

Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa.

Årsrapport for 2017



Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00

Internett: www.niva.no

NIVA Region Sør

Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 37 04 45 13

NIVA Region Innlandet

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

NIVA Region Vest

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 55 31 22 14

NIVA Danmark

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

Tittel Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa. Årsrapport for 2017	Løpenummer 7273-2018	Dato 30.04.2018
Forfatter(e) Anne Lyche Solheim, Jan-Erik Thrane, Jarl Eivind Løvik, Birger Skjelbred, Jonas Persson, Tor Erik Eriksen og Maia Røst Kile	Fagområde Overvåking	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Oppland, Hedmark, Akershus	Sider 124

Oppdragsgiver(e) Vassdragsforbundet for Mjøsa med tilløpselver	Oppdragsreferanse Odd Henning Stuen
	Utgitt av NIVA Prosjektnummer 17094

<p>Sammendrag</p> <p>Rapporten omhandler vannkvalitet, biologiske forhold og økologisk tilstand i vannområde Mjøsa i 2017 samt tidsutviklingen gjennom overvåkingsperioden 1972-2017. Miljøtilstanden i Mjøsa har blitt sterkt forbedret med hensyn til overgjødsling siden 1970- og 1980-tallet. Den økologiske tilstanden i 2017 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 enn i perioden 2002-2008. Økningen skyldes trolig store tilførsler fra nedbørfeltet i tilknytning til flomepisoder i årene 2011, 2013 og 2014. Gudbrandsdalslågen bidro med 53% av de samlede fosfortilførslene til innsjøen i 2017, mens øvrige tilløpselver bidro med ca. 37%. 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 større algemengder enn ønskelig, med markerte topper med kiselalger i august-september. I 2017 var det også kiselalger som dominerte algesamfunnet, mens det fortsatt var svært lite cyanobakterier. Den økologiske tilstanden i nedre deler av Gausa og Moelva ble vurdert som henholdsvis god og moderat i 2017 basert på undersøkelser av begreingsorganismer og bunndyr. Dette indikerer at Gausa tilfredsstiller miljømålet i vannforskriften, mens Moelva ikke tilfredsstiller miljømålet.</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
Forskningsleder

ISBN 978-82-577-7008-2
NIVA-rapport ISSN 1894-7948

Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa
Hovedrapport for 2017

Forord

Rapporten omhandler vannkvalitet og biologiske forhold i vannområde Mjøsa i 2017 samt tidsutviklingen i viktige fysiske, vannkjemiske og biologiske forhold i overvåkingsperioden 1972-2017. 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 2017 har vært Anne Lyche Solheim som prosjektleder og Jarl Eivind Løvik som prosjektkoordinator. Kontrakten som omhandler oppdraget, ble undertegnet den 17.2.2017.

Feltarbeidet på Mjøsa ble utført av Jan-Erik Thrane, Jonas Persson og Jarl Eivind Løvik med bistand fra Odd Henning Stuen (Vassdragsforbundet), Atle Rustadbakken og Glen Skutbergsveen (Trolling Adventure), Anna Birgitta Ledang og Øyvind Garmo (begge NIVA) 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 og Svartelva ble gjennomført av Elisabeth S. Seberg, Sigrid Gregusson, Jakob Westerberg, Jon Atle Kaveldiget og Unni Thoresen ved ALcontrol i Hamar. Prøvene fra Vorma ble samlet inn av Jarl Eivind Løvik. 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.

Analyser og vurderinger av planteplankton er utført av Birger Skjelbred. Jarl Eivind Løvik har analysert og vurdert krepsdyrplankton og gjennomført de biologiske befaringene i elvene Gausa og Moelva. Undersøkelsene av begroingsorganismer og bunndyr i de samme elvene er gjennomført av henholdsvis Maia Røst Kile og Tor Erik Eriksen.

Kjemiske analyser av prøver fra alle innsjøstasjonene i Mjøsa er utført av NIVA. For å sikre sammenlignbarhet med AI-Controls analyser av næringsalter fra tidligere år ble parallelle prøver fra hovedstasjonen analysert av AI-Control. Kjemiske og mikrobiologiske analyser av prøver fra tilløpselvene er utført av MjøsLab på Gjøvik (Lena og Hunnselva), og ALcontrol på Hamar og i Skien (Gausa, Lågen, Moelva, Flagstadelva, Svartelva og Vorma). Roar Brænden (NIVA) har stått for driften av den nettbaserte datapresentasjonen i Aquamonitor og sørget for overføring av data til databasen Vannmiljø. Mette-Gun Nordheim og John Rune Selvik (alle NIVA) har bidratt med figurframstillinger. Mette-Gun Nordheim har i tillegg tilrettelagt data for overføring til Vannmiljø. Rapporten er kvalitetssikret av Markus Lindholm (NIVA).

Oslo, 30. april 2018

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	14
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	Begroingsalger	18
2.2.3	Bunndyr	20
2.2.4	Feltbefaringer langs elvene for kartlegging av forurensninger	21
2.3	Integrert klassifisering av økologisk tilstand på tvers av kvalitetselementer	21
3	Resultater og diskusjon – Mjøsa.....	22
3.1	Primærdata	22
3.2	Meteorologiske og hydrologiske forhold.....	22
3.3	Vanntemperatur	23
3.4	Generell vannkvalitet.....	26
3.4.1	Oksygenforhold	26
3.4.2	Kalsium, alkalitet, pH og ledningsevne.....	27
3.4.3	Organisk karbon og farge	29
3.4.4	Turbiditet.....	30
3.5	Siktedyp	31
3.6	Næringsalter.....	34
3.6.1	Fosfor.....	34
3.6.2	Nitrogen.....	36
3.6.3	Nitrogen/Fosfor forholdet.....	40
3.6.4	Silikat	41
3.7	Planteplankton.....	42
3.7.1	Økologisk tilstand og artssammensetning i 2017.....	42
3.7.2	Vertikalfordeling av planteplankton gjennom vekstsesongen 2017	44
3.7.3	Langtidsutvikling av planteplanktonet i Mjøsa.....	44
3.8	Dyreplankton	49
3.9	Mysis og andre istidskreps.....	54
3.10	Økologisk tilstand i Mjøsa	56
4	Resultater og diskusjon – Elver.....	57
4.1	Typifisering av elvene	57
4.2	Typifisering av elvene	57

4.3	Fosfor, nitrogen og fekale indikatorbakterier.....	57
4.4	Fosfortilførsler og fosforbudsjett for Mjøsa	61
4.5	Nitrogentilførsler	66
4.6	Silisium i Lågen, Svartelva og utløpselva Vorma.....	67
4.7	Begroing i Gausa og Moelva	68
4.7.1	Økologisk tilstand	68
4.7.2	Biologisk mangfold	69
4.8	Bunndyr i Gausa og Moelva	70
4.8.1	Økologisk tilstand	70
4.8.2	Diversitet	71
4.9	Feltbefaringer langs Gausa og Moelva	71
4.9.1	Gausa	71
4.9.2	Moelva.....	72
4.10	Samlet vurdering av økologisk tilstand i Gausa og Moelva	73
5	Litteratur.....	75
6	Vedlegg.....	79
	Vedlegg A. Vannkjemidata Mjøsa.....	80
	Vedlegg B. Planteplankton.....	87
	Vedlegg C. Dyreplankton.....	103
	Vedlegg D. Vannkjemi Elver.....	111
	Vedlegg E. Biologiske kvalitetselementer Elver (Begroingsalger og Bunndyr).....	120
	Vedlegg F. Generelle fakta om Mjøsa med nedbørfelt.....	122

Sammendrag

Målsetning og innhold

Hensikten med overvåkingen i vannområde Mjøsa er å dokumentere økologisk tilstand, vannkvalitet og forurensningsgrad mht. næringsstoffer i innsjøen. Utviklingen over tid i viktige vannkjemiske variabler, mengde og sammensetning av plante- og dyreplankton følges, og mulige årsaker til eventuelle endringer drøftes. 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 og fysisk-kjemiske støtteparametere ga god økologisk tilstand ved alle prøvestasjonene i Mjøsa i 2017. Det samme var tilfelle i 2014, 2015 og 2016, 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 fint og varmt vær senere i sesongen, ga dette grunnlag for større algemengder og mer næringskrevende arter i 2013.

Algemengder og algesammensetning

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 middelerdiene for både klorofyll-*a* og planteplankton-biomasse for perioden 2011-2017 mer enn halvert siden 1970-tallet. Det har også skjedd en gunstig utvikling av algesammensetningen i perioden. På 1970-tallet var det flere år med markante oppblomstringer av cyanobakterier (blågrønnalger). Derrest representerte storvokste kiselalger en betydelig andel av totalbiomassen. Tendensen til markerte topper med kiselalger om sommeren og/eller høsten har holdt seg framover til 1990-tallet og enkelte år etter 2000, særlig flomårene 2011 og 2013. Biomassen av cyanobakterier har i hovedsak vært liten siden 1980-tallet.

I 2017 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. Middelerdiene for klorofyll-*a* tilfredsstilte miljømålet for vannforskriften på 4 µg/l, men overskred det lokale miljømålet for Mjøsa på 2 µg/l på alle stasjonene unntatt Brøttum, men overskridelsen var liten på Skreia med en middelerdi på 2,1 µg/l. På alle stasjonene unntatt Brøttum var det en tydelig oppblomstring av kiselalger i september. Totalvurderingen basert på planteplankton tilsier at den økologiske tilstanden var god i forhold til vannforskriften, ved alle fire prøvestasjonene i 2017. Stasjonene Kise og Furnesfjorden var imidlertid nær grensen til moderat tilstand, i likhet med i 2015 og 2016. I Furnesfjorden ble små mengder av den potensielt giftproduserende cyanobakterien *Planktothrix agardhii* funnet i oktober 2017.

Vertikalfordelingen av planteplanktonets klorofyll-*a* fluorescens ble målt med sonde fra overflaten til rett over bunnen på hovedstasjonen Skreia, Kise og Furnesfjorden. Det ble ikke funnet noe alge-maksimum i sprangsjiktet, men det var generelt høyere fluorescens i Furnesfjorden både i de øvre vannlagene og på noe dypere vann (ned mot 25 m) enn på de andre stasjonene. Disse profilene bekrefter forskjellen mellom de tre stasjonene med hensyn til eutrofieringssituasjonen. Forskjellene skyldes primært lokale tilførsler av næringsalter fra områdene rundt Kise og Furnesfjorden.

Næringsstoffer

Overvåkingen av Mjøsa har vist at økte tilførsler av næringsstoffer fører til økende algevekst og markante endringer i algesammensetningen. Fosfor er begrensende næringsstoff for algevekst i

Mjøsa, som i de fleste innsjøer. Tiltakene som har blitt gjennomført for å redusere tilførselene, har ført til at middelverdiene for 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. I årene 2009-2017 har konsentrasjonen vært litt høyere, med middelverdier for vekstsesongen på 5-7 µg P/l. Også ved de andre stasjonene har det vært litt høyere konsentrasjoner av tot-P i de senere årene. Periodevis stor avrenning og følgelig store tilførsler av fosfor fra nedbørfeltet i forbindelse med flommer har sannsynligvis vært hovedårsaken til økningen. Middelverdiene for tot-P gir tilstandsklasse «god» for de fire prøvestasjonene på Mjøsa i 2017, i likhet med de tre foregående årene. Middelverdien av tot-P konsentrasjonen på Skreia var 4,5 µg/l i 2017, noe som også er akseptabelt i forhold til det lokale miljømålet for Mjøsa (ikke over 5,5-6,5 µg P/l; 6,0 µg P/l ved stasjon Skreia).

Konsentrasjonen av total-nitrogen (tot-N) i vekstsesongen for alger økte noe fram til slutten av 1980-tallet, for deretter å flate ut eller stige svakt. Den nordlige delen av Mjøsa har vesentlig lavere konsentrasjoner av nitrogen enn de sentrale og søndre delene. Årsaken til forskjellene er først og fremst at de nordlige områdene påvirkes sterkt av vannet fra Gudbrandsdalslågen (Lågen) som vanligvis har lave konsentrasjoner, mens de sentrale delene påvirkes mer av tilførselene fra jordbruk og befolkning i de lokale nedbørfeltene. Total-nitrogen var i god tilstand ved Brøttum og Kise i 2017, men moderat tilstand ved stasjonene Furnesfjorden og Skreia, men brukes ikke i den samlede klassifiseringen ettersom nitrogen ikke anses å vekstbegrensende for algeveksten i Mjøsa.

Konsentrasjonen av silikat i vårsirkulasjonen sank fra 1960-tallet til midten av 1980-tallet. Dette hadde trolig sammenheng med stor produksjon og sedimentasjon av kiselalger; silikat er et essensielt stoff for oppbygging av kiselalgenes skall. Etter midten av 1980-tallet har konsentrasjonen av silikat i vårsirkulasjonen økt gradvis. En mulig forklaring kan være at etter hvert som Mjøsa ble avlastet mht. fosfor, har produksjonen og sedimentasjonen av kiselalger avtatt. Dermed har konsentrasjonen av silikat i vannmassene bygget seg gradvis opp igjen. Eventuelle økte tilførsler fra nedbørfeltet i forbindelse med flomepisoder kan imidlertid også ha hatt betydning for tidsutviklingen.

Temperaturen i Mjøsas øvre vannlag og klimaets betydning

Mjøsas øvre vannlag har blitt varmere i den senere tid. Ved hovedstasjonen har middel- og maksimumtemperaturen i de øvre vannlag (0-10 m) for perioden juni-oktober økt med henholdsvis 1,9 °C og 3,3 °C fra 1972 til 2017. Årsaken til økningen er sannsynligvis klimaendringene og den globale oppvarmingen som har skjedd i de senere tiårene. Middelttemperaturen for 2017 var på 11,9 °C, som er nesten 2 °C lavere enn middelttemperaturen for «rekordåret» 2014. Den generelle temperatortrenden er likevel stigende, noe som vil kunne påvirke både algemengden og algesammensetningen i Mjøsa i eutrofierende retning. Det er derfor viktig fortsatt å begrense tilførselene av næringsstoffer til Mjøsa, og å følge utviklingen gjennom overvåking av vannkvaliteten.

Generell vannkvalitet

Ingen store endringer ble funnet i den generelle vannkvaliteten i Mjøsa i 2017 sammenlignet med tilsvarende målinger de senere årene. Vertikalprofiler fra overflaten til nær bunnen ble målt for oksygen, pH og turbiditet. Oksygen-forholdene i Mjøsa er gode med 90-100% metning i mesteparten av vannsøylen ved Skreia, mens dypvannet 10 m over bunnen hadde 85% metning. Ved Kise og Furnesfjorden var metningsprosenten litt over 100% i overflaten i juni og juli, og det ble funnet et oksygenminimum med metning på 85% i nedre del av sprangsjiktet i september. Profilene av pH viser tilnærmet nøytrale forhold med pH rundt 7,0 i hele vannsøylen på alle stasjonene, men litt høyere pH ble målt ved Kise og i Furnesfjorden sammenlignet med hovedstasjonen Skreia. Dette har sammenheng med noe høyere algevekst på Kise og Furnesfjorden. Fargetallet i 2017 var på 10-14 mg Pt/l, lavest på Brøttum og høyest i Furnesfjorden. Turbiditetsprofilene viste tydelig innvirkning av vårfloppen, særlig ved Kise, og turbiditeten i de øvre vannlagene (0-10m) på Brøttum i juni. De

lokale flommene 24 juli og 12. september kunne også spores ved litt økt turbiditet på henholdsvis Kise og i Furnesfjorden.

Siktedypet i Mjøsa på hovedstasjonen Skreia var 8,1 m i 2017 (middelverdi juni-oktober), som var i tråd med det lokale miljømålet på 8 m. På Kise og Furnesfjorden var de tilsvarende middelverdiene på henholdsvis 7,5 m og 7,0 m, som tilfredsstiller miljømålet for vannforskriften på 6,2 m. Siktedypet var omtrent identisk med det som ble målt i 2016 på alle stasjonene.

Konsentrasjoner og transport av næringsstoffer i elvene

Medianverdiene for tot-P var i 2017 innenfor tilstandsklasse «svært god» for tilløpselvene Gudbrandsdalslågen, Gausa, Hunnselva, Lena, Moelva, Flagstadelva og Svartelva, samt utløpselva Vorma. 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. De samlede tilførselene av fosfor med tilløpselver 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 2017 er de samlede elvetilførselene beregnet til 103 tonn, som er litt høyere enn i 2016 (98 tonn). Gudbrandsdalslågen bidro med 53% av de samlede fosfortilførselene til innsjøen i 2017, mens øvrige tilløpselver bidro med ca. 37%. Dette innebærer en betydelig større andel fra de andre elvene i 2017 enn i 2016, der disse kun bidro med 22% og Lågen med 67%.

Hygieniske forhold i tilløpselver

Den hygieniske vannkvaliteten kan karakteriseres som god i Lågen og moderat i Gausa. I Lena, Flagstadelva og Svartelva var den hygieniske vannkvaliteten dårlig, og den var svært dårlig i Hunnselva. Sammenliknet med 2016 ble det registrert en forbedring i Flagstadelva og Svartelva, men ingen vesentlige endringer i den hygieniske vannkvaliteten i de øvrige elvene.

Miljøtilstanden i Gausa og Moelva

På prøvestasjonen i Gausa nær utløpet i Lågendeltaet var begroingen i 2017 sammensatt av både næringskrevende og mindre næringskrevende arter. Tilstanden basert på eutrofieringsindeksen for begroing (PIT-indeksen) var god, og uendret sammenliknet med i 2011. Bunndyrene i Gausa viste svært god tilstand basert på ASPT-indeksen, som måler påvirkning fra organisk belastning. Svært god tilstand ble også observert i 2011. Samlet sett var det god økologisk tilstand i Gausa i 2017.

På prøvestasjonen i Moelva nær utløpet i Mjøsa var også begroingen karakterisert ved både næringskrevende og mindre næringskrevende arter. PIT indeksen for begroing viste moderat tilstand, som den også gjorde i 2011. Bunndyrsamfunnet indikerte svært god tilstand med tanke på organisk belastning, selv om prøven inneholdt påfallende store mengder av fåbørstemark, samt mer finpartikulært organisk materiale enn Gausa. Dette kan antyde økt tilførsel av næringsalter/organisk stoff, selv om det ikke slo ut på indeksen. Den samlede klassifiseringen resulterte i moderat tilstand, i likhet med i undersøkelsene fra 2011.

Summary

Title: Operational monitoring of Lake Mjøsa. Annual report for 2017.

Year: 2018

Author(s): Anne Lyche Solheim, Jan-Erik Thrane, Jarl Eivind Løvik, Birger Skjelbred, Jonas Persson, Tor Erik Eriksen og Maia Røst Kile

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-7008-2

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 2017 for the lake and for two of the tributaries. The lake status is based on phytoplankton, total phosphorus and secchi depth, while the status of the tributaries is based on phytobenthos (non-diatoms), benthic fauna and total phosphorus. Long-term trends for the period 1972-2017 are also presented for lake temperature, river flow, riverine phosphorus and nitrogen discharges, water quality parameters in the lake including nutrients, phytoplankton and zooplankton.

Because of comprehensive pollution abatement measures, the water quality of Lake Mjøsa improved markedly since the 1970-ies and the 1980-ies. The mean phytoplankton biomass has more than halved of what it was since during the 1970-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. Based on mean algal biomass and composition of the phytoplankton in 2017, the ecological status was classified as good 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 tot-P mean values were slightly higher, varying within the range 5-7 $\mu\text{g P/l}$. This increase was probably caused by relatively large P-inputs from the catchment during periods with high run off, especially during the late spring floods in 2011, 2013 and 2014. In 2017, the mean total phosphorus concentration at the main sampling station was 4,5 $\mu\text{g/l}$, which was within the range of good ecological status, and did not exceed the local environmental target of 6 $\mu\text{g/l}$ for Lake Mjøsa.

Median values for total phosphorus concentrations in the six main inlet rivers in 2017 were relatively low in 2017 and indicated high ecological status for the rivers Gudbrandsdalslågen, Gausa, Hunnselva, Lena, Moelva, Flagstadelva and Svartelva.

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 og 2014 the riverine phosphorus load has been estimated to ca. 200-300 tonn per year. For 2017, the total riverine phosphorus load has been estimated to 103 tonnes.

Based on investigations of benthic algae and macro-invertebrates, as well as median total phosphorus concentration in the two tributaries Gausa and Moelva, their ecological status was classified as good and moderate status respectively at the sampling stations situated in the lower parts of the rivers in 2017.

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 2009-2016 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 2014-2016, med mindre alger, en gunstigere algesammensetning og lavere konsentrasjoner av fosfor (Løvik mfl. 2017). Den økologiske tilstanden ble vurdert som god i all de tre årene 2014-2016.

Global oppvarming i den senere tid har bl.a. ført til økning i temperaturen i mange innsjøer; også Mjøsas øvre vannlag har blitt varmere. 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). Det er fortsatt viktig å hindre at belastningen av næringsstoffer øker. Mjøsa er fremdeles i en situasjon der økte tilførsler i kombinasjon med fint og varmt vær raskt kan føre til markerte endringer i algesamfunnet og dermed til uakseptable miljøforhold.

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». Mijødirektoratet (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 2017 hadde forbundet totalt 64 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 mest 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 miljømålene 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 (Direktoratsgruppa 2015: Veileder 02:2013, revidert 2015). Inntil videre har imidlertid Vassdragsforbundet valgt å opprettholde de nevnte miljømålene.

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 forurensningsgraden og miljøtilstanden vurderes i viktige deler av de 13 største elvene (inklusive utløpselva Vorma) etter et rullerende program. Overvåkingen skal så vidt mulig gi grunnlag for spesifikk informasjon vedrørende utslipp av boligkloakk, utslipp fra landbruk, industri osv. Årlig transport av fosfor og nitrogen skal beregnes i 6 av tilløpselvene og i utløpselva Vorma.

1.3 Program og gjennomføring

Undersøkelsene i 2017 er en videreføring av programmet som har vært fulgt i de senere årene. Dette kan beskrives med følgende tre delområder:

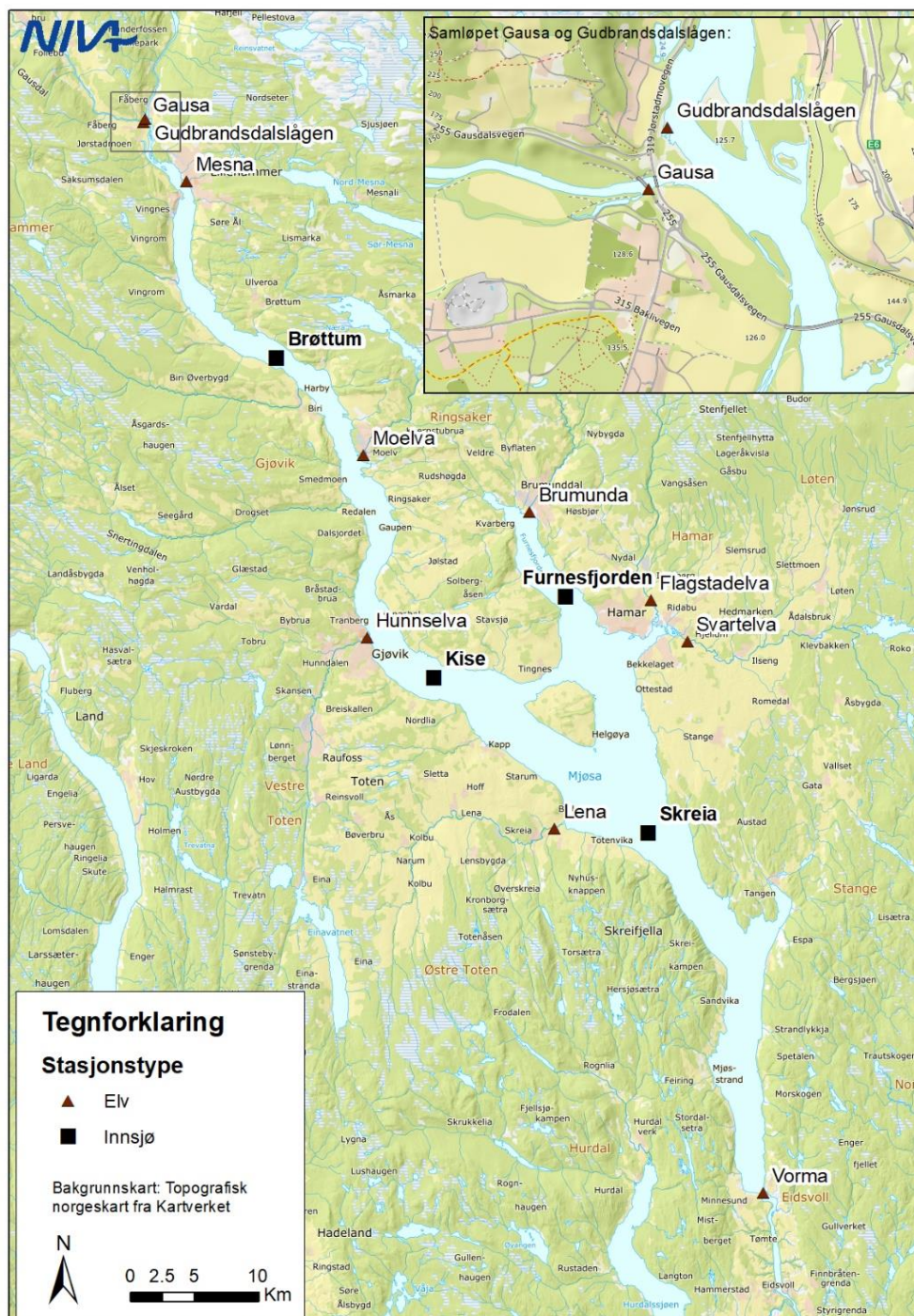
Delområde 1: Rutinemessig årlig overvåking av Mjøsas hovedvannmasser ved hovedstasjonen Skreia (Figur 1). Undersøkelsene omfatter vanntemperatur, siktedyp, konsentrasjoner av næringsstoffer, generelle vannkjemiske forhold, mengde og sammensetning av plante- og dyreplankton, samt tetthet og biomasse av 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 Vorma. Årlige biologiske undersøkelser i de 12 største tilløpselvene og i Vorma etter et rullerende program inngår også i dette delområdet (Tabell 1). Foruten de seks nevnte tilløpselvene

og Vorma gjelder dette også Mesna, Moelva, Brumunda, Vismunda/Stokkelva og Vikselva. Det tas også vannkjemiske prøver fra de samme elvene for å få et noe mer utfyllende datagrunnlag for klassifisering av økologisk tilstand. I 2017 ble biologiske undersøkelser gjennomført i Gausa og Moelva. Det ble da også tatt vannkjemiske prøver fra Moelva 20 ganger i perioden april-desember.



Figur 1. Mjøsa med prøvestasjoner i innsjøen, i tilløpselver og i utløpet Vorma.

Tabell 1. Rullerende program for biologiske undersøkelser i elver. Elvene som ble undersøkt i 2017 er markert med fete typer.

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

2 Materiale og metoder

2.1 Mjøsa

2.1.1 Båt og feltutrustning

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



Figur 2. Båt fra Trolling Adventure med løftekran og motorisert linehaler, samt nytt feltutstyr brukt i 2017: fra venstre mot høyre: Rosett-samler med 6 prøveflasker, multisensor-sonder for måling av vertikalprofiler, Mysis-håv for dyreplanktonprøver fra hele vannsøylen.

På stasjon Brøttum ble en mindre båt og mer tradisjonelt prøvetakingsutstyr benyttet, da dette ble funnet å være mer kostnadseffektivt, og fordi innsjøen er grunnere her.

2.1.2 Fysisk-kjemiske prøver og analyser

Metodikken for vannprøvetaking ble endret i 2017 til å følge ØKOSTOR metodikk (Lyche-Solheim m.fl. 2017). Dette innebærer bruk av en 2 m lang rør-henter 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 10 m over bunnen. Disse prøvene ble tatt med en rosett-sampler 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 (PO₄-P), og en annen delprøve ble helt 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 2017.

Stasjon	Epilimnion	Enkeltdyp 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	443*

* Den dypeste prøven skal tas 10 m over innsjøens dypeste punkt, men dette var vanskelig å lokalisere nøyaktig, slik at denne prøven ble tatt fra 400m i mai, 427 m i juni-september og 443 m i oktober.

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 AI-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 (Veileder 02:2013, revidert 2015). For å korrigere klassegrensene for humus, benyttet vi et fargetall på 11,8 mg Pt/l, som er middelverdi av perioden 2006-2017 minus flomårene 2011, 2013 og 2014. 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 middelverdiene for hvert år.

Tabell 3. Vannkjemiske parametere analysert i 2017 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 AI-Control.

Parameter	enhet	Skreia				Brøttum		Kise		Furnesfjorden	
		enkeltdyp 10. mai	epilimnion blandprøve	hypolimnion blandprøve	dypeste prøve*	enkeltdyp 15. mai	epilimnion blandprøve	enkeltdyp 10. mai	epilimnion blandprøve	enkeltdyp 10. mai	epilimnion blandprøve
pH	pH	x	x	x							
Kond.	mS/m	x	x	x							
Alkalitet	mmol/l	x	x	x							
Turb.	FNU	x	x	x							
Farge	mg Pt/l	x	x	x							
Tot-P	µg P/l	x	X	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	x	x	x
NH4	µg N/l	x	x	x							
NO3	µg N/l	x	X	x	x	x	x	x	x	x	x
TOC	mg C/l	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							
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								
Siktedyp	m		x								
Oksygen	mg O ₂ /l				x						

* dypeste prøve var på 400 m i mai, 427 m i juni, juli, august, september og 443 m i oktober.

I tillegg til selve vannprøvetakingen ble det også målt vertikalserier med en multisensor-sonde (Figur 2) av temperatur, oksygen, klorofyll-fluorescens, 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 klorofyll-fluorescensen. Dersom det skulle finnes en topp i klorofyll-fluorescensen 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 Mjøsaksjonen. Vertikalprofilene av oksygen vil kunne avdekke eventuelt oksygenvinn i dypvannet mot slutten av stagnasjonsperiodene sommer og vinter.

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 11 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 (fytofik). 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, og økologisk tilstand ble bestemt i henhold til klorofyll a, totalt biovolum, artssammensetningsindeksen PTI og maksimum biomasse av cyanobakterier ut fra klassegrensene for disse fire parameterne for vanntype nr. 6 (L-N2b) og kombinasjonsregler som angitt i klassifiseringsveilederen kapittel 4 og figur 4.1 (Direktoratsgruppa 201: Veileder 02:2013 - revidert 2015,).

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 på 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 konserverert 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 ble det samlet inn vannprøver månedlig i perioden januar-desember, dvs. totalt 12 ganger. I tillegg ble Moelva i Ringsaker prøvetatt på to stasjoner. Bakgrunnen for dette var at en ønsket å få med eventuelle påvirkninger fra alle potensielle forurensningskilder (inklusive en industribedrift) på den nederste stasjonen (Moelva 1). Denne stasjonen hadde imidlertid lite egnede strøm- og substratforhold for begroings- og bunndyrsprøver. Disse prøvene ble derfor tatt noen hundre meter oppstrøms (Moelva 2), og her ble det også tatt et mindre antall vannprøver for å kunne sammenligne med resultatene fra stasjon Moelva 1. På Moelva stasjon 1 ble Tot-P og Tot-N tatt 20 ganger i løpet av perioden april-desember, for farge og Ca ble det tatt 7 månedlige prøver i perioden juni-desember. På Moelva stasjon 2 (koordinater: lengde 10.69700, bredde 60.92160) ble Tot-P og Tot-N tatt hver 14. dag i perioden 22. juni til 5. september, mens farge og Ca ble tatt en gang pr. måned i juni, juli og august, se Vedlegg D, Tabell 35.

Prøvene fra alle seks tilløpselvene ble analysert for tot-P, tot-N og *E. coli*. Prøvene fra Lågen og Svartelva ble i tillegg analysert for farge, turbiditet og silisium. For prøvene fra Vorma ble følgende analyseprogram benyttet: tot-P, tot-N, farge, turbiditet og silisium. Prøvene fra Lena og Hunnselva ble analysert ved det akkrediterte laboratoriet MjøsLab, mens prøvene fra de øvrige elvene ble analysert ved ALcontrol (Hamar og Skien). 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 27.

Ved klassifiseringen av miljøtilstand mht. tot-P og tot-N har vi benyttet medianverdier for 2017 og klassegrenser iht. vannforskriften for den aktuelle vanntypen for hver elv (Direktoratsgruppa 2015: Veileder 02:2013 - revidert 2015). Vanntypen ble bestemt ut fra tidligere 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:

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

S = stofftransport i perioden

Q = vannføring på prøvetakingsdagen(e)

C = stoffkonsentrasjon

V = vanntransport i perioden

Tabell 4. Vannkjemiske parametere analysert i tilløpselvene til Mjøsa, samt Vorma i 2017.

Parameter	enhet	Lågen	Lena	Hunnselva	Gausa	Flagstad-elva	Svartelva	Moelva *	Vorma
koordinat øst	lengde	10.39331	10.95474	10.69498	10.39181	11.10226	11.15221	10.69256	11.23352
koordinat nord	bredde	61.15993	60.65725	60.79415	61.15770	60.81488	60.78512	60.927780	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		

* to stasjoner for Moelva, se tekst for forklaring av stasjoner og frekvenser. Koordinatene i tabellen gjelder stasjon 1. Koordinater for Moelva stasjon 2: lengde 10.69700, bredde 60.92160

2.2.2 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 (Direktoratsgruppa 2015: Veileder 02:2013, revidert 2015).

Prøvetaking av bentiske alger ble gjennomført 29. september 2017 på én lokalitet nederst i Moelva og nederst i Gausa (Figur 3). For å få et sammenligningsgrunnlag er data fra undersøkelser gjort på samme lokaliteter i 2011 tatt med i rapporten (Løvik m.fl. 2012).

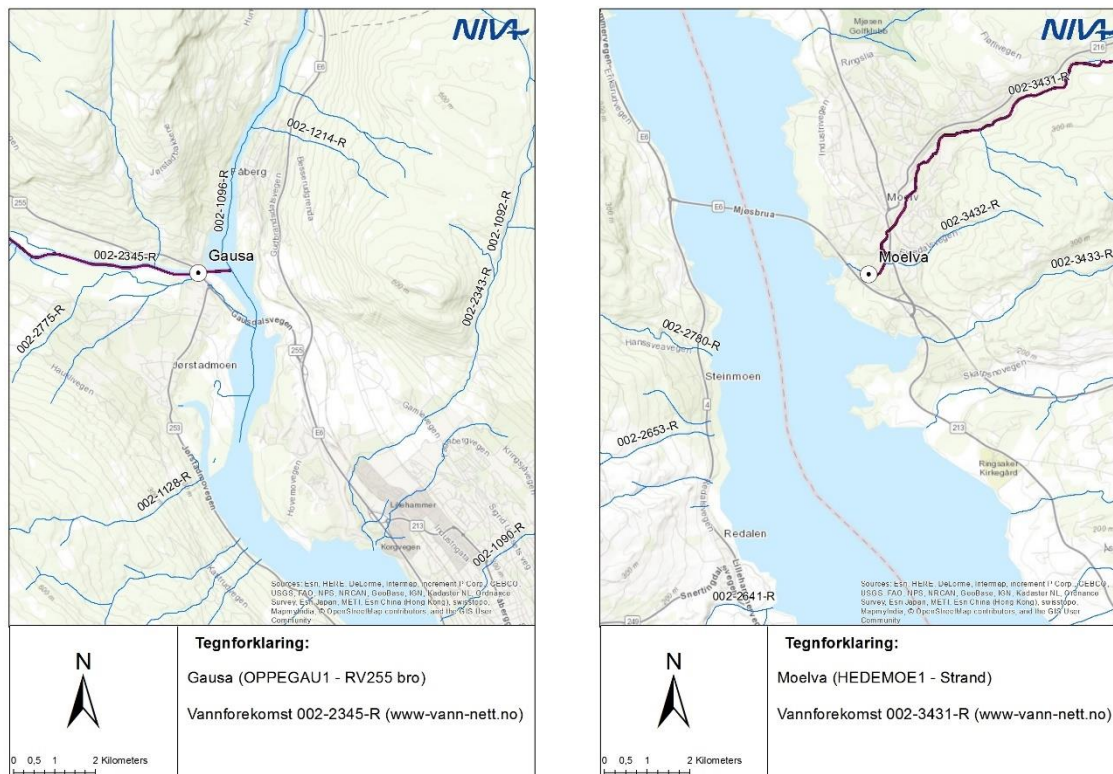
På hver stasjon ble en elvestrekning på ca. 10 meter undersøkt ved bruk av vannkikkert. Det ble tatt prøver av alle makroskopisk synlige bentiske alger, og de ble lagret i separate beholdere (dramsglass). Forekomst av alle makroskopisk synlige elementer ble estimert som 'prosent dekning'. For prøvetaking 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 overvåkingsveilederen (Direktoratsgruppa 2009: Veileder 02:2009) og klassifiserings-veilederen (Direktoratsgruppa 2015: Veileder 02:2013, revidert 2015) og den europeiske normen 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 2015: Veileder 02:2013, revidert 2015).

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-styrer-prinsippet». 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 («naturlig tilstand») mht. effekter av eutrofiering og forsuring.



Figur 3. Prøvetakingsstasjoner for begroingsalger og bunndyr i Gausa og Moelva 2017. Tilsvarende stasjoner ble undersøkt av NIVA i 2011. Koordinater for stasjonene er angitt i Tabell 4.

2.2.3 Bunndyr

Prøver av bunnfauna ble tatt fra én lokalitet i Moelva og én lokalitet i Gausa den 17.10.2017 (Figur 3). Det var fine forhold og passende vannføring under prøvetakingen. NIVA har gjort undersøkelser av bunnfaunaen på tilsvarende lokaliteter i 2011 (Løvik m.fl. 2012), og resultater fra disse undersøkelsene er tatt med i denne rapporten for å vise utvikling av økologisk tilstand over tid. Indeksverdier fra begge år er beregnet ut fra NIVAs database for bunnfauna.

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 (Direktoratsgruppa 2015: Veileder 02:2013, revidert 2015). Metoden består av flere enkeltprøver og er i sterk grad bundet opp til et bestemt areal. Dette gjør metoden stringent og lett etterprøvbart. 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 minutters 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 forurensning og næringssaltpåvirkning, toksiner og generell degradering) (Buffagni et al. 2006). Av disse påvirkningstypene anses ASPT å være mest følsom for organisk forurensning (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 (Direktoratsgruppa 2015: Veileder 02:2013, revidert 2015). 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, forurensning 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).

2.2.4 Feltbefaringer langs elvene for kartlegging av forurensninger

Befaringer med feltobservasjoner av bl.a. biologiske forhold ble gjennomført i Moelva 30.-31. august og i Gausa 27.-28. september 2017. Det var da lav til middels vannføring i Moelva og middels vannføring i Gausa. Hensikten var å foreta en «hurtigkartlegging» for eventuelt å spore kilder til forurensning. Det ble gjort observasjoner på ca. 40 lokaliteter i hvert av vassdragene. De fleste lokalitetene som ble undersøkt ligger i hovedvassdraget eller større sidevassdrag, fra nær utløpet i Mjøsa og oppstrøms i de områdene der en kan forvente størst menneskeskapt påvirkning, dvs. områder med mye bebyggelse og/eller dyrka mark og jordbruk. Men også høyereliggende strekninger med f.eks. mye hyttebebyggelse og turistvirksomhet i nedbørfeltene ble undersøkt.

Vurderingene av graden av påvirkning baseres på observasjoner av begroingsorganismer (moser, alger, sopp/bakterier), vannplanter, bunndyr, evt. jord/slamtransport eller tilslamming av elvebunn, avsetninger fra rester av ulike avløp/utslipp, gassutvikling, forsøpling, vond lukt mm. Visuelt framtrekkende forurensningseffekter dokumenteres med foto. Resultatene av feltbefaringene er framstilt i form av fargekart som angir vurderinger av påvirkningsgraden (forurensningsgraden).

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 (Direktoratsgruppa 2015: Veileder 02:2013 - revidert 2015).

Indekser/parametere innen samme kvalitetselement, kombineres ved å beregne gjennomsnitt av nEQR verdiene for hver indeks/parameter, dersom disse gjelder samme påvirkningstype (eks. total fosfor 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 klassifiseringsveilederen). 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 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 klassifiseringsveilederen: Direktoratsgruppa 2015: Veileder 02:2013 - revidert 2015).

3 Resultater og diskusjon – Mjøsa

3.1 Primærdata

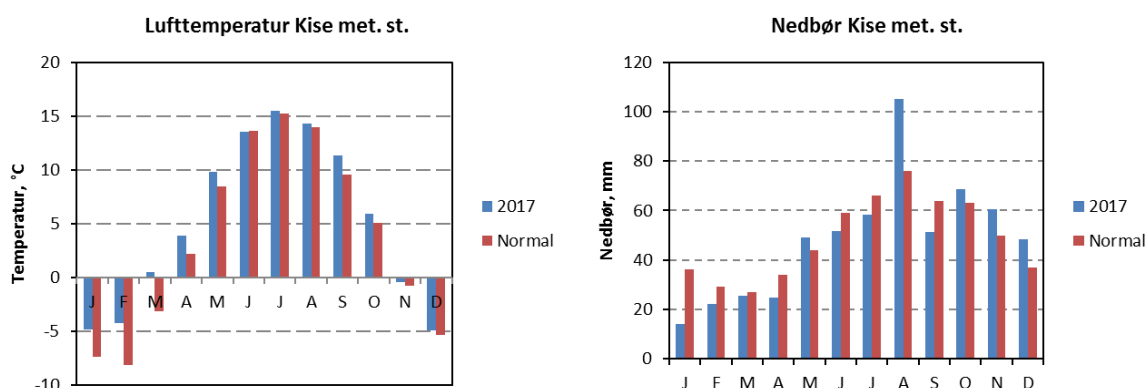
Alle primærdata er gitt i Vedlegg A, B og C og er også rapportert til Vannmiljø-databasen.

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 2017 har vi benyttet data fra Kise på Nes i Ringsaker (Figur 4).

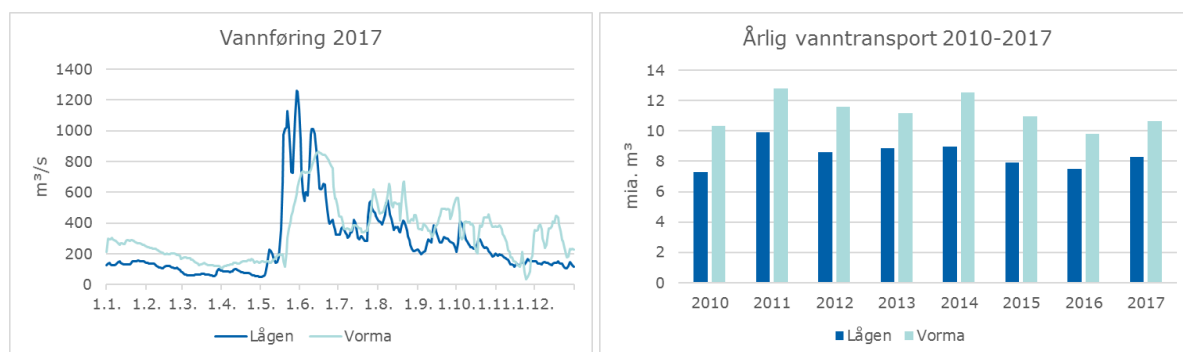
Året 2017 som helhet ble et mildt år med en middeltemperatur på 5,0 °C, dvs. 1,4 °C over normalen. Middeltemperaturen var høyere enn normalen for alle måneder unntatt juni, da den var omtrent som normalen. Spesielt mildt var det i månedene januar, februar og mars, med middeltemperaturer på mer enn 2 °C over normalen. Middeltemperaturen for algeveksts sesongen juni-oktober 2017 er beregnet til 12,1 °C. Dette er 0,6 °C høyere enn normalt for perioden.

Det kom forholdsvis mye nedbør i august, november og desember, mens januar og september var måneder med lite nedbør i 2017 (Figur 4). I de øvrige månedene var nedbørmengden nær normalen. På årsbasis falt det 579 mm nedbør på Kise i 2017. Dette er omtrent som i et normalår mht. nedbør (585 mm). Nedbørmengden i veksts sesongen for alger (juni-oktober) var på 335 mm, som er nær normal nedbørsum for perioden (328 mm).



Figur 4. Middelterperaturer og nedbørsummer per måned ved Kise meteorologiske stasjon. Normaler for perioden 1961-1990 er også vist. Datakilde: Landbruksmeteorologisk Tjeneste (LMT), http://lmt.bioforsk.no/agrometbase/getweatherdata_new.php

Figur 5 viser vannføringen i den største tilløpselva Lågen og i utløpselva Vorma gjennom året 2017, samt årlig vanntilførsel med Lågen og årlig avrenning via Vorma i perioden 2010-2017. Lågen bidro i disse årene med ca. 70-80 % av vanntilførselen til Mjøsa. Som vanlig også i tidligere år var det en vårfloam i månedsskiftet mai-juni. Flomtoppen var omtrent som i 2016 på ca. 1200 m³/s. Året 2017 var generelt noe våtere enn 2016, men var for øvrig et ganske normalt år mht vanntransport sammenlignet med de andre årene etter 2010, men det var enkelte episoder med mye nedbør og stor vannføring i deler av nedbørfeltet. Snøsmelting kombinert med mye regn den 18. mai førte til flom i flere av sideelvene til Lågen. Forsommeren var relativt kjølig og tørr, men store nedbørmengder førte til skadeflom i mindre elver i midt-Gudbrandsdalen 24. juli. Det var også flom i enkelte tilløpselver til Mjøsa omkring 12. september, f.eks. i Brumunda. Disse mindre flommene om sommeren og tidlig høst kan gi økte næringstilførsler til Mjøsa og bidra til økt algeproduksjon.



Figur 5. Til venstre: vannføring i Lågen (vannmerke Losna) og i Vorma ved Minnesund i 2017. Til høyre: årlig vanntransport med Lågen og Vorma i perioden 2010-2017 (mia. = milliarder). Basert på data fra NVE og Eidsiva kraft.

3.3 Vanntemperatur

Mjøsas hovedbasseng sør for Gjøvik, Helgøya og Hamar ble ikke islagt vinteren 2016-2017 i likhet med i de tre foregående vintrene. Den nordre delen fra Lillehammer og sørover til omkring Mjøsbrua var derimot islagt. Ved prøverunden den 10. mai var det på hovedstasjonen tilnærmet fullsirkulasjon med 3,8 °C på 0,5 m og 3,6 °C på 408 m dyp (Figur 6). På Kise ble det målt samme

overflatetemperatur som på Skreia, mens Brøttum og Furnesfjorden hadde henholdsvis 4,1 °C og 4,5 °C på 0,5 m.

Fra og med juni 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). Termoklinen er ganske svakt utviklet på Skreia, som er mest vindeksponert, men noe tydeligere på Kise og i Furnesfjorden, som er mer beskyttet. Termoklindypet lå mellom 15 og 30 m og ble gradvis dypere utover i sesongen. På Brøttum var termoklinen noe grunnere og varierte mellom 10 og 20 m.

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 30-40 m.

Middeltemperaturen i de øvre vannlagene (0-10m) på hovedstasjonen Skreia fra juni-oktober 2017 var 11.9 °C, som er betydelig kaldere enn i 2016, men omtrent likt med 2015.

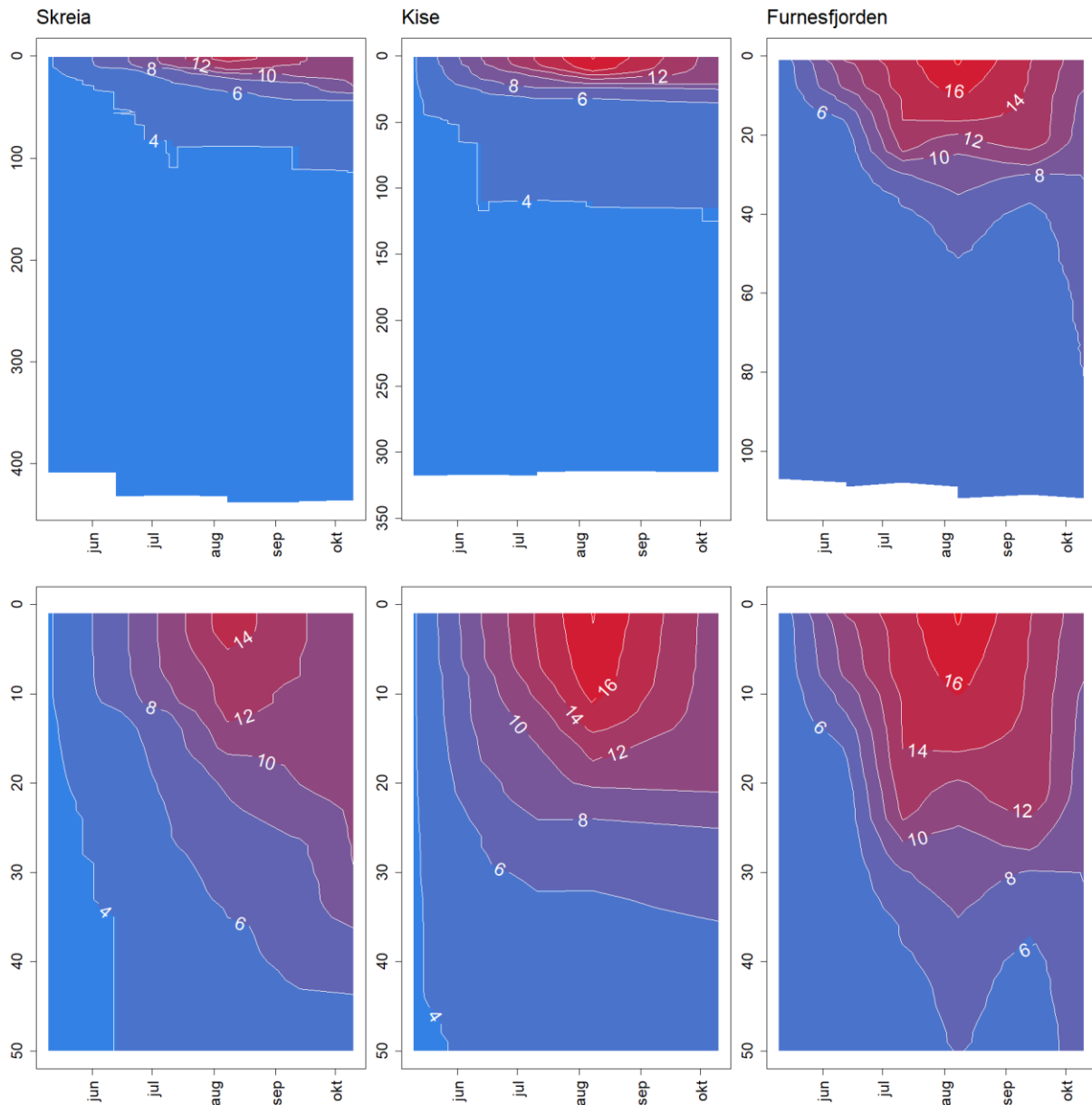
Maksimumtemperaturen var 15,9 °C, som er betydelig kaldere enn årene 2013-2016.

Maksimumtemperatur i overflatevannet på Skreia (0,5 m) ble målt til 18,3 °C den 26. juli 2017, mens maksimumtemperaturen på de andre stasjonene ble målt 8. august (ingen måling i slutten av juli på disse stasjonene) til 16,6, 18,1 og 18,2 °C på henholdsvis Brøttum, Kise og Furnesfjorden.

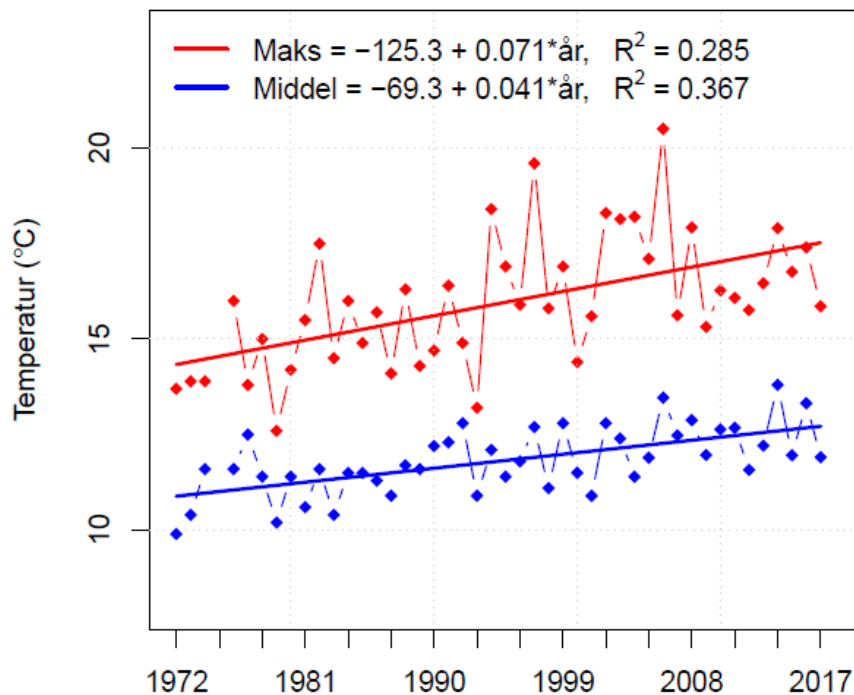
Fra ca. midten av august og utover høsten sank temperaturen i de øvre vannlagene. Mot slutten av sesongen i midten av oktober var vannmassene fortsatt sjiktet på alle de tre stasjonene. Den 10. oktober sirkulerte vannmassene ved hovedstasjonen med en temperatur på ca. 10 grader fra overflaten og ned til 30 m dyp. Vi har ikke temperaturobservasjoner fra senere på høsten, men trolig tok det flere uker før høstfullsirkulasjonen inntraff.

Middeltemperaturen og maksimumtemperaturen for de øvre vannlagene (0-10 m) i produksjonssesongen (juni-oktober) har økt i Mjøsa i løpet av den perioden overvåkingen har pågått (Figur 7). Basert på lineær regresjon har økningen vært på henholdsvis 1,9 °C og 3,3 °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. Maksimumtemperatur har 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.

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 utvikling 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 24, Figur 25, Figur 26). Nyere studier bekrefter sammenhengen mellom klimaendringer og eutrofiering i næringsbegrensede, sjiktede innsjøer (Couture m.fl. 2018).



Figur 6. Temperatur (°C) i Mjøsa 2017 for Skreia, Kise og Furnesfjorden. 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 av praktiske grunner.



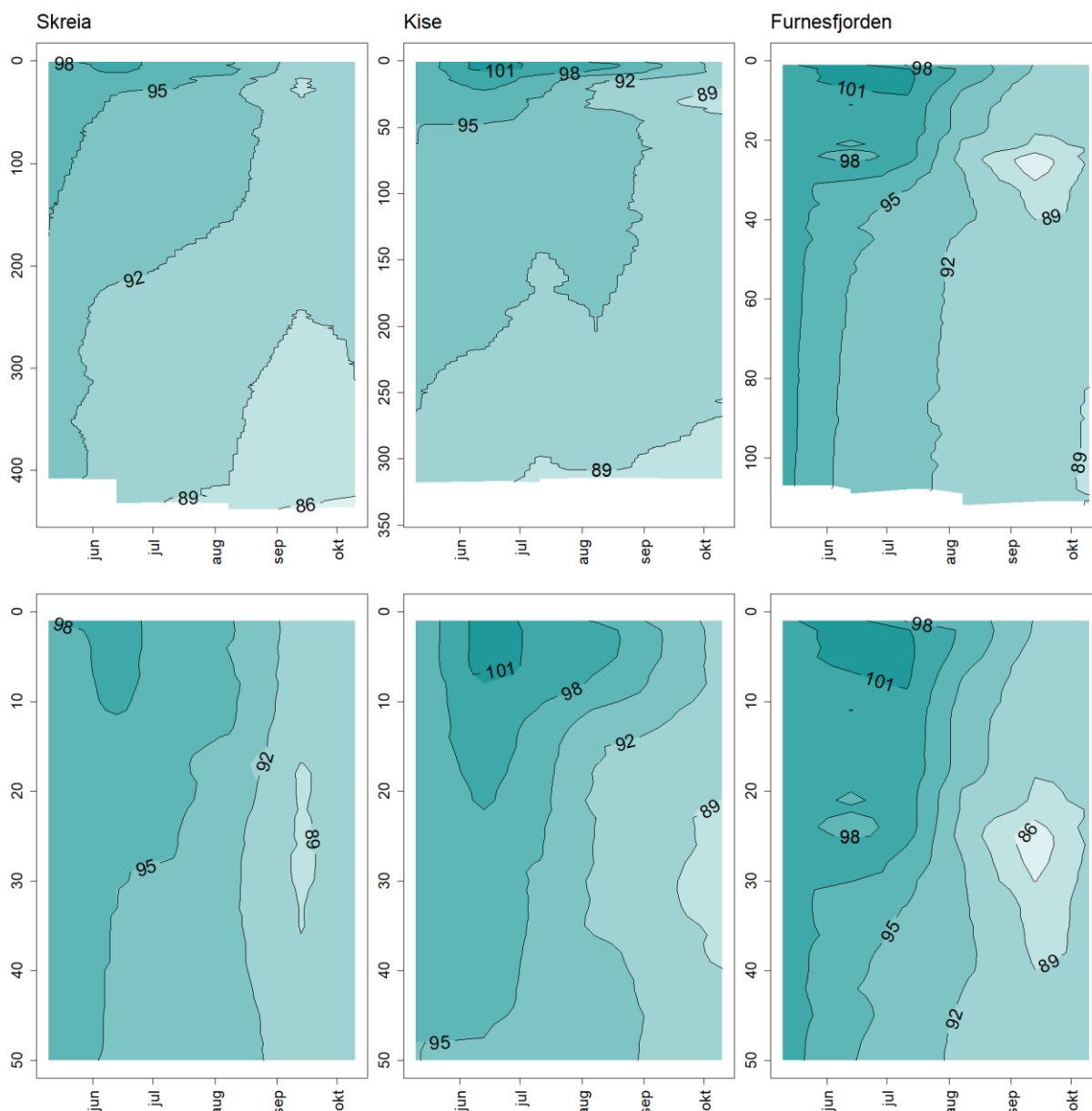
Figur 7. Tidsutvikling av middel- og maksimumstemperatur i de øvre vannlagene (0-10 m) i perioden juni-oktober ved hovedstasjonen, Skreia.

3.4 Generell vannkvalitet

3.4.1 Oksygenforhold

I 2017 ble det for første gang målt oksygenprofiler gjennom hele vannsøylen ved hver prøverunde (Figur 8), og oksygen i bunnvannet på hovedstasjonen Skreia ble analysert med standard metodikk i laboratoriet (primærdata i Vedlegg A, Tabell 8). Resultatene fra laboratoriet viste en minimumsverdi på 443 m dyp på 10,9 mg/l i oktober, noe som tilsvarer 85% metning.

Oksygenforholdene er ganske like på stasjonene Skreia og Kise, men noe avvikende i Furnesfjorden, der det ble målt 100% metning helt ned til 30 m dyp i perioden mai-juli. Tilsvarende metning bare ble funnet i en kort periode i juni ned til henholdsvis 10 m dyp på Skreia og 20 m dyp på Kise. I midten av september ble det funnet et påfallende oksygenminimum i det samme dypet i Furnesfjorden, mens et tilsvarende oksygenminimum var vesentlig mindre tydelig på de to andre stasjonene på samme tid. Dette kan skyldes opphoping av organisk materiale i sprangsjiktet som kan stamme fra kiselalgeoppblomstringen på sensommeren, samt fra en lokal flomepisode i Brumunda 12. september.



Figur 8. Oksygenprofiler (% metning) i Mjøsa gjennom feltsesongen 2017 målt månedlig fra overflaten og ned til 10 m over bunnen på prøvetakingsstasjonene Skreia, Kise og Furnesfjorden. 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 av praktiske grunner.

3.4.2 Kalsium, alkalitet, pH og ledningsevne

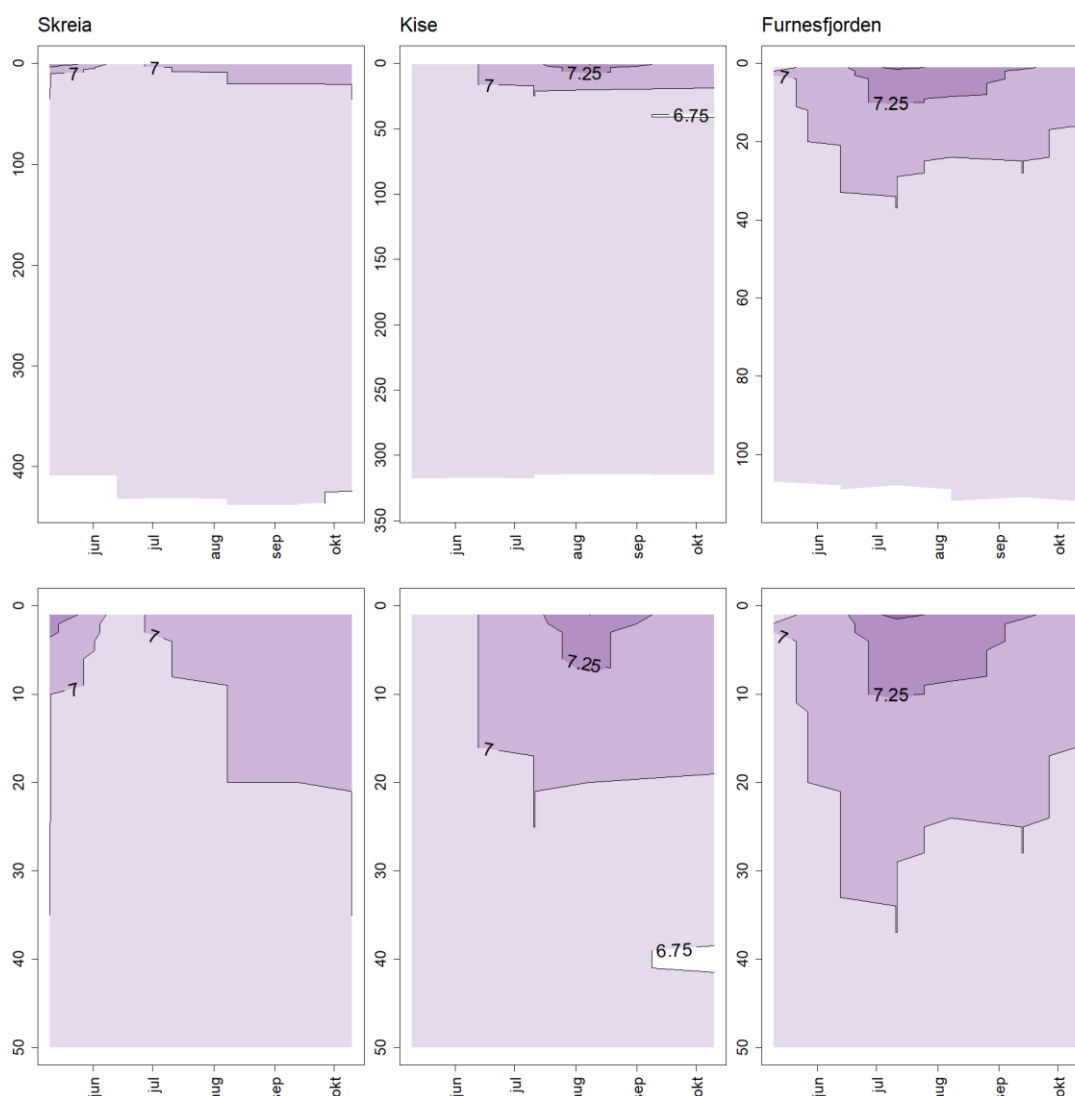
Middelverdien for konsentrasjonen av kalsium varierte fra 3,8 mg Ca/l ved Brøttum til 5,7 mg Ca/l i Furnesfjorden (Tabell 5), og konsentrasjonen ser ikke ut til å ha endret seg siden 1960-tallet (Løvik mfl. 2014). Grensen mellom kalkfattige og moderat kalkrike innsjøer er satt ved 4 mg/l (Direktoratsgruppa, 2015: Veileder 02:2013 - revidert 2015). Omfattende jordbruk i nedbørfeltet (gjødsling med kalksalpeter) i en periode har trolig ført til noe økt kalsium-konsentrasjon i Mjøsa. Det vil si at det naturlige nivået sannsynligvis ligger under 4 mg Ca/l, slik det fortsatt er ved Brøttum. 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.

Tabell 5. Middelerverdier for pH, alkalitet, kalsium og ledningsevne i blandprøver fra 0-10 m for perioden mai-oktober 2017.

Parameter	Benevning	Brøttum	Kise	Furnesfjorden	Skreia
pH					7,3
Alkalitet	mmol/l	0,21	0,25	0,26	0,27
Kalsium	mg/l	3,8	5,1	5,7	5,4
Ledningsevne	mS/m				4,4

Mjøsas vannmasser (ved hovedstasjonen) har en nøytral karakter, med pH-verdier i intervallet 7,1-7,3 i de øvre vannmassene (se Tabell 5 og primærdata i Vedlegg A, Tabell 6). Vannet har en god evne til å motstå pH-endringer ved tilførsler av syrer, jf. alkalitet på 0,27 mmol/l.



Figur 9. Sesongutvikling av pH i vannsøylen i Mjøsa i 2017 målt månedlig fra overflaten og ned til 10 m over bunnen på prøvetaksstasjonene ved Skreia (venstre), Kise (midten) og Furnesfjorden (høyre). 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 av praktiske grunner.

Vertikalprofilene av pH målt med sonde på Kise, Furnesfjorden og Skreia (Figur 9) viser at pH verdien er litt høyere på Kise og høyest på Furnesfjorden, der pH i overflatevannet kom opp mot 7,5 midt i juli, og også var noe høyere i sjiktet 10-30 m dyp. Dette reflekterer trolig den noe høyere algebiomassen i Furnesfjorden (se 3.7.1), som gir høyere CO₂-opptak enn på Skreia. I de dypere vannlagene er pH verdien stabil mellom 6,8 og 7,0 på alle stasjonene.

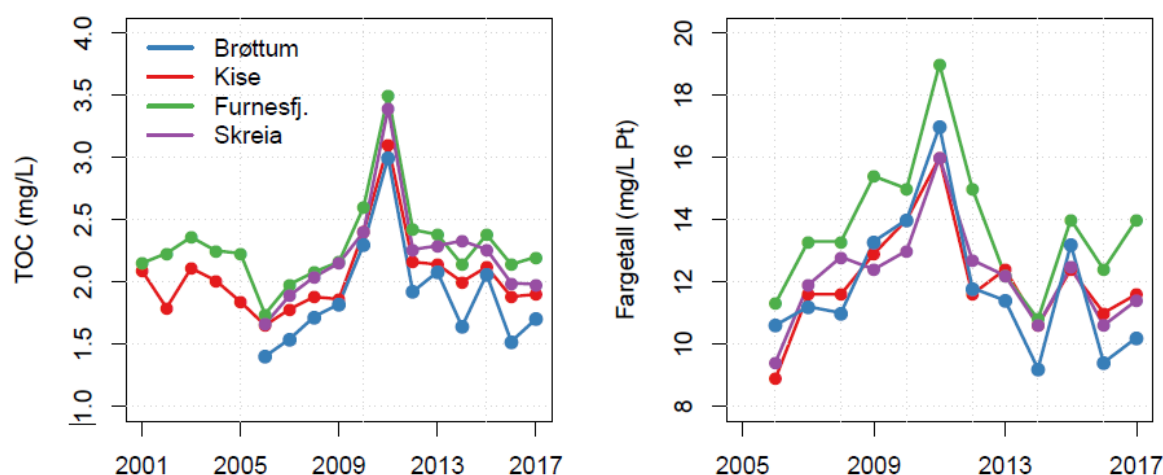
3.4.3 Organisk karbon og farge

Middelverdier for farge på 10-14 mg Pt/l og for total organisk karbon (TOC) på 1,6-2,2 mg C/l (Tabell 6) viser at Mjøsa er en klarvannssjø, dvs. at innsjøen er 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 (se tabell i Vedlegg D, Tabell 28 og Løvik mfl. 2017). Furnesfjorden har imidlertid noe høyere verdier av disse parameterne (Figur 10), noe som trolig skyldes tilførsler av humus fra Svartelva, som er polyhumøs med farge på 111 mg Pt/l (Vedlegg D, Tabell 33).

Tabell 6. 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	9,8	11,3	13,5	11,3
TOC	mg/l	1,7	1,95	2,2	1,98

Middelverdiene for TOC og farge økte ved alle stasjonene i perioden 2006-2011 (Figur 10). Deretter sank middelverdiene for disse to variablene til omtrent samme nivå som i 2006. Vi kjenner ikke årsaken til nedgangen, men en liknende utvikling mht. TOC er vist for innsjøer på Østlandet som overvåkes innenfor det statlige programmet Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør (Garmo mfl. 2016). I 2017 var det en liten økning igjen til omtrent samme nivå som i 2015.

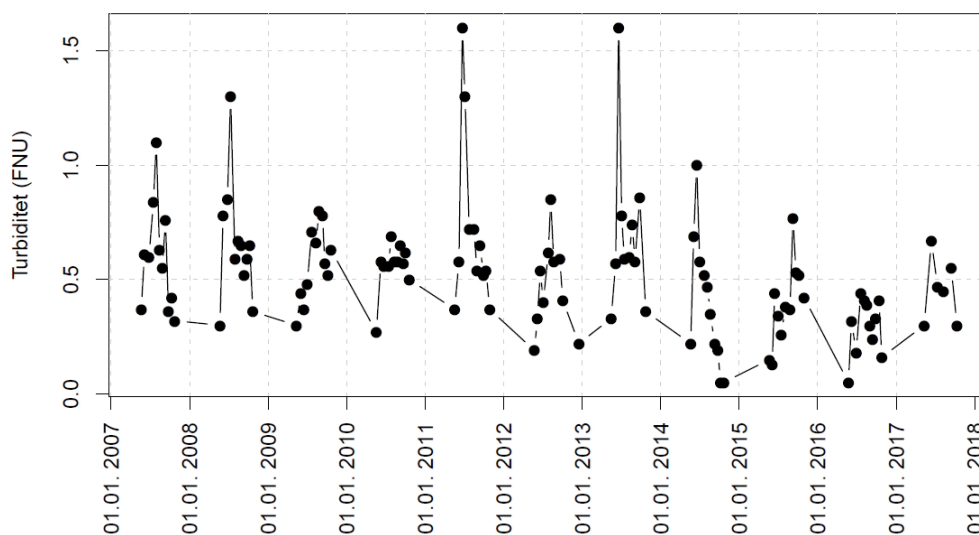


Figur 10. Tidsutviklingen i middelverdier for totalt organisk karbon TOC i perioden 2001-2017 og i middelverdier for farge i perioden 2006-2017.

3.4.4 Turbiditet

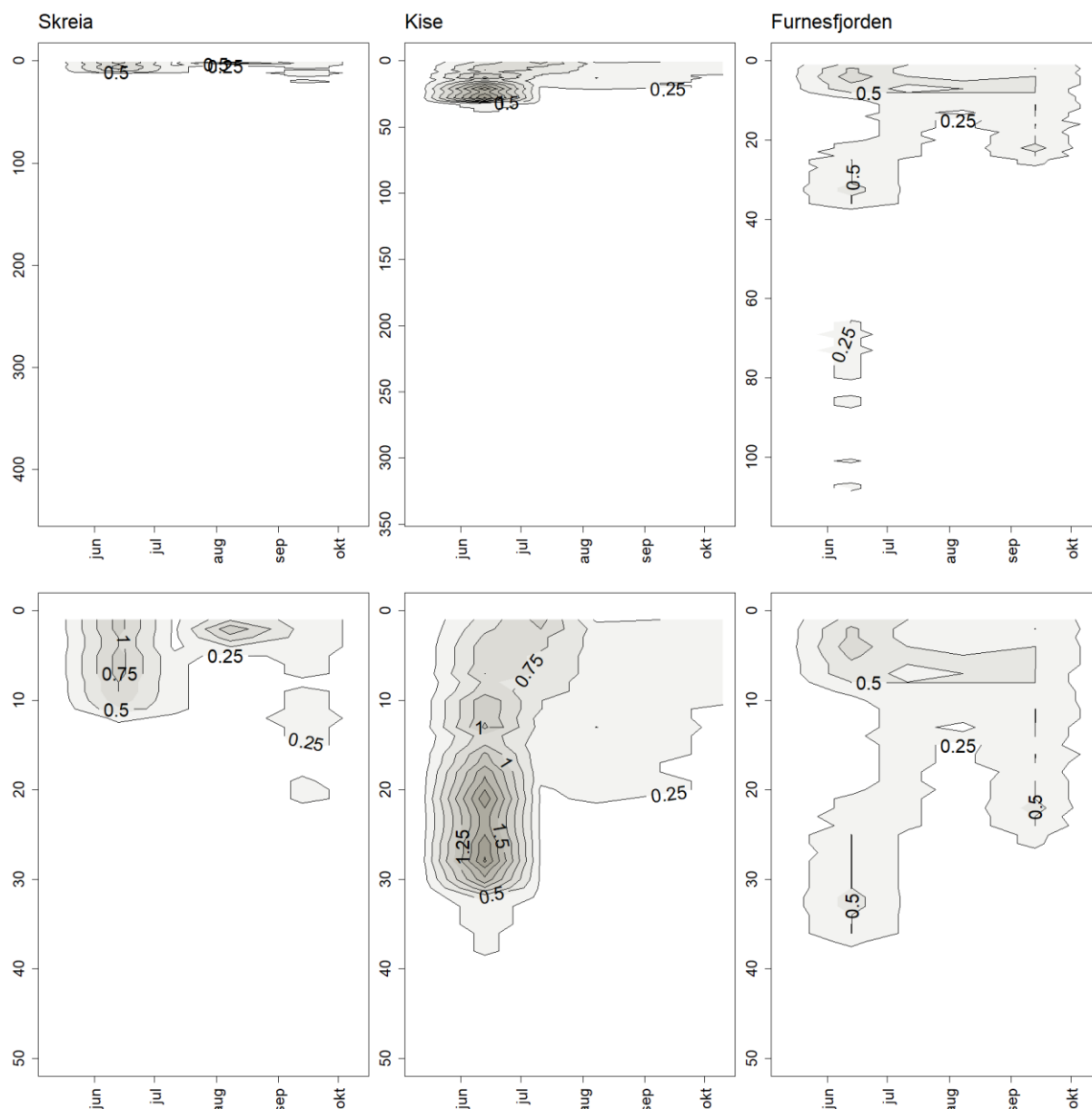
Turbiditet er et mål for konsentrasjonen av partikler i vannet. Turbiditeten viser vanligvis et sesongmessig variasjonsmønster med lave verdier (<0,5 FNU) tidlig vår og høst når det er lite alger og partikler i vannet (Figur 11). Når Mjøsa blir termisk sjiktet, algemengden øker og/eller påvirkningen fra partikkelholdig vann fra elvene blir mer påtagelig, øker også turbiditeten (mens siktedypet reduseres). Det er likevel relativt sjelden at det måles turbiditet på over 1 FNU i Mjøsas sentrale hovedvannmasser ved stasjon Skreia.

Flommene på våren/forsommeren i 2011 og 2013 satte et tydelig preg på Mjøsas hovedvannmasser med turbiditets-verdier på over 1,5 FNU. Også i 2014 ble høyeste verdi (1,0 FNU) registrert i etterkant av flommen, den 17. juni. 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 2017 var partikkelinnholdet i de øvre vannmassene ved Skreia generelt lavt med turbiditetsverdier på <0,30-0,67 FNU gjennom hele prøvetakingsperioden (Figur 11, rådata i Vedlegg A, Tabell 6). Dette indikerer at så vel algemengden som mengden partikler tilført fra landområder var relativt lave.



Figur 11. Turbiditet ved stasjon Skreia (0-10 m) i perioden 2007-2017.

Vertikalprofiler av turbiditet målt med sonde på Kise, Furnesfjorden og Skreia (Figur 12) viser tydelig effekten av flomtoppen i månedsskiftet mai/juni, som ble registrert ved prøvetakingsrunden i juni. Denne effekten var tydeligst på Kise, der det kalde flomvannet innleirer seg mellom 20 og 30 m dyp pga varmere vann i de øvre vannmassene. Spor etter de lokale skadeflommene i tilløpselvene til Lågen i slutten juli er synlig i august-målingen. Flomvannet var da mindre kaldt enn på våren og blandet seg i de øvre vannmassene og ikke dypere ned. Tilsvarende kan også den lokale flommen 12. september ses som en svak økning i turbiditeten i september-målingen.

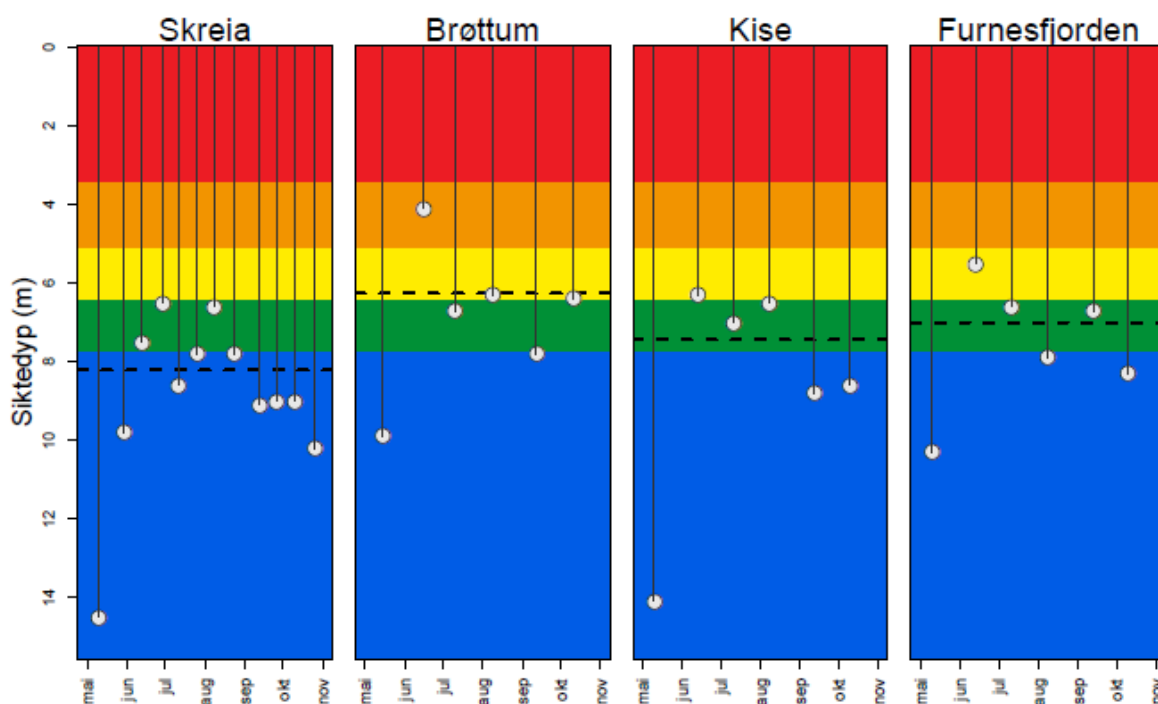


Figur 12. Sesongutvikling av turbiditet (FNU) i vannsøylen i Mjøsa i 2017 målt månedlig fra overflaten og ned til 10 m over bunnen på prøvetakingsstasjonene ved Skreia (venstre), Kise (midten) og Furnesfjorden (høyre). Øvre panel viser hele vannsøylen, mens nedre panel viser 0-50 m. y-aksen angir dyp i meter. Stasjon Brøttum ble ikke målt med sonde 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 transport av slam i de største tilløpselvene, Lågen og Gausa. Store mengder leirpartikler fra breene i Jotunheimen tilføres via Lågen med smeltevannsfloppen om sommeren. Flommer i de laveliggende, mindre vassdragene kan også påvirke vannkvaliteten og redusere siktedypet i Mjøsa, spesielt i de nærmeste områdene utenfor elvemunningene.

Siktedypet ved Skreia var i 2017 generelt høyt, med middelværdi på 8,2 m, i tråd med miljømålet på 8 m. Lave verdier i slutten av juni og begynnelsen av august på henholdsvis 6,5 og 6,6 m skyldes trolig primært etterdønninger av hhv vårflommen i månedsskiftet mai/juni og skadeflommen i tilførselselvene til Lågen 24. juli. Algebiomassen kan også ha bidratt noe til svekningen av siktedypet. Den svært lave siktedypsmålingen på Brøttum i juni (tilstandsklasse dårlig) skyldes også vårflommen. Det samme gjelder juni-målingene på de andre stasjonene. I Furnesfjorden kan den høye algebiomassen i september være hovedårsaken til det relativt lave siktedypet som ble målt 13. september, men den lokale flommen i Brumunda dagen før (12. september) kan også ha bidratt.

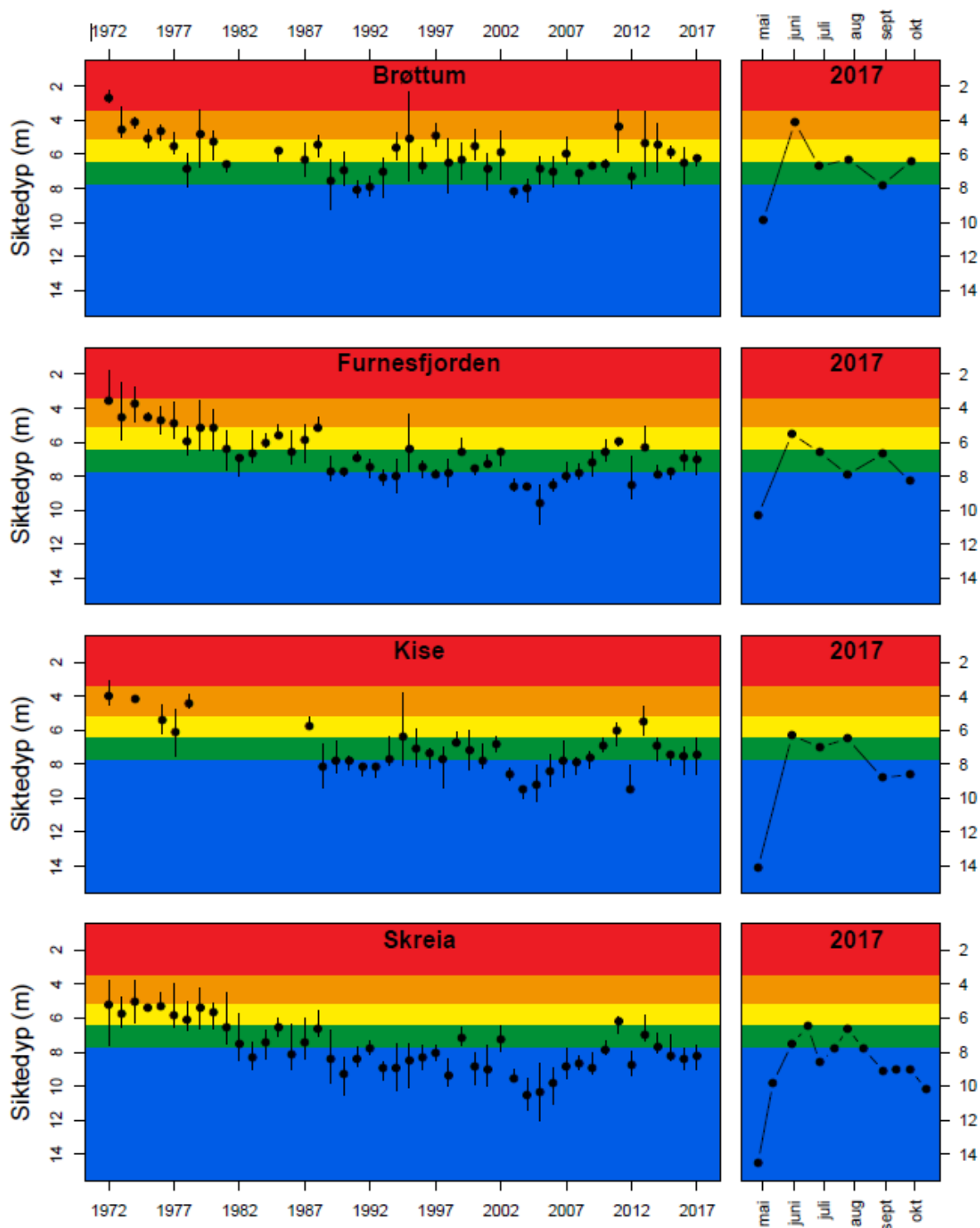


Figur 13. Sesongutvikling i siktedypet på de fire stasjonene i Mjøsa I 2017. Fargene viser tilstandsklasser iht grenseverdier beregnet ut fra formel i kap. 7.2.4 i Klassifiseringsveilederen (Veileder 02:2013, revidert 2015). Sort stiplet tverrlinje er middelværdien fra juni-oktober.

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. Middelværdien for siktedyp på Brøttum i 2017 var 6,3 m, som gir moderat tilstand, men nær grensen til god. Det er imidlertid ikke rimelig å bruke grenseverdier for kalkfattige, klare og dype innsjøer og tilstandsklasse god som et mål for miljøtilstand mht. siktedyp i denne delen av Mjøsa, og vi velger derfor å ikke benytte siktedyp i den samlede klassifiseringen på denne stasjonen. Middelværdiene for de andre stasjonene Kise og Furnesfjorden (stiplet linje i Figur 13) gir god tilstand.

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 grenseverdier svært god/god, og også nær miljømålet for Mjøsa på 8 m (Figur 14). Mens siktedypet i stor grad var bestemt av mengdene 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.



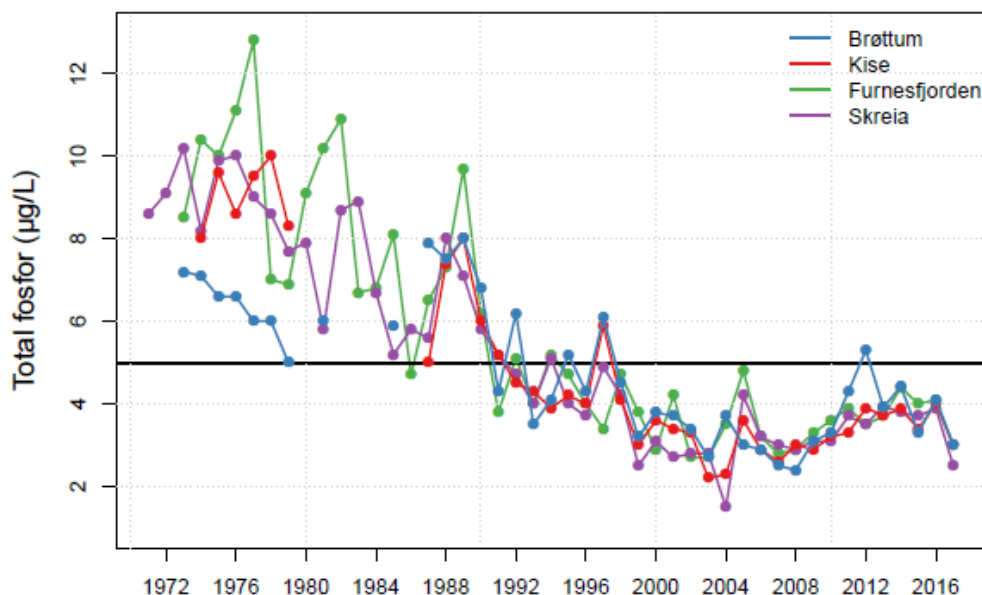
Figur 14. Langtidsutvikling i siktedyp angitt som middelerverdier (sorte prikker) og 25 og 75 persentiler (sorte vertikale streker) fra juni-oktober på de fire stasjonene i Mjøsa (venstre) og sesongutviklingen i 2017 også inkludert mai-målinger (høyre).

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.

3.6 Næringssalter

3.6.1 Fosfor

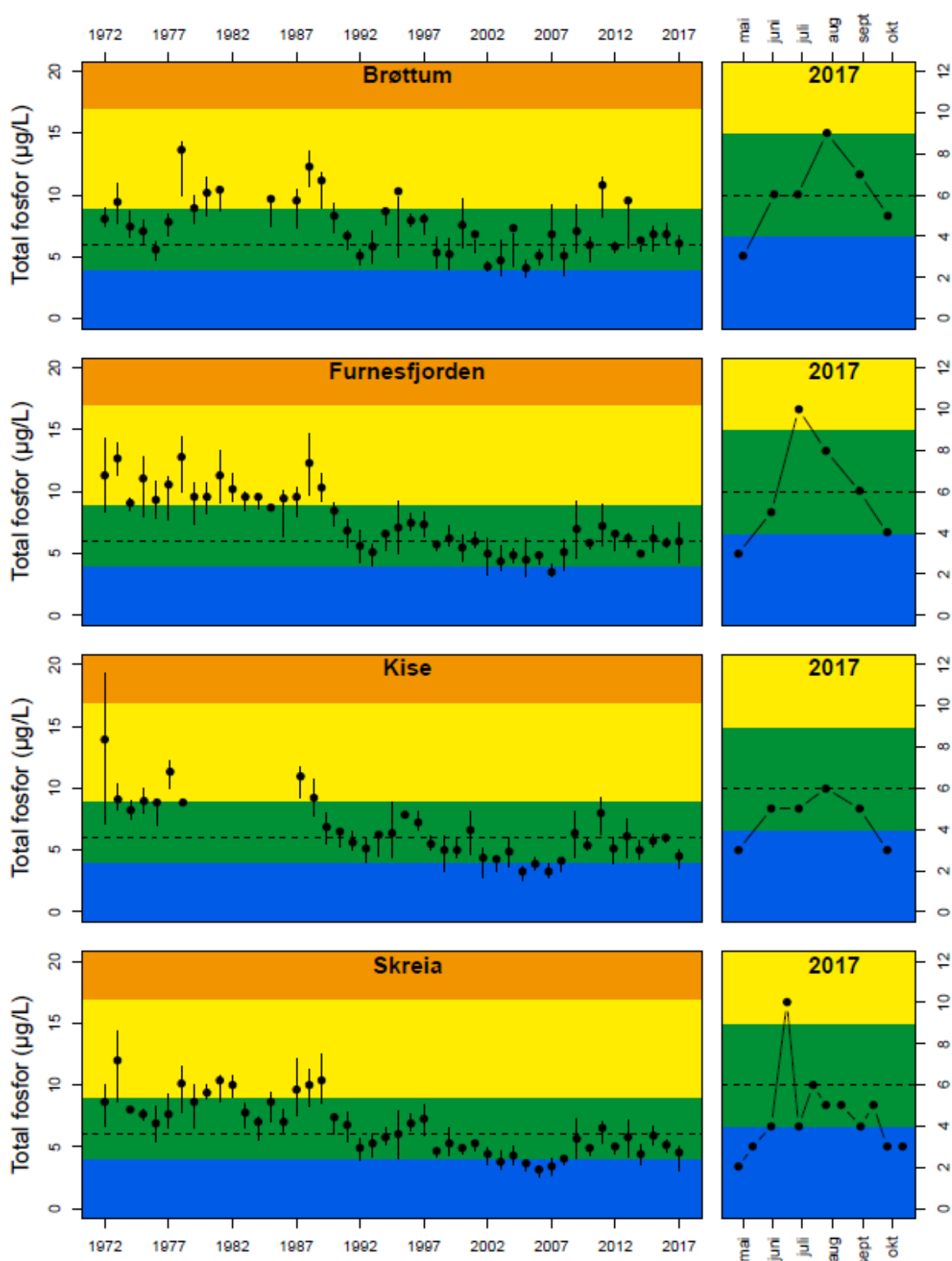
Fosfor regnes for å være det begrensende næringsstoffet for algevekst i Mjøsa, som i de fleste andre norske innsjøer. Figur 15 viser at det har vært markerte reduksjoner over tid for middelveidene av total-fosfor (tot-P) i vannmassene på senvinteren («basiskonsentrasjonen») fra 1970-tallet og fram til 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 $\mu\text{g/l}$ på 1970-tallet til 2-5 $\mu\text{g/l}$ i de senere årene. I perioden 1998-2017 har senvinterverdiene i all hovedsak vært tilfredstilt miljømålet på 5 $\mu\text{g/l}$ på alle prøvestasjonene. I 2017 var senvinterverdiene ganske like på alle stasjonene (2,5-3 $\mu\text{g P/l}$).



Figur 15. Tidsutviklingen i konsentrasjoner av tot-P i dypserier ved de ulike prøvestasjonene på senvinteren/tidlig vår. Punktene representerer middelveidier 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 2017 var middelveidene for tot-P i sjiktet 0-10 m 6 $\mu\text{g P/l}$ (3-9 $\mu\text{g P/l}$) ved Brøttum; 5,4 $\mu\text{g P/l}$ (3-6 $\mu\text{g P/l}$) ved Kise; 6 $\mu\text{g P/l}$ (3-10 $\mu\text{g P/l}$) i Furnesfjorden og 4,5 $\mu\text{g P/l}$ (2-10 $\mu\text{g P/l}$) ved Skreia (variasjonsbredder mai-oktober i parentes). Dette gir god tilstand mht. fosfor for alle stasjonene i henhold til vannforskriften (4-9 $\mu\text{g P/l}$) (Figur 16), og det er heller ikke høyere enn det lokale miljømålet for Mjøsa (ikke over 5,5-6,5 $\mu\text{g P/l}$).

Fosformålingene i prøvene fra 0-10 m sjiktet på Skreia ble gjort av både NIVA-lab og ALcontrol for å sammenligne resultatene, da dette var det første året analysene ble gjort av NIVA-lab. Resultatene viste at NIVA-lab målte ca. 0,5 $\mu\text{g/l}$ høyere tot-P konsentrasjon enn ALcontrol, men forskjellene er innenfor måle-usikkerheten og dermed ikke signifikante (se Vedlegg A, Tabell 12).



Figur 16. 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 2017. 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) µg/l.

Total fosfor konsentrasjonen ble også målt i blandprøver fra hypolimnion (20-443 m) på Skreia (Tabell 7) i tråd med basisovervåkingen av andre store norske innsjøer i ØKOSTOR prosjektet. Middelveien i dypere vannlag var 3 µg/l (2-4 µg/l), som var betydelig lavere enn konsentrasjonen i de øvre vannlagene (0-10m). Både total fosfor og ortofosfat (PO₄) ble også målt separat i en prøve fra største dyp (Tabell 7), som viste en middelvei for total fosfor konsentrasjon på 4,2 µg/l, med en variasjonsbredde fra 3-8 µg/l og en ortofosfat konsentrasjon på 2,3 µg/l med en variasjonsbredde fra 1-7 µg/l. Den høyeste målingen ble funnet 13. juni og gjenspeiler sannsynligvis innvirkningen av vårflommen i månedsskiftet mai/juni.

Tabell 7. Fosforkonsentrasjon (µg/l) i de dypere vannsjiktene på hovedstasjonen Skreia (primærdata i Vedlegg A, Tabell 8).

Parameter	10.05.	13.06.	11.07.	08.08.	13.09.	10.10.	Min	Middel	Max
Tot-P (blandprøve 20-443 m)	2	3	3	3	4	3	2	3	4
Tot-P (dypeste)	3	8	3	4	4	3	3	4,2	8
PO ₄ (dypeste)	1	7	1	2	1	2	1	2,3	7

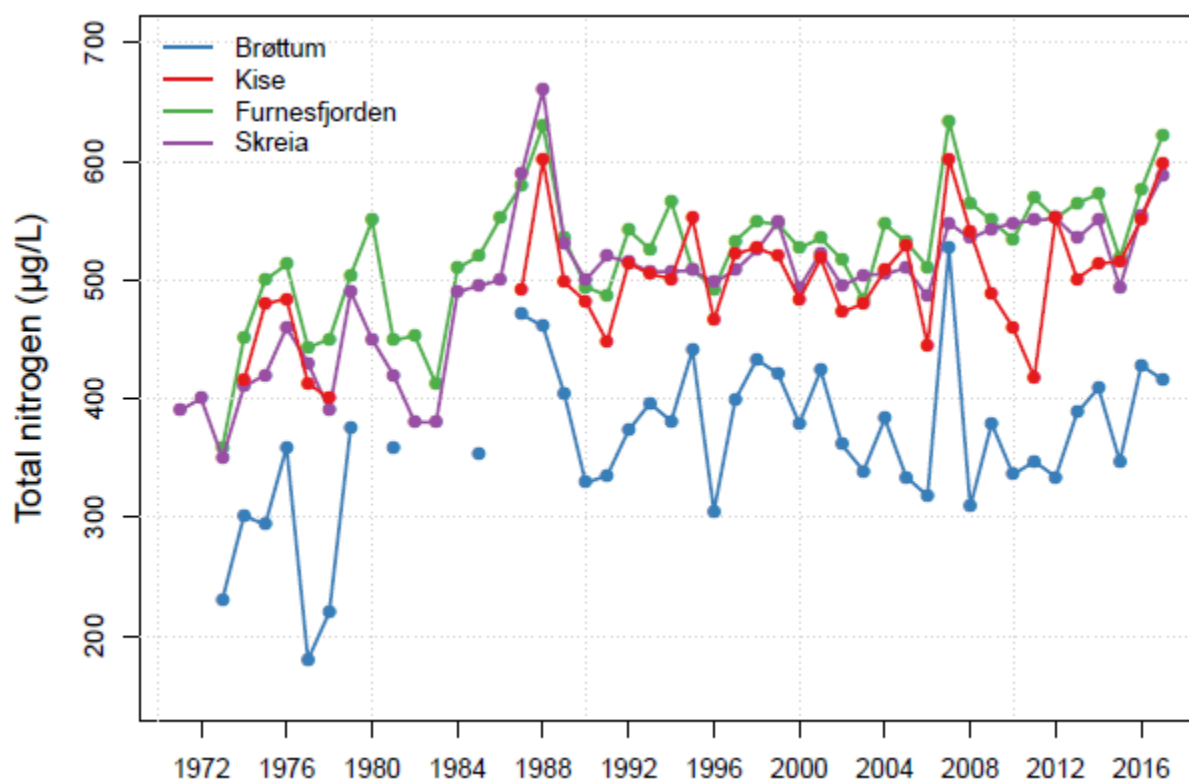
3.6.2 Nitrogen

Løste nitrogen-forbindelser 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 17). 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. Nitrat utgjør vanligvis ca. 78-85 % av tot-N i sen vinterprøvene ved de ulike stasjonene (middel for perioden 2001-2017). Andelen nitrat er lavest ved Brøttum og høyest ved Skreia (primærdata i Vedlegg A, Tabell 2, Tabell 3, Tabell 4, Tabell 5).

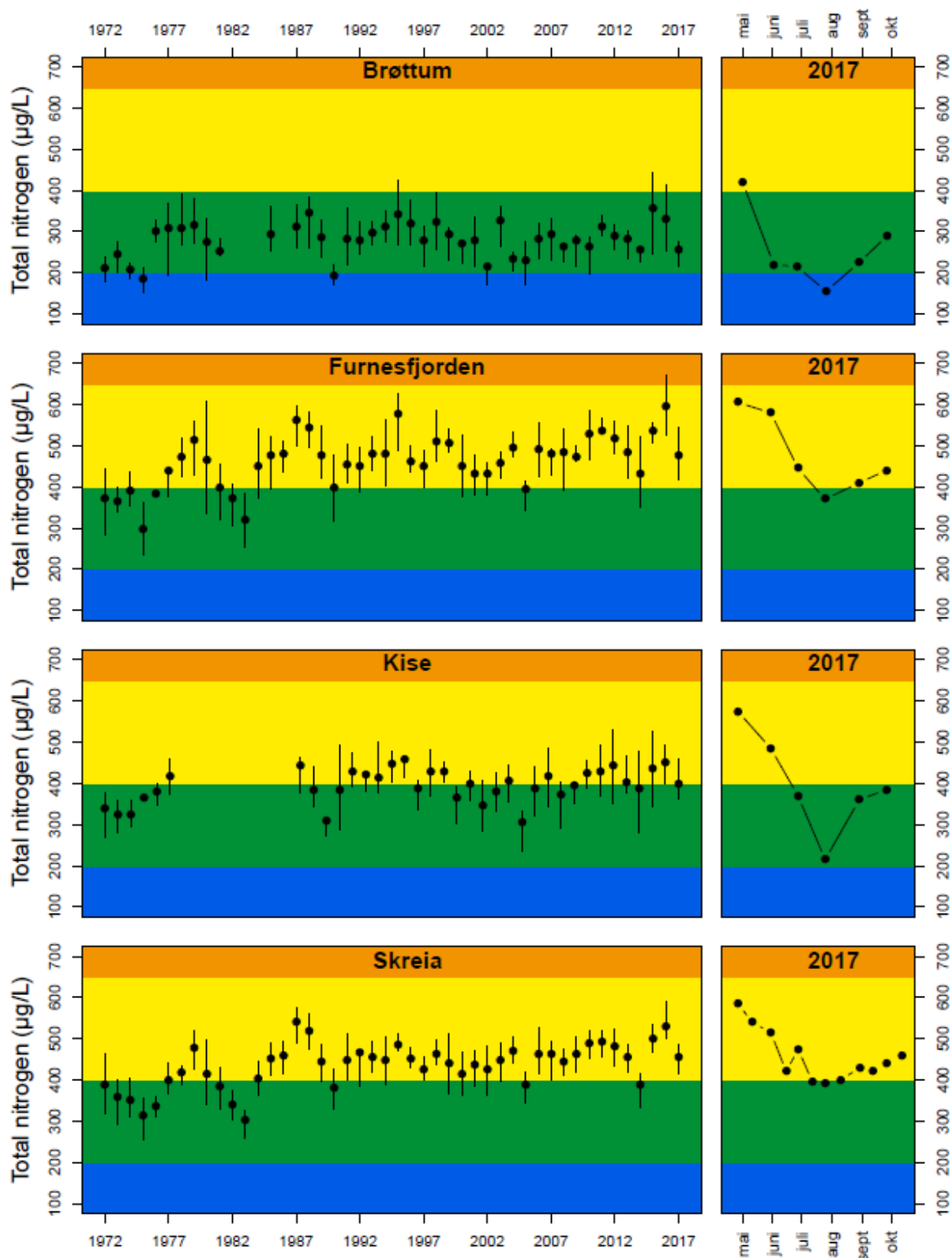
Den nordre delen av Mjøsa (stasjon Brøttum) har vanligvis markert lavere konsentrasjoner av nitrogen-forbindelser enn de midtre og søndre områdene (Figur 17). Vannkvaliteten ved Brøttum påvirkes sterkt av vannet fra Lågen, som normalt har lave konsentrasjoner, særlig når vannføringen er stor pga. mye smeltevann fra fjellområdene om sommeren.

Figur 18 viser at middelveiene for tot-N hadde nokså store fluktasjoner 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. Total-nitrogen var i 2017 i god økologisk tilstand ved Brøttum og moderat tilstand ved stasjonene Kise, Furnesfjorden og Skreia i 2017 (Figur 18), men brukes ikke i den samlede klassifiseringen ettersom det ikke er vekstbegrensende (se utfyllende begrunnelse nedenfor).

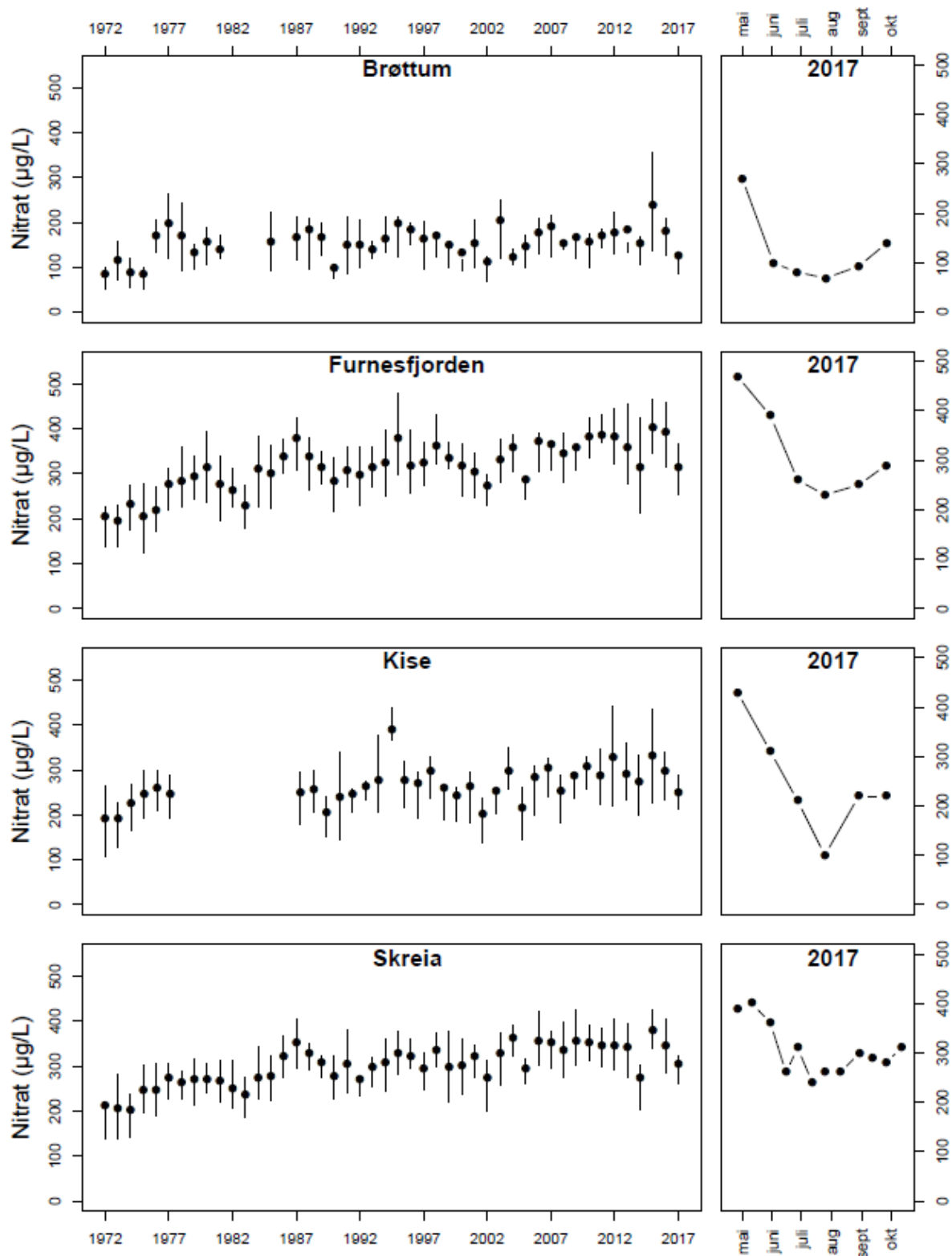


Figur 17. Tidsutviklingen i konsentrasjoner av total nitrogen på senvinteren i perioden 1971-2017 (basert på middelerverdier av konsentrasjonen i vannprøver fra vertikalserier fra overflaten til nær bunnen).

Langtidsseriene for nitrat (Figur 19) viser samme utviklingsmønster som total nitrogen for alle stasjonene. Det samme gjelder sesongvariasjonen i 2017. Nitrat utgjør ca. 66 % av tot-N, 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 2017 er 69 µg/l på Brøttum og betydelig høyere på de andre stasjonene pga lokale tilførsler (se primærdata i Vedlegg A, Tabell 6, Tabell 9, 0, Tabell 11). Nitrogen-begrensning ses vanligvis ved at nitrat-konsentrasjonen synker til under deteksjonsgrensen (< 10 µg/l). De målte minimumskonsentrasjonene indikerer derfor at nitrogen ikke er vekstbegrensende for algeveksten på noe tidspunkt i 2017 og heller ikke i tidligere år.



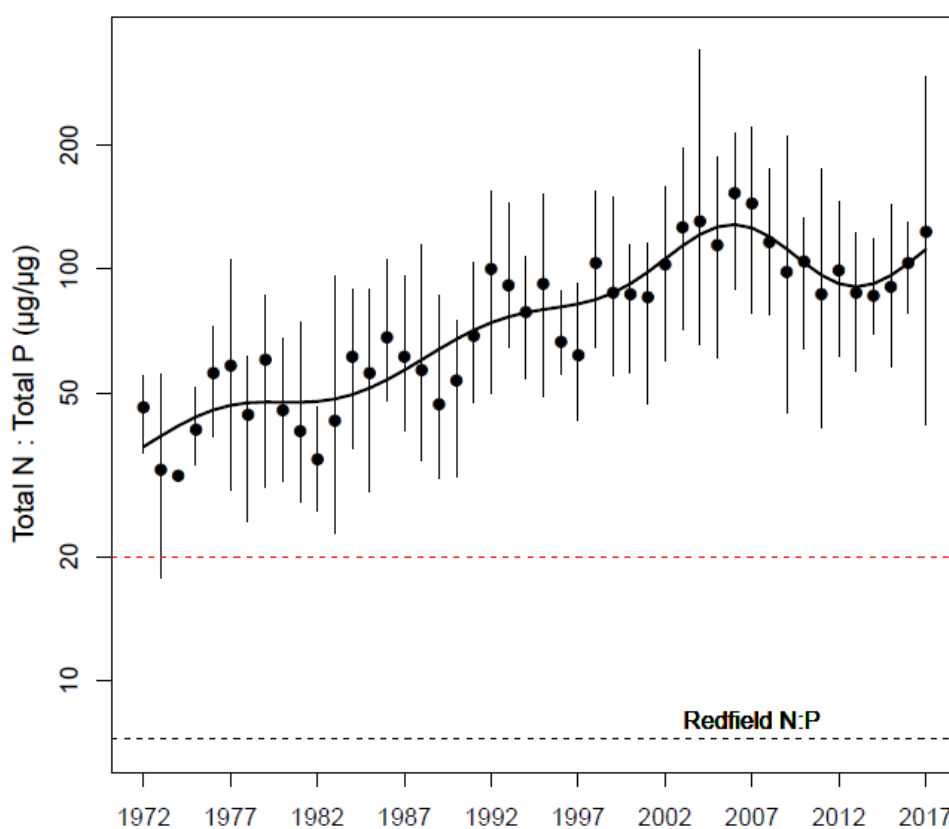
Figur 18. Venstre panel: Tidsutviklingen i middelerverdi for total-nitrogen i mai-oktober i sjiktet 0-10 m i perioden 1972-2017. Høyre panel: Sesongutviklingen i 2017. Fargene viser tilstandsklassene for vanntype 6 (kalkfattige, dype lavlandssjøer).



Figur 19. Venstre panel: Tidsutviklingen i middelerverdi for nitrat (nitrat-nitrogen) i mai-oktober i sjiktet 0-10 m i perioden 1972-2017. Høyre panel: Sesongutviklingen i 2017.

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. 2016). 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. 2016). I mange skogs- og fjellvann kan imidlertid planteveksten periodevis være begrenset av tilgangen på nitrogen (Elser mfl. 2009). Som tiltak for å begrense eutrofiering av innsjøer er det likevel reduksjoner av fosfortilførslene som bør stå i fokus (se f.eks. Schindler mfl. 2016).



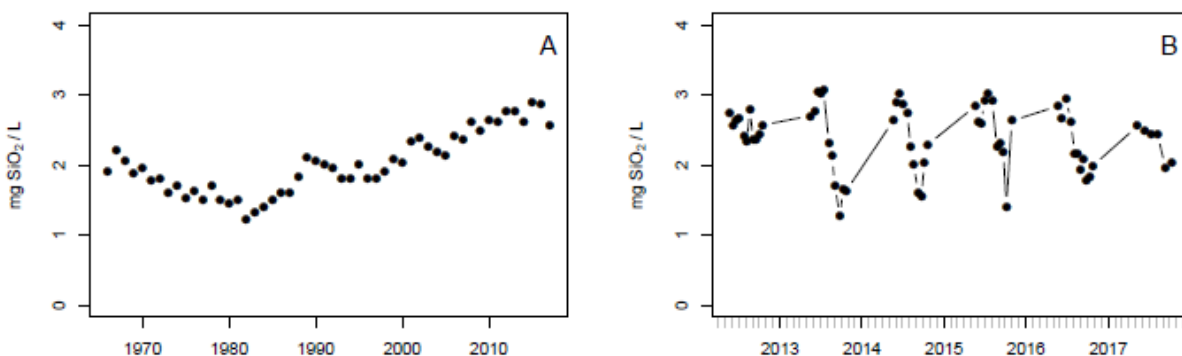
Figur 20. Tidsutviklingen i N/P-forholdet ved stasjon Skreia for sjiktet 0-10 m. Figuren viser middelverdier for perioden juni-oktober 1972-2017.

I Mjøsa ved stasjon Skreia har middelverdien for N/P-forholdet variert mellom ca. 30 og 150 i perioden 1972-2017 (Figur 20). 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 2017 på 123 med variasjon i intervallet 42-293 ved hovedstasjonen Skreia. Ved de øvrige prøvestasjonene var det midlere N/P-forholdet følgende (variasjonsområder i parentes): Brøttum 53 (17-140), Kise 100 (36-192) og Furnesfjorden 98 (45-202). Dette betyr at algeveksten kan antas å ha vært fosforbegrenset ved alle prøvestasjonene gjennom hele vekstsesongen med unntak av på Brøttum i august, da N/P-forholdet var nede i 17. Nitrat-konsentrasjonen var da på 69 µg/l, dvs langt over deteksjonsgrensen, hvilket tyder på at nitrogen likevel ikke har vært vekstbegrensende. De høye nitrat-konsentrasjonene gjennom hele vekstsesongen på alle stasjonene (Figur 19) 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, og i næringsfattige innsjøer reguleres konsentrasjonen først og fremst av tilførslene fra nedbørfeltet. 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. I deler av vekstsesongen 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 21. Venstre panel: Middelkonsentrasjonen av silikat i vårsirkulasjonen (0-400 m) ved Skreia i perioden 1966-2017, Høyre panel: Sesongutviklingen i konsentrasjonen av silikat i de øvre vannlag (0-10 m) ved Skreia i 2012-2017. Data for 2017 fra NIVAs laboratorium er omregnet fra silisium til silikat.

Fra 1960-tallet til midten av 1980-tallet sank konsentrasjonen av silikat i vårsirkulasjonen (Figur 21). 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 SiO₂/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 4.6, Figur 43). 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 21) viser et klassisk «jojo»-mønster med kraftig nedgang om sommeren og økning høst/vinter i alle år med dominans av kiselalger i planteplanktonet (2013-2016). Unntaket er vekstsesonen 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 (Figur 21). Dette var mindre utpreget i 2017, primært pga. lavere algebiomasse enn i årene 2013-2016 (se kap. 3.7.3).

3.7 Planteplankton

3.7.1 Økologisk tilstand og artssammensetning i 2017

Årsverdier med tilførende tilstandsklasse og nEQR verdier for de fire planteplankton parameterne er vist i Tabell 8. 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 2017, med middelveidier på 1,4-2,7 µg/l, noe som ga svært god tilstand på Brøttum og god økologisk tilstand på de andre stasjonene (Tabell 8). Middelveidien av klorofyll-*a* på 2,1 µg/l på hovedstasjonen Skreia er så vidt over grenseverdien svært god/god, som er identisk med det lokale miljømålet på 2,0 µg/l. Middelveidien av totalt biovolum på 0,27 mm³/l og maksimumverdien på 0,45 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 indikerte god tilstand, men middelveidien ga en nEQR verdi på 0,65, som er i nedre del av tilstandsklassen og betydelig lavere enn nEQR verdien for biomasse parameterne. Det var svært lite cyanobakterier på Skreia i 2017. Maksimum biomassen var <0,01 mm³/l, som gir svært god tilstand med en nEQR verdi på 0,99, som er nær toppen av skalaen. Samlet ga disse fire parameterne god økologisk tilstand for planteplanktonet på Skreia med en nEQR verdi på 0,70, som er midt i tilstandsklassen.

Tabell 8. Tilstandsvurdering basert på analyser av planteplanktonet (PP) fra stasjonene i Mjøsa 2017. Fargene indikerer tilstandsklassen.

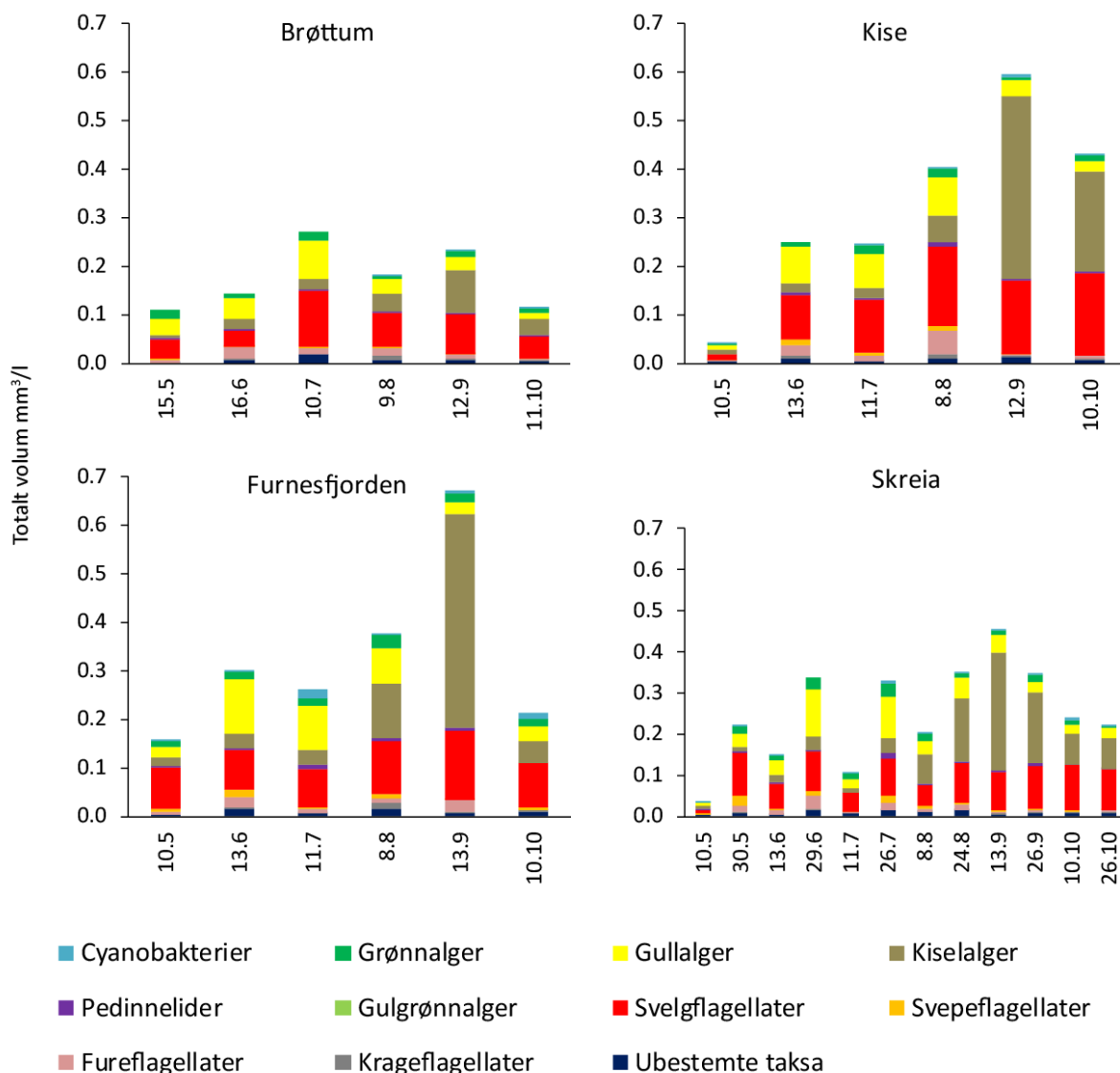
	Klorofyll a µg/l	Totalt volum mm ³ /l	PTI	Cyano _{max} mm ³ /l	Totalvurdering PP nEQR
Brøttum	1,43	0,17	2,20	0,001	0,77
Kise	2,70	0,33	2,26	0,006	0,64
Furnesfjorden	2,74	0,36	2,27	0,020	0,63
Skreia	2,11	0,27	2,22	0,009	0,70

Brøttum får svært god tilstand mht klorofyll-*a* og totalt biovolum, trolig pga. rask gjennomstrømning, som gir mindre tid for algevekst. Artssammensetningen målt ved PTI indeksen ga imidlertid god tilstand, mens cyanobakterier ga svært god tilstand. Samlet tilstand ble god med en nEQR på 0,77, som er nær klassegrensen svært god/god, som er 0,80.

Kise og Furnesfjorden lå noe høyere enn de to andre stasjonene både for klorofyll-*a* og totalt volum. Begge stasjonene hadde en middelveidie for klorofyll-*a* på 2,7 µg/l, og et biovolum på henholdsvis 0,33-0,36 mm³/l. Dette ga god tilstand for begge parameterne på begge stasjonene. Artssammensetningsindeksen var også omtrent identisk (2,257 og 2,265), men her lå stasjonene på

hver sin side av klassegrensen god/moderat som er på 2,260, slik at Kise havnet i god tilstand, men Furnesfjorden i moderat tilstand.

Det var svært lite cyanobakterier på begge stasjonene, selv om Furnesfjorden hadde noe mer enn Kise. Tilstanden for denne parameteren ble svært god på begge stasjonene med nEQR verdi nær 1,0 (henholdsvis 0,98 og 0,99), men det er verdt å merke seg at den potensielt toksinproduserende cyanobakterien *Planktothrix agardhii* forekom i små mengder i Furnesfjorden i oktober. Den ble ikke påvist på noen av de andre stasjonene. Den samlede økologiske tilstanden for planteplanktonet på disse to stasjonene ble god, men med nEQR verdier på henholdsvis 0,64 og 0,63, som nær klassegrensen god/moderat på 0,60.



Figur 22. Sammensettingen av planteplanktonsamfunnet og totalt volum i prøvene fra stasjonene i Mjøsa 2017.

Forskjellen mellom de fire stasjonene er tydelig når man ser på nEQR verdiene, der Brøttum ligger på topp med 0,77, som er nær klassegrensen svært god/god, Skreia ligger midt i tilstandsklasse god, mens Kise og Furnesfjorden begge havner ganske nær klassegrensen god/moderat, og tåler ikke mye

mer alger før de tipper ned til moderat tilstand, som vil kreve fosfor-reduserende tiltak. Tilsvarende resultater ble funnet for Furnesfjorden i 2016 (Løvik m. fl. 2017).

De algegruppene som utgjorde de største andelene i 2017 var kiselalger, svelgflagellater og gullalger (Figur 22). Kiselalgenes andel av planteplanktonet økte utover sommeren og høsten. 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 var en mangfoldig gruppe, der *Chromulina*, *Chrysococcus*, *Dinobryon*, *Mallomonas*, *Ochromonas*, *Spiniferomonas* og *Uroglenopsis* var de viktigste.

3.7.2 Vertikalfordeling av planteplankton gjennom vekstsesongen 2017

I 2017 ble algenes klorofyll-fluorescens målt med sonde fra overflaten til rett over bunnen hver måned på Skreia, Kise og Furnesfjorden, men ikke på Brøttum av praktiske grunner. Resultatene (Figur 23) viser lave verdier på Skreia, noe mer på Kise og mest i Furnesfjorden, der to topper i fluorescens ble observert i juli og i september. Disse toppene strakte seg også nedover i vannsøylen til ca. 25 m dyp. Tidspunktet for algetoppen i september faller sammen med den lokale flommen i bl.a. Brumunda 12. september, som sannsynligvis brakte mer fosfor inn fra nedbørfeltet. Det ble ikke funnet noe maksimum i sprangsjiktet på noen av stasjonene. De lave verdiene helt i overflaten (0-2 m) skyldes trolig lyshemming av algene, og betyr ikke at det er mindre alger i overflatelaget enn lenger ned i den øvre delen av vannmassene.

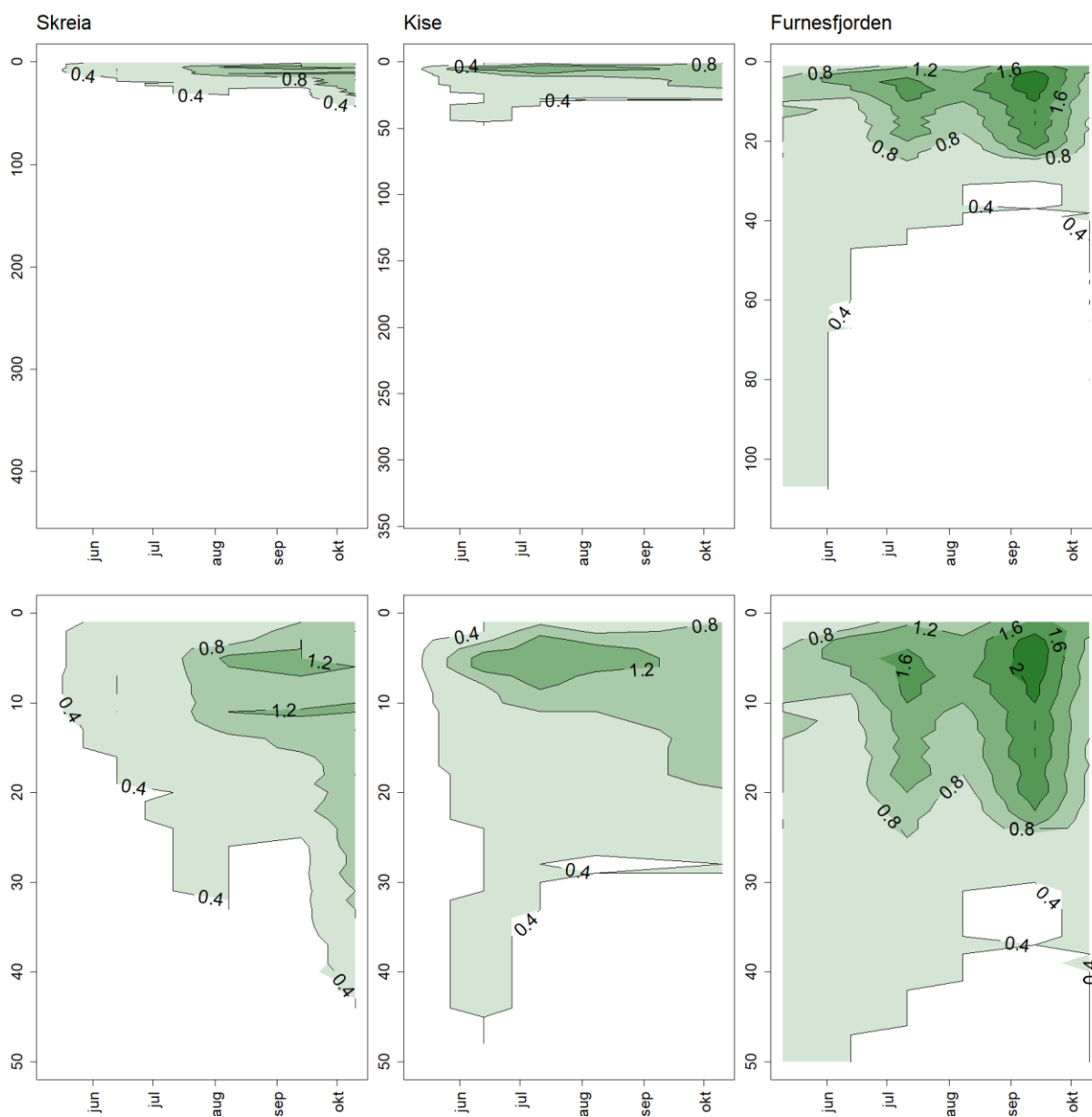
3.7.3 Langtidsutvikling av planteplanktonet i Mjøsa

Langtidsutviklingen av planteplanktonet på hovedstasjonen Skreia (Figur 24) 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 er gjennomført for å redusere tilførselen av næringsstoffer, og da spesielt fosfor. Utviklingen kan beskrives som en re-oligotrofiering av Mjøsa. Til tross for nedgangen i mengde siden 1970- og 1980-tallet har det også etter årtusenskiftet vært enkelte år der mengdene har vært større enn ønskelig, slik som i 2002, 2003, 2011 og 2013.

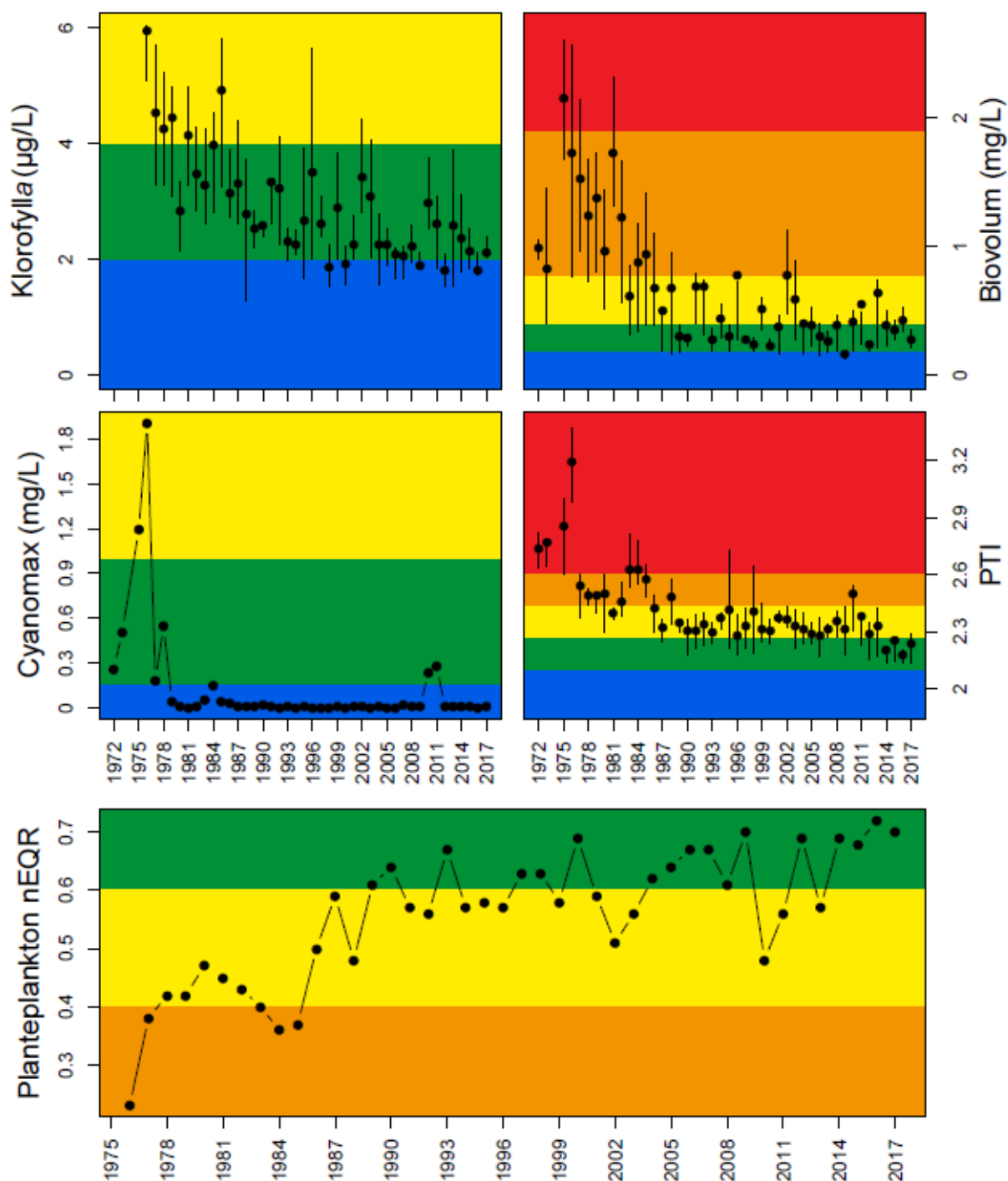
Artssammensetningen har også endret seg betydelig i oligotrof retning i løpet av overvåkingsperioden; på 1970-tallet var det flere år med dominans av cyanobakterier og kiselalger. Den store andelen kiselalger fortsatte utover på 1980-tallet, mens cyanobakteriene ble nesten borte (se Figur 24, samt Vedlegg 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 2012-2016 har andelen cyanobakterier igjen vært liten.

Samlet klassifisering av planteplankton uttrykt som avstand fra naturtilstand (nEQR) (nederste panel i Figur 24) 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. Det er primært artssammensetningsindeksen PTI som gir utslaget på den samlede vurderingen. Årsaken til dette kan ha sammenheng med bruk av klassegrensene for kalkfattige innsjøer, som er betydelig strengere enn grenseverdiene for moderat kalkrike innsjøer. Kalsium-innholdet i Mjøsa, som er antatt å være

høyere enn det naturlige nivået, gir grunnlag for etablering av noe mer kalsium-krevende arter (bikarbonat-brukere). Det bør derfor diskuteres om vanntypen bør endres fra kalkfattig til moderat kalkrik mht klassifiseringen av PTI-indeksen. En slik endring ville gitt bedre samsvar mellom tilstanden for biomasse-parameterne og PTI-indeksen og en bedre samlet tilstand for planteplanktonet.

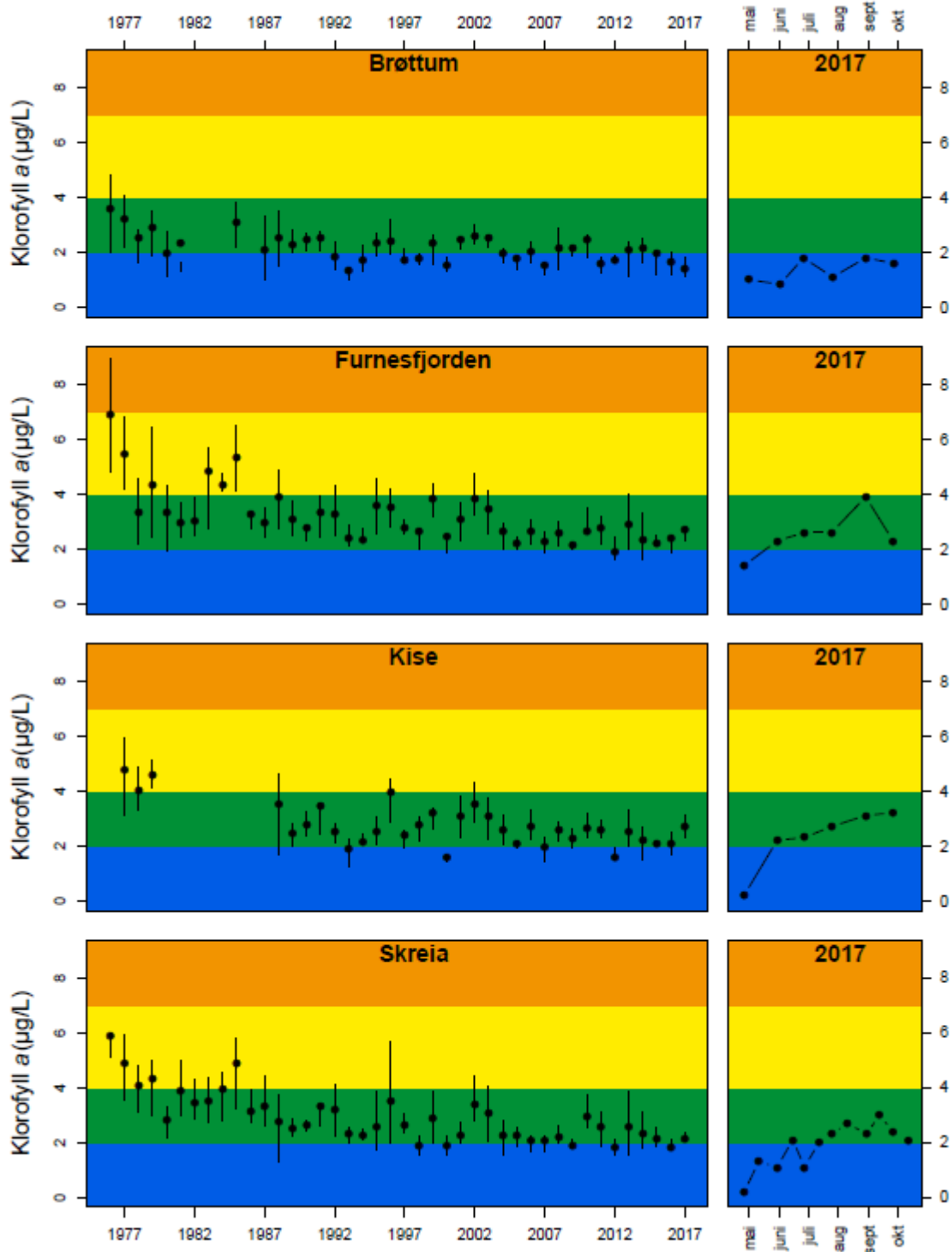


Figur 23. Klorofyll-fluorescens ($\mu\text{g/l}$) i Mjøsa gjennom feltsesongen 2017 målt månedlig fra overflaten og ned til 10 m over bunnen på prøvetakingsstasjonene Skreia, Kise og Furnesfjorden. Øvre panel viser hele vannsøylen, mens nedre panel viser 0-50 m. y-aksen angir dyp i meter. Stasjon Brøttum ble ikke målt med sonde av praktiske grunner.

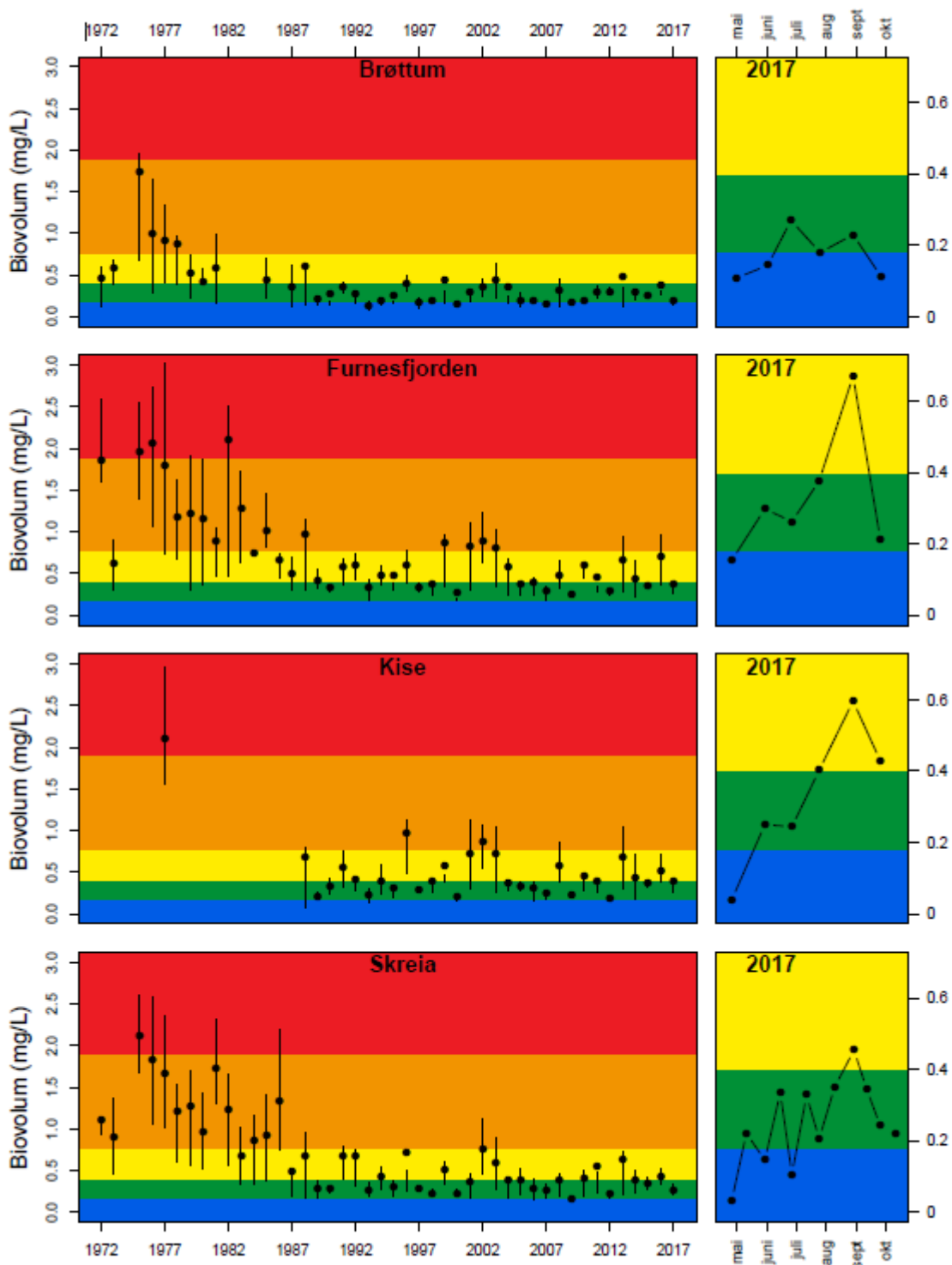


Figur 24. Langtidsutvikling av planteplanktonet på hovedstasjonen Skreia.

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.



Figur 25. Langtidsutvikling av i planteplankton klorofyll-a på alle de fire målestasjonene i Mjøsa. Sesongvariasjonen i 2017 er vist i høyre panel. Klassegrensene angir økologisk tilstand for kalkfattige, dype lavlandssjøer (type 6).



Figur 26. Langtidsutvikling av totalt biovolum av planteplankton på alle de fire målestasjonene i Mjøsa. Sesongvariasjonen i 2017 er vist i høyre panel. Klassegrensene angir økologisk tilstand for kalkfattige, dype lavlandssjøer (type 6).

Sammenligningen av mengden uttrykt som klorofyll-a i Figur 25 og som totalt biovolum i Figur 26 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 s. 126 i Klassifiseringsveilederen, Veileder 02:2013, rev. 2015).

Langtidsutviklingen av algebiomassen viser omtrent det samme tidsforløpet på alle stasjonene med høye verdier og store sesongsvingninger (lange vertikale streker pr. år i Figur 25 og Figur 26) 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 25 og Figur 26). 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 25 og Figur 26) ser ut til å følge utviklingen av total fosfor konsentrasjonen (Figur 16), men sammenhengen er dårligere på Brøttum fordi fosforet i større grad er bundet til partikler, mens det er mer biotilgjengelig på de andre stasjonene.

3.8 Dyreplankton

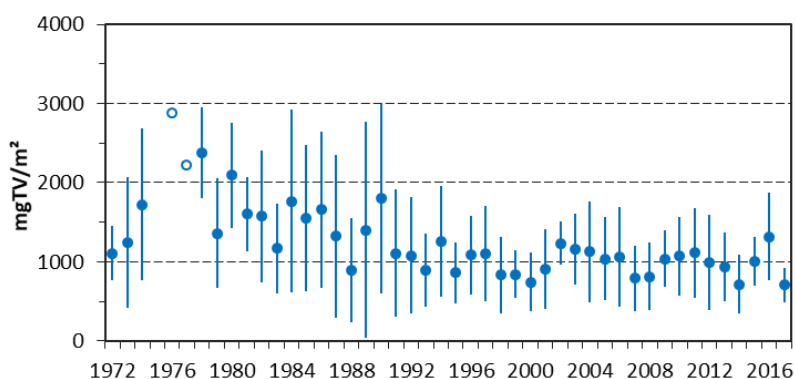
Dyreplanktonet representerer en viktig del av økosystemet i de frie vannmasser av innsjøer, både ved at de beiter på planteplankton og ved at de fungerer som mat for planktonspisende fisk slik som lågåsild, krøkle, sik og abbor i Mjøsa. Noen former av dyreplankton er rovformer og lever av annet dyreplankton. 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 krepssdyrplankton i løpet av overvåkingsperioden siden 1970-tallet (Figur 27). Middelbiomassen var i perioden 2011-2017 ca. 40 % lavere enn gjennomsnittet for de årene det ble gjort målinger på 1970-tallet. Mengden planteplankton er trolig den vesentligste faktoren som bestemmer hvor mye krepssdyrplankton 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 krepssdyrplankton. Resultater fra andre store norske innsjøer (Lyche Solheim m.fl. 2017) indikerer at dette er vanlig i næringsfattige innsjøer.

De fleste artene har hatt reduksjoner i biomassen i perioden, men det har også vært store år til år variasjoner for enkelte arter (Figur 28). 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. Den calanoide hoppekrepsen *Eudiaptomus gracilis* representerte hele 49 % av middelbiomassen av krepssdyrplankton i 2017. Dernest fulgte den calanoide hoppekrepsen *Limnocalanus macrurus* med 16 % og vannloppen *Bosmina longispina* med 11 %. De cyclopoide hoppekrepsene *Thermocyclops oithonoides* og *Mesocyclops leuckarti* utgjorde samlet 8 % og vannloppen *Daphnia cristata* 7 %. Av andre vanlige arter kan nevnes hoppekrepsene *Cyclops lacustris* og *Heterocope appendiculata*, samt vannloppene *Daphnia galeata*, *Holopedium gibberum* (gelekreps), *Leptodora kindtii* og *Polyphemus pediculus*. Disse representerte hver 1-3 % av den midlere totalbiomassen i 2017. Den rødlistede hoppekrepsen *Cyclops lacustris* har hatt en relativt stabil bestand i de senere årene.

Den storvokste hoppekrepsen *Limnocalanus macrurus* sammen med vannloppene *Daphnia galeata* og *Bosmina longispina* er trolig de viktigste byttedyrene innen krepsdyrplanktonet for planktonspisende fisk slik som krøkle, lågåsild og sik i Mjøsa (Kjellberg og Sandlund 1983).

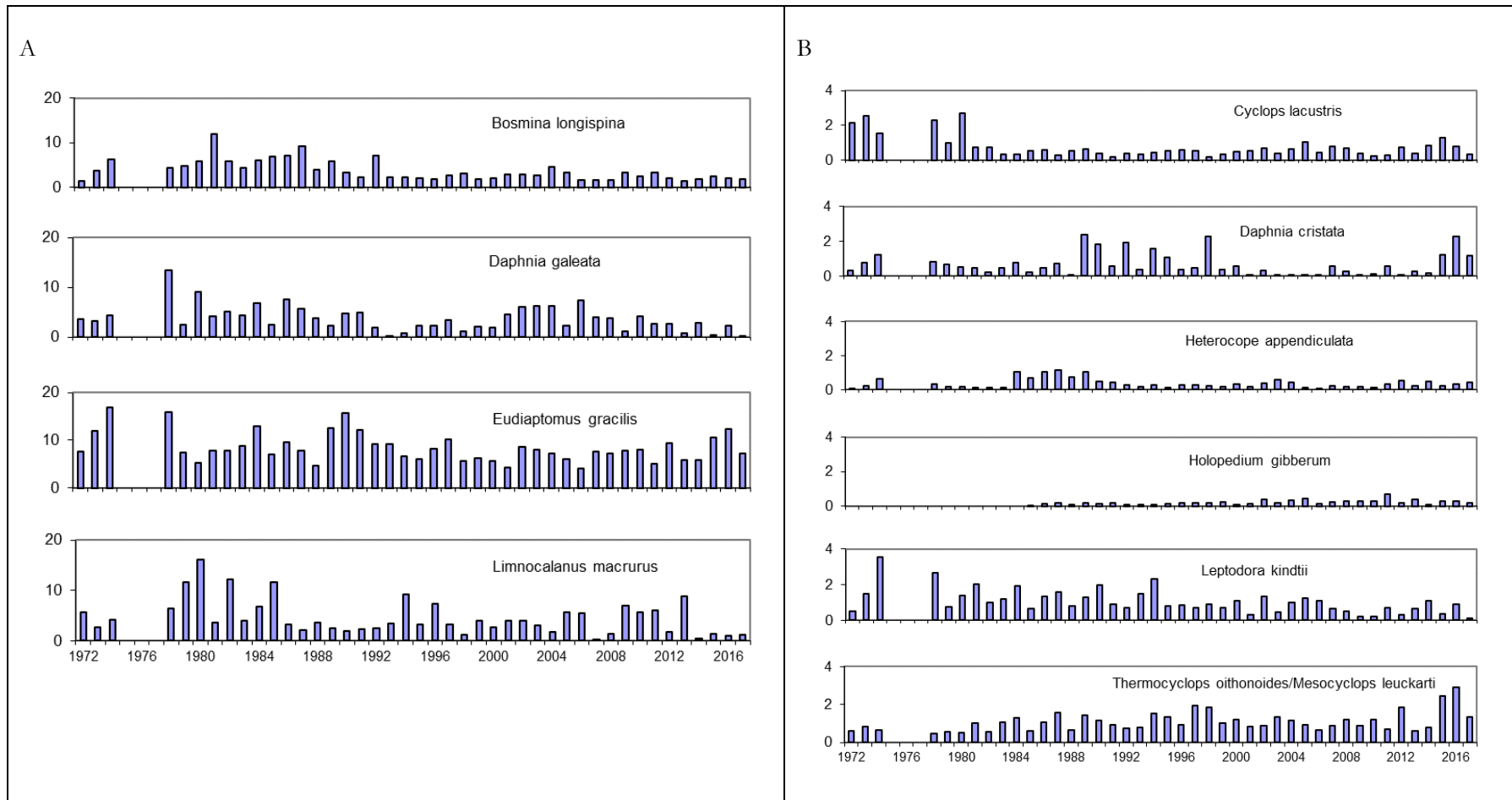
Figur Z3 viser sesongutviklingen i biomassen av de viktigste artene av krepsdyrplankton ved stasjon Skreia i 2017. Graden av predasjon («beiting») har stor betydning for dominansforholdet mellom artene og for størrelsen på dominerende vannlopper. Fisken selekterer store og lett synlige individer. Dermed 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 lågåsild og/eller krøkle. Middellengden av voksne hunner av *Daphnia galeata*, *Daphnia cristata* og *Bosmina longispina* er beregnet til henholdsvis 1,33 mm, 1,16 mm og 0,58 mm ved Skreia i 2017 (Tabell 9, Figur 30). Dette kan tyde på at det var et sterkt predasjonspress fra planktonspisende fisk (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.



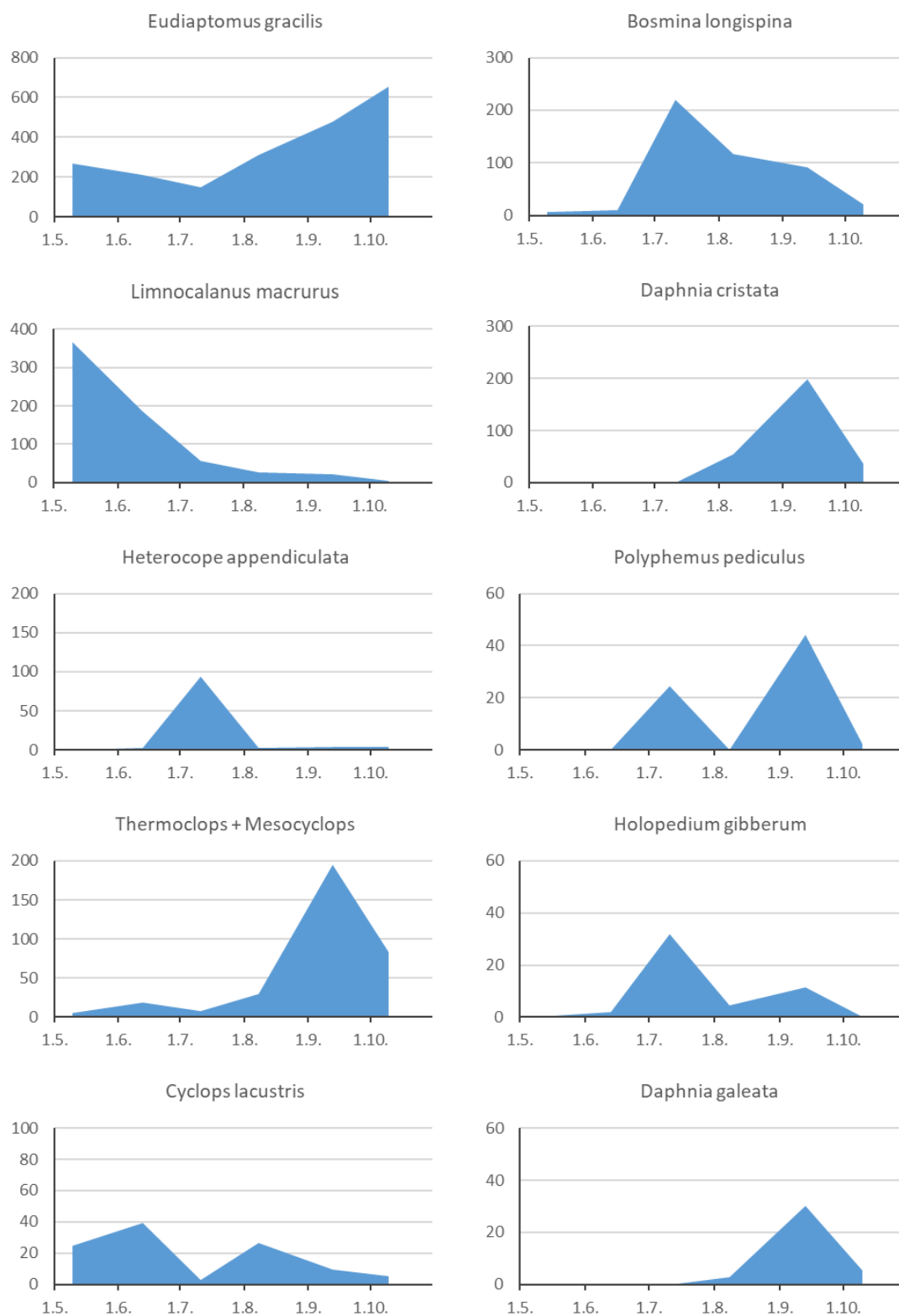
Figur 27. Tidsserier for biomassen av krepsdyrplankton i Mjøsa ved stasjon Skreia i perioden 1972-2017 (middelverdier for perioden mai-oktober ± 1 standardavvik), mg tørrvekt (TV) pr. m². Datapunkter for 1976 og 1977 gjelder enkeltobservasjoner i september. Data mangler for 1975.

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 31). Prosentandelen *Daphnia spp.* ser ut til å ha vært noe mindre i de senere årene enn først på 2000-tallet, noe som kan ha hatt negativ effekt på selvrensingsevnen.

Analysene av håvtrekkprøvene 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 2017 (se Vedlegg C, Tabell 18, Tabell 19, Tabell 20, Tabell 21, Tabell 22). Videre har vi ikke registrert vesentlige endringer i artssammensetningen i løpet av de fem årene vi har samlet inn slike prøver fra begge stasjonene (2012-2017) (Vedlegg, Tabell 26). 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. Dette kan tyde på et økende predasjonspress fra planktonspisende fisk i de senere årene.



Figur 28. Middelbiomasser av a) de fire dominerende artene av krepsdyrplankton i Mjøsa (stasjon Skreia) og b) de seks andre mest vanlige taksa i perioden 1972-2017 (0-50 m, perioden juni-oktober, data mangler for 1975-1977), mg tørrvekt pr. m³. Merk ulik skala på aksene for a) og b).

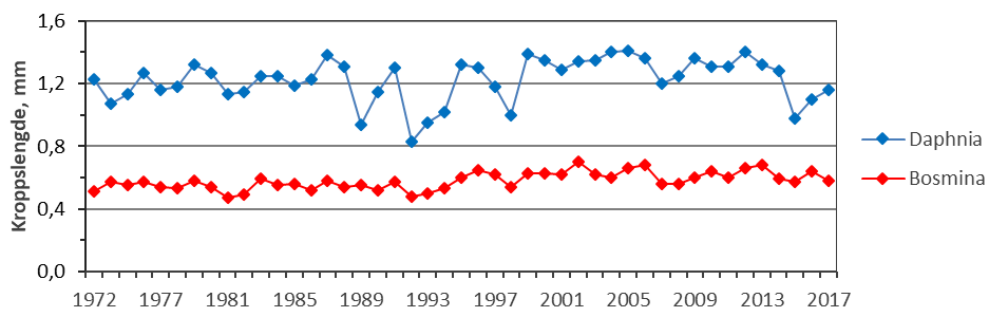
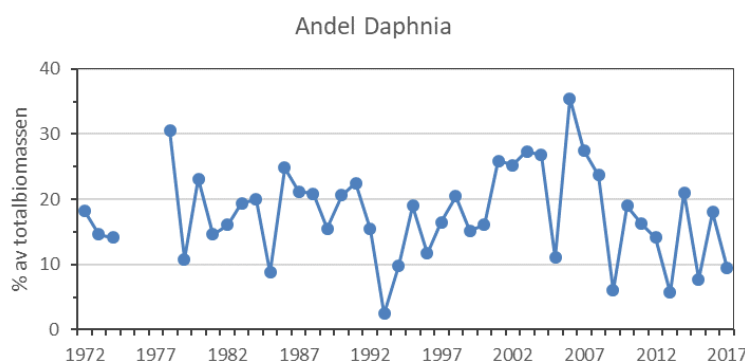


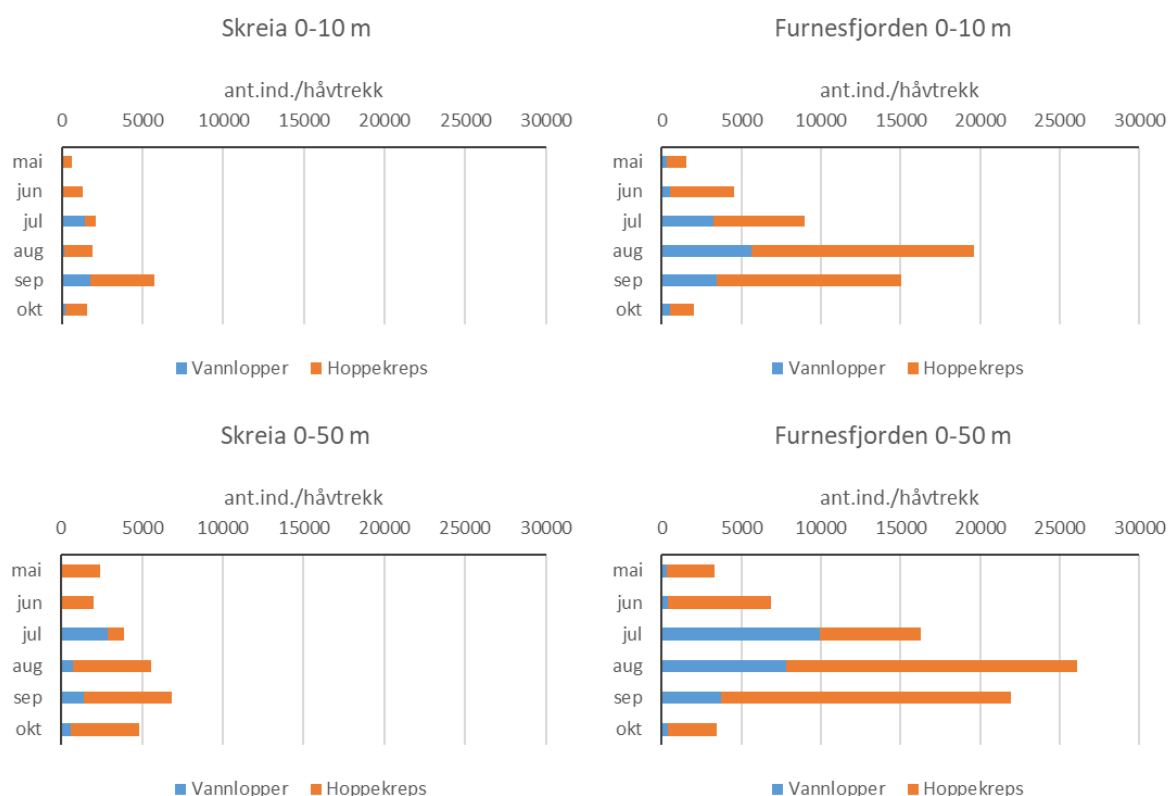
Figur 29. Sesongutviklingen i biomasser av de viktigste artene innen krepsdyrplanktonet ved stasjon Skreia i 2017 (til venstre: hoppekreps, til høyre: vannlopper). Merk varierende skala på y-aksen. Biomasser er gitt som mg tørrvekt pr. m² for sjiktet 0-50 m.

Tabell 9. Middellengder av dominerende vannlopper (voksne hunner) ved Skreia og Furnesfjorden i 2017.

	<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	0,85	0,93	1,33	1,27	1,16	1,05	0,58	0,55
Min	0,72	0,80	1,26	1,10	0,94	0,90	0,44	0,46
Maks	1,00	1,10	1,40	1,40	1,56	1,28	0,76	0,66
Standardavvik	0,08	0,07	0,06	0,09	0,14	0,10	0,07	0,05
Antall	20	20	4	17	40	34	58	33

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. Figur 32 viser at tettheten av dyr var størst i august-september, at krepsdyrplanktonet på begge stasjonene var antallsmessig dominert av hoppekreps de fleste prøvedatoene, og at vannlopper utgjorde større andeler av krepsdyrplanktonet kun i juli, august og september. Videre tyder resultatene på at tettheten av krepsdyrplankton var betydelig større i Furnesfjorden enn ved Skreia; det gjennomsnittlige antall individer pr. prøve fra Furnesfjorden var 3,1 ganger (0-10 m) og 4,0 ganger (0-50 m) høyere i Furnesfjorden sammenlignet med Skreia. Dette bekrefter inntrykket av Furnesfjorden som en mer produktiv del av Mjøsa enn «hovedvannmassene» utenfor Skreia.

**Figur 30.** Middellengder av dominerende arter av *Daphnia* og *Bosmina* (voksne hunner) ved stasjon Skreia 1972-2017.**Figur 31.** Prosentandelen av *Daphnia* spp. i forhold til den totale krepsdyrplankton-biomassen i perioden 1972-2017. Data mangler for årene 1975-1977.



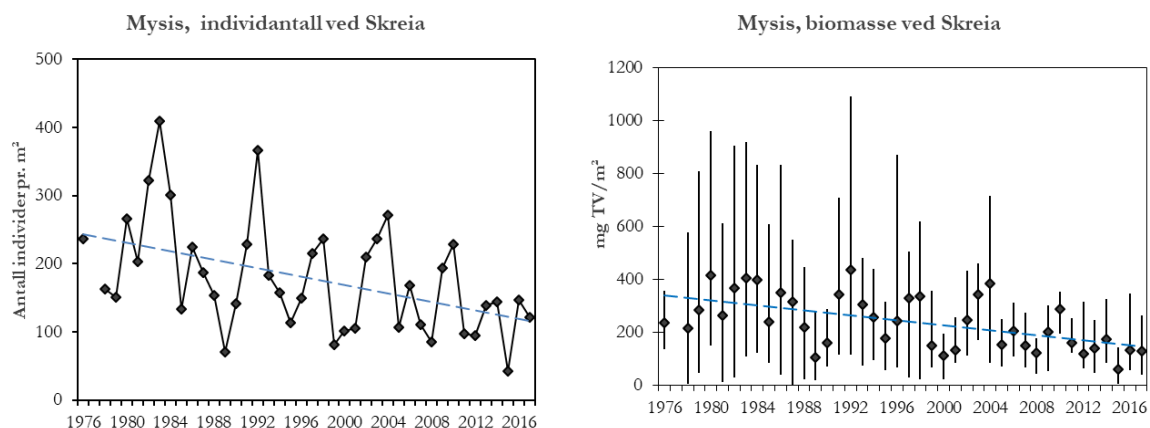
Figur 32. Tettheter av krepsdyrplankton i håvtrekk fra Skreia og Furnesfjorden i 2017.

3.9 Mysis og andre istidskreps

Den rekelnende 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).

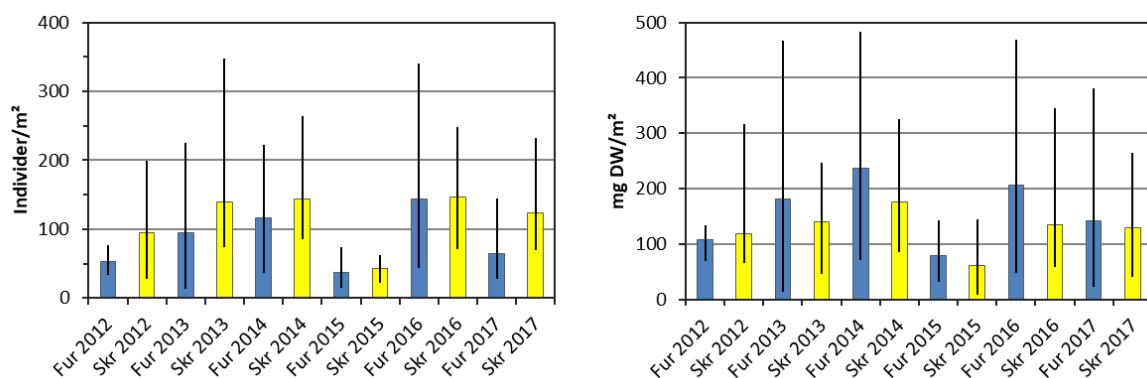
Undersøkelser av bestandsstørrelsen av *Mysis* har vært gjennomført årlig ved hovedstasjonen siden 1976, med unntak av i 1977. Ved stasjon Furnesfjorden har bestanden blitt undersøkt i perioden 2012-2017. Individtetthet og biomasse av *Mysis* har gjennomgått betydelige svingninger i løpet av overvåkingsperioden (Figur 33). Ved Skreia er beregnet middelbiomasse redusert fra 289 mg tørrvekt (TV) pr. m² på 1970-tallet til 132 mg TV pr. m² i perioden 2011-2017, dvs. en reduksjon på 54 %. Tilsvarende har det vært en 45 % reduksjon i individantall fra 204 pr. m² i perioden 1976-1980 til 113 pr. m² i perioden 2011-2017. 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 predasjon fra fisk 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). Bestanden av *Mysis* i Mjøsa så ut til å være svært liten på begge stasjonene i 2015 (Figur 33, Figur 34). Årsaken til dette er uklar, men bestanden tok seg opp igjen og var på et mer «normalt» nivå i 2016 og 2017.



Figur 33. Tidsutvikling i individantall (middelverdier) og biomasse (middelverdier og variasjonsbredde) av *Mysis* ved stasjon Skreia i perioden 1976-2017 (observasjoner fra 1977 mangler).

Midlere individtetthet i 2017 er beregnet til 123 pr. m² ved Skreia og 64 pr. m² i Furnesfjorden. Tilsvarende er midlere biomasse beregnet til henholdsvis 130 mg/m² og 142 mg/m² (tørrvekt) ved de to stasjonene. De fleste årene har biomassen vært høyere i Furnesfjorden enn ved Skreia, selv om individantallene har vært høyere ved Skreia eller omtrent like ved de to stasjonene (Figur 34). Dette har sammenheng med at bestanden i Furnesfjorden generelt har bestått av noe større individer.



Figur 34. Individantall (til venstre) og biomasse (til høyre) av *Mysis* ved stasjonene Furnesfjorden (Fur, blå søyler) og Skreia (Skr, gule søyler) i perioden 2012-2017. Mittelverdier og variasjonsbredder er vist.

Enkeltindivider av trollstidskreps (*Gammaracanthus lacustris*) ble funnet i ett av seks håvtrekk («stor håv») ved Skreia og i tre av håvtrekkene i Furnesfjorden i 2017 (se Vedlegg C, Tabell 24, Tabell 25). Firetorntet istidskreps (*Pallaseopsis quadrispinosa*) ble funnet i et begrenset antall (1-8 ind./m²) i september og oktober i Furnesfjorden. På Skreia-stasjonen ble enkeltindivider av denne arten funnet i håvtrekkene fra juni og juli.

3.10 Økologisk tilstand i Mjøsa

Samlet klassifisering av økologisk tilstand basert på planteplankton og fysisk-kjemiske støtteparametere for årene 2013-2017 er gitt i Tabell 10. 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 slamtransport fra Lågen på denne stasjonen. Det samme gjelder i stor grad tot-P på stasjon Brøttum, dvs. at 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 2017. Stasjon Furnesfjorden fikk imidlertid en nEQR-verdi på 0,63, dvs. nær grensen til moderat tilstand.

Tabell 10. 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 og oransje = dårlig tilstand. Tot-N brukes ikke i samlet tilstandsklassifisering. Siktedyp brukes ikke i samlet tilstandsvurdering på Brøttum. Tot-N brukes ikke fordi det ikke er vekstbegrensende for planteplankton i Mjøsa. Parametere som ikke brukes i den samlede klassifiseringen er markert med hvite celler. 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
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
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
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

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 god tilstand. En betydelig 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 10 framgår det at tilstanden var god ved alle stasjonene både i 2014, 2015, 2016 og 2017. De normaliserte EQR-verdiene for stasjon Furnesfjorden indikerer imidlertid at tilstanden her var nær moderat i de tre siste årene.

4 Resultater og diskusjon – Elver

4.1 Typifisering av elvene

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

4.2 Typifisering av elvene

For å kunne klassifisere økologisk tilstand for elvene må vanntypen for hver elv bestemmes iht. klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppa 2015: Veileder 02:2013, revidert 2015). Vanntypen for den aktuelle vannforekomsten nederst i hver elv er vist i **Tabell 11**, basert på eksisterende data for farge og kalsium. De aktuelle vannforekomstene ligger alle i lavlandet (dvs. < 200 m.o.h.).

Tabell 11. Vanntyper for de overvåkede tilløpselvene til Mjøsa, samt utløpselva Vorma.

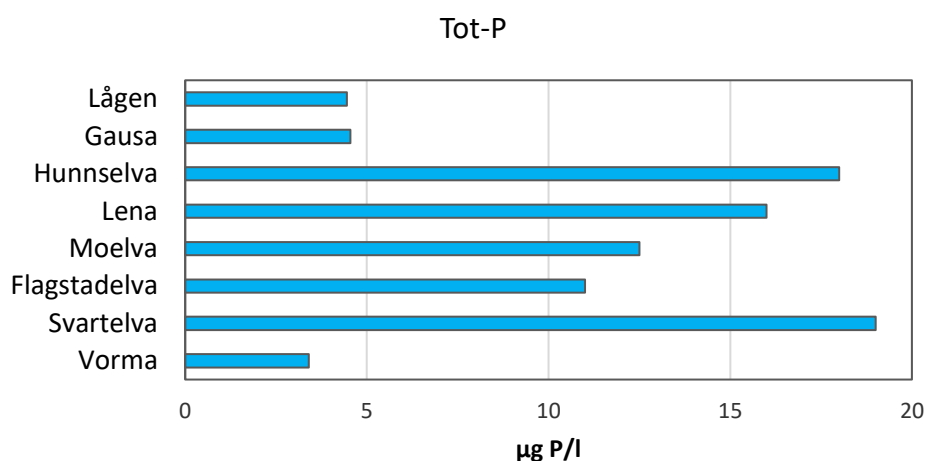
Elv	Vanntype-kode	Vanntype-beskrivelse	Kalsium (mg/l)	Farge (mg Pt/l)
Gudbrandsdalslågen	4	Kalkfattig, svært klar	3,2	9
Gausa	7	Moderat kalkrik, klar	8,6	19
Hunnselva	8	Moderat kalkrik, humøs	16	51
Lena	10	Kalkrik, humøs	32	46
Moelva	7	Moderat kalkrik, klar	9,3	55
Flagstadelva	8*	Moderat kalkrik, (poly)humøs	17	100
Svartelva	10*	Kalkrik, (poly)humøs	24	97
Vorma	7	Moderat kalkrik, klar	5,5 **	11

* Flagstadelva er polyhumøs, dvs. farge > 90 mg Pt/l, så da har vi ingen vanntype som passer. Må derfor bruke den som kommer nærmest, som er type 8. Svartelva er også polyhumøs; vi bruker derfor type 10, som ligger nærmest. **Data fra Mjøsa stasjon Skreia (oktober 2010)

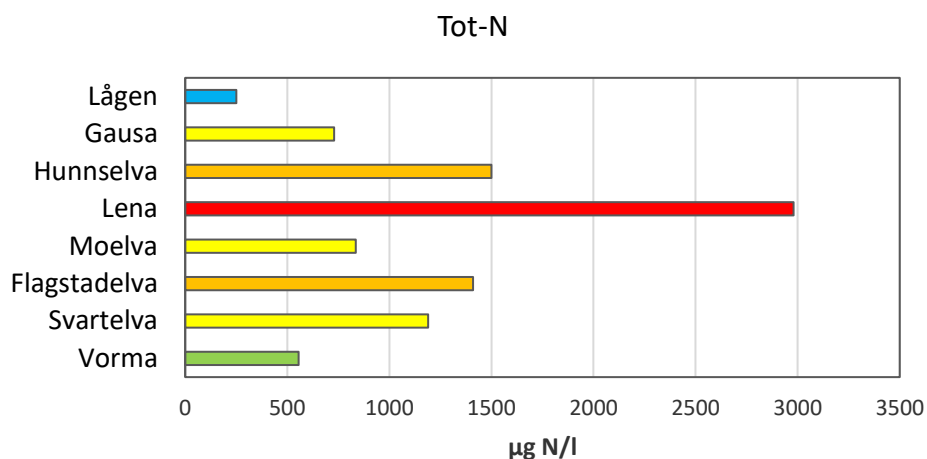
4.3 Fosfor, nitrogen og fekale indikatorbakterier

Gudbrandsdalslågen (Lågen) var i svært god tilstand mht. næringsstoffer (tot-P og tot-N) og god tilstand mht. fekale indikatorbakterier (*E. coli*) i 2017 (Figur 35, Figur 36, Figur 37). Miljømålet i vannforskriften ble derfor oppnådd for de vannkjemiske eutfieringsparameterne i Lågen. Gausa var i svært god tilstand mht. tot-P, men moderat tilstand mht. tot-N og *E. coli*. Miljømålet for vannforskriften om god eller bedre tilstand ble derfor ikke nådd for de vannkjemiske eutfieringsparameterne i Gausa.

N/P-forholdet var høyt i alle elvene og varierte fra 50 i Lågen til ca. 185 i Lena og Vorma. Nitrogen må dermed antas ikke å være begrensende for algeveksten. Vi bruker derfor ikke nitrogen i den samlede klassifiseringen av økologisk tilstand.



Figur 35. Medianverdier for konsentrasjoner av tot-P i tilløpselvene i 2017. Farge angir tilstandsklassen. Blå = svært god tilstand.



Figur 36. Medianverdier for konsentrasjoner av tot-N i tilløpselvene i 2017. Farge angir tilstandsklassen. Blå = svært god tilstand, grønn = god tilstand, gul = moderat tilstand, oransje = dårlig tilstand, rød = svært dårlig tilstand

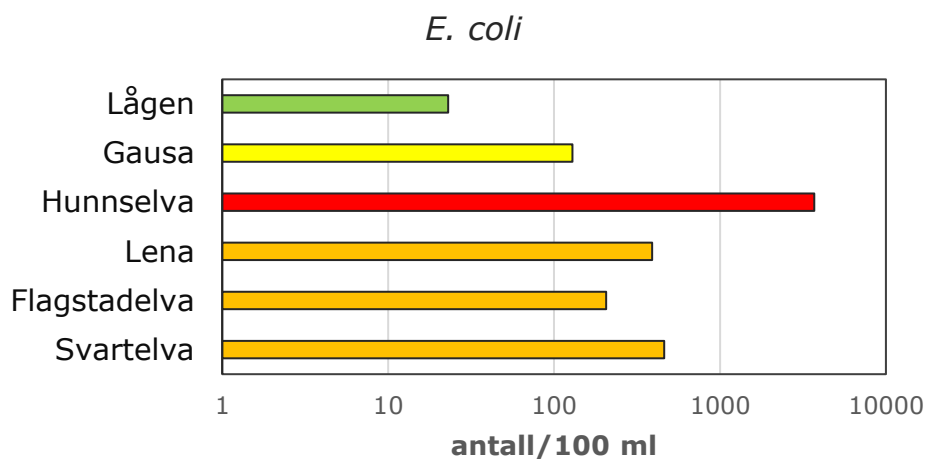
De to mellomstore elvene på vestsiden av Mjøsa, Lena og Hunnselva, hadde markert høyere konsentrasjoner av både tot-P, tot-N og *E. coli* enn Lågen og Gausa. De kom likevel ut med svært god tilstand for tot-P, men henholdsvis dårlig og svært dårlig tilstand for tot-N. Stor avrenning av nitrogenforbindelser fra dyrka mark og jordbruksaktivitet må antas å være den viktigste forklaringen på de høye nivåene av tot-N.

Den hygieniske vannkvaliteten var svært dårlig i Hunnselva og dårlig i Lena i 2017. Potensielle forurensningskilder er sig fra husdyrgjødsel, lekkasjer og overløp fra kommunale avløpsanlegg, utslipp fra ovenforliggende kommunale rensanlegg og utslipp fra private avløpsanlegg i spredt bebyggelse. 90-persentilen for konsentrasjonen av *E. coli* i Lena var på 390 kde/100 ml. Dette er noe høyere enn i 2016, da vi observerte 250 kde/100 ml (Løvik mfl. 2017), men betydelig lavere enn i 2015, hvor 90-persentilen var 1000 kde/100 ml (Løvik mfl. 2016). I Hunnselva har den hygieniske vannkvaliteten vært svært dårlig i alle de tre siste årene, med 90-persentiler for *E. coli* på 3700, 4600 og 3700 kde/100 ml henholdsvis i 2015, 2016 og 2017.

Elvene på østsiden av Mjøsa, Moelva, Flagstadelva og Svartelva, var i svært god tilstand mht. tot-P. Svartelva hadde den høyeste medianverdien for tot-P med 19 µg P/l. Elva er kalkrik og svært humøs, med midlere konsentrasjon av kalsium på 24 mg/l (2008-2014) og midlere fargeverdi på 111 mg Pt/l (2017). Den har derfor en naturlig høyere konsentrasjon av næringsstoffer enn en kalkfattig og klar elv som f.eks. Lågen.

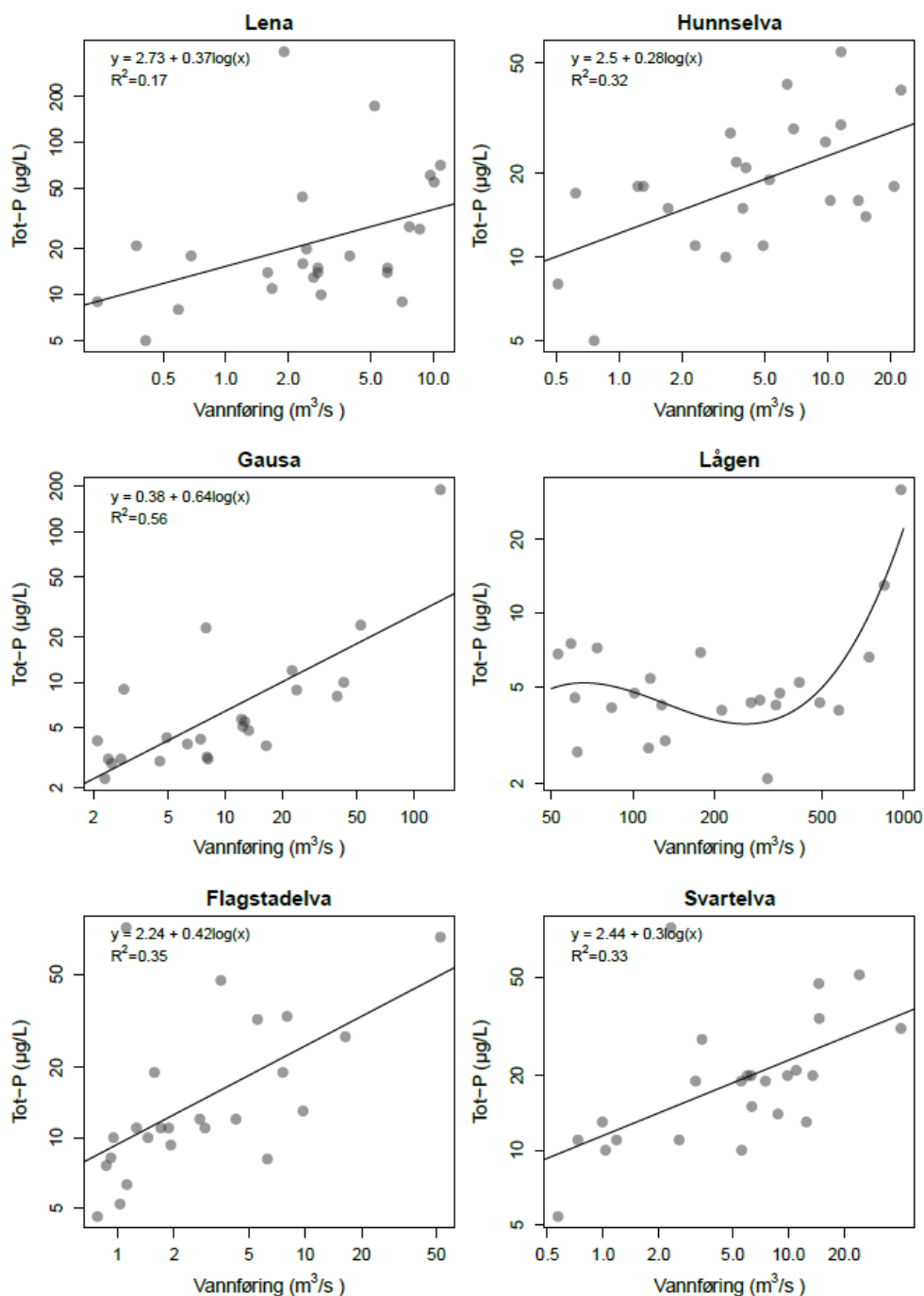
Medianverdiene for tot-N tilsvarte moderat tilstand i Moelva og Svartelva, og dårlig tilstand i Flagstadelva. Avrenning av løste nitrogenforbindelser fra dyrka mark må antas å være en hovedkilde også for disse to vassdragene.

Den hygieniske vannkvaliteten, basert på 90-persentilene for *E. coli*, vurderes som dårlig i både Flagstadelva og Svartelva. Mengden *E. coli* var redusert i begge elvene sammenliknet med i 2016; fra 996 kde/100 ml til 206 kde/100 ml i Flagstadelva, og fra 1046 kde/100 ml til 461 kde/100 ml i Svartelva.



Figur 37. 90-persentiler for forekomst av *E. coli* i tilløpselver 2017. Legg merke til den logaritmiske x-aksen. Farge angir tilstandsklassen. Grønn = god tilstand, gul = moderat tilstand, oransje = dårlig tilstand, rød = svært dårlig tilstand

Dersom en sammenholder variasjonen i konsentrasjonen av tot-P med variasjonen i vannføring, kan en få en antydning om 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 økning i middelkonsentrasjonene av tot-P ved lav vannføring, mens konsentrasjonen ble mer uavhengig av vannføring under og etter Mjøsaksjonen (Rognerud 1988). Dette viser at de betydeligste punktutslippene ble fjernet under aksjonen, og at arealavrenning ble mer dominerende etter Mjøsaksjonen.



Figur 38. Sammenhengen mellom vannføring og konsentrasjon av tot-P i elvene i 2017 (begge variablene er plottet på logaritmisk skala). I alle elvene bortsett fra Lågen økte konsentrasjonen av tot-P med vannføring ($p < 0.001$).

Figur 38 viser sammenhengen mellom vannføring på prøvedagene og konsentrasjonen av tot-P i seks av tilløpselvene i 2017. I Gausa, Flagstadelva, Svartelva, Hunnselva og Lena var det en signifikant positiv lineær sammenheng mellom vannføring og konsentrasjonen av tot-P (med begge variablene på logaritmisk skala). Dette indikerer at det var arealavrenning og evt. overløp/lekkasjer fra kommunale og private avløpsanlegg som var de dominerende kildene i disse vassdragene. Avløp fra private anlegg i spredt bebyggelse er sannsynligvis også en vesentlig kilde (A. C. Tange, Løten kommune, pers. medd.). Erosjon og tilførsler av jordpartikler fra dyrka mark i forbindelse med

regnvær må også antas å være en viktig kilde. I noen prøver ble det observert svært høye verdier av tot-P uten at vannføringen var tilsvarende høy, f. eks. i Flagstadelva 23/3, Lenaelva 22/3, og Svartelva 23/3. Ved første øyekast kan dette tyde på punktutslipp, men ettersom alle disse høye verdiene ble observert i samme tidsrom (22-23 mars), da vannføringsdataene også viste en økning i vannføring fra vinterens stabilt lave nivåer, kan det tyde på at det var arealavrenning i forbindelse med snøsmelting som førte til de høye konsentrasjonene.

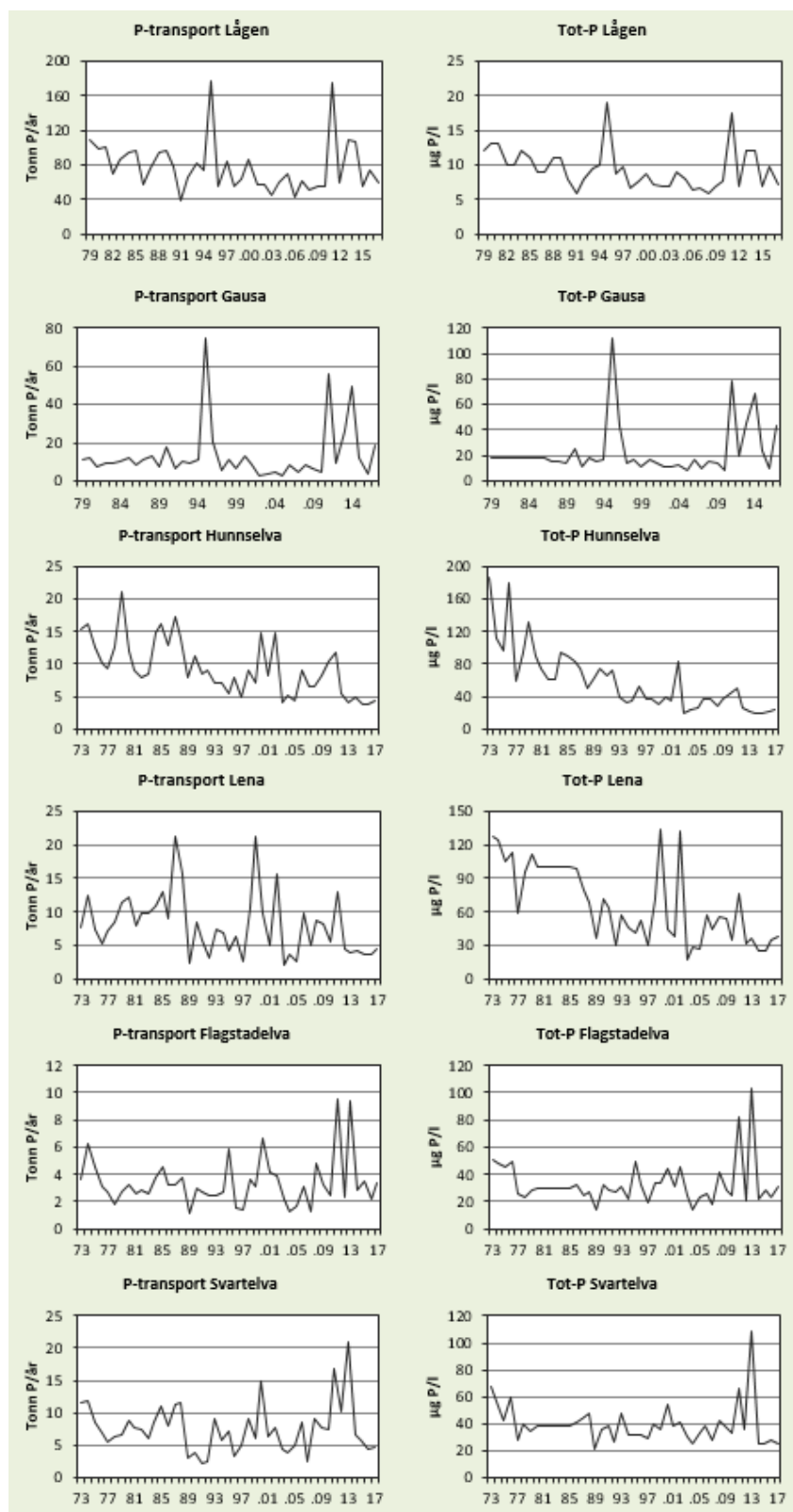
I Lågen var det ingen signifikant sammenheng mellom vannføring og konsentrasjonen av tot-P, men vi observerte en tendens til en negativ sammenheng ved vannføringer opp til ca. 600 m³/s (Figur 38). Konsentrasjonene av tot-P var relativt lave (< 7.5 µg/l) i majoriteten av disse prøvene, men under vårflommen i siste halvdel av mai, da vannføringen nærmet seg 1000 m³/s, observerte vi årets to høyeste konsentrasjoner (13 og 32 µg/l). Undersøkelsene i 2015 indikerte at det var arealavrenning evt. i kombinasjon med spredt avløp som var den dominerende kilden mht. fosfortilførsler til Lågen (Løvik mfl. 2016). I 2017 var det kun under vårflommen vi observerte en betydelig økning i fosforkonsentrasjonen. Samtidig markant økning i turbiditet og til dels i farge tyder på at det i hovedsak var partikkelbundet fosfor som ble «vasket ut» fra nedbørfeltet i forbindelse med den brå økningen i vannføringen.

4.4 Fosfortilførsler og fosforbudsjett for Mjøsa

Resultatene av stofftransportberegninger for seks av de største tilløpselvene og Vorma i 2016 er gitt i Vedlegg D. Figur 39 viser tidsutviklingen i årlig fosfortransport og volumveide årsmiddelverdier for tot-P fra 1970-tallet til og med 2017 for de seks tilløpselvene. 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. Videre var det høye verdier i flomårene 2011, 2013 og 2014. Transportverdiene for disse årene bør kun anses som grove estimater. Dette skyldes at fosforkonsentrasjonen kan være høy, men kan også variere mye i forbindelse med flommer. Når det i tillegg kan være betydelig usikkerhet knyttet til vannføringsdataene ved flom, blir usikkerheten i transportberegningene relativt store. I 2017 var den estimerte fosfor-transporten og den volumveide middelverdien for Lågen henholdsvis 60,6 tonn og 7,3 µg P/l (Tabell 12).

Tabell 12. Beregnet vanntransport, fosfortransport og volumveid middelverdi for elvene i 2017. Vanntransporter er beregnet på grunnlag av vannføringsdata fra NVE og GLB.

	Vanntransport	P-transport	Konsentrasjon
	mill. m ³ /år	tonn P/år	volumveid middel
			µg P/l
Lågen	8269	60,6	7,3
Gausa	438	18,9	43,1
Hunnselva	194	4,4	22,7
Lena	113	4,4	38,7
Flagstadelva	109,2	3,4	31
Svartelva	185,9	4,6	25
Sum 6 elver	9309,1	96,3	10,3



Figur 39. Tidsutviklingen for beregnet fosfortransport (tonn P/år) og volumveide middelveier av tot-P ($\mu\text{g/l}$) i elvene overvåket i 2017. Verdier for perioden 1980-1985 er estimater i henhold til Rognerud (1988).

Gausa kan se ut til å ha hatt en lignende tidsutvikling i transport og konsentrasjon av fosfor som Lågen (Figur 39). Flomårene 1995, 2011, 2013 og 2014 skiller seg ut med spesielt høye verdier. I 2017 var P-transporten og midlere P-konsentrasjon henholdsvis 18,9 tonn og 43,1 µg/l. Dette er lavere enn i flomårene, men betydelig høyere enn i 2015 og 2016.

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 2017 var P-transporten 4,4 tonn, og midlere P-konsentrasjon var på 22,7 µg/l. Transport og konsentrasjon av fosfor har ligger relativt stabilt rundt disse verdiene 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 2017 var P-transport og volumveid middelkonsentrasjon av tot-P på nivå med de foregående årene, og beregnet til henholdsvis 4,4 tonn og 38,7 µg P/l.

Flagstadelva og Svartelva viser også store og usystematiske variasjoner i både P-transportene og i middel-konsentrasjonene gjennom overvåkingsperioden. De beregnede transportene og middelkonsentrasjonene var spesielt høye i «flomårene» 2011 og 2013. Beregnet P-transport og volumveid middelverdi for tot-P i Flagstadelva i 2017 er på henholdsvis 3,4 tonn og 31 µg P/l. For Svartelva er de tilsvarende verdiene 4,6 tonn og 25 P/l i 2016.

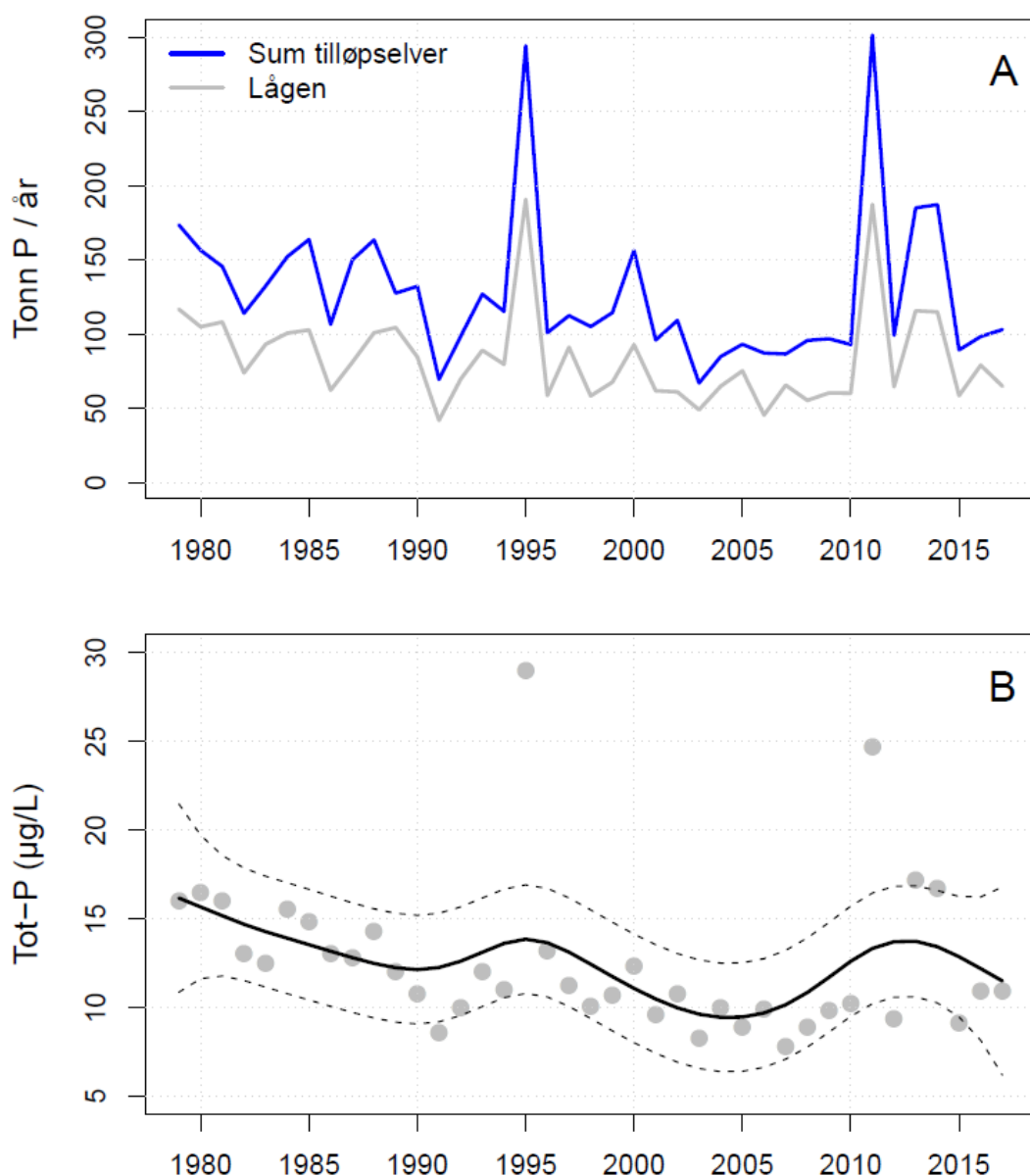
De samlede elvetilførslene av fosfor ble redusert fra 164 tonn pr. år i 1979-1980 til 89 tonn pr. år som middel for perioden 2001-2010 (Figur 40). Vi har da beregnet sum elvetilførsler som summen av tilførslene fra Lågen, Gausa, Hunnselva, Lena, Flagstadelva og Svartelva pluss et antatt tillegg på 7 % fra andre elver der det ikke har blitt gjort målinger (jf. Rognerud 1988). Tilsvarende var det en reduksjon i volumveide middelverdier av tot-P i de seks nevnte elvene fra 16,3 µg P/l i 1979-1980 til 9,7 µg P/l i 2001-2010. Reduksjonene i tilførslene og konsentrasjonene av fosfor 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 40**). 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.

I årene 2011, 2013, 2014 og 2016 har det vært kraftige vårflokker og/eller andre betydelige flommer i flere av elvene, bl.a. Gudbrandsdalslågen. Dette har ført til markert høyere årstransporter og årsmiddelverdier for tot-P enn i perioden 2001-2010, spesielt i årene 2011, 2013 og 2014 (Figur 40). Flommen i slutten av mai 2017 var kortvarig og vannføringen ikke så høy som i de nevnte årene, og den ga derfor ikke spesielt stort utslag på den totale årstransporten.

Samlet elvetransport er beregnet til ca. 300 tonn i 2011, ca. 185 tonn i 2013 og 2014 og ca. 103 tonn i 2017. Gudbrandsdalslågen bidrar med den største andelen av fosfor-tilførslene til Mjøsa.

Medianbidraget fra Lågen i årene 1979 til 2017 er 65 %, og i 80 % av årene har andelen variert mellom 57 og 77%.



Figur 40. A) Samlet årlig tilførsel av fosfor til Mjøsa fra elvene overvåket i 2017, pluss et tillegg på 7 % fra elver som det ikke kan gjøres målinger i (øverst) fra perioden 1979 til 2017. B) Beregnet årlig middelkonsentrasjon (volumveid) i elvene, dvs. 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.

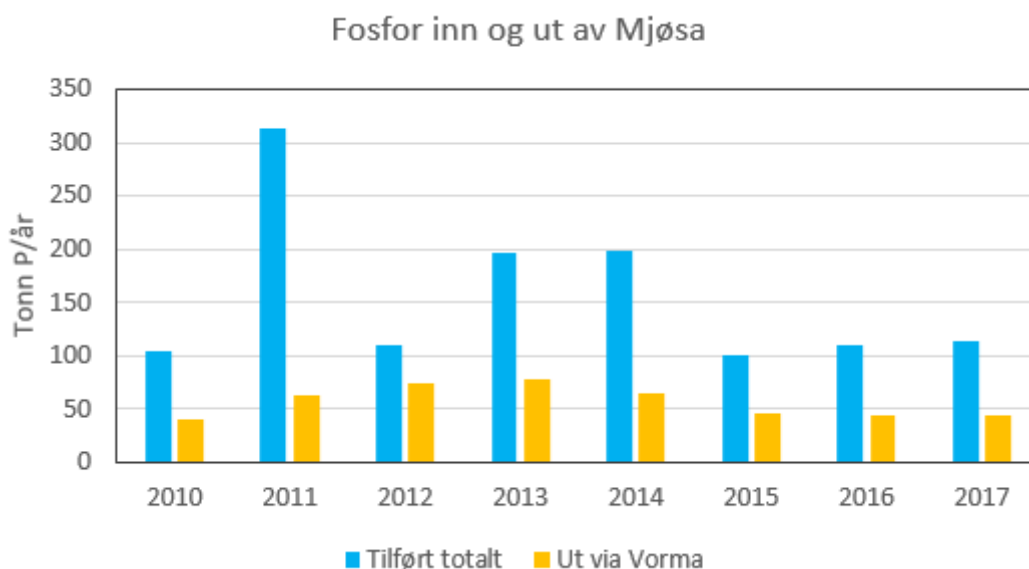
Fra og med 2010 har det blitt gjennomført målinger av konsentrasjoner av næringsstoffer både i de seks viktigste tilløpselvene og i utløpet av Mjøsa, Vorma. Dette sammen med vannføringsdata fra GLB og NVE har gjort det mulig å foreta beregninger av fosforbalansen inn og ut av Mjøsa. Forutsetningen har 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 innsjøoverflata (nedbør og tørravsetninger), er estimert ut fra litteraturdata (Bratli mfl. 1995). Resultatene av beregningene for 2017 er gitt i Tabell 13.

Tabell 13. Beregnet fosforbalanse for Mjøsa i 2017.

	Tot-P, tonn	%
Gudbrandsdalslågen (målt)	60,6	53,5
Sum 5 andre elver* (målt)	35,6	31,5
Andre elver (estimert 7 %)	6,74	5,9
Elver totalt	103,0	90,9
Kommunale renseanlegg	2,91	2,6
Industri	0,01	0,01
Direkte på innsjøoverflaten	7,38	6,5
Totale tilførsler	113,3	100
Transport ut, Vormå (målt)	43,8	38,7
Tilbakeholdelse i Mjøsa	69,5	61,3

* Gjelder Lena, Hunnselva, Gausa, Flagstadelva og Svartelva



Figur 41. Beregnet mengde fosfor transportert inn og ut av Mjøsa i perioden 2010-2017.

Den totale tilførselen av fosfor til Mjøsa er beregnet til ca. 113 tonn i 2017. Elvetilførslene stod for 90,9 % av de samlede tilførslene. Dette omfatter først og fremst tilførsler fra jordbruk og dyrka mark, kommunale renseanlegg og avløpsanlegg med utslipp til elver, private anlegg i spredt bebyggelse og evt. industri med utslipp til elver. I tillegg kommer fosfor med 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 renseanlegg med utslipp direkte til Mjøsa bidro med 2,91 tonn eller 2,6 %, mens utslipp direkte til Mjøsa fra industri er beregnet til 0,01 tonn (0,01 %) av de totale tilførslene av fosfor til Mjøsa i 2017.

Mengden fosfor som ble transportert ut av Mjøsa med Vormå er beregnet til 43,8 tonn i 2017. Dette gir en retensjon (tilbakeholdelse) i Mjøsa på 69,5 tonn, dvs. 61,3 % av tilført mengde fosfor. Fosfortilførslene var betydelig større i flomårene 2011, 2013 og 2014 enn i årene 2010, 2012, 2015 og 2016

(Figur 41). Beregnet retensjon av fosfor i Mjøsa har de fleste årene variert fra ca. 50 til 70 % av de totale tilførslene.

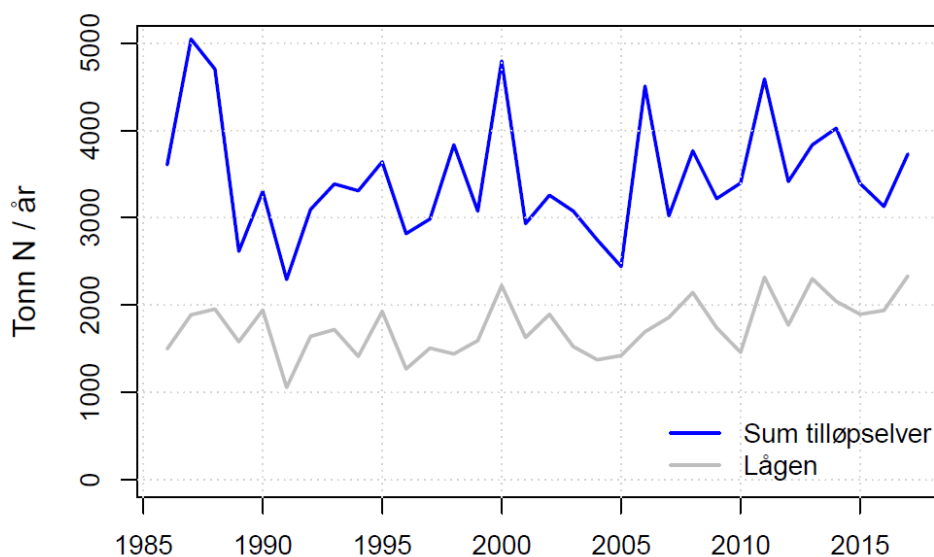
4.5 Nitrogentilførsler

Beregnet tilførsel av tot-N til Mjøsa med tilløpselvene Lågen, Gausa, Hunnselva, Lena, Flagstadelva og svartelva i 2017 er gitt i Tabell 14. Den samlede transporten med disse seks elvene er beregnet til ca. 3730 tonn N i 2017. Av dette stod Lågen for 62,5 %. I følge våre beregninger gikk det i 2017 ut ca. 5587 tonn N med Vormo, 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 renseanlegg. Beregninger i RID-prosjektet viser at Glomma tilfører Ytre Oslofjord ca. 15000-17000 tonn N/år (Skarbøvik m.fl. 2016), der Vormo altså ser ut til å bidra med ca. en tredjedel. De volumveide middelkonsentrasjonene av tot-N varierte fra 282 µg N/l i Lågen til 3103 µg N/l i Lena.

Tabell 14. Beregnet vanntransport, nitrogentransport og volumveid middelverdi for elvene i 2017. Vanntransporter er beregnet på grunnlag av vannføringsdata fra NVE og GLB.

	Vanntransport	N-transport	% av N-transport	Konsentrasjon volumveid middel
	mill. m ³ /år	tonn N/år		µg N/år
Gudbrandsdalslågen	8269	2333	62,5	282
Gausa	438	336	9	769
Hunnselva	194	324	8,7	1671
Lena	113	349	9,4	3103
Flagstadelva	109,2	138	3,7	1263
Svartelva	185,9	250	6,7	1347
Sum 6 elver	9309,1	3730	100	401

Figur 42 viser beregnede årlige tilførsler av nitrogen til Mjøsa fra de seks nevnte elvene for perioden 1986-2016. I perioden 2011-2016 har de samlede tilførslene av tot-N fra disse elvene variert i intervallet 3130-4590 tonn pr. år, der andelen fra Lågen har representert fra 51 til 62 %.



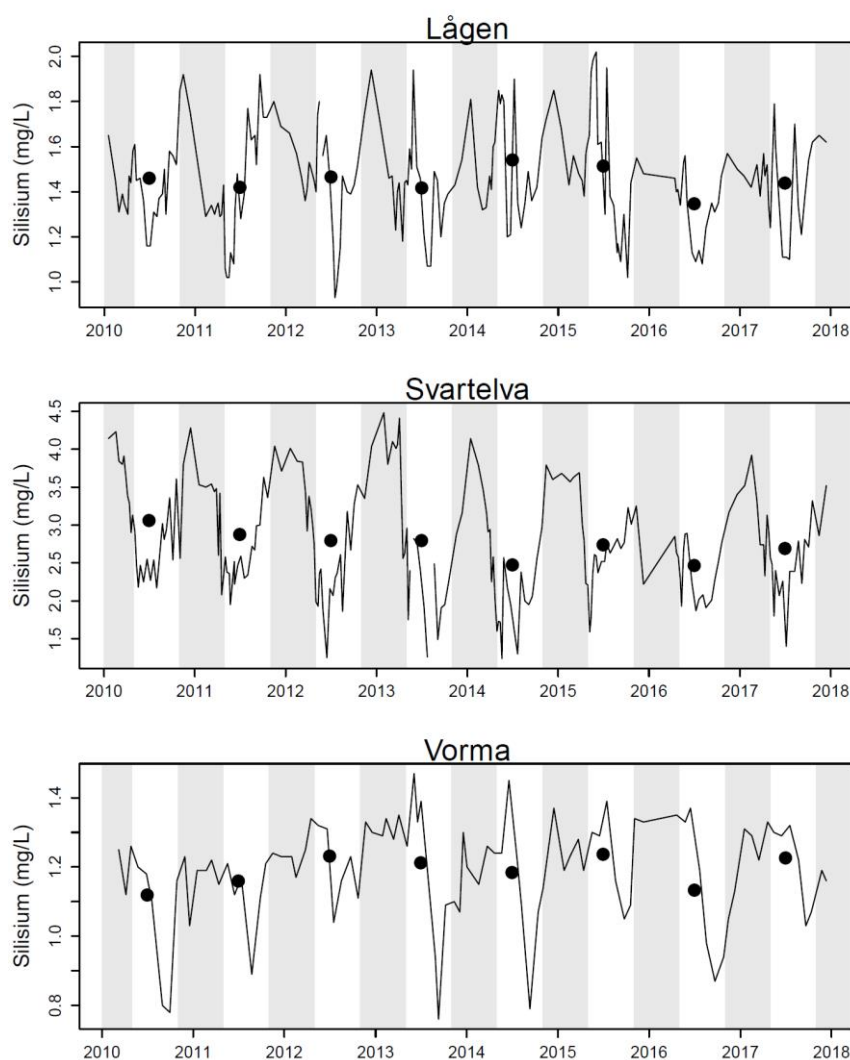
Figur 42. Tidsutviklingen for beregnet transport av nitrogen i elvene overvåket i 2017. Grå linje viser transporten fra Lågen; blå linje viser summen av transporten fra alle elvene.

4.6 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 2010-2017 (Figur 43). Gjennomsnittskonsentrasjonen for Svartelva for hele perioden var på 2,76 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.

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 fortykning 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 sju årene vi har målinger fra (Figur 43). 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 fortykning i forbindelse med vårflommen kan trolig være medvirkende årsaker til den nevnte nedgangen på våren/forsommeren.



Figur 43. 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 2010-2017. Gråfargede intervaller indikerer perioden 1 november til 1 mai («vintersesongen»), mens hvite intervaller indikerer perioden 1 mai til 1 november («sommersesongen»). De svarte prikkene viser gjennomsnittlig silisiumkonsentrasjon hvert år. Legg merke til at skalaen på y-aksene varierer.

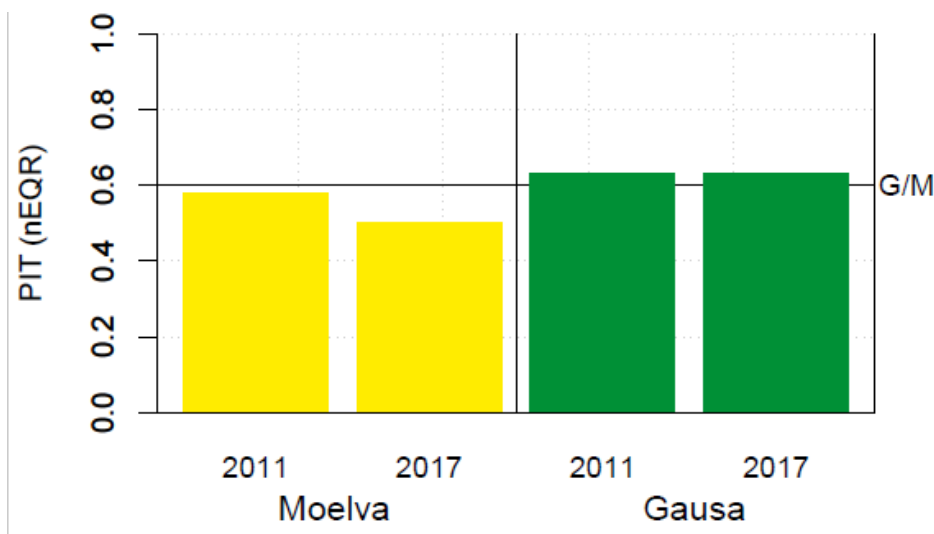
4.7 Begroing i Gausa og Moelva

Gausa og Moelva er begge moderat kalkrike elvetyper, med kalsium-verdier på henholdsvis 8,6 og 9,3 mg Ca/l (Tabell 11). Denne typen elver regnes ikke som forsurningsfølsomme, og vi har derfor valgt å ikke klassifisere tilstanden mht. påvirkningstypen forsuring.

4.7.1 Økologisk tilstand

Eutrofieringsindeksen PIT viste moderat tilstand i Moelva og god tilstand i Gausa i både 2011 og 2017 (Figur 44). Gausa oppnådde dermed miljømålet gitt i vannforskriften, mens Moelva havnet under miljømålet. I 2011 lå Moelva like under grensen for god tilstand, men det ser ut til at elva er blitt noe

dårligere i 2017, med en nEQR midt i klassen moderat. Gausa har derimot hadde nøyaktig samme nEQR-verdi begge år, nær grensen til moderat tilstand.



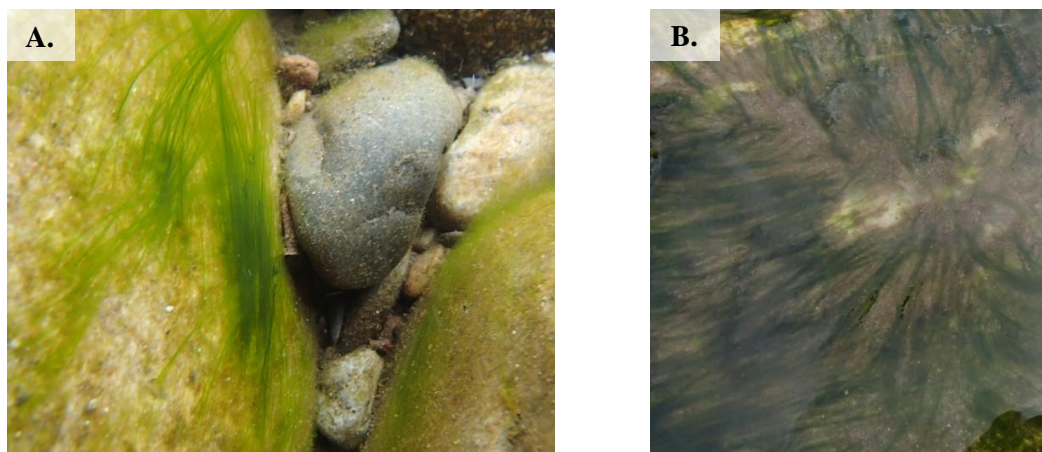
Figur 44. Normalisert EQR for eutrofieringsindeksen PIT (Periphyton Index of Trophic status) beregnet for lokalitetene Moelva og Gausa i 2011 og 2017. Verdiene fargene angir økologisk tilstand iht vannforskriften. Grønn = god og gul = moderat. Den svarte horisontale linjen markerer grensen mellom god og moderat tilstand

Det ble ikke registrert noe heterotrof begroing på de undersøkte lokalitetene, verken i 2011 eller 2017. Det vil si at det ikke er målt effekter av organisk belastning på begroingssamfunnet.

4.7.2 Biologisk mangfold

Det ble registrert fra 7 til 16 ulike taksa av alger (ekskludert kiselalger) i henholdsvis Moelva og Gausa i 2011 og 2017. I Gausa var det flest grønnalger begge år, mens det i Moelva var flest cyanobakterier (se Vedlegg E, Tabell 36 for fullstendig artsliste).

Begge lokalitetene var karakterisert av et blandingssamfunn med innslag av både eutrofe og oligotrofe algearter. Grunnet svært lav dekning av alger i Moelva er bildene i Figur 45 kun representert av taksa som ble registrert i Gausa i 2017. Grønnalgene *Ulothrix zonata* og *Spirogyra* d (Figur 45) er henholdsvis oligotrofe og eutrofe arter.

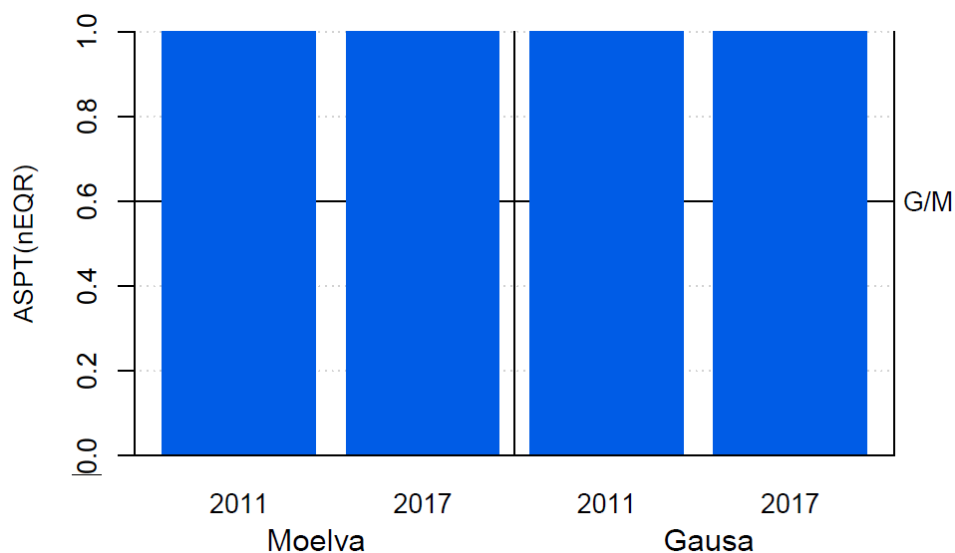


Figur 45. Bilder av vanlige taksa fra Gausa 2017. A) Grønnalgeartene *Ulothrix zonata* og *Ulothrix tenuissima*, og B) og *Spirogyra* sp. (Foto: M.R. Kile, NIVA).

4.8 Bunndyr i Gausa og Moelva

4.8.1 Økologisk tilstand

I følge ASPT indeksen for organisk belastning/eutrofiering ble den økologiske tilstanden vurdert til svært god i Gausa og Moelva i 2017 (Figur 46; taksalister er gitt i Vedlegg E, **Tabell 37**). Tilsvarende funn ble gjort i 2011. Beregnede indeksverdier for ASPT i 2017 var 7,1 i Gausa og 7,0 i Moelva. I 2011 var indeksverdiene henholdsvis 7,29 og 7,17. Prøven fra Moelva hadde påfallende større mengder av fåbørstemark (*Oligochaeta*), samt mer finpartikulært organisk materiale enn Gausa. Dette kan minne om forhold med høye tilførsler av næringsstoffer, selv om dette ved denne anledningen ikke slo ut på ASPT indeksen. Det er allikevel noe man bør være oppmerksom på.

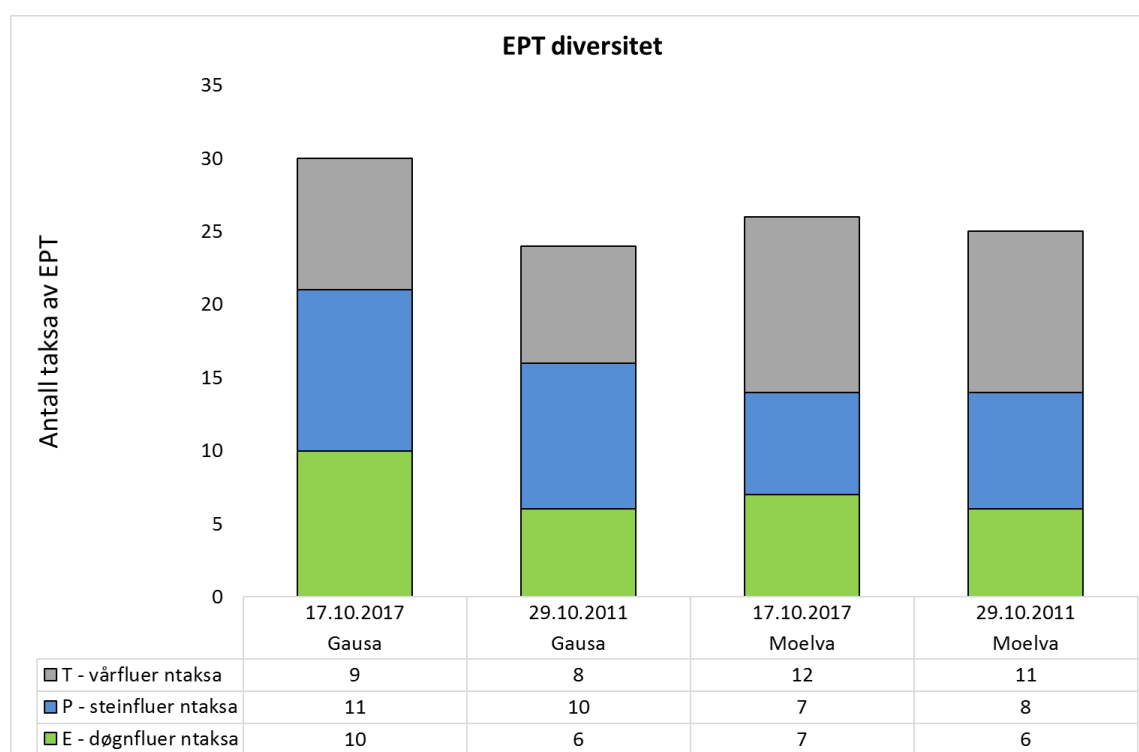


Figur 46. Vurdering av bunnfaunasamfunnet med hensyn til organisk belastning (ASPT) fra utvalgte prøvetakingsstasjoner i nedre deler av Gausa og Moelva i 2017 og 2011. ASPT-verdier er vist som normalisert Ecological Quality Ratio (nEQR). Fargen indikerer tilstandsklassen (svært god = blå). Den svarte horisontale linjen markerer grensen mellom god og moderat tilstand.

Undersøkelsene av bunndyr i 2017 indikerer at hverken økologisk tilstand eller diversitet av EPT har endret seg betydelig sammenlignet med 2011, der den økologiske tilstanden også ble målt til svært god. Prøvene fra Moelva kan allikevel indikere noe tilførsel av næringsstoffer, selv om det ikke slo ut på indeksverdiene.

4.8.2 Diversitet

Det ble registrert 30 taksa av EPT i Gausa, fordelt på 10 døgnfluer, 11 steinfluer og 9 vårfluer, og 26 EPT i Moelva, fordelt på 7 døgnfluer, 7 steinfluer og 12 vårfluer i 2017 (Figur 47). Dette er moderat høyt og omtrent som forventet i sparkeprøver fra upåvirkede elver i denne regionen. EPT diversiteten hadde ikke endret seg betydelig siden 2011.



Figur 47. Samlet antall taksa av EPT (*Ephemeroptera*: døgnfluer; *Plecoptera*: steinfluer og *Trichoptera*: vårfluer) fra utvalgte prøvetakingsstasjoner i nedre deler av Gausa og Moelva i 2017 og 2011.

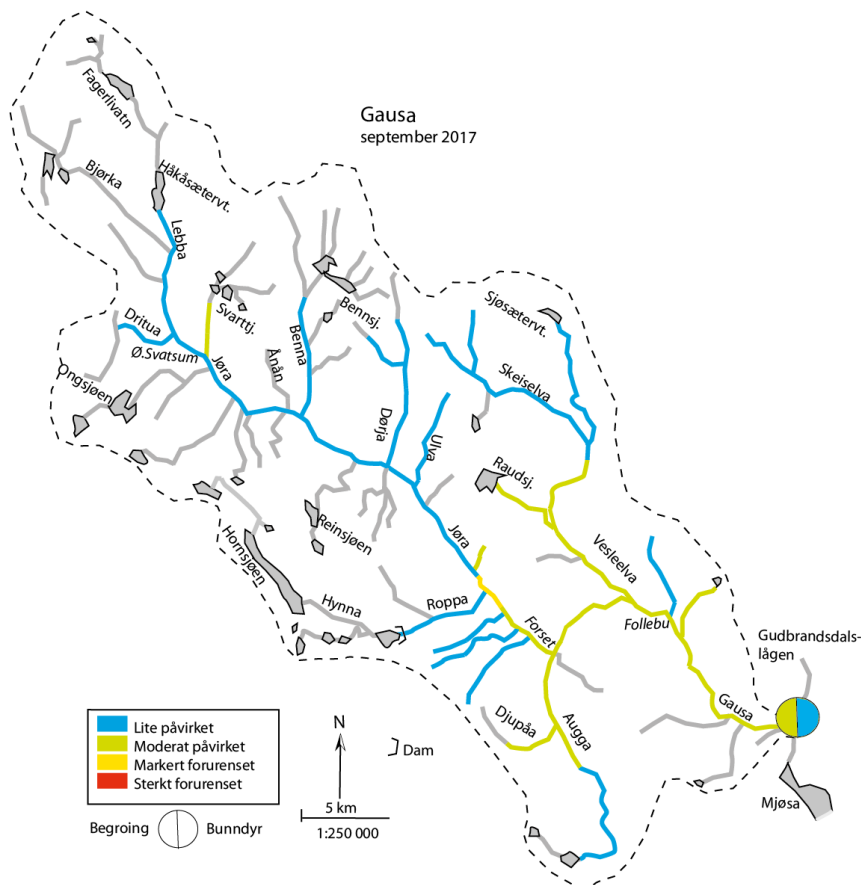
4.9 Feltbefaringer langs Gausa og Moelva

4.9.1 Gausa

I tillegg til de økologiske tilstandsklassifiseringene gitt ovenfor, basert på begroing, bunndyr og vannkjemi, ble miljøtilstanden i Gausa vurdert ved hjelp av befaringer med feltobservasjoner og ekspertvurderinger av biologiske forhold i slutten av september 2017. Hensikten var å foreta en «hurtigkartlegging» av miljøtilstanden for eventuelt å spore kilder til forurensning.

Størstedelen av vassdraget ble vurdert som lite eller moderat påvirket av næringsstoffer og organisk stoff fra befolkning, jordbruk og annen næringsvirksomhet (Figur 48). På de fleste lokalitetene var det liten dekning av «grønnske», og det ble i liten grad funnet typisk forurensnings-indikerende bunndyr. På en strekning av Jøra fra Bødalen og nedover til Forset var elva tydelig påvirket av slamtransport

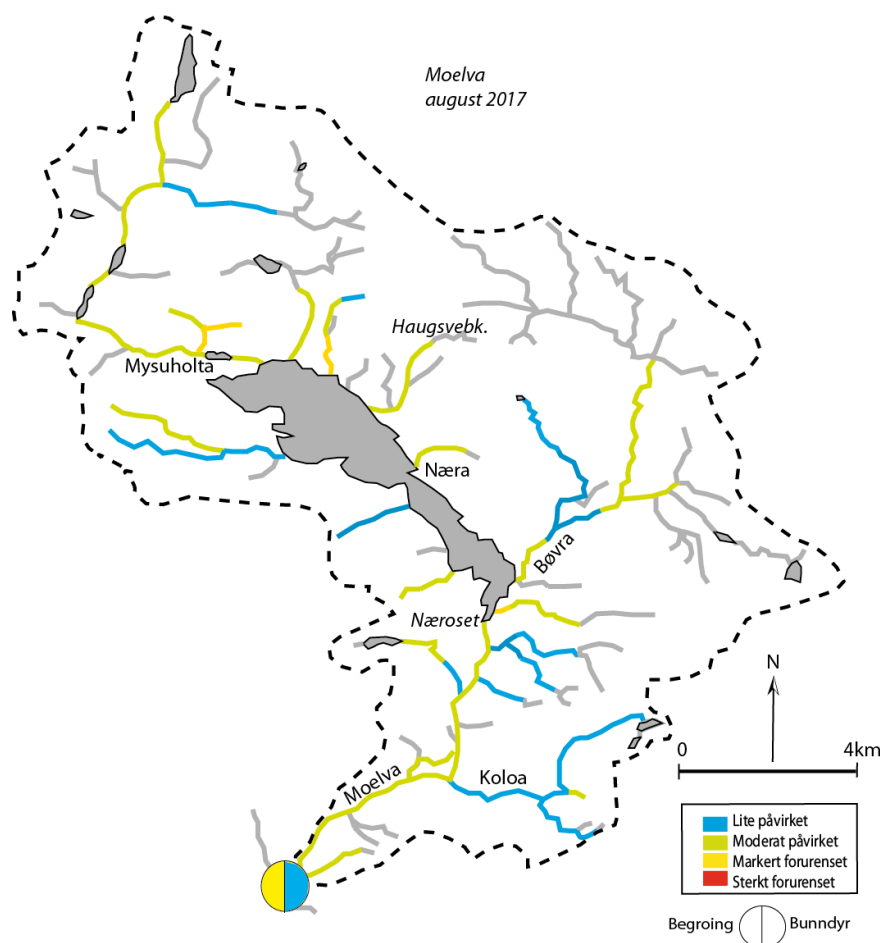
som følge av flomforbygningsarbeider i Bødalen. Nedre deler av Augga, Vesleelva og hovedvassdraget Gausa så ut til å være moderat påvirket av menneskelig aktivitet i nedbørfeltet.



Figur 48. Forurensningsgraden mht. eutrofiering og organisk belastning i Gausa med sidevassdrag, vurdert på grunnlag av feltbefaringer med biologiske observasjoner i 2017. Sirkelen nederst i vassdraget viser økologisk tilstand ut fra undersøkelser av begroing (venstre halvdel) og bunndyr (høyre halvdel) i 2017, der fargene blå og grønn angir henholdsvis svært god og god tilstand.

4.9.2 Moelva

Befaringer med biologiske feltobservasjoner på ca. 50 lokaliteter ble gjennomført i slutten av august 2017. Størstedelen av hovedvassdraget og sidevassdragene gav inntrykk av å være lite eller moderat påvirket næringsstoffer og organisk stoff fra menneskelige aktiviteter (Figur 49). I enkelte av sidebekkene var imidlertid bunnen mer eller mindre dekket av jordpartikler. Dette gjaldt bl.a. flere av tilløpsbekkene til innsjøen Næra. En liten «kanal» nederst i Moelva var preget av turbid (grumsete) vann, som samsvarte med en betydelig forekomst av bunndyr som tåler organisk belastning (bl.a. røde fjærmygglarver).



Figur 49. Forurensningsgraden mht. eutrofiering og organisk belastning i Moelva med sidevassdrag, vurdert på grunnlag av feltbefaringer med biologiske observasjoner i 2017. Sirkelen nederst i vassdraget viser økologisk tilstand ut fra undersøkelser av begroing (venstre halvdel) og bunndyr (høyre halvdel) i 2017, der fargene blå og gul angir henholdsvis svært god og moderat tilstand.

4.10 Samlet vurdering av økologisk tilstand i Gausa og Moelva

I en totalvurdering av elvene havner Gausa i god økologisk tilstand, mens Moelva havner i moderat tilstand. Det siste skyldes resultatene fra eutrofieringsindeksen PIT (Tabell 15). Moelva oppnår dermed ikke miljømålet gitt i vannforskriften. Selv om ASPT-indeksen i Moelva viste svært god tilstand observerte vi større mengder av fåbørstemark (*Oligochaeta*), samt mer finpartikulært organisk materiale, i Moelva enn Gausa. Dette kan minne om forhold med høye tilførsler av næringsstoffer, selv om dette ved denne anledningen ikke slo ut på ASPT indeksen. Det er allikevel noe man bør være oppmerksom på. Prøvetakingsstasjonen i Moelva (men også Gausa) ligger nedstrøms områder karakterisert av bebyggelse og landbruk. Avrenning fra disse kildene er sannsynligvis årsaken til at lokaliteten er noe belastet med hensyn på eutrofiering.

Ettersom den økologiske tilstanden i Gausa var god basert på de biologiske kvalitetselementene bør man også se på de de fysiske-kjemiske støtteparameterne i den samlede tilstandsvurderingen. I Gausa var tilstanden basert på tot-P svært god. Tot-N viste moderat tilstand, men tas ikke med i den samlede tilstandsvurderingen fordi algeveksten i elva ikke antas å være nitrogenbegrenset. De fysiske-kjemiske eutrofieringsparameterne trekker derfor ikke ned den økologiske tilstanden i Gausa.

Sammenliknet med undersøkelsene i 2011 viser resultatene fra bunndyr og begroingsalgeundersøkelsene i 2017 ingen endringer.

Tabell 15. Samlet økologisk tilstand for Gausa og Moelva basert på begroingsalger (PIT-indeksen), bunndyr (ASPT-indeksen) og fysisk-kjemiske støtteparametere (Tot-P og Tot-N; medianverdier) med tilhørende verdier av EQR, nEQR og tilstandsklasse, i 2011 og 2017. Den samlede vurderingen er basert på prinsippet «det verste styrer». Tot-N er vist, men ikke tatt med i den samlede tilstandsvurderingen fordi algeveksten i elvene ikke antas å være nitrogenbegrenset.

Kvalitetselement	Indeks/parameter		Moelva		Gausa	
			2011	2017	2011	2017
Begroing	PIT	Absoluttverdi	17,61	23,28	14,97	15,00
		EQR	0,8	0,69	0,85	0,85
		nEQR	0,58	0,5	0,63	0,63
		Tilstand	Moderat	Moderat	God	God
Bunndyr	ASPT	Absoluttverdi	7,17	7,00	7,29	7,10
		EQR	1,04	1,01	1,06	1,03
		nEQR	1	1	1	1
		Tilstand	Svært god	Svært god	Svært god	Svært god
Fys-kjem. støtteparam.	Tot-P (µg/l)	Absoluttverdi	16*	12,5	8,9	4,6
		EQR	0,69	0,88	1,01	1,96
		nEQR	0,86	0,95	1	1
		Tilstand	Svært god	Svært god	Svært god	Svært god
Fys-kjem. støtteparam.	Tot-N (µg/l)	Absoluttverdi	672*	836	678	730
		EQR	0,48	0,39	0,41	0,38
		nEQR	0,46	0,44	0,43	0,42
		Tilstand	Moderat	Moderat	Moderat	Moderat
Samlet økologisk tilstand:			Moderat	Moderat	God	God

*Basert på kun én stikkprøve

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 Flanagan 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. Miljøsmål 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.
- Direktoratsgruppa 2010. Veileder 02:2009 Overvåking av miljøtilstand i vann. Veileder for vannovervåking iht. kravene i Vannforskriften. <http://www.vannportalen.no>.
- Direktoratsgruppa 2015. Veileder 02:2013 – revidert 2015. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Direktoratets gruppa for gjennomføring av vanndirektivet. 263 s.
- Elser, J.J., Andersen, T., Baron, J.S., Bergström, A.K., Jansson, M., Kyle, M., Nydick, K.R., Steger, L. and Hessen, D.O. 2009. Shifts in lake N:P stoichiometry and nutrient limitation driven by atmospheric nitrogen deposition. *Science* 326: 835-837.

- EN, European Committee for Standardization, 2009. Water quality - Guidance standard for the surveying, sampling and laboratory analysis of phytobenthos in shallow running water. EN 15708:2009.
- 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.
- 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, løpenr. 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., Schartau, A.K., Bongard, T., Edvardsen, H., Jensen, T.C., Mjelde, M., Persson, J., Saksgård, R., Sandlund, O.T. og Skjelbred, B. 2016. Økofersk: Basisovervåking av utvalgte innsjøer 2015. utprøving av metodikk for overvåking og klassifisering av økologisk tilstand iht vannforskriften. Miljødirektoratet, rapport M-580/2016. 142 s.

Lyche Solheim, A., Schartau, A.K., Bongard, T., Bækkelie, K.A.E., Edvardsen H., Fosholt Moe, T., Jensen, T.C., Mjelde, M., Persson, J., Sandlund, O.T., Skjelbred, B., Walseng, B. 2017. ØKOSTOR: Økosystemovervåking av store innsjøer 2016. Utprøving av metodikk for overvåking og klassifisering av økologisk tilstand iht vannforskriften. Surveillance monitoring of large lakes 2016. Testing of methodology for monitoring and classification of ecological status according to the WFD. Miljødirektoratet-rapport 815/2017, NIVA-rapport 7182: 197 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. og Skjelbred, B. 2014. Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa. Årsrapport/datarapport for 2013. NIVA-rapport 6666-2014. 84 s.

Løvik, J.E., Eriksen, T.E. & Kile, M.R. 2012. Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa. Årsrapport/datarapport for 2011. NIVA-rapport. L.Nr. 6316-2012.

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 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 habitatarealproporsjonal 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.

Rognerud, S. 1988. Fosfortransport til Mjøsa i perioden 1973-87. NIVA-rapport nr. 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.

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-4545, 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 2017.
(For verdier under deteksjonsgrensen er halve deteksjonsgrensen brukt til å beregne middelveirdi)

Skreia	10.05.2017												
	Parameter	enhet	0,5m	5m	20m	50m	100m	200m	300m	400m	min	middel	max
			Dyp										
pH	pH	7,3	7,34	7,26	7,35	7,35	7,35	7,37	7,36	7,26	7,34	7,37	
Kond.	mS/m	4,5	4,51	4,52	4,5	4,51	4,52	4,51	4,62	4,5	4,52	4,62	
Alkalitet	mmol/l	0,264	0,262	0,267	0,265	0,264	0,264	0,264	0,269	0,262	0,265	0,269	
turb.	FNU	<0,30	<0,30	<0,30	0,31	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	0,17	0,31	
Farge	mg Pt/l	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	
Tot-P	µg P/l	2	3	3	2	2	2	3	3	2	2,5	3	
PO ₄	µg P/l	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1,1	2	
Tot-N	µg N/l	605	585	585	585	590	580	585	590	580	588	605	
NH ₄	µg N/l	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	
NO ₃	µg N/l	400	400	400	400	400	400	400	450	400	406	450	
TOC	mg C/l	2,1	2,2	2,2	2,1	2,2	2,2	2,2	2,3	2,1	2,2	2,3	
Cl	mg/l	1,41	1,43	1,41	1,42	1,41	1,41	1,44	1,56	1,41	1,44	1,56	
SO ₄	mg/l	3,83	3,85	3,83	3,86	3,88	3,87	3,91	4,25	3,83	3,91	4,25	
Al/R	µg/l	5	<5	5	6	<5	5	<5	6	<5	4,3	6	
Al/II	µg/l	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	
Ca	mg/l	5,89	5,88	5,92	5,89	5,9	5,91	5,83	5,96	5,83	5,90	5,96	
K	mg/l	0,68	0,68	0,68	0,68	0,68	0,68	0,68	0,68	0,68	0,68	0,68	
Mg	mg/l	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,76	0,75	0,75	0,76	
Na	mg/l	1,15	1,15	1,15	1,15	1,15	1,15	1,15	1,17	1,15	1,15	1,17	
Si	mg/l	1,19	1,19	1,19	1,19	1,18	1,19	1,2	1,21	1,18	1,19	1,21	

Tabell 3. Konsentrasjoner av tot-P, tot-N og NO₃ fra enkeltdyp i Brøttum mai 2017.

Brøttum		15.05.2017		Dyp					
Parameter	enhet	2m	10m	20m	30m	60m	min	middel	max
Tot-P	µg P/l	3	3	3	3	3	3	3	3
Tot-N	µg N/l	415	410	415	415	425	410	416	425
NO ₃	µg N/l	340	330	340	330	340	330	336	340

Tabell 4. Konsentrasjoner av tot-P, tot-N og NO₃ fra enkeltdyp i Kise mai 2017.

Kise		10.5.17		Dyp					
Parameter	enhet	2m	20m	50m	100m	200m	min	middel	max
Tot-P	µg P/l	3	3	3	3	3	3	3	3
Tot-N	µg N/l	585	605	610	590	600	585	598	610
NO ₃	µg N/l	440	430	430	430	440	430	434	440

Tabell 5. Konsentrasjoner av tot-P, tot-N og NO₃ fra enkeltdyp i Furnesfjorden mai 2017.

Furnesfjorden		10.5.17		Dyp					
Parameter	enhet	2m	10m	20m	30m	60m	min	middel	max
Tot-P	µg P/l	3	3	3	3	3	3	3	3
Tot-N	µg N/l	640	620	600	630	620	600	622	640
NO ₃	µg N/l	460	460	460	480	480	460	468	480

Tabell 6. Siktedyp og vannkjemiske data fra epilimnion (0-10m) i Skreia 2017.
(For verdier under deteksjonsgrensen er halve deteksjonsgrensen brukt til å beregne middelveirdi)

Skreia		Epilimnion 0-10m												min	middel	max
Parameter	enhet	10.5.17	30.5.17	13.6.17	29.6.17	11.7.17	26.7.17	8.8.17	24.8.17	13.9.17	26.9.17	10.10.17	26.10.17			
pH	pH	7,1		7,38		7,24		7,32		7,28		7,31		7,1	7,27	7,38
Kond.	mS/m	4,43		5,26		4,16		4,11		4,11		4,14		4,11	4,37	5,26
Alkalitet	mmol/l	0,246		0,268		0,255		0,260		0,257		0,302		0,246	0,265	0,302
Turb.	FNU	<0,30		0,67		0,47		0,45		0,55		<0,30		<0,30	0,41	0,67
Farge	mg Pt/l	11		13		12		11		10		11		10	11,3	13
Tot-P	µg P/l	2	3	4	10	4	6	5	5	4	5	3	3	2	4,5	10
PO ₄	µg P/l	<1	<1	3	<1	<1	<1	1	1	<1	2	2	<1	<1	1,04	3
Tot-N	µg N/l	585	540	515	420	475	395	390	400	430	420	440	460	390	456	585
NH ₄	µg N/l	<2	6	<2	9	16	11	5	5	6	<2	<2	4	<2	5,5	16
NO ₃	µg N/l	390	400	360	260	310	240	260	260	300	290	280	310	240	305	400
TOC	mg C/l	2,1	1,8	2	2,1	2,1	2,1	1,8	1,9	1,9	1,9	2	2	1,8	1,98	2,1
Cl	mg/l	1,4		1,33		1,38		1,26		1,35		1,28		1,26	1,33	1,4
SO ₄	mg/l	3,82		3,59		3,74		3,40		3,62		3,59		3,4	3,63	3,82
Al/R	µg/l	5		12		5		<5		<5		8		<5	5,83	12
Al/II	µg/l	<5		<5		<5		<5		<5		<5		<5	<5	<5
Ca	mg/l	5,89		5,51		5,08		4,99		5,61		5,39		4,99	5,41	5,89
K	mg/l	0,68		0,67		0,61		0,69		0,64		0,62		0,61	0,65	0,69
Mg	mg/l	0,75		0,74		0,69		0,69		0,75		0,71		0,69	0,72	0,75
Na	mg/l	1,15		1,09		1,13		1,06		1,15		1,11		1,06	1,12	1,15
Si	mg/l	1,19		1,16		1,14		1,14		0,92		0,94		0,915	1,08	1,19
KI-a	µg/l	<0,31	1,3	1,1*	2,10	1,10	2,00	2,30	2,70	2,30	3,00	2,40	2,10	<0,31	1,88	3
Siktedyp	m	14,5	9,8	7,5	6,5	8,6	7,8	6,6	7,8	9,1	9,0	9,0	10,2	6,5	8,9	14,5

* KI-a 13.6.17 registrert som uakkreditert fordi vannet ble filtrert 2 døgn etter prøvetaking.

Tabell 7. Vannkjemiske data fra hypolimnion (20-443m) i Skreia 2017.
(For verdier under deteksjonsgrensen er halve deteksjonsgrensen brukt til å beregne
middelverdi)

Skreia		Hypolimnion (20-443m)									
Parameter	enhet	10.5.17	13.6.17	11.7.17	8.8.17	13.9.17	10.10.17	min	middel	max	
pH	pH	7,29	7,33	7,33	7,41	7,30	7,33	7,29	7,33	7,41	
Kond.	mS/m	4,56	4,61	4,50	4,64	4,52	4,60	4,5	4,57	4,64	
Alkalitet	mmol/l	0,267	0,273	0,268	0,324	0,269	0,275	0,267	0,279	0,324	
Turb.	FNU	<0,30	<0,30	0,52	0,34	<0,30	<0,30	<0,30	0,24	0,52	
Farge	mg Pt/l	10	11	10	11	10	9	9	10,2	11	
Tot-P	µg P/l	2	3	3	3	4	3	2	3	4	
PO ₄	µg P/l	<1	1	2	2	<1	2	<1	1,3	2	
Tot-N	µg N/l	590	570	555	540	530	555	530	557	590	
NH ₄	µg N/l	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	
NO ₃	µg N/l	400	410	410	410	410	410	400	408	410	
TOC	mg C/l	2,2	1,9	2,1	1,9	1,9	1,9	1,9	2,0	2,2	
Cl	mg/l	1,42	1,48	1,45	1,46	1,50	1,44	1,42	1,46	1,5	
SO ₄	mg/l	3,85	3,85	3,87	3,92	4,08	4,08	3,85	3,94	4,08	
Al/R	µg/l	5	10	<5	<5	5	7	5	5,3	10	
Al/II	µg/l	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	
Ca	mg/l	5,99	5,73	5,74	5,80	6,21	5,97	5,73	5,91	6,21	
K	mg/l	0,69	0,68	0,60	0,65	0,69	0,67	0,6	0,66	0,69	
Mg	mg/l	0,75	0,75	0,71	0,76	0,81	0,77	0,71	0,76	0,81	
Na	mg/l	1,16	1,18	1,14	1,17	1,23	1,21	1,14	1,18	1,23	
Si	mg/l	1,19	1,11	1,21	1,22	1,22	1,21	1,11	1,19	1,22	

Tabell 8. Konsentrasjoner av O₂, tot-P og PO₄ fra dypvannsprøver i Skreia 2017.

Skreia		Dypvannsprøver								
Parameter	enhet	10.5.17	13.6.17	11.7.17	8.8.17	13.9.17	10.10.17	min	middel	max
Dyp	m	400	427	427	427	427	443			
O ₂	mg O ₂ /l	11,72	11,93	11,62	11,39	11	10,51	10,51	11,36	11,93
Tot-P	µg P/l	3	8	3	4	4	3	3	4,2	8
PO ₄	µg P/l	1	7	1	2	1	2	1	2,3	7

Tabell 9. Siktedyp og vannkjemiske data fra epilimnion (0-10m) i Brøttum 2017.

Brøttum		Epilimnion 0-10m						min	middel	max
Parameter	enhet	15.5.17	16.6.17	10.7.17	9.8.17	12.9.17	11.10.17			
Alkalitet	mmol/l	0,243	0,179	0,195	0,184	0,222	0,243	0,179	0,211	0,243
Turb.	FNU	0,49	1,40	0,46	0,72	0,50	0,39	0,39	0,66	1,4
Farge	mg Pt/l	8	13	8	8	10	12	8	9,8	13
Tot-P	µg P/l	3	6	6	9	7	5	3	6	9
Tot-N	µg N/l	420	220	215	155	225	290	155	254	420
NO ₃	µg N/l	270	100	81	69	93	140	69	126	270
TOC	mg C/l	1,6	1,8	1,6	1,4	1,7	2	1,4	1,7	2
Ca	mg/l	4,57	3,10	3,12	3,29	4,22	4,70	3,1	3,83	4,7
Kl-a	µg/l	1	0,84	1,8	1,1	1,8	1,6	0,84	1,4	1,8
Siktedyp	m	9,9	4,1	6,7	6,3	7,8	6,4	4,1	6,9	9,9

Tabell 10. Siktedyp og vannkjemiske data fra epilimnion (0-10m) i Kise 2017.

Kise		Epilimnion 0-10m						min	middel	max
Parameter	enhet	10.5.17	13.6.17	11.7.17	8.8.17	12.9.17	10.10.17			
Alkalitet	mmol/l	0,273	0,258	0,235	0,255	0,237	0,254	0,235	0,252	0,273
Farge	mg Pt/l	10	14	11	8	10	15	8	11,3	15
Tot-P	µg P/l	3	5	5	6	5	3	3	4,5	6
Tot-N	µg N/l	575	485	370	215	360	385	215	398	575
NO ₃	µg N/l	430	310	210	100	220	220	100	248	430
TOC	mg C/l	2,2	2,3	2	1,4	1,9	1,9	1,4	1,95	2,3
Ca	mg/l	5,83	5,53	4,71	3,9	5,24	5,13	3,9	5,06	5,83
Kl-a	µg/l	<0,33	2,2*	2,3	2,7	3,1	3,2	<0,33	2,3	3,2
Siktedyp	m	14,1	6,3	7	6,5	8,8	8,6	6,3	8,55	14,1

*Kl-a 13.6.17 registrert som uakkreditert fordi vannet ble filtrert 2 døgn etter prøvetaking

Tabell 11. Siktedyp og vannkjemiske data fra epilimnion (0-10m) i Furnesfjorden 2017.

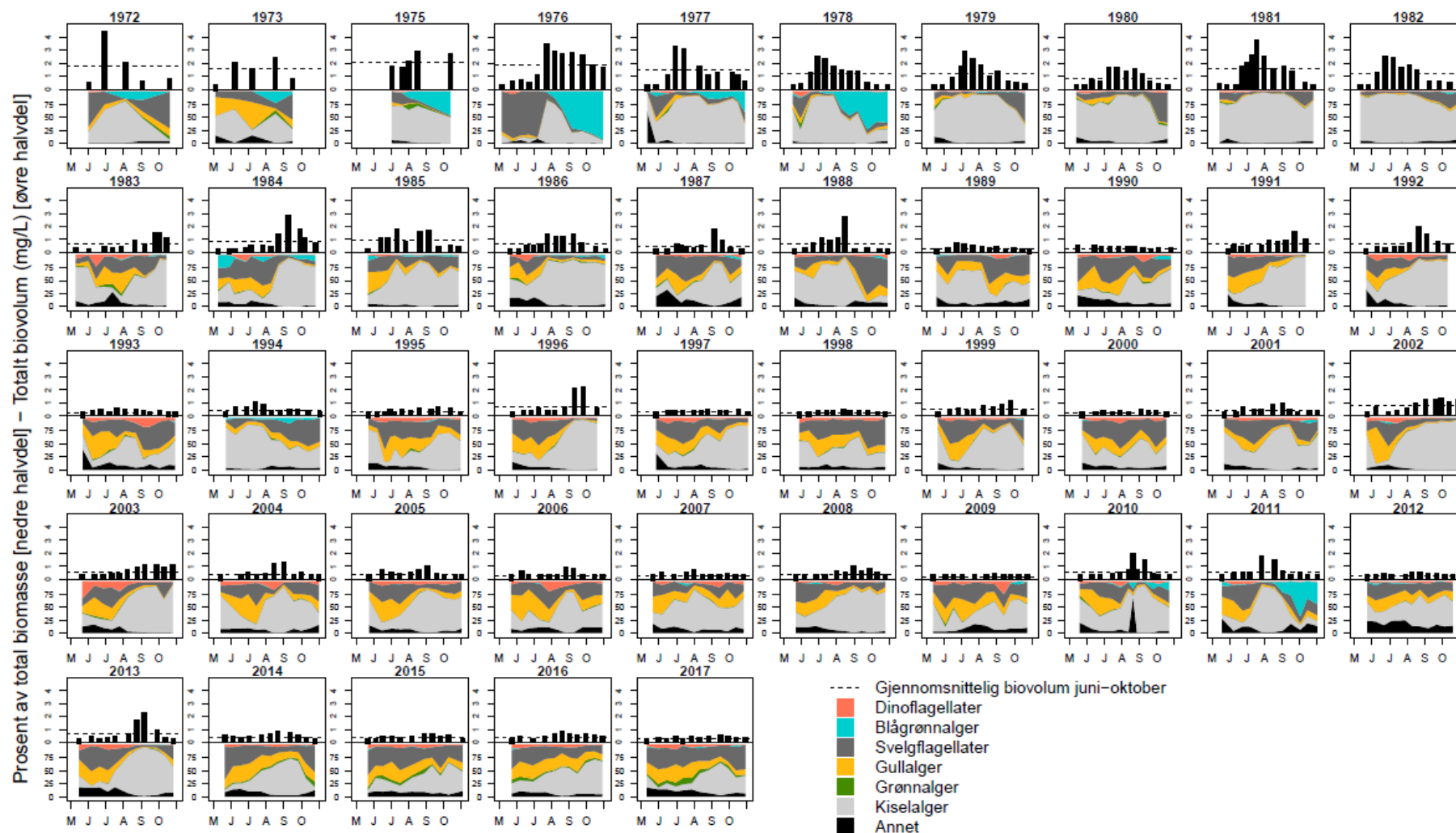
Furnesfjorden		Epilimnion 0-10m						min	middel	max
Parameter	enhet	10.5.17	13.6.17	11.7.17	8.8.17	13.9.17	10.10.17			
Alkalitet	mmol/l	0,274	0,277	0,252	0,266	0,260	0,256	0,252	0,264	0,277
Farge	mg Pt/l	11	18	12	11	14	15	11	13,5	18
Tot-P	µg P/l	3	5	10	8	6	4	3	6	10
Tot-N	µg N/l	605	580	445	370	410	440	370	475	605
NO ₃	µg N/l	470	390	260	230	250	290	230	315	470
TOC	mg C/l	2,2	2,7	2,2	1,9	2,2	2	1,9	2,2	2,7
Ca	mg/l	6,13	6,19	5,19	5,29	5,65	5,53	5,19	5,66	6,19
Kl-a	µg/l	1,4	2,3*	2,60	2,60	3,90	2,30	1,4	2,56	3,9
Siktedyp	m	10,3	5,5	6,6	7,9	6,7	8,3	5,5	7,55	10,3

* Kl-a 13.6.17 registrert som uakkreditert fordi vannet ble filtrert 2 døgn etter prøvetaking

Tabell 12. Mjøsa, stasjon Skreia 0-10 m 2017. Sammenligning av analyseresultater fra NIVAlab og Alcontrol.

Skreia 0-10m dyp	Tot-P, µg P/l			Tot-N, µg N/l			Nitrat, µg N/l			Silisium, mg/l		
	Dato	NIVAlab	Alcontrol	Differanse	NIVAlab	Alcontrol	Differanse	NIVAlab	Alcontrol	Differanse	NIVAlab	Alcontrol
10.05.2017	2,3	3,0	-0,7	585	569	16	390	502	-112	1,19	1,39	-0,20
13.06.2017	4,3	3,6	0,7	515	570	-55	360	408	-48	1,16	1,32	-0,16
11.07.2017	3,5	2,5	1,0	475	578	-103	310	368	-58	1,14	1,27	-0,13
08.08.2017	5,4	4,0	1,4	390	542	-152	260	349	-89	1,14	1,16	-0,02
13.09.2017	4,1	2,9	1,2	430	481	-51	300	392	-92	0,915	1,10	-0,19
10.10.2017	3,4	4,3	-0,9	440	430	10	280	393	-113	0,943	1,02	-0,08
Middel	3,83	3,38	0,45	473	528	-56	317	402	-85	1,08	1,21	-0,13
Median	3,79	3,30	0,49	458	556	-98	305	393	-88	1,14	1,22	-0,08
Stdev	1,04	0,70		69	60		49	53		0,12	0,14	
Middel, % diff.			11,7			-11,8			-26,9			-11,9
Måleusikkerhet, %	20	25		20	15		20	15		20	15	

Vedlegg B. Planteplankton



Figur 50. Biovolum og sammensetning av planteplankton i Mjøsa ved stasjon Skreia i perioden 1972-2017.

Tabell 13. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Skreia 2017. Verdier gitt i mm³/m³ (=mg/m³ våtvekt)

Skreia	10.05. 2017	30.05. 2017	13.06. 2017	29.06. 2017	11.07. 2017	26.07. 2017	08.08. 2017	24.08. 2017	13.09. 2017	26.09. 2017	10.10. 2017	26.10. 2017
Cyanobacteria												
(Cyanobakterier)												
<i>Anathece</i>	0,27	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>bachmannii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dolichospermum</i>	-	-	-	-	-	0,99	-	-	-	-	-	-
Coiled colony	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lemmermanniella</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	0,16	-	-	-
<i>parva</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Merismopedia</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	0,04	-	-	-
<i>tenuissima</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Planktolyngbya</i>	0,55	1,10	0,44	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>contorta</i>	-	0,50	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>limnetica</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Rhabdoderma</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,93	0,48	0,71	-	0,58
<i>lineare</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Snowella</i>	-	-	-	-	-	1,60	-	-	-	-	-	-
<i>septentrionalis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Tychonema</i>	-	-	-	-	0,84	1,50	6,00	2,00	-	-	9,00	0,15
<i>bourrellyi</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sum -												
Cyanobakterier	0,82	1,61	0,44	0,00	0,84	4,09	6,00	2,93	0,68	0,71	9,00	0,72
Charophyta/Chlorophyta (Grønnalger)												
<i>Botryococcus</i>	-	0,32	0,96	0,32	-	-	0,32	0,32	0,96	1,20	-	-
<i>braunii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Carteria</i> (l= 8-10)	-	-	-	1,00	-	2,00	-	-	-	-	-	-
<i>Chlamydomonas</i>	0,45	2,72	0,68	6,81	1,36	1,36	2,04	1,36	-	-	-	-
(l=10)	-	2,40	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chlamydomonas</i>	-	0,84	0,72	0,14	-	0,28	0,28	0,28	0,14	-	0,28	0,09
(l=5-6)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chlamydomonas</i>	0,53	11,22	2,80	10,42	5,21	13,62	2,00	3,61	1,20	3,20	3,61	0,80
(l=8)	-	1,25	0,83	1,25	0,42	-	-	-	0,42	0,83	1,67	-
Chlorophyta	-	-	-	-	0,26	0,52	0,78	1,04	1,30	7,03	2,08	1,04
(d=10)	-	-	-	-	-	-	-	-	0,70	-	-	-
Chlorophyta (d=5)	0,17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chlorophyta (d=6)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Closterium</i>	-	-	0,55	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>leibleinii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Coelastrum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,21	-	-
<i>astroideum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Collodictyon</i>	-	-	0,48	-	-	0,48	0,24	-	-	-	-	-
<i>triciliatum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Desmodesmus</i>	-	-	-	-	-	0,32	-	0,64	-	-	0,32	-
<i>aculeolatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Desmodesmus</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,96	-	-	-	-
<i>dispar</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Elakatothrix</i>	-	-	0,34	0,22	1,12	0,22	-	0,11	0,90	0,11	0,11	-
<i>genevensis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gloeotila</i>	-	-	-	-	-	-	2,64	-	-	-	-	-
<i>Gonatozygon</i>	-	-	-	-	-	0,34	-	-	-	-	-	-
<i>brebissonii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gyromitus</i>	-	-	-	0,18	0,36	0,18	0,18	0,54	-	0,18	0,18	0,36
<i>cordiformis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

<i>Koliella longiseta</i>	-	0,22	0,22	0,65	0,72	-	-	0,07	0,07	-	-	0,07
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	-	-	-	0,28	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Monoraphidium contortum</i>	-	-	-	0,48	0,24	0,05	0,48	-	-	-	-	-
<i>Monoraphidium dybowskii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	0,07	-	1,02	-
<i>Monoraphidium griffithii</i>	-	-	-	-	-	0,08	0,40	0,08	0,08	-	0,40	0,27
<i>Mucidosphaerium pulchellum</i>	-	-	-	1,34	-	-	-	-	0,43	-	-	-
<i>Oocystis lacustris</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,25	-	-	-	-
<i>Oocystis marssonii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,40
<i>Oocystis submarina</i>	-	-	0,84	1,12	3,08	8,97	6,17	0,56	1,40	1,40	-	0,19
<i>Paramastix conifera</i>	-	-	-	0,60	0,60	1,20	-	-	-	-	-	0,12
<i>Paulschulzia pseudovolvox</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	0,43	0,86	0,43	-
<i>Planktosphaeria gelatinosa</i>	-	-	-	-	-	2,95	0,28	0,46	2,95	-	-	0,09
<i>Polytoma</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,64
<i>Polytoma granuliferum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1,20	1,20	-	-
<i>Pseudosphaerocystis lacustris</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,70	-	-
<i>Scourfieldia complanata</i>	-	-	0,40	0,40	-	1,20	0,20	1,00	-	-	-	-
<i>Sphaerellopsis fluviatilis</i>	-	0,14	-	-	0,14	-	-	-	0,14	-	-	-
<i>Staurastrum avicula</i> var. <i>lunatum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,55	-	-
<i>Staurastrum cingulum</i> var. <i>obesum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	0,94	-	-	-
<i>Stauridium privum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,20	-
<i>Staurodesmus incus</i> var. <i>indentatus</i>	-	-	-	0,35	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Willea apiculata</i>	-	-	-	-	-	0,16	-	-	-	-	-	-
Sum - Grønnauger	1,16	19,11	8,82	25,57	13,52	33,94	16,02	11,29	13,34	19,49	10,30	4,08

Chrysophyceae/Synurophyceae (Gullalger)

<i>Bicosoeca paropsis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,10	-
<i>Chromulina</i>	2,26	10,02	2,34	9,89	1,56	7,29	2,60	2,86	2,60	3,39	1,82	3,82
<i>Chrysococcus</i>	-	-	0,92	-	0,92	4,61	3,22	-	0,92	1,38	-	0,31
<i>Chrysoikos skujae</i>	-	0,22	0,44	0,22	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chrysolykos planctonicus</i>	-	-	0,22	0,44	-	-	0,22	0,22	-	0,22	-	-
Chrysophyceae (<7)	3,99	0,26	7,55	21,09	4,95	31,24	7,03	10,42	7,81	5,21	5,99	4,69
Chrysophyceae (>7)	-	7,81	3,91	3,91	-	-	2,60	6,51	3,91	-	1,30	1,74
Chrysophyceae sp 3 (I=8-9)	-	2,00	5,01	-	3,00	6,01	-	4,01	5,01	7,01	3,00	3,34
<i>Dinobryon</i>	-	-	0,60	1,20	-	-	-	-	-	-	-	-

<i>Dinobryon acuminatum</i>	-	-	-	-	-	0,12	1,20	-	-	-	-	-	
<i>Dinobryon bavaricum</i>	-	-	0,50	1,44	0,12	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Dinobryon borgei</i>	-	0,50	0,20	1,00	-	0,60	0,10	0,30	0,10	-	-	-	
<i>Dinobryon crenulatum</i>	-	-	0,24	0,12	-	1,20	0,60	-	-	0,12	-	-	
<i>Dinobryon cylindricum</i> var. <i>alpinum</i>	-	-	0,21	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Dinobryon divergens</i>	-	-	0,06	4,25	0,68	13,58	3,48	0,02	-	-	-	-	
<i>Dinobryon sociale</i>	-	-	-	3,20	0,05	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Dinobryon sociale</i> var. <i>americanum</i>	-	-	1,00	0,50	0,20	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Dinobryon suecicum</i> var. <i>longispinum</i>	-	0,22	0,22	1,10	-	0,44	0,44	1,10	0,44	0,22	0,04	-	
<i>Epipyxis aurea</i>	-	-	-	-	-	-	-	3,41	0,80	-	-	-	
<i>Kephyrion boreale</i>	-	-	-	1,44	-	-	-	-	0,36	-	-	-	
<i>Kephyrion littorale</i>	-	0,66	0,22	1,32	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Kephyrion ovale</i>	-	0,20	0,20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Mallomonas</i>	0,50	4,81	3,00	6,61	1,80	3,00	6,01	4,21	2,40	2,40	3,00	0,60	
<i>Mallomonas</i> (l=8-10)	-	-	1,20	4,81	3,61	7,21	-	1,20	-	-	-	1,60	
<i>Mallomonas akrokomos</i>	-	2,20	1,20	2,60	1,20	2,80	0,60	0,80	0,20	1,20	1,20	0,67	
<i>Mallomonas caudata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,33	-	-	
<i>Mallomonas crassisquama</i>	-	-	-	3,53	-	0,59	-	0,59	-	-	-	-	
<i>Mallomonas elongata</i>	-	-	-	-	-	0,25	0,50	0,50	-	-	0,75	0,25	
<i>Mallomonas hamata</i>	-	-	-	6,29	1,26	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Mallomonas punctifera</i>	-	0,10	0,19	0,76	-	1,52	1,52	3,04	0,76	0,76	3,04	3,80	
<i>Mallomonas schwemmlei</i>	-	-	-	-	-	0,16	-	-	-	-	-	-	
<i>Ochromonas</i>	0,48	0,88	0,44	0,88	-	-	-	-	0,88	-	-	-	
<i>Paraphysomonas</i>	-	0,64	0,32	0,32	0,64	-	0,32	-	0,96	0,32	1,28	0,64	
<i>Pseudokephyrion alaskanum</i>	-	0,36	-	2,16	-	-	0,36	0,36	-	-	-	-	
<i>Pseudokephyrion tatricum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	0,18	-	0,36	0,24	
<i>Pseudotetraëdriella kamillae</i>	-	0,48	0,48	-	-	-	1,44	0,48	-	0,48	-	-	
<i>Spiniferomonas</i>	-	1,38	0,92	5,07	0,46	5,53	1,38	3,22	0,92	-	0,92	0,61	
<i>Synura</i>	-	-	-	0,80	0,40	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Uroglena</i>	-	-	0,29	1,92	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Uroglenopsis americana</i>	-	-	3,22	30,87	1,38	12,90	-	5,53	13,36	0,92	0,46	1,23	
Sum - Gullalger	7,23	32,74	35,12	117,7	5	22,23	99,05	33,65	48,77	41,62	23,96	23,29	23,53

**Bacillariophyta
(Kiselalger)**

<i>Achnantheidium minutissimum</i>	-	-	1,62	-	-	0,12	-	-	-	-	-	-
<i>Asterionella formosa</i>	0,99	2,37	1,43	2,86	1,60	1,38	26,87	2,64	4,13	10,78	10,40	10,84

<i>Aulacoseira alpigena</i>	-	-	-	0,34	1,02	9,53	11,91	4,77	4,77	4,43	2,04	0,34
<i>Aulacoseira distans</i>	-	-	-	-	0,20	3,20	-	-	-	-	-	-
<i>Aulacoseira islandica</i>	3,00	1,20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Aulacoseira lirata</i>	-	0,64	4,16	0,96	-	2,96	-	0,64	1,20	0,48	0,64	2,88
<i>Belonastrum berolinensis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	0,12	0,18	0,42	0,12
<i>Cyclotella (d=10-12)</i>	-	-	0,40	-	1,20	2,80	1,60	0,40	1,20	1,60	2,80	2,00
<i>Cyclotella (d=14-16)</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00	-
<i>Cyclotella comensis</i>	-	-	-	-	-	1,40	16,12	2,10	3,51	1,40	2,10	1,40
<i>Cyclotella kuetzingiana</i>	-	-	-	-	-	-	1,51	-	-	-	-	-
<i>Diatoma tenuis</i>	-	-	1,60	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Encyonema minutum</i>	-	-	0,08	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Fragilaria crotonensis</i>	0,22	0,39	-	0,83	-	-	1,98	44,11	130,35	50,05	8,80	12,10
<i>Fragilaria nanana</i>	0,32	1,04	0,40	0,76	0,08	0,04	0,08	-	-	-	0,08	0,08
<i>Hannaea arcus</i>	-	-	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Meridion circulare</i>	1,34	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Nitzschia acicularis</i>	-	-	0,28	0,28	0,28	-	-	-	-	-	-	-
<i>Nitzschia linearis</i>	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Stephanodiscus medius</i>	-	0,60	0,30	0,80	0,90	0,60	0,30	0,90	-	4,81	0,90	2,40
<i>Tabellaria flocculosa</i>	-	-	-	-	0,08	-	1,12	-	-	-	-	-
<i>Tabellaria flocculosa</i> var. <i>asterionelloides</i>	1,60	0,48	1,60	6,40	1,60	7,84	1,28	84,59	134,57	96,12	35,88	39,36
<i>Ulnaria (l=30-40)</i>	0,40	1,28	3,04	3,52	1,44	5,29	5,61	12,82	4,33	1,44	1,76	0,48
<i>Ulnaria (l=40-70)</i>	-	-	0,64	3,84	0,32	1,92	1,60	1,60	0,96	-	0,96	0,32
<i>Ulnaria acus</i>	-	0,84	1,26	0,42	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ulnaria delicatissima</i> var. <i>angustissima</i>	-	-	0,20	0,20	-	-	-	-	-	0,20	0,20	-
<i>Ulnaria ulna</i>	-	-	-	0,60	-	-	-	-	-	-	0,60	0,60
<i>Urosolenia eriensis</i>	-	-	0,12	0,72	0,36	0,48	0,84	0,84	1,20	0,24	1,80	0,36
<i>Urosolenia longiseta</i>	-	0,36	0,60	7,81	3,60	0,72	1,20	0,48	0,12	1,08	1,92	1,32
Sum - Kiselalger	7,90	9,19	17,79	30,35	12,69	38,29	72,04	9	155,84	286,41	172,81	74,61
Dictyochophyceae (Pedinnelider)												
<i>Pseudopedinella</i>	1,43	-	4,29	4,29	-	8,59	-	1,07	1,07	2,15	-	-
<i>Pseudopedinella</i> (3 kloroplast)	-	5,41	2,40	0,60	-	6,01	3,61	3,61	1,80	3,61	1,80	1,20
Sum - Pedinnelider	1,43	5,41	6,70	4,90	0,00	14,60	3,61	4,68	2,88	5,75	1,80	1,20
Xanthophyceae (Gulgrønnalger)												
<i>Isthmochloron trispinatum</i>	-	-	-	0,80	-	-	-	-	-	-	-	-

	Sum - Gulgrønnauger	0,00	0,00	0,00	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Cryptophyta													
(Svelgflagellater)													
<i>Chroomonas</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4,54
<i>Cryptaulax vulgaris</i>	0,53	-	-	-	0,80	-	-	-	0,80	-	1,20	0,80	
<i>Cryptomonas</i> (l=15-18)	-	0,80	1,60	-	2,00	0,40	1,20	2,00	1,20	2,40	2,40	1,60	
<i>Cryptomonas</i> (l=20-22)	-	8,65	1,92	10,57	4,81	12,50	6,73	19,22	26,91	20,19	24,99	10,57	
<i>Cryptomonas</i> (l=24-30)	2,67	9,61	16,02	14,42	9,61	16,02	9,61	35,24	25,63	36,85	44,86	36,85	
<i>Cryptomonas</i> (l=30-35)	0,27	1,89	6,49	12,98	2,16	4,33	-	8,65	2,16	10,81	10,81	23,79	
<i>Cryptomonas</i> (l=40)	-	-	-	-	-	0,82	-	-	-	-	-	-	
<i>Katablepharis ovalis</i>	-	2,88	2,52	12,98	2,52	10,09	0,72	1,08	2,52	3,24	1,80	1,20	
<i>Plagioselmis lacustris</i>	1,60	59,09	21,03	21,63	9,61	16,02	12,02	14,42	15,22	14,42	17,63	13,35	
<i>Plagioselmis nannoplanctica</i>	4,41	19,83	9,01	18,03	9,61	22,83	9,61	7,81	13,82	12,02	6,61	3,20	
<i>Rhodomonas lens</i>	-	2,00	-	3,00	4,01	4,01	9,01	7,01	7,01	5,01	2,00	4,01	
<i>Telonema</i>	-	-	-	1,80	-	2,16	1,44	0,36	0,36	-	0,36	0,24	
Sum - Svelgflagellater	9,48	6	58,60	95,41	45,14	89,18	50,35	95,81	95,65	4	7	5	
Haptophyta													
(Svepeflagellater)													
<i>Chrysochromulina parva</i>	0,85	22,11	4,65	12,02	0,96	16,02	5,45	4,49	1,76	1,92	2,24	1,82	
Sum - Svepeflagellater	0,85	22,11	4,65	12,02	0,96	16,02	5,45	4,49	1,76	1,92	2,24	1,82	
Dinophyceae													
(Fureflagellater)													
<i>Ceratium hirundinella</i>	-	-	-	-	-	-	-	9,75	3,25	-	-	-	
<i>Dinophyceae</i>	-	2,25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Gymnodinium</i> (l=12)	-	-	-	-	-	-	-	-	2,00	-	-	-	
<i>Gymnodinium</i> (l=14-16)	0,70	-	1,68	5,05	-	1,68	-	-	-	-	-	-	
<i>Gymnodinium</i> (l=30)	-	1,26	-	-	-	0,63	-	-	-	0,63	0,63	0,63	
<i>Gymnodinium lacustre</i>	-	5,61	1,40	12,62	1,40	11,22	2,80	1,40	-	4,21	-	0,93	
<i>Gymnodinium lantzschii</i>	0,33	2,00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Gymnodinium uberrimum</i>	-	0,73	-	-	-	0,73	-	-	-	-	-	-	
<i>Gyrodinium helveticum</i>	-	0,30	0,60	1,50	-	0,30	0,90	0,60	0,90	0,60	0,30	0,30	
<i>Parvodinium umbonatum</i>	-	5,45	5,45	2,72	-	2,72	4,09	0,34	-	-	-	-	
<i>Peridinium willei</i>	-	-	-	9,00	-	-	-	-	-	-	-	-	
Sum - Fureflagellater	1,04	17,60	9,13	30,89	1,40	17,28	7,79	12,09	6,15	5,44	0,93	1,86	

Choanozoa**(Krageflagellater)**

<i>Aulomonas purdyi</i>	-	-	0,78	0,26	-	-	-	-	-	-	-	-
Krageflagellater	1,04	0,52	0,78	1,30	1,04	0,52	0,26	1,56	2,34	2,34	3,91	3,64
<i>Stelaxomonas dichotoma</i>	-	-	1,04	0,42	-	-	0,52	-	0,10	-	-	-
Sum -												
Krageflagellater	1,04	0,52	2,60	1,98	1,04	0,52	0,78	1,56	2,45	2,34	3,91	3,64

Ubestemte taksa

μ-alger, Picoplankton	2,08	6,87	0,02	12,46	0,02	11,66	5,69	11,20	0,02	5,09	0,02	4,95
Heterotrof flagellat (l<15)	0,67	1,60	2,40	3,61	5,41	4,01	4,21	2,80	3,41	3,20	5,81	2,54
Heterotrof flagellat (l=15-20)	-	0,48	-	-	2,40	-	-	-	-	-	-	-
Sum - Ubestemte taksa	2,75	8,95	2,42	16,06	7,83	15,66	9,89	14,00	3,43	8,29	5,83	7,49

Sum -		222,0	146,2	335,7	105,6	328,6	205,5	351,5	454,3	345,6	242,2	219,1
Planteplankton	33,70	0	8	2	5	3	7	1	9	5	9	0

Tabell 14. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Brøttum 2017. Verdier gitt i mm³/m³ (=mg/m³ våtvekt)

Brøttum	15.05.2017	16.06.2017	10.07.2017	09.08.2017	12.09.2017	11.10.2017
Cyanobacteria (Cyanobakterier)						
<i>Anathece bachmannii</i>	-	-	-	-	0,08	-
<i>Aphanocapsa parasitica</i>	-	-	-	0,06	-	-
<i>Dolichospermum</i> Coiled colony	-	-	-	0,44	-	-
<i>Merismopedia tenuissima</i>	-	-	-	-	0,07	-
<i>Planktolyngbya limnetica</i>	-	-	-	0,25	-	-
<i>Rhabdoderma lineare</i>	-	-	-	-	-	0,54
Sum - Cyanobakterier	0,00	0,00	0,00	0,75	0,15	0,54
Charophyta/Chlorophyta (Grønnalger)						
<i>Botryococcus braunii</i>	-	-	-	-	-	0,50
<i>Chlamydomonas</i> (l=10)	3,41	0,68	2,04	0,68	0,68	-
<i>Chlamydomonas</i> (l=5-6)	-	-	-	-	0,56	-
<i>Chlamydomonas</i> (l=8)	13,22	3,61	5,21	2,40	2,00	2,00
Chlorophyta (d=10)	-	-	-	-	-	0,83
Chlorophyta (d=12)	-	-	-	0,20	-	-
Chlorophyta (d=5)	-	1,04	1,30	-	1,30	0,52
<i>Closterium littorale</i>	-	0,70	-	-	-	-
<i>Collodictyon triciliatum</i>	-	-	-	-	-	0,24
<i>Cosmarium depressum</i>	-	-	1,00	-	-	-
<i>Elakatothrix genevensis</i>	0,01	-	-	0,45	0,11	0,34
<i>Gloeotila</i>	-	-	-	0,72	-	0,24
<i>Gyromitus cordiformis</i>	-	-	-	0,18	1,26	0,54
<i>Koliella longiseta</i>	0,14	0,07	0,22	0,14	-	0,07
<i>Monoraphidium contortum</i>	-	0,96	0,96	-	-	-
<i>Monoraphidium dybowskii</i>	-	-	0,34	-	-	-
<i>Monoraphidium griffithii</i>	-	-	0,08	-	-	0,08
<i>Mucidosphaerium pulchellum</i>	-	-	-	-	1,06	-
<i>Nephrocytium agardhianum</i>	-	-	-	-	-	0,02
<i>Oocystis submarina</i>	-	-	0,84	0,56	-	-
<i>Pandorina morum</i>	-	-	0,02	-	-	-
<i>Paramastix conifera</i>	-	0,60	0,24	-	-	-
<i>Planktosphaeria gelatinosa</i>	-	-	-	-	0,09	-
<i>Polytoma</i>	-	1,44	0,96	-	0,48	1,44
<i>Polytoma granuliferum</i>	-	-	3,61	-	1,20	-
<i>Scourfieldia complanata</i>	-	0,40	0,80	0,40	-	0,60
<i>Tetrademus obliquus</i>	-	-	-	-	0,96	-
Sum - Grønnalger	16,78	9,51	17,62	5,74	9,71	7,43
Chrysophyceae/Synurophyceae (Gullalger)						
<i>Bicosoeca planktonica</i>	-	-	-	-	0,26	-
<i>Bitrichia chodatii</i>	-	-	-	0,08	0,08	0,08
<i>Chromulina</i>	6,25	1,82	6,25	2,34	3,12	0,52
<i>Chrysococcus</i>	0,46	0,46	0,46	-	0,92	0,92
<i>Chrysoikos skujae</i>	0,44	1,10	-	-	-	-
<i>Chrysolykos planctonicus</i>	0,22	0,22	0,66	0,22	-	-
Chrysophyceae (<7)	7,81	17,19	0,26	8,33	7,29	4,17
Chrysophyceae (>7)	2,60	2,60	2,60	-	1,30	-
Chrysophyceae sp 3 (l=8-9)	3,00	-	-	1,00	4,01	2,00
<i>Dinobryon</i>	-	-	3,61	-	-	-
<i>Dinobryon acuminatum</i>	0,12	-	-	0,24	-	-
<i>Dinobryon bavaricum</i>	-	0,20	-	-	-	-
<i>Dinobryon borgei</i>	0,20	0,10	1,80	0,10	-	-

<i>Dinobryon crenulatum</i>	-	-	2,04	0,72	0,60	-
<i>Dinobryon cylindricum</i> var. <i>alpinum</i>	3,11	0,05	0,96	-	-	-
<i>Dinobryon divergens</i>	-	0,35	0,62	2,75	0,06	-
<i>Dinobryon korshikovii</i>	-	-	1,32	0,12	-	-
<i>Dinobryon sertularia</i>	-	-	0,35	-	-	-
<i>Dinobryon sociale</i> var. <i>americanum</i>	-	-	2,50	0,70	-	-
<i>Dinobryon suecicum</i> var. <i>longispinum</i>	-	-	1,54	0,66	-	-
<i>Kephyrion boreale</i>	-	-	0,72	-	-	-
<i>Kephyrion littorale</i>	0,22	-	0,66	0,44	0,22	0,44
<i>Mallomonas</i>	1,20	3,60	8,41	2,40	3,60	0,60
<i>Mallomonas</i> (l=8-10)	7,21	7,21	27,64	4,81	-	-
<i>Mallomonas akrokomos</i>	-	0,60	1,80	0,20	0,60	0,20
<i>Mallomonas crassisquama</i>	-	-	1,77	0,59	1,77	-
<i>Mallomonas ploesslii</i>	-	1,00	-	-	-	-
<i>Mallomonas punctifera</i>	-	0,76	0,10	-	-	-
<i>Mallomonas tonsurata</i>	-	-	0,72	-	-	-
<i>Ochromonas</i>	-	-	-	-	-	0,44
<i>Paraphysomonas</i>	-	0,64	-	1,28	0,64	1,28
<i>Pseudokephyrion alaskanum</i>	-	-	1,08	0,72	-	-
<i>Pseudokephyrion taeniatum</i>	-	0,20	-	-	0,60	0,60
<i>Pseudotetraëdriella kamillae</i>	-	-	1,44	1,44	0,48	-
<i>Spiniferomonas</i>	0,92	2,30	10,14	1,38	0,46	-
<i>Uroglenopsis americana</i>	-	2,30	-	-	0,92	-
Sum - Gullalger	33,77	42,71	79,46	30,53	26,94	11,26

Bacillariophyta (Kiselalger)

<i>Achnantheidium minutissimum</i>	-	0,12	0,12	0,12	-	0,36
<i>Asterionella formosa</i>	3,08	3,69	2,37	10,67	1,87	2,97
<i>Aulacoseira alpigena</i>	1,36	5,45	4,43	0,68	2,72	2,04
<i>Aulacoseira italica</i>	-	-	-	-	-	0,26
<i>Aulacoseira lirata</i>	-	0,64	-	-	-	-
<i>Cyclotella</i>	-	0,30	-	-	-	-
<i>Cyclotella</i> (d=10-12)	0,40	0,80	-	-	2,00	1,60
<i>Cyclotella comensis</i>	-	-	-	5,61	-	-
<i>Cyclotella kuetzingiana</i>	-	-	-	9,06	-	-
<i>Diatoma tenuis</i>	0,15	0,80	-	-	-	-
<i>Encyonema minutum</i>	-	0,08	-	-	-	-
<i>Eunotia bilunaris</i>	-	-	-	-	0,17	-
<i>Fragilaria</i>	-	-	-	-	-	1,02
<i>Fragilaria crotonensis</i>	0,28	-	1,49	0,77	54,40	6,71
<i>Gomphonema truncatum</i>	-	-	-	0,72	-	-
<i>Hannaea arcus</i>	-	0,05	-	-	0,10	-
<i>Nitzschia</i> (l=60-80)	-	-	-	-	-	0,15
<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	-	-	-	-	-	1,20
<i>Stephanodiscus medius</i>	-	2,40	-	-	-	-
<i>Tabellaria flocculosa</i>	-	0,32	-	0,40	0,08	-
<i>Tabellaria flocculosa</i> var. <i>asterionelloides</i>	0,48	0,96	3,36	3,84	24,96	17,28
<i>Tabellaria flocculosa</i> var. <i>teilingii</i>	-	2,08	-	-	-	-
<i>Ulnaria</i> (l=110-120)	0,24	-	-	-	0,16	-
<i>Ulnaria</i> (l=30-40)	-	1,12	0,64	2,24	0,48	0,48
<i>Ulnaria</i> (l=40-70)	0,32	0,96	4,17	2,56	0,64	0,32
<i>Ulnaria delicatissima</i> var. <i>angustissima</i>	-	-	-	-	0,20	-
<i>Ulnaria ulna</i>	-	1,80	1,20	-	-	-

<i>Urosolenia eriensis</i>	-	-	0,12	0,24	0,24	-
<i>Urosolenia longiseta</i>	0,12	0,48	1,80	0,48	1,32	0,36
Sum - Kiselalger	6,43	22,05	19,68	37,40	89,34	34,76
Dictyochophyceae (Pedinnelider)						
<i>Pseudopedinella</i>	2,15	-	2,15	1,07	-	1,07
<i>Pseudopedinella</i> (3 kloroplaster)	1,80	3,61	1,80	-	2,40	1,20
Sum - Pedinnelider	3,95	3,61	3,95	1,07	2,40	2,28
Cryptophyta (Svelgflagellater)						
<i>Cryptaulax vulgaris</i>	-	-	-	-	0,08	0,40
<i>Cryptomonas</i> (l=12-15)	0,80	-	-	-	-	-
<i>Cryptomonas</i> (l=15-18)	2,00	0,40	2,40	3,60	1,20	0,80
<i>Cryptomonas</i> (l=20-22)	-	2,88	15,38	18,26	19,22	3,84
<i>Cryptomonas</i> (l=24-30)	1,60	8,01	14,42	14,42	33,64	14,42
<i>Cryptomonas</i> (l=30-35)	-	1,08	30,28	2,16	12,98	10,81
<i>Cryptomonas</i> (l=40)	-	0,41	-	0,41	-	-
<i>Katablepharis ovalis</i>	1,44	3,97	9,37	1,44	1,44	1,08
<i>Plagioselmis lacustris</i>	25,64	9,61	19,23	7,21	2,40	12,82
<i>Plagioselmis nannoplanctica</i>	7,81	4,21	23,44	21,03	10,22	1,20
<i>Rhodomonas lens</i>	-	-	0,20	0,40	0,40	0,40
<i>Telonema</i>	-	0,36	0,72	0,72	0,36	0,36
Sum - Svelgflagellater	39,30	30,93	115,44	69,66	81,95	46,14
Haptophyta (Svepeflagellater)						
<i>Chrysochromulina parva</i>	0,96	0,96	3,69	3,20	0,80	0,96
Sum - Svepeflagellater	0,96	0,96	3,69	3,20	0,80	0,96
Dinophyceae (Fureflagellater)						
<i>Ceratium hirundinella</i>	-	-	-	-	3,25	-
Dinophyceae	0,50	1,50	-	0,60	-	-
<i>Gymnodinium</i> (l=14-16)	-	2,52	3,36	0,84	0,84	-
<i>Gymnodinium</i> (l=20-22)	-	0,70	-	-	-	-
<i>Gymnodinium</i> (l=30)	-	0,63	0,63	1,26	1,26	-
<i>Gymnodinium lacustre</i>	2,80	7,01	8,41	-	0,28	-
<i>Gymnodinium lantzschii</i>	0,40	4,01	-	2,00	-	-
<i>Gymnodinium uberrimum</i>	-	1,46	-	1,46	0,73	-
<i>Gyrodinium helveticum</i>	-	0,60	-	-	0,30	0,90
<i>Parvodinium umbonatum</i>	2,72	0,68	0,34	9,53	1,36	0,17
<i>Peridinium willei</i>	-	4,50	-	-	-	-
<i>Prosoaulax lacustris</i>	0,20	1,00	-	-	-	-
Sum - Fureflagellater	6,63	24,61	12,75	15,70	8,02	1,07
Choanozoa (Krageflagellater)						
<i>Aulomonas purdyi</i>	-	-	-	-	-	0,05
Krageflagellater	-	2,08	-	9,11	5,47	1,56
<i>Stelaxomonas dichotoma</i>	-	0,52	-	1,20	-	3,12
Sum - Krageflagellater	0,00	2,60	0,00	10,31	5,47	4,74
Ubestemte taksa						
μ-alger, Picoplankton	0,02	2,48	10,64	0,02	0,02	0,02
Heterotrof flagellat (l<15)	1,00	4,01	6,61	5,21	4,81	2,40
Sum - Ubestemte taksa	1,02	6,49	17,25	5,23	4,83	2,42
Sum - Planteplankton	108,84	143,47	269,83	179,60	229,62	111,60

Tabell 15. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Kise 2017. Verdier gitt i mm³/m³ (=mg/m³ våtvekt)

Kise	10.05.2017	13.06.2017	11.07.2017	08.08.2017	12.09.2017	10.10.2017
Cyanobacteria (Cyanobakterier)						
<i>Anathece bachmannii</i>	-	-	-	-	0,60	-
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	-	-	-	-	-	0,32
<i>Aphanocapsa parasitica</i>	-	-	-	0,36	-	-
<i>Dolichospermum lemmermannii</i>	-	-	1,95	-	-	-
<i>Limnothrix planctonica</i>	0,14	-	-	-	-	-
<i>Merismopedia tenuissima</i>	-	-	-	-	0,18	-
<i>Planktolyngbya contorta</i>	0,77	-	-	-	-	-
<i>Tychonema bourrellyi</i>	-	-	-	-	4,79	-
Sum - Cyanobakterier	0,91	0,00	1,95	0,36	5,57	0,32
Charophyta/Chlorophyta (Grønnalger)						
<i>Botryococcus braunii</i>	-	-	0,64	-	0,60	-
<i>Chlamydomonas</i> (l=10)	-	1,36	0,68	0,68	-	0,45
<i>Chlamydomonas</i> (l=12)	-	2,40	2,40	-	-	1,60
<i>Chlamydomonas</i> (l=5-6)	0,19	0,70	0,56	0,28	-	-
<i>Chlamydomonas</i> (l=8)	1,07	2,80	6,41	4,81	1,60	1,87
Chlorophyta (d=10)	-	0,83	1,25	-	-	0,83
Chlorophyta (d=5)	-	-	-	0,52	0,78	0,69
<i>Coccomonas</i>	-	-	-	-	-	1,20
<i>Coelastrum astroideum</i>	-	-	-	0,21	-	-
<i>Collodictyon triciliatum</i>	-	-	-	-	-	0,16
<i>Desmodesmus aculeolatus</i>	-	-	-	0,80	-	0,53
<i>Elakatothrix genevensis</i>	-	0,11	0,11	0,22	0,19	0,37
<i>Gloeotila</i>	-	-	1,20	0,24	-	-
<i>Gyromitus cordiformis</i>	-	0,54	-	0,18	-	0,72
<i>Koliella longiseta</i>	0,07	0,43	0,14	0,07	-	-
<i>Monoraphidium contortum</i>	-	-	0,48	0,24	-	0,16
<i>Monoraphidium dybowskii</i>	-	-	-	-	0,34	0,91
<i>Monoraphidium griffithii</i>	-	-	-	0,40	0,13	0,27
<i>Mucidosphaerium pulchellum</i>	-	-	-	0,77	0,67	-
<i>Nephrocytium agardhianum</i>	-	-	-	0,08	-	-
<i>Oocystis submarina</i>	-	-	1,96	4,21	0,28	0,75
<i>Paramastix confiera</i>	-	0,60	-	-	-	-
<i>Paulschulzia pseudovolvox</i>	-	-	-	-	1,07	-
<i>Planktosphaeria gelatinosa</i>	-	-	-	1,47	0,55	-
<i>Polytoma</i>	-	0,48	-	-	-	1,28
<i>Scherffelia dubia</i>	0,53	-	-	-	-	-
<i>Scourfieldia complanata</i>	-	0,20	0,20	0,80	0,60	0,13
<i>Sphaerellopsis fluviatilis</i>	-	0,28	-	-	-	-
<i>Staurastrum avicula</i> var. <i>lunatum</i>	-	-	-	-	1,10	0,55
<i>Staurastrum pingue</i>	-	-	0,35	-	-	-
<i>Staurastrum pseudopelagicum</i>	-	-	-	0,60	-	-
<i>Tetrademus obliquus</i>	-	-	-	0,96	-	-
Sum - Grønnalger	1,86	10,75	16,40	17,55	7,92	12,49
Chrysophyceae/Synurophyceae (Gullalger)						
<i>Bitrichia chodatii</i>	-	-	-	0,08	1,20	-
<i>Chromulina</i>	2,95	7,03	6,25	4,69	3,39	2,78
<i>Chrysococcus</i>	-	2,30	2,30	4,15	0,46	1,23
<i>Chrysococcus cordiformis</i>	-	-	-	0,40	0,40	-
<i>Chrysoikos skujae</i>	-	-	0,22	-	-	-
<i>Chrysolykos planctonicus</i>	-	0,44	1,10	1,54	-	-

Chrysophyceae (<7)	2,95	14,84	17,45	10,68	7,03	2,78
Chrysophyceae (>7)	-	1,30	-	-	2,60	-
Chrysophyceae sp 3 (l=8-9)	0,67	-	3,00	1,00	1,00	1,34
<i>Dinobryon</i>	-	1,80	1,20	-	-	-
<i>Dinobryon bavaricum</i>	-	2,24	-	-	0,08	-
<i>Dinobryon borgei</i>	0,07	0,30	0,30	-	0,10	-
<i>Dinobryon crenulatum</i>	-	0,12	0,60	0,84	0,60	-
<i>Dinobryon cylindricum</i> var. <i>alpinum</i>	-	-	0,09	-	-	-
<i>Dinobryon divergens</i>	-	1,89	3,12	33,16	0,05	-
<i>Dinobryon korshikovii</i>	-	-	1,80	-	-	-
<i>Dinobryon suecicum</i> var. <i>longispinum</i>	-	1,10	-	1,10	-	0,15
<i>Kephyrion boreale</i>	-	0,36	0,36	0,72	-	-
<i>Kephyrion littorale</i>	-	0,22	0,66	0,66	-	0,15
<i>Mallomonas</i>	1,80	3,60	6,01	4,21	1,00	3,60
<i>Mallomonas</i> (l=8-10)	-	7,21	12,02	4,81	-	0,80
<i>Mallomonas akrokomas</i>	0,40	3,00	1,40	0,80	1,34	0,40
<i>Mallomonas crassisquama</i>	-	0,07	-	-	0,98	-
<i>Mallomonas elongata</i>	-	0,50	2,00	-	-	4,01
<i>Mallomonas punctifera</i>	0,76	0,19	0,76	-	3,80	0,29
<i>Paraphysomonas</i>	0,64	0,32	0,64	0,64	1,28	0,85
<i>Pseudokephyrion alaskanum</i>	-	0,36	0,72	0,36	0,36	0,07
<i>Pseudokephyrion pawlowskii</i>	-	-	-	-	-	0,27
<i>Pseudokephyrion taeniatum</i>	-	0,60	-	-	0,40	-
<i>Pseudotetraëdriella kamillae</i>	-	-	-	0,48	-	0,64
<i>Spiniferomonas</i>	0,31	5,53	4,61	1,38	-	0,31
<i>Stichogloea doederleinii</i>	-	-	-	-	0,92	0,61
<i>Synura</i>	-	1,60	0,80	-	-	-
<i>Uroglenopsis americana</i>	0,09	17,05	3,22	9,21	5,99	-
Sum - Gullalger	10,64	74,00	70,65	80,91	32,99	20,26

Bacillariophyta (Kiselalger)

<i>Achnantheidium minutissimum</i>	-	-	-	-	0,18	0,12
<i>Asterionella formosa</i>	0,77	0,06	1,65	8,47	13,22	7,69
<i>Aulacoseira alpigena</i>	-	0,68	1,70	4,43	6,24	5,11
<i>Aulacoseira islandica</i>	3,00	2,40	-	-	-	-
<i>Belonastrum berlinensis</i>	-	-	-	-	-	0,27
<i>Cyclotella</i> (d=10-12)	-	0,40	2,00	0,40	3,34	0,80
<i>Cyclotella</i> (d=14-16)	-	-	-	-	6,68	-
<i>Cyclotella comensis</i>	-	-	-	11,22	2,10	1,40
<i>Diatoma tenuis</i>	-	0,25	-	-	-	-
<i>Fragilaria crotonensis</i>	-	-	-	-	137,51	117,75
<i>Lindavia tenuistriata</i>	-	-	-	-	-	2,40
<i>Stephanodiscus medius</i>	-	-	-	-	0,30	0,30
<i>Tabellaria flocculosa</i>	-	-	-	-	0,72	-
<i>Tabellaria flocculosa</i> var. <i>asterionelloides</i>	2,24	0,32	2,40	21,92	198,65	67,92
<i>Ulnaria</i> (l=110-120)	0,64	1,28	0,32	0,48	-	-
<i>Ulnaria</i> (l=30-40)	0,16	3,20	1,60	3,84	4,01	0,16
<i>Ulnaria</i> (l=40-70)	0,32	3,84	3,20	2,88	2,67	0,64
<i>Ulnaria ulna</i>	-	1,80	-	-	-	-
<i>Urosolenia eriensis</i>	-	1,44	0,72	0,36	0,60	0,60
<i>Urosolenia longiseta</i>	0,48	2,28	6,61	0,12	0,60	1,92
Sum - Kiselalger	7,61	17,96	20,21	54,12	376,80	207,09

Dictyochophyceae (Pedinnelider)

<i>Pseudopedinella</i>	-	2,15	2,15	2,15	1,07	-
<i>Pseudopedinella</i> (3 kloroplaster)	-	4,21	1,20	6,01	2,40	2,00
Sum - Pedinnelider	0,00	6,35	3,35	8,16	3,48	2,00

Cryptophyta (Svelgflagellater)

<i>Cryptaulax vulgaris</i>	0,80	-	-	0,40	-	0,27
<i>Cryptomonas</i> (l=15-18)	-	2,00	0,80	1,60	0,67	0,80
<i>Cryptomonas</i> (l=20-22)	-	5,77	4,81	23,07	44,86	20,19
<i>Cryptomonas</i> (l=24-30)	1,60	35,24	22,43	41,65	58,74	62,48
<i>Cryptomonas</i> (l=30-35)	0,81	15,14	12,98	43,25	7,21	51,90
<i>Katablepharis ovalis</i>	0,24	5,41	7,57	0,72	1,44	1,68
<i>Plagioselmis lacustris</i>	4,81	16,02	23,23	20,83	12,02	26,70
<i>Plagioselmis nannoplanctica</i>	1,60	7,81	28,84	28,84	20,43	3,20
<i>Rhodomonas lens</i>	1,34	6,01	10,02	5,01	4,01	2,67
<i>Telonema</i>	-	-	0,36	0,36	0,36	0,72
Sum - Svelgflagellater	11,20	93,41	111,04	165,74	149,73	170,61

Haptophyta (Svepeflagellater)

<i>Chrysochromulina parva</i>	1,17	10,58	4,81	9,61	2,08	1,82
Sum - Svepeflagellater	1,17	10,58	4,81	9,61	2,08	1,82

Dinophyceae (Fureflagellater)

<i>Ceratium hirundinella</i>	-	-	-	3,25	-	-
<i>Dinophyceae</i>	-	0,50	-	0,25	-	-
<i>Gymnodinium</i> (l=14-16)	-	2,52	-	1,68	-	0,84
<i>Gymnodinium</i> (l=20-22)	-	-	8,41	-	0,35	-
<i>Gymnodinium</i> (l=30)	-	0,63	-	1,89	-	1,89
<i>Gymnodinium lacustre</i>	-	8,41	2,80	-	-	0,56
<i>Gymnodinium lantzschii</i>	-	1,20	0,40	-	-	-
<i>Gymnodinium uberrimum</i>	-	2,19	-	2,19	0,73	-
<i>Gyrodinium helveticum</i>	0,30	2,10	-	-	0,30	0,30
<i>Parvodinium umbonatum</i>	1,36	4,09	-	36,77	-	-
<i>Tyrannodinium edax</i>	-	1,20	-	-	-	1,20
Sum - Fureflagellater	1,66	22,84	11,62	46,03	1,38	4,79

Choanozoa (Krageflagellater)

<i>Aulomonas purdyi</i>	-	0,05	-	-	-	-
Krageflagellater	1,56	3,12	0,26	11,46	3,12	2,26
<i>Stelexomonas dichotoma</i>	-	0,10	-	-	-	0,35
Sum - Krageflagellater	1,56	3,28	0,26	11,46	3,12	2,60

Ubestemte taksa

μ-alger, Picoplankton	1,83	6,63	0,02	7,21	5,63	4,43
Heterotrof flagellat (l<15)	1,20	4,01	3,61	0,80	7,21	2,54
Sum - Ubestemte taksa	3,03	10,64	3,63	8,01	12,84	6,97

Sum - Planteplankton 39,65 249,80 243,90 401,95 595,91 428,96

Tabell 16. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Furnesfjorden 2017. Verdier gitt i mm³/m³ (=mg/m³ våtvekt)

Furnesfjorden	10.05.2017	13.06.2017	11.07.2017	08.08.2017	13.09.2017	10.10.2017
Cyanobacteria (Cyanobakterier)						
<i>Anathece bachmannii</i>	-	-	-	-	-	0,40
<i>Anathece clathrata</i>	-	-	-	-	0,32	-
<i>Aphanocapsa parasitica</i>	-	-	0,01	0,40	-	-
<i>Dolichospermum lemmermannii</i>	-	-	19,50	0,39	-	-
<i>Planktolyngbya contorta</i>	0,66	0,17	-	-	-	-
<i>Planktothrix agardhii</i>	-	-	-	-	-	11,60
<i>Pseudanabaena</i>	-	-	0,10	0,10	-	-
<i>Rhabdoderma lineare</i>	-	-	-	0,58	0,54	0,99
<i>Tychonema bourrellyi</i>	-	-	-	-	5,51	-
Sum - Cyanobakterier	0,66	0,17	19,60	1,46	6,38	12,99
Charophyta/Chlorophyta (Grønnalger)						
<i>Botryococcus braunii</i>	-	-	-	0,96	2,50	1,00
<i>Chlamydomonas</i> (l=10)	2,27	1,36	4,77	3,41	1,36	0,68
<i>Chlamydomonas</i> (l=12)	1,60	-	-	-	-	-
<i>Chlamydomonas</i> (l=5-6)	0,28	0,14	-	0,28	-	0,42
<i>Chlamydomonas</i> (l=8)	4,01	4,41	4,41	3,20	4,01	1,20
Chlorophyta (d=5)	-	0,52	0,26	1,30	-	0,26
<i>Coelastrum microporum</i>	-	-	-	0,21	-	-
<i>Collodictyon triciliatum</i>	-	-	-	0,24	-	0,48
<i>Desmodesmus aculeolatus</i>	-	-	-	1,60	-	-
<i>Dictyosphaerium subsolitarium</i>	-	-	-	-	-	0,48
<i>Elakatothrix genevensis</i>	-	0,11	0,56	0,34	0,56	-
<i>Gloeotila</i>	0,80	-	0,48	-	-	-
<i>Gyromitus cordiformis</i>	-	0,18	-	0,54	0,54	-
<i>Koliella longiseta</i>	0,24	0,36	0,14	0,07	-	0,22
<i>Monoraphidium contortum</i>	-	0,24	0,24	-	-	-
<i>Monoraphidium dybowskii</i>	-	-	-	2,72	0,34	0,34
<i>Mucidosphaerium pulchellum</i>	-	-	-	0,67	-	7,69
<i>Nephrocytium agardhianum</i>	-	-	-	-	0,15	-
<i>Oocystis marssonii</i>	-	-	0,09	-	-	-
<i>Oocystis submarina</i>	-	0,56	3,65	6,17	0,84	0,28
<i>Paramastix conifera</i>	0,12	0,36	-	-	-	-
<i>Planktosphaeria gelatinosa</i>	-	-	-	5,16	0,74	-
<i>Polytoma</i>	0,96	1,44	0,48	-	0,48	-
<i>Polytoma granuliferum</i>	-	4,81	-	-	1,60	1,20
<i>Scourfieldia complanata</i>	-	0,60	-	0,60	1,00	-
<i>Sphaerellopsis</i>	0,36	-	0,36	-	-	-
<i>Staurastrum avicula</i> var. <i>lunatum</i>	0,55	0,55	-	-	-	-
<i>Stauridium privum</i>	-	-	-	0,20	0,20	0,20
<i>Stauroidesmus cuspidatus</i>	-	-	-	-	0,30	-
<i>Tetradesmus dimorphus</i>	-	-	-	-	0,96	-
<i>Tetraspora gelatinosa</i>	-	-	-	-	-	1,47
Sum - Grønnalger	11,19	15,64	15,43	27,68	15,59	15,93
Chrysophyceae/Synurophyceae (Gullalger)						
<i>Chromulina</i>	4,34	4,69	5,21	4,69	1,82	3,39
<i>Chrysococcus</i>	1,23	0,92	1,38	4,61	2,76	1,38
<i>Chrysoikos skujae</i>	-	-	0,22	-	-	-
Chrysophyceae (<7)	6,94	19,27	15,36	0,26	7,29	7,55
Chrysophyceae (>7)	-	6,51	6,51	3,91	-	-
Chrysophyceae sp 3 (l=8-9)	2,67	4,01	5,01	1,00	1,00	1,00
<i>Dinobryon</i>	-	1,20	4,81	0,60	-	-

<i>Dinobryon acuminatum</i>	-	-	0,60	-	-	-
<i>Dinobryon bavaricum</i>	-	1,76	0,16	0,32	-	0,20
<i>Dinobryon borgei</i>	-	0,10	0,30	0,20	0,10	-
<i>Dinobryon crenulatum</i>	-	-	-	1,20	-	-
<i>Dinobryon divergens</i>	-	3,36	4,57	16,10	-	-
<i>Dinobryon sociale</i>	-	0,24	0,24	-	-	-
<i>Dinobryon suecicum</i> var. <i>longispinum</i>	-	0,22	0,22	-	-	-
<i>Kephyrion boreale</i>	-	0,36	-	-	0,36	-
<i>Kephyrion littorale</i>	-	0,66	0,88	0,66	-	-
<i>Mallomonas</i>	3,00	3,00	4,81	4,81	0,60	1,80
<i>Mallomonas</i> (l=8-10)	1,60	3,61	27,64	3,61	-	3,61
<i>Mallomonas akrokomos</i>	0,20	2,00	3,80	0,80	2,00	4,01
<i>Mallomonas elongata</i>	-	-	-	-	2,00	0,25
<i>Mallomonas hamata</i>	-	-	-	-	-	1,26
<i>Mallomonas punctifera</i>	0,10	2,28	-	-	1,52	1,52
<i>Paraphysomonas</i>	-	-	0,64	-	1,28	2,56
<i>Pseudokephyrion alaskanum</i>	-	-	-	0,72	0,36	-
<i>Pseudokephyrion pawlowskii</i>	-	-	-	-	0,20	0,20
<i>Pseudokephyrion taeniatum</i>	-	0,20	-	0,20	-	0,20
<i>Pseudotetraëdiella kamillae</i>	-	-	0,48	1,44	-	-
<i>Spiniferomonas</i>	0,31	2,30	2,30	-	-	0,46
<i>Stichogloea doederleinii</i>	-	-	-	0,92	-	-
<i>Synura</i>	-	6,01	-	-	-	-
<i>Uroglena</i>	-	2,40	-	-	0,48	-
<i>Uroglenopsis americana</i>	-	45,61	6,91	26,72	3,22	-
Sum - Gullalger	20,39	110,72	92,05	72,76	25,02	29,39

Bacillariophyta (Kiselalger)

<i>Achnantheidium minutissimum</i>	-	0,42	-	-	-	-
<i>Asterionella formosa</i>	0,88	2,37	3,08	6,00	28,20	7,49
<i>Aulacoseira alpigena</i>	2,72	-	7,49	5,11	6,47	2,72
<i>Aulacoseira islandica</i>	7,80	2,40	-	-	-	-
<i>Belonastrum berolinensis</i>	-	-	-	-	-	0,30
<i>Cyclotella</i> (d=10-12)	0,40	0,80	1,60	0,80	-	1,20
<i>Cyclotella comensis</i>	-	-	1,40	23,13	1,40	-
<i>Diatoma tenuis</i>	-	-	0,80	-	-	-
<i>Discostella stelligera</i>	-	-	-	-	2,80	-
<i>Fragilaria crotonensis</i>	1,05	-	-	5,56	113,22	23,16
<i>Hannaea arcus</i>	-	0,05	-	-	-	0,40
<i>Meridion circulare</i>	-	3,20	-	-	-	-
<i>Stephanodiscus medius</i>	2,40	7,21	-	0,30	4,81	4,81
<i>Tabellaria flocculosa</i>	-	-	-	-	0,24	-
<i>Tabellaria flocculosa</i> var. <i>asterionelloides</i>	0,96	1,92	4,32	60,64	277,79	1,28
<i>Ulnaria</i> (l=110-120)	0,64	4,49	0,64	1,28	1,28	0,08
<i>Ulnaria</i> (l=30-40)	0,64	4,49	1,60	3,20	1,76	0,96
<i>Ulnaria</i> (l=40-70)	0,96	1,28	3,52	4,17	1,28	0,32
<i>Ulnaria acus</i>	-	0,42	-	-	-	-
<i>Ulnaria ulna</i>	-	0,60	-	-	-	-
<i>Urosolenia eriensis</i>	-	1,56	0,96	0,72	0,36	1,56
<i>Urosolenia longiseta</i>	1,44	1,44	4,21	0,48	0,72	1,56
Sum - Kiselalger	19,90	32,65	29,63	111,38	440,33	45,84

Dictyochophyceae (Pedinnelider)

<i>Pseudopedinella</i>	0,72	-	7,52	7,52	4,29	-
<i>Pseudopedinella</i> (3 kloroplaster)	-	2,40	1,80	1,20	3,00	-
Sum - Pedinnelider	0,72	2,40	9,32	8,72	7,30	0,00

Cryptophyta (Svelgflagellater)

<i>Cryptaulax vulgaris</i>	-	-	-	-	-	0,80
<i>Cryptomonas</i> (l=15-18)	1,20	0,80	1,60	0,40	2,40	0,40
<i>Cryptomonas</i> (l=20-22)	2,88	5,77	2,88	9,61	27,87	3,84
<i>Cryptomonas</i> (l=24-30)	19,22	12,82	14,42	32,04	49,66	28,84
<i>Cryptomonas</i> (l=30-35)	8,65	12,98	8,65	15,14	17,30	34,60
<i>Cryptomonas</i> (l=40)	-	0,41	-	-	-	-
<i>Goniomonas truncata</i>	-	-	-	0,48	-	0,48
<i>Katablepharis ovalis</i>	0,72	10,46	6,49	0,72	2,16	2,16
<i>Plagioselmis lacustris</i>	34,71	22,03	25,04	35,25	22,43	13,62
<i>Plagioselmis nannoplantica</i>	14,42	9,61	15,02	12,62	14,42	2,40
<i>Rhodomonas lens</i>	5,34	6,01	5,01	1,00	5,01	2,00
<i>Telonema</i>	-	0,36	0,36	-	-	0,36
Sum - Svelgflagellater	87,15	81,24	79,47	107,27	141,27	89,52

Haptophyta (Svepeflagellater)

<i>Chrysochromulina parva</i>	4,17	15,06	2,40	10,10	1,44	6,41
Sum - Svepeflagellater	4,17	15,06	2,40	10,10	1,44	6,41

Dinophyceae (Fureflagellater)

<i>Ceratium hirundinella</i>	-	-	-	3,25	9,75	-
Dinophyceae	0,25	-	-	1,20	0,30	-
<i>Gymnodinium</i> (l=14-16)	1,68	4,21	-	-	-	-
<i>Gymnodinium</i> (l=20-22)	-	-	-	-	0,70	-
<i>Gymnodinium</i> (l=30)	2,52	0,63	1,89	3,15	4,41	-
<i>Gymnodinium</i> (l=9)	-	-	-	-	0,92	-
<i>Gymnodinium lacustre</i>	-	4,21	4,21	-	-	-
<i>Gymnodinium lantzschii</i>	-	1,20	2,00	-	0,80	1,00
<i>Gymnodinium uberrimum</i>	-	-	-	2,19	-	-
<i>Gyrodinium helveticum</i>	-	1,50	-	0,30	0,60	0,60
<i>Parvodinium umbonatum</i>	-	9,53	-	-	-	-
<i>Peridinium willei</i>	-	-	-	-	4,50	-
<i>Tyrannodinium edax</i>	2,40	-	-	-	1,20	-
Sum - Fureflagellater	6,86	21,28	8,10	10,09	23,18	1,60

Choanozoa (Krageflagellater)

<i>Aulomonas purdyi</i>	-	0,26	-	0,26	0,26	-
Krageflagellater	0,35	2,08	1,56	9,89	1,82	3,39
<i>Stelaxomonas dichotoma</i>	-	-	0,10	-	-	0,10
Sum - Krageflagellater	0,35	2,34	1,67	10,16	2,08	3,49

Ubestemte taksa

µ-alger, Picoplankton	0,01	12,84	0,02	12,80	5,65	5,53
Heterotrof flagellat (l<15)	2,80	3,20	4,81	3,41	1,80	2,80
Sum - Ubestemte taksa	2,82	16,04	4,83	16,20	7,45	8,33

Sum - Planteplankton 154,18 297,55 262,51 375,82 670,03 213,50

Vedlegg C. Dyreplankton

Tabell 17. Kvantitative analyser av krepsdyrplankton av prøver fra stasjon Skreia i 2017, mg/m² tørrvekt (0-50 m).

Dato	<i>Limnocalanus macrurus</i>	<i>Eudiaptomus gracilis</i>	<i>Heterocope appendiculata</i>	<i>Cyclops lacustris</i>	<i>T. oithonoides/M. leuckarti</i>	<i>Cyclopoidea ubest.</i>	<i>Daphnia galeata</i>	<i>Daphnia cristata</i>	<i>Bosmina longispina</i>	<i>Bosmina longirostris</i>	<i>Holopedium gibberum</i>	<i>Leptodora kindtii</i>	<i>Polyphemus pediculus</i>	<i>Bythotrephes longimanus</i>	Crustacea totalt
10.05.2017	366,8	267,8	0,2	24,7	5,4	2,9	0,0	0,0	6,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	674,0
13.06.2017	185,2	210,7	3,1	39,1	19,0	0,7	0,0	0,0	10,1	0,0	2,0	0,0	0,0	0,0	469,9
11.07.2017	57,8	147,0	94,1	3,1	7,7	0,0	0,0	0,3	219,9	1,0	31,9	6,9	24,6	5,0	599,3
08.08.2017	27,7	309,8	2,6	26,3	30,2	0,0	2,8	54,6	116,1	0,0	4,6	24,9	0,0	5,0	604,6
13.09.2017	21,0	480,2	4,0	9,5	195,1	1,8	30,2	198,4	91,3	0,0	11,4	0,0	44,3	0,0	1087,2
10.10.2017	4,9	652,8	4,1	5,3	83,5	0,0	5,5	37,1	21,9	0,0	0,0	0,0	2,1	0,0	817,2
Middel mai-okt	110,6	344,7	18,0	18,0	56,8	0,9	6,4	48,4	77,6	0,2	8,3	5,3	11,8	1,7	708,7
Middel jun-okt	59,3	360,1	21,6	16,7	67,1	0,5	7,7	58,1	91,9	0,2	10,0	6,4	14,2	2,0	715,6

Tabell 18. Forekomst av krepsdyrplankton i håvtrekkprøver fra sjiktet 0-10 m ved stasjon Skreia i 2017 (antall individer pr. håvtrekk og prosent av ulike taksa).

	Skreia		Skreia		Skreia		Skreia		Skreia		Skreia	
	10.05.2017		13.06.2017		11.07.2017		08.08.2017		13.09.2017		10.10.2017	
	0-10 m		0-10 m		0-10 m		0-10 m		0-10 m		0-10 m	
	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%
Vannlopper (Cladocera)												
<i>Leptodora kindtii</i>					25	1,2	2	0,1	1	0,02		
<i>Holopedium gibberum</i>	3	0,5	10	0,8	390	18,9	3	0,2	10	0,2		
<i>Daphnia galeata</i>							3	0,2	60	1,0	20	1,3
<i>Daphnia cristata</i>							33	1,8	1220	21,3	110	7,1
<i>Bosmina longispina</i>	20	3,4	20	1,6	1020	49,4	110	5,9	470	8,2	80	5,2
<i>Polyphemus pediculus</i>									10	0,2	5	0,3
<i>Bythotrephes longimanus</i>									3	0,1		
<i>Chydoridae indet.</i>											5	0,3
Hoppekreps (Copepoda)												
<i>Limnocalanus macrurus</i>	173	29,2	40	3,1	7	0,3	7	0,4	10	0,2	1	0,1
<i>Heterocope appendiculata</i>					20	1,0	10	0,5	1	0,02		
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	70	11,8	190	14,9	290	14,1	130	6,9	880	15,4	485	31,5
<i>Calanoide copepoditer indet.</i>			65	5,1	50	2,4	250	13,3	230	4,0	210	13,6
<i>Calanoide nauplier indet.</i>	140	23,6	655	51,4	75	3,6	540	28,8	650	11,4		
<i>Cyclops lacustris</i>	50	8,4	160	12,5	7	0,3	53	2,8	30	0,5	15	1,0
<i>Mesocyclops leuckarti</i>									50	0,9	30	1,9
<i>Thermocyclops oithonoides</i>	47	7,9	90	7,1	35	1,7	17	0,9	510	8,9	220	14,3
<i>Cyclopoide copepoditer indet.</i>	40	6,7	25	2,0	30	1,5	160	8,5	990	17,3	235	15,2
<i>Cyclopoide nauplier indet.</i>	50	8,4	20	1,6	115	5,6	560	29,8	600	10,5	125	8,1
Totalt	593	100	1275	100	2064	100	1878	100	5725	100	1541	100
Sum vannlopper	23		30		1435		151		1774		220	
Sum hoppekreps	570		1245		629		1727		3951		1321	
Sum totalt	593		1275		2064		1878		5725		1541	

Tabell 19. Forekomst av krepsdyrplankton i håvtrekkprøver fra sjiktet 0-50 m ved stasjon Skreia i 2017 (antall individer pr. håvtrekk og prosent av ulike taksa).

	Skreia		Skreia		Skreia		Skreia		Skreia		Skreia	
	10.05.2017		13.06.2017		11.07.2017		08.08.2017		13.09.2017		10.10.2017	
	0-50 m		0-50 m		0-50 m		0-50 m		0-50 m		0-50 m	
	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%
Vannlopper (Cladocera)												
<i>Leptodora kindtii</i>					20	0,5	8	0,1	2	0,03		
<i>Holopedium gibberum</i>	1	0,04	7	0,3	340	8,8	3	0,1	20	0,3		
<i>Daphnia galeata</i>							1	0,02	60	0,9	10	0,2
<i>Daphnia cristata</i>					10	0,3	190	3,4	850	12,4	210	4,4
<i>Bosmina longispina</i>	50	2,1	43	2,1	2500	64,4	500	9,0	440	6,4	400	8,3
<i>Polyphemus pediculus</i>									10	0,1		
<i>Bythotrephes longimanus</i>							3	0,1	1	0,0		
<i>Alona affinis</i>							1	0,02				
Hoppekreps (Copepoda)												
<i>Limnocalanus macrurus</i>	385	16,1	100	5,0	80	2,1	10	0,2	20	0,3	3	0,1
<i>Heterocope appendiculata</i>					30	0,8	40	0,7	2	0,03		
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	600	25,0	320	15,9	590	15,2	460	8,2	980	14,3	1490	30,9
<i>Calanoide copepoditer</i> indet.	65	2,7	160	8,0	40	1,0	650	11,7	160	2,3	540	11,2
<i>Calanoide nauplier</i> indet.	620	25,9	1020	50,7	50	1,3	1120	20,1	490	7,1	490	10,2
<i>Cyclops lacustris</i>	250	10,4	150	7,5	10	0,3	190	3,4	120	1,8	40	0,8
<i>Mesocyclops leuckarti</i>									70	1,0	30	0,6
<i>Thermocyclops oithonoides</i>	45	1,9	60	3,0	50	1,3	310	5,6	520	7,6	290	6,0
<i>Cyclopoide copepoditer</i> indet.	215	9,0	90	4,5	50	1,3	370	6,6	1390	20,3	800	16,6
<i>Cyclopoide nauplier</i> indet.	165	6,9	60	3,0	110	2,8	1720	30,8	1720	25,1	520	10,8
Totalt	2396	100	2010	100	3880	100	5576	100	6855	100	4823	100
Sum vannlopper	51		50		2870		706		1383		620	
Sum hoppekreps	2345		1960		1010		4870		5472		4203	
Sum totalt	2396		2010		3880		5576		6855		4823	

Tabell 20. Forekomst av krepssdyrplankton og istidskrepss i h vttrekk fra stasjon Skreia i 2017, stor h v (maskevidde 500  m).

	Skreia		Skreia		Skreia		Skreia		Skreia		Skreia	
	10.05.2017		13.06.2017		11.07.2017		08.08.2017		13.09.2017		10.10.2017	
	0-400 m		0-427 m		0-422 m		0-427 m		0-429 m		0-427 m	
	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%
Vannlopper (Cladocera)												
<i>Leptodora kindtii</i>					13	1,5	30	2,3	30	1,1		
<i>Holopedium gibberum</i>			50	2,6	147	16,5	30	2,3	60	2,3	10	0,7
<i>Daphnia galeata</i>					3	0,3	7	0,5	200	7,6	5	0,3
<i>Daphnia cristata</i>							110	8,3	430	16,4	20	1,3
<i>Bosmina longispina</i>							100	7,5				
<i>Polyphemus pediculus</i>					3	0,3	20	1,5				
<i>Bythotrephes longimanus</i>							20	1,5	1	0,0	1	0,1
Hoppekrepss (Copepoda)												
<i>Limnocalanus macrurus</i>	170	60,5	1680	87,6	623	70,1	950	71,3	1820	69,6	1390	90,6
<i>Heterocope appendiculata</i>					10	1,1					5	0,3
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	2	0,7	2	0,1							5	0,3
<i>Cyclops lacustris</i>					7	0,8	2	0,2	10	0,4		
<i>Thermocyclops oithonoides</i>									10	0,4		
<i>Cyclopoide copepoditer indet.</i>							10	0,8				
Mysider (Mysidacea)												
<i>Mysis relicta</i>	109	38,8	184	9,6	82	9,2	54	4,1	55	2,1	99	6,4
Amfipoder (Amphipoda)												
<i>Gammaracanthus lacustris</i>			1	0,1								
<i>Pallaseopsis quadrispinosa</i>			1	0,1	1	0,1						
Totalt	281	100	1918	100	889	100	1333	100	2616	100	1535	100

Tabell 21. Forekomst av krepssdyrplankton i håvtrekkprøver fra sjiktet 0-10 m ved stasjon Furnesfjorden i 2017 (antall individer pr. håvtrekk og prosent av ulike taksa).

	Furnesfjorde n		Furnesfjorde n		Furnesfjorde n		Furnesfjorde n		Furnesfjorde n		Furnesfjorde n	
	10.05.2017		13.06.2017		11.07.2017		08.08.2017		13.09.2017		10.10.2017	
	0-10 m		0-10 m		0-10 m		0-10 m		0-10 m		0-10 m	
	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%
Vannlopper (Cladocera)												
<i>Leptodora kindtii</i>			2	0,04	30	0,3	30	0,2	2	0,01		
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>									1	0,01		
<i>Holopedium gibberum</i>	5	0,3	30	0,7	1020	11,4	3	0,02				
<i>Daphnia galeata</i>							30	0,2	550	3,6	35	1,7
<i>Daphnia cristata</i>			1	0,02			4300	21,9	1600	10,6	225	11,2
<i>Bosmina longispina</i>	335	21,3	500	10,9	2180	24,3	1250	6,4	1300	8,6	255	12,7
<i>Polyphemus pediculus</i>					20	0,2	20	0,1	1	0,01		
<i>Bythotrephes longimanus</i>							1	0,01	2	0,01		
<i>Alona affinis</i>							1	0,01				
Hoppekreps (Copepoda)												
<i>Limnocalanus macrurus</i>	510	32,5	30	0,7	2	0,02	20	0,1	3	0,02	3	0,1
<i>Heterocope appendiculata</i>			120	2,6	300	3,3	10	0,1	10	0,1		
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	130	8,3	780	17,0	2960	33,0	2700	13,8	3050	20,2	655	32,7
<i>Calanoide copepoditer</i> indet.			1320	28,8	100	1,1	2650	13,5	600	4,0	200	10,0
<i>Calanoide nauplier</i> indet.	310	19,7	1500	32,7	1160	12,9	3700	18,9	1750	11,6	130	6,5
<i>Cyclops lacustris</i>	60	3,8	10	0,2					1	0,01		
<i>Mesocyclops leuckarti</i>					20	0,2	100	0,5	200	1,3	10	0,5
<i>Thermocyclops oithonoides</i>	100	6,4	40	0,9	280	3,1	700	3,6	700	4,6	120	6,0
<i>Cyclopoide copepoditer</i> indet.	95	6,1	70	1,5	620	6,9	550	2,8	3250	21,6	270	13,5
<i>Cyclopoide nauplier</i> indet.	25	1,6	180	3,9	280	3,1	3550	18,1	2050	13,6	100	5,0
Totalt	1570	100	4583	100	8972	100	19615	100	15070	100	2003	100
Sum vannlopper	340		533		3250		5635		3456		515	
Sum hoppekreps	1230		4050		5722		13980		11614		1488	
Sum totalt	1570		4583		8972		19615		15070		2003	

Tabell 22. Forekomst av krepsdyrplankton i håvtrekkprøver fra sjiktet 0-50 m ved stasjon Furnesfjorden i 2017 (antall individer pr. håvtrekk og prosent av ulike taksa).

	Furnesfjorde		Furnesfjorde		Furnesfjorde		Furnesfjorde		Furnesfjorde		Furnesfjorde	
	n	n	n	n	n	n	n	n	n	n	n	
	10.05.2017	13.06.2017	11.07.2017	08.08.2017	13.09.2017	10.10.2017						
	0-50 m		0-50 m		0-50 m		0-50 m		0-50 m		0-50 m	
	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%
Vannlopper (Cladocera)												
<i>Leptodora kindtii</i>			6	0,1	150	0,9	11	0,04				
								0,00				
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>							1	4				
<i>Holopedium gibberum</i>			20	0,3	1100	6,8	2	0,01	10	0,05		
<i>Daphnia galeata</i>					10	0,1	250	1,0	50	0,2	50	1,4
<i>Daphnia cristata</i>			10	0,1	10	0,1	4600	17,7	1800	8,2	210	6,0
<i>Bosmina longispina</i>	310	9,3	340	5,0	8650	53,1	2950	11,3	1850	8,4	160	4,6
<i>Polyphemus pediculus</i>					10	0,1	20	0,1				
								0,00				
<i>Bythotrephes longimanus</i>							1	4				
Hoppekreps (Copepoda)												
<i>Limnocalanus macrurus</i>	900	26,9	400	5,8	500	3,1	140	0,5	30	0,1	400	11,5
<i>Heterocope appendiculata</i>			110	1,6	400	2,5	5	0,02	10	0,05		
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	480	14,3	690	10,1	2000	12,3	2550	9,8	3950	18,0	1470	42,3
<i>Calanoide copepoditer</i> indet.			1350	19,7	100	0,6	3400	13,0	600	2,7	190	5,5
<i>Calanoide nauplier</i> indet.	740	22,1	3250	47,4	1750	10,7	4650	17,8	2100	9,6	100	2,9
<i>Cyclops lacustris</i>	290	8,7	120	1,8	50	0,3	30	0,1	50	0,2	6	0,2
<i>Mesocyclops leuckarti</i>					10	0,1	200	0,8	100	0,5	10	0,3
<i>Thermocyclops oithonoides</i>	350	10,4	120	1,8	500	3,1	1150	4,4	1800	8,2	30	0,9
<i>Cyclopoide copepoditer</i> indet.	170	5,1	40	0,6	450	2,8	750	2,9	5950	27,2	270	7,8
<i>Cyclopoide nauplier</i> indet.	110	3,3	400	5,8	600	3,7	5350	20,5	3600	16,4	580	16,7
							2606					
Totalt	3350	100	6856	100	16290	100	0	100	21900	100	3476	100
Sum vannlopper	310		376		9930		7835		3710		420	
							1822					
Sum hoppekreps	3040		6480		6360		5		18190		3056	
							2606					
Sum totalt	3350		6856		16290		0		21900		3476	

Tabell 23. Forekomst av krepsdyrplankton og istidskreps i håvtrekk fra stasjon Furnesfjorden i 2017, stor håv (maskevidde 500 µm).

	Furnesfjorde		Furnesfjorde		Furnesfjorde		Furnesfjorde		Furnesfjorde		Furnesfjorde	
	n		n		n		n		n		n	
	10.05.2017		13.06.2017		11.07.2017		08.08.2017		13.09.2017		10.10.2017	
	0-106 m		0-110 m		0-110 m		0-110 m		0-110 m		0-110 m	
	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%
Vannlopper (Cladocera)												
<i>Leptodora kindtii</i>			20	0,5	1150	8,6	30	1,0	23	2,3		
<i>Holopedium gibberum</i>			10	0,3	9650	71,8	40	1,3	10	1,0		
<i>Daphnia galeata</i>					2	0,01	60	1,9	37	3,7	20	0,8
<i>Daphnia cristata</i>					4	0,03	520	16,6	197	19,8	50	2,1
<i>Bosmina longispina</i>	1	0,1			2	0,01	40	1,3				
<i>Polyphemus pediculus</i>					2	0,01	6	0,2	1	0,1	1	0,0
<i>Bythotrephes longimanus</i>					2	0,01	1	0,03				
Hoppekreps (Copepoda)												
<i>Limnocalanus macrurus</i>	1105	96,8	3820	98,2	1100	8,2	2220	70,9	643	64,5	2310	95,1
<i>Heterocope appendiculata</i>					1400	10,4	80	2,6	10	1,0		
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	10	0,9	10	0,3	100	0,7			1	0,1		
<i>Cyclops lacustris</i>							20	0,6	1	0,1		
Mysider (Mysidacea)												
<i>Mysis relicta</i>	25	2,2	31	0,8	21	0,2	113	3,6	72	7,2	41	1,7
Amfipoder (Amphipoda)												
<i>Gammaracanthus lacustris</i>							1	0,03	1	0,1	1	0,0
<i>Pallaseopsis quadrispinosa</i>									1	0,1	6	0,2
Totalt	1141	100	3891	100	13433	100	3131	100	997	100	2429	100

Tabell 24. Forekomst av istidskrepsene *Mysis relicta*, *Gammaracanthus lacustris* (*G. lacu.*) og *Pallaseopsis quadrispinosa* (*P. quadr.*) ved stasjon Skreia i 2017, gitt som antall og biomasse (tørrvekt) per kvadratmeter innsjøoverflate (0 - ca. 425 m), basert vertikale håvtrekk (maskevidde 500 µm).

Skreia	Mysis 0+	Mysis 1+	Mysis 2+	Sum Mysis	G. lacu.	P. quadr.	Mysis 0+	Mysis 1+	Mysis 2+	Sum Mysis
Dato	ant./m2	ant./m2	ant./m2	ant./m2	ant./m2	ant./m2	mg/m2	mg/m2	mg/m2	mg/m2
10.05.2017	83	46	10	138	0	0	4,1	79,1	62,0	145,3
13.06.2017	188	39	5	232	1	1	13,3	69,4	22,6	105,3
11.07.2017	62	41	1	104	0	1	6,3	79,1	5,5	91,0
08.08.2017	57	11	0	69	0	0	11,3	30,2	0,0	41,5
13.09.2017	50	20	0	70	0	0	34,1	95,3	0,0	129,4
10.10.2017	93	33	0	126	0	0	118,5	146,0	0,0	264,5
Middel	89	32	3	123	0,2	0,4	31,3	83,2	15,0	129,5

Tabell 25. Forekomst av istidskrepsene *Mysis relicta*, *Gammaracanthus lacustris* (*G. lacu.*) og *Pallaseopsis quadrispinosa* (*P. quadr.*) ved stasjon Furnesfjorden i 2017, gitt som antall og biomasse (tørrvekt) per kvadratmeter innsjøoverflate (0-110 m), basert vertikale håvtrekk (maskevidde 500 µm).

Furnesfjorde	Mysis	Mysis	Mysis	Sum	G. lacu.	P.	Mysis	Mysis	Mysis	Sum
n	0+	1+	2+	Mysis	ant./m	quadr	0+	1+	2+	Mysis
Dato	ant./m2	ant./m2	ant./m2	ant./m2	2	ant./m2	mg/m2	mg/m2	mg/m2	mg/m2
10.05.2017	13	15	4	32	0	0	0,6	36,8	18,7	56,1
13.06.2017	22	11	6	39	0	0	1,5	31,7	34,9	68,2
11.07.2017	19	8	0	27	0	0	2,5	20,8	0,0	23,3
08.08.2017	52	74	18	144	1	0	11,3	248,2	122,2	381,7
13.09.2017	66	22	4	91	1	1	74,2	75,7	27,0	177,0
10.10.2017	30	19	3	52	1	8	41,1	83,6	18,6	143,2
Middel	34	25	6	64	0,6	1,5	21,9	82,8	36,9	141,6

Tabell 26. Kvalitativ forekomst av krepsdyrplankton-taksa i Mjøsa ved stasjonene Skreia og Furnesfjorden i 2012-2017, supplert med registreringer fra kvantitative prøver ved stasjon Skreia. Ubestemte taksa av calanoide og cyclopoide hoppekreps er ikke tatt med her. 1 = sjelden/få individer, 2 = vanlig, 3 = rikelig/dominerende.

	Skreia						Furnesfjorden					
	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2012	2013	2014	2015	2016	2017
Cladocera (vannlopper)												
<i>Leptodora kindtii</i>	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>				1								1
<i>Holopedium gibberum</i>	2	2	1	2	2	2	1	1	1	2	2	2
<i>Daphnia galeata</i>	2	2	3	2	2	1	3	2	2	1	1	1
<i>Daphnia cristata</i>	1	1	1	2	2	3	1	1	1	3	3	3
<i>Bosmina longispina</i>	3	3	3	3	3	3	3	2	3	3	3	3
<i>Bosmina longirostris</i>		1	1	1								
<i>Polyphemus pediculus</i>	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Bythotrephes longimanus</i>	1	1	1	1		1	1					1
<i>Alona affinis</i>						1						1
<i>Alona sp.</i>				1								
<i>Chydorus cf. sphaericus</i>							1					
<i>Chydoridae</i> indet.						1						
Copepoda (hoppekreps)												
<i>Limnocalanus macrurus</i>	3	3	2	2	2	3	3	3	2	2	2	3
<i>Heterocope appendiculata</i>	2	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
<i>Cyclops lacustris</i>	3	3	3	3	3	3	3	2	3	3	3	2
<i>Cyclops scutifer</i>			1									
<i>Mesocyclops leuckarti</i>	2	1	2	2	2	1	2	1	2	1	1	1
<i>Thermocyclops oithonoides</i>	3	2	3	3	3	2	2	2	2	3	3	3

Vedlegg D. Primærdata fra Mjøselver

Tabell 27. Kjemiske og mikrobiologiske analysemetoder ved Mjøslab og Alcontrol i 2017.

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
Alcontrol		
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 28. Analyseresultater og beregnede stofftransporter for Lågen i 2017.

Lågen	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
17.01.2017	3,0	238	1	4	0,51	1,47	131,7	376,4	1,129	89,6	553,3	3,0	238	1,47
15.02.2017	2,8	239	1	3	0,29	1,42	114,3	285,5	0,799	68,2	405,4	2,8	239	1,42
10.03.2017	2,7	200	5	3	0,31	1,52	62,4							
23.03.2017	4,5	246	<1	3	0,34	1,38	61,1	182,0	0,653	40,5	264,0	3,6	223	1,45
06.04.2017	4,1	432	<1	4	0,29	1,57	83,5							
11.04.2017	4,7	492	<1	4	0,39	1,47	101,5							
20.04.2017	7,2	383	<1	6	0,28	1,52	73,8							
26.04.2017	7,5	431	3	8	0,49	1,34	59,1	202,8	1,144	89,1	300,9	5,6	440	1,48
03.05.2017	6,8	396	<1	7	0,41	1,24	52,9							
11.05.2017	6,9	383	<1	11	0,82	1,53	177,8							
19.05.2017	32	480	26	21	13	1,79	977,5							
24.05.2017	13	378	23	19	4,3	1,60	847,7	1416,2	30,231	605,3	2372,2	21,3	427	1,68
08.06.2017	6,6	235	6	12	2,0	1,34	745,4							
21.06.2017	4,0	200	1	8	1,3	1,11	576,4	1644,5	8,989	361,4	2038,7	5,5	220	1,24
06.07.2017	4,2	195	12	6	0,87	1,11	337,6							
19.07.2017	2,1	158	2	7	0,43	1,10	314,3	990,8	3,158	175,5	1095,0	3,2	177	1,11
09.08.2017	4,3	425	38	22	0,67	1,70	490,1							
23.08.2017	4,7	188	8	9	0,84	1,34	349,0	986,3	4,405	321,9	1529,0	4,5	326	1,55
05.09.2017	4,0	217	2	8	0,56	1,21	213,0							
19.09.2017	4,3	202	6	11	1,1	1,38	273,1	717,1	2,989	149,6	936,2	4,2	209	1,31
04.10.2017	5,2	235	10	14	1,1	1,54	412,1							
19.10.2017	4,4	255	2	10	0,75	1,62	294,7	708,6	3,448	172,4	1114,8	4,9	243	1,57
15.11.2017	5,4	272	2	6	0,57	1,65	116,0	399,1	2,155	108,6	658,5	5,4	272	1,65
14.12.2017	4,2	420	4	5	0,39	1,62	127,8	360,0	1,512	151,2	583,2	4,2	420	1,62
Min	2,1	158	<1	3,0	0,3	1,1								
Maks	32	492	38	22	13	2								
Middel	6,2	304	6	8,8	1,3	1,4								
St.avvik	5,9	107	10	5,5	2,6	0,2								
Median	4,5	251	2	8	1	1								
90-persentil			23											
Antall prøver	24	24	24	24	24	24								
Året								8269,2	60,615	2333	11851	7,3	282	1,43

* Statistikkverdier for E. coli er beregnet ved å sette verdier <1 kde/100 ml lik 0,5 kde/100 ml

Tabell 29. Analyseresultater og beregnede stofftransporter for Gausa i 2017.

Gausa	Analyseverdier					Vannføring		Stofftransport		Volumveid middel	
	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	E. coli ant./100 ml	Farge mg Pt/l	Kalsium mg/l	Døgnvannf. m ³ /s	Vol. mnd. mill. m ³	Tot-P tonn	Tot-N tonn	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l
17.01.2017	3,0	734	2			4,5	10,3	0,031	7,5	3,0	734
15.02.2017	3,1	600	7			2,8	6,8	0,021	4,1	3,1	600
10.03.2017	3,1	213	4			2,4					
23.03.2017	4,1	243	<1			2,1	6,3	0,022	1,4	3,6	227
06.04.2017	23	3250	52			7,9					
11.04.2017	5,5	423	2			12,7					
20.04.2017	4,2	1770	13			7,4					
26.04.2017	3,9	1750	<1			6,3	21,2	0,190	34,1	9,0	1608
03.05.2017	4,8	1410	2			13,3					
11.05.2017	12	899	15			22,6					
19.05.2017	190	688	192			138,3					
24.05.2017	8,1	594	20			39,2	127,5	16,091	94,1	126,2	738
08.06.2017	24	515	129			52,3					
21.06.2017	3,1	776	33			8,1	57,8	1,224	31,8	21,2	550
06.07.2017	2,9	855	21			2,5					
19.07.2017	2,3	667	10			2,3	12,0	0,031	9,2	2,6	765
09.08.2017	8,9	476	47			23,9					
23.08.2017	5,1	607	41			12,4	43,5	0,331	22,7	7,6	521
05.09.2017	3,2	653	47			8,0					
19.09.2017	3,8	773	42	18	9,67	16,5	71,9	0,259	52,8	3,6	734
04.10.2017	10	725	214	32	8,21	42,5					
19.10.2017	5,7	942	24			12,2	56,2	0,508	43,4	9,0	773
15.11.2017	4,3	1550	37	14	12,0	4,9	16,0	0,069	24,7	4,3	1550
14.12.2017	9	1270	5			2,9	8,4	0,076	10,7	9,0	1270
Min	2,3	213	<1	14	8,21						
Maks	190	3250	214	32	12,0						
Middel	14,5	933	40	21	9,96						
St.avvik	37,8	652	57	9,5	1,91						
Median	4,6	730	21	18	9,67						
90-persentil			129								
Antall prøver	24	24	24	3	3						
Året							437,7	18,852	336	43,1	769

Tabell 30. Analyseresultater og beregnede stofftransporter for Hunnselva i 2017.

Hunnselva	Analyseverdier			Vannføring		Stofftransport		Volumveid middel	
	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	<i>E. coli</i> ant./100 ml	Døgnvannf.* m ³ /s	Vol. mnd.* mill. m ³	Tot-P tonn	Tot-N tonn	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l
17.01.2017	5	1320	1700	0,76	2,34	0,012	3,1	5	1320
14.02.2017	8	1410	3100	0,51	1,35	0,011	1,9	8	1410
07.03.2017	17	1630	290	0,62					
22.03.2017	15	1660	4900	1,72	6,33	0,098	10,5	16	1652
05.04.2017	55	2930	3700	11,60					
11.04.2017	30	2480	2200	11,57					
18.04.2017	21	1720	3700	4,06					
25.04.2017	15	2170	1900	3,92	18,51	0,671	46,5	36	2510
02.05.2017	26	2190	3900	9,77					
09.05.2017	16	1590	2100	14,03					
16.05.2017	18	1100	2100	20,82					
23.05.2017	14	1840	2000	15,25	46,43	0,827	73,4	18	1581
06.06.2017	19	1340	2900	5,26					
20.06.2017	22	1620	1200	3,65	22,05	0,446	32,1	20	1455
04.07.2017	18	1510	2400	1,23					
18.07.2017	18	1310	390	1,31	4,27	0,077	6,0	18	1407
08.08.2017	42	1410	1700	6,40					
22.08.2017	29	3060	2800	6,87	22,07	0,778	50,0	35	2264
05.09.2017	28	1170	1100	3,42					
19.09.2017	11	1440	2600	4,91	24,58	0,442	32,7	18	1329
03.10.2017	40	1480	2800	22,47					
17.10.2017	16	1470	2600	10,30	25,63	0,832	37,9	32	1477
14.11.2017	10	1490	1400	3,25	14,67	0,147	21,9	10	1490
12.12.2017	11	1470	920	2,32	5,89	0,065	8,7	11	1470
Min	5	1100	290						
Maks	55	3060	4900						
Middel	21,0	1700	2267						
St.avvik	11,7	511	1123						
Median	18,0	1500	2150						
90-persentil			3700						
Antall prøver	24	24	24						
Året					194,1	4,406	324,4	22,7	1671

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

Tabell 31. Analyseresultater og beregnede stofftransporter for Lena i 2017.

Lena	Analyseverdier			Vannføring		Stofftransport		Volumveid middel	
	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	<i>E. coli</i> ant./100 ml	Døgnvannf.* m ³ /s	Vol. mnd.* mill. m ³	Tot-P tonn	Tot-N tonn	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l
17.01.2017	5	3040	93	0,41	1,25	0,006	3,8	5	3040
14.02.2017	9	3460	100	0,24	0,68	0,006	2,4	9	3460
07.03.2017	21	3670	180	0,37					
22.03.2017	395	4470	730	1,91					
28.03.2017	174	5220	580	5,22	6,95	1,548	34,4	223	4953
05.04.2017	61	2700	180	9,70					
11.04.2017	28	2080	180	7,68					
18.04.2017	15	2860	290	2,78					
25.04.2017	20	2920	210	2,45	14,56	0,578	36,9	40	2533
02.05.2017	27	4880	91	8,62					
09.05.2017	14	1800	54	6,01					
16.05.2017	9	1280	130	7,09					
23.05.2017	15	2570	82	6,03	20,43	0,347	57,0	17	2791
06.06.2017	13	2650	75	2,65					
20.06.2017	16	3740	110	2,35	11,38	0,164	36,0	14	3162
04.07.2017	8	4010	82	0,59					
18.07.2017	18	2430	91	0,68	2,10	0,028	6,6	13	3164
08.08.2017	44	2980	390	2,34					
22.08.2017	18	1560	1400	3,96	10,43	0,288	21,8	28	2087
05.09.2017	14	2890	310	1,59					
19.09.2017	14	3080	96	2,78	11,10	0,155	33,4	14	3011
03.10.2017	71	2350	730	10,85					
17.10.2017	55	3560	290	10,12	16,70	1,057	49,0	63	2934
14.11.2017	10	4070	140	2,88	13,06	0,131	53,2	10	4070
12.12.2017	11	3790	58	1,67	3,81	0,042	14,4	11	3790
Min	5	1280	54						
Maks	395	5220	1400						
Middel	43,4	3122	267						
St.avvik	81,1	980	307						
Median	16,0	2980	140						
90-persentil			390						
Antall prøver	25	25	25						
Året					112,5	4,350	348,9	38,7	3103

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

Tabell 32. Analyseresultater og beregnede stofftransporter for Flagstadelva i 2017.

Flagstadelva	Analyseverdier			Vannføring*		Stofftransport		Volumveid middel	
	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	E. coli ant./100 ml	Døgnvannf. m³/s	Vol. mnd. mill. m³	Tot-P tonn	Tot-N tonn	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l
20.01.2017	8,2	1400	89	0,92	2,61	0,021	3,7	8,2	1400
17.02.2017	7,6	1420	109	0,87	2,18	0,017	3,1	7,6	1420
10.03.2017	10	1290	60	0,95					
23.03.2017	79	1870	42	1,11	4,05	0,191	6,5	47	1603
06.04.2017	32	1240	28	5,56					
11.04.2017	33	996	99	8,00					
20.04.2017	11	2000	131	1,87					
27.04.2017	9,3	1860	50	1,92	9,92	0,275	12,7	28	1278
03.05.2017	13	829	131	9,73					
10.05.2017	8,1	541	27	6,28					
18.05.2017	72	879	206	52,53					
24.05.2017	11	1250	37	2,92	28,73	1,605	24,6	56	858
08.06.2017	19	608	115	7,59					
22.06.2017	5,2	1730	143	1,03	8,50	0,147	6,3	17	742
06.07.2017	4,6	1920	101	0,78					
20.07.2017	6,3	2090	44	1,12	4,60	0,026	9,3	5,6	2020
09.08.2017	47	964	980	3,55					
24.08.2017	19	1710	178	1,57	13,73	0,527	16,4	38	1193
07.09.2017	27	1100	48	16,35					
18.09.2017	11	2280	81	1,70	14,32	0,365	17,3	25	1211
04.10.2017	12	701	109	4,27					
19.10.2017	12	1490	144	2,74	8,40	0,101	8,5	12	1009
15.11.2017	10	2560	68	1,45	8,84	0,088	22,6	10	2560
14.12.2017	11	2100	461	1,26	3,31	0,036	7,0	11	2100
Min	4,6	541,0	27,0						
Maks	79	2560	980						
Middel	19,9	1451,2	145,0						
St.avvik	20,0	561,6	198,8						
Median	11,0	1410	100						
90-persentil			206						
Antall prøver	24	24	24						
Året					109,2	3,400	137,9	31	1263

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

Tabell 33. Analyseresultater og beregnede stofftransporter for Svartelva i 2017.

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 m ³ /s	Vol. mnd. mill. m ³	Tot-P tonn	Tot-N tonn	Silisium tonn	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	Silisium mg Si/l
20.01.2017	11	843	93	81	1,3	3,52	1,18	3,94	0,043	3,3	13,9	11	843	3,52
17.02.2017	11	1260	461	63	49	3,92	0,73	1,98	0,021	2,5	7,8	11	1260	3,92
10.03.2017	10	1270	49	56	0,98	3,32	1,03							
23.03.2017	79	1820	22	60	3,6	2,74	2,32	5,59	0,323	9,2	16,3	58	1651	2,92
06.04.2017	47	1130	57	125	6,6	2,74	14,57							
11.04.2017	34	987	75	135	5,2	2,33	14,66							
20.04.2017	19	1720	40	94	2,3	3,13	5,56							
27.04.2017	20	1690	33	97	3,3	2,89	6,28	24,05	0,828	29,9	64,2	34	1244	2,67
03.05.2017	20	1040	27	103	3,3	2,57	13,51							
10.05.2017	21	500	15	117	1,7	2,48	11,01							
18.05.2017	31	852	345	117	14	1,80	40,45							
24.05.2017	14	1220	47	105	2,0	2,40	8,77	36,89	0,940	32,4	78,0	25	878	2,11
08.06.2017	20	1050	219	163	5,5	2,07	9,88							
22.06.2017	11	1100	82	90	2,1	2,26	2,57	14,74	0,267	15,6	31,1	18	1060	2,11
06.07.2017	5,4	1970	59	24	0,95	1,40	0,57							
20.07.2017	13	788	114	91	2,1	2,39	0,99	3,73	0,038	4,6	7,6	10	1220	2,03
09.08.2017	28	918	435	145	8,8	2,39	3,41							
24.08.2017	20	1160	816	132	2,5	2,79	5,99	19,48	0,446	20,9	51,5	23	1072	2,64
07.09.2017	51	1300	59	219	14	2,23	24,10							
18.09.2017	15	1270	86	129	2,6	2,81	6,34	22,81	0,992	29,5	53,6	44	1294	2,35
04.10.2017	19	1100	712	175	2,9	2,71	7,51							
19.10.2017	13	1840	272	156	4,8	3,32	12,49	22,52	0,343	35,2	69,6	15	1562	3,09
15.11.2017	10	2550	83	70	0,6	2,86	5,59	21,78	0,218	55,5	62,3	10	2550	2,86
14.12.2017	19	1400	291	108	2,6	3,52	3,15	8,34	0,158	11,7	29,4	19	1400	3,52
Min	5	500	15	24	0,62	1								
Maks	79	2550	816	219	49	4								
Middel	22,5	1282	187	111	5,9	3								
St.avvik	16,5	453	221	43	9,9	1								
Median	19,0	1190	83	107	2,8	3								
90-persentil			461											
Antall prøver	24	24	24	24	24	24								
Året								185,9	4,619	250,3	485,182	25	1347	2,61

* 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 34. Analyseresultater og beregnede stofftransporter for Vorma i 2017.

Vorma Dato	Analyseverdier					Vannføring		Stofftransport			Volumveid middel		
	Tot-P* µg P/l	Tot-N µg N/l	Farge mg Pt/l	Turbiditet** FNU	Silisium mg Si/l	Døgnvannf. m ³ /s	Vol. mnd. mill. m ³	Tot-P tonn	Tot-N tonn	Silisium tonn	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	Silisium mg Si/l
17.01.2017	3,0	559	11	<0,10	1,31	287,2	737,3	2,212	412,1	965,8	3,0	559	1,31
16.02.2017	3,8	561	11	0,10	1,29	198,8	513,2	1,950	287,9	662,1	3,8	561	1,29
16.03.2017	3,2	552	11	0,17	1,22	130,1	380,5	1,218	210,0	464,2	3,2	552	1,22
20.04.2017	2,3	547	11	0,17	1,33	151,3	365,1	0,840	199,7	485,6	2,3	547	1,33
15.05.2017	1,0	577	10	0,18	1,30	193,4	723,2	0,723	417,3	940,2	1,0	577	1,30
15.06.2017	6,9	574	11	0,40	1,29	863,5	1971,8	13,605	1131,8	2543,6	6,9	574	1,29
18.07.2017	3,2	482	12	0,21	1,32	363,4	1098,5	3,515	529,5	1450,0	3,2	482	1,32
22.08.2017	8,5	487	10	0,51	1,22	549,4	1349,1	11,468	657,0	1646,0	8,5	487	1,22
20.09.2017	3,0	455	11	0,29	1,03	491,9	1085,5	3,257	493,9	1118,1	3,0	455	1,03
12.10.2017	4,4	441	11	0,32	1,07	388,5	1033,4	4,547	455,7	1105,7	4,4	441	1,07
23.11.2017	4,6	577	10	0,73	1,19	78,2	531,3	2,444	306,6	632,2	4,6	577	1,19
11.12.2017	3,6	570	10	0,50	1,16	333,1	852,3	3,068	485,8	988,7	3,6	570	1,16
Min	<2,0	441,0	10,0	<0,10	1,03								
Maks	8,5	577,0	12,0	0,73	1,33								
Middel	4,0	531,8	10,8	0,30	1,23								
St.avvik	2,0	50,6	0,6	0,20	0,10								
Median	3,4	555,5	11,0	0,25	1,26								
Antall prøver	12	12	12	12	12								
Året							10641,2	48,846	5587	13002	4,6	525	1,22

* 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. GLB ved T.-A. Drageset og J.Kr. Tingvold): Vf Ertesekken i Vorma - (Vf Andelva dvs. utl. Hurdalssjøen + Vf uregulert lokalfelt Minnesund til Ertesekken), der Vf uregulert lokalfelt er satt lik: Vf Rømua ved Kausrud x Areal uregulert lokalfelt (354 km²) : areal Rømua (88 km²). Faktoren blir 4,0227.

Tabell 35. Analyseresultater for Moelva i 2017.

Moelva Dato	Moelva 1				Moelva 2			
	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	Farge mg Pt/l	Kalsium mg Ca/l	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	Farge mg Pt/l	Kalsium mg Ca/l
06.04.2017	31	2910						
11.04.2017	29	2000						
20.04.2017	12	1380						
27.04.2017	11	1080						
03.05.2017	13	1360						
11.05.2017	12	820						
18.05.2017	43	1060						
24.05.2017	12	817						
08.06.2017	12	720						
22.06.2017	8,3	773	46	9,13	8,6	635	46	8,90
06.07.2017	11	600			11	615		
19.07.2017	9,6	648	39	9,98	9,8	646	38	9,58
09.08.2017	19	830			20	866		
24.08.2017	16	634	52	9,54	15	628	53	9,22
05.09.2017	13	586			13	607		
18.09.2017	11	682	58	8,97				
04.10.2017	19	1060						
19.10.2017	13	841	68	8,93				
15.11.2017	10	851	65	9,1				
14.12.2017	27,0	946	59	9,3				
Min								
Maks								
Middel	16,6		55	9,3			46	9,2
St.avvik								
Median	12,5	836			12,0	632		
Antall prøver								
Året								

Vedlegg E. Taksalister for biologiske kvalitetselementer i Mjøselvene

Begroingsalger

Tabell 36. Liste over registrerte begroingsselementer fra Moelva og Gausa 2011 og 2017. Hyppigheten er angitt som prosent dekning. Organismer som vokser på/blant andre begroingsselementer er angitt ved: x=sjelden, xx=vanlig, xxx=hyppig.

Taksa	Moelva		Gausa	
	2011	2017	2011	2017
Cyanobakterier				
<i>Chamaesiphon confervicola</i>		xxx	xx	xx
<i>Chamaesiphon incrustans</i>		xx		x
<i>Cyanophanon mirabile</i>	xxx		xxx	
<i>Geitlerinema splendidum</i>		<1		
<i>Heteroleibleinia spp.</i>	x		x	xxx
<i>Homoeothrix janthina</i>		xxx		
<i>Homoeothrix spp.</i>		xxx	xx	
<i>Hydrococcus rivularis</i>		xxx		
<i>Oscillatoria limosa</i>		xx		
<i>Oscillatoria spp.</i>		x		
<i>Phormidium autumnale</i>	xxx		<1	x
<i>Phormidium inundatum</i>				x
<i>Phormidium spp.</i>				x
<i>Phormidium tinctorium</i>		<1		
<i>Tolypothrix distorta</i>			<1	
Uidentifiserte coccale blågrønnalger	xx			
Grønnalger				
<i>Closterium spp.</i>		x		x
<i>Microspora amoena</i>			x	xxx
<i>Oedogonium a/b</i> (19-21µ)			x	
<i>Oedogonium c</i> (23-28u)			x	xx
<i>Oedogonium d</i> (29-32u)			x	xx
<i>Oedogonium e</i> (35-43u)			x	
<i>Spirogyra d</i> (30-50u,2-3K,L)			<1	1
Uidentifiserte coccale grønnalger	x			
<i>Ulothrix tenerrima</i>				xxx
<i>Ulothrix tenuissima</i>				30
<i>Ulothrix zonata</i>			xxx	5
Rødalger				
<i>Audouinella hermannii</i>	x	<1	xx	
<i>Audouinella pygmaea</i>	xx	<1	xx	
<i>Batrachospermum confusum</i>		<1		
<i>Lemanea fluviatilis</i>		<1		
Gulgrønnalger				
<i>Vaucheria spp.</i>			<1	

Bunndyr

Tabell 37. Taksaliste for bunnfauna. Prøver er fra utvalgte stasjoner i nedre deler av Gausa og Moelva, samlet inn den 17.10.2017

Gruppe	Latinsk navn	Gausa 2017	Moelva 2017
Bivalvia	Sphaeriidae indet.		3
Coleoptera	Elmidae indet. Lv.		3
Coleoptera	Elmis aena Lv.	2	38
Coleoptera	Hydraena sp. Ad.		26
Coleoptera	Limnius volckmari Ad.		40
Coleoptera	Limnius volckmari Lv.		112
Diptera	Chironomidae indet. Lv.	432	336
Diptera	Dicranota sp. Lv.		22
Diptera	Diptera indet. Lv.	1	
Diptera	Psychodidae indet. Lv.	4	
Diptera	Simuliidae indet. Lv.	10	
Diptera	Tipulidae indet. Lv.		1
Ephemeroptera	Ameletus inopinatus Lv.	104	
Ephemeroptera	Baetidae indet. Lv.	36	36
Ephemeroptera	Baetis muticus Lv.	72	192
Ephemeroptera	Baetis niger Lv.	8	
Ephemeroptera	Baetis rhodani Lv.	816	904
Ephemeroptera	Baetis sp. Lv.	80	128
Ephemeroptera	Ephemerellidae indet. Lv.	2	
Ephemeroptera	Heptagenia dalearica lv.	4	30
Ephemeroptera	Heptagenia sp. Lv.	10	40
Ephemeroptera	Heptagenia sulphurea Lv.		2
Ephemeroptera	Heptageniidae indet. Lv.	8	
Hydrachnidia	Hydrachnidia indet. Ad.		2
Oligochaeta	Oligochaeta indet.	6	304
Platyhelminthes	Platyhelminthes indet.	1	
Plecoptera	Amphinemura sp. Lv.	14	136
Plecoptera	Amphinemura sulcicollis Lv.	1	
Plecoptera	Brachyptera risi Lv.	2	
Plecoptera	Capnia sp. Lv.	48	
Plecoptera	Capnopsis schilleri Lv.	24	
Plecoptera	Dinocras cephalotes Lv.		22
Plecoptera	Diura nanseni Lv.	3	
Plecoptera	Isoperla difformis Lv.		2
Plecoptera	Isoperla sp. Lv.		2
Plecoptera	Leuctra hippopus Lv.	94	
Plecoptera	Leuctra sp. Lv.	12	5
Plecoptera	Nemoura avicularis Lv.	1	
Plecoptera	Nemoura sp. Lv.	18	
Plecoptera	Protonemura meyeri Lv.	4	20
Plecoptera	Siphonoperla burmeisteri Lv.		14
Porifera	Spongillidae indet.	1	
Trichoptera	Agapetus ochripes Lv.	1	42
Trichoptera	Arctopsyche ladogensis Lv.	1	
Trichoptera	Athripsodes sp. Lv.		88
Trichoptera	Chaetopteryx sp. Lv.	1	
Trichoptera	Hydropsyche pellucidula Lv.		184
Trichoptera	Hydropsyche siltalai Lv.		208
Trichoptera	Hydropsyche sp. Lv.	1	96
Trichoptera	Hydroptila sp. Lv.	10	
Trichoptera	Ithytrichia sp. Lv.	1	32
Trichoptera	Lepidostoma hirtum Lv.		6
Trichoptera	Limnephilidae indet. Lv.	2	6
Trichoptera	Micrasema setiferum Lv.	5	256
Trichoptera	Rhyacophila nubila Lv.	1	14
Trichoptera	Rhyacophila sp. Lv.		6
Trichoptera	Sericostoma personatum Lv.		18

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, veier etc.

Tabell 38. Innsjødata for Mjøsa.

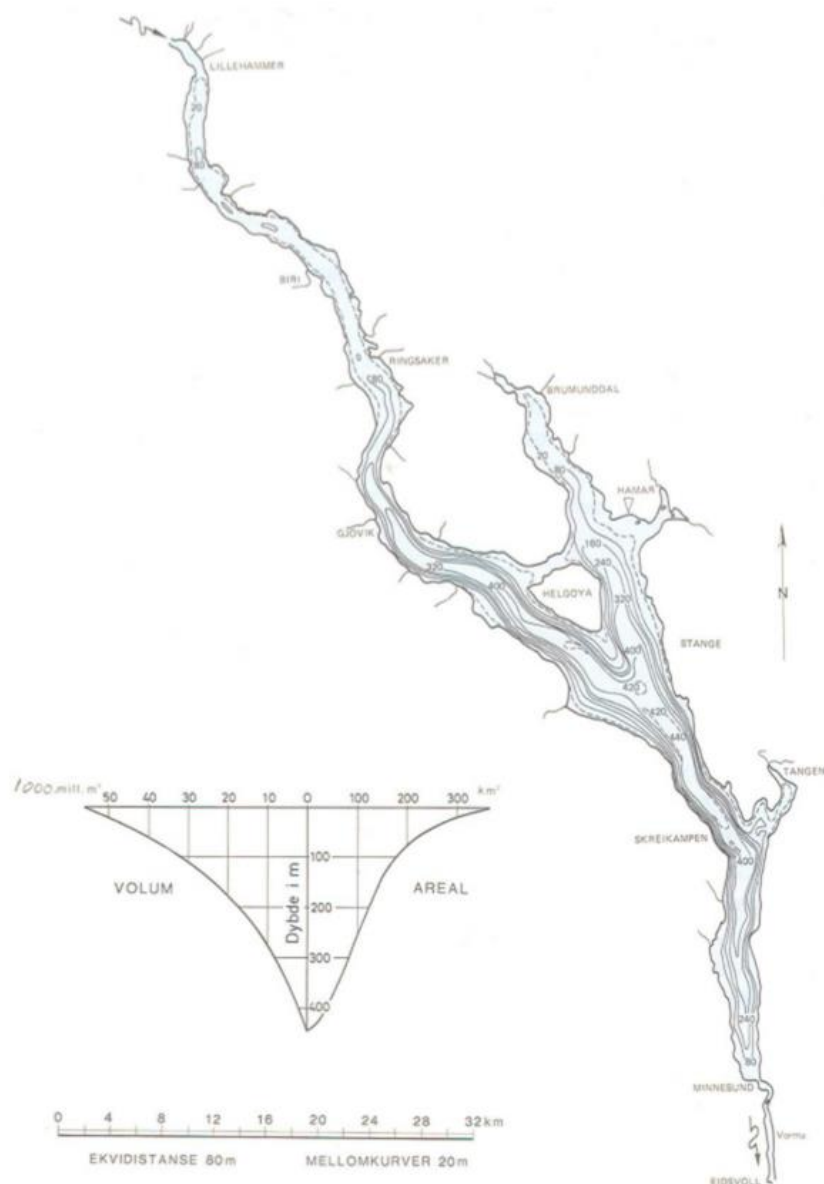
Parameter	Verdi	Benevning
Areal nedbørfelt ¹	16568	km ²
Innsjøens høyde over havet ¹	123	m
Areal innsjøoverflate ¹	369	km ²
Lengde ²	117	km
Største målte dyp ¹	453	m
Middeldyp ¹	150	m
Volum ¹	55361	mill. m ³
Midlere årlig avløp ⁴	11316	mill. m ³
Teoretisk oppholdstid ⁴	4,89	år
Høyeste regulerte vannstand, 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 lågåsild 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 1. 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 samfunnsniv.



Norsk institutt for vannforskning

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