

Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa Årsrapport/datarapport for 2012



RAPPORT

Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

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

Østlandsavdelingen

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

Vestlandsavdelingen

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

NIVA Midt-Norge

Høgskoleringen 9
7034 Trondheim
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 73 54 63 87

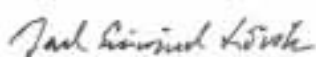
| | | |
|---|--|----------------------|
| Tittel Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa Årsrapport/datarapport for 2012 | Løpenr. (for bestilling) 6519-2013 | Dato 29.4.2013 |
| | Prosjektnr. Undernr. O-12035 | Sider Pris 85 |
| Forfatter(e) Jarl Eivind Løvik, Pål Brettum, Torleif Bækken og Maia Røst Kile | Fagområde Eutrofiering | Distribusjon Åpen |
| | Geografisk område Oppland, Hedmark, Akershus | Trykket NIVA |

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

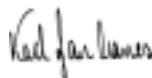
Sammendrag

Rapporten omhandler vannkvalitet og biologiske forhold i vannområde Mjøsa i 2012 samt tidsutviklingen gjennom overvåkingsperioden 1972-2012. Miljøtilstanden i Mjøsa og i tilløpselvene har blitt sterkt forbedret med hensyn til overgjødsling siden 70- og 80-tallet. Algemengden i Mjøsa målt som klorofyll-*a* og total planteplanktonbiomasse er henholdsvis 50 % og 70 % lavere enn på 70-tallet. I 2012 var algemengdene lave, med midlere klorofyll-*a* på mindre enn 2 µg/l og midlere algebiomasse på mindre enn 300 mg/m³ våtvekt ved alle prøvestasjoner. Det vil si at målsettingen mht. algemengder var oppfylt. Algesammensetningen var imidlertid fortsatt preget av et betydelig innslag av arter som indikerer middels næringsrike eller næringsrike vannmasser. For siste 3-årsperiode samlet sett vurderes miljøtilstanden som nær akseptabel. Middelerdien for total-fosfor (tot-P) i vekstsesongen for alger ble redusert fra ca. 8-12 µg/l på 70-tallet til ca. 4-5 µg/l i perioden 2002-2008. I 2009-2012 var konsentrasjonen igjen noe høyere med middelerdier på 5-8 µg/l. Årsaken til økningen var trolig periodevis stor avrenning og relativt stor tilførsel av næringsstoffer i disse årene. Tilførselene av fosfor fra nedbørfeltet er beregnet til 110 tonn i 2012. Dette er ca. 1/3 av tilførselene i flomåret 2011 og på nivå med tilførselene i 2010. Fosfor-tilførselene med de største elvene ser ut til å ha nådd sitt laveste nivå omkring 2003, for deretter å flate ut eller stige svakt. Elvene Lena, Hunnselva, Flagstadelva og Svartelva hadde i treårsperioden 2010-2012 relativt høye konsentrasjoner av tot-P, som tilsvarer moderat økologisk tilstand. I Lågen og Gausa tilsvarer konsentrasjonene av tot-P henholdsvis svært god og god tilstand. Undersøkelser av begroing og bunndyr tilsa god økologisk tilstand i nedre deler av Vesleelva (gren av Hunnselva) og Vikselva, og moderat tilstand i Hunnselva nær utløpet i Mjøsa.

| | |
|----------------------------|-------------------------|
| 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



Thorjorn Larssen
Forskningsdirektør

Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa

Årsrapport/datarapport for 2012

Forord

Rapporten omhandler vannkvalitet og biologiske forhold i vannområde Mjøsa i 2012 samt tidsutviklingen i viktige fysiske, vannkjemiske og biologiske forhold i overvåkingsperioden 1972-2012. Overvåkingen har fra og med 2003 blitt administrert og finansiert av Vassdragsforbundet for Mjøsa med tilløpselver, med bidrag fra staten ved Klif. Forbundets daglige leder Odd Henning Stuen har vært NIVAs kontaktperson. Ansvarlig for gjennomføring av undersøkelsen har vært NIVA Region Innlandet med Jarl Eivind Løvik som prosjektleder. Kontrakten som omhandler oppdraget ble undertegnet den 26.1.2012.

Innsamlingen av vannkjemiske prøver fra tilløpselvene er gjennomført av Jon Brevik, Randi Haugen og Grete Hegstad ved Gjøvikregionen helse og miljøtilsyn (Lena og Hunnselva), Berit Vargum, Sigrid Gregusson (Gausa og Gudbrandsdalslågen), Unni Thoresen og Elisabeth S. Seberg (Flagstadelva og Svartelva) samt Marianne Opsahl (Vorma), de fem siste ansatt ved LabNett Hamar. Glommens og Laagens Brukseierforening (GLB) og Norges vassdrags og energiverk (NVE) har hatt ansvaret for vannføringsmålingene i tilløpselver. Odd Henning Stuen har deltatt i feltarbeidet på Mjøsa de fleste gangene. I tillegg bisto Tore Pedersen (Fylkesmannen i Oppland) samt Jonas Persson og Torleif Bækken i feltarbeidet på Mjøsa i 2012.

Analysene av planteplankton er utført av Pål Brettum (NIVA-pensjonist) i samarbeid med Birger Skjelbred. Jarl Eivind Løvik har analysert krepsdyrplankton og mysis samt gjennomført de biologiske befaringene i Hunnselva og Vikselva. Undersøkelsene av begroingsorganismer og bunndyr i Vesleelva, Hunnselva og Vikselva er gjennomført av henholdsvis Maia Røst Kile og Torleif Bækken.

Kjemiske og mikrobiologiske analyser er utført av MjøsLab på Gjøvik (Lena og Hunnselva), NIVAs kjemilaboratorium i Oslo (klorofyll-*a*) og LabNett 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 bidratt ved overføring av data til databasen Vannmiljø. Mette-Gun Nordheim og Eirik Fjeld har bidratt med figurframstilling. Mette-Gun Nordheim har i tillegg tilrettelagt data for overføring til Vannmiljø.

Samtlige takkes for godt samarbeid.

Ottestad, 29. april 2013

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 Siktedyp og turbiditet | 12 |
| 3.4 Generell vannkvalitet | 15 |
| 3.5 Næringsstoffer | 16 |
| 3.6 Planteplankton | 23 |
| 3.7 Krepsdyrplankton og mysis | 29 |
| 3.8 Økologisk tilstand i Mjøsas hovedvannmasser | 33 |
| 4. Resultater og vurderinger – elver | 35 |
| 4.1 Vannføring i tilløpselver | 35 |
| 4.2 Konsentrasjoner og transport av fosfor og nitrogen | 35 |
| 4.3 Silisium i elver | 39 |
| 4.4 Hygienisk/bakteriologiske forhold | 40 |
| 4.5 Begroing i Vesleelva, Hunnselva og Vikselva | 40 |
| 4.6 Bunndyr i Vesleelva, Hunnselva og Vikselva | 43 |
| 4.7 Feltbefaringer i Hunnselva | 45 |
| 4.8 Feltbefaringer i Vikselva | 46 |
| 4.9 Økologisk tilstand tilløpselver – oppsummering | 47 |
| 4.10 Fosforbudsjett for Mjøsa | 48 |
| 5. Litteratur | 50 |
| 6. Vedlegg | 53 |
| 6.1 Materiale og metoder | 53 |
| 6.2 Primærdata Mjøsa 2012 | 57 |
| 6.3 Primærdata elver | 75 |
| 6.4 Generell informasjon om Mjøsa | 84 |

Sammendrag

Hensikten med overvåkingen av Mjøsa med tilløpselver er å dokumentere vannkvaliteten og forurensningsgraden av 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 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. 50 % og ca. 70 % 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, men toppene har i de senere årene i hovedsak vært mer moderate.

I 2012 varierte midlere algemengde i området 1,6-1,9 µg/l klorofyll-*a* ved prøvestasjonene Brøttum, Kise, Furnesfjorden og Skreia. Dette er lave verdier og innebærer at alle stasjonene oppfylte miljømålet mht. klorofyll-*a* på maks 2 µg/l. Biomassene av planteplankton var også lave og med verdier karakteristiske for næringsfattige (oligotrofe) innsjøer ved samtlige prøvestasjoner. Årets middelverdier var mindre enn 300 mg/m³ våtvekt, og maksverdiene var mindre enn 500 mg/m³. Algemengdene var betydelig lavere enn i «flomåret» 2011.

Ved hovedstasjonen Skreia hadde algesamfunnet på våren og forsommeren en variert sammensetning av gullalger, svelgflagellater, kiselalger og my-alger. Cyanobakterien *Tychonema bourrellyi* var til stede i første delen av vekstsesongen i beskjedne mengder. Utover sensommeren og høsten ble kiselalger mer dominerende, og størst biomasse hadde *Tabellaria fenestrata*, *Fragilaria crotonensis* og *Asterionella formosa*. Kiselalgetoppen var betydelig lavere enn i f.eks. 2010 og 2011, og andelen cyanobakterier var også betydelig lavere enn i de to foregående årene. Mye gråvær og relativt lav vanntemperatur kan være en av flere mulige forklaringer til at det ble utviklet så små algemengder i 2012. Videre kan en stor del av det fosforet som ble tilført, ha vært bundet til partikler og humus og dermed lite tilgjengelig for algevekst. Sesongutviklingen av planteplanktonet ved de andre stasjonene var i hovedtrekkene mye lik den ved hovedstasjonen. Selv om algemengdene var små i 2012, var algesamfunnet i stor grad dominert av arter som indikerer middels næringsrike (mesotrofe) vannmasser (f.eks. *Tabellaria fenestrata*) eller arter som indikerer næringsrike (eutrofe) vannmasser (f.eks. *Fragilaria crotonensis*).

Næringsstoffer

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 fosfor- konsentrasjonen i de øvre vannlag i vekstsesongen for alger. Arealveid middelverdi (hele Mjøsa) for tot-P i vekstsesongen lå på 4-5 µg P /l i 2002-2008, men i 2009-2012 var konsentrasjonen igjen litt høyere med middelverdier på ca. 5-8 µg P /l. Periodevis stor avrenning og følgelig store tilførsler av fosfor fra nedbørfeltet var sannsynligvis hovedårsaken til økningen. De høyeste konsentrasjonene i denne perioden ble registrert i etterkant av «pinseflommen» i begynnelsen av juni 2011.

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 (jf. stasjon Brøttum) 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 normalt har lave konsentrasjoner, mens de sentrale delene påvirkes mer av tilførselene fra jordbruk og befolkning i de lokale nedbørfeltene.

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 breslam i Lågen. Siktedypet ble markert bedre i løpet av perioden fram til 2003-2005. Etter dette ble det registrert avtakende siktedyp fram til og med 2011, mens det i 2012 igjen var økning i siktedypet ved alle prøvestasjonene. Det lave siktedypet i 2011 hadde sammenheng med tilførsler av store mengder partikler i forbindelse med «Pinseflommen», og at det var en økning i algemengden sammenlignet med de foregående årene. Sommeren 2012 var både partikkelmengden og algemengden betydelig mindre, og siktedypet var stort sett innenfor målsettingen om minst 8 m sikt ved hovedstasjonen.

Økologisk tilstand i Mjøsa

Ved klassifiseringen av miljøtilstanden har vi her benyttet det gamle SFT-systemet (Andersen mfl. 1997, Bratli mfl. 1997). Bakgrunnen er at den nye klassifiseringsveilederen, utviklet i forbindelse med innføringen av vanddirektivet, ennå ikke har utarbeidet interkalibrerte klassegrenser for store, dype innsjøer. Vi har basert klassifiseringen på middelverdier for algemengde (klorofyll-*a*), næringsstoffer (tot-P og tot-N) og siktedyp for de siste tre årene, med størst vekt på algemengden.

En vurdering av vannkvaliteten i seg selv, dvs. hvor rent vann innsjøen har (jf. SFT-veileder 97:04), tilsier at Mjøsas tilstand kan karakteriseres som god. En vurdering av tilstanden etter SFT-veileder 95:01 («Sammenhenger mellom utslipp og virkning») tilsier imidlertid at algemengden er litt for høy, dvs. at Mjøsa er i en betenkelig tilstand. Tilførselene av fosfor bør derfor reduseres ytterligere dersom Mjøsa skal oppnå akseptabel tilstand i tråd med vedtatte miljømål. Det bør her bemerkes at denne konklusjonen er basert på målinger i en treårsperiode med periodevis meget stor avrenning. Klimaframskrivninger antyder imidlertid 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.

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 mest overgjødset. Arten regnes som en god indikator for næringsfattige forhold og 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 perioden 2008-2012 var ca. 38 % lavere enn middelbiomassen på 1970-tallet.

Temperaturen i Mjøsas øvre vannlag

Ved hovedstasjonen har middel- og maksimumstemperaturen for sjiktet 0-10 m økt med henholdsvis ca. 1,6 °C og ca. 3,3 °C siden begynnelsen av 1970-tallet. Dette henger sannsynligvis sammen med klimaendringer og den generelle oppvarmingen som har skjedd i perioden også i Mjøsområdet. De høyeste temperaturene hittil ble registrert i 2006, med middel- og makstemperaturer på henholdsvis 13,5 °C og 20,5 °C. Vekstsesonen 2012 var relativt kjølig med middel- og makstemperaturer i de øvre vannlag på henholdsvis 11,6 °C og 15,8 °C.

Konsentrasjoner og transport av næringsstoffer i elvene

Middelverdien for total-fosfor i de seks største tilløpselvene har blitt redusert fra ca. 11-17 $\mu\text{g P/l}$ på 1980-tallet til ca. 8-11 $\mu\text{g P/l}$ i de senere årene (unntatt flomåret 2011). I den samme perioden har de samlede tilførselene av fosfor med tilløpselver blitt redusert fra ca. 100-170 tonn pr. år til ca. 65-100 tonn pr. år, dvs. en reduksjon på ca. 40 % (gjennomsnitt for de to periodene). Gudbrandsdalslågen alene står for ca. 50-75 % av de totale elvetilførselene av fosfor til Mjøsa, mens den representerer ca. 85-90 % av vanntilførselene. Det betyr at Lågen virker fortynnende på fosfor-konsentrasjonen i Mjøsa i forhold til tilførselene fra de øvrige elvene. De totale eksterne tilførselene av fosfor til Mjøsa er beregnet til 110 tonn for 2012. Dette er ca. 1/3 av tilførselene i flomåret 2011. Tilførselene 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.

Basert på middelverdier for konsentrasjonen av tot-P for årene 2010-2012 kan tilstanden karakteriseres som svært god i Lågen, god i Gausa og moderat i Hunnselva, Lena, Flagstadelva og Svartelva. I utløpselva Vorma ved Minnesund ble det registrert en økning i middelkonsentrasjonen fra 3,9 $\mu\text{g P/l}$ i 2010 til 6,3 $\mu\text{g P/l}$ i 2012 og en økning i stofftransporten fra 41 tonn P i 2010 til 73 tonn P i 2012. En mulig forklaring på økningen kan være at vannmassene har blitt tilført en del fosfor som en følge av mudringsarbeidene på den nye jernbanetraseen langs østsiden av søndre deler av Mjøsa. Dette fosforet er sannsynligvis i hovedsak partikkelbundet og lite biotilgjengelig, og det så ikke ut til å ha ført til økt algevekst eller andre eutrofi-effekter i søndre deler av Mjøsa i 2012 (Aanes mfl, 2013, Rognerud mfl. 2013).

Hygieniske forhold i tilløpselver

Målinger av mengden fekale indikatorbakterier (*E. coli*) viste at nedre del av Gudbrandsdalslågen var lite forurensset mht. tarmbakterier og hadde god hygienisk vannkvalitet i 2011 (jf. SFT-veiledning 97:04). Nedre del av Gausa hadde noe høyere bakterietall og tilsvarende mindre god vannkvalitet. Flagstadelva og Svartelva hadde dårlig vannkvalitet, mens Hunnselva og Lena hadde bakterietall som tilsvarer meget dårlig vannkvalitet. Mulige forurensningskilder er sig fra husdyrgjødsel, lekkasjer og overløp fra kommunale avløpsnett, utslipp fra eventuelt ovenforliggende kommunale renseanlegg og utslipp/sig fra private anlegg i spredt bebyggelse. Avføring fra ville dyr kan også bidra til høye bakterietall.

Biologiske observasjoner og økologisk tilstand Hunnselva

Størstedelen av Hunnselva med sideelver ga inntrykk av å være lite til moderat påvirket av næringsstoffer og organisk stoff fra befolkning, jordbruk og annen næringsvirksomhet langs vassdraget. En strekning nedstrøms et tidligere settefiskanlegg på Reinsvoll ble imidlertid vurdert som fortsatt markert forurensset. Settefiskanlegget ble avviklet i 2008, og tilstanden var klart forbedret siden den gang. Nedre del av sidebekken Korta i Raufoss var sterkt forurensset av urensset avløpsvann fra bebyggelsen oppstrøms. Basert på undersøkelser av begroingsorganismer og bunndyr ble økologisk tilstand vurdert som god i sidevassdraget Vesleelva like oppstrøms samløp med hovedvassdraget. I Hunnselva ved prøvelokaliteten ved Gjøvik gård ble økologisk tilstand vurdert som moderat i 2012. Tidligere undersøkelser av bunndyrsamfunnet på denne lokaliteten viser at det skjedde en markant bedring i tilstanden fra svært dårlig på 1980-tallet og fram til 1993, til moderat tilstand i 1998. Det er rimelig å anta at forbedringen i stor grad hadde sammenheng med iverksatte rensetiltak ved Huntonfabrikken i Gjøvik, som er produsent av trefiberplater.

Biologiske observasjoner og økologisk tilstand i Vikselva

Ut fra befaringsundersøkelsen i 2012 ble Vikselva med sidevassdrag vurdert å være i hovedsak lite eller moderat påvirket av næringsstoffer og organisk stoff. Enkelte strekninger gav inntrykk av å være på grensen til markert forurensset. Deler av vassdraget, og spesielt den stilleflytende Starrelva var preget av erosjon i elveleiet og stor slamtransport. På bakgrunn av undersøkelsene av begroingsorganismer og bunndyr ble økologisk tilstand vurdert som god på lokaliteten i nedre del av Vikselva, nær utløpet i Tangenvika.

Summary

Title: Monitoring of Lake Mjøsa, S Norway. Annual report for 2012.

Year: 2013

Authors: Jarl Eivind Løvik, Pål Brettum, Torleif Bækken and Mai Røst Kile

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 978-82-577-6254-4

The report presents data from the monitoring project on Lake Mjøsa, its tributaries and the outlet river Vormå, emphasizing results from 2012 and long-term trends in water quality and environmental status (1972-2012).

As a result of comprehensive pollution abatement measures, the water quality of Lake Mjøsa has improved markedly since the 1970ies and the 1980ies. The amount of algae, expressed as mean chlorophyll-*a* and mean phytoplankton biomass, has been reduced by 50 % and 70 % respectively since the 1970ies. In 2012 the amounts of algae were low with mean chlorophyll-*a* less than 2 µg/l and a mean phytoplankton biomass of less than 300 mg/m³ wet weight at all sampling stations. However, the phytoplankton community was to a large extent dominated by indicators of mesotrophic or eutrophic lakes, like the diatoms *Tabellaria fenestrata* and *Fragilaria crotonensis*. For the last 3-year period as a whole we evaluate the environmental status of Lake Mjøsa to be nearly acceptable.

Tot-P mean value for the algal growth season declined from approx. 8-12 µg P/l in the 1970ies to approx. 4-5 µg P/l in years 2002-2008. In 2009-2012 the tot-P mean values varied in the range 5-8 µg. This increase was probably caused by relatively large P-inputs from the catchment during periods with high run off in later years. The external phosphorus input to the lake was calculated to 110 tons in 2012. This is about 1/3 of the inputs during the “flood-year” 2011 and at about the same size as in 2010. The P-input from the largest tributaries seems to have reached its lowest level around 2003. There after it seems to have flattened or increased moderately.

The concentrations of tot-P were quite high in the rivers Lena, Hunnselva, Flagstadelva and Svartelva during the 3-year period 2010-2012, corresponding to a moderate ecological status. In rivers Gudbrandsdalslågen and Gausa the ecological status were classified as high and good respectively. Based on investigations of the communities of benthic algae and benthic invertebrates the ecological status of rivers Vesleelva (branch of river Hunnselva) and Vikselva was classified as good. In river Hunnselva, at a locality close to the outlet into Lake Mjøsa, the ecological status was classified as moderate, according to the composition of the communities of benthic algae and invertebrates.

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 forurensningstilførslene 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, og konsentrasjonen av fosfor økte noe i årene 2009-2011 (Løvik mfl. 2012). En studie basert på overvåkingsdata og analyser av sedimentkjerner fra Mjøsa viser at verken kiselalgesammensetningen eller algemengden har vendt tilbake til det en kan kalle en referansetilstand (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) 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). Til sammen teller Vassdragsforbundet mer enn 60 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 Vormå) 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 Vormå.

2. Program og gjennomføring

Undersøkelsene i 2012 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 3 stasjoner: Brøttum, Kise og Furnesfjorden.

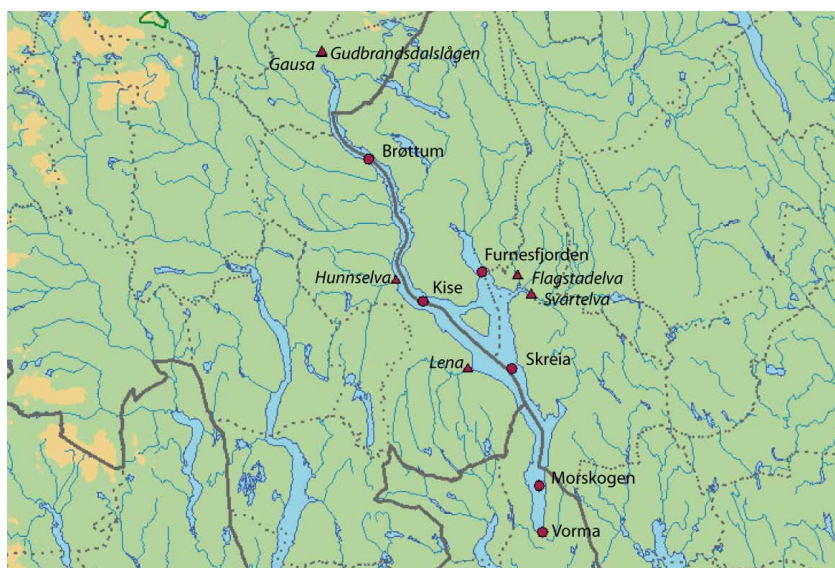
Delområde 3: Undersøkelser i elver.

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 eller Vismunda og Vikselva. I 2012 ble biologiske undersøkelser gjennomført i Hunnselva og Vikselva, samt i Vesleelva (gren av Hunnselva) som en tilleggslokalitet.

Tabell 1. Rullerende program for biologiske undersøkelser i elver.

| 2012 | 2013 | 2014 | 2015 | 2016 | 2017 |
|-----------|-----------|--------------------|--------------|-----------|--------|
| Hunnselva | Lågen | Vorma | Lena | Mesnaelva | Gausa |
| Vikselva | Svartelva | Stokkelva/Vismunda | Flagstadelva | Brumunda | Moelva |

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).



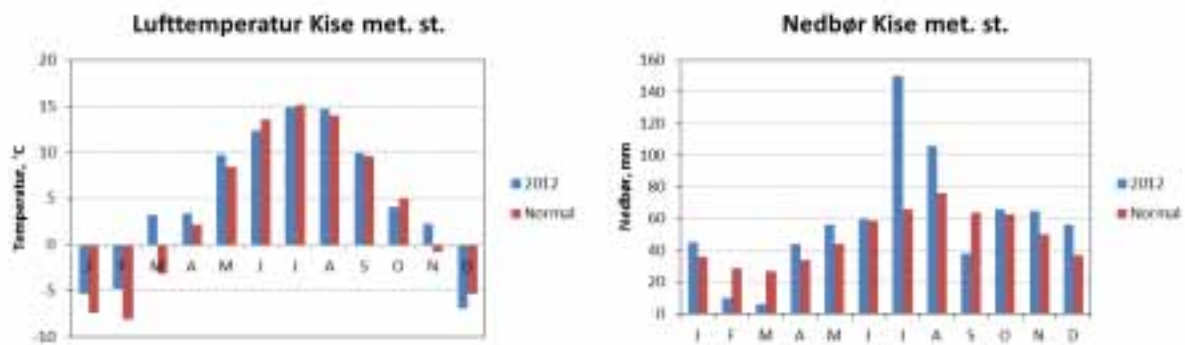
Figur 1. Mjøsa med de faste prøvestasjonene i innsjøen, i tilløpselver og i utløpet (Vorma). Grunnlagsdata til kartet er hentet fra Statens kartverk, serie N250, symbolisering ved NIVA.

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

Vinter- og vårmånedene januar-mai 2012 var milde og med samlet nedbørmengde omkring normalen i Mjøsområdet (Figur 2). Middelttemperaturen for vekstsesongen for alger (juni-oktober) var på 11,2 °C, dvs. 0,3 °C lavere enn normalen (11,5 °C) for Kise meteorologiske stasjon i Ringsaker. Særlig juni og oktober var nokså kjølige måneder, mens august og september hadde middeltemperaturer litt over normalen. Det kom 420 mm nedbør i løpet av perioden juni-oktober, dvs. 92 mm eller 28 % over normalen på 328 mm. Mest nedbør kom det i juli og august med henholdsvis 150 mm og 106 mm. Middelttemperaturen for året var på 4,8 °C, dvs. 1,2 °C høyere enn normalen (3,6 °C). Nedbørsummen for året var på 702 mm ved Kise meteorologiske stasjon. Dette er 117 mm eller 20 % over normalen.



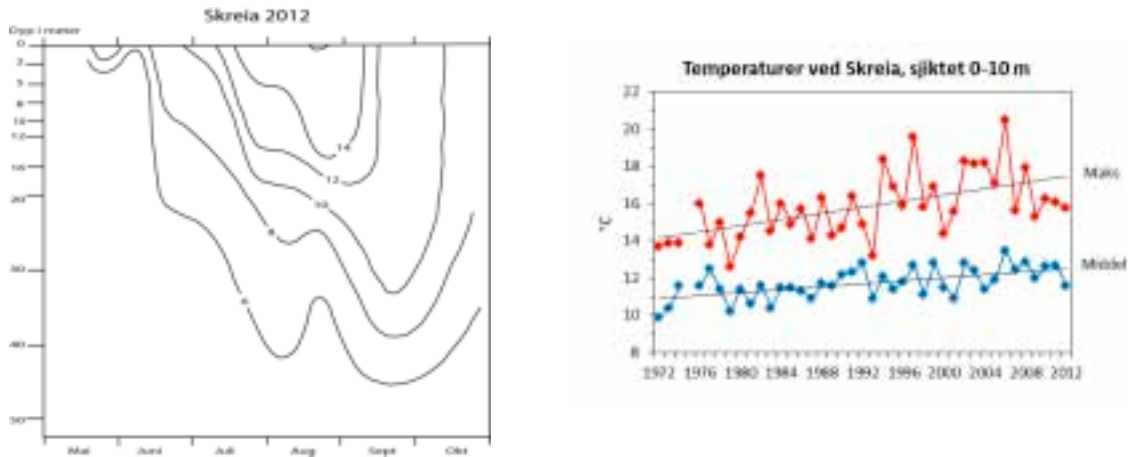
Figur 2. Middeltemperaturer og nedbørsummer pr. måned ved Kise meteorologiske stasjon.

Datakilde: <http://www.yr.no/>.

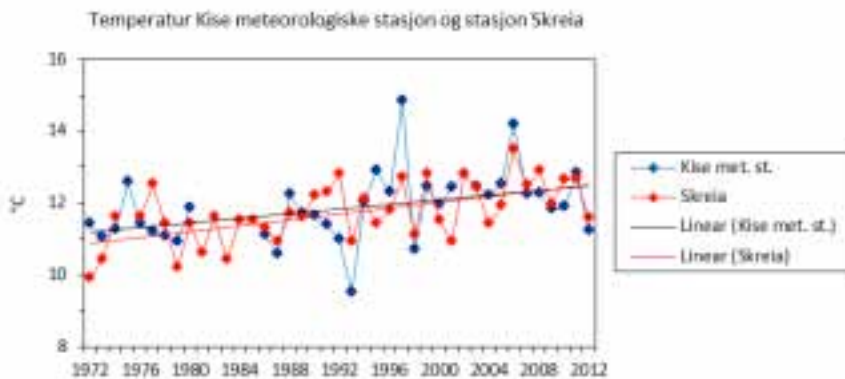
3.2 Vanntemperatur

Bare deler av Mjøsa ble islagt vinteren 2011-2012, og da senvinterprøvene ble samlet inn i første halvdel av mars, var det kun fra stasjon Brøttum at det var mulig å foreta prøveinnsamlingen fra is. På de tre øvrige stasjonene brukte vi båt. Ved prøverunden den 23. mai var vårsirkulasjonen allerede over og en moderat temperatursjiktning inntrådte. Det ble da målt ca. 9 °C på 0,5 m dyp på stasjonene Skreia og Kise, 12,8 °C ved Brøttum og hele 14,2 °C på 0,5 m dyp i Furnesfjorden. Utover sommeren skjedde en gradvis oppvarming i de øvre vannlag fram til ut i august. Høyeste målte temperaturer på 0,5 m dyp var 17,2 °C den 7. august i Furnesfjorden, 16,4 °C den 7. august ved Kise, 16,0 °C den 21. august ved Skreia og 15,9 °C den 7. august ved Brøttum. Nedkjølingen strekker seg oftest over lang tid utover høsten og vinteren, særlig i de sentrale og søndre delene av Mjøsa. Høstsirkulasjonen inntrådte etter at siste prøverunde var gjennomført den 16. oktober 2012.

Ved hovedstasjonen har middel- og maksimumstemperaturen for de øvre vannlag (0-10 m) for perioden juni-oktober økt med henholdsvis 1,6 °C og 3,3 °C i løpet av overvåkingsperioden (Figur 3). Årsaken er trolig klimaendringene og den generelle oppvarmingen som har skjedd også i Mjøsområdet i den senere tid (jf. Figur 4). De høyeste temperaturene i Mjøsa hittil ble målt i 2006, med middel og maksimumstemperaturer for perioden juni-oktober på henholdsvis 13,5 °C og 20,5 °C. Middelttemperaturen for 2012 på 11,6 °C var den laveste siden 2004 og indikerte generelt nokså kjølige vannmasser.



Figur 3. Isotermdiagram for 2012 (til venstre) og tidsutviklingen i temperaturen i de øvre, varme vannlag (0-10 m) i perioden juni-oktober (til høyre) ved stasjon Skreia.



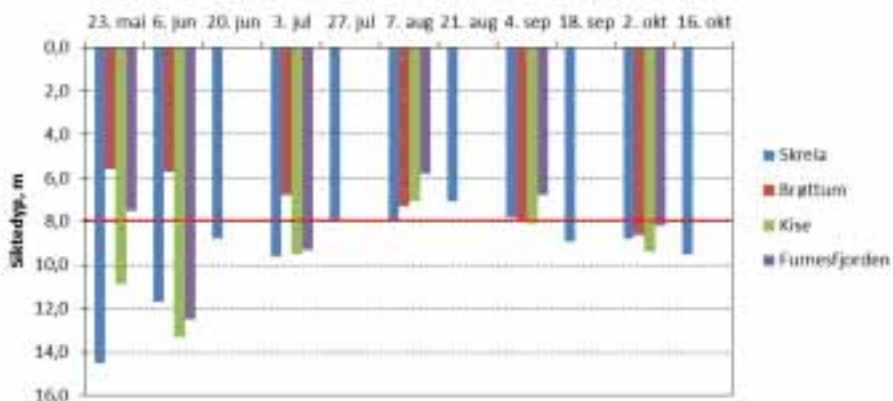
Figur 4. Tidsutviklingen mht. middelverdier (juni-oktober) for lufttemperaturen ved Kise meteorologiske stasjon (data mangler for 1981-1985) og for vanntemperaturen (0-10 m sjiktet) ved Skreia. Kilder lufttemperatur: Bioforsk og <http://www.yr.no/>.

3.3 Siktedyp og turbiditet

Mjøsa kan betegnes som en klarvannssjø med et fra naturens side lavt humusinnhold. Siktedypet påvirkes først og fremst av mengden alger i de frie vannmasser (planteplankton). Særlig i nordre del av innsjøen reduseres siktedypet også betydelig av tilførte partikler i forbindelse med flomaktivitet i de største tilløpselvene, Gudbrandsdalslågen og Gausa. Store mengder brepartikler tilføres fra Gudbrandsdalslågen i forbindelse med smeltevannsfloppen om sommeren. Brunt, humusholdig vann, som tilføres med elvene særlig i forbindelse med mye nedbør sommer og høst, kan også redusere siktedypet noe. Siktedypet har i Mjøsa tradisjonelt blitt målt med standard Secchi-skive og vannkikkert.

På første prøvedato i den isfrie perioden, 23.5.2012, varierte siktedypet fra 5,6 m ved Brøttum til 14,5 m ved Skreia, mens Kise og Furnesfjorden hadde henholdsvis 10,9 m og 7,5 m sikt (Figur 5). På denne tiden var det svært lite alger ved Skreia og ved Kise, mens det ble registrert en moderat våroppblomstring av planteplankton på de to andre stasjonene.

Etter hvert som algemengden økte og større tilførsler av mer eller mindre partikkelholdig vann fra elvene påvirket vannkvaliteten i de øvre vannlag utover sommeren, ble siktedypet markert mindre ved flere av prøvestasjonene. Siktedypet holdt seg likevel relativt høyt; midlere siktedyp for perioden juni-oktober ved Skreia var 8,8 m, og lavest siktedyp her ble målt til 7,1 m den 21. august. Ved Kise og Furnesfjorden ble lavest siktedyp målt den 7. august med henholdsvis 7,1 m og 5,8 m.



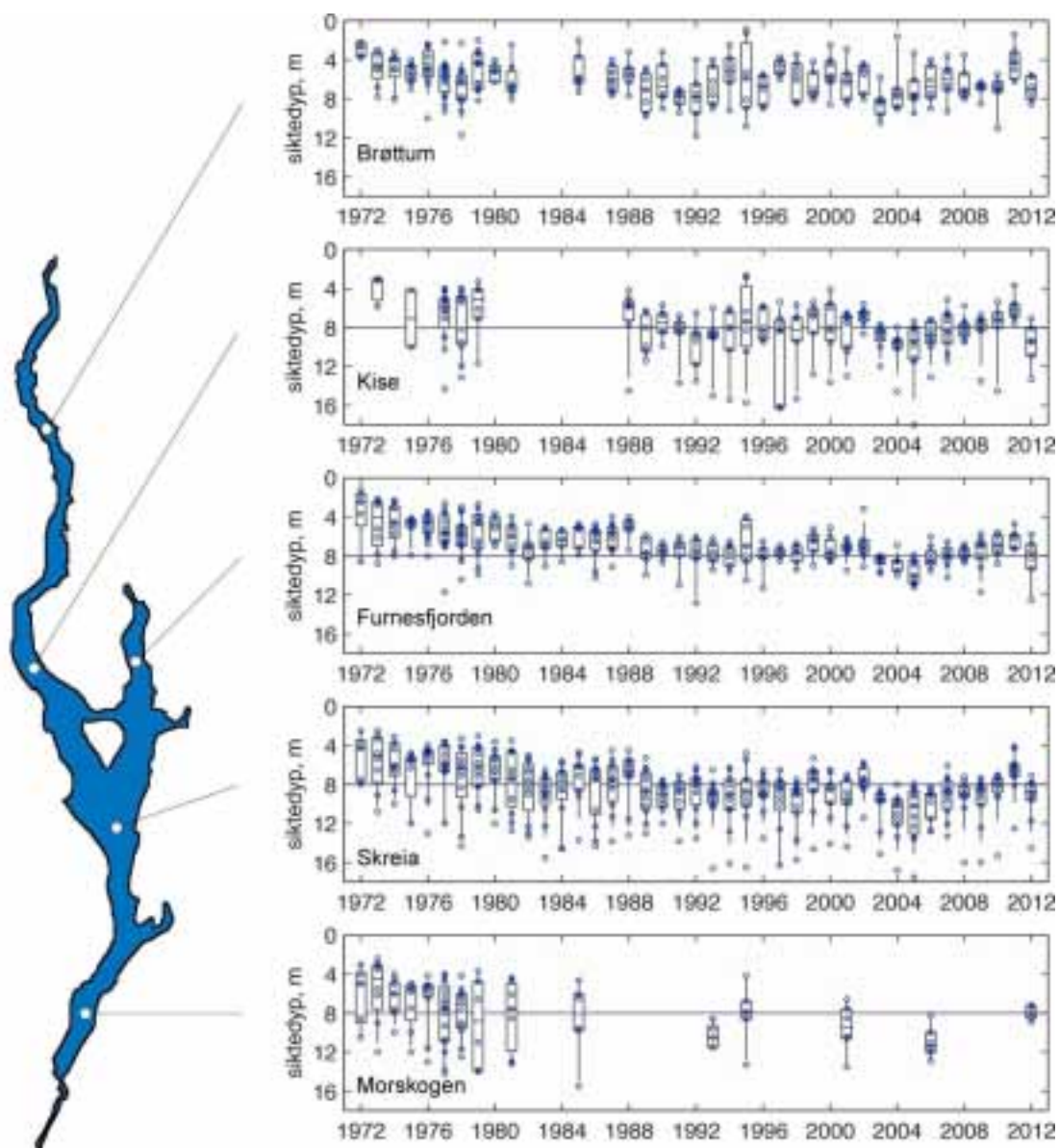
Figur 5. Sesongutviklingen i siktedyp ved de fire prøvestasjonene i 2012. Horisontal linje viser fastsatt miljømål for siktedyp (8 m) i Mjøsas sentrale hovedvannmasser (jf. stasjon Skreia).

I forbindelse med overvåkingen av vannkvaliteten i Mjøsa måles bl.a. turbiditet, som er et mål på konsentrasjonen av partikler i vannet. Turbiditeten viser vanligvis et sesongmessig variasjonsmønster med lave verdier (<0,5 FNU) vår og høst når det er lite alger og partikler i vannet (Figur 6). Når Mjøsa blir termisk sjiktet, algemengden øker og påvirkningen fra partikkelholdig elvevann eventuelt blir mer påtagelig utover sommeren, øker også turbiditeten. Det er likevel relativt sjelden at det måles turbiditet på over 1 FNU i Mjøsas sentrale hovedvannmasser. I slutten av juni og begynnelsen av juli 2011 ble det målt turbiditet på opp mot 1,6 FNU som følge av stor tilførsel av partikkelholdig, grumset vann i forbindelse med flommen særlig i Gudbrandsdalen og Gausdal dette året («Pinseflommen»).



Figur 6. Turbiditet ved Skreia (0-10 m) i perioden 2007-2012. Rød horisontal linje angir grensen mellom god og mindre god vannkvalitet (1 FNU) i henhold til SFTs (nå Klif) veileder for miljøkvalitet i ferskvann (Andersen mfl. 1997).

Figur 7 viser tidsutviklingen i siktedypet i Mjøsa gjennom overvåkingsperioden fra 1972 til 2012. Etter hvert som algemengden avtok i Mjøsa fra 1970-tallet og framover, ble også sikten i vannet markant bedre. Størst siktedyp ble registrert omkring 2003-2005 ved de fleste stasjonene. Siden har siktedypet blitt noe mindre fram til og med 2011, mens det igjen ble registrert en økning i 2012. Det relativt lave siktedypet i 2011 hadde sammenheng med store tilførsler av partikler i forbindelse med «Pinseflommen» samt at det var relativt mye alger dette året. I 2012 var både partikkelmengden og mengden alger betydelig mindre.



Figur 7. Tidsutviklingen i siktedyp ved fem prøvestasjoner i Mjøsa i perioden 1972-2012. 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 Mjøsas sentrale hovedvannmasser skal være mer enn 8 m. For Mjøsas nordlige del (jf. stasjon Brøttum) er det ikke fastsatt noe bestemt miljømål mht. siktedyp. Dette fordi denne delen av Mjøsa naturlig påvirkes sterkt av flomvann og til tider høye konsentrasjoner av breslam fra Gudbrandsdalslågen.

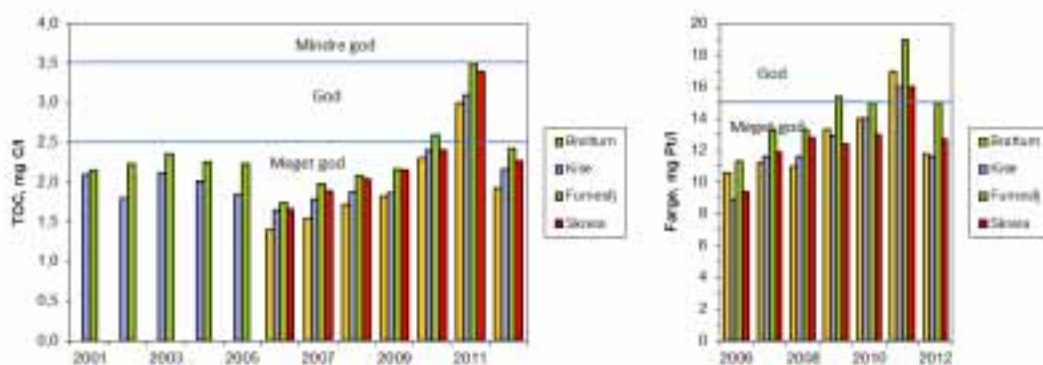
3.4 Generell vannkvalitet

I tabell 2 er verdier gitt for en del variabler som beskriver Mjøsas generelle vannkvalitet.

Tabell 2. Middelerverdier for pH, alkalitet, farge, total organisk karbon (TOC), turbiditet, kalsium og konduktivitet i perioden juni-oktober 2012 (0-10 m). * Kalsium-verdiene er fra én måling på hver av prøvestasjonene i oktober 2010.

| | | Brøttum | Kise | Furnesfjorden | Skreia |
|----------------------------|---------|---------|------|---------------|--------|
| pH | | | | | 7,3 |
| Alkalitet | mmol/l | | | | 0,231 |
| Farge | mg Pt/l | 11,8 | 11,6 | 15,0 | 12,7 |
| Total organisk karbon, TOC | mg C/l | 1,9 | 2,2 | 2,4 | 2,3 |
| Turbiditet | FNU | | | | 0,50 |
| Kalsium* | mg/l | 4,4 | 5,2 | 5,7 | 5,5 |
| Konduktivitet | m S/m | | | | 4,32 |

Middelerverdiene for organisk stoff målt som TOC og farge har vært høyest i Furnesfjorden (Figur 8). De laveste middelerverdiene for TOC og farge ble registrert i 2006, og det ble registrert en økning på alle stasjonene i perioden 2006-2011 samt en klar nedgang i både TOC og farge fra 2011 til 2012.



Figur 8. Tidsutviklingen i middelerverdier for TOC og farge i perioden juni-oktober (0-10 m dyp). Grenseverdier (blå linjer) i henhold til SFTs klassifiseringsveileder (Andersen mfl. 1997).

Konsentrasjonen av kalsium i Mjøsa ser ikke ut til å ha endret seg vesentlig siden 1960-tallet (Figur 9). Den har variert i området ca. 4-6 mg Ca/l, dvs. at Mjøsa kan betegnes som en moderat kalkrik innsjø i henhold til typologien for norske innsjøer (Solheim og Schartau 2004, Direktoratgruppa for gjennomføring av vanddirektivet 2009).

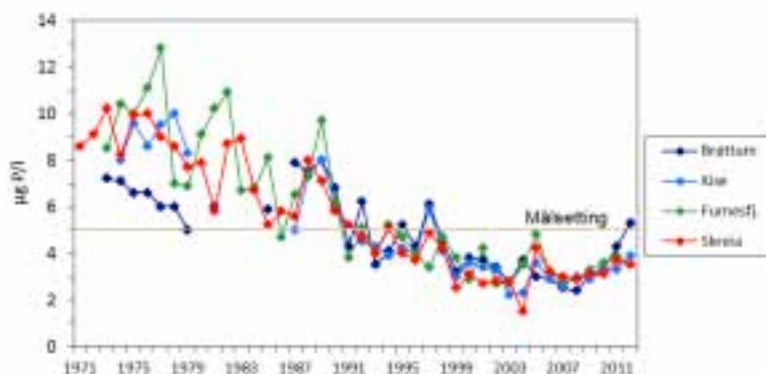


Figur 9. Konsentrasjon av kalsium i Mjøsa. Data fra Holtan mfl. (1979) og Løvik mfl. (2011). Horisontale linjer angir grensen mellom kalkfattige og moderat kalkrike innsjøer.

3.5 Næringsstoffer

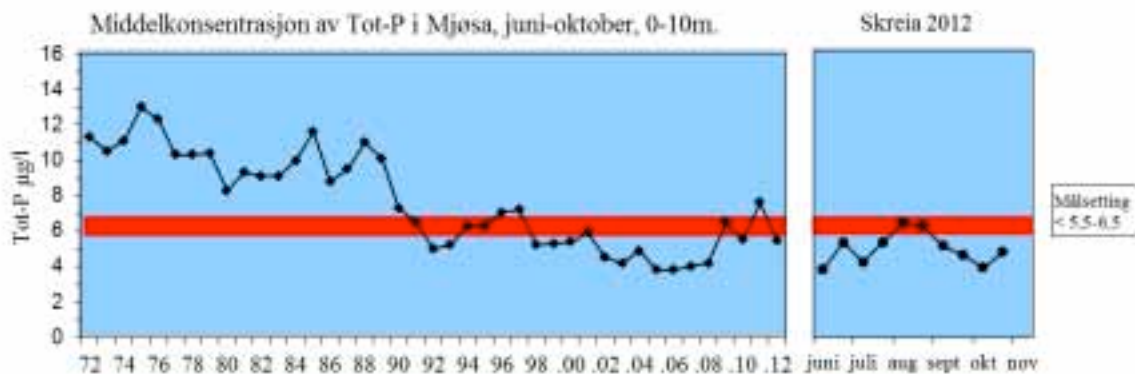
Fosfor

Fosfor er det begrensende næringsstoffet for algevekst i Mjøsa som i de fleste innsjøer. Figur 10-12 viser at det har vært markerte reduksjoner over tid i middelverdiene for total-fosfor (tot-P) i Mjøsas vannmasser, så vel på senvinteren (basiskonsentrasjonen) som i vekstsesongen for alger. Årsaken til reduksjonen er de mange tiltakene for å redusere tilførslene av fosfor som ble gjennomført fra 1970-tallet og framover. Konsentrasjonen på senvinteren har avtatt fra ca. 8-12 $\mu\text{g/l}$ på 1970-tallet til ca. 2-5 $\mu\text{g/l}$ i de senere årene. I perioden 1998-2012 har senvinterverdiene vært innenfor målsettingen (maks 5 $\mu\text{g P/l}$). En litt høyere verdi (5,3 $\mu\text{g P/l}$) ved stasjon Brøttum våren 2012 har trolig sammenheng med de store tilførslene av fosfor i 2011, spesielt i forbindelse med «Pinseflommen» dette året.

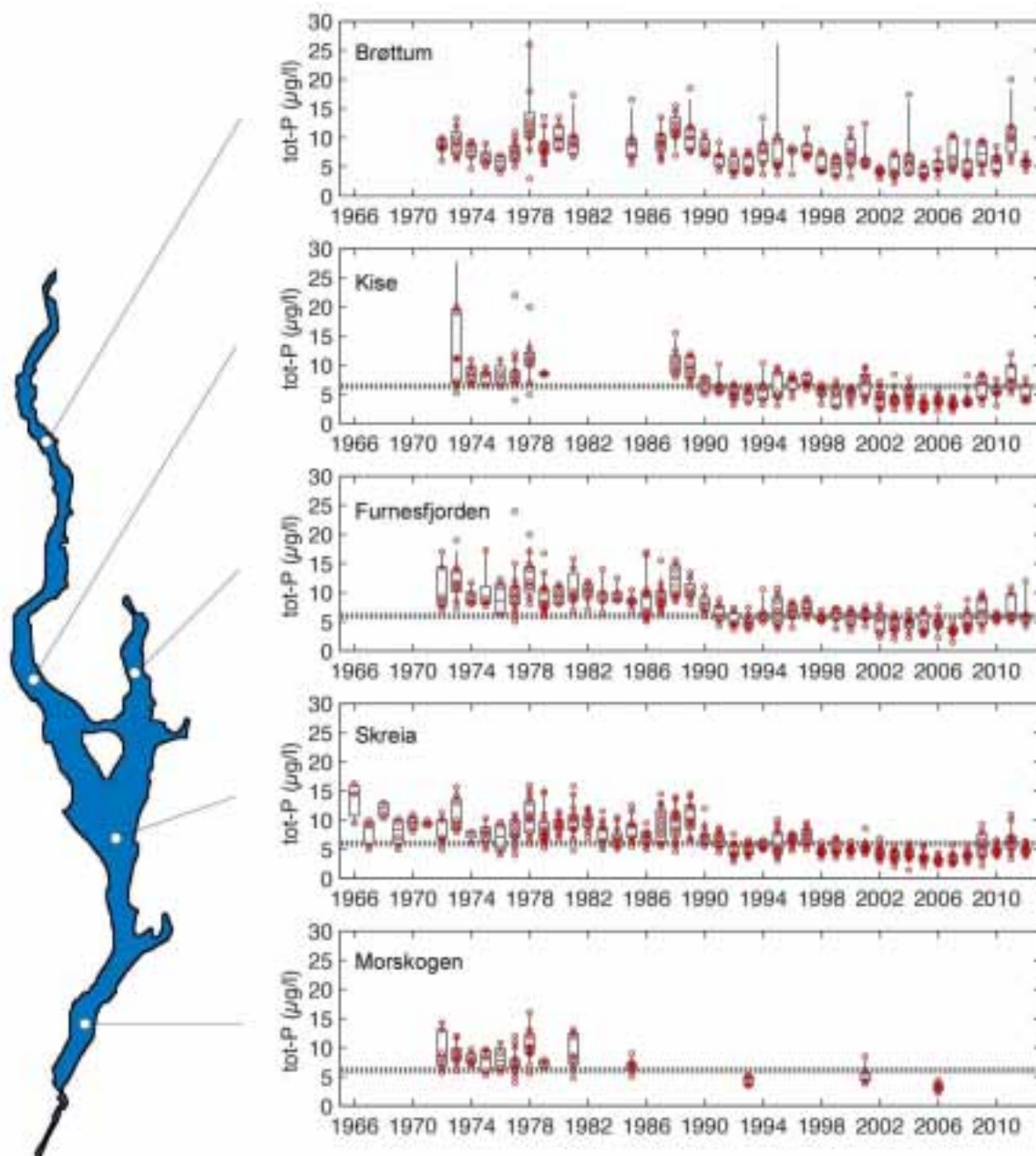


Figur 10. Tidsutviklingen i middelverdiene for total-fosfor på senvinteren (basiskonsentrasjonen), basert på middelverdier fra vertikalsier fra overflaten til bunnen ved de ulike prøvestasjonene

En lignende tidsutvikling har skjedd mht. konsentrasjonen av tot-P i de øvre vannlag (0-10 m) i vekstsesongen for alger (Figur 11-12). Arealveid middelverdi for tot-P beregnes ved å vekte middelverdiene fra de enkelte prøvestasjonene i henhold til den andelen av Mjøsas totale areal som stasjonene anses å representere. Arealveid middelverdi for tot-P lå på ca. 4-5 $\mu\text{g/l}$ i årene 2002-2008, men var noe høyere i 2009-2012 (5,4-7,6 $\mu\text{g/l}$, Figur 11). Årsaken til økningen var høyst sannsynlig periodevis stor avrenning og følgelig store tilførsler av fosfor fra nedbørfeltet disse årene (se kpt. 4.2).



Figur 11. Arealveid middelverdi for konsentrasjonen av total-fosfor i de øvre vannlag (0-10 m) i hele Mjøsa for perioden juni-oktober (venstre panel). Høyre panel viser sesongutviklingen ved Skreia.

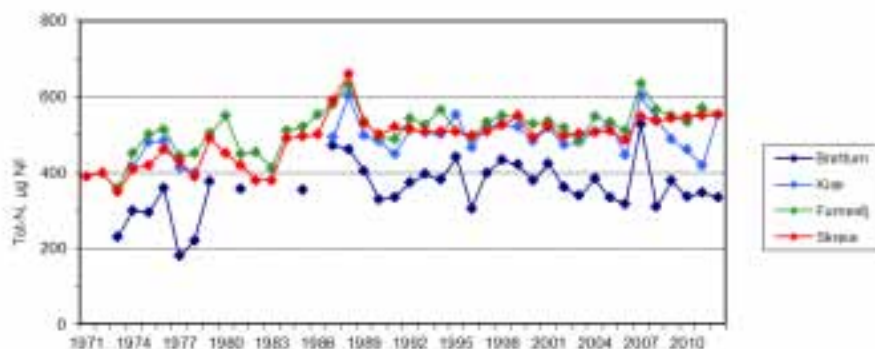


Figur 12. Tidsutviklingen for konsentrasjoner av total-fosfor i Mjøsas øvre vannlag (0-10 m) i perioden mai-oktober. Horisontale grå skraveringer viser fastsatt miljømål for Mjøsa, dvs. at konsentrasjonen av tot-P ikke bør overstige 5,5-6,5 $\mu\text{g P/l}$ i Mjøsas sentrale og søndre deler. Flompåvirkningen 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.

Nitrogen

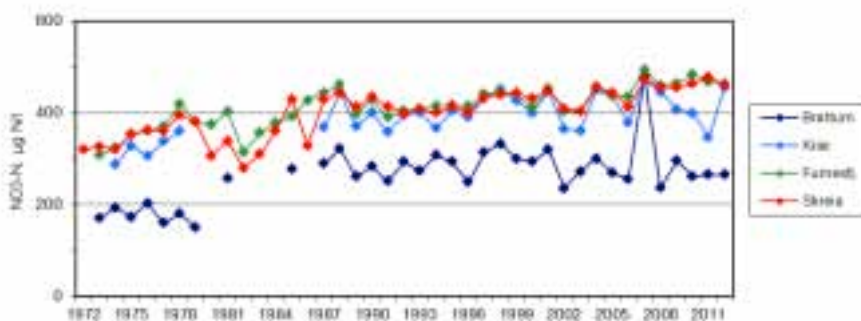
Løste nitrogen-forbindelser i form av nitrat (NO_3) eller ammonium (NH_4) er av stor betydning som næringsstoff for alger og andre vannplanter. Disse næringsstoffene er sjelden begrensende for veksthastigheten av planteplankton i innsjøer i lavlandet, men i perioder kan de ha innflytelse på hvilke arter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

Den nordre delen av Mjøsa (jf. Brøttum) har hatt 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 13). 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.



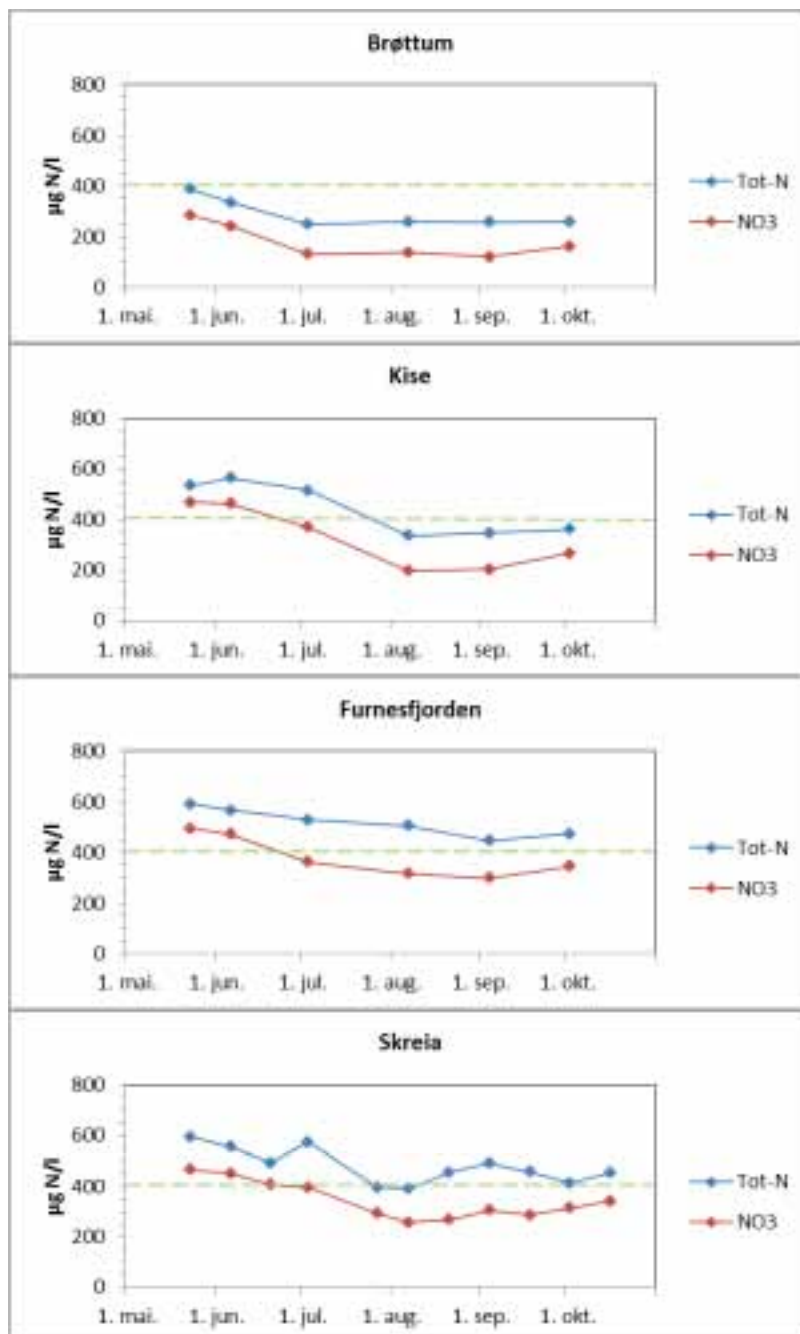
Figur 13. Tidssutviklingen i middelverdier for total-nitrogen fra målinger på senvinteren i perioden 1971-2012 (basert på vertikalsier fra overflaten til nær bunnen).

En lignende utvikling har skjedd også for nitrat på senvinteren. Fra ca. 1990 er det indikasjoner på en moderat økning (ca. $60 \mu\text{g N/l}$) ved stasjonene Furnesfjorden og Skreia (Figur 14). Stasjonene Brøttum og Kise viser ingen klare trender i nitrat-konsentrasjonen i perioden 1990-2012. Sammenligner en perioden 1971-1980 med siste 5-årsperiode (2008-2012), har konsentrasjonene av total-nitrogen økt med ca. $50\text{-}130 \mu\text{g N/l}$ eller ca. $12\text{-}30\%$ ved de forskjellige prøvestasjonene.



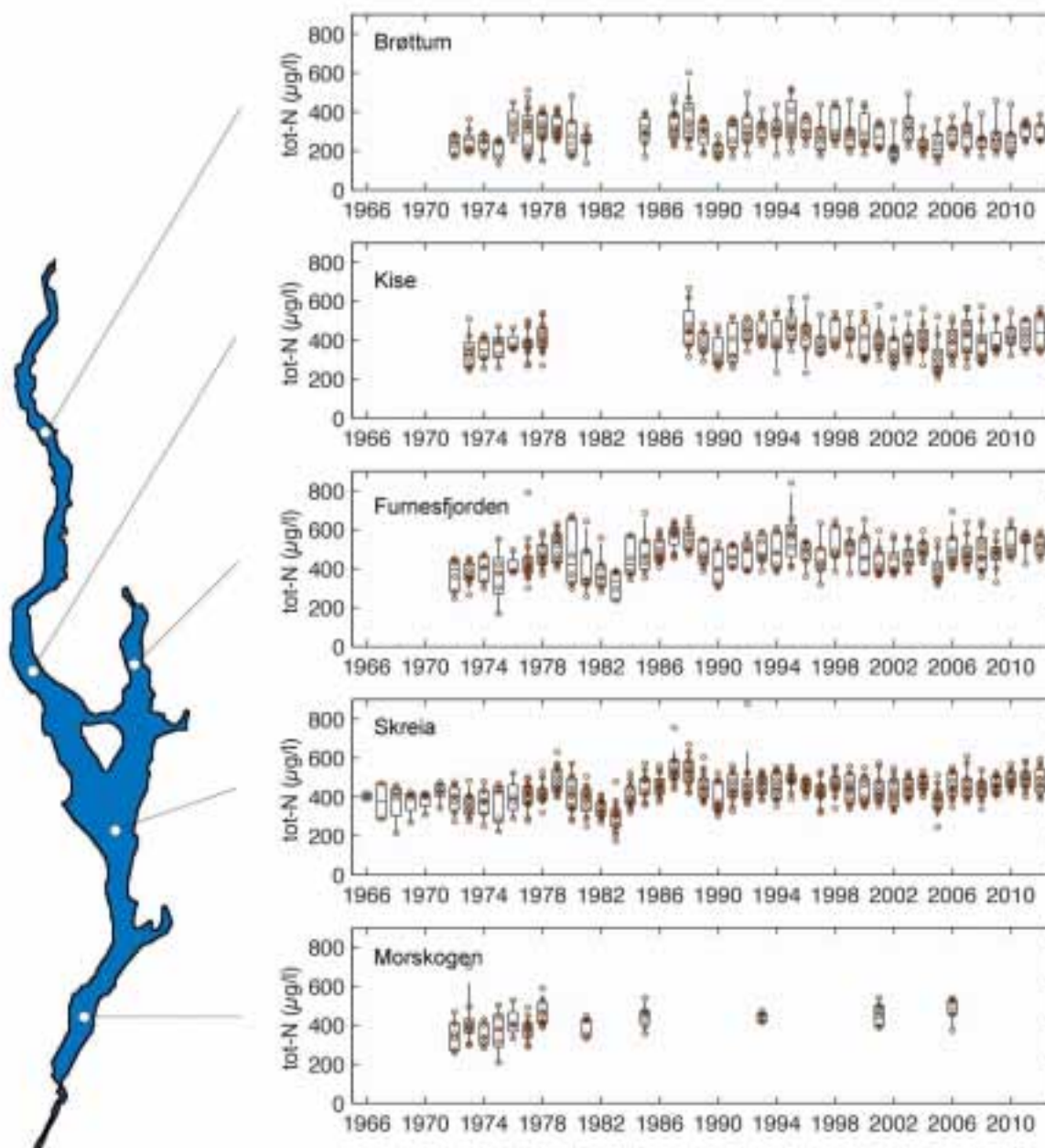
Figur 14. Tidssutviklingen i middelverdier for nitrat fra målinger på senvinteren i perioden 1971-2012 (basert på vertikalsier fra overflaten til nær bunnen).

Figur 15 viser at det var en reduksjon i konsentrasjonen av tot-N og nitrat i løpet av sommeren ved alle prøvestasjonene i 2012, 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 stort sett hatt lave konsentrasjoner av nitrogenforbindelser. Derneft bidrar planteplanktonets opptak av nitrat til en reduksjon i konsentrasjonen av nitrat i vekstsesongen.



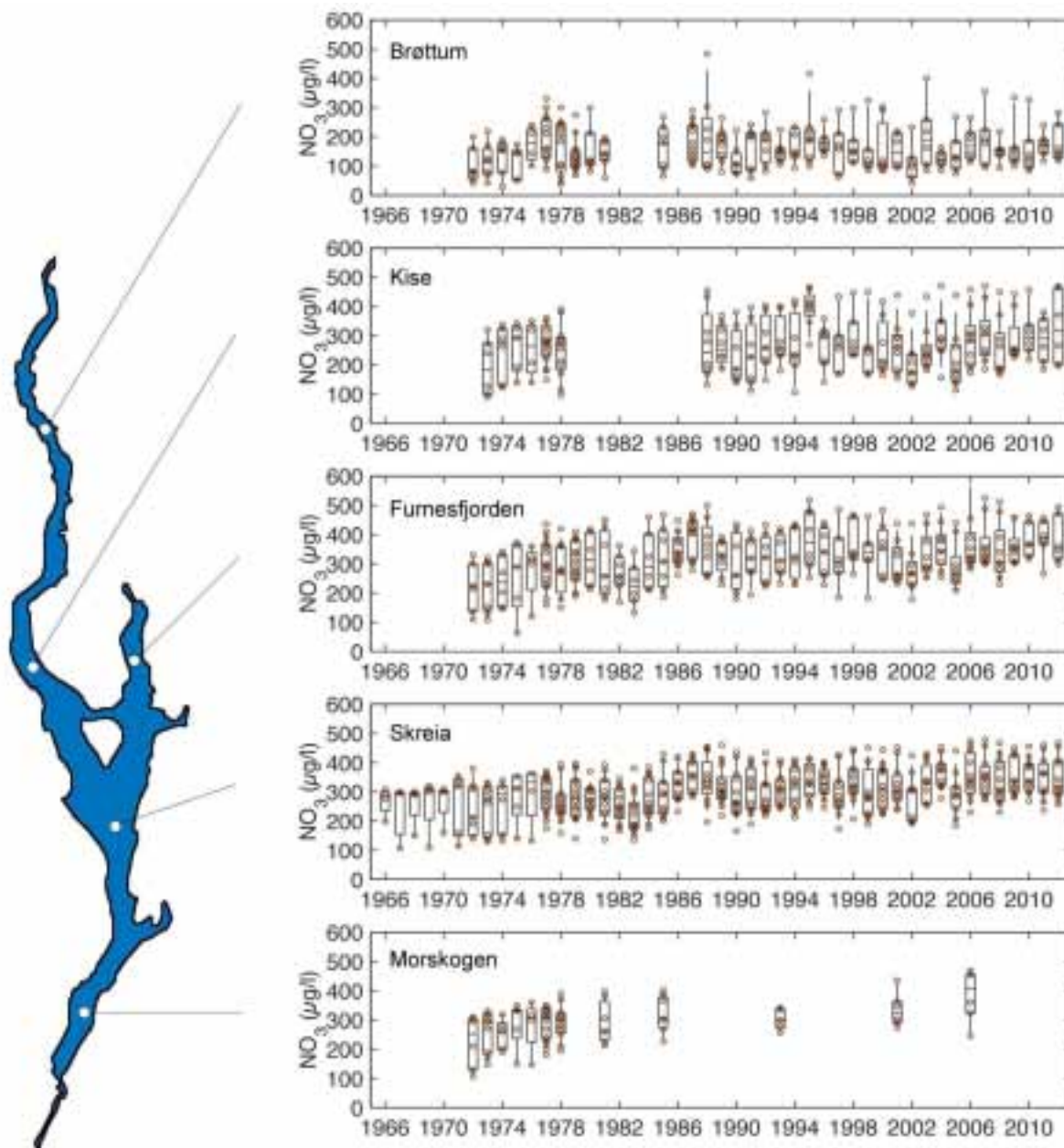
Figur 15. Konsentrasjoner av total-nitrogen og nitrat i Mjøsa (0-10 m) i 2012. Horisontale, grønne linjer viser grensen mellom god og mindre god tilstand for total-nitrogen i henhold til SFTs (nå Klif) system for klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (Andersen mfl. 1997).

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 16). Etter den tid har konsentrasjonen flatet ut på et noe høyere nivå enn på 1970-tallet. Beregnet arealveid middelværdi for hele Mjøsa økte fra 350 $\mu\text{g N/l}$ på 1970-tallet til 421 $\mu\text{g N/l}$ i perioden 2008-2012, dvs. en økning på 71 $\mu\text{g N/l}$ eller 20 %. Middelværdiene har i de senere årene stort sett ligget innenfor variasjonsområdet for mindre god vannkvalitet (tilstandsklasse III) i henhold til SFTs (nå Klif) system for klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (Andersen mfl. 1997).



Figur 16. Tidsutviklingen for konsentrasjoner av total-nitrogen i Mjøsas øvre vannlag (0-10 m) i perioden mai-oktober 1966-2012. For forklaring til figuren, se Figur 7.

Tidsutviklingen for nitrat følger i hovedtrekkene samme mønster som for total-nitrogen (Figur 17). 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.



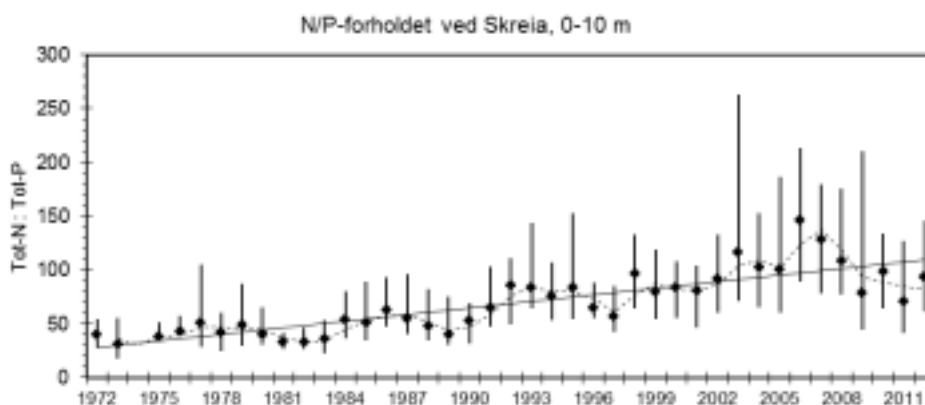
Figur 17. Tidsutvikling i konsentrasjoner av nitrat i Mjøsas øvre vannlag (0-10 m) i perioden 1999-2012. For forklaring til figuren, se Figur 7.

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 er fosfor 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 mfl. 2008).

I Mjøsa ved stasjon Skreia har middelverdien for N/P-forholdet variert i området ca. 30-150 i overvåkingsperioden (Figur 18). Ettersom tot-P har blitt betydelig redusert siden 1970-tallet, mens tot-N har vist en svak økning, har det vært en generell tendens til økning i N/P-forholdet i perioden. Det vil si at tilstanden i Mjøsa har beveget seg i retning mot enda sterkere fosfor-begrensning 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 de siste 5-6 siste 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.



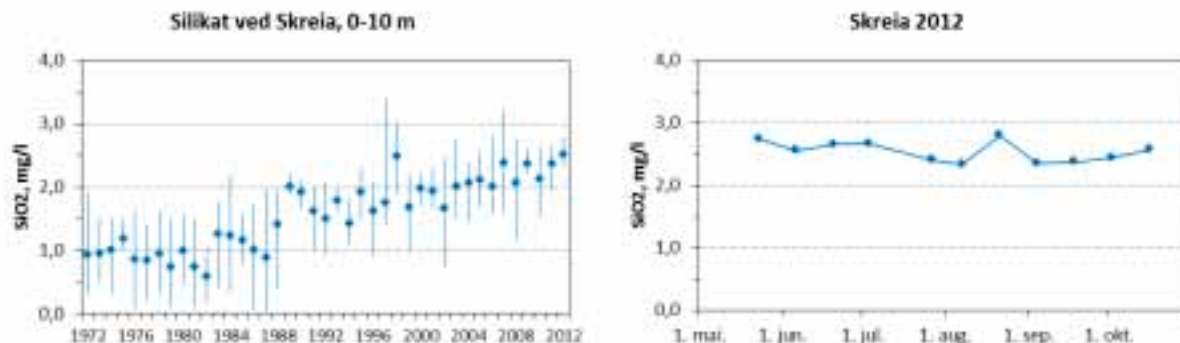
Figur 18. Tidsutviklingen i N/P-forholdet ved stasjon Skreia for sjiktet 0-10 m. Figuren viser middelverdier og variasjonsbredder for perioden juni-oktober 1972-2012.

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 overgjødset 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.

I vekstsesongen 2012 varierte konsentrasjonen av silikat i intervallet 2,3-2,8 mg SiO₂/l med en middelverdi på 2,5 mg/l ved stasjon Skreia. Dette er den høyeste middelverdien som er registrert, og avtaket i konsentrasjonen i løpet av vekstsesongen var meget beskjeden (Figur 19). Fra 1960-tallet til midten av 1980-tallet sank konsentrasjonen av silikat i vårsirkulasjonen (Kjellberg 1985). 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 tilløpselver innlemmet i overvåkingen (se kpt. 4.3). Uansett årsak til økningen, så har silikat-begrensning hos kiselalger blitt mindre vanlig nå enn før ca. 1990.



Figur 19. Konsentrasjon av silikat (0-10 m) ved Skreia. Diagrammet til venstre viser tidsutviklingen (middelerverdi og variasjonsbredder) i perioden juni-oktober 1972-2012, mens diagrammet til høyre viser sesongutviklingen i 2012.

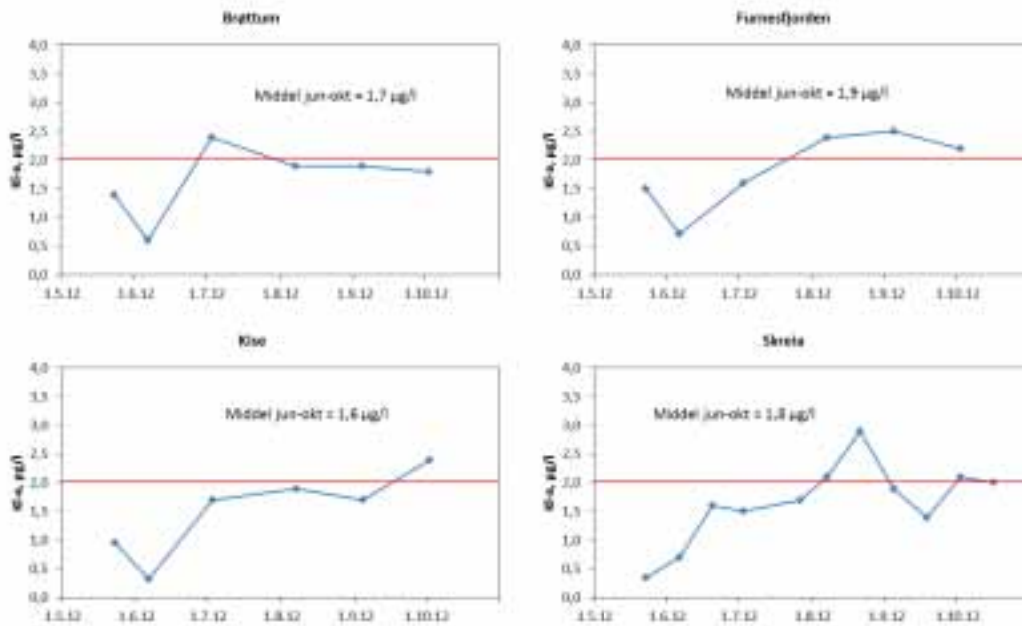
3.6 Planteplankton

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

I 2012 varierte midlere algemengde målt som klorofyll-*a* i intervallet 1,6-1,9 $\mu\text{g/l}$ ved de ulike stasjonene (Tabell 3, Figur 20). Dette er lave verdier og innebærer at alle stasjonene oppfylte miljømålet mht. klorofyll-*a* på maks 2 $\mu\text{g/l}$. Vurdert ut fra midlere klorofyll-*a* hadde de fleste stasjonene markert lavere algemengder i 2012 enn både i 2010 og 2011. Den høyeste enkeltverdien i 2012 ble registrert ved Skreia (2,9 $\mu\text{g/l}$) den 21. august. I forbindelse med de pågående veg- og jernbaneanleggene fra Minnesund til Labbdalen i Stange (Fellesprosjektet E6 Dovrebanen) er det etablert overvåking av biologi og innhold av partikler bl.a. i hovedvannmassene i Mjøsas sørlige deler. Prøvestasjonen Morskogen er inkludert i disse undersøkelsene (Rognerud mfl. 2013). Av Tabell 3 framgår det at Morskogen hadde algemengder på samme nivå som de øvrige stasjonene.

Tabell 3. Karakteristiske verdier for algemengder i vekstsesongen 2012 (juni-oktober). Datakilde for stasjon Morskogen: Rognerud mfl. (2013).

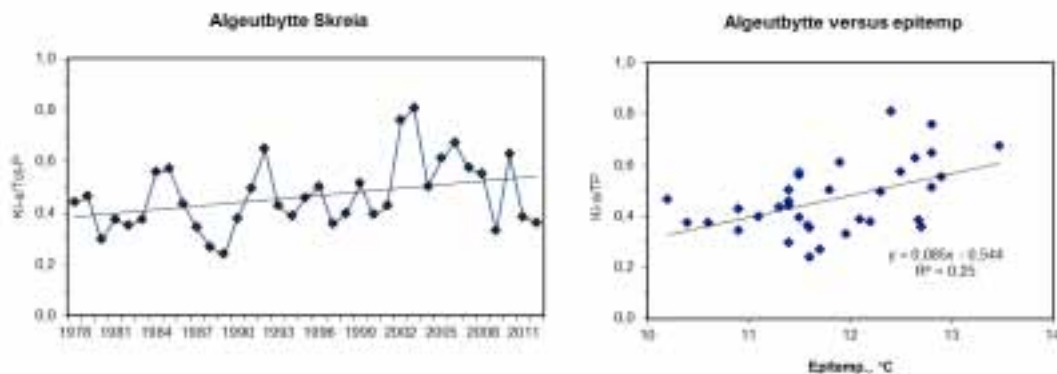
| | | Brøttum | Kise | Furnesfjorden | Skreia | Morskogen |
|---------------------------|-------------------------|---------|------|---------------|--------|-----------|
| Klorofyll-<i>a</i> | | | | | | |
| Middelerverdi | $\mu\text{g/l}$ | 1,7 | 1,6 | 1,9 | 1,8 | 1,6 |
| Maks | $\mu\text{g/l}$ | 2,4 | 2,4 | 2,5 | 2,9 | 2,2 |
| Algebiomasse | | | | | | |
| Middelerverdi | mg/m^3 våtvekt | 297 | 178 | 281 | 229 | 248 |
| Maks | mg/m^3 våtvekt | 393 | 273 | 377 | 372 | 385 |



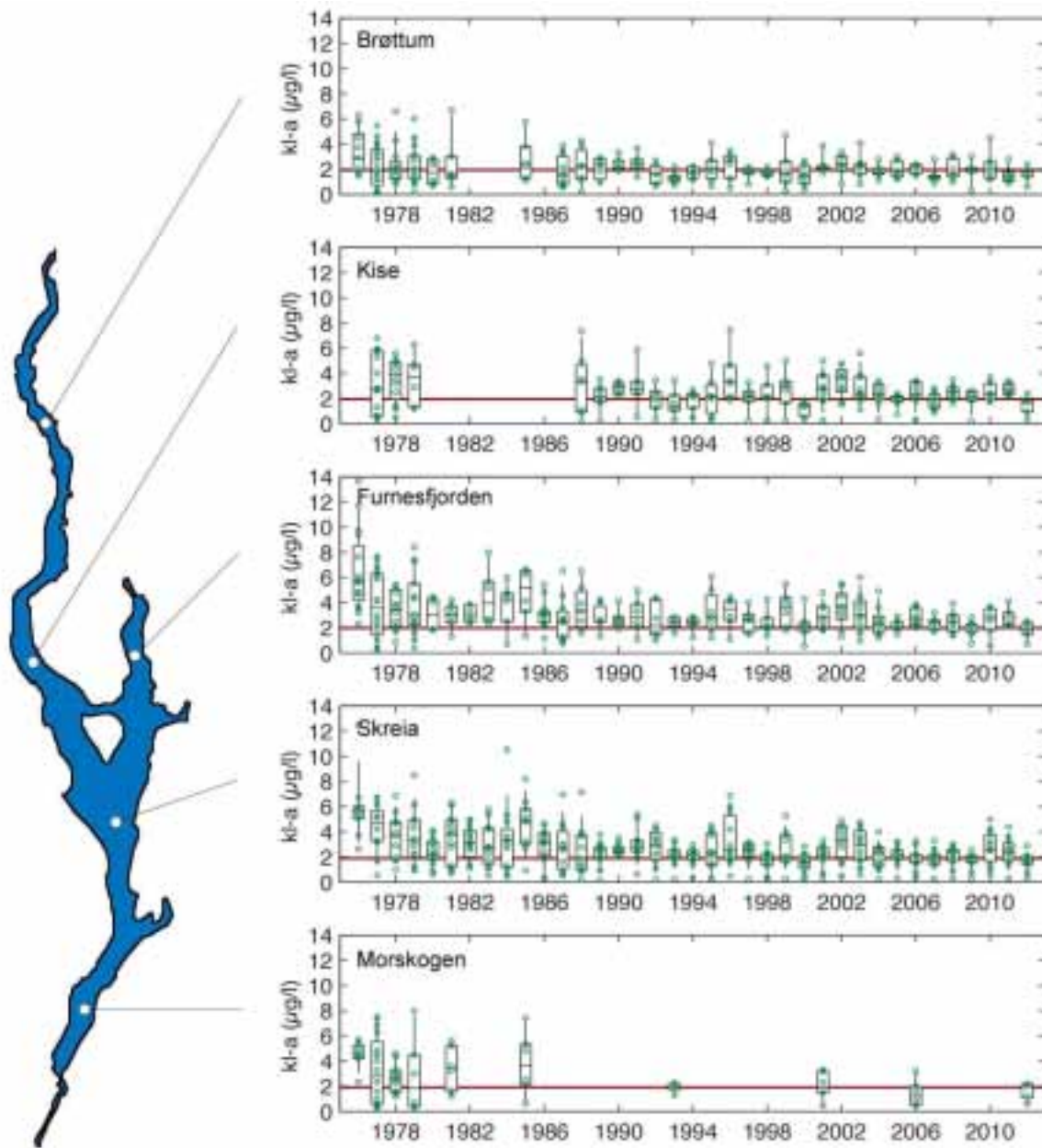
Figur 20. Algemengder i Mjøsa, målt som klorofyll-a, i perioden mai-oktober 2012. Horisontale røde linjer viser miljømålet for Mjøsa, dvs. at middelverdien for vekstsesongen ikke bør overstige 2 µg/l.

Algemengden målt som klorofyll-a har blitt betydelig redusert siden 1970- og 1980-tallet ved alle prøvestasjoner (Figur 22). Ved Skreia var middelverdien for klorofyll-a i siste 5-årsperiode på 2,30 µg/l mot 4,47 µg/l i 5-årsperioden 1976-1980, dvs. nesten en halvering av algemengden (49 % reduksjon).

Algeutbyttet uttrykt ved forholdet klorofyll-a/tot-P sier noe om hvor mye alger som utvikles per fosfor-enhet. I Mjøsa (stasjon Skreia) har algeutbyttet variert mellom 0,2 og 0,8 (middelverdier). Forholdet Kl-a/Tot-P har generelt vist en stigende trend siden 1970-tallet, men det har også vært store år til år-variasjoner og perioder med reduksjoner (Figur 21). 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.

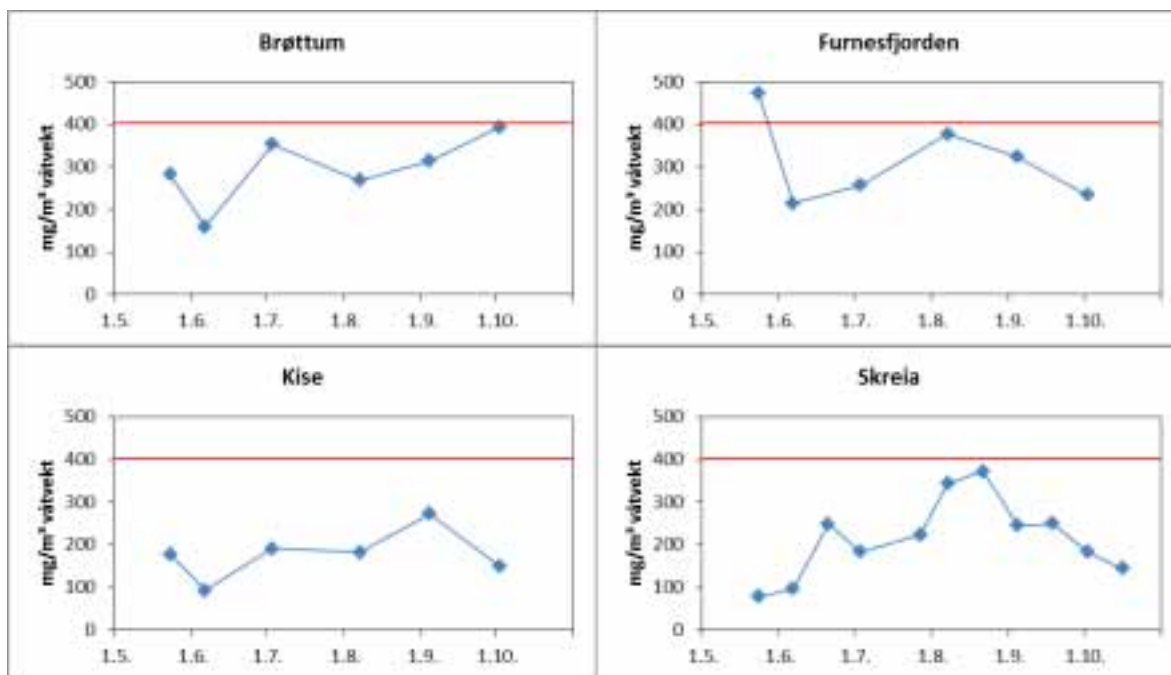


Figur 21. Algeutbytte ved stasjon Skreia i perioden 1978-2012 (middelverdier). Diagrammet til venstre viser tidsutviklingen, og diagrammet til høyre viser sammenhengen mellom temperaturen i epilimnion (0-10 m) og algeutbyttet.



Figur 22. Tidsutvikling for algemengde målt som klorofyll-a i perioden mai-oktober 1972-2012. Rød horisontal linje angir miljømål for Mjøsa, dvs. at gjennomsnitt klorofyll-a ikke skal overstige 2 µg/l.

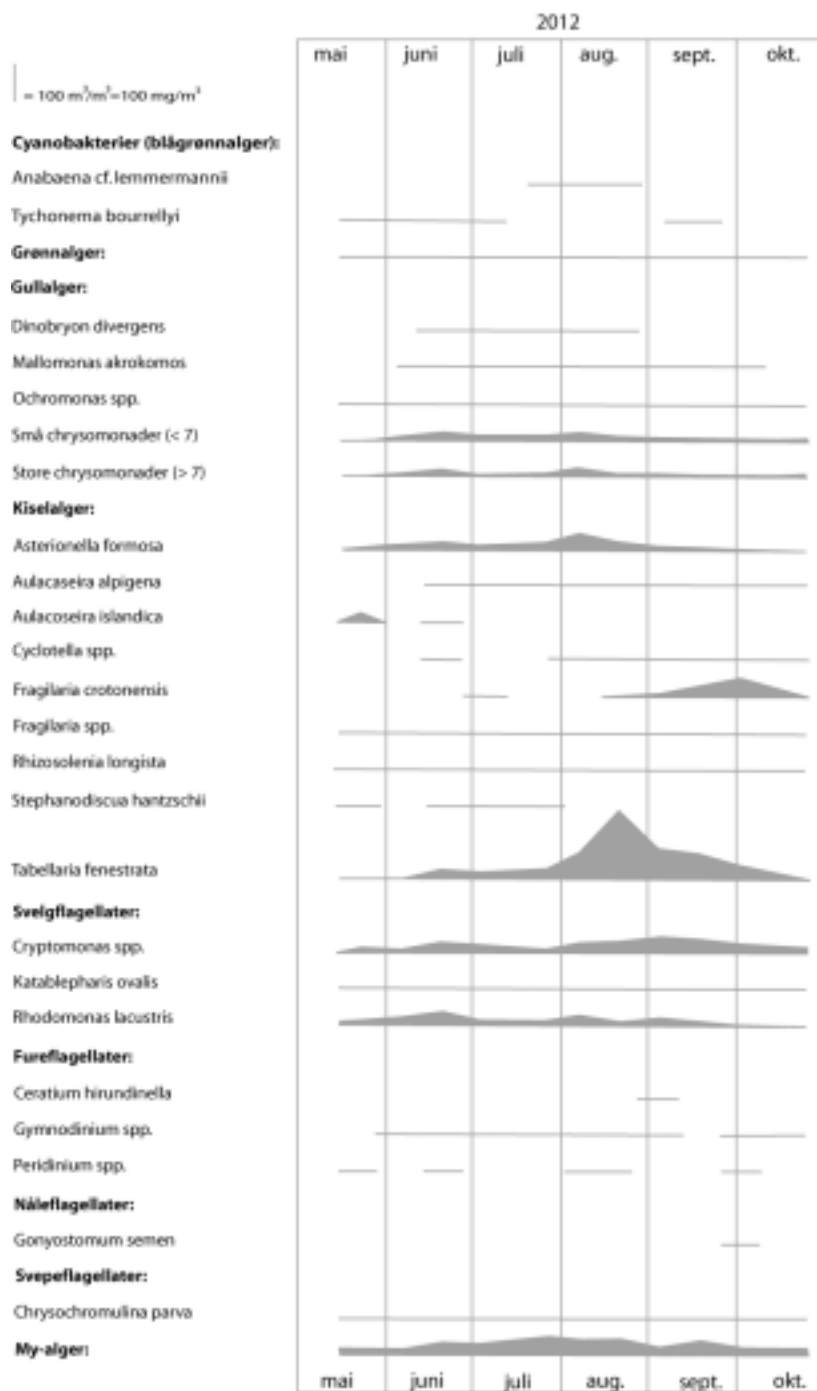
Middelbiomassen av planteplankton (basert på algetellinger) varierte i 2012 fra 178 mg/m³ våtvekt ved Kise til 297 mg/m³ ved Brøttum (Tabell 3). Høyeste maksverdi for planteplanktonets biomasse i juni-oktober ble også registrert ved Brøttum med 393 mg/m³ våtvekt (Figur 23). I Furnesfjorden ble høyeste maksverdi registrert den 23. mai med 472 mg/m³. Ved alle stasjonene lå middelerdien godt innenfor miljømålet for Mjøsa som sier at middelbiomassen ikke skal være høyere enn 400 mg/m³. Ut fra middel- og maksverdiene for totalbiomassen av planteplankton i 2012 kan alle stasjonene karakteriseres som næringsfattige (oligotrofe) lokaliteter (jf. Brettum og Andersen 2005). Det var en betydelig nedgang i algebiomassen ved stasjonene Kise, Furnesfjorden og Skreia sammenlignet med i 2011, mens nedgangen var mindre ved stasjon Brøttum.



Figur 23. Variasjonen i totalbiomassen av planteplankton i Mjøsa i 2012. Rød linje angir miljømålet for Mjøsa, dvs. at den midlere totalbiomassen for sesongen ikke skal være høyere enn 400 mg/m³ våtvekt.

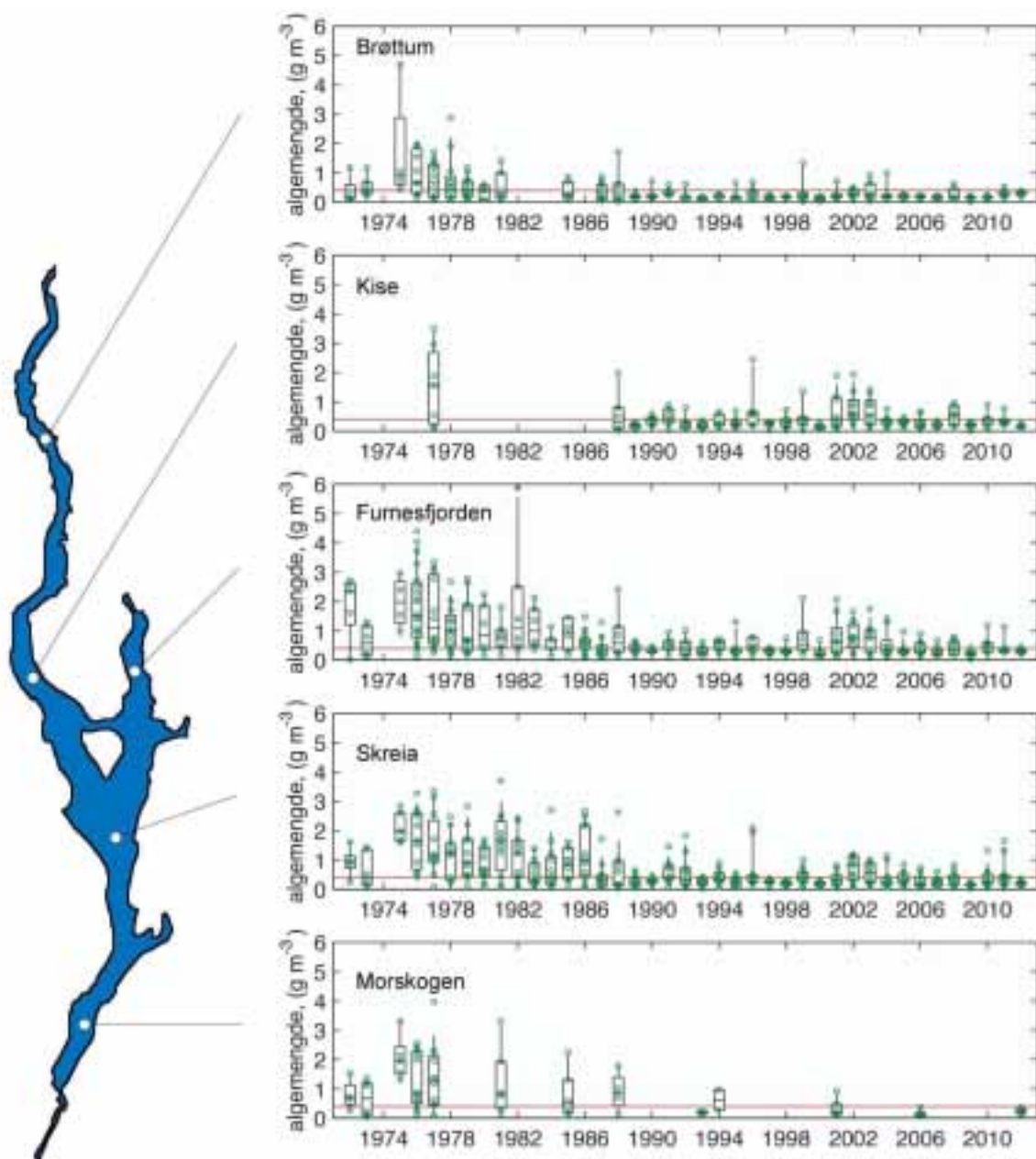
Ved hovedstasjonen Skreia var planteplanktonet på våren og forsommeren variert sammensatt med dominans av gullalger som små og store chrysonader, kiselalger som *Asterionella formosa*, *Aulacoseira alpigena* og *Aulacoseira islandica*, svelgflagellater som *Cryptomonas* spp. og *Rhodomonas lacustris* samt my-alger (Figur 24). Cyanobakterien *Tychonema bourrellyi* var til stede i moderate mengder. Utover sensommeren og høsten ble kiselalger mer dominerende. Størst biomasse hadde *Tabellaria fenestrata*, *Fragilaria crotonensis* og *Asterionella formosa*. Kiselalgetoppen på sensommeren i 2012 var betydelig lavere enn den var f.eks. i 2010 og 2011. De relativt lave vanntemperaturene i 2012 kan være en av flere mulig forklaringer på at det ble utviklet så små algemengder denne veksts sesongen. Videre kan en betydelig del av fosforet som ble tilført, ha vært bundet til partikler og humus og dermed lite tilgjengelig for algevekst. Selv om algemengdene var små i 2012, var flere av de mest fremtredende artene indikatorer for middels næringsrike (mesotrofe) vannmasser (f.eks. *Tabellaria fenestrata*) eller næringsrike (eutrofe) vannmasser (f.eks. *Fragilaria crotonensis*). Biomassen og andelen av cyanobakterier var markert lavere i 2012 enn i 2011.

Sammensetningen og tidsutviklingen i planteplanktonet ved de øvrige stasjonene var i hovedtrekkene mye lik forholdene ved hovedstasjonen. Våroppblomstringen i Furnesfjorden i slutten av mai var dominert av svelgflagellater (*Rhodomonas lacustris* og *Cryptomonas* spp.), kiselalgen *Asterionella formosa*, ulike gullalger og my-alger.



Figur 24. Sesongutviklingen av dominerende planktonalger ved hovedstasjonen Skreia i 2012.

Totalmengden av planteplankton i Mjøsa har blitt sterkt redusert siden 1970- og 1980-tallet (Figur 25); midlere biomasse for 5-årsperioden 2008-2012 var 72 % lavere enn midlere biomasse for perioden 1972-1980. Det har likevel vært enkelte år med relativt store algemengder også etter år 2000, slik som i 2002 og 2003 og for Skreia også i 2011. Målsettingen er at Mjøsa skal være en næringsfattig innsjø. Det betyr bl.a. at midlere og maks algebiomasse ikke bør overstige henholdsvis 400 og 700 mg/m³ våtvekt. I 2012 ble denne målsettingen oppnådd ved alle stasjonene, mens i 2011 ble den ikke oppnådd verken i Furnesfjorden eller ved hovedstasjonen Skreia.

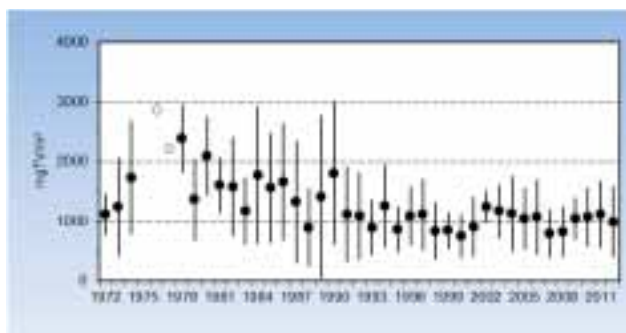


Figur 25. Tidsutviklingen for total mengde (biomasse) av planteplankton i perioden mai-oktober 1972-2012 (gram våtvekt pr. m^3). Rød linje angir miljømål for Mjøsa, dvs. at midlere algebiomasse i de frie vannmasser ikke bør overstige 0,4 g våtvekt pr. m^3 .

3.7 Krepsdyrplankton og mysis

Hovedstasjonen Skreia

Siden 1970-tallet har middelbiomassen av krepserplankton blitt redusert fra ca. 1,7 g tørrvekt (TV) per m² til ca. 1,0 g TV/m² (middel for årene 2008-2012), dvs. ca. 40 % reduksjon (Figur 26). Mengden planteplankton er trolig den vesentligste faktoren som bestemmer hvor mye krepserplankton 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 krepserplankton.

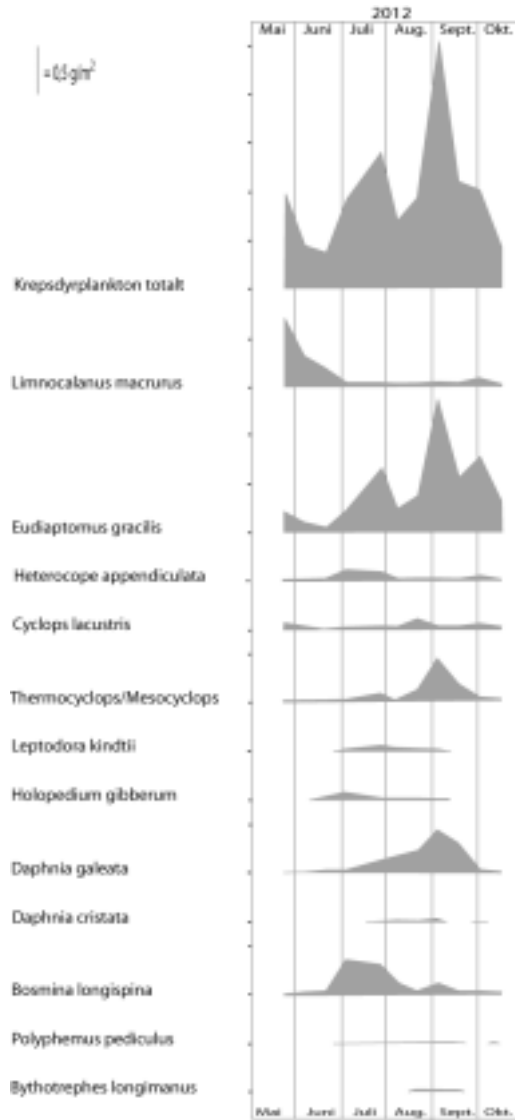


Figur 26. Tidsutviklingen for biomasse av krepserplankton i Mjøsa ved stasjon Skreia i perioden 1972-2012 (middelverdier ± 1 standardavvik), mg tørrvekt (TV) pr. m². Datapunkter for 1976 og 1977 gjelder enkeltobservasjoner i september. Data mangler for 1975.

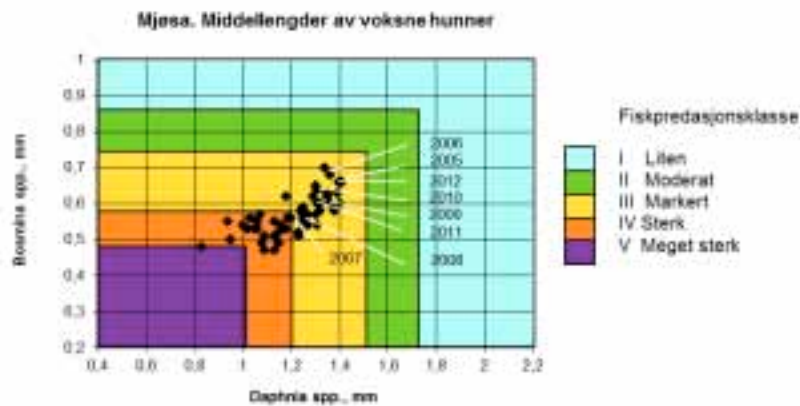
De fleste artene har hatt nedgang i biomassen i perioden (Figur 29), men de cyclopoide hoppekrepsene *Thermocyclops oithonoides* og *Mesocyclops leuckarti* hadde økning i en periode på 1980- og 1990-tallet. Dette er arter som foretrekker relativt varmt vann og er vanlige i så vel næringsfattige som noe mer næringsrike innsjøer. Gelekrepsen *Holopedium gibberum* etablerte seg i planktonet igjen fra midten av 1980-tallet, etter å ha vært fraværende i en lengre periode da Mjøsa var mest overgjødset. Arten er indikator for næringsfattige innsjøer (Hessen mfl. 1995) og utgjør en naturlig del av Mjøsas planktonfauna. Istidskrepsen *Limnocalanus macrurus* hadde meget små bestander i 2007 og 2008, men hadde bra bestander igjen i 2009-2011. I 2012 var bestanden relativt liten. Sesongutviklingen for de viktigste artene er vist i Figur 27.

Graden av predasjon (”beiting”) fra planktonspisende fisk har stor betydning for dominansforholdet mellom artene og for størrelsen av dominerende vannlopper. Fisken foretrekker store og lett synlige individer. Dermed forskyves sammensetningen av dyreplanktonet i retning av små og mindre synlige former i år med sterke årsklasser av planktonspisende fisk som f.eks. lågåsild. Middellengden av *Daphnia galeata* og *Bosmina longispina* på henholdsvis 1,40 mm og 0,66 mm kan tyde på at 2012 var et år med for Mjøsa relativt sett svakt predasjonspress (Figur 28). *D. galeata* har vært dominerende *Daphnia*-art i Mjøsa de fleste årene, men den mindre *Daphnia cristata* har også vært forholdsvis vanlig.

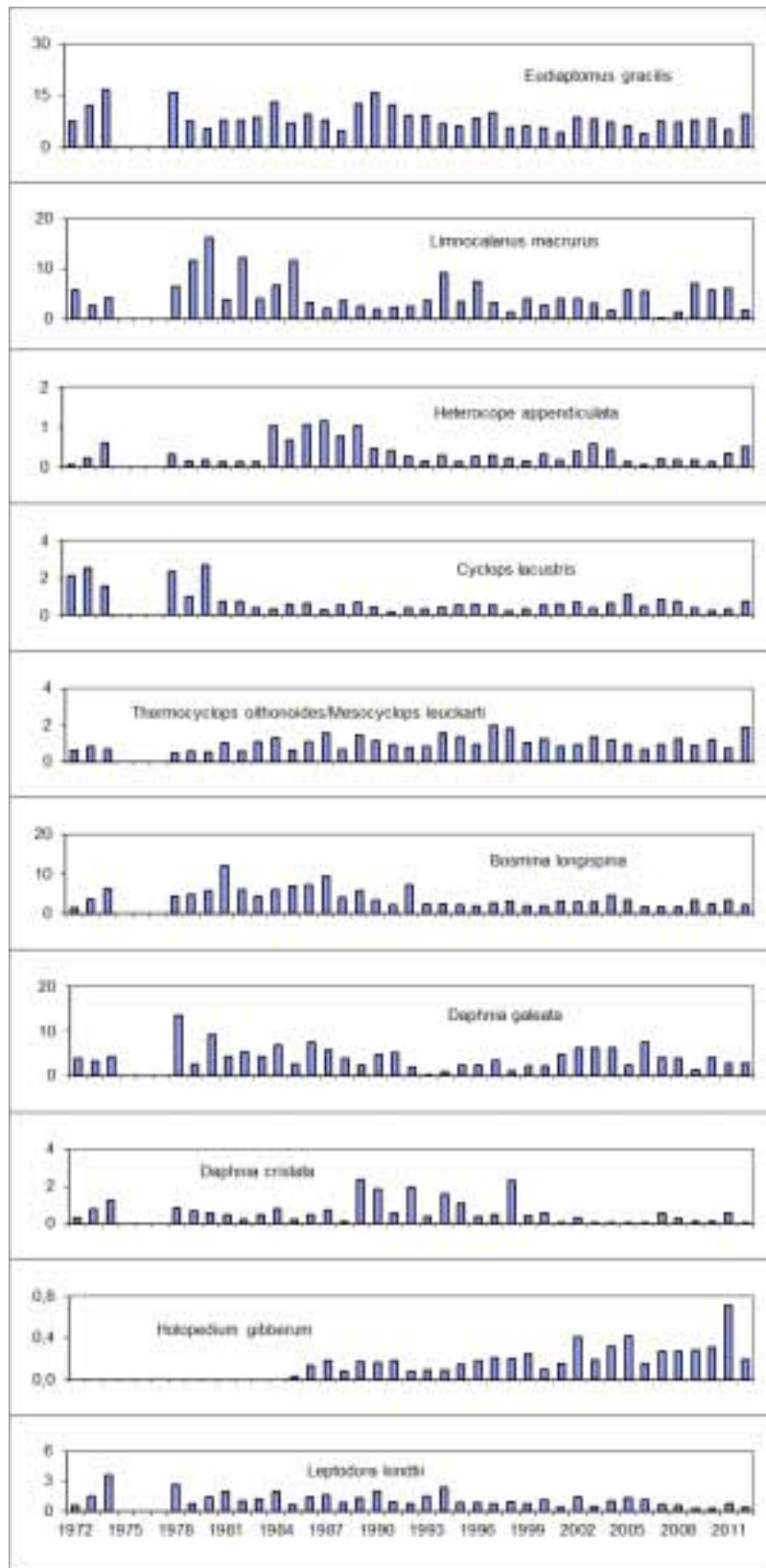
Individtettheten og biomassen av det rekelignende krepserdyret mysis (*Mysis relicta*) har gjennomgått betydelige svingninger i overvåkingsperioden. Fra omkring 1990 ser svingningene ut til å ha vært nærmest regelmessige med 3-4 år mellom topp og bunn (Figur 30). Middelbiomassen av mysis i årene 1976-1980 er beregnet til 289 mg tørrvekt pr. m², mens den for femårsperioden 2008-2012 er beregnet til 180 mg TV/m², dvs. en reduksjon på 38 %. Tilsvarende har det vært en nedgang i individantall på ca. 32 % i samme periode. Nedgangen i biomasser i lavere ledd av næringskjeden (planteplankton og dyreplankton) kan være en mulig forklaring til nedgangen i tetthet og biomasse av mysis i Mjøsa.



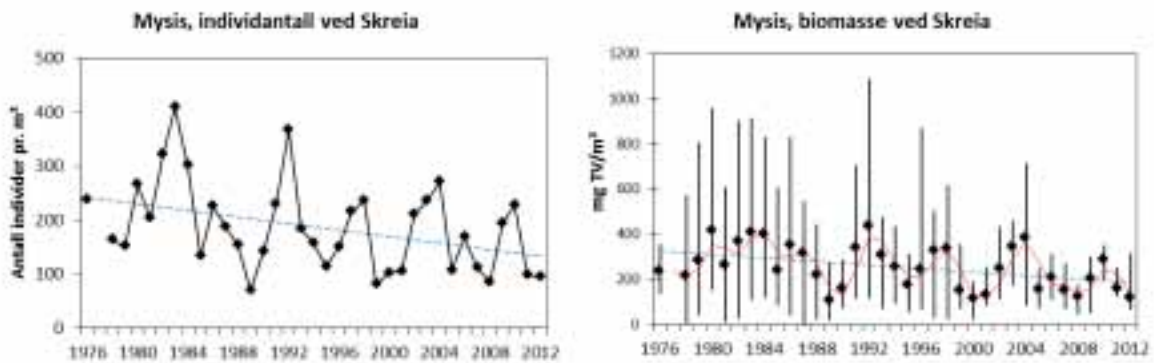
Figur 27. Sesongutviklingen i biomasser av de viktigste artene av planktonkreps ved Skreia i 2012.



Figur 28. Sammenhengen mellom middellengder av *Daphnia* spp. og *Bosmina* spp. (voksne hunner) i Mjøsa ved stasjon Skreia. Antatt grad av predasjonspress fra planktonspisende fisk er vist ved ulike farger (vurderingssystem etter Kjellberg mfl. 1999).



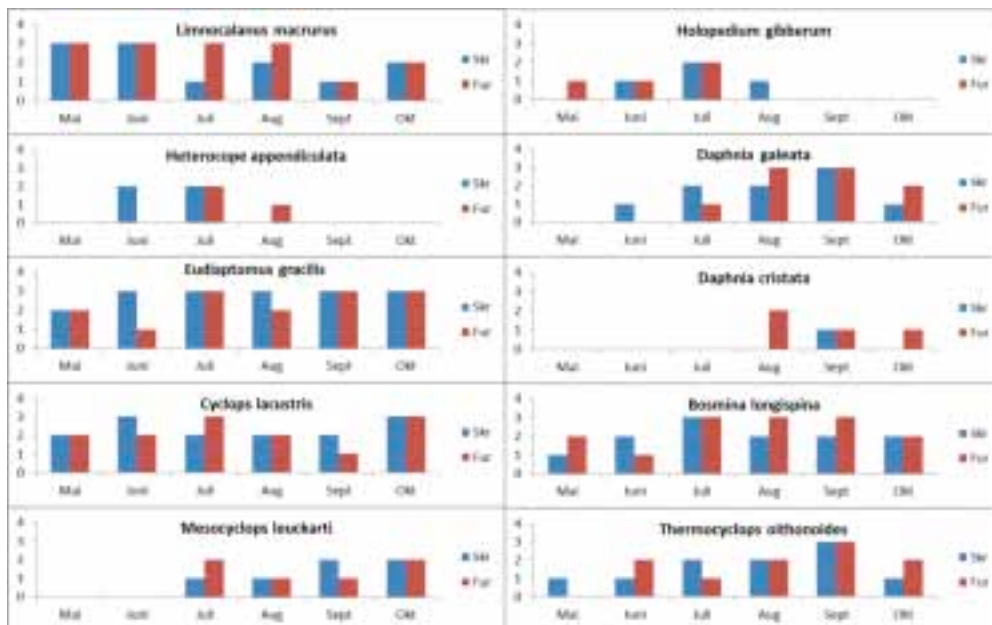
Figur 29. Middelbiomasser av de viktigste artene av krepssdyrplankton i Mjøsa ved Skreia i perioden 1972-2012 (0-50 m, 1975-77 mangler), mg tørrvekt per m³. Merk varierende skala på y-aksen.



Figur 30. Tidsutviklingen i individtetthet og biomasse av mysis ved Skreia i perioden 1976-2012. Til venstre: middelerverdier av individantall. Til høyre: middelerverdier og variasjonsbredder for biomasse.

Furnesfjorden sammenlignet med Skreia

Det var de samme artene av krepsdyrplankton som ble funnet ved stasjonen i Furnesfjorden som ved stasjonen utenfor Skreia, og det var i hovedsak små forskjeller i sesongutvikling og dominansforhold mellom artene ved de to stasjonene (Figur 31).

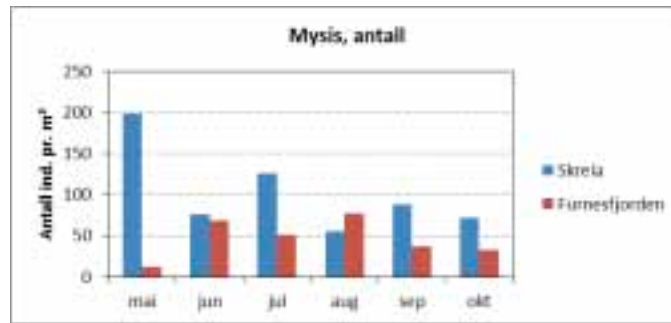


Figur 31. Relativ forekomst av de viktigste taksa av krepsdyrplankton i Furnesfjorden og ved Skreia i 2012. 1 = sjelden/få individer, 2 = vanlig, 3 = rikelig/dominerende.

Krepsdyrplanktonets sammensetning ble i 2012 undersøkt på flere stasjoner i søndre deler av Mjøsa i forbindelse med de store veg- og jernbaneanleggene i området (Rognerud mfl. 2013). Resultatene viser at det var små forskjeller i sammensetningen også mellom Skreia-stasjonen og de søndre delene av innsjøen.

Figur 32 viser antall individer av mysis i Furnesfjorden sammenlignet med ved Skreia i 2012. Bortsett fra i mai var det små forskjeller i individantallene mellom stasjonene, men Furnesfjorden hadde jamt over litt lavere individantall enn ved Skreia. Tar vi utgangspunkt i perioden juni-oktober, så var

midlere individantall 53 per m² i Furnesfjorden mot 84 per m² ved Skreia, dvs. 36 % lavere tetthet i Furnesfjorden enn ved Skreia. Tilsvarende var gjennomsnitt biomasse 109 mg/m² (juni-oktober) i Furnesfjorden mot 124 mg/m² ved Skreia, dvs. 15 % lavere biomasse i Furnesfjorden. Det forhold at håven ble trukket fra bare 60 m dyp i Furnesfjorden den 23. mai, mot 120 m dyp ved Skreia, kan være en vesentlig del av forklaring på at det ble funnet så få individer i prøven fra Furnesfjorden denne datoen.



Figur 32. Tettheter av mysis i Furnesfjorden og ved Skreia i perioden mai-oktober 2012.

3.8 Økologisk tilstand i Mjøsas hovedvannmasser

I den norske tilpasningen til Vanddirektivet er klassegrenser for god/moderat økologisk tilstand for store, dype innsjøer ennå ikke interkalibrert. De foreslåtte grensene (Direktoratgruppa for gjennomføring av vanddirektivet, 2009) passer dårlig for denne typen innsjøer slik det tidligere er påpekt for bl.a. Øyeren og Mjøsa (Berge 2011, Løvik mfl. 2011). Klif og DN har derfor gitt beskjed om at inntil man har interkalibrert grenseverdier for de store innsjøene, skal man benytte SFTs (nå Klif) veiledere fra 1995/1997 til å klassifisere miljøtilstanden i store, dype innsjøer (jf. Berge 2011). Ved hjelp av disse veilederne kan tilstanden klassifiseres etter to metoder:

- 1) Vannkvaliteten i seg selv, dvs. hvor rent vann innsjøen har, uavhengig av vanntypen (Veileder 97:04 «Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann» (Andersen mfl. 1997)), se Tabell 4.
- 2) Beregning av øvre grenser for akseptabel fosforkonsentrasjon, algemengde og fosforbelastning (Veileder 95:01 «Miljømål for vannforekomstene. Sammenhenger mellom utslipp og virkning» (Bratli mfl. 1997)), se Tabell 5.

Tabell 4. SFT-veileder 97:04, tilstandsklasser mht. virkninger av næringsstoffer.

| | | I | II | III | IV | V |
|-------------|--------|-----------|---------|------------|----------|--------------|
| | | Meget god | God | Mindre god | Dårlig | Meget dårlig |
| Klorofyll-a | µg/l | <2 | 2-4 | 4-8 | 8-20 | >20 |
| Tot-P | µg P/l | <7 | 7-11 | 11-20 | 20-50 | >50 |
| Tot-N | µg N/l | <300 | 300-400 | 400-600 | 600-1200 | >1200 |
| Siktedyp | m | >6 | 4-6 | 2-4 | 1-2 | <1 |

Tabell 5. Grenser for henholdsvis akseptabel, betenkelig og kritisk tilstand i store, sjiktede innsjøer (Rognerud mfl. 1979, Bratli mfl. 1997).

| Tilstand | Klorofyll-a µg/l | Tot-P µg/l | Siktedyp m |
|------------|---------------------|---------------|---------------|
| Akseptabel | 2 | 7 | 7 |
| Betenkelig | 2-3,5 | 7-10,5 | 4-7 |
| Kritisk | >3,5 | >10,5 | <4 |

For Mjøsa er det tidligere vedtatt egne, spesifikke mål f.eks. når det gjelder grenseverdier for konsentrasjoner av fosfor og klorofyll-*a* på henholdsvis 5,5-6,5 µg P/l og 2,0 µg/l (middelverdier for algeveksts sesongen juni-oktober). Disse miljømålene gjelder fortsatt, og grensen mht. klorofyll-*a* på 2,0 µg/l er identisk med grenseverdien mellom akseptabel og betenkelig tilstand i SFT-veiledning 95:01 (Bratli mfl. 1997). For tot-P er grenseverdien satt ved 7 µg/l i SFTs veiledning.

Den nye klassifiseringsveilederen (Veileder 01:2009) anbefaler at klassifiseringen utføres på basis av de siste 3 års observasjoner samlet. Hensikten er å gjøre klassifiseringen mer robust enn ved bruk av bare ett års observasjoner og derved unngå feilklassifisering som følge av variasjoner i meteorologiske forhold, avrenning etc. Vi har derfor her benyttet middelverdier fra observasjonene i perioden 2010-2012 (juni-oktober, Tabell 6). For stasjon Morskogen har vi for de senere årene bare observasjoner fra 2012, og ikke data på tot-P og to-N. Ved beregning av middelverdi for tot-P og siktedyp for hele Mjøsa er ikke verdiene for stasjon Brøttum tatt med pga. naturlig store tilførsler av partikler og fosfor.

På denne bakgrunn vurderes Mjøsas vannkvalitet mht. eutrofiering som meget god ved Morskogen og som god på stasjonene Brøttum, Kise, Furnesfjorden og Skreia. For Mjøsa som helhet vurderes vannkvaliteten som god (Tabell 6). Verdiene for tot-N tilsier mindre god tilstand ved Kise, Furnesfjorden og Skreia, men nitrogen anses ikke som styrende parameter og tillegges ikke vesentlig vekt i klassifiseringen.

Tabell 6. Mjøsas miljøtilstand klassifisert ut fra observasjoner i 2010-2012 og SFT-veileder 97:04. De ulike tilstandsklassene er markert ved fargekoder (klassegrenser gitt i Tabell 4).

| | | Brøttum | Kise | Furnesfj. | Skreia | Morskogen | Mjøsa middel |
|---------------------|--------|---------|------|-----------|--------|-----------|--------------|
| Klorofyll- <i>a</i> | µg/l | 1,91 | 2,29 | 2,44 | 2,44 | 1,65 | 2,15 |
| Tot-P | µg P/l | 7,74 | 6,21 | 6,76 | 5,53 | | 6,17 |
| Tot-N | µg N/l | 271 | 412 | 511 | 477 | | 418 |
| Siktedyp | m | 6,0 | 7,5 | 7,0 | 7,6 | 8,0 | 7,5 |
| Samlet | | God | God | God | God | Meget god | God |

Vi har også foretatt en vurdering av om Mjøsas tilstand er henholdsvis akseptabel, betenkelig eller kritisk med hensyn til fosforbelastning (jf. grenseverdier gitt i Tabell 5). Ut fra denne metoden blir konklusjonen at Mjøsas tilstand totalt sett er betenkelig, men nær grensen til akseptabel (Tabell 7). Tilstanden i nordre del (Brøttum) og søndre del (Morskogen) vurderes som akseptabel med begrunnelse i at middelverdiene for klorofyll-*a* og for total algebiomasse var innenfor miljømålene. Det var i 2011 relativt høye maksverdier for algebiomasse og et betydelig innslag av cyanobakterier, særlig ved Skreia og Furnesfjorden. Med bakgrunn i data fra de siste tre årene mener vi derfor det er riktig å konkludere med at tilstanden fortsatt bør karakteriseres som betenkelig. Dette støttes også av at algesamfunnet i denne treårsperioden i stor grad var dominert av arter som indikerer middels næringsrike (mesotrofe) eller næringsrike (eutrofe) vannmasser.

Tabell 7. Klassifisering av Mjøsas tilstand i henhold til SFT-veileder 95:01 for klorofyll-*a*, tot-P og siktedyp basert på data fra 2010-2012 (se grenseverdier i Tabell 5). For planteplankton (PP) er tilstanden vurdert i henhold til miljømålene for Mjøsa.

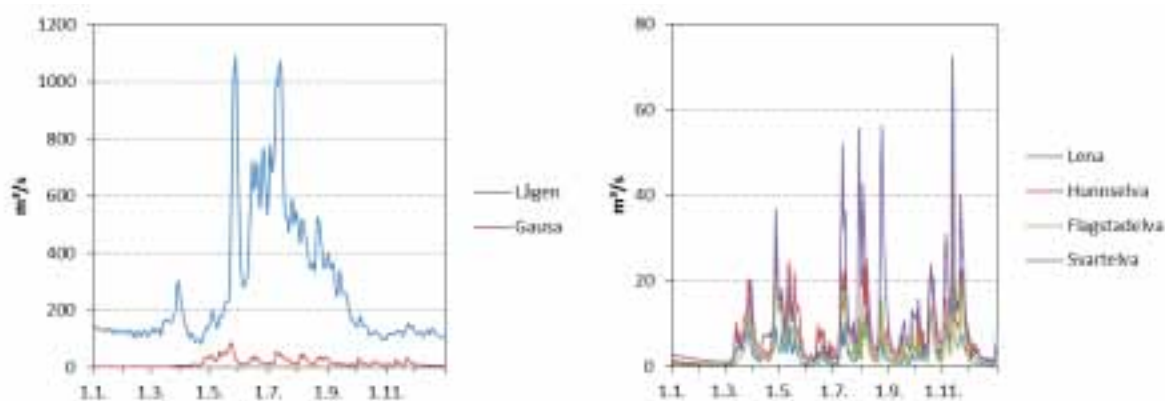
| | | Brøttum | Kise | Furnesfj. | Skreia | Morskogen | Mjøsa middel |
|---------------------|-------------------|------------|------------|------------|------------|------------|--------------|
| Klorofyll- <i>a</i> | µg/l | 1,91 | 2,29 | 2,44 | 2,44 | 1,65 | 2,15 |
| Tot-P | µg P/l | 7,74 | 6,21 | 6,76 | 5,53 | | 6,17 |
| Siktedyp | m | 6,0 | 7,5 | 7,0 | 7,6 | 8,0 | 7,5 |
| PP, middel | mg/m ³ | 266 | 340 | 449 | 396 | 248 | 340 |
| PP, maks | mg/m ³ | 533 | 913 | 1191 | 1644 | 385 | 1644 |
| Samlet | | Akseptabel | Betenkelig | Betenkelig | Betenkelig | Akseptabel | Betenkelig |

4. Resultater og vurderinger – elver

Primærdata over vannkjemi, bakteriologi, beregnede stofftransporter, begroingsorganismer og bunndyr er gitt i Vedlegg (kpt. 6.3).

4.1 Vannføring i tilløpselver

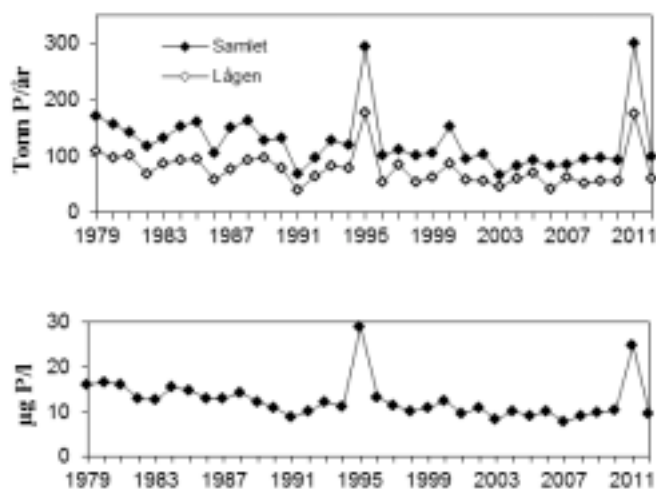
Figur 33 viser utviklingen i vannføring i de seks viktigste tilløpselvene: Gudbrandsdalslågen, Gausa, Hunnselva, Lena, Flagstadelva og Svartelva i 2012. Våravsmeltingen i de lavere delene av nedbørfeltet pågikk fra siste halvdel av mars til et godt stykke ut i mai. I Lågen ble de høyeste vannføringene registrert i slutten av mai og midten av juli med ca. 1100 m³/s. For øvrig var det høy vannføring i Lågen i juni-september. De mindre elvene Lena, Hunnselva, Flagstadelva og Svartelva hadde flere perioder med høy vannføring pga. mye nedbør fra juli til ut november. På årsbasis ble det med disse seks elvene tilført Mjøsa totalt ca. 9 900 mill. m³ vann i 2012, mot henholdsvis ca. 8 500 mill. m³ i 2010 og ca. 11 400 mill. m³ i 2011. Gudbrandsdalslågen sto i 2012 for 87 % av vanntilførselen (av disse seks elvene). I årene 2008-2011 varierte Lågens andel av vanntransporten innenfor området 85-87 %, mens i 2007 representerte Lågen hele 91 % av vanntransporten.



Figur 33. Vannføring (døgnmidler) i de seks viktigste tilløpselvene til Mjøsa i 2012. Merk ulik skala på y-aksene i de to diagrammene. Datakilder: GLB og NVE.

4.2 Konsentrasjoner og transport av fosfor og nitrogen

De samlede elvetilførslene av fosfor har blitt redusert fra ca. 100-170 tonn pr. år i perioden 1979-1990 til ca. 65-100 tonn pr. år i perioden 2001-2012, dvs. en reduksjon på ca. 37 % (middel for de to periodene, flomåret 2011 unntatt) (Figur 34). Flomårene 1995 og 2011 peker seg ut med svært store tilførsler, henholdsvis ca. 290 og ca. 300 tonn P. Verdiene for disse to årene må betraktes som grove estimater pga. høye konsentrasjoner og store variasjoner i konsentrasjonene i forbindelse med høye vannføringer. Volumveide middelveier av tot-P for de seks største elvene samlet er redusert fra ca. 11-17 µg P/l i 1979-1990 til ca. 8-11 µg P/l i de senere årene (flomåret 2011 unntatt). Flomårene 1995 og 2011 skiller seg ut med meget høye middelkonsentrasjoner på henholdsvis 29 og 25 µg P/l. Gudbrandsdalslågen sto i 2012 for 65 % av fosfor-tilførslene og 87 % av vanntilførslene. Det betyr at tilførslene fra Lågen virket fortynnende på konsentrasjonen i Mjøsa i forhold til tilførslene fra de andre elvene, i likhet med tidligere år. De totale tilførslene av fosfor fra disse seks elvene ser ut til å ha nådd sitt laveste nivå omkring 2003 med ca. 70 tonn, for deretter å flate ut eller stige svakt. Noe av den samme tendensen ser vi for flere av elvene hver for seg (Figur 37).



Figur 34. Samlet årlig tilførsel av fosfor til Mjøsa fra de 6 viktigste tilløpselvene pluss et antatt tillegg på 7 % fra elver som det ikke er gjort målinger i. Beregnet årlig middelkonsentrasjon (volumveid) i de seks elvene er også vist, dvs. total tilførsel av tot-P delt på total vanntransport.

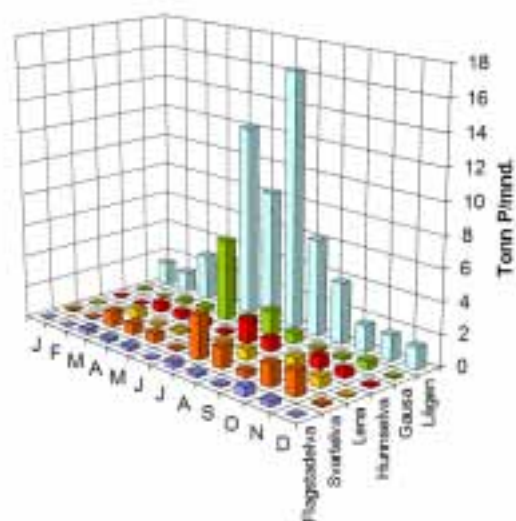
Tabell 8. Volumveid middelveid for tot-P ($\mu\text{g P/l}$) i de seks viktigste elvene og samlet i 2010, 2011 og 2012. Endring fra 2011 til 2012 er også gitt ($\mu\text{g P/l}$).

| | Lena | Hunnselva | Gausa | Lågen | Flagstadelva | Svartelva | Samlet |
|-----------------|-------|-----------|-------|-------|--------------|-----------|--------|
| 2010 | 34,8 | 43,7 | 9,3 | 7,7 | 24,6 | 33,1 | 10,2 |
| 2011 | 75,8 | 49,0 | 78,5 | 17,6 | 82,1 | 66,4 | 24,7 |
| 2012 | 31,5 | 26,3 | 19,1 | 7,0 | 20,7 | 35,5 | 9,4 |
| Endring 2011-12 | -44,3 | -22,7 | -59,4 | -10,6 | -61,4 | -30,9 | -15,3 |

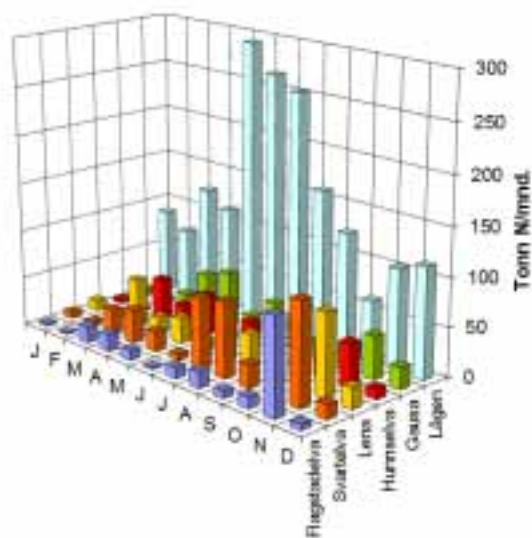
Foruten de 65 % av P-tilførselene fra Lågen (av disse seks elvene) fordelte de totale tilførselene i 2012 seg på: Svartelva 11 %, Gausa 11 %, Hunnselva 6 %, Lena 5 % og Flagstadelva 2,5 %.

Fordelingen av fosfortilførselen gjennom året var i 2012 preget av tilførselene i vårflommen og relativt høye tilførsler i juli-august og oktober-november (Figur 35). I de fleste elvene kom ca. 20-30 % av tilførselene i vårmånedene mars-mai, mens ca. 55-60 % av tilførselene kom i løpet av vekstsesongen juni-oktober. Gausa skilte seg ut med 60 % av tilførselene i løpet av våren og 30 % i løpet av vekstsesongen for alger. De høye tilførselene i Gausa på våren hadde sammenheng med høye konsentrasjoner og stor vanntransport spesielt i mai.

Tilførselene av nitrogen fordelte seg i større grad gjennom hele året enn tilførselene av fosfor (Figur 36). Kombinasjonen av høye konsentrasjoner og stor vanntransport i november førte til at elvene Lena, Hunnselva, Flagstadelva og Svartelva da hadde den høyeste månedstransporten av nitrogen. Av den totale årstransporten av nitrogen (av de nevnte seks elvene) sto Lågen for 62 %, Svartelva for 13 %, Lena for 11 %, Gausa for 10 %, Hunnselva for 8,5 % og Flagstadelva for 5,9 %.



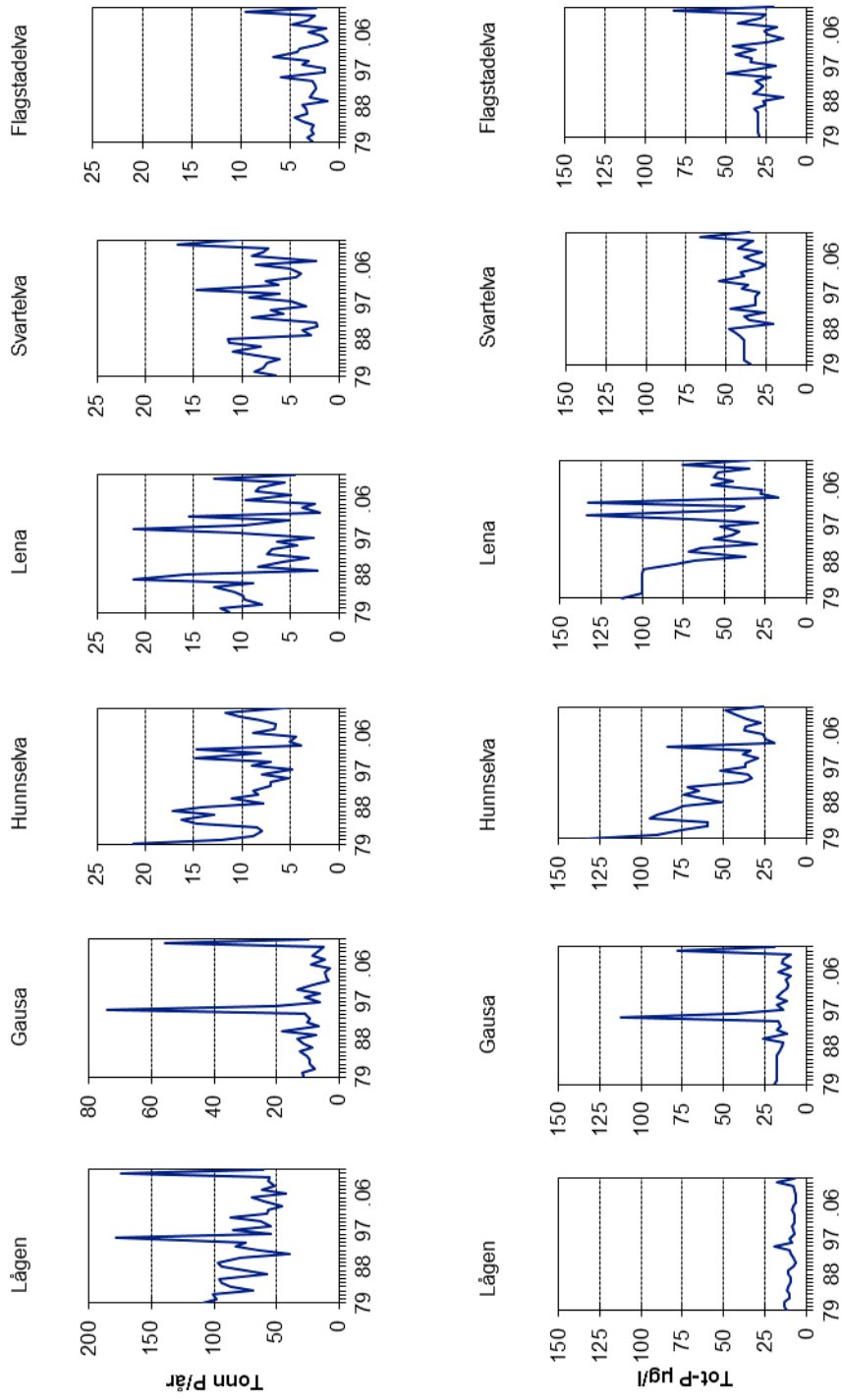
Figur 35. Månedlig fosfor-transport i de seks viktigste tilløpselvene til Mjøsa i 2012.



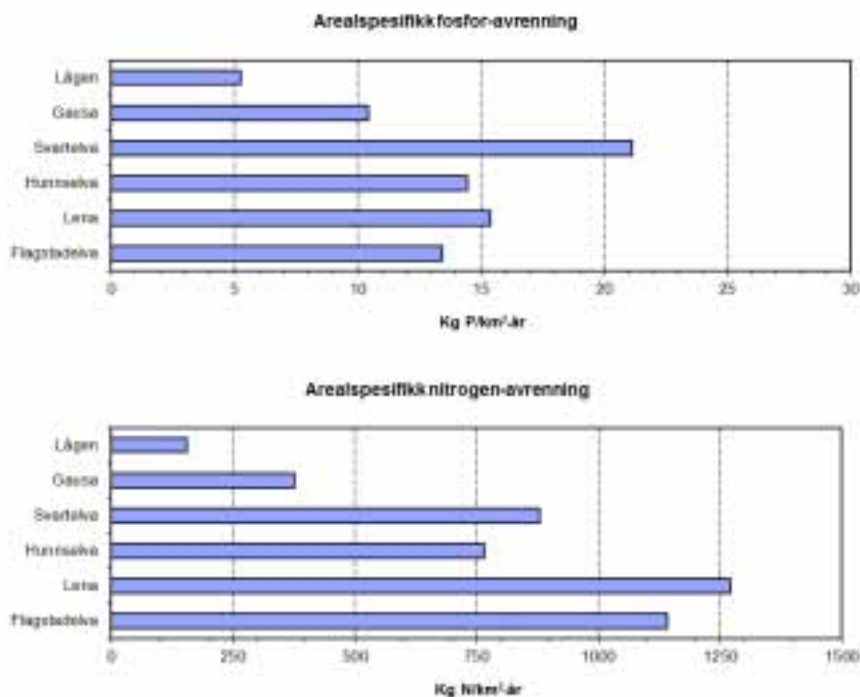
Figur 36. Månedlig nitrogen-transport i de seks viktigste tilløpselvene til Mjøsa i 2012.

Figur 38 viser at den arealspesifikke avrenningen av tot-P (kg P/km²) var betydelig høyere i de mindre «lavlandselvene» enn i Gausa og spesielt Gudbrandsdalslågen. Høyest arealspesifikk avrenning av tot-P i 2012 hadde Svartelva med 21,2 kg P/km². Dernest fulgte Lena med 15,4 kg P/km², Hunnselva med 14,4 kg P/km² og Flagstadelva med 13,5 kg P/km².

Arealspesifikk avrenning av tot-N var i 2012 størst i Lena med 1 272 kg N/km² og i Flagstadelva med 1 142 kg N/km² (Figur 38). Lavest arealspesifikk N-avrenning hadde Lågen med 155 kg N/km² og Gausa med 376 kg N/km².



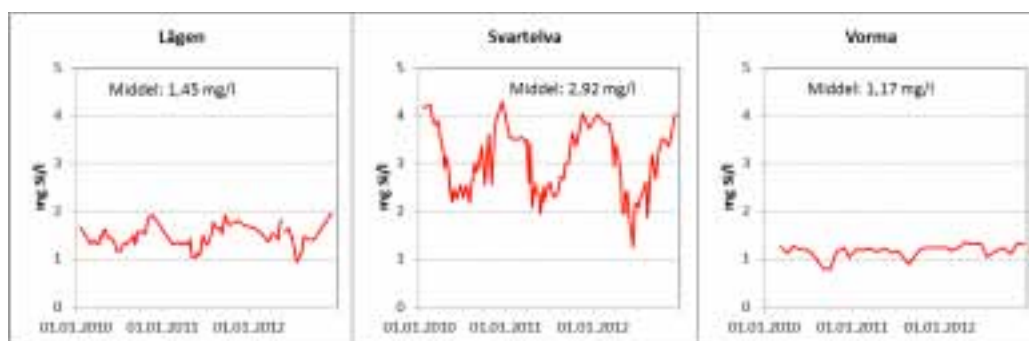
Figur 37. Beregnet årlig transport av tot-P samt volumveide årsmiddelverdier for konsentrasjoner av tot-P i de seks viktigste tilløpselvene til Mjøsa. Verdiene for Gausa, Svartelva og Flagstadelva fra 1980-1985 er estimater (Rognerud 1988). Dette gjelder også for Lena i 1981-1985, Hunnselva i 1980-1981 og Gudbrandsdalslågen i 1982. For 1996 er transporten estimert for perioden januar-mars og målt/beregnet for resten av året. Transportverdiene for Lena i perioden 1996-2008 er justert ut fra vannføring skalert til utløp Mjøsa (jf. Løvik mfl. 2009).



Figur 38. Areal spesifikk avrenning av tot-P og tot-N i de seks viktigste elvene i 2012.

4.3 Silisium i elver

Konsentrasjonen av silisium (Si) har blitt målt i de to tilløpselvene Gudbrandsdalslågen og Svartelva samt i utløpet Vorma i årene 2010-2012. Resultatene viser at middelkonsentrasjonen i Svartelva var ca. dobbelt så høy som middelkonsentrasjonen i Lågen, mens middelkonsentrasjonen i Lågen var 0,28 mg Si/l eller 24 % høyere enn middelkonsentrasjonen i Vorma (Figur 39). Vi har ikke data fra de andre elvene, men resultatene kan tolkes som en indikasjon på at det skjer en ikke ubetydelig tilbakeholdelse (retensjon), dvs. sedimentasjon, av silisium i Mjøsa. En stor del av denne er trolig knyttet til sedimentasjon av kiselalger. Det var et nokså klart sesongmessig variasjonsmønster i konsentrasjonene 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. Sesongmønsteret var mindre utpreget i Vorma. I følge transportberegningene ble Mjøsa tilført ca. 11 800 tonn Si fra Lågen og ca. 820 tonn Si fra Svartelva i 2012, mens det ble transportert ut ca. 14 000 tonn Si med Vorma.



Figur 39. Konsentrasjoner av silisium i Lågen, Svartelva og Vorma i perioden 2010-2012.

4.4 Hygienisk/bakteriologiske forhold

For å undersøke om elvene forurenses av «tarmbakterier» (fekal forurensing) har det i årene 2010-2012 blitt samlet inn prøver for analyser av indikatorbakterier som *E. coli* eller termotolerante koliforme bakterier (TKB). Når det gjelder tarmbakterier, er det anbefalt å benytte 90-persentiler ved klassifisering av miljøtilstanden, dvs. at en betoner de høyere verdiene (Andersen mfl. 1997). I 2012 varierte 90-persentilene fra 12 kde/100 ml i Lågen til 2400 kde/100 ml i Hunnselva (Tabell 9). De relativt lave bakterietallene i Lågen har i vesentlig grad sammenheng med elvas store fortynningsevne. For 2012 kan vannkvaliteten mht. hygieniske forhold karakteriseres som god i Lågen, mindre god i Gausa, dårlig i Flagstadelva og Svartelva og meget dårlig i Lena og Hunnselva. Basert på 90-persentilene ble det fra 2011 til 2012 registrert en bedring i tilstanden i Gausa, Flagstadelva og Svartelva, en økning i bakterietallene i Lena og ingen vesentlig endring i Lågen og Hunnselva.

Tabell 9. Karakteristiske verdier for tarmbakterier (*E. coli* eller TKB, kde/100 ml) i elvene i 2010-2012. Klassifisering av vannkvaliteten ut fra 90-persentiler i henhold til SFT-veiledning 97:04 (Andersen mfl. 1997). Kde = kolonidannende enheter.

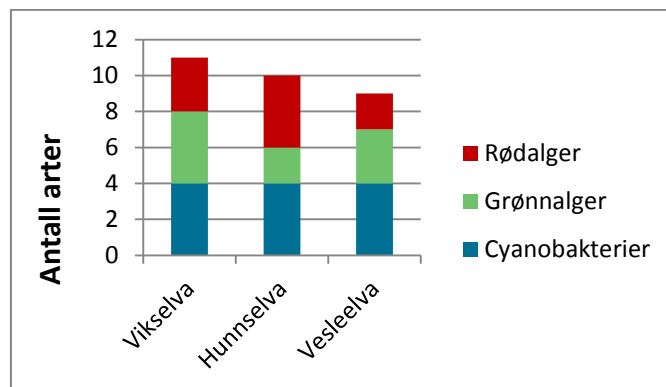
| | 10 % kde/100 ml | 90 % kde/100 ml | Median kde/100 ml | Tilstandsklasse | |
|----------------|--------------------|--------------------|----------------------|-----------------|--------------|
| Lågen -10 | 0,1 | 11 | 3 | II | God |
| Lågen -11 | 0,1 | 19 | 2 | II | God |
| Lågen -12 | 0,1 | 12 | 2,5 | II | God |
| Gausa -10 | 3 | 101 | 18 | III | Mindre god |
| Gausa -11 | 7 | 517 | 54 | IV | Dårlig |
| Gausa -12 | 6 | 161 | 32 | III | Mindre god |
| Lena -10 | 28 | 520 | 90 | IV | Dårlig |
| Lena -11 | 39 | 600 | 150 | IV | Dårlig |
| Lena -12 | 26 | 1200 | 145 | V | Meget dårlig |
| Flagstade. -10 | 620 | 6130 | 2830 | V | Meget dårlig |
| Flagstade. -11 | 39 | 2419 | 249 | V | Meget dårlig |
| Flagstade. -12 | 21 | 488 | 99 | IV | Dårlig |
| Svartelva -10 | 63 | 1120 | 273 | V | Meget dårlig |
| Svartelva -11 | 85 | 1120 | 285 | V | Meget dårlig |
| Svartelva -12 | 38 | 326 | 105 | IV | Dårlig |
| Hunnselva -10 | 100 | 1200 | 465 | V | Meget dårlig |
| Hunnselva -11 | 600 | 2500 | 1100 | V | Meget dårlig |
| Hunnselva -12 | 340 | 2400 | 1300 | V | Meget dårlig |

4.5 Begroing i Vesleelva, Hunnselva og Vikselva

Liste med registrerte begroingselementer fra Vesleelva, Hunnselva og Vikselva er gitt i Vedlegg, Tabell 39.

Biologisk mangfold

Det ble registrert mellom 9 og 11 algetaksa på de tre undersøkte stasjonene. Fordelingen av grønnalger, rødalger og cyanobakterier var relativt lik på de tre stasjonene (Figur 40).



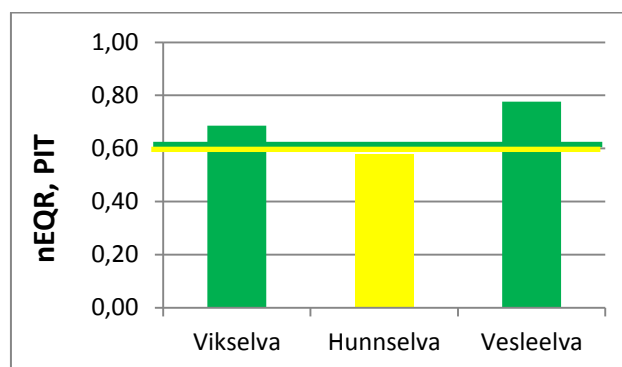
Figur 40. Antall taksa innen de ulike hovedgruppene i begroingssamfunnet (grønnalger, rødalger og cyanobakterier) i Vikselva, Hunnselva og Vesleelva 2012.

De tre lokalitetene var alle karakterisert av makroskopiske registreringer av rødalgene *Audouinella hermannii* og *Lemanea fluviatilis*, og av grønnalgen *Microspora amoena*. Cyanobakterien *Homoeothrix janthina* ble også registrert på samtlige stasjoner (se Vedlegg). Av disse artene indikerer alle god økologisk tilstand, med unntak av *Audouinella hermannii*, som indikerer noe næringssaltbelastning. I Hunnselva ble bakterien lammehaler (*Sphaerotilus natans*) registrert i tillegg til begroingsalgene. Denne indikerer organisk belastning i tillegg til en viss grad av eutrofi.

Økologisk tilstand

Eutrofiering

Eutrofieringsindeksen PIT indikerte at Hunnselva var noe belastet av næringssalter. Ut fra beregningene var denne lokaliteten i moderat økologisk tilstand, og oppnådde dermed ikke miljømålet gitt i Vannforskriften (Figur 41). Normalisert EQR er beregnet til 0,58, som vil si at den lå tett opp mot grensen til god tilstand. De to andre undersøkte lokalitetene, Vikselva og Vesleelva, var begge i god økologisk tilstand og oppnådde dermed miljømålet gitt i Vannforskriften. Vesleelva hadde en nEQR på 0,78 og lå med det tett opp mot grensen til svært god økologisk tilstand.

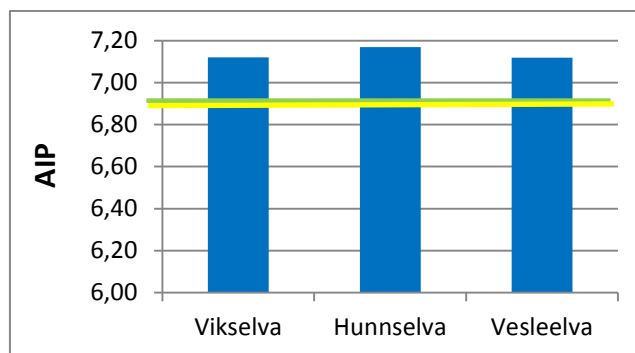


Figur 41. Normalisert EQR (nEQR) for eutrofieringsindeksen PIT for Vikselva, Hunnselva og Vesleelva 2012, der verdiene angir økologisk tilstand. Gul = moderat tilstand og grønn = god tilstand. Den gulgrønne linjen markerer grenseverdien mellom god og moderat tilstand.

Forsuring

AIP indeksen er ikke interkalibrert med andre nordiske land, og klassegrensene er derfor ikke bindende. Her bruker vi de foreløpige klassegrensene da de likevel gir et bilde av forursingssituasjonen i elver og vassdrag.

Grensene mellom de ulike tilstandsklassene for forsuring er avhengige av konsentrasjonen av Ca (og TOC) i vannet. Når Ca konsentrasjonen er høyere enn 4 mg/l (Ca klasse 3), er god-moderat grensen på AIP = 6,92, mens grensen mellom god og svært god tilstand er på AIP = 7,04. Dette gjelder samtlige lokaliteter. Alle tre lokalitetene oppnådde miljømålet gitt i Vannforskriften; de er alle i svært god økologisk tilstand med hensyn på forsuring (Figur 42).



Figur 42. AIP (Acidification Index Periphyton) beregnet for Vikselva, Hunnselva og Vesleelva 2012 der AIP-verdiene angir økologisk tilstand. Blå = svært god økologisk tilstand. Den gulgrønne linjen markerer grenseverdien mellom god og moderat tilstand.

Konklusjon

På bakgrunn av undersøkelsene av begroing i 2012 har de tre lokalitetene oppnådd miljømålet gitt i Vannforskriften med hensyn på forsuring; de ble alle klassifisert til svært god økologisk tilstand (Tabell 10). Med hensyn på eutrofiering har derimot kun Vikselva og Vesleelva oppnådd miljømålet, med tilstandsklassen god. Økologisk tilstand i Hunnselva ble vurdert som moderat med hensyn til eutrofiering, og denne lokaliteten oppfylte dermed ikke Vannforskriftens miljømål (Tabell 10).

Tabell 10. PIT- og AIP-indeksverdier, normalisert EQR og tilstandsklasser for Vikselva, Hunnselva og Vesleelva. AIP klassegrensene er ikke interkalibrerte og dermed ikke bindende.

| | Vikselva | Hunnselva | Vesleelva |
|------------------------|-----------|-----------|-----------|
| Ca-klasse | 3 | 3 | 3 |
| Antall indikatorarter | 8 | 10 | 8 |
| PIT | 13,37 | 17,74 | 10,44 |
| nEQR, PIT | 0,69 | 0,58 | 0,78 |
| Tilstand, eutrofiering | God | Moderat | God |
| Antall indikatorarter | 6 | 6 | 8 |
| AIP | 7,12 | 7,17 | 7,12 |
| nEQR, AIP | 0,90 | 0,96 | 0,90 |
| Tilstand, forsuring | Svært god | Svært god | Svært god |

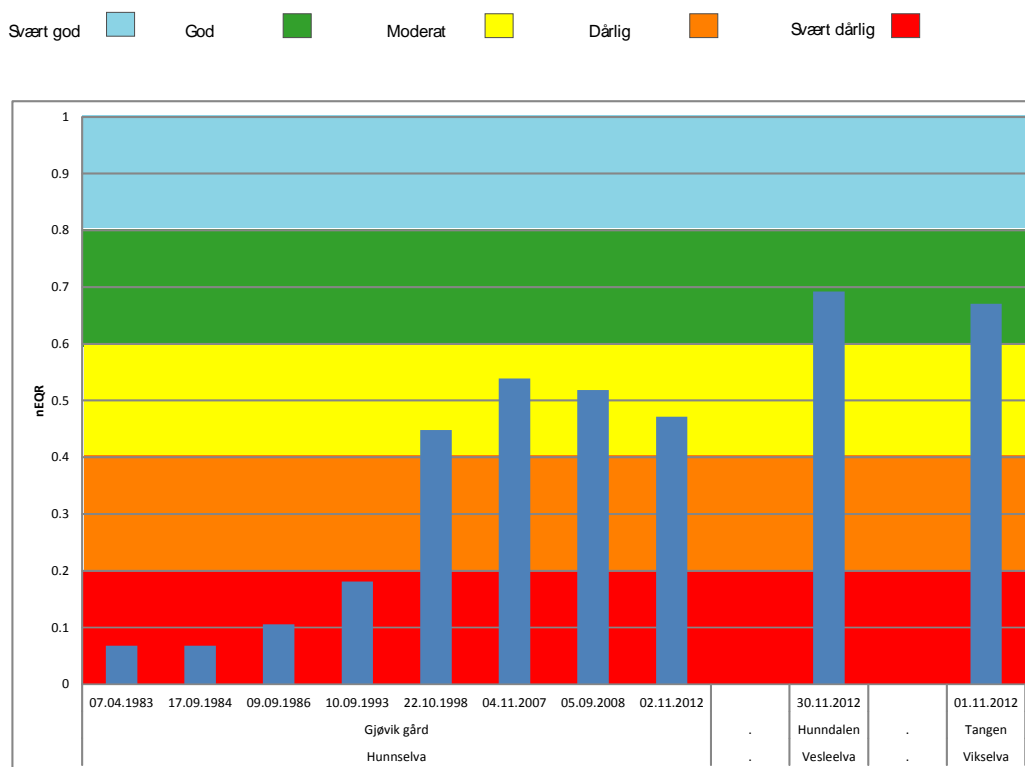
4.6 Bunndyr i Vesleelva, Hunnselva og Vikselva

Liste med registrerte taksa av bunndyr i Vesleelva, Hunnselva og Vikselva høsten 2012 er gitt i Vedlegg, Tabell 40.

Økologisk tilstand

Den økologiske tilstanden i Hunnselva har vært vurdert ved flere anledninger siden 1980 tallet. Etter at det ble registrert svært dårlig tilstand fra 1983 til begynnelsen av 1990-tallet, ble det registrert en vesentlig bedring med moderat tilstand i 1998 (Figur 43). Det er rimelig å anta at forbedringen i stor grad har sammenheng med gjennomførte rensetiltak spesielt ved Hunton (produsent av trefiberplater) i Gjøvik i denne perioden (pers. oppl. Einar Kullsvæhagen, Gjøvik kommune). Samme økologiske tilstand har siden blitt målt både i 2007, 2008 samt i prøven fra 2012. Vesleelva, som renner sammen med Hunnselva ca. 3 km oppstrøms Gjøvik gård, hadde god økologisk tilstand.

Vikselva, som renner ut i Mjøsa ved Tangen, hadde også god økologisk tilstand i 2012.



Figur 43. Økologisk tilstand (eutrofi/organisk belastning) i Hunnselva, Vesleelva og Vikselva høsten 2012, samt tidsutvikling ved Gjøvik gård nederst i Hunnselva.

Biologisk mangfold

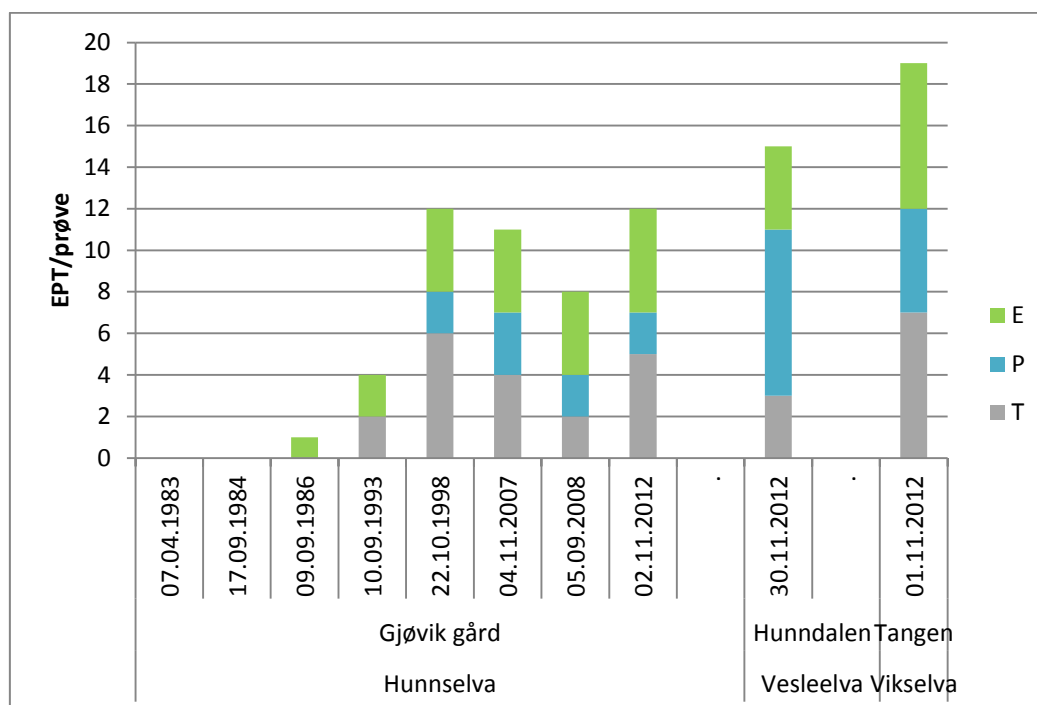
Det biologiske mangfoldet (uttrykt ved summen av antall taksa av døgnfluer, steinfluer og vårflue (EPT)) i Hunnselva var svært lavt i 1983 og 1984. Det ble ikke registrert noen EPT-arter i prøvene fra disse årene. EPT-verdien økte vesentlig og var 12 i 1998. EPT har senere variert fra 8 i 2008 til 12 i 2012 (Figur 44). Dette er imidlertid også et forholdsvis lavt mangfold for en elv av denne typen. Høstprøver tatt over mange år i Hunnselva ved Vollenga har hatt EPT-verdier omkring 20 (Bækken og Schneider 2009).

Ved Gjøvik gård var fordelingen av arter/slekter 5, 2 og 5 av henholdsvis døgn-, stein- og vårfluer i 2012. Den dominerende døgnfluen i bunndyrsamfunnet var *Baetis rhodani*. Den ble funnet med høy tetthet (Norges vanligste døgnflue) (Tabell 40). Den vanligste steinfluen var *Amphinemura sp.*, som var til stede med et lite antall individer. *Rhyacophila nubila* var dominerende art i vårfluefaunaen med forholdsvis høy tetthet.

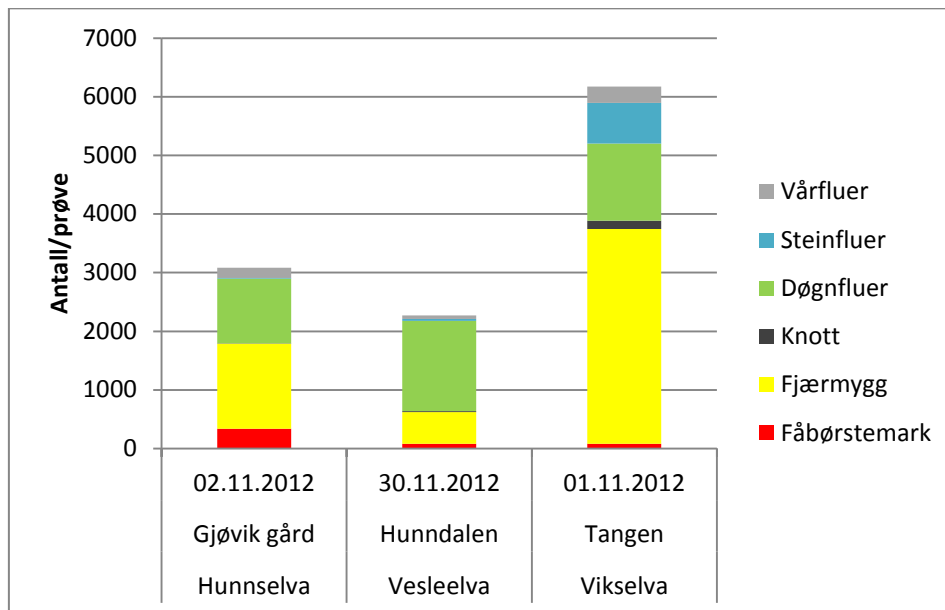
I Vesleelva ble det registrert en EPT-verdi på 15. Dette er også forholdsvis lavt. Fordelingen mellom gruppene var 4, 8, 3 av henholdsvis døgnfluer, steinfluer og vårfluer. Den dominerende døgnfluen var også her *Baetis rhodani* (Tabell 40). Den ble funnet med høy tetthet. Det ble registrert mange steinfluearter, men med lave tettheter. Den vanligste arten var *Brachyptera risi*. Det var få vårfluearter, og den vanligste var *Rhyacophila nubila*.

I Vikselva ble det registrert en EPT-verdi på 19 med fordeling 7, 5 og 7 på henholdsvis døgnfluer, steinfluer og vårfluearter/slekter (Figur 44). Den dominerende døgnfluen var *Baetis rhodani* som ble funnet med stor tetthet (Tabell 40). Den dominerende steinfluen var *Amphinemura sp.* som ble funnet med høy tetthet. Blant vårfluene dominerte *Rhyacophila nubila* med forholdsvis høy tetthet.

Totalt i bunndyrsamfunnet dominerte fjærmygg i Hunnselva og Vikselva, men med stort innslag av døgnfluer. Døgnfluer var den vanligste gruppen i Vesleelva, men bunndyrsamfunnet hadde også stort innslag av fjærmygg. Dominans av fjærmygg og døgnfluer er en vanlig situasjon i bunndyrsamfunn i norske elver. Fåbørstemark var vanligst i Hunnselva, noe som kan skyldes god tilgang på organisk materiale. Steinfluer utgjorde få individer i Hunnselva og Vesleelva, men de utgjorde en betydelig del i Vikselva. Som nevnt over var det imidlertid mange steinfluearter i Vesleelva. Generelt indikerer mange steinfluearter bra forhold i bunndyrsamfunnet.



Figur 44. EPT-indeks (samlet antall taksa av døgnfluer, steinfluer, vårfluer) i materialet fra bunndyrsamfunnene i Hunnselva, Vesleelva og Vikselva høsten 2012.



Figur 45. Sammensetning av utvalgte grupper i Hunnselva, Vesleelva og Vikselva høsten 2012.

4.7 Feltbefaringer i Hunnselva

Vurderingene av miljøtilstanden i Hunnselva med sidevassdrag er basert på befaringer langs de viktigste delene av vassdraget den 6. september og den 20. september 2012. Den 6. september var vannføringen i de mindre sidevassdragene middels, mens i selve Hunnselva var vannføringen relativt høy. Den 20. september var vannføringen relativt lav. Vurderingene av miljøtilstanden er basert på observasjoner av begroing og bunndyr, evt. tilslamming, forsøpling eller vond lukt etc. I nederste del av Vesleelva og nær Hunnselvas utløp i Mjøsa er analyser av begroingssamfunnet og bunnfaunaen benyttet som supplement til befaringsundersøkelsen (se kpt. 4.5 og 4.6). Det er primært de nevnte undersøkelsene av begroing og bunndyr som legges til grunn ved fastsettelse av økologisk tilstand.

Størstedelen av vassdraget ble vurdert som lite til moderat påvirket av næringsstoffer og organisk stoff fra befolkning, jordbruk og annen næringsvirksomhet i nedbørfeltet (Figur 46). Øvre deler av Lygnaelva bar preg av tilslamming med jordpartikler, noe som trolig skyldtes arbeider i forbindelse med anlegning av ny en rundkjøring ved Lygna. Øvrige tilløpselver til Einavatnet gav inntrykk å være lite til moderat påvirket. I enkelte mindre sidevassdrag virket elveleiet ustabil som følge av stor erosjon i forbindelse med tidligere flomaktivitet, trolig spesielt i 2011. En strekning nedstrøms et tidligere settefiskanlegg på Reinsvoll ble vurdert som markert forurenset. I en kanal ved anlegget var det en tett bestand av vannplanten vasshår, *Callitriche cf. cophocarpa* (= sprikevasshår). Settefiskanlegget ble avvirket i 2008. I tiden før anlegget ble nedlagt ble det observert stor forekomst av sopp/bakterier på denne lokaliteten (Løvik mfl. 2008). Forurensningen skyldtes utslipp av fôrrester og fiskeavføring fra settefiskanlegget. Tilstanden ble vurdert som markert forbedret i 2012, men fortsatt preget tidligere forurensning denne lokaliteten. Nedre del av sidebekken Korta i Raufoss var sterkt forurenset av urensset avløpsvann fra bebyggelsen oppstrøms.



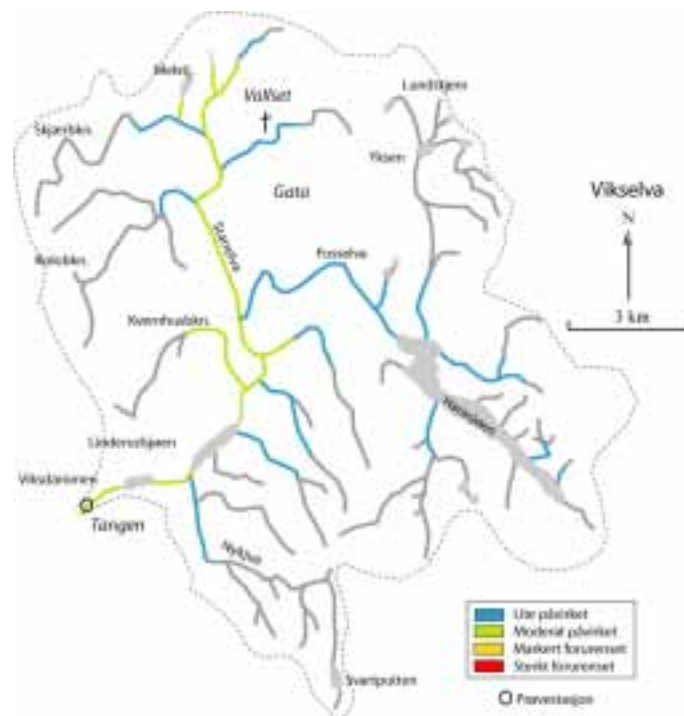
Figur 46. Miljøtilstanden i Hunnselva med sidevassdrag, vurdert på grunnlag av feltbefaringer med observasjoner av biologiske forhold i september 2012.

4.8 Feltbefaringer i Vikselva

Befaringer i vassdraget med vurdering av miljøtilstanden ble gjennomført den 20. august og den 3. september 2012. Det var middels vannføring i vassdraget da befaringene ble gjennomført. Analyser av begroings- og bunndyrsamfunnets sammensetning fra en stasjon i nedre del før utløpet i Tangenvika er også benyttet i vurderingene (se kpt. 4.5-4.6). Det er primært de sistnevnte undersøkelsene som legges til grunn ved fastsetting av økologisk tilstand på denne lokaliteten.

Flesteparten de undersøkte lokalitetene hadde liten dekning av fastsittende alger. En mulig årsak til dette kan være at det i løpet av sommeren hadde vært mye nedbør og flere episoder med relativt høy vannføring. Bortsett fra en del jernbakterier på enkelte lokaliteter ble det ikke observert nedbrytere som sopp og bakterier. Deler av vassdraget, og særlig den stilleflytende Starrelva, var preget av erosjon i elveleiet og stor slamtransport. I denne sidegrenen var det også velutviklet vannvegetasjon på flere strekninger. Sidegrenen Fosselva ble vurdert som lite påvirket, mens Starrelva ble vurdert som moderat påvirket og på enkelte strekninger på grensen til markert forurenset av næringsstoffer og lettnedbrytbart organisk stoff fra jordbruk og befolkning. Strekingen fra samløp Starrelva/Fosselva til Linderudsjøen ble også vurdert som moderat påvirket av næringsstoffer og organisk stoff. Strekingen

mellom Linderudsjøen og Viksdammen ble vurdert som moderat påvirket og på grensen til markert forurenset, mens den nederste delen mot utløpet i Tangenvika ble vurdert som moderat påvirket. Økologisk tilstand ble her klassifisert som god basert på undersøkelser av begroingsorganismer og bunndyr høsten 2012.



Figur 47. Miljøtilstanden i Vikselva med sidevassdrag, vurdert på grunnlag av feltbefaringer med observasjoner av biologiske forhold i august-september 2012.

4.9 Økologisk tilstand tilløpselver – oppsummering

Vurderingene av økologisk tilstand gjelder her de nedre delene av hvert av vassdragene, dvs. nær utløpene i Mjøsa. Ved klassifiseringen ut fra kjemiske støtteparametere har vi benyttet middelverdier for de siste tre årene, dvs. 2010-2012, og for tot-P er flom- og tørkeverdier ekskludert slik det er anbefalt i klassifiseringsveilederen til Vannforskriften. Fra Vesleelva og Vikselva har vi data kun fra én stikkprøve for kjemiske analyser fra hver av elvene (Tabell 11). Verdiene for kalsium indikerer at begge elvene er moderat kalkrike. TOC-verdiene indikerer at Vesleelva bør typifiseres som klar, og at Vikselva bør typifiseres som humøs. TOC-verdien for Vesleelva var imidlertid nær grensen mot humøse elver (5 mg C/l). Det vil si at elvetyper er usikker mht. humuspåvirkning i dette tilfellet.

Tabell 11. Resultater av kjemiske analyser av prøver fra Vesleelva og Hunnselva i 2012.

| | Dato | Kalsium mg Ca/l | TOC mg C/l | Tot-P µg P/l | tot-N µg N/l |
|-----------|------------|--------------------|---------------|-----------------|-----------------|
| Vesleelva | 07.09.2012 | 19,7 | 4,9 | 24 | 1010 |
| Vikselva | 07.09.2012 | 13,6 | 15,1 | 14 | 1430 |

En samlet vurdering tilsier at økologisk tilstand kan betegnes som svært god i Lågen og god i Gausa, Vesleelva og Vikselva (Tabell 12). Disse vannforekomstene oppfylte dermed kravene Vannforskriften i forhold til overgjødning. I Hunnselva, Lena, Flagstadelva og Svartelva kan økologisk tilstand

betegnes som moderat. Disse vannforekomstene oppfylte dermed ikke kravene i Vannforskriften. Klassifisering av økologisk tilstand skal primært gjøres ut fra biologiske kvalitetselementer. Når det gjelder Lågen, Gausa, Lena, Flagstadelva og Svartelva er klassifiseringen her gjort ut fra kun fysisk-kjemiske kvalitetselementer, og hovedvekten er lagt på konsentrasjoner av tot-P. Konsentrasjonen av tot-P i Vesleelva tilsa moderat tilstand, mens de biologiske kvalitetselementene tilsa god tilstand. Vi har her valgt ikke å tillegge tot-P vesentlig vekt ettersom det kun dreier seg om én enkeltmåling.

Tabell 12. Samlet klassifisering av økologisk tilstand i elver basert på undersøkelser av begroing og bunndyr i Vesleelva, Hunnselva og Vikselva i 2012 samt fysisk-kjemiske støtteparametre i 2010-2012 (stikkprøver i 2012 for Vesleelva og Vikselva).

| | Lågen | Gausa | Vesleelva | Hunnselva | Lena | Flagstadelva | Svartelva | Vikselva |
|--------------------------------------|-----------|-------|-----------|-----------|--------------|--------------|-----------|----------|
| Begroing, PIT, nEQR | | | 0,78 | 0,58 | | | | 0,69 |
| Bunndyr, ASTP, nEQR | | | 0,69 | 0,47 | | | | 0,67 |
| Tot-P, µg/l: | 7,9 | 18 | (24) | 30 | 33 | 31 | 37 | (14) |
| Tot-P, nEQR | 0,89 | 0,68 | (0,54) | 0,59 | 0,55 | 0,57 | 0,50 | (0,90) |
| Tot-N, µg/l: | 240 | 904 | (1010) | 1607 | 3332 | 1790 | 1553 | (1430) |
| Tot-N, nEQR | 1,00 | 0,29 | (0,25) | 0,15 | 0,07 | 0,13 | 0,15 | (0,17) |
| Samlet | Svært god | God | God | Moderat | Moderat | Moderat | Moderat | God |
| Tilstandsklasser (Veileder 01:2009): | | | | | | | | |
| | Svært god | God | Moderat | Dårlig | Svært dårlig | | | |

4.10 Fosforbudsjett for Mjøsa

I 2010, 2011 og 2012 har det blitt gjennomført målinger av konsentrasjoner av næringsstoffer både i seks tilløpselver og i utløpet av Mjøsa (Vorma). Dette i tillegg til vannføringsdata (fra GLB og NVE) har gjort det mulig å foreta beregninger av fosfor-balansen inn og ut av Mjøsa. Forutsetninger har bl.a. vært at vi har hatt data for utslipp direkte til Mjøsa utenom de store elvene og et estimat over tilførsler i elver hvor transportmålinger ikke gjennomføres. Resultatene av beregningene er gitt i Tabell 13. Tilførsler via elver hvor det ikke gjøres målinger, anslås til å utgjøre 7 % av de totale tilførslene fra de seks elvene hvor fosfortransporten beregnes på grunnlag av konsentrasjonsmålinger og vannføring, i tråd med tidligere beregninger (jf. Kjellberg 2006).

I tillegg kommer tilførsler fra kommunale rensesanlegg med utslipp direkte til Mjøsa, utslipp fra industri og tilførsler direkte på innsjøoverflaten. Vi har fått opplysninger om utslipp fra kommunale rensesanlegg i kommunene Østre Toten, Gjøvik, Lillehammer, Ringsaker og Stange samt Hias. Til sammen utgjorde dette 3,6 tonn P eller 3,3 % av de totale tilførslene i 2012. Fra Fylkesmannen i Oppland, Fylkesmannen i Hedmark og HOFF SA (tidligere HOFF Norske Potetindustrier BA) på Gjøvik har vi fått oppgaver over utslipp direkte til Mjøsa fra industri i området. Dette utgjorde ca. 58 kg eller 0,05 % av de totale tilførslene i 2012.

Tilførsler direkte på innsjøoverflaten er beregnet som produktet av innsjøoverflaten og et antatt arealspesifikt nedfall på 20 kg/km² (jf. Berge (red.) 1983, Rognerud 1988, Bratli mfl. 1995). Dette gir:

$$P \text{ direkte på innsjøoverflaten} = 369 \text{ km}^2 \times 20 \text{ kg/km}^2 = 7380 \text{ kg}$$

Beregningene gir en total tilførsel på 110 tonn P i 2012. Dette er bare ca. 1/3 av tilførslene i «flomåret» 2011 og på samme nivå som tilførslene i 2010 (se Tabell 13). For perioden like etter Mjøsaksjonen ble fosfor-tilførselen beregnet til ca. 220 tonn i et år med normal vanntransport (Rognerud 1988), dvs. det dobbelte av beregnet tilførsel for 2012. For perioden like før Mjøsaksjonen ble tilførslene beregnet til å variere i området ca. 290-370 tonn per år (Holtan mfl. 1979).

Transporten ut av Mjøsa gjennom Vorma er beregnet til 73 tonn P ble i 2012 mot 63 tonn i 2011 og 41 tonn i 2010. Dette gir en tilbakeholdelse av 37 tonn P i Mjøsa i 2012, dvs. 34 % av tilført fosfor, mens tilsvarende tall for 2011 og 2010 var henholdsvis 250 tonn P (80 %) og 63 tonn P (61 %) (Tabell 13). Tidligere beregninger fra 1970- og 1980-tallet kom fram til en tilbakeholdelse av fosfor i Mjøsa på ca. 60-70 % (Holtan mfl. 1979, Berge 1987).

Tabell 13. Beregnet fosforbalanse for Mjøsa i 2010, 2011 og 2012.

| | 2010 | | 2011 | | 2012 | |
|---|-------------|------------|-------------|------------|-------------|------------|
| | Tot-P, tonn | % | Tot-P, tonn | % | Tot-P, tonn | % |
| Gudbrandsdalslågen | 56 | 54 | 175 | 56 | 60 | 55 |
| Lena, Hunnse., Gausa, Flagstade., Svartelva | 31 | 30 | 107 | 34 | 32 | 29 |
| Sum 6 tilløpselver (målt) | 87 | 84 | 282 | 90 | 93 | 84 |
| Andre elver (estimat 7 %) | 6,1 | 5,9 | 19,7 | 6,3 | 6,5 | 5,9 |
| Kommunale renseanlegg* | 3,3 | 3,2 | 3,9 | 1,2 | 3,6 | 3,3 |
| Industri, direkte til Mjøsa | 0,10 | 0,09 | 0,02 | 0,01 | 0,06 | 0,05 |
| Direkte på innsjøoverflaten | 7,4 | 7,1 | 7,4 | 2,4 | 7,4 | 6,7 |
| Totale tilførsler | 104 | 100 | 313 | 100 | 110 | 100 |
| Transport ut, Vorma (målt) | 41 | 39 | 63 | 20 | 73 | 66 |
| Tilbakeholdelse i Mjøsa | 63 | 61 | 250 | 80 | 37 | 34 |

* Inklusive ledningslekkasje Biri-Gjøvik i februar 2010 og direkte utslipp fra kum ved Hias i mars 2012

De totale eksterne tilførslene av fosfor i 2012 var som nevnt på nivå med i 2010, mens transport ut med Vorma var 78 % høyere enn i 2010. Dette er årsaken til at beregnet tilbakeholdelse (%) var betydelig lavere i 2012 enn i 2010, men også betydelig lavere enn i 2011 og tidligere år. Høy uttransport via Vorma i 2012 skyldtes både høy vanntransport og til tider relativt høye P-konsentrasjoner (se Vedlegg, Tabell 38); de volumveide middelkonsentrasjonene var 3,9 µg P/l i 2010, 4,9 µg P/l i 2011 og 6,3 µg P/l i 2012. En mulig forklaring på den relativt høye middelkonsentrasjonen i Vorma i 2012 kan være at det skjedde en ikke ubetydelig intern tilførsel av fosfor i søndre del av Mjøsa, i form av resuspensjon av partikkelbundet fosfor fra sedimenter. Det er rimelig å anta at dette kan ha hatt sammenheng med de omfattende anleggsarbeidene i forbindelse med fellesprosjektet E6 Dovrebanen. Dette arbeidet omfatter bl.a. mudring av betydelige mengder finkornet masse langs land på visse strekninger.

Overvåkingen av vannkvalitet og biota i Mjøsas søndre deler i 2012 indikerte at evt. ekstra tilførsler av fosfor som følge av anleggsvirksomheten ikke førte til økte algemengder eller andre eutrofi-effekter i denne delen av Mjøsa (Aanes mfl. 2013, Rognerud mfl. 2013). Den biotilgjengelige andelen av dette internt tilførte fosforet har derfor sannsynligvis vært meget liten.

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. (red.) 1983. Tyrifjordundersøkelsen 1978-1981. Sammenfattende sluttrapport. Tyrifjordutvalget. ISBN 82-90356-31-5. 156 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.
- Berge, D. 2011. Utvikling i miljøtilstanden i Øyeren 1980-2010. NIVA-rapport 6226-2011. 18 s.
- Bratli, J.L., Holtan, H. og Åstebøl, S.O. 1995. Miljømål for vannforekomstene. Tilførselsberegninger. Statens forurensningstilsyn, SFT. Veiledning 95:02. 70 s.
- Bratli, J.L., Molvær, J., Lømsland, E., Holtan, H., Baalsrud, K. og Juliussen, A. 1997. Miljømål for vannforekomstene. Sammenhenger mellom utslipp og virkning. SFT. Veiledning 95:01. TA-1138/1995. 50 s.
- Brettum, P. and Andersen, T. 2005. The use of phytoplankton as indicators of water quality. NIVA-report 4818-2004. 33 pp. + 164 fact-sheets.
- Bækken, T. og Schneider, S. C., 2009: Utslipp av prosessvann fra Skjelbreia Vannverk til Hunnselva. Virkninger på påvekstalgler og makrobunndyr. Undersøkelser i 2008. - NIVA Rapport 5816-2009.
- Direktoratgruppa for gjennomføring av vanddirektivet 2009. Veileder 01:2009. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften. <http://www.vannportalen.no/>. 181 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.
- Eriksen, T.E., Bækken, T. og Moe, J. 2010. Innsamling og bearbeiding av bunnfauna i rennende vann – et metodestudium. NIVA-rapport 6043-2010. 21 s.
- 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.
- 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. Mjøsprøsjektet. Hovedrapport for 1971-1976. NIVA-rapport 1117-1979. 174 s.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1946. The plankton in Mjøsa. *Nytt Magazin for Naturvidenskapene*. Bind 85: 160-221.

- 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.
- Løvik, J.E. 2007. Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpselver. Årsrapport/datarapport for 2006. NIVA-rapport 5421-2007. 76 s.
- Løvik, J.E., Bækken, T. og Romstad, R. 2009. Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpselver. Årsrapport/datarapport for 2008. NIVA-rapport 5758-2009. 80 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., Stuen, O.H., Fjeld, E., Bækken, T., Eriksen, T.E. og Kile, M.R. 2011. Forurensningssituasjonen i Mjøsa med tilløpselver 2010. NIVA-rapport 6124-2011. 8 s.
- Løvik, J.E., Bækken, T., Eriksen, T.E. og Kile, M.R. 2011. Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa. Årsrapport/datarapport for 2010. NIVA-rapport 6132-2011. 81 s.
- Løvik, J.E., Eriksen, T.E. og Kile, M.R. 2012. Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa. Årsrapport/datarapport for 2011. NIVA-rapport 6316-2012. 79 s.
- Løvik, J.E., Stuen, O.H., Bækken, T., Fjeld, E., Kile, M.R. og Rognerud, S. 2013. Forurensningssituasjonen i Mjøsa med tilløpselver 2012. NIVA-rapport 6494-2013. 8 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).
- 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. 1988. Fosfortransport til Mjøsa i perioden 1973-87. NIVA-rapport 2170. 56 s.
- Rognerud, S., Berge, D. og Johannessen, M. 1979. Telemarkvassdraget. Hovedrapport fra undersøkelsene i perioden 1975-1979. NIVA-rapport 1147. 82 s.
- Rognerud, S. and Kjellberg, G. 1990. Long-term dynamics of the zooplankton community in Lake Mjøsa, the largest lake in Norway. *Verh. Int. Ver. Limnol.*, 24: 580-585.
- Rognerud, S., Garmo, Ø. og Løvik, J.E. 2013. Overvåking av biologi og innhold av partikler i Mjøsas sydlige deler 2012-2014. Årsrapport for 2012. NIVA-rapport 6506-2013. 23 s.
- Schindler, D.W., Hecky, R.E., Findlay, D.L., Stainton, M.P., Parker, M.J., Paterson, M.J., Beaty, K.G., Lyng, M. and Kasian, S.E. 2008. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen inputs: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment. *PNAS* 105 (32): 11254-11258.

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. and 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. and 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.

Solheim, A.L. og Schartau, AK. 2004. Revidert typologi for norske elver og innsjøer. NIVA-rapport 4888-2004. 17 s.

Solheim, A.L. (red.), Andersen, T., Brettum, P., Bækken, T., Bongard, T., Moy, F., Kroglund, T., Olsgard, F., Rygg, B. og Oug, E. 2004. BIOKLASS – Klassifisering av økologisk status i norske vannforekomster: Forslag til aktuelle kriterier og foreløpige grenseverdier mellom god og moderat økologisk status for utvalgte elementer og påvirkninger. NIVA-rapport 4860-2004. 63 s.

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

Aanes, K. J., Persson, P., Eriksen, T. E. og Skjelbred, B. 2013. Årsrapport – 2012. Resipientovervåking i Mjøsa på strekningen Langset-Espa i Eidsvoll og Stange kommune NIVA-rapport 6518-2013. . 78 s.

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 14. 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 |

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 unnsnippe 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 7. september 2012. På hver stasjon ble en elvestrekning på ca. 10 meter undersøkt ved bruk av vannkikkert. Det ble tatt prøver av alle makroskopisk synlige

bentiske alger, og de ble lagret i separate beholdere (dramsglass). Forekomst av alle makroskopisk synlige elementer ble estimert som 'prosent dekning'. For prøvetaking av kiselalger og andre mikroskopiske alger ble 10 steiner med diameter 10-20 cm innsamlet fra hver stasjon. Et areal på ca 8 ganger 8 cm, på oversida 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 konserverert 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 tilsvarende 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 (Schneider, upublisert), mens både Ca- og TOC-konsentrasjonen er avgjørende for AIP indeksen (Schneider, 2011). 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 15).

Tabell 15. Klassegrenser med tilhørende tilstandsklasser for normalisert EQR og 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 såkalt 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. Vi velger derfor å fremstille PIT klassegrensene i figurene som normalisert EQR (nEQR). Mens AIP blir fremstilt som absolutte verdier, siden klassegrensene ikke er bindende og dermed kan endres i en senere interkalibreringsprosess.

Bunndyr

Det ble tatt prøver av bunndyr i Vesleelva, Hunnselva og Vikselva høsten 2012. Vesleelva er sideelva til Hunnselva som har samtløp i Hunndalen. I Hunnselva ved Gjøvik gård er det tatt prøver med relevant metodikk ved flere anledninger siden 1983. Resultater fra disse prøvene er tatt med for å vise endringer over tid. Det finnes ikke tilsvarende data for de andre elvene/stasjonene.

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 sekund 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, tømmer 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. 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. Det ble også gjort en enkel vurdering av mengdeforholdet av grupper i bunndyrsamfunnet.

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 konserverert i felt med Lugols løsning (fytofiks). Planteplanktonprøvene ble analysert i henhold til metoder beskrevet i Olrik mfl. (1998), NS EN 15204-2006. Planteplanktonets sammensetning og mengde ble vurdert i forhold til tidligere observasjoner fra Mjøsa og indikatorverdier gitt av Brettum og Andersen (2005).

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 på 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 konserverert 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 istidskrepsdyr, 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 vekter for de ulike størrelsene og aldersklassene (jf. Kjellberg mfl. 1991).

6.2 Primærdata Mjøsa 2012

Tabell 16. Vanntemperaturer i Mjøsa i 2012.

| Brøttum: | | | | | | | | | | | | |
|----------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| Dyp, m | 06.03.12 | 23.05.12 | 06.06.12 | 03.07.12 | 07.08.12 | 04.09.12 | 02.10.12 | | | | | |
| 0,5 | | 12,8 | 9,2 | 13,9 | 15,9 | 15,4 | 11,1 | | | | | |
| 2 | 0,6 | 11,0 | 9,0 | 13,9 | 15,9 | 15,4 | 11,0 | | | | | |
| 5 | | 8,3 | 7,8 | 12,9 | 15,9 | 15,3 | 11,0 | | | | | |
| 8 | | 6,9 | 7,0 | 12,7 | 15,7 | 14,5 | 11,0 | | | | | |
| 10 | 0,8 | 6,8 | 6,8 | 12,4 | 14,9 | 14,2 | 11,0 | | | | | |
| 12 | | 6,0 | 6,8 | 12,3 | 14,6 | 13,9 | 10,8 | | | | | |
| 16 | | 5,6 | 6,5 | 11,8 | 13,6 | 13,5 | 10,3 | | | | | |
| 20 | 2,8 | 5,3 | 6,3 | 11,6 | 10,9 | 12,0 | 10,1 | | | | | |
| 30 | 3,2 | 4,8 | 6,0 | 7,5 | 6,9 | 7,2 | 8,4 | | | | | |
| 50 | 3,5 | | 5,3 | 5,6 | 5,6 | 5,9 | 5,8 | | | | | |
| 60 | | 4,4 | | | | | | | | | | |
| Kise: | | | | | | | | | | | | |
| Dyp, m | 13.03.12 | 23.05.12 | 06.06.12 | 03.07.12 | 07.08.12 | 04.09.12 | 02.10.12 | | | | | |
| 0,5 | | 9,0 | 6,9 | 12,1 | 16,4 | 15,6 | 11,8 | | | | | |
| 2 | 2,8 | 8,4 | 6,3 | 11,8 | 16,4 | 15,4 | 11,8 | | | | | |
| 5 | | 6,7 | 5,1 | 10,8 | 15,8 | 15,4 | 11,7 | | | | | |
| 8 | | 5,1 | 4,7 | 10,7 | 15,1 | 15,3 | 11,6 | | | | | |
| 10 | | 4,9 | 4,5 | 10,2 | 14,2 | 15,2 | 11,6 | | | | | |
| 12 | | 4,8 | 4,4 | 10,1 | 13,2 | 14,7 | 11,6 | | | | | |
| 16 | | 4,6 | 4,4 | 9,9 | 12,4 | 13,5 | 11,3 | | | | | |
| 20 | 2,8 | 4,4 | 4,4 | 9,4 | 10,2 | 11,1 | 11,1 | | | | | |
| 30 | | 4,3 | 4,4 | 8,0 | 6,8 | 8,6 | 9,2 | | | | | |
| 50 | 2,9 | 4,1 | 4,3 | 6,3 | 5,0 | 5,9 | 7,0 | | | | | |
| 100 | 3,1 | 4,1 | | | | | | | | | | |
| 200 | 3,8 | 3,9 | | | | | | | | | | |
| Furnesfjorden: | | | | | | | | | | | | |
| Dyp, m | 06.03.12 | 23.05.12 | 06.06.12 | 03.07.12 | 07.08.12 | 04.09.12 | 02.10.12 | | | | | |
| 0,5 | | 14,2 | 7,1 | 14,8 | 17,2 | 15,7 | 11,5 | | | | | |
| 2 | 1,6 | 8,5 | 6,2 | 14,5 | 17,1 | 15,7 | 11,5 | | | | | |
| 5 | | 7,0 | 5,5 | 13,6 | 15,0 | 15,6 | 11,5 | | | | | |
| 8 | | 6,2 | 5,4 | 11,9 | 13,5 | 15,5 | 11,5 | | | | | |
| 10 | 2,0 | 5,6 | 5,2 | 10,9 | 13,4 | 15,3 | 11,5 | | | | | |
| 12 | | 5,3 | 5,1 | 10,5 | 11,9 | 14,8 | 11,5 | | | | | |
| 16 | | 5,1 | 5,0 | 9,7 | 9,9 | 13,5 | 11,5 | | | | | |
| 20 | 2,5 | 5,0 | 4,8 | 8,2 | 8,4 | 10,7 | 11,5 | | | | | |
| 30 | 2,9 | 4,8 | 4,5 | 6,3 | 6,5 | 6,0 | 11,2 | | | | | |
| 50 | | | 4,4 | 5,6 | 5,3 | 4,9 | 6,3 | | | | | |
| 60 | 3,4 | 4,4 | | | | | | | | | | |
| Skreia: | | | | | | | | | | | | |
| Dyp, m | 06.03.12 | 23.05.12 | 06.06.12 | 20.06.12 | 03.07.12 | 27.07.12 | 07.08.12 | 21.08.12 | 04.09.12 | 18.09.12 | 02.10.12 | 16.10.12 |
| 0,5 | 2,5 | 9,2 | 6,0 | 9,7 | 10,5 | 15,7 | 15,7 | 16,0 | 14,5 | 11,9 | 11,3 | 9,5 |
| 2 | 2,6 | 6,2 | 5,8 | 9,6 | 10,1 | 15,1 | 15,6 | 15,8 | 14,4 | 11,9 | 11,4 | 9,5 |
| 5 | | 5,1 | 5,6 | 9,5 | 9,6 | 14,0 | 14,0 | 15,8 | 14,4 | 11,9 | 11,4 | 9,5 |
| 8 | | 4,6 | 5,2 | 9,2 | 9,3 | 13,3 | 13,4 | 15,8 | 14,1 | 11,9 | 11,4 | 9,5 |
| 10 | | 4,4 | 5,1 | 7,9 | 9,0 | 13,1 | 12,8 | 15,4 | 14,1 | 11,8 | 11,3 | 9,5 |
| 12 | | 4,4 | 4,9 | 7,7 | 8,6 | 12,4 | 12,4 | 15,0 | 14,0 | 11,8 | 11,3 | 9,5 |
| 16 | | 4,2 | 4,8 | 6,7 | 7,3 | 11,1 | 11,5 | 13,9 | 13,7 | 11,8 | 11,3 | 9,5 |
| 20 | 2,8 | 4,2 | 4,7 | 6,1 | 6,4 | 8,4 | 9,7 | 10,1 | 11,8 | 11,8 | 11,2 | 9,3 |
| 30 | | | 4,6 | 5,2 | 5,1 | 6,4 | 7,3 | 6,1 | 8,1 | 11,6 | 9,8 | 7,0 |
| 50 | 3,6 | 4,1 | 4,5 | 4,5 | 4,5 | 5,0 | 5,3 | 4,7 | 5,0 | 5,6 | 5,6 | 5,2 |
| 100 | 3,8 | 4,0 | | | | | | | | | | |
| 190 | | | 3,9 | 4,0 | 4,1 | 4,3 | 4,4 | 4,2 | 4,2 | 4,3 | 4,6 | 4,1 |
| 200 | 3,8 | 3,9 | | | | | | | | | | |
| 300 | 3,8 | 3,8 | | | | | | | | | | |
| 400 | 3,8 | 3,7 | | | | | | | | | | |

Tabell 17. *Konsentrasjoner av næringsstoffer i dypserier fra mars 2012.*

| Stasjon | Dato | Dyp m | Tot-P µg/l | Tot-N µg/l | NO3 µg/l |
|------------------|------------|---------------|---------------|---------------|-------------|
| Brøttum | 06.03.2012 | 2 | 9,8 | 256 | 201 |
| Brøttum | 06.03.2012 | 10 | 4,0 | 295 | 211 |
| Brøttum | 06.03.2012 | 20 | 4,0 | 378 | 300 |
| Brøttum | 06.03.2012 | 30 | 4,2 | 372 | 304 |
| Brøttum | 06.03.2012 | 50 | 4,4 | 371 | 310 |
| Brøttum | | Middel | 5,3 | 334 | 265 |
| Kise | 13.03.2012 | 2 | 4,9 | 554 | 467 |
| Kise | 13.03.2012 | 20 | 3,5 | 574 | 453 |
| Kise | 13.03.2012 | 50 | 3,6 | 568 | 454 |
| Kise | 13.03.2012 | 100 | 4,1 | 551 | 452 |
| Kise | 13.03.2012 | 200 | 3,6 | 520 | 450 |
| Kise | | Middel | 3,9 | 553 | 455 |
| Furnesfj. | 06.03.2012 | 2 | 3,6 | 556 | 461 |
| Furnesfj. | 06.03.2012 | 10 | 3,4 | 527 | 461 |
| Furnesfj. | 06.03.2012 | 20 | 3,5 | 570 | 470 |
| Furnesfj. | 06.03.2012 | 30 | 3,4 | 553 | 458 |
| Furnesfj. | 06.03.2012 | 60 | 3,5 | 553 | 468 |
| Furnesfj. | | Middel | 3,5 | 552 | 464 |
| Skreia | 06.03.2012 | 0,5 | 3,4 | 554 | 460 |
| Skreia | 06.03.2012 | 5 | 3,4 | 558 | 461 |
| Skreia | 06.03.2012 | 20 | 3,6 | 566 | 447 |
| Skreia | 06.03.2012 | 50 | 3,4 | 562 | 464 |
| Skreia | 06.03.2012 | 100 | 3,4 | 550 | 462 |
| Skreia | 06.03.2012 | 200 | 3,5 | 544 | 465 |
| Skreia | 06.03.2012 | 300 | 3,7 | 542 | 457 |
| Skreia | 06.03.2012 | 400 | 3,6 | 537 | 461 |
| Skreia | | Middel | 3,5 | 552 | 460 |

Tabell 18. Konsentrasjoner av næringsstoffer fra dypserier i mai 2012.

| | Dato | Dyp m | Tot-P µg/l | Tot-N µg/l | NO3 µg/l |
|------------------|------------|---------------|---------------|---------------|-------------|
| Brøttum | 23.05.2012 | 2 | 6,2 | 382 | 272 |
| Brøttum | 23.05.2012 | 10 | 5,0 | 386 | 287 |
| Brøttum | 23.05.2012 | 20 | 5,6 | 400 | 320 |
| Brøttum | 23.05.2012 | 30 | 4,6 | 411 | 339 |
| Brøttum | 23.05.2012 | 60 | 4,7 | 404 | 337 |
| Brøttum | 23.05.2012 | Middel | 5,2 | 397 | 311 |
| Kise | 23.05.2012 | 2 | 4,5 | 573 | 473 |
| Kise | 23.05.2012 | 20 | 3,0 | 541 | 476 |
| Kise | 23.05.2012 | 50 | 3,1 | 523 | 472 |
| Kise | 23.05.2012 | 100 | 3,4 | 535 | 476 |
| Kise | 23.05.2012 | 200 | 3,1 | 541 | 475 |
| Kise | 23.05.2012 | Middel | 3,4 | 543 | 474 |
| Furnesfj. | 23.05.2012 | 2 | 4,6 | 582 | 489 |
| Furnesfj. | 23.05.2012 | 10 | 4,2 | 582 | 488 |
| Furnesfj. | 23.05.2012 | 20 | 3,4 | 576 | 478 |
| Furnesfj. | 23.05.2012 | 30 | 3,2 | 556 | 477 |
| Furnesfj. | 23.05.2012 | 60 | 3,4 | 549 | 474 |
| Furnesfj. | 23.05.2012 | Middel | 3,8 | 569 | 481 |
| Skreia | 23.05.2012 | 0,5 | 4,4 | 551 | 464 |
| Skreia | 23.05.2012 | 5 | 3,7 | 547 | 463 |
| Skreia | 23.05.2012 | 20 | 3,5 | 532 | 469 |
| Skreia | 23.05.2012 | 50 | 3,3 | 544 | 474 |
| Skreia | 23.05.2012 | 100 | 3,2 | 538 | 463 |
| Skreia | 23.05.2012 | 200 | 3,3 | 537 | 466 |
| Skreia | 23.05.2012 | 300 | 3,1 | 531 | 471 |
| Skreia | 23.05.2012 | 400 | 3,4 | 543 | 484 |
| Skreia | 23.05.2012 | Middel | 3,5 | 540 | 469 |

Tabell 19. Resultater av generelle vannkjemiske analyser fra dypserier ved Skreia i mai 2012

| | Dato | Dyp m | pH | Alkalitet mmol/l | Fargetall mg Pt/l | Kondukt. m S/m | Turbiditet F.N. U. | Silikat mg SiO ₂ /l | TOC mg C/l |
|---------------|------------|---------------|------------|---------------------|----------------------|-------------------|-----------------------|-----------------------------------|---------------|
| Skreia | 23.05.2012 | 0,5 | 7,3 | 0,229 | 10 | 4,75 | 0,20 | 2,70 | 2,0 |
| Skreia | 23.05.2012 | 5 | 7,3 | 0,228 | 11 | 4,77 | 0,19 | 2,74 | 2,0 |
| Skreia | 23.05.2012 | 20 | 7,3 | 0,230 | 11 | 4,77 | 0,20 | 2,74 | 2,0 |
| Skreia | 23.05.2012 | 50 | 7,3 | 0,229 | 11 | 4,76 | 0,21 | 2,78 | 2,0 |
| Skreia | 23.05.2012 | 100 | 7,3 | 0,230 | 11 | 4,78 | 0,15 | 2,76 | 2,0 |
| Skreia | 23.05.2012 | 200 | 7,3 | 0,231 | 11 | 4,79 | 0,11 | 2,82 | 2,0 |
| Skreia | 23.05.2012 | 300 | 7,3 | 0,231 | 11 | 4,79 | 0,11 | 2,76 | 2,0 |
| Skreia | 23.05.2012 | 400 | 7,3 | 0,234 | 12 | 4,91 | 0,12 | 2,87 | 2,0 |
| Skreia | 23.05.2012 | Middel | 7,3 | 0,230 | 11 | 4,79 | 0,16 | 2,77 | 2,0 |

Tabell 20. Siktedyp og vannkjemidata fra blandprøver (0-10 m) ved stasjon Brøttum i 2012.

| Dato | Siktedyp m | Tot-P µg/l | Tot-N µg/l | NO ₃ µg/l | Farge mg Pt/l | TOC mg/l | Kl-a µg/l |
|----------------|---------------|---------------|---------------|-------------------------|------------------|-------------|--------------|
| 23.05.2012 | 5,6 | 6,1 | 387 | 283 | 15 | 2,3 | 1,4 |
| 06.06.2012 | 5,7 | 7,3 | 335 | 242 | 15 | 2,4 | 0,60 |
| 03.07.2012 | 6,8 | 6,2 | 248 | 129 | 11 | 2,1 | 2,4 |
| 07.08.2012 | 7,3 | 5,9 | 258 | 136 | 12 | 1,8 | 1,9 |
| 04.09.2012 | 8,0 | 5,2 | 256 | 119 | 11 | 1,7 | 1,9 |
| 02.10.2012 | 8,6 | 4,3 | 258 | 161 | 10 | 1,6 | 1,8 |
| Min | 5,6 | 4,3 | 248 | 119 | 10 | 1,6 | 0,60 |
| Maks | 8,6 | 7,3 | 387 | 283 | 15 | 2,4 | 2,4 |
| Middel mai-okt | 7,0 | 5,8 | 290 | 178 | 12,3 | 2,0 | 1,7 |
| Middel jun-okt | 7,3 | 5,8 | 271 | 157 | 11,8 | 1,9 | 1,7 |
| Median mai-okt | 7,1 | 6,0 | 258 | 149 | 12 | 2,0 | 1,9 |

Tabell 21. Siktedyp og vannkjemidata fra blandprøver (0-10 m) ved stasjon Kise i 2012.

| Dato | Siktedyp m | Tot-P µg/l | Tot-N µg/l | NO ₃ µg/l | Farge mg Pt/l | TOC mg/l | Kl-a µg/l |
|----------------|---------------|---------------|---------------|-------------------------|------------------|-------------|--------------|
| 23.05.2012 | 10,9 | 4,3 | 535 | 469 | | | 0,95 |
| 06.06.2012 | 13,3 | 3,8 | 564 | 464 | 13 | 2,2 | 0,32 |
| 03.07.2012 | 9,5 | 4,5 | 516 | 371 | 12 | 2,3 | 1,7 |
| 07.08.2012 | 7,1 | 6,5 | 337 | 197 | 9 | 2,2 | 1,9 |
| 04.09.2012 | 8,1 | 7,7 | 348 | 204 | 12 | 2,1 | 1,7 |
| 02.10.2012 | 9,4 | 3,8 | 361 | 267 | 12 | 2,0 | 2,4 |
| Min | 7,1 | 3,8 | 337 | 197 | 9 | 2,0 | 0,32 |
| Maks | 13,3 | 7,7 | 564 | 469 | 13 | 2,3 | 2,4 |
| Middel mai-okt | 9,7 | 5,1 | 444 | 329 | 11,6 | 2,2 | 1,5 |
| Middel jun-okt | 9,5 | 5,3 | 425 | 301 | 11,6 | 2,2 | 1,6 |
| Median mai-okt | 9,5 | 4,4 | 439 | 319 | 12,0 | 2,2 | 1,7 |

Tabell 22. Siktedyp og vannkjemidata fra blandprøver (0-10 m) ved stasjon Furnesfjorden i 2012.

| Dato | Siktedyp m | Tot-P µg/l | Tot-N µg/l | NO ₃ µg/l | Farge mg Pt/l | TOC mg/l | Kl-a µg/l |
|----------------|---------------|---------------|---------------|-------------------------|------------------|-------------|--------------|
| 23.05.2012 | 7,5 | 5,8 | 591 | 494 | | | 1,5 |
| 06.06.2012 | 12,5 | 4,1 | 567 | 471 | 13 | 2,2 | 0,71 |
| 03.07.2012 | 9,3 | 6,3 | 529 | 361 | 12 | 2,3 | 1,6 |
| 07.08.2012 | 5,8 | 12 | 506 | 316 | 19 | 2,8 | 2,4 |
| 04.09.2012 | 6,8 | 6,2 | 447 | 298 | 17 | 2,5 | 2,5 |
| 02.10.2012 | 8,2 | 5,0 | 473 | 345 | 14 | 2,3 | 2,2 |
| Min | 5,8 | 4,1 | 447 | 298 | 12 | 2,2 | 0,71 |
| Maks | 12,5 | 12,0 | 591 | 494 | 19 | 2,8 | 2,5 |
| Middel mai-okt | 8,4 | 6,6 | 519 | 381 | 15,0 | 2,4 | 1,8 |
| Middel jun-okt | 8,5 | 6,7 | 504 | 358 | 15,0 | 2,4 | 1,9 |
| Median mai-okt | 7,9 | 6,0 | 518 | 353 | 14,0 | 2,3 | 1,9 |

Tabell 23. Siktedyp og vannkjemidata fra blandprøver (0-10 m) ved stasjon Skreia i 2012.

| Dato | Sikted. m | Tot-P µg/l | Tot-N µg/l | NO ₃ µg/l | pH | Alkalitet mmol/l | Farge mg Pt/l | Kond. mS/m | SiO ₂ mg/l | TOC mg/l | Turb. FNU | Kl-a µg/l |
|----------------|--------------|---------------|---------------|-------------------------|-----|---------------------|------------------|---------------|--------------------------|-------------|--------------|--------------|
| 23.05.2012 | 14,5 | 5,2 | 595 | 468 | 7,3 | 0,236 | 12 | 4,90 | 2,74 | 2,0 | 0,19 | 0,34 |
| 06.06.2012 | 11,7 | 3,8 | 555 | 453 | 7,4 | 0,259 | 12 | 4,77 | 2,55 | 2,4 | 0,33 | 0,70 |
| 20.06.2012 | 8,8 | 5,3 | 495 | 409 | 7,3 | 0,236 | 12 | 4,40 | 2,65 | 2,2 | 0,54 | 1,6 |
| 03.07.2012 | 9,6 | 4,2 | 574 | 398 | 7,3 | 0,240 | 11 | 4,40 | 2,67 | 2,3 | 0,40 | 1,5 |
| 27.07.2012 | 7,9 | 5,3 | 398 | 295 | 7,3 | 0,216 | 13 | 4,16 | 2,40 | 2,4 | 0,62 | 1,7 |
| 07.08.2012 | 8,0 | 6,4 | 391 | 258 | 7,2 | 0,202 | 12 | 3,86 | 2,33 | 2,0 | 0,85 | 2,1 |
| 21.08.2012 | 7,1 | 6,2 | 456 | 270 | 7,3 | 0,233 | 14 | 4,27 | 2,80 | 2,2 | 0,58 | 2,9 |
| 04.09.2012 | 7,8 | 5,1 | 492 | 307 | 7,3 | 0,242 | 13 | 4,74 | 2,35 | 2,5 | | 1,9 |
| 18.09.2012 | 8,9 | 4,6 | 458 | 288 | 7,4 | 0,225 | 14 | 4,29 | 2,37 | 2,2 | 0,59 | 1,4 |
| 02.10.2012 | 8,8 | 3,9 | 415 | 316 | 7,3 | 0,225 | 13 | 4,10 | 2,44 | 2,0 | 0,41 | 2,1 |
| 16.10.2012 | 9,5 | 4,8 | 455 | 343 | 7,3 | 0,227 | 13 | 4,24 | 2,57 | 2,4 | 0,22 | 2,0 |
| Min | 7,1 | 3,8 | 391 | 258 | 7,2 | 0,202 | 11 | 3,86 | 2,33 | 2,0 | 0,19 | 0,3 |
| Maks | 14,5 | 6,4 | 595 | 468 | 7,4 | 0,259 | 14 | 4,90 | 2,80 | 2,5 | 0,85 | 2,9 |
| Middel mai-okt | 9,3 | 5,0 | 480 | 346 | 7,3 | 0,231 | 12,6 | 4,38 | 2,53 | 2,2 | 0,47 | 1,7 |
| Middel jun-okt | 8,8 | 5,0 | 469 | 334 | 7,3 | 0,231 | 12,7 | 4,32 | 2,51 | 2,3 | 0,50 | 1,8 |
| Median mai-okt | 8,8 | 5,1 | 458 | 316 | 7,3 | 0,233 | 13,0 | 4,29 | 2,55 | 2,2 | 0,48 | 1,7 |

Tabell 24. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Mjøsa stasjon Brøttum i 2012. Verdier er gitt i mm³/m³ (= mg/m³ våtvekt).

| År | 2012 | 2012 | 2012 | 2012 | 2012 | 2012 |
|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Måned | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 |
| Dag | 23 | 6 | 3 | 7 | 4 | 2 |
| Dyp | 0-10m | 0-10m | 0-10m | 0-10m | 0-10m | 0-10m |

Cyanophyceae (Blågrønnalger)

| | | | | | | |
|---------------------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| Anabaena cf. lemmermannii | . | . | . | 0,6 | . | . |
| Snowella lacustris | 2,0 | . | . | . | . | . |
| Sum - Blågrønnalger | 2,0 | 0,0 | 0,0 | 0,6 | 0,0 | 0,0 |

Chlorophyceae (Grønnalger)

| | | | | | | |
|--------------------------------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| Ankistrodesmus fusiforme | . | . | 4,0 | . | . | . |
| Ankyra lanceolata | . | . | . | . | . | 0,1 |
| Crucigenia quadrata | . | 0,4 | . | . | . | . |
| Dictyosphaerium subsolitarium | . | . | . | 0,6 | . | . |
| Elakatothrix gelatinosa (genevensis) | . | . | 0,0 | 0,8 | 0,4 | . |
| Koliella sp. | 0,1 | . | . | . | . | . |
| Tetraedron minimum v. tetralobulatum | 0,3 | . | . | . | . | . |
| Ubest.gr.flagellat | 0,2 | . | . | . | . | . |
| Sum - Grønnalger | 0,6 | 0,4 | 4,0 | 1,4 | 0,4 | 0,1 |

Chrysophyceae (Gullalger)

| | | | | | | |
|---------------------------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| Aulomonas purdyi | 0,4 | 0,4 | . | . | . | . |
| Chrysolykos skujai | 0,3 | . | 0,5 | . | . | . |
| Craspedomonader | 0,4 | . | 0,3 | 0,4 | 0,5 | 0,3 |
| Dinobryon borgei | 0,4 | 0,3 | 0,8 | 0,1 | . | . |
| Dinobryon crenulatum | 1,3 | . | 1,7 | . | . | . |
| Dinobryon divergens | . | . | 8,8 | 4,2 | . | . |
| Dinobryon sertularia | 1,8 | . | . | . | . | . |
| Dinobryon sociale v. americanum | . | . | 4,8 | . | . | . |

| | | | | | | |
|--------------------------------------|-------|------|-------|------|------|------|
| Dinobryon suecicum v.longispinum | . | . | 0,3 | . | . | . |
| Kephyrion sp. | 0,2 | . | 0,8 | . | . | . |
| Løse celler Dinobryon spp. | 0,5 | 0,5 | . | . | . | . |
| Mallomonas akrokomos (v.parvula) | . | . | 3,3 | 0,7 | 0,7 | 0,7 |
| Mallomonas spp. | 8,0 | 4,8 | 2,0 | 19,1 | 2,0 | . |
| Ochromonas sp. (d=3.5-4) | 6,8 | 5,4 | 4,7 | 2,1 | 4,7 | 2,1 |
| Ochromonas spp. | 1,8 | 14,2 | 2,3 | . | . | . |
| Pseudokephyrion alaskanum | . | . | 0,2 | . | . | . |
| Små chrysomonader (<7) | 54,4 | 25,5 | 56,6 | 17,1 | 11,4 | 7,8 |
| Spiniferomonas sp. | 0,8 | . | 0,7 | . | . | . |
| Stelexomonas dichotoma | 2,1 | 5,8 | . | . | . | . |
| Store chrysomonader (>7) | 31,9 | 13,8 | 29,3 | 12,9 | 11,2 | 12,1 |
| Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?) | . | 0,3 | 0,7 | 0,3 | . | . |
| Uroglena sp. (U.americana ?) | . | . | . | . | 1,6 | . |
| Sum - Gullalger | 111,0 | 71,0 | 117,7 | 56,9 | 32,1 | 22,9 |

Bacillariophyceae (Kiselalger)

| | | | | | | |
|-----------------------------------|-----|-----|------|------|-------|-------|
| Asterionella formosa | . | 0,5 | 8,4 | 18,5 | 21,4 | 18,3 |
| Aulacoseira alpigena | 1,7 | 1,4 | 4,8 | . | 11,9 | 90,6 |
| Cyclotella cf.comensis | . | . | . | 0,3 | . | . |
| Cyclotella comta v.oligactis | . | . | 0,1 | 0,8 | 0,4 | 0,2 |
| Cyclotella glomerata | 0,8 | . | . | . | . | . |
| Cyclotella sp. (d=8-12 h=5-7) | . | . | 1,9 | . | . | . |
| Diatoma tenue | 0,1 | 0,3 | . | . | . | . |
| Eunotia sp. | . | 0,2 | . | . | . | . |
| Fragilaria crotonensis | . | . | . | . | 2,2 | 69,3 |
| Fragilaria sp. (l=30-40) | 1,1 | . | 0,6 | . | 3,9 | 1,1 |
| Fragilaria sp. (l=40-70) | 0,3 | 0,2 | 2,4 | . | . | . |
| Fragilaria ulna (morfortyp"ulna") | . | 1,6 | . | . | . | . |
| Rhizosolenia eriensis | . | . | . | . | . | 0,9 |
| Rhizosolenia longiseta | . | . | 4,8 | 2,1 | 1,1 | . |
| Tabellaria fenestrata | . | . | 0,8 | 51,1 | 128,8 | 97,7 |
| Tabellaria flocculosa | 3,0 | . | . | . | . | 0,2 |
| Sum - Kiselalger | 7,0 | 4,1 | 23,7 | 72,9 | 169,7 | 278,4 |

Cryptophyceae (Svelgflagellater)

| | | | | | | |
|---|------|------|-------|------|------|------|
| Chroomonas sp. | . | . | 3,2 | . | . | . |
| Cryptomonas cf.erosa | 2,9 | 1,7 | 19,7 | 12,2 | 14,4 | 20,2 |
| Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?) | . | . | 11,0 | 2,9 | 2,9 | 5,4 |
| Cryptomonas marssonii | . | . | . | . | . | 0,8 |
| Cryptomonas sp. (l=15-18) | . | . | . | . | . | 3,2 |
| Cryptomonas sp. (l=24-30) | . | . | 24,2 | 6,1 | 5,0 | 11,6 |
| Katablepharis ovalis | 1,9 | 0,2 | 10,3 | 1,2 | 0,5 | . |
| Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica) | 68,9 | 9,3 | 48,8 | 46,7 | 8,5 | 3,7 |
| Rhodomonas lens | . | . | 0,9 | . | . | . |
| Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?) | . | . | . | 5,6 | . | 1,7 |
| Sum - Svelgflagellater | 73,7 | 11,2 | 118,0 | 74,7 | 31,2 | 46,6 |

Dinophyceae (Fureflagellater)

| | | | | | | |
|-------------------------|------|-----|-----|---|------|---|
| Ceratium hirundinella | . | . | . | . | 24,0 | . |
| Cyster av dinophyceer | . | . | 0,5 | . | . | . |
| Gymnodinium cf.lacustre | 10,5 | 0,8 | 6,4 | . | . | . |

| | | | | | | |
|--|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Gymnodinium helveticum | . | . | . | . | . | 4,8 |
| Gymnodinium sp. (28*25) | . | . | . | 1,5 | . | . |
| Peridinium sp. (l=15-17) | . | 0,3 | 4,4 | . | . | . |
| Peridinium umbonatum (P.inconspicuum) | 2,4 | . | 0,9 | 2,8 | . | . |
| Ubest.dinoflagellat | 0,5 | . | 2,1 | . | . | . |
| Sum - Fureflagellater | 13,5 | 1,1 | 14,2 | 4,2 | 24,0 | 4,8 |
| Euglenophyceae (Øyealger) | | | | | | |
| Euglena sp. (l=70) | . | 0,7 | . | . | . | . |
| Trachelomonas volvocinopsis | . | . | . | . | . | 0,3 |
| Sum - Øyealger | 0,0 | 0,7 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,3 |
| Haptophyceae (Svepeflagellater) | | | | | | |
| Chrysochromulina parva | 0,6 | 0,5 | 4,2 | . | . | . |
| Sum - Svepeflagellater | 0,6 | 0,5 | 4,2 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| My-alger | | | | | | |
| My-alger | 73,5 | 70,3 | 70,3 | 57,7 | 56,7 | 39,9 |
| Sum - My-alge | 73,5 | 70,3 | 70,3 | 57,7 | 56,7 | 39,9 |
| Sum total : | 281,9 | 159,2 | 352,1 | 268,5 | 313,9 | 393,0 |

Tabell 25. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Mjøsa stasjon Kise i 2012. Verdier er gitt i mm^3/m^3 (= mg/m^3 våtvekt).

| År | 2012 | 2012 | 2012 | 2012 | 2012 | 2012 |
|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Måned | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 |
| Dag | 23 | 6 | 3 | 7 | 4 | 2 |
| Dyp | 0-10m | 0-10m | 0-10m | 0-10m | 0-10m | 0-10m |

| | | | | | | |
|-------------------------------------|-----|-----|------|-----|-----|-----|
| Cyanophyceae (Blågrønnalger) | | | | | | |
| Anabaena cf.lemmermannii | . | . | . | 0,5 | . | . |
| Snowella lacustris | . | . | 2,0 | . | . | . |
| Tychonema bourrellyi | 6,1 | 6,4 | 11,0 | . | . | . |
| Woronichinia naegeliana | . | . | . | . | 1,6 | 1,6 |
| Sum - Blågrønnalger | 6,1 | 6,4 | 13,0 | 0,5 | 1,6 | 1,6 |

| | | | | | | |
|--------------------------------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| Chlorophyceae (Grønnalger) | | | | | | |
| Botryococcus braunii | . | . | . | . | 1,4 | . |
| Chlamydomonas sp. (l=12) | 1,6 | . | . | . | . | . |
| Coelastrum asteroideum | . | . | . | . | . | 0,5 |
| Elakatothrix gelatinosa (genevensis) | . | . | . | . | 0,7 | . |
| Koliella sp. | 0,1 | . | . | . | 0,2 | . |
| Nephrocytium limneticum | . | . | . | 0,2 | . | . |
| Oocystis marssonii | . | . | . | . | 2,7 | . |
| Oocystis parva | . | . | 0,2 | . | . | . |
| Platymonas sp. | 0,6 | 0,3 | . | . | . | . |
| Staurastrum gracile | . | . | . | . | . | 0,7 |

| | | | | | | |
|-------------------------------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| Tetraedron minimum v.tetralobulatum | . | . | 0,3 | . | . | . |
| Ubest.gr.flagellat | 0,3 | 0,1 | . | . | . | . |
| Sum - Grønnalger | 2,6 | 0,4 | 0,6 | 0,2 | 4,9 | 1,2 |

Chrysophyceae (Gullalger)

| | | | | | | |
|----------------------------------|------|------|------|------|------|------|
| Bitrichia chodatii | . | . | . | 0,4 | . | . |
| Chrysolykos skujai | . | . | 0,7 | . | . | . |
| Craspedomonader | . | 0,5 | 0,3 | 0,1 | 0,4 | . |
| Dinobryon borgei | . | . | 0,1 | . | . | . |
| Dinobryon crenulatum | . | . | . | 0,4 | . | . |
| Dinobryon divergens | . | . | 3,9 | 0,8 | . | . |
| Kephyrion sp. | . | 0,1 | 0,4 | . | . | . |
| Mallomonas akrokomos (v.parvula) | 2,0 | 1,7 | 0,7 | . | 2,7 | 0,7 |
| Mallomonas allorgei | . | . | . | 0,5 | . | . |
| Mallomonas spp. | 4,2 | 0,2 | 0,3 | 2,0 | 0,3 | 0,2 |
| Ochromonas sp. (d=3.5-4) | 2,9 | 2,3 | 1,9 | 1,9 | 3,6 | 2,3 |
| Ochromonas spp. | 1,2 | . | 2,9 | 1,6 | . | . |
| Små chrysomonader (<7) | 9,8 | 6,7 | 11,5 | 10,9 | 9,3 | 6,4 |
| Spiniferomonas sp. | . | . | 0,4 | . | . | . |
| Stellexomonas dichotoma | . | 0,1 | . | . | . | 1,0 |
| Store chrysomonader (>7) | 4,3 | 6,0 | 12,1 | 5,2 | 6,0 | 4,3 |
| Uroglena sp. U.americana ? | . | . | . | . | 2,0 | . |
| Sum - Gullalger | 24,4 | 17,5 | 35,1 | 23,8 | 24,2 | 14,7 |

Bacillariophyceae (Kiselalger)

| | | | | | | |
|--|------|------|------|------|-------|------|
| Asterionella formosa | 10,6 | 8,7 | 9,1 | 10,1 | 11,0 | 3,6 |
| Aulacoseira alpigena | . | 1,2 | 2,7 | . | . | 1,8 |
| Aulacoseira islandica (morf.helvetica) | 2,8 | 7,0 | . | . | . | . |
| Aulacoseira italica | . | . | . | . | 0,9 | . |
| Cyclotella comta v.oligactis | . | 0,8 | 1,2 | 9,5 | 0,5 | . |
| Cyclotella glomerata | . | . | 0,2 | . | . | . |
| Cyclotella radiosa | . | . | 0,4 | . | . | . |
| Diatoma tenuis | 0,1 | . | . | . | . | . |
| Fragilaria crotonensis | . | 1,3 | . | . | 5,5 | 28,6 |
| Fragilaria sp. (l=30-40) | . | 0,6 | 2,8 | 3,9 | 2,2 | . |
| Fragilaria sp. (l=40-70) | 2,1 | 0,8 | 1,8 | 0,1 | . | . |
| Fragilaria ulna (morfotyp"acus") | 2,4 | 0,3 | 1,8 | . | . | . |
| Rhizosolenia eriensis | . | . | 0,5 | 0,8 | . | 9,3 |
| Rhizosolenia longiseta | 0,9 | 1,6 | 14,8 | . | 0,5 | 4,8 |
| Stephanodiscus hantzschii | . | . | 4,5 | . | . | . |
| Tabellaria fenestrata | 5,6 | 9,2 | 24,0 | 45,4 | 123,1 | 19,6 |
| Tabellaria flocculosa | . | . | 2,0 | . | . | . |
| Sum - Kiselalger | 24,5 | 31,5 | 65,7 | 69,8 | 143,8 | 67,6 |

Cryptophyceae (Svelgflagellater)

| | | | | | | |
|---|-----|-----|-----|-----|------|------|
| Cryptaulax vulgaris | . | 0,2 | 0,3 | . | . | . |
| Cryptomonas cf.erosa | 9,4 | 2,2 | 6,0 | 1,0 | 9,6 | 13,4 |
| Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?) | 2,2 | . | 2,0 | 1,8 | 14,3 | 5,2 |
| Cryptomonas marssonii | . | . | . | . | 3,7 | . |
| Cryptomonas sp. (l=15-18) | 1,6 | . | . | 1,6 | . | . |
| Cryptomonas sp. (l=24-30) | 6,6 | 1,1 | 2,2 | 2,8 | 14,3 | 11,0 |
| Katablepharis ovalis | 2,1 | 0,4 | 2,4 | . | 0,5 | 0,2 |

| | | | | | | |
|---|-------|------|-------|-------|-------|-------|
| Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica) | 56,6 | 9,0 | 13,6 | 12,2 | 3,6 | 3,0 |
| Rhodomonas lens | 0,9 | . | 0,9 | . | 0,9 | . |
| Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?) | . | . | 1,3 | . | . | . |
| Sum - Svelgflagellater | 79,4 | 12,8 | 28,7 | 19,3 | 46,9 | 32,8 |
| Dinophyceae (Fureflagellater) | | | | | | |
| Cyster av dinophyceer | . | . | . | . | . | 0,5 |
| Gymnodinium cf.lacustre | 0,1 | 0,2 | 0,3 | 2,4 | 1,1 | . |
| Gymnodinium helveticum | . | . | 2,4 | 2,4 | . | . |
| Gymnodinium sp. (28*25) | . | . | . | 2,9 | 4,4 | . |
| Peridinium umbonatum (P.inconspicuum) | 0,6 | . | 7,3 | 1,0 | . | . |
| Sum - Fureflagellater | 0,6 | 0,2 | 10,0 | 8,7 | 5,4 | 0,5 |
| Haptophyceae (Svepeflagellater) | | | | | | |
| Chrysochromulina parva | 1,7 | 1,0 | 0,6 | . | 0,5 | 0,2 |
| Sum - Svepeflagellater | 1,7 | 1,0 | 0,6 | 0,0 | 0,5 | 0,2 |
| My-alger | | | | | | |
| My-alger | 37,8 | 23,1 | 37,8 | 59,8 | 45,1 | 31,5 |
| Sum - My-alge | 37,8 | 23,1 | 37,8 | 59,8 | 45,1 | 31,5 |
| <hr/> | | | | | | |
| Sum total : | 177,1 | 92,8 | 191,5 | 182,1 | 272,5 | 150,2 |

Tabell 26. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Mjøsa stasjon Furnesfjorden i 2012. Verdier er gitt i mm^3/m^3 (= mg/m^3 våtvekt).

| År | 2012 | 2012 | 2012 | 2012 | 2012 | 2012 |
|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Måned | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 |
| Dag | 23 | 6 | 3 | 7 | 4 | 2 |
| Dyp | 0-10m | 0-10m | 0-10m | 0-10m | 0-10m | 0-10m |

| | | | | | | |
|-------------------------------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| Cyanophyceae (Blågrønnalger) | | | | | | |
| Tychonema bourrellyi | 2,0 | 6,4 | 4,6 | . | . | . |
| Sum - Blågrønnalger | 2,0 | 6,4 | 4,6 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| Chlorophyceae (Grønnalger) | | | | | | |
| Chlamydomonas sp. (l=10) | . | . | . | 0,9 | . | . |
| Chlamydomonas sp. (l=12) | . | 0,2 | . | . | . | . |
| Chlamydomonas sp. (l=8) | . | 0,3 | . | . | . | 0,4 |
| Koliella longiseta | . | . | 0,7 | . | . | . |
| Koliella sp. | . | . | . | . | 0,1 | . |
| Nephrocytium limneticum | . | . | . | . | 0,2 | . |
| Oocystis marssonii | . | . | . | . | 0,2 | . |
| Platymonas sp. | 0,7 | . | . | . | . | . |
| Staurastrum paradoxum | . | . | . | 0,7 | . | . |
| Ubest. kuleformet gr.alge (d=9) | . | . | . | 3,0 | . | . |
| Sum - Grønnalger | 0,7 | 0,6 | 0,7 | 4,6 | 0,4 | 0,4 |

Chrysophyceae (Gullalger)

| | | | | | | |
|--------------------------------------|------|------|------|------|------|------|
| Craspedomonader | 0,3 | 0,3 | . | 0,5 | 0,3 | . |
| Dinobryon borgei | . | . | 0,2 | . | . | . |
| Dinobryon crenulatum | . | . | 0,9 | . | . | . |
| Dinobryon divergens | 3,5 | 1,6 | 14,4 | . | . | . |
| Dinobryon sociale | 0,6 | . | . | . | . | . |
| Kephyrion sp. | . | . | 0,1 | . | . | . |
| Mallomonas akrokomos (v.parvula) | 7,3 | . | 7,3 | 1,3 | 4,0 | 0,7 |
| Mallomonas caudata | . | 1,3 | . | . | . | . |
| Mallomonas spp. | 2,0 | . | 2,0 | 6,0 | 2,0 | 4,0 |
| Ochromonas sp. (d=3.5-4) | 4,1 | 2,1 | 3,7 | 1,4 | 2,1 | 2,5 |
| Ochromonas spp. | 8,5 | 1,2 | 1,0 | 0,4 | 1,0 | . |
| Små chrysomonader (<7) | 25,8 | 8,4 | 14,0 | 7,9 | 7,1 | 8,3 |
| Spiniferomonas sp. | 1,2 | . | . | . | . | . |
| Store chrysomonader (>7) | 19,8 | 4,3 | 6,9 | 7,8 | 6,0 | 12,1 |
| Synura sp. (l=9-11 b=8-9) | . | . | 0,9 | . | . | . |
| Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?) | 0,3 | . | . | . | . | . |
| Uroglena sp. (U.americana ?) | . | . | . | 1,2 | 2,8 | . |
| Sum - Gullalger | 73,4 | 19,2 | 51,4 | 26,5 | 25,3 | 27,5 |

Bacillariophyceae (Kiselalger)

| | | | | | | |
|--|-------|------|------|-------|-------|-------|
| Asterionella formosa | 78,7 | 37,3 | 18,1 | 33,5 | 6,3 | 2,2 |
| Aulacoseira alpigena | 1,8 | . | 2,4 | 1,8 | . | 3,0 |
| Aulacoseira islandica (morf.helvetica) | 7,7 | 29,4 | . | . | . | . |
| Aulacoseira italica v.tenuissima | . | . | . | . | 1,3 | 2,3 |
| Cyclotella cf.comensis | . | . | . | . | . | 0,5 |
| Cyclotella cf.stelligera | 0,4 | . | . | . | . | . |
| Cyclotella comta v.oligactis | . | . | 0,1 | 1,3 | 1,1 | 0,5 |
| Cyclotella glomerata | 0,8 | . | . | . | . | . |
| Cyclotella radiosa | 0,9 | . | . | . | . | . |
| Cyclotella sp. (d=8-12 h=5-7) | . | . | 0,9 | . | . | . |
| Diatoma tenue | 1,3 | . | . | . | . | . |
| Fragilaria crotonensis | . | . | 3,3 | . | 46,2 | 92,4 |
| Fragilaria sp. (l=30-40) | . | . | 1,1 | 0,1 | 5,0 | 2,2 |
| Fragilaria sp. (l=40-70) | 3,6 | 3,8 | 0,5 | . | . | 1,2 |
| Fragilaria ulna (morfotyp"acus") | 12,5 | 3,9 | . | . | . | . |
| Fragilaria ulna (morfotyp"ulna") | 1,6 | . | . | . | . | . |
| Rhizosolenia eriensis | . | . | . | . | . | 16,7 |
| Rhizosolenia longiseta | 2,7 | 2,7 | 8,0 | . | 0,5 | 0,9 |
| Stephanodiscus hantzschii | 4,5 | . | . | . | . | . |
| Tabellaria fenestrata | 5,9 | . | 11,0 | 189,2 | 121,0 | 20,9 |
| Sum - Kiselalger | 122,3 | 77,1 | 45,4 | 225,9 | 181,4 | 142,7 |

Cryptophyceae (Svelgflagellater)

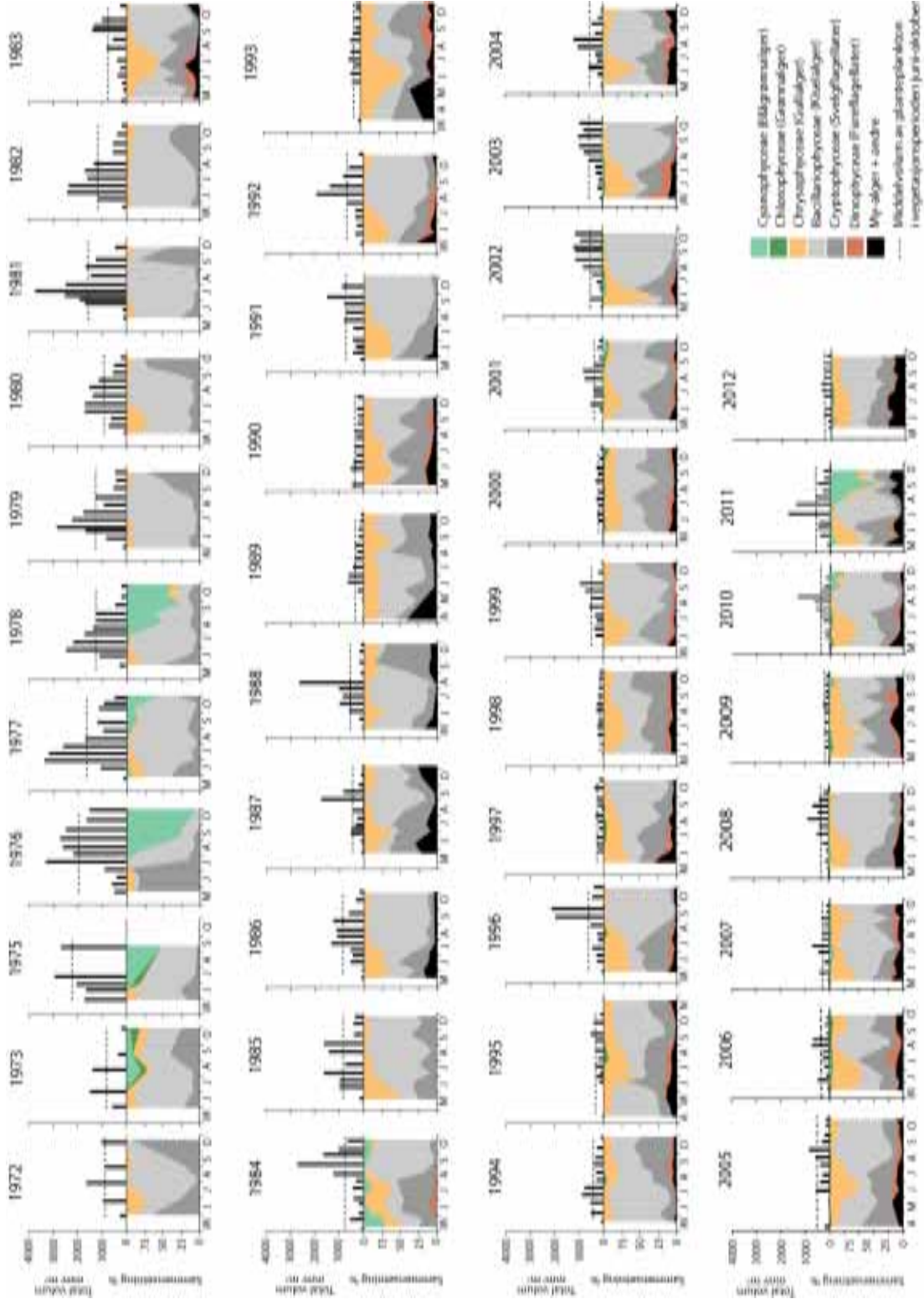
| | | | | | | |
|---|-------|------|------|------|------|------|
| Cryptomonas cf.erosa | 39,8 | 11,0 | 28,6 | 35,0 | 12,5 | 11,8 |
| Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?) | 1,5 | 1,8 | 4,2 | 5,8 | 5,8 | 5,8 |
| Cryptomonas marssonii | . | . | 0,6 | . | . | . |
| Cryptomonas sp. (l=15-18) | 1,0 | . | 1,6 | . | . | . |
| Cryptomonas sp. (l=24-30) | 27,4 | 9,4 | 10,5 | 13,8 | 3,3 | 7,7 |
| Katablepharis ovalis | 3,8 | 1,6 | 5,7 | . | 0,2 | 1,0 |
| Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica) | 111,3 | 35,2 | 22,7 | 7,8 | 14,1 | 1,1 |
| Rhodomonas lens | 6,5 | 1,9 | 0,9 | 1,9 | 0,9 | . |

| | | | | | | |
|--|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?) | . | . | 0,1 | 4,8 | 1,2 | . |
| Sum - Svelgflagellater | 191,3 | 60,8 | 74,8 | 69,0 | 38,0 | 27,3 |
| Dinophyceae (Fureflagellater) | | | | | | |
| Ceratium hirundinella | . | . | 16,0 | 16,0 | 40,0 | . |
| Gymnodinium cf. lacustre | 4,5 | 0,9 | 1,2 | . | . | . |
| Gymnodinium helveticum | . | . | . | 2,4 | . | 4,8 |
| Gymnodinium sp. (28*25) | . | . | . | 7,3 | . | . |
| Peridinium sp. (I=15-17) | . | 1,0 | . | . | . | . |
| Sum - Fureflagellater | 4,5 | 1,8 | 17,2 | 25,7 | 40,0 | 4,8 |
| Haptophyceae (Svepeflagellater) | | | | | | |
| Chrysochromulina parva | 7,8 | 1,2 | 2,1 | . | 0,6 | 0,7 |
| Sum - Svepeflagellater | 7,8 | 1,2 | 2,1 | 0,0 | 0,6 | 0,7 |
| My-alger | | | | | | |
| My-alger | 70,3 | 47,2 | 59,8 | 25,2 | 37,8 | 30,4 |
| Sum - My-alge | 70,3 | 47,2 | 59,8 | 25,2 | 37,8 | 30,4 |
| Sum total : | 472,3 | 214,3 | 256,0 | 376,9 | 323,4 | 233,8 |

Tabell 27. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Mjøsa stasjon Skreia i 2012. Verdier er gitt i mm^3/m^3 (= mg/m^3 våtvekt).

| | 2012 | | 2012 | | 2012 | | 2012 | | 2012 | | 2012 | |
|--------------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | År | 2012 | 2012 | 2012 | 2012 | 2012 | 2012 | 2012 | 2012 | 2012 | 2012 | 2012 |
| Måned | 5 | 6 | 6 | 7 | 7 | 8 | 8 | 8 | 9 | 9 | 10 | 10 |
| Dag | 23 | 6 | 20 | 3 | 27 | 7 | 21 | 4 | 18 | 2 | 16 | 16 |
| Dyp | 0-10m | 0-10m | 0-10m | 0-10m | 0-10m | 0-10m | 0-10m | 0-10m | 0-10m | 0-10m | 0-10m | 0-10m |
| Cyanophyceae (Blågrønner) | | | | | | | | | | | | |
| Anabaena cf. lemmermannii | . | . | . | . | 3,4 | 3,6 | 0,8 | . | . | . | . | . |
| Tychonema bourellyi | 1,1 | 3,9 | 0,9 | 3,9 | . | . | . | 0,6 | . | . | . | . |
| Woronichinia naegeliana | . | . | . | . | . | . | . | . | 1,6 | . | . | . |
| Sum - Blågrønner | 1,1 | 3,9 | 0,9 | 3,9 | 3,4 | 3,6 | 0,8 | 0,6 | 1,6 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| Chlorophyceae (Grønner) | | | | | | | | | | | | |
| Ankyra lanceolata | . | . | . | . | . | . | . | 0,1 | . | . | . | . |
| Botryococcus braunii | . | . | . | . | 0,7 | . | . | . | . | 0,7 | . | . |
| Chlamydomonas sp. (I=10) | . | 0,5 | . | . | 0,9 | . | 0,9 | . | . | . | 0,9 | . |
| Chlamydomonas sp. (I=8) | . | . | 0,3 | . | 0,3 | 0,3 | . | . | . | . | . | 0,5 |
| Cosmarium contractum | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| Elakatothrix gelatinosa (genevensis) | . | . | . | . | 0,0 | 0,8 | . | . | 0,1 | . | . | . |
| Kollella longiseta | . | . | 0,3 | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| Kollella sp. | 0,2 | . | 0,1 | . | . | . | . | 0,2 | 0,3 | 0,1 | . | . |
| Monoraphidium dybowskii | . | . | . | . | 0,5 | . | . | . | . | . | 0,4 | . |
| Monoraphidium minutum | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 0,2 | . |
| Nephrocytium lunatum | . | . | . | . | . | 2,1 | . | . | . | . | . | . |
| Oocystis marssonii | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 0,5 | . |
| Oocystis parva | . | . | . | . | 0,2 | . | . | 0,2 | . | . | . | . |
| Scenedesmus sp. | . | . | . | . | . | . | 1,1 | . | . | . | . | . |
| Ubest. kuleformet gr.alge (d=5) | . | . | . | . | . | . | 0,3 | . | . | . | . | . |
| Ubest.ellipsoidisk gr.alge | . | . | . | . | . | 0,4 | . | . | . | . | . | . |
| Ubest.gr.flagellat | . | . | . | . | 0,2 | . | . | . | . | . | . | . |
| Sum - Grønner | 0,2 | 0,5 | 0,8 | 0,0 | 2,9 | 3,7 | 2,3 | 0,6 | 0,3 | 1,3 | 2,1 | 2,1 |

| | | | | | | | | | | |
|---|------|------|------|------|------|-------|-------|-------|-------|------|
| Cyclotella comta v. oligacis | . | . | . | 1,6 | 2,3 | 3,2 | 2,2 | 3,2 | 0,8 | 1,2 |
| Cyclotella glomerata | . | 0,4 | . | 0,6 | 1,1 | 0,8 | 0,5 | 0,2 | 0,6 | . |
| Cyclotella radiosa | . | . | . | . | 2,5 | . | 0,8 | . | . | 0,5 |
| Cyclotella sp. (d=8-12 h=5-7) | . | . | . | 9,9 | . | . | . | . | . | . |
| Diatoma tenuis | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 0,1 |
| Fragilaria crotonensis | . | . | 7,7 | . | . | 1,8 | 7,7 | 28,6 | 51,7 | 19,8 |
| Fragilaria sp. (l=30-40) | . | 0,6 | 1,1 | 3,9 | 4,5 | 2,8 | 1,7 | 2,8 | 0,8 | 0,8 |
| Fragilaria sp. (l=40-70) | 1,0 | 1,3 | 3,6 | 2,1 | 4,2 | 0,2 | 0,2 | . | 0,2 | . |
| Fragilaria ulna (morfotyp "acus") | . | . | 3,6 | 1,8 | . | . | . | . | . | . |
| Rhizosolenia eriensis | . | . | . | . | 0,9 | . | . | 3,2 | 8,8 | 13,4 |
| Rhizosolenia longiseta | 1,6 | 1,1 | 5,3 | 9,0 | 4,2 | 2,1 | 2,1 | 1,4 | 1,6 | 7,4 |
| Stephanodiscus hantzschii | 0,4 | . | 0,0 | 0,7 | 0,4 | . | . | . | . | . |
| Tabellaria fenestrata | 0,7 | 3,9 | 26,6 | 17,6 | 26,8 | 190,4 | 86,0 | 72,0 | 41,6 | 18,8 |
| Tabellaria flocculosa v. asterionelloides | . | . | . | 14,0 | . | . | . | . | . | . |
| Sum - Kiselalger | 28,8 | 16,7 | 65,9 | 49,1 | 83,4 | 225,3 | 113,9 | 121,8 | 111,6 | 66,5 |
| Cryptophyceae (Sveiflagellater) | | | | | | | | | | |
| Chroomonas sp. | . | . | 3,2 | . | . | . | . | . | . | . |
| Cryptaulax vulgaris | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 0,7 |
| Cryptomonas cf. erosa | 2,4 | 3,8 | 12,5 | 6,7 | 4,6 | 20,2 | 18,7 | 25,2 | 11,4 | 11,0 |
| Cryptomonas erosa | . | . | . | 0,0 | . | . | . | . | . | . |
| Cryptomonas erosa v. reflexa (Cr.refl.?) | 0,4 | 1,1 | 4,0 | 1,8 | . | 2,9 | 4,8 | 4,5 | 2,8 | 3,2 |
| Cryptomonas marssonii | . | . | 0,8 | 11,1 | . | 4,0 | . | . | 2,0 | . |
| Cryptomonas sp. (l=15-18) | . | . | . | . | 0,2 | . | . | . | 0,8 | . |
| Cryptomonas sp. (l=24-30) | 2,8 | 1,1 | 9,4 | 3,3 | 1,1 | 6,6 | 19,3 | 12,7 | 9,9 | 5,0 |
| Katablepharis ovalis | 0,4 | 0,4 | 5,3 | 2,1 | 1,2 | 0,2 | 1,2 | 0,5 | 0,4 | 1,2 |
| Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica) | 13,0 | 21,2 | 40,8 | 17,2 | 16,3 | 11,1 | 20,9 | 10,6 | 1,1 | 1,9 |
| Rhodomonas lens | 0,5 | . | . | . | 4,6 | 2,8 | . | . | 2,3 | . |
| Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?) | . | . | . | . | 2,0 | 1,9 | 1,3 | 1,9 | . | . |
| Sum - Sveiflagellater | 19,4 | 27,6 | 75,9 | 42,3 | 28,0 | 49,6 | 66,1 | 55,3 | 30,7 | 22,9 |
| Dinophyceae (Fureiflagellater) | | | | | | | | | | |
| Ceratium hirundinella | . | . | . | . | . | . | 8,0 | . | . | . |
| Gymnodinium cf. lacustre | . | 0,9 | 1,2 | 0,3 | 1,4 | 2,1 | . | . | 0,5 | . |
| Gymnodinium helveticum | . | 2,4 | . | 2,4 | 4,8 | 2,0 | 2,6 | . | . | 4,8 |



Figur 48. Plantepilankton ved Skreia, gitt som mengde (totalvolum) og sammensetning av hovedgrupper i perioden 1972-2012.

Tabell 28. Krepsdyrplankton og ved stasjon Skreia i 2012, gitt som mg/m² tørrvekt i sjiktet 0-50 m.

| | Limnocalanus macrurus | Eudiaptomus gracilis | Heterocope appendiculata | Cyclops lacustris | T. oithonoides/M. leuckarti | Cyclopoida ubest. | Leptodora kindtii | Holopedium gibberum | Daphnia galeata | Daphnia cristata | Bosmina longispina | Polphemus pediculus | Bythotrephes longimanus | Krepsdyrplankton totalt |
|----------------|-----------------------|----------------------|--------------------------|-------------------|-----------------------------|-------------------|-------------------|---------------------|-----------------|------------------|--------------------|---------------------|-------------------------|-------------------------|
| 23.05.2012 | 695,3 | 206,7 | 1,7 | 61,9 | 7,6 | 0 | 0,0 | 0,0 | 0,3 | 0,0 | 1,2 | 0,0 | 0,0 | 974,7 |
| 06.06.2012 | 314,6 | 100,2 | 0,7 | 28,3 | 2,1 | 0,8 | 0,0 | 0,0 | 1,2 | 0,0 | 8,6 | 0,0 | 0,0 | 456,5 |
| 20.06.2012 | 207,3 | 55,2 | 13,7 | 15,7 | 6,1 | 0 | 0,0 | 9,7 | 1,0 | 0,0 | 41,4 | 0,0 | 0,0 | 350,1 |
| 03.07.2012 | 44,1 | 239,5 | 100,2 | 37,2 | 12,5 | 0,8 | 2,6 | 64,2 | 27,8 | 0,0 | 347,2 | 7,9 | 0,0 | 903,0 |
| 27.07.2012 | 26,1 | 650,1 | 85,0 | 39,1 | 73,4 | 0 | 52,9 | 15,7 | 124,6 | 3,1 | 310,6 | 4,7 | 0,0 | 1385,3 |
| 07.08.2012 | 20,6 | 254,2 | 13,0 | 36,7 | 28,8 | 0,8 | 30,7 | 4,2 | 182,3 | 3,0 | 120,8 | 2,3 | 0,0 | 697,4 |
| 21.08.2012 | 26,7 | 385,2 | 17,8 | 93,3 | 121,8 | 0 | 24,2 | 1,1 | 236,3 | 2,1 | 44,6 | 1,1 | 5,1 | 959,3 |
| 04.09.2012 | 42,5 | 1367,1 | 3,4 | 25,9 | 457,1 | 0 | 36,6 | 0,1 | 438,5 | 13,2 | 105,9 | 6,3 | 21,0 | 2517,6 |
| 18.09.2012 | 39,1 | 571,2 | 2,9 | 24,6 | 174,3 | 0 | 0,0 | 0,0 | 304,2 | 0,0 | 24,8 | 1,0 | 0,6 | 1142,7 |
| 02.10.2012 | 88,9 | 775,7 | 18,5 | 46,4 | 43,3 | 0 | 0,0 | 0,0 | 48,4 | 1,8 | 25,2 | 0,0 | 0,0 | 1048,2 |
| 16.10.2012 | 41,7 | 315,9 | 0,1 | 26,3 | 17,6 | 0 | 0,0 | 0,0 | 1,7 | 0,0 | 20,6 | 2,5 | 0,0 | 426,4 |
| Middel jun-okt | 85,2 | 471,4 | 25,5 | 37,4 | 93,7 | 0,2 | 16,6 | 9,5 | 136,6 | 2,3 | 105,0 | 2,6 | 2,7 | 988,6 |

Tabell 29. Forekomst av istidskreps ved Skreia i 2012 (sjiktet 0-120 m). Mysis gitt som antall individer og biomasse pr. m², Gammaracanthus lacustris gitt som antall individer pr. m².

| Dato | Mysis 0+ | | | Mysis 1+ | | | Mysis 2+ | | | Sum Mysis | | | G. lacustris | | | mg/m ² tørrvekt | | | |
|------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|-----------|----------|----------|--------------|----------|----------|----------------------------|----------|----------|-----|
| | Mysis 0+ | Mysis 1+ | Mysis 2+ | Mysis 0+ | Mysis 1+ | Mysis 2+ | Mysis 0+ | Mysis 1+ | Mysis 2+ | Mysis 0+ | Mysis 1+ | Mysis 2+ | Mysis 0+ | Mysis 1+ | Mysis 2+ | Mysis 0+ | Mysis 1+ | Mysis 2+ | Sum |
| 23.05.2012 | 179 | 14 | 6 | 199 | 1 | | 9,0 | 21,0 | 41,3 | 71,2 | | | | | | | | | |
| 06.06.2012 | 81 | 11 | 10 | 103 | 1 | | 8,1 | 24,6 | 66,0 | 98,7 | | | | | | | | | |
| 20.06.2012 | 32 | 17 | 1 | 50 | 1 | | 4,8 | 52,8 | 8,3 | 65,8 | | | | | | | | | |
| 03.07.2012 | 145 | 10 | 5 | 160 | 0 | | 27,5 | 36,6 | 33,0 | 97,1 | | | | | | | | | |
| 27.07.2012 | 76 | 9 | 8 | 93 | 0 | | 26,7 | 38,2 | 49,5 | 114,4 | | | | | | | | | |
| 07.08.2012 | 41 | 11 | 0 | 52 | 1 | | 33,3 | 68,9 | 0,0 | 102,2 | | | | | | | | | |
| 21.08.2012 | 50 | 10 | 0 | 60 | 0 | | 45,1 | 45,8 | 0,0 | 90,9 | | | | | | | | | |
| 04.09.2012 | 113 | 5 | 0 | 118 | 0 | | 123,2 | 27,6 | 0,0 | 150,8 | | | | | | | | | |
| 18.09.2012 | 51 | 8 | 0 | 58 | 1 | | 70,1 | 53,1 | 0,0 | 123,2 | | | | | | | | | |
| 02.10.2012 | 95 | 23 | 0 | 118 | 0 | | 179,1 | 137,8 | 0,0 | 316,9 | | | | | | | | | |
| 16.10.2012 | 25 | 1 | 0 | 27 | 0 | | 69,6 | 8,3 | 0,0 | 77,9 | | | | | | | | | |

Tabell 30. Kvalitativ forekomst av krepsdyrplankton ved stasjonene Skreia og Furnesfjorden i 2012. Basert på vertikale håvtrekk fra sjiktet 0-120 m. 1 = få/sjelden, 2 = vanlig, 3 = rikelig/dominerende.

| Skreia | | | | | | | | | | |
|--------------------------------|----------|---------|----------|---------|----------|---------|---------|----------|---------|----------|
| | 23. mai. | 6. jun. | 20. jun. | 3. jul. | 27. jul. | 7. aug. | 4. sep. | 18. sep. | 2. okt. | 16. okt. |
| <u>Hoppekreps (Copepoda):</u> | | | | | | | | | | |
| Limnocalanus macrurus | 3 | 3 | 2 | 1 | 1 | 2 | 1 | 1 | 1 | 2 |
| Hetercope appendiculata | | 1 | 2 | 2 | 1 | | | | | |
| Eudiaptomus gracilis | 2 | 3 | 2 | 2 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 |
| Cyclops lacustris | 2 | 3 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 3 |
| Mesocyclops leuckarti | | | | | 1 | 1 | 1 | 2 | 1 | 2 |
| Thermocyclops oithonoides | 1 | 1 | | 2 | 2 | 2 | 3 | 3 | 2 | |
| Cyclopoide cop. ubest. | | | | | | | | | | |
| Cyclopoide nauplier, ubest. | 3 | 3 | 1 | 2 | 2 | 2 | 2 | 1 | 2 | 3 |
| <u>Vannlopper (Cladocera):</u> | | | | | | | | | | |
| Leptodora kindtii | | | 1 | | 1 | 2 | | | | |
| Holopedium gibberum | | | 1 | 2 | 2 | | | | | |
| Daphnia galeata | | | 1 | 1 | 2 | 2 | 2 | 3 | 1 | |
| Daphnia cristata | | | | | 1 | | 1 | | | |
| Bosmina longispina | 1 | 1 | 2 | 2 | 3 | 2 | 2 | 2 | 1 | 2 |
| Polyphemus pediculus | | | | | 1 | | 1 | 1 | | |
| Bythotrephes lopngimanus | | | | | 1 | | 1 | | | |
| Furnesfjorden | | | | | | | | | | |
| | 23. mai. | 6. jun. | 3. jul. | 7. aug. | 4. sep. | 2. okt. | | | | |
| <u>Hoppekreps (Copepoda):</u> | | | | | | | | | | |
| Limnocalanus macrurus | 3 | 3 | 3 | 3 | 1 | 2 | | | | |
| Hetercope appendiculata | | | 2 | 1 | | | | | | |
| Eudiaptomus gracilis | 2 | 1 | 3 | 2 | 3 | 3 | | | | |
| Cyclops lacustris | 2 | 2 | 3 | 2 | 1 | 3 | | | | |
| Mesocyclops leuckarti | | | 2 | 1 | 1 | 2 | | | | |
| Thermocyclops oithonoides | | 2 | 1 | 2 | 3 | 2 | | | | |
| Cyclopoide cop. ubest. | 1 | | | | | | | | | |
| Cyclopoide nauplier, ubest. | 2 | 1 | 1 | 2 | 2 | 2 | | | | |
| <u>Vannlopper (Cladocera):</u> | | | | | | | | | | |
| Leptodora kindtii | | | 1 | 1 | | | | | | |
| Holopedium gibberum | 1 | 1 | 2 | | | | | | | |
| Daphnia galeata | | | 1 | 3 | 3 | 2 | | | | |
| Daphnia cristata | | | | 2 | 1 | 1 | | | | |
| Bosmina longispina | 2 | 1 | 3 | 3 | 3 | 2 | | | | |
| Chydorus cf. sphaericus | 1 | | | | | | | | | |
| Polyphemus pediculus | | | 1 | | | | | | | |
| Bythotrephes lopngimanus | | | | 1 | 1 | | | | | |

Tabell 31. Forekomst av istidskreps i Furnesfjorden 2012. Mysis gitt som antall og biomasse pr. m² i sjiktet 0-110 m (0-60 m den 23.5.2012). Gammaracanthus gitt som antall pr. m² i sjiktet 0-110 m.

| Dato | Antall pr. m ² | | | | | mg/m ² tørrvekt | | | |
|------------|---------------------------|----------|----------|-----------|--------------|----------------------------|----------|----------|-----------|
| | Mysis 0+ | Mysis 1+ | Mysis 2+ | Sum Mysis | G. lacustris | Mysis 0+ | Mysis 1+ | Mysis 2+ | Sum Mysis |
| 23.05.2012 | 13 | 0 | 0 | 13 | 0 | 0,6 | 0,0 | 0,0 | 0,6 |
| 06.06.2012 | 29 | 25 | 14 | 69 | 0 | 2,9 | 54,6 | 76,8 | 134,4 |
| 03.07.2012 | 36 | 11 | 4 | 51 | 0 | 6,8 | 41,1 | 21,0 | 68,9 |
| 07.08.2012 | 65 | 10 | 3 | 77 | 0 | 53,1 | 61,3 | 14,0 | 128,3 |
| 04.09.2012 | 25 | 11 | 0 | 37 | 0 | 27,7 | 62,2 | 0,0 | 89,9 |
| 02.10.2012 | 20 | 13 | 0 | 33 | 0 | 42,7 | 80,0 | 0,0 | 122,7 |

6.3 Primærdata elver

Tabell 32. Lena – analyseresultater, vannføring og beregnet stofftransport i 2012.

| | Analyseverdier | | | Vannføring | | | Stofftransport | | | Vol.veid. middel | | |
|------------|-----------------|-----------------|----------------|---------------------|------------------------|---------------|----------------|-----------------|-----------------|------------------|-----------------|--|
| | Tot-P µg P/l | Tot-N µg N/l | TKB /100 ml | Døgnvannf.* m³/s | Vol. mnd.* mill. m³ | Tot-P tonn | Tot-N tonn | Tot-P µg P/l | Tot-N µg N/l | Tot-P µg P/l | Tot-N µg N/l | |
| 17.01.2012 | 14 | 3220 | 46 | 1,02 | 3,42 | 0,048 | 11,0 | 14 | 3220 | 14 | 3220 | |
| 15.02.2012 | 18 | 3440 | 220 | 0,58 | 1,55 | 0,028 | 5,3 | 18 | 3440 | 18 | 3440 | |
| 08.03.2012 | 16 | 3650 | 140 | 1,25 | | | | | | | | |
| 20.03.2012 | 30 | 3770 | 100 | 6,10 | | | | | | | | |
| 27.03.2012 | 41 | 2150 | 160 | 13,96 | 18,56 | 0,675 | 50,1 | 36 | 2702 | 36 | 2702 | |
| 03.04.2012 | 21 | 2430 | 70 | 3,04 | | | | | | | | |
| 10.04.2012 | 13 | 1630 | 210 | 2,28 | | | | | | | | |
| 17.04.2012 | 10 | 1510 | 75 | 2,50 | | | | | | | | |
| 24.04.2012 | 9 | 1210 | 120 | 5,80 | 11,36 | 0,142 | 18,3 | 13 | 1608 | 13 | 1608 | |
| 02.05.2012 | 14 | 1019 | 30 | 5,37 | | | | | | | | |
| 08.05.2012 | 13 | 1780 | 20 | 4,87 | | | | | | | | |
| 15.05.2012 | 13 | 1720 | 30 | 5,06 | | | | | | | | |
| 22.05.2012 | 20 | 2110 | 26 | 4,01 | | | | | | | | |
| 30.05.2012 | 20 | 2650 | 20 | 1,32 | 15,73 | 0,237 | 26,5 | 15 | 1687 | 15 | 1687 | |
| 11.06.2012 | 7 | 2510 | 79 | 2,46 | | | | | | | | |
| 26.06.2012 | 19 | 1309 | 770 | 4,12 | 6,49 | 0,094 | 11,4 | 15 | 1758 | 15 | 1758 | |
| 10.07.2012 | 67 | 3150 | 1400 | 12,30 | | | | | | | | |
| 17.07.2012 | 18 | 1090 | 1300 | 4,99 | | | | | | | | |
| 24.07.2012 | 13 | 2052 | 190 | 2,52 | 13,26 | 0,634 | 33,0 | 48 | 2491 | 48 | 2491 | |
| 07.08.2012 | 46 | 2144 | 2400 | 20,68 | | | | | | | | |
| 21.08.2012 | 12 | 2822 | | 2,81 | 16,33 | 0,685 | 36,3 | 42 | 2225 | 42 | 2225 | |
| 04.09.2012 | 9 | 3048 | 460 | 1,53 | | | | | | | | |
| 18.09.2012 | 12 | 2150 | 260 | 2,83 | 4,97 | 0,054 | 12,3 | 11 | 2465 | 11 | 2465 | |
| 02.10.2012 | 13 | 2050 | 150 | 2,25 | | | | | | | | |
| 16.10.2012 | 74 | 3637 | 1200 | 15,79 | 18,68 | 1,240 | 64,2 | 66 | 3439 | 66 | 3439 | |
| 13.11.2012 | 23 | 3062 | 86 | 12,81 | 27,78 | 0,639 | 85,1 | 23 | 3062 | 23 | 3062 | |
| 11.12.2012 | 10 | 3672 | 730 | 1,96 | 5,85 | 0,059 | 21,5 | 10 | 3672 | 10 | 3672 | |
| Min | 7 | 1019 | 20 | | | | | | | | | |
| Maks | 74 | 3770 | 2400 | | | | | | | | | |
| Middel | 21 | 2407 | 396 | | | | | | | | | |
| St.avvik | 17 | 855 | 581 | | | | | | | | | |
| Median | 14,0 | 2150 | 145 | | | | | | | | | |
| Antall pr. | 27 | 27 | 26 | | | | | | | | | |
| Året | | | | | 143,98 | 4,535 | 375,1 | 31,5 | 2605 | 31,5 | 2605 | |

* 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 33. Humneelva – analyseresultater, vannføring og beregnet stofftransport i 2012.

| | Analyseverdier | | TKB /100 ml | Døgnvannf.* m ³ /s | Vannføring | | Stofftransport | | Vol.veid. middel | |
|------------|-----------------|-----------------|----------------|----------------------------------|------------------------------------|---------------|----------------|-----------------|------------------|--|
| | Tot-P µg P/l | Tot-N µg N/l | | | Vol. mnd.* mill. m ³ | Tot-P tonn | Tot-N tonn | Tot-P µg P/l | Tot-N µg N/l | |
| 17.01.2012 | 15 | 1340 | 610 | 0,84 | 2,75 | 0,041 | 3,7 | 15 | 1340 | |
| 15.02.2012 | 16 | 1290 | 1400 | 0,50 | 1,31 | 0,021 | 1,7 | 16 | 1290 | |
| 08.03.2012 | 19 | 1470 | 1300 | 0,96 | | | | | | |
| 20.03.2012 | 26 | 2520 | >2400 | 4,92 | | | | | | |
| 27.03.2012 | 30 | 2150 | 1400 | 20,11 | 19,30 | 0,557 | 42,4 | 29 | 2195 | |
| 03.04.2012 | 20 | 1700 | 980 | 4,41 | | | | | | |
| 10.04.2012 | 46 | 1110 | 1600 | 2,80 | | | | | | |
| 17.04.2012 | 13 | 1360 | 490 | 2,89 | | | | | | |
| 24.04.2012 | 27 | 1050 | 870 | 8,19 | 18,09 | 0,470 | 22,9 | 26 | 1265 | |
| 02.05.2012 | 15 | 1040 | 770 | 16,66 | | | | | | |
| 08.05.2012 | 15 | 1290 | 1400 | 9,16 | | | | | | |
| 15.05.2012 | 12 | 1360 | 1300 | 12,63 | | | | | | |
| 22.05.2012 | 8 | 1360 | 980 | 13,96 | 33,96 | 0,433 | 42,0 | 13 | 1236 | |
| 30.05.2012 | 20 | 1010 | 280 | 2,40 | | | | | | |
| 11.06.2012 | 12 | 1490 | 340 | 3,53 | 10,90 | 0,175 | 13,9 | 16 | 1274 | |
| 26.06.2012 | 19 | 1118 | 1400 | 4,90 | | | | | | |
| 10.07.2012 | 96 | 1460 | 2600 | 20,79 | | | | | | |
| 17.07.2012 | 15 | 1090 | 225 | 8,34 | | | | | | |
| 24.07.2012 | 13 | 1182 | 2420 | 4,54 | 22,92 | 1,484 | 30,5 | 65 | 1331 | |
| 07.08.2012 | 25 | 1263 | 2400 | 25,35 | | | | | | |
| 21.08.2012 | 58 | 1259 | | 9,02 | 23,68 | 0,797 | 29,9 | 34 | 1262 | |
| 04.09.2012 | 12 | 1214 | 990 | 3,02 | | | | | | |
| 18.09.2012 | 11 | 1490 | 690 | 3,44 | 8,66 | 0,099 | 11,8 | 11 | 1361 | |
| 02.10.2012 | 15 | 1180 | 1120 | 3,64 | | | | | | |
| 16.10.2012 | 39 | 1555 | 1600 | 13,10 | 23,17 | 0,783 | 34,1 | 34 | 1473 | |
| 13.11.2012 | 14 | 1277 | 1300 | 16,60 | 36,09 | 0,505 | 46,1 | 14 | 1277 | |
| 11.12.2012 | 14 | 1515 | 2000 | 2,93 | 6,74 | 0,094 | 10,2 | 14 | 1515 | |
| Min | 8 | 1010 | 225 | | 207,57 | 5,460 | 289 | 26,3 | 1393 | |
| Maks | 96 | 2520 | 2600 | | | | | | | |
| Middel | 23,1 | 1376 | 1287 | | | | | | | |
| St.avvik | 18,5 | 330 | 726 | | | | | | | |
| Median | 15,0 | 1290 | 1300 | | | | | | | |
| Antall pr. | 27 | 27 | 25 | | | | | | | |
| Året | | | | | 207,57 | 5,460 | 289 | 26,3 | 1393 | |

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

Tabell 34. Gausa – analyseresultater, vannføring og beregnet stofftransport i 2012.

| | Analyseverdier | | | Vannføring | | | Stofftransport | | | Vol. veid. middel | | |
|------------|-----------------|-----------------|-----------------------|---------------------------------|-----------------------------------|---------------|----------------|-----------------|-----------------|-------------------|-----------------|--|
| | Tot-P µg P/l | Tot-N µg N/l | E. coli kde/100 ml | Døgnvannf. m ³ /s | Vol. mnd. mill. m ³ | Tot-P tonn | Tot-N tonn | Tot-P µg P/l | Tot-N µg N/l | Tot-P µg P/l | Tot-N µg N/l | |
| 16.01.2012 | 5,5 | 845 | 161 | 3,14 | 8,69 | 0,048 | 7,3 | 5,5 | 845 | 5,5 | 845 | |
| 13.02.2012 | 4,6 | 664 | 613 | 2,19 | 5,37 | 0,025 | 3,6 | 4,6 | 664 | 4,6 | 664 | |
| 05.03.2012 | 4,5 | 697 | 5 | 1,59 | | | | | | | | |
| 19.03.2012 | 13 | 1920 | 43 | 3,07 | | | | | | | | |
| 27.03.2012 | 50 | 2630 | 33 | 5,85 | 8,61 | 0,278 | 18,3 | 32,3 | 2130 | 32,3 | 2130 | |
| 04.04.2012 | 7,7 | 1220 | 12 | 5,46 | | | | | | | | |
| 10.04.2012 | 6,4 | 1230 | 26 | 7,14 | | | | | | | | |
| 17.04.2012 | 8,2 | 1430 | 17 | 9,12 | | | | | | | | |
| 24.04.2012 | 15 | 1660 | 29 | 14,02 | 33,18 | 0,346 | 48,1 | 10 | 1448 | 10 | 1448 | |
| 02.05.2012 | 51 | 715 | 11 | 44,83 | | | | | | | | |
| 08.05.2012 | 12 | 749 | 6 | 21,54 | | | | | | | | |
| 15.05.2012 | 14 | 433 | 9 | 42,62 | | | | | | | | |
| 22.05.2012 | 72 | 344 | 8 | 83,90 | | | | | | | | |
| 29.05.2012 | 8,4 | 323 | 7 | 25,37 | 121,02 | 5,210 | 57,5 | 43,0 | 475 | 43,0 | 475 | |
| 12.06.2012 | 17 | 364 | 517 | 23,99 | | | | | | | | |
| 26.06.2012 | 5,3 | 405 | 50 | 15,15 | 52,59 | 0,656 | 20,0 | 12 | 380 | 12 | 380 | |
| 10.07.2012 | 34 | 606 | 727 | 52,92 | | | | | | | | |
| 17.07.2012 | 11 | 577 | 73 | 30,26 | | | | | | | | |
| 24.07.2012 | 7 | 562 | 49 | 18,74 | 71,67 | 1,592 | 42,2 | 22,2 | 589 | 22,2 | 589 | |
| 07.08.2012 | 9,7 | 499 | 57 | 48,02 | | | | | | | | |
| 16.08.2012 | 5,8 | 633 | 32 | 11,27 | 74,06 | 0,663 | 38,8 | 9 | 524 | 9 | 524 | |
| 04.09.2012 | 6 | 712 | 44 | 18,26 | | | | | | | | |
| 18.09.2012 | 4,9 | 644 | 23 | 10,91 | 32,89 | 0,184 | 22,6 | 5,6 | 687 | 5,6 | 687 | |
| 02.10.2012 | 4,6 | 567 | 13 | 9,93 | | | | | | | | |
| 15.10.2012 | 4,4 | 773 | 58 | 10,55 | 38,99 | 0,175 | 26,2 | 4,5 | 673 | 4,5 | 673 | |
| 12.11.2012 | 12 | 1070 | 35 | 22,07 | 41,32 | 0,496 | 44,2 | 12,0 | 1070 | 12,0 | 1070 | |
| 10.12.2012 | 2,8 | 1130 | 4 | 7,44 | 19,75 | 0,055 | 22,3 | 2,8 | 1130 | 2,8 | 1130 | |
| Min | 2,8 | 323 | 4 | | | | | | | | | |
| Maks | 72 | 2630 | 727 | | | | | | | | | |
| Middel | 14,7 | 867 | 99 | | | | | | | | | |
| St.avvik | 17,0 | 536 | 192 | | | | | | | | | |
| Median | 8,2 | 697 | 32 | | | | | | | | | |
| Antall pr. | 27 | 27 | 27 | | | | | | | | | |
| Året | | | | 508,14 | 9,728 | 351 | 19,1 | 691 | | | | |

Tabell 35. Gudbrandsdalslågen – analyseresultater, vannføring og beregnet stofftransport i 2012.

| | Analyseverdier | | | Vannføring | | | Stofftransport | | Vol.veid. middel | | | | |
|------------|-----------------|-----------------|-------------------------|-----------------|-------------------|--------------------|---------------------------------|-----------------------------------|------------------|---------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| | Tot-P µg P/l | Tot-N µg N/l | E. coli * kde/100 ml | Farge mg P/l | Turbiditet FNU | Slisium mg Si/l | Døgnvannf. m ³ /s | Vol. mnd. mill. m ³ | Tot-P tonn | Tot-N tonn | Slisium tonn | Tot-P µg P/l | Tot-N µg N/l |
| 16.01.2012 | 4,3 | 250 | 12 | 5 | 0,64 | 1,66 | 132 | 352,6 | 1,516 | 88,1 | 585,2 | 4,3 | 250 |
| 13.02.2012 | 4,3 | 243 | 10 | 4 | 0,40 | 1,57 | 105 | 303,0 | 1,303 | 73,6 | 475,6 | 4,3 | 243 |
| 05.03.2012 | 3,4 | 233 | 1 | <2 | 0,29 | 1,46 | 122 | | | | | | |
| 19.03.2012 | 3,9 | 254 | <1 | 3 | 0,45 | 1,36 | 163 | | | | | | |
| 27.03.2012 | 9,8 | 319 | <1 | 5 | 0,89 | 1,41 | 224 | 453,6 | 2,892 | 125,9 | 637,7 | 6,4 | 278 |
| 04.04.2012 | 12 | 350 | 1 | 8 | 3,2 | 1,53 | 178 | | | | | | |
| 10.04.2012 | 9,4 | 334 | 1 | 8 | 1,2 | 1,51 | 107 | | | | | | |
| 17.04.2012 | 9,8 | 362 | <1 | 9 | 1,6 | 1,48 | 94 | | | | | | |
| 24.04.2012 | 5,8 | 312 | 2 | 8 | 0,99 | 1,45 | 106 | 327,3 | 3,156 | 111,4 | 490,4 | 9,6 | 340 |
| 02.05.2012 | 8,5 | 330 | <1 | 10 | 1,3 | 1,40 | 170 | | | | | | |
| 08.05.2012 | 6,3 | 358 | 1 | 11 | 1,0 | 1,74 | 142 | | | | | | |
| 15.05.2012 | 5,6 | 340 | <1 | 14 | 1,2 | 1,80 | 187 | | | | | | |
| 22.05.2012 | 8,5 | 324 | 4 | 17 | 1,1 | 1,17 | 369 | | | | | | |
| 29.05.2012 | 15 | 232 | 10 | 15 | 4,4 | 1,56 | 1012 | 1047,2 | 12,089 | 292,4 | 1337,1 | 11,5 | 279 |
| 12.06.2012 | 6,7 | 237 | 5 | 12 | 1,1 | 1,65 | 555 | | | | | | |
| 26.06.2012 | 5,4 | 155 | 4 | 9 | 1,1 | 1,46 | 768 | 1400,8 | 8,328 | 265,3 | 2156,8 | 5,9 | 189 |
| 10.07.2012 | 7,3 | 138 | 18 | 7 | 2,1 | 1,17 | 1069 | | | | | | |
| 17.07.2012 | 11 | 122 | 40 | 10 | 3,8 | 0,93 | 704 | | | | | | |
| 24.07.2012 | 7,8 | 135 | 3 | 9 | 2,5 | 0,98 | 535 | 1903,9 | 16,268 | 252,1 | 2004,4 | 8,5 | 132 |
| 07.08.2012 | 5,6 | 128 | 15 | 7 | 1,0 | 1,15 | 509 | | | | | | |
| 16.08.2012 | 5,1 | 157 | <1 | 7 | 1,1 | 1,47 | 367 | 1137,7 | 6,133 | 159,4 | 1460,9 | 5,4 | 140 |
| 04.09.2012 | 5,6 | 186 | 3 | 10 | 1,4 | 1,40 | 346 | | | | | | |
| 18.09.2012 | 5,6 | 168 | 2 | 7 | 1,2 | 1,39 | 258 | 692,0 | 3,875 | 123,4 | 965,8 | 5,6 | 178 |
| 02.10.2012 | 5,7 | 174 | 1 | 6 | 0,72 | 1,43 | 143 | | | | | | |
| 15.10.2012 | 3,9 | 188 | 4 | 6 | 0,47 | 1,51 | 113 | 346,3 | 1,699 | 62,4 | 507,4 | 4,9 | 180 |
| 12.11.2012 | 4,9 | 314 | 10 | 24 | 1,0 | 1,74 | 125 | 328,4 | 1,609 | 103,1 | 571,5 | 4,9 | 314 |
| 10.12.2012 | 4,4 | 355 | 3 | 6 | 0,38 | 1,94 | 109 | 319,6 | 1,406 | 113,5 | 620,0 | 4,4 | 355 |
| Min | 3,4 | 122 | <1 | 3 | 0,29 | 0,93 | | | | | | | |
| Maks | 15 | 362 | 40 | 24 | 4,4 | 1,94 | | | | | | | |
| Middel | 6,9 | 248 | 6 | 9 | 1,35 | 1,47 | | | | | | | |
| St.avvik | 2,8 | 83 | 9 | 4 | 1,02 | 0,23 | | | | | | | |
| Median | 5,7 | 243 | 3 | 8 | 1,10 | 1,47 | | | | | | | |
| Antall pr. | 27 | 27 | 27 | 27 | 27 | 26 | | | | | | | |
| Året | | | | | | | 8612,3 | 60,275 | 1771 | 11813 | 7,0 | 206 | |

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

Tabell 36. Flagstadehva – analyseresultater, vannføring og beregnet stofftransport i 2012.

| | Analyseverdier | | | Vannføring | | Stofftransport | | | Vol. veid. middel | |
|------------|-----------------|-----------------|-----------------------|---------------------------------|-----------------------------------|----------------|---------------|-----------------|-------------------|--|
| | Tot-P µg P/l | Tot-N µg N/l | E. coli kde/100 ml | Døgnvannf. m ³ /s | Vol. mnd. mill. m ³ | Tot-P tonn | Tot-N tonn | Tot-P µg P/l | Tot-N µg N/l | |
| 20.01.2012 | 9,5 | 1840 | 47 | 0,42 | 1,29 | 0,012 | 2,4 | 10 | 1840 | |
| 17.02.2012 | 9,5 | 1740 | 88 | 0,31 | 0,81 | 0,008 | 1,4 | 10 | 1740 | |
| 09.03.2012 | 10 | 1540 | 72 | 0,45 | | | | | | |
| 21.03.2012 | 28 | 2950 | 308 | 2,85 | | | | | | |
| 28.03.2012 | 40 | 1740 | 131 | 11,54 | 8,52 | 0,313 | 16,7 | 37 | 1966 | |
| 04.04.2012 | 12 | 1440 | 12 | 2,86 | | | | | | |
| 13.04.2012 | 16 | 1680 | 70 | 2,88 | | | | | | |
| 20.04.2012 | 13 | 1480 | 152 | 2,54 | | | | | | |
| 25.04.2012 | 16 | 954 | 21 | 5,80 | 13,46 | 0,197 | 17,4 | 15 | 1296 | |
| 02.05.2012 | 12 | 480 | 17 | 14,72 | | | | | | |
| 11.05.2012 | 16 | 475 | 50 | 15,48 | | | | | | |
| 16.05.2012 | 11 | 677 | 152 | 7,54 | | | | | | |
| 22.05.2012 | 12 | 1030 | 201 | 3,25 | | | | | | |
| 30.05.2012 | 4,9 | 2450 | 961 | 0,43 | 17,56 | 0,232 | 10,1 | 13 | 578 | |
| 15.06.2012 | 9,7 | 944 | 86 | 0,72 | | | | | | |
| 27.06.2012 | 10 | 853 | 119 | 0,81 | 2,22 | 0,022 | 2,0 | 10 | 896 | |
| 10.07.2012 | 31 | 748 | 488 | 11,49 | | | | | | |
| 19.07.2012 | 15 | 737 | 135 | 3,73 | | | | | | |
| 26.07.2012 | 13 | 1020 | 91 | 1,72 | 15,05 | 0,386 | 11,6 | 26 | 773 | |
| 09.08.2012 | 16 | 1010 | 84 | 5,42 | | | | | | |
| 17.08.2012 | 13 | 2070 | 75 | 1,27 | 13,72 | 0,212 | 16,6 | 15 | 1211 | |
| 05.09.2012 | 11 | 2410 | 210 | 0,97 | | | | | | |
| 19.09.2012 | 13 | 767 | 99 | 5,43 | 7,16 | 0,091 | 7,3 | 13 | 1016 | |
| 03.10.2012 | 10 | 996 | 30 | 2,70 | | | | | | |
| 17.10.2012 | 70 | 1190 | 1300 | 9,46 | 9,97 | 0,565 | 11,4 | 57 | 1147 | |
| 14.11.2012 | 14 | 4240 | 1120 | 6,97 | 23,41 | 0,328 | 99,3 | 14 | 4240 | |
| 12.12.2012 | 8,6 | 3260 | 125 | 0,52 | 1,80 | 0,015 | 5,9 | 9 | 3260 | |
| Min | 4,9 | 475 | 12 | | | | | | | |
| Maks | 70 | 4240 | 1300 | | | | | | | |
| Middel | 16,5 | 1508 | 231 | | | | | | | |
| St.avvik | 13,0 | 910 | 341 | | | | | | | |
| Median | 13,0 | 1190 | 99 | | | | | | | |
| Antall pr. | 27 | 27 | 27 | | | | | | | |
| Året | | | | | 114,95 | 2,381 | 202,2 | 20,7 | 1759 | |

Tabell 37. Svartelva – analyseresultater, vannføring og beregnet stofftransport i 2012.

| | Analyseverdier | | | Vannføring | | | Stofftransport | | | Vol.veid. middel | | | |
|------------|-----------------|-----------------|-----------------------|-----------------|-------------------|---------------------|---------------------------------|-----------------------------------|---------------|------------------|------------------|-----------------|-----------------|
| | Tot-P µg P/l | Tot-N µg N/l | E. coli kde/100 ml | Farge mg P/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 |
| 20.01.2012 | 17 | 1150 | 28 | 93 | 2,0 | 4,01 | 2,00 | 5,81 | 0,099 | 6,7 | 23,3 | 17 | 1150 |
| 17.02.2012 | 23 | 1410 | 91 | 65 | 2,4 | 3,84 | 1,16 | 3,09 | 0,071 | 4,4 | 11,9 | 23 | 1410 |
| 09.03.2012 | 24 | 1300 | 219 | 70 | 3,9 | 3,83 | 1,75 | | | | | | |
| 21.03.2012 | 52 | 2240 | 199 | 104 | 3,9 | 3,43 | 5,58 | | | | | | |
| 28.03.2012 | 68 | 1500 | 326 | 127 | 9,3 | 2,92 | 16,24 | 15,85 | 0,966 | 26,3 | 49,3 | 61 | 1660 |
| 04.04.2012 | 27 | 1240 | 65 | 104 | 4,5 | 3,38 | 6,41 | | | | | | |
| 13.04.2012 | 30 | 1530 | 102 | 105 | 3,2 | 3,20 | 7,50 | | | | | | |
| 20.04.2012 | 23 | 1380 | 96 | 100 | 2,8 | 2,96 | 7,34 | | | | | | |
| 25.04.2012 | 25 | 1120 | 79 | 119 | 2,1 | 2,75 | 10,85 | 26,34 | 0,688 | 34,2 | 79,8 | 26 | 1299 |
| 02.05.2012 | 20 | 778 | 23 | 119 | 2,4 | 1,99 | 16,60 | | | | | | |
| 11.05.2012 | 32 | 764 | 99 | 117 | 4,4 | 1,93 | 21,08 | | | | | | |
| 16.05.2012 | 16 | 797 | 40 | 111 | 1,6 | 2,36 | 11,34 | | | | | | |
| 22.05.2012 | 18 | 913 | 63 | 104 | 1,7 | 2,42 | 6,99 | | | | | | |
| 30.05.2012 | 14 | 1010 | 38 | 42 | 1,9 | 1,89 | 2,00 | 25,91 | 0,599 | 20,8 | 54,1 | 23 | 801 |
| 15.06.2012 | 16 | 993 | 118 | 85 | 3,1 | 1,25 | 2,98 | | | | | | |
| 27.06.2012 | 22 | 960 | 1553 | 112 | 3,0 | 2,16 | 2,74 | 6,69 | 0,126 | 6,5 | 11,3 | 19 | 977 |
| 10.07.2012 | 72 | 1910 | 1986 | 200 | 9,2 | 2,07 | 34,83 | | | | | | |
| 19.07.2012 | 24 | 1030 | 122 | 133 | 1,8 | 2,31 | 8,45 | | | | | | |
| 26.07.2012 | 67 | 984 | 124 | 138 | 2,1 | 2,36 | 5,50 | 44,11 | 2,784 | 72,9 | 94,6 | 63 | 1653 |
| 09.08.2012 | 26 | 1330 | 79 | 167 | 2,3 | 2,61 | 16,94 | | | | | | |
| 17.08.2012 | 23 | 2120 | 240 | 125 | 2,7 | 1,86 | 3,98 | 52,31 | 1,330 | 77,4 | 129,1 | 25 | 1480 |
| 05.09.2012 | 22 | 1920 | 105 | 113 | 2,5 | 3,18 | 4,48 | | | | | | |
| 19.09.2012 | 26 | 1150 | 228 | 172 | 2,2 | 2,67 | 9,19 | 16,96 | 0,419 | 23,8 | 48,1 | 25 | 1402 |
| 03.10.2012 | 21 | 1120 | 86 | 154 | 1,9 | 3,28 | 10,14 | | | | | | |
| 17.10.2012 | 70 | 1240 | 222 | 121 | 18 | 3,53 | 19,28 | 27,49 | 1,460 | 32,9 | 94,7 | 53 | 1199 |
| 14.11.2012 | 28 | 1850 | 381 | 132 | 4,1 | 3,35 | 20,69 | 56,93 | 1,594 | 105,3 | 190,7 | 28 | 1850 |
| 12.12.2012 | 16 | 2000 | 131 | 82 | 2,1 | 4,04 | 2,49 | 7,55 | 0,121 | 15,1 | 30,5 | 16 | 2000 |
| Min | 14,0 | 764 | 23 | 42 | 1,6 | 1,25 | | | | | | | |
| Maks | 72 | 2240 | 1986 | 200 | 18 | 4,04 | | | | | | | |
| Middel | 30,4 | 1324 | 253 | 115 | 3,7 | 2,80 | | | | | | | |
| St.avvik | 18,0 | 427 | 450 | 34 | 3,4 | 0,75 | | | | | | | |
| Median | 24,0 | 1240 | 105 | 113 | 2,5 | 2,75 | | | | | | | |
| Antall pr. | 27 | 27 | 27 | 27 | 27 | 27 | | | | | | | |
| Året | | | | | | | 289,03 | 10,257 | 426,4 | 817,2 | 35,5 | 1475 | |

Tabell 38. Vorma – Vorma ved Minnesund. Analyseresultater, vannføring og beregnet stofftransport i 2012.

| Dato | Analyseverdier | | | Vannføring | | | Stofftransport | | | Vol.veid middel | | | |
|------------|------------------|-----------------|-----------------|-------------------|---------------------|---------------------------------|-----------------------------------|---------------|---------------|------------------|-----------------|-----------------|---------------------|
| | Tot-P* µg P/l | Tot-N µg N/l | Farge mg P/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 |
| 31.01.2012 | 4,7 | 580 | 8 | 0,12 | 1,23 | 259,4 | 693,1 | 3,257 | 402,0 | 852,5 | 4,7 | 580 | 1,23 |
| 17.02.2012 | 5,0 | 532 | 12 | 0,39 | 1,17 | 286,4 | 700,8 | 3,504 | 372,8 | 820,0 | 5 | 532 | 1,17 |
| 26.03.2012 | 3,5 | 557 | 12 | 0,24 | 1,25 | 213,9 | 580,2 | 2,031 | 323,2 | 725,3 | 3,5 | 557 | 1,25 |
| 17.04.2012 | 4,9 | 538 | 11 | 0,63 | 1,34 | 249,9 | 625,7 | 3,066 | 336,6 | 838,5 | 4,9 | 538 | 1,34 |
| 16.05.2012 | 3,8 | 530 | 11 | 0,17 | 1,32 | 235,5 | 749,9 | 2,850 | 397,4 | 989,8 | 3,8 | 530 | 1,32 |
| 21.06.2012 | 5,0 | 571 | 11 | 0,47 | 1,31 | 599,5 | 1468,6 | 7,343 | 838,5 | 1923,8 | 5 | 571 | 1,31 |
| 17.07.2012 | 11,0 | 446 | 12 | 3,10 | 1,04 | 943,4 | 2107,9 | 23,187 | 940,1 | 2192,2 | 11 | 446 | 1,04 |
| 17.08.2012 | 4,9 | 445 | 13 | 0,63 | 1,16 | 398,8 | 1630,0 | 7,987 | 725,3 | 1890,8 | 4,9 | 445 | 1,16 |
| 23.09.2012 | 13,0 | 487 | 12 | 1,10 | 1,23 | 269,4 | 864,7 | 11,241 | 421,1 | 1063,5 | 13 | 487 | 1,23 |
| 23.10.2012 | 5,3 | 472 | 14 | 0,33 | 1,11 | 145,1 | 640,0 | 3,392 | 302,1 | 710,4 | 5,3 | 472 | 1,11 |
| 22.11.2012 | 4,2 | 573 | 11 | 0,37 | 1,33 | 308,7 | 656,5 | 2,757 | 376,2 | 873,1 | 4,2 | 573 | 1,33 |
| 18.12.2012 | 3,0 | 535 | 12 | 0,28 | 1,30 | 350,4 | 859,3 | 2,578 | 459,7 | 1117,1 | 3 | 535 | 1,30 |
| Min | 3,0 | 445 | 8 | 0,12 | 1,04 | | | | | | | | |
| Maks | 13 | 580 | 14 | 3,1 | 1,34 | | | | | | | | |
| Middel | 5,7 | 522 | 12 | 0,48 | 1,23 | | | | | | | | |
| St.avvik | 3,1 | 48 | 1 | 0,29 | 0,10 | | | | | | | | |
| Median | 4,9 | 534 | 12 | 0,39 | 1,24 | | | | | | | | |
| Antall pr. | 12 | 12 | 12 | 12 | 12 | | | | | | | | |
| Året | | | | | | 11576,6 | 73,193 | 5895 | 5895 | 13997 | 6,3 | 509 | 1,21 |

* Tot-P for 31.01.2012 er estimert som midlet av verdiene for 20.12.2011 (4,4 µg P/l) og 17.2.2012 (5,0 µg P/l), dvs. 4,7 µg P/l.

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

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

Vf uregulert lokalfelt er satt lik:

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

Tabell 39. Registrerte begroingsselementer fra Vikselva, Hunnselva og Vesleelva 2012. Hyppigheten er angitt som prosent dekning. Organismer som vokser på/blant disse er angitt ved: x=observert, xx=vanlig, xxx=hyppig.

| | | Vikselva | Hunnselva | Vesleelva |
|----------------|-------------------------------------|----------|-----------|-----------|
| Cyanobakterier | <i>Chamaesiphon confervicola</i> | | xx | xxx |
| | <i>Homoeothrix janthina</i> | xxx | xx | xxx |
| | <i>Homoeothrix</i> spp. | 2 | | |
| | <i>Leptolyngbya</i> spp. | | | xxx |
| | <i>Phormidium autumnale</i> | 3 | | 2 |
| | <i>Phormidium retzii</i> | 30 | | |
| | <i>Phormidium</i> spp. | | x | |
| | <i>Schizothrix</i> spp. | | xxx | |
| Grønnalger | <i>Cladophora glomerata</i> | | <1 | |
| | <i>Closterium</i> spp. | x | | |
| | <i>Microspora amoena</i> | 1 | <1 | <1 |
| | <i>Oedogonium</i> a (5-11u) | x | | |
| | <i>Oedogonium</i> c (23-28u) | x | | |
| | <i>Spirogyra</i> a (20-42u,1K,L) | | | x |
| | <i>Ulothrix zonata</i> | | | 1 |
| Kiselalger | <i>Tabellaria flocculosa</i> (agg.) | xx | | |
| | Uidentifiserte pennate | xxx | xxx | xxx |
| Rødalger | <i>Audouinella hermannii</i> | 1 | 10 | 5 |
| | <i>Audouinella pygmaea</i> | | xxx | |
| | <i>Batrachospermum</i> spp. | x | x | |
| | <i>Lemanea fluviatilis</i> | 5 | 10 | 5 |
| Moser | Uidentifiserte bladmoser | 10 | 20 | 20 |
| Nedbrytere | <i>Sphaerotilus natans</i> | | <1 | |

Tabell 40. Registrerte bunndyr i Hunnselva, Vesleelva og Vikselva i november 2012.

| | | Hunnselva Gjøvik gård 02.11.2012 | Vesleelva Hunndalen 30.11.2012 | Vikselva Tangen 01.11.2012 |
|---------------|------------------------------|--|--------------------------------------|----------------------------------|
| Coleoptera | Elmis aena lv | 4 | 1 | |
| Crustacea | Asellus aquaticus | 8 | | 28 |
| Diptera | Ceratopogonidae | 8 | | 4 |
| Diptera | Chironomidae | 1456 | 544 | 3664 |
| Diptera | Diptera indet | | 8 | 160 |
| Diptera | Pericoma sp | 4 | 32 | |
| Diptera | Simuliidae | 4 | 16 | 144 |
| Diptera | Tipulidae indet | | 32 | |
| Ephemeroptera | Alainites muticus | 12 | 7 | 24 |
| Ephemeroptera | Baetis rhodani | 880 | 1208 | 672 |
| Ephemeroptera | Baetis sp | 192 | 320 | 256 |
| Ephemeroptera | Ephemeroptera | 1100 | 1537 | 1316 |
| Ephemeroptera | Heptagenia sp | | | 32 |
| Ephemeroptera | Heptagenia sulphurea | | | 192 |
| Ephemeroptera | Kageronia fuscogrisea | 4 | | |
| Ephemeroptera | Leptophlebia sp | 8 | | 112 |
| Ephemeroptera | Nigrobaetis niger | | 2 | 128 |
| Gastropoda | Gastropoda | 20 | | 2 |
| Gastropoda | Gyraulus acronicus | 8 | | |
| Gastropoda | Planorbidae indet | | | 2 |
| Gastropoda | Radix labiata | 12 | | |
| Hirudinea | Erpobdella sp | 16 | | |
| Hirudinea | Hirudinea | 16 | | |
| Hydrachnidia | Hydrachnidia | 4 | 16 | |
| Oligochaeta | Oligochaeta | 336 | 80 | 80 |
| Plecoptera | Amphinemura sp | 8 | 1 | 656 |
| Plecoptera | Brachyptera risi | | 9 | |
| Plecoptera | Capnia atra | | 7 | |
| Plecoptera | Capnopsis schilleri | | 4 | 2 |
| Plecoptera | Diura nanseni | | 4 | |
| Plecoptera | Isoperla difformis | 4 | | |
| Plecoptera | Isoperla sp | | | 16 |
| Plecoptera | Leuctra hippopus | | | 16 |
| Plecoptera | Nemoura sp | | | 2 |
| Plecoptera | Plecoptera | 12 | 31 | 690 |
| Plecoptera | Protonemura meyeri | | 1 | |
| Plecoptera | Siphonoperla burmeisteri | | 1 | |
| Plecoptera | Taeniopteryx nebulosa | | 4 | |
| Trichoptera | Hydropsyche pellucidula | 4 | | 48 |
| Trichoptera | Hydropsyche sp | | | 16 |
| Trichoptera | Lepidostoma hirtum | | | 6 |
| Trichoptera | Limnephilidae indet | | 5 | |
| Trichoptera | Polycentropodidae indet | 16 | | 24 |
| Trichoptera | Polycentropus flavomaculatus | | | 4 |
| Trichoptera | Rhyacophila nubila | 144 | 56 | 176 |
| Trichoptera | Tinodes waeneri | 8 | | |
| Trichoptera | Trichoptera | 176 | 65 | 278 |
| Trichoptera | Trichoptera indet | 4 | 4 | 4 |

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 | 11 459 | 100 | 233 | 2 | 3198 | 28 | 246 | 2 | 7372 | 64 | 461 | 4 | - | - |
| Nedbørfelt nedstr. 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 |

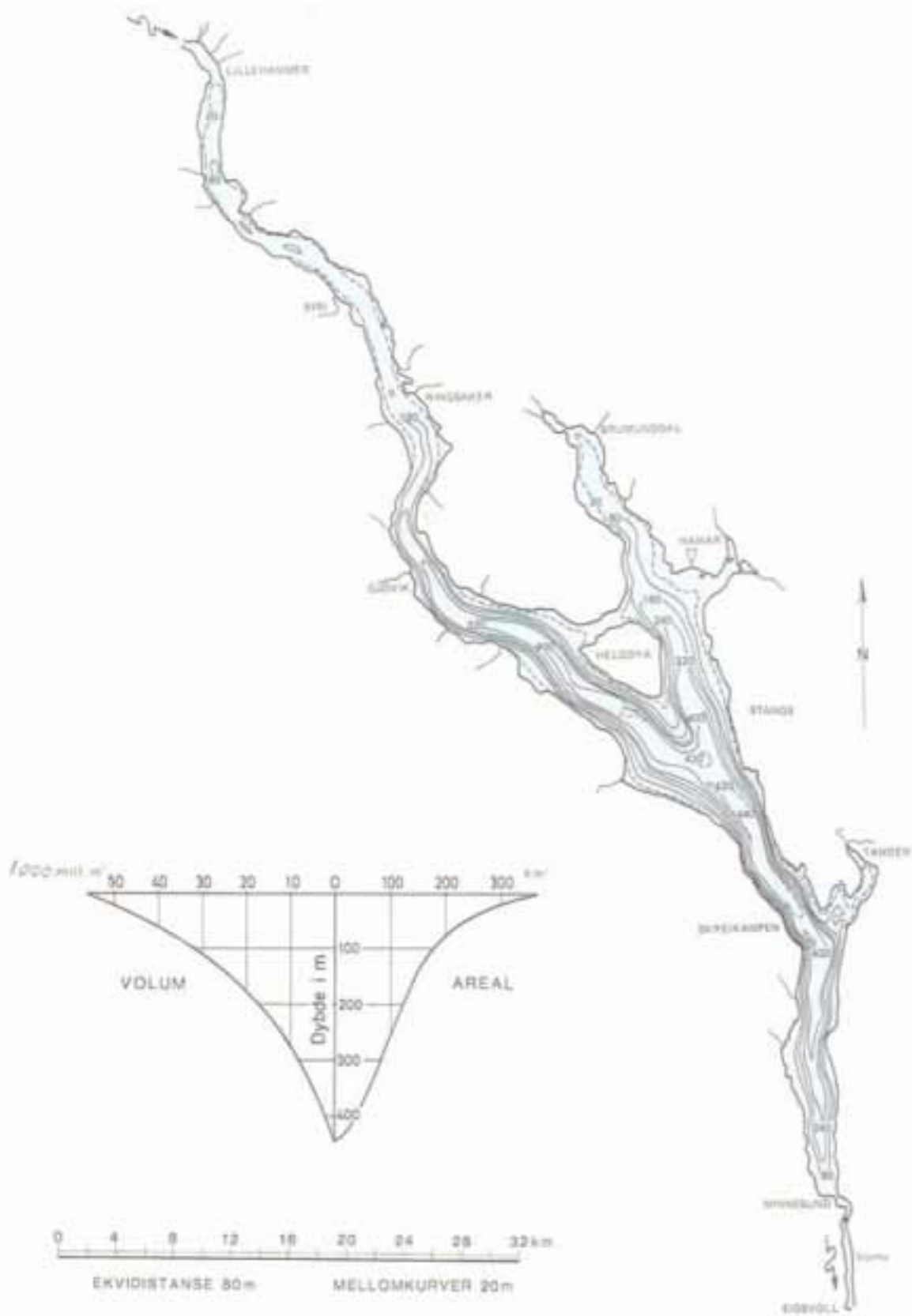
Innsjødata for Mjøsa (Kilder: ¹ NVE Atlas pr. januar 2009, ² Østrem mfl. 1984, ³ NVE 2003).

| | | |
|---|--------|----------------------|
| 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-floppen (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 renseanlegg i nedbørfeltet. Ca. 80 000 personer bor i spredt bebyggelse og benytter separatanlegg. Ca. 80 000 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. 230.000 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 lagesild er av størst betydning, men fiske etter harr, gjedde, abbor og lake har også rekreasjonsmessig betydning. Videre blir noe mort, brasme og vederbuk brukt som mat av enkelte.

Rundt de sentrale deler av innsjøen ligger noen av Norges viktigste jordbruksområder. Korn dyrking 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 renseanlegg, mens de resterende 39 bedriftene har utslipp til Mjøsa eller tilløpsbekker via kommunale renseanlegg.



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