

Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa

Hovedrapport for 2021



RAPPORT

Hovedkontor

Økernveien 94
0579 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Sør

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

NIVA Region Innlandet

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

NIVA Region Vest

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

NIVA Danmark

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

Internett: www.niva.no

Tittel Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa. Hovedrapport for 2021	Løpenummer 7743-2022	Dato 13.05.2022
Forfatter(e) Jan-Erik Thrane, Asle Økelsrud, Birger Skjelbred, Johnny Håll og Maia Røst Kile	Fagområde Overvåking	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Innlandet	Sider 115 + vedlegg

Oppdragsgiver(e) Vassdragsforbundet for Mjøsa med tilløpselver	Oppdragsreferanse Odd Henning Stuen
	Utgitt av NIVA Prosjektnummer 210012

Sammendrag

En samlet vurdering av planteplankton, fosfor og siktedyp ved fire stasjoner i Mjøsa viser at hovedvannmassene var i god økologisk tilstand i 2021. Ved Skreia og i Furnesfjorden var det likevel noe mer alger enn miljømålet, med alge-biovolum i moderat tilstand. I juli var det en stor oppblomstring av den potensielt toksinproduserende cyanobakterien *Dolichospermum lemmermannii*, men ingen cyanotoksiner ble påvist. Middelkonsentrasjonene av total-fosfor på senvinteren (<3,5 µg P/l) og gjennom vekstsesongen (4,5–5,5 µg P/l) tilfredsstilte det lokale miljømålet og var i god tilstand ved alle stasjoner. Generelt var konsentrasjonene av fosfor høyere i perioden 2009–2016, sammenliknet med periodene 2002–2008 og etter 2017. Dette skyldes i hovedsak store tilførsler av næringssalter med flommene i 2011, 2013 og 2014. Det var klart vann i Mjøsa i 2021, og gjennomsnittlig siktedyp var høyere enn det lokale miljømålet på 8 m ved Skreia og Kise (svært god tilstand) og 7,2 m (god tilstand) i Furnesfjorden. Høyt siktedyp og lave fosforkonsentrasjoner i 2021 skyldes trolig at det var et uvanlig tørt år med lite avrenning. Dette gjenspeiles også i samlet elvetilførsel av fosfor til Mjøsa, som ble estimert til 68 tonn og er blant de laveste transportene i tidsserien. Fosforkonsentrasjonen i tilløpselvene viste god/svært god tilstand, men nivåene av nitrogen og *E.coli* var høye, unntatt i Lågen. Biologiske undersøkelser viste moderat tilstand for begroing eller heterotrof begroing i Vikselva og nedre deler av Hunnselva og Svartelva, men god eller svært god tilstand ved de resterende stasjonene og i Lågen. Nivåene av de allestedsnærværende stoffene kvikksølv og PBDE i fisk fra Hunnselva og Vikselva overskred vanndirektivets grenseverdier, men nivåene av kvikksølv var under EUs omsetningsgrense.

Fire emneord	Four keywords
1. Mjøsa	1. Lake Mjøsa
2. Overvåking	2. Monitoring
3. Eutrofiering	3. Eutrophication
4. Økologisk tilstand	4. Ecological status

Denne rapporten er kvalitetssikret iht NIVAs kvalitetssystem og godkjent av:

Jan-Erik Thrane

Anne Lyche Solheim

Laurence Carvalho

Prosjektleder

Faglig kvalitetssikrer

Forskningsleder

ISBN 978-82-577-7479-0

NIVA-rapport ISSN 1894-7948

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

Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa
Hovedrapport for 2021

Forord

Rapporten omhandler vannkvalitet og biologiske forhold i vannområde Mjøsa i 2021, samt tidsutviklingen i fysiske, vannkjemiske og biologiske forhold i overvåkingsperioden 1972-2021, samt klassifisering av økologisk og kjemisk tilstand. Overvåkingen har blitt administrert og finansiert av Vassdragsforbundet for Mjøsa med tilløpselver, med bidrag fra Miljødirektoratet. Mjøsa inngår i Miljødirektoratets overvåkingsprogram for store innsjøer (ØKOSTOR) og resultater fra overvåkingen av hovedstasjonen Skreia inngår i ØKOSTOR-rapportene. Vassdragsforbundets daglige leder, Odd Henning Stuen, har vært oppdragsgivers kontaktperson. Ansvarlige for gjennomføring av prosjektet i 2021 har vært Jan-Erik Thrane som prosjektleder og Asle Økelsrud som prosjektkoordinator.

Feltarbeidet på Mjøsa ble utført av Asle Økelsrud og Jan-Erik Thrane fra NIVA, med Finn Bjormyr, Simen Bredvold og Erik Ola Helstad fra Statens Naturoppsyn (SNO) som båtførere på hovedrundene. Personell fra Vassdragsforbundet bisto på «mellomrundene» på Skreia. 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 Lågen, Gausa, Flagstadelva, Svartelva, og Vorma ble koordinert/gjennomført av Ingeborg Tønseth og Elisabeth S. Seberg ved SGS lab på Hamar. NVE og Hafslund E-CO AS har bistått med vannføringsdata fra elvene. Kontaktpersoner har vært Rolf Steinar Olstad i NVE og Turid-Anne Drageset og Hans Christian Udnæs i Hafslund E-CO. Vannøringsstasjonen i Svartelva finansieres som en del av overvåkingsprogrammet og driftes av NVE.

Birger Skjelbred har analysert og vurdert **planteplankton**. Asle Økelsrud har analysert og vurdert **krepsdyrplankton**. Prøvetaking, taksonomisk analyse og vurdering av **begroingsalger** (inkl. **heterotrof begroing**) i Lågen, Hunnselva, Svartelva og Vikselva ble gjennomført av Maia Røst Kile. **Bunndyr** ble prøvetatt av Joanna Lynn Kemp (vårprøver) og Eivind Ekholt Andersen (høstprøver). Eivind Ekholdt Andersen gjorde de taksonomiske bestemmelsene, mens Johnny Håll beregnet indekser. Alle er ansatt i NIVA.

Kjemiske analyser av prøver fra alle innsjøstasjonene i Mjøsa er utført av NIVA. Kjemiske og mikrobiologiske analyser av vannprøver fra tilløpselvene er utført av MjøsLab på Gjøvik (Lena og Hunnselva), og SGS på Hamar (Gausa, Lågen, Flagstadelva, Svartelva og Vorma, samt metaller fra Hunnselva og Vikselva). Roar Brænden (NIVA) har sørget for overføring av data til databasen **Vannmiljø**. Dag Hjermann (NIVA) har bidratt med kartbaserte figurer. Asle Økelsrud (NIVA) har skrevet kapitlene om dyreplankton og miljøgifter, og Maia Røst Kile og Johnny Håll har bidratt med vurderinger av hhv. begroing og bunndyr. Jan-Erik Thrane skrevet resten av rapporten og laget figurer. Rapporten er kvalitetssikret av Anne Lyche Solheim og Sissel Rannekleiv (miljøgifter).

Oslo, 13. mai 2022

Jan-Erik Thrane

Innholdsfortegnelse

Utvidet sammendrag.....	6
Extended summary.....	9
1 Innledning.....	13
1.1 Bakgrunn.....	13
1.2 Målsetting.....	14
1.3 Program og gjennomføring	14
2 Materiale og metoder.....	17
2.1 Mjøsa	17
2.1.1 Båt og feltutstyr	17
2.1.2 Fysisk-kjemiske prøver og analyser	17
2.1.3 Planteplankton	20
2.1.4 Dyreplankton og Mysis.....	20
2.2 Elver	22
2.2.1 Fysisk-kjemiske prøver og analyser.....	22
2.2.2 Stofftransport i elvene	23
2.2.3 Typifisering av elvene.....	23
2.2.4 Klassifisering av næringssalter og hygienisk-bakteriologisk vannkvalitet.....	24
2.2.5 Biologiske undersøkelser	24
2.2.6 Undersøkelser av miljøgifter	28
2.3 Integriert klassifisering av økologisk tilstand på tvers av kvalitetselementer	31
3 Resultater og diskusjon – Mjøsa.....	32
3.1 Primærdata	32
3.2 Meteorologiske og hydrologiske forhold	32
3.3 Vanntemperatur	34
3.4 Generell vannkvalitet	37
3.4.1 Oksygenforhold	37
3.4.2 Kalsium, alkalitet, pH og ledningsevne	38
3.4.3 Organisk karbon og farge	40
3.4.4 Turbiditet.....	41
3.5 Siktedyp	43
3.6 Næringssalter.....	47
3.6.1 Fosfor	47
3.6.2 Nitrogen	50
3.6.3 Nitrogen/fosfor forholdet og næringssaltbegrensning av algeveksten	54
3.6.4 Silisium	55
3.7 Planteplankton	57
3.7.1 Økologisk tilstand og artssammensetning i 2021	57
3.7.2 Oppblomstring av cyanobakterier	59

3.7.3	Vertikalfordeling av planteplankton gjennom vekstsesongen 2021.....	59
3.7.4	Langtidsutvikling av planteplanktonet i Mjøsa	61
3.8	Økologisk tilstand i hovedvannmassene i Mjøsa.....	66
3.9	Dyreplankton	67
3.9.1	Biomasse og artssammensetning av krepsdyrplankton ved stasjon Skreia	67
3.9.2	Vannlopper: Individlengder og andel av planktonsamfunnet over tid	71
3.9.3	Artssammensetning og individantall i håvtrekk fra Skreia og Furnesfjorden	73
3.9.4	Mysis og andre istidskreps	74
4	Resultater og diskusjon – Elver.....	76
4.1	Tilførsler av næringssalter	76
4.1.1	Fosfortilførsler til Mjøsa	76
4.1.2	Nitrogentilførsler.....	86
4.1.3	Silisium i Lågen, Svartelva og utløpselva Vorma	88
4.2	Vannkvalitet og økologisk tilstand.....	89
4.2.1	Konsentrasjoner av total-fosfor, total-nitrogen og <i>E. coli</i> i elvene i 2021.....	89
4.2.2	Økologisk tilstand i Lågen, Svartelva, Hunnselva og Vikselva i 2021.....	96
4.3	Miljøgifter og kjemisk tilstand i Hunnselva og Vikselva	104
4.3.1	Miljøgifter i biota.....	104
4.3.2	Miljøgifter i vannprøver	106
4.3.3	Kjemisk tilstand	107
5	Litteratur.....	109
6	Vedlegg.....	116
Vedlegg A.	Vannkjemidata Mjøsa.....	117
Vedlegg B.	Planteplankton.....	123
Vedlegg C	Dyreplankton.....	144
Vedlegg D	Vannkjemi Elver.....	153
Vedlegg E.	Biologiske kvalitetselementer Elver (Begroingsalger og Bunndyr).....	161
Vedlegg F.	Generelle fakta om Mjøsa med nedbørfelt.....	176

Utvidet sammendrag

Målsetning og innhold

Hensikten med overvåkingen i Mjøsa med tilløpselver er å dokumentere økologisk tilstand mht. effekter av eutrofiering, samt drøfte utviklingstrender i relevante vannkjemiske variabler, og mengde og sammensetning av plante- og dyreplankton. Overvåkingen omfatter kjemiske og biologiske parametere på fire pelagiske stasjoner i Mjøsa, samt i de 12 største tilløpselvene og Vorma etter et rullerende program. I tillegg beregnes tilførsler av fosfor og nitrogen i seks av de største tilløpselvene og Vorma hvert år. Det tas også prøver av *E. coli* i elvene for vurdering av hygienisk vannkvalitet. De siste to årene har det blitt analysert miljøgifter i vann og fisk fra to elver hvert år.

Mjøsas økologiske tilstand

Samlet klassifisering i 2021 ga god økologisk tilstand ved alle stasjoner i Mjøsa. Ved hovedstasjonen Skreia og i Furnesfjorden var det likevel noe høyere algebiomasse enn miljømålet, og det var en betydelig oppblomstring av cyanobakterier langs land i juli. Middelverdien av de normaliserte EQR-verdiene for de tre siste årene gir også god tilstand ved alle stasjoner, men Furnesfjorden ligger nær grensen til moderat tilstand, og Skreia og Kise ligger i nedre del av tilstandsklasse god. Brøttum ligger omtrent midt i tilstandsklasse god. At flere av stasjonene ligger i nedre del av tilstandsklasse god, kombinert med oppblomstringen av cyanobakterier i juli 2021 og 2019, tilsier behov for videre overvåking og fortsatt fokus på tiltak for å redusere tilførslene av fosfor for å opprettholde god tilstand.

Næringssalter, vannkvalitet og klima

Konsentrasjonen av **total-fosfor (Tot-P)** gjennom vekstsesongen ved hovedstasjonen har blitt redusert fra 7–10 µg P/l de fleste år på 1970- og 1980-tallet til 3–5 µg P/l i perioden 2002–2008 etter gjennomføring av en rekke tiltak for å begrense tilførslene. I årene fra 2009–2016 økte konsentrasjonene litt igjen, med årsmiddelverdier mellom 4 og 7 µg P/l. Periodevis store tilførsler av fosfor fra nedbørfeltet i forbindelse med flommer (særlig i 2011, 2013 og 2014) var sannsynligvis hovedårsaken til økningen. Etter 2017 har fosforkonsentrasjonene vært noe lavere igjen, med årsmidler på Skreia mellom 4 og 5 µg P/l. I 2021 var årsgjennomsnittet mellom 4 og 5 µg P/l på alle fire stasjoner, som tilsvarer god tilstand. Dette er også innenfor det lokale miljømålet for Mjøsa (5,5–6,5 µg P/l). Reduksjonen i fosfortilførsler gjenspeiles også i konsentrasjonene som måles på sen vinteren/våren («basiskonsentrasjonen»). Denne har avtatt fra omkring 8–12 µg/l på 1970-tallet til 2–4 µg/l i de senere årene. I perioden 1998–2021 har basiskonsentrasjonen vært innenfor det lokale miljømålet på 5 µg/l på alle prøvestasjonene.

Konsentrasjonen av **total-nitrogen (Tot-N)** i er omtrent dobbelt så høy i utløpselva Vorma som i nordre deler av Mjøsa og Lågen. Økningen gjennom Mjøsa skyldes i hovedsak tilførsler fra en rekke tilløpsvassdrag som drenerer jordbruksområder. Konsentrasjonen av Tot-N viste god tilstand ved Brøttum og Kise i 2021, men moderat tilstand i Furnesfjorden og ved Skreia. Nitrogen brukes ikke i den samlede klassifiseringen ettersom det ikke anses å være begrensende for algeveksten i Mjøsa. Nitrogenet fra Mjøsas nedbørfelt ender til slutt i ytre Oslofjord via Glomma, og i Oslofjorden er forhøyet nitrogen pekt på som en mulig årsak til økt algevekst og redusert økologisk tilstand.

Temperaturen i Mjøsas øvre vannlag har blitt gradvis varmere over tid. Ved hovedstasjonen har middel- og maksimum-temperaturen i de øvre vannlag (0–10 m) for perioden juni–oktober økt med henholdsvis 2,0°C og 3,3°C fra 1972 til 2021 pga. klimaendringer. Trender for maksimumstemperatur ser ut til å flate ut i større grad enn middeltemperaturen. Været i Mjøs-området i 2021 var preget av lite nedbør og relativt høye temperaturer gjennom sommeren og høsten. Gjennomsnittstemperaturen fra 0–10 m ved Skreia i 2021 var den nest høyeste målt siden overvåkingen startet i 1972. Som følge av økt temperatur har den isfrie sesongen i Mjøsa blitt lengre, og temperatursjiktningen om sommeren

har blitt mer stabil og varer lengre. Økningen i temperatur vil kunne medføre mer eutrofe forhold mht. algemengde og artssammensetning, spesielt om det kombineres med mer ekstremvær og avrenning av næringssalter. Oppblomstringer av cyanobakterier kan også bli mer vanlig med varmere og mer stabilt overflatevann. **Oksygenforholdene** i Mjøsa er generelt gode, og det var ingen tegn til forhøyet oksygenforbruk i bunnvannet i 2021.

Turbiditeten (partikkelinnholdet) var lavere enn normalt ved alle stasjoner i 2021. Ved Brøttum, hvor vannet som regel har høy turbiditet på grunn av jevnlig tilførsler av bredpåkretet vann fra Lågen, var turbiditeten under og etter vårflommen betydelig lavere enn vanlig. Ved Skreia var det ingen tydelig økning i turbiditet i forbindelse med vårflommen, noe som er uvanlig. Den lave turbiditeten skyldes trolig at 2021 var et uvanlig tørt år og at vårflommen i Lågen var mindre enn normalt.

Tørt vær, lite avrenning og lavt partikkelinnhold medførte klart vann og høyt **siktedyp** i 2021. Siktedypet var høyere enn det lokale miljømålet på 8 m ved Skreia og Kise, noe som gir svært god tilstand. I Furnesfjorden var gjennomsnittlig siktedyp 7,2 m og i øvre del av tilstandsklasse god. På Brøttum er siktedypet vanligvis lavere enn på de andre stasjonene på grunn av store tilførsler av partikler fra Lågen. Siktedypet er derfor uegnet som støtteparameter for klassifisering av økologisk tilstand her. På grunn av det tørre været og den lave vårflommen var siktedypet uvanlig høyt på Brøttum i 2021 (7,4 m i snitt). Laveste siktedyp (5 m) ble målt i juni.

Planteplankton

Totalmengden av planteplankton i Mjøsa har blitt sterkt redusert siden 1970- og 1980-tallet. Dette er et resultat av de tiltakene som er gjennomført for å redusere tilførselene av næringsstoffer. Ved hovedstasjonen Skreia er middelveiene for klorofyll *a* og planteplankton-biomasse for perioden 2011–2021 mer enn halvert siden 1970-tallet. Det har også skjedd en gunstig utvikling av algesammensetningen i perioden, særlig mht. biomasse av cyanobakterier, som har vært svært liten siden 1980-tallet. Storvokste kiselalger, som ofte opptrer ved lav-middels høy fosforkonsentrasjon, utgjør imidlertid fortsatt en betydelig andel av totalbiomassen, med markerte toppe på sensommeren enkelte år etter 2000, særlig flom-årene 2011 og 2013.

I 2021 var midlere algebiomasse på Skreia og i Furnesfjorden i moderat tilstand og høyere enn miljømålet på 0,4 mm³/l. Høyest biomasse var det ved Skreia, hvor det ble målt særlig høye biomasser (0,93–1,24 mm³/l) i juli og i august. Klorofyll *a*, som er et annet målt på algebiomasse, viste forholdsvis lave konsentrasjoner og var i god tilstand ved alle stasjoner. Årsmiddelveiene var allikevel litt over det lokale miljømålet på 2,0 µg/l, som er strengere enn miljømålet i vannforskriften (4 µg/l). Indeksen for artssammensetning viste god tilstand på alle stasjonene, og den maksimale cyanobakterie-biomassen på de pelagiske stasjonene var lav. **Totalvurderingen av økologisk tilstand for planteplankton i 2021 var god ved alle stasjoner.**

Til tross for den gode tilstanden på de pelagiske stasjonene var det en betydelig oppblomstring av potensielt toksinproduserende cyanobakterier (*Dolichospermum lemmermannii*; samme art som i 2019) i strandsonen langs store deler av Mjøsa i 2021. Det ble ikke påvist cyanotoksiner i vannprøver fra strandsonen.

Dyreplankton

I årene 2018–2020 ble det målt uvanlig høye biomasser av krepsdyrplankton, på nivå med biomasser målt på 1980- og 1990-tallet. I 2021 var biomassen av krepsdyrplankton tilbake på normalen for perioden 1991–2017. Hoppekrepsen *Eudiaptomus gracilis* dominerte dyreplanktonet og utgjorde i underkant av halvparten av biomassen, etterfulgt av den store hoppekrepsen *Limnocalanus macrurus* som utgjorde rundt en fjerdedel av biomassen.

Fosfortilførsler til Mjøsa

De samlede elvetilførslene av fosfor fra tilløpselvene har blitt redusert fra ca. 146 tonn pr. år som median for tiårsperioden 1980-1989 til ca. 93 tonn pr. år som median for perioden 2000-2009. I tiåret 2010-2019 økte tilførslene igjen, med en median på ca. 109 tonn per år. De økte tilførslene i denne perioden skyldes de høye P-transportene i flom-årene 2011, 2013, 2014 og 2018. **I 2021 var samlet elvetilførsel på ca. 68 tonn (Lågen sto for 66%),** som er blant de laveste transportene estimert gjennom tidsserien. Dette skyldes at det kom svært lite nedbør gjennom sommeren og høsten 2021, og at vårflommen heller ikke var spesielt kraftig.

De viktigste kildene til fosfor er jordbruk, spredt avløp og kommunale renseanlegg, i tillegg til naturlig avrenning fra breer i Jotunheimen som tilføres Mjøsa via Otta- og Sjøavassdraget, samt skog- og utmarksområder. I de fleste delnedbørfeltene bidrar jordbruk med den største andelen total-fosfor, mens avløp står for den største andelen biotilgjengelig fosfor.

Økologisk tilstand og hygienisk vannkvalitet i tilløpselvene

Konsentrasjonen av **Tot-P** var i 2021 innenfor tilstandsklasse god eller svært god i de seks tilløpselvene Lågen, Gausa, Hunnselva, Lena, Flagstadelva og Svartelva. **Tot-N** var i tilstandsklasse moderat eller dårligere i alle elvene bortsett fra Lågen og Vorma, hvor Tot-N indikerte henholdsvis svært god og god tilstand. Ingen av elvene anses som nitrogenbegrensede, og Tot-N ble derfor ikke inkludert i samlet tilstandsklassifisering. Høye nitrogenkonsentrasjoner er allikevel et tegn på forurensing, særlig fra jordbruk, som kan bidra til forverring av økologisk tilstand i Oslofjorden nedstrøms.

Undersøkelser av **begroingsalger, heterotrof begroing og bunndyr** i 2021 ble gjort på tre stasjoner i Lågen, Hunnselva, Svartelva og Vikselva for å vurdere eutrofipåvirkning og organisk belastning. Det var ingen tegn på forhøyet fosforbelastning eller organisk belastning på noen av de tre stasjonene i Lågen og tilstanden var god eller svært god for alle indekser. I Hunnselva var det god tilstand både for begroing og bunndyr i øvre del (ved Gamme gård). I midtre del (nedstrøms Raufoss industripark) og nedre del (ved Gjøvik gård) bar resultatene preg av noe større påvirkning fra næringssalter og/eller organisk forurensing, og tilstanden var moderat ved begge stasjoner. I Vikselva viste påvekstalgene moderat tilstand på alle tre stasjoner, som indikerer en forhøyet fosforbelastning. Bunndyrene var nær grensen til moderat tilstand ved to stasjoner og mikroskopiske mengder heterotrof begroing ble funnet der. Samlet sett indikerer dette litt organisk belastning, men resultatene var fortsatt innenfor miljømålet om god tilstand. I Svartelva indikerte påvekstalgene moderat tilstand på nederste stasjon, men god tilstand på stasjonen i sideelva Fura og i Svartelva ved Ilseng. Både bunndyr og heterotrof begroing viste god tilstand med hensyn til organisk belastning på alle stasjoner.

Den **hygieniske vannkvaliteten** (basert på nivåer av indikatorbakterier, *E. coli*) i tilløpselvene i 2021 var god i Lågen, moderat i Gausa, dårlig i Lena og Flagstadelva, og svært dårlig Svartelva og Hunnselva. Dette var omtrent som i de senere år i de fleste elvene, og indikerer kloakktilførsler, husdyrgjødsel eller avløp fra renseanlegg.

Miljøgifter i Hunnselva og Vikselva

Nivåene av metaller (bly, kadmium og nikkel) og klorfenvinfos var under EQS-verdiene i vannprøver fra Hunnselva og Vikselva, med unntak av bly i Vikselva, som overskred grenseverdiene pga. en høy enkeltverdi. I fisk (stasjonær ørret) var alle de målte miljøgiftene under EQS for biota, med unntak av kvikksølv og PBDE6. Disse stoffene regnes som allestedsnærværende og detekteres som regel i fisk selv i tilsynelatende upåvirkede områder på grunn av langtransportert luftforurensning. Nivåene PBDE var noe høyere i Hunnselva enn i Vikselva, mens det motsatte var tilfellet for kvikksølv. Begge stoffene har betydelig lavere konsentrasjoner enn i Mjøsa og er nær det man finner i lite påvirkede vassdrag i Norge.

Extended Summary

Title: Operational monitoring of Lake Mjøsa. Annual report for 2021.

Year: 2022

Author(s): Jan-Erik Thrane, Asle Økelsrud, Birger Skjelbred, Johnny Håll og Maia Røst Kile

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-7479-0

Objective and content

The objective of the operational monitoring in Lake Mjøsa and its tributaries is to document the current ecological status with regards to effects of nutrients, as well as discussing long-term changes with regards to relevant water chemical variables, and amount and composition of phyto- and zooplankton. The monitoring includes chemical and biological investigations at four stations in Lake Mjøsa and in the 12 largest tributaries (according to a cyclical program), as well as in the outlet river Vorma. In addition, nutrients are measured and loads of phosphorus and nitrogen are estimated in six of the largest tributaries each year. The rivers are also sampled for *E. coli* to assess hygienic water quality. The last two years, environmental toxins in water and fish have been analyzed from two rivers each year.

Ecological status of lake Mjøsa

Overall classification in 2021 showed good status at all stations in Mjøsa. By the main station Skreia and in Furnesfjorden the algal biomass was somewhat higher than the environmental objective, and there was a significant bloom of cyanobacteria in nearshore areas in July. The average value of the normalized EQR values for the last three years (2019-2021) gives good status at all stations, but Furnesfjorden is close to the good-moderate boundary, and stations Skreia and Kise are in the lower range of status class good. Station Brøttum lies approximately in the middle of status class good. That several of the stations lie in the lower range of status class good, combined with the bloom of cyanobacteria in July 2021 and 2019, indicates a need for further monitoring and continued focus on measures to reduce the supply of phosphorus to the lake to maintain good status.

Nutrients, water quality and climate

The concentration of total phosphorus (Tot-P) at the main station Skreia has been reduced from 7-10 µg P/L in the 1970s and 1980s to 3-5 µg P/L in the period 2002-2008, after the implementation of several measures to limit supplies. After 2008, the concentration has been slightly higher again (especially in the period 2009-2016), with mean values for the growth season of 4-7 µg P/L. Periodic large supplies of phosphorus from the catchment in connection with floods (especially in 2011, 2013 and 2014) was probably the main reason for the increase. After 2017, the concentrations of phosphorus have been somewhat lower again with yearly mean values at Skreia between 4 and 5 µg/L. In 2021, the yearly mean was between 4 and 5 µg/L at all four stations, corresponding to good status. This also falls within the local environmental target for Lake Mjøsa (5.5-6.5 µg P/L). The reduction in phosphorus loads is also reflected in the concentrations measured in late winter/spring (the "basis concentration"). This has declined from around 8-12 µg/L in the 1970s to 2-4 µg/L in later years. During the period 1998-2021, the basis concentration has also been acceptable relative to the local environmental target of 5 µg/L at all stations.

The concentration of **total nitrogen (Tot-N)** is twice as high in the outlet river Vorma as in the northern parts of Lake Mjøsa and River Lågen. The increase through Lake Mjøsa is largely due to supplies from a range of rivers draining agricultural areas. The concentration of Tot-N showed good status at stations Brøttum and Kise in 2021, but moderate status in Furnesfjorden and at Skreia. Nitrogen is not used in the overall classification as it is not considered to be limiting for algal growth in Lake Mjøsa. The

nitrogen from the catchment, however, eventually ends up in the outer Oslofjord via the River Glomma, and in the Oslofjord, the elevated nitrogen is considered a possible cause of increased algal growth and reduced ecological status.

The temperature in Mjøsa's upper water layer has gradually warmed over time. At the main station (Skreia), the mean and maximum temperatures in the upper water layer (0-10 m) for the period June-October have increased by 2.0 °C and 3.3 °C, respectively, from 1972 to 2020, due to climate change. The trend for maximum temperature seems to flatten out more than the trend for average temperature. Little precipitation and relatively high temperatures throughout the summer and autumn characterized the weather in the Mjøsa region in 2021. The average temperature from 0-10 m at Skreia in 2021 was the second highest measured since the monitoring started in 1972. The ice-free season in Lake Mjøsa has become longer as a consequence of increased temperatures, and the thermal stratification in the summer has become more stable and lasts longer. The generally rising temperature trend could lead to more eutrophic conditions with regards to the amount and species composition of algae in Lake Mjøsa, especially if combined with more extreme weather and nutrient runoff. Blooms of cyanobacteria could also become more common with a warmer and more stable epilimnion. **Oxygen conditions** in Lake Mjøsa are generally good, and there were no signs of increased oxygen consumption in the hypolimnion in 2021.

The turbidity (particle content) was lower than normal at all stations in 2021. At Brøttum, where the water usually has high turbidity due to regular inflows of glacial particles from river Lågen, the turbidity under and after the spring flood was significantly lower than usual. The low turbidity was likely due to 2021 being an unusually dry year and the spring flood in river Lågen being lower than normal.

Dry weather, little runoff and low particle content led to clear water and high **Secchi depth** in 2021. The Secchi depth was higher than the local environmental target of 8 m at Skreia and Kise, which gives high status. In Furnesfjorden, the average Secchi depth was 7.2 m and in the upper range of status class good. At Brøttum, the Secchi depth is normally lower than the other stations due to large inputs of particles from Lågen. The Secchi depth is therefore unsuitable as a supporting quality element for the classification of ecological status at this station. Due to the dry weather and the low spring flood, the Secchi depth was unusually high at Brøttum in 2021 (7.4 m on average). The lowest Secchi depth (5 m) was measured in June.

Phytoplankton

The total amount of phytoplankton in Lake Mjøsa has been greatly reduced since the 1970s and 1980s. This is a result of the measures that have been implemented to reduce the supply of nutrients. At the main station Skreia, the mean values for chlorophyll *a* and phytoplankton biomass for the period 2011-2020 have more than halved since the 1970s. There has also been a favorable development of the algal composition during this period, especially with regards to biomass of cyanobacteria, which has been very low since the 1980s. However, large diatoms, which often occur at low to medium-high phosphorus concentrations, still make up a significant proportion of the total biomass, with marked peaks in late summer in some years after 2000, especially the flood years 2011 and 2013.

In 2021 the average algal biomass (biovolume) at Skreia and in Furnesfjorden was in moderate status and higher than the environmental target of 0.4 mm³/l. The highest biomass was at Skreia, with especially high biomass (0.93–1.24 mm³/l) in July and August. Chlorophyll *a*, which is another proxy for algal biomass, showed relatively low concentrations and was in good status at all stations. Yearly mean values were nevertheless slightly above the local environmental of 2.0 µg/l, which is stricter than the environmental target in the WFD (4 µg/L). The index for species composition showed good status at

all stations, and the maximal cyanobacterial biomass at the pelagic stations was low. **The overall classification of ecological status for phytoplankton in 2021 was good at all stations.**

Despite the good status at the pelagic stations, there was a significant bloom of potentially toxin-producing cyanobacteria (*Dolichospermum lemmermannii*; the same species as in 2019) in the littoral zone along large parts of Mjøsa in 2021. Cyanotoxins were not detected in water samples from the littoral zone.

Zooplankton

In the years 2018-2020, the measured biomasses of zooplankton were unusually high, and comparable with biomasses measured in the 1980- and 1990s. In 2021, the biomass of zooplankton was back to normal for the period 1991-2017. The copepod *Eudiaptomus gracilis* dominated the zooplankton and constituted just less than half the biomass, followed by the large copepod *Limnocalanus macrurus* which constituted around a fourth of the biomass.

Phosphorus loads

The total loads of phosphorus from the tributaries have been reduced from approx. 146 tons per year as the median for the ten-year period 1980-1989 to approx. 93 tons per year as the median for the period 2000-2009. In the last decade (2010-2019), the loads have increased again, with a median of approx. 109 tons per year. The increased loads in this period are due to the high P-transport in the «flood years» 2011, 2013, 2014 and 2018. **In 2021, the total phosphorus load from the rivers was approx. 68 tonnes (Lågen accounted for approx. 66 %)**, which is among the lowest transports estimated throughout the time series. This is due to the very low levels of precipitation throughout the summer and fall 2021, and that the spring flood was not especially large.

The most important sources of phosphorus are agriculture, scattered dwellings and municipal wastewater, in addition to natural runoff from glaciers in Jotunheimen, which feeds Lake Mjøsa via the rivers Otta and Sjøa, as well as forest and other natural areas. In most rivers, agriculture accounts for the largest share of total phosphorus, while sewage accounts for the largest share of bioavailable phosphorus.

Ecological status and water quality in the tributaries

The concentration of **Tot-P** in 2021 was within status class good or high in the six tributaries Lågen, Gausa, Hunnselva, Lena, Flagstadelva and Svartelva. **Tot-N** was in status class moderate or worse in all rivers except Lågen and Vormå, where Tot-N indicated high and good status, respectively. None of the rivers are considered nitrogen-limited, and Tot-N was therefore not included in the classification of overall status. High nitrogen concentrations are nevertheless a sign of pollution, especially from agriculture, which can contribute to a worsening of ecological status in the Oslofjord downstream.

Investigations of **benthic algae, heterotrophic growth** and **benthic macroinvertebrates** in 2021 were carried out at three stations in Lågen, Hunnselva, Svartelva and Vikselva to assess eutrophication and organic pollution. There were no signs of elevated phosphorus loading or organic pollution in any of the three stations in Lågen and the status was good or high for all indices. In Hunnselva, the status was good both for benthic algae and benthic macroinvertebrates in the upper part (by Gamme farm). In the middle part (downstream of Raufoss Industrial Park) and lower part (by Gjøvik farm), the results were characterized by somewhat larger influence by nutrients and/or organic pollution, and the status was moderate at both stations. In Vikselva, the benthic algae showed moderate status at all three stations, indicating some phosphorus pollution. The benthic macroinvertebrates were near the good-moderate border at two stations, and microscopic amounts of heterotrophic growth was observed. Collectively, this indicates some organic pollution, but the results were still acceptable with respect to

the environmental target of good status. In Svartelva, the benthic algae indicated moderate status at the most downstream station, but good status at the station in the tributary Fura and in Svartelva by Ilseng. Both benthic macroinvertebrates and heterotrophic growth showed good status with respect to organic pollution at all stations.

The **hygienic water quality** (based on levels of indicator bacteria, *E. coli*) in the tributaries in 2021 was good in Lågen, moderate in Gausa, bad in Lena and Flagstadelva, and poor in Svartelva and Hunnselva. This was approximately as in later years in most of the rivers, and indicates pollution from sewage, livestock manure or runoff from waste water treatment plants.

Environmental contaminants in rivers Hunnselva and Vikselva

The levels of metals (lead, cadmium and nickel) and chlorfenvinphos were below the EQS values in water samples from Hunnselva and Vikselva, with the exception of lead in Vikselva, which exceeded the environmental standards due to one high single sample. In fish (stationary brown trout), all the measured environmental toxins were under EQS for biota, with the exception of mercury and PBDE6. These substances are considered ubiquitous and are usually detected in fish even in seemingly unaffected areas due to long range transported atmospheric pollution. The levels of PBDE were somewhat higher in Hunnselva than in Vikselva, while the opposite was the case for mercury. Both substances had significantly lower concentrations than in Lake Mjøsa and close to what is found in other “unpolluted” watercourses in Norway.

1 Innledning

1.1 Bakgrunn

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 daværende fylkesmenn i Oppland og Hedmark samt Glommens og Laagens Brukseierforening (GLB) og Hoff Norske Potetindustrier finansierte undersøkelsene under benevnelsen «Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpselver». Miljødirektoratet (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 Statsforvalteren i Innlandet, fylkeskommunen i Innlandet, 3 vassdragsregulanter, inkl. Hafslund E-CO Vannkraft AS, 20 næringslivsbedrifter og 4 interesseorganisasjoner med tilknytning til Mjøsområdet og 10 støtte-medlemmer (se www.vassdragsforbundet.no). I 2021 hadde forbundet totalt 59 medlemmer. Fra og med 2003 har Vassdragsforbundet hatt ansvaret for og administrert overvåkingen og er også vannområdeutvalg og koordinator for arbeidet med helhetlig vannforvaltning i vannområdet Mjøsa.

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

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

Etter vannforskriften er Mjøsa typifisert som tilhørende innsjøtype L105b, dvs. kalkfattige, klare og dype innsjøer i lavlandet. Flere av de lokale miljømålene for Mjøsa er strengere enn grenseverdiene for god økologisk tilstand for denne vanntypen i henhold til vannforskriften. F.eks. tilsvarer en klorofyll-verdi på 2,0 µg/l grensen mellom svært god og god tilstand for innsjøtype L105b (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018). Men vannforskriften sier også at den økologiske tilstanden ikke skal forverres, heller ikke fra svært god til god. De lokale miljømålene satt av Vassdragsforbundet er derfor i tråd med dette ikke-forverrings-prinsippet.

Fra ca. 1950 til slutten av 1980-tallet var Mjøsa betydelig overgjødset (Holtan m.fl. 1979). 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 bourrellyi* (tidligere benevnt *Oscillatoria*

bornetii f. *tenuis*) særlig i vekstsesongen 1976. Situasjonen ble da vurdert som kritisk. Mjøsaksjonen i perioden 1973–80 og videre tiltak (Tiltakspakken for Mjøsa) reduserte tilførslene av fosfor og 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, som definert i henhold til Vollenweider-modellen for beregning av kritisk fosfortilførsel i innsjøer (Vollenweider 1976) 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 det lokale miljømålet (Mjøsas lokale miljømål tilsvarer grensen mellom god og moderat i vannforskriften for vanntype 105b; kalkfattige, klare og dype innsjøer i lavlandet). Konsentrasjonen av fosfor var noe høyere rundt første halvdel av 2010-tallet, sammenliknet med perioden 2002–2008. Dette skyldtes trolig relativt høye tilførsler i årene 2011 og 2013 (og til dels 2014), som var preget av store flommer. I 2013 ble den økologiske tilstanden for planteplankton klassifisert som moderat på tre av fire prøvestasjoner (Løvik mfl. 2016). Tilstanden var god i 2014–2018, med mindre alger, en gunstigere algesammensetning og lavere konsentrasjoner av fosfor (Lyche Solheim mfl. 2019a). De siste par årene har konsentrasjonene av fosfor vært stabilt lave, men til tross for dette har biomassen av planteplankton vært litt høyere enn miljømålet. I Furnesfjorden var økologisk tilstand moderat i 2019 og 2020.

Global oppvarming i de siste tiårene (IPCC 2021) har ført til økning i temperaturen i Mjøsas øvre vannlag – en trend som er forventet å fortsette. Hyppige og kraftige flommer kan også være et utslag av klimaendringer, som forventes å gi både mer nedbør (ca. 20%) og mer ekstreme nedbørsepisoder frem mot 2100 (Klimaprofil for Oppland, Norsk Klimaservicesenter¹). Særlig vil regnflommene bli større og hyppigere. Både overvåkingsdata og analyser av sedimentkjerner fra Mjøsa tyder på at næringstilførsler og temperatur har påvirket så vel algemengden som sammensetningen av algesamfunnet i stor grad (Hobæk mfl. 2012). Mjøsa er fremdeles i en situasjon der økte tilførsler i perioder med kraftige nedbør i kombinasjon med fint og varmt vær kan føre til markerte endringer i algesamfunnet og dermed til uakseptable miljøforhold. For å motvirke effekten av klimaendringene er det derfor fortsatt viktig å hindre at belastningen av næringsstoffer øker.

1.2 Målsetting

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

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

1.3 Program og gjennomføring

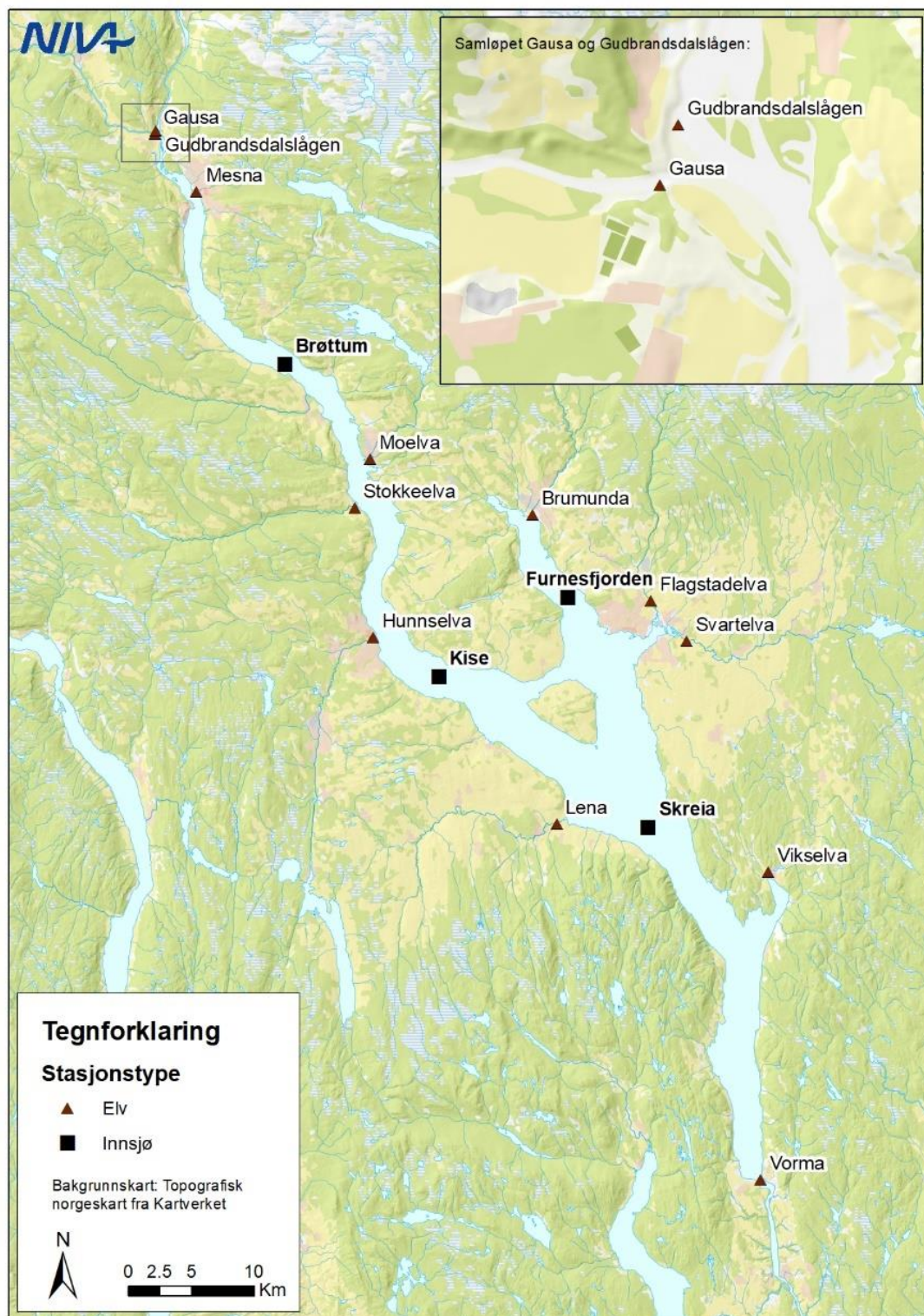
Undersøkelsene i 2021 er en videreføring av programmet som har vært fulgt i de senere årene. Overvåkingsprogrammet kan beskrives med følgende tre delområder:

¹ <https://www.klimaservicesenter.no/kss/klimaprofiler/oppland>

Delområde 1: Rutinemessig årlig overvåking av Mjøsas hovedvannmasser ved hovedstasjonen Skreia (Figur 1). Undersøkelsene omfatter konsentrasjoner av næringsstoffer, generelle vannkjemiske forhold, siktedyp, temperatur og oksygenforhold, 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 vannkvalitet 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 fra tilløpselvene Gudbrandsdalslågen (Lågen), Gausa, Hunnselva, Lena, Flagstadelva og Svartelva, samt i utløpselva Vorma ved Minnesund (**Tabell 4**). Hygienisk/bakteriologiske prøver tas i alle de overnevnte elvene, bortsett fra Vorma.



Figur 1. Mjøsa med prøvestasjoner i innsjøen, i tilløpselver og i utløpet Vorma. For elvene er kun stasjonen nærmest Mjøsa vist.

Undersøkelser av biologiske kvalitetselementer i de 12 største tilløpselvene og i Vorma følger et rullerende program, hvor det tas prøver på tre stasjoner i fire av elvene per år. Foruten de seks nevnte tilløpselvene og Vorma gjelder dette også Mesna, Moelva, Brumunda, Stokkelva og Vikselva (**Tabell 1**). Nytt siden 2020 er undersøkelser av metaller i vann og utvalgte organiske miljøgifter (samt kvikksølv)

i fisk fra to av tilløpselvene per år. I 2021 ble miljøgifter undersøkt i nedre deler av Hunnselva og Vikselva.

Tabell 1. Rullerende program for biologiske undersøkelser i elver. Elvene som ble undersøkt i 2021 er markert med fete typer.

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

2 Materiale og metoder

2.1 Mjøsa

2.1.1 Båt og feltutstyr

Ettersom Mjøsa også inngår i ØKOSTOR-programmet for overvåking av de største innsjøene i Norge (se forordet) har prøvetakingen i Mjøsa blitt harmonisert med ØKOSTOR metodikken (Lyche Solheim m.fl. 2018b). Det benyttes en større båt med løftekran og motorisert linehale til håndtering av tyngre prøvetakingsutstyr (se **Figur 2** og avsnitt 2.1.2 nedenfor). Båten som har blitt brukt på hovedrundene de siste årene tilhører Statens Naturoppsyn (SNO), som også stiller båtfører til disposisjon for prosjektet. For mellomrundene på hovedstasjonen Skreia benyttet vi NIVAs båt, en 19 fots Kværnø 585, som er utstyrt med tilsvarende løftekran og linehale.

2.1.2 Fysisk-kjemiske prøver og analyser

Overvåkingen av Mjøsa innebærer månedlig prøvetaking fra mai til oktober på fire faste målestasjoner: Brøttum, Kise, Furnesfjorden og hovedstasjonen Skreia, samt «mellomrunder» på hovedstasjonen omtrent midtveis mellom de månedlige prøvetakingene. Metodikken for vannprøvetaking ble endret i 2015 til å følge metodikken i ØKOSTOR-programmet i grove trekk (Lyche Solheim m.fl. 2018b). I de månedlige prøvetakingene tas prøver fra både epilimnion og hypolimnion, mens kun epilimnion blir prøvetatt i mellomrundene. Prøvene fra epilimnion tas ved bruk av en 2 m lang rørhenter (et såkalt «Ramberg-rør»), som benyttes til å hente ut vann fra sjiktene 0–2 m, 2–4 m, 4–6 m, 6–8 m og 8–10 m. Disse prøvene helles over i et blandekar før uttak av en blandprøve fra 0–10 m. Månedlige prøver fra hypolimnion tas kun på Skreia fra hvert av dypene i **Tabell 2** f.o.m. 20 m (evt. 50 m dersom termoklinen er dypere enn 20 m) og ned til 10 m over bunnen (ca. 428 m). Disse prøvene tas med en rosett-sampler med seks én-liters prøveflasker. Rosett-samplern har en innebygget trykksensor som programmeres slik at prøveflaskene lukkes og henter inn vann fra de angitte dypene (**Figur 2**). Enkeltp prøvene fra 20 meter og nedover helles over i et blandekar og danner en blandprøve fra hypolimnion (dersom termoklinen, dvs. sprangsjiktet, ligger dypere enn 20 meter, benyttes vann fra 50 m og dypere i denne blandprøven). For den dypeste prøven på hovedstasjonen tas det også en delprøve til analyse av totalfosfor (Tot-P) og fosfat ($\text{PO}_4\text{-P}$), og en annen delprøve for analyse av oksygenkonsentrasjon (Winklers metode), før resten av prøven ble helt over i blandekaret. I mai tas vannprøver fra alle dypene angitt i **Tabell 2** på alle stasjonene. Dersom det er trygg is gjøres også dette på sen vinteren i mars. Vinterprøver ble ikke tatt i 2021 ettersom isen var utrygg på alle stasjonene unntatt ved Brøttum.



Figur 2. A) Båten fra SNO er utstyrt med løftekran og motorisert linehaler som er egnet til håndtering av tungt feltutstyr, bl.a. rosett-prøvetaker med 6 vannprøveflasker (C) og multisensor-sonde for måling av vertikalprofiler (D). NIVAs egen båt (B) er utstyrt med tilsvarende linehaler og løftekran. Foto: NIVA. Personer i bildet: B) Henriette Kildahl (tidl. NIVA) og D) Jan-Erik Thrane, NIVA.

Tabell 2. Prøvedyp (m) ved innsamling av månedlige vannprøver fra Mjøsa i 2021. Epi = dybdesjikt for epilimnion blandprøve; hypo = dybdesjikt for hypolimnion blandprøve. For de månedlige hypolimnion-prøvene fra Skreia kombineres enkeltdypene fra 20 m (evt. 50 m dersom termoklinen er dypere enn 20 m) og nedover til én blandprøve.

Stasjon	Epi	Hypo	Enkeltdyp tatt i mai
Brøttum	0-10 m	-	2, 10, 20, 30, 60
Kise	0-10 m	-	2, 20, 50, 100, 200
Furnesfjorden	0-10 m	-	2, 10, 20, 30, 60
Skreia	0-10 m	20 (50) – 428 m	0.5, 5, 20, 50, 100, 200, 300, 400, 428*

* Den dypeste prøven skal tas 10 m over innsjøens dypeste punkt. Ved stasjon Skreia, som ligger i det dypeste området i Mjøsa, er det ca. 438 m dypt.

Prøvene fra hovedstasjonen Skreia ble analysert for klorofyll *a*, næringssalter (Tot-P, fosfat, Tot-N, nitrat, NH_4), totalt organisk karbon (TOC), fargetall, turbiditet, kalsium, pH og en rekke andre vannkjemiske parametere (se **Tabell 3**). Prøvene fra Furnesfjorden og Kise ble analysert for klorofyll *a*, Tot-P, Tot-N, nitrat og TOC, mens det på Brøttum i tillegg ble analysert turbiditet (**Tabell 3**).

Blandprøver fra 0–10 m, temperaturprofiler fra 0–50 m og siktedyp ved Skreia ble også på mellomrundene tatt midt mellom de månedlige hovedrundene. Vannprøvene ble analysert for klorofyll *a*, Tot-P, PO_4 , Tot-N, NH_4 , NO_3 og TOC.

De kjemiske analysemetodene følger standardisert metodikk og er gitt i **Vedlegg A**. Tidsseriene som er vist for Tot-N, Tot-P, N:P ratio og NO_3 i kapittel 3.4.1 er alle basert på målinger gjort fra mai t.o.m. oktober. Vertikale streker viser variasjonsbredden (første til tredje kvartil) for samme periode.

Siktedypet ble målt ved bruk av en hvit Secchi-skive og vannkikkert. Klassifiseringen av siktedyp ble gjort ved å benytte formelen i kap. 7.2.4 i klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018). For å korrigere klassegrensene for humus, benyttet vi et stasjonsspesifikt fargetall på 11,5 mg Pt/l for Skreia, 11,6 mg Pt/l for Kise, 11,1 mg Pt/l for Brøttum og 13,1 mg Pt/l for Furnesfjorden, som er middelverdi av perioden 2006–2021 minus flomåret 2011. Fargetallet for Furnesfjorden er høyere enn i resten av Mjøsa pga. tilførsler av humøst vann fra Brumunda og andre mindre vassdrag. Langtidsserien for siktedyp er basert på målinger gjort fra juni-oktober. Data fra mai (før planteplanktonbiomassen begynner å øke i innsjøen) er utelatt fordi de kjennetegnes av vesentlig større siktedyp enn resten av sesongen, og anses lite representative for å vurdere effekter av algemengde på siktedypet gjennom veksts sesongen.

I tillegg til selve vannprøvetakingen ble vertikalprofiler målt med en multisensor-sonde (**Figur 2D**) av temperatur, oksygen, klorofyll *a* fluorescens, turbiditet, pH og ledningsevne samtidig med de ordinære månedlige prøverundene på hver stasjon. 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 var en viktig del av grunnlaget for Mjøsa-aksjonen.

Vertikalprofilene av oksygen vil kunne avdekke eventuelt oksygensvinn i dypvannet mot slutten av stagnasjonsperiodene sommer og vinter. Sondemålingene av oksygen i 2021 viste jevnt over noe høyere konsentrasjoner enn forventet, og høyere konsentrasjoner enn det som ble målt med Winklers metode på lab. Før plotting (**Figur 9**) valgte vi derfor å justere konsentrasjonene fra sonden noe ved å etter-kalibrere dem mot laboratoriemålingene.

Beregning av middel og maks-temperatur i epilimnion

Middel- og maks-temperatur for veksts sesongen ved Skreia (vist i **Figur 8**) ble beregnet fra vertikalprofilene av temperatur målt med sonde på hovedrundene, og med analogt termometer på mellomrundene. Det analoge termometeret er festet inni en 3-liters Ruttner-henter som henter opp vann fra ulike dyp. Digitalt og manuelt termometer er interkalibrert. Beregning av årsmiddel- og maks-temperatur fra 0–10 meter for bruk i tidsseriene blir gjort som følger: først aggregerte vi sondedataene ved å beregne en gjennomsnittstemperatur per meter. Så beregnet vi gjennomsnittet av meterverdiene fra 0–10 meter (epilimnion) for hver prøvetakingsrunde. Dette ga 12 middeltemperaturer for epilimnion i perioden mai til og med oktober. Årlig middeltemperatur for veksts sesongen ble beregnet som middelverdien av de 10 gjennomsnittene for perioden juni til og med oktober. Den høyeste av de 10 middelverdiene fra juni til og med oktober ble årlig maks-temperatur.

Merk at vanntemperaturen helt i overflata kan være betydelig varmere enn verdiene beregnet fra 0–10 m, spesielt i perioder med lite vind om sommeren.

2.1.3 Planteplankton

Kvantitative prøver av planteplankton ble samlet inn ved de fire stasjonene i Mjøsa, som blandprøver fra sjiktet 0–10 m. Ved hovedstasjonen Skreia ble prøver tatt ca. hver 14. dag, dvs. til sammen 12 prøver i perioden mai–oktober. Ved de øvrige tre stasjonene ble prøver tatt månedlig i perioden mai–oktober. Prøvene ble fylt på 100 ml glassflasker og konserverert i felt med Lugols løsning (fytofiks). Planteplanktonprøvene ble analysert i omvendt mikroskop i henhold til metoder beskrevet i NS EN 15204:2006 og NS-EN 16695:2015. Mengden alger i de frie vannmasser (planteplankton) uttrykkes ved to ulike parametere: 1) som konsentrasjonen av algepigmentet klorofyll *a* bestemt ved kjemisk analyse (se under) og 2) som totalt planteplanktonvolum (evt. -biomasse) basert på identifisering av ulike algetaksa (arter eller grupper) og telling av algeceller i et gitt vannvolum.

Klorofyll *a* ble analysert fra blandprøven fra 0–10 m. Prøvene ble fylt på mørke flasker og et gitt volum (som regel 1 liter) ble filtrert gjennom GF/C glassfiberfilter innen 24 timer etter at prøvene ble tatt. Filtrene ble frosset ned umiddelbart og holdt nedfrosset inntil analyse ved NIVAs laboratorium.

Planteplanktonets sammensetning og mengde er vurdert i forhold til tidligere observasjoner fra Mjøsa. Økologisk tilstand er bestemt ved å klassifisere parameterne klorofyll *a*, totalt biovolum, artssammensetningsindeksen PTI (Phytoplankton Trophic Index; Ptacnik m.fl. 2009) og maksimum biomasse av cyanobakterier opp mot de interkalibrerte klassegrensene for disse fire parameterne for vanntype L105b (L-N2b) og kombinasjonsregler som angitt i Lyche Solheim mfl. 2014 og i klassifiseringsveilederen kapittel 4 og figur 4.1 (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018).

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. 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 med en 25-liters Schindler-felle påmontert hâv med maskevidde på 60 µm. Prøvene ble fylt på 100 ml mørke glassflasker og konserverert 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.

Tabell 3. Vannkjemiske parametere analysert i blandprøver fra epilimnion (0–10 m) og hypolimnion (25/50–428 m), samt enkeltprøvedyp. Parametere markert med grønt ble analysert hver 14. dag, dvs. på «mellomrundene» ved Skreia. pH, oksygen, konduktivitet, klorofyll *a* fluorescens, temperatur og turbiditet ble målt *in situ* med multiparametersonde (fra overfalte til 10 m over bunnen) ved alle stasjoner alle måneder.

Parameter	enhet	Skreia			Brøttum		Kise		Furnesfjorden	
		Enkeltdyp mai	Epilimnion blandprøve	Hypolimnion blandprøve	Enkeltdyp mars & mai	Epilimnion blandprøve	Ekeltdyp mai	Epilimnion blandprøve	Enkeltdyp 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
PO ₄	µg P/l	x*	x	x						
Tot-N	µg N/l	x	x	x	x	x	x	x	x	x
NH ₄	µg N/l	x	x	x						
NO ₃	µg N/l	x	x	x	x	x	x	x	x	x
TOC	mg C/l	x	x	x		x		x		x
Cl	mg/l	x	x	x						
SO ₄	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						
Klf <i>a</i>	µg/l		x			x		x		x
Siktedyp	m		x			x		x		x
Oksygen	mg O ₂ /l	x*								

* Oksygen, Tot-P og PO₄-P ble analysert i dypeste prøve (428 m) hver måned ved Skreia.

Kvalitative prøver ble også samlet inn fra 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. To håvtrekk fra hhv. 0–10 m dyp og 0–50 m dyp ble tatt på begge stasjonene.

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 (Kjellberg m.fl. 1999).

Prøver av *Mysis relicta* og eventuelt andre større istidskreps ble samlet inn i form av vertikale håvtrekk fra sjiktet 0–428 m ved Skreia og 0–110 m i Furnesfjorden. Håven hadde diameter 1,0 m og maskevidde 500 µm. 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 m.fl. 1991).

Alle prøvene fra håvtrekk ble konserverert med Lugols løsning.

2.2 Elver

2.2.1 Fysisk-kjemiske prøver og analyser

Vannprøver for analyser av næringssalter og andre parametere ble samlet inn totalt 24 ganger i perioden januar–desember fra de faste stasjonene i nedre del av tilløpselvene Lågen, Gausa, Hunnselva, Lena, Flagstadelva og Svartelva (se **Figur 1** og **Tabell 4**). Det ble tatt én prøve i januar, februar, november og desember; to prøver i mars og juni til oktober; og fire prøver pr. måned i april og mai (se **Vedlegg D** for datoer og rådata). Fra Vorma ved Minnesund ble vannprøver samlet inn månedlig i perioden januar–desember, dvs. totalt 12 ganger.

Prøvene fra Lena og Hunnselva ble analysert ved det akkrediterte laboratoriet MjøsLab, mens prøvene fra de øvrige elvene ble analysert ved SGS Analytics (tidligere Synlab/Alcontrol) på Hamar. Oversikt over parameterne som er analysert for de enkelte elvene er gitt i **Tabell 4**, mens analysemetodene som ble benyttet, er gitt i **Vedlegg D**.

Tabell 4. Vannkjemiske parametere analysert i tilløpselvene til Mjøsa, samt i utløpselva Vorma ved Minnesund. Koordinater for vannprøvetakingspunktene er oppgitt. Tot-P = total fosfor; Tot-N = total nitrogen.

Parameter	enhet	Lågen	Lena	Hunns- elva	Gausa	Flagstad- elva	Svartelva	Vorma
koordinat øst	lengdegrad	10.39331	10.95474	10.69498	10.39181	11.10226	11.15221	11.23352
koordinat nord	breddegrad	61.15993	60.65725	60.79415	61.15770	60.81488	60.78512	60.39853
Tot-P	µg P/l	x	x	x	x	x	x	x
Tot-N	µg N/l	x	x	x	x	x	x	x
Fargetall	mg Pt/l	x					x	x
Turbiditet	FNU	x					x	x
Silisium	mg Si/l	x					x	x
<i>E. coli</i>	ant/100 ml	x	x	x	x	x	x	

2.2.2 Stofftransport i elvene

Vannføringsdata for de aktuelle prøvetakingsstasjonene ble innhentet fra Hafslund E-CO Vannkraft AS og Norges vassdrags og energidirektorat (NVE). For Lågen og Gausa brukte vi vannføringen fra målestasjonene ved hhv. Losna (stasjonsnr. 2.145.0) og Aulestad (stasjonsnr. 2.28.0). Vannføringen i Svartelva ble målt ved vannføringsstasjonen som NVE drifter i forbindelse med overvåkingsprogrammet (stasjonsnr. 2.464.0). Vannføringen ved utløpet av Lena ble skalert fra målestasjon Lena (stasjonsnr. 2.634.0) med en faktor 1,57 (jfr. Hafslund E-CO ved Turid-Anne Drageset). Vannføringen ved utløpet av Hunnselva er estimert som summen av vannføringene ved målestasjon Lena og Vismunda (stasjonsnr. 2.463.0). For Flagstadelva ble vannføringen estimert som fra vannføringen (V_f) i Fura (stasjonsnr. 2.323.0) etter følgende likning fra NVE: $V_f \text{ Flagstadelva} = 0,684 + V_f \text{ Fura} * 2,717$.

Vannføringen i Vorma ved Minnesund ble beregnet fra vannføringen ved Ertesekken i Vorma (stasjonsnr. 2.197.0), Andelva (utløp Hurdalssjøen) og Rømua ved Kauserud, etter følgende likning gitt av Turid-Anne Drageset og Jens Kristian Tingvold (NVE): $V_f \text{ Vorma ved Minnesund} = V_f \text{ Ertesekken i Vorma} - (V_f \text{ Andelva} + V_f \text{ uregulert lokalfelt Minnesund til Ertesekken})$, hvor $V_f \text{ uregulert lokalfelt} = V_f \text{ Rømua ved Kauserud} * 4,0227$. Faktoren 4,0227 er lik arealet av uregulert lokalfelt Minnesund til Ertesekken (354 km²) delt på arealet av nedbørfeltet til stasjon Rømua (88 km²).

Basert på konsentrasjonene av Tot-P og Tot-N i de 24 årlige vannprøvene samt vannføringsdata ble stofftransporter beregnet for Tot-P og Tot-N i de seks største tilløpselvene og Vorma. Årlig stofftransport ble beregnet som summen av månedstransportene (T_{mnd}), som ble estimert ved bruk av følgende formel:

$$T_{mnd} = \frac{(\sum_{i=1}^n Q_i \times C_i) \times V}{(\sum_{i=1}^n Q_i) * 1000}$$

T_{mnd} er transporten av Tot-P, Tot-N eller Si i tonn den aktuelle måneden, C_i er konsentrasjonen (mg/m³) av stoffet i vannprøve nr i og Q_i er døgnmiddelvannføringen (m³/s) dagen prøven ble tatt. V er den samlede vanntransporten (i millioner m³) den aktuelle måneden. Divisjon med 1000 gjøres for å regne om fra kilo til tonn. Antall vannprøver pr. måned varierer fra $n = 1$ til $n = 4$ (én prøve i januar, februar, november og desember; to prøver i mars, juni, juli, august, september og oktober; og fire prøver i april og mai).

2.2.3 Typifisering av elvene

Ulike elvetyper har forskjellige referanseverdier og klassegrenser for parameterne og indeksene som benyttes i økologisk tilstandsklassifisering. For å kunne klassifisere økologisk tilstand må elvetyper bestemmes basert på kalkinnhold (konsentrasjon av kalsium og/eller alkalitet), farge (fargetall og/eller konsentrasjon av totalt organisk karbon [TOC]) og klimaregion (se tabell 3.6 i Klassifiseringsveilederen; Direktoratgruppen vanndirektivet 2018). For vannkjemistasjonene i de seks største tilløpselvene, samt utløpselva Vorma, har vi benyttet samme elvetype som tidligere år. Disse er basert på eksisterende data på fargetall og kalsium (se **Tabell 5**). Alle stasjonene ligger i klimaregion lavland (< 200 moh). I elvene hvor vi har undersøkt biologiske kvalitetslementer (Lågen, Hunnselva, Svartelva og Vikselva) ligger stasjonene i flere tilfeller i ulike vannforekomster, og disse har ikke alltid samme elvetype. F.eks. kan ulike vannforekomster innenfor samme vassdrag ligge i forskjellige klimasoner eller ha forskjellig kalkinnhold. For typifisering av vannforekomstene med biologiske undersøkelser har vi benyttet tilgjengelige data på kalsium/alkalinitet og fargetall/TOC fra tidligere rapporter eller data

fra andre overvåkingsprogrammer rapportert til den nasjonale databasen Vannmiljø. Disse elvetyperne er presentert i **Tabell 6**.

Tabell 5. Elvetyper for vannkjemistasjonene i de seks største tilløpselvene og utløpselva Vorma. Vanntyper for stasjonene med biologisk prøvetaking er gitt i **Tabell 6**.

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

* Flagstadelva er polyhumøs, dvs. farge > 90 mg Pt/l, og vi har ingen vanntype som passer et så høyt humusinnhold. Vi bruker derfor den vanntypen som ligger nærmest, som er type R108. Svartelva er også polyhumøs, og vi benytter den nærmeste vanntypen, som er type R110. ** Gjennomsnitt fra Mjøsa stasjon Skreia 2017-2021.

2.2.4 Klassifisering av næringssalter og hygienisk-bakteriologisk vannkvalitet

Ved klassifiseringen av økologisk tilstand for Tot-P og Tot-N har vi benyttet tidsveide gjennomsnittsverdier av 24 målinger gjennom 2021 og klassegrenser iht. vannforskriften for den aktuelle vanntypen (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018). Tot-N er ikke tatt med i samlet tilstandsklassifisering ettersom elvene ikke er N-begrenset (se kap. 4.2.1). Vi har allikevel klassifisert parameteren isolert sett, ettersom høye nitrogenkonsentrasjoner er tegn på forurensing fra jordbruk og/eller avløp. Den hygienisk-bakteriologiske vannkvaliteten er vurdert ut fra 90-persentiler for *E. coli* iht. grenseverdier i SFT-Veileder 97:04 (Andersen mfl. 1997). Det er også gjort en vurdering av om konsentrasjonene av bakterier indikerer god (< 100 *E. coli* / 100 ml) eller mindre god egnethet (100–1000 *E. coli* / 100 ml) for jordvanning, eller om vannet ikke er egnet i det hele tatt (> 1000 *E. coli* / 100 ml). Grenseverdiene for dette er gitt av Vitenskapsrådet for mattrygghet (2014).

2.2.5 Biologiske undersøkelser

Siden 2018 har det blitt gjennomført undersøkelser av biologiske kvalitetselementer (bunndyr, begroingsalger og heterotrof begroing) på tre stasjoner i fire elver per år etter et rullerende program (**Tabell 1**). I 2021 er det andre gang det gjøres undersøkelser på tre stasjoner i Lågen, Hunnselva, Svartelva og Vikselva i dette programmet (men det foreligger eldre data fra nederste stasjon i hver elv). Informasjon om stasjonene, deres geografiske plassering og vanntype er gitt i **Tabell 6**.

2.2.5.1 Prøvetaking av begroingsalger

Begroingsalger er fastsittende alger som vokser på elvebunnen og er følsomme for eutrofiering og forsurening. Prøvetaking av bentiske alger ble gjennomført 9. og 10. august 2021. På hver stasjon ble en elvestrekning på ca. 10 meter undersøkt ved bruk av vannkikkert. Prøver ble tatt 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 x 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 en delprøve konserveret med formaldehyd og undersøkt i mikroskop. Tettheten av de mikroskopiske algene som ble funnet sammen med de makroskopiske elementene ble estimert som hyppig, vanlig eller sjelden. Metodikken følger siste versjon av Klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018) og den europeiske normen for prøvetaking og analyse av begroingsalger (NS-EN ISO 15708:2009).

2.2.5.2 Indekser og vurdering av økologisk tilstand basert på begroingsalger

For å vurdere effektene av eutrofiering på begroingsalger benyttet vi PIT-indeksen (Periphyton Index of Trophic Status; Schneider & Lindstrøm 2011). PIT baseres på forekomsten av minst to indikatorarter blant 153 taksa av begroingsalger (ekskludert kiselalger). Indeksen beregnes som summen av indikatorverdiene for hver indikatorart delt på antall indikatorarter som er funnet i prøven. Indikatorverdiene spenner fra 1.87–68.91, hvor lave verdier indikerer arter som klarer seg godt ved lav fosforkonsentrasjon (oligotrofe forhold) mens høye verdier indikerer næringskrevende arter som trives best ved høy fosforkonsentrasjon (eutrofe forhold). Klassegrensene for PIT-indeksen er type-spesifikke med hensyn til kalsium (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018).

Effekter av forsurende ble vurdert ved hjelp av AIP-indeksen (Acidification Index Periphyton; Schneider & Lindstrøm 2009) for stasjonene som ligger i kalkfattige eller svært kalkfattige vannforekomster. Dette gjaldt kun stasjonene i Lågen i 2021. Moderat kalkrike eller kalkrike vannforekomster anses ikke som forsurende, og AIP ble derfor ikke beregnet for disse.

AIP beregnes basert på forekomst av minst tre indikatorarter blant 108 taksa av begroingsalger (ekskludert kiselalger). Indeksen beregnes som summen av indikatorverdiene for hver indikatorart delt på antall indikatorarter som er funnet i prøven. Indikatorverdiene spenner fra 5.13–7.50, hvor lave verdier indikerer arter som klarer seg bra i sure vannforekomster, mens høye verdier indikerer arter som foretrekker nøytrale til lett basiske vannforekomster. Klassegrensene for AIP er typespesifikke med hensyn til kalsium - og TOC-verdier (Schneider, 2011; Direktoratgruppen Vanndirektivet, 2018).

2.2.5.3 Heterotrof begroing: prøvetaking og indeksberegning

Heterotrof begroingsindeks, HBI2, responderer på organisk belastning og beregnes med utgangspunkt i en kombinasjon av et årlig gjennomsnitt av dekningsgrad (prosent dekning) og tykkelse (cm) av heterotrof begroing. Dette er et skjønnsmessig system som baserer seg på at tilstanden blir dårligere ved økt dekning og økt tykkelse av soppen *Leptomit* *lacteus* og bakterien *Sphaerotilus natans* (lammehaler). Utregnede indeksverdier strekker seg fra 0 til 400 der lave verdier indikerer lite heterotrof begroing, dvs. lite organisk belastning, mens høye verdier indikerer mye heterotrof begroing og stor grad av organisk belastning. Klassegrensene basert på HBI2 er like for alle elvetyper.

For sikker beregning av HBI2 bør heterotrof begroing prøvetas minimum 2 ganger i året; fortrinnsvis vår (januar–april) og høst (oktober–desember). Prøvetaking av heterotrof begroing i dette programmet ble gjort i forbindelse med bunndyrprøvetaking den 13. og 14. april og sammen med prøvetaking av begroingsalger 9. og 10. august. Prøvetaking om sommeren, som er gjort her, bør egentlig unngås, ettersom veksten av bakterien *S. natans* hemmes av UV-stråler, spesielt fra mai til august (Mechsner, 1985). Dette betyr at små funn av *S. natans* i sommermånedene kan skyldes nedbrytning fra UV-stråler, og ikke nødvendigvis lite organisk forurensing. Vi presenterer resultatene fra HBI2 i denne rapporten, men tar forbehold om at de beregnede nEQR-verdiene kan være noe høyere (altså gir bedre tilstand) enn de ville vært dersom prøvene hadde blitt samlet inn i de anbefalte periodene.

Tabell 6. Oversikt over stasjoner for undersøkelser av biologiske kvalitetselementer i 2021. De fire siste kolonnene angir kalkinnhold, farge og klimaregion, som bestemmer elvetyper som ligger til grunn for den økologiske tilstandsklassifisering. Kalkinnhold og farge er basert på data på kalsium/alkalitet og fargetall fra NIVAs egne målinger eller data hentet fra Vannmiljø.

	Stasjon, kortnavn	Stasjon, beskrivelse	Bredde-grad (N)	Lengde-grad (Ø)	Vannmiljø-kode	Vann-forekomst ID	Kalkinnhold	Farge/TOC	Klimasone	Vann-type
Lågen	GLÅG1	Lågen nedstrøms Tretten renseanlegg	61.30145	10.29158	002-79471	002-1208-R	Kalkfattig	Svært klar	Lav	R104
	GLÅG2	Lågen ved Hunderfossen	61.21317	10.43373	002-43689	002-403-R	Kalkfattig	Svært klar	Lav	R104
	GLÅG2	Lågen, ved utløp Mjøsa	61.16418	10.39794	002-28927	002-1096-R	Kalkfattig	Svært klar	Lav	R104
Hunnselva	HUN1	Øvre del, ved Gamme gård	60.64623	10.59733	002-42311	002-573-R	Moderat kalkrik	Humøs	Skog	R208
	HUN2	Nedstrøms Raufoss industripark	60.7419	10.6165	002-79028	002-1822-R	Moderat kalkrik	Humøs	Skog	R208
	HUN3	Ved Gjøvik gård	60.79406	10.69038	002-44026	002-609-R	Moderat kalkrik	Humøs	Lav	R108
Svartelva	SVA2	Fura, ved bru Kongsvegen	60.795889	11.271931	002-51916	002-4984-R	Moderat kalkrik	Humøs	Lav	R110
	SVA1	Svartelva, nedstrøms Ilseng	60.770417	11.217943	002-93216	002-4811-R	Moderat kalkrik	Humøs	Lav	R110
	SVA3	Svartelva, ved Hjellum	60.785116	11.152606	002-28191	002-4811-R	Moderat kalkrik	Humøs	Lav	R110
Vikselva	VIK1	Starrelva, ved Måsån	60.668562	11.31832	002-87266	002-4737-R	Moderat kalkrik	Humøs	Lav	R108
	VIK2	Starrelva, ved Granheim	60.660710	11.32162	ikke opprettet	002-4737-R	Moderat kalkrik	Humøs	Lav	R108
	VIK3	Vikselva, ved Tangen	60.618023	11.259203	002-43982	002-4736-R	Moderat kalkrik	Humøs	Lav	R108

For økologisk tilstandsklassifisering sammenlignes de beregnede PIT-, AIP- og HBI2-indeksverdier med typespesifikke referanseverdier, og forholdet mellom indeksverdi og referanseverdi EQR (Ecological Quality Ratio) beregnes. EQR regnes videre om til normaliserte EQR-verdier (nEQR) for enklere sammenligning med andre indekser og andre europeiske land. PIT-indeksen har vært gjennom en interkalibreringsprosess; det vil si at EQR-grensene mellom de økologiske tilstandsklassene svært god, god og moderat tilsvarer grensene hos andre nord-europeiske land. For AIP og HBI2 er det foreløpig ikke gjennomført en tilsvarende prosess, så klassegrensene for disse indeksene er pr i dag ikke bindende og kan bli endret ved en senere interkalibrering.

2.2.5.4 Prøvetaking av bunndyr

Vårprøvetaking av bunndyr ble gjennomført 13. og 14. april, mens høstprøver ble tatt 11. og 12. oktober. Det ble benyttet standardisert sparkemetode (NS-EN-ISO 10870: 2012 og NS-EN 16150:2012) ved hjelp av en håndholdt sparkehåv med åpning 25 x 25 cm og maskevidde 0,25 mm. Håven holdes mot bunnen med åpningen mot strømmen. Prøvetakingen gjennomføres ved at bunnssubstratet oppstrøms håven sparkes/rotes opp med foten, slik at oppvirket materiale føres inn i håven. Metoden består av ni delprøver, der hver prøve tas fra 1 meters elvelengde i løpet av 20 sekunder. Når tre delprøver er samlet inn (samlet prøvetakingstid 1 minutt) tømmes håven for å hindre tetting av maskene (eller oftere ved behov). Samlet blir det da tre prøver á 1 minutt, som søkes tatt fra tre ulike habitater på stasjonen, og disse samles i ett glass og utgjør hele prøven fra stasjonen. Materialet ble fiksert med etanol (96%) i felt for senere analyse på lab. Bunndyrtettheter som oppgis refererer dermed til en prøvetakingsinnsats på totalt 3 minutter per stasjon, og dekker et areal på om lag 2,25 m² av elvebunnen. På laboratoriet ble bunndyrene talt opp og bestemt til lavest mulige taksonomiske nivå ved hjelp av stereolupe og mikroskop.

2.2.5.5 Indekser og vurdering av økologisk tilstand basert på bunndyr

For å vurdere effekter av organisk belastning på bunndyr benyttet vi ASPT (Average Score Per Taxon)-indeksen (Armitage et al. 1983). Ved beregning av ASPT brukes forekomsten av et utvalg høyere taksa, i hovedsak familier, som er vanlig å finne i rennende vann. Indeksen baserer seg på en rangering av de ulike taksaenes toleranse ovenfor organisk belastning/næringssalter, og ASPT beregnes som gjennomsnittlig toleranseverdi for de tilstedeværende taksa. ASPT er interkalibrert, og grenseverdiene for tilstandsklassifisering kan anvendes i alle elvetyper unntatt brepåvirkede elver. For hver stasjon benyttet vi gjennomsnittet av ASPT-verdiene fra vår og høst som grunnlag for beregning av nEQR og økologisk tilstand (data fra begge prøvetakinger ligger i **Vedlegg E**, og er rapportert til Vannmiljø).

Indeksen RAMI (River Acidification Macroinvertebrate Index) brukes for å vurdere forurensningstilstand (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018, Schartau m.fl. 2017) i svært kalkfattige, klare og kalkfattige, klare vannforekomster. Referanseverdier og klassegrenser for RAMI i disse elvetyperne er med i Klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018). Indeksen baserer seg på tilstedeværelse og relative mengder av taksa med ulike indikatorverdier avhengig av forurensningstoleranse. Totalt 192 taksa er gitt en verdi, hvor høy verdi indikerer høy sensitivitet for surt vann. RAMI er ikke interkalibrert, men korrelerer godt med den interkalibrerte Forurensningsindeks 2 for kalkfattige og klare elver.

Som beskrevet over for påvekstalger var det kun relevant å vurdere tilstanden for forurensning ved de tre stasjonene i Lågen (som er kalkfattig), ettersom alle andre vannforekomstene var moderat kalkrike og dermed ikke forurensningsfølsomme.

2.2.6 Undersøkelser av miljøgifter

Et utvalg miljøgifter i ble undersøkt i fisk (stasjonær ørret) og vannprøver i Hunnselva og Vikselva nær innløpet i Mjøsa (**Figur 3** og **Tabell 7**).

2.2.6.1 El-fiske og opparbeiding av fisk til miljøgiftanalyser

Fiske med elektrisk fiskeapparat (GeOmega FA-4 fra Terik Technology) ble gjennomført 1. september 2021. Det ble fanget og avlivet ca. 15 ørret fra hver av elvene (lokaliteter for el-fiske er vist i **Figur 3**). Fisken ble pakket enkeltvis i aluminiumsfolie og oppbevart ved -20°C fram til opparbeiding av prøver i laboratorium. Gjennomsnittsstørrelsen på fisken som ble tatt til analyse var hhv. 12,9 cm (11,7–15,4 cm) i Hunnselva og 17,2 cm (15,5–25 cm) i Vikselva. Basert på størrelsen på fisken antar vi at dette er relativt ung, stasjonær elveørret, som ikke har vært i Mjøsa. Nivåene av miljøgifter representerer derfor den lokale miljøgiftbelastningen i elvene. Fisken fra Vikselva var noe større, og dermed trolig noe eldre, enn fisken fra Hunnselva. Analyse av alder ble ikke gjort, men basert på lengden var de fleste ørretene fra Hunnselva trolig ettårige (1+) eller toårige (2+) og de fleste fiskene fra Vikselva $\geq 2+$.

Ved opparbeiding av fiskematerialet for analyse ble lengde, vekt og kjønn registrert. For hver elv ble det laget tre blandprøver av filét fra fisk med omtrent samme lengde, hvor antall fisk i hver blandprøve varierte fra tre til åtte. I tillegg ble det lagd tre blandprøver av galle fra de samme fiskene, til bestemmelse av PAH-metabolitter. For opparbeiding og tillaging av blandprøver opererte vi med skjerpede krav med tanke på personlige pleieprodukter og andre mulige kontamineringskilder (basert på prosedyrene til Miljøprøvebanken). Det involverte laboratoriepersonalet på NIVA har lang erfaring og er godt kjent med prøvetakings- og opparbeidingsrutinene. Alt glassutstyr ble brent ved 550 °C før det ble benyttet. Blankprøver på laboratoriet ble brukt for å spore eventuell kontaminering.

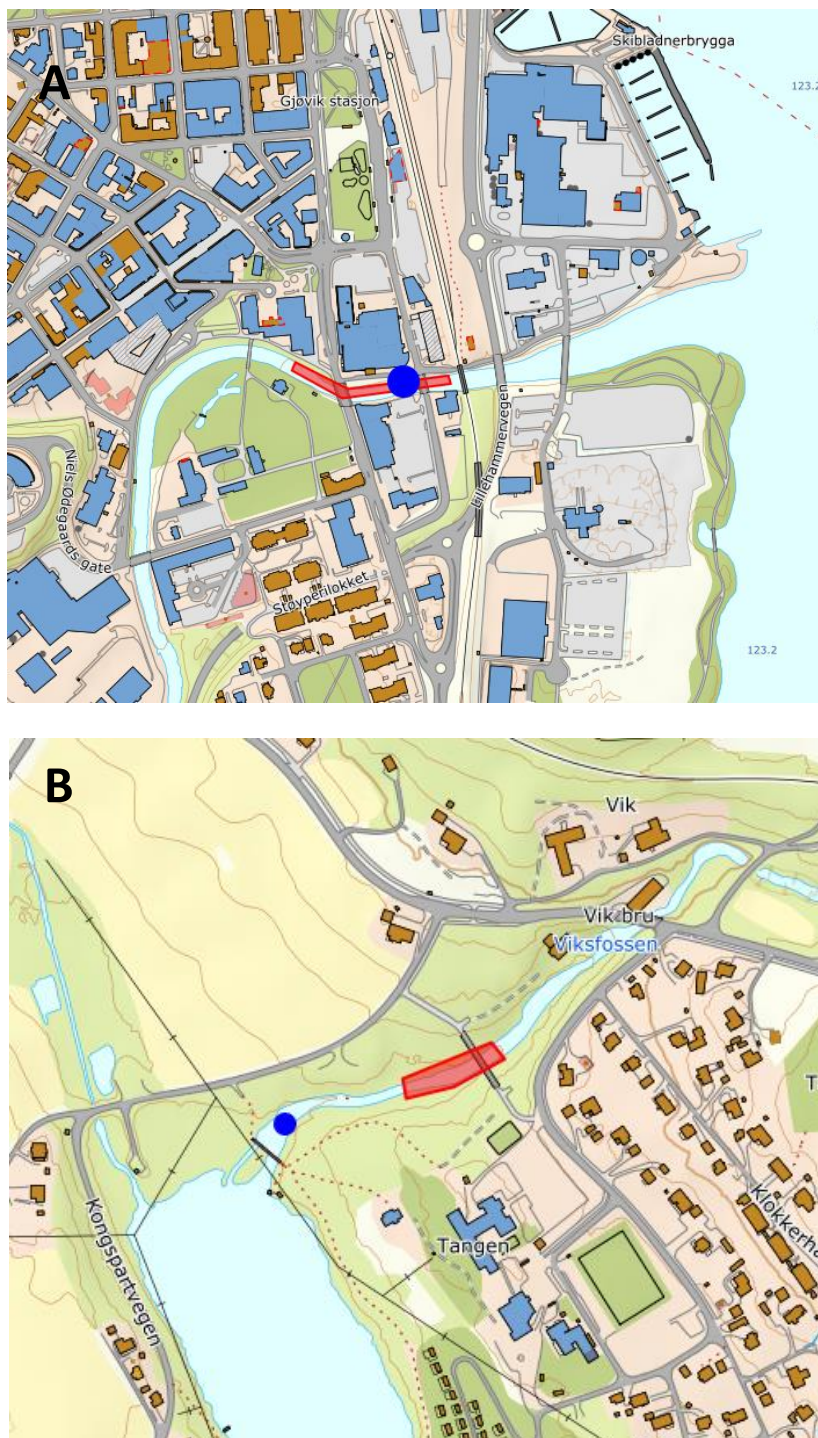
2.2.6.2 Vannprøvetaking

Månedlige vannprøver fra hver elv ble tatt fra mai til september i 2021 (totalt seks prøver). Prøvene ble tatt nær utløpet i Mjøsa i begge elver (**Figur 3** og **Tabell 8**). Prøvene ble tatt fra land i strømmende vann ca. 10–15 cm under overflaten. Vannprøvene ble tatt på flasker som er egnet for analyse av metaller (plastflasker) og klorfenvinfos (glassflasker).

2.2.6.3 Analyser av miljøgifter og vurdering i forhold til grenseverdier

De fleste organiske miljøgiftene samt kvikksølv (Hg) ble analysert i fisk (**Tabell 10**) ettersom konsentrasjonene i vann gjerne er så lave at de ikke lar seg detektere. For miljøgiftene PBDE, HBCD og HCH ble summer av de ulike isomerene som beskrevet i Klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018) benyttet. Isomerer som ble målt i konsentrasjoner under rapporteringsgrense ble satt til null når sum av alle isomerer ble beregnet. det i tillegg bestemt fettprosent, og denne analysen ble gjennomført ved NIVAs laboratorium.

For bestemmelse av PAH-metabolitter ble det benyttet galle. Galle ble veid i Eppendorf-rør og tilsatt C13-merkede internstandard, vann og enzym (β -glucorinidase/aryl sulfatase). Prøvene ble så satt i varmeskap ved 37 °C i 1 time og deretter tilsatt metanol, før de ble rensert opp ved hjelp av PSA (primary-secondary amine). Til bestemmelse av PAH-metabolitter ble LC-MS/MS benyttet. Metoden separerer de individuelle PAH-metabolittene fra hverandre etter at fase-2 metabolittene er dekonjugert ved hjelp av et enzym. I gallen vil PAH foreligge som metabolitter etter enten fase 1 eller fase 2 metabolisme (hhv. OH-PAH og OH-PAH-glucuronid/sulfat).



Figur 3. Bilder som viser for stasjoner vannprøvetaking (blå punkter) og el-fiske (røde polygoner) i Hunnselva (A) og Vikselva (B). Kartkilde: www.norgeskart.no (©Kartverket).

Tabell 9. Koordinater for prøvetaking av miljøgifter i Hunnselva og Vikselva. Fiske ble fanget i området omkring eller like oppstrøms for vannprøvetakingspunktet (se Figur 3).

Elv	Breddegrad	Lengdegrad
Hunnselva	60.79415	10.69498
Vikselva	60.61735	11.25612

Miljøgiftene som ble analysert i vannprøver var metallene bly (Pb), nikkel (Ni) og kadmium (Cd), samt det organiske miljøgiften klorfenvinfos (et insekticid) (**Tabell 10**). Klorfenvinfos ble analysert i vann, fordi det per i dag ikke finnes gode metoder for analyser dette stoffet i fisk. Analysene av metaller ble filtret gjennom et 0,45 µm filter før analyse.

For målte prioriterte stoffer er det fastsatt grenseverdier, såkalte miljøkvalitetsstandarder (Environmental Quality Standards =EQS) i Vannforskriften (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018). Kjemisk tilstand i en vannforekomst bestemmes på bakgrunn av konsentrasjoner av prioriterte stoffer i vann, sediment eller biota, som sammenlignes med EQS-verdiene. Konsentrasjoner over EQS gir «Ikke god» kjemisk tilstand, mens konsentrasjoner under EQS gir «god» kjemisk tilstand.

Konsentrasjonene av de prioriterte stoffene i vann og fisk ble vurdert mot grenseverdiene (AA-EQS og MAC-EQS) gitt i Klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018). AA-EQS er grenseverdi for som ikke skal overstiges av årsmiddel av alle prøver tatt ved en stasjon. MAC-EQS er grense for maksimal årlig konsentrasjon som ikke skal overstiges i enkeltprøver.

I tillegg er PAH-metabolittene 1-OH-pyren og 1-OH –fenantren, som ikke har fastsatte grenseverdier i Vannforskriften (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018), vurdert opp mot grenseverdier utarbeidet for marine fiskearter iht. OSPAR konvensjonen (Hylland m.fl., 2012). Siden torsk har den laveste grenseverdien for miljøvurderingskriteriet (EAC, grenseverdi for skade på organismer eller på populasjonsnivå) av de tre artene dette er utarbeidet for (de to andre er kveite og piggvar), valgte vi å bruke denne som sammenligningsgrunnlag. EAC for torsk er 483 ng/g 1-OH-pyren i galle. Grenseverdien for bakgrunnsnivåer (BAC) er satt til 21 ng/g 1-OH-pyren. For 1-OH -fenantren er BAC satt til 2,7 ng/g, mens EAC er 518 ng/g. De andre PAH-metabolittene har ikke fastsatte grenseverdier, men er omtalt med tanke på målte nivåer i galle.

Tabell 10. Oversikt over hvilke miljøgifter som ble analysert i fisk og vann, analysemetoder og utførende laboratorier.

Miljøgift	Metode	Utførende lab
Fisk (ørret)		
Kortkjedete klorparafiner (SCCP)	Intern metode	Eurofins
Bromerte difenyletere (PBDE6)	Intern metode	Eurofins
Sum Heksabromosyklododekan (HBCD)	Intern metode	Eurofins
Heksaklorbensen (HCB)	Intern metode	Eurofins
Sum Heksaklorosyklodeksan (HCH)	Intern metode	Eurofins
Pentaklorbensen (QCB)	Intern metode	Eurofins
DEHP	Intern metode	Eurofins
Kvikksølv (Hg)	DIN EN ISO 15763 (2010)	Eurofins
Fettprosent	Intern metode	NIVA
PAH-metabolitter i galle	Intern metode	NIVA
Vann		
Metaller (Pb, Ni og Cd)	SS-EN ISO 17294-2	SGS Analytics (Hamar)
Klorfenvinfos	Intern metode	Eurofins

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 disse til en samlet tilstandsklasse, beregnes først en EQR-verdi (Ecological Quality Ratio) for hver parameter som angir forholdet mellom dagens verdi og en referanseverdi for den aktuelle parameteren i den aktuelle vanntypen. EQR verdiene for alle indekser og parametere må deretter normaliseres til en felles skala med like klassegrenser: De normaliserte EQR-verdiene (nEQR) ligger alltid på en skala mellom 0 og 1, hvor de forskjellige klassegrensene er gitt ved henholdsvis: $\leq 0,20$ (svært dårlig), 0,21–0,40 (dårlig), 0,41–0,60 (moderat), 0,61–0,80 (god) og 0,81–1,0 (svært god). Prosedyren for normalisering er gitt i klassifiseringsveilederen avsnitt 3.5.5 (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018, Kap. 3.5.5, tekstsaks 3.7).

Indekser/parametere innen samme kvalitetselement, kombineres ved å beregne gjennomsnitt av nEQR verdiene for hver indeks/parameter, dersom disse gjelder samme påvirkningstype (eks. Tot-P og siktedyp som begge responderer på eutrofiering), eller ved egne regler (f.eks. for planteplankton: klorofyll *a*, totalt biovolum, PTI indeks for artssammensetning og maks biomasse av cyanobakterier, se figur 4.1 i Direktoratgruppen vanndirektivet 2018). Resultater på tvers av indekser for forskjellige typer påvirkning innen ett kvalitetselement, f.eks. ASPT og RAMI-indeksene for bunndyr, kombineres ved hjelp av «det verste styrer» prinsippet, dvs. den indeksen med lavest nEQR-verdi bestemmer den endelige nEQR-verdien for det aktuelle kvalitetselementet. For videre kombinasjon av resultater på tvers av kvalitetselementer gjelder samme prosedyre, som gir økologisk tilstand for stasjonen eller vannforekomsten basert på det biologiske kvalitetselementet som har den laveste nEQR-verdien (den dårligste tilstanden). 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 minst ett av de biologiske kvalitetselementene er i moderat eller dårligere tilstand, brukes ikke de fysisk-kjemiske kvalitetselementene (se figur 3.6 i Direktoratgruppen vanndirektivet 2018).

For innsjøen ble hver stasjon klassifisert ut fra nEQR-verdiene for planteplankton, Tot-P og siktedyp, mens Tot-N ikke ble tatt med i klassifiseringen ettersom planteplanktonet på alle stasjonene ikke er nitrogenbegrenset. Dette er vurdert ut fra Tot-N : Tot-P-forholdet og summen av nitrat og ammonium. Nitrogen antas ikke å være vekstbegrensende for planteplankton dersom Tot-N : Tot-P forholdet er over 20 gjennom hele vekstsesongen og summen av nitrat og ammonium-konsentrasjonene aldri er lavere enn 10 µg/l. Disse to kriteriene er innfridd på alle stasjonene (**Vedlegg A**).

For elvene ble samlet økologisk tilstand beregnet basert på nEQR-verdiene for de relevante indeksene. Eutrofieringsindeksen for begroingsalger (PIT) og bunndyrindeksen for organisk belastning (ASPT) ble benyttet på alle stasjoner, mens forsuringindeksen for begroing (AIP) kun ble inkludert i klassifiseringen på stasjonene i Lågen (de andre vannforekomstene var moderat kalkrike og dermed ikke forsuringssensitive). På nederste stasjon i Lågen, Svartelva og Hunnselva (samt i resten av elvene der det ble målt vannkjemi) ble konsentrasjonen av Tot-P vurdert. Tot-N ble også målt og klassifisert, men ikke tatt med i samlet klassifisering ettersom elvene ikke er nitrogenbegrensede (se kap. 4.2.2). Vi beregnet også samlet tilstand for hver vannforekomst. Dette ble gjort ved å beregne gjennomsnittlig tilstand for stasjonene der det var mer enn én stasjon innenfor samme vannforekomst.

3 Resultater og diskusjon – Mjøsa

3.1 Primærdata

Alle primærdata er gitt i **Vedlegg A, B, C** og er også rapportert til Vannmiljø-databasen. Generelle fakta om Mjøsa med nedbørfelt er gitt i **Vedlegg F**.

3.2 Meteorologiske og hydrologiske forhold

Værforholdene har stor betydning for tilførsler av næringsstoffer, mineralsalter, erosjonspartikler og organisk materiale fra nedbørfeltet, samt for temperatur- og sjiktningsforholdene i Mjøsa. Disse miljøfaktorene har igjen stor innvirkning på planteplanktonets primærproduksjon, samt vekst og utvikling av dyr (f.eks. dyreplankton og fisk) og planter i innsjøen. For å beskrive de meteorologiske forholdene i Mjøs-området i 2021 (temperatur og nedbør; **Figur 4**) har vi benyttet data fra en værstasjon på Kise på Nes i Ringsaker². Til sammenlikning vises klimanormalen for perioden 1991–2020, som er den gjeldende klimanormalen fra og med 2021.

Januar og februar 2021 var kaldere og mer nedbørsfattige enn normalt (**Figur 4**). Mars var unormalt varm, men april var helt på normalen sammenliknet med de siste 30 årene. Begge vårmånedene var svært nedbørsfattige – særlig april, da det nesten ikke kom noe nedbør. I både mai og juni var været ganske normalt, selv om juni var litt varmere enn vanlig. Ved Kise kom det svært mye nedbør i juli, men mesteparten av dette kom i løpet av de siste dagene. Den 30. juli kom det hele 43 mm. Dette medførte en sommertopp i vannføring i de mindre vassdragene, f.eks. i Svartelva, hvor vannføringen økte fra < 1 til ca. 10 m³/s i løpet av et par dager (**Figur 5**). Lengre opp i nedbørfeltet, f.eks. ved Otta, kom det betydelig mindre regn den 30 juli (18 mm), og det medførte ingen stor flomtopp i Lågen (**Figur 5**).

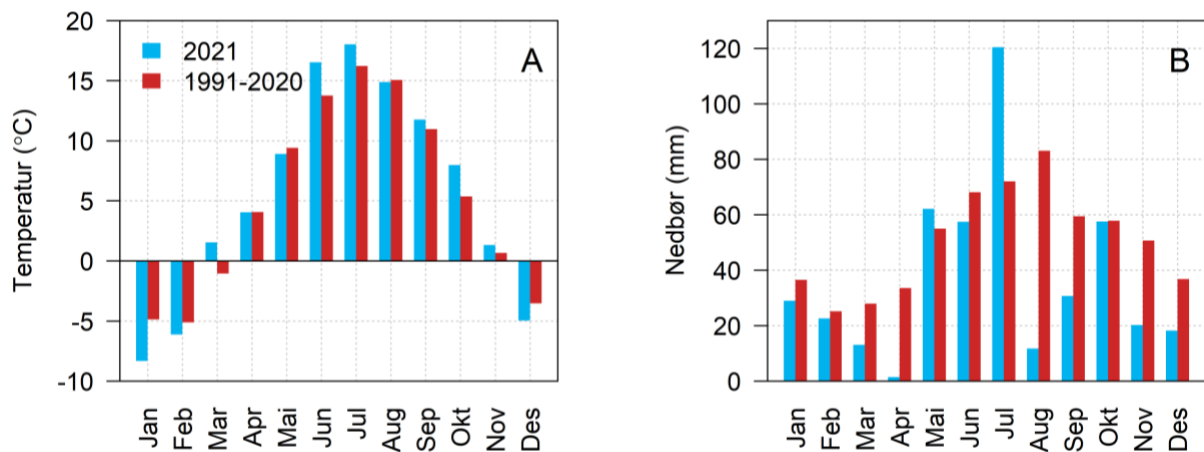
Temperaturen på sensommeren og høsten var ganske normal, men august og september var preget av svært lite nedbør og lav vannføring i elvene (se f.eks. Lena og Svartelva i **Figur 5**). I oktober var den samlede nedbøren nær normalen, men mye av regnet kom samlet i løpet av noen dager i månedsskiftet september–oktober. Dette medførte flom i flere av de mindre tilløpselvene (f.eks. i Svartelva, **Figur 5B**). Slutten av året var også meget nedbørsfattig, med under halvparten av normal mengde nedbør i november og desember.

Vårflommen i Lågen avhenger av mengden snø i de ulike delen av nedbørfeltet, og hvordan smeltingen fordeler seg og sammenfaller med eventuell nedbør i samme periode. Til tross for relativt store snømengder ved slutten av vinteren i fjellområdene både nord-øst og nord-vest i nedbørfeltet³, var flomtoppen i Lågen lav (< 1000 m³/s; **Figur 5**). Middelflom-vannføringen i Lågen er 1361 m³/s ifølge NVEs database Sildre (<https://sildre.nve.no>). Vårflommen i de mindre tilførselselvene var forholdsvis normal.

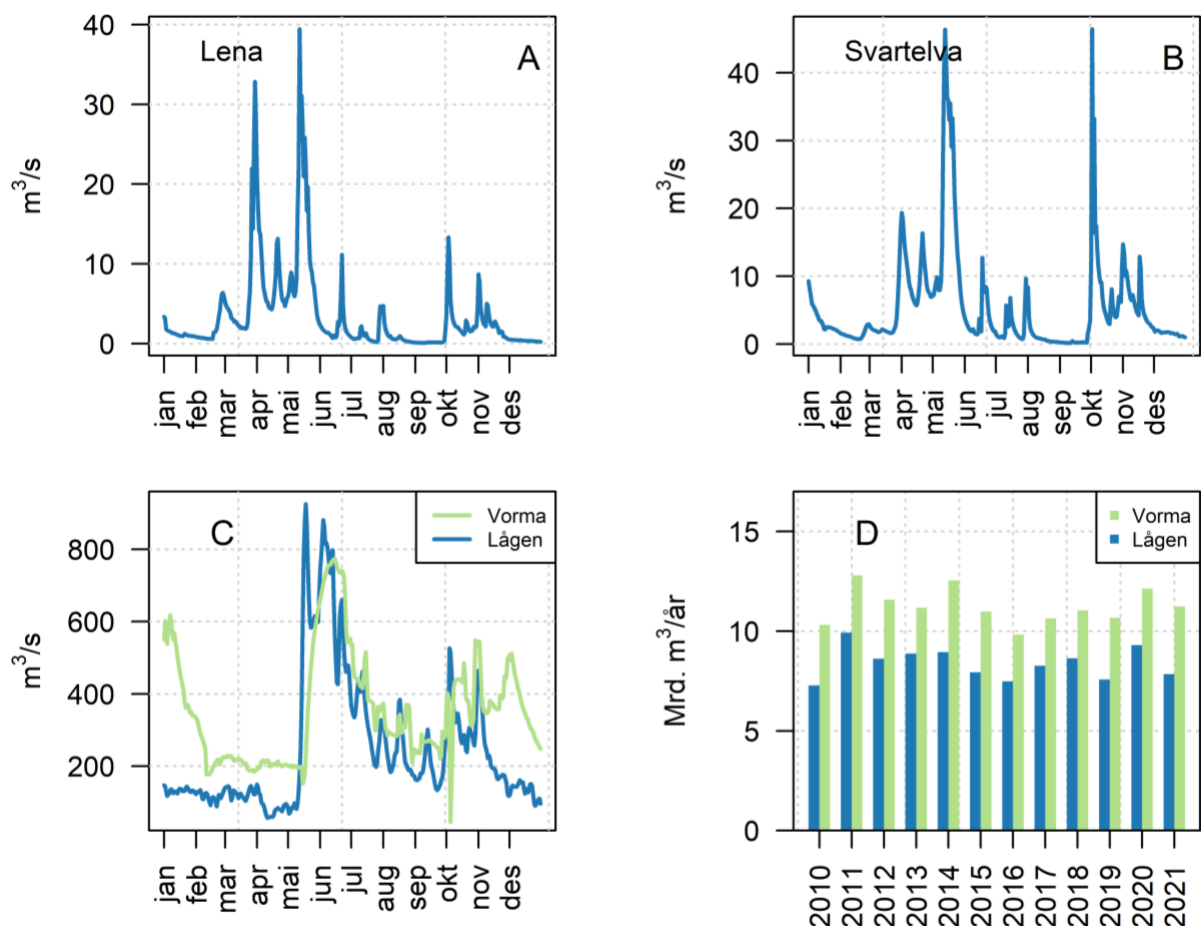
På grunn av den tørre sommeren og høsten i 2021 var den samlede vanntilførselen til Mjøsa via Lågen relativt lav i 2021 (**Figur 5D**). Lågen bidrar normalt med 70-80 % av vanntilførselen til Mjøsa (se kap 4).

² https://lmt.nibio.no/agrometbase/getweatherdata_new.php

³ Snømengden 30 april 2021 var 100–200 % av normalen (noen steder også mer) i Jotunheimen, Dovre og fjellområdene imellom (<http://www.senorge.no>).



Figur 4. Middeltemperaturer (luft) (A) og nedbørsummer (B) per måned ved Kise meteorologiske stasjon i 2021 (blå søyler). Normaler for perioden 1961-1990 er vist med røde søyler. Datakilde: NIBIO, Landbruksmeteorologisk Tjeneste (LMT), http://lmt.nibio.no/agrometbase/getweatherdata_new.php

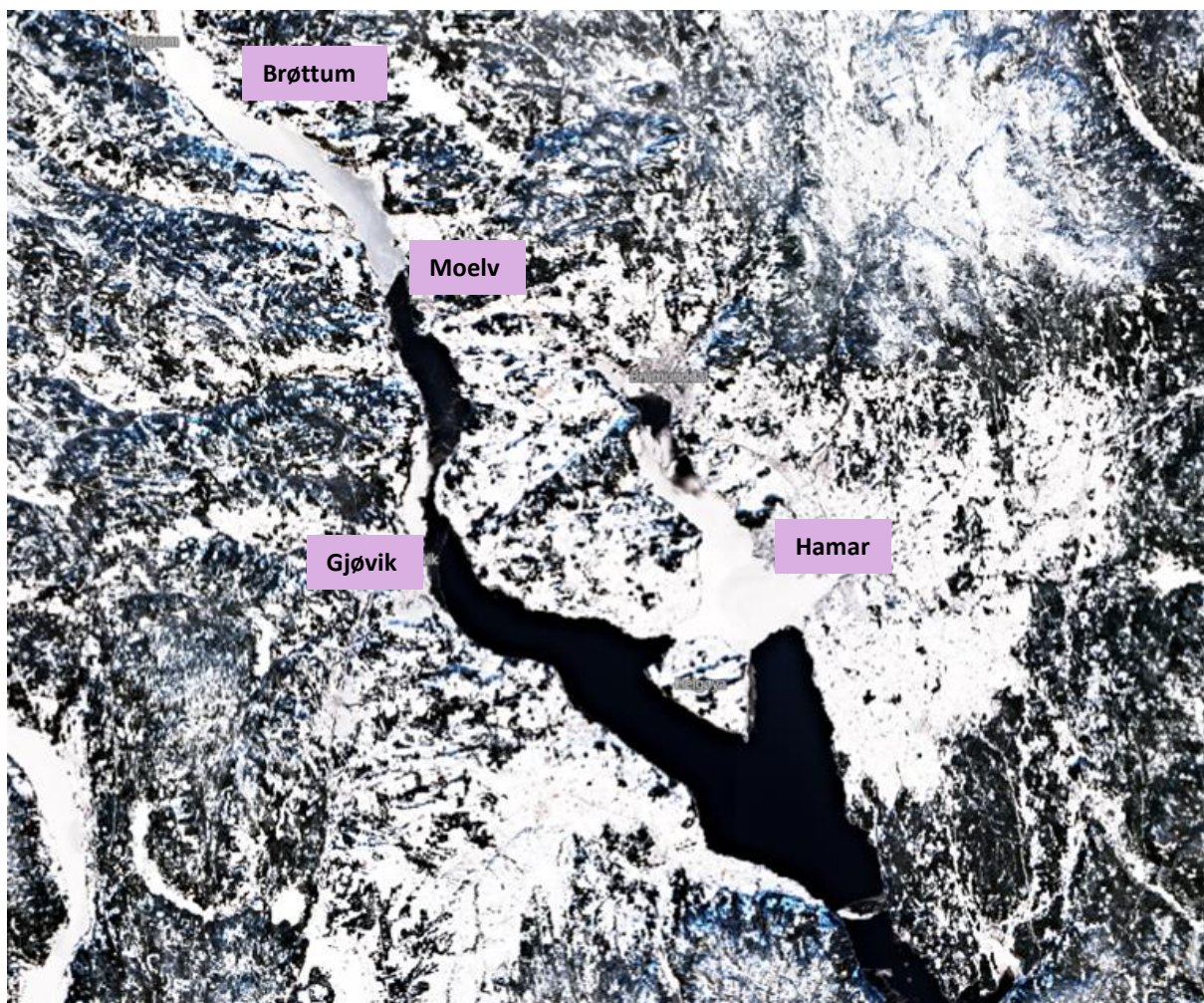


Figur 5. Vannføring i A) Lena, B) Svartelva og C) Lågen (vannmerke Losna) og i Vorma ved Minnesund i 2021. D) Årlig vanntransport med Lågen og Vorma i perioden 2010–2021 (mrd. = milliarder) (høyre panel). Basert på data fra NVE og Hafslund E-CO kraft.

3.3 Vanntemperatur

Etter flere uker med kaldt vær nådde isen sin største utbredelse i midten av februar 2021. Da lå det is på hele den nordlige delen av Mjøsa, omtrent sør til Gjøvik (**Figur 6**). I likhet med de syv foregående vintrene la det seg ikke is på de sentrale delene av innsjøen, men i den kaldeste perioden lå det is mellom Hamar og Helgeøya. Furnesfjorden var også islagt, men her ble isen gradvis mer usikker på sen vinteren/våren. Også helt i sør var det områder med is i februar.

Ved prøverunden den 10.–11. mai var innsjøen fullsirkulert, og det var omtrent samme temperatur gjennom vannsøylen ved alle stasjoner (**Figur 7**). Ved Skreia varierte temperaturen fra 3,4–3,6°C; ved Kise fra 3,6–3,7°C; ved Brøttum fra 3,5–3,7°C og i Furnesfjorden fra 3,9–4,9°C (varmest i overflaten). Temperaturen i på 430 m i mai var 3,4°C. På store dyp i Mjøsa er temperaturen som regel lavere enn 4°C (**Figur 7**). Dette skyldes at temperaturen for vannets maksimale tetthet avtar med økende trykk (ca. 0,2°C pr. 100 m dyp; Boehrer mfl. 2013).



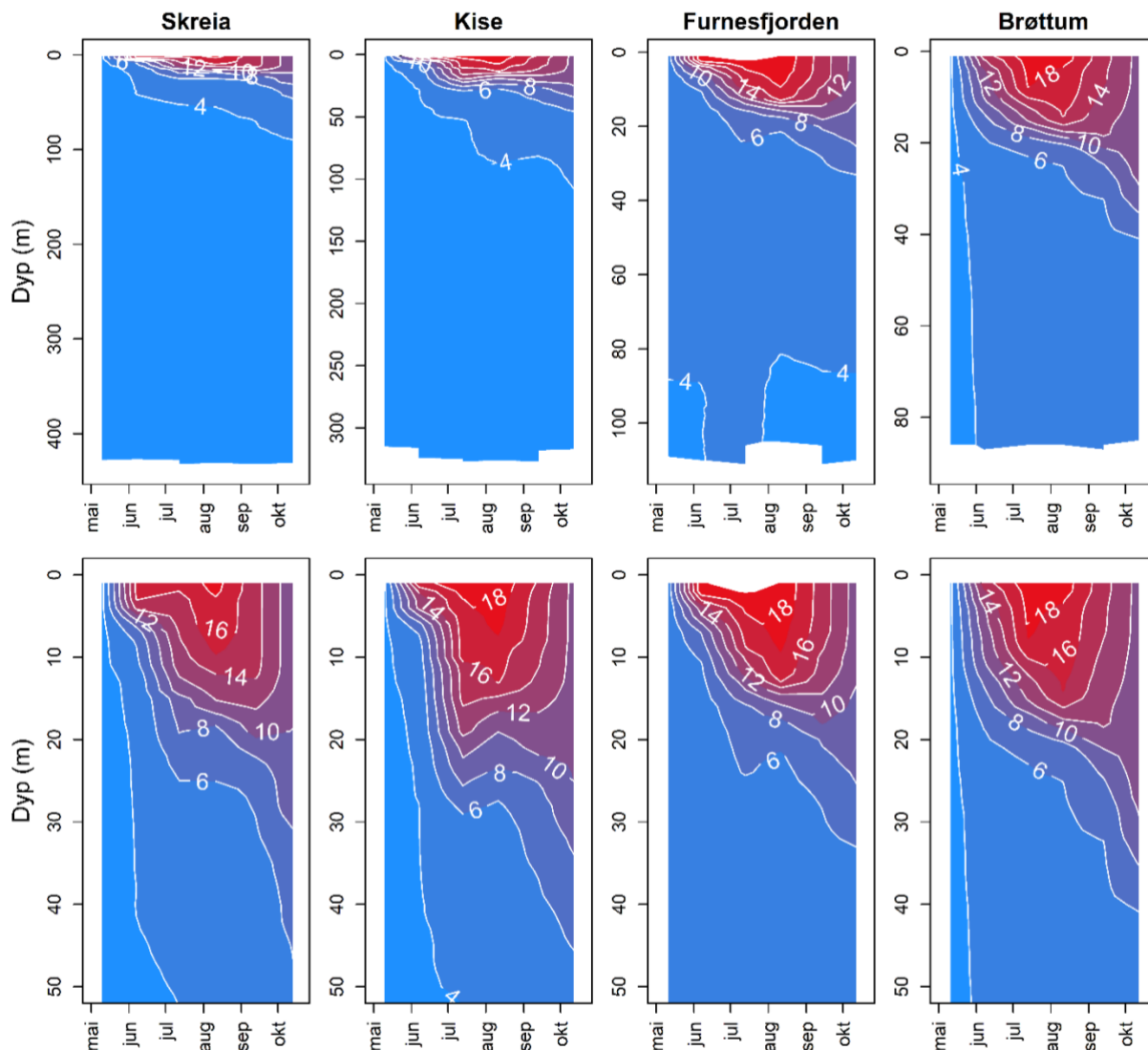
Figur 6. Satellittbilde fra de sentrale deler av Mjøsa 14 februar 2021. Satellittfoto hentet fra <https://apps.sentinel-hub.com/eo-browser>.

Målingene av overflatetemperatur viste en økning fra midten av mai og nådde en topp omkring midten av august. Utover sommeren ble en termoklin (temperatur-sprangsjikt) etablert mellom de øvre, varme vannlagene (epilimnion) og de dypere, kalde vannlagene (hypolimnion). Planktonalgene finnes primært i dette overflatelaget, der det tilstrekkelig lys for algevekst og de kan danne oppblomstringer.

Tidlig på våren er sprangsjiktet fraværende, noe som hindrer de frittselevende planktonalgene i å holde seg nær overflaten der det er lys, og primærproduksjonen blir for liten til å bygge opp biomassen. Allerede i juni var overflatelaget betydelig oppvarmet (> 15 grader) ved alle stasjoner, og sprangsjiktet lå omkring 5 m. I juli og august lå sjiktet mellom 10 og 20 meter, mens det ble gradvis dypere utover høsten (**Figur 7**).

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. Som følge av dette kan temperaturen i overflaten endre seg ganske raskt om sommeren avhengig av vindforholdene. 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. Disse faktorene er trolig de viktigste årsakene til at termoklinen ofte ikke er spesielt utpreget og til tider kan strekke seg over et sjikt på 20-30 m. I 2021 var det dog ganske tydelig sjiktning om sommeren, noe som kan henge sammen med stabilt, fint vær i lengre perioder.

Fra ca. midten av august og utover høsten sank temperaturen i de øvre vannlagene. I september var det fortsatt tydelig sjiktning, men ved prøvetakingen i oktober hadde overflatevannet blandet seg relativt dypt ned i vannmassene som følge av vind-indusert sirkulasjon og avkjøling (**Figur 7**). Ved siste prøvetaking på Skreia (26. oktober) var temperaturen 9 grader i overflaten og 6,4 grader på 50 meter. Høstfullsirkulasjonen inntraff trolig noen uker etter dette.

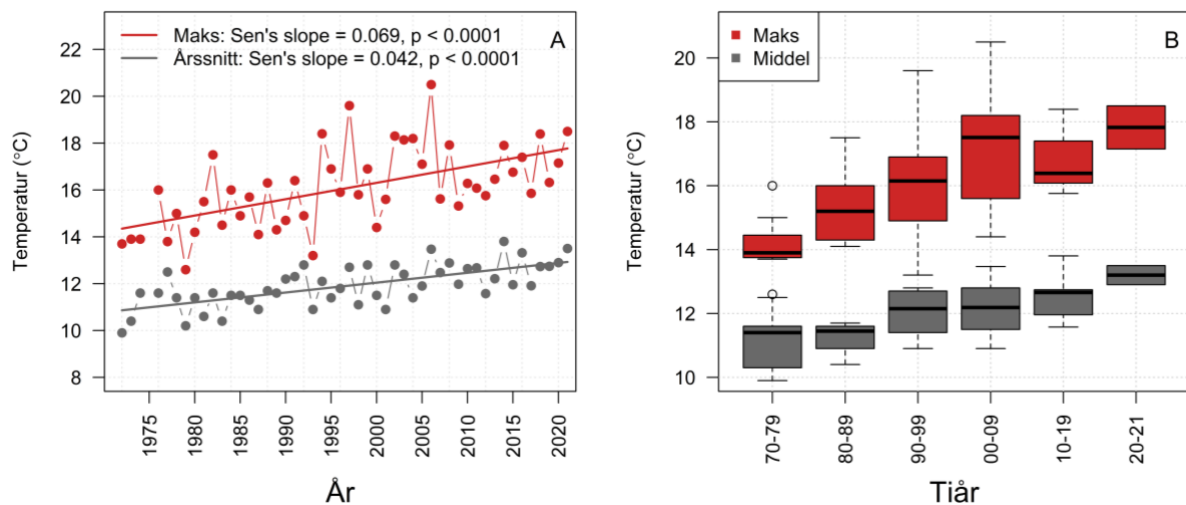


Figur 7. Temperatur (°C) i Mjøsa 2021 målt med vertikalprofilerende sonde for alle fire målestasjoner. Øvre panel viser hele vannsøylen, mens nedre panel viser 0-50 m. y-aksen angir dyp i meter.

Middeltemperaturen i de øvre vannlagene (0–10 m) på hovedstasjonen Skreia fra juni–oktober 2021 var 13,5 °C og er den nest høyeste middeltemperaturen målt siden starten av tidsserien. Det er nesten en grad høyere enn gjennomsnittet i de siste 10 årene (12,7°C). Maksimumtemperaturen i 0–10 m sjiktet var 18,5°C, som er den tredje høyeste maks-temperaturen i tidsserien. Basert på våre målinger var dermed 2021 blant årene med høyest overflatetemperatur siden 1972.

Middeltemperaturen og maksimumtemperaturen for de øvre vannlagene (0–10 m) på Skreia i perioden juni–oktober har økt med hhv. 0,42 og 0,69 grader pr. tiår (Mann Kendall test, $p < 0,0001$) i løpet av den perioden overvåkingen har pågått (**Figur 8**). I snitt har den absolutte økningen i middel- og maksimumtemperatur vært henholdsvis 2,0 °C og 3,3°C gjennom perioden 1972–2021 Dette er på nivå med de temperaturstigningene som er registrert i mange andre av verdens innsjøer (O'Reilly mfl. 2015). Årsaken til økningen er den globale oppvarmingen som har skjedd i løpet av de siste tiårene

(IPCC, 2021). Maksimumstemperaturen ser ut til å ha flatet ut noe de senere årene (**Figur 8B**), noe som kan ha sammenheng med økt bresmelting med mye kaldt smeltevann via Lågen på sensommeren.



Figur 8. Tidsutvikling av middel- og maksimumstemperatur i de øvre vannlagene (0–10 m) i perioden juni–oktober ved hovedstasjonen, Skreia. A) viser maks- og middeltemperatur per år, mens boksplottet i B) viser fordelingen av temperaturer per tiår, hvor svart horisontal strek er median.

Et varmere og våtere klima vil gi varmere overflatevann, kortere islagte perioder og mer stabil og langvarig sjikning av vannmassene i den isfrie perioden, noe vi allerede ser i Mjøsa (Moe m.fl. 2022). Mer nedbør og mer ekstreme nedbørsepisoder vil gi økte tilførsler av næringsstoffer, partikler og organisk stoff fra nedbørfeltet, spesielt fra jordbruksarealer og fra overløp av avløpsvann. Dette vil endre lysforhold, sjiknings- og sirkulasjonsforhold og næringsstofftilgang, og dermed også påvirke produktivitet og sesongdynamikk av alger, dyreplankton og fisk i Mjøsa. Endringer i slike miljøfaktorer kan videre påvirke forholdet mellom arter og øke muligheten for at nye arter etablerer seg, evt. at andre arter forsvinner.

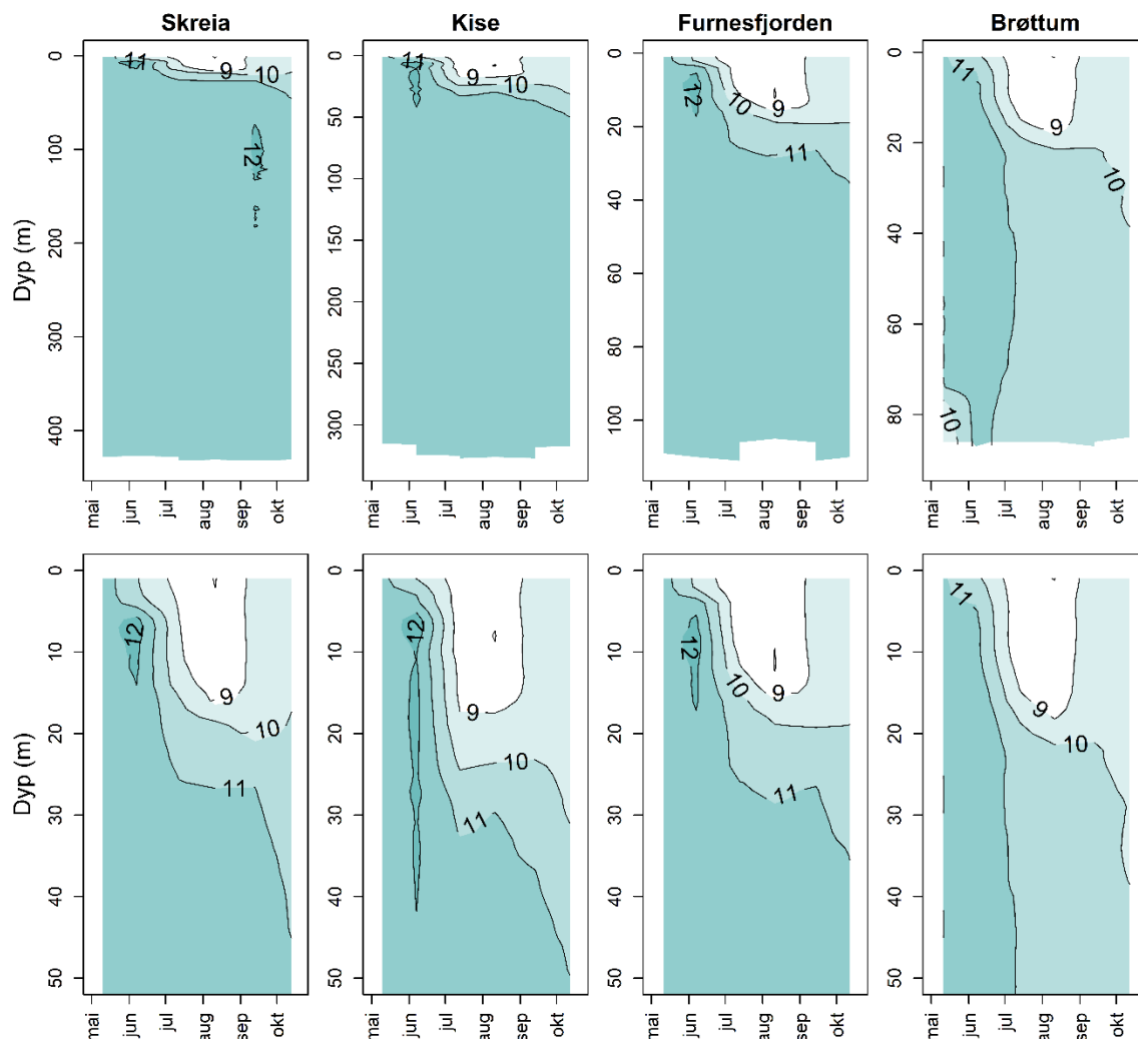
Klimaendringene har sannsynligvis allerede påvirket både algemengden og algesammensetningen i Mjøsa mot mer næringsrike forhold (Hobæk m.fl. 2012). Selv om tilstanden fortsatt er god på de fleste stasjoner de fleste år (se kap. 3.7), var det i flom-årene 2011 og 2013 moderat tilstand for planteplankton på Skreia, og moderat tilstand i Furnesfjorden i 2019 og 2022 (se avsnitt 3.7.4). Videre er det sannsynlig at varmere og mer stabilt overflatevann vil skape gode forhold for oppblomstring av cyanobakterier, ettersom disse kan ha en konkurransefordel under nettopp slike forhold (se kap. 3.7.2). Nyere studier bekrefter sammenhengen mellom klimaendringer og eutrofiering i store, næringsbegrensede, sjiktede innsjøer (Couture m.fl. 2018, Ho m.fl. 2019, Huisman m.fl. 2018, Moe m.fl. 2019).

3.4 Generell vannkvalitet

3.4.1 Oksygenforhold

Oksygenkonsentrasjonen i bunnvannet ved Skreia var mellom 11,1 og 11,5 mg/L (målt på lab med Winklers metode) ved alle prøverundene (**Vedlegg A**). Dette tilsvarer ≥ 84 % metning, og det var dermed gode oksygenforhold og ingen tegn til forhøyet oksygenforbruk i dypvannet ved Skreia. Oksygenprofilene fra sonden viste også gode oksygenforhold gjennom hele vannsøylen på alle stasjonene (**Figur 9**). Lavest konsentrasjon ble observert i de øverste 20 meterne i juli og august, noe

som sammenfaller med tidsperioden og dybdesjiktet med høyest vanntemperatur (**Figur 7**). Varmt vann naturlig holder på mindre oksygen enn kaldt vann. Oksygenmetningen, derimot, var nær 100 % i overflaten.



Figur 9. Oksygenkonsentrasjon (mg/l) i Mjøsa gjennom feltsesongen 2021 målt månedlig fra overflaten og ned til 10 m over bunnen. Øvre panel viser hele vannsøylen, mens nedre panel viser 0-50 m. y-aksen angir dyp i meter.

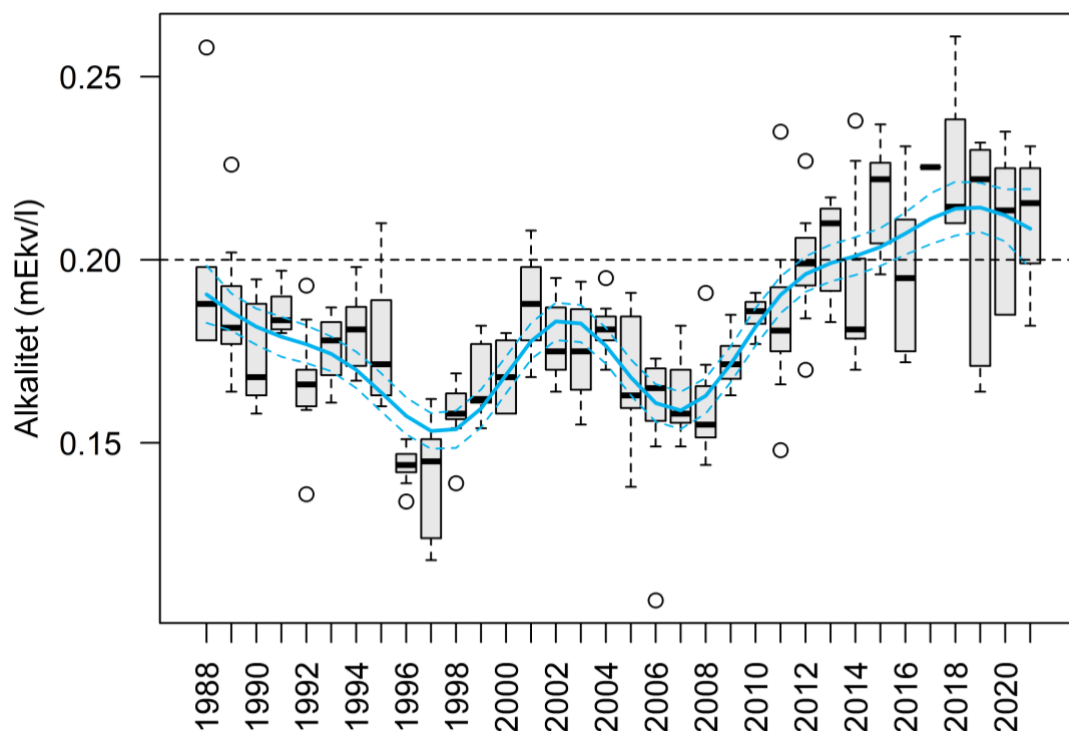
3.4.2 Kalsium, alkalitet, pH og ledningsevne

Middelverdien for konsentrasjonen av kalsium ved hovedstasjonen Skreia var i 2021 på 5,7 mg/l, mens gjennomsnittet for perioden 2018–2021 var 5,5 mg/l (standardavvik [SD]: 0,52 mg/l). Det ble ikke målt kalsium ved de andre stasjonene i 2021, men gjennomsnitt for perioden 2017–2019 var hhv. 6,1 mg/l (SD: 0,57 mg/l) i Furnesfjorden, 5,3 mg/l (SD: 0,64 mg/l) ved Kise og 4,1 mg/l (SD: 0,65 mg/l) ved Brøttum. Kalsiumkonsentrasjonen er altså lavere nord i Mjøsa, der innsjøvannet i stor grad er preget av vannkvaliteten i Lågen, som er en kalkfattig elv med en kalsiumkonsentrasjon omkring 3 mg/l (data fra 2014–2017 hentet fra Vannmiljø, se også **Tabell 5**). Mjøsa blir mer kalkrik sørover, hovedsakelig fordi bergartene i lavlandet rundt sentrale deler av Mjøsa er preget av høyt kalkinnhold. Dette gjenspeiles i mange av de mindre tilløpselvene (f.eks. Lenaelva, Hunnselva, Svartelva og Brumunda), som ofte er moderat kalkrike eller kalkrike ved utløpet i Mjøsa.

Dagens kalsium-konsentrasjon er høyere enn 4 mg/l ved alle stasjoner, men konsentrasjonene er i nedre sjikt av intervallet for moderat kalkrike innsjøer (4–20 mg Ca/l). Omfattende jordbruk, samt kalking mot forsuring i øvre deler av det lokale nedbørfeltet ha bidratt til en forhøyet kalsium-konsentrasjon i Mjøsa. Dette innebærer at det naturlige nivået muligens kan ha ligget innenfor intervallet for kalkfattige innsjøer (< 4 mg Ca/l; Løvik mfl. 2014); i hvert fall nær grensen på 4 mg/l, slik det fortsatt er ved Brøttum. Ved klassifiseringen av økologisk tilstand har vi derfor valgt å benytte grenseverdier for innsjøtype 105b, dvs. kalkfattige, klare og dype innsjøer i lavlandet, som er i tråd med anbefalingen om å benytte vanntypen med de strengeste klassegrensene dersom vannforekomsten er nær grensen mellom to vanntyper.

Alkaliteten har som gjennomsnitt for perioden 2017–2019 ligget på 0,18 mEqv/l ved Brøttum, 0,23 mEqv/l i Furnesfjorden, 0,21 mEqv/l ved Kise og 0,22 mEqv/l ved Skreia (sistnevnte for perioden 2017–2021). Som for kalsiumkonsentrasjonen viser alkaliteten at Mjøsa ligger rett over typegrensen mellom kalkfattig og moderat kalkrik (0,2 mEqv/l; Direktoratgruppen vanddirektivet 2018) for alle stasjoner med unntak av Brøttum, som ligger like under grensen. Alkaliteten i Mjøsa har endret seg over tid og vist en økende trend siden starten av 2000-tallet (**Figur 10**). En økning i alkalitet er generelt observert i norske innsjøer sammenliknet med 1995 (Hindar mfl. 2019). Redusert sur nedbør og økt CO₂ i lufta kan være medvirkende årsaker til dette (Ø. Garmo, NIVA, pers. komm).

På grunn av den moderate alkaliteten er ikke Mjøsa særlig følsom for forsuring. pH-verdien er nær nøytral til svakt basisk, med verdier i området 7,1–7,4 gjennom sesongen ved Skreia (**Vedlegg A**). Mjøsa har en saltfattig vannkvalitet, med konduktivitet på omkring 4-5 mS/m.



Figur 10. Tidsutvikling i alkalitet (mEqv/l) i overflatelaget (0-10 m) ved Skreia. Boksene viser variasjonsbredden (første kvartil, median og tredje kvartil) innen hvert år. Blå linje viser tidstrenden. Horisontal stiplede linje viser grenseverdien mellom kalkfattige og moderat kalkrike innsjøer iht. vannforskriften.

3.4.3 Organisk karbon og farge

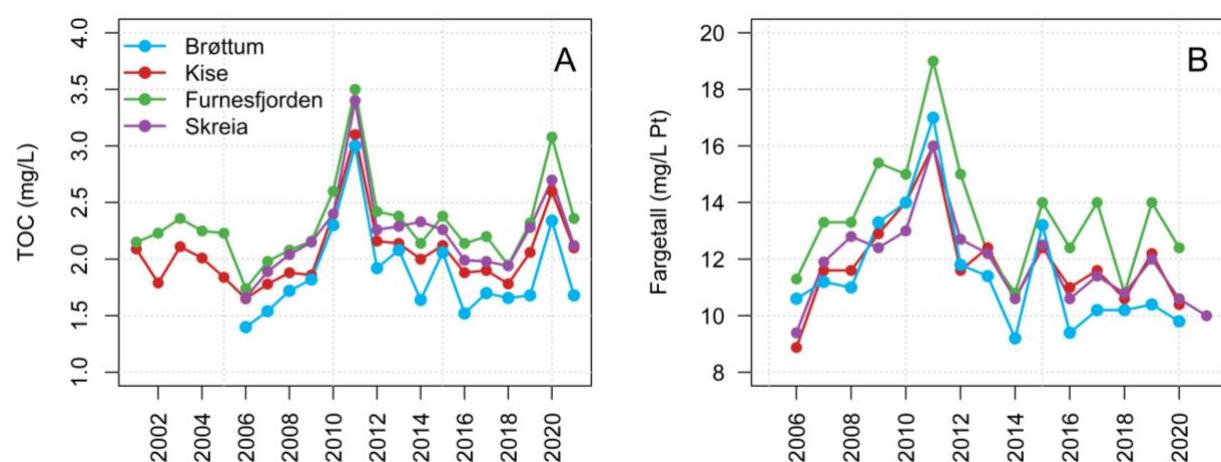
Middelverdier for totalt organisk karbon (TOC) i de øvre vannmassene i perioden juni–oktober 2021 var hhv. 2,1–2,4 mg C/l på alle stasjonene unntatt i Brøttum, hvor konsentrasjonen var noe lavere (**Tabell 11**). Fargetall ble kun målt på Skreia i 2021, og årsgjennomsnittet var 10 mg Pt/l. Midlere fargetall gjennom perioden det er gjort målinger (minus flomåret 2011; **Figur 11**) er 11,5 mg Pt/l ved Skreia, 11,6 mg Pt/l ved Kise, 11,1 mg Pt/l ved Brøttum og 13,1 mg Pt/l i Furnesfjorden. Målingene av fargetall viser at Mjøsa er en klarvannssjø som er lite påvirket av humus fra nedbørfeltet.

Mjøsas vannkvalitet er i stor grad preget av vannkvaliteten i Lågen, der nedbørfeltet er dominert av fjellområder. Utenom flomperioder er Lågen-vannet vanligvis svært klart og lite humuspåvirket, med gjennomsnittlig fargeverdi på < 10 mg Pt/l. Furnesfjorden har noe mer humus enn de andre stasjonene pga. tilførsler fra Brumunda som drenerer store myr- og skogområder (hhv. 23 og 68% av nedbørfeltet). Vannet i Furnesfjorden er allikevel godt innenfor vanntypen *klar*, som iht. vanddirektivet defineres som fargetall mellom 10 og 30 mg Pt/L.

Tabell 11. Middelverdier for totalt organisk karbon (TOC) og fargetall i blandprøver fra 0-10 m for perioden juni–oktober 2021. Farge ble kun målt på Skreia.

Parameter	Benevning	Brøttum	Kise	Furnesfjorden	Skreia
TOC	mg/l	1,7	2,1	2,4	2,1
Fargetall	mg Pt/l	-	-	-	10,0

Som følge av hundreårsflommen som rammet områdene rundt Gudbrandsdalen i 2011, og som medførte stor avrenning av partikler og organisk materiale til Mjøsa, var det en topp både i TOC og fargetall dette året (**Figur 11**). I 2020 var det også høyere TOC-konsentrasjon enn normalt, uten at fargetallet økte tilsvarende. En endring i forholdet mellom TOC og farge kan skyldes endringer i det relative forholdet mellom planteplankton og humus eller variasjoner i typen humusstoffer. En økning i TOC : farge-forholdet forventes også ved økte tilførsler av antropogent organisk materiale, f.eks. husdyrgjødsel, spredt avløp eller overløp fra kommunal kloakk.



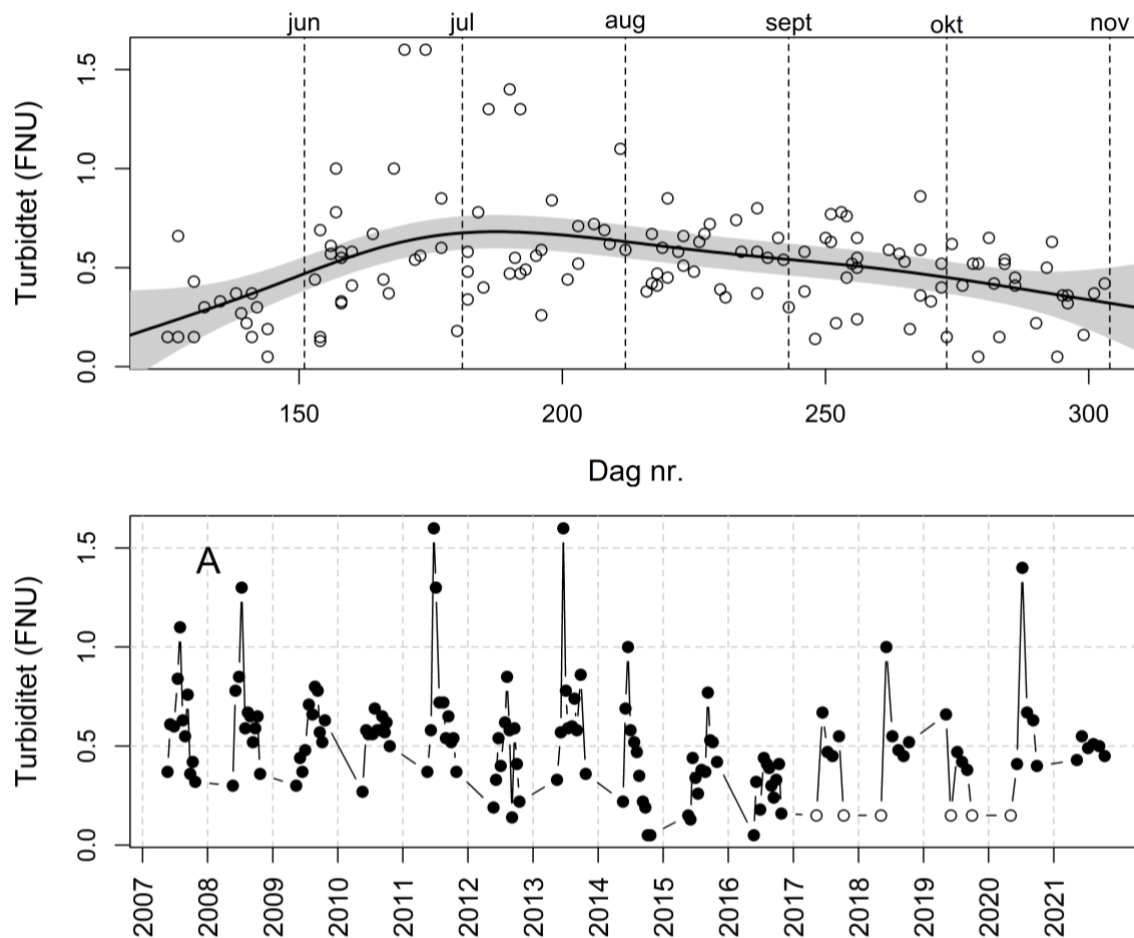
Figur 11. Tidsutviklingen i middelverdier for totalt organisk karbon TOC (A) og farge (B) fra juni–oktober i perioden 2001–2021. Farge ble kun målt på Skreia i 2021.

3.4.4 Turbiditet

Turbiditet er et mål for konsentrasjonen av partikler i vannet. Turbiditeten viser vanligvis et sesongmessig variasjonsmønster med lave verdier ($<0,5$ FNU) tidlig vår når det er lite partikler i vannet og en topp i forbindelse med vårfloppen i Lågen, som inneholder mye bre-partikler. Normalt kommer det to flomtopper i Lågen i løpet av våren og sommeren. Floppen fra de nordøstlige delene av Gudbrandsdalen kommer gjerne i slutten av mai – starten av juni, mens floppen fra de vestlige delene av nedbørfeltet (Ottavassdraget) gjerne kommer i juni–august. De vestlige delene av nedbørfeltet er betydelig bre-påvirket, noe som gjør at partikkelpåvirkningen fra Lågen kan vedvare ut i juli og august. Basert på data fra 2007–2021 er turbiditeten Mjøsas sentrale vannmasser høyest i ukene før og etter 1. juli (**Figur 12A**). Dette skyldes i trolig hovedsak påvirkning av partikler fra Lågen. Mengden planktonalger påvirker også turbiditeten, men algebiomassen i Mjøsa er som regel betydelig lavere i denne perioden enn senere på sommeren.

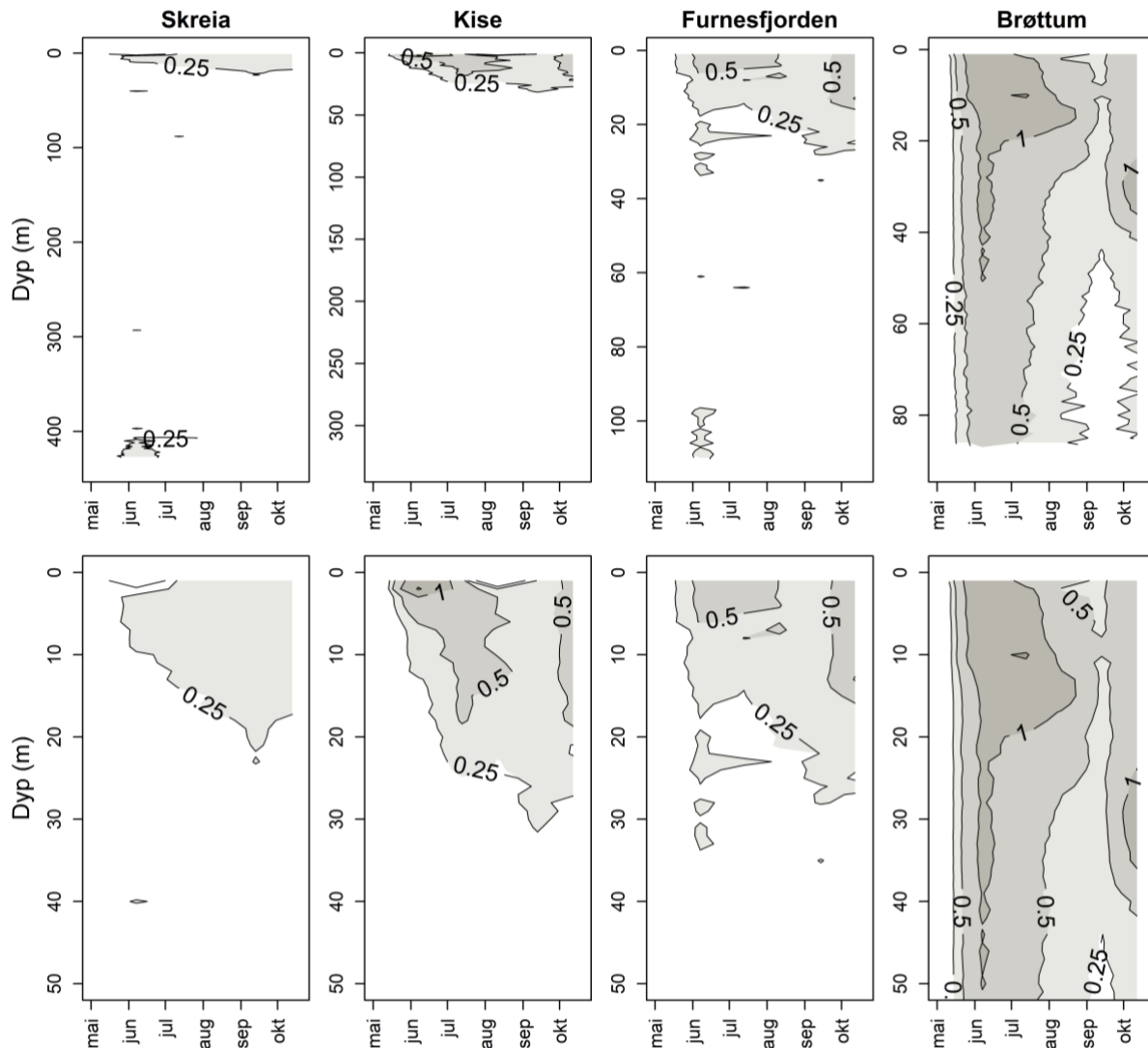
Turbiditeten er høyest i Mjøsas nordlige deler, og avtar sørover ettersom partiklene fra Lågen sedimenterer i innsjøen. Partikkelpåvirkningen fra Lågen sees ofte tydelig sørover til Kise, men kan også spores ved hovedstasjonen på Skreia, selv om turbiditet på over 1 FNU sjelden forekommer i Mjøsas sentrale hovedvannmasser (**Figur 12B**).

Flommene på våren/forsommeren i 2011 og 2013 satte et tydelig preg på Mjøsas hovedvannmasser med turbiditets-verdier på over 1,5 FNU (**Figur 12B**). Til sammenligning ble det i de nordlige delene av Mjøsa (stasjon Brøttum) målt turbiditet på 6–14 FNU i forbindelse med storfloppen i 1995 (Stårvik mfl. 1996) og på 16 FNU i forbindelse med floppen i 2013 (Løvik mfl. 2014). Ved stasjon Kise er det tidligere målt turbiditetsverdier på 3–6 FNU i tilknytning til flommer.



Figur 12. A) Turbiditet (FNU) ved hovedstasjonen Skreia gjennom vekstsesongen (data fra perioden 2007–2021). x-aksen viser dagnummer, og starten av hver måned er markert med stiplede linjer. Tykk svart linje viser tidstrenden gjennom året, med usikkerhet markert som grått felt. B) Turbiditet ved stasjon Skreia (0-10 m) i perioden 2007–2021. Hvite punkter er målinger under deteksjonsgrensen (0,3 FNU) og er angitt som halve deteksjonsgrensen (dvs. 0,15 FNU) iht. NIVAs metode, som er brukt etter 2016.

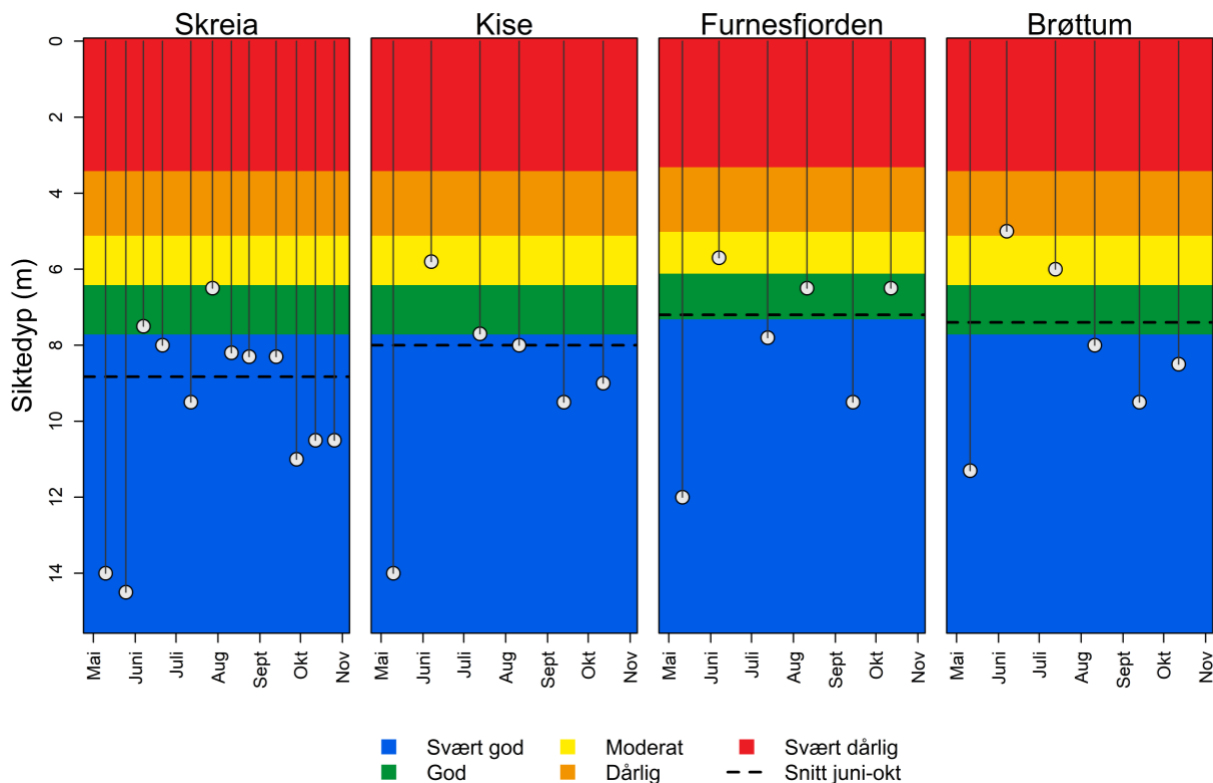
I 2021 var turbiditeten i de øvre vannmassene ved Skreia lav ved alle prøvetakinger (**Figur 12**, rådata i **Vedlegg A**). Høyeste målte verdi var 0,55 FNU i juni. Den lave turbiditeten sammenfaller godt med at det ble målt relativt høye siktedyp på Skreia gjennom hele sesongen (**Figur 14**). Det var litt høyere turbiditet ved Kise og i Furnesfjorden, basert på vertikalprofilene målt med sensor i felt (**Figur 13**). Særlig ved Kise var turbiditeten høy i juni, noe som trolig skyldes økt partikkelkonsentrasjon som følge av vårfloppen i Lågen. Ved Brøttum er turbiditeten høyere enn de andre stasjonene på grunn av nærheten til Lågen. Turbiditeten er gjerne høyest i de øverste 10–30 meterne, da det kalde Lågen-vannet gjerne legger seg som en «tunge» litt under overflaten. Hvor dypt den legger seg avhenger blant annet av temperatur- og dermed tetthetsforskjellen mellom Lågen- og Mjøsa-vannet. Turbiditeten ved Brøttum var lavere enn normalt i 2021, noe som også gjenspeiles i høyere siktedyp enn normalt (**Figur 14**). Dette har sammenheng med graden av partikkeltilførsler fra Lågen, som igjen avhenger av vårfloppen, nedbør og graden av bresmelting gjennom sesongen. Vårfloppen i Lågen var ikke særlig kraftig i 2021, og det kom generelt mindre nedbør enn normalt (**Figur 4**).



Figur 13. Sesongutvikling av turbiditet (FNU) i vannsøylen i Mjøsa i 2021 målt månedlig med sonde fra overflaten og ned til 10 m over bunnen på alle stasjonene. Øvre panel viser hele vannsøylen, mens nedre panel viser 0–50 m. y-aksen angir dyp i meter.

3.5 Siktedyp

Siktedypet i Mjøsas hovedvannmasser påvirkes vanligvis først og fremst av mengden alger (planteplankton), men også av mengden partikler og humus. I nordlige deler av Mjøsa (f.eks. ved stasjon Brøttum) reduseres siktedypet til tider betydelig av tilførte partikler fra Lågen. Partikkeltilførslene er størst under vårflommen, men silt fra breene i Jotunheimen tilføres via Lågen også utover sommeren. I 2021 målte vi årets laveste siktedyp ved Brøttum i juni (5 m) og juli (6 m; **Figur 14**). Vannføringstoppen i Lågen var allerede 18–19 mai, men forholdsvis høy vannføring vedvarte til omkring midten av juni. Siktedyp på 5–6 m ved Brøttum i juni og juli er ganske høyt sammenliknet med tidligere år, noe som trolig skyldes at vårflommen i Lågen ikke var spesielt stor i 2021. Ved Kise og i Furnesfjorden var også siktedypet lavest i juni (**Figur 14**). Det var lite alger i vannmassene i juni, så det lave siktedypet ved Kise skyldes trolig også partikkelpåvirkning fra vårflommen i Lågen. I Furnesfjorden er siktedypet mindre påvirket av partikler fra Lågen og mer av tilførsler fra lokale vassdrag, spesielt Brumunda, som kan bringe med seg betydelige mengder partikler og humus i forbindelse med flom eller etter store nedbørsmengder.

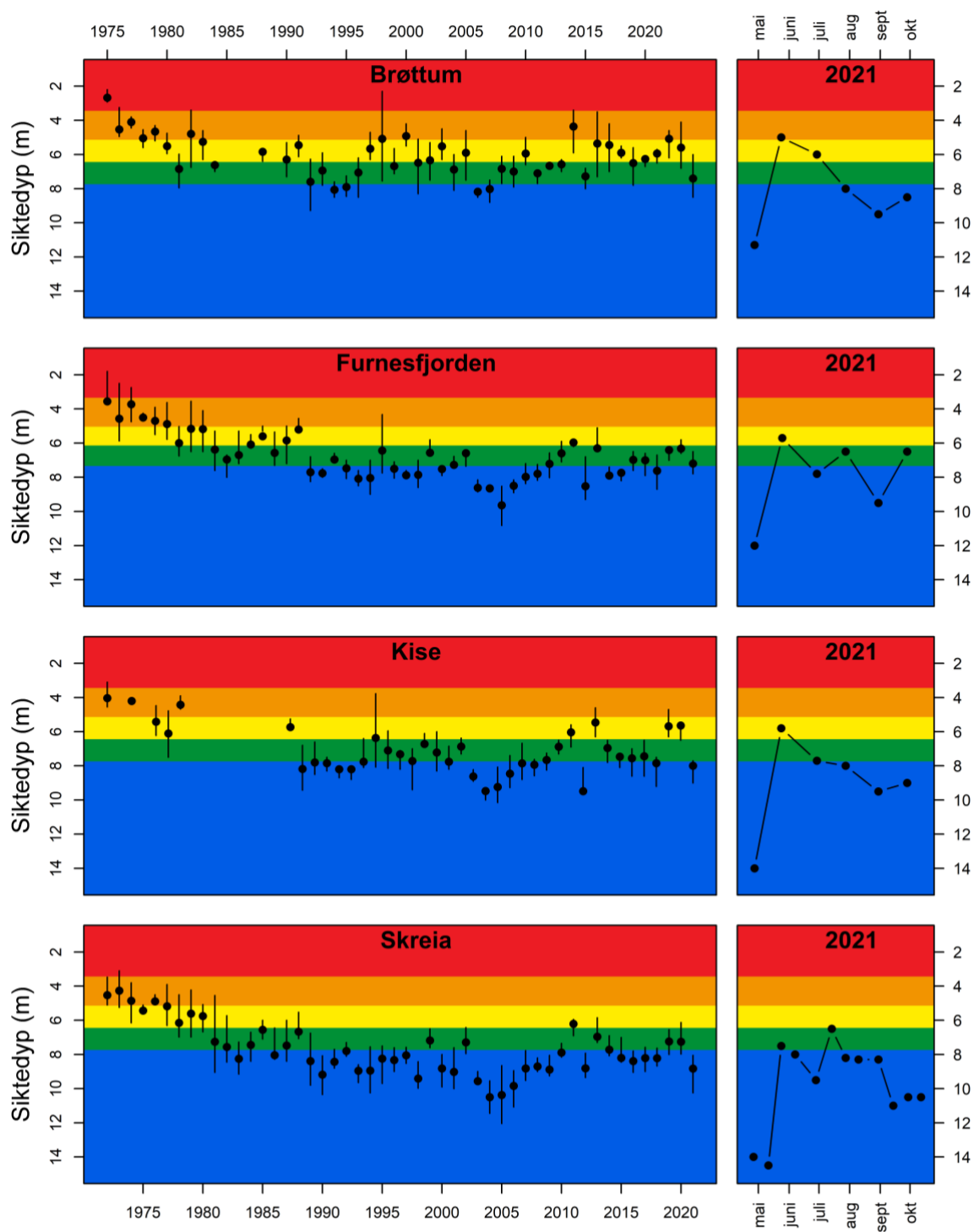


Figur 14. Sesongutvikling i siktedypet på de fire stasjonene i Mjøsa I 2021. Fargene viser tilstandsklasser iht. grenseverdier beregnet ut fra formel i kap. 7.2.4 i Klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018). Furnesfjorden har litt mer humus enn de andre stasjonene og har derfor andre klassegrenser. Sort stiplet tverrlinje er middelverdien fra juni-oktober.

Siktedypet i 2021 var generelt høyt (dvs. klart vann) og innenfor god eller svært god tilstand ved alle stasjoner. Dette skyldes trolig at sommeren og høsten var preget av lite nedbør og dermed lite avrenning og partikkelpåvirkning fra tilløpsvassdragene.

Ved hovedstasjonen Skreia var siktedypet ≥ 8 meter (som er det lokale miljømålet) de fleste månedene fra mai til oktober i 2021 (**Figur 14**). Middelverdien var 8,8 m og gir svært god tilstand iht. vannforskriften. Lavest siktedyp (6,5 m) ble observert i slutten av juli og sammenfaller med toppen i planteplanktonbiomasse (se kap. 3.7). På Kise var middelverdien av siktedypet 8 m, som også var innenfor svært god tilstand. Med unntak av i juni var siktedypet nær eller over 8 meter. I Furnesfjorden var årsgjennomsnittet 7,2 m og i øvre del av tilstandsklasse god. Høyest biomasse av alger ble registrert i august, men siktedypet holdt seg allikevel rundt 6,5 m meter (god tilstand) i denne perioden.

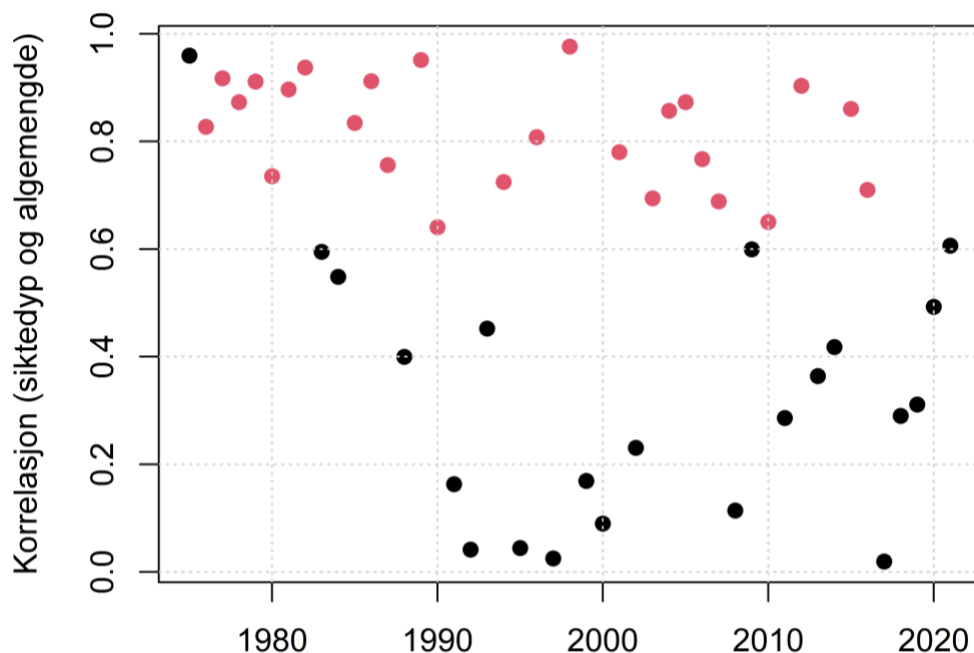
I de nordre delene av Mjøsa (jf. stasjon Brøttum) er som nevnt siktedypet ofte naturlig lavt pga. store tilførsler av vann med høyt innhold av erosjonspartikler. Fra og med august ble det målt siktedyp ≥ 8 m ved Brøttum (**Figur 13**), som er høyt til denne delen av Mjøsa å være. Årsaken til det høye siktedypet er trolig særlig den tørre høsten, som medførte lavere avrenning og partikkelpåvirkning fra Lågen enn normalt. Middelverdien for siktedypet på Brøttum i 2020 var 7,4 m og tilsvarer god økologisk tilstand. Ettersom partikkelinnholdet ved Brøttum er naturlig høyt og ikke representerer en eutrofi-påvirkning, benytter vi ikke siktedyp i den samlede klassifiseringen ved denne stasjonen.



Figur 15. Langtidsutvikling i siktedyp angitt som middelveier (sorte prikker) og 25- og 75-persentiler (sorte vertikale streker) fra juni-oktober på de fire stasjonene i Mjøsa (venstre) og sesongutviklingen i 2021 også inkludert mai-målinger (høyre). Klassegrensene for siktedyp er ikke justert for det naturlige innholdet av uorganiske partikler, som er høyt ved Brøttum. Siktedyp benyttes derfor ikke i den samlede tilstandsvurderingen ved denne stasjonen.

Langtidsserien for siktedyp for stasjon Skreia viser en klar bedring fra 4–6 m på 1970-tallet, tilsvarende moderat til dårlig økologisk tilstand, og fram til 9–11 m på 2000-tallet, tilsvarende svært god økologisk tilstand. De siste ti årene har siktedypet stort sett variert mellom 7-9 m, som er nær grenseverdien svært god/god, og også nær miljømålet for Mjøsa på 8 m (**Figur 15**).

Mens siktedypet i stor grad var bestemt av algemengdene på 1970- og 1980-tallet, har denne sammenhengen blitt noe svakere etter ca. 1990. Dette kan ses av korrelasjonen (Pearson's r) mellom siktedyp og algebiomasse, som var signifikant og høy (korrelasjon på $> 0,6$) de fleste årene frem til 1990 (**Figur 16**). Etter 1990 har det vært stor variasjon fra år til år i styrken på korrelasjonen mellom de to parameterne, fra år med høy korrelasjon til år med ingen korrelasjon. At sammenhengen mellom algemengde og siktedyp har blitt svakere skyldes delvis at det har blitt mindre alger, men trolig har også flompåvirkning med tilførsel av erosjonspartikler fra nedbørfeltet fått en noe større innvirkning på siktedypet i Mjøsa i de senere årene enn på 1970- og 1980-tallet. F.eks. var korrelasjonen lav og ikke-signifikant i flom-årene 2011, 2013 og 2014.



Figur 16. Korrelasjon (Pearson's r) mellom siktedyp og algemengde innad i hvert år (juni–oktober) ved hovedstasjonen Skreia. Korrelasjonen er plottet for perioden 1976–2021 (for få datapunkter for sikker korrelasjonsanalyse i perioden 1972–1976). Røde punkter er år med signifikant ($p < 0,05$) korrelasjon, mens svarte punkter er år der korrelasjonen ikke var signifikant.

For stasjonene Kise og Furnesfjorden ses tilsvarende mønster i langtidsutviklingen av siktedypet som på hovedstasjonen Skreia, men siktedypet er generelt ca. 1 m lavere enn på Skreia.

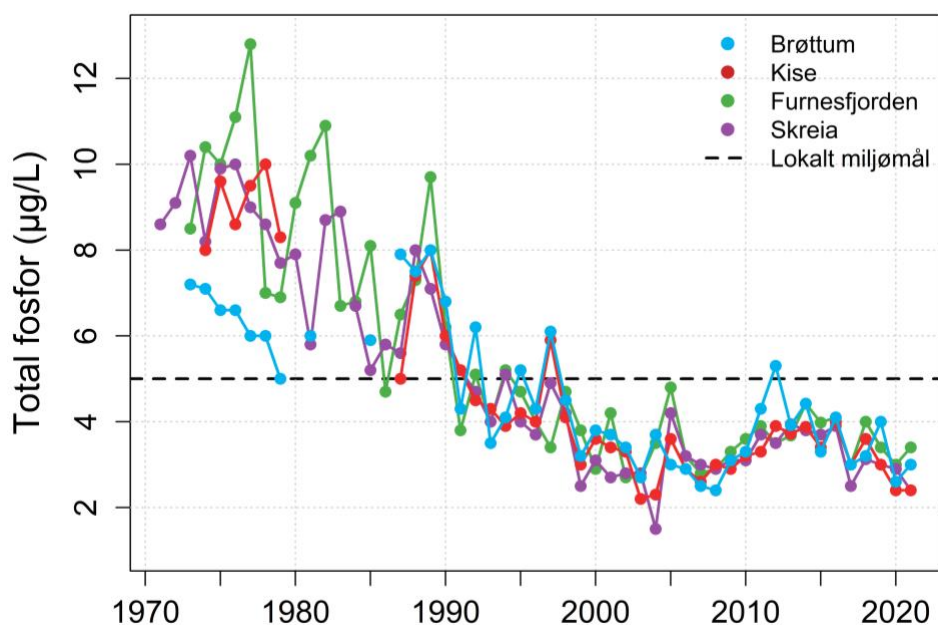
Siktedypet på Brøttum er lavest av alle stasjonene gjennom hele tidsserien pga. nærheten til Lågen og påvirkningen fra erosjonspartikler. Økologisk tilstand for siktedyp ved Brøttum (**Figur 15**) reflekterer dermed ikke en eutrofipåvirkning, og parameteren benyttes i samlet klassifisering ved denne stasjonen.

3.6 Næringssalter

3.6.1 Fosfor

Algeveksten i Mjøsa er fosforbegrenset (se kap. 3.6.3) og vil dermed i stor grad styres av tilgangen på biologisk tilgjengelige fosforforbindelser. Konsentrasjonen av total-fosfor på senvinteren/våren («basiskonsentrasjonen») en viktig parameter for å vurdere utviklingen i Mjøsas næringssaltstatus (**Figur 17**). På senvinteren/våren er forholdene i innsjøen forholdsvis stabile fra år til år og innsjøen er i vinterperioden lite påvirket av flomvann og arealavrenning. Konsentrasjonen av fosfor er derfor som regel på sitt laveste på denne tiden av året. Tidligere ble senvinter/vårprøvene ofte tatt fra isen, men de senere årene har det sjelden vært trygg is på de sentrale delene av Mjøsa. I år uten is har dermed senvinter/-vårprøvene som regel tatt tidlig i mai, før vårflommen i Lågen. Konsentrasjonene som måles i starten av mai vil kunne være noe påvirket av snøsmelting og flom i de mindre lavlandsvassdragene, selv om effekten av dette ser ut til å være liten (konsentrasjonene av total-fosfor er gjennomgående lave i prøver tatt i starten av mai).

Siden starten av 1970-tallet har konsentrasjonen av total-fosfor på senvinteren/våren blitt kraftig redusert (**Figur 17**). Årsaken er de mange tiltakene for å redusere tilførselene av fosfor som ble gjennomført fra 1970-tallet og framover i forbindelse med Mjøsaksjonen og senere tiltak (Nashoug mfl. 1999). På senvinteren har konsentrasjonen avtatt fra omkring 8–12 µg/l på 1970-tallet til 2–4 µg/l i de senere årene. Senvinterkonsentrasjonene var på sitt laveste rundt midten 2000-tallet, og det var en tendens til økende fosforkonsentrasjon i perioden frem mot 2016. Dette kan ha sammenheng med flere år med relativt store flommer (2011, 2013 og 2014). Siden 2017 har basiskonsentrasjonen vært på vei ned igjen. I perioden 1998–2019 har senvinter/vår-verdiene i all hovedsak tilfredsstilt miljømålet på 5 µg/l på alle prøvestasjonene. I 2021 var disse vårkonsentrasjonene lave og ganske like på alle stasjonene (2,4-3,4 µg P/l; **Figur 17, Vedlegg A**).



Figur 17. Tidsutviklingen i konsentrasjoner av Tot-P i dypserier ved de ulike prøvestasjonene på senvinteren/tidlig vår på stasjoner og år med trygg is eller i mai på stasjoner i år med usikker/manglende is. Punktene representerer middelerverdiene for prøver fra sjiktet 0-60 m ved Brøttum, 0-200 m ved Kise, 0-60 m ved Furnesfjorden og 0-ca. 428 m ved Skreia.

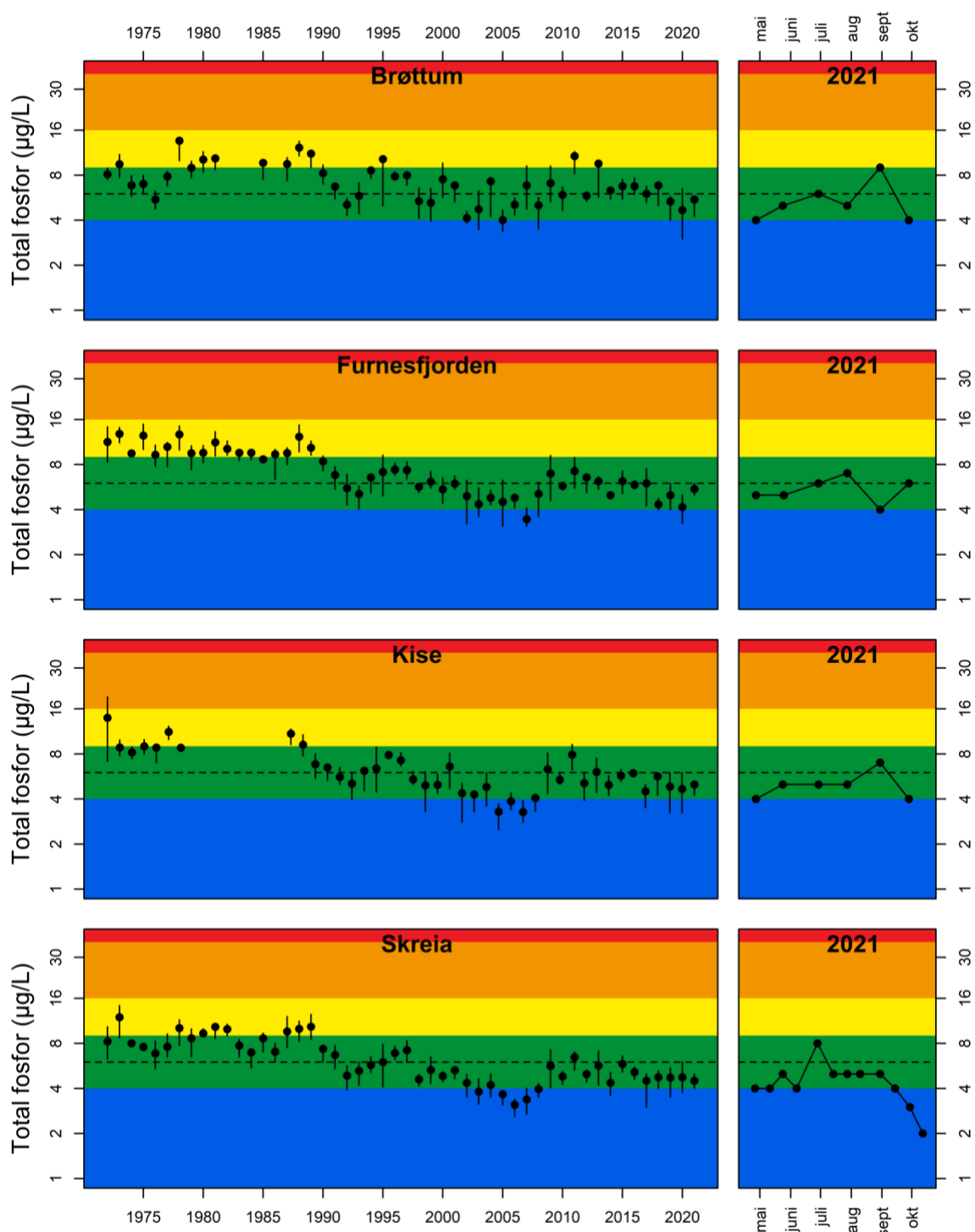
Totalfosfor-konsentrasjonen i overflatevannet (0–10 m) i perioden mai–oktober har også blitt redusert kraftig gjennom tidsserien ved alle stasjoner (**Figur 18**). Det har vært omtrent en halvering i årsmiddelkonsentrasjoner fra mellom 7 og 10 µg P/l gjennom 70- og 80-tallet, til 5–7 µg P/l på 90-tallet og 3–5 µg P/l på 2000-tallet ved hovedstasjonen utenfor Skreia. Siden 2010 har verdiene vært noe høyere enn tiåret før, men de fleste år har årsmiddelet for Tot-P ligget mellom 4,7 og 5,3 µg P/l. Totalfosfor-konsentrasjonene var høyest rundt midten av 2010-tallet, trolig som følge av relativt store flommer i 2011, 2013 og 2014. Siden 2017 har Tot-P konsentrasjonene ligget stabilt mellom 4 og 5 µg P/L, som er i godt innenfor god økologisk tilstand i henhold til vannforskriften (4–9 µg P/l).

I 2021 var middelverdiene for Tot-P i sjiktet 0–10 m fra mai–oktober 5,5 µg P/l (4–9 µg P/l) ved Brøttum; 5 µg P/l (4–7 µg P/l) ved Kise; 5,5 µg P/l (4–7 µg P/l) i Furnesfjorden og 4,5 µg P/l (2–8 µg P/l) ved Skreia (variasjonsbredder mai-oktober i parentes). Dette gir god tilstand mht. fosfor for alle stasjonene (**Figur 18**, høyre panel), og er heller ikke høyere enn det lokale miljømålet for Mjøsa, som sier at Tot-P ikke skal overskride 5,5-6,5 µg P/l gjennom vekstsesongen.

Tot-P konsentrasjonen ble også målt i blandprøver fra hypolimnion på Skreia i tråd med basisovervåkingen av andre store norske innsjøer i ØKOSTOR-prosjektet. Middelverdien var 2,7 µg/l (**Tabell 12**), som var litt lavere enn konsentrasjonen i de øvre vannlagene (0-10m).

Tabell 12. Tot-P- og fosfatkonsentrasjoner (µg/l) i hypolimnion (20 eller 50-428 m) ved Skreia (primærdata i Vedlegg A). Verdier fra 10.05 er gjennomsnitt av målinger fra alle enkeltdyp.

Parameter	10.05	07.06	12.07	11.08	13.09	13.10	Min	Middel	Max
Tot-P	2,4	2	3	3	3	3	2	2,7	3
Fosfat	1,8	1	1	1	1	2	1	1,3	2



Figur 18. Venstre panel: tidsutviklingen av total-fosfor i sjiktet 0-10 m (mai-oktober) vist med middelværdier (punkter) og variasjonsbredde (25-75 persentil; vertikale streker). Høyre panel: konsentrasjoner av total-fosfor i perioden mai-oktober 2021. Fargene viser tilstandsklassene for vanntype L105b (kalkfattige, dype lavlands-sjøer). Stiplede sorte horisontale streker angir det lokale miljømålet på 6,0 (5,5-6,5) µg P/l. Merk at y-aksen en log-transformert.

Både Tot-P og ortofosfat (PO_4) ble også målt i dypeste prøve fra Skreia (ca. 428 m; ca. 10 m over bunnen) hver måned. For fosfat var alle konsentrasjoner mellom 1 og 2 $\mu\text{g PO}_4\text{-P/l}$, mens Tot-P lå mellom 2 og 3 $\mu\text{g P/L}$ de fleste månedene. Unntakene var august og oktober med hhv. 5 og 7 $\mu\text{g/l}$ (**Vedlegg A**).

Målinger av Tot-P fra vannprøver tatt 10 m over bunnen ved Brøttum, Kise og Furnesfjorden i mai viste alle lave konsentrasjoner (2-3 $\mu\text{g P/l}$) (**Vedlegg A**).

3.6.2 Nitrogen

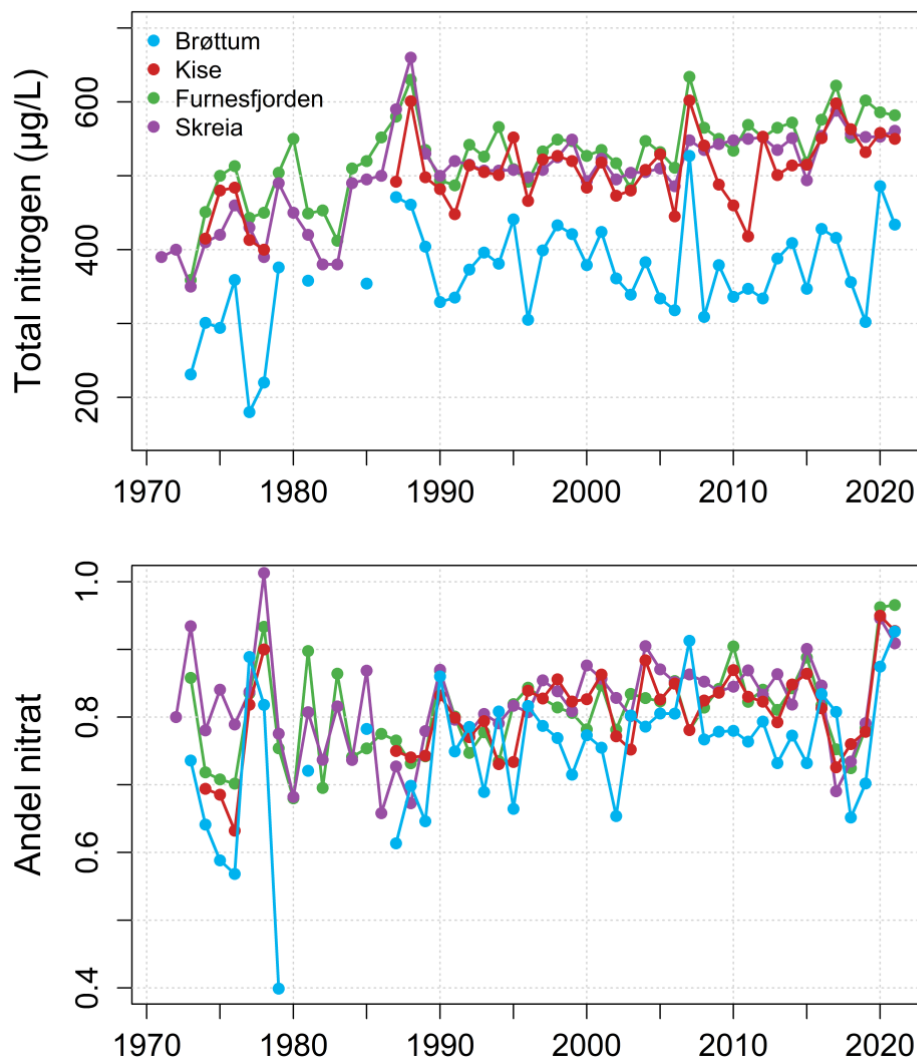
Løste nitrogenforbindelser som nitrat (NO_3) og ammonium (NH_4) er nødvendige næringsstoffer for vekst av alger og vannplanter. Disse næringsstoffene er ikke begrensende for veksthastigheten av planteplankton i Mjøsa, men i perioder kan de ha innflytelse på hvilke arter eller grupper av arter som dominerer. Økte tilførsler av nitrogen fra vassdrag og landområder til marine områder kan forårsake overgjødning av fjorder og kystfarvann, der nitrogen ofte er begrensende. Nitrogenet fra Mjøsa ender til slutt opp i ytre Oslofjord via Glomma. I ytre Oslofjord har tilførslene av nitrogen økt siden 1990-tallet, og den økte nitrogen-konsentrasjon er trukket frem som en sannsynlig årsak til økt dekning av trådalger og redusert økologisk tilstand (Staalstrøm mfl. 2022).

Ved Skreia, Kise og i Furnesfjorden økte konsentrasjonen av total-nitrogen (Tot-N) på senvinteren/våren fra begynnelsen av 1970-tallet og fram til slutten av 1980-tallet (**Figur 19**). Etter dette flatet konsentrasjonene ut, men det har vært en signifikant økende trend i perioden 1990–2021 både ved Skreia ($p < 0,0001$; Sen's slope = 18 $\mu\text{g N/tiår}$), i Furnesfjorden ($p < 0,0001$, Sen's slope = 24 $\mu\text{g/tiår}$) og ved Kise ($p = 0,02$, Sen's slope = 19 $\mu\text{g N/tiår}$). Økningen over tid skyldes trolig lokale tilførsler (i hovedsak fra dyrket mark), ettersom atmosfærisk nitrogendeposisjon er redusert eller har vært stabil siden 1990 (Aas mfl. 2020).

I den nordre delen av Mjøsa (stasjon Brøttum) er konsentrasjonen av nitrogenforbindelser betydelig lavere enn i de midtre og søndre områdene, og konsentrasjonen har ikke økt siden starten av 90-tallet (**Figur 19**; blå linje). Konsentrasjonen ved Brøttum er sterkt påvirket av vannkvaliteten i Lågen, hvor konsentrasjonen av Tot-N er relativt lav (median for perioden 2015-2020 er ca. 280 $\mu\text{g/L}$).

Om man sammenlikner konsentrasjonen av totalnitrogen (gjennomsnitt fra de siste fem årene) ved Brøttum med konsentrasjonen i utløpselva Vorma, så dobles konsentrasjonen av nitrogen i vannet på veien gjennom Mjøsa. Dette skyldes at innsjøen tilføres mye nitrogen fra de mindre tilløpselvene og bekkene med høy andel jordbruk i nedbørfeltene (se også **Figur 46**). Konsentrasjonene av nitrogen er f.eks. svært høye i Lena og Hunnselva, men også i Svartelva og Flagstadelva (**Figur 45**). Median-konsentrasjonen av nitrogen i disse elvene er gjerne 3-10 ganger høyere enn i Lågen (se kap. 4.2.1).

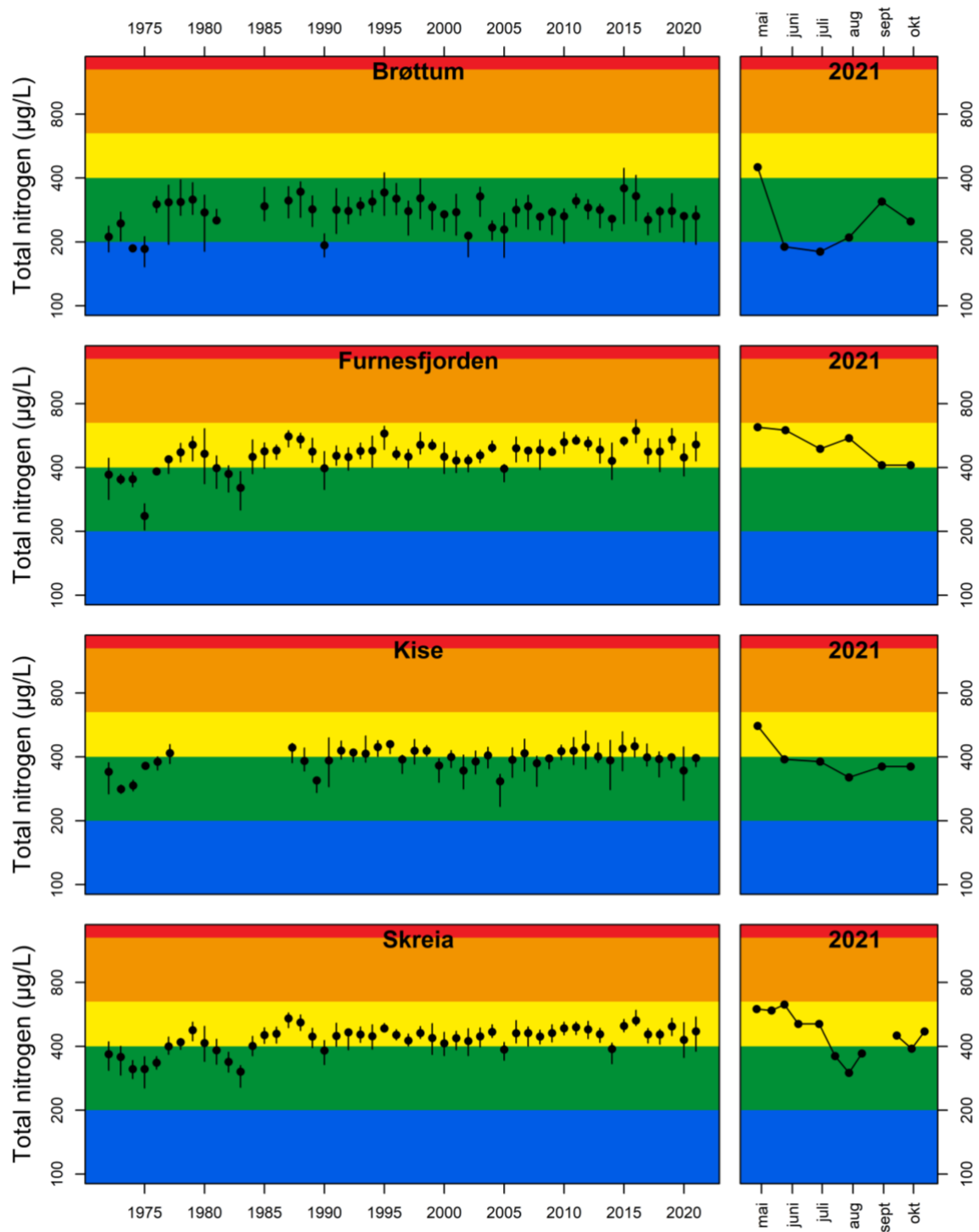
Nitrat utgjør vanligvis ca. 78-85 % av Tot-N i senvinterprøvene ved de ulike stasjonene (middel for perioden 2001-2021; **Figur 19B**). De to siste årene har andelen nitrat vært enda høyere, men årsaken til dette er usikker.



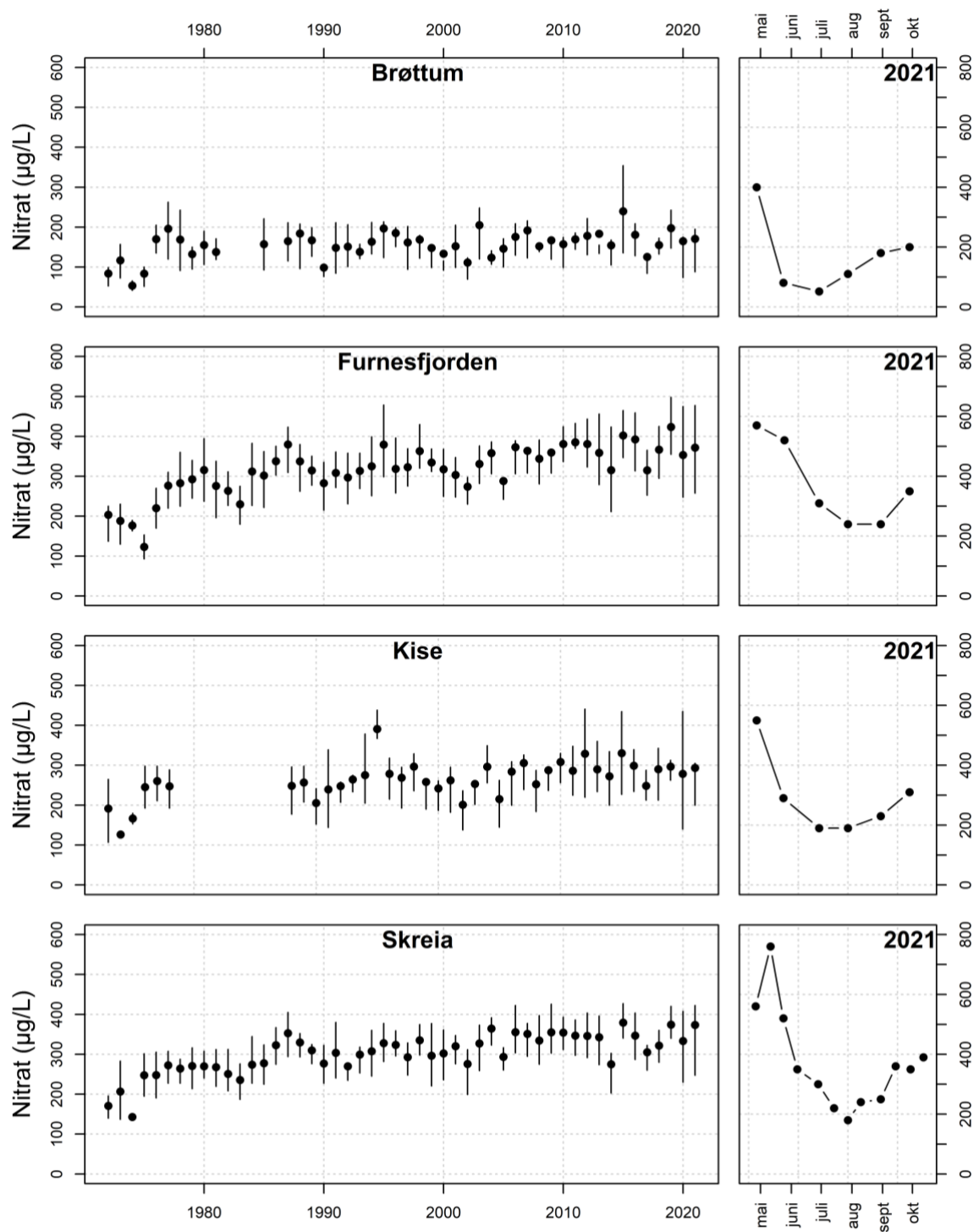
Figur 19. A) Tidsutviklingen i konsentrasjoner av total-nitrogen på senvinteren/våren (basert på middelerverdi av konsentrasjonen i vannprøver fra vertikalserier fra overflaten til nær bunnen) i perioden 1971–2021. B) Tidsutviklingen i andelen nitrat av total-nitrogen.

Tidsserien for Tot-N i perioden mai–oktober (**Figur 20**) viser at middelerverdiene hadde nokså store fluktusjoner i Furnesfjorden og ved Skreia, særlig fra starten av 70-tallet og frem til ca. 1990. I perioden 1990–2021 flatet konsentrasjonene ut eller steg svakt ved Skreia ($p = 0,06$, Mann-Kendall test) og i Furnesfjorden ($p = 0,054$). Ved Brøttum og Kise var det ingen trend i samme periode ($p > 0.1$).

Konsentrasjonen av Tot-N i 2021 (gjennomsnitt for mai-oktober) var i god økologisk tilstand ved Brøttum (265 µg N/l) og Kise (395 µg N/l), og moderat tilstand i Furnesfjorden (513 µg N/l) og ved Skreia (471 µg N/l; **Figur 20**). Ettersom fosfor er det begrensende næringssaltet i Mjøsa brukes ikke Tot-N resultatene i den samlede tilstandsklassifisering (se utfyllende begrunnelse nedenfor). Forhøyet nitrogenkonsentrasjon er allikevel et tegn på forurensing fra i hovedsak jordbruksarealer, og i lys av effektene nitrogenet kan ha i Oslofjorden nedstrøms (Staalstrøm mfl. 2020), bør tiltak mot nitrogen-tilførsler ikke neglisjeres.



Figur 20. Venstre panel: Tidsutviklingen i middelverdier for total-nitrogen i mai-oktober i sjiktet 0–10 m i perioden 1972–2020. Variasjonsbredde (25–75 persentil) er vist med vertikale streker. Høyre panel: Sesongutviklingen i 2021. Fargene viser tilstandsklassene for vanntype L105b (kalkfattige, dype lavlandssjøer). Merk at y-aksen en log-transformert.



Figur 21. Venstre panel: Tidsutviklingen i middelverdier for nitrat (nitrat-N) i mai-oktober i sjiktet 0-10 m i perioden 1972-2020. Variasjonsbredde (25-75 persentil) er vist med vertikale streker. Høyre panel: Sesongutviklingen i 2021.

Langtidsseriene for nitrat (**Figur 21**) viser samme utviklingsmønster som total-nitrogen for alle stasjonene. Det samme gjelder sesongvariasjonen i 2021.

3.6.3 Nitrogen/fosfor forholdet og næringssaltbegrensning av algeveksten

Fosfor og nitrogen er de næringsstoffene som begrenser algevekst i innsjøer. Fosforbegrensning har tradisjonelt vært regnet som vanligst (Schindler, 1977; Sterner, 2008) og reduksjon av fosfor bør prioriteres dersom målet er å minske eutrofiering (se f.eks. Schindler mfl. 2016). Nitrogenbegrensning forekommer også, men er mest vanlig i svært eutrofe innsjøer og i områder med lav atmosfærisk nitrogendeposisjon, f.eks. i nordlige deler av Fennoskandia (Bergström mfl. 2005 & 2006).

Sannsynligheten for fosfor (P)- vs. nitrogen (N)-begrensning avhenger av N:P forholdet og konsentrasjonene av uorganisk N og P. I Norge og benyttes ofte Tot-N/Tot-P = 20 som grense mellom fosfor- og nitrogenbegrensning (Lyche Solheim mfl. 2019b), der nitrogenbegrensning kan forekomme med Tot-N/Tot-P-ratioer < 20. Et annet kriterium for N-begrensning er lave konsentrasjoner av løst uorganisk nitrogen, dvs. nitrat og ammonium. Derfor har også ratioen mellom uorganisk nitrogen (DIN: nitrat + ammonium) og Tot-P vært benyttet som et kriterium for å skille fosfor- fra nitrogenbegrensning. Bergström (2010) viste at planteplanktonet i boreale, sub-alpine og alpine innsjøer skifter fra fosfor- til nitrogenbegrensning når DIN : Tot-P-ratioen faller under ca. 2.2 (på vektbasis). Dette er mest vanlig i upåvirkede, oligotrofe innsjøer med lav atmosfærisk nitrogen-deposisjon.

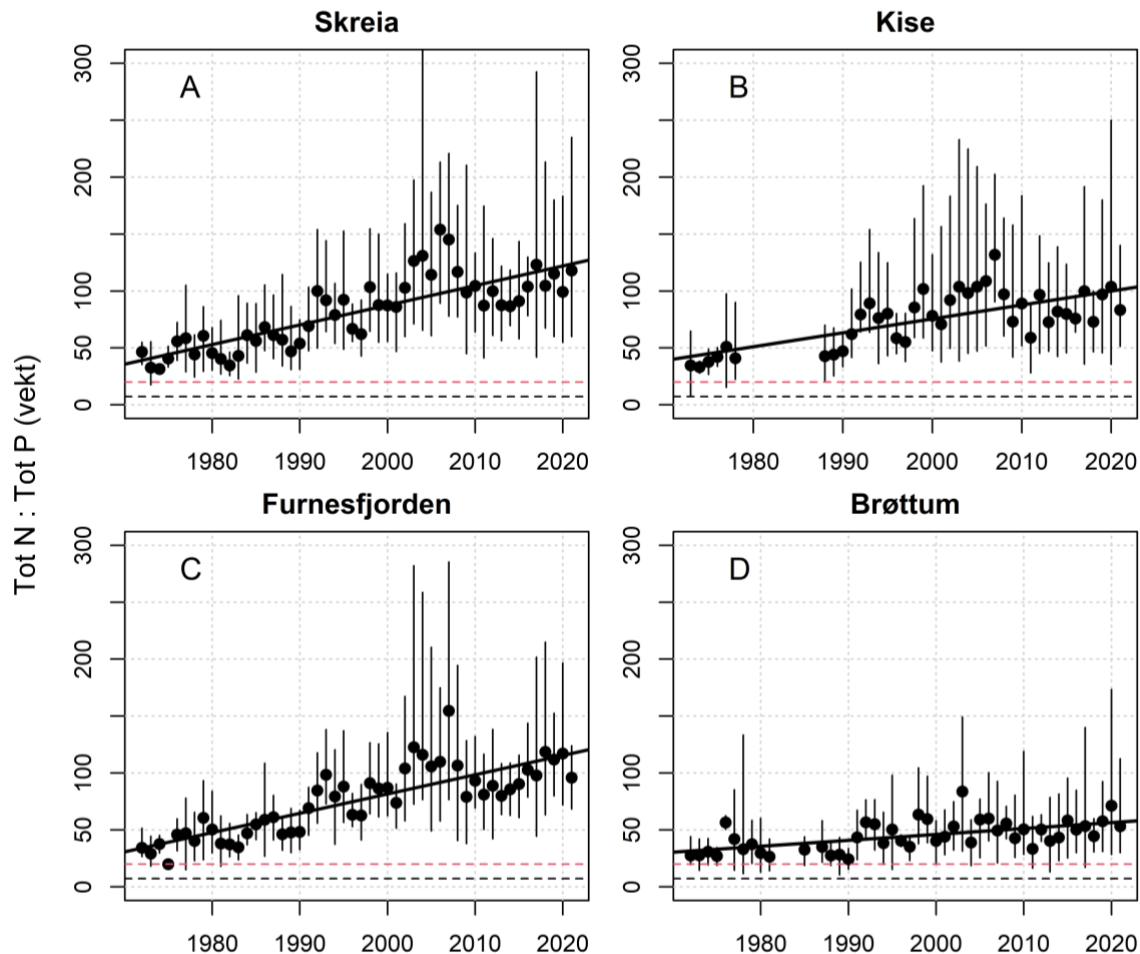
I Mjøsa ved stasjon Skreia har middelverdien for N/P-forholdet variert mellom ca. 30 og 150 i perioden 1972-2021 (**Figur 22A**). Også forholdet mellom nitrat og Tot-P er høyt, og årsmiddelet har variert mellom 17 og 118 (data ikke vist). Med unntak av enkelte måneder i den mest eutrofierte perioden på 70- og 80-tallet har det ikke vært registrert N:P eller NO₃ : Tot-P ratioer ved Skreia, Kise eller i Furnesfjorden som tyder på N-begrensning (**Figur 22**). Ved Brøttum hender det enkelte år at N:P forholdet faller under 20 en gang i løpet av vekstsesongen (**Figur 22D**). Men det har ikke vært registrert konsentrasjoner av nitrat ved Brøttum under 40 µg/l, og nitrogen-begrensning er derfor usannsynlig også her.

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 (**Figur 22**). Det vil si at tilstanden i Mjøsa de siste tiårene har beveget seg i retning mot enda sterkere fosforbegrensning enn det som var tilfellet på 1970- og 1980-tallet. Dette gjelder ved alle stasjoner, men økningen over tid har vært signifikant mindre ved Brøttum enn ved de andre tre stasjonene (**Figur 22D**). Figurene 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 flere flommer og store tilførsler av fosfor spesielt fra dyrka mark.

Verdiene av Tot-N : Tot-P, NO₃ : Tot-P og NO₃ ved de tre stasjonene i 2021 viste ingen tegn til N-begrensning (**Tabell 13**) og algeveksten var dermed fosforbegrenset ved alle prøvestasjonene gjennom hele vekstsesongen.

Tabell 13. Laveste ratioer mellom nitrogen og fosfor, og laveste konsentrasjon av nitrat (NO₃), registrert gjennom vekstsesongen 2021. N-begrensning kan forekomme om TotN : TotP < 20, NO₃ : TotP < 2.2 og/eller NO₃ < 10 µg/l.

	Skreia	Kise	Furnesfjorden	Brøttum
TotN : TotP	60	51	68	30
NO ₃ : TotP	36	33	34	16
NO ₃	180	190	240	52

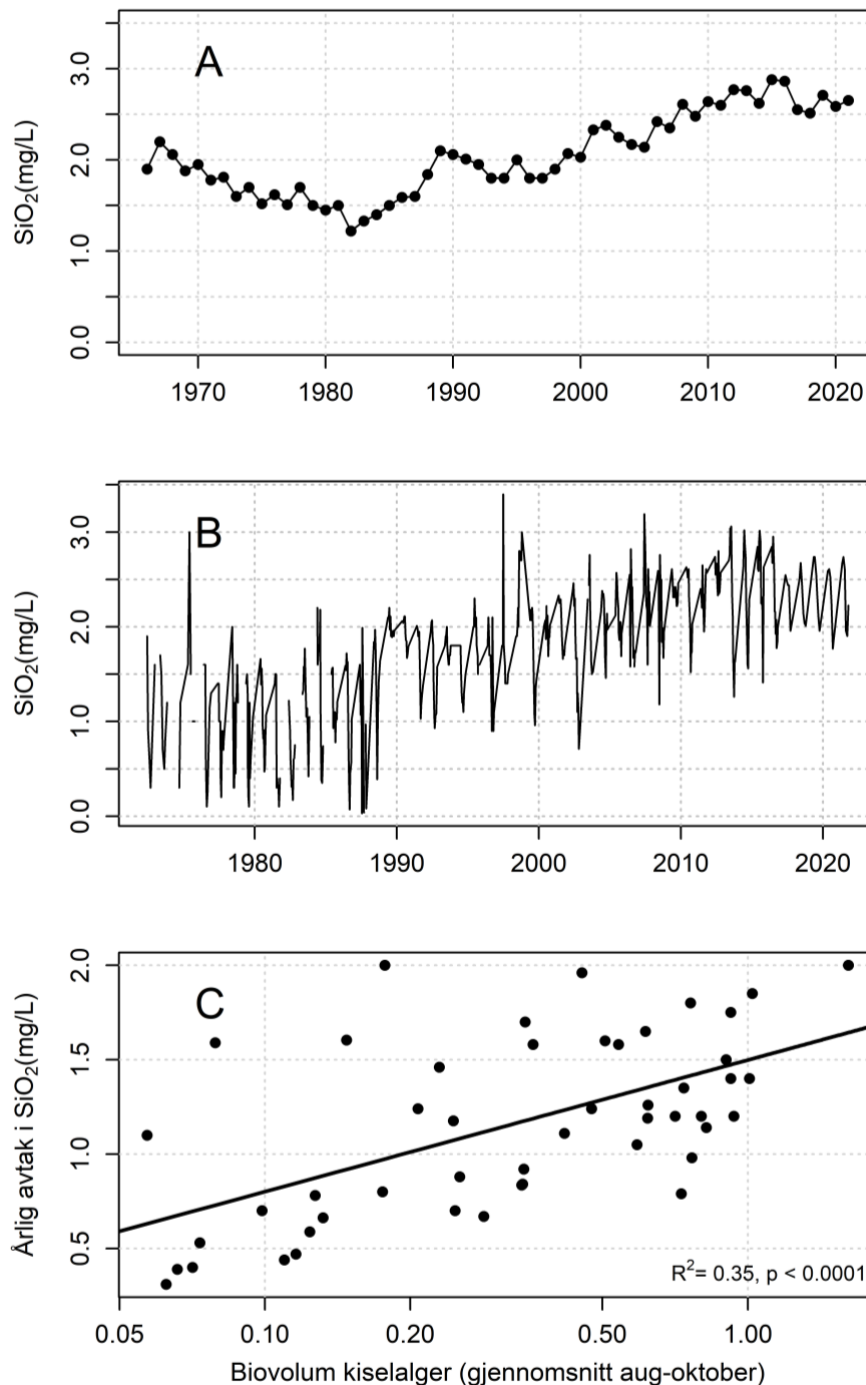


Figur 22. Tidsutviklingen i N/P-forholdet ved de fire stasjonene for sjiktet 0-10 m. Figuren viser middelerverdier for perioden juni-oktober 1972-2021. Stiplet rød linje angir øvre nivå for mulig nitrogenbegrensning, mens stiplet sort linje angir det normale N:P-forholdet i algeceller. De vertikale linjene markerer min- og maks-verdi gjennom vekstsesongen.

3.6.4 Silisium

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

Fra 1960-tallet til midten av 1980-tallet sank konsentrasjonen av silikat i vårsirkulasjonen (**Figur 23A**). 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 $<0,3 \text{ mg SiO}_2/\text{l}$ i løpet av vekstsesongen (**Figur 23B**). 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



Figur 23. A) Middelkonsentrasjonen av silikat i vårsirkulasjonen (0-400 m) ved Skreia i perioden 1966-2021. B) Sesongsvingninger i konsentrasjonen av silikat i de øvre vannlag (0-10 m) ved Skreia i fra 1972-2021. C) Sammenhengen mellom årlig avtak i silikat (differansen mellom mg SiO_2 /l vår og høst) og mengden kiselalger samme år (gjennomsnittlig biomasse på sensommeren; august-oktober).

silikat har blitt mye mindre utpreget (**Figur 23B**). Dette kan være en mulig årsak (se f.eks. Hartman mfl. 2011) til at konsentrasjonen av silikat har bygget seg gradvis opp igjen siden starten av 80-tallet og frem mot 2010 (etter 2010 har konsentrasjonen vært stabil). 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 (**Figur 44**). Uansett årsak til økningen har silisium-begrensning for kiselalger i Mjøsa blitt mindre sannsynlig i den senere tid enn det var på 1970-tallet. Sesongvariasjonen (**Figur 23B**) av silisium i vannsøylen viser et klassisk mønster med kraftig nedgang om sommeren og økning vinter/tidlig vår. Avtaket i silisium gjennom vekstsesongen er signifikant positivt korrelert med mengden kiselalger i Mjøsa på sensommeren og høsten (**Figur 23C**).

3.7 Planteplankton

3.7.1 Økologisk tilstand og artssammensetning i 2021

Den økologiske tilstanden for planteplankton i 2021 (**Tabell 14**) er basert på data fra juni–oktober, siden biomassen av planteplankton i Mjøsa som regel er vesentlig lavere i mai enn i resten av sesongen, og dermed ikke anses som representative for den økologiske tilstanden. Den lave algebiomassen i mai hvert år skyldes at temperatur-sjiktningen i Mjøsa ikke skjer før i juni (**Figur 7**) og planktonalgene blir dermed kraftig lysbegrenset i mai og vokser sent også pga. lav temperatur (ca. 4 °C).

Ved hovedstasjonen Skreia ble det målt høye biomasser av planteplankton (0,93–1,24 mm³/l) i juli og i august (**Figur 24**). Biomassen i slutten av juli er den høyeste som er målt siden 2013, og isolert sett var konsentrasjonene i slutten av juli og i august tilsvarende dårlig tilstand (**Figur 27**, høyre panel). Gjennomsnittlig algebiomasse på Skreia (0,50 mm³/l; **Tabell 14**) overskred det lokale miljømålet på 0,40 mm³/l, som også er grenseverdien mellom god og moderat tilstand. Klorofyll *a*, som er et annet målt på algebiomasse, viste forholdsvis lave konsentrasjoner og var i god tilstand. Årsmiddelet var allikevel litt over det lokale miljømålet på 2,0 µg/l. Avvik i økologisk tilstand mellom biovolum og klorofyll *a* skyldes at ulike algetyper har ulikt klorofyllinnhold, samt at klorofyllkonsentrasjonen avhenger av lysforholdene. Under gode lysforhold (f.eks. klart vann og mye sol, slik det var i 2021) vil algene generelt justere ned klorofyllkonsentrasjonen i cellene for å unngå skadelige oksydasjonseffekter (Roy mfl. 2011). Artssammensetningen målt ved PTI indeksen viste god tilstand. Det var også lite cyanobakterier på Skreia i 2021 og svært god tilstand for parameteren Cyano_{max}. Til tross for at dette ble en oppblomstring av cyanobakterien *Dolichospermum lemmermannii* observert langs land i store deler av Mjøsa i juli (se kap. 3.7.2). Selv om algebiomassen var forholdsvis høy om sommeren ga de fire parameterne samlet sett god økologisk tilstand for planteplankton på Skreia (**Tabell 14**). nEQR verdien var 0,67, som er i nedre-midtre del av tilstandsklassen.

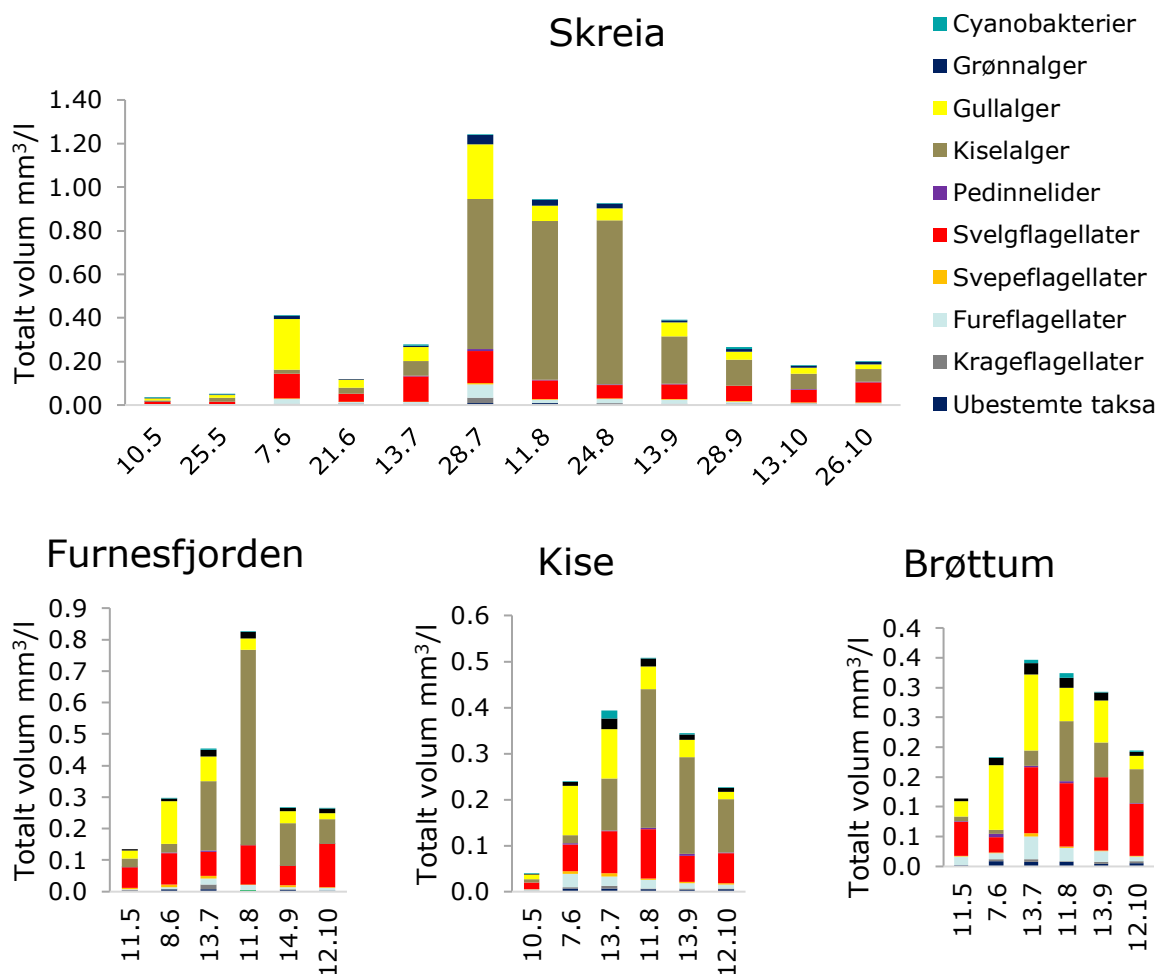
Tabell 14. Årsverdier og klassifisering av økologisk tilstand for planteplankton fra stasjonene i Mjøsa 2021 (juni–oktober). nEQR er gitt i parentes bak hver parameter/gjennomsnittsverdi. PTI er trofisk indeks for planteplankton basert på artssammensetning. Fargene indikerer tilstandsklassen, der blå = svært god, grønn = god og gul = moderat tilstand.

Stasjon	Klorofyll <i>a</i> µg/l	Totalt volum mm ³ /l	PTI	Cyano _{max} mm ³ /l	Totalvurdering Planteplankton nEQR
Brøttum	2,04 (0,79)	0,27 (0,72)	2,13 (0,75)	0,01 (0,99)	0,75
Kise	2,70 (0,70)	0,34 (0,65)	2,16 (0,71)	0,018 (0,98)	0,69
Furnesfjorden	2,42 (0,73)	0,42 (0,59)	2,20 (0,67)	0,005 (0,99)	0,67
Skreia	2,30 (0,75)	0,50 (0,55)	2,18 (0,67)	0,01 (0,99)	0,67

Furnesfjorden havnet også over det lokale miljømålet og i moderat tilstand for totalt biovolum ($0,42 \text{ mm}^3/\text{l}$), men konsentrasjonen var noe lavere enn på Skreia og nær grensen til god tilstand. Klorofyllkonsentrasjonen var i god tilstand. Også artssammensetningen målt med PTI indikerte god tilstand, og det var lite cyanobakterier. Samlet sett var tilstanden i Furnesfjorden god, med en nEQR på 0,67 (**Tabell 14**).

Ved Kise viste både biovolum og klorofyll *a* god tilstand (**Tabell 14**). Maksimums-konsentrasjonene om sommeren var lavere enn ved Skreia og i Furnesfjorden (**Figur 24**). Også PTI viste god tilstand, og det var lite cyanobakterier i prøvene. Samlet sett ga dette god tilstand for planteplankton (nEQR = 0,69).

Både algebiovolum, klorofyll *a* og PTI viste lavere verdier og høyere nEQR ved Brøttum enn ved de andre stasjonene (**Tabell 14**). Også her ble det observert lite cyanobakterier. Samlet tilstand for planteplankton ved Brøttum lå i øvre del av tilstandsklasse god, sammenlignet med nedre-midtre del av tilstandsklasse god ved de andre stasjonene. Planteplankton i de nordlige delene av Mjøsa er normalt i bedre tilstand enn lenger sør i innsjøen. Dette skyldes nok hovedsakelig lavere biomasse som følge av større grad av lysbegrensning pga. den høye turbiditeten (**Figur 13**) i vannet som tilføres fra Lågen om sommeren. I tillegg kan det tenkes mengden biotilgjengelig fosfor er lavere ved Brøttum, siden en større andel av total-fosforet trolig er bundet til mineralpartikler. Kortere oppholdstid kan også være en medvirkende faktor.



Figur 24. Sammensetning av planteplanktonsamfunnet og totalt biovolum fra de faste målestasjonene i Mjøsa i vekstsesongen 2021. Merk: ulike skala på y-aksene.

Algeklassene som dominerte i Mjøsa i 2021 var som vanlig kiselalger, svelgflagellater og gullalger (**Figur 24**). Toppen i algebiomasse var i perioden fra slutten av juli til slutten av august, og avtok gradvis utover høsten. Kiselalgenes andel av planteplanktonet økte utover sommeren og høsten, og dominerte biomassen ved Skreia, Furnesfjorden og Kise, noe som er et vanlig mønster i Mjøsa. Ved Brøttum, derimot, var det lavere andel kiselalger og dominans av svelgflagellater og gullalger. Dominansen av svelgflagellater ved Brøttum kan muligens forklares av at disse er konkurransedyktige under dårlige lysforhold (de er mobile og kan svømme mot overflaten for å høste lys), som det ofte er ved Brøttum pga. høy turbiditet.

Artene som bidro mest til det totale volumet var kiselalgene *Tabellaria flocculosa* var. *Asterionelloides*, *Asterionella formosa* og *Fragilaria crotonensis* som har sin optimale forekomst ved lav-middels høy fosfor-konsentrasjon (se artsliste med indikatorverdier i vedlegg til klassifiseringsveilederen, Direktoratgruppen, Vanndirektivet 2018), og anses som såkalte «early warning» indikatorer for eutrofiering (Lyche Solheim m.fl. 2008). Svelgflagellatene fra slektene *Cryptomonas* og *Plagioselmis* (*Rhodomonas*) utgjorde forholdsvis store andeler av planteplanktonet gjennom hele sesongen, særlig ved Brøttum. Gullalgene hadde sin største forekomst på forsommeren med mange slekter, der *Chromulina*, *Chrysococcus*, *Dinobryon*, *Mallomonas* og *Uroglenopsis* var de viktigste.

3.7.2 Oppblomstring av cyanobakterier

I juli 2021 var det en oppblomstring av cyanobakterien *Dolichospermum lemmermannii* langs land i store deler av Mjøsa. Dette var den samme arten som blomstret opp sommeren 2019 (Lyche Solheim mfl. 2020). Arten ble også observert i prøver fra alle overvåkingsstasjonene i 2021 (i juli og/eller august; **Vedlegg B**), men kun i små mengder, noe som er vanlig på de faste stasjonene langt fra land. Ettersom *D. lemmermannii* kan produsere giftstoffer (cyanotoksiner) og kan være irriterende for huden, medførte oppblomstringen blant annet stengte badeplasser og fraråding av bading ved synlig grønt vann. En rekke vannprøver ble tatt (av lokalpersoner og kommuner) for analyser av algetoksiner ved NIVA, men ingen toksiner ble påvist.

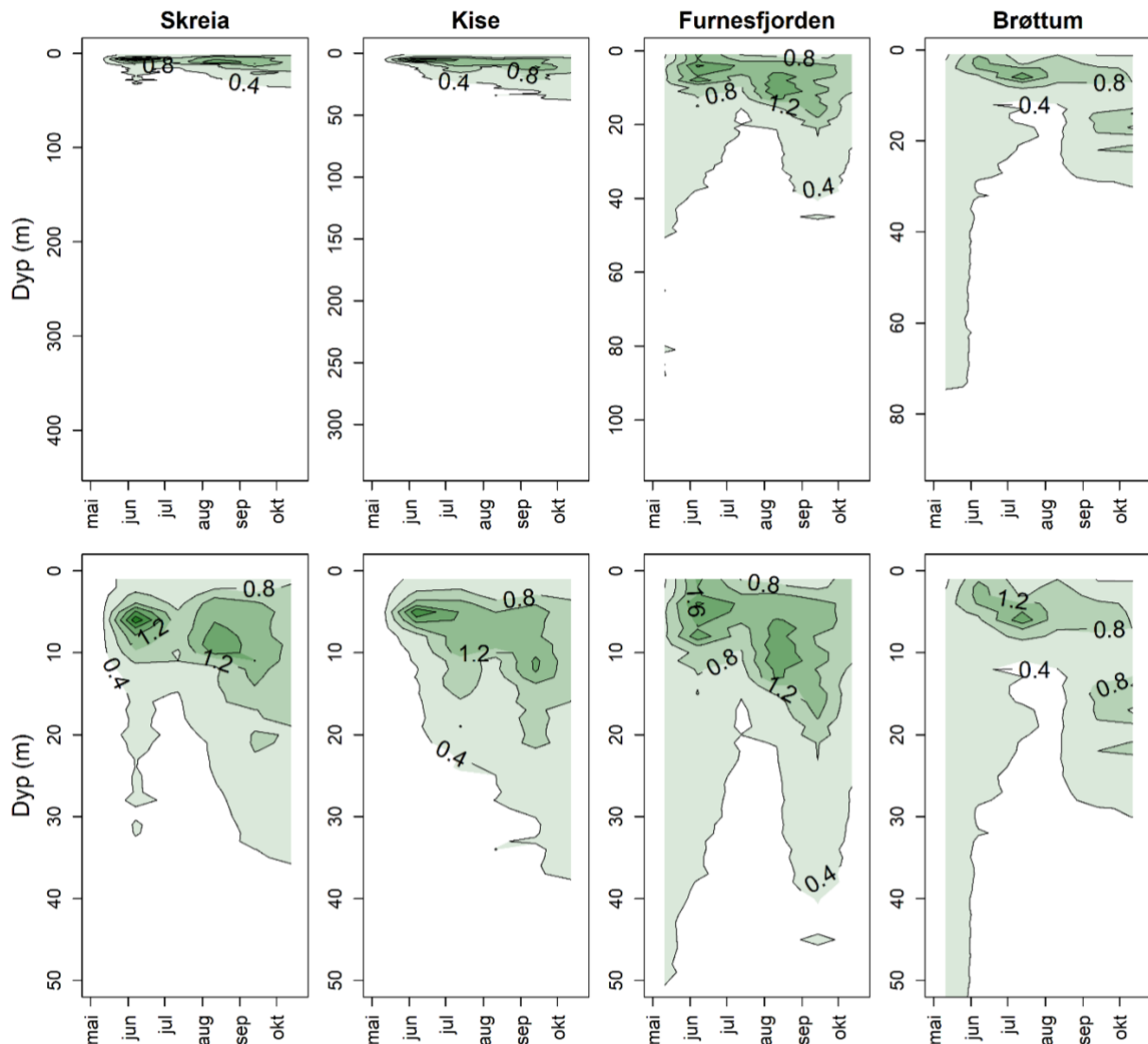
Etter mange ti-år uten store oppblomstringer av cyanobakterier i Mjøsa er det nå andre gang på tre år at dette skjer. Også i andre store innsjøer har strandnære oppblomstringer av *D. lemmermannii* blitt mer vanlig de senere årene, f.eks. i Lake Superior i USA (Reinl mfl. 2020). Selv om cyanobakterier oftest assosieres med eutrofe innsjøer, så kan enkelte arter som bl.a. *D. lemmermannii* også være vanlige i næringsfattige (oligotrofe) innsjøer, men da som regel i små mengder. Slike strandnære oppblomstringer kan se ut til å ha blitt mer vanlige i næringsfattige innsjøer de senere årene bl.a. som følge av økende vanntemperatur (Reinl mfl. 2020, 2021, Sterner mfl. 2018). Episoder med styrtregn og medfølgende «støt» av fosfortilførsel til strandnære områder vil trolig også stimulere vekst av cyanobakterier, spesielt om dette etterfølges av perioder med varmt og stabilt vær. En del cyanobakterier har også evnen til å regulere sin egen oppdrift, som gjør at de kan hente næringssalter på dypere vann og deretter flyte opp til overflaten der lysforholdene er mer gunstige. Dette kan gi dem et konkurransemessig fortrinn i næringsfattige innsjøer med stabil temperatursjiktning. I Mjøsa har både vanntemperatur og graden av sjiktning økt signifikant som følge av klimaendringene (Moe mfl. 2022).

3.7.3 Vertikalfordeling av planteplankton gjennom vekstsesongen 2021

Vertikalfordeling av mengden planteplankton gjennom sesongen ble målt ved hjelp av en såkalt *in vivo* fluorescens-sensor (se kap. 2.1.2), som senkes gjennom vannsøylen og gir et relativt mål på mengden

alger. Vertikalprofilene viser at mesteparten av algebiomassen var konsentrert i de øverste ca. 10 meterne i starten av vekstsesongen (**Figur 25**), noe som er et vanlig fenomen som følge av temperatursjiktningen (**Figur 7**). Utover sensommeren og høsten fordelte algene seg dypere ned i vannsøylen, ned mot 40 m i oktober. Gradvis dypere fordeling av algebiomassen skyldes at overflatelaget blir dypere på grunn av nedkjøling og vind-indusert sirkulasjon. I Furnesfjorden og ved Brøttum var det tilsynelatende også lave konsentrasjoner av alger ned til hhv. 50 og 75 m også i mai. Dette var trolig gullagler og svelgfallgellater (**Figur 24**), som ofte er vanlige tidlig på sesongen.

Selv om fluorescens-sensoren er kalibrert til å måle klorofyllkonsentrasjon, kan det ofte være relativt store avvik mellom fluorescens-målinger og faktisk algebiovolume. Dette skyldes at klorofyll-fluorescens per algecelle varierer mye, bl.a. som følge av korttidsvariasjoner i lysforhold, samt av næringsbegrensning og artssammensetning (Falkowski and Raven 2007). For eksempel viser **Figur 25** et tilsynelatende klorofyllmaksimum noen meter under overflaten ved alle stasjoner, men dette er et artefakt som skyldes at algefluorescensen reduseres kraftig av sollys i de øvre vannmassene (Roy mfl. 2011). Ellers er det forholdsvis god overenstemmelse mellom fluorescensmålingene og algetellingene, med noen unntak: Fluorescensmålingene (**Figur 25**) viser tilsynelatende to toppe i algebiomasse gjennom sesongen, noe som til en viss grad gjenspeiles i algetellingene fra Skreia (der det var et lite dropp i biomasse mellom juni og lutten av juli; **Figur 24**), men ikke i Furnesfjorden eller ved Kise. Avviket kan skyldes redusert fluorescens midtsommers som følge av sterk sol i epilimnion, eller forskjell i fluorescens mellom dominerende algegrupper.



Figur 25. Klorofyll-fluorescens ($\mu\text{g/l}$) i Mjøsa gjennom feltsesongen 2021 målt månedlig fra overflaten og ned til 10 m over bunnen på alle prøvetakingsstasjonene. Øvre panel viser hele vannsøylen, mens nedre panel viser 0–50 m.

3.7.4 Langtidsutvikling av planteplanktonet i Mjøsa

Langtidsutviklingen av planteplanktonet på hovedstasjonen Skreia (**Figur 26**) viser at totalbiomassen av planteplankton er mer enn halvert siden 1970-tallet, både ut fra klorofyll *a* og ut fra totalt biovolum. Årsaken til reduksjonene må i all hovedsak kunne tilskrives tiltakene som ble gjennomført for å redusere tilførselene av fosfor og dermed reversere eutrofieringen som skjedde på 1960-tallet og fram til midten av 1970-tallet (Nashoug mfl. 1999). Til tross for nedgangen i mengder siden 1970- og 1980-tallet har det også etter årtusenskiftet vært enkelte år der mengdene har vært større enn det lokale miljømålet, slik som i 2003, 2004, 2011, 2013 og 2021.

Artssammensetningen har også endret seg mot arter som indikerer mer næringsfattige forhold siden 1970-tallet, som var preget av flere år med dominans av mer næringskrevende cyanobakterier og kiselalger. Biomassen av kiselalger fortsatte å være relativt høy utover på 1980-tallet, mens cyanobakteriene ble nesten borte (**Figur 26**). Fra omkring 1990 økte andelen næringsfattige

indikatorarter innen gruppene gullalger og sveltflagellater, særlig på forsommeren, mens de middels næringskrevende kiselalgene fortsatt har vært dominerende på sensommeren og høsten, enkelte år med relativt store biovolumer. I 2010 og 2011 var det en økt biomasse cyanobakterier på høsten, men biovolumene var likevel små. I årene 2012–2021 har biomassen og andelen cyanobakterier ved Skreia vært lav og maksimumbiomassen av cyanobakterier har vært i tilstandsklasse svært god. Til tross for en massiv oppblomstring (se kap. 3.7.2) i strandsonen langs store deler av Mjøsa både i 2021 og 2019, ble det ikke funnet uvanlig høye verdier på den pelagiske hovedstasjonen noen av årene. Dette viser at betydelige lokale forskjeller i vannkvalitet og økologisk tilstand kan forekomme mellom strandnære vannmasser og de pelagiske stasjonene. En masteroppgave fra USN (Stubberud 2021) så nærmere på den horisontale variasjonen i vannkvalitet ved undersøkelser av 18 strandnære stasjoner tidlig på høsten i 2020. Dette året var det ingen oppblomstring av cyanobakterier, men TotP-konsentrasjoner ved disse strandnære stasjonene varierte mellom 5 og 21 µg/L, med et gjennomsnitt på 9 µg/L – altså omtrent dobbelt så høyt som i de åpne vannmassene sentralt i Mjøsa.

Samlet klassifisering av planteplankton uttrykt som avstand fra naturtilstand (nEQR) (nederste panel i **Figur 26**) 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 20 av årene og moderat tilstand i 12 av årene.

Årsaken til de store variasjonene i den økologiske tilstanden for planteplanktonet etter 1990 er sammensatt, og både klimatiske, antropogene og biologiske faktorer spiller inn. De viktigste årsakene er sannsynligvis variasjoner i vannføring i tilløpselvene, der flom-år eller år med mye nedbør gir økt fosfortilførsel og dermed mer alger, og variasjoner i temperatur, der varme år gir mer alger enn kalde år. Fosfortilførselene fra antropogene kilder som jordbruk og avløp er generelt forhøyede (Bechmann og Thrane mfl. 2021), slik at tilstanden kan reduseres til moderat under gitte værmessige forhold. Vannmassene nær land er særlig sårbare for slike fosfortilførsler. Variasjoner i dyreplanktonet påvirker også algebiomassen, der år med lav biomasse av store vannlopper gir mer alger enn år med høyere biomasse av disse dyreplankton-artene. NIVA er i gang med et prosjekt der målet er å analysere sammenhengen mellom disse variablene i større detalj.

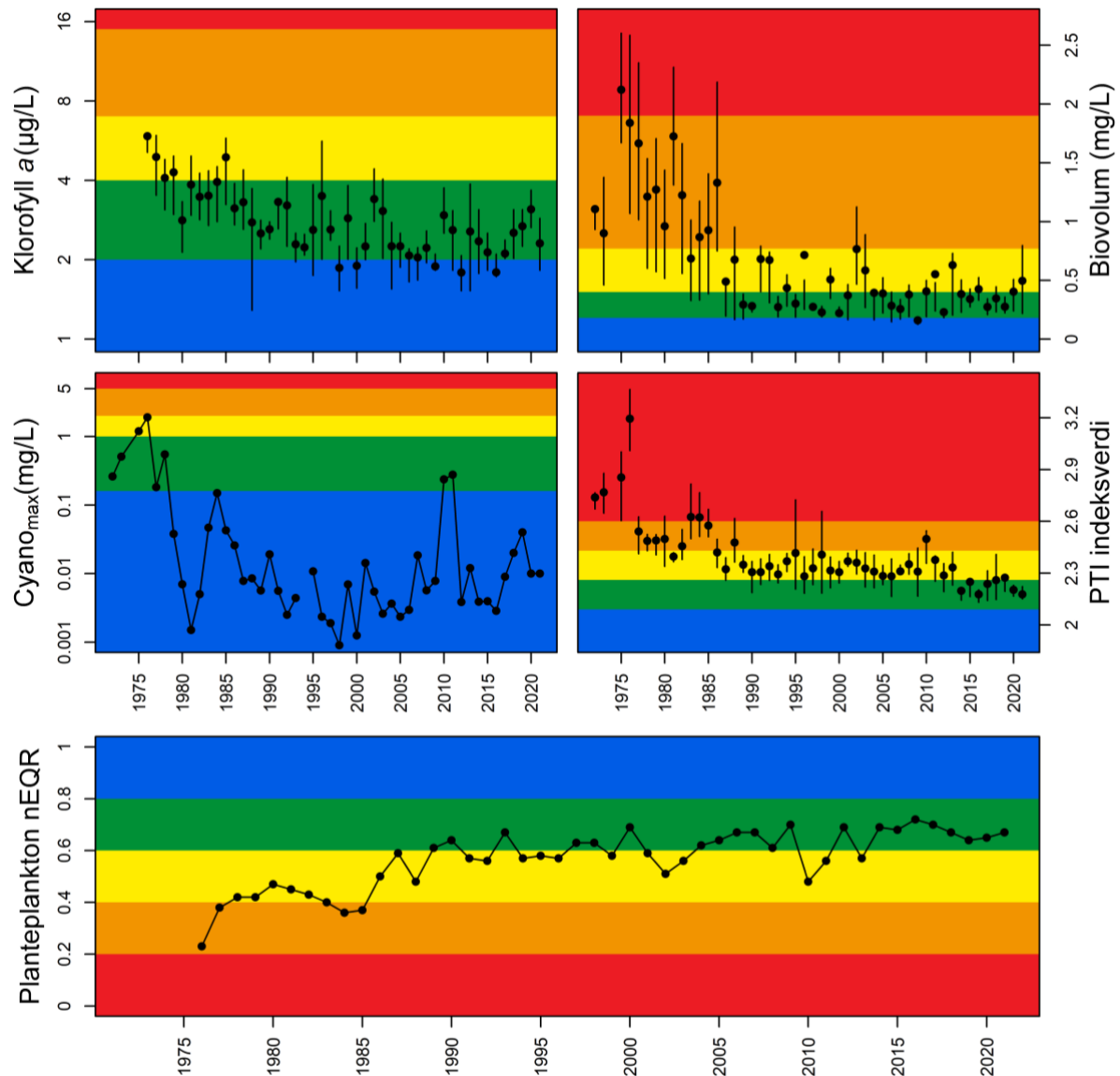
Langtidsutviklingen av algebiovolum viser omtrent det samme tidsforløpet på alle stasjonene med høye verdier og store sesongsvingninger (lange vertikale streker pr. år i **Figur 27**) i den mest eutrofierte perioden på 1970 og 1980-tallet, og lavere biomasse med mindre sesongsvingninger de fleste årene etter dette (korte vertikale streker pr. år i de samme to figurene).

Om vi sammenlikner algemengden uttrykt som klorofyll *a* i **Figur 28** og som totalt biovolum i **Figur 27**, så viser generelt totalt biovolum dårligere tilstand enn klorofyll *a*. Dette kan skyldes dominans av store kiselalger med lavt klorofyll-innhold i forhold til biovolum. Nyere analyser av eutrofi-data fra norske innsjøer kan også tyde på at biovolum ofte gir dårligere tilstand enn klorofyll (Lyche Solheim mfl. in prep), men dette må sjekkes nærmere før en konklusjon kan trekkes

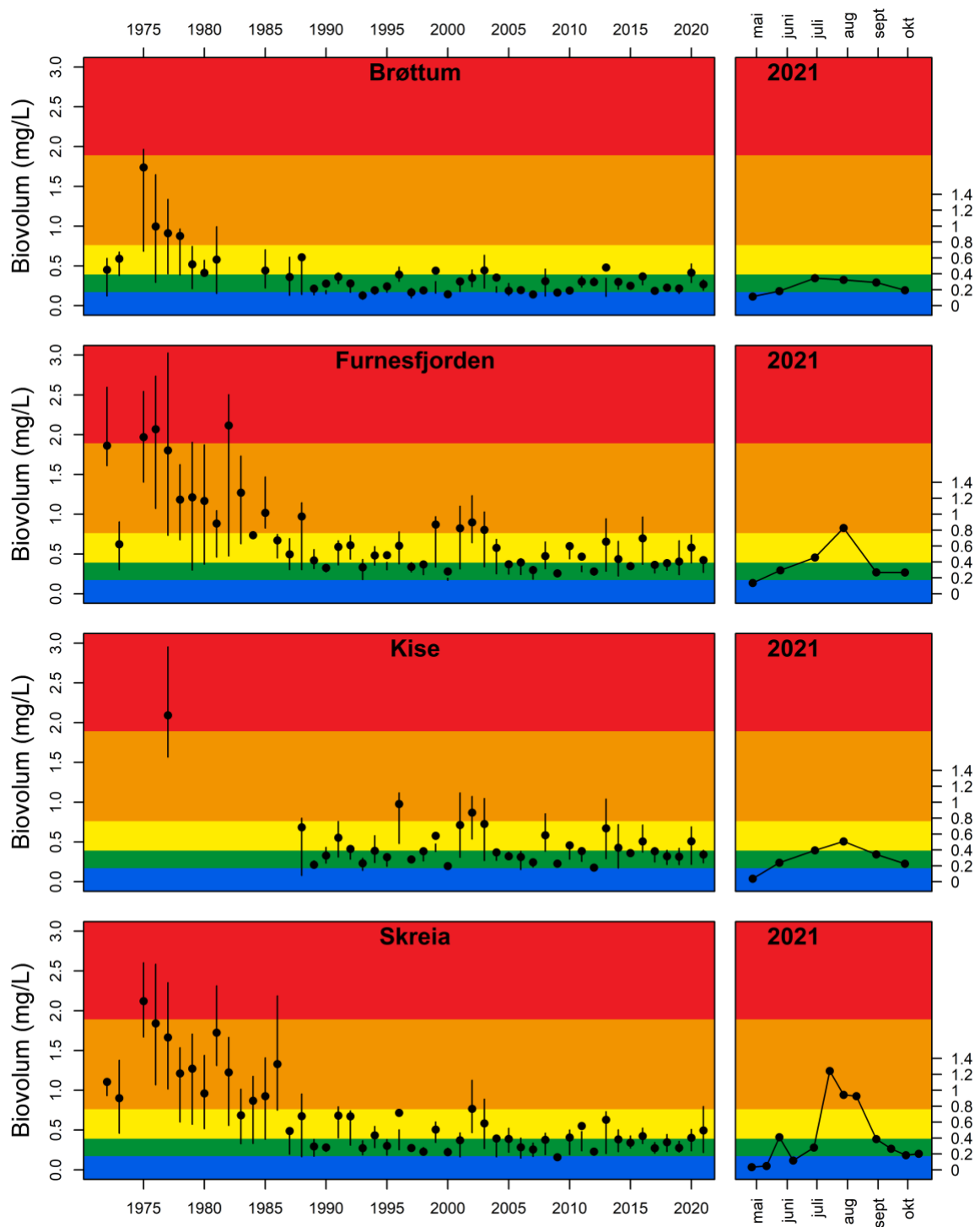
Vi har foreløpig ikke kunnet fremstille figurer av langtidsutviklingen av artssammensetningen eller maksimum biomasse av cyanobakterier for andre stasjoner enn Skreia fordi datagrunnlaget ikke foreligger digitalt fra årene før slutten av 1980-tallet.

Utviklingen av algebiomassen (**Figur 28**) ser ut til å følge utviklingen av total-fosfor konsentrasjonen (**Figur 18**), men sammenhengen er dårligere på Brøttum fordi algene ofte er lysbegrenset og fosforet i større grad er bundet til partikler (inkludert brepartikler) og dermed trolig mindre biotilgjengelig enn

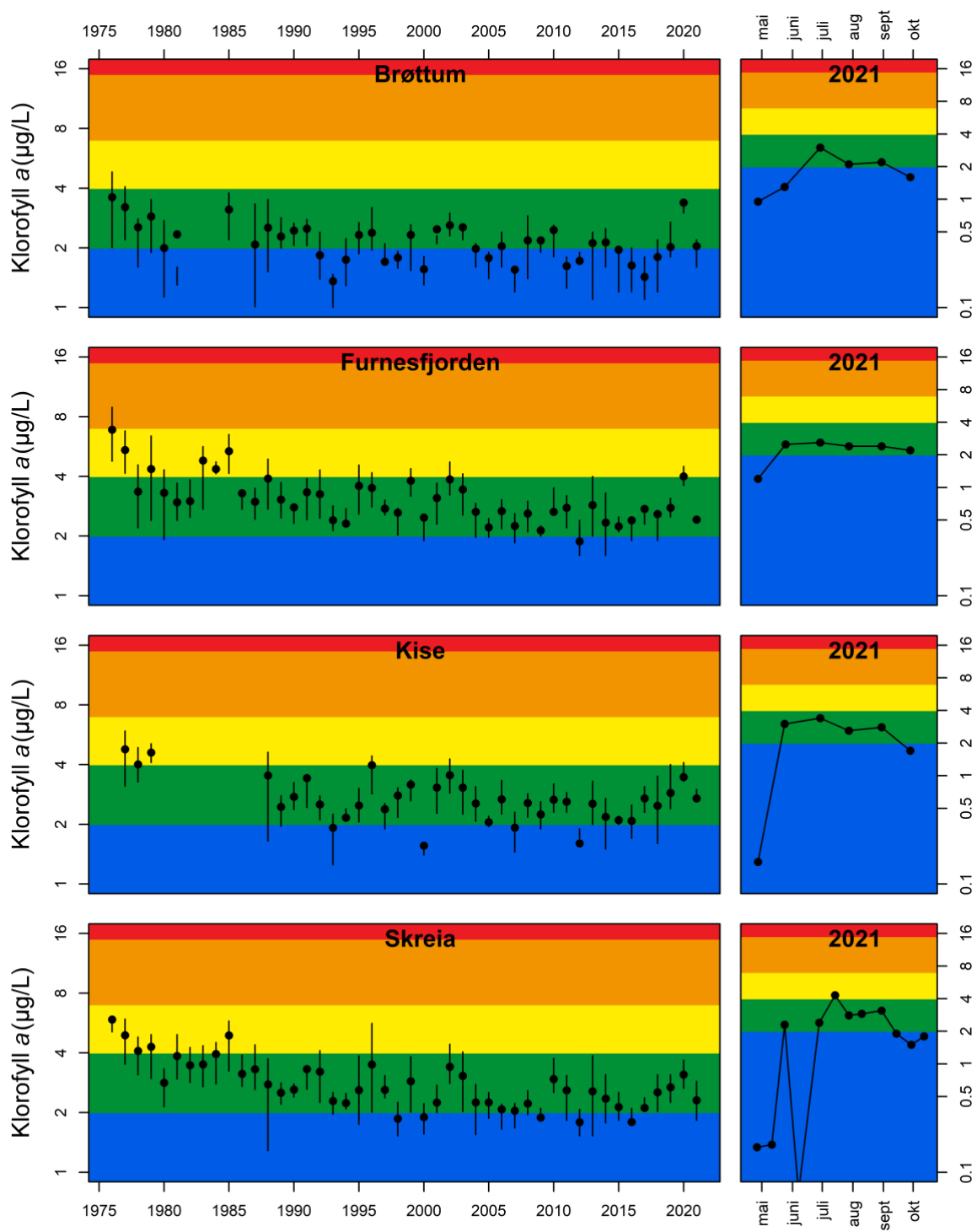
på de andre stasjonene. Generelt er biotilgjengeligheten til partikulært fosfor lavere i nedbørfelt dominert av skog og fjell enn i nedbørfelt dominert av landbruk eller urbane områder (Ekholm & Krogerus 2003; Ellison & Brett 2006), og vil derfor også variere mellom elver som Lågen og de lokale elvene i Mjøsas nærområde. Se avsnitt 4.1.1.2 for mer informasjon om elvetilførsler og biotilgjengelighet.



Figur 26. Langtidsutvikling av planteplanktonet på hovedstasjonen Skreia.



Figur 27. Langtidsutvikling av totalt biovolum av planteplankton på alle de fire målestasjonene i Mjøsa. Sesongvariasjonen i 2021 er vist i høyre panel med egen y-akse (mg/l). Klassegrensene angir økologisk tilstand for kalkfattige, dype lavlandssjøer (type L105b).



Figur 28. Langtidsutvikling av i planteplankton klorofyll *a* på alle de fire målestasjonene i Mjøsa. Sesongvariasjonen i 2021 er vist i høyre panel. Klassegrensene angir økologisk tilstand for kalkfattige, dype lavlandssjøer (type L105b).

3.8 Økologisk tilstand i hovedvannmassene i Mjøsa

Samlet klassifisering av økologisk tilstand basert på planteplankton og fysisk-kjemiske støtteparametere for årene 2013-2021 er gitt i **Tabell 15** for hver stasjon.

Tabell 15. Samlet klassifisering av økologisk tilstand på de fire stasjonene i Mjøsa i 2013-2021. nEQR-verdier for eutrofirelevante parametere er oppgitt. Fargen angir tilstandsklassen; blå = svært god, grønn = god, gul = moderat. Tot-N brukes ikke i samlet tilstandsklassifisering og siktedyp klassifiseres ikke ved Brøttum (se forklaring over). Tall som brukes i den samlede klassifiseringen helt til høyre er markert med fet skrift.

Stasjon	År	Samlet nEQR planteplankton	Tot-P	Tot-N	Siktedyp	Fys-kjem komb.	Samlet tilstand
Brøttum	2013	0,61	0,54	0,72	0,40	0,54	0,54
Brøttum	2014	0,77	0,67	0,71	0,40	0,67	0,67
Brøttum	2015	0,74	0,64	0,64	0,56	0,64	0,64
Brøttum	2016	0,75	0,67	0,67	0,53	0,67	0,67
Brøttum	2017	0,77	0,66	0,76	0,52	0,66	0,66
Brøttum	2018	0,71	0,65	0,69	0,51	0,65	0,65
Brøttum	2019	0,66	0,71	0,69	0,39	0,71	0,66
Brøttum	2020	0,67	0,75	0,70	0,47	0,75	0,67
Brøttum	2021	0,75	0,70	0,70	0,73	0,70	0,70
Kise	2013	0,59	0,66	0,61	0,41	0,54	0,54
Kise	2014	0,71	0,73	0,61	0,72	0,73	0,71
Kise	2015	0,65	0,68	0,58	0,79	0,74	0,65
Kise	2016	0,67	0,68	0,56	0,74	0,71	0,67
Kise	2017	0,64	0,74	0,62	0,75	0,75	0,64
Kise	2018	0,65	0,69	0,60	0,83	0,75	0,65
Kise	2019	0,63	0,74	0,60	0,48	0,61	0,61
Kise	2020	0,64	0,75	0,63	0,47	0,61	0,61
Kise	2021	0,69	0,73	395	0,89	0,81	0,69
Furnesfjorden	2013	0,56	0,67	0,53	0,52	0,60	0,56
Furnesfjorden	2014	0,69	0,73	0,56	0,87	0,80	0,69
Furnesfjorden	2015	0,63	0,66	0,47	1,00	0,83	0,63
Furnesfjorden	2016	0,61	0,69	0,43	0,71	0,70	0,61
Furnesfjorden	2017	0,63	0,66	0,54	0,79	0,73	0,63
Furnesfjorden	2018	0,62	0,77	0,52	0,92	0,77	0,62
Furnesfjorden	2019	0,58	0,73	0,46	0,65	0,69	0,58
Furnesfjorden	2020	0,60	0,79	0,55	0,63	0,71	0,60
Furnesfjorden	2021	0,67	0,70	0,49	0,79	0,74	0,67
Skreia	2013	0,55	0,68	0,54	0,61	0,65	0,55
Skreia	2014	0,68	0,75	0,61	0,77	0,76	0,68
Skreia	2015	0,67	0,68	0,50	1,00	0,84	0,67
Skreia	2016	0,71	0,72	0,47	0,89	0,81	0,71
Skreia	2017	0,70	0,73	0,56	0,93	0,83	0,70
Skreia	2018	0,64	0,75	0,54	0,97	0,87	0,64
Skreia	2019	0,64	0,75	0,50	0,72	0,73	0,64
Skreia	2020	0,65	0,74	0,56	0,73	0,74	0,65
Skreia	2021	0,67	0,76	0,52	1,00	0,88	0,67

Ettersom nitrogen ikke er begrensende næringsstoff for veksten av planteplankton i Mjøsa (se kap. 3.6.3), har vi ikke brukt Tot-N i den samlede klassifiseringen. Videre har vi ikke benyttet siktedyp i den

samlede klassifiseringen ved Brøttum siden siktedypet fra naturens side påvirkes sterkt av partikkeltransport fra Lågen på denne stasjonen. Det samme gjelder i stor grad Tot-P ved Brøttum, der en stor andel av Tot-P vil være partikkelbundet og lite tilgjengelig for algevekst, særlig ifm. flom i Lågen. 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 samlet sett var i god tilstand på alle prøvestasjonene i 2021. Det var jevnt over høyt siktedyp og relativt høy samlet nEQR for planteplankton sammenliknet med de siste 8 årene (**Tabell 15**). Den gode tilstanden ved de pelagiske stasjonene i 2021 har trolig sammenheng med at det var et tørt år (**Figur 4**) med lite avrenning og relativt små tilførsler av næringssalter (**Figur 38**).

For å unngå at klassifiseringen i for stor grad påvirkes av år-til-år variasjoner i vær- og avrenningsforhold, anbefaler klassifiseringsveilederen at en også ser på gjennomsnittsverdier for de tre siste årene. Av **Tabell 15** framgår det at samlet tilstand jevnt over var lavere i 2019 og 2020 enn i 2021, og at Furnesfjorden var i moderat tilstand både i 2019 og 2020 pga. planteplankton. Middelverdien av de normaliserte EQR-verdiene for de tre siste årene (2019-2021; **Tabell 16**) viser at alle stasjonene samlet sett havner i god tilstand, men at Furnesfjorden ligger nær grensen til moderat, og Skreia og Kise ligger i nedre del av tilstandsklasse god. Brøttum ligger omtrent midt i tilstandsklasse god.

Samlet sett indikerer disse resultatene at Mjøsas hovedvannmasser er i god tilstand, men at det i år med gunstige vekstforhold for alger ikke er usannsynlig at en eller flere stasjoner kan havne i moderat tilstand. Dette gjelder særlig Furnesfjorden, men også Kise og Skreia. Den massive oppblomstringen av cyanobakterier på badeplassene rundt store deler av Mjøsa i siste del av juli både i 2021 og 2019 kan være indikasjoner på en negativ utvikling i vannkvaliteten, men årsakssammenhengene knyttet til cyanobakterie-oppblomstringene er fortsatt usikre. Risikoen for moderat økologisk tilstand påvirkes av flere faktorer, men de viktigste er trolig fosfortilførsler med de lokale elvene i forbindelse med kraftige nedbørsepisoder om sommeren når innsjøen er sjiktet, samt varmere vann. Dette underbygges av den stabile tilstanden på Brøttum, som primært er påvirket av det kalde, næringsfattige vannet i Lågen.

Tabell 16. Middelverdier av normaliserte EQR verdier for samlet økologisk tilstand i perioden 2016-2018 og i perioden 2019-2021 for hver stasjon. Fargen angir tilstandsklasse, der grønn = god tilstand.

Tidsperiode	Brøttum	Kise	Furnesfjorden	Skreia
2016-2018	0,66	0,65	0,62	0,68
2019-2021	0,68	0,64	0,62	0,65

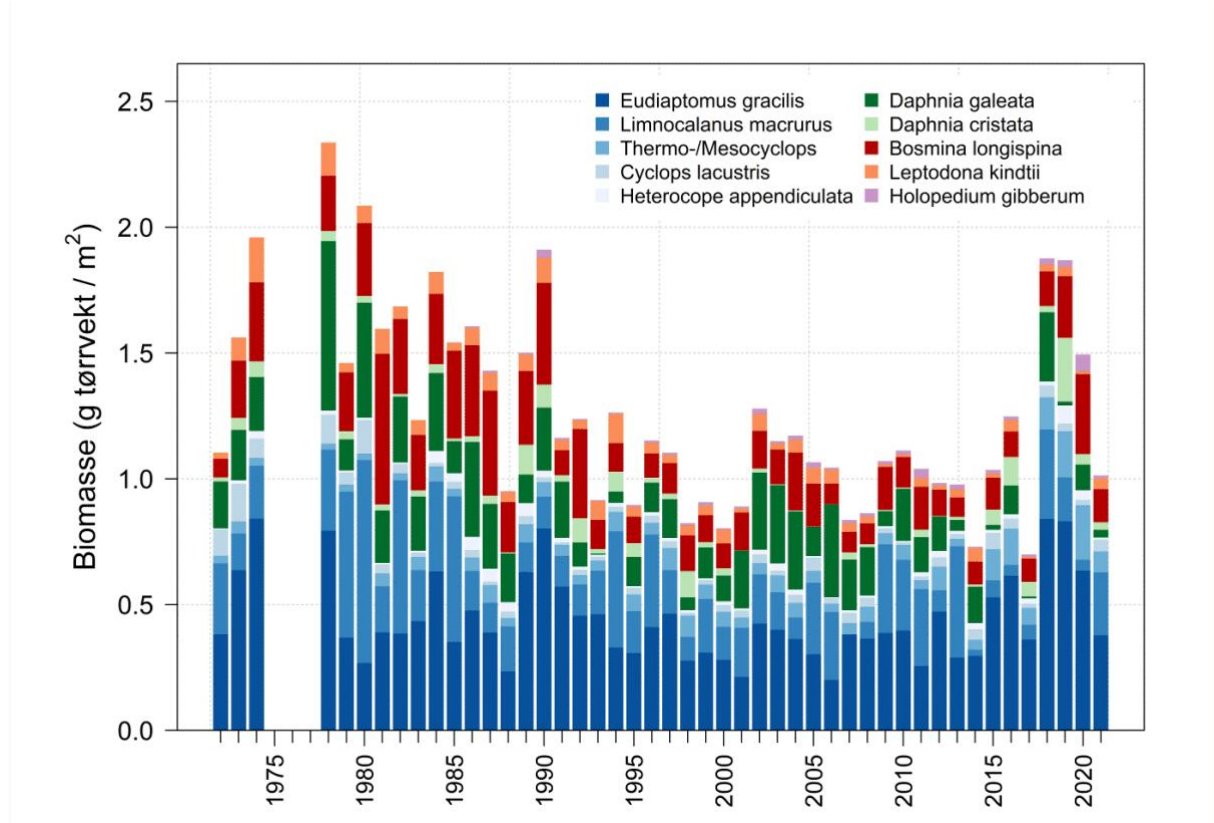
3.9 Dyreplankton

3.9.1 Biomasse og artssammensetning av krepsdyrplankton ved stasjon Skreia

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

Totalbiomassen av krepsdyrplankton på hovedstasjonen ved Skreia var størst på slutten av 1970-tallet, da Mjøsa var mest overgjødset, og ble deretter redusert med ca. 40% i perioden fram mot 1990-tallet

primært som respons på reduksjonen i planteplanktonbiomassen i samme periode (**Figur 29**). Mengden planteplankton er trolig den viktigste faktoren som bestemmer hvor mye krepssdyrplankton som utvikles i Mjøsa (Rognerud og Kjellberg 1990, Løvik og Kjellberg 2003), noe som innebærer at totalbiomassen av krepssdyrplankton er såkalt «bottom up»-regulert. Resultater fra andre store norske innsjøer (Lyche Solheim m.fl. 2019) indikerer at dette er vanlig i næringsfattige innsjøer.



Figur 29. Middelbiomasse av dyreplankton (g tørrvekt pr. m²) fra 0-50 m i perioden juni-oktober fordelt på de ti vanligste artene i Mjøsa (stasjon Skreia) i perioden 1972-2021 (data mangler for 1975-1977). Arter av hoppekreps (*Copepoda*) er vist i sjatteringer av blått; arter i slekten *Daphnia* er vist i sjatteringer av grønt; andre vannlopper er vist i sjatteringer av rødt.

I perioden 1991–2017 varierte krepssdyrplanktonets middelbiomasse mellom 0,7–1,3 g tørrvekt/m². I årene 2018 til 2020 var biomassen betydelig høyere (1,5–1,8 g tørrvekt/m²) enn gjennomsnittet for perioden 1991–2017. I 2018 og 2019 var biomassen av krepssdyrplankton på nivå med den mest eutrofierte perioden på 1970-tallet, og nesten dobbelt så høyt som gjennomsnittet de siste 30 årene (**Figur 29**). I 2021 var middelbiomassen med (0,9 g tørrvekt/m²) mer som «normalen» for perioden 1991–2017.

Hoppekrepsen *Eudiaptomus gracilis* er en av de hyppigst forekommende artene av dyreplankton i Mjøsa, og utgjør ofte mellom en tredjedel og halvparten av biomassen. I 2021 utgjorde den i overkant av en tredjedel av den totale biomassen. Den store hoppekrepsen *Limnocalanus macrurus* utgjorde 23 % av biomassen i 2021 som er innenfor normalen til denne arten i Mjøsa. I 2020, derimot, var andelen eksepsjonelt lav med kun 3 % av biomassen. Den er normalt sett hyppigst til stede i 0-50 m prøvene tidlig på forsommeren, og avtar utover året. Dette er en art som er tilpasset å leve i kaldt vann og vil gjerne trekke ned i dypet når overflatevannet varmes opp utover sommeren (Carter, 1969). Andelen som *L. macrurus* utgjør av den årlige biomassen, ser ut til å ha gått noe ned fra registreringene begynte i 1972 og fram til 2020, noe som kan ha sammenheng med temperaturøkningen i de øvre vannlag i samme periode. En annen stor hoppekreps, *Heterocope appendiculata*, som normalt utgjør < 5% av

totalbiomassen eller er så å si fraværende enkelte år (f.eks. i 2018), utgjorde i 2021 kun 0,7 % av den totale biomassen. Hoppekrepsene *Thermocyclops oithonoides* og *Mesocyclops leuckarti* utgjorde samlet 8 % av biomassen, som er på omtrent samme nivå som i årene 2017-2019, men noe lavere enn i 2020 (14 %). Av andre vanlige arter kan nevnes den rødlistede hoppekrepsen *Cyclops lacustris*, samt vannloppene *Leptodora kindtii* og *Holopedium gibberum* (gelekreps). Disse representerte hver hhv. 5,4, 4,1 og 1 % av totalbiomassen i 2021. *Cyclops lacustris* har hatt en relativt stabil bestand i de senere årene. Dette tyder på at arten er relativt vanlig i Mjøsa.

Etter å ha vært fraværende en lengre periode da Mjøsa var mest overgjødslet, etablerte gelekrepsen *Holopedium gibberum* seg i planktonet igjen fra midten av 1980-tallet. Arten kan regnes som indikator for næringsfattige (oligotrofe) vannmasser, og den utgjør en naturlig del av Mjøsas krepsdyrplankton. Den er lite egnet som mat for pelagiske fiskebestander pga. den tykke gelekappen den har rundt seg. *H. gibberum* ser ut å ha stabilisert seg på et noe høyere nivå det siste tiåret med en gjennomsnittlig biomasse på 0,018 g tørrvekt/m² (middel av alle målinger), sammenlignet med tiåret før med en gjennomsnittlig biomasse på 0,012 g tørrvekt/m² (middel av alle målinger). I 2020, var biomassen av arten så langt den høyeste som er registrert, med 0,056 g tørrvekt/m² (årsmiddel). I 2021 derimot var den gjennomsnittlige biomassen lav, med 0,009 g tørrvekt/m² (årsmiddel), noe som er lavere enn gjennomsnittlig årsmiddel for perioden 2000-2009.

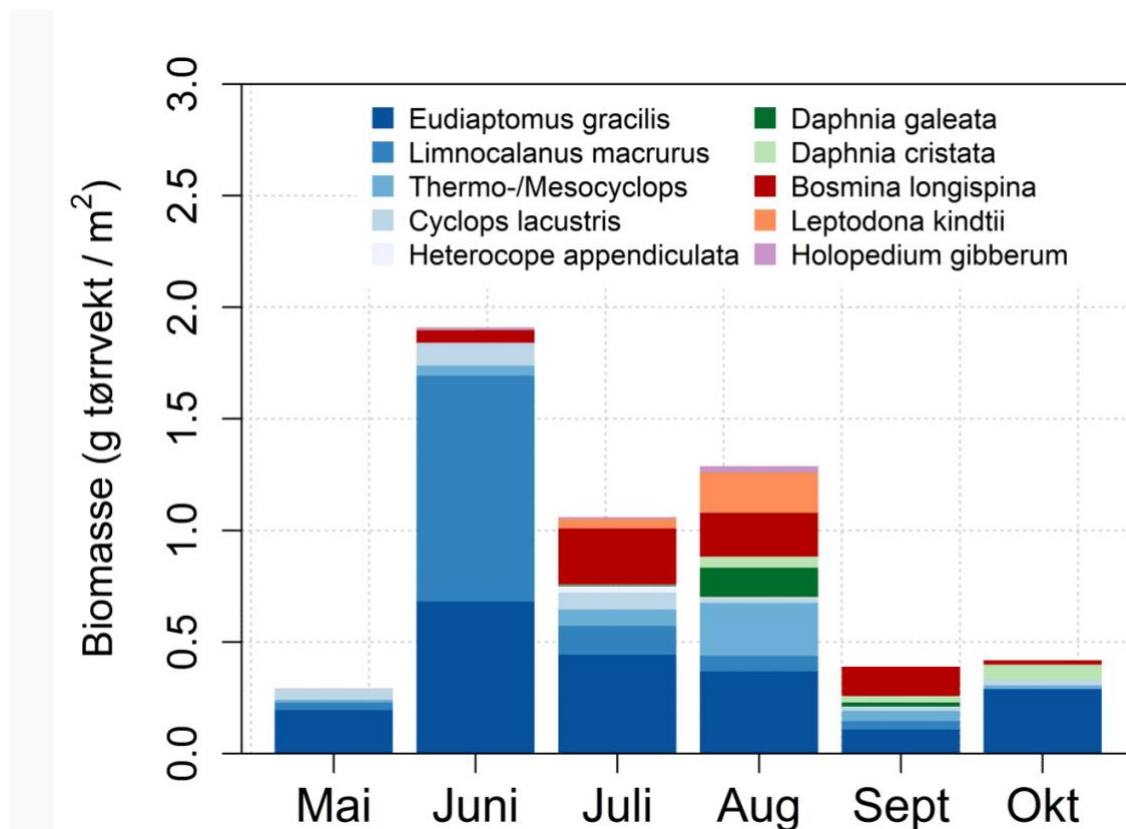
Den samlede biomassen av *Daphnia cristata* og *Daphnia galeata* var i 2021 vesentlig lavere enn de tre foregående årene, og spesielt sammenlignet med toppårene 2018 og 2019. Biomassen av *Daphnia cristata* var i 2019 faktisk den høyeste som er registrert i hele tidsserien, men likevel lavere enn biomassen av *D. galeata* på sensommeren i 2018 (Lyche Solheim m.fl. 2019a). Årsmiddelet i 2021 er lavere enn gjennomsnittlig årsmiddel for perioden 2010-2017. Dette kan tyde på høyt beitepress fra dyreplanktonspisende fisk i 2021 (se også diskusjon under).

Effektive algebeitere (arter i slekten *Daphnia*) dukker som regel opp i prøvene fra juni og utover, som en respons på den økende algebiomassen. Typisk øker en annen vannloppe, *Bosmina longispina*, i antall tidligere på sommeren enn *Daphnia* artene. Dette henger sammen med at arten er til stede i vannmassene gjennom vinteren (Wærvågen og Nilssen, 2011), og slik kan respondere raskt på økt mattilgang tidlig i vekstsesongen (mens *Daphnia* spp. i mindre grad er til stede i vannmassene tidlig på sommeren).

I 2021 var det en viss økning i biomassen av gullalger og svelgflagellater i juni (**Figur 24**), noe som kan forklare den økningen i målt biomasse av *B. longispina* fra juni til juli (**Figur 32**). Allikevel var økningen mindre kraftig sammenlignet med i 2020, i samme tidsperiode, da arten var til stede i høy tetthet (0,96 g/m²) som er på nivå med registreringene på 1980-tallet (**Figur 29**). Ut fra et høyere totalt volum av gullalger i juni 2021 sammenlignet med i juni 2020, skulle en forventet en kraftigere økning i biomasse av *B. longispina* («bottom-up»). En mulig forklaring kan være at fiskepredasjonen kan ha vært høyere i 2021 (se diskusjon under). Men trolig er årsakssammenhengene mer komplekse (se s. 69).

Sesongvariasjonene i krepsdyrplanktonbiomassen har vært veldig forskjellig de fire siste årene. I 2018 var det en kraftig økning i juni, noe som kan skyldes en uvanlig varm forsommer med høy vanntemperatur og medfølgende høy vekstrate hos planktonet (Lyche Solheim m.fl. 2019a). I 2019 var sesongutviklingen mer som forventet ut fra tidligere års sesongutvikling, med gradvis økende biomasse frem mot en topp i september, mens den i 2020 var svært lav i mai og juni, trolig på grunn av sen oppvarming av vannsøylen og treg vekst (Thrane m.fl. 2021). I 2021 er sesongutviklingen sammenlignbar med 2018, med kraftig økning fra mai til juni (**Figur 30**), noe som også samsvarer med en varm forsommer i 2021 (**Figur 31**). Til tross for en relativ høy biomasse i juni 2021 (1,9 g tørrvekt/m²), var den vesentlig lavere enn den som ble målt i juni i 2018 (3,4 g tørrvekt/m²). Som omtalt

tidligere så var krepsdyrbiomassene i 2018 og 2019 uvanlig høye sammenlignet med de siste 30 årene (Figur 29).



Figur 32. Sesongutviklingen i biomasser av de viktigste artene innen krepsdyrplanktonet ved stasjon Skreia i 2021 basert på kvantitativ prøvetaking med Schindler-felle. Biomasser er gitt som g tørrvekt pr. m² for sjiktet 0-50 m.

Den høye middelbiomassen av krepsdyrplankton i årene 2018 til 2020, kan ha hatt sammenheng med et redusert predasjonspress fra fisk i de øvre vannmassene (Lyche Solheim m.fl. 2019a; Thrane m.fl., 2021), i tillegg til raskere vekst som følge av høy vanntemperatur tidlig på sommeren (Thrane m.fl., 2021). Redusert predasjonspress fra fisk vil kunne forekomme dersom planktonspisende fisk som krøkle og lagesild i større grad søker ned i dypere, kaldere og mer oksygenrikt vann, eller ved svake årsklasser eller reduserte bestander av artene. Fiskeundersøkelser som ble utført av NINA i Mjøsa i 2018 (Lyche Solheim, 2019b) indikerte at lagesilda ikke finnes i like store mengder som tidligere i de øvre vannmassene, muligens pga. høyere temperatur. Denne teorien ble understøttet av at antallet individer av krepsdyrplankton i håvtrekkene fra 0-10 m i 2018 var relativt høyt sammenlignet med tilsvarende tall fra 0-50 m håvtrekk, som normalt skal være høyere. I tillegg ble det observert større middellengder for dafnier i 2018 sammenlignet med i 2017, noe som også indikerte et lavere predasjonspress. I 2019 gikk derimot middellengdene på dafnier noe ned igjen, men i 2020 vesentlig opp igjen. I 2021 var derimot situasjonen endret, både når det gjaldt biomassen av krepsdyrplankton og middellengder for dafnier, som er vesentlig lavere enn middellengder målt i årene 2016-2020 (disse variasjonen er omtalt under 3.8.2). Dette kan tyde på et høyere predasjonspress fra fisk i 2021.

Sannsynligvis spiller variasjon i fiskepredasjon, temperaturforhold og primærproduksjon viktige roller for utviklingen av krepsdyrplanktonbiomassen. Men uten en mer omfattende kvantitativ analyse av dataene er det per i dag vanskelig å peke på kausale faktorer bak økningen i zooplankton biomasse i

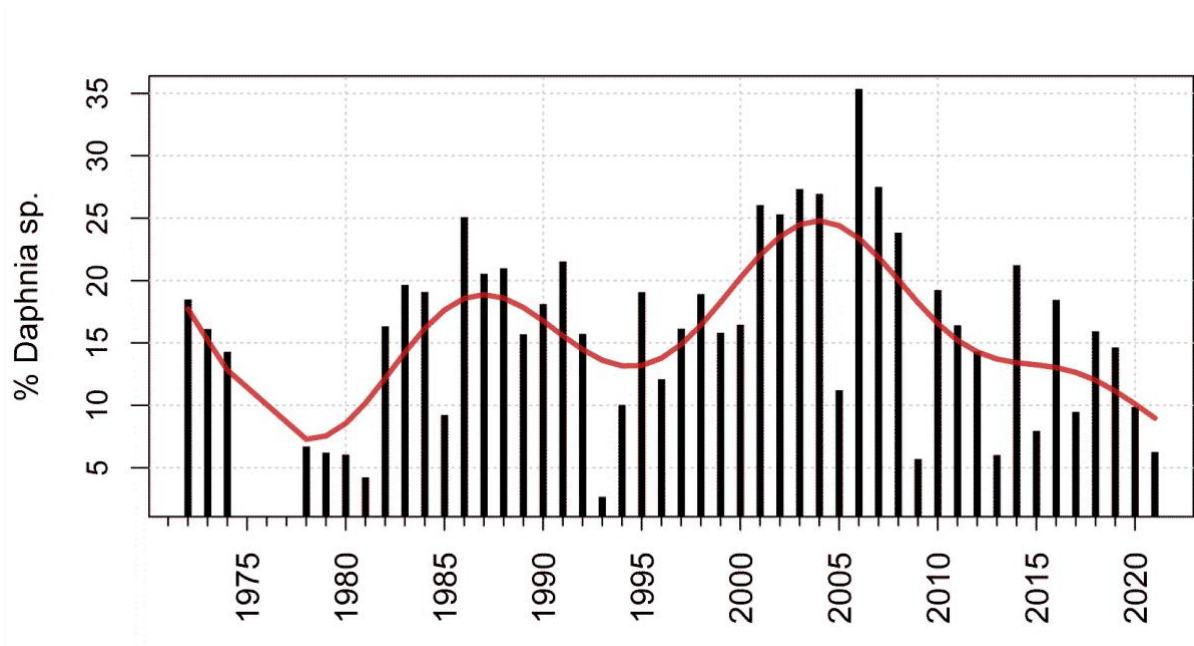
2018-2020 og nedgangen i 2021. Noen generelle betraktninger kan allikevel gjøres: Når det gjelder fiskepredasjon vil adferd, f.eks. at fisken svømmer dypere pga. høyere temperatur, og variasjon i årsklassestyrke trolig ha en effekt. Vanntemperaturen i seg selv vil påvirke vekstraten til planktonet, og dermed kunne virke inn på populasjonsvekst og konkurranse mellom arter med ulike responser til økt temperatur. Ettersom vi kun måler biomasse av planteplankton og ikke primærproduksjon er det dog vanskelig å verifisere dette. Tidsseriene på temperatur, næringssalter, planteplanktondata og zooplanktondata muliggjør testing av noen av disse hypotesene, selv om mangelen på tidsserier for fisk gjør at effekten av fiskepredasjon vanskeligere kan kvantifiseres.

3.9.2 Vannlopper: Individlengder og andel av planktonsamfunnet over tid

Gruppen store dafnier regnes som de mest effektive algebeiterne innen krepsdyrplanktonet. Innsjøens «selvrensingsevne» øker dersom biomassen av store dafnier øker. Av de to dafnie-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*. Graden av fiskepredasjon har stor betydning for dominansforholdet mellom artene og for størrelsen på dominerende vannlopper. Fisken selekterer store og lett synlige individer. Dermed forskyves sammensetningen i retning små og mindre synlige former av dyreplankton med økende predasjonspress, f.eks. i år med sterke årsklasser av planktonspisende fisk som lagesild og/eller krøkle.

Andelen dafnier har variert fra 2,5 % av totalbiomassen i 1993 til 35 % i 2006. Langtidsserien viser et syklisk mønster med en periode på 15-20 år (**Figur 34**). Etter 2015, ser allikevel dette mønsteret til å være endret. I 2021, utgjorde andelen dafnier til sammen ca. 5 %, da hver av de to artene utgjorde omtrent den samme andelen av totalen.

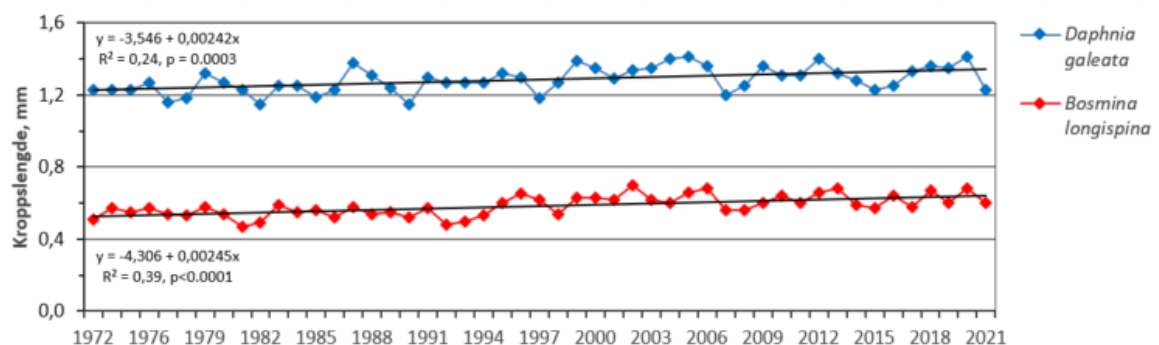
Middellengden av voksne hunner av *Daphnia galeata*, *Daphnia cristata* og *Bosmina longispina* er beregnet til henholdsvis 1,21 mm, 1,03 mm og 0,60 mm ved Skreia i 2021 (**Tabell 17**). Dette er vesentlig lavere middellengder enn de foregående tre år, og spesielt sammenlignet med middellengder målt i 2020 (Thrane m.fl., 2021). Som det framgår av tidsserien over middellengder for *B. longispina* og *D. galeata* er det store svingninger gjennom hele overvåkningsperioden fra 1972 og fram til i dag (**Figur 33**). Disse svingningene kan skyldes blant annet variasjoner i årsklassestyrke hos krepsdyrplanktonspisende fisk. Som **Figur 35** viser er det en svak økning i middellengder hos de to vannloppearterne når man ser hele perioden under ett, og dette kan være en effekt av redusert predasjon fra planktonspesialister som lagesild (som omtalt i foregående avsnitt).



Figur 34. Prosentandelen av *Daphnia* spp. i forhold til den totale krepsdyrplankton-biomassen i perioden 1972-2021. Data mangler for årene 1975-1977.

Tabell 17. Middellengder av dominerende vannlopper (voksne hunner) ved Skreia og Furnesfjorden i 2021.

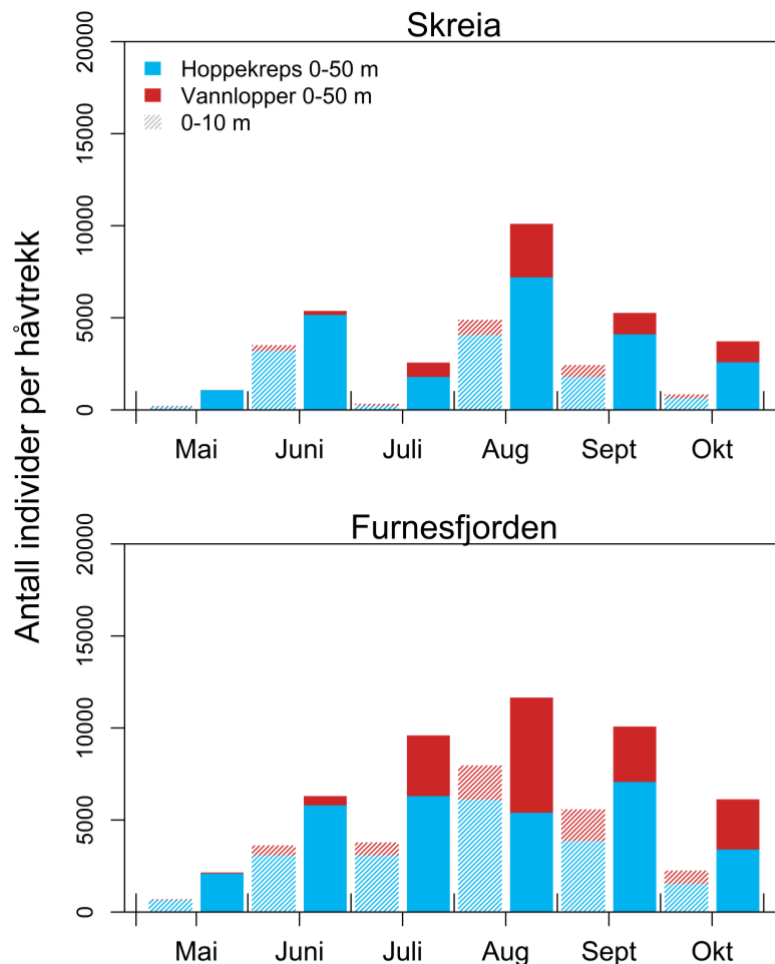
	<i>Holopedium gibberum</i>		<i>Daphnia galeata</i>		<i>Daphnia cristata</i>		<i>Bosmina longispina</i>	
	Skreia	Furnesfj.	Skreia	Furnesfj.	Skreia	Furnesfj.	Skreia	Furnesfj.
Middel	1,12	1,18	1,23	1,21	1,03	1,12	0,60	0,60
Min	0,90	1,10	0,90	0,95	0,70	0,80	0,48	0,45
Maks	1,30	1,40	1,60	1,50	1,45	1,50	0,80	1,00
Standardavvik	0,13	0,08	0,20	0,15	0,22	0,15	0,09	0,10
Antall	24	12	30	32	29	36	38	38



Figur 35. Utvikling av kroppslengder på to vanlige arter av vannlopper i Mjøsa, *Daphnia galeata* og *Bosmina longispina*, i perioden 1972-2021. For år der middellengder av *D. galeata* mangler (1973, 1974, 1981, 1989, 1992, 1993, 1994 og 1998) er det benyttet gjennomsnittlig middellengder for de resterende årene i samme tiår.

3.9.3 Artssammensetning og individantall i håvtrekk fra Skreia og Furnesfjorden

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 36** viser at tettheten av dyr var størst i august, både på Skreia og i Furnesfjorden, at krepsdyrplanktonet på begge stasjonene var antallsmessig dominert av hoppekreps på de fleste prøvedatoene, og at vannlopper utgjorde en tilnærmet like stor andel av krepsdyrplanktonet kun i august i Furnesfjorden.



Figur 36. Tettheter av krepsdyrplankton i håvtrekk fra Skreia og Furnesfjorden i 2021. Hoppekreps (Copepoder) er markert med blått og vannlopper (Cladocerer) er markert med rødt. Hver måned er det tatt håvtrekk én gang, men fra to ulike dybdesjikt: ett trekk fra 0-10 m og ett trekk fra 0-50 m. Resultatene fra de to trekkene er vist som to separate søyler i figuren. Den skraverte søylen (til venstre for månedsnavnet) viser individantallet fra 0-10 m, mens den helfargede søylen (til høyre for månedsnavnet) viser individ-antallet fra 0-50 m.

En sammenligning mellom resultatene for den kvantitative prøvetakingen og resultatene fra håvtrekkene ved Skreia i 2021, gir et inntrykk av liten grad av samsvar, siden toppen basert på biomasse (**Figur 32**) kom i juni, mens toppen for antall individer kom i august (**Figur 37**). Dette skyldes i stor grad at august-prøven inneholdt en stor andel cyclopoide nauplius-larver og cyclopoide copepoditter, som er små og har liten biomasse. Disse to gruppene utgjør til sammen i underkant av 50 % av individantallet i 0-50 m prøven. I resultatene fra 2021 er antall individer i 0-50 m trekket som forventet høyere enn i 0-10 m trekket, både ved Skreia og i Furnesfjorden. I tidligere år har individantallet i

håvtrekk fra 0-10 m vært uforholdsmessig høyt sammenlignet med håvtrekk fra 0-50 m i juni. Generelt forventes høyere biomasse fra 0-50 m enn 0-10 m, men ettersom det tas to separate håvtrekk, vil tilfeldig variasjon gjøre at vi av og til fanger flere dyr fra 0-10 meter. Dette skyldes at den horisontale og vertikale fordelingen av zooplankton ikke er homogen og at det alltid vil være «flekke» med høyere tettheter enn andre steder i vannsøylen. Videre kan drift under prøvetaking (på grunn av vind) medføre at det totale volumet av vann som filtreres gjennom håven – og dermed antall dyr som fanges – varierer noe mellom ulike håvtrekk.

Ingen vesentlige endringer i artssammensetningen ble registrert i de seks første årene slike prøver ble samlet inn fra både Skreia og Furnesfjorden (2012-2018). Artssammensetningen i 2021 (**Vedlegg C**) er i grove trekk lik som i foregående år. I 2019 ble derimot vannloppene *Alona affinis* og *Sida crystallina*, som sjelden forekommer i prøvene, registrert. I tillegg ble en ny art for Mjøsa registrert i 2019, vannloppen *Limnospira frontosa*. Arten ble ikke registrert i 2020 (Thrane m.fl., 2021), men i 2021 ble enkeltindivider av arten funnet i håvtrekk (**Vedlegg C**) fra både Skreia (i august) og Furnesfjorden (i juni og september). Til sammenligning ble kun ett individ av arten funnet i ett av håvtrekkene ved Skreia i 2019 (i september). Dette tyder på at arten nå har etablert levedyktige populasjoner i Mjøsa. Dette er en sørøstlig art, og nærmeste tidligere registrerte forekomster er i Harasjøen (Stange) og Rokosjøen (Løten) (artsdatabanken.no). Den har trolig spredd seg til Mjøsa fra Rokosjøen ved høy vannføring og/eller blitt spredd via vannfugl fra en eller begge innsjøene. Arten har i de senere år blitt spredd til en rekke innsjøer på Østlandet.

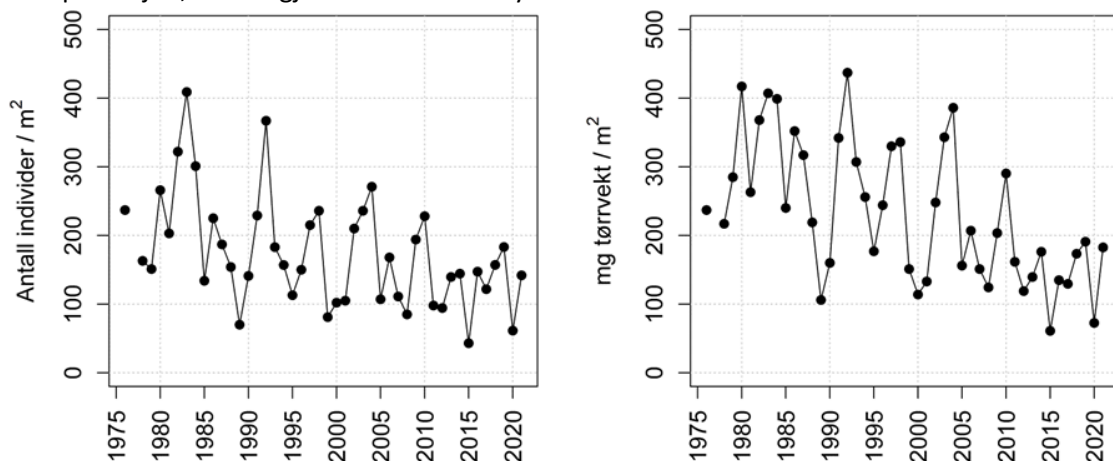
3.9.4 Mysis og andre istidskreps

Den rekelignende istidskrepsen *Mysis* (*Mysis relicta*, pungreke) er en viktig del av Mjøsas økosystem, bl.a. som predator på krepsdyrplankton og som føde for flere fiskearter. *Mysis* lever hovedsakelig av pelagiske vannlopper (*Bosmina* og *Daphnia*) i epilimnion (Kjellberg m.fl. 1991; Jartun m.fl. 2019), som den er oppe i de øvre vannmassene og spiser i løpet av kvelden og natten. Om dagen holder den seg hovedsakelig på dypere vann (> 50m). 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 2012-2021. Individtetthet og biomasse av *Mysis* har blitt kraftig redusert siden 1970-tallet, men viser også betydelige svingninger i løpet av overvåkingsperioden (**Figur 37**). Ved Skreia er beregnet middelbiomasse redusert fra 289 mg tørrvekt (TV) pr. m² på 1970-tallet til 138 mg TV pr. m² i perioden 2012-2021, dvs. en reduksjon på litt over 50 %. Reduksjoner i biomasser og produksjon i lavere ledd av næringskjeden, dvs. planteplankton og krepsdyrplankton, kan være en mulig forklaring på nedgangen i tetthet og biomasse av *Mysis* i Mjøsa. Endringer i fiskebestander og dermed i graden av fiskepredasjon kan også ha spilt inn. Studier av livshistorie, vekst og produksjon hos *Mysis* tyder på at predasjon i større grad enn fødetilgang er med på å regulere totalbiomassen av *Mysis*, altså en «top down» regulering av bestanden (Kjellberg m.fl. 1991). 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). Tilsvarende resultater ble funnet også i 2017 og 2018 (Lyche Solheim m.fl. 2018a og 2019a). Årsaker til denne likheten med Vänern og forskjellen mellom Mjøsa kontra Vättern og Mälaren er uklar, men kan være relatert til forskjeller i produktivitet (Vänern og særlig Mälaren er mer næringsrike enn Mjøsa), morfometri (Mjøsa er mye dypere enn de svenske innsjøene) og fiskebestander.

Som omtalt tidligere, tyder undersøkelser på at lagesilda i mindre grad er til stede i de øvre vannmassene, sammenlignet med tidligere. Etter en gradvis nedgang i gytevandrende lagesild i Gudbrandsdals-lågen, og en total kollaps høsten 2019, har spørsmålet om lagesildbestanden er sterkt redusert blitt svært aktuelt (Linløken og Rjukan, 2020). En tilbakegang i lagesildbestanden vil samtidig kunne gi rom for en økning i krøklebestanden i Mjøsa, siden de to artene er næringskonkurrenter. Siden krøkle er en effektiv predator på *mysis* (Kjellberg m.fl. 1991), vil en økning i krøklebestanden, alene kunne være en medvirkende faktor for reduksjoner i individtetthet og biomasse av *mysis* i Mjøsa.

Midlere individtetthet av *mysis* i 2021 er beregnet til 61 pr. m² ved Skreia og 49 pr. m² i Furnesfjorden. Tilsvarende er midlere biomasse beregnet til henholdsvis 72 mg/m² og 124 mg/m² (tørrvekt) ved de to stasjonene (**Vedlegg C**). I de fleste tidligere år 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 37**). Dette har sammenheng med at bestanden i Furnesfjorden generelt har bestått av noe større individer. I 2020 var dette tydelig ved at biomassen i Furnesfjorden er vesentlig høyere enn på Skreia, til tross for lavere middel individantall. I 2018 og 2019 derimot, var det en endring mot både høyere individtetthet med påfølgende større biomasse ved Skreia sammenlignet med Furnesfjorden, noe som kan ha en sammenheng med en større økning i individtall av krepsdyrplankton og dermed økt næringstilgang for *Mysis* ved Skreia sammenlignet med i Furnesfjorden (Lyche Solheim m.fl. 2020a). I 2021, ser vi det samme fenomenet selv om biomassen av krepsdyrplankton altså ikke er tilsvarende høyt som i 2018, 2019 og 2020. Det er sannsynligvis komplekse sammenhenger mellom næringstilgang og fiskepredasjon, som avgjør tettheten av *Mysis* fra år til år.



Figur 37. Tidsutvikling i individantall (middelverdier) og biomasse (middelverdier og variasjonsbredde) av *Mysis* ved stasjon Skreia i perioden 1976-2021 (observasjoner fra 1977 mangler).

Enkeltindivider av trollstidskreps (*Gammaracanthus lacustris*) ble funnet i tre av seks håvtrekk med *mysis*-håven (500 µm maskevidde) ved Skreia, og i ett av seks håvtrekk i Furnesfjorden i 2021 (se **Vedlegg C**). Dette tilsvarer det som ble funnet i 2018 og 2019, mens det i 2020 kun ble funnet i et av de seks håvtrekkene. I Furnesfjorden ble funnet i et av seks håvtrekk i 2021, hvilket er tilsvarer det som ble funnet i 2020. I tidligere år har det variert det fra ingen individer i 2019 til ett individ til stede i tre av seks håvtrekk i 2017 (Lyche Solheim m.fl. 2018a og 2019a). Firetornet istidskreps (*Pallaseopsis quadrispinosa*) var ikke til stede i noen av de seks håvtrekkene ved Skreia i 2021. I 2020 ble den funnet i et begrenset antall (1-3 ind./m²) i to av de seks månedene fra mai til oktober. I Furnesfjorden var arten tilsted i to av seks håvtrekk i 2021 (1-8 ind./m²). Med så lav individtetthet er det sannsynlig at forskjellene mellom årene og mellom stasjonene hovedsakelig skyldes tilfeldige variasjoner i tid og rom.

4 Resultater og diskusjon – Elver

4.1 Tilførsler av næringssalter

4.1.1 Fosfortilførsler til Mjøsa

Resultatene av fosfortransportberegninger for seks av de største tilløpselvene i 2021 er gitt i **Tabell 18** med rådata i **Vedlegg D** (tabellene 25-31).

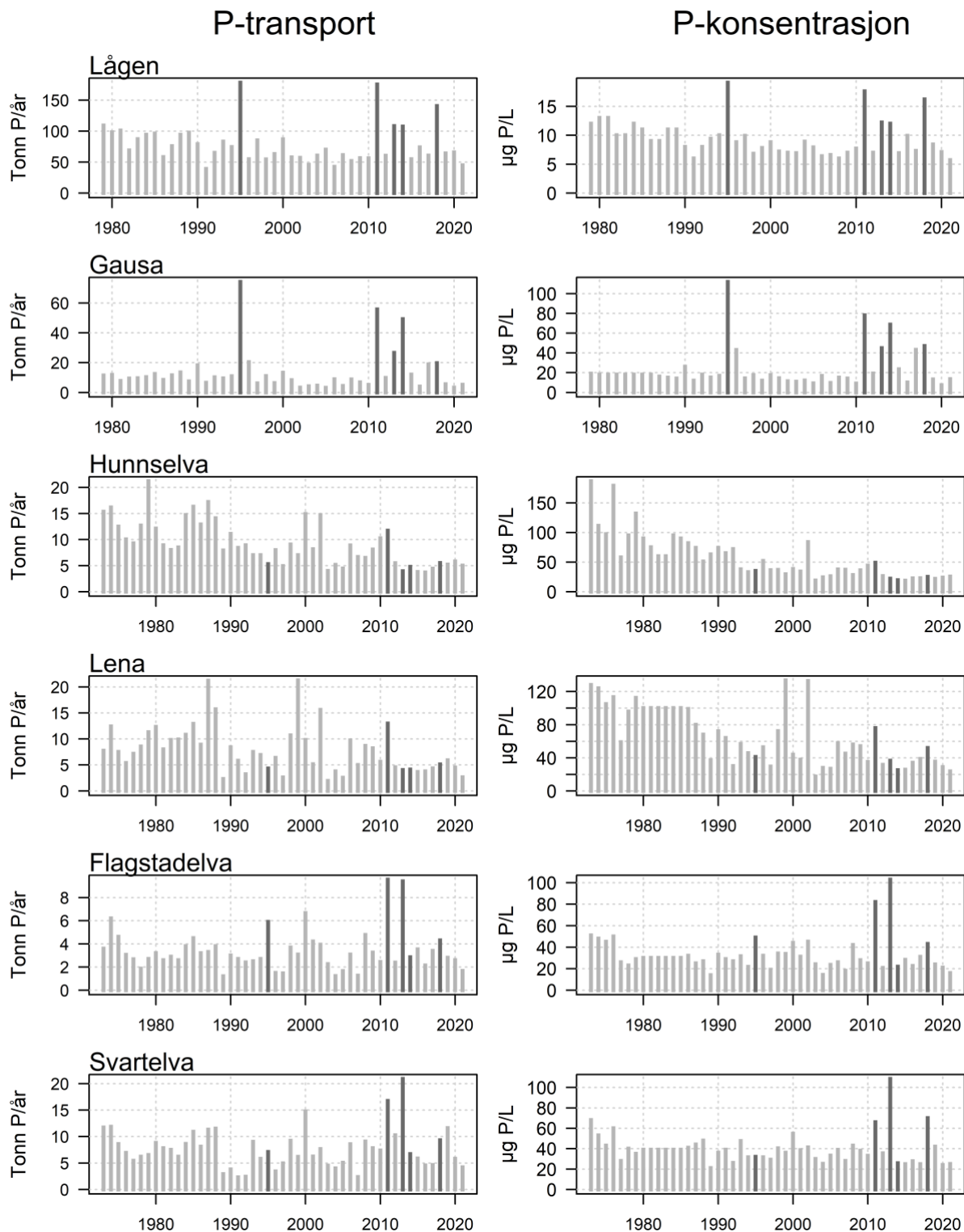
Det foreligger tidsserier for fosfortilførsler fra de seks elvene fra 1970-tallet og frem til i dag (**Figur 38** og **Figur 39**). Disse tidsseriene gir grunnlag for å vurdere endringer i tilførsler over tid (**Tabell 19**). Trendene varierer betydelig mellom elver, men det er likhetstrekk mellom elvene nord (Gausa og Lågen), vest (Lena og Hunnselva) og øst (Svartelva og Flagstadelva) for Mjøsa. I avsnittene under presenteres tilførsler og trender for hver enkelt elv.

Tabell 18. Beregnet vanntransport, fosfortransport og volumveid (vannføringsveid) middelkonsentrasjon for seks av de største tilløpselvene i 2021. Vanntransporter er beregnet på grunnlag av vannføringsdata fra NVE og Hafslund E-CO vannkraft (se avsnitt 2.2.2).

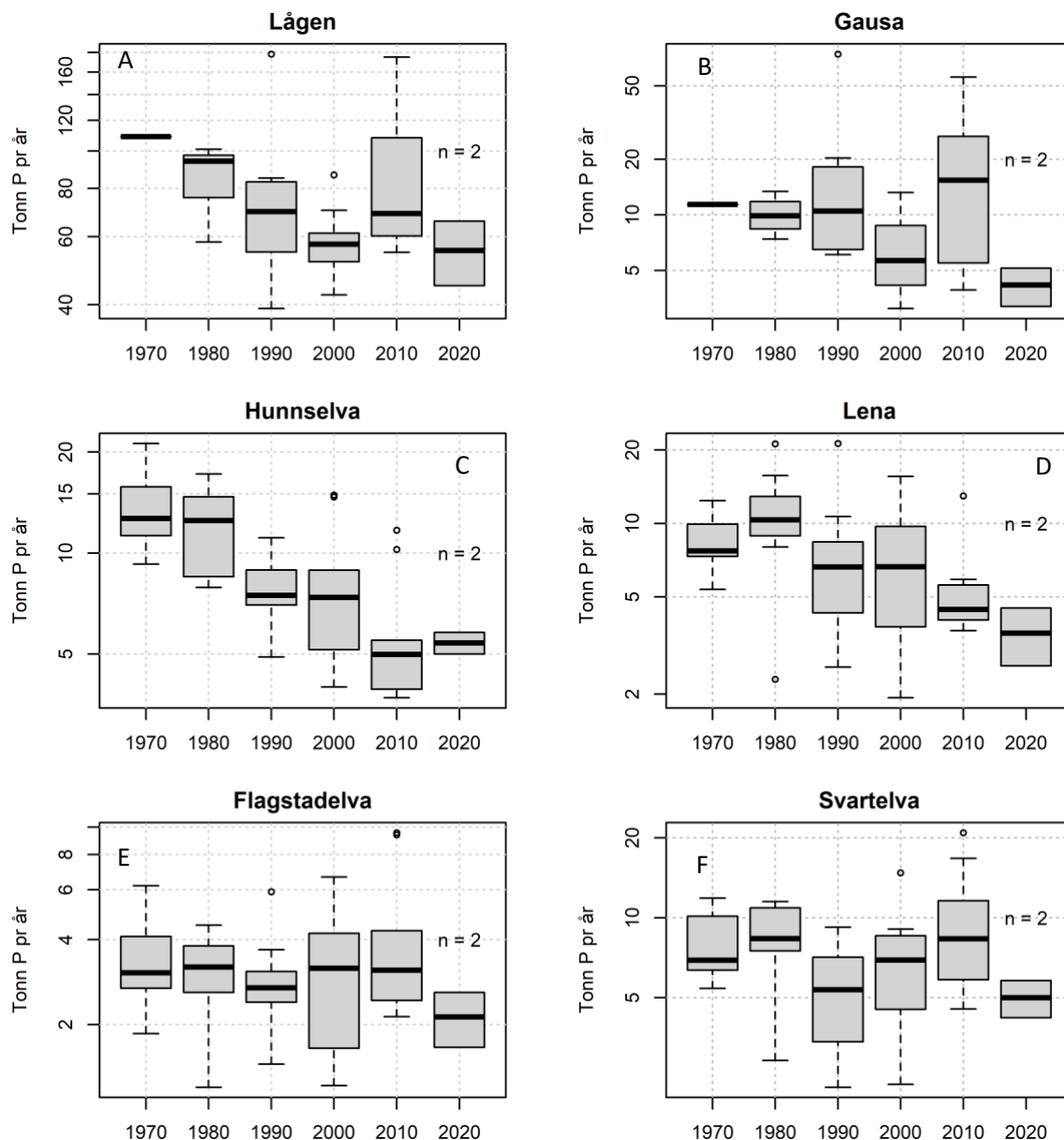
	Vanntransport (mill. m ³ /år)	% av vann- transport	P- transport (tonn P/år)	% av P- transport	Konsentrasjon (volumveid middel, µg/l)
Lågen	7840	89,1	44,8	70,6	5,7
Gausa	381	4,3	5,1	8,1	13,5
Hunnselva	195	2,2	5,0	7,9	25,6
Lena	111	1,3	2,6	4,1	23,6
Flagstadelva	103	1,2	1,7	2,6	16,1
Svartelva	168	1,9	4,2	6,6	25,1
Sum 6 elver	8797,4	100	63,4	100	7,2

Tabell 19. Trender og signifikansnivå (Sen's slope/Mann-Kendall trend test) for årlig transport av total-fosfor i seks av de største tilløpselvene. Tallverdiene viser gjennomsnittlig tidstrend (tonn P/år; beregnet som Sens' slope) for 1) hele tidsperioden (som vist i **Figur 38**); 2) før år 2000; og 3) etter år 2000. Signifikansnivået er markert med farge, der mørk grønn er $p < 0,001$ (svært signifikant), lys grønn er $0,001 < p < 0,05$ (signifikant) og hvit er $p > 0,05$ (ikke signifikant).

Elv	Hele perioden	Før år 2000	Etter år 2000
Lågen	-0,68	-1,15	0,61
Gausa	-0,08	0,06	0,16
Hunnselva	-0,18	-0,25	-0,12
Lena	-0,12	-0,06	-0,09
Flagstadelva	-0,01	-0,02	0,00
Svartelva	-0,02	-0,09	0,05



Figur 38. Tidsutviklingen for fosfortransport (tonn P per år; venstre kolonne) og volumveide (vannføringsveide) middelkonsentrasjoner av Tot-P (µg P/l; høyre kolonne) i seks av de største tilløpselvene. Verdier for perioden 1980-1985 er estimater i henhold til Rognerud (1988). Årene med større flommer i Lågen (>2000 m³/s flomtopp om våren; 1995, 2011, 2013, 2014 og 2018) er markert med mørkegrå sjattering.



Figur 39. Boksplott som viser transport av total-fosfor per tiår (fra 1970-tallet t.o.m. 2020-tallet) for seks av de største tilløpselvene. Merk at det kun er to år med data fra 2020-tallet. Den svarte horisontale linjen viser medianen, mens øvre og nedre del av boksen viser første og tredje kvartil. De horisontale linjene i enden av de stiplede linjene viser min- og maks-verdiene hvert tiår, unntatt ekstremverdier (vist som punkter).

Lågen

I 2021 sto Lågen for ca. 71 % av den totale fosfortransporten og 89% av vanntransporten fra de seks største tilløpselvene (**Tabell 18**). Lågen har hatt en signifikant reduksjon i både transport og konsentrasjon av fosfor fram mot år 2000 (**Tabell 19**) og videre noen år inn på 2000-tallet (**Figur 38**). På 2010-tallet var det vært en økning i transport og middelkonsentrasjon av fosfor sammenliknet med tiåret før (**Figur 39A**; $p < 0,05$, Welch t-test). Den høye transporten og middelkonsentrasjonen dette tiåret skyldes i hovedsak høye verdier i årene 2011, 2013, 2014 og 2018, som alle hadde kraftige flomtopper på våren med døgnmiddelvannføringer på over 2000 m³/s. I 2021 estimerte vi en fosfortransport på 44,8 tonn, som var blant de laveste verdiene estimert gjennom tidsserien.

Volumveid middelkonsentrasjon var på 5,7 µg/l, som også er lavt. De lave verdiene i 2021 skyldes nok i stor grad at dette var et tørt år, med lite nedbør og ganske lav vanntransport i Lågen (7840 mill. m³ mot median vanntransport for årene 1986–2021 som er 8290 mill m³). Flomtoppen om våren var heller ikke spesielt høy. Mesteparten av fosfortransporten med Lågen kom i mai (ca. 25 %) og juni (ca. 23 %), og det var lave transporter i juli, august og september pga. den tørre sommeren.

Ettersom mesteparten av fosforet Lågen kommer med flommer, vil konsentrasjonene i vannprøvene fra disse periodene få stor betydning for både totaltransporten og den volumveide middelkonsentrasjonen. Fosforkonsentrasjonene i enkeltprøver kan være svært høye, men også variere mye i forbindelse med flom og prøvetakingstidspunkt i forhold til flomtoppen. Når det i tillegg kan være betydelig usikkerhet knyttet til vannføringsdataene ved flom, blir usikkerheten i transportberegningene relativt store. Transportverdiene bør derfor kun anses som grove estimater. Vi kan allikevel si noe relativt sikkert om trenden over tid, ettersom vi har en lang tidsserie hvor samme metodikk er benyttet gjennom hele serien.

Gausa

I Gausa ser vi noe av den samme utviklingen i fosfor-transport over tid som i Lågen (sammenlikn **Figur 39A** og **B**). Det er ingen statistisk signifikante langtidstrender i transportverdiene fra Gausa (**Tabell 19**), men allikevel betydelige endringer over tid. Både transport og middelkonsentrasjon var relativt stabile frem mot tidlig 2000-tall, før en periode med lave transporter midt i tiåret 2000–2009 (**Figur 38** og **Figur 39B**). Gjennom dette tiåret var median P-transport ca. 5,7 tonn per år. Som i Lågen var transporten signifikant høyere i perioden 2010–2019 ($p = 0,03$, Welch t-test), med en median på ca. 15,4 tonn per år. Dette skyldes i hovedsak flomårene 2011, 2013 og 2014, som skiller seg ut med spesielt høye verdier.

I 2021 var P-transport 5,1 tonn, noe som utgjør ca. 8 % av den totale fosfortransporten blant de seks største tilløpselvene (**Tabell 18**). Den totale transporten var lav sammenliknet med tidligere år (**Figur 38**), mens volumveid konsentrasjon var nær normalen. Den lave transporten skyldes i hovedsak lite nedbør og lav vanntransport (381 mill. m³ sammenliknet med medianen fra 1986–2021 som er på 561 mill m³).

Hunnselva og Lena

I de overvåkede elvene på vestsiden av Mjøsa, Hunnselva og Lena, har transporten av total-fosfor blitt betydelig redusert over tid. Om man sammenlikner medianen siste tiår med 1980-tallet, har transporten blitt omtrent halvert (**Figur 38** og **Figur 39C-D**). Frem mot år 2000 var nedgangen i både transport og konsentrasjon sterkt signifikant i begge elver (**Tabell 19**). Siden år 2000 har transport og konsentrasjon vært mer stabil, men det er tendenser til videre reduksjon. Sammenliknet med resten av tidsserien har verdiene jevnt over vært lave siden 2012 (**Figur 38**).

I 2021 estimerte vi en transport på hhv. 5 og 2,6 tonn (7,9 og 4,1% av den samlede transporten fra de seks elvene) i Hunnselva og Lena. De volumveide middelkonsentrasjonene av fosfor var 25,6 µg/l i Hunnselva og 23,6 µg/l i Lena.

Flagstadelva og Svartelva

De to østlige elvene Flagstadelva og Svartelva viser relativt store og usystematiske variasjoner i P-transport over tid (**Figur 38**, **Figur 39E-F** og **Tabell 19**), noe som i hovedsak skyldes variasjon i avrenning. I begge elvene var det høye transporter (ca. 3 ganger normalen) i flom-årene 2011 og 2013 (**Figur 38**). Selv om det ikke er noen entydig trend over tid, er det verdt å påpeke at median-transporten per tiår i Svartelva på 2010-tallet var høyere enn de to tiårene før og på nivå med verdiene fra 1970- og 1980-tallet (**Figur 39F**). De to siste årene har P-transportene i begge elver vært forholdsvis lav (**Figur 39E-F**).

Det har vært en signifikant reduksjon i volumveid middelkonsentrasjon av P gjennom tidsperioden i Svartelva ($p=0,01$, Mann-Kendall test), men ikke i P-transport (**Tabell 19**). At P-konsentrasjonen er redusert uten at transporten er redusert kan skyldes at det i Svartelva har det vært en tendens til økning i vanntransport gjennom tidsperioden ($p = 0,08$, data ikke vist).

I 2021 ble fosfortransport og volumveid middelkonsentrasjon estimert til hhv. 1,7 tonn P og 16,1 μg P/l i Flagstadelva, og 4,2 tonn P og 25,1 μg P/l i Svartelva. Dette utgjorde hhv. ca. 2,6 og 6,6 % av den samlede transporten fra de 6 elvene (**Tabell 18**). Som for de andre elvene var årstransportene lave pga. lite nedbør i 2021.

Transport og konsentrasjon av fosfor i Flagstadelva og Svartelva har variert ganske i takt, trolig fordi de ligger relativt nær hverandre og at nedbørfeltene har forholdsvis lik arealsammensetning (Flagstadelva: 16,3% dyrket mark, 57,4% skog og 19,4 % myr; Svartelva: 23% dyrket mark, 65,7% skog, 6,4% myr; beregnet vha. NVEs nettjeneste NEVINA).

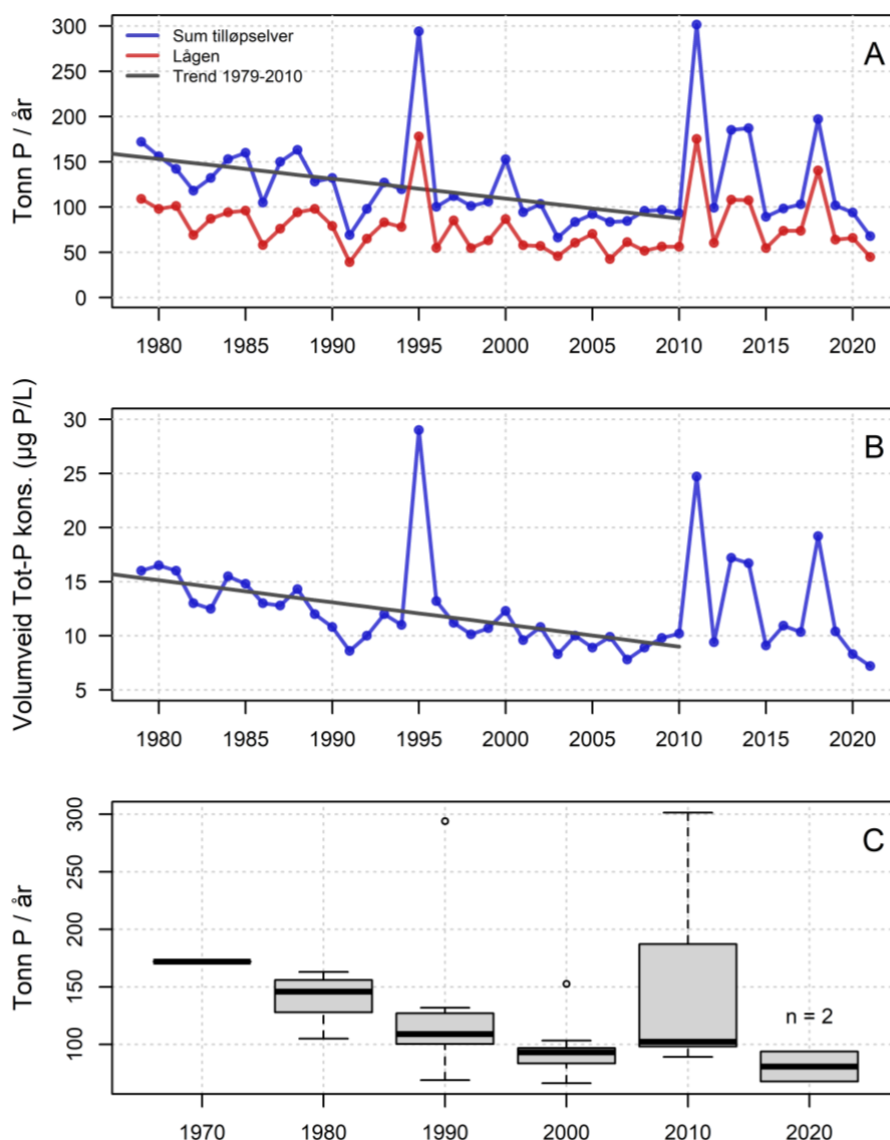
4.1.1.1 Samlede elvetilførsler og andel fra Lågen

Den samlede elvetilførselen av fosfor til Mjøsa kan beregnes som summen av de målte tilførselene 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). I 2021 ble den totale elvetilførselen estimert til 67,8 tonn (**Figur 40**). Lågen bidro med den største andelen av fosfor-tilførselene til Mjøsa, med ca. 66 % i 2021. Medianbidraget fra Lågen i årene 1979 til 2021 er 61 %, og andelen har de fleste år ligget mellom 58 og 68%.

Langtidsserien for de samlede elvetilførselene av total-fosfor viser en signifikant reduksjon både i transport og volumveid konsentrasjon gjennom hele tidsperioden ($p < 0.01$, Mann-Kendall trend test). Om man deler opp tidsperioden i før og etter 2010, var reduksjonen svært signifikant frem til og med 2010 ($p < 10^{-5}$). Etter dette har det vært store variasjoner fra år til år og ingen signifikant trend i samlet transport ($p = 0.1$; **Figur 40**). Volumveid middelkonsentrasjon for alle elvene samlet sett er på grensen til signifikant nedadgående ($p = 0.06$) også etter 2010.

Om vi beregner median årlig fosfortransport for tiårsperioder, ser vi en reduksjon fra 146 tonn per år i perioden 1980–1989, via ca. 109 tonn per år fra 1990–1999 til ca. 93 tonn per år som median for perioden 2000–2009 (**Figur 40C**). I perioden 2010–2019 økte tilførselene igjen til en median på ca. 109 tonn per år. Den økte tilførselen på 2010-tallet skyldes særlig de høye P-transportene i Lågen i flomårene 2011, 2013, 2014 og 2018 (alle årene med vårflomtopper på over 2000 m^3/s). Økt transport i Gausa og Svartelva har også bidratt (**Figur 39**). I 2020 og 2021 har den samlede P-transporten vært på nivå med de lave transportene på 2000-tallet.

Reduksjonene i P-transport og konsentrasjon frem mot 2010 må ses som effekter av de forurensningsbegrensende tiltakene som ble gjennomført i forbindelse med Mjøs-aksjonen og senere tiltak (Rognerud 1988 og Nashoug mfl. 1999). Økningen på 2010-tallet skyldes i hovedsak flere år med relativt kraftige vårflommer, som bringer med seg store mengder fosfor. Konsentrasjonen av Tot-P er positivt korrelert med vannføring i alle tilløpselvene (men særlig i Lågen, Gausa, Svartelva og Flagstadelva; se **Figur 42**), slik at det under flommer både er høy vannføring og relativt høy konsentrasjon av fosfor i vannet. Vi ser også en sterk korrelasjon mellom turbiditet (partikkelinnhold) og Tot-P i elvene der dette er målt (Lågen og Svartelva). Dette indikerer at mye av fosforet er bundet til partikler som vaskes ut fra nedbørfeltet under flom eller større nedbørsepisoder.



Figur 40. A) Samlet elvetilførsel av total-fosfor til Mjøsa over tid. Blå linje viser samlet årlig tilførsel fra de seks største tilløpselvene, pluss et tillegg på 7 % fra elver som det ikke gjøres målinger i (jf. Rognerud 1988). Rød linje viser transporten i Lågen alene. Grå linje viser estimert lineær trend i samlet fosfortransport fra 1979 til 2010. B) Beregnet årlig middelkonsentrasjon av Tot-P (volumveid) i de seks største tilløpselvene, dvs. tonn total-fosfor delt på summen av vanntransport fra alle elvene. Grå linje viser estimert lineær trend for middelkonsentrasjon fra 1979 til 2010. C) Boksplott av samlede elvetransporter per dekad (tiår; 1980-tallet t.o.m. 2020-tallet). Merk at det foreløpig kun er data fra to år på 2020-tallet.

Usikkerhet, fosforets biotilgjengelighet og klimaeffekter

Som tidligere nevnt er det viktig å være klar over at beregningene av både årlige transportverdier og middelkonsentrasjoner av fosfor er beheftet med betydelig usikkerhet, spesielt i år med markerte flommer. Vi måler kun total mengde fosfor, og dette består av ulike fraksjoner (partikulært eller løst, organisk eller uorganisk) som er mer eller mindre biotilgjengelig. I hvilken grad det partikkelbundne fosforet blir tilgjengelig for algevekst i Mjøsa er usikkert. For det første vil en del av partiklene sedimentere ut, og mengden partikkelbundet fosfor fra f.eks. Lågen vil derfor avta sørover i innsjøen.

Kunnskapen om hvor mye av det partikulære fosforet fra elvene som er biotilgjengelig er også begrenset. Biotilgjengeligheten avhenger bl.a. av en rekke kjemiske prosesser og typen sediment/partikler som fosforet er bundet til, som igjen avhenger av arealbruken i nedbørfeltet (Ellison & Brett 2006). Generelt er biotilgjengeligheten til partikulært fosfor lavere i nedbørfelt dominert av skog og fjell enn i nedbørfelt dominert av landbruk eller urbane områder (Ekholm & Krogerus 2003; Ellison & Brett 2006). Biotilgjengeligheten vil derfor variere mellom elver som Lågen (lav andel jordbruk) og Lena (stor andel jordbruk; se videre diskusjon i kap. 4.1.1.3). Fosfor fra avløp er i stor grad oppløst og betydelig mer biotilgjengelig enn fosfor fra dyrket mark, som ofte er partikkelbundet.

Å følge med på utviklingen i fosfortilførsler og konsentrasjoner både i elvene og Mjøsa i tiden fremover vil være viktig, ettersom fremtidige endringer i klima forventes å påvirke dette i betydelig grad. Klimaprediksjoner for de tidligere fylkene Oppland og Hedmark frem mot 2100 (Norsk Klimaservicesenter⁴) viser at årsnedbøren vil øke med omkring 20%, med størst økning vinter og vår (25-30%) og i mindre grad om sommeren (10%). Det forventes også økt hyppighet av episoder med kraftig nedbør, og disse episodene vil bli mer intense. Dette vil medføre flere og kraftigere regnflommer gjennom året, som forventes å bidra til økt fosfortransport til Mjøsa, spesielt fra de mindre elvene hvor regnflommene kan være betydelige og forårsake mer erosjon i jordbruksarealene og mer overløp av kloakk. Regnflommene vil trolig medføre at Mjøsa (i større grad enn i dag) tilføres betydelige mengder fosfor i «støt» gjennom sesongen, noe som vil kunne stimulere primærproduksjonen – særlig når slike episoder etterfølges av stabilt og varmt vær med mye sol. For eksempel vil en kunne forvente økt algebiomasse, i det minste lokalt, dersom det stadig tilføres nytt fosfor i vekstsesongen om sommeren og tidlig på høsten.

Klimaprediksjonene viser at det ikke forventes større flommer i elver hvor snøsmeltingsflommen er årets største flom, som i Lågen. Snøsmeltingsflommen vil derimot komme tidligere på året, og bli mindre mot slutten av århundret som følge av mindre snø. Som følge av økt nedbør vil en generelt forvente høyere vannføring i elvene, spesielt vinter, vår og høst. Sommervannføringen forventes derimot redusert som følge av økt fordamping og tidligere snøsmelting. Men styrtregneepisoder om sommeren vil kunne gi økt fosfortilførsel fra de lokale elvene. Samlet sett vil disse endringene i vannføring, nedbør og flom påvirke både total transport og sesongmønster i transport, og trolig kunne virke i eutrofierende retning i Mjøsa.

4.1.1.2 Fosforbudsjett- og balanse

Fra og med 2010 har det blitt gjennomført målinger av konsentrasjoner av næringsstoffer både i de seks største tilløpselvene og i utløpet av Mjøsa, Vorma. Dette sammen med vannføringsdata fra Hafslund E-CO og NVE har gjort det mulig å foreta en grov beregning av fosforbalansen inn og ut av Mjøsa (**Tabell 20 & Figur 41**). Forutsetningen har bl.a. vært at vi også har hatt tilgang til data for utslipp direkte til Mjøsa fra de kommunale renseanleggene og fra industri utenom de nevnte elvene, og et estimat over tilførsler med elver hvor transportmålinger ikke gjøres. Dette siste er anslått til å utgjøre 7 % av de totale tilførslene med de seks viktigste elvene, i tråd med tidligere beregninger (Rognerud 1988, Kjellberg 2006). Mengden fosfor som deponeres direkte på innsjøoverflaten (nedbør og tørravsetninger), er estimert ut fra litteraturdata (Bratli mfl. 1995).

Den totale tilførselen av fosfor til Mjøsa er beregnet til 79 tonn i 2021 (**Tabell 20 & Figur 41**). Elvetilførslene stod for 86 % av de samlede tilførslene og Lågen alene ca. 57 %. Kommunale renseanlegg med utslipp direkte til Mjøsa bidro med ca. 4 tonn fosfor i 2021. Belastningen fra overløp

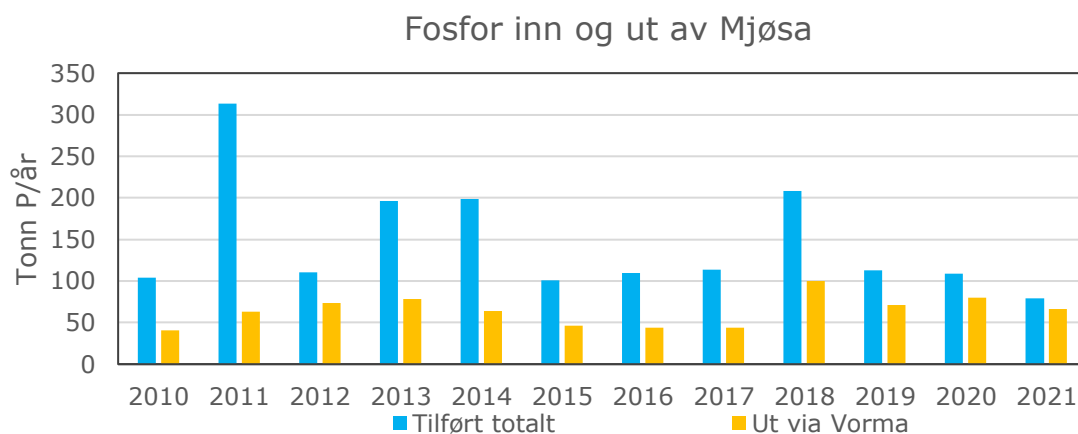
⁴ <https://klimaservicesenter.no/kss/klimaprofiler/oppland>; <https://klimaservicesenter.no/kss/klimaprofiler/hedmark>

ute på ledningsnettet (regnvannsoverløp og nødoverløp ved pumpestasjoner) er ikke medregnet i disse tallene, og 4 tonn er dermed et minimums-estimat. Industriutslipp direkte til Mjøsa er svært små sammenlignet med andre kilder og er ikke tatt med i budsjettet (se tidligere Mjøsa-rapporter).

Tabell 20. Beregnet fosforbalanse for Mjøsa i 2021

	Tot-P, tonn	%
Gudbrandsdalslågen (målt)	44,8	56,5
Sum 5 andre elver ¹ (målt)	18,6	23,5
Andre elver (estimat 7 %)	4,44	5,6
Elver totalt	67,8	85,6
Kommunale renseanlegg ²	4,01	5,1
Direkte på innsjøoverflaten	7,38	9,3
Totale tilførsler	79,2	100
Transport ut, Vorma (målt)	66,3	83,7
Tilbakeholdelse i Mjøsa	12,9	16,3

¹Gjelder Lena, Hunnselva, Gausa, Flagstadelva og Svartelva; ²Gjelder anlegg med utslipp direkte til innsjøen.



Figur 41. Beregnet mengde fosfor transportert inn og ut av Mjøsa i perioden 2010-2021.

Mengden fosfor som ble transportert ut av Mjøsa med Vorma er beregnet til ca. 66 tonn i 2021. Dette gir en retensjon (tilbakeholdelse) i Mjøsa på ca. 13 tonn, dvs. ca. 16 % av tilført mengde fosfor. Dette er det laveste tallet i tidsserien (**Figur 41**). En vil typisk forvente høy retensjon i år med store tilførsler av partikulært fosfor fra Lågen, som i stor grad vil sedimentere ut. I 2021 var tilførslene fra Lågen blant de laveste gjennom tidsserien, og bidro dermed trolig også til lav retensjon. Merk at det er store usikkerheter knyttet både til transporten inn og ut av Mjøsa. F.eks. vil elvetransportene i stor grad avhenge av konsentrasjonene målt i vannprøver tatt under flom når transporten er størst. I Vorma tas det også kun prøver 12 ganger per år (mot 24 i de andre elvene), slik at enkeltprøver vil få større innvirkning på totaltransporten enn dersom det f.eks. ble tatt 24 prøver.

4.1.1.3 Kilder til fosfor i elvene

Fosforbudsjettet over er svært grovt og basert på målte konsentrasjoner i elvene. En mer detaljert kildefordeling av fosfortilførslene har derimot nylig blitt modellert av NIBIO for ni delnedbørfelt til Mjøsa (se NIBIO-rapport 7(58); Bechmann og Thrane mfl. 2021). I korte trekk viser beregningene at jordbruk og spredt avløp er de to dominerende kildene til fosfor om man ser bort fra det som kommer

naturlig fra skog og utmark (**Tabell 21**). Merk at data fra kommunalt avløp ikke var med i kildefordelingen i NIBIO-rapporten. Dette bør inkluderes i en eventuell oppdatering av kildefordelingen, ettersom bidraget fra kommunalt avløp – inkludert restutslipp, overløp og lekkasjer på ledningsnettet – trolig bidrar med betydelige mengder fosfor med høy biotilgjengelighet.

Tabell 21. Kildefordeling for tilførsler av total-fosfor (TP, tonn) og biotilgjengelig fosfor (BioP, tonn), i ni nedbørfelt for tilløpselver til Mjøsa. Beregningene er gjort av NIBIO og tabellen er hentet og modifisert fra NIBIO-rapport 7(58) (Bechmann og Thrane mfl. 2021). Dessverre var ikke data fra kommunalt avløp med i kildefordelingen i NIBIO-rapport 7(58), som betyr at de samlede fosfortilførslene i realiteten er større enn det som er oppgitt her.

Nedbørfelt	Jordbruk		Spredt avløp		Skog og utmark		Deposisjon		Samferdsel og bebyggelse	
Tonn fosfor	TP	BioP	TP	BioP	TP	BioP	TP	BioP	TP	BioP
Lena	2,8	0,6	1,2	1,0	1,1	0,1	0,1	0,03	0,1	0,04
Hunnselva	1,6	0,4	1,2	1,0	1,7	0,1	0,3	0,2	0,1	0,05
Flagstadelva	1,0	0,2	0,6	0,5	0,9	0,1	0,02	0,01	0,1	0,02
Svartelva	1,5	0,3	2,0	1,6	2,2	0,2	0,1	0,1	0,2	0,1
Moelva og Tingnes-Brøttum	2,5	0,6	1,3	1,0	1,1	0,1	0,2	0,1	0,1	0,03
Heggshuselva	0,3	0,06	0,14	0,11	0,09	0,008	0,01	0,004	0,01	0,004
Skanselva og Bausbakkelva	0,3	0,1	0,2	0,2	0,2	0,02	0,004	0,002	0,03	0,01
Gausa	1,8	0,5	1,4	1,1	5,0	0,4	0,4	0,2	0,1	0,03
Gudbrandsdalslågen	7	1,4	3	2,4	25	2,5	-	-	2	0,66
Totalt for ni delnedbørfelt	19	4,2	11	9	37	3,5	1,1	0,6	2,7	0,9

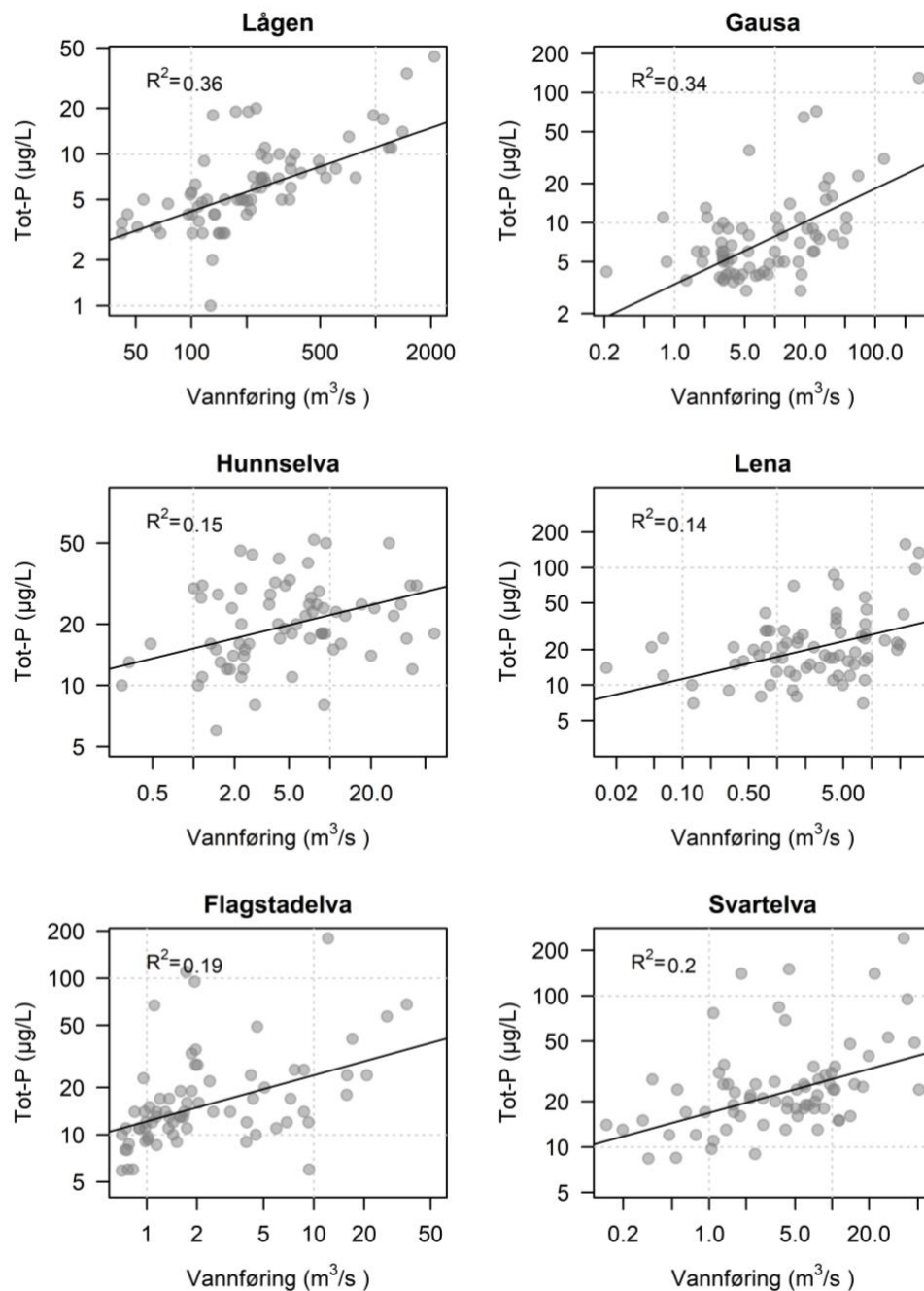
Jordbruk bidrar med mest partikkelbundet fosfor, som har lavere biotilgjengelighet enn det som kommer fra avløp. Spredt avløp dominerer tilførsler av biotilgjengelig fosfor (**Tabell 21**). Analysene i Bechmann og Thrane mfl. (2021) viste at for hvert av de ni delnedbørfeltene har hele 65–95% av husstandene med spredte anlegg en avløpsløsning som *ikke* tilfredsstillende kravene i forurensingsforskriften med 90% rensing av fosfor og organisk materiale. Avløp bidrar trolig med størrelsesorden 50–75% av den totale mengden biotilgjengelig fosfor i elvene (merk at data fra Lågen er ikke med og at kommunalt avløp ikke er medregnet).

For mer detaljer om kildefordeling, trender i jordbruket, samt tiltak for å redusere tilførslene av fosfor til Mjøsa, henvises det til rapporten og faktaarkene fra Bechmann og Thrane mfl. (2021).

Dersom man plotter konsentrasjonen av Tot-P mot vannføringen ved prøvetakingstidspunktet, kan man også få en indikasjon på hvilke forurensningskilder som dominerer (**Figur 42**). 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 eventuelt overløp fra avløpsnettet som dominerer, vil

derimot konsentrasjonen av Tot-P kunne øke ved økende vannføring. For flere av tilløpselvene til Mjøsa var det før Mjøs-aksjonen en tendens til at konsentrasjonen av Tot-P økte ved lav vannføring. Under og etter aksjonen ble konsentrasjonen mer uavhengig av vannføring. Dette viser at de betydeligste punktutslippene ble fjernet under aksjonen, og at arealavrenning ble mer dominerende (Rognerud 1988).

Basert på data på Tot-P og vannføring på prøvetakingsdagen fra de fem siste årene (2017–2021) er det en signifikant positiv sammenheng mellom vannføring og konsentrasjon av Tot-P i alle tilløpselvene ($p < 0.05$; **Figur 42**). Sammenhengen er sterkest i Lågen ($R^2 = 0,36$) og Gausa ($R^2 = 0,34$), etterfulgt av Svartelva ($R^2 = 0,20$) og Flagstadelva ($R^2 = 0,19$). Den positive sammenhengen indikerer at arealavrenning og evt. overløp/lekkasjer fra kommunale og private avløpsanlegg ved kraftig regn var de dominerende kildene til fosfor i disse vassdragene. I Lena ($R^2 = 0,14$) og Hunnselva ($R^2 = 0,15$) var sammenhengen mellom Tot-P og vannføring svakere. Dette kan indikere at punktkilder fortsatt bidrar til økte P-tilførsler her.



Figur 42. Sammenhengen mellom konsentrasjon av total-fosfor (Tot-P, $\mu\text{g/L}$) og vannføring på prøvetakingsdagen for årene 2017–2021. Begge variablene er plottet på logaritmisk skala. I alle elvene var konsentrasjonen av Tot-P signifikant ($p < 0.05$) positivt korrelert med vannføringen på dagen da prøvene ble tatt. R^2 -verdien sier noe om andelen av variasjonen i Tot-P som kan forklares av vannføring.

4.1.2 Nitrogentilførsler

Beregnet tilførsel av total-nitrogen til Mjøsa med tilløpselvene Lågen, Gausa, Hunnselva, Lena, Flagstadelva og Svartelva i 2021 er gitt i **Tabell 22**. Den samlede transporten med disse seks elvene er beregnet til 3266 tonn i 2021. Av dette stod Lågen for 60 %, som høyere enn normalt, ettersom Lågen i de fleste år bidrar med mellom 45 og 58 % av den samlede N-tilførselen. Lågen bidrar normalt med

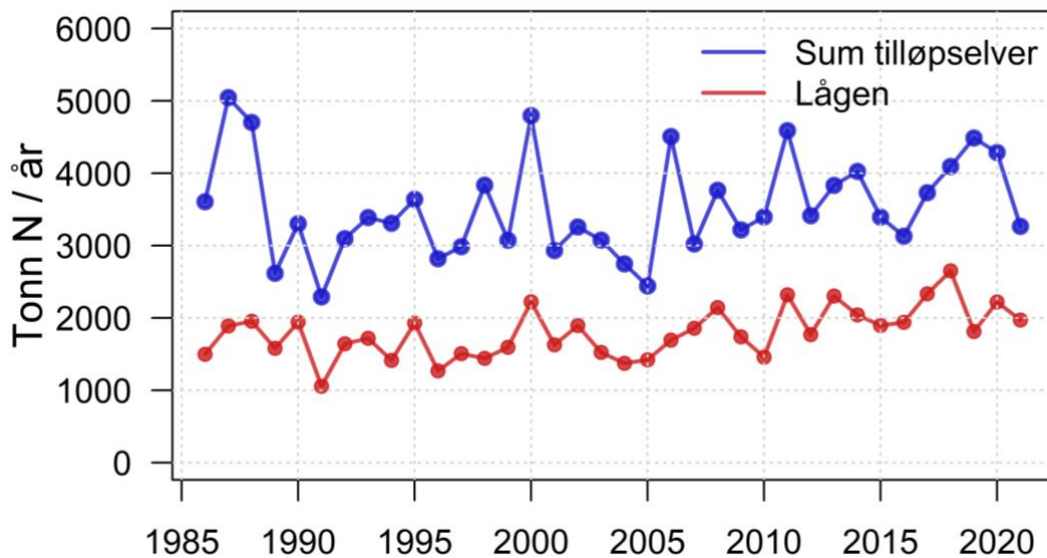
en mindre andel av den samlede transporten av nitrogen enn fosfor. Dette skyldes at både konsentrasjonen av Tot-N (**Figur 45** og **Tabell 22**) og N:P-forholdet er mye høyere i de mindre tilløpselvene enn i Lågen (median TotN : TotP-ratio fra 2010–2021 er 40 i Lågen, 54 i Svartelva, 81 i Hunnselva, 85 i Flagstadelva, 108 i Gausa og 145 i Lena).

Ifølge våre beregninger gikk det i 2021 ca. 6030 tonn N ut med Vorma, noe som er i underkant av dobbelt så mye som det som er kommet inn med de seks tilløpselvene. Det må derfor være relativt store tilførsler av nitrogen fra andre, mindre vassdrag, og i tillegg trolig betydelige N-utslipp fra kommunale renseanlegg, samt deposisjon av langtransportert nitrogen direkte på innsjøoverflaten. Beregninger i Elveovervåkingsprogrammet viser at Glomma tilfører Ytre Oslofjord mellom 20 000 og 22 000 tonn N per år (Guerrero & Sample, 2021), der Vorma altså ser ut til å bidra med litt under 30 %.

Tabell 22. Beregnet vanntransport, nitrogentransport og volumveid (vannføringsveid) middelkonsentrasjon for elvene i 2021. Vanntransporter er beregnet på grunnlag av vannføringsdata fra NVE og Hafslund E-CO.

	Vanntransport (mill. m ³ /år)	% av vanntransport	N-transport (tonn N/år)	% av N- transport	Konsentrasjon (volumveid middel, µg N/l)
Gudbrandsdalslågen	7840	89,1	1970	60,3	251
Gausa	381	4,3	296	9,1	777
Hunnselva	195	2,2	319	9,8	1636
Lena	111	1,3	318	9,7	2865
Flagstadelva	103	1,2	131	4,0	1272
Svartelva	168	1,9	232	7,1	1381
Sum 6 elver	8798	100	3266	100	371

Samlet årlig tilførsel av nitrogen til Mjøsa fra de seks nevnte elvene har vært relativt stabil gjennom perioden 1986–2021 (**Figur 43**). Det er allikevel en tendens (på grensen til signifikant) til økning i samlet N-transport fra starten av 2000-tallet. Ser vi på Lågen alene (rød linje i **Figur 43**) er trenden signifikant økende gjennom tidsperioden ($p = 0.002$, Mann-Kendall test). For detaljer om trendene i nitrogen-transport og konsentrasjon i enkelt-elver henviser vi til Bechmann og Thrane (2021).



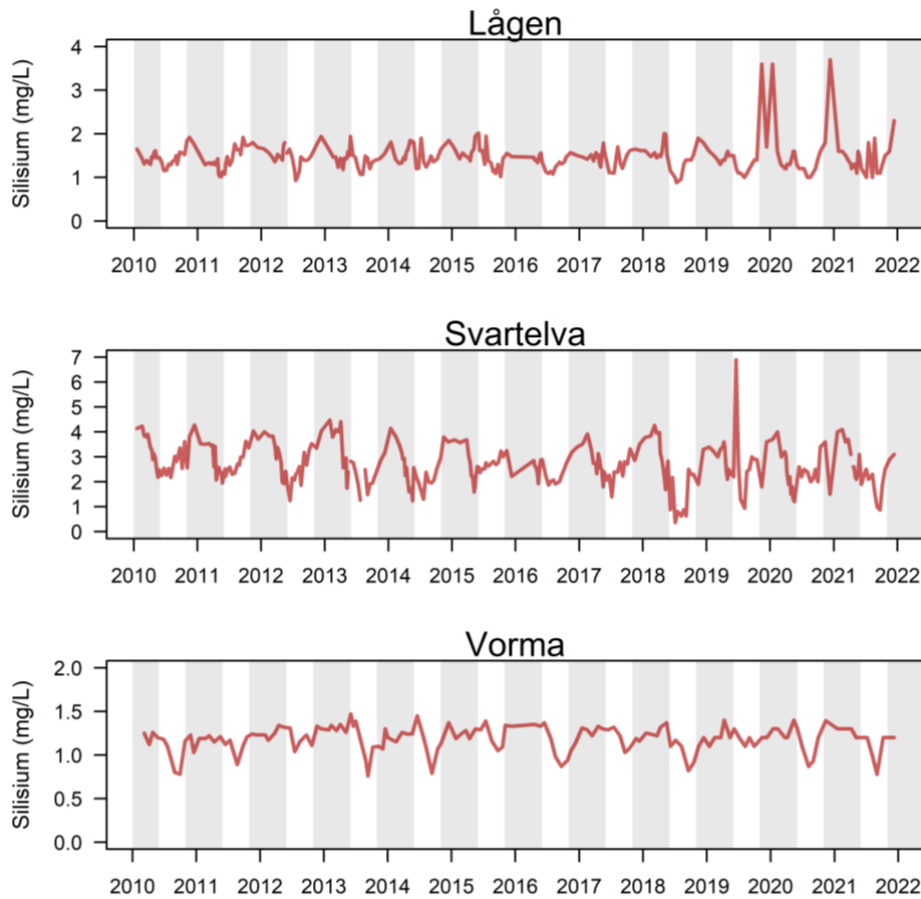
Figur 43. Tidsutviklingen for beregnet transport av total-nitrogen i elvene. Den blå linjen viser summen av transporten fra de seks største tilløpselvene, mens den røde linjen viser transporten i Lågen.

4.1.3 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 2010–2021. Gjennomsnittskonsentrasjonen av silisium i Svartelva for hele perioden er 2,7 mg /l, og her har det vært en signifikant nedgang siden 2010 ($p = 0,02$, Mann-Kendall trend test). I Lågen er middelkonsentrasjonen 1,5 mg/l, mens den i Vorma er 1,2 mg/l, dvs. ca 20 % lavere enn i 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 vårfloppen, men også opptak av DSi i terrestrisk vegetasjon, spesielt skog (Carey og Fulweiler 2013).

En slik sesongmessig variasjon i Si-konsentrasjonen har vært tydelig i Svartelva og Vorma, men i noe mindre grad i Lågen (**Figur 44**). Det er rimelig å anta at den markerte nedgangen i konsentrasjonen på sommeren i Vorma i stor grad skyldes vekst og sedimentering av kiselalger i Mjøsa. I Svartelva ser vi at reduksjonen i Si-konsentrasjon starter noe tidligere på året, men varer ut over sommeren. Dette skyldes trolig en kombinasjon av fortykning med vårfloppen, samt opptak i skog, begroingsalger og plankton i innsjøer oppstrøms i vassdraget.



Figur 44. Konsentrasjon av totalt silisium (mg/l Si⁵) i Vorma og Svartelva i perioden 2010–2021. Gråfargede intervaller viser perioden 1 november til 1 juni («vintersesongen»), mens hvite intervaller viser perioden 1 juni til 1 november («veksts sesongen»).

4.2 Vannkvalitet og økologisk tilstand

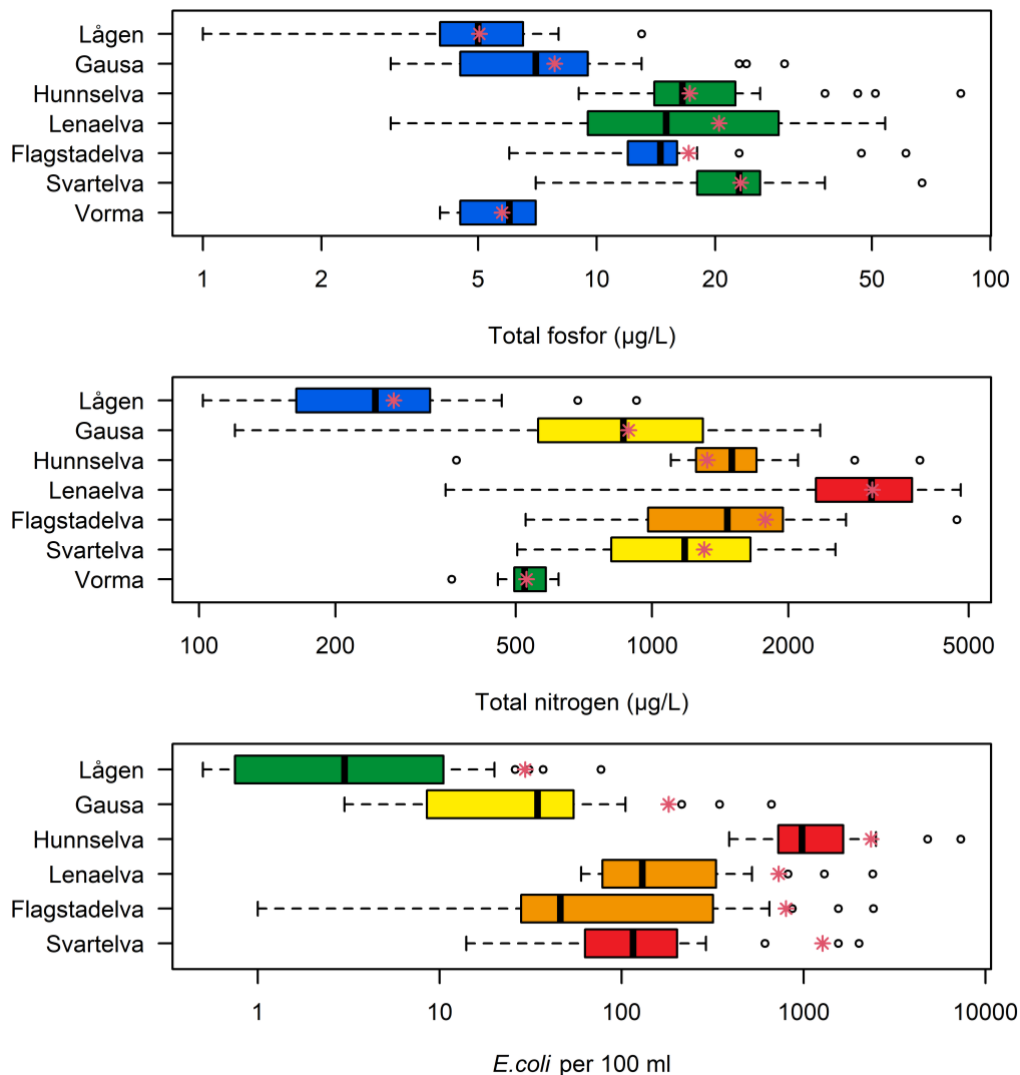
Alle kjemiske primærdata er gitt i **Vedlegg D** og biologiske primærdata (artslistene) er gitt i **Vedlegg E**. Alle data blir også rapportert til Vannmiljø-databasen. Typifisering av elvene er omtalt i avsnitt 2.2.3.

4.2.1 Konsentrasjoner av total-fosfor, total-nitrogen og *E. coli* i elvene i 2021

I Lågen, Gausa, Hunnselva, Lena, Svartelva og Flagstadelva blir det målt konsentrasjoner av total-fosfor, total-nitrogen og *E. coli* 24 ganger pr. år for klassifisering av økologisk tilstand (**Figur 45**) og beregning av næringssalttransport til Mjøsa. Fosfor antas å være det begrensende næringsstoffet for biologisk vekst både i Mjøsa (se kap. 3.6.3) og i tilløpselvene. Dette skyldes at forholdet mellom nitrogen og fosfor i vannet er høyt, og at nitrogen dermed er til stede i overskudd i forhold til algenes behov gjennom veksts sesongen. Vi inkluderer derfor ikke konsentrasjonen av nitrogen i den samlede klassifiseringen av økologisk tilstand. Vi klassifiserer allikevel parameteren total-nitrogen, ettersom forhøyede konsentrasjoner av nitrogen kan være et tegn på forurensing, spesielt fra jordbruk. Det er

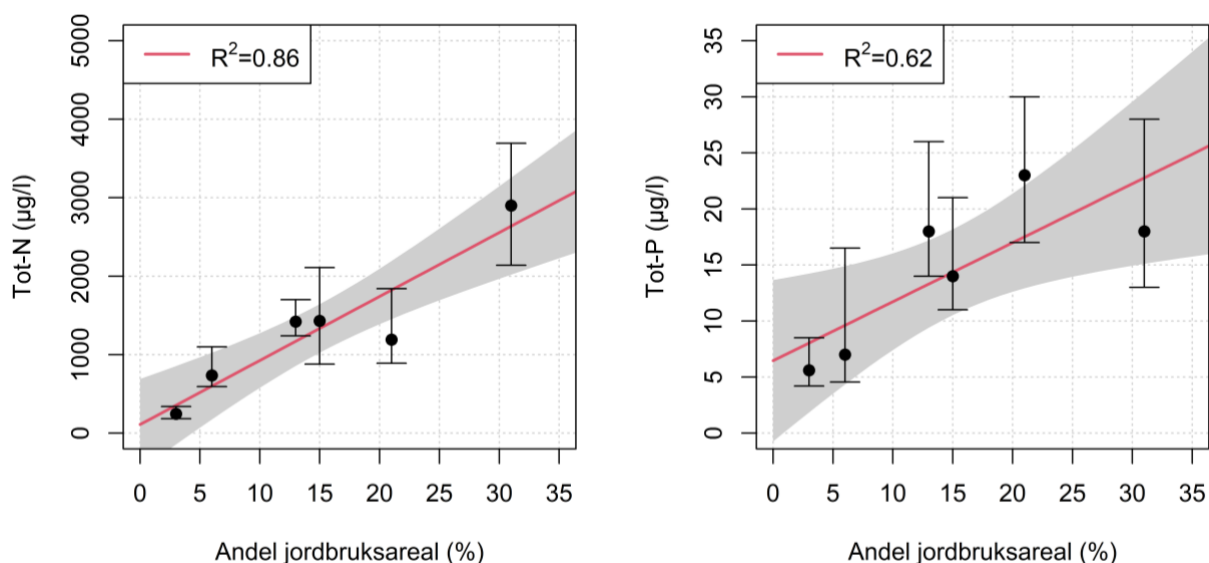
⁵ 1 mg/l Si tilsvarer 2,139 mg/l SiO₂

en sterk sammenheng mellom andelen jordbruk i nedbørfeltet og konsentrasjonen av total-nitrogen i de seks tilløpselvene ($R^2 = 0,86$; **Figur 46**). Sammenhengen er sterkere enn for total-fosfor ($R^2 = 0,62$), trolig fordi fosfor i større grad enn nitrogen også stammer fra avløp (se f.eks. Bechmann og Thrane 2021). Nitrogenet fra Mjøsa ender til slutt opp i ytre Oslofjord via Glomma, der forhøyet nitrogen er pekt på som en av årsakene til økt algevekst og redusert økologisk tilstand (se f.eks. Staalstrøm mfl. 2022).



Figur 45. Konsentrasjoner av total-fosfor (øverst), total-nitrogen (i midten) og *E. coli* (nederst) i tilløpselvene og Vorma i 2021 (24 årlige prøver i alle elvene unntatt Vorma, hvor det tas 12 prøver). Legg merke til den logaritmiske x-aksen. Den vertikale streken i hver boks viser medianen, mens nedre og øvre grense i boksen viser hhv. 25 og 75-persentilen. Spesielt lave eller høye verdier (ekstremverdier) er plottet som punkter. Endene av de stiplede linjene viser min- og maksverdiene blant tallene som ikke er ekstremverdier. Rød stjerne i A) og B) viser tidsveid gjennomsnitt. I C) angir rød stjerne 90-persentilen, som brukes til å klassifisere elvene med hensyn til *E. coli*. Farge angir tilstandsklassen basert på tidsveid gjennomsnitt for Tot-P og Tot-N, og 90-persentilen for *E. coli*: Grønn = god tilstand, gul = moderat tilstand, oransje = dårlig tilstand, rød = svært dårlig tilstand.

Forekomst av tarmbakterier (*E. coli*) indikerer fekal forurensing fra dyr eller mennesker (kloakk). Typiske kilder er sig fra husdyrgjødsel, lekkasjer og overløp fra kommunale avløpsanlegg, og utslipp fra private avløpsanlegg. *E. coli* kan også stamme fra restutslipp fra kommunale renseanlegg, som generelt ikke praktiserer hygienisk rensing av avløpsvann. Høye nivåer betyr ikke nødvendigvis at det er sykdomsfremkallende bakterier til stede, men sannsynligheten for dette øker med mengden indikatorbakterier. For *E. coli* er elvene klassifisert i henhold til det gamle klassifiseringssystemet for tarmbakterier (grenseverdier for 90-persentiler er gitt i Andersen m.fl. 1997), og det er gjort en vurdering av om konsentrasjonene av bakterier indikerer god (< 100 *E. coli* / 100 ml) eller mindre god egnethet (100-1000 *E. coli* / 100 ml) for jordvanning, eller om vannet ikke er egnet i det hele tatt (> 1000 *E. coli* / 100 ml; grenseverdier gitt av Vitenskapsrådet for mattrygghet 2014).



Figur 46. Sammenhengen mellom andel jordbruksareal (hentet fra Bechmann og Thrane mfl. 2021) og konsentrasjonen av A) total-nitrogen og B) total-fosfor i nedre del av de seks største tilløpselvene. Punkter viser mediankonsentrasjon i perioden 2010–2021 mens vertikale streker viser variasjonsbredden (første og tredje kvartil, dvs. området som 50% av målingene ligger innenfor) innen samme tidsperiode.

Under følger en oppsummering av næringssaltkonsentrasjoner og nivåer av fekal indikatorbakterier for hver elv i 2021 (**Figur 45**). Tidstrender for konsentrasjoner av total-fosfor og total-nitrogen er vist i **Figur 47** til **Figur 52**. Først presenteres resultatene fra de nordlige tilløpselvene, deretter elvene som renner inn på Mjøsas vestsida, østsida, og til slutt utløpselva Vorma. For en mer omfattende diskusjon av tidstrendene for konsentrasjoner og transport av næringssalter, samt en analyse av kildefordelingen for fosfor-tilførselene, henvises det til Bechmann og Thrane mfl. (2021).

Lågen

Lågen er en kalkfattig og svært klar elv og har dermed lave referansekonsentrasjoner for både fosfor og nitrogen. Konsentrasjonene av begge næringssalter i 2021 var i svært god tilstand, noe de har vært gjennom hele tidsserien (**Figur 47**). For Tot-P lå 50 % av målingene i 2021 mellom 4 og 6 µg/l, med en tidsveid middelerdi på 5 µg/l. For Tot-N lå 75% av målingene mellom 172 og 321 µg/l, med et tidsveid middel på 268 µg/l. Nivået av fekal indikatorbakterier (*E. coli*) i Lågen var relativt lavt (tilsvarende god tilstand).

Gausa

Gausa er typifisert som moderat kalkrik og klar. Basert på målingene i 2021 var Gausa i svært god tilstand med hensyn til fosfor, med en tidsveid middelkonsentrasjon av Tot-P på 8,0 µg/l. Av de 24 målingene lå 50 % mellom 5,0 og 9,0 µg/l. Gausa har vært i svært god tilstand for total-fosfor de fleste år siden 80-tallet med unntak av enkelte år (**Figur 48**). Tilstanden for total-nitrogen i 2021 var moderat. Basert på tidsveid middel (888 µg N/l) var nitrogenkonsentrasjonen over 3 ganger så høy som i Lågen. Siden slutten av 1980-tallet har tilstanden for total-nitrogen de fleste år vært moderat eller nær grensen god/moderat (**Figur 48**). Nivået av fekale indikatorbakterier (*E. coli*) viste moderat tilstand, og var nær grensen mellom godt/mindre godt egnet for jordvanning (100 pr. 100 mL).

På vestsiden av Mjøsa overvåkes Lena og Hunnselva. Begge er humøse med høyt kalkinnhold (**Tabell 5**). Dette medfører at referansekonsentrasjonen for fosfor er betydelig høyere enn f.eks. i Lågen, ettersom den kalkrike berggrunnen og det høye innholdet av humusstoffer er naturlige kilder til fosfor. Humus bidrar også med organisk nitrogen.

Hunnselva

Hunnselva var i god tilstand med hensyn til Tot-P, med en tidsveid middelkonsentrasjon på 22 µg/l. De fleste målingene lå mellom 14 og 22 µg/l (første og tredje kvartil). For Tot-N var tilstanden dårlig. Tidsveid middelkonsentrasjon av Tot-N var på 1681 µg/l, med 50% av målingene mellom 1275 og 1700 µg/l. Fosforkonsentrasjonene i Hunnselva har gått betydelig ned siden starten av tidsserien, men det samme kan ikke sies om nitrogen (**Figur 50**). Nivåene av fekale indikatorbakterier var ekstremt høye i Hunnselva i 2021 og i svært dårlig tilstand. Nivåer av *E.coli* har vært i svært dårlig tilstand de seks siste årene. Dette skyldes trolig også bidrag fra Breiskallen renseanlegg, ettersom kommunale renseanlegg ikke har pålegg om UV-rensing for å fjerne *E. coli* (pers. komm. Asbjørn Tufto, Gjøvik kommune).

Lena

I Lena var Tot-P i god tilstand med en tidsveid middelkonsentrasjon på 20 µg/l. I de fleste prøvene (første og tredje kvartil) lå konsentrasjonen mellom 10 og 27 µg/l, altså på nivå med Hunnselva. Lena skiller seg ut med de høyeste konsentrasjonene av Tot-N blant tilløpselvene. Den tidsveide middelkonsentrasjonen var på 3063 µg/l (50 % av målingene lå mellom 2300 og 3725 µg/l) og er i tilstandsklasse svært dårlig. Avrenning av nitrogenforbindelser fra en stor andel dyrka mark (31 % av nedbørfeltet; **Figur 46**) antas å være den viktigste forklaringen på de høye nivåene av Tot-N. Tidstrenden viser en reduksjon over tid for fosforkonsentrasjon, men ikke for nitrogen (**Figur 49**). Nivåene av fekale indikatorbakterier var tilsvarende i dårlig tilstand og mindre egnet for jordvanning i henhold til grenseverdiene gitt av Vitenskapskomiteen for Mattrygghet (2014). Nivået av *E. coli* har vært i dårlig eller svært dårlig tilstand de seks siste årene.

De overvåkede elvene på østsiden av Mjøsa, Flagstadelva og Svartelva, er også humøse med høyt kalkinnhold (**Tabell 5**) og har dermed relativt høye referanseverdier for Tot-P. Fargetallet tilsier at innholdet av humusstoffer er enda høyere enn elvene på vestsiden.

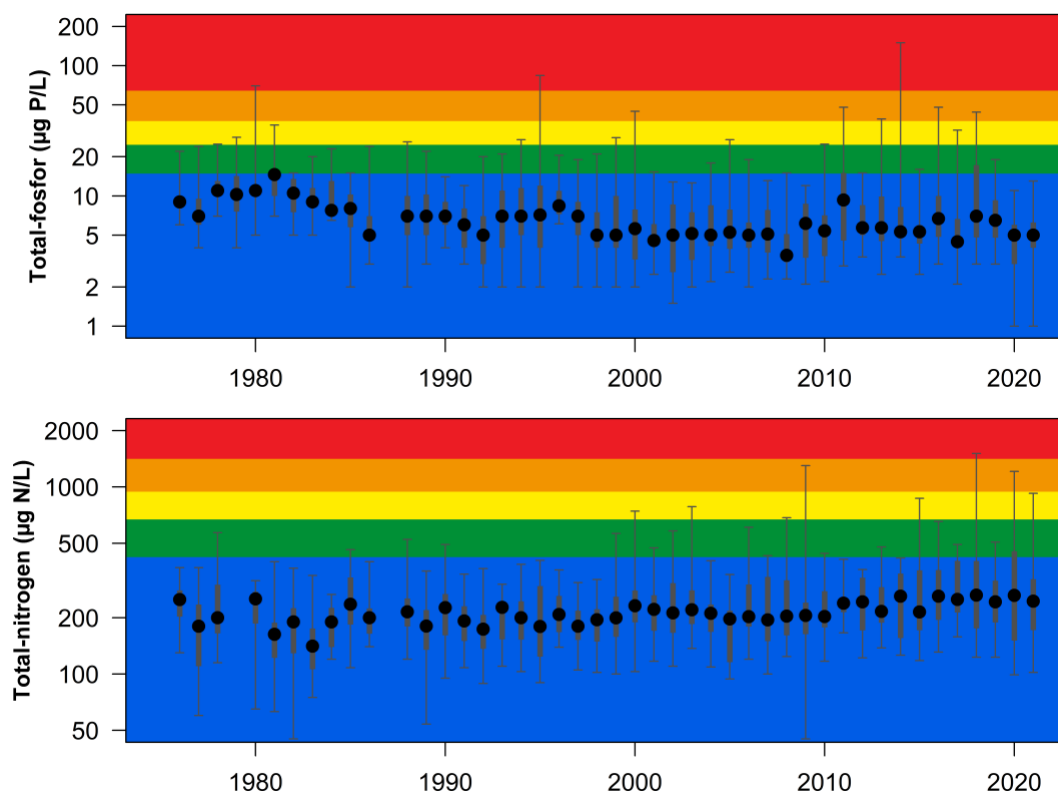
Flagstadelva

Flagstadelva var i svært god tilstand med hensyn til Tot-P, med en tidsveid middelkonsentrasjon på 17 µg/l. Av de 24 årlige målingene lå 50 % mellom 12 og 16 µg/l. Konsentrasjonen av Tot-P har vært i svært god tilstand de fleste år (**Figur 51**). Den tidsveide middelkonsentrasjonen av Tot-N var 1778 µg/l og i dårlig tilstand, og 50 % av målingene viste konsentrasjoner mellom 1020 og 1908 µg/l. Nivåene av fekale indikatorbakterier tilsvarte dårlig tilstand, og vannet var mindre egnet for jordvanning i henhold til grenseverdier satt av Vitenskapskomiteen for Mattrygghet (2014). Konsentrasjonene har vært høye (i dårlig eller svært dårlig tilstand) de seks siste årene.

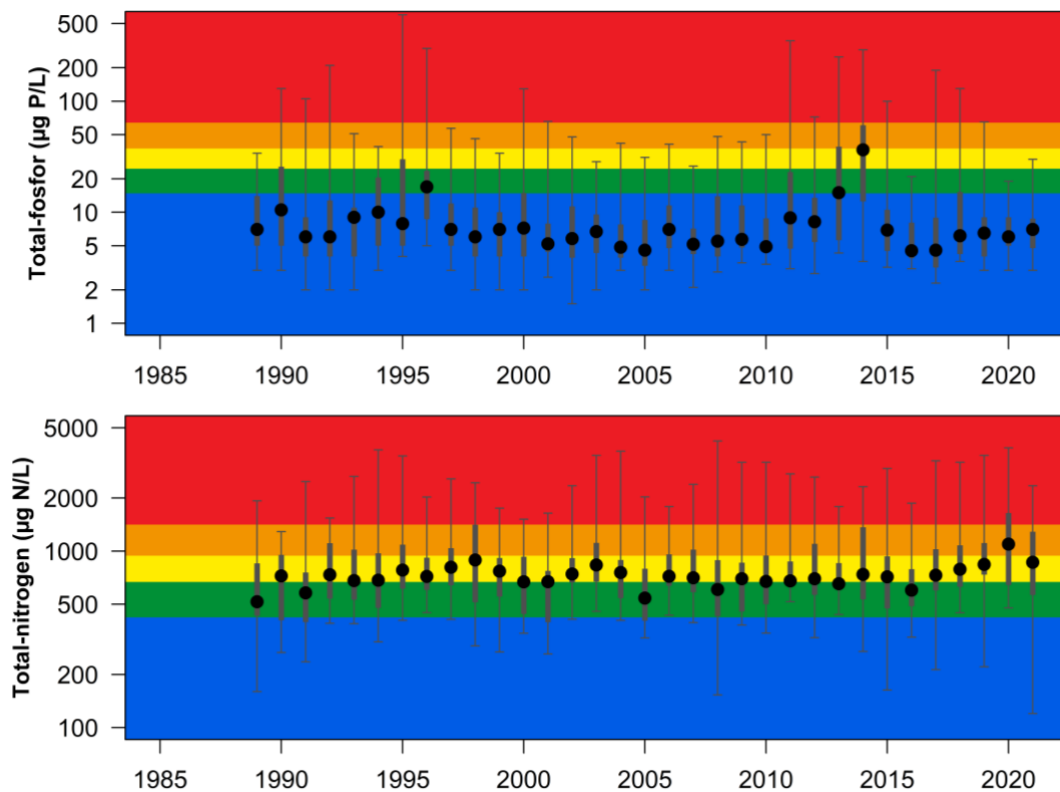
Svartelva

Svartelva var i god tilstand for Tot-P, men en tidsveid middelkonsentrasjon på 23 µg/l. Av de 24 årlige målingene lå 50 % mellom 18 og 26 µg/l. Siden slutten av 1980-tallet har tilstanden for Tot-P de fleste årene vært god eller svært god, men enkelte år ned mot moderat (**Figur 52**). Konsentrasjonen av Tot-N var noe høyere enn i Flagstadelva, med en tidsveid middelvei på 1304 µg/l som tilsvarer moderat tilstand. Første og tredje kvartil var på hhv. 823 og 1610 µg/l. Nivåene av fekale indikatorbakterier var i svært i dårlig tilstand basert på 90-persentilen. Konsentrasjonene har vært høye (i dårlig eller svært dårlig tilstand) de seks siste årene.

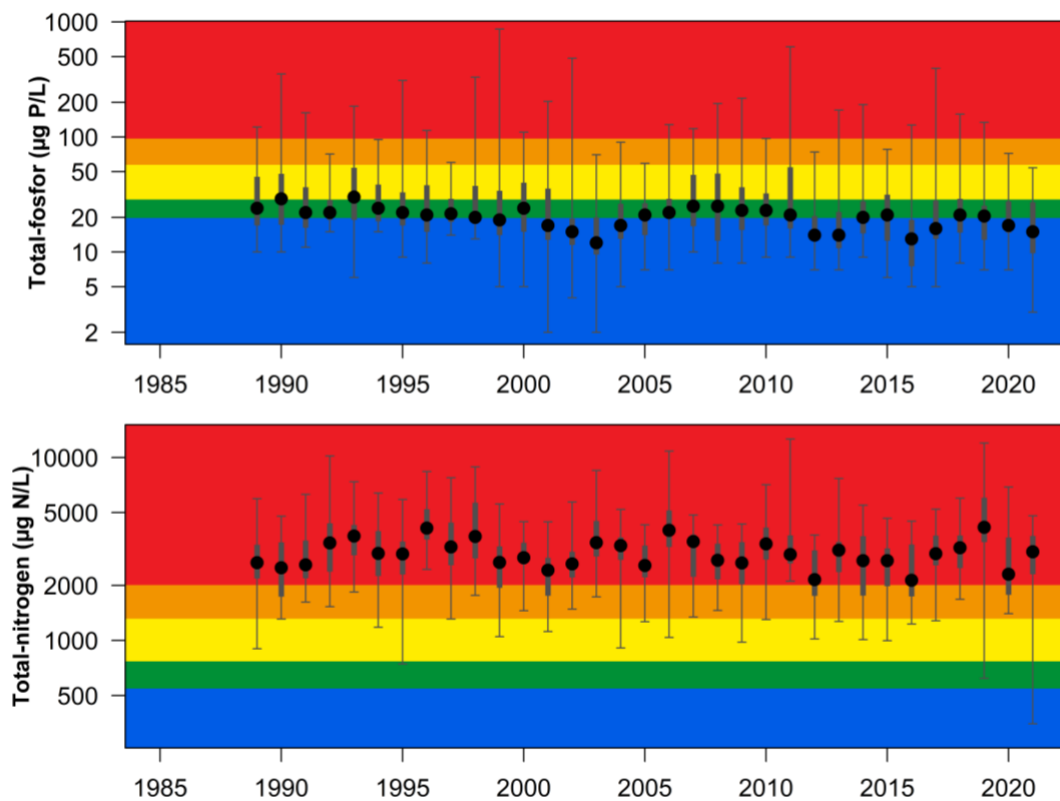
I utløpselva **Vorma** var konsentrasjonen av Tot-P svært god tilstand, med et tidsveid middel på 6,0 µg/l. Av de månedlige målingene lå 75% mellom 4,5 og 7 µg/l. Tilstanden for Tot-N var god, med en tidsveid middelvei på 528 µg/l. Gjennom året lå 50 % av målingene mellom 497 og 583 µg/l.



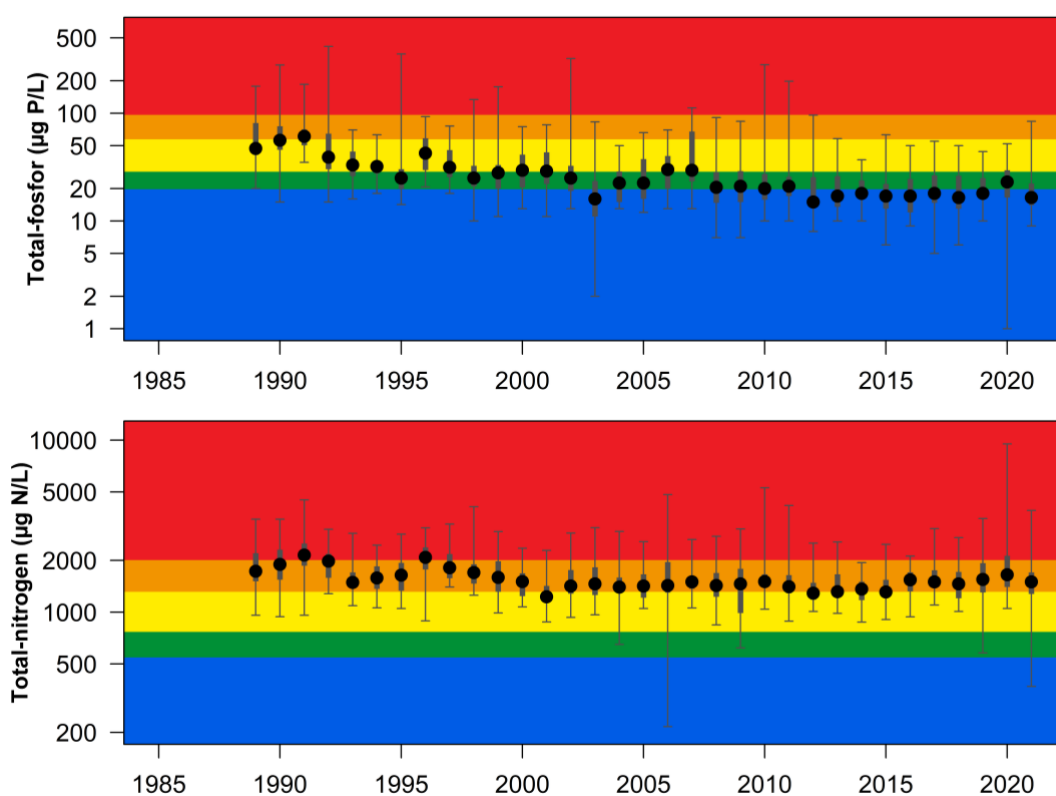
Figur 47. Tidsutvikling i konsentrasjonen av total-fosfor (øverst) og total-nitrogen (nederst) i 24 vannprøver per år i Lågen. Bakgrunnsfargen viser tilstandsklasse, der blå = svært god, grønn = god, gul = moderat, oransje = dårlig og rød = svært dårlig. Punkt = median, mens tykk, grå linje viser interkvartil-bredde. Horisontale streker viser min- og maks-verdi hvert år.



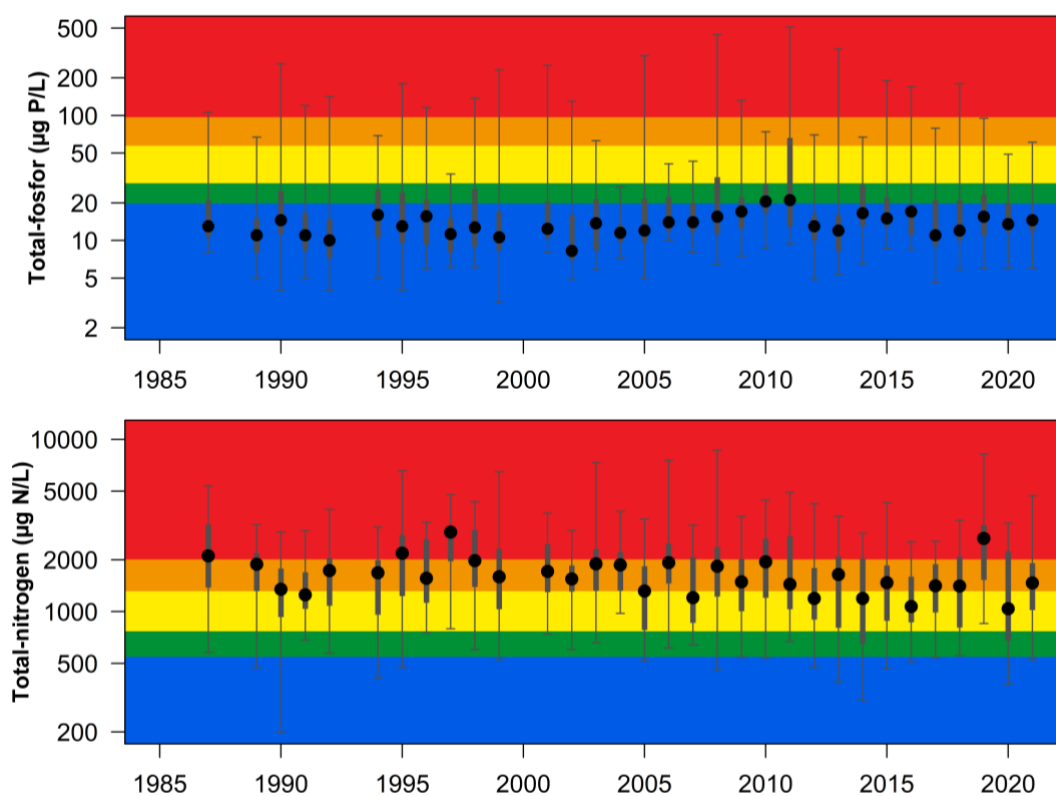
Figur 48. Tidsutvikling i konsentrasjonen av total-fosfor (øverst) og total-nitrogen (nederst) i 24 vannprøver per år i Gausa. For ytterligere forklaring, se figurteksten i **Figur 47**.



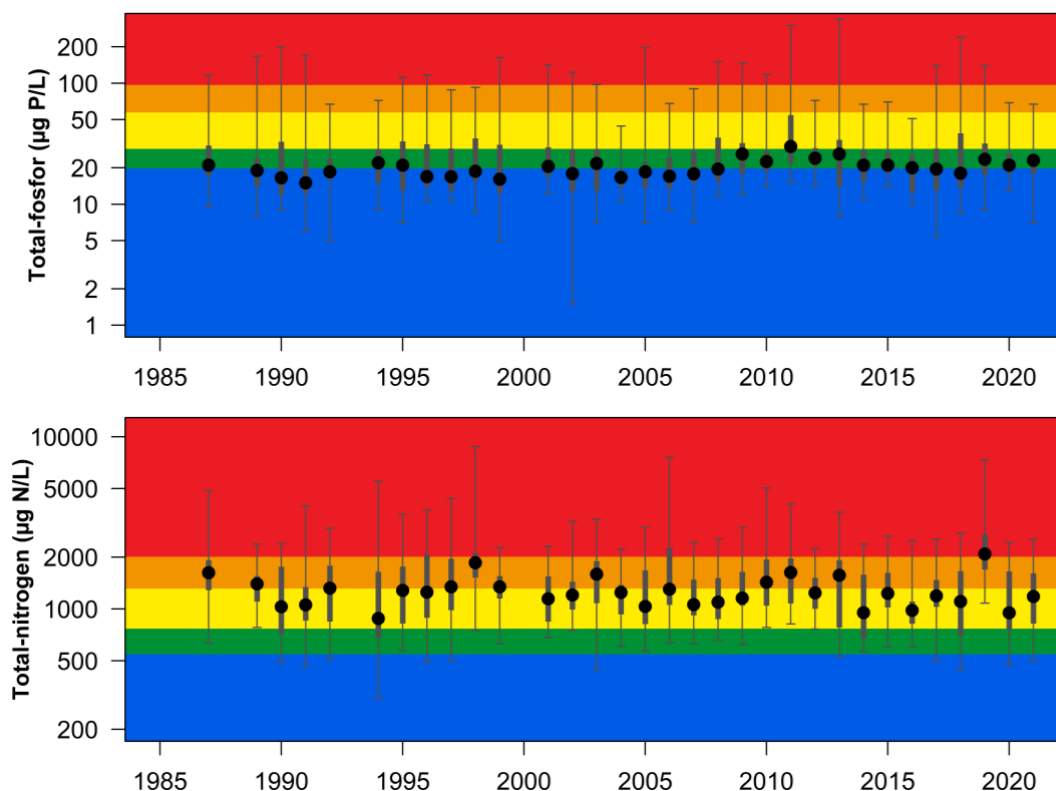
Figur 49. Tidsutvikling i konsentrasjonen av total-fosfor (øverst) og total-nitrogen (nederst) i 24 vannprøver per år i Lena. For ytterligere forklaring, se figurteksten i **Figur 47**.



Figur 50. Tidsutvikling i konsentrasjonen av total-fosfor (øverst) og total-nitrogen (nederst) i 24 vannprøver per år i Hunnselva. For ytterligere forklaring, se figurteksten i **Figur 47**.



Figur 51. Tidsutvikling i konsentrasjonen av total-fosfor (øverst) og total-nitrogen (nederst) i 24 vannprøver per år i Flagstadelva. For ytterligere forklaring, se figurteksten i **Figur 47**.

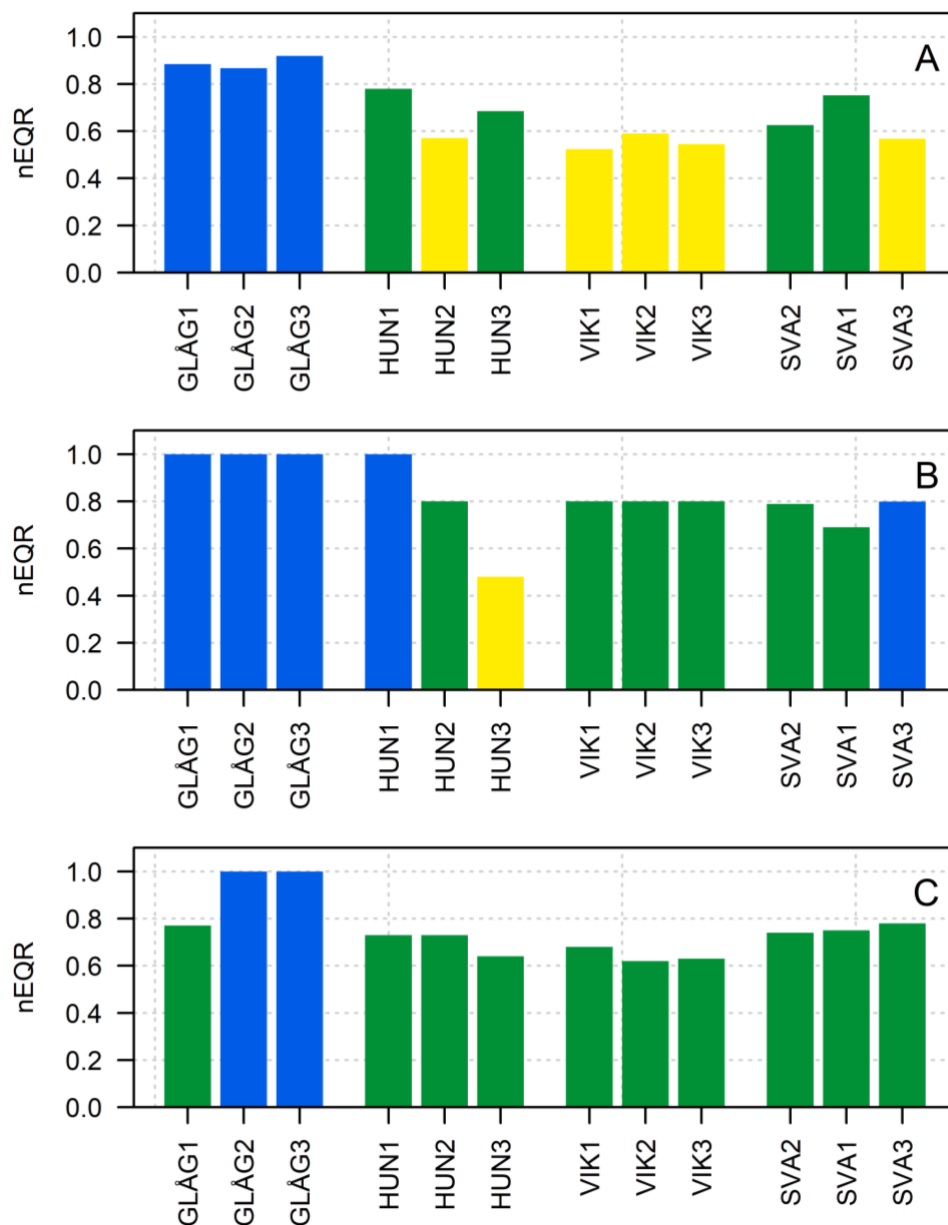


Figur 52. Tidsutvikling i konsentrasjonen av total-fosfor (øverst) og total-nitrogen (nederst) i 24 vannprøver per år i Svartelva. For ytterligere forklaring, se figurteksten i **Figur 47**.

4.2.2 Økologisk tilstand i Lågen, Svartelva, Hunnselva og Vikselva i 2021

I 2021 undersøkte vi bunndyr, begroingsalger og heterotrof begroing på tre stasjoner i Lågen, Svartelva, Hunnselva og Vikselva. De biologiske kvalitetselementene og indeksene gir grunnlag for vurdering av eutrofitilstand (PIT-indeksen) og grad av organisk belastning (ASPT- og HBI2-indeksen) i vassdragene. Informasjon om stasjonene og vanntypifisering er gitt i **Tabell 6**. Beskrivelse av prøvetakingsmetodikk, indeksberegninger og klassifisering av økologisk tilstand finnes i kap. 2.2.5. Merk at bunndyr ble undersøkt både vår og høst, og vurderingen av økologisk tilstand er basert på gjennomsnittet av vår- og høst-verdiene for ASPT (separate vår- og høstverdier er gitt i **Vedlegg E**).

Økologisk tilstand for hver indeks er vist i **Figur 53**. En samlet vurdering av resultatene for hvert vassdrag er presentert i **Tabell 23** og i kapittel 4.2.2.1 – 4.2.2.4. Resultatene er også diskutert i lys av tidligere undersøkelser.



Figur 53. Økologisk tilstand og nEQR for A) PIT-indeksen for påvekstalger, B) HBI2-indeksen for heterotrof begroing og C) ASPT-indeksen for bunndyr (basert på gjennomsnitt av vår- og høstprøver). Stasjonene er sortert fra lengst oppstrøms (venstre) til lengst nedstrøms (høyre) i hver elv.

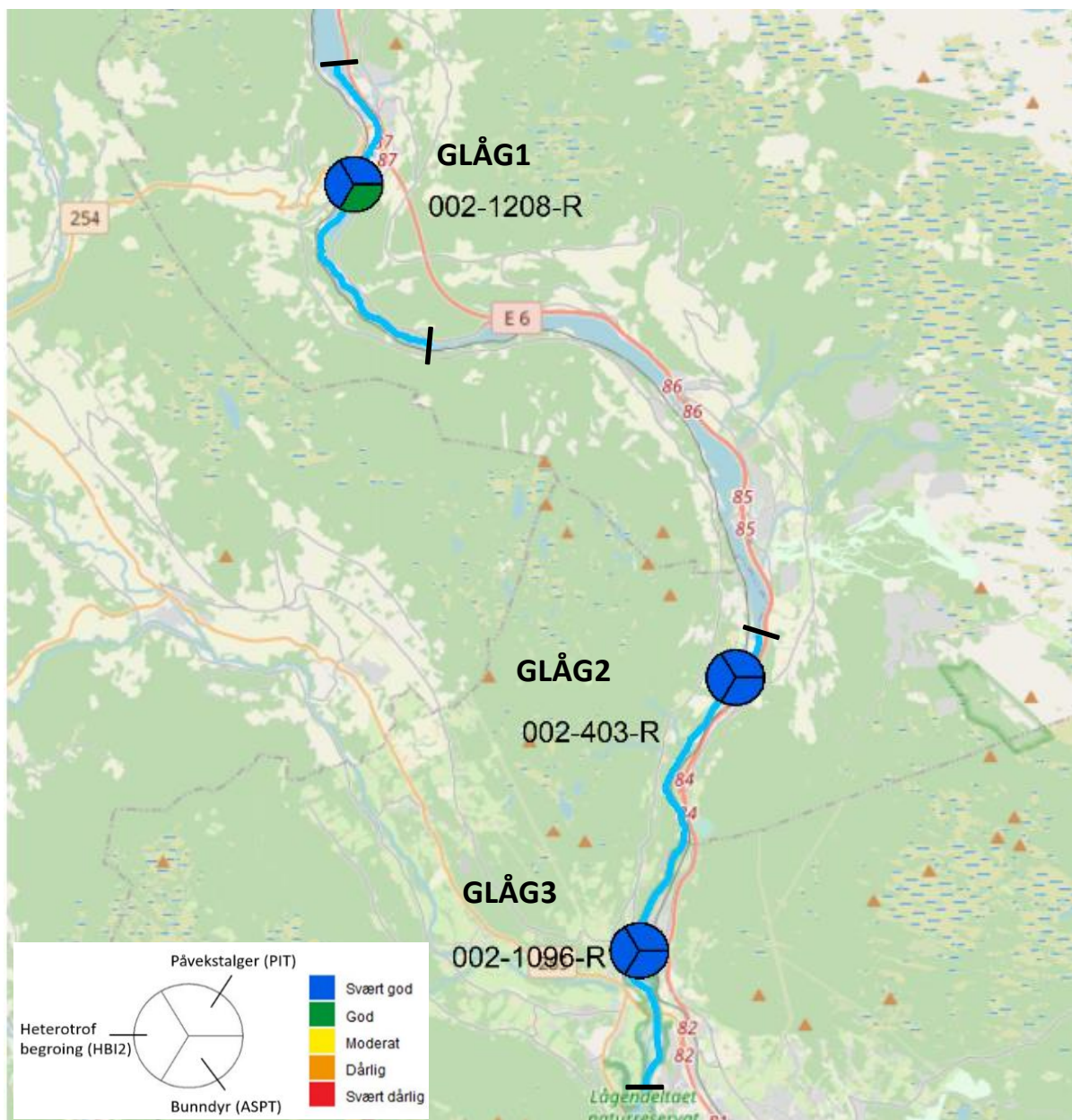
Tabell 23. Økologisk tilstand på stasjonene i Lågen, Hunnselva, Svartelva og Vikselva i 2021. Stasjonene er sortert fra oppstrøms (ventre) til nedstrøms (høyre). Øverste rad viser hvilken vannforekomst stasjonene ligger i (vist med vannforekomst ID). Mer informasjon om stasjonene (koordinater, beskrivelse m.m.) finnes i **Tabell 6**. For ASPT er gjennomsnittsverdiene for vår- og høstprøver oppgitt (se **Vedlegg D** for vår- og høstverdier). Alle indeksverdier er rapportert til Vannmiljø-databasen. Forsuringsindeksene RAMI og AIP er kun beregnet for Lågen, som er den eneste kalkfattige elva i programmet. De andre elvene er moderat kalkrike og dermed ikke forsuringsfølsomme. Samlet økologisk tilstand er bestemt iht. reglene i Klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018). M = moderat, G = god og SG = svært god tilstand.

			002-1208-R	002-403-R	002-1096-R	002-573-R	002-1822-R	002-609-R	002-4984-R	002-4811-R	002-4737-R	002-4736-R		
			Lågen			Hunnselva			Svartelva			Vikselva		
			GLÅG1	GLÅG2	GLÅG3	HUN1	HUN2	HUN3	SVA2	SVA1	SVA3	VIK1	VIK2	VIK3
Begroing	PIT	Indeksverdi	7,18	7,66	6,24	10,17	18,18	13,23	15,12	11,04	18,44	21,72	16,76	20,07
		nEQR	0,88	0,87	0,92	0,78	0,57	0,68	0,63	0,75	0,57	0,52	0,59	0,55
		Tilstandsklasse	SG	SG	SG	G	M	G	G	G	M	M	M	M
	AIP	Indeksverdi	6,83	6,89	6,91									
		nEQR	0,87	0,94	0,96									
		Tilstandsklasse	SG	SG	SG									
	HBI2	Indeksverdi	0	0	0	0	0,0005	6,405	0,0555	0,55	0,005	0,0005	0,0005	0,0005
		nEQR	1,00	1,00	1,00,	1,00	0,80	0,48	0,79	0,69	0,80	0,80	0,80	0,80
		Tilstandsklasse	SG	SG	SG	SG	G	M	G	G	G	G	G	G
Bunndyr	ASPT	Indeksverdi	6,70	6,93	6,98	6,51	6,52	6,15	6,56	6,59	6,71	6,33	6,10	6,14
		nEQR	0,77	1,00	1,00	0,73	0,73	0,64	0,74	0,75	0,78	0,68	0,62	0,63
		Tilstandsklasse	G	SG	SG	G	G	G	G	G	G	G	G	G
	RAMI	Indeksverdi	5,09	5,11	4,96									
		nEQR	1,00	1,00	1,00									
		Tilstandsklasse	SG	SG	SG									
Fosfor	Tot-P	Indeksverdi			5			22		23				
		nEQR			1,00			0,74		0,72				
		Tilstandsklasse			SG			G		G				
Samlet økologisk tilstand			G	SG	SG	G	M	M	G	G	M	M	M	M
Bestemmende parameter			ASPT	PIT	PIT	ASPT	PIT	HBI2	PIT	HBI2	PIT	PIT	PIT	PIT

4.2.2.1 Økologisk tilstand i Lågen

Lågen ble undersøkt ved tre stasjoner i tre ulike vannforekomster (**Figur 54**). Stasjon GLÅG1 ligger nedstrøms Tretten renseanlegg; stasjon GLÅG2 ca. 1 km nedstrøms Hunderfossen; og stasjon GLÅG3 like før samløpet med Gausa.

Det var ingen tegn til forhøyet fosforbelastning i Lågen, ettersom begroingsalgeindeksen PIT viste svært god tilstand ved alle stasjoner. Svært god tilstand for PIT-indeksen ble også funnet ved alle tre stasjoner i 2018 (Lyche Solheim mfl. 2019) og ved nederste stasjon i 2013 (Løvik mfl. 2014).



Figur 54. Kart over økologisk tilstand i Lågen. Tilstanden for PIT-, ASPT- og HBI2-indeksene er vist ved hjelp av tredelte sirkler (se tegnforklaring over). Næringssalter er kun målt ved nederste stasjon og er ikke vist på kartet. Vannforekomstene som er undersøkt er vist med Vannforekomst-ID og lys blå farge på elvestrengen. Grensene for vannforekomstene er markert med svarte streker. Kartkilde: OpenStreetMap.

Ingen av stasjonene hadde funn av heterotrof begroing («lammehaler»), som er en indikator for organisk forurensing. Bunndyrindeksen for organisk belastning (ASPT-indeksen) viste også svært god eller god tilstand ved alle stasjoner. Samlet sett var det dermed ingen tegn til organisk forurensing ved noen av stasjonene. Da Lågen ble undersøkt i 2018 (Lyche Solheim mfl. 2019) var tilstanden for bunndyr god ved alle stasjoner. Nederste stasjon var i god tilstand i 2013 og svært god tilstand i 2008 (Løvik mfl. 2014). Foreløpige resultater fra undersøkelser norske referansevasdrag (Eriksen mfl. upublisert) viser at klassegrensen mellom god og svært god tilstand for ASPT-indeksen er usikker og trolig litt for streng for en del vanntyper. At tilstanden for ASPT er god og ikke svært god betyr dermed ikke nødvendigvis at graden av organisk belastning er større enn ved referansetilstand.

Samlet sett var det ingen tegn på forhøyet fosforbelastning eller organisk belastning ved de tre stasjonene i Lågen, og tilstanden har vært stabil siden overvåkingen startet. Svært god eller god tilstand for eutrofiering og organisk belastning er normalen også på andre stasjoner oppover i vassdraget (Bechmann og Thrane mfl. 2021; faktaark om Gudbrandsdalslågen). Det er betydelige jordbruksarealer i Gudbrandsdalen, men samlet sett utgjør de ikke mer enn 3 % av det samlede nedbørfeltet til Lågen. I tillegg kommer det tilførsler fra spredt- og kommunalt avløp (Bechmann og Thrane mfl. 2021). Tilførslene fra jordbruk og bebyggelse får derimot liten effekt på eutrofitilstanden, ettersom de effektivt fortynnes i de store vannmassene, som i hovedsak drenerer relativt upåvirkede fjell- og skogsområder.

4.2.2.2 Økologisk tilstand i Hunnselva

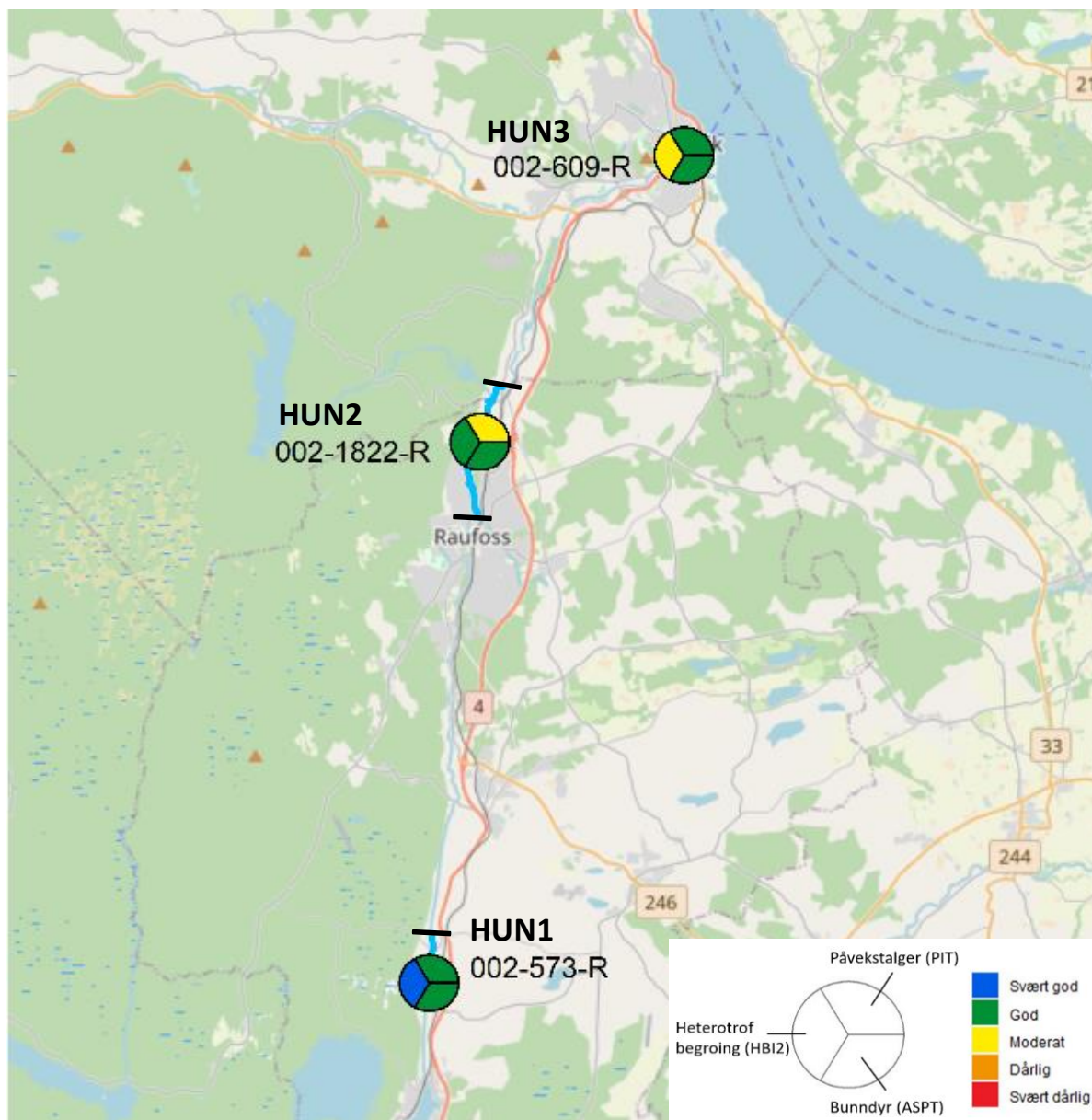
Hunnselva ble undersøkt på tre stasjoner i tre ulike vannforekomster (**Figur 55**). Stasjon HUN1 ligger ved Gamme gård, ca. 500 nedstrøms Fiskevollen; stasjon HUN2 nedstrøms Raufoss Industripark; og stasjon 3 ved Gjøvik gård, like før Hunnselva renner ut i Mjøsa.

Ved øverste stasjon (HUN1) viste begroingsalgeindeksen PIT god tilstand (nær grensen til svært god) og dermed få tegn på forhøyet fosforbelastning. Det ble ikke funnet heterotrof begroing («lammehaler»), som er en indikator på organisk forurensing. Også bunndyrindeksen for organisk belastning (ASPT) viste god tilstand, og graden av organisk belastning var dermed lav. Da HUN1 ble undersøkt i 2018 var tilstanden for PIT-indeksen svært god og ASPT-indeksen god (Lyche Solheim mfl. 2019).

I midtre og nedre deler av Hunnselva bar de biologiske resultatene preg av noe større påvirkning fra næringssalter og/eller organisk forurensing. Nedstrøms Raufoss industripark var tilstanden for PIT moderat, noe som tyder på forhøyet fosforbelastning. Det ble funnet mikroskopiske mengder heterotrof begroing, men ikke mer enn at tilstanden for HBI2-indeksen var god. Også ASPT-indeksen for bunndyr viste god tilstand. I 2018 viste både bunndyrene og påvekstalgene moderat tilstand ved HUN2. Ved stasjonen like før utløpet i Mjøsa (HUN3) indikerte begroingsalgene god tilstand, mens heterotrof begroing viste moderat i 2021. Bunndyrindeksen for organisk belastning var i god tilstand, men ganske nær grensen til moderat (nEQR = 0,64). Da nederste stasjon ble undersøkt i 2018 viste både begroing og bunndyr moderat tilstand. Det samme gjaldt i 2013 (Løvik mfl. 2014).

Samlet sett viste undersøkelsene god tilstand i øvre del, til tross for en del jordbruksarealer i nedbørfeltet oppstrøms. Økologisk tilstand var moderat i midtre og nedre deler av vassdraget, i hovedsak som følge av tiltakende påvirkning fra bebyggelse (avløp), industri og jordbruk (Bechmann og Thrane mfl. 2021). Tilstanden i midtre og nedre deler har de senere år vært innenfor moderat

tilstand, men den gode tilstanden for bunndyr og påvekstalger ved nederste stasjon i 2021 kan være et tegn på noe bedring i eutrofitilstand. Videre overvåking vil avklare dette.



Figur 55. Kart over økologisk tilstand i Hunnselva. Merk at øverste og nederste vannforekomst er så korte at de blå linjene skjules bak sirklene. For videre tegnforklaring, se **Figur 54**.

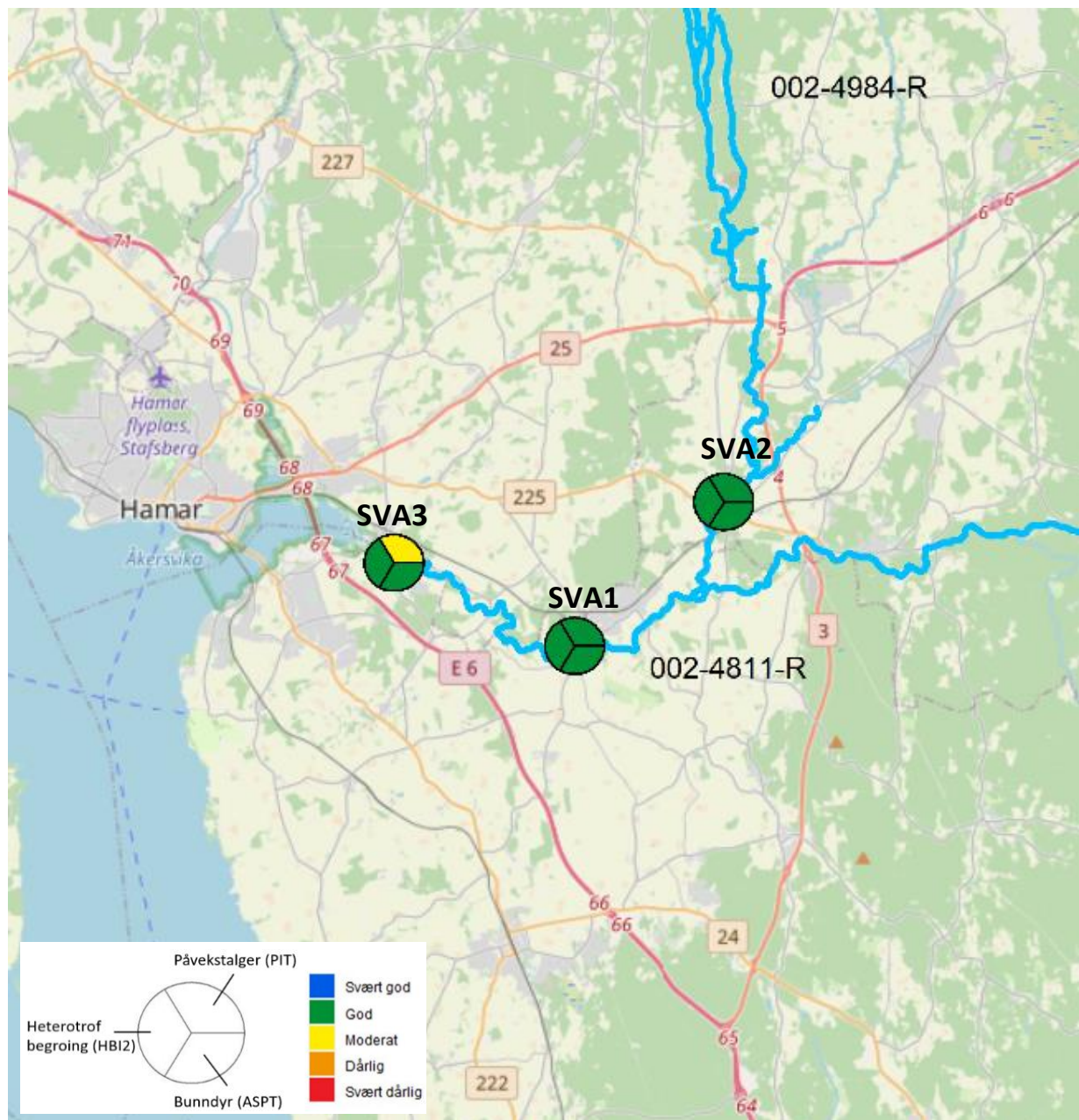
4.2.2.3 Økologisk tilstand i Svartelva

Svartelva ble undersøkt på tre stasjoner i to ulike vannforekomster (**Figur 56**). Stasjon SVA2 ligger i sideelva Fura, like nedstrøms Haukstad bru; stasjon SVA1 i Svartelva ved Ilseng; og stasjon SVA3 ved Hjellum, like før Svartelva renner ut i Åkersvika.

Ved stasjonen i Fura (SVA2) var eutrofieringsindeksen for påvekstalger (PIT) i nedre del av tilstandsklasse god (nær grensen til moderat, $nEQR = 0,63$), mens indikatorene for organisk belastning (HBI2 og ASPT) var godt innenfor god tilstand. Biologien indikerte dermed relativt lav fosforbelastning (men det skal ikke så mye til før begroing havner i moderat tilstand) og få tegn på organisk forurensing.

Da stasjonen ble undersøkt i 2018 (Lyche Solheim mfl. 2019) var tilstanden hhv. god og svært god for påvekstalger og bunndyr. Tilstanden var også god for alle kvalitetselementer i Svartelva ved Ilseng (SVA1). God tilstand for bunndyr og begroing ble også funnet i 2018 (Lyche Solheim mfl. 2019).

På nederste stasjon (SVA3) var det tegn på forhøyet fosforbelastning ettersom eutrofieringsindeksen for påvekstalger (PIT) viste moderat tilstand. Graden av organisk forurensing var lav, da det kun ble funnet mikroskopiske mengder heterotrof begroing og bunndyrindeksen for organisk belastning var i god tilstand. God tilstand for begroing og bunndyr ved nederste stasjon ble funnet i 2018 (Lyche Solheim mfl. 2019) og 2013 (Løvik mfl. 2014).



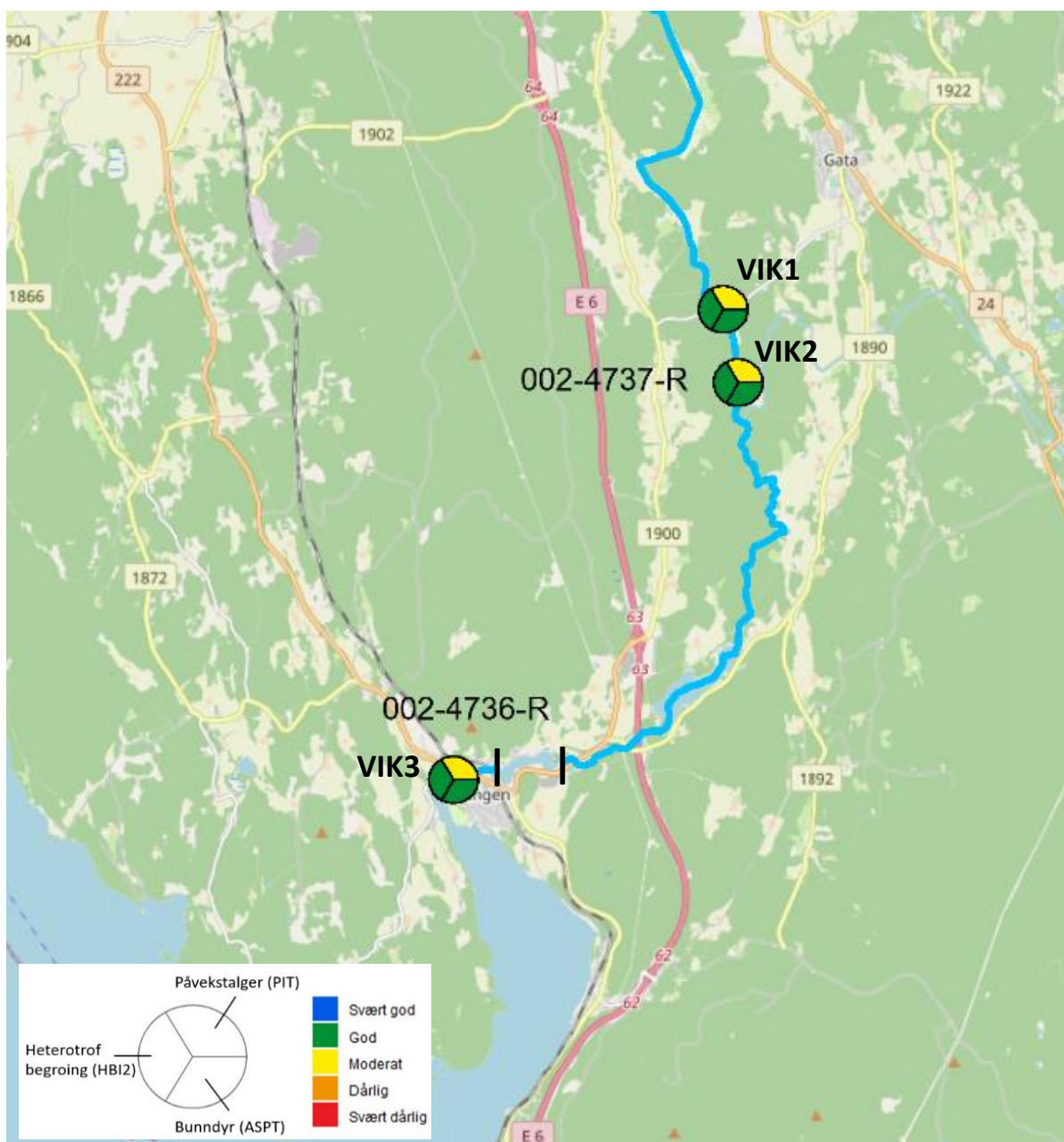
Figur 56. Kart over økologisk tilstand i Svartelva. For tegnforklaring, se **Figur 54**.

Samlet sett var økologisk tilstand god i Fura og midtre del av Svartelva. I nedre del var eutrofitilstanden moderat (nær grensen til god, nEQR = 0,57), mens graden av organisk belastning var lav. Økologisk

tilstand ved nederste stasjon har vært god siden 2013, og det er for tidlig å si om den moderate tilstanden i 2021 representerer en reell forverring av tilstand. Basert på en kildefordeling av fosfor i Mjøsas delnedbørfelt er Svartelva er betydelig påvirket av fosfor fra spredt avløp og jordbruk (Bechmann og Thrane mfl. 2021). At nederste stasjon ligger nær grensen mellom god og moderat tilstand mht. eutrofi er derfor ikke uventet.

4.2.2.4 Økologisk tilstand i Vikselva

Vikselva ble undersøkt på tre stasjoner i to ulike vannforekomster (**Figur 57**). Stasjonene VIK1 og VIK2 ligger begge i Starrelva oppstrøms samløpet med Fosselva, mens VIK3 ligger i Vikselva ved Tangen, ca. 200 m nedstrøms for Vik bru.



Figur 57. Kart over økologisk tilstand i Vikselva. For tegnforklaring, se **Figur 54**.

Ved alle tre stasjoner var det indikasjoner på forhøyet fosforbelastning, ettersom eutrofieringsindeksen for påvekstalger (PIT) viste moderat tilstand. Ved VIK2 var tilstanden nær grensen til god (nEQR = 0,59). De tre stasjonene ble undersøkt i 2018 (Lyche Solheim mfl. 2019), og da var tilstanden for påvekstalger god ved øverste stasjon og moderat ved midterste og nederste stasjon (Lyche Solheim mfl. 2019). Da nederste stasjon ble undersøkt i 2012 var tilstanden for påvekstalger god (Løvik mfl. 2013).

Bunndyrindeksen for organisk belastning (ASPT) var i god tilstand ved alle stasjoner, men forholdsvis nær grensen til moderat tilstand ved VIK2 (nEQR = 0,62) og VIK3 (nEQR = 0,63). Det ble funnet mikroskopiske mengder heterotrof begroing på alle stasjoner. Samlet sett indikerer dette noe høyere organisk belastning enn om elva var i naturtilstand, men resultatene var fortsatt innenfor miljømålet om god tilstand. Ved undersøkelsene i 2018 (Lyche Solheim mfl. 2019) var tilstanden for bunndyr god ved VIK1 og VIK2, men moderat ved nederste stasjon (VIK3). I 2012 var tilstanden for bunndyr ved VIK3 god (Løvik mfl. 2013).

Sett under ett tyder resultatene fra Vikselva på forhøyet fosforbelastning og tendenser til noe forhøyet organisk belastning. Dette har trolig sammenheng med avrenning fra jordbruksarealer i nedbørfeltet og avløp fra spredt bebyggelse.

4.3 Miljøgifter og kjemisk tilstand i Hunnselva og Vikselva

Det ble fanget stasjonær ørret fra nedre deler av Hunnselva og Vikselva for analyse av utvalgte organiske miljøgifter og kvikksølv. Vannprøver ble samlet inn for analyse av metaller (se kap. 2.2.6 for beskrivelse av prøvetaking og metoder).

4.3.1 Miljøgifter i biota

Konsentrasjonene av miljøgifter i ørret i begge elvene var godt under grenseverdier (EQS) gitt i vannforskriften, med unntak av Hg og BDE6, hvor konsentrasjonene oversteg grenseverdier gitt i vannforskriften (**Tabell 24** og **Tabell 25**). HBCD ble påvist i lave konsentrasjoner i begge elvene. Konsentrasjonen av de andre miljøgiftene var under rapporteringsgrenser (som det framgår av tabellene under, er alle rapporteringsgrenser lavere enn EQS).

Blandprøvene av fisk fra elvene hadde kvikksølvkonsentrasjoner over 20 µg/kg, som er svært vanlig i ferskvannsfisk i Norge. Ørreten fra Hunnselva (**Tabell 24**) hadde jevnt over lavere konsentrasjoner av kvikksølv enn ørret fra Vikselva (**Tabell 25**). Nivåene i Vikselva var allikevel ikke høyere enn det som er vanlig for lite påvirkede vassdrag (Thrane mfl., 2020). Innholdet av kvikksølv var i alle blandprøvene godt under EUs omsetningsgrense på 0,5 mg/kg.

Konsentrasjoner av BDE6 som ble funnet i fisk fra Vikselva er i tilsvarende nivåer som er funnet i norske elver lite påvirket av menneskelig aktivitet (Thrane mfl., 2020). I Hunnselva var nivåene vesentlig høyere enn i Vikselva, men flere ganger lavere enn i ørret fra Mjøsa (Jartun mfl., 2020), som har hatt store tilførsler av PBDE6. Konsentrasjonene av HBCD i ørret fra Hunnselva er sammenlignbare med konsentrasjoner målt i ørret fra Brumunda i 2020 (Thrane m.fl., 2021). Konsentrasjoner av HBCD i ørret fra elvene var langt lavere enn ørret fra Mjøsa fra 2016 (Fjeld, 2019). Fettprosent i innsamlet fisk fra elvene varierte lite (1,7-2,4 %) og normalisering i forhold til fettprosent ville derfor gitt omtrent samme konsentrasjoner av miljøgifter i fiskene i elvene.

Som **Tabell 26** og **Tabell 27** viser er det betydelig forskjell i nivåer av 1-OH-pyren i galle hos ørret mellom de to elvene, i Hunnselva ligger målte konsentrasjoner for alle tre blandprøver langt under BAC, mens i Vikselva ligger nivåene omkring BAC. Dette er allikevel lave nivåer, og langt under det som vil kunne ha en negativ effekt på individ eller på populasjonsnivå. Når det gjelder 1-OH -fenantren, ligger denne under deteksjonsgrense i Hunnselva, som igjen er under BAC. I Vikselva ligger den noe over BAC for alle tre blandprøver, men fortsatt langt under grenseverdien for negativ effekt på individ eller på populasjonsnivå. Siden metabolitter av PAH gir et inntrykk av PAH belastning, viser resultatene en noe høyere belastning av PAH i Vikselva enn i Hunnselva.

Tabell 24. Konsentrasjoner av miljøgifter i tre fiskeblandprøver fra Hunnselva og vurderinger i forhold til grenseverdier gitt i Klassifiseringsveilederen (Direktoratgruppen vanndirektivet 2018). Celler farget blått indikerer at målte konsentrasjoner er under grenseverdier, mens celler farget rødt viser at målte konsentrasjoner er over grenseverdier. <, konsentrasjoner ble målt under rapporteringsgrenser. Forkortelser: DEHP = Di-(2-etylheksyl)ftalat; HBCD = Hexabromcyklododekan; HCH = Hexaklorcyklohexan; HCB = Hexaklorbensen; QCB = pentaklorbensen; Hg = kvikksølv; BDE6 = Bromerte difenyletere; SCCP = kortkjedede klorparafiner (C10-C13)

Stoff	Hunnselva 1 (µg/kg)	Hunnselva 2 (µg/kg)	Hunnselva 3 (µg/kg)	EQS (µg/kg)
DEHP	< 1000	< 1000	< 1000	2 900
HBCD	0,04	I.D.**	0,05	167
HCH	< 0,25	< 0,25	< 0,25	61
HCB	< 0,5	< 0,5	< 0,5	10
QCB	< 0,5	< 0,5	< 0,5	50
Hg	30	36	40	20
BDE6*	0,19	0,12	0,61	0,0085
SCCP	<5,0	<5,0	<5,0	6 000
Fettinnhold (%)	2,0	1,7	2,4	

* BDE 28, 47, 99, 100, 153, 154 **Ikke detektert

Tabell 25. Konsentrasjoner av miljøgifter i tre fiskeblandprøver fra Vikselva. For tabelltekst; se **Tabell 24**

Stoff	Vikselva 1	Vikselva 2	Vikselva 3	EQS (µg/kg)
DEHP	< 1000	< 1000	< 1000	2 900
HBCD	I.D.	I.D.**	I.D.	167
HCH	< 0,25	< 0,25	< 0,25	61
HCB	< 0,5	< 0,5	< 0,5	10
QCB	< 0,5	< 0,5	< 0,5	50
Hg	60	50	60	20
BDE6*	0,02	0,10	0,03	0,0085
SCCP	<5,0	I.D.	I.D.	6 000
Fettinnhold (%)	2,1	2,3	2,4	

* BDE 28, 47, 99, 100, 153, 154 **Ikke detektert

Tabell 26. Konsentrasjoner av PAH-metabolittene 1-OH-pyren og 1-OH -fenantren i tre blandprøver av galle fra Hunnselva og vurderinger i forhold til grenseverdier gitt i henhold til marine fiskearter iht. OSPAR (Hylland m.fl., 2012).

Stoff	Hunnselva 1 (µg/kg)	Hunnselva 2 (µg/kg)	Hunnselva 3 (µg/kg)	BAC (EAC)
1-OH-pyren	1,6	1,3	3,9	21 (483)
1-OH -fenantren	<1	<1	<1	2,7 (518)

Tabell 27. Konsentrasjoner av PAH-metabolittene 1-OH-pyren og 1-OH -fenantren i tre blandprøver av galle fra Vikselva. For tabelltekst; se **Tabell 19**

Stoff	Vikselva 1 (µg/kg)	Vikselva 2 (µg/kg)	Vikselva 3 (µg/kg)	BAC (EAC)
1-OH-pyren	24,6	15,5	17,6	21 (483)
1-OH -fenantren	8,8	8,4	9,1	2,7 (518)

4.3.2 Miljøgifter i vannprøver

Konsentrasjonene av bly (Pb), nikkel (Ni) og kadmium (Cd) i vannprøvene fra Hunnselva var godt under grenseverdier for årsmiddel (AA-EQS) under grensen for maksimal årlig konsentrasjon som ikke skal overskrides i enkeltprøver (MAC-EQS) gitt i vannforskriften (**Tabell 28**).

I Vikselva var det en overskridelse av MAC-EQS for bly i prøven fra 06.09.2021, samt overskridelse av AA-EQS siden årsmiddel ligger over grenseverdien. Det bør allikevel tilføyes at AA-EQS trekkes opp av denne ene enkeltmålingen, og at årsmiddel ellers ville vært under grenseverdien. Siden denne ene målingen også avviker betraktelig fra de andre målingene, er det en mulighet for at det rapporterte resultatet skyldes en analysefeil. Det var ellers ingen overskridelser av grenseverdier, hverken i enkeltprøver eller for årsmiddel (**Tabell 26**). Målte konsentrasjoner av bly, nikkel og kadmium ligger gjennomgående høyere i Vikselva enn i Hunnselva, noe som indikerer enn noe høyere forurensingsgrad i Vikselva.

Tabell 28 Konsentrasjoner av metaller i elvene og vurderinger i forhold til grenseverdier (AA-EQS) og (MAC-EQS) gitt i Klassifiseringsveilederen (Diraktoratsgruppen vanndirektivet 2018). AA-EQS: årsmiddel av alle prøver tatt ved en stasjon skal ikke overstige denne verdien. MAC-EQS: grense for maksimal årlig konsentrasjon som ikke skal overstiges i enkeltprøver. MAC-EQS oppgitt i parentes. Celler farget blått indikerer at målte konsentrasjoner er under grenseverdier. Celler farget rødt indikerer at målte konsentrasjoner er over grenseverdier.

Dato	Elv	Bly (µg/l)	Nikkel (µg/l)	Kadmium (µg/l)
AA-EQS (MAC-EQS)		1,2 (14)	4,0 (34)	0,08 (≤ 0,45)
14.05.2021	Hunnselva	0,12	0,9	0,012
09.06.2021		0,05	0,6	< 0,01*
07.07.2021		0,05	0,6	< 0,01
12.08.2021		0,09	0,7	< 0,01
09.09.2021		0,04	0,6	< 0,01
08.10.2021		0,14	1,5	0,019
Årsmiddel 2021		0,08	0,8	0,009
10.05.2021	Vikselva	0,13	1,8	0,024
08.06.2021		0,12	2,7	0,012
06.07.2021		0,17	2,2	0,012
19.07.2021		0,16	2,6	0,015
10.08.2021		0,11	1,7	< 0,01

Dato	Elv	Bly (µg/l)	Nikkel (µg/l)	Kadmium (µg/l)
AA-EQS (MAC-EQS)		1,2 (14)	4,0 (34)	0,08 (≤ 0,45)
06.09.2021		24,0	2,1	0,014
07.10.2021		0,14	1,4	0,025
Årsmiddel 2021		3,55	2,1	0,015

*<, konsentrasjon er målt under rapporteringsgrenser. Der målinger er under kvantifiseringsgrensen, benyttes halve denne ved beregning av årsmiddel.

For plantevernmidlet klorfenvinfos var konsentrasjonene i alle vannprøvene lavere enn laboratoriets rapporteringsgrenser (**Tabell 29**), som er godt under AA-EQS. Det var ingen overskridelser for årsmiddel (AA-EQS) eller i enkeltprøver (MAC-EQS).

Tabell 29. Konsentrasjoner av klorfenvinfos Hunnselva og Vikselva. I alle vannprøvene var konsentrasjonene av stoffene under rapporteringsgrenser, som er angitt med <. Celler farget blått indikerer at målte konsentrasjoner er under grenseverdier (AA-EQS) gitt i Klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppen vanddirektivet). AA-EQS: årsmiddel av alle prøver tatt ved en stasjon skal ikke overstige denne verdien. MAC-EQS: grense for maksimal årlig konsentrasjon som ikke skal overstiges i enkeltprøver. MAC-EQS oppgitt i parentes.

Hunnselva	Dato	11.05.2021	09.06.2021	07.07.2021	07.09.2021	05.10.2021	Årsmiddel 2021
Stoff	AA-EQS (MAC-EQS)	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Klorfenvinfos µg/l	0,1 (0,3)	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	0,015

Vikselva	Dato	11.05.2021	09.06.2021	07.07.2021	07.09.2021	05.10.2021	Årsmiddel 2021
Stoff	AA-EQS (MAC-EQS)	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Klorfenvinfos µg/l	0,1 (0,3)	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	0,015

4.3.3 Kjemisk tilstand

For de prioriterte stoffene i vann, ble det i en enkeltprøve fra Vikselva målt en konsentrasjon av bly som overskrider MAC-EQS, og i tillegg AA-EQS. Som nevnt over skyldes dette en enkeltmåling som kan skyldes en analysefeil. I tillegg var det overskridelser av EQS for de to prioriterte stoffene kvikksølv og bromerte difenyletere i fisk i Vikselva. Vikselva har dermed «ikke god» kjemisk tilstand.

I Hunnselva var det ingen overskridelser av EQS for prioriterte stoffer i vann, men på grunn av overskridelser av EQS for kvikksølv og bromerte difenyletere i fisk, oppnår Hunnselva heller ikke god kjemisk tilstand. Kvikksølvkonsentrasjoner er sjelden under EQS i ferskvannsfisk i Skandinavia på grunn av langtransportert luftforurensing (Braaten m.fl., 2019).

5 Litteratur

- Aanes, K. J. & T. Bækken, 1989. Bruk av vassdragets bunnfauna i vannkvalitetsklassifisering. Nr 1. Generell del. NIVA rapport 2278-1989. 62 s.
- Aanes, K. J. & T. Bækken, 1995. Use of macroinvertebrates to classify water quality. Report No. 2 A. Acidification. NIVA Report. 47 s.
- Aanes, K. J., 1980. A preliminary report from a study on the environmental impact of pyrite mining and dressing in a mountain stream in Norway. In: *Advances in Ephemeroptera Biology* Ed John F Flannagan and K Eric Marshall Plenum Publishing Corp, New York. 419-442.
- Aas, W., Eckhardt, S., Fiebig, M., Solberg, S. and Yttri, K. E. 2020. Monitoring of long-range transported air pollutants in Norway. Annual report 2019. NILU report4/2020.133 p.
- 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.
- Bechmann, M., Thrane, J.-E. Kværnø, S. og Turtumøygaard, S. 2021. Eutrofiering av Mjøsa - kartlegging av årsaksforhold og kilder til fosfor i ni delnedbørfelt. NIBIORAPPORT NR.58, vol 7.
- 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.
- Bergström, A.K. 2010. The Use of TN:TP and DIN:TP Ratios as Indicators for Phytoplankton Nutrient Limitation in Oligotrophic Lakes Affected by N deposition. *Aquatic Sciences* 72(3):277-281.
- Bergström, A.K. and Jansson, M. 2006. Atmospheric nitrogen deposition has caused nitrogen enrichment and eutrophication of lakes in the northern hemisphere. *Global Change Biology* 12(4): 635-643.
- Bergström, A.K., Blomqvist, P. and Jansson, M. 2005. Effects of atmospheric nitrogen deposition on nutrient limitation and phytoplankton biomass in unproductive Swedish lakes. *Limnology and Oceanography* 50(3): 987-994.
- Boehrer, B., Golmen, L., Løvik, J.E., Rahn, K. & Klaveness, D. Thermobaric stratification in very deep Norwegian freshwater lakes. *J. Great Lakes Res.* (2013), 10.1016/j.jglr.2013.08.003
- Bratli, J.L., Holtan, H. og Åstebøl, S.O. 1995. Miljømål for vannforekomstene. Tilførselsberegninger. Statens forurensningstilsyn. Veiledning 95:02. TA-1139/1995. 70 s.
- 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.

Chapman, G. 1986. Ambient water quality criteria for dissolved oxygen. U.S. E.P.A. EPA 440/5-86-003. 46 p.

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

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

Ekholm, P., & Krogerus, K. (2003). Determining algal-available phosphorus of differing origin: Routine phosphorus analyses versus algal assays. *Hydrobiologia*, 492, 29–42. <https://doi.org/10.1023/A:1024857626784>

Ellison, M. E., & Brett, M. T. (2006). Particulate phosphorus bioavailability as a function of stream flow and land cover. *Water Research*, 40(6), 1258–1268. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.01.016>

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

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

Falkowski, F.G. and Raven, J.A. 2007. Aquatic photosynthesis. Princeton University Press. Princeton. 512 p.

Frossard, V., Rimet, F. & Perga, M.-E. 2018. Causal networks reveal the dominance of bottom-up interactions in large, deep lakes, *Ecological Modelling*, Volume 368, 2018, Pages 136-146, ISSN 0304-3800. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2017.11.021>.

Garmo, Ø. A., Johnsen, S. I., Dokk, J. G., Holter, T. H., Håll, J. P., Løvik, J. E., & Olstad, K. Vannkjemisk utvikling og biologisk tilstand etter kalkslutt i innsjøer i Hedmark. Rapport fra overvåking i perioden 2015-2018. NIVA-rapport 7400.

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.

Guerrero, J.-L. og Sample, J.E. 2021. Kildefordelte tilførsler av nitrogen og fosfor til norske kystområder i 2019 –tabeller, figurer og kart. NIVA-rapport 7599-2021.

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.

Hindar, A., Garmo, Ø., Austnes, K. og Sample, J.E. 2020. Nasjonal innsjøundersøkelse 2019. NIVA-rapport 7530-2020. 86 s.

Ho, J.C., Michalak, A.M., Pahlevan, N. 2019. Widespread global increase in intense lake phytoplankton blooms since the 1980s. *Nature*, doi:10.1038/s41586-019-1648-7.

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

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

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

Huisman, J., Codd, G.A., Paerl, H.W. *et al.* 2018. Cyanobacterial blooms. *Nature Reviews Microbiol* **16**, 471–483 (2018). <https://doi.org/10.1038/s41579-018-0040-1>

Hylland, K., Vethaak, D., Davies, I.M., 2012. Background document: polycyclic aromatic hydrocarbon metabolites in fish bile, in: Integrated Marine Environmental Monitoring of Chemicals and Their Effects. Eds. Ian M. Davies and Dick Vethaak. ICES cooperative research report 315, Copenhagen, pp. 18–25.

IPCC, 2021: Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S.L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M.I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T.K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, and B. Zhou (eds.)]. Cambridge University Press. In Press.

Jartun, M., Økelsrud, A., Rundberget, T., Enge, E.K., Rostkowski, P., Warner, N.A., Harju, M., Johansen, I. 2019. Monitoring of environmental contaminants in freshwater ecosystems – Occurrence and biomagnification. Miljødirektoratet report M-1411 | 2019, 85 p.

Kile, M.R. 2016. Problemkartlegging i Vannområde Mjøsa, 2015. NIVA notat 0381.

Kile, M. R., Ranneklev, S. B., Persson, J.; Myrvold, K. M. (2018). Klassifisering av økologisk og kjemisk tilstand i norske elver i tråd med vannforskriften. Elveovervåkingsprogrammet 2017. NIVA-rapport 7317.

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., 2002. Tiltaksorientert overvåking av vann og vassdrag i Gjøvik kommune. Årsrapport fra 2001. NIVA-rapport 4526.

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., Nilssen, J.P. 1991. Life history, growth and production of *Mysis relicta* in the large fiord-type Lake Mjøsa, Norway. *Freshwater Biology* (1991) 26, 165-173

Lyche-Solheim, A., Rekolainen, S., Moe, S.J., Carvalho, L., Phillips, G., Ptacnik, R., Penning, E., Toth, L., O'Toole, C., Schartau, A.K., Hesthagen, T., 2008. Ecological threshold responses in European lakes and their applicability for the Water Framework Directive implementation: Synthesis of lakes results from the REBECCA project. *Aquatic Ecol.* 42, 2: 317-334. DOI 10.1007/s10452-008-9188-5

Lyche Solheim, A., Schartau, A.K., Bongard, T., Bækkeli, K.A.E., Dokk, J.G., Edvardsen H., Fosholt Moe, T., Gjelland, K.Ø., Hobæk, A., Håvardstun, J., Jensen, T.C., Mjelde, M., Persson, J., Sandlund, O.T., Skjelbred, B., Walseng, B. 2018. ØKOSTOR 2017: Basisovervåking av store innsjøer 2017. Utprøving av metodikk for overvåking og klassifisering av økologisk tilstand iht vannforskriften. Surveillance monitoring of large lakes 2017. Testing of methodology for monitoring and classification of ecological status according to the WFD. Miljødirektoratet-rapport 1086/2018, NIVA-rapport 7287: 193 s.

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

Lyche Solheim, A., Thrane, J.E., Skjelbred, B., Økelsrud, A., Håll, J., Røst Kile, M., 2019a. Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa. Operational monitoring of the lake Mjøsa with tributaries. Årsrapport for 2018. NIVA-rapport 7373-2019: 139 s.

Lyche Solheim, A., Schartau, A.K., Bongard, T., Bækkeli, K.A.E., Dahl-Hansen, G., Demars, B., Dokk, J.G., Hammenstig, D., Jensen, T.C., Mjelde, M., Persson, J., Sandlund, O.T., Skjelbred, B., Solhaug Jenssen, M.T., Walseng, B., 2019b. ØKOSTOR 2018. Basisovervåking av store innsjøer. Utprøving av metodikk for overvåking og klassifisering av økologisk tilstand i henhold til vannforskriften. Surveillance monitoring of large lakes 2018. Testing of methodology for monitoring and classification of ecological status according to the WFD. Miljødirektoratet rapport nr. M-1464, NIVA rapport 7414-2019: 178 s.

Løvik, J.E. 2011. Lauga i Snertingdalen, Gjøvik kommune. Vurdering av miljøtilstand 2010. NIVA-rapport 6119.

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., Bækken, T., Kile, M.R., & Skjelbred, B., 2015. Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa. Årsrapport for 2014. NIVA-rapport 6848.

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

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

Løvik, J.E., 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.

Mechsner, K. The influence of seasonal light variations on the growth of *Sphaerotilus natans*. *Hydrobiologia* 120, 193–197 (1985).

Moe, S.J., Hobæk, A., Persson, J., Skjelbred, B., & Løvik, J. E. 2022. Shifted dynamics of plankton communities in a restored lake: exploring the effects of climate change on phenology through four decades. *Aquatic Biology*, 86, 125–143. <https://doi.org/10.3354/cr01654>

Moe, S.J., Couture, R.M., Haande, S., Lyche Solheim, A. and Jackson-Blake, L. 2019. Predicting lake quality for the next generation: impacts of catchment management and climatic factors in a probabilistic model framework. *Water*, 11, 1767; doi:10.3390/w11091767.

Moe, T.F., Thrane, J.E., Persson, J., Bækkeli, K.A., Myrvold, K.M., Garmo, Ø.A., Grung, M., Hindar, A., Calidonio, J.L.G og de Wit, H. 2019. Overvåking av referanseelver 2018. Basisovervåking i henhold til vannforskriften. NIVA-rapport 7378-2019.

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

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

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

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

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

NS-EN 16695:2015. 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.

O'Reilly, C.M. m.fl. 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.

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

Reinl, K. L., Brookes, J. D., Carey, C. C., Harris, T. D., Ibelings, B. W., Morales-Williams, A. M., De Senerpont Domis, L. N., Atkins, K. S., Isles, P. D. F., Mesman, J. P., North, R. L., Rudstam, L. G., Stelzer, J. A. A., Venkiteswaran, J. J., Yokota, K., & Zhan, Q. 2021. Cyanobacterial blooms in oligotrophic lakes: Shifting the high-nutrient paradigm. *Freshwater Biology*, 66(9), 1846–1859. <https://doi.org/10.1111/fwb.13791>

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

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

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

Roy, S., Llewellyn, C.A., Egeland E.S., Johnsen, G. eds. 2011. *Phytoplankton pigments. Characterization, chemotaxonomy and applications in oceanography*. Cambridge, UK: Cambridge University Press. Part of Cambridge Environmental Chemistry Series.

Schartau, A.K., Lyche Solheim, A., Bongard, T., Bækkeli, K.A.E., Dahl-Hansen, G., Dokk, J.G., Edvardsen, H., Gjelland, K.Ø., Hobæk, A., Jensen, T.C., Jonsson, B., Mjelde, M., Molversmyr, Å., Persson, J., Saksgård, R., Sandlund, O.T., Skjelbred, B., Walseng, B., 2017. ØKOFRSK: Basisovervåking av utvalgte innsjøer 2016. Overvåking og klassifisering av økologisk tilstand iht vannforskriften. Surveillance monitoring of selected lakes 2016. Monitoring and classification of ecological status according to the WFD. Miljødirektoratet-rapport 758, NINA Rapport 1369: 175 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.

Staalstrøm, A., Walday, M., Vogelsang, C., Frigstad, H., Borgersen, G., Albretsen, J. og Naustvoll, L. J. 2022. Utredning av behovet for å redusere tilførselene av nitrogen til Ytre Oslofjord. NIVA-rapport 7723-2022.

Sterner, R. W., Reinl, K. L., Lafrancois, B. M., Brovold, S., & Miller, T. R. 2020. A first assessment of cyanobacterial blooms in oligotrophic Lake Superior. *Limnology and Oceanography*, 65(12), 2984–2998. <https://doi.org/10.1002/lno.11569>

Stubberud, M. Kaarfald. Cyanobakterier, alger og vannkvalitet i Mjøsas litoralsone. 2021. Masteroppgave, Universitetet i Sørøst-Norge.

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.

Vollenweider, R. A. 1976. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Memorie dell' Istituto Italiano di Idrobiologia*. vol.33, 1976, pages 53-83.

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

Yvon-Durocher, G., M. Dossena, M. Trimmer, G. Woodward, and A. P. Allen. 2015. Temperature and the biogeography of algal stoichiometry. *Global Ecol. Biogeogr.* 24: 562–570. doi:10.1111/geb.12280.

Økelsrud, A., Kempa, M., Røst Kile, M., Garmo, Ø., 2019. Undersøkelse av forurensning i Mjøsa etter brann i Skreia avløpsrenseanlegg. NIVA-notat 0619/19: 31 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. Vannkjemiske data

Tabell 1. Kjemiske analyser ved NIVAs laboratorium

Navn på forbindelse/ parameter	Enhet	Utførende laboratorium	LOQ	Standard referanse metode	Måleusikkerhet
Ledningsevne (konduktivitet)	mS/m	NIVA	0,10 mS/m	NS-ISO 7888	10 %
pH		NIVA		NS-EN ISO 10523	0,3 pH-enheter
Nitrat (NO₃-N)	µg N/L	NIVA	2 µg/l	NS-EN ISO 10304-1 ¹⁾	<2: 30 % >10 µg/l: 20 %
Total nitrogen* (Tot-N)	µg N/L	Eurofins Moss	10 µg N/l	Intern metode basert på NS-EN ISO 13395:1996 og NS 4743:1993	<50 µg N/l: 30 % >50 µg N/l: 20 %
Totalt organisk karbon (TOC)	mg C/L	NIVA	0,10 mg C/l	Mod. NS 1484 ²⁾	<0,5 mg C/l: 0,1 mg/l >0,5 mg C/l: 20 %
Alkalitet	mmol/L	NIVA	0,03 mmol/l	ISO 9963-1	20 %
Kalsium (Ca)	mg/L	NIVA	0,1 µg/l	NS-EN ISO 14911	20 %
Magnesium (Mg)	mg/L	NIVA	10 µg/	NS-EN ISO 14911	<50 µg/l: 50 % >50 µg/l: 20 %
Natrium (Na)	mg/L	NIVA	10 µg/l	NS-EN ISO 14911	15 %
Kalium (K)	mg/L	NIVA	5 mg/l/µg/l	NS-EN ISO 14911	<5 µg/l: 50 % >50 µg/l: 20 %
Klorid (Cl)	mg/L	NIVA	5 µg/l	NS-EN ISO 10304-1	15 %
Sulfat (SO₄)	mg/L	NIVA	5 µg/l	NS-EN ISO 10304-1	20 %
Ammonium (NH₄-N)	µg N/L	NIVA	2 µg/l	NS-EN ISO 14911	20 %
Reaktivt og ikke labilt aluminium	µg/L	NIVA	5 µg/l	Intern metode	<50µg/l: 30 % >50 µg/l: 20 %
Oksygen	mg O ₂ /L	NIVA	0,1 mg/l	Mod. NS ISO 5813	<0,5 mg/l: 0,1 mg/l >0,5 mg/l: 20 %
Total fosfor (Tot-P)	µg P/L	NIVA	1 µg P/l	Mod. NS 4725 ³⁾ (automatisert)	<10 µg/l: 30 % >10 µg/l: 20 %
Fosfat (PO₄-P)	µg P/L	NIVA	1 µg P/l	Mod. NS 4724 ³⁾ (automatisert)	20 %
Turbiditet		NIVA	0,3 FNU	NS-EN ISO 7027	<1 FNU: 50% >1 FNU: 20 %
Farge	mg Pt/l	NIVA	2 mg Pt/l	NS-EN ISO 7877	20 %
Silisium (Si)		NIVA	0,005 mg/l	Mod. NS-EN ISO 17294-1 og -2 ⁴⁾	< 0,0075 mg/l: 0,0015 mg/l >0,0075 mg/l 15 %
Klorofyll A		NIVA	0,08 µg/l ved filt. av 1000 ml	NS 4767	30 %

*Eurofins underleverandør på Tot-N

Tabell 2. Resultater fra vannkjemiske analyser på enkeltdyp fra Skreia 10 mai 2021.

Parameter	Enhet	0,5 m	5 m	20 m	50 m	100 m	200 m	300 m	400 m	428 m
Konduktivitet	mS/m	4,69	4,73	4,76	4,78	4,76	4,76	4,8	4,78	4,8
pH	-	7,14	7,24	7,24	7,25	7,17	7,17	7,15	7,25	7,24
Turbiditet	FNU	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	0,32	0,31
Al/IL	µg/l	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Al/L	µg/l	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Al/R	µg/l	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Alk	mmol/l	0,261	0,254	0,264	0,247	0,242	0,245	0,245	0,245	0,248
Ca	mg/l	6,03	6,14	6,17	6,15	6,17	6,27	6,21	6,27	6,27
Cl	mg/l	1,84	1,85	1,83	1,85	2	1,97	1,86	1,86	1,88
K	mg/l	0,65	0,66	0,65	0,66	0,61	0,61	0,65	0,66	0,67
Klorid	mg/l	1,84	1,85	1,83	1,85	2	1,97	1,86	1,86	1,88
Magnesium	mg/l	0,8	0,82	0,83	0,82	0,83	0,84	0,83	0,82	0,83
Na	mg/l	1,23	1,25	1,23	1,25	1,27	1,26	1,21	1,25	1,26
Mg	mg/l	0,8	0,82	0,83	0,82	0,83	0,84	0,83	0,82	0,83
NH ₄ -N	µg/l	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2
NO ₃ -N	µg/l	490	500	500	490	540	550	510	500	510
PO ₄ -P	µg/l	2	1	2	1	2	2	2	2	2
Si	mg/l	1,24	1,24	1,23	1,23	1,23	1,23	1,24	1,24	1,25
SO ₄	mg/l	4,88	4,88	4,88	4,91	5,32	5,37	4,96	4,93	4,94
TOC	mg/l	2	2	2	2	2	2	2	2	2,1
Farge	mg Pt/l	10	10	10	11	10	10	11	11	11
TOTP	µg/l	3	3	2	3	2	2	2	3	2
TOTN	µg/l	560	570	570	550	540	550	570	570	570
O ₂	mg/l									11,31

Tabell 3. Konsentrasjoner av NO₃, Tot-N og Tot-P fra Brøttum 11 mai 2021.

Parameter	2 m	10 m	20 m	30 m	60 m
NO ₃ -N (µg/l)	400	400	400	400	410
TOTN (µg/l)	430	420	460	420	440
TOTP (µg/l)	3	3	3	3	3

Tabell 4. Konsentrasjoner av NO₃, Tot-N og Tot-P fra enkeltdyp fra Kise 10 mai 2021.

Parameter	2 m	20 m	50 m	100 m	200 m
NO ₃ -N (µg/l)	550	500	480	500	520
TOTN (µg/l)	550	550	530	560	560
TOTP (µg/l)	2	2	3	3	2

Tabell 5. Konsentrasjoner av NO₃, Tot-N, Tot-P og O₂ fra enkeltdyp fra Furnesfjorden 11 mai 2021.

Parameter	2 m	10 m	20 m	30 m	60 m
NO ₃ -N (µg/l)	570	560	560	560	560
TOTN (µg/l)	590	590	570	610	550
TOTP (µg/l)	4	4	3	3	3

Tabell 6. Siktedyp og vannkjemiske data fra epilimnion (0-10m) i Skreia 2021.

Parameter	Enhet	10.05.2021	25.05.2021	07.06.2021	21.06.2021	12.07.2021	28.07.2021	11.08.2021	24.08.2021	13.09.2021	28.09.2021	13.10.2021	26.10.2021
Konduktivitet	mS/m	4,75		4,88		4,28		3,81		3,95		4,21	
pH	-	7,26		7,09		7,1		7,28		7,3		7,25	
Turbiditet	FNU	0,43		0,55		0,49		0,51		0,5		0,45	
Al/IL	µg/l	6		6		21		< 5		< 5		< 5	
Al/L	µg/l	1		10		0		0		0		0	
Al/R	µg/l	7		16		21		< 5		< 5		< 5	
Alk	mmol/l	0,245		0,231		0,214		0,25		0,263		0,257	
Ca	mg/l	6,49		6,81		5,62		4,4		5,4		5,7	
Cl	mg/l	2,52		1,94		1,49		1,19		1,29		1,54	
K	mg/l	0,68		0,73		0,66		0,46		0,59		0,61	
Klorid	mg/l	2,52		1,94		1,49		1,19				1,54	
Mg	mg/l	0,84		0,89		0,8		0,55		0,71		0,74	
Na	mg/l	1,27		1,37		1,17		0,9		1,1		1,1	
NH4-N	µg/l	< 2	< 2	58	17	31	10	3	41	33	11	12	5
NO3-N	µg/l	560	760	520	350	300	220	180	240	250	360	350	390
PO4-P	µg/l	2	2	1	< 1	< 1	< 1	1	2	2	1	1	1
Si	mg/l	1,25		1,28		1,22		0,914		0,889		1,04	
SO4	mg/l	5,34		4,76		3,72		3,26		3,5		4,17	
TOC	mg/l	2,1	2,1	2,7	2,3	2,2	2,2	1,9	2	2	1,9	2,1	1,9
Farge	mg Pt/l	10		12		11		9		8		10	
TOTN	µg/l	600	590	630	510	510	360	300	370	NA	450	390	470
TOTP	µg/l	4	4	5	4	8	5	5	5	5	4	3	2
Klorofyll <i>a</i>	µg/l	0,17	0,18	2,3	< 0,13	2,4	4,3	2,8	2,9	3,1	1,9	1,5	1,8
Siktedyp	meter	14	14,5	7,5	8	9,5	6,5	8,2	8,3	8,3	11	10,5	10,5

Tabell 7. Vannkjemiske data fra hypolimnion (20-428m) i Skreia 2021.

Parameter	Enhet	10.05.2021	07.06.2021	12.07.2021	11.08.2021	13.09.2021	13.10.2021
Konduktivitet	mS/m	4,8	4,78	4,78	4,8		4,75
pH	-	7,24	7,28	7,17	7,27		7,2
Turbiditet	FNU	0,31	< 0,3	< 0,3	0,24	0,17	< 0,3
Al/IL	µg/l	< 5	< 5	19	< 5	< 5	< 5
Al/L	µg/l	0	0	2	0	0	0
Al/R	µg/l	< 5	5	21	< 5	< 5	< 5
Alk	mmol/l	0,248	0,248	0,239	0,239	0,281	0,283
Ca	mg/l	6,27	6,58	6,34	6,3	6,1	6,4
Cl	mg/l	1,88	1,83	1,8	2,04	1,75	1,84
K	mg/l	0,67	0,68	0,68	0,67	0,65	0,68
Klorid	mg/l	1,88	1,83	1,8			1,84
Mg	mg/l	0,83	0,87	0,87	0,83	0,81	0,82
Na	mg/l	1,26	1,31	1,29	1,3	1,2	1,3
NH4-N	µg/l	< 2	4	< 2	3	< 2	< 2
NO3-N	µg/l	510	540	460	570	490	510
PO4-P	µg/l	2	1	1	1	1	2
Si	mg/l	1,25	1,23	1,26	1,2	1,27	1,29
SO4	mg/l	4,94	4,63	4,4	5,22	4,42	4,8
TOC	mg/l	2,1	2,1	2,1	2	2	2,2
Farge	mg Pt/l	11	10	10	10	9	11
TOTN	µg/l	570	570	610	450	NA	520
TOTP	µg/l	2	2	3	3	3	3

Tabell 8. Siktedyp og vannkjemiske data fra epilimnion (0-10m) i Brøttum 2021.

	Enhet	11.05.2021	07.06.2021	13.07.2021	11.08.2021	13.09.2021	12.10.2021
KlfA	µg/l	0,95	1,3	3	2,1	2,2	1,6
NO ₃ -N	µg/l	400	81	52	110	180	200
TOC	mg/l	1,9	2,3	1,3	1,4	1,5	1,9
TOTN	µg/l	450	190	180	210	310	250
TOTP	µg/l	4	5	6	5	9	4
Turbiditet	FNU	0,42	1,1	0,81	0,56	0,44	0,6
Siktedyp	meter	11,3	5	6	8	9,5	8,5

Tabell 9. Siktedyp og vannkjemiske data fra epilimnion (0-10m) i Kise 2021.

		11.05.2021	07.06.2021	13.07.2021	11.08.2021	13.09.2021	12.10.2021
KlfA	µg/l	0,16	3	3,4	2,6	2,8	1,7
NO ₃ -N	µg/l	550	290	190	190	230	310
TOC	mg/l	2	2,7	2	1,8	1,9	2,1
TOTN	µg/l	560	390	380	320	360	360
TOTP	µg/l	4	5	5	5	7	4
Siktedyp	meter	14	5,8	7,7	8	9,5	9

Tabell 10. Siktedyp og vannkjemiske data fra epilimnion (0-10m) i Furnesfjorden 2021.

		11.05.2021	08.06.2021	13.07.2021	11.08.2021	13.09.2021	12.10.2021
KlfA	µg/l	1,2	2,5	2,6	2,4	2,4	2,2
NO ₃ -N	µg/l	570	520	310	240	240	350
TOC	mg/l	2,2	2,6	2,3	2,1	1,9	2,9
TOTN	µg/l	620	600	490	550	410	410
TOTP	µg/l	5	5	6	7	4	6
Siktedyp	meter	12	5,7	7,8	6,5	9,5	6,5

Vedlegg B. Planteplankton

Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Mjøsa, Skreia. Verdier gitt i mm³/m³ (=mg/m³ våtvekt)

Dato	10.05.2021	25.05.2021	07.06.2021	21.06.2021	13.07.2021	28.07.2021	11.08.2021	24.08.2021	13.09.2021	28.09.2021	13.10.2021	26.10.2021
Dyp	0-10 m	0-10 m	0-10 m	0-10 m	0-10 m	0-10 m	0-10 m	0-10 m	0-10 m	0-10 m	0-10 m	0-10 m
Cyanobacteria (Cyanobakterier)												
<i>Anathece bachmannii</i>	.	.	.	.	0,4	.	.	.	.	.	.	.
<i>Anathece clathrata</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	4,9	0,8	0,8
<i>Dolichospermum lemmermannii</i>	.	.	.	.	5,6	5,3	.	.	.	.	.	.
<i>Limnothrix planctonica</i>	.	.	.	.	.	.	0,2	.	.	.	.	.
<i>Merismopedia tenuissima</i>	.	.	.	.	.	.	0,4	0,6	0,0	0,4	0,6	.
<i>Planktolyngbya contorta</i>	0,1	0,7	0,1	.	.	.	.	.	.	.	.	0,4
<i>Planktolyngbya limnetica</i>	.	0,3	0,1	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Rhabdoderma lineare</i>	.	.	.	.	0,2	.	0,1	0,4	0,3	.	.	.
<i>Tychonema bourrellyi</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1,6	.	1,5
Sum - Cyanobakterier	0,1	1,1	0,3	0,0	6,2	5,3	0,6	1,0	0,3	6,9	1,4	2,7
Charophyta/Chlorophyta (Grønnalger)												
<i>Botryococcus braunii</i>	.	.	.	.	.	.	.	1,0	0,5	.	.	.
<i>Carteria</i> (l= 8-10)	.	0,2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Carteria</i> (l=12-14)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,7	.	.
<i>Chlamydocapsa ampla</i>	.	.	.	.	0,5	.	.	.	.	.	.	.
<i>Chlamydomonas</i> (l=10)	.	.	0,7	.	.	.	.	.	.	1,4	.	.
<i>Chlamydomonas</i> (l=12)	3,3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Chlamydomonas</i> (l=4)	.	.	.	.	.	.	.	0,2	.	.	.	.
<i>Chlamydomonas</i> (l=5-6)	.	0,3	0,6	0,6	1,0	1,4	1,0	0,4	.	.	0,1	.
<i>Chlamydomonas</i> (l=8)	0,3	1,1	2,9	0,8	1,2	4,9	4,5	4,9	1,6	2,9	1,2	2,0
Chlorophyta, spherical cells (d=10)	.	.	0,8	.	.	.	.	3,2	0,4	.	.	0,8
Chlorophyta, spherical cells (d=12)	.	.	.	.	.	0,2	0,4	0,3	.	.	0,1	.
Chlorophyta, spherical cells (d=5)	.	.	.	0,3	0,8	15,4	0,8	1,3	0,5	1,1	2,4	0,8
Chlorophyta, spherical cells (d=8)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,9	.	.
<i>Coccomonas</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1,8	.	.
<i>Collodictyon triciliatum</i>	.	.	.	.	.	.	0,2	0,5	.	.	.	.
<i>Cosmarium depressum</i>	.	.	.	.	.	0,1	.	.	.	.	.	.

<i>Cosmarium depressum</i> var. <i>achondrum</i>	.	.	.	.	.	.	0,5	1,4	.	.	.	.
<i>Crucigenia tetrapedia</i>	.	.	.	.	.	.	.	0,4	0,8	0,1	.	.
<i>Desmodesmus aculeolatus</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,8	.
<i>Desmodesmus bicellularis</i>	.	.	.	.	1,1	1,1	0,2	0,2	.	.	.	.
<i>Elakatothrix genevensis</i>	.	.	0,5	.	0,1	1,4	0,3	1,1	0,5	0,7	0,1	0,2
<i>Eudorina elegans</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	0,6	.	.	.
<i>Gloeotila</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,5	.
<i>Gyromitus cordiformis</i>	.	.	.	0,6	0,4	1,4	1,8	0,9	.	.	0,2	.
<i>Koliella longiseta</i>	0,1	.	1,4	0,6	0,2	.	.	.	.	0,1	.	0,4
<i>Monoraphidium dybowskii</i>	.	.	.	0,1	1,0	6,2	3,8	1,4	1,4	0,3	2,1	1,4
<i>Mucidosphaerium pulchellum</i>	.	.	.	.	.	.	2,9	.	.	.	.	.
<i>Nephrocytium limneticum</i>	.	.	.	.	.	0,1	.	.	.	.	.	.
<i>Oocystis marssonii</i>	.	.	.	.	.	.	.	0,6	0,1	0,1	.	0,7
<i>Oocystis submarina</i>	0,2	.	.	0,3	1,4	5,1	1,7	1,1	0,6	0,9	0,9	0,6
<i>Paulschulzia pseudovolvox</i>	.	.	3,5	.	.	.	1,7	.	.	.	.	.
<i>Planktosphaeria gelatinosa</i>	.	.	.	.	0,8	0,1	5,1	1,1	0,6	.	0,4	.
<i>Pseudosphaerocystis lacustris</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	4,8
<i>Raphidocelis subcapitata</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,2	.	.
<i>Scherffelia dubia</i>	.	.	0,8	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Scourfieldia complanata</i>	.	.	.	.	.	0,3	.	0,2	.	.	0,2	.
<i>Staurastrum avicula</i> var. <i>lunatum</i>	.	.	.	.	.	.	.	1,1	.	0,6	.	.
<i>Staurastrum cingulum</i> var. <i>obesum</i>	.	.	.	.	.	.	1,1	.	0,5	0,5	.	.
<i>Stauridium privum</i>	.	.	.	.	.	2,0	1,0	1,0	.	0,4	0,2	1,0
<i>Stauroidesmus cuspidatus</i>	.	.	.	.	.	.	0,3	.	.	.	.	.
<i>Tetradasmus obliquus</i>	.	.	2,5	.	.	2,5	.	.	1,0	1,0	.	.
<i>Tetraëdron minimum</i>	.	.	1,0	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sum - Grønnalger	3,8	1,5	14,6	3,1	8,5	42,3	27,4	22,4	9,1	13,5	9,1	12,8

Chrysophyceae/Synurophyceae (Gullalger)

<i>Bicosoeca paropsis</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,2	.
<i>Bitrichia chodatii</i>	.	.	.	.	.	.	0,4	.	.	0,1	.	.
<i>Chromulina</i>	0,5	0,9	0,8	1,3	1,3	1,6	4,2	1,1	1,1	2,4	1,1	0,5
<i>Chrysococcus</i>	.	.	6,1	0,9	4,2	46,0	2,8	3,8	4,7	2,8	1,4	1,9
<i>Chrysoikos skujae</i>	.	.	0,2	0,2	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Chrysolykos planctonicus</i>	.	.	.	0,2	.	.	.	.	.	.	.	.
Chrysophyceae (<7)	5,8	7,8	20,4	11,4	29,2	88,1	20,4	26,5	19,6	14,9	11,7	11,9

Chrysophyceae (>7)	1,8	2,7	8,0	9,3	13,3	34,5	8,0	6,6	21,2	4,0	5,3	2,7
Chrysophyceae sp 3	.	.	1,0	.	1,0	.	1,0	.	4,1	1,0	.	1,0
<i>Dinobryon acuminatum</i>	.	.	.	0,4	.	.	.	.	.	0,6	.	.
<i>Dinobryon bavaricum</i>	.	.	0,1	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Dinobryon borgei</i>	.	.	.	0,4	0,1	0,2	0,3	0,3	0,2	0,3	0,1	.
<i>Dinobryon crenulatum</i>	.	.	0,1	.	.	0,6	3,1	1,2	2,5	0,2	.	.
<i>Dinobryon cylindricum</i>	.	.	0,8	0,1	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Dinobryon divergens</i>	.	.	4,3	0,8	1,7	19,0	0,1	.	.	.	.	.
<i>Dinobryon sociale</i>	.	.	1,8	0,6	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Dinobryon suecicum</i> var. <i>longispinum</i>	.	.	0,4	0,4	0,2	0,9	.	.	0,0	.	0,2	.
<i>Epipyxis polymorpha</i>	.	.	.	.	.	.	.	0,2	.	.	.	.
<i>Epipyxis tabellariae</i>	.	.	.	.	.	.	6,2	.	.	.	3,9	2,0
<i>Kephyrion</i>	.	.	.	.	.	0,4	.	.	.	.	.	.
<i>Kephyrion cupuliforme</i>	.	.	.	.	.	.	.	0,3	.	.	.	.
<i>Kephyrion littorale</i>	.	.	.	.	.	.	.	0,4	.	.	.	.
<i>Mallomonas</i>	.	.	4,3	1,2	0,6	10,7	4,6	3,1	0,6	1,8	1,2	.
<i>Mallomonas</i> (l=8-10)	.	.	.	.	.	.	2,5	1,2	.	.	.	.
<i>Mallomonas akrokomos</i>	.	.	3,1	1,8	1,0	1,0	1,0	2,0	0,2	0,2	0,2	0,2
<i>Mallomonas caudata</i>	.	.	2,7	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Mallomonas crassiquama</i>	.	.	3,0	.	.	1,5	1,5	1,5	1,2	.	.	.
<i>Mallomonas elongata</i>	.	.	.	.	0,5	.	.	.	.	.	.	.
<i>Mallomonas hamata</i>	.	.	0,7	.	.	.	.	.	.	0,7	.	.
<i>Mallomonas punctifera</i>	.	.	1,6	.	.	.	.	.	.	.	.	0,8
<i>Monochrysis agilissima</i>	.	.	.	0,2	.	.	0,9	0,5	.	0,5	.	.
<i>Ochromonas</i>	0,3	0,9	.	3,6	1,8	5,4	.	3,6	2,7	1,8	0,9	.
<i>Paraphysomonas</i>	.	.	0,3	0,7	0,3	1,3	2,0	1,3	0,7	1,0	1,0	.
<i>Pseudokephyrion alaskanum</i>	.	.	.	0,2	0,7	2,9	0,7	0,4	0,7	.	.	.
<i>Pseudotetraëdriella kamillae</i>	.	.	.	0,2	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Spiniferomonas</i>	.	.	0,5	1,4	0,5	7,5	4,7	0,9	.	0,9	.	.
<i>Stichogloea doederleinii</i>	.	.	.	.	.	3,8	.	.	.	.	.	.
<i>Synura</i>	.	.	.	.	.	2,0	.	.	0,4	.	0,4	0,4
<i>Uroglenopsis americana</i>	.	.	173,8	0,9	8,0	24,4	3,3	0,5	2,8	1,9	.	.
Sum - Gullalger	8,4	12,2	233,9	36,5	64,5	252,0	67,6	55,4	62,8	35,2	27,6	21,4
Bacillariophyta (Kiselalger)												
<i>Achnantheidium minutissimum</i>	.	.	.	0,6	.	.	.	.	.	.	.	.

<i>Asterionella formosa</i>	0,3	0,2	0,3	0,9	15,7	102,2	32,6	35,9	11,6	5,4	3,7	3,9
<i>Aulacoseira alpigena</i>	.	.	.	0,5	0,7	1,7	3,5	5,2	.	0,3	.	.
<i>Aulacoseira islandica</i> subsp. <i>helvetica</i>	3,9	16,2	7,2	6,3	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Cyclotella</i> (d=10-12)	.	.	.	.	0,8	3,1	6,1	3,1	1,2	2,5	1,2	0,4
<i>Cyclotella</i> (d=14-16)	.	.	.	.	1,0	7,7	.	2,6	.	.	.	.
<i>Cyclotella</i> (d=5-8)	.	.	.	.	1,2	48,6	2,4	1,2	.	2,4	1,8	0,6
<i>Cyclotella radiosa</i>	.	.	.	.	.	.	0,8	0,4	12,3	.	.	.
<i>Diatoma tenuis</i>	0,1	0,1	.	0,1	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Fragilaria crotonensis</i>	.	.	.	.	.	9,2	17,4	94,6	12,8	7,4	11,8	9,1
<i>Nitzschia acicularis</i>	.	.	.	0,6	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Pantocsekiella kuetzingiana</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	9,2	.	.
<i>Stephanodiscus medius</i>	.	.	.	0,3	.	0,6	.	.	1,2	2,0	.	.
<i>Tabellaria flocculosa</i>	.	0,1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Tabellaria flocculosa</i> var. <i>asterionelloides</i>	1,9	2,4	2,1	12,0	43,2	486,8	663,2	604,4	173,8	84,0	49,8	39,5
<i>Ulnaria</i> (l=30-40)	.	.	.	1,5	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Ulnaria</i> (l=40-70)	.	.	2,3	1,3	2,3	4,1	1,6	0,8	1,3	2,3	1,0	1,0
<i>Ulnaria</i> (l=80-100)	.	.	1,4	0,9	.	.	.	.	0,2	0,6	0,4	0,4
<i>Ulnaria acus</i>	0,6	1,3	.	.	.	.	0,3	0,6	.	.	.	.
<i>Ulnaria delicatissima</i> var. <i>angustissima</i>	.	.	.	0,2	0,2	0,2	.	0,6	0,8	1,8	0,6	0,8
<i>Ulnaria ulna</i>	.	.	0,6	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Urosolenia eriensis</i>	.	.	0,4	0,1	0,2	22,1	0,9	1,8	2,5	2,3	0,2	0,6
<i>Urosolenia longiseta</i>	0,0	0,1	1,2	0,9	1,2	1,8	0,3	0,3	1,2	1,7	2,3	3,3
Sum - Kiselalger	6,8	20,3	15,5	26,1	66,6	688,0	729,2	751,5	218,8	121,9	72,8	59,6

Dictyochophyceae (Pedinnelider)

<i>Pseudopedinella</i>	.	.	.	.	.	6,6	4,4	3,3	2,2	.	.	1,1
<i>Pseudopedinella</i> (3 kloroplastar)	0,4	.	.	.	1,2	2,5	0,6	.	.	.	1,2	2,5
Sum - Pedinnelider	0,4	0,0	0,0	0,0	1,2	9,0	5,0	3,3	2,2	0,0	1,2	3,5

Cryptophyta (Svelgflagellater)

<i>Cryptaulax vulgaris</i>	1,1	0,1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,4
<i>Cryptomonas</i> (l=15-18)	.	.	.	0,8	.	.	.	.	.	.	1,2	2,0
<i>Cryptomonas</i> (l=20-22)	0,8	.	4,9	2,0	4,9	22,1	12,3	4,9	13,7	14,7	10,8	11,8
<i>Cryptomonas</i> (l=24-30)	.	.	6,5	6,5	8,2	24,5	8,2	12,3	9,8	29,4	13,1	26,1
<i>Cryptomonas</i> (l=30-35)	.	0,8	11,0	0,8	4,4	16,5	.	11,0	4,4	6,6	4,4	13,2
<i>Cryptomonas</i> (l=40)	0,4	.	.	.	.	.	.	.	.	0,8	.	0,4

<i>Katablepharis ovalis</i>	.	0,2	4,0	2,9	3,7	2,9	2,9	3,3	0,7	1,5	0,7	1,1
<i>Plagioselmis lacustris</i>	7,6	9,8	71,9	15,5	24,5	24,5	27,0	10,6	16,3	8,2	13,9	22,9
<i>Plagioselmis nannoplanctica</i>	.	.	15,3	8,6	65,5	47,8	29,4	18,4	20,8	8,0	10,4	9,8
<i>Rhodomonas lens</i>	.	.	0,2	.	5,1	6,1	4,1	1,0	2,0	1,0	5,1	3,1
<i>Telonema</i>	.	0,2	.	.	0,4	0,7	.	0,4	.	.	.	.
Sum - Svelgflagellater	9,9	11,2	113,9	37,2	116,7	145,2	83,8	61,9	67,9	70,2	59,6	90,8

Haptophyta (Svepeflagellater)

<i>Chrysochromulina parva</i>	0,3	0,4	4,2	0,7	1,6	5,6	4,4	2,0	2,3	1,5	2,9	3,9
Sum - Svepeflagellater	0,3	0,4	4,2	0,7	1,6	5,6	4,4	2,0	2,3	1,5	2,9	3,9

Dinophyceae (Fureflagellater)

<i>Ceratium hirundinella</i>	.	.	.	.	.	.	3,3	6,5	6,5	.	.	.
<i>Dinophyceae</i>	.	.	1,4	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Gymnodinium</i> (l=14-16)	0,7	0,7	9,4	5,1	1,7	4,3	4,3	4,3	1,7	3,4	2,6	1,7
<i>Gymnodinium</i> (l=20-22)	.	.	2,8	0,7	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Gymnodinium</i> (l=30)	.	.	2,5	0,6	3,8	4,4	4,4	3,2	3,8	2,5	0,6	.
<i>Gymnodinium</i> (l=40)	.	.	.	.	.	1,2	.	2,4	.	.	.	.
<i>Gymnodinium uberrimum</i>	.	.	.	.	.	0,7	.	.	.	.	.	.
<i>Gyrodinium helveticum</i>	.	.	2,7	0,9	1,5	0,3	.	.	1,2	0,3	.	.
<i>Parvodium inconspicuum</i>	.	.	.	.	.	.	0,3	.	.	.	.	.
<i>Parvodium umbonatum</i>	.	.	2,8	.	.	48,6	0,7	3,5	0,2	2,8	.	.
<i>Peridinium</i> (l=15-17)	.	.	.	.	1,3	3,4	.	.	.	.	.	.
<i>Peridinium</i> (l=25)	.	.	.	.	.	0,7	.	.	.	.	.	.
<i>Peridinium willei</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	4,5	.	.	.
Sum - Fureflagellater	0,7	0,7	21,6	7,4	8,3	63,5	12,9	19,8	17,9	9,0	3,2	1,7

Choanozoa (Krageflagellater)

<i>Aulomonas purdyi</i>	.	.	0,1	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Krageflagellater	1,6	0,7	1,1	0,5	2,4	22,8	0,8	1,1	2,1	0,8	0,5	1,9
<i>Stelaxomonas dichotoma</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,5	.	.
Sum - Krageflagellater	1,6	0,7	1,2	0,5	2,4	22,8	0,8	1,1	2,1	1,3	0,5	1,9

Ubestemte taksa

µ-alger, Picoplankton	0,9	0,8	1,6	3,2	1,5	4,0	4,0	4,5	2,2	2,0	2,2	1,7
Heterotrof flagellat (l<15)	0,7	0,1	1,8	2,5	1,8	4,9	4,5	2,7	1,6	2,0	2,0	2,2

Heterotrof flagellat (l=15-20)	.	.	0,7	0,7	0,2	0,9	1,2	0,3	0,4	1,3	0,5	0,5
Sum - Ubestemte taksa	1,6	0,9	4,2	6,4	3,6	9,9	9,8	7,4	4,2	5,4	4,7	4,5
Sum total:	33,7	49,2	409,5	117,8	279,6	1243,7	941,6	925,7	387,4	264,7	183,2	202,8

Tabell 11. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Brøttum. Verdier gitt i mm³/m³ (=mg/m³ våtvekt)

	Dato	11.05.2021	07.06.2021	13.07.2021	11.08.2021	13.09.2021	12.10.2021
	Dyp	0-10 m	0-10 m	0-10 m	0-10 m	0-10 m	0-10 m
Cyanobacteria (Cyanobakterier)							
<i>Anathece bachmannii</i>	.	.	.	0,0	.	0,8	
<i>Aphanothece nebulosa</i>	.	.	.	0,8	0,4	.	
<i>Coelosphaerium kuetzingianum</i>	.	.	.	0,0	.	.	
<i>Dolichospermum lemmermannii</i>	.	.	5,7	5,2	.	.	
<i>Merismopedia tenuissima</i>	.	.	0,1	0,4	0,1	.	
<i>Planktothrix rubescens</i>	.	1,3	.	1,0	.	.	
<i>Rhabdoderma lineare</i>	.	.	.	0,1	0,3	.	
<i>Tychonema bourrellyi</i>	.	.	.	.	.	0,9	
Sum - Cyanobakterier		0,0	1,3	5,8	7,5	0,8	1,7
Charophyta/Chlorophyta (Grønnalger)							
<i>Botryococcus braunii</i>	.	.	.	0,4	.	0,5	
<i>Chlamydocapsa planctonica</i>	.	.	.	0,3	.	.	
<i>Chlamydomonas</i> (l=10)	.	.	2,8	.	.	.	
<i>Chlamydomonas</i> (l=14)	.	4,4	.	0,7	.	.	
<i>Chlamydomonas</i> (l=5-6)	.	0,6	1,0	0,9	0,7	0,1	
<i>Chlamydomonas</i> (l=8)	2,0	4,9	8,2	4,9	2,5	1,6	
Chlorophyta, spherical cells (d=10)	.	.	0,8	.	.	.	

Chlorophyta, spherical cells (d=12)	.	.	0,2	.	.	.
Chlorophyta, spherical cells (d=5)	0,3	0,3	1,6	1,6	1,3	1,3
<i>Closterium leibleinii</i>	.	0,6	.	.	.	.
<i>Collodictyon triciliatum</i>	.	.	0,0	.	.	.
<i>Cosmarium depressum</i> var. <i>achondrum</i>	.	.	.	1,9	.	.
<i>Elakatothrix genevensis</i>	.	.	0,6	0,3	0,8	0,1
<i>Gyromitus cordiformis</i>	.	0,4	0,4	0,2	.	0,4
<i>Koliella longiseta</i>	0,1	.	0,2	.	0,1	0,4
<i>Monoraphidium contortum</i>	.	.	0,5	.	.	.
<i>Monoraphidium dybowskii</i>	.	.	0,1	1,4	0,7	0,7
<i>Mucidosphaerium pulchellum</i>	.	.	.	.	4,7	.
<i>Oocystis marssonii</i>	.	.	.	.	.	0,1
<i>Oocystis submarina</i>	.	0,3	0,9	0,6	0,6	.
<i>Paramastix conifera</i>	.	0,1	0,6	0,1	.	0,6
<i>Planktosphaeria gelatinosa</i>	.	.	0,1	.	.	.
<i>Polytoma</i>	.	.	1,0	.	.	0,5
<i>Scourfieldia complanata</i>	.	.	.	.	0,8	.
<i>Sphaerellopsis fluviatilis</i>	0,1	.	.	.	.	.
<i>Spondylosium planum</i>	.	.	.	0,2	.	0,4
<i>Staurastrum avicula</i> var. <i>lunatum</i>	.	.	.	.	0,6	.
<i>Stauridium privum</i>	.	.	.	0,4	0,2	.
<i>Tetrademus obliquus</i>	.	.	.	2,9	.	.
<i>Willea apiculata</i>	1,3	.	.	.	.	.
Sum - Grønnalger	3,9	11,5	18,9	16,9	12,9	6,7

Chrysophyceae/Synurophyceae (Gullalger)

<i>Bitrichia chodatii</i>	.	.	0,1	.	.	.
<i>Chromulina</i>	1,1	1,9	2,4	2,9	2,4	0,8
<i>Chrysamoeba</i>	.	.	0,8	.	.	.
<i>Chrysococcus</i>	2,8	2,3	2,3	5,2	2,3	3,8
<i>Chrysococcus furcatus</i>	0,2	.	.	.	.	.
<i>Chrysoikos skujae</i>	.	1,1	.	.	.	.
<i>Chrysolykos planctonicus</i>	.	.	0,2	.	.	.
Chrysophyceae (<7)	13,3	52,6	58,9	18,1	15,7	9,8
Chrysophyceae (>7)	4,0	10,6	15,9	9,3	9,3	2,7
Chrysophyceae sp 3	.	3,1	2,0	.	.	.

<i>Dinobryon bavaricum</i>	.	.	0,7	0,7	.	.
<i>Dinobryon borgei</i>	.	0,7	0,1	0,4	0,2	.
<i>Dinobryon crenulatum</i>	.	1,2	0,7	0,9	0,1	.
<i>Dinobryon cylindricum</i>	1,5	6,1	0,2	.	.	.
<i>Dinobryon cylindricum</i> var. <i>alpinum</i>	.	0,3	.	.	.	.
<i>Dinobryon divergens</i>	.	0,5	6,3	.	.	.
<i>Dinobryon sertularia</i>	.	.	0,5	.	.	.
<i>Dinobryon sociale</i>	.	0,1	0,1	.	.	.
<i>Dinobryon sociale</i> var. <i>americanum</i>	.	0,4	6,6	1,5	.	.
<i>Dinobryon suecicum</i> var. <i>longispinum</i>	.	.	0,2	0,9	.	.
<i>Dinobryon vanhoeffenii</i>	.	.	.	0,5	.	.
<i>Dinobryon</i> , celler uten lorica	.	4,9	2,5	0,8	.	.
<i>Epipyxis aurea</i>	.	.	.	.	.	0,4
<i>Kephyrion cupuliforme</i>	.	0,5	0,3	0,3	.	.
<i>Kephyrion littorale</i>	.	0,9	1,1	0,4	0,4	.
<i>Mallomonas</i>	2,5	4,9	6,7	1,8	1,8	0,6
<i>Mallomonas akrokomos</i>	.	0,2	0,2	0,2	16,3	2,2
<i>Mallomonas crassisquama</i>	.	1,2	10,8	2,4	7,8	.
<i>Mallomonas hamata</i>	.	.	.	.	6,4	.
<i>Mallomonas punctifera</i>	.	.	.	0,8	0,8	0,8
<i>Mallomonas tonsurata</i>	.	0,7	.	.	.	.
<i>Monochrysis agilissima</i>	.	.	0,4	1,0	0,2	.
<i>Ochromonas</i>	0,4	5,4	4,5	1,8	0,9	.
<i>Paraphysomonas</i>	.	2,6	.	1,0	.	0,3
<i>Pseudokephyrion</i>	.	.	.	0,4	.	.
<i>Pseudokephyrion alaskanum</i>	.	.	0,1	0,4	0,7	.
<i>Pseudotetraëdriella kamillae</i>	.	.	0,2	.	0,2	.
<i>Spiniferomonas</i>	0,9	2,8	2,8	5,2	2,8	.
<i>Spumella vulgaris</i>	.	.	.	.	.	0,6
<i>Synura</i>	.	0,8	.	.	0,4	.
<i>Synura</i> , koloni	.	0,7	.	.	.	.
<i>Uroglenopsis americana</i>	.	1,9	.	.	1,4	.
Sum - Gullalger	26,6	108,5	127,9	56,7	70,4	22,0

Bacillariophyta (Kiselalger)

<i>Achnantheidium minutissimum</i>	.	.	0,3	.	.	.
------------------------------------	---	---	-----	---	---	---

<i>Asterionella formosa</i>	5,7	1,2	3,6	7,8	2,3	3,1
<i>Aulacoseira alpigena</i>	0,3	0,3	1,4	2,4	0,7	0,1
<i>Cyclotella</i> (d=10-12)	.	.	0,8	0,4	0,4	2,9
<i>Cyclotella</i> (d=14-16)	.	.	1,0	.	4,1	.
<i>Cyclotella</i> (d=5-8)	.	.	.	1,8	1,2	1,8
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	0,7	.	.	.	.	.
<i>Cyclotella radiosa</i>	.	.	.	4,9	.	.
<i>Diatoma tenuis</i>	0,2	0,4	.	.	.	.
<i>Fragilaria crotonensis</i>	.	.	.	1,5	1,7	4,6
<i>Hannaea arcus</i>	0,1	1,7	.	.	.	.
<i>Meridion circulare</i>	.	0,4	.	.	.	.
<i>Pantocsekiella kuetzingiana</i>	.	.	.	.	.	5,2
<i>Stephanodiscus medius</i>	.	.	.	.	0,9	.
<i>Tabellaria flocculosa</i>	0,2	0,4	.	0,3	.	.
<i>Tabellaria flocculosa</i> var. <i>asterionelloides</i>	0,3	0,6	7,8	79,7	45,1	36,3
<i>Ulnaria</i> (l=30-40)	.	.	.	0,2	.	.
<i>Ulnaria</i> (l=40-70)	0,2	1,4	5,9	0,3	.	0,1
<i>Ulnaria</i> (l=80-100)	.	0,4	3,9	0,1	0,1	.
<i>Ulnaria delicatissima</i> var. <i>angustissima</i>	.	.	.	.	.	0,4
<i>Ulnaria ulna</i>	.	0,6	.	.	.	0,6
<i>Urosolenia eriensis</i>	.	.	0,2	0,4	1,0	.
<i>Urosolenia longiseta</i>	0,1	0,1	0,9	0,1	0,9	2,6
Sum - Kiselalger	7,6	7,4	25,9	99,9	58,3	57,6

Dictyochophyceae (Pedinnelider)

<i>Pseudopedinella</i>	.	2,2	.	1,1	.	.
<i>Pseudopedinella</i> (3 kloroplaster)	0,6	3,1	1,2	2,5	.	0,6
Sum - Pedinnelider	0,6	5,3	1,2	3,5	0,0	0,6

Cryptophyta (Svelgflagellater)

<i>Cryptaulax vulgaris</i>	0,4	.	.	.	.	.
<i>Cryptomonas</i> (l=15-18)	.	.	.	0,8	1,6	0,8
<i>Cryptomonas</i> (l=20-22)	2,0	2,0	8,8	17,6	26,5	25,5
<i>Cryptomonas</i> (l=24-30)	1,6	1,6	14,7	13,1	49,0	31,0
<i>Cryptomonas</i> (l=30-35)	2,2	0,3	8,8	4,4	22,1	6,6
<i>Cryptomonas</i> (l=40)	.	.	.	1,6	2,1	.

<i>Katablepharis ovalis</i>	.	7,4	10,7	1,8	3,3	1,1
<i>Plagioselmis lacustris</i>	40,0	11,4	27,8	42,5	8,2	9,8
<i>Plagioselmis nannoplanctica</i>	11,0	3,1	39,2	23,9	9,8	10,4
<i>Rhodomonas lens</i>	.	.	1,0	0,4	0,4	2,0
Sum - Svelgflagellater	57,3	25,7	111,0	106,2	122,9	87,3

Haptophyta (Svepeflagellater)

<i>Chrysochromulina parva</i>	1,0	1,5	5,7	2,9	1,0	1,0
Sum - Svepeflagellater	1,0	1,5	5,7	2,9	1,0	1,0

Dinophyceae (Fureflagellater)

<i>Ceratium hirundinella</i>	.	.	.	3,3	.	.
<i>Gymnodinium</i> (l=12)	.	.	4,1	.	.	.
<i>Gymnodinium</i> (l=14-16)	3,4	6,0	12,9	1,7	5,1	1,7
<i>Gymnodinium</i> (l=20-22)	.	0,7	1,8	.	.	.
<i>Gymnodinium</i> (l=30)	2,5	1,3	10,7	5,0	2,5	1,3
<i>Gymnodinium</i> (l=50)	.	.	.	.	.	4,5
<i>Gymnodinium lacustre</i>	0,4	0,6	0,8	.	.	.
<i>Gymnodinium lantzschii</i>	.	.	.	0,2	.	.
<i>Gymnodinium simile</i>	.	.	.	0,6	0,6	.
<i>Gymnodinium uberrimum</i>	.	.	2,2	0,7	.	.
<i>Gyrodinium helveticum</i>	0,3	.	.	.	.	0,3
<i>Parvodinium inconspicuum</i>	0,2	.	1,3	5,2	.	.
<i>Parvodinium umbonatum</i>	0,5	1,0	4,2	5,6	1,4	.
<i>Peridinium</i> (l=25)	7,8	0,7	0,7	.	.	.
<i>Peridinium williei</i>	.	.	.	.	9,0	.
Sum - Fureflagellater	15,1	10,2	38,5	22,4	18,7	7,8

Choanozoa (Krageflagellater)

<i>Aulomonas purdyi</i>	.	0,8	0,3	.	.	0,3
Krageflagellater	.	2,1	4,0	1,1	2,7	3,2
<i>Stelaxomonas dichotoma</i>	.	.	.	.	.	0,8
Sum - Krageflagellater	0,0	2,9	4,2	1,1	2,7	4,2

Ubestemte taksa

µ-alger, Picoplankton	1,0	4,6	4,8	5,1	2,1	1,4
-----------------------	-----	-----	-----	-----	-----	-----

Heterotrof flagellat (l<15)	0,4	3,5	2,2	1,6	2,0	2,9
Heterotrof flagellat (l=15-20)	0,2	0,7	0,5	0,5	0,4	0,7
Sum - Ubestemte taksa	1,7	8,8	7,5	7,2	4,5	5,0
Sum total:	113,8	183,2	346,8	324,3	292,1	193,9

Tabell 12. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Mjøsa, Kise. Verdier gitt i mm³/m³ (=mg/m³ våtvekt)

Dato	10.05.2021	07.06.2021	13.07.2021	11.08.2021	13.09.2021	12.10.2021
Dyp	0-10 m	0-10 m	0-10 m	0-10 m	0-10 m	0-10 m

Cyanobacteria (Cyanobakterier)

<i>Aphanothece nebulosa</i>	.	.	.	0,4	.	.
<i>Dolichospermum lemmermannii</i>	.	.	18,2	.	.	.
<i>Merismopedia tenuissima</i>	.	.	.	0,1	0,2	0,2
<i>Planktolyngbya contorta</i>	0,3	0,1	.	.	.	.
<i>Rhabdoderma lineare</i>	0,0	.	0,1	0,1	1,4	.
Sum - Cyanobakterier	0,3	0,1	18,3	0,6	1,6	0,2

Charophyta/Chlorophyta (Grønnalger)

<i>Botryococcus braunii</i>	.	.	2,2	.	.	0,9
<i>Chlamydomonas</i> (l=10)	.	.	0,7	0,7	.	.
<i>Chlamydomonas</i> (l=5-6)	.	.	0,6	0,4	0,1	0,1
<i>Chlamydomonas</i> (l=8)	1,1	2,5	6,9	2,0	1,2	2,5
Chlorophyta, spherical cells (d=10)	.	3,8	0,8	.	0,8	0,4
Chlorophyta, spherical cells (d=12)	.	.	.	0,8	0,4	.
Chlorophyta, spherical cells (d=5)	.	.	0,8	1,1	.	1,1
<i>Collodictyon triciliatum</i>	.	.	.	.	.	0,5
<i>Cosmarium depressum</i>	.	.	.	0,1	.	.
<i>Cosmarium depressum</i> var. <i>achondrum</i>	.	.	1,4	.	.	.
<i>Desmodesmus aculeolatus</i>	.	.	.	.	0,2	.
<i>Desmodesmus bicellularis</i>	.	.	0,4	.	.	.

<i>Elakatothrix gelatinosa</i>	.	.	.	.	0,7	.
<i>Elakatothrix genevensis</i>	.	0,0	0,7	0,2	0,2	0,1
<i>Gloeotila</i>	.	.	.	0,2	0,5	.
<i>Gyromitus cordiformis</i>	.	0,2	0,6	0,2	0,9	0,4
<i>Koliella longiseta</i>	0,2	0,7	0,7	.	.	.
<i>Monoraphidium contortum</i>	.	.	0,7	0,0	.	.
<i>Monoraphidium dybowskii</i>	.	0,3	2,1	2,1	1,0	1,4
<i>Nephrocytium agardhianum</i>	.	.	.	0,1	.	.
<i>Oocystis borgei</i>	.	.	.	0,4	0,5	.
<i>Oocystis lacustris</i>	.	.	.	0,2	.	.
<i>Oocystis submarina</i>	.	0,3	3,7	2,0	0,6	0,6
<i>Paramastix conifera</i>	.	0,2	.	.	.	.
<i>Paulschulzia tenera</i>	.	.	.	.	3,5	.
<i>Planktosphaeria gelatinosa</i>	.	.	0,1	0,7	0,4	.
<i>Polytoma</i>	.	0,5	.	.	.	.
<i>Scourfieldia complanata</i>	.	0,2	1,0	0,3	0,2	.
<i>Staurostrum avicula</i> var. <i>lunatum</i>	.	.	.	.	.	0,6
<i>Stauridium privum</i>	.	.	.	2,0	.	.
<i>Tetrademus obliquus</i>	1,0	.	.	4,9	1,0	.
Sum - Grønnalger	2,3	8,8	23,5	18,6	12,2	8,5

Chrysophyceae/Synurophyceae (Gullalger)

<i>Bitrichia chodatii</i>	.	.	.	.	0,4	.
<i>Chromulina</i>	0,5	2,4	2,9	2,7	2,9	0,3
<i>Chrysococcus</i>	.	1,9	5,6	1,9	5,2	2,8
<i>Chrysoikos skujae</i>	.	0,9	.	.	.	.
Chrysophyceae (<7)	4,8	37,7	44,3	11,1	14,1	7,7
Chrysophyceae (>7)	2,7	29,2	17,3	6,6	4,0	1,3
Chrysophyceae sp 3	0,7	3,1	2,0	.	.	.
<i>Dinobryon bavaricum</i>	.	0,1	.	.	.	.
<i>Dinobryon borgei</i>	.	0,7	0,2	.	0,6	.
<i>Dinobryon crenulatum</i>	.	.	0,6	0,9	0,1	.
<i>Dinobryon cylindricum</i>	.	0,7	.	.	.	.
<i>Dinobryon cylindricum</i> var. <i>alpinum</i>	.	0,3	.	.	.	.
<i>Dinobryon divergens</i>	.	.	2,9	.	.	.
<i>Dinobryon sociale</i>	.	0,7	.	.	.	.

<i>Dinobryon sociale</i> var. <i>americanum</i>	.	.	1,0	.	.	.
<i>Dinobryon suecicum</i> var. <i>longispinum</i>	.	0,4	0,4	0,2	0,4	.
<i>Dinobryon</i> , celler uten lorica	.	.	1,6	0,8	.	.
<i>Epipyxis tabellariae</i>	.	.	.	.	0,7	.
<i>Kephyrion cupuliforme</i>	.	0,5	.	0,5	.	.
<i>Kephyrion littorale</i>	.	1,3	.	.	0,7	.
<i>Mallomonas</i>	.	8,0	4,3	4,3	3,7	1,2
<i>Mallomonas</i> (l=8-10)	.	.	.	3,7	.	.
<i>Mallomonas akrokomos</i>	.	0,8	4,3	0,8	0,8	0,6
<i>Mallomonas crassisquama</i>	.	1,2	4,8	0,6	.	.
<i>Mallomonas punctifera</i>	.	0,1	0,8	.	0,1	.
<i>Monochrysis agilisissima</i>	0,1	0,1	0,5	0,1	0,6	.
<i>Monochrysis aphanaster</i>	.	0,6	.	.	.	.
<i>Ochromonas</i>	0,9	2,7	3,6	3,1	0,9	0,9
<i>Paraphysomonas</i>	0,2	.	0,7	1,3	.	1,0
<i>Pseudokephyrion alaskanum</i>	.	1,5	1,5	1,8	0,4	.
<i>Pseudokephyrion entzii</i>	.	.	.	0,2	.	.
<i>Spiniferomonas</i>	0,3	3,8	3,8	7,5	1,9	0,5
<i>Synura</i>	.	.	.	.	0,8	.
<i>Uroglenopsis americana</i>	.	8,5	3,3	0,5	.	.
Sum - Gullalger	10,2	107,2	106,4	48,7	38,2	16,3

Bacillariophyta (Kiselalger)

<i>Achnantheidium minutissimum</i>	.	.	0,4	.	.	.
<i>Asterionella formosa</i>	0,4	4,4	17,4	13,8	2,6	6,3
<i>Aulacoseira alpigena</i>	.	.	0,1	0,7	0,7	.
<i>Aulacoseira islandica</i>	.	.	1,2	.	.	.
<i>Aulacoseira lirata</i>	2,2	.	.	.	.	.
<i>Cyclotella</i> (d=10-12)	.	0,8	1,6	1,6	1,6	.
<i>Cyclotella</i> (d=14-16)	.	1,0	3,1	6,1	8,2	.
<i>Cyclotella</i> (d=5-8)	.	.	8,3	3,0	5,3	1,8
<i>Cymbella tumida</i>	.	0,7	.	.	.	.
<i>Diatoma tenuis</i>	0,1	0,9	.	.	.	.
<i>Fragilaria crotonensis</i>	.	.	.	19,1	14,2	7,4
<i>Hannaea arcus</i>	.	0,2	.	.	.	.
<i>Navicula</i>	0,1	.	.	.	.	.

<i>Nitzschia</i>	0,1	0,1	.	.	.	.
<i>Pantocsekiella kuetzingiana</i>	.	.	.	.	.	1,3
<i>Stephanodiscus medius</i>	.	.	0,3	0,3	1,2	.
<i>Tabellaria flocculosa</i>	.	.	0,2	.	.	.
<i>Tabellaria flocculosa</i> var. <i>asterionelloides</i>	2,6	3,2	75,8	253,9	169,9	92,3
<i>Ulnaria</i> (l=30-40)	.	1,1	0,5	.	0,5	.
<i>Ulnaria</i> (l=40-70)	0,3	2,6	2,3	1,6	0,7	2,3
<i>Ulnaria</i> (l=80-100)	0,5	1,1	0,2	.	.	0,2
<i>Ulnaria delicatissima</i> var. <i>angustissima</i>	.	.	.	0,4	1,4	1,4
<i>Ulnaria ulna</i>	.	0,6	.	.	.	.
<i>Urosolenia eriensis</i>	.	.	0,9	0,7	2,1	0,7
<i>Urosolenia longiseta</i>	.	0,4	0,6	0,1	1,2	1,8
Sum - Kiselalger	6,4	17,1	112,9	301,4	209,6	115,6

Dictyochophyceae (Pedinnelider)

<i>Pseudopedinella</i>	.	1,1	1,1	1,1	3,3	1,1
<i>Pseudopedinella</i> (3 kloroplaster)	.	1,8	1,2	1,2	0,6	.
Sum - Pedinnelider	0,0	2,9	2,3	2,3	3,9	1,1

Cryptophyta (Svelgflagellater)

<i>Cryptaulax vulgaris</i>	0,5	.	.	.	.	.
<i>Cryptomonas</i> (l=15-18)	.	.	.	2,5	0,8	0,4
<i>Cryptomonas</i> (l=20-22)	.	2,9	7,8	18,6	8,8	12,7
<i>Cryptomonas</i> (l=24-30)	.	1,6	14,7	26,1	21,2	19,6
<i>Cryptomonas</i> (l=30-35)	0,3	8,8	8,8	13,2	11,0	6,6
<i>Cryptomonas</i> (l=40)	.	.	2,1	0,8	1,2	0,8
<i>Katablepharis ovalis</i>	.	7,7	15,8	4,4	2,9	1,1
<i>Plagioselmis lacustris</i>	11,4	27,8	20,4	22,1	8,2	9,8
<i>Plagioselmis nannoplantica</i>	0,8	8,6	20,2	20,2	2,5	11,6
<i>Rhodomonas lens</i>	2,0	.	0,2	0,2	0,2	3,1
<i>Telonema</i>	.	0,4	.	.	0,4	.
Sum - Svelgflagellater	15,1	57,8	90,1	108,2	57,3	65,8

Haptophyta (Svepeflagellater)

<i>Chrysochromulina parva</i>	0,1	6,2	8,5	2,3	2,8	2,5
Sum - Svepeflagellater	0,1	6,2	8,5	2,3	2,8	2,5

Dinophyceae (Fureflagellater)

<i>Apocalathium aciculiferum</i>	.	1,2	.	.	.	.
<i>Ceratium hirundinella</i>	.	.	3,3	3,3	.	.
<i>Gymnodinium</i> (l=14-16)	1,7	7,7	4,3	5,1	3,4	.
<i>Gymnodinium</i> (l=20-22)	.	2,8	0,4	.	.	.
<i>Gymnodinium</i> (l=30)	.	3,2	8,2	5,7	1,9	3,2
<i>Gymnodinium</i> (l=40)	.	.	.	2,4	.	.
<i>Gymnodinium lacustre</i>	.	0,6	0,8	0,2	.	.
<i>Gymnodinium lantzschii</i>	.	.	0,5	.	.	.
<i>Gymnodinium simile</i>	.	0,1	.	.	.	.
<i>Gymnodinium uberrimum</i>	.	0,7	0,7	.	.	.
<i>Gyrodinium helveticum</i>	0,3	1,5	0,6	.	0,3	.
<i>Parvodinium inconspicuum</i>	.	8,2	0,3	.	.	.
<i>Parvodinium umbonatum</i>	.	0,7	.	2,8	1,4	5,6
<i>Peridinium willei</i>	.	.	.	.	4,5	.
<i>Unruhdinium penardii</i>	.	2,9	.	.	.	.
Sum - Fureflagellater	2,0	29,6	19,0	19,4	11,5	8,7

Choanozoa (Krageflagellater)

<i>Aulomonas purdyi</i>	.	0,8	.	.	.	.
Krageflagellater	1,6	1,9	6,1	0,5	1,6	1,9
<i>Stelexomonas dichotoma</i>	.	.	.	.	0,5	.
Sum - Krageflagellater	1,6	2,7	6,1	0,5	2,1	1,9

Ubestemte taksa

μ-alger, Picoplankton	0,9	3,3	4,7	2,6	2,2	1,5
Heterotrof flagellat (l<15)	0,4	2,9	1,6	2,5	1,8	3,1
Heterotrof flagellat (l=15-20)	.	0,2	0,7	0,6	0,5	0,9
Sum - Ubestemte taksa	1,3	6,4	7,0	5,6	4,5	5,4

Sum total :	39,3	238,8	394,2	507,7	343,7	225,9
-------------	------	-------	-------	-------	-------	-------

Tabell 13. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Mjøsa, Furnesfjorden. Verdier gitt i mm³/m³ (=mg/m³ våtvekt)

	Dato	11.05.2021	08.06.2021	13.07.2021	11.08.2021	14.09.2021	12.10.2021
	Dyp	0-10 m	0-10 m	0-10 m	0-10 m	0-10 m	0-10 m
Cyanobacteria (Cyanobakterier)							
<i>Anathece bachmannii</i>		.	.	.	0,8	.	.
<i>Anathece clathrata</i>		.	.	.	.	1,6	.
<i>Dolichospermum lemmermannii</i>		.	.	4,2	0,3	.	.
<i>Merismopedia tenuissima</i>		.	.	.	0,1	0,6	.
<i>Planktothrix rubescens</i>		.	.	.	.	.	2,6
<i>Rhabdoderma lineare</i>		.	0,2	0,3	0,1	0,9	.
Sum - Cyanobakterier		0,0	0,2	4,5	1,3	3,1	2,6
Charophyta/Chlorophyta (Grønnalger)							
<i>Botryococcus braunii</i>		.	1,0	0,6	0,6	.	1,4
<i>Chlamydomonas</i> (l=10)		0,7	.	.	.	.	.
<i>Chlamydomonas</i> (l=14)		0,7	.	0,7	.	.	.
<i>Chlamydomonas</i> (l=5-6)		0,3	0,4	0,3	0,4	0,4	.
<i>Chlamydomonas</i> (l=8)		1,2	2,5	2,5	1,6	1,6	2,5
Chlorophyta, spherical cells (d=10)		.	1,7	.	0,4	.	0,4
Chlorophyta, spherical cells (d=12)		.	.	.	.	0,1	.
Chlorophyta, spherical cells (d=5)		.	0,3	1,1	0,5	4,2	1,9
Chlorophyta, spherical cells (d=8)		.	.	1,8	0,9	.	.
<i>Coelastrum microporum</i>		.	.	0,4	1,3	.	.
<i>Collodictyon triciliatum</i>		.	0,0	.	.	.	0,2
<i>Desmodesmus bicellularis</i>		.	0,2	0,7	.	0,2	.
<i>Elakatothrix genevensis</i>		.	.	0,3	0,7	0,8	.
<i>Eudorina elegans</i>		.	.	.	1,2	0,6	.
<i>Gyromitus cordiformis</i>		.	0,2	0,4	0,2	0,2	0,2
<i>Koliella longiseta</i>		0,1	2,2	0,1	0,1	0,1	.
<i>Monoraphidium dybowskii</i>		.	.	4,9	1,4	1,4	1,4
<i>Monoraphidium griffithii</i>		.	.	.	0,2	.	.

<i>Mucidosphaerium pulchellum</i>	.	.	.	.	.	1,2
<i>Nephrocytium agardhianum</i>	.	.	.	0,2	.	.
<i>Oocystis lacustris</i>	.	.	0,2	.	.	.
<i>Oocystis marssonii</i>	.	.	0,1	.	.	0,7
<i>Oocystis submarina</i>	.	0,3	2,6	1,7	0,3	0,3
<i>Paramastix conifera</i>	.	.	0,6	.	.	.
<i>Paulschulzia pseudovolvox</i>	.	.	0,6	.	.	.
<i>Planktosphaeria gelatinosa</i>	.	.	0,4	0,1	0,5	.
<i>Polytoma</i>	.	.	0,5	.	.	0,3
<i>Pseudosphaerocystis lacustris</i>	.	.	.	.	.	2,9
<i>Scherffelia dubia</i>	1,6	.	.	.	.	.
<i>Scourfieldia complanata</i>	.	.	0,3	0,3	.	.
<i>Staurastrum cingulum</i> var. <i>obesum</i>	.	.	.	.	0,5	.
<i>Stauridium privum</i>	.	.	0,2	2,0	.	.
<i>Staurodesmus dejectus</i> var. <i>apiculatus</i>	.	.	.	.	.	0,5
<i>Tetradesmus obliquus</i>	.	.	1,0	7,8	.	1,0
<i>Tetrastrum staurogeniaeforme</i>	.	.	1,1	.	.	.
Sum - Grønnalger	4,6	8,7	21,4	21,7	10,9	14,7

Chrysophyceae/Synurophyceae (Gullalger)

<i>Bitrichia chodatii</i>	.	.	0,1	0,2	0,1	.
<i>Chromulina</i>	2,7	0,5	2,4	1,9	2,3	0,8
<i>Chrysamoeba</i>	.	0,4	.	.	.	.
<i>Chrysococcus</i>	3,8	2,8	3,3	3,8	5,6	1,9
Chrysophyceae (<7)	11,4	13,0	30,0	12,5	11,4	10,4
Chrysophyceae (>7)	1,3	2,7	15,9	5,3	5,3	1,3
Chrysophyceae sp 3	.	.	.	.	3,1	.
Chrysophyceae, hvilesporer	.	48,2	.	.	.	.
<i>Dinobryon bavaricum</i>	.	0,3	.	.	.	.
<i>Dinobryon borgei</i>	.	.	0,2	0,2	0,2	.
<i>Dinobryon crenulatum</i>	.	.	.	0,6	1,2	.
<i>Dinobryon cylindricum</i>	0,3	0,4	.	.	.	.
<i>Dinobryon divergens</i>	.	2,5	2,9	0,1	.	.
<i>Dinobryon sociale</i>	.	15,0	0,5	.	.	.
<i>Dinobryon suecicum</i> var. <i>longispinum</i>	.	0,4	0,4	.	0,4	.
<i>Dinobryon</i> , celler uten lorica	.	0,8	.	.	.	.

<i>Epipyxis tabellariae</i>	.	.	.	.	0,3	.
<i>Kephyrion littorale</i>	.	0,2	.	.	0,4	.
<i>Mallomonas</i>	0,6	3,1	0,6	1,8	0,6	1,2
<i>Mallomonas akrokomos</i>	0,4	7,8	9,6	1,0	1,6	1,2
<i>Mallomonas caudata</i>	.	.	.	.	0,3	.
<i>Mallomonas crassisquama</i>	.	4,8	0,6	.	.	.
<i>Mallomonas hamata</i>	.	.	.	0,7	0,7	.
<i>Mallomonas punctifera</i>	0,8	0,8	0,8	0,1	.	.
<i>Mallomonas tonsurata</i>	.	0,4	.	.	.	.
<i>Monochrysis agilisissima</i>	0,5	0,1	0,5	.	0,4	.
<i>Ochromonas</i>	0,4	1,3	0,9	1,8	0,4	.
<i>Paraphysomonas</i>	1,6	2,3	2,6	0,7	.	2,3
<i>Pseudokephyrion alaskanum</i>	.	.	0,7	.	0,4	.
<i>Spiniferomonas</i>	0,9	2,8	2,8	2,3	0,9	.
<i>Synura</i>	.	.	.	.	0,8	.
<i>Uroglenopsis americana</i>	.	24,0	3,3	1,9	.	.
Sum - Gullalger	24,8	134,5	78,2	34,8	36,7	19,1

Bacillariophyta (Kiselalger)

<i>Asterionella formosa</i>	0,4	2,4	20,8	11,4	7,6	1,7
<i>Aulacoseira alpigena</i>	.	0,4	.	1,4	0,1	.
<i>Aulacoseira islandica</i>	18,3	6,6	.	.	.	.
<i>Aulacoseira italica</i>	.	.	.	.	.	2,1
<i>Aulacoseira lirata</i>	.	.	0,6	.	.	.
<i>Cyclotella</i> (d=10-12)	.	.	.	6,1	.	0,4
<i>Cyclotella</i> (d=14-16)	.	.	3,1	5,1	.	1,0
<i>Cyclotella</i> (d=5-8)	.	.	7,7	3,0	1,2	1,8
<i>Diatoma tenuis</i>	0,1	.	.	.	.	.
<i>Fragilaria crotonensis</i>	.	.	6,3	39,1	9,0	9,6
<i>Hannaea arcus</i>	0,1	.	.	.	.	.
<i>Lindavia glomerata</i>	.	.	0,5	.	.	.
<i>Navicula</i>	.	.	.	0,3	.	.
<i>Nitzschia</i>	.	0,2	.	.	.	.
<i>Pantocsekiella kuetzingiana</i>	.	.	.	.	5,2	.
<i>Stephanodiscus medius</i>	.	.	0,9	0,8	0,9	.
<i>Tabellaria flocculosa</i>	.	.	.	.	.	0,7

<i>Tabellaria flocculosa</i> var. <i>asterionelloides</i>	6,7	7,5	174,4	549,0	104,5	56,5
<i>Ulnaria</i> (l=30-40)	.	0,5	0,8	.	.	.
<i>Ulnaria</i> (l=40-70)	0,1	3,3	2,0	2,6	1,0	1,3
<i>Ulnaria</i> (l=80-100)	1,5	3,9	0,5	.	0,2	0,2
<i>Ulnaria delicatissima</i> var. <i>angustissima</i>	.	0,8	0,6	1,2	0,4	1,0
<i>Urosolenia eriensis</i>	.	0,2	1,7	0,1	4,3	0,4
<i>Urosolenia longiseta</i>	0,0	1,5	1,0	0,1	1,2	2,6
Sum - Kiselalger	27,1	27,3	220,9	620,3	135,6	79,1

Dictyochophyceae (Pedinnelider)

<i>Pseudopedinella</i>	.	1,1	.	.	.	.
<i>Pseudopedinella</i> (3 kloroplaster)	1,2	0,6	3,7	1,2	1,8	0,6
Sum - Pedinnelider	1,2	1,7	3,7	1,2	1,8	0,6

Cryptophyta (Svelgflagellater)

<i>Cryptaulax vulgaris</i>	0,2	.	.	.	.	.
<i>Cryptomonas</i> (l=15-18)	.	.	.	.	1,6	0,8
<i>Cryptomonas</i> (l=20-22)	4,9	7,8	4,9	16,7	16,7	24,5
<i>Cryptomonas</i> (l=24-30)	8,2	16,3	21,2	60,5	9,8	73,5
<i>Cryptomonas</i> (l=30-35)	2,2	13,2	8,8	24,3	6,6	11,0
<i>Cryptomonas</i> (l=40)	.	.	2,9	1,2	.	.
<i>Katablepharis ovalis</i>	0,4	10,7	12,5	4,4	2,6	0,7
<i>Plagioselmis lacustris</i>	38,4	21,2	13,9	4,9	9,8	13,1
<i>Plagioselmis nannoplanctica</i>	8,0	28,8	9,8	9,2	12,9	6,7
<i>Rhodomonas lens</i>	2,0	2,0	2,0	3,1	1,0	6,1
Sum - Svelgflagellater	64,2	100,1	76,1	124,2	61,0	136,6

Haptophyta (Svepeflagellater)

<i>Chrysochromulina parva</i>	4,1	9,6	8,8	0,7	5,7	1,6
Sum - Svepeflagellater	4,1	9,6	8,8	0,7	5,7	1,6

Dinophyceae (Fureflagellater)

<i>Ceratium hirundinella</i>	.	.	3,3	3,3	.	.
<i>Gymnodinium</i> (l=14-16)	1,7	2,6	3,4	1,7	1,7	5,1
<i>Gymnodinium</i> (l=20-22)	.	.	1,1	.	.	.
<i>Gymnodinium</i> (l=30)	0,6	.	10,7	7,6	1,3	.

<i>Gymnodinium albulum</i>	.	0,3	.	.	.	.
<i>Gymnodinium lacustre</i>	.	0,2	.	.	1,0	.
<i>Gymnodinium simile</i>	.	.	.	.	0,2	.
<i>Gyrodinium helveticum</i>	0,6	2,4	.	.	0,9	0,9
<i>Parvodinium umbonatum</i>	.	.	.	4,2	1,4	2,8
<i>Peridinium</i> (l=25)	0,7	.	0,7	.	.	.
<i>Tyrannodinium edax</i>	.	.	0,2	.	.	.
Sum - Fureflagellater	3,6	5,5	19,2	16,7	6,5	8,8

Euglenophyta (Øyealger)

<i>Colacium vesiculosum</i>	.	.	.	1,2	.	.
Sum - Øyealger	0,0	0,0	0,0	1,2	0,0	0,0

Choanozoa (Krageflagellater)

<i>Aulomonas purdyi</i>	.	0,1	.	.	.	.
Krageflagellater	0,8	0,5	14,1	0,5	1,6	.
<i>Stelexomonas dichotoma</i>	.	.	.	.	0,1	.
Sum - Krageflagellater	0,8	0,6	14,1	0,5	1,7	0,0

Ubestemte taksa

µ-alger, Picoplankton	1,9	2,7	5,6	1,8	3,0	1,4
Heterotrof flagellat (l<15)	1,8	4,1	2,2	1,6	2,2	1,4
Heterotrof flagellat (l=15-20)	0,5	0,2	0,5	0,2	0,6	1,0
Sum - Ubestemte taksa	4,2	7,1	8,4	3,7	5,9	3,8

Sum total :	134,7	295,3	455,2	826,2	268,9	267,0
-------------	-------	-------	-------	-------	-------	-------

Vedlegg C. Dyreplankton

Tabell 14. Individantall og prosent av totalt individantall for krepsdyrplankton fanget med liten håv (90 µm) fra 0-10 m i Furnesfjorden

	04.05.2021		08.06.2021		13.07.2021		11.08.2021		14.09.2021		12.10.2021	
Cladocerer (vannlopper)	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%
<i>Alona affinis</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Bosmina juv.indet.</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Bosmina longispina</i>	10	1,5	490	13,6	240	6,4	140	1,8	1030	18,5	230	11,5
<i>Bythotrephes longimanus</i>	0	0,0	0	0,0	2	0,1	5	0,1	0	0,0	0	0,0
<i>Cladocera juv. indet.</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	40	0,7	1	0,0
<i>Daphnia cristata</i>	0	0,0	0	0,0	330	8,8	960	12,1	440	7,9	440	22,0
<i>Daphnia galeata</i>	0	0,0	0	0,0	80	2,1	640	8,1	160	2,9	10	0,5
<i>Daphnia juv. indet.</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	4	0,1	0	0,0	0	0,0
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Holopedium gibberum</i>	1	0,1	10	0,3	9	0,1	41	0,5	1	0,0	1	0,4
<i>Leptodora kindtii</i>	0	0,0	0	0,0	2	0,1	33	0,4	2	0,0	0	0,0
<i>Polyphemus pediculus</i>	0	0,0	5	0,1	1	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Limnospira frontosa</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	0	0,0
<i>Chydoridae indet.</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0
Sum Cladocera	11	1,6	505	14	665	17,6	1825	23	1674	30,1	702	35
Copepoder (hoppekreps)												
<i>Calanoide copepoditer indet.</i>	100	14,7	910	25,2	90	2,4	160	2,0	230	4,1	20	1,0
<i>Calanoide nauplier indet.</i>	100	14,7	1490	41,3	640	17,0	440	5,5	220	4,0	30	1,5
<i>Cyclopoide copepoditer indet.</i>	0	0	20	0,6	800	21,3	1840	23,2	1290	23,2	310	15,5
<i>Cyclopoide nauplier indet.</i>	90	13,2	110	3,0	450	12,0	1640	20,6	450	8,1	50	2,5
<i>Cyclops lacustris</i>	20	2,9	40	1,1	20	0,5	0	0,0	2	0,0	0	0,0
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	120	17,6	300	8,3	700	18,6	1680	21,1	1090	19,6	590	29,5
<i>Heterocope appendiculata</i>	0	0,0	2	0,1	70	1,9	20	0,3	0	0,0	0	0,0
<i>Limnocalanus macrurus</i>	60	8,8	50	1,4	10	0,3	1	0,0	1	0,0	0	0,0
<i>Mesocyclops leuckarti</i>	0	0	10	0,3	10	0,3	0	0,0	50	0,9	250	12,5
<i>Thermocyclops oithonoides</i>	180	26,4	170	4,7	310	8,2	340	4,3	560	10,1	310	15,5
<i>Megacyclops gigas</i>	0	0,0	1	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
Sum Copepoda	670	98,4	3103	86	3100	82,4	6121	77	3893	69,1	1300	65
Sum Crustacea	681	100	3607	100	3764	100	7946	100	5567	100	2002	100

Tabell 15. Individantall og prosent av totalt individantall for krepsdyrplankton fanget med liten håv (90 µm) fra 0-50 m i Furnesfjorden

	11.05.2021		08.06.2021		13.07.2021		11.08.2021		14.09.2021		12.10.2021	
Cladocerer (vannlopper)	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%
<i>Alona affinis</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Bosmina juv.indet.</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	20	0,2	0	0,0	0	0,0
<i>Bosmina longispina</i>	40	1,9	490	7,8	2600	30,3	4140	35,5	2140	21,2	690	11,4
<i>Bythotrephes longimanus</i>	0	0,0	0	0,0	2	0,0	4	0,0	0	0,9	0	0,0
<i>Cladocera juv. indet.</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	20	0,2	20	0,3
<i>Daphnia cristata</i>	0	0,0	0	0,0	600	7,0	1021	8,8	660	6,5	2000	33,1
<i>Daphnia galeata</i>	0	0,0	0	0,0	50	0,6	920	7,9	180	1,8	10	0,2
<i>Daphnia juv. indet.</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	80	0,7	0	0,0	0	0,0
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	5	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Holopedium gibberum</i>	20	0,9	1	0,0	20	0,2	26	0,2	3	0,0	10	0,2
<i>Leptodora kindtii</i>	0	0,0	1	0,0	25	0,3	35	0,3	0	0,0	0	0,0
<i>Polyphemus pediculus</i>	0	0,0	10	0,2	5	0,1	0	0,0	5	0,0	0	0,0
<i>Limnosida frontosa</i>	0	0,0	1	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
Sum Cladocera	60	2,8	503	8	3302	38,5	6251	53,7	3008	29,8	2730	45,2
Copepoder (hoppekreps)												
<i>Calanoide copepoditer indet.</i>	250	11,6	1390	22,1	120	1,4	220	0,0	260	2,6	230	3,8
<i>Calanoide nauplier indet.</i>	360	16,7	2900	46,0	660	7,7	200	10,0	460	4,6	90	1,5
<i>Cyclopoide copepoditer indet.</i>	40	1,9	90	1,4	1340	15,6	1380	3,4	1540	15,3	230	3,8
<i>Cyclopoide nauplier indet.</i>	570	26,5	200	3,2	520	6,1	1220	12,7	1480	14,7	590	9,8
<i>Cyclops lacustris</i>	100	4,7	110	1,8	140	1,6	100	0,6	20	0,2	20	0,3
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	310	14,4	710	11,3	1940	22,6	1440	15,8	2020	20,0	1790	29,6
<i>Hetercope appendiculata</i>	0	0,0	0	0,0	100	1,2	20	0,3	3	0,0	0	0,0
<i>Limnocalanus macrurus</i>	160	7,4	330	5,2	100	1,2	180	1,9	10	0,1	30	0,5
<i>Mesocyclops leuckarti</i>	0	0,0	10	0,2	40	0,5	0	0,6	80	0,8	360	5,6
<i>Thermocyclops oithonoides</i>	300	14,0	60	1,0	1340	15,6	640	15,9	1200	11,9	60	1,0
Sum Copepoda	2090	97,2	5800	92	5280	61,5	5400	46,3	7073	70,2	3310	54,8
Sum Crustacea	2150	100	6303	100	8582	100	11651	100	10081	100	6040	100

Tabell 16. Individantall og prosent av totalt individantall for krepsdyrplankton fanget med liten håv (90 µm) fra 0-10 m ved Skreia

	10.05.2021		08.06.2021		12.07.2021		11.08.2021		13.09.2021		12.10.2021	
Cladocerer (vannlopper)	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%
<i>Alona affinis</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,4
<i>Bosmina juv.indet.</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Bosmina longispina</i>	2	1,0	220	6,3	40	13,2	400	8,2	490	20,3	55	6,6
<i>Bythotrephes longimanus</i>	0	0,0	0	0,0	2	0,7	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Cladocera juv. indet.</i>	0	0,0	0	0,0	10	0,5	0	0,0	40	1,7	0	0,0
<i>Daphnia cristata</i>	0	0,0	1	0,0	3	1,0	150	3,1	41	1,7	115	13,9
<i>Daphnia galeata</i>	0	0,0	0	0,0	1	0,3	80	1,6	29	1,2	10	1,2
<i>Daphnia juv. indet.</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Holopedium gibberum</i>	1	0,5	60	1,7	1	0,3	150	3,1	9	0,4	0	0,0
<i>Leptodora kindtii</i>	0	0,0	1	0,0	5	1,7	8	0,2	0	0,0	0	0,0
<i>Polyphemus pediculus</i>	0	0,0	0	0,0	7	2,3	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Limnospira frontosa</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
Sum Cladocera	3	1,4	282	8,1	59	19,5	788	16,2	609	25,2	185	22,3
Copepoder (hoppekreps)												
<i>Calanoide copepoditer indet.</i>	5	2,4	560	16,0	5	1,7	240	4,9	190	7,9	55	0,0
<i>Calanoide nauplier indet.</i>	30	14,4	1940	55,5	20	6,6	280	5,8	80	3,3	90	10,8
<i>Cyclopoide copepoditer indet.</i>	25	12,0	10	0,3	35	11,6	1660	34,1	420	17,4	50	6,0
<i>Cyclopoide nauplier indet.</i>	5	3,4	270	7,7	95	31,5	1600	32,9	460	19,0	40	4,8
<i>Cyclops lacustris</i>	35	16,8	100	2,9	5	1,7	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	65	31,3	170	4,9	56	18,5	80	1,6	300	12,4	320	38,6
<i>Heterocope appendiculata</i>	0	0,0	0	0,0	9	3,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Limnocalanus macrurus</i>	20	9,6	100	2,9	4	1,3	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Mesocyclops leuckarti</i>	4	0,6	2	0,1	1	0,3	20	0,4	30	1,2	35	4,2
<i>Thermocyclops oithonoides</i>	0	0,0	60	1,7	13	4,3	200	4,1	330	13,6	55	6,6
<i>Megacyclops gigas</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
Sum Copepoda	205	98,6	9575	89	243	80,5	4080	83,8	1810	74,8	645	77,7
Sum Crustacea	208	100	10715	100	302	100	4868	100	2419	100	4892	100

Tabell 17. Individantall og prosent av totalt individantall for krepsdyrplankton fanget med liten håv (90 µm) fra 0-50 m ved Skreia

	10.05.2021		08.06.2021		12.07.2021		11.08.2021		13.09.2021		12.10.2021	
Cladocerer (vannlopper)	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%
<i>Alona affinis</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,4
<i>Bosmina juv.indet.</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Bosmina longispina</i>	12	1,1	190	0,6	740	28,8	1980	19,6	740	14,0	380	10,2
<i>Bythotrephes longimanus</i>	0	0,0	0	0,0	2	0,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Cladocera juv. indet.</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	60	1,1	40	0,0
<i>Daphnia cristata</i>	0	0,0	1	0,0	5	0,2	370	3,7	200	3,8	710	1,1
<i>Daphnia galeata</i>	0	0,0	0	0,0	1	0,0	390	3,9	100	1,9	10	0,3
<i>Daphnia juv. indet.</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Holopedium gibberum</i>	0	0,0	30	1,7	9	0,3	140	1,4	60	1,1	0	0,0
<i>Leptodora kindtii</i>	0	0,0	1	0,0	13	0,5	24	0,2	5	0,1	0	0,0
<i>Polyphemus pediculus</i>	0	0,0	0	0,0	8	0,3	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Limnosida frontosa</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	0	0,0		
Sum Cladocera	12	1,1	221	4,1	778	30,3	2907	28,8	1165	22,1	1140	30,6
Copepoder (hoppekreps)												
<i>Calanoide copepoditer indet.</i>	110	10,2	870	16,2	30	1,2	480	4,8	380	7,2	210	5,6
<i>Calanoide nauplier indet.</i>	150	13,9	2150	40,0	180	7,0	240	2,4	220	4,2	120	3,2
<i>Cyclopoide copepoditer indet.</i>	10	0,9	100	1,5	450	17,5	2880	28,5	880	16,7	110	3,0
<i>Cyclopoide nauplier indet.</i>	370	34,2	1220	1,9	560	21,85	2100	20,8	820	15,6	620	16,7
<i>Cyclops lacustris</i>	80	7,4	260	4,8	90	3,5	60	0,6	120	2,3	20	0,5
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	250	23,1	260	4,8	210	8,2	800	7,9	960	18,2	1340	36,0
<i>Heterocope appendiculata</i>	0	0,0	5	0,1	80	3,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Limnocalanus macrurus</i>	70	6,5	210	3,9	80	3,1	37	0,4	2	0,0	1	0,0
<i>Mesocyclops leuckarti</i>	0	0,0	1	0,0	0	0,0	1	0,0	80	1,5	100	2,7
<i>Thermocyclops oithonoides</i>	30	2,8	80	1,5	110	4,3	600	5,9	640	12,2	60	1,6
<i>Megacyclops gigas</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
Sum Copepoda	1070	98,6	5156	95,9	1790	69,7	7198	71,2	4102	74,8	2581	69,4
Sum Crustacea	1082	100	5377	100	302	100	10105	100	5267	100	3721	100

Tabell 18. Kvantitative prøver av krepsdyrplankton fra Skreia 2021. Samlet biomasse i sjiktet 0-50 m (mg/m² tørrvekt)

Art	10.05.20 21	08.06.20 21	12.07.20 21	11.08.20 21	13.09.20 21	12.10.20 21	Sum
<i>Limnocalanus macrurus</i>	33,9	1013,6	129,5	70,6	37,9	0	1285,5
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	193,9	680	441,9	366,9	107,3	288,8	2078,8
<i>Heterocope appendiculata</i>	0	1,3	28	6,7	0,4	0	36,4
<i>Cyclops lacustris</i>	49,3	102,1	76,8	19,4	18,6	24,1	290,3
<i>T. oithonoides/M. leuckarti</i>	12,8	43,7	73,5	237,4	46,4	16,8	430,6
<i>Daphnia galeata</i>	0	0	3,9	131,4	18,4	0	153,7
<i>Daphnia cristata</i>	0	0	3,9	49,8	28,5	68,6	150,8
<i>Bosmina longispina</i>	0,8	56,7	250,4	196,6	132,2	19,1	655,8
<i>Bosmina longirostris</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Holopedium gibberum</i>	0	11,8	9,1	28,9	0	1,9	51,7
<i>Leptodora kindtii</i>	0	0	42,9	180	0	0	222,9
<i>Polyphemus pediculus</i>	0	0	13,3	0,2	0	0	13,5
<i>Bythotrephes longimanus</i>	0	0	5,7	3,6	0	0	9,3
Crustacea totalt	290,7	1909,2	1081	1295,1	389,7	419,3	

Tabell 19. Individantall og prosent av totalt individantall for krepsdyrplankton fanget med stor håv (500 µm maskevidde) fra 0-100 m i Furnesfjorden.

	11.05.2021		08.06.2021		12.07.2021		11.08.2021		14.09.2021		12.10.2021	
	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%
Vannlopper (Cladocera)												
<i>Leptodora kindtii</i>			30	1,2	120	3,3	270	4,6	20	0,9		
<i>Holopedium gibberum</i>					200	5,5	260	4,4				
<i>Daphnia galeata</i>					170	4,7	1860	31,7	200	8,6		
<i>Daphnia cristata</i>					180	5,0	270	4,6	360	15,4	10	1,3
<i>Bosmina longispina</i>			10	0,4	50	1,4	30	0,5				
<i>Bosmina longirostris</i>												
<i>Polyphemus pediculus</i>												
<i>Bythotrephes longimanus</i>			5	0,2	20	0,6	80	1,4				
<i>Chydoridae</i> indet.												
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>					10	0,3	10	0,2				
Hoppekreps (Copepoda)												
<i>Limnocalanus macrurus</i>	16	53,5	2310	95,3	2280	62,9	2740	46,7	1630	69,8	720	91,6
<i>Hetercope appendiculata</i>					500	13,8	210	3,6	10	0,4		
<i>Eudiaptomus gracilis</i>												
<i>Calanoide copepoditer</i> indet.												
<i>Calanoide nauplier</i> indet.												
<i>Cyclops lacustris</i>			5	0,2	30	0,8	20	0,3			10	1,3
<i>Mesocyclops leuckarti</i>												
<i>Megacyclops gigas</i>												
<i>Thermocyclops oithonoides</i>												
<i>Cyclopoide copepoditer</i> indet.												
<i>Cyclopoide nauplier</i> indet.												
Mysider (Mysidacea)												
<i>Mysis relicta</i>	14		65	2,7	64	1,8	111	1,9	106	4,5	44	5,5
Amfipoder												
<i>Gammaracanthus lacustris</i>												
<i>Pallaseopsis quadrispinosa</i>												
<i>Gammaridae</i> indet.							10	0,2				
Totalt	30	100,0	2425	100	3624	100	5871	100	2334	100	786	100

Tabell 20. Individantall og prosent av totalt individantall for krepsdyrplankton fanget med stor håv (500 µm maskevidde) fra 0-420 m ved Skreia.

	10.05.2021		08.06.2021		12.07.2021		11.08.2021		13.09.2021		13.10.2021	
	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%
Vannlopper (Cladocera)												
<i>Leptodora kindtii</i>			5	0,6	50	27,0	35	1,1	20	1,5		
<i>Holopedium gibberum</i>			225	25,5	100	6,5	830	26,1	100	7,4	10	0,7
<i>Daphnia galeata</i>			1	0,1			570	17,9	60	4,4	20	1,5
<i>Daphnia cristata</i>					3	0,2	110	3,5				
<i>Bosmina longispina</i>			10	1,1	130	8,5	80	3,2				
<i>Bosmina longirostris</i>												
<i>Polyphemus pediculus</i>			4	0,5	10	0,7						
<i>Bythotrephes longimanus</i>			1	0,1	20	1,3	10	0,3	10	0,7		
<i>Chydoridae</i> indet.												
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>												
Hoppekreps (Copepoda)												
<i>Limnocalanus macrurus</i>	1	0,5	505	57,2	500	32,7	1420	44,6	1030	76,3	1200	88,4
<i>Hetercope appendiculata</i>					570	37,3	60	1,9	10	0,7		
<i>Eudiaptomus gracilis</i>												
<i>Calanoide copepoditer</i> indet.												
<i>Calanoide nauplier</i> indet.												
<i>Cyclops lacustris</i>	1	0,5	4	0,5	50	3,3	10	0,3				
<i>Mesocyclops leuckarti</i>												
<i>Megacyclops gigas</i>	1	0,5										
<i>Thermocyclops oithonoides</i>												
<i>Cyclopoide copepoditer</i> indet.												
<i>Cyclopoide nauplier</i> indet.												
Mysider (Mysidacea)												
<i>Mysis relicta</i>	182	96,3	127	14,4	95	6,2	59	1,9	120	8,9	88	6,5
Amfipoder												
<i>Gammaracanthus lacustris</i>	3	1,6	1	0,1			2	0,1				
<i>Pallaseopsis quadrispinosa</i>												
<i>Gammaridae</i> indet.	1	0,5									10	0,7
Totalt	189	100	883	100	1528	100	3186	100	1350	100	1358	100

Tabell 21. Forekomst av istidskrepsene *Mysis relicta*, *Gammaracanthus lacustris* (G. lacu.) og *Pallaseopsis quadrispinosa* (P. quadr.) ved stasjon Skreia i 2021, gitt som antall og biomasse (tørrvekt) per kvadratmeter innsjøoverflate (0-ca. 425 m), basert vertikale håvtrekk (maskevidde 500 µm).

Dato	Antall i prøven (0 - ca. 425 m håvtrekk)			Antall pr. m2						mg/m ²	mg/m ²	mg/m ²	mg/m ²
	Mysis 0+	Mysis 1+	Mysis 2+	Mysis 0+	Mysis 1+	Mysis 2+	Sum Mysis	G. lacu.	P. quadr.	0+	1+	2+	Sum
10.05.2021	118	52	12	150	66	15	231	3	0	7,5	124,2	97,5	229,2
08.06.2021	93	31	3	118	39	4	161	1	0	5,9	85,4	23,8	115,1
12.07.2021	67	26	2	85	33	3	121	0	0	15,3	82,2	14,3	111,8
11.08.2021	47	11	1	60	14	1	75	2	0	21,5	46,2	6,2	73,9
13.09.2021	95	25	0	121	32	0	152	0	0	126,7	148,3	0,0	275,0
12.10.2021	61	26	1	77	33	1	112	0	0	102,3	175,7	12,4	290,3
Middel	80,2	28,5	3,2	101,8	36,2	4,0	142,0	1,0	0,0	46,5	110,3	25,7	182,6

Tabell 22. Forekomst av istidskrepsene *Mysis relicta*, *Gammaracanthus lacustris* (G. lacu.) og *Pallaseopsis quadrispinosa* (P. quadr.) i Furnesfjorden i 2021, gitt som antall og biomasse (tørrvekt) per kvadratmeter innsjøoverflate (0-110 m), basert vertikale håvtrekk (maskevidde 500 µm).

Dato	Antall i prøven (0 - 110 m håvtrekk)			Antall pr. m2						mg/m ²	mg/m ²	mg/m ²	mg/m ²
	Mysis 0+	Mysis 1+	Mysis 2+	Mysis 0+	Mysis 1+	Mysis 2+	Sum Mysis	G. lacu.	P. quadr.	0+	1+	2+	Sum
11.05.2021	2	10	2	3	13	3	18	0	0	0,1	26,3	14,7	41,1
08.06.2021	60	3	2	76	4	3	83	0	0	3,8	7,1	13,0	23,9
12.07.2021	52	10	2	66	13	3	81	0	0	14,5	42,4	16,3	73,2
11.08.2021	88	21	2	112	27	3	141	0	0	97,2	120,5	19,4	237,2
14.09.2021	76	24	6	97	30	8	135	0	8	161,2	139,9	52,1	353,2
12.10.2021	35	9	0	44	11	0	56	1	1	58,7	50,4	0,0	109,1
Middel	52,2	12,8	2,3	66,3	16,3	3,0	85,5	0,17	1,5	55,9	64,4	19,2	139,6

Vedlegg D. Primærdata fra Mjøselver

Tabell 23. Analysemetoder ved Mjøslab og SGS (tid. SYNLAB) i 2020

Parameter	Kommentar	Metode	enhet	LOQ	Usikkerhet
Mjøslab					
Total-fosfor	utført av underleverandør ALS	NS-EN ISO 6878	mg/l	2 µg/l	15%
Total nitrogen		DS/ISO 11905	mg/l	10 µg/l	10%
E.coli		NS-EN ISO 9308-2	/100 ml	<1	0,3 log
SGS					
Total-fosfor	Utført av Synlab Umeå ISO17025:2005 SWEDAC 1006	EN-ISO 15681-2	µg P/l	2 µg/l	20%
Total nitrogen		NS 4743	µg N/l	10 µg/l	10%
Fargetall (etter filtrering)		NS-EN ISO 7887-C	mg Pt/l	2 mg Pt/l	10%
Turbiditet	Utført av Synlab Linkøping ISO17025:2005 SWEDAC 1006	NS-EN ISO 7027-1	FNU	0,1 FNU	12%
Silisium		SS-EN ISO 11885:2009	mg/l	0,04 mg/l	10-20%
E.coli		NS-EN ISO 9308-2	MPN/100ml*	<1	
Bly, nikkel, kadmium (filtrert)		SS-EN ISO 17294-2	µg/l	0,02 µg/l, 0,2 µg/l, 0,08 µg/l	10-75%, 10- 20%, 10- 30%
*MPN = most probable number					

Tabell 24. Analyseresultater og beregnede stofftransporter for Lågen 2021

	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
2021-01-28	3	221	1	6	0,94	1,6	132,8	354,0	1,1	78,2	566,3	3,0	221	1,60
2021-02-18	4	245	2	4	0,94	1,6	113,9	280,1	1,1	68,6	448,1	4,0	245	1,60
2021-03-10	4	254	0,5	3	0,40	1,5	131,8							
2021-03-24	5	244	0,5	1	0,49	1,4	131,1	336,9	1,5	83,9	488,6	4,5	249	1,45
2021-04-08	4	271	0,5	3	0,63	1,3	83,2							
2021-04-13	5	319	1	4	0,57	1,2	59,7							
2021-04-22	7	343	1	6	0,76	1,3	80,9							
2021-04-27	6	309	3	4	0,47	1,3	91,7	220,2	1,2	68,2	282,1	5,5	310	1,28
2021-05-04	1	330	0,5	5	0,41	1,3	84,5							
2021-05-12	7	328	0,5	8	0,56	1,1	179,8							
2021-05-20	13	284	11	23	2,50	1,6	763,0							
2021-05-28	8	245	6	9	1,40	1,5	603,0	1151,3	11,4	318,7	1718,1	9,9	277	1,49
2021-06-08	7	149	3	10	1,20	1,2	806,7							
2021-06-24	5	102	3	1	2,10	1,1	522,8	1665,6	10,3	217,4	1933,2	6,2	131	1,16
2021-07-07	4	105	31	5	2,10	1,0	410,9							
2021-07-19	4	685	77	13	0,57	1,8	281,8	873,2	3,5	297,7	1157,4	4,0	341	1,33
2021-08-10	7	120	3	7	1,70	1,0	197,3							
2021-08-23	4	466	20	13	0,41	1,9	205,2	638,4	3,5	189,2	931,3	5,5	296	1,46
2021-09-06	4	113	2	4	0,94	1,1	180,1							
2021-09-23	3	104	3	4	0,93	1,1	137,0	496,0	1,8	54,1	545,6	3,6	109	1,10
2021-10-07	6	179	37	11	1,70	1,3	412,8							
2021-10-22	6	189	0,5	11	1,30	1,5	287,9	875,9	5,3	160,4	1210,7	6,0	183	1,38
2021-11-16	4	179	10	8	0,97	1,6	193,7	595,5	2,4	106,6	952,8	4,0	179	1,60
2021-12-13	5	924	26	12	0,52	2,3	155,2	353,7	1,8	326,8	813,5	5,0	924	2,30
Min	1	102	<1	1	0,40	1,0								
Maks	13	924	77	23	2,50	2,3								
Middel	5	280	10	7	1,02	1,4								
St.avvik	2	189	18	5	0,61	0,3								
Median	5	245	3	6	0,94	1								
90-persentil			23											
Antall prøver	24	24	24	24	24	24								
Året								7840,8	44,8	1969,8	11047,7	5,7	251	1,41

Tabell 25. Analyseresultater og beregnede stofftransporter for Gausa 2021.

	Analyseverdier			Vannføring		Stofftransport		Volumveid middel	
	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	E. coli ant./100 ml	Døgnavanf. m³/s	Vol. mnd. mill. m³	Tot-P tonn	Tot-N tonn	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l
28.01.2021	3	1000	5	1,8	5,9	0,02	5,9	3,0	1000
18.02.2021	11	894	9	1,2	4,6	0,05	4,2	11,0	894
10.03.2021	6	1280	8	3,7					
24.03.2021	7	1310	51	4,0	11,1	0,07	14,3	6,5	1295
08.04.2021	7	2300	30	4,8					
13.04.2021	5	2350	6	3,8					
22.04.2021	11	2220	12	12,3					
27.04.2021	7	1740	3	8,0	18,2	0,15	38,4	8,4	2117
04.05.2021	13	1430	21	12,3					
12.05.2021	23	1070	39	46,9					
20.05.2021	30	528	40	99,0					
28.05.2021	8	495	22	49,6	159,9	3,54	111,2	22,2	696
08.06.2021	7	553	42	10,7					
24.06.2021	6	481	345	9,2	29,6	0,19	15,4	6,5	520
07.07.2021	24	834	665	9,4					
19.07.2021	5	144	4	3,8	22,4	0,42	14,2	18,6	636
10.08.2021	7	653	66	5,4					
23.08.2021	3	120	4	3,8	18,9	0,10	8,2	5,3	433
06.09.2021	4	656	214	1,6					
23.09.2021	4	568	39	0,8	9,1	0,04	5,7	4,0	625
07.10.2021	7	667	58	24,3					
22.10.2021	5	741	39	9,5	64,4	0,41	44,3	6,4	688
16.11.2021	4	923	105	7,0	30,5	0,12	28,2	4,0	923
13.12.2021	4	907	9	2,6	6,4	0,03	5,8	4,0	907
Min	3	120	3,0						
Maks	30	2350	665						
Middel	9	994	77						
St.avvik	7	626	147						
Median	7	864	35						
90-persentil			129						
Antall prøver	24	24	24						
Året					380,9	5,1	296	13,5	777

Tabell 26. Analyseresultater og beregnede stofftransporter for Hunnselva 2021.

	Analyseverdier			Vannføring		Stofftransport		Volumveid middel	
	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	<i>E. coli</i> 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
19.01.2021	9	1500	1 100	2,13	6,47	0,1	9,7	9	1500
16.02.2021	14	1400	4 800	1,42	5,92	0,1	8,3	14	1400
09.03.2021	16	1100	600	3,13					
23.03.2021	14	1600	1 100	3,02	16,14	0,2	21,7	15	1346
06.04.2021	22	2800	7 300	9,02					
14.04.2021	21	1800	2 500	4,74					
21.04.2021	84	2100	2 000	17,11					
27.04.2021	15	1700	880	7,52	23,71	1,1	51,0	48	2149
04.05.2021	51	370	540	12,21					
11.05.2021	17	1200	820	31,84					
18.05.2021	23	1200	1 100	45,29					
26.05.2021	20	1200	1 600	21,12	67,14	1,6	74,4	24	1108
07.06.2021	12	1300	440	2,56					
23.06.2021	26	1500	2 000	8,26	11,43	0,3	16,6	23	1453
05.07.2021	13	1400	720	1,85					
21.07.2021	38	1300	390	1,15	7,87	0,2	10,7	23	1362
10.08.2021	15	1200	440	1,71					
24.08.2021	10	1500	980	1,22	6,46	0,1	8,6	13	1325
07.09.2021	14	1600	730	0,80					
22.09.2021	13	1700	770	0,80	4,73	0,1	7,8	13	1650
05.10.2021	21	1800	980	17,02					
19.10.2021	18	1300	820	3,18	26,84	0,6	46,2	21	1721
16.11.2021	46	3900	1 400	4,10	14,90	0,7	58,1	46	3900
14.12.2021	15	1700	1 700	1,32	3,46	0,1	5,9	15	1700
Min	9	370	390						
Maks	84	3900	7300						
Middel	22,8	1590	1488						
St.awik	16,8	655	1551						
Median	16,5	1500	980						
90-persentil			3700						
Antall prøver	24	24	24						
Året					195,1	5,0	319,0	25,6	1635

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

Tabell 27. Analyseresultater og beregnede stofftransporter for Lena 2021.

	Analyseverdier			Vannføring		Stofftransport		Volumveid middel	
	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	<i>E. coli</i> 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
19.01.2021	9	3900	85	0,93	3,49	0,03	13,6	9	3900
16.02.2021	12	4800	120	0,59	4,44	0,05	21,3	12	4800
09.03.2021	23	3700	270	2,98					
23.03.2021	25	4200	260	2,72	18,27	0,44	72,0	24	3939
06.04.2021	25	4800	820	9,05					
14.04.2021	25	3800	110	4,47					
21.04.2021	35	3200	190	13,13					
27.04.2021	15	2900	60	5,26	20,99	0,58	77,4	27	3688
04.05.2021	14	350	72	8,91					
11.05.2021	12	1400	110	21,73					
18.05.2021	33	2100	220	22,61					
26.05.2021	9	2600	70	7,25	35,69	0,71	58,9	20	1651
07.06.2021	5	3700	88	1,37					
23.06.2021	51	3800	2400	4,89	5,52	0,23	20,9	41	3778
05.07.2021	16	3500	140	0,63					
21.07.2021	38	2500	67	0,34	3,05	0,07	9,6	24	3149
10.08.2021	54	2500	520	0,58					
24.08.2021	10	2300	390	0,31	2,18	0,08	5,3	39	2430
07.09.2021	15	2700	66	0,09					
22.09.2021	8	2300	210	0,13	0,48	0,01	1,2	11	2465
05.10.2021	45	1300	410	5,51					
19.10.2021	6	1500	64	1,41	8,47	0,31	11,4	37	1341
16.11.2021	14	3300	110	2,25	6,91	0,10	22,8	14	3300
14.12.2021	3	3600	1300	0,38	0,97	0,003	3,5	3	3600
Min	3	350	60						
Maks	54	4800	2400						
Middel	20,9	2948	340						
St.avvik	14,7	1122	524						
Median	15,0	3050	130						
90-persentil			390						
Antall prøver	24	24	24						
Året					110,5	2,6	317,9	23,6	2877

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

Tabell 28. Analyseresultater og beregnede stofftransporter for Flagstadelva 2021.

	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
21.01.2021	12	2280	613	1,22	3,43	0,04	7,8	12,0	2280
18.02.2021	23	4710	49	0,98	2,56	0,06	12,0	23,0	4710
10.03.2021	17	1730	15	1,06					
24.03.2021	47	2020	46	1,38	4,02	0,14	7,6	34	1894
08.04.2021	16	1530	28	2,26					
13.04.2021	16	1710	28	1,91					
22.04.2021	15	758	22	7,19					
27.04.2021	14	743	15	3,85	10,46	0,16	10,3	15	988
04.05.2021	15	544	1	7,48					
10.05.2021	12	526	35	16,23					
21.05.2021	18	1070	56	9,77					
28.05.2021	14	1380	8	2,14	32,78	0,47	23,9	14	730
08.06.2021	10	2680	167	0,89					
24.06.2021	16	899	1553	2,04	6,40	0,09	9,2	14	1440
06.07.2021	10	1870	2420	0,84					
19.07.2021	13	1130	866	0,97	5,76	0,07	8,5	11,6	1473
10.08.2021	14	1400	649	0,92					
23.08.2021	6	1090	60	0,79	3,35	0,03	4,2	10	1257
06.09.2021	6	1710	31	0,74					
23.09.2021	8	1570	291	0,80	3,45	0,02	5,6	7	1637
07.10.2021	16	822	345	5,44					
22.10.2021	16	1060	46	2,82	21,64	0,35	19,6	16	903
16.11.2021	12	2410	34	1,55	6,95	0,08	16,7	12	2410
13.12.2021	61	2310	34	0,93	2,47	0,15	5,7	61	2310
Min	6,0	526,0	1,0						
Maks	61	4710	2420						
Middel	17,0	1581,3	308,8						
St.avvik	12,2	901,7	581,5						
Median	14,5	1465	46						
90-persentil			206						
Antall prøver	24	24	24						
Året					103,3	1,7	131,3	16,1	1272

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

Tabell 29. Analyseresultater og beregnede stofftransporter for Svartelva 2021

	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
21.01.2021	32	2540	122	77	77	4,0	2,49	9,69	0,31	24,6	38,7	32	2540	4
18.02.2021	24	2000	99	35	35	4,1	0,74	3,28	0,08	6,6	13,4	24	2000	4,1
10.03.2021	25	1730	122	50	50	3,6	1,77							
24.03.2021	67	1920	2014	77	77	3,7	1,92	8,79	0,41	16,1	32,1	47	1829	3,65
08.04.2021	25	1390	115	50	50	3,1	9,19							
13.04.2021	26	1440	50	50	50	0,0	6,34							
22.04.2021	23	907	14	50	50	2,6	13,64							
27.04.2021	19	890	19	50	50	2,6	7,68	26,41	0,61	29,5	60,2	23	1116	2,28
04.05.2021	21	688	29	50	50	2,2	9,05							
10.05.2021	23	675	1553	50	50	2,1	14,12							
21.05.2021	31	2050	116	50	50	2,4	28,35							
28.05.2021	38	2130	62	74	74	3,1	7,37	51,06	1,45	77,7	121,8	28	1521	2,38
08.06.2021	37	1560	64	68	68	1,9	1,95							
24.06.2021	25	1140	144	50	50	2,3	4,43	9,41	0,27	11,9	20,5	29	1269	2,18
06.07.2021	20	1200	291	61	61	2,5	1,14							
19.07.2021	18	832	93	50	50	2,1	2,20	6,62	0,12	6,3	14,8	19	958	2,24
10.08.2021	26	957	260	68	68	2,3	0,94							
23.08.2021	7	622	104	43	43	1,6	0,37	3,05	0,06	2,6	6,4	21	864	2,10
06.09.2021	8	504	36	37	37	1,0	0,17							
23.09.2021	9	524	71	30	30	0,9	0,32	1,20	0,01	0,6	1,1	9	517	0,92
07.10.2021	21	794	126	50	50	1,9	13,83							
22.10.2021	18	1250	1553	50	50	2,5	5,82	26,82	0,54	24,9	55,7	20	929	2,08
16.11.2021	16	1570	613	50	50	2,9	4,22	16,94	0,27	26,6	49,1	16	1570	2,90
13.12.2021	13	1160	135	66	66	3,1	1,74	4,25	0,06	4,9	13,2	13	1160	3,10
Min	7	504	14	30	30	0								
Maks	67	2540	2014	77	77	4								
Middel	24	1270	325	54	54	2								
St.awik	12	568	553	13	13	1								
Median	23	1180	116	50	50	2								
90-persentil			461											
Antall prøver	24	24	24	24	24	24								
Året								167,5	4,2	232,3	427,1	25,1	1387	2,5

Analyseresultater og beregnede stofftransporter for Vorma 2021.

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. 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
19.01.2021	5	585	8	1,10	1,3	421,6	1251,2	6,3	732	1627	5,0	585	1,3
15.02.2021*	6	604	9	0,50	1,3	182,2	564,1	3,1	341	733	5,5	604	1,3
10.03.2021	6	622	10	0,31	1,3	214,4	560,8	3,4	349	729	6,0	622	1,3
07.04.2021	4	581	10	0,40	1,3	216,6	533,0	2,1	310	693	4,0	581	1,3
05.05.2021	7	539	10	0,25	1,2	202,1	874,1	6,1	471	1049	7,0	539	1,2
09.06.2021	7	616	10	0,12	1,2	754,5	1825,7	12,8	1125	2191	7,0	616	1,2
07.07.2021	7	499	12	0,67	1,2	439,4	1097,5	7,7	548	1317	7,0	499	1,2
04.08.2021	7	457	9	0,49	1,0	302,2	814,2	5,7	372	814	7,0	457	1,0
01.09.2021	6	361	1	0,05	0,8	240,4	673,5	4,0	243	525	6,0	361	0,8
06.10.2021	4	523	11	0,77	1,2	155,5	1038,3	4,2	543	1246	4,0	523	1,2
10.11.2021	4	500	10	0,31	1,2	348,9	1036,6	4,1	518	1244	4,0	500	1,2
08.12.2021	7	494	10	0,46	1,2	432,8	968,8	6,8	479	1163	7,0	494	1,2
Min	4	361	1,0	0,1	0,8								
Maks	7	622	12,0	1,10	1,3								
Middel	6	532	9,2	0,45	1,2								
St.avvik	1	76	2,8	0,29	0,2								
Median	6	531	10,0	0,43	1,2								
Antall prøver	12	12	12	12	12								
Året							11237,8	66,3	6030	13331	5,9	537	1,2

*Det ble ved en feiltakelse ikke tatt vannprøve i februar, og vannkjemiske verdier for februar ble satt til gjennomsnittet av januar og mars.

Vannføringen (Vf) ved Minnesund er beregnet som (jf. Hafslund E-CO vannkraft 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 Kauserud x Areal uregulert lokalfelt (354 km²): areal Rømua (88 km²). Faktoren blir 4,0227.

Vedlegg E. Taksalister for biologiske kvalitetselementer i Mjøselvene

Begroingsalger

Tabell 30. Artsliste begroingsalger.

Liste over registrerte begroingselementer fra stasjoner i Lågen, Svartelva, Hunnselva og Vikselva i 2021. Mengden er angitt som prosent dekning. Organismer som vokser på/blant andre begroingselementer er angitt ved: x=sjelden, xx=vanlig, xxx=hyppig. For info om stasjonsplasseringer m.m., se **Tabell 6**.

	VIK1	VIK2	VIK3	SVA2	SVA1	SVA3	GLÅG1	GLÅG2	GLÅG3	HUN1	HUN2	HUN3
Bacillariophyta												
Didymosphenia geminata								40				<1
Tabellaria flocculosa (agg.)							xx	xx	xx	xx		xx
Uidentifiserte pennate	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xx
Chlorophyta												
Bulbochaete spp.							x	x	8			
Cladophora glomerata						<1					1	1
Cladophora spp.			x									
Closterium spp.	x	xx	x	x	x		x	x			x	x
Cosmarium spp.		x	x		x			x	x	x		x
Euastrum spp.							x					
Klebsormidium rivulare									xxx			
Microspora abbreviata	4	<1	x									
Microspora amoena	1	5	2	xx	<1		xxx	x				<1
Mougeotia a (6-12u)							x					x
Mougeotia c (21-24)								xx				
Mougeotia e (30-40u)								<1				
Mougeotiopsis calospora									15			
Oedogonium a (5-11u)			xxx	xxx	10	x	x	xxx				xx
Oedogonium b (13-18u)	xx	x	xxx	xxx	65			5	1			xx
Oedogonium c (23-28u)		xx	xxx	1	5	x	3	10	2	x		xx
Oedogonium d (29-32u)					10	x		5	xxx	x		
Oedogonium e (35-43u)			x	<1	x				2			
Oedogonium f (48-60u)							x					
Spirogyra a (20-42u,1K,L)								5				
Spirogyra d (30-50u,2-3K,L)			8	xxx				x				
Spirogyra sp1 (11-20u,1K,R)								x				
Spirogyra spp.			x									
Staurastrum spp.							x	x	x			x
Teilingia granulata							x					
Tetraspora gelatinosa							10	<1	5			
Uidentifisert, Chaetophoraceae					x							
Ulothrix tenerrima			xx									xx
Ulothrix tenuissima								3				
Ulothrix zonata						x		<1	x			<1
Zygnema b (22-25u)								2	x			
Cyanobacteria												
Calothrix spp.									x			x
Chamaesiphon confervicola							xxx	xxx	xxx	xx		

Chamaesiphon incrustans		x	x			x						
Chamaesiphon rostrifolius							x	xx	xxx			
Clastidium setigerum							xxx		xxx			
Coleodesmium sagarmathae							<1	20				
Cyanophanon mirabile							xxx	xxx	xxx	xxx		
Dichothrix orsiniana									xxx			
Dichothrix ramenskii									2			
Dichothrix spp.										x		
Dichotrix compacta							<1					
Geitlerinema splendidum	<1		<1									
Heteroleibleinia spp.		x	xxx		xxx	xx	xx		xxx	xxx		
Homoeothrix janthina					<1	<1					xxx	xxx
Homoeothrix juliana					5	xx			5		xxx	
Homoeothrix spp.			xx							x		<1
Homoeothrix subtilis			xxx	xxx		xxx	xx			xxx	xxx	xxx
Hydrococcus rivularis					xxx			xxx		xxx	xxx	
Leibleinia spp.								xx	xxx			
Leptolyngbya batrachosperma	xxx	xxx										
Leptolyngbya gloeophila							xxx		xxx			
Leptolyngbya spp.					x		xxx			xxx		
Nostoc spp.						<1						
Oscillatoria spp.		x	x									
Phormidium autumnale	2	xx	<1				xx			5		
Phormidium heteropolare									10			
Phormidium inundatum						<1						
Phormidium spp.					x	x			x		x	
Phormidium tinctorium			<1			<1						
Rivularia beccariana							xxx	<1				
Rivularia biasolettiana									25			
Schizothrix spp.			3			2		<1		xxx	xx	5
Stigonema mamillosum							<1	15	<1			
Tolypothrix distorta		xxx	x						1			
Tolypothrix penicillata							5	xx				
Uidentifiserte coccale blågrønnalger					xxx				xx	<1		xxx
Uidentifiserte trichale blågrønnalger					x	<1	<1					
Rhodophyta												
Audouinella hermannii			2	5		3		<1		5	<1	
Audouinella pygmaea	3	xx	xxx	60	5	4				xxx	<1	5
Batrachospermum boryanum										<1	xx	
Batrachospermum confusum						<1						
Batrachospermum gelatinosum	60	40										
Batrachospermum spp.				xxx	x		x					
Lemanea borealis				15								
Lemanea fluviatilis			10		2	10				5	<1	50
Rhodophyceae			x									5
Saprophyta												
Ophrydium versatile									<1			
Sphaerotilus natans				xxx								<1
Xanthophyta												
Vaucheria spp.		<1										

Bunndyr

Tabell 31. ASPT-verdier for vår- og høstprøver Lågen, Svartelva, Hunnselva og Vikselva i 2021. I tabellen er stasjonskoder angitt, se **Tabell 6** for mer informasjon om stasjonene (koordinater, stasjonsnavn, beskrivelse m.m.). nEQR-verdier > 1 er satt lik 1,00.

Stasjon	Dato	nEQR ASPT	ASPT
GLÅG1	14.04.21	1,00	6,94
GLÅG1	12.10.21	0,71	6,45
GLÅG2	14.04.21	1,00	6,93
GLÅG2	12.10.21	1,00	6,92
GLÅG3	14.04.21	1,00	7,14
GLÅG3	12.10.21	0,84	6,82
HUN1	14.04.21	0,75	6,61
HUN1	12.10.21	0,70	6,41
HUN2	14.04.21	0,73	6,52
HUN2	12.10.21	0,73	6,52
HUN3	14.04.21	0,66	6,25
HUN3	12.10.21	0,61	6,05
SVA1	13.04.21	0,90	6,85
SVA1	11.10.21	0,68	6,33
SVA2	13.04.21	0,71	6,44
SVA2	11.10.21	0,77	6,67
SVA3	13.04.21	0,77	6,7
SVA3	11.10.21	0,78	6,71
VIK1	13.04.21	0,70	6,41
VIK1	11.10.21	0,66	6,25
VIK2	13.04.21	0,50	5,59
VIK2	11.10.21	0,75	6,6
VIK3	13.04.21	0,72	6,47
VIK3	11.10.21	0,55	5,8

Tabell 32. Taksalister for bunnfauna 2021 (antall individer per art) i Lågen (GLÅG), Svartelva (SVA), Hunnselva (HUN) og Vikselva (VIK). Prøver er tatt både vår og høst (dato oppgitt under stasjonskode). Se **Tabell 6** for mer informasjon om stasjonene (koordinater, stasjonsnavn, beskrivelse m.m.). Pga. størrelsen er tabellen delt i to deler (tabell A: Lågen og Hunnselva; tabell B: Svartelva og Vikselva)

Tabell A:

TaxaGroup	Navn	GLÅG1 12.10.21	GLÅG1 14.04.21	GLÅG2 12.10.21	GLÅG2 14.04.21	GLÅG3 12.10.21	GLÅG3 14.04.21	HUN1 12.10.21	HUN1 14.04.21	HUN2 12.10.21	HUN2 14.04.21	HUN3 12.10.21	HUN3 14.04.21
Arachnida	Acari indet. Ad.						1	2					
Bivalvia	Sphaeriidae Indet.		12	6		52	56	3136	1024	1	3		
Coleoptera	Dytiscidae Indet. Ad.								1				
Coleoptera	Dytiscidae Indet. Lv.												
Coleoptera	Elmidae Indet. Ad.												
Coleoptera	Elmidae indet. lv.												
Coleoptera	Elmis aena ad.												
Coleoptera	Elmis aena lv.							20		10	12		
Coleoptera	Gyrinidae Indet. Lv.												
Coleoptera	Halipus sp. ad.	1											
Coleoptera	Hydraena sp. ad.								1			12	
Coleoptera	Limnius volckmari ad.									1			
Coleoptera	Limnius volckmari lv.							4		12	8	2	1
Coleoptera	Oulimnius sp. lv.												
Coleoptera	Oulimnius tuberculatus ad.												
Crustacea	Asellidae Indet.			3									
Crustacea	Asellus aquaticus			6				2		1		6	
Crustacea	Astacus astacus							1					
Diptera	Antocha sp. Lv.		8	14	6		6						
Diptera	Ceratopogonidae Indet. Lv.							12	12	24	16	5	6
Diptera	Chironomidae Indet. Lv.	42	1200	1312	1792	528	784	1600	864	1664	224	3392	1632
Diptera	Empididae Indet. Lv.		1	84	6	32	14			1	24	68	10

Diptera	Limoniidae indet. Lv.												
Diptera	Muscidae indet. Lv.												
Diptera	Pediciidae indet. Lv.						1		1	20		2	1
Diptera	Psychodidae indet. Lv.						1		1				
Diptera	Simuliidae Indet. Lv.		26	3	124	1	56		8		2	2	
Diptera	Tabanidae Indet. Lv.												
Diptera	Tipulidae Indet. Lv.									1			
Ephemeroptera	Ameletus inopinatus Lv.	1	3		4								
Ephemeroptera	Arthroplea congener Lv.												
Ephemeroptera	Baetidae indet. Lv.	1	34	56	18	16	248	1728	72	336	22	40	28
Ephemeroptera	Baetis digitatus Lv.							44	24	6			
Ephemeroptera	Baetis muticus Lv.			6			2	80	2	24		12	
Ephemeroptera	Baetis muticus/niger Lv.			34	4	2	16	928	44	60			
Ephemeroptera	Baetis niger Lv.	1	3	1	2	1		2	1	2	2		2
Ephemeroptera	Baetis rhodani Lv.	8	66	352	100	52	208	2560	104	2624	120	232	68
Ephemeroptera	Caenis horaria Lv.							1					
Ephemeroptera	Caenis luctuosa Lv.							1					
Ephemeroptera	Caenis rivulorum Lv.							52	3	16	3	112	
Ephemeroptera	Caenis sp. Lv.											12	1
Ephemeroptera	Centroptilum luteolum Lv.	6	1		1	2	1				1	1	
Ephemeroptera	Ephemera danica Lv.								2				
Ephemeroptera	Ephemera sp. Lv.					1							
Ephemeroptera	Ephemerella mucronata Lv.	1	432	184	16	96	44						
Ephemeroptera	Ephemeroptera indet. Lv.												
Ephemeroptera	Heptagenia dalearica Lv.			6	3	1		16	2	96	1	1	
Ephemeroptera	Heptagenia fuscogrisea Lv.	1											
Ephemeroptera	Heptagenia sulphurea Lv.	1	44	22	6	32	16	736	56	1			

Ephemeroptera	Heptageniidae indet. Lv.		38	16	6	16	16	124	44	60	1		1
Ephemeroptera	Leptophlebia marginata Lv.								1				
Ephemeroptera	Leptophlebia sp. Lv.	1							2				
Ephemeroptera	Leptophlebiidae indet. Lv.					1		72	1				
Gastropoda	Bathyomphalus contortus							384	44	20		5	
Gastropoda	Gastropoda Indet.					20							
Gastropoda	Gyraulus acronicus									6			
Gastropoda	Gyraulus sp.			2		16			1		1		
Gastropoda	Lymnaeidae Indet.												
Gastropoda	Planorbidae Indet.			10								3	
Gastropoda	Radix labiata/balthica	1		3		32	2			1		6	
Heteroptera	Corixidae indet. Ad.												
Hirudinea	Erpobdella octoculata											3	
Hirudinea	Erpobdella sp.											1	
Hirudinea	Glossiphonia sp.												
Hirudinea	Helobdella stagnalis							4	1				
Hydrachnidia	Hydrachnidia indet. Ad.		6	32		12	18			6	6	2	1
Megaloptera	Sialis fuliginosa Lv.												
Megaloptera	Sialis sp. Lv.												
Odonata	Cordulegaster boltonii Lv.												
Odonata	Zygoptera indet. Lv.												
Oligochaeta	Oligochaeta Indet.	96	12	192	52	160	88	108	36	1184	336	1664	608
Plecoptera	Amphinemura borealis Lv.				2		2			6	3		
Plecoptera	Amphinemura sp. Lv.		2	80	5	2	2	20	8	1600	5	28	16
Plecoptera	Amphinemura sulciollis Lv.												
Plecoptera	Brachyptera risi Lv.			1	2		1						
Plecoptera	Capnia atra Lv.		3		11		12						

Plecoptera	Capnia sp. Lv.	1	4	400	4	60	8					1	
Plecoptera	Capniidae/Leuctridae indet. Lv.			1	1		10						
Plecoptera	Capnopsis schilleri Lv.								1				
Plecoptera	Dinocras cephalotes Lv.		4	6			1						
Plecoptera	Diura nanseni Lv.			3		2						1	
Plecoptera	Isoperla difformis Lv.						1		44	1			
Plecoptera	Isoperla grammatica Lv.			1	1			40		2			
Plecoptera	Isoperla obscura Lv.		1		3	2	2						
Plecoptera	Isoperla sp. Lv.		2	4	1	1	3	132	4	132		2	
Plecoptera	Leuctra hippopus Lv.												
Plecoptera	Leuctra sp. Lv.	1	3	6	2	1	3	1	2		4	12	
Plecoptera	Nemoura avicularis Lv.												
Plecoptera	Nemoura cinerea Lv.							1					
Plecoptera	Nemoura sp. Lv.					1						2	
Plecoptera	Nemouridae indet. Lv.			2						768			
Plecoptera	Perlodes dispar Lv.												
Plecoptera	Perlodidae indet. Lv.						1	352		16			
Plecoptera	Plecoptera indet. Lv.					1					1	1	
Plecoptera	Protonemura meyeri Lv.							1					
Plecoptera	Siphonoperla burmeisteri Lv.								2	16		6	1
Plecoptera	Taeniopteryx nebulosa Lv.			1									
Trichoptera	Agapetus ochripes Lv.					8	22			20	5	1	
Trichoptera	Apatania sp. Lv.					3	2						
Trichoptera	Athripsodes cinereus Lv.												
Trichoptera	Athripsodes commutatus Lv.								6				
Trichoptera	Athripsodes sp. Lv.					3	4	1	10	1	1		
Trichoptera	Ceraclea annulicornis Lv.							20					

Trichoptera	Ceraclea sp. Lv.						2	56					
Trichoptera	Ecclisopteryx dalecarlica Lv.												1
Trichoptera	Glossosoma sp. Lv.					2							
Trichoptera	Glossosomatidae indet. Lv.										1		
Trichoptera	Halesus sp. Lv.								1				
Trichoptera	Hydropsyche newae Lv.		12			12							
Trichoptera	Hydropsyche pellucidula Lv.			8	1		1	20	24	112	2		1
Trichoptera	Hydropsyche siltalai Lv.							1472	184	216		2	
Trichoptera	Hydropsyche sp. Lv.		8	12		12		2880	40	84		1	2
Trichoptera	Hydroptila sp. Lv.			20	1	8	8		1		1		
Trichoptera	Hydroptilidae indet. Lv.			18		1	6						
Trichoptera	Ithytrichia sp. Lv.					2		1	20		2		
Trichoptera	Lepidostoma hirtum Lv.		2	10			1	120	60	20			
Trichoptera	Lepidostomatidae Indet. Lv.												
Trichoptera	Leptoceridae indet. Lv.			1		12	2				1		2
Trichoptera	Limnephilidae indet. Lv.					3					1	1	1
Trichoptera	Limnephilus sp. Lv.					1							
Trichoptera	Lype phaeopa Lv.												
Trichoptera	Micrasema setiferum Lv.			6		16	92			72	26		
Trichoptera	Mystacides azurea Lv.					2							
Trichoptera	Mystacides sp. Lv.												
Trichoptera	Neureclipsis bimaculata Lv.								1				
Trichoptera	Oecetis sp. Lv.												
Trichoptera	Oecetis testacea Lv.												
Trichoptera	Oxyethira sp. Lv.	1	2	8		108	20						

Trichoptera	Plectrocnemia conspersa Lv.										1		
Trichoptera	Polycentropodidae indet. Lv.		1	12	2	28	2	60	2	20		12	
Trichoptera	Polycentropus flavomaculatus Lv.			10	2	12		20	16			3	
Trichoptera	Polycentropus irroratus Lv.												
Trichoptera	Potamophylax latipennis Lv.												
Trichoptera	Potamophylax sp. Lv.												
Trichoptera	Psychomyia pusilla Lv.		10							40	2	3	
Trichoptera	Psychomyiidae indet. Lv.										1		
Trichoptera	Rhyacophila fasciata Lv.												
Trichoptera	Rhyacophila nubila Lv.			20	5	1	4	20	1	56	12	56	12
Trichoptera	Rhyacophila sp. Lv.			16	2			24		52	3	48	2
Trichoptera	Sericostoma personatum Lv.			2				1		1	1		
Trichoptera	Sericostomatidae Indet. Lv.												
Trichoptera	Silo pallipes Lv.												
Turbellaria	Turbellaria Indet.												

Tabell B:

TaxaGroup	Navn	SVA1 11.10.21	SVA1 13.04.21	SVA2 11.10.21	SVA2 13.04.21	SVA3 11.10.21	SVA3 13.04.21	VIK1 11.10.21	VIK1 13.04.21	VIK2 11.10.21	VIK2 13.04.21	VIK3 11.10.21	VIK3 13.04.21
Arachnida	Acari indet. Ad.		1									1	
Bivalvia	Sphaeriidae Indet.	16	1		2	12	1	200	52	60	84	66	28
Coleoptera	Dytiscidae Indet. Ad.												
Coleoptera	Dytiscidae Indet. Lv.	2									1		
Coleoptera	Elmidae Indet. Ad.			1									
Coleoptera	Elmidae indet. lv.	12	12			216	18	16	2	48	1		
Coleoptera	Elmis aena ad.				1	16	1	2					
Coleoptera	Elmis aena lv.	112	16	8	3	768	58			1			
Coleoptera	Gyrinidae Indet. Lv.					16	1						
Coleoptera	Halipus sp. ad.												
Coleoptera	Hydraena sp. ad.	2	8	6	2	80	10	336	1	36		1	
Coleoptera	Limnius volckmari ad.	2		1	2	16	1	2		12			
Coleoptera	Limnius volckmari lv.	40	18	8	14	160	26	64	1	40	1		
Coleoptera	Oulimnius sp. lv.	80				20		1	6	232	20	1	
Coleoptera	Oulimnius tuberculatus ad.					2	2			16			
Crustacea	Asellidae Indet.												
Crustacea	Asellus aquaticus							1		16		48	
Crustacea	Astacus astacus												
Diptera	Antocha sp. Lv.					1							
Diptera	Ceratopogonidae Indet. Lv.	60	16		10	40	14	32	24	24	84	38	14
Diptera	Chironomidae Indet. Lv.	2240	184	80	368	592	280	7168	512	8064	768	368	608
Diptera	Empididae Indet. Lv.	12	20		18	2	8	44	20	12	6	88	12
Diptera	Limoniidae indet. Lv.	2						1		3	8		
Diptera	Muscidae indet. Lv.											2	

Diptera	Pediciidae indet. Lv.	1	2	16	8	20		48	24	12	1		
Diptera	Psychodidae indet. Lv.	1	1		6	3	2	1		1		6	1
Diptera	Simuliidae Indet. Lv.	28	18	24	54	12	10	40	76	16	184	60	544
Diptera	Tabanidae Indet. Lv.									1			
Diptera	Tipulidae Indet. Lv.	1										10	
Ephemeroptera	Ameletus inopinatus Lv.												
Ephemeroptera	Arthroplea congener Lv.												1
Ephemeroptera	Baetidae indet. Lv.	84	34	176	192	24	40	12	2	12	2	120	36
Ephemeroptera	Baetis digitatus Lv.												
Ephemeroptera	Baetis muticus Lv.	1	1	16	20	2	8						
Ephemeroptera	Baetis muticus/niger Lv.	52		6	8	168	2	36		12		30	
Ephemeroptera	Baetis niger Lv.	48	1	26	22	44	46	208	2	48	32	82	36
Ephemeroptera	Baetis rhodani Lv.	80	78	224	432	200	76	20	20	2	12	164	68
Ephemeroptera	Caenis horaria Lv.												
Ephemeroptera	Caenis luctuosa Lv.												
Ephemeroptera	Caenis rivulorum Lv.	1664	92			464	216			1			
Ephemeroptera	Caenis sp. Lv.	20	10			56	24						
Ephemeroptera	Centroptilum luteolum Lv.						2			24			
Ephemeroptera	Ephemerella danica Lv.									28	3		
Ephemeroptera	Ephemerella sp. Lv.										2		
Ephemeroptera	Ephemerella mucronata Lv.					1	2						
Ephemeroptera	Ephemeroptera indet. Lv.												2
Ephemeroptera	Heptagenia dalearica Lv.	40	10		1	60	28						
Ephemeroptera	Heptagenia fuscogrisea Lv.									2			
Ephemeroptera	Heptagenia sulphurea Lv.	2	1				1					4	1
Ephemeroptera	Heptageniidae indet. Lv.	16				108	12					1	
Ephemeroptera	Leptophlebia marginata Lv.												1

Ephemeroptera	Leptophlebia sp. Lv.												
Ephemeroptera	Leptophlebiidae indet. Lv.	12	1			12	8		1	16		30	8
Gastropoda	Bathymphalus contortus												
Gastropoda	Gastropoda Indet.												
Gastropoda	Gyraulus acronicus												
Gastropoda	Gyraulus sp.	1						1	1	28		8	
Gastropoda	Lymnaeidae Indet.	1											
Gastropoda	Planorbidae Indet.					1							
Gastropoda	Radix labiata/balthica	1											
Heteroptera	Corixidae indet. Ad.	1											
Hirudinea	Erpobdella octoculata												
Hirudinea	Erpobdella sp.									1	1		
Hirudinea	Glossiphonia sp.									1			
Hirudinea	Helobdella stagnalis											2	
Hydrachnidia	Hydrachnidia indet. Ad.	24	18	2	20	36	22	320		52		18	
Megaloptera	Sialis fuliginosa Lv.	12				1				2			
Megaloptera	Sialis sp. Lv.									2	2		
Odonata	Cordulegaster boltonii Lv.								1	1			
Odonata	Zygoptera indet. Lv.									2			
Oligochaeta	Oligochaeta Indet.	352	864	38	88	384	184	384	176	76	104	88	208
Plecoptera	Amphinemura borealis Lv.		1	1	6								
Plecoptera	Amphinemura sp. Lv.	1	2	108	24	20	8	16		12			
Plecoptera	Amphinemura sulcicollis Lv.		1		6								
Plecoptera	Brachyptera risi Lv.		1	16	5			2	16		2		2
Plecoptera	Capnia atra Lv.												
Plecoptera	Capnia sp. Lv.	1		16		2		32					
Plecoptera	Capniidae/Leuctridae indet. Lv.			6				1	24		2		1

Plecoptera	Capnopsis schilleri Lv.			8	1			76	1	1			
Plecoptera	Dinocras cephalotes Lv.												
Plecoptera	Diura nanseni Lv.												
Plecoptera	Isoperla difformis Lv.	1		1	1	2							
Plecoptera	Isoperla grammatica Lv.						7						
Plecoptera	Isoperla obscura Lv.												
Plecoptera	Isoperla sp. Lv.	2				48	2	2					2
Plecoptera	Leuctra hippopus Lv.	2		6	1	1	2			1			
Plecoptera	Leuctra sp. Lv.	28	24	14	34	32	16	8	12	28	1	1	1
Plecoptera	Nemoura avicularis Lv.									2	1		
Plecoptera	Nemoura cinerea Lv.								24	1	68		2
Plecoptera	Nemoura sp. Lv.							24	20	20	56	1	1
Plecoptera	Nemouridae indet. Lv.							432		60			
Plecoptera	Perlodes dispar Lv.					1							
Plecoptera	Perlodidae indet. Lv.	1				2	2	1					
Plecoptera	Plecoptera indet. Lv.							464	16	20			
Plecoptera	Protonemura meyeri Lv.												
Plecoptera	Siphonoperla burmeisteri Lv.					6				1			
Plecoptera	Taeniopteryx nebulosa Lv.												
Trichoptera	Agapetus ochripes Lv.	1		3	2	12		12		1			
Trichoptera	Apatania sp. Lv.												
Trichoptera	Athripsodes cinereus Lv.	8											
Trichoptera	Athripsodes commutatus Lv.												
Trichoptera	Athripsodes sp. Lv.	124	2			28	1						
Trichoptera	Ceraclea annulicornis Lv.	1											
Trichoptera	Ceraclea sp. Lv.											2	
Trichoptera	Ecclisopteryx dalecarlica Lv.		1	1	1								

Trichoptera	Glossosoma sp. Lv.												
Trichoptera	Glossosomatidae indet. Lv.									1			
Trichoptera	Halesus sp. Lv.				2								
Trichoptera	Hydropsyche newae Lv.												
Trichoptera	Hydropsyche pellucidula Lv.	20		8	6	4		12		1	1	5	1
Trichoptera	Hydropsyche siltalai Lv.					24	8	12				44	8
Trichoptera	Hydropsyche sp. Lv.	32	3	3	1	20		12		1		5	
Trichoptera	Hydroptila sp. Lv.											8	
Trichoptera	Hydroptilidae indet. Lv.	1											
Trichoptera	Ithytrichia sp. Lv.	48	2			60	20	1		1		4	2
Trichoptera	Lepidostoma hirtum Lv.	360	14			128	10	64		28		3	
Trichoptera	Lepidostomatidae Indet. Lv.		6										
Trichoptera	Leptoceridae indet. Lv.						1			16		2	
Trichoptera	Limnephilidae indet. Lv.	24		6			1	16	2	1	6		
Trichoptera	Limnephilus sp. Lv.												
Trichoptera	Lype phaeopa Lv.									2			
Trichoptera	Micrasema setiferum Lv.	1											
Trichoptera	Mystacides azurea Lv.											1	
Trichoptera	Mystacides sp. Lv.									20			
Trichoptera	Neureclipsis bimaculata Lv.											1	1
Trichoptera	Oecetis sp. Lv.									2			
Trichoptera	Oecetis testacea Lv.	1				1						2	
Trichoptera	Oxyethira sp. Lv.												
Trichoptera	Plectrocnemia conspersa Lv.										2		
Trichoptera	Polycentropodidae indet. Lv.	28		8		20		384	24	232	2	3	

Trichoptera	Polycentropus flavomaculatus Lv.	48			1	14		8	12	32	16		
Trichoptera	Polycentropus irroratus Lv.									2		1	
Trichoptera	Potamophylax latipennis Lv.				3								
Trichoptera	Potamophylax sp. Lv.			2	2								
Trichoptera	Psychomyia pusilla Lv.		2										
Trichoptera	Psychomyiidae indet. Lv.												
Trichoptera	Rhyacophila fasciata Lv.							32	12	1	1		
Trichoptera	Rhyacophila nubila Lv.	24	24	28	26	12	10	1				8	1
Trichoptera	Rhyacophila sp. Lv.	2	20	6	3	12	10	28	2	1	1	1	
Trichoptera	Sericostoma personatum Lv.							76	20	1			
Trichoptera	Sericostomatidae Indet. Lv.		1										
Trichoptera	Silo pallipes Lv.			2						1			
Turbellaria	Turbellaria Indet.											2	

Vedlegg F. Generell fakta om Mjøsa med nedbørfelt.

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

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

Tabell 33. Morfometriske og hydrologiske data for Mjøsa.

Parameter	Verdi	Benevnning
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

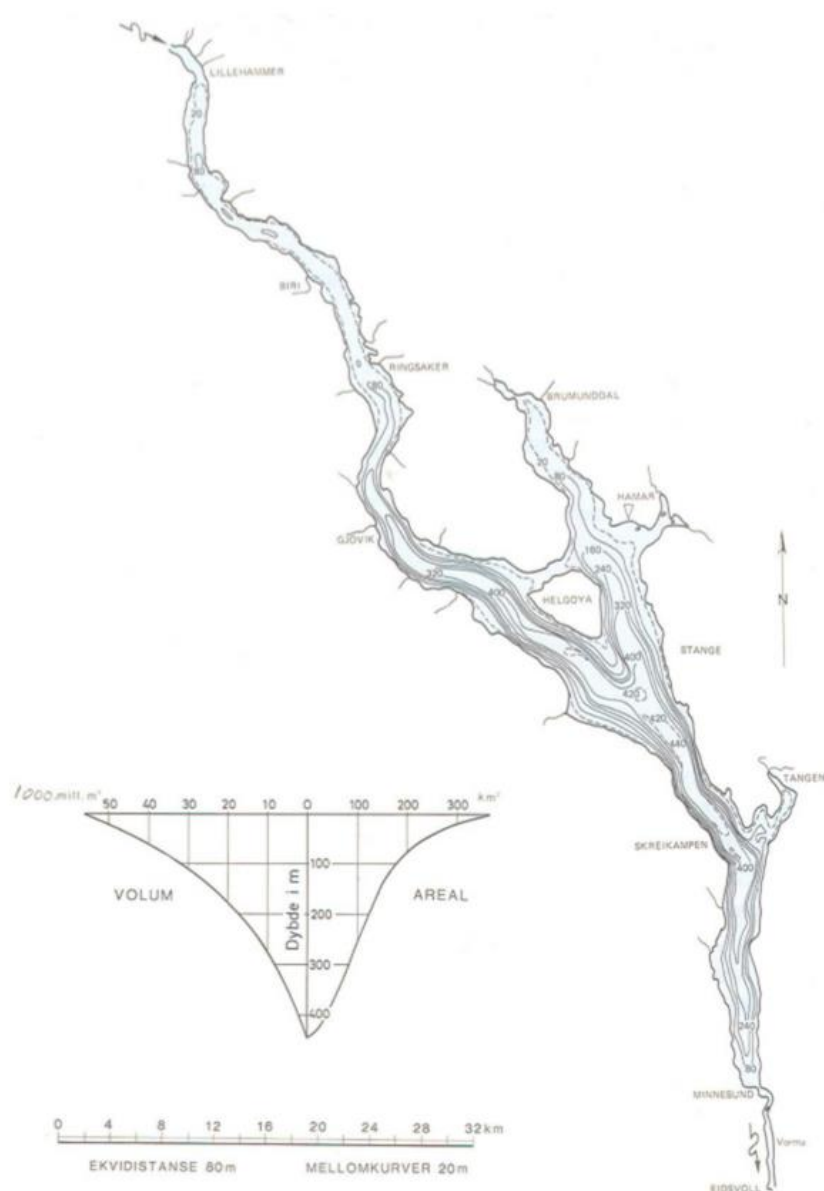
Kilder: 1: NVE Atlas pr. januar 2009, 2: Østrem mfl. 1984, 3: NVE 2003, 4: Basert på vanntransport i Vormå ved Minnesund 2010-2016 (kilde: Hafslund E-CO kraft).

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

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) er Norges viktigste miljøforskningsinstitutt for vannfaglige spørsmål, og vi arbeider innenfor et bredt spekter av miljø, klima- og ressursspørsmål. Vår forskerkompetanse kjennetegnes av en solid faglig bredde, og spisskompetanse innen mange viktige områder. Vi kombinerer forskning, overvåkning, utredning, problemløsning og rådgivning, og arbeider på tvers av fagområder.



Norsk institutt for vannforskning

Økernveien 94 • 0579 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no