

Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa.

Årsrapport for 2018



Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Sør

Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Innlandet

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Vest

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Danmark

Njalsgade 76, 4. sal
2300 København S, Danmark
Telefon (45) 39 17 97 33

Internett: www.niva.no

Tittel Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa. Årsrapport for 2018	Løpenummer 7373-2019	Dato 30.04.2019
Forfatter(e) Anne Lyche Solheim, Jan-Erik Thrane, Birger Skjelbred, Asle Økelsrud, Johnny Håll og Maia Røst Kile	Fagområde Overvåking	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Oppland, Hedmark	Sider 139

Oppdragsgiver(e) Vassdragsforbundet for Mjøsa med tilløpselver	Oppdragsreferanse Odd Henning Stuen
	Utgitt av NIVA Prosjektnummer 180065

<p>Sammendrag</p> <p>Miljøtilstanden i Mjøsa har blitt sterkt forbedret med hensyn til overgjødning siden 1970- og 1980-tallet. Den økologiske tilstanden i 2018 mht effekter av næringsalter var god på alle prøvetakingsstasjoner i Mjøsa, men var nær grensen god/moderat i Furnesfjorden. Konsentrasjonen av total-fosfor i Mjøsa har blitt betydelig redusert etter Mjøsaksjonen på 1970- og 1980-tallet, men har vært litt høyere i de senere årene. Økningen skyldes trolig store tilførsler fra nedbørfeltet i tilknytning til flomepisoder i årene 2011, 2013 og 2014. I 2018 var fosfortilførslene store (197 tonn), hvorav Gudbrandsdalslågen bidro med 68 %, mens øvrige tilløpselver bidro med ca. 27 %. Det var likevel lav fosforkonsentrasjon i Mjøsa, fordi mesteparten av tilførslene kom med vårflommen i mai og var bundet til partikler som sedimenterte i de nordlige delene. Algemengden er mer enn halvert siden 1970-tallet, og biomassen av cyanobakterier (blågrønnalger) er redusert til et svært lavt nivå. I den senere tid har det imidlertid vært enkelte år med mye kiselalger i august-september. I 2018 var det også kiselalger som dominerte algesamfunnet, mens det fortsatt var svært lite cyanobakterier. Til tross for en svært varm og tørr sommer i 2018 var algemengden relativt liten, noe som kan skyldes små tilførsler av fosfor fra lokale tilløpselver i sommermånedene, kombinert med uvanlig mye dyreplankton. Den økologiske tilstanden i nedre deler av Hunnselva og Vikselva ble vurdert som moderat i 2018 basert på undersøkelser av begroingsorganismer og bunndyr.</p>
--

<p>Fire emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Mjøsa Overvåking Eutrofiering Økologisk tilstand 	<p>Four keywords</p> <ol style="list-style-type: none"> Lake Mjøsa Monitoring Eutrophication Ecological status
---	--

Denne rapporten er kvalitetssikret iht NIVAs kvalitetssystem og godkjent av:

Anne Lyche Solheim
Prosjektleder

Markus Lindholm
Faglig kvalitetssikrer

Therese Fosholt
Forskningsleder

ISBN 978-82-577- 7108-9

NIVA-rapport ISSN 1894-7948

© Norsk institutt for vannforskning. Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse.

Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa
Hovedrapport for 2018

Forord

Rapporten omhandler vannkvalitet og biologiske forhold i vannområde Mjøsa i 2018 samt tidsutviklingen i viktige fysiske, vannkjemiske og biologiske forhold i overvåkingsperioden 1972-2018. Overvåkingen har fra og med 2003 blitt administrert og finansiert av Vassdragsforbundet for Mjøsa med tilløpselver, med bidrag fra Miljødirektoratet. Vassdragsforbundets daglige leder Odd Henning Stuen har vært NIVAs kontaktperson. Ansvarlig for gjennomføring av prosjektet i 2018 har vært Anne Lyche Solheim som prosjektleder og Jan-Erik Thrane som prosjektkoordinator (begge NIVA). Kontrakten som omhandler oppdraget, ble undertegnet den 22.2.2018.

Feltarbeidet på Mjøsa ble utført av Jan-Erik Thrane, Jonas Persson og Jarl Eivind Løvik (alle NIVA) med bistand fra Odd Henning Stuen (Vassdragsforbundet), Finn Bjørnmyr (SNO), samt Ragnhild Skogsrud (Fylkesmannen i Hedmark). Innsamlingen av vannprøver fra tilløpselvene Lena og Hunnselva er gjennomført av Randi Haugen, Ingunn Sandvik og Jon Brevik ved Gjøvikregionen helse og miljøtilsyn. Prøveinnsamlingen i Gudbrandsdalslågen, Gausa, Flagstadelva, Svartelva og Vorma ble gjennomført av Elisabeth S. Seberg ved SYNLAB (tidl. ALcontrol) i Hamar. Eidsiva Vannkraft AS og Norges vassdrags og energiverk (NVE) har hatt ansvaret for vannføringsmålingene i elvene. Kontaktpersoner har vært Turid-Anne Drageset og Hans Christian Udnæs i Eidsiva samt Rolf Steinar Olstad i NVE.

Analysen og vurderingen av planteplankton er utført av Birger Skjelbred (NIVA). Asle Økelsrud og Johnny Håll (begge NIVA) har analysert og vurdert krepsdyrplankton. Analysene av krepsdyrplankton er kontrollert av Jarl-Eivind Løvik (tidl. NIVA). Undersøkelsene av begroingsorganismer og bunndyr i elvene Lågen, Hunnselva, Svartelva og Vikselva er gjennomført av henholdsvis Maia Røst Kile og Johnny Håll (begge NIVA) med felt-assistanse fra Vassdragsforbundet v Ragnhild Skogsrud og Odd Henning Stuen.

Kjemiske analyser av prøver fra alle innsjøstasjonene i Mjøsa er utført av NIVA. Tina Bryntsen (NIVA) har bidratt med sammenstilling og kontroll av de kjemiske analysene. For å sikre sammenlignbarhet med SYNLABs analyser av næringssalter fra tidligere år ble parallelle prøver fra hovedstasjonen analysert av SYNLAB. Kjemiske og mikrobiologiske analyser av prøver fra tilløpselvene er utført av MjøsLab på Gjøvik (Lena og Hunnselva), og SYNLAB på Hamar (Gausa, Lågen, Vikselva, Flagstadelva, Svartelva og Vorma). Roar Brænden (NIVA) har sørget for overføring av data til databasen Vannmiljø. John Rune Selvik (NIVA) har bidratt med kartbaserte figurer. Siri Moy (NIVA) har sammenstilt alle vedleggene i rapporten. Jan-Erik Thrane (NIVA) har gjort tilførselsberegningene og produsert de fleste diagrammene i rapporten, samt skrevet kapitlet om elvene, mens Anne Lyche Solheim har skrevet resten av rapporten. Rapporten er kvalitetssikret av Markus Lindholm og Therese Fosholt Moe (begge NIVA).

Oslo, 30. april 2019

Anne Lyche Solheim

Innholdsfortegnelse

1	Innledning	10
1.1	Bakgrunn	10
1.2	Målsetting	11
1.3	Program og gjennomføring.....	11
2	Materiale og metoder	13
2.1	Mjøsa	13
2.1.1	Båt og feltutrustning.....	13
2.1.2	Fysisk-kjemiske prøver og analyser	13
2.1.3	Planteplankton	16
2.1.4	Dyreplankton og Mysis.....	16
2.2	Elver	17
2.2.1	Fysisk-kjemiske prøver og analyser	17
2.2.2	Biologiske undersøkelser.....	18
2.3	Integrert klassifisering av økologisk tilstand på tvers av kvalitetselementer.....	20
3	Resultater og diskusjon – Mjøsa	21
3.1	Primærdata	21
3.2	Meteorologiske og hydrologiske forhold.....	21
3.3	Vanntemperatur	22
3.4	Generell vannkvalitet.....	25
3.4.1	Oksygenforhold	25
3.4.2	Kalsium, alkalitet, pH og ledningsevne.....	27
3.4.3	Organisk karbon og farge	27
3.4.4	Turbiditet.....	28
3.5	Siktedyp	30
3.6	Næringsalter.....	33
3.6.1	Fosfor.....	33
3.6.2	Nitrogen.....	35
3.6.3	Nitrogen/Fosfor forholdet.....	38
3.6.4	Silikat	40
3.7	Planteplankton.....	41
3.7.1	Økologisk tilstand og artssammensetning i 2018.....	41
3.7.2	Vertikalfordeling av planteplankton gjennom vekstsesongen 2018.....	42
3.7.3	Langtidsutvikling av planteplanktonet i Mjøsa.....	44
3.8	Dyreplankton	49
3.8.1	Biomasse av krepsdyrplankton ved Skreia i 2018	50
3.8.2	Vannlopper: Individlengder og andel av planktonsamfunnet over tid.....	51
3.8.3	Artssammensetning og individantall i håvtrekk fra Skreia og Furnesfjorden	52
3.9	Mysis og andre istidskreps.....	54
3.10	Økologisk tilstand i Mjøsa	55

4	Resultater og diskusjon – Elver	57
4.1	Tilførsler av næringssalter	57
4.1.1	Fosfortilførsler til Mjøsa	57
4.1.2	Fosforbudsjett for Mjøsa	62
4.1.3	Nitrogentilførsler	63
4.1.4	Silisium i Lågen, Svartelva og utløpselva Vorma	64
4.2	Økologisk tilstand og vannkvalitet	65
4.2.1	Typifisering av elvene	65
4.2.2	Fosfor, nitrogen og fekale indikatorbakterier	66
4.2.3	Økologisk tilstand i Lågen, Vikselva, Svartelva og Hunnselva	70
4.2.4	Biodiversitet	77
5	Litteratur	79
6	Vedlegg	84
Vedlegg A.	Vannkjemidata Mjøsa.....	85
Vedlegg B.	Planteplankton.....	92
Vedlegg C	Dyreplankton.....	112
Vedlegg D	Vannkjemi Elver.....	120
Vedlegg E.	Biologiske kvalitetselementer Elver (Begroingsalger og Bunndyr).....	130
Vedlegg F.	Generelle fakta om Mjøsa med nedbørfelt.....	138

Sammendrag

Målsetning og innhold

Hensikten med overvåkingen i Mjøsa med tilløpselver er å dokumentere dagens økologiske tilstand mht effekter av næringsalter, samt drøfte langtidsendringer mht relevante vannkjemiske variabler, samt mengde og sammensetning av plante- og dyreplankton. Overvåkingen omfatter kjemiske og biologiske undersøkelser ved fire stasjoner i Mjøsa og i de 12 største tilløpselvene (etter et rullerende program), samt i utløpselva Vorma.

Mjøsas økologiske tilstand

Samlet klassifisering basert på planteplankton, fosfor og siktedyp ga god økologisk tilstand mht effekter av næringsalt-påvirkning ved alle prøvestasjonene i Mjøsa i 2018. Det samme var tilfelle i 2014, 2015, 2016 og 2017, mens alle stasjonene kun oppnådde moderat tilstand i 2013. Dette skyldtes trolig flom på forsommeren i 2013, som ga større tilførsler av næringsstoffer. I kombinasjon med varmt vær senere i sesongen ga dette grunnlag for større algemengder og mer næringskrevende arter i 2013. I 2018 var det også varmt vær, men lite nedbør fra mai-august, noe som ga lave fosfortilførsler fra lokale elver i sommermånedene i kombinasjon med store tilførsler av kaldt brevann fra Lågen med lite biologisk tilgjengelig fosfor. Sammen med uvanlig høy biomasse av dyreplankton kan de spesielle værforholdene i 2018 trolig forklare hvorfor algemengdene ikke ble så store, og at den økologiske tilstanden var god på alle stasjonene.

Planteplankton

Totalmengden av planteplankton i Mjøsa har blitt sterkt redusert siden 1970- og 1980-tallet. Dette er et resultat av de tiltakene som er gjennomført for å redusere tilførselene av næringsstoffer. Ved hovedstasjonen Skreia er middelveiene for både klorofyll-*a* og planteplankton-biomasse for perioden 2011-2018 mer enn halvert siden 1970-tallet. Det har også skjedd en gunstig utvikling av algesammensetningen i perioden, særlig mht biomasse av cyanobakterier som har vært svært liten siden 1980-tallet. Storvokste kiselalger utgjør imidlertid fortsatt en betydelig andel av totalbiomassen med markerte topper på sensommeren enkelte år etter 2000, særlig flom-årene 2011 og 2013.

I 2018 var den midlere algebiomassen på alle fire stasjonene i tråd med miljømålet på 0,4 mm³/l for kalkfattige, dype lavlandssjøer iht vannforskriften, som er identisk med det lokale miljømålet for Mjøsa. Middelveiene for klorofyll-*a* tilfredstilte miljømålet for vannforskriften på 4 µg/l, men overskred det lokale miljømålet for Mjøsa på 2 µg/l på alle stasjonene unntatt Brøttum. Overskridelsen var imidlertid liten på Skreia med en middelvei på 2,5 µg/l. På alle stasjonene unntatt Brøttum var det en tydelig oppblomstring av kiselalger i september. Indeksen for artssammensetning viste moderat tilstand både på Skreia og i Furnesfjorden, men det var svært lite cyanobakterier på alle stasjonene. Totalvurderingen basert på planteplankton tilsier at den økologiske tilstanden var god ved alle fire prøvestasjonene i 2018. Furnesfjorden var imidlertid nær grensen til moderat tilstand, i likhet med i 2015, 2016 og 2017.

Vertikalfordelingen av planteplanktonets klorofyll-*a* fluorescens ble målt med sonde fra overflaten til rett over bunnen på alle stasjonene. Det var generelt høyere fluorescens i Furnesfjorden både i de øvre vannlagene og på noe dypere vann (ned mot 20 m) enn på de andre stasjonene. Disse profilene bekrefter forskjellen mellom stasjonene med hensyn til eutrofieringssituasjonen. Forskjellene skyldes primært lokale tilførsler av næringsalter fra områdene rundt Furnesfjorden, selv om de lokale elvetilførselene var små i sommermånedene 2018 pga svært lite nedbør.

Næringsalter, vannkvalitet og klima

Konsentrasjonen av total-fosfor (Tot-P) ved hovedstasjonen Skreia har blitt redusert fra 8-11 µg P/l på 1970- og 1980-tallet til 3-5 µg P/l i perioden 2002-2008 etter gjennomføring av en rekke tiltak for å begrense tilførslene. I årene 2009-2017 har konsentrasjonen vært litt høyere, med middelværdier for vekstsesongen på 5-7 µg P/l. Periodevis store tilførsler av fosfor fra nedbørfeltet i forbindelse med flommer har sannsynligvis vært hovedårsaken til økningen. I 2018 var midlere Tot-P-konsentrasjon i intervallet 4-7 µg/l, som ga tilstandsklasse «god» på alle stasjonene, i likhet med de tre foregående årene. Middelværdien av Tot-P konsentrasjonen på Skreia var 4,8 µg/l i 2018, og dermed akseptabel i forhold til det lokale miljømålet for Mjøsa (6,0 µg P/l ved stasjon Skreia).

Konsentrasjonen av total-nitrogen (Tot-N) var i god tilstand ved Brøttum i 2018, på grensen god/moderat ved Kise, men i moderat tilstand i Furnesfjorden og ved Skreia, men brukes ikke i den samlede klassifiseringen ettersom nitrogen ikke anses å vekstbegrensende for algeveksten i Mjøsa.

Mjøsas øvre vannlag har blitt varmere i den senere tid. Ved hovedstasjonen har middel- og maksimum-temperaturen i de øvre vannlag (0-10 m) for perioden juni-oktober økt med henholdsvis 1,8 °C og 3,2 °C fra 1972 til 2018 pga klimaendringer. Maksimum-temperaturen i 0-10 m sjiktet var 18,4 °C, som er den tredje høyeste målingen siden oppstarten i 1972. Den generelt stigende temperatortrenden vil kunne påvirke både algemengden og algesammensetningen i Mjøsa i eutrofierende retning, men sommertørke i lokale elver vil bremse responsen pga reduserte fosfortilførsler i algenes vekstsesong.

Oksygen-forholdene i Mjøsa er generelt gode med 90-100% metning i mesteparten av vannsøylen, men oksygenkonsentrasjonen var likevel relativt lav (9 mg/l) i de øvre vannlagene fra juli-september pga uvanlig høy overflatetemperatur sommeren 2018. Dette tilsvarer grenseverdien god/moderat, og kan ha medført at fiskebestandene trakk dypere ned og ga dyreplanktonet et «fristed» i de øvre vannmassene (se avsnitt om dyreplankton).

Turbiditetsprofilene viste tydelig innvirkning av vårfloppen, samt en svært tydelig og skarpt avgrenset topp i turbiditet på 15-17 m dyp på Brøttum fra midten av juli til slutten av august, som skyldes innlagring av de store tilførslene av brevann. Brevannet ga hele den nordlige delen av Mjøsa en blågrønn farge i denne perioden.

Siktedypet i 2018 var omtrent identisk med det som ble målt i 2015-2017 på alle stasjonene: 8,2 m (middelværdi juni-oktober) på hovedstasjonen i tråd med det lokale miljømålet på 8 m. På Kise og Furnesfjorden var de tilsvarende middelværdiene på hhv 7,6 og 7,8 m, som er nær grenseverdien svært god/god og tilfredsstillende miljømålet for vannforskriften på 6,2 m. På Brøttum var siktedypet lavere (middelværdi på 6 m), men dette skyldes i stor grad partikler fra nedbørfeltet. Siktedypet er derfor uegnet som støtteparameter for klassifisering av økologisk tilstand på denne stasjonen.

Dyreplankton

Det var uvanlig mye dyreplankton i Mjøsa i 2018. Biomassen var like høy som på 1980-tallet og var dominert av to arter hoppekreps og vannloppen *Daphnia galeata*, som anses å være en effektiv algebeiter. Den høye biomassen settes i sammenheng med høy temperatur i de øvre vannmassene, som ga høyere vekstrater enn normalt. En annen mulig forklaring kan være at de planktonspisende fiskeartene, som er kaldtvannsarter, har trukket ned mot kaldere og dypere vann med mer oksygen og dermed gitt dyreplanktonet et «fristed» i de øvre vannmassene. Beitetrykket fra dyreplankton på planteplankton («top-down» kontroll) kan derfor ha vært større i 2018 enn på mange år, noe som kan ha bidratt til mindre planteplanktonbiomasse enn man kunne forventet ut fra de spesielle klimatiske forholdene sommeren 2018.

Fosfortilførsler til Mjøsa

De samlede tilførsler av fosfor fra tilløpselvene har blitt redusert fra ca. 165 tonn pr. år i 1979-1980 til ca. 90 tonn pr. år som middel for perioden 2001-2010. I «flomårene» 1995, 2011, 2013 og 2014 var det betydelig høyere fosfortilførsler med elvene (grovt beregnet ca. 200-300 tonn pr. år). For 2018 er de samlede elvetilførslene beregnet til 197 tonn, som er den tredje største fosfor-tilførselen siden målingene startet i 1979. Gudbrandsdalslågen bidro med 68% av de samlede tilførslene til innsjøen i 2018, mens øvrige tilløpselver bidro med ca. 27%. En stor del av tilførslene kom med vårfloppen i Lågen i slutten av mai. Mye av dette fosforet er partikkelbundet og lite biotilgjengelig.

Tilførslene av fosfor til Mjøsa fra de lokale elvene rundt innsjøen var svært lave i sommermånedene (juni, juli og august) i 2018 pga lite nedbør. Dette bidro til at planteplanktonbiomassen ikke ble spesielt stor til tross for høy temperatur og svært gode lysforhold sommeren 2018.

Økologisk tilstand og hygienisk vannkvalitet i tilløpselvene

Den hygieniske vannkvaliteten i tilløpselvene i 2018 var moderat i Lågen og Gausa, dårlig i Flagstadelva og Svartelva og svært dårlig i Hunnselva og Lena. Dette var omtrent som i de senere år i de fleste elvene, men noe verre enn i 2017 for Lågen, som da hadde god vannkvalitet mht *E. coli*.

Medianverdiene for Tot-P var i 2018 innenfor tilstandsklassen svært god for alle tilløpselvene unntatt Lena, som hadde god tilstand. Medianverdiene for Tot-N tilsvarte tilstandsklasse moderat eller dårligere i alle elvene bortsett fra Gudbrandsdalslågen og Vorma, hvor Tot-N indikerte henholdsvis svært god og god tilstand. Lena ble klassifisert til svært dårlig tilstand mht Tot-N.

Undersøkelser av begroingsalger og bunndyr i 2018 ble gjort på tre stasjoner i fire elver: Lågen, Hunnselva, Vikselva og Svartelva. Resultatene viser god økologisk tilstand mht effekter av næringssalter og organisk stoff på de fleste stasjonene med unntak av de to nederste stasjonene i Vikselva og Hunnselva, som viste moderat tilstand for begroingsalger og/eller bunndyr.

Summary

Title: Operational monitoring of Lake Mjøsa. Annual report for 2018.

Year: 2018

Author(s): Anne Lyche Solheim, Jan-Erik Thrane, Birger Skjelbred, Johnny Håll, Asle Økelsrud and Maia Røst Kile

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-7108-9

The report presents data from the operational monitoring of Norway's largest lake Mjøsa, its tributaries and the outlet river Vorm, presenting ecological status in 2018 concerning impacts of nutrients in the lake and in four of the tributaries. The lake status is based on phytoplankton, total phosphorus and Secchi depth, while the status of the tributaries is based on phyto-benthos (non-diatoms), benthic fauna and total phosphorus. Long-term trends for the period 1972-2018 are also presented for lake temperature, nutrients, Secchi depth, phytoplankton and zooplankton, as well as river flow and riverine phosphorus and nitrogen loading.

Because of comprehensive pollution abatement measures, the phosphorus concentration and phytoplankton biomass of Lake Mjøsa have decreased markedly since the most eutrophied period in the late 1970-ies and the 1980-ies. However, even in some later years, the phytoplankton biomass has been rather high, especially due to diatom "blooms" in late August and early September. In 2018, which was an extremely hot and dry summer, the mean phytoplankton biomass and composition nevertheless showed good ecological status at all the four sampling stations. However, at the sampling station Furnesfjorden, the ecological status was close to moderate.

At the main station, the total phosphorus declined from 8-11 $\mu\text{g P/l}$ in the 1970-ies to 3-5 $\mu\text{g P/l}$ in the years 2002-2008. In the years 2009-2017 the total phosphorus mean concentration has been slightly higher, varying within the range 5-7 $\mu\text{g P/l}$. This increase is probably caused by relatively large P-inputs from the catchment during periods of high run off, especially during the late spring floods in 2011, 2013 and 2014. In 2018, the mean total phosphorus concentration at the main sampling station was 4,8 $\mu\text{g/l}$, which is within the range of good ecological status, and did not exceed the local environmental target of 6 $\mu\text{g/l}$ for Lake Mjøsa.

The total annual phosphorus-load to the lake have decreased from ca. 165 tonnes in 1979-1980 to ca. 90 tonnes as a mean for the period 2001-2010. In the years with substantial floods 1995, 2011, 2013 and 2014, the riverine phosphorus load has been estimated to ca. 200-300 tonnes per year. For 2018, the total riverine phosphorus load was very high, estimated to 197 tonnes. Most of the phosphorus load came during a spring flood in the largest tributary, Gudbrandsdalslågen, but a large part of this load was bound to particles, which sedimented out in the Northern part of the lake. The dry summer 2018 gave very small loads from the local tributaries during the summer months. This seasonal pattern may explain why the phytoplankton biomass was not as high as expected from the warm surface water and the very good light conditions from June-August. There was also an unusually high biomass of herbivorous zooplankton in the epilimnion, probably exerting a heavy grazing pressure on the phytoplankton.

Median values for total phosphorus concentrations in the six main inlet rivers in 2018 were relatively low and indicated high ecological status for all, except Lena, which was classified as good status for total phosphorus. Based on surveys of benthic algae and macro-invertebrates in four rivers around the lake, their ecological status was classified as good for most of the stations, but as moderate at two of the lower sampling stations in each of the rivers Vikselva and Hunnselva.

1 Innledning

1.1 Bakgrunn

Fra ca. 1950 til slutten av 1980-tallet var Mjøsa betydelig overgjødslet. Vannkvaliteten var ikke akseptabel, og miljøtilstanden kunne betegnes som dårlig eller meget dårlig. Årsaken til problemene var en stadig økende belastning av næringsstoffer fra jordbruk, avløpsvann fra bosetting og utslipp fra industri. Effektene av forurensningene kulminerte med en kraftig oppblomstring av blågrønnalgen (cyanobakterien) *Tychonema bourellyi* (tidligere benevnt *Oscillatoria bornetii* f. *tenuis*) særlig i vekstsesongen 1976. Situasjonen ble da vurdert som kritisk. Mjøsaksjonene i tiden 1973-80 og videre tiltak (Tiltakspakken for Mjøsa) for å redusere tilførslene av forurensninger var avgjørende for å bringe Mjøsa tilbake til akseptabel eller nær akseptabel tilstand (se f.eks. Holtan 1993, Rognerud og Kjellberg 1990, Nashoug 1999). En akseptabel tilstand har i hovedsak vært situasjonen de fleste årene i perioden etter ca. 1990. Men enkelte år i den senere tid har det vært større mengder planteplankton enn ønskelig. Konsentrasjonen av fosfor var noe høyere i 2009-2013 sammenlignet med i 2002-2008, og i 2013 ble den økologiske tilstanden karakterisert som moderat på tre av fire prøvestasjoner (Løvik mfl. 2016). Det var bedring i 2014-2017, med mindre alger, en gunstigere algesammensetning og lavere konsentrasjoner av fosfor (Lyche Solheim mfl. 2018a). Den økologiske tilstanden ble vurdert som god i alle de fire årene 2014-2017.

Global oppvarming i den senere tid har ført til økning i temperaturen i Mjøsas øvre vannlag. Hyppige og kraftige flommer i de senere årene kan også være et utslag av klimaendringer. En undersøkelse basert på overvåkingsdata og analyser av sedimentkjerner fra Mjøsa tyder på at dette har påvirket så vel algemengden som sammensetningen av algesamfunnet (Hobæk mfl. 2012). Mjøsa er fremdeles i en situasjon der økte tilførsler i kombinasjon med fint og varmt vær kan føre til markerte endringer i algesamfunnet og dermed til uakseptable miljøforhold. For å motvirke effekten av klimaendringene er det derfor fortsatt viktig å hindre at belastningen av næringsstoffer øker.

Vannkvaliteten og de biologiske forholdene i Mjøsa har blitt overvåket årlig siden 1972. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) har gjennomført undersøkelsene i hele denne perioden. I perioden 1972-1995 var det i hovedsak Statens forurensningstilsyn (SFT) som finansierte og administrerte Mjøsundersøkelsene, bl.a. innenfor SFT-prosjektet Statlig program for forurensningsovervåking. Fra og med 1996 ble overvåkingen et interkommunalt ansvar, og kommunene rundt Mjøsa og langs Gudbrandsdalslågen, fylkeskommunene og Fylkesmennene i Oppland og Hedmark samt Glommens og Laagens Brukseierforening (GLB) og Hoff Norske Potetindustrier finansierte undersøkelsene under benevnelsen «Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpselver». Mjøsdirektoratet (tidligere Klif og SFT) har i denne perioden bidratt finansielt til undersøkelsene ved hovedstasjonen via prosjektet Samordnet vannkvalitetsovervåking i Glomma. I perioden 1996-2002 ble prosjektet administrert av Styringsgruppa for interkommunal overvåking av Mjøsa med tilløpselver.

I 2003 ble Vassdragsforbundet for Mjøsa med tilløpselver etablert. Vassdragsforbundet er en ideell stiftelse med medlemmer fra 20 kommuner rundt Mjøsa og i Gudbrandsdalen, staten ved Fylkesmennene i Oppland og Hedmark, fylkeskommunene i de to fylkene, regulanten (GLB, nå Eidsiva Vannkraft AS), næringslivsbedrifter og frivillige organisasjoner med tilknytning til Mjøsområdet (se www.vassdragsforbundet.no). I 2018 hadde forbundet totalt 65 medlemmer. Fra og med 2003 har Vassdragsforbundet hatt ansvaret for og administrert overvåkingen.

Med bakgrunn i erfaringene fra de første tiårene av overvåkingen vedtok Styringsgruppa for overvåking av Mjøsa i 1998 en rekke konkrete miljømål for Mjøsa og tilløpselvene. Utgangspunktet var målsettingen om at Mjøsa skal være en lavproduktiv (oligotrof) innsjø i økologisk balanse og med god vannkvalitet som best mulig tjener alle brukerinteresser. Av de mer sentrale miljømålene for innsjøen kan nevnes (se også www.vassdragsforbundet.no):

- Konsentrasjonen av fosfor (Tot-P) på senvinteren skal ikke overstige 5 µg/l.
- Middelerverdiene for total planteplanktonbiomasse og for klorofyll-*a* i vekstsesongen for alger skal ikke overstige henholdsvis 0,4 mg/l og 2,0 µg/l.
- Middelerverdien for siktedypet i Mjøsas sentrale hovedvannmasser skal være mer enn 8 m

Etter vannforskriften er Mjøsa typifisert som tilhørende innsjøtype nr. 6, dvs. kalkfattige, klare og dype innsjøer i lavlandet. Flere av de lokale miljømålene for Mjøsa er strengere enn grenseverdiene for god økologisk tilstand for denne vanntypen i henhold til vannforskriften; f.eks. tilsvarer en klorofyll-verdi på 2,0 µg/l grensen mellom svært god og god tilstand for innsjøtype nr. 6 (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018: Veileder 02:2018 Klassifisering). Men vannforskriften sier også at den økologiske tilstanden ikke skal forverres, heller ikke fra svært god til god. De lokale miljømålene satt av Vassdragsforbundet er derfor i tråd med dette ikke-forverrings-prinsippet.

1.2 Målsetting

Hensikten med overvåkingen av Mjøsa med tilløpselver er å vurdere vannkvalitet og økologisk tilstand mht eutrofiering i Mjøsa, og følge utviklingen over tid i viktige vannkjemiske variabler, mengde og sammensetning av plante- og dyreplankton, samt å peke på mulige årsaker til eventuelle endringer. Resultatene av de vannkjemiske og biologiske undersøkelsene skal være representative for vannforekomsten slik at de kan inngå i en trendframstilling over tid.

Videre skal miljøtilstanden vurderes i viktige deler av de 13 største elvene (inklusive utløpselva Vorma) etter et rullende program, som f.o.m. 2018 inkluderer klassifisering av økologisk tilstand på tre stasjoner i hver av fire elver hvert år. Overvåkingen skal så vidt mulig gi grunnlag for vurdering av effekter av utslipp av boligkloakk, utslipp fra landbruk, industri osv. Årlig transport av fosfor og nitrogen skal beregnes i seks av tilløpselvene og i utløpselva Vorma.

1.3 Program og gjennomføring

Undersøkelsene i 2018 er en videreføring av programmet som har vært fulgt i de senere årene, men ble noe endret for elvene i 2018 (se nedenfor). Dette kan beskrives med følgende tre delområder:

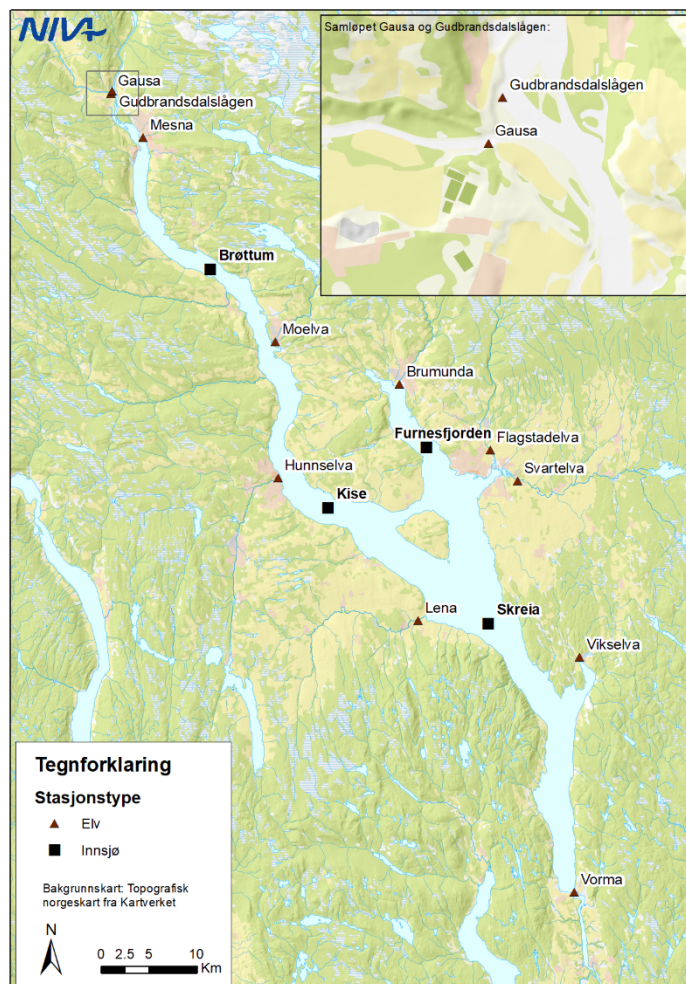
Delområde 1: Rutinemessig årlig overvåking av Mjøsas hovedvannmasser ved hovedstasjonen Skreia (Figur 1). Undersøkelsene omfatter vanntemperatur, siktedyp, konsentrasjoner av næringsstoffer, generelle vannkjemiske forhold, mengde og sammensetning av plante- og dyreplankton, samt tetthet og biomasse av istidskrepsen *Mysis relicta*.

Delområde 2: Kompletterende rutinemessig fysisk/kjemisk og biologisk overvåking av vannkvaliteten og økologisk tilstand i Mjøsa ved tre stasjoner: Brøttum, Kise og Furnesfjorden (Figur 1).

Delområde 3: Undersøkelser i elver.

Vannkjemiske målinger 24 ganger pr. år ved faste prøvestasjoner nær utløpet i Mjøsa i tilløpselvene Gudbrandsdalslågen (Lågen), Gausa, Hunnselva, Lena, Flagstadelva og Svartelva, samt i utløpselva Vorma ved Minnesund (Figur 1). Hygienisk/bakteriologiske prøver tas i de overnevnte elvene, bortsett

fra Vormå. Årlige biologiske undersøkelser i de 12 største tilløpselvene og i Vormå etter et rullende program inngår også på tre stasjoner i hver av fire elver hvert år. Foruten de seks nevnte tilløpselvene og Vormå gjelder dette også Mesna, Moelva, Brumunda, Vismunda/Stokkelva og Vikselva. Som avtalt med Vassdragsforbundet ble det i 2018 ikke utført befaringer langs elvene for vurdering av forurensningsgrad, da slike vurderinger er kvalitative og subjektive.



Figur 1. Mjøsa med prøvestasjoner i innsjøen, i tilløpselver og i utløpet Vormå. For elvene er kun nedstrøms-stasjonen vist.

I 2018 ble biologiske undersøkelser gjennomført på tre stasjoner i Lågen, Hunnselva, Svartelva og Vikselva (Tabell 1). Dette reviderte programmet for biologiske undersøkelser vil gi mer objektiv informasjon om økologisk tilstand i ulike deler av tilløpselvene, og gi hyppigere frekvens (1 pr. 3 år) enn det tidligere programmet (1 pr. 6 år). Det vil derfor fortsette i årene framover.

Tabell 1. Rullende program for biologiske undersøkelser i elver. Elvene som ble undersøkt i 2018 er markert med fete typer.

2016	2017	2018	2019	2020	2021
Mesna	Gausa	Hunnselva	Stokkelva	Mesna	Hunnselva
Brumunda	Moelva	Vikselva	Flagstadelva	Brumunda	Vikselva
		Lågen	Lena	Gausa	Lågen
		Svartelva	Vormå	Moelva	Svartelva

2 Materiale og metoder

2.1 Mjøsa

2.1.1 Båt og feltutstyr

På grunn av krav om omlegging av prøvetakingen til ØKOSTOR metodikk (Lyche Solheim m.fl. 2018b), ble det i 2017 og 2018 benyttet en større båt med løftekran og motorisert linehaler til håndtering av tynge prøvetakingsutstyr på Skreia, Kise og Furnesfjorden (se Figur 2 og avsnitt 2.1.2 nedenfor).



Figur 2. Båt fra Statens Naturoppsyn med løftekran og motorisert linehaler, samt feltutstyr brukt i 2018: fra venstre mot høyre: Rosett-samler med 6 prøveflasker, multisensor-sonde for måling av vertikalprofiler, Mysis-håv for dyreplanktonprøver fra hele vannsøylen.

2.1.2 Fysisk-kjemiske prøver og analyser

Metodikken for vannprøvetaking ble endret i 2017 til å følge ØKOSTOR metodikk (Lyche Solheim m.fl. 2018b). Dette innebærer bruk av en 2 m lang rørhenter til prøvetaking av 0-2 m, 2-4 m, 4-6 m, 6-8 m og 8-10 m vannsjiktene, som ble helt over i et blandekar før uttak av en blandprøve 0-10 m. Vertikalserier av vannprøver fra overflaten til nær bunnen ble samlet inn én gang i mai fra prøvedypene angitt i Tabell 2. For de øvrige ordinære månedlige prøverundene ble det også tatt prøver fra hvert av dypene i Tabell 2 f.o.m. 20 m og ned til 443 m (10 m over bunnen). Disse prøvene ble tatt med en rosett-samler med seks 1 L prøveflasker, som ble programmert til å lukkes på de angitte dypene. Disse enkeltprøvene ble også helt over i et blandekar til en hypolimnion blandprøve. For den dypeste prøven på hovedstasjonen ble en delprøve tatt ut til analyse av total fosfor (Tot-P) og fosfat ($\text{PO}_4\text{-P}$), og en annen delprøve dekantert over i en glassflaske med slipt propp og tilsatt Winkler-reagenser for analyse av oksygen, før resten av prøven ble helt over i blandekaret.

Tabell 2. Prøvedyp (m) ved innsamling av månedlige vannprøver fra Mjøsa i 2018.

Stasjon	Epilimnion	Enkeldyp tatt i mai, samt Hypolimnion blandprøver Skreia						
Brøttum	0-10	20	30	60				
Kise	0-10	20	50	100	200			
Furnesfjorden	0-10	20	30	60				
Skreia	0-10	20	50	100	200	300	400	427*

* Den dypeste prøven skal tas 10 m over innsjøens dypeste punkt. Ut fra den trykkbaserte sonden ble det største dypet målt til 437 m, der ekkoloddet på båten viste 460 m.

Prøvene ble analysert mht klorofyll a, Tot-P, Tot-N, nitrat, turbiditet, farge, TOC, alkalitet og kalsium (alle stasjonene), samt en rekke andre parametere ved hovedstasjonen (Tabell 3). De ordinære månedlige blandprøvene fra epilimnion fra Skreia ble analysert av både NIVA-lab og Al-Control for næringssaltene Tot-P, Tot-N, nitrat og silisium, for å sammenligne resultatene fra de to laboratoriene, da dette var det første året NIVA-lab utførte alle de kjemiske analysene.

Det ble også tatt 0-10 m blandprøver og målt siktedyp fra Skreia midt mellom de månedlige prøvene, for å videreføre samme frekvens (hver 14. dag) som tidligere år på denne stasjonen. Disse ble analysert for klorofyll a, Tot-P, PO₄, Tot-N, NH₄, NO₃, TOC.

De kjemiske analysemetodene følger standardisert metodikk iht NIVAs tilbud og er gitt Vedlegg A, Tabell 1. Tidsseriene som er vist for Tot-N, Tot-P, N:P ratio og NO₃ i kapittel 3.6 er alle basert på målinger gjort fra mai-oktober. Vertikale «error bars» viser første til tredje kvartil for samme periode.

Siktedypet ble målt ved bruk av en hvit Secchi-skive og vannkikkert. Klassifiseringen av siktedyp ble gjort ved å benytte formelen i kap. 7.2.4 i klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018: Veileder 02:2018 Klassifisering). For å korrigere klassegrensene for humus, benyttet vi et fargetall på 11,7 mg Pt/l, som er middelværdi av perioden 2006-2018 minus flomåret 2011. Langtidsserien for siktedyp er basert på målinger gjort fra juni-oktober, men i tillegg data fra 31/5/1972, 1/11/1973, 28/5/1975 og 25/5/1976. Data fra tidligere i mai er utelatt fordi de kjennetegnes av vesentlig større siktedyp enn resten av sesongen og anses lite representative som basis for beregning av middelværdiene for hvert år.

I tillegg til selve vannprøvetakingen ble det også målt vertikalsier med en multisensor-sonde (Figur 2) av temperatur, oksygen, klorofyllfluorescens, turbiditet, pH og ledningsevne samtidig med de ordinære månedlige prøverundene på hver stasjon unntatt Brøttum. Dataene ble lastet ned på en felt-PC rett etter måling for vurdering av temperatur-profilen og klorofyllfluorescensen. Dersom det skulle finnes en topp i klorofyllfluorescensen i sprangsjiktet vil det også bli tatt ut en egen prøve av dette sjiktet for planteplanktonanalyse. Dette vil kunne avdekke eventuelle oppblomstringer av cyanobakterier i sprangsjiktet, noe som ble påvist midt på 1970-tallet og som forårsaket hele Mjøsa-aksjonen. Vertikalprofilene av oksygen vil kunne avdekke eventuelt oksygenvinn i dypvannet mot slutten av stagnasjonsperiodene sommer og vinter.

Tabell 3. Vannkjemiske parametere analysert i 2018 for blandprøver fra epilimnion og hypolimnion, samt enkeltprøvedyp i mai. Parametere markert med grønt ble analysert hver 14. dag. Parametere markert med fete typer ble analysert parallelt av NIVA-lab. og SYNLAB (tidl. AI-Control).

Parameter	enhet	Skreia			Brøttum		Kise		Furnesfjorden		
		enkeltdyp 7. mai	epilimnion blandprøve	hypolimnion blandprøve	dypeste prøve*	enkeltdyp 22. mai	epilimnion blandprøve	enkeltdyp 7. mai	epilimnion blandprøve	enkeltdyp 7. mai	epilimnion blandprøve
pH		x	x	x							
Kond.	mS/m	x	x	x							
Alkalitet	mmol/l	x	x	x		x	x		x		x
Turb.	FNU	x	x	x		x	x		x		x
Farge	mg Pt/l	x	x	x		x	x		x		x
Tot-P	µg P/l	x	X	x	x	x	x		x		x
PO4	µg P/l	x	x	x	x						
Tot-N	µg N/l	x	X	x		x	x		x		x
NH4	µg N/l	x	x	x							
NO3	µg N/l	x	X	x		x	x		x		x
TOC	mg C/l	x	X	x		x	x		x		x
Cl	mg/l	x	x	x							
SO4	mg/l	x	x	x							
Al/R	µg/l	x	x	x							
Al/II	µg/l	x	x	x							
Ca	mg/l	x	x	x					x		x
K	mg/l	x	x	x							
Mg	mg/l	x	x	x							
Na	mg/l	x	x	x							
Si	mg/l	x	X	x							
Kl-a	µg/l		x						x		x
Siktedyp	m		x						x		x
Oksygen	mg O ₂ /l				x						

* dypeste prøve var på 427 m

2.1.3 Planteplankton

Kvantitative prøver av planteplankton ble samlet inn ved de fire stasjonene i Mjøsa, som blandprøver fra eufotisk sone (sjiktet 0-10 m). Ved hovedstasjonen Skreia ble det samlet inn prøver ca. hver 14. dag, dvs. til sammen 12 prøver i perioden mai-oktober. Ved de øvrige tre stasjonene ble det samlet inn prøver månedlig i perioden mai-oktober. Prøvene ble fylt på 100 ml glassflasker og konservert i felt med Lugols løsning (fytofiks). Planteplanktonprøvene ble analysert i omvendt mikroskop i henhold til metoder beskrevet i NS EN 15204:2006 og NS-EN 16695:2015. Mengden alger i de frie vannmasser (planteplankton) uttrykkes som konsentrasjonen av algepigmentet klorofyll-a bestemt ved kjemisk analyse, og/eller som totalt planteplanktonvolum (evt. -biomasse) basert på identifisering av ulike algetaksa (arter eller grupper) og telling av algeceller i et gitt vannvolum. Planteplanktonets sammensetning og mengde ble vurdert i forhold til tidligere observasjoner fra Mjøsa. Økologisk tilstand ble bestemt i henhold til klorofyll a, totalt biovolum, artssammensetningsindeksen PTI (Ptacnik mfl. 2009) og maksimum biomasse av cyanobakterier ut fra de interkalibrerte klassegrensene for disse fire parameterne for vanntype nr. 6 (L-N2b) og kombinasjonsregler som angitt i Lyche Solheim mfl. 2014 og i klassifiseringsveilederen kapittel 4 og figur 4.1 (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018. Veileder 02:2018 Klassifisering).

Fra blandprøven fra eufotisk sone ble det også tatt ut prøve til analyser av klorofyll-a, som er et uavhengig mål på planteplanktonbiomassen. Prøvene ble fylt på mørke kanner, og et gitt volum (1-2 liter) ble filtrert gjennom GF/C glassfiberfilter samme dag som prøvene ble tatt. Filtrene ble frosset ned umiddelbart og holdt nedfrosset inntil analyse ved NIVAlab.

2.1.4 Dyreplankton og Mysis

Kvantitative prøver av dyreplankton ble samlet inn en gang per måned, totalt seks ganger, i perioden mai-oktober ved hovedstasjonen Skreia. Det ble benyttet en 25-liters Schindler-felle påmontert håv med maskevidde på 60 µm. Prøver ble hentet opp fra 0,5 m, 2 m, 5 m, 8 m, 12 m, 16 m, 20 m, 30 m og 50 m dyp. Prøvene ble fylt på 100 ml mørke glassflasker og konservert med Lugols løsning. Før analysene ble foretatt, ble prøvene fra epilimnion (0-20 m) og fra hypolimnion (30 m og 50 m) slått sammen til to separate blandprøver. Krepsdyrene i en representativ del av hver av blandprøvene ble talt opp og identifisert til art. Biomasser (tørrvekt) ble beregnet for hele sjiktet 0-50 m på grunnlag av individantall og spesifikke tørrvekter for hver art og kjønn/utviklingsstadium.

Det ble også samlet inn kvalitative prøver, som vertikale håvtrekk fra Skreia og Furnesfjorden etter prosedyre beskrevet i NS-EN 15110 (2006). På begge stasjonene ble det brukt en håv med åpningsdiameter 30 cm og maskevidde 90 µm. På begge stasjonene ble det tatt to håvtrekk fra hhv. 0-10 m dyp og 0-50 m dyp.

Mengder og artssammensetning er vurdert i forhold til tidligere undersøkelser av krepsdyrplankton i Mjøsa. Håvtrekkprøvene ble bl.a. benyttet for lengdemålinger av dominerende vannlopper. Middellengder av dominerende vannlopper (*Daphnia* spp. og *Bosmina longispina*) er brukt som indikasjon på antatt predasjonspress fra planktonspisende fisk i henhold til et system utviklet ved NIVA (Kjellberg mfl. 1999).

Prøver av *Mysis relicta* og eventuelt andre større istidskreps ble samlet inn i form av vertikale håvtrekk fra sjiktet 0-427 m ved Skreia og 0-110 m i Furnesfjorden. Håven hadde diameter 1,0 m og maskevidde 250 µm. Prøvene ble konservert med Lugols løsning. For *Mysis* ble antall av 0+, 1+ og 2+ og evt. eldre

individer notert, og biomasser ble beregnet på grunnlag av individantall og spesifikke vekter for de ulike størrelsene og aldersklassene (jf. Kjellberg mfl. 1991).

2.2 Elver

2.2.1 Fysisk-kjemiske prøver og analyser

Vannprøver ble samlet inn totalt 24-25 ganger i perioden januar-desember fra de faste stasjonene i tilløpselvene Lågen, Gausa, Hunnselva, Lena, Flagstadelva og Svartelva (se Figur 1 og Tabell 4). Fra Vorma ved Minnesund og fra Vikselva ble det samlet inn vannprøver månedlig i perioden januar-desember, dvs. totalt 12 ganger (Vedlegg D).

Prøvene fra Lena og Hunnselva ble analysert ved det akkrediterte laboratoriet MjøsLab, mens prøvene fra de øvrige elvene ble analysert ved SYNLAB (tidl. ALcontrol). Oversikt over parameterne som er analysert for de enkelte elvene er gitt i Tabell 4, mens analysemetodene som ble benyttet, er gitt i Vedlegg D.

Tabell 4. Vannkjemiske parametere analysert i tilløpselvene til Mjøsa, samt Vorma i 2018.

Parameter	enhet	Lågen	Lena	Hunns- elva	Gausa	Flagstad- elva	Svartelva	Vikselva	Vorma
koordinat øst*	lengde	10.39331	10.95474	10.69498	10.39181	11.10226	11.15221	11.259203	11.23352
koordinat nord*	bredde	61.15993	60.65725	60.79415	61.15770	60.81488	60.78512	60.618023	60.39853
Tot-P	µg P/l	x	x	x	x	x	x	x	x
Tot-N	µg N/l	x	x	x	x	x	x	x	x
Farge	mg Pt/l	x					x	x	x
Turb.	FNU	x					x		x
Si	mg/l	x					x		x
Ca	mg/l							x	
<i>E.coli</i>	ant/100 ml	x	x	x	x	x	x		

*Koordinatene gjelder nederste stasjon før utløp Mjøsa for elver der flere stasjoner ble undersøkt mht begroingsalger og bunndyr (Lågen, Hunnselva, Svartelva, Vikselva).

Ved klassifiseringen av miljøtilstand mht Tot-P og Tot-N har vi benyttet medianverdier for 2018 og klassegrenser iht vannforskriften for den aktuelle vanntypen for hver elv (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018: Veileder 02:2018 Klassifisering, Kap. 7). Vanntypen ble bestemt ut fra alle tilgjengelige data av kalsium og farge. Den hygienisk-bakteriologiske vannkvaliteten er vurdert ut fra 90-persentiler for *E. coli* iht grenseverdier i SFT-Veiledning 97:04 (Andersen mfl. 1997).

Basert på de kjemiske analyseresultatene av vannprøver fra elvene samt vannføringsdata ble stofftransporter beregnet for Tot-P, Tot-N og silisium. Vannføringsdata ble innhentet fra Eidsiva Vannkraft AS og Norges vassdrags og energidirektorat (NVE). Stofftransportene er beregnet månedsvis i henhold til følgende formel:

$$S = \text{sum}(Q \cdot C) \cdot V / \text{sum } Q, \text{ der}$$

S = stofftransport i perioden; Q = vannføring på prøvetakingsdagen(e); C = stoffkonsentrasjon; V = vanntransport i perioden

2.2.2 Biologiske undersøkelser

Stasjoner:

I 2018 ble biologiske undersøkelser gjennomført på tre stasjoner i fire elver: Lågen, Hunnselva, Svartelva og Vikselva (Tabell 5). Dette reviderte programmet for biologiske undersøkelser vil gi mer objektiv informasjon om økologisk tilstand i ulike deler av tilløpselvene, og gi hyppigere frekvens (1 pr. 3 år) enn det tidligere programmet (1 pr. 6 år) og vil derfor fortsette i årene framover.

Tabell 5. Elvestasjoner for biologiske undersøkelser 2018.

Elv	Elvestrekning	Vannforekomst-ID	Steds-beskrivelse	Breddegrad, nord	Lengdegrad, øst
Lågen	Lågen nedstrøms Losna ned til Aurvika	002-1208-R	Lågen nedstrøms Tretten renseanlegg (002-79471 i vannmiljø)	61.30145	10.29158
	Lågen Hunderfossen Hølshauget	002-403-R	Lågen ved Hunderfossen (002-43689 i vannmiljø)	61.21317	10.43373
	Lågen Hølshauget til Lågendeltaet	002-1096-R	Gudbrandsdalslågen, utløp Mjøsa (002-28927 i vannmiljø)	61.16418	10.39794
Hunnselva	Hunnselva-Fiksvoll - Vestbakken	002-573-R	Hunnselva ved Gamme gård (002-42311 i vannmiljø)	60.64623	10.59733
	Hunnselva, Breiskallen til Korta	002-1822-R	Hunnselva, H5 (002-79028 i vannmiljø)*	60.74296	10.61586
	Hunnselva- Brufoss- Mjøsa	002-609-R	Gjøvik gård (S) (002-44026 i vannmiljø)	60.79406	10.69038
Vikselva	Søndre Starelva v/Måsån	002-341-R	Øverste v Måsån	60.668562	11.31832
	Søndre Starelva v/Granheim	002-341-R	Midtre v Granheim**	60.660710	11.32162
	Vikselva	002-341-R	Nederste v Tangen skole før utløp Mjøsa	60.618023	11.259203
Svartelva	Fura	002-1028-R	Ved bru Kongsvegen	60.795889	11.271931
	Svartelva nedstr IIseng	002-3397-R	Nedstrøms IIseng	60.770417	11.217943
	Svartelva v/Hjellum	002-3397-R	Ved Hjellum	60.785116	11.152606

* Hunnselva nedstrøms Raufoss sentrum

** Vikselva v. Granheim, ikke v. Linderud, pga for lite vann v Linderud v prøvetaking av begroingsalger i august

Begroingsalger:

Begroingsalger er fastsittende alger som vokser på elvebunnen og er følsomme for eutrofiering og forsurening. NIVA har utviklet indekser for å overvåke effekten av slike påvirkninger på begroingsalger: PIT for eutrofiering (Periphyton Index of Trophic Status; Schneider & Lindstrøm 2011) og AIP for forsurening (Acidification Index Periphyton; Schneider & Lindstrøm 2009). PIT og AIP benyttes i dag som gjeldende standard for tilstandsklassifisering av økologisk tilstand basert på begroingsalger iht vannforskriften (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018: Veileder 02:2018 Klassifisering).

Prøvetaking av bentiske alger ble gjennomført 21.-22. august 2018.

På hver stasjon ble en elvestrekning på ca. 10 meter undersøkt ved bruk av vannkikkert. Det ble tatt prøver av alle makroskopisk synlige bentiske alger, og de ble lagret i separate beholdere (dramsglass). Forekomst av alle makroskopisk synlige elementer ble estimert som 'prosent dekning'. For prøvetaking av mikroskopiske alger ble 10 steiner med diameter 10-20 cm innsamlet fra hver stasjon. Et areal på ca. 8 ganger 8 cm, på oversiden av hver stein ble børstet med en tannbørste. Det avbørstede materialet ble så blandet med ca. 1 liter vann. Fra blandingen ble det tatt en delprøve som ble konserveret med formaldehyd. Innsamlede prøver ble senere undersøkt i mikroskop, og tettheten av de mikroskopiske algene som ble funnet sammen med de makroskopiske elementene ble estimert som hyppig, vanlig eller sjelden. Metodikken er utført i henhold til klassifiserings-veilederen (Direktoratsgruppen

vanddirektivet 2018: Veileder 02:2018 Klassifisering, Kap.8.2), som er basert på norsk og europeisk standard for prøvetaking og analyse av begroingsalger (NS-EN ISO 15708:2009).

PIT beregnes basert på forekomsten av 153 taksa av begroingsalger (ekskludert kiselalger). For hvert takson er det beregnet en indikatorverdi, basert på hvor de forskjellige artene forekommer langs trofigradienten (Tot-P). Disse indikatorverdiene danner grunnlag for beregningen av PIT (krever minst to indikatorarter for sikker klassifisering). Indikatorverdiene spenner fra 1.87 – 68.91, hvor lave verdier indikerer lav fosforkonsentrasjon (oligotrofe forhold) mens høye verdier indikerer høy fosforkonsentrasjon (eutrofe forhold). Beregning av tilstandsklasse basert på PIT krever kalsiumverdier for den gitte vannforekomsten, da referanseverdier og klassegrenser er typespesifikke mht kalkinnhold.

AIP beregnes basert på forekomst av 108 taksa av begroingsalger (ekskludert kiselalger). For hvert takson er det beregnet en indikatorverdi, basert på hvor de forskjellige artene forekommer langs forsuringgradienten (pH). Disse indikatorverdiene danner grunnlag for beregningen av AIP (krever minst tre indikatorarter for sikker klassifisering). Indikatorverdiene spenner fra 5.13-7.50, hvor lave verdier indikerer sure vannforekomster mens høye verdier indikerer nøytrale til lett basiske vannforekomster. Beregning av tilstandsklasse basert på AIP krever Ca- og TOC-verdier for den gitte vannforekomsten, da referanseverdier og klassegrenser er typespesifikke mht kalkinnhold og humusinnhold (Schneider, 2011, Direktoratgruppen vanddirektivet 2018: Veileder 02:2018 Klassifisering, Kap. 5.1).

Beregnet PIT- og AIP-indeksverdier kan sammenlignes med typespesifikke referanseverdier, og forholdet mellom beregnet indeksverdi og referanseverdi kalles EQR (Ecological Quality Ratio). EQR kan videre regnes om til normaliserte EQR-verdier (nEQR) for enklere sammenligning med andre indekser. Klassegrensene for god økologisk tilstand for PIT-indeksen har vært gjennom en interkalibreringsprosess; det vil si at grensene mellom svært god og god, samt mellom god og moderat tilstand tilsvarer grensene hos andre nord-europeiske land mht avvik fra referansetilstanden. For AIP er det foreløpig ikke gjennomført en tilsvarende prosess, så klassegrensene for denne indeksen kan bli endret ved en senere interkalibrering. PIT og AIP slås sammen i henhold til «det verste-styrerprinsippet». Det vil si at den indeksen som viser dårligst økologisk tilstand blir gjeldende for den samlede økologiske tilstanden.

Basert på funnene over rapporteres økologisk tilstand for hver lokalitet. Dette rapporteres som avvik fra referansesituasjonen («naturtilstand») mht effekter av eutrofiering og forsuring.

Bunndyr

Prøver av bunnfauna ble tatt 30.-31. oktober 2018. Det var fine forhold og passende vannføring under prøvetakingen.

Prøvene ble tatt ved å benytte en standardisert sparkemetode (NS-EN-ISO 10870: 2012 og NS-EN 16150:2012) i henhold til retningslinjer gitt i klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018: Veileder 02:2018 Klassifisering, Kap. 8.5). Metoden består av flere enkeltprøver og er i sterk grad bundet opp til et bestemt areal. Dette gjør metoden stringent og lett etterprøvable. Hver prøve tas i løpet av 20 sekunder over en strekning på én meter. I alt tas det 3 slike pr. minutt. Dette gjentas 3 ganger, slik at materialet omfatter 9 én meters prøver, som tilsvarer 3 x 1 minutt prøver, og representerer bunndyrsamfunnet på omlag 2,25 m² av elvebunnen. Det ble benyttet en håv med åpning 25 x 25 cm og 250 µm maskevidde. For å unngå tetting av håven, tømmes håven etter 3 enkeltprøver (1 minutt), eller oftere hvis substratet er finpartikulært. Alle de 9 delprøvene samles til

en blandprøve og fikseres med etanol i felt. Materialet tas med til NIVAs laboratorier og blir identifisert til lavest mulige taksonomiske nivå ved hjelp av stereolupe.

Økologisk tilstand for bunndyr i elver mht effekter av eutrofiering/organisk belastning vurderes ved hjelp av bunndyrindeksen ASPT (Average Score Per Taxon, Armitage et al. 1983). Klassegrensene for god økologisk tilstand for denne indeksen er interkalibrert med tilsvarende indekser brukt i andre nordiske land, for å sikre sammenlignbarhet på tvers av land når det gjelder avvik fra referansetilstanden. Her ble nasjonale indekssystemer testet mot multi-indeksen ICMi (Intercalibration Common Metric), som er følsom for flere vanlige påvirkningstyper i europeiske vassdrag (organisk forurensing og næringsaltpåvirkning, toksiner og generell degradering) (Buffagni et al. 2006). Av disse påvirkningstypene anses ASPT å være mest følsom for organisk forurensing (Van De Bund 2009). ASPT beregnes som en gjennomsnittlig poengverdi av indikatorverdier for forskjellige bunndyrklasser, familier eller underfamilier (Biological Monitoring Working Party scoring system (BMWP) Hawkes 1998, Paisley mfl. 2014) som blir funnet på hver stasjon. Referanseverdi for ASPT er satt ved 6,9. Klassegrensene for ASPT er satt ved 6,8=svært god/god, 6,0=god/moderat, 5,2=moderat/dårlig and 4,4 =dårlig/svært dårlig (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018. Veileder 02:2018 Klassifisering). Klassegrensene gjelder foreløpig for alle elvetyper unntatt isbre-påvirkede elver, hvor det ikke finnes noe vurderingssystem. Den økologiske tilstanden måles ved å sammenligne målte indeksverdier mot verdier for et ideelt referansesamfunn (ASPT = 6,9), det vil si et som ikke er utsatt for menneskelig påvirkning. Dette forholdet kalles for EQR (Ecological Quality Ratio). En normalisering av EQR (nEQR) til en felles skala med faste klassegrenser gjøres til slutt for å sikre at alle de biologiske indeksene (og fysisk-kjemiske støtteparametere) blir direkte sammenlignbare (se avsnitt 2.3).

I tillegg er det gjort en vurdering av biologisk mangfold basert på antall taksa (arter/slekter/familier) i gruppene døgnfluer (Ephemeroptera), steinfluer (Plecoptera) og vårfluer (Trichoptera) i materialet. EPT verdien forventes å avta med økende grad av en rekke påvirkningstyper, slik som metaller, forurensing og organisk belastning, og gir dermed indikasjoner om generell tilstand i vassdraget (Aanes 1980; Aanes and Bækken 1995; Aanes and Bækken 1989; Wright et al. 2013).

2.3 Integrert klassifisering av økologisk tilstand på tvers av kvalitetselementer

Ulike indekser/parametere opererer ofte på ulike indeks-skalaer, dvs. at observasjoner og klassegrenser for absoluttverdier og EQR verdier ikke er sammenlignbare på tvers. For å kunne integrere EQR verdiene for alle indekser og parametere til en helhetlig klassifisering av en stasjon eller en vannforekomst må derfor disse verdiene først normaliseres inn på en felles skala med like klassegrenser: De normaliserte nEQR-verdiene ligger alltid på en skala mellom 0 og 1, hvor de ulike klassegrensene er gitt ved henholdsvis: 0 – 0,2 (svært dårlig), 0,21 – 0,4 (dårlig), 0,41 – 0,6 (moderat), 0,61 – 0,8 (god) og 0,81 – 1 (svært god). Prosedyren for normalisering er gitt i klassifiseringsveilederen avsnitt 3.5.5 (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018. Veileder 02:2018 Klassifisering, Kap. 3.5.5, tekstboks 3.7).

Indekser/parametere innen samme kvalitetselement, kombineres ved å beregne gjennomsnitt av nEQR verdiene for hver indeks/parameter, dersom disse gjelder samme påvirkningstype (eks. Tot-P og siktedyp som begge responderer på eutrofiering), eller ved egne regler (f.eks. for planteplankton: klorofyll a, totalt biovolum, PTI indeks for artssammensetning og maks biomasse av cyanobakterier, se figur 4.1 i Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018: Veileder 02:2018 Klassifisering). Resultater på tvers

av kvalitetselementer kombineres ved hjelp av «det verste styrer» prinsippet, dvs. den indeksen med lavest nEQR-verdi bestemmer den endelige nEQR-verdien og dermed økologisk tilstand for stasjonen eller vannforekomsten. De fysisk-kjemiske kvalitetselementene kan brukes til å nedgradere tilstanden fra god til moderat, dersom alle de biologiske kvalitetselementene er i god eller bedre tilstand. Dersom ett av de biologiske kvalitetselementene er i moderat eller dårligere tilstand, brukes ikke de fysisk-kjemiske kvalitetselementene (se figur 3.6 i Direktoratgruppen vanddirektivet 2018: Veileder 02:2018 Klassifisering).

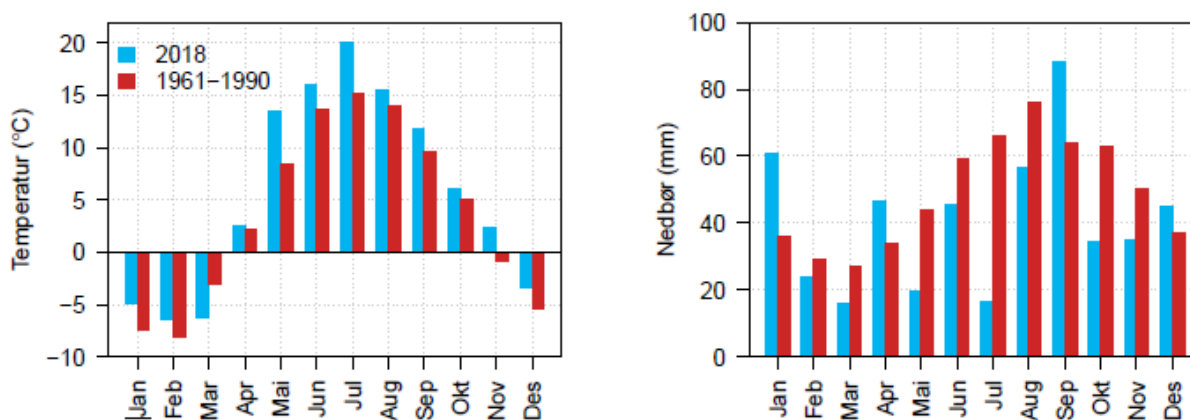
3 Resultater og diskusjon – Mjøsa

3.1 Primærdata

Alle primærdata er gitt i Vedlegg A, B og C og er også rapportert til Vannmiljø-databasen.

3.2 Meteorologiske og hydrologiske forhold

Værforholdene har stor betydning for tilførsler av næringsstoffer, mineralsalter, erosjonspartikler og organisk stoff fra nedbørfeltet, samt for temperatur- og sjiktningforholdene i Mjøsa. Disse miljøfaktorene har videre stor innvirkning på vekst og utvikling av planter og dyr i innsjøen. For å beskrive de meteorologiske forholdene i Mjøsområdet i 2018 har vi benyttet data fra Kise på Nes i Ringsaker (Figur 3).



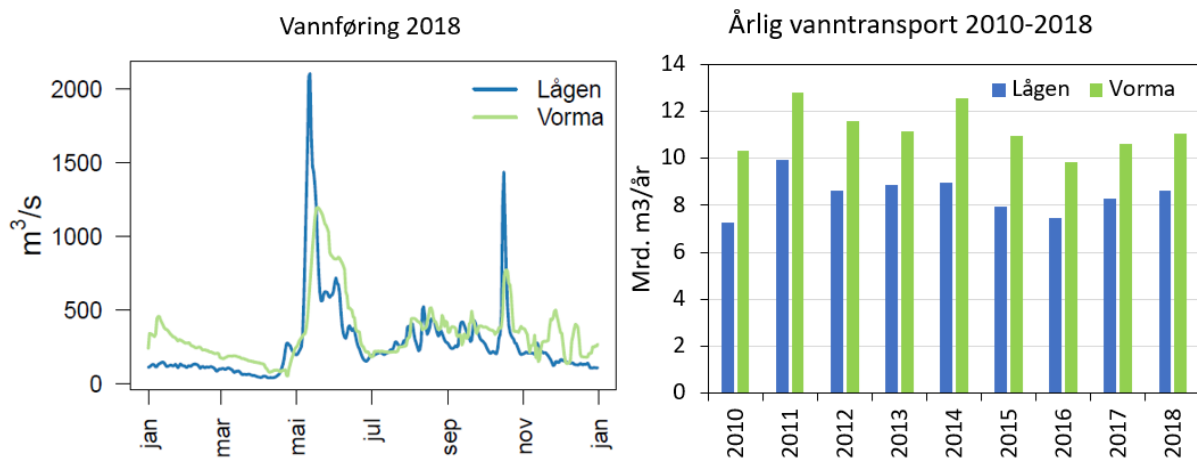
Figur 3. Middeltemperaturer og nedbørsummer per måned ved Kise meteorologiske stasjon. Normaler for perioden 1961-1990 er også vist. Datakilde: Landbruksmeteorologisk Tjeneste (LMT), http://lmt.nibio.no/agrometbase/getweatherdata_new.php

Året 2018 som helhet ble et varmt år med en middeltemperatur på 5,5 °C ved Kise meteorologiske stasjon, dvs. 1,9 °C over normalen. Middeltemperaturen var høyere enn normalen for alle måneder unntatt mars. Spesielt varmt var det i månedene mai, juni og juli, med middeltemperaturer på mer enn 5 °C over normalen i mai og juli. Middeltemperaturen for algeveksts sesongen juni-oktober 2018 er beregnet til 13,8 °C. Dette er 2,3 °C høyere enn normalt for perioden.

På årsbasis falt det 489 mm nedbør på Kise i 2018, som er vesentlig mindre enn i et normalår (585 mm). Det kom forholdsvis mye nedbør i januar, april, september og desember, mens mai og juli var

måneder med svært lite nedbør i 2018 (Figur 3). I de øvrige månedene var nedbørmengden også mindre enn normalen. Nedbørmengden i vekstsesongen for alger (juni-oktober) var på 242 mm, som er mye lavere enn normal nedbørsum for perioden (328 mm).

Figur 4 viser vannføringen i den største tilløpselva Lågen og i utløpselva Vorma gjennom året 2018, samt årlig vanntilførsel med Lågen og årlig avrenning via Vorma i perioden 2010-2018. Lågen bidro i disse årene med 70-80 % av vanntilførselen til Mjøsa. Som vanlig også i tidligere år var det en vårflokk i månedsskiftet mai-juni. Flomtoppen i 2018 var på ca. 2100 m³/s, som er betydelig større enn de to foregående årene, da den var på ca. 1200 m³/s. Året 2018 var generelt noe tørrere enn normalt mht nedbør, særlig i sommermånedene (Figur 3), men vanntransporten var likevel på samme nivå som de andre årene etter 2010 (Figur 4, høyre panel) pga en ekstremt varm sommer som ga uvanlig stor tilførsel av brevann. I motsetning til 2017 var det ingen større nedbørsepisoder i løpet av sommermånedene og dermed heller ingen flomepisoder med større tilførsler av næringssalter fra mindre tilløpselver fra juni til august (se kap. 4.1.1). Fravær av slike flommer om sommeren ga reduserte næringstilførsler til Mjøsa og bidro til redusert algeproduksjon.



Figur 4. Til venstre: vannføring i Lågen (vannmerke Losna) og i Vorma ved Minnesund i 2018. Til høyre: årlig vanntilførsel med Lågen og Vorma i perioden 2010-2018 (mrd. = milliarder). Basert på data fra NVE og Eidsiva kraft.

3.3 Vanntemperatur

Mjøsas hovedbasseng sør for Gjøvik, Helgøya og Hamar ble ikke islagt vinteren 2017-2018 i likhet med i de fire foregående vintrene. Den nordre delen fra Lillehammer og sørover til ca 1 km sør for Mjøsbua var derimot islagt. Ved prøverunden den 7. mai var det på hovedstasjonen tilnærmet fullsirkulasjon med 3,3 °C på 0,5 m og 3,5 °C på 416 m dyp (Figur 5). På Kise ble det målt 2,9°C på 0,5 m, mens Furnesfjorden hadde 3,2 °C på samme dyp. Temperaturen på Brøttum ble først målt 22. mai og var da på 10,5 °C på 0,5 m.

Fra midten av mai ble de øvre vannlagene betydelig oppvarmet, og etter hvert utviklet det seg en termoklin (temperatur-sprangsjikt) mellom de øvre, varme vannlagene (epilimnion) og de dypere, kalde vannlagene (hypolimnion). Termoklindypet lå mellom 10 og 20 m og ble gradvis dypere utover i sesongen (Figur 5).

Mjøsa er sterkt utsatt for vindpåvirkning og til dels kraftige strømmer (Holtan mfl. 1979), og særlig ved hovedstasjonen fører dette ofte til at de øvre vannlagene blandes med kaldere vann fra noe større dyp. I tillegg tilføres de nordre delene av Mjøsa store mengder vann fra Lågen med relativt lave temperaturer gjennom sommeren pga smeltevann fra breene i Jotunheimen. Dette er trolig de viktigste årsakene til at termoklinen ofte ikke er spesielt utpreget og til tider kan strekke seg over et sjikt på 20-30 m. I 2018 var termoklinen vesentlig tydeligere enn normalt pga den varme og tørre sommeren.

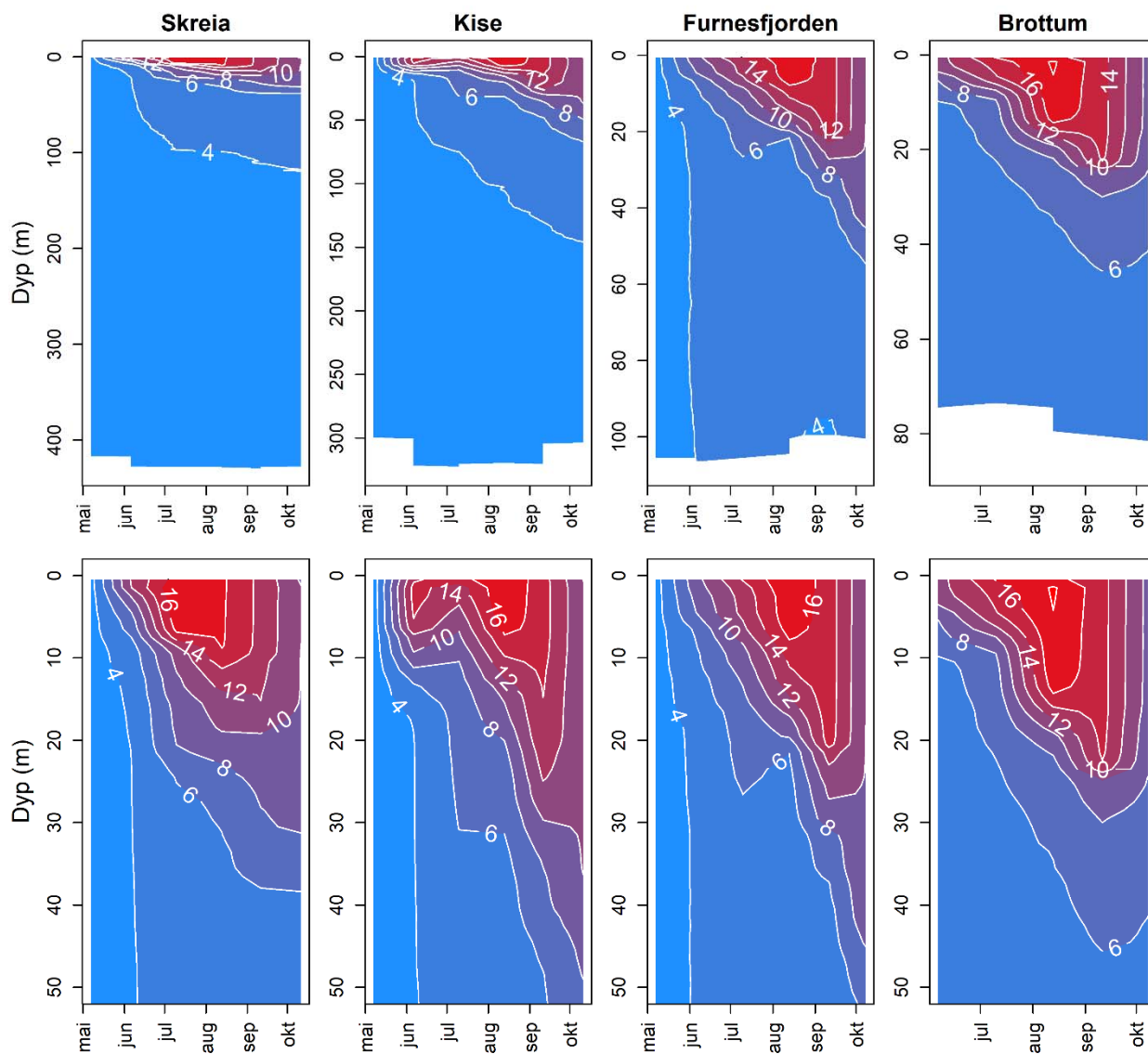
Middeltemperaturen i de øvre vannlagene (0-10m) på hovedstasjonen Skreia fra juni-oktober 2018 var 12,7 °C, som er betydelig varmere enn i 2017, men omtrent likt med flomåret 2011, til tross for at sommeren 2018 var vesentlig tørrere enn normalt. Årsaken kan være en kombinasjon av spesielle strømforhold og tilførsler av store mengder kaldt brevann som kom med Lågen på sensommeren. Maksimumstemperaturen i 0-10 m sjiktet var 18,4 °C, som er 3. høyest siden målingene startet i 1972.

Maksimumstemperatur i overflatevannet på Skreia (0,5 m) ble målt til 18,8 °C den 25. juli 2018, mens maksimumstemperaturen på de andre stasjonene ble målt 13. august (ingen måling i slutten av juli på disse stasjonene) til 18,3, 18,4 og 18,6 °C på henholdsvis Brøttum, Kise og Furnesfjorden.

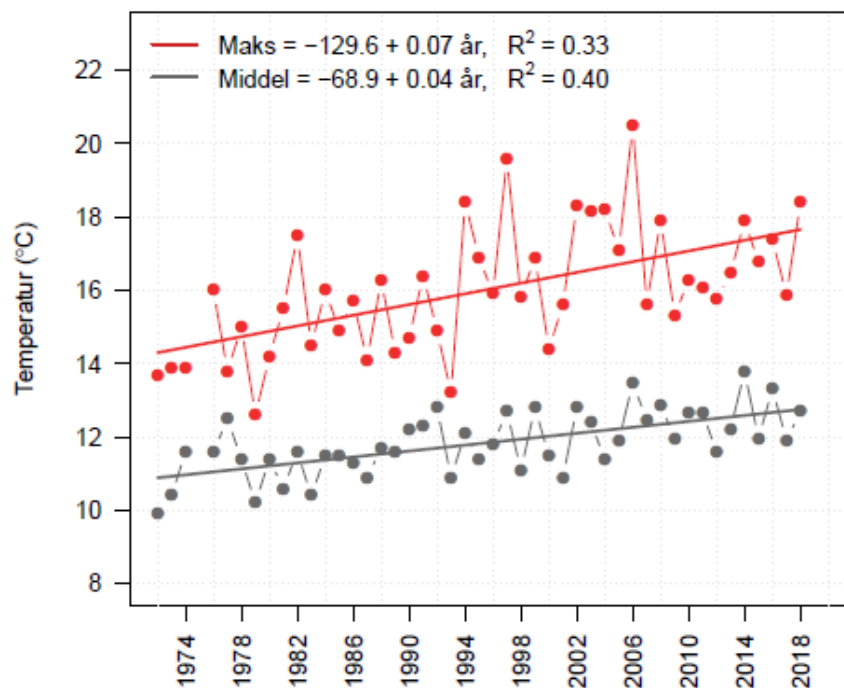
Fra ca. midten av august og utover høsten sank temperaturen i de øvre vannlagene. Mot slutten av sesongen i midten av oktober var vannmassene fortsatt sjiktet på alle stasjonene. Den 8. oktober sirkulerte vannmassene ved hovedstasjonen med en temperatur på ca. 10 grader fra overflaten og ned til 20 m dyp. Ved Skreia var det fortsatt sjiktning 25. oktober mellom 20 og 50 m dyp, så høstfullsirkulasjonen inntraff trolig flere uker etter dette.

Middeltemperaturen og maksimumstemperaturen for de øvre vannlagene (0-10 m) på Skreia i produksjonssesongen (juni-oktober) har økt i løpet av den perioden overvåkingen har pågått (Figur 6). Basert på lineær regresjon har økningen vært på henholdsvis 1,8 °C og 3,2 °C. Dette er på nivå med de temperatur-stigningene som er registrert i mange andre av verdens innsjøer (O'Reilly mfl. 2015). Årsaken til økningen er trolig den globale oppvarmingen som har skjedd i løpet av de senere tiårene. Maksimumstemperatur var høy i 2018, som var en svært varm og tørr sommer, men har ellers ikke økt de siste ti årene, noe som kan ha sammenheng med våtere klima med mer nedbør som gir en avkjølende effekt og dermed demper oppvarmingen i sommermånedene. Brevannet som tilføres Mjøsa via Lågen på sensommeren vil også dempe oppvarmingen, særlig i de nordligste delene av Mjøsa.

Et varmere og våtere klima vil gi kortere islagte perioder og øke tilførsler av næringsstoffer, tarmbakterier, partikler og organisk stoff fra nedbørfeltet. Dette vil endre lysforhold, sirkulasjonsforhold og produktivitet og dermed også påvirke vekst og sesongdynamikk av alger, planter og dyr i Mjøsa. Endringer i slike miljøfaktorer kan videre medvirke til endringer i forholdet mellom arter og øke muligheten for at nye arter etablerer seg, evt. at andre arter forsvinner. Klimaendringene har sannsynligvis allerede påvirket både algemengden og alge-sammensetningen i Mjøsa i eutrofierende retning, selv om tilstanden fortsatt er god (Hobæk mfl. 2012). I årene med store flommer etter 2008 har det vært moderat tilstand for planteplankton (se avsnitt 3.7.3, Figur 22, Figur 23, Figur 24). Nyere studier bekrefter sammenhengen mellom klimaendringer og eutrofiering i næringsbegrensede, sjiktede innsjøer (Couture m.fl. 2018).



Figur 5. Temperatur (°C) i Mjøsa 2018 for alle fire målestasjoner. Øvre panel viser hele vannsøylen, mens nedre panel viser 0-50 m. y-aksen angir dyp i meter.



Figur 6. Tidsutvikling av middel- og maksimumstemperatur i de øvre vannlagene (0-10 m) i perioden juni-oktober ved hovedstasjonen, Skreia.

3.4 Generell vannkvalitet

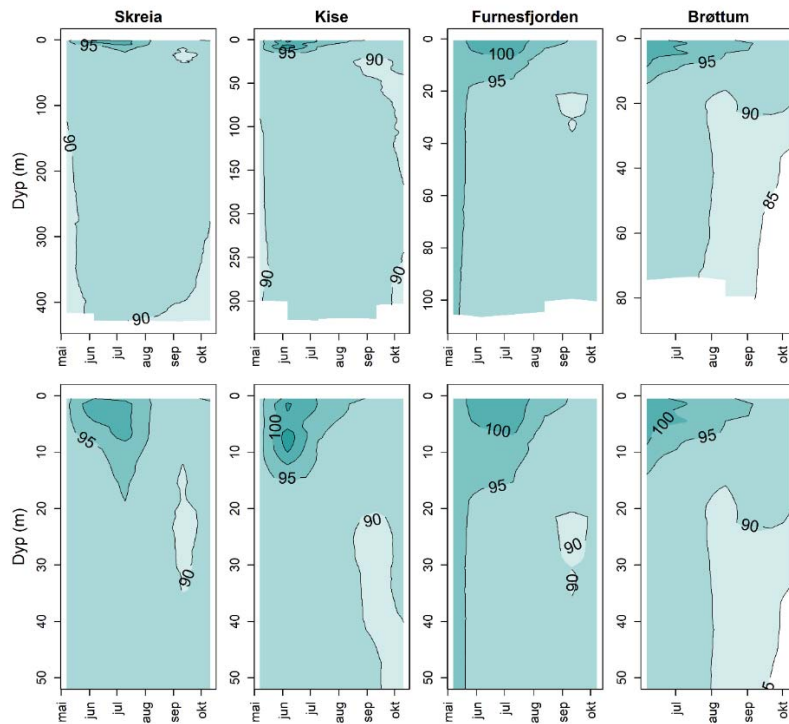
3.4.1 Oksygenforhold

Oksygenforholdene er gode på alle stasjonene, med > 90 % metning i hele vannsøylen gjennom hele sesongen med unntak av høstmånedene, da oksygenet sank til ca. 85 % metning i sprangsjiktet og i dypvannet (Figur 7a). Dette kan skyldes opphoping av organisk materiale fra kiselalgeoppblomstringen på sensommeren, samt fra noe større tilførsler av organisk materiale pga høyere vannføring på høsten. På forsommeren var det noe overmetning i de øvre vannlagene på alle stasjonene pga intens primærproduksjon.

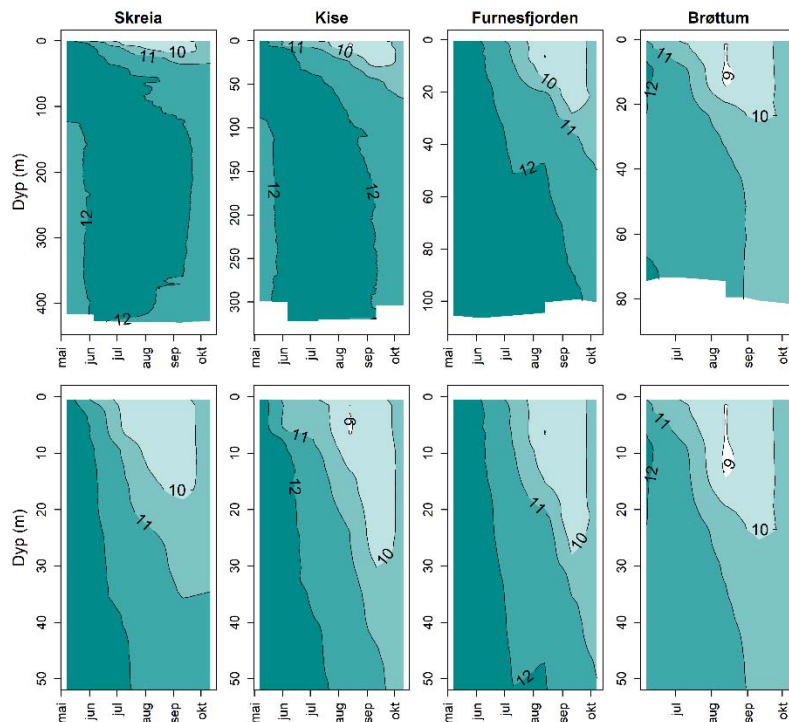
Oksygenkonsentrasjonen var likevel relativt lav (9 mg/l) i de øvre vannlagene fra juli-september på hovedstasjonen (Figur 7b) pga uvanlig høy overflatetemperatur sommeren 2018. Dette tilsvarer grenseverdien god/moderat, og kan ha medført at fiskebestandene trakk dypere ned og ga dyreplanktonet et «fristed» i de øvre vannmassene (se avsnitt om dyreplankton).

Oksygen i bunnvannet målt i laboratoriet viste en minimumsverdi på 427 m dyp på 11,2 mg/l i september (primærdata i Vedlegg A, Tabell 10), noe som tilsvarer 85% metning.

a)



b)



Figur 7. a) Oksygenmetning (% metning) og b) Oksygenkonsentrasjon (mg/l) i Mjøsa gjennom feltsesongen 2018 målt månedlig fra overflaten og ned til 10 m over bunnen på alle stasjonene. Øvre panel viser hele vannsøylen, mens nedre panel viser 0-50 m. y-aksen angir dyp i meter. På Brøttum startet målingene først i juni av praktiske grunner.

3.4.2 Kalsium, alkalitet, pH og ledningsevne

Middelverdien for konsentrasjonen av kalsium varierte fra 4,0 mg Ca/l ved Brøttum til 6,1 mg Ca/l i Furnesfjorden (Tabell 6), verdiene er 0,2-0,4 mg/l høyere enn tidligere år (Løvik mfl. 2014). Omfattende jordbruk i nedbørfeltet (gjødsling med kalksalpeter) i en periode har trolig ført til noe økt kalsiumkonsentrasjon i Mjøsa. Det vil si at det naturlige nivået sannsynligvis ligger rundt 4 mg Ca/l, slik det fortsatt er ved Brøttum. Grensen mellom kalkfattige og moderat kalkrike innsjøer er satt ved 4 mg/l (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018: Veileder 02:2018 Klassifisering). Ved klassifiseringen av økologisk tilstand velger vi derfor å benytte grenseverdier for innsjøtype nr. 6, dvs. kalkfattige, klare og dype innsjøer i lavlandet.

Mjøsa har en saltfattig vannkvalitet, med konduktivitet på omkring 4-5 mS/m. pH-verdien er 7,2-7,4 og alkaliteten var 0,21-0,26 mekv/l på de forskjellige stasjonene (Tabell 6). Alkaliteten er rett over typegrensen kalkfattig/moderat kalkrik (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018: Veileder 02:2018 Klassifisering). Mjøsa er dermed ikke særlig følsom for forsurening.

Tabell 6. Middelverdier for pH, alkalitet, kalsium og ledningsevne i blandprøver fra 0-10 m for perioden mai-oktober 2018.

Parameter	Benevning	Brøttum	Kise	Furnesfjorden	Skreia
pH					7,3
Alkalitet	mmol/l	0,21	0,24	0,26	0,26
Kalsium	mg/l	4,0	5,4	6,1	5,8
Ledningsevne	mS/m				4,2

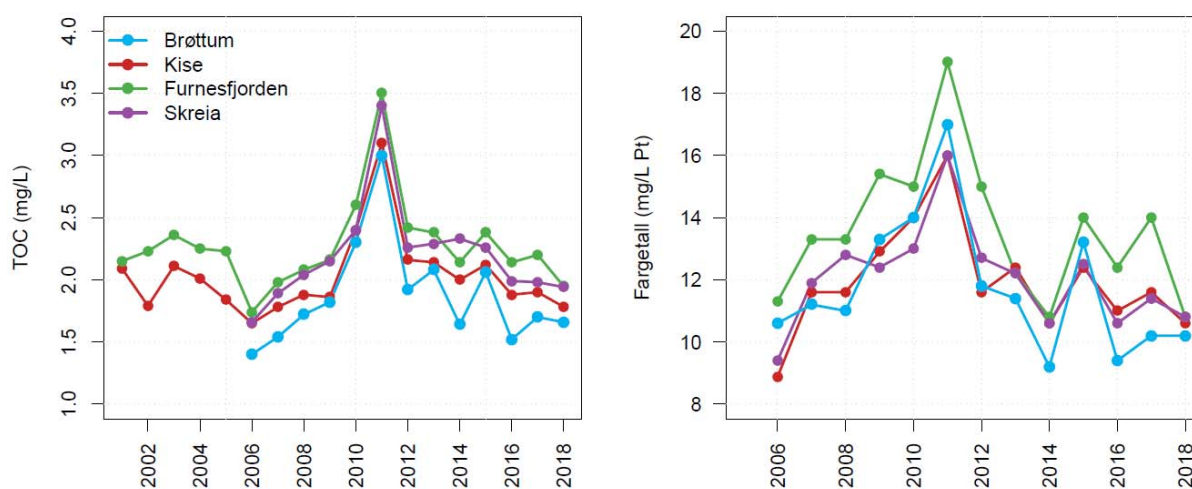
3.4.3 Organisk karbon og farge

Middelverdier for farge og totalt organisk karbon (TOC) i de øvre vannmassene i perioden mai-oktober 2018 var hhv 11-12 mg Pt/l og 1,8-2,0 mg C/l (Tabell 7), noe som viser at Mjøsa er en klarvannssjø lite påvirket av humus fra nedbørfeltet. Mjøsas vannkvalitet preges i stor grad av vannkvaliteten i Lågen, der nedbørfeltet er dominert av fjellområder. Lågen-vannet er vanligvis lite humuspåvirket, med fargeverdier på <10 mg Pt/l gjennom mesteparten av året, men i 2018 var det en ekstrem-verdi på 22 mg Pt/l på Brøttum i mai, som ga noe høyere middelverdi der i 2018 enn i 2017 (Vedlegg D, Tabell 11 og Lyche Solheim mfl. 2018a). Fargen på de andre stasjonene var noe mindre enn i 2017 og skyldes trolig den tørre sommeren med svært mange skyfrie dager i 2018. Disse værforholdene ga mindre tilførsler av humus og også mer foto-oksidasjon (bleking) av humus i innsjøen.

Tabell 7. Middelverdier for farge og totalt organisk karbon (TOC) i blandprøver fra 0-10 m for perioden mai-oktober 2017.

Parameter	Benevning	Brøttum	Kise	Furnesfjorden	Skreia
Farge	mg Pt/l	12,2	10,8	11,3	10,7
TOC	mg/l	1,9	1,8	2,0	1,9

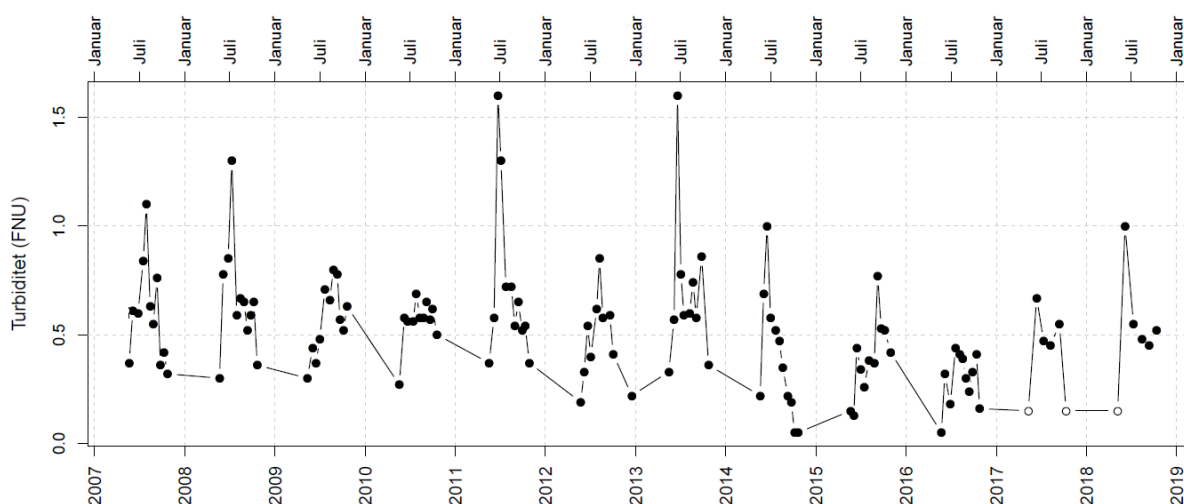
Middelverdiene for TOC og farge i perioden juni-oktober økte ved alle stasjonene i perioden 2006-2011 (Figur 8). Deretter sank middelverdiene for disse to variablene til omtrent samme nivå som i 2006. Vi kjenner ikke årsaken til nedgangen, men en liknende utvikling er vist for andre innsjøer på Østlandet (Garmo mfl. 2016). I 2018 var det en nedgang fra 2017 til omtrent samme nivå som i 2016.



Figur 8. Tidsutviklingen i middelverdier for totalt organisk karbon TOC (venstre panel) og farge (høyre panel) fra juni-oktober i perioden 2001-2018.

3.4.4 Turbiditet

Turbiditet er et mål for konsentrasjonen av partikler i vannet. Turbiditeten viser vanligvis et sesongmessig variasjonsmønster med lave verdier (<0,5 FNU) tidlig vår når det er lite partikler i vannet og en topp i forbindelse med vannføringstoppen i Lågen, som inneholder mye bre-partikler og normalt kommer i slutten av juni (Figur 9). Det er likevel relativt sjelden at det måles turbiditet på over 1 FNU i Mjøsas sentrale hovedvannmasser ved stasjon Skreia.

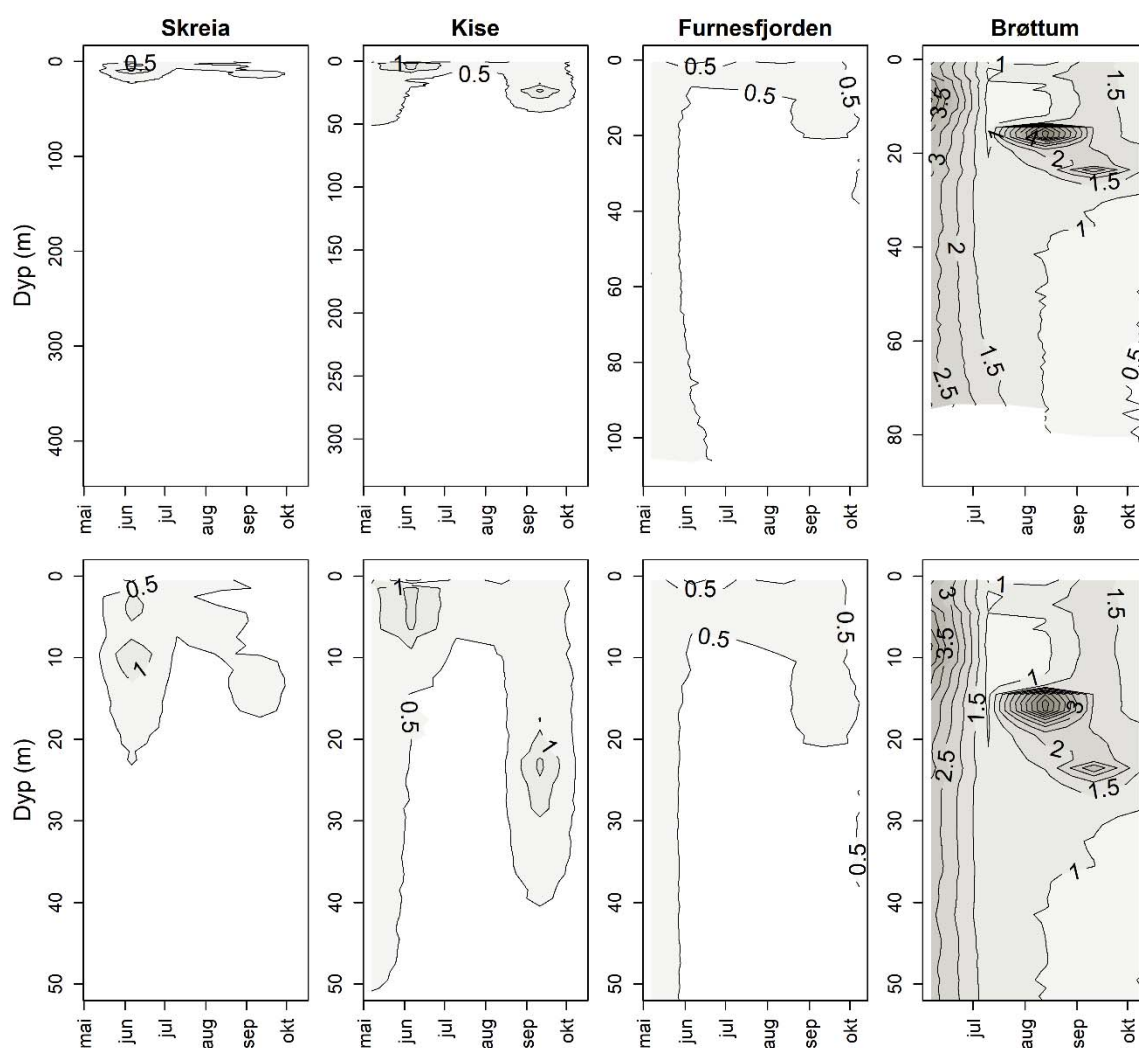


Figur 9. Turbiditet ved stasjon Skreia (0-10 m) i perioden 2007-2018.

Flommene på våren/forsommeren i 2011 og 2013 satte et tydelig preg på Mjøsas hovedvannmasser med turbiditets-verdier på over 1,5 FNU. Til sammenligning ble det i de nordlige delene av Mjøsa (stasjon Brøttum) målt turbiditet på 6-14 FNU i forbindelse med storflommen i 1995 (Stårvik mfl. 1996) og på 16 FNU i forbindelse med flommen i 2013 (Løvik mfl. 2014). Ved stasjon Kise er det tidligere målt turbiditetsverdier på 3-6 FNU i tilknytning til flommer.

I 2018 var partikkelinnholdet i de øvre vannmassene ved Skreia på 1 FNU ved flomtoppen i juni og ellers generelt lavt med turbiditetsverdier på ca. 0,5 FNU gjennom hele prøvetaksperioden (Figur 9, rådata i Vedlegg A, Tabell 8).

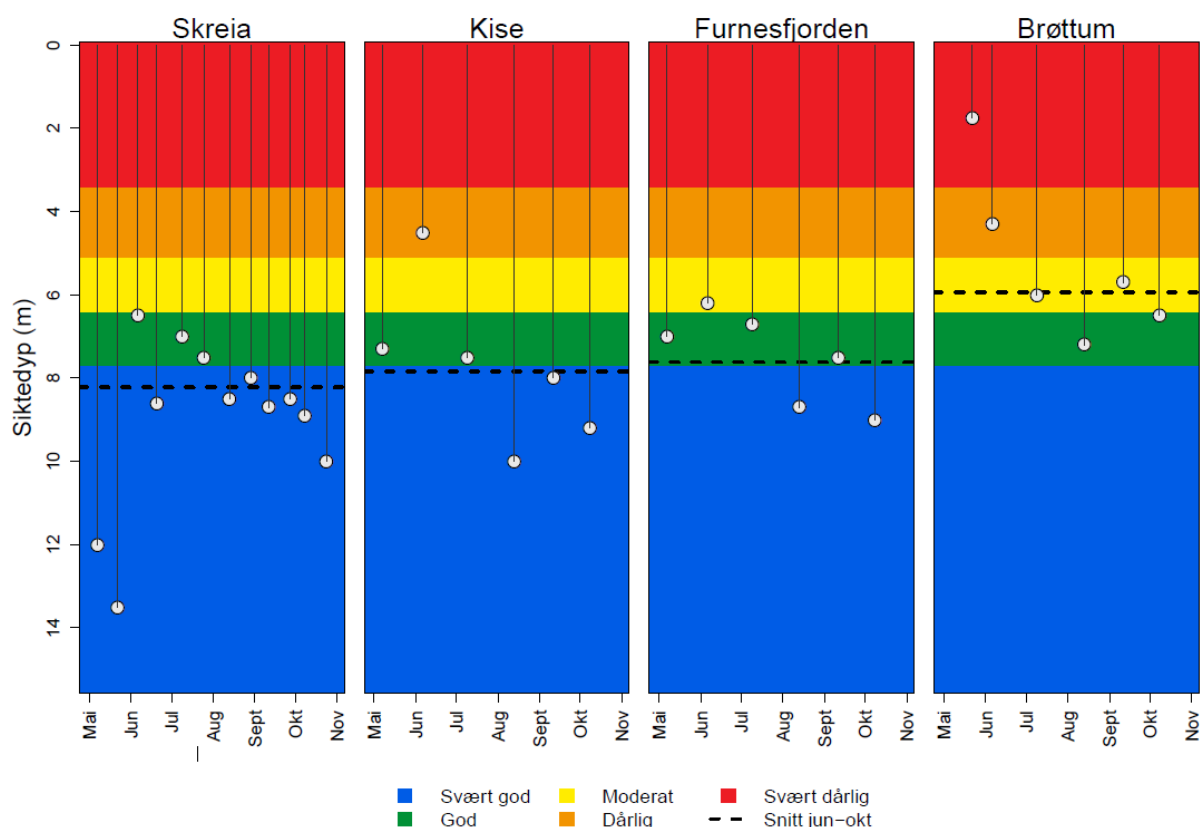
Vertikalprofiler av turbiditet målt med sonde på Brøttum (Figur 10) viser tydelig partiklene som kom med den ordinære vårfloppen i juni, samt de store mengdene brepartikler som kom med Lågen på sensommeren 2018 og ga en svært skarp turbiditetstopp i sprangsjiktet på Brøttum i august. Denne toppen må skyldes innleiring av brevannet i et dyp som har samme temperatur som temperaturen i brevannet. På de andre stasjonene var turbiditeten lav mesteparten av sesongen, noe som illustrerer at det aller meste av partiklene som ble målt på Brøttum tydeligvis har sedimentert nord for Kise.



Figur 10. Sesongutvikling av turbiditet (FNU) i vannsøylen i Mjøsa i 2018 målt månedlig med sonde fra overflaten og ned til 10 m over bunnen på alle stasjonene. Øvre panel viser hele vannsøylen, mens nedre panel viser 0-50 m. y-aksen angir dyp i meter. Stasjon Brøttum ble ikke målt før i juni av praktiske grunner.

3.5 Siktedyp

Siktedypet i Mjøsas hovedvannmasser påvirkes først og fremst av mengden alger (planteplankton). Men særlig i nordlige deler reduseres siktedypet til tider betydelig av tilførte partikler i forbindelse med flomaktivitet og stor partikkeltransport i de største tilløpselvene, Lågen og Gausa. Silt fra breene i Jotunheimen tilføres via Lågen med smeltevann om sommeren. Dette var særlig tydelig på 15-17 m dyp på Brøttum i 2018 (Figur 10), som var en svært varm sommer. Flommer i de lavereliggende, mindre vassdragene kan også påvirke vannkvaliteten og redusere siktedypet i Mjøsa, spesielt i de nærmeste områdene utenfor elvemunningene. I 2018 var vannføringen i disse elvene imidlertid svært lav i perioden juni-august (Tabell 13), og partikler fra disse elvene bidro derfor i liten grad til å redusere siktedypet i denne perioden.



Figur 11. Sesongutvikling i siktedypet på de fire stasjonene i Mjøsa i 2018. Fargene viser tilstandsklasser iht grenseverdier beregnet ut fra formel i kap. 7.2.4 i Klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018: Veileder 02:2018 Klassifisering). Sort stiplet tverrlinje er middelverdien fra juni-oktober.

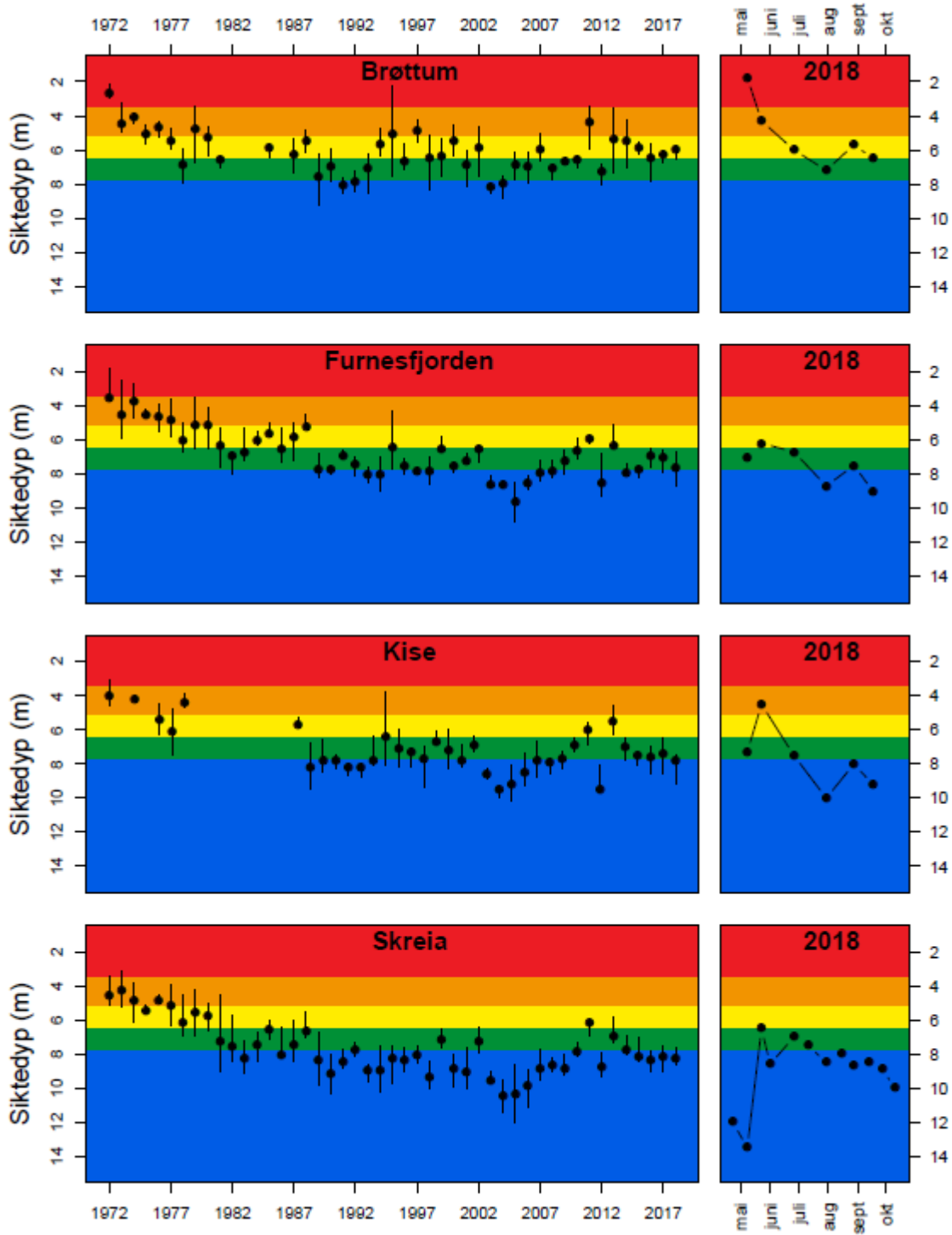
Siktedypet ved Skreia var i 2018 generelt høyt, med middelverdi på 8,2 m (Figur 11), i tråd med det lokale miljømålet på 8 m. Lave verdier i slutten av juni på 6,5 m på Skreia skyldes trolig primært planktonalger (se kap. 3.7). På Kise og Brøttum var det lave siktedypet på 4,5 m i juni trolig et resultat av en kombinasjon av planktonalger og partikler fra vårfloppen, mens det svært lave siktedypet på Brøttum i mai (< 2m) skyldes hovedsakelig flompartikler. Turbiditetsmålingene (Figur 10) og observasjoner av utpreget blågrønn farge i overflatevannet i nordlige deler av Mjøsa i august indikerer at de øvre vannmassene var noe påvirket av bre-partikler, men dette påvirket i liten grad siktedypet på Brøttum, som var høyere i august enn i sesongen for øvrig. I Furnesfjorden er siktedypet i noe

mindre grad påvirket av flompartikler enn ved Brøttum og Kise, og i større grad koblet til variasjoner i planteplanktonbiomassen (kap. 3.7). Middelerdiene for siktedyp på Kise og Furnesfjorden (stiplet linje i Figur 11) lå nær grenseverdien svært god/god i 2018.

I de nordre delene av Mjøsa (jf. stasjon Brøttum) er ofte siktedypet naturlig lavt pga. store tilførsler av vann med høyt innhold av erosjonspartikler om sommeren. Middelerdien for siktedyp på Brøttum i 2018 var 6,0 m, som gir moderat tilstand. Det er imidlertid ikke rimelig å klassifisere tilstanden for siktedyp i denne delen av Mjøsa, og vi velger derfor å ikke benytte siktedyp i den samlede klassifiseringen på denne stasjonen.

Langtidsserien for siktedyp for stasjon Skreia viser en klar bedring fra 4-6 m på 1970-tallet, tilsvarende moderat-dårlig økologisk tilstand og fram til 9-11 m på 2000-tallet, tilsvarende svært god økologisk tilstand. De siste åtte årene har siktedypet stort sett variert mellom 7-9 m, som er nær grenseverdien svært god/god, og også nær miljømålet for Mjøsa på 8 m (Figur 12). Mens siktedypet i stor grad var bestemt av algemengdene på 1970- og 1980-tallet, har denne sammenhengen blitt noe svakere etter ca. 1990 (Løvik mfl. 2016). Trolig har flompåvirkning med tilførsel av erosjonspartikler fra nedbørfeltet fått en noe større innvirkning på siktedypet i Mjøsa i de senere årene enn det hadde på 1970- og 1980-tallet. I 2011 bidro økt humusinnhold også til reduksjonen i siktedypet.

For stasjonene Kise og Furnesfjorden ses tilsvarende mønster i langtidsutviklingen av siktedypet som på hovedstasjonen Skreia, men nivået på siktedypet var generelt ca. 1 m lavere enn på Skreia. Siktedypet på Brøttum er minst av alle stasjonene for hele tidsserien pga nærheten til Lågen og innvirkningen av primært erosjonspartikler.

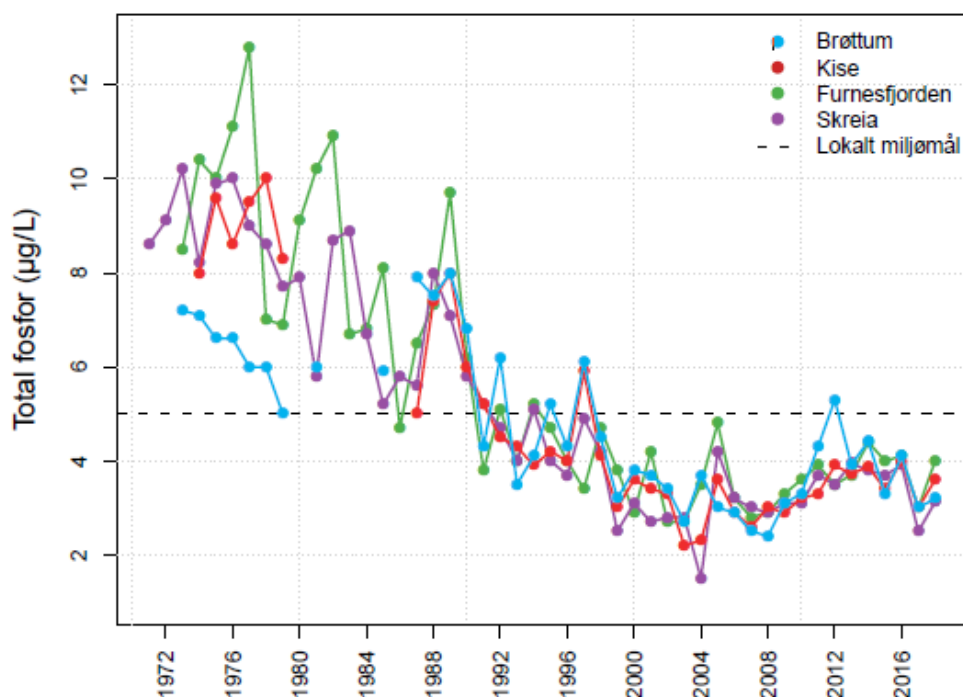


Figur 12. Langtidsutvikling i siktedyp angitt som middelverdier (sorte prikker) og 25 og 75 persentiler (sorte vertikale streker) fra juni-oktober på de fire stasjonene i Mjøsa (venstre) og sesongutviklingen i 2018 også inkludert mai-målinger (høyre).

3.6 Næringsalter

3.6.1 Fosfor

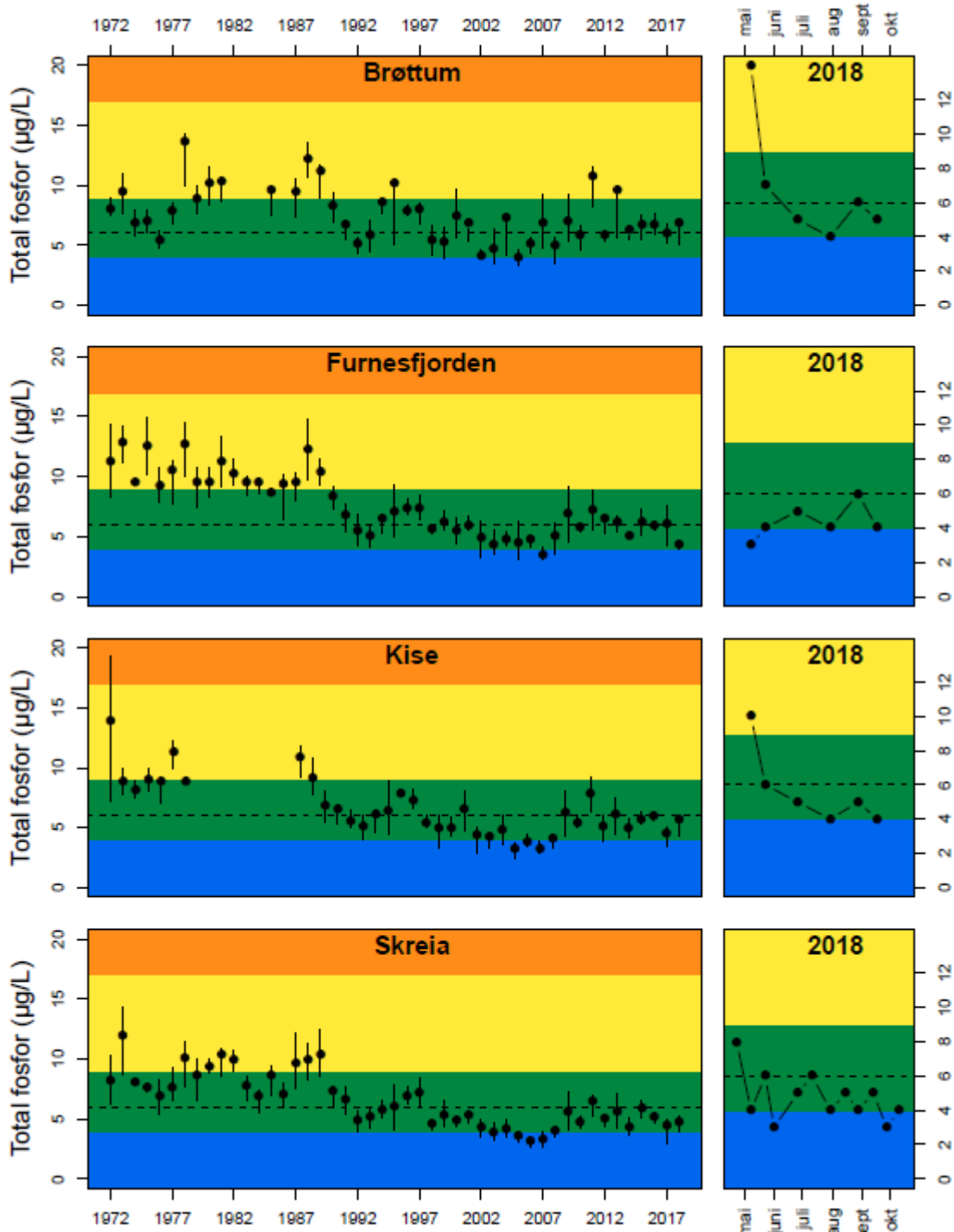
Fosfor regnes for å være det begrensende næringsstoffet for algevekst i Mjøsa, som i de fleste andre norske innsjøer. Figur 13 viser at det har vært markerte reduksjoner over tid for middelverdiene av total-fosfor (Tot-P) i vannmassene på senvinteren («basiskonsentrasjonen») fra 1970-tallet og fram til ca. år 2000. Årsaken til reduksjonen er de mange tiltakene for å redusere tilførslene av fosfor som ble gjennomført fra 1970-tallet og framover i forbindelse med Mjøsaksjonen og senere tiltak. På senvinteren har konsentrasjonen avtatt fra 8-12 µg/l på 1970-tallet til 2-5 µg/l i de senere årene. I perioden 1998-2018 har senvinterverdiene i all hovedsak tilfredsstilt miljømålet på 5 µg/l på alle prøvestasjonene. I 2018 var senvinterverdiene ganske like på alle stasjonene (3-4 µg P/l).



Figur 13. Tidsutviklingen i konsentrasjoner av Tot-P i dypserier ved de ulike prøvestasjonene på senvinteren/tidlig vår. Punktene representerer middelverdier for prøver fra sjiktet 0-60 m ved Brøttum, 0-200 m ved Kise, 0-60 m ved Furnesfjorden og 0-400 m ved Skreia.

I 2018 var middelverdiene for Tot-P i sjiktet 0-10 m fra mai-oktober 6,8 µg P/l (4-14 µg P/l) ved Brøttum; 5,7 µg P/l (4-10 µg P/l) ved Kise; 4,3 µg P/l (3-6 µg P/l) i Furnesfjorden og 4,8 µg P/l (3-8 µg P/l) ved Skreia (variasjonsbredder mai-oktober i parentes). Dette gir god tilstand mht fosfor for alle stasjonene i henhold til vannforskriften (4-9 µg P/l) (Figur 14), og det er heller ikke høyere enn det lokale miljømålet for Mjøsa (ikke over 5,5-6,5 µg P/l).

Fosformålingene i prøvene fra 0-10 m sjiktet på Skreia ble gjort av både NIVA-lab og SYNLAB (tidl. ALcontrol) for å sammenligne resultatene, fordi NIVA-lab overtok analysene i 2017 og det er nødvendig med 3 års parallelle prøver for å kunne sammenligne eventuelle forskjeller. Resultatene i 2017 viste at NIVA-lab målte ca. 0,5 µg/l høyere Tot-P konsentrasjon enn ALcontrol, mens i 2018 var det omvendt ved at NIVA-lab målte ca. 1 µg/l lavere Tot-P konsentrasjon enn SYNLAB. Forskjellene er innenfor måleusikkerheten begge årene og dermed ikke signifikante (se Vedlegg A, Tabell 14). Det er også betryggende at forskjellene er motsatte de to årene.



Figur 14. Venstre panel: tidsutviklingen av total fosfor i sjiktet 0-10 m (mai-oktober) (middelverdier og 25-75 persentil intervall). Høyre panel: konsentrasjoner av total fosfor i perioden mai-oktober 2018. Fargene viser tilstandsklassene for vanntype 6 (kalkfattige, dype lavlandssjøer). De stiplede sorte horisontale strekene angir det lokale miljømålet på 6,0 (5,5-6,5) $\mu\text{g/l}$.

Total fosfor konsentrasjonen ble også målt i blandprøver fra hypolimnion (20-443 m) på Skreia i tråd med basisovervåkingen av andre store norske innsjøer i ØKOSTOR prosjektet. Mittelverdien i dypere

vannlag var 4,3 µg/l (2-6 µg/l) (Tabell 8), som var litt lavere enn konsentrasjonen i de øvre vannlagene (0-10m).

Tabell 8. Fosforkonsentrasjon (µg/l) i hypolimnion (20-427 m) på hovedstasjonen Skreia (primærdata i Vedlegg A, Tabell 9).

Parameter	10.05.	13.06.	11.07.	08.08.	13.09.	10.10.	Min	Middel	Max
Tot-P	2	3	3	3	4	3	2	3	4

Både Tot-P og ortofosfat (PO₄) ble også målt separat i en prøve fra største dyp på Skreia 7. mai, som ga en Tot-P konsentrasjon på 11 µg/l og en PO₄-konsentrasjon på 2 µg/l (Vedlegg A, Tabell 2). Årsaken til denne høye konsentrasjonen av Tot-P i bunn-nære vannmasser (10 m over bunn) er ikke åpenbar. I 2017 ble det også målt en relativt høy Tot-P konsentrasjon på 8 µg/l på største dyp i juni.

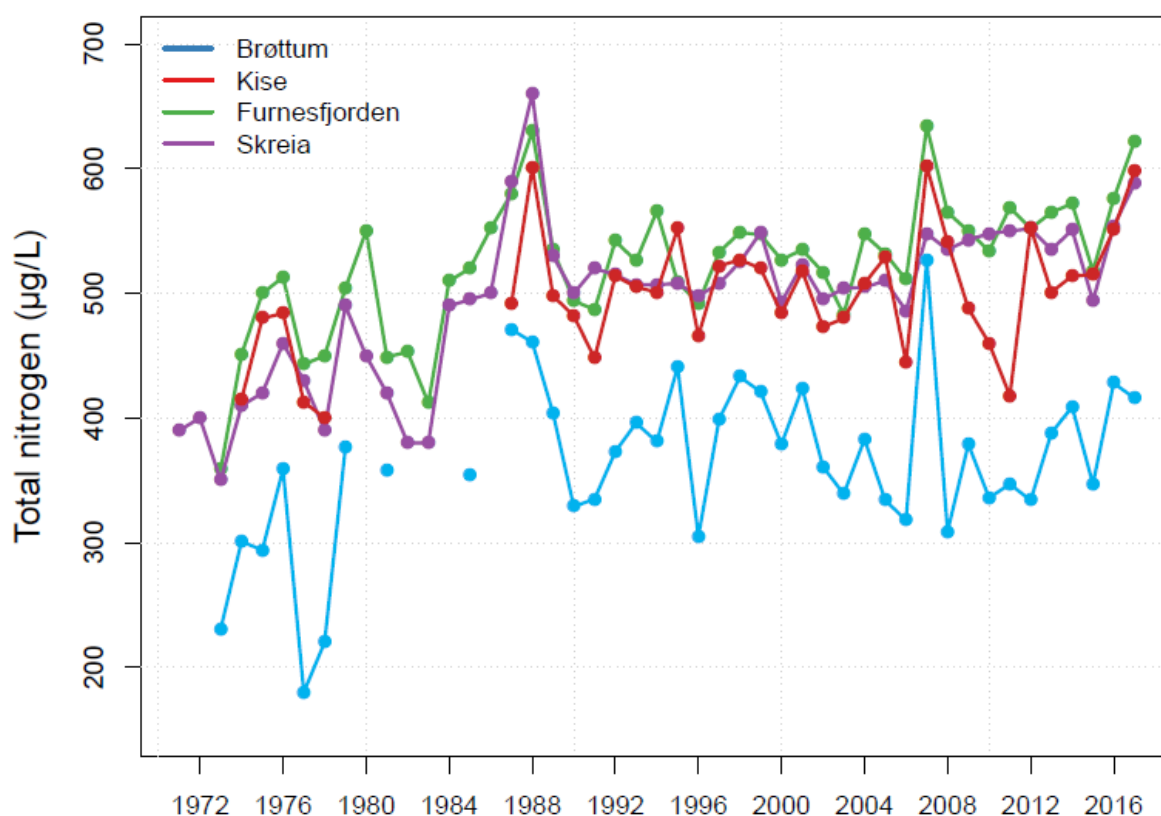
Målinger av Tot-P fra vannprøver tatt 10 m over bunnen på Kise i mai, samt i Furnesfjorden i mars og i mai viste lave konsentrasjoner på 4-5 µg/l, mens på Brøttum viste Tot-P i dypeste prøve 3 µg/l i mars, men 13 µg/l i mai. Den høye verdien på Brøttum 22. mai gjenspeiler trolig tilførsler av erosjonspartikler fra vårfloppen (Vedlegg A, Tabellene 3-7).

3.6.2 Nitrogen

Løste nitrogenforbindelser som nitrat (NO₃) og ammonium (NH₄) er nødvendige næringsstoff for vekst av alger og vannplanter. Disse næringsstoffene er sjelden begrensende for veksthastigheten av planteplankton i innsjøer, men i perioder kan de ha innflytelse på hvilke arter eller grupper av arter som dominerer. Økte tilførsler av nitrogen fra vassdrag og landområder til marine områder kan forårsake overgjødning av fjorder og kystfarvann, der nitrogen ofte er begrensende.

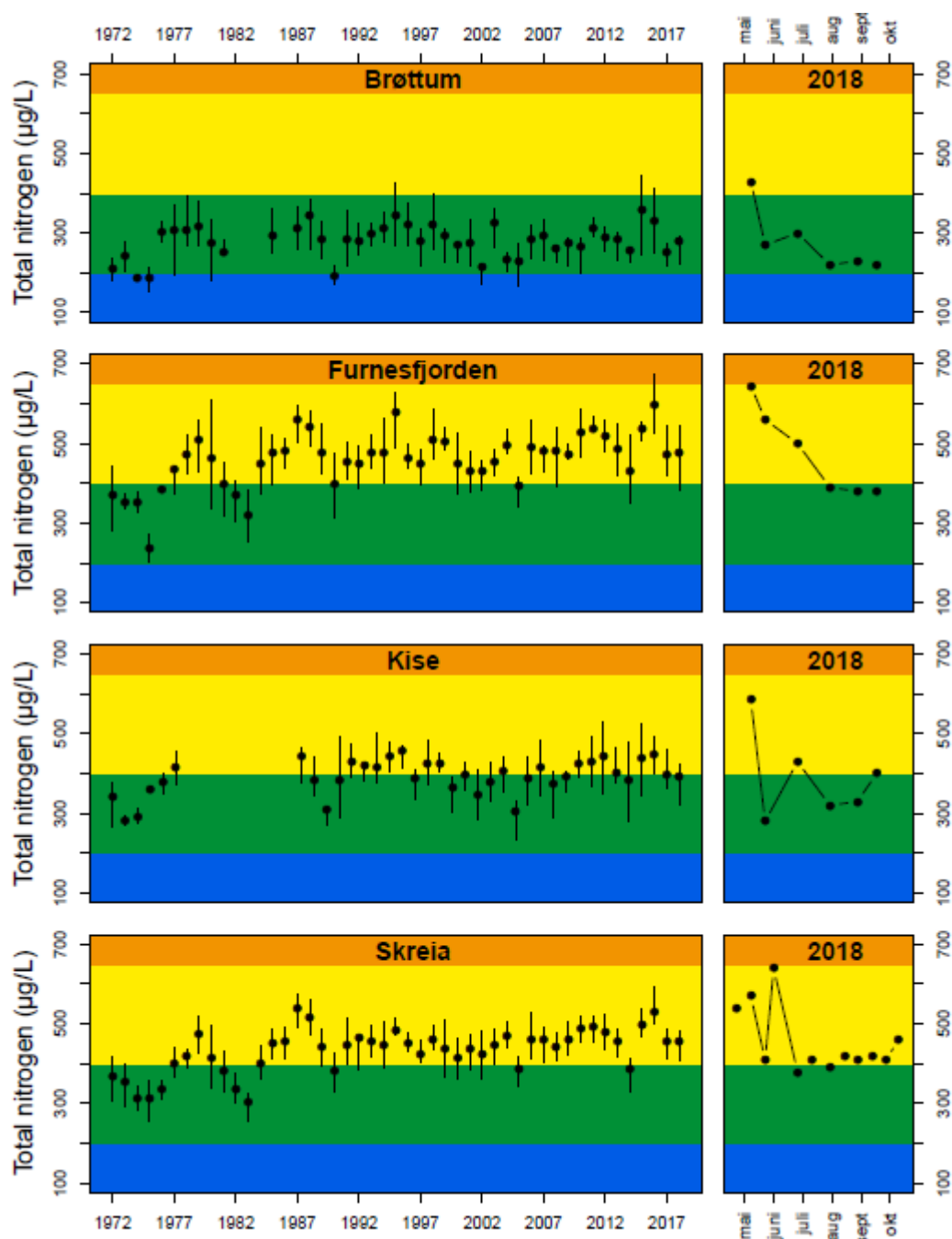
Konsentrasjonen av total-nitrogen (Tot-N) på sen vinteren viste en økende trend fra begynnelsen av 1970-tallet og fram til slutten av 1980-tallet, og deretter en utflating i etter dette (Figur 15). Etter 2006 ser det imidlertid ut til at konsentrasjonene har steget svakt i Furnesfjorden og ved Skreia, mens det har vært mer uregelmessige variasjoner på de to andre stasjonene. I 2018 var Tot-N konsentrasjonen blant de høyeste som er målt i Mjøsa på alle stasjonene unntatt Brøttum. Nitrat utgjør vanligvis ca. 78-85 % av Tot-N i sen vinterprøvene ved de ulike stasjonene (middel for perioden 2001-2018). I 2018 var andelen nitrat lavere enn dette ved Brøttum (57-65%), men var 73-76% ved de andre stasjonene (Vedlegg A, Tabellene 2-7). Den nordre delen av Mjøsa (stasjon Brøttum) har vanligvis markert lavere konsentrasjoner av nitrogenforbindelser enn de midtre og søndre områdene (Figur 15). Vannkvaliteten ved Brøttum påvirkes sterkt av vannet fra Lågen, som normalt har lave konsentrasjoner, særlig når vannføringen er stor pga. mye smeltevann fra fjellområdene om sommeren.

Figur 16 viser at middelveidene for Tot-N hadde nokså store fluktuasjoner i Furnesfjorden og ved Skreia, særlig fra ca. 1975 til ca. 1990. Etter den tid har konsentrasjonene flatet ut eller steget svakt. For Brøttum og Kise er det ingen tydelige trender. Tot-N var i 2018 i god økologisk tilstand ved Brøttum og moderat tilstand ved stasjonene Furnesfjorden og Skreia, og omtrent på grensen god/moderat ved Kise (Figur 16), men Tot-N resultatene brukes ikke i den samlede klassifiseringen ettersom nitrogen ikke er vekstbegrensende (se utfyllende begrunnelse nedenfor).

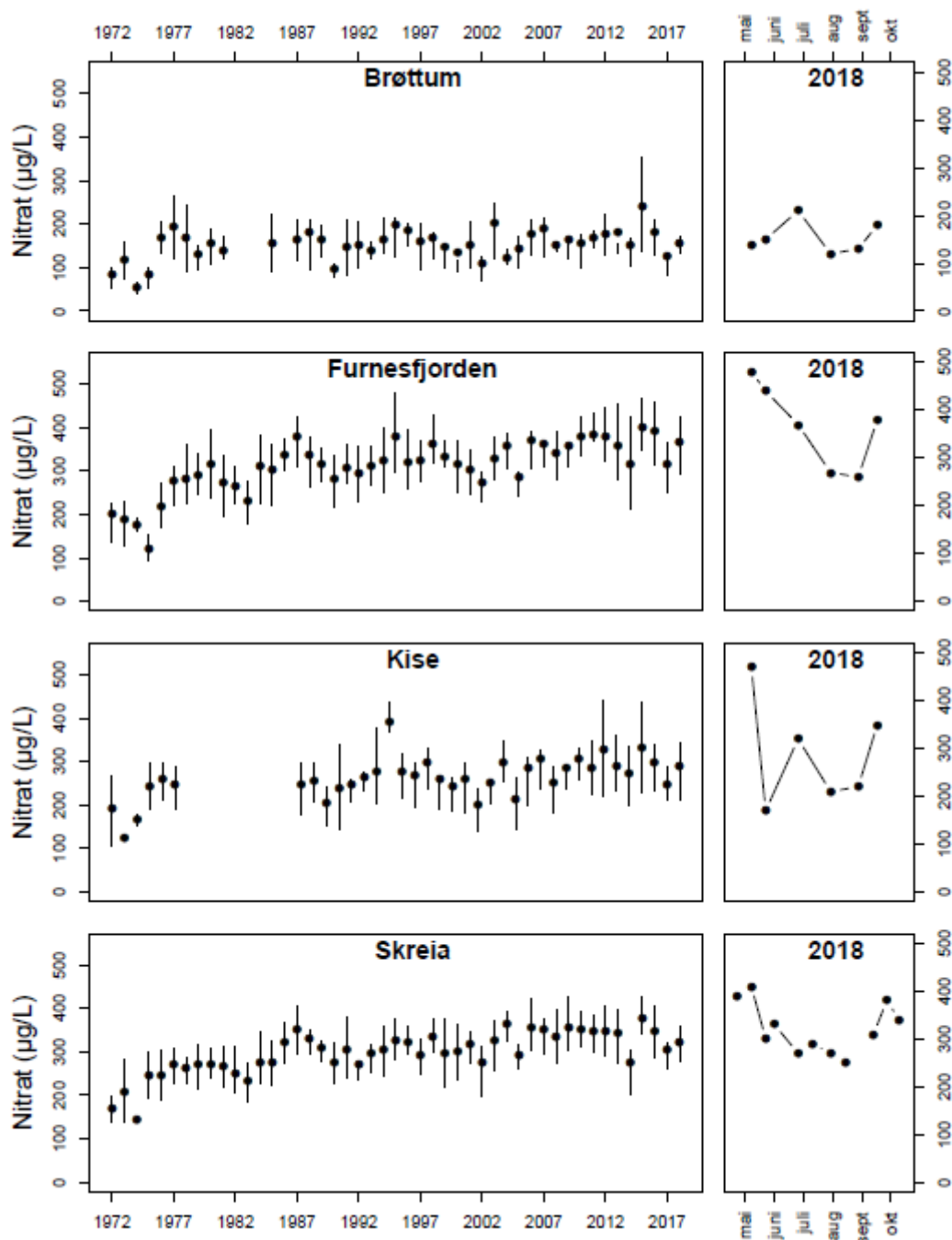


Figur 15. Tidsutviklingen i konsentrasjoner av total nitrogen på senvinteren i perioden 1971-2018 (basert på middelerverdier av konsentrasjonen i vannprøver fra vertikalserier fra overflaten til nær bunnen).

Langtidsseriene for nitrat (Figur 17) viser samme utviklingsmønster som total nitrogen for alle stasjonene. Det samme gjelder sesongvariasjonen i 2018. Nitrat utgjør ca. 66 % av Tot-N i vekstsesongen, men andelen kan synke til 40-50% midt på sommeren pga algenes nitrogen-opptak og øker litt igjen utover høsten når det er mindre algevekst. Minimum-konsentrasjonen som ble målt på sensommeren i 2018 er 120 µg/l på Brøttum og betydelig høyere på de andre stasjonene pga lokale tilførsler, til tross for den svært tørre sommeren som ga mindre avrenning enn vanlig i perioden juni-august (Figur 17, med primærdata i Vedlegg A, Tabell 8, 11, 12, 13). Nitrogen-begrensning ses vanligvis ved at nitrat-konsentrasjonen synker til under deteksjonsgrensen (< 10 µg/l) (Lyche Solheim mfl. 2018b). De målte minimumskonsentrasjonene indikerer derfor at nitrogen ikke er vekstbegrensende for algeveksten på noe tidspunkt i 2018 og heller ikke i tidligere år.



Figur 16. Venstre panel: Tidsutviklingen i middelværdier for total-nitrogen i mai-oktober i sjiktet 0-10 m i perioden 1972-2018. Høyre panel: Sesongutviklingen i 2018. Fargene viser tilstandsklassene for vann type 6 (kalkfattige, dype lavlandssjøer).

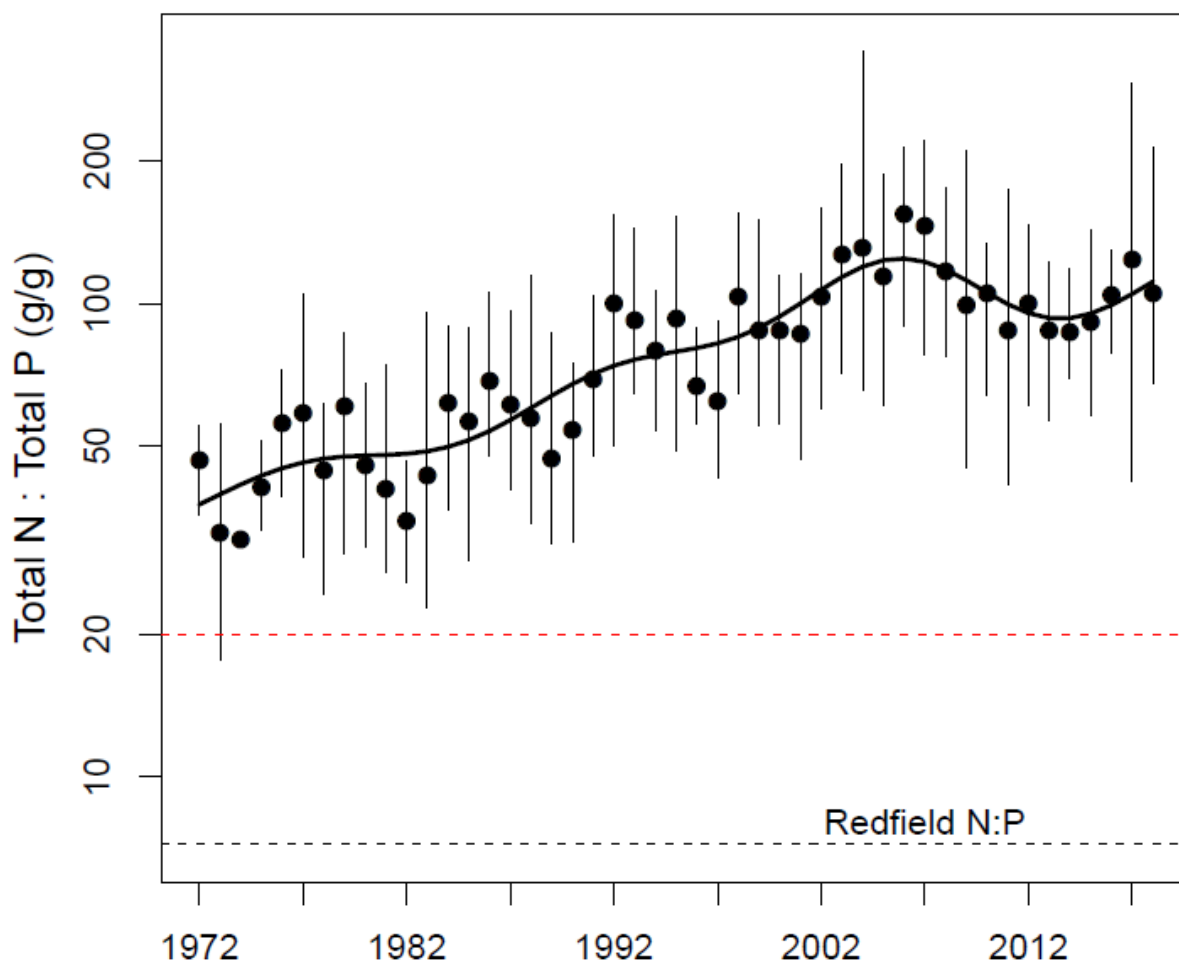


Figur 17. Venstre panel: Tidsutviklingen i middelverdier for nitrat (nitrat-nitrogen) i mai-oktober i sjiktet 0-10 m i perioden 1972-2018. Høyre panel: Sesongutviklingen i 2018.

3.6.3 Nitrogen/Fosfor forholdet

Fosfor har tradisjonelt vært regnet som begrensende for algeveksten når forholdet mellom total-nitrogen og total-fosfor (N/P) er større enn 12, mens ved lavere verdier er nitrogen begrensende (Berge 1987 med referanser). Andre forfattere opererer med $N/P = 20$ som grense mellom fosfor- og nitrogenbegrensning (Lyche Solheim mfl. 2018b). Ny forskning kan imidlertid tyde på at det optimale N/P-forholdet for vekst av alger øker med økende temperatur (Thrane mfl. 2017). Et annet kriterium for N-begrensning er lave konsentrasjoner av løst uorganisk nitrogen, dvs. nitrat og ammonium. I de

fleste norske innsjøer anses fosfor å være begrensende næringsstoff for vekst av planteplankton (Rognerud mfl. 1979, Berge 1987, Faafeng mfl. 1990, Lyche Solheim mfl. 2018b). I mange skogs- og fjellvann kan imidlertid planteveksten periodevis være begrenset av tilgangen på nitrogen (Elsner mfl. 2009). Som tiltak for å begrense eutrofiering av innsjøer er det likevel reduksjoner av fosfor-tilførslene som bør stå i fokus (se f.eks. Schindler mfl. 2016).



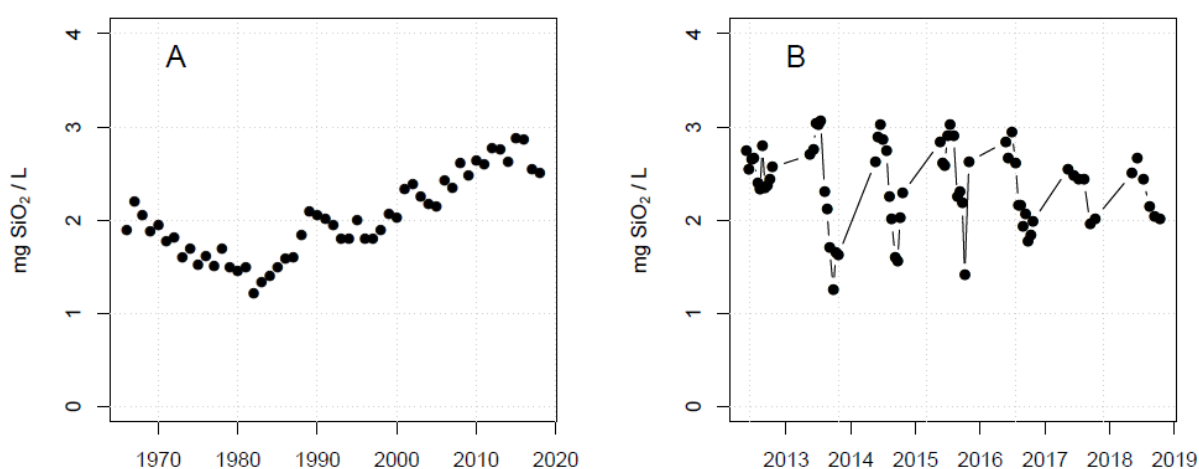
Figur 18. Tidsutviklingen i N/P-forholdet ved stasjon Skreia for sjiktet 0-10 m. Figuren viser middelerverdier for perioden juni-oktober 1972-2018.

I Mjøsa ved stasjon Skreia har middelerdien for N/P-forholdet variert mellom ca. 30 og 150 i perioden 1972-2018 (Figur 18). Ettersom Tot-P har blitt betydelig redusert siden 1970-tallet, mens Tot-N har vist en svak økning, har det vært en generell tendens til økning i N/P-forholdet for overvåkingsperioden sett under ett. Det vil si at tilstanden i Mjøsa de siste tiårene har beveget seg i retning mot enda sterkere fosfor-begrensning enn det som var tilfellet på 1970- og 1980-tallet. Figuren viser imidlertid også at det har vært til dels store variasjoner i N/P-forholdet fra år til år og gjennom vekstsesongene, og at N/P-forholdet avtok noe i perioden fra 2006 til ca. 2014. Dette siste hadde trolig sammenheng med stor flomaktivitet og store tilførsler av fosfor spesielt fra dyrka mark, samt noe økt humusinnhold. Midlere N/P-forhold var i 2018 på 105 med variasjon i intervallet 68-213 ved hovedstasjonen Skreia. Ved de øvrige prøvestasjonene var det midlere N/P-forholdet følgende (variasjonsområder i parentes): Brøttum 44 (31-60), Kise 73 (47-100) og Furnesfjorden 118 (63-215). Dette betyr at algeveksten kan antas å ha vært fosforbegrenset ved alle prøvestasjonene gjennom hele vekstsesongen. De høye nitrat-

konsentrasjonene gjennom hele vekstsesongen på alle stasjonene (Figur 17) styrker antagelsen om fosforbegrenset algevekst i Mjøsa.

3.6.4 Silikat

Silikat er et essensielt næringsstoff for oppbygging av kiselalgenes skall. Det tilføres fra nedbørfeltet som følge av forvitring av silikatholdige bergarter. I næringsfattige innsjøer reguleres konsentrasjonen først og fremst av tilførslene fra nedbørfeltet, mens i innsjøer som har blitt overgjødslet med fosfor og nitrogen, kan imidlertid konsentrasjonen i vannmassene avta gradvis, på grunn av stor produksjon og sedimentasjon av kiselalger. Når mengden kiselalger er stor, kan konsentrasjonen av silikat bli så lav at det blir begrensende for kiselalgenes vekst. Dermed får andre planteplankton-klasser, som ikke er avhengige av silikat (f.eks. cyanobakterier), en konkurransemessig fordel.



Figur 19. Venstre: Middelkonsentrasjonen av silikat i vårsirkulasjonen (0-400 m) ved Skreia i perioden 1966-2018, Høyre: Sesongutviklingen i konsentrasjonen av silikat i de øvre vannlag (0-10 m) ved Skreia i 2012-2018. Data for 2018 fra NIVAs laboratorium er omregnet fra silisium til silikat.

Fra 1960-tallet til midten av 1980-tallet sank konsentrasjonen av silikat i vårsirkulasjonen (Figur 19). Dette var trolig i betydelig grad forårsaket av stor produksjon og sedimentasjon av kiselalger (Kjellberg 1985). I år med mye kiselalger var det vanlig at silikat-konsentrasjonen avtok til $<0,3$ mg SiO_2/l i løpet av vekstsesongen.

Etter hvert som Mjøsa har blitt avlastet mht fosfor, har produksjonen av kiselalger (og andre algegrupper) blitt sterkt redusert, samtidig som det sesongmessige avtaket i silikat har blitt mye mindre utpreget. Dette kan være en mulig forklaring til at konsentrasjonen av silikat har bygget seg gradvis opp igjen (se f.eks. Hartman mfl. 2011). Eventuelle endringer i tilførslene kan imidlertid også ha hatt betydning for tidsutviklingen i konsentrasjonen; økning i nedbør og lufttemperatur kan ha ført til økt forvitring og avrenning fra nedbørfeltet. Silisium-konsentrasjonen i tilførsler ble ikke undersøkt tidligere, men fra og med 2010 er målinger av silisium i to av tilløpselvene innlemmet i overvåkingen. Så langt kan vi ikke se noen tendens til økning i konsentrasjonen hverken i Lågen eller Svartelva (Kapittel 4.1.4, Figur 35). Uansett årsak til økningen har silikat-begrensning for kiselalger i Mjøsa blitt mindre sannsynlig i den senere tid enn det var på 1970-tallet.

Sesongvariasjonen (Figur 19) viser et klassisk «jojo»-mønster med kraftig nedgang om sommeren og økning høst/vinter i alle år med dominans av kiselalger i planteplanktonet (2013-2018). Unntaket er vekstsesongen 2012, da algemengden var lav, og kiselalgetoppen på sensommeren var meget beskjeden. Dette førte til at den sesongmessige nedgangen i silikat-konsentrasjonen ble svært liten. 2017 og 2018 hadde tilnærmet likt sesongmønster med moderate fluktasjoner.

3.7 Planteplankton

3.7.1 Økologisk tilstand og artssammensetning i 2018

Årsverdier med tilførende tilstandsklasse og nEQR verdier for de fire planteplankton parameterne er vist i Tabell 9. Tallene er basert på data fra juni-oktober, da mai-verdiene ikke er vesentlig lavere enn resten av sesongen, og dermed ikke representative for den økologiske tilstanden.

Klorofyll-*a* verdiene var forholdsvis lave på alle stasjonene i Mjøsa 2018, med middelveidier på 1,8-2,6 µg/l, noe som ga svært god tilstand på Brøttum og god økologisk tilstand på de andre stasjonene (Tabell 9). Middelveidien av klorofyll-*a* på 2,5 µg/l på hovedstasjonen Skreia er noe over grenseverdien svært god/god, som er identisk med det lokale miljømålet på 2,0 µg/l. Middelveidien av totalt biovolum på 0,35 mm³/l og maksimumsverdien på 0,59 mm³/l tilfredsstiller miljømålet for god økologisk tilstand, samt de lokale miljømålene på henholdsvis 0,4 mm³/l for middelveidien, 0,7 mm³/l for maksimumsverdien. Artssammensetningen målt ved PTI indeksen var 2,26, som er akkurat på klassegrensen god/moderat. Det var svært lite cyanobakterier på Skreia i 2018 med maksimum biomasse på 0,02 mm³/l. Dette gir svært god tilstand med en nEQR verdi på 0,98 for Cyano_{max}, som er nær toppen av skalaen. Samlet ga disse fire parameterne god økologisk tilstand for planteplanktonet på Skreia med en nEQR verdi på 0,64, som er i nedre del av tilstandsklassen.

Tabell 9. Årsverdier og klassifisering av økologisk tilstand for planteplankton (PP) fra stasjonene i Mjøsa 2018 (juni-oktober). PTI er indeks for artssammensetning. Fargene indikerer tilstandsklassen.

Stasjon	Klorofyll a µg/l	Totalt volum mm ³ /l	PTI	Cyano _{max} mm ³ /l	Totalvurdering PP nEQR
Brøttum	1,8	0,23	2,23	0,01	0,71
Kise	2,5	0,34	2,25	0,02	0,65
Furnesfjorden	2,6	0,39	2,28	0,02	0,62
Skreia	2,5	0,35	2,26	0,02	0,64

Brøttum får svært god tilstand mht klorofyll-*a*, trolig pga. rask gjennomstrømning, som gir mindre tid for algevekst. Biovolum og artssammensetning målt ved PTI indeksen ga imidlertid begge god tilstand, mens cyanobakterier ga svært god tilstand. Samlet tilstand ble god med en nEQR på 0,71, som er omtrent midt i tilstandsklasse god (nEQR 0,60-0,80).

Kise hadde omtrent samme middelveidier som Skreia mht klorofyll-*a* og totalt biovolum. Begge stasjonene hadde en middelveidie for klorofyll-*a* på 2,5 µg/l, og et biovolum på henholdsvis 0,34-0,35 mm³/l. Dette ga god tilstand for begge parameterne på Kise. PTI var 2,25, som ga god tilstand, men nær klassegrensen god/moderat, som er 2,26.

Furnesfjorden hadde litt høyere klorofyll-*a* og biovolum enn Kise og Skreia. Middelveidien for de to parameterne var hhv 2,6 µg/l og 0,39 mm³/l, som gir god tilstand, men nær grenseverdien

god/moderat på 0,40 mm³/l for biovolum. PTI var 2,28, som også var noe høyere enn på Kise og Skreia og ga moderat tilstand.

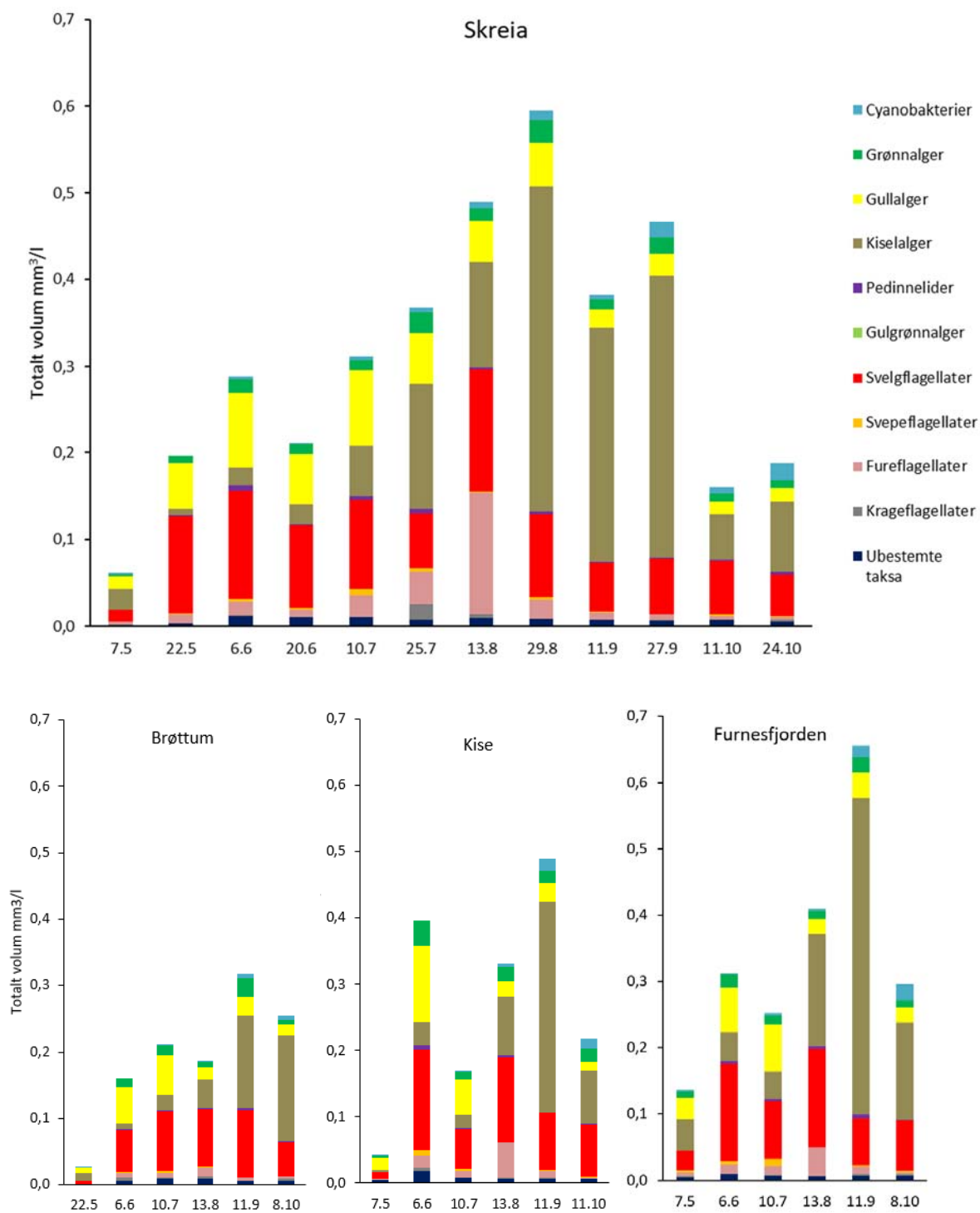
Både Kise og Furnesfjorden hadde svært lite cyanobakterier i 2018, med samme maksimumsverdi som på Skreia. Tilstanden for denne parameteren ble derfor svært god på begge stasjonene med nEQR verdi nær 1,0 (henholdsvis 0,98 og 0,97 ved Kise og i Furnesfjorden). Den samlede økologiske tilstanden for planteplanktonet på disse to stasjonene ble god, men med nEQR verdier på henholdsvis 0,65 på Kise og 0,62 i Furnesfjorden, som nær klassegrensen god/moderat på 0,60.

Forskjellen mellom de fire stasjonene er tydelig når man ser på nEQR verdiene, der Brøttum ligger på topp med nEQR på 0,71, som er midt i tilstandsklasse god, mens de andre stasjonene havnet nedre del av tilstandsklasse god, med Furnesfjorden ganske nær klassegrensen god/moderat. Dette innebærer at Mjøsa, og særlig Furnesfjorden ikke tåler mye mer alger før den tipper ned til moderat tilstand mht planteplankton, noe som vil kreve fosfor-reduserende tiltak. Tilsvarende resultater ble funnet for Furnesfjorden i 2016 og 2017 (Løvik m. fl. 2017, Lyche Solheim m. fl. 2018a).

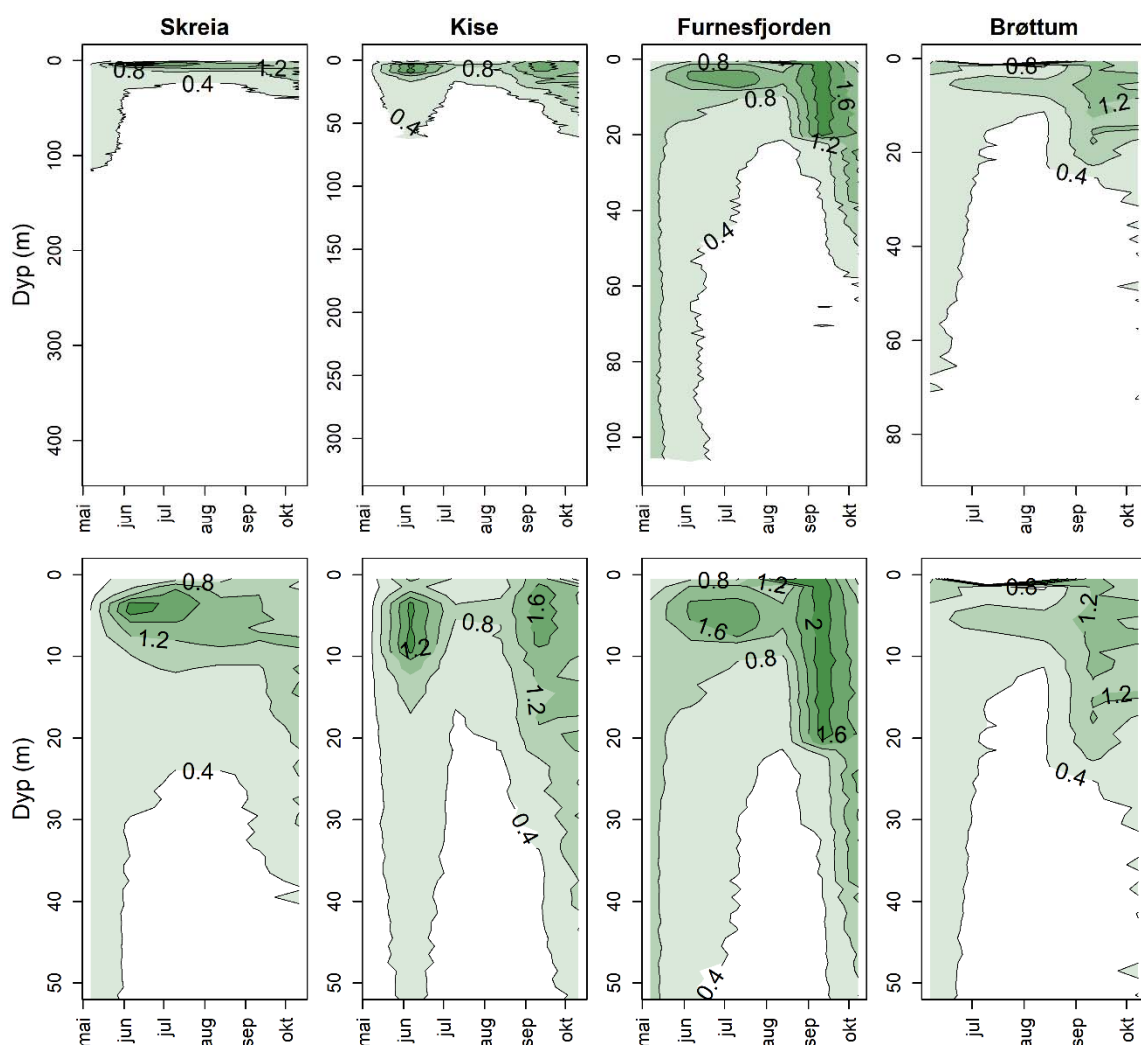
Kiselalger, svelgflagellater og gullalger utgjorde de største andelene av totalt biovolum i 2018 (Figur 20). Biovolumet var høyest i august på Skreia og i september på de andre stasjonene. Biovolum-toppene var høyest i Furnesfjorden, mens Brøttum hadde den laveste. Algemengden ble klassifisert til moderat tilstand på sensommeren på alle stasjonene unntatt Brøttum (se høyre panel i Figur 23 og Figur 24). Kiselalgenes andel av planteplanktonet økte utover sommeren og høsten på alle stasjonene. Artene som bidro mest til det totale volumet var planktoniske varianter av *Tabellaria flocculosa* samt *Fragilaria crotonensis*. Svelgflagellatene fra slektene *Cryptomonas* og *Plagioselmis* (*Rhodomonas*) utgjorde forholdsvis store andeler av planteplanktonet gjennom hele sesongen. Gullalgene hadde sin største forekomst på våren med mange slekter, der *Chromulina*, *Chrysococcus*, *Dinobryon*, *Mallomonas*, *Ochromonas*, *Spiniferomonas* og *Uroglenopsis* var de viktigste.

3.7.2 Vertikalfordeling av planteplankton gjennom vekstsesongen 2018

I 2018 ble algenes klorofyllfluorescens målt med sonde fra overflaten til rett over bunnen hver måned på alle stasjonene. Resultatene (Figur 21) viser lave verdier på Skreia, noe mer på Kise og mest i Furnesfjorden, der to topper i fluorescens ble observert i juni og i september. September-toppene strakte seg også nedover i vannsøylen til ca. 20 m dyp. Tidspunktet for algetoppen i september kom i en periode med økende nedbør, som sannsynligvis brakte mer fosfor inn fra nedbørfeltet etter noen svært tørre sommermåneder med små tilførsler fra de mindre vassdragene. De lave verdiene helt i overflaten (0-2 m) fra mai-juli skyldes lyshemming av algene, og ikke at det er mindre alger i overflatelaget enn i blandprøven fra 0-10 m. I juni ble det likevel funnet et tydelig maksimum på 5 meters dyp i Furnesfjorden, som viste seg å inneholde betydelig mer svelgflagellater enn i blandprøven fra 0-10 m fra samme dato (rådata fra 6. juni, se Vedlegg B).



Figur 20. Sammensetningen av planteplanktonsamfunnet og totalt biovolum i prøvene fra stasjonene i Mjøsa 2018.



Figur 21. Klorofyllfluorescens ($\mu\text{g/l}$) i Mjøsa gjennom feltsesongen 2018 målt månedlig fra overflaten og ned til 10 m over bunnen på alle prøvetakingsstasjonene. Øvre panel viser hele vannsøylen, mens nedre panel viser 0-50 m. y-aksen angir dyp i meter. Stasjon Brøttum ble ikke målt med sonde før i juni 2018 av praktiske grunner.

3.7.3 Langtidsutvikling av planteplanktonet i Mjøsa

Langtidsutviklingen av planteplanktonet på hovedstasjonen Skreia (Figur 22) viser at totalbiomassen av planteplankton er mer enn halvert siden 1970-tallet, både ut fra klorofyll-*a* og ut fra totalt biovolum. Årsaken til reduksjonene må i all hovedsak kunne tilskrives tiltakene som ble gjennomført for å redusere tilførselene av fosfor og dermed reversere eutrofieringen som skjedde på 1960-tallet og fram til midten av 1970-tallet. Til tross for nedgangen i algemengder siden 1970- og 1980-tallet har det også etter årtusenskiftet vært enkelte år der algemengdene har vært større enn ønskelig, slik som i 2002, 2003, 2011 og 2013.

Artssammensetningen har også endret seg betydelig i oligotrof retning siden 1970-tallet da det var flere år med dominans av cyanobakterier og kiselalger. Biomassen av kiselalger fortsatte å være relativt høy utover på 1980-tallet, mens cyanobakteriene ble nesten borte (se Figur 22, samt Vedlegg B, Figur

1). Fra omkring 1990 ble innslaget av gullalger og svelgflagellater større, særlig på forsommeren, mens kiselalgene fortsatt har vært dominerende på sensommeren og høsten, enkelte år med relativt store biovolumer. I 2011 var det en betydelig andel cyanobakterier på høsten, men biovolumene var små, og i årene 2012-2018 har biomassen og andelen cyanobakterier igjen vært liten.

Samlet klassifisering av planteplankton uttrykt som avstand fra naturtilstand (nEQR) (nederste panel i Figur 22) er basert på kombinasjon av klorofyll-a, totalt biovolum, artssammensetningsindeksen PTI og maksimum biomasse av cyanobakterier. Resultatene viser forbedringen fra dårlig tilstand i 1976 med en nEQR verdi ned mot grensen til svært dårlig (0,2) og fram til 1990, da tilstanden var god for første gang siden målingene startet. Etter 1990 har tilstanden variert mellom god og moderat, med god tilstand i 16 av årene og moderat tilstand i 12 av årene.

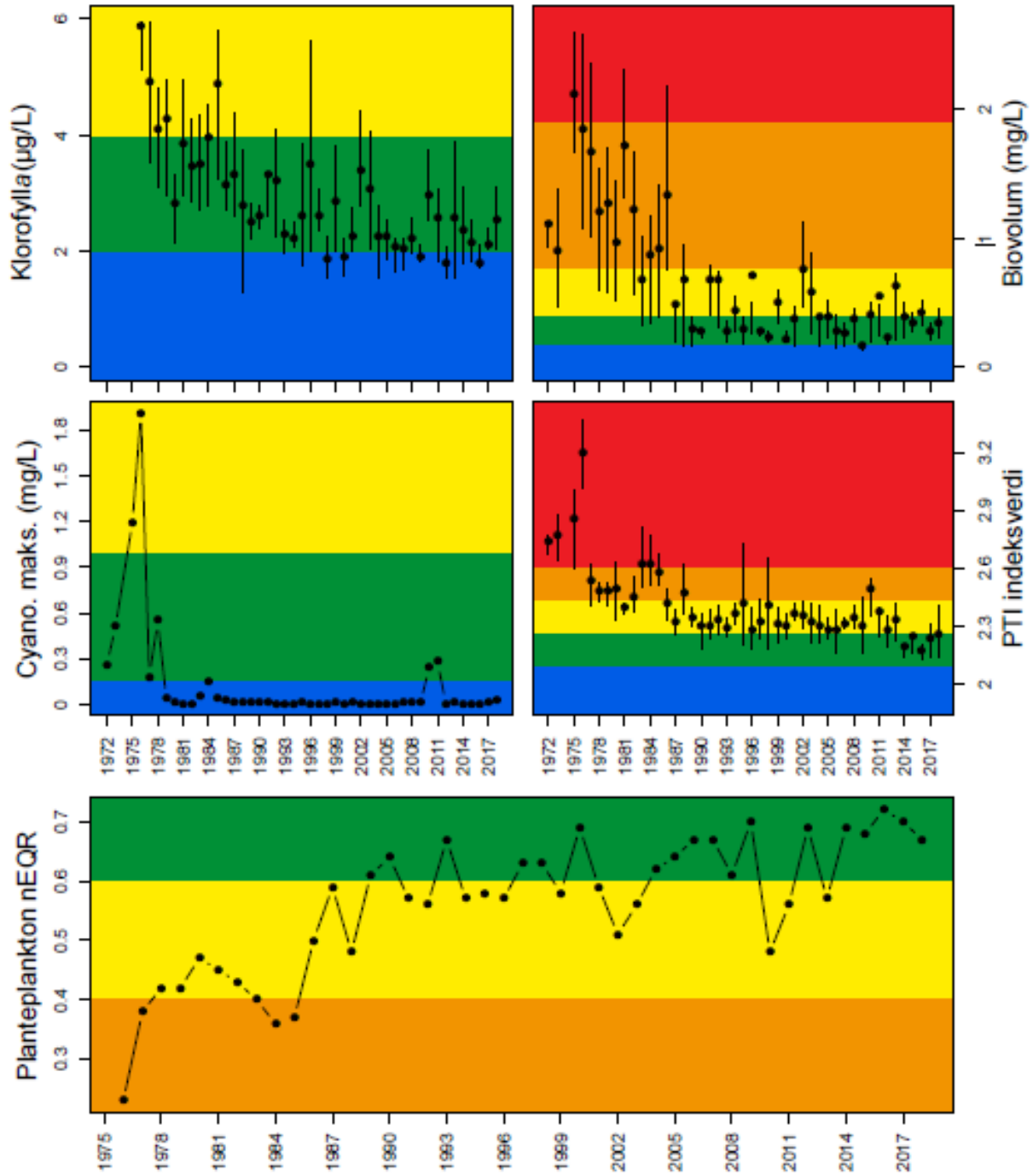
Årsaken til de store variasjonene i den økologiske tilstanden for planteplanktonet etter 1990 er sammensatt, men de viktigste årsakene er sannsynligvis variasjoner i vannføring, der flom-år gir økt fosfortilførsel og dermed mer alger, variasjoner i temperatur, der varme år gir mer alger enn kalde år, og variasjoner i dyreplanktonet, der år med lav biomasse av store vannlopper gir mer alger enn år med høyere biomasse av disse dyreplankton-artene. NIVA har ikke gjort noen samlet statistisk analyse av sammenhengene mellom planteplanktonet og de forskjellige mulige årsakene, men en slik analyse er mulig å gjøre med de nåværende dataene.

Sammenligningen av algemengden uttrykt som klorofyll-a i Figur 23 og som totalt biovolum i Figur 24 viser generelt dårligere tilstand for totalt biovolum enn for klorofyll-a. Årsaken til dette er sannsynligvis dominans av store kiselalger med lavt klorofyll-innhold, og ikke dårlig samsvar mellom klassegrensene for disse to parameterne. Klassegrensene for disse to parameterne er basert på en regresjon av klorofyll mot biovolum basert på nordiske data, som har en $r^2=0,69$ og $N=3554$ (se Vedlegg 4.1.2 i Direktoratets gruppen vanndirektivet 2018: Veileder 02:2018 Klassifisering).

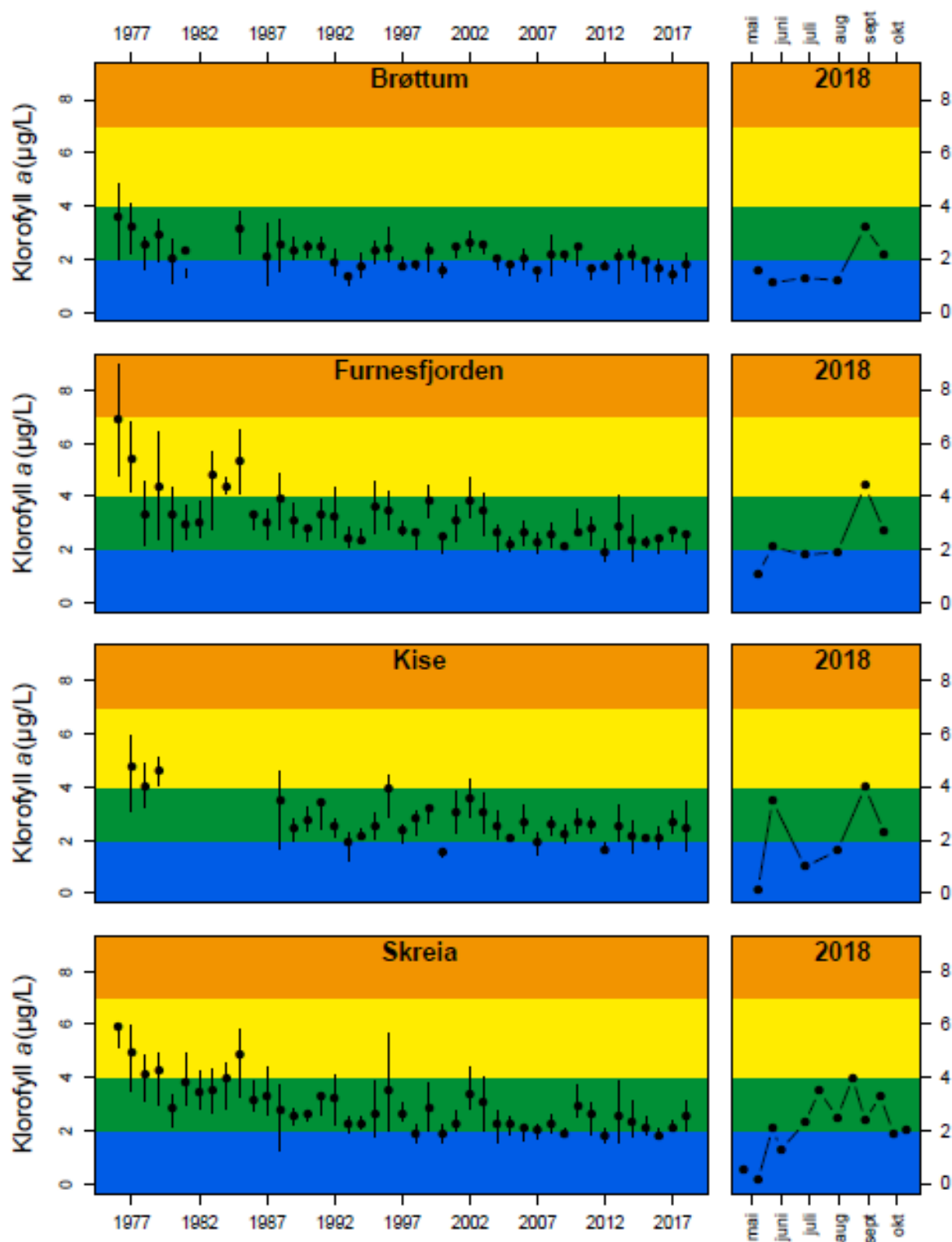
Langtidsutviklingen av algebiomassen viser omtrent det samme tidsforløpet på alle stasjonene med høye verdier og store sesongsvingninger (lange vertikale streker pr. år i Figur 23 og Figur 24) i den mest eutrofierte perioden på 1970 og 1980-tallet, og lavere biomasse med mindre sesongsvingninger de fleste årene etter dette (korte vertikale streker pr. år i Figur 23 og Figur 24). Det kan se ut til at algebiomassen har vært noe høyere i Furnesfjorden og Kise enn på Skreia og Brøttum de fleste årene etter 1980-tallet, men dette er ikke testet statistisk foreløpig.

Vi har foreløpig ikke kunnet fremstille figurer av langtidsutviklingen av artssammensetningen eller maksimum biomasse av cyanobakterier for andre stasjoner enn Skreia fordi datagrunnlaget ikke foreligger digitalt fra årene før slutten av 1980-tallet.

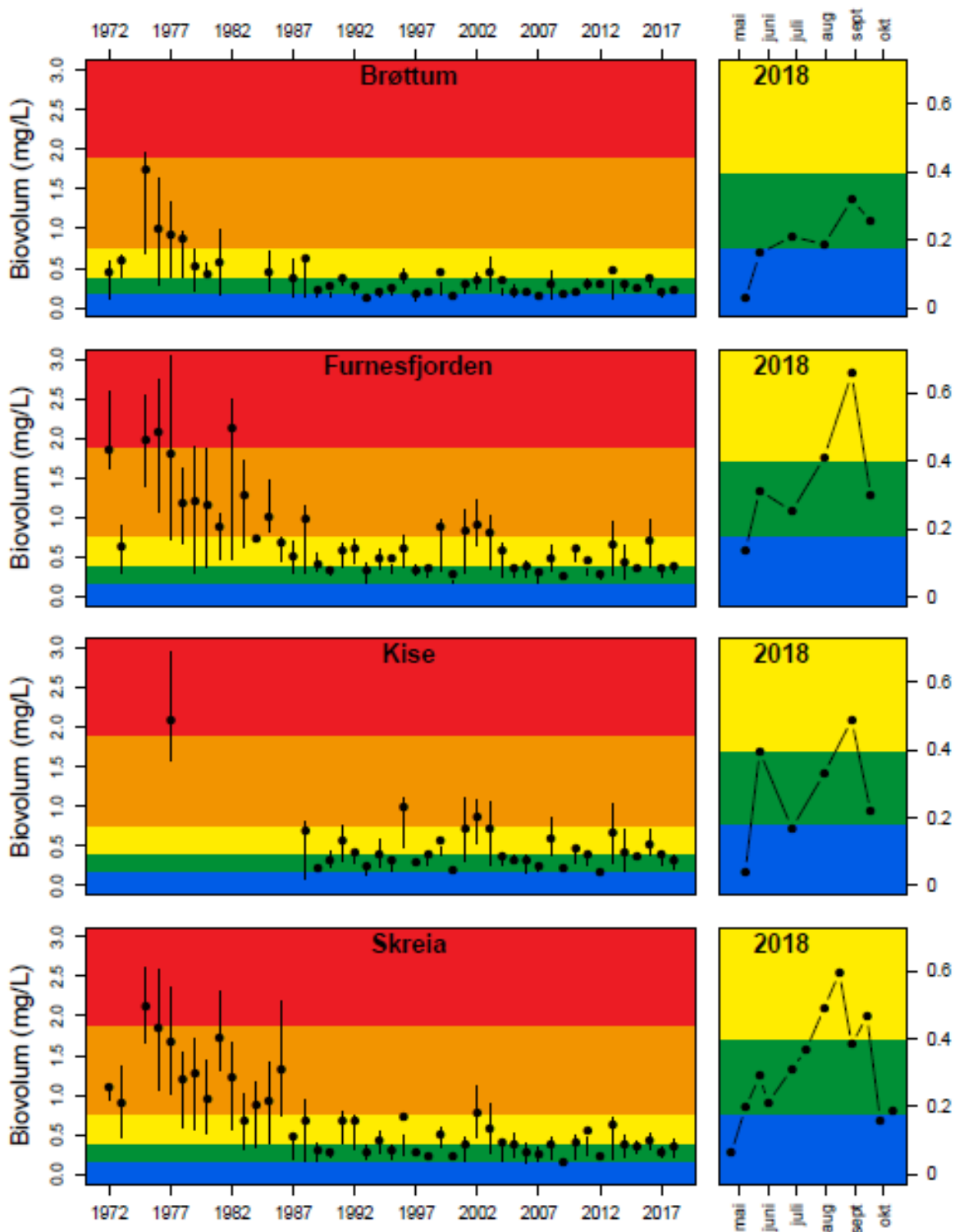
Utviklingen av algebiomassen (Figur 23 og Figur 24) ser ut til å følge utviklingen av total fosfor konsentrasjonen (Figur 14), men sammenhengen er dårligere på Brøttum fordi fosforet i større grad er bundet til partikler, mens det er mer biotilgjengelig på de andre stasjonene.



Figur 22. Langtidsutvikling av planteplanktonet på hovedstasjonen Skreia.



Figur 23. Langtidsutvikling av i planteplankton klorofyll-a på alle de fire målestasjonene i Mjøsa. Sesongvariasjonen i 2018 er vist i høyre panel. Klassegrensene angir økologisk tilstand for kalkfattige, dype lavlandssjøer (type 6).



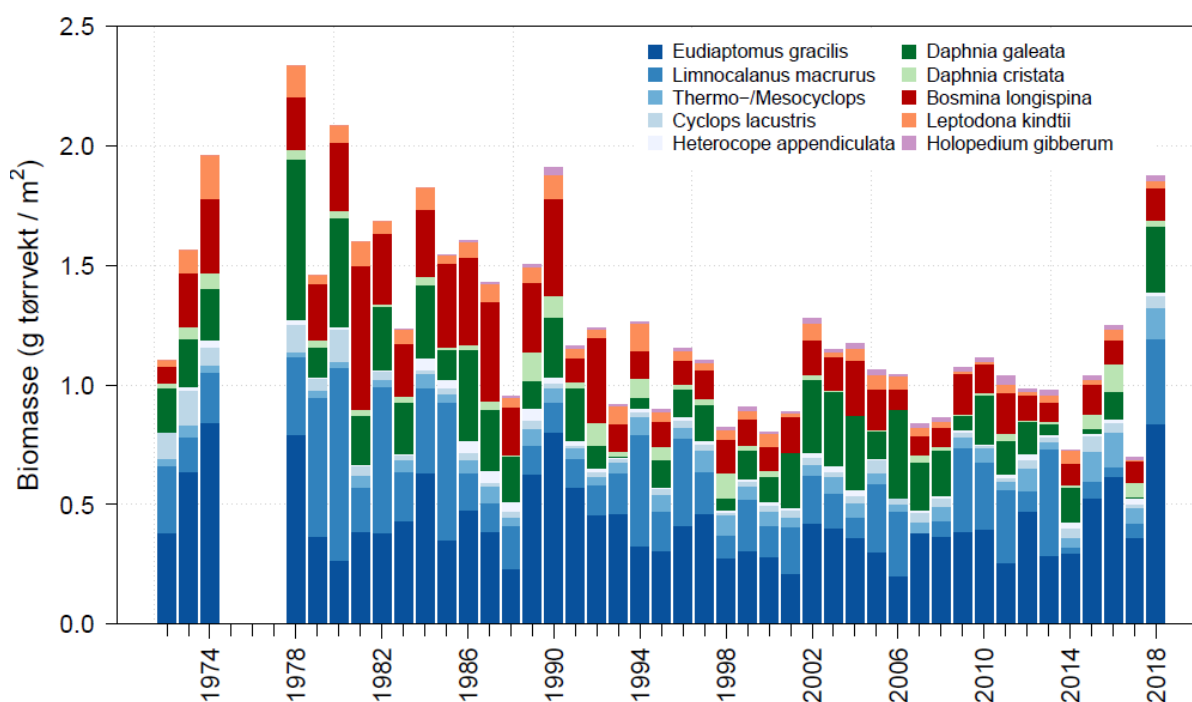
Figur 24. Langtidsutvikling av totalt biovolum av planteplankton på alle de fire målestasjonene i Mjøsa. Sesongvariasjonen i 2018 er vist i høyre panel. Klassegrensene angir økologisk tilstand for kalkfattige, dype lavlandssjøer (type 6).

3.8 Dyreplankton

Dyreplanktonet representerer en viktig del av økosystemet i de frie vannmasser av innsjøer, både ved at de beiter på planteplankton og ved at de fungerer som mat for planktonspisende fisk, slik som lagesild, krøkle, sik og abbor i Mjøsa. Noen former av dyreplankton er rovformer og lever av annet dyreplankton. De fleste artene av dyreplankton er små, dvs. med lengder på opp mot ca. 1,5-2 mm.

Vi har registrert en reduksjon i totalbiomassen av krepsdyrplankton på hovedstasjonen ved Skreia i løpet av overvåkingsperioden siden 1970-tallet (Figur 25). Middelbiomassen var i perioden 2011-2018 ca. 40 % lavere enn gjennomsnittet for de årene det ble gjort målinger på 1970-tallet. De fleste artene har hatt reduksjoner i biomassen i perioden, men det har også vært store år til år variasjoner og større svingninger over tid for enkelte arter. Gelekrepsen *Holopedium gibberum* etablerte seg i planktonet igjen fra midten av 1980-tallet, etter å ha vært fraværende en lengre periode da Mjøsa var mest overgjødslet. Arten kan regnes som indikator for næringsfattige (oligotrofe) vannmasser, og den utgjør en naturlig del av Mjøsas planktonfauna.

Mengden planteplankton er trolig den vesentligste faktoren som bestemmer hvor mye krepsdyrplankton som utvikles i Mjøsa (Rognerud og Kjellberg 1990, Løvik og Kjellberg 2003). Det vil si at det er en såkalt «bottom up»-regulering av totalbiomassen av krepsdyrplankton. Resultater fra andre store norske innsjøer (Lyche Solheim m.fl. 2018b) indikerer at dette er vanlig i næringsfattige innsjøer.



Figur 25. Middelbiomasse av dyreplankton fordelt på de ti vanligste artene i Mjøsa (stasjon Skreia) i perioden 1972-2018 (0-50 m, perioden juni-oktober, data mangler for 1975-1977), g tørrvekt pr. m³. Arter av hoppekreps (*Copepoda*) er vist i sjatteringer av blått; arter i slekten *Daphnia* er vist i sjatteringer av grønt; andre vannlopper er vist i sjatteringer av rødt.

3.8.1 Biomasse av krepsdyrplankton ved Skreia i 2018

Middelbiomassen av dyreplankton ved Skreia i 2018 skilte seg ut som nesten dobbelt så høy som gjennomsnittet de siste 10 årene (Figur 25). Vi må helt tilbake til 1990 for finne en sesong med tilsvarende mengder. Den høye middelbiomassen skyldes i hovedsak mye store hoppekreps (*Limnocalanus macrurus* og *Eudiaptomus gracilis*) i juni (Figur 26). *Eudiaptomus gracilis* var også til stede med relativt høy biomasse i september og oktober. August skilte seg ut med store mengder *Daphnia galeata*, som også bidro til den høye middelbiomassen for året.

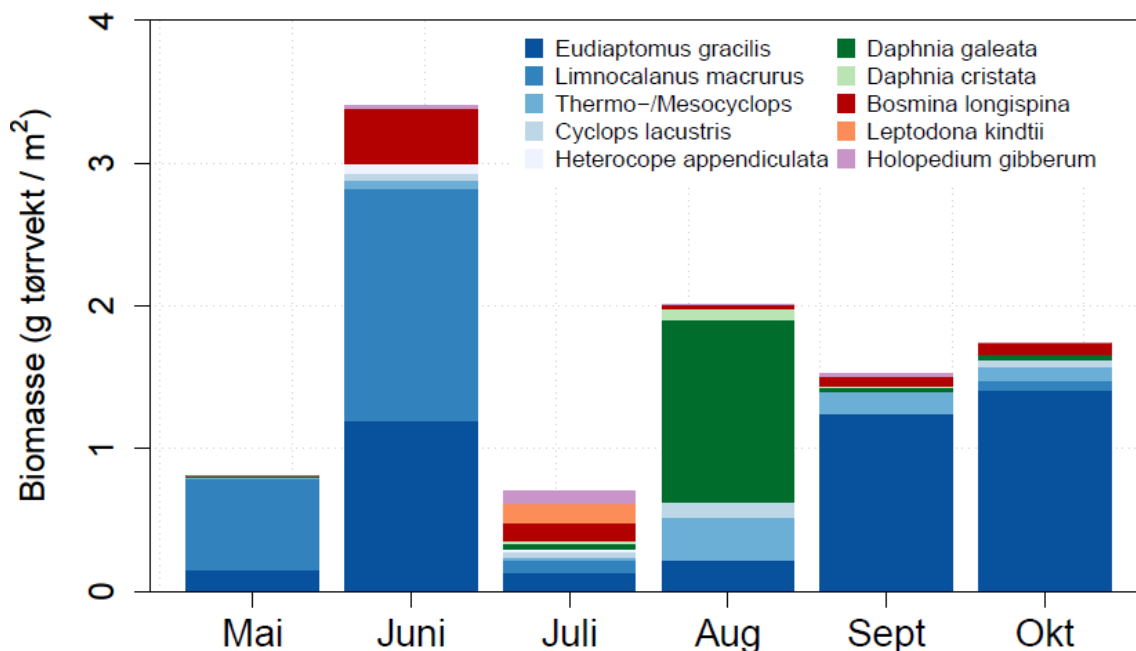
Det er usikkert hva som er årsaken til den høye biomassen, men vi kan spekulere i om den ekstreme varmen fra mai og utover sommeren 2018 kan ha vært medvirkende gjennom ulike mekanismer. I juni var temperaturen i de øverste 5 meterne ved Skreia betydelig høyere enn normalt (3-5 grader varmere enn på samme tid i 2017). Ettersom vekstraten hos dyreplankton øker eksponensielt med temperatur (Gillooly m. fl. 2001) kan denne varmen ha bidratt til rask populasjonsvekst i overflatelaget og muligens forklare noe av den spesielt høye biomassen vi observerte i juni. Resultatene fra de vertikale håvtrekkene viste at tettheten i de øverste 10 meterne var vesentlig høyere enn dypere ned (se kap. 3.8.1). Utviklingen av biomassen de påfølgende månedene stemmer derimot ikke like godt med temperatur-hypotesen. For eksempel var vanntemperaturen i juli enda høyere sammenliknet med normalen, men biomassen av dyreplankton var redusert med en faktor på over fire sammenliknet med juni.

Planktonspisende fisk som krøkle, lagesild og sik påvirkes trolig også av temperatur og solinnstråling (lysforhold), samtidig som bestandsstørrelsene til disse artene varierer over tid, avhengig av styrken på årsklasser. Den storvokste hoppekrepsen *Limnocalanus macrurus* sammen med vannloppene *Daphnia galeata* og *Bosmina longispina* er trolig de viktigste byttedyrene for planktonspisende fisk i Mjøsa (Kjellberg og Sandlund 1983). Dersom predasjonen fra planktonspisende fisk var lavere enn normalt gjennom deler av sesongen i 2018 vil dette kunne forklare noe av den høye dyreplanktonbiomassen. De planktonspisende fiskeartene i Mjøsa tilhører laksefisk, som generelt er kaldtvannsarter som krever mye oksygen. Høy temperatur i de øvre vannmassene gir lavere oksygenkonsentrasjon, selv om oksygenmetningen i vannet var høy. Sonde-målingene viser at oksygenkonsentrasjonen var 9 mg/l i de øvre vannmassene på Skreia i hele perioden juli til september (Figur 7a). Denne konsentrasjonen er lik god/moderat-grensen for oksygen iht klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018: Veileder 02:2018 Klassifisering). Dette kan ha medført at fisken har stått på dypere vann i denne perioden og dermed har gitt dyreplanktonet et «fristed» i de øvre vannmassene. Denne hypotesen styrkes av at middel-lengdene av *Daphnia*-artene og *Bosmina longispina* var større i 2018 enn året før (se kap. 3.8.2), noe som indikerer at de har vært utsatt for mindre fiskepredasjon enn i 2017.

Den store biomassen av algespisende dyreplankton kan ha gitt et større beitetrykk enn normalt på planteplanktonet i 2018, noe som kan ha medvirket til at den varme og lyse sommeren ikke resulterte i mer planteplankton enn normalt.

Samlet sett representerte den calanoide hoppekrepsen *Eudiaptomus gracilis* hele 44 % av middelbiomassen av dyreplankton i 2018. Denne arten har dominert den totale krepsdyrbiomassen de senere årene, og siden 2014 har den utgjort over 40% av den totale biomassen. Den calanoide hoppekrepsen *Limnocalanus macrurus* nest vanligst i 2018, med 23 % av middelbiomassen. Vannloppene *Daphnia galeata* og *Bosmina longispina* utgjorde henholdsvis 14% og 11%. De cyclopoide hoppekrepsene *Thermocyclops oithonoides* og *Mesocyclops leuckarti* utgjorde samlet 7 %. Blant de resterende artene fant vi hoppekrepsene *Cyclops lacustris* og *Heterocope appendiculata*, samt

vannloppene *Daphnia cristata*, *Holopedium gibberum* (gelekreps), *Leptodora kindtii*, *Bytotrephes longimanus* og *Polyphemus pediculus*. Disse representerte hver 2% eller mindre av den midlere totalbiomassen i 2018. Den rødlistede hoppekrepsen *Cyclops lacustris* har hatt en relativt stabil bestand i de senere årene.



Figur 26. Sesongutviklingen i biomasser av de viktigste artene innen krepsdyrplanktonet ved stasjon Skreia i 2018 basert på kvantitativ prøvetaking med Schindler-felle. Biomasser er gitt som g tørrvekt pr. m² for sjiktet 0-50 m.

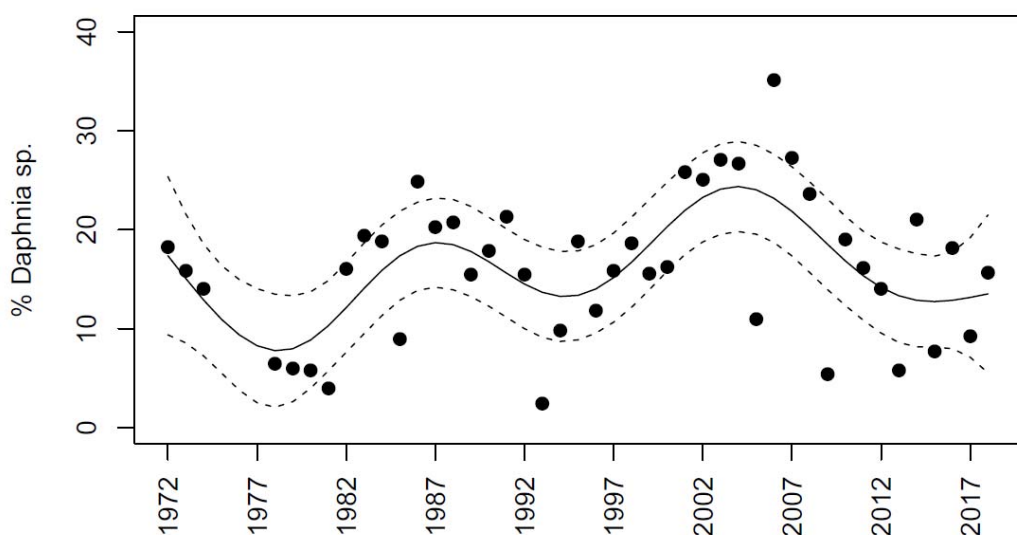
3.8.2 Vannlopper: Individlengder og andel av planktonsamfunnet over tid

Graden av fiskepredasjon har stor betydning for dominansforholdet mellom artene og for størrelsen på dominerende vannlopper. Fisken selekterer store og lett synlige individer. Dermed forskyves sammensetningen i retning små og mindre synlige former av dyreplankton med økende predasjonspress, f.eks. i år med sterke årsklasser av planktonspisende fisk som lagesild og/eller krøkle. Middellengden av voksne hunner av *Daphnia galeata*, *Daphnia cristata* og *Bosmina longispina* er beregnet til henholdsvis 1,36 mm, 1,15 mm og 0,67 mm ved Skreia i 2018 (Tabell 10). Disse middellengdene tyder på at det var et markert, men ikke sterkt (som i 2017), predasjonspress fra planktonspisende fisk i 2018 (jf. Kjellberg mfl. 1999). Lengden av de samme artene var gjennomgående litt mindre på stasjonen i Furnesfjorden, noe som muligens var et utslag av sterkere fiskepredasjon i denne delen av Mjøsa enn ved hovedstasjonen.

Gruppen store dafnier regnes som de mest effektive algebeiterne innen dyreplanktonet. Innsjøens «selvrensingsevne» øker dersom biomassen av store dafnier øker. Av de to *Daphnia*-artene som er vanlige i Mjøsa (*D. galeata* og *D. cristata*) er *D. galeata* størst og trolig en mer effektiv algebeiter enn den mindre *D. cristata*. Andelen dafnier har variert fra 2,5 % av totalbiomassen i 1993 til 35 % i 2006 (Figur 27). I 2018 var andelen dafnier 16%. Prosentandelen *Daphnia spp.* ser ut til å ha avtatt noe siden starten av 2000-tallet, noe som kan ha hatt negativ effekt på selvrensingsevnen. Langtidsserien viser imidlertid et syklisk mønster med en periode på 15-20 år (Figur 27).

Tabell 10. Middellengder av dominerende vannlopper (voksne hunner) ved Skreia og Furnesfjorden i 2018.

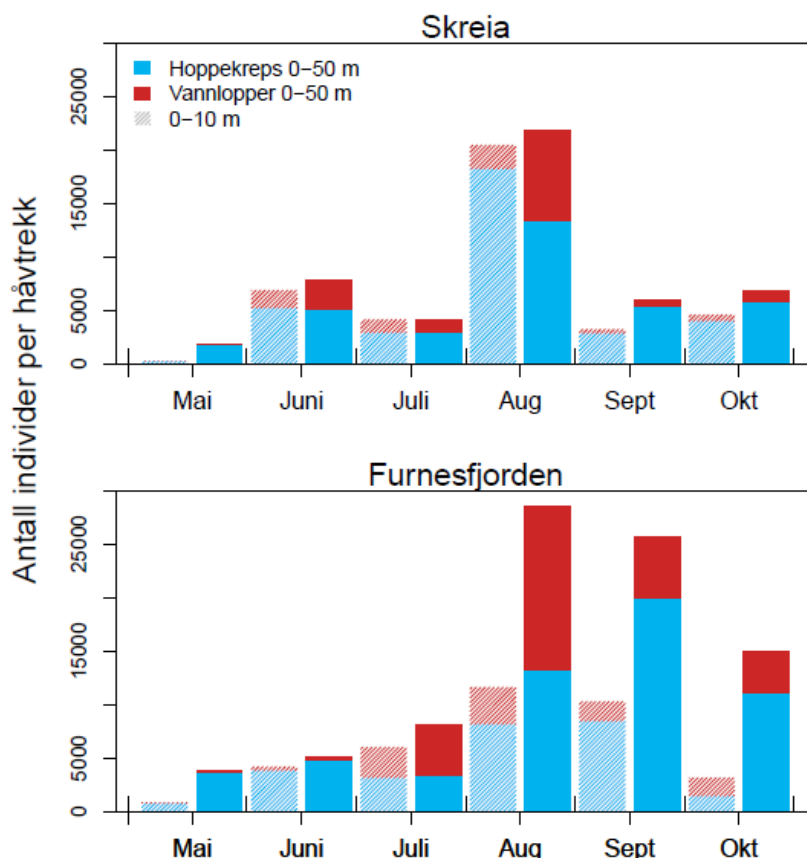
	<i>Holopedium gibberum</i>		<i>Daphnia galeata</i>		<i>Daphnia cristata</i>		<i>Bosmina longispina</i>	
	Skreia	Furnesfj.	Skreia	Furnesfj.	Skreia	Furnesfj.	Skreia	Furnesfj.
Middel	1,02	0,82	1,36	1,25	1,15	1,07	0,67	0,62
Min	0,80	0,60	1,20	1,10	0,90	0,95	0,52	0,45
Maks	1,20	1,30	1,50	1,60	1,45	1,20	0,85	0,85
St. av.	0,14	0,21	0,08	0,13	0,15	0,08	0,09	0,10
Antall	11	10	20	20	20	20	20	20

**Figur 27.** Prosentandelen av *Daphnia* spp. i forhold til den totale krepsdyrplankton-biomassen i perioden 1972-2018. Data mangler for årene 1975-1977.

3.8.3 Artssammensetning og individantall i håvtrekk fra Skreia og Furnesfjorden

Analysene av håvtrekkene fra stasjonene Skreia og Furnesfjorden viser at det i all hovedsak var de samme artene som ble funnet i begge disse to områdene av Mjøsa i 2018 (Vedlegg C). Videre har vi ikke registrert vesentlige endringer i artssammensetningen i løpet av de seks årene vi har samlet inn slike prøver fra begge stasjonene (2012-2018) (Vedlegg C). Det ser imidlertid ut til å ha skjedd en endring i dominansforholdet mellom de to *Daphnia*-artene; i årene 2012-2014 var *D. galeata* den dominerende *Daphnia*-arten på begge stasjonene, mens i årene 2015-2017 ser bestanden av den mindre arten *D. cristata* ut til å ha økt betraktelig, mens bestanden av *D. galeata* har blitt mindre. I 2018 var *D. galeata* svært dominerende i august, med henholdsvis 5 og 7 ganger så mange individer som *D. cristata* i Furnesfjorden og på Skreia. På Skreia var *D. galeata* også i flertall i juli, mens *D. cristata* dominerte i de resterende månedene hvor artene var til stede. Dominans av *D. cristata* kan tyde på stor predasjon fra fisk, ettersom den større *D. galeata* lettere beites ned av fisk.

Vertikale håvtrekk kan ikke betraktes som kvantitative mål på mengden dyreplankton, men kan likevel gi en indikasjon på variasjoner i tettheten av dyr mellom stasjoner og over tid. Tettheten av dyr fra 0-50 m var størst i august på Skreia og august-oktober i Furnesfjorden (Figur 28). Ved Skreia var biomassen basert på *kvantitativ* prøvetaking klart høyest i juni (Figur 26), men individantallene basert på håvtrekk var ikke tilsvarende høye. Den høye biomassen skyldtes at vi fant relativt mange individer av den storvokste *Limnocalanus macrurus* i juni-prøvene. Ved Skreia var det overvekt av hoppekreps i alle prøver, bortsett fra i august, da vannlopper *Daphnia galeata* var tilstede i høyt antall. I Furnesfjorden var det relativt mye vannlopper både i juli og august, med *Daphnia galeata* og *Bosmina longispina* som de vanligste artene.



Figur 28. Tettheter av krepsdyrplankton i håvtrekk fra Skreia og Furnesfjorden i 2018. Hoppekreps (Copepoder) er markert med blått og vannlopper (Cladocerer) er markert med rødt. Hver måned er det tatt håvtrekk én gang, men fra to ulike dybdesjikt: ett trekk fra 0-10 m og ett trekk fra 0-50 m. Resultatene fra de to trekkene er vist som to separate søyler i figuren. Den skraverte søylen (til venstre for månedsnavnet) viser individantallet fra 0-10 m, mens den helfargede søylen (til høyre for månedsnavnet) individ-antallet fra 0-50 m.

I gjennomsnitt var tettheten av individer fra 0-50 m omtrent dobbelt så høy i Furnesfjorden som ved Skreia. Det vanlig at tettheten er høyere i denne delen av Mjøsa enn i «hovedvannmassene» ved Skreia. Forskjellen mellom stasjonene i 2018 var derimot mindre enn i 2017, da det var omtrent fire ganger høyere tetthet i Furnesfjorden. Individantallene fra juni 2018 skilte seg ut, med omtrent 50 % høyere tettheter ved Skreia enn i Furnesfjorden. Tetthetene av individer i de øverste 10 meterne viser et litt annet bilde enn tetthetene fra 0-50 meter. Mens det fra 0-50 meter var høyere tettheter i Furnesfjorden, var det i de øverste 10 meterne i mai, juni, august og oktober mellom 84% og 113% høyere tettheter ved Skreia. Håvtrekkene tyder derfor på at fordelingen av dyreplankton i

vannmassene var forskjellig mellom de to stasjonene, med relativt sett høyere tettheter i de øvre 10 meterne på Skreia sammenliknet med Furnesfjorden. Årsaken til dette er uklar, men forskjeller i vanntemperatur mellom Skreia og Furnesfjorden, hvor Skreia hadde kraftigere oppvarming av overflatevannet enn Furnesfjorden (se kap. 3.3), kan ha vært en medvirkende årsak.

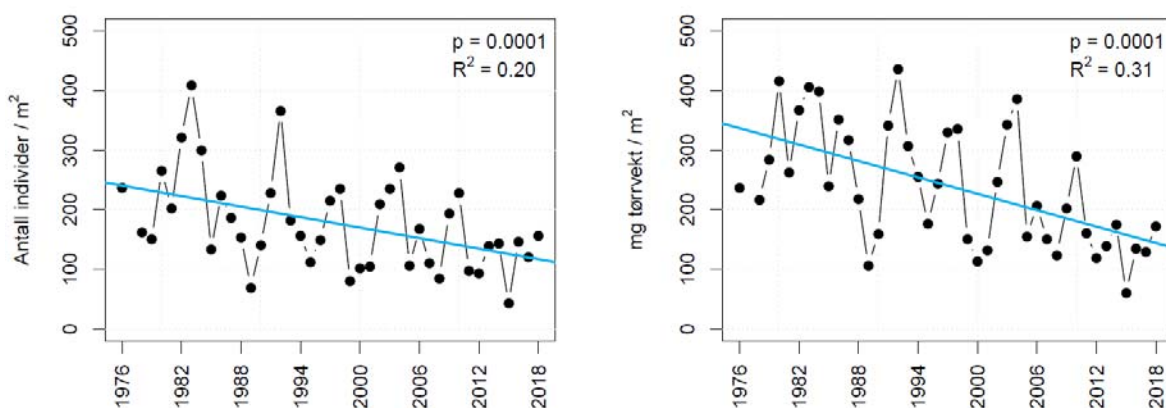
3.9 Mysis og andre istidskreps

Den rekelignende istidskrepsen *Mysis* (*Mysis relicta*, pungreke) er en viktig del av Mjøsas økosystem, bl.a. som predator på krepsdyrplankton og som føde for flere fiskearter. I de store svenske innsjøene Vänern og Vättern er to arter av *Mysis* påvist, *Mysis relicta* og *Mysis salemaai* (Kinsten 2012, 2017). I Sørøst-Norge (inklusive Mjøsa) er *M. relicta* den eneste observerte *Mysis*-arten, men *M. salemaai* er påvist i Stokkalandsvatnet på Jæren (Spikkeland mfl. 2016).

Undersøkelser av bestandsstørrelsen av *Mysis* har vært gjennomført årlig ved hovedstasjonen siden 1976, med unntak av i 1977. Ved stasjon Furnesfjorden har bestanden blitt undersøkt i perioden 2012-2018. Individtetthet og biomasse av *Mysis* har gjennomgått betydelige svingninger i løpet av overvåkingsperioden (Figur 29), men ved Skreia de siste årene er middelbiomassen omtrent halvert sammenliknet med perioden fra 1976-1980. Individantallet er også omtrent halvert over samme periode.

Reduksjoner i biomasser og produksjon i lavere ledd av næringskjeden, dvs. planteplankton og dyreplankton, kan være en mulig forklaring til nedgangen i tetthet og biomasse av *Mysis* i Mjøsa. Endringer i fiskebestander og dermed i graden av fiskepredasjon kan også ha spilt inn.

En sammenligning med noen av de store svenske innsjøene viser at *Mysis*-tettheten i Mjøsa har vært på samme nivå som i Vänern (figur 6 i: <http://www.vattern.org/wp-content/uploads/2018/03/2-2018-Glacial-2107.pdf>), men betydelig større i Mjøsa enn i Vättern og Mälaren, bortsett fra på to stasjoner i Mälaren i 2015 (Kinsten 2017).



Figur 29. Tidsutvikling i individtall (middelerverdier) og biomasse (middelerverdier og variasjonsbredde) av *Mysis* ved stasjon Skreia i perioden 1976-2018 (observasjoner fra 1977 mangler).

Midlere individtetthet i 2018 er beregnet til 157 pr. m² ved Skreia og 81 pr. m² i Furnesfjorden. Tilsvarende er midlere biomasse beregnet til henholdsvis 173 mg/m² og 144 mg/m² (tørrvekt) ved de to stasjonene. De fleste tidligere år har biomassen vært høyere i Furnesfjorden enn ved Skreia, selv om individtallene har vært høyere ved Skreia eller omtrent like ved de to stasjonene (Lyche Solheim m. fl. 2018a). Dette har sammenheng med at bestanden i Furnesfjorden generelt har bestått av noe større individer.

Enkeltindivider av trollstidskreps (*Gammaracanthus lacustris*) ble funnet i to av seks håvtrekk («stor håv») ved Skreia, og i ingen av håvtrekkene i Furnesfjorden i 2018 (se Vedlegg C, 0, 0). Firetornet istidskreps (*Pallaseopsis quadrispinosa*) ble funnet i et begrenset antall (<3 ind./m²) i august og oktober i Furnesfjorden. På Skreia-stasjonen ble det funnet to individer i juli.

3.10 Økologisk tilstand i Mjøsa

Samlet klassifisering av økologisk tilstand basert på planteplankton og fysisk-kjemiske støtteparametere for årene 2013-2018 er gitt i Tabell 11. Ettersom nitrogen ikke er begrensende næringsstoff for veksten av planteplankton i Mjøsa, har vi ikke brukt Tot-N i den samlede klassifiseringen. Videre har vi ikke benyttet siktedyp i den samlede klassifiseringen for stasjon Brøttum siden siktedypet fra naturens side påvirkes sterkt av partikkel-transport fra Lågen på denne stasjonen. Det samme gjelder i stor grad Tot-P på stasjon Brøttum, der en stor andel av Tot-P i perioder vil være partikkelbundet og ikke algetilgjengelig. Vi har likevel valgt å ta med Tot-P i den samlede klassifiseringen for denne stasjonen i likhet med de øvrige stasjonene.

Klassifiseringen viser at Mjøsa totalt sett var i god tilstand på alle prøvestasjonene i 2018. Stasjon Furnesfjorden fikk imidlertid en nEQR-verdi på 0,62, dvs. nær grensen til moderat tilstand.

Alle stasjonene oppnådde kun moderat tilstand i 2013. Dette skyldtes store algemengder og en mer ugunstig algesammensetning, noe som igjen trolig hadde sammenheng med store tilførsler av næringsstoffer på våren/forsommeren kombinert med fint og varmt vær senere i vekstsesongen (Løvik mfl. 2014). De relativt høye konsentrasjonene av Tot-P ved Brøttum dette året trakk tilstanden ned til moderat selv om planteplankton indikerte så vidt god tilstand (nEQR 0,61). Men en del av fosforet var trolig ikke algetilgjengelig i dette tilfellet.

For å unngå at klassifiseringen i for stor grad påvirkes av variasjoner i vær- og avrenningsforhold i enkelte år, anbefaler klassifiseringsveilederen at en benytter verdier for de tre siste årene. Av Tabell 11 framgår det at tilstanden var god ved alle stasjonene hvert år de siste fem årene (2014-2018). De normaliserte EQR-verdiene for stasjon Furnesfjorden indikerer imidlertid at tilstanden her var nær moderat i de fire siste årene.

Tabell 11. Samlet klassifisering av økologisk tilstand på de fire stasjonene i Mjøsa i 2013-2016. nEQR-verdier er gitt. Fargen angir tilstandsklassen; blå = svært god, grønn = god, gul = moderat. Parametere som ikke brukes i den samlede klassifiseringen er markert med hvite celler: Tot-N brukes ikke i samlet tilstandsklassifisering fordi det ikke er vekstbegrensende for planteplankton i Mjøsa. Siktedyp brukes ikke i samlet tilstandsvurdering på Brøttum pga partikkel-tilførsel fra Lågen. Tall som brukes i den samlede klassifiseringen helt til høyre er markert med fet skrift.

Stasjon	År	Planteplankton	Tot-P	Tot-N	Siktedyp	Fys-kjem	
						komb.	Samlet
Brøttum	2013	0,61	0,54	0,72	0,40	0,54	0,54
Brøttum	2014	0,77	0,67	0,71	0,40	0,67	0,67
Brøttum	2015	0,74	0,64	0,64	0,56	0,64	0,64
Brøttum	2016	0,75	0,67	0,67	0,53	0,67	0,67
Brøttum	2017	0,77	0,66	0,76	0,52	0,66	0,66
Brøttum	2018	0,71	0,65	0,69	0,51	0,65	0,65
Kise	2013	0,59	0,66	0,61	0,41	0,54	0,54
Kise	2014	0,71	0,73	0,61	0,72	0,73	0,71
Kise	2015	0,65	0,68	0,58	0,79	0,74	0,65
Kise	2016	0,67	0,68	0,56	0,74	0,71	0,67
Kise	2017	0,64	0,74	0,62	0,75	0,75	0,64
Kise	2018	0,65	0,69	0,60	0,83	0,75	0,65
Furnesfjorden	2013	0,56	0,67	0,53	0,52	0,60	0,56
Furnesfjorden	2014	0,69	0,73	0,56	0,87	0,80	0,69
Furnesfjorden	2015	0,63	0,66	0,47	1,00	0,83	0,63
Furnesfjorden	2016	0,61	0,69	0,43	0,71	0,70	0,61
Furnesfjorden	2017	0,63	0,66	0,54	0,79	0,73	0,63
Furnesfjorden	2018	0,62	0,77	0,52	0,92	0,77	0,62
Skreia	2013	0,55	0,68	0,54	0,61	0,65	0,55
Skreia	2014	0,68	0,75	0,61	0,77	0,76	0,68
Skreia	2015	0,67	0,68	0,50	1,00	0,84	0,67
Skreia	2016	0,71	0,72	0,47	0,89	0,81	0,71
Skreia	2017	0,70	0,73	0,56	0,93	0,83	0,70
Skreia	2018	0,64	0,75	0,54	0,97	0,87	0,64

4 Resultater og diskusjon – Elver

4.1 Tilførsler av næringsalter

Alle primærdata er gitt i Vedlegg D og blir også rapportert til Vannmiljø-databasen.

4.1.1 Fosfortilførsler til Mjøsa

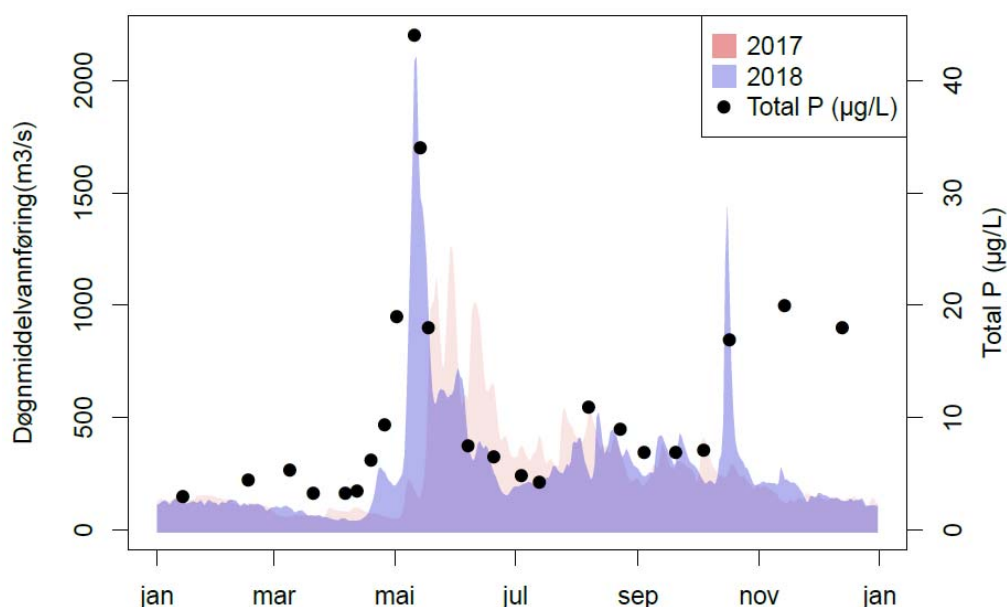
I 2018 ble Mjøsa tilført 184,2 tonn fosfor via de seks viktigste tilløpselvene (Tabell 12).

Tabell 12. Beregnet vanntransport, fosfortransport og volumveid middelveid for elvene i 2018. Vanntransporter er beregnet på grunnlag av vannføringsdata fra NVE og Eidsiva.

	Vann-transport mill. m ³ /år	P-transport tonn P/år	% av P-transport %	Konsentrasjon volumveid middel µg P/l
Lågen	8639	140,4	76,2	16,2
Gausa	418	19,6	10,6	47
Hunnselva	221	5,5	3	25
Lena	98	5,1	2,7	51,9
Flagstadelva	99	4,3	2,3	43
Svartelva	133	9,3	5	70
Sum 6 elver	9608	184,2	100	19,2

Lågen bidro med over ¾ av den totale fosfortilførselen fra disse seks elvene. Mye av fosforet i Lågen kommer med flommer, slik at konsentrasjonene av Tot-P i flomperioder får stor betydning for den volumveide middelkonsentrasjonen og totaltransporten. Dette så vi i spesielt 2018, da vi målte høye fosfor-konsentrasjoner i de fire prøvene som ble tatt i forbindelse med flomtoppen de tre første ukene i mai (Figur 30). Etter den snørike vinteren 2017 og varme våren 2018 fikk vi også en høy, men relativt kort, flomtopp, med maksimal vannføring på litt over 2000 m³/s (Figur 30). Denne sammenfalt med årets høyeste Tot-P konsentrasjon (44 µg/L). For 2018 som helhet estimerte vi en total fosfortransport med Lågen på 140,4 tonn og en volumveid fosforkonsentrasjon på 16,2 µg/L (Tabell 12), som begge er blant de høyeste verdiene målt i Lågen gjennom overvåkingsperioden (Figur 31).

Lågen ser ut til å ha hatt en reduksjon i både transport og konsentrasjoner av fosfor fram mot begynnelsen av 2000-tallet, med unntak av en markert topp i flomåret 1995 (Figur 31). Videre var det høye verdier i flomårene 2011, 2013 og 2014, samt i 2018. Transportverdiene bør kun anses som grove estimater fordi fosforkonsentrasjonene i enkeltprøver kan være svært høye, men også variere mye i forbindelse med flom. Når det i tillegg kan være betydelig usikkerhet knyttet til vannføringsdataene ved flom, blir usikkerheten i transportberegningene relativt store.



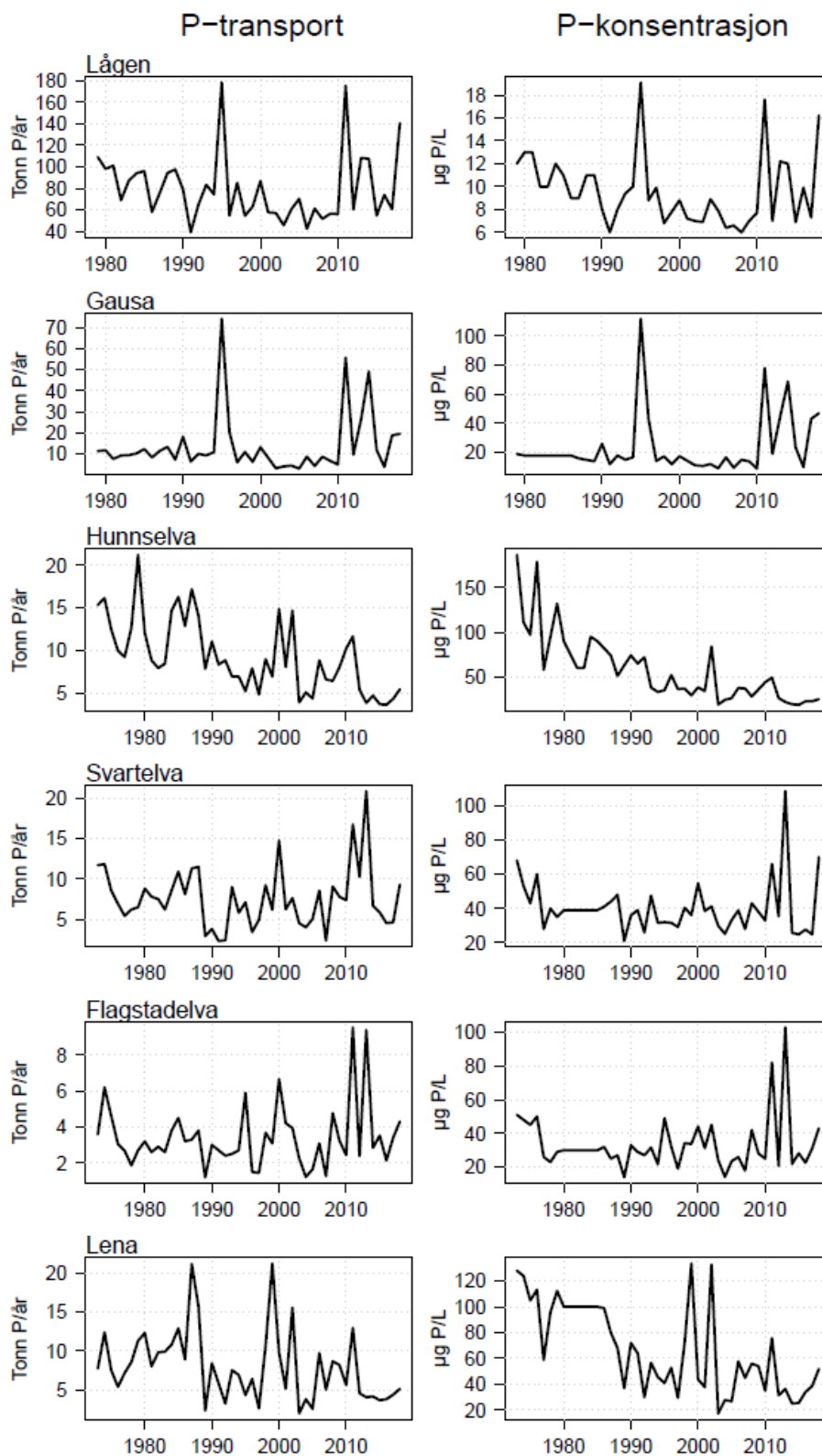
Figur 30. Vannføring og konsentrasjoner av Tot-P i vannprøver fra Lågen gjennom 2018. Til sammenlikning er vannføringen gjennom 2017 vist med lyserød farge.

Gausa kan se ut til å ha hatt en lignende tidsutvikling i transport og konsentrasjon av fosfor som Lågen (Figur 31). Flomårene 1995, 2011, 2013 og 2014 skiller seg ut med spesielt høye verdier. I 2018 var P-transporten og midlere P-konsentrasjon henholdsvis 19,6 tonn og 47 µg/l, som er omtrent samme verdier som vi målte i 2017. Dette er lavere enn i flomårene, men betydelig høyere enn i 2015 og 2016. Gausa sto for 10,6 % av den samlede fosfortransporten fra de seks viktigste tilløpselvene til Mjøsa i 2018.

Hunnselva viser store variasjoner i årsverdiene for P-transport og P-konsentrasjon, men en tydelig nedgang fra 1970- og 1980-tallet og fram til de senere årene. Også for Hunnselva var 2011-verdiene forholdsvis høye. I 2018 var P-transporten 5,5 tonn, og midlere P-konsentrasjon var på 25 µg/l. Dette er litt høyere enn i 2017, men er på nivå med de relativt stabile nivåene vi har sett siden 2012.

Tidsutviklingen for transport og konsentrasjon av fosfor i Lena kan minne om forløpet for Hunnselva, men det ser ut til å ha vært mer usystematiske variasjoner særlig i transportverdiene, med bl.a. svært høye verdier i 1999 og 2002. Transporten og den volumveide middelverdien for Tot-P var også høye i 2011, men markert lavere i årene 2012-2016. I 2018 var P-transporten på 5,1 tonn, og nære snittet siden 2012. Volumveid middelkonsentrasjon av Tot-P var derimot litt høyere enn den har vært de senere årene, med 51,9 µg/l.

Flagstadelva og Svartelva viser også store og usystematiske variasjoner i både P-transportene og i middel-konsentrasjonene gjennom overvåkingsperioden. Nivåene i de to elvene har variert ganske i takt, trolig fordi de ligger relativt nære hverandre og har forholdsvis lik sammensetning av nedbørfeltene med tanke på arealtyper (Flagstadelva: 16,3% dyrket mark, 57,4% skog og 19,4 % myr; Svartelva: 23% dyrket mark, 65,7% skog, 6,4% myr; kilde: www.nevina.nve.no.) De beregnede transportene og middelkonsentrasjonene var spesielt høye i flomårene 2011 og 2013.



Figur 31. Tidsutviklingen for beregnet fosfortransport (tonn P/år) og volumveide middelverdier av Tot-P ($\mu\text{g/l}$) i elvene overvåket i 2018. Verdier for perioden 1980-1985 er estimater iht Rognerud (1988).

Beregnet P-transport og volumveid middelveid for Tot-P i Flagstadelva var i 2018 henholdsvis 4,3 tonn og 43 µg/l, og for Svartelva 9,3 tonn og 70 µg/l. Både transport og middelkonsentrasjonen var de høyeste siden 2013, men likevel langt unna nivåene observert i flomårene 2011 og 2013.

Unntaket var middelkonsentrasjonen i Svartelva, som var betydelig høyere i 2018 enn i de senere år, og noe høyere enn flomåret 2011. Dette skyldes i hovedsak tre ekstremt høye konsentrasjoner som ble målt under snøsmeltingen i april.

Tilførslene av fosfor til Mjøsa fra de lokale elvene var svært lav i sommermånedene (juni, juli og august) i 2018 pga lite nedbør (Tabell 13). Dette bidro til at planteplanktonbiomassen ikke ble spesielt stor til tross for høy temperatur og svært gode lysforhold sommeren 2018.

Tilførslene med Lågen var betydelig høyere enn i de lokale elvene både mht total fosfor-transport og i prosent tilført i sommermånedene, men dette fosforet var i stor grad bundet i brepartikler, og antas å være lite biotilgjengelig. Brevannet var kaldere enn Mjøsas overflatevann i juli-august og ble derfor innleiret i et vannsjikt under eufotisk sone (15-17 m, se Figur 10). Mesteparten av partiklene sedimenterer i den nordlige delen av Mjøsa.

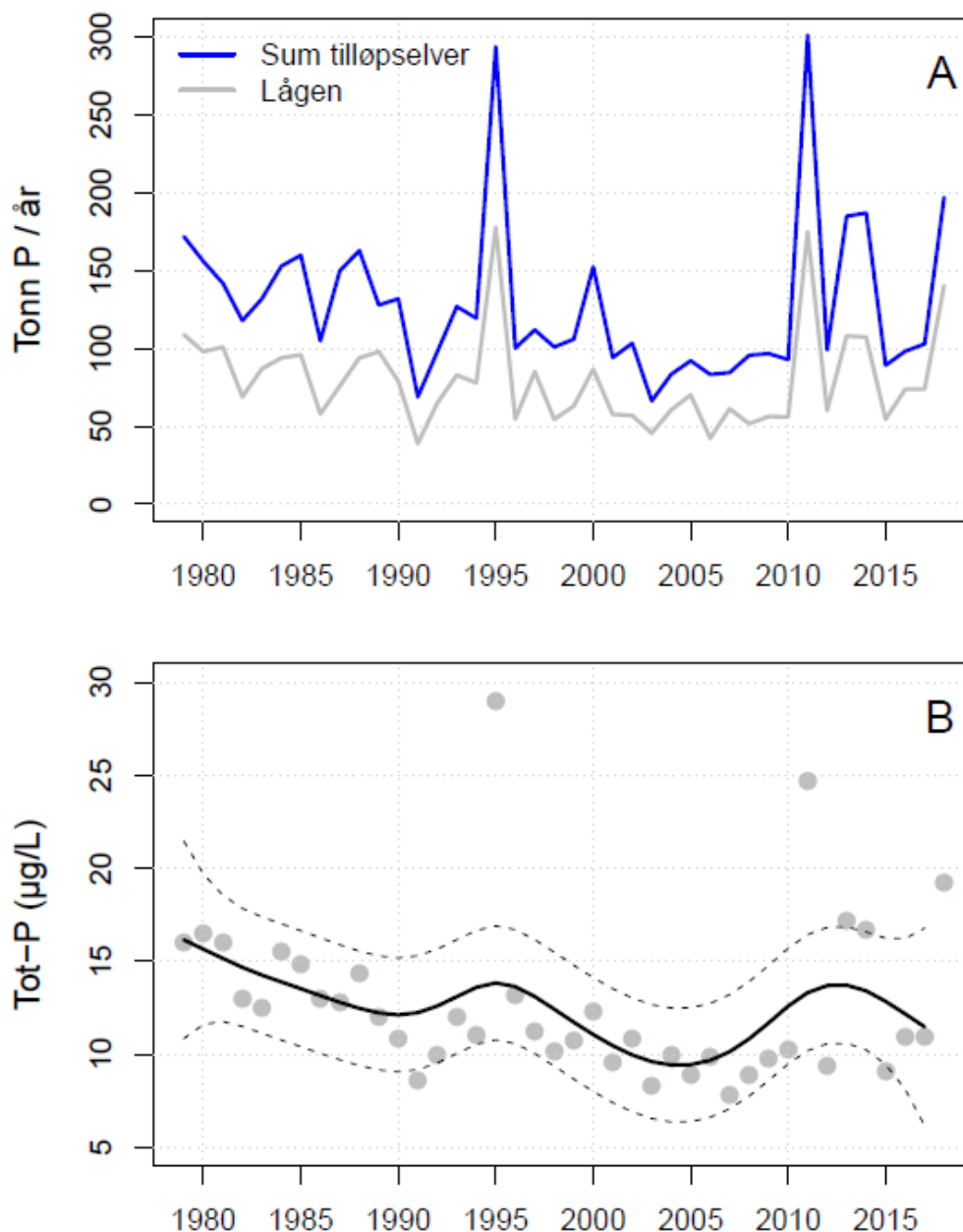
Tabell 13. Fosfortilførsler til Mjøsa fra lokale elver og Lågen i juni-august 2018.

Elv	Årlig P-transport (tonn)	P-transport sommer (tonn)	Prosentandel sommermåned
Flagstadelva	4,26	0,07	1,67
Gausa	19,64	0,21	1,06
Hunnselva	5,52	0,19	3,45
Lena	5,09	0,03	0,59
Svartelva	9,27	0,07	0,71
Lågen	140,36	18,90	13,46

Langtidsutviklingen av de samlede elvetilførslene av fosfor viser en reduksjon fra 164 tonn pr. år i 1979-1980 til ca. 89 tonn pr. år som middelveid for perioden 2001-2010 (Figur 32). Vi har da beregnet sum elvetilførsler som summen av tilførslene fra Lågen, Gausa, Hunnselva, Lena, Flagstadelva og Svartelva pluss et antatt tillegg på 7 % fra andre elver der det ikke har blitt gjort målinger (jf. Rognerud 1988). Tilsvarende var det en reduksjon i volumveide middelveidier av Tot-P i de seks nevnte elvene fra 16,3 µg/l i 1979-1980 til 9,4 µg/l i 2001-2010. Reduksjonene over disse årene må ses som effekter av de forurensningsbegrensende tiltakene som ble gjennomført i forbindelse med Mjøsaksjonen og senere tiltak.

Flomåret 1995 skiller seg ut med høye verdier for både transport og middelkonsentrasjon av Tot-P (Figur 32). I årene 2011, 2013, 2014 var det kraftige vårflommer og/eller andre betydelige flommer i flere av elvene, bl.a. Lågen. Flomtoppen i Lågen i midten av mai 2018 var relativt kraftig, men varte ikke så lenge. Allikevel ga den stort utslag på den totale årstransporten, spesielt siden det ble målt høye verdier av Tot-P i de fire «stikkprøvene» som ble tatt under flommen. Økt flomfrekvens de senere årene har ført til markert høyere årstransporter og årsmiddelveidier for Tot-P enn i perioden 2001-2010 (Figur 32). Samlet elvetransport er beregnet til ca. 300 tonn i 2011, ca. 185 tonn i 2013 og 2014 og 197 tonn i 2018. Middelveidien for perioden 2011-2018 er på 157,5 tonn, som er 76% høyere enn perioden 2001-2010. Lågen bidrar med den største andelen av fosfortilførslene til Mjøsa. Medianbidraget fra Lågen i årene 1979 til 2018 er 60 %, og i 80 % av årene har andelen variert mellom 55 og 68%.

Som tidligere nevnt er det viktig å være klar over at beregningene av så vel årlige transportverdier som årsmiddelverdier for fosfor er beheftet med betydelig usikkerhet, spesielt i år med markerte flommer. Videre vil en forholdsvis stor andel av fosforet som tilføres Mjøsa i forbindelse med flommer, være partikkelbundet og i mindre grad tilgjengelig for algevekst.



Figur 32. A) Fosfortransport og konsentrasjon i tilløpselvene. Blå linje viser samlet årlig tilførsel av fosfor til fra alle elvene overvåket i 2018, inkludert et tillegg på 7 % fra elver som det ikke kan gjøres målinger i fra perioden 1979 til 2018. Grå linje viser transporten i Lågen alene. B) Beregnet årlig (volumveid) middelkonsentrasjon i elvene er summen av tilført Tot-P delt på summen av vanntransport fra alle elvene. Den svarte heltrukne linjen viser den estimerte tidstrenden, mens de stiplede linjene angir et 95% konfidensintervall for trendlinja.

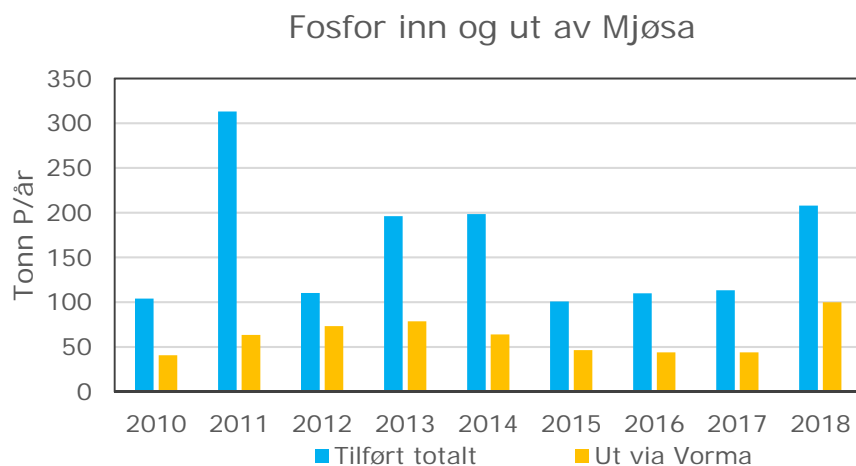
4.1.2 Fosforbudsjett for Mjøsa

Fra og med 2010 har det blitt gjennomført målinger av konsentrasjoner av næringsstoffer både i de seks viktigste tilløpselvene og i utløpet av Mjøsa, Vorma. Dette sammen med vannføringsdata fra Eidsiva og NVE har gjort det mulig å foreta beregninger av fosforbalansen inn og ut av Mjøsa i 2018 (Tabell 14, Figur 33). Forutsetningen har bl.a. vært at vi også har hatt tilgang til data for utslipp direkte til Mjøsa fra de kommunale rensanleggene og fra industri utenom de nevnte elvene, og et estimat over tilførsler med elver hvor transportmålinger ikke gjøres. Dette siste er anslått til å utgjøre 7 % av de totale tilførslene med de seks viktigste elvene, i tråd med tidligere beregninger (Rognerud 1988, Kjellberg 2006). Mengden fosfor som deponeres direkte på innsjøoverflaten (nedbør og tørravsetninger), er estimert ut fra litteratordata (Bratli mfl. 1995).

Tabell 14. Beregnet fosforbalanse for Mjøsa i 2018.

Kilde	Tot-P, tonn	%
Gudbrandsdalslågen (målt)	140,4	67,5
Sum 5 andre elver* (målt)	43,8	21,1
Andre elver (estimert 7 %)	12,89	6,2
Elver totalt (inkludert diffus arealavrenning og spredt avløp)	197,1	94,8
Kommunale rensanlegg*	3,38	1,6
Industri	0,01	0,01
Direkte på innsjøoverflaten	7,38	3,6
Totale tilførsler	207,9	100
Transport ut, Vorma (målt)	99,8	48,0
Tilbakeholdelse i Mjøsa	108,1	52,0

* Gjelder Lena, Hunnselva, Gausa, Flagstadelva og Svartelva



Figur 33. Beregnet mengde fosfor transportert inn og ut av Mjøsa i perioden 2010-2018.

Den totale tilførselen av fosfor til Mjøsa er beregnet til ca. 208 tonn i 2018, mot 113 tonn i 2017. Elvetilførslene stod for 94,8 % av de samlede tilførslene. Dette omfatter først og fremst tilførsler fra jordbruk og dyrka mark, kommunale rensanlegg og avløpsanlegg med utslipp til elver, private anlegg i spredt bebyggelse og evt. industri med utslipp til elver. I tillegg kommer fosfor i naturlig avrenning fra skog og utmark for øvrig. En kvantitativ kildefordeling av elvetilførslene er nødvendig for å kunne planlegge behov for tiltak, men kunne ikke gjøres innenfor rammene av denne overvåkingen.

Kommunale renselanlegg med utslipp direkte til Mjøsa bidro med 3,38 tonn eller 1,6 %, mens utslipp direkte til Mjøsa fra industri er beregnet til 0,01 tonn (0,01 %) av de totale tilførslene av fosfor til Mjøsa i 2018.

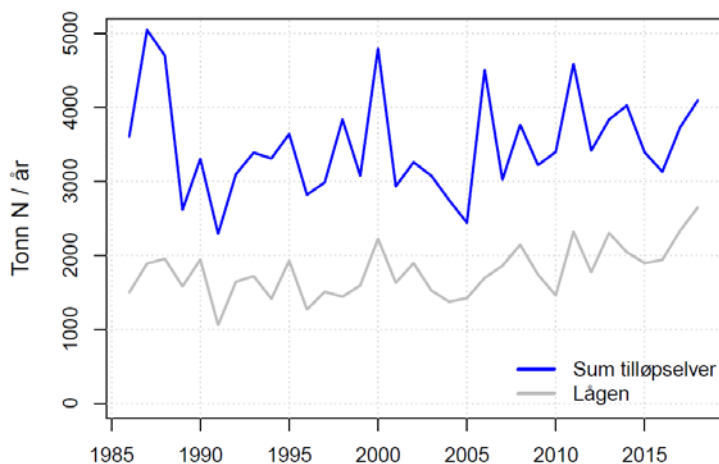
Mengden fosfor som ble transportert ut av Mjøsa med Vorma er beregnet til 99,8 tonn i 2018. Dette gir en retensjon (tilbakeholdelse) i Mjøsa på 108,1 tonn, dvs. 52 % av tilført mengde fosfor. Fosfortilførslene var betydelig større i flomårene 2011, 2013 og 2014 enn i årene 2010, 2012, 2015 og 2016 (Figur 33). Tilførslene i 2018 var på nivå med 2013 og 2014. Beregnet retensjon av fosfor i Mjøsa har de fleste årene variert fra ca. 50-70 % av de totale tilførslene.

4.1.3 Nitrogentilførsler

Beregnet tilførsel av Tot-N til Mjøsa med tilløpselvene Lågen, Gausa, Hunnselva, Lena, Flagstadelva og svartelva i 2018 er gitt i Tabell 15. Den samlede transporten med disse seks elvene er beregnet til ca. 4095 tonn i 2018. Av dette stod Lågen for 64,7 %. Ifølge våre beregninger gikk det i 2018 ut ca. 5630 tonn N med Vorma, som er betydelig mer enn for de seks tilløpselvene. Det må derfor være relativt store tilførsler fra de delene av nedbørfeltet som ikke dreneres av disse seks elvene, og i tillegg trolig betydelige N-utslipp fra kommunale renselanlegg. Beregninger i elvetilførselsprogrammet (RID-prosjektet) viser at Glomma tilfører Ytre Oslofjord ca. 15000-17000 tonn N/år (Skarbøvik m.fl. 2016), der Vorma altså ser ut til å bidra med ca. en tredjedel. De volumveide middelkonsentrasjonene av Tot-N varierte fra 307 µg N/l i Lågen til 3069 µg N/l i Lena.

Tabell 15. Beregnet vanntransport, nitrogentransport og volumveid middelverdi for elvene i 2018. Vanntransporter er beregnet på grunnlag av vannføringsdata fra NVE og GLB.

	Vannttransport	N-transport	% av N-transport	Konsentrasjon volumveid middel
	mill. m ³ /år	tonn N/år		µg N/år
Gudbrandsdalslågen	8639	2651	64,7	307
Gausa	418	376	9,2	900
Hunnselva	221	402	9,8	1821
Lena	98	301	7,4	3069
Flagstadelva	99	143	3,5	1447
Svartelva	133	222	5,4	1669
Sum 6 elver	9608	4095	100	426

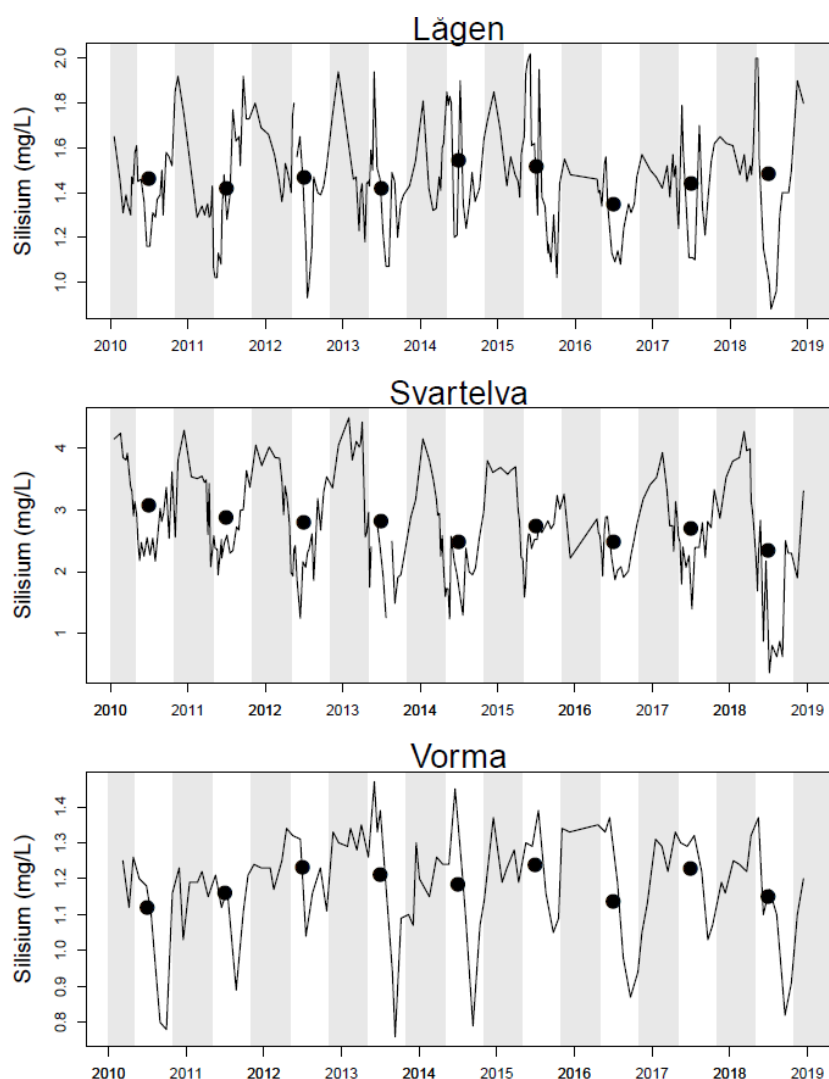


Figur 34. Tidsutviklingen for beregnet transport av nitrogen i elvene overvåket i 2017. Grå linje viser transporten i Lågen alene; blå linje viser summen av transporten fra alle elvene.

Årlige tilførsler av nitrogen til Mjøsa fra de seks nevnte elvene har vært relativt stabil eller økt noe i perioden fra 1986-2016 (Figur 34). I perioden 2011-2018 har de samlede tilførslene av Tot-N fra disse elvene variert i intervallet 3130-4590 tonn pr. år, der andelen fra Lågen har representert 51-64 %.

4.1.4 Silisium i Lågen, Svartelva og utløpselva Vorma

Konsentrasjonen av plantenæringsstoffet silisium har blitt målt i de to tilløpselvene Gudbrandsdalslågen og Svartelva samt i utløpselva Vorma ved Minnesund i perioden 2010-2018 (Figur 35). Gjennomsnittskonsentrasjonen for Svartelva for hele perioden var på 2,71 mg Si/l, dvs. nesten dobbelt så høyt som middelkonsentrasjonen for Lågen på 1,46 mg Si/l. Middelkonsentrasjonen for Vorma (1,19 mg Si/l) var derimot 19 % lavere enn tilsvarende for Lågen.



Figur 35. Månedlige konsentrasjoner av silisium (mg/l Si; en konsentrasjon på 1 mg/l Si tilsvarer en konsentrasjon av silikat (SiO_2) på 2,139 mg/l) i perioden 2010-2018. Gråfargede intervaller viser perioden 1 november til 1 mai («vintersesongen»), mens hvite intervaller viser perioden 1 mai til 1 november (sommersesongen/vekstsesongen). De svarte prikkene viser gjennomsnittlig silisiumkonsentrasjon hvert år. Legg merke til at skalaen på y-aksene varierer.

Det er mange faktorer som påvirker tilførselen av silisium fra nedbørfeltet til vassdrag. Faktorer som berggrunn, løsmasser (tykkelse og kvalitet), avrenning, topografi og arealbruk/arealdekke regnes å være blant de viktigste (se f.eks. Hartmann mfl. 2011). I mange elver observeres det et sesongmessig mønster med relativt høye konsentrasjoner av løst silisium (DSi) om vinteren og markert nedgang om våren til et minimum i løpet av vekstsesongen, som følge av omdanning til biologisk bundet silisium (BSi) pga. kiselalgers opptak (se f.eks. Carey og Fulweiler 2013). DSi-konsentrasjonen øker så igjen utover sensommer og tidlig høst pga. regenerering av BSi og kjemisk forvitring som følge av økt temperatur. Den typiske reduksjonen i DSi på våren kan trolig også til dels tilskrives fortynning i forbindelse med vårflommen, men også opptak av DSi i terrestrisk vegetasjon, spesielt skog (Carey og Fulweiler 2013).

En slik sesongmessig variasjon i Si-konsentrasjonen har vært nokså tydelig også i Lågen, Svartelva og Vorma i de årene vi har målinger fra (Figur 35). Det sesongmessige mønsteret har vært mest utpreget i Svartelva. Det er rimelig å anta at den markerte nedgangen i konsentrasjonen på våren/forsommeren i stor grad skyldes vekst av kiselalger både på elvebunnen (fastsittende alger) og i oppstrømsliggende innsjøer (planteplankton). Opptak av silisium i skog i nedbørfeltet samt fortynning i forbindelse med vårflommen kan trolig være medvirkende årsaker til den nevnte nedgangen på våren/forsommeren.

4.2 Økologisk tilstand og vannkvalitet

Alle primærdata er gitt i E og blir også rapportert til Vannmiljø-databasen.

4.2.1 Typifisering av elvene

For å kunne klassifisere økologisk tilstand for elvene må vanntypen bestemmes iht klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018. Veileder 02:2018 Klassifisering). Typifiseringen er basert på eksisterende data på fargetall og kalsium fra den nederste vannforekomsten i hver elv. I elvene hvor vi har undersøkt biologiske kvalitetselementer på tre stasjoner har vi benyttet samme vanntype for alle stasjonene, selv om de ikke nødvendigvis ligger i samme vannforekomst. De aktuelle vannforekomstene ligger alle i lavlandet (dvs. < 200 m.o.h.).

Tabell 16. Vanntyper for de overvåkede tilløpselvene til Mjøsa, samt utløpselva Vorma.

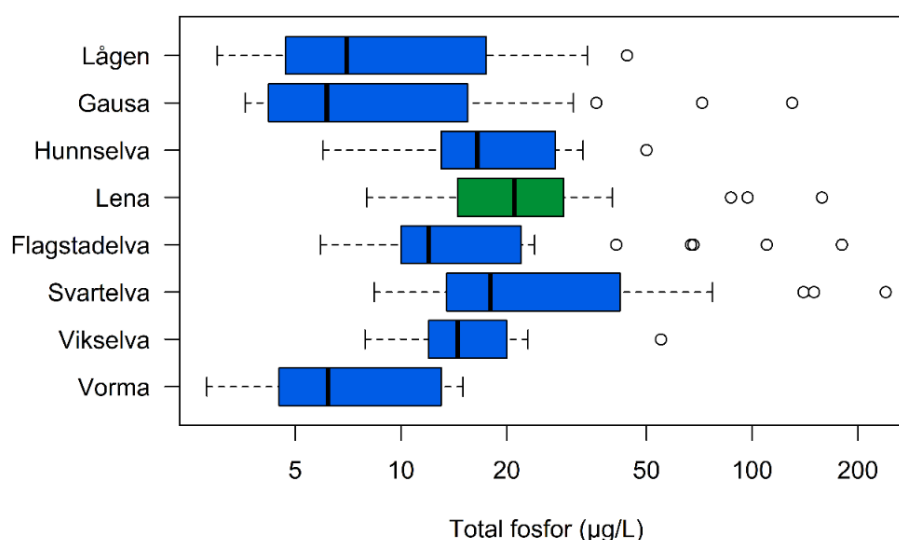
Elv	Vanntype-kode	Vanntype-beskrivelse	Kalsium (mg/l)	Farge (mg Pt/l)
Gudbrandsdalslågen	R104	Kalkfattig, svært klar	3,2	9
Gausa	R107	Moderat kalkrik, klar	8,6	19
Hunnselva	R108	Moderat kalkrik, humøs	16	51
Lena	R110	Kalkrik, humøs	32	46
Flagstadelva	R108*	Moderat kalkrik, (poly)humøs	17	100
Svartelva	R110*	Kalkrik, (poly)humøs	24	97
Vikselva	R108	Moderat kalkrik, humøs	13	71
Vorma	R107	Moderat kalkrik, klar	5,8 **	11

* Flagstadelva er polyhumøs, dvs. farge > 90 mg Pt/l, og vi har ingen vanntype som passer et så høyt humusinnhold. Vi bruker derfor den vanntypen som ligger nærmest, som er type R108. Svartelva er også polyhumøs, og vi benytter den nærmeste vanntypen, som er type R110. ** Gjennomsnitt fra Mjøsa stasjon Skreia (mai-oktober 2018).

4.2.2 Fosfor, nitrogen og fekale indikatorbakterier

I elvene rundt Mjøsa er det generelt høye nivåer av nitrogen i forhold til fosfor. I 2018 varierte median N/P-forhold ($\mu\text{g N}/\mu\text{g P}$) gjennom sesongen fra 28 i Lågen til 146 i Lena, med en 88 som median for alle tilløpselvene. Dersom N/P forholdet er over 20 er det sannsynligvis så mye nitrogen i overskudd at det er fosfor som blir det begrensende næringsstoffet for algevekst (Lyche Solheim mfl. 2018b). Vi presenterer konsentrasjon og tilstandsklasse for Tot-N for hver elv under, men benytter ikke nitrogen i samlet tilstandsvurdering fordi det ikke anses som vekstbegrensende.

Lågen var i svært god tilstand med hensyn til både fosfor (Figur 36) og nitrogen (Figur 37). Det var derimot stor variasjon i konsentrasjonene av Tot-P gjennom året, og i vannprøvene tatt under vårfloppen de tre første ukene i mai var konsentrasjonen høyere enn god/moderat-grensen i vannforskriften. Nivåene av fekale indikatorbakterier (*E. coli*, Figur 38) i Lågen var lave nok til at egnetheten for jordvanning var god (< 100 kde *E. coli* per 100 ml vann) basert på klassegrenser gitt av Vitenskapskomitéen for mattrygghet (2014). Basert på det gamle klassifiseringssystemet for tarmbakterier (Andersen mfl. 1997) indikerte derimot mengden *E. coli* tilstandsklasse «mindre god».

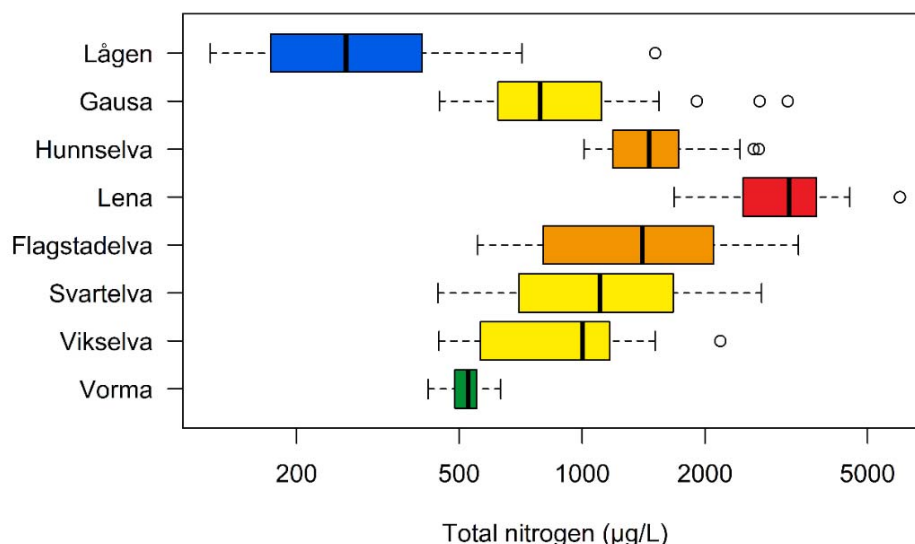


Figur 36. Konsentrasjoner av Total fosfor i tilløpselvene og Vorma i 2018 ($n=24$ for hver elv). Legg merke til den logaritmiske x-aksen. Figuren leses som følger: Den tykke vertikale streken i hver boks angir mediankonsentrasjonen, mens boksens øvre og nedre grense angir henholdsvis første og tredje kvartil. Spesielt høye verdier er plottet som punkter. Enden av de stiplede linjene viser minimum og maksimumsverdiene blant tallene som ikke er uteliggere. Farge angir tilstandsklasse: Blå = svært god tilstand, grønn = god tilstand.

Gausa var i svært god tilstand med hensyn til fosfor (Figur 36) og moderat med hensyn til nitrogen (Figur 37). Nivåene av fekale indikatorbakterier (*E. coli*, Figur 38) var på 162 *E. coli* per 100 ml vann, som er like over grensen til hva som anses om mindre godt egnet for jordvanning (100-1000 *E. coli* per 100 ml vann; Vitenskapskomitéen for mattrygghet 2014). Basert på det gamle klassifiseringssystemet for tarmbakterier (Andersen mfl. 1997) indikerte mengden *E. coli* tilstandsklasse «mindre god».

De to mellomstore elvene på vestsiden av Mjøsa, Lena og Hunnselva, hadde markert høyere konsentrasjoner av både Tot-P, Tot-N og *E. coli* enn Lågen og Gausa (Figur 36 -Figur 38). Hunnselva og Lena var allikevel i henholdsvis svært god og god tilstand for Tot-P. Begge elvene har høye nivåer av nitrogen, spesielt Lena, hvor mediankonsentrasjon av Tot-N var på over 3 mg/L, som er omtrent 10

ganger høyere enn naturtilstand. Tilstanden for Tot-N var svært dårlig i Lena og dårlig Hunnselva. Stor avrenning av nitrogenforbindelser fra dyrka mark og jordbruksaktivitet må antas å være den viktigste forklaringen på de høye nivåene av Tot-N her.



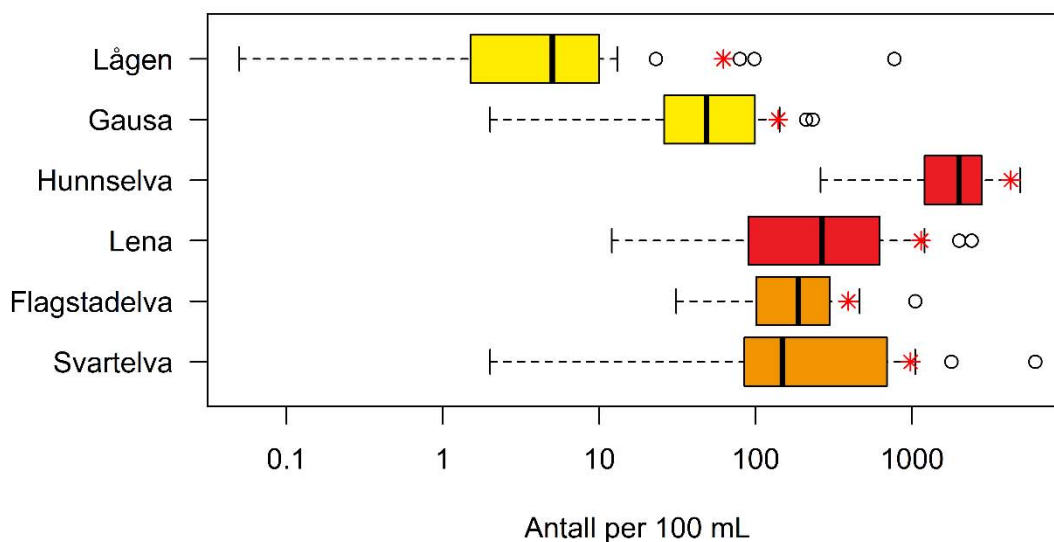
Figur 37. Konsentrasjoner av Total nitrogen i tilløpselvene i 2018 (n=24 for hver elv). Legg merke til den logaritmiske x-aksen. For hvordan å tolke figuren: se figurtekst for total fosfor. Farge angir tilstandsklasse: Blå = svært god tilstand, grønn = god tilstand, gul = moderat tilstand, oransje = dårlig tilstand, rød = svært dårlig tilstand.

I både Hunnselva og Lena var mengden fekale indikatorbakterier så høy at det ikke var akseptabelt for jordvanning (Vitenskapskomitéen for mattrygghet 2014) (Figur 38). I henhold til det gamle klassifiseringssystemet for tarmbakterier (Andersen mfl. 1997) indikerte mengden *E. coli* i begge elver tilstandsklasse «meget dårlig». Potensielle forurensningskilder er sig fra husdyrgjødsel, lekkasjer og overløp fra kommunale avløpsanlegg, utslipp fra kommunale renseanlegg og utslipp fra private avløpsanlegg i spredt bebyggelse. 90-persentilen for konsentrasjonen av *E. coli* i Lena var på 1140 kde/100 ml. Dette er betydelig høyere enn i 2016 og 2017, da vi observerte henholdsvis 250 og 390 kde/100 ml (Løvik mfl. 2017, Lyche Solheim mfl. 2018a), men på nivå med 2015, hvor 90-persentilen var 1000 kde/100 ml (Løvik mfl. 2016). I Hunnselva har den hygieniske vannkvaliteten vært svært dårlig de siste fire årene, med 90-persentiler for *E. coli* på 3700, 4600, 3700 og 4800 kde/100 ml i årene 2015 til 2018.

Elvene på østsiden av Mjøsa, Flagstadelva, Vikselva og Svartelva, var alle i svært god tilstand med hensyn til Tot-P (Figur 36). Svartelva hadde den høyeste medianverdien for Tot-P med 18 µg P/l. Ettersom elva er kalkrik og meget humøs har den en naturlig høyere konsentrasjon av næringsstoffer enn en kalkfattig og klar elv som f.eks. Lågen. Under vårfloppen i Svartelva og Flagstadelva ble det observert verdier av Tot-P på mellom 140 og 240 µg/L (Svartelva) og mellom 68 og 180 µg/L (Flagstadelva) i henholdsvis tre og fire enkeltprøver, som tyder på betydelig påvirkning fra dyrka mark i perioder med høy avrenning.

Medianverdiene for Tot-N tilsvarer moderat tilstand i Svartelva og Vikselva, og dårlig tilstand i Flagstadelva (Figur 37). Avrenning av løste nitrogenforbindelser fra dyrka mark må antas å være en hovedkilde også for disse vassdragene.

Den hygieniske vannkvaliteten, basert på 90-persentilene for *E. coli*, vurderes som dårlig i både Flagstadelva og Svartelva i 2018 (Figur 38), iht grenseverdiene i Andersen mfl. 1997. Bakterienivåene var på et slikt nivå at vannet ikke var egnet for jordvanning i noen av elvene (Vitenskapskomitéen for mattrygghet 2014). I Svartelva var bakterienivået på grensen til ikke akseptabelt med tanke på jordvanning. De siste tre årene har mengden *E. coli* ligget mellom ca. 200 og 1000 kde/100 ml i Flagstadelva, og mellom ca. 400 og 1000 kde/100 ml i Svartelva (Løvik mfl. 2016, 2017, Lyche Solheim mfl. 2018a). Nivået må under 100 kde/100 ml før vannkvaliteten er godt egnet for jordvanning (Vitenskapskomitéen for mattrygghet 2014).

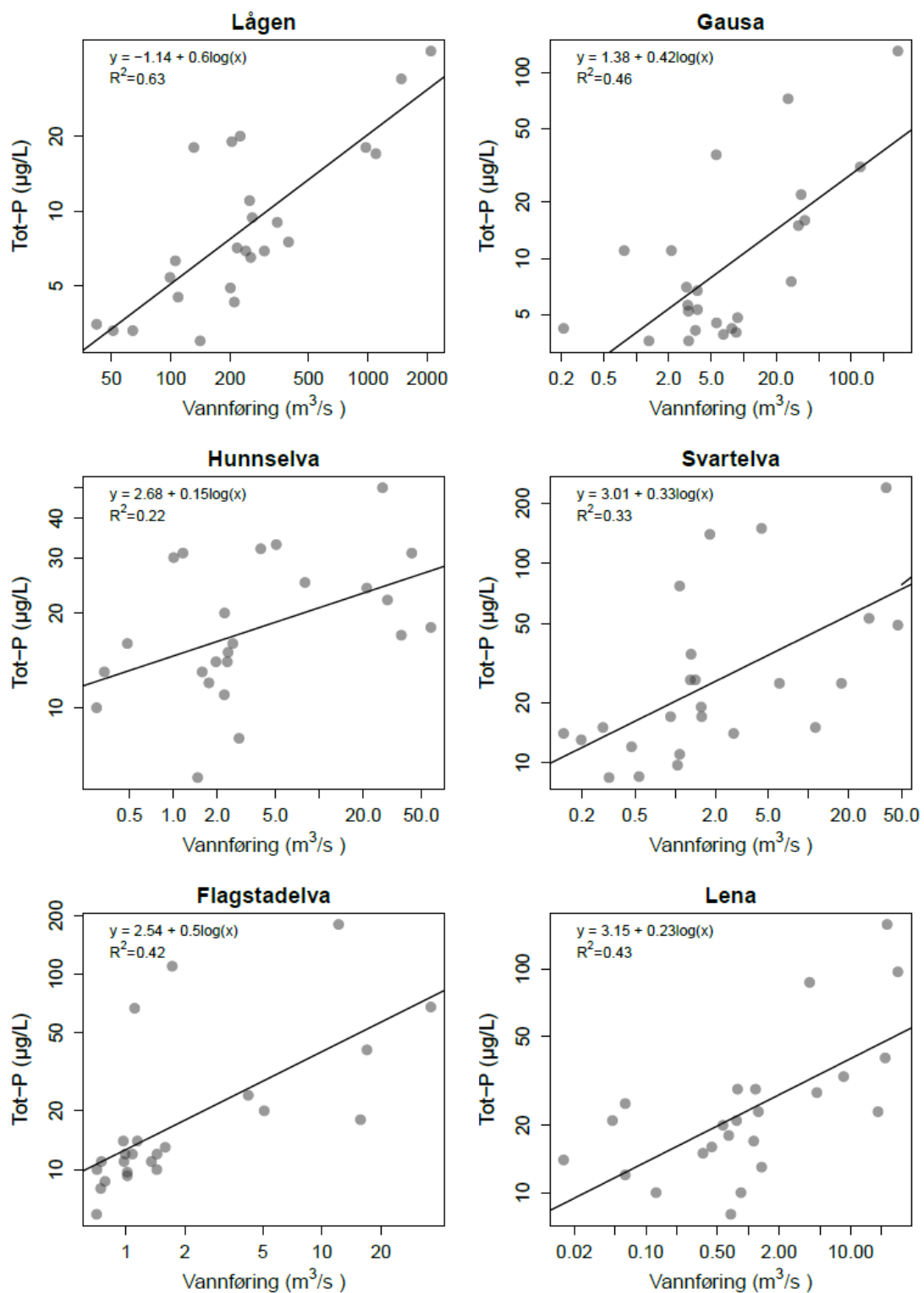


Figur 38. Forekomst av *E. coli* i tilløpselver 2018 (n = 24 for hver elv). Legg merke til den logaritmiske x-aksen. Rød stjerne angir 90-prosent persentilen, som brukes til å klassifisere elvene med hensyn til *E. coli*. For hvordan å lese figuren: se figurtekst for total fosfor. Farge angir tilstandsklasse: Grønn = god tilstand, gul = moderat tilstand, oransje = dårlig tilstand, rød = svært dårlig tilstand.

Dersom man plotter konsentrasjonen av Tot-P mot vannføringen ved prøvetidspunktet, kan man få en indikasjon på hvilke forurensningskilder som dominerer. Punktkilder vil generelt gi høye konsentrasjoner av Tot-P ved lav vannføring, og lavere verdier når vannføringen øker pga. fortykning. Når det er arealavrenning og evt. overløp fra avløpsnett som dominerer, vil derimot konsentrasjonen av Tot-P kunne øke ved økende vannføring. For flere av tilløpselvene til Mjøsa var det før Mjøsaksjonen en tendens til at Tot-P konsentrasjonen økte ved lav vannføring. Etter aksjonen ble konsentrasjonen mer uavhengig av vannføring. Dette viser at de største punktutslippene ble fjernet under aksjonen, og at arealavrenning ble mer dominerende (Rognerud 1988).

I 2018 var det en signifikant positiv sammenheng mellom vannføring og konsentrasjon av Tot-P i alle tilløpselvene ($p < 0.05$, Figur 39). Sammenhengen var sterkest i Lågen ($R^2 = 0,63$), etterfulgt av Gausa ($R^2 = 0,46$), Lena ($R^2 = 0,43$), Flagstadelva ($R^2 = 0,42$), Svartelva ($R^2 = 0,33$) og Hunnselva ($R^2 = 0,22$). Den positive sammenhengen indikerer at det var arealavrenning og evt. overløp/lekkasjer fra kommunale og private avløpsanlegg som var de dominerende kildene til fosfor i disse vassdragene. Erosjon og tilførsler av jordpartikler fra dyrka mark i forbindelse med regnvær er trolig en viktig kilde.

I Lågen så vi, som i 2017, en betydelig økning i fosforkonsentrasjonen under vårfloppen. I de samme prøvene var både turbiditeten, og til dels også fargetallet, høyt. Dette tyder på at det i hovedsak var partikkelbundet fosfor som ble «vasket ut» fra nedbørfeltet i forbindelse med den brå økningen i vannføring. I Lågen var det høy korrelasjon mellom Tot-P og turbiditet ($R^2 = 0,8$) gjennom hele året.

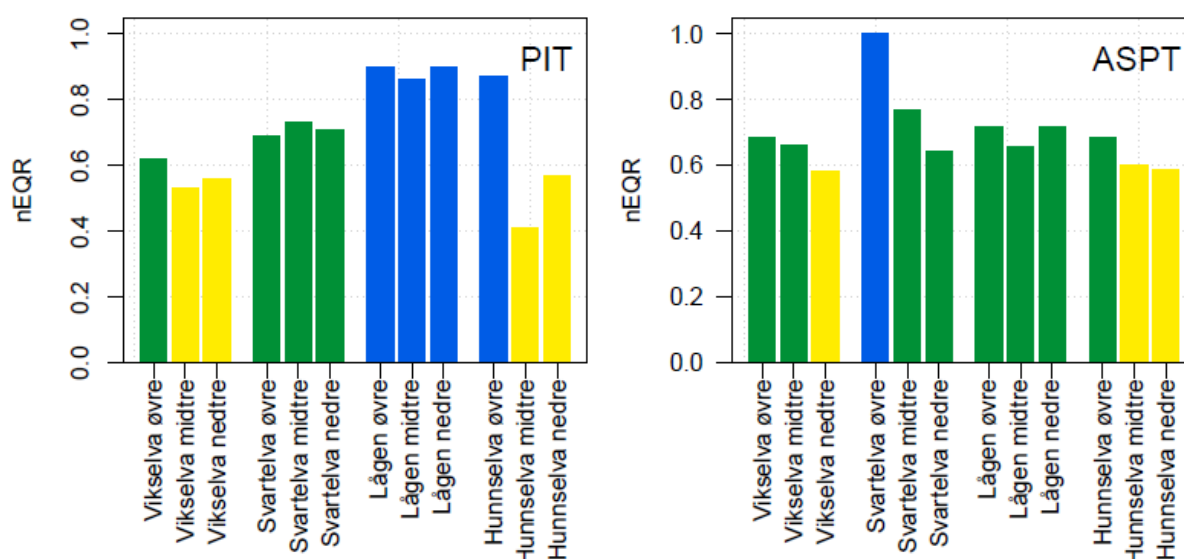


Figur 39. Sammenhengen mellom vannføring og konsentrasjon av Tot-P i elvene i 2018 (begge variablene er plottet på logaritmisk skala). I alle elvene var konsentrasjonen av Tot-P positivt korrelert med vannføringen på dagen da prøvene ble tatt ($p < 0.05$).

4.2.3 Økologisk tilstand i Lågen, Vikselva, Svartelva og Hunnselva

I 2018 undersøkte vi bunndyr og begroingsalger på tre stasjoner i Lågen, Hunnselva, Vikselva-vassdraget (Vikselva og Starrelva) og Svartelva-vassdraget (Svartelva og sideelva Fura). For å vurdere økologisk tilstand med hensyn til eutrofiering og organisk belastning har vi benyttet henholdsvis PIT-indeksen for begroing og ASPT indeksen for bunndyr. For nederste stasjon i hvert vassdrag har vi også benyttet medianverdien av Tot-P gjennom året. Nitrogen er ikke inkludert i klassifiseringen, ettersom fosfor er begrensende næringsstoff for primærprodusentene i disse elvene. Kombinasjonsreglene for beregning av samlet økologisk tilstand følger klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018, Veileder 02:2018 Klassifisering). Siden alle elvene, utenom Lågen, er moderat kalkrike eller kalkrike, anses de ikke som forsurningsfølsomme. Vi viser derfor ikke forsurningsparametere her.

Resultatene for hver enkelt elv er presentert nedenfor og i Figur 40 og Tabell 17. Vi presenterer samlet økologisk tilstand både for hver enkelt stasjon (Tabell 17 A) og samlet for de aktuelle vannforekomstene som stasjonene er plassert i (Tabell 17 B). I de tilfellene hvor det er undersøkt flere stasjoner i samme vannforekomst har vi beregnet gjennomsnittlig indeksverdi og nEQR-verdi for vannforekomsten og lagt disse til grunnlag for tilstandsvurderingen.



Figur 40. Klassifisering av økologisk tilstand mht effekter av næringssalter/organisk stoff for hhv begroingsalger (PIT-indeksen) og bunndyr (ASPT-indeksen) for øvre, midtre og nedre stasjoner i Vikselva, Svartelva, Lågen og Hunnselva.

Resultatene for de to biologiske kvalitetselementene (Figur 40) viser at de to nedre stasjonene i Vikselva og Hunnselva er i moderat økologisk tilstand og dermed ikke oppnår miljømålet i vannforskriften mht effekter av næringssalter og/eller organisk stoff. De øvrige stasjonene er i god eller svært god tilstand for ett eller begge kvalitetselementer for denne påvirkningstypen.

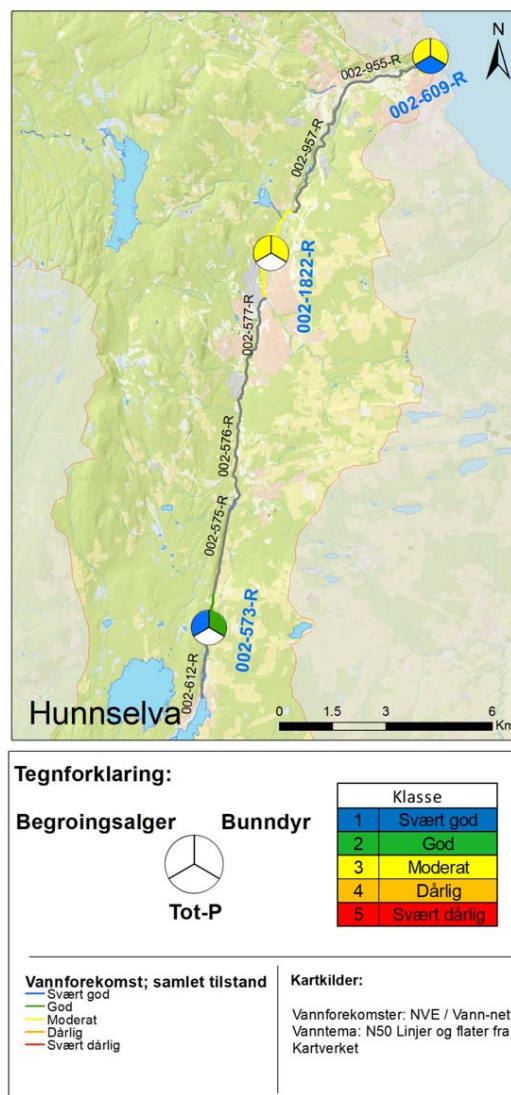
4.2.3.1 Hunnselva

Hunnselva ble undersøkt ved tre stasjoner i tre ulike vannforekomster. Samlet økologisk tilstand for stasjonen tilsvarer derfor tilstanden i vannforekomsten. Ved øverste stasjon, som ligger i vannforekomst *Hunnselva Fiskvoll-Vestbakken* (002-573-R), var tilstanden for eutrofiering svært god basert på PIT-indeksen for begroingsalger. For organisk belastning viste ASPT-indeksen for bunndyr god tilstand. Samlet sett var øverste stasjon i god økologisk tilstand med tanke på eutrofiering og organisk belastning.

Samlet økologisk tilstand lengre ned i vassdraget var moderat. Både ved midtre stasjon, som ligger i vannforekomst *Hunnselva, Breiskallen til Korta* (002-1822-R) og nederste stasjon, som ligger i vannforekomst *Hunnselva, Brufoss-Mjøsa* (002-609-R), var tilstanden moderat basert både på PIT-indeksen for eutrofiering og ASPT-indeksen for organisk belastning.

Mediankonsentrasjonen av Tot-P gjennom året viste svært god tilstand ved nederste stasjon, men dette ble altså ikke reflektert i de biologiske indeksene.

Det ble registrert mikroskopiske forekomster av bakterien *Sphaerotilus natans* (Vedlegg E) på nederste stasjon, som indikerer påvirkning av organisk stoff. Hunnselva renner igjennom skogsområder, landbruksområder og urbane strøk. Nedre del er hovedsakelig karakterisert av landbruk og urbane områder, og avrenning herfra er derfor trolig årsaken til at de to nederste stasjonene i elva er i moderat tilstand. Også i 2012 ble nederste stasjon i Hunnselva klassifisert til moderat tilstand for begroing og bunndyr (Løvik m.fl. 2013). Den øverste stasjonen er i større grad karakterisert ved skogsområder, med mindre grad av nærings-tilførsler til vassdraget, som kan forklare at nevnte stasjon er i bedre tilstand.



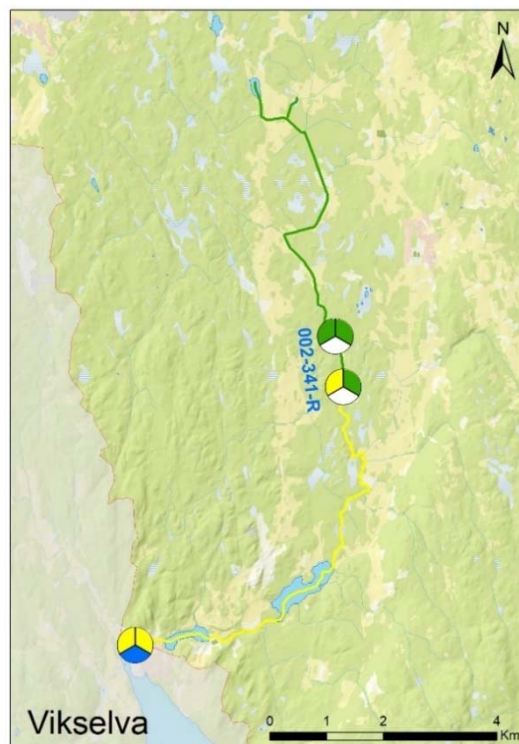
Figur 41. Økologisk tilstand mht effekter av næringsalter og organisk stoff på tre stasjoner i Hunnselva basert på begroingsalger og bunndyr, samt fosforkonsentrasjon på den nederste stasjonen.

4.2.3.2 Vikselva

Vikselva-vassdraget ble undersøkt ved tre stasjoner i vannforekomsten *Søndre Starrelva/Vikselva* (002-341-R). Øverste stasjon ligger i den delen av vassdraget som kalles *Søndre Starrelva*. Her var tilstanden for eutrofiering god basert på PIT-indeksen for begroingsalger. Bunndyrindeksen ASPT for organisk belastning viste også god tilstand. Tilsvarende resultater ble funnet 2017 (Løvik mfl 2018).

Området rundt øvre del av Vikselva er karakterisert av skogsområder med lite næringstilførsler (Løvik m.fl. 2018), noe som trolig er årsaken til at den øverste stasjonen samlet sett er i god økologisk tilstand med hensyn til eutrofiering og organisk belastning.

Ved midterste stasjon, som kun ligger ca. 1 km nedstrøms i *Søndre Starrelva*, viste for eutrofieringsindeksen for begroingsalger (PIT-indeksen) moderat tilstand. ASPT-indeksen for bunndyr viste fortsatt viste god tilstand. Midterste stasjon ligger ikke langt nedstrøms for øverste stasjon, og det er få synlige påvirkninger som kommer inn mellom de to stasjonene. Det er derfor usikkert om eutrofieringstilstanden faktisk er signifikant dårligere ved midterste stasjon, eller om forskjellen skyldes andre forhold, f. eks. knyttet til den ekstremt lave vannføringen sommeren 2018. Basert på dataene fra 2018 var den samlede økologiske tilstanden moderat ved midterste stasjon med hensyn til eutrofiering og organisk belastning.



Figur 42. Økologisk tilstand mht effekter av næringssalter og organisk stoff på tre stasjoner i Vikselva/ Starrelva basert på begroingsalger og bunndyr, samt fosfor-konsentrasjon på den nederste stasjonen. For nærmere kartforklaring, se figur 41.

Tilstanden ved nederste stasjon, nær utløpet, var moderat både for PIT-indeksen og ASPT-indeksen, men svært god basert på årsmedian-konsentrasjonen av Tot-P. Ved nederste stasjon ble det registrert mikroskopiske forekomster av bakterien *Sphaerotilus natans*, som indikerer påvirkning av organisk materiale. I nedre del av i vassdraget er det relativt store jordbruksområder som trolig fører til avrenning av næringssalter, og før utløp til Mjøsa renner elva gjennom urbane områder. Dette er trolig årsaken til at samlet økologisk tilstand med hensyn til eutrofiering og organisk belastning vurderes til moderat ved nederste stasjon.

Den nederste stasjonen i Vikselva ble klassifisert til god tilstand for både begroing og bunndyr i 2012 (Løvik m.fl. 2013). Mye kan ha skjedd på seks år, så om endringen skyldes en generell forverring av tilstand eller om det f.eks. skyldes den ekstremt tørre sommeren som førte til svært lav vannstand i 2018, og dermed mindre grad av fortykning enn ved «normale» forhold, er vanskelig å si sikkert.

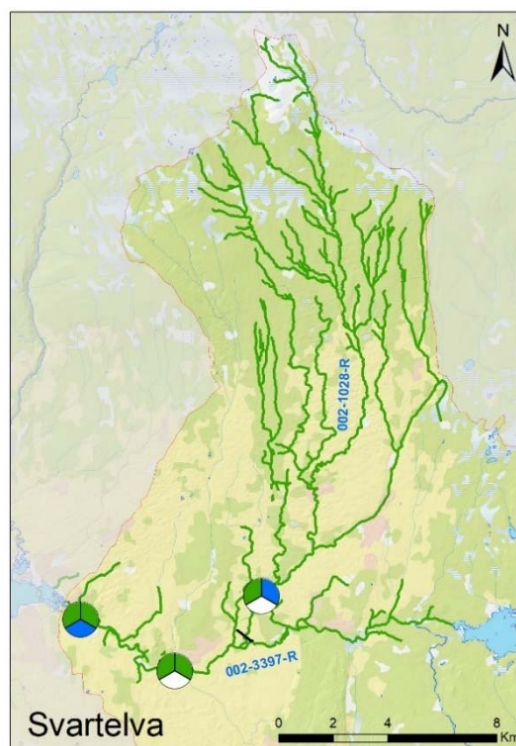
Vannforekomsten som helhet klassifiseres til moderat tilstand basert på gjennomsnittsverdier fra alle tre stasjoner (Tabell 17 B).

4.2.3.3 Svartelva

Svartelva-vassdraget ble undersøkt ved tre stasjoner fordelt på to ulike vannforekomster. Ved øverste stasjon, som ligger vannforekomst *Fura / Vingerjessa m. fl.* (002-1028-R), var tilstanden for eutrofiering god basert på PIT-indeksen for begroingsalger. Bunndyrindeksen ASPT for organisk belastning viste svært god tilstand. Ved midterste og nederste stasjon, som begge ligger i vannforekomst *Svartelva Rokoelva m. fl.* (002-3397-R), var tilstanden god for både begroing og bunndyr. God tilstand for begge kvalitetselementer ble også funnet da nederste stasjon ble undersøkt i 2013 (Løvik mfl. 2014).

Svartelva-vassdraget renner gjennom store jordbruksområder i nedre deler, og hele nedbørfeltet har 23% dyrket mark. Mediankonsentrasjonen av Tot-P gjennom året viste allikevel svært god tilstand ved nederste stasjon. Det ble derimot observert høye konsentrasjoner i enkeltprøver fra vårfloppen (140-240 µg/L) som tyder på at større mengder P kan tilføres vassdraget i perioder. Allikevel er samtlige stasjoner i elva klassifisert til god økologisk tilstand med hensyn til eutrofiering og organisk belastning, basert på de biologiske kvalitetselementene. På vannforekomstnivå klassifiseres både 002-1028-R og 002-3397-R til god økologisk tilstand (Tabell 17 B).

Vi har ikke kunnskap om konkret gjødslingsregime i området, men på generell basis påvirker type, mengde og tidspunkt for gjødsling grad av avrenning til bekker og elver. Det er også slik at en større og bredere kantvegetasjon reduserer nevnte avrenning, og at store elver tåler mer belastning grunnet stor grad av fortykning i vannmassene.



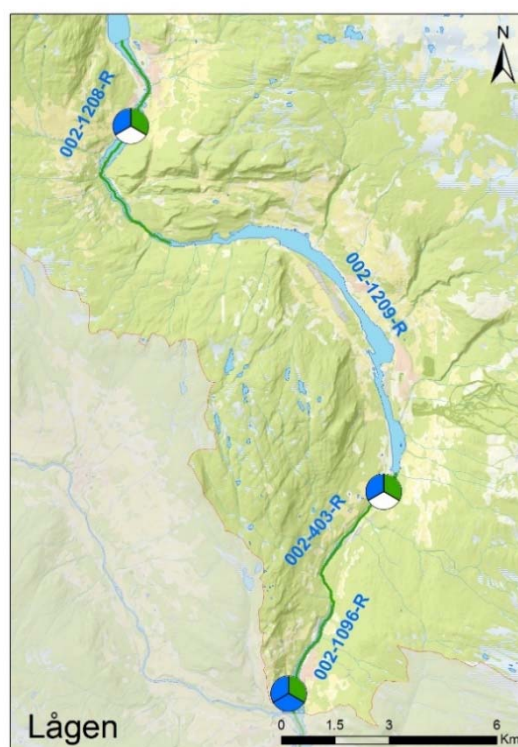
Figur 43. Økologisk tilstand mht effekter av næringssalter og organisk stoff på tre stasjoner i Svartelva basert på begroingsalger og bunndyr, samt fosfor-konsentrasjon på den nederste stasjonen. For nærmere kartforklaring, se figur 41.

4.2.3.4 Lågen

Lågen ble undersøkt ved tre stasjoner i tre ulike vannforekomster (*Lågen nedstrøms Losna ned til Aurvika* (002-1208-R), *Lågen Hunderfossen Hølshauget* (002-403-R) og *Lågen Hølshauget til Lågendeltaet* (002-1096-R)). Samlet økologisk tilstand for stasjonen tilsvarer derfor tilstanden i vannforekomsten. Lågen er en svært stor elv som renner gjennom en fruktbar dal preget av jordbruk, skogområder og urbane strøk. Basert på eutrofieringsindeksen for begroingsalger (PIT-indeksen) ble alle tre stasjonene klassifisert til svært god tilstand. Bunndyrindeksen for organisk belastning (ASPT-indeksen) viste god tilstand ved alle stasjoner, mens mediankonsentrasjonen av Tot-P gjennom året viste svært god tilstand ved nederste stasjon.

Lågen er noe påvirket av avrenning fra jordbruk og urbane områder, men det ser likevel ut til at vannmiljøet tåler påvirkningen. Dette kan skyldes at elvas store vannmasser fra mer næringsfattige skogs- og fjellområder fortynner de nærings saltene som tilføres. I tillegg vil områder med mye kantvegetasjon langs elva ta opp en del av nærings saltene. Årets resultater for begroing og bunndyr på den nederste stasjonen støttes opp av tilsvarende undersøkelser gjort i 2013 (Løvik mfl. 2014).

Av de fire elvene undersøkt i 2018 var bare Lågen relevant å klassifisere for forsuring da de andre elvene var moderat kalkrike. Alle stasjonene i Lågen ble alle klassifisert til svært god tilstand i 2018 basert på både forsuringindeksen for begroingsalger (AIP) og bunndyr (RAMI) og oppnådde med det miljømålet gitt i vannforskriften. Dette tilsvarer 2013-resultatene for den nederste stasjonen i Lågen (Løvik m.fl. 2014).



Figur 44. Økologisk tilstand mht effekter av næringsalter og organisk stoff på tre stasjoner i Svartelva basert på begroingsalger og bunnfauna, samt fosfor-konsentrasjon på den nederste stasjonen. For nærmere kartforklaring, se figur 41.

Tabell 17. Oversikt over samlet økologisk tilstand med hensyn til eutrofiering og organisk belastning i 2018. Tabell A viser resultatene for hver enkelt stasjon, mens tabell B viser samlet resultat for hver vannforekomst. Øverste rad (markert i gråtoner) viser vannforekomst-ID. Resultatene for hver vannforekomst er beregnet ved å ta gjennomsnittet av nEQR-verdiene for hver indeks for alle stasjonene innen hver vannforekomst. Deretter er samlet tilstand vurdert ut ifra den laveste nEQR-verdien blant de biologiske kvalitetselementene (etter som Tot-P viser svært god tilstand ved alle stasjoner). M = moderat, G = god og SG = svært god tilstand.

A)

Kvalitetsэлемент	Indeks/parameter	Vikselva			Svartelva			Hunnselva			Lågen		
		Øvre	Midtre	Nedre	Øvre	Midtre	Nedre	Øvre	Midtre	Nedre	Øvre	Midtre	Nedre
Begroing	Indeksverdi	15,18	20,93	18,85	11,75	12,98	12,30	7,61	30,19	18,41	6,77	7,97	6,82
	nEQR	0,62	0,53	0,56	0,73	0,69	0,71	0,87	0,41	0,57	0,90	0,86	0,90
	Tilstandsklasse	G	M	M	G	G	G	SG	M	M	SG	SG	SG
Bundyr	Indeksverdi										6,83	6,84	6,89
	nEQR										0,87	0,88	0,93
	Tilstandsklasse										SG	SG	SG
Fys.-kjem.	Indeksverdi	6,33	6,25	5,93	6,95	6,68	6,18	6,33	6,00	5,95	6,48	6,23	6,48
	nEQR	0,68	0,66	0,58	1,00	0,77	0,64	0,68	0,60	0,59	0,72	0,66	0,72
	Tilstandsklasse	G	G	M	SG	G	G	G	M	M	G	G	G
Tot-P		NA	NA	14,50	NA	NA	18,00	NA	NA	16,50	NA	NA	7,00
		NA	NA	0,89	NA	NA	0,82	NA	NA	0,85	NA	NA	0,93
Tilstandsklasse		NA	NA	SG	NA	NA	SG	NA	NA	SG	NA	NA	SG
Samlet økologisk tilstand for stasjon		G	M	M	G	G	G	G	M	M	G	G	G

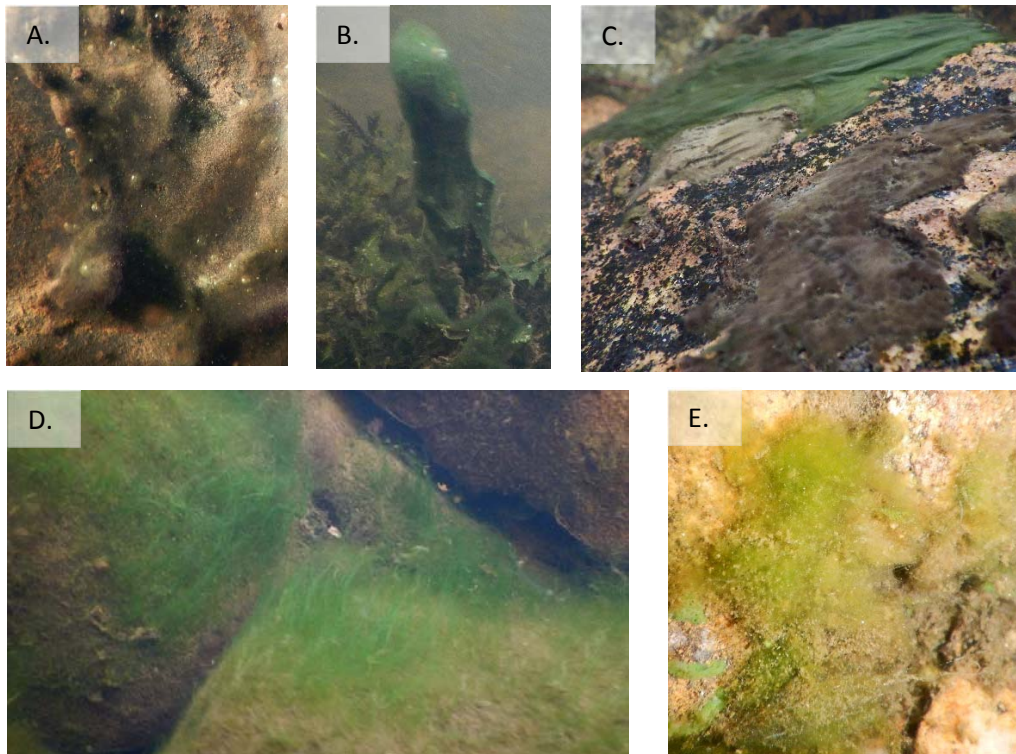
B)

Kvalitetselement	Indeks/parameter	Vikselva			Svartelva			Hunnselva			Lågen												
		Indeksverdi	nEQR	Tilstandsklasse	Indeksverdi	nEQR	Tilstandsklasse	Indeksverdi	nEQR	Tilstandsklasse	Indeksverdi	nEQR	Tilstandsklasse										
Begroing	PIT	18,32	0,57	M	11,75	0,73	G	7,61	0,87	SG	30,19	0,41	M	6,77	0,90	SG	6,82	0,90	SG				
	AIP																						
Bunddyr	ASPT	6,17	0,64	G	6,95	1,00	SG	6,33	0,68	G	6,00	0,60	M	6,48	0,72	G	5,95	0,59	M	6,48	0,66	0,72	
	RAMI																						
Fys.-kjem.	Tot-P	14,50	0,89	SG	NA	NA	NA	18,00	0,82	SG	NA	NA	NA	16,50	0,85	SG	NA	NA	NA	7,00	NA	NA	0,93
Samlet økologisk tilstand for vannforekomst				M	G	G	G	G	G	M	M	M	M	G	G	G	G	G	G				

4.2.4 Biodiversitet

4.2.4.1 Begroingsalger

Det ble registrert fra 10 til 26 ulike taksa av alger (kiselalger unntatt) på de 12 lokalitetene. Artsrikdommen var høyest innen gruppen grønnalger tett etterfulgt av cyanobakterier (se Vedlegg E for fullstendig artsliste). Nedenfor vises et utvalg bilder av taksa som ble registrert (Figur 45).



Figur 45. A. Cyanobakterier som *Phormidium retzii* og *Phormidium tinctorium* fra nederste stasjon i Vikselva (v/Tangen skole), B. Cyanobakterier som *Geitlerinema splendidum* og *Phormidium autumnale* fra nederste stasjon i Svartelva (v/Hjellum), C. Cyanobakteriene *Phormidium autumnale* og *Phormidium heteropolare* fra øverste stasjon i Hunnselva (mellom Fiskevollen og Vestbakken), D. Grønnalgen *Spirogyra* d fra Fura ved Kongsvegen E. Grønne trådformede alger som *Mougeotia*, *Oedogonium* og *Spirogyra* fra øvre stasjon i Hunnselva.

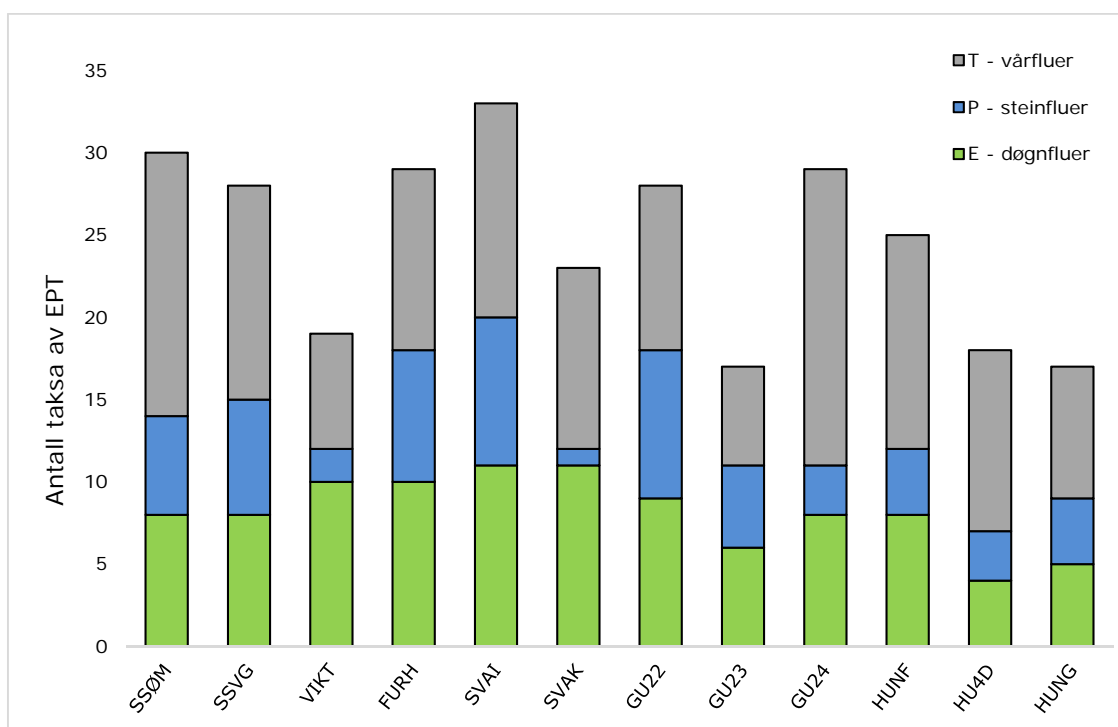
Cyanobakterien *Geitlerinema splendidum* (Figur 45 B) er en typisk næringskrevende art, mens ulike arter innen slekten *Phormidium* (Figur 45 A-C) har forskjellige næringssaltpreferanser: *Phormidium heteropolare* har sitt optimum i næringsfattig vann, mens *Phormidium retzii* og *Phormidium tinctorium* har sine optima i næringsrike vann. Grønnalgen *Spirogyra* d (Figur 45 D) registreres som oftest i blandingssamfunn der konsentrasjonen av næringsalter er middels høy. Grønnalgene *Mougeotia* og *Oedogonium* (Figur 45 E) foretrekker derimot næringsfattig vann.

4.2.4.2 Bunndyr

Antall EPT-taksa (*Ephemeroptera*: døgnfluer; *Plecoptera*: steinfluer og *Trichoptera*: vårfluer) varierte fra 33-17 (Figur 46 og Tabell 18). Av de undersøkte stasjonene hadde den midterste stasjonen i Svartelva og den øverste i Vikselva-vassdraget (søndre Starelva ved Måsån) høyest antall, med henholdsvis 33 og 30. Også øverste stasjon i Svartelva-vassdraget (Fura ved Kongsvegen), øverste og

midterste stasjon i Lågen, samt midterste i Vikselva-vassdraget (Søndre Starelva ved Granheim) hadde relativt høye verdier (henholdsvis 29, 29, 28 og 28). Ved nederste stasjon i Lågen hadde EPT verdiene økt fra 23 i 2008 og 26 i 2013 til 28 i 2018, og i nederste stasjon i Svartelva ved hadde de økt fra 18 i 2013 til 23 i 2018. Dette er på nivå med det som ble funnet av EPT-taksa (26 taksa) ved den samme stasjonen i Svartelva i 2008 (Løvik m. fl. 2014).

Lavest verdi for EPT-taksa hadde midterste (nedstrøms for Raufoss sentrum) og nederste stasjon i Hunnselva (ved Gjøvik gård), midterste stasjon i Lågen (nedstrøms Hunderfossen) samt i nederste stasjon i Vikselva (ved Tangen), med henholdsvis 17, 18, 17 og 19 taksa. I nederste stasjon i Hunnselva hadde antall EPT-taksa økt fra 12 i 2012 til 17 i 2018, mens i nederste stasjon i Vikselva var antall EPT-taksa i 2018 uforandret i sammenlignet med i 2012 (Løvik mfl 2013).



Figur 46. Samlet antall taksa av EPT (*Ephemeroptera*: døgnfluer; *Plecoptera*: steinfluer og *Trichoptera*: vårfluer) fra utvalgte prøvetakingsstasjoner i Vikselva, Søndre Starelva, Fura, Svartelva, Lågen og Hunnselva.

Tabell 18. Summen av samtlige EPT-taksa, samt antall taksa for hver enkelt gruppe av døgnfluer (E = Ephemeroptera), steinfluer (P = Plecoptera) og vårfluer (T = Trichoptera) for hver stasjon. De taksonomiske nivåene gjengitt i tabellen spenner fra familie til art. Stasjonskodene er definert i Vedlegg E.

	Vikselva øvre	Vikselva midtre	Vikselva nedre	Svartelva øvre	Svartelva midtre	Svartelva nedre	Lågen øvre	Lågen midtre	Lågen nedre	Hunnselva øvre	Hunnselva midtre	Hunnselva nedre
	30.10.18	30.10.18	30.10.18	30.10.18	30.10.18	30.10.18	31.10.18	31.10.18	31.10.18	31.10.18	31.10.18	31.10.18
# EPT taksa	30	28	19	29	33	23	28	17	29	25	18	17
E - døgnfluer	8	8	10	10	11	11	9	6	8	8	4	5
P - steinfluer	6	7	2	8	9	1	9	5	3	4	3	4
T - vårfluer	16	13	7	11	13	11	10	6	18	13	11	8

5 Litteratur

Aanes, K. J. & T. Bækken, 1989. Bruk av vassdragets bunnfauna i vannkvalitetsklassifisering. Nr 1. Generell del. NIVA rapport 2278-1989. 62 s.

Aanes, K. J. & T. Bækken, 1995. Use of macroinvertebrates to classify water quality. Report No. 2 A. Acidification. NIVA Report. 47 s.

Aanes, K. J., 1980. A preliminary report from a study on the environmental impact of pyrite mining and dressing in a mountain stream in Norway. In: *Advances in Ephemeroptera Biology* Ed John F Flannagan and K Eric Marshall Plenum Publishing Corp, New York. 419-442.

Andersen, J.R., Bratli, J.L., Fjeld, E., Faafeng, B., Grande, M., Hem, L., Holtan, H., Krogh, T., Lund, V., Rosland, D., Rosseland, B.O. og Aanes, K.J. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Statens forurensningstilsyn, SFT. Veiledning 97:04. TA 1468/1997. 31 s.

Armitage, P. D., D. Moss, J. F. Wright & M. T. Furse, 1983. The performance of a new biological water-quality score system based on macroinvertebrates over a wide-range of unpolluted running-water site. *Water Res* 17(3): 333-347.

Berge, D. 1987. Fosforbelastning og respons i grunne og middels grunne innsjøer. Hvordan man bestemmer akseptabelt trofinivå og akseptabel fosforbelastning i sjøer med middeldyp 1,5 m – 15 m. NIVA-rapport 2001. 44 s.

Bratli, J.L., Holtan, H. og Åstebøl, S.O. 1995. Miljømål for vannforekomstene. Tilførselsberegninger. Statens forurensningstilsyn. Veiledning 95:02. TA-1139/1995. 70 s.

Buffagni, A., S. Erba, M. Cazzola, J. Murray-Bligh, H. Soszka & P. Genoni, 2006. The STAR common metrics approach to the WFD intercalibration process: Full application for small, lowland rivers in three European countries. *Hydrobiologia* 566: 379-399.

Carey, J.C og Fulweiler, R.W. 2013. Watershed land use alters riverine silica cycling. *Biogeochemistry* 113: 525-544. DOI 10.1007/s10533-012-9784-2.

Couture R-M, SJ Moe, Y Lin, Ø Kaste, S Haande, A Lyche Solheim. 2018. Simulating water quality and ecological status of Lake Vansjø, Norway, under land-use and climate change by linking process-oriented models with a Bayesian network. *Sci Tot Env* 621:713-724.

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

Elser, J.J., Andersen, T., Baron, J.S., Bergström, A.K., Jansson, M., Kyle, M., Nydick, K.R., Steger, L., Hessen, D.O. 2009. Shifts in lake N:P stoichiometry and nutrient limitation driven by atmospheric nitrogen deposition. *Science* 326: 835-837.

Faafeng, B., Hessen, D.O. og Brettum, P. 1990. Landsomfattende trofiundersøkelse av innsjøer. Oppfølging av 49 av de 355 undersøkelsene i 1989. Statlig program for forurensningsovervåking. SFT-rapport 425/90. NIVA-rapport 2476. 69 s.

Garmo, Ø., Skancke, L.B. og Høgåsen, T. 2016. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport – Vannkjemiske effekter 2015. Miljødirektoratet, rapport M-613/2016. 82 s.

Gillooly, J. F., Brown, J. H., West, G. B., Savage, V. M., & Charnov, E. L. (2001). Effects of Size and Temperature on Metabolic Rate. *Science*, 293: 2248- 2251.

Hartmann, J., Levy, J. og Kempe, S. 2011. Increasing dissolved silica trends in the Rhine River: an effect of recovery from high P loads? *Limnology* 12: 63-73. DOI 10.1007/s10201-010-0322-4.

Hawkes, H. A., 1998. Origin and development of the Biological Monitoring Working Party score system. *Water Res* 32(3): 964-968.

Hobæk, A., Løvik, J.E., Rohrlack, T., Moe, J., Grung, M., Bennion, H., Clarke, G. and Piliposyan, G.T. 2012. Eutrophication, recovery and temperature in Lake Mjøsa: detecting trends with monitoring data and sediment records. *Freshwat. Biol.* 57: 1998-2014.

Holtan, H. 1993. The results of the 20-years battle against eutrophication in Lake Mjøsa. Contribution at the EWPCA-ISWA Symposium in München, May 11-14.1993: 371-382.

Holtan, H., Kjellberg, G., Brettum, P., Tjomsland, T. og Krogh, T. 1979. Mjøsprosjektet. Hovedrapport for 1971-1976. NIVA-rapport 1117. 176 s.

Kinsten, B. 2012. Glacialrelikta kräftdjur i Vänern och Vättern 2011. I: Glacialrelikter och makrozooplankton i Vänern och Vättern 2011. Rapport nr 115 från Vätternvårdsförbundet, rapport nr 70 från Vänerns Vattenvårdsförbund. 45 s. + vedlegg.

Kinsten, B. 2017. Glacialrelikta kräftdjur i Vänern, Vättern och Mälaren 2016. Resultat av håvning. Vänerns vattenvårdsförbund rapport nr 98. 37 s.

Kjellberg, G. 1985. Overvåking av Mjøsa. Sammendrag, trender og kommentarer til situasjonen 1976-1984. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT). Overvåkingsrapport 192/85. NIVA-rapport 1759.

Kjellberg, G. 2006. Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpselver. Årsrapport/datarapport for 2005. NIVA-rapport 5195-2006. 98 s.

Kjellberg, G. og Sandlund, O.T. 1983. Næringsrelasjoner i Mjøsas pelagiske økosystem. Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk. Mjøsundersøkelsen. Rapport nr. 6 – 1983. ISBN 82-90368-06-2. 61 s.

Kjellberg, G., Hegge, O., Lindstrøm, E.-A. og Løvik, J.E. 1999. Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpselver. Årsrapport for 1998. NIVA-rapport 4022-1999. 96 s.

Kjellberg, G., Hessen, D.O. og Nilssen, J.P. 1991. Life history, growth and production of *Mysis relicta* in the large, fjord-type Lake Mjøsa, Norway. *Freshwat. Biol.* 26: 165-173.

Lyche Solheim, A., Phillips, G., Drakare, S., Free, G., Järvinen, M., Skjelbred, B., Tierney, D., Trodd, W. 2014. Northern Lake Phytoplankton ecological assessment methods. Poikane, S. (ed.): Water Framework Directive Intercalibration Technical Report. JRC Technical Reports, EUR 26503 EN: 259 s.

Lyche Solheim, A., Thrane, J.E., Løvik, J.E., Skjelbred, B., Persson, J., Eriksen, T.E., Kile, M.R. 2018a. Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa. Årsrapport for 2017. NIVA-rapport 7273-2018: 124 s

Lyche Solheim, A., Schartau, A.K., Bongard, T., Bækkelie, K.A.E., Dokk, J.G., Edvardsen H., Fosholt Moe, T., Gjelland, K.Ø., Hobæk, A., Håvardstun, J., Jensen, T.C., Mjelde, M., Persson, J., Sandlund, O.T., Skjelbred, B., Walseng, B. 2018b. ØKOSTOR 2017: Basisovervåking av store innsjøer. Utprøving av metodikk for overvåking og klassifisering av økologisk tilstand iht vannforskriften. Miljødirektoratet-rapport M-1086/2018, NIVA-rapport 7287-2018: 193 s.

Løvik, J.E. og Kjellberg, G. 2003. Long-term changes of the crustacean zooplankton community in Lake Mjøsa, the largest lake in Norway. *J. Limnol.*, 62(2): 143-150.

Løvik, J.E., Brettum, P., Bækken, T. & Kile, M.R. 2013. Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa. Årsrapport/datarapport for 2012. NIVA-rapport 6519-2013: 85 s.

Løvik, J.E., Brettum, P., Bækken, T., Kile, M.R. og Skjelbred, B. 2014. Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa. Årsrapport/datarapport for 2013. NIVA-rapport 6666-2014. 84 s.

Løvik, J.E., Jensen, T.C., Bongard, T., Magerøy, J.H., Bækkelie, K.A.E., Saksgård, R., Skoglund, S.Ø., Håll, J., Kile, M.R., Mutinova, P., Skjelbred, B., 2018. Overvåking av vannforekomster i Hedmark og Røros-området i 2017. NIVA-rapport 7269-2018: 86 s.

Løvik, J.E., Lyche Solheim, A., Eriksen, T.E., Kile, M.R. og Skjelbred, B. 2017. Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa. Årsrapport for 2016. NIVA-rapport 7144-2016. 97 s.

Løvik, J.E., Skjelbred, B., Eriksen, T.E. og Kile, M.R. 2016. Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa. Årsrapport for 2015. NIVA-rapport 7028-2016. 105 s.

Nashoug, O. (red.) 1999. Vannkvaliteten i Mjøsa – før og nå. Mjøsovervåkingen gjennom 25 år. Styringsgruppa for overvåking av Mjøsa. 86 s.

NS-EN 15110:2006. Vannundersøkelse - Veiledning i prøvetaking av dyreplankton fra stillestående vann.

NS-EN 15204:2006. Vannundersøkelse - Veiledning for kvantifisering av planteplankton ved bruk av omvendt mikroskop (Utermöhls metode).

NS-EN 15708:2009. Vannundersøkelse - Veiledning i overvåking, innsamling og laboratorieanalyse av bentiske alger i grunne elver.

NS-EN 16695:2016. Vannundersøkelse – Veiledning for estimering av biovolum for mikroalger

NS-EN-ISO 10870:2012. Vannundersøkelse – Veiledning I valg av prøvetakingsmetoder og utstyr til bentiske makroinvertebrater i ferskvann.

NS-EN 16150:2012. Vannundersøkelse – Veiledning i habitatarealproposjonal prøvetaking av bentiske makroinvertebrater fra like habitater i vadbare elver.

O'Reilly, C.M. mfl. 2015. Rapid and highly variable warming of lake surface waters around the globe. *Geophys. Res. Lett.*, 42. 10 773 - 10 781. DOI 10.1002/2015GL066235.

Paisley, M. F., D. J. Trigg & W. J. Walley, 2014. Revision of the biological monitoring working party (BMWP) score system: Derivation of present-only and abundance-related scores from field data. *River Res Appl* 30(7): 887-904.

Ptacnik, R., Solimini, A., Brettum, P., 2009. Performance of a new phytoplankton composition metric along a eutrophication gradient in Nordic lakes. *Hydrobiologia* 633: 75-82.

Rognerud, S. 1988. Fosfortransport til Mjøsa i perioden 1973-87. NIVA-rapport 2170. 56 s.

Rognerud, S. and Kjellberg, G. 1990. Long-term dynamics of the zooplankton community in Lake Mjøsa, the largest lake in Norway. *Verh. Int. Ver. Limnol.*, 24: 580-585.

Rognerud, S., Berge, D. og Johannessen, M. 1979. Telemarksvassdraget – Hovedrapport fra undersøkelsene i perioden 1975-1979. NIVA-rapport 1147-1979. 82 s.

Schindler, D., Carpenter, S.R., Chapra, S.C., Hecky, R.E., Orihel, D.M. 2016. Reducing phosphorus to curb lake eutrophication is a success. *Environ. Sci. Technol.* 2016, 50: 8923-8929.

Schneider, S. & Lindstrøm, E.-A. 2009: Bioindication in Norwegian rivers using non-diatomaceous benthic algae: The acidification index periphyton (AIP). *Ecological Indicators* 9: 1206-1211.

Schneider, S. & Lindstrøm, E.-A. 2011: The periphyton index of trophic status PIT: A new eutrophication metric based on non-diatomaceous benthic algae in Nordic rivers. *Hydrobiologia* 665(1): 143-155.

Schneider, S. C. 2011. "Impact of calcium and TOC on biological acidification assessment in Norwegian rivers." *Science of the Total Environment* 409(6): 1164-1171.

Skarbøvik, E., Allan, I., Stålnacke, P., Høgåsen, T., Greipsland, I., Selvik, J.R., Schancke, L.B., Beldring, S., 2016. Elvetilførsler og direkte tilførsler til norske kystområder – 2015. NIVA rapport 7098-2016, Miljødirektoratsrapport M-634: 86 s. + vedlegg.

Spikkeland, I., Kinsten, B., Kjellberg, G., Nilssen, J.P. og Väinölä, R. 2016. The aquatic glacial relict fauna of Norway – an update of distribution and conservation status. *Fauna norvegica*, vol. 36: 51-65.

Stårvik, B., Nordhagen, T.A., Vatile, A.-B. og Kjellberg, G. 1996. Hygienisk overvåking av Mjøsa i forbindelse med storflommen 1995. Sluttrapport. Fylkeslegen i Hedmark, Fylkesmannen i Hedmark, Næringsmiddeltilsynet Hedmarken og NIVA. 63 s. + vedlegg.

Thrane, J.-E., Hessen, D. og Andersen, T. 2017. Plasticity in algal stoichiometry: Experimental evidence of a temperature-induced shift in optimal supply N:P ratio. *Limnology and Oceanography* 62: 1346-1354.

Van De Bund, W., 2009. Water Framework Directive intercalibration technical report. Part 1: Rivers. JRC scientific and technical reports EUR 23838 EN/1 136 s.

Vitenskapskomitéen for mattrygghet, 2014. Kvalitetskrav for vann til jordvanning. VKM Report 2014: 23: 30 s.

Wright, R., T. Eriksen & S. Schneider, 2013. Nitrogen dose-response relationships: benthic algae and macroinvertebrates in running water. NIVA rapport 6596-2013. 19 s.

Østrem, G., Flakstad, N. og Santha, J.M. 1984. Dybdekart over norske innsjøer. Et utvalg innsjøkart utarbeidet ved Hydrologisk avdeling. Norges vassdrags- og elektrisitetsvesen. Meddelelse nr. 48 fra Hydrologisk avdeling 1984. 128 s. + vedlegg.

6 Vedlegg

Vedlegg A. Vannkjemidata Mjøsa

Tabell 1. Kjemiske analysemetoder ved NIVAs laboratorium.

Navn på forbindelse/parameter	LOD	LOQ	Standard referanse metode	Estimert usikkerhet i målingene/resultat i ringtest
Ledningsevne (konduktivitet)	0,03 mS/m	0,10 mS/m	NS-ISO 7888	10 %
pH	Ikke relevant	Ikke relevant	NS-EN ISO 10523	±0,2
Alkalitet	-	0,03 mmol/l	ISO 9963-1	20 %
Oksygen	-	0,1 mg/l	NS ISO 5813	20 %
Turbiditet	0,1 FNU	0,3 FNU	NS-EN ISO 7027	20 %
Farge	0,67 mg Pt/L	2 mg Pt/L	NS-EN ISO 7887	20 %
Totalt organisk karbon (TOC)	0,03 mg C/l	0,10 mg C/l	Mod. NS-ISO 8245, Mod. NS 1484	20 %
Total fosfor (Tot-P)	0,3 µg P/l	1 µg P/l	Mod. NS 4725 (automatisert)	20 %
Fosfat (PO ₄ -P)	0,3 µg P/l	1 µg P/l	Mod. NS 4724 (automatisert)	20 %
Total nitrogen (Tot-N)	3,3 µg N/l	10 µg N/l	NS 4743	20 %
Nitrat (NO ₃ -N)	0,7 µg/l	2 µg/l	NS-EN ISO 10304-1 ¹	20 %
Ammonium (NH ₄ -N)	0,7 µg/l	2 µg/l	NS-EN ISO 14911	20 %
Klorofyll a	0,08 µg/l	0,25 µg/l ved filtrering av 1000 ml	NS 4767	20 %
Silisium (Si)	0,0017 mg/l	0,005 mg/l	Mod. NS-EN ISO 17294-1 og -2 ³	
Kalsium (Ca)	0,53 µg/l	0,002 mg/l	NS-EN ISO 14911	20 %
Magnesium (Mg)	0,31 µg/l	0,002 mg/l	NS-EN ISO 14911	20 %
Natrium (Na)	0,33 µg/l	0,002 mg/l	NS-EN ISO 14911	20 %
Kalium (K)	0,27 µg/l	0,003 mg/l	NS-EN ISO 14911	20 %
Klorid	1,30 µg/l	0,005 mg/l	NS-EN ISO 10304-1	20 %
Sulfat	1,34 µg/l	0,005 mg/l	NS-EN ISO 10304-1	20 %
Reaktivt og ikke labilt aluminium	1,7 µg/l	5 µg/l	Intern metode	20 %
Total aluminium	0,03 µg/l	0,1 µg/l	Mod. NS-EN ISO 17294-1 og -2 ²	20 %

¹ NIVA anbefaler å bruke NS-EN ISO 10304-1 også for nitrat, i stedet for NS-4745, da det kvalitetsmessig er en like god metode for ferskvann og mer kostnadseffektivt

² NIVA analyserer Al akkreditert på ICP-MS basert på metode NS-EN 17294-1 og 17294-2.

³ NIVA analyserer Si på ICP-MS basert på metode NS-EN 17294-1 og 17294-2 fremfor på ICP-AES, da dette gir 4 ganger lavere rapporteringsgrense.

Tabell 2. Resultater fra vannkjemiske analyser på enkeltdyp fra Skreia mai 2018. (For verdier under deteksjonsgrensen er halve deteksjonsgrensen brukt til å beregne middelvei).

parameter	enhet	Skreia													min	middel	maks	
		Vannkjemiske data fra enkeltdyp 07.05.2018																
Dyp	m	0,5	5	20	50	100	200	300	400	427	0,263	300	400	427	0,263	400	427	0,297
Alkalitet	mmol/l	0,268	0,267	0,266	0,268	0,268	0,276	0,263	0,264	0,297	0,268	299	292	286	286	292	301	301
ANC	µEqv/L	300	297	297	299	299	292	286	292	301	299	292	286	286	292	301	301	301
Ca	mg/L	6,39	6,36	6,36	6,4	6,4	6,3	6,15	6,28	6,46	6,4	6,3	6,15	6,15	6,28	6,46	6,46	6,46
Cl	mg/L	1,5	1,5	1,52	1,51	1,5	1,47	1,47	1,48	1,47	1,5	1,47	1,47	1,47	1,48	1,47	1,47	1,52
Farge	mg Pt/l	10	10	10	10	10	10	10	10	11	10	10	10	10	10	11	11	11
K	mg/L	0,66	0,66	0,66	0,67	0,67	0,65	0,66	0,66	0,68	0,67	0,65	0,66	0,66	0,66	0,68	0,68	0,68
Konduktivitet	mS/m	4,58	4,56	4,59	4,61	4,59	4,54	4,53	4,56	4,67	4,59	4,54	4,53	4,56	4,56	4,67	4,67	4,67
Mg	mg/L	0,78	0,78	0,77	0,78	0,78	0,75	0,75	0,76	0,78	0,78	0,75	0,75	0,76	0,76	0,78	0,78	0,78
Na	mg/L	1,25	1,24	1,26	1,25	1,24	1,2	1,23	1,22	1,23	1,24	1,2	1,23	1,22	1,22	1,23	1,23	1,26
NH ₄	µg/l	2	2	<2	2	2	<2	<2	2	<2	2	<2	<2	2	2	<2	2	2
NO ₃	µg/l	410	410	410	420	420	400	400	400	430	420	400	400	400	400	430	430	430
O ₂	mg/l	7,24	7,27	7,27	7,27	7,3	7,28	7,29	7,28	7,36	7,3	7,28	7,29	7,28	7,28	7,36	7,36	7,36
pH		1	<1	<1	3	1	2	3	2	2*	1	2	3	2	2	2*	3	3
PO ₄	µg/l P	3,99	4,01	4,02	4,03	4,02	4	4	4,02	4,04	4,02	4	4	4,02	4,04	4,04	4,04	4,04
SO ₄	mg/L	1,8	1,8	1,8	1,9	1,9	1,8	1,8	1,9	1,9	1,9	1,8	1,8	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9
TOC	mg/l	550	545	555	575	570	550	550	560	580	570	550	550	560	580	580	580	580
TOT-N	µg/l	3	3	3	3	3	4	3	3	11	3	4	3	3	11	11	11	11
TOT-P	µg/l	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	0,44	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	0,44	0,44	0,44	0,44
Turbiditet	FNU	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	0,18	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	0,18	0,18	0,18	0,18

* Fosfat analysert på ufiltrert vann.

Tabell 3. Konsentrasjoner av Tot-P, Tot-N og NO₃ fra enkeltdyp fra Brøttum mai 2018.

parameter	enhet	Brøttum					min	middel	maks
		Vannkjemiske data fra enkeltdyp 22.05.2018							
Dyp	m	2	10	20	30	60			
NO ₃	µg/l	130	150	140	240	340	130	200	340
TOT-N	µg/l	270	290	290	390	520	270	352	520
TOT-P	µg/l	13	11	14	16	13	11	13,4	16

Tabell 4. Konsentrasjoner av Tot-P, Tot-N og NO₃ fra enkeltdyp fra Kise mai 2018.

parameter	enhet	Kise					min	middel	maks
		Vannkjemiske data fra enkeltdyp 07.05.2018							
Dyp	m	2	20	50	100	200			
NO ₃	µg/l	450	450	440	400	400	400	428	450
TOT-N	µg/l	585	585	560	545	540	540	563	585
TOT-P	µg/l	4	4	3	4	3	3	3,6	4

Tabell 5. Konsentrasjoner av Tot-P, Tot-N og NO₃ fra enkeltdyp fra Furnesfjorden mai 2018.

parameter	enhet	Furnesfjorden					min	middel	maks
		Vannkjemiske data fra enkeltdyp 07.05.2018							
Dyp	m	2	10	20	30	60			
NO ₃	µg/l	490	490	490	490	490	490	490	490
TOT-N	µg/l	645	635	645	665	640	635	646	665
TOT-P	µg/l	6	5	6	5	4	4	5,2	6

Tabell 6. Vinterdata, resultater fra vannkjemiske analyser på enkeltdyp fra Furnesfjorden mars 2018

parameter	enhet	Brøttum					min	middel	maks
		Vannkjemiske data fra enkeltdyp 13.03.2018							
Dyp	m	2	10	20	30	60			
NO ₃	µg/l	170	170	250	250	320	170	232	320
TOT-N	µg/l	310	270	365	370	465	270	356	465
TOT-P	µg/l	3	3	3	3	4	3	3,2	4

Tabell 7. Vinterdata, resultater fra vannkjemiske analyser på enkeltdyp fra Furnesfjorden mars 2018.

parameter	enhet	Furnesfjorden					min	middel	maks
		Vannkjemiske data fra enkeltdyp 13.03.2018							
Dyp	m	2	10	20	30	60	110		
NO ₃	µg/l	390	400	400	400	410	400	390	410
TOT-N	µg/l	565	555	540	520	550	580	520	552
TOT-P	µg/l	7	4	3	3	3	4	3	4
O ₂	mg/l						11,09		

Tabell 8. Siktedyp og vannkjemiske data fra epilimnion (0-10m) i Skreia 2018.
(For verdier under deteksjonsgrensen er halve deteksjonsgrensen brukt til å beregne min-, middel- og maksverdi)

Skreia parameter	enhet	Vannkjemiske data fra epilimnion 0-10 m										min	middel	maks	
		07.05.2018	22.05.2018	06.06.2018	15.06.2018	10.07.2018	25.07.2018	13.08.2018	29.08.2018	11.09.2018	27.09.2018				11.10.2018
Al/l	µg/l	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5
Al/L	µg/l	1	9	4	4	0	4	0	4	4	2	2	3,3	9	
Al/R	µg/l	6	14	9	9	<5	9	<5	9	9	7	7	9	14	
Alkalitet	mmol/l	0,276	0,246	0,242	0,242	0,293	0,242	0,293	0,242	0,242	0,247	0,247	0,258	0,293	
ANC	µEkv/L	288	262	248	248	318	318	318	318	318	254	254	274	318	
Ca	mg/L	6,15	5,44	5,31	5,31	6,25	6,25	6,25	6,25	6,25	5,86	5,86	5,80	6,25	
Cl	mg/L	1,51	1,3	1,35	1,35	1,29	1,29	1,29	1,29	1,29	1,64	1,64	1,42	1,64	
Farge	mg Pt/l	10	13	10	10	12	12	12	9	9	10	10	10,7	13	
K	mg/L	0,66	0,66	0,62	0,62	0,67	0,67	0,67	0,67	0,67	0,65	0,65	0,65	0,67	
Klf-A	µg/l	0,54	2,1	2,3	1,3	2,5	2,5	2,5	4	2,4	1,9	1,9	2,08	4	
Konduktivitet	mS/m	4,5	4,21	3,86	3,86	4,19	4,19	4,19	4,03	4,03	4,19	4,19	4,16	4,5	
Mg	mg/L	0,77	0,7	0,68	0,68	0,79	0,79	0,79	0,79	0,79	0,74	0,74	0,74	0,79	
Na	mg/L	1,26	1,14	1,06	1,06	1,18	1,18	1,18	1,18	1,18	1,13	1,13	1,15	1,26	
NH ₄	µg/l	<2	16	13	16	14	14	14	22	15	4	4	14,7	25	
NO ₃	µg/l	390	410	300	330	270	270	270	290	270	380	380	322	410	
pH		7,26	7,31	7,31	7,31	7,42	7,42	7,42	7,34	7,34	7,42	7,42	7,34	7,42	
PO ₄	µg/l P	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	
Si	mg/l	1,17	1,25	1,14	1,14	1	1	1	0,95	0,95	0,94	0,94	1,08	1,25	
SO ₄	mg/L	4	3,63	3,7	3,7	3,45	3,45	3,45	3,45	3,45	4,39	4,39	3,83	4,39	
TOC	mg/l	1,8	2,3	1,9	1,9	1,8	1,8	1,8	1,9	1,91	1,7	1,7	1,93	2,3	
TOT-N	µg/l	540	410	380	640	390	390	390	410	410	410	410	455	640	
TOT-P	µg/l	8	6	5	3	4	4	4	4	4	3	3	4,75	8	
Turbiditet	FNU	<0,3	1	0,55	0,55	0,48	0,48	0,48	0,45	0,45	0,52	0,52	0,53	1	
Siktedyp	m	12	13,5	8,6	8,6	7	7	7,5	8	8,7	8,9	8,9	9	13,5	

* Fosfat analysert på ufiltrert vann.

Tabell 9. Vannkjemiske data fra hypolimnion (20-443m) i Skreia 2018. (For verdier under deteksjonsgrensen er halve deteksjonsgrensen brukt til å beregne min-, middel- og maksverdi).

Skreia		Vannkjemiske data fra hypolimnion 20-443 m						min	middel	maks
parameter	enhet	07.05.2018	06.06.2018	10.07.2018	13.08.2018	11.09.2018	11.10.2018			
Al/IL	µg/l	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Al/L	µg/l	0	4	2	0	2	0	0	1,33	4
Al/R	µg/l	5	9	7	5	7	5	5	6,33	9
Alkalitet	mmol/l	0,269	0,269	0,282	0,265	0,258	0,263	0,258	0,27	0,282
ANC	µEkv/L	298	294	304	319		273	273	298	319
Ca	mg/L	6,39	6,4	6,87	6,63		6,59	6,39	6,58	6,87
Cl	mg/L	1,55	1,57	1,71	1,5		1,91	1,5	1,65	1,91
Farge	mg Pt/l	10	11	11	14	10	11	10	11,17	14
K	mg/L	0,67	0,69	0,67	0,74		0,69	0,67	0,69	0,74
Konduktivitet	mS/m	4,57	4,76	4,7	4,58	4,53	4,71	4,53	4,64	4,76
Mg	mg/L	0,77	0,76	0,79	0,83		0,8	0,76	0,79	0,83
Na	mg/L	1,28	1,27	1,24	1,26		1,24	1,24	1,26	1,28
NH ₄	µg/l	< 2	< 2	< 2	< 2		< 2	< 2	< 2	< 2
NO ₃	µg/l	410	430	470	410		520	410	448	520
pH		7,28	7,44	7,37	7,28	7,31	7,43	7,28	7,35	7,44
PO ₄	µg/l P	1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	0,5	0,58	1
Si	mg/l	1,18	1,21	1,23	1,2	1,11	1,19	1,11	1,19	1,23
SO ₄	mg/L	4,02	4,12	4,47	3,93		4,93	3,93	4,29	4,93
TOC	mg/l	1,8	2,1	1,9	1,9	2,19	1,9	1,8	1,97	2,19
TOT-N	µg/l	500	550	570	540	520	540	500	537	570
TOT-P	µg/l	6	2	5	4	5	4	2	4,33	6
Turbiditet	FNU	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3

Tabell 10. Konsentrasjoner av O₂ fra dypvannsprøver i Skreia 2018

Skreia		Oksygenmålinger fra dypvannsprøver 2018					min	middel	maks
parameter	enhet	06.06.2018	10.07.2018	13.08.2018	11.09.2018	11.10.2018			
Dyp	m	427	428	428	427	427			
O ₂	mg/l	11,33	11,42	11,48	11,23	11,26	11,23	11,34	11,48

Tabell 11. Siktedyp og vannkjemiske data fra epilimnion (0-10m) i Brøttum 2018.

Brøttum		Vannkjemiske data fra epilimnion 0-10 m						min	middel	maks
parameter	enhet	22.05.2018	06.06.2018	10.07.2018	13.08.2018	11.09.2018	01.10.2018			
Alkalitet	mmol/l	0,193	0,192	0,211	0,213	0,218	0,206	0,192	0,206	0,218
Ca	mg/L	3,5	3,25	4,64	3,83	3,95	4,54	3,25	3,95	4,64
Farge	mg Pt/l	22	16	9	7	9	10	7	12,17	22
Klf-A	µg/l	1,6	1,1	1,3	1,2	3,2	2,2	1,1	1,77	3,2
NO ₃	µg/l	140	150	210	120	130	180	120	155	210
TOC	mg/l	3	2,4	1,6	1,2	1,59	1,5	1,2	1,88	3
TOT-N	µg/l	430	270	300	220	230	220	220	278	430
TOT-P	µg/l	14	7	5	4	6	5	4	6,8	14
Turbiditet	FNU	4,9	2,4	0,66	0,62	1,2	0,98	0,62	1,79	4,9
Siktedyp	m	1,75	4,3	6	7,2	5,7	6,5	1,75	5,24	7,2

Tabell 12. Siktedyp og vannkjemiske data fra epilimnion (0-10m) i Kise 2018. (For verdier under deteksjonsgrensen er halve deteksjonsgrensen brukt til å beregne min-, middel- og maksverdi).

Kise		Vannkjemiske data fra epilimnion 0-10 m						min	middel	maks
parameter	enhet	07.05.2018	06.06.2018	10.07.2018	13.08.2018	11.09.2018	11.10.2018			
Alkalitet	mmol/l	0,273	0,219	0,242	0,237	0,228	0,234	0,219	0,24	0,273
Ca	mg/L	6,48	4,11	5,82	5,25	4,88	5,62	4,11	5,36	6,48
Farge	mg Pt/l	12	13	11	10	9	10	9	10,83	13
Klf-A	µg/l	< 0,32	3,5	1	1,6	4	2,3	0,16	2,09	4
NO ₃	µg/l	470	170	320	210	220	350	170	290	470
TOC	mg/l	1,9	2,1	1,8	1,6	1,71	1,7	1,6	1,80	2,1
TOT-N	µg/l	585	280	430	320	330	400	280	391	585
TOT-P	µg/l	10	6	5	4	5	4	4	5,67	10
Siktedyp	m	7,3	4,5	7,5	10	8	9,2	4,5	7,75	10

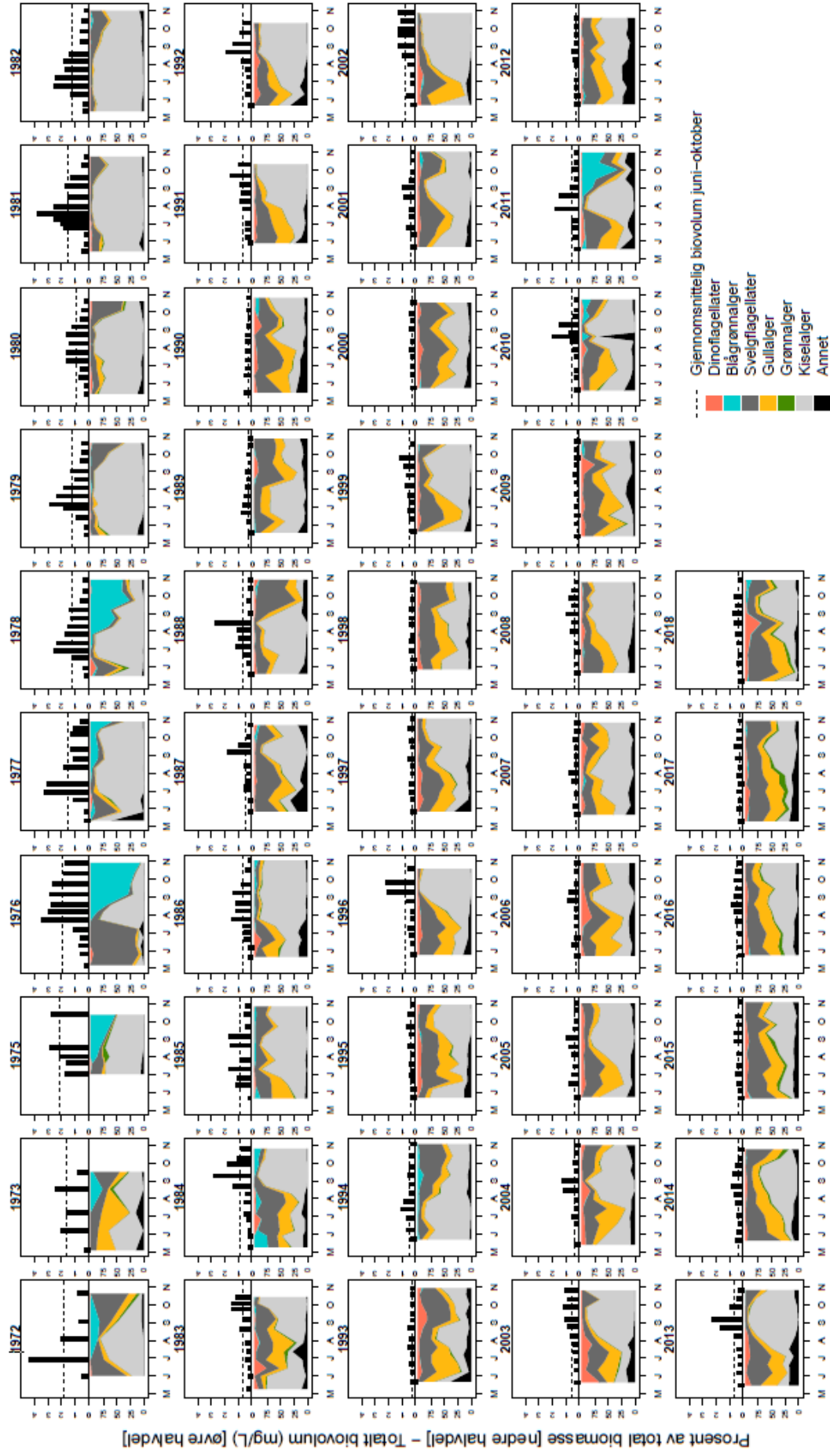
Tabell 13. Siktedyp og vannkjemiske data fra epilimnion (0-10m) i Furnesfjorden 2018.

Furnesfjorden		Vannkjemiske data fra epilimnion 0-10 m						min	middel	max
parameter	enhet	07.05.2018	06.06.2018	10.07.2018	13.08.2018	11.09.2018	01.10.2018			
Alkalitet	mmol/l	0,285	0,275	0,259	0,258	0,249	0,247	0,247	0,26	0,285
Ca	mg/L	7,15	6,36	6,4	5,52	5,38	5,89	5,38	6,12	7,15
Farge	mg Pt/l	14	12	11	12	9	10	9	11,3	14
Klf-A	µg/l	1,1	2,1	1,8	1,9	4,4	2,7	1,1	2,3	4,4
NO ₃	µg/l	480	440	370	270	260	380	260	367	480
TOC	mg/l	2,2	2,2	2	1,8	1,94	1,8	1,8	1,99	2,2
TOT-N	µg/l	645	560	500	390	380	380	380	476	645
TOT-P	µg/l	3	4	5	4	6	4	3	4,3	6
siktedyp	m	7	6,2	6,7	8,7	7,5	9	6,2	7,5	9

Tabell 14. Sammenligning av analyseresultater fra NIVALab og SYNLAB fra Skreia 0-10m 2018 (kun hovedrunder).

Parameter og lab	07.05.2018	06.06.2018	10.07.2018	13.08.2018	11.09.2018	11.10.2018	min	middel	maks
Tot-P NIVA	8	6	5	4	4	3	3	5,00	8
Tot-P SYNLAB	6,3	7,9	4,9	5,8	5,6	3,8	3,8	5,72	7,9
Tot-N NIVA	540	410	380	390	410	410	380	423	540
Tot-N SYNLAB	552	484	400	476	493	446	400	475	552
Nitrat NIVA	390	300	270	270	n.a.	380	270	322	390
Nitrat SYNLAB	499	341	278	308	n.a.	348	278	355	499
Si NIVA	1,17	1,25	1,14	1,00	0,95	0,94	0,94	1,08	1,25
Si SYNLAB	1,28	1,36	1,1	1,00	0,97	0,96	0,96	1,11	1,36

Vedlegg B. Planteplankton



Figur 1. Biovolum og sammensetning av planteplankton i Mjøsa ved stasjon Skreia i perioden 1972-2018.

Tabell 15. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Skreia 2018. Verdier gitt i mm³/m³ (=mg/m³ våtvekt)

Skreia	07.05. 2018	22.05. 2018	06.06. 2018	20.06. 2018	10.07. 2018	25.07. 2018	13.08. 2018	29.08. 2018	11.09. 2018	27.09. 2018	11.10. 2018	24.10. 2018
Cyanobacteria												
(Cyanobakterier)												
<i>Anathece</i>												
<i>bachmannii</i>	-	-	-	-	-	-	0,40	-	0,08	-	-	-
<i>Anathece clathrata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,60	1,60	0,80
<i>Aphanocapsa</i>												
<i>conferta</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	0,64	-	-	-
<i>Aphanocapsa</i>												
<i>parasitica</i>	-	-	-	-	0,12	0,04	-	-	-	-	-	-
<i>Dolichospermum</i>												
<i>lemmermannii</i>	-	-	-	-	2,99	3,90	-	-	-	-	-	-
<i>Merismopedia</i>												
<i>tenuissima</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,18	-	-
<i>Planktolyngbya</i>												
<i>contorta</i>	0,14	-	0,66	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Planktothrix</i>												
<i>agardhii</i>	-	-	-	-	-	-	-	1,20	-	-	-	-
<i>Rhabdoderma lineare</i>	0,04	-	-	0,32	0,19	0,26	2,50	3,04	1,83	0,67	0,35	0,35
<i>Romeria leopoliensis</i>	-	-	-	0,28	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Snowella atomus</i>	-	-	-	-	-	0,19	0,32	-	-	-	-	-
<i>Tychonema bourrellyi</i>	1,74	-	3,05	-	-	1,16	4,50	5,95	2,76	16,68	5,08	18,42
Sum - Cyanobakterier	1,92	0,00	3,71	0,60	3,30	5,55	7,72	10,19	5,30	19,13	7,03	19,57
Charophyta/Chlorophyta (Grønnalger)												
<i>Ankyra judayi</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,10	-	-	-	-
<i>Botryococcus braunii</i>	0,32	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Carteria</i> (l= 8-10)	-	-	1,00	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chlamydocapsa</i>												
<i>planctonica</i>	-	-	-	-	-	-	0,20	1,20	-	-	-	-
<i>Chlamydomonas</i>												
(l=14)	-	0,72	1,44	-	-	-	0,72	0,72	-	-	-	-
<i>Chlamydomonas</i>												
(l=10 d=3)	-	0,40	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chlamydomonas</i>												
(l=10)	-	1,36	-	-	-	1,36	2,04	0,68	-	-	0,68	0,68
<i>Chlamydomonas</i>												
(l=5-6)	-	-	-	0,56	0,98	0,70	0,28	0,28	-	0,42	0,28	-
<i>Chlamydomonas</i>												
(l=8)	1,60	2,40	6,01	9,21	8,01	5,21	2,00	4,41	2,00	3,20	0,40	2,40
Chlorophyta												
Chlorophyta												
(d=10)	-	0,42	2,08	-	-	0,83	-	-	-	-	-	-
Chlorophyta												
(d=5)	-	-	0,78	0,26	-	1,30	2,08	0,78	1,04	-	0,78	0,52
Chlorophyta												
(d=6)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,47
Chlorophyta												
(d=8)	-	-	-	-	-	-	-	-	2,58	-	1,07	-
<i>Coelastrum</i>												
<i>astroideum</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,96	-	-	-	-
<i>Colodictyon</i>												
<i>triciatum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	0,05	0,05	-	-
<i>Cosmarium</i>												
<i>Cosmarium</i>												
<i>depressum</i>	-	-	-	1,00	-	3,00	0,50	-	-	-	-	-

<i>Desmodesmus bicellularis</i>	-	-	-	-	-	-	0,36	-	-	-	-	-
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> var. <i>minutum</i>	-	-	-	-	-	-	0,16	-	-	-	-	-
<i>Elakatothrix genevensis</i>	-	-	-	0,22	0,22	1,23	0,90	0,56	0,11	0,11	-	0,11
<i>Eudorina elegans</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	0,84	-	-	-
<i>Gloeotila Gyromitus cordiformis</i>	-	-	0,18	0,18	-	0,36	-	-	-	0,36	0,36	-
<i>Koliella longiseta</i>	0,14	0,72	1,30	0,29	0,29	0,29	-	-	-	-	-	-
<i>Monoraphidium contortum</i>	-	-	-	-	-	0,24	0,24	-	0,24	-	-	-
<i>Monoraphidium dybowskii</i>	-	-	-	-	-	0,34	0,34	0,34	0,07	-	0,34	-
<i>Monoraphidium griffithii</i>	-	-	0,08	0,08	-	-	-	-	-	0,16	-	-
<i>Mucidosphaerium pulchellum</i>	-	-	-	-	-	-	-	4,81	-	-	-	-
<i>Nephrocytium agarbhanum</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,60	-	-	-	-
<i>Oocystis borgei</i>	-	-	-	-	-	0,48	0,24	0,48	0,24	-	-	-
<i>Oocystis submarina</i>	-	-	-	1,12	1,12	2,52	0,28	-	-	0,28	0,84	0,28
<i>Paramastix confifera</i>	-	-	1,20	-	-	1,20	-	-	-	-	-	-
<i>Paulschulzia pseudovolvox</i>	-	-	-	-	-	-	-	1,07	-	13,74	3,75	-
<i>Planktosphaeria gelatinosa</i>	-	-	0,18	-	-	0,74	0,83	2,67	3,68	-	-	-
<i>Polytoma Polytoma granuliferum</i>	-	-	1,44	-	-	-	0,48	0,96	-	-	-	1,44
<i>Pseudopediastrum boryanum</i>	-	-	-	-	1,20	-	-	-	-	-	-	-
<i>Scenedesmus ecornis</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,80	-	-	-	-
<i>Scherffelia dubia</i>	-	2,40	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Scourfieldia complanata</i>	-	-	-	0,40	0,60	0,40	-	-	0,20	-	-	0,20
<i>Sphaerellopsis fluvialis</i>	-	-	-	-	-	0,14	-	-	-	-	0,14	-
<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	-	-	-	-	-	-	0,96	-	-	-	-	-
<i>Spondylosium planum</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,21	-	-	-	-
<i>Staurastrum avicula</i> var. <i>lanatum</i>	-	-	-	-	-	0,55	-	0,55	-	-	0,55	-
<i>Staurastrum cingulum</i> var. <i>obesum</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,54	-	-	-	0,70
<i>Stauridium primum</i>	-	-	-	-	-	-	-	1,00	-	-	-	-
<i>Stauroidesmus cuspidatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	0,20	0,20	0,20	-
<i>Tetradesmus obliquus</i>	-	-	-	-	-	1,68	-	-	-	-	-	-
<i>Tetraspora lemmermannii</i>	-	-	-	-	-	-	-	1,76	0,48	-	-	-
Sum - Grønналger	2,07	8,43	16,10	13,33	12,43	24,51	15,03	25,49	11,73	18,53	9,40	8,81

Chrysophyceae/Synurophyceae (Gullalger)

<i>Bitrichia chodatii</i>	-	-	-	-	-	0,40	0,24	0,24	0,08	0,16	-	-
<i>Chromulina</i>	6,03	1,36	7,70	5,88	14,94	4,07	19,01	9,51	3,17	6,34	2,26	3,62
<i>Chrysamoeba</i>	-	-	-	-	-	-	1,25	-	-	-	-	-

<i>Chrysidiastrum catenatum</i>	-	-	0,21	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chrysococcus</i>	-	0,46	0,46	-	0,92	2,76	5,07	2,76	2,30	1,38	2,30	1,38
<i>Chrysococcus cordiformis</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,40	0,80	-	-	-
<i>Chrysoikos skujae</i>	-	-	0,22	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chrysohykos planctonicus</i>	-	-	-	-	0,88	-	-	-	-	-	-	-
Chrysophyceae (<7)	3,12	21,35	24,22	16,40	27,34	13,02	9,37	13,28	3,65	3,91	5,99	7,03
Chrysophyceae (>7)	4,34	9,11	19,53	9,11	5,21	9,11	6,51	5,21	-	5,21	1,30	1,30
Chrysophyceae sp 3 (l=8-9)	-	1,00	2,00	-	3,00	-	-	1,00	6,01	1,00	-	1,00
<i>Dinobryon</i>	-	1,60	4,01	1,60	1,12	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dinobryon acuminatum</i>	-	-	-	-	0,60	-	-	0,12	-	-	-	-
<i>Dinobryon bavaricum</i>	-	0,04	-	-	-	0,32	-	-	-	-	-	-
<i>Dinobryon borgei</i>	-	-	0,30	0,30	0,20	0,20	-	0,10	-	0,10	-	-
<i>Dinobryon crenulatum</i>	-	-	0,48	-	0,12	0,48	-	-	-	-	-	-
<i>Dinobryon cylindricum</i>	-	-	1,38	0,28	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dinobryon cylindricum</i> var. <i>alpinum</i>	-	7,85	3,74	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dinobryon divergens</i>	-	-	0,30	1,79	11,17	7,81	0,15	-	-	-	-	-
<i>Dinobryon sociale</i> var. <i>americanum</i>	-	-	0,30	-	-	1,00	-	-	-	-	-	-
<i>Dinobryon suecicum</i> var. <i>longispinum</i>	-	0,22	0,22	0,66	1,10	2,20	-	-	-	-	-	-
<i>Epipyxis polymorpha</i>	-	-	0,06	-	-	-	-	-	-	1,32	-	-
<i>Kephyrion</i>	-	-	-	-	0,36	0,12	-	0,12	-	-	-	-
<i>Kephyrion boreale</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,36	-	-	-	-
<i>Kephyrion cupuliforme</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,26	-	-	-	-
<i>Kephyrion littorale</i>	-	-	-	0,88	-	-	0,44	0,66	-	-	-	-
<i>Mallomonas</i>	1,20	4,21	10,21	4,81	8,41	3,60	1,80	2,40	1,80	0,60	-	-
<i>Mallomonas</i> (l=8-10)	-	-	1,20	-	-	2,40	-	-	-	-	-	-
<i>Mallomonas akrokomos</i>	0,08	-	4,41	5,81	2,00	0,20	0,40	1,80	0,60	0,40	0,80	0,40
<i>Mallomonas crassisquama</i>	-	-	1,18	1,18	1,77	2,35	-	0,59	0,59	0,59	-	-
<i>Mallomonas hamata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,26	0,16	-
<i>Mallomonas punctifera</i>	-	-	0,76	0,76	0,76	0,76	0,76	2,28	0,76	1,52	0,76	0,10
<i>Mallomonas schwemmleri</i>	-	-	-	0,16	-	0,16	-	-	-	-	-	-
<i>Ochromonas</i>	0,29	-	-	-	-	0,44	0,44	-	-	0,88	-	-
<i>Paraphysomonas</i>	-	0,64	0,32	1,60	0,32	0,64	0,32	0,64	0,64	0,96	0,64	0,32
<i>Pseudokephyrion alaskanum</i>	-	-	-	0,07	1,08	0,36	-	-	0,07	-	-	-
<i>Pseudokephyrion attenuatum</i>	-	-	-	0,50	-	0,50	-	-	-	-	-	-
<i>Pseudokephyrion taeniatum</i>	-	-	-	-	-	-	0,20	-	-	-	-	-
<i>Pseudotetraëdriella kamillae</i>	-	-	0,48	0,48	0,96	0,48	0,48	-	-	-	-	-
<i>Spiniferomonas</i>	0,31	2,76	2,76	5,53	3,69	2,76	1,84	4,61	-	-	0,46	-
<i>Stichogloea doederleinii</i>	-	-	-	-	-	0,46	-	-	-	-	-	-

<i>Uroglenopsis americana</i>	-	1,84	-	-	0,92	0,92	-	4,15	-	-	-	-
Sum - Gullalger	15,37	52,45	86,45	57,81	86,88	57,56	48,29	50,49	20,47	25,63	14,68	15,15

Bacillariophyta (Kiselalger)

<i>Achnanthydium minutissimum</i>	-	-	-	-	-	0,12	-	-	-	-	-	-
<i>Asterionella formosa</i>	1,32	0,55	2,81	0,66	9,46	27,31	10,07	17,66	12,05	9,52	26,43	15,79
<i>Aulacoseira alpigena</i>	1,02	0,60	-	0,68	1,36	1,02	6,47	11,57	0,26	0,68	-	-
<i>Aulacoseira distans</i>	-	-	-	-	1,60	-	3,20	1,60	-	-	-	-
<i>Aulacoseira islandica</i> subsp. <i>helvetica</i>	10,85	-	1,05	3,15	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Aulacoseira italica</i>	-	-	0,26	-	-	-	2,67	-	-	2,34	-	-
<i>Belonastrum berlinensis</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,12	0,06	1,68	-	-
<i>Cyclotella</i> (d=10-12)	-	-	-	-	0,80	2,00	3,20	1,20	0,80	0,80	0,80	-
<i>Cyclotella</i> (d=14-16)	-	-	-	-	2,00	1,00	4,01	-	4,01	-	5,01	3,20
<i>Cyclotella</i> (d=5-8)	-	-	-	-	1,74	5,81	-	0,58	-	-	-	0,58
<i>Cyclotella kuetzingiana</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,80	-	6,04	-	-
<i>Cyclotella radiosa</i>	0,30	-	-	-	-	-	-	1,92	-	-	-	-
<i>Diatoma tenuis</i>	-	1,60	0,35	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Encyonema minutum</i>	-	0,08	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Fragilaria crotonensis</i>	-	-	-	-	-	2,31	23,93	246,71	126,00	-	1,82	1,49
<i>Hannaea arcus</i>	-	0,40	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Meridion circulare</i>	-	1,60	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Nitzschia</i> (l=60-80)	-	0,30	-	-	-	-	0,40	-	-	-	-	-
<i>Nitzschia linearis</i>	-	-	-	-	-	-	0,03	-	-	-	-	-
<i>Stephanodiscus astraea</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,96	-	-
<i>Stephanodiscus medius</i>	1,76	-	-	4,81	8,01	3,20	4,81	9,61	4,81	7,21	-	-
<i>Tabellaria flocculosa</i>	-	-	0,16	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Tabellaria flocculosa</i> var. <i>asterionelloides</i>	0,32	-	0,64	2,56	19,04	88,96	57,12	78,18	114,06	98,68	16,66	57,28
<i>Ulnaria</i> (l=110-120)	-	-	2,32	1,12	-	-	-	-	-	-	0,24	-
<i>Ulnaria</i> (l=30-40)	1,92	-	7,21	5,61	7,37	7,53	1,76	1,28	1,76	1,76	1,44	0,80
<i>Ulnaria</i> (l=40-70)	0,32	0,96	4,49	0,96	1,28	-	-	1,28	0,32	0,64	-	0,32
<i>Ulnaria</i> (l=80-100)	-	0,48	-	-	0,06	-	0,48	-	-	-	-	0,48
<i>Ulnaria acus</i>	5,61	1,12	-	0,14	-	-	-	-	1,12	190,64	-	-
<i>Ulnaria delicatissima</i> var. <i>angustissima</i>	0,20	-	-	-	-	-	-	-	0,20	0,60	-	-
<i>Ulnaria ulna</i>	-	-	-	0,60	-	-	-	-	-	-	-	0,60
<i>Urosolenia eriensis</i>	-	-	-	0,48	0,12	0,60	0,24	1,68	2,76	2,28	0,24	0,12
<i>Urosolenia longiseta</i>	0,48	-	0,84	1,32	5,53	5,17	1,56	1,68	1,92	1,20	0,24	0,24
Sum - Kiselalger	24,10	7,69	20,17	22,09	58,38	145,04	119,94	375,88	270,12	325,04	52,88	80,90

Dictyochophyceae (Pedinnelider)

<i>Pseudopedinella</i>	-	-	4,29	-	3,22	3,22	2,15	1,07	-	-	-	1,07
<i>Pseudopedinella</i> (3 kloroplaster)	-	0,60	1,80	1,20	0,60	1,20	-	2,40	0,60	0,60	0,60	2,40
Sum - Pedinnelider	0,00	0,60	6,10	1,20	3,82	4,42	2,15	3,48	0,60	0,60	0,60	3,48

Xanthophyceae
(Gulgrønnalger)

<i>Isthmochloron trispinatum</i>	-	-	0,32	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sum - Gulgrønnalger	0,00	0,00	0,32	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Cryptophyta
(Svelgflagellater)

<i>Cryptaulax vulgaris</i>	-	-	0,40	-	-	-	-	-	-	0,08	0,08	0,40	-
<i>Cryptomonas</i> (l=12-15)	-	2,40	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cryptomonas</i> (l=15-18)	0,80	1,60	1,20	1,20	2,00	4,01	3,60	1,60	1,20	-	1,20	0,80	-
<i>Cryptomonas</i> (l=20-22)	0,96	3,84	4,81	1,92	17,30	13,46	20,19	16,34	12,50	6,73	7,69	7,69	-
<i>Cryptomonas</i> (l=24-30)	3,20	8,01	14,42	16,02	20,83	17,62	52,87	36,85	17,62	22,43	20,83	9,61	-
<i>Cryptomonas</i> (l=30-35)	-	0,54	1,89	1,62	0,81	1,08	1,62	2,16	1,89	8,65	8,65	6,49	-
<i>Katablepharis ovalis</i>	0,24	1,08	21,27	6,85	11,18	1,80	1,44	7,21	1,44	0,36	0,36	0,72	-
<i>Plagioselmis lacustris</i>	1,60	84,13	48,07	46,87	18,43	8,81	31,25	7,21	11,22	9,61	11,22	12,02	-
<i>Plagioselmis nannoplanctica</i>	6,41	10,82	30,05	19,83	30,65	16,83	30,65	20,43	10,22	15,62	5,41	6,61	-
<i>Rhodomonas lens</i>	-	0,40	3,00	1,00	2,00	-	0,60	2,00	0,60	-	7,01	2,00	-
<i>Telonema</i>	-	-	-	-	-	-	-	1,44	-	1,08	-	1,80	-
Sum - Svelgflagellater	13,22	112,82	125,11	95,32	103,19	63,60	142,21	95,25	56,68	64,57	62,44	48,15	-

Haptophyta
(Svepeflagellater)

<i>Chrysochromulina parva</i>	0,75	0,16	3,04	2,40	6,89	4,17	0,48	3,37	1,28	-	2,24	0,96	-
Sum - Svepeflagellater	0,75	0,16	3,04	2,40	6,89	4,17	0,48	3,37	1,28	0,00	2,24	0,96	-

Dinophyceae
(Fureflagellater)

<i>Ceratium hirundinella</i>	-	-	-	-	-	3,25	117,00	9,75	3,25	-	-	-	-
Dinophyceae	1,20	0,60	0,25	-	0,40	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gymnodinium</i> (l=40)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,40	-
<i>Gymnodinium</i> (l=12)	-	4,01	8,01	-	6,01	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gymnodinium</i> (l=14-16)	-	1,68	5,89	5,05	10,09	2,52	1,68	0,84	-	-	-	0,84	-
<i>Gymnodinium</i> (l=20-22)	-	-	0,70	0,70	0,70	2,10	1,75	-	-	-	-	-	-
<i>Gymnodinium</i> (l=30)	-	3,15	-	-	5,67	8,82	10,08	3,15	2,52	-	-	-	-
<i>Gymnodinium lacustre</i>	-	-	-	1,40	0,28	4,21	1,40	5,61	1,40	2,80	-	-	-
<i>Gymnodinium uberrimum</i>	0,73	0,73	-	-	-	-	0,73	-	-	-	-	-	-
<i>Gyrodinium helveticum</i>	0,30	-	0,90	0,30	0,30	1,20	0,60	1,80	0,30	0,30	0,60	-	-
<i>Katodinium fungiforme</i>	-	-	-	-	0,50	0,50	-	-	-	-	-	-	-
<i>Parvodinium goslaviense</i>	-	0,38	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Parvodinium umbonatum</i>	-	-	-	1,36	1,36	13,62	4,09	0,17	0,51	2,72	-	-	-
<i>Peridinium</i> (l=13-14)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,76	-

NIVA 7373-2019

<i>Prosoanlax lacustris</i>	-	-	-	-	-	1,00	-	0,20	-	-	-	-
<i>Tyrannodinium edax</i>	-	-	-	-	-	-	3,72	-	-	-	-	-
Sum - Fureflagellater	2,23	10,55	15,75	8,81	25,31	37,22	141,05	21,52	7,98	5,83	3,36	3,24
Choanozoa												
(Krageflagellater)												
<i>Aulomonas purdyi</i>	-	0,31	0,52	-	-	-	-	-	0,05	-	-	-
Krageflagellater	1,04	-	0,26	-	0,52	17,63	3,81	0,26	0,52	1,04	1,04	1,82
<i>Stelaxomonas dichotoma</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,21	-	0,10	-	0,26
Sum - Krageflagellater	1,04	0,31	0,78	0,00	0,52	17,63	3,81	0,47	0,57	1,15	1,04	2,08
Ubestemte taksa												
µ-alger, Picoplankton	0,97	1,00	4,83	5,51	6,45	4,11	5,31	5,39	4,11	2,94	2,00	2,48
Heterotrof flagellat (l<15)	0,67	2,40	6,21	4,41	4,01	3,41	4,01	2,80	2,60	3,41	4,61	2,80
Heterotrof flagellat (l=15-20)	-	-	0,48	0,48	-	0,48	0,36	-	0,36	-	0,36	0,12
Sum - Ubestemte taksa	1,64	3,41	11,52	10,40	10,46	7,99	9,67	8,19	7,07	6,35	6,97	5,41
Sum - Plantep plankton	62,34	196,42	289,04	211,96	311,19	367,69	490,35	594,32	381,82	466,81	160,65	187,74

Tabell 16. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Brøttum 2018. Verdier gitt i mm³/m³ (=mg/m³ våtvekt).

Brøttum	22.05.2018	06.06.2018	10.07.2018	13.08.2018	11.09.2018	08.10.2018
Cyanobacteria (Cyanobakterier)						
<i>Aphanocapsa parasitica</i>	-	-	-	0,01	-	-
<i>Merismopedia tenuissima</i>	-	-	-	-	-	0,07
<i>Planktolyngbya contorta</i>	0,61	-	0,08	-	-	-
<i>Rhabdoderma lineare</i>	-	-	0,42	0,61	2,44	0,45
<i>Tychonema bourrellyi</i>	-	-	-	1,02	4,79	6,38
Sum - Cyanobakterier	0,61	0,00	0,50	1,63	7,22	6,90
Charophyta/Chlorophyta (Grønnalger)						
<i>Aulacomonas submarina</i>	-	-	0,80	-	-	-
<i>Chlamydomonas</i> (l=14)	-	-	-	-	1,44	-
<i>Chlamydomonas</i> (l=10)	0,45	-	-	-	2,04	0,45
<i>Chlamydomonas</i> (l=5-6)	0,19	0,56	0,42	0,56	0,98	0,37
<i>Chlamydomonas</i> (l=8)	-	8,41	3,20	3,61	5,21	1,34
Chlorophyta (d=10)	-	-	-	1,25	-	-
Chlorophyta (d=5)	-	0,26	0,52	0,52	0,26	0,69
Chlorophyta (d=8)	-	-	-	-	6,87	-
<i>Closterium leibleinii</i>	-	0,55	0,55	-	-	-
<i>Collodictyon triciliatum</i>	-	-	-	-	0,24	-
<i>Cosmarium depressum</i>	-	0,26	0,90	0,13	-	-
<i>Cosmarium tinctum</i>	-	0,14	-	-	-	-
<i>Desmodesmus opoliensis</i>	-	-	0,48	-	-	-
<i>Gyromitus cordiformis</i>	0,18	0,54	0,36	0,18	0,36	0,18
<i>Koliella longiseta</i>	-	0,22	1,80	-	-	0,07
<i>Lanceola spatulifera</i>	-	-	-	-	-	0,21
<i>Monoraphidium contortum</i>	-	-	0,05	-	0,48	0,16
<i>Monoraphidium dybowskii</i>	-	-	0,34	-	-	-
<i>Monoraphidium griffithii</i>	-	-	0,08	-	-	-
<i>Mucidosphaerium pulchellum</i>	-	-	1,92	-	-	-
<i>Nephrocytium agardhianum</i>	-	-	-	0,38	0,08	0,08
<i>Oocystis submarina</i>	-	-	0,84	-	0,56	0,37
<i>Paramastix conifera</i>	-	1,80	0,12	-	-	-
<i>Paulschulzia pseudovolvox</i>	-	-	-	-	5,15	2,36
<i>Planktosphaeria gelatinosa</i>	-	-	-	0,46	3,46	0,09
<i>Polytoma</i>	-	-	-	1,44	0,48	0,32
<i>Polytoma granuliferum</i>	-	-	1,20	-	-	-
<i>Scourfieldia complanata</i>	-	-	-	0,20	-	-
<i>Selenastrum gracile</i>	-	-	-	-	0,08	-
<i>Sphaerellopsis fluviatilis</i>	-	-	0,14	-	-	0,14
<i>Staurastrum avicula</i> var. <i>lunatum</i>	-	-	-	0,55	-	-
<i>Staurastrum cingulum</i>	-	0,35	-	-	-	-
<i>Staurodesmus cuspidatus</i>	-	0,20	0,20	-	-	-
<i>Tetradismus obliquus</i>	-	-	-	-	0,96	-
Sum - Grønnalger	0,82	13,29	13,94	9,27	28,66	6,84
Chrysophyceae/Synurophyceae (Gullalger)						
<i>Bicosoeca aimikikiae</i>	-	0,00	-	-	-	-
<i>Bicosoeca paropsis</i>	-	0,03	-	-	-	-
<i>Bitrichia chodatii</i>	-	-	-	0,08	-	0,03
<i>Chromulina</i>	1,21	3,17	5,88	3,17	4,07	4,22
<i>Chrysidiastrum catenatum</i>	-	-	-	-	0,21	-

<i>Chrysococcus</i>	1,23	0,46	-	-	1,38	0,31
<i>Chrysoikos skeujae</i>	-	0,44	-	-	-	0,15
Chrysophyceae (<7)	2,95	10,94	13,80	5,73	5,21	3,99
Chrysophyceae (>7)	0,87	9,11	13,02	2,60	3,91	2,60
Chrysophyceae sp 3 (l=8-9)	-	12,02	-	1,00	2,00	0,67
<i>Dinobryon</i>	-	0,32	1,60	-	-	-
<i>Dinobryon bavaricum</i>	-	0,02	0,14	-	-	-
<i>Dinobryon borgei</i>	-	0,50	0,20	-	0,10	-
<i>Dinobryon crenulatum</i>	-	3,61	0,84	-	-	-
<i>Dinobryon cylindricum</i> var. <i>alpinum</i>	-	1,06	0,70	-	-	-
<i>Dinobryon divergens</i>	-	0,02	0,56	0,09	-	-
<i>Dinobryon sociale</i> var. <i>americanum</i>	-	0,40	0,50	-	-	-
<i>Dinobryon suecicum</i> var. <i>longispinum</i>	-	-	0,44	-	0,04	-
<i>Epipyxis aurea</i>	-	-	-	-	-	0,27
<i>Epipyxis polymorpha</i>	-	-	-	-	0,12	-
<i>Kephyrion</i>	-	0,60	0,20	-	-	-
<i>Kephyrion cupuliforme</i>	-	-	0,26	-	-	-
<i>Kephyrion littorale</i>	-	-	0,44	-	-	-
<i>Kephyrion ovale</i>	-	0,20	-	-	-	-
<i>Mallomonas</i>	1,20	4,21	8,41	2,40	0,60	0,60
<i>Mallomonas akrokomos</i>	-	-	0,60	1,00	2,00	0,40
<i>Mallomonas caudata</i>	-	-	-	-	-	0,33
<i>Mallomonas crassisquama</i>	-	-	1,18	0,59	1,18	-
<i>Mallomonas punctifera</i>	-	-	-	0,10	0,76	1,52
<i>Mallomonas schwemmlei</i>	-	0,16	-	-	-	-
<i>Ochromonas</i>	-	-	0,44	-	-	-
<i>Paraphysomonas</i>	-	-	2,56	-	0,96	0,85
<i>Pseudokephyrion alaskanum</i>	-	0,36	1,44	-	-	-
<i>Pseudokephyrion taeniatum</i>	-	0,40	-	-	-	-
<i>Pseudotetraëdriella kamillae</i>	-	0,48	1,44	-	-	-
<i>Spiniferomonas</i>	-	4,61	5,07	0,92	0,46	-
<i>Stichogloea doederleinii</i>	-	-	-	-	0,92	0,31
<i>Synura</i>	-	0,80	-	-	-	-
<i>Uroglenopsis americana</i>	-	-	-	-	3,69	0,92
Sum - Gullalger	7,45	53,91	59,73	17,68	27,62	17,17

Bacillariophyta (Kiselalger)

<i>Asterionella formosa</i>	0,61	0,50	2,97	5,61	3,14	12,27
<i>Aulacoseira alpigena</i>	0,68	0,34	0,68	1,36	1,02	0,26
<i>Aulacoseira distans</i>	-	-	-	-	1,60	-
<i>Aulacoseira islandica</i> subsp. <i>helvetica</i>	4,55	-	-	-	-	-
<i>Belonastrum berolinensis</i>	-	-	-	-	-	1,92
<i>Cyclotella</i> (d=10-12)	-	-	0,40	1,20	0,80	0,40
<i>Cyclotella</i> (d=14-16)	-	-	-	5,01	1,00	-
<i>Cyclotella</i> (d=5-8)	-	-	-	-	-	0,39
<i>Cyclotella radiosa</i>	-	-	-	-	-	1,20
<i>Diatoma tenue</i>	-	0,80	-	-	-	-
<i>Fragilaria</i>	-	-	0,36	-	-	-
<i>Fragilaria crotonensis</i>	-	-	-	4,90	89,03	2,42
<i>Gomphonema acuminatum</i>	-	-	0,25	-	-	-
<i>Hannaea arcus</i>	-	0,25	-	-	-	-
<i>Nitzschia</i> (l=25-30)	0,60	-	-	-	-	-
<i>Nitzschia</i> (l=60-80)	-	0,10	-	-	-	-
<i>Nitzschia acicularis</i>	-	-	0,56	-	-	-
<i>Stephanodiscus medius</i>	-	-	-	-	-	0,60

<i>Tabellaria flocculosa</i>	-	3,96	-	0,24	0,56	-
<i>Tabellaria flocculosa</i> var. <i>asterionelloides</i>	-	-	5,28	22,72	37,60	137,13
<i>Ulnaria</i> (l=30-40)	0,80	0,48	4,81	0,32	0,48	0,16
<i>Ulnaria</i> (l=40-70)	-	1,60	6,41	0,96	0,64	1,28
<i>Ulnaria</i> (l=80-100)	-	0,42	-	-	0,06	-
<i>Ulnaria acus</i>	4,20	-	1,12	0,28	-	0,28
<i>Urosolenia eriensis</i>	0,12	-	0,12	-	2,76	0,12
<i>Urosolenia longiseta</i>	0,36	-	1,20	0,36	0,84	0,53
Sum - Kiselalger	11,92	8,45	24,16	42,96	139,54	158,96

Dictyochophyceae (Pedinnelider)

<i>Pseudopedinella</i>	-	-	1,07	-	2,15	-
<i>Pseudopedinella</i> (3 kloroplaster)	-	1,80	0,60	1,80	1,20	0,80
Sum - Pedinnelider	0,00	1,80	1,67	1,80	3,35	0,80

Cryptophyta (Svelgflagellater)

<i>Cryptaulax vulgaris</i>	-	3,20	-	-	-	0,27
<i>Cryptomonas</i> (l=12-15)	-	-	1,60	1,60	-	-
<i>Cryptomonas</i> (l=15-18)	0,40	0,80	1,60	7,61	5,61	1,34
<i>Cryptomonas</i> (l=20-22)	0,24	5,77	13,46	9,61	20,19	10,57
<i>Cryptomonas</i> (l=24-30)	1,60	4,81	33,64	12,82	38,45	16,02
<i>Cryptomonas</i> (l=30-35)	-	0,81	3,78	7,29	12,98	10,81
<i>Katablepharis ovalis</i>	0,48	4,69	1,80	3,97	4,33	0,07
<i>Plagioselmis lacustris</i>	1,60	25,64	25,64	23,23	8,81	9,08
<i>Plagioselmis nannoplanctica</i>	0,40	16,83	8,41	20,43	9,01	3,20
<i>Rhodomonas lens</i>	-	-	-	-	0,20	0,40
<i>Telonema</i>	-	1,44	-	0,36	1,08	0,96
Sum - Svelgflagellater	4,73	63,98	89,94	86,92	100,65	52,72

Haptophyta (Svepeflagellater)

<i>Chrysochromulina parva</i>	0,43	0,64	2,08	0,48	0,16	0,11
Sum - Svepeflagellater	0,43	0,64	2,08	0,48	0,16	0,11

Dinophyceae (Fureflagellater)

<i>Ceratium hirundinella</i>	-	-	-	9,75	-	-
Dinophyceae	-	-	0,60	-	-	-
<i>Gymnodinium</i> (l=14-16)	-	3,36	1,68	0,84	-	-
<i>Gymnodinium</i> (l=20-22)	-	-	-	1,40	-	-
<i>Gymnodinium</i> (l=30)	-	-	-	1,26	2,52	0,63
<i>Gymnodinium lacustre</i>	-	-	1,40	-	1,40	-
<i>Gymnodinium uberrimum</i>	-	-	-	0,73	-	-
<i>Gyrodinium helveticum</i>	-	-	0,30	0,30	0,30	0,30
<i>Parvodinium umbonatum</i>	-	2,72	4,09	0,17	0,34	1,36
Sum - Fureflagellater	0,00	6,09	8,07	14,45	4,56	2,29

Choanozoa (Krageflagellater)

<i>Aulomonas parvdyi</i>	-	3,65	-	-	-	0,10
Krageflagellater	-	2,60	0,78	2,08	0,78	1,39
<i>Stalexomonas dichotoma</i>	-	0,26	0,10	-	0,21	2,43
Sum - Krageflagellater	0,00	6,51	0,89	2,08	0,99	3,92

Ubestemte taksa

μ-alger, Picoplankton	0,56	2,80	5,73	3,61	3,49	1,51
Heterotrof flagellat (l<15)	0,67	2,60	3,20	6,01	2,40	4,14
Heterotrof flagellat (l=15-20)	0,12	-	0,48	0,24	-	0,12

NIVA 7373-2019

Sum - Ubestemte taksa	1,35	5,41	9,41	9,85	5,89	5,77
-----------------------	------	------	------	------	------	------

Sum - Planteplankton	27,30	160,09	210,39	187,14	318,63	255,48
----------------------	-------	--------	--------	--------	--------	--------

Tabell 17. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Kise 2018. Verdier gitt i mm³/m³ (=mg/m³ våtvekt).

	07.05.2018	06.06.2018	06.06.2018	10.07.2018	13.08.2018	11.09.2018	11.10.2018
Kise	0-10 m	0-10 m	5 m	0-10 m	0-10 m	0-10 m	0-10 m
Cyanobacteria (Cyanobakterier)							
<i>Anatheece bachmannii</i>	-	-	-	-	-	0,40	-
<i>Aphanocapsa parasitica</i>	-	-	-	0,04	-	-	-
<i>Cyanodictyon planctonicum</i>	-	-	-	-	-	-	0,26
<i>Dolichospermum delicatulum</i>	-	-	0,79	-	-	-	-
<i>Merismopedia tenuissima</i>	-	-	-	-	0,18	-	-
<i>Planktolyngbya contorta</i>	0,25	-	-	-	-	-	-
<i>Rhabdoderma lineare</i>	-	-	0,19	0,93	1,06	3,30	-
<i>Tychonema bornetii</i>	-	-	-	-	1,54	-	-
<i>Tychonema bourrellyi</i>	-	-	1,60	-	3,05	14,07	14,65
Sum - Cyanobakterier	0,25	0,00	2,58	0,97	5,82	17,77	14,90
Charophyta/Chlorophyta (Grønnalger)							
<i>Botryococcus braunii</i>	-	-	-	0,32	1,20	-	-
<i>Carteria</i> (l= 8-10)	-	-	-	-	1,00	-	-
<i>Chlamydomonas</i> (l=10)	0,45	2,72	8,17	0,68	1,36	-	3,41
<i>Chlamydomonas</i> (l=12)	-	-	4,81	-	-	-	-
<i>Chlamydomonas</i> (l=14)	-	-	0,72	-	-	-	-
<i>Chlamydomonas</i> (l=5-6)	0,28	0,56	1,40	0,84	0,98	0,42	0,28
<i>Chlamydomonas</i> (l=8)	2,67	10,41	15,22	3,20	2,80	5,61	3,61
Chlorophyta	0,32	-	-	-	-	-	-
Chlorophyta (d=10)	-	0,83	0,42	0,42	-	-	-
Chlorophyta (d=5)	-	-	1,04	0,52	-	0,78	-
<i>Coelastrum astroideum</i>	-	-	-	-	-	-	1,72
<i>Collodictyon triciliatum</i>	-	-	-	0,24	0,48	-	-
<i>Cosmarium</i>	-	16,02	-	-	-	-	-
<i>Cosmarium depressum</i>	-	-	-	-	0,33	-	-
<i>Desmodesmus aculeolatus</i>	-	-	-	-	-	-	0,16
<i>Elakatothrix genevensis</i>	-	0,03	0,56	-	0,11	0,22	0,11
<i>Eudorina elegans</i>	-	-	-	-	0,80	-	-
<i>Gyromitus cordiformis</i>	-	-	0,18	0,72	0,36	0,72	-
<i>Koliella longiseta</i>	0,24	3,60	6,49	0,72	-	-	0,36
<i>Lanceola spatulifera</i>	0,06	-	-	-	-	-	-
<i>Monoraphidium dybowskii</i>	-	-	-	-	-	0,34	0,34
<i>Monoraphidium griffithii</i>	-	-	-	-	-	0,08	0,40
<i>Nephrocystium agardhianum</i>	-	-	-	0,08	-	0,08	0,08
<i>Oocystis submarina</i>	-	-	-	0,84	0,56	0,28	-
<i>Paramastix conifera</i>	-	1,20	2,40	0,60	-	-	-
<i>Paulschulzia pseudovobvox</i>	-	-	-	-	1,29	-	6,87
<i>Planktosphaeria gelatinosa</i>	-	-	-	-	6,41	7,37	-
<i>Polytoma</i>	-	-	3,85	1,44	-	1,44	1,92
<i>Polytoma granuliferum</i>	-	-	-	-	0,72	-	-
<i>Scherffelia dubia</i>	-	1,60	-	-	-	-	-
<i>Scourfieldia complanata</i>	-	-	-	0,60	0,40	0,20	-
<i>Scourfieldia cordiformis</i>	-	-	-	0,10	-	-	-
<i>Sphaerellopsis fluviatilis</i>	-	1,40	-	1,00	0,70	0,14	-
<i>Spondylosium planum</i>	-	-	-	-	0,11	-	-
<i>Staurastrum cingulum</i> var. <i>obesum</i>	-	-	-	-	0,54	-	0,54
<i>Stauridium primum</i>	-	-	-	-	0,40	0,20	-
<i>Staurodesmus cuspidatus</i>	-	-	-	-	-	0,20	-

<i>Tetraëdron minimum</i>	-	-	2,00	-	-	-	-
Sum - Grønnalger	4,03	38,39	47,26	12,33	20,55	18,08	19,79

Chrysophyceae/Synurophyceae (Gullalger)

<i>Bitrichia chodatii</i>	-	-	0,08	-	0,16	0,01	-
<i>Chromulina</i>	3,62	8,15	9,96	14,49	9,51	7,24	4,07
<i>Chrysamoeba</i>	-	-	-	-	-	0,42	-
<i>Chrysococcus</i>	0,61	3,69	1,84	0,46	2,76	2,76	2,76
<i>Chrysoikos skajae</i>	-	0,44	2,64	-	-	-	-
<i>Chrysoykos planctonicus</i>	-	0,44	-	0,22	-	-	-
Chrysophyceae (<7)	5,90	22,39	20,31	8,33	5,47	4,69	2,08
Chrysophyceae (>7)	3,47	18,23	31,24	6,51	-	3,91	-
Chrysophyceae sp 3 (l=8-9)	0,67	4,01	-	1,00	-	3,00	-
<i>Dinobryon</i>	-	22,43	6,01	-	-	-	-
<i>Dinobryon acuminatum</i>	-	0,84	2,40	0,12	-	-	-
<i>Dinobryon bavaricum</i>	-	0,06	0,80	-	-	-	-
<i>Dinobryon borgei</i>	-	1,80	2,80	0,20	0,10	0,20	-
<i>Dinobryon crenulatum</i>	-	2,04	14,42	0,60	0,12	-	-
<i>Dinobryon cylindricum</i>	-	0,84	-	-	-	-	-
<i>Dinobryon cylindricum</i> var. <i>alpinum</i>	0,24	5,29	4,49	0,04	-	-	-
<i>Dinobryon dillonii</i>	-	-	0,24	-	-	-	-
<i>Dinobryon divergens</i>	-	0,96	-	4,69	0,05	-	-
<i>Dinobryon sociale</i>	-	-	0,05	-	-	-	-
<i>Dinobryon sociale</i> var. <i>americanum</i>	-	0,90	6,01	0,05	-	-	-
<i>Dinobryon suecicum</i> var. <i>longispinum</i>	-	0,88	1,76	0,66	-	0,04	-
<i>Kephyrion boreale</i>	-	-	-	0,36	-	-	-
<i>Kephyrion cupuliforme</i>	-	-	0,52	-	-	-	-
<i>Kephyrion littorale</i>	-	-	2,20	-	-	-	-
<i>Mallomonas</i>	-	7,81	14,42	3,60	1,80	1,20	-
<i>Mallomonas</i> (l=8-10)	-	-	4,81	3,61	-	-	-
<i>Mallomonas akrokomos</i>	-	5,81	14,02	0,20	0,40	1,00	0,40
<i>Mallomonas caudata</i>	-	2,60	-	-	0,33	-	-
<i>Mallomonas crassisquama</i>	-	0,59	0,59	0,59	-	-	-
<i>Mallomonas punctifera</i>	-	-	-	-	1,52	1,52	3,80
<i>Mallomonas schwemmlei</i>	-	0,32	-	0,16	-	-	-
<i>Ochromonas</i>	-	-	-	0,44	-	-	-
<i>Paraphysomonas</i>	0,85	1,28	-	2,56	0,32	0,96	0,64
<i>Pseudokephyrion alaskanum</i>	-	-	0,07	0,36	-	-	-
<i>Pseudokephyrion taeniatum</i>	-	-	-	-	0,20	-	-
<i>Pseudotetraëdriella kamillae</i>	-	0,96	-	-	-	-	-
<i>Spiniferomonas</i>	2,46	1,84	7,37	4,15	0,92	0,46	-
<i>Spumella vulgaris</i>	-	-	0,24	-	-	-	-
<i>Stichogloea doederleinii</i>	-	-	-	-	-	0,92	-
<i>Synura, koloni</i>	-	-	0,72	-	-	-	-
<i>Uroglenopsis americana</i>	-	-	-	-	0,92	0,92	-
Sum - Gullalger	17,82	114,60	150,01	53,40	24,58	29,26	13,77

Bacillariophyta (Kiselalger)

<i>Achnanbidium minutissimum</i>	0,12	-	-	-	-	-	-
<i>Asterionella formosa</i>	0,50	8,37	3,08	2,70	8,25	9,96	7,92
<i>Aulacoseira alpigena</i>	-	0,68	1,36	0,68	6,13	2,38	0,17
<i>Aulacoseira ambigua</i>	-	-	0,96	-	-	-	-
<i>Cyclotella</i> (d=10-12)	-	-	-	-	-	0,80	-
<i>Cyclotella</i> (d=14-16)	-	-	-	-	2,00	4,01	4,01
<i>Cyclotella</i> (d=5-8)	-	-	-	-	-	0,58	-

<i>Cyclotella radiosa</i>	-	-	-	-	2,40	-	-
<i>Diatoma tenuis</i>	1,60	3,20	5,21	-	-	-	-
<i>Fragilaria crotonensis</i>	-	-	0,39	-	19,53	162,56	0,28
<i>Hannaea arcus</i>	0,05	-	0,10	-	-	-	-
<i>Nitzschia</i> (l=25-30)	-	-	-	-	0,18	-	-
<i>Nitzschia</i> (l=60-80)	-	0,25	-	-	0,25	-	-
<i>Stephanodiscus astraea</i>	-	-	-	-	-	-	0,20
<i>Stephanodiscus medius</i>	-	0,30	-	0,60	0,30	0,30	-
<i>Tabellaria flocculosa</i>	-	-	1,68	0,16	0,56	-	-
<i>Tabellaria flocculosa</i> var. <i>asterionelloides</i>	0,32	-	0,80	5,12	46,72	129,28	64,80
<i>Ulnaria</i> (l=30-40)	0,16	3,68	2,88	2,40	0,32	0,64	0,16
<i>Ulnaria</i> (l=40-70)	0,16	12,82	13,46	4,17	0,32	0,64	1,28
<i>Ulnaria</i> (l=80-100)	-	3,36	3,84	0,96	-	-	-
<i>Ulnaria acus</i>	0,98	0,14	0,14	0,14	-	-	-
<i>Ulnaria delicatissima</i> var. <i>angustissima</i>	-	-	-	-	-	-	0,20
<i>Ulnaria ulna</i>	-	0,60	2,40	-	-	-	-
<i>Urosolenia eriensis</i>	-	-	0,24	0,40	0,36	4,57	0,36
<i>Urosolenia longiseta</i>	0,08	1,56	1,32	2,16	0,48	0,84	0,36
Sum - Kiselalger	3,96	34,97	37,86	19,49	87,80	316,56	79,73

Dictyochophyceae (Pedinnelider)

<i>Pseudopedinella</i>	-	4,29	6,44	1,07	1,07	-	2,15
<i>Pseudopedinella</i> (3 kloroplaster)	-	2,40	2,40	1,20	2,40	0,60	-
Sum - Pedinnelider	0,00	6,70	8,84	2,28	3,48	0,60	2,15

Cryptophyta (Svelgflagellater)

<i>Cryptaulax vulgaris</i>	0,16	-	-	-	-	-	-
<i>Cryptomonas</i> (l=12-15)	-	-	-	-	-	0,80	-
<i>Cryptomonas</i> (l=15-18)	0,40	-	-	1,20	8,81	2,80	1,60
<i>Cryptomonas</i> (l=20-22)	-	6,73	6,73	6,73	24,99	16,34	10,57
<i>Cryptomonas</i> (l=24-30)	0,20	14,42	9,61	9,61	20,83	28,84	24,03
<i>Cryptomonas</i> (l=30-35)	0,54	15,14	6,49	4,33	15,14	10,81	10,81
<i>Cryptomonas</i> (l=40)	-	-	0,41	-	-	-	-
<i>Katablepharis ovalis</i>	0,24	34,61	27,40	3,61	6,49	2,52	0,36
<i>Plagioselmis lacustris</i>	5,87	48,07	40,06	15,22	18,43	8,81	17,63
<i>Plagioselmis nannoplantica</i>	2,00	32,44	40,86	19,83	33,05	15,62	8,41
<i>Rhodomonas lens</i>	-	0,20	-	-	-	0,40	3,20
<i>Telonema</i>	-	-	-	-	-	0,36	-
Sum - Svelgflagellater	9,42	151,60	131,55	60,53	127,73	87,32	76,62

Haptophyta (Svepeflagellater)

<i>Chrysochromulina parva</i>	0,11	8,65	8,65	2,56	0,64	1,44	1,92
Sum - Svepeflagellater	0,11	8,65	8,65	2,56	0,64	1,44	1,92

Dinophyceae (Fureflagellater)

<i>Ceratium hirundinella</i>	-	-	-	-	42,25	3,25	-
<i>Gymnodinium</i> (l=40)	-	-	-	-	3,60	2,40	-
<i>Gymnodinium</i> (l=14-16)	-	11,77	5,05	2,52	1,68	0,84	0,84
<i>Gymnodinium</i> (l=20-22)	-	-	-	-	0,35	-	-
<i>Gymnodinium</i> (l=30)	-	-	1,26	-	2,52	1,89	0,63
<i>Gymnodinium lacustre</i>	-	2,80	2,80	2,80	-	1,40	-
<i>Gymnodinium uberrimum</i>	-	-	-	-	1,46	-	-
<i>Gyrodinium helveticum</i>	-	1,50	3,00	0,30	0,60	0,30	0,90
<i>Parvodinium umbonatum</i>	1,36	2,72	4,09	2,72	-	-	-

<i>Peridinium</i> (l=13-14)	-	-	-	0,92	-	-	-
Sum - Fureflagellater	1,36	18,80	16,20	9,27	52,46	10,08	2,37
Choanozoa (Krageflagellater)							
<i>Aulomonas purdyi</i>	-	2,08	4,17	-	-	-	0,05
Krageflagellater	0,69	1,56	5,21	0,78	2,08	1,04	-
<i>Stelexomonas dichotoma</i>	-	-	-	0,21	-	-	-
Sum - Krageflagellater	0,69	3,65	9,37	0,99	2,08	1,04	0,05
Ubestemte taksa							
μ-alger, Picoplankton	1,99	3,60	7,25	4,13	1,96	2,24	1,84
Heterotrof flagellat (l<15)	1,74	11,22	10,81	2,60	3,20	3,41	3,61
Heterotrof flagellat (l=15-20)	0,24	0,60	0,36	0,36	0,36	0,24	0,12
Phytoplankton, flagellated (l=10-20)	-	2,80	-	-	-	-	-
Sum - Ubestemte taksa	3,96	18,22	18,43	7,09	5,53	5,89	5,57
Sum - Planteplankton	41,61	395,59	430,75	168,90	330,68	488,04	216,87

Tabell 18. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Furnesfjorden 2018. Verdier gitt i mm^3/m^3 (=mg/m³ våtvekt).

	07.05.2018	06.06.2018	06.06.2018	10.07.2018	13.08.2018	11.09.2018	08.10.2018
Furnesfjorden	0-10 m	0-10 m	5 m	0-10 m	0-10 m	0-10 m	0-10 m
Cyanobacteria (Cyanobakterier)							
<i>Anatheece bachmannii</i>	-	-	-	-	0,40	1,20	-
<i>Aphanocapsa parasitica</i>	-	-	-	0,16	-	-	-
<i>Cyanodictyon planctonicum</i>	-	-	-	-	-	0,32	-
<i>Dolichospermum lemmermannii</i>	-	-	-	0,10	-	-	-
<i>Merismopedia tenuissima</i>	-	-	-	-	-	-	0,36
<i>Planktolyngbya contorta</i>	1,10	0,06	0,66	-	-	-	-
<i>Rhabdoderma lineare</i>	-	0,32	0,26	2,21	1,83	7,08	0,48
<i>Tyconema bourrellyi</i>	0,73	1,89	1,31	0,87	1,60	9,43	23,78
Sum - Cyanobakterier	1,83	2,26	2,22	3,35	3,82	18,03	24,62
Charophyta/Chlorophyta (Grønnalger)							
<i>Botryococcus braunii</i>	-	-	-	1,28	-	-	-
<i>Chlamydomonas</i> (l=10)	2,04	1,36	1,36	2,04	-	0,68	0,68
<i>Chlamydomonas</i> (l=12)	-	2,40	-	-	-	-	-
<i>Chlamydomonas</i> (l=14)	-	-	-	-	1,44	0,72	-
<i>Chlamydomonas</i> (l=5-6)	0,84	-	0,70	0,56	1,54	0,70	0,28
<i>Chlamydomonas</i> (l=8)	4,01	6,01	6,41	4,41	3,20	2,40	2,00
Chlorophyta (d=10)	-	0,42	2,08	0,42	0,42	-	0,83
Chlorophyta (d=5)	-	-	-	-	0,26	1,04	0,52
<i>Collodictyon triciliatum</i>	-	-	-	-	0,24	0,48	-
<i>Cosmarium depressum</i>	-	-	-	0,13	0,25	0,13	-
<i>Elakatothrix genevensis</i>	-	0,22	0,11	0,11	0,22	0,11	0,22
<i>Gyromitus cordiformis</i>	-	-	-	-	0,90	0,18	0,36
<i>Koliella longiseta</i>	-	0,36	0,72	0,14	-	-	0,07
<i>Korshikoviella michailovskoensis</i>	-	-	-	-	0,05	-	-
<i>Monoraphidium contortum</i>	-	-	-	0,24	-	-	-
<i>Monoraphidium dybowskii</i>	-	-	-	-	-	0,68	-
<i>Monoraphidium griffithii</i>	-	0,80	-	-	-	-	-
<i>Nephrocytium agardhianum</i>	0,08	-	-	-	-	0,02	-
<i>Oocystis lacustris</i>	-	-	-	0,50	0,50	-	-
<i>Oocystis marssonii</i>	-	-	-	-	-	0,68	-
<i>Oocystis rhomboidea</i>	-	-	-	0,40	-	-	-
<i>Oocystis submarina</i>	-	0,28	0,56	1,96	0,28	0,28	0,56
<i>Paramastix conifera</i>	-	0,60	-	0,60	-	-	-
<i>Paulschulzia pseudovolvox</i>	-	2,58	0,54	-	-	5,15	1,72
<i>Planktosphaeria gelatinosa</i>	-	-	-	0,09	2,16	6,63	0,74
<i>Polytoma</i>	0,96	3,37	1,92	0,48	0,48	0,96	2,40
<i>Polytoma granuliferum</i>	-	-	1,20	-	-	-	-
<i>Scenedesmus eornis</i>	-	1,20	-	-	0,24	-	-
<i>Scherffelia dubia</i>	1,60	-	-	-	-	-	-
<i>Scourfieldia complanata</i>	-	-	0,20	0,40	-	-	-
<i>Staurastrum anatinum</i>	-	-	-	-	-	0,50	-
<i>Staurastrum avicula</i> var. <i>lunatum</i>	-	-	-	-	-	-	0,55
<i>Staurastrum pingue</i>	-	-	-	-	-	0,35	-
<i>Stauridium primum</i>	-	-	-	-	-	0,20	-
<i>Staurodesmus cuspidatus</i>	-	-	-	-	-	0,40	-
<i>Tetraspora lemmermannii</i>	-	-	-	-	-	0,48	-
Sum - Grønnalger	9,53	19,60	15,81	13,77	12,20	22,78	10,94

**Chrysophyceae/Synurophyceae
(Gullalger)**

<i>Bitrichia chodatii</i>	-	-	-	-	1,20	0,08	-
<i>Chromulina</i>	13,13	6,79	3,37	7,70	3,78	9,51	3,17
<i>Chrysococcus</i>	-	2,30	0,92	1,84	0,92	2,76	2,76
Chrysophyceae (<7)	7,03	21,35	21,61	20,05	5,47	8,33	3,12
Chrysophyceae (>7)	2,60	11,72	10,42	7,81	1,30	3,91	5,21
Chrysophyceae sp 3 (l=8-9)	4,01	4,01	1,00	3,00	-	5,01	1,00
<i>Dinobryon acuminatum</i>	-	0,12	-	0,12	-	-	-
<i>Dinobryon bavaricum</i>	-	0,04	-	-	-	-	-
<i>Dinobryon borgei</i>	-	0,10	-	0,60	-	0,10	-
<i>Dinobryon crenulatum</i>	-	-	0,48	-	-	-	-
<i>Dinobryon cylindricum</i> var. <i>alpinum</i>	-	0,16	0,06	-	-	-	-
<i>Dinobryon dillonii</i>	-	-	0,12	-	-	-	-
<i>Dinobryon divergens</i>	-	1,50	2,79	9,73	0,09	-	-
<i>Dinobryon korsbikovii</i>	-	0,12	0,12	-	-	-	-
<i>Dinobryon suecicum</i> var. <i>longispinum</i>	-	0,09	0,22	1,32	-	0,22	-
<i>Epipyxis aurea</i>	-	-	-	-	-	-	0,20
<i>Kephyrion boreale</i>	-	-	1,44	-	-	-	-
<i>Kephyrion cupuliforme</i>	-	-	-	-	0,78	-	-
<i>Kephyrion littorale</i>	-	1,10	-	0,88	0,22	-	-
<i>Mallomonas</i>	0,60	5,41	1,20	1,80	3,60	1,20	1,20
<i>Mallomonas</i> (l=8-10)	-	2,40	3,61	2,40	-	-	-
<i>Mallomonas akrokomos</i>	0,60	6,21	5,81	2,80	0,80	1,20	-
<i>Mallomonas crassisquama</i>	-	-	-	0,59	1,18	-	0,59
<i>Mallomonas elongata</i>	-	-	-	-	0,25	-	-
<i>Mallomonas punctifera</i>	0,76	0,76	0,10	0,76	0,10	-	0,76
<i>Mallomonas schwemmleri</i>	-	0,80	-	-	-	-	-
<i>Ochromonas</i>	-	-	-	0,88	0,44	1,32	-
<i>Paraphysomonas</i>	2,88	1,92	0,96	1,28	0,32	0,96	1,28
<i>Pseudokephyrion alaskanum</i>	-	-	-	1,08	-	-	-
<i>Pseudotetraëdriella kamillae</i>	-	-	-	0,96	-	-	-
<i>Spiniferomonas</i>	-	0,46	2,76	5,53	-	0,46	1,38
<i>Spumella vulgaris</i>	0,60	-	-	-	-	0,60	-
<i>Stichogloea doederleinii</i>	-	-	-	-	-	1,38	0,46
<i>Uroglena</i>	-	-	-	-	-	1,44	-
<i>Uroglenopsis americana</i>	-	-	5,07	-	1,84	-	1,84
Sum - Gullalger	32,22	67,36	62,05	71,15	22,30	38,49	22,99

Bacillariophyta (Kiselalger)

<i>Achnanbidium minutissimum</i>	-	-	-	0,12	0,42	-	-
<i>Asterionella formosa</i>	3,85	0,83	0,88	3,36	8,80	9,30	16,23
<i>Aulacoseira alpigena</i>	2,04	0,68	0,26	2,04	5,79	2,04	0,34
<i>Aulacoseira ambigua</i>	-	-	1,44	-	-	-	-
<i>Aulacoseira islandica</i>	4,50	7,50	-	-	-	-	-
<i>Aulacoseira italica</i>	-	-	-	-	1,04	-	0,26
<i>Belonastrum berolinensis</i>	-	-	0,33	-	0,48	0,96	0,96
<i>Cyclotella</i> (d=10-12)	-	-	-	0,40	2,40	0,40	-
<i>Cyclotella</i> (d=14-16)	-	-	0,13	2,00	11,01	5,01	-
<i>Cyclotella</i> (d=5-8)	-	-	-	1,16	-	-	-
<i>Diatoma tenuis</i>	-	-	-	0,30	-	-	-
<i>Fragilaria crotonensis</i>	-	-	2,15	-	38,89	300,01	2,81
<i>Frustulia rhomboides</i>	-	-	-	-	0,50	-	-
<i>Lindavia tenuistriata</i>	-	-	-	1,00	5,01	4,01	1,00
<i>Navicula</i> (l=70)	0,27	-	-	-	-	-	-
<i>Nitzschia linearis</i>	-	0,03	-	-	-	-	-

<i>Stephanodiscus medius</i>	4,33	1,20	0,60	6,41	2,40	7,21	2,40
<i>Tabellaria flocculosa</i>	-	0,16	0,16	-	-	-	-
<i>Tabellaria flocculosa</i> var. <i>asterionelloides</i>	-	-	0,48	5,12	89,71	137,13	119,19
<i>Ulnaria</i> (l=30-40)	0,96	10,89	8,65	8,33	0,96	2,40	0,32
<i>Ulnaria</i> (l=40-70)	0,64	2,24	3,52	7,05	0,96	2,24	1,60
<i>Ulnaria</i> (l=80-100)	-	0,48	-	-	0,18	-	-
<i>Ulnaria acus</i>	29,16	17,92	19,06	-	-	-	0,28
<i>Ulnaria delicatissima</i> var. <i>angustissima</i>	-	-	-	-	-	0,20	-
<i>Ulnaria ulna</i>	0,60	-	-	-	0,60	-	-
<i>Urosolenia eriensis</i>	-	0,12	-	-	-	5,65	0,48
<i>Urosolenia longiseta</i>	1,08	1,44	2,76	4,45	0,36	0,72	0,60
Sum - Kiselalger	47,43	43,49	40,42	41,74	169,51	477,28	146,47

Dictyochophyceae (Pedinnelider)

<i>Pseudopedinella</i>	-	1,07	-	-	1,07	4,29	1,07
<i>Pseudopedinella</i> (3 kloroplaster)	-	3,00	-	3,00	2,40	1,20	-
Sum - Pedinnelider	0,00	4,08	0,00	3,00	3,48	5,50	1,07

Cryptophyta (Svelgflagellater)

<i>Cryptanlax vulgaris</i>	0,80	0,40	0,40	-	-	-	-
<i>Cryptomonas</i> (l=15-18)	0,80	0,40	-	2,80	4,01	1,20	0,80
<i>Cryptomonas</i> (l=20-22)	5,77	4,81	8,65	12,50	28,84	8,65	8,65
<i>Cryptomonas</i> (l=24-30)	4,81	22,43	12,82	14,42	46,46	20,83	22,43
<i>Cryptomonas</i> (l=30-35)	-	2,43	30,28	2,16	23,79	6,49	17,30
<i>Cryptomonas</i> (l=8-10)	0,32	-	-	-	-	-	-
<i>Katablepharis ovalis</i>	0,72	11,18	27,04	7,93	1,08	5,05	3,24
<i>Plagioselmis lacustris</i>	11,22	56,89	135,20	28,04	20,03	7,21	17,63
<i>Plagioselmis nannoplanctica</i>	3,61	45,07	41,46	18,63	19,83	21,63	3,61
<i>Rhodomonas lens</i>	2,00	3,00	2,00	0,40	4,01	0,20	2,00
<i>Telonema</i>	-	0,36	0,72	-	0,72	-	0,72
Sum - Svelgflagellater	30,04	146,96	258,57	86,88	148,76	71,26	76,38

Haptophyta (Svepeflagellater)

<i>Chrysochromulina parva</i>	3,20	5,13	9,93	10,74	0,32	1,92	2,08
Sum - Svepeflagellater	3,20	5,13	9,93	10,74	0,32	1,92	2,08

Dinophyceae (Fureflagellater)

<i>Ceratium hirundinella</i>	-	-	-	-	35,75	-	-
<i>Gymnodinium</i> (l=14-16)	2,52	6,73	0,84	7,57	1,68	-	1,68
<i>Gymnodinium</i> (l=20-22)	-	0,70	-	0,70	1,05	0,35	-
<i>Gymnodinium</i> (l=30)	-	-	1,26	1,89	1,26	1,89	1,26
<i>Gymnodinium lacustre</i>	2,80	-	0,28	-	-	1,40	-
<i>Gymnodinium uberrimum</i>	-	0,73	-	-	1,46	-	-
<i>Gyrodinium helveticum</i>	0,60	0,60	1,20	0,60	0,90	0,30	-
<i>Parvodinium umbonatum</i>	-	5,45	2,72	-	1,36	2,72	-
<i>Peridinium</i> (l=13-14)	-	-	0,92	2,76	-	-	-
<i>Peridinium willei</i>	-	-	-	-	-	4,50	-
<i>Tyrannodinium edax</i>	-	-	1,32	-	-	0,47	-
Sum - Fureflagellater	5,93	14,21	8,55	13,52	43,46	11,63	2,94

Choanozoa (Krageflagellater)

<i>Aulomonas purdyi</i>	-	0,16	0,26	-	-	-	0,26
Krageflagellater	1,04	0,26	0,52	0,52	0,26	1,82	1,30
<i>Stelecomonas dichotoma</i>	-	0,01	-	-	-	-	0,52

NIVA 7373-2019

Sum - Krageflagellater	1,04	0,43	0,78	0,52	0,26	1,82	2,08
Ubestemte taksa							
μ-alger, Picoplankton	1,84	2,76	3,45	4,83	3,10	3,47	2,74
Heterotrof flagellat (l<15)	2,80	5,81	4,41	2,80	2,60	3,81	4,01
Heterotrof flagellat (l=15-20)	0,24	0,60	0,24	-	0,24	-	0,12
Sum - Ubestemte taksa	4,89	9,17	8,09	7,63	5,95	7,27	6,87
Sum - Planteplankton	136,10	312,69	406,43	252,31	410,06	655,98	296,45

Vedlegg C. Dyreplankton

Tabell 19. Kvantitative analyser av krepsdyrplankton fra stasjon Skreia i 2018, mg/m² tørrvekt (0-50 m)

Art	07.05.2018	06.06.2018	10.07.2018	13.08.2018	27.09.2018	11.10.2018	middel mai-okt	middel jun-okt
<i>Limnocalanus macrurus</i>	637,2	1621,9	78,8	0,2	0	75,6	402,3	355,3
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	153,3	1198,1	135,4	225,1	1240,9	1405,3	726,3	840,9
<i>Heterocope appendiculata</i>	0	62,8	15,8	0	0	0	13,1	15,7
<i>Cyclops lacustris</i>	9,1	44,5	42,2	99,8	0	51,6	41,2	47,6
<i>T. oithonoides/M. leuckarti</i>	4,6	65,7	23,3	299,6	161,3	93,3	108	128,6
<i>Cyclopoida spp.</i>	2,1	56,2	7,7	48,6	0,6	0,7	19,3	22,8
<i>Daphnia galeata</i>	2,3	2,5	37,5	1280,8	23,5	31,8	229,7	275,2
<i>Daphnia cristata</i>	0	0	25,4	83,8	13,6	0	20,5	24,6
<i>Bosmina longispina</i>	0,5	391,8	118	19,8	70,8	84,4	114,2	137
<i>Bosmina logirostris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Holopedium gibberum</i>	0	13,2	86,3	5,7	12,5	0	19,6	23,6
<i>Leptodora kindtii</i>	0	0,9	141,1	0	0	0	23,7	28,4
<i>Polypheumus pediculus</i>	0	0	36,9	7,3	0	0	7,4	8,8
<i>Bythotrephes longimanus</i>	0	0	1,4	31,3	0	0	5,4	6,5
Crustacea totalt	809,2	3457,5	749,8	2101,7	1523,2	1742,5	1730,7	1915

Tabell 20. Forekomst av krepsdyrplankton i håvtrekkprøver fra sjiktet 0-10 m ved stasjon Skreia i 2018 gitt i antall individer per håvtrekk og prosent av ulike taksa.

Skreia 0-10 m	07.05.2018	%	06.06.2018	%	10.07.2018	%	13.08.2018	%	11.09.2018	%	11.10.2018	%
Vannlopper (Cladocera)												
Leptodora kindtii		0,0		0,0	165	3,9	100	0,5		0,0		0,0
Holopedium gibberum		0,0	60	0,9	140	3,3	500	2,4	10	0,3	10	0,2
Daphnia galeata		0,0	10	0,1	420	10,0	1400	6,8	10	0,3	30	0,6
Daphnia cristata		0,0		0,0	50	1,2	150	0,7	70	2,1	80	1,7
Bosmina longispina	5	1,6	1580	22,8	410	9,8	10	0,0	280	8,6	480	10,3
Bosmina longirostris		0,0		0,0		0,0		0,0		0,0		0,0
Polphemus pediculus		0,0	10	0,1	41	1,0	30	0,1		0,0		0,0
Bythotrephes longimanus		0,0		0,0	11	0,3		0,0		0,0		0,0
Chydoridae indet.		0,0		0,0		0,0		0,0		0,0		0,0
Hoppekreps (Copepoda)												
Limnocalanus macrurus	90	28,6	480	6,9	5	0,1	10	0,0		0,0	10	0,2
Heterocope appendiculata		0,0		0,0	60	1,4		0,0		0,0		0,0
Eudiaptomus gracilis	120	38,1	660	9,5	530	12,7	450	2,2	650	19,9	2510	54,1
Calanoide copepoditer indet.	5	1,6	70	1,0	10	0,2	450	2,2	190	5,8	150	3,2
Calanoide nauplier indet.	10	3,2	2250	32,5	620	14,8	1150	5,6	190	5,8	100	2,2
Cyclops lacustris	25	7,9	160	2,3	180	4,3		0,0	20	0,6		0,0
Mesocyclops leuckarti	5	1,6	10	0,1		0,0		0,0	20	0,6	80	1,7
Thermocyclops oithonooides	15	4,8	260	3,8	110	2,6	550	2,7	210	6,4	160	3,4
Cyclopoide copepoditer indet.	5	1,6	70	1,0	850	20,3	7250	35,5	1200	36,7	600	12,9
Cyclopoide nauplier indet.	35	11,1	1300	18,8	580	13,9	8400	41,1	420	12,8	430	9,3
Sum Vannlopper	5	2	1660	24	1237	30	2190	11	370	11	600	13
Sum Hoppekreps	310	98	5260	76	2945	70	18260	89	2900	89	4040	87
Sum totalt	315	100	6920	100	4182	100	20450	100	3270	100	4640	100

Tabell 21. Forekomst av krepsdyrplankton i håvtrekkprøver fra sjiktet 0-50 m ved stasjon Skreia i 2018 gitt i antall individer per håvtrekk og prosent av ulike taksa.

Skreia 0-50 m	07.05.2018	%	06.06.2018	%	10.07.2018	%	13.08.2018	%	11.09.2018	%	11.10.2018	%
Vannlopper (Cladocera)												
Leptodora kindtii	0,0	0,0		0,0	165	3,9	10	0,0		0,0		0,0
Holopedium gibberum	0,0	0,0	50	0,6	140	3,3		0,0		0,0		0,0
Daphnia galeata	0,0	0,0		0,0	420	10,0	5750	26,4	30	0,5	70	1,0
Daphnia cristata	0,0	0,0		0,0	50	1,2	850	3,9	380	6,3	150	2,2
Bosmina longispina	10	0,5	2630	33,7	410	9,8	1800	8,2	150	2,5	700	10,2
Bosmina longirostris	0,0	0,0		0,0		0,0		0,0		0,0		0,0
Polyphemus pediculus	0,0	0,0		0,0	41	1,0		0,0		0,0		0,0
Bythotrephes longimanus	0,0	0,0		0,0	11	0,3	40	0,2		0,0		0,0
Chydoridae indet.	0,0	0,0		0,0		0,0		0,0		0,0		0,0
Hoppekreps (Copepoda)												
Limnocalanus macrurus	510	27,7	1300	16,6	5	0,1	40	0,2	10	0,2	20	0,3
Heterocope appendiculata	0,0	0,0		0,0	60	1,4	30	0,1		0,0		0,0
Eudiaptomus gracilis	570	31,0	850	10,9	530	12,7	750	3,4	1570	26,0	3940	57,5
Calanoide copepoditer indet.	400	21,7	50	0,6	10	0,2	150	0,7	290	4,8	140	2,0
Calanoide nauplier indet.	10	0,5	1300	16,6	620	14,8	1150	5,3	240	4,0	100	1,5
Cyclops lacustris	10	0,5	290	3,7	180	4,3	150	0,7	70	1,2	30	0,4
Mesocyclops leuckarti	50	2,7		0,0		0,0	150	0,7	40	0,7	60	0,9
Thermocyclops oithonoides	50	2,7	270	3,5	110	2,6	1000	4,6	780	12,9	340	5,0
Cyclopoide copepoditer indet.	60	3,3	100	1,3	850	20,3	7150	32,8	1140	18,9	690	10,1
Cyclopoide nauplier indet.	170	9,2	970	12,4	580	13,9	2800	12,8	1340	22,2	610	8,9
Sum Vannlopper	10	1	2680	34	1237	30	8450	39	560	9	920	13
Sum Hoppekreps	1830	99	5130	66	2945	70	13370	61	5480	91	5930	87
Sum totalt	1840	100	7810	100	4182	100	21820	100	6040	100	6850	100

Tabell 22. Forekomst av krepsdyrplankton og istidskreps i håvtrekk fra stasjon Skreia i 2018, stor håv (maskevidde 500 µm)

Arter	07.05.2018		06.06.2018		10.07.2018		13.08.2018		11.09.2018		11.10.2018	
	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%
Vannlopper (Cladocera)												
Leptodora kindtii		0,0		0,0		0,0	50	0,4		0,0		0,0
Holopedium gibberum		0,0	21	6,0	60	4,8		0,0	25	2,8	20	0,5
Daphnia galeata		0,0	28	8,0	110	8,7	9600	80,5		0,0	10	0,3
Daphnia cristata		0,0		0,0		0,0	50	0,4	25	2,8	10	0,3
Bosmina longispina	17	4,8		0,0	110	8,7	150	1,3	5	0,6		0,0
Polypheumus pediculus		0,0		0,0		0,0		0,0	10	1,1		0,0
Bythotrephes longimanus		0,0		0,0		0,0		0,0	5	0,6		0,0
Hoppekreps (Copepoda)												
Limnocalanus macrurus	63	17,6	224	63,6	880	69,8	1750	14,7	745	82,8	3770	95,6
Heterocope appendiculata		0,0		0,0	20	1,6	100	0,8		0,0		0,0
Eudiaptomus gracilis		0,0	1	0,3		0,0		0,0		0,0		0,0
Cyclops lacustris		0,0	2	0,6	10	0,8	100	0,8	5	0,6	10	0,3
Mesocyclops leuckarti		0,0		0,0	1	0,1		0,0		0,0		0,0
Megacyclops gigas			1									
Amfipoder												
Gammaracanthus lacustris					2						1	
Pallaseopsis quadrispinosa					1							
Mysider (Mysidacea)												
Mysis relicta	277	77,6	75	21,3	67	5,3	123	1,0	80	8,9	121	3,1
Sum totalt	357	100	352	100	1261	100	11923	100	900	100	3942	100

Tabell 23. Forekomst av krepsdyrplankton i håvtrekkprøver fra sjiktet 0-10 m ved stasjon Furnesfjorden i 2018 gitt i antall individer per håvtrekk og prosent av ulike taksa.

	07.05.2018	%	06.06.2018	%	10.07.2018	%	13.08.2018	%	11.09.2018	%	11.10.2018	%
Furnesfjorden 0-10 m												
Vannlopper (Cladocera)												
Leptodora kindtii	0,0			0,0	50	0,8	40	0,3	10	0,1		0,0
Holopedium gibberum	0,0		40	0,9	60	1,0	20	0,2	10	0,1	10	0,3
Daphnia galeata	0,0			0,0	420	6,9	2300	19,8	140	1,4	60	1,9
Daphnia cristata	0,0			0,0	460	7,6	600	5,2	720	7,0	410	12,8
Bosmina longispina	80	9,0	330	7,8	1880	31,0	480	4,1	950	9,2	1240	38,6
Bosmina longirostris	0,0			0,0		0,0		0,0		0,0		0,0
Polyphemus pediculus	0,0			0,0		0,0		0,0		0,0		0,0
Bythotrephes longimanus	0,0			0,0		0,0		0,0		0,0		0,0
Chydoridae indet.	0,0			0,0		0,0		0,0		0,0		0,0
Hoppekreps (Copepoda)												
Limnocalanus macrurus	400	44,9	2930	69,3	110	1,8		0,0		0,0	10	0,3
Heterocope appendiculata	90	10,1	10	0,2	70	1,2	20	0,2		0,0		0,0
Eudiaptomus gracilis	180	20,2	80	1,9	370	6,1	880	7,6	2920	28,3	470	14,6
Calanoide copepoditer indet.	60	6,7	20	0,5	140	2,3	360	3,1	750	7,3	80	2,5
Calanoide nauplier indet.	40	4,5	40	0,9		0,0	500	4,3	940	9,1	140	4,4
Cyclops lacustris						0,0		0,0	10	0,1		0,0
Mesocyclops leuckarti						0,0		0,0	170	1,6	80	2,5
Thermocyclops oithonoides	30	3,4	50	1,2	800	13,2	600	5,2	390	3,8	200	6,2
Cyclopoide copepoditer indet.	10	1,1	530	12,5	1180	19,5	3580	30,8	2680	26,0	320	10,0
Cyclopoide nauplier indet.	80	9	370	9	510	8,4	2260	19,4	620	6,0	190	5,9
Sum Vannlopper	810	91	3860	91	2870	47	3440	30	1830	18	1720	54
Sum Hoppekreps	890	100	4230	100	6060	100	11640	100	10310	100	3210	100

Tabell 24. Forekomst av krepsdyrplankton i håvtrekkprøver fra sjiktet 0-50 m ved stasjon Furnesfjorden i 2018 gitt i antall individer per håvtrekk og prosent av ulike taksa.

Furnesfjorden 0-50 m	07.05.2018	%	06.06.2018	%	10.07.2018	%	13.08.2018	%	11.09.2018	%	11.10.2018	%
Cladocera												
Leptodora kindtii		0,0		0,0		0,0		0,0		0,0		0,0
Holopedium gibberum		0,0		0,0	50	0,6	10	0,0	50	0,2		0,0
Daphnia galeata		0,0	50	1,0	60	0,7	15	0,1	100	0,4		0,0
Daphnia cristata		0,0		0,0	330	4,0	9350	32,8	250	1,0	150	1,0
Bosmina longispina	140	0,0		0,0	610	7,5	1850	6,5	2450	9,6	1200	8,0
Bosmina longirostris		3,6	260	5,1	3710	45,5	3850	13,5	2750	10,7	2500	16,7
Polyphemus pediculus		0,0		0,0		0,0		0,0		0,0		0,0
Bythotrephes longimanus		0,0		0,0		0,0	150	0,5		0,0		0,0
Chydoridae indet.		0,0		0,0		0,0	15	0,1		0,0		0,0
Hoppekreps												
Limnocalanus macrurus	1760	45,5	3500	68,1		0,0		0,0		0,0		0,0
Heterocope appendiculata		0,0		0,0	60	0,7	100	0,4	10	0,0	150	1,0
Eudiaptomus gracilis	320	8,3	60	1,2	80	1,0	5	0,0		0,0		0,0
Calanoide copepoditer indet.	980	25,3	20	0,4	500	6,1	1750	6,1	5750	22,5	7650	51,2
Calanoide nauplier indet.	250	6,5	180	3,5	20	0,2	350	1,2	2550	10,0	200	1,3
Cyclops lacustris	60	1,6	250	4,9	250	3,1	1250	4,4	1700	6,6	250	1,7
Mesocyclops leuckarti		0,0		0,0		0,0		0,0	150	0,6	50	0,3
Megacyclops gigas		0,0		0,0		0,0	50	0,2	300	1,2	250	1,7
Thermocyclops oithonoides	50	1,3	50	1,0	570	7,0	1150	4,0	350	1,4	350	2,3
Cyclopoide copepoditer indet.	140	3,6	120	2,3	1120	13,7	4050	14,2	7000	27,3	1550	10,4
Cyclopoide nauplier indet.	170	4,4	650	12,6	790	9,7	4450	15,6	2200	8,6	650	4,3
Sum Vannlopper	140	4	310	6	4760	58	15240	53	5600	22	3850	26
Sum Hoppekreps	3730	96	4830	94	3390	42	13255	47	20010	78	11100	74
Sum totalt	3870	100	5140	100	8150	100	28495	100	25610	100	14950	100

Tabell 25. Forekomst av krepsdyrplankton og istidskreps i håvtrekk fra stasjon Furnesfjorden i 2018, stor håv (maskevidde 500 µm)

Arter	07.05.2018		06.06.2018		10.07.2018		13.08.2018		11.09.2018		11.10.2018	
	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%
Vannlopper (Cladocera)												
Leptodora kindtii		0,0		0,0	70	3,6	70	1,4	65	6,4	10	1,4
Holopedium gibberum		0,0		0,0	100	5,1	20	0,4	20	2,0	70	9,7
Daphnia galeata		0,0		0,0	210	10,8	2710	54,5	10	1,0	20	2,8
Daphnia cristata		0,0		0,0	110	5,6	240	4,8	5	0,5	30	4,2
Bosmina longispina	7	3,9	10	0,3	10	0,5	220	4,4	5	0,5		0,0
Polyphemus pediculus		0,0		0,0		0,0		0,0	5	0,5		0,0
Bythotrephes longimanus		0,0		0,0		0,0	40	0,8	5	0,5		0,0
Hoppkreps (Copepoda)												
Limnocalanus macrurus	155	87,1	3640	98,6	1180	60,6	1480	29,8	775	76,1	570	79,1
Heterocope appendiculata		0,0		0,0	210	10,8	50	1,0	5	0,5		0,0
Cyclops lacustris		0,0		0,0		0,0	10	0,2		0,0		0,0
Mesocyclops leuckarti		0,0		0,0		0,0		0,0		0,0		0,0
Megacyclops gigas		0,0		0,0		0,0		0,0		0,0		0,0
Amfipoder												
Gammaracanthus lacustris		0,0		0,0		0,0		0,0		0,0		0,0
Pallaseopsis quadrispinosa		0,0		0,0		0,0		0,0		0,0		0,0
Mysider (Mysidacea)												
Mysis relicta	16	9,0	42	1,1	58	3,0	125	2,5	123	12,1	2	0,3
Sum totalt	178	100	3692	100	1948	100	4968	100	1018	100	721	100

Tabell 26. Forekomst av istidskrepene *Mysis relicta*, *Gammaracanthus lacustris* (G. lacu.) og *Pallaseopsis quadrispinosa* (P. quadr.) ved stasjon Skreia i 2018, gitt som antall og biomasse (tørrvekt) per kvadratmeter innsjøoverflate (0-ca. 425 m), basert vertikale håvtrekk (maskevidde 500 µm).

Skreia Dato	Antall i prøven (0 - ca. 425 m håvtrekk)		Antall pr. m ²				mg/m ²				
	Mysis 0+	Mysis 1+	Mysis 1+	Mysis 2+	Sum Mysis	G. lacu.	P. quadr.	0+	1+	2+	Sum
07.05.2018	234	25	32	23	352	0	0	14,9	54,9	125,7	195,5
06.06.2018	37	27	34	13	94	0	0	3,3	60,4	69,9	133,6
10.07.2018	42	15	19	13	85	1	2	5,4	37,1	69,9	112,4
13.08.2018	95	19	24	11	156	0	0	23,8	63,8	62,9	150,5
11.09.2018	65	11	14	5	102	0	0	56,9	65,5	27,9	150,3
11.10.2018	101	16	20	5	154	1	0	163,9	105,7	27,9	297,5
Middel	95,7	18,8	23,9	11,6	157,1	0,3	0,3	44,7	64,6	64,0	173,3

* Benyttet tørrvekter basert på lengdeberegninger fra 2014, 2015 og 2017 pga. flere dårlig konserverte prøver

Tabell 27. Forekomst av istidskrepene *Mysis relicta*, *Gammaracanthus lacustris* (G. lacu.) og *Pallaseopsis quadrispinosa* (P. quadr.) ved stasjon Furnesfjorden i 2018, gitt som antall og biomasse (tørrvekt) per kvadratmeter innsjøoverflate (0-110 m), basert vertikale håvtrekk (maskevidde 500 µm).

Furnesfjorden Dato	Antall i prøven (0 - 110 m håvtrekk)		Antall pr. m ²				mg/m ²				
	Mysis 0+	Mysis 1+	Mysis 1+	Mysis 2+	Sum Mysis	G. lacu.	P. quadr.	0+	1+	2+	Sum
07.05.2018	9	6	8	1	20	0	0	0,6	18,4	6,2	25,2
06.06.2018	25	11	14	8	53	0	0	2,3	38,8	41,9	82,9
10.07.2018	55	3	4	0	74	0	0	9,3	10,4	0,0	19,7
13.08.2018	78	43	55	5	159	0	3	21,5	216,8	34,9	273,2
11.09.2013	61	51	65	14	156	0	0	87,1	227,1	99,0	413,3
11.10.2018	15	4	5	0	24	0	2	25,7	22,3	0,0	47,9
Middel	40,5	19,7	25,0	4,7	81,1	0	0,8	24,4	89,0	30,3	143,7

* Benyttet tørrvekter basert på lengdeberegninger fra 2014, 2015 og 2017 pga. flere dårlig konserverte prøver

Vedlegg D. Primærdata fra Mjøslab

Tabell 28. Kjemiske og mikrobiologiske analysemetoder ved Mjøslab og SYNLAB i 2018.

Parameter	Metode	Enhet
Mjøslab		
Total-fosfor (Tot-P)	NS ISO 6878	mg P/l
Total-nitrogen (Tot-N)	NS ISO 13395	mg N/l
<i>E. coli</i>	NS-EN ISO 9308-2	MPN/100 ml
SYNLAB		
Turbiditet	NS-ENISO 7027	FNU
Fargetall (etter filtrering)	NS-EN ISO 7887-C	mg Pt/l
Kalsium	NS-EN ISO 11885	mg/l
Silisium	NS-EN ISO 11885	mg/l
<i>E. coli</i> , (januar-mai)	Intern/COLILERT	kde/100 ml *
<i>E. coli</i> (juni-desember)	NS-EN ISO 9308-2	MPN/100 ml **

* kde = kolonidannende enheter, MPN = most probable number

Tabell 30. Analyseresultater og beregnede stofftransporter for Gausa i 2018

Gausa	Analyseverdier				E. coli ant./100 ml	Farge mg Pt/l	Kalsium mg/l	Vannføring Døgnvannf. m ³ /s	Vol. mnd. mill. m ³	Stofftransport		Volumveid middel	
	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	Tot-P tonn	Tot-N tonn						Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l		
14.01.2018	5,2	821	2				3,1	8,5	0,044	7,0	5,2	821	
16.02.2018	4,1	837	99				3,6	8,6	0,035	7,2	4,1	837	
09.03.2018	5,3	777	11				3,7						
21.03.2018	6,7	798	48				3,7	9,5	0,057	7,5	6,0	787	
06.04.2018	7	1040	49				2,9						
12.04.2018	11	1540	142				2,1						
19.04.2018	72	3190	102				25,9						
26.04.2018	22	2720	18				34,3	41,4	1,692	115,8	40,8	2793	
02.05.2018	15	1910	34				32,3						
11.05.2018	130	470	41				273,1						
14.05.2018	31	447	231				121,9						
18.05.2018	16	589	57				37,1	189,4	16,459	108,6	86,9	574	
07.06.2018	5,6	795	6				3,0						
20.06.2018	3,6	653	27				3,1	9,0	0,042	6,5	4,6	723	
04.07.2018	11	782	31				0,8						
13.07.2018	4,2	1190	46				0,2	2,0	0,019	1,8	9,5	869	
07.08.2018	3,6	611	74				1,3						
23.08.2018	4	632	25				8,5	37,4	0,148	23,5	3,9	629	
04.09.2018	36	522	60				5,6						
20.09.2018	4,8	699	99			18	8,8	43,0	0,727	27,1	16,9	630	
04.10.2018	3,9	666	133			32	6,5						
17.10.2018	4,5	613	210				5,6	13,2	0,055	8,5	4,2	641	
14.11.2018	7,5	987	49			14	27,8	38,0	0,285	37,5	7,5	987	
13.12.2018	4,2	1420	3				7,7	17,6	0,074	25,0	4,2	1420	
Min	3,6	447	<1	14	8,21								
Maks	130	3190	231	32	12,0								
Middel	17,4	1030	40	21	9,96								
St.avvik	28,5	693	57	9,5	1,91								
Median	6,2	789	21	18	9,67								
90-percentil			129										
Antall prøver	24	24	24	3	3								
Året								417,6	19,636	376	47,0	900	

Tabell 31. Analyseresultater og beregnede stofftransporter for Hunnselva i 2018.

Hunnselva	Analyseverdier		Tot-N µg N/l	E. coli ant./100 ml	Vannføring Døgnvannf.* m³/s	Vol. mnd.* mill. m³	Stofftransport		Volumveid middel	
	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l					Tot-P tonn	Tot-N tonn	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l
16.01.2018	14	1360	1800	2,34	6,32	0,088	8,6	14	1360	
13.02.2018	11	1080	4000	2,23	5,17	0,057	5,6	11	1080	
06.03.2018	12	1390	1600	1,75						
20.03.2018	13	1030	1400	1,57	4,41	0,055	5,4	12	1220	
03.04.2018	6	1320	1500	1,47						
11.04.2018	33	1800	2400	5,06						
17.04.2018	50	2710	4800	27,11						
27.04.2018	31	2440	4900	43,01	65,42	2,445	161,7	37	2472	
02.05.2018	17	1750	4400	36,44						
08.05.2018	18	1040	2600	58,13						
15.05.2018	22	1010	340	29,31						
22.05.2018	25	1220	2400	7,97	72,07	1,372	89,4	19	1240	
05.06.2018	31	1120	2200	1,16						
16.06.2018	20	1410	1500	2,24	4,35	0,103	5,7	24	1311	
03.07.2018	16	1160	870	0,48						
17.07.2018	10	1550	380	0,30	1,01	0,014	1,3	14	1309	
07.08.2018	13	1550	260	0,34						
21.08.2018	8	1680	520	2,82	8,55	0,073	14,2	9	1666	
04.09.2018	30	1540	1200	1,00						
18.09.2018	32	1500	1200	3,97	16,98	0,537	25,6	32	1508	
02.10.2018	15	1700	2400	2,37						
16.10.2018	14	1420	3400	1,96	5,14	0,075	8,1	15	1573	
13.11.2018	24	2630	2800	21,14	24,07	0,578	63,3	24	2630	
11.12.2018	16	1800	2800	2,55	7,57	0,121	13,6	16	1800	
Min	6	1010	260							
Maks	50	2710	4900							
Middell	20,0	1550	2153							
St.avvik	10,3	473	1380							
Median	16,5	1460	2000							
90-persentil			3700							
Antall prøver	24	24	24							
Året					221,1	5,518	402,6	25,0	1821	

* Vannføringen er estimert som summen av vannføringene i Lena (Lena målestasjon 181 km²) og i Vismunda.

Tabell 32. Analyseresultater og beregnede stofftransporter for Lena i 2018

Lena	Analyseverdier		Tot-N µg N/l	<i>E. coli</i> ant./100 ml	Vannføring Døgnvannf.* m ³ /s	Vol. mnd.* mill. m ³	Stofftransport		Volumveid middel	
	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l					Tot-P tonn	Tot-N tonn	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l
16.01.2018	5	3040	93	0,41	3,30	0,016	10,0	5	3040	
13.02.2018	9	3460	100	0,24	2,59	0,023	8,9	9	3460	
06.03.2018	21	3670	180	0,37						
20.03.2018	395	4470	730	1,91	1,86	0,621	8,1	334	4340	
03.04.2018	174	5220	580	5,22						
11.04.2018	61	2700	180	9,70						
17.04.2018	28	2080	180	7,68						
27.04.2018	15	2860	290	2,78	47,42	3,282	144,6	69	3048	
02.05.2018	20	2920	210	2,45						
08.05.2018	27	4880	91	8,62						
15.05.2018	14	1800	54	6,01						
22.05.2018	9	1280	130	7,09	23,80	0,423	68,0	18	2859	
05.06.2018	15	2570	82	6,03						
16.06.2018	13	2650	75	2,65	1,05	0,015	2,7	14	2594	
03.07.2018	16	3740	110	2,35						
17.07.2018	8	4010	82	0,59	0,15	0,002	0,6	14	3794	
07.08.2018	18	2430	91	0,68						
21.08.2018	44	2980	390	2,34	0,34	0,013	1,0	38	2856	
04.09.2018	18	1560	1400	3,96						
18.09.2018	14	2890	310	1,59	3,30	0,056	6,4	17	1941	
02.10.2018	14	3080	96	2,78						
16.10.2018	71	2350	730	10,85	1,80	0,107	4,5	59	2499	
13.11.2018	55	3560	290	10,12	9,09	0,500	32,4	55	3560	
11.12.2018	10	4070	140	2,88	3,47	0,035	14,1	10	4070	
Min	5	1280	54							
Maks	395	5220	1400							
Middel	44,8	3095	276							
St.avvik	82,6	991	310							
Median	17,0	2950	160							
90-persentil			390							
Antall prøver	24	24	24							
Året					98,1	5,094	301,3	51,9	3069	

* Vannføring er skalert fra målestasjon Lena til utløp i Mjøsa med faktor 1.57 (jf. Eidsiva ved Turid-Anne Drageset).

Tabell 33. Analyseresultater og beregnede stofftransporter for Flagstadelva i 2018

Flagstadelva	Analyseverdier		Tot-N µg N/l	E. coli ant./100 ml	Vannføring*		Stofftransport		Volumveid middel	
	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l			Døgnvannf. m³/s	Vol. mnd. mill. m³	Tot-P tonn	Tot-N tonn	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l
14.01.2018	9,7	1800	56	1,02	2,83	0,027	5,1	9,7	1800	
15.02.2018	12,0	1400	63	1,08	2,59	0,031	3,6	12,0	1400	
09.03.2018	12	1350	172	0,99						
21.03.2018	14	1660	201	0,97	2,67	0,035	4,0	13	1503	
06.04.2018	67	2290	260	1,11						
11.04.2018	110	2080	102	1,72						
18.04.2018	180	2850	134	12,15						
23.04.2018	41	1590	31	16,95	20,65	2,035	43,8	99	2120	
04.05.2018	18	746	75	15,72						
11.05.2018	68	555	171	35,92						
16.05.2018	20	773	108	5,07						
25.05.2018	9,3	1870	270	1,02	30,37	1,492	19,7	49	649	
08.06.2018	8	2690	345	0,74						
20.06.2018	14	1080	411	1,14	2,47	0,029	4,2	12	1715	
06.07.2018	10	2230	345	0,71						
19.07.2018	5,9	849	32	0,71	1,93	0,015	3,0	8,0	1541	
10.08.2018	11	1410	1046	0,75						
24.08.2018	11	611	461	0,98	2,47	0,027	2,4	11	958	
06.09.2018	8,7	793	272	0,78						
20.09.2018	13	723	107	1,59	9,13	0,106	6,8	12	746	
03.10.2018	11	1020	322	1,35						
18.10.2018	12	813	99	1,44	4,30	0,050	3,9	12	913	
15.11.2018	24	2110	211	4,21	15,38	0,369	32,5	24	2110	
14.12.2018	10	3390	272	1,44	4,22	0,042	14,3	10	3390	
Min	5,9	555,0	31,0							
Maks	180	3390	1046							
Middel	29,2	1528,5	231,9							
St.awik	40,7	784,2	212,1							
Median	12,0	1405	187							
90-persentil			206							
Antall prøver	24	24	24							
Året					99,0	4,258	143,3	43	1447	

*Vannføringen for Flagstadelva beregnes ut fra vannføring for Fura etter følgende ligning (grunlagsinfo fra NVE): $Vf_{Fura} = Vf_{Fura} * 2,717 + 0,684$.

Tabell 34. Analyseresultater og beregnede stofftransporter for Svartelva i 2018

Svartelva	Analyseverdier				Vannføring			Stofftransport			Volumveid middel			
	Tot-P* µg P/l	Tot-N µg N/l	E. coli ant./100 ml	Farge mg Pt/l	Turbiditet FNU	Silisium mg Si/l	Døgnvannf. m³/s	Vol. mnd. mill. m³	Tot-P tonn	Tot-N tonn	Silisium tonn	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	Silisium mg Si/l
14.01.2018	17	1120	51	80	2,2	3,78	1,59	4,69	0,080	5,2	17,7	17	1120	3,78
15.02.2018	19	1090	93	91	4	3,84	1,57	3,89	0,074	4,2	15,0	19	1090	3,84
09.03.2018	26	1300	613	80	3,90	4,26	1,42							
21.03.2018	35	1700	1046	76	4,5	3,95	1,32	3,73	0,113	5,6	15,3	30	1493	4,11
06.04.2018	140	2750	6130	58	49,0	3,98	1,83							
11.04.2018	150	2450	1782	68	15,0	3,14	4,46							
18.04.2018	240	2630	771	98	40,0	2,96	38,36							
23.04.2018	49	1750	323	124	4,8	2,75	46,95	51,45	6,983	111,8	148,3	136	2173	2,88
04.05.2018	25	1030	98	117	3,1	2,22	17,73							
11.05.2018	53	695	218	98	15,0	1,69	28,55							
16.05.2018	25	938	2	113	3	2,29	6,07							
25.05.2018	17	1190	160	78	2,5	2,83	0,93	28,58	1,139	24,1	55,9	40	843	1,95
08.06.2018	12	1120	78	43	1,5	0,88	0,47							
20.06.2018	26	1170	816	69	3,0	2,17	1,30	2,10	0,047	2,4	3,8	22	1157	1,83
06.07.2018	13	706	81	50	1,80	0,37	0,20							
19.07.2018	14	444	135	55	1,9	0,81	0,15	0,49	0,007	0,3	0,3	13	595	0,56
10.08.2018	15	590	770	49	3,6	0,63	0,29							
24.08.2018	8,5	587	179	46	1,5	0,88	0,54	1,15	0,012	0,7	0,9	11	588	0,79
06.09.2018	8,4	454	43	32	2	0,63	0,32							
20.09.2018	77	918	88	107	24,0	2,50	1,08	6,03	0,370	4,9	12,5	61	812	2,07
03.10.2018	11	761	51	68	4,1	2,30	1,08							
18.10.2018	9,7	695	112	82	1,3	2,30	1,04	2,98	0,031	2,2	6,9	10	729	2,30
15.11.2018	15	2390	104	117	2,2	1,90	11,30	19,81	0,297	47,4	37,6	15	2390	1,90
14.12.2018	14	1640	206	98	2,2	3,30	2,75	8,19	0,115	13,4	27,0	14	1640	3,30
Min	8	444	2	32	1,30	0								
Maks	240	2750	6130	124	49	4								
Middel	42,5	1255	581	79	8,2	2								
St.avvik	56,6	696	1256	26	12,5	1								
Median	18,0	1105	148	79	3,2	2								
90-persentil			461											
Antall prøver	24	24	24	24	24	24			9,268	222,2	341,153	70	1669	2,56
Året								133,1						

* En høy analyseverdi på 140 µg P/l den 17.02.2017 er strøket pga. vanskelige prøvetakingsforhold (jf. turbiditet, vannføring og feltrapport). Verdien er erstattet med middelet av verdiene fra prøvedatoene før og etter.

Tabell 35. Analyseresultater og beregnede stofftransporter for Vormå i 2018

Vormå Dato	Analyseverdier			Farge mg Pt/l	Turbiditet** FNU	Silisium mg Si/l	Vannføring			Stofftransport			Volumveid middel		
	Tot-P* µg P/l	Tot-N µg N/l	Tot-P µg P/l				Døgnvannf. m³/s	Vol. mnd. mill. m³	Tot-P tonn	Tot-N tonn	Silisium tonn	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	Silisium mg Si/l	
18.01.2018	3,2	516	11	0,05	1,25	348,7	918,5	2,939	473,9	1148,1	3,2	516	1,25		
15.02.2018	4,4	561	11	0,05	1,24	231,3	568,4	2,501	318,9	704,8	4,4	561	1,24		
22.03.2018	4,6	631	11	0,14	1,22	163,3	459,2	2,113	289,8	560,3	4,6	631	1,22		
11.04.2018	6,2	554	9	0,25	1,32	84,4	293,7	1,821	162,7	387,7	6,2	554	1,32		
16.05.2018	14,0	547	11	0,97	1,37	1127,2	2100,1	29,401	1148,7	2877,1	14,0	547	1,37		
08.06.2018	6,2	420	13	0,79	1,10	801,1	1311,2	8,129	550,7	1442,3	6,2	420	1,10		
06.07.2018	13,0	531	11	1,20	1,17	222,5	617,5	8,027	327,9	722,5	13,0	531	1,17		
10.08.2018	15,0	522	10	0,85	1,10	403,3	1128,1	16,922	588,9	1240,9	15,0	522	1,10		
18.09.2018	4,9	440	16	0,40	0,82	407,9	947,9	4,645	417,1	777,3	4,9	440	0,82		
18.10.2018	13,0	474	10	0,39	0,91	773,0	1202,6	15,634	570,0	1094,4	13,0	474	0,91		
15.11.2018	2,8	502	13	0,20	1,10	234,2	839,4	2,350	421,4	923,3	2,8	502	1,10		
14.12.2018	8,1	550	11	0,55	1,20	398,0	654,6	5,302	360,0	785,5	8,1	550	1,20		
Min	<2,0	420,0	9,0	<0,10	0,82										
Maks	15,0	631,0	16,0	0,73	1,37										
Middel	8,0	520,7	11,4	0,30	1,15										
St.avvik	4,5	57,0	1,8	0,20	0,16										
Median	6,2	526,5	11,0	0,25	1,19										
Antall prøver	12	12	12	12	12										
Året						11041,1		99,784	5630	12664	9,0	510	1,15		

* Analyseverdien for tot-P den 15.5.2017 er <2,0 µg P/l. For å kunne beregne stofftransport og statistikkverdier er denne satt til 1,0 µg P/l.

** Ved beregning av statistikkverdier er måleverdier på <0,10 FNU satt lik 0,05 FNU

Vannføringen (Vf) ved Minnesund er beregnet som (jf. Eidsiva ved T.-A. Drageset og J.Kr. Tingvold):

Vf Ertesekken i Vormå - (Vf Andelva dvs. utl. Hurdalsjøen + Vf uregulert lokalfelt Minnesund til Ertesekken), der

Vf uregulert lokalfelt er satt lik:

Vf Rømuva ved Kausrud x Areal uregulert lokalfelt (354 km²) : areal Rømuva (88 km²). Faktoren blir 4,0227.

Tabell 36. Analyseresultater for Vikselva 2018

Dato	TP µg P/l	TN µg/l	Farge	Kalsium mg/L
18.01.2018	11	1020	98	15,9
15.02.2018	13	1020	96	14,4
22.03.2018	15	1090	85	18
11.04.2018	55	2180	82	18,9
16.05.2018	23	983	119	9,64
08.06.2018	17	598	90	18,4
06.07.2018	13	671	17	8,56
10.08.2018	8,9	482	11	6,3
18.09.2018	7,9	446	12	6,4
18.10.2018	17	529	44	22
15.11.2018	23	1510	101	9,9
14.12.2018	14	1250	100	11
min	7,9	446	11	6,3
middel	18,2	982	71	13,3
maks	55	2180	119	22

Tabell 37. Oversikt over ekstraparametere tatt i Mjølselver 2018

Ekstraparametere i mjølselver 2018									
stasjonskode	Stasjon	dato	Ca	Farge	PO ₄ -P	TOT-N	TOT-P		
VIK1	Søndre Starelva, øverst v. Måsan	21.08.2018	105	82	2	660	9		
VIK2	Søndre Starelva ved Granheim	21.08.2018	103	76	3	580	10		
SVA2	Fura v bru Kongsvegen	21.08.2018	36,1	60	1	500	9		
SVA1	Svartelva nedstrøms Ilseng	21.08.2018	25,1	68	2	430	13		
SVA3	Svartelva nederst v Hjellum	21.08.2018	27,8						
GLÅG1	Lågen nedstrøms Losna v Tretten renseanlegg (002-79471 i Vannmiljø)	21.08.2018	28	15	2	460	11		
GLÅG2	Lågen v Hunderfossen (002-43689 i Vannmiljø)	22.08.2018	3,62	15	4	140	7		
GLÅG3	Lågen v utløp Mjøsa (002-28927 i Vannmiljø)	22.08.2018	3,08						
HUN1	Hunnselva v Gamme gård (strekning Fiksvoll-Vestbakken) (002-42311 i Vannmiljø)	22.08.2018	11,8	34	<1	780	7		
HUN2	Hunnselva, H5 (strekning Breiskallen-Korta) (002-79028 i Vannmiljø)	22.08.2018	16,7	31	1	790	9		
HUN3	Hunnselva v Gjøvik gård (S) før utløp Mjøsa (002-44026 i Vannmiljø)	22.08.2018	18,6	29					

Vedlegg E. Taksalister for biologiske kvalitetselementer i Mjøselvne

Begroingsalger

Tabell 38. Liste over registrerte begroingselementer fra 12 stasjoner i Hedmark og Oppland 2018. Stasjonskoder er gitt i tabell 37. Hyppigheten er angitt som prosent dekning. Organismer som vokser på/blant andre begroingselementer er angitt ved: x=sjelden, xx=vanlig, xxx=hyppig

Taksa	Vikselva			Svartelva			Lågen			Hunnselva		
	VIK1	VIK2	VIK3	SVA2	SVA1	SVA3	GLÅG1	GLÅG2	GLÅG3	HUN1	HUN2	HUN3
Cyanobakterier												
Calothrix spp.							x					
Chamaesiphon confervicola							xx		xx			x
Chamaesiphon incrustans				x	xx							x
Chamaesiphon rostafinskii							xxx		xx			
Clastidium setigerum						x			xx			
Coleodesmium sagarmathae							xx	2	5			
Cyanophanon mirabile							xx	xxx	xxx			
Dichothrix orsiniana							xx					
Geitlerinema acutissimum		x										
Geitlerinema splendidum	x	x				10						
Heteroleibleinia pusilla					xxx	xx						xxx
Homoeothrix janthina												xxx
Homoeothrix juliana					x							
Homoeothrix spp.			x		x							x
Homoeothrix subtilis						xx						
Leibleinia spp.									xxx			
Leptolyngbya batrachosperma	xxx											

Taksa	Vikselva			Svartelva			Lågen			Hunnselva		
	VIK1	VIK2	VIK3	SVA2	SVA1	SVA3	GLÅG1	GLÅG2	GLÅG3	HUN1	HUN2	HUN3
Leptolyngbya spp.	x											
Nostoc spp.								<1	<1			
Phormidium autumnale					<1	5				50		
Phormidium heteropolare										1		
Phormidium inundatum								5				
Phormidium retzii			20									
Phormidium spp.	x			x					x	x		<1
Phormidium tinctorium		xxx	30								<1	1
Schizothrix spp.					xxx							xxx
Stigonema mamillosum							1	5	3			
Tolypothrix distorta		<1			x	xxx	<1			<1		
Tolypothrix penicillata							<1		5			
Uidentifiserte coccale blågrønnalger												xxx
Grønnalger												
Bulbochaete spp.								x				
Cladophora glomerata											<1	1
Closterium spp.	x	x		x	xxx	x			x	x	x	xx
Cosmarium spp.	x	x	x	xxx	xxx	x	x	x	x	x	x	x
Draparnaldia glomerata	<1											
Euastrum spp.					x				x			
Klebsormidium rivulare							3					
Microspora abbreviata	x	x	xx									
Microspora amoena	<1		4		x			x	x			x
Mougeotia a (6-12u)	x		x	x	x	x	x	x	x	1		

Taksa	Vikselva			Svartelva			Lågen			Hunnselva		
	VIK1	VIK2	VIK3	SVA2	SVA1	SVA3	GLÅG1	GLÅG2	GLÅG3	HUN1	HUN2	HUN3
Mougeotia c (21-24)				x					x			
Mougeotia d (25-30u)		x	x	x	xx		x	x		x		x
Mougeotia e (30-40u)				x		x						1
Mougeotiopsis calospora									2			
Mougotia a2 (3-7u)					x					<1		
Netrium spp.							x					
Oedogonium a (5-11u)	xx	x			30		xxx	xxx	1			
Oedogonium a/b (19-21µ)		x										
Oedogonium a1 (3-4u)										xx		
Oedogonium b (13-18u)	x	x	<1	xx	xxx	xxx	xxx	5	xxx	XX		
Oedogonium c (23-28u)		x	xxx	xx	xxx	20	xxx	xxx	1	<1		
Oedogonium d (29-32u)			<1	xxx	xx	xx	xxx		1	xx		
Oedogonium e (35-43u)					x		x		<1			
Pleurotaenium spp.			x									
Spirogyra a (20-42u,1K,L)				x	xxx	10		xxx		xxx		
Spirogyra d (30-50u,2-3K,L)			<1	90	25	40	xx			<1		x
Spirogyra majuscula						xxx						
Spirogyra sp1 (11-20u,1K,R)				x			x	xx		x		
Staurastrum spp.				x	xx	x	x	x			x	x
Stigeoclonium spp.											<1	
Stigeoclonium tenue												<1
Teilingia granulata					x	x			x		x	

Taksa	Vikselva			Svartelva			Lågen			Hunnselva		
	VIK1	VIK2	VIK3	SVA2	SVA1	SVA3	GLÅG1	GLÅG2	GLÅG3	HUN1	HUN2	HUN3
Uidentifiserte coccale grønnalger				x								
Ulothrix tenuissima								x				
Ulothrix zonata								5				x
Zygnema a (16-20u)									x			
Zygnema b (22-25u)							10	<1				
Kiselalger												
Didymosphenia geminata									<1			
Tabellaria flocculosa (agg.)							2	xxx	xxx	xxx		
Uidentifiserte pennate	10	xxx	xxx	xxx	10	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx
Rødalger												
Audouinella chalybaea				xxx	xxx						<1	xxx
Audouinella hermannii						<1						<1
Audouinella pygmaea	<1	xxx	xxx	5	<1	xx					<1	1
Batrachospermum confusum f. anatinum				<1								
Batrachospermum gelatinosum	80	10										
Batrachospermum helminthosum			<1									
Lemanea borealis				<1	1	<1						
Lemanea fluviatilis												5
Rhodophyceae										x		
Gulgrønnalger												
Vaucheria spp.		<1									<1	
Nedbrytere												
Sphaerotilus natans			xx									xxx

Bunndyr

Tabell 39. Oversikt over stasjoner og prøvetakingsdato for bunndyr 2018

Elvenavn	Dato	StKode	Stasjonsnavn
Søndre Starelv	30.10.18	SSØM	Søndre Starelv øverste v. Måsåan
Søndre Starelv	30.10.18	SSVG	Søndre Starelv v. Granheim
Vikselva	30.10.18	VIKT	Vikselva ved Tangen
Fura	30.10.18	FURH	Fura v. Haukstad bru
Svartelv	30.10.18	SVAI	Svartelva nedstrøms IIseng
Svartelv	30.10.18	SVAK	Svartelva v. Kurud (Hjelum)
Gudbrandsdalslågen	31.10.18	GU22	Tretten ved Auromreset
Gudbrandsdalslågen	31.10.18	GU23	Nedstrøms Jernbanebru Hunderfossen
Gudbrandsdalslågen	31.10.18	GU24	Fåberg nedstrøms Brunlaug bru
Hunnselva	31.10.18	HUNF	Fiskevollen v. Gamme gård
Hunnselva	31.10.18	HU4D	Nedstrøms Raufoss sentrum
Hunnselva	31.10.18	HUNG	Gjøvik gård

Tabell 40. Taksalste for bunnsfauna (antall individer per art). I tabellen er stasjonskoder angitt, se tabell 39 for stasjonsnavn

TaxaGroup	Navn	SSØM	SSVG	VKT	FURH	SVAL	SVAK	GU22	GU23	GU24	HUNF	HU4D	HUNG
Arachnida	Acari indet. Ad.	1	10				2						2
Bivalvia	Sphaeriidae indet.	36	70	1	1	4		28	72	1808	3		
Coleoptera	Coleoptera indet. Lv.		4										
Coleoptera	Elmis aena ad.	6			1	8	4				2	2	1
Coleoptera	Elmis aena Lv.				34	48	280						
Coleoptera	Gyrinidae indet. Lv.						6						
Coleoptera	Hydraena sp. ad.	560	116	2	62	40	28						
Coleoptera	Limnius volckmari ad.	3	10		6	14							
Coleoptera	Limnius volckmari Lv.	36	32		1	26	34					12	
Coleoptera	Oulimnius sp. lv.		62										
Coleoptera	Oulimnius tuberculatus ad.		8										
Coleoptera	Platambus sp. Lv.		1					4			1	2	2
Coleoptera	Asellidae indet.		6					16					
Crustacea	Asellus aquaticus	2	54	12					4	4	1	2	2
Crustacea	Antocha sp. Lv.								2				
Diptera	Ceratopogonidae indet. Lv.	14	52	10	10	6						14	3
Diptera	Chironomidae indet. Lv.	2000	4000	896	4500	3000	3000	1216	272	480	544	2656	1440
Diptera	Chironomidae Pupae.												3
Diptera	Dicranota sp. Lv.	3	4		10	26	10						
Diptera	Diptera indet. Lv.												1
Diptera	Diptera indet. Pupae	6	1										
Diptera	Empididae indet. Lv.			64	1	8	4	4	1	32	2	3	
Diptera	Limnophora sp. Lv.						4						
Diptera	Limoniidae indet. Lv.	1		8								1	
Diptera	Psychodidae indet. Lv.	2	2	34	24	14	4						1
Diptera	Simuliidae indet. Lv.	10000	10000	256	152	280	128	6	2	4			
Diptera	Tipulidae indet. Lv.		8			4	2						2
Diptera	Baetidae indet. Lv.	2		2	64	44	22	12	52	40			
Ephemeroptera	Baetis digitatus Lv.										116		
Ephemeroptera	Baetis muticus Lv.					4	4		6				
Ephemeroptera	Baetis muticus/niger Lv.					4	4						
Ephemeroptera	Baetis niger Lv.	44	22	5	32	26	140			2			
Ephemeroptera	Baetis rhodani Lv.	144	14	4	12	2	20						
Ephemeroptera	Baetis sp. Lv.	14		3	120	160	34	120	288	192	256	20	88
Ephemeroptera	Caenis rivulorum Lv.	3		2	44	58	30	20	124	116	208	10	27
Ephemeroptera	Caenis sp. Lv.				1	230	48				12		2
Ephemeroptera	Ephmera danica Lv.		6		1	24	464				1		
Ephemeroptera	Ephmera sp. Lv.		8										
Ephemeroptera	Ephemerella aurivillii							2					
Ephemeroptera	Ephemerella mucronata Lv.							320		108			
Ephemeroptera	Ephemerella sp. Lv.							28		68			
Ephemeroptera	Ephemeroptera indet. Lv.			1	1	1		1		4			1
Ephemeroptera	Heptagenia dalearica Lv.			1	1	120	10	26				18	2
Ephemeroptera	Heptagenia fuscigrisea Lv.	14	34										
Ephemeroptera	Heptagenia sp. Lv.	1	14	2		72	32	272	2	20	264	2	

NIVA 7373-2019

TaxaGroup	Navn	SSØM	SSVG	VIKT	FURH	SVAI	SVAK	GU22	GU23	GU24	HUNF	HU4D	HUNG
Ephemeroptera	Heptagenia sulphurea Lv.			2	1	36	18	144	2	36	120		
Ephemeroptera	Leptophlebia marginata Lv.			1									
Ephemeroptera	Leptophlebia sp. Lv.			8	1						42		1
Ephemeroptera	Leptophlebiidae indet. Lv.	16	22										
Gastropoda	Bathymphalus contortus											1	
Gastropoda	Gastropoda indet.	8								2			
Gastropoda	Gyraulus acronicus	22	52				14	5	12	28	264	48	328
Gastropoda	Radix labiata/balthica				1	4	1	12		44		2	
Gastropoda	Valvata piscinalis											2	
Hirudinea	Erpobdella octoculata											2	
Hirudinea	Erpobdella sp.	1										2	5
Hirudinea	Erpobdellidae indet.		10										
Hirudinea	Glossiphonia complanata		1										
Hirudinea	Helobdella stagnalis										2		
Hydrachnidia	Hydrachnidia indet. Ad.	88	22			22	8	12		24			
Megaloptera	Sialis fuliginosa Lv.	2											
Megaloptera	Sialis sp. Lv.		2										
Odonata	Anisoptera indet. Lv.	1	6										
Oligochaeta	Oligochaeta indet.	24	14	22	6	120	32	28	10	28	26	120	1225
Plecoptera	Amphinemura borealis Lv.					2			1				
Plecoptera	Amphinemura sp. Lv.				2	8					14		
Plecoptera	Amphinemura sulciollis Lv.												
Plecoptera	Brachyptera risi Lv.	1											
Plecoptera	Capnia sp. Lv.									80			
Plecoptera	Capnopsis schilleri Lv.	1	344		3	4	266	48					
Plecoptera	Dinocras cephalotes Lv.				3	2							
Plecoptera	Diura nanseni Lv.					1	3				1	50	3
Plecoptera	Isoperla difformis Lv.				1								
Plecoptera	Isoperla grammatica Lv.												
Plecoptera	Isoperla obscura Lv.												
Plecoptera	Isoperla obscura/grammatica Lv.												
Plecoptera	Isoperla sp. Lv.	2				18	4	12	1	12	232	12	1
Plecoptera	Leuctra hippopus Lv.				3								
Plecoptera	Leuctra hippopus/digitata Lv.	2			24	1							
Plecoptera	Leuctra sp. Lv.	1	2			14							
Plecoptera	Nemoura avicularis Lv.												
Plecoptera	Nemoura sp. Lv.	1	8		1								
Plecoptera	Nemouridae indet. Lv.	1	4		1								
Plecoptera	Perlodidae indet. Lv.				1								
Plecoptera	Plecoptera indet. Lv.	22	26		6	4	4	4	2	2	1	6	2
Plecoptera	Siphonoperla burmeisteri Lv.					1							
Trichoptera	Agapetus ochripes Lv.												
Trichoptera	Arctopsyche ladogensis Lv.												
Trichoptera	Athripsodes commutatus Lv.					2	2						

NIVA 7373-2019

TaxaGroup	Navn	SSØM	SSVG	VIKT	FURH	SVAI	SVAK	GU22	GU23	GU24	HUNF	HU4D	HUNG
Trichoptera	Athripsodes sp. Lv.	1	1		8	8				16			1
Trichoptera	Beraeodes minutus Lv.												
Trichoptera	Ceraclea annulicornis Lv.									2	2		
Trichoptera	Ceraclea nigronervosa Lv.										1		
Trichoptera	Ceraclea sp. Lv.							1			34		
Trichoptera	Glyptotaelius pellucidus Lv.	1	1										
Trichoptera	Hydropsyche newae Lv.							70					
Trichoptera	Hydropsyche pellucidula Lv.	42	28	4	12	132	46		1	3	240	70	1
Trichoptera	Hydropsyche siltalai Lv.	6		6		8	10				328	121	20
Trichoptera	Hydropsyche sp. Lv.	8	8	8		272	64	28	2	2	1088	2	
Trichoptera	Hydroptila sp. Lv.									52			
Trichoptera	Ithytrichia sp. Lv.	56	10	1			32			8	1		
Trichoptera	Lepidostoma hirtum Lv.	42	8	1	1	80	40	4		32	232	1	
Trichoptera	Leptoceridae indet. Lv.				14	67	26			36			
Trichoptera	Limnephilidae indet. Lv.	8	10		6							1	
Trichoptera	Limnephilus fuscicornis Lv.									1			
Trichoptera	Limnephilus rhombicus Lv.	1											
Trichoptera	Micrasema setiferum Lv.								2	72	2	1	
Trichoptera	Oxyethira sp. Lv.		10		1	26	10	2		128			
Trichoptera	Plectrocnemia conspersa Lv.	1	4				4						
Trichoptera	Polycentropodidae indet. Lv.	160	26	6	46	12		4		16	10		14
Trichoptera	Polycentropus flavomaculatus Lv.	108	20	3	12	2		3	1	6	26		18
Trichoptera	Potamophylax latipennis Lv.											8	
Trichoptera	Psychomyia pusilla Lv.											1	2
Trichoptera	Rhyacophila fasciata Lv.	26	1										
Trichoptera	Rhyacophila nubila Lv.	2			18	54	8	3	24	3	8	99	16
Trichoptera	Rhyacophila sp. Lv.	16			16	28	36	1	54	2	1	48	
Trichoptera	Rhyacophiliidae indet. Lv.												1
Trichoptera	Sericostoma personatum Lv.	38	20							12		1	
Trichoptera	Sericostomatidae indet. Lv.									2			
Trichoptera	Silo pallipes Lv.				1								
Trichoptera	Trichoptera indet. Lv.		1					1					

Vedlegg F. Generell informasjon

Følgende beskrivelse om Mjøsa og dens nedbørfelt er gjengitt fra årsrapporten for 2005 (Kjellberg 2006) med enkelte endringer. Vi tar forbehold om at det kan være opplysninger i beskrivelsen som ikke er oppdaterte. Områdebeskrivelser samt bakgrunnsdata og historikk omkring Mjøsa og tidligere forurensningssituasjon er gitt bl.a. av Kjellberg (1982) og i et skrift utgitt av Styringsgruppa for overvåking av Mjøsa med tilløpselver (Nashoug 1999).

Av Mjøsas nedbørfelt på ca. 16 500 km² utgjør nedbørfeltet til den største tilløpselva, Gudbrandsdalslågen, hele ca. 70 %, mens innsjøens overflateareal utgjør ca. 2 %. Fjellområder og myr utgjør til sammen ca. 50 % av nedbørfeltet, skog ca. 38 % og dyrkamark ca. 6 % av nedbørfeltet (Holtan mfl. 1979). De resterende ca. 6 % utgjøres av vann, tettsteder, veger etc.

Tabell 2. Innsjødata for Mjøsa.

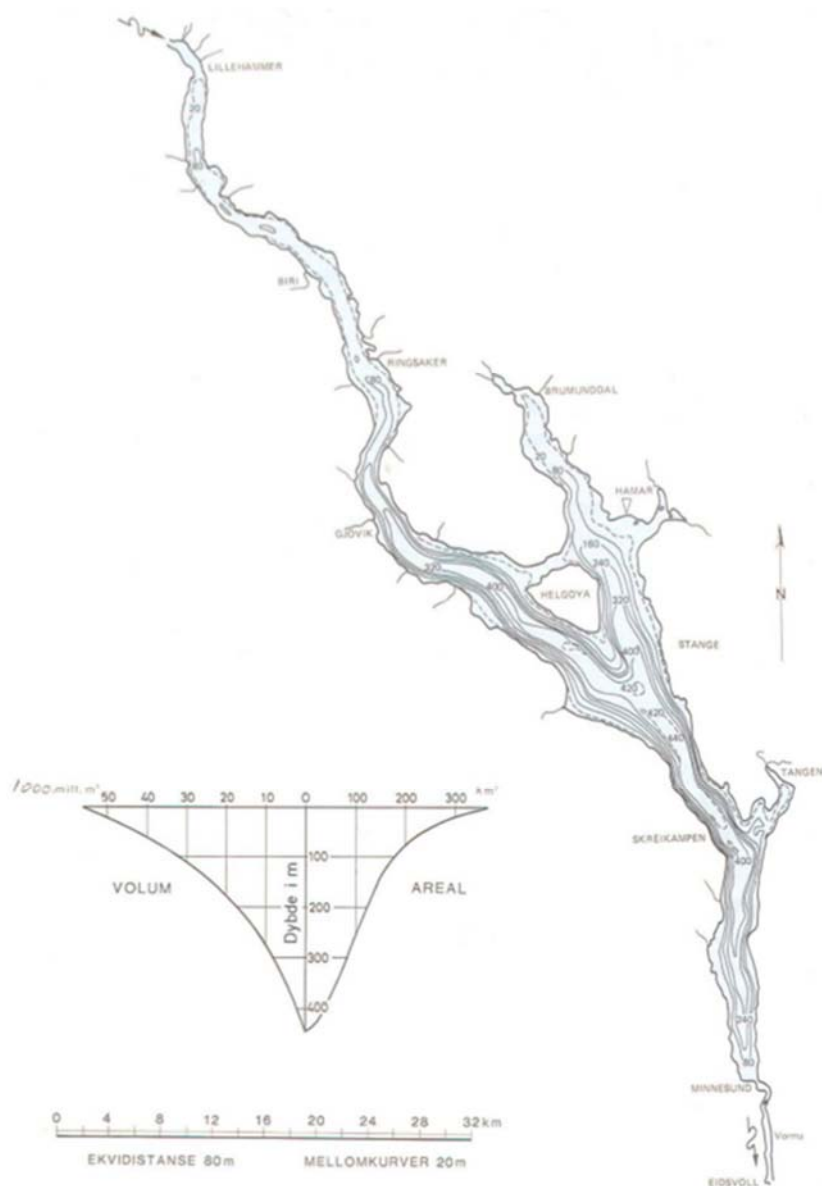
Parameter	Verdi	Benevning
Areal nedbørfelt ¹	16568	km ²
Innsjøens høyde over havet ¹	123	m
Areal innsjøoverflate ¹	369	km ²
Lengde ²	117	km
Største målte dyp ¹	453	m
Middeldyp ¹	150	m
Volum ¹	55361	mill. m ³
Midlere årlig avløp ⁴	11316	mill. m ³
Teoretisk oppholdstid ⁴	4,89	år
Høyeste regulerte vannstand, HRV ¹	122,94	m
Laveste regulerte vannstand, LRV ¹	119,33	m
Reguleringshøyde ¹	3,61	m
Normal sommervannstand ³	122,80	m
Vannstand 1995-flommen (kulminasjon) ³	125,63	m

Kilder: 1: NVE Atlas pr. januar 2009, 2: Østrem mfl. 1984, 3: NVE 2003, 4: Basert på vanntransport i Vorma ved Minnesund 2010-2016 (kilde: Eidsiva kraft).

I alt bor ca. 200 000 personer i Mjøsas nedbørfelt, hvorav 150 000 i innsjøens umiddelbare nærhet. Ca. 120 000 personer er tilknyttet off. kloakksystem, og i alt er det bygget 84 høygradige kommunale rensaneanlegg i nedbørfeltet. Ca. 80 000 personer bor i spredt bebyggelse og benytter separatanlegg. Ca. 100 000 mennesker får i dag sitt drikkevann fra 7 større kommunale vannverk med inntak fra dypt vann i Mjøsa (60-280 m dyp). Vassdraget nedstrøms Mjøsa (nedre del av Glomma) blir brukt som drikkevannskilde for ca. 150 000 mennesker. I alt er derfor ca. 250.000 personer, dvs. ca. 5 % av Norges befolkning, direkte eller indirekte avhengig av vannkvaliteten i Mjøsa.

Mjøsa brukes til vanning av ca. 90.000 dekar jordbruksareal, og 8 industribedrifter har eget vanninntak i Mjøsa. Betydelige rekreasjons- og fiskeinteresser er knyttet til innsjøen. På en varm sommerdag er det anslått at ca. 4.000 personer bader i Mjøsa. Antall båter er tidligere anslått til ca. 5.000, og dagens fiskeavkastning er anslått til 4 -7 kg/ha og år. Fisket etter mjøsørret og lagesild er av størst betydning, men fiske etter harr, gjedde, abbor og lake har også rekreasjonsmessig betydning. Videre blir noe mort, brasme og vederbuk brukt som mat av enkelte.

Rundt de sentrale deler av innsjøen ligger noen av Norges viktigste jordbruksområder. Korndyrking er den dominerende driftsform, men det produseres også en hel del poteter, grønnsaker, bær, oljevekster og gras. Det er til tider stort uttak av vann til jordbruksvanning fra tilrennende vassdrag noe som kan skape konflikter med øvrige brukerinteresser. I ekstreme tørkeperioder blir betydelige elve- og bekkestrekninger tørrlagt. I alt finnes det ca. 55 industribedrifter med konsesjonskrav til utslipp i Mjøsas nedbørfelt. De fleste bedrifter, som er potensielle vannforurensere, finnes innen bransjene tekstilindustri, treforedlings-industri, næringsmiddelindustri og metallurgisk industri. 16 bedrifter har utslipp via egne renseanlegg, mens de resterende 39 bedriftene har utslipp til Mjøsa eller tilløpsbekker via kommunale renseanlegg.



Figur 2. Dybdekart over Mjøsa, utarbeidet av NVE (Østrem, Flakstad og Santha 1984).

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnæringsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og næringsliv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no