

Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa. Årsrapport for 2014



Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internett: www.niva.no

NIVA Region Sør

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

NIVA Region Innlandet

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

NIVA Region Vest

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

Tittel Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa. Årsrapport for 2014	Løpenr. (for bestilling) 6848-2015	Dato 27.4.2015
	Prosjektnr. Underr. O-13395	Sider Pris 91
Forfatter(e) Jarl Eivind Løvik, Torleif Bækken, Maia Røst Kile og Birger Skjelbred	Fagområde Ferskvannøkologi	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Oppland, Hedmark og Akershus	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Vassdragsforbundet for Mjøsa med tilløpselver	Oppdragsreferanse Odd Henning Stuen
---	--

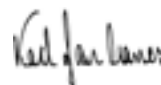
Sammendrag

Rapporten omhandler vannkvalitet og biologiske forhold i vannområde Mjøsa i 2014 samt tidsutviklingen gjennom overvåkingsperioden 1972-2014. Miljøtilstanden i Mjøsa og i tilløpselvene har blitt sterkt forbedret med hensyn til overgjødning siden 1970- og 1980-tallet. Algemengden målt som klorofyll-*a* og total planteplankton-biomasse var i den siste 5-årsperioden henholdsvis 45 % og 65 % lavere enn på 1970-tallet. Også enkelte år i den senere tid har det imidlertid vært større algemengder enn ønskelig, og det er særlig de markerte toppene med kiselalger i august-september som har preget algesamfunnet. Den økologiske tilstanden vurderes som god ved stasjonene Brøttum, Kise, Furnesfjorden og Skreia i 2014. Dette er en forbedring fra 2013, da den økologiske tilstanden ble vurdert som moderat for de fleste områdene av Mjøsa. Algemengden var lavere, sammensetningen av planteplanktonet var gunstigere, og konsentrasjonene av total-fosfor (tot-P) var lavere i 2014 sammenlignet med i 2013. Konsentrasjonen av tot-P i Mjøsa har blitt betydelig redusert etter Mjøsaksjonene på 1970- og 1980-tallet, men konsentrasjonen har vært litt høyere i de senere årene enn i perioden 2002-2008. Økningen skyldes trolig store tilførsler fra nedbørfeltet i tilknytning til perioder med stor avrenning i disse årene, spesielt under flommene i 2011, 2013 og 2014. Av de seks tilløpselvene som det gjøres jevnlig målinger i, er det Gausa, Svartelva og Hunnselva som har hatt jevnt over de høyeste konsentrasjonene av tot-P i de senere årene. Nivået av tot-P for Gausa har økt betydelig i perioden 2011-2014, trolig på grunn av stor tilførsel av «erosjons-fosfor» i tilknytning til lovlig utførte flomforbygningsarbeider. Basert på undersøkelser av begroingsalger og bunndyr i nedre deler av Vismunda og Stokkelva ble den økologiske tilstanden vurdert som god på begge disse lokalitetene i 2014.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Mjøsa	1. Lake Mjøsa
2. Forurensningsovervåking	2. Pollution monitoring
3. Eutrofiering	3. Eutrophication
4. Økologisk tilstand	4. Ecological status



Jarl Eivind Løvik
Prosjektleder



Karl Jan Aanes
Forskningsleder

Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa

Årsrapport for 2014

Forord

Rapporten omhandler vannkvalitet og biologiske forhold i vannområde Mjøsa i 2014 samt tidsutviklingen i viktige fysiske, vannkjemiske og biologiske forhold i overvåkingsperioden 1972-2014. Overvåkingen har fra og med 2003 blitt administrert og finansiert av Vassdragsforbundet for Mjøsa med tilløpselver, med bidrag fra staten ved Miljødirektoratet. Forbundets daglige leder Odd Henning Stuen har vært NIVAs kontaktperson. Ansvarlig for gjennomføring av undersøkelsen har vært NIVA Innlandet med Jarl Eivind Løvik som prosjektleder. Kontrakten som omhandler oppdraget ble undertegnet den 10.1.2014.

Innsamlingen av vannkjemiske prøver fra tilløpselvene er gjennomført av Jon Brevik, Randi Haugen og Ingunn Sandvik ved Gjøvikregionen helse og miljøtilsyn (Lena og Hunnselva), Berit Vargum, Sigrid Gregusson (Gausa og Gudbrandsdalslågen) og Elisabeth S. Seberg (Flagstadelva og Svartelva), de fem siste er ansatt ved LabNett (nå ALcontrol) Hamar. Prøvene fra Vorma ble samlet inn av Jarl Eivind Løvik. Glommens og Laagens Brukseierforening (GLB) og Norges vassdrags og energiverk (NVE) har hatt ansvaret for vannføringsmålingene i elvene. Kontaktpersoner har vært Hans Christian Udnæs i GLB og Rolf Steinar Olstad i NVE. Eli Narum (sommerhjelp hos Vassdragsforbundet), Ragnhild Skogsrud (Fylkesmannen i Hedmark) og Odd Henning Stuen har bistått ved feltarbeidet på Mjøsa.

Analysene og vurderingene av planteplankton er utført av Birger Skjelbred (NIVA Oslo). Jarl Eivind Løvik har analysert krepsdyrplankton og mysis samt gjennomført de biologiske befaringene i Stokkelva og Vismunda. Undersøkelsene av begroingsorganismer og bunndyr i Lågen og Svartelva er gjennomført av henholdsvis Maia Røst Kile og Torleif Bækken (begge NIVA Oslo).

Kjemiske og mikrobiologiske analyser er utført av MjøsLab på Gjøvik (Lena og Hunnselva), NIVAs kjemilaboratorium i Oslo (klorofyll-*a*) og LabNett (nå ALcontrol) på Hamar og i Skien (alle øvrige kjemiske og mikrobiologiske analyser). Fra NIVA har Roar Brænden stått for driften av den nettbaserte datapresentasjonen i Aquamonitor og sørget for overføring av data til databasen Vannmiljø. Mette-Gun Nordheim og Eirik Fjeld (NIVA) har bidratt med figurframstillinger. Mette-Gun Nordheim har i tillegg tilrettelagt data for overføring til Vannmiljø.

Samtlige takkes for velvillig og godt samarbeid.

Ottestad, 27.4.2015

Jarl Eivind Løvik

Innhold

	1
Sammendrag	5
Summary	8
1. Innledning	9
1.1 Bakgrunn	9
1.2 Målsetting	9
2. Program og gjennomføring	10
3. Resultater og vurderinger – Mjøsa	11
3.1 Meteorologiske forhold	11
3.2 Vanntemperatur	11
3.3 Siktedyb og turbiditet	13
3.4 Generell vannkvalitet	16
3.5 Næringsstoffer	17
3.6 Planteplankton	25
3.7 Krepserplankton	30
3.8 Mysis	35
3.9 Mjøsas økologiske tilstand	36
4. Resultater og vurderinger – elver	37
4.1 Vannføring	37
4.2 Generell vannkvalitet – typifisering	37
4.3 Konsentrasjoner og transport av fosfor og nitrogen	38
4.4 Silisium i elver	41
4.5 Hygienisk-bakteriologiske forhold	42
4.6 Begroing i Stokkelva og Vismunda	42
4.7 Bunndyr i Stokkelva og Vismunda	45
4.8 Vannkjemiske forhold i Stokkelva og Vismunda	46
4.9 Feltbefaringer langs Stokkelva og Vismunda	47
4.10 Økologisk tilstand i tilløpselver – oppsummering	48
4.11 Fosforbudsjett for Mjøsa	49
5. Litteratur	51
6. Vedlegg	54
6.1 Materiale og metoder	54
6.2 Primærdata Mjøsa	57
6.3 Primærdata elver	80
6.4 Generell informasjon om Mjøsa	90

Sammendrag

Hensikten med overvåkingen av Mjøsa med tilløpselver er å dokumentere økologisk tilstand, vannkvalitet og forurensningsgrad mht. næringsstoffer i innsjøen. Utviklingen over tid i viktige vannkjemiske variabler, mengde og sammensetning av plante- og dyreplankton skal følges, og det skal pekes på mulige årsaker til eventuelle endringer. Overvåkingen omfatter kjemiske og biologiske undersøkelser ved fire stasjoner i Mjøsa og i de ti største tilløpselvene samt i utløpselva Vorma.

Algemengder og algesammensetning

Totalmengden av planteplankton i Mjøsa har blitt sterkt redusert siden 1970- og 1980-tallet. Dette er et resultat av de tiltakene som er gjennomført for å redusere tilførslene av næringsstoffer. Ved hovedstasjonen Skreia var middelverdiene for klorofyll-*a* og planteplankton-biomasse for den siste femårsperioden henholdsvis ca. 45 % og ca. 65 % lavere enn på 1970-tallet. Det har også i hovedsak skjedd en gunstig utvikling av algesammensetningen i perioden; på 1970-tallet var det flere år med markante oppblomstringer av cyanobakterien (blågrønnalgen) *Tychonema bourrellyi*. Dernest representerte ulike stavformede kiselalger en stor andel av totalbiomassen. Tendensen til markerte topper med kiselalger om sommeren og/eller høsten har holdt seg framover til 1990-tallet og enkelte år etter 2000.

I 2014 var den midlere algemengden innenfor, men svært nær miljømålet 0,4 mg/l ved prøvestasjonene Kise, Furnesfjorden og Skreia, mens stasjon Brøttum hadde noe lavere algemengder. Miljømålet for klorofyll-*a* er satt ved 2,0 µg/l, og i 2014 varierte middelverdiene for de ulike stasjonene fra 1,9 µg/l ved Brøttum til 2,3 µg/l ved stasjon Skreia.

Det var først og fremst gruppen kiselalger som bidro mest til totalmengden planteplankton utover ettersommeren og tidlig høst i 2014. Mest framtrepende var *Tabellaria flocculosa* var. *asterionelloides*, en form som tidligere ble benevnt *Tabellaria fenestrata*. Ved Kise og i Furnesfjorden var det en oppblomstring av gullalgen *Uroglenopsis americana* før kiselalgenes oppblomstring. I tillegg til kiselalger og gullalger var det en god del svelgflagellater, særlig på våren og forsommeren. Gruppen cyanobakterier (blågrønnalger) utgjorde bare en liten del av algemengden. Indeksen basert på sammensetningen av planteplanktonet (PIT) tilsa god økologisk tilstand mht. eutrofiering for alle stasjonene i 2014, og totalvurderingen basert på planteplanktonets mengde og sammensetning ga samme resultat. Det ble registrert en forbedring i tilstanden sammenlignet med foregående år; i 2013 var algemengdene markert større, algesammensetningen var mindre gunstig, og den økologiske tilstanden ble vurdert som moderat ved tre av fire stasjoner.

Næringsstoffer

Overvåkingen av Mjøsa har vist at økte tilførsler av næringsstoffer fører til økende algevekst og markante endringer i algesammensetningen. Fosfor er begrensende næringsstoff for algevekst i Mjøsa, som i de fleste innsjøer. Middelverdiene for konsentrasjonen av total-fosfor (tot-P) på senvinteren har avtatt fra ca. 8-12 µg P /l først på 1970-tallet (før Mjøsaksjonene) til ca. 2-5 µg P/l i de senere årene. En tilsvarende reduksjon har skjedd med konsentrasjonen av fosfor i de øvre vannlag i vekstsesongen for alger. Middelverdien for tot-P i vekstsesongen ved hovedstasjonen Skreia for 10-årsperioden 2001-2010 var på 4,3 µg P/l, mens den for siste 5-årsperioden (2011-2014) var på 5,4 µg P/l, dvs. en liten økning. Også ved de andre stasjonene har det vært litt høyere middelverdier for tot-P i de senere årene. Periodevis stor avrenning og følgelig store tilførsler av fosfor fra nedbørfeltet, spesielt i forbindelse med flommene i 2011, 2013 og 2014, har sannsynligvis vært hovedårsaken til økningen. I 2014 var middelkonsentrasjonen innenfor miljømålet, dvs. ikke over 5,5-6,5 µg P/l i Mjøsas sentrale og sydlige deler (4,4 µg P/l ved Skreia).

Konsentrasjonen av total-nitrogen (tot-N) på senvinteren og i vekstsesongen økte noe fram til slutten av 1980-tallet, for deretter å flate ut. Ved stasjonene Furnesfjorden og Skreia har det vært en svak økning i konsentrasjonen på senvinteren også etter 1990. Den nordlige delen av Mjøsa har vesentlig lavere konsentrasjoner av nitrogen-forbindelser enn de sentrale og søndre delene. Årsaken til disse regionale forskjellene er først og fremst at de nordlige områdene påvirkes sterkt av vannet fra Gudbrandsdalslågen

som har generelt lave konsentrasjoner, mens de sentrale delene påvirkes mer av tilførselene fra jordbruk og befolkning i de lokale nedbørfeltene.

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

Siktedyp

Siktedypet i Mjøsa påvirkes først og fremst av mengden alger i de frie vannmasser, men særlig i nordre deler reduseres også siktedypet betraktelig i perioder med høyt innhold av suspenderte partikler i Lågen, spesielt i forbindelse med flommer. Siktedypet ble markert bedre i løpet av perioden fram til 2003-2005. Etter dette ble det registrert avtakende siktedyp fram til og med 2011 og mer usystematiske, men nokså store variasjoner i siktedypet i årene 2012-2014. I 2012 førte lave algemengder og liten flomaktivitet til generelt høye verdier for siktedyp. I 2013 og 2014 bidro flommene på våren til markant reduksjon i siktedypet spesielt ved Brøttum og Kise. Den kraftige kiselalgeoppblomstringen på sensommeren i 2013 førte også til at siktedypet ble relativt lavt. Middelveidien for siktedyp ved Skreia i algeveksts sesongen 2014 var på 7,9 m, dvs. nær miljømålet 8,0 m.

Økologisk tilstand i Mjøsa

Den økologiske tilstanden vurderes som god ved samtlige av de fire prøvestasjonene Brøttum, Kise, Furnesfjorden og Skreia i 2014. Vurderingen er basert på data over planteplanktonets mengde og sammensetning samt resultater fra fysisk-kjemiske støtteparametere. Dette betyr at miljømålet i forhold til vannforskriften ble oppnådd for disse delene av Mjøsa i 2014. Overvåkingen som ble gjennomført i Mjøsas sydlige deler i tilknytning til anleggsvirksomheten ved E6-Dovrebanen indikerte også god økologisk tilstand ved de fleste prøvestasjonene i 2014 (Rognerud mfl. 2015). Algemengdene var imidlertid noe høyere i de sydlige områdene sammenlignet med i de sentrale og nordlige delene av Mjøsa. Det ble registrert en forbedring i den økologiske tilstanden fra 2013, da tilstanden ved de fleste prøvestasjonene ble klassifisert som moderat.

Krepsdyrplankton og mysis

Siden 1970-tallet har midlere biomasse av krepsdyrplankton blitt redusert med ca. 40 % ved hovedstasjonen. Mengden planteplankton ser ut til å være den viktigste faktoren for hvor mye krepsdyrplankton som utvikles i Mjøsa, dvs. at det er en såkalt "bottom up"-regulering av biomassen av krepsdyrplankton. De fleste artene har hatt nedgang i biomassen i perioden. Gelekrepsen *Holopedium gibberum* reetablerte seg i planktonet fra midten av 1980-tallet, etter å ha vært fraværende i en lengre periode da Mjøsa var som mest overgjødlet. Arten regnes som en god indikator på næringsfattige forhold og bør anses som en naturlig del av Mjøsas økosystem. Antallet og biomassen av det rekelignende krepsdyret mysis (*Mysis relicta*) har gjennomgått betydelige svingninger i overvåkingsperioden. Midlere biomasse for 5-årsperioden 2010-2014 var 38 % lavere enn middelbiomassen på 1970-tallet.

Temperaturen i Mjøsas øvre vannlag og klimaets betydning

Middeltemperaturen for algeveksts sesongen og for sjiktet 0-10 m har økt med ca. 1,4 °C ved stasjon Skreia, om vi sammenligner periodene 1972-1980 og 2011-2014. 2014 var et svært mildt år på Østlandet, med midlere lufttemperaturer over normalen i alle årets måneder og en årsmiddeltemperatur på hele 3,33 °C over normalen (Kise meteorologiske stasjon). Også vanntemperaturen i Mjøsas øvre vannlag var uvanlig høy; middelverdien på 13,8 °C ved Skreia for algeveksts sesongen er den høyeste som er registrert siden overvåkingen startet i 1972. Av de 20 årene i perioden 1972-2014 med høyest middeltemperatur er 18 av observasjonene fra 1990 og senere.

Klimaendringene har trolig allerede påvirket både algemengden og algesammensetningen i Mjøsa (Hobæk mfl. 2012). De senere årene har vært preget av til dels uvanlig store nedbørmengder. Klimaframskrivninger antyder også økt nedbørmengde i framtida sammenlignet med «normalperioden» 1961-1990 (Hanssen-Bauer mfl. 2009). Dette vil i sin tur kunne medføre økt arealavrenning av næringsstoffer, økt belastning på avløpssystemene og negative konsekvenser for miljøtilstanden i Mjøsa. Det er derfor viktig fortsatt å ha sterk fokus på å begrense tilførslene av næringsstoffer til Mjøsa, og på å følge utviklingen gjennom overvåking av vannkvaliteten.

Konsentrasjoner og transport av næringsstoffer i elvene

De samlede elvetilførslene av fosfor ble redusert fra ca. 160-170 tonn pr. år i 1979-1980 til ca. 65-100 tonn pr. år i perioden 2001-2010, dvs. en reduksjon på ca. 45 %. Tilsvarende skjedde det en reduksjon i volumveid middelkonsentrasjon av tot-P fra 16,3 µg P/l i 1979-1980 til 9,7 µg P/l i 2001-2010. Dette som et resultat av de forurensningsbegrensende tiltakene som ble gjennomført. «Flomårene» 1995, 2011, 2013 og 2014 skiller seg imidlertid ut med betydelig høyere middelkonsentrasjoner og totale elvetilførsler (ca. 190-300 tonn P pr. år). Gudbrandsdalslågen alene står for ca. 55-75 % av de totale elvetilførslene av fosfor til Mjøsa, mens den representerer ca. 85-90 % av vanntilførslene. Dette betyr at Lågen virker fortynning på fosfor-konsentrasjonen i Mjøsa i forhold til tilførslene fra de øvrige elvene. De totale eksterne tilførslene av fosfor til Mjøsa er beregnet til 198 tonn for 2014. Tilførslene av fosfor fra de seks største elvene ser ut til å ha nådd sitt laveste nivå omkring 2003, for deretter å flate ut eller stige svakt.

Gudbrandsdalslågen har hatt generelt lave konsentrasjoner av tot-P i de siste 15 årene, med medianverdier på 4-6 µg P/l, bortsett fra i «flomåret» 2011 da medianverdien var noe høyere (9 µg P/l). Gausa hadde konsentrasjoner på samme nivå som i Lågen fram til og med 2011. Deretter har medianverdien økt til 15 µg P/l i 2013 og hele 37 µg P/l i 2014. Hovedårsaken til økningen er trolig lovlig anleggsarbeider som er gjennomført langs elva for å redusere flomskader. Mye av dette fosforet var trolig partikkelbundet og lite tilgjengelig for algevekst, men det blir viktig å følge utviklingen nøye framover og å unngå ytterligere økninger i tilførslene av fosfor til Mjøsa via Gausa. Av de seks tilløpselvene hvor det foretas jevnlig målinger, er det Svartelva og Hunnselva (utenom Gausa) som har hatt de høyeste konsentrasjonene av tot-P.

Hygieniske forhold i tilløpselver

Målinger av mengden fekale indikatorbakterier (*E. coli*) viste at nedre deler av Lågen og Gausa var moderat forurenset mht. tarmbakterier og hadde mindre god hygienisk vannkvalitet i 2014. Svartelva hadde betydelig høyere konsentrasjoner av *E. coli* og dårlig vannkvalitet, mens Lena, Hunnselva og Flagstadelva hadde svært dårlig hygienisk vannkvalitet i 2014. Mulige forurensningskilder er sig fra husdyrgjødsel, lekkasjer og overløp fra kommunale avløpsnett, utslipp fra eventuelt ovenforliggende kommunale renseanlegg og utslipp fra private anlegg i spredt bebyggelse.

Biologiske observasjoner i Stokkelva og Vismunda

Størstedelen av begge disse hovedvassdragene med undersøkte sideelver ble vurdert som lite påvirket av næringsstoffer og organisk stoff fra befolkning, jordbruk og annen næringsvirksomhet. Enkelte strekninger av sidebekker ble vurdert som moderat eller markert påvirket. I nedre del av de to elvene, nær utløpet i Mjøsa, ble økologisk tilstand vurdert som svært god ut fra bunndyrsamfunnets sammensetning og som god ut fra begroingsamfunnets sammensetning i 2014. Det vil si at begge vannforekomstene oppnådde målet om god økologisk tilstand i henhold til vannforskriften.

Summary

Title: Monitoring of Lake Mjøsa, S Norway. Annual report for 2014.

Year: 2015

Authors: Jarl Eivind Løvik, Torleif Bækken, Maia Røst Kile and Birger Skjelbred

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: 978-82-577-6583-5

The report presents data from the monitoring project on Lake Mjøsa, its tributaries and the outlet river Vormå, emphasizing results from 2014 and long-term trends in water quality and environmental status for the period 1972-2014.

As a result of comprehensive pollution abatement measures, the water quality of Lake Mjøsa has improved markedly since the 1970ies and the 1980ies. The mean phytoplankton biomass has been reduced by 65 %, and the mean concentration of chlorophyll-*a* has been reduced by 45 % since the 1970ies. However, even in some later years, the phytoplankton biomass has been rather high especially during diatom “blooms” in late August and early September. Based on mean algal biomass and composition of the phytoplankton in 2014, the ecological status was classified as good at all four sampling stations. This indicates an improvement of the environmental conditions compared to the situation in 2013, when both the composition of the phytoplankton and the higher algal biomass indicated more nutrient rich conditions.

At the main station, tot-P mean value for the algal growth season declined from 7-11 µg P/l in the 1970ies to 3-5 µg P/l in years 2002-2008. In years 2009-2013 the tot-P mean values were slightly higher, varying in the range 4-7 µg P/l. This increase was probably caused by relatively large P-inputs from the catchment during periods with high run off, especially during the late spring floods in 2011, 2013 and 2014. In 2014 the tot-P concentration was within the environmental target for Lake Mjøsa.

Mean values for tot-P concentrations in the six main inlet rivers indicated high ecological status for the rivers Gudbrandsdalslågen, Hunnselva and Flagstadelva, good status for Lena and Svartelva, and moderate status for Gausa. The tot-P concentration in river Gausa has increased considerably since 2011, probably caused by erosion in association with construction works with the purpose to prevent flood damage.

Based on investigations of benthic communities of algae macro invertebrates the ecological status was classified as good at the sampling stations situated in the lower parts of the rivers Vismunda and Stokkelva in 2014.

1. Innledning

1.1 Bakgrunn

Fra ca. 1950 til slutten av 1980-tallet var Mjøsa betydelig overgjødset. Vannkvaliteten var ikke akseptabel, og den biologiske tilstanden 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 industrien. Effektene av forurensningene kulminerte med en kraftig oppblomstring av blågrønnalgen (cyanobakterien) *Tychonema bourrellyi* særlig i vekstsesongen 1976. Situasjonen ble da vurdert som kritisk. Mjøsaksjonene i tiden 1973-80 og videre tiltak (Tiltakspakken for Mjøsa) for å redusere tilførslene av forurensninger var avgjørende for å bringe Mjøsa tilbake til akseptabel eller nær akseptabel tilstand (se f.eks. Holtan 1993, Rognerud og Kjellberg 1990, Nashoug 1999). Dette har i hovedsak vært situasjonen de fleste årene i perioden 1989-2012. Men også enkelte år i den senere tid har det vært større mengder planteplankton enn ønskelig. Konsentrasjonen av fosfor var noe høyere i 2009-2013 sammenlignet med i 2002-2008, og økologisk tilstand ble karakterisert som moderat på tre av fire prøvestasjoner i 2013 (Løvik mfl. 2014).

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

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

I 2003 ble Vassdragsforbundet for Mjøsa med tilløpselver etablert. Vassdragsforbundet er en ideell stiftelse med medlemmer fra 20 kommuner rundt Mjøsa og i Gudbrandsdalen, staten ved Fylkesmennene i Oppland og Hedmark, fylkeskommunene i de to fylkene, regulanten (GLB), næringslivsbedrifter og frivillige organisasjoner med tilknytning til Mjøsområdet (se www.vassdragsforbundet.no). I 2014 hadde Vassdragsforbundet totalt 64 medlemmer. Fra og med 2003 har Vassdragsforbundet hatt ansvaret for og administrert overvåkingen.

1.2 Målsetting

Hensikten med overvåkingen av Mjøsa med tilløpselver er å registrere vannkvalitet, økologisk tilstand og forurensningsgraden av næringsstoffer 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 kjemiske og biologiske undersøkelsene skal være representative slik at de kan inngå i en trendframstilling over tid.

Videre skal forurensningsgraden og miljøtilstanden vurderes i viktige deler av de 12 største elvene (inklusive utløpselva Vorma) etter et rullerende program. Overvåkingen skal så vidt mulig gi grunnlag for spesifikk informasjon vedrørende utslipp av boligkloakk, utslipp fra landbruk, industri osv. Årlig transport av fosfor og nitrogen skal beregnes i 6 av tilløpselvene og i utløpselva Vorma.

2. Program og gjennomføring

Undersøkelsene i 2014 er en videreføring av programmet som har vært fulgt i de senere årene. Dette kan beskrives med følgende tre delområder:

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

Delområde 2: Kompletterende rutinemessig fysisk/kjemisk og biologisk overvåking av vannkvaliteten i Mjøsa ved tre stasjoner: Brøttum, Kise og Furnesfjorden.

Delområde 3: Undersøkelser i elver.

Kjemiske og hygienisk/bakteriologiske målinger gjøres ved de faste prøvestasjonene nær utløpet i Mjøsa i tilløpselvene Lena, Hunnselva, Gausa, Gudbrandsdalslågen, Flagstadelva, Svartelva og i Vorma ved Minnesund (Figur 1). Årlige biologiske undersøkelser i de 11 største tilløpselvene og i Vorma etter et rullerende program (Tabell 1) inngår også i dette delområdet. Foruten de 6 nevnte tilløpselvene og Vorma gjelder dette Mesna, Moelva, Brumunda, Stokkelva og/eller Vismunda og Vikselva. I 2014 ble biologiske undersøkelser gjennomført i Stokkelva og Vikselva.

Tabell 1. Rullerende program for biologiske undersøkelser i elver.

2014	2015	2016	2017	2018	2019
Stokkelva	Lena	Mesnaelva	Gausa	Hunnselva	Lågen
Vismunda	Flagstadelva	Brumunda	Moelva	Vikselva	Svartelva

En oversikt over kjemiske og mikrobiologiske analysemetoder/-betegnelser er gitt i Vedlegg (kpt. 6.1). Beskrivelser av innsamlingsmetoder og vurderingssystemer etc. med hensyn til begroing, bunndyr, planteplankton og dyreplankton er også gitt i Vedlegg (kpt. 6.1).



Figur 1. Mjøsa med de faste prøvestasjonene i innsjøen, i tilløpselver og i utløpet Vorma. Grunnlagsdata er hentet fra Statens kartverk, serie N250. Symbolisering er ved NIVA.

3. Resultater og vurderinger – Mjøsa

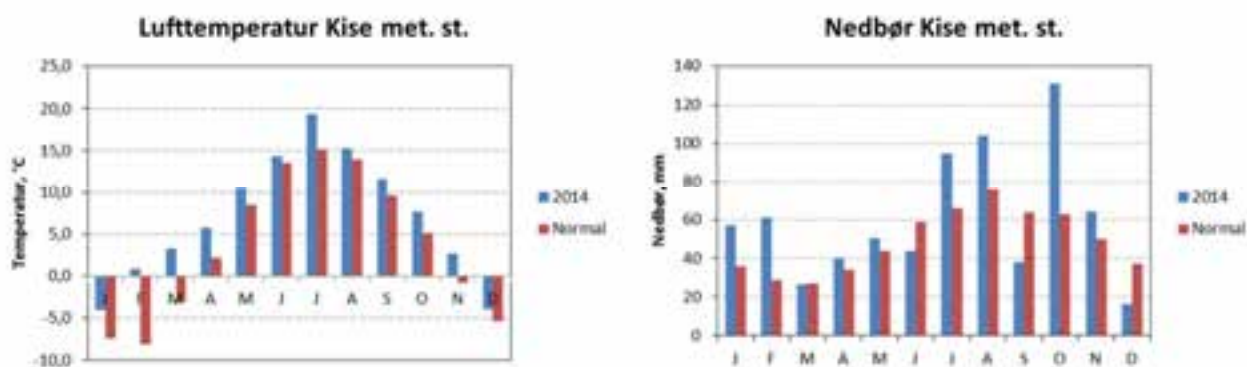
Primærdata fra målinger av vanntemperatur og siktedyp samt analyseresultater for vannkjemi, planteplankton, dyreplankton og mysis er gitt i Vedlegg (kpt. 6.2).

3.1 Meteorologiske forhold

Værforholdene har stor betydning for tilførsler av næringsstoffer, mineralsalter, erosjonspartikler og organisk stoff fra nedbørfeltet samt for temperatur- og sjiktningsforholdene i Mjøsa. Disse miljøfaktorene har videre stor innvirkning på vekst og utvikling av planter og dyr i Mjøsa.

For å beskrive de meteorologiske forholdene i Mjøsområdet i 2014 har vi benyttet data fra Kise på Nes i Ringsaker (Figur 2). 2014 ble et svært mildt år; middeltemperaturen var høyere enn normalen i alle årets måneder, og årsmiddeltemperaturen på 6,96 °C var hele 3,33 °C høyere enn normalen på 3,63 °C. Relativt sett varmest var februar, mars og juli med månedsmiddeltemperaturer henholdsvis 9,0 °C, 6,4 °C og 4,2 °C over normalen. For Østlandet som helhet var årsmiddeltemperaturen på 3,4 °C, som er den høyeste årsmiddeltemperaturen siden 1900 og 0,6 °C over nest høyeste årsmiddelverdi (2,8 °C i både 1990, 2000 og 2006) (<http://www.yr.no/>). Det var en tidlig vår i 2014 med mye fint og varmt vær i april, mai og første delen av juni. Middeltemperaturen for algeveksts sesongen juni-oktober 2014 er beregnet til 13,7 °C. Dette er 2,2 °C høyere enn normalt for perioden.

Det kom forholdsvis mye nedbør i januar, februar, juli, august og oktober, mens september og desember var måneder med lite nedbør i 2014 (Figur 2). I de øvrige månedene var nedbørmengden nær normalen. På årsbasis falt det 728 mm nedbør på Kise i 2014. Dette er 143 mm eller 24 % over normal årsnedbør. Juli og august var preget av mye fint og varmt vær, men også perioder med lokale, kraftige regnbyger som resulterte i skadeflom i enkelte mindre elver (f.eks. Åretta i Lillehammer). Nedbørmengden i veksts sesongen for alger (juni-oktober) var på 412 mm, dvs. 84 mm eller 26 % over normal nedbørmengde for perioden.



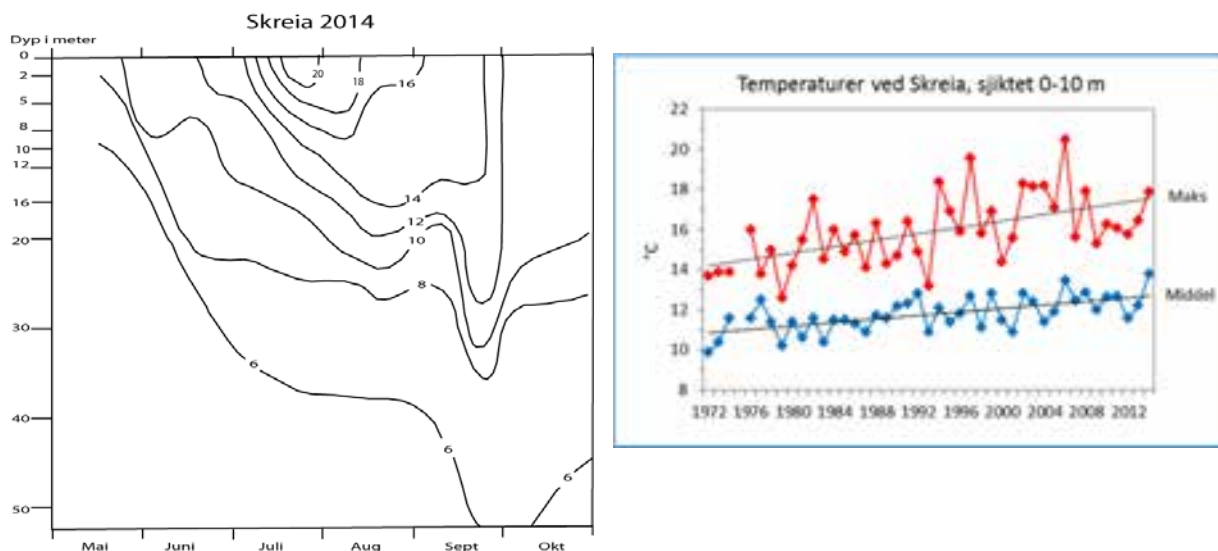
Figur 2. Middeltemperatur og nedbørsommer per måned ved Kise meteorologiske stasjon.

Datakilde: <http://lmt.bioforsk.no/>

3.2 Vanntemperatur

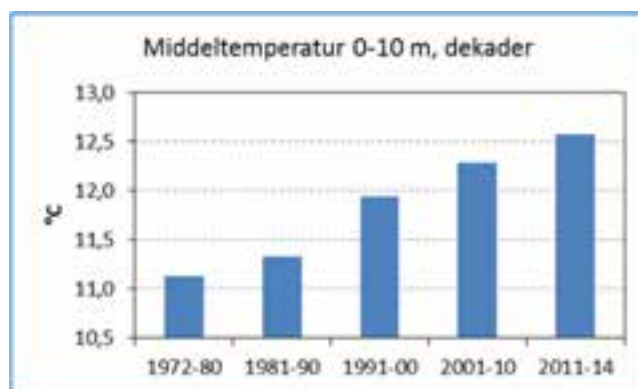
Furnesfjorden og Mjøsas hovedbasseng sør for Gjøvik ble ikke islagt vinteren 2013-2014. De nordlige delene sør for Lillehammer ble islagt, og ved stasjon Brøttum gikk isen omkring 7. april i 2014. Ved den første prøverunden den 18. mars var det sirkulerende vannmasser med temperaturer på 3,5-3,7 °C ved

Skreia, 3,4-3,6 °C ved Kise og 3,1-3,3 °C i Furnesfjorden. Ved Brøttum ble de første observasjonene gjort den 9. april (pga. dårlig is utover i mars). Her ble det da målt vanntemperaturer på fra 2,8 °C på 2 m dyp til 3,5 °C på 60 m dyp. Den 20. mai var det allerede en viss termisk sjiktning med 8,5-11,8 °C mot overflaten på de ulike prøvestasjonene (Figur 3). Utover sommeren skjedde det en gradvis oppvarming, og de høyeste temperaturene ble målt den 22. juli ved Skreia med 20,7 °C og den 6. august i Furnesfjorden med 21,0 °C på 0,5 m dyp. Høstfullsirkulasjonen inntrådte sannsynligvis flere uker etter at de siste målingene ble gjort den 21. oktober ved Skreia. På dette tidspunktet var det fortsatt 10,1 °C fra overflaten og ned til 20 m dyp.



Figur 3. Isotermdiagram for stasjon Skreia i 2014 (til venstre) og tidsutviklingen i middel og makstemperaturen i de øvre, varme vannlag (0-10 m) i perioden juni-oktober ved Skreia (til høyre).

Middeltemperaturen for produksjonssesongen i de øvre vannlag (0-10 m) har økt gjennom overvåkingsperioden (Figur 3). Beregnet ved lineær regresjon var økningen på 1,84 °C eller på 0,04 °C per år i perioden 1972-2014. Sammenligner vi middeltemperaturene for periodene 1972-1980 og 2011-2014, var økningen på 1,44 °C (Figur 4). Årsaken til økningen er trolig klimaforandringene og den generelle oppvarmingen som har skjedd også i Mjøsområdet i den senere tid.



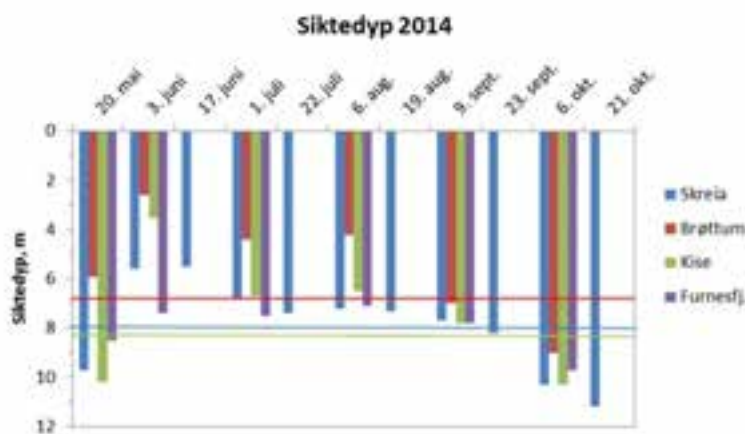
Figur 4. Tidsutviklingen i middeltemperaturen for de øvre vannlag (0-10 m) av Mjøsa ved stasjon Skreia, gitt som 10-årsmidler for perioden 1972-2014.

Middeltemperaturen for sjiktet 0-10 m i algeveksts sesongen 2014 er beregnet til 13,80 °C ved Skreia. Dette er den høyeste middeltemperaturen vi har registrert i hele overvåkingsperioden, og 0,33 °C høyere enn nest høyeste middeltemperatur på 13,47 °C som ble registrert i 2006.

3.3 Siktedyp og turbiditet

Mjøsa kan betegnes som en klarvannssjø med et fra naturens side lavt humusinnhold. Siktedypet i Mjøsas hovedvannmasser påvirkes først og fremst av mengden alger (planteplankton). Særlig i nordlige deler reduseres siktedypet til tider betydelig av tilførte partikler i forbindelse med flomaktivitet og stor transport av slam i de største tilløpselvene, Lågen og Gausa. Store mengder leirpartikler fra breene i Jotunheimen tilføres via Lågen med smeltevannsfloppen om sommeren. Flommer i de lavereliggende, mindre vassdragene kan også påvirke vannkvaliteten og redusere siktedypet i Mjøsa spesielt i de nærmeste områdene utenfor elvemunningene.

Ved første prøverunde, den 20. mai, varierte siktedypet fra 5,9 m ved Brøttum til 10,2 m ved Kise (Figur 5).



Figur 5. Sesongutviklingen i siktedyp ved de fire prøvestasjonene. Horisontal blå linje markerer fastsatt miljømål for siktedyp (8 m) i Mjøsas sentrale hovedvannmasser (jf. stasjon Skreia). Grønn og rød linje viser grenseverdiene henholdsvis for tilstandsklasse svært god/god (8,3 m) og god/moderat (6,9 m) for kalkfattige, klare, dype innsjøer i lavlandet (innsjøtype nr. 6 = L-N2b).

Mot slutten av mai 2014 utviklet det seg til en markert flom i flere av tilløpselvene, bl.a. i de to største, Gudbrandsdalslågen og Gausa. Flomvannet førte med seg mye suspenderte partikler (slam) til Mjøsa. Dette resulterte i en markert reduksjon i siktedypet, spesielt ved de nordlige og vestlige stasjonene Brøttum og Kise der det ble målt siktedyp på bare 2,6 m og 3,5 m den 3. juni. Hovedstasjonen Skreia ble også påvirket av flomvannet, og det ble her målt et siktedyp på 5,6 m samme dato. Stasjonen i Furnesfjorden var betydelig mindre påvirket; her ble siktedypet på dette tidspunktet målt til 7,4 m. Erosjonspartiklene som ble tilført med flommen, sedimenterte etter hvert gradvis ut av vannmassene, men påvirkningen fra flomvannet bidro til at siktedypet holdt seg lavt også videre utover sommeren (ca. 4-7 m). Oppblomstringen av kiselalger i august-september var en vesentlig årsak til det relativt lave siktedypet i denne perioden. Utover høsten, da algemengden avtok sterkt, økte siktedypet igjen til 9-11 m ved de ulike stasjonene.

Turbiditet er et mål på konsentrasjonen av partikler i vannet. Turbiditeten viser vanligvis et sesongmessig variasjonsmønster med lave verdier (<0,5 FNU) tidlig vår og høst når det er lite alger og partikler i vannet og siktedypet er høyt (Figur 5). Når Mjøsa blir termisk sjiktet, algemengden øker og/eller påvirkningen fra partikkelholdig vann fra elvene eventuelt blir mer påtagelig, øker også turbiditeten (mens siktedypet

reduseres). Det er likevel relativt sjelden at det måles turbiditet på over 1 FNU i Mjøsas sentrale hovedvannmasser ved stasjon Skreia.

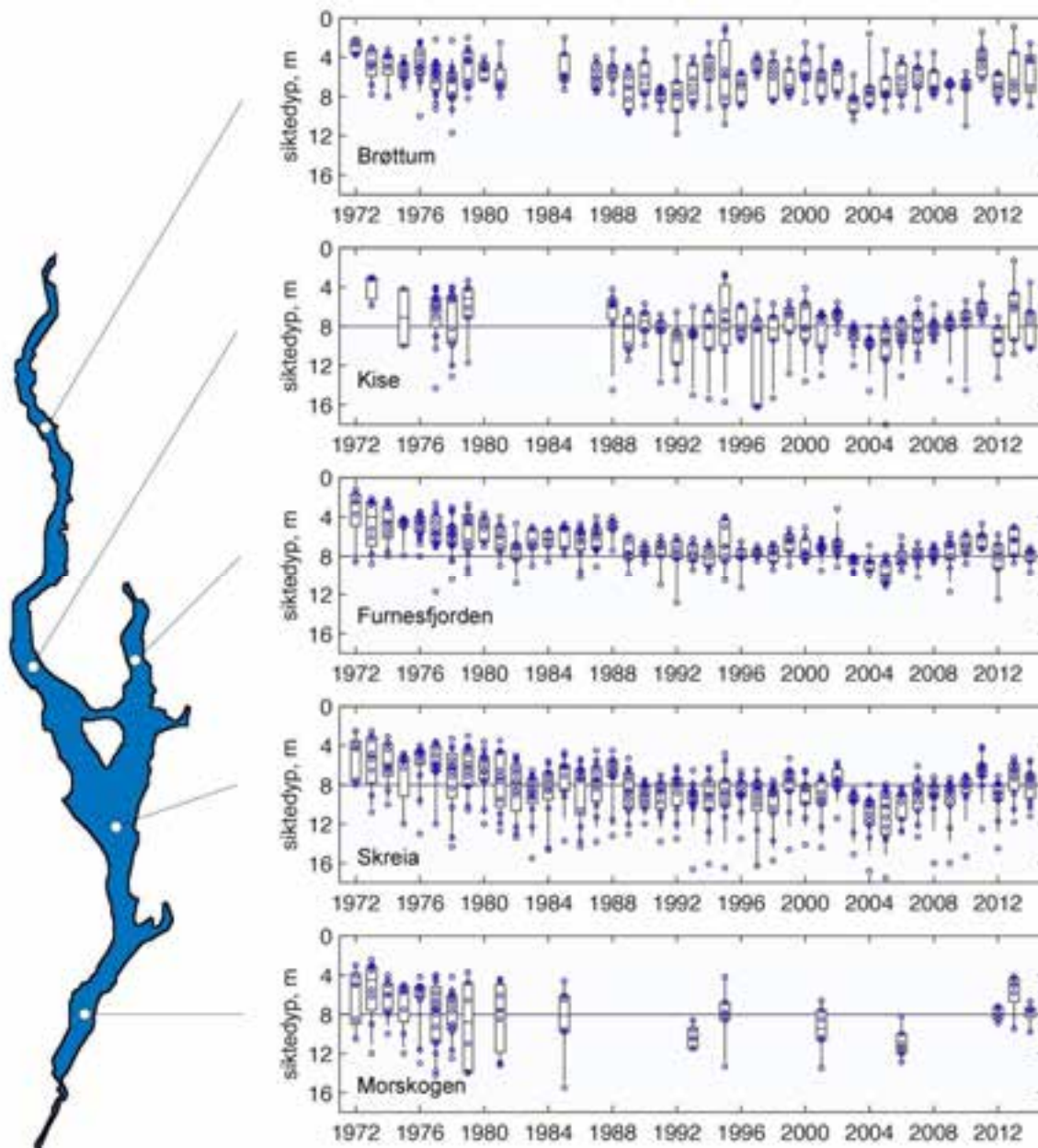
Figur 6 viser tidsutviklingen i turbiditet i de øvre vannmasser ved Skreia for de siste åtte årene. Vannkvaliteten har stort sett vært god med hensyn til partikkelinnhold i denne perioden, men flommene på våren/forsommeren i 2011 og 2013 satte et tydelig preg på Mjøsas hovedvannmasser med turbiditetsverdier på over 1,5 FNU. I 2014 ble høyeste verdi (1,0 FNU) registrert i etterkant av flommen, den 17. juni. Til sammenligning ble det i de nordlige delene av Mjøsa (stasjon Brøttum) målt turbiditet på 6-14 FNU i forbindelse med storflommen i 1995 (Stårvik mfl. 1996) og på 16 FNU i forbindelse med flommen i 2013 (Løvik mfl. 2014). Ved Kise er det målt turbiditetsverdier på 3-6 FNU i tilknytning til flommer.



Figur 6. Turbiditet ved stasjon Skreia (0-10 m) i perioden 2007-2014. Rød linje viser grensen mellom god og mindre god vannkvalitet (1,0 FNU) i henhold til SFTs veileder for miljøkvalitet i ferskvann (Andersen mfl. 1997).

Etter hvert som algemengdene avtok i Mjøsa fra 1970-tallet og framover, ble også sikten i vannet markert bedre (Figur 7). Tidsserien over siktedyp for stasjon Skreia viser generelt en økende trend fram mot 2003-2006. Deretter ser det ut til at siktedypet har blitt noe mindre, men med betydelige år til år-variasjoner. Det kan synes som om flompåvirkning kan ha fått en stor innvirkning på siktedypet i Mjøsas sentrale hovedvannmasser i de senere år, mens siktedypet i større grad var bestemt av algemengdene f.eks. på 1970-, 1980- og 1990-tallet.

Middelverdiene for siktedyp for perioden mai-oktober 2014 er beregnet til 5,5 m ved Brøttum, 7,5 m ved Kise, 8,0 m i Furnesfjorden og 7,9 m ved hovedstasjonen utenfor Skreia. Det vil si at siktedypet var svært nær miljømålet dette året.



Figur 7. Tidsutviklingen i siktedyb ved fem prøvestasjoner i Mjøsa i perioden 1972-2014. Boksene viser intervallet mellom 25- og 75-persentilene, horisontale streker inni boksene viser medianverdier (50-persentilen), og vertikale streker viser intervallene mellom 10- og 90-persentilene. Den horisontale linjen angir fastsatt miljømål, dvs. at siktedypet i Mjosas sentrale hovedvannmasser skal være mer enn 8 m. For Mjosas nordlige del (jf. stasjon Brøttum) er det ikke fastsatt noe bestemt miljømål mht. siktedyb. Dette fordi denne delen av Mjøsa naturlig påvirkes sterkt av flomvann og til tider høye konsentrasjoner av breslam fra Gudbrandsdalslågen. Verdier for stasjon Morskogen 2014 er fra Rognerud mfl. (2015).

3.4 Generell vannkvalitet

I Tabell 2 er karakteristiske verdier gitt for noen variabler som beskriver Mjøsas generelle vannkvalitet.

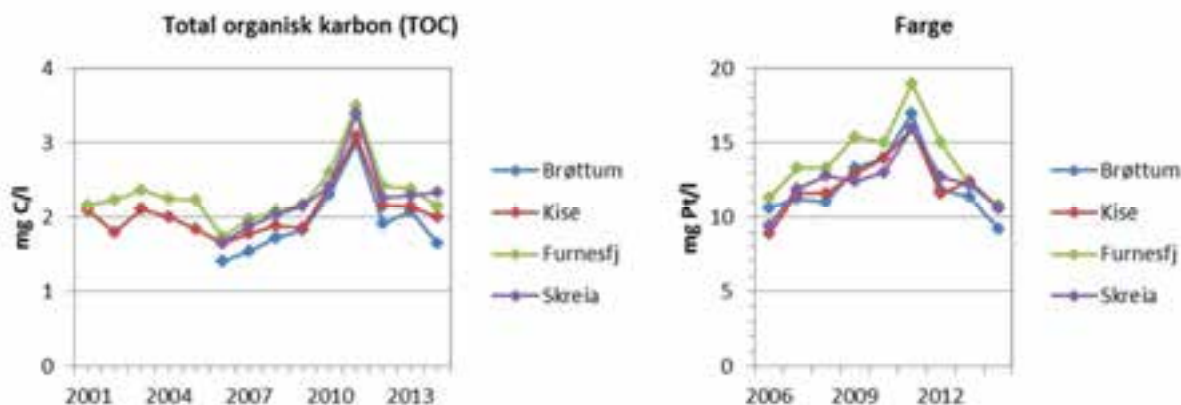
Tabell 2. *Middelverdier for generelle vannkvalitetsvariabler for perioden mai-oktober 2014.*

		Brøttum	Kise	Furnesfjorden	Skreia
pH					7,3
Alkalitet	mmol/l				0,229
Farge	mg Pt/l	10	11	12	11
Total organisk karbon, TOC	mg C/l	1,7	2,0	2,2	2,1
Turbiditet	FNU				0,39
Konduktivitet	mS/m				4,07
Kalsium*	mg Ca/l	4,4	5,2	5,7	5,5

* Gjelder målinger utført på prøver innsamlet i oktober 2010.

Vannmassene ved hovedstasjonen har en nøytral til svakt basisk karakter, med pH vanligvis varierende i intervallet 7,0-7,5 (se primærdata i Vedlegg). Vannet har en god evne til å motstå pH-endringer ved forurening, jmfør alkalitet på ca. 0,200-0,300 mmol/l (middelverdi på 0,229 mmol/l i 2014). Fargeverdier på 8-14 mg Pt/l og TOC-verdier på 1,8-2,8 mg C/l viser at Mjøsa er en klarvannssjø, dvs. at vannmassene er lite påvirket av organiske syrer (humus) fra nedbørfeltet. Mjøsa har en saltfattig vannkvalitet, med konduktivitet på omkring 4-5 mS/m.

Middelverdiene for TOC og farge viste en økende trend ved alle stasjonene i perioden 2006-2012 (Figur 8). Deretter har middelverdiene for disse to variablene sunket til omtrent samme nivå som i 2006.



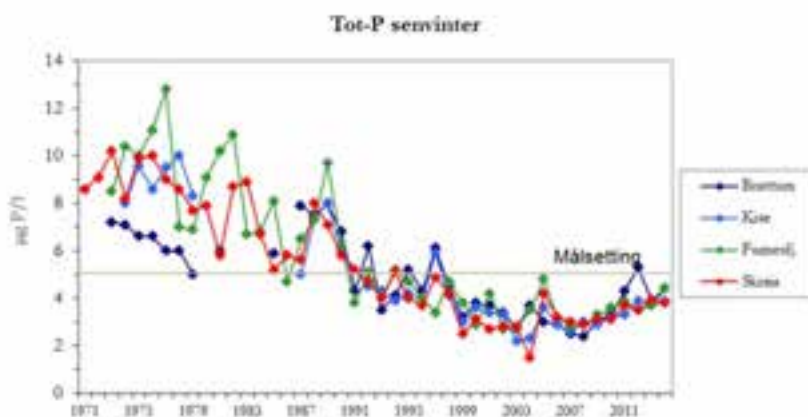
Figur 8. *Tidsutviklingen i middelverdier for TOC og farge (juni-oktober, sjiktet 0-10 m).*

Middelverdien for konsentrasjonen av kalsium varierte fra 4,4 mg Ca/l ved Brøttum til 5,7 mg Ca/l i Furnesfjorden (Tabell 2), og konsentrasjonen av kalsium ser ikke ut til å ha endret seg siden 1960-tallet (Løvik mfl. 2014). Grensen mellom kalkfattige og moderat kalkrike innsjøer er satt ved 4 mg Ca/l (Veileder 02:2013). Omfattende jordbruk i nedbørfeltet og eutrofiering i en periode kan ha ført til noe økt Ca-konsentrasjon. Det vil si at det naturlige nivået muligens kan ha ligget innenfor intervallet for kalkfattige innsjøer (1-4 mg Ca/l). Ved klassifiseringen av økologisk tilstand velger vi derfor å benytte grenseverdier for innsjøtype nr. 6 = L-N2b, dvs. kalkfattige, klare og dype innsjøer i lavlandet.

3.5 Næringsstoffer

Fosfor

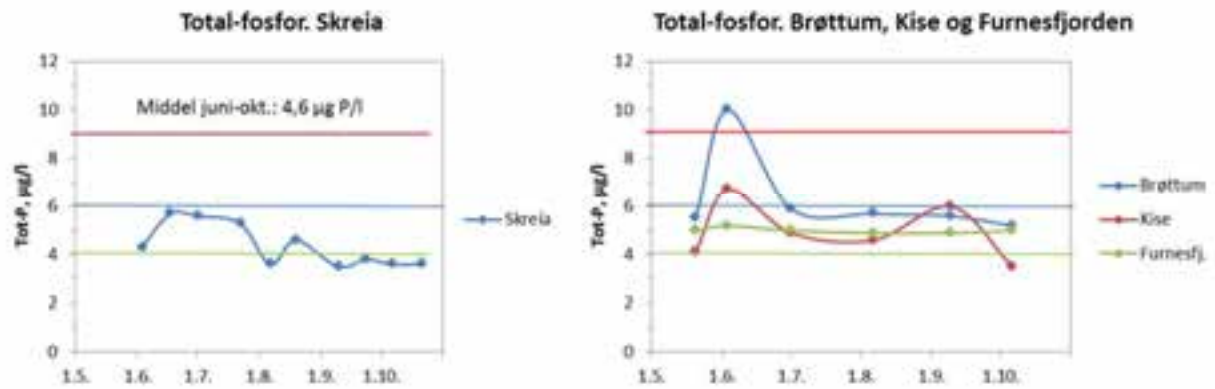
Fosfor regnes for å være det begrensende næringsstoffet for algevekst i Mjøsa som i de fleste innsjøer. Figur 9 viser at det har vært markerte reduksjoner over tid i middelverdiene for total-fosfor (tot-P) i Mjøsas vannmasser på senvinteren («basiskonsentrasjonen») fra 1970-tallet og fram til omkring årtusenskiftet. Årsaken til reduksjonen er de mange tiltakene for å redusere tilførselene av fosfor som ble gjennomført fra 1970-tallet og framover i forbindelse med Mjøsaksjonene og senere tiltak. Konsentrasjonen på senvinteren har avtatt fra ca. 8-12 $\mu\text{g}/\text{l}$ på 1970-tallet til ca. 2-5 $\mu\text{g}/\text{l}$ i de senere årene. I perioden 1998-2014 har senvinterverdiene i all hovedsak vært innenfor målsettingen (maks 5 $\mu\text{g}/\text{l}$), men vist en moderat økning på ca. 1 $\mu\text{g}/\text{l}$ i perioden 2006-2014.



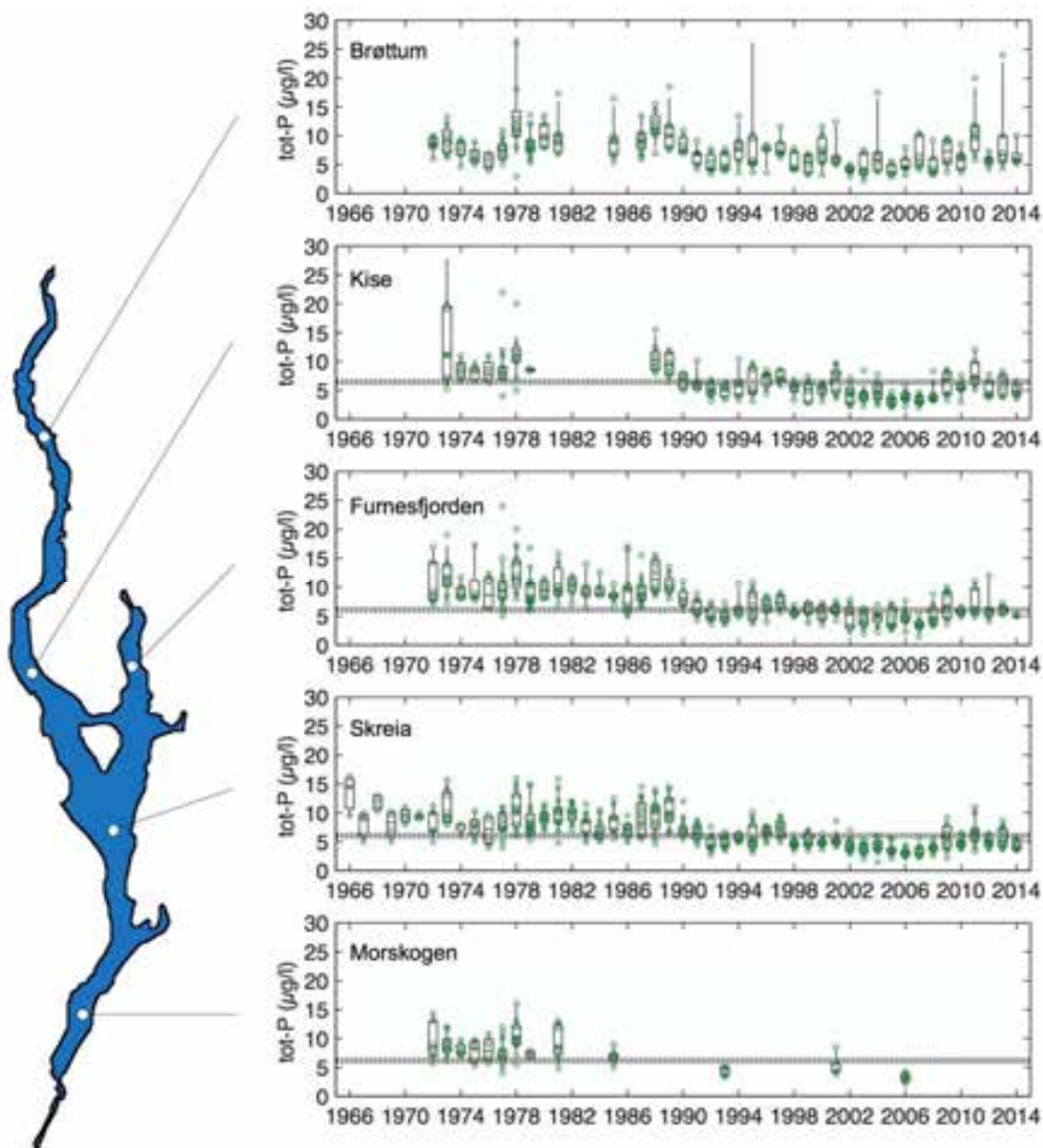
Figur 9. Tidsutviklingen i middelverdiene for total-fosfor på senvinteren (basiskonsentrasjonen) basert på vertikalserier fra overflata til bunnen ved de ulike prøvestasjonene.

En liknende utvikling som for senvinter-verdiene har skjedd mht. konsentrasjonen av tot-P i de øvre vannlag (0-10 m) i vekstsesongen for alger (Figur 11). Ved hovedstasjonen ble medianverdiene for tot-P redusert fra ca. 7-10 $\mu\text{g}/\text{l}$ på 1970- og 1980-tallet til ca. 3-5 $\mu\text{g}/\text{l}$ i perioden 2002-2008. Deretter har medianverdien for tot-P økt noe og variert i området 4-7 $\mu\text{g}/\text{l}$. Årsaken til økningen er sannsynligvis periodevis stor avrenning og følgelig store tilførsler av fosfor fra nedbørfeltet disse årene. De andre prøvestasjonene viser omtrent den samme tidsutviklingen som hovedstasjonen Skreia.

I 2014 var konsentrasjonen av tot-P lav i slutten av mai, med verdier i området 4-5,5 $\mu\text{g}/\text{l}$ (Figur 10). Analyseverdien for stasjon Skreia den 20.5.2014 (7,0 $\mu\text{g}/\text{l}$) er da tatt ut ettersom den virker urimelig høy ut fra verdier for siktedyp, turbiditet, farge, tot-N og algemengde. I juni økte konsentrasjonen til 6-10 $\mu\text{g}/\text{l}$ i forbindelse med flommen. Økningen var størst ved stasjonen lengst i nord, Brøttum. Videre utover i sesongen flatet konsentrasjonen ut eller sank igjen til verdier omkring 3,5 - 5 $\mu\text{g}/\text{l}$ i oktober. I Furnesfjorden så konsentrasjonen av tot-P ut til å være svært stabil i 2014, med variasjoner innenfor intervallet 4,9-5,2 $\mu\text{g}/\text{l}$. Middelverdien for perioden mai-oktober er beregnet til 6,3 $\mu\text{g}/\text{l}$ ved Brøttum, 5,0 $\mu\text{g}/\text{l}$ ved Kise, 5,0 $\mu\text{g}/\text{l}$ i Furnesfjorden og 4,4 $\mu\text{g}/\text{l}$ ved Skreia. Det vil si at konsentrasjonen var innenfor miljømålet (ikke over 5,5-6,5 $\mu\text{g}/\text{l}$ i Mjøsas sentrale og sydlige deler) i 2014.



Figur 10. Konsentrasjonen av tot-P i sjiktet 0-10 m i perioden mai-oktober 2014. Blå horisontal linje illustrerer miljømålet for Mjøsa (5,5-6,5 µg P/l), mens grønn og rød linjer markerer henholdsvis grensene svært god/god og god/moderat miljøtilstand for kalkfattige, klare, dype innsjøer i lavlandet.

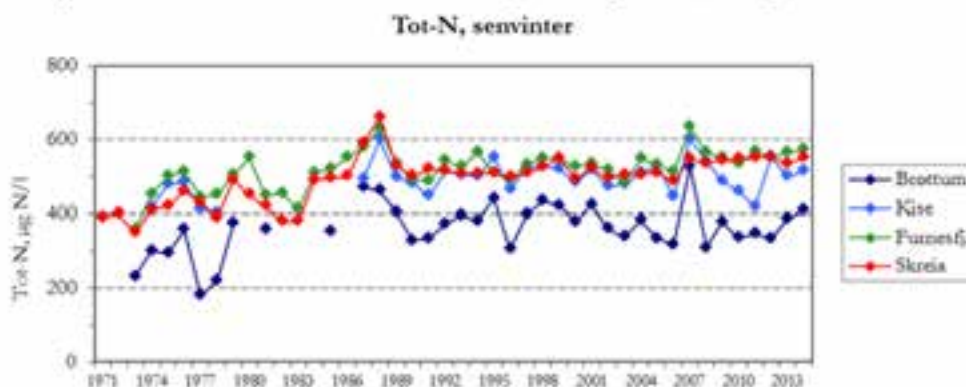


Figur 11. Tidsutviklingen i konsentrasjonen av total-fosfor (tot-P) i Mjøsas øvre vannlag (0-10 m) i perioden mai-oktober. Horisontale linjer viser fastsatt miljømål for Mjøsa, dvs. at konsentrasjonen av tot-P ikke bør overstige 5,5-6,5 µg P/l i Mjøsas sentrale og sydlige deler. Flompåvirkningen særlig fra Gudbrandsdalslågen gjør at det i Mjøsas nordre del (jf. stasjon Brøttum) av naturgitte årsaker vil kunne være relativt store år til år variasjoner og til tider relativt høye konsentrasjoner av tot-P. Det er derfor ikke fastsatt noe miljømål mht. tot-P i denne delen av Mjøsa. For videre forklaring til figuren, se Figur 7.

Nitrogen

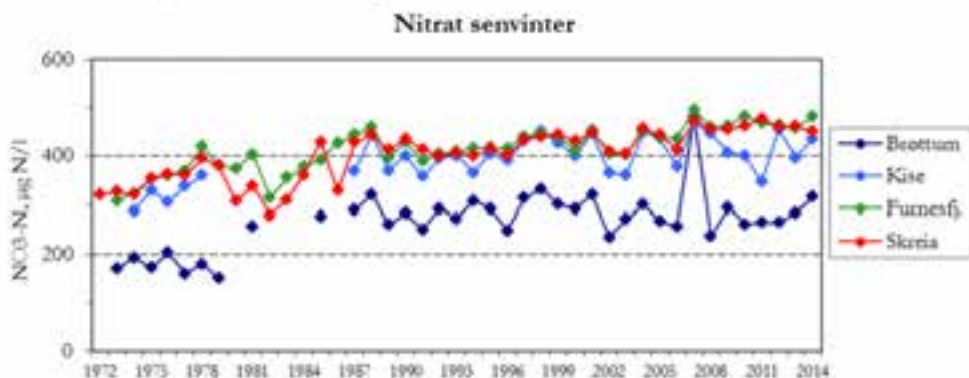
Løste nitrogen-forbindelser i form av nitrat (NO_3) eller ammonium (NH_4) er nødvendige næringsstoff for alger og andre vannplanter. Disse næringsstoffene er sjelden begrensende for veksthastigheten av planteplankton i innsjøer i lavlandet, men i perioder kan de ha innflytelse på hvilke arter eller grupper av arter som dominerer. Økte tilførsler av nitrogen-forbindelser fra vassdrag og landområder til marine områder kan forårsake overgjødning av fjorder og kystfarvann.

Den nordre delen av Mjøsa (jf. Brøttum) har vanligvis markert lavere konsentrasjoner av nitrogen-forbindelser enn de midtre og søndre områdene. Brøttum-stasjonen påvirkes sterkt av vannet fra Lågen som normalt har lave konsentrasjoner særlig når vannføringen er stor om sommeren, dvs. at Lågen virker fortynnende på nitrogen-konsentrasjonen i Mjøsa. Konsentrasjonen av total-nitrogen (tot-N) på senvinteren viste en økende trend utover på 1970-tallet og fram mot slutten av 1980-tallet, avbrutt av nedgang i perioden 1979-1983 (Figur 12). Etter 1990 ser det ut til at konsentrasjonen har steget svakt i Furnesfjorden og ved Skreia, mens det har vært mer uregelmessige variasjoner på de to andre stasjonene.



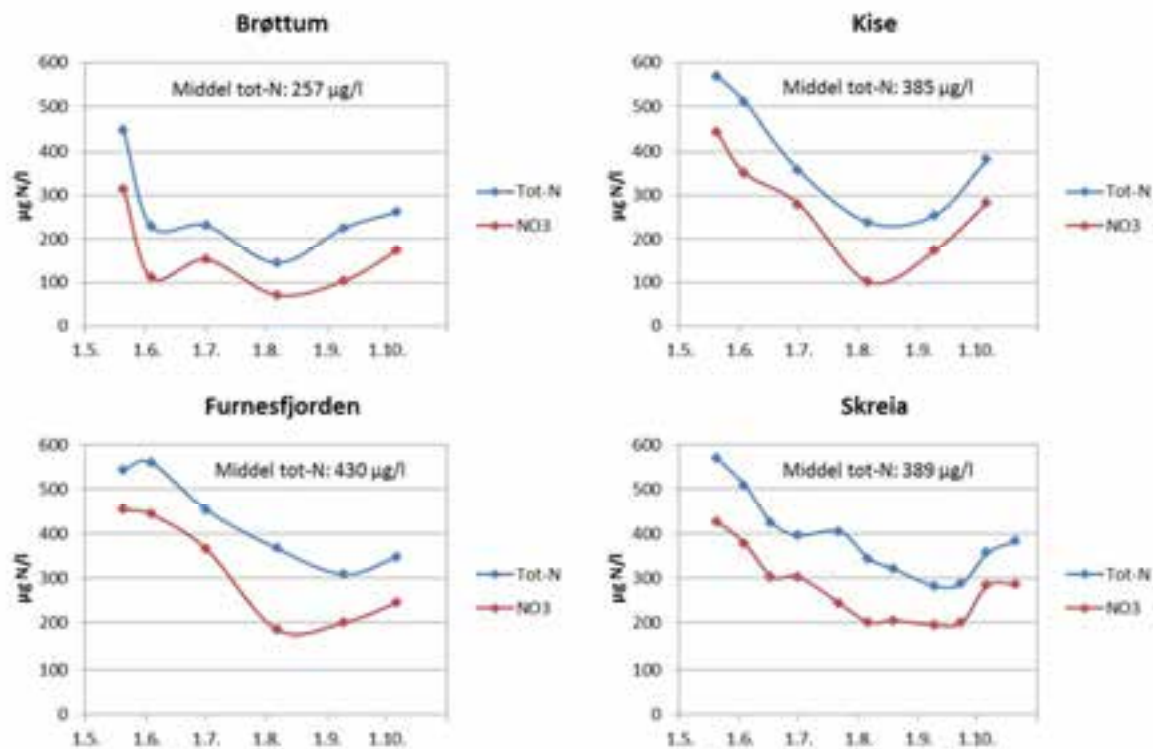
Figur 12. Tidsutviklingen i konsentrasjoner av total-nitrogen på senvinteren i perioden 1971-2014 (basert på analyser av vannprøver fra vertikalsekser fra overflata til nær bunnen).

En lignende utvikling som for tot-N har skjedd også for nitrat på senvinteren. Fra 1990-tallet til de senere årene har det vært en 10-12 % økning i nitrat-konsentrasjonen ved Furnesfjorden og Skreia, fra et middel på 419 $\mu\text{g N/l}$ for 1990-tallet til 463-468 $\mu\text{g N/l}$ for årene 2011-2014 (Figur 13). Etter 2007 har det imidlertid ikke blitt registrert noen økning i nitrat-konsentrasjonen på senvinteren ved disse stasjonene. Stasjonene Brøttum og Kise viser ingen klare trender i nitrat-konsentrasjonen i perioden 1990-2014. Sammenligner en perioden 1971-1980 med perioden 2011-2014, har konsentrasjonene av total-nitrogen på senvinteren økt med 58-128 $\mu\text{g N/l}$ eller 13-32 % ved de forskjellige prøvestasjonene. Økningen har vært prosentvis størst ved stasjonene Brøttum og Skreia.



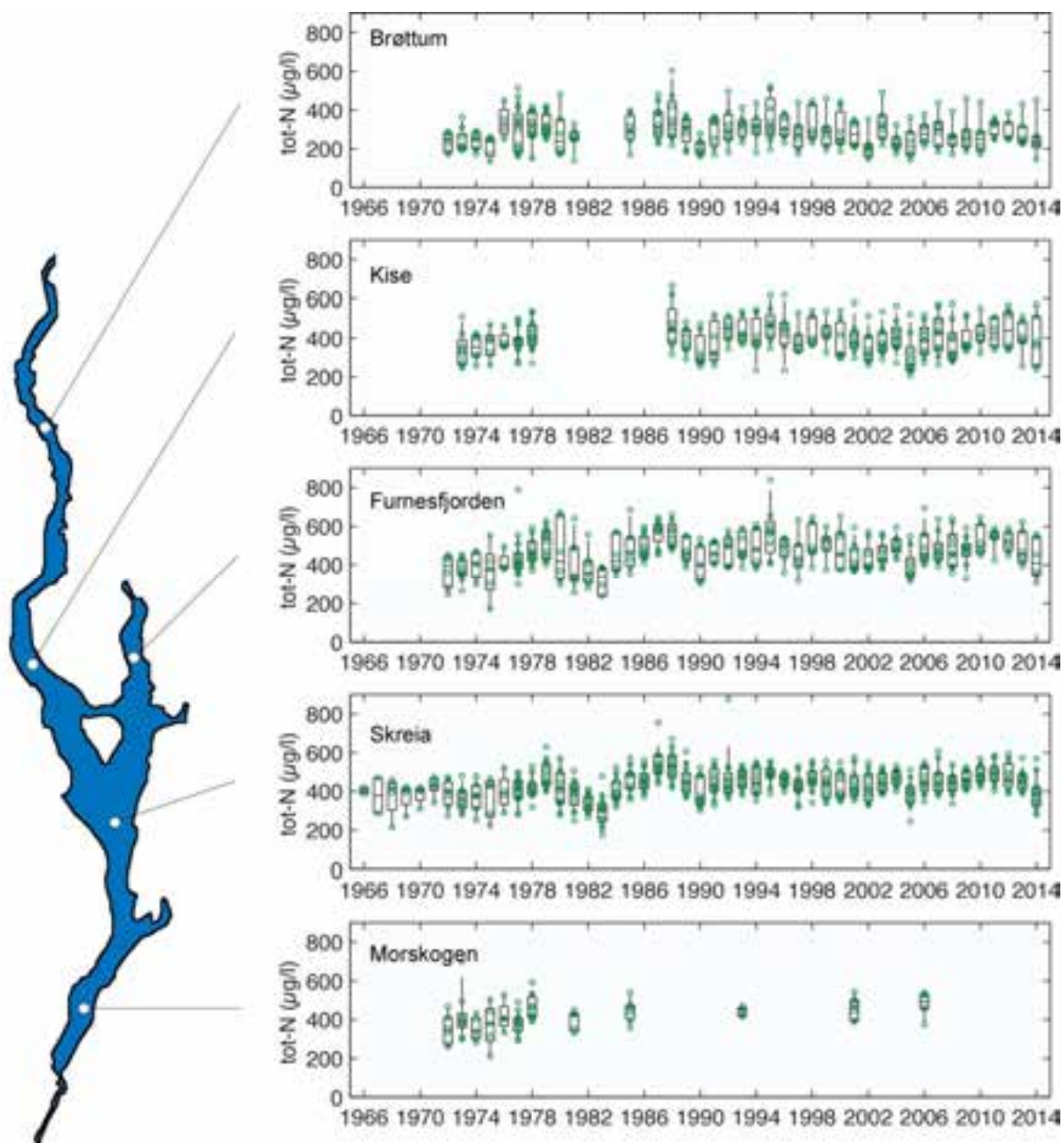
Figur 13. Tidsutviklingen i konsentrasjoner av nitrat på senvinteren i perioden 1972-2014 (basert på vertikalsekser fra overflata til nær bunnen).

Konsentrasjonen av tot-N og nitrat ble redusert i løpet av sommeren 2014 (Figur 14), i likhet med tidligere år. Årsaken til dette avtaket er dels at det skjer en fortykning når vannmassene fra Gudbrandsdalslågen tilføres Mjøsa i store mengder under flommen på våren og sommeren. Dette vannet har generelt lave konsentrasjoner av nitrogenforbindelser, mens flere av de mindre «lavlandselvene» har betydelig høyere konsentrasjoner av nitrogenforbindelser (se kapittel 4.3). Dernest bidrar planteplanktonets opptak av nitrat til en reduksjon i konsentrasjonen av nitrat i vekstsesongen. Følgelig øker konsentrasjonen igjen utover høsten når planteplanktonets vekst og biomasse avtar.



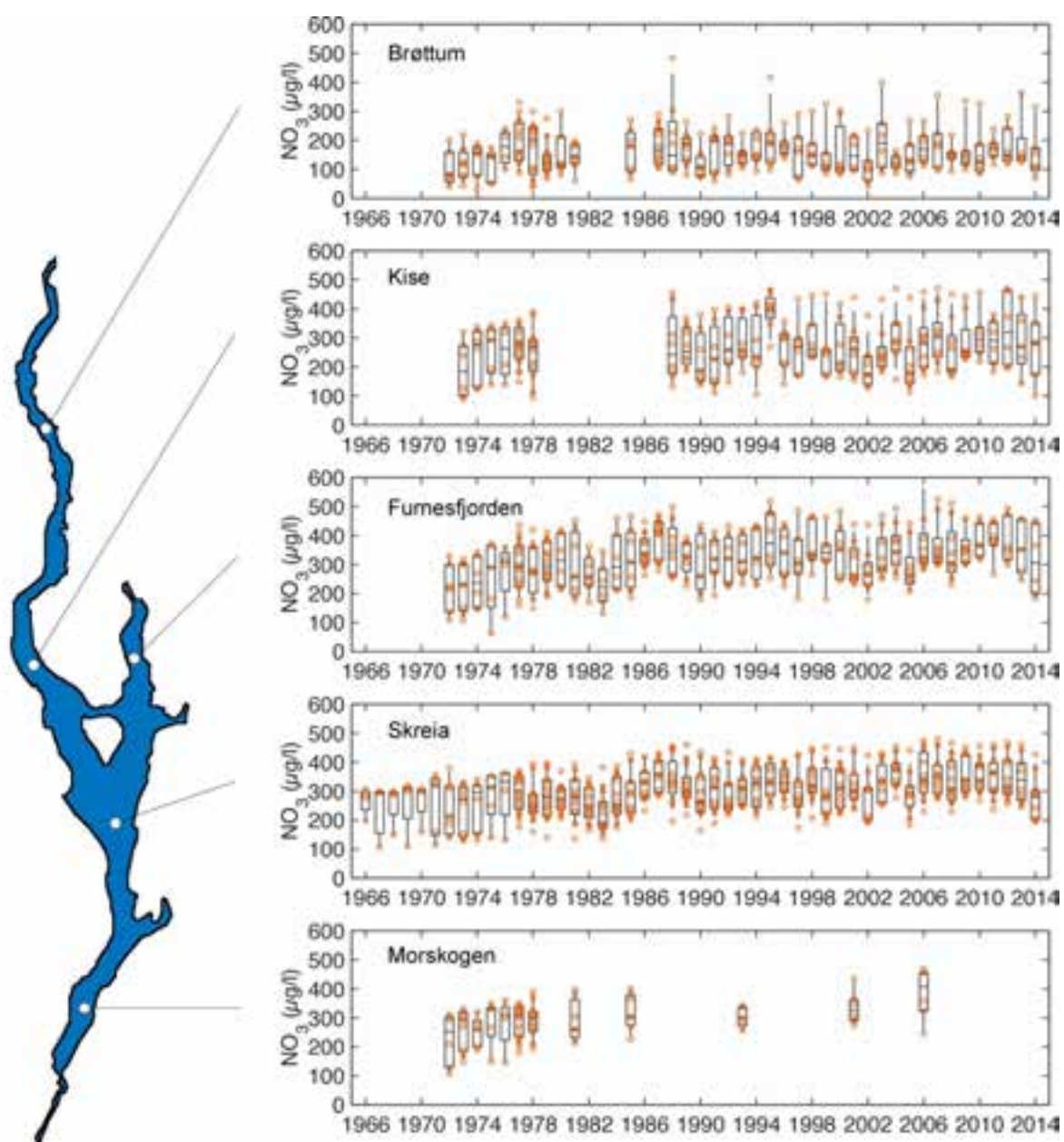
Figur 14. Konsentrasjoner av tot-N og nitrat i Mjøsa (0-10 m) i perioden mai-oktober 2014. Middelerdier for tot-N er gitt. Grensen mellom god og moderat tilstand er satt ved en middelerdi på 400 µg N/l for innsjøtype L-N2b, dvs. kalkfattige, klare og dype innsjøer i lavlandet (Veileder 02:2013).

Verdiene for konsentrasjoner av total-nitrogen i de øvre vannlag i vekstsesongen viste relativt store fluktasjoner særlig i perioden fra ca. 1970 til ca. 1990 (Figur 15). Etter den tid har konsentrasjonen flatet ut på et litt høyere nivå enn på 1970-tallet. Beregnet arealveid middelerdi for hele Mjøsa økte fra 350 µg N/l på 1970-tallet til 410 µg N/l i perioden 2009-2013, dvs. en økning på 60 µg N/l eller 17 %. Grensen mellom god og moderat tilstand er satt ved 400 µg N/l for kalkfattige, klare innsjøer i lavlandet (Veileder 02:2013). I Mjøsa har middelerdiene for algevekstsesongen i de senere årene ligget innenfor variasjonsområdet for god tilstand ved Brøttum, omkring grenseverdien 400 µg N/l ved Kise og innenfor intervallet for moderat tilstand (400-650 µg N/l) i Furnesfjorden og ved Skreia. Middelerdien for Skreia i 2014 var imidlertid innenfor øvre del av intervallet for god tilstand.



Figur 15. Tidsutviklingen for konsentrasjoner av total-nitrogen i Mjøsas øvre vannlag (0-10 m) i perioden mai-oktober 1966-2014. For forklaring til figuren, se Figur 7.

Tidsutviklingen for nitrat følger i hovedtrekkene samme mønster som for total-nitrogen (Figur 16). Den nordre delen av Mjøsa har hatt betydelig lavere konsentrasjoner av nitrat enn de sentrale og søndre delene. Stasjon Brøttum påvirkes av tilførselene fra Lågen som vanligvis har lave konsentrasjoner, spesielt i perioder når smelteflommen fra fjellområdene preger vannkvaliteten. De sentrale og søndre delene påvirkes i langt større grad av avrenning fra de store jordbruksområdene i Mjøsområdet.

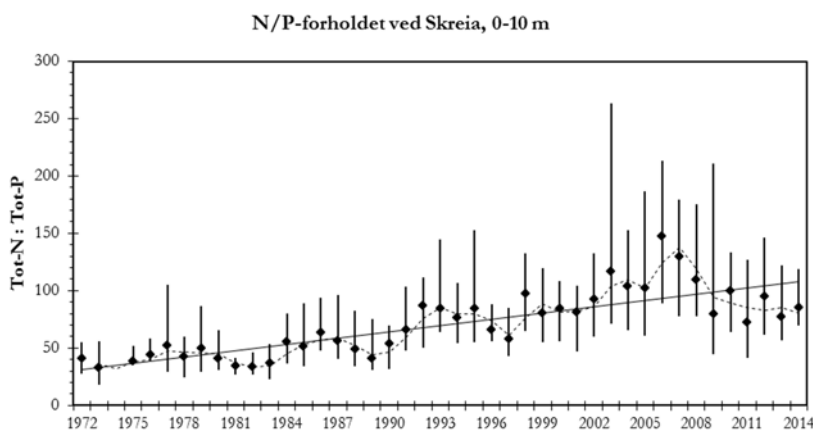


Figur 16. Tidsutviklingen for konsentrasjoner av nitrat i Mjosas øvre vannlag (0-10 m) i perioden mai-oktober 1966-2014. For forklaring til figuren, se Figur 7.

N/P-forholdet

Fosfor har tradisjonelt vært regnet som begrensende for algeveksten når forholdet mellom total-nitrogen og total-fosfor er større enn 12, mens ved lavere verdier er nitrogen begrensende (Berge 1987 med referanser). I de fleste norske innsjøer anses fosfor å være begrensende næringsstoff for vekst av planteplankton (Faafeng mfl. 1990). I mange skogs- og fjellvann bl.a. i denne regionen kan imidlertid planteveksten periodevis være begrenset av tilgangen på nitrogen (Elser mfl. 2009). Som tiltak for å begrense eutrofiering av innsjøer er det likevel reduksjoner av fosfor-tilførslene som bør stå i fokus (se f.eks. Schindler 2012).

I Mjøsa ved stasjon Skreia har middelveidien for N/P-forholdet variert i området ca. 30-150 i overvåkingsperioden (Figur 17). 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 som helhet. Det vil si at tilstanden i Mjøsa har beveget seg i retning mot enda sterkere fosforbegrensning i den senere tid enn det som var tilfellet på 1970- og 1980-tallet. Figuren viser imidlertid også at det har vært til dels store variasjoner i N/P-forholdet fra år til år og gjennom vekstsesongene, og at N/P-forholdet har avtatt noe i de senere årene. Det siste skyldes vesentlig at det har vært noe høyere tot-P enn f.eks. i 2002-2008, mens tot-N ikke har økt tilsvarende. Midlere N/P-forhold var i 2014 på 84 med variasjon i intervallet 70-118 ved hovedstasjonen Skreia. Ved de øvrige prøvestasjonene var midlere N/P-forhold som følger (variasjonsbredde i parentes): Brøttum 34 (23-82), Kise 68 (43-139) og Furnesfjorden 81 (63-109).



Figur 17. Tidsutviklingen i N/P-forholdet ved stasjon Skreia for sjiktet 0-10 m. Figuren viser middelveidier og variasjonsbredder for perioden juni-oktober 1972-2014.

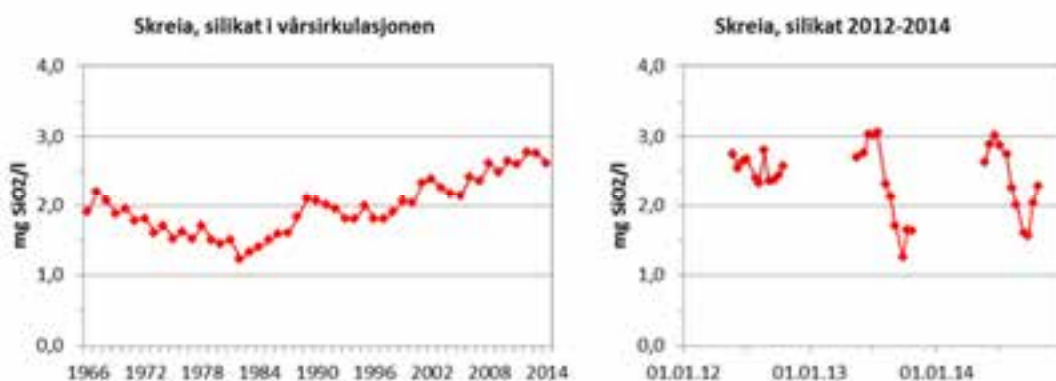
Silikat

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

Fra 1960-tallet til midten av 1980-tallet sank konsentrasjonen av silikat i vårsirkulasjonen (Kjellberg 1985, Figur 18). Dette var trolig i betydelig grad forårsaket av stor produksjon og sedimentasjon av kiselalger. I år med mye kiselalger var det vanlig at silikat-konsentrasjonen avtok til $<0,3$ mg SiO₂/l i løpet av vekstsesongen. Etter hvert som Mjøsa har blitt avlastet mht. fosfor, har produksjonen av kiselalger (og andre algegrupper) blitt sterkt redusert samtidig som det sesongmessige avtaket i silikat har blitt mye

mindre utpreget. Dette er sannsynligvis en vesentlig årsak til at konsentrasjonen av silikat har bygget seg gradvis opp igjen. Eventuelle endringer i tilførslene kan imidlertid også ha hatt betydning for tidsutviklingen i konsentrasjonen. Dette er ikke undersøkt tidligere, men fra og med 2010 er målinger av silisium i tilførselver innlemmet i overvåkingen (se kpt. 4.4). Uansett årsak til økningen, så har silikatbegrensning hos kiselalger blitt mindre vanlig nå enn før ca. 1990.

I vekstsesonen 2012 var algemengden lav, og kiselalgetoppen på sensommeren var meget beskjeden. Dette førte til at den sesongmessige nedgangen i silikat-konsentrasjonen ble svært liten (Figur 18). I 2013 derimot var det en markert kiselalgetopp i august-september som resulterte i en betydelig reduksjon i silikat-konsentrasjonen. 2014-sesonen inntar en mellomposisjon mellom disse «ytterpunktene»; det var da mindre kiselalger enn i 2013 (men mer enn i 2012) (se kpt. 3.6), og avtaket i silikat-konsentrasjonen ble ikke like sterkt som i 2013.



Figur 18. Middelskonsentrasjon av silikat i vårsirkulasjonen (0-400 m) ved Skreia i perioden 1966-2014 (til venstre) og sesongutviklingen i konsentrasjonen av silikat i epilimnion (0-10 m) ved Skreia i 2012-2014 (til høyre).

3.6 Planteplankton

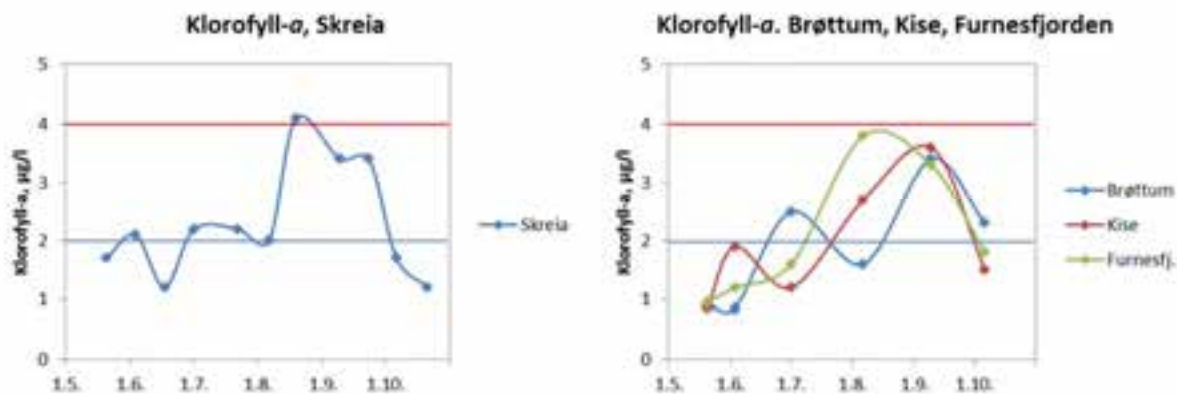
Mengden alger i de frie vannmasser (planteplankton) uttrykkes som konsentrasjon av klorofyll-*a* bestemt ved kjemisk analyse og/eller som total algebiomasse (evt. algevolume) basert på identifisering av ulike algetaksa (arter eller grupper) og telling av algeceller i et gitt vannvolum.

I 2014 varierte midlere algemengde målt som klorofyll-*a* i intervallet 1,9-2,3 $\mu\text{g/l}$ ved de faste overvåkingsstasjonene (Tabell 3). Dette er innenfor eller nær miljømålet på maks 2 $\mu\text{g/l}$ ved alle stasjonene. Stasjon Morskogen som ble overvåket i forbindelse med veg- og jernbaneanleggene langs søndre deler av Mjøsa, hadde litt høyere algemengder med en midlere klorofyll-*a* på 2,9 $\mu\text{g/l}$ (Rognerud mfl. 2015). Sammenlignet med i 2013 var det en liten nedgang i middelverdien for klorofyll-*a* ved Kise og Furnesfjorden, ingen endring ved Skreia og en liten økning ved Brøttum (jf. Løvik mfl. 2014). Klorofyll-verdiene var lave på alle stasjonene i mai-juni og til dels i juli, men økte utover i vekstsesonen (Figur 19). De største algemengdene ble observert i august-september med klorofyll-*a* verdier på 3,3-4,1 $\mu\text{g/l}$.

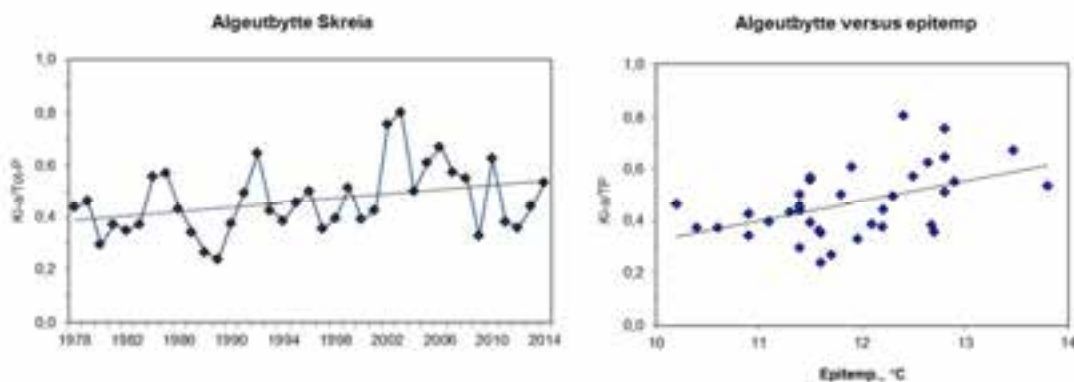
Algeutbyttet uttrykt ved forholdet klorofyll-*a*/tot-P sier noe om hvor mye alger som utvikles per fosforenhed. I Mjøsa (stasjon Skreia) har algeutbyttet variert mellom 0,2 og 0,8 (sesongmiddelverdier). Forholdet Kl-*a*/Tot-P har generelt vist en tendens til økning siden 1970-tallet, men det har også vært store år til år-variasjoner og perioder med reduksjoner (Figur 20). Det kan være flere mulige årsaker til økningen slik som: økende vanntemperatur, bedre lysforhold, god tilgang på næringsstoffer som nitrat og silikat, endringer i planteplanktonets sammensetning og/eller i beitetrykket fra dyreplankton.

Tabell 3. Karakteristiske verdier for algemengder i vekstsesongen 2014 (mai-oktober). Datakilde for Morskøgen: Rognerud mfl. (2015).

		Brøttum	Kise	Furnesfjorden	Skreia	Morskøgen
Klorofyll-a						
Middel	µg/l	1,9	2,0	2,1	2,3	2,9
Maks	µg/l	3,4	3,6	3,8	4,1	4,1
Algevolum						
Middel	mm ³ /l	0,278	0,395	0,397	0,386	0,526
Maks	mm ³ /l	0,546	0,778	0,831	0,680	1,006

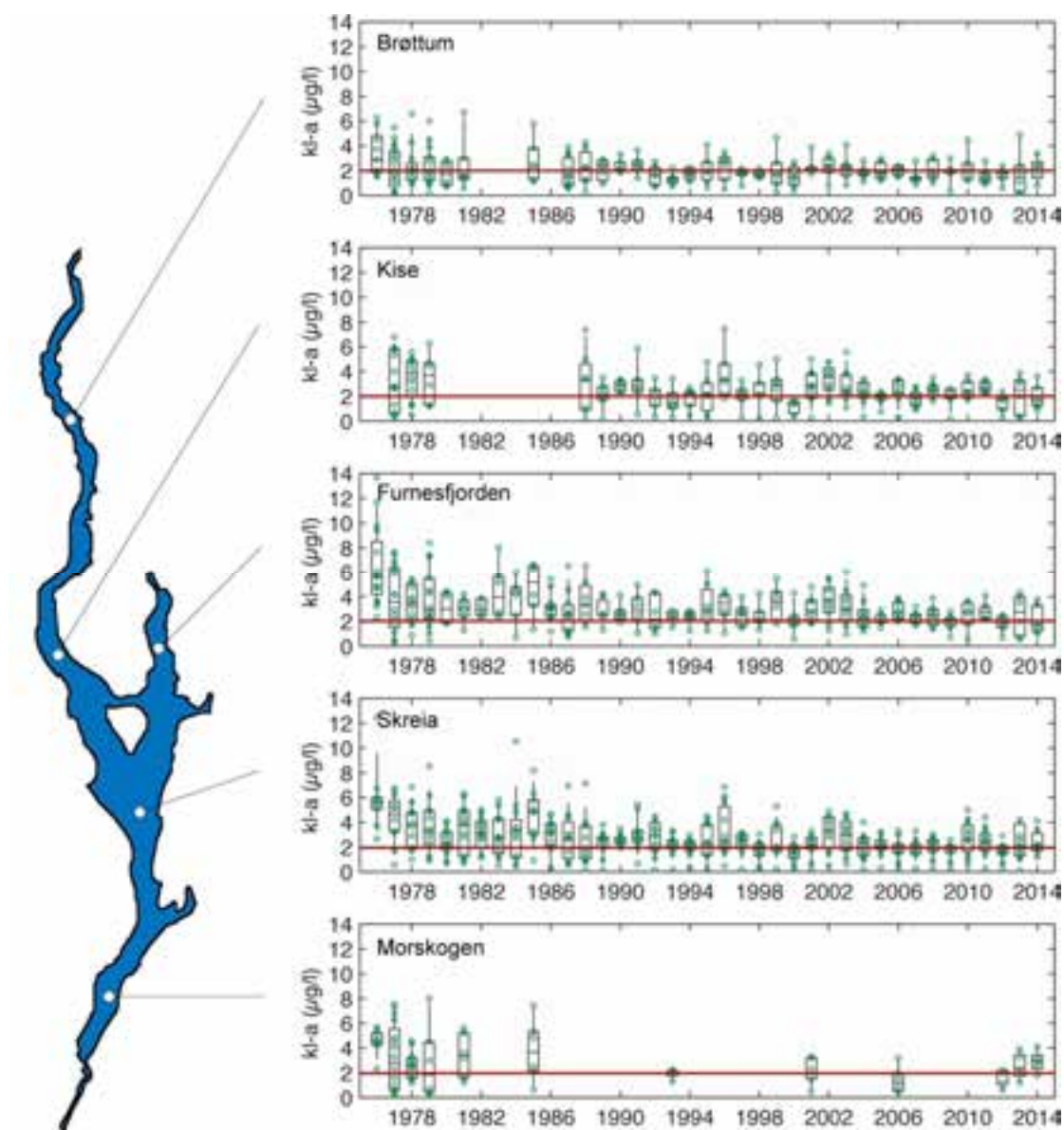


Figur 19. Algemengder målt som klorofyll-a i perioden mai-oktober 2014. Rød horisontal linje markerer grensen mellom god og moderat tilstand. Blå linje viser grensen mellom svært god og god tilstand som er miljømålet for Mjøsa.



Figur 20. Algeutbytte ved stasjon Skreia i perioden 1978-2014 (middelverdier). Til venstre: tidsutviklingen i forholdet chl-a/tot-P. Til høyre: sammenhengen mellom temperatur i sjiktet 0-10 m (Epitemp.) og algeutbyttet.

Algemengden målt som klorofyll-a har blitt betydelig redusert siden 1970- og 1980-tallet ved alle prøve-stasjoner (Figur 21). Ved Skreia var middelverdien for klorofyll-a i siste 5-årsperiode på 2,47 µg/l mot 4,47 µg/l i 5-årsperioden 1976-1980, dvs. nesten en halvering av algemengden (45 % reduksjon) målt som klorofyll-a.



Figur 21. Tidsutviklingen i algemengde målt som klorofyll-a i perioden mai-oktober 1972-2014. Rød, horisontal linje angir miljømålet for Mjøsa, dvs. at gjennomsnitt klorofyll-a ikke bør overstige $2 \mu\text{g/l}$. Dette er lik grensen mellom svært god og god økologisk tilstand i henhold til vannforskriften. Verdier for Morskogen 2014 er hentet fra Rognerud mfl. (2015). For forklaring til figuren, se Figur 7.

Midlere totalvolum av planteplankton varierte i 2014 mellom $0,28 \text{ mm}^3/\text{l}$ ($= \text{mg/l}$) ved Brøttum og $0,40 \text{ mm}^3/\text{l}$ ved stasjonene Kise og Furnesfjorden (Tabell 3-4).

Det var generelt noe lavere totalvolum av planteplankton på alle stasjonene i 2014 sammenliknet med 2013 (Figur 23). Stasjonene Kise, Furnesfjorden og Skreia hadde gjennomsnittlig planteplanktonmengde nær miljømålet, $0,4 \text{ mg/l}$. Brøttum hadde noe lavere totalt volum enn de øvrige stasjonene. Totalvurderingen basert på planteplanktonet ga alle stasjonene tilstandsklasse god (Tabell 4).

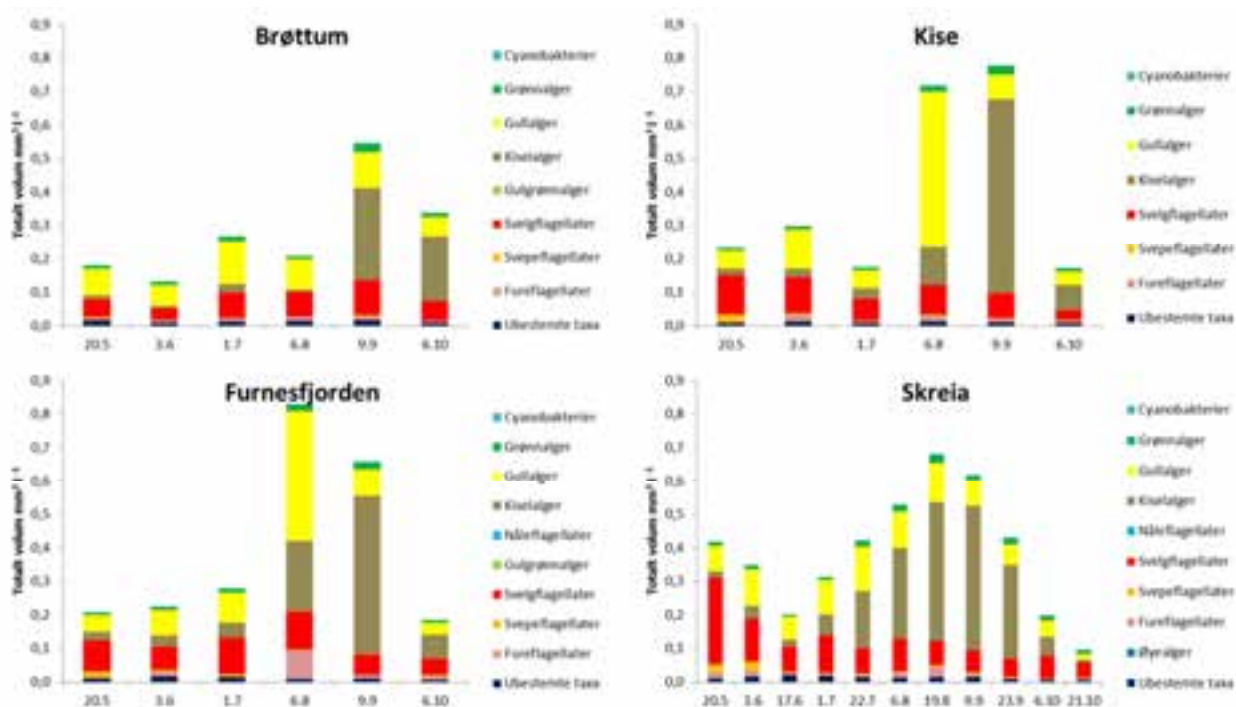
Det var først og fremst kiselalger og da spesielt *Tabellaria flocculosa* var. *asterionelloides* som bidro mest utover ettersommeren og tidlig høst (Figur 22). Dette er samme form som tidligere (t.o.m. årsrapporten for 2013)

ble benevnt *Tabellaria fenestrata* (Løvik mfl. 2014). På stasjonene Kise og Furnesfjorden var det en oppblomstring av gullalgen *Uroglenopsis americana* før kiselalgenes oppblomstring. I tillegg til gullalger og kiselalger ble det observert en god del svelgflagellater, særlig på våren og forsommeren (Figur 22). Indeksen basert på sammensetningen av planteplanktonet (PTI) ble vurdert til tilstandsklasse god for alle stasjonene (Tabell 4).

Det ble kun observert små mengder av cyanobakterier. Det ble også observert enkelte celler av nåleflagellaten *Gonyostomum semen* på stasjonene Furnesfjorden og Skreia. Denne flagellaten viste seg å være svært vanlig inne i deltaområdet Åkersvika (Bækken mfl. 2014). *G. semen*, som kan føre til hudirritasjon hos badende når den forekommer i store mengder, har økt i utbredelse og mengde i Fennoskandia i den senere tid (Hagman mfl. 2014). Arten har tidligere blitt observert i sporadisk bl.a. ved Skreia i 2000 (Kjellberg, Hegge og Løvik 2001) og i Furnesfjorden i 2005 (Kjellberg 2006) og i 2009 (Løvik mfl. 2010).

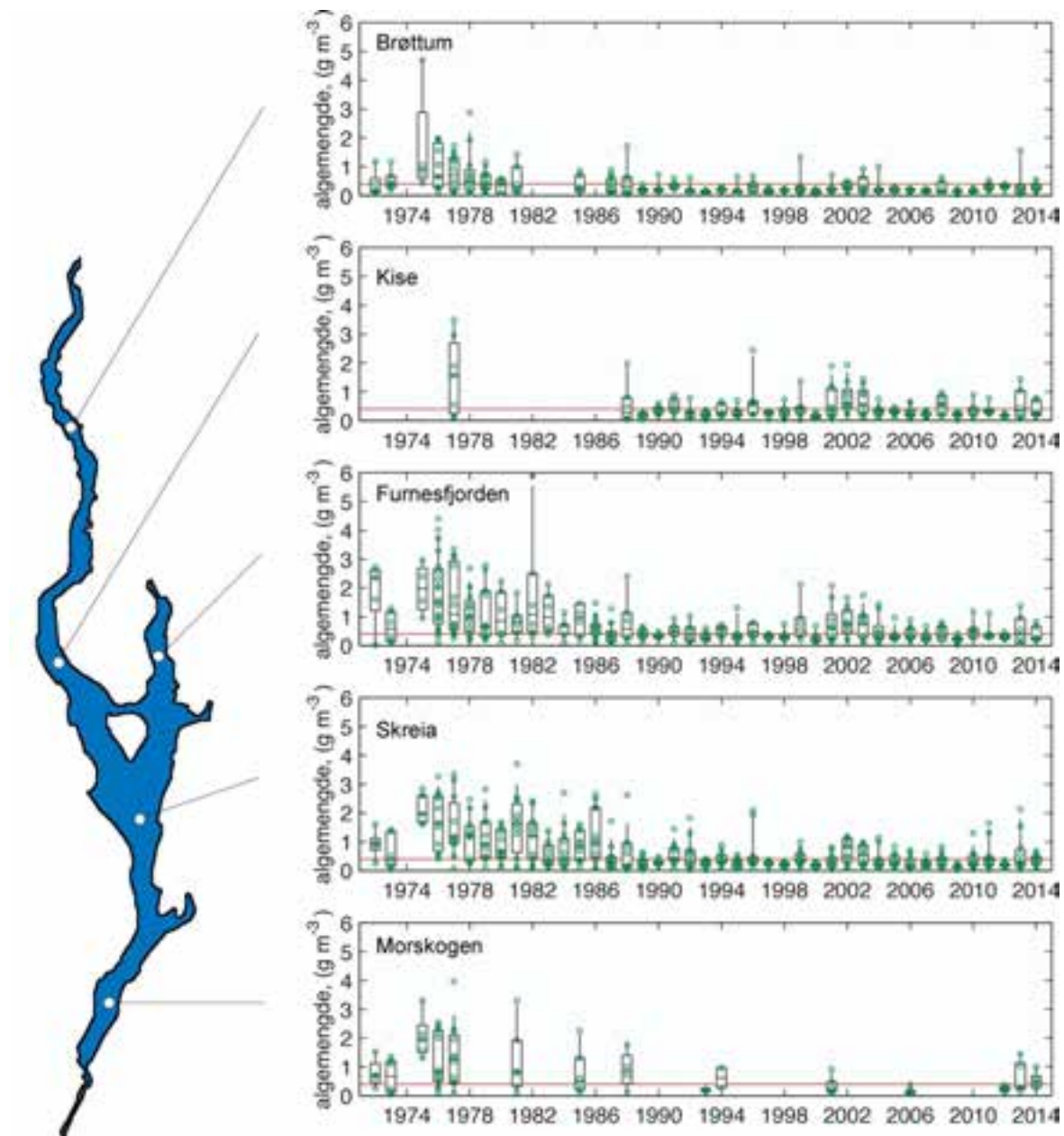
Tabell 4. Tilstandsvurdering basert på analyser av planteplanktonet fra stasjonene i Mjøsa 2014. Blå = svært god tilstand, grønn = god tilstand.

	Klf a µg / l	Totalt volum mm ³ / l	PTI	Cyano _{max} mm ³ / l	Totalvurdering PP nEQR
Brøttum	1,93	0,28	2,11	0,00	0,77
Kise	1,96	0,40	2,17	0,00	0,71
Furnesfjorden	2,10	0,40	2,19	0,00	0,69
Skreia	2,29	0,39	2,19	0,00	0,68



Figur 22. Sammensetningen av planteplanktonsamfunnet og totalt volum i prøvene fra fire stasjoner i Mjøsa i 2014.

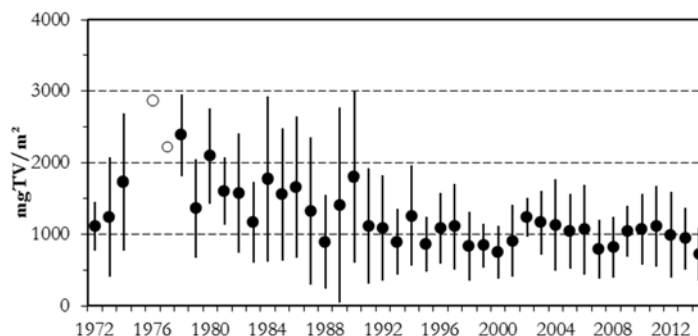
Sett i et lengre tidsperspektiv så har algemengdene i de senere årene vært markert lavere enn på 1970- og 1980-tallet (Figur 23). For eksempel var middelbiomassen for 5-årsperioden 2010-2014 ved Skreia på 0,44 mg/l mot 1,24 mg/l for perioden 1972-1980, dvs. en reduksjon på 65 %. Til tross for denne generelle nedgangen siden 1970- og 1980-tallet har det også etter år 2000 vært enkelte år der algemengdene har vært større enn ønskelig slik som i 2002, 2003, 2011 og 2013.



Figur 23. Tidsutviklingen for total mengde (biomasse) av planteplankton i perioden mai-oktober 1972-2014 (gram våtvekt pr. m^3 = mg våtvekt pr. liter). Rød, horisontal linje angir miljømål for Mjøsa, dvs. at midlere algebiomasse i de frie vannmasser ikke bør overstige 0,4 g våtvekt pr. m^3 . Verdier for Morskogen 2014 fra Rognerud mfl. (2015). For forklaring til figuren, se Figur 7.

3.7 Krepsdyrplankton

Siden 1970-tallet har middelbiomassen av krepsdyrplankton ved Skreia blitt redusert fra 1,65 g/m² tørrvekt til 0,97 g/m² (middel for 5-årsperioden 2009-2014), dvs. 42 % reduksjon (Figur 24). Mengden planteplankton er trolig den vesentligste faktoren som bestemmer hvor mye krepsdyrplankton som utvikles i Mjøsa (Rognerud og Kjellberg 1990, Løvik og Kjellberg 2003). Det vil si at det er en såkalt «bottom up»-regulering av totalbiomassen av krepsdyrplankton.

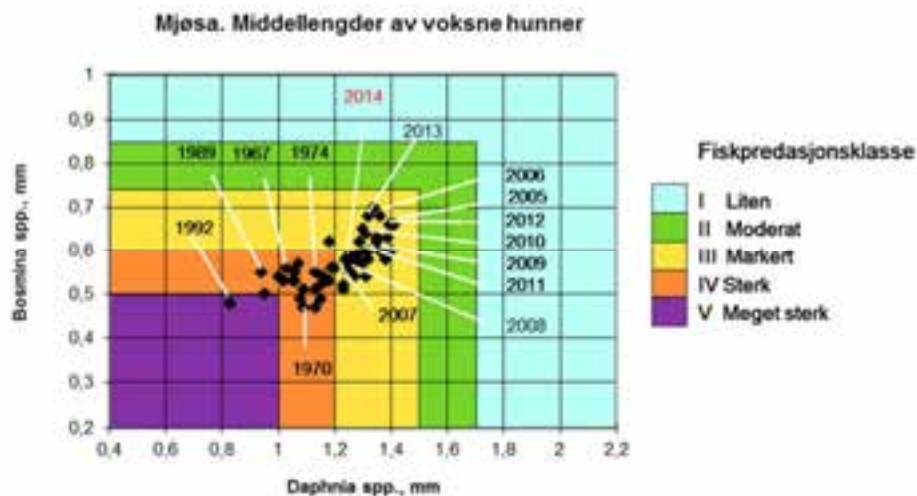


Figur 24. Tidsutviklingen for biomassen av krepsdyrplankton i Mjøsa ved stasjon Skreia i perioden 1972-2014 (middelverdier for perioden mai-oktober ± 1 standardavvik), mg tørrvekt (TV) pr. m². Datapunkter for 1976 og 1977 gjelder enkeltobservasjoner i september. Data mangler for 1975.

De fleste artene har hatt reduksjoner i biomassen i perioden, men det har også vært store år til år variasjoner for enkelte arter (Figur 26). Gelekrepsen *Holopedium gibberum* etablerte seg i planktonet igjen fra midten av 1980-tallet, etter å ha vært fraværende en lengre periode da Mjøsa var mest overgjødset. Arten regnes som indikator for næringsfattige (oligotrofe) vannmasser (Hessen mfl. 1995), og den utgjør en naturlig del av Mjøsas planktonfauna. Den rødlistede hoppekrepsen *Cyclops lacustris* har hatt en liten, men relativt stabil bestand i de senere årene.

Den calanoide hoppekrepsen *Eudiaptomus gracilis* representerte hele 40 % av middelbiomassen av krepsdyrplankton i 2014. Dernest fulgte vannloppene *Daphnia galeata* med 20 % og *Bosmina longispina* med 12 %. Den storvokste hoppekrepsen *Limnocalanus macrurus* sammen med vannloppene *Daphnia galeata* og *Bosmina longispina* er trolig de viktigste byttedyrene innen krepsdyrplanktonet for planktonspisende fisk som krøkle, lågåsild og sik i Mjøsa (Kjellberg og Sandlund 1983). I tillegg er det rekelnende krepsdyret *Mysis relicta* og yngel av krøkle viktig føde for disse fiskebestandene. Bestandene av *L. macrurus* og *H. gibberum* var relativt små i 2014. Figur 27 viser sesongutviklingen i biomassen av de viktigste artene av krepsdyrplankton ved stasjon Skreia i 2012, 2013 og 2014.

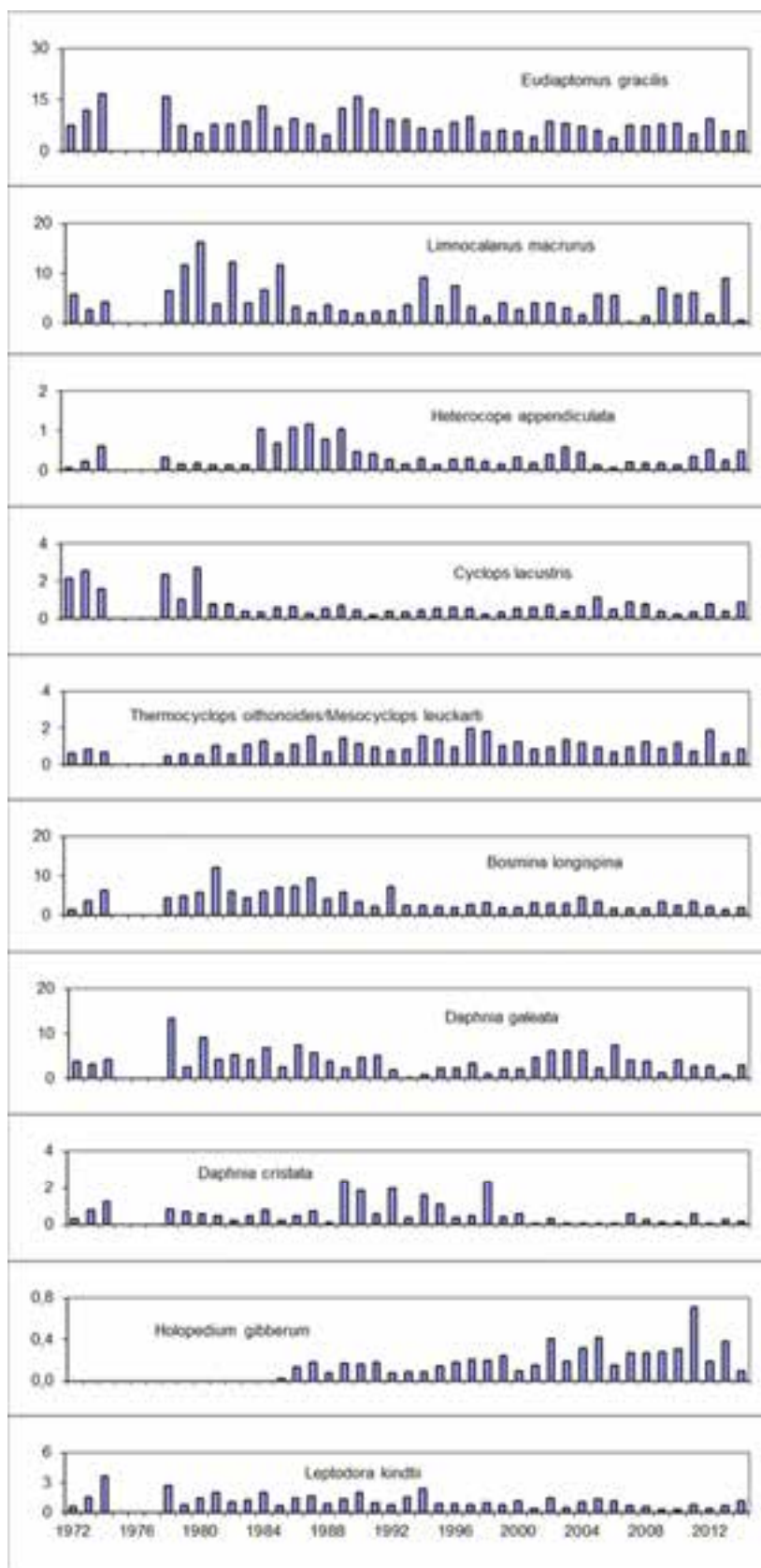
Graden av predasjon («beiting») har stor betydning for dominansforholdet mellom artene og for størrelsen på dominerende vannlopper. Fisken selekterer store og lett synlige individer. Dermed forskyves sammensetningen i retning små og mindre synlige former av dyreplankton med økende predasjonspress, f.eks. i år med sterke årsklasser av planktonspisende fisk som lågåsild og/eller krøkle. Middellengden av voksne hunner av *Daphnia galeata* og *Bosmina longispina* er beregnet til henholdsvis 1,28 mm og 0,59 mm i 2014. Dette kan tyde på at det har vært et markert predasjonspress fra planktonspisende fisk (Figur 25).



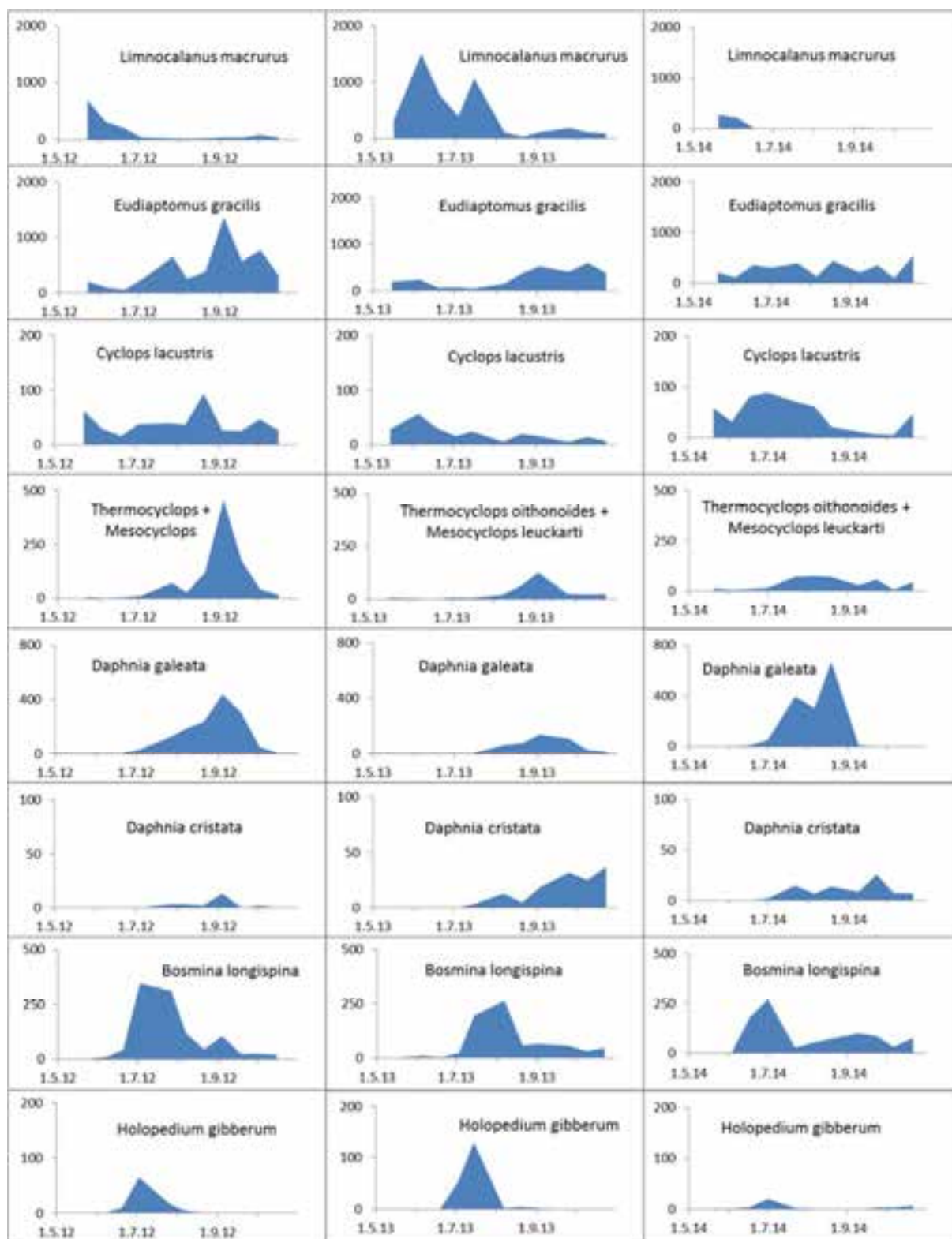
Figur 25. Sammenhengen mellom middellengder av dominerende arter av *Daphnia* og *Bosmina* (voksne hunner) ved stasjon Skreia. Antatt grad av predasjonspress fra planktonspisende fisk er vist ved ulike farger (vurderingssystem etter Kjellberg mfl. 1999).

Det var stort sett de samme artene som ble funnet ved stasjonen i Furnesfjorden som ved stasjonen utenfor Skreia (Figur 28). Det så heller ikke ut til å være noen vesentlige strukturelle forskjeller med hensyn til dominansforhold mellom arter eller grupper av arter osv.

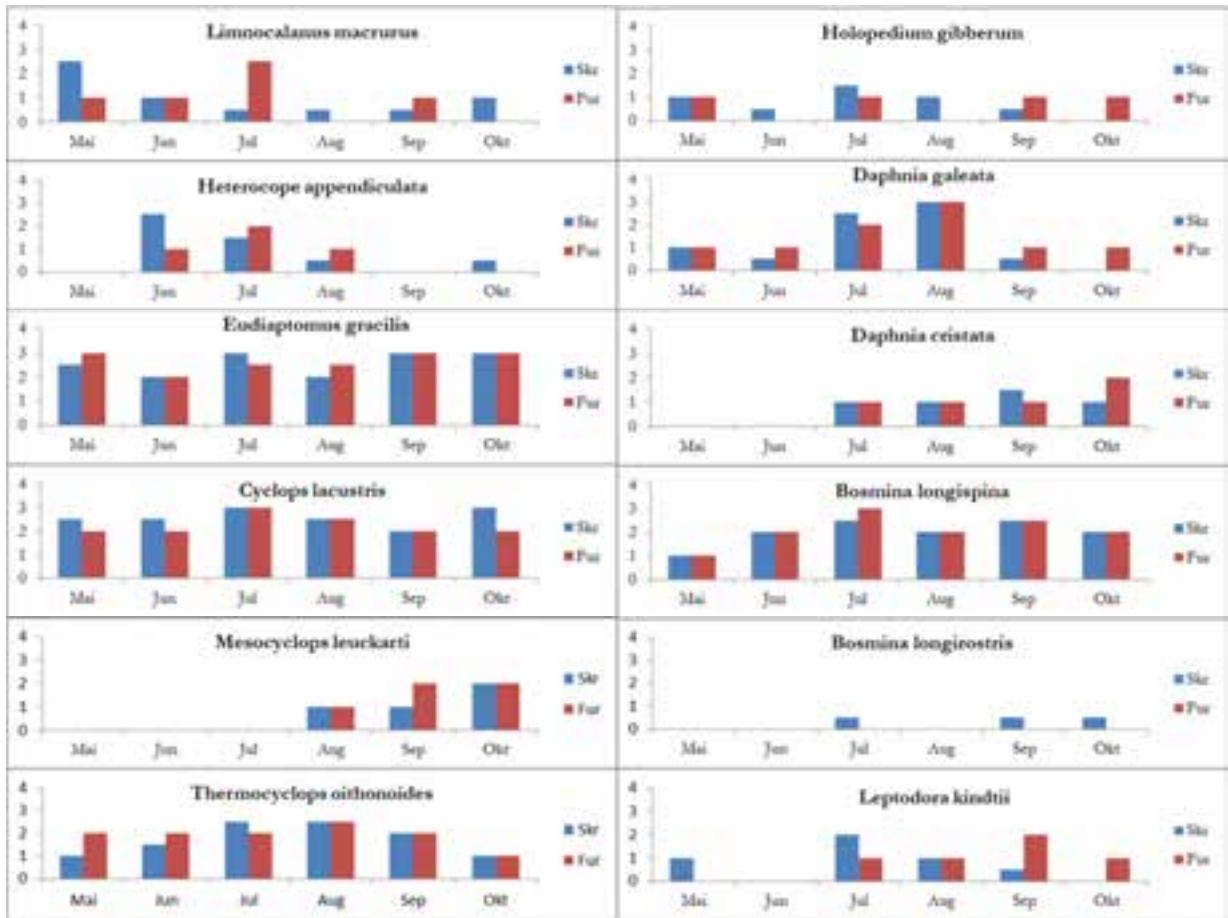
De mest framtrepende artene i 2014 var: den calanoide hoppekrepsen *Eudiaptomus gracilis*, de cyclopoide hoppekrepsene *Cyclops lacustris* og *Thermocyclops oithonoides* samt vannloppene *Daphnia galeata* og *Bosmina longispina*. *D. galeata* hadde en relativt kortvarig topp i juli-august og ble til dels «erstattet» med den mindre arten *Daphnia cristata*, på begge stasjonene. Det var ingen vesentlig forskjell i størrelsen på de dominerende vannloppene ved de to prøvestasjonene (Figur 29). Dette (sammen med «lik» artssammensetning) indikerer at predasjonspresset fra planktonspisende fisk ikke var spesielt forskjellig i de to områdene av Mjøsa i 2014.



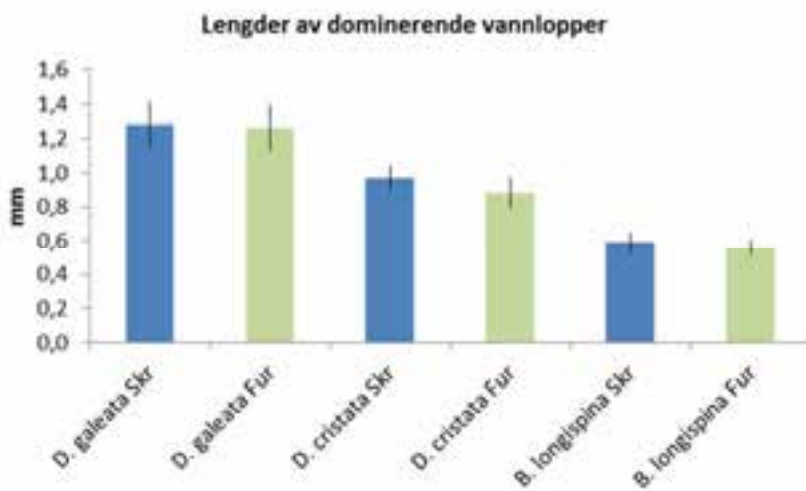
Figur 26. Middelbiomasser av de viktigste artene av krepserplankton i Mjøsa ved stasjon Skreia i perioden 1972-2014 (0-50 m, perioden juni-oktober, data mangler for 1975-1977), mg tørrvekt pr. m³. Merk varierende skala på y-aksen.



Figur 27. Sesongutvikling i biomasser for de viktigste artene innen krepsdyrplanktonet ved stasjon Skreia i 2012-2014 (mg tørrvekt pr. m² for sjiktet 0-50 m). Merk varierende skala på y-aksen for ulike arter.



Figur 28. Relativ forekomst av de viktigste artene av krepsdyrplankton i Furnesfjorden og ved Skreia i 2014. 1 = sjelden/få individer, 2 = vanlig og 3 = rikelig/dominerende. Skr = Skreia, Fur = Furnesfjorden. Markeringene er basert på én prøve pr. måned i Furnesfjorden og to prøver pr. måned ved Skreia (én prøve på begge stasjonene i mai).

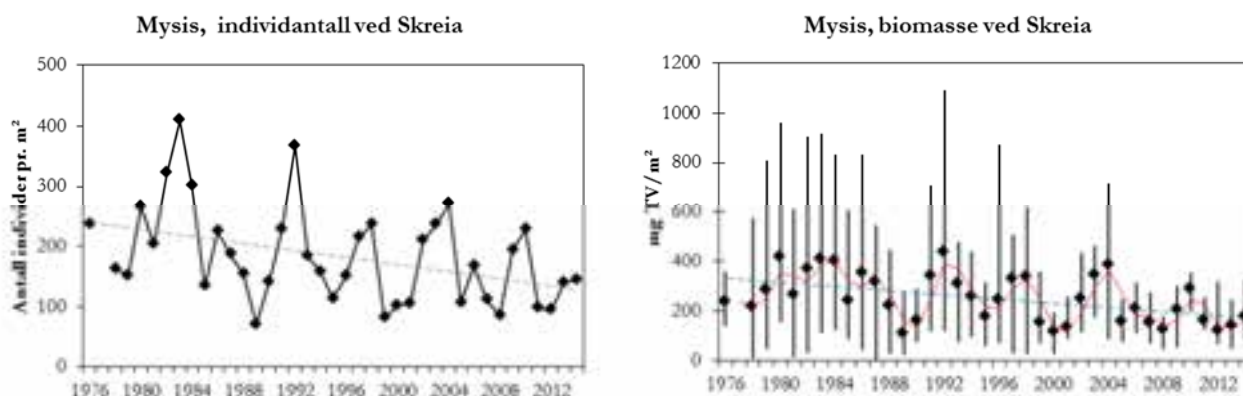


Figur 29. Lengder av dominerende vannlopper ved Skreia og i Furnesfjorden 2014. Figuren viser middel-lengder (± 1 standardavvik) av voksne hunner. Skr = Skreia, Fur = Furnesfjorden.

3.8 Mysis

Den rekelignende istidskrepsen *mysis* (*Mysis relicta s.l.*, pungreke) er en viktig del av Mjøsas økosystem, bl.a. som predator på krepsdyrplankton og som føde for flere fiskearter. I de store svenske innsjøene Vänern og Vättern fins to arter av *mysis*, *Mysis relicta s.str.* og *Mysis salemaai* (Kinsten 2012 med ref.). I Norge er trolig *M. relicta s.str.* den desidert mest utbredde av de to artene, men *M. salemaai* er påvist i innsjøen Stokkalandsvatnet på Jæren (Spikkeland mfl. 2012). I Mjøsa har hittil bare *M. relicta s.str.* blitt påvist.

Individtetthet og biomasse av *mysis* har gjennomgått betydelige svingninger i overvåkingsperioden (Figur 30). Fra omkring 1990 ser svingningene ut til å ha vært nærmest regelmessige med 3-4 år mellom topp og bunn. Beregnet middelbiomasse er ved stasjon Skreia redusert fra 289 mg tørrvekt pr. m² i perioden 1976-1980 til 177 mg/m² i siste femårs-periode (2010-2014), dvs. en reduksjon på 38 %. Tilsvarende har det vært 31 % nedgang i individantall i den samme perioden. Reduksjonen i biomasser i lavere ledd av næringskjeden, dvs. planteplankton og dyreplankton, kan være en mulig forklaring til nedgangen i tetthet og biomasse av *mysis* i Mjøsa.

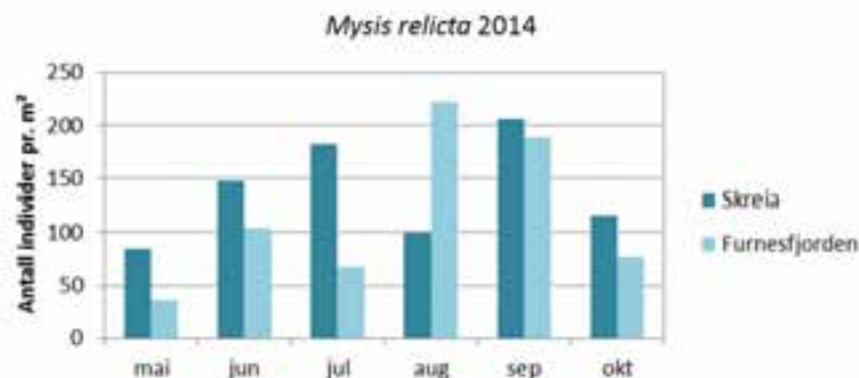


Figur 30. Tidsutvikling i individantall og biomasse av *mysis* ved Skreia i perioden 1976-2013 (observasjoner i 1977 mangler). Til venstre: middelerverdier for individantall. Til høyre: middelerverdier og variasjonsbredder for biomasse.

For de siste 15 år, dvs. perioden 2000-2014, har den årlige gjennomsnittstettheten av *mysis* ved Skreia variert i intervallet 85-271 ind./m² (middel 153 ind./m², ±61 SD). Dette er betydelig høyere tettheter enn det som ble rapportert for *Mysis relicta s.l.* i de store svenske innsjøene Vänern (49,2 ind./m² ±28,4 SD) og Vättern (33,8 in./m², ±14,1 SD) (Kinsten og Degerman 2012).

I 2014 utviklet *mysis*bestanden seg ved Skreia fra lave individantall i mai til en topp i september, avbrutt av et fall i registrert individantall i august (Figur 31). I oktober så bestanden ut til å være relativt liten. Sesongutviklingen i Furnesfjorden var noenlunde lik sesongutviklingen ved Skreia, men i Furnesfjorden ble den største individtettheten registrert i august.

Gjennomsnittets individtetthet for perioden mai-oktober 2014 er beregnet til 144 og 116 individer per m² henholdsvis ved Skreia og i Furnesfjorden, dvs. 19 % lavere individtetthet i Furnesfjorden. I 2012 og 2013 ble det funnet henholdsvis 36 % og 31 % lavere tettheter av *mysis* i Furnesfjorden enn ved Skreia (Løvik mfl. 2014). Middelerverdiene for biomasse av *mysis* er for 2014 beregnet til 176 mg tørrvekt pr. m² ved Skreia og 237 mg/m² i Furnesfjorden. Lavere individtetthet, men større biomasse i Furnesfjorden har sammenheng med at individene var jamt over større her enn ved stasjon Skreia.



Figur 31. Individtetthet av mysis ved stasjonene Skreia og Furnesfjorden i perioden, mai-oktober 2014. Basert på to prøver per måned ved Skreia og én prøve per måned i Furnesfjorden (én prøve i mai på begge stasjoner).

3.9 Mjøsas økologiske tilstand

I klassifiseringen av økologisk tilstand er det det biologiske kvalitetselementet planteplankton som først og fremst legges til grunn. Videre kan de fysiske-kjemiske støtteparameterne tot-P, tot-N og siktedyp eventuelt bidra til å trekke ned tilstandsklassen f.eks. fra god til moderat. I Tabell 5 er normaliserte EQR-verdier oppgitt for kvalitetselementet planteplankton samlet og for de fysiske-kjemiske støtteparameterne for 2014. Normalisert EQR er beregnet ut fra middelerverdier for perioden mai-oktober 2014, og ut fra grenseverdier for innsjøtype nr. 6 = L-N2b (kalkfattige, klare, dype innsjøer i låglandet).

Samlet sett vurderes Mjøsas økologiske tilstand som god ved stasjonene Brøttum, Kise, Furnesfjorden og Skreia i 2014, med nEQR-verdier fra 0,67 til 0,71 (Tabell 5). Siktedyp gir tilstandsklasse moderat ved Brøttum, men denne parameteren er her ekskludert i totalvurderingen. Dette fordi denne stasjonen til tider påvirkes betydelig av slamtransport særlig fra Gudbrandsdalslågen, noe som gir naturlig lavt siktedyp.

Tabell 5. Normaliserte EQR-verdier for planteplankton, tot-P, tot-N, siktedyp og samlet for fire stasjoner i Mjøsa i 2014.

	Planteplankton	Total-P	Total-N	Siktedyp	Totalvurdering
Brøttum	0,77	0,67	0,71	(0,40)	0,67
Kise	0,71	0,73	0,61	0,72	0,71
Furnesfjorden	0,69	0,73	0,56	0,87	0,69
Skreia	0,68	0,75	0,61	0,77	0,68
Tilstandsklasser (Klassifiseringsveileder 02:2013):					
	Svært god 0,8-1,0	God 0,6-0,8	Moderat 0,4-0,6	Dårlig 0,2-0,4	Svært dårlig 0,0-0,2

Vi har registrert en bedring av den økologiske tilstanden fra 2013 til 2014. Basert på data fra 2013 ble økologisk tilstand vurdert som god ved Brøttum og som moderat ved de tre øvrige stasjonene dette året (Løvik mfl. 2014). Hovedårsaken til at miljøtilstanden ble vurdert som bedre i 2014, var betydelig mindre mengder planteplankton og en gunstigere algesammensetning sammenlignet med i 2013.

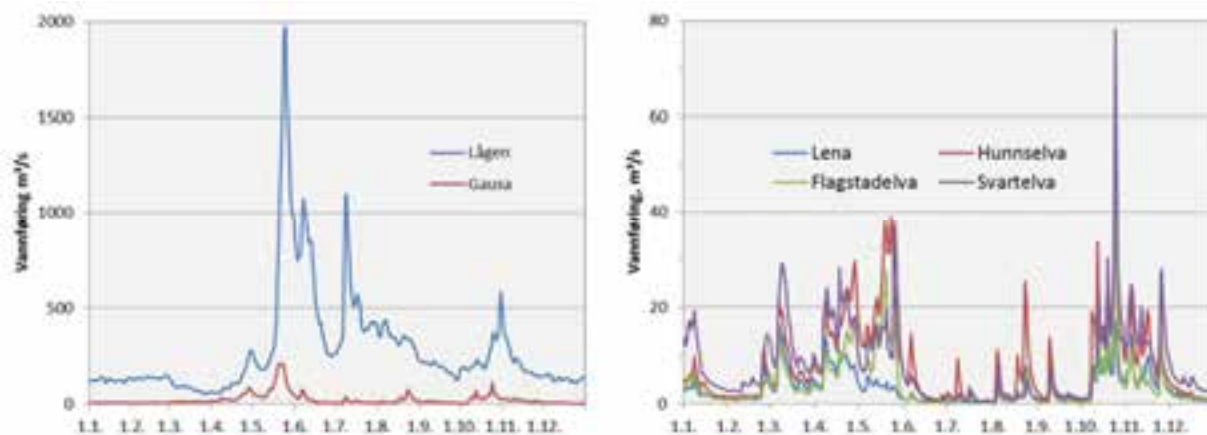
4. Resultater og vurderinger – elver

Primærdata over vannkjemi, bakteriologi, beregnet stofftransport, begroingsorganismer og bunndyr er gitt i Vedlegg, kpt. 6.3.

4.1 Vannføring

Figur 32 viser utviklingen i vannføringen i de seks viktigste tilløpselvene, basert på data fra GLB og NVE. I Lågen var det relativt lav vannføring på ca. 110-140 m³/s fram til i begynnelsen av mars. Deretter sank vannføringen til 57 m³/s i begynnelsen av april, før den økte til en liten topp i slutten av måneden på 286 m³/s. Videre utviklet det seg til en kraftig vårfloam i siste del av mai med en flomtopp den 25. mai der vannføringen ble målt til 1978 m³/s. Dette er omtrent midt i mellom grensene for tiårsfloam (1740 m³/s) og femtiårsfloam (2240 m³/s). I Gausa kom vårfloamtoppen noen dager tidligere, med 214 m³/s den 20. mai. Vannføringen i Lågen sank markant utover i juni, men økte til en ny topp den 9. juli (1100 m³/s). Deretter sank vannføringen i Lågen gradvis fram til månedsskiftet september-oktober. Til dels store nedbørmengder i oktober førte til en topp i vannføringen i slutten av oktober (582 m³/s den 30. oktober).

I de mindre elvene Lena, Hunnselva, Flagstadelva og Svartelva var det forholdsvis høy vannføring i perioder både i begynnelsen av januar, i første del av mars og i perioden fra ca. 10. april til begynnelsen av juni. Videre utover sommeren var vannføringen generelt lav, men avbrutte av flere markerte toppe pga. lokale kraftige regnvær. Også i disse elvene økte vannføringen markert mot slutten av oktober, for så å avta til lave verdier ved årsskiftet 2014-2015.



Figur 32. Vannføring i tilløpselver i 2014. Datakilder: GLB og NVE.

4.2 Generell vannkvalitet – typifisering

I forbindelse med tilstandsklassifiseringen kreves det at de ulike elvene plasseres til en spesifikk elvetype ut i fra klimaregion eller beliggenhet (høyde over havet) samt vannkvalitet mht. kalsium-konsentrasjon og grad av humuspåvirkning (Veileder 02:2013). Grenseverdiene for de ulike kvalitetselementene for f.eks. tilstandsklassene God og Moderat varierer avhengig av elvetypen. For å få en sikrere bestemmelse av elvetyper ble det i 2014 samlet inn i alt fire prøver til ulike årstider fra hver av de seks fast undersøkte tilløpselvene. Disse prøvene ble analysert for konsentrasjonen av kalsium og for fargetall (mål på graden av humuspåvirkning) (se Vedlegg, Tabell 26-31). Ved bestemmelsen av elvetype har vi benyttet middelerverdier for kalsium og farge fra målinger i perioden 2008-2014 (Tabell 6).

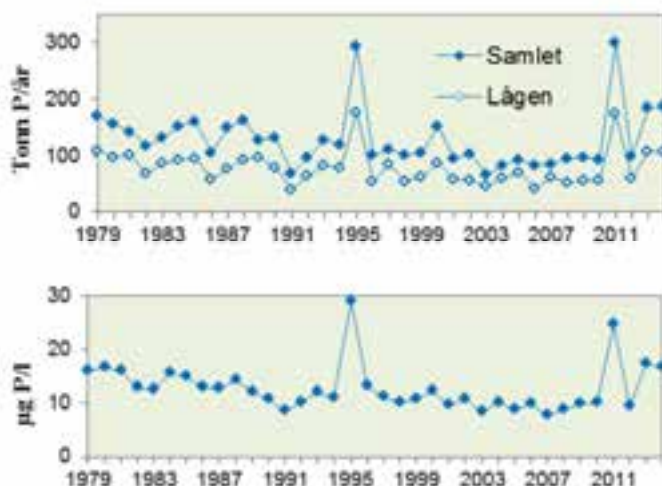
Lågen er et kalkfattig (<4 mg Ca/l) og svært lite humuspåvirket vassdrag (farge <10 mg Pt/l). Gausa har en noe mer kalkrik og humøs vannkvalitet med middelveier for kalsium og farge på henholdsvis 8,6 mg Ca/l og 19 mg Pt/l. Hunnselva, Lena, Flagstadelva og Svartelva er alle humøse eller svært humøse med middelveier for farge på 46-108 mg Pt/l. Hunnselva og Flagstadelva kan karakteriseres som moderat kalkrike med middelveier for kalsium på henholdsvis 15,7 og 16,6 mg Ca/l, mens Svartelva og Lena er de mest kalkrike av disse elvene med middelveier for kalsium på henholdsvis 24,0 og 31,6 mg Ca/l.

Tabell 6. Typifisering av tilløpselver basert på prøver og analyser fra perioden 2008-2014. Middelveier og variasjonsbredder (i parentes) er gitt for kalsium og fargetall. Høyde over havet (ca.) er angitt ved prøvestasjonene nær utløpet i Mjøsa. Typenr. og -beskrivelser i henhold til Veileder 02:2013.

	Nedb.felt km ²	ca. hoh. m	Ant. prøver	Kalsium mg/l	Fargetall mg Pt/l	Type nr.	Typebeskrivelse
Lågen	11459	124	9	3,2 (2,4-4,2)	8,3 (3-11)	4	Kalkfattig, svært klar, lavland
Gausa	932	125	7	8,6 (6,1-12,5)	19 (12-31)	7	Moderat kalkrik, klar, lavland
Hunnselva	373	124	7	15,7 (12,0-20,0)	51 (29-80)	8	Moderat kalkrik, humøs, lavland
Lena	303	130	7	31,6 (21,0-38,0)	46 (31-58)	10	Kalkrik, humøs, lavland
Flagstadelva	170	125	7	16,6 (9,7-25,0)	100 (50-137)	8	Moderat kalkrik, humøs, lavland
Svartelva	487	125	10	24,0 (18,7-28,4)	108 (84-133)	10	Kalkrik, humøs, lavland

4.3 Konsentrasjoner og transport av fosfor og nitrogen

De samlede elvetilførslene av fosfor ble redusert fra 156-172 tonn pr. år i 1979-1980 til 66-103 tonn pr. år i perioden 2001-2010, dvs. en reduksjon på 46 % (Figur 33). Tilsvarende skjedde det en reduksjon i volumveid middelkonsentrasjon av tot-P i elvene fra 16,3 µg P/l i 1979-1980 til 9,7 µg P/l i 2001-2010 (Figur 33). Flomåret 1995 skiller seg ut med høye verdier for både transport og middel-konsentrasjon av tot-P. Det må bemerkes at beregninger av så vel årstransport som årsmiddelveier for fosfor er beheftet med betydelig usikkerhet, spesielt i år med kraftige flommer. Dette fordi konsentrasjonene kan variere mye over relativt kort tid særlig ved høy vannføring, noe som kan gjøre store utslag på transportverdiene ettersom konsentrasjonen multipliseres med vanntransporten. En betydelig andel av fosforet som transporteres til Mjøsa i forbindelse med flommer vil være partikkelbundet og i mindre grad tilgjengelig for algevekst.



Figur 33. Samlet årlig tilførsel av fosfor til Mjøsa fra de seks viktigste tilløpselvene pluss et antatt tillegg på 7 % fra elver som det ikke gjøres målinger i (øverst), for perioden 1972-2014. Beregnet årlig middelkonsentrasjon (volumveid) i de seks elvene er også vist, dvs. sum tilførsel av tot-P dividert på sum vanntransport i de samme elvene (nederst).

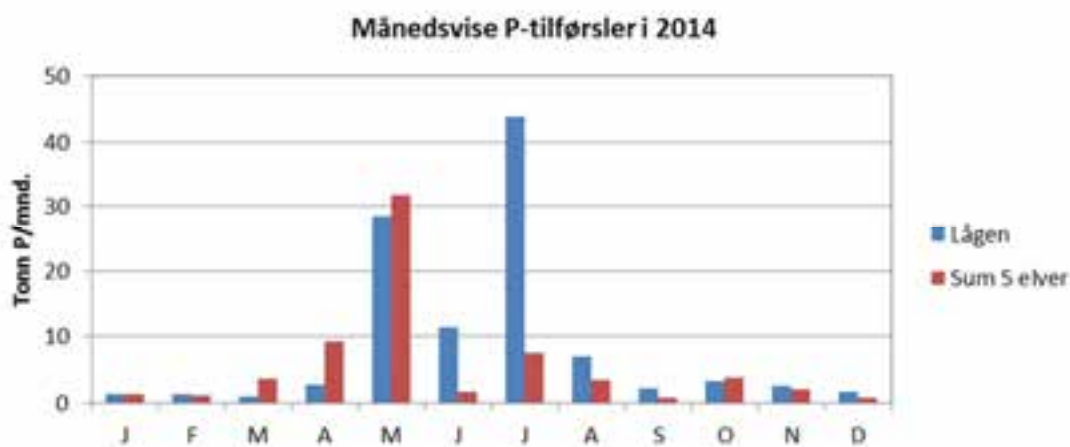
I tre av de fire siste årene har det vært kraftige vårflokker og til dels andre betydelige flommer i flere av elvene, bl.a. i Gudbrandsdalslågen. Dette førte til markert høyere årstransporter og årsmiddelverdier for tot-P enn f.eks. i perioden 2001-2010 (Figur 33). Samlet elvetransport av tot-P er beregnet til 302 tonn i 2011, 185 tonn i 2013 og 187 tonn i 2014. Beregnet P-transport i 2012 var derimot relativt lav med totalt 99 tonn.

Gudbrandsdalslågen bidrar med den største andelen av fosfor-tilførslene til Mjøsa. I de fleste årene vi har målinger fra, representerer tilførslene fra Lågen ca. 55-75 % av de samlede elvetilførslene. I 2014 sto Lågen og Gausa for henholdsvis 57 % og 26 % av de beregnede P-tilførslene med tilløpselver, mens Svartelva, Hunnselva, Lena og Flagstadelva representerte 2-4 % hver (Figur 34).



Figur 34. Beregnet årstransport av total-fosfor med de seks viktigste tilløpselvene i 2014.

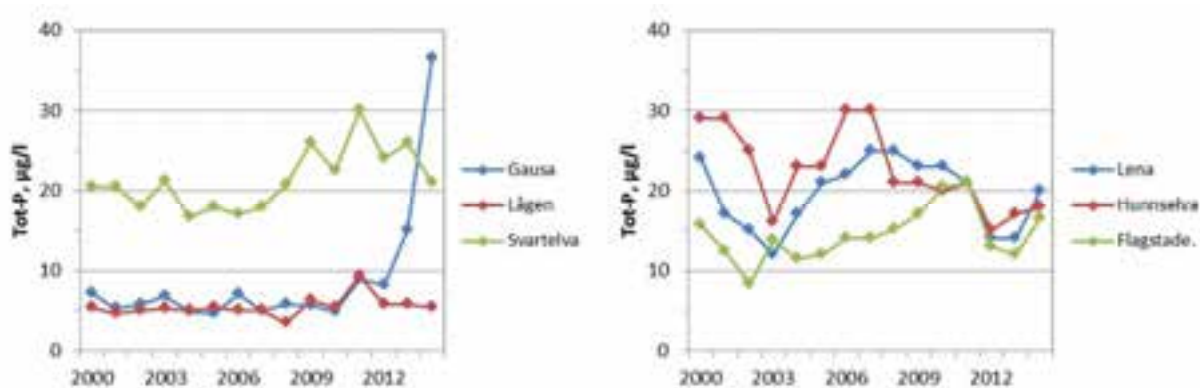
Figur 35 viser månedvis fordeling av elvetilførslene av fosfor i 2014. De største tilførslene kom i mai og juli, men det var også betydelige tilførsler i april, juni, august og oktober. Den høye verdien for Lågen i juli har sammenheng med flomeepisoden i perioden 8-10. juli, da det ble uvanlig høy konsentrasjon av tot-P. Det ble transportert store mengder fosfor via Lågen på dette tidspunktet, men den beregnede månedsverdien må betraktes som usikker.



Figur 35. Beregnede elvetilførsler av fosfor per måned i 2014, fordelt på Gudbrandsdalslågen og sum av fem andre elver, dvs. Gausa, Hunnselva, Lena, Flagstadelva og Svartelva.

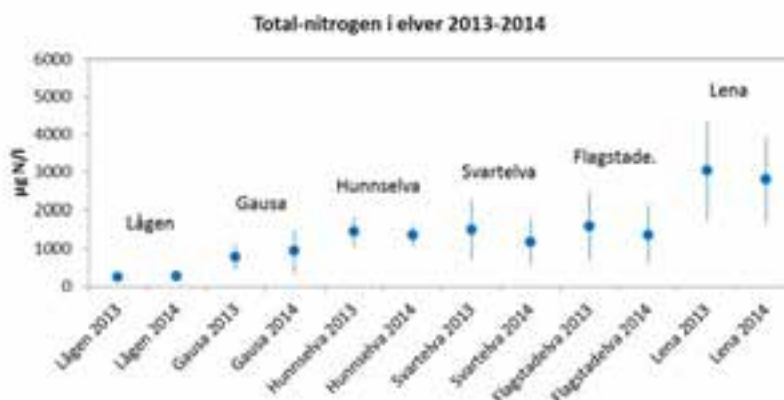
Figur 36 viser tidsutviklingen i medianverdier for tot-P i tilløpselvene Gausa, Lågen, Svartelva, Hunnselva, Lena og Flagstadelva for den siste 15-årsperioden. Medianverdien er den midterste verdien når en stiller opp verdiene i stigende rekkefølge, dvs. at 50 % av måleresultatene er lavere og 50 % høyere enn medianverdien. Medianverdiene for Lågen er generelt lave og viser relativt liten variasjon i området 4-9 $\mu\text{g P/l}$, med høyest medianverdi i «flomåret» 2011. Svartelva og Hunnselva er de to elvene som jevnt over hadde de høyeste konsentrasjonene av tot-P, med medianverdier henholdsvis i intervallene 17-30 $\mu\text{g P/l}$ og 15-30 $\mu\text{g P/l}$.

Gausa hadde generelt lave konsentrasjoner (median 5-7 $\mu\text{g P/l}$) i årene 2000-2010. Så økte medianverdien til 8,9 $\mu\text{g P/l}$ i 2011. Konsentrasjonene lå på omtrent samme nivå i 2012, men deretter økte medianverdiene markant til 15 $\mu\text{g P/l}$ i 2013 og til 37 $\mu\text{g P/l}$ i 2014. Det siste året ble det registrert høye turbiditetsverdier (10-88 FNU) på de fleste prøvetakingstidspunktene om våren, sommeren og tidlig høst (se Vedlegg, Tabell 28). Dette viser at konsentrasjonen av partikler var høy og at mye av fosforet trolig var partikkelbundet gjennom store deler av året. Generelt høye konsentrasjoner av fosfor innebærer også stor transport av fosfor til Mjøsa via Gausa. De økte konsentrasjonene og transportene av fosfor i Gausa de senere årene har sannsynligvis sammenheng med lovlig utførte flomforbygningsarbeider i Gausdal i regi av NVE (O.H. Stuen, Vassdragsforbundet for Mjøsa, pers. oppl.). Sjøl om en stor andel av dette fosforet trolig ikke var direkte algetilgjengelig, er det likevel viktig å følge utviklingen nøye framover. En ytterligere økning eller fortsatt høye P-tilførsler vil bety en ekstra belastning og vil kunne øke sannsynligheten for algeoppblomstringer spesielt i nordre deler av Mjøsa.



Figur 36. Medianverdier for tot-P i seks tilløpselver i perioden 2000-2014.

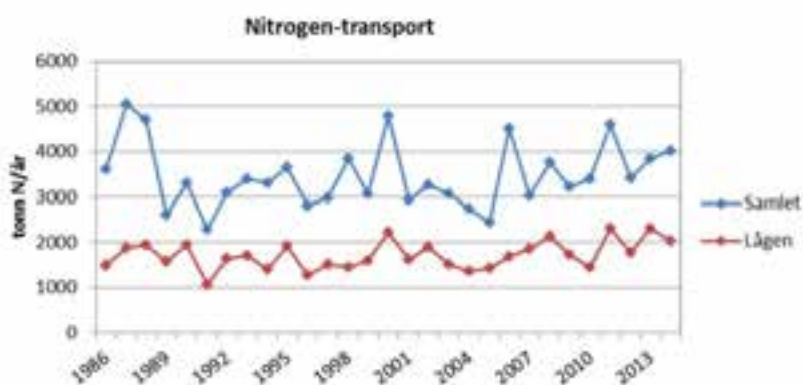
Konsentrasjonene av total-nitrogen var lave i Lågen, med middelverdier i 2013 og 2014 på henholdsvis 253 og 264 $\mu\text{g N/l}$ (Figur 37).



Figur 37. Konsentrasjoner av total-nitrogen i tilløpselver til Mjøsa, årsmidler ± 1 standardavvik for 2013-2014.

Gausa var betydelig mer påvirket mht. nitrogen-forbindelser, med middelværdier på 780 og 940 $\mu\text{g N/l}$ i 2013 og 2014, dvs. ca. 3-4 ganger middelværdiene for Lågen. Lena er den av de undersøkte tilløpselvene som gjennom overvåkingsperioden generelt har hatt de høyeste konsentrasjonene av nitrogen-forbindelser. For 2013 og 2014 er de beregnede middelværdiene på henholdsvis 3040 og 2797 $\mu\text{g N/l}$ (Figur 37). Dette kan karakteriseres som meget høye konsentrasjoner og har sannsynligvis først og fremst sin årsak i en betydelig andel dyrka mark og stor jordbruksaktivitet i nedbørfeltet. Hunnselva, Svartelva og Flagstadelva ligger i et mellomstjikt mellom Gausa og Lena mht. konsentrasjoner av tot-N, men med relativt høye middelværdier i intervallet 1200-1600 $\mu\text{g N/l}$.

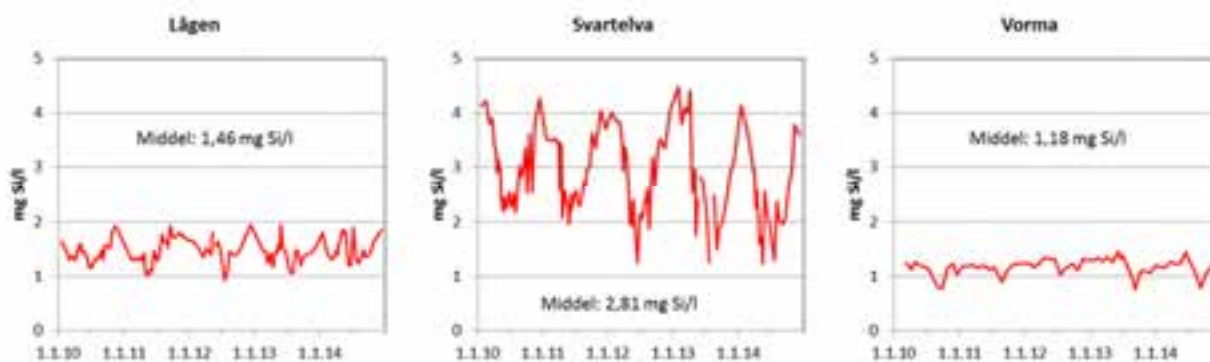
Figur 38 viser beregnede årlige tilførsler av tot-N til Mjøsa med de seks viktigste tilløpselvene for perioden 1986-2014. I siste 10-årsperiode (2005-2014) varierte de samlede tilførselene av tot-N fra disse seks elvene i intervallet 2400-4600 tonn/år (middel 3622 tonn/år). De største tilførselene kom fra Lågen med 52 %, Lena med 13 % og Gausa med 11 % (middelværdier for perioden 2005-2014). De øvrige tre elvene representerte 4-10 % hver mht. årlige tilførsler av tot-N til Mjøsa.



Figur 38. Samlet transport av tot-N med de seks viktigste tilløpselvene. Transporten med Lågen er vist separat.

4.4 Silisium i elver

Konsentrasjonen av silisium (Si) har blitt målt i de to tilløpselvene Gudbrandsdalslågen og Svartelva samt i Vorma ved Minnesund i årene 2010-2014. Resultatene viser at middelskonsentrasjonen i Svartelva var ca. dobbelt så høy som i Lågen, mens middelskonsentrasjonen i Vorma var 19 % (0,28 mg Si/l) lavere enn i Lågen (Figur 39). Vi har ikke data fra de andre elvene, men resultatene kan tolkes som en indikasjon på at det skjer en ikke ubetydelig retensjon (tilbakeholdelse) av silisium i Mjøsa. Noe av denne retensjonen er knyttet til opptak og senere sedimentasjon av kiselalger.



Figur 39. Konsentrasjoner av silisium i Lågen, Svartelva og Vorma i perioden 2010-2014.

Det har vært et nokså klart sesongmessig variasjonsmønster i konsentrasjonene av silisium med ca. en halvering av konsentrasjonen både i Lågen og Svartelva fra vinter til sommer. Dette kan trolig ha sammenheng med kiselalgenes opptak av silisium i sommerhalvåret, men andre forhold som forvitringshastighet i nedbørfeltet og fortynning kan også spille inn. Det sesongmessige variasjonsmønsteret var mindre utpreget, men likevel tydelig også i Vorma.

I følge transportberegningene ble Mjøsa tilført ca. 14 000 tonn Si fra Lågen og ca. 760 tonn Si fra Svartelva i 2014, mens det ble transportert ut ca. 15 300 tonn med Vorma.

4.5 Hygienisk-bakteriologiske forhold

Resultatene fra målingene av innholdet av fekale indikatorbakterier eller «tarmbakterier» (her *E. coli*) i vannprøver fra nedre deler av tilløpselvene de to siste årene er oppsummert i Tabell 7.

Når det gjelder tarmbakterier, er det anbefalt å benytte 90-persentiler ved klassifiseringen av miljøtilstanden, dvs. at en betoner de høyere verdiene (Andersen mfl. 1997). I 2014 varierte 90-persentilene fra 52 kde/100 ml i Gudbrandsdalslågen til 8160 kde/100 ml i Hunnselva (*kde* = *kolonidannende enheter av*). De viktigste kildene til slik bakterieforurensning er her trolig utslipp, lekkasjer og overløp fra kommunale avløpsanlegg, utslipp/sig fra private anlegg i spredt bebyggelse og avrenning av husdyrgjødsel fra jorder. Avføring fra ville dyr kan trolig også bidra til høye bakterietall på enkelte elvestrekninger. De relativt lave bakterietallene i Lågen har i vesentlig grad sammenheng med elvas store fortynningsevne.

Basert på 90-persentilene for *E. coli* i 2014 kan den hygieniske miljøtilstanden karakteriseres som mindre god (jf. «moderat») i Lågen og Gausa, dårlig i Svartelva og svært dårlig i Flagstadelva, Lena og Hunnselva. Dette er basert på prøver innhentet fra nedre deler av de nevnte elvene.

Tabell 7. Forekomst av fekale indikatorbakterier (*E. coli*) i elver i 2013 og 2014. *Kde* = antall kolonidannende enheter. Tilstandsklasser i henhold til Andersen mfl. 1997.

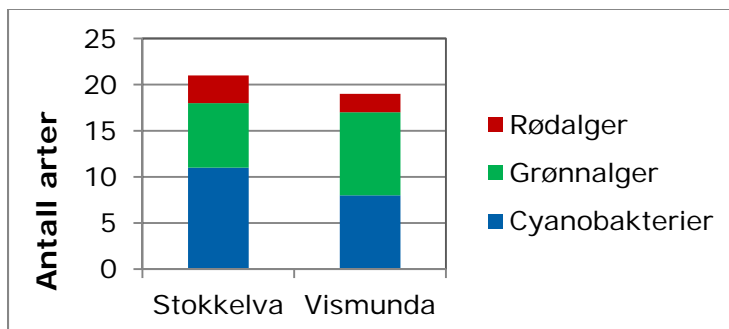
	10-persentil kde/100 ml	90-persentil kde/100 ml	Median kde/100 ml	Tilstandsklasse
Lågen 2013	0,5	27	4	II God
Lågen 2014	1	52	1	III Mindre god
Gausa 2013	2	152	18	III Mindre god
Gausa 2014	5	187	28	III Mindre god
Svartelva 2013	30	1120	191	V Meget dårlig
Svartelva 2014	20	980	157	IV Dårlig
Lena 2013	80	820	205	IV Dårlig
Lena 2014	57	1300	260	V Meget dårlig
Hunnselva 2013	490	2400	1300	V Meget dårlig
Hunnselva 2014	200	2400	1300	V Meget dårlig
Flagstade. 2013	27	1930	118	V Meget dårlig
Flagstade. 2014	72	8160	384	V Meget dårlig

4.6 Begroing i Stokkelva og Vismunda

Prøver av begroingsorganismer ble samlet inn i nedre del av Stokkelva ved Sveastranda camping og i nedre del av Vismunda ved Biri Verk den 29.8.2014. Metodikken er omtalt i Vedlegg, kpt. 6.1.

Biologisk mangfold

Det ble registrert henholdsvis 21 og 19 algetaksa henholdsvis i Stokkelva og Vismunda i 2014. I Stokkelva var det hovedvekt av cyanobakterier tett etterfulgt av grønnalger, mens det i Vismunda ble registrert omtrent like mange grønnalge- som cyanobakterie-taksa. På begge stasjonene ble det også registrert 2-3 rødalger (Figur 40).



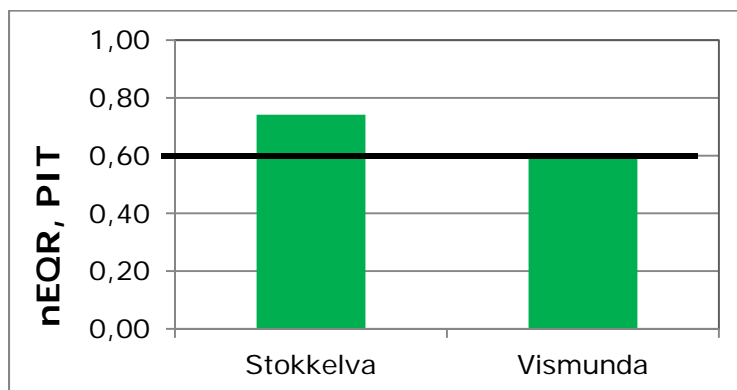
Figur 40. Antall taksa innen de ulike hovedgruppene i begroingsamfunnet (grønnalger, rødalger og cyanobakterier) i Stokkelva og Vismunda 2014.

På begge lokalitetene ble det registrert makroskopiske forekomster av cyanobakteriene *Nostoc* sp. og *Tolypothrix distorta*. Grønnalgene *Oedogonium* b, *Oedogonium* d og *Spirogyra* d og rødalgen *Audouinella pygmaea* ble også observert på begge stasjoner (se Vedlegg, Tabell 33). Av disse artene indikerer alle god økologisk tilstand med unntak av *Spirogyra* d og *Audouinella pygmaea*, som indikerer næringssaltbelastning. I Vismunda ble i tillegg den eutrofe cyanobakterien *Phormidium tinctorium* registrert.

Økologisk tilstand

Eutrofiering

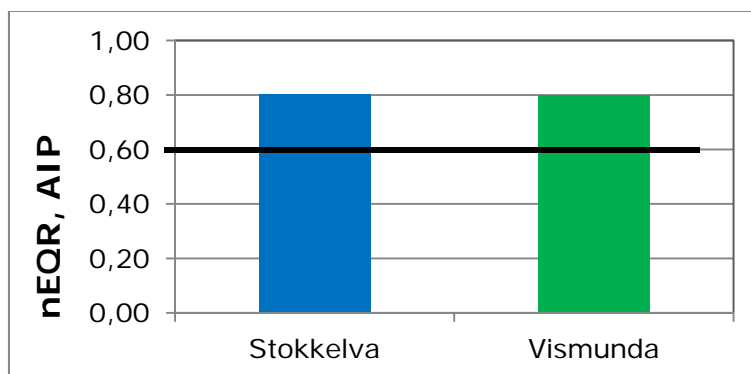
Ut fra eutrofieringsindeksen PIT har både Stokkelva og Vismunda oppnådd miljømålet gitt i vannforskriften (Figur 41). Begge havnet i god økologisk tilstand. Mens Stokkelva hadde nEQR = 0,74 lå Vismunda helt på grensen til moderat tilstand med nEQR = 0,604. Vismunda så altså ut til å være noe mer belastet enn Stokkelva. Algesamfunnet på lokaliteten i Vismunda påvirkes trolig av avrenning fra jordbruk, spredt bosetting, tettstedet Biri og sagbruket ved Biri. Stokkelva derimot er kun påvirket av spredt bosetting og noe avrenning fra jordbruk.



Figur 41. Normalisert EQR (nEQR) for eutrofieringsindeksen PIT for Stokkelva og Vismunda 2014, der verdiene angir økologisk tilstand. Grønn = god tilstand. Den svarte linjen markerer grenseverdien mellom god og moderat tilstand.

Forsuring

AIP indeksen er ikke interkalibrert med andre nordiske land, og klassegrensene er derfor ikke bindende. Vi velger likevel å framstille resultatene da de fortsatt gir et bilde av pH-forholdene i elver og vassdrag. Med utgangspunkt i forsuringindeksen AIP har begge lokalitetene oppnådd miljømålet gitt i vannforskriften. Stokkelva havnet i svært god tilstand, mens Vismunda havnet i god økologisk tilstand. Begge ligger på grensen mellom svært god og god tilstand med nEQR på henholdsvis 0,802 og 0,799 (Figur 42).



Figur 42. Normalisert EQR (nEQR) for forsuringindeksen AIP beregnet for Stokkelva og Vismunda 2014, der verdiene angir økologisk tilstand. Blå = svært god og grønn = god økologisk tilstand. Den svarte linjen markerer grenseverdien mellom god og moderat tilstand.

Sammendrag

Basert på algesamfunnenes sammensetning i 2014 har begge de undersøkte lokalitetene oppnådd miljømålet gitt i vannforskriften med hensyn på både forsuring og eutrofiering. Med utgangspunkt i eutrofieringsindeksen, PIT, havnet begge lokalitetene i god tilstand, men Vismunda havnet nær grensen til moderat tilstand, noe som tyder på at den til en viss grad er næringsbelastet. Forsuringindeksen, AIP, indikerte ikke forsuring. Begge lokalitetene havnet på grensen mellom god og svært god tilstand med nEQR = 0,8 (Tabell 8).

Tabell 8. PIT og AIP indeksverdier, nEQR og tilstandsklasser for Stokkelva og Vismunda. AIP klassegrensene er ikke interkalibrert og dermed ikke bindende.

	Stokkelva	Vismunda
Ca-konsentrasjon	9,63	12,8
Antall indikatorarter	16	16
PIT	11,10	15,62
EQR	0,92	0,84
nEQR	0,74	0,604
Økologisk tilstand	God	God
Antall indikatorarter	11	9
AIP	7,040	7,038
EQR	0,969	0,968
nEQR	0,802	0,799
Økologisk tilstand	Svært god	God

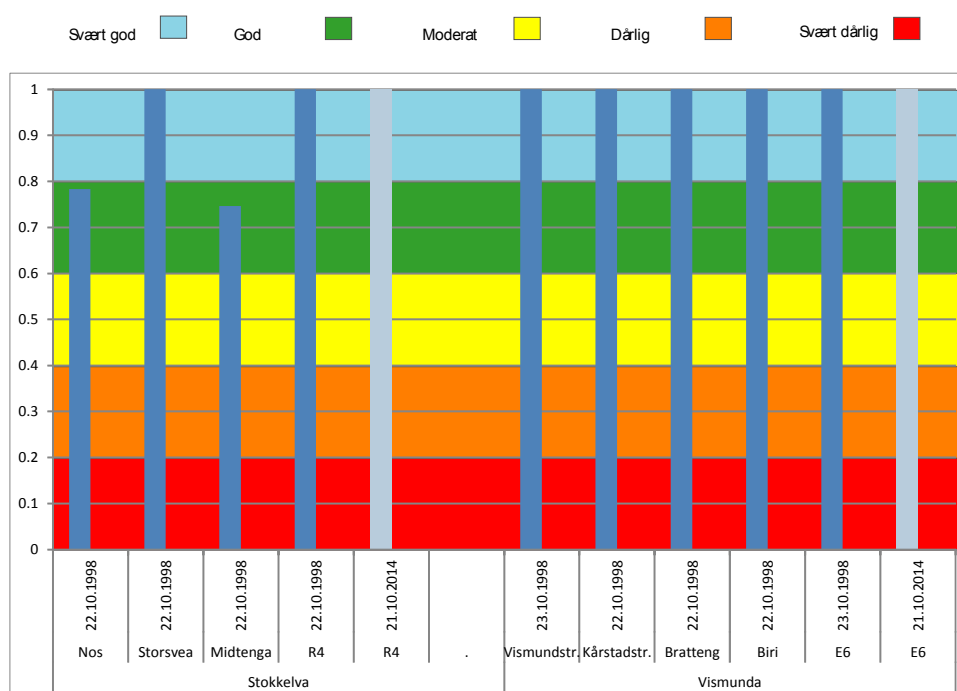
4.7 Bunndyr i Stokkelva og Vismunda

Det ble tatt prøver av bunndyr i Vismunda og Stokkelva den 21.10.2014. Begge elvene ligger i Gjøvik kommune. Det er også tidligere tatt prøver fra disse elvene. I 1998 ble det tatt bunndyrprøver fra flere stasjoner fordelt på en lengre strekning av elvene, i forbindelse med et forskningsprosjekt ved NIVA. Resultater fra disse prøvene er tatt med i figurene for å vise endringer over tid.

Økologisk tilstand.

Den økologiske tilstanden i Vismunda på stasjonen der E6 kysser elva var svært god høsten 2014 (Figur 43). Dette er samme tilstand som i 1998. I 1998 ble det også tatt flere prøver oppover i elva. Alle viste svært god tilstand.

Den økologiske tilstanden i Stokkelva der R4 krysser elva var også svært god (Figur 43). Dette var tilsvarende som i 1998. I 1998 var tilstanden videre oppover i elva god eller svært god.



Figur 43. Økologisk tilstand (eutrofi/organisk belastning) nederst i Stokkelva og Vismunda høsten 2014 (lyseblå) og i 1998, samt tilstanden lengre oppover i elvene i 1998.

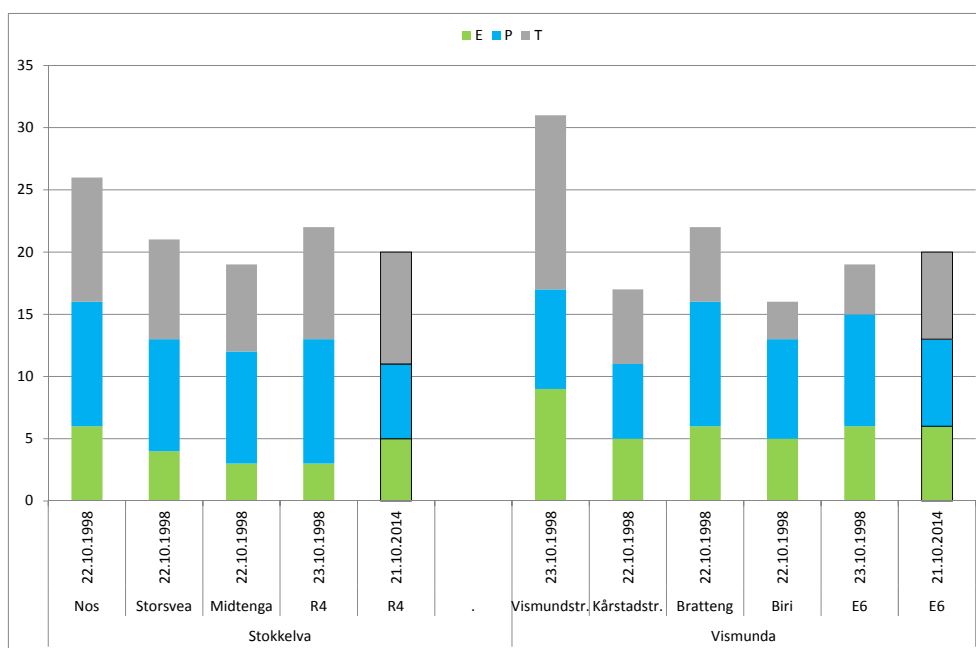
Biologisk mangfold

Det er gjort en vurdering av biologisk mangfold basert på antall taksa i gruppene døgnfluer (Ephemeroptera), steinfluer (Plecoptera) og vårfluer (Trichoptera) (EPT) i materialet. Det biologiske mangfoldet i Stokkelva, målt som EPT, var 20. Fordelingen mellom døgnfluer, steinfluer og vårfluer var henholdsvis 5, 6 og 9. Mangfoldet kan betegnes som middels høyt, og det var på omtrent samme nivå som i 1998. Det ser imidlertid ut som om det var flere steinfluearter på alle stasjoner i 1998 enn ved R4 i 2014. En nærmere sammenligning med gamle data viser at de «manglende artene» er de samme artene som i 2014 ble funnet i Vismunda, men ikke i Stokkelva (se Vedlegg, Tabell 34). EPT-verdien var den samme i Vismunda. Fordelingen mellom døgnfluer, steinfluer og vårfluer var her 6, 7 og 7. EPT-verdien i 2014 var på ca. samme nivå som i 1998.

Både i Stokkelva og Vismunda var *Baetis rhodani* den vanligste døgnfluen. Men også arter som *Baetis muticus*, små ubestemte individer av *Baetis* og *Heptagenia dalecarlica* var vanlige. Blant steinfluene var *Capnia atra* den

vanligste arten i Vismunda, mens små individer av *Amphinemura* var vanligst i Stokkelva. Vårfluene ble i stor grad funnet i få eksemplarer. Den vanligste vårfluen i Stokkelva var den nettspinnende arten *Polycentropus flavomaculatus*, mens rovformen *Rhyacophila nubila* var vanligst i Vismunda.

Alle EPT-artene som ble funnet, er ganske vanlige arter. I tillegg til EPT-artene ble det også funnet vanlige arter av elvebiller (alle Coleoptera i tabellen). Av ubestemte taksa tilhørende store grupper var fjærmygglarver (Chironomidae) meget vanlige, det var også et stort innslag av fåbørstemark (Oligochaeta), og det ble funnet enkelte knottlarver (Simuliidae). Alle er grupper som normalt finnes i elver og bekker.



Figur 44. EPT-indeksverdier (E: døgnfluer, P: steinfluer, T: vårfluer) beregnet for stasjoner nederst i Stokkelva og Vismunda høsten 2014 og 1998, samt verdier fra lokaliteter lengre opp i elvene basert på prøver hentet inn i 1998.

4.8 Vannkjemiske forhold i Stokkelva og Vismunda

I forbindelse med innsamlingen av prøver av begroingsorganismer i Stokkelva og Vismunda den 29.8.2014 ble det også samlet inn vannprøver fra de samme lokalitetene.

Basert på disse stikkprøveanalysene kan begge vannforekomstene typifiseres som elvetype nr. 8, dvs. moderat kalkrike, humøse elver i lavlandet (Tabell 9). Konsentrasjonene av tot-P og tot-N var lave og tyder på svært god miljøtilstand mht. overgjødning for begge elvene. Ettersom resultatene er basert på kun én stikkprøve fra hver av elvene, behøver de ikke være representative for miljøtilstanden. Vurderingene av økologisk tilstand må derfor i all hovedsak baseres på resultatene fra undersøkelsene av samfunnene av begroingsorganismer og bunndyr.

Tabell 9. Analyseresultater av vannprøver fra Stokkelva og Vismunda 29.8.2014.

		Stokkelva	Vismunda
Total organisk karbon, TOC	mg C/l	7,0	6,2
Kalsium	mg Ca/l	9,6	12,8
Total-fosfor, tot-P	µg P/l	8,0	5,1
Total-nitrogen, tot-N	µg N/l	490	431

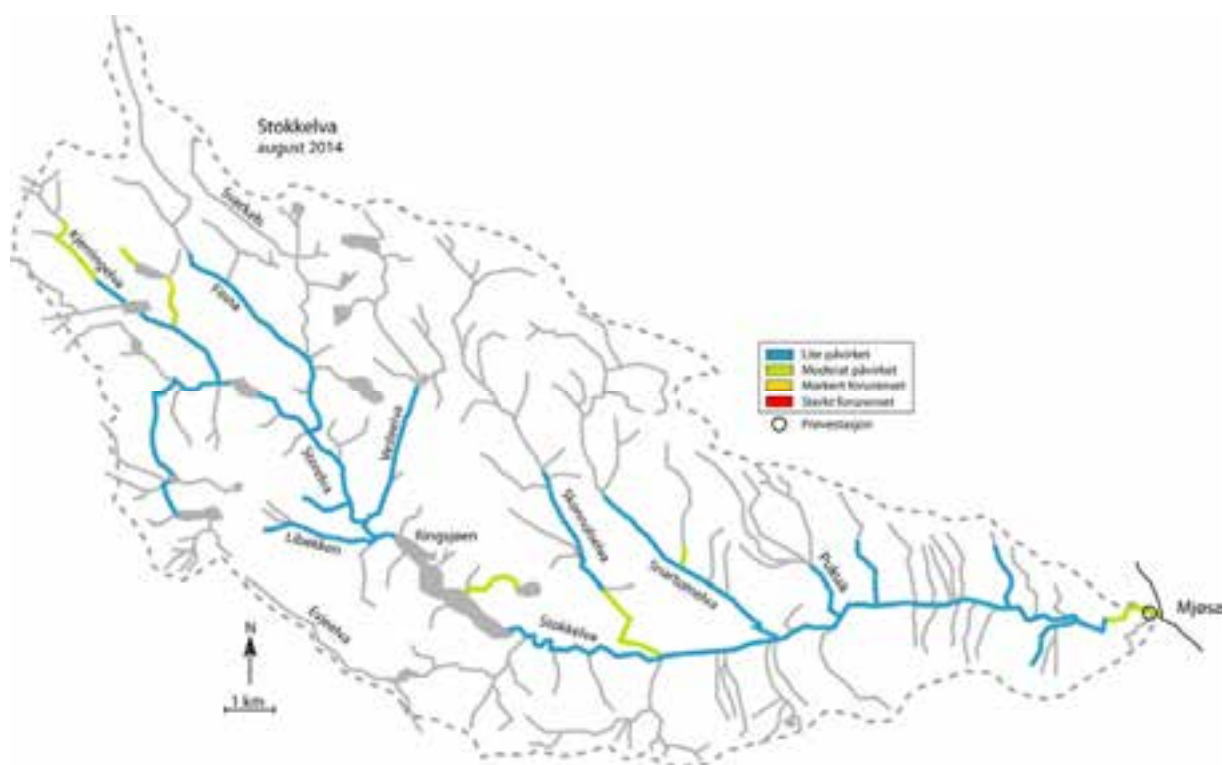
4.9 Feltbefaringer langs Stokkelva og Vismunda

Stokkelva

Vurderingene av miljøtilstanden i Stokkelva er basert på befaringer langs de viktigste delene av vassdraget den 21. og den 28. august 2014, samt resultatene av undersøkelser av begroingsamfunnet og bunndyrsamfunnet i nedre del der Rv 4 krysser elva i Redalen.

Størstedelen av hovedvassdraget og undersøkte sidegreiner ble vurdert som lite påvirket av næringsstoffer og organisk stoff fra befolkning, jordbruk og eventuelt annen næringsvirksomhet (Figur 45). Det var generelt sett lite begroingsalger, og nedbrytere som sopp og bakterier ble praktisk talt ikke påvist. En kort strekning av utløpsbekken fra innsjøen Lauga så imidlertid ut til å være markert påvirket av næringsstoffer og/eller organisk stoff. En undersøkelse av Lauga i 2010 tydet på at innsjøen var markert overgjødset, og den økologiske tilstanden ble den gang karakterisert som moderat eller på grensen til dårlig (Løvik 2011).

Deler av sidegreiner som Skonnolselva og Kjerringelva ble vurdert som moderat påvirket av menneskelig aktivitet. Ut fra de biologiske feltobservasjonene ble nedre del av hovedvassdraget (ved Rv 4) vurdert som lite til moderat påvirket mht. overgjødning. Dette stemmer godt overens med resultatene fra begroings- og bunndyrsundersøkelsene.



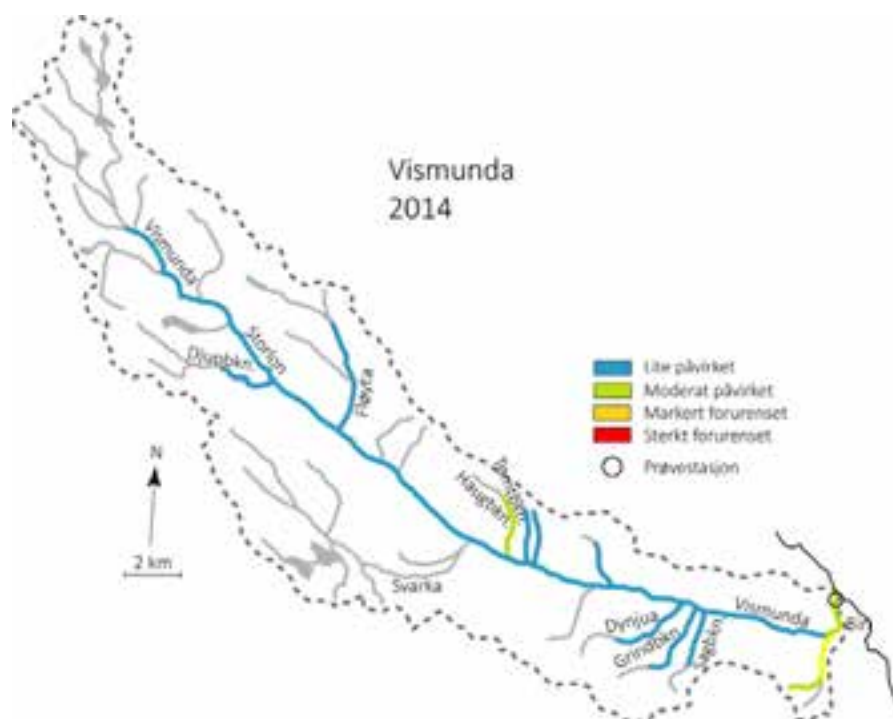
Figur 45. Miljøtilstanden mht. eutrofiering/organisk belastning i Stokkelva med sidevassdrag i 2014.

Vismunda

Befaringer langs vassdraget med vurderinger av miljøtilstanden ble gjennomført 27.-28. august 2014, med supplerende befaring ved Biri den 25. september.

Flesteparten av de undersøkte lokalitetene hadde lite synlig algebegroing og ubetydelige forekomster av nedbrytere som sopp og bakterier. Disse strekningene ble vurdert som lite eller moderat påvirket av næringsstoffer og organisk stoff fra menneskelige aktiviteter (Figur 46). Deler av vassdraget var tydelig preget av tidligere flomaktivitet, med nylig forflytta grus- og steinmasser. Elvebredden var enkelte steder sterkt erodert og vil være utsatt for mer erosjon i tilfelle nye flommer. De nedre delene av en sidebekk ved Biri var markert tilslammet med jord og sand og ga inntrykk av å være noe overgjødset.

Nedre del av hovedvassdraget (ved Biri Verk) ble ved befaringen vurdert som moderat til lite påvirket av næringsstoffer og organisk stoff. Det vil si at det var rimelig godt samsvar med resultatene fra undersøkelsene av både begroings- og bunndyrsamfunnets sammensetning.



Figur 46. Miljøtilstanden mht. eutrofiering/organisk belastning i Vismunda med sidevassdrag, vurdert på grunnlag av feltbefaringer med biologiske observasjoner i august og september 2014. I nedre del av hovedvassdraget (ved E6/Biri Verk) er vurderingene basert på prøver og analyser av begroing og bunndyr.

4.10 Økologisk tilstand i tilløpselver – oppsummering

Vi har foretatt en samlet vurdering av økologisk tilstand mht. eutrofiering i tilløpselvene til Mjøsa i 2014, basert på indeksverdier for PIT (begroing), ASPT (bunndyr) samt middelverdier for tot-P og tot-N der flomverdier/ekstrem-verdier er utelatt for tot-P (Tabell 10).

Av tabellen framgår det at elvene Lågen, Hunnselva og Flagstadelva havner i tilstandsklasse Svært god med nEQR-verdier i intervallet 0,8-1,0. Videre plasseres elvene Vismunda, Stokkelva, Lena og Svartelva alle i tilstandsklasse God med nEQR-verdier i intervallet 0,6-0,8. Gausa får en samlet nEQR på 0,43 og havner dermed i tilstandsklasse Moderat. Det vil si at det kun var Gausa som ikke oppnådde miljømålet om god økologisk tilstand basert på tilgjengelig datagrunnlag for 2014.

Tabell 10. Normaliserte EQR-verdier og tilstandsklasser for tilløpselver til Mjøsa i 2014.

	Begroing PIT nEQR	Bunndyr ASPT nEQR	Tot-P nEQR	Tot-N nEQR	Samlet 2014 nEQR
Lågen	-	-	0,99	0,87	0,99
Gausa	-	-	0,43	0,41	0,43
Vismunda	0,604	1,00	1,00	0,88	0,604
Stokkelva	0,74	1,00	1,00	0,84	0,74
Hunnselva	-	-	0,801	0,38	0,801
Lena	-	-	0,72	0,14	0,72
Flagstadelva	-	-	0,82	0,39	0,82
Svartelva	-	-	0,76	0,43	0,76

Tilstandsklasser (jf. Veileder 02:2013):

Klasse	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
nEQR	0,8-1,0	0,6-0,8	0,4-0,6	0,2-0,4	<0,2

Det må her legges til at det er undersøkelser av biologiske kvalitetselementer (begroing og/eller bunndyr), som primært skal legges til grunn ved tilstandsklassifisering (jf. Veileder 02:2013). Slike undersøkelser ble bare gjennomført i Vismunda og Stokkelva i 2014. Vurderingene blir usikre, og flere av elvene kommer trolig ut med for god økologisk tilstand i Tabell 10 når klassifiseringen er basert kun på fysisk-kjemiske målinger.

Undersøkelser av begroing og bunndyr i Lågen og Svartelva i 2013 tilsa god økologisk tilstand (Løvik mfl. 2014), mens tilsvarende undersøkelser i Hunnselva i 2012 indikerte moderat tilstand (Løvik mfl. 2013). For Hunnselva er dette et betydelig avvik fra Svært god tilstand som var resultatet i 2014, når dette ble basert på vannkjemiske analyser. Data over biologiske kvalitetselementer og fysisk-kjemiske støtteparametre i nedre del av Gausa tydet på god økologisk tilstand i 2011 (Løvik mfl. 2012). Videre viste de bakteriologiske undersøkelsene i 2014 at miljøtilstanden ikke var tilfredsstillende i de fleste elvene; spesielt i Hunnselva, Lena, Flagstadelva og Svartelva (se kpt. 4.5) var påvirkningen fra fekale bakterier stor.

God tilstand i nedre del av Lenaelva er trolig ikke en fullt ut dekkende beskrivelse av situasjonen; Undersøkelser av begroing og bunndyr her i 2009 indikerte moderat tilstand (Løvik mfl. 2010), og en kartlegging av ørretens levevilkår i Lenaelva i 2014 viste at mange strekninger var sterkt preget av dårlig vannkvalitet og tilslamming med finpartikulært sediment (Skoglund mfl. 2015).

Lena og Flagstadelva er de to elvene hvor biologiske undersøkelser inngår i overvåkingen i regi av Vassdragsforbundet for Mjøsa i 2015. Det vil si at en for disse elvene vil få en oppdatert status og en sikrere vurdering av dagens miljøtilstand.

4.11 Fosforbudsjett for Mjøsa

Fra og med 2010 har det blitt gjennomført målinger av konsentrasjoner av næringsstoffer både i de seks viktigste tilløpselvene (se kpt. 4.3) og i utløpet av Mjøsa, Vormå. Dette sammen med vannføringsdata fra GLB og NVE har gjort det mulig å foreta beregninger av fosfor-balansen inn og ut av Mjøsa. Forutsetningen har bl.a. vært at vi også har hatt tilgang til data for utslipp direkte til Mjøsa 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 (jf. Kjellberg 2006). Mengden fosfor som deponeres direkte på innsjøoverflata er estimert ut fra litteraturdata. Resultatene av beregningene for 2014 er gitt i Tabell 11.

Tabell 11. Beregnet fosforbalanse for Mjøsa i 2014.

	Tot-P, tonn	%
Gudbrandsdalslågen (målt)	107,4	54,1
Sum 5 andre elver* (målt)	67,6	34,1
Andre elver (estimert 7 %)	12,2	6,2
Elver totalt	187,2	94,4
Kommunale rensanlegg	3,78	1,9
Industri	0,01	0,00
Direkte på innsjøoverflaten	7,4	3,7
Totale tilførsler	198,3	100
Transport ut, Vormo (målt)	63,8	32
Tilbakeholdelse i Mjøsa	134,5	68

* Gjelder Lena, Hunnselva, Gausa, Flagstadelva og Svartelva

Den totale tilførselen av fosfor til Mjøsa er beregnet til 198 tonn i 2014. Elvetilførslene sto for 94 % av tilførslene i 2014. Dette omfatter først og fremst tilførsler fra jordbruk, kommunale rensanlegg og avløpsanlegg med utslipp til elver, private anlegg i spredt bosetting og evt. industri med utslipp til elver. I tillegg kommer fosfor med naturlig avrenning fra skog og utmark for øvrig. Kommunale rensanlegg med utslipp direkte til Mjøsa bidro med 3,8 tonn eller 1,9 % (inklusive overløp), mens industri med utslipp direkte til Mjøsa bidro med 0,01 tonn av de totale tilførslene av fosfor til Mjøsa i 2014.

Mengden fosfor som ble transportert ut av Mjøsa med Vormo er beregnet til 63,8 tonn. Dette gir en retensjon (tilbakeholdelse) i Mjøsa på 135 tonn eller 68 %. De totale fosfor-tilførslene var betydelig større i «flomårene» 2011, 2013 og 2014 enn i årene 2010 og 2012 (Figur 47). Det må understrekes at det er knyttet betydelig usikkerhet til tilførselsverdiene, spesielt for «flomårene». Dette fordi konsentrasjonene vil variere mye under flommer, noe som gir store utslag på transportverdiene i de aktuelle tidsrommene når vannføringen er stor.

Beregnet retensjon av fosfor i Mjøsa har de fleste årene variert i området 60-80 % av de totale tilførslene. For 2012 ble imidlertid retensjonen beregnet til 34 %. En mulig forklaring på dette kan være at det skjedde en ikke ubetydelig intern tilførsel av fosfor i søndre deler av Mjøsa, i form av resuspensjon av partikkelbundet fosfor fra sedimenter i forbindelse med anleggs- inkl. mudringsarbeidene ved E6 – Dovrebanen (se Løvik mfl. 2014, Rognerud mfl. 2015).



Figur 47. Beregnet mengde fosfor transportert inn og ut av Mjøsa årlig i perioden 2010-2014.

5. Litteratur

- 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.
- 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.
- Bækken, T., Edvardsen, H., Eriksen, T.E., Hostyeva, V., Mjelde, M., Løvik, J.E., Rognerud, S. og Skjelbred, B. 2014. Kjemisk og biologisk tilstand i Åkersvika naturreservat i 2014. Undersøkelser i forbindelse med utvidelse av E6. NIVA-rapport 6732-2014. 108 s.
- Direktoratsgruppa for gjennomføringen av vanddirektivet 2013. Veileder 02:2013. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. <http://www.vannportalen.no/>. 263 s.
- Elser, J.J., Andersen, T., Baron, J.S., Bergström, A.K., Jansson, M., Kyle, M., Nydick, K.R., Steger, L. and Hessen, D.O. 2009. Shifts in lake N:P stoichiometry and nutrient limitation driven by atmospheric nitrogen deposition. *Science* 326: 835-837.
- EN, European Committee for Standardization, 2009. Water quality - Guidance standard for the surveying, sampling and laboratory analysis of phytobenthos in shallow running water. EN 15708:2009.
- Faafeng, B., Hessen, D.O. og Brettum, P. 1990. Landsomfattende trofiundersøkelse av innsjøer. Oppfølging av 49 av de 355 undersøkelsene i 1989. Statlig program for forurensningsovervåking. SFT-rapport 425/90. NIVA-rapport 2476. 69 s.
- Hagman, C.H.C., Ballot, A., Hjermann, D.Ø., Skjelbred, B. og Brettum, P. 2014. The occurrence and spread of *Gonyostomum semen* (Ehr.) Diesing (Raphidophyceae) in Norwegian lakes. *Hydrobiologia*. DOI 10.1007/s10750-014-2050-y.
- Hanssen-Bauer, I., H. Drange, E.J. Førland, L.A. Roald, K.Y. Børsheim, H. Hisdal, D. Lawrence, A. Nesje, S. Sandven, A. Sorteberg, S. Sundby, K. Vasskog og B. Ådlandsvik 2009. Klima i Norge 2100. Bakgrunnsmateriale til NOU Klimatilpassing, Norsk klimasenter, september 2009, Oslo.
- Hessen, D.O., Faafeng, B.A. and Andersen, T. 1995. Replacement of herbivore zooplankton species along gradients of ecosystem productivity and fish predation pressure. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52: 733-742.
- 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 1117-1979. 174 s.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1946. The plankton in Mjøsa. *Nytt Magasin for Naturvidenskapene*. Bind 85: 160-221.

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 Vänerens Vattenvårdsförbund. 45 s. + vedlegg.

Kinsten, B. og Degerman, E. 2012. Skatting av glacialrelikta kräftdjurs tetthet. En jämførelse av tre metoder samt tetthet i Vänern och Vättern. Rapport nr 115 från Vätternvårdsförbundet, rapport nr 70 från Vänerens Vattenvårdsförbund. 24 s.

Kjellberg, G. 1982. Overvåking av Mjøsa. Bakgrunnsdata, historikk og videreføring. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT), overvåkingsrapport 54/82. NIVA-rapport 1450. 104 s.

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

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

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

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

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., Hegge, O. og Løvik, J.E. 2001. Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpselver. Årsrapport for 2000. NIVA-rapport 4364-2001. 129 s.

Løvik, J.E. 2011. Lauga i Snertingdal, Gjøvik kommune. Vurdering av miljøtilstand i 2010. NIVA-rapport 6119-2011. 19 s.

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

Løvik, J.E., Bækken, T. og Romstad, R. 2010. Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpselver. Årsrapport/datarapport for 2009. NIVA-rapport 5974-2010. 80 s.

Løvik, J.E., Eriksen, T.E. og Kile, M.R. 2012. Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpselver. Årsrapport/datarapport for 2011. NIVA-rapport 6316-2012. 79 s.

Løvik, J.E., Brettum, P., Bækken, T. og 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.

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

NS EN 15204, 2006. Water quality – Guidance for the routine analysis of phytoplankton abundance and composition using inverted microscopy (Utermöhl technique).

NVE 2003. Tiltak i vassdrag. Åkersvika naturreservat – etablering av ny minimumsvannstand. Detaljplan. Saksbehandler: A.T. Hamarsland, ansvarlig: R. Øvre. Saksnr. 200101790. Foreløpig utgave. 13 s. + vedl.

Olrik, K., Blomqvist, P., Brettum, P., Cronberg, G. and Eloranta, P. 1998. Methods for quantitative assessment of phytoplankton in freshwater part I: sampling, processing and application in freshwater environmental monitoring programs. Naturvårdsverket report 4860. Stockholm. 86 pp.

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., Garmo, Ø. og Løvik, J.E. 2015. Overvåking av biologi og finkorna partikler i Mjøsas sydlige deler i forbindelse med bygging av ny E6 og nytt dobbeltspor på Dovrebanen 2012-2014. NIVA-rapport 6780-2015. 32 s.

Schindler, D.W. 2012. The dilemma of controlling cultural eutrophication of lakes. *Proc. R. Soc. B.* doi:10.1098/rspb.2012.1032.

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

Schneider, S. og 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.

Skoglund, H., Normann, E.S. og Pulg, U. 2015. Kartlegging av mulige habitatflaskehalsar for ørret i Lenaelva med forslag til tiltak for å bedre fiskeproduksjonen. Notat. LFI Uni Research Miljø. 28 s.

Spikkeland, I., Kasbo, R., Kjellberg, G., Nilssen, J.P., Opsahl og Vaaler, J.P. 2012. Istidsinnvandrere («istidsrelikter») i ferskvann – nye observasjoner og oppdatering av utbredelsen i Norge. *Fauna* 65: 82-96.

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.

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

6.1 Materiale og metoder

Fysisk-kjemiske og bakteriologiske prøver og analyser

Prøver for kjemiske analyser i Mjøsa ble samlet inn ved hjelp av en 3 liters Ruttner-henter. Blandprøver fra sjiktet 0-10 m ble laget ved å blande like deler fra dypene 0,5 m, 2 m, 5 m, 8 m og 10 m. Innebygd termometer i Ruttner-henteren ble benyttet for måling av temperaturer på ulike dyp. Siktedypet ble målt ved bruk av standard hvit Secchi-skive og vannkikkert.

Tabell 12. Oversikt over kjemiske og mikrobiologiske analysemetoder/-betegnelser ved MjøsLab, LabNett og NIVA.

	Metodebetegnelse	Benevning
MjøsLab		
Total-fosfor (Tot-P)	NS ISO 6878	mg P/l
Total-nitrogen (Tot-N)	NS ISO 13395	mg N/l
LabNett		
Surhetsgrad (pH)	Intern metode basert på EPA150.1	
Turbiditet	Intern metode basert på EPA 110.2	FNU
Fargetall (etter filtrering)	Intern metode basert på EPA 110.2	mg Pt/l
Konduktivitet (ved 25 °C)	Intern metode basert på EPA 120.1	m S/m
Alkalitet	Intern metode basert på EPA 310.1	mmol/l
Total-fosfor (Tot-P)	ISO 6878, AA	µg P/l
Total-nitrogen (Tot-N)	NS 4743, Autoanalyser	µg N/l
Nitrat + nitritt	NS 4745, Autoanalyser	µg N/l
Totalt organisk karbon (TOC)	NS-EN 1484	mg C/l
Silisium ICP	ICP-AES/ICP-MS	mg/l
E. coli – Colilert	US Standard methods, metode 9923 B	kde/100 ml
NIVA		
Klorofyll- <i>a</i>	H 1-1 (spektrofotometrisk bestemmelse i metanolekstrakt)	µg/l

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 det samlet inn prøver ca. hver 14. dag, dvs. til sammen 11 prøver i perioden mai-oktober. Ved de øvrige tre stasjonene ble det samlet inn prøver månedlig i perioden mai-oktober. Prøvene ble fylt på 100 ml mørke glassflasker og konservert i felt med Lugols løsning (fytofiks). Planteplanktonprøvene ble analysert i henhold til metoder beskrevet av Olrik mfl. (1998), NS EN 15204-2006. Planteplanktonets sammensetning og mengde ble vurdert i forhold til tidligere observasjoner fra Mjøsa, og økologisk tilstand ble bestemt i henhold til gjeldende klassifiserings-veileder for vannforskriften (Veileder 02:2013, Direktorsgruppera 2013).

Dyreplankton og mysis

Kvantitative prøver av dyreplankton ble samlet inn ca. hver 14. dag, totalt 11 ganger, i perioden mai-oktober ved hovedstasjonen Skreia. Det ble benyttet en 25-liters Schindler-felle påmontert hæv med maskevidde på ca. 50-60 µm. Prøver ble hentet opp fra 0,5 m, 2 m, 5 m, 8 m, 12 m, 16 m, 20 m, 30 m og 50 m dyp. Prøvene ble fylt på 100 ml mørke glassflasker og konservert med Lugols løsning. Krepsdyrene i hele eller en representativ del av prøven ble talt opp og identifisert til art. Biomasser (tørrvekt) ble beregnet for hele sjiktet 0-50 m på grunnlag av individantall og spesifikke tørrvekter for hver art og

kjønn/utviklingsstadium. Det ble også samlet inn kvalitative prøver, som vertikale håvtrekk fra sjiktet 0-120 m.

Mengder og artssammensetning er vurdert i forhold til tidligere undersøkelser av krepsdyrplankton i Mjøsa (Huitfeldt-Kaas 1946, Holtan mfl. 1979, Kjellberg og Sandlund 1983, Rognerud og Kjellberg 1990, Løvik og Kjellberg 2003, Kjellberg 2006) samt en nasjonal undersøkelse av krepsdyrplankton (Hessen mfl. 1995). Håvtrekkprøvene ble bl.a. benyttet for lengdemålinger av dominerende vannlopper. Middellengder av dominerende vannlopper (*Daphnia galeata* og *Bosmina longispina*) er brukt som indikasjon på antatt predasjonspress fra planktonspisende fisk i henhold til et system utviklet ved NIVA (Kjellberg mfl. 1999).

Prøver av mysis ble samlet inn i form av vertikale håvtrekk fra sjiktet 0-120 m. Håven hadde diameter 1,0 m og maskevidde 250 µm. Prøvene ble plukket rene for mysis og eventuelt andre store istidskrepser, som regel i løpet av ett døgn etter prøveinnsamling. Antall av 0+, 1+ og 2+ og evt. eldre ble notert, og biomasser (for sjiktet 0-120 m) ble beregnet på grunnlag av individantall og spesifikke vekt for de ulike størrelsene og aldersklassene (jf. Kjellberg mfl. 1991).

Bentiske alger

Begroingsalger er svært sensitive overfor eutrofiering og forsurening. Av den grunn blir de ofte brukt i overvåkingsprosjekter i forbindelse med tilstandsklassifisering. De er bentiske primærprodusenter, som vil si at de driver fotosyntese fastsittende på elvebunnen. Siden bentiske alger (begroingsalger) er stasjonære, kan de ikke forflytte seg for å unngå periodiske forurensinger. Begroingsalger reagerer derfor også på kortsiktige forurensingsepisoder som er lett å overse med kjemiske målinger. NIVA har utviklet en sensitiv og effektiv metode for å overvåke eutrofiering og forsurening ved hjelp av begroingsalger. Indeksene PIT (periphyton index of trophic status; Schneider & Lindstrøm, 2011) og AIP (acidification index periphyton; Schneider & Lindstrøm, 2009) brukes for å indikere grad av henholdsvis eutrofi og forsurening.

Prøvetaking av bentiske alger ble gjennomført 29. august 2014. På hver stasjon ble en elvestrekning på ca. 10 meter undersøkt ved bruk av vannkikkert. Det ble tatt prøver av alle makroskopisk synlige bentiske alger, og de ble lagret i separate beholdere (dramsglass). Forekomst av alle makroskopisk synlige elementer ble estimert som 'prosent dekning'. For prøvetaking av mikroskopiske alger ble 10 steiner med diameter 10-20 cm innsamlet fra hver stasjon. Et areal på ca. 8 ganger 8 cm, på oversiden av hver stein, ble børstet med en tannbørste. Det avbørstede materialet ble så blandet med ca. 1 liter vann. Fra blandingen ble det tatt en delprøve som ble konservert med formaldehyd. Innsamlede prøver ble senere undersøkt i mikroskop, og tettheten av de mikroskopiske algene som ble funnet sammen med de makroskopiske elementene ble estimert som hyppig, vanlig eller sjelden. Metodikken er i tråd med den europeiske normen for prøvetaking og analyse av begroingsalger (EN 15708:2009).

For hver stasjon ble eutrofieringsindeksen PIT (Periphyton Index of Trophic status; Schneider & Lindstrøm, 2011) beregnet. PIT er basert på indikatorverdier for bentiske alger (ekskludert kiselalger) og brukes til å beregne den delen av totalfosfor som umiddelbart kan tas opp av algene og som dermed kan kalles "eutrofieringsrelevant". Utregnede indeksverdier strekker seg over en skala fra 1,87 til 68,91, hvor lave PIT verdier tilsvarer lave fosforverdier (oligotrofe forhold), mens høye PIT verdier indikerer høye fosforkonsentrasjoner (eutrofe forhold). For å kunne beregne en sikker indeksverdi, kreves minimum 2 indikatorarter pr stasjon.

I tillegg ble forsuringindeksen AIP (Acidification Index Periphyton; Schneider & Lindstrøm, 2009) beregnet for hver stasjon. AIP er basert på indikatorverdier for til sammen 108 arter av bentiske alger (kiselalger ekskludert) og blir brukt til å beregne den årlige gjennomsnittsverdien for pH på en gitt lokalitet. Indikatorverdiene strekker seg fra 5,13 – 7,50, hvor lave verdier indikerer sure betingelser, mens høye verdier indikerer nøytral til lett basiske betingelser. For å kunne beregne en sikker AIP indeks, må det være minst 3 indikatorarter til stede på hver stasjon.

I forbindelse med Vannforskriften er det fastsatt klassegrenser for både PIT- og AIP-indeksen. Klassegrensene avhenger av elvetype. For PIT-indeksen er Ca-konsentrasjonen avgjørende, mens både

Ca- og TOC-konsentrasjonen er avgjørende for AIP-indeksen (Direktoratsgruppa, 2014). For lettere å sammenligne økologisk tilstand både mellom elvetyper innen samme kvalitetselement og med andre kvalitetselementer, omregnes de absolutte indeksverdiene til normalisert EQR (Ecological Quality Ratio). Normalisert EQR ligger på en skala fra 0-1, og her er klassegrensene like uansett elvetype eller kvalitetselement (Tabell 13).

Tabell 13. Klassegrenser med tilhørende tilstandsklasser for normalisert EQR samt miljømål.

Klassegrenser	Tilstandsklasser	
1		
0,8	Svært god	
0,6	God	Miljømålet
0,4	Moderat	Tiltak må iverksettes for å oppnå god økologisk tilstand
0,2	Dårlig	
0	Svært dårlig	

PIT-indeksen har vært gjennom en interkalibrerings-prosess, som vil si at klassegrensene er på samme nivå som i andre nord-europeiske land (England, Irland, Sverige og Finland). For bioindikasjon av forsurening ved hjelp av begroingsalger er det fortsatt ikke gjennomført en tilsvarende prosess, slik at klassegrensene for AIP-indeksen per i dag ikke er bindende.

Bunndyr

Det ble tatt prøver av bunndyr i Vismunda og Stokkelva den 21. oktober 2014. Begge elvene ligger i Gjøvik kommune. Prøvene ble tatt etter standardisert sparkemetode (NS 4718 og NS-ISO 7828). Metoden er, i henhold til veileder for klassifiseringen, konkretisert til flere enkeltprøver og i sterkere grad bundet opp til areal enn tid. Det gjør metoden mer stringent, mindre avhengig av skjønn og lettere etterprøvable. Hver prøve tas over en strekning på én meter. Det anvendes 20 sekunder pr. 1 m prøve, 3 slike pr. minutt, samlet 9 én meters prøver på 3 minutter (gir 3x1 minutt som har vært vanlig tidsforbruk i mange undersøkelser). Dette utgjør 2,25 m² av elvebunnen. For å unngå tetting av håven og tilbakespyling, tømmes håven etter 3 enkeltprøver (1 minutt), eller oftere hvis substratet er svært finpartikulært. Alle prøvene samles til en blandprøve.

Økologisk tilstand på elvestasjonene er vurdert etter gjeldende kriterier i henhold til klassifiseringsveilederen (Veileder 02:2013). Til dette er det anvendt bunndyrindeksen Average Score Per Taxon (ASPT). EQR (Ecological Quality Ratio) er forholdet mellom målt ASPT på en lokalitet og referanseverdien for ASPT for den aktuelle vanntypen. Referanseverdien for ASPT er gitt som 6.9 for alle vanntyper. Normalisert EQR (nEQR) er beregnet for å vise tilstanden med felles skala for alle biologiske kvalitetselementer.

I tillegg er det gjort en vurdering av biologisk mangfold basert på antall taksa i gruppene døgnfluer (Ephemeroptera), steinfluer (Plecoptera) og vårfluer (Trichoptera) (EPT) i materialet.

6.2 Primærdata Mjøsa

Tabell 14. Vanntemperaturer i Mjøsa 2014, °C.

Skreia												
Dyp, m	18.03.14	20.05.14	03.06.14	17.06.14	01.07.14	22.07.14	06.08.14	19.08.14	09.09.14	23.09.14	06.10.14	21.10.14
0,5	3,7	8,5	14,3	11,9	12,5	20,7	19,2	17,1	15,9	14,2	11,4	10,1
2		8,4	13,6	11,7	12,5	20,5	19,1	17,1	15,8	14,2	11,4	10,1
5	3,6	7,0	12,3	10,7	12,0	18,0	18,6	15,8	15,8	14,2	11,4	10,1
8		6,5	11,1	9,9	11,8	14,6	17,0	15,4	15,8	14,2	11,4	10,1
10		6,1	9,2	9,7	11,7	13,9	15,6	15,3	15,7	14,2	11,3	10,1
12		5,8	7,4	9,5	11,2	13,4	14,1	15,3	14,9	14,2	11,3	10,1
16		5,2	6,1	9,0	9,4	10,6	12,0	14,6	13,7	13,8	11,1	10,1
20	3,5	5,1	5,2	8,7	8,1	9,2	8,5	12,0	9,8	13,2	10,8	10,1
30		4,8	4,4	5,6	6,8	6,8	6,5	7,2	7,0	11,5	6,6	7,7
50	3,5	4,3	4,2	4,4	4,5	4,7	4,8	5,2	5,0	6,5	4,8	5,7
100	3,6	4,1										
180			3,8	4,1	4,1	4,1	4,2	4,4	4,5	5,0	4,3	4,2
200	3,6	3,9										
300	3,6	3,8										
400	3,5	3,7										

Brøttum							
Dyp, m	09.04.14	20.05.14	03.06.14	01.07.14	06.08.14	09.09.14	06.10.14
0,5	2,8	11,8	11,2	13,6	19,0	15,7	11,1
2		11,8	10,9	13,0	19,0	15,7	11,2
5		8,5	9,8	12,6	18,8	15,6	11,2
8		7,5	9,1	11,8	18,0	15,6	11,2
10	2,8	6,7	8,7	10,6	15,9	15,6	11,2
12		5,9	8,7	10,0	12,8	15,2	11,1
16		5,4	8,3	8,5	9,5	14,6	11,0
20	2,8	5,2	7,8	6,8	7,4	13,3	10,9
30	2,9	4,0	6,8	5,6	6,4	7,3	7,8
50			5,0	5,1	5,1	6,0	5,9
60	3,5	4,5					

Kise							
Dyp, m	18.03.14	20.05.14	03.06.14	01.07.14	06.08.14	09.09.14	06.10.14
0,5		10,4	15,5	13,0	20,1	15,8	11,5
2	3,5	9,3	15,1	12,7	20,1	15,8	11,5
5		8,5	10,7	12,0	20,0	15,8	11,5
8		6,2	7,7	9,7	19,7	15,8	11,5
10		5,8	7,5	8,8	18,8	15,8	11,5
12		5,2	6,7	8,6	17,0	15,7	11,5
16		4,7	5,4	7,8	10,9	15,4	11,5
20	3,4	4,5	5,0	7,3	8,1	10,9	11,4
30		4,4	4,6	5,9	5,5	6,4	10,9
50	3,4	4,3	4,2	4,6	4,5	5,2	6,0
100	3,5	4,2					
200	3,6	4,0					

Furnesfjorden							
Dyp, m	18.03.14	20.05.14	03.06.14	01.07.14	06.08.14	09.09.14	06.10.14
0,5		10,2	13,2	13,2	21,0	16,2	11,8
2	3,1	9,8	12,5	12,8	21,0	16,2	11,8
5		7,1	11,4	10,6	20,9	16,2	11,8
8		6,4	9,3	7,5	20,8	16,2	11,8
10	3,1	6,3	6,1	6,9	20,5	16,1	11,8
12		6,1	5,7	6,4	19,2	16,1	11,8
16		5,2	5,3	5,9	10,8	14,2	11,8
20	3,2	5,0	5,0	5,5	8,2	10,2	11,8
30	3,3	4,8	4,8	4,9	6,5	6,4	6,2
50			4,5	4,5	5,1	5,2	5,2
60	3,3	4,5					

Tabell 15. Konsentrasjoner av næringsstoffer samt verdier for turbiditet i dypserier i mars-april 2014.

		Dyp m	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	NO3 µg N/l	Turbiditet FNU
Brøttum	09.04.2014	2	5	421	325,0	
Brøttum	09.04.2014	10	5,1	403	324,0	
Brøttum	09.04.2014	20	3,9	463	321,0	
Brøttum	09.04.2014	30	4,1	406	332	
Brøttum	09.04.2014	60	4,0	353	280	
Brøttum	09.04.2014	Middel	4,42	409	316	
Kise	18.03.2014	2	4,9	538	433	
Kise	18.03.2014	20	3,6	489	435	
Kise	18.03.2014	50	3,9	496	439	
Kise	18.03.2014	100	3,5	526	434	
Kise	18.03.2014	200	3,5	522	440	
Kise	18.03.2014	Middel	3,88	514	436	
Furnesfj.	18.03.2014	2	4,7	555	483	
Furnesfj.	18.03.2014	10	4,5	582	487	
Furnesfj.	18.03.2014	20	4,4	607	480	
Furnesfj.	18.03.2014	30	4,5	541	486	
Furnesfj.	18.03.2014	60	4,0	575	476	
Furnesfj.	18.03.2014	Middel	4,42	572	482	
Skreia	18.03.2014	0,5	3,8	517	451	
Skreia	18.03.2014	5	4,0	547	450	<0,10
Skreia	18.03.2014	20	3,4	604	443	
Skreia	18.03.2014	50	3,6	562	446	
Skreia	18.03.2014	100	3,5	561	448	<0,10
Skreia	18.03.2014	200	4,0	551	452	<0,10
Skreia	18.03.2014	300	4,0	528	452	<0,10
Skreia	18.03.2014	400	4,1	539	465	0,16
Skreia	18.03.2014	Middel	3,80	551	451	

Tabell 16. Resultater av generelle vannkjemiske analyser ved stasjon Skreia i mai 2014.

	Dato	Dyp	pH	Alkalitet	Fargetall	Konduktivitet	Turbiditet	Silisium	TOC
		m		mmol/l	mg Pt/l	m S/m	FNU	mg Si/l	mg C/l
Skreia	20.05.14	0,5	7,3	0,233	11	4,84	0,25	1,22	2,0
Skreia	20.05.14	5	7,3	0,234	10	4,80	0,17	1,20	1,9
Skreia	20.05.14	20	7,3	0,229	10	4,80	<0,10	1,22	1,9
Skreia	20.05.14	50	7,4	0,232	10	4,82	<0,10	1,22	1,9
Skreia	20.05.14	100	7,4	0,233	10	4,86	0,11	1,23	1,8
Skreia	20.05.14	200	7,4	0,234	10	4,83	0,13	1,23	1,9
Skreia	20.05.14	300	7,4	0,238	10	4,78	0,23	1,24	1,9
Skreia	20.05.14	400	7,4	0,235	11	4,89	0,24	1,24	1,9
Skreia	20.05.14	Middel	7,4	0,234	10	4,83	0,19	1,23	1,9

Tabell 17. Konsentrasjoner av næringsstoffer fra dypserier innsamlet i mai 2014.

	Dato	Dyp	Tot-P	Tot-N	NO3
		m	µg/l	µg/l	µg/l
Brøttum	20.05.14	2	5,4	454	318
Brøttum	20.05.14	10	5,2	423	327
Brøttum	20.05.14	20	5,5	453	336
Brøttum	20.05.14	30	5,2	465	339
Brøttum	20.05.14	60	4,9	478	359
Brøttum	20.05.14	Middel	5,2	455	336
Kise	20.05.14	2	5,6	565	420
Kise	20.05.14	20	3,3	549	433
Kise	20.05.14	50	3,5	546	425
Kise	20.05.14	100	3,5	549	436
Kise	20.05.14	200	3,4	550	438
Kise	20.05.14	Middel	3,9	552	430
Furnesfj.	20.05.14	2	5,2	627	457
Furnesfj.	20.05.14	10	4,2	590	431
Furnesfj.	20.05.14	20	3,6	596	445
Furnesfj.	20.05.14	30	3,8	599	449
Furnesfj.	20.05.14	60	3,4	584	475
Furnesfj.	20.05.14	Middel	4,0	599	451
Skreia	20.05.14	0,5	6,4	559	414
Skreia	20.05.14	5		580	420
Skreia	20.05.14	20	3,5	611	434
Skreia	20.05.14	50	3,5	568	425
Skreia	20.05.14	100	3,5	601	417
Skreia	20.05.14	200	3,7	617	465
Skreia	20.05.14	300	3,6	550	437
Skreia	20.05.14	400	3,8	564	448
Skreia	20.05.14	Middel	4,0	581	433

Tabell 18. Siktedyp og vannkjemidata fra blandprøver (0-10 m) ved fire stasjon i Mjøsa 2014.

Skreia	Siktedyp m	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	NO3 µg N/l	pH	Alkalitet mmol/l	Farge mg Pt/l	Kond. mS/m	Silisium mg Si/l	TOC mg C/l	Turb. FNU	KI-a µg/l
20.05.2014	9,7		569	426	7,2	0,293	11	4,80	1,23	1,9	0,22	1,7
03.06.2014	5,6	4,3	509	378	7,5	0,259	14	4,84	1,35	2,8	0,69	2,1
17.06.2014	5,5	5,7	424	303	7,4	0,270	12	3,96	1,41	2,4	1,0	1,2
01.07.2014	6,8	5,6	396	302	7,4	0,231	12	4,10	1,34	2,2	0,58	2,2
22.07.2014	7,4	5,3	404	243	7,2	0,204	12	3,77	1,28	1,8	0,52	2,2
06.08.2014	7,2	3,6	343	201	7,2	0,211	10	3,80	1,05	2,0	0,47	2,0
19.08.2014	7,3	4,6	320	205	7,4	0,219	10	3,76	0,94	2,0	0,35	4,1
09.09.2014	7,7	3,5	282	195	7,4	0,210	8	3,78	0,75	2,2	0,22	3,4
23.09.2014	8,2	3,8	288	201	7,3	0,212	9	3,72	0,73	1,8	0,19	3,4
06.10.2014	10,3	3,6	356	284	7,3	0,213	9	4,10	0,95	1,9	<0,10	1,7
21.10.2014	11,2	3,6	383	286	7,2	0,202	10	4,12	1,07	1,9	<0,10	1,2
Min	5,5	3,5	282	195	7,2	0,202	8	3,72	0,73	1,8	<0,10	1,2
Maks	11,2	5,7	569	426	7,5	0,293	14	4,84	1,41	2,8	1,0	4,1
Midd. mai-okt	7,9	4,36	389	275	7,3	0,229	10,6	4,07	1,10	2,08	0,39	2,29
Midd. jun-okt	7,7	4,4	371	260	7,3	0,223	10,6	4,00	1,09	2,10	0,41	2,35
Standardavvik	1,8	0,9	88	76	0,1	0,031	1,7	0,40	0,24	0,30	0,29	0,9

Brøttum	Siktedyp m	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	NO3 µg N/l	Farge mg Pt/l	TOC mg C/l	Turb. FNU	KI-a µg/l
20.05.2014	5,9	5,5	449	315	12	1,9		0,93
03.06.2014	2,6	10	230	111	14	2,4	3,8	0,86
01.07.2014	4,4	5,9	231	152	8	1,5	1,1	2,5
06.08.2014	4,2	5,7	145	71	6	1,0	2,2	1,6
09.09.2014	7,0	5,6	225	103	9	1,7		3,4
06.10.2014	9,0	5,2	262	173	9	1,6		2,3
Min	2,6	5,2	145	71	6	1,0	1,1	0,9
Maks	9,0	10,0	449	315	14	2,4	3,8	3,4
Midd. mai-okt	5,5	6,3	257	154	9,7	1,68	2,4	1,9
Midd. jun-okt	5,4	6,5	219	122	9,2	1,64	2,4	2,1
Standardavvik	2,3	1,8	102	87	2,9	0,46	1,4	1,0

Kise	Siktedyp m	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	NO3 µg N/l	Farge mg Pt/l	TOC mg C/l	Turb. FNU	KI-a µg/l
20.05.2014	10,2	4,1	569	444	11	1,9		0,87
03.06.2014	3,5	6,7	511	351	15	2,6	2,0	1,9
01.07.2014	6,7	4,9	357	280	11	2,2	0,67	1,2
06.08.2014	6,5	4,6	238	101	8	1,4		2,7
09.09.2014	7,8	6,0	255	173	9	1,9		3,6
06.10.2014	10,3	3,5	382	284	10	1,9		1,5
Min	3,5	3,5	238	101	8	1,4	0,7	0,9
Maks	10,3	6,7	569	444	15	2,6	2,0	3,6
Midd. mai-okt	7,5	5,0	385	272	10,7	1,98	1,3	2,0
Midd. jun-okt	7,0	5,1	349	238	10,6	2,00	1,3	2,2
Standardavvik	2,6	1,2	133	123	2,4	0,40	0,9	1,0

Furnesfjorden	Siktedyp m	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	NO3 µg N/l	Farge mg Pt/l	TOC mg C/l	Turb. FNU	KI-a µg/l
20.05.2014	8,5	5,0	544	454	15	2,3		0,95
03.06.2014	7,4	5,2	560	443	15	2,6	0,36	1,2
01.07.2014	7,5	5,0	453	365	11	2,3	0,4	1,6
06.08.2014	7,1	4,9	366	185	9	1,8		3,8
09.09.2014	7,8	4,9	308	200	9	2,1		3,3
06.10.2014	9,7	5,0	347	245	10	1,9		1,8
Min	7,1	4,9	308	185	9	1,8	0,4	1,0
Maks	9,7	5,2	560	454	15	2,6	0,4	3,8
Midd. mai-okt	8,0	5,0	430	315	11,5	2,17	0,4	2,1
Midd. jun-okt	7,9	5,0	407	288	10,8	2,14	0,4	2,3
Standardavvik	1,0	0,1	106	121	2,8	0,29	0,0	1,2

Tabell 19. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra stasjon Brottum 0-10 m, $mm^3/m^3 = mg/m^3$ våtvekt.

Dato	20.05.2014	03.06.2014	01.07.2014	06.08.2014	09.09.2014	06.10.2014
Cyanophyceae (Blågrønnalger)						
Dolichospermum sp.	0,1	0,5
Anathece minutissima	0,4
Geitlerinema splendidum	0,3
Ubestemt Oscillatoriales	.	2,3
Sum - Blågrønnalger	0,3	2,3	0,0	0,0	0,1	0,9
Chlorophyceae (Grønnalger)						
Ankyra lanceolata	.	0,0	.	.	.	0,0
Botryococcus braunii	.	0,1	.	.	.	0,3
Chlamydomonas sp. (l=10)	.	2,7
Chlamydomonas sp. (l=14)	0,9	.	0,9	.	.	.
Chlamydomonas sp. (l=5-6)	6,6	.	.	0,7	.	.
Chlamydomonas sp. (l=8)	0,4	1,6	6,4	0,8	2,0	2,4
Chlamydomonas spp.	.	2,1	.	.	1,3	.
Closterium acutum v. variable	.	0,0
Dictyosphaerium pulchellum	15,9	2,5
Elakatothrix genevensis	.	0,0	.	0,1	.	0,2
Eudorina elegans	1,9	.
Gyromitus cordiformis	0,5
Koliella longiseta	.	.	0,6	.	.	.
Monoraphidium contortum	.	0,2	0,5	0,2	.	.
Monoraphidium dybowskii	.	0,3	.	.	.	0,7
Monoraphidium griffithii	0,1	.
Octacanthium bifidum	.	.	0,4	.	.	.
Oocystis parva	.	.	0,7	.	.	.
Oocystis submarina	0,3	.	.	0,3	.	.
Paramastix conifera	.	0,4	1,0	0,8	.	.
Pediastrum privum	1,0
Polytoma granuliferum	1,2
Scenedesmus dimorphus	.	.	.	0,1	.	.
Scourfieldia complanata	0,4	1,0	0,2	0,6	0,8	.
Spondylosium planum	0,4	0,4
Staurastrum cingulum v. obesum	0,5
Staurastrum lunatum	0,6	.
Staurastrum pingue	.	.	.	0,4	.	.
Staurastrum sp.	0,5	.
Stauroidesmus cuspidatus	0,3	0,6
Stauroidesmus incus v. ralfsii	.	.	0,2	.	.	.
Stauroidesmus triangularis	.	.	0,4	.	.	.
Teilingia granulata	.	.	.	0,6	.	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=5)	.	0,3	2,9	2,3	2,9	1,0
Sum - Grønnalger	8,6	8,9	14,1	6,9	26,7	11,5
Chrysophyceae (Gullalger)						
Aulomonas purdyi	0,1	0,5	.	0,3	0,3	.
Bicosoeca ainikkae	0,1
Bicosoeca planctonica	0,1	.	.	0,3	.	.
Bitrichia chodatii	.	.	.	0,1	.	.

Chromulina sp.	11,5	.	8,1	3,9	6,2	2,6
Chromulina sp. (8 * 3)	.	0,6	0,3	.	.	.
Chrysococcus cordiformis	0,4	.	.	.	0,4	.
Chrysococcus spp.	2,1	2,1	.	3,2	7,4	12,9
Chrysolykos planctonicus	.	0,2	0,4	.	.	.
Chrysolykos skujae	1,1	0,2	5,1	.	.	.
Craspedomonader	1,3	1,6	1,0	2,6	3,4	4,2
Dinobryon bavaricum	.	.	0,0	.	0,1	2,3
Dinobryon borgei	0,1	0,2	2,0	.	0,1	0,4
Dinobryon crenulatum	0,8	1,2	6,0	1,8	0,2	0,4
Dinobryon cylindricum	3,6	0,8	.	0,1	.	.
Dinobryon dillonii	.	.	1,8	.	.	.
Dinobryon divergens	.	.	0,9	0,5	.	.
Dinobryon sociale v.americanum	.	.	1,1	1,1	.	.
Dinobryon suecicum v.longispinum	0,2	.	0,7	0,4	.	0,2
Kephyrion boreale	.	.	1,4	0,4	.	.
Kephyrion cupuliforme	.	.	0,3	.	.	.
Kephyrion litorale	0,8
Kephyrion sp.	.	0,2	.	.	0,4	.
Mallomonas akrokomos	0,3	.	1,3	0,4	2,0	0,8
Mallomonas caudata	2,3
Mallomonas crassisquama	1,5	.	1,5	1,8	.	.
Mallomonas punctifera	.	0,8	.	0,8	1,9	.
Mallomonas spp.	10,5	3,6	12,0	9,6	2,3	2,4
Mallomonas tonsurata	.	.	0,9	.	.	.
Ochromonas spp.	6,8	1,4	8,1	.	1,4	.
Pseudokephyrion alaskanum	0,1	.	0,4	0,4	.	.
Pseudopedinella sp.	.	2,1	5,4	.	2,8	1,1
Små chrysomonader (<7)	24,7	24,5	34,4	21,1	19,0	9,9
Spiniferomonas sp.	3,7	.	7,4	2,3	0,9	0,9
Stelexomonas dichotoma	0,5	1,5	0,3	.	.	.
Store chrysomonader (>7)	6,5	19,5	27,3	11,7	9,1	2,6
Synura sp.	.	1,4	1,0	.	.	.
Uroglenopsis americana	.	.	0,9	30,4	48,8	18,4
Sum - Gullalger	78,9	62,5	129,9	93,0	106,6	59,0

Bacillariophyceae (Kiselalger)

Achnanthyidium minutissimum	.	.	0,2	0,2	.	.
Asterionella formosa	1,2	1,7	3,6	0,7	9,4	3,1
Aulacoseira alpigena	0,8	.	0,8	1,8	.	.
Aulacoseira distans	.	0,5
Ceratoneis arcus	.	0,2
Cyclotella sp.5 (d=10-12 h=5-7)	0,5	.	0,5	0,4	0,5	0,1
Cymbella tumida	0,7
Diatoma tenue	.	0,2
Fragilaria crotonensis	0,9	.	.	.	29,2	5,1
Fragilaria sp. (l=30-40)	3,4	2,7	4,8	0,7	.	0,2
Fragilaria sp. (l=40-70)	1,6	1,0	7,2	2,2	0,4	2,2
Fragilaria sp. (l=80-100)	0,4	0,4	0,2	.	.	.
Ulnaria ulna	1,2
Meridion circulare	0,1	0,0
Urosolenia eriensis	.	.	.	0,1	0,8	0,2

Urosolenia longisetata	.	0,7	1,5	0,1	5,7	3,1
Tabellaria flocculosa v. asterionelloides	1,7	0,4	6,2	0,5	230,3	179,1
Sum - Kiselalger	12,4	7,6	25,0	6,8	276,2	193,1

Cryptophyceae (Svelgflagellater)

Cryptaulax vulgaris	.	0,4
Cryptomonas sp. (l=12-15)	.	.	.	0,8	.	.
Cryptomonas sp. (l=15-18)	.	0,8	.	.	4,0	.
Cryptomonas sp. (l=20-22)	.	4,8	12,0	15,4	20,4	9,6
Cryptomonas sp. (l=24-30)	2,0	1,6	10,0	17,6	24,0	16,0
Cryptomonas sp. (l=30-35)	.	0,8	5,4	8,7	10,8	13,0
Cryptomonas sp. (l=40)	.	.	0,4	.	.	.
Katablepharis ovalis	0,4	1,4	6,1	2,5	1,1	0,4
Plagioselmis lacustris	37,3	20,0	17,6	14,4	22,0	10,0
Plagioselmis nanoplanctica	13,8	4,8	22,2	12,0	20,4	7,2
Telonema (Chryso2)	.	0,4	0,7	1,1	2,5	1,4
Sum - Svelgflagellater	53,4	35,1	74,5	72,5	105,3	57,6

Dinophyceae (Fureflagellater)

Gymnodinium helveticum	0,9
Gymnodinium sp (l=12)	0,5
Gymnodinium sp. (9*7)	.	.	.	0,9	0,9	.
Gymnodinium sp. (l=14-16)	.	6,7	9,5	5,9	2,1	.
Gymnodinium sp. (l=30)	1,6	.	.	1,1	4,2	.
Peridinium umbonatum	.	0,8	0,2	5,4	5,1	4,1
Sum - Fureflagellater	2,1	7,5	9,6	13,3	12,4	5,0

Xanthophyceae (Gulgrønnaalger)

Tetraëdriella jovettii	.	.	0,6	.	.	.
Sum - Gulgrønnaalger	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0

Haptophyceae (Svepeflagellater)

Chrysochromulina parva	5,9	0,8	1,6	0,5	2,2	1,4
Sum - Svepeflagellater	5,9	0,8	1,6	0,5	2,2	1,4

Ubestemte taxa

My-alger	15,0	2,5	10,9	13,0	12,2	5,8
Ubest.fargel flagellat	1,8	6,4	1,4	1,6	4,0	3,2
Sum - Ubestemte taxa	16,8	8,9	12,3	14,6	16,2	9,1

Sum total : 178,4 133,6 267,7 207,6 545,8 337,6

Tabell 20. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra stasjon Kise 0-10 m, $mm^3/m^3 = mg/m^3$ våtvekt.

Dato	20.05.2014	03.06.2014	01.07.2014	06.08.2014	09.09.2014	06.10.2014
Cyanophyceae (Blågrønner)						
Dolichospermum lemmermannii	.	.	.	4,8	.	.
Dolichospermum sp.	0,7	.
Anathece minutissima	0,4
Gomphosphaeria virieuxii	.	0,2
Planktolyngbya contorta	0,1	0,1
Woronichinia naegeliana	0,4	.
Sum - Blågrønner	0,1	0,3	0,0	4,8	1,1	0,4
Chlorophyceae (Grønner)						
Ankyra lanceolata	.	0,0	0,0	0,3	0,0	.
Botryococcus braunii	.	.	.	0,9	.	.
Chlamydomonas sp. (l=10)	2,0	1,4
Chlamydomonas sp. (l=5-6)	.	.	.	0,3	.	.
Chlamydomonas sp. (l=8)	3,2	3,2	2,0	.	.	0,4
Chlamydomonas spp.	.	2,1	1,0	.	.	.
Cosmarium abbreviatum	.	.	0,4	.	.	.
Dictyosphaerium pulchellum	.	.	.	0,2	17,2	0,2
Elakatothrix genevensis	.	0,1	0,2	0,2	0,0	0,4
Eudorina elegans	1,3
Gloeotila sp.	.	.	.	3,4	.	.
Gyromitus cordiformis	0,3	.	.	0,3	0,3	0,3
Koliella longiseta	0,6	0,6	0,1	.	.	.
Monoraphidium contortum	.	0,1
Monoraphidium dybowskii	0,3	0,7
Nephrocytium agardhianum	0,5	.
Oocystis marssonii	.	.	.	1,4	.	0,7
Oocystis submarina	0,3	0,6
Paramastix conifera	.	0,4	0,4	0,2	.	.
Paulschulzia pseudovolvox	.	0,2	.	.	.	0,3
Planctosphaeria gelatinosa	0,6	.
Scenedesmus aculeolatus	.	.	.	0,2	.	0,3
Scourfieldia complanata	0,4	0,2	0,4	0,4	0,8	.
Sphaerellopsis fluviatilis	0,1
Spondylosium planum	0,3	0,3
Staurastrum anatinum	.	.	.	0,5	.	.
Staurastrum cingulum v. obesum	1,1	.
Staurastrum lunatum	.	.	.	2,9	1,7	0,6
Staurastrum pingue	0,4	.
Staurodesmus cuspidatus	1,6	1,5
Staurodesmus sellatus	0,3
Ubest. kuleformet gr.alge (d=10)	.	0,4
Ubest. kuleformet gr.alge (d=5)	0,5	.	4,7	1,0	.	0,5
Ubest. kuleformet gr.alge (d=9)	.	.	.	3,0	.	.
Sum - Grønner	5,2	8,0	9,3	15,1	26,7	9,1
Chrysophyceae (Gullalger)						
Aulomonas purdyi	.	0,2	0,3	0,1	0,3	.
Bicosoeca ainikkae	.	0,3	.	.	0,3	.
Bitrichia chodatii	.	.	.	0,2	0,1	.

Chromulina sp.	5,7	2,1	2,6	2,1	4,2	2,3
Chromulina sp. (8 * 3)	0,2	.
Chrysidiastrum catenatum	.	.	.	1,0	.	.
Chrysococcus cordiformis	0,4
Chrysococcus spp.	3,2	3,2	1,1	.	5,0	6,4
Chrysolykos planctonicus	0,2	.	0,2	0,4	.	.
Chrysolykos skujae	.	0,9
Craspedomonader	1,3	2,3	3,1	2,6	5,7	2,9
Dinobryon acuminatum	0,6	.
Dinobryon bavaricum	.	2,6	.	0,6	.	0,7
Dinobryon borgei	.	0,5	0,1	.	0,5	0,1
Dinobryon crenulatum	.	0,7	0,1	0,2	.	.
Dinobryon cylindricum	.	0,2	0,2	.	.	.
Dinobryon divergens	.	0,2	1,4	9,0	.	.
Dinobryon sertularia	.	4,3	0,1	.	.	.
Dinobryon sociale	.	0,6	.	2,3	.	.
Dinobryon sociale v.americanum	.	2,9	0,2	.	.	.
Dinobryon suecicum v.longispinum	0,4	0,9	.	.	0,2	.
Epipyxis aurea	0,6	.
Epipyxis tabellariae	1,3	.
Kephyrion cupuliforme	.	0,8	0,5	.	.	.
Kephyrion litorale	.	1,4	1,2	.	.	.
Løse celler Dinobryon spp.	.	0,6	0,6	.	.	.
Mallomonas akrokomos	2,0	8,6	2,0	4,0	0,5	.
Mallomonas allorgei	.	.	.	3,4	.	.
Mallomonas crassisquama	.	1,8	.	4,7	0,7	.
Mallomonas hamata	.	1,3
Mallomonas punctifera	0,1	0,8	.	.	1,9	.
Mallomonas spp.	6,0	15,0	6,6	7,2	.	.
Ochromonas spp.	5,0	0,9	4,5	.	2,3	0,9
Pseudokephyrion alaskanum	.	.	.	0,7	.	.
Pseudopedinella sp.	3,2	4,3	3,2	.	2,1	3,2
Små chrysomonader (<7)	12,0	27,6	13,0	16,1	12,5	12,0
Spiniferomonas sp.	1,4	3,2	1,4	.	0,9	0,5
Stelexomonas dichotoma	.	7,7
Store chrysomonader (>7)	9,1	19,5	10,4	7,8	11,7	2,6
Synura sp.	0,2
Uroglenopsis americana	4,6	1,8	1,8	401,7	21,7	6,9
Sum - Gullalger	54,8	117,1	54,7	464,3	73,2	38,5

Bacillariophyceae (Kiselalger)

Achnantheidium minutissimum	.	0,6
Asterionella formosa	7,9	7,6	7,4	5,1	19,8	2,6
Aulacoseira alpigena	.	1,5	0,6	3,6	.	.
Aulacoseira ambigua	1,1
Aulacoseira distans	.	.	0,7	.	.	.
Aulacoseira islandica var. Helvetica	2,1
Aulacoseira italica	0,5
Ceratoneis arcus	0,1
Cyclotella sp. (d=14-16 h=7-8)	5,0	.
Cyclotella sp.5 (d=10-12 h=5-7)	.	.	.	12,4	0,5	0,8
Cyclotella sp.6 (d=25)	.	0,8	0,4	.	.	.

Cymbella tumida	0,4
Diatoma tenue	.	0,4
Fragilaria crotonensis	.	.	.	23,3	27,0	5,4
Fragilaria sp. (l=30-40)	1,5	3,4	7,9	0,7	.	0,2
Fragilaria sp. (l=40-70)	0,6	1,3	4,2	.	0,4	0,6
Fragilaria sp. (l=80-100)	1,3	1,1	0,4	.	0,1	.
Ulnaria acus	0,2
Ulnaria delicatissima var. angustissima	0,2	0,2
Ulnaria ulna	0,3	.	0,3	.	.	.
Urosolenia eriensis	.	0,1	0,5	0,2	0,5	0,1
Urosolenia longiseta	0,4	0,7	1,7	0,1	4,1	3,4
Stephanodiscus medius	1,5	0,1
Tabellaria flocculosa	0,7	.
Tabellaria flocculosa v. asterionelloides	1,8	7,0	6,6	67,7	523,1	61,4
Sum - Kiselalger	19,2	24,5	30,7	113,1	581,1	75,2
Cryptophyceae (Svelgflagellater)						
Cryptaulax vulgaris	0,8
Cryptomonas sp. (l=12-15)	0,8	.
Cryptomonas sp. (l=15-18)	.	6,0	2,0	4,0	.	.
Cryptomonas sp. (l=20-22)	6,7	4,8	8,7	12,5	9,6	3,8
Cryptomonas sp. (l=24-30)	14,4	25,6	4,8	27,2	20,0	1,6
Cryptomonas sp. (l=30-35)	8,7	30,3	4,3	6,5	10,8	6,5
Katablepharis ovalis	3,2	3,6	4,3	2,2	0,4	0,4
Plagioselmis lacustris	61,3	18,4	21,6	4,8	9,0	12,0
Plagioselmis nanoplanctica	15,6	10,2	17,4	30,0	20,4	4,2
Rhodomonas lens	8,0	9,6	1,6	.	0,6	0,2
Telonema (Chryso2)	.	.	.	0,7	1,1	1,4
Sum - Svelgflagellater	118,0	108,6	64,8	88,0	72,7	31,0
Dinophyceae (Fureflagellater)						
Ceratium hirundinella	.	3,3	.	6,5	.	.
Gymnodinium helveticum	0,9	4,5	.	.	.	1,8
Gymnodinium sp. (9*7)	.	0,9	.	.	0,9	.
Gymnodinium sp. (l=14-16)	.	9,3	1,7	0,8	.	1,7
Gymnodinium sp. (l=30)	.	2,1	.	9,0	4,2	.
Peridinium sp. (d=25)	0,3
Peridinium umbonatum	1,4	1,4	1,4	0,3	5,1	1,4
Sum - Fureflagellater	2,5	21,4	3,0	16,7	10,3	4,8
Haptophyceae (Svepeflagellater)						
Chrysochromulina parva	23,9	4,0	3,2	4,8	2,6	2,4
Sum - Svepeflagellater	23,9	4,0	3,2	4,8	2,6	2,4
Ubestemte taxa						
My-alger	6,1	8,8	5,6	8,2	8,1	6,4
Ubest.fargel flagellat	1,6	3,4	3,6	4,4	2,4	2,8
Sum - Ubestemte tax	7,7	12,2	9,2	12,6	10,5	9,2
Sum total :	231,5	296,1	175,0	719,4	778,2	170,7

Tabell 21. *Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra stasjon Furnesfjorden 0-10 m, mm³/m³ = mg/m³ våtvekt.*

Dato	20.05.2014	03.06.2014	01.07.2014	06.08.2014	09.09.2014	06.10.2014
Cyanophyceae (Blågrønner)						
Dolichospermum lemmermannii	.	.	.	1,8	.	.
Aphanocapsa delicatissima	.	.	.	1,0	.	.
Aphanocapsa parasitica	.	.	.	0,0	.	.
Coelosphaerium kuetzingianum	0,3
Planktolyngbya contorta	0,2	.	0,1	.	.	.
Tychonema bourrellyi	0,6
Sum - Blågrønner	0,2	0,0	0,1	2,9	0,0	0,9
Chlorophyceae (Grønner)						
Ankyra lanceolata	.	.	0,2	.	.	0,0
Botryococcus braunii	.	.	.	0,4	.	.
Chlamydomonas sp. (l=10)	.	.	6,1	.	0,7	0,7
Chlamydomonas sp. (l=5-6)	.	.	.	2,0	0,3	0,3
Chlamydomonas sp. (l=8)	2,8	3,6	3,6	.	2,0	0,8
Chlamydomonas spp.	2,6	.	1,3	.	1,3	1,0
Cosmarium depressum	0,4
Dictyosphaerium pulchellum	5,7	1,2
Elakatothrix genevensis	.	.	0,1	0,9	.	0,1
Eudorina elegans	.	.	.	5,2	.	.
Gloeotila sp.	.	.	.	2,4	.	.
Gyromitus cordiformis	.	1,0	.	0,1	0,3	0,3
Koliella longiseta	0,5	1,0	0,1	.	.	.
Micractinium pusillum	1,0
Monoraphidium contortum	0,2
Monoraphidium dybowskii	.	.	.	0,3	.	.
Oocystis marssonii	.	.	.	0,1	0,1	.
Paramastix conifera	0,2
Scenedesmus aculeolatus	0,5
Scenedesmus dimorphus	.	.	.	0,5	.	.
Scourfieldia complanata	0,2	0,6	.	0,8	0,4	0,2
Spondylosium planum	.	.	.	0,1	0,2	0,5
Staurastrum cingulum v. obesum	0,5
Staurastrum lunatum	.	.	.	1,5	1,7	.
Staurodesmus cuspidatus	1,5	0,9
Tetraspora lemmermannii	2,2	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=10)	.	2,1	.	2,8	.	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=5)	.	0,3	0,5	1,6	5,7	.
Sum - Grønner	7,3	8,5	11,9	18,7	22,1	7,7
Chrysophyceae (Gullalger)						
Bitrichia chodatii	.	.	.	0,4	.	.
Chromulina sp.	3,1	3,9	10,4	.	5,2	2,6
Chromulina sp. (8 * 3)	0,3
Chrysococcus spp.	.	3,2	.	.	16,1	6,4
Chrysolykos planctonicus	.	1,1	0,2	.	.	.
Chrysolykos skujae	.	.	0,2	.	.	.
Craspedomonader	0,3	1,8	6,2	5,7	3,6	1,3
Dinobryon acuminatum	0,6	.

Dinobryon bavaricum	.	.	.	0,2	.	2,5
Dinobryon borgei	.	0,5	0,3	.	0,1	0,1
Dinobryon crenulatum	0,6	0,2	1,2	0,2	0,2	.
Dinobryon cylindricum	.	0,4
Dinobryon divergens	0,2	1,7	1,6	7,6	.	0,0
Dinobryon sociale	.	.	.	1,2	.	.
Dinobryon sociale v.americanum	.	1,0	0,1	.	.	.
Dinobryon suecicum v.longispinum	.	0,9	0,4	.	.	.
Epipyxis aurea	1,0	.
Kephyrion boreale	.	2,2	0,4	.	.	0,4
Kephyrion litorale	.	0,2
Løse celler Dinobryon spp.	.	.	.	0,6	.	.
Mallomonas akrokomos	0,2	5,5	6,5	2,0	0,3	.
Mallomonas caudata	0,3
Mallomonas crassisquama	.	.	.	1,0	0,2	0,6
Mallomonas punctifera	0,8	1,0	.	.	2,9	.
Mallomonas spp.	5,4	5,3	6,8	7,0	0,8	0,6
Ochromonas spp.	3,2	3,6	4,5	.	.	.
Pseudokephyrion alaskanum	.	1,1	0,1	.	.	.
Pseudopedinella sp.	8,6	.	4,3	.	.	.
Små chrysomonader (<7)	19,8	27,1	24,5	6,8	14,3	11,5
Spiniferomonas sp.	0,5	2,3	3,2	.	2,3	0,5
Store chrysomonader (>7)	6,5	13,0	19,5	5,2	2,6	2,6
Uroglenopsis americana	.	0,9	.	350,6	29,9	6,4
Sum - Gullalger	49,7	76,8	90,5	388,5	80,1	35,5

Bacillariophyceae (Kiselalger)

Achnantheidium minutissimum	.	.	0,2	.	.	.
Asterionella formosa	12,8	11,0	9,4	5,4	5,0	6,2
Aulacoseira alpigena	0,1	.	.	.	0,8	.
Aulacoseira islandica	.	.	6,6	.	.	.
Aulacoseira italica	.	.	0,7	1,5	2,2	0,2
Cyclotella sp. (d=14-16 h=7-8)	.	.	.	5,0	.	2,0
Cyclotella sp.5 (d=10-12 h=5-7)	.	.	.	26,0	.	.
Diatoma vulgare	0,6
Fragilaria crotonensis	0,4	.	0,7	41,8	58,9	7,0
Fragilaria sp.	3,0
Fragilaria sp. (l=30-40)	1,0	4,0	10,9	.	.	0,2
Fragilaria sp. (l=40-70)	0,3	1,2	4,4	1,6	0,4	0,3
Fragilaria sp. (l=80-100)	3,4	6,6	0,7	.	.	.
Ulnaria acus	0,5	.	.	0,1	.	.
Ulnaria delicatissima var. angustissima	0,3
Nitzschia acicularis	.	1,1
Urosolenia eriensis	0,1	0,2	.	.	1,8	0,2
Urosolenia longiseta	0,8	2,3	0,9	0,8	2,6	4,1
Tabellaria flocculosa v.asterionelloides	2,1	6,8	9,6	125,0	399,5	50,0
Sum - Kiselalger	25,2	33,0	44,0	207,2	471,0	70,5

Cryptophyceae (Svelgflagellater)

Cryptaulax vulgaris	.	0,4	0,1	.	.	.
Cryptomonas sp. (l=15-18)	2,0	2,0
Cryptomonas sp. (l=20-22)	6,7	6,0	4,8	14,4	9,6	3,8

Cryptomonas sp. (l=24-30)	16,0	6,0	14,0	29,4	24,0	20,8
Cryptomonas sp. (l=30-35)	6,5	8,1	8,1	14,4	8,1	10,8
Katablepharis ovalis	1,8	5,0	6,1	1,8	0,4	.
Plagioselmis lacustris	45,7	33,7	44,5	15,6	5,0	3,2
Plagioselmis nannoplantica	7,8	6,6	25,8	39,1	10,2	5,4
Rhodomonas lens	6,4	4,0	4,0	.	3,2	2,4
Telonema (Chryso2)	.	.	0,4	.	0,7	0,4
Sum - Svelgflagellater	92,9	69,8	107,8	114,7	61,3	48,9

Dinophyceae (Fureflagellater)

Ceratium hirundinella	.	.	.	65,0	.	.
Gymnodinium helveticum	2,7	1,8	.	.	.	1,8
Gymnodinium sp. (9*7)	.	0,9	.	1,8	0,9	.
Gymnodinium sp. (l=14-16)	.	8,4	3,2	.	.	.
Gymnodinium sp. (l=30)	0,5	.	.	11,7	1,1	1,1
Peridinium sp. (d=25)	0,3	.
Peridinium umbonatum	1,4	.	.	2,3	3,4	2,7
Peridinium willei	.	.	.	7,0	3,5	3,5
Sum - Fureflagellater	4,6	11,1	3,2	87,8	9,1	9,1

Raphidophyceae (Nåleflagellater)

Gonyostomum semen	.	.	.	1,4	1,4	.
Sum - Nåleflagellater	0,0	0,0	0,0	1,4	1,4	0,0

Xanthophyceae (Gulgrønnaiger)

Pseudostaurastrum limneticum	0,2	.
Tetraëdriella jovettii	.	.	.	0,6	.	.
Sum - Gulgrønnaiger	0,0	0,0	0,0	0,6	0,2	0,0

Haptophyceae (Svepeflagellater)

Chrysochromulina parva	16,3	7,4	6,1	1,3	1,1	4,8
Sum - Svepeflagellater	16,3	7,4	6,1	1,3	1,1	4,8

Ubestemte taxa

My-alger	8,3	13,5	13,3	5,6	8,1	5,0
Ubest.fargel flagellat	2,0	4,0	1,6	2,2	3,6	2,2
Sum - Ubestemte tax	10,3	17,5	14,9	7,8	11,7	7,2

Sum total : 206,6 224,2 278,6 830,8 658,0 184,6

Tabell 22. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra stasjon Skreia 0-10 m, $mm^3/m^3 = mg/m^3$ våtvekt.

	År	2014	2014	2014	2014	2014	2014	2014	2014	2014	2014	2014
	Måned	5	6	6	7	7	8	8	9	9	10	10
	Dag	20	3	17	1	22	6	19	9	23	6	21
	Dyp	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m
Cyanophyceae (Blågrønnalger)												
Dolichospermum lemmermannii		2,6
Dolichospermum sp. coiled colony		0,5
Anathece minutissima		1,3	1,2	3,6	.
Anathece sp.		0,4
Chroococcus minutus		1,0	.	.
Coelosphaerium kuetzingianum		0,0
Gomphosphaeria virieuxii		.	0,3
Merismopedia tenuissima		0,0
Planktolyngbya contorta		0,8	.	0,2
Tychonema bourrellyi		0,3	.
Sum - Blågrønnalger		0,8	0,3	0,2	0,0	2,6	0,6	0,4	1,3	2,2	3,9	0,0
Chlorophyceae (Grønnalger)												
Botryococcus braunii		.	0,9	.	.	0,4
Chlamydomonas sp. (l=10)		0,7	2,0	.	.	.
Chlamydomonas sp. (l=12)		4,8
Chlamydomonas sp. (l=14)		.	.	.	0,9
Chlamydomonas sp. (l=5-6)		.	0,1	0,3	0,4	0,6	0,8
Chlamydomonas sp. (l=8)		9,2	4,4	.	4,4	2,8	4,4	3,6	2,8	2,0	2,0	2,4
Chlamydomonas spp.		2,1
Coelastrum microporum		0,2	.	.
Dictyosphaerium pulchellum		3,1	1,7	6,8	0,5	.
Elakatothrix gelatinosa		1,0
Elakatothrix genevensis		.	0,3	0,1	0,0	1,3	0,4	0,2	0,2	0,1	0,4	.
Eudorina elegans		1,9	1,3	3,2	2,6	1,3
Gloeotila sp.		5,7
Gyromitus cordiformis		.	0,3	0,3	.	0,3	0,7	0,9	0,9	.	0,3	.

<i>Koliella longiseta</i>	0,5	1,1	0,5	0,1	0,1	0,4	.
<i>Monoraphidium contortum</i>	0,1	0,1	0,2
<i>Monoraphidium dybowskii</i>	1,7
<i>Monoraphidium griffithii</i>	0,1	0,4	.	.
<i>Octacanthium bifidum</i>	.	0,4	1,4
<i>Oocystis marssonii</i>	1,7	0,4
<i>Oocystis parva</i>	0,6	0,6
<i>Oocystis submarina</i>	0,3	.	0,3	0,8	0,3	0,8	.
<i>Paramastix conifera</i>	.	1,0	.	0,3
<i>Paulschulzia pseudovolvox</i>	1,1
<i>Paulschulzia tenera</i>	2,7
<i>Pediastrum privum</i>	0,3
<i>Planctosphaeria gelatinosa</i>	0,7	.	.
<i>Scenedesmus aculeolatus</i>	0,2	0,8	.	.	0,8	.
<i>Scenedesmus dispar</i>	1,0
<i>Scenedesmus ecornis</i>	2,4	1,2	.
<i>Scenedesmus obliquus</i>	0,8	.	.	.
<i>Scourfieldia complanata</i>	.	0,8	0,8	0,6	1,0	0,2	1,0	0,8	0,8	0,2	0,6
<i>Sphaerellopsis fluviatilis</i>	0,4
<i>Spondylosium planum</i>	0,4	.	0,5	1,0	0,4	.
<i>Staurastrum anatinum</i>	1,0	.	.
<i>Staurastrum cingulum v. obesum</i>	0,5	1,6	0,5	.	0,5	0,5
<i>Staurastrum lunatum</i>	1,7	1,1	0,6	.
<i>Staurastrum sp.</i>	0,4	0,5	0,5
<i>Staurodesmus cuspidatus</i>	0,9	1,0	0,6	.
<i>Staurodesmus dejectus</i>	.	.	.	0,6
<i>Staurodesmus dejectus var. apiculatus</i>	0,4
<i>Tetraselmis</i>	0,5	0,2
Ubest. kuleformet gr.alge	2,1
Ubest. kuleformet gr.alge (d=12)	.	.	2,0
Ubest. kuleformet gr.alge (d=10)	0,5	.	0,7
Ubest. kuleformet gr.alge (d=5)	0,3	0,5	.	.	.	2,3	1,0	.	0,3	1,0	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=6)	2,2
Sum - Grønnalger	11,4	9,8	4,6	8,1	17,0	18,6	25,6	14,1	18,3	12,8	10,0

Chrysophyceae (Gullalger)

Aulomonas purdyi	.	.	0,1	.	0,1
Bicosoeca planctonica	.	.	0,1
Bitrichia chodatii	0,6	0,6	.	0,0	.	.	.
Chromulina sp.	8,0	7,6	3,6	11,2	6,2	2,9	5,7	6,0	4,4	2,3	3,4
Chromulina sp. (8 * 3)	.	.	.	0,3
Chrysococcus cordiformis	.	.	.	0,8
Chrysococcus spp.	.	.	5,4	.	12,9	4,3	4,3	5,4	4,3	7,5	4,3
Chrysolykos planktonicus	0,5	0,8	.	.	0,2
Chrysolykos skujae	.	0,7	0,2	0,2	0,2
Craspedomonader	.	1,6	1,0	.	22,1	5,5	1,3	4,2	5,5	2,9	1,8
Dinobryon acuminatum	.	0,5
Dinobryon bavaricum	.	0,8	1,6	0,8	0,8	0,6	0,1
Dinobryon borgei	0,2	1,3	1,0	0,2	.	0,1	0,3	0,3	0,6	0,2	0,1
Dinobryon crenulatum	0,0	1,8	1,2	0,8	2,3	0,5	0,6	0,0	.	.	.
Dinobryon cylindricum	0,4	1,0	0,2	.	0,0
Dinobryon cylindricum v.palustre	.	1,4
Dinobryon divergens	.	2,2	14,0	5,7	4,5	0,9	8,2	0,7	.	.	.
Dinobryon eurystoma	0,2	.	.
Dinobryon sociale	0,5
Dinobryon sociale v.americanum	.	4,3	0,6	0,5	0,1
Dinobryon suecicum v.longispinum	.	1,1	2,9	0,4	.	0,2	0,2	0,7	.	.	.
Epipyxis aurea	0,2	1,4
Kephyrion boreale	0,4	.	.	.	0,4	.
Kephyrion cupuliforme	.	.	.	0,5	0,1	.	.
Kephyrion litorale	.	0,8	.	0,6	.	.	.	0,2	0,2	0,4	.
Kephyrion sp.	.	2,2	0,2
Løse celler Dinobryon spp.	0,6
Mallomonas akrokomos	9,5	15,3	1,5	12,3	1,8	1,5	1,7	0,3	0,3	.	.
Mallomonas crassisquama	.	2,2	.	1,5	2,2	2,2	2,9
Mallomonas punctifera	5,7	2,9	.	.	.	1,0	0,2	1,3	1,0	.	.
Mallomonas spp.	15,8	14,3	6,8	12,8	9,0	12,0	2,0	5,0	0,8	1,5	.
Mallomonas tonsurata	.	.	.	1,8	.	0,5
Ochromonas spp.	3,6	1,8	2,3	5,4	3,6	1,8	0,5	1,8	1,4	1,4	0,5
Pseudokephyrion alaskanum	.	1,8	1,1	.	0,4

Pseudokephyron tatricum	.	0,2
Pseudopedinella sp.	2,1	2,1	3,2	6,4	.	.	2,1	.	.	1,2	.	.
Salpingoeca sp.	.	.	0,2
Små chrysomonader (<7)	14,8	23,2	17,2	26,0	13,3	7,6	10,7	18,7	10,4	11,7	7,3	.
Spiniferomonas sp.	.	3,7	2,3	2,3	1,8	.	1,4	1,4	0,9	0,5	.	.
Stelaxomonas dichotoma	.	0,9
Store chrysomonader (>7)	14,3	13,0	3,9	13,0	15,6	5,2	3,9	11,7	9,1	5,2	.	.
Uroglenopsis americana	.	1,4	0,5	.	34,6	60,8	67,3	16,1	20,7	12,4	1,4	.
Uroglena sp.	1,0
Sum - Gullalger	75,1	110,5	69,3	102,8	131,5	109,4	116,9	74,6	60,5	48,1	18,8	.

Bacillariophyceae (Kiselalger)

Achnanthyrium minutissimum	.	.	0,3
Asterionella formosa	5,1	12,7	8,0	12,9	67,2	8,8	9,5	8,8	9,5	4,8	1,4	.
Aulacoseira alpigena	.	.	0,1	.	1,9	1,1	2,0	1,0
Aulacoseira islandica	10,1
Aulacoseira italica	2,8	.	.	0,6	.	.
Aulacoseira sp.	2,4
Cyclotella sp.	.	.	.	1,1
Cyclotella sp. (d=14-16 h=7-8)	3,8	18,4	6,7	1,3	1,3	.	.
Cyclotella sp.5 (d=10-12 h=5-7)	.	.	0,5	.	12,0	13,5	2,0
Cyclotella sp.6 (d=25)	0,4
Cymbella cistula	.	0,5
Fragilaria crotonensis	.	1,0	.	0,3	.	30,3	165,2	14,7	17,8	1,4	1,5	.
Fragilaria sp. (l=30-40)	1,1	5,5	4,0	9,0	6,3	2,5	2,5	0,6	1,3	0,4	.	.
Fragilaria sp. (l=40-70)	.	.	1,6	2,8	0,4	0,4	0,5	0,5	0,8	1,2	0,6	.
Fragilaria sp. (l=80-100)	2,0	2,8	1,5	0,1	.	0,1	0,1
Ulnaria acus	.	.	0,1	0,1
Ulnaria delicatissima var. angustissima	0,2	0,6	.	.	0,3	0,3	0,2	0,3	.	0,2	.	.
Nitzschia flexa	0,2	.	.	.
Urosolenia eriensis	0,2	0,6	0,0	0,8	.	1,4	0,6	2,2	.	0,3	.	.
Urosolenia longiseta	0,2	4,2	2,3	1,7	2,3	0,2	2,0	3,4	6,5	2,3	0,5	.
Stephanodiscus medius	.	.	.	3,7	5,6
Tabellaria flocculosa	0,2
Tabellaria flocculosa v. asterionelloides	.	9,5	3,6	25,5	75,5	206,9	203,1	394,0	242,0	44,2	1,7	.

Tabellaria flocculosa v.teilingii	.	.	.	5,8
Sum - Kiselalger	18,8	37,2	22,0	63,8	171,3	269,6	411,3	432,1	279,3	56,6	5,7	

Cryptophyceae (Svelgflagellater)

Cryptaulax vulgaris	0,4	.	.
Cryptomonas sp. (l=15-18)	20,0	4,0	.	.	.	6,0	1,3	6,0	.	.	.
Cryptomonas sp. (l=20-22)	13,2	12,0	4,8	9,6	8,4	22,8	6,4	8,0	14,4	10,8	1,9
Cryptomonas sp. (l=24-30)	14,0	30,0	12,0	14,0	14,0	16,0	16,0	13,4	14,0	10,0	8,0
Cryptomonas sp. (l=30-35)	18,9	16,2	5,4	10,8	2,7	2,7	14,4	7,2	2,7	13,5	17,3
Cryptomonas sp. (l=40)	.	0,4	0,4	.	.	.	0,4
Cryptomonas sp. (l=50)	.	.	0,6
Cryptomonas sp. (l=8-10)	0,5
Katablepharis ovalis	1,1	5,0	6,1	5,0	2,2	1,4	1,8	1,1	0,4	.	.
Plagioselmis lacustris	143,0	39,7	16,8	24,0	4,8	2,4	9,0	10,0	10,0	15,0	9,0
Plagioselmis nannoplanctica	48,7	19,8	12,0	42,1	37,9	40,3	19,2	15,6	12,6	14,4	9,6
Rhodomonas lens	.	1,0	16,8	4,0	4,0	6,0	4,8	1,6	.	1,6	1,2
Telonema (Chryso2)	.	.	1,1	.	0,4	.	0,7	1,4	0,7	1,1	.
Sum - Svelgflagellater	258,9	128,2	75,7	109,6	74,3	98,1	74,2	64,3	55,2	66,5	47,5

Dinophyceae (Fureflagellater)

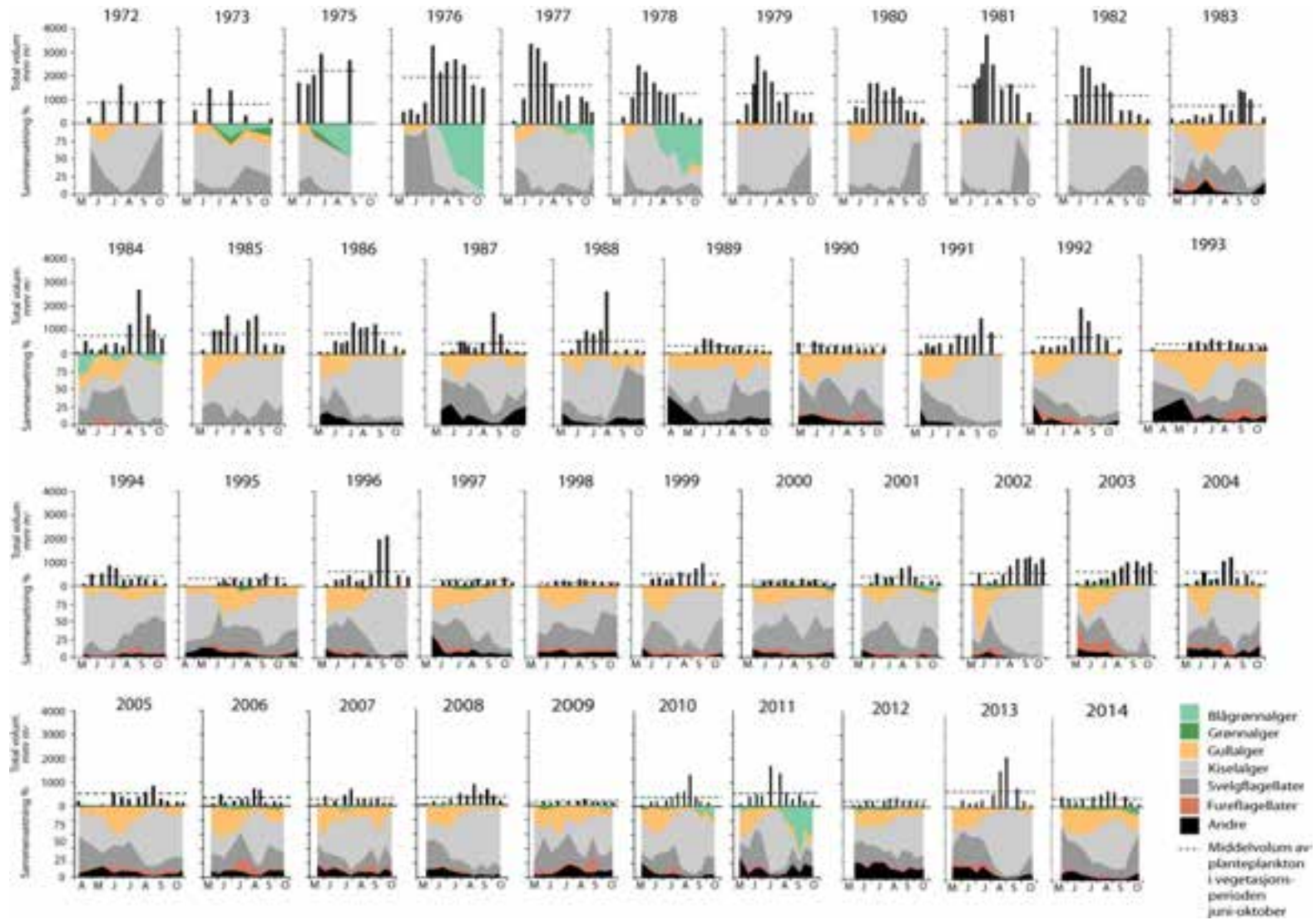
Ceratium hirundinella	13,0	16,3
Gymnodinium helveticum	3,6	6,3	1,8	0,9	0,9	.	0,9	0,9	0,9	.	1,8
Gymnodinium sp (l=12)	.	.	1,5	2,0	.	.
Gymnodinium sp. (9*7)	0,9	0,9
Gymnodinium sp. (l=14-16)	4,2	3,2	.	2,1	1,1	.	2,8
Gymnodinium sp. (l=30)	1,1	1,1	.	.	2,1	1,6	3,7	2,7	.	1,1	.
Gymnodinium sp. (l=40)	.	1,1	3,3	.	.	.
Peridinium sp. (d=25)	.	.	0,5	0,3
Peridinium sp. (l=15-17)	1,7
Peridinium umbonatum	7,5	4,5	.	.	0,9	0,2	2,3	2,3	1,7	0,2	.
Peridinium willei	3,5	3,5	.	.	.
Sum - Fureflagellater	17,3	16,1	3,8	3,3	6,6	15,7	29,4	12,6	4,6	1,2	1,8

Euglenophyceae (Øyegalger)

Trachelomonas hispida	.	1,9
-----------------------	---	-----	---	---	---	---	---	---	---	---	---

NIVA 6848 - 2015

Sum - Øyealger	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Raphidophyceae (Nåleflagellater)												
Gonyostomum semen	1,4
Sum - Nåleflagellater	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,4	0,0	0,0	0,0	0,0
Haptophyceae (Svepeflagellater)												
Chrysochromulina parva	24,8	27,8	3,2	5,4	4,3	3,4	5,1	3,2	2,7	3,2	4,5	
Sum - Svepeflagellater	24,8	27,8	3,2	5,4	4,3	3,4	5,1	3,2	2,7	3,2	4,5	
Ubestemte taxa												
My-alger	8,7	12,4	20,5	18,6	11,6	10,5	11,9	12,1	6,2	4,7	3,6	
Ubest.fargel flagellat	1,6	2,8	1,6	1,2	3,8	1,8	3,6	2,2	1,6	2,0	2,2	
Sum - Ubestemte taxa	10,3	15,2	22,1	19,8	15,4	12,3	15,5	14,3	7,8	6,8	5,8	
Sum total :	417,4	347,1	200,7	312,8	423,1	527,7	679,8	616,7	430,7	199,1	94,1	



Figur 48. Planteplankton ved stasjon Skreia 1972-2014, gitt som mengde (totalvolum) og sammensetning av hovedgrupper.

Tabell 23. Krepssdyrplankton ved stasjon Skreia 2014, gitt som mg/m² tørrvekt for sjiktet 0-50 m.

	<i>Limnocalanus macrurus</i>	<i>Eudiaptomus gracilis</i>	<i>Heterocope appendiculata</i>	<i>Cyclops lacustris</i>	T. oithonoides + <i>M. leuckarti</i>	<i>Daphnia galeata</i>	<i>Daphnia cristata</i>	<i>Bosmina longispina</i>	<i>Bosmina longirostris</i>	<i>Holopedium gibberum</i>	<i>Leptodora kindtii</i>	<i>Polypheumus pediculus</i>	<i>Bythotrephes longimanus</i>	<i>Cyclops scutifer</i>	<i>Cyclopoida ubestemt</i>	<i>Chydorus cf. sphaericus</i>	Crustacea totalt
20.05.2014	274,9	210,3	0,6	57,6	15,5	1,5	0,0	1,2	0,0	2,1	0,0	0,0	0,0	1,0	0	0	564,7
03.06.2014	224,7	112,0	2,8	31,0	6,7	1,1	0,2	2,0	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	0	0,1	0,2	382,7
17.06.2014	0,0	359,5	119,6	80,4	11,2	10,1	0,3	179,3	0,4	4,5	0,0	0,1	0,0	0	0	0	765,3
01.07.2014	0,0	305,2	63,4	88,3	17,4	53,4	2,1	270,0	0,3	20,9	27,6	0,2	3,5	0	0	0	852,3
22.07.2014	0,0	395,4	58,8	70,1	72,0	396,0	14,8	28,5	0,0	3,2	227,7	0,9	5,8	0	0	0	1273,2
06.08.2014	0,0	132,0	0,0	60,5	75,7	304,1	6,8	54,7	0,0	1,9	24,8	0,3	0,0	0	0	0	660,8
19.08.2014	0,0	441,4	2,2	20,7	71,4	669,3	13,9	73,7	0,0	0,4	126,2	0,2	0,0	0	0	0	1419,4
09.09.2014	22,1	210,1	0,0	10,8	30,2	11,5	8,7	100,6	0,0	0,1	0,7	0,0	0,0	0	0	0	394,8
23.09.2014	0,0	354,0	0,0	5,8	58,7	0,0	25,9	86,4	0,0	3,7	138,2	0,4	0,0	0	0	0	673,1
06.10.2014	0,0	102,0	0,0	4,6	8,1	0,0	7,6	32,2	0,6	4,0	0,0	0,0	0,0	0	0	0	159,1
21.10.2014	9,6	535,9	0,0	46,0	45,5	0,0	6,9	77,3	0,6	7,6	0,0	0,0	0,0	0	0,7	0	730,1
Midd. Mai-okt	48,3	287,1	22,5	43,3	37,5	131,5	7,9	82,3	0,2	4,6	49,6	0,2	0,8	0,1	0,1	0,0	716,0

Tabell 24. Istidskreps ved stasjon Skreia 2013 (0-120 m). Mysis gitt som antall individer og biomasse pr. m². Forekomster av *Gammaracanthus lacustris* (G. lacu.) og *Pallasea quadrispinosa* (P. quadr.) gitt som antall individer pr. m².

Dato	Ant/m2 Mysis 0+	Ant/m2 Mysis 1+	Ant/m2 Mysis 2+	Ant/m2 Sum Mysis	Ant/m2 G. lacu.	Ant/m2 P. quadr	mg/m2 0+	mg/m2 1+	mg/m2 2+	mg/m2 Sum
20.05.2014	42	29	14	85	1	0	2,1	52,3	80,3	134,7
03.06.2014	145	39	17	201	1	0	10,1	93,3	95,1	198,5
17.06.2014	64	25	5	94	1	0	10,2	67,8	28,0	106,0
01.07.2014	130	76	8	213	0	0	20,7	205,7	42,8	269,3
22.07.2014	122	27	3	151	0	0	19,5	68,5	17,0	105,1
06.08.2014	72	14	3	89	0	0	23,2	46,7	15,4	85,2
19.08.2014	91	17	3	110	0	0	40,2	63,9	20,2	124,4
09.09.2014	231	29	4	264	0	0	152,6	141,4	32,2	326,2
23.09.2014	133	13	1	147	0	1	170,7	51,9	12,0	234,6
06.10.2014	102	14	0	116	0	0	99,6	65,4	0,0	164,9
21.10.2014	107	10	0	117	0	0	138,7	50,8	0,0	189,5
Middel	113	27	5	144	0,3	0,1	62,5	82,5	31,2	176,2

Tabell 254. Kvalitativ forekomst av krepsdyrplankton ved stasjonene Skreia og Furnesfjorden 2014, basert på vertikale båttrekke. 1 = sjelden, 2 = vanlig, 3 = rikelig/dominerende

Skreia 0-120 m												
	18. mar.	20. mai.	3. jun.	17. jun.	1. jul.	22. jul.	6. aug.	19. aug.	9. sep.	23. sep.	6. okt.	21. okt.
<u>Hoppekreps (Copepoda):</u>												
Limnocalanus macrurus	3	2-3	1	1		1		1	1		1	1
Hetercope appendiculata			2	2-3	2	1		1			1	
Eudiaptomus gracilis	3	3	2	2-3	3	3	2	2	3	3	3	3
Cyclops lacustris	3	2-3	2	3	3	3	3	2	2	2	3	3
Mesocyclops leuckarti							1	1	1	1	2	2
Thermocyclops oithonoides		1	1	2	2	3	2	3	2	2	1	1
Cyclopoide cop. ubest.	1			1				1		1	1	1
Cyclopoide nauplier, ubest.	1		2	1	1	2	3	2		1	1	1
<u>Vannlopper (Cladocera):</u>												
Leptodora kindtii		1			2	2	1	1		1		
Holopedium gibberum		1		1	2	1	1	1		1	1	1
Daphnia galeata		1		1	2	3	3	3	1			
Daphnia cristata					1	1	1	1	1	2	1	1
Bosmina longispina	1	1	1	3	3	2	2	2	2	2-3	2	2-3
Bosmina longirostris					1					1	1	
Bythotrephes lopngimanus						1	1					
Furnesfjorden 0-110 m												
	20. mai.	3. jun.	1. jul.	6. aug.	9. sep.	6. okt.						
<u>Hoppekreps (Copepoda):</u>												
Limnocalanus macrurus	1	1	2-3		1							
Hetercope appendiculata		1	2	1								
Eudiaptomus gracilis	3	2	2-3	2-3	3	3						
Cyclops lacustris	2	2	3	2-3	2	2						
Mesocyclops leuckarti				1	2	2						
Thermocyclops oithonoides	2	2	2	2-3	2	1						
Cyclopoide cop. ubest.	1		1			1						
Cyclopoide nauplier, ubest.	1	1	1	3	1							
<u>Vannlopper (Cladocera):</u>												
Leptodora kindtii			1	1	2	1						
Holopedium gibberum	1		1		1	1						
Daphnia galeata	1	1	2	3	1	1						
Daphnia cristata			1	1	1	2						
Bosmina longispina	1	2	3	2	2-3	2						
Polyphemus pediculus				1								

Tabell 265. Istidskreps ved stasjon Furnesfjorden 2014 (0-110 m). Mysis gitt som antall individer og biomasser (tørrvekt) pr. m². Gammaracanthus lacustris og Pallasea quadrispinosa gitt som antall individer pr. m²

Dato	Ant./m2	Ant./m2	Ant./m2	Ant./m2	Ant./m2	Ant./m2	mg/m2	mg/m2	mg/m2	mg/m2
	Mysis 0+	Mysis 1+	Mysis 2+	Sum Mysis	G. lacu.	P. quadr.	0+	1+	2+	Sum
20.05.2014	18	10	8	36	1	0	1,2	27,6	41,8	70,6
03.06.2014	69	25	10	104	0	1	4,8	76,2	58,5	139,5
01.07.2014	53	11	3	67	0	0	7,5	40,5	17,0	64,9
06.08.2014	144	76	3	222	0	3	91,8	354,3	22,1	468,3
09.09.2014	110	72	6	189	0	1	106,1	319,2	58,0	483,3
06.10.2014	57	20	0	77	0	1	97,7	99,4	0,0	197,1
Middel	75	36	5	116	0,2	1,1	51,5	152,9	32,9	237,3

6.3 Primærdata elver

Tabell 27. Lena – analyseresultater, vannføring og beregnet stofftransport i 2014.

	Analyseverdier					Vannføring		Stofftransport		Vol.veid. middel	
	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	<i>E. coli</i> kde/100 ml	Kalsium mg Ca/l	Farge mg Pt/l	Døgnvannf.* m ³ /s	Vol. mnd.* mill. m ³	Tot-P tonn	Tot-N tonn	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l
14.01.2014	16	4170	330			3,41	8,7	0,139	36,3	16	4170
12.02.2014	37	3740	190			1,71	7,6	0,281	28,4	37	3740
04.03.2014	31	5490	390			4,02					
18.03.2014	19	4060	610			5,42					
25.03.2014	25	4010	280			5,71	25,0	0,611	110,5	24	4421
02.04.2014	38	2690	230	33	50	6,31					
08.04.2014	52	2580	460			21,64					
15.04.2014	24	2770	57			10,99					
22.04.2014	24	1500	100			16,12					
29.04.2014	14	1050	60			10,97	32,3	1,061	68,0	33	2104
06.05.2014	14	1650	42			5,71					
13.05.2014	10	1600	100			7,83					
20.05.2014	14	1010	58			7,09					
27.05.2014	16	1580	410			3,75	14,4	0,188	20,7	13	1437
10.06.2014	22	2080	140	27	38	1,13					
24.06.2014	10	3750	190			0,27	2,2	0,043	5,3	20	2402
08.07.2014	191	3060	4400			1,22					
22.07.2014	19	2210	240			0,23	1,1	0,180	3,2	164	2925
05.08.2014	51	2440	6900			4,71					
19.08.2014	28	1470	420	21	58	1,92	7,1	0,315	15,3	44	2159
02.09.2014	19	3020	110			1,15					
16.09.2014	14	3170	730			1,79	6,1	0,097	19,0	16	3111
07.10.2014	9	2630	51			2,67					
21.10.2014	26	3800	1300			9,62	27,0	0,602	95,7	22	3546
11.11.2014	18	3540	2000	32	57	9,53	27,4	0,493	97,0	18	3540
09.12.2014	21	3640	1100			1,89	5,1	0,107	18,6	21	3640
Min	9	1010	42	21	38						
Maks	191	5490	6900	33	58						
Middel	29,3	2797	804	28	51						
St.avvik	34,9	1123	1538	6	9						
Median	20,0	2730	260	30	54						
Antall pr.	26	26	26	4	4						
Året							164,00	4,118	518,0	25,1	3158

* Vannføring er skalert fra målestasjon Lena til utløp i Mjøsa med faktor 1.57 (jf. GLB v. T.-A. Drageset, se Løvik mfl. 2009)

Tabell 28. Hunnselva - analyseresultater, vannføring og beregnet stofftransport i 2014.

	Analyseverdier					Vannføring		Stofftransport		Vol.veid. middel	
	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	<i>E. coli</i> kde/100 ml	Kalsium mg Ca/l	Farge mg Pt/l	Døgnvannf.* m³/s	Vol. mnd.* mill. m³	Tot-P tonn	Tot-N tonn	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l
14.01.2014	18	1390	550			4,62	9,7	0,175	13,5	18	1390
12.02.2014	27	1380	580			1,65	6,9	0,186	9,5	27	1380
04.03.2014	18	1660	1100			3,67					
18.03.2014	18	1690	1700			5,26					
25.03.2014	15	1680	1400			5,12	22,5	0,380	37,8	17	1679
02.04.2014	33	1860	1700	20	46	6,88					
08.04.2014	37	1360	3300			21,48					
15.04.2014	21	1940	2000			12,15					
22.04.2014	24	1380	150			23,31					
29.04.2014	15	948	190			27,11	43,3	1,068	58,8	25	1358
06.05.2014	23	1070	5800			14,95					
13.05.2014	10	1240	750			21,91					
20.05.2014	16	876	200			35,89					
27.05.2014	29	1130	260			16,29	54,4	0,983	56,8	18	1045
10.06.2014	27	1150	440	13	40	3,92					
24.06.2014	22	1480	2400			0,39	7,9	0,210	9,3	27	1180
08.07.2014	35	1280	4900			9,45					
22.07.2014	17	1160	2400			0,42	4,3	0,147	5,5	34	1275
05.08.2014	20	1070	2200			8,48					
19.08.2014	20	1230	1300	12	80	6,78	15,4	0,308	17,6	20	1141
02.09.2014	12	1220	920			2,02					
16.09.2014	11	1510	1100			1,72	6,4	0,074	8,7	12	1353
07.10.2014	13	1240	1300			5,41					
21.10.2014	17	1720	820			16,95	41,2	0,661	66,1	16	1604
11.11.2014	16	1360	2400	15	62	13,81	30,8	0,493	41,9	16	1360
09.12.2014	18	1430	2400			1,88	5,2	0,094	7,4	18	1430
Min	10	876	150	12	40						
Maks	37	1940	5800	20	80						
Middel	20,5	1364	1625	15	57						
St.avvik	7,2	271	1391	4	18						
Median	18,0	1360	1300	14	54						
Antall pr.	26	26	26	4	4						
Året							248,00	4,779	333	19,3	1342

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

Tabell 29. Gausa – analyseresultater, vannføring og beregnet stofftransport i 2014.

	Analyseverdier						Vannføring		Stofftransport		Vol.veid. middel	
	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	E. coli kde/100 ml	Turbiditet FNU	Kalsium mg Ca/l	Farge mg Pt/l	Døgnvannf. m ³ /s	Vol. mnd. mill. m ³	Tot-P tonn	Tot-N tonn	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l
14.01.2014	11	1200	19	4,1			5,9	15,0	0,165	18,0	11,0	1200
10.02.2014	21	935	36	3,7			5,3	13,9	0,292	13,0	21,0	935
02.03.2014	99	1420	12	30			8,7					
17.03.2014	37	1470	5	12			9,9					
24.03.2014	30	1610	10	14			9,5					
31.03.2014	54	2060	4	25	12,5	12	14,1	28,3	1,527	47,8	53,9	1689
07.04.2014	74	2320	17	29			24,4					
14.04.2014	20	1870	4	3,2			22,0					
21.04.2014	50	1560	11	16			37,2					
28.04.2014	79	803	118	13			83,7	88,1	5,643	117,5	64,1	1333
06.05.2014	63	744	187	34			45,3					
13.05.2014	110	555	126	13			75,2					
19.05.2014	170	704	47	88			181,3					
27.05.2014	27	270	56	14			89,2	253,2	28,724	147,1	113,4	581
10.06.2014	14	331	41	3,7	6,23	24	31,2					
23.06.2014	51	575	6	25			6,1	56,7	1,136	21,0	20,0	371
08.07.2014	290	698	1553	42			39,2					
22.07.2014	5,5	478	24	0,41			7,3	29,2	7,162	19,4	245,3	663
05.08.2014	49	493	276	12			13,0					
20.08.2014	43	418	491	12	7,4	31	23,9	54,5	2,459	24,2	45,1	444
02.09.2014	36	533	36	10			12,3					
16.09.2014	4,5	467	26	0,5			7,8	22,1	0,525	11,2	23,7	507
07.10.2014	12	434	50	4,8			10,1					
28.10.2014	12	810	30	3,3			39,2	93,8	1,126	68,8	12,0	733
13.11.2014	7,4	731	25	1,7	8,2	20,0	19,6	47,0	0,348	34,4	7,4	731
14.12.2014	3,6	959	9	0,35			5,0	13,3	0,048	12,8	3,6	959
Min	3,6	270	4	0,35	6,23	12						
Maks	290	2320	1553	88	12,5	31						
Middel	52,8	940	124	16,0	8,6	21,8						
St.avvik	62,0	569	311	18,6	2,7	7,9						
Median	36,5	738	28	12,0	7,8	22,0						
Antall pr.	26	26	26	26	4	4						
Året								715,10	49,153	535	68,7	748

Tabell 30. Gudbrandsdalslågen – analyseresultater, vannføring og beregnet stofftransport i 2014.

	Analyseverdier							Vannføring		Stofftransport			Vol.veid. middel	
	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	E. coli * kde/100 ml	Kalsium mg Ca/l	Farge mg Pt/l	Turbiditet FNU	Silisium mg Si/l	Døgnvannf. m ³ /s	Vol. mnd. mill. m ³	Tot-P tonn	Tot-N tonn	Silisium tonn	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l
14.01.2014	3,9	262	11		4	0,66	1,81	119	336,2	1,311	88,1	608,5	3,9	262
10.02.2014	4	236	194		4	0,23	1,42	134	332,8	1,331	78,5	472,6	4,0	236
02.03.2014	3,4	217	4		3	0,36	1,32	121						
17.03.2014	5	339	<1		3	0,56	1,33	82						
24.03.2014	4,8	332	1		3	0,57	1,40	64						
31.03.2014	4	362	<1	4,15	3	0,45	1,47	63	218,5	0,914	65,0	298,6	4,2	297
07.04.2014	4,8	399	<1		4	0,57	1,41	61						
14.04.2014	8	410	<1		6	0,59	1,60	88						
21.04.2014	8,3	367	<1		7	0,83	1,62	117						
28.04.2014	11	417	<1		8	1,4	1,73	256	312,6	2,866	125,8	514,6	9,2	402
06.05.2014	9,8	393	<1		11	2,1	1,85	188						
13.05.2014	5,3	341	1		13	1,2	1,79	228						
19.05.2014	9	345	3		16	2,3	1,83	624						
27.05.2014	21	287	56		17	10	1,80	1446	1820,8	28,589	572,7	3296,4	15,7	315
10.06.2014	7,8	148	5	2,41	11	2,4	1,20	897						
23.06.2014	5,7	169	1		7	2,3	1,21	315	1558,1	11,303	239,1	1873,8	7,3	153
08.07.2014	150**	259	389		14	17	1,90	1073						
22.07.2014	11	126	1		8	4,9	1,35	375	1332,6	43,893	299,3	2342,2	32,9	225
05.08.2014	8	129	52	2,67	7	3,7	1,24	421						
20.08.2014	7,5	142	6		7	2,9	1,35	357	923,6	7,177	124,7	1191,9	7,8	135
02.09.2014	5,3	151	5		9	1,7	1,49	225						
16.09.2014	3,8	135	<1		5	1,0	1,36	197	495,2	2,278	71,1	707,8	4,6	144
07.10.2014	4,2	136	1		6	1,1	1,42	182						
28.10.2014	5,0	314	10		10	1,4	1,64	341	695,5	3,284	175,3	1087,4	4,7	252
13.11.2014	4,7	216	3	3,4	10	0,97	1,72	216	566,5	2,663	122,4	974,4	4,7	216
14.12.2014	4,9	227	1		7	0,76	1,85	126	357,2	1,750	81,1	660,8	4,9	227
Min	3,4	126	<1	2,41	3	0,23	1,2							
Maks	21	417	389	4,15	17	17	1,9							
Middel	6,8	264	29	3,2	7,8	2,38	1,54							
St.avvik	3,7	101	83	0,8	4,0	3,59	0,23							
Median	5,3	261	1	3,0	7,0	1,15	1,48							
Antall pr.	25	26	26	4	26	26	26							
Året								8949,6		107,358	2043	14029	12,0	228

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

** Verdien er ekstremt høy for Gudbrandsdalslågen. Ved beregning av stofftransport er i stedet middelverdien + 1 standardavvik benyttet (40,6 µg P/l)

Tabell 31. Flagstadelva – analyseresultater, vannføring og beregnet stofftransport i 2014.

	Analyseverdier					Vannføring		Stofftransport		Vol.veid. middel	
	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	E. coli kde/100 ml	Kalsium mg Ca/l	Farge mg Pt/l	Døgnvannf. m ³ /s	Vol. mnd. mill. m ³	Tot-P tonn	Tot-N tonn	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l
14.01.2014	18	1900	326			1,99	6,7	0,121	12,7	18	1900
14.02.2014	16	2020	2420			1,09	4,1	0,066	8,3	16	2020
05.03.2014	37	2680	155			3,15					
19.03.2014	27	2120	1046			2,36					
25.03.2014	15	2340	921			2,31	12,7	0,349	30,6	27,5	2411
02.04.2014	12	1730	411	12,9	96	3,36					
08.04.2014	28	984	387			10,84					
15.04.2014	15	1020	272			6,09					
22.04.2014	20	576	1553			13,56					
30.04.2014	12	361	380			12,81	23,4	0,431	17,6	18	753
06.05.2014	14	439	203			8,45					
13.05.2014	21	456	63			16,15					
20.05.2014	29	306	72			27,55					
27.05.2014	17	608	432			8,61	31,1	0,718	12,7	23	407
11.06.2014	13	1430	1310	20,2	58	0,54					
24.06.2014	7,4	2290	461			0,10	1,4	0,017	2,2	12,1	1564
08.07.2014	64	801	24196			1,29					
22.07.2014	40	1440	8160			0,30	1,4	0,083	1,3	59,5	922
05.08.2014	47	788	8160			4,80					
20.08.2014	13	601	19860	9,71	137	1,45	4,6	0,180	3,4	39,1	745
05.09.2014	6,5	1250	110			0,27					
19.09.2014	6,7	1130	131			0,36	2,1	0,014	2,5	6,6	1181
07.10.2014	12	1030	36			0,40					
28.10.2014	19	2170	345			5,71	25,6	0,475	53,6	18,5	2095
14.11.2014	13	2040	270	16,1	106	4,08	13,6	0,177	27,7	13	2040
10.12.2014	67	2850	91			1,22	3,1	0,208	8,8	67	2850
Min	6,5	306	36	9,7	58						
Maks	67	2850	24196	20,2	137						
Middel	22,7	1360	2760	14,7	99						
St.avvik	16,2	774	6093	4,5	33						
Median	16,5	1190	384	14,5	101						
Antall pr.	26	26	26	4	4						
Året							129,80	2,838	181,5	21,9	1398

Tabell 32. Svartelva – analyseresultater, vannføring og beregnet stofftransport i 2014.

	Analyseverdier							Vannføring		Stofftransport			Vol.veid. middel	
	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	E. coli kde/100 ml	Kalsium mg Ca/l	Farge mg Pt/l	Turbiditet FNU	Silicium mg Si/l	Døgnvannf. m ³ /s	Vol. mnd. mill. m ³	Tot-P tonn	Tot-N tonn	Silicium tonn	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l
14.01.2014	36	1920	>24000		102	2,3	4,14	6,22	21,9	0,788	42,0	90,7	36	1920
14.02.2014	25	1940	219		71	3,5	3,79	3,79	12,4	0,310	24,1	47,0	25	1940
05.03.2014	24	2280	157		93	4,5	3,47	8,36						
19.03.2014	21	1610	261		95	3,0	3,16	8,16						
25.03.2014	18	1490	420		72	2,6	2,91	7,91	35,4	0,745	63,7	112,8	21	1800
02.04.2014	17	1160	548	18,7	101	2,5	2,94	8,26						
08.04.2014	33	823	291		119	6,4	2,25	20,28						
15.04.2014	20	832	40		100	1,7	2,58	16,22						
22.04.2014	25	671	80		114	3,2	2,03	22,70						
30.04.2014	15	574	780		102	1,6	1,60	12,14	42,9	1,015	33,4	95,5	24	778
06.05.2014	16	641	364		94	2,0	1,73	8,06						
13.05.2014	14	667	20		103	2,7	1,72	15,94						
20.05.2014	29	567	84		89	7,0	1,24	19,76						
27.05.2014	47	1390	305		140	5,9	2,57	25,47	36,8	1,128	33,2	69,8	31	901
11.06.2014	37	1210	122	28,4	85	7,7	2,17	2,80						
24.06.2014	13	1100	52		45	1,7	1,95	0,76	6,2	0,198	7,4	13,2	32	1187
08.07.2014	17	776	980		52	2,7	1,62	2,06						
22.07.2014	32	682	42		70	1,5	1,30	0,67	3,1	0,064	2,3	4,8	21	753
05.08.2014	67	1070	6870	21,5	174	7,8	2,38	8,40						
20.08.2014	12	650	2250		130	1,6	2,00	1,60	5,3	0,308	5,3	12,3	58	1003
05.09.2014	11	610	20		51	1,4	1,95	0,73						
19.09.2014	12	731	63		55	1,9	2,06	1,43	4,8	0,056	3,3	9,7	12	690
07.10.2014	11	689	16		47	1,1	2,54	1,12						
28.10.2014	25	2120	65		134	2,6	2,97	17,05	41,5	1,002	84,3	122,2	24	2032
14.11.2014	21	2380	192	25,7	133	2,8	3,79	12,56	38,5	0,809	91,6	145,9	21	2380
10.12.2014	23	2150	152		100	2,5	3,60	5,78	11,0	0,253	23,7	39,6	23	2150
Min	11,0	567	16	18,7	45	1,1	1,24							
Maks	67	2380	6870	28,4	174	8	4,14							
Middel	23,9	1182	576	23,6	95	3,2	2,48							
St.avvik	12,7	607	1393	4,3	32	2,0	0,81							
Median	21,0	951	157	23,6	98	2,6	2,32							
Antall pr.	26	26	26	4	26	26	26							
Året									259,80	6,676	414,3	763,4	25,7	1595

Tabell 33. Vorma – analyseresultater, vannføring og beregnet stofftransport i 2014.

Dato	Analyseverdier					Vannføring		Stofftransport			Vol.veid middel		
	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	Farge mg Pt/l	Turbiditet FNU	Silisium mg Si/l	Døgnvannf. m ³ /s	Vol. mnd. mill. m ³	Tot-P tonn	Tot-N tonn	Silisium tonn	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	Silisium mg Si/l
02.01.2014	3,5	554	11	0,47	1,20	221,5	811,0	2,839	449,3	973,2	3,5	554	1,20
18.02.2014	3,5	560	11	<0,10	1,15	215,1	635,5	2,224	355,9	730,8	3,5	560	1,15
24.03.2014	6,0	582	10	0,47	1,26	260,7	699,9	4,199	407,3	881,9	6,0	582	1,26
22.04.2014	6,7	523	10	0,25	1,24	231,9	591,8	3,965	309,5	733,8	6,7	523	1,24
21.05.2014	3,4	517	11	0,18	1,24	377,5	1320,4	4,489	682,6	1637,3	3,4	517	1,24
19.06.2014	7,9	432	14	3,00	1,45	914,7	2263,5	17,882	977,8	3282,1	7,9	432	1,45
22.07.2014	7,2	485	12	0,54	1,22	419,9	1474,3	10,615	715,0	1798,6	7,2	485	1,22
08.08.2014	3,8	380	11	0,62	1,09	500,9	1097,7	4,171	417,1	1196,5	3,8	380	1,09
11.09.2014	3,6	355	10	0,25	0,79	337,6	800,4	2,881	284,1	632,3	3,6	355	0,79
14.10.2014	4,4	407	10	0,49	1,07	148,9	911,7	4,011	371,1	975,5	4,4	407	1,07
03.11.2014	3,3	505	10	0,35	1,14	696,9	1005,6	3,318	507,8	1146,4	3,3	505	1,14
16.12.2014	3,4	619	11	0,16	1,37	329,2	938,8	3,192	581,1	1286,2	3,4	619	1,37
Min	3,3	355	10	0,16	0,79								
Maks	7,9	619	14	3,00	1,45								
Middel	4,7	493	11	0,62	1,19								
St.avvik	1,7	83	1	1	0,16								
Median	3,7	511	11	0,47	1,21								
Antall pr.	12	12	12	11	12								
Året							12550,6	63,788	6059	15275	5,1	483	1,22

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

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

Vf uregulert lokalfelt er satt lik:

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

Tabell 34. Registrerte begroingsselementer fra Stokkelva og Vismunda 2014. Hyppigheten er angitt som prosent dekning. Organismer som vokser på/ blant disse er angitt ved: x=observert, xx=vanlig, xxx=hyppig.

		Stokkelva	Vismunda
Cyanobakterier	Calothrix spp.		x
	Chamaesiphon confervicola	xx	
	Cyanophanon mirabile	x	
	Heteroleibleinia spp.	xxx	x
	Homoeothrix janthina	xxx	x
	Hydrococcus rivularis	xxx	
	Leibleinia spp.		xxx
	Nostoc spp.	<1	<1
	Phormidium autumnale		<1
	Phormidium spp.	x	
	Phormidium tinctorium		<1
	Tolypothrix distorta	<1	<1
	Grønnalger	Bulbochaete spp.	
Cladophora rivularis			<1
Closterium spp.		x	
Cosmarium spp.		x	
Mougeotia d (25-30u)		x	
Oedogonium b (13-18u)		xx	x
Oedogonium c (23-28u)		xxx	
Oedogonium d (29-32u)		xxx	<1
Spirogyra a (20-42u,1K,L)			xx
Spirogyra d (30-50u,2-3K,L)		<1	x
Ulothrix tenuissima			x
Ulothrix zonata			x
Zygnema b (22-25u)			x
Kiselalger	Tabellaria flocculosa (agg.)		xx
	Uidentifiserte pennate	xxx	xxx
Rødalger	Audouinella hermannii	xxx	
	Audouinella pygmaea	<1	xxx
	Lemanea borealis		<1
	Lemanea fluviatilis	<1	

Tabell 35. *Sammensetning av bunndyrsamfunnet på nederste stasjon i Vismunda og Stokkelva høsten 2014.*

TaxaGroup	TaksonNavn		21.10.2014 Vismunda	21.10.2014 Stokkelva
Coleoptera	Elimis aena Lv.	21.10.2014	1	2
Coleoptera	Limnius volckmari Lv.	21.10.2014	1	2
Coleoptera	Oulimnius sp. Lv.	21.10.2014	1	
Diptera	Chironomidae indet.	21.10.2014	52	176
Diptera	Psychodidae indet.	21.10.2014	1	
Diptera	Simuliidae indet.	21.10.2014	10	12
Ephemeroptera	Ameletus inopinatus	21.10.2014	3	
Ephemeroptera	Baetis muticus	21.10.2014	3	176
Ephemeroptera	Baetis rhodani	21.10.2014	736	816
Ephemeroptera	Baetis sp.	21.10.2014	384	144
Ephemeroptera	Heptagenia sp.	21.10.2014	8	2
Ephemeroptera	Heptagenia dalecarlica	21.10.2014	12	88
Hydrachnidia	Hydrachnidia indet.	21.10.2014	1	
Oligochaeta	Oligochaeta indet.	21.10.2014	28	48
Plecoptera	Amphinemura sp.	21.10.2014	34	14
Plecoptera	Brachyptera risi	21.10.2014	11	4
Plecoptera	Capnia atra	21.10.2014	136	10
Plecoptera	Capnopsis schilleri	21.10.2014		4
Plecoptera	Diura nanseni	21.10.2014	9	
Plecoptera	Isoperla sp.	21.10.2014		8
Plecoptera	Leuctra hippopus	21.10.2014	11	
Plecoptera	Nemoura sp.	21.10.2014		4
Plecoptera	Siphonoperla burmeisteri	21.10.2014	1	
Plecoptera	Taeniopteryx nebulosa	21.10.2014	1	
Trichoptera	Agapetus ochripes	21.10.2014	3	2
Trichoptera	Ithytrichia lamellaris	21.10.2014		2
Trichoptera	Lepidostoma hirtum	21.10.2014	1	2
Trichoptera	Limnephilidae indet.	21.10.2014	1	2
Trichoptera	Polycentropodidae indet.	21.10.2014	1	2
Trichoptera	Polycentropus flavomaculatus	21.10.2014	1	12
Trichoptera	Rhyacophila nubila	21.10.2014	5	4
Trichoptera	Sericostoma personatum	21.10.2014		2
Trichoptera	Trichoptera indet.	21.10.2014	2	4

Tabell 36. *Indeksverdier for EQR og ASPT*

			nEQR	EQR	ASPT
Stokkelva	Nos	22.10.1998	0.78	0.98	6.76
	Storsvea	22.10.1998	1	1.01	7.00
	Midtenga	22.10.1998	0.75	0.96	6.61
	R4	22.10.1998	1	1.01	7.00
	R4	21.10.2014	1	1.01	6.94
	.				
Vismunda	Vismundstr.	23.10.1998	1	1.08	7.45
	Kårstadstr.	22.10.1998	1	1.06	7.29
	Bratteng	22.10.1998	1	1.03	7.12
	Biri	22.10.1998	1	1.04	7.14
	E6	23.10.1998	1	1.03	7.12
	E6	21.10.2014	1	1.07	7.35

6.4 Generell informasjon om Mjøsa

Følgende beskrivelse er gjengitt fra årsrapporten for 2005 (Kjellberg 2006) med noen endringer. Vi tar forbehold om at det kan være opplysninger i beskrivelsen som ikke er oppdaterte. For informasjon om geografisk og administrativ avgrensning, tidligere undersøkelser, brukerinteresser, forurensningstilførsler og brukerkonflikter/problemer i Mjøsa for de enkelte problemområder henvises til: "Programforslag for tiltaksorientert overvåking av Mjøsa og dens nedbørfelt i 1987", datert 22.10.1986.

Områdebeskrivelser samt bakgrunnsdata og historikk omkring Mjøsa og forurensningssituasjonen er gitt bl.a. i en tidligere NIVA-rapport (Kjellberg 1982) og i et skrift utgitt av Styringsgruppa for overvåking av Mjøsa med tilløpselver (Nashoug 1999). Nedenfor er noen viktige data sammenstilt. Videre er dybdekart for Mjøsa gjengitt.

Arealfordeling i Mjøsas nedbørfelt (Holtan mfl. 1979).

Arealtype Område	Areal		Dyrket mark		Skog		Myr		Uproduktivt		Vann		Tettsted	
	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%
Gudbrandsdalslågen Nedbørfelt nedstr.	11 459	100	233	2	3198	28	246	2	7372	64	461	4	-	-
Fåberg	4904	100	807	16	3065	63	391	8	191	4	450	9	-	-
Totalt	16 453	100	1040	6	6263	38	637	4	7563	46	911	6	39	0,2

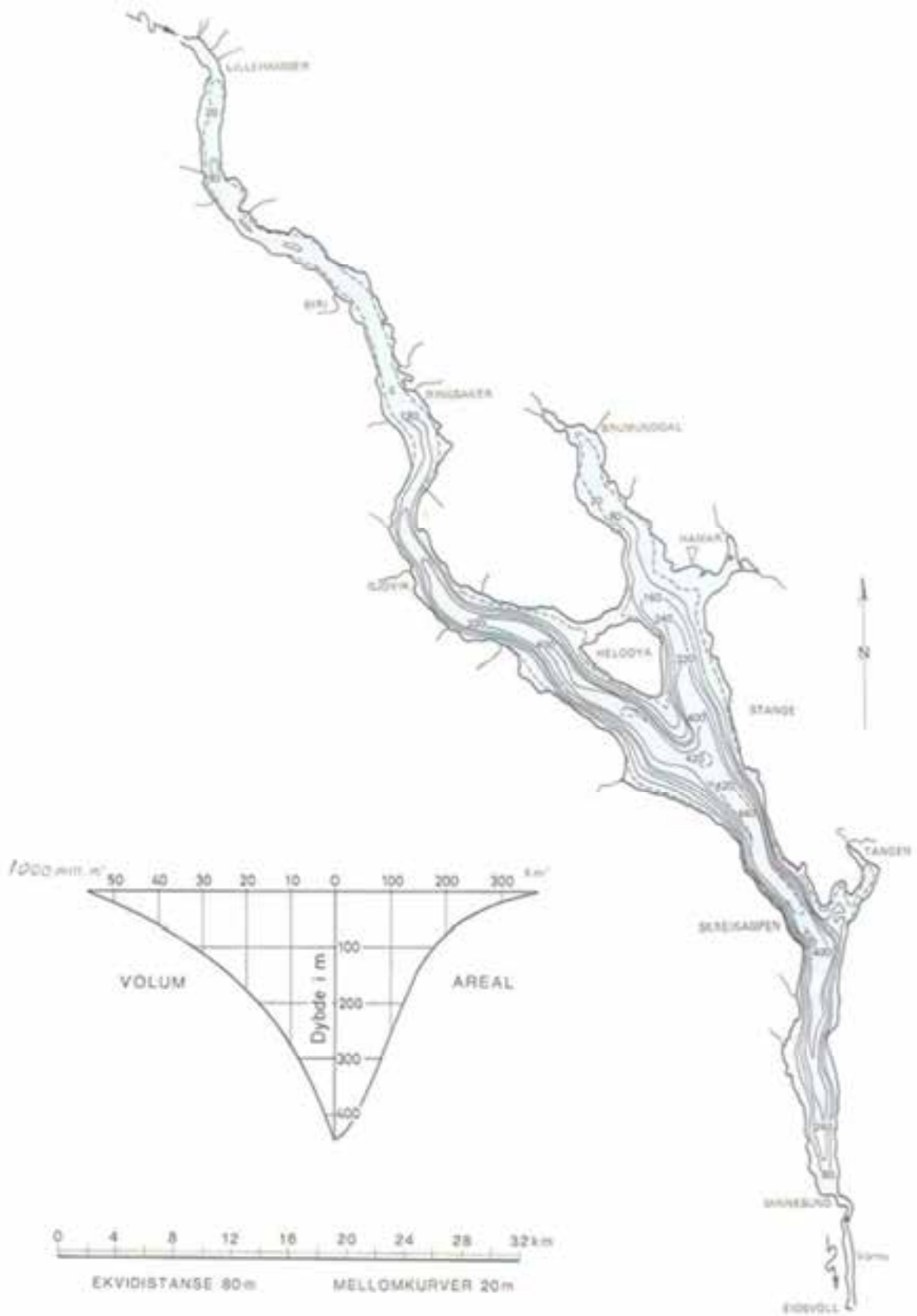
Innsjødata for Mjøsa (Kilder: ¹ NVE Atlas pr. januar 2009, ² Østrem mfl. 1984, ³ NVE 2003).

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
Midlere dyp ¹	150	m
Volum ¹	55361	mill. m ³
Midlere årlig avløp ¹	10102	mill. m ³
Teoretisk oppholdstid ¹	5,48	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

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 renselanlegg 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. 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 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 skaper 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 renselanlegg, mens de resterende 39 bedriftene har utslipp til Mjøsa eller tilløpsbekker via kommunale renselanlegg.



Figur 49. Dybdekart over Mjøsa, utarbeidet av NVE (Østrem, Flakstad og Santha 1984).

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

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



Norsk institutt for vannforskning

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