



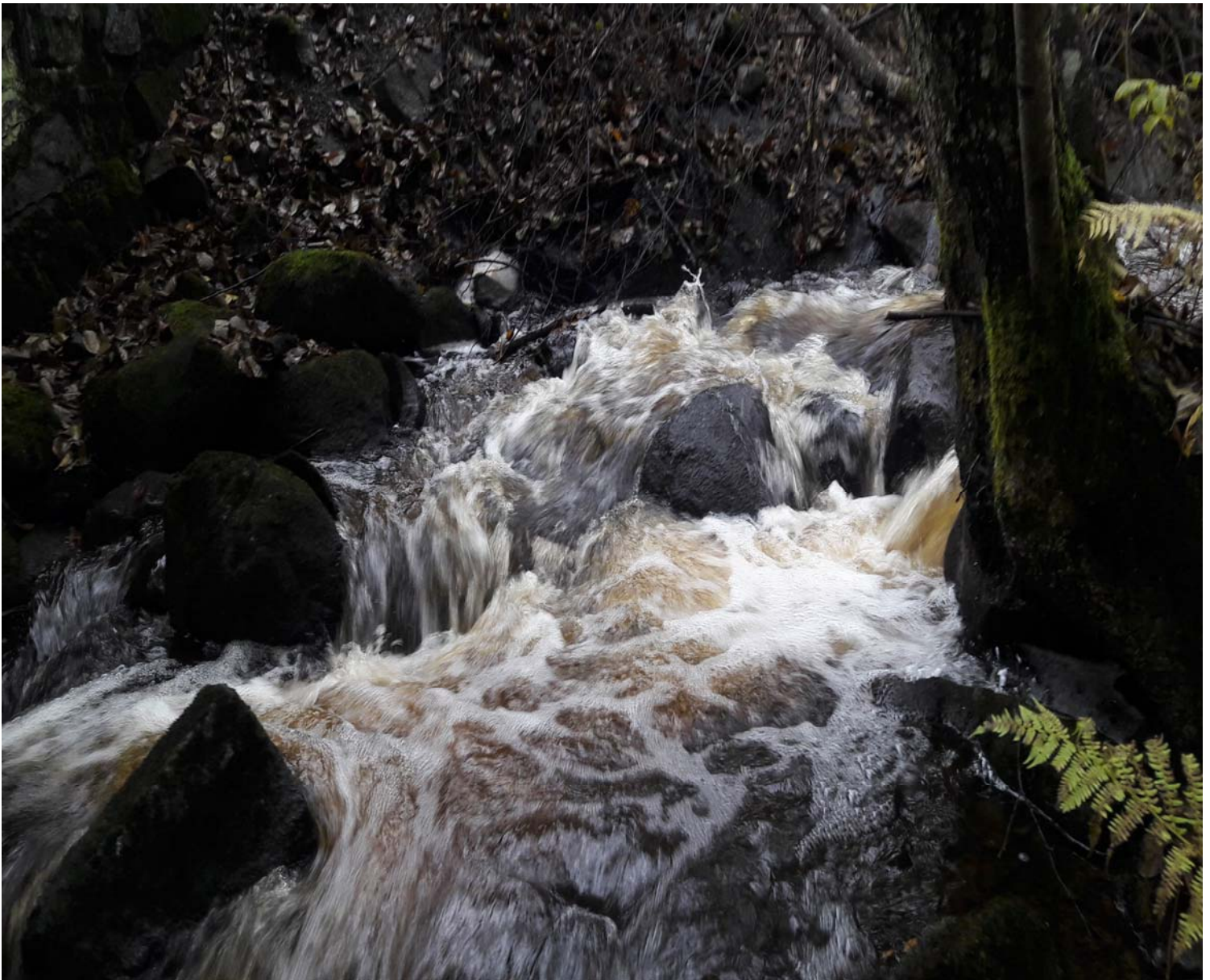
NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Utbygging av Follobanen

Overvåking av vannkvalitet. Årsrapport 2017

NIBIO RAPPORT | VOL. 4 | NR. 32 | 2018



Inga Greipsland, Roger Roseth, Øistein Johansen, Thor-Endre Nytrø, Rikard Pedersen, Ståle Haaland og Jonas Einemo

Divisjon for miljø og naturressurser/Vannressurser og hydrologi

TITTEL/TITLE

Utbygging av Follobanen. Overvåking av vannkvalitet. Årsrapport for 2017.

FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Inga Greipsland, Roger Roseth, Øistein Johansen, Thor-Endre Nytrø, Rikard Pedersen, Ståle Haaland og Jonas Reinemo

| DATO/DATE: | RAPPORT NR./ REPORT NO.: | TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY: | PROSJEKTNR./PROJECT NO.: | SAKSNR./ARCHIVE NO.: |
|-------------------|-----------------------------|--------------------------------|---------------------------------------|----------------------|
| 07.03.2018 | 4/32/2018 | Åpen | 8948 | 17/00320 |
| ISBN: | ISSN: | ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES: | ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES: | |
| 978-82-17-02059-2 | 2464-1162 | 48 | 2 | |

OPPDRAAGSGIVER/EMPLOYER:

BaneNOR, Follobanen

KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

Jørn Harald Grøndal

STIKKORD/KEYWORDS:

Follobanen, miljøovervåking

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 Follobanen.

NIBIO har driftet opp til 9 automatiske målestasjoner utstyrt med multiparametersensorer for overvåking av vannkvalitet. I tillegg har det blitt tatt ut vannprøver ved 12 stasjoner og utført biologiske undersøkelser ved 2 stasjoner. Overvåkingen har pågått i bekker nedstrøms riggområdet på Åsland, i bekker sør for stasjonsområdet på Ski og langs anleggsområdet mellom Ski og Langhus.

Årsrapporten omfatter alle resultater samlet inn på disse stasjonene i 2017.

LAND/COUNTRY:

Norge

FYLKE/COUNTY:

Oslo og Akershus

KOMMUNE/MUNICIPALITY:

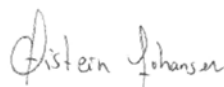
Oslo, Oppegård og Ski

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 Follobanen.

Øistein Johansen er prosjektleder ved NIBIO og ansvarlig for overvåking av både grunnvann og vannmiljø. Automatiske målestasjoner har blitt vedlikeholdt av Jonas Reinemo og Jon Ivar Tangeraas, Inga Greipsland og Rikard Pedersen. Thor-Endre Nytrø har vært ansvarlig for innhenting av data samt nettbasert presentasjon av disse. Ståle Haaland har vært ansvarlig for de biologiske undersøkelsene og rapportering av dette sammen med Jonas Reinemo.

Fortløpende vurdering av data for vannkvalitetsmålinger har blitt utført av Eirik Leikanger, og Inga Greipsland. Rapportering har blitt utført av Inga Greipsland og Roger Roseth.

Ås, 07.03.18

Inga Greipsland

Innhold

| | | |
|-------|---|----|
| 1 | Innledning..... | 5 |
| 2 | Resesipienter og overvåkingstasjoner..... | 7 |
| 2.1 | Åsland..... | 7 |
| 2.2 | Ski stasjon - Langhus..... | 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 | Meteorologiske data..... | 15 |
| 4 | Resultater..... | 16 |
| 4.1 | Nedbør Ås og Blindern..... | 16 |
| 4.2 | Kontinuerlige målinger..... | 16 |
| 4.2.1 | Myrerbekken ID 61..... | 16 |
| 4.2.2 | Maurtubekken ID 62..... | 19 |
| 4.2.3 | Stensrudbekken kulvert ID67..... | 22 |
| 4.2.4 | Myrertjern ID74..... | 23 |
| 4.2.5 | Roåsbekken oppstrøms ID91..... | 25 |
| 4.2.6 | Roåsbekken nedstrøms ID92..... | 26 |
| 4.2.7 | Blåveisbekken ID97..... | 28 |
| 4.2.8 | Dalsbekken ID94..... | 29 |
| 4.2.9 | Finstadbekken ID98..... | 31 |
| 4.3 | Vannprøver..... | 32 |
| 4.4 | Biologiske undersøkelser..... | 38 |
| 4.5 | Fiskeundersøkelse..... | 42 |
| 5 | Oppsummering..... | 44 |
| 5.1 | Åsland..... | 44 |
| 5.2 | Ski stasjon-Langhus..... | 45 |
| 5.3 | Oslo..... | 46 |
| | Litteraturreferanse..... | 47 |
| | Vedlegg 1 – Rådata bunndyr..... | 49 |
| | Vedlegg 2 – Rådata fisk..... | 53 |

1 Innledning

Bane NORs (tidl. Jernbaneverket) utbygging av Follobanen er i dag det største samferdselsprosjektet under utbygging 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. Total sett omfatter prosjektet etablering av ca. 65 km med nye jernbanespor. I tillegg skal det bygges ny stasjon ved 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.

I henhold til utslippstillatelsen gitt av Fylkesmannen i Oslo og Akershus (FMOA, 2014), skal anleggsvann renses før utslipp til resipient. Fylkesmannen har gitt steds spesifikke renskrav for utslipp fra rensenanleggene. For anleggsområdet på Åsland skal vannet fra tunneldrift føres til kommunalt spillvannnett. Follobanen vil ha utslipp av rensed anleggsvann eller avrenning i områder som vist i tabell 1.

Tabell 1. Anleggslokaliteter, type utslipp samt nedstrøms resipient

| Område | Avrenning fra | Primær-resipient | 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 Årungselva | Bunnefjorden |

Overvåkningsdata presentert i denne rapporten gir oppfølging og kontroll av resipienter påvirket av delprosjekt 1, 2 og 3 på vegne av byggherre (Bane NOR). NIBIO (tidl. Bioforsk) har tidligere skrevet 4 rapporter som oppsummerer resultater fra overvåking i potensielt berørte resipienter for Follobanen (Leikanger m.fl. 2014, 2015, 2016 og 2017).

NIBIO har driftet opp til 9 automatiske målestasjoner utstyrt med multiparametersensorer for overvåking av vannkvalitet. I tillegg har det blitt tatt ut vannprøver ved 8-12 stasjoner og utført biologiske undersøkelser ved 2 stasjoner. Overvåkingen har pågått i bekker nedstrøms riggområdet på Åsland, i bekker sør for stasjonsområdet på Ski og langs anleggsområdet mellom Ski og Langhus. I tillegg ble det startet overvåking i utløpet av Alnaelva i oktober 2017.

Som en del av miljøovervåkingen i forbindelse med utbygging av Follobanen, utfører NIBIO årlige biologiske undersøkelser i Dalsbekken og Gjersrudbekken. NIBIO har tatt ut bunndyrprøver fra bekkene, samt utført el-fiske i Gjersrudbekken siden 2012. 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 kvalitetsselementer for klassifisering av økologiske tilstand i vannforekomster (Klima- og miljødepartementet 2006). NIBIO ønsker å dokumentere økologisk tilstand, biologisk mangfold og artsammensetning før og under anleggsfasen. Dette gjøres for å kunne vurdere evt. effekter på bunndyr og fisk i forbindelse med utbygging av Follobanen.

Denne rapporten gir en oversikt over resultater fra undersøkelsene i 2017, sett i sammenheng med tilsvarende resultater fra tidligere år.

2 Resesipienter og overvåkingstasjoner

2.1 Åsland

Avrenning fra anleggs- og deponiområde ved Åsland vil ledes via Myrerbekken og Maurtubekken mot Gjersrudtjern. Myrerbekken har sitt utspring fra Myrertjern, et tjern-/våtmarksområde oppstrøms anleggsområdet på Åsland. Myrertjernet blir også overvåket kontinuerlig. Maurtu- og Myrerbekken går i samløp med Stensrubbekken ned mot Gjersrudtjern og videre til Gjersrubbekken (figur 1 og 2). Renset tunneldrivevann føres til kommunalt spillvannsnett.



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



Figur 2. Overvåkingsstasjon i Myrertjern på sørsiden av Åsland. K= Kontinuerlige målinger.

Gjersrubbekken og biologisk prøvetaking

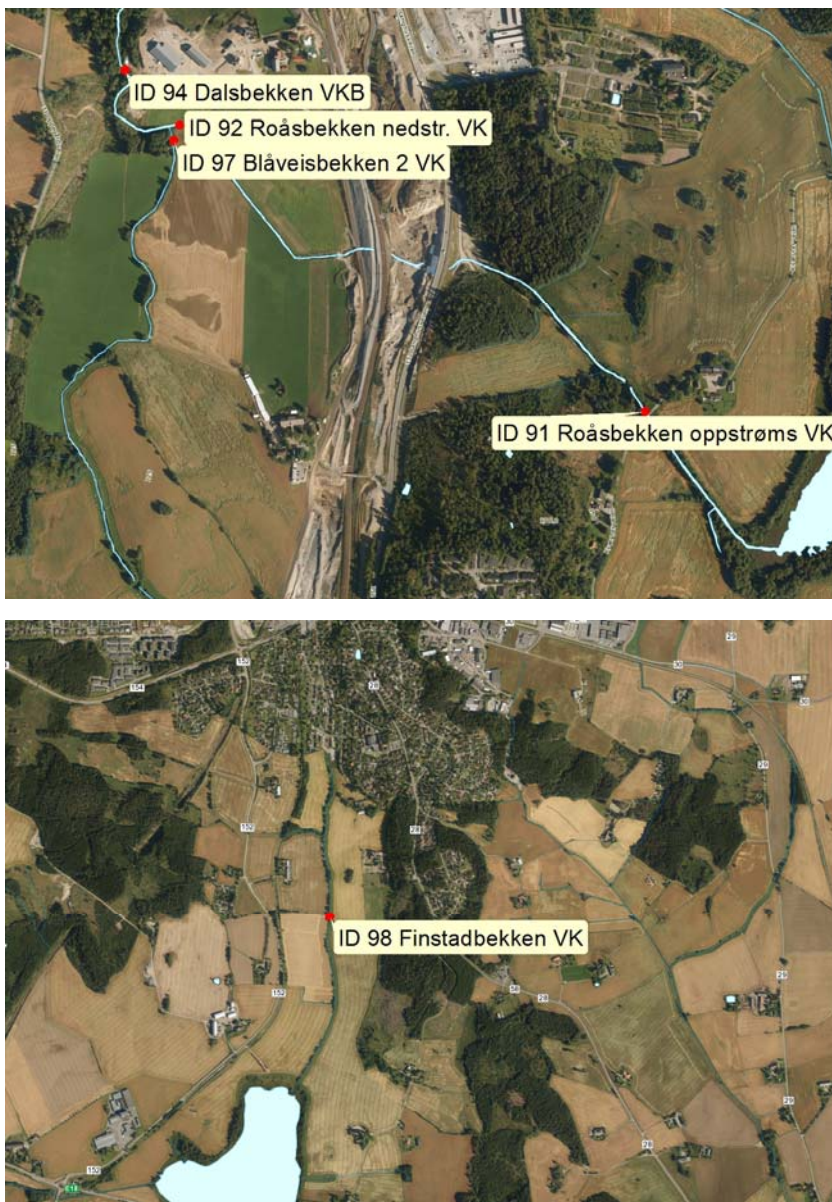
I Gjersrubbekken utføres det undersøkelser av bunndyr og fisk. Stasjonene befinner seg ved Hauketo, oppstrøms avkjøringen til Nebbejordet (Figur 3). Dette er samme område som tilsvarende undersøkelser ble utført i 2012 (NIVA), 2014 og 2015 (Bioforsk/NIBIO). Stasjonenes bunnssubstrat er dominert av stein (< 20 cm), grus og sand, samt noe finere materiale (figur 3). El-fiskestasjonen er lagt til en strekning på om lag 50 meter. En del trær ligger over bekken på strekningen (rotvelt). El-fisket ble utført 27. oktober, nær NIVAs stasjon Gje/LJA4 (Bækken, mfl. 2013). Vannføringen var middels høy under el-fiske i 2017. Bekken var synlig påvirket av både uorganisk suspenderte partikler og løst organisk materiale.



Figur 3. Prøvestasjoner for el-fiske (til venstre; nær NIVAs stasjon Gje/LJA4) og bunndyrprøvetaking (nær målestasjon ID65) i Gjersrubbekken.

2.2 Ski stasjon - Langhus

Gjersjøen i Oppegård kommune er den viktigste resipienten for avrenning fra dagsonen mellom Ski og Langhus. Fra dagsonen kan vann fra anleggsområdene renne diffust ut 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. 4km nedstrøms), som er drikkevannskilde for om lag 40 000 innbyggere i Oppegård og Ås kommuner. Finstadbekken er resipient for avrenning fra anleggsområdene ved Ski stasjon. Ca. 2,5 km sør for Ski stasjon renner Finstadbekken ut i Østensjøvann.



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

Dalsbekken og biologisk prøvetaking

Bunndyrstasjonen i Dalsbekken ligger oppstrøms målestasjon ID94, i nærheten av Roås gård (figur 5). Det blir tatt ut bunndyrprøver både vår og høst. Det har ikke blitt utført fiskeundersøkelser her, da det i 2013 ikke ble registrert fisk ved overfiske (Leikanger mfl 2014). Substratet i Dalsbekken er typisk for små bekker under marin grense, med stor stein, grus, og en god del sand og finere minerogent silt og leire, samt også en del organisk materiale. Det er og har nylig vært mye aktivitet nær bekkeløpet ifbm Follobanen og arbeid på Roås gård, inkl flytting av masser (jord og stein), hogst, deponi av bark, samt endring av bekkeløp (Roåsbekken lagt i kulvert, samt utretting) rett oppstrøms bunndyrstasjonen (jf Skaalsveen mfl 2016).



Figur 5. Prøvestasjon for bunndyrundersøkelser (nær målestasjon ID94) i Dalsbekken.

2.3 Oslo

Avrenning fra dagsone ved innføring til Oslo S og fra tunneldrift ved D&B Sjursøya føres til Alnaelva og deretter til Indre Oslofjord (figur 6). Alnaelva har utspring i Alnsjøen i Lillomarka og renner gjennom Oslo by før elven føres i tunnel til Myggbukta og deretter ut i sjøen. Follobanetunnelen skal krysse under Alnaelvtunnelen. Det tas vannprøver i innblandingssonen mellom ferskvann og saltvann og det er tatt ut vannprøver både i topp og bunn av vannsøylen. Det er også tatt prøver av radionuklider i vannfasen i dette punktet. Disse resultatene er ikke inkludert i denne rapporten.



Figur 6. 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 7). Sondene er utstyr med sensorer for vannhøyde, vanntemperatur, ledningsevne, pH og turbiditet. Mengde suspendert materiale kan beregnes på bakgrunn av målt turbiditet.



Figur 7. 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 overvåkningside 4 ganger i døgnet. I data som presenteres i denne rapporten er feilmålinger tatt ut. Rådata er tilgjengelig på overvåkningsiden: http://biowebo7.bioforsk.no/follobanen_grunnvann/ (krever innlogging).

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 urenheterne. 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 fine partikler eller 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 endringer i vannkvalitet. I det videre vil slike målinger omtales som «Turbidity Results Affected by Clogging of Sensor» eller TRACS. Tabell 2. viser oversikt over hvilke stasjoner og tidspunkt det er utført kontinuerlige målinger i 2017:

Tabell 2. Oversikt over hvilke stasjoner og tidspunkt det er utført kontinuerlige målinger i 2017.

| Nr | Stasjon | Tidspunkt | Logger-intervaller | Kommentarer |
|----|----------------|--------------------------|--------------------|----------------------------|
| 61 | Myrerbekken | Hele 2017 | 30. min | |
| 62 | Maurtubekken | Hele 2017 | 30. min | |
| 67 | Stensrudbekken | 18.august - 14.november | 30. min | |
| 74 | Myrertjern | Hele 2017 | 30. min | |
| 91 | Roåsbekken | Hele 2017 | 30. min | Driftstans 22.05 til 04.07 |
| 92 | Roåsbekken | 4. april – 13. november | 30. min | Driftes ikke i vinter |
| 97 | Blåveisbekken | 04. april – 13. november | 30. min | Driftes ikke i vinter |
| 98 | Finstadbekken | 12. januar -31.desember | 30. min | |

3.2 Vannprøver

I 2017 ble det tatt ut vannprøver ved 12 stasjonene som vist i kapittel 2. Tabell 3 viser oversikt over tidspunkt for uttak av vannprøver.

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. Fra 31.10.2017 ble det inkludert analyse av metaller (As, Pb, Cd, Cu, Hg, Ni, Zn, U, Fe, Mn, Sb, Cr og Cr⁶⁺) og SO₄ i stasjonene ID61, ID67, ID98 og ID21.

Analyseresultatene har blitt sammenlignet med tilstandsklasser for ferskvann iht. veileder O2:2013-revidert 2015 og Veileder M-608. 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 naturtilstand.

Tabell 3. Oversikt over dato og stasjoner for uttak av vannprøver i 2017.

| Dato | 61 | 62 | 65 | 66 | 67 | 68 | 91 | 94 | 97 | 98 | 21-bunn | 21-topp |
|--------|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|---------|---------|
| 3.1. | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | 1 | 1 | 1 | | |
| 17.1. | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | 1 | 1 | 1 | | |
| 31.1. | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | 1 | 1 | 1 | | |
| 14.2. | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | 1 | 1 | 1 | | |
| 28.2. | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | 1 | 1 | 1 | | |
| 16.3. | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | 1 | 1 | 1 | 1 | | |
| 30.3. | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | 1 | 1 | 1 | 1 | | |
| 20.4. | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | |
| 4.5. | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | |
| 18.5. | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | 1 | 1 | 1 | 1 | | |
| 1.6. | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | |
| 14.6. | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | |
| 29.6. | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | |
| 20.7. | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | |
| 27.7. | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | |
| 10.8. | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | |
| 7.9. | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | |
| 19.9. | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | |
| 3.10. | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | |
| 17.10. | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | |
| 25.10. | | | | | | | | | | | | 1 |
| 31.10. | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| 14.11. | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| 28.11. | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| 13.12. | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |

3.3 Bunndyrundersøkelse

Bunndyrprøvene ble tatt ut via sparkemetoden (NS-ISO 10870). Det ble benyttet 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. Analysene ble utført ved Universitetet i Oslo av Laboratorium for Ferskvannøkologi og inlandsfiske (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 mfl 1983);

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

n er antall indikatortaksa. S_k er score til den i -te indikatorer. Tilstanden blir videre vurdert opp i mot en referansetilstand for ASPT som i Norge er satt til 6.9 for samtlige vanntyper og økoregioner. Referanseverdien er satt ut i fra en middelvei for utvalgte norske upåvirkede referansestasjoner. Nedre ASPT-klassegrenser for svært god, god, moderat og dårlig er satt til hhv 6.8, 6.0, 5.2 og 4.4. Forholdet mellom ASPT-indeksen og referansetilstanden (6.9) beregner en Ecological Quality Ratio (EQR) for ASPT. Tilsvarende nedre klassegrenser til EQR for ASPT-indeksen er satt til hhv 0.99, 0.87, 0.75 og 0.64. En normalisering av EQR (nEQR) gjøres, bla for å kunne vurdere den i sammenheng med andre parametre eller indekser senere.

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 (total taksonomisk antall) for døgnfluer (Ephemeroptera), steinfluer (Plecoptera) og vårfluer (Trichoptera) (Lenat og Penrose, 1996).

3.4 Fiskeundersøkelse

Fiskeundersøkelsen i Gjersrudbekken ble utført med kvantitativt el-fiske. Et el-fiskeapparat fra Terik Technology AS ble benyttet. Det ble fisket langs samme lokalitet som NIVA (2012), Bioforsk (2013) og NIBIO (2015; 2016) har el-fisket tidligere (nær NIVAs stasjon Gje/LJA4).

Flere fysiske forhold påvirker fangbarheten av fisk ved el-fiske, deriblandt bekkens temperatur, vannhastighet, dybde og habitatforhold (jf Bremset m.fl 2015). Under feltarbeidet var vannføringen relativt høy og vannmassene var tilsvarende lite transparente pga. høyt innhold av suspendert minerogent stoff og organisk materiale (jf Bilde 1). Dårlig sikt i bekket gjør at el-fiske blir utfordrende. Lav ledningsevne kan også redusere fangbarheten av fisk (Bremset m.fl 2015). I vannforekomster under marin grense er ledningsevnen derimot som regel relativt høy (her om lag 280 µS cm⁻²). Med det ble også lav spenning (350 volt) på el-fiskeapparatet 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 Bohlin's 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 mfl 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). I tillegg, 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 total tetthet. Fangbarheten (p) ble beregnet ut i fra estimert tetthet og totalt antall fanget fisk via følgende formel;

$$p = 1 - \sqrt[3]{1 - \frac{T}{y}}$$

Rådata fra bunndyrtellinger (LFI) og fra el-fiske i 2017 er lagt ved i Vedlegg 1.

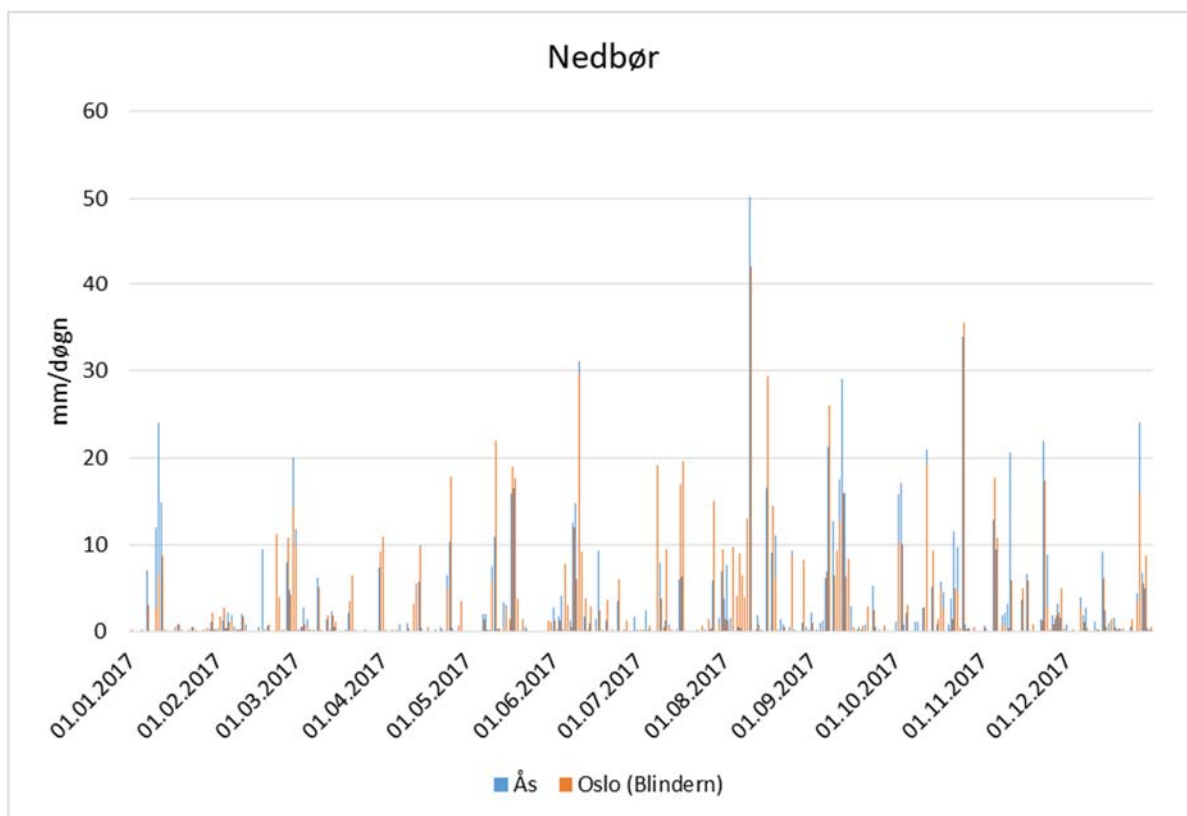
3.5 Meteorologiske data

Nedbørsmålinger er hentet fra eKlima som er en åpen database for Meteorologisk institutts vær- og klimadata. Observasjoner av nedbør i løpet av et døgn (mm/d) er hentet fra Ås meteorologiske stasjon (stasjonsnr. 17850) og Oslo Blindern (stasjonsnr. 18700).

4 Resultater

4.1 Nedbør Ås og Blindern

Total nedbør i 2017 var hhv. 982 mm i Ås og 948 mm i Oslo, en del høyere enn gjennomsnittlig nedbør i perioden 1960-1990 (hhv. 785 mm og 763 mm). Sammenlignet med de siste årene var nedbøren i 2017 relativ lik som i 2015, mens den var noe lavere i 2016 (figur 8). Det er tre nedbørepisoder med spesielt høy intensitet i 2017 (over 30 mm/døgn i både Oslo og Ås), dette skjedde 10.juni, 10 august og 25 oktober.



Figur 8. Nedbør målt ved Ås meteorologiske stasjon (stasjonsnr. 17850) og Oslo Blindern (stasjonsnr. 18700), kilde: eklima.no.

4.2 Kontinuerlige målinger

4.2.1 Myrerbekken ID 61

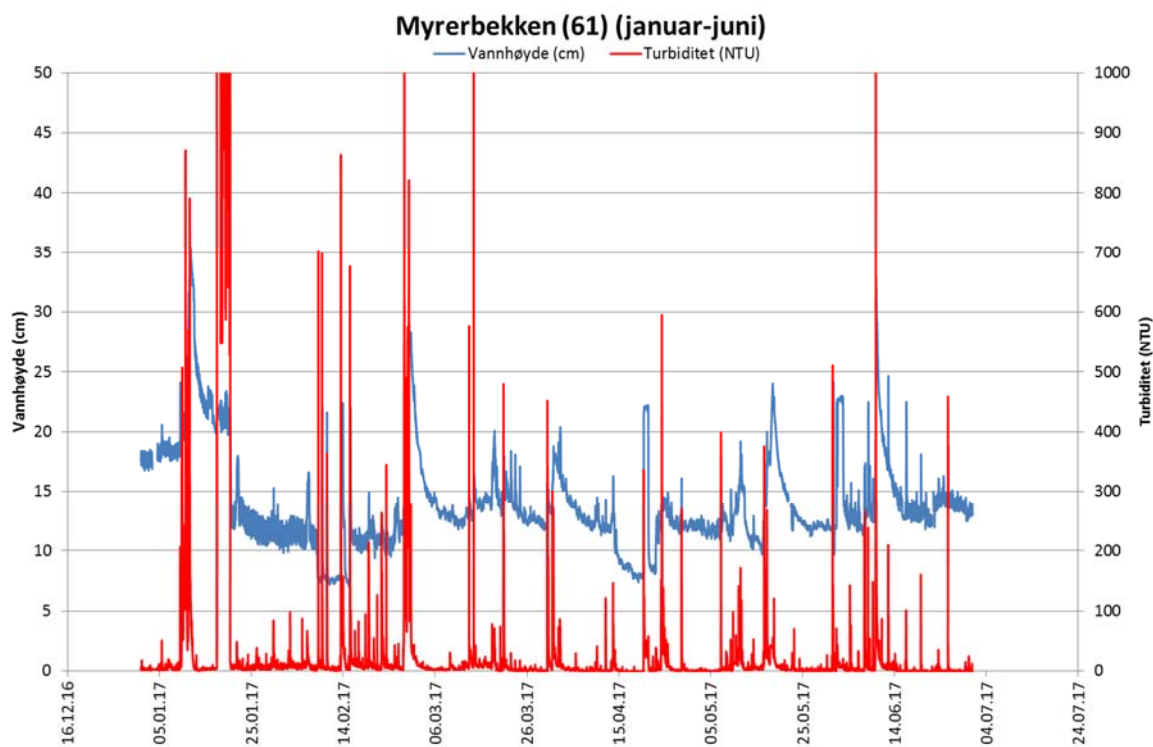
Myrerbekken er en liten resipient som får avrenning fra anleggsområdet på Åsland. Vannhøyden i 2017 (målt fra sensor til overflate og ikke kalibrert) var i gjennomsnitt 16 cm. I perioder var det betydelige svingninger i vannhøyde på grunn av avrenning fra anleggsområdet (figur 9 og 11).

Turbiditeten i 2017 har gjennomsnittlig vært 25 NTU. Dette er sammenlignbart med målte konsentrasjoner av SS i vannprøver hvor gjennomsnittlig konsentrasjon i 2017 var 30 mg/L. Turbiditetsensoren har et måleintervall 0 - 1000 NTU, og i løpet av året har turbiditeten oversteget 1000 NTU ved flere anledninger, nesten alltid i forbindelse med høy vannstand/nedbørepisoder.

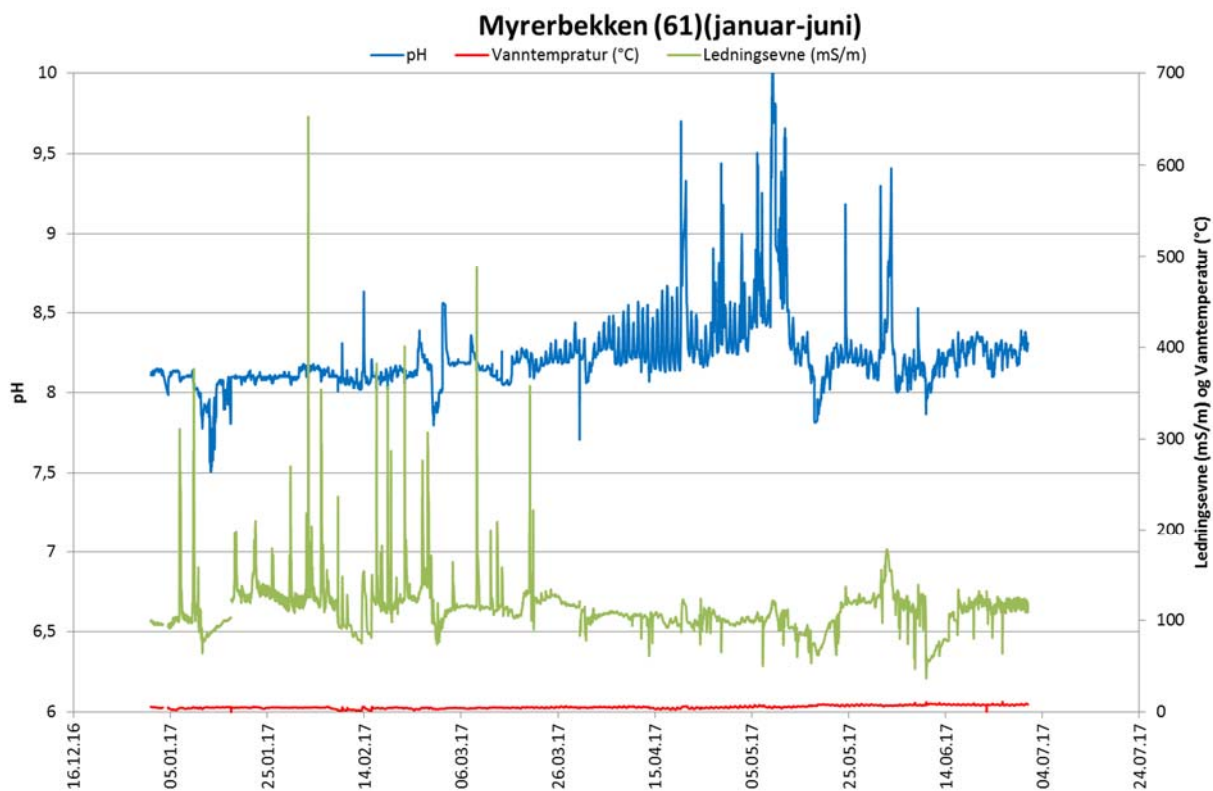
Enkelte ganger har sensoren blitt tilslammet av sedimenter noe som gir feilmålinger med for høye turbiditetsverdier fram til vedlikehold eller naturlig selvrensing. Ledningsevnen i Myrerbekken har i 2017 variert mellom 18 og 649 mS/m. De høyeste verdiene ble målt i vinterhalvåret januar-mars, sannsynligvis i forbindelse med veisaltning av E6. På våren og sommeren er ledningsevnen lavest, men det er fremdeles høye verdier (rundt 100 mS/m) i forhold til «naturtilstand». I starten av høstsesongen øker ledningsevnen og det er også større variasjon i nivået, dette kan ha sammenheng med økt vannføring i perioden og forekomst av typiske høstflommer. På senhøst/vinter er det betydelige svingninger i ledningsevnen som følger endringer i vannstand og pH.

I Myrerbekken har pH i 2017 variert mellom 7,3 og 11,1 (figur 10 og 12). pH blir blant annet påvirket av nedbør, biologisk aktivitet og menneskelig aktivitet. Som sagt over er det i perioder betydelige svingninger i både vannstand, ledningsevne og pH i Myrerbekken som følge av avrenning fra anleggsområdet. Dette gjelder spesielt mot slutten av året da pH i flere tilfeller var over 10. På sommeren kan naturlig pH komme opp mot 10 i resipienter med stor algeproduksjon og forbruk av karbondioksid til fotosyntese. På vinterstid vil pH-målinger over 9 ha sammenheng med menneskeskapt aktivitet. pH over 10 vil i seg selv kunne gi skade på sårbare vannlevende organismer i rennende vann. Høy pH vil også føre til at en større andel av sprengstoffrelatert ammonium går over til giftig ammoniakk, med fare for skade på ferskvannsorganismer.

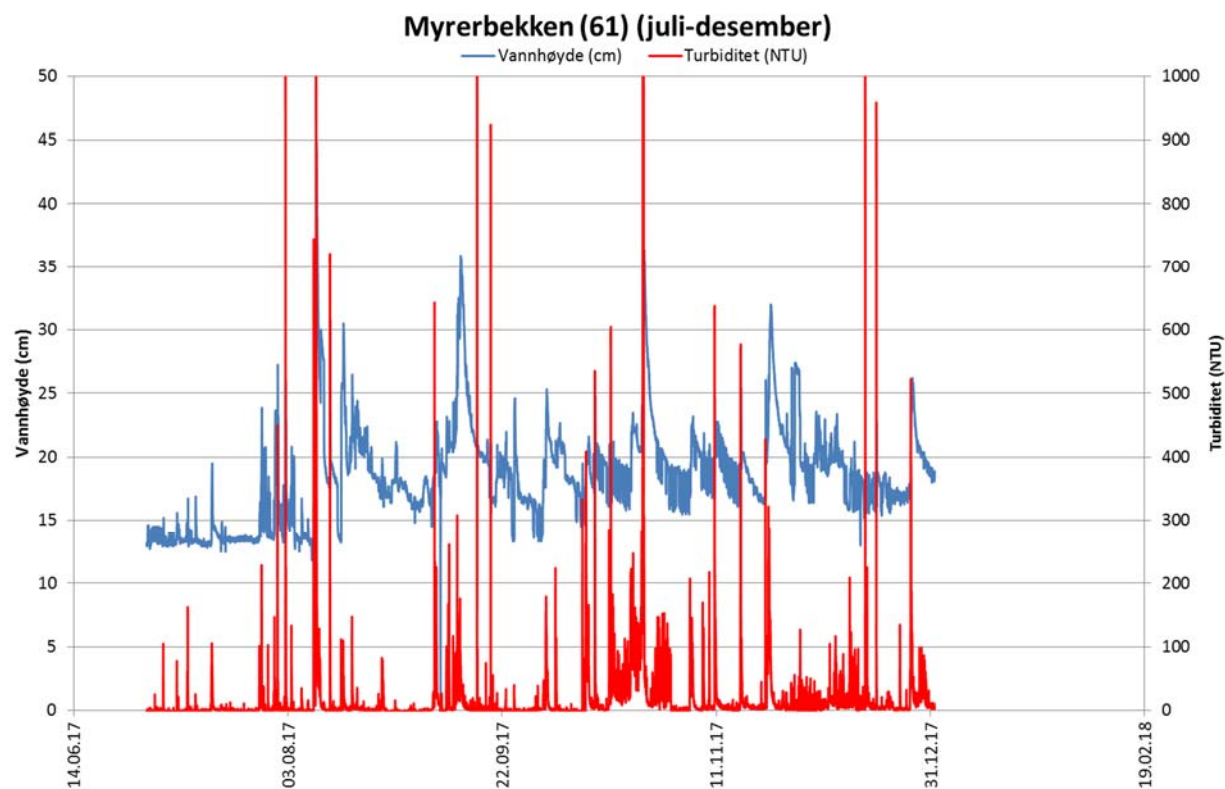
I perioden 28.11.17 til 6.12.17. skjedde det et utslipp av 4 400 m³ rensert prosessvann til Myrerbekken. Utslipet hadde høy pH og potensielt høy konsentrasjon av krom og nitrogen. NIBIO har gjort en vurdering av mulige skadeeffekter som følge av risiko knyttet til ammoniakk, krom og nedslamming av resipient i et eget notat (Greipslund m.fl., 2017). Notatet konkluderte med at det er ikke grunnlag til å si at det har skjedd en nedslamming av resipient, men det er en stor risiko for at utslippet av nitrogen og krom kan ha påvirket bunndyrfaunaen i Myrerbekken og Stensrudbekken negativt. Etter utslippet ble bunndyrsamfunnet i Myrerbekken undersøkt og prøver ble sendt til artsbestemmelse. Svaret på artsbestemmelsen var ikke klart ved trykkingen av denne rapporten, men det ble funnet levende dyr noe som viser at eventuelle effekter av utslippet ikke har vært akutt toksiske.



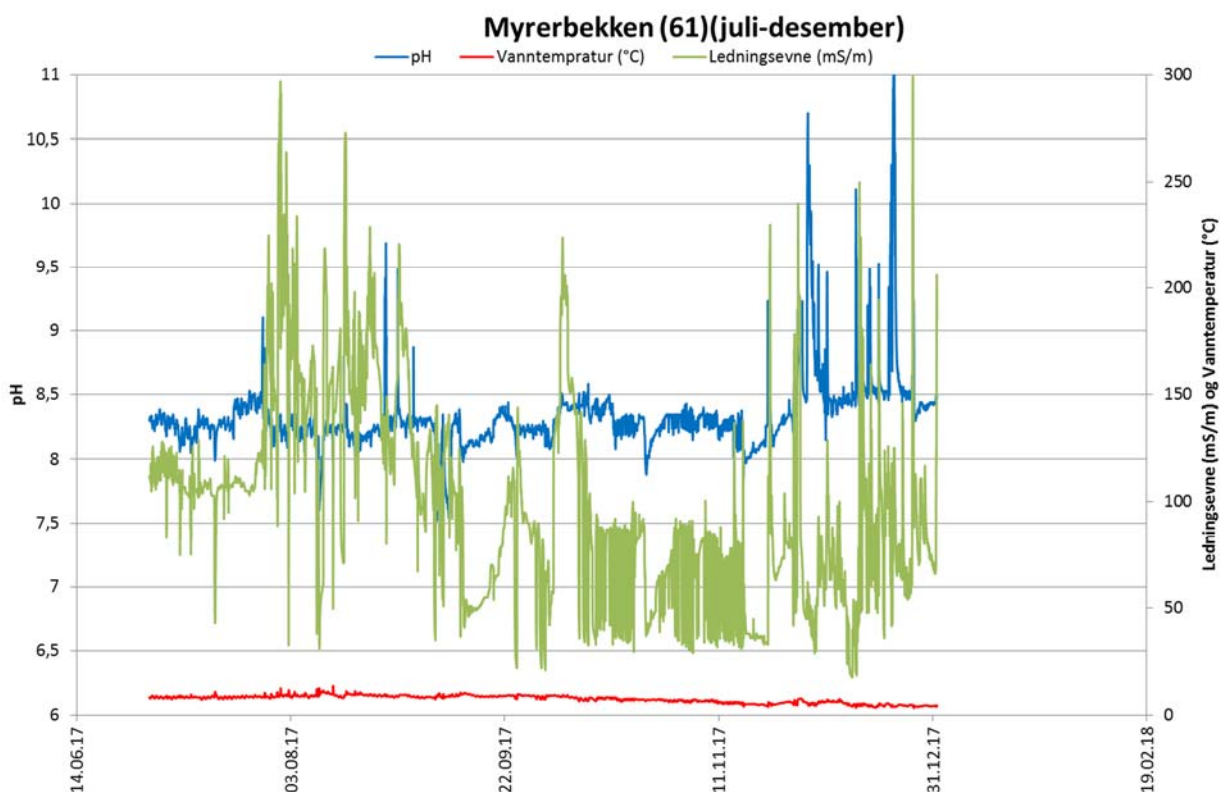
Figur 9. Kontinuerlige målinger av vannhøyde og turbiditet i Myrerbekken (61) i perioden januar-juni 2017.



Figur 10. Kontinuerlige målinger av pH, ledningsevne og vanntemperatur i Myrerbekken (61) i perioden januar-juni 2017.



Figur 11. Kontinuerlige målinger av vannhøyde og turbiditet i Myrerbekken (61) i perioden juli-deember 2017.



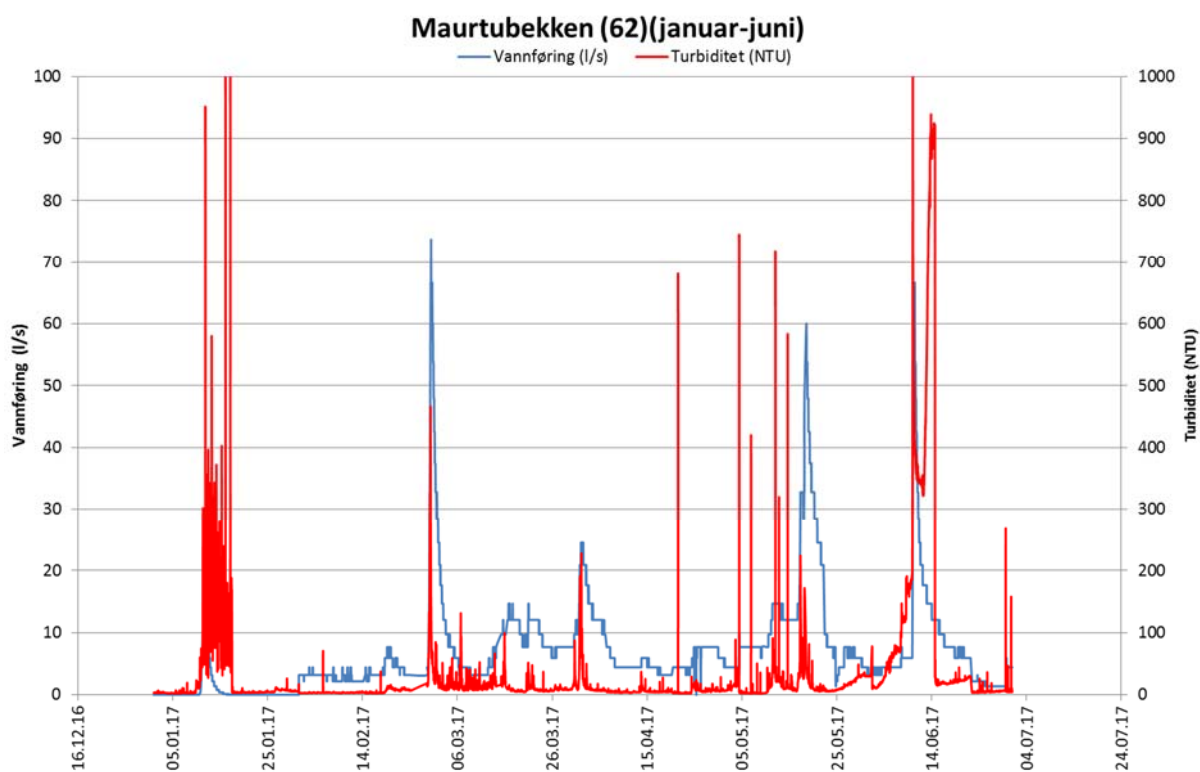
Figur 12. Kontinuerlige målinger av pH, ledningsevne og vanntemperatur i Myrerbekken (61) i perioden juli-deember 2017.

4.2.2 Maurtubekken ID 62

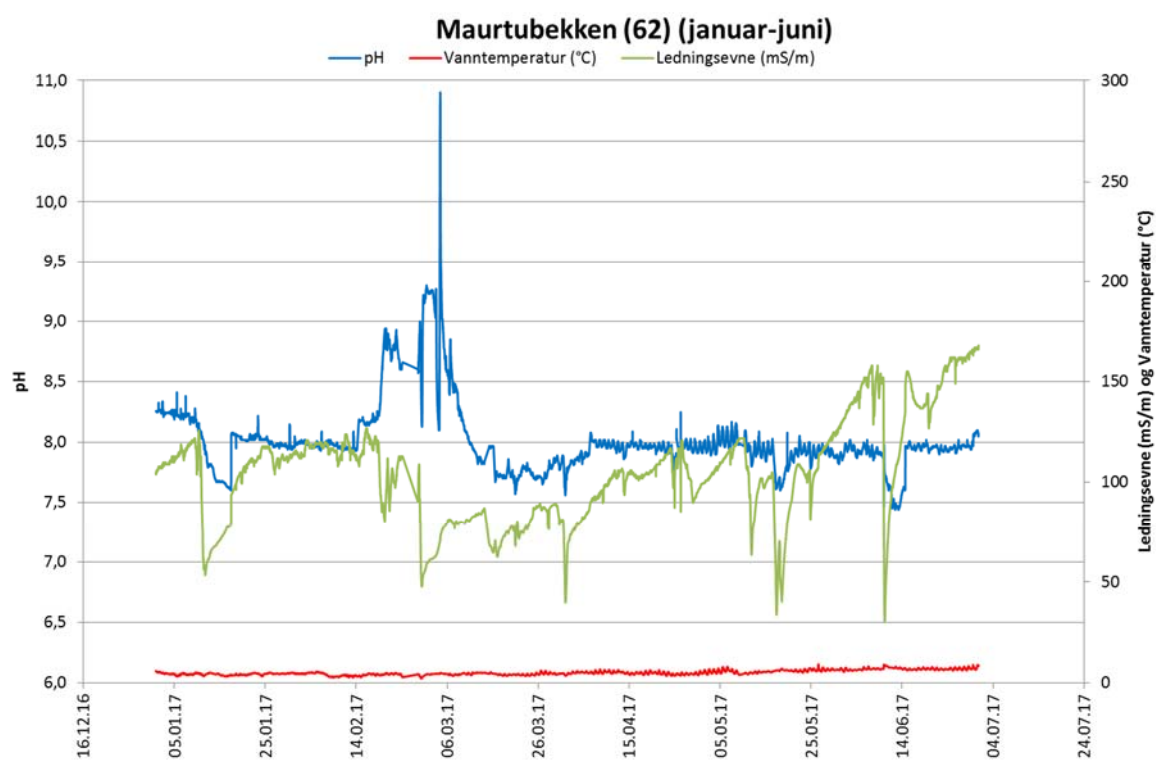
Maurtubekken er en liten resipient som får avrenning fra deponiet på Åsland. I denne bekken har det blitt etablert et profil med vannføringsformel slik at vannføring kan beregnes. Vannføringen i bekken er i perioder svært lav (mindre enn 1 l/s), men det er også perioder med høy vannføring (max 169 l/s) i forbindelse med nedbørepisoder (figur 13 og 15).

Turbiditeten i 2017 har gjennomsnittlig vært 49 NTU, mens gjennomsnittlig konsentrasjon av SS i 2017 var 19 mg/L. I løpet av året har det vært målt turbiditet på over 1000 NTU ved flere anledninger, nesten alltid i forbindelse med høy vannstand/nedbørepisoder. Enkelte ganger har sensoren blitt tilslammet av sedimenter med etterfølgende feilmålinger av for høye verdier. Ledningsevnen i Maurtubekken har i 2017 variert mellom 23 og 182 mS/m. De høyeste verdiene ble målt om sommeren juni-august. Resten av året var ledningsevnen tydelig lavere og faller dessuten sterkt i perioder med økt vannføring (figur 14 og 16). Denne dynamikken indikerer en relativt konstant ledningsevne i bekken som blir fortynnet ved økt vannføring.

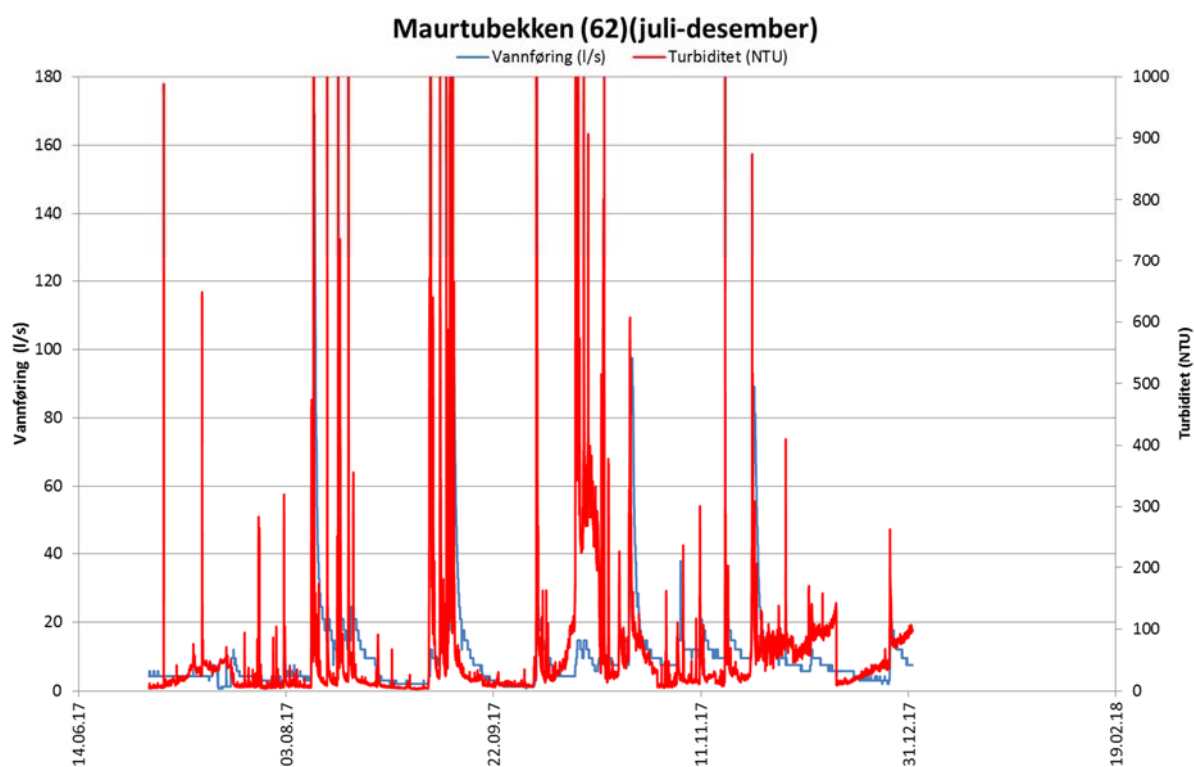
I 2017 varierte pH i Maurtubekken mellom 7,4 og 10,9 mens gjennomsnittet var pH 8. Det var høyest pH i en episode i mars. pH var da over 10 en kort periode i etterkant av en flomepisode, noe som kan tyde på en kilde et stykke unna målepunktet. Generelt følger pH samme mønster som ledningsevne, og faller i perioder med økt vannføring. Det er en svak tendens til forhøyet pH mot slutten av året.



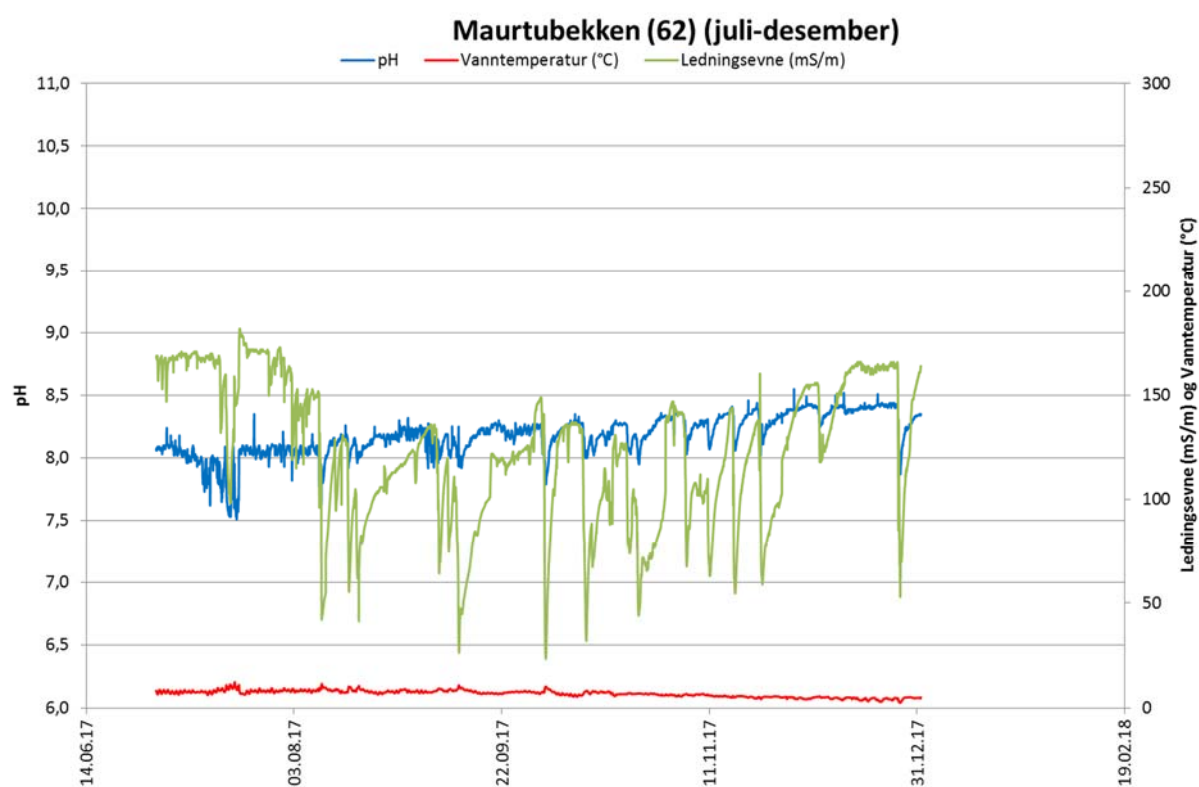
Figur 13. Kontinuerlige målinger av vannhøyde og turbiditet i Maurtubekken (62) i perioden januar-juni 2017.



Figur 14. Kontinuerlige målinger av pH, ledningsevne og vanntemperatur i Maurtubekken (62) i perioden januar-juni 2017.



Figur 15. Kontinuerlige målinger av vannhøyde og turbiditet i Maurtubekken (62) i perioden juli-desember 2017.

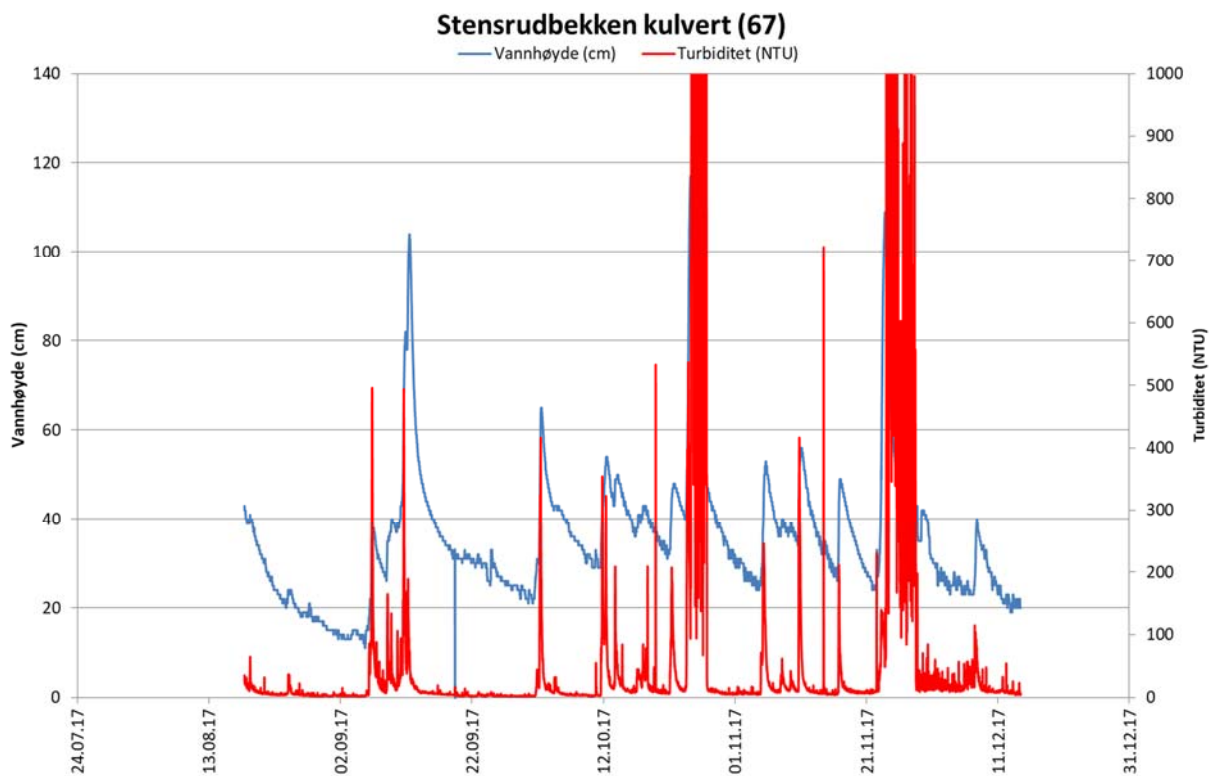


Figur 16. Kontinuerlige målinger av pH, ledningsevne og vanntemperatur i Maurtubekken (62) i perioden juli-desember 2017.

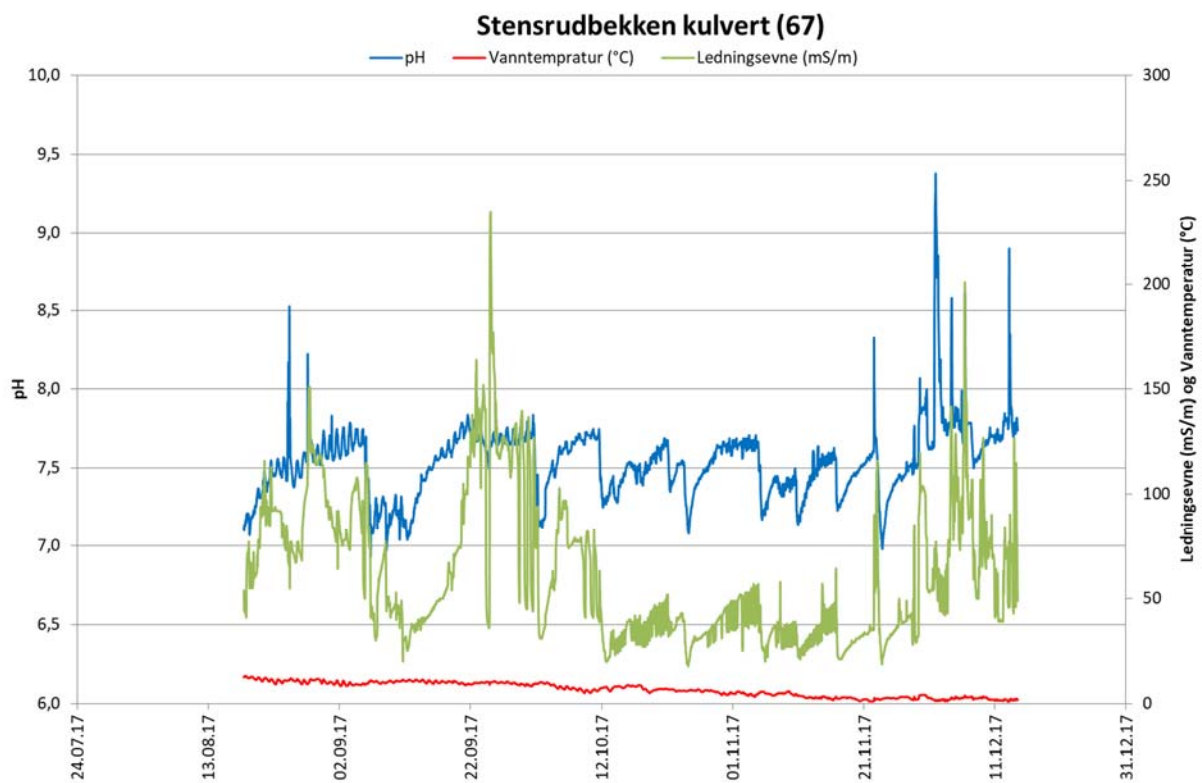
4.2.3 Stensrubbekken kulvert ID67

Myrerbekken og Maurtubekken drenerer begge til Stensrubbekken. Dette er en betraktelig større resipient og utslippet fra Myrerbekken/Maurtubekken blir fortennet ved samløpet før vannet kommer ut i Gjersrudtjern. I 2017 ble det registrert tre større flomtopper i bekken i hhv. september, oktober og november (figur 17). To av flomtoppene førte til forhøyet turbiditet en lengre periode, sannsynligvis grunnet nedslamming av sensor. Resten av året var turbiditeten relativt lav i bekken, med gjennomsnittlig turbiditet på 55 NTU og gjennomsnittlig konsentrasjon av SS på 14 mg/L.

I 2017 var pH i Stensrubbekken normalt rundt 7-7,7 (figure 18). I perioden november/desember var pH i en lengre periode høyere enn normalt med verdier i intervallet 7,5-9,5. Ledningsevnen i bekken var forhøyet på samme tidspunkt. Gjennomsnittlig ledningsevne i bekken var 61 mS/m, men økte i perioder, med en maksimal verdi på 235 mS/m. Episoden i november/desember er diskutert i et eget notat (Greipsland m.fl., 2017). Notatet konkluderer med at det er en risiko for at utslippet kan ha hatt negativ påvirkning av bunndyrfauna i Stensrubbekken.



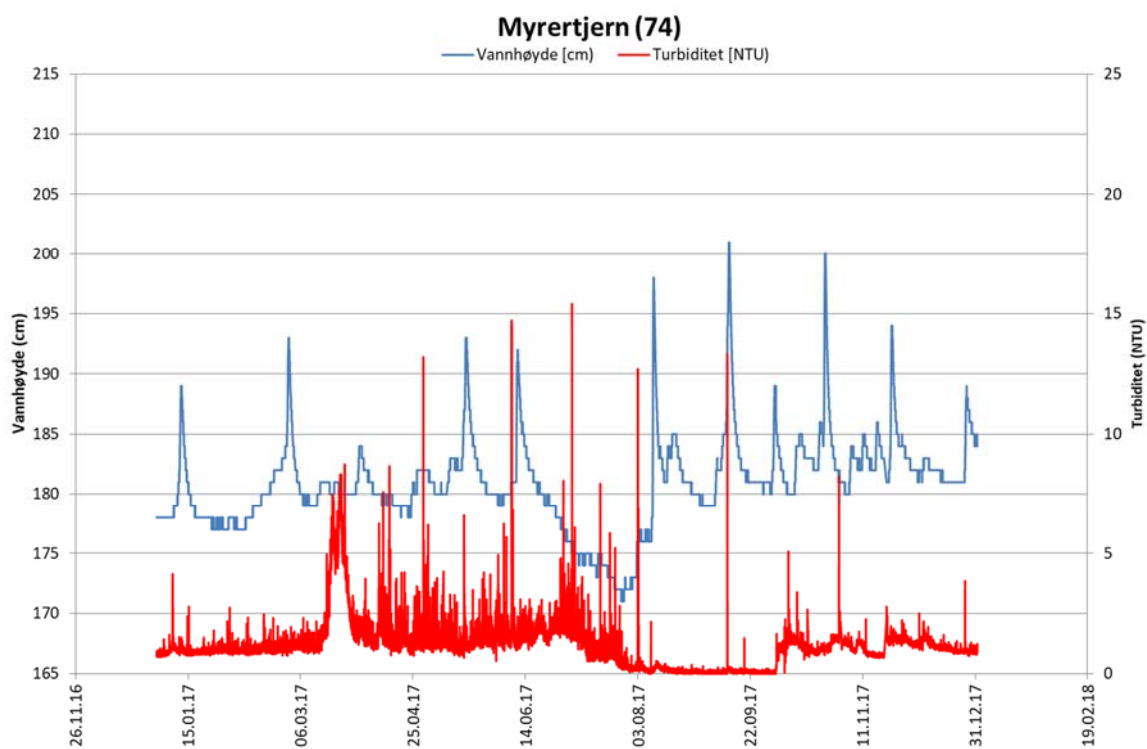
Figur 17. Kontinuerlige målinger av vannhøyde og turbiditet i Stensrubbekken kulvert (67) i 2017.



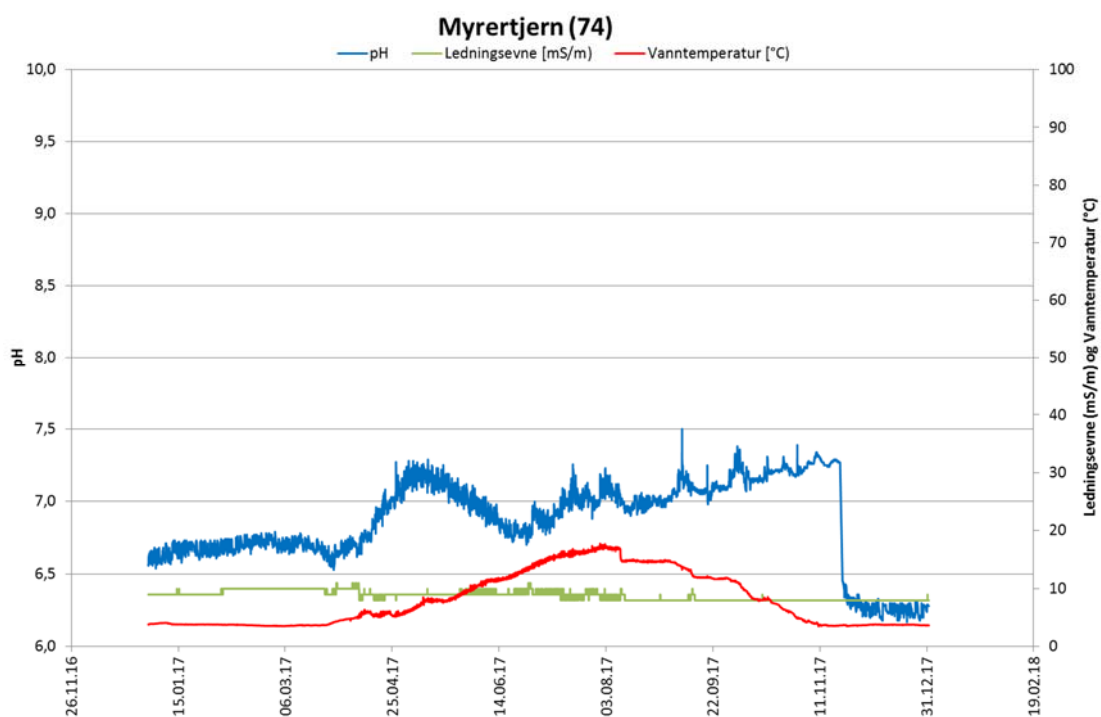
Figur 18. Kontinuerlige målinger av pH, ledningsevne og vanntemperatur i Stensrubbekken kulvert (67) i 2017.

4.2.4 Myrertjern ID74

Alle målingene i Myrertjern med hensyn på pH, ledningsevne, turbiditet, temperatur og vannhøyde viste normal variasjon gjennom 2017 (figur 19 og 20). Vannhøyden viste en variasjon på på rundt 30 cm gjennom året. Det var lavest vannhøyde om sommeren, og noe høyere på våren/høsten. Turbiditeten var jevnt over lav (ca. 1 NTU), men med enkelte episoder med høyere verdier, spesielt om våren/sommeren med høy biologisk aktivitet med oppvirvling, tilførsel av organisk materiale osv. Ledningsevnen lå stabilt mellom 8 og 10 mS/m, mens pH varierte mellom 6,5 og 7,5. Fallet i pH den 20.november har sammenheng med bytte av pH-sensor. pH var sannsynligvis overestimert en periode før bytte av sensor.



Figur 19. Kontinuerlige målinger av vannhøyde og turbiditet i Myrertjern (74) i 2017. Merk annen skala for turbiditet.

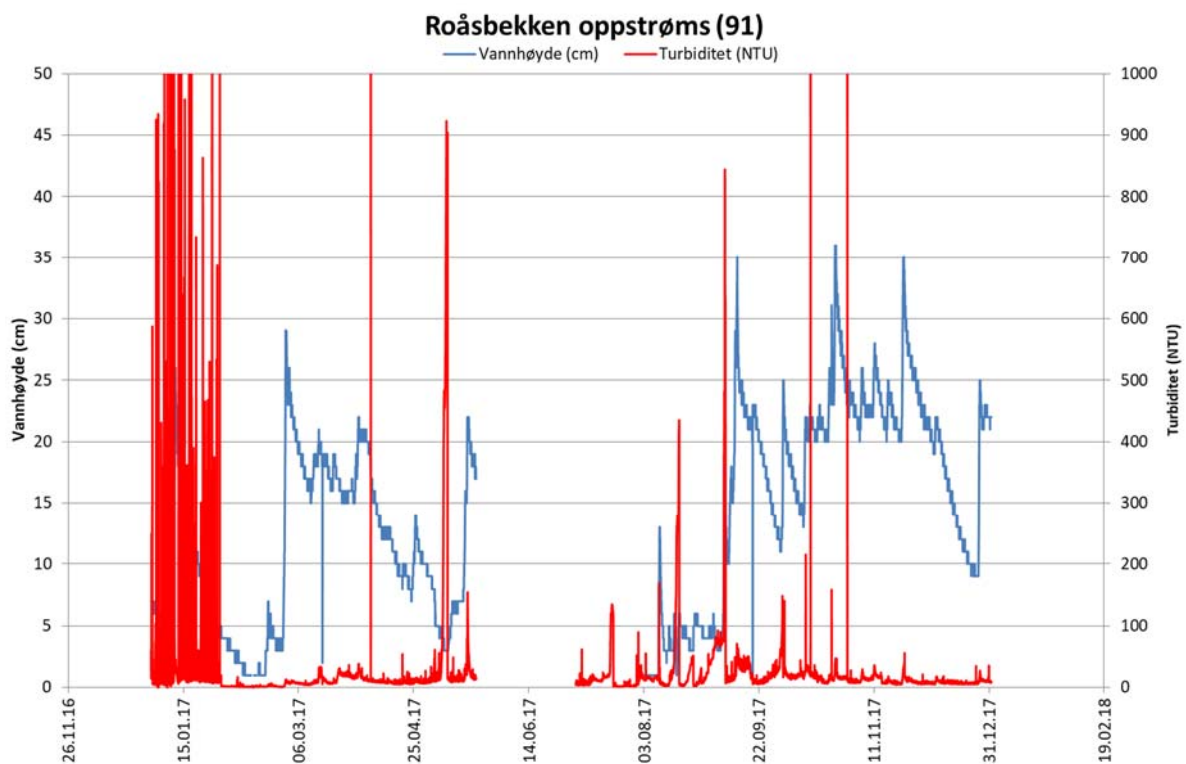


Figur 20. Kontinuerlige målinger av pH, ledningsevne og vanntemperatur i Myrertjern (74) i 2017.

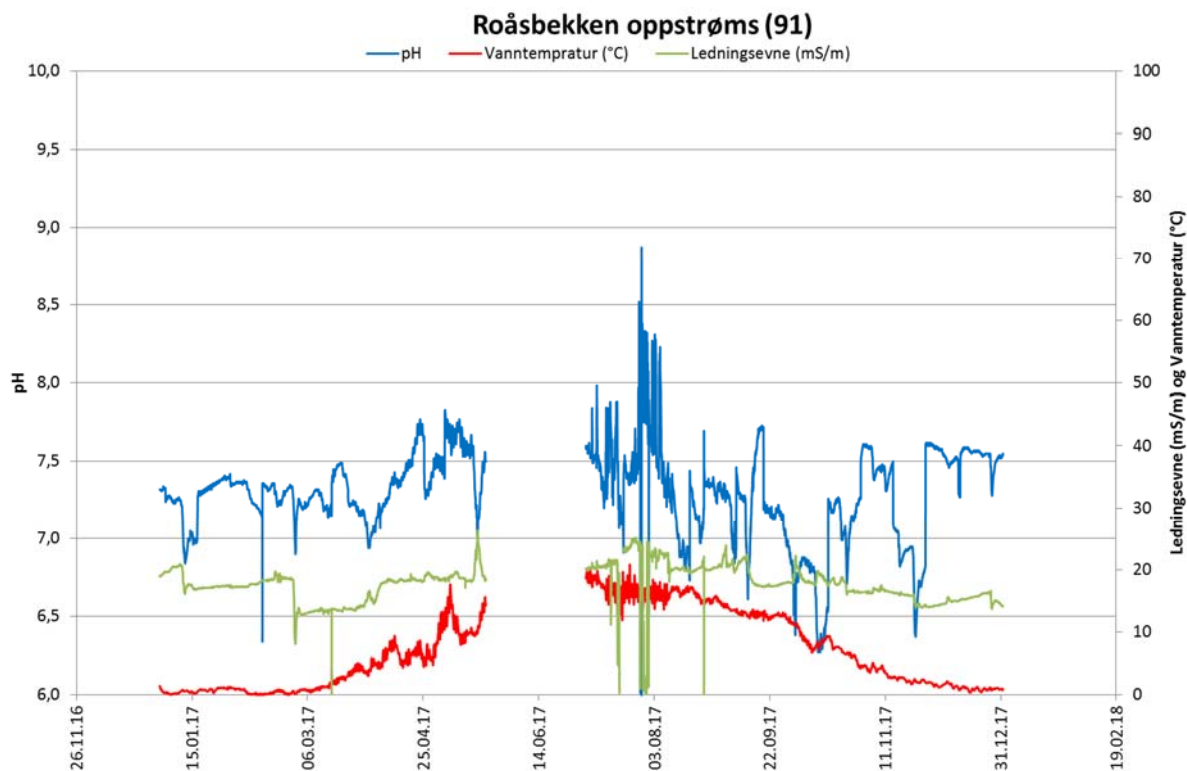
4.2.5 Roåsbekken oppstrøms ID91

Året 2017 i Roåsbekken oppstrøms startet med målinger av høy turbiditet over en lang periode. Denne høye turbiditeten vurderes som ukarakteristisk for resipienten, og kan ikke forklares av vannføring. Det vurderes at dette kan være feilmålinger som følge av at normalt vedlikeholdsintervall ikke var tilstrekkelig for å opprettholde gode målinger. Resten av året var turbiditeten stort sett lav (gjennomsnittlig 25 NTU), men det er enkelte forhøyede målinger i forbindelse med høy vannføring/nedbør (figur 21). Gjennomsnittlig konsentrasjon av SS var også lav (11 mg/L).

Ledningsevne i bekken har vært relativt stabil mellom 10 og 20 mS/m, mens pH har variert fra 5,8 til 8,8 (figur 22). Høyest pH ble registrert en periode i august, da det var svært lav vannføring.



Figur 21. Kontinuerlige målinger av vannhøyde og turbiditet i Roåsbekken oppstrøms (91) i 2017.

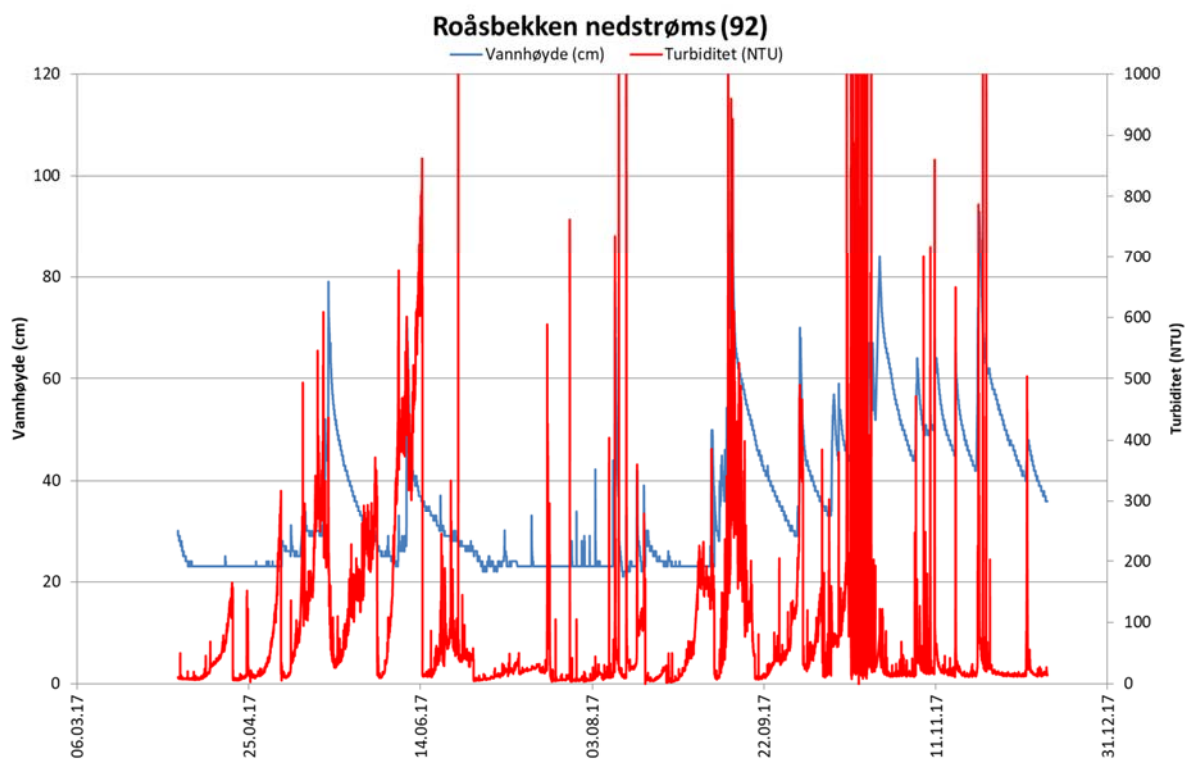


Figur 22. Kontinuerlige målinger pH, ledningsevne og vanntemperatur i Roåsbekken oppstrøms (91) i 2017.

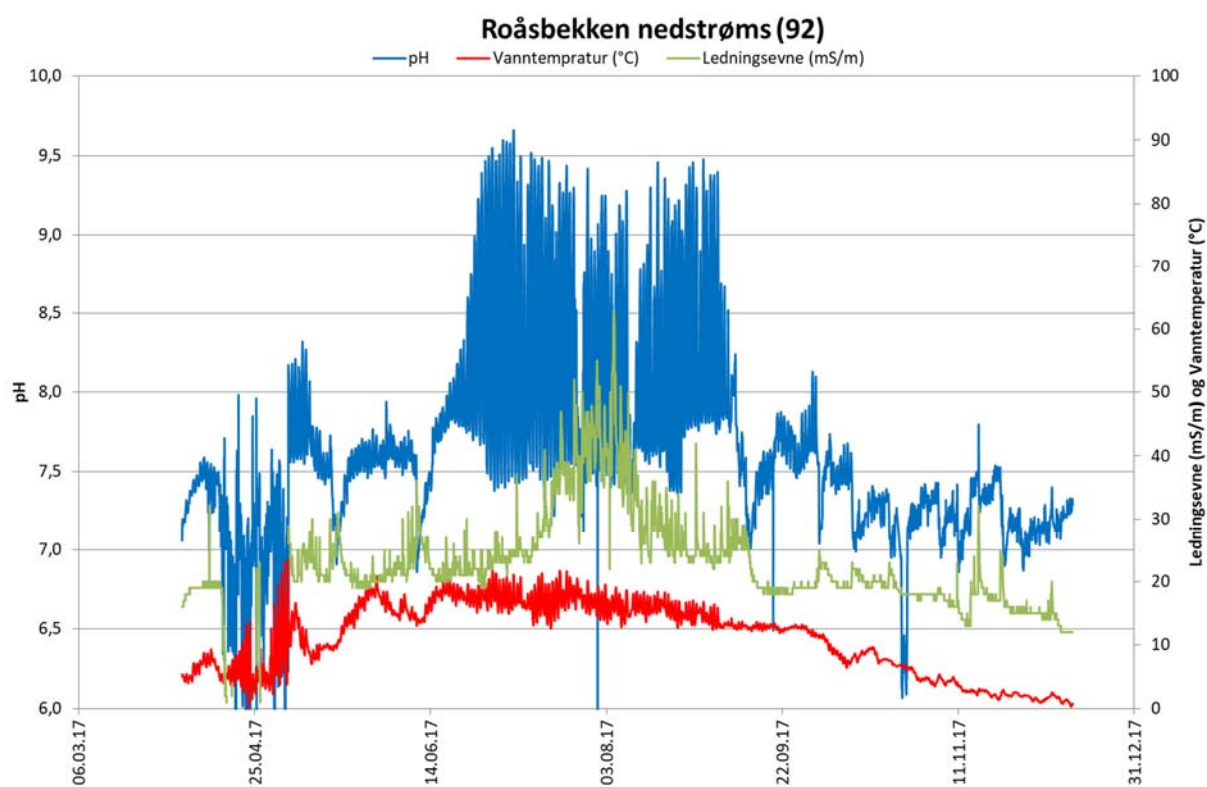
4.2.6 Roåsbekken nedstrøms ID92

Vannhøyden i Roåsbekken nedstrøms er lav i april måned (sensoren ble satt ut i april). Deretter kommer et par vårflokker før vannhøyden stabiliseres på et lavt nivå gjennom sommerhalvåret (figure 23). I høstperioden økte vannhøyden igjen. Gjennomsnittlig turbiditet (78 NTU) var mer enn dobbelt så høy som i Roåsbekken oppstrøms (26 NTU). Det er mulig at turbiditeten kan være overestimert grunnet frekvens på vedlikehold. Det er uansett tydelig at Roåsbekken nedstrøms har flere episoder med høy turbiditet enn oppstrøms.

Roåsbekken nedstrøms er kanalisert og steinsatt før overvåkingspunktet. Det har tidligere vært mye algevekst i kanalen (Leikanger, 2016) og dette gjentar seg i 2017. I sommerhalvåret var det store døgnvariasjoner i pH (mellom 6,5 og 9,5) og det var synlig algevekst i bekken (figure 24). Ledningsevnen i bekken var gjennomsnittlig på 18 mS/m, men økte noe i sommerperioden (maks 63 mS/m).



Figur 23. Kontinuerlige målinger av vannhøyde og turbiditet i Roåsbekken nedstrøms (92) i 2017.



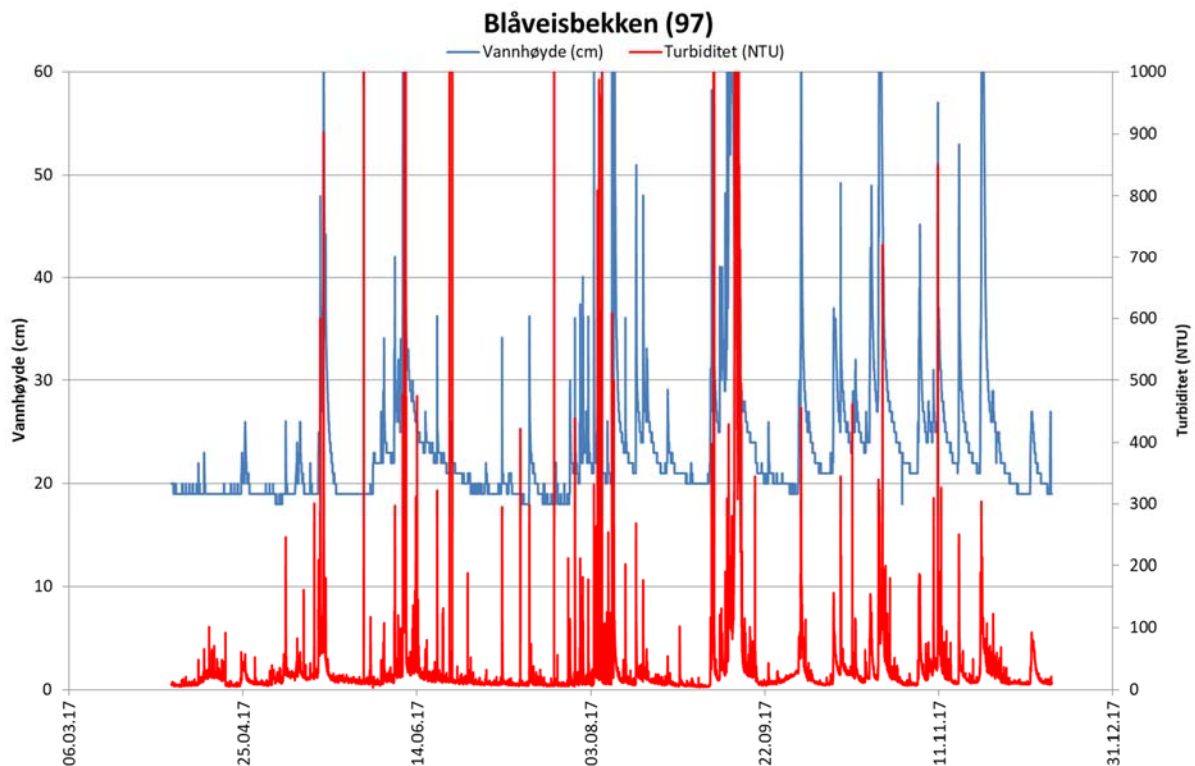
Figur 24. Kontinuerlige målinger av pH, ledningsevne og vanntemperatur i Roåsbekken nedstrøms (92) i 2017.

4.2.7 Blåveisbekken ID97

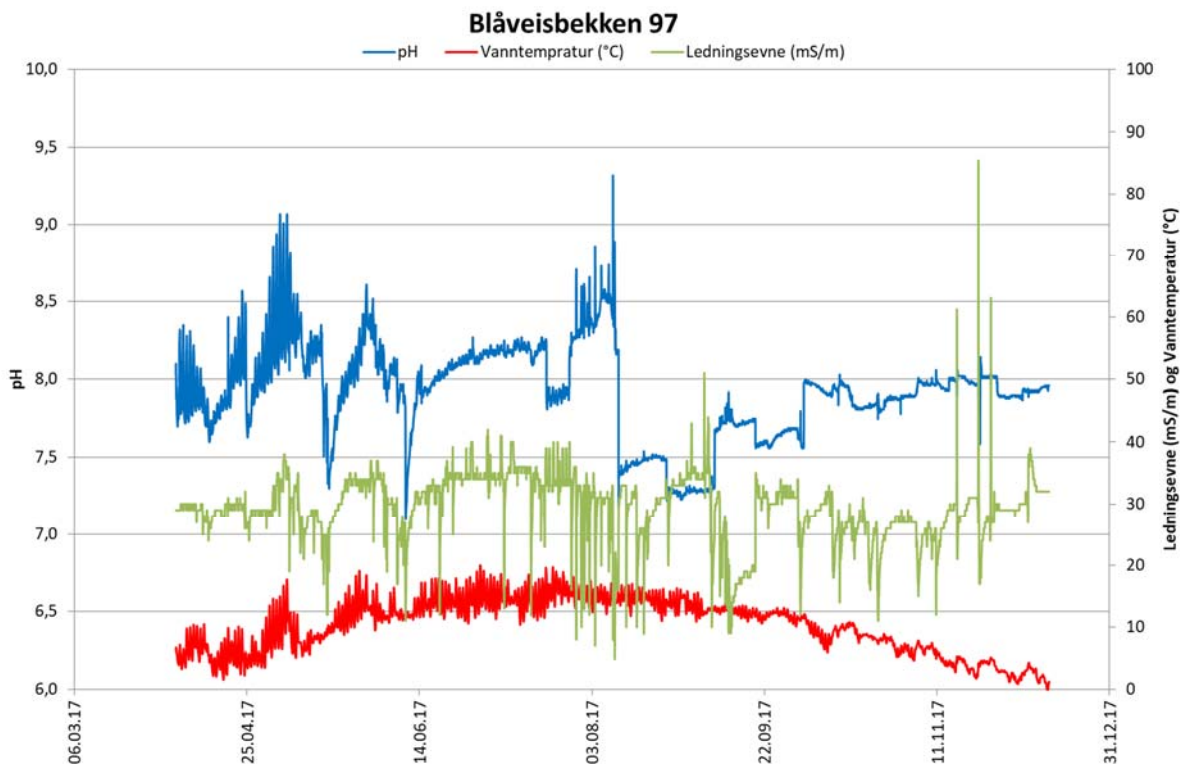
Blåveisbekken er en mindre resipient enn Roåsbekken, med en stor andel av nedbørfeltet fra Ski tettsted. Tettstedsavrenningen, og at det er et lite nedbørfelt, gir bekken en hurtigere reaksjon på nedbør og flere tydelige “flomtopper” både mht. vannhøyde og turbiditet (figure 25). Maksimal målt vannhøyde var 93 cm den 9. august. Dette var et tidspunkt med mye nedbør over hele Østlandet.

Gjennomsnittlig turbiditet var 35 NTU, og gjennomsnittlig konsentrasjon av SS var 18 mg/L. Ledningsevnen var relativt stabil men har tre perioder med forhøyede verdier mot slutten av året i forbindelse med økt vannføring. Dette kan være en konsekvens av veisalting. Gjennomsnittlig ledningsevne var 29 mS/m.

For pH var det en stor endring i målte verdier tidlig i august (figur 26). Dette kan ha hatt sammenheng med flomeffekter med utvasking og utskygging av algevekst i rensedammene øverst i Blåveisbekken. Det kan også skyldes at pH-elektroden ble påvirket under flomforløpet, og at det har vært avvikende målinger av pH fra begynnelsen av august og resten av året. Da utstyret ble tatt inn for vinteren ble pH sensoren sjekket og den var ødelagt.



Figur 25. Kontinuerlige målinger av vannhøyde og turbiditet i Blåveisbekken (97) i 2017.



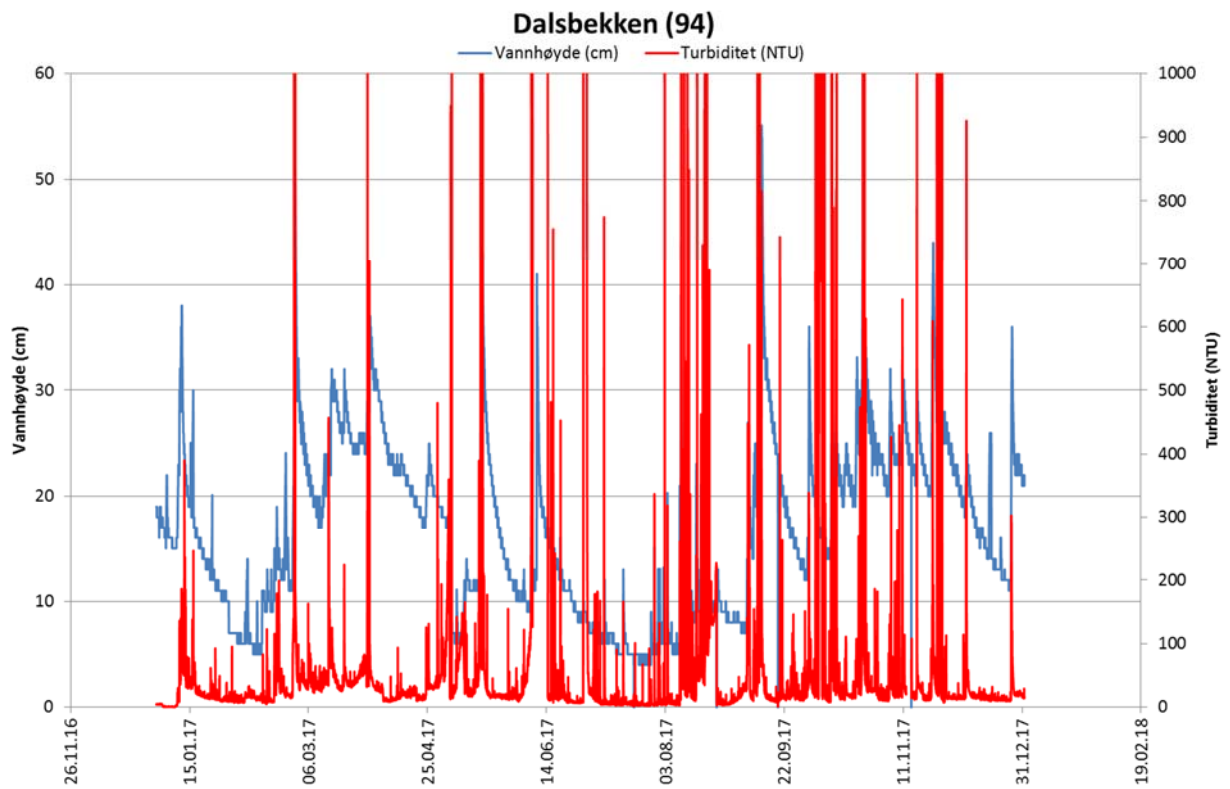
Figur 26. Kontinuerlige målinger av pH, ledningsevne og vanntemperatur i Blåveisbekken (97) i 2017.

4.2.8 Dalsbekken ID94

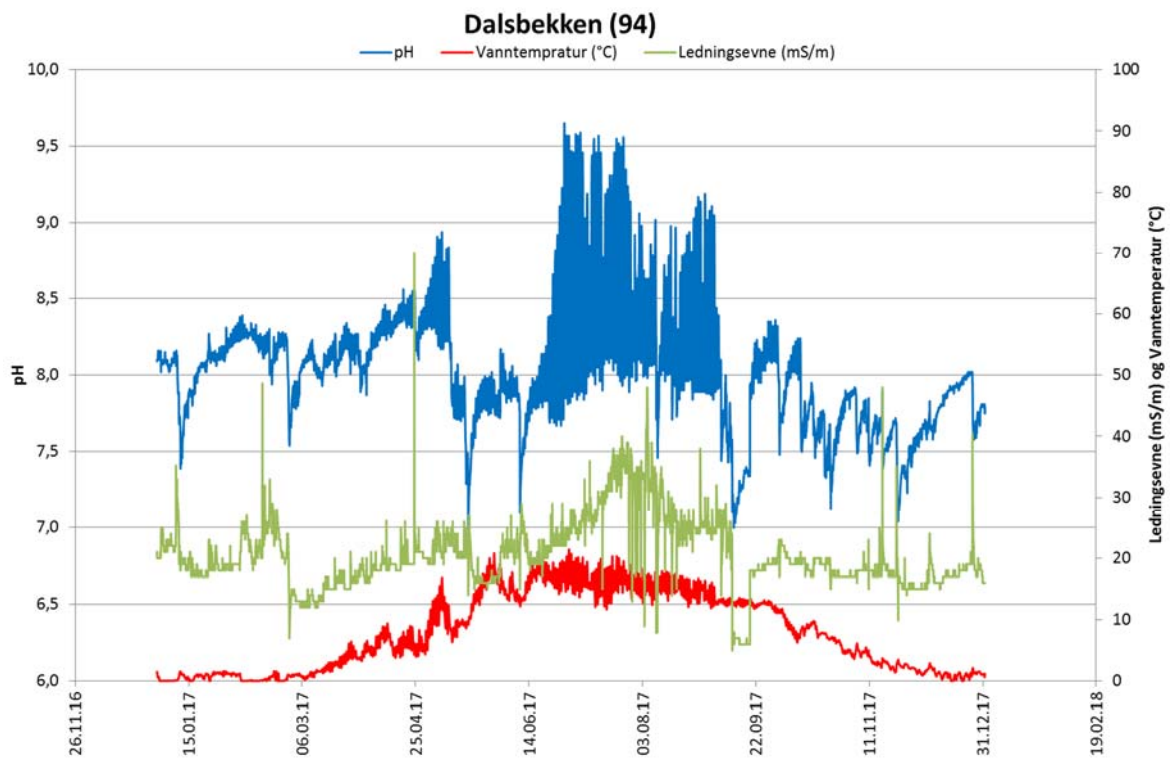
Vannhøyden i Dalsbekken varierte mye gjennom året. Det var lavest vannføring gjennom sommerperioden (figur 27). Gjennomsnittlig turbiditet var 75 NTU. Gjennom hele året var det mange episoder med turbiditet over maxnivå (1000 NTU). De fleste av økningene i turbiditet skjedde i forbindelse med økt vannføring. Gjennomsnittlig konsentrasjon av SS var 18 mg/L.

Variasjon i pH i Dalsbekken gjenspeiler variasjonen i pH for Roåsbekken nedstrøms (figure 28). Det var stor døgnvariasjon i sommerhalvåret, men pH om natten var høyere i Dalsbekken (varierer mellom 7,5 og 9,5). Observasjoner i felt indikerer noe mindre algevekst i Dalsbekken enn i Roåsbekken nedstrøms. Episoder med pH lavere enn 7,5 har sammenheng med økt vannføring og fortynning.

Ledningsevnen ligger gjennomsnittlig på 21 mS/m. Ledningsevnen var litt høyere om sommeren i perioder med lav vannføring, og ellers relativt stabil. I episoder har ledningsevnen vært kortvarig forhøyet (maks 70 mS/m).



Figur 27. Kontinuerlige målinger av vannhøyde og turbiditet i Blåveisbekken (97) i 2017.

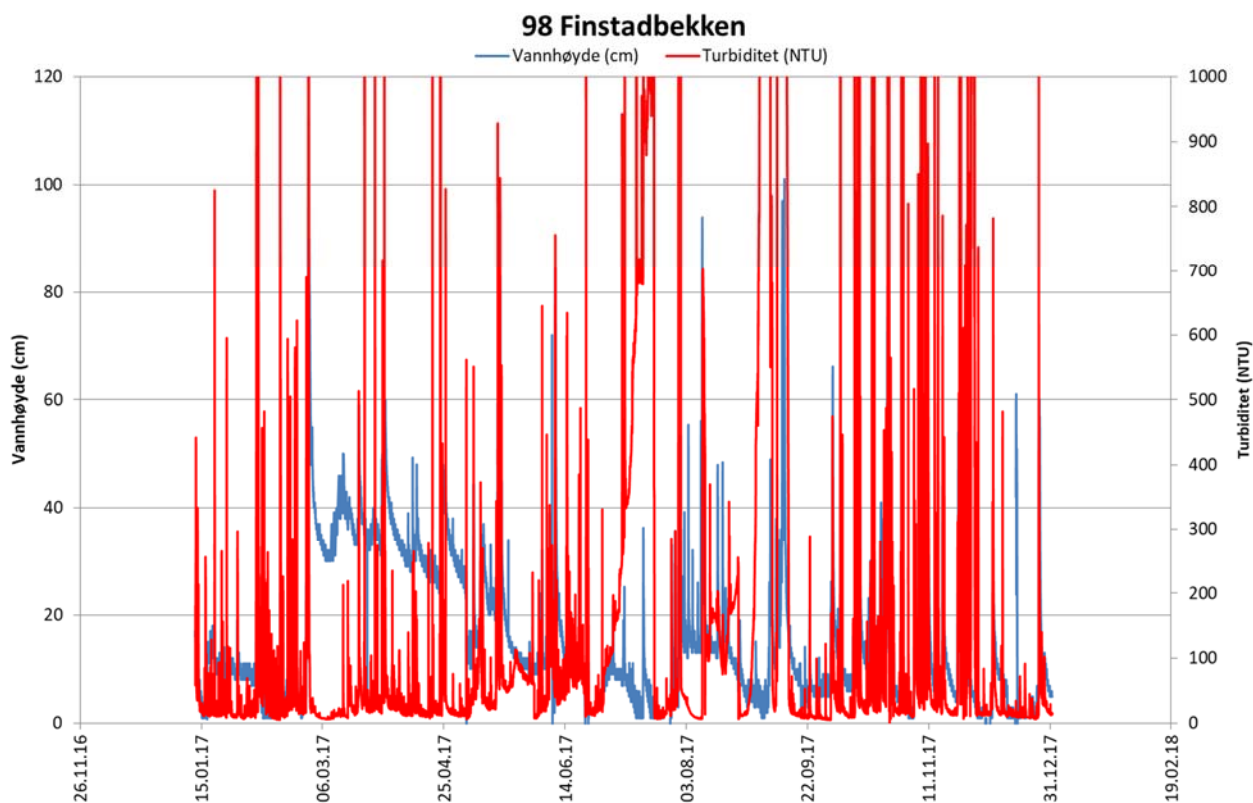


Figur 28. Kontinuerlige målinger av pH, ledningsevne og vanntemperatur i Blåveisbekken (97) i 2017.

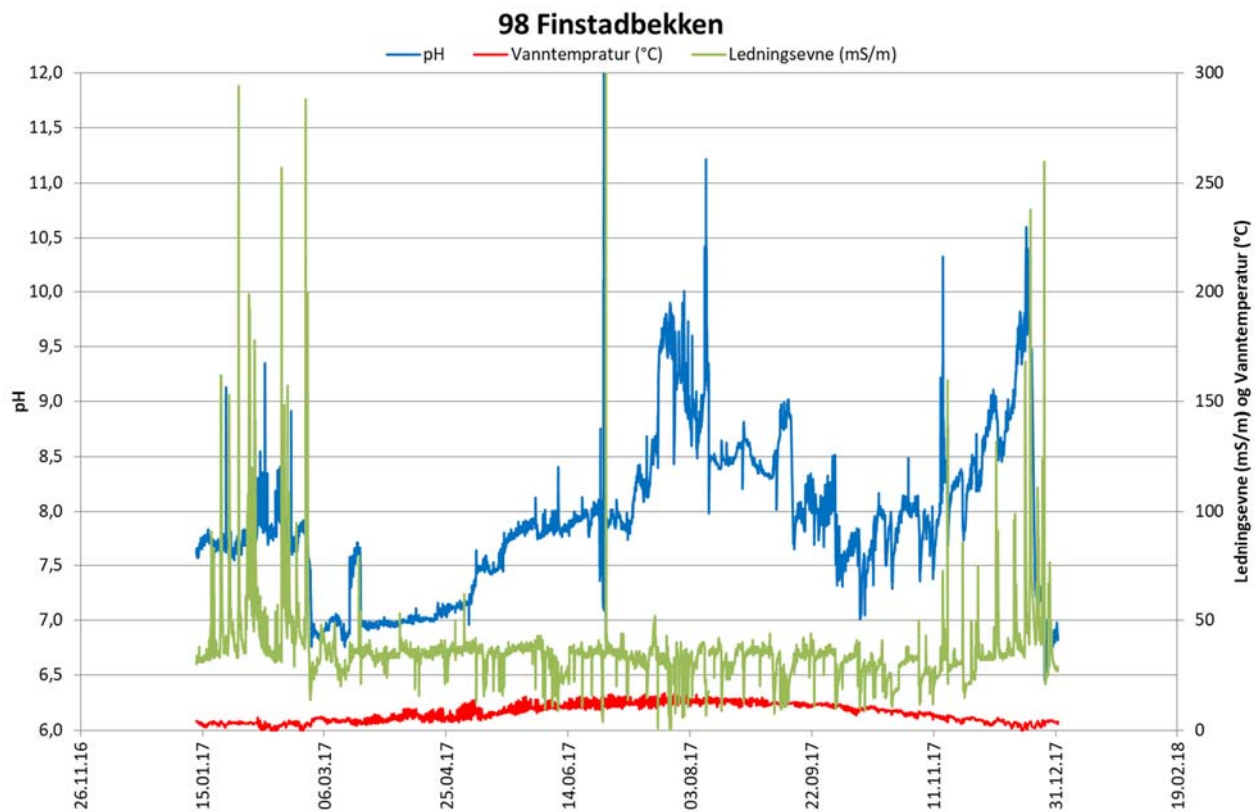
4.2.9 Finstadbekken ID98

Det var til tider lav vannføring i Finstadbekken og for noen perioder har sensorene ligget tørt. Det var høyest vannføring i mars/april (figur 29). Finstadbekken har tydelig høyere gjennomsnittlig turbiditet (129 NTU) enn de andre bekkene. Høy slamføring gir hyppige problemer med nedslamming av turbiditetssensoren. Episoder med høy turbiditet kan derfor få en påfølgende periode med feilmålinger, slik at de ser ut til å vare lengre enn de faktisk gjør. Antall episoder antas likevel å være riktig.

Ledningsevnen var tydelig høyere i vinterhalvåret desember, januar, februar, og pH var også noe høyere i samme periode (figure 30). Økt ledningsevne kan ha sammenheng med veisaltning i Ski sentrum (også private eller gårdeiere). Det er også registrert flere tilfeller med kloakkoverløp gjennom vinterhalvåret, noe som vil øke ledningsevnen. Om sommeren var ledningsevnen stabilt lav (rundt 20 mS/m), mens pH var høy (8-10). Økt pH om sommeren kan skyldes økt biologisk produksjon, men bekken viste ikke tydelige døgnvariasjoner som normalt for økt pH forårsaket av algevekst.



Figur 29. Kontinuerlige målinger av vannhøyde og turbiditet i Finstadbekken (98) i 2017.



Figur 30. Kontinuerlige målinger av pH, ledningsevne og vanntemperatur i Finstadbekken (98) i 2017.

4.3 Vannprøver

Det var store variasjoner i gjennomsnittlige analyseresultater i vannprøver hentet fra de ulike bekkene (tabell 4). Gjennomsnittlig konsentrasjon av total nitrogen var klart høyest i Maurtubekken (20 mg/L) og her var også gjennomsnittlig konsentrasjon av ammonium-N høy (182 µg/L). Maurtubekken hadde høye verdier av nitrogen og ammonium-N. Ved høy pH og temperatur er det risiko for dannelse av giftig NH₃. Alt over 2 mg N/L tilsvarer en svært dårlig tilstand uavhengig av vanntype (Veileder 02:2013-revidert 2015). I de andre ferskvannsbekkene varierte Tot-N fra 1 til nesten 4 mg/L. I Stensrubbekken kulvert og Finstadbekken viste også forhøyede konsentrasjoner av nitrogen (over 3 mg/L). Stensrubbekken kulvert ligger nedstrøms Maurtubekken mens Finstadbekken får avrenning fra Ski sentrum. Konsentrasjoner av nitrat følger stort sett konsentrasjoner av Tot-N men det var uforholdsmessig mye ammonium-N i vannprøver fra Alnaelva topplag (ID21-bunn) og Stensrubbekken bro (ID66).

Gjennomsnittlig konsentrasjon av suspendert stoff var høyest i Myrerbekken (ID61) og i Finstadbekken (ID98). Gjennomsnittlig konsentrasjon av total fosfor (Tot-P) var høyest i Finstadbekken og Alnaelva topplag. I følge veileder 02:2013-revidert 2015 viste alle bekkene moderat tilstand med hensyn på fosfor og nitrogen. Naturtilstand for fosfor og nitrogen i leirevassdrag er usikre, og det er ikke satt endelige klassifiseringsgrenser for god/moderat tilstand for denne vanntypen og klassegrenser for dårlig tilstand er ikke definert. Fargemerkingen i tabell 4 er derfor foreløpig.

I Gjersrudtjern ble det også analysert klorofyll. Gjennomsnittlig konsentrasjon av klorofyll var 6,4 µg/L. En prøve viste 55 µg/L. Denne ble tatt 10. august, dagen med høyest nedbørintensitet i 2017.

Gjennomsnittlig pH i vannprøvene var mellom 7,2 og 8, tilsvarende som i de automatiske målingene. Ledningsevnen var mellom 20 og 100 mS/m i ferskvannsbekkene. Det var høyest ledningsevne i Myrerbekken og Maurtubekken. Utløpet av Alnaelva er sjøvannspåvirket, noe som gir høy ledningsevne. Målt ledningsevne over 100 mS/m vurderes som unormalt høyt. I naturlige upåvirkede bekker er ledningsevnen normalt under 5 mS/m. Analyseresultatene og de automatiske målingene bekrefter riktigheten av høy ledningsevne i nevnte bekker.

Fra 31.10.2017 ble det også inkludert analyse av metaller (As, Pb, Cd, Cu, Hg, Ni, Zn, U, Fe, Mn, Sb, Cr og Cr⁶⁺) og SO₄ i stasjonene ID61, ID67, ID98 og ID21. Til sammen har det blitt analysert tre prøver av disse parameterne og gjennomsnittet er vist i tabell 5. Finstadbekken (ID 98) og Stensrubbekken kulvert (ID 67) viste lave verdier av alle analyserte metaller. I Alnaelva var det høye verdier av arsen og i Myrerbekken er det høye verdier av arsen, kadmium og krom. Høy konsentrasjon av seksverdig krom er spesielt bekymringsverdig, da dette kan være akutt giftig for vannlevende organismer.

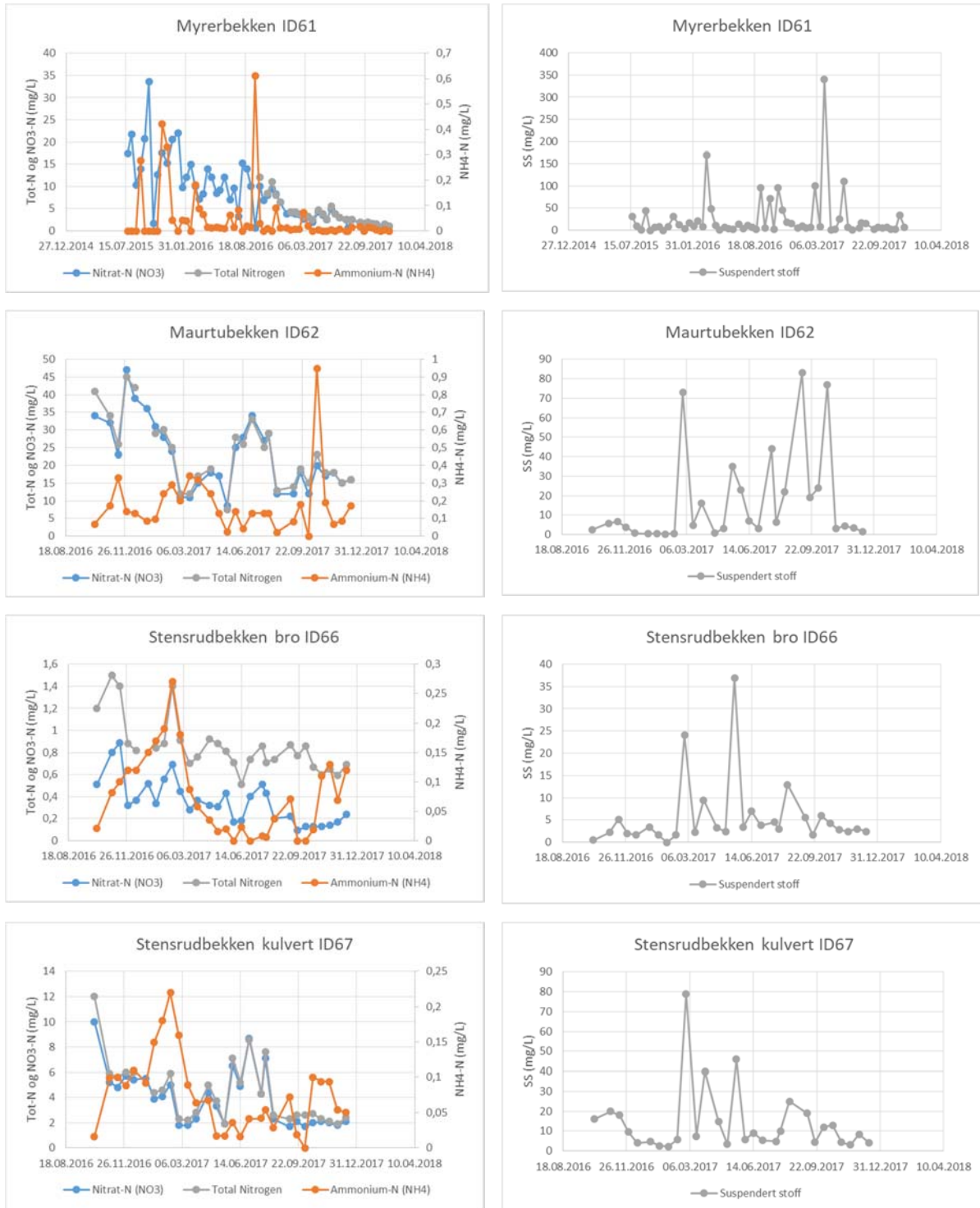
Figur 31, 32 og 34 viser tidstrender i konsentrasjon av nitrogenforbindelser og suspendert stoff i de ulike bekkene. I figur 33 vises tidstrend for klorofyll i Gjersrudtjern. Nitratkonsentrasjonen har gjennom overvåkingsperioden gått ned i alle bekker i området rundt anleggsområdet på Åsland; Myrerbekken, Maurtubekken, Stensrubbekken bro og kulvert, Gjersrubbekken og Gjersrudtjern viser nedgang. I de samme bekkene, og i Gjersrudtjern, er det ingen trender med hensyn til målte konsentrasjoner av SS. Hvor mye partikler som finnes i en prøve er svært avhengig av vannføring og dermed hvilken dag prøven tas. Dette gjelder til en viss grad også for nitrogenforbindelseene. For bekkene i Ski området; Roåsbekken, Dalsbekken, Blåveisbekken og Finstadbekken, var det ingen tydelige trender mht. konsentrasjon av nitrogenforbindelser eller suspendert stoff.

Tabell 4. Gjennomsnittlige konsentrasjoner av Total Nitrogen, Nitrat-N, Ammonium-N, Suspendert Stoff, Total Fosfor og Fosfat-P i 2017. Fosfor og nitrogen er merket med med fargekoder for tilstandsklasser etter veileder 02:2013-revidert 2015.

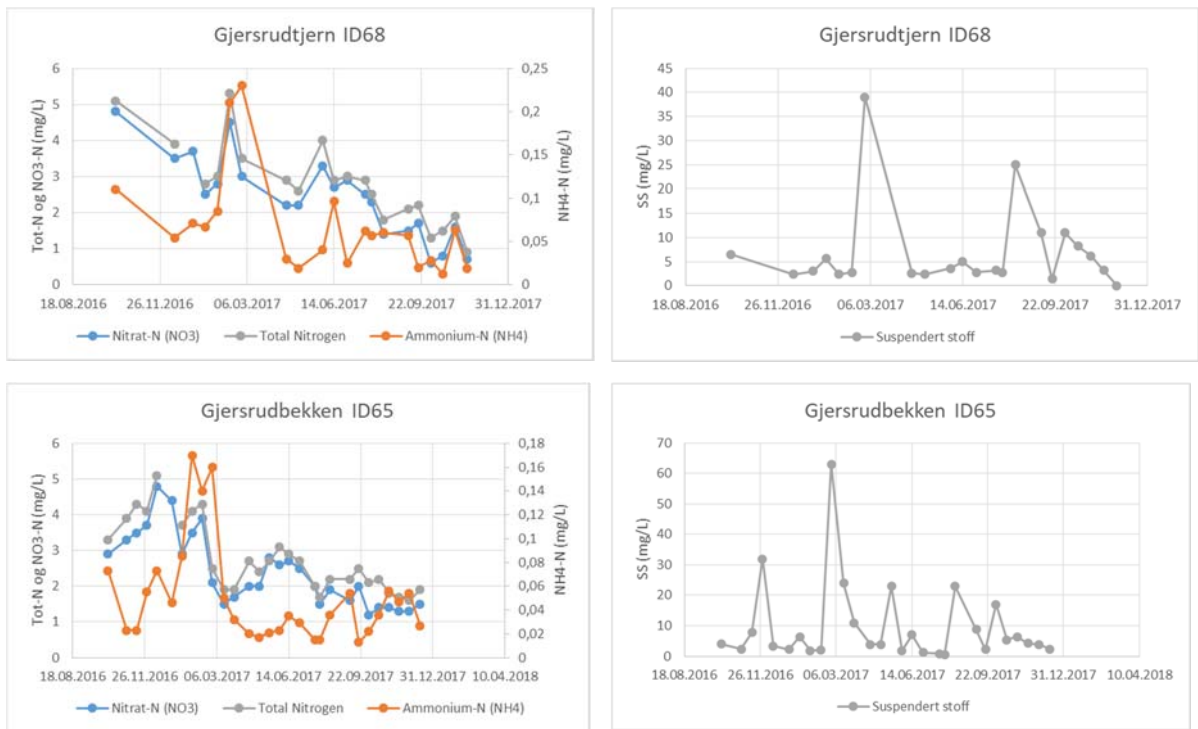
| | Antall prøver | Tot-N | Nitrat-N (NO ₃ -N) | Ammonium-N (NH ₄ -N) | Suspendert stoff | Tot-P | Fosfat-P | pH | Lednings-evne |
|--|---------------|-------|-------------------------------|---------------------------------|------------------|-------|----------|-----|---------------|
| <i>Satt til leirevassdrag 30 % dekning</i> | | | | | | | | | |
| | | mg/L | mg/L | µg/L | mg/L | µg/L | µg/L | | mS/m |
| 61 | 24 | 2,8 | 2,6 | 15 | 30 | 41 | 10 | 8,0 | 100 |
| 62 | 24 | 20,0 | 19,4 | 182 | 20 | 37 | 9 | 7,9 | 105 |
| 65 | 24 | 2,4 | 2,1 | 54 | 9 | 30 | 7 | 7,6 | 51 |
| 66 | 24 | 0,8 | 0,3 | 72 | 6 | 29 | 8 | 7,6 | 21 |
| 67 | 23 | 3,9 | 3,5 | 73 | 14 | 31 | 10 | 7,7 | 57 |
| 91 | 19 | 2,4 | 1,9 | 66 | 11 | 43 | 9 | 7,2 | 20 |
| 94 | 24 | 3,2 | 2,8 | 47 | 19 | 44 | 9 | 7,7 | 30 |
| 97 | 24 | 2,5 | 2,2 | 55 | 18 | 41 | 15 | 7,8 | 36 |
| 98 | 24 | 2,6 | 2,3 | 51 | 20 | 62 | 37 | 7,8 | 34 |
| 68 | 20 | 2,9 | 2,3 | 65 | 7 | 35 | 9 | 7,6 | 52 |
| <i>Innblandingssone Ferskvann/Saltvann</i> | | | | | | | | | |
| 21-topp | 5 | 1,2 | 0,6 | 193 | 15 | 62 | 42 | 7,8 | 1085 |
| 21-bunn | 4 | 0,4 | <0,007 | 14 | 8 | 38 | 18 | 7,8 | 4113 |

Tabell 5. Gjennomsnittlige konsentrasjoner av Sulfat og metaller (As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Sb, U, Zn). Tabellen er merket med med fargekoder for tilstandsklasser etter veileder M-608 for ferskvann. Merk at klassegrenser i innblandingssoner ferskvann/saltvann ikke er definert og klassegrenser for ferskvann er derfor usikre.

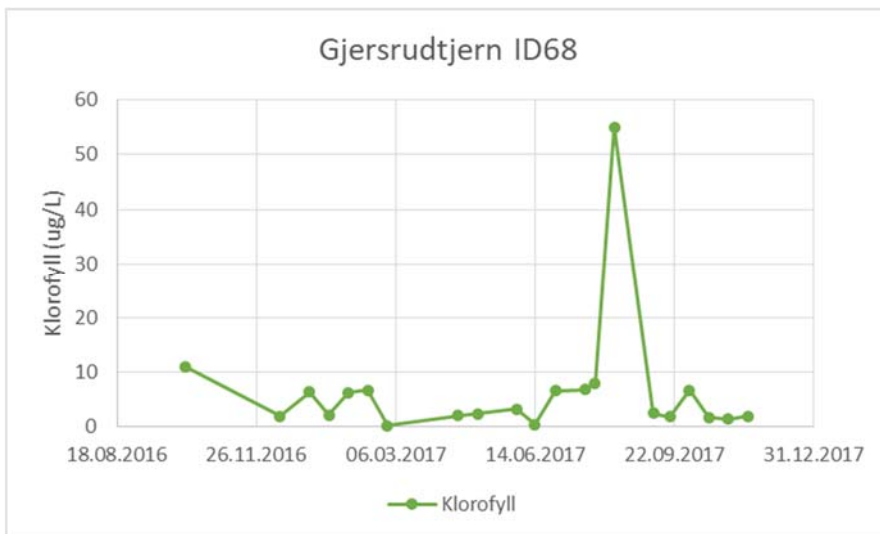
| | | 61 | 67 | 98 | 21-bunn | 21-topp |
|------------------|------|------------------|-------|-------|---------------------------|---------|
| | | <i>Ferskvann</i> | | | <i>Ferskvann/saltvann</i> | |
| Sulfat | mg/L | 93 | 58 | 23 | 1950 | 453 |
| As | µg/L | 0,8 | 0,4 | 0,5 | 1,6 | 1,3 |
| Cd | µg/L | 0,08 | 0,05 | 0,02 | 0,04 | 0,04 |
| Cr | µg/L | 6,2 | 1,6 | 0,2 | 0,2 | 0,1 |
| Cr ⁶⁺ | µg/L | 4,9 | 0,9 | 0,4 | 0,4 | 0,4 |
| Cu | µg/L | 2,7 | 2,4 | 2,7 | 1,5 | 2,4 |
| Fe | mg/L | 0,2 | 0,3 | 0,4 | 0,2 | 0,2 |
| Hg | µg/L | 0,001 | 0,002 | 0,001 | 0,002 | 0,001 |
| Mn | µg/L | 42 | 44 | 43 | 25 | 28 |
| Ni | µg/L | 1,9 | 2,0 | 1,5 | 0,6 | 0,9 |
| Pb | µg/L | 0,3 | 0,3 | 0,3 | 0,3 | 0,3 |
| Sb | µg/L | 0,7 | 0,4 | 0,3 | 0,3 | 0,4 |
| U | µg/L | 7,8 | 7,0 | 2,5 | 2,5 | 2,3 |
| Zn | µg/L | 4,8 | 5,1 | 6,5 | 4,0 | 6,5 |



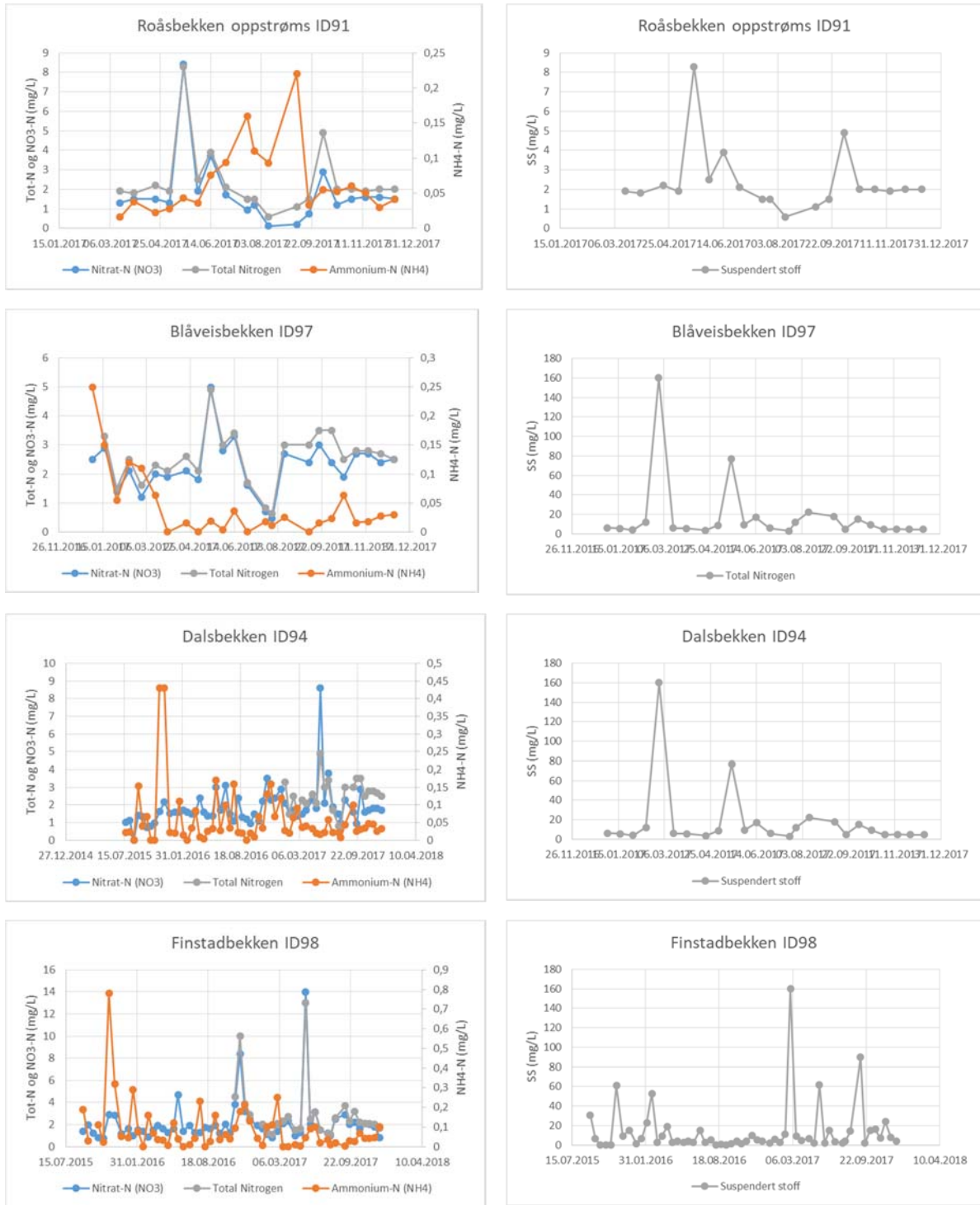
Figur 31. Analyseresultater for Total nitrogen (Tot-N)(mg/L), Nitrat-N (mg/L), Ammonium-N (mg/L) og Suspendedt stoff (mg/L) i Myrerbekken, Maurtubekken, og Stensrubekken (bro og kulvert) i hele overvåkingsperioden.



Figur 32. Analyseresultater for Total nitrogen (Tot-N)(mg/L), Nitrat-N (mg/L), Ammonium-N (mg/L) og Suspendert stoff (mg/L) i Gjersrudtjern og Gjersrubbekken i hele overvåkingsperioden.



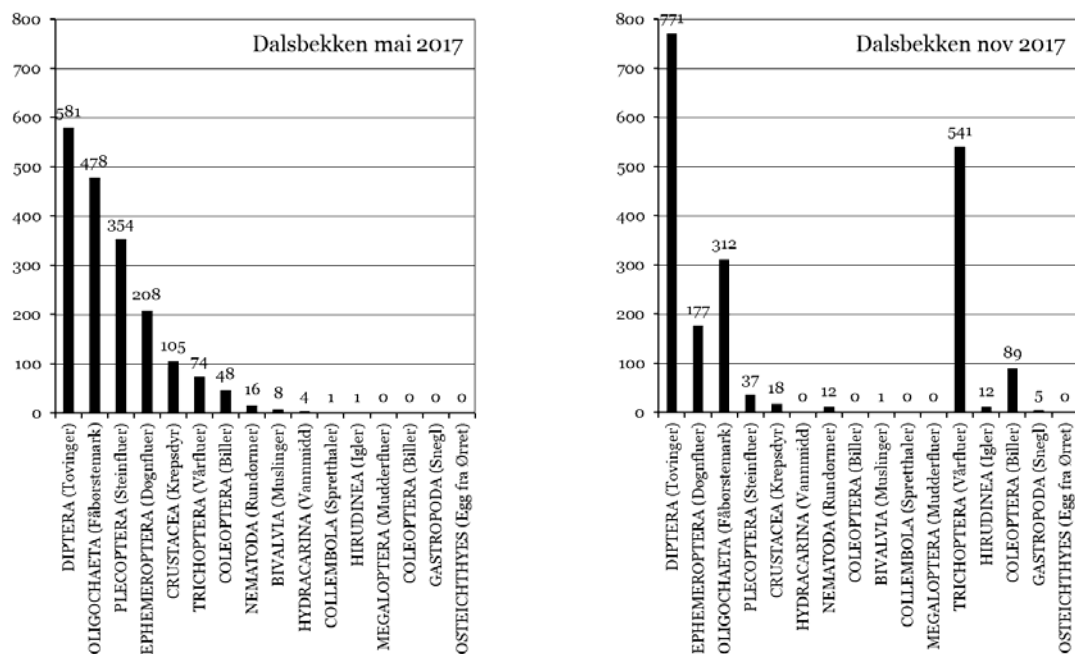
Figur 33. Analyseresultater for Klorofyll A (µg/L) i Gjersrudtjern i hele overvåkingsperioden.



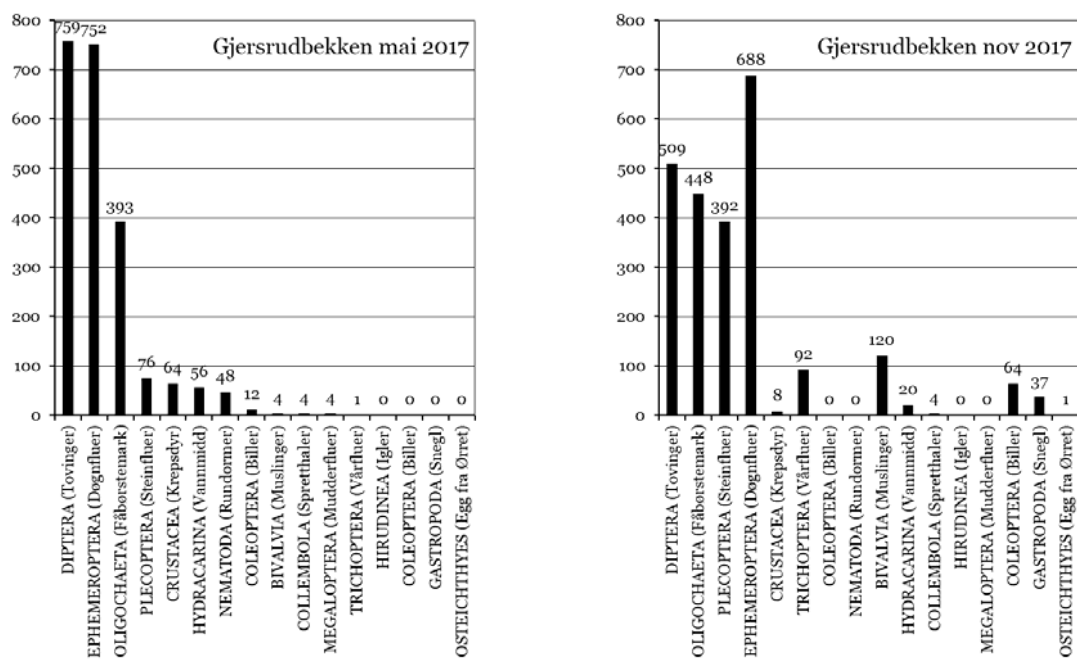
Figur 34. Analyseresultater for Total nitrogen (Tot-N)(mg/L), Nitrat-N (mg/L), Ammonium-N (mg/L) og Suspendert stoff (mg/L) i Roåsbekken oppstrøms, Blåveisbekken, Dalsbekken og Finstadbekken i hele overvåkingsperioden.

4.4 Biologiske undersøkelser

Det ble funnet tovinger, EPT-arter og fåbørstemark i sparkeprøver fra Dals- og Gjersrudbekken (figur 35 og 36). Tetthet (total) i Dalsbekken og Gjersrudbekken lå på omtrent 2000 individer per prøve, både vår og høst. ASPT-indeksen for vår og høst 2017 er på nivå med det som ble funnet for de to foregående år. EPT-indeksen for våren 2017 var noe lavere enn tidligere, mens EPT-indeksen fra høstprøvene er innenfor det som har blitt målt de siste årene. Beregnet ASPT- og EPT-indeks for vår og høst 2013-2017 i Dalsbekken, og tilsvarende for 2012-2017 i Gjersrudbekken, er vist i tabell 5 og 6. EQR og nEQR for ASPT for begge bekkene er vist i figur 37 - 40. Med unntak av vårprøvene i Dalsbekken, der EQR indikerer god økologisk tilstand, ligger høstprøvene i moderat økologisk tilstand. Dette er som før og på nivå med det som ble funnet av Leikanger mfl (2013) og Skaalsveen mfl (2016).



Figur 35. Antall og fordeling av hovedgrupper (vist som klasser og ordner) funnet i Dalsbekken 15. mai og 10. november 2017. Det ble funnet flest tovinger, EPT-taksa og fåbørstemark.



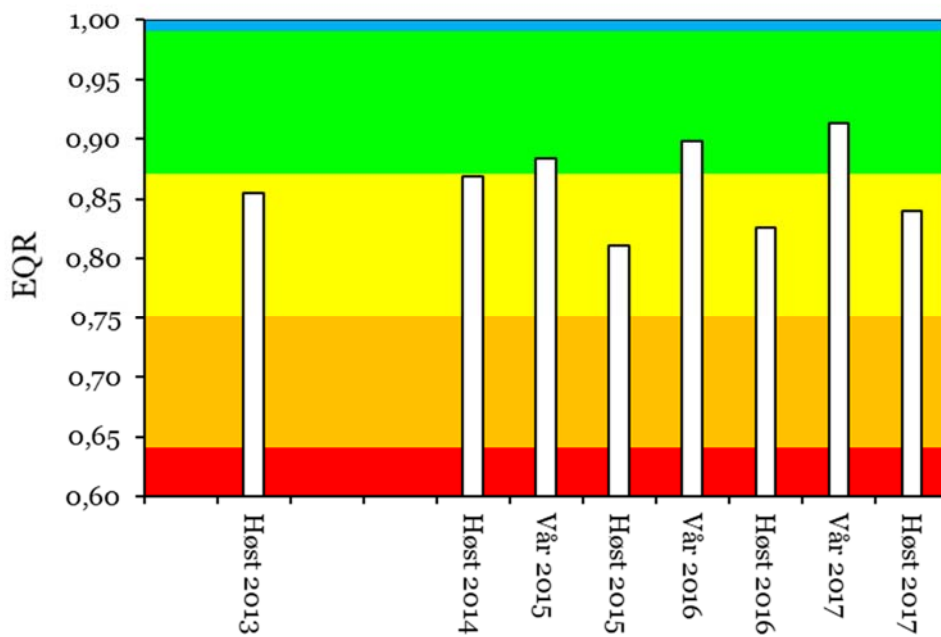
Figur 36. Antall og fordeling av hovedgrupper (vist som klasser og ordner) funnet i Gjersrudbekken 15. mai og 10. november 2017. Det ble funnet flest tovinger, EPT-taksa og fåbørstemark.

Tabell 5. EPT- og ASPT-indeks beregnet for Dalsbekken år 2013 – 2017.

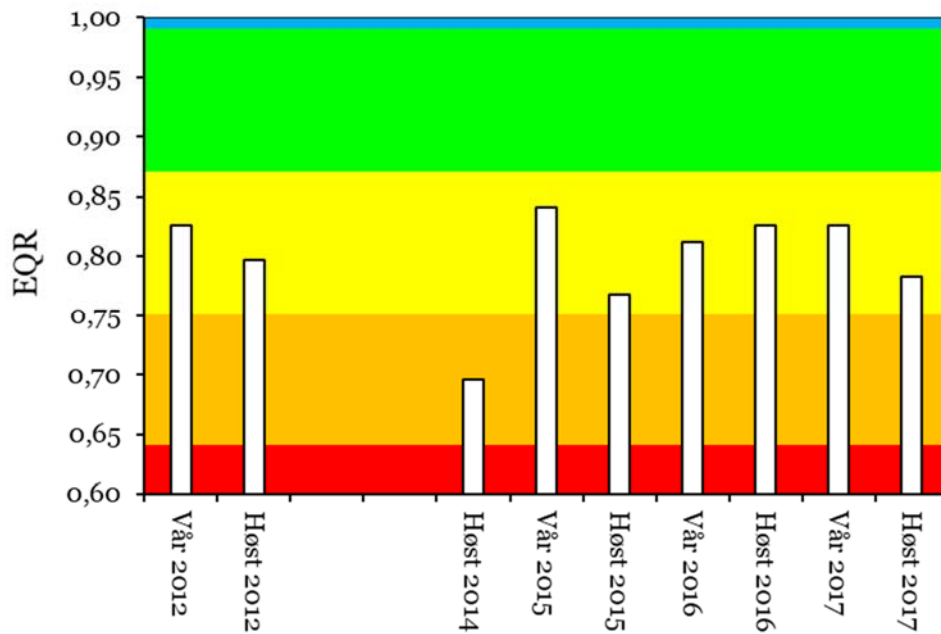
| Dalsbekken | 2013 | 2014 | 2015 | 2016 | 2017 |
|--------------|------|------|------|------|------|
| ASPT (v år) | - | - | 6,1 | 6,2 | 6,3 |
| ASPT (h øst) | 5,9 | 6 | 5,6 | 5,7 | 5,8 |
| EPT (v år) | - | - | 22 | 20 | 17 |
| EPT (h øst) | 15 | 17 | 17 | 18 | 15 |

Tabell 6. EPT- og ASPT-indeks beregnet for Gjersrudbekken år 2012 – 2017.

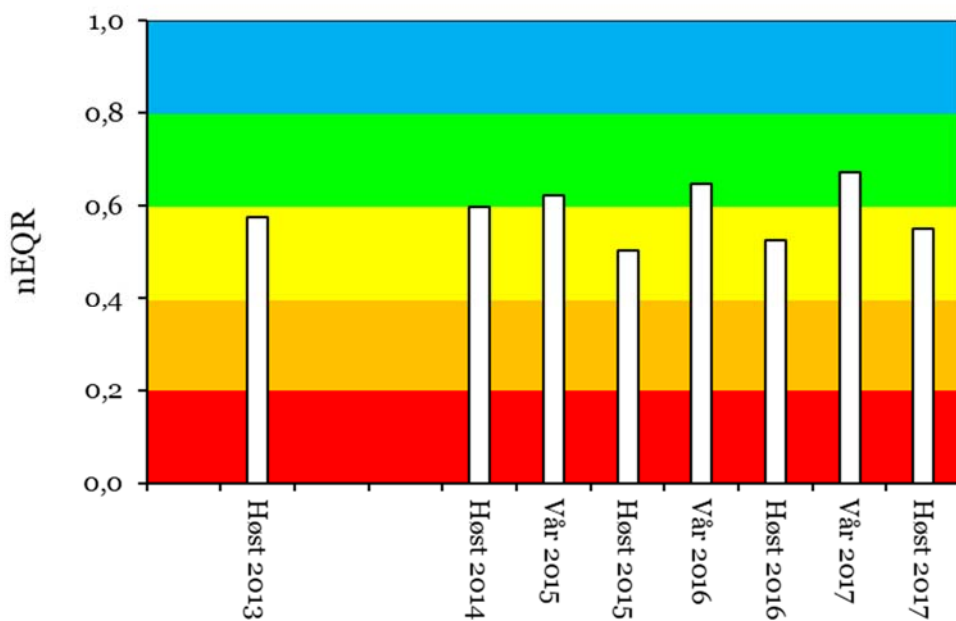
| Gjersrudbekken | 2012 | 2014 | 2015 | 2016 | 2017 |
|----------------|------|------|------|------|------|
| ASPT (v år) | 5,7 | - | 5,8 | 5,6 | 5,7 |
| ASPT (h øst) | 5,5 | 4,8 | 5,3 | 5,7 | 5,4 |
| EPT (v år) | 12 | - | 11 | 9 | 8 |
| EPT (h øst) | 16 | 8 | 9 | 14 | 12 |



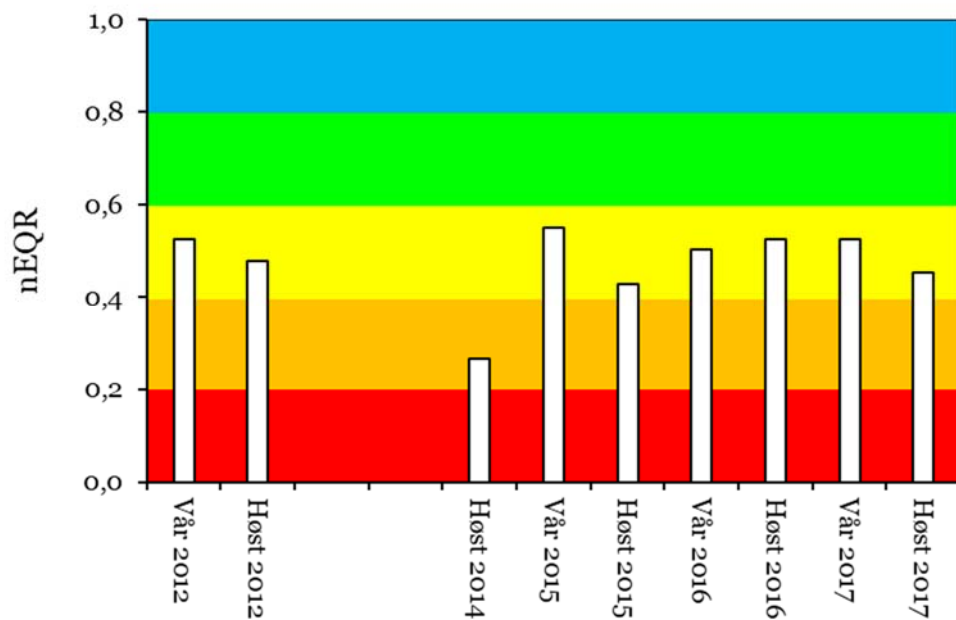
Figur 37. Utviklingen av Ecological Quality Ratio (EQR) for ASPT-indeksen beregnet for Dalsbekken i vår- og høstprøver fra 2013 – 2017. Indeksen sier noe om den organiske belastningen i bekken, evt ideelt den antropogene andelen av eutrofieringsprosessen.



Figur 38. Utviklingen i Ecological Quality Ratio (EQR) for ASPT-indeksen beregnet for Gjersrudbekken i vår- og høstprøver fra 2012 – 2017. Indeksen sier noe om den organiske belastningen i bekken, evt ideelt den antropogene andelen av eutrofieringsprosessen.



Figur 39. Utviklingen av normalisert Ecological Quality Ratio (nEQR) for ASPT-indeksen beregnet for Dalsbekken i vår- og høstprøver fra 2013 – 2017.



Figur 40. Utviklingen i normalisert Ecological Quality Ratio (nEQR) for ASPT-indeksen beregnet for Gjersrudbekken i vår- og høstprøver fra 2012 – 2017.

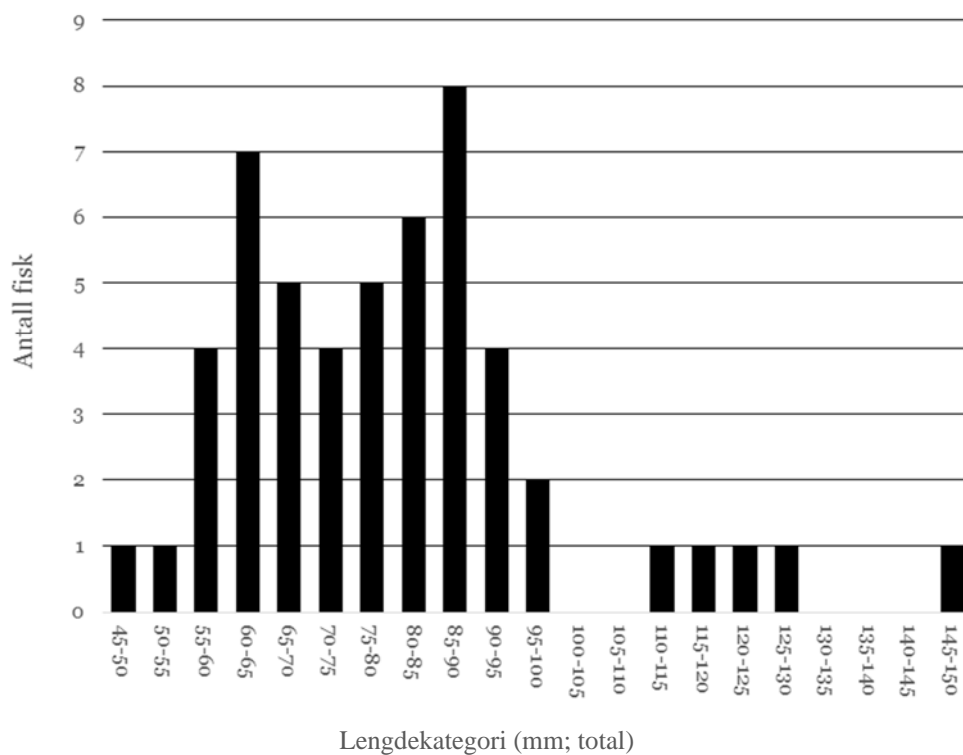
4.5 Fiskeundersøkelse

Fiskens totallengde ble målt (fra snutespiss til naturlig utstrakt halefinne). Det ble tilstrebet å ikke benytte bedøvelse (NYCO; natriumbikarbonat) ved lengdemåling. Fisken ble behandlet med varsomhet. All fisk var i live og tilsynelatende i fin form da den ble sluppet tilbake ut i bekken igjen etter endt lengdemåling.

Det ble fanget totalt 53 ørret i 2017. Lengdefordeling etter tre ganger overfiske er vist i figur 41. Antall årsyngel (0+) var 48 stk (totallengde 45-100 mm). Derimot ble kun 6 ettåringer og eldre ungfisk ($\geq 1+$) fanget. Dette var noe uventet, da fangbarheten for denne gruppen som regel er høyere enn for 0+. Dette er også vesentlig færre fisk enn funnet i 2015 og 2016 (Skaalsveen mfl 2016), og på nivå med hva som ble funnet i 2012 av Bækken mfl (2013).

Total fisketetthet 100 m^{-2} i 2017 ble beregnet til 117, men estimatet er usikkert (tabell 7). Total fisketetthet 100 m^{-2} ble beregnet til 74 og 95 ørret i hhv 2015 og 2016, mens den i 2014 var på kun 6 ørret 100 m^{-2} (Skaalsveen mfl 2016). Høsten 2012 ble tettheten beregnet til 27 ørret 100 m^{-2} (Bækken mfl 2013). Den lave tettheten i 2014 skyldtes trolig forurensning av bekken, der 4000 liter ammoniakk fra en tankbil skal ha blitt dumpet i en kum på Klemetsrud i Oslo desember 2012, med påfølgende massiv fiskedød mellom Klemetsrud og fjorden (Miljøprosjektet Ljanselva 2013). Det var også et utslipp av fyringsolje til bekken i 2014.

Den kraftige økningen av årsyngel i 2015 og 2016 ifht. tidligere år kommer som en konsekvens av utsetting av fisk. Med Fylkesmannen i Oslo og Akershus sin tillatelse, ble 25 000 ørretyngel fra OFA sitt settefiskanlegg i Sørkedalen satt ut i Ljanselva og Gjersrudbekken sommeren 2015. Tettheten av 0+ høsten 2017 var også høy og ble beregnet med Bohllins metode til å være 66 ørret 100 m^{-2} . Dette anslaget er mindre usikkert enn estimatet av total fisketetthet 2017 (tabell 7). Tettheten av 0+ høsten 2017 er på nivå med hva som ble funnet i 2015 og 2016, med en tetthet av 0+ på hhv 64 og 54 ørret 100 m^{-2} , og indikerer god rekruttering (Skaalsveen mfl 2016). Tettheten i 2017 er dog kanskje noe overestimert, da dårlig sikt i bekken potensielt kan gi større feilmarginer i fangst. I 2017 ser det nemlig ut til at første overfiske (C_1) underestimerer noe ifht. senere overfiskes fangst. Denne forskyvingen vil gi et forhøyet tetthetsestimat ved bruk av Bohllins metode (jf formel i metodekapittelet). Fangbarheten var også lav i 2017 for 0+ ($p = 0.20$; tabell 7). Et estimatet av fisketetthet for $\geq 1+$ blir i 2017 hensiktsløst å beregne, med flere ettåringer og eldre ungfisk fanget ved siste overfiske (C_3) enn ved første overfiske (C_1) (tabell 7).



Figur 41. Lengdefordeling av ørret i Gjørsrudbekken etter el-fiske 27. oktober 2017. I forhold til året før ble det fanget omtrent like mange årsyngel (0+), men vesentlig færre ettåringer og eldre ungfisk ($\geq 1+$).

Tabell 7. Data for antall fisk pr overfiske (C_1 - C_3), samt estimat for tetthet (Y) og fangbarhet (p). Pga få ettåringer og eldre ungfisk ($\geq 1+$) fanget i 2017, samt flere av disse fanget ved senere overfiske ($C_1 < C_3$), har beregninger og statistikk blitt utelatt pga stor usikkerhet (-).

| Antall | C_1 | C_2 | C_3 | T | $Y (125 \text{ m}^{-2})$ | $Y (100 \text{ m}^{-2})$ | p |
|-----------|-------|-------|-------|----|--------------------------|--------------------------|------|
| 0+ | 21 | 14 | 12 | 47 | 83 | 66 | 0.25 |
| $\geq 1+$ | 1 | 0 | 5 | 6 | - | - | - |
| Totalt | 22 | 14 | 17 | 53 | 147 | 117 | 0.14 |

5 Oppsummering

5.1 Åsland

Myrerbekken og Maurtubekken er primærresipienter for avrenning fra Åsland. Myrerbekken får avrenning fra riggområdet mens Maurtubekken får avrenning fra deponi.

På grunn av lagring av sprengstein i deponiet har konsentrasjonen av nitrogen i **Maurtubekken** til tider vært svært høy; flere målinger i 2016 har vist over 40 mg N/l. Gjennomsnittlig konsentrasjon av nitrogen i 2017 var 20 mg/L, og høyest målte verdi var 33 mg N/l. Også konsentrasjon av ammonium har vært høy i denne bekken (gjennomsnittlig 182 µg/L i 2017). Naturtilstand for denne typen vassdrag med hensyn på nitrogen er i størrelsesorden 0,5 mg N/L og god tilstand er foreløpig definert som under 1 mg N/L. Nitrogenavrenning har negative konsekvenser på mange områder; økt risiko for eutrofiering, økt lystgassutslipp, risiko for transport av NO₂ til grunnvann, og akutt giftighet ved dannelse av NH₃. Nitrogenavrenningen i Maurtubekken aviker betydelig fra naturtilstand og det er en risiko for akutt giftighet i perioder med høy pH og temperatur. Dette vil først og fremst ramme bunndyr, da det ikke er registrert fisk i bekken. Nitrogenkonsentrasjonene har vært lavere i 2017 enn i 2016, sannsynligvis som følge av at mye av nitrogenet har blitt vasket ut fra deponert sprengstein.

Myrerbekken hadde høye nitrogenkonsentrasjoner i 2016 (gjennomsnittet var 10 mg N/L), men i 2017 ble dette redusert til 2,5 mg N/L. Dette er fremdeles en høy konsentrasjon i forhold til naturtilstand, men nivået er nå mer likt de andre bekkene inkludert i overvåkingen. Myrerbekken har høy gjennomsnittlig ledningsevne og den kontinuerlige overvåkingen viste flere episoder med høy pH og ledningsevne i 2017. Høy pH kan i seg selv være problematisk for vannlevende organismer (>10), og det gir økt risiko for dannelse av giftig ammoniakk og opprettholder den giftigste tilstandsformen av krom (seksverdig). Gjennomsnittlige analyseresultater for metaller viste forhøyede konsentrasjoner av arsen, kadmiium, uran og krom. Det er en risiko for at episodene i Myrerbekken med høy pH og høyt krominnhold kan ha ført til skade på vannlevende organismer i Myrerbekken.

Stensrubbekken kommer fra Steinsrudtjern og Trollvanna og har utløp til Gjersrudtjern. Myrerbekken og Maurtubekken samløper og har deretter utløp i Stensrubbekken. I 2016 og 2017 har det blitt tatt vannprøver ved Stensrubbekken bro (oppstrøms samløp) og ved Stensrubbekken kulvert (nedstrøms samløp). Stensrubbekken kulvert er i tillegg kontinuerlig overvåket. Mellom oppstrøms og nedstrøms øker nitrogenkonsentrasjonen fra 0,8 mg N/L til 3,9 mg N/L, mens konsentrasjonen av suspendert stoff øker fra 6 til 14 mg/L. Den kontinuerlige overvåkingen viser at enkelte ganger har utslipp med høy pH fra Myrerbekken nådd Stensrubbekken og gitt forhøyet pH også her (max 9,4). Konsentrasjoner av metaller ved Stensrubbekken kulvert er derimot lave. Gjennom overvåkingsperioden er det en nedadgående trend i nitrogenkonsentrasjon for Stensrubbekken kulvert. Det er en risiko for at episodene i Myrerbekken med høy pH og høyt krominnhold kan ha ført til skade på vannlevende organismer også i Stensrubbekken

Gjersrudtjern er den mest sårbare resipienten i området, og får avrenningen fra Stensrubbekken, Myrerbekken og Maurtubekken. Gjersrudtjern har en gjennomsnittlig konsentrasjon av nitrogen og fosfor på hhv. 2,8 mg/L og 35 µg/L. Også i Gjersrudtjern er det en tydelig nedgang i konsentrasjon av nitrogen fra 2016 til 2017. Gjennomsnittlig klorofyll A i tjernet var 6,4 µg/L i 2017, høyest registrert verdi av klorofyll A var derimot 55 µg/L, noe som er svært høyt. Utslippene med høy pH, og høye konsentrasjoner av krom og nitrogen i Myrerbekken/Maurtubekken har blitt fortynnet før det når Gjersrudtjern. Det har derfor vært lav risiko for akutt giftighet i 2017, men det er likevel en risiko for langsiktige konsekvenser, spesielt med tanke på eutrofiering.

Gjersrudtjern har utløp i **Gjersrubbekken**. Her ble det tatt månedlige vannprøver samt at det ble utført biologiske undersøkelser av bunndyr og fisk. Gjennomsnittlig konsentrasjon av nitrogen i 2017

var 2,4 mg N/L. I Gjersrudbekken har det vært en tydelig nedadgående trend i nitrogenkonsentrasjonen fra 2016 til 2017, men konsentrasjonen er fremdeles høy. Bunndyrundersøkelsene i Gjersrudbekken i 2017 viste god tilstand i vårprøvene og moderat tilstand i høstprøvene. Dette er tilsvarende resultater som for alle tidligere år.

El-fisket i Gjersrudbekken i 2017 viste høy tetthet av årsyngel (0+), på nivå med det som ble funnet i 2015 og 2016, etter utsetting av yngel ifbm forurensningsepisodene med ammoniakk og fyringsolje. Dette tyder på god rekruttering av ørret i bekken. Derimot ble det fanget vesentlig færre ettåringer og eldre ungfisk ($\geq 1+$) i 2017, sammenlignet med det som ble funnet i 2015 og 2016. Dette var uventet, og antallet eldre fisk er nå sammenlignbart med undersøkelsene før forurensningsepisoden i desember 2012.

5.2 Ski stasjon-Langhus

Avrenning fra Ski stasjon-Langhus påvirker primært Blåveisbekken, Roåsbekken og Finstadbekken. Blåveisbekken og Roåsbekken går sammen og renner deretter ut i Dalsbekken. Ingen av bekkene i Ski-området har en tydelig trend i konsentrasjon av nitrogen eller suspendert stoff gjennom overvåkingsperioden.

Finstadbekken får avrenning fra Ski sentrum og har utløp i Østensjøvann, et naturreservat (fuglefredning) med stor biologisk verdi. Vannprøvene fra denne bekken viste høye konsentrasjoner av nitrogen og fosfor, noe som kan øke risiko for eutrofiering i Østensjøvann. Det var lave konsentrasjoner av metaller i alle vannprøver. De automatiske målingene viste høyere gjennomsnittlig turbiditet i Finstadbekken enn i de andre bekkene. Dette er en bekk som ofte har problemer med nedslamming av turbiditetssensoren. Ledningsevnen er generelt lav, men økte om vinteren, sannsynligvis som følge av veisaltning i Ski sentrum. I perioder ble det registrert høy pH i bekken, noe som kan skyldes biologisk produksjon eller ukjente påvirkninger fra Ski sentrum.

Roåsbekken kommer fra Rullestادتjern. Det har blitt installert kontinuerlig overvåking både oppstrøms og nedstrøms anleggsarbeidet rundt Ski stasjon. **Roåsbekken oppstrøms** har stort sett lav turbiditet, men det er enkelte perioder med forhøyede verdier i forbindelse med høy vannføring/nedbør. Oppstrøms målepunktet er det en del jordbruksarealer og gjennomsnittlig konsentrasjon av nitrogen er høy. I en periode gjennom sommeren 2017 var det forhøyet pH i bekken, sannsynligvis som følge av algevekst.

Roåsbekken nedstrøms er kanalisert og steinsatt før overvåkingspunktet. Det har tidligere vært mye algevekst i kanalen (Leikanger, 2016) noe som gjentar seg i 2017. Gjennom sommerhalvåret var det store døgnvariasjoner i pH (mellom 6,5 og 9,5), som samvarierer med synlig algevekst i bekken. De automatiske målingene viste en tydelig økning i turbiditet mellom oppstrøms og nedstrøms anleggsområdet i Ski. Målt gjennomsnitt på 19 mg SS/L i Roåsbekken nedstrøms var likevel ikke høyt sammenlignet med andre vannforekomster i samme område.

Blåveisbekken får avrenning fra Ski sentrum. Prøvepunktet er etter renseparken som er anlagt ved siden av jernbanesporet. Blåveisbekken er en mindre resipient enn Roåsbekken og dette gjenspeiles i en hurtigere reaksjon på nedbør og flere tydelige "flomtopper" i både vannhøyde og turbiditet. Gjennomsnittlig konsentrasjon av SS er tilnærmet lik som i Roåsbekken nedstrøms. Ledningsevnen er stabil, men har tre perioder med forhøyet verdi mot slutten av året i forbindelse med økt vannføring. Dette kan være en følge av veisaltning.

Dalsbekken viste samme mønster som Roåsbekken nedstrøms i de automatiske målingene. Det var mange episoder med høy turbiditet og om sommeren var det stor døgnvariasjon for pH. I episoder har ledningsevnen vært kortvarig forhøyet (maks 70 mS/m). Gjennomsnittlig konsentrasjon av total

nitrogen har økt med ca. 0,8 mg/L mellom Roåsbekken oppstrøms og Dalsbekken. Gjennomsnittlig konsentrasjon av suspendert stoff har økt med 8 mg/L.

Bunndyrundersøkelsene i Dalsbekken 2017 viste, ved bruk av EQR fra ASPT-indeksen, ingen endring i økologisk tilstand i forhold til tidligere år. Dalsbekken har vært i god økologisk tilstand om våren og moderat økologisk tilstand om høsten for alle prøverunder. Dette er til tross for store inngrep i nedbørfeltet, også nær selve bekkeløpet ved prøvestasjonen.

5.3 Oslo

Det har blitt analysert fem vannprøver fra topplaget i Alnaelva utløp og 4 prøver fra bunnlaget i Alnaelva utløp. For begge prøvepunktene er ferskvann fra Alna blandet med saltvann, men noe mindre i topplaget enn i bunnlaget. Prøvene i topplaget viste høy konsentrasjon av næringsstoffene nitrogen og fosfor. Konsentrasjonen av næringsstoffer i bunnlaget var som forventet lavere. Både topplaget og bunnlaget har forhøyede konsentrasjoner av arsen tilsvarende tilstandsklasse moderat.

Litteraturreferanse

- Armitage, P. D., Moss, D., Wright, J.F. og Furse, M.T. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research* 17(3): 333-347.
- 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.
- Bremset, G., Diserud, O., Saksgård, L. og Sandlund, O.T. 2015. Elektrisk fiske – faktorer som påvirker fangbarhet av ungfisk. Resultater fra eksperimentelle feltstudier 2010-2014. NINA-Rapport 1147, 35 s.
- 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.
- Bækken, T., Berger, H.M., Erikssen, T.E. og Lund, E. 2013. Vurdering av økologisk tilstand i Osloelvene. Bunndyr og fisk i Hoffselva og Ljanselva vår og høst 2012. NIVA-Rapport 6480-2013: 50 s.
- Direktoratgruppa for Vanndirektivet. 2009. Veileder 02:2009. Revidert 2015. Overvåking av miljøtilstand i vann.
- Forseth, T. og Forsgren, E. (red.) 2009. El-fiskemetodikk. Gamle problemer og nye utfordringer. NINA-Rapport 488. 74 s.
- Fylkesmannen i Oslo og Akershus. 2014. Tillattelse etter forurensningsloven for anleggsarbeid ved bygging av Follobanen mellom Oslo S og Ski stasjon. Miljøvernavdelingen, Oslo.
- Greipsland, I., Haaland, S. og Roseth, R. 2017. Notat vedrørende utslipp av rensert prosessvann til Myrerbekken.
- Klima- og miljødepartementet, 2006. Forskrift om rammer for vannforvaltningen (Vannforskriften). <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446>
- 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 Kjølsseth, 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., Kjølsseth, 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. 24 s.

Miljøprosjektet Ljanselva. 2013. Notat fra Hjalmar Eide til Bymiljøetaten Oslo og Kommune, samt Fylkesmannen I Oslo og Akershus, Miljøvernavdelingen. 9. August 2013.
http://www.osloelveforum.no/htdocs/joomla15/attachments/177_Fisk2013.pdf

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.

Skaalsveen, K., Leikanger, E., og Hveem Kjølseth, T.M. 2016. Biologiske undersøkelser i Dals- og Gjersrudbekken 2016. Bioforsk Notat 2016: 12 s.

Zipin, C. 1956. An evaluation of the removal method of estimating animal populations. - Biometrics 12 (2): 163-189.

Vedlegg 1 – Rådata bunndyr

| MAI 2017 | Dalsbekken | Gjersrudbekken |
|---|------------|----------------|
| NEMATODA (Rundormer) | 16 | 48 |
| OLIGOCHAETA (Fåbørstemark) | | |
| <i>Eiseniella tetraedra</i> (Vannmeitemark) | 4 | 1 |
| Lumbricidae ubestemte (Meitemark) | - | 8 |
| Ubestemte | 36 | 232 |
| Ubestemte små (Naididae, Enchytraeidae) | 430 | 124 |
| Ubestemte, kokonger | 8 | 28 |
| HIRUDINEA (Iglar) | | |
| <i>Erpobdella octoculata</i> (Hundeigle) | 1 | - |
| BIVALVIA (Muslinger) | | |
| <i>Pisidium</i> sp. (Ertemuslinger) | 8 | 4 |
| CRUSTACEA (Krepsdyr) | | |
| <i>Asellus aquaticus</i> (Asell) | 1 | - |
| Copepoda, Cyclopoida (Hoppekreps) | 4 | 20 |
| Ostracoda (Muslingkreps) | 100 | 44 |
| HYDRACARINA (Vannmidd) | 4 | 56 |
| COLLEMBOLA (Spretthaler) | 1 | 4 |
| EPHEMEROPTERA (Døgnfluer) | | |
| <i>Baëtis rhodani</i> | 100 | 572 |
| <i>Baëtis</i> sp. (små) | 68 | 8 |
| <i>Centroptilum luteolum</i> | 32 | 84 |
| <i>Leptophlebia marginata</i> | - | 8 |
| <i>Leptophlebia</i> sp. | 4 | - |
| <i>Nigrobaëtis niger</i> | 4 | 80 |
| PLECOPTERA (Steinfluer) | | |
| <i>Amphinemura sulcicollis</i> | 4 | 4 |
| <i>Amphinemura</i> sp. (små) | - | 16 |
| <i>Brachyptera risi</i> | - | 4 |
| <i>Isoperla difformis</i> | 1 | - |
| <i>Leuctra</i> sp. (små) | 348 | 52 |
| <i>Nemoura cinerea</i> | 1 | - |

| MAI 2017 | Dalsbekken | Gjersrudbekken |
|-------------------------------------|------------|----------------|
| TRICHOPTERA (Vårfluer) | | |
| <i>Agapetus ochripes</i> | 16 | - |
| <i>Athripsodes</i> sp. (sm å) | 16 | - |
| <i>Chaetopteryx</i> sp. | 16 | - |
| <i>Halesus</i> sp. | 1 | - |
| <i>Hydropsyche siltalai</i> | 4 | - |
| Limnephilidae, ubestemt (sm å) | - | 1 |
| <i>Polycentropus flavomaculatus</i> | 12 | - |
| <i>Rhyacophila</i> sp. (sm å) | 4 | - |
| <i>Sericostoma personatum</i> | 4 | - |
| <i>Silo pallipes</i> | 1 | - |
| MEGALOPTERA (Mudderfluer) | | |
| <i>Sialis fuliginosa</i> | - | 4 |
| COLEOPTERA (Biller) | | |
| <i>Hydraena</i> sp. (larver) | - | 8 |
| <i>Hydraena</i> sp. (v oksne) | - | 4 |
| <i>Limnius volckmari</i> (larver) | 40 | - |
| <i>Limnius volckmari</i> (v oksne) | 8 | - |
| DIPTERA (Tovinger) | | |
| CERATOPOGONIDAE (Svikenott) | 32 | 24 |
| CHIRONOMIDAE (Fjærmugg) | 532 | 680 |
| EMPIDIDAE (Dansefluer) | 4 | 24 |
| EPHYDRIDAE (Vannfluer) | - | 4 |
| LIMONIIDAE (Småstankelbein) | | |
| <i>Eloeophila</i> sp. | 1 | - |
| <i>Scleroprocta</i> sp. | - | 8 |
| PEDICIIDAE (Småstankelbein) | | |
| <i>Dicranota</i> sp. | 4 | 4 |
| PSYCHODIDAE (Sommerfuglmugg) | | |
| <i>Pericoma</i> sp. | - | 8 |
| SIMULIIDAE (Knott) | 8 | 3 |
| TIPULIDAE (Stankelbein) | | |
| <i>Tipula</i> sp. | - | 4 |
| | | |
| EPT | 17 | 8 |
| ASPT | 6,26 | 5,67 |

| NOVEMBER 2017 | Dalsbekken | Gjersrubbekken |
|--|------------|----------------|
| NEMATODA (Rundormer) | 12 | - |
| OLIGOCHAETA (Fåbørstemark) | | |
| <i>Eiseniella tetraedra</i> (vannmeitemark) | - | 36 |
| Lumbricidae ubestemt (Meitemark) | 4 | - |
| Ubestemt små (Naididae, Enchytraeidae) | 200 | 100 |
| Ubestemt | 100 | 300 |
| Ubestemt kokonger | 8 | 12 |
| HIRUDINEA (Iglar) | | |
| <i>Erpobdella octoculata</i> (Hundeigle) | 8 | - |
| <i>Glossophonia complanata</i> (Stor bruskgigle) | 4 | - |
| BIVALVIA (Muslinger) | | |
| <i>Pisidium</i> sp. (Ertemuslinger) | 1 | 120 |
| GASTROPODA (Snegl) | | |
| <i>Ancylus fluviatilis</i> (Høy toppluesnegl) | 4 | - |
| <i>Bathyomphalus contortus</i> (Remsnegl) | - | 8 |
| <i>Gyraulus acronicus</i> (Vanlig skivesnegl) | - | 24 |
| <i>Lymnaea truncatula</i> (Leveriktesnegl) | 1 | 1 |
| <i>Valvata cristata</i> (Flat ferskvannsgjellesnegl) | - | 4 |
| CRUSTACEA (Krepsdyr) | | |
| <i>Asellus aquaticus</i> (Asell) | 6 | - |
| Copepoda, Calanoida (Hoppekrep) | 4 | - |
| Copepoda, Cyclopoida (Hoppekrep) | 8 | - |
| <i>Daphnia</i> sp. (Vannlopper) | - | 4 |
| Ostracoda (Muslingkrep) | - | 4 |
| HYDRACARINA (Vannmidd) | - | 20 |
| COLLEMBOLA (Spretthaler) | - | 4 |
| Ephemeroptera (Døgnfluer) | | |
| <i>Alanites muticus</i> | 1 | 44 |
| <i>Baëtis rhodani</i> | 164 | 484 |
| <i>Centroptilum luteolum</i> | - | 8 |
| <i>Heptagenia sulphurea</i> | 12 | - |
| <i>Leptophlebia marginata</i> | - | 32 |
| <i>Nigrobaëtis niger</i> | - | 120 |
| Plecoptera (Steinfluer) | | |
| <i>Amphinemura sulcicollis</i> | 20 | 344 |
| <i>Brachyptera risi</i> | 4 | 12 |
| <i>Isoperla grammatica</i> | 12 | - |
| <i>Nemoura cinerea</i> | - | 36 |
| <i>Nemoura</i> sp. | 1 | - |

| NOVEMBER 2017 | Dalsbekken | Gjersrubbekken |
|-------------------------------------|------------|----------------|
| TRICHOPTERA (Vårfluer) | | |
| <i>Agapetus ochripes</i> | 416 | - |
| <i>Athripsodes</i> sp. | 1 | - |
| <i>Hydropsyche siltalai</i> | 68 | - |
| <i>Limnephilus nigriceps</i> | 4 | - |
| <i>Polycentropus flavomaculatus</i> | 20 | 12 |
| Polycentropodidae ubestemte | - | 8 |
| <i>Potamophylax latipennis</i> | - | 4 |
| <i>Rhyacophila nubila</i> | 4 | 16 |
| <i>Rhyacophila</i> sp. (små) | 8 | 12 |
| <i>Sericostoma personatum</i> | 4 | 40 |
| <i>Silo pallipes</i> | 16 | - |
| COLEOPTERA (Biller) | | |
| <i>Hydraena gracilis</i> (voksne) | 8 | 60 |
| <i>Limnius volckmari</i> (larver) | 80 | 4 |
| <i>Limnius volckmari</i> (voksne) | 1 | - |
| DIPTERA (Tovinger) | | |
| CERATOPOGONIDAE (Svikenott) | 92 | 12 |
| CHIRONOMIDAE (Fjærmugg) | 660 | 380 |
| EMPIDIDAE (Dansefluer) | 4 | 20 |
| LIMONIIDAE (Småstankelbein) | | |
| Ubestemte | 1 | - |
| PEDICIIDAE (Småstankelbein) | | |
| <i>Dicranota</i> sp. | 12 | 36 |
| PSYCHODIDAE (Sommerfluglmugg) | | |
| <i>Pericoma</i> sp. | - | 2 |
| SIMULIIDAE (Knott) | 2 | 56 |
| TIPULIDAE (Stankelbein) | | |
| <i>Tipula</i> sp. | - | 3 |
| OSTEICHTHYES (Beinfisk) | | |
| <i>Salmo trutta</i> , egg (Ørret) | - | 1 |
| | | |
| EPT | 15 | 12 |
| ASPT | 5,79 | 5,39 |

Vedlegg 2 – Rådata fisk

| C ₁ | C ₂ | C ₃ |
|--------------------|--------------------|--------------------|
| Total lengde (m m) | Total lengde (m m) | Total lengde (m m) |
| 59 | 58 | 48 |
| 62 | 60 | 51 |
| 62 | 62 | 57 |
| 63 | 62 | 62 |
| 66 | 63 | 70 |
| 69 | 65 | 80 |
| 70 | 69 | 80 |
| 72 | 79 | 87 |
| 72 | 80 | 87 |
| 72 | 83 | 90 |
| 72 | 83 | 93 |
| 78 | 85 | 97 |
| 82 | 90 | 100 |
| 83 | 92 | 111 |
| 84 | | 124 |
| 87 | | 130 |
| 89 | | 146 |
| 90 | | |
| 90 | | |
| 92 | | |
| 94 | | |
| 120 | | |

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.