut bunndyrprøver våren og høsten 2020.



Figur 1. Overvåkingstasjoner nord for anleggsområdet på Åsland for kontinuerlig overvåking og/eller vannprøvetaking og fisk- og bunndyrundersøkelser. V= Vannprøver. K= Kontinuerlige målinger. B= Biologiske undersøkelser.



Figur 2. Overvåkingsstasjoner rundt anleggsområdet på Åsland for kontinuerlig overvåking og/eller vannprøvetaking og fisk- og bunndyrundersøkelser. V= Vannprøver. K= Kontinuerlige målinger. B= Biologiske undersøkelser.



Figur 3. Overvåkingsstasjon i Myrertjern på sørsiden av Åsland. V= Vannprøver. K= Kontinuerlige målinger.

2.2 Ski stasjon – Langhus

Gjersjøen i Nordre Follo kommune er den viktigste resipienten for avrenning fra dagsonen mellom Ski og Langhus. Fra dagsonen kan vann fra anleggsområdene renne ut diffust via terreng, via jordbruksdren eller som følge av arbeider direkte knyttet til bekkeløp. Arbeidene pågår i nærheten av Blåveis- og Roåsbekken (Figur 4). Dalsbekken mottar avrenning fra samløpet til disse bekkene og renner ut i Gjersjøen (ca. 4 km nedstrøms), som er drikkevannskilde for om lag 40 000 innbyggere i Norde Follo og Ås kommuner. Det ble ikke tatt prøver av Roåsbekken nedstrøms etter april i 2020.

Finstadbekken er resipient for avrenning fra anleggsområdene ved Ski stasjon. Ca. 2,5 km sør for Ski stasjon renner Finstadbekken ut i Østensjøvann (Figur 5).

I 2019 ble Sagdalsbekken inkludert i overvåkingsprogrammet som følge av lekkasje av betongmasse og avrenning med høy pH til bekken. Det ble opprettet en stasjon for automatisk overvåking av vannkvalitet i Sagdalsbekken og det ble tatt prøver av vann oppstrøms og nedstrøms lekkasjen i 2019. Det ble også gjennomført fisk- og bunndyrundersøkelser i 2019 (Figur 6). I 2020 ble det kun gjennomført bunndyrundersøkelser. Prøver og undersøkelser i Sagdalsbekken oppstrøms ble avsluttet i mars 2020.

2.2.1 Biologiske undersøkelser

Det ble tatt ut bunndyrprøver ved ID94 i Dalsbekken våren og høsten 2020 samt i Sagdalsbekken.



Figur 4. Overvåkingsstasjoner ved anleggsområdene på Ski og Langhus for kontinuerlig overvåking av vannkvalitet og fisk- og bunndyrundersøkelser. V= Vannprøver. K= Kontinuerlige målinger. B= Biologiske undersøkelser.



Figur 5. Overvåkingsstasjon i Finstadbekken i Ski for kontinuerlig overvåking av vannkvalitet. V= Vannprøver. K= Kontinuerlige målinger.



Figur 6. Overvåkingsstasjoner ved Sagdalsbekken i Langhus for kontinuerlig overvåking av vannkvalitet og fisk- og bunndyrundersøkelser. V= Vannprøver. K= Kontinuerlige målinger. B= Biologiske undersøkelser.

2.3 Oslo

Avrenning fra dagsone ved innføring til Oslo S og fra tunneldrift ved D&B Sjørsøya føres til Alnaelva og deretter til Indre Oslofjord (Figur 7). Alnaelva har utspring i Alnsjøen i Lillomarka og renner gjennom Oslo by før elven føres i tunnel til Myggbukta og deretter ut i sjøen nær Kongshavn. Follobanetunnelen skal krysse under Alnaelvtunnelen. Det har blitt tatt vannprøver i både topp og bunn i Alna rett i blandingssonen mellom ferskvann og saltvann. Det er også tatt prøver av radionuklider i vannfasen. Disse resultatene er ikke inkludert i denne rapporten, men rapporteres separat til Direktoratet for Strålevern og Atomsikkerhet (DSA).

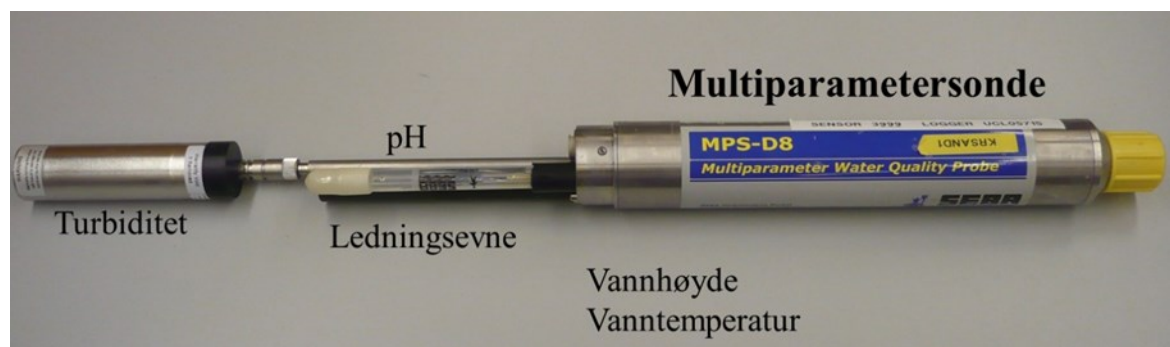


Figur 7. Overvåkingsstasjon i Myggbukta ved utløp av Alnaelva. V= Vannprøver.

3 Metode

3.1 Multiparametersensorer og loggere

For on-line målinger på stasjonene blir det benyttet multiparametersensorer (MPS) med SEBA UnilogCom logger og MPS-D8 sonde (Figur 8). Sondene er utstyrt med sensorer for vannhøyde, vanntemperatur, ledningsevne, pH og turbiditet (<1070 NTU). Mengde suspendert materiale kan beregnes på bakgrunn av målt turbiditet.



Figur 8. Multiparametersonde (MPS-D8) som er benyttet på stasjonene for kontinuerlige automatiske målinger.

På stasjonene gjøres det automatiske målinger med MPS hvert 30. minutt og data sendes til server for presentasjon på egen nettbasert overvåkningsside 4 ganger i døgnet. Tidspunkt for målingene kan noen ganger sammenfalle med tidspunkt for vedlikehold av sensorene hvor verdiene ofte kan sees som nullverdier. Minimum- og maksimum verdier som er oppgitt i denne rapporten må tolkes deretter. Rådata er tilgjengelig på overvåkningssiden: http://biowebo7.bioforsk.no/follobanen_grunnvann/ (krever innlogging). Vannhøyde er i denne rapporten presentert som relativ endring i vannhøyde i forhold til sensorens plassering og gir ikke et nøyaktig mål på den faktiske vannhøyden i bekken. Sensorer for pH blir kalibrert vår og høst. Målere som tas inn for vinteropplag blir kalibrert før de setter ut igjen. Sensor for turbiditet har wiper (vindusvisker) for rengjøring av glassflater for lyskilde og lysmåling før måling utføres. I noen tilfeller adsorberes finpartikler, humus, jernforbindelser eller annet så godt på glasset at wiperen ikke klarer å fjerne urenheter. Resultatet blir avvikende målinger av turbiditet, og gjerne en urealistisk gradvis økning i turbiditetsverdier. Slike feilmålinger oppstår jevnlig, og med større hyppighet i vannkvaliteter med mye transport av finpartikler eller ved utfelling av jern. I noen tilfeller har vi valgt å presentere resultater som er påvirket av slike forhold, da de gir en relativ beskrivelse av endring i vannkvalitet.

Tabell 1 viser oversikt over hvilke stasjoner og tidspunkt det er utført kontinuerlige målinger i 2020.

Tabell 2. Oversikt over hvilke stasjoner og tidspunkt det er utført kontinuerlige målinger i 2020.

Nr	Stasjon	Tidspunkt	Loggerintervall	Kommentarer
61	Myrerbekken	Hele 2020	30. min	
62	Maurtubekken	Hele 2020	30. min	
67	Stensrudbekken	Hele 2020	30. min	
74	Myrertjern	Hele 2020	30. min	
81	Sagdalsbekken	06.02-31.12	15. min	
91	Roåsbekken	Hele 2020	30. min	
92	Roåsbekken nedstrøms	17.04- 31.12	30. min	
94	Dalsbekken	24.01- 17.04	30. min	Kun i drift en kort periode.
97	Blåveisbekken	12.06-31.12	30. min	
98	Finstadbekken	12.06-31.12	30. min	

3.2 Vannprøver

I 2020 ble det tatt ut vannprøver hver 14. dag. Alle vannprøvene ble analysert for totalnitrogen (Tot-N), nitrat (NO₃-N), ammonium (NH₄-N), totalfosfor (P-total), ortofosfat (PO₄-P), suspendert stoff (SS), pH og ledningsevne. Prøven fra Gjersrudtjern ble også analysert for klorofyll-a. Metaller (As, Pb, Cd, Cu, Hg, Ni, Zn, U, Fe, Mn, Sb, Cr og Cr⁶⁺) og SO₄ er inkludert for stasjonene ID 61, ID 62, ID 67, ID 98, ID 21, ID 22 og ID 81.

Analyseresultatene har blitt sammenlignet med tilstandsklasser for ferskvann iht. veileder 02:2018 klassifisering (Direktoratsgruppen for vanddirektivet 2018) og M608. I denne rapporten er det brukt grenseverdier i henhold til vanntypen leirevassdrag med 30 % dekningsgrad. Siden andel leiredekning i de ulike bekkene ikke er definert, er denne klassifiseringen midlertidig og brukes i denne rapporten som en kvalitativ grense mellom høye og lave verdier. For vanntypen leirevassdrag er det bare definert grense mellom god/moderat tilstand og god tilstand/naturtilstand. Gjersrudbekken bekkefelt (ID 61, 62, 65, 66, 67 og 68) er definert i Vann-Nett som vanntype R110 kalkrik, humøs og klar, men de er likevel klassifisert i henhold til grenseverdier for leirevassdrag som i tidligere rapporter (se: Greipsland m.fl. 2019). For Alnaelva er det brukt grenseverdier for vanntype R109 kalkrik og klar. Nedre del av Alna der prøvene er tatt, er saltvannspåvirket (brakkvann). I denne rapporten er klassegrenser for ferskvann benyttet.

Tabell 3. Klassegrenser for tilstandsklasser for ferskvann (µg/l). Tilpasset etter tabell 3.1 i veileder M-608: 2020

Metaller	Svært God I	God II	Moderat III	Dårlig IV	Svært Dårlig V
As	0,15	0,5	8,5	85	> 85
Pb	0,02	1,2	14	57	> 57
Cd	0,003				
< 40 mg CaCO ₃ /L		< 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
Cu	0,03	7,8		15,6	> 15,6
Cr	0,1	3,4			> 3,4
Hg	0,001	0,047	0,07	0,14	> 0,14
Ni	0,5	4	34	67	> 67
Zn	1,5	11		60	> 60

3.3 Bunndyrundersøkelse

Bunndyrprøvene ble tatt ut ved sparkemetoden (NS-ISO 10870). Det ble brukt håv med maskevidde på 250 µm, montert i en ramme på 25 cm x 25 cm. Det ble forsøkt tatt ut prøver som i sum representerte bekkens habitatfordeling på best mulig måte. Det ble sparket i om lag 1 minutt per prøve over en strekning på 3 meter per prøve. Det ble tatt ut prøver fra 3 lokaliteter som ble slått sammen til en blandprøve. Prøven ble fiksert med etanol og lagret mørkt. Artsbestemmelse ble utført av Trond Bremnes ved LFI.

Graden av organisk belastning (forurensningstype eutrofiering) ble vurdert ved bruk av ASPT-indeksen (Average Score per Taxon; Brittain (1988)). ASPT-indeksen benyttes til å vurdere den økologiske tilstanden i bunndyrsamfunnet, med utgangspunkt i toleranseverdier på familienivå (Armitage m.fl. 1983);

$$ASPT = \frac{\sum_{i=1}^n S_k}{n}$$

n er antall indikatortaksa. S_k er score til den i -te indikatorer. I tillegg til EQR for ASPT-indeksen, ble EPT-indeksen beregnet for å kunne gi en enkel vurdering og utvikling av biologisk mangfold. Indeksen benytter summen av antall arter (total taksonomisk antall) av døgnfluer (Ephemeroptera), steinfluer (Plecoptera) og vårfluer (Trichoptera), såkalte EPT-arter (Lenat og Penrose, 1996).

Tabell 4. Klassegrenser og referanseverdi, absoluttverdier, for bunndyrindeksen ASPT for fastsettelse av økologisk tilstand i elver påvirket av eutrofi og organisk belastning. Tilpasset etter tabell 5.8a i veileder 02:2018.

Vanntype	Referanseverdi	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Alle	6,9	> 6,8	6,8- 6,0	6,0- 5,2	5,2- 4,4	< 4,4

3.4 Fiskeundersøkelse

Fiskeundersøkelsene ble gjennomført 17.09.2020. Fiskeundersøkelsene ble utført med kvantitativ el-fiske. Et el-fiskeapparat fra Terik Technology AS ble benyttet. Bekkeavsnittet ble overfisket i tre omganger med 30 minutters mellomrom etter standardisert metode (NS-EN 14011). Det ble fisket over en strekning på om lag 50 meter som utgjorde et areal på 125 m². Tettheten av fisk (y) ble beregnet med Bohlins metode;

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

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 (jf. Zippin, 1956; Bohlin m.fl. 1989). Usikkerheten i et slikt estimat kan være betydelig, særlig om metoden benyttes for en fangst på færre enn 50 fisk, jf. Forseth og Forsgren (2009). Da fangbarhet som regel er lavere for årsyngel enn for ettåringer og eldre ungfisk, beregnes tettheten som regel for både 0+ og $\geq 1+$, i tillegg til total tetthet. Fangbarheten (p) ble beregnet ut ifra estimert tetthet og totalt antall fanget fisk via følgende formel;

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

Fiskens totallengde ble målt (fra snutespiss til naturlig utstrakt halefinne). Ved behov ble det brukt bedøvelse ved lengdemåling. Fisken ble behandlet med varsomhet og ble oppbevart i bøtter med luftpumpe. All fisk var i live og tilsynelatende i fin form da den ble sluppet tilbake ut i bekken igjen etter endt lengdemåling.

3.5 Plankton

I Gjersrudtjern har NIBIO tatt ut månedlige prøver til analyse av planteplankton i sommersesongen (mai- oktober) og i tillegg 3 prøver av dyreplankton i mai, juli og oktober.

Pelagisk håvtrekk ble gjennomført med å senke håven til bunnen (ca. 3 m) og deretter trekke den opp med godt drag i håven. Dette ble gjort vertikalt omtrent fem ganger. Litoralt håvtrekk ble gjennomført i to omganger for undersøkelser av dyreplankton (maskevidde 100 µm). Håven ble holdt så nær bunnen og kanten av tjernet som mulig. Håven ble trukket gjennom områder med vegetasjon over en strekning på omtrent 20 m.

Det ble gjort automatiske profilmålinger av pH, turbiditet, oksygen og redoxforhold med en håndholdt sensor (KLL-Q-2 fra SEBA Hydrometrie) i juni, august, september og oktober.

Et utfyllende notat om metode og resultatene fra undersøkelsene finnes i vedlegg II.

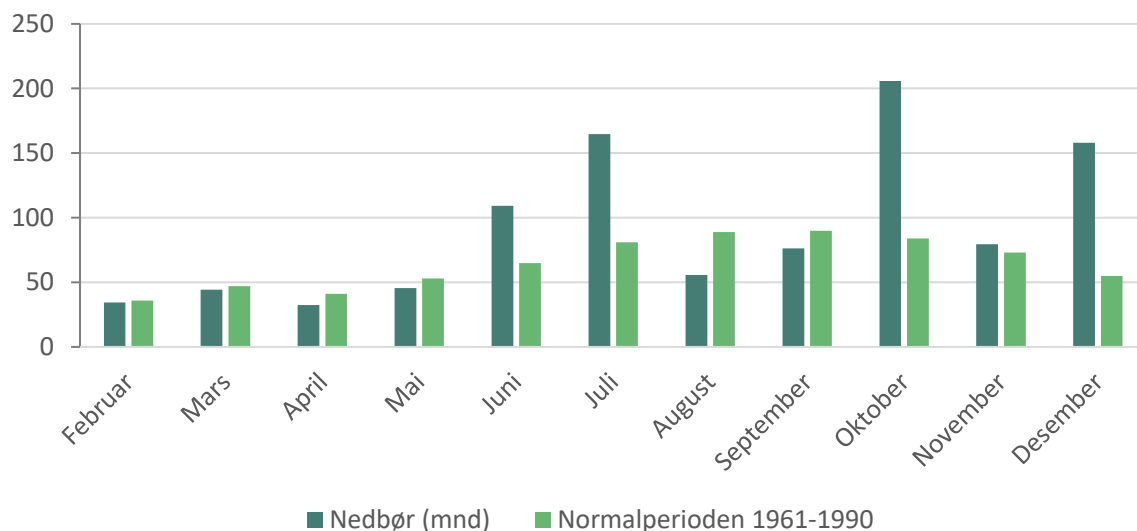
3.6 Meteorologiske data

Meteorologiske data er hentet fra seKlima som er en åpen database for Meteorologisk institutts vær- og klimadata. Observasjoner av nedbør og temperatur er hentet fra Oslo Blindern (stasjonnr. 18700).

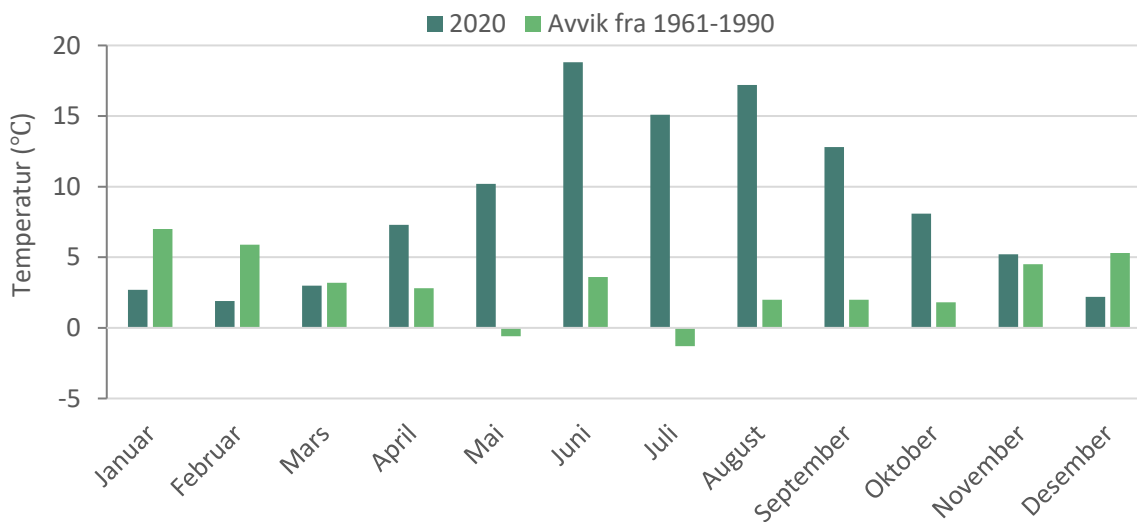
4 Resultater

4.1 Nedbør og temperatur

Total nedbør i Oslo i 2020 var 1080,5 mm, noe høyere enn i 2019 (1043) og vesentlig høyere enn i normalperioden 1961-1990 (785 mm) (Figur 9). Temperaturen var høyere enn normalen i alle måneder med unntak av mai og juli (Figur 10). April, mai og juli var kaldere i 2020 enn i 2019.



Figur 9. Nedbør målt ved Oslo Blindern (18700) i 2020 og i normalperioden 1961-1990 (kilde: seklima.no).



Figur 10. Temperatur målt ved Oslo Blindern (18700) i 2020 og temperaturavvik fra normalen i 1961-1990 (kilde: seklima.no).

4.2 Kontinuerlige målinger

Tabell 5 oppsummerer de kontinuerlige målingene i bekkene gjennom 2020.

Tabell 5. Oppsummering av kontinuerlige målinger i 2020 vist som minimum, maksimum og gjennomsnittsmålinger. For turbiditet er 1070 NTU maksimum målbare verdi.

ID	pH			Ledningsevne (mS/cm)			Temperatur (°C)			Turbiditet (NTU)		
	Min	Maks	Snitt	Min	Maks	Snitt	Min	Maks	Snitt	Min	Maks	Snitt
61	7,16	9,03	8,2	0,15	3,01	1,06	2,85	16,3	7	0,03	1070	82
62	6,4	9,75	7,6	0,036	3,27	1,72	3,02	15,61	7,73	3,26	1070	173,3
67	7,1	8,2	7,8	0,01	2,07	0,63	0,2	18,3	7	5,8	996	50,97
74	6,23	7,74	6,8	0,06	0,24	0,1	3,4	17,9	8,7	0,01	4,45	0,64
91	6,62	8,5	7,36	0,001	0,275	0,15	0,79	24,5	9,4	0,03	1070	7,2
92	6,5	9,3	7,34	0,09	0,36	0,2	1,8	23,6	11,6	3,72	1070	279,7
94	6,1	8,5	7,5	0,01	0,21	0,16	0,1	17,2	3,7	-	-	-
97	6,9	9,3	7,8	0,01	0,42	0,2	1,16	21,9	11,2	0,37	1000	190,8
98	7,07	9,7	7,6	0,03	2,19	0,35	3,5	22,3	11,3	3,4	1000	45,9
81	6,38	10,97	7,5	0,02	0,33	0,12	0,01	19,7	7,7	0,13	425,62	273,2

4.2.1 Myrerbekken ID 61

Myrerbekken kommer fra Myrertjern og renner i kulvert gjennom anleggsområdet på Åsland. Myrerbekken mottar også vann fra Oslo kommunes snødeponi på Åsland.

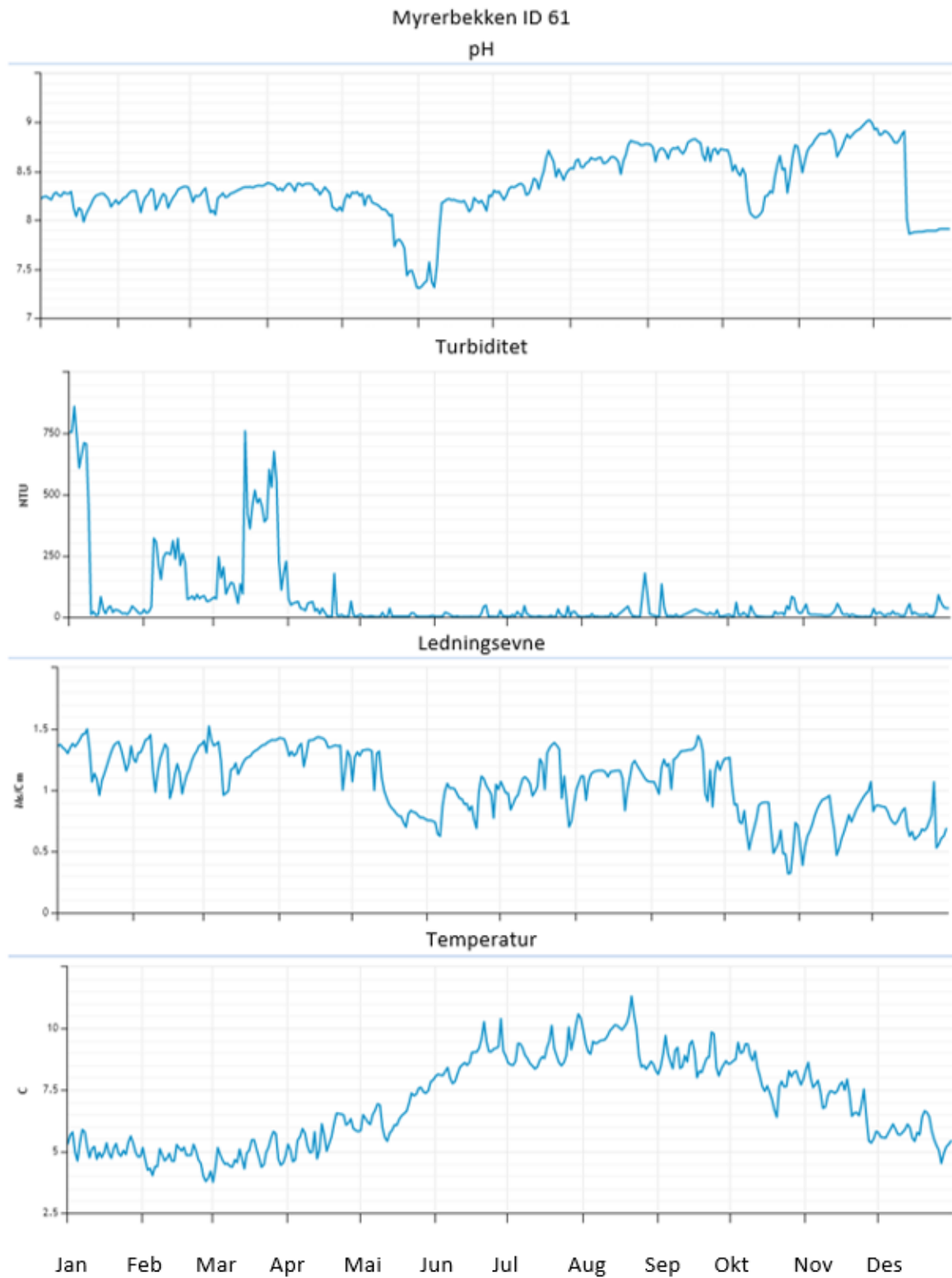
Tabell 6 og 7 viser variasjon i vannhøyde, turbiditet, pH, ledningsevne og vanntemperatur i Myrerbekken. Figur 11 viser variasjon i pH, turbiditet, ledningsevne og temperatur. Gjennom 2020 varierte vannhøyden fra rundt 50 – 100 cm med et gjennomsnitt på 90 cm. Ledningsevnen varierte fra 0,15 – 3 mS/cm, med snitt på 1,06 mS/cm. De høyeste verdier av ledningsevnen ble målt i januar og november (3 mS/cm) og henger trolig sammen med utvasking av salter. Turbiditeten hadde flere høye toppe i starten av året (frem til mai) hvor januar, februar og mars var de mnd. med høyeste snitt på over 150 NTU. Ellers har turbiditeten forholdsvis seg relativt stabil resten av perioden med gjennomsnitt < 25.

Tabell 6. Gjennomsnitt, minimum og maksimum av kontinuerlige målinger i Myrerbekken (ID 61) i perioden 01.01.2020-31.12.2020.

	Vannhøyde (m)	Temperatur (°C)	Ledningsevne (mS/cm)	pH	Turbiditet (NTU)
Min	0,53	2,85	0,15	7,2	0,03
Maks	1,05	16,3	3,01	9	1070
Snitt	0,9	7	1,06	8,2	82

Tabell 7. Gjennomsnitt, minimum og maksimum av kontinuerlige målinger i Myrerbekken (ID 61) per mnd.

ID 61	pH			Ledningsevne (mS/cm)			Vanntemperatur (°C)			Turbiditet (NTU)			Vannhøyde (m)		
	Min	Maks	Snitt	Min	Maks	Snitt	Min	Maks	Snitt	Min	Maks	Snitt	Min	Maks	Snitt
Jan	7,9	8,3	8,2	0,8	3,0	1,3	3,8	6,3	5,1	2	1070	236	0,8	0,9	0,9
Feb	8,0	8,4	8,2	0,6	1,8	1,2	3,3	5,6	4,7	3	1070	163	0,7	0,9	0,9
Mar	8,0	8,4	8,3	0,8	2,9	1,3	2,9	6,5	4,8	1	1070	295	0,8	1,0	0,9
Apr	8,0	8,4	8,3	0,3	2,3	1,3	3,7	8,2	5,6	0	1070	37	0,9	1,0	1,0
Mai	7,3	8,3	8,0	0,3	1,3	1,0	4,7	8,8	6,7	0	1041	6	0,9	1,0	0,9
Jun	7,2	8,3	8,0	0,2	1,1	0,9	7,2	16,3	8,8	0	616	7	0,8	1,0	0,9
Juli	8,0	8,8	8,4	0,2	1,4	1,1	7,8	14,9	9,1	0	855	9	0,8	1,0	0,9
Aug	8,4	8,8	8,6	0,2	1,3	1,1	7,6	14,7	9,5	0	1070	12	0,9	1,0	0,9
Sep	8,4	8,9	8,7	0,3	1,5	1,2	7,1	12,0	8,8	0	554	17	0,7	1,1	0,9
Okt	8,0	8,8	8,4	0,2	1,3	0,7	5,3	11,2	8,2	0	215	21	0,6	0,9	0,8
Nov	8,4	9,0	8,8	0,2	3,0	0,8	5,0	9,0	7,1	0	969	15	0,6	1,1	0,8
Des	7,8	9,0	8,3	0,3	2,4	0,7	4,0	6,7	5,7	2	201	21	0,5	0,9	0,8



Figur 11. Døgnmiddelverdier av pH, turbiditet, ledningsevne og temperatur i Myrerbekken (ID61) i perioden 01.01-31.12.2020.

4.2.2 Maurtubekken ID 62

Maurtubekken er en mindre bekk som får avrenning fra deponiet på Åsland. Bekken fra oppstrømsområde ledes forbi deponiet, mens avrenning fra deponiet og anleggsområdet ledes til renseanlegget for så å føres videre.

Tabell 8 og 9 viser variasjon i vannhøyde, turbiditet, pH, ledningsevne og vanntemperatur i Maurtubekken. Figur 12 viser variasjon i pH, turbiditet, ledningsevne og temperatur. pH har variert fra 6,4 – 9,7 i perioden, og viste store variasjoner fra september og ut desember (figur 12).

Turbiditeten som ellers har vært relativt stabil i Maurtubekken i store deler av 2020 hadde perioder fra september ut desember med svært store variasjoner. Det var en våt høst- og vintersesong i 2020 som trolig har hatt påvirkning på turbiditeten.

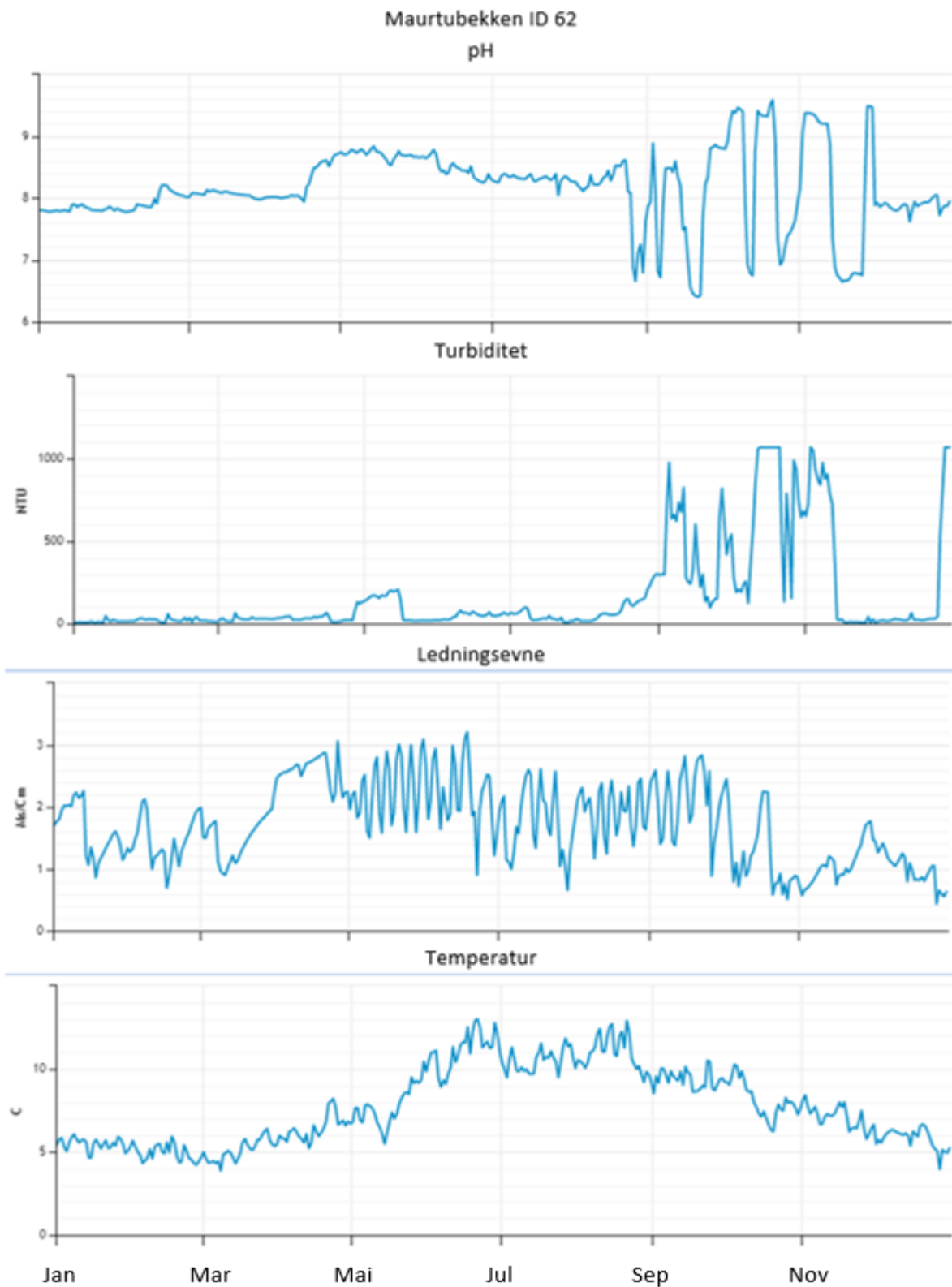
Ledningsevnen varierte fra < 0,05 – 3,3 mS/cm, noe høyere enn i 2019.

Tabell 8. Gjennomsnitt, minimum og maksimum av kontinuerlige målinger i Maurtubekken (ID 62) i perioden 01.01.2020-31.12.2020.

	Vannhøyde (m)	Temperatur (°C)	Ledningsevne (mS/cm)	pH	Turbiditet (NTU)
Min	0,63	3	0,04	6,4	3,3
Maks	1,1	15,6	3,3	9,7	1070
Snitt	0,9	7,7	1,7	7,6	173,3

Tabell 9. Gjennomsnitt, minimum og maksimum av kontinuerlige målinger i Maurtubekken (ID 62) per mnd.

ID 62	pH			Ledningsevne (mS/cm)			Vanntemperatur (°C)			Turbiditet (NTU)			Vannhøyde (m)		
	Min	Maks	Snitt	Min	Maks	Snitt	Min	Maks	Snitt	Min	Maks	Snitt	Min	Maks	Snitt
Jan	7,8	8	7,8	0,6	2,3	1,6	3,7	6,5	5,5	4	202	15	0,8	0,9	0,9
Feb	7,8	8,3	8	0,4	2,2	1,4	3,2	6,3	5	6	1070	22	0,7	1,1	0,9
Mar	8	8,2	8,1	0,6	2,4	1,5	3,2	7	5,1	11	156	31	0,8	0,9	0,9
Apr	7,8	8,9	8,3	1,5	3,2	2,6	4,7	10	6,4	3	543	40	0,8	1,0	0,9
Mai	8,2	8,9	8,7	1,3	3,2	2,3	4	12,7	7,8	16	218	98	0,9	1,0	0,9
Jun	8,2	8,9	8,5	0,04	3,3	2,2	8,5	15,6	11,1	20	269	50	0,8	1,1	0,9
Jul	7,8	8,7	8,3	0,2	2,7	1,7	8,8	13,3	10,5	7	361	38	0,8	1,0	0,9
Aug	6,6	8,9	8,1	1,05	2,5	2	8,4	14,3	11	14	333	108	0,8	1,0	0,9
Sep	6,4	9	7,9	0,5	2,9	2,1	7,6	11,9	8,1	51	1070	438	0,7	1,0	0,9
Okt	6,8	9,7	8,4	0,2	2,5	1,2	5,4	11	8,1	12	1070	665	0,6	1,0	0,8
Nov	6,6	9,5	8,1	0,4	1,8	1,04	5,4	9	7,1	5	1070	377	0,7	0,9	0,9
Des	7,5	8,1	7,9	0,3	1,5	1	3	6,8	5,8	10	1070	171	0,6	1,0	0,9



Figur 12. Døgnmiddelverdier av pH, turbiditet, ledningsevne og temperatur i Maurtubekken (ID62) i perioden 01.01-31.12.2020.

4.2.3 Stensrubbekken kulvert ID 67

Myrerbekken og Maurtubekken drenerer begge til Stensrubbekken. Dette er en betraktelig større bekk og utslipp fra Myrerbekken/Maurtubekken blir fortynnet ved samløp før vannet kommer ut i Gjersrudtjern.

Tabell 10, 11 og figur 13 viser variasjon i temperatur, ledningsevne, pH og turbiditet i Stensrubbekken. pH har vært relativt stabil i Stensrubbekken og har variert fra 7,1 – 8,2 med 7,8 i snitt.

Turbiditeten har vært stabil med snitt på < 70 hele perioden. Det ble registrert noen topper i januar – mars samt slutten av året som trolig har med nedsmelting og perioder med økt nedbør.

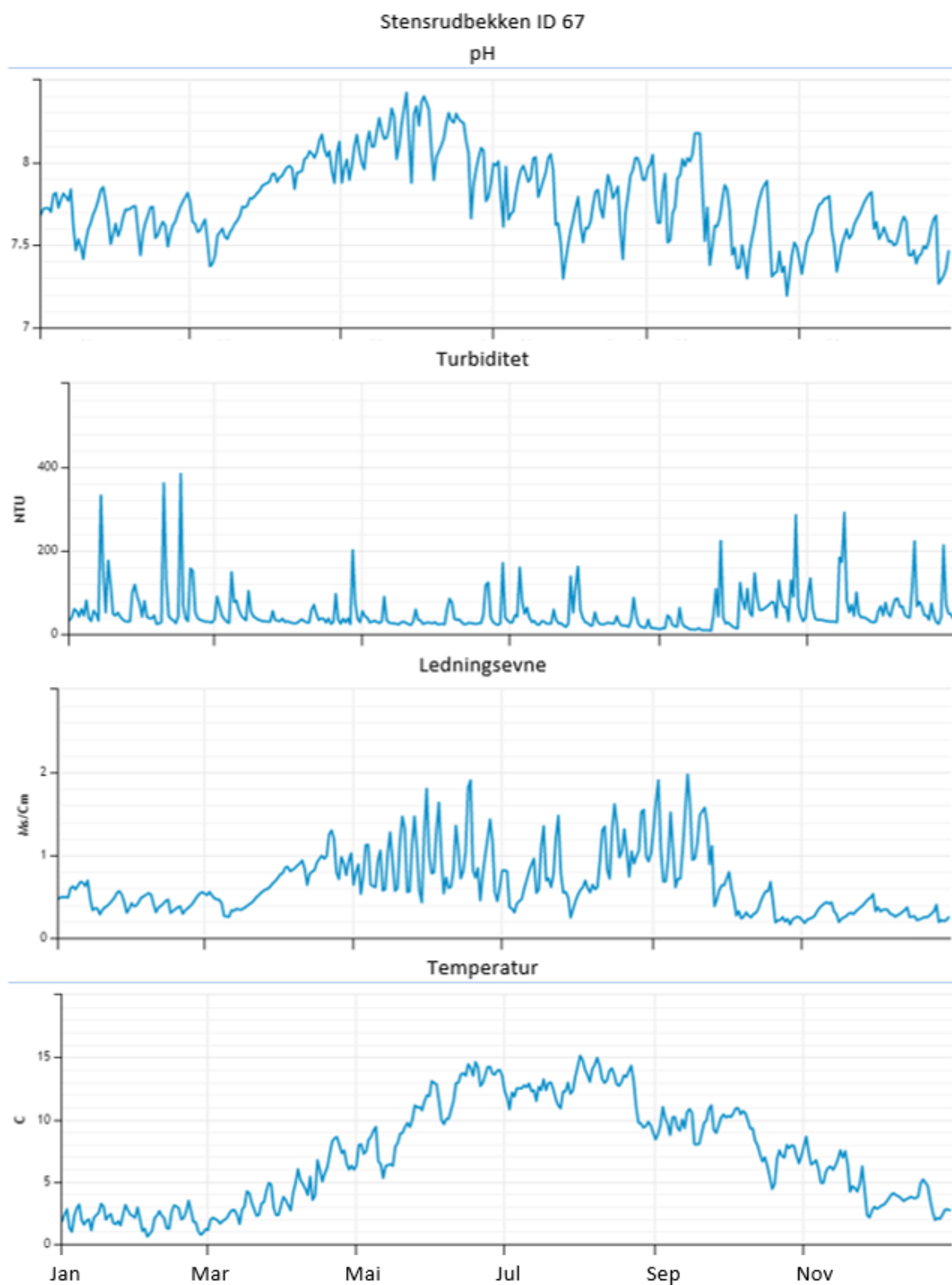
Ledningsevnen har variert fra 0,01 – 2,07 mS/cm og hadde flere episoder med større variasjoner i begynnelsen av mai og ut september før den stabiliserte seg mer.

Tabell 10. Gjennomsnitt, minimum og maksimum av kontinuerlige målinger i Stensrubbekken (ID 67) i perioden 01.01.2020-31.12.2020.

	Temperatur (°C)	Ledningsevne (mS/cm)	pH	Turbiditet (NTU)
Min	0,2	0,01	7,1	6
Maks	18,3	2,07	8,2	996
Snitt	7	0,6	7,8	51

Tabell 11. Gjennomsnitt, minimum og maksimum av kontinuerlige målinger i Stensrubbekken (ID 67) per mnd.

ID 67	pH			Ledningsevne (mS/cm)			Vanntemperatur (°C)			Turbiditet (NTU)		
	Min	Maks	Snitt	Min	Maks	Snitt	Min	Maks	Snitt	Min	Maks	Snitt
Jan	7,4	7,9	7,7	0,3	1,0	0,5	0,6	3,9	2,2	26	987	65
Feb	7,4	7,9	7,7	0,2	0,6	0,4	0,2	4,1	1,9	20	996	63
Mar	7,3	7,9	7,6	0,2	0,8	0,5	0,3	6,0	2,7	21	854	49
Apr	7,3	8,5	8,0	0,0	1,6	0,9	0,7	11,8	5,6	19	960	41
Mai	7,4	8,6	8,1	0,0	1,9	0,9	2,6	16,0	8,6	16	237	32
Jun	7,5	8,7	8,1	0,0	2,0	1,0	7,7	18,3	12,9	14	651	43
Jul	7,2	8,7	7,7	0,1	1,6	0,7	9,0	15,6	12,4	14	839	51
Aug	7,2	8,2	7,8	0,4	1,7	1,0	7,2	16,5	12,7	10	853	27
Sep	7,2	8,6	7,8	0,3	2,1	1,1	6,1	12,4	9,6	6	791	31
Okt	7,1	8,0	7,5	0,1	0,9	0,4	3,9	11,3	8,1	12	784	69
Nov	7,2	7,9	7,6	0,2	1,1	0,3	1,6	9,3	5,6	20	820	65
Des	7,1	7,7	7,5	0,1	0,7	0,3	1,6	5,3	3,4	19	428	66



Figur 13. Døgnmiddelverdier av pH, turbiditet, ledningsevne og temperatur i Stensrubbekken (ID67) i perioden 01.01-31.12.2020.

4.2.4 Myrertjern ID 74

Tabell 12, 13 og figur 14 viser variasjon i vannhøyde, temperatur, ledningsevne, pH og turbiditet i Myrertjern.

Turbiditeten i Myrertjern har vært lav og variert fra 0,01 – 4,45 NTU. pH har variert fra 6,2 – 7,7 som er noe høyere pH enn i 2019. Ledningsevnen har vært relativt stabilt lav hele perioden.

Tabell 12. Gjennomsnitt, minimum og maksimum av kontinuerlige målinger i Myrertjern (ID 74) i perioden 01.01.2020-31.12.2020.

	Vannhøyde (m)	Temperatur (°C)	Ledningsevne (mS/cm)	pH	Turbiditet (NTU)
Min	-1,15	3,4	0,06	6,2	0,01
Maks	-0,77	17,9	0,24	7,7	4,45
Snitt	-0,86	8,7	0,1	6,8	0,6

Tabell 13. Gjennomsnitt, minimum og maksimum av kontinuerlige målinger i Myrertjern (ID 74) per mnd.

ID 74	pH			Ledningsevne (mS/cm)			Vanntemperatur (°C)			Turbiditet (NTU)			Vannhøyde (m)		
	Min	Maks	Snitt	Min	Maks	Snitt	Min	Maks	Snitt	Min	Maks	Snitt	Min	Maks	Snitt
Jan	6,4	6,5	6,5	0,1	0,1	0,1	3,7	3,9	3,8	0	2	0	-0,9	-0,8	-0,9
Feb	6,4	6,5	6,5	0,1	0,2	0,1	3,7	4,1	3,8	0	3	0	-1,0	-0,9	-0,9
Mar	6,2	6,6	6,5	0,1	0,1	0,1	4,0	4,7	4,4	0	2	0	-1,0	-0,8	-0,9
Apr	6,5	7,0	6,8	0,1	0,1	0,1	4,1	7,7	5,7	0	4	1	-0,9	-0,8	-0,8
Mai	6,7	7,4	7,1	0,1	0,1	0,1	7,5	11,6	9,2	0	4	1	-0,8	-0,8	-0,8
Jun	6,6	7,2	7,0	0,1	0,2	0,2	11,5	16,6	13,9	0	2	0	-0,8	-0,8	-0,8
Jul	7,0	7,3	7,2	0,1	0,2	0,1	15,1	17,9	16,0	0	1	0	-0,9	-0,8	-0,8
Aug	6,9	7,3	7,1	0,1	0,1	0,1	14,9	17,6	16,0	0	1	0	-0,9	-0,8	-0,8
Sep	6,9	7,7	7,2	0,1	0,1	0,1	11,5	14,9	13,1	0	4	0	-0,9	-0,8	-0,8
Okt	7,0	7,4	7,2	0,1	0,1	0,1	6,5	11,6	8,8	0	3	1	-1,1	-0,8	-0,9
Nov	7,0	7,5	7,3	0,1	0,1	0,1	4,0	7,6	5,5	1	3	2	-1,1	-0,9	-0,9
Des	7,3	7,5	7,4	0,1	0,1	0,1	3,4	4,4	4,0	1	2	1	-1,2	-0,9	-0,9

4.2.5 Roåsbekken oppstrøms ID 91

Tabell 14 og 15 viser variasjoner i vannhøyde, temperatur, ledningsevne, pH og turbiditet i Roåsbekken. Figur 14 viser variasjoner i pH, ledningsevne og temperatur men figur 15 viser variasjon i turbiditet.

pH varierte fra 6,6 – 8,5 og hadde en gradvis økning fra starter av 2020 mot slutten (figur 14). Ledningsevnen droppet betraktelig ned en periode i juni før den stabiliserte seg tilbake til rundt 0,2 mS/cm. Hva som forårsaket dette er ikke kjent. Som følge av økt periode med nedbør i november/ desember sank ledningsevnen jevnt med økt fortykning.

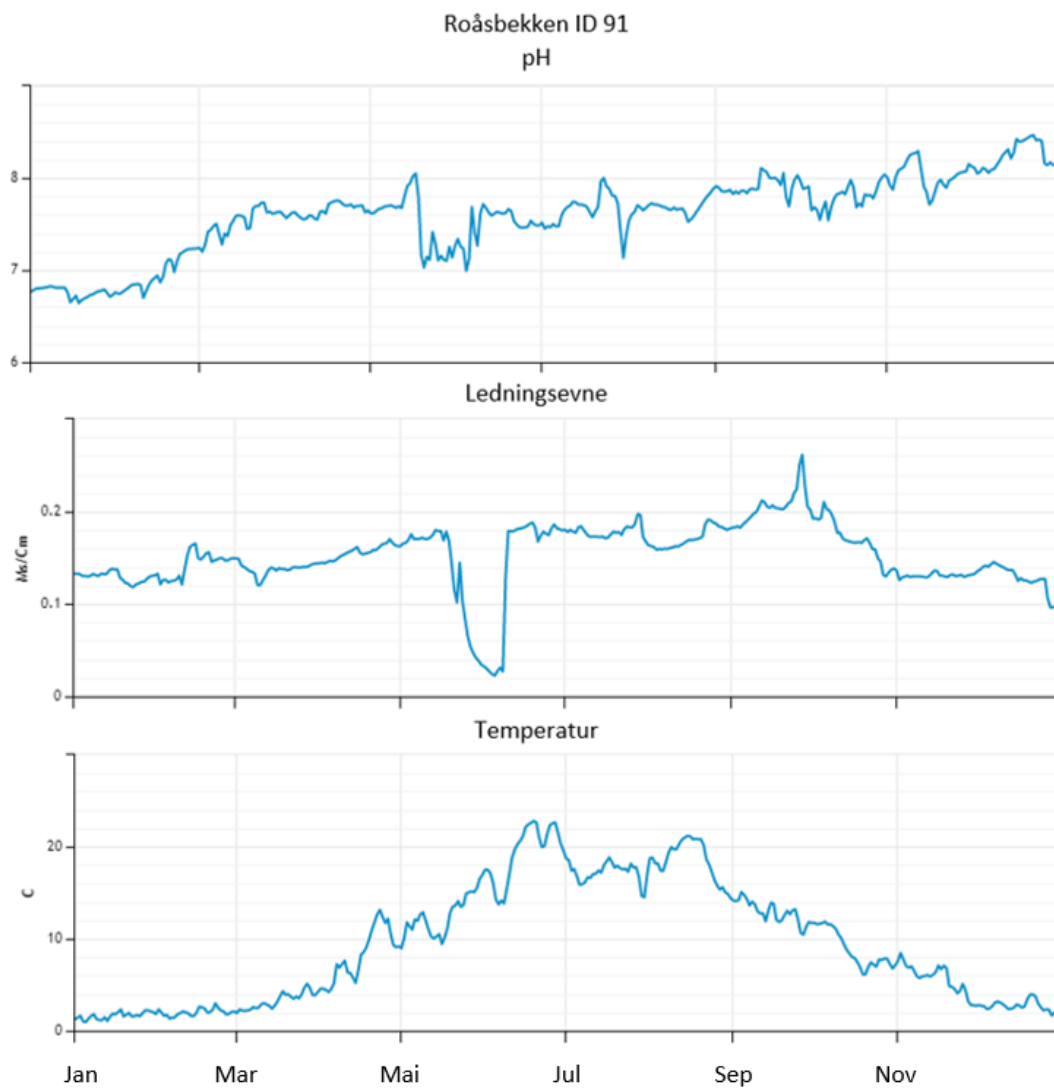
Turbiditeten har stort sett vært lav oppstrøms i Roåsbekken i 2020 med snitt < 20 NTU. Høyeste verdiene ble målt i oktober (207 NTU) samt enkeltmåling i desember (> 1000 NTU).

Tabell 14. Gjennomsnitt, minimum og maksimum av kontinuerlige målinger i Roåsbekken oppstrøms (ID 91) i perioden 01.01.2020-31.12.2020.

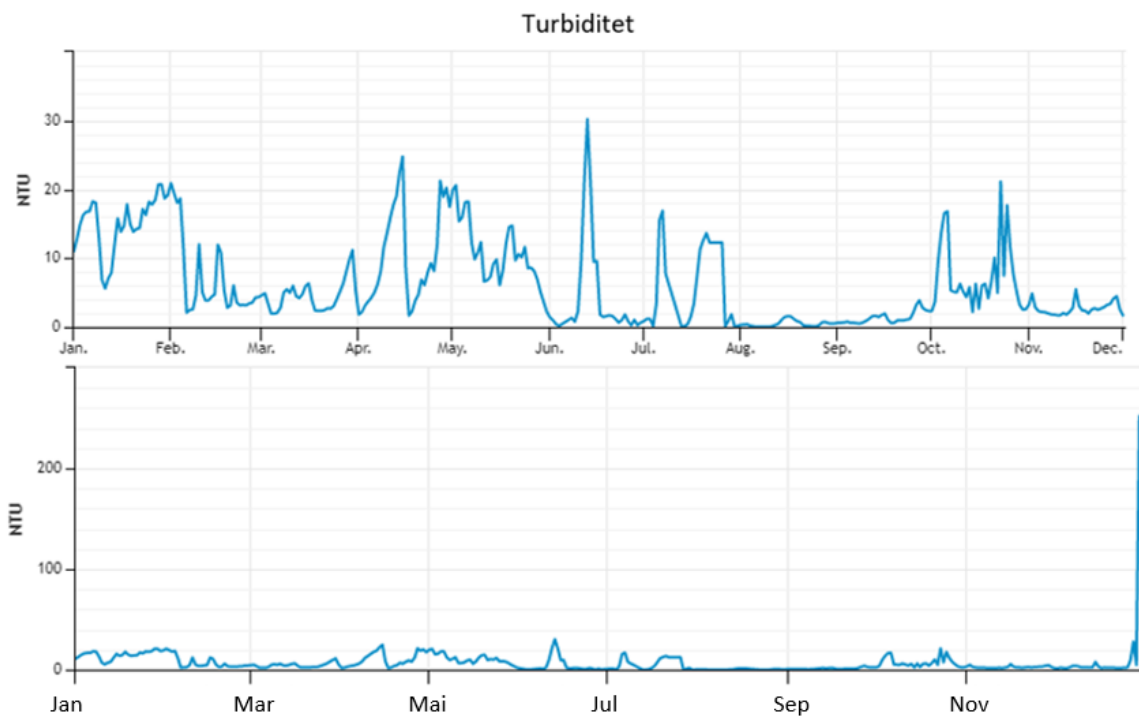
	Vannhøyde (m)	Temperatur (°C)	Ledningsevne (mS/cm)	pH	Turbiditet (NTU)
Min	0,4	0,8	0,001	6,6	0,03
Maks	1,3	24,5	0,27	8,5	1070
Snitt	0,8	9,4	0,15	7,3	7,2

Tabell 15. Gjennomsnitt, minimum og maksimum av kontinuerlige målinger i Roåsbekken oppstrøms (ID 91) per mnd.

ID 91	pH			Ledningsevne (mS/cm)			Vanntemperatur (°C)			Turbiditet (NTU)			Vannhøyde (m)		
	Min	Maks	Snitt	Min	Maks	Snitt	Min	Maks	Snitt	Min	Maks	Snitt	Min	Maks	Snitt
Jan	6,6	6,8	6,8	0,1	0,1	0,1	0,8	2,5	1,6	3	30	15	0,5	1,1	0,8
Feb	6,7	7,3	7,0	0,0	0,2	0,1	1,1	3,5	2,0	1	26	7	0,5	1,2	0,8
Mar	7,1	7,8	7,5	0,1	0,2	0,1	1,6	5,5	3,3	1	14	5	0,5	1,1	0,8
Apr	7,5	7,8	7,6	0,1	0,2	0,2	3,5	14,9	8,2	1	38	10	0,8	1,0	0,9
Mai	6,8	8,2	7,5	0,0	0,2	0,1	8,0	20,0	12,5	1	56	11	0,7	1,3	1,0
Jun	6,8	7,9	7,5	0,0	0,2	0,1	12,3	24,5	19,4	0	61	5	0,7	1,3	0,9
Jul	7,1	8,2	7,6	0,0	0,2	0,2	13,0	19,8	17,3	0	29	6	0,6	1,1	0,9
Aug	7,5	7,9	7,7	0,2	0,2	0,2	13,3	22,2	18,6	0	2	1	0,7	1,0	0,8
Sep	7,6	8,3	7,9	0,2	0,3	0,2	10,1	15,7	12,9	0	5	1	0,6	1,1	0,9
Okt	7,5	8,1	7,8	0,1	0,2	0,2	5,9	12,2	8,9	0	207	7	0,4	1,0	0,7
Nov	7,7	8,3	8,0	0,1	0,1	0,1	2,6	8,9	5,7	1	9	3	0,5	1,0	0,7
Des	7,9	8,5	8,2	0,1	0,1	0,1	1,6	4,2	2,7	1	1070	11	0,5	0,9	0,7



Figur 14. Døgnmiddelverdier av pH, ledningsevne og temperatur i Roåsbekken oppstrøms (ID91) i perioden 01.01-31.12.2020.



Figur 15. Døgnmiddelverdier av turbiditet med ulik skalering for min og maks- verdier (NTU) i Roåsbekken oppstrøms (ID91) i perioden 01.01- 31.12.2020.

4.2.6 Roåsbekken nedstrøms ID 92

Tabell 16 og 17 viser variasjoner i vannhøyde, temperatur, ledningsevne, pH og turbiditet i Roåsbekken. Figur 16 viser variasjoner i pH, turbiditet, ledningsevne og temperatur.

pH varierte fra 6,5 – 9,3 hvor de høyeste verdiene ble målt fra april – juli. pH har ellers vært veldig stabil nedstrøms i Roåsbekken.

Ledningsevnen var på sitt høyeste i juni/juli og september/ oktober, men stort sett stabil og < 0,3 mS/cm i snitt.

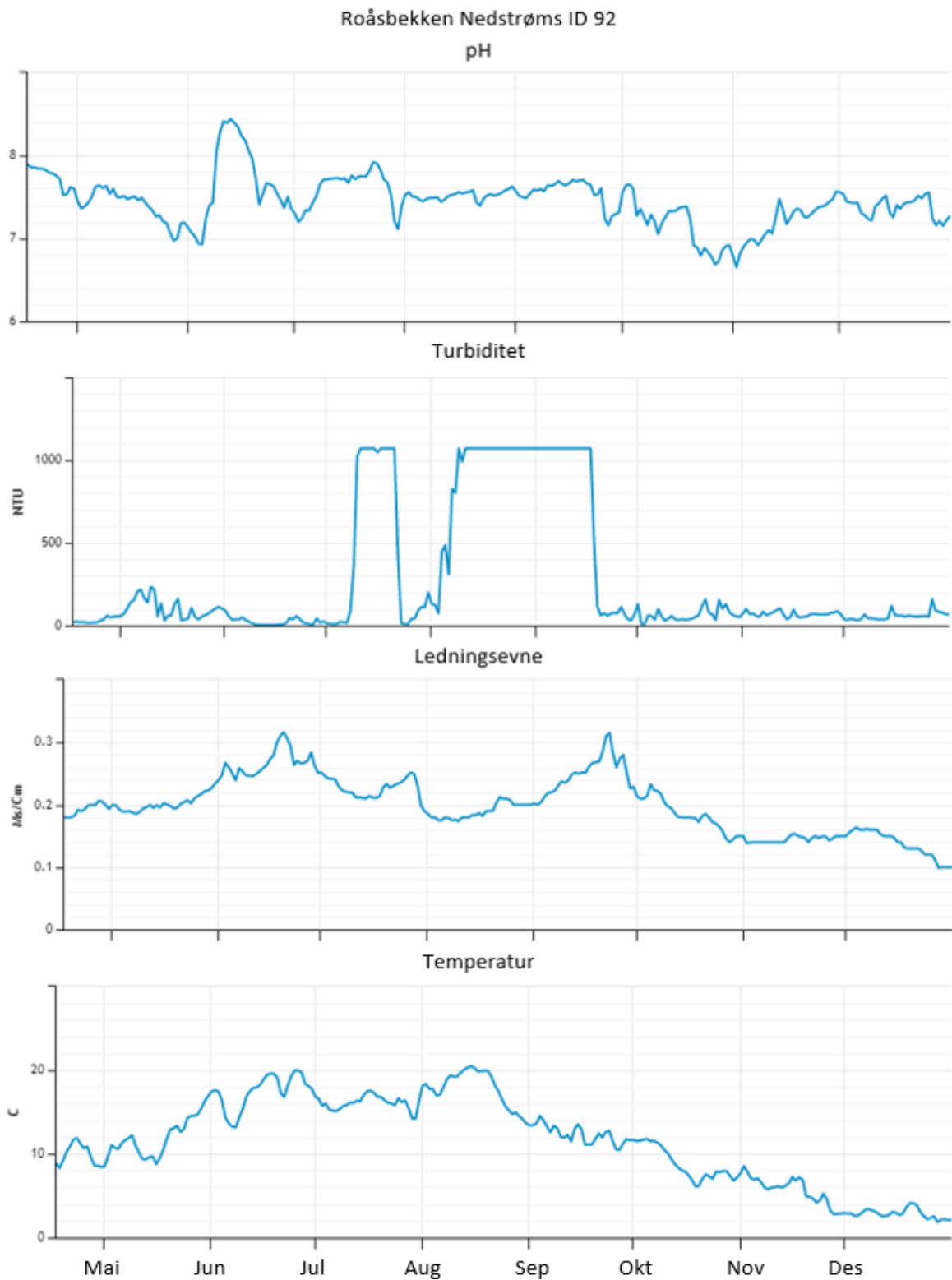
Turbiditeten har variert fra rundt 20 - > 800 NTU i snitt i perioden. De høyeste verdiene ble målt i juli, august og september hvor det var vedvarende perioder med maks verdi (1070 NTU). Her kan det ha vært flere episoder hvor sensoren har vært nedslammet over tid.

Tabell 16. Gjennomsnitt, minimum og maksimum av kontinuerlige målinger i Roåsbekken nedstrøms (ID 92) i perioden 17.04.2020-31.12.2020.

	Vannhøyde (m)	Temperatur (°C)	Ledningsevne (mS/cm)	pH	Turbiditet (NTU)
Min	-0,17	1,76	0,09	6,5	3,7
Maks	0,85	23,6	0,36	9,3	1070
Snitt	0,65	11,6	0,2	7,3	279,7

Tabell 17. Gjennomsnitt, minimum og maksimum av kontinuerlige målinger i Roåsbekken nedstrøms (ID 92) per mnd.

ID 92	pH			Ledningsevne (mS/cm)			Vanntemperatur (°C)			Turbiditet (NTU)			Vannhøyde (m)		
	Min	Maks	Snitt	Min	Maks	Snitt	Min	Maks	Snitt	Min	Maks	Snitt	Min	Maks	Snitt
Apr	7,4	8,2	7,7	0,2	0,2	0,2	6,4	14,4	10,0	15	359	33	0,5	0,8	0,8
Mai	6,9	8,0	7,4	0,2	0,2	0,2	7,3	20,0	11,9	19	1070	106	0,7	0,8	0,8
Jun	6,8	9,4	7,7	0,2	0,4	0,3	12,4	23,6	17,4	4	522	26	0,4	0,9	0,8
Jul	6,9	8,0	7,6	0,2	0,3	0,2	12,9	19,1	16,1	6	1070	465	0,1	0,8	0,7
Aug	7,1	7,7	7,5	0,2	0,2	0,2	12,4	21,3	17,9	39	1070	895	0,5	0,8	0,7
Sep	7,1	7,8	7,6	0,2	0,3	0,2	9,3	15,7	12,4	15	1070	653	0,3	0,9	0,8
Okt	6,6	7,7	7,2	0,1	0,2	0,2	5,8	12,1	8,9	7	1070	66	-0,2	0,8	0,4
Nov	6,6	7,7	7,2	0,1	0,2	0,1	2,6	9,0	5,8	22	1070	71	-0,2	0,8	0,4
Des	7,0	7,7	7,4	0,1	0,2	0,1	1,8	4,4	2,9	28	1070	60	-0,1	0,7	0,4



Figur 16. Døgnmiddelerdier av pH, turbiditet, ledningsevne og temperatur i Roåsbekken nedstrøms (ID92) i perioden 17.04- 31.12.2020.

4.2.7 Dalsbekken ID 94

Tabell 18, 19 og figur 17 viser variasjoner i temperatur, ledningsevne, pH i Dalsbekken.

pH varierte fra 6,1 – 8,5 med største variasjon i mars og april for både pH og ledningsevne.

På grunn av annet anleggsarbeid ved original plassering ved kulverten, måtte måleren flyttes lenger opp i elva. Den ble flyttet et stykke oppstrøms mot Roåsbekken, men utover våren var det ikke lenger tilstrekkelig vann ved den nye plasseringen. Det var ikke mulig å finne en egnet plassering lenger opp med tilstrekkelig vannhøyde før utløpet av Roåsbekken. Loggeren ble hentet inn 17.04.2020.

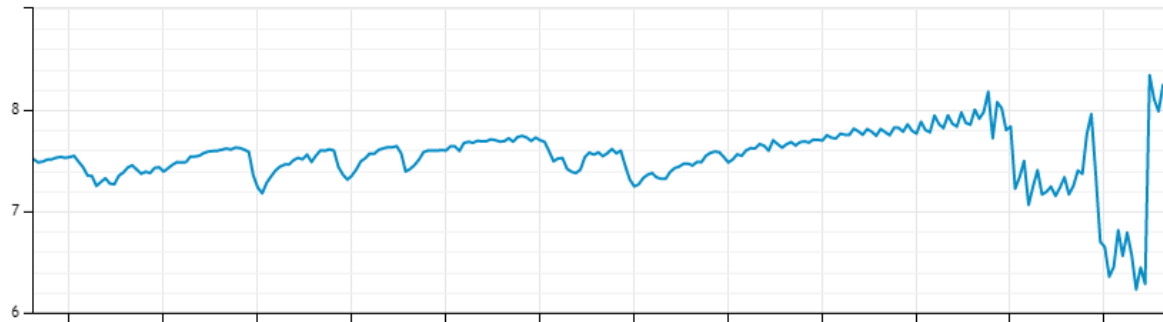
Tabell 18. Gjennomsnitt, minimum og maksimum av kontinuerlige målinger i Dalsbekken (ID 94) i perioden 24.01-17.04.

	Temperatur (°C)	Ledningsevne (mS/cm)	pH
Min	0,1	0,01	6,1
Maks	17,2	0,21	8,5
Snitt	3,7	0,2	7,5

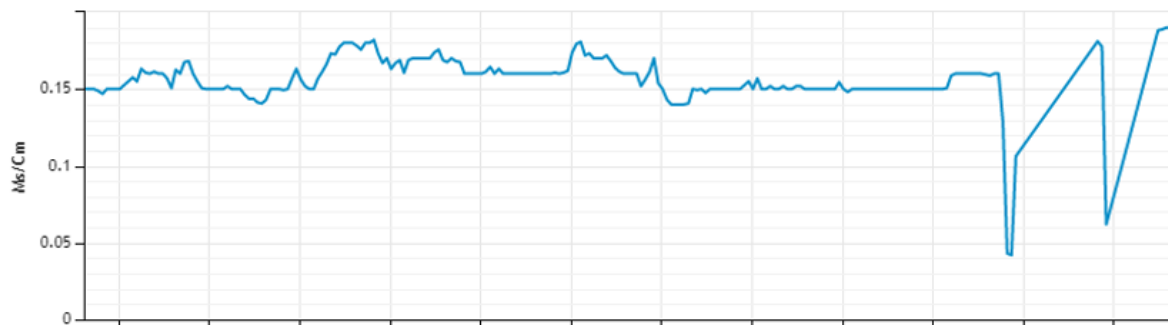
Tabell 19. Gjennomsnitt, minimum og maksimum av kontinuerlige målinger i Dalsbekken (ID 94) per mnd.

ID 94	pH			Ledningsevne (mS/cm)			Vanntemperatur (°C)		
	Min	Maks	Snitt	Min	Maks	Snitt	Min	Maks	Snitt
Jan	7,2	7,6	7,4	0,1	0,2	0,2	1,5	2,9	2,3
Feb	7,1	7,8	7,5	0,1	0,2	0,2	1,2	4,0	2,5
Mar	7,2	8,0	7,6	0,1	0,2	0,2	1,8	6,4	3,9
Apr	6,1	8,5	7,4	0,0	0,2	0,2	0,1	17,2	6,2

Dalsbekken ID 94
pH



Ledningsevne



Temperatur



Figur 17. Døgnmiddelverdier av pH, ledningsevne og temperatur i Dalsbekken (ID94) i perioden 24.01- 17.04.2020.

4.2.8 Blåveisbekken ID 97

Tabell 20 og 21 viser variasjoner i vannhøyde, temperatur, ledningsevne, pH og turbiditet i Blåveisbekken. Figur 18 viser variasjon i pH, turbiditet, ledningsevne og temperatur.

pH har variert fra 6,9 – 9,3 med 7,8 i snitt. Stort sett hatt jevne svingninger hele perioden hvor høyeste pH måling ble gjort i november.

Ledningsevne var vedvarende lav en periode i september, og har ellers hatt et snitt på rundt 0,2 mS/cm.

Turbiditeten har variert og hatt flere tydelige topper hele perioden i Blåveisbekken. Tre tydelige topper ble registrert juni – august (> 1000 NTU) samt en topp i starten av november og en i slutten av desember.

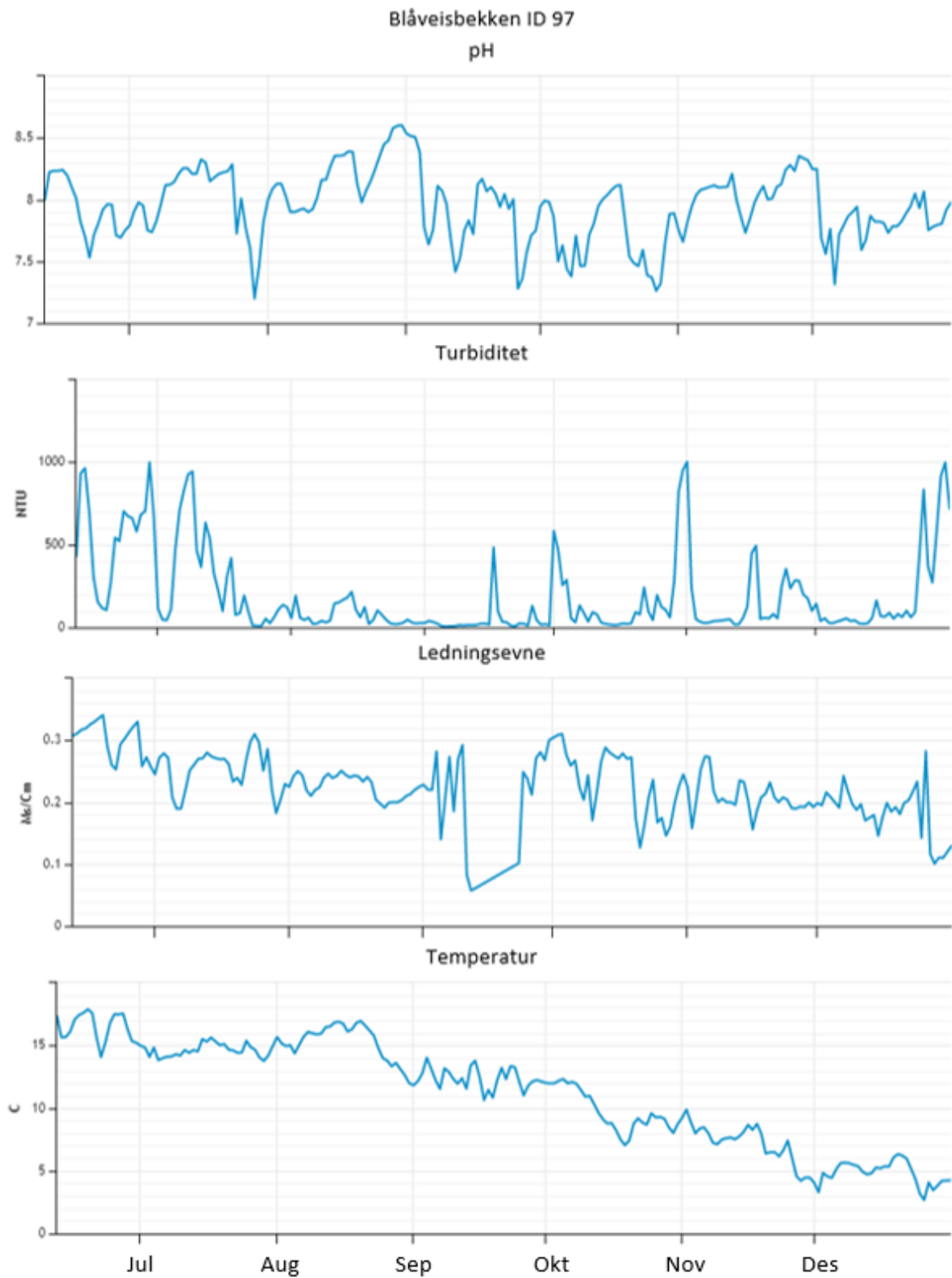
Vannhøyden har variert fra 30 – 80 cm i perioden med laveste snitt i oktober og desember (60 cm).

Tabell 20. Gjennomsnitt, minimum og maksimum av kontinuerlige målinger i Blåveisbekken (ID97) i perioden 12.06.2020-31.12.2020.

	Vannhøyde (m)	Temperatur (°C)	Ledningsevne (mS/cm)	pH	Turbiditet (NTU)
Min	-0,88	1,16	0,01	6,9	0,4
Maks	0,79	21,9	0,42	9,3	1000
Snitt	0,7	11,2	0,23	7,8	191

Tabell 21. Gjennomsnitt, minimum og maksimum av kontinuerlige målinger i Blåveisbekken (ID97) per mnd.

ID 97	pH			Ledningsevne (mS/cm)			Vanntemperatur (°C)			Turbiditet (NTU)			Vannhøyde (m)		
	Min	Maks	Snitt	Min	Maks	Snitt	Min	Maks	Snitt	Min	Maks	Snitt	Min	Maks	Snitt
Jun	7,0	8,9	7,9	0,1	0,4	0,3	11,9	21,9	16,5	20	1000	566	0,3	0,8	0,7
Jul	7,0	8,4	8,0	0,1	0,3	0,3	12,3	18,2	14,6	7	1000	276	0,3	0,8	0,7
Aug	7,8	8,7	8,2	0,1	0,3	0,2	10,0	19,2	15,3	9	1000	72	0,5	0,8	0,8
Sep	7,1	8,8	7,9	0,0	0,3	0,2	8,1	15,9	12,3	4	1000	41	0,4	0,8	0,8
Okt	7,1	8,2	7,7	0,1	0,3	0,2	6,3	12,8	9,8	9	1000	174	0,1	0,8	0,6
Nov	7,6	9,3	8,1	0,1	0,3	0,2	3,3	10,4	7,3	0	1000	163	0,1	0,8	0,7
Des	7,2	8,4	7,8	0,0	0,4	0,2	1,2	6,5	4,8	1	1000	190	-0,9	0,8	0,6



Figur 18. Døgnmiddelverdier av pH, turbiditet, ledningsevne og temperatur i Blåveisbekken (ID97) i perioden 12.06-31.12.2020.

4.2.9 Finstadbekken ID 98

Tabell 22 og 23 viser variasjoner i vannhøyde, temperatur, ledningsevne, pH og turbiditet i Finstadbekken. Figur 19 viser variasjon i pH, turbiditet, ledningsevne og temperatur.

pH i Finstadbekken har vært relativt stabil frem til rundt oktober da den hadde noen større svingninger og gradvis økte mot desember. pH varierte fra 7,1 – 9,6 med et snitt på 7,6. Høyeste målte pH i Finstadbekken er 23.11.2020 og knyttet til et uhellsutslipp av vann fra en byggegrøp. Vannet var påvirket av kalk-sementarbeid, og hadde dermed høy pH. Grunnet en feil på vannhåndteringssystemet gikk vannet ikke via syrejustering før utslipp. Dette medførte en periode på tre timer med pH opp mot 9,6.

Turbiditeten har vært nokså stabil med et par høye topper i juli og november. Snitt turbiditet > 100 NTU hele perioden, med gradvis økt turbiditet mot slutten av året som samsvarer med økt partikkelføring som følge av økt nedbør.

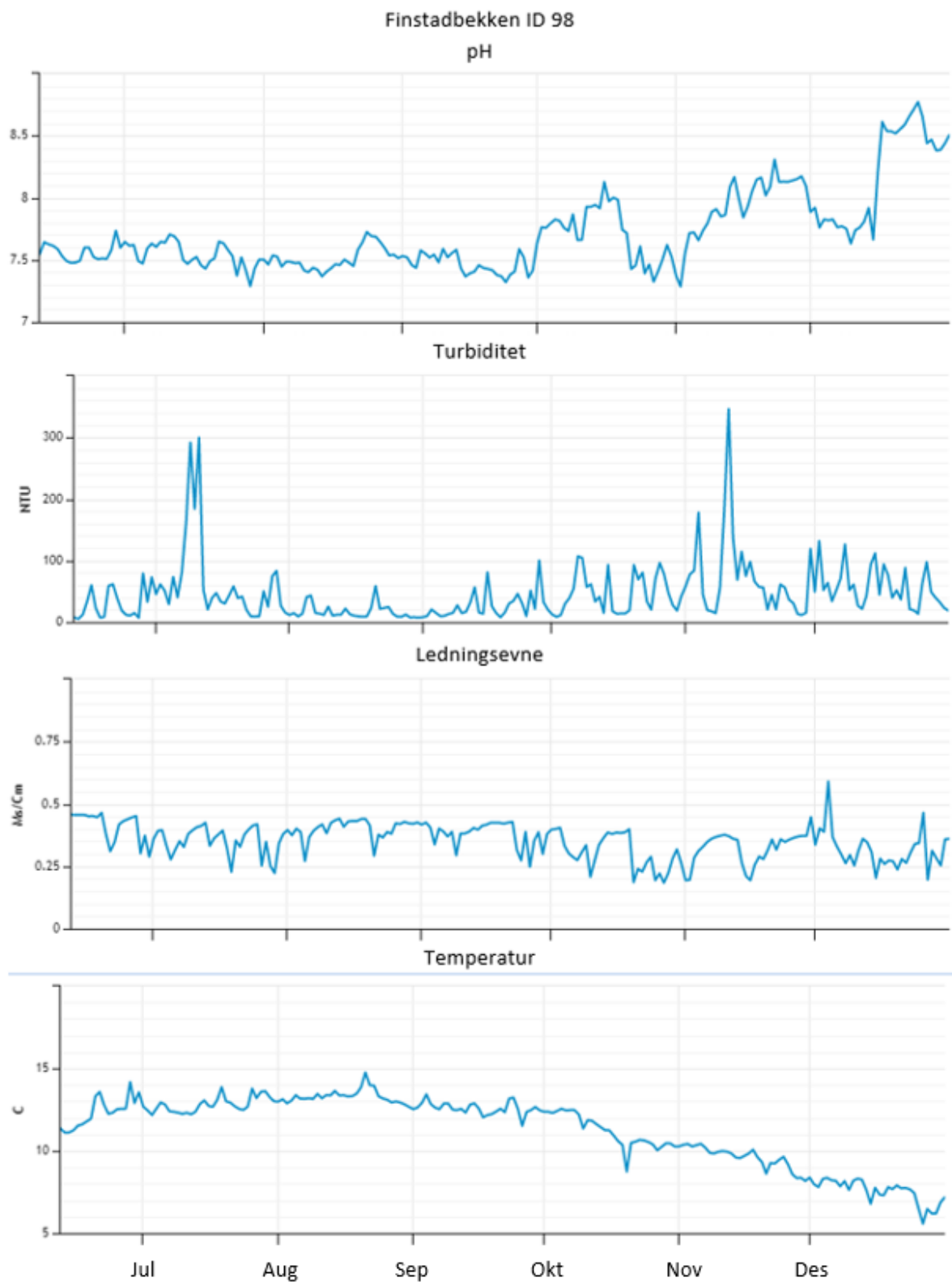
Ledningsevnen varierte fra 0,02 – 2,2 mS/cm med et snitt på rundt 0,3 mS/cm. Høyeste ledningsevne ble målt i november og desember.

Tabell 22. Gjennomsnitt, minimum og maksimum av kontinuerlige målinger i Finstadbekken (ID 98) i perioden 12.06.2020-31.12.2020.

	Vannhøyde (m)	Temperatur (°C)	Ledningsevne (mS/cm)	pH	Turbiditet (NTU)
Min	-0,05	3,5	0,03	7,1	3,4
Maks	0,87	22,3	2,2	9,6	1000
Snitt	0,78	11,3	0,35	7,6	45,9

Tabell 23. Gjennomsnitt, minimum og maksimum av kontinuerlige målinger i Finstadbekken (ID 98) per mnd.

ID 98	pH			Ledningsevne (mS/cm)			Vanntemperatur (°C)			Turbiditet (NTU)			Vannhøyde (m)		
	Min	Maks	Snitt	Min	Maks	Snitt	Min	Maks	Snitt	Min	Maks	Snitt	Min	Maks	Snitt
Jun	7,09	7,88	7,56	0,06	0,48	0,41	10,39	22,31	12,35	3	973	30	0,24	0,87	0,82
Jul	7,07	7,87	7,54	0,04	0,51	0,35	11,65	16,88	12,80	6	1000	66	0,08	0,84	0,79
Aug	7,25	7,90	7,51	0,03	0,50	0,40	12,14	18,27	13,30	5	634	17	-0,05	0,84	0,82
Sep	7,13	9,02	7,46	0,05	0,48	0,38	9,10	14,29	12,58	5	1000	27	0,32	0,84	0,82
Okt	7,11	9,06	7,72	0,05	0,54	0,30	5,50	12,97	11,21	7	1000	46	0,12	0,83	0,73
Nov	7,14	9,65	7,94	0,09	1,38	0,32	4,41	10,78	9,61	8	1000	73	0,43	0,82	0,76
Des	7,55	9,04	8,17	0,11	2,19	0,32	3,50	8,82	7,55	10	853	57	0,32	0,82	0,73



Figur 19. Døgnmiddelverdier av pH, turbiditet, ledningsevne og temperatur i Finstadbekken (ID98) i perioden 12.06-31.12.2020.

4.2.10 Sagdalsbekken ID 81

Tabell 24 og 25 viser variasjoner i vannhøyde, temperatur, ledningsevne, pH og turbiditet i Sagdalsbekken. Figur 20 viser variasjon i pH, turbiditet, ledningsevne og temperatur.

Ledningsevnen i Sagdalsbekken har stort sett vært lav med et snitt på mellom 0,1 og 0,2 mS/cm i perioden.

Turbiditeten har stort sett vært høy hele perioden med snitt på > 200 NTU hele perioden foruten i september, oktober og november. Dette er mye det samme resultatet som i fjor for denne lokaliteten, som også da viste vedvarende høy turbiditet som følge av rask oppsamling av sand og grus rundt sensoren.

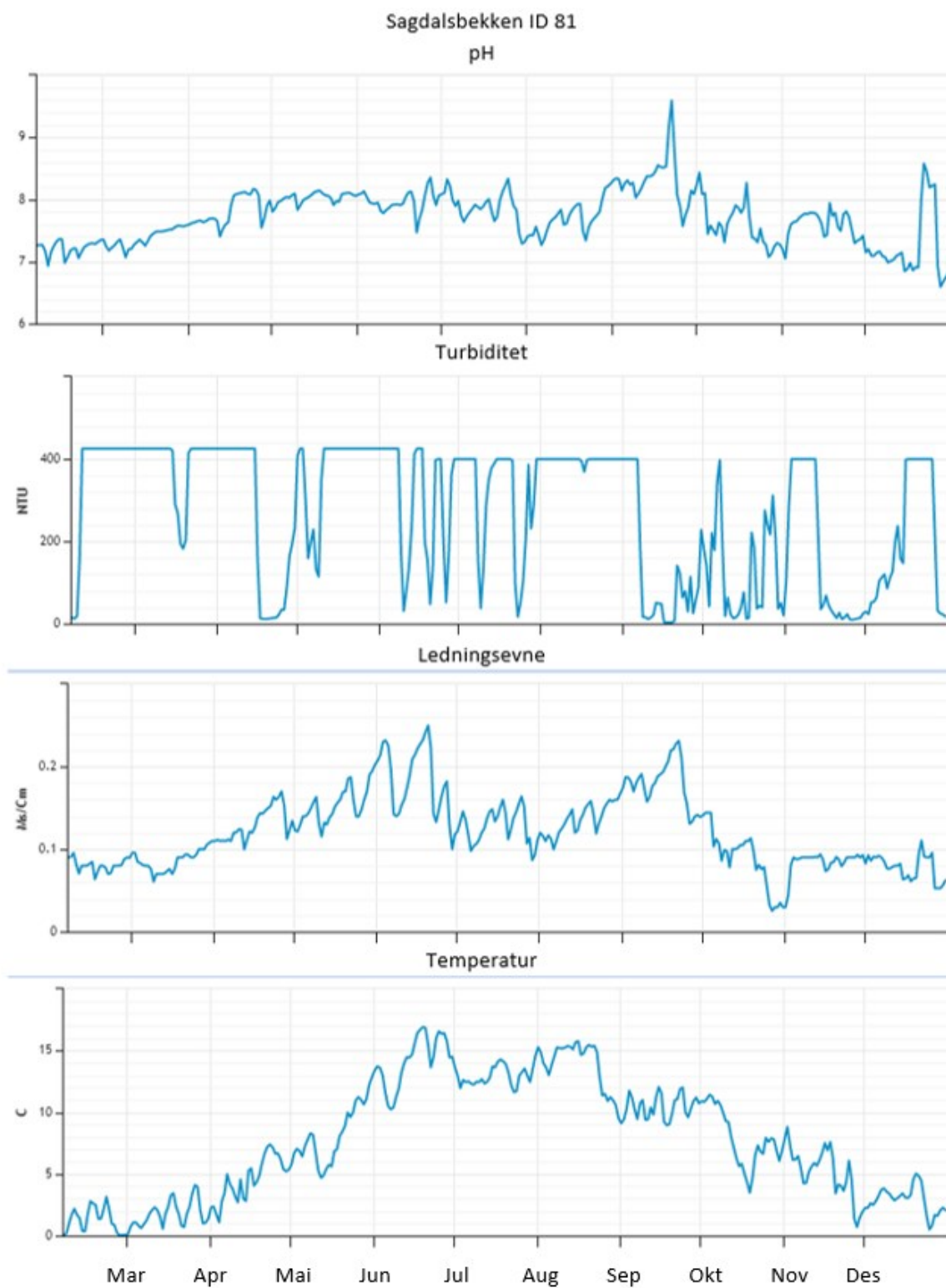
pH har variert fra 6,4 til omtrent 11 i Sagdalsbekken, som er høyere enn fjoråret. De høyeste målingene var enkeltmålinger og tok sted fra september – desember, men pH snitt har stort sett vært stabil på mellom 7,5 – 8.

Tabell 24. Gjennomsnitt, minimum og maksimum av kontinuerlige målinger i Sagdalsbekken (ID 81) i perioden 06.02.2020-31.12.2020.

	Vannhøyde (m)	Temperatur (°C)	Ledningsevne (mS/cm)	pH	Turbiditet (NTU)
Min	0,02	0,01	0,02	6,4	0,13
Maks	1,02	19,7	0,33	10,97	425,6
Snitt	0,85	7,7	0,12	7,5	273,2

Tabell 25. Gjennomsnitt, minimum og maksimum av kontinuerlige målinger i Sagdalsbekken (ID81) per mnd.

ID 81	pH			Ledningsevne (mS/cm)			Vanntemperatur (°C)			Turbiditet (NTU)			Vannhøyde (m)		
	Min	Maks	Snitt	Min	Maks	Snitt	Min	Maks	Snitt	Min	Maks	Snitt	Min	Maks	Snitt
Feb	6,8	7,7	7,2	0,1	0,1	0,1	0,0	3,7	1,4	9	426	373	0,4	1,0	0,8
Mar	6,9	7,7	7,4	0,1	0,2	0,1	0,0	5,3	1,8	109	426	393	0,4	1,0	0,8
Apr	7,3	8,5	7,8	0,1	0,2	0,1	0,0	9,6	4,6	10	426	247	0,9	1,0	0,9
Mai	7,7	8,3	8,0	0,1	0,2	0,2	2,6	15,6	8,1	107	426	377	0,9	1,0	1,0
Jun	7,4	8,5	8,0	0,1	0,3	0,2	9,6	19,7	14,2	4	426	302	0,7	1,0	1,0
Jul	7,1	9,4	7,9	0,1	0,2	0,1	10,4	15,9	13,0	6	400	307	0,2	1,0	0,9
Aug	7,2	8,3	7,7	0,1	0,2	0,1	8,5	16,6	13,9	359	400	399	0,6	1,0	0,9
Sep	7,2	10,5	8,3	0,1	0,3	0,2	7,4	14,7	10,4	0	400	126	0,4	1,0	0,9
Okt	6,9	10,9	7,6	0,0	0,3	0,1	3,0	11,9	7,9	9	400	125	0,1	1,0	0,7
Nov	6,8	11,0	7,6	0,0	0,2	0,1	0,3	12,4	5,2	8	400	168	0,0	0,9	0,8
Des	6,4	10,7	7,2	0,0	0,2	0,1	0,2	5,3	2,9	10	400	204	0,0	1,0	0,6



Figur 20. Døgnmiddelverdier av pH, turbiditet, ledningsevne og temperatur i Sagdalsbekken (ID81) i perioden 06.02-31.12.2020.

4.3 Vannprøver

Tabell 26 viser gjennomsnitt, minimum og maksimum av pH, ledningsevne, suspendert stoff og sulfat i vannprøver i 2020. Den høyeste registrerte pH (8,3) var i Stensrubbekken (67) 27.05.2020. Høyeste ledningsevne og konsentrasjon av sulfat ble registrert i Alna (21 og 22) som er naturlig da denne er saltvannspåvirket. Maurtubekken (62) hadde en gjennomsnittskonsentrasjon på 365 mg/L sulfat i 2020, med tilsvarende høy ledningsevne (174,2 mS/m). Både Myrerbekken (61) og Stensrubbekken (67) har snittkonsentrasjoner av sulfat > 80 mg/L, og slike høye konsentrasjoner av sulfat kan være skadelig for organismer i vann. Sulfatkonsentrasjonen i Maurtubekken var høyere gjennom 2020 enn tidligere år (figur 21). I Stensrubbekken var nivået nokså likt som i 2018 (figur 21).

Tabell 26. Gjennomsnittlig, minimum og maksimum verdier for pH, ledningsevne (mS/m), suspendert stoff (SS, mg/L) og sulfat (SO₄, mg/L).

ID	Kond (mS/m)			pH			SO ₄ (mg/L)			SS (mg/L)		
	Maks	Snitt	Min	Maks	Snitt	Min	Maks	Snitt	Min	Maks	Snitt	Min
61	139	106,3	57,3	8,2	8,0	7,8	140	91,7	63,0	21,0	4,4	2,0
62	273	174,2	83,0	8,1	7,9	7,6	540	356,0	170,0	25,0	7,5	2,0
65	73,7	50,2	23,1	8,1	7,7	7,3	83,0	83,0	83,0	11,0	4,2	2,0
66	28,4	15,6	9,3	8,0	7,5	7,2	6,1	6,1	6,1	7,0	3,4	2,0
67	154	63,9	22,4	8,3	7,7	7,4	260	80,4	29,0	59,0	8,3	2,0
68	77,0	55,5	20,9	8,0	7,6	7,4	85,0	84,0	83,0	8,0	4,5	2,0
91	20,0	15,7	11,8	7,6	7,1	6,8	18,0	18,0	18,0	22,0	7,9	2,0
94	27,5	18,2	2,4	8,0	7,5	7,2	24,0	24,0	24,0	41,0	8,2	2,0
97	40,6	28,4	19,0	8,1	7,5	6,5	29,0	29,0	29,0	41,0	9,9	2,0
98	135,0	41,6	15,4	8,1	7,9	7,5	45,0	34,4	12,0	100	13,2	2,0
21 Topp	4020	876	38,6	8,2	7,9	7,7	1800	342,9	27,0	44,0	16,4	3,0
22 Bunn	4100	2879	39,4	8,2	7,9	7,6	2300	1471	48,0	140	49,4	4,0
61 Opp	9,0	8,0	6,4	7,2	6,9	6,6	18,0	10,5	7,2	4,0	2,3	2,0
62 Opp	5,5	4,1	3,4	4,6	4,3	4,1	0,5	0,5	0,5	19,0	4,4	2,0
92 Ned	35,0	17,5	12,4	7,8	7,5	7,3				44,0	9,7	2,0
81 Ned	19,3	11,1	6,8	8,0	7,3	6,3	18,0	11,2	0,8	19,0	7,2	2,0
81 Opp	13,4	8,3	6,7	7,6	7,2	7,0	13,0	8,5	6,0	22,0	8,7	2,0

Tabell 27 viser gjennomsnittlige konsentrasjoner av næringsstoffer i 2020. Min og maks-verdier er vist i vedlegg I. De fleste bekkene hadde konsentrasjoner som overgikk grenseverdi for totalnitrogen innenfor tilstandsklasse V (svært dårlig) til III (moderat). Gjennomsnittlig konsentrasjon av total fosfor viser høye konsentrasjoner i Alna (ID21), tilstandsklasse IV (dårlig). Konsentrasjonen av næringsstoffer var for de fleste bekkene lavere i 2020 enn i 2019.

Finstadbekken hadde, etter Alna, høyeste konsentrasjoner av total ammonium nitrogen (TAN=NH₄-N+ NH₃-N). De høyeste konsentrasjonene >300 µg/l ble målt 16.04.(470 µg/l), 27.05 (350 µg/l), 26.06 (440 µg/l), og 25.08.21 (330 µg/l). Høyeste pH i vannprøvene var da 8, og andelen ammoniakk i vannprøvene antas å være lave.

Tabell 27. Gjennomsnittlige konsentrasjoner av næringsstoffer i 2020.

Stasjoner	NH4-N+ NH3-N	Nitrat-N (NO3-N)	Total nitrogen	Fosfat-P	Total fosfor
	µg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l
61	13,04	0,90	1,10	5,29	22,96
62	42,96	2,09	2,46	5,29	32,67
65	42,68	0,45	0,87	4,67	28,29
66	61,00	0,24	0,78	5,96	33,21
67	60,19	0,66	1,07	8,04	37,29
68	56,73	0,34	0,88	5,00	32,79
91	51,40	1,25	1,96	11,17	58,33
94	26,59	1,41	2,00	15,83	55,63
97	27,59	1,52	1,84	20,04	51,04
98	126,87	1,39	1,78	46,71	79,08
21 Topp	131,25	0,36	1,11	28,70	63,61
22 Bunn	59,08	0,18	0,45	12,92	53,63
61 Opp	49,27	0,09	0,64	2,00	21,89
62 Opp	14,70	0,03	0,66	5,13	18,44
92 Ned	12,33	1,79	2,36	19,22	59,89
81- Ned	21,88	0,89	1,46	8,14	44,26
81- Opp	18,17	0,83	1,47	8,67	40,17

Tabell 28 viser gjennomsnittlige konsentrasjoner av metaller i vannprøver fra 2020. Gjennomsnittskonsentrasjoner av krom (Cr), kobber (Cu) og kvikksølv (Hg) var lave ved alle stasjoner, tilsvarende klasse II (god tilstand). I Myrer- og Maurtubekken (ID 61 og 62) var gjennomsnittskonsentrasjonen av nikkel (Ni) over 4 µg/l som tilsvarer tilstandsklasse III (moderat tilstand). Finstadbekken (ID 98), Alna (ID 21) og Maurtubekken oppstrøms (ID 62 Opp) havner innenfor tilstandsklasse IV (dårlig) for sink, og tilstandsklasse III for Arsen (As) sammen med Alna (ID 21 og 22) Myrer- og Maurtubekken både opp- og nedstrøms. Gjennomsnittskonsentrasjonen av Bly (Pb) var over 1,2 µg/l i Maurtubekken oppstrøms og havnet i tilstandsklasse III.

Det har vært en utlekking av uran fra deponiet på Åsland, og spesielt i Maurtubekken (ID62). Snittkonsentrasjonen var 72 µg/l. Uran er mindre toksisk enn mange andre metaller og akutte og dødelige doser ser ut til å være på mg-nivå (Bergman m.fl. 2018). Derimot vil kroniske effekter, som redusert vekst, på følsomme ferskvannsorganismer kunne oppstå ved konsentrasjoner nede i 25-50 µg/l (Bergman m.fl. 2018, Sheppard m.fl. 2005). Uran er mest giftig i vann med lav pH og lite kalsium. Sheppard m.fl. (2005) har foreslått nulleffekt grenseverdier (PNEC) på 5 µg U/l for invertebrater og vannplanter og fra 400 µg/l for fisk i vann med lavt innhold av CaCO₃ og dårlig bufferevne.

Høyeste konsentrasjon var på 359 µg/l. Konsentrasjonene av uran var høyere i 2020 enn tidligere år (figur 21). Det er en betydelig fortykning i Stensrubbekken og snittkonsentrasjonen var godt under WHO's anbefalte grense på 30 µg/l for drikkevann. Høyeste konsentrasjon var 46 µg/l.

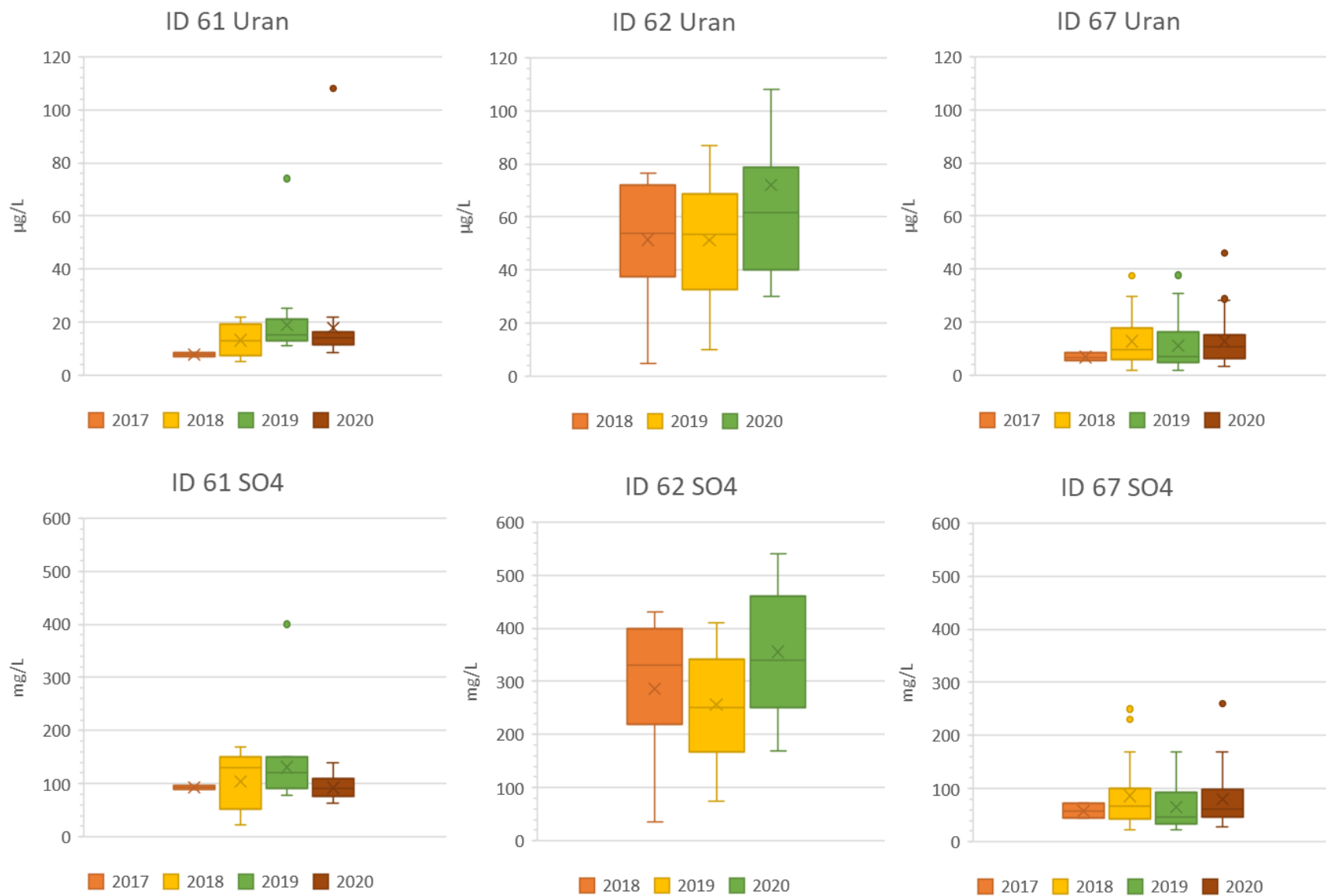
Tabell 28. Gjennomsnittlige konsentrasjoner av metaller i 2020 (µg/l).

Stasjoner	As	Cd	Cr	Cr ⁶⁺	Cu	Hg	Ni	Pb	U	Zn
61	0,52	0,103	1,25	0,61	4,68	0,002	4,44	0,37	17,80	5,98
62	0,59	0,196	1,17	0,41	5,72	0,002	6,88	0,48	72,06	10,32
67	0,33	0,056	1,37	0,41	2,70	0,003	2,24	0,39	12,83	5,69
98	0,65	0,029	1,34	0,49	5,95	0,003	1,96	0,72	3,90	13,16
21 Topp	0,70	0,060	0,57	-	3,94	0,004	1,12	0,71	1,98	26,18
22 Bunn	1,22	0,045	0,39	-	2,02	0,004	0,82	0,50	2,16	6,97
61 Opp	0,51	0,040	1,00	0,40	2,43	0,003	1,97	0,43	1,03	9,26
62 Opp	0,53	0,052	1,25	0,40	0,99	0,008	0,78	2,30	0,14	14,66
81 Ned	0,32	0,029	1,17	0,40	1,60	0,004	1,75	0,60	0,43	4,75
81 Opp	0,28	0,030	1,33	0,40	1,39	0,004	1,62	0,48	0,31	6,80

Tabell 29 viser maksimale konsentrasjoner av metaller i vannprøver. Med unntak av kvikksølv har det i varierte perioder vært høye konsentrasjoner av metaller ved flere stasjoner. Stasjonene 67 og 98 hadde begge svært høye konsentrasjoner av krom i januar (hhv. 23.01 og 09.01) innenfor tilstandsklasse V (svært dårlig). Det var også målt svært høye konsentrasjoner av kobber på stasjon 61, 61 opp og 62, 29.10.2020, samt stasjon 98, 05.08.2020 innenfor tilstandsklasse V. Dette er konsentrasjoner som kan ha omfattende akutte toksiske effekter på organismer. Foruten stasjon 67 og 81 nedstrøms har det blitt målt høye konsentrasjoner av sink for alle stasjonene, innenfor tilstandsklasse IV (dårlig) og V. 05.08.20 var det spesielt høy konsentrasjon av sink i toppvannet i Alna (21) med 363 µg/l Zn. Det er usikkert hva som kan ha forårsaket dette.

Tabell 29. Maksimale konsentrasjoner av metaller i 2020 (µg/l).

Stasjoner	As	Cd	Cr	Cr ⁶⁺	Cu	Hg	Ni	Pb	U	Zn
61	4,37	1,02	2,00	1,84	54,60	0,004	47,20	5,24	108,00	66,70
62	5,53	1,07	2,00	0,56	57,50	0,005	40,80	4,82	359,00	71,90
67	0,45	0,17	6,00	0,58	3,62	0,01	4,15	0,75	46,00	9,69
98	1,02	0,11	5,00	0,79	18,40	0,01	4,10	5,41	5,34	51,40
21 Topp	1,55	0,45	2,02	-	13,70	0,02	2,30	3,38	2,70	363,00
22 Bunn	2,23	0,07	1,00	-	6,16	0,02	2,14	1,89	2,72	25,40
61 Opp	2,73	0,26	1,00	0,40	16,30	0,005	12,00	2,73	6,66	58,80
62 Opp	0,75	0,07	2,00	0,40	2,34	0,01	1,41	2,89	0,18	17,20
81 Ned	0,50	0,04	2,00	0,40	2,51	0,01	2,24	3,19	0,81	8,55
81 Opp	0,39	0,04	2,00	0,40	1,94	0,01	2,02	0,61	0,47	19,90



Figur 21. Boksplott som viser fordelingen av uran- og sulfatkonsentrasjoner i bekkene ved Åsland i perioden 2017-2020. X = gjennomsnitt, strek = median.

4.4 Biologiske undersøkelser

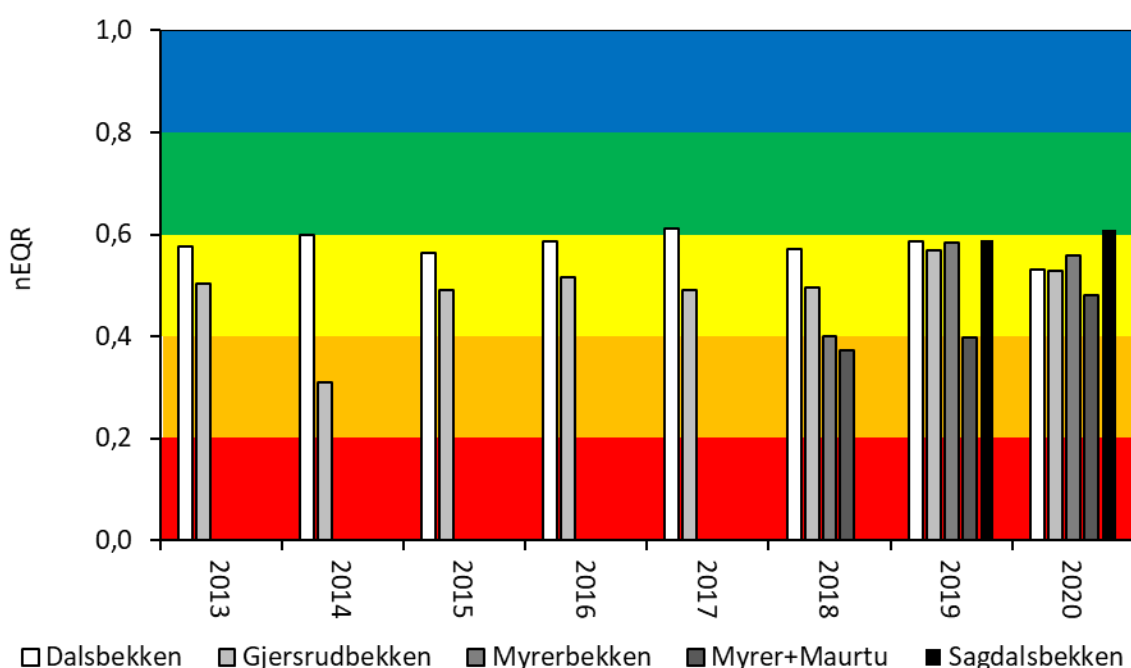
4.4.1 Bunndyr

Tabell 4.26 og figurene 22-25 viser utviklingen av tilstanden for bunndyr i bekkene undersøkt gjennom hele overvåkingsperioden. For Sagdalsbekken var det en endring fra *moderat* tilstand i 2019 til *god* tilstand i 2020 (figur 22). Ved Myrer- og Maurtubekken var det også en tilstandsendring fra året før, fra *dårlig* til *moderat* tilstand.

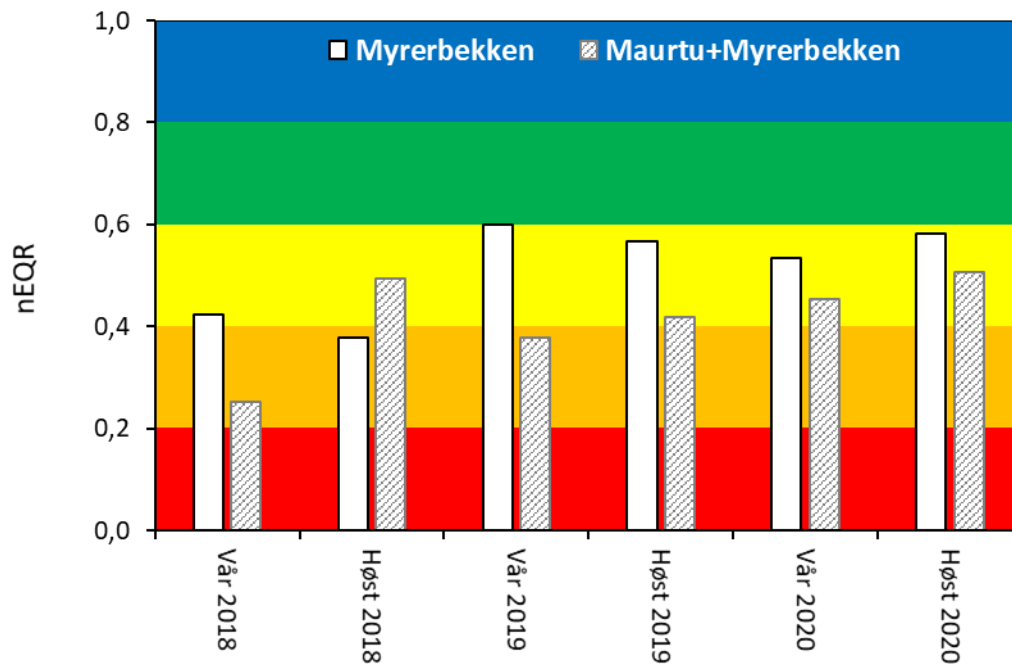
Det ble funnet flest døgnfluer, steinfluer og vårfluer (EPT-arter) i Sagdalsbekken og Gjersrubbekken. Ved samløpet mellom Myrer- og Maurtubekken samløp ble det funnet fler EPT-arter enn året før i vårprøvene.

Tabell 30. Beregnet ASPT samt antall EPT-arter i Gjersrubbekken (65), Dalsbekken (67), Sagdalsbekken (81), Myrerbekken (61) og ved samløpet mellom Myrer- og Maurtubekken (61+62).

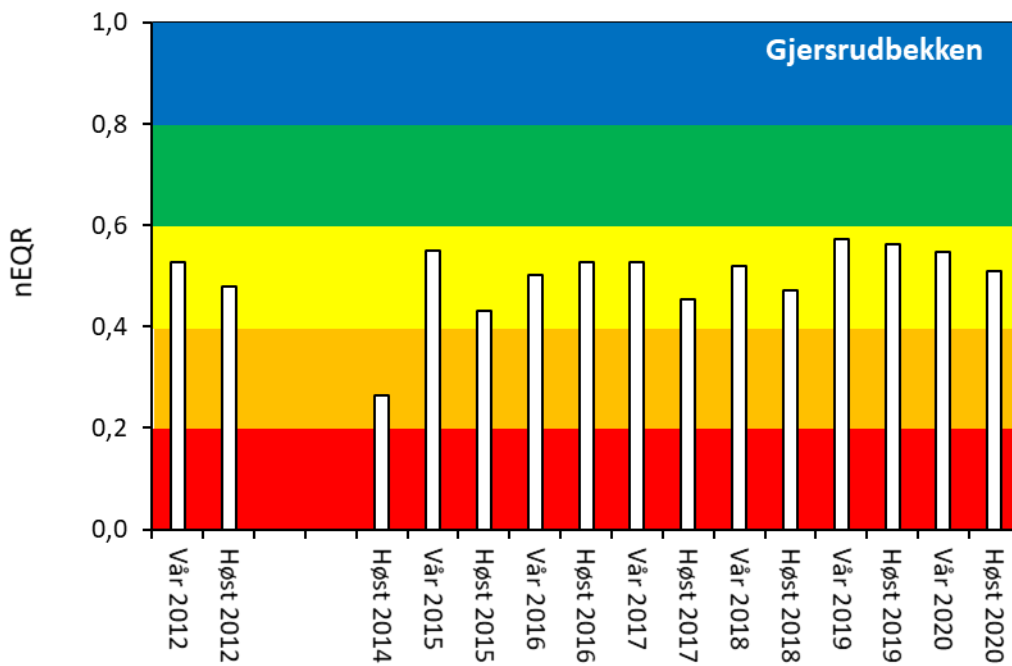
		2013		2014		2015		2016		2017		2018		2019		2020	
		Vår	Høst	Vår	Høst	Vår	Høst	Vår	Høst	Vår	Høst	Vår	Høst	Vår	Høst	Vår	Høst
94	ASPT	-	5,9	-	6	6,1	5,6	6,2	5,7	6,3	5,8	5,92	5,85	5,79	6,11	5,79	5,65
	EPT	-	15	-	17	22	17	20	18	17	15	19	18	13	14	15	13
65	ASPT	5,7	5,5	-	4,8	5,8	5,3	5,6	5,7	5,7	5,4	5,67	5,47	5,89	5,85	5,79	5,63
	EPT	12	16	-	8	11	9	9	14	8	12	14	13	13	15	10	18
61	ASPT											5,27	5,08	6,00	5,87	5,73	5,93
	EPT											7	8	9	11	12	10
61+62	ASPT											4,56	5,56	5,08	5,25	5,40	5,62
	EPT											4	9	6	11	13	9
81	ASPT														5,96	5,92	6,16
	EPT														19	10	18



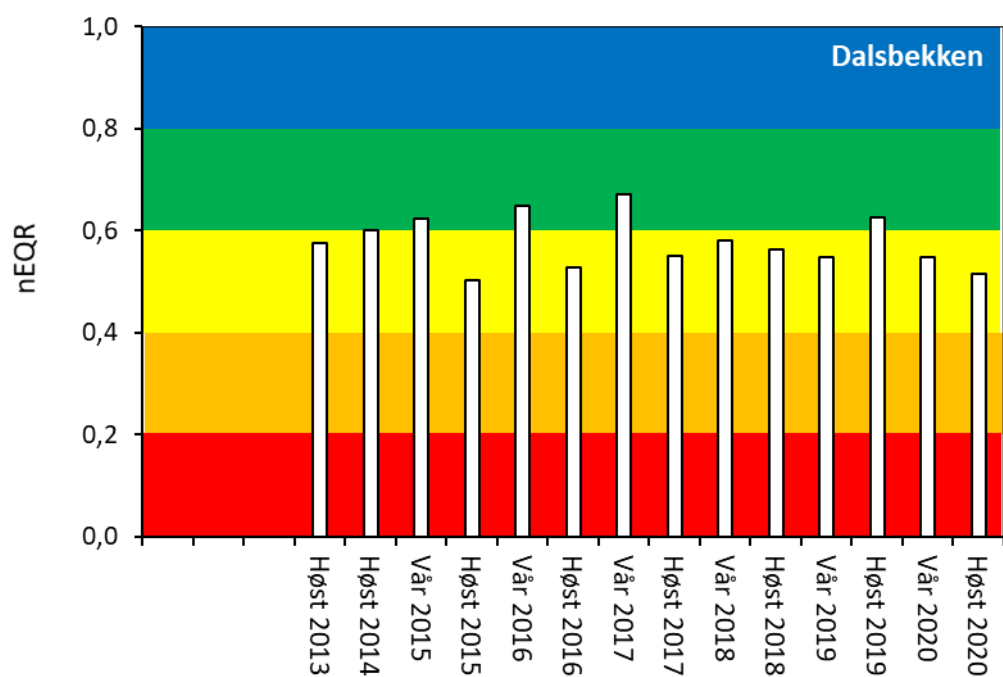
Figur 22. Samlet nEQR for bunndyr og eutrofieringsindeksen ASPT i alle bekkene.



Figur 23. Beregnet nEQR for bunndyrindeksen ASPT i Myrerbekken (ID61) og ved samløpet mellom Myrerbekken og Maurtubekken (ID62).



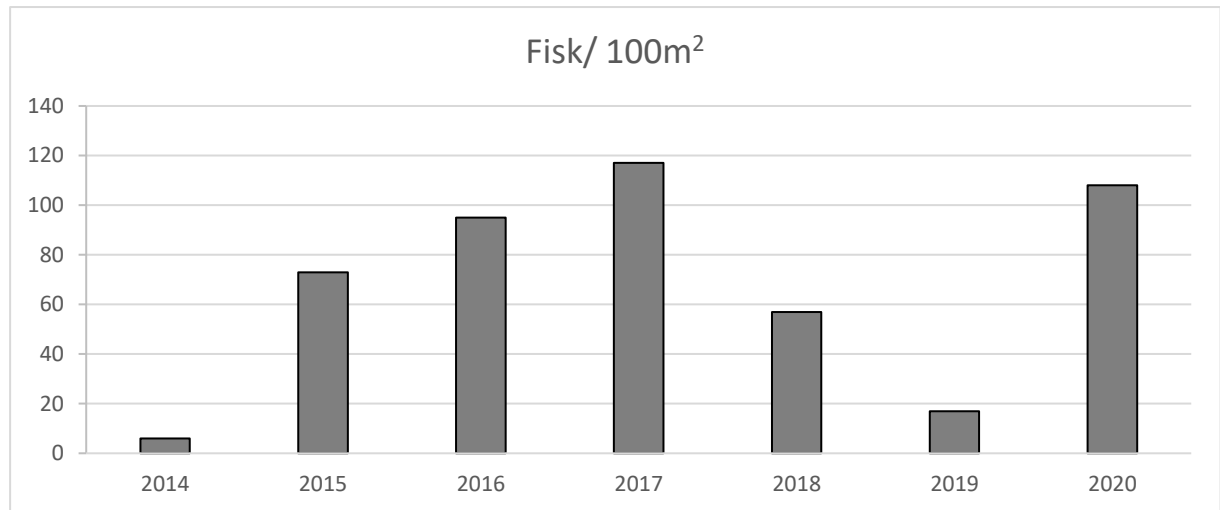
Figur 24. Beregnet nEQR for bunndyrindeksen ASPT i Gjersrubbekken (ID65).



Figur 25. Beregnet nEQR for bunndyrindeksen ASPT i Dalsbekken (ID94).

4.4.2 Fisk

Det ble totalt fanget 113 ørret i Gjersrudbekken i 2020, hvor 89 var årsyngel (0+). Tettheten var høyere enn tidligere år, foruten i 2017 (figur 26, tabell 31). Lengdefordeling og bakgrunn for beregning er gitt i vedlegg II.



Figur 26. Estimert tetthet av fisk i Gjersrudbekken 2014-2020.

Tabell 31. Estimert tetthet av fisk i Gjersrudbekken 2014-2020.

År	Areal (m ²)	Antall	1. Omgang	2. Omgang	3. Omgang	Tetthet (y)	Fisk/ 100m ²
2004							16
2014	125	8	7	1	0	8	6
2015	125	84	51	24	9	92	73
2016	125	101	57	26	18	119	95
2017	125	53	22	14	17	147	117
2018	125	65	40	16	9	71	57
2019	125	20	14	3	3	21	17
2020	125	113	58	43	12	135	108

4.5 Gjersrudtjern

Tilstanden i Gjersrudtjern ble vurdert som «moderat» basert på kvalitetselementer planteplankton. Notat om undersøkelser i Gjersrudtjern er i vedlegg III.

5 Oppsummering

5.1 Åsland

Maurtubekken hadde jevnt over høyest ledningsevne. pH i bekkene har ligget på mellom 7 og 8, med høyeste pH på 9,7 ved ID62. Store variasjoner i pH og turbiditet samsvarte med større endringer i vannhøyde gjennom flomperioden på høsten. Også vannprøvene ved 61 og 62 hadde høyest ledningsevne, mellom 57 og 174 mS/m. I Maurtubekken var det gjennomgående høye konsentrasjoner av sulfat, men det ser ut til å bli betydelig fortynnet etter samløpet med Stensrubbekken.

Alle bekkene ved Åsland hadde lave konsentrasjoner av fosfor, men med konsentrasjoner av nitrogen innenfor moderat tilstand. Maurtubekken (ID62) viste svært dårlig tilstand. Både Maurtu- og Myrerbekken hadde snittkonsentrasjoner av arsen i tilstandsklasse III (moderat). Maurtubekken hadde også forhøyet snittkonsentrasjon av uran over anbefalt grense for drikkevann. Konsentrasjonen var betydelig høyere enn oppstrøms deponiet og høyere enn tidligere år. Det ble ellers i løpet av året målt høye konsentrasjoner av sink (V), bly (III) og kobber (V) i begge bekkene. I Stensrubbekken ble det også målt høy konsentrasjon av krom (V) i januar.

Bunndyrprøvene viste en tilstandsendring fra *dårlig* til *moderat* ved samløpet mellom Myrerbekken og Maurtubekken enn i 2019. Det ble også funnet flere EPT-arter enn året før i vårprøvene. ASPT-indeksverdien var noe lavere for Gjersrubbekken i 2020, men uten endring i økologisk tilstand (*moderat*). Tetthet av fiskeyngel i Gjersrubbekken var betraktelig bedre i 2020 enn i 2019. Tettheten var 108 fisk/100 m² tilsvarende *svært god* tilstand for fisk, mot en tetthet på 17 fisk/100 m² året før.

5.2 Ski stasjon – Langhus

De automatiske målingene viste stort sett normale variasjoner i ledningsevne, temperatur, pH og turbiditet, med forhøyet turbiditet i perioder med mye nedbør, spesielt mot slutten av året. Det var en hendelse med utslipp av vann fra en byggegrop som medførte forhøyet pH i Finstadbekken 23.11 i en tretimersperiode (12:00-15:00). Høyeste pH som ble målt var 9,6. pH over 9 kan begynne å bli problematisk, da en større andel ammonium gjøres om til ammoniakk som er giftig for fisk. pH var tilbake til normalt nivå ved målingen gjort 15:30. Finstadbekken har hatt høyere konsentrasjoner av ammonium og ammoniakk enn de andre bekkene i prosjektet. Hvilken form det forekommer på er i stor grad regulert av pH og temperatur. De høyeste konsentrasjonene ble målt 16.04.(470 µg/l), 27.05 (350 µg/l), 26.06 (440 µg/l), og 25.08.21 (330 µg/l). Høyeste pH i vannprøvene var da 8, og andelen ammoniakk i vannprøvene antas å være lav. 23. november da det ble målt høy pH var det nokså lave temperaturer, noe som gir lavere andel ammoniakk enn det ville gjort sommerstid ved samme pH-forhold. Dersom vi antar at konsentrasjonen av TAN på dette tidspunktet var så høy som 470 µg/l, vil den maksimale andelen av ammoniakk kunne være 200 µg/l. I vannprøvene tatt 13.11 og 30.11 ble det målt lave konsentrasjoner av TAN på 27 og 53 µg/l. Som følge av kort varighet antas hendelsen ikke å ha gitt noen varige eller målbare endringer for bunndyr- og organismsamfunnet i Finstadbekken. Slike hendelser vil kunne sammenlignes med effekter av rutinemessig jordbrukskalking.

Det ble målt noe høyere pH i Roåsbekken nedstrøms (ID92) sammenlignet med oppstrømsstasjonen i perioden april-juli. Denne forskjellen skyldes trolig forskjell i lysforhold mellom de to stasjonene og høyere fotosynteseaktivitet ved nedstrømsstasjonen. Sagdalsbekken, som i 2019 var preget av utlekking av vann med høy pH, har stort sett hatt normal pH på 7,5-8. I perioden september-desember ble det gjort enkeltmålinger av pH 11. Høyeste pH målt i vannprøvene var 8. Høyeste ledningsevne ble målt i Finstadbekken (ID98) i november og desember.

Vannprøvene viste også generelt lite forskjell mellom oppstrøms og nedstrømsstasjonene i Roåsbekken. Det var høyere konsentrasjon av nitrogen ved ID92, tilsvarende dårlig tilstand. Alle

bekkene viste *dårlig* tilstand for totalnitrogen. Alle bekkene har store deler av nedbørfeltet i jordbruksområder. Alle bekkene unntatt Sagdalsbekken hadde konsentrasjoner av fosfor tilsvarende *moderat* tilstand. Finstadbekken hadde snittkonsentrasjoner av arsen og sink i tilstandsklasse III og IV og tidvis høye konsentrasjoner krom (V), kobber (V), nikkel (III) og bly (III).

5.3 Oslo

I Alna har snittkonsentrasjonen av arsen i både topp og bunnvannet vært i tilstandsklasse III og sink i klasse IV i toppvannet. Det ble gjort enkeltmålinger av kobber (IV), bly (III) og sink (V) over grenseverdiene for god tilstand. De høyeste konsentrasjonene av sink på 363 µg/l ble målt 5. august.

Litteraturreferanse

- Bergmann M, Sobral O, Pratas J og Graça, M.A.S. 2018. Uranium toxicity to aquatic invertebrates: A laboratory assay. *Environmental Pollution*. 2018 Aug;239:359-366. doi: 10.1016/j.envpol.2018.04.007. Epub 2018 Apr 16. PMID: 29674214.
- 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.
- Brittain, J.E., 1988. Bruk av bunndyr i vassdragsovervåking med vekt på organisk forurensning i rennende vann. LFI-Rapport 118, Universitetet i Oslo: 70 s.
- Direktoratgruppen Vanndirektivet 2018. Veileder 02:2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann.
- Greipsland, I., Roseth, R., Johansen, Ø., Nytrø, T., Pedersen, R., Haaland, S. L., & Reinemo, J. 2018. Utbygging av Follobanen. Overvåking av vannkvalitet. Årsrapport for 2017. NIBIO Rapport 4 (32).
- Greipsland, I., Haaland, S. og Roseth, R. 2017. Notat vedrørende utslipp av rensert prosessvann til Myrerbekken.
- Leikanger, E., Roseth, R., Rise, Ø., Nytrø, T.E., Gjemlestad, L., Haaland, S. og Bergheim, H. Utbygging av Follobanen – Forundersøkelser av vannkvalitet i bekker og tjern fra oktober 2013 til april 2014. *Bioforsk Rapport* vol. 9 nr. 78, 2014: 37 s.
- Leikanger, E., Roseth, R., Johansen, Ø., Skaalsveen, K., Nytrø, T.E. og Rise, Ø. 2015. Utbygging av Follobanen – Overvåking av vannkvalitet. Årsrapport for 2014. *Bioforsk rapport* 10 (32) 2015.
- Leikanger, E., Roseth, R., Johansen, Ø., Nytrø, T.E., Tveiti, G., Skaalsveen, K. og Kjøseth, T.H. 2016. Utbygging av Follobanen – Overvåking av vannkvalitet. Årsrapport for 2015. NIBIO rapport 2 (22) 2016.
- Leikanger, E., Roseth, R., Johansen, Ø., Nytrø, T.E., Skaalsveen, K. og Pederse, R., Kjøseth, T.H. 2017. Utbygging av Follobanen – Overvåking av vannkvalitet. Årsrapport for 2016. NIBIO rapport 3 (36) 2017.
- Lenat, D.R. og Penrose, D.L. 1996. History of the EPT taxa richness metric. *Bulletin North American Benthological Society* 13: 205-307.
- Miljødirektoratet. 2016. Veileder M-608. Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota. Revidert 2020. 13 s.
- NS-ISO 10870. 2012. Vannundersøkelse - Veiledning i valg av prøvetakingsmetoder og utstyr til bentiske makroinvertebrater i ferskvann.
- NS-EN 14011. 2003. Vannundersøkelse. Innsamling av fisk ved bruk av elektrisk fiskeapparat.
- Sheppard, S. C., Sheppard, M. I., Gallerand, M. O., og Sanipelli, B. (2005). Derivation of ecotoxicity thresholds for uranium. *Journal of Environmental Radioactivity*, 79(1), 55-83.
- Zippin, C. 1956. An evaluation of the removal method of estimating animal populations. - *Biometrics* 12 (2): 163-189.

Vedlegg

Vedlegg I – Rådata bunndyr

Follobanen 16. April 2020	Gjersrud- bekken	Dals- bekken	Sagdals- bekken	Myrer- bekken	Myrer- Maurtu
TURBELLARIA (Flatmark)	-	-	1	-	4
NEMATODA (Rundormer)	20	8	2	-	8
OLIGOCHAETA (Fåbørstemark)	312	104	129	88	1108
Eiseniella tetraedra (Vannmeitemark)	7	-	-	-	7
Enchytraeidae ubestemte	32	8	4	-	-
Lumbricidae ubestemte (Meitemark)	5	4	4	4	-
Lumbriculus variegatus	-	-	1	-	1
Stylocryptus heringianus	4	8	88	-	20
Tubificidae ubestemte	-	-	8	-	76
Ubestemte	32	-	-	8	-
Ubestemte, små (Naididae, Enchytraeidae)	228	80	8	72	1000
Ubestemte, kokonger	4	4	16	4	4
BIVALVIA (Muslinger)	6	-	-	20	892
Pisidium sp. (Ertemuslinger)	6	-	-	20	892
GASTROPODA (Snegl)	-	-	-	4	8
Lymnea truncatula (Leveriktesnegl)	-	-	-	4	8
CRUSTACEA (Krepsdyr)	0	4	8	20	0
Asellus aquaticus (Asell)	-	4	8	-	-
Copepoda, Harpacticoida (Hoppekreps)	-	-	-	20	-
HYDRACARINA (Vannmidd)	8	12	56	8	-
COLLEMBOLA (Spretthaler)	-	-	-	4	-
EPHEMEROPTERA (Døgnfluer)	669	120	354	673	552
Baëtis rhodani	520	80	260	664	468
Baëtis sp. (små)	148	12	28	-	-
Centroptilum luteolum	-	4	4	8	84
Heptagenia sulphurea	-	4	-	-	-
Leptophlebia marginata	-	20	10	1	-
Leptophlebia sp. (små)	-	-	20	-	-
Nigrobaëtis niger	1	-	32	-	-
PLECOPTERA (Steinfluer)	251	192	44	620	508
Amphinemura sulcicollis	32	-	-	-	-
Amphinemura sp. (små)	16	120	-	128	116
Brachyptera risi	11	64	28	-	-
Isoperla grammatica	-	4	-	-	-

Leuctra sp. (små)	192	4	16	44	80
Nemoura cinerea	-	-	-	104	280
Nemoura sp. (små)	-	-	-	96	8
Nemurella pictetii	-	-	-	156	16
Protonemura meyeri	-	-	-	92	8
TRICHOPTERA (Vårfluer)	68	92	22	104	84
Agapetus ochripes	-	16	16	-	-
Halesus sp.	-	-	1	-	-
Hydropsyche siltalai	4	40	-	-	-
Limnephilidae, ubestemte (små)	-	-	1	32	60
Plectrocnemia conspersa	-	-	-	36	1
Polycentropodidae ubestemte (små)	4	8	-	24	-
Potamophylax nigricornis	-	-	-	-	1
Potamophylax cingulatus	-	4	-	-	1
Rhyacophila fasciata	-	4	-	8	16
Rhyacophila nubila	32	8	-	-	-
Rhyacophila sp. (små)	12	4	-	-	4
Sericostoma personatum	16	-	-	4	1
Silo pallipes	-	8	4	-	-
COLEOPTERA (Biller)	40	216	5	8	12
Dytiscidae ubestemte (larver) (Vannkalv)	-	-	-	4	-
Elmis aenea (larver)	-	4	-	-	-
Elmis aenea (voksne)	-	4	-	-	-
Elodes sp. (larver)	-	-	1	-	-
Hydraena gracilis(voksne)	32	12	-	-	12
Limnius volckmari (larver)	8	192	4	4	-
Limnius volckmari (voksne)	-	4	-	-	-
DIPTERA (Tovinger)	1124	200	406	1360	1236
CERATOPOGONIDAE (Sviknott)	28	32	16	72	164
CHIRONOMIDAE (Fjærmygg)	892	92	276	1016	908
SIMULIIDAE (Knott)	28	24	52	72	96
LIMONIIDAE (Småstankelbein)					
Eloeophila sp.	-	-	1	16	1
Neolimnomyia sp.	-	-	-	-	1
Ubestemte	-	-	-	4	-
PEDICIIDAE (Småstankelbein)					
Dicranota sp.	56	28	48	96	52
PSYCHODIDAE (Sommerfuglmygg)					
Berdeniella sp.	-	4	1	8	-
Pericoma sp.	-	-	-	-	-
Pericoma sp./Ubestemte	4	4	-	76	2
EMPIDIDAE (Dansefluer)	116	16	12	-	8
TIPULIDAE (Stankelbein)					

Tipula sp.	-	-	-	-	4
Ubestemte Diptera					
OSTEICHTHYES (Beinfisk)	5	-	-	-	-
Salmo trutta (Ørret, plommeseekyngel)	5	-	-	-	-
Ephemeroptera	2	4	4	3	2
Plecoptera	4	4	2	5	5
Trichoptera	4	7	4	4	6
EPT	10	15	10	12	13
ASPT	5,79	6,56	5,92	5,73	5,40

10. desember 2020	Gjersrud- bekken	Dals- bekken	Sagdals- bekken	Myrer- bekken	Myrer- Maurtu
TURBELLARIA (Flatmark)	32	1	-	-	4
NEMATODA (Rundormer)	80	4	-	4	4
OLIGOCHAETA (Fåbørstemark)	245	4168	264	2296	3169
<i>Eiseniella tetraedra</i> (Vannmeitemark)	9	4	4	8	4
Lumbricidae ubestemte (Meitemark)	2	-	-	-	1
Enchytraeidae ubestemte	16	-	-	20	4
<i>Lumbriculus variegatus</i>	24	-	12	8	4
<i>Stylodrilus heringianus</i>	3	-	60	-	-
Tubificidae ubestemte	-	-	-	8	232
Ubestemte	-	4100	160	280	480
Ubestemte, små (Naididae, Enchytraeidae)	144	60	20	1940	2420
Ubestemte, kokonger	56	8	12	40	28
HIRUDINEA (Iglar)	1	0	0	0	0
<i>Helobdella stagnalis</i> (To-øyet flatigle)	1	-	-	-	-
MOLLUSCA (Bløtdyr)	154	185	20	28	432
BIVALVIA (Muslinger)					
<i>Pisidium</i> sp. (Ertemuslinger)	136	184	8	28	432
<i>Sphaerium</i> sp. (Kulemuslinger)	-	1	-	-	-
GASTROPODA (Snegl)					
<i>Gyraulus acronicus</i> (Vanlig skivesnegl)	8	-	12	-	-
<i>Lymnaea truncatula</i> (Leveriktesnegl)	1	-	-	-	-
<i>Physa fontinalis</i> (Rund blæresnegl)	1	-	-	-	-
<i>Radix baltica</i> (Vanlig damsnegl)	8	-	-	-	-
CRUSTACEA (Krepsdyr)	24	32	68	28	4
<i>Asellus aquaticus</i> (Asell)	-	16	24	-	-

Copepoda, Calanoida (Hoppekreps)	-	-	24	-	-
Copepoda, Cyclopoida (Hoppekreps)	8	-	16	20	-
Copepoda, Harpacticoida (Hoppekreps)	-	-	-	8	-
Daphnidae (Vannlopper)	8	4	-	-	-
Ostracoda (Muslingkreps)	8	12	4	-	4
HYDRACARINA (Vannmidd)	-	-	16	12	4
COLLEMBOLA (Spretthaler)	8	-	-	12	8
MEGALOPTERA (Mudderfluer)					
<i>Sialis fuliginosa</i>	-	2	-	-	-
COLEOPTERA (Biller)	91	8	12	4	0
<i>Hydraena</i> sp. (voksne)	88	4	4	4	-
<i>Limnius volckmari</i> (larver)	3	4	8	-	-
DIPTERA (Tovinger)	4141	2467	537	2479	2245
CERATOPOGONIDAE (Sviknott)	16	120	72	252	140
CHIRONOMIDAE (Fjærmygg)	4000	1350	112	1040	1540
LIMONIIDAE (Småstankelbein)					
<i>Eloeophila</i> sp.	8	24	4	16	28
<i>Pseudolimnophila</i> sp.	-	1	-	-	4
<i>Scleroprocta</i> sp.	-	-	-	4	4
Ubstemte	-	-	-	8	1
PEDICIIDAE (Småstankelbein)					
<i>Dicranota</i> sp.	32	52	36	124	48
PSYCHODIDAE (Sommerfuglmygg)					
<i>Berdeniella</i> sp.	-	-	-	4	4
Ubestemte	32	-	4	48	12
EMPIDIDAE (Dansefluer)	4	-	4	20	20
SIMULIIDAE (Knott)	48	920	304	960	440
TABANIDAE (Klegg)	-	-	1	-	-
TIPULIDAE (Stankelbein)					
<i>Tipula</i> sp.	1	-	-	3	4
OSTEICHTHYES (Beinfisk)					
<i>Salmo trutta</i> (Ørret) Egg.	2	-	-	-	-
EPHEMEROPTERA (Døgnfluer)	1868	1184	332	560	1324
<i>Alainites muticus</i>	80	-	8	-	-
<i>Baëtis rhodani</i>	1500	1000	260	560	1200
<i>Caenis horaria</i>	8	-	-	-	-
<i>Centroptilum luteolum</i>	16	-	4	-	116
<i>Heptagenia sulphurea</i>	-	16	-	-	-
<i>Leptophlebia marginata</i>	8	-	4	-	4
<i>Leptophlebia</i> sp. (små)	144	4	8	-	-
<i>Nigrobaëtis niger</i>	112	164	48	-	4
PLECOPTERA (Steinfluer)	450	6	76	816	316
<i>Amphinemura sulcicollis</i>	232	-	-	4	-

Amphinemura sp. (små)	-	-	-	4	-
Brachyptera risi	2	-	8	24	24
Capnopsis schilleri	-	-	8	-	-
Isoperla grammatica	-	1	-	-	-
Leuctra hippopus	8	1	4	-	-
Leuctra sp. (små)	168	4	48	8	-
Nemoura cinerea	32	-	4	480	172
Nemouridae sp. (små)	8	-	4	240	120
Nemurella pictetii	-	-	-	28	-
Ubestemte (meget små)	-	-	-	28	-
TRICHOPTERA (Vårfluer)	115	30	52	261	190
Agapetus ochripes	-	-	16	-	-
Glyphotaelius pellucidus	-	1	-	-	-
Hydropsyche angustipennis	-	1	-	-	-
Hydropsyche saxonica	-	-	3	-	-
Hydropsyche siltalai	48	2	1	-	-
Limnephilus fuscicornis	-	2	-	-	-
Limnephilus stigma	-	4	-	-	-
Limnephilidae, ubestemte (små)	16	4	-	96	156
Plectrocnemia conspersa	-	-	-	88	12
Polycentropus flavomaculatus	16	16	12	-	-
Polycentropodidae ubestemte (små)	-	-	4	36	4
Potamophylax nigricornis	-	-	-	-	2
Potamophylax sp.	-	-	-	4	-
Rhyacophila fasciata	-	-	8	1	8
Rhyacophila nubila	8	-	-	-	-
Rhyacophila sp. (små)	10	-	-	32	8
Sericostoma personatum	16	-	4	4	-
Silo pallipes	-	-	4	-	-
Tinodes sp.	1	-	-	-	-

Vedlegg II - Rådata fisk Gjersrudbekken

C1	C2	C3	Gruppe	Lengde (m)	Bredde (m)	Areal (m ²)	Antall	C1	C2	C3	Formel	Fisk/ 100m ²
220	181	99										
225	232	72										
150	200	58	Totalt	50	2,5	125	113	58	43	12	135	108
151	70	56	0+ (<90)	50	2,5	125	84	36	37	11	117	94
156	84	82	>1 (>90)	50	2,5	125	29	22	6	1	29	24
145	134	68										
163	75	65										
140	130	85										
143	143	78										
132	89	75										
145	64	74										
85	72	52										
74	60											
72	80											
70	76											
60	52											
140	85											
148	82											
132	75											
132	64											
137	53											
91	73											
90	58											
136	62											
137	70											
78	58											
79	69											
79	68											
85	82											
87	85											
70	84											
72	72											
85	72											
90	81											
70	73											
67	70											
85	55											
85	55											
70	54											
78	72											
64	72											
71	48											
52	55											
78												
79												
65												
83												
71												
62												
70												
91												
53												
78												
65												
59												
63												
54												
50												

Vedlegg III – Notat Gjersrudtjern



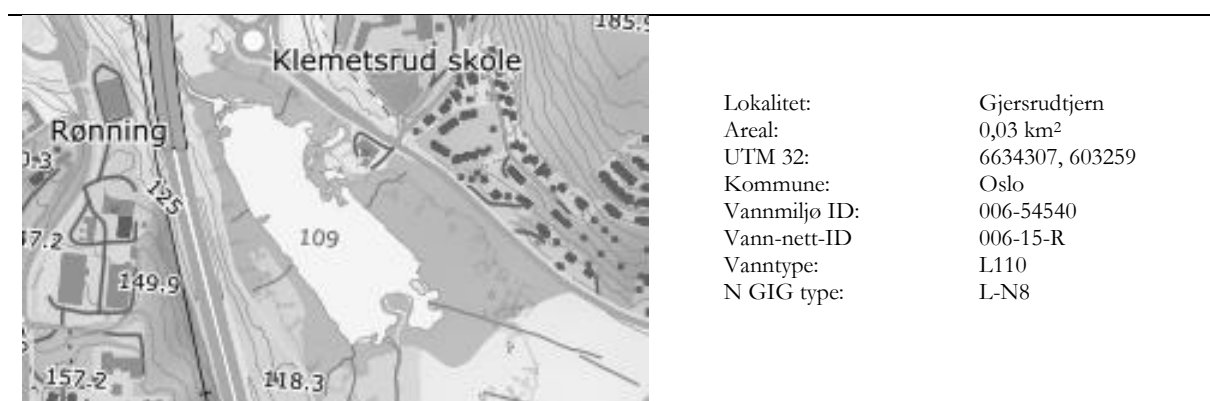
Biologiske analyser i Gjersrudtjern 2020

FAUN NOTAT 008-2021 | Fiske- og vassdragsforvaltning |
Elisabeth Skautvedt og Kristine Våge, (begge fra Faun) og Johanna Skrutvold
(NIBIO)

1 Bakgrunn

Gjersrudtjern er en liten og grunn innsjø som ligger på Klemetsrud sør i Oslo (figur 1). Arealet er på 0,03 km², og maksimaldyppet på noe over 3 meter. Innsjøen ligger like ved E6 og Grønmo gjenbruksstasjon. I portalen Vann-nett er det vurdert «stor grad» av påvirkning fra punktutslipp fra søppelfylling, og fra avrenning og utslipp fra transport.

Innsjøen blir påvirket av arbeidet med Follobanen, noe som er årsaken til at det i 2018, i tillegg til kjemiske analyser, også var et ønske om biologiske analyser i innsjøen. I denne undersøkelsen har vi videreført undersøkelsesprogrammet fra 2018 med kvalitetselementet «planteplankton» og artssammensetningen av dyreplankton (gjærne også kalt småkreps) i innsjøen, i tillegg til vannkjemiske støtteparametere. Ut fra disse parameterne kan vi klassifisere den økologiske tilstanden i innsjøen ut fra eutrofiering som påvirkning. Årets resultater vil også bli sammenlignet med tidligere data fra Gjersrudtjernet. Dette for å få et inntrykk av om forholdene i 2020 var avvikende fra de som tidligere har blitt funnet i innsjøen.



Figur 1. Kartutsnitt viser lokalisering av Gjersrudtjernet (til venstre), Til høyre vises koordinater, vanntype og vannmiljø ID.

2 Metoder

2.1 Feltarbeid og analyser

Planteplankton og vannprøver

Prøvetaking på stasjonen i Glennetjern ble gjennomført: seks ganger på datoene: 28. mai, 25. juni, 22. juli, 28. august, 23. september og 26. oktober. Planteplankton og vannprøver ble tatt som en integrert blandprøve jf. metodikk beskrevet i klassifiseringsveileder 02:2018. er, Prøvene er tatt av Johanna Skrutvold (NIBIO). Alle vannkjemiske analyser er gjennomført av analyselaboratoriet Eurofins.

Prøver for planteplankton ble samlet på 60 – 100 ml plastflasker og konserverte med 0,5 -1 ml (ca. 1 %) Lugols løsning. Et volum på 3 – 10 ml ble sedimentert ved bruk av Utermöhls metode (se f.eks. Tikkanen & Willén 1992). Planktonalgene ble bestemt til art, slekt eller gruppe. Enkelte taksa ble inndelt i ulike størrelseskategorier. Planteplankton er analysert av Trond Stabell (Norconsult).

Småkreps

Det ble tatt prøver av småkreps fra en pelagisk stasjon, i tillegg til en litoral stasjon på samme datoer som planteplankton og vannkjemi. Prøvene er tatt av Johanna Skrutvold (NIBIO). De pelagiske prøvene ble tatt som vertikale håvtrekk fra så nær bunnen som praktisk mulig uten å berøre sedimentene til vannoverflaten. Prøvene fra litoralsonen ble tatt som horisontale trekk, jf. metodikk gitt i klassifiseringsveilederen 02:2018. Prøvene ble konserverte med Lugols løsning og analysert av Elisabeth Skautvedt (Faun).

2.2 Klassifisering

I den gjeldende versjonen av klassifiseringsveilederen finnes grenseverdier for inndeling i ulike kvalitetsklasser for de ulike kvalitetselementene¹.

En viktig forskjell mellom denne veilederen, hvor første versjon ble utgitt i 2013, og tidligere norske klassifiseringssystemer, er at det her ved klasseinndelingen blir tatt hensyn til naturlige karaktertrekk. 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. Til slutt normaliseres EQR – verdiene (nEQR) for de ulike parametere på en slik måte at klassegrensene for nEQR alltid blir 0,8, 0,6, 0,4 og 0,2. For mer utdypende forklaring om EQR-verdier og normalisering av disse, henvises det til nevnte veileder¹.

Gjersrudtjern ligger 109 moh. Basert på data hentet fra portalen Vannmiljø², var gjennomsnittet av 20 målinger i perioden 2009 – 2016 av kalsiuminnholdet i vannet på 31 mg/l. Tilsvarende ga gjennomsnittet av vannets fargetall (33 målinger i perioden 2001 – 2016) en verdi på 60 mg Pt/l, som forteller at innsjøen er «humøs». Kombinasjonen «lavland, kalkrik, humøs» gir norsk vanntype L110 etter klassifiseringsveilederen. Klassegrensene for vurdering av økologisk tilstand skal dermed følge den såkalte NGIG-type L-N8¹. I tabell 1 presenteres klassegrensene for denne innsjøtypen gitt for alle komponentene som er relevante i kvalitetselementene «planteplankton», «total fosfor» og «total nitrogen».

Tabell 1. Klassegrenser for kvalitetselementet «planteplankton», og støtteparameterne total fosfor og total nitrogen for innsjøtype L-N8 som er relevant for denne undersøkelsen.

Parameter	Referanseverdi	Maksverdi	I (Svært God)	II (God)	III (Moderat)	IV (Dårlig)	V (Svært dårlig)
Total biomasse (mg/l)	0,34	7,00	< 0,77	0,77 – 1,24	1,24 – 2,66	2,66 – 6,03	> 6,03
PTI	2,22	4,00	< 2,39	2,39 – 2,56	2,56 – 2,73	2,73 – 3,07	> 3,07
Cyano _{max} (µg/l)	0,00	10,00	< 0,16	0,16 – 1,00	1,00 – 2,00	2,00 – 5,00	> 5
Klorofyll <i>a</i> (µg/l)	3,5		< 7	7 – 10,5	10,5 – 20	20 – 40	> 40
Total fosfor (µg/l)	7		< 13	13 – 20	20 – 39	39 – 65	> 65
Total nitrogen (µg/l)	325		< 550	550 – 775	775 – 1325	1325 – 2025	> 2025

Utregning av nEQR-verdi for kvalitetselementet «planteplankton» som helhet gjøres på følgende måte:

- 1) Ta gjennomsnittet av nEQR for klorofyll *a* og for nEQR for totalbiomasse av planteplankton. Gjennomsnittet benyttes fordi disse to analysene begge er et mål på mengden av planteplankton.
- 2) Artssammensetningen, uttrykt som PTI-verdi, skal tas med i betraktning. Ta derfor gjennomsnittet av nEQR verdi i 1). og nEQR-verdi for PTI.
- 3) Hvis nEQR for cyano_{max} er større enn nEQR-verdi fra 2), blir verdien fra 2) den endelige nEQR-verdien for kvalitetselementet.

¹ Direktoratgruppen, vanddirektivet (2018). Veileder 02:2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver.

² <https://vanmiljo.miljodirektoratet.no/>

Hvis nEQR for $\text{cyano}_{\text{max}}$ er mindre enn nEQR-verdi fra 2): Ta gjennomsnittet av nEQR-verdiene i 1) og 2) og nEQR-verdi for $\text{cyano}_{\text{max}}$.

Det regnes også ut normalisert EQR-verdi (nEQR) for alle støtteparameterne (total fosfor og total nitrogen), som anvist i klassifiseringsveilederen. Hvis en vannforekomst som er vurdert til å være i «svært god» eller «god» tilstand ut fra biologiske kvalitetselement, vil den kunne nedgraderes til «moderat» tilstand dersom fysisk-kjemiske parametere indikerer at tilstanden er dårligere enn «god».

3 Resultater

3.1 Planteplankton og vannkjemiske støtteparametere

I vårperioden da det enda er lite lys, lav vanntemperatur og relativt høy konsentrasjon av bl.a. fosfor, er det vanligvis arter innenfor gruppen av kiselalger som vokser raskest. Disse vil da dominere samfunnet av planteplankton, og svært ofte danne det vi kaller en *våroppblomstring*. Dette var også tilfelle for Gjersrudtjernet der *Asterionella formosa* og arter innenfor slekten *Ulnaria*, som dominerte maiprøvene. Totalbiomassen ble målt til 2,99 mg/l, som er en høy biomasseverdi og tilsvarer tilstandsklasse «dårlig» (figur 2).

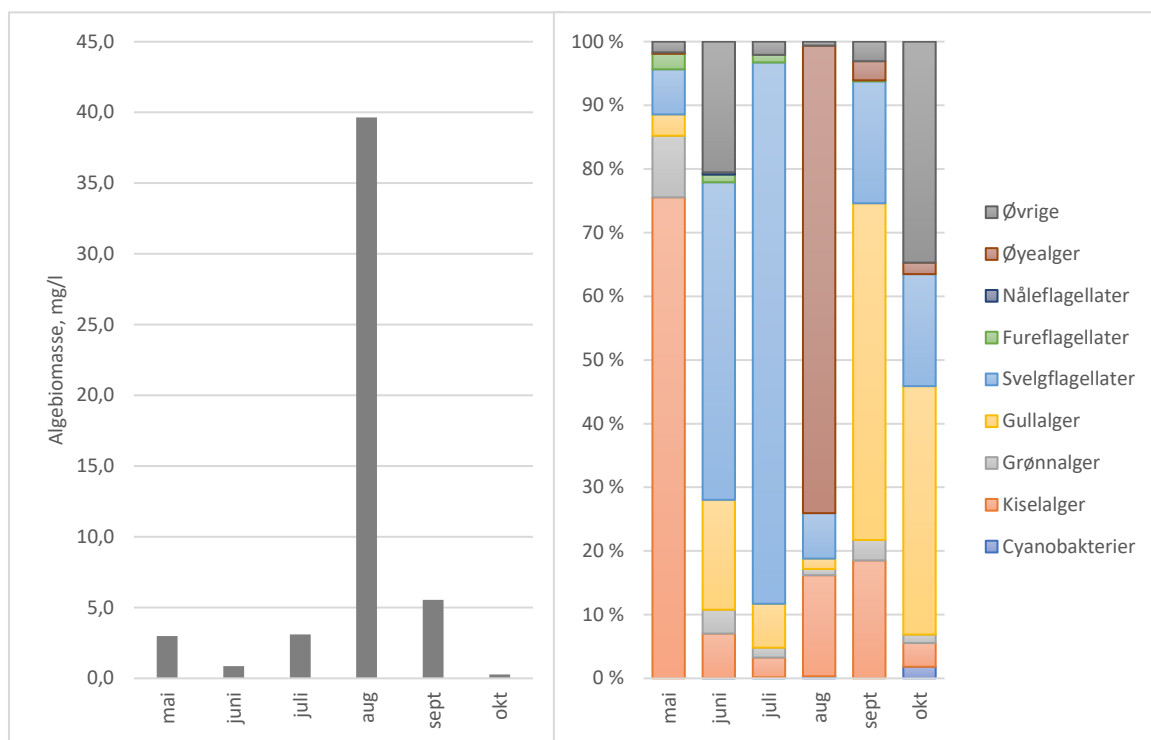
I juni hadde algebiomassen sunket til 0,86 mg/l, før det økte til et maksimum på 39,65 mg/l i august. Prøvene i august var dominert av øyealger innenfor slekten *Englena*. Fra september til oktober var forekomsten av alger kraftig redusert, og gjennomsnittsverdien for algebiomasse ble 8,74 mg/l, noe som fortsatt er meget høyt.

Av potensielt problematiske cyanobakterier ble arter innenfor i slekten *Planktothrix* registrert i både juli og oktober. Biomasse var høyest i prøvene fra oktober, og da ble den målt til 0,005 mg/l. Arten *Chroococcus minutus* og slekten *Aphanizomenon sp.* hadde en topp i august med hhv. 0,006 og 0,07 mg/l. Mengden cyanobakterier i prøvene var generelt lave og indeksen $\text{cyano}_{\text{max}}$ hadde en maksverdi på 0,13 mg/l i august, som tilsvarer tilstandsklasse «svært god». Det ble også gjort målinger av nåleflagellaten *Gonyostomum semen*. Denne arten kan potensielt danne store algeoppblomstringer, men i dette tilfelle ble den kun registrert i prøvene fra juni.

Den gjennomsnittlige biomassen av planteplankton i perioden mai til oktober, viser en så høy verdi at den tilsvarer den laveste nEQR-verdien Vannets konsentrasjon av klorofyll *a* er et annet mål på algemengde. Verdiene samsvarer ikke helt med variasjonen i biomasse, men grunnen til dette er foreløpig usikre. Dette fører til at den gjennomsnittlige klorofyll *a* konsentrasjonen tilsvarer en nEQR-verdi på 0,44, som så vidt er innenfor tilstandsklassen «moderat». Artssammensetningen i Gjersrudtjern var i liten grad dominert av arter som er typisk for næringsrike innsjøer. Artssammensetningen, som er uttrykt ved PTI-indeks, ble derfor vurdert som «god». Dette resulterte i at parameterne knyttet til kvalitetselementet «planteplankton» totalt kom ut med en nEQR-verdi på 0,48 som tilsvarer «moderat» tilstand (tabell 2).

I tillegg til planteplankton ble det gjort målinger av støtteparameterne total fosfor og total nitrogen. Den gjennomsnittlige fosfor-konsentrasjonen i Gjersrudtjern lå på 33,25 µg/l. Denne verdien tilsvarer en «moderat» tilstand. Den gjennomsnittlige verdien av total nitrogen lå på 860 µg/l. Nitrogen er trolig ikke en begrensende faktor for vekst i Glennetjern, og blir derfor ikke inkludert i den endelige tilstandsklassifiseringen av innsjøen.

Dersom de biologiske kvalitetselementene gir moderat eller dårligere tilstand, skal en se bort fra de abiotiske kvalitetselementene. I dette tilfelle bli den samlede tilstand i innsjøen være basert nEQR-verdien for kvalitetselementet «planteplankton», som tilsvarer «moderat» tilstand.



Figur 2. Gjersrudtjern. Biomasse (mg/l) og prosentvis fordeling av arter planteplankton fra mai til oktober 2020

Tabell 2. Gjersrudtjern 2020. Målte verdier ved hver prøverunde, gjennomsnittsverdier og nEQR-verdier for parametere som inngår i kvalitetselementet «planteplankton» og parametere, total fosfor og total nitrogen. Fargekodene er i samsvar med tabell 1. *Gjennomsnittsverdi basert på 6 prøver.

Dato	Total nitrogen (µg/l)	Total fosfor (µg/l)	Klorofyll <i>a</i> (µg/l)	Biomasse (mg/l)	P _{II}	Cyano _{max} (mg/l)	Økologisk tilstand
5/28/2020	890	35.5	18	2.99	2.55		
6/22/2020	950	30.5	8.15	0.86	2.22	0.000	
7/29/2020	1030	51	6.1	3.11	2.33	0.005	
8/28/2020	830	30	17	39.65	3.47	0.132	
9/23/2020	560	30.5	9.6	5.54	2.35	-	
10/26/2020	900	22	4	0.28	2.14	0.005	
Gjennom-snitt	860*	33.25*	10.87*	8.74*	2.51 *		
nEQR	Moderat (0.55)	Moderat (0.44)	0.60	0.00	0.66	0.84	Moderat (0.48)
			0.30				
			0.48				
			0.48				

3.2 Småkreps

Av småkreps (hoppekreps og vannlopper) var det størst forekomst av vannlopper i litoralprøvene, og mest hoppekreps i de pelagiske prøvene (tabell 3). Dette er som forventet da omtrent 70% av de artene generelt betegnes som litorale.

I de pelagiske prøvene var det artene *Mesocyclops leuckarti* og *Cyclops vicinus* som dominerte. *Mesocyclops leuckarti* er en vanlig art i norske innsjøer, og finnes ofte i relativt næringsrike dammer¹. *Cyclops vicinus* er en mindre vanlig art som antakelig er underrapportert da den lett kan forveksles med *Cyclops scutifer*, som er en av de mest utbredte artene vi har av hoppekreps². *Cyclops vicinus* er vanligst rundt Oslo og Akershus, men er også tidligere rapportert i Trondheim og Haugesund.

Både i 2019 og i 2020 ble det kun observert et fåtall individer av *Eudiaptomus gracilis*, til tross for at dette er den vanligste arten i norske innsjøer.

I de litorale prøvene dominerte artene *Chydorus sphaericus*, *Polyphemus pediculus* og *Ceriodaphnia quadrangula*. Alle disse er også svært vanlige arter i norske innsjøer. Vannloppe-arten *Leydigia leydigi* ble første gang funnet i litoralprøven fra september 2019, og da kun en håndfull individer. *Leydigia leydigi* ble observert både i littoralprøven fra mai, og i pelagialprøven fra juli 2020. Denne arten er tidligere kun funnet i noen få lokaliteter øst for Oslo³. Felles for tidligere funnlokaliteter, er at de er av marine sedimenter og kan karakteriseres som mesotrofe/eutrofe innsjøer. Arten *Camptocercus lilljeborgi* ble registrert i litoralprøvene fra juli og august 2020. Dette er også en sjelden art som bare er funnet i ca. 20 lokaliteter⁴, hvorav alle ligger på Østlandet.

I 2020 ble det funnet to arter av dafnier: *Daphnia longispina* og *Daphnia cristata*, og disse utgjorde 28,6% av det totale antallet av vannlopper i de pelagiske prøvene. Til sammenligning utgjorde dafnier kun 2,8 % i 2019, mens de i 2018 utgjorde 15,6%. *Daphnia* er sensitiv for forsurening, men i innsjøer uten forureningsskader er dette blant de vanligste vannloppene vi finner i Norge.

¹ https://www.nina.no/archive/nina/PPPBasePdf/NINA-Infomateriell/2007/krepsdyrfaktaark/walseng_Mesocyclops%20leuckarti.pdf

² https://www.nina.no/archive/nina/PPPBasePdf/NINA-Infomateriell/2007/krepsdyrfaktaark/walseng_Cyclops%20vicinus.pdf

³ <https://www.artsdatabanken.no/Pages/214515/>

⁴ http://www.nina.no/archive/nina/PPPBasePdf/NINA-Infomateriell/2007/krepsdyrfaktaark/walseng_Camptocercus%20lilljeborgi.pdf

⁵ *Daphnia magna* filtration, swimming and mortality under ammonium, nitrite, nitrate and phosphate, Teresa Serra, Marçal Soler, Narcís Pous, Jordi Colomer

Tabell 3. Forekomst av småkrepsarter ved pelagisk og litoral stasjon i Gjersrudtjern 2020.

	28.Mai		29.Juli		28.August		23.September		26.Oktober	
	Litoral	Pelagisk	Litoral	Pelagisk	Litoral	Pelagisk	Littoral	Pelagisk	Littoral	Pelagisk
Cladocera (vannlopper)	29900	375	18200	3375	7625	819	35250	3480	304	35
<i>Acroperus harpae</i>			50		47	6	75			1
<i>Alona affinis</i>	100		50		16		20		28	1
<i>Alona guttata</i>	100		150							1
<i>Alona quadrangularis</i>				25			75			
<i>Alonella nana</i>	100		50		31				6	
<i>Bosmina longispina</i>	100									
<i>Ceriodaphnia pulchella</i>				800	641					
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	100					81	7125	120		17
<i>Chydorus sphaericus</i>	21200	38	50		531	25	375		264	3
<i>Daphnia longispina</i>	200						75	140		3
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>			50	825	16	31		20		
<i>Eurycerus lamellatus</i>			150		31		75			
<i>Graptoleberis testudinaria</i>			100		63		75			
<i>Pleuroxus truncatus</i>	100		400		1016		675		6	
<i>Polyphemus pediculus</i>	7500		8450		4375		22575			
<i>Scapholeberis mucronata</i>	100		300		188					
<i>Sida crystallina</i>	100		100		203	6	75			
<i>Simocephalus vetulus</i>			50		31	6				
<i>Bosmina longirostris</i>		338			47	188	75	3180		7
<i>Leydigia leydigi</i>	100			25						
<i>Acroperus angustatus</i>	100									
<i>Ceriodaphnia megops</i>			8150		47		3375			
<i>Alonella exigua</i>			50							1
<i>Camptocercus lilljeborgi</i>			50		78					
<i>Daphnia cristata</i>				1700	63	469				
<i>Alona costata</i>					203	6	525			1
<i>Pseudochydorus globosus</i>							75			
Cyclopoida (hoppekreps)	4400	7838	950	9625	1797	1713	300	1020	1243	65
<i>Acanthocyclops robustus</i>							75			
Cyclopoide copepoditter*		1313								
<i>Cyclops scutifer</i>										65
<i>Eucyclops macrurus</i>	1800									
<i>Eucyclops serrulatus</i>			50				75			
<i>Macrocylops albidus</i>	1200		50		31		75			
<i>Macrocylops fuscus</i>	200		50							
<i>Mesocyclops leuckarti</i>	600	5100	750	9575	1750	1713				
<i>Cyclops vicinus</i>		1425		50						
<i>Paracyclops fimbriatus</i>	600									
<i>Eucyclops macrnoides</i>			50						62	
<i>Megacyclops gigas</i>					16				1181	

<i>Encyclops denticulatus</i>							75			
<i>Cyclops abyssorum</i>								1020		
Calanoida (hoppekreps)		38		125						168
Eudiaptomus gracilis		38		125						168
Harpacticoida (hoppekreps)									23	1
Canthocamptus staphylinus									23	
Bryocamptus arcticus										1
Antall arter vanlopper		14		20		19		16		11
Antall hoppekreps		8		7		3		5		6
Antall arter småkreps totalt		22		27		23		21		17
Totalt antall individer	34300	8250	19150	13125	9422	2544	35550	4500	1569	269

*Arter som er for små til å artsbestemme

4 Sammenlikning med tidligere resultater

På portalen Vann-nett finnes det data på vannkjemiske parametere helt tilbake til 80-tallet. For å vurdere hvor typiske eller atypiske resultatene vi fikk i 2020 var, sammenliknet vi imidlertid kun med data fra og med år 2000.

Når det gjelder småkreps, foreligger det ingen tidligere data i Vannmiljø, og så vidt vi vet er det ikke tidligere gjort undersøkelser av småkreps i Gjersrudtjern. Dermed kan vi kun sammenligne data fra 2020 med undersøkelsene gjort i 2018 og 2019. Det er en relativt høy artsdiversitet av småkreps i Gjersrudtjern. I 2018, 2019 og 2020 ble det funnet hhv. 36, 42 og 44 arter i tjernet. Det er med andre ord gjort nye artsfunn for hvert overvåkingsår. Småkrepssamfunnet består av relativt små arter, slikt at det i perioder ikke vil klare å holde nede planteplanktonsamfunnet, og dermed oppstå oppblomstringer.

Det er verdt å merke seg at den gjennomsnittlige biomassen av planteplankton var langt høyere i 2020, sammenliknet med data fra 2018 og 2019. Dette resultatet er i strid med målingene som er gjort av total nitrogen og total fosfor, som viser en nedgang i næringsinnholdet sammenliknet med tidligere år. I 2020 ble det for første gang i overvåkingsperioden registrert arten *Gonyostomum semen*. Denne blir ofte omtalt som en «problemart», fordi den er relativt stor og lite beitbar for dyreplanktonet. Hvis alger som *G. semen* først er til stede i innsjøer, kan totalbiomassen bli mye høyere enn normalt. Det ble i tillegg registrert større mengder med cyanobakterier i 2020, sammenliknet med 2019.

På bakgrunn av disse resultatene blir den endelige tilstanden i Gjersrudtjern relativ lik som for 2019, men det er urovekkende at det ble registrert en så høy biomasse av planteplankton.

Tabell 4. Konsentrasjon av klorofyll *a*, total fosfor og total nitrogen i Gjersrudtjern i perioden 2000 – 2016, og i 2018 og 2019. *n* = antall målinger, \bar{x} = gjennomsnitt. SD = standard avvik.

Parameter	2000 - 2016					2018		2019		2020	
	n	\bar{x}	min	maks	SD	n	\bar{x}	n	\bar{x}	n	\bar{x}
Klorofyll <i>a</i> (µg/l)	23	25,5	1,31	132	28,3	8	18,8	9	17,1	6	10,87
Total fosfor (µg/l)	35	34,7	11	101	29	12	36,4	11	52,5	6	33,25
Total nitrogen (µg/l)	35	1691	354	6230	1308	12	1247	11	1521	6	860
Biomasse (mg/l)						6	3,96	6	2,57	6	8,74
P _{II}						6	2,20	6	2,33	6	2,51
Cyanomax (mg/l)						6	0,11	6	0,062	6	0,13

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.