

Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa Årsrapport/datarapport for 2011

Norsk institutt for vannforskning

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

Pirsenteret, Havnegata 9
Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 73 54 63 87

Tittel Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa Årsrapport/datarapport for 2011	Løpenr. (for bestilling) 6316-2012	Dato 9. mars 2012
	Prosjektnr. Undernr. O-10492	Sider Pris 79
Forfatter(e) Jarl Eivind Løvik, Tor Erik Eriksen og Maia Røst Kile	Fagområde Eutrofiering	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Oppland, Hedmark, Akershus	Trykket CopyCat AS

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

Sammendrag

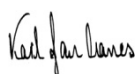
Rapporten omhandler vannkvalitet og biologiske forhold i vannområde Mjøsa i 2011 samt tidsutviklingen gjennom overvåkingsperioden 1972-2011. Miljøtilstanden i Mjøsa og i tilløpselvene har blitt sterkt forbedret med hensyn til overgjødning siden 70- og 80-tallet. Algemengden i Mjøsa målt som klorofyll-*a* og total planteplanktonbiomasse er henholdsvis 50 % og 70 % lavere sammenlignet med tilsvarende verdier på 70-tallet. Middelverdien for total-fosfor 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 2009-2011 var konsentrasjonen igjen noe høyere med middelverdier på 6-8 µg/l. Den relativt høye middelverdien i 2011 (7,6 µg/l) henger sammen med stor avrenning og stor tilførsel av næringsstoffer i forbindelse med «pinseflommen» i juni og stor avrenning videre utover i sesongen. En betydelig andel av det tilførte fosforet var trolig bundet til partikler som sedimenterte raskt ut av vannmassene. Det ble derfor bare i mindre grad tilgjengelig for algevekst. Høyt partikkelinnhold sammen med noe økt humuspåvirkning og periodevis mye alger førte til redusert siktedyp i Mjøsa i 2011. Totalbiomassen av planteplankton var noe høyere enn i perioden 2004-2010, men økningen kan ikke karakteriseres som dramatisk. Ved hovedstasjonen ble det registrert en biomassetopp av planteplankton i juli-august. På sensommeren og høsten var planteplanktonet dominert av kiselalgen *Tabellaria fenestrata* og *Fragilaria crotonensis* samt cyanobakterien *Tychonema bourrellyi*. De økte andelene av *F. crotonensis* og *T. bourrellyi* kan være uttrykk for flomeffekter i 2011, men dette indikerer også en negativ tendens, som startet i 2010, og som bør følges nøye i tiden framover.

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



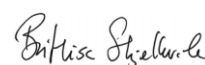
Jarl Eivind Løvik

Prosjektleder



Karl Jan Aanes

Forskningsleder



Brit Lisa Skjelkvåle

Forskningsdirektør

ISBN 978-82-577-6051-9

Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa

Årsrapport/datarapport for 2011

Forord

Rapporten omhandler vannkvalitet og biologiske forhold i vannområde Mjøsa i 2011 samt tidsutviklingen i viktige fysiske, vannkjemiske og biologiske forhold i overvåkingsperioden 1972-2011. 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 NIVAs Østlandsavdeling med Jarl Eivind Løvik som prosjektleder. Kontrakt som omhandler oppdraget ble undertegnet den 5.1.2011.

Innsamlingen av vannkjemiske prøver fra tilløpselvene er gjennomført av Jon Brevik og Grete Hegstad ved Gjøvikregionen helse og miljøtilsyn (Lena og Hunnselva), Berit Vargum, Sigrid Gregusson (Gausa og Gudbrandsdalslågen), Unni Thoresen, Siri Johnsen Løvås, Finn Johansen (Flagstadelva og Svartelva) og Marianne Opsahl (Vorma), de seks siste 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 Sigurd Røgnerud (NIVA Øst), Harriet de Ruiter og Ola Rosing Eide (Fylkesmannen i Oppland) samt Olaug Nordli og Gjermund Tomasgard (vinter- og sommerhjelp) i feltarbeidet på Mjøsa i 2011.

Analysene av planteplankton er utført av Pål Brettum (NIVA-pensjonist) i samarbeid med Camilla H.C. Hagman (NIVA). Jarl Eivind Løvik har analysert krepssdyrplankton og mysis samt gjennomført de biologiske befaringene i Gausa og Moelva. Maia Røst Kile (NIVA) har samlet inn, analysert og vurdert prøvene av begroingsorganismer fra Gausa og Moelva. Torleif Bækken (NIVA) stod for prøveinnsamlingen av bunndyr fra de samme to elvene, mens Tor Erik Eriksen (NIVA) har bearbeidet bunndyrprøvene og skrevet kapitlet om bunnfauna.

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). Roar Brænden (NIVA) har stått for tilretteleggingen av den nettbaserte datapresentasjonen i Aquamonitor. Mette-Gun Nordheim og Eirik Fjeld (begge NIVA) har bidratt med figurframstilling.

Samtlige takkes for godt samarbeid.

Ottestad, 9. mars 2012

Jarl Eivind Løvik

Innhold

	1
Innhold	5
Sammendrag	6
Summary	9
1. Innledning	10
1.1 Bakgrunn	10
1.2 Målsetting	10
2. Program og gjennomføring	11
3. Resultater og vurderinger – Mjøsa	12
3.1 Meteorologiske forhold	12
3.2 Vanntemperatur	12
3.3 Siktedyp og turbiditet	13
3.4 Generell vannkjemi	16
3.5 Næringsstoffer	17
3.6 Planteplankton	24
3.7 Krepdyrplankton og mysis	30
3.8 Økologisk tilstand i Mjøsas hovedvannmasser	32
4. Resultater og vurderinger – elver	35
4.1 Vannføring i tilløpselver	35
4.2 Konsentrasjoner og transport av næringsstoffer	35
4.3 Silisium i elver	39
4.4 Hygienisk/bakteriologiske forhold	39
4.5 Begroingsalger i Gausa og Moelva	40
4.6 Bunndyr i Gausa og Moelva	42
4.7 Feltbefaringer i Gausa	44
4.8 Feltbefaringer i Moelva	45
4.9 Økologisk tilstand i tilløpselver – sammenfatning	46
4.10 Fosforbudsjett for Mjøsa 2011	47
5. Litteratur	49
6. Vedlegg	51
6.1 Materiale og metoder	51
6.2 Primærdata Mjøsa 2011	54
6.3 Primærdata elver 2011	69
6.4 Generell informasjon om Mjøsa	78

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 tilførselene av næringsstoffer. Ved hovedstasjonen Skreia var middelverdiene for klorofyll-*a* og planteplankton-biomasse for 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 2011 varierte midlere algemengde området 2,6-2,8 µg/l klorofyll-*a* i ved prøvestasjonene Kise, Furnesfjorden og Skreia. Dette er 0,6-0,8 µg/l eller 30-40 % høyere enn målsettingen (2 µg/l). Ved Brøttum var middelverdien for klorofyll-*a* på 1,6 µg/l. Biomassene av planteplankton var karakteristiske for næringsfattige (oligotrofe) innsjøer ved Brøttum, middels næringsrike (mesotrofe) innsjøer ved Skreia og i grenseområdet mellom disse innsjøtypene (oligomestrofe) ved stasjonene Kise og Furnesfjorden (jf. Brettum og Andersen 2005). På våren og forsommeren var algebiomassen lav, og algesamfunnet hadde en variert sammensetning av gullalger, svelgflagellater, kiselalger og my-alger. Ved Skreia økte algemengden til en topp i slutten av juli, og den holdt seg relativt høy til i midten av august. Planteplanktonet var da sterkt dominert av kiselalgene *Tabellaria fenestrata* og *Fragilaria crotonensis*; den sistnevnte er indikator for næringsrike (eutrofe) innsjøer. Fra midten av august ble planteplanktonet mer dominert av cyanobakterien *Tychonema bourrellyi*, men totalmengden avtok betraktelig utover sensommeren og høsten. Ved de andre prøvestasjonene var sesongutviklingen mye lik den ved Skreia, men biomassetoppene var lavere. I Furnesfjorden og ved Skreia representerte cyanobakterier 10-11 % av middelbiomassen i 2011. De registrerte økningene i andelen av kiselalgen *Fragilaria crotonensis* og av cyanobakterien *Tychonema bourrellyi* i 2010 og 2011 indikerer en negativ tendens som bør følges nøye i de kommende sesongene.

Næringsstoffer og flomeffekter

Fosfor er begrensende næringsstoff for algevekst i Mjøsa, som i de fleste innsjøer. Middelverdiene for konsentrasjonen av total-fosfor (tot-P) på sen vinteren har avtatt fra ca. 8-12 µg/l først på 1970-tallet (før mjøsaksjonene) til ca. 2-5 µg/l i de senere årene. En tilsvarende reduksjon har skjedd med fosforkonsentrasjonen i de øvre vannlag i vekstsesongen for alger. Arealveid middelverdi (hele Mjøsa) for tot-P i vekstsesongen lå på 4-5 µg/l i 2002-2008, men i 2009- 2011 var konsentrasjonen igjen høyere med middelverdier på ca. 6-8 µg/l. Den høye middelverdien for 2011 (7,6 µg/l) skyldes stor avrenning og stor tilførsel av næringsstoffer, spesielt i forbindelse med «pinseflommen» i begynnelsen av juni. En stor del av det tilførte fosforet må en anta var bundet til partikler som sedimenterte raskt. Fosforet ble derfor i begrenset grad tilgjengelig for algevekst. Algetellingene viste imidlertid noe økt algemengde ved hovedstasjonen sammenlignet med i perioden 2004-2010. Dette og den økte andelen av cyanobakterier, kan ha sammenheng med de store tilførselene av næringsstoffer i 2011.

Konsentrasjonen av total-nitrogen (tot-N) på sen vinteren 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 sen vinteren 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 2004-2005. Etter dette er det registrert avtakende siktedyp i Mjøsa. Middelverdien for 2011 ved hovedstasjonen på 6,2 m var den laveste siden 1980-tallet. Høyt partikkelinnhold som følge av flommen(e) var hovedårsaken til det lave siktedypet i 2011. Økt humuspåvirkning (høyt fargetall) og periodevis mye alger bidro også til lavere siktedyp enn vanlig. Også ved de andre stasjonene var det gjennomgående lavt siktedyp i 2011, med middelverdier på 4,4 m ved Brøttum og 6,0 m ved de to andre stasjonene

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, 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 2007-2011 var ca. 35 % lavere enn middelbiomassen på 1970-tallet.

Temperaturen i Mjøsas øvre vannlag

Ved hovedstasjonen har middel- og maksimumstemperaturen økt med henholdsvis ca. 1,7 °C og ca. 3,4 °C siden begynnelsen av 1970-tallet, om en ser hele overvåkingsperioden under ett. Dette henger sannsynligvis sammen med klimaendringer og den generelle oppvarmingen som har skjedd i perioden. De høyeste temperaturene hittil ble registrert i 2006, med middel- og maksimumstemperaturer på henholdsvis 13,5 °C og 20,5 °C. Det har ikke blitt registrert noen temperaturøkning i perioden 2006-2011.

Konsentrasjoner og transport av næringsstoffer i elvene

Middelverdien for total-fosfor i de seks største tilløpselvene har blitt redusert fra ca. 11-17 µg P/l på 1980-tallet til ca. 8-11 µg P/l i årene i perioden 2001-2010. I den samme perioden har de samlede

tilførslene 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 elvetilførslene av fosfor til Mjøsa. Året 2011 var karakterisert ved stor transport av næringsstoffer i vårfloppen og meget stor transport i juni, spesielt i Gausa og Lågen. Det var også store tilførsler med flere av elvene i perioden juli-september. Samlede fosfor-tilførsler med elvene var trolig på omtrent samme nivå som i flomåret 1995 («Vesleofsen»), dvs. omkring 300 tonn.

Basert på middelverdier for konsentrasjonen av tot-P for årene 2009-2011 kan tilstanden karakteriseres som svært god i Lågen, god i Gausa og moderat i Hunnselva, Lena, Flagstadelva og Svartelva. For de fleste elvene ble det registrert 2-3 ganger økning i middelkonsentrasjonen i 2011 sammenlignet med i 2010. Hunnselva hadde omtrent samme middelkonsentrasjon som i 2010, mens Gausa hadde fem ganger økning. Flere av elvene har meget høye konsentrasjoner av nitrogen-forbindelser. Høyest middelkonsentrasjon og størst arealspesifikk nitrogen-avrenning hadde Lena.

Hygieniske forhold i tilløpselver

Målinger av mengden fekale indikatorbakterier (*E. coli*) viste at nedre del av Gudbrandsdalslågen var lite forurenset mht. tarmbakterier og hadde god hygienisk vannkvalitet i 2011 (jf. SFT-veiledning 97:04). Nedre del av Gausa hadde noe høyere bakterietall og tilsvarende dårlig vannkvalitet. Lena hadde også dårlig vannkvalitet, mens Svartelva, Hunnselva og Flagstadelva hadde bakterietall som tilsvarer meget dårlig vannkvalitet. Fra 2010 til 2011 ble det påvist en bedring i vannkvaliteten i Flagstadelva, en økning i bakterietallene i Gausa og Hunnselva og ingen vesentlig endring i de andre elvene. Mulige forureningskilder 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 (f.eks. bever) kan også bidra til høye bakterietall.

Biologiske observasjoner og økologisk tilstand i Gausa

Befaringer langs de viktigste delene av Gausa i september 2011 tydet på at hovedvassdraget med sidegrener var lite eller moderat påvirket av næringsstoffer og organisk stoff fra jordbruk og befolkning. Dekningsgraden av begroingsalger ("grønske") var stort sett lav. Dette kan ha sammenheng med flom og høy vannføring gjennom store deler av sommeren 2011. På prøvestasjonen like oppstrøms samløpet med Lågen ved Fåberg var algesamfunnet dominert av arter som trives på lokaliteter med relativt lave fosfor-konsentrasjoner, men inneholdt også arter som indikerer næringsrike forhold. Tilstanden vurderes som god (nær grensen til moderat) mht. eutrofiering. Bunnfaunaen hadde et høyt artsantall av døgnfluer, steinfluer og vårfluer (totalt 24 arter), og økologisk tilstand vurderes som svært god på grunnlag av bunndyrssamfunnets sammensetning. En samlet vurdering basert på begroingsalger og bunndyr samt fysisk-kjemiske støtteparametre tilsier en god økologisk tilstand i nedre del av Gausa i 2011.

Biologiske observasjoner og økologisk tilstand i Moelva

Ut fra befaringsundersøkelsen i 2011 vurderes Moelva i hovedsak å være lite eller moderat påvirket av næringsstoffer og organisk stoff. En kort strekning av Haugsvebekken så ut til å være påvirket av utslippet fra Åsmarka renseanlegg i kombinasjon med avrenning fra jordbruksaktiviteten i området. En liten bekk/grøft ved Næroset gav inntrykk av å være markert organisk belastet, men bekken var tørr da befaringen ble gjennomført.

Den økologiske tilstanden vurderes som god på prøvestasjonen for begroing og bunndyr i nedre del av vassdraget. Bunnfaunaen hadde et høyt biologisk mangfold (25 arter av døgnfluer, steinfluer og vårfluer). En kanal som munner ut i Moelva like oppstrøms elvas utløp i Mjøsa (nedstrøms prøvestasjonen for begroing og bunndyr) ble vurdert som sterkt forurenset av næringsstoffer og organisk stoff. Miljøtilstanden vurderes som moderat der kanalen munner ut i hovedvassdraget. Dersom tilfredsstillende forhold skal oppnås i nedre del av Moelva, er det etter vår vurdering behov for forureningsbegrensende tiltak i tilknytning til den nevnte kanalen.

Summary

Title: Monitoring of Lake Mjøsa, S Norway. Annual report for 2011.

Year: 2012

Authors: Jarl Eivind Løvik, Tor Erik Eriksen and Maia Røst Kile

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 978-82-577-6051-9

The report presents data from the monitoring project on Lake Mjøsa, its tributaries and the outlet river Vormå, emphasizing results from 2011 and long-term trends in water quality and environmental status (1972-2011).

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.

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, 2010 and 2011 the tot-P mean values varied in the range 6-8 µg. The relatively high mean value in 2011 (7.6 µg P/l) were caused by large inputs from the catchment especially during a flood in early June and large runoffs during July-September. The phosphorus introduced to the lake during these floods was probably largely bound to particles that rapidly sank to the bottom, and therefore only to a minor extent became available for algal growth.

At the main station the mean phytoplankton biomass was moderately higher in 2011 than in years 2004-2010. A marked diatom peak occurred from late July to early August, with dominance by *Tabellaria fenestrata* and *Fragilaria crotonensis*. During late summer and autumn the cyanobacteria *Tychonema bourrellyi* became dominant. The relative large amounts of *F. crotonensis* and *T. bourrellyi* in 2010 and 2011 show a negative tendency with indicators of eutrophic lakes making up a more considerable fraction of the total phytoplankton biomass. In 2011 it may represent an effect of the extraordinary floods. Nevertheless, this highlights the importance of paying more attention to the algal situation and the water quality during coming algal growth seasons.

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, Røgnerud og Kjellberg 1990, Nashoug 1999). Dette var i hovedsak situasjonen de fleste årene i perioden 1989-2000. I årene 2001-2010 har det til tider vært større mengder planteplankton enn ønskelig, men oppblomstringene har i de siste 5-6 årene vært moderate (Kjellberg 2006, Løvik mfl. 2011). Den biologiske tilstanden i Mjøsa må derfor nå kunne karakteriseres som nær akseptabel. 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 av Mjøsa med tilløpselver 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 Vorma) etter et rullerende program. Overvåkingen skal så vidt mulig gi grunnlag for spesifikk informasjon vedrørende utslipp av boligkloakk, utslipp fra landbruk, industri osv. Årlig transport av fosfor og nitrogen skal beregnes i 6 av tilløpselvene og i utløpselva Vorma.

2. Program og gjennomføring

Undersøkelsene i 2011 er en videreføring av programmet som har vært fulgt i de senere årene. Dette kan beskrives med følgende 3 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.

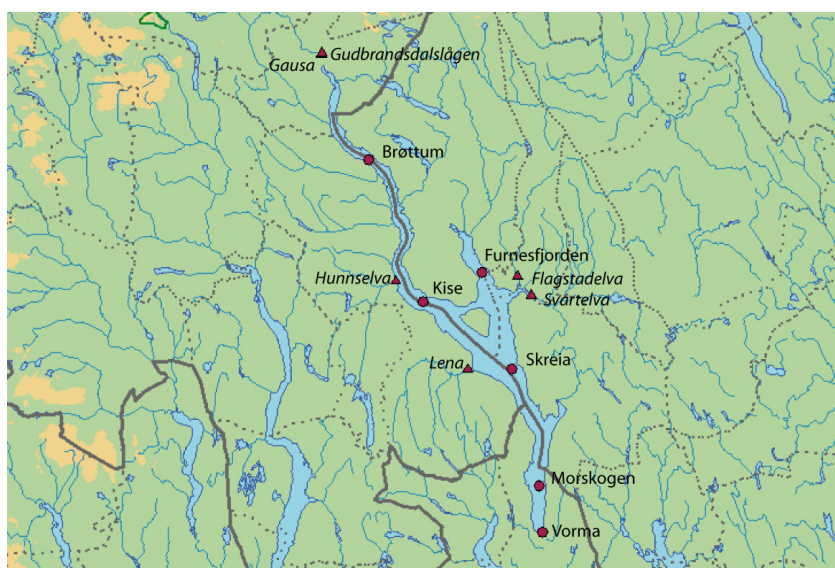
Delområde 3: Undersøkelser i elver.

Kjemiske og hygienisk/bakteriologiske målinger gjøres ved de faste prøvestasjonene nær utløpet i Mjøsa i tilløpselvene Lena, Hunnselva, Gausa, Gudbrandsdalslågen, Flagstadelva, Svartelva og i en nyopprettet stasjon i Vorma ved Minnesund. Årlige biologiske undersøkelser i de 11 største tilløpselvene og i Vorma etter et rullerende program (se 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 2011 ble biologiske undersøkelser gjennomført i Gausa og Moelva.

Tabell 1. Rullerende program for biologiske undersøkelser i elver.

2011	2012	2013	2014	2015	2016
Gausa	Hunnselva	Lågen	Vorma	Lena	Mesnaelva
Moelva	Vikselva	Svartelva	Stokkelva/Vismunda	Flagstadelva	Brumunda

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



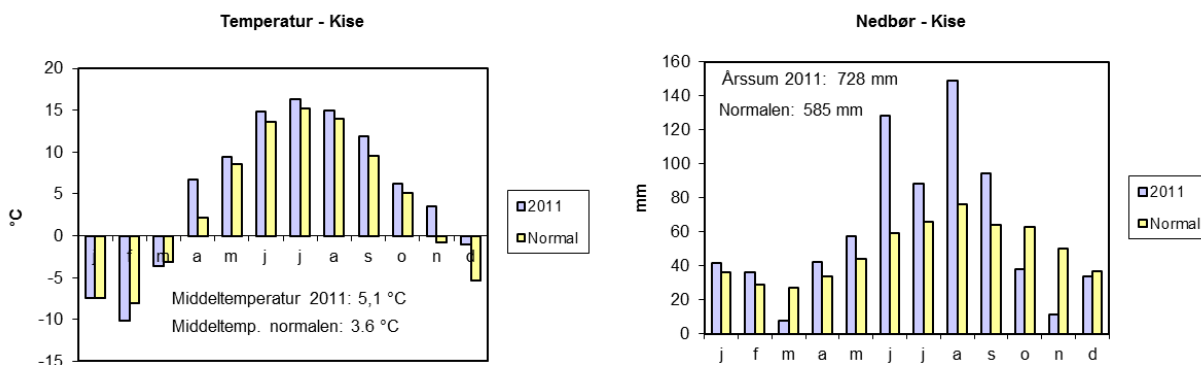
Figur 1. Mjøsa med de faste prøvestasjonene i innsjøen, i tilløpselver og i utløpet (Vorma).

3. Resultater og vurderinger – Mjøsa

Primærdata fra målinger av temperatur 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-mars 2011 var kjølige i Mjøsområdet (Figur 2). Hele perioden april-desember var imidlertid mild med månedsmiddeltemperaturer over normalen. Årsmiddeltemperaturen ved Kise meteorologiske stasjon i Ringsaker var på 5,1 °C, dvs. 1,5 °C over normalen. Været i vekstsesongen for alger var preget av store nedbørmengder spesielt i juni og august (Figur 2). I løpet av perioden juni-september kom det 73 % mer nedbør enn normalen. De store nedbørmengdene bidro til at vannstanden i Mjøsa var høy, dvs. over HRV mesteparten av tida mellom ca. 10. juni og 1. oktober (kilde: GLB). Oktober og november var tørre måneder med betydelig mindre nedbør enn normalen.

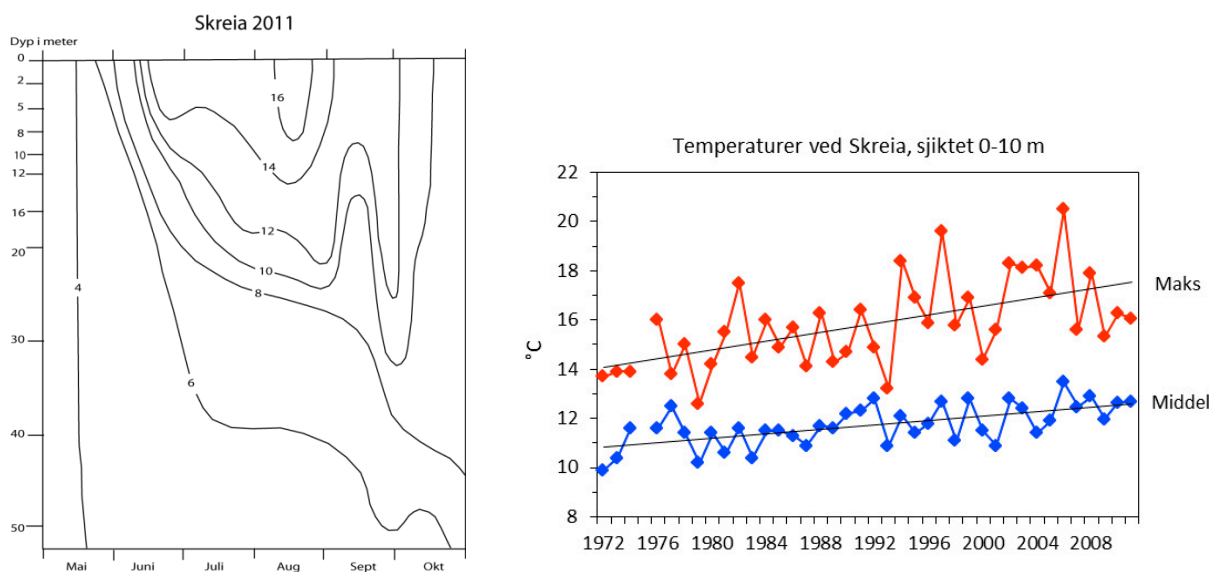


Figur 2. Middeltemperatur og nedbørsummer pr. måned ved Kise meteorologiske stasjon. Verdier for året 2011 og normaler for perioden 1961-1990 er også gitt. Kilde: eKlima (se <http://www.yr.no/>).

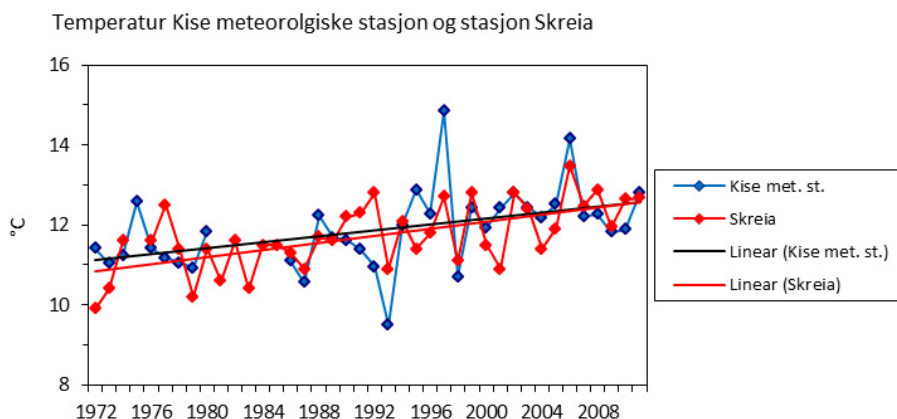
3.2 Vanntemperatur

Så å si hele Mjøsa var islagt på senvinteren 2011, og prøvene som ble samlet inn i midten av mars, ble tatt fra is på alle stasjonene. Første prøverunde etter isgang ble gjennomført den 18. mai med sirkulerende vannmasser ved ca. 4 °C. Oppvarmingen skjedde gradvis utover sommeren (figur 3), og de høyeste temperaturene ble målt den 16. august med 16,2-17,1 °C på 0,5 m dyp ved de ulike prøvestasjonene. Vindpåvirkningen gjør at varmt vann blandes ned på relativt stort dyp i Mjøsa. Ved Skreia ble det f.eks. målt 12,8 °C på 20 m dyp den 30. august. Nedkjølingen av vannmassene strekker seg vanligvis over lang tid utover høsten og vinteren, særlig i de sentrale og søndre delene av Mjøsa. På siste prøverunde den 28. oktober 2011 var det fortsatt 8,6 °C fra overflaten og ned til ca. 30 m dyp på hovedstasjonen. Det vil si at høstsirkulasjonen ikke var inntrådt ennå.

Ved hovedstasjonen har middel- og maksimumstemperaturen i de øvre vannlag (0-10 m) i perioden juni-oktober økt med henholdsvis ca. 1,7 °C og ca. 3,4 °C i overvåkingsperioden (Figur 3). Årsaken er trolig klimaendringene og den generelle oppvarmingen som har skjedd også i våre områder i den senere tid (jf. Figur 4). De høyeste temperaturene hittil ble målt i 2006, med middel- og maksimumstemperaturer for perioden juni-oktober på henholdsvis 13,5 °C og 20,5 °C. Tilsvarende verdier for 2011 var på 12,7 °C og 16,1 °C.



Figur 3. Isotermdiagram for 2011 (til venstre) og tidsutviklingen i temperaturen i de øvre, varme vannlag (0-10 m) i perioden juni-oktober (til høyre) ved stasjon Skreia.



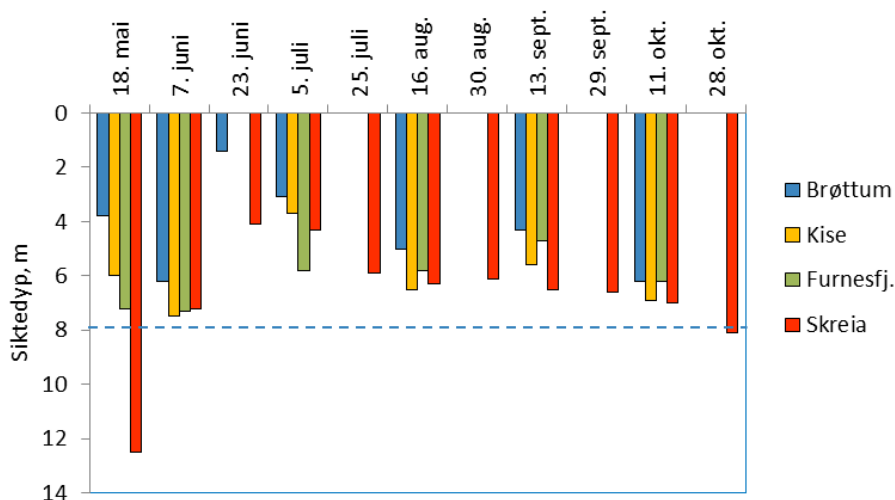
Figur 4. Tidsutviklingen mht. middelveier (juni-oktober) for lufttemperaturen ved Kise meteorologiske stasjon (data mangler for 1981-1985) og for vanntemperaturen (0-10 m) ved Skreia. Kilder lufttemperatur: eKlima og Bioforsk.

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 og 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.

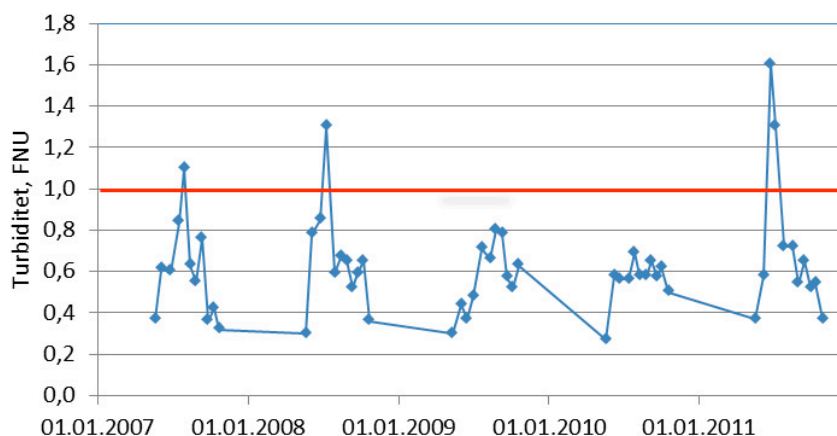
Den 18. mai 2011 ble siktedypet målt til 3,8 m ved Brøttum, 6,0 m ved Kise, 7,2 m i Furnesfjorden og 12,5 m ved Skreia (Figur 5). Hovedstasjonen hadde på den tiden klart vann, mens vannet på de øvrige

stasjonene var preget av tilførsler fra nedbørfeltet i forbindelse med vårfloppen (spesielt Brøttum) og en moderat våroppblomstring av planteplankton (se kpt. 3.6).



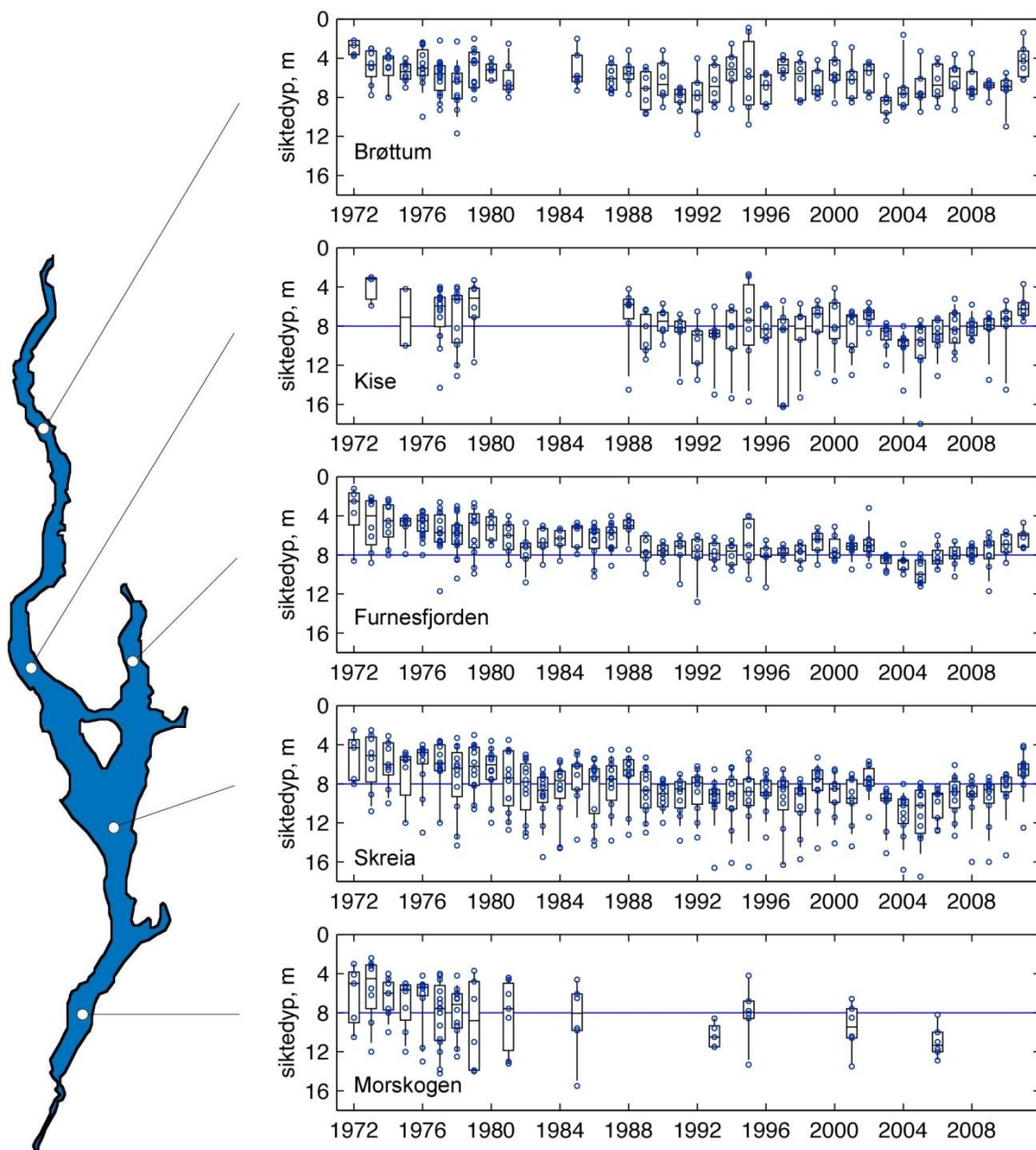
Figur 5. Sesongutviklingen i siktedyp ved de fire prøvestasjonene i 2011. Horisontal linje viser fastsatt miljømål for siktedyp (>8 m) i Mjøsas sentrale hovedvannmasser (jf. stasjon Skreia).

Siktedypet ble sterkt redusert i juni 2011 i etterkant av storfloppen i pinsa dette året. Mjøsa ble da tilført store mengder grumsete, partikkelholdig vann fra nedbørfeltet. Reduksjonen i siktedypet var størst ved Brøttum (fra 6,2 m til 1,4 m), men reduksjonen var markant også ved Kise (fra 7,5 m til 3,7 m) og ved hovedstasjonen Skreia (fra 7,2 m til 4,1 m). Resultatene av turbiditetsmålingene fra Skreia viser økningen i mengden suspenderte partikler ved denne stasjonen (Figur 6). Siktedypet økte noe utover sommeren, men holdt seg relativt lavt gjennom sesongen. Årsaken var først og fremst høy konsentrasjon av suspendert stoff, dvs. en kombinasjon av partikler tilført fra nedbørfeltet og planteplankton (alger).



Figur 6. Turbiditet ved Skreia (0-10 m) i 2007-2011. Rød, horisontal linje viser grensen mellom god og mindre god vannkvalitet (1 FNU) i henhold til SFTs (nå Klif) veileder for miljøkvalitet i ferskvann (Andersen mfl. 1997).

Siktedypet i Mjøsa har økt markant fra 1970-tallet fram til ca. 2004-2005 vesentlig pga. reduserte algemengder, men det har blitt noe lavere igjen i løpet av de siste 5-6 årene (Figur 7).



Figur 7. Tidsutviklingen i siktedyb ved 5 prøvestasjoner på Mjøsa i perioden 1972-2011. Boksene viser intervallet mellom 25- og 75-persentilene, horisontale streker inne i 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. siktedyb. Dette fordi denne delen av Mjøsa naturlig påvirkes sterkt av flomvann og til tider høye konsentrasjoner av breslam fra Gudbrandsdalslågen.

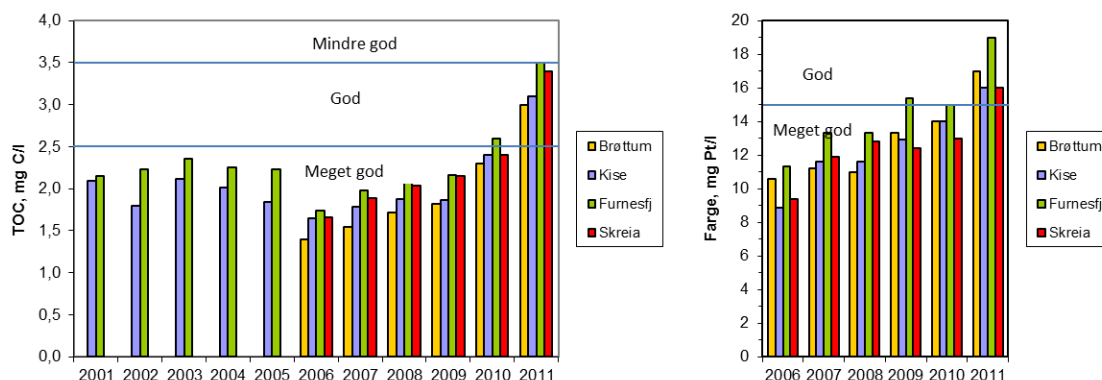
3.4 Generell vannkjemi

I Tabell 2 er verdier gitt for en del variabler som beskriver den generelle vannkvaliteten i Mjøsa.

Tabell 2. Middelverdier for pH, alkalitet, farge, totalt organisk karbon (TOC), turbiditet, kalsium og konduktivitet i perioden mai-oktober 2011 (0-10 m). * Kalsium verdien er fra én måling i oktober 2010.

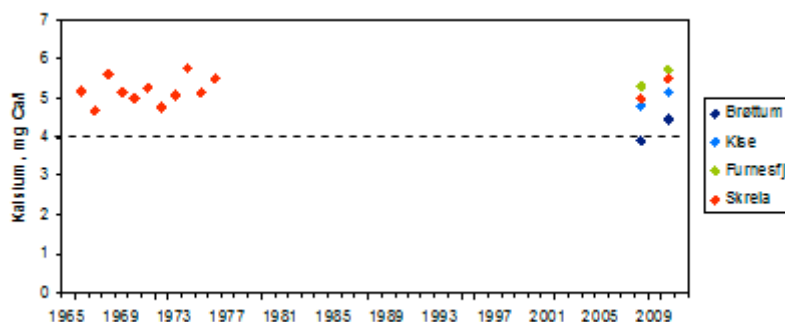
		Brøttum	Kise	Furnesfjorden	Skreia
pH					7,3
Alkalitet	mmol/l				0,216
Farge	mg Pt/l	18	17	18	16
TOC	mg C/l	3,1	3,0	3,3	3,3
Turbiditet	FNU				0,72
Kalsium*	mg/l	4,4	5,2	5,7	5,5
Konduktivitet	m S/m				4,33

Middelverdiene for organisk stoff målt som TOC og farge har vært høyest i Furnesfjorden (Figur 8). De laveste verdiene for TOC og farge ble registrert i 2006, og det var generelt en økning i middelverdiene for både TOC og farge i perioden 2006-2011. Det er rimelig å anta at de relativt høye verdiene i 2011 har en sammenheng med stor avrenning fra nedbørfeltet dette året.



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

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

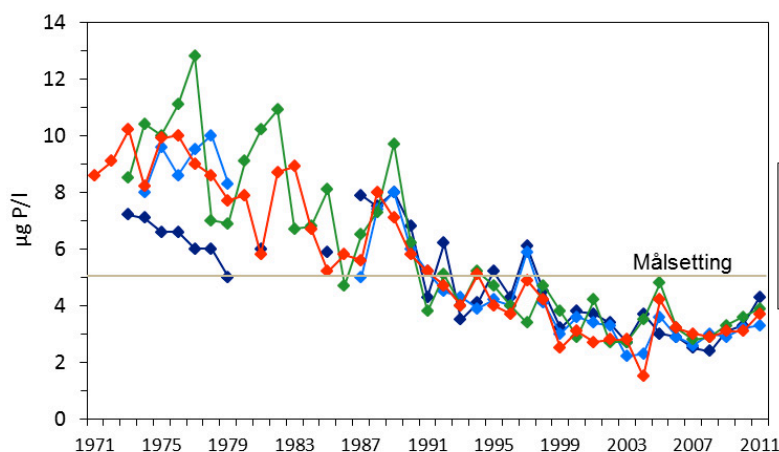


Figur 9. Konsentrasjon av kalsium i Mjøsa. Data fra Holtan mfl. (1979) og Løvik mfl. (2011). Horisontalt linje viser grensen mellom kalkfattige og moderat kalkrike innsjøer.

3.5 Næringsstoffer

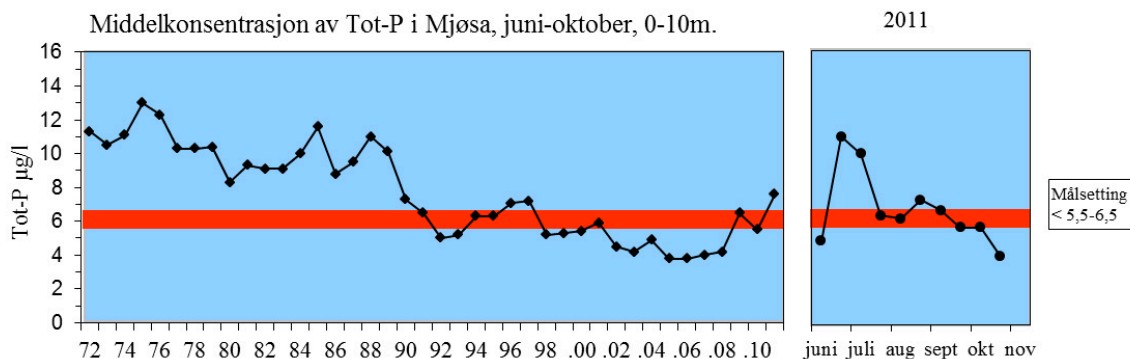
Fosfor

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. 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 1998-2010 har senvinterverdiene vært innenfor målsettingen (maks 5 $\mu\text{g P/l}$). Nivået ser imidlertid ut til å ha økt litt ved alle stasjonene i de siste 3-4 årene.

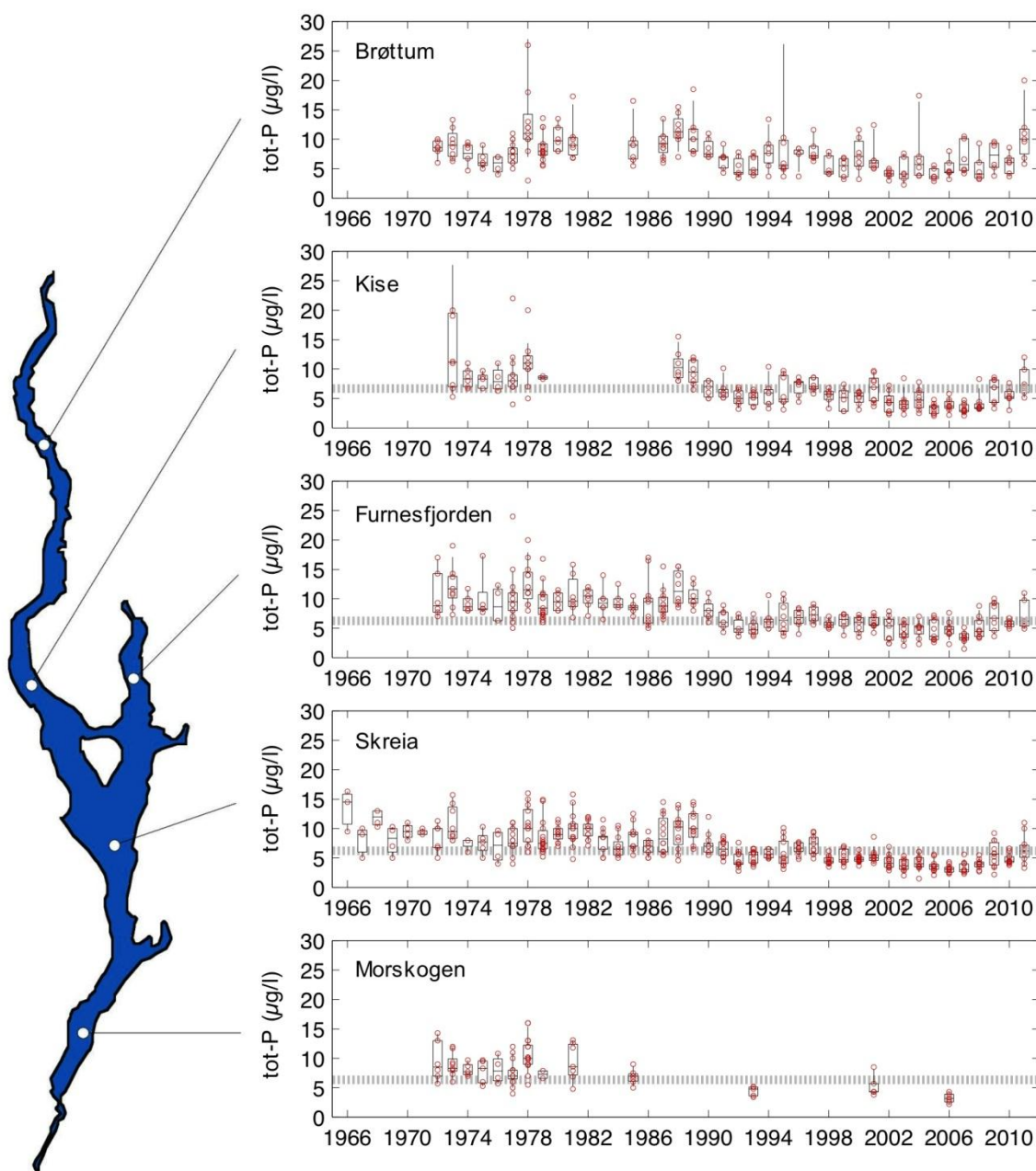


Figur 10. Tidsutvikling i middelverdiene for total-fosfor på senvinteren (basiskonsentrasjonen). Basert på vertikalserier fra overflaten til bunnen ved de ulike prøvestasjonene.

En lignende tidsutvikling har skjedd mht. konsentrasjonen i de øvre vannlag (0-10 m) i vekstsesongen for alger. Arealveid middelverdi for tot-P beregnes ved å vekte middelverdiene fra de enkelte prøvestasjonene etter den andelen av Mjøsas totale areal som stasjonene anses å representere. Arealveid middelverdi for tot-P har ligget på ca. 4-5 $\mu\text{g/l}$ i de senere årene, men var noe høyere i 2009-2011 (5,5-7,6 $\mu\text{g/l}$, Figur 11). Årsaken til økningen var høyst sannsynlig periodevis stor avrenning og følgelig store tilførsler av fosfor fra nedbørfeltet disse tre årene (se avsnittene om meteorologiske forhold og transport av næringsstoffer i tilløpselver samt årsrapportene for 2009 og 2010).



Figur 11. Arealveid middelkonsentrasjon av total-fosfor i de øvre vannlag (0-10 m) i hele Mjøsa for perioden juni-oktober 1972-2011 (venstre panel). Høyre panel viser sesongutviklingen ved hovedstasjonen (Skreia) i juni-oktober 2011.

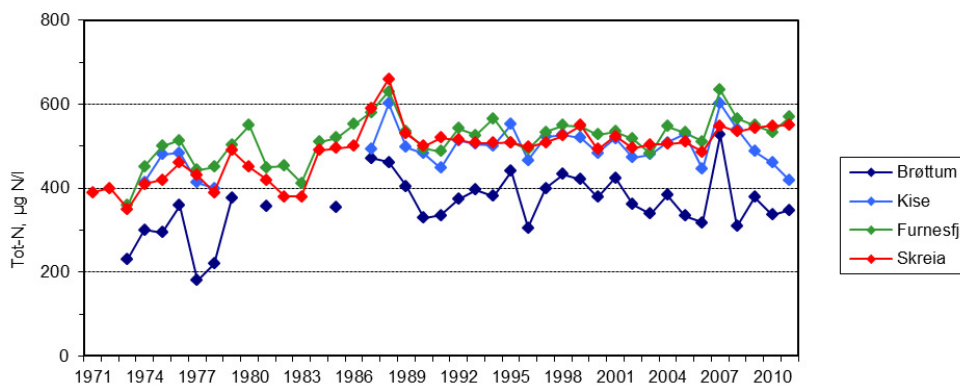


Figur 12. Tidsutviklingen for konsentrasjoner av total-fosfor i Mjøsas øvre vannlag (0-10 m) i perioden mai-oktober. Horisontale grå skraveringer viser fastsatt miljømål for Mjøsa, dvs. at konsentrasjonen av tot-P ikke bør overstige 5,5-6,5 µg P/l i Mjøsas sentrale og søndre deler. Flompåvirkningen særlig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

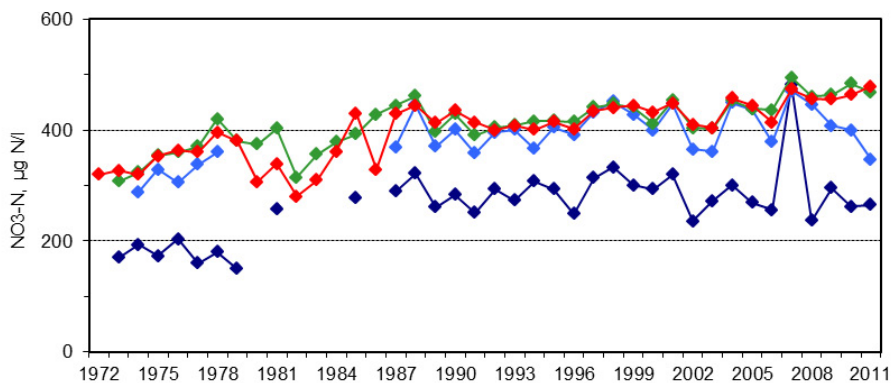
Løste nitrogen-forbindelser i form av nitrat (NO_3) eller ammonium (NH_4) er av stor betydning som næringsstoff for alger og andre vannplanter. Disse næringsstoffene er sjelden begrensende for vekststigheten av planteplankton i innsjøer i lavlandet, men i perioder kan de ha innflytelse på hvilke arter 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 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.



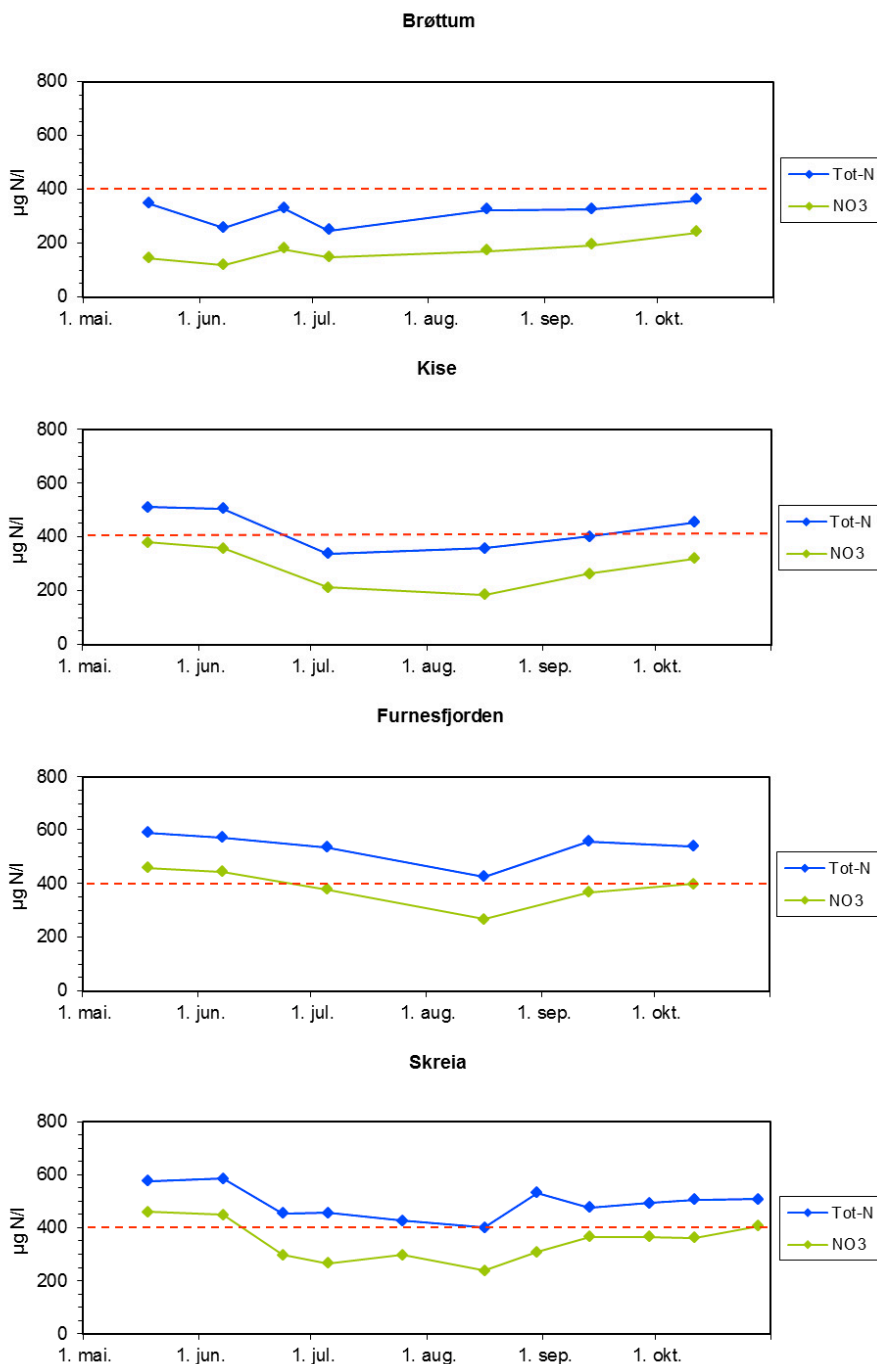
Figur 13. Tidsutviklingen i middelverdier for total-nitrogen fra målinger på senvinteren i perioden 1971-2011 (basert på vertikalsier fra overflate til nær bunn).

En lignende utvikling har skjedd også for nitrat. Fra ca. 1990 er det indikasjoner på en moderat økning (ca. 50 µg N/l) ved stasjonene Furnesfjorden og Skreia (Figur 14). Stasjonene Brøttum og Kise viser ingen klar endring i nitrat-konsentrasjonen i perioden 1990-2011. Sammenligner en periodene 1971-1980 og 2007-2011, har konsentrasjonene av total-nitrogen økt med 63-126 µg N/l eller ca. 15-35 % ved de forskjellige prøvestasjonene.



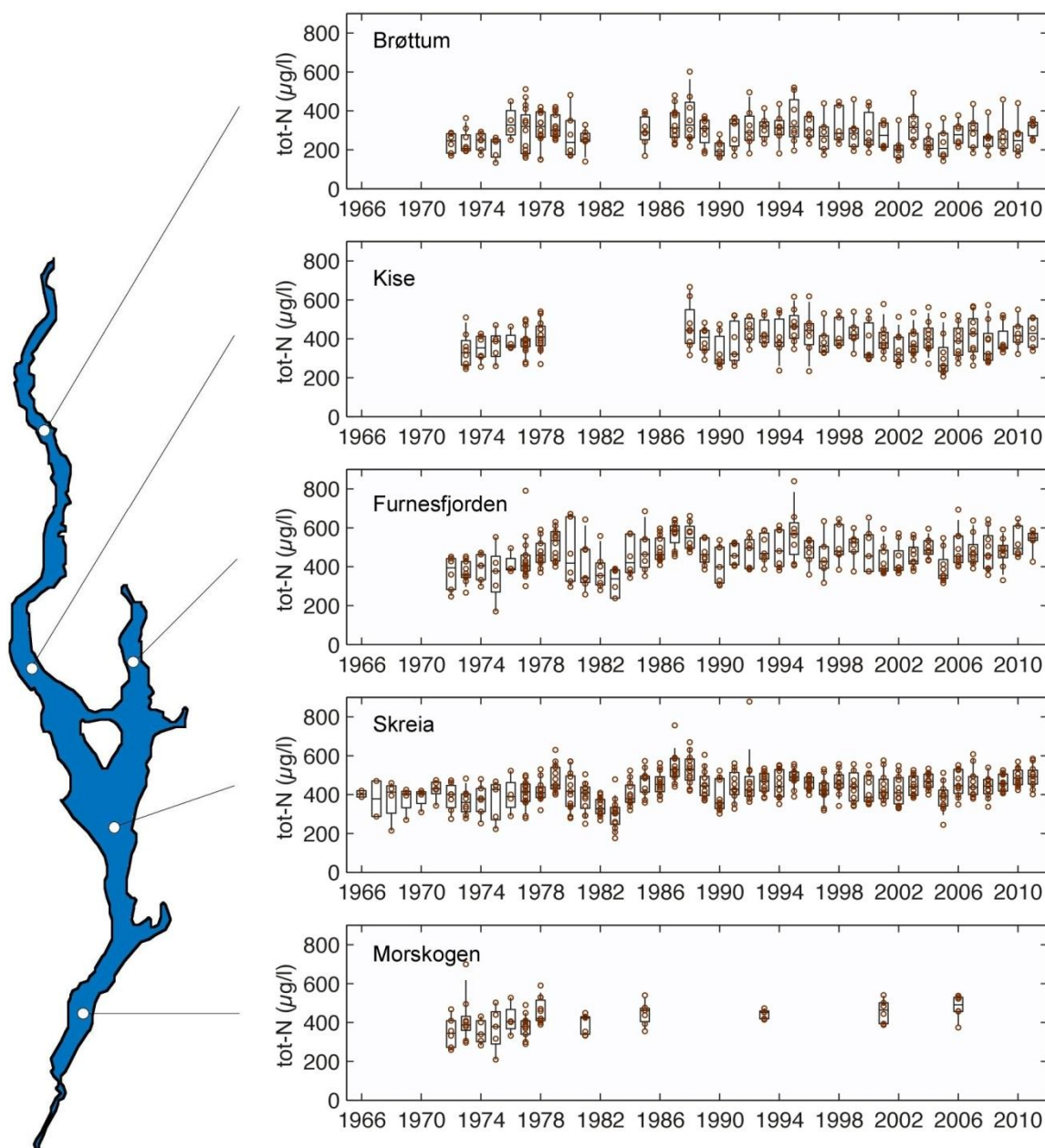
Figur 14. Tidsutviklingen i middelverdier for nitrat fra målinger på senvinteren i perioden 1971-2011 (basert på målinger fra overflate til nær bunn).

Figur 15 viser at det var en reduksjon i konsentrasjonen av tot-N og nitrat i løpet av sommeren ved alle prøvestasjonene i 2011, i likhet med tidligere år. Årsaken til dette avtaket er dels at det skjer en fortynning når vannmassene fra Gudbrandsdalslågen tilføres Mjøsa i store mengder under flommen på våren og sommeren. Dette vannet har stort sett lave konsentrasjoner av nitrogenforbindelser. Derneft bidrar planteplanktonets opptak av nitrat til en reduksjon i konsentrasjonen av nitrat i vekstsesongen.



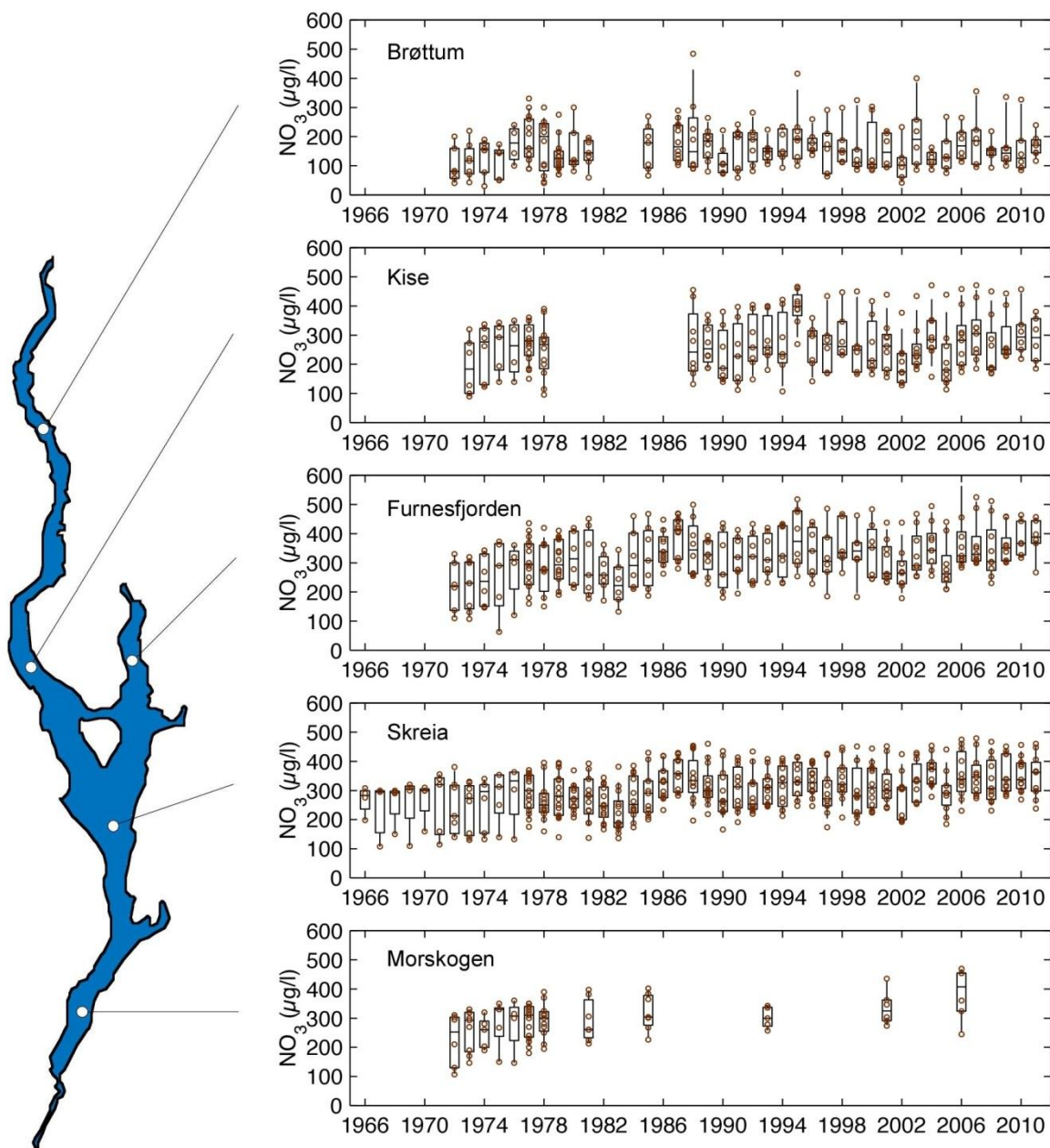
Figur 15. Konsentrasjoner av total-nitrogen og nitrat i Mjøsa (0-10 m) i 2011. Horisontale, røde linjer viser grensen mellom god og mindre god tilstand for total-nitrogen i henhold til SFTs (nå Klif) system for klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (Andersen mfl. 1997)..

Verdiene for konsentrasjoner av total-nitrogen i de øvre vannlag i vekstsesongen viste relativt store fluktuasjoner 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 middelveid for hele Mjøsa økte fra 350 $\mu\text{g N/l}$ på 1970-tallet til 417 $\mu\text{g N/l}$ i perioden 2007-2011, dvs. en økning på 67 $\mu\text{g N/l}$ eller 19 %. Arealveid middel for Mjøsa for de fem siste årene var på 417 $\mu\text{g N/l}$. Dette ligger innenfor variasjonsområdet for mindre god vannkvalitet (tilstandsklasse III) i henhold til SFTs (nå Klif) system for klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (Andersen mfl. 1997). Konsentrasjonen er imidlertid nær grensen til god vannkvalitet (tilstandsklasse II) på 400 $\mu\text{g N/l}$.



Figur 16. Tidsutvikling for konsentrasjoner av total-nitrogen i Mjøsas øvre vannlag (0-10 m) i perioden mai-oktober 1966-2011. 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 betydelig lavere konsentrasjoner av nitrat enn de sentrale og søndre delene. Stasjon Brøttum er påvirket av tilførslene 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.



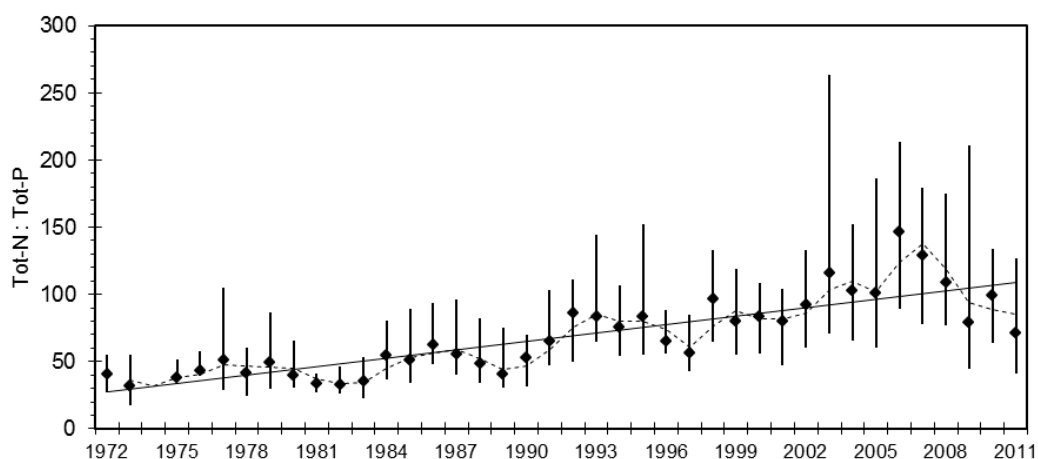
Figur 17. Tidsutvikling for konsentrasjoner av nitrat i Mjøsas øvre vannlag (0-10 m) i perioden 1966-2011. For forklaring til figuren, se Figur 7.

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 plante-

plankton (Faafeng mfl. 1990). Nyere forskning tyder imidlertid på at i mange skogs- og fjellvann bl.a. i denne regionen kan planteveksten være begrenset av tilgangen på nitrogen (Elser mfl. 2009).

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 sannsynligvis har beveget seg i retning mot enda sterkere fosforbegrensning i den senere tid enn det som var tilfellet på 1970- og 1980-tallet. Figuren viser imidlertid også at det har vært til dels store variasjoner i N/P-forholdet fra år til år og gjennom vekstsesongene, og at N/P-forholdet har avtatt noe de siste 4-5 siste årene. Dette skyldes vesentlig økningen i tot-P.

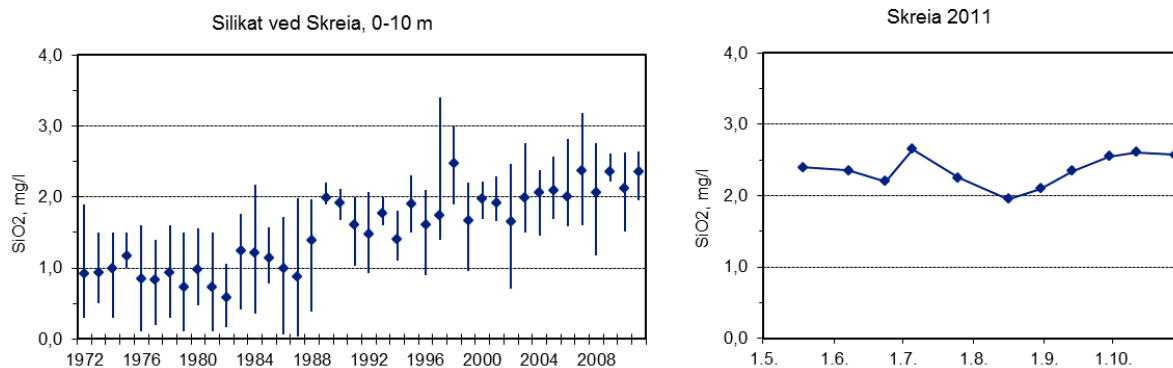


Figur 18. Tidsutviklingen i N/P-forholdet ved stasjon Skreia for sjiktet 0-10 m. Figuren viser middelverdier og variasjonsbredder for perioden juni-oktober 1972-2011.

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 2011 varierte konsentrasjonen av silikat i intervallet 2,0-2,7 mg SiO₂/l med en middelverdi på 2,4 mg/l ved stasjon Skreia. Dette er på nivå med variasjonsområdet de senere årene, men avtaket i konsentrasjonen var mindre markert i 2011 enn f.eks. i 2008 og 2010 (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. Uansett årsak til økningen, så har silikatbegrensning hos kiselalger sannsynligvis blitt mindre vanlig nå enn før ca. 1990.



Figur 19. Konsentrasjon av silikat (0-10 m) ved Skreia. Diagrammet til venstre viser tidsutviklingen (middelverdier og variasjonsbredder) i perioden juni-oktober 1972-2011, mens diagrammet til høyre viser sesongutviklingen i 2011.

3.6 Planteplankton

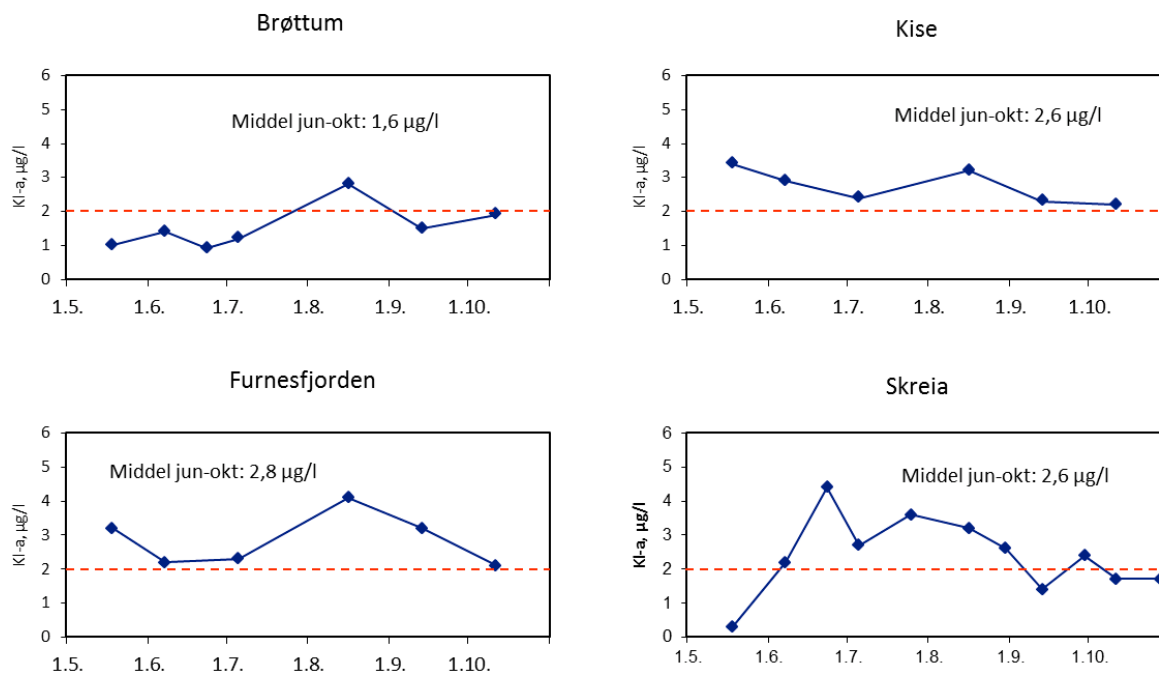
Mengden alger i de frie vannmasser (planteplankton) uttrykkes som konsentrasjon av klorofyll-*a* bestemt ved kjemisk analyse og/eller som total algebiomasse (evt. algevolum) basert på identifisering av ulike algetaksa (arter eller grupper) og telling av algeceller i et gitt vannvolum.

I 2011 varierte midlere algemengde målt som klorofyll-*a* i intervallet 1,6-2,8 $\mu\text{g/l}$ ved de ulike stasjonene (Tabell 3). Ingen av prøvestasjonene hadde vesentlige økninger i middelverdien sammenlignet med i 2010, men Brøttum hadde nedgang. Middelverdiene for 2011 var 0,6-0,8 $\mu\text{g/l}$ høyere enn miljømålet på maks 2 $\mu\text{g/l}$ ved prøvestasjonene Kise, Furnesfjorden og Skreia. Ved stasjon Brøttum var middelverdien lavere enn miljømålet. De høyeste enkeltverdiene ble registrert ved Skreia (4,4 $\mu\text{g/l}$) i slutten av juni og i Furnesfjorden i midten av august (4,1 $\mu\text{g/l}$, Figur 20). Algemengden målt som klorofyll-*a* har blitt betydelig redusert siden 1970- og 1980-tallet ved alle prøvestasjoner (Figur 21). Ved Skreia var middelverdien for klorofyll-*a* i siste 5-årsperiode på 2,35 $\mu\text{g/l}$ mot 4,47 $\mu\text{g/l}$ i 5-årsperioden 1976-1980, dvs. en reduksjon på 47 %.

Middelbiomassen av planteplankton (basert på algetellinger) varierte i 2011 fra 303 mg/m^3 våtvekt ved Brøttum til 552 mg/m^3 ved Skreia (Tabell 3). Høyeste maksverdi for planteplanktonets biomasse ble også registrert ved Skreia med 1644 mg/m^3 våtvekt. Ut fra middel- og maksverdiene for totalbiomassen av planteplankton i 2011 kan Brøttum karakteriseres som en næringsfattig (oligotrof) lokalitet, Skreia som en middels næringsrik (mesotrof) lokalitet og Kise og Furnesfjorden som beliggende i overgangssonen mellom næringsfattig og middels næringsrik (oligomesotrof) (jf. Brettum og Andersen 2005).

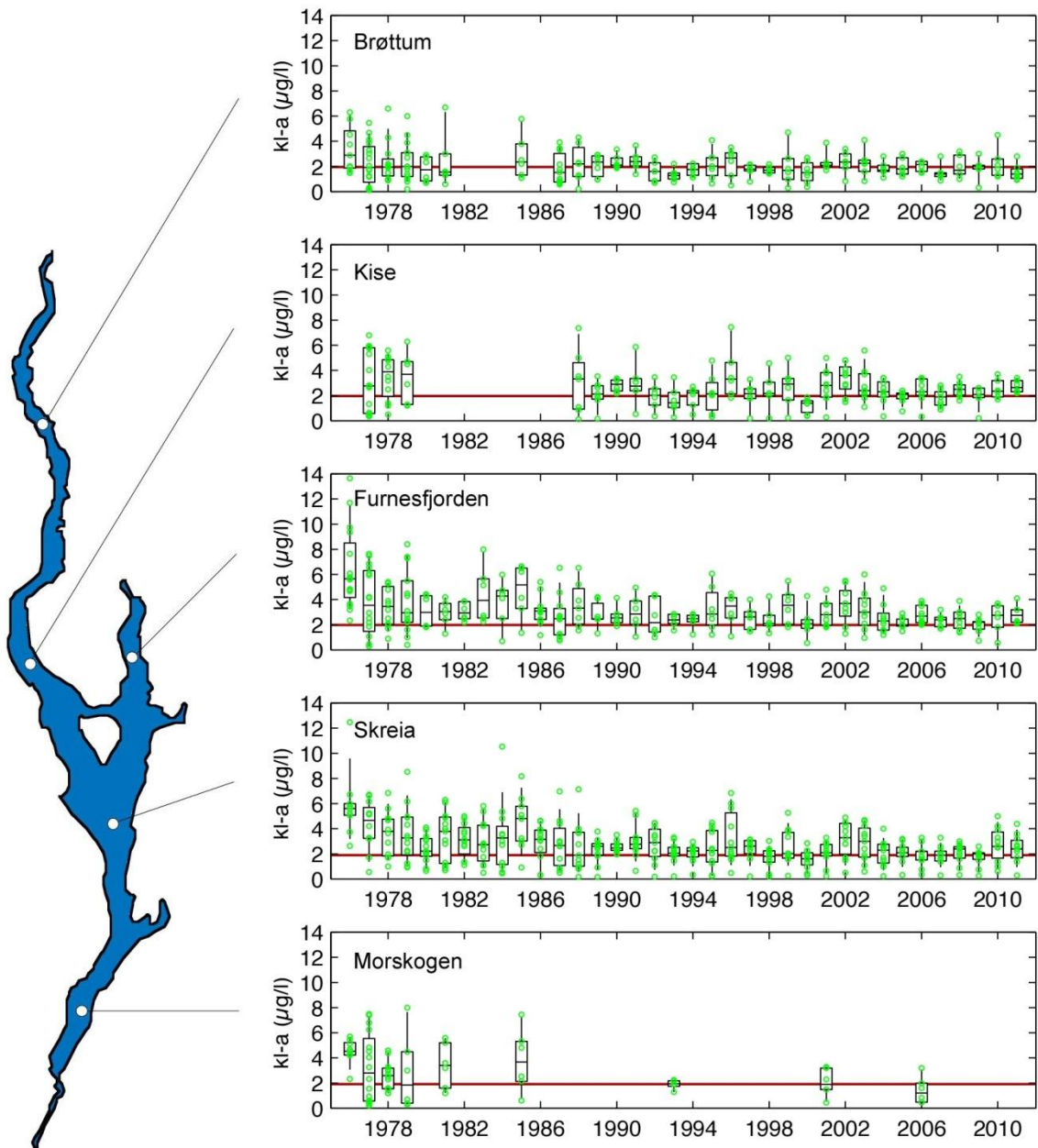
Tabell 3. Karakteristiske verdier for algemengder i vekstsesongen 2011 (juni-oktober).

		Brøttum	Kise	Furnesfjorden	Skreia
Klorofyll-<i>a</i>					
Middelverdi	$\mu\text{g/l}$	1,6	2,6	2,8	2,6
Maks	$\mu\text{g/l}$	2,8	3,4	4,1	4,4
Algebiomasse					
Middelverdi	mg/m^3 våtvekt	303	386	466	552
Maks	mg/m^3 våtvekt	533	779	1136	1644

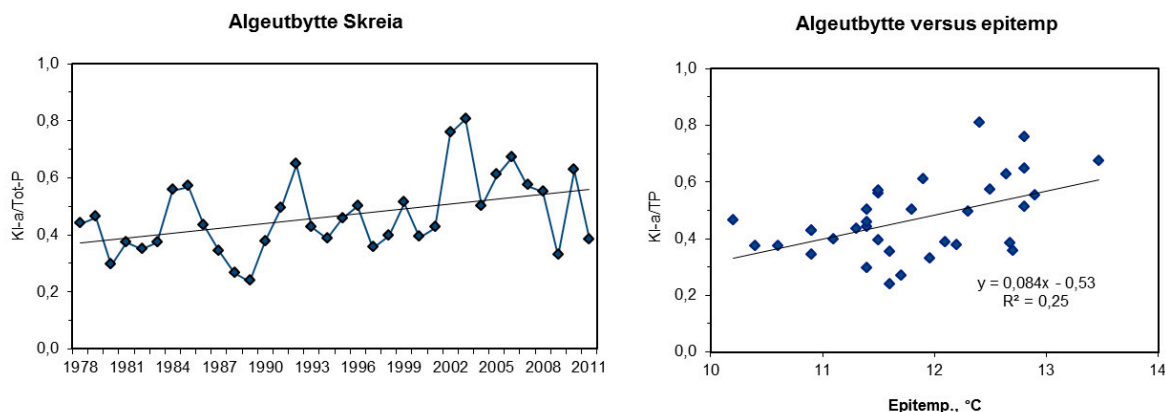


Figur 20. Algemengder i Mjøsa, målt som klorofyll-*a*, i perioden mai-oktober 2011. Horisontale, røde linjer viser miljømål for Mjøsa, dvs. at middelværdien for vekstsesongen ikke bør overstige 2 µg/l. Middelværdiene for juni-oktober ved de ulike stasjonene er også gitt i figuren.

Algeutbyttet uttrykkes gjerne ved forholdet mellom klorofyll-*a* og tot-P; det sier noe om hvor mye alger som utvikles pr. fosfor-enhet. I Mjøsa (stasjon Skreia) har algeutbyttet variert mellom 0,2 og 0,8 (middelværdier). Forholdet Kl-*a*/Tot-P har generelt vist en stigende trend siden 1970-tallet, men det har også vært kortere perioder med reduksjon (Figur 22). Det kan være flere mulige årsaker til økningen slik som: økende vanntemperatur (jf. Figur 22), bedre lysforhold, god tilgang på næringsstoffer som nitrat og silikat i den senere tid og endringer i planteplanktonets sammensetning samt evt. endringer i beitettrykket fra dyreplankton. Middelværdien for 2011 var på 0,38, dvs. at en relativt liten andel av tot-P i vannmassene ble utnyttet til algevekst. Økningen i konsentrasjonen av fosfor som følge av store fosfortilførsler i forbindelse med flommen i 2011 førte derfor ikke til noen dramatisk økning i algemengden målt som klorofyll-*a*.

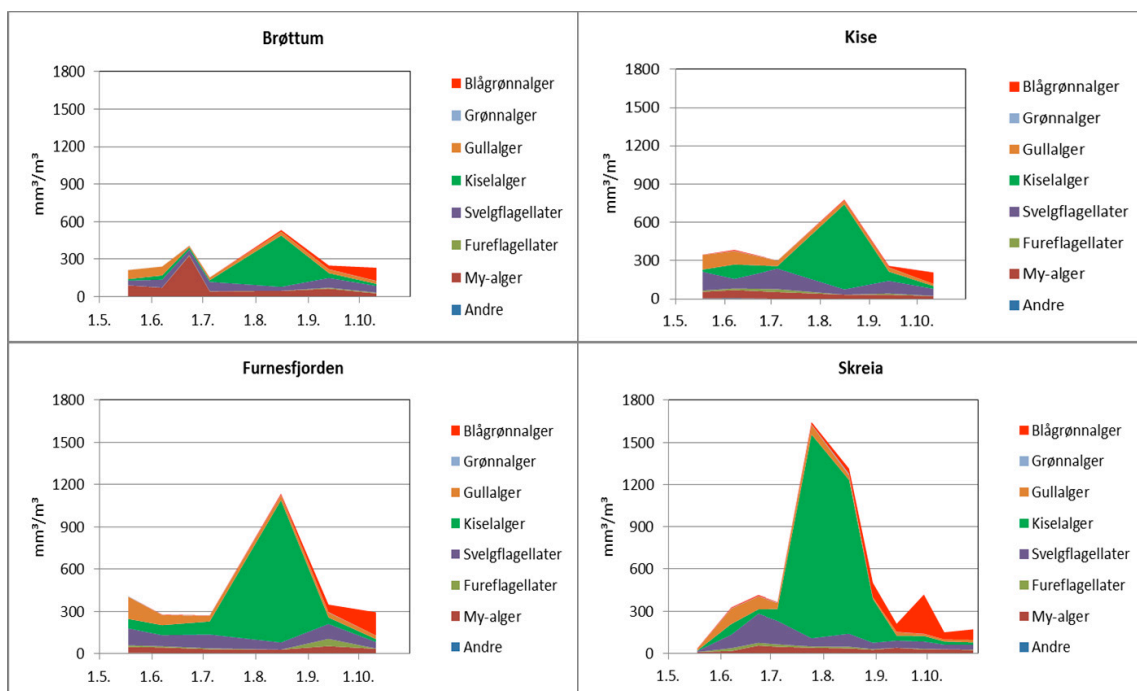


Figur 21. Tidsutvikling for algemengde målt som klorofyll-a i perioden mai-oktober 1972-2011. Rød horisontal linje angir miljømål for Mjøsa, dvs. at gjennomsnitt klorofyll-a ikke skal overstige 2 µg/l.



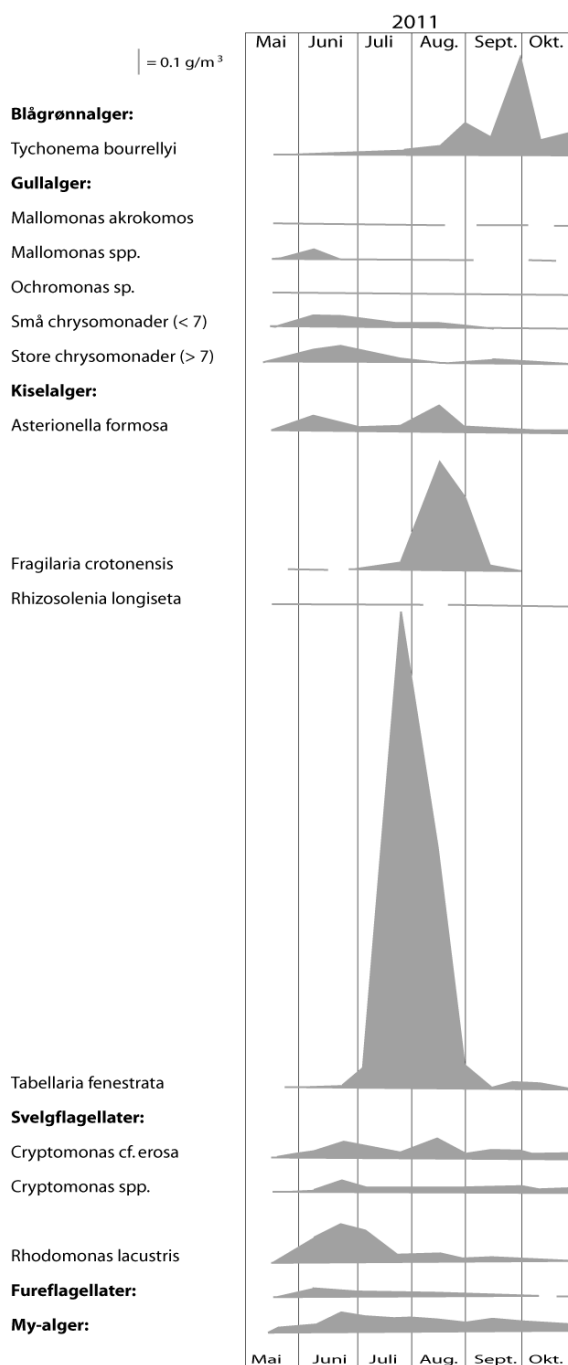
Figur 22. Algeutbytte ved stasjon Skreia i perioden 1978-2011 (middelverdier). Diagrammet til venstre viser tidsutviklingen, mens diagrammet til høyre viser sammenhengen mellom temperaturen i epilimnion og algeutbyttet.

Ved hovedstasjonen Skreia var planteplanktonet på våren og forsommeren variert sammensatt med dominans av gullalger som små og store chrysonader, *Mallomonas*-arter og *Dinobryon divergens*, kiselalgen *Asterionella formosa*, svelgflagellatene *Cryptomonas* cf. *erosa*, *Cryptomonas* spp. og *Rhodomonas lacustris* samt my-alger (Figur 23-24 og tabell i vedlegg). *A. formosa* hadde moderat biomassetopper i juni og i august. Utover i juli økte mengden kiselalger markant, med dominans av *Tabellaria fenestrata* og *Fragilaria crotonensis*. Disse hadde biomassetopper henholdsvis i slutten av juli og midten av august. Deretter ble mengden kiselalger (og alger totalt) sterkt redusert. I september og oktober var planteplanktonet i stor grad dominert av blågrønnalgen *Tychonema bourrellyi*.



Figur 23. Mengde og sammensetning av planteplankton i Mjøsa i 2011.

Sesongutviklingen av planteplanktonet ved de tre andre stasjonene var i hovedtrekkene lik utviklingen ved Skreia. De registrerte biomassetoppene var imidlertid lavere spesielt ved Brøttum og Kise, og ved Brøttum var det en større andel ubestemte my-alger i slutten av juni enn ved de andre stasjonene.

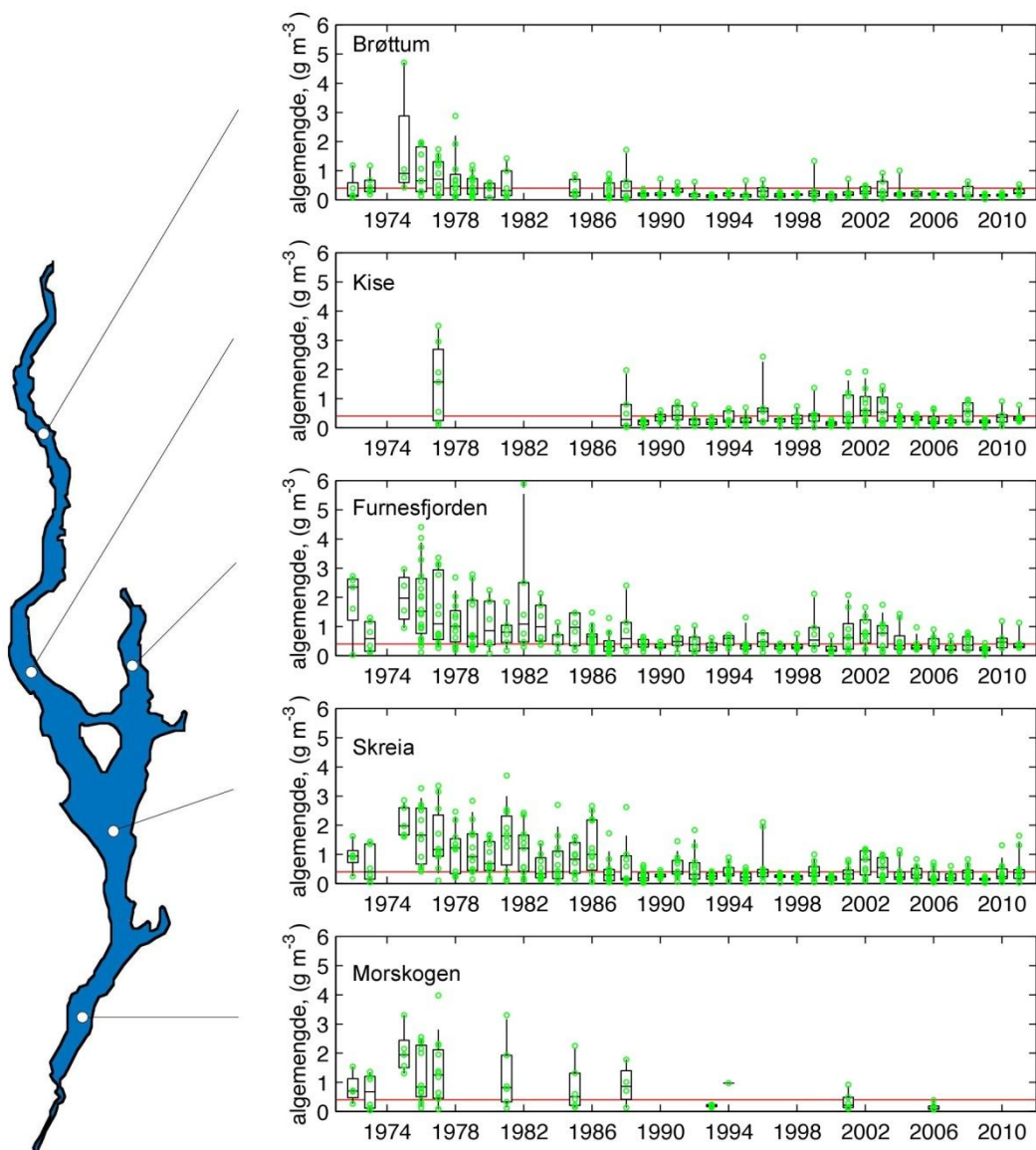


Figur 24. Sesongutviklingen av dominerende planktonalger ved hovedstasjonen Skreia i 2011.

Et markert sensommer- eller høstmaksimum av kiselalger med sterk dominans av *Tabellaria fenestrata* har vært et karakteristisk trekk ved planteplanktonet i Mjøsa i den senere tid. Denne arten regnes som en god indikator for oligomesotrofe og mesotrofe innsjøer, dvs. moderat overgjødlede innsjøer (Brettum og Andersen 2005). *Fragilaria crotonensis* derimot er en god indikator for næringsrike (eutrofe og polyeutrofe) innsjøer. Det betydelige innslaget av *F. crotonensis*, sammen med en økende andel av blågrønnalgen *T. bourrellyi* i 2010 og 2011 indikerer en negativ tendens som bør følges nøye de kommende årene. Det er rimelig å anta at dette kan ha en sammenheng med relativt store tilførsler av næringsstoffer i løpet av vekstsesongene i kombinasjon med forholdsvis høy

vanntemperatur. *Tychonema bourrellyi* er den samme arten som på 1970-tallet skapte betydelige brukerproblemer omkring Mjøsa og videre nedover langs vassdraget.

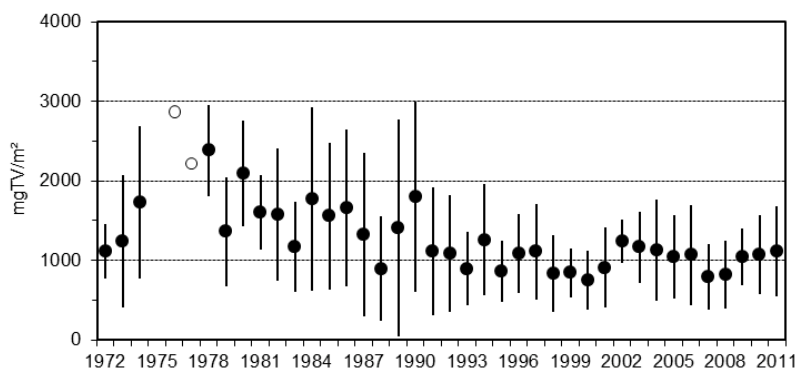
Totalmengden av planteplankton i Mjøsa har blitt sterkt redusert siden 1970- og 1980-tallet (Figur 25). Det har likevel vært enkelte år med relativt store algemengder også etter år 2000, slik som i 2002 og 2003. I perioden 2002-2007 var det en tendens til nedgang i algemengden i Mjøsa på alle stasjoner. Etter 2007 har det vært betydelige variasjoner; middelverdien for stasjon Skreia var i 2009 den laveste som er registrert siden overvåkingen startet, mens middelverdien for 2011 var 3,5 ganger høyere og på nivå med middelverdien for 2003. Målsettingen er at Mjøsa skal være en næringsfattig innsjø. Det betyr bl.a. at midlere og maks algebiomasse ikke bør være høyere enn henholdsvis 0,4 og 0,7 gram våtvekt pr. m³. Ved Brøttum og Kise lå middelverdiene innenfor målsettingen i 2011, og ved Brøttum lå også maksverdien innenfor målsettingen (Kise nær målet). I Furnesfjorden og ved Skreia lå verken middelverdien eller maksverdien innenfor målsettingen i 2011.



Figur 25. Tidsutviklingen for total mengde (biomasse) av planteplankton i perioden mai-oktober 1972-2011 (g våtvekt pr. m³). Rød horisontal linje angir miljømål for Mjøsa som sier at midlere algebiomasse i de frie vannmasser ikke bør overstige 0,4 gram våtvekt pr. m³.

3.7 Krepsdyrplankton og mysis

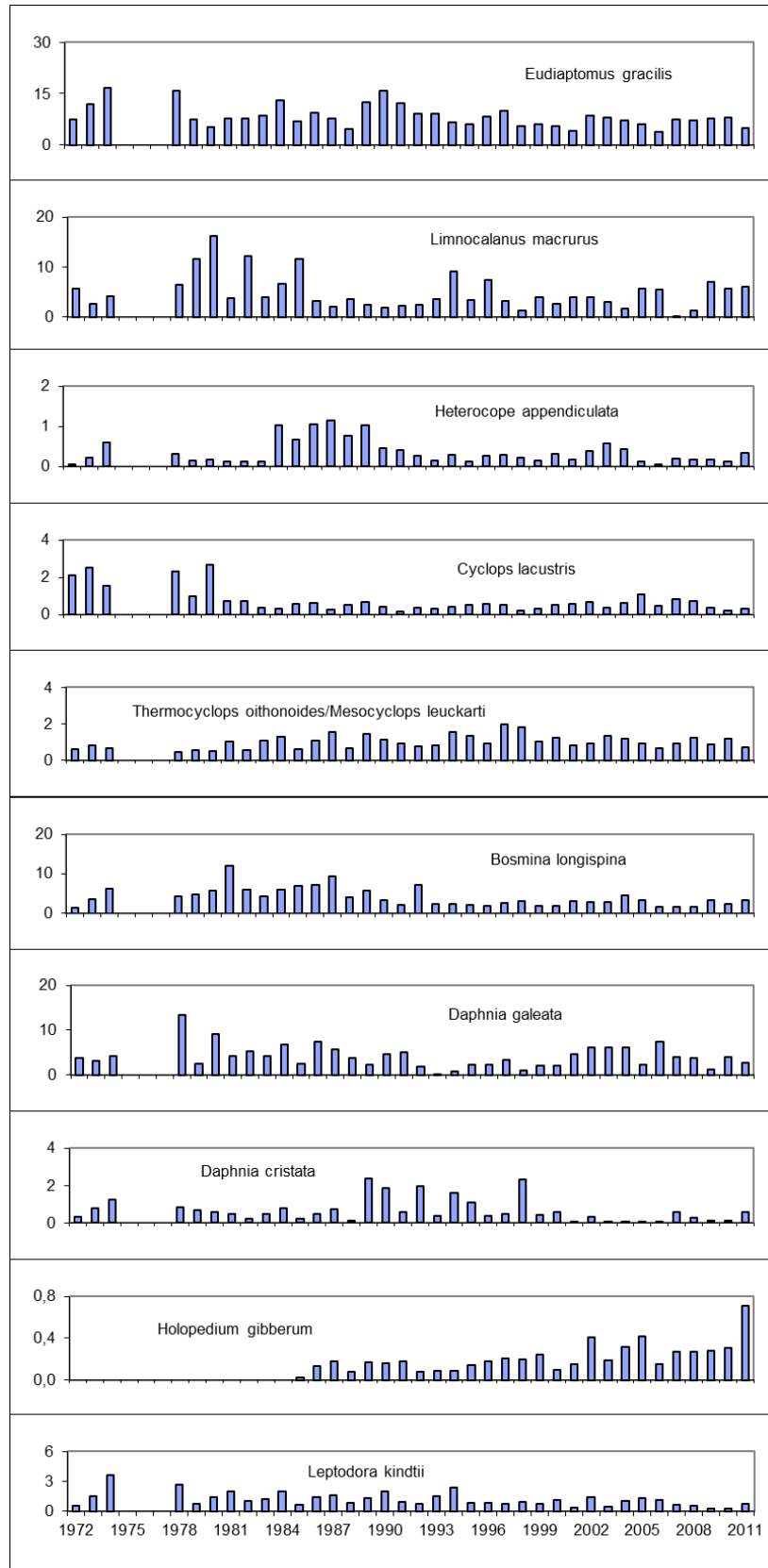
Siden 1970-tallet (1972-1980) har biomassen av krepsdyrplankton blitt redusert fra ca. 1,7 g tørrvekt (TV) pr. m² til ca. 1,0 g TV/m² (middel for 2007-2011), dvs. ca. 40 % reduksjon (Figur 26). Mengden planteplankton er sannsynligvis den vesentligste faktoren som bestemmer hvor mye krepsdyrplankton som utvikles i Mjøsa (Rognerud og Kjellberg 1990, Løvik og Kjellberg 2003). Det vil si at det er en såkalt "bottom up"-regulering av totalbiomassen av krepsdyrplankton.



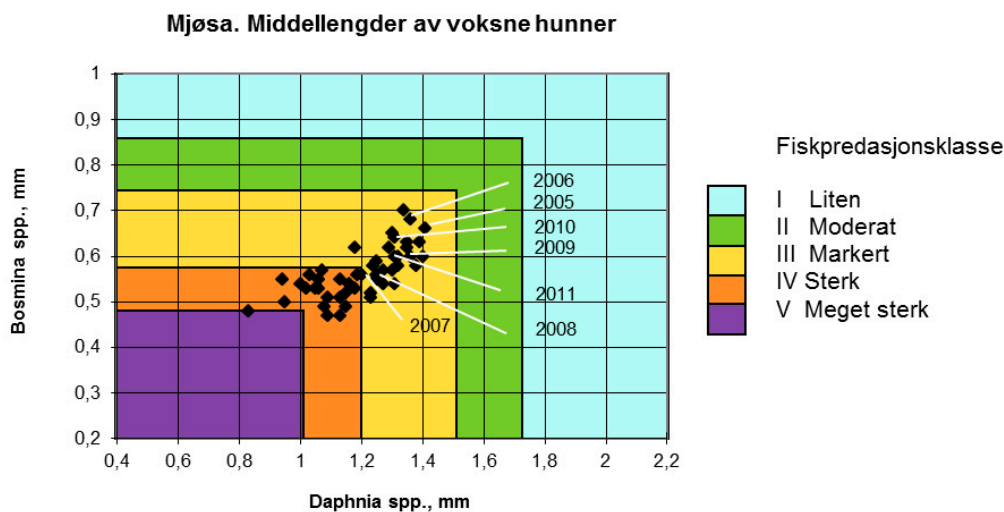
Figur 26. Tidsutviklingen for biomasse av krepsdyrplankton i Mjøsa ved stasjon Skreia i perioden 1972-2011 (middelverdier ± 1 standardavvik), mg tørrvekt (TV) pr. m². Datapunkter for 1976 og 1977 gjelder enkeltobservasjoner i september. Data mangler for 1975.

De fleste artene har hatt nedgang i biomassen i perioden (Figur 27), 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.

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 1,31 mm og 0,60 mm i 2011 kan tyde på et markert predasjonspress dette året i likhet med i de senere år (Figur 28). *D. galeata* har vært dominerende *Daphnia*-art i Mjøsa de fleste årene, men den mindre *Daphnia cristata* er også vanlig.

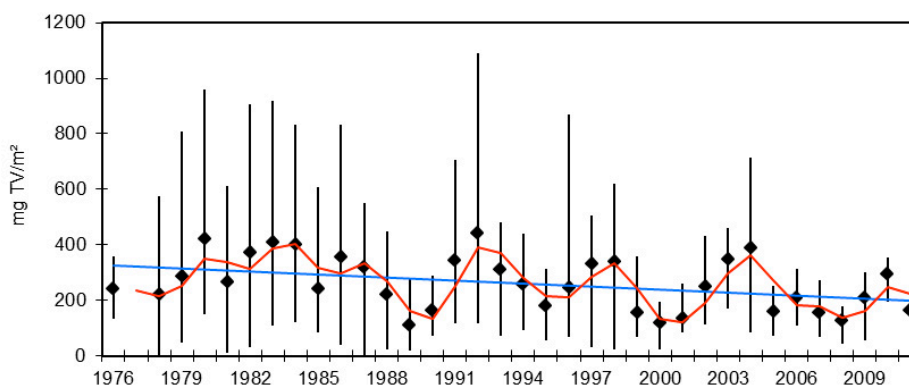


Figur 27. Middelbiomasser av de viktigste artene av krepsdyrplankton i Mjøsa ved Skreia i perioden 1972-2011 (0-50 m, 1975-77 mangler), mg tørrvekt pr. m³. Merk varierende skala på y-aksen.



Figur 28. Sammenhengen mellom middellengder av voksne hunner av *Daphnia spp.* og *Bosmina spp.* i Mjøsa ved stasjon Skreia, samt antatt grad av predasjonspress fra planktonspisende fisk (vurderingssystem etter Kjellberg mfl. 1999).

Biomassen av det rekelignende krepsdyret 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 29). Middelbiomassen av mysis i årene 1976-1980 er beregnet til 289 mg tørrvekt pr. m², mens den for femårsperioden 2007-2011 er beregnet til 186 mg TV/m², dvs. en reduksjon på 36 %. Nedgangen i biomasser i lavere ledd av næringskjeden (planteplankton og dyreplankton) kan være en mulig forklaring til nedgangen i biomassen av mysis.



Figur 29. Tidsutviklingen i biomasse av mysis i Mjøsa ved stasjon Skreia i perioden 1976-2011. Figuren viser middelverdier og variasjonsbredder.

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, mengde 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).

	Klorofyll-a	Tot-P	Siktedyp
Tilstand	µg/l	µg/l	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 (middel 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 2009-2011 (juni-oktober, Tabell 6). 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.

Tabell 6. Mjøsas miljøtilstand klassifisert ut fra observasjoner i 2009-2011 og SFT-veileder 97:04. De ulike tilstandsklassene er markert ved fargekoder (klassegrensene gitt i Tabell 4).

		Brøttum	Kise	Furnesfjorden	Skreia	Mjøsa middel
Klorofyll-a	µg/l	2,06	2,47	2,46	2,48	2,37
Tot-P	µg P/l	8,24	6,72	6,99	5,79	6,50
Tot-N	µg N/l	261	393	492	473	405
Siktedyp	m	5,8	7,0	6,7	7,7	7,1
Samlet		God	God	God	God	God

Etter de nye retningslinjene skal klassifiseringen baseres først og fremst på biologiske kvalitetselementer, med fysisk-kjemiske elementer som støtteparametere. Klorofyll-*a* er her å betrakte som et biologisk kvalitetselement som mål på biomassen av planteplankton. Dersom klorofyll-*a* tilsier god tilstand, men en styrende kjemisk parameter som tot-P tilsier mindre god tilstand, skal parameteren som gir dårligst klasse, være den avgjørende. Det vil si at innsjøens tilstand klassifiseres

som mindre god i dette tilfellet. «Mindre god» bør sidestilles med «moderat» i det nye klassifiseringssystemet.

På denne bakgrunn vurderes Mjøsas tilstand som god ved alle prøvestasjonene (Tabell 6). Verdiene for tot-N tilsier mindre god tilstand i Furnesfjorden og ved Skreia, men nitrogen anses ikke som styrende parameter og tillegges ikke vesentlig vekt i klassifiseringen.

Vi har også foretatt beregninger og 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 er betenkelig (Tabell 7). Tilstanden i nordre del (Brøttum) vurderes imidlertid som akseptabel med begrunnelse i at middelveidien for klorofyll-*a* var svært nær grenseverdien, samt relativt stor variasjonsbredde i måleresultatene (standardavvik 0,9 µg/l). Konklusjonen blir den samme dersom en vurderer ut fra de spesifikke målsettingene for Mjøsa og legger størst vekt på klorofyll-*a*. Videre støttes konklusjonen av resultatene fra algetellingene. Maksverdiene fra algetellingene i 3 årsperioden var høyere enn målsettingen (0,7 g våtvekt pr. m³) ved Kise (0,9 g/m³), Furnesfjorden (1,2 g/m³) og Skreia (1,6 g/m³). Midlere algemengde oversteg imidlertid målsettingen (0,4 g/m³) kun ved stasjon Furnesfjorden (0,44 g/m³). Ved Brøttum lå så vel maks- som middelveidene innenfor målsettingen.

Tabell 7. *Klassifisering av Mjøsas tilstand etter SFT-veiledning 95:01 (jf. Tabell 5).*

		Brøttum	Kise	Furnesfjorden	Skreia	Mjøsa middel
Klorofyll- <i>a</i>	µg/l	2,06	2,47	2,46	2,48	2,37
Tot-P	µg P/l	8,24	6,72	6,99	5,79	6,50
Siktedyp	m	5,8	7,0	6,7	7,7	7,1
Samlet		Akseptabel	Betenkelig	Betenkelig	Betenkelig	Betenkelig

Andelen blågrønnalger er en viktig variabel for å vurdere en innsjø tilstand, og dette vil trolig i nær framtid bli tatt inn som en egen indeks i det nye klassifiseringssystemet (pers. oppl. Anne Lyche Solheim, NIVA). I et tidligere forslag er <10 % blågrønnalger satt som kriterium for god økologisk tilstand (Solheim mfl. 2004). Andelen blågrønnalger har økt de siste tre årene i Mjøsa, og i 2011 var andelen på 10 % i Furnesfjorden og 11 % ved Skreia (middel for perioden juni-oktober). Selv om dette kan være et utslag av de spesielt store fosfor-tilførslene dette året, er det grunn til årvåkenhet.

Konklusjon

Vurderingene av vannkvaliteten i seg selv tilsier god økologisk tilstand. Vurderingene mht. graden av belastning med vekt på observert algemengde og algesammensetning tilsier imidlertid at det er nødvendig å redusere tilførslene av fosfor ytterligere dersom Mjøsa skal oppnå akseptabel tilstand i tråd med vedtatte miljømål.

Konklusjonene er basert på målinger og observasjoner i 2009-2011, dvs. 3 sesonger med periodevis meget store nedbørmengder og stor avrenning. I denne sammenheng kan det nevnes at årsnedbøren har økt med 4 % på Østlandet i de senere årene (1979-2008) sammenlignet med referanseperioden 1961-1990 (Hanssen-Bauer mfl. 2009). Klimaframskrivninger utover i århundret antyder 3-10 % økning i årsnedbøren for perioden 2021-2050 sammenlignet med perioden 1961-1990. Nedbøren forventes å øke mest om vinteren og minst (evt. reduksjon) om sommeren. Økende nedbørmengde vil kunne føre til større arealavrenning av næringsstoffer og større belastning på avløpssystemene sammenlignet med år med mer «normale» nedbørmengder.

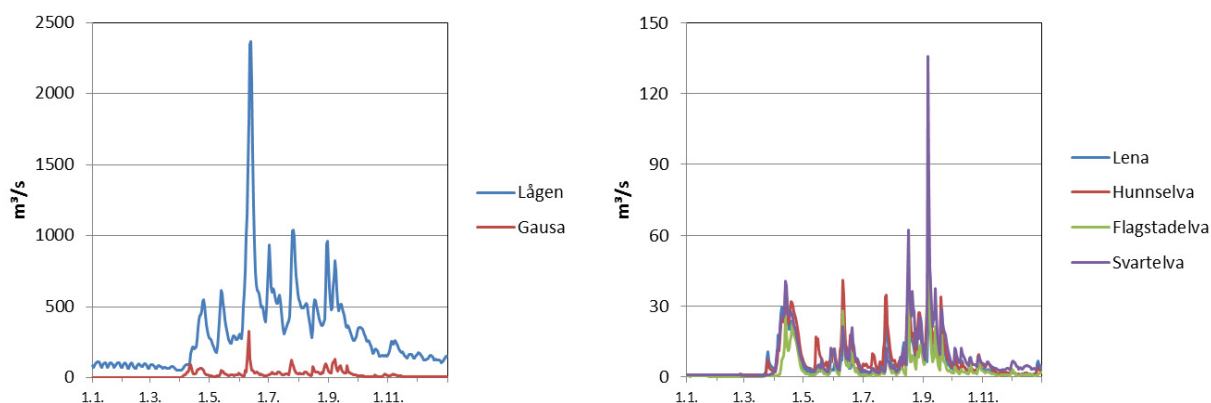
4. Resultater og vurderinger – elver

Primærdata over vannkjemi, bakteriologi, beregnede stofftransporter, begroingsorganismer og bunnfauna er gitt i Vedlegg (kpt. 63).

4.1 Vannføring i tilløpselver

Figur 30 viser utviklingen i døgnvannføring i de seks viktigste tilløpselvene: Gudbrandsdalslågen, Gausa, Hunnselva, Lena, Flagstadelva og Svartelva i 2011. Våravsmeltingen foregikk hovedsakelig i løpet av april. Omkring 10. juni førte kraftig regnvær og snøsmelting i fjellet til storflom spesielt i de nordlige nedbørfeltene Gudbrandsdalslågen og Gausa («pinseflommen»). Det ble da målt svært høye vannføringer i begge disse elvene, henholdsvis 2368 m³/s i Lågen og 329 m³/s i Gausa på det meste. Det var flere episoder og lengre perioder med til dels meget høy vannføring utover sommeren og tidlig høst i de fleste tilløpselvene. Den 5. september ble det f.eks. målt en døgnvannføring på 136 m³/s i Svartelva, noe som må anses som svært høyt.

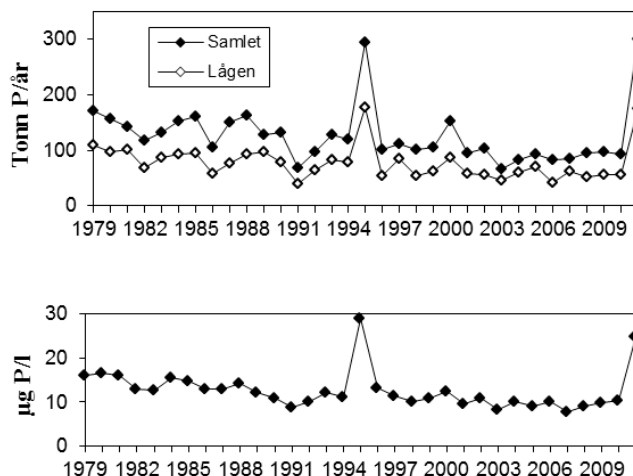
Ut fra vannføringsmålingene ble Mjøsa på årsbasis tilført ca. 11 400 mil. m³ vann med disse 6 elvene i 2011, mot ca. 8 500 mil. m³ i 2010, dvs. at det ble tilført ca. 34 % mer vann i 2011 enn i 2010.



Figur 30. Vannføring (døgnmidler) i de 6 viktigste tilløpselvene til Mjøsa i 2011. Merk ulik skala på y-aksene på de to diagrammene. Datakilder: GLB og NVE.

4.2 Konsentrasjoner og transport av næringsstoffer

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 2001-2010, dvs. en reduksjon på ca. 40 % (middel for de to periodene, Figur 31). Flomårene 1995 og 2011 topper når vi ser hele perioden 1979-2011 under ett, med henholdsvis ca. 290 og ca. 300 tonn P. Verdiene for 1995 og 2011 må betraktes som grove estimater pga. relativt få konsentrasjonsmålinger (og store variasjoner) ved de høyeste vannføringene. Volumveid middelveid av tot-P for de 6 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 (2001-2010, Figur 31). Flomårene 1995 og 2011 skiller seg ut også her med svært høye verdier på henholdsvis 29 og 25 µg P/l. I 2011 sto Gudbrandsdalslågen for 87 % av vanntilførselen, men «bare» 62 % av P-tilførslene av disse seks elvene samlet. 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. Bortsett fra Hunnselva hadde alle elvene markante økninger i årstransporten av tot-P og i volumveid middelkonsentrasjon av tot-P sammenlignet med i 2010 (Tabell 8). Økningen var størst i Gausa med 8 ganger høyere konsentrasjon i 2011 enn i 2010.

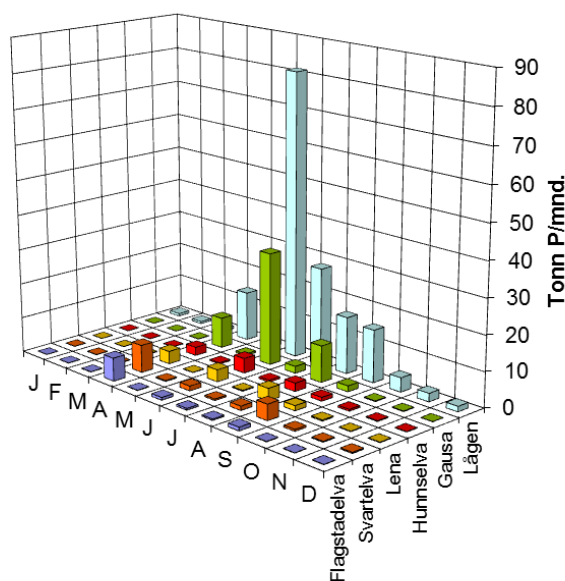


Figur 31. Samlet årlig transport av fosfor til Mjøsa fra de 6 viktigste tilløpselvene pluss et antatt tillegg på 7 % fra elver som det ikke er gjort målinger i, samt beregnet årlig middelkonsentrasjon av tot-P (volumveid) i de seks elvene.

Tabell 8. Volumveid middelerverdi for tot-P ($\mu\text{g/l}$) i de seks viktigste elvene og samlet i 2010 og 2011. Forholdstallene mellom verdiene for 2011 og 2010 (endring) er også gitt.

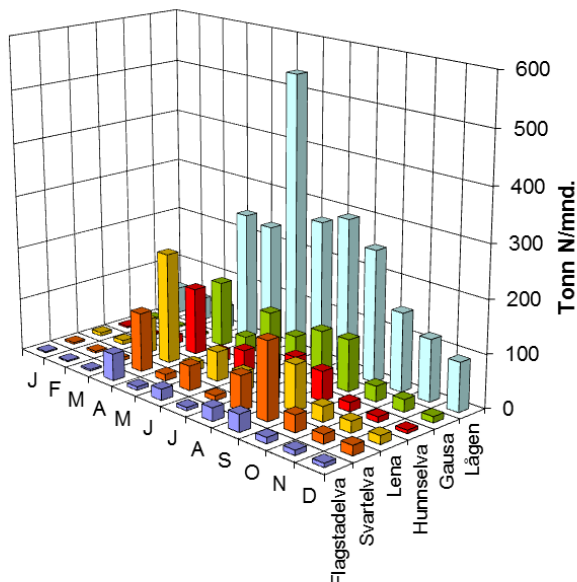
	Lena	Hunnselva	Gausa	Lågen	Flagstadelva	Svartelva	Samlet
2010	34,8	43,7	9,3	7,7	24,6	33,1	10,2
2011	75,8	49,0	78,5	17,6	82,1	66,4	24,7
Endring	2,2	1,1	8,4	2,3	3,3	2,0	2,4

Fordelingen av fosfor-transporten gjennom året 2011 var dominert av de høye transportverdiene i vårflommen (april) og spesielt høye verdier i Lågen og Gausa i juni (Figur 32). Det var også høye transporter i flere av elvene i juli, august og september. Samlet for alle seks elvene kom 72 % av fosfor-transporten i sommermånedene juni-august og 82 % i vekstsesongen juni-oktober.

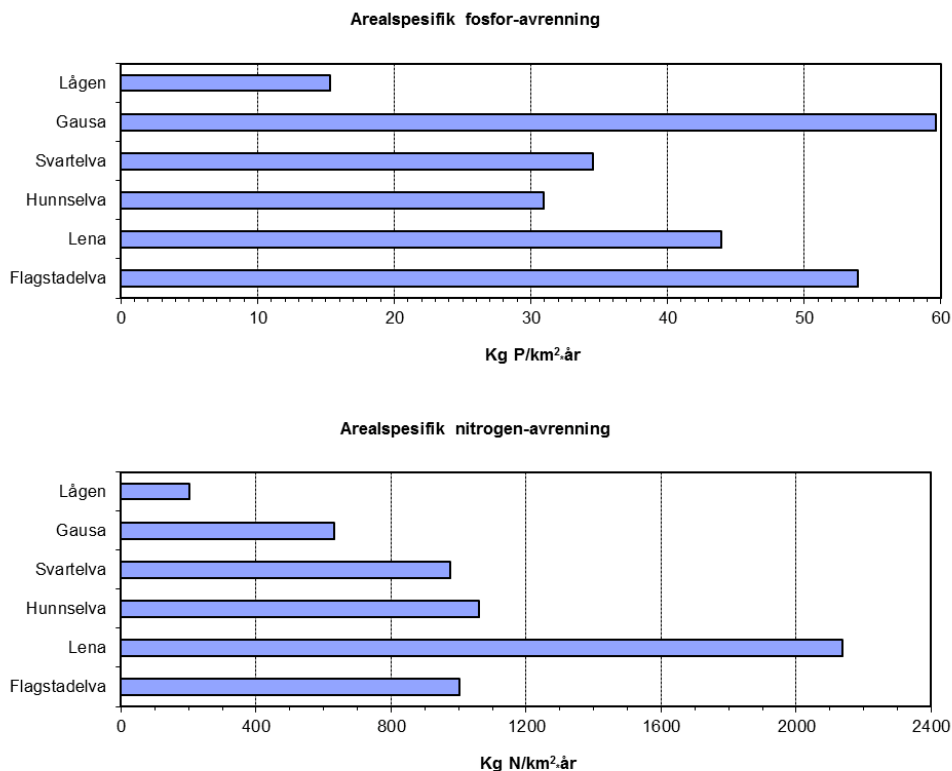


Figur 32. Beregnet månedlig fosfor-transport i de 6 viktigste tilløpselvene til Mjøsa i 2011.

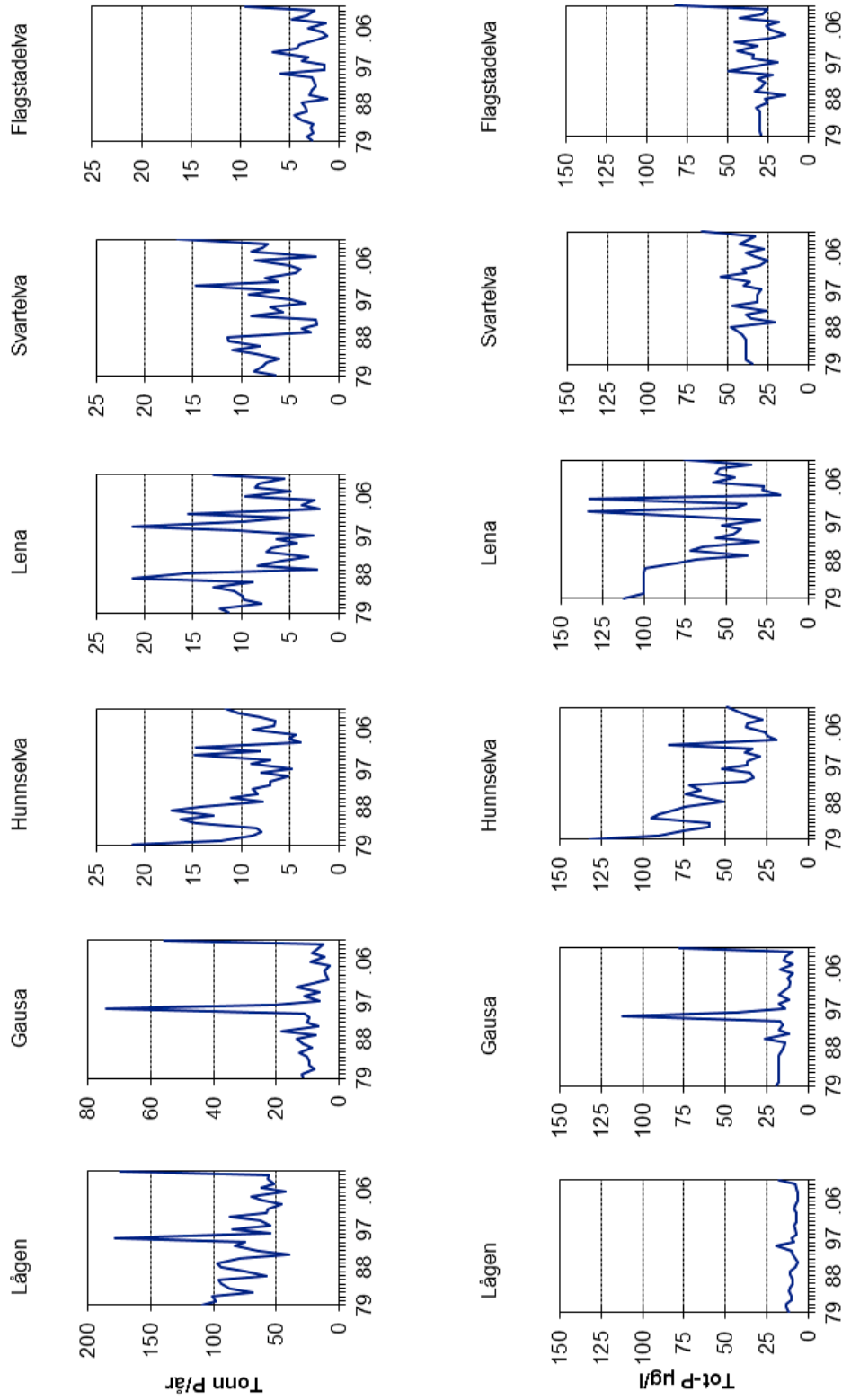
Den totale nitrogen-transporten var ikke så dominert av transporten i Lågen (og dels Gausa) som fosfor-transporten. Det vil si at de mellomstore lavlandselvene Lena, Hunnselva, Svartelva og Flagstadelva stod for større andeler enn de gjorde når det gjaldt fosfor. Samlet for disse seks elvene kom 19 % av årstransporten av nitrogen i vårflommen i april, og 40 % kom i sommermånedene juni-august. I følge beregningene kom ca. 60 % av nitrogentransporten i løpet av vekstsesongen juni-oktober.



Figur 33. Beregnet månedlig nitrogen-transport i de seks viktigste tilløpselvene til Mjøsa i 2011.



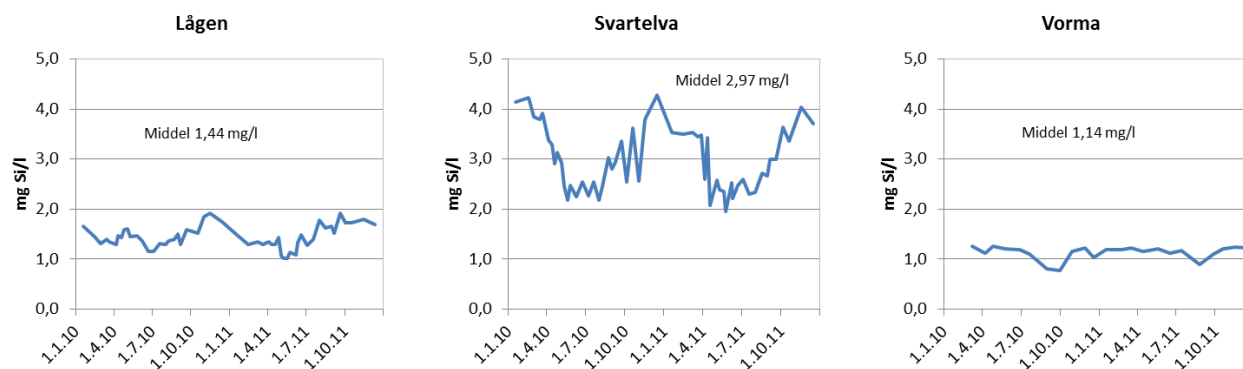
Figur 34. Areal-spesifikk avrenning av tot-P og tot-N i de seks viktigste elvene i 2011.



Figur 35. Beregnet årlig transport av tot-P samt volumveide årsmiddelverdier for konsentrasjonen 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, Hunnsetelva 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).

4.3 Silisium i elver

I 2010 og 2011 ble konsentrasjonen av silisium ble målt i Lågen, Svartelva og i utløpet Vorma. Resultatene viser at konsentrasjonen i Svartelva var ca. dobbelt så høy som konsentrasjon i Lågen, og at Vorma hadde ca. 20 % lavere konsentrasjon enn Lågen, vurdert ut fra middelverdiene (se Figur 36). Vi har ikke data fra andre tilløpselver, men resultatene kan tolkes som en indikasjon på at det skjer en ikke ubetydelig tilbakeholdelse (retensjon), dvs. sedimentasjon av silisium i Mjøsa. Det så ut til å være et nokså klart sesongmessig variasjonsmønster i konsentrasjonene med ca. en halvering av konsentrasjonene fra vinter til sommer både i Lågen og Svartelva. Trolig kan dette ha en sammenheng med kiselalgens opptak av silisium i sommerhalvåret. Sesongmønsteret var mindre utpreget i Vorma.



Figur 36. Konsentrasjoner av silisium i Lågen, Svartelva og Vorma i 2010-2011.

4.4 Hygienisk/bakteriologiske forhold

For å undersøke om elvene var forurenset av ”tarmbakterier” ble det i 2010 og 2011 samlet inn prøver for analyser av fekale indikatorbakterier (*E. coli*). Når det gjelder tarmbakterier, er det vanlig å klassifisere vannkvaliteten ved å bruke 90-persentilen, dvs. at en betoner de høyere verdiene. I 2011 varierte 90-persentilene fra 19 pr. 100 ml i Lågen til 2500 pr. 100 ml i Hunnselva (Tabell 9). Det er rimelig å anta at de relativt lave bakteriekonsentrasjonene i Lågen i vesentlig grad henger sammen med stor fortykningsevne. For 2011 kan vannkvaliteten mht. tarmbakterier karakteriseres som god i Lågen, dårlig i Gausa og Lena og meget dårlig i Svartelva, Hunnselva og Flagstadelva. Vi har da benyttet tidligere SFTs (nå Klif) system for klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (Andersen mfl. 1997).

Tabell 9. Karakteristiske verdier mht. tarmbakterier (*E. coli*, antall pr. 100 ml) i elvene i 2010 og 2011. Klassifisering av vannkvaliteten ut fra 90-persentiler i henhold til Andersen mfl. (1997).

	10 %	90 %	Median	Tilstandsklasse	
Lågen -10	0	11	3	II	God
Lågen -11	<1	19	2	II	God
Gausa -10	3	101	18	III	Mindre god
Gausa -11	7	517	54	IV	Dårlig
Lena -10	28	520	90	IV	Dårlig
Lena -11	39	600	150	IV	Dårlig
Flagstadelva -10	620	6130	2830	V	Meget dårlig
Flagstadelva -11	39	2419	249	V	Meget dårlig
Svartelva -10	63	1120	273	V	Meget dårlig
Svartelva -11	85	1120	285	V	Meget dårlig
Hunnselva -10	100	1200	465	V	Meget dårlig
Hunnselva -11	600	2500	1100	V	Meget dårlig

Aktuelle forurensningskilder i disse elvene er sig fra husdyrgjødsel, lekkasjer og overløp fra kommunale avløpsnett, utslipp fra eventuelt ovenforliggende kommunale renseanlegg og utslipp/sig fra private avløpsanlegg i spredt bebyggelse. Avføring fra ville dyr kan også bidra til høye bakterietall. Det er f.eks. kjent at bever har hatt tilhold i nedre del av Flagstadelva, i området omkring prøvestasjonen. Dette kan trolig være en medvirkende årsak til de meget høye konsentrasjonene av *E. coli* på denne lokaliteten i 2010, men det er lite sannsynlig at bever er den eneste kilden til hygienisk forurensning i dette vassdraget. I 2011 er prøvestasjonen flyttet ca. 800 m oppstrøms i elva. Dette kan være noe av forklaringen på at bakterietallene var markert lavere dette året. Det ble registrert økning i bakterietallene fra 2010 til 2011 i Gausa og Hunnselva, samt en mindre økning i Lena. For Lågen og Svartelva var det ingen vesentlige endringer.

4.5 Begroingsalger i Gausa og Moelva

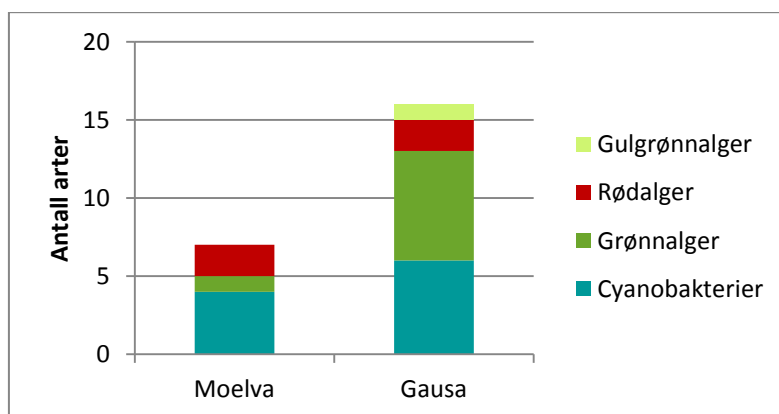
Innledning

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 unngripe periodiske forurensninger. Begroingsalger reagerer derfor også på kortsiktige forurensningsepisoder 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 og Lindstrøm, 2011) og AIP (acidification index periphyton; Schneider og Lindstrøm, 2009) som brukes for å indikere grad av henholdsvis eutrofi og forsurening.

Resultater

Biologisk mangfold

Det biologiske mangfoldet, målt som antall taksa av rødalger, grønnalger, cyanobakterier og gulgrønnalger, varierte fra 7 taksa i Moelva til 16 taksa i Gausa høsten 2011 (Figur 37). På stasjonen i Moelva dominerte cyanobakteriene i antall, mens stasjonen i Gausa var dominert av grønnalger. På begge stasjonene ble de samme to artene av rødalger registrert, som begge indikerer eutrofi.



Figur 37. Antall taksa innen de ulike hovedgruppene i begroingssamfunnet i Moelva og Gausa 2011.

Det var generelt liten dekning av begroingsalger på begge lokaliteter (se tabell i Vedlegg). Dette kan blant annet skyldes flom og høy vannføring, som preget både august og september i 2011. Denne type flomsituasjoner fører ofte til reduksjon i algedekke.

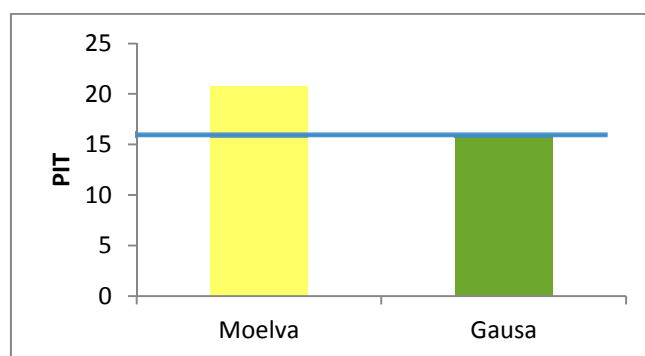
I Moelva ble det ikke funnet noen makroskopiske alger, kun et enkelt funn av mose. Algene som ble registrert ble altså funnet i diverse skrapeprøver, børsteprøver og blant mosen. I Gausa ble det derimot funnet flere makroskopiske alger, men dekningsgraden ble satt til <1 % på samtlige. Dette gjaldt cyanobakteriene *Phormidium autumnale* og *Tolypothrix distorta*, grønnalgen *Spirogyra* d og gulgrønnalgen *Vaucheria* sp. i tillegg til mose. Av disse indikerer *Vaucheria* sp. og *Spirogyra* d eutrofi.

Økologisk tilstand

Eutrofiering

Eutrofieringsindeksen PIT (Periphyton Index of Trophic status) indikerer en viss grad av belastning i Moelva, som ut fra beregningene havner i moderat økologisk tilstand med en indeksverdi på 20,76. Gausa er derimot i god tilstand med en indeksverdi på 15,87, men ligger helt opp mot grensen til moderat tilstand (Figur 38). Det er derfor viktig å være oppmerksom på at en liten forverring av tilstanden ved stasjonen i Gausa kan føre til at tilstandsklassifiseringen endres fra god til moderat økologisk tilstand.

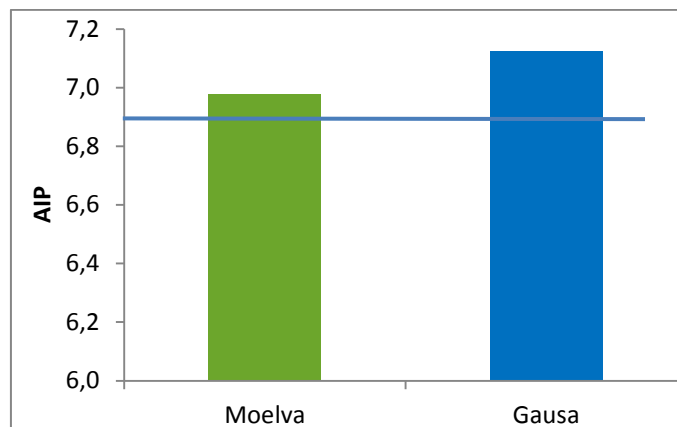
Rødalgene *Audouinella hermanni* og *Audouinella pygmaea* har på begge stasjoner trukket indeksverdien opp mot dårligere tilstand. I Gausa har i tillegg gulgrønnalgen *Vaucheria* sp. og grønnalgene *Spirogyra* d og *Oedogonium* e bidratt til en høyere indeksverdi. Grunnen til at den utregnede indeksverdien for Gausa likevel er lavere enn for Moelva er at de resterende indikatorartene observert i Gausa har lave indeksverdier og dermed indikerer god eller svært god tilstand (9/14 arter). Samt at det totalt ble observert flere indikatorarter i Gausa (14) enn i Moelva (4).



Figur 38. PIT (Periphyton Index of Trophic status) beregnet for Moelva og Gausa 2011, der PIT-verdiene angir økologisk tilstand. Gul = moderat tilstand og grønn = god tilstand. Den blå linjen viser grenseverdien mellom god og moderat tilstand.

Forsuring

Forsuringsindeksen AIP (Acidification Index Periphyton) gir gode resultater for begge stasjoner (Figur 39). Det vil si at lokalitetene ikke er forsuret. Klassegrensene avhenger av vanntype, der Ca-konsentrasjonen er avgjørende. Her er begge lokalitetene moderat kalkrike (>4 mg Ca/L), og grenseverdien mellom moderat/god og god/svært god ligger derfor på henholdsvis 6,92 og 7,04. Dette fører til at Moelva havner i god økologisk tilstand med en indeksverdi på 6,98, mens Gausa havner i svært god tilstand med en indeksverdi på 7,12.



Figur 39. AIP (Acidification Index Periphyton) beregnet for Moelva og Gausa 2011, der AIP-verdiene angir økologisk tilstand. Grønn = god tilstand og rød = svært dårlig tilstand. Den blå linjen viser grenseverdien mellom god og moderat tilstand.

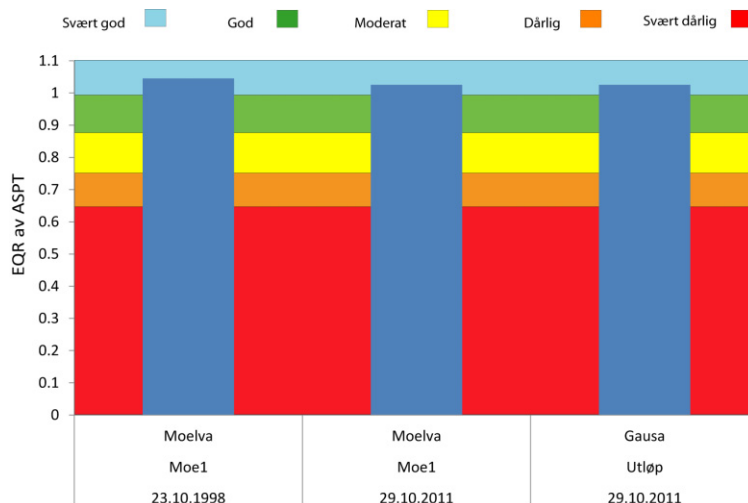
Samlet vurdering av begroingsalger i henhold til vanddirektivet

I en samlet vurdering av en enkelt lokalitet basert på PIT og AIP-indeksene foreslås det foreløpig å bruke den dårligste tilstandsklassen som avgjørende. Dette fordi forurening og eutrofiering påvirker hverandre slik at forurening som regel hindrer eutrofiering og omvendt. I henhold til vanddirektivet vil derfor Moelva og Gausa havne i henholdsvis moderat og god økologisk tilstand.

4.6 Bunndyr i Gausa og Moelva

Økologisk tilstand

I følge de foreløpige kriteriene for eutrofi/organisk belastning basert på indeksen ASPT og tilhørende EQR-verdier (ASPT-verdi registrert/ASPT-verdi referanse), var den økologiske tilstanden **svært god** begge årene i Moelva (1998: EQR 1.05 og 2011: EQR 1.02) og i Gausa (2011: EQR 1.02) (Figur 40).



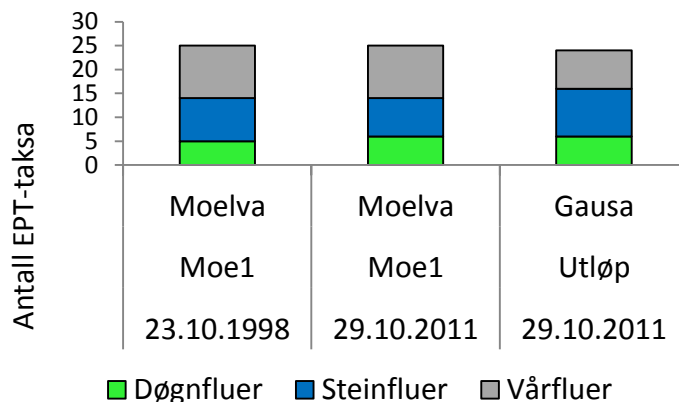
Figur 40. EQR for økologisk tilstand (eutrofi/organisk belastning) ved stasjoner i Moelva i 1998 og 2011 og i Gausa i 2011.

Mengder og biologisk mangfold

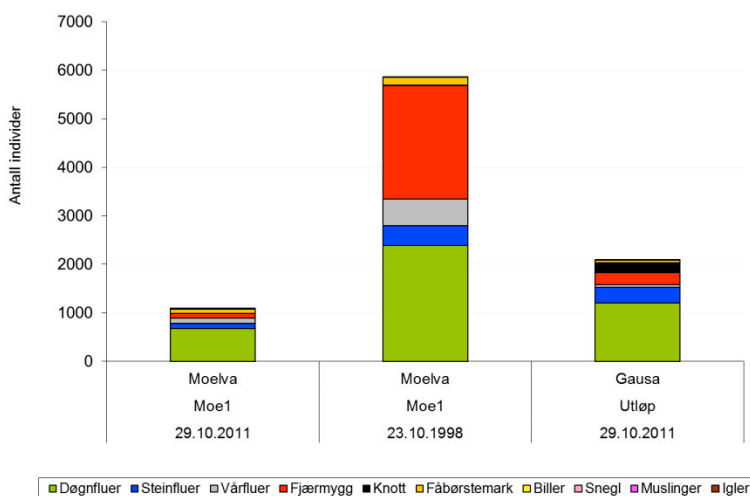
Det biologiske mangfoldet i Moelva (Moe1), målt som antall EPT-arter/taksa, var høyt både i 1998 og 2011. Det ble funnet 25 taksa av EPT begge år, fordelt på 5 døgnfluer, 9 steinfluer, 9 vårfluer i

1998 og 6 døgnfluer, 8 steinfluer og 11 vårfluer i 2011 og (Figur 41). I 2011 var faunaen av døgnfluer dominert av artene *Baetis rhodani* og *Heptagenia dalecarlica*. Samfunnet av steinfluer var rikt sammensatt og representert med slektene *Dinocras (cephalotes)*, *Capnopsis (schilleri)*, *Leuctra*, *Amphinemura*, *Siphonoperla (burmeisteri)*, *Brachyptera (risi)* og *Protonemura (meyeri)*. De dominerende slektene av vårfluer var *Rhyacophila (nubila)* og *Hydropsyche (pellucidula og siltalai)*. Døgnfluer, steinfluer og vårfluer (EPT) dominerte blant gruppene i bunndyrsamfunnet (Figur 42). Dette er vanlig på lokaliteter hvor det er god økologisk tilstand. Selv om det ble funnet et større antall individer i prøven i 1998 enn i 2011, var dominansforholdet mellom grupper stort sett uforandret. Unntak var færre fjærmygg i 2011 sammenlignet med 1998.

Det biologiske mangfoldet ved stasjonen i Gausa (Utløp) i 2011 var 24 EPT-taksa, fordelt på 6 døgnfluer, 10 steinfluer og 8 vårfluer (Figur 41). Dette anses som høyt. Døgnfluene var dominert av *Baetis rhodani*, *Baetis niger* og ubestemte *Baetis*. Samfunnet av steinfluer var i 2011 representert med slektene *Isoperla*, *Diura (nanseni)*, *Capnia*, *Capnopsis (schilleri)*, *Leuctra*, *Nemoura*, *Protonemura (meyeri)*, *Amphinemura*, *Siphonoperla (burmeisteri)*, *Brachyptera (risi)* og *Taeniopteryx (nebulosa)*. *Rhyacophila (nubila)* og *Hydropsyche* (bl.a. *nevae*) var de dominerende vårfluene. Dominansen av døgnfluer, steinfluer og vårfluer i forhold til andre grupper antyder god tilstand (Figur 42).



Figur 41. EPT indeks (døgnfluer, steinfluer, vårfluer) ved stasjoner i Moelva (Moe1) i 1998 og 2011 og i Gausa (Utløp) i 2011.



Figur 42. Sammensetning av utvalgte grupper i bunndyrsamfunnet ved stasjonene i Moelva (Moe1) i 1998 og 2011 og i Gausa (Utløp) i 2011.

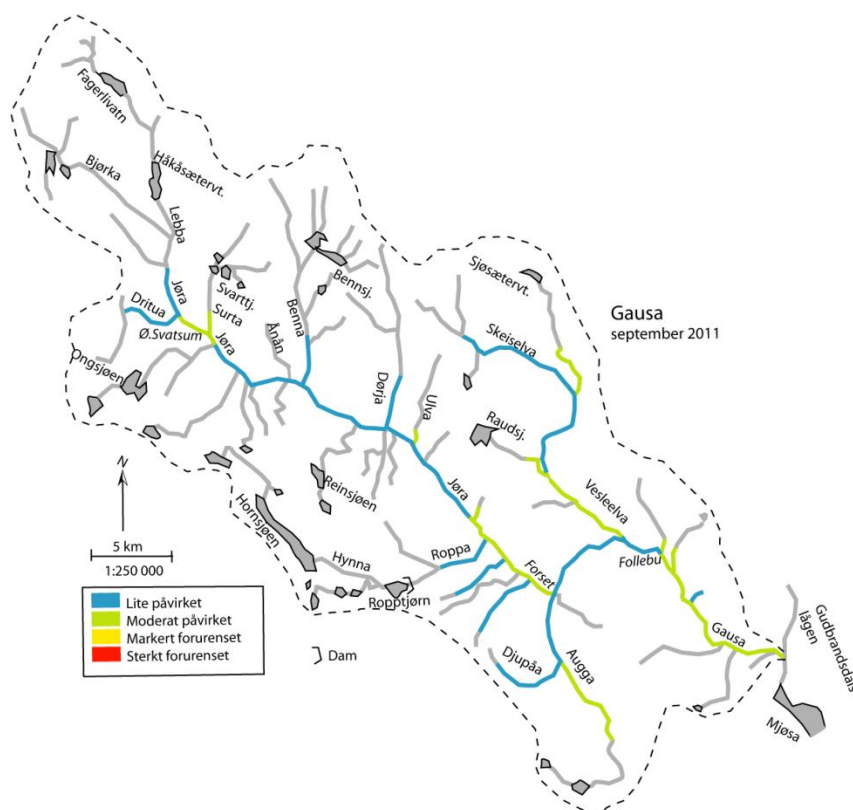
Konklusjon bunndyr

Helhetsinntrykket for de undersøkte stasjonene i Moelva og Gausa i 2011 er at lokalitetene har bunndyrsamfunn i svært god økologisk tilstand. Ved stasjonen i Moelva var den målte økologiske tilstanden lik i 1998 og i 2011.

4.7 Feltbefaringer i Gausa

Befaringer langs de viktigste delene av vassdraget ble gjennomført den 28. og den 30. september 2011. Vannføringen var da middels til lav, men i deler av vekstsesongen i forkant hadde vannføringen vært høy og til dels meget høy, noe som kan ha påvirket organismelivet i elva. Vurderingene av miljøtilstanden er basert på observasjoner av begroing og bunndyr, evt. tilslamming, forsøpling eller vond lukt etc. I nederste del, nær Gausas utløp i Lågen ved Fåberg, er analyser av begroingsamfunnet og bunnfaunaen benyttet som supplement til befarringsundersøkelsen (jf. kpt. 4.5 og 4.6). Resultatene er presentert som fargekart med angivelse av forurensningsgrad (Figur 43).

Hovedvassdraget med sidegrener ga inntrykk av å være lite til moderat påvirket av næringsstoffer og organisk stoff fra jordbruk og befolkning. Dekningsgraden av begroingsalger («grønnske») var stort sett lav. Dette kan ha sammenheng med flom og høy vannføring gjennom store deler av sommeren 2011. Størst dekning av bentiske alger ble observert i ei sideelv til Vesleelva ved Svingvoll og i Jøra fra Forset og ca. 7 km oppstrøms. En sidebekk til Jøra i Bødalen hadde tett bestand av fjærmygglarver, noe som kunne tyde på organisk belastning. Flere lokaliteter var noe preget av tilslamming med silt og finsand, sannsynligvis et resultat av flommer tidligere dette året. Markert eller sterkt forurensete lokaliteter med godt synlig heterotrof begroing som sopp og bakterier ble ikke påvist. Vassdraget som helhet vurderes som lite til moderat påvirket av næringsstoffer og organisk stoff.

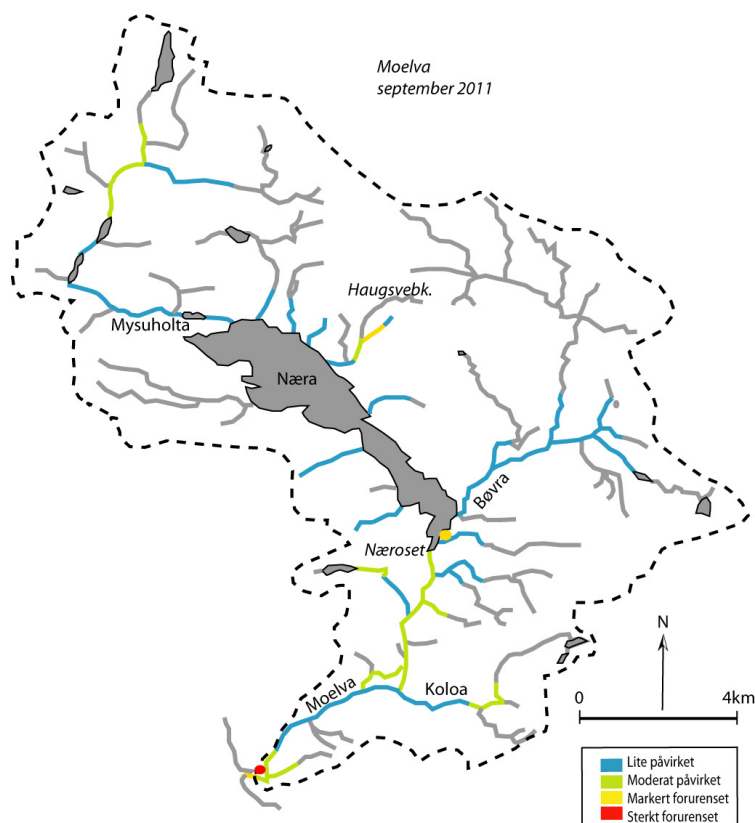


Figur 43. Miljøtilstanden i Gausa med sidevassdrag, vurdert på grunnlag av feltbefaringer med observasjoner av biologiske forhold i september 2011.

4.8 Feltbefaringer i Moelva

Vurderingene av miljøtilstanden i Moelva med sidevassdrag er basert på befaringer til de viktigste delene av vassdraget den 26. og den 27. september med supplerende befaring den 5. oktober. Vannføringen kan betegnes som middels under befaringene. Det hadde imidlertid vært flere episoder med til dels meget høy vannføring tidligere i sommerhalvåret, også i begynnelsen av september.

Dekningsgraden av bentiske alger var lav i mesteparten av vassdraget i likhet med Gausa, antagelig pga. mye flomaktivitet tidligere på året. Størst dekning ble påvist i selve Moelva ved utløpet fra Næra og i et midtre parti ca. 3 km nedstrøms samt i bekken fra Kinntjernet. Dekningsgraden av ulike vannmoser var relativt stor bl.a. i hovedvassdraget nedstrøms Næra, i Koloa, Bøvra, Mysuholta og flere tilløpsbekker til Næra. Størstedelen av vassdraget gav inntrykk av å være lite til moderat påvirket av næringsstoffer og organisk stoff (Figur 44). På en kort strekning av Haugsvebekken ble det observert noe sopp/bakterier som trolig kunne skyldes utslippet fra Åsmarka renseanlegg. Bekken var sannsynligvis også påvirket av avrenning fra dyrka mark og jordbruksaktiviteten i området. En liten bekk/grøft ved Næroset så ut til å være organisk belastet, men var tørr da befaringen ble gjennomført.



Figur 44. Miljøtilstanden i Moelva med sidevassdrag, vurdert på grunnlag av feltbefaringer med observasjoner av biologiske forhold i september 2011.

I en kanal som munner ut i Moelva like oppstrøms utløpet i Mjøsa var vannet misfarget gråhvitt. Bunnfaunaen var preget av en tett bestand av røde fjærmygglarver, noe som tyder på en betydelig organisk belastning. Det ble tatt ut en vannprøve for kjemiske analyser fra kanalen. Analyseresultatene viser at vannet var sterkt forurenset med næringsstoffer (tot-P og tot-N) og organisk stoff (jf. kjemisk oksygenforbruk, KOF Cr), og at det var sterkt blakket (jf. turbiditet, Tabell 10).

Tabell 10. Analyseresultater av vannprøve tatt ut fra kanal som renner ut i nedre del av Moelva den 14.11.2011. Tilstandsklasser er gitt ved fargekoder i henhold til SFTs system for klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (Andersen mfl. 1997).

Tot-P mg P/l	Tot-N mg N/l	KOF Cr mg O/l	Turbiditet FNU	pH	Kond. m S/m
0,604	4,63	210	140	10,9	40,4

Tilstandsklasser:

Meget god	God	Mindre god	Dårlig	Meget dårlig
-----------	-----	------------	--------	--------------

Nedstrøms der kanalen munner ut i Moelva, er elva i perioder stilleflytende særlig når vannstanden i Mjøsa er høy slik den var sommeren 2011. På denne elvestrekningen ble det observert markert tilslamming med jord/organisk stoff. Tilstanden i Moelva vurderes som god oppstrøms kanalen på bakgrunn av undersøkelsene av begroing og bunndyr. På bakgrunn av feltobservasjonene og de kjemiske analysene fra kanalen vurderer vi nederste strekningen av Moelva som markert forurenset, dvs. at tilstanden kan karakteriseres som mindre god eller dårlig.

4.9 Økologisk tilstand i tilløpselver – sammenfatning

Ved klassifiseringen ut fra kjemiske støtteparametere har vi benyttet middelverdier for de siste 3 årene, og for tot-P er flom- og tørkeverdier ekskludert fra datasettet slik det er anbefalt i forbindelse med vanddirektivet (Veileder 01:2009). Middelverdier for tot-P gir svært god tilstand i Lågen, god tilstand i Gausa og moderat tilstand i de 4 øvrige elvene (Tabell 11).

Tabell 11. Tilstandsklasser for de 6 viktigste tilløpselvene basert på middelverdier og medianverdier for tot-P og tot-N for perioden 2009-2011. I middelverdiene for tot-P er flom- og tørkeverdier * ekskludert i henhold til retningslinjer gitt i Veileder 01:2009 (Direktoratgruppa 2009).

	Lågen	Gausa	Hunnselva	Lena	Flagstadelva	Svartelva
Tot-P, µg/l:						
Middel	7,8	16,0	32	46	39	38
Median	6,4	5,8	20	23	20	25
Standardavvik	5,6	34	39	78	72	42
Tot-N, µg/l:						
Middel	243	892	1644	3421	1839	1580
Median	211	676	1465	2970	1515	1435
Standardavvik	143	639	779	1846	981	763

Tilstandsklasser (Veileder 01:2009):

Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
-----------	-----	---------	--------	--------------

* Flom er her foreløpig definert som døgnvannføringer større enn: 1260 m³/s i Lågen, 130 m³/s i Gausa, 70 m³/s i Svartelva, 60 m³/s i Hunnsetva, 50 m³/s i Lena og 40 m³/s i Flagstadelva. Tørke er foreløpig definert som mindre enn: 50 m³/s i Lågen, 1,5 m³/s i Gausa, 0,8 m³/s i Hunnsetva, 0,5 m³/s i Svartelva og Lena og 0,15 m³/s i Flagstadelva.

For kalkrike, humøse elver i lavlandet er moderat tilstand fastsatt til intervallet 29-50 µg P/l. Middelverdiene for Hunnsetva ligger nær grensen til god tilstand og har stort standardavvik. Klassifiseringen er derfor meget usikker; det er nesten like stor sannsynlighet for at tilstandsklassen er god som at den er moderat. Middelverdiene for Lena, Flagstadelva og Svartelva ligger mer midt i intervallet for moderat tilstand, men også her er standardavviket stort, slik at klassifiseringen blir noe usikker. Klassifiseres tilstanden ut fra medianverdier for tot-P, blir tilstanden å betrakte som svært god i Lågen og Gausa og god i de øvrige 4 elvene.

Middelverdiene for tot-N tilsier tilstandsklasse svært god i Lågen, dårlig i Gausa og svært dårlig i de 4 øvrige elvene. Høyest middelverdi for tot-N hadde Lena i likhet med tidligere år. Nitrogen anses ikke å være styrende parameter for algeveksten i elvene. Høye konsentrasjoner av nitrogenforbindelser kan imidlertid også være skadelig for organismelivet, jf. problemkartlegging vedrørende elvemusling i Hunnselva (Larsen 2010). Det er dessuten ikke ønskelig med store tilførsler av nitrogen til kyst- og havområdene av hensyn til overgjødningseffekten dette kan medføre.

I forbindelse med innsamlingen av begroingsorganismer ble det samlet inn vannprøver på de samme stasjonene i Gausa og Moelva bl.a. med tanke på typifiseringen av vassdragene (Tabell 12). Konsentrasjonene av tot-P og tot-N i Moelva tilsvarer henholdsvis svært god og moderat tilstand. Dette bør imidlertid betraktes som en stikkprøve, og verdiene bør ikke tillegges stor vekt i fastsettelsen av økologisk tilstand.

Tabell 12. *Vannkjemiske forhold i Moelva og Gausa den 16.9.2011. Klassifisering av tilstand (Moelva) i henhold til vanddirektivet (Direktoratgruppa 2009).*

	Dato	TOC mg C/l	Kalsium mg Ca/l	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	Elvetype
Moelva	16.09.2011	11,8	7,74	16	672	4: små-middels, moderat kalkrike, humøse
Gausa	16.09.2011	3,6	8,72			3: små-middels, moderat kalkrike, klare

Tilstandsklasser:

Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
-----------	-----	---------	--------	--------------

Konklusjon økologisk tilstand

Undersøkelsene av begroingsorganismer, bunndyr og vannkjemi (tot-P) i nedre del av Gausa tilsier at økologisk tilstand er god i denne delen av vassdraget.

På prøvestasjonene for begroing og bunndyr i Moelva (nedstrøms sentrum, men oppstrøms utløp fra «kanalen») ble tilstanden vurdert som moderat ut fra begroing og som svært god ut fra bunndyr. Forholdene for prøveinnsamling av begroingsorganismer var ikke optimale, og det ble funnet relativt få indikatorarter. Tilstandsvurderingen blir dermed noe usikker mht. begroing. Det ble derimot funnet et stort antall indikatorarter av bunndyr, og prøven anses som representativ for forholdene på stedet. Vi vurderer derfor økologisk tilstand som god på dette partiet av elva. Den aller nederste delen av Moelva var imidlertid påvirket av tilførslene av forurenset vann fra den nevnte kanalen. Lignende forhold er også observert tidligere i dette området (Løvik 2007). Etter vår vurdering bør derfor miljøtilstanden i nederste del av Moelva klassifiseres som moderat. Det vil si at det er behov for å fastslå kilden(e) og iverksette forurensningsbegrensende tiltak i tilknytning til kanalen.

For en samlet vurdering av økologisk tilstand i nedre del av de andre tilløpselvene basert på biologiske kvalitetselementer og vannkjemi henviser vi til tidligere årsrapporter.

4.10 Fosforbudsjett for Mjøsa 2011

I 2010 og 2011 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 renseanlegg med utslipp direkte til Mjøsa. Vi har fått opplysninger om utslipp fra kommunale

rensaneanlegg i kommunene Østre Toten, Gjøvik, Lillehammer, Ringsaker og Stange samt Hias. Til sammen utgjorde dette 3,9 tonn P i 2011. Fra Fylkesmannen i Oppland og Fylkesmannen i Hedmark har vi fått oppgaver over utslipp direkte til Mjøsa fra industri i området. Dette utgjorde ca. 23 kg i 2011.

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 313 tonn P i 2011, dvs. en tredobling av tilførslene i 2011 sammenlignet med i 2010 (se tabell 13). Det må understrekes at verdien for 2011 spesielt må anses som et relativt grovt estimat. Usikkerheten i beregningene skyldes først og fremst få prøver og store variasjoner i konsentrasjonen av tot-P i flomperioder når vanntransporten er som størst.

Videre er det beregnet at 63 tonn P ble transportert ut av Mjøsa via utløpselva Vorma (målestasjon Minnesund) i 2011 mot 41 tonn i 2010 (se også Vedlegg). Her har vi brukt vannføringsdata for stasjon Ertesekken i Vorma fratrukket vannføring ut fra Hurdalssjøen (Andelva) og vannføring fra det uregulerte lokalfeltet på strekningen fra Minnesund til Ertesekken (data og opplysninger fra NVE og GLB ved T.-A. Drageset). Dette gir en tilbakeholdelse av 249 tonn P i Mjøsa i 2011, dvs. 80 % av tilført fosfor, mens tilsvarende tall for 2010 var 63 tonn P og 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 og 2011.

	2010		2011	
	Tot-P, tonn	%	Tot-P, tonn	%
Gudbrandsdalslågen	56	54	175	56
Lena, Hunnse., Gausa, Flagstade., Svartelva	31	30	107	34
Sum 6 tilløpselver (målt)	87	84	282	90
Andre elver (estimat 7 %)	6,1	5,9	19,7	6,3
Kommunale rensaneanlegg	3,3	3,2	3,9	1,3
Industri, direkte til Mjøsa	0,10	0,09	0,02	0,01
Direkte på innsjøoverflaten	7,4	7,1	7,4	2,4
Totale tilførsler	104	100	313	100
Transport ut, Vorma (målt)	41	39	63	20
Tilbakeholdelse i Mjøsa	63	61	249	80

En totaltilførsel på 313 tonn P er på nivå med tilførslene av tot-P i tiden før Mjøsaksjonen (ca. 290-370 tonn pr. år, Holtan mfl. 1979). Det må imidlertid bemerkes at 2011 var et år preget av flommer og svært stor vanntilførsel, og at andelen biotilgjengelig fosfor må antas å ha vært betydelig lavere i 2011 enn før Mjøsaksjonen. For perioden like etter Mjøsaksjonen ble fosfor-tilførselen beregnet til ca. 220 tonn i et år med normal vanntransport (Rognerud 1988).

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.
- 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.
- 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.
- Holtan, H. 1993. The results of the 20-years battle against eutrophication in Lake Mjøsa. Contribution at the EWPCA-ISWA Symposium in München, May 11-14.1993: 371-382.
- Holtan, H., Kjellberg, G., Brettum, P., Tjomsland, T. og Krogh, T. 1979. Mjøsprosjektet. Hovedrapport for 1971-1976. NIVA-rapport 1117-1979. 174 s.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1946. The plankton in Mjøsa. *Nytt 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. Mjøundersøkelsen. Rapport nr. 6 – 1983. ISBN 82-90368-06-2. 61 s.
- Kjellberg, G., Hegge, O., Lindstrøm, E.-A. og Løvik, J.E. 1999. Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpselver. Årsrapport for 1998. NIVA-rapport 4022-1999. 96 s.
- Larsen, B.M. 2010. Problemkartlegging med tilknytning til elvemusling i Hunnselva med forslag til tiltaksplan for å ta vare på og reetablere elvemusling i vassdraget. – NINA Rapport 559. 39 s.
- Løvik, J.E. 2007. Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpselver. Årsrapport/datarapport for 2006. NIVA-rapport 5421-2007. 76 s.
- Løvik, J.E. og Kjellberg, G. 2003. Long-term changes of the crustacean zooplankton community in Lake Mjøsa, the largest lake in Norway. *J. Limnol.*, 62(2): 143-150.
- Løvik, J.E., Bækken, T. og Romstad, R. 2009. Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpselver. Årsrapport/datarapport for 2008. NIVA-rapport 5758-2009. 80 s.
- 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.
- Nashoug, O. (red.) 1999. Vannkvaliteten i Mjøsa – før og nå. Mjøsovervåkingen gjennom 25 år. Styringsgruppa for overvåking av Mjøsa. 86 s.
- 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.
- 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. & 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.
- Østrøm, G., Flakstad, N. og Santha, J.M. 1984. Dybdekart over norske innsjøer. Et utvalg innsjøkart utarbeidet ved Hydrologisk avdeling. Norges vassdrags- og elektrisitetvesen. Meddelelse nr. 48 fra Hydrologisk avdeling 1984. 128 s. + vedlegg.

6. Vedlegg

6.1 Materiale og metoder

Fysisk/kjemiske og bakteriologiske prøver og analyser

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

Tabell 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 bas EPA150.1	
Turbiditet	ISO 7027, intern bas EPA 110.2	FNU
Fargetall (etter filtrering)	NS 4787, intern bas EPA 110.2	mg Pt/l
Konduktivitet (ved 25 °C)	Intern bas EPA 120.1	m S/m
Alkalitet	Intern bas 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	mg/l
E. coli – Colilert	US Standard methods, metode 9923 B	antall/100 ml
NIVA		
Klorofyll- <i>a</i>	H 1-1 (spektrofotometrisk bestemmelse i metanolekstrakt)	µg/l

Bentiske alger

Prøvetaking av bentiske alger ble gjennomført 16. september 2011. 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 (xxx), vanlig (xx) eller sjelden (x).

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-konsentrasjonen som umiddelbart kan tas opp av algene og som dermed kan kalles "eutrofieringsrelevant". Utregnede indeksverdier strekker seg over

en skala fra 1,87 til 68,91, hvor lave PIT verdier tilsvarer lave fosforverdier (oligotrofe forhold), mens høye PIT verdier indikerer høye fosforkonsentrasjoner (eutrofe forhold). For å kunne beregne en sikker indeksverdi, kreves minimum 2 indikatorarter pr stasjon. Basert på dette ble hver stasjon fordelt i økologiske tilstandsklasser i henhold til Vanndirektivet, der klassegrensene avhenger av vanntype med Ca-konsentrasjon som avgjørende faktor (Schneider, upublisert).

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. Etter at AIP indeksen er beregnet ble hver stasjon tilstandsklassifisert i henhold til Vanndirektivet. Klassegrensene avhenger av 4 ulike vanntyper med TOC og Ca-konsentrasjon som avgjørende faktorer (Schneider 2011).

Bunnfauna

Det ble tatt prøver fra bunndyrsamfunnene i Moelva og i Gausa, nær utløpet til Mjøsa (til Lågen for Gausas del), den 29.10.2011. I 1998 ble det tatt bunndyrprøver på tilsvarende stasjon i Moelva. Resultater fra prøvene i 1998 er tatt med for å vise endringer i forhold til 2011. Vi har ikke tilsvarende data for stasjonen i Gausa.

Prøvene ble tatt etter standardisert sparkemetode (NS 4718 og NS-ISO 7828). Metoden er, i henhold til forslag i veileder for klassifiseringen av miljøtilstand i Vannforskriften. En benytter her flere enkeltprøver som i sterkere grad er bundet opp til areal enn tid. Dette gjør metoden mer stringent, mindre avhengig av skjønn og lettere etterprøvbar. 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, tømmes håven etter 3 enkeltprøver (1 minutt), eller oftere hvis substratet er svært finpartikulært. Alle prøvene samles til en blandprøve. Tilnærmingen er tilsvarende den som ble foreslått i EU prosjektet STAR (20 enkeltprøver og til sammen 1,25 m² av elvebunnen) og i den svenske metoden for bunndyr-undersøkelser i henhold til vanndirektivet (5 én meters prøver). Metodene for innsamling og bearbeiding av prøver er nærmere beskrevet av Eriksen mfl. (2010).

Økologisk tilstand på elvestasjonene er vurdert etter foreløpige kriterier, i henhold til status i utviklingen av norske vurderingssystemer for elver. Til dette er det anvendt bunndyrindeksen Average Score Per Taxon (ASPT), som også ble brukt som ”norsk vurderingssystem” ved interkalibreringen av bunndyrsystemer i EU. EQR (ecological quality ratio) er forholdet mellom målt ASPT på en lokalitet og referanseverdien for ASPT for den aktuelle vanntypen. For tiden er referanseverdien for ASPT 6.9 for alle vanntyper.

I tillegg er det gjort en vurdering av biologisk mangfold basert på antall taksa i gruppene døgnfluer (**E**phemeroptera), steinfluer (**P**lecoptera) og vårfluer (**T**richoptera) (EPT) i materialet. Det ble også gjort en enkel vurdering av mengdeforholdet av de ulike gruppene 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 konservert i felt med Lugols løsning (fytofiks). Planteplanktonprøvene ble analysert i henhold til metoder beskrevet av

Olrik mfl. (1998). 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 håv med maskevidde på ca. 50-60 μm . Prøver ble hentet opp fra 0,5 m, 2 m, 5 m, 8 m, 12 m, 16 m, 20 m, 30 m og 50 m dyp. Prøvene ble fylt på 100 ml mørke glassflasker og konservert med Lugols løsning. Krepsdyrene i hele eller en representativ del av prøven ble talt opp og identifisert til art. Biomasser (tørrvekt) ble beregnet for hele sjiktet 0-50 m på grunnlag av individantall og spesifikke tørrvekter for hver art og kjønn/utviklingsstadium. Det ble også samlet inn kvalitative prøver, som vertikale håvtrekk fra sjiktet 0-120 m.

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

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

6.2 Primærdata Mjøsa 2011

Tabell 15. Vanntemperaturer i Mjøsa i 2011. *) Temperatur målt på 53 m den 15.3.2011

Brøttum:												
Dyp, m	15.3.	18.5.	7.6.	23.6.	5.7.	16.8.	13.9.	11.10.				
0,5		7,4	12,4	13,4	13,8	16,4	14,1	10,9				
2	0,2	7,4	12,2	11,9	13,4	16,4	14,0	10,9				
5		7,3	11,8	11,1	12,5	16,4	13,9	10,8				
8		7,1	10,0	10,9	11,6	16,4	13,8	10,8				
10	0,8	6,4	9,3	10,8	10,9	16,1	13,7	10,8				
12		6,1	8,4	10,2	9,8	15,9	13,7	10,9				
16		5,8	7,9	10,0	8,3	15,0	13,4	10,9				
20	2,3	5,2	6,5	8,9	6,6	12,6	13,0	10,5				
30	3,2	4,8	5,5	5,8	5,7	8,0	10,4	8,9				
50*	3,5	4,3	4,8	4,8	5,0	6,0	6,2	5,9				
60		4,2										
Kise:												
Dyp, m	15.3.	18.5.	7.6.	5.7.	16.8.	13.9.	11.10.					
0,5		8,0	11,9	13,8	17,1	14,7	11,4					
2	0,2	8,0	10,7	13,5	17,1	14,6	11,4					
5		7,3	8,6	12,7	17,0	14,5	11,4					
8		6,4	7,9	11,9	17,0	14,4	11,3					
10		5,5	7,2	10,8	16,0	14,4	11,3					
12		4,9	6,8	9,7	14,9	14,3	11,2					
16		4,6	6,0	8,3	12,0	13,8	11,2					
20	0,4	4,3	5,7	7,2	10,3	13,2	11,2					
30		4,1	5,0	5,7	8,0	9,9	11					
50	2,9	4,1	4,7	4,9	5,5	6,2	6,8					
100	3,5	4,1										
200	3,7	3,9										
Furnesfjorden:												
Dyp, m	15.3.	18.5.	7.6.	5.7.	16.8.	13.9.	11.10.					
0,5		8,8	12,4	14,8	16,6	15,2	11,1					
2	0,5	8,8	11,2	14,7	16,6	15,2	11,1					
5		8,0	6,7	13,4	16,4	15,1	11,1					
8		6,9	6,2	12,1	16,3	15,0	11,1					
10	1,4	5,9	5,9	11,4	16,2	14,9	11,1					
12		5,3	5,8	10,9	13,9	14,9	11,1					
16		4,9	5,7	9,8	10,2	14,8	10,9					
20	2,0	4,5	5,4	9,5	9,6	14,2	10,7					
30	2,3	4,1	5,0	8,6	6,7	10,5	8,3					
50			4,8	6,0	5,1	6,4	6,4					
60	3,0	4,1										
Skreia:												
Dyp, m	13.3.	18.5.	7.6.	23.6.	5.7.	25.7.	16.8.	30.8.	13.9.	29.9.	11.10.	28.10.
0,5	0,2	4,4	9,8	15,6	15,6	14,2	16,2	15,6	12,8	12,4	10,3	8,6
2		4,3	9,8	15,4	15,0	14,1	16,1	15,6	12,7	12,4	10,4	8,6
5	0,5	4,3	8,3	15,3	14,0	14,1	16,1	14,7	12,4	12,4	10,5	8,6
8		4,2	7,0	13,5	13,2	14,0	16,1	14,0	12,1	12,4	10,5	8,6
10		4,2	5,9	11,5	13,0	13,9	15,9	13,8	11,8	12,4	10,4	8,6
12		4,2	5,5	9,8	11,4	13,8	14,7	13,7	10,9	12,3	10,4	8,6
16		4,2	5,1	8,3	10,3	13,1	12,9	13,6	9,8	12,3	10,2	8,6
20	1,8	4,1	5,0	7,5	8,8	11,7	11,3	12,8	9,0	12,3	9,9	8,6
30		4,1	4,6	5,5	6,4	6,7	7,2	7,6	7,5	11,6	7,0	8,6
50	3,0	4,0	4,2	4,7	5,5	5,1	5,1	5,2	5,0	6,0	5,2	7,8
100	3,5	4,0										
200	3,6	4,0										
300	3,6	3,8										
400	3,6	3,8										

Tabell 16. Konsentrasjoner av næringsstoffer i dypserier fra mars 2011.

Stasjon	Dato	Dyp m	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	NO3 µg/l
Brøttum	15.03.2011	2	3,8	238	147
Brøttum	15.03.2011	10	4,0	267	183
Brøttum	15.03.2011	20	3,8	417	331
Brøttum	15.03.2011	30	3,9	351	281
Brøttum	15.03.2011	53	5,8	463	385
Brøttum	15.03.2011	Middel	4,3	347	265
Kise	15.03.2011	2	3,8	253	181
Kise	15.03.2011	20	3,2	257	186
Kise	15.03.2011	50	3,1	537	448
Kise	15.03.2011	100	3,2	516	455
Kise	15.03.2011	200	3,0	529	466
Kise	15.03.2011	Middel	3,3	418	347
Furnesfj.	15.03.2011	2	4,2	574	489
Furnesfj.	15.03.2011	10	4,4	556	465
Furnesfj.	15.03.2011	20	3,9	561	463
Furnesfj.	15.03.2011	30	3,7	570	465
Furnesfj.	15.03.2011	60	3,1	583	459
Furnesfj.	15.03.2011	Middel	3,9	569	468
Skreia	13.03.2011	0,5	5,7	592	477
Skreia	13.03.2011	5	3,1	541	474
Skreia	13.03.2011	20	2,9	530	462
Skreia	13.03.2011	50	3,5	529	472
Skreia	13.03.2011	100	2,7	544	471
Skreia	13.03.2011	200	3,6	536	480
Skreia	13.03.2011	300	3,9	541	483
Skreia	13.03.2011	400	4,0	586	504
Skreia	13.03.2011	Middel	3,7	550	478

Tabell 17. Konsentrasjoner av næringsstoffer i dypserier fra mai 2011.

	Dato	Dyp m	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	NO3 µg/l
Brøttum	18.05.2011	2	12,0	350	134
Brøttum	18.05.2011	10	12,0	375	167
Brøttum	18.05.2011	20	9,3	421	239
Brøttum	18.05.2011	30	8,0	439	284
Brøttum	18.05.2011	60	7,8	464	317
Brøttum		Middel	9,8	410	228
Kise	18.05.2011	2	8,5	535	347
Kise	18.05.2011	20	4,0	603	473
Kise	18.05.2011	50	3,5	576	479
Kise	18.05.2011	100	3,5	624	480
Kise	18.05.2011	200	3,5	600	491
Kise		Middel	4,6	588	454
Furnesfj.	18.05.2011	2	5,8	614	468
Furnesfj.	18.05.2011	10	4,9	619	494
Furnesfj.	18.05.2011	20	4,4	617	507
Furnesfj.	18.05.2011	30	4,3	621	513
Furnesfj.	18.05.2011	60	4,8	624	514
Furnesfj.		Middel	4,8	619	499
Skreia	18.05.2011	0,5	3,5	576	478
Skreia	18.05.2011	5	3,4	579	473
Skreia	18.05.2011	20	3,2	567	476
Skreia	18.05.2011	50	3,3	574	482
Skreia	18.05.2011	100	3,2	581	479
Skreia	18.05.2011	200	3,1	589	481
Skreia	18.05.2011	300	3,2	628	475
Skreia	18.05.2011	400	3,2	578	478
Skreia		Middel	3,3	584	478

Tabell 18. Resultater av generelle vannkjemiske analyser fra dypserie ved Skreia i mai 2011

	Dato	Dyp m	pH	Alkalitet mmol/l	Fargetall mg Pt/l	Kondukt. m S/m	Turbiditet F.N. U.	Silikat mg SiO2/l	TOC mg C/l
Skreia	18.05.2011	0,5	7,0	0,212	11	4,54	0,60	2,59	2,0
Skreia	18.05.2011	5	7,0	0,218	11	4,57	0,35	2,59	2,1
Skreia	18.05.2011	20	7,0	0,214	11	4,55	0,29	2,59	2,1
Skreia	18.05.2011	50	7,0	0,214	11	4,55	0,34	2,59	2,0
Skreia	18.05.2011	100	7,0	0,214	11	4,55	0,34	2,59	2,0
Skreia	18.05.2011	200	7,0	0,215	12	4,57	0,32	2,59	2,1
Skreia	18.05.2011	300	7,0	0,214	12	4,57	0,26	2,61	2,0
Skreia	18.05.2011	400	7,0	0,215	11	4,61	0,25	2,65	2,1
Skreia		Middel	7,0	0,215	11	4,56	0,34	2,60	2,1

Tabell 19. Siktedyp og vannkjemidata fra blandprøver (0-10 m) ved stasjon Brøttum i 2011.

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	Turb. FNU
18.05.2011	3,8	12,0	346	143	25	3,6	1,00	
07.06.2011	6,2	6,8	255	117	18	3,1	1,4	
23.06.2011	1,4	20,0	328	178	17	2,7	0,92	
05.07.2011	3,1	11,0	247	146	17	2,0	1,2	3,1
16.08.2011	5,0	10,0	324	170	14	2,2	2,8	
13.09.2011	4,3	9,6	325	193	19	2,8	1,5	
11.10.2011	6,2	5,8	359	239	17	5,0	1,9	
Min	1,4	5,8	247	117	14	2,0	0,9	
Maks	6,2	20,0	359	239	25	5,0	2,8	
Midd. mai-okt.	4,3	10,7	312	169	18	3,1	1,5	
Midd. juni-okt.	4,4	10,5	306	174	17	3,0	1,6	
Median	4,3	10,0	325	170	17	2,8	1,4	

Tabell 20. Siktedyp og vannkjemidata fra blandprøver (0-10 m) ved stasjon Kise i 2011.

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	Turb. FNU
18.05.2011	6,0	9,9	510	380	18	2,4	3,4	
07.06.2011	7,5	7,1	506	357	15	2,5	2,9	
05.07.2011	3,7	12,0	338	212	17	2,5	2,4	2,6
16.08.2011	6,5	6,0	357	185	14	2,4	3,2	
13.09.2011	5,6	7,4	402	263	18	3,0	2,3	
11.10.2011	6,9	5,1	454	320	17	5,3	2,2	
Min	3,7	5,1	338	185	14	2,4	2,2	
Maks	7,5	12,0	510	380	18	5,3	3,4	
Midd. mai-okt.	6,0	7,9	428	286	17	3,0	2,7	
Midd. juni-okt.	6,0	7,5	411	267	16	3,1	2,6	
Median	6,3	7,3	428	292	17	2,5	2,7	

Tabell 21. Siktedyp og vannkjemidata fra blandprøver (0-10 m) ved stasjon Furnesfjorden i 2011.

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	Turb. FNU
18.05.2011	7,2	5,4	588	457	13	2,4	3,2	
07.06.2011	7,3	4,9	571	444	14	2,5	2,2	
05.07.2011	5,8	9,8	535	378	21	2,9	2,3	0,94
16.08.2011	5,8	6,3	425	267	16	2,7	4,1	
13.09.2011	4,7	11,0	556	367	26	3,7	3,2	
11.10.2011	6,2	6,1	538	398	20	5,8	2,1	
Min	4,7	4,9	425	267	13	2,4	2,1	
Maks	7,3	11,0	588	457	26	5,8	4,1	
Midd. mai-okt.	6,2	7,3	536	385	18	3,3	2,9	
Midd. juni-okt.	6,0	7,6	525	371	19	3,5	2,8	
Median	6,0	6,2	547	388	18	2,8	2,8	

Tabell 22. Siktedyp og vannkjemidata fra blandprøver (0-10 m) ved stasjon Skreia i 2011.

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
18.05.2011	12,5	3,3	576	460	7,0	0,208	11	4,47	2,40	2,0	0,37	0,30
07.06.2011	7,2	4,9	585	448	7,3	0,223	12	4,71	2,35	2,6	0,58	2,2
23.06.2011	4,1	11,0	454	298	7,3	0,210	15	4,14	2,20	3,0	1,60	4,4
05.07.2011	4,3	10,0	456	266	7,4	0,226	24	3,97	2,65	2,9	1,30	2,7
25.07.2011	5,9	6,4	426	297	7,4	0,198	14	4,19	2,25	2,4	0,72	3,6
16.08.2011	6,3	6,2	401	238	7,3	0,180	14	3,87	1,95	2,5	0,72	3,2
30.08.2011	6,1	7,3	532	309	7,3	0,212	17	4,30	2,10	5,1	0,54	2,6
13.09.2011	6,5	6,7	476	366	7,1	0,204	16	4,34	2,35	2,8	0,65	1,4
29.09.2011	6,6	5,7	493	365	7,4	0,267	19	4,54	2,55	4,8	0,52	2,4
11.10.2011	7,0	5,7	506	362	7,3	0,216	16	4,49	2,61	5,2	0,54	1,7
28.10.2011	8,1	4,0	508	406	7,5	0,232	16	4,56	2,57	2,5	0,37	1,7
Min	4,1	3,3	401	238	7,0	0,180	11	3,87	1,95	2,0	0,37	0,3
Maks	12,5	11,0	585	460	7,5	0,267	24	4,71	2,65	5,2	1,60	4,4
Midd. mai-okt.	6,8	6,5	492	347	7,3	0,216	16	4,33	2,36	3,3	0,72	2,4
Midd. juni-okt.	6,2	6,8	484	336	7,3	0,217	16	4,31	2,36	3,4	0,75	2,6
Median	6,5	6,2	493	362	7,3	0,212	16	4,34	2,35	2,8	0,58	2,4

Tabell 23. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Mjøsa stasjon Brøttum i 2011. Verdier er gitt i mm³/m³ (= mg/m³ våtvekt).

	År	2011	2011	2011	2011	2011	2011	2011
	Måned	5	6	6	7	8	9	10
	Dag	18	7	23	5	16	13	11
	Dyp	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m
Cyanophyceae (Blågrønnalger)								
Tychonema bourrellyi		11,3	28,0	103,3
Sum - Blågrønnalger		0,0	0,0	0,0	0,0	11,3	28,0	103,3
Chlorophyceae (Grønnalger)								
Chlamydomonas sp. (l=10)		0,9	0,9
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)		.	.	0,1	.	0,7	.	.
Koliella sp.		.	.	0,1
Monoraphidium dybowskii		0,5
Monoraphidium griffithii		.	0,2	.	.	.	0,2	.
Oocystis parva		.	.	0,2
Scenedesmus armatus		.	.	0,8
Ubest. kuleformet gr.alge (d=5)		.	.	0,5	.	0,3	.	0,3
Ubest.gr.flagellat		0,3	0,2
Sum - Grønnalger		0,3	0,2	1,8	0,0	1,1	1,1	2,0
Chrysophyceae (Gullalger)								
Aulomonas purdyi		0,5	0,2	0,2	0,1	.	0,1	.
Chrysococcus spp.		.	.	.	0,2	.	.	.
Chrysolykos skujai		.	.	.	0,1	.	.	.
Craspedomonader		0,3	0,5	0,1	.	1,7	0,1	0,1
Dinobryon borgei		.	0,2	0,2
Dinobryon crenulatum		.	.	.	0,4	.	.	.
Dinobryon sertularia		1,6
Løse celler Dinobryon spp.		0,5
Mallomonas akrokomos (v.parvula)		0,7	.	.	.	3,3	.	4,6
Mallomonas caudata		0,6
Mallomonas punctifera (M.reginae)		2,5
Mallomonas spp.		.	2,3	1,1	.	6,8	11,3	.
Ochromonas sp. (d=3.5-4)		5,9	4,2	3,0	3,0	2,4	2,9	3,2
Ochromonas spp.		3,6	6,1	.	0,7	.	0,9	0,9
Pseudopedinella sp.		0,5
Små chrysomonader (<7)		22,9	22,3	1,6	10,6	10,1	9,5	9,9
Stelexomonas dichotoma		0,8	0,6	0,2	.	.	0,8	.
Store chrysomonader (>7)		25,8	35,3	7,8	7,3	6,9	6,0	1,7
Synura sp. (l=9-11 b=8-9)		1,9
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)		6,1	.	.	0,4	.	.	0,7
Ubest.chrysophyceae		1,4
Uroglena sp. (U.americana ?)		0,4	.	.
Sum - Gullalger		72,9	71,7	14,1	22,8	31,6	31,6	23,7
Bacillariophyceae (Kiselalger)								
Asterionella formosa		1,8	1,5	9,9	2,3	27,6	7,4	1,8
Aulacoseira alpigena		0,5	3,0	1,2	0,7	2,4	2,3	.

Aulacoseira distans	.	.	2,8	4,0	.	.	.
Ceratoneis arcus	0,6
Cyclotella comta v.oligactis	2,3	2,3
Cyclotella sp. (d=8-12 h=5-7)	1,3	.	.
Diatoma tenuis	4,2	0,9
Fragilaria crotonensis	82,5	5,5	.
Fragilaria sp. (l=30-40)	1,1
Fragilaria sp. (l=40-70)	0,5	0,7	0,1	0,7	0,2	0,2	.
Fragilaria ulna (morfortyp"acus")	.	.	.	0,3	.	.	.
Fragilaria ulna (morfortyp"ulna")	.	20,8	1,6
Rhizosolenia eriensis	0,9	.	.
Rhizosolenia longiseta	1,6
Tabellaria fenestrata	2,7	.	1,3	.	295,2	20,4	10,1
Tabellaria flocculosa	.	.	.	4,0	.	.	.
Tabellaria flocculosa v.asterionelloides	.	5,8
Sum - Kiselalger	11,3	32,7	16,9	12,0	410,1	38,0	15,8
Cryptophyceae (Svelgflagellater)							
Cryptaulax vulgaris	0,7
Cryptomonas cf.erosa	6,5	17,5	22,3	38,2	12,5	32,4	20,2
Cryptomonas curvata	.	.	0,9	1,0	.	.	.
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	2,0	6,0	8,0	9,2	1,2	9,2	6,8
Cryptomonas marssonii	.	.	.	0,3	.	.	0,6
Cryptomonas sp. (l=15-18)	0,2	.	.	1,6	4,8	.	.
Cryptomonas sp. (l=24-30)	5,5	7,7	7,3	8,3	2,8	18,2	19,3
Katablepharis ovalis	3,2	5,6	1,1	1,6	0,5	0,2	0,2
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	19,9	25,5	2,7	13,5	8,5	12,7	2,8
Rhodomonas lens	.	0,9	.	.	.	0,9	4,6
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	0,2	1,2	1,8	1,8	2,4	5,3	0,2
Sum - Svelgflagellater	38,2	64,4	43,9	75,4	32,6	78,9	54,7
Dinophyceae (Fureflagellater)							
Gymnodinium cf.lacustre	0,2	0,3	3,6	1,4	.	.	.
Gymnodinium helveticum	2,4	4,8
Gymnodinium sp. (28*25)	4,4	.
Gymnodinium sp. (l=14-16)	.	0,5
Peridinium sp. (l=15-17)	0,7
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	0,6	.	.
Sum - Fureflagellater	0,2	0,8	3,6	1,4	0,6	6,8	5,5
Haptophyceae (Svepeflagellater)							
Chrysochromulina parva	.	.	.	0,1	0,3	0,2	0,5
Sum - Svepeflagellater	0,0	0,0	0,0	0,1	0,3	0,2	0,5
My-alger							
My-alger	90,2	71,3	328,3	42,0	45,1	64,0	25,2
Sum - My-alge	90,2	71,3	328,3	42,0	45,1	64,0	25,2
Sum total :	213,2	241,0	408,6	153,6	532,7	248,6	230,6

Tabell 24. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Mjøsa stasjon Kise i 2011. Verdier er gitt i mm³/m³ (= mg/m³ våtvekt).

	År	2011	2011	2011	2011	2011	2011
	Måned	5	6	7	8	9	10
	Dag	18	7	5	16	13	11
	Dyp	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m
Cyanophyceae (Blågrønnalger)							
Planktothrix cf. agardhii		0,8
Tychonema bourrellyi		0,5	6,5	.	6,8	9,8	87,0
Sum - Blågrønnalger		1,2	6,5	0,0	6,8	9,8	87,0
Chlorophyceae (Grønnalger)							
Chlamydomonas sp. (l=8)		.	.	0,7	.	.	.
Dictyosphaerium subsolitarium		.	0,3
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)		.	0,1
Eudorina elegans		.	.	.	0,5	.	.
Koliella sp.		0,2	0,5	0,1	.	0,1	.
Lagerheimia genevensis		.	0,3
Monoraphidium dybowskii		0,1
Monoraphidium griffithii		0,3
Oocystis parva		0,2	0,2	0,1	.	.	0,1
Paulschulzia pseudovolvox		.	0,3
Scenedesmus sp.		1,2	.
Staurastrum paradoxum		.	1,4
Ubest. kuleformet gr.alge (d=5)		0,2	.	0,3	.	.	.
Ubest. ellipsoidisk gr.alge		.	.	.	0,3	.	.
Sum - Grønnalger		0,6	3,1	1,3	0,8	1,3	0,5
Chrysophyceae (Gullalger)							
Aulomonas purdyi		0,1	.	.	.	0,1	.
Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?)		.	0,2	.	.	0,2	.
Chrysolynos skjui		0,2	0,2
Craspedomonader		.	.	0,3	7,0	0,4	0,4
Cyster av chrysophyceer		.	.	0,5	2,0	.	.
Dinobryon borgei		0,5	.	0,1	.	.	.
Dinobryon divergens		.	0,8	0,7	1,0	.	.
Dinobryon sertularia		2,4	2,3
Dinobryon sociale		.	.	.	0,6	.	.
Dinobryon sociale v.americanum		3,7	0,2
Dinobryon suecicum v.longispinum		.	0,1
Kephyrion sp.		.	0,1
Mallomonas akrokomos (v.parvula)		9,3	6,6	1,3	3,3	1,3	1,0
Mallomonas caudata		8,0
Mallomonas elongata		0,5	1,5
Mallomonas punctifera (M.reginae)		2,9	.	2,9	0,9	0,9	1,0
Mallomonas spp.		0,9	11,3	2,1	2,3	.	.
Ochromonas sp. (d=3.5-4)		5,4	3,6	2,6	1,9	2,9	2,2
Ochromonas spp.		2,7	1,9	0,7	1,1	1,7	1,9
Pseudokephyrion sp.		.	.	0,2	.	.	.
Små chrysomonader (<7)		41,3	38,6	18,4	5,5	10,9	6,2
Stelexomonas dichotoma		.	.	1,0	.	0,3	0,4
Store chrysomonader (>7)		36,2	37,0	10,3	2,6	13,8	4,7
Synura sp. (l=9-11 b=8-9)		.	.	1,9	.	.	.

Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)	0,4	0,5	
Ubest.chrysofytceae	0,7	0,1	0,1	.	.	0,1	
Uroglena sp. (U.americana ?)	.	0,8	.	2,4	1,1	.	
Sum - Gullalger	115,2	105,3	43,2	30,6	33,6	18,2	
Bacillariophyceae (Kiselalger)							
Asterionella formosa	10,8	44,4	3,6	42,4	3,7	7,9	
Aulacoseira alpigena	1,5	0,4	.	.	2,1	0,5	
Aulacoseira distans	.	.	1,4	.	.	.	
Aulacoseira italica	.	1,5	
Cyclotella comta v.oligactis	.	.	.	1,9	0,5	.	
Cyclotella sp. (d=8-12 h=5-7)	0,7	
Diatoma tenue	0,9	8,4	
Eunotia sp.	0,2	
Fragilaria crotonensis	.	8,8	.	179,6	47,3	.	
Fragilaria sp. (l=30-40)	.	1,1	.	.	0,6	0,3	
Fragilaria sp. (l=40-70)	0,6	2,4	1,4	0,1	.	.	
Fragilaria ulna (morfortyp"acus")	1,2	7,5	1,5	.	.	.	
Fragilaria ulna (morfortyp"ulna")	.	14,4	
Rhizosolenia eriensis	0,9	
Rhizosolenia longiseta	0,9	1,1	0,5	0,5	0,5	1,3	
Stephanodiscus hantzschii	0,4	0,4	.	.	.	0,3	
Tabellaria fenestrata	.	21,3	10,4	441,4	16,8	9,0	
Sum - Kiselalger	16,5	111,6	18,8	665,8	71,5	21,0	
Cryptophyceae (Svelgflagellater)							
Cryptaulax vulgaris	0,4	
Cryptomonas cf.erosa	7,7	25,7	45,8	15,6	33,1	17,5	
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	3,2	5,2	18,3	3,5	10,0	8,8	
Cryptomonas marssonii	.	.	12,7	.	1,0	.	
Cryptomonas sp. (l=15-18)	10,2	.	4,8	1,6	1,6	2,9	
Cryptomonas sp. (l=24-30)	5,5	13,2	22,8	11,0	20,4	19,8	
Katablepharis ovalis	4,5	4,8	5,0	0,7	1,2	0,4	
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	115,8	26,7	45,7	8,0	27,8	2,8	
Rhodomonas lens	.	.	0,9	.	4,6	2,8	
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	1,2	0,2	6,0	1,7	0,7	1,3	
Sum - Svelgflagellater	148,1	75,8	162,0	42,1	100,4	56,7	
Dinophyceae (Fureflagellater)							
Gymnodinium cf.lacustre	1,3	1,4	2,1	.	.	.	
Gymnodinium helveticum	7,2	.	2,4	.	4,8	.	
Gymnodinium sp. (28*25)	.	2,9	.	.	4,4	.	
Gymnodinium sp. (l=14-16)	1,0	3,2	.	.	.	1,6	
Peridinium sp. (l=15-17)	.	5,3	17,5	.	.	.	
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	.	.	0,5	.	.	.	
Sum - Fureflagellater	9,4	12,7	22,5	0,0	9,2	1,6	
Haptophyceae (Svepeflagellater)							
Chrysochromulina parva	4,0	5,9	0,8	0,3	1,1	0,4	
Sum - Svepeflagellater	4,0	5,9	0,8	0,3	1,1	0,4	
My-alger							
My-alger	51,4	63,0	52,5	32,5	31,5	21,0	
Sum - My-alge	51,4	63,0	52,5	32,5	31,5	21,0	
Sum total :	346,5	383,9	301,1	778,8	258,3	206,4	

Tabell 25. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Mjøsa stasjon Furnesfjorden i 2011. Verdier er gitt i mm³/m³ (= mg/m³ våtvekt).

	År	2011	2011	2011	2011	2011	2011
	Måned	5	6	7	8	9	10
	Dag	18	7	5	16	13	11
	Dyp	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m
Cyanophyceae (Blågrønnalger)							
Tychonema bourrellyi		.	2,2	1,6	8,1	51,5	163,8
Sum - Blågrønnalger		0,0	2,2	1,6	8,1	51,5	163,8
Chlorophyceae (Grønnalger)							
Ankyra lanceolata		0,0	.
Botryococcus braunii		2,1	.
Chlamydomonas sp. (l=8)		0,7	.	0,3	.	.	.
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)		.	.	0,3	.	.	.
Eudorina elegans		0,5
Koliella sp.		0,7	0,5	0,4	.	.	.
Oocystis marssonii		.	0,2	.	0,7	0,4	0,2
Staurastrum gracile		.	.	.	1,6	.	.
Teilingia granulata		0,4	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=5)		0,9	0,5	.	0,3	.	.
Ubest.gr.flagellat		0,5
Sum - Grønnalger		2,7	1,2	1,0	2,6	3,0	0,7
Chrysophyceae (Gullalger)							
Aulomonas purdyi		0,1	.
Craspedomonader		.	.	.	8,2	0,7	.
Cyster av chrysophyceer		0,7	.
Dinobryon bavaricum		0,2
Dinobryon borgei		.	0,1	0,1	.	.	.
Dinobryon divergens		2,5	.	0,9	0,2	.	.
Dinobryon sertularia		1,1
Dinobryon sociale		.	.	.	0,2	0,3	.
Dinobryon sociale v.americanum		1,7
Kephyrion sp.		.	0,4
Løse celler Dinobryon spp.		.	.	0,5	.	.	.
Mallomonas akrokomos (v.parvula)		33,8	1,3	2,7	4,6	4,0	4,0
Mallomonas caudata		0,6	.
Mallomonas elongata		0,5
Mallomonas punctifera (M.reginae)		10,1	.	.	.	0,7	5,8
Mallomonas spp.		36,0	.	4,5	2,3	4,5	.
Ochromonas sp. (d=3.5-4)		6,7	4,9	5,0	2,1	4,4	1,5
Ochromonas spp.		1,8	1,4	0,9	1,4	1,4	1,9
Små chrysomonader (<7)		33,9	29,3	13,8	7,9	11,5	6,7
Store chrysomonader (>7)		29,3	30,1	8,6	5,2	5,2	5,2
Synura sp. (l=9-11 b=8-9)		0,9	0,9
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)		0,4
Uroglena sp. (U.americana ?)		.	4,0	4,8	4,4	3,1	0,9
Sum - Gullalger		158,5	72,3	41,7	36,4	37,0	26,3
Bacillariophyceae (Kiselalger)							
Achnanthes spp.		.	.	.	0,4	.	.
Asterionella formosa		21,2	33,4	12,1	32,6	9,8	4,9
Aulacoseira alpigena		0,4	.	4,8	.	.	.
Aulacoseira granulata v.angustissima		.	.	.	6,4	.	2,0

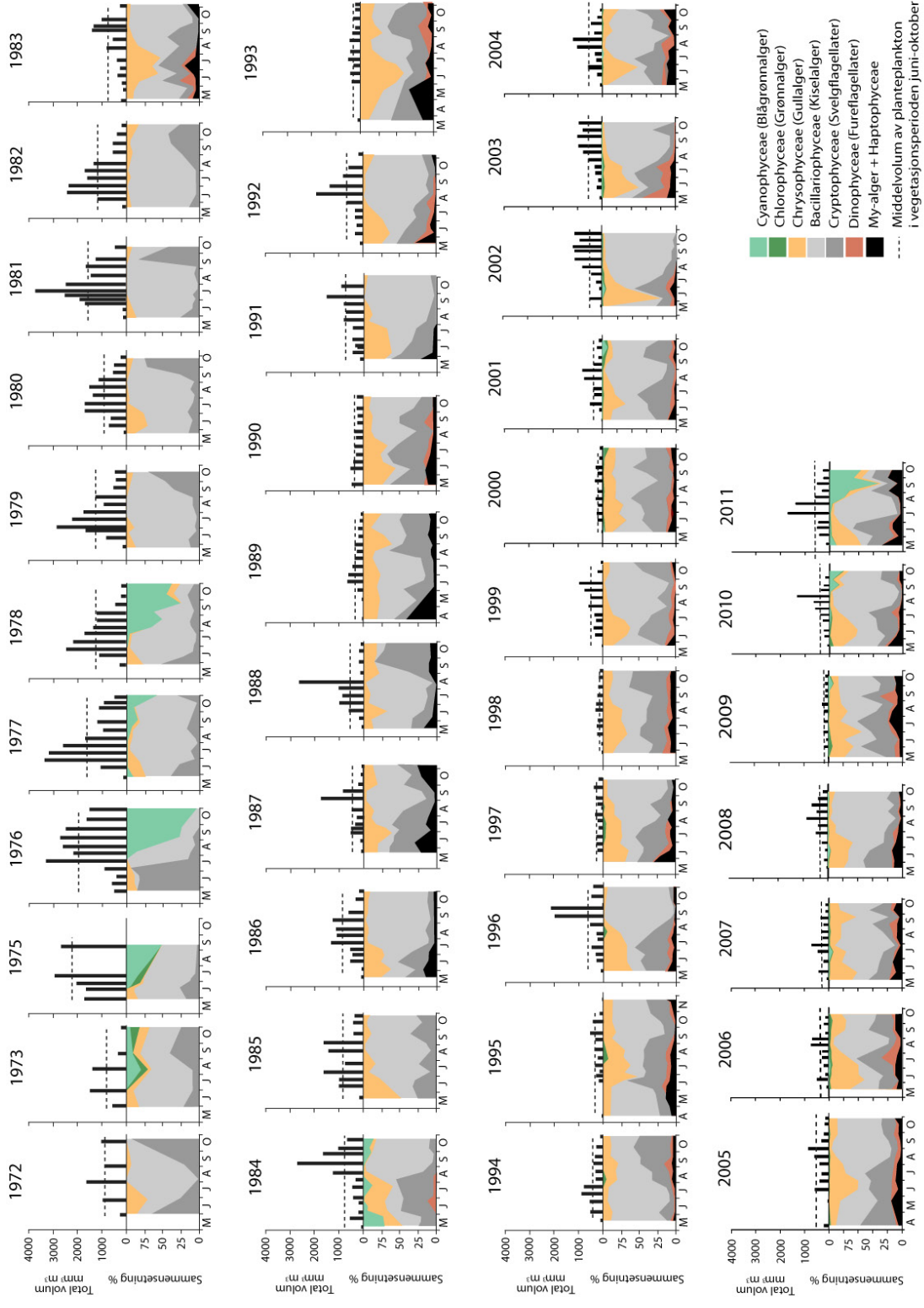
<i>Aulacoseira islandica</i> (morf.helvetica)	3,5	
<i>Aulacoseira italica</i> v.tenuissima	0,4	.	.	10,6	.	.	
<i>Cyclotella comta</i> v.oligactis	.	.	.	2,3	.	0,3	
<i>Cyclotella</i> sp. (d=8-12 h=5-7)	.	.	.	1,3	.	.	
<i>Diatoma tenuis</i>	5,3	2,9	1,5	.	.	.	
<i>Fragilaria crotonensis</i>	2,2	0,3	4,4	418,1	17,6	5,5	
<i>Fragilaria</i> sp. (l=30-40)	0,6	.	1,7	.	.	0,0	
<i>Fragilaria ulna</i> (morfortyp"acus")	16,2	12,3	0,6	.	.	.	
<i>Fragilaria ulna</i> (morfortyp"angustissima")	.	.	0,5	.	.	.	
<i>Rhizosolenia eriensis</i>	.	.	1,1	0,9	0,5	.	
<i>Rhizosolenia longiseta</i>	3,7	6,4	0,5	1,6	1,1	4,8	
<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	8,5	0,4	
<i>Tabellaria fenestrata</i>	2,0	14,8	63,6	533,2	15,8	1,8	
<i>Tabellaria flocculosa</i>	2,4	.	.	0,4	.	.	
Sum - Kiselalger	66,2	70,3	90,7	1007,8	44,8	19,4	
Cryptophyceae (Svelgflagellater)							
<i>Chroomonas</i> sp.	3,2	.	
<i>Cryptomonas</i> cf.erosa	35,8	19,9	27,6	16,1	30,0	13,4	
<i>Cryptomonas</i> erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	8,4	6,0	9,6	4,4	9,6	9,2	
<i>Cryptomonas marssonii</i>	.	.	3,8	.	0,6	0,6	
<i>Cryptomonas</i> sp. (l=15-18)	1,6	4,4	
<i>Cryptomonas</i> sp. (l=24-30)	14,9	8,8	12,7	8,8	28,1	12,7	
<i>Katablepharis ovalis</i>	1,9	4,5	4,5	0,7	2,1	1,2	
<i>Rhodomonas lacustris</i> (+v.nannoplanctica)	54,1	39,8	35,2	15,1	23,2	2,5	
<i>Rhodomonas lens</i>	3,7	.	0,9	2,8	5,6	2,8	
Ubest.cryptomonade (<i>Chroomonas</i> sp.?)	0,1	.	4,8	3,6	4,0	.	
Sum - Svelgflagellater	120,3	79,0	99,2	51,5	106,3	46,8	
Dinophyceae (Fureflagellater)							
<i>Ceratium hirundinella</i>	32,0	.	
<i>Gymnodinium</i> cf.lacustre	7,0	3,0	0,2	.	0,1	.	
<i>Gymnodinium helveticum</i>	4,8	.	4,8	.	.	2,4	
<i>Gymnodinium</i> sp. (28*25)	.	1,5	.	.	1,3	.	
<i>Gymnodinium</i> sp. (l=14-16)	.	.	0,2	.	.	.	
<i>Peridinium raciborskii</i> (P.palustre)	18,0	.	
<i>Peridinium</i> sp. (l=15-17)	.	1,0	1,0	.	.	.	
<i>Peridinium umbonatum</i> (P.inconspicuum)	0,5	3,0	
Sum - Fureflagellater	12,3	8,4	6,2	0,0	51,4	2,4	
Raphidophyceae (Nåleflagellater)							
<i>Gonyostomum semen</i>	2,8	.	
Sum - Nåleflagellater	0,0	0,0	0,0	0,0	2,8	0,0	
Haptophyceae (Svepeflagellater)							
<i>Chrysochromulina parva</i>	7,5	6,3	2,1	.	0,5	0,5	
Sum - Svepeflagellater	7,5	6,3	2,1	0,0	0,5	0,5	
My-alger							
My-alger	40,9	38,8	30,4	29,4	51,4	34,6	
Sum - My-alge	40,9	38,8	30,4	29,4	51,4	34,6	
Sum total :	408,4	278,6	272,8	1135,8	348,8	294,4	

Tabell 26. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Mjøsa stasjon Skreia i 2011. Verdier er gitt i mm³/m³ (= mg/m³ våtvekt).

	År	2011	2011	2011	2011	2011	2011	2011	2011	2011	2011	2011	2011
	Måned	5	6	6	7	7	7	8	8	9	9	9	10
	Dag	18	7	23	5	25	16	30	30	13	29	11	28
	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 (Blågrønnalger)													
Anabaena cf. lemmermannii		.	.	5,2	0,8
Tychonema bourelyi	3,2	5,2	1,5	1,7	13,9	36,1	99,5	56,0	277,2	49,3	72,8		
Sum - Blågrønnalger	3,2	5,2	6,7	2,5	13,9	36,1	99,5	56,0	277,2	49,3	72,8		
Chlorophyceae (Grønnalger)													
Chlamydomonas sp. (I=10)	0,9	.	.	.	0,5
Chlamydomonas sp. (I=12)	.	3,2	.	1,6
Chlamydomonas sp. (I=8)	.	.	.	1,0
Coelastrum asteroideum	0,5
Cosmarium depressum	4,8
Eilatohrix gelatinosa (genevensis)	.	.	1,2
Eudorina elegans	0,5
Gloeotila sp.	1,6
Koliella sp.	0,1	0,3
Lagerheimia genevensis	0,2
Monoraphidium dybowskii	.	.	0,2
Oocystis marssonii	0,2
Oocystis parva	.	.	.	0,7	0,3
Spermatozopsis exsultans	.	.	.	0,3
Staurastrum gracile	1,6	3,2	1,6	.	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=9)	.	.	1,0	.	1,0
Sum - Grønnalger	0,1	3,4	2,4	3,6	3,1	10,0	0,7	1,4	1,6	0,0	0,5		
Chrysophyceae (Gullalger)													
Chysoococcus spp.	.	0,0
Craspedomonader	0,2	.	.	.	2,9	2,1	1,9	0,3	2,2	.	.	.	0,4
Cyster av chrysophyceer	.	.	.	0,7
Cyster av Dinobryon spp.	1,0	.	.	.	4,0	.
Dinobryon bavaricum	.	0,7	1,6
Dinobryon borgei	.	0,1
Dinobryon crenulatum	.	.	0,4

Dinobryon divergens	.	5,5	8,6	.	1,3	
Dinobryon sertularia	.	1,8	0,9	
Mallomonas akromomos (v. parvula)	0,3	3,3	0,7	1,3	1,3	4,0	.	0,7	0,7	0,7	0,7	
Mallomonas punctifera (M. reginae)	.	1,3	.	.	0,2	.	.	2,5	0,2	
Mallomonas spp.	2,1	24,8	.	4,5	4,2	2,3	2,1	.	.	.	0,2	
Ochromonas sp. (d=3,5-4)	1,3	3,6	3,5	2,5	2,1	3,0	2,4	3,5	2,6	2,4	1,7	
Ochromonas spp.	.	.	.	1,7	0,3	.	.	0,5	0,9	1,4
Pseudokephyrion sp.	0,2
Små chrysomonader (<7)	3,4	31,0	29,3	16,7	16,9	14,8	6,9	7,9	2,9	5,2	5,5
Store chrysomonader (>7)	4,7	34,5	47,4	16,4	12,1	3,4	.	11,2	6,0	4,3	9,5
Ubest. chrysomonade (Ochromonas sp.?)	0,2	0,3	0,2
Uroglena sp. (U. americana?)	.	2,8	0,4	.	30,1	5,2	0,8
Sum - Gullalger	12,3	109,6	92,8	43,8	71,5	34,8	14,1	27,6	15,4	16,0	19,3
Bacillariophyceae (Kiselalger)																					
Achnanthes spp.																					
Asterionella formosa	1,0	43,9	17,7	6,7	17,3	76,7	19,0	.	11,4	3,2	7,6
Aulacoseira alpigena	0,3	.	0,3	6,0	17,9	.	0,6	0,5	.	0,3
Cyclotella comita v. oligacis	.	.	0,3	1,4	1,2	4,5	0,9	2,3	0,5	1,0
Cyclotella glomerata	.	0,5
Cyclotella radiosa	.	.	.	0,4	.	.	0,8
Cyclotella sp. (d=8-12 h=5-7)	1,3
Diatoma tenuis	.	6,0	0,2
Fragilaria crotonensis	.	1,3	.	4,4	24,2	310,9	216,7	19,8
Fragilaria sp. (l=30-40)	0,6	.	0,1
Fragilaria sp. (l=40-70)	1,1	4,1	1,1	2,9	0,2	1,1	.	1,1	.	0,1
Fragilaria ulna (morfortyp"acus")	.	5,3	1,2	.	0,4	.	0,4	1,2
Fragilaria ulna (morfortyp"ulna")	.	3,2
Rhizosolenia eriensis
Rhizosolenia longiseta	0,3	4,8	6,4	0,5	3,7	.	1,1	2,7	7,4	1,1	2,1
Tabellaria fenestrata	.	5,4	2,7	60,0	1377,0	697,2	72,2	7,2	19,6	15,6	4,7
Tabellaria flocculosa	1,0
Tabellaria flocculosa v. asterionelloides	.	.	.	1,7
Sum - Kiselalger	2,7	74,9	29,8	83,9	1447,1	1092,2	311,6	34,0	38,9	21,3	15,8

Cryptophyceae (Sveiflagellater)										
Chroomonas sp.	3,2
Cryptaulax vulgaris	0,3	.	0,7
Cryptomonas cf. erosa	2,2	16,8	43,7	36,5	16,8	57,2	12,7	22,6	25,4	13,9
Cryptomonas erosa v. reflexa (Cr.refl.?)	0,4	2,0	13,1	6,1	5,2	4,8	4,0	6,8	7,6	3,6
Cryptomonas marssonii	.	.	.	1,9	.	.	.	0,3	.	0,3
Cryptomonas sp. (=15-18)	.	.	1,6	1,6	1,5	1,6	1,6	.	.	.
Cryptomonas sp. (=24-30)	.	3,9	13,2	10,5	5,0	.	9,4	6,1	11,0	6,6
Katablepharis ovalis	.	1,2	11,9	7,4	1,9	0,2	0,2	0,2	0,5	.
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantctica)	4,8	72,1	113,7	94,1	19,0	23,7	13,6	10,4	2,8	4,5
Rhodomonas lens	.	0,9	0,9	.	.	0,9	.	1,9	3,7	3,7
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	.	.	10,2	9,3	6,4	4,8	4,0	2,9	1,6	.
Sum - Sveiflagellater	7,4	96,8	208,3	167,4	58,9	93,3	45,5	51,5	52,6	33,3
Dinophyceae (Fureflagellater)										
Gymnodinium cf. lacustre	.	3,0	7,4	2,1	2,4	.	.	0,1	.	.
Gymnodinium helveticum	.	4,8	7,2	7,2	2,4	7,2	4,8	.	4,8	.
Gymnodinium sp. (=14-16)	.	6,4	3,2	3,2	0,2
Peridinium sp. (=15-17)	.	5,6	.	4,4	4,3	4,4	.	0,3	.	0,3
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)
Ubest.dinoflagellat	.	0,5	1,1	0,5
Sum - Fureflagellater	0,0	20,3	18,9	16,9	9,3	11,6	4,8	0,4	4,8	0,0
Haptophyceae (Svepeflagellater)										
Chysochromulina parva	.	1,2	2,8	0,3	0,2	0,2	0,6	0,9	0,3	0,4
Sum - Svepeflagellater	0,0	1,2	2,8	0,3	0,2	0,2	0,6	0,9	0,3	0,4
My-alger	10,2	15,7	53,5	47,2	39,9	35,7	25,2	38,8	27,3	29,3
Sum - My-alge	10,2	15,7	53,5	47,2	39,9	35,7	25,2	38,8	27,3	29,3
Sum total :	35,7	327,3	415,1	365,5	164,9	131,9	501,9	210,5	418,1	149,6
										170,8



Figur 45. Planteplankton ved Skreia, gitt som mengde (totalvolum) og sammensetning av hovedgrupper i perioden 1972-2011.

Tabell 27. Krepssdyrplankton og istidskrepss i Mjøsa ved stasjon Skreia i 2011. Krepssdyrplankton gitt som mg tørrvekt pr. m² i sjiktet 0-50 m og totalantall pr. m². *Mysis* gitt som antall og biomasse (tørrvekt) pr. m², *Gammaracanthus* som antall pr. m² (0-120 m).

Art	Dato	18.5.	7.6.	23.6.	5.7.	25.7.	16.8.	30.8.	13.9.	29.9.	11.10.	28.10.	Middel jun-okt
<i>Limnocalanus macrurus</i>		1360,1	756,4	313,4	614,1	197,8	89,2	336,4	228,5	462,6	27,0	33,0	305,8
<i>Eudiaptomus gracilis</i>		424,9	198,0	146,4	161,0	251,2	214,0	268,8	87,0	656,1	260,5	308,4	255,1
<i>Heterocope appendiculata</i>		0,4	4,6	34,4	80,7	45,6	0,2	0,0	4,5	0,0	0,0	0,0	17,0
<i>Cyclops lacustris</i>		11,0	23,1	7,9	24,6	27,2	11,6	10,7	14,5	12,4	7,7	12,0	15,2
<i>Thermocyclops/Mesocyclops</i>		10,7	14,9	37,4	36,1	31,6	92,3	35,2	10,4	85,8	12,6	3,7	36,0
<i>Cyclopoida ubest.</i>		2,4	0,1	1,0	0,8	0,1	9,4	0,1	0,0	0,2	0,0	0,0	1,17
<i>Daphnia galeata</i>		0,0	0,4	68,7	136,6	373,1	557,6	125,9	14,1	97,0	11,9	1,6	138,7
<i>Daphnia cristata</i>		0,0	0,0	0,2	48,5	57,9	91,6	39,0	8,3	39,7	13,7	0,1	29,9
<i>Bosmina longispina</i>		0,8	25,8	467,6	452,7	252,7	217,7	106,7	35,6	129,9	8,5	4,4	170,2
<i>Bosmina longirostris</i>		0,0	0,4	0,8	0,3	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,17
<i>Holopedium gibberum</i>		0,0	5,9	181,0	162,5	5,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	35,5
<i>Leptodora kindtii</i>		0,0	0,0	35,0	273,8	2,9	51,5	1,4	0,0	0,0	0,0	0,0	36,5
<i>Polypheumus pediculus</i>		0,0	0,1	0,4	1,0	7,7	1,3	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0	1,15
<i>Bythotrephes longimanus</i>		0,0	0,0	0,0	4,9	9,8	5,6	3,5	0,0	0,0	0,0	0,0	2,38
<i>Alona sp.</i>		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,02
Sum krepssdyrplankton, mg/m ²		1810,3	1029,7	1294,3	1997,6	1263,5	1342,0	928,6	403,1	1483,7	341,9	363,2	1044,8
Sum krepssdyrplankton, ant./m ²		201620	112900	394280	356000	332580	609760	238820	93340	294440	64120	58940	255518
<i>Mysis relicta</i> :													
Antall årsunger (0+)/m ²		58	89	65	56	98	75	103	58	72	43	37	69
Antall flerårige (1+ og 2+)/m ²		41	44	36	30	50	52	18	13	11	13	19	30
Totalantall/m ²		99	133	101	86	148	127	121	71	83	56	56	98
Totalbiomasse (mg tørrvekt/m ²)		124,8	164,0	167,3	127,6	222,1	253,0	146,3	125,3	157,0	130,3	160,0	161,6
<i>Gammaracanthus lacustris</i> ¹ , ant./m ²		3	1	1	1	1	0	1	0	0	1	0	0,8

¹ Synonymer: *Gammaracanthus loricatus* (tidligere brukt betegnelse på forekomsten i Mjøsa) og *Relictacanthus lacustris*

6.3 Primærdata elver 2011

Tabell 28. Lena – analyseresultater og beregnet stofftransport i 2011.

	Analyseverdier			TKB /100 ml	Vannføring Døgnvannf.* m ³ /s	Vol. mnd.* mill. m ³	Stofftransport		Vol. veid. middel	
	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	Tot-P tonn				Tot-N tonn	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	
18.01.2011	11	2892	340	0,88	2,22	0,024	6,4	11	2892	
15.02.2011	13	3720	73	1,07	2,09	0,027	7,8	13	3720	
08.03.2011	18	3296	54	0,96						
22.03.2011	57	9670	170	1,69						
29.03.2011	23	12620	54	4,33	6,17	0,188	65,5	31	10623	
05.04.2011	141	10230	150	16,00						
13.04.2011	102	3790	140	34,60						
19.04.2011	21	2370	38	23,15						
26.04.2011	17	2340	26	9,83	46,87	3,611	209,0	77	4459	
03.05.2011	13	2950	39	2,88						
09.05.2011	9	2900	52	1,91						
18.05.2011	21	2110	39	2,58						
24.05.2011	9	2300	110	1,66	6,16	0,084	15,9	14	2580	
07.06.2011	608	4100	15	4,06						
10.06.2011	189	4280	300	13,73						
22.06.2011	15	2240	60	3,52	14,26	3,424	55,7	240	3909	
05.07.2011	15	3310	300	2,02						
19.07.2011	18	2110	600	1,82	12,96	0,213	35,5	16	2741	
01.08.2011	240	3020	1000	4,22						
16.08.2011	151	2520	2000	21,15						
30.08.2011	35	2950	350	14,83	29,82	3,505	81,4	118	2731	
06.09.2011	52	2900	450	26,98						
21.09.2011	39	2851	350	18,51	30,06	1,404	86,6	47	2880	
04.10.2011	27	2750	600	8,75						
18.10.2011	29	2990	400	2,61	10,21	0,280	28,6	27	2805	
18.11.2011	20	3980	150	1,23	5,44	0,109	21,7	20	3980	
15.12.2011	18	2800	210	1,62	4,82	0,091	16,0	19	3309	
Min	9	2110	15							
Maks	608	12620	2000							
Middel	71	3851	299							
St.avvik	123	2622	411							
Median	21,0	2950	150							
Antall pr.	27	27	27							
Året					171,08	12,961	630,2	76	3683	

* 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 29. Hunnselva – analyseresultater og beregnet stofftransport i 2011.

	Analyseverdier			Vannføring			Stofftransport			Vol.veid. middel		
	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	TKB /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	
18.01.2011	16	1516	680	0,73	1,84	0,029	2,8	16	1516			
15.02.2011	13	1410	1000	0,84	1,83	0,024	2,6	13	1410			
08.03.2011	10	1344	680	0,73								
22.03.2011	17	4040	1300	1,22								
29.03.2011	18	4170	790	2,91	4,29	0,071	15,9	17	3713			
05.04.2011	38	3840	1800	11,11								
13.04.2011	88	2780	1500	32,43								
19.04.2011	20	1920	840	31,58								
26.04.2011	13	1650	800	14,76	52,25	2,383	126,6	46	2423			
03.05.2011	15	1310	1300	4,57								
10.05.2011	17	1360	450	2,90								
18.05.2011	22	1130	820	8,40								
24.05.2011	17	1130	990	6,22	18,11	0,335	21,7	18	1197			
07.06.2011	21	887	5500	11,06								
10.06.2011	198	1610	5100	40,85								
22.06.2011	27	1170	970	6,50	28,77	4,185	41,0	145	1424			
06.07.2011	18	1550	690	3,98								
19.07.2011	22	1400	460	6,27	24,53	0,502	35,8	20	1458			
01.08.2011	19	1140	600	6,69								
16.08.2011	94	1990	2400	30,93								
30.08.2011	26	1420	1700	18,50	37,86	2,372	64,4	63	1701			
06.09.2011	25	1280	1400	40,67								
21.09.2011	21	1200	1100	19,71	44,76	1,061	56,1	24	1254			
04.10.2011	21	1320	2500	7,84								
18.10.2011	59	1470	2000	6,25	12,46	0,472	17,3	38	1387			
18.11.2011	23	1380	2000	1,37	7,58	0,174	10,5	23	1380			
15.12.2011	15	1500	2500	1,63	4,32	0,081	6,2	19	1445			
Min	10	887	450		238,60	11,687	401	49	1680			
Maks	198	4170	5500									
Middell	33,1	1738	1551									
St.avvik	38,9	894	1244									
Median	21,0	1410	1100									
Antall pr.	27	27	27									
Året												

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

Tabell 30. Gausa – analyseresultater og beregnet stofftransport i 2011.

	Analyseverdier		Vannføring			Stofftransport		Vol. veid. middel	
	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	E. coli ant/100 ml	Døgnvannf. m ³ /s	Vol. mnd. mill. m ³	Tot-P Tonn	Tot-N tonn	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l
17.01.2011	3,7	651	29	1,93	4,77	0,018	3,1	3,7	651
13.02.2011	3,1	697	2	1,68	4,06	0,013	2,8	3,1	697
08.03.2011	3,5	673	7	1,65					
21.03.2011	4,4	659	6	1,33					
28.03.2011	48	1480	2720	1,10	3,76	0,059	3,3	15,8	886
04.04.2011	210	2740	1780	11,65					
11.04.2011	120	1660	203	91,01					
18.04.2011	45	636	60	51,23	99,88	8,719	123,5	87	1237
26.04.2011	24	523	19	35,38					
02.05.2011	10	606	29	13,42					
09.05.2011	5,5	571	55	10,44					
18.05.2011	8,9	622	10	24,74					
24.05.2011	7,2	611	16	21,59	54,24	0,438	33,0	8,1	608
06.06.2011	5,1	516	15	16,01					
11.06.2011	350	871	517	138,32					
20.06.2011	22	661	54	30,95	120,89	32,085	97,3	265	805
04.07.2011	18	601	111	41,54					
18.07.2011	20	732	461	25,43	105,57	1,980	68,7	18,8	651
01.08.2011	7,3	748	99	27,22					
15.08.2011	190	678	2400	79,23					
30.08.2011	19	1220	110	63,42	107,75	10,439	96,1	96,9	892
05.09.2011	7	634	172	109,18					
19.09.2011	19,0	853	517	82,13	134,41	1,633	97,9	12,2	728
03.10.2011	4,8	875	31	13,88					
17.10.2011	4,6	958	8	8,57	32,21	0,152	29,2	4,7	907
14.11.2011	4,2	781	28	11,30	29,94	0,126	23,4	4,2	781
12.12.2011	4,2	940	16	4,97	12,30	0,052	11,6	4,2	940
Min	3,1	516	2						
Maks	350	2740	2720						
Middel	43,3	859	351						
St.avvik	81,8	465	730						
Median	8,9	678	54						
Antall pr.	27	27	27						
Året				709,78	55,714	590	78	831	

Tabell 31. Gudbrandsdalslågen – analyseresultater og beregnet stofftransport i 2011.

	Analyseverdier			Vannføring			Stofftransport			Vol.veid. middel			
	Tot-P µg P/l	Tot-N* µg N/l	E. coli ant/100 ml	Farge mg P/l	Turbiditet FNU	Slisium mg Si/l	Døgnvanf. 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
17.01.2011	3,0	205	6	8	0,85	1,49	76,2	246,7	0,740	50,6	367,6	3,0	205
13.02.2011	2,9	211	<1	7	0,72	1,29	62,5	206,6	0,599	43,6	266,5	2,9	211
08.03.2011	3,9	193	2	4	0,56	1,34	77,7						
21.03.2011	2,9	245	2	5	0,53	1,30	67,7						
28.03.2011	4,2	237	<1	6	1,1	1,33	53,4	192,3	0,700	42,8	254,5	3,6	223
04.04.2011	3,6	223	<1	3	0,97	1,35	66,6						
11.04.2011	8,1	312	2	7	2,1	1,29	103,7						
18.04.2011	23	368	<1	12	1,7	1,30	266,5	649,8	14,039	243,1	891,7	21,6	374
26.04.2011	26	410	1	35	5,4	1,43	506,9						
02.05.2011	20	323	<1	38	2,0	1,06	265,8						
09.05.2011	12	265	<1	32	1,7	1,02	217,9						
18.05.2011	11	256	2	22	2,6	1,02	364,7						
24.05.2011	8,6	258	1	21	0,98	1,13	277,4	852,5	10,850	233,6	900,7	12,7	274
06.06.2011	7,1	227	1	16	1,1	1,08	601,4						
11.06.2011	48		41	16	18	1,32	2348,0						
20.06.2011	25	262	19	17	6,1	1,48	608,1	2188,8	81,323	535,4	2860,3	37,2	245
04.07.2011	21	168	18	9	4,8	1,28	603,2						
18.07.2011	10	166	4	11	4,1	1,39	330,4	1624,1	27,784	271,7	2142,1	17,1	167
01.08.2011	14	231	19	15	5,9	1,77	550,8						
15.08.2011	9,3	223	14	13	3,0	1,63	341,6						
30.08.2011	12	210	31	13	3,8	1,65	961,8	1334,3	16,141	291,7	2244,2	12,1	219
05.09.2011	11	193	15	13	4,1	1,52	642,9						
19.09.2011	16	247	12	17	5,3	1,92	351,2	1173,3	14,979	248,8	1949,2	12,8	212
03.10.2011	6,9	251	3	12	2,0	1,73	355,7						
17.10.2011	6,2	229	2	8	2,2	1,73	179,5	608,3	4,054	148,2	1052,4	6,7	244
14.11.2011	4,9	241	11	8	1,5	1,80	178,9	484,2	2,373	116,7	871,6	4,9	241
12.12.2011	4,1	251	18	6	1	1,69	137,2	368,8	1,512	92,6	623,3	4,1	251
Min	2,9	166	<1	3	0,53	1,02							
Maks	48	410	41	38	18	1,92							
Middel	12,0	246	8	14	3,12	1,42							
St.avvik	10,1	56	11	9	3,46	0,25							
Median	9,3	239	2	12	2,00	1,35							
Antall pr.	27	26	27	27	27	27							
Året							9929,7	175,093	2319	14424	17,6	234	

Tabell 32. Flagstadelva – analyseresultater og beregnet stofftransport i 2011.

	Analyseverdier			Vannføring			Stofftransport			Vol. veid. middel	
	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	E. coli ant/100 ml	Døgnvannf. m ³ /s	Vol. mnd. mill. m ³	Tot-P tonn	Tot-N tonn	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l
18.01.2011	37	2700	933	0,32	0,79	0,029	2,1	37	2700	37	2700
15.02.2011	110	3420	2419	0,26	0,59	0,065	2,0	110	3420	110	3420
09.03.2011	74	2540	13000	0,19							
21.03.2011	110	4920	24200	0,38							
29.03.2011	93	3550	4570	0,36	0,72	0,069	2,8	96	3903	96	3903
06.04.2011	190	3670	472	1,30							
12.04.2011	510	3250	687	25,14							
19.04.2011	27	677	27	21,37							
27.04.2011	21	914	39	5,02	25,33	6,593	50,6	260	1998	260	1998
04.05.2011	13	1440	51	1,19							
10.05.2011	14	1340	57	0,81							
20.05.2011	12	752	40	2,76							
24.05.2011	9,4	912	44	1,10	6,69	0,080	6,7	12	1003	12	1003
09.06.2011	31	1150	124	10,79							
10.06.2011	58	1400	411	28,01							
23.06.2011	13	2150	160	2,03	15,26	0,742	20,9	49	1371	49	1371
05.07.2011	370	2770	192	0,71	5,51	0,471	6,1	85	1101	85	1101
19.07.2011	24	741	272	3,29							
02.08.2011	13	669	173	2,63							
19.08.2011	17	1750	299	6,25							
30.08.2011	18	1160	249	11,68	19,53	0,333	24,9	17	1277	17	1277
06.09.2011	45	1360	1120	31,46							
20.09.2011	19	840	365	17,84	28,15	1,002	33,0	36	1172	36	1172
05.10.2011	13	1700	138	2,75							
21.10.2011	10	1380	38	2,24	7,25	0,084	11,3	12	1556	12	1556
18.11.2011	9,8	2810	816	0,63	3,28	0,032	9,2	10	2810	10	2810
16.12.2011	17	2110	133	1,00	3,16	0,045	7,5	14	2381	14	2381
Min	9,4	669	27								
Maks	510	4920	24200								
Middel	69,6	1929	1890								
St.avvik	116,5	1128	5148								
Median	21,0	1440	249								
Antall pr.	27	27	27								
Året					116,26	9,546	177,2	82	1524	82	1524

Tabell 33. Svartelva – analyseresultater og beregnet stofftransport i 2011.

	Analyseverdier			Vannføring			Stofftransport			Vol.veid. middel			
	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	E. coli ant/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
18.01.2011	23	1450	96	71	2,2	3,53	0,86	2,18	0,050	3,2	7,7	23	1450
15.02.2011	43	1880	260	71	3,5	3,50	0,75	1,75	0,075	3,3	6,1	43	1880
09.03.2011	35	1980	44	64	2,4	3,54	0,62						
21.03.2011	77	2720	649	52	12	3,44	0,61						
29.03.2011	90	3670	417	32	5,8	3,48	1,11	2,04	0,147	6,1	7,1	72	2975
06.04.2011	300	4080	557	73	47	2,60	19,64						
12.04.2011	190	2380	236	117	53	3,42	40,40						
19.04.2011	34	925	125	117	5,5	2,08	26,46						
27.04.2011	26	967	285	103	4,0	2,34	9,06	50,72	7,804	111,2	140,9	154	2193
04.05.2011	22	1090	214	81	2,8	2,58	3,83						
10.05.2011	18	1060	85	75	2,2	2,38	2,69						
20.05.2011	20	1010	125	122	2,8	2,36	5,24						
24.05.2011	15	869	96	85	1,9	1,95	2,83	11,94	0,229	12,1	28,0	19	1013
09.06.2011	54	1950	980	130	8	2,52	10,67						
10.06.2011	66	2020	1120	168	12	2,22	21,46						
23.06.2011	33	1850	120	111	5,3	2,47	7,48	23,65	1,337	46,6	55,5	57	1969
05.07.2011	19	1190	411	91	2,7	2,59	2,28						
19.07.2011	55	885	15530	102	17	2,30	4,73	9,21	0,399	9,1	22,1	43	984
02.08.2011	22	817	345	150	2,9	2,34	3,45						
19.08.2011	24	1410	192	165	3,2	2,72	25,73						
30.08.2011	30	1630	308	183	4,4	2,67	21,99	44,77	1,184	65,6	119,7	26	1465
06.09.2011	81	2420	1200	214	21	2,99	80,32						
20.09.2011	40	1900	1046	182	4,3	3,00	28,88	64,52	4,527	147,3	193,1	70	2282
05.10.2011	29	1830	579	160	3,8	3,63	9,29						
21.10.2011	20	1430	160	139	2,6	3,36	5,62	19,20	0,492	32,2	67,7	26	1679
18.11.2011	21	1670	84	110	4,1	4,04	2,72	10,50	0,221	17,5	42,4	21	1670
16.12.2011	25	1520	1414	108	3,6	3,71	5,01	11,74	0,277	18,5	43,6	24	1573
Min	15,0	817	44	32	1,9	1,95							
Maks	300	4080	15530	214	53	4,04							
Middel	52,3	1726	988	114	8,9	2,88		252,22	16,741	472,5	733,8	66	1873
St.avvik	61,2	807	2932	45	12,8	0,59							
Median	30,0	1630	285	110	4,0	2,67							
Antall pr.	27	27	27	27	27	27							
Året													

Tabell 34. Vorma ved Minnesund – analyseresultater og beregnet stofftransport i 2011.

Dato	Analyseverdier			Vannføring			Stofftransport			Vol.veid. middel	
	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	Farge mg Pt/l	Døgnvannf. m³/s	Slisium mg Si/l	Vol. mnd. mill. m³	Tot-P tonn	Tot-N tonn	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	
17.01.2011	3,4	534	11	213,1	1,19	551,3	1,874	294,4	3,4	534	
23.02.2011	2,9	561	10	129,8	1,19	351,9	1,021	197,4	2,9	561	
16.03.2011	2,8	548	11	85,6	1,22	255,0	0,714	139,7	2,8	548	
14.04.2011	3,5	542	12	16,1	1,15	373,2	1,306	202,3	3,5	542	
19.05.2011	6,3	689	11	165,4	1,21	811,2	5,111	558,9	6,3	689	
16.06.2011	6,1	558	11	1218,9	1,12	2188,7	13,351	1221,3	6,1	558	
13.07.2011	6,2	470	15	730,2	1,17	2017,1	12,506	948,0	6,2	470	
24.08.2011	5,9	432	16	718,8	0,89	1909,3	11,265	824,8	5,9	432	
27.09.2011	3,8	522	12	662,1	1,11	2079,9	7,904	1085,7	3,8	522	
19.10.2011	3,4	515	12	262,9	1,21	917,7	3,120	472,6	3,4	515	
16.11.2011	3,5	596	15	333,4	1,24	822,9	2,880	490,4	3,5	596	
20.12.2011	4,4	513	12	232,5	1,23	516,6	2,273	265,0	4,4	513	
Min	2,8	432	10		0,89						
Maks	6,3	689	16		1,24						
Middell	4,4	540	12		1,16						
Stavvik	1,4	64	2		0,09						
Median	3,7	538	12		1,19						
Antall pr.	12	12	12		12						
Året						12794,8	63,325	6701	4,9	524	

* Turbiditet-verdien den 24.8.2011 satt lik 1,0 FNU for beregning middelevdi, standardavvik og median.

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 Rørmua ved Kauserud x Areal uregulert lokalfelt (354 km²) / areal Rørmua (88 km²).

Tabell 35. Liste over registrerte begroings-elementer fra Moelva og Gausa 2011. Hyppigheten er angitt som prosent dekning. Organismer som vokser på/blant disse er angitt ved: x=observert, xx=vanlig, xxx=hyppig.

		Moelva	Gausa
Cyanobakterier	<i>Chamaesiphon confervicolus</i>		xx
	<i>Cyanophanon mirabile</i>	xxx	xxx
	<i>Heteroleibleinia</i> spp.	x	x
	<i>Homoeothrix</i> spp.		xx
	<i>Phormidium autumnale</i>	xxx	<1
	<i>Tolypothrix distorta</i>		<1
	Uidentifiserte coccale blågrønnalger	xx	
Grønnalger	<i>Microspora amoena</i>		x
	<i>Oedogonium</i> a/b (19-21µ)		x
	<i>Oedogonium</i> c (23-28u)		x
	<i>Oedogonium</i> d (29-32u)		x
	<i>Oedogonium</i> e (35-43u)		x
	<i>Spirogyra</i> d (30-50u,2-3K,L)		<1
	Uidentifiserte coccale grønnalger	x	
	<i>Ulothrix zonata</i>		xxx
Kiselalger	<i>Tabellaria flocculosa</i> (agg.)		x
	Uidentifiserte pennate	xx	xxx
Rødalger	<i>Audouinella hermannii</i>	x	xx
	<i>Audouinella pygmaea</i>	xx	xx
Gulgrønnalger	<i>Vaucheria</i> spp.		<1
Moser	Uidentifiserte bladmoser	<1	<1
Nedbrytere	Bakterier, trådformede	xx	xx
	Ciliater, uidentifiserte	xx	

Tabell 36. Bunndyr i Moelva og Gausa den 29.10.2011. Antall individer pr. prøve.

Gruppe	Taksa	29.10.2011	29.10.2011
		Moelva Moe1	Gausa Utløp
Coleoptera	Elmidae indet lv	22	1
Coleoptera	Elmis aena lv		4
Coleoptera	Hydraena sp ad	1	
Diptera	Ceratopogonidae	8	2
Diptera	Chironomidae	96	248
Diptera	Limoniidae/Pediciidae indet	8	10
Diptera	Simuliidae		200
Ephemeroptera	Baetis sp	88	48
Ephemeroptera	Alainites muticus	8	2
Ephemeroptera	Nigrobaetis niger		14
Ephemeroptera	Baetis rhodani	536	1136
Ephemeroptera	Heptageniidae indet	2	1
Ephemeroptera	Heptagenia dalecarlica	40	
Ephemeroptera	Heptagenia sulphurea	1	
Ephemeroptera	Ephemerella aurivillii		2
Oligochaeta	Oligochaeta	80	56
Plecoptera	Capnia sp		44
Plecoptera	Capnopsis schilleri	24	48
Plecoptera	Siphonoperla burmeisteri	14	14
Plecoptera	Leuctra sp	6	140
Plecoptera	Amphinemura sp	28	32
Plecoptera	Amphinemura borealis	12	
Plecoptera	Nemoura sp		2
Plecoptera	Protonemura meyeri	2	
Plecoptera	Dinocras cephalotes	18	
Plecoptera	Diura nanseni		1
Plecoptera	Isoperla sp		20
Plecoptera	Brachyptera risi	4	20
Plecoptera	Taeniopteryx nebulosa		2
Trichoptera	Hydroptilidae indet	2	
Trichoptera	Ithytrichia sp	4	4
Trichoptera	Hydropsyche sp	32	12
Trichoptera	Hydropsyche nevae		2
Trichoptera	Hydropsyche pellucidula	24	
Trichoptera	Hydropsyche siltalai	12	
Trichoptera	Limnephilidae indet	4	2
Trichoptera	Potamophylax sp		1
Trichoptera	Chaetopteryx/Annitella	4	
Trichoptera	Lepidostoma hirtum	8	
Trichoptera	Leptoceridae indet		1
Trichoptera	Rhyacophila sp	12	6
Trichoptera	Rhyacophila nubila	4	28
Trichoptera	Sericostoma personatum	6	

6.4 Generell informasjon om Mjøsa

Følgende beskrivelse er gjengitt fra årsrapporten for 2005 (Kjellberg 2006) med noen endringer. 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 vist.

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

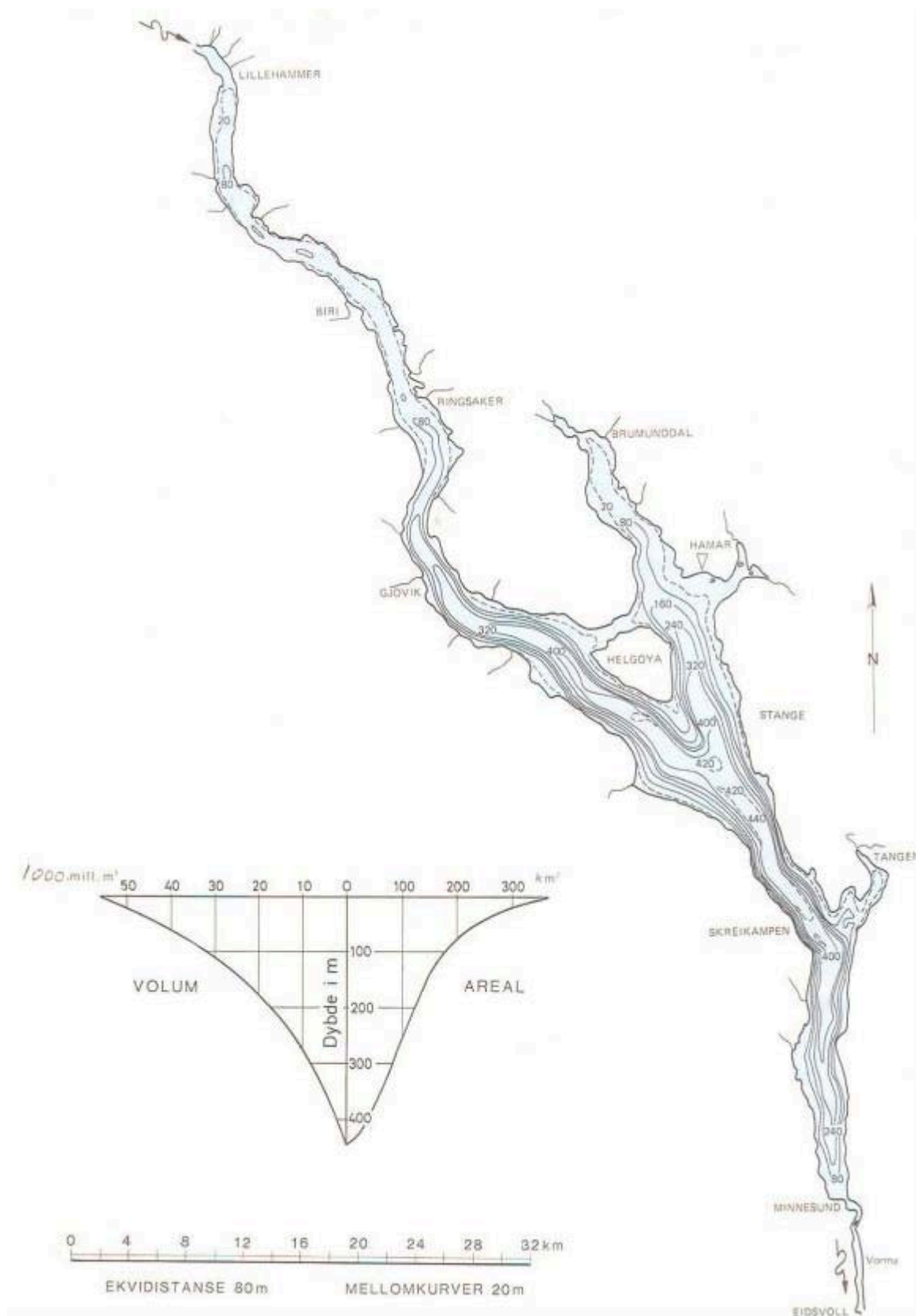
Innsjødata for Mjøsa (Kilder: ¹ NVE Atlas pr. januar 2009, ² Østrem mfl. 1984, ³ NVE 2003).

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 46. Dybdekart over Mjøsa, utarbeidet av NVE (Østrem m.fl. 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