

Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa. Årsrapport/datarapport for 2013



Hovedkontor

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

NIVA Region Sør

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

NIVA Region Innlandet

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

NIVA Region Vest

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

NIVA Region Midt-Norge

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

Tittel Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa. Årsrapport/datarapport for 2013	Løpenr. (for bestilling) 6666-2014	Dato 29.4.2014
	Prosjektnr. Underr. O-12411	Sider Pris 84
Forfatter(e) Jarl Eivind Løvik, Pål Brettum, Torleif Bækken, Maia Røst Kile og Birger Skjellbred	Fagområde Vannressurs- forvaltning	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Oppland, Hedmark, Akershus	Trykket NIVA

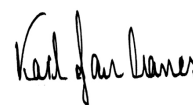
Oppdragsgiver(e) Vassdragsforbundet for Mjøsa med tilløpselver	Oppdragsreferanse Odd Henning Stuen
---	--

<p>Sammendrag</p> <p>Rapporten omhandler vannkvalitet og biologiske forhold i vannområde Mjøsa i 2013 samt tidsutviklingen gjennom overvåkingsperioden 1972-2013. Miljøtilstanden i Mjøsa og i tilløpselvene har blitt sterkt forbedret med hensyn til overgjødning siden 1970- og 1980-tallet. Algemengden målt som klorofyll-<i>a</i> og total planteplanktonbiomasse er henholdsvis 50 % og 60 % lavere enn på 1970-tallet. I 2013 var imidlertid algemengden relativt høy, med midlere og maks planteplanktonbiomasse på henholdsvis 0,5-0,7 g/m³ og 1,4-2,1 g/m³ ved de ulike prøvestasjonene. Dette er den høyeste algemengden siden 2002, og det er klart høyere (dvs. dårligere) enn miljømålet for Mjøsa. Det var særlig en markert topp med kiselalger i august-september som dro opp middelverdiene. Algemengden og algesammensetningen tilsier god økologisk tilstand ved stasjon Brøttum, men moderat tilstand ved de tre øvrige stasjonene i 2013. Konsentrasjonen av total-fosfor (tot-P) i Mjøsa har blitt betydelig redusert etter Mjøsaksjonene på 1970- og 1980-tallet, men konsentrasjonen har økt litt de senere årene. Økningen skyldes trolig store tilførsler fra nedbørfeltet i tilknytning til perioder med stor avrenning i disse årene, spesielt under flommene i 2011 og 2013. Medianverdier for konsentrasjonen av tot-P i elver i 2011-2013 tilsier svært god eller god tilstand i de 6 tilløpselvene som det gjøres målinger i. Konsentrasjonene av tot-P har økt noe i de senere årene i flere av elvene slik som Gausa, Flagstadelva og Svartelva. Basert på undersøkelser av begroingsalger og bunndyr i nedre deler av Gudbrandsdalslågen og Svartelva ble økologisk tilstand vurdert som god på disse lokalitetene i 2013.</p>

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Mjøsa 2. Forurensningsovervåking 3. Eutrofiering 4. Økologisk tilstand 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Lake Mjøsa 2. Pollution monitoring 3. Eutrophication 4. Ecological status
---	--



Jarl Eivind Løvik
Prosjektleder



Karl Jan Aanes
Forskningsleder

Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa

Årsrapport/datarapport for 2013

Forord

Rapporten omhandler vannkvalitet og biologiske forhold i vannområde Mjøsa i 2013 samt tidsutviklingen i viktige fysiske, vannkjemiske og biologiske forhold i overvåkingsperioden 1972-2013. Overvåkingen har fra og med 2003 blitt administrert og finansiert av Vassdragsforbundet for Mjøsa med tilløpselver, med bidrag fra staten ved Klif (nå Miljødirektoratet). Forbundets daglige leder Odd Henning Stuen har vært NIVAs kontaktperson. Ansvarlig for gjennomføring av undersøkelsen har vært NIVA Innlandet med Jarl Eivind Løvik som prosjektleder. Kontrakten som omhandler oppdraget ble undertegnet den 24.1.2013.

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

Analysene av planteplankton er utført av Pål Brettum (NIVA-pensjonist) i samarbeid med Birger Skjelbred. Pål Brettum har gjennomført algetellingene i hele overvåkingsperioden på vel 40 år. Dette er en imponerende innsats som har dannet grunnlag for en meget verdifull dataserie i både nasjonal og internasjonal sammenheng. En stor takk til Pål Brettum for dette arbeidet.

Jarl Eivind Løvik har analysert krepsdyrplankton og mysis samt gjennomført de biologiske befaringene i Gudbrandsdalslågen (Lågen) og Svartelva. Undersøkelsene av begroingsorganismer og bunndyr i Lågen og Svartelva er gjennomført av henholdsvis Maia Røst Kile og Torleif Bækken. Kjemiske og mikrobiologiske analyser er utført av MjøsLab på Gjøvik (Lena og Hunnselva), NIVAs kjemilaboratorium i Oslo (klorofyll-*a*) og LabNett på Hamar og i Skien (alle øvrige kjemiske og mikrobiologiske analyser). Fra NIVA har Roar Brænden stått for driften av den nettbaserte datapresentasjonen i Aquamonitor og sørget for overføring av data til databasen Vannmiljø. Mette-Gun Nordheim, Eirik Fjeld og Jonas Person (NIVA) har bidratt med figurframstillinger. Mette-Gun Nordheim har i tillegg tilrettelagt data for overføring til Vannmiljø.

Samtlige takkes for godt samarbeid.

Ottestad, 29. april 2014

Jarl Eivind Løvik

Innhold

	1
Sammendrag	5
Summary	8
1. Innledning	9
1.1 Bakgrunn	9
1.2 Målsetting	9
2. Program og gjennomføring	10
3. Resultater og vurderinger – Mjøsa	11
3.1 Meteorologiske forhold	11
3.2 Vanntemperatur	11
3.3 Siktedyb og turbiditet	12
3.4 Generell vannkvalitet	15
3.5 Næringsstoffer	17
3.6 Planteplankton	24
3.7 Krepsdyrplankton	28
3.8 Mysis	32
3.9 Økologisk tilstand i Mjøsa	33
4. Resultater og vurderinger – elver	36
4.1 Vannføring	36
4.2 Konsentrasjoner og transport av fosfor og nitrogen	36
4.3 Silisium i elver	40
4.4 Hygienisk/bakteriologiske forhold	40
4.5 Begroing i Gudbrandsdalslågen og Svartelva	43
4.6 Bunndyr i Gudbrandsdalslågen og Svartelva	45
4.7 Feltbefaring i Gudbrandsdalslågen og Svartelva	48
4.8 Økologisk tilstand i tilløpselver - oppsummering	50
4.9 Fosforbudsjett for Mjøsa	50
5. Litteratur	52
6. Vedlegg	55
6.1 Materiale og metoder	55
6.2 Primærdata Mjøsa 2013	58
6.3 Primærdata elver	74
6.4 Generell informasjon om Mjøsa	83

Sammendrag

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

Algemengder og algesammensetning

Totalmengden av planteplankton i Mjøsa har blitt sterkt redusert siden 1970- og 1980-tallet. Dette er et resultat av de tiltakene som er gjennomført for å redusere tilførslene av næringsstoffer. Ved hovedstasjonen Skreia var middelverdiene for klorofyll-*a* og planteplankton-biomasse for den siste femårsperioden henholdsvis ca. 50 % og ca. 60 % lavere enn på 1970-tallet. Det har også i hovedsak skjedd en gunstig utvikling av algesammensetningen i perioden; på 1970-tallet var det flere år med markante oppblomstringer av cyanobakterien (blågrønnalgen) *Tychonema bourrellyi*. Dernest representerte ulike stavformede kiselalger en stor andel av totalbiomassen. Tendensen til markerte topper med kiselalger om sommeren og/eller høsten har holdt seg framover til 1990-tallet og enkelte år etter 2000.

I 2013 varierte midlere algemengde i området 2,1-2,9 µg/l klorofyll-*a* ved prøvestasjonene Brøttum, Kise, Furnesfjorden og Skreia. Dette er noe høyere verdier enn miljømålet mht. klorofyll-*a* på maks 2 µg/l, og det er 24-56 % økning ved de ulike prøvestasjonene i forhold til i 2012. Biomassene av planteplankton basert på algetellinger var også betydelig høyere enn året før med middelbiomasser på 0,48-0,67 g/m³ og maksverdier på 1,4-2,1 g/m³ ved de ulike stasjonene. Dette er verdier som er typiske for middels næringsrike (mesotrofe) innsjøer, og ved hovedstasjonen Skreia må en 11 og 17 år tilbake i tid (2002 og 1996) for å finne høyere middelbiomasser av planteplankton.

Ved Skreia hadde algesamfunnet på våren og forsommeren en variert sammensetning av gullalger, svelgflagellater, kiselalger og my-alger. Utover sensommeren ble kiselalger mer dominerende, og det utviklet seg til en markant topp i månedsskiftet august-september. Kiselalgene representerte da ca. 90 % av totalbiomassen. Størst biomasse hadde *Tabellaria fenestrata*, dernest *Fragilaria crotonensis* og *Asterionella formosa*. *T. fenestrata* og *F. crotonensis* anses som gode indikatorer for henholdsvis mesotrofe og eutrofe (næringsrike) vannmasser. Algemengden ble relativt raskt redusert utover i september-oktober. Cyanobakterien *Tychonema bourrellyi* var til stede i perioden august-oktober i beskjedne mengder. Utviklingen i planteplanktonet ved de andre stasjonene fulgte i hovedtrekkene samme mønster som ved Skreia.

Store tilførsler av næringsstoffer i forbindelse med flommen i slutten av mai kombinert med en periode med mye fint og varmt vær i juli samt noe mer næringstilførsler i august igjen kan være en mulig forklaring til at så store algemengder kunne utvikle seg i 2013. En stor del av fosforet som ble tilført under flommen var trolig bundet til partikler og sedimenterte i løpet av kort tid. Men en ikke ubetydelig del var trolig også algetilgjengelig og bidro til at den nevnte sensommertoppen kunne utvikle seg.

Næringsstoffer

Fosfor er begrensende næringsstoff for algevekst i Mjøsa, som i de fleste innsjøer. Middelverdiene for konsentrasjonen av total-fosfor (tot-P) på senvinteren har avtatt fra ca. 8-12 µg P /l først på 1970-tallet (før Mjøsaksjonene) til ca. 2-5 µg P/l i de senere årene. En tilsvarende reduksjon har skjedd med fosforkonsentrasjonen i de øvre vannlag i vekstsesongen for alger. Arealveid middelverdi (hele Mjøsa) for tot-P i vekstsesongen lå på 4-5 µg P /l i 2002-2008, men i 2009-2013 var konsentrasjonen igjen litt høyere med middelverdier på ca. 5-8 µg P /l. Periodevis stor avrenning og følgelig store tilførsler av fosfor fra nedbørfeltet, spesielt i forbindelse med flommene i 2011 og 2013, har sannsynligvis vært hovedårsaken til økningen.

Konsentrasjonen av total-nitrogen (tot-N) på senvinteren og i vekstsesongen økte noe fram til slutten av 1980-tallet, for deretter å flate ut. Ved stasjonene Furnesfjorden og Skreia har det vært en svak økning i konsentrasjonen på senvinteren også etter 1990. Den nordlige delen av Mjøsa har vesentlig lavere

konsentrasjoner av nitrogen-forbindelser enn de sentrale og søndre delene. Årsaken til disse regionale forskjellene er først og fremst at de nordlige områdene påvirkes sterkt av vannet fra Gudbrandsdalslågen som normalt har lave konsentrasjoner, mens de sentrale delene påvirkes mer av tilførslene fra jordbruk og befolkning i de lokale nedbørfeltene.

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

Siktedyp

Siktedypet i Mjøsa påvirkes først og fremst av mengden alger i de frie vannmasser, men særlig i nordre deler reduseres også siktedypet betraktelig i perioder med høyt innhold av breslam i Lågen. Siktedypet ble markert bedre i løpet av perioden fram til 2003-2005. Etter dette ble det registrert avtakende siktedyp fram til og med 2011, mens det i 2012 var økning i siktedypet ved alle prøvestasjonene pga. små algemengder. I 2013 var igjen siktedypet relativt lavt med verdier under målsettingen (minst 8 m) i hele perioden juni-september. Det lave siktedypet i 2013 hadde sammenheng med tilførsler av store mengder partikler i forbindelse med flommen i mai-juni og relativt store algemengder i august-september.

Økologisk tilstand i Mjøsa

Økologisk tilstand i forhold til overgjødning er her vurdert i henhold til den nye klassifiseringsveilederen for vannforskriften (Veileder 02:2013), og vi har benyttet grenseverdier for innsjøtype L-N2b, dvs. kalkfattige, klare og dype innsjøer i lavlandet. Basert på data fra 2013 blir konklusjonen at økologisk tilstand var god ved Brøttum og moderat ved stasjonene Kise, Furnesfjorden og Skreia. Det var mengden og sammensetningen av planteplankton som trakk ned til moderat tilstand. Dette innebærer at miljømålet om god økologisk tilstand ikke ble oppnådd for Mjøsa i 2013. Veilederen for vannforskriften anbefaler imidlertid at det benyttes data fra en 3-årsperiode ved klassifiseringen; dette for å utjevne forskjeller som kan skyldes variasjoner i meteorologiske og hydrologiske forhold. Benytter vi data for perioden 2011-2013, blir resultatet god økologisk tilstand for alle stasjonene, men nær grensen til moderat tilstand for stasjon Furnesfjorden.

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

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 krepsdyr-plankton 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 overgjødlet. 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 5-årsperioden 2009-2013 var 37 % lavere enn middelbiomassen på 1970-tallet.

Temperaturen i Mjøsas øvre vannlag

Middeltemperaturen i Mjøsas øvre vannlag (sjiktet 0-10 m) har økt med 1,0-1,6 °C ved de ulike prøvestasjonene, om vi sammenligner periodene 1972-1990 og 2001-2013. Dette henger sannsynligvis

sammen med klimaendringer og den generelle oppvarmingen som har skjedd i perioden også i Mjøsområdet. De høyeste temperaturene hittil ble registrert i 2006, med middel- og makstemperaturer på henholdsvis 13,5 °C og 20,5 °C ved Skreia. Vekstsesongen 2013 var forholdsvis varm med middeltemperaturer for sjiktet 0-10 m på fra 12,2 °C ved Skreia til 13,6 °C ved Brøttum.

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 de senere årene. 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 %. Flomårene 1995, 2011 og 2013 skiller seg imidlertid ut med betydelig høyere middelkonsentrasjoner og totale elvetilførsler. Gudbrandsdalslågen alene står for ca. 50-75 % av de totale elvetilførslene av fosfor til Mjøsa, mens den representerer ca. 85-90 % av vanntilførslene. Dette betyr at Lågen virker fortynnende på fosfor-konsentrasjonen i Mjøsa i forhold til tilførslene fra de øvrige elvene. De totale eksterne tilførslene av fosfor til Mjøsa er beregnet til 196 tonn for 2013. Tilførslene av fosfor fra de seks største elvene ser ut til å ha nådd sitt laveste nivå omkring 2003, for deretter å flate ut eller stige svakt.

Basert på medianverdier for konsentrasjonen av tot-P for årene 2011-2013 kan tilstanden karakteriseres som svært god i Lågen, Gausa, Hunnselva, Lena og Flagstadelva og god i Svartelva i følge gjeldende veileder for vannforskriften. Volumveide middelkonsentrasjoner ser ut til å ha økt noe i de senere årene i flere av elvene slik som i Gausa, Flagstadelva og Svartelva. Konsentrasjonene av total-nitrogen for årene 2011-2013 indikerer svært god tilstand i Gudbrandsdalslågen, god tilstand i Gausa, dårlig tilstand i Hunnselva, Flagstadelva og Svartelva og svært dårlig tilstand i 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 2013. Nedre del av Gausa hadde noe høyere bakterietall og tilsvarende mindre god vannkvalitet. Lena hadde dårlig vannkvalitet, mens Flagstadelva, Svartelva og Hunnselva hadde bakterietall som tilsvarer meget dårlig vannkvalitet. 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 kan også bidra til høye bakterietall på enkelte elvestrekninger.

Biologiske observasjoner i Gudbrandsdalslågen

Størstedelen av hovedvassdraget ble vurdert som lite påvirket av næringsstoffer og organisk stoff fra befolkning, jordbruk og annen næringsvirksomhet. Enkelte strekninger slik som i Lesja, i Dovre, ved Otta og ved Tretten ble vurdert som moderat påvirket. Det samme var tilfelle på noen strekninger i sidevassdragene Otta, Sjøa og Våla. Nedre del av Gausa hadde under befaringen meget turbid (grumsete) vann dvs. at elva var preget av stor slamtransport, til tross for lav vannføring. Dette skyldtes trolig de grave- og forbygningsarbeidene som ble utført i vassdraget i regi av NVE. Resultatene av de biologiske undersøkelsene i Lågen ved Fåberg tydet på at lokaliteten var lite eller ubetydelig påvirket av næringsstoffer og organisk stoff. Økologisk tilstand ble her vurdert som svært god ut fra begroingssamfunnet og som god ut fra bunndyrsamfunnet i 2013.

Biologiske observasjoner i Svartelva

Flesteparten av de undersøkte lokalitetene hadde lite synlig algebegroing og små forekomster av nedbrytere som sopp og bakterier. Disse strekningene ble vurdert som lite eller moderat påvirket av næringsstoffer og organisk stoff. De midtre og lavere-liggende delene av Svartelva påvirkes i betydelig grad av jordbruket og andre menneskelige aktiviteter. Både i hovedvassdraget og i mange sidevassdrag var elvebunnen preget av mer eller mindre jordtilslamming. Markerte jernutfellinger var også karakteristisk ved flere lokaliteter. Flere strekninger spesielt i sidevassdrag som Starelva, Fura og Vingerjessa ble vurdert som markert forurenset. I enkelte av sidebekkene i øvre deler av Fura og Vingerjessa manglet følsomme grupper av bunndyr. Her var vassdraget trolig påvirket av surt vann. Undersøkelsene av begroing og bunndyr i nedre del av Svartelva ved Hjellum indikerte god økologisk tilstand i 2013.

Summary

Title: Monitoring of Lake Mjøsa, S Norway. Annual report for 2013.

Year: 2014

Authors: Jarl Eivind Løvik, Pål Brettum, Torleif Bækken, Maia Røst Kile and Birger Skjellbred

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: 978-82-577-6401-2

The report presents data from the monitoring project on Lake Mjøsa, its tributaries and the outlet river Vormå, emphasizing results from 2013 and long-term trends in water quality and environmental status for the period 1972-2013.

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 60 % respectively since the 1970ies. However, in 2013, the phytoplankton biomass was rather high during a diatom “bloom” in late August and early September, indicating mesotrophic conditions. At that time diatoms comprised approximately 90 % of the phytoplankton biomass, with *Tabellaria fenestrata* as dominant species and *Fragilaria crotonensis* and *Asterionella formosa* as subdominant species.

Based on mean algal biomass and composition of the phytoplankton in 2013, the ecological status was classified as moderate at all sampling stations except for station Brøttum, situated in the northern part of the lake. This means that environmental condition of Lake Mjøsa concerning eutrophication was not acceptable in 2013. Using data from the 3-year period 2011-2013 improved the results to good ecological status for all four sampling stations, but close to moderate status for the sampling station Furnesfjorden.

Tot-P mean value for the algal growth season declined from 8-12 µg P/l in the 1970ies to 4-5 µg P/l in years 2002-2008. In years 2009-2013 the tot-P mean values varied in the range 5-8 µg P/l. This increase was probably caused by relative large P-inputs from the catchment during periods with high run off in later years, especially during the late spring floods in 2011 and 2013.

Median values for tot-P concentrations in the six main inlet rivers indicated high or good ecological status for the 3-year period 2011-2013. However, in several rivers like Gausa, Flagstadelva and Svartelva volume weighted mean values for tot-P seem to have increased during later years. Based on investigations of the communities of benthic algae and benthic invertebrates the ecological status was classified as good at the sampling stations situated in the lower parts of the rivers Gudbrandsdalslågen and Svartelva in 2013.

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 bourellyi* særlig i vekstsesongen 1976. Situasjonen ble da vurdert som kritisk. Mjøsaksjonene i tiden 1973-80 og videre tiltak (Tiltakspakken for Mjøsa) for å redusere tilførslene av forurensninger var avgjørende for å bringe Mjøsa tilbake til akseptabel eller nær akseptabel tilstand (se f.eks. Holtan 1993, Rognerud og Kjellberg 1990, Nashoug 1999). Dette har i hovedsak vært situasjonen de fleste årene i perioden 1989-2012. Men også enkelte år i den senere tid har det vært større mengder planteplankton enn ønskelig, og konsentrasjonen av fosfor økte noe i årene 2009-2012 (Løvik mfl. 2013). Global oppvarming i den senere tid har bl.a. ført til økning i temperaturen i mange innsjøer; også Mjøsas øvre vannlag har blitt varmere. En studie basert på overvåkingsdata og analyser av sedimentkjerner fra Mjøsa indikerer at dette har påvirket så vel algemengden som sammensetningen av kiselalgesamfunnet (Hobæk mfl. 2012). Det er fortsatt viktig å hindre at belastningen av næringsstoffer øker. Mjøsa er fremdeles i en situasjon der økte tilførsler i kombinasjon med fint og varmt vær raskt kan føre til markerte endringer i algesamfunnet og dermed til uakseptable miljøforhold.

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

I 2003 ble Vassdragsforbundet for Mjøsa med tilløpselver etablert. Vassdragsforbundet er en ideell stiftelse med medlemmer fra 20 kommuner rundt Mjøsa og i Gudbrandsdalen, staten ved Fylkesmennene i Oppland og Hedmark, fylkeskommunene i de to fylkene, regulanten (GLB), næringslivsbedrifter og frivillige organisasjoner med tilknytning til Mjøsområdet (se www.vassdragsforbundet.no). I 2012 hadde Vassdragsforbundet totalt 65 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 2013 er en videreføring av programmet som har vært fulgt i de senere årene. Dette kan beskrives med følgende tre delområder:

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

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

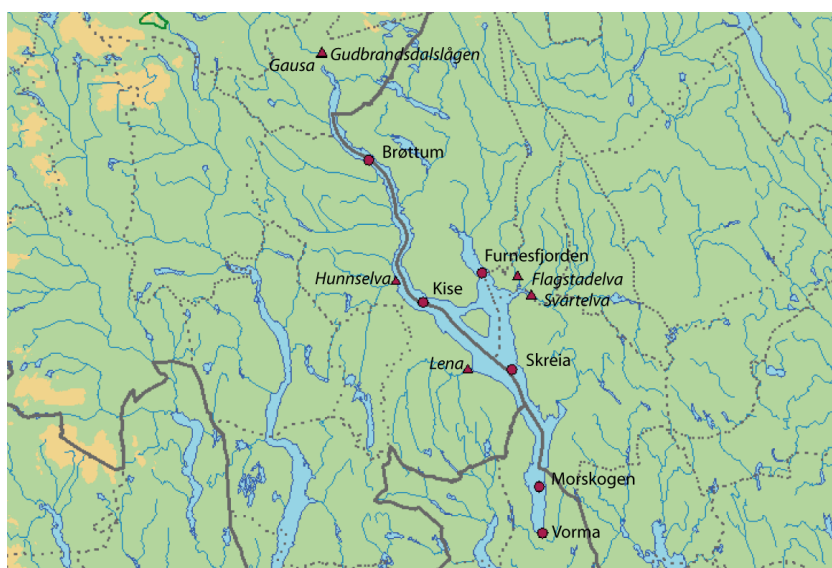
Delområde 3: Undersøkelser i elver.

Kjemiske og hygienisk/bakteriologiske målinger gjøres ved de faste prøvestasjonene nær utløpet i Mjøsa i tilløpselvene Lena, Hunnselva, Gausa, Gudbrandsdalslågen, Flagstadelva, Svartelva og i Vorma ved Minnesund (Figur 1). Årlige biologiske undersøkelser i de 11 største tilløpselvene og i Vorma etter et rullerende program (Tabell 1) inngår også i dette delområdet. Foruten de 6 nevnte tilløpselvene og Vorma gjelder dette Mesna, Moelva, Brumunda, Stokkelva eller Vismunda og Vikselva. I 2013 ble biologiske undersøkelser gjennomført i Gudbrandsdalslågen og Svartelva.

Tabell 1. Rullerende program for biologiske undersøkelser i elver.

2013	2014	2015	2016	2017	2018
Lågen	Vorma	Lena	Mesnaelva	Gausa	Hunnselva
Svartelva	Stokkelva/Vismunda	Flagstadelva	Brumunda	Moelva	Vikselva

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



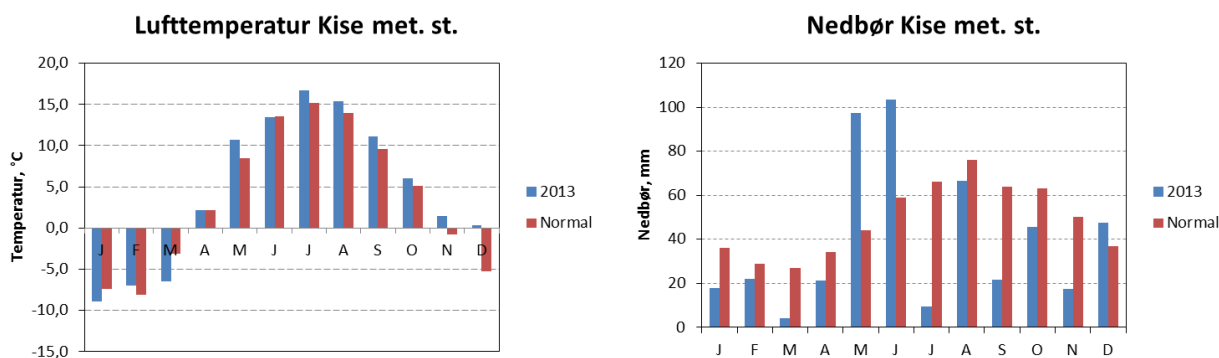
Figur 1. Mjøsa med de faste prøvestasjonene i innsjøen, i tilløpselver og i utløpet (Vorma). Grunnlagsdata til kartet er hentet fra Statens kartverk, serie N250, symbolisering ved NIVA.

3. Resultater og vurderinger – Mjøsa

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

3.1 Meteorologiske forhold

Værforholdene har stor betydning for bl.a. tilførsler av næringsstoffer, mineralsalter, erosjonspartikler og organisk stoff fra nedbørfeltet samt for temperatur- og sjiktningsforholdene og ikke minst for vekst og utvikling av planter og dyr i Mjøsa. For å beskrive de meteorologiske forholdene i Mjøsområdet i 2013 har vi benyttet data fra Kise på Nes i Ringsaker (Figur 2). Lufttemperaturen var lavere enn normalen i januar og i mars, mens februar og april hadde middeltemperaturer litt høyere eller likt med normalen (Figur 2). Videre utover året hadde alle måneder utenom juni høyere middeltemperaturer enn normalen. Både årsmiddelerdien og middelerdien for vekstsesongen juni-oktober var 1,0 °C over normalen ved Kise. Vinter- og vårmånedene januar-april var relativt nedbørfattige. Mai-juni var derimot en periode preget av store nedbørmengder da det kom ca. to ganger normal nedbørmengde. Juli var en tørr måned med mye fint og varmt vær. I august, som normalt er den mest nedbørrike måneden, kom det litt under normal nedbørmengde. Høstmånedene var relativt tørre.



Figur 2. Middeltemperaturer og nedbørssummer per måned ved Kise meteorologiske stasjon.

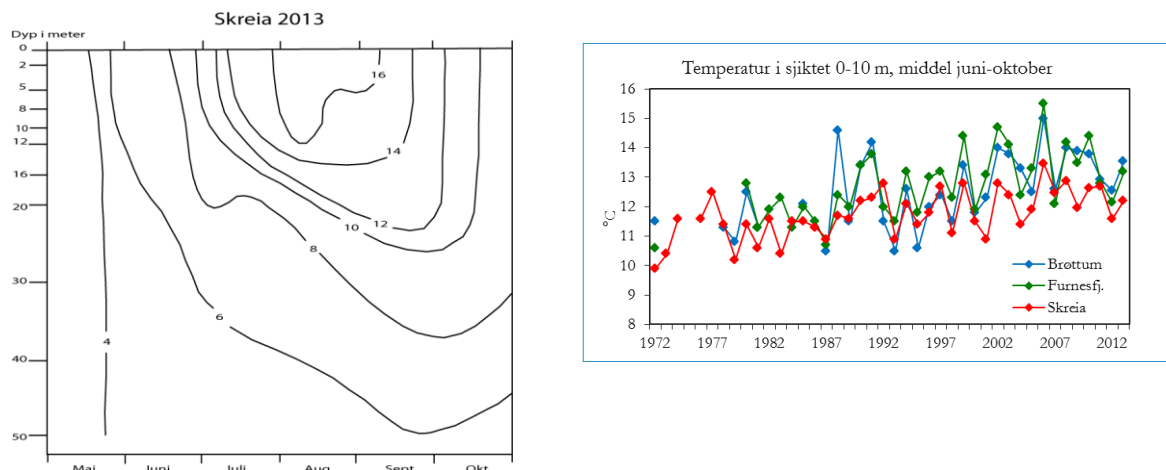
Datakilde: <http://lmt.bioforsk.no/>

3.2 Vanntemperatur

Hele Mjøsa var islagt vinteren 2013. I de sørlige delene av hovedbassenget la isen seg ca. 24-25. januar, mens den la seg tidligere lenger nord og i grunnere viker. Ved prøvetakingen 25.-26. mars målte vi en istykkelse på ca. 60 cm ved Brøttum og ca. 30 cm på de tre andre prøvestasjonene. Den 17. april førte mildvær til stor isgang i mange elver, bl.a. Lena og Brumunda (ei bru ble tatt), og den 2. mai var mesteparten av Mjøsa isfri, unntatt nordlige deler. Ved prøverunden den 15. mai var det tilnærmet fullsirkulasjon med 3,6-4,2 °C fra topp til bunn på alle prøvestasjoner. Utover sommeren skjedde en gradvis oppvarming, og Mjøsa ble termisk (temperaturmessig) lagdelt med et sprangsjikt i dypområdet ca. 10-25 m i august ved Skreia (Figur 3). De høyeste temperaturene i overflata (0,5 m dyp) ble målt den 7. august med 19,2 °C ved Brøttum, 18,2 °C ved Kise, 20,0 °C i Furnesfjorden og 16,5 °C ved Skreia. Høstfullsirkulasjonen inntrådte etter at de siste målingene ble gjort den 23. oktober. Denne datoen var det 9,7 °C i overflata ved Skreia.

Middeltemperaturen for produksjonssesongen i de øvre vannlag (0-10 m) har økt gjennom overvåkingsperioden (Figur 3). Beregnet ved lineær regresjon var økningen på 1,6 °C ved Skreia, 2,4 °C ved Brøttum og 2,6 °C i Furnesfjorden. Sammenligner vi periodene 1972-1990 og 2001-2013 har det vært

en økning i middeltemperaturen på fra 1,0 °C ved Skreia til 1,6 °C i Furnesfjorden. Årsaken til økningen er trolig klimaforandringene og den generelle oppvarmingen som har skjedd også i Mjøsområdet i den senere tid. Den høyeste middeltemperaturen ble registrert i 2006 med 13,5 °C ved Skreia. I 2013 var middeltemperaturen ved Skreia på 12,2 °C, dvs. 1,0 °C over «normalen» for perioden 1972-1990 på 11,2 °C.

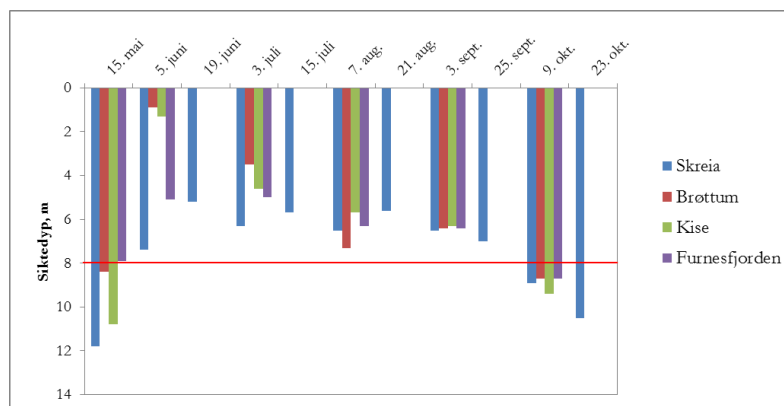


Figur 3. Isotermdiagram for stasjon Skreia i 2013 (til venstre) og tidsutviklingen i middeltemperaturen i de øvre, varme vannlag (0-10 m) i perioden juni-oktober ved stasjonene Brøttum, Furnesfjorden og Skreia (til høyre).

3.3 Siktedyp og turbiditet

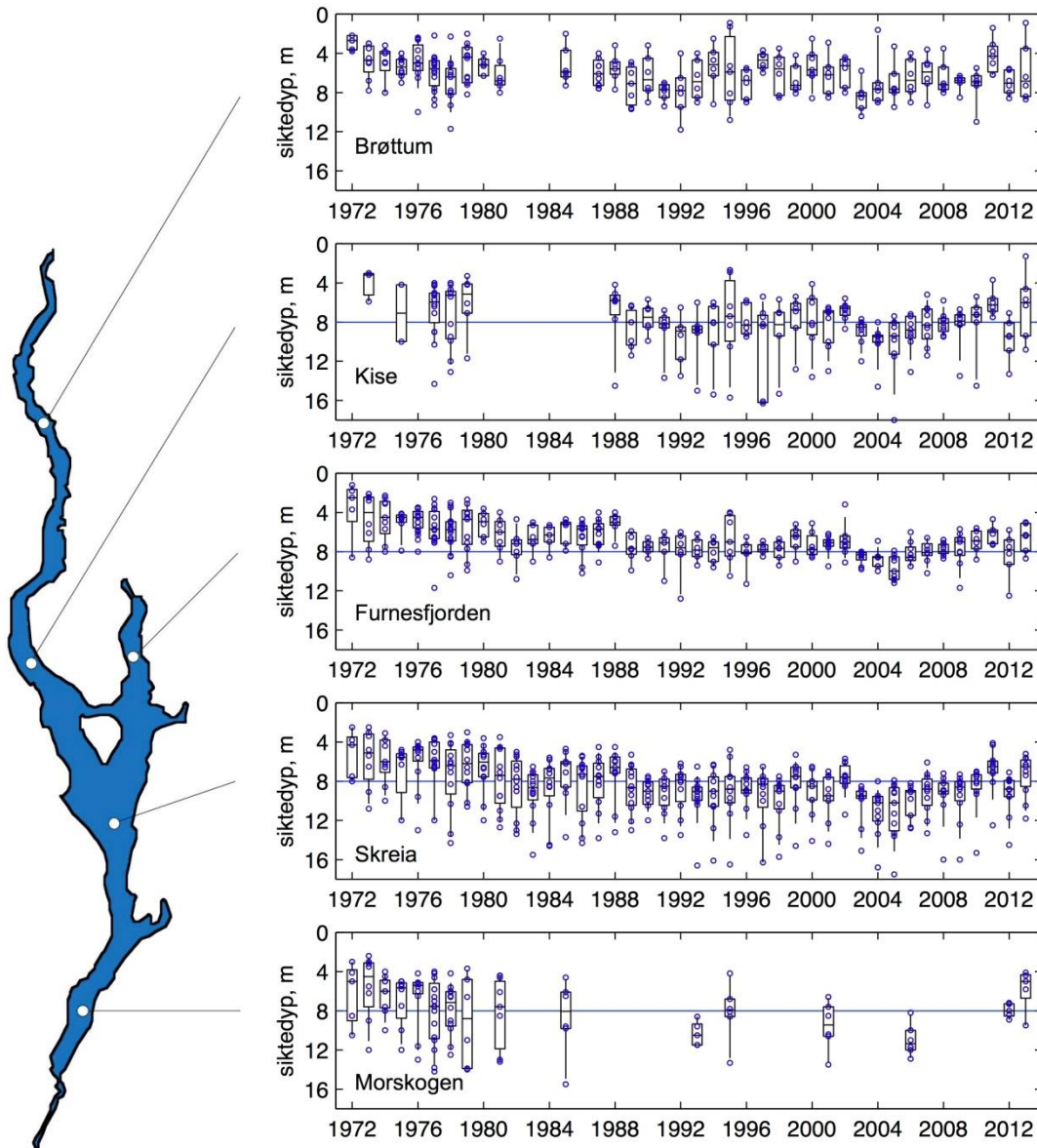
Mjøsa kan betegnes som en klarvannssjø med et fra naturens side lavt humusinnhold. Siktedypet i Mjøsas hovedvannmasser påvirkes først og fremst av mengden alger (planteplankton). Særlig i nordlige deler reduseres siktedypet til tider betydelig av tilførte partikler i forbindelse med flomaktivitet og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

Ved første prøverunde i sommerhalvåret, den 15. mai, ble siktedypet målt til fra 7,9 m i Furnesfjorden til 11,8 m ved Skreia (Figur 4).



Figur 4. Sesongutvikling i siktedyp ved de fire prøvestasjonene i 2013. Horisontal linje markerer fastsatt miljømål for siktedyp (8 m) i Mjøsa sentrale hovedvannmasser (jf. stasjon Skreia).

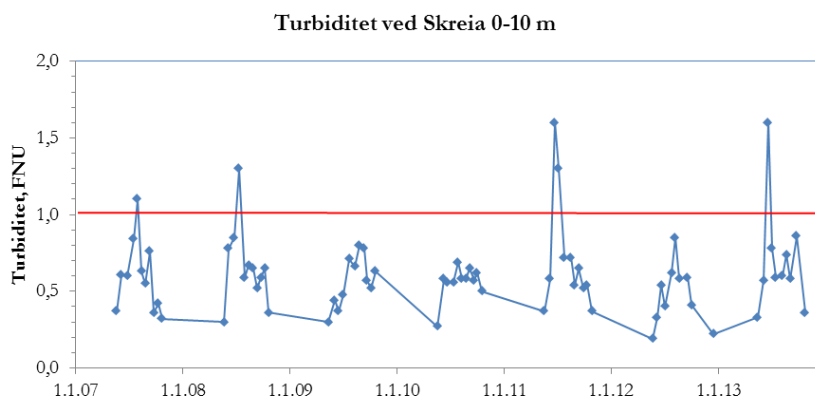
Mildvær, snøsmelting i fjellet og regn førte til storflom i mange elver i slutten av mai. Flomvannet førte med seg mye slam til Mjøsa, og dette resulterte i en markert reduksjon i sikte-dypet, spesielt ved de nordlige og vestlige stasjonene Brøttum og Kise der det ble målt siktedyp på bare 0,9 m og 1,3 m den 5. juni. Ved hovedstasjonen Skreia var effekten av flommen på siktedypet størst noe senere i juni med siktedyp på 5,2 m. Erosjonspartiklene som ble tilført med flommen, sedimenterte etter hvert gradvis ut av vannmassene, men påvirkningen fra flomvannet bidrog til at siktedypet holdt seg relativt lavt også videre utover sommeren. En oppblomstring av kiselalger var trolig hovedårsaken til det lave siktedypet (5,6-6,5 m) i slutten av august og begynnelsen av september (se kpt. 3.6).



Figur 5. Tidsutviklingen i siktedyp ved fem prøvestasjoner i Mjøsa i perioden 1972-2013. Boksene viser intervallet mellom 25- og 75-persentilene, horisontale streker inni boksene viser medianverdier (50-persentilen), og vertikale streker viser intervallene mellom 10- og 90-persentilene. Den horisontale linjen angir fastsatt miljømål, dvs. at siktedypet i Mjosas sentrale hovedvannmasser skal være mer enn 8 m. For Mjosas nordlige del (jf. stasjon Brøttum) er det ikke fastsatt noe bestemt miljømål mht. siktedyp. Dette fordi denne delen av Mjøsa naturlig påvirkes sterkt av flomvann og til tider høye konsentrasjoner av breslam fra Gudbrandsdalslågen.

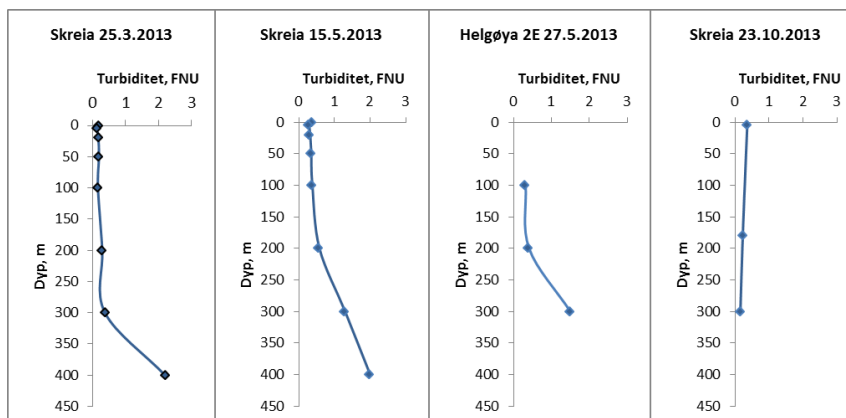
Turbiditet er et mål på konsentrasjonen av partikler i vannet. Turbiditeten viser vanligvis et sesongmessig variasjonsmønster med lave verdier ($<0,5$ FNU) vår og høst når det er lite alger og partikler i vannet og siktedypet er høyt (Figur 5). Når Mjøsa blir termisk sjiktet, algemengden øker og/eller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

Figur 6 viser tidsutviklingen i turbiditet i de øvre vannmasser ved Skreia for de siste sju årene. Vannkvaliteten har stort sett vært god med hensyn til partikkelinnhold i denne perioden, men flommene på våren/forsommeren i 2011 og 2013 satte et tydelig preg på Mjøsas hovedvannmasser med turbiditetsverdier på over 1,5 FNU. Ved Brøttum og Kise ble det den 5.6.2013 målt henholdsvis 19 FNU og 3,4 FNU (blandprøve fra sjiktet 0-10 m).



Figur 6. Turbiditet ved Skreia (0-10 m) i perioden 2007-2013. Rød horisontal linje angir grensen mellom god og mindre vannkvalitet (1,0 FNU) i henhold til SFTs veileder for miljøkvalitet i ferskvann (Andersen mfl. 1997).

Våren 2013 ble det på Stasjon Skreia ved flere anledninger observert en økning av partikkelinnholdet med dypet fra ca. 200 m dyp (Figur 7). En tilsvarende økning ble også registrert på en stasjon mellom Helgøya og Hias i Stange den 27. mai 2013. Denne økningen i turbiditeten ble første gang registrert den 25. mars. Det vil si at det må ha vært andre årsaker til økningen i partikkelinnholdet enn f.eks. flommen (med kraftig isgang) som inntraff i lavlandselvene omkring 15-20. april eller storflommen i bl.a. Lågen, Gausa og andre elver i slutten av mai. De omfattende anleggsarbeidene i forbindelse med E6 Dovrebanen-utbyggingen langs søndre deler av Mjøsa kunne ha vært en mulig kilde. Overvåkingen av vannkvaliteten i dette området tyder imidlertid ikke på at det har vært noen vesentlig partikkelspredning fra anleggsområdene og nordover i Mjøsa (Rognerud mfl. 2014, Aanes mfl. 2014). Det virker også lite sannsynlig at eventuell annen og mindre omfattende grave/mudringsvirksomhet kan ha påvirket de sentrale dypvannsmassene i Mjøsa. Det er en kjent sak at undervannsras kan forekomme i store dype innsjøer. Dette skjedde bl.a. i Tyrifjorden i 1979 (Berge 1983), og i Mjøsa ved Gjøvik da både råvannsledningen og hovedavløpsledning fra Biri ble tatt av ras i februar 2010 (Kjell Eng, Gjøvik kommune pers. oppl.). Utrasing av finpartikulære masser på dypt vann i Mjøsa kan være en mulig forklaring til den registrerte økningen i partikkelinnholdet. Den 23. oktober 2013 var turbiditeten på dypt vann igjen tilbake på et normalt nivå (0,2 FNU).



Figur 7. Turbiditet med dypet ved Skreia og en stasjon mellom Helgøya og Hias i Stange i 2013

Figur 5 viser tidsutviklingen i siktedypet i Mjøsa gjennom overvåkingsperioden fra 1972 til 2013. Etter hvert som algemengden avtok fra 1970-tallet og framover, ble sikten i vannet markant bedre. Størst siktedyp ble registrert omkring 2003-2005 ved de fleste stasjonene. Etter det har siktedypet blitt noe lavere. «Pinseflommen» i 2011 og flommen pluss mye alger i 2013 resulterte i lavt siktedyp. I 2012 var derimot både partikkelinnholdet og algemengden betydelig mindre, noe som bidro til god sikt i vannet dette året.

3.4 Generell vannkvalitet

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

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

		Brøttum	Kise	Furnesfjorden	Skreia
pH					7,3
Alkalitet	mmol/l				0,235
Farge	mg Pt/l	11	12	12	12
Total organisk karbon, TOC	mg C/l	2,1	2,1	2,4	2,3
Turbiditet	FNU				0,7
Kalsium*	mg Ca/l	4,4	5,2	5,7	5,5
Konduktivitet	m S/m				4,1

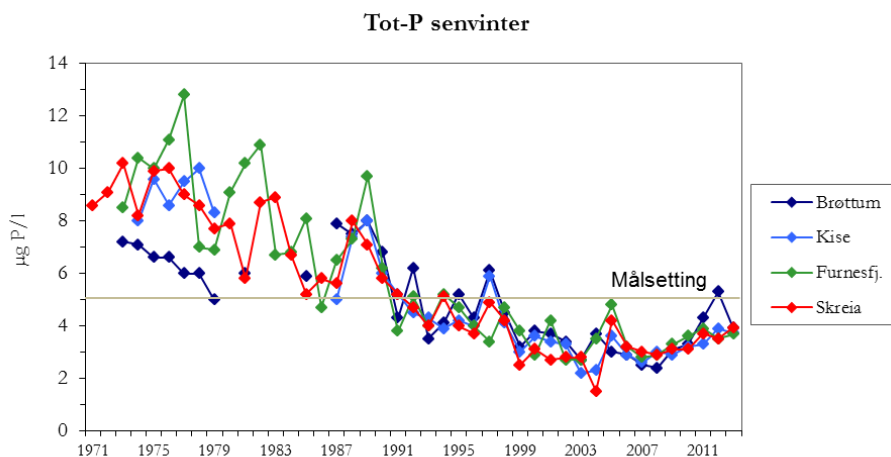
Konsentrasjonen av organisk stoff målt som TOC og farge har vært gjennomgående høyest i Furnesfjorden (Figur 8). Det vil si at Furnesfjorden er litt mer humuspåvirket enn områdene som representeres av prøvestasjonene Brøttum, Kise og Skreia. TOC-verdiene har vært lavest ved Brøttum, mens det har vært liten forskjell i fargeverdiene ved Brøttum, Kise og Skreia. De laveste middelverdiene for TOC og farge ble registrert i 2006. Deretter var det en økning på alle stasjonene fram til 2011, og nedgang igjen i de to siste årene. For hele perioden har middelverdiene for TOC og farge variert henholdsvis i intervallene 1,4-3,5 mg C/l og 9-19 mg Pt/l. Gjennomsnitt for alle stasjoner og alle år var TOC på 2,2 mg C/l og farge på 13 mg Pt/l. Dette viser Mjøsas karakter som en humusfattig eller klar innsjø.

3.5 Næringsstoffer

Fosfor

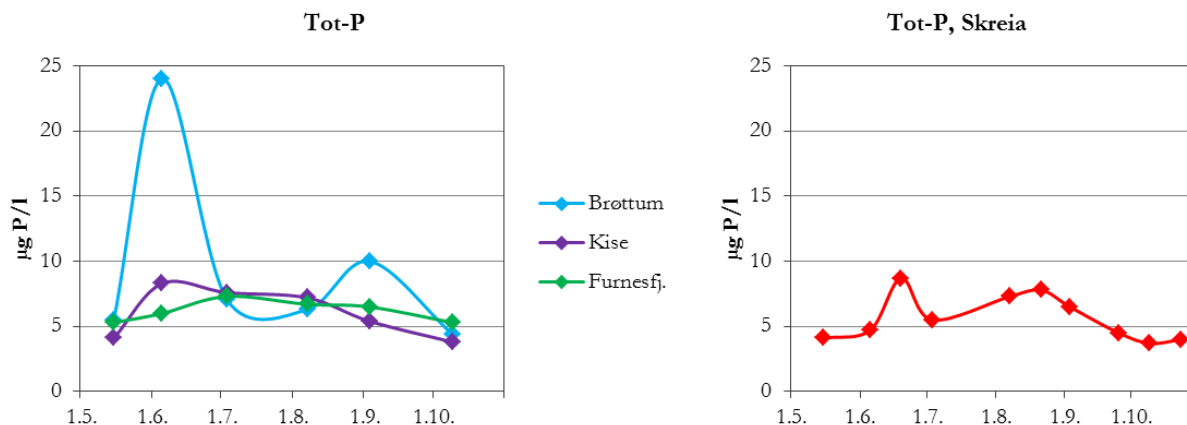
Fosfor antas å være det begrensende næringsstoffet for algevekst i Mjøsa som i de fleste innsjøer. Figur 10 og 12 viser at det har vært markerte reduksjoner over tid i middelverdiene for total-fosfor (tot-P) i Mjøsas vannmasser, så vel på senvinteren (basiskonsentrasjonen) som i vekstsesongen for alger. Årsaken til reduksjonen er de mange tiltakene for å redusere tilførslene av fosfor som ble gjennomført fra 1970-tallet og framover. Konsentrasjonen på senvinteren har avtatt fra ca. 8-12 $\mu\text{g P/l}$ på 1970-tallet til ca. 2-5 $\mu\text{g P/l}$ i de senere årene. I perioden 1998-2012 har senvinterverdiene i all hovedsak vært innenfor målsettingen (maks 5 $\mu\text{g P/l}$), men vist en svak økning de siste 5 årene.

En liknende utvikling som for senvinter-verdiene har skjedd mht. konsentrasjonen av tot-P i de øvre vannlag (0-10 m) i vekstsesongen for alger (Figur 12). Ved hovedstasjonen ble middelverdiene for tot-P redusert fra ca. 8-11 $\mu\text{g P/l}$ på 1970- og 1980-tallet til ca. 3-5 $\mu\text{g P/l}$ i perioden 2002-2008. Deretter har middelverdien for tot-P økt noe og variert i området 5-7 $\mu\text{g P/l}$. Årsaken til økningen er sannsynligvis periodevis stor avrenning og følgelig store tilførsler av fosfor fra nedbørfeltet disse årene. De andre prøvestasjonene viser omtrent den samme tidsutviklingen som hovedstasjonen Skreia.



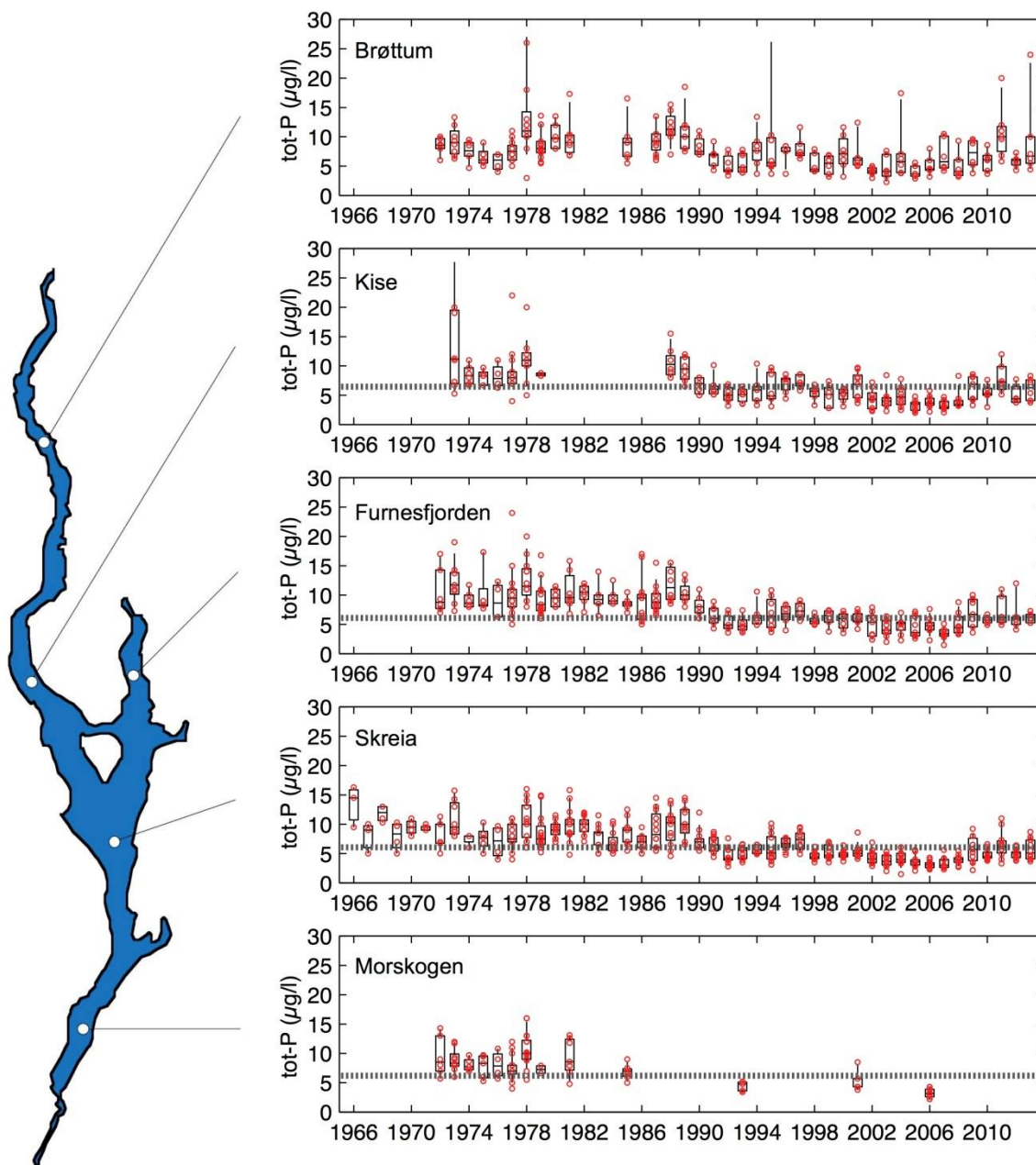
Figur 10. Tidsutviklingen i middelverdiene for total-fosfor på senvinteren (basiskonsentrasjonen) basert på vertikalserier fra overflata til bunnen ved de ulike prøvestasjonene.

Konsentrasjonen av tot-P var lav i midten av mai 2013 (4-5 $\mu\text{g P/l}$), men økte markant i juni som følge av flommen og store tilførsler av næringsstoffer fra nedbørfeltet (Figur 11). Økningen var størst ved Brøttum, og økningen kom noe seinere ved Skreia og i Furnesfjorden enn ved de to andre stasjonene.



Figur 11. Konsentrasjonen av tot-P i sjiktet 0-10 m i perioden mai-oktober 2013.

Høyeste målte verdier var 24 $\mu\text{g P/l}$ ved Brøttum og 8,7 $\mu\text{g P/l}$ ved Skreia. Sedimentasjon av partikkelbundet fosfor førte til en rask reduksjon til et mer «normalt» nivå. Reduksjonen var spesielt utpreget ved Brøttum. Konsentrasjonen sank ytterligere ved alle stasjonene til 4-5 $\mu\text{g P/l}$ i oktober. Middelerverdiene for vekstsesongen er beregnet til 10,4 $\mu\text{g P/l}$ ved Brøttum, 6,5 $\mu\text{g P/l}$ ved Kise, 6,4 $\mu\text{g P/l}$ i Furnesfjorden og 5,9 $\mu\text{g P/l}$ ved Skreia. Dette er i grenseområdet som angir målsettingen for Mjøsa, dvs. at konsentrasjonen av tot-P ikke bør overstige 5,5-6,5 $\mu\text{g P/l}$ i de sentrale og sydlige deler av innsjøen.

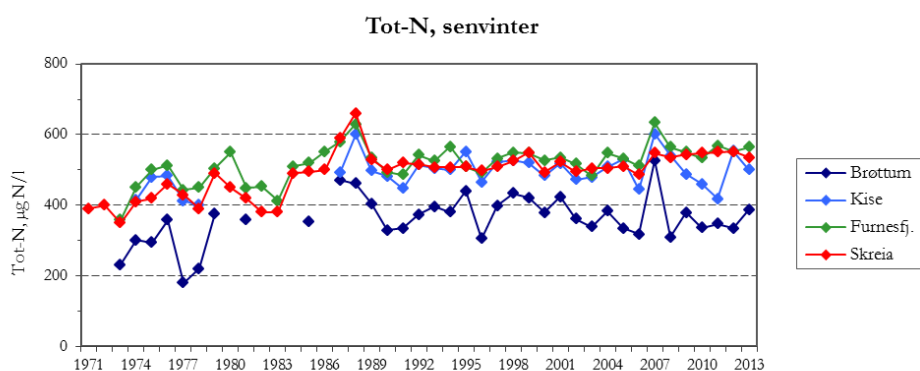


Figur 12. Tidsutviklingen for konsentrasjoner av total-fosfor i Mjøsas øvre vannlag (0-10 m) i perioden mai-oktober. Horisontale linjer viser fastsatt miljømål for Mjøsa, dvs. at konsentrasjonen av tot-P ikke bør overstige 5,5-6,5 $\mu\text{g P/l}$ i Mjøsas sentrale og sydlige deler. Flompåvirkningen særlig fra Gudbrandsdalslågen gjør at det i Mjøsas nordre del (jf. stasjon Brøttum) av naturgitte årsaker vil kunne være relativt store år til år variasjoner og til tider relativt høye konsentrasjoner av tot-P. Det er derfor ikke fastsatt noe miljømål mbt. tot-P i denne delen av Mjøsa.

Nitrogen

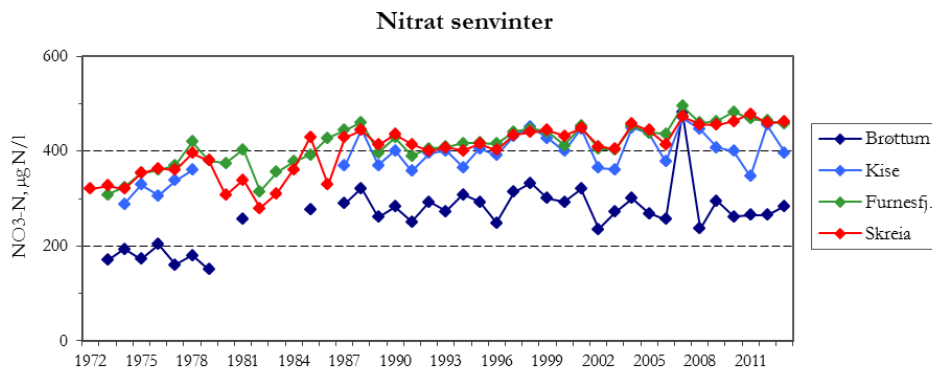
Løste nitrogen-forbindelser i form av nitrat (NO_3) eller ammonium (NH_4) er nødvendige næringsstoff for alger og andre vannplanter. Disse næringsstoffene er sjelden begrensende for veksthastigheten av planteplankton i innsjøer i låglandet, men i perioder kan de ha innflytelse på hvilke arter eller grupper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

Den nordre delen av Mjøsa (jf. Brøttum) har hatt markert lavere konsentrasjoner av nitrogen-forbindelser enn de midtre og søndre områdene. Brøttum-stasjonen påvirkes sterkt av vannet fra Lågen som normalt har lave konsentrasjoner særlig når vannføringen er stor om sommeren, dvs. at Lågen virker fortynnende på nitrogen-konsentrasjonen i Mjøsa. Konsentrasjonen av total-nitrogen (tot-N) på senvinteren viste en økende trend utover på 1970-tallet og fram mot slutten av 1980-tallet, avbrutt av nedgang i perioden 1979-1983 (Figur 13). Etter 1990 ser det ut til at konsentrasjonen har steget svakt i Furnesfjorden og ved Skreia, mens det har vært mer uregelmessige variasjoner på de to andre stasjonene.



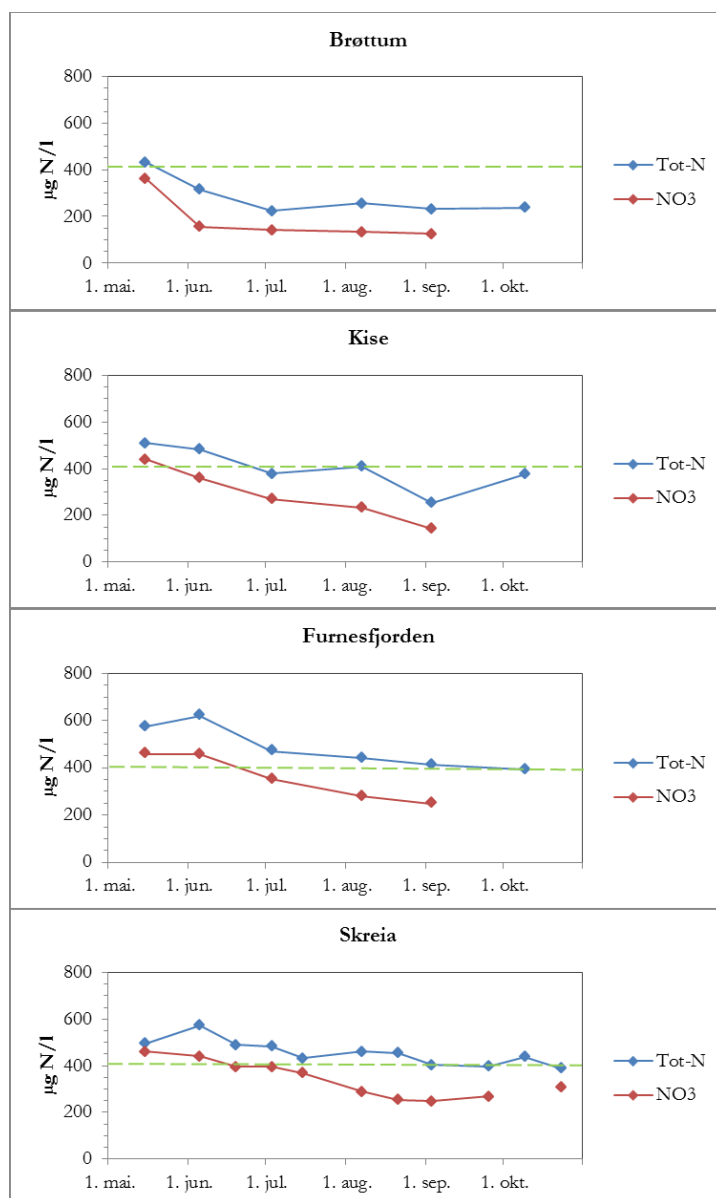
Figur 13. Tidsutviklingen i konsentrasjoner av total-nitrogen på senvinteren i perioden 1971-2013 (basert på vertikalserier fra overflata til nær bunnen).

En lignende utvikling har skjedd også for nitrat på senvinteren. Fra ca. 1990 er det indikasjoner på en moderat økning, dvs. $59 \mu\text{g N/l}$ ved Skreia og $67 \mu\text{g N/l}$ i Furnesfjorden (basert på lineær regresjon, Figur 14). Stasjonene Brøttum og Kise viser ingen klare trender i nitrat-konsentrasjonen i perioden 1990-2012. Sammenligner en perioden 1971-1980 med siste 5-årsperiode (2009-2013), har konsentrasjonene av total-nitrogen økt med $46\text{-}127 \mu\text{g N/l}$ eller $10\text{-}30\%$ ved de forskjellige prøvestasjonene. Økningen ser ut til å ha vært størst ved stasjon Skreia, men det er også fra denne stasjonen vi har mest data fra 1970-tallet.



Figur 14. Tidsutviklingen i konsentrasjoner av nitrat på senvinteren i perioden 1972-2013 (basert på vertikalserier fra overflata til nær bunnen).

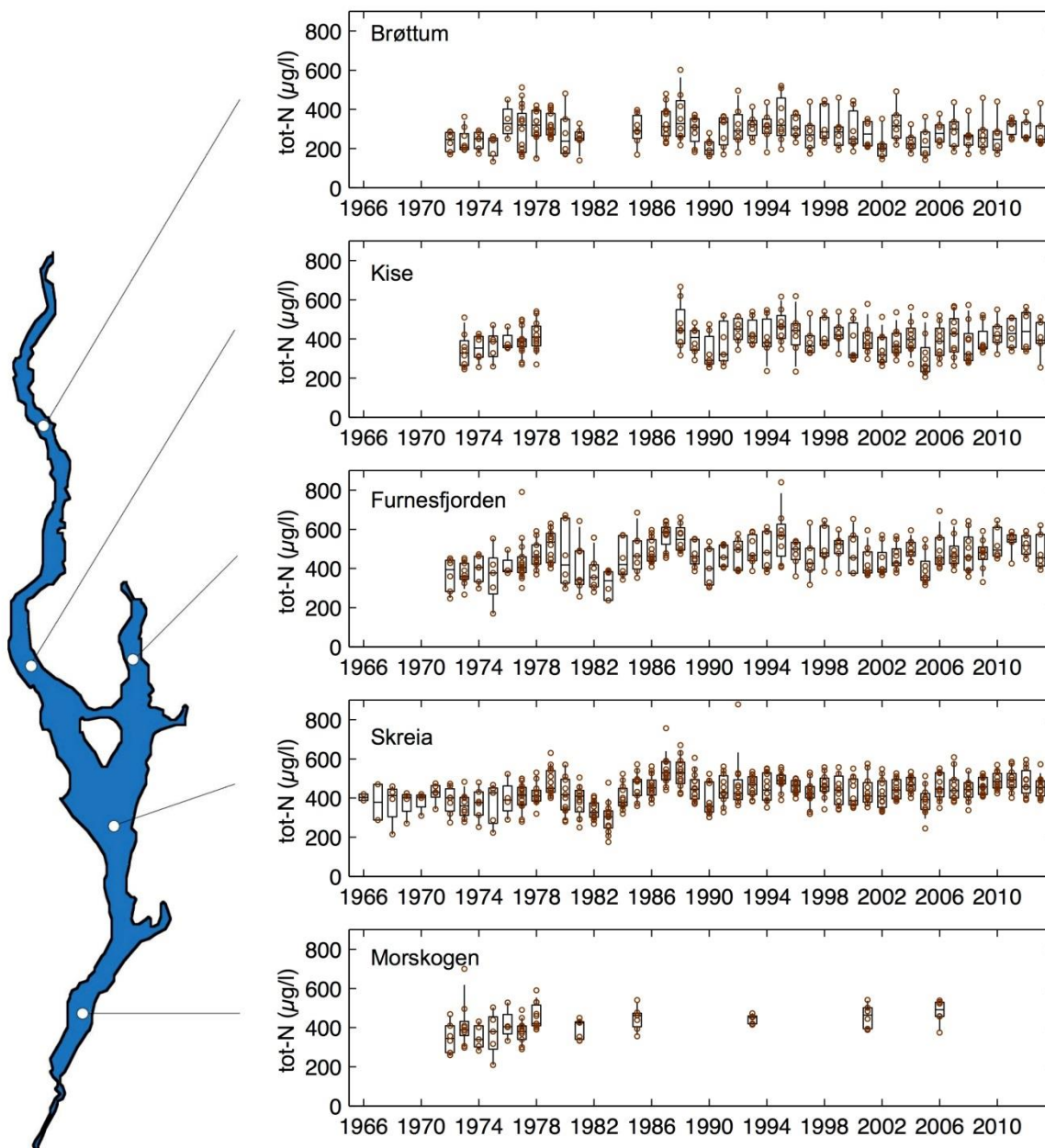
Konsentrasjonene av tot-N og nitrat ble redusert i løpet av sommeren i 2013, i likhet med tidligere år (Figur 15). Årsaken til dette avtaket er dels at det skjer en fortykning når vannmassene fra Gudbrandsdalslågen tilføres Mjøsa i store mengder under flommen på våren og sommeren. Dette vannet har stort sett hatt lave konsentrasjoner av nitrogenforbindelser. Dermed 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 2013. Horisontale, grønne linjer viser grensen mellom god og moderat tilstand for total-nitrogen ($400 \mu\text{g N/l}$) i henhold til vannforskriften (jf. Veileder 02:2013, innsjøtype 2b). Usikre måleresultater på nitrat fra 9. oktober er her tatt vekk.

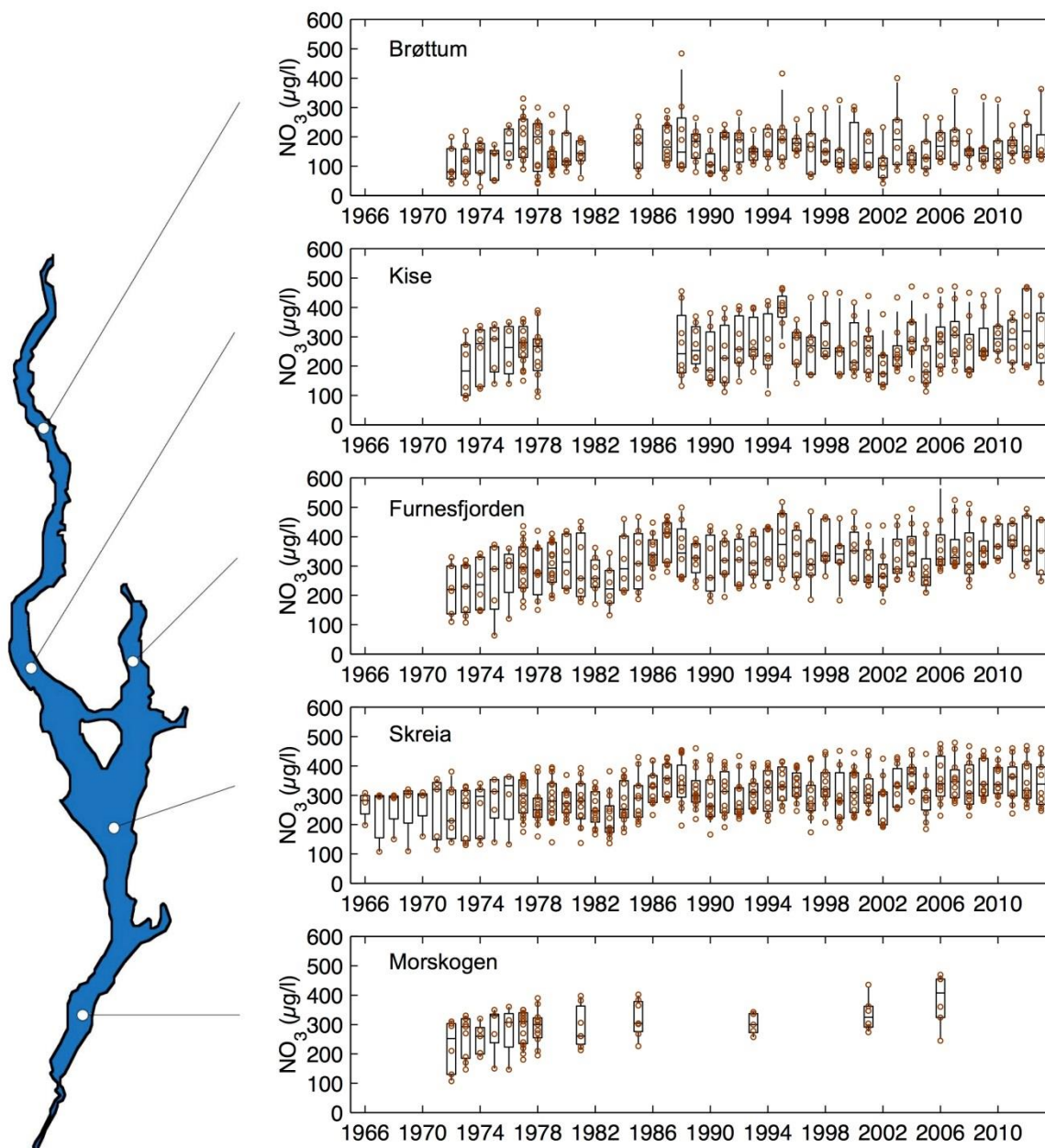
Verdiene for konsentrasjoner av total-nitrogen i de øvre vannlag i vekstsesongen viste relativt store fluktasjoner særlig i perioden fra ca. 1970 til ca. 1990 (Figur 16). Etter den tid har konsentrasjonen flatet ut på et noe høyere nivå enn på 1970-tallet. Beregnet arealveid middelverdi for hele Mjøsa økte fra $350 \mu\text{g N/l}$ på 1970-tallet til $424 \mu\text{g N/l}$ i perioden 2009-2013, dvs. en økning på $74 \mu\text{g N/l}$ eller

21 %. Grensen mellom god og moderat tilstand er satt ved 400 $\mu\text{g N/l}$ for kalkfattige, klare innsjøer i lavlandet (Veileder 02:2013). I Mjøsa har middelverdiene for algeveksts sesongen i de senere årene ligget innenfor variasjonsområdet for god tilstand ved Brøttum, omkring grenseverdien 400 $\mu\text{g N/l}$ ved Kise og i nedre halvdel av intervallet for moderat tilstand i Furnesfjorden og ved Skreia (450-525 $\mu\text{g N/l}$).



Figur 16. Tidsutviklingen for konsentrasjoner av total-nitrogen i Mjøsas øvre vannlag (0-10 m) i perioden mai-oktober 1966-2013. For forklaring til figuren, se Figur 5.

Tidsutviklingen for nitrat følger i hovedtrekkene samme mønster som for total-nitrogen (Figur 17). Den nordre delen av Mjøsa har hatt betydelig lavere konsentrasjoner av nitrat enn de sentrale og søndre delene. Stasjon Brøttum påvirkes av tilførselene fra Lågen som vanligvis har lave konsentrasjoner, spesielt i perioder når smelteflommen fra fjellområdene preger vannkvaliteten. De sentrale og søndre delene påvirkes i langt større grad av avrenning fra de store jordbruksområdene i Mjøsområdet.

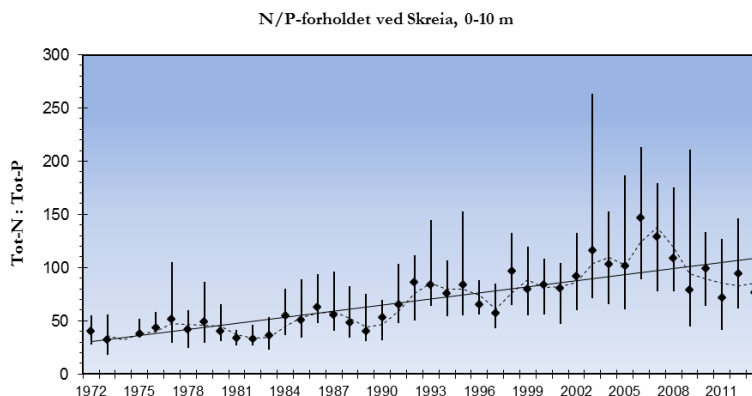


Figur 17. Tidsutviklingen for konsentrasjoner av nitrat i Mjøsas øvre vannlag (0-10 m) i perioden mai-oktober 1966-2013. For forklaring til figuren, se Figur 5.

N/P-forholdet

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

I Mjøsa ved stasjon Skreia har middelveien 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 for overvåkingsperioden som helhet. Det vil si at tilstanden i Mjøsa har beveget seg i retning mot enda sterkere fosforbegrensning i den senere tid enn det som var tilfellet på 1970- og 1980-tallet. Figuren viser imidlertid også at det har vært til dels store variasjoner i N/P-forholdet fra år til år og gjennom vekstsesongene, og at N/P-forholdet har avtatt noe i de senere årene. Det siste skyldes vesentlig at det har vært noe høyere tot-P enn f.eks. i 2002-2008, mens tot-N ikke har økt tilsvarende.



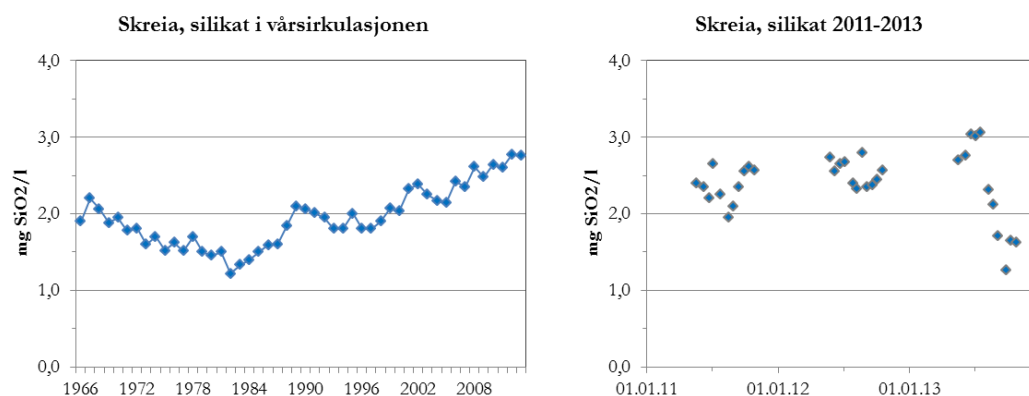
Figur 18. Tidsutviklingen i N/P-forholdet ved stasjon Skreia for sjiktet 0-10 m. Figuren viser middelveier og variasjonsbredder for perioden juni-oktober 1972-2013.

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 tilførselene 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.

Fra 1960-tallet til midten av 1980-tallet sank konsentrasjonen av silikat i vårsirkulasjonen (Kjellberg 1985, Figur 19). 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 SiO_2/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 tilførselene kan imidlertid også ha hatt betydning for tidsutviklingen i konsentrasjonen. Dette er ikke undersøkt tidligere, men fra og med 2010 er målinger av silisium i tilløpselver innlemmet i overvåkingen (se kpt. 4.3). Uansett årsak til økningen, så har silikatbegrensning hos kiselalger blitt mindre vanlig nå enn før ca. 1990.

I vekstsesongen 2013 varierte konsentrasjonen av silikat i intervallet 1,3-3,1 mg SiO_2/l med en middelvei på 2,3 mg SiO_2/l ved stasjon Skreia. Den store produksjonen av kiselalger på sensommeren 2013 resulterte i betydelig større avtak i silikatkonsentrasjonen enn i de foregående årene (Figur 19).



Figur 19. Konsentrasjon av silikat i vårsirkulasjonen ved Skreia i perioden 1966-2013 (til venstre) og sesongutviklingen i konsentrasjonen av silikat i epilimnion (0-10 m) ved Skreia i 2011-2013 (til høyre).

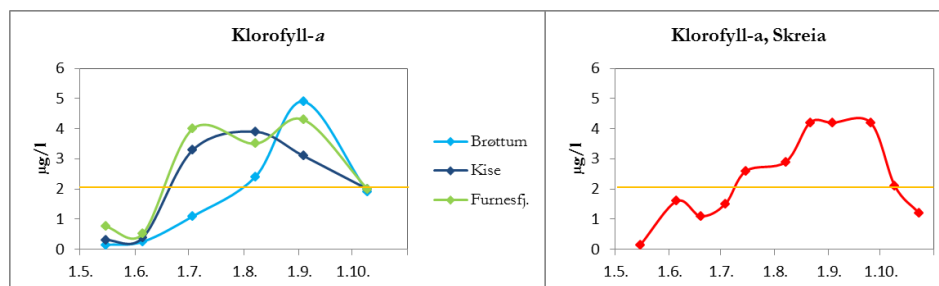
3.6 Planteplankton

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

I 2013 varierte midlere algemengde målt som klorofyll-*a* i intervallet 2,1-2,9 $\mu\text{g/l}$ ved de ulike stasjonene (Tabell 3). Dette er høyere enn miljømålet på maks 2 $\mu\text{g/l}$ ved alle stasjonene. Sammenlignet med i 2012 var det 24 % økning i middelveiden ved Brøttum, 44 % økning ved Kise og 53-56 % økning ved de andre stasjonene. Klorofyll-verdiene var lave på alle stasjonene i mai-juni, men økte betraktelig utover i vekstsesongen (Figur 20). De største algemengdene ble observert i august-september med klorofyll-*a* verdier på 3,9-4,9 $\mu\text{g/l}$.

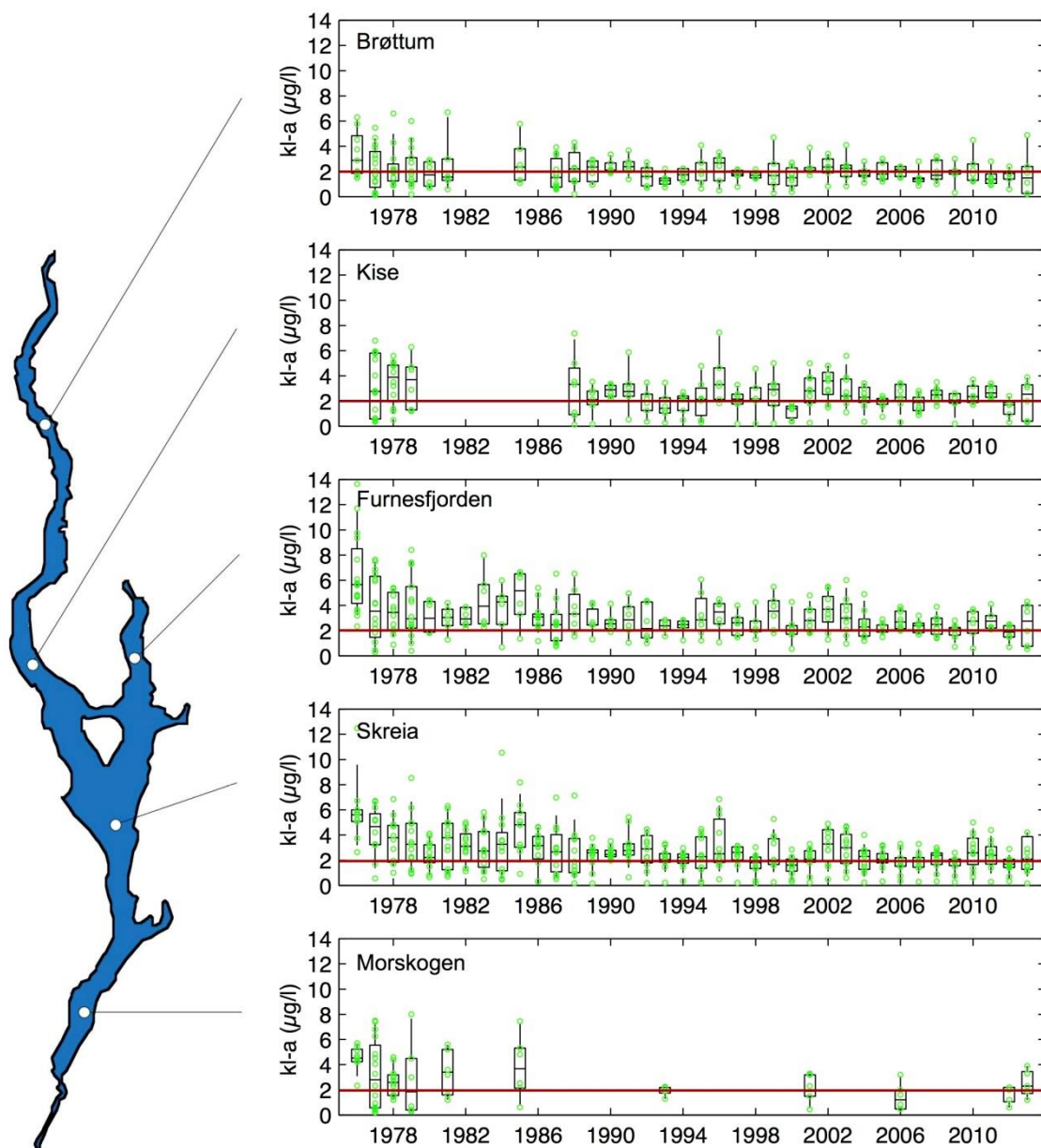
Tabell 3. Karakteristiske verdier for algemengder i vekstsesongen 2013 (juni-oktober). Datakilde for Morskogen: Rognerud mfl. (2014).

		Brøttum	Kise	Furnesfjorden	Skreia	Morskogen
Klorofyll-a:						
Middel	$\mu\text{g/l}$	2,1	2,5	2,9	2,6	2,5
Maks	$\mu\text{g/l}$	4,9	3,9	4,3	4,2	3,9
Algebiomasse:						
Middel	g/m^3	0,48	0,67	0,66	0,63	0,64
Maks	g/m^3	1,57	1,47	1,39	2,13	1,45



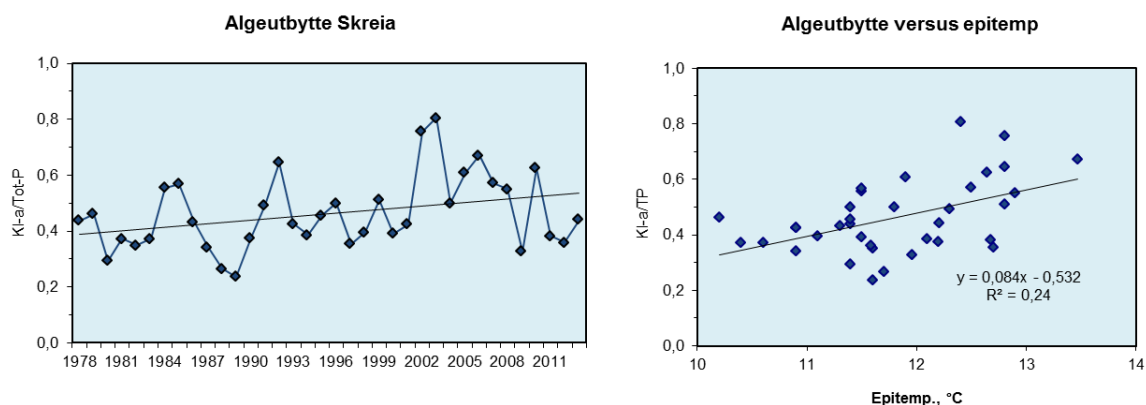
Figur 20. Algemengder målt som klorofyll-*a* i perioden mai-oktober 2013. Horisontale, oransje linjer angir miljømålet for Mjøsa, dvs. at middelveiden for vekstsesongen ikke bør overstige 2 $\mu\text{g/l}$.

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 2,38 $\mu\text{g}/\text{l}$ mot 4,47 $\mu\text{g}/\text{l}$ i 5-årsperioden 1976-1980, dvs. nesten en halvering av algemengden (47 % reduksjon).



Figur 21. Tidsutviklingen i algemenge målt som klorofyll-*a* i perioden mai-oktober 1972-2013. Rød, horisontal linje angir miljømålet for Mjøsa, dvs. at gjennomsnitt klorofyll-*a* ikke bør overstige 2 $\mu\text{g}/\text{l}$.

Algeutbyttet uttrykt ved forholdet klorofyll-*a*/tot-P sier noe om hvor mye alger som utvikles per fosforenhet. I Mjøsa (stasjon Skreia) har algeutbyttet variert mellom 0,2 og 0,8 (middelverdier). Forholdet Kl-a/Tot-P har generelt vist en stigende trend siden 1970-tallet, men det har også vært store år til år-variasjoner og perioder med reduksjoner (Figur 22). Det kan være flere mulige årsaker til økningen slik som: økende vanntemperatur, bedre lysforhold, god tilgang på næringsstoffer som nitrat og silikat, endringer i planteplanktonets sammensetning og/eller i beitetrykket fra dyreplankton.

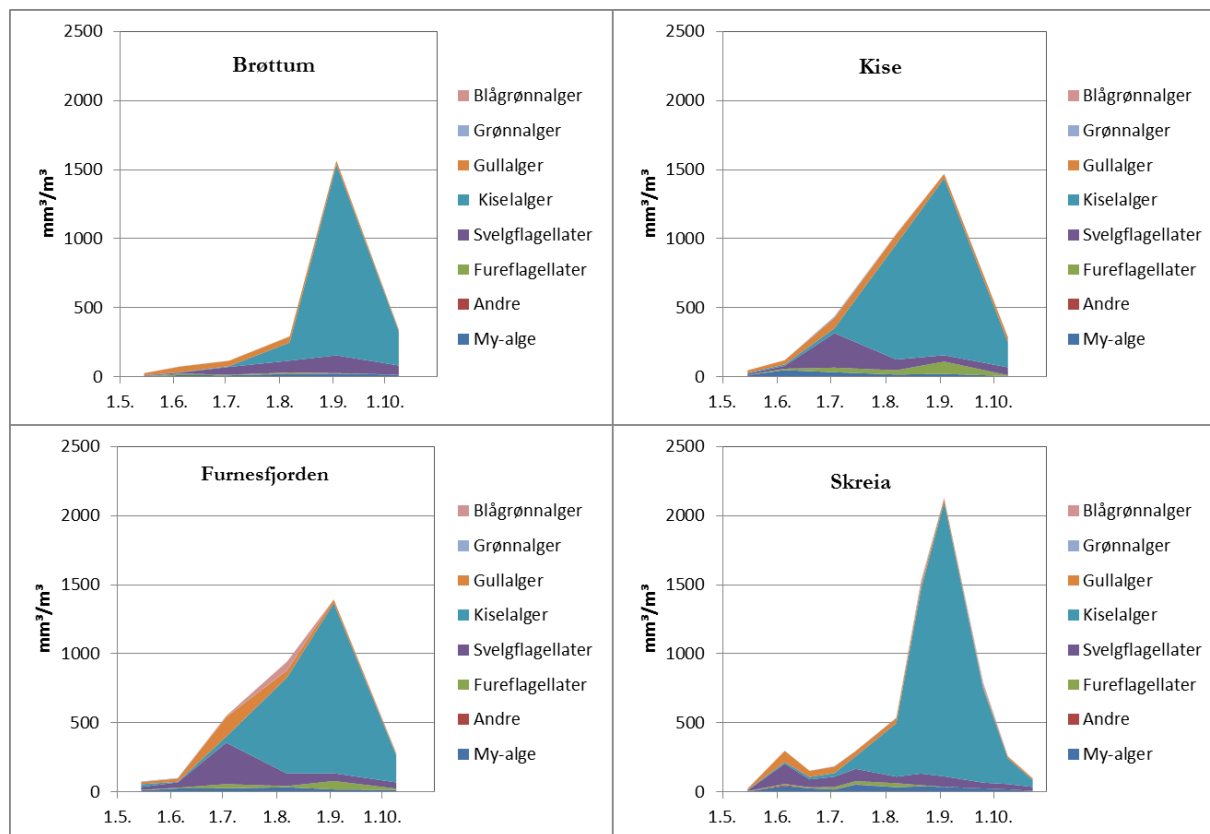


Figur 22. Algeutbytte ved Skreia i perioden 1978-2013 (middelverdier). Til venstre: tidsutviklingen i forholdet Kl-a/Tot-P. Til høyre: sammenhengen mellom temperaturen i sjiktet 0-10 m (epitemp.) og algeutbyttet.

Middelbiomassen av planteplankton varierte i 2013 fra 0,48 mg/l ($=\text{g}/\text{m}^3$) våtvekt ved Brøttum til 0,67 mg/l ved Kise (Tabell 3). Maksverdiene varierte fra 1,45 mg/l ved Morskogen (data fra Rognerud mfl. 2014) til 2,13 mg/l ved Skreia. Disse nivåene er typisk for middels næringsrike (mesotrofe) innsjøer (Brettum og Andersen 2005). Videre er de klart høyere enn miljømålet for Mjøsa som sier at middel- og maksbiomassen ikke bør overstige henholdsvis 0,4 og 0,7 mg/l våtvekt. Ved hovedstasjonen Skreia var middelbiomassen for 2013 den høyeste som er registrert siden 2002. Biomassene var betydelig høyere enn i 2012; ved Brøttum var det ca. 60 % økning i middelbiomassen, mens ved de andre stasjonene var det en 2,3 til 3,8 ganger økning i middelbiomassen sammenlignet med i 2012 (jf. Løvik mfl. 2013).

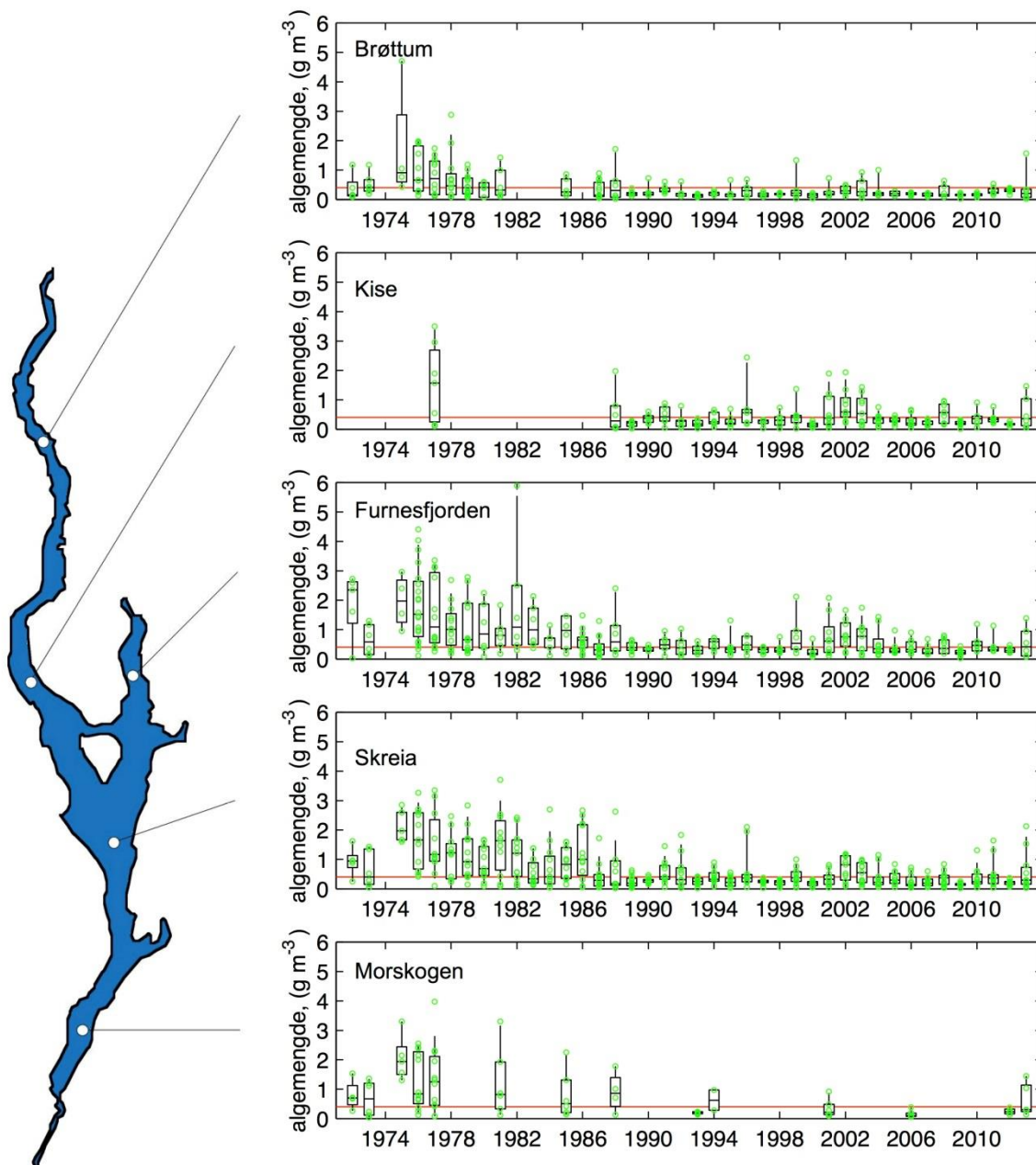
På våren og forsommeren var det på alle stasjonene lave mengder, og planteplanktonet var variert sammensatt av særlig gullalger, svelgflagellater og my-alger (Figur 23). Fra og med juli-august økte totalbiomassen og kulminerte med en markert topp i begynnelsen av september. Algesamfunnet var da sterkt dominert av kiselalger og da spesielt *Tabellaria fenestrata* og i noe mindre grad *Asterionella formosa* og *Fragilaria crotonensis*. *T. fenestrata* regnes som en relativt god indikator for mesotrofe innsjøer, mens *F. crotonensis* er en god indikator for næringsrike (eutrofe) eller meget næringsrike innsjøer (Brettum og Andersen 2005). *A. formosa* er ikke ansett som en klar indikator for noe spesielt trofnivå, men opptrer generelt med størst andel av totalbiomassen i middels næringsrike innsjøer.

Det er nærliggende å anta at de relativt store mengdene som utviklet seg i 2013 hadde sammenheng med flommen og store tilførsler av næringsstoffer på våren, kombinert med mye fint og varmt vær utover sommeren. En stor del av fosforet som ble tilført under flommen var sannsynligvis partikkelbundet og sedimenterte i løpet av kort tid, men en ikke ubetydelig del var trolig også algetilgjengelig og bidro til at den nevnte sensommertoppen med kiselalger kunne utvikle seg.



Figur 23. *Plantep plankton i Mjøsa 2013. Totalvolumer fordelt på hovedgrupper av alger ($\text{mm}^3/\text{m}^3 = \text{mg}/\text{m}^3$ våtvekt).*

Sett i et lengre tidsperspektiv så har algemengdene i de senere årene vært markert lavere enn på 1970- og 1980-tallet (Figur 24). For eksempel var middelbiomassen for 5-årsperioden 2009-2013 ved Skreia 58 % lavere enn middelbiomassen for perioden 1972-1990. Til tross for denne generelle nedgangen siden 1970- og 1980-tallet har det også etter 2000 vært enkelte år med større algemengder enn ønskelig slik som i 2002, 2003, 2011 og 2013.



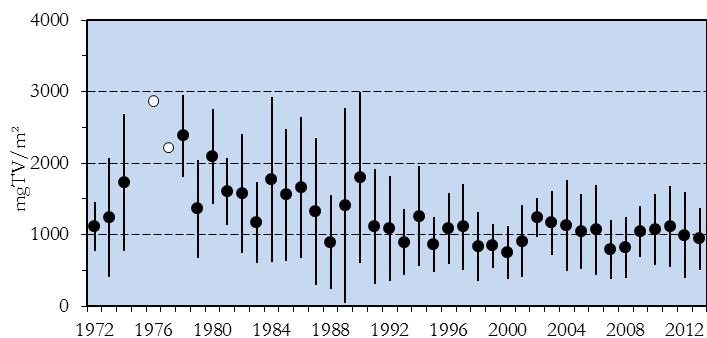
Figur 24. Tidsutviklingen for total mengde (biomasse) av planteplankton i perioden mai-oktober 1972-2013 (gram våtvekt pr. m^3). Rød, horisontal linje angir miljømål for Mjøsa, dvs. at midlere algebiomasse i de frie vannmasser ikke bør overstige 0,4 g våtvekt pr. m^3 .

3.7 Krepsdyrplankton

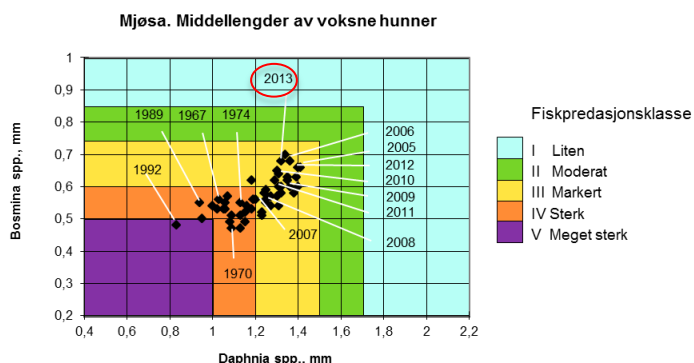
Siden 1970-tallet har middelbiomassen av krepsdyrplankton ved Skreia blitt redusert fra 1,65 g tørrvekt pr. m^2 til 1,03 g/ m^2 (middel for 5-årsperioden 2009-2013), dvs. 38 % reduksjon (Figur 25). Mengden planteplankton er trolig den vesentligste faktoren som bestemmer hvor mye krepsdyrplankton som utvikles i Mjøsa (Rognerud og Kjellberg 1990, Løvik og Kjellberg 2003). Det vil si at det er en såkalt «bottom up»-regulering av totalbiomassen av krepsdyrplankton.

De fleste artene har hatt reduksjoner i biomassen i perioden, men det har også vært store år til år variasjoner for enkelte arter (Figur 27). Gelekrepsen *Holopedium gibberum* etablerte seg i planktonet igjen fra midten av 1980-tallet, etter å ha vært fraværende en lengre periode da Mjøsa var mest overgjødset. Arten regnes som indikator for næringsfattige (oligotrofe) vannmasser (Hessen mfl. 1995), og den utgjør en naturlig del av Mjøsas planktonfauna. Den rødlistede hoppekrepsen *Cyclops lacustris* har hatt en liten, men relativt stabil bestand i de senere årene. De calanoide hoppekrepsene *Limnocalanus macrurus* og *Eudiaptomus gracilis* representerte til sammen 75 % av middelbiomassen av krepssdyrplankton i 2013. Den storvokste hoppekrepsen *Limnocalanus macrurus* sammen med vannloppene *Daphnia galeata* og *Bosmina longispina* er trolig de viktigste byttedyrene innen krepssdyrplanktonet for planktonspisende fisk som krøkle, lågåsild og sik i Mjøsa (Kjellberg og Sandlund 1983). I tillegg er det rekkelignende krepssdyret *Mysis relicta* og yngel av krøkle viktig føde for disse fiskebestandene. Bestandene av *D. galeata* og *B. longispina* var relativt små i 2013. Figur 28 viser sesongutviklingen i biomassen av de viktigste artene av krepssdyrplankton ved stasjon Skreia i 2012 og 2013.

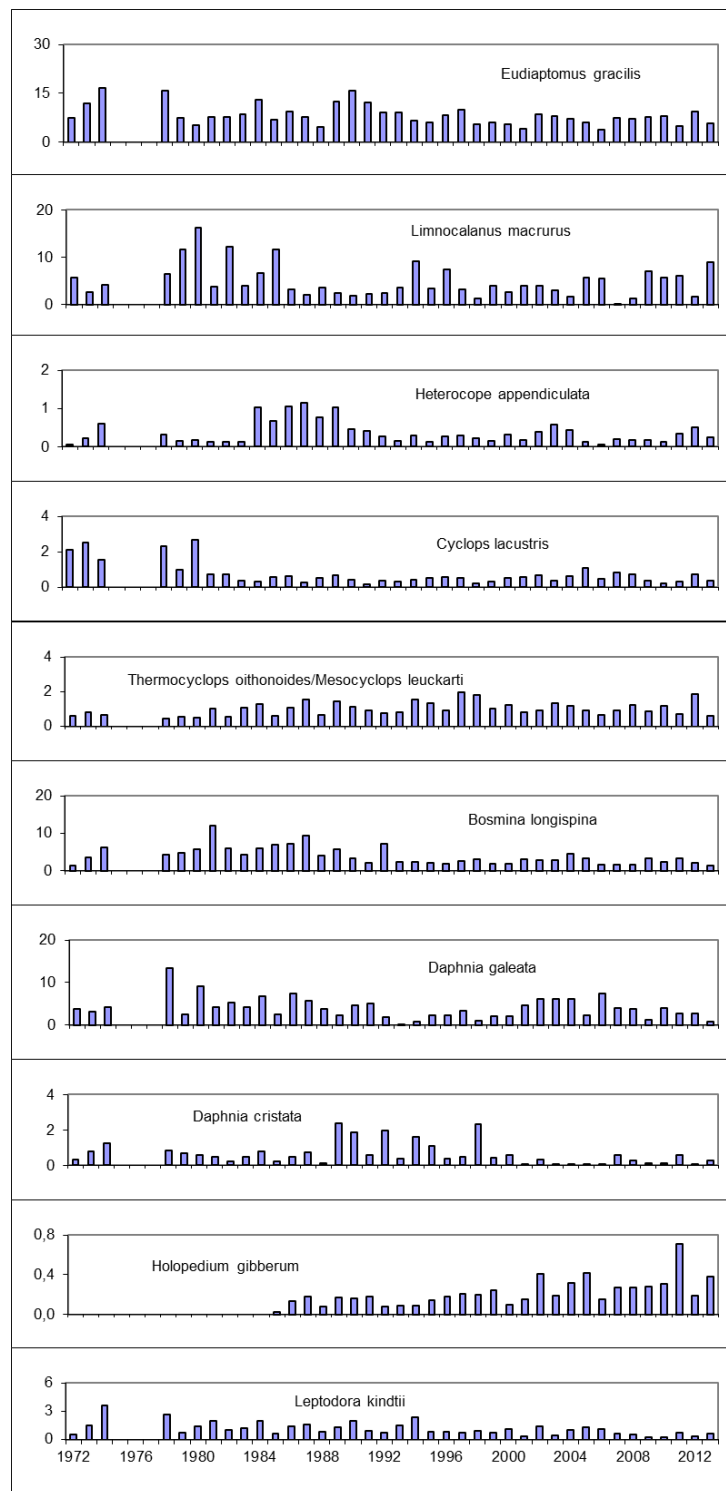
Graden av predasjon («beiting») har stor betydning for dominansforholdet mellom artene og for størrelsen på dominerende vannlopper. Fisken selekterer store og lett synlige individer. Dermed forskyves sammensetningen i retning små og mindre synlige former av dyreplankton med økende predasjonspress, f.eks. i år med sterke årsklasser av planktonspisende fisk som lågåsild og/eller krøkle. Middellengden av voksne hunner av *Daphnia galeata* og *Bosmina longispina* er beregnet til henholdsvis 1,32 mm og 0,68 mm i 2013. Dette kan tyde på et markert, men for Mjøsa forholdsvis svakt predasjonspress (Figur 26).



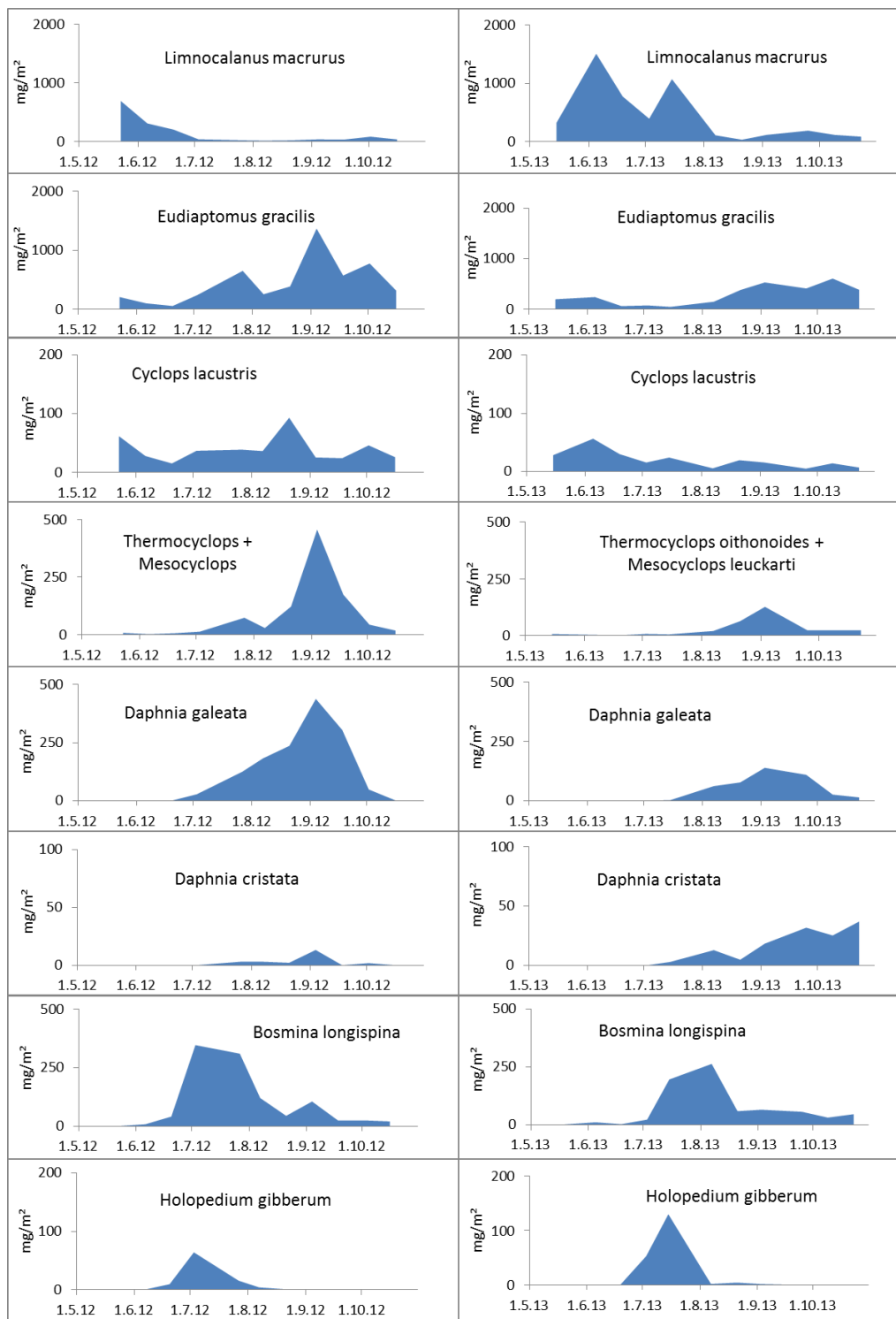
Figur 25. Tidssutviklingen for biomassen av krepssdyrplankton i Mjøsa ved stasjon Skreia i perioden 1972-2013 (middelerverdi ± 1 standardavvik), mg tørrvekt (TV) pr. m^2 . Datapunkter for 1976 og 1977 gjelder enkeltobservasjoner i september. Data mangler for 1975.



Figur 26. Sammenhengen mellom middellengder av dominerende arter av *Daphnia* og *Bosmina* (voksne hunner) ved stasjon Skreia. Antatt grad av predasjonspress fra planktonspisende fisk er vist ved ulike farger (vurderingsystem etter Kjellberg mfl. 1999).



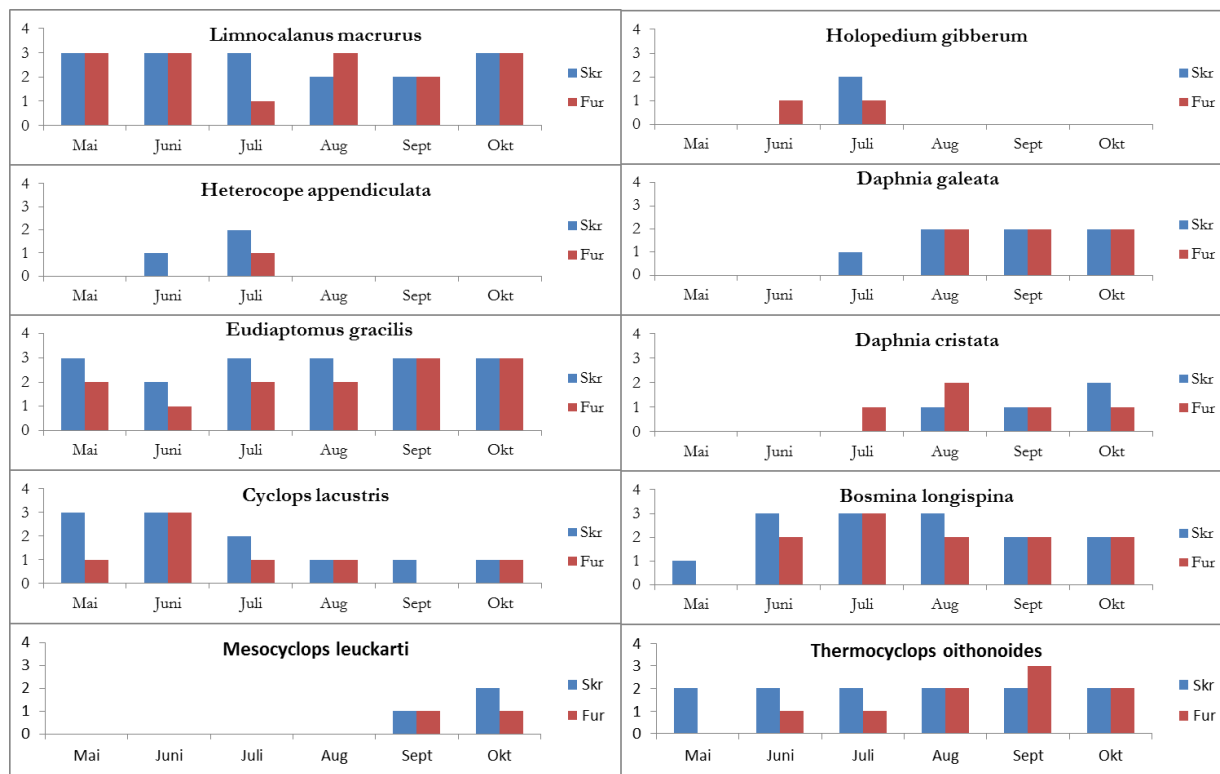
Figur 27. Middelbiomasser av de viktigste artene av krepssdyrplankton i Mjøsa ved stasjon Skreia i perioden 1972-2013 (0-50 m, data mangler for 1975-1977), mg tørrvekt pr. m³. Merk varierende skal på y-aksen.



Figur 28. Sesongutvikling i biomasser for de viktigste artene innen krepsdyrplanktonet ved Skreia i 2012 og 2013 (mg tørrvekt pr. m² for sjiktet 0-50 m). Merk varierende skala på y-aksen.

Det var stort sett de samme artene som ble funnet ved stasjonen i Furnesfjorden og stasjonen utenfor Skreia (Figur 29, Tabell 31 i Vedlegg). Det så heller ikke ut til å være noen vesentlige strukturelle forskjeller mht. dominansforhold mellom arter eller grupper av arter osv. De mest framtrepende artene i 2013 var: de calanoide hoppekrepsene *Limnocalanus macrurus* og *Eudiaptomus gracilis*, de cyclopoide hoppekrepsene *Cyclops*

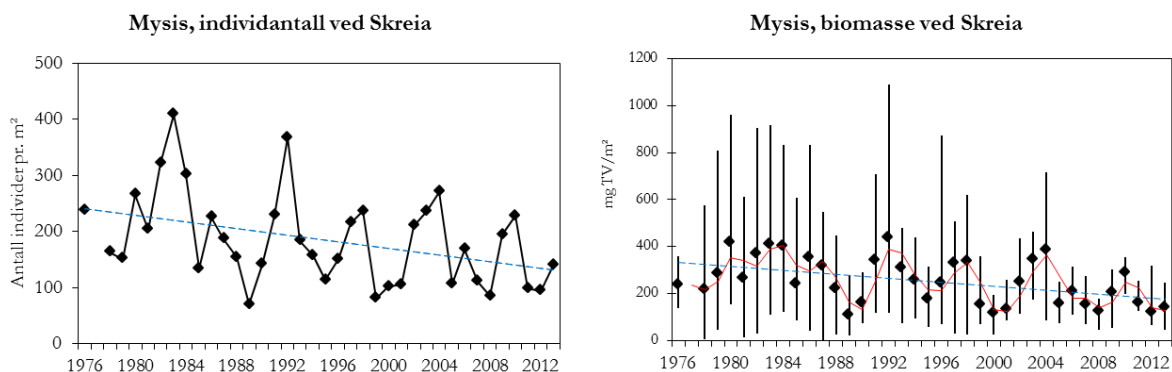
lacustris og *Thermocyclops oithonoides* samt vannloppene *Daphnia galeata* og *Bosmina longispina*. *D. galeata* så likevel ut til å utgjøre en forholdsvis liten del av krepsdyrplanktonet i 2013.



Figur 29. Relativ forekomst av de viktigste artene av krepsdyrplankton i Furnesfjorden og ved Skreia i 2013. 1 = sjelden/få individer, 2 = vanlig og 3 = rikelig/dominerende. Skr = Skreia, Fur = Furnesfjorden. Markeringene er basert på én prøve pr. måned i Furnesfjorden og to prøver pr. måned ved Skreia (én prøve på begge stasjonene i mai).

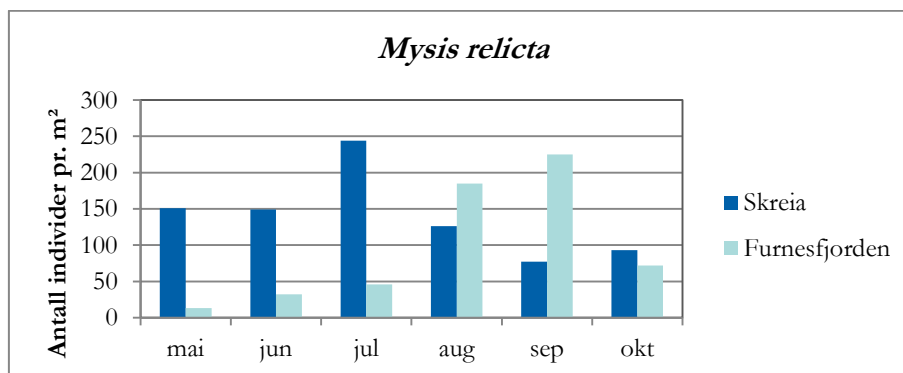
3.8 Mysis

Individtettheten og biomassen av mysis (*Mysis relicta*) har gjennomgått betydelige svingninger i overvåkingsperioden. Fra omkring 1990 ser svingningene ut til å ha vært nærmest regelmessige med 3-4 år mellom topp og bunn (Figur 30). Beregnet middelbiomasse er ved Skreia redusert fra 289 mg tørrvekt pr. m² i 1976-1980 til 183 mg/m² i 5-årsperioden 2009-2013, dvs. en reduksjon på 37 %. Tilsvarende har det vært 26 % nedgang i individantall i samme periode. Reduksjonen i biomasser i lavere ledd av næringskjeden (planteplankton og dyreplankton) kan være en mulig forklaring til nedgangen i tetthet og biomasse av mysis i Mjøsa.



Figur 30. Tidsutviklingen i individtettethet og biomasse av *mysis* ved Skreia i perioden 1976-2013. Til venstre: middelverdier for individantall. Til høyre: middelverdier og variasjonsbredder for biomasse.

I Furnesfjorden utviklet *mysis*-bestanden seg fra svært liten tetthet på forsommeren til en bestandstopp i september, estimert til 225 individer pr m² (Figur 31). Figuren er basert på én prøve pr. måned i Furnesfjorden og to prøver pr. måned ved Skreia (én prøve i mai). Ved Skreia så bestandstoppen ut til å komme allerede i juli, og individtettetheten var da omtrent like stor som i Furnesfjorden (244 individer pr. m²). Gjennomsnitts individtettethet for perioden mai-oktober er beregnet til 140 og 96 individer pr. m² henholdsvis ved Skreia og i Furnesfjorden, dvs. 31 % lavere tetthet i Furnesfjorden. Også i 2012 ble det funnet lavere tetthet (36 %) i Furnesfjorden enn ved Skreia (Løvik mfl. 2013).



Figur 31. Individtetthet av *mysis* ved stasjon Skreia og i Furnesfjorden i perioden mai-oktober 2013.

3.9 Økologisk tilstand i Mjøsa

Økologisk tilstand er vurdert både ut fra data for 2013 og basert på data fra 3-årsperioden 2011-2013. (Tabell 4-7). Vi har benyttet grenseverdier for innsjøtype L-N2b, dvs. kalkfattige, klare, dype innsjøer i lavlandet, i gjeldende klassifiseringsveileder (Veileder 02:2013). Ut fra dagens kalsium-verdier er Mjøsa en moderat kalkrik innsjø (4-20 mg Ca/l), men Ca-verdiene ligger nær nedre grense for moderat kalkrike innsjøer (se kpt. 3.4), og Ca-nivået i Mjøsa kan være noe økt i forhold til naturtilstanden pga. omfattende jordbruksaktivitet gjennom lang tid. Videre er grenseverdiene for moderat kalkrike innsjøer erfaringsmessig alt for høye for Mjøsa ut fra målsettingen om at Mjøsa skal være en næringsfattig innsjø i økologisk balanse.

Basert på data fra 2013 vurderes tilstanden samlet sett som god ved Brøttum og moderat ved de tre andre stasjonene (Tabell 5). Algemengden målt som klorofyll-*a* indikerte god tilstand på alle stasjonene, men mengden (PP biom.) og sammensetningen (PTI) av plantep plankton basert på algetellinger tilsa moderat tilstand på stasjonene Kise, Furnesfjorden og Skreia. De fysiske/kjemiske støtteparameterne endret ikke på

sluttresultatet i dette tilfellet. Tot-P og siktedyp tas da ikke med i vurderingen for stasjon Brøttum på grunn av naturlig stor flompåvirkning, spesielt fra Gudbrandsdalslågen.

Tabell 4. Data benyttet for klassifisering av Mjøsas økologiske tilstand, middelverdier for algeveksts sesongen juni-oktober 2013 (maksverdier for $Cyano_{max}$). Kl-a = klorofyll-a, PP biom. = totalbiomasse av planteplankton, PTI = Planteplankton Trofisk Indeks, $Cyano_{max}$ = maks biomasse av cyanobakterier.

	Kl-a µg/l	PP biom. mg/l	PTI	$Cyano_{max}$ mg/l	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	Siktedyp m
Brøttum	2,1	0,480	2,30	0,001	10,4	253	5,4
Kise	2,5	0,672	2,30	0,004	6,5	380	5,5
Furnesfj.	2,9	0,655	2,33	0,061	6,4	467	6,3
Skreia	2,6	0,629	2,33	0,012	5,9	453	7,0

Tabell 5. Normaliserte EQR-verdier (EQR = Ecological Quality Ratio) for Mjøsa i 2013. Verdier i parentes er ikke med i beregningen av samlet nEQR-verdi.

	Kl-a	PP biom.	PTI	$Cyano_{max}$	PP tot.	Tot-P	Tot-N	Siktedyp	Samlet
Brøttum	0,78	0,56	0,55	1,00	0,61	(0,54)	0,72	(0,40)	0,61
Kise	0,72	0,45	0,59	1,00	0,59	0,66	0,61	0,41	0,59
Furnesfj.	0,68	0,46	0,55	0,92	0,56	0,67	0,53	0,52	0,56
Skreia	0,71	0,48	0,52	0,98	0,55	0,68	0,54	0,61	0,55

Tilstandsklasser (Veileder 02:2013):

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

Veilederne for Vannforskriften anbefaler at en benytter data fra en 3-årsperiode ved klassifiseringen; dette for å utjevne forskjeller som kan skyldes naturlige variasjoner i meteorologiske og hydrologiske forhold etc. Baserer vi klassifiseringen på data fra de siste tre årene, blir resultatet noe bedre enn om vi benytter data fra bare 2013. Samlet vurdering gir da god økologisk tilstand for alle fire stasjonene (Tabell 7). Det vil si at Mjøsa oppfyller kravet i vannforskriften om minst god økologisk tilstand i forhold til eutrofiering.

Middelverdiene for klorofyll-a og for total planteplanktonbiomasse i 2011-2013 var høyere enn tidligere vedtatte miljømål for Mjøsa på henholdsvis 2,0 µg/l og 0,4 mg/l (jf. Tabell 6). 2,0 µg/l for klorofyll-a tilsvarer grensen mellom svært god og god tilstand i den nye veilederen til vannforskriften, mens 0,4 mg/l for planteplanktonbiomasse tilsvarer grensen mellom god og moderat tilstand.

Tabell 6. Data benyttet for klassifisering av Mjøsas økologiske tilstand, middelverdier for algeveksts sesongen juni-oktober for perioden 2011-2013 (maksverdier for $Cyano_{max}$). Kl-a = klorofyll-a, PP biom. = totalbiomasse av planteplankton, $Cyano_{max}$ = maks biomasse av cyanobakterier.

	Kl-a µg/l	PP biom. mg/l	$Cyano_{max}$ mg/l	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	Siktedyp m
Brøttum	1,80	0,360	0,103	8,9	277	5,7
Kise	2,23	0,412	0,087	6,4	405	7,0
Furnesfj.	2,53	0,467	0,163	6,9	504	6,9
Skreia	2,33	0,470	0,277	5,9	469	7,3

Tabell 7. Normaliserte EQR-verdier og tilstandsklasser for Mjøsa basert på data fra 2011-2013.

	KI-a	PP biom.	Cyano _{max}	PP tot.	Tot-P	Tot-N	Siktedyp	Samlet
Brøttum	0,84	0,63	0,87	0,74	(0,60)	0,69	(0,44)	0,74
Kise	0,76	0,59	0,89	0,68	0,67	0,59	0,61	0,64
Furnesfj.	0,72	0,56	0,80	0,64	0,65	0,50	0,60	0,62
Skreia	0,75	0,56	0,77	0,65	0,68	0,52	0,66	0,65

Tilstandsklasser (Veileder 02:2013):

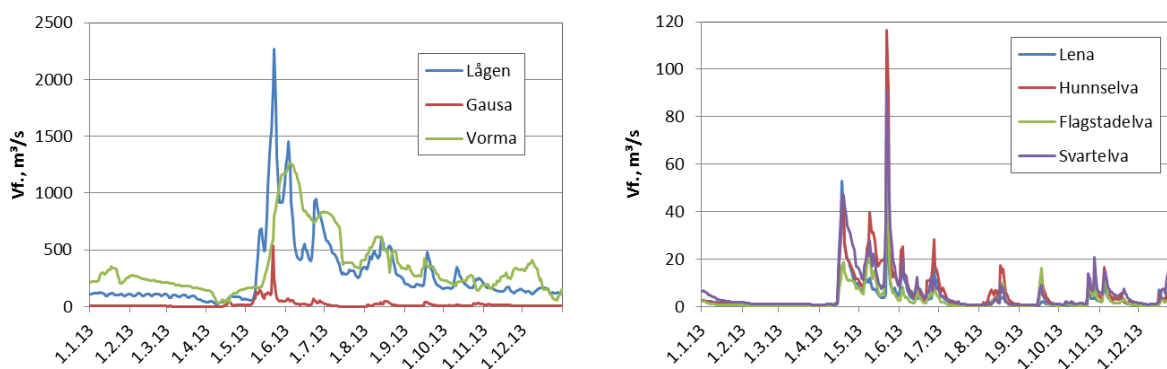
Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
-----------	-----	---------	--------	--------------

4. Resultater og vurderinger – elver

Primærdata over vannkjemi, bakteriologi, beregnede stofftransporter, begroingsorganismer og bunndyr er gitt i Tabell i 33-39 i Vedlegg.

4.1 Vannføring

Figur 32 viser utviklingen i vannføringen i de seks viktigste tilløpselvene og i Vormå (beregnet for ved utløpet fra Mjøsa ved Minnesund) i 2013. I tilløpselvene var det lav vannføring fram til midten av april da vannføringen økte raskt spesielt i de lavereliggende nedbørfeltene i forbindelse med mildvær, snøsmelting og isgang. En ny og betydelig større flom utviklet seg brått i siste halvdel av mai. Regnvær i kombinasjon med snøsmelting førte til en av de største flommene i den senere tid i flere av elvene både i Gudbrandsdalen og i Mjøsas nedbørfelt for øvrig. Deler av tettstedet Kvam i Nord-Fron kommune ble nærmest rasert da ei sideelv til Gudbrandsdalslågen (Veikleåa) gikk over sine bredder, bare to år siden forrige skadeflom i pinsa 2011. Under flomtoppen ble det f.eks. målt døgnvannføringer på 2 264 m³/s i Lågen (23. mai), 533 m³/s i Gausa (22. mai) og 91 m³/s i Svartelva (22. mai). Vannføringen sank relativt raskt fra disse meget høye verdiene, men mer nedbør videre utover førte til forholdsvis høye vannføringer også i juni. I juli ble det mye tørt og fint vær, noe som resulterte i meget lav vannføring fram mot månedsskiftet juli-august spesielt i de mindre elvene. Regnvær førte til perioder med middels høy vannføring i de fleste elvene både i midten av august og i høstmånedene.



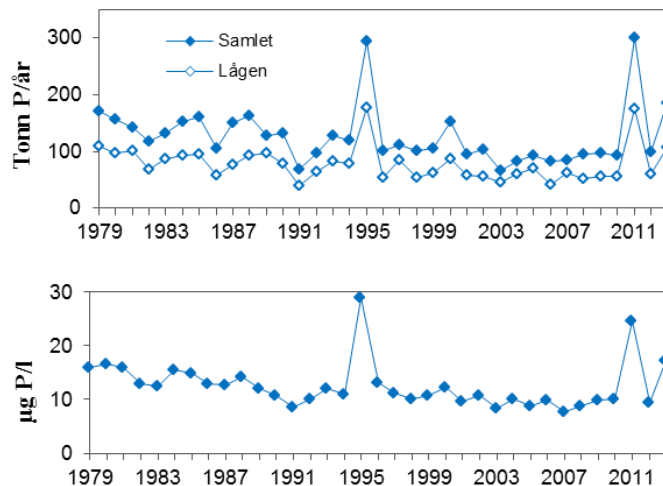
Figur 32. Vannføring i tilløpselver og i utløpet Vormå i 2013. Datakilder: GLB og NVE.

4.2 Konsentrasjoner og transport av fosfor og nitrogen

De samlede elvetilførslene av fosfor har blitt redusert fra ca. 100-170 tonn pr. år i perioden 1979-1990 til ca. 65-100 tonn pr. år i perioden 2001-2013, dvs. en reduksjon på 37 % (middel for de to periodene, flomårene 2011 og 2013 unntatt) (Figur 33). Samlede elvetilførsler er da beregnet som summen av tilførslene fra Lågen, Gausa, Hunnselva, Lena, Flagstadelva og Svartelva pluss et tillegg på 7 % fra elver hvor det ikke gjøres transportmålinger. Flomårene 1995, 2011 og 2013 peker seg ut med svært store tilførsler, henholdsvis ca. 295 tonn, ca. 300 tonn og ca. 185 tonn P. Verdiene for disse årene må betraktes som grove estimater pga. høye konsentrasjoner og store variasjoner i konsentrasjonene i forbindelse med høye vannføringer. En betydelig andel av fosforet som transporteres i forbindelse med flommer vil være partikkelbundet og i mindre grad tilgjengelig for algevekst. Figur 34 viser hvordan elvetransporten av fosfor fordelte seg gjennom året i 2013.

Volumveide middelverdier for tot-P for de seks største tilløpselvene samlet har blitt redusert fra ca. 11-17 µg/l i 1979-1990 til ca. 8-11 µg/l i de senere årene (flomårene 2011 og 2013 unntatt) (Figur 33). Flomårene 1995, 2011 og 2013 skiller seg ut med høye middelverdier på henholdsvis 29, 25 og 17 µg/l.

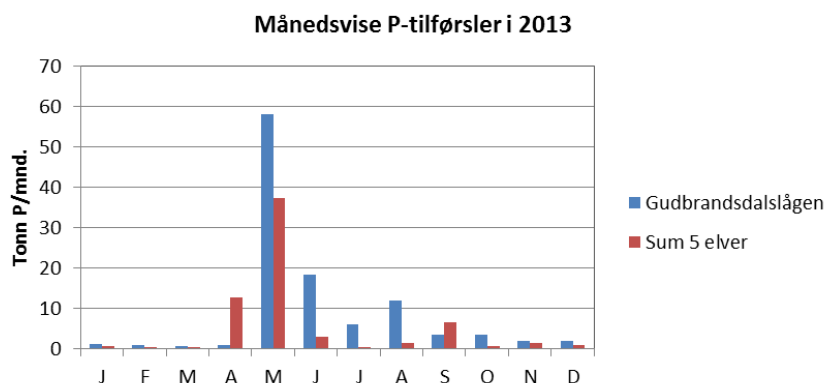
Figur 35 viser at det for de enkelte elvene har vært store variasjoner fra år til år i så vel transporten som i volumveid middelerdi for tot-P. Av figuren kan det videre se ut som det har vært en tendens til økning i fosfor-transporten etter ca. 2003 i elver som Gausa, Svartelva og Flagstadelva. Samlet elvetransport av fosfor indikerer også en utflating eller svakt økende trend etter ca. 2003 (Figur 33).



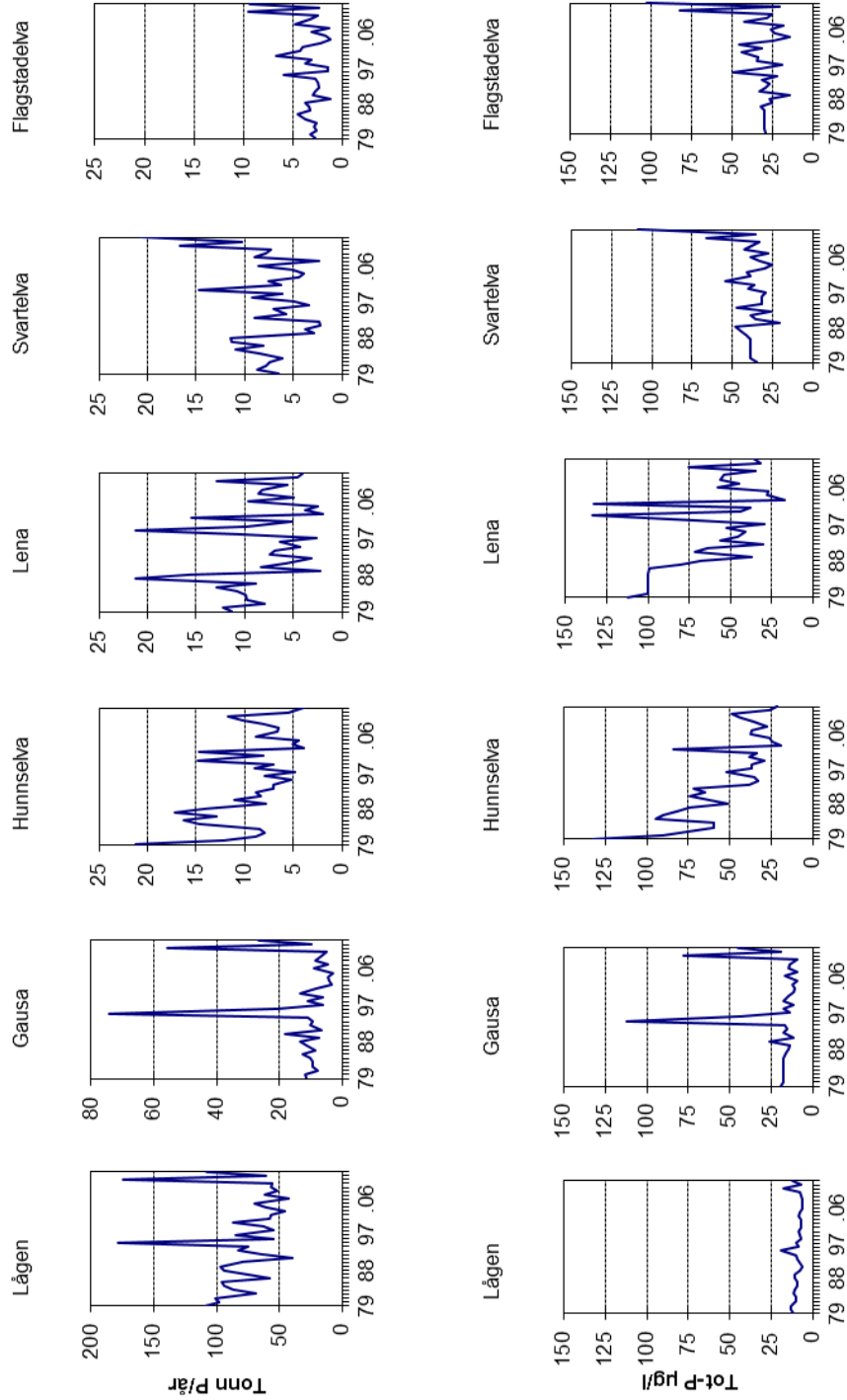
Figur 33. Samlet årlig tilførsel av fosfor til Mjøsa fra de seks viktigste tilløpselvene pluss et antatt tillegg på 7 % fra elver som det ikke er gjort målinger i (øverst). Beregnet årlig middelerdi (volumveid) i de seks elvene er også vist, dvs. total tilførsel av tot-P dividert på total vanntransport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

Tabell 8. Volumveide middelerdier for tot-P ($\mu\text{g P/l}$) i de seks viktigste tilløpselvene i 2010-2011. Endring fra 2012 til 2013 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
2012	31,5	26,3	19,1	7,0	20,7	35,5	9,4
2013	36,4	21,9	44,8	12,2	102,8	108,4	17,2
Endring 2012-2013	4,9	-4,4	25,7	5,2	82,1	72,9	7,8

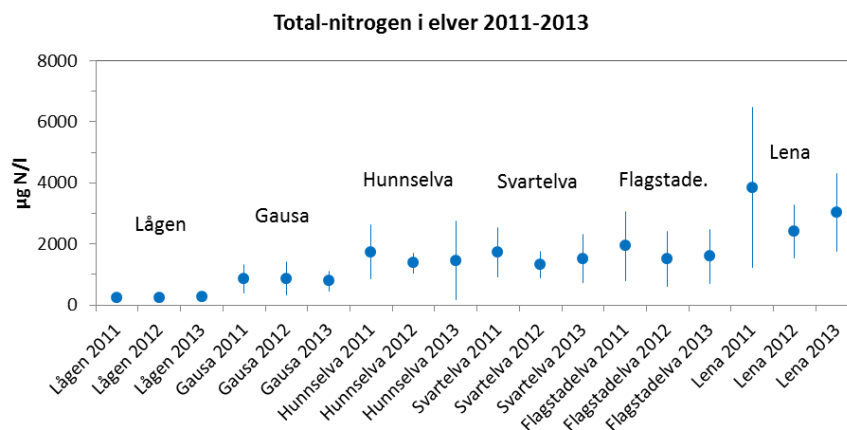


Figur 34. Elvetilførsler av fosfor per måned i 2013, fordelt på Gudbrandsdalslågen og sum av 5 andre elver, dvs. Lena, Hunnsetelva, Gausa, Flagstadelva og Svartelva



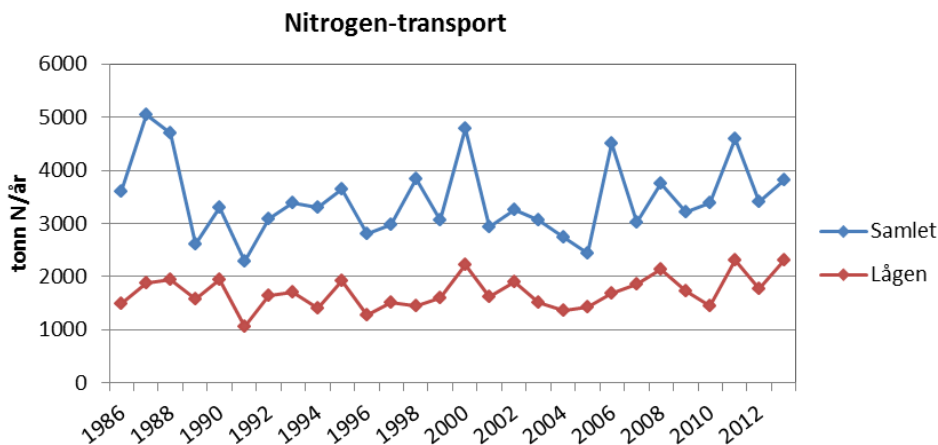
Figur 35. Beregnet årlig transport av tot-P samt årsmiddelverdier for konsentrasjoner av tot-P i de seks viktigste tilføpselvene til Myrøya.

Beregnete årsmiddelverdier for total-nitrogen for perioden 2011-2013 var lave i Gudbrandsdalslågen (ca. 250 $\mu\text{g N/l}$) og meget høye i Lena (ca. 2400-3850 $\mu\text{g N/l}$) (Figur 36). For Gausa var årsmiddelverdiene ca. tre ganger middelverdiene for Lågen, dvs. 780-870 $\mu\text{g N/l}$. Hunnselva, Svartelva og Flagstadelva utgjør et mellomstjikt mellom Gausa og Lena mht. konsentrasjoner av tot-N og hadde i denne perioden årsmiddelverdier i intervallet ca. 1300-1900 $\mu\text{g N/l}$.



Figur 36. Konsentrasjoner av total-nitrogen i tilløpselver. Figuren viser årsmiddelverdier ± 1 standardavvik for perioden 2011-2013.

Figur 37 viser beregnede årlige tilførsel av tot-N til Mjøsa med de seks viktigste tilløpselvene for perioden 1986-2013. For siste 10-årsperioden er samlet N-transport med disse elvene beregnet til å variere i området ca. 2450-4600 tonn. De ulike elvenes midlere bidrag i denne perioden er beregnet til: Lågen 52 %, Lena 13 %, Gausa 11 %, Svartelva 10 %, Hunnselva 10 % og Flagstadelva 5 %. For 2013 er den samlede transporten med de samme elvene beregnet til ca. 3800 tonn N.



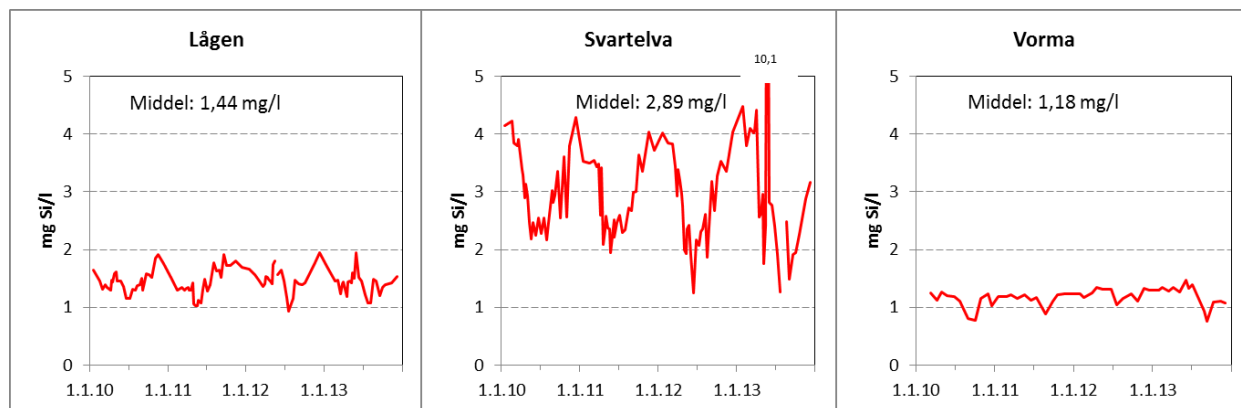
Figur 37. Samlet årlig transport av tot-N med de seks tilløpselvene; transporten med Lågen er vist separat.

4.3 Silisium i elver

Konsentrasjonen av silisium (Si) har blitt målt i de to tilløpselvene Gudbrandsdalslågen og Svartelva samt i Vorma ved Minnesund i årene 2010-2013. Resultatene viser at middelkonsentrasjonen i Svartelva var dobbelt så høy som i Lågen, mens middelkonsentrasjonen i Vorma var 0,26 mg Si/l lavere enn i Lågen (Figur 38). Vi har ikke data fra de andre elvene, men resultatene kan tolkes som en indikasjon på at det skjer en ikke ubetydelig retensjon (tilbakeholdelse) av silisium i Mjøsa. En betydelig del av denne retensjonen er trolig knyttet til sedimentasjon av kiselalger.

Det har vært et nokså klart sesongmessig variasjonsmønster i konsentrasjonene av silisium med ca. en halvering av konsentrasjonen både i Lågen og Svartelva fra vinter til sommer. Dette kan trolig ha sammenheng med kiselalgenes opptak av silisium i sommerhalvåret, men andre forhold som forvittringshastighet i nedbørfeltet og fortykning kan trolig også spille inn. Det sesongmessige variasjonsmønsteret var mindre utpreget, men likevel tydelig også i Vorma. I forbindelse med vårfloppen i 2013 ble det den 22. mai målt spesielt høy konsentrasjon i Svartelva (10,1 mg Si/l) (Figur 38). En lignende, men ikke på langt nær like høy topp ble registrert under floppen i Lågen, den 28. mai.

I følge transportberegningene ble Mjøsa tilført ca. 12 800 tonn Si fra Lågen og ca. 790 tonn Si fra Svartelva i 2013, mens det ble transportert ut ca. 13 600 tonn med Vorma.



Figur 38. Konsentrasjoner av silisium i Lågen, Svartelva og Vorma i perioden 2010-2013.

4.4 Hygienisk/bakteriologiske forhold

Resultatene fra målingene av innholdet av fekale indikatorbakterier eller «tarmbakterier» i nedre deler av tilløpselvene de to siste årene er oppsummert i Tabell 9. Vi har her benyttet målinger av tettheten av *E. coli* i Lågen, Gausa, Flagstadelva og Svartelva samt termotolerante koliforme bakterier (TKB) i Lena og Hunnselva.

Når det gjelder tarmbakterier, er det anbefalt å benytte 90-persentiler ved klassifiseringen av miljøtilstanden, dvs. at en betoner de høyere verdiene (Andersen mfl. 1997). I 2013 varierte 90-persentilene fra 27 kde/100 ml i Gudbrandsdalslågen til 2400 kde/100 ml i Hunnselva (*kde* = kolonidannende enheter av). De viktigste kildene til bakterieforurensning i disse vassdragene er trolig utslipp, lekkasjer og overløp fra kommunale avløpsanlegg, utslipp/sig fra private anlegg i spredt bebyggelse og avrenning av husdyrgjødsel fra jorder. Avføring fra ville dyr kan trolig også bidra til høye bakterietall på enkelte elvestrekninger. De relativt lave bakterietallene i Lågen har i vesentlig grad sammenheng med elvas store fortykningsevne.

Basert på 90-persentilene for fekale indikatorbakterier i 2013 kan den hygieniske miljøtilstanden karakteriseres som god i Gudbrandsdalslågen, mindre god (jf. «moderat») i Gausa, dårlig i Lena og svært

dårlig i Flagstadelva, Svartelva og Hunnselva. Dette er basert på prøver innhentet fra nedre deler av de nevnte elvene.

Tabell 9. Innhold av fekale indikatorbakterier (*E. coli* eller TKB) i elver i 2012 og 2013. 10-persentiler, 90-persentiler og medianverdier er gitt. Kde = kolonidannende enheter. Tilstandsklasser i henhold til Andersen mfl. (1997).

	10-persentiler	90-persentiler	Median	Tilstandsklasse	
	kde/100 ml	kde/100 ml	kde/100 ml		
Lågen 2012	<1	12	2,5	II	God
Lågen 2013	<1	27	4	II	God
Gausa 2012	6	161	32	III	Mindre god
Gausa 2013	2	152	18	III	Mindre god
Flagstadelva 2012	21	488	99	IV	Dårlig
Flagstadelva 2013	27	1930	118	V	Meget dårlig
Svartelva 2012	38	326	105	IV	Dårlig
Svartelva 2013	30	1120	191	V	Meget dårlig
Lena 2012	26	1200	145	V	Meget dårlig
Lena 2013	80	820	205	IV	Dårlig
Hunnselva 2012	340	2400	1300	V	Meget dårlig
Hunnselva 2013	490	2400	1300	V	Meget dårlig

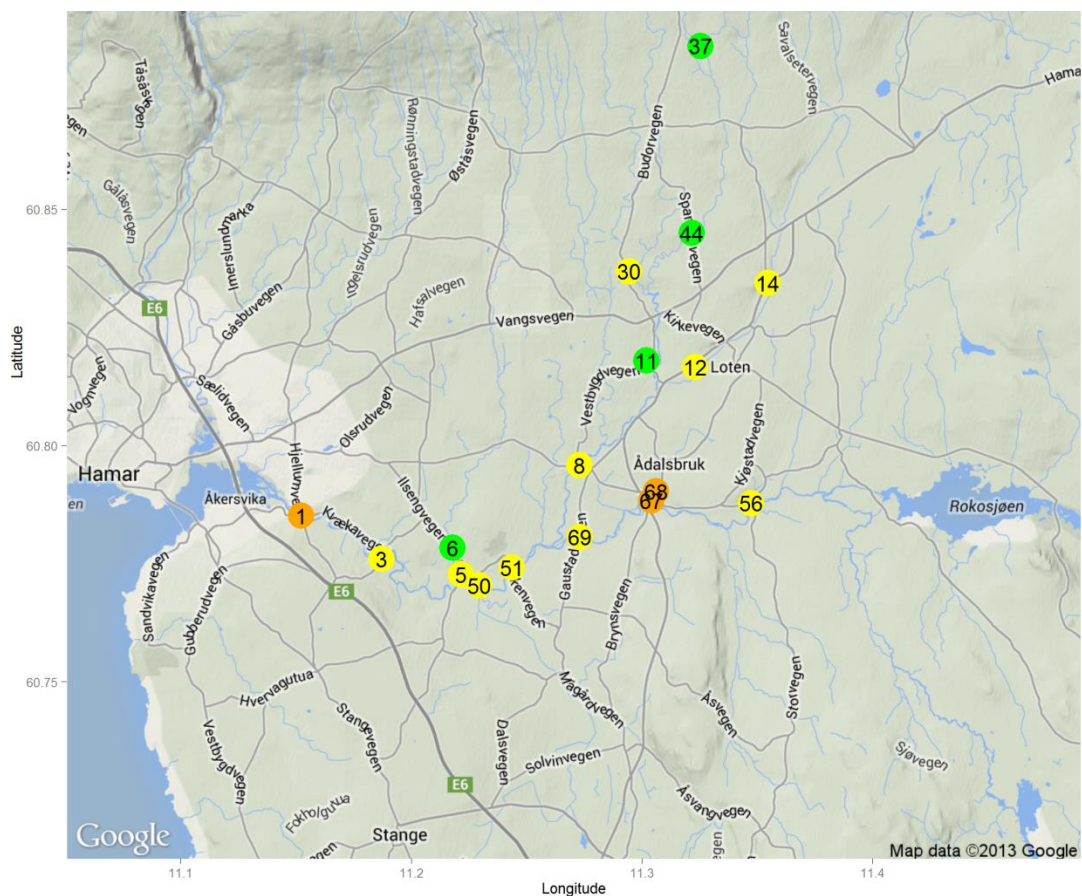
I Svartelva ved Hjellum ble det i en prøve innsamlet den 18. november 2013 målt meget høy bakterietetthet (5480 kde/100 ml). For å få kartlagt nærmere de hygienisk/bakteriologiske forholdene i vassdraget, og om mulig spore en eller flere kilder, ble det da besluttet å gjennomføre en synoptisk undersøkelse med relativt mange prøvepunkter kort tid i etterkant av dette funnet. Prøveinnsamlingen ble gjennomført den 22.11.2013, og resultatene er gitt i Tabell 10 og vist på kart i Figur 39.

Tabell 10. Resultater fra en synoptisk undersøkelse av hygienisk/ bakteriologiske forhold i Svartelva-vassdraget den 22.11.2013. Kde = kolonidannende enheter. Se også kart for beliggenhet av prøvestasjonene.

St.nr.	Elv/bekk	Stasjonsnavn	UTM-sone	Ø-koordinat	N-koordinat	E. coli, kde/100 ml	Tilstandsklasse
1	Svartelva	Hjellum	33	290563	6745004	233	Dårlig
3	Svartelva	Kvæka	33	292395	6743877	160	Mindre god
6	Lageråa	Lageråa	33	294088	6744037	31	God
5	Svartelva	Ilseeng	33	294255	6743400	132	Mindre god
50	Starrelva	Starrelva	33	294667	6743114	175	Mindre god
51	Svartelva	Bjørby	33	295465	6743493	122	Mindre god
69	Svartelva	Hørsand	33	297108	6744124	110	Mindre god
68	Englaugsbekken	Englaug	33	298964	6745095	428	Dårlig
67	Svartelva	Klevfoss	33	298849	6744887	345	Dårlig
56	Svartelva	Klæpa	33	301190	6744693	88	Mindre god
8	Fura	Sande	33	297188	6745816	98	Mindre god
12	Vingerjessa	Skøyen	33	300052	6747974	144	Mindre god
14	Vingerjessa	Segla	33	301869	6749853	146	Mindre god
11	Fura	Fuglset	33	298916	6748187	20	God
30	Bergsengebekken	Bergsengebekken	33	298624	6750312	107	Mindre god
44	Fura	Spangen	33	300154	6751128	20	God
37	Fura	Brevad	33	300598	6755513	<10	God

Ingen av de prøvene som ble innsamlet den 22.11.2013 hadde tilsvarende høye bakterietettheter som prøven innsamlet den 18. november. Høyeste bakterietetthet ble målt i en prøve fra en liten sidebekk til Svartelva ved Ådalsbruk i Løten, Englaugsbekken, med 428 kde/100 ml. Dette tilsvarer tilstandsklasse IV («dårlig») i henhold til tidligere SFTs veileder for klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (Andersen mfl. 1997). Samme tilstandsklasse fikk prøvestasjonen i hovedvassdraget ved Hjellum og ved Klevfoss (oppstrøms samløp med Englaugsbekken). Av totalt 17 prøvestasjoner ble tilstanden denne datoen vurdert som god på 4 stasjoner (24 %), mindre god på 10 stasjoner (59 %) og dårlig på 3 stasjoner (18 %). Det hadde skjedd en klar forbedring i den hygieniske vannkvaliteten i nedre del av vassdraget siden forrige måling den 18. november.

I etterkant av denne undersøkelsen ble vi gjort kjent med at Hias hadde hatt et planlagt overløp til Svartelva bl.a. ved Ilseng pumpestasjon i forbindelse med en inspeksjon av en selvfallsledning gjennom Bekkelaget i Ottestad (Stange kommune) den 18. november (Thorbjørn Netteland, HIAS pers. oppl.). Det kan være flere potensielle kilder til fekal forurensning av Svartelva, men det er rimelig å anta at det nevnte overløpet var hovedårsaken til det høye bakterietallet som ble registrert ved Hjellum den 18.11.2013.



Figur 39. Tettheter av fekal indikatorbakterier i Svartelva-vassdraget den 22.11.2013. Fargekoder for ulike tilstandsklasser i henhold til SFTs system for klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Tall angir prøvestasjonsnr. Produsert med ggmap (Kable og Wickham 2013) i R (R Core Team 2013, versjon 3.0.1) på Google maps©.

4.5 Begroing i Gudbrandsdalslågen og Svartelva

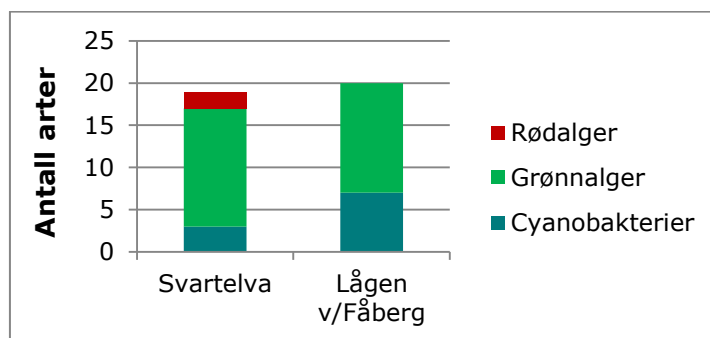
Prøver av begroingsorganismer ble samlet inn i nedre del av Gudbrandsdalslågen ved Fåberg og i nedre del av Svartelva ved Hjellum den 9. august 2013 (Figur 40).



Figur 40. Innsamling av prøver av begroingsorganismer i Lågen ved Fåberg (til venstre) og i Svartelva ved Hjellum (til høyre) den 9. august 2013. Foto: J.E. Løvik/NIVA.

Biologisk mangfold

Det ble registrert henholdsvis 19 og 20 algetaksa i Svartelva ved Hjellum og i Lågen ved Fåberg i 2013. På begge stasjoner var det en klar overvekt av grønnalger. Det ble videre registrert flere arter av cyanobakterier på begge stasjonene, mens rødalger kun ble registrert i Svartelva (Figur 41).



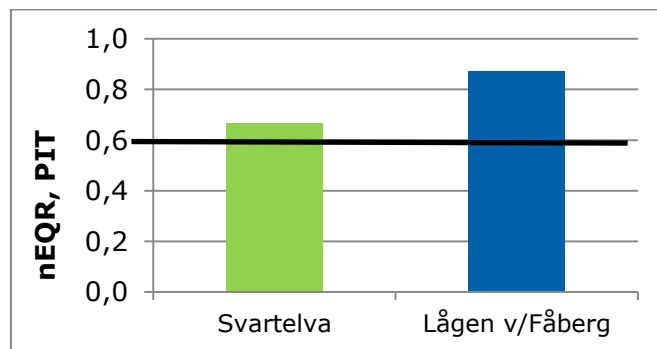
Figur 41. Antall taksa innen de ulike hovedgruppene i begroingssamfunnet (grønnalger, rødalger og cyanobakterier) i Svartelva og i Lågen v/Fåberg 2013.

Begge lokalitetene var karakterisert av makroskopiske forekomster av grønnalgen *Oedogonium* og cyanobakterien *Phormidium*. Grønnalgene *Cosmarium*, *Closterium*, *Ulothrix zonata* og *Spirogyra* A ble også registrert på begge stasjoner (Tabell 40 i Vedlegg). Av disse artene indikerer alle god økologisk tilstand, med unntak av *Phormidium*, som indikerer nærings saltbelastning. I Svartelva ble i tillegg rødalgen *Andouinella bermannii* og grønnalgen *Cladophora glomerata* registrert. Disse trives best i eutrofe vann.

Økologisk tilstand

Eutrofiering

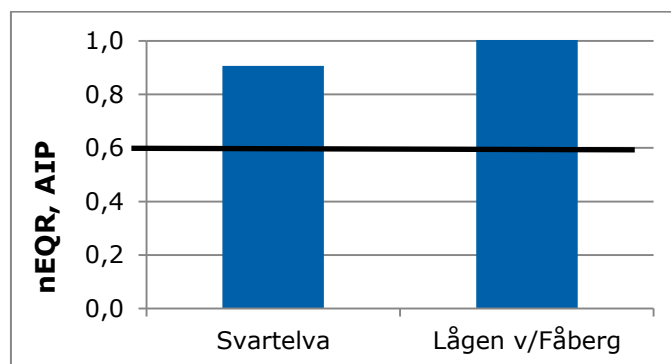
Ut fra eutrofieringsindeksen PIT har både Svartelva og Lågen v/Fåberg oppnådd miljømålet gitt i Vannforskriften (Figur 2). Lågen havnet i svært god økologisk tilstand, med en nEQR = 0,87, mens Svartelva havnet i god økologisk tilstand med en nEQR = 0,67. Svartelva er altså noe mer belastet enn Lågen v/Fåberg, og dette kommer tydelig fram når vi ser på artssammensetningen på lokaliteten. I Svartelva er det klart flere arter som trives i noe næringsaltbelastet vann.



Figur 42. Normalisert EQR (nEQR) for eutrofieringsindeksen PIT for Svartelva og Lågen 2013, der verdiene angir økologisk tilstand. Grønn = god og blå = svært god tilstand. Den svarte linjen markerer grenseverdien mellom god og moderat tilstand.

Forsuring

AIP indeksen er ikke interkalibrert med andre nordiske land, og klassegrensene er derfor ikke bindende. Vi velger likevel å framstille resultatene da de fortsatt antas å gi et bilde av forsuringssituasjonen i elver og vassdrag. Forsuringsindeksen AIP indikerer at begge lokalitetene har oppnådd miljømålet gitt i vannforskriften. Både Svartelva og Lågen v/Fåberg havnet i svært god økologisk tilstand med nEQR på henholdsvis 0,91 og 1,0 (Figur 43).



Figur 43. Normalisert EQR (nEQR) for forsuringsindeksen AIP beregnet for Svartelva og Lågen v/Fåberg 2013, der verdiene angir økologisk tilstand. Blå = svært god økologisk tilstand. Den svarte linjen markerer grenseverdien mellom god og moderat tilstand.

Konklusjoner

De undersøkte lokalitetene har oppnådd miljømålet gitt i vannforskriften med hensyn på forsuring. De er begge klassifisert til svært god økologisk tilstand. Det er altså ingen forsuringssituasjon på lokalitetene i nedre del av Svartelva ved Hjellum eller i Lågen ved Fåberg.

Med hensyn på eutrofiering så oppnådde også både Svartelva ved Hjellum og Lågen ved Fåberg miljømålet gitt i vannforskriften. De er klassifisert til henholdsvis god og svært god økologisk tilstand (Tabell 11). Dette er i utgangspunktet tilfredsstillende, men flere observerte arter i Svartelva tyder på en viss grad av nærings saltbelastning på denne lokaliteten.

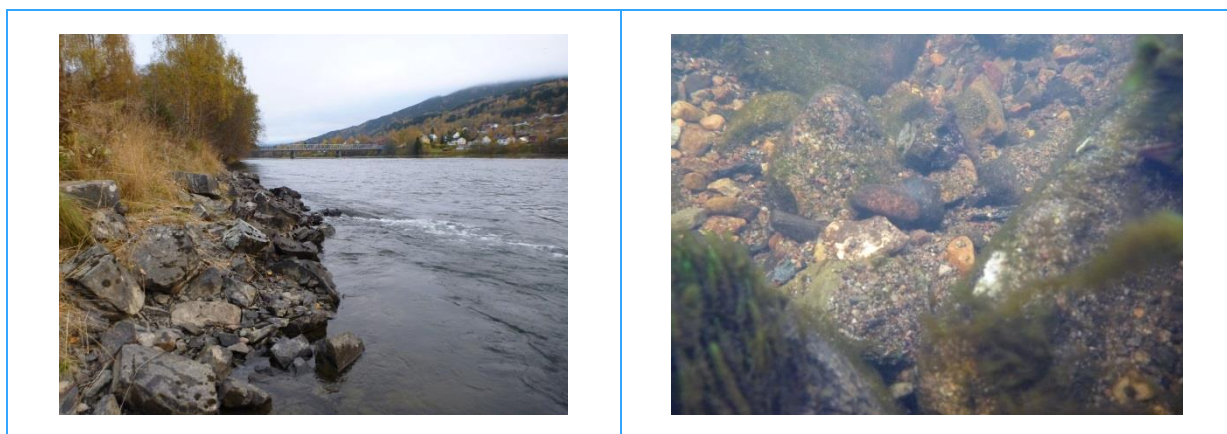
Tabell 11. PIT og AIP indeksverdier, normalisert EQR og tilstandsklasser for Svartelva og Lågen. Klassegrensene for AIP indeksen er ikke interkalibrert og dermed ikke bindende.

	Svartelva ved Hjellum	Lågen ved Fåberg
Ca-klasse	3	2
# indikatorarter (eutrofiering)	16	20
PIT	13,80	7,62
EQR	0,87	0,99
nEQR	0,67	0,87
Økologisk tilstand	God	Svært god
# indikatorarter (forsuring)	10	11
AIP	7,12	6,96
EQR	1,01	1,06
nEQR	0,91	1,02
Økologisk tilstand	Svært god	Svært god

4.6 Bunndyr i Gudbrandsdalslågen og Svartelva

Prøver av bunndyrsamfunnets sammensetning i nedre deler av Gudbrandsdalslågen og Svartelva ble samlet inn den 15. oktober 2013.

Bilder fra stasjonene er vist i Figur 44. Bunnsubstratet på stasjonen i Svartelva var dominert av stor stein med sand i mellom Tabell 12. I Gudbrandsdalslågen var bunnsubstratet på bunndyrstasjonen dominert av små stein og grus.



Figur 44. Prøvestasjonen i Lågen ved Fåberg (til venstre) og bunnsubstrat på prøvestasjonen i Svartelva ved Hjellum. Foto: T. Bækken/NIVA.

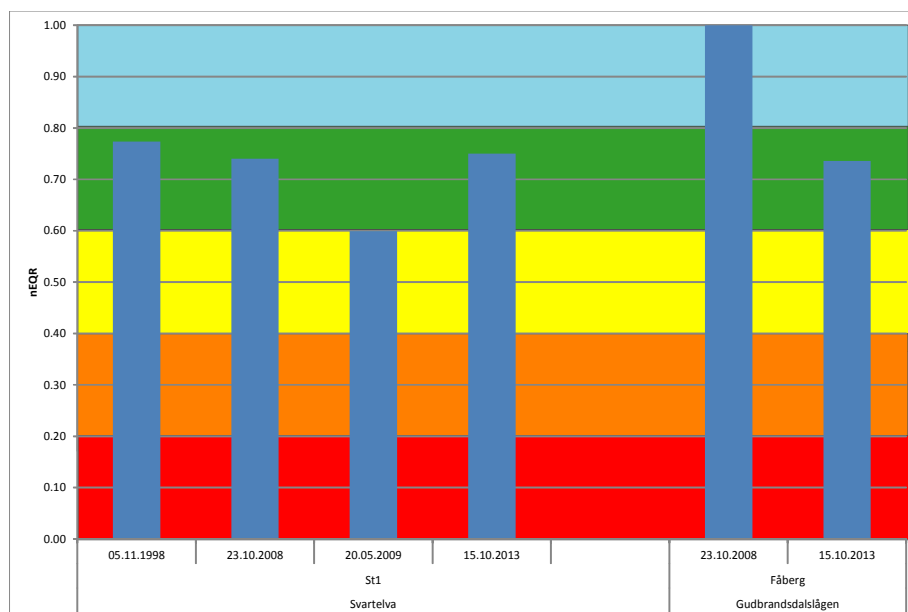
Tabell 12. Fordeling av kornstørrelser i bunnsubstratet på hver av stasjonene (skala etter Wentworth, mm kornstørrelse).

	Blokk: >512	Stor stein: 256-512	Mellomstor stein:64-256	Små stein: 16-64	Grus: 2-16	Sand: 0,063-2	Silt og leire: <0,063	Middelverdi korn	phi-verdi korn
Svartelva St1	20	30	0	0	10	40	0	218.9	-3.9
GudbrandsFåberg	0	5	20	40	30	5	0	60.0	-4.0

Økologisk tilstand

Den økologiske tilstanden var god ved st. 1 (Kurud/Hjellum) i Svartelva høsten 2013 (Figur 45). Dette er på samme nivå som tidligere målt ved denne stasjonen. Både høsten 1998, 2008 og våren 2009 (20. mai) ble det observert god tilstand. Resultatet av prøvene fra 2009 var på grensen mot moderat. Denne prøven ble tatt ca. fire måneder etter et syreutslipp ved tankbilvelt lengre oppstrøms i Svartelva (Rustadbakken mfl. 2009). Sett i forhold til de andre resultatene etter utslippet er det imidlertid lite sannsynlig at utslippet var årsak til den forholdsvis lave verdien i 2009. Snarere kan det skyldes at prøvene ble tatt seint om våren slik at en del av steinfluene hadde klekt til voksne og forlatt bunndyrsamfunnet.

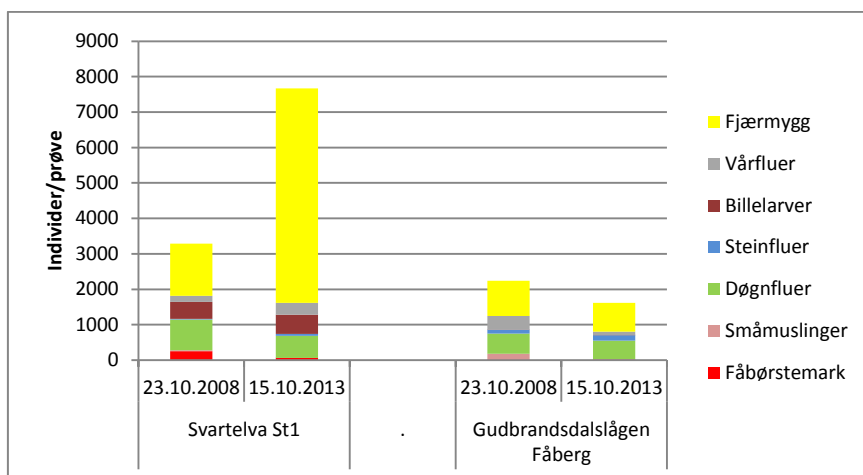
I Gudbrandsdalslågen ved Fåberg, oppstrøms utløpet av Gausa, var den økologiske tilstanden god i 2013. I 2008 ble tilstanden vurdert som svært god. Våren 1985 og høsten 1986 ble det også tatt bunndyrprøver fra det samme området. Indeksverdiene tilsvarte da henholdsvis svært god og god tilstand. Ettersom innsamlingsmetode og prøvebehandling kan ha vært en annen for disse prøvene enn for dagens prøver, har vi valgt ikke å inkludere disse i figurene.



Figur 45. Økologisk tilstand (eutrofi/organisk belastning) ved stasjoner nederst i Svartelva og i Gudbrandsdalslågen ved Fåberg.

Mengder og biologisk mangfold

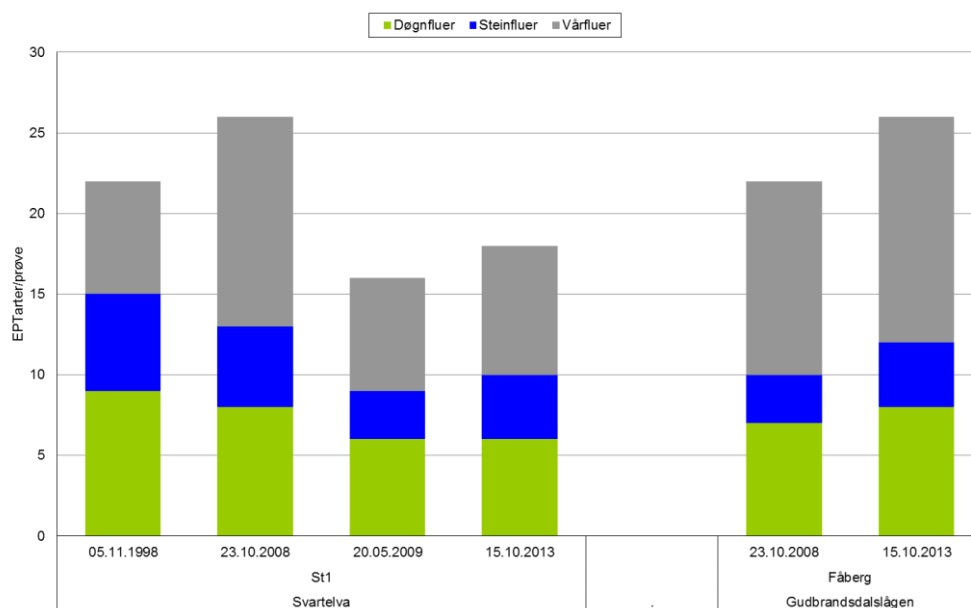
Sammensetningen av bunndyrgrupper og antall individer i hver hovedgruppe i bunndyrsamfunnet var forholdsvis like på de to stasjonene (Figur 46). Fjærmygg dominerte, og det var stort innslag av døgnfluer. Noen særtrekk var det likevel på hver av stasjonene. I Svartelva var det, som i tidligere prøver, et stort innslag av elvebiller. Insekt- og andre evertebrat-populasjoner vil imidlertid naturlig kunne variere mye i tetthet. Metoden for bunndyr i elver er ikke kvantitativ, og vil også bidra med usikkerhet i mengdeestimatene.



Figur 46. Sammensetning av hovedgrupper i bunndyrsamfunnet nederst i Svartelva (ved Hjellum) og i Gudbrandsdalslågen ved Fåberg i 2013.

Det biologiske mangfoldet uttrykt som antall EPT-arter var 18 i Svartelva høsten 2013. Dette var noe lavere enn i 1998 og 2008 da det ble registrert forholdsvis høye verdier med henholdsvis 22 og 26 EPT-arter (Figur 47). Nedgangen fra 2008 til 2013 besto i fravær av fem vårfluearter/slekter, to døgnfluearter og én steinflueart. Alle de «manglende» artene ble funnet i kun få eksemplarer i 2008. Det kan derfor bero på tilfeldigheter at de ikke også ble funnet i 2013. Et karakteristisk trekk i Svartelva er funn av døgnfluen *Caenis rivulorum* (liten slamdøgnflue). Denne arten (og slekten) foretrekker roligstrømmende vann med finkornet substrat. Arten var på den norske rødlisten fra 2006, men er ikke med på listen fra 2010. Arten ble funnet alle årene.

I Gudbrandsdalslågen hadde EPT verdiene økt fra 23 i 2008 til 26 i 2013 (Figur 47). Dette er høye verdier. Blant artene var Norges største steinflue; *Dinocras cephalotes*. Det ble ikke påvist rødlistede arter i materialet.



Figur 47. EPT- indeks (døgnfluer, steinfluer, vårfluer) nederste i Svartelva og i Gudbrandsdalslågen ved Fåberg i 2013.

Konklusjoner

Bunndyrsamfunnet viste god økologisk tilstand med hensyn til eutrofiering/organisk belastning i Svartelva ved Hjellum høsten 2013. Dette er på samme nivå som i 1998 og 2008. I Gudbrandsdalslågen ved Fåberg var det også god tilstand i 2013. Dette er en reduksjon fra svært god i 2008. Det biologiske mangfoldet uttrykt som EPT var på 18 i Svartelva, en reduksjon fra 26 i 2008. I Gudbrandsdalslågen var EPT verdien 26, en økning fra 23 i 2008.

4.7 Feltbefaring i Gudbrandsdalslågen og Svartelva

Gudbrandsdalslågen

Vurderingene av miljøtilstanden i Gudbrandsdalslågen er basert på en befaring langs de viktigste delene av vassdraget i slutten av august 2013, samt analyser av begroingssamfunnet og bunndyrsamfunnet i nedre del ved Fåberg. Resultatene er framstilt på kart med fargemarkeringer for antatt forurensningsgrad med hensyn til næringsstoffer og organisk stoff (Figur 48).



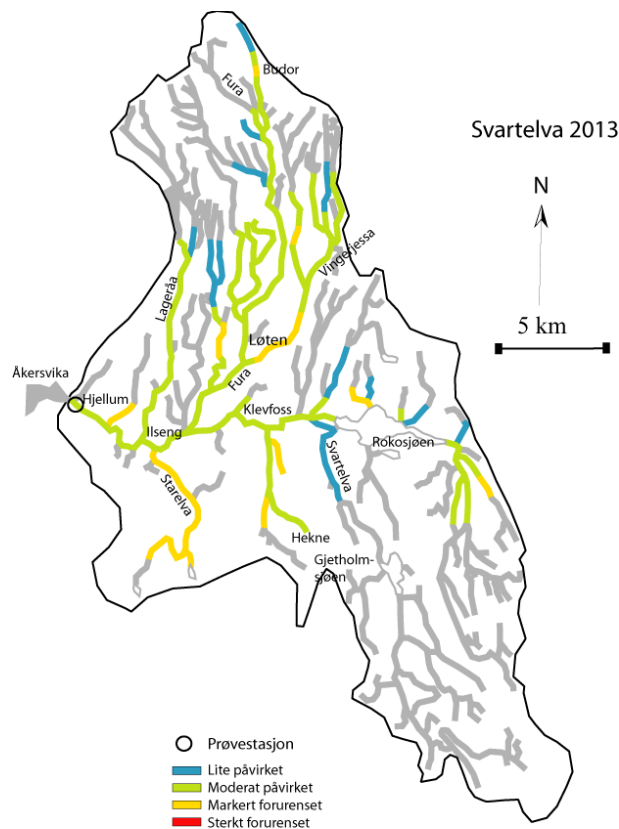
Figur 48. Miljøtilstanden med hensyn til eutrofiering/organisk belastning i Gudbrandsdalslågen med sidevassdrag, vurdert på grunnlag av feltbefaringer med observasjoner av biologiske forhold i august 2013. I nedre del av hovedvassdraget, ved Fåberg, er vurderingen basert på prøver av begroing og bunndyr.

Størstedelen av hovedvassdraget ble vurdert som lite påvirket av næringsstoffer og organisk stoff fra befolkning, jordbruk og annen næringsvirksomhet. Enkelte strekninger slik som i Lesja, i Dovre, ved Otta og ved Tretten ble vurdert som moderat påvirket. Det samme var tilfelle på noen strekninger i sidevassdragene Otta, Sjøa og Våla. Nedre del av Gausa hadde under befaringen meget turbid (grumsete) vann dvs. at elva var preget av stor slamtransport, til tross for lav vannføring. Dette skyldtes trolig de grave- og forbygnings-arbeidene som ble utført i vassdraget i regi av NVE.

Resultatene av de biologiske undersøkelsene ved Fåberg tydet på at lokaliteten var lite eller ubetydelig påvirket av næringsstoffer og organisk stoff. Økologisk tilstand ble her vurdert som svært god ut fra begroingssamfunnet og som god ut fra bunndyrsamfunnet i 2013.

Svartelva

Befaringer i vassdraget med vurderinger av miljøtilstanden på et stort antall lokaliteter ble gjennomført i slutten av august og i begynnelsen av september 2013. I nedre del av hovedvassdraget, ved Hjellum, er vurderingene i hovedsak basert på prøver og analyser av begroings- og bunndyrsmfunnene fra henholdsvis sommeren og høsten 2013 (se kpt. 4.5 og 4.6). Resultatene er illustrert i form av kart med fargemarkeringer for antatt forurensningsgrad med hensyn til eutrofiering/organisk belastning (Figur 49).



Figur 49. Miljøtilstanden mbt. eutrofiering/organisk belastning i Svartelva med sidevassdrag, vurdert på grunnlag av feltbefaringer med observasjoner av biologiske forhold i august-september 2013. I nedre del av hovedvassdraget, ved Hjellum, er vurderingen basert på prøver av begroing og bunndyr.

Flesteparten av de undersøkte lokalitetene hadde lite synlig algebegroing og små forekomster av nedbrytere som sopp og bakterier. Disse strekningene ble vurdert som lite eller moderat påvirket av næringsstoffer og organisk stoff. De midtre og lavereliggende delene av Svartelva påvirkes i betydelig grad av jordbruket og andre menneskelige aktiviteter. Både i hovedvassdraget og i mange sidevassdrag var elvebunnen preget av mer eller mindre jordtilslamming. Markerte jernutfellinger var også karakteristisk ved flere lokaliteter. Der det enten var spesielt mye jordtilslamming eller jernutfelling, ble tilstanden vurdert som «markert forurenset». Dette gjaldt spesielt strekninger i sidevassdrag som Starelva, Fura og Vingerjessa. I enkelte av sidebekkene i øvre deler av Fura og Vingerjessa manglet følsomme grupper av bunndyr. Her var vassdraget trolig påvirket av surt vann.

Både undersøkelsene av begroing og bunndyr ved Hjellum indikerte god økologisk tilstand i 2013. Innen begroingssamfunnet var det imidlertid klart flere arter som indikerer næringsbelastning her enn på stasjonen i Gudbrandsdalslågen (se kpt. 4.5).

4.8 Økologisk tilstand i tilløpselver - oppsummering

Vi har her foretatt en samlet vurdering av økologisk tilstand med hensyn til eutrofi/organisk belastning for nedre deler av tilløpselvene Lågen, Gausa, Hunnselva, Lena, Flagstadelva og Svartelva (Tabell 13).

Klassifisering av økologisk tilstand skal i følge vannforskriften primært gjøres på grunnlag av biologiske kvalitetselementer (f.eks. begroing og/eller bunndyr) og med fysisk/kjemiske forhold som støtteparametre. Det var kun i Lågen og Svartelva slike biologiske undersøkelser ble gjennomført i 2013. I tabellen nedenfor har vi imidlertid også inkludert resultatene fra undersøkelser av begroingsorganismer og/eller bunndyr i Lena i 2011 (Bækken og Eriksen 2012), Gausa i 2011 (Løvik mfl. 2012) og Hunnselva i 2012 (Løvik mfl. 2013) samt resultater fra analyser av næringsstoffene fosfor og nitrogen i perioden 2011-2013.

Tabell 13. Samlet vurdering av økologisk tilstand mht. eutrofi/organisk belastning i elver basert på begroing og bunndyr i 2013 samt total-fosfor og total-nitrogen i perioden 2011-2013 (medianverdier). Normaliserte EQR-verdier er gitt.

*Klassifiseringen mht. biologi i Gausa og Lena er basert på undersøkelser i 2011, for Hunnselva i 2012.

	Lågen	Gausa*	Hunnselva*	Lena*	Flagstadelva	Svartelva
Begroing, PIT, nEQR	0,87	God	0,58			0,67
Bunndyr, ASPT, nEQR	0,75	Svært god	0,47	God		0,74
Tot-P, µg P/l	6,3	9,9	18	18	14	26
Tot-P, nEQR	0,98	0,95	0,83	0,83	0,90	0,65
Tot-N, µg N/l	235	676	1360	2872	1455	1410
Tot-N, nEQR	0,92	0,60	0,39	0,14	0,35	0,37
Samlet	God	God	Moderat	God	(Svært god)	God

Tilstandsklasser (Veileder 02:2013):

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

Ut fra medianverdier for tot-P for 2011-2013 blir tilstanden å betrakte som svært god i alle elvene bortsett fra Svartelva som får tilstand god. Medianverdier for tot-N indikerer svært god tilstand i Lågen, moderat tilstand i Gausa, dårlig tilstand i Hunnselva, Flagstadelva og Svartelva samt svært dårlig tilstand i Lena. Tot-N gir imidlertid ikke utslag på samlet vurdering i forhold til eutrofiering i følge gjeldende klassifiseringsveileder (Veileder 02:2013).

Den samlede vurderingen i forhold til eutrofi/organisk belastning gir god tilstand i Gudbrandsdalslågen, Gausa, Lena og Svartelva samt moderat tilstand i Hunnselva. Ved bunndyrsundersøkelsen i Lena i 2011 var nederste prøvestasjon lagt oppstrøms tettstedet Skreia (Bækken og Eriksen 2012), mens våre vannprøver tas ut nedstrøms Skreia (ved travbanen). Ved en undersøkelse av bunndyrsamfunnets sammensetning ved travbanen i 2009 ble miljøtilstanden vurdert som moderat. Tilstanden i Flagstadelva er her vurdert bare på grunnlag av konsentrasjoner av tot-P og tot-N, noe som resulterer i svært god tilstand. Dette resultatet bør imidlertid anses som usikkert og kan være misvisende, men for denne elva har vi ingen biologiske observasjoner fra de siste tre årene.

4.9 Fosforbudsjett for Mjøsa

I perioden 2010-2013 har det blitt gjennomført målinger av konsentrasjoner av næringsstoffer både i de seks viktigste tilløpselvene og i utløpet av Mjøsa (Vorma). Dette sammen med vannføringsdata (fra GLB og NVE) har gjort det mulig å foreta beregninger av fosfor-balansen inn og ut av Mjøsa. Forutsetningen har bl.a. vært at vi også har hatt tilgang til data for utslipp direkte til Mjøsa utenom de store elvene og et estimat over tilførsler med elver hvor transportmålinger ikke gjøres. Dette siste er anslått til å utgjøre 7 % av de totale tilførslene med de seks elvene der fosfortransporten måles, i tråd med tidligere beregninger (jf.

Kjellberg 2006). Mengden fosfor som deponeres direkte på innsjøoverflaten er estimert ut fra litteraturdata. Resultatene av beregningen er gitt i Tabell 14.

Tabell 14. Beregnet fosforbalanse for Mjøsa i 2013.

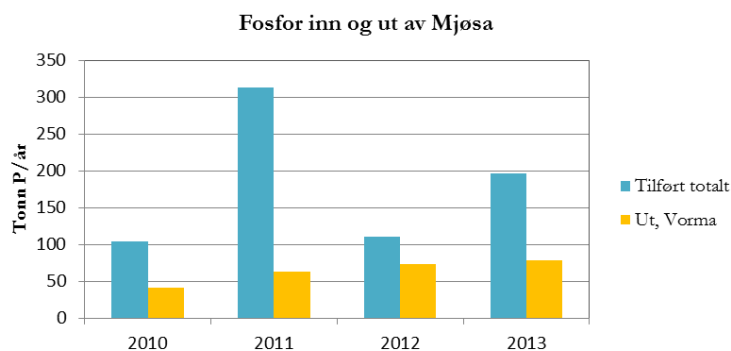
	Tot-P, tonn	%
Gudbrandsdalslågen (målt)	108,1	55,2
Sum 5 andre elver* (målt)	64,8	33,1
Andre elver (estimat 7 %)	12,1	6,2
Elver totalt	185,1	94,4
Kommunale renseanlegg	3,500	1,8
Industri	0,02	0,01
Direkte på innsjøoverflaten	7,4	3,8
Totale tilførsler	196,0	100
Transport ut, Vormå (målt)	78,5	40
Tilbakeholdelse i Mjøsa	117,5	60

* Lena, Hunnselva, Gausa, Flagstadelva og Svartelva

Den totale tilførselen av fosfor til Mjøsa er beregnet til 196 tonn i 2013. Elvetilførslene stod for 94 % i 2013. Dette omfatter bl.a. tilførsler fra jordbruk, kommunale renseanlegg og avløpsanlegg med utslipp til elver, private anlegg i spredt bebyggelse og industri med utslipp til elver. Kommunale renseanlegg med utslipp direkte til Mjøsa bidro med 3,5 tonn eller 1,8 %, mens industri med utslipp direkte til Mjøsa bidro med 0,02 tonn eller 0,01 % av de totale tilførslene av fosfor.

Mengden som ble transportert ut med Vormå er beregnet til ca. 79 tonn. Dette gir en retensjon (tilbakeholdelse) i Mjøsa på ca. 118 tonn P eller 60 %. De totale fosfor-tilførslene var betydelig større i «flomårene» 2011 og 2013 enn i årene 2010 og 2012 (Figur 50). Det må understrekes at det er knyttet betydelig usikkerhet til tilførselsverdiene, spesielt for 2011 og 2013. Dette fordi konsentrasjonene vil kunne variere mye under flommer, noe som gir store utslag på transportverdien i de aktuelle tidsrommene når vannføringen er stor.

Beregnet retensjon av fosfor i Mjøsa har de fleste årene variert i området 60-80 % av totaltilførselen. For 2012 ble retensjonen beregnet til 34 %. Dette henger sammen med at det ble målt gjennomgående relativt høye konsentrasjoner i utløpet av Mjøsa øverst i Vormå, noe som indikerer at transporten ut var forholdsvis stor dette året. En mulig forklaring kan være at det skjedde en ikke ubetydelig intern tilførsel av fosfor i søndre del av Mjøsa, i form av resuspensjon av partikkelbundet fosfor fra sedimenter. Det er rimelig å anta at dette kan ha hatt sammenheng med de omfattende anleggsarbeidene i forbindelse med fellesprosjektet E6 - Dovrebanen. Dette arbeidet omfatter bl.a. mudring av betydelige mengder finkornet masse langs land på visse strekninger. Det var også episoder med relativt høye konsentrasjoner i 2013, spesielt i forbindelse med flommen i slutten av mai (se Tabell 39 i Vedlegg).



Figur 50. Beregnet mengde fosfor transportert inn og ut av Mjøsa i perioden 2010-2013.

5. Litteratur

Aanes, K. J., Bækken, T., Persson, J. Eriksen T. E. og Skjelbred, B. 2014. Resipientovervåkning i Mjøsa ved utslipp av vann fra driving av tunneler for E6 - Dovrebanen på strekningen Langset - Espa i Eidsvoll og Stange kommune. Perioden: 2. halvår 2013. NIVA Rapport L. nr. 6621-2014. 88 s.

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. Tyrifjorden. 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 trofivå og akseptabel fosforbelastning i sjøer med middeldyp 1,5 m – 15 m. NIVA-rapport 2001. 44 s.

Bækken, T. og Eriksen, T.E. 2012. Økologisk tilstand i Lenavassdraget og Heggshuselva i Østre og Vestre Toten kommuner 2011, basert på bunndyrsfunn. NIVA-rapport 6367-2012. 26 s.

Bækken, T. og Færøvik, P.J. 2004. Effekter av vegforurensning på vannkvalitet og biologi i Padderudvann. Statens vegvesen, Teknologivdelingen. Publikasjon nr. 106. 92 s.

Bækken, T. og Haugen, T. 2006. Kjemisk tilstand i vegnære innsjøer. Påvirkning fra avrenning av vegsalt, tungmetaller og PAH. Statens vegvesen, Utbyggingsavdelingen. Rapport nr. UTB 2006/06. 91 s.

Brettum, P. og Andersen, T. 2005. The use of phytoplankton as indicators of water quality. NIVA-rapport 4818-2004. 33 pp. + 164 fact-sheets.

Direktoratsgruppa for gjennomføringen 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.

Direktoratsgruppa for gjennomføringen av vanddirektivet 2013. Veileder 02:2013. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. <http://www.vannportalen.no/>. 263 s.

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

EN, European Committee for Standardization, 2009. Water quality - Guidance standard for the surveying, sampling and laboratory analysis of phytobenthos in shallow running water. EN 15708:2009.

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

Hanssen-Bauer, I., H. Drange, E.J. Førland, L.A. Roald, K.Y. Børsheim, H. Hisdal, D. Lawrence, A. Nesje, S. Sandven, A. Sorteberg, S. Sundby, K. Vasskog og B. Ådlandsvik 2009. Klima i Norge 2100. Bakgrunnsmateriale til NOU Klimatilpassing, Norsk klimasenter, september 2009, Oslo.

Hessen, D.O., Faafeng, B.A. and Andersen, T. 1995. Replacement of herbivore zooplankton species along gradients of ecosystem productivity and fish predation pressure. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52: 733-742.

- Hobæk, A., Løvik, J.E., Rohrlack, T., Moe, J., Grung, M., Bennion, H., Clarke, G. and Piliposyan, G.T. 2012. Eutrophication, recovery and temperature in Lake Mjøsa: detecting trends with monitoring data and sediment records. *Freshwat. Biol.* 57: 1998-2014.
- Holtan, H. 1993. The results of the 20-years battle against eutrophication in Lake Mjøsa. Contribution at the EWPCA-ISWA Symposium in München, May 11-14.1993: 371-382.
- Holtan, H., Kjellberg, G., Brettum, P., Tjomsland, T. og Krogh, T. 1979. Mjøsprosjektet. Hovedrapport for 1971-1976. NIVA-rapport 1117-1979. 174 s.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1946. The plankton in Mjøsa. *Nytt Magasin for Naturvidenskapene*. Bind 85: 160-221.
- Kahle, D. og Wickham, H. 2013. ggmap: A package for spatial visualization with Google Maps and OpenStreetMap. R package version 2.3. URL <http://CRAN.R-project.org/package=ggmap>
- Kjellberg, G. 1982. Overvåking av Mjøsa. Bakgrunnsdata, historikk og videreføring. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT), overvåkingsrapport 54/82. NIVA-rapport 1450. 104 s.
- Kjellberg, G. 1985. Overvåking av Mjøsa. Sammendrag, trender og kommentarer til situasjonen 1976-1984. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT). Overvåkingsrapport 192/85. NIVA-rapport 1759.
- Kjellberg, G. 2006. Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpselver. Årsrapport/datarapport for 2005. NIVA-rapport 5195-2006. 98 s.
- Kjellberg, G. og Sandlund, O.T. 1983. Næringsrelasjoner i Mjøsas pelagiske økosystem. Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk. Mjøsundersøkelsen. Rapport nr. 6 – 1983. ISBN 82-90368-06-2. 61 s.
- Kjellberg, G., Hessen, D.O. og Nilssen, J.P. 1991. Life history, growth and production of *Mysis relicta* in the large, fjord-type Lake Mjøsa, Norway. *Freshwat. Biol.* 26: 165-173.
- Kjellberg, G., Hegge, O., Lindstrøm, E.-A. og Løvik, J.E. 1999. Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpselver. Årsrapport for 1998. NIVA-rapport 4022-1999. 96 s.
- Kjellberg, G. 2006. Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpselver. Årsrapport/datarapport for 2005. NIVA-rapport 5195-2006. 98 s.
- Løvik, J.E. 2013. Påvirkning fra vegsalting langs E6 på Flagstadelva i Hamar. NIVA-rapport 6484-2013. 23 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. og Åstebøl, S.O. 2011. Påvirkning fra salting og miljøgifter i Åkersvika langs E6 ved Flagstadelva i Hamar kommune. NIVA-rapport 6247-2011. 32 s.
- Løvik, J.E., Bækken, T., Eriksen, T.E. og Kile, M.R. 2011. Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa. Årsrapport/datarapport for 2010. NIVA-rapport 6132-2011. 81 s.
- Løvik, J.E., Brettum, P., Bækken, T. og Kile, M.R. 2013. Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa. Årsrapport/datarapport for 2012. NIVA-rapport 6519-2013. 85 s.
- Müller, B. og Gächter, R. 2012. Increasing chloride concentrations in Lake Constance: characterization of sources and estimation of loads. *Aquat. Sci.* 74: 101-112.
- Nashoug, O. (red.) 1999. Vannkvaliteten i Mjøsa – før og nå. Mjøsovervåkingen gjennom 25 år. Styringsgruppa for overvåking av Mjøsa. 86 s.

- NS EN 15204, 2006. Water quality – Guidance for the routine analysis of phytoplankton abundance and composition using inverted microscopy (Utermöhl technique).
- NVE 2003. Tiltak i vassdrag. Åkersvika naturreservat – etablering av ny minimumsvannstand. Detaljplan. Saksbehandler: A.T. Hamarsland, ansvarlig: R. Øvre. Saksnr. 200101790. Foreløpig utgave. 13 s. + vedl.
- Olrik, K., Blomqvist, P., Brettum, P., Cronberg, G. and Eloranta, P. 1998. Methods for quantitative assessment of phytoplankton in freshwater part I: sampling, processing and application in freshwater environmental monitoring programs. Naturvårdsverket report 4860. Stockholm. 86 pp.
- R Core Team 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>
- Rognerud, S. 1988. Fosfortransport til Mjøsa i perioden 1973-87. NIVA-rapport 2170. 56 s.
- Rognerud, S., Berge, D. og Johannessen, M. 1979. Telemarkvassdraget. Hovedrapport fra undersøkelsene i perioden 1975-1979. NIVA-rapport 1147. 82 s.
- Rognerud, S. and Kjellberg, G. 1990. Long-term dynamics of the zooplankton community in Lake Mjøsa, the largest lake in Norway. Verh. Int. Ver. Limnol., 24: 580-585.
- Rognerud, S., Garmo, Ø. og Løvik, J.E. 2014. Overvåking av biologi og innhold av partikler i Mjøsa sydlige deler i 2012-2014. Årsrapport for 2013. NIVA-rapport 6611-2014. 26 s.
- Rustadbakken, A., Bækken, T., Løvik, J.E. og Hovind, H.R. 2009. Kjemikalieutslipp Svartelva, Løten kommune januar 2009 – undersøkelser av akutte og langvarige effekter etter trailervelt og påfølgende utslipp. NIVA-rapport 5900-2009. 19 s.
- Schindler, D.W. 2012. The dilemma of controlling cultural eutrophication of lakes. Proc. R. Soc. B. doi:10.1098/rspb.2012.1032.
- Schneider, S. og Lindstrøm, E.-A., 2009. Bioindication in Norwegian rivers using non-diatomaceous benthic algae: The acidification index periphyton (AIP). Ecological Indicators 9: 1206-1211.
- Schneider, S. C. 2011. Impact of calcium and TOC on biological acidification assessment in Norwegian rivers. Science of the Total Environment 409(6): 1164-1171.
- Schneider, S. og Lindstrøm, E.-A. 2011. The periphyton index of trophic status PIT: A new eutrophication metric based on non-diatomaceous benthic algae in Nordic rivers. Hydrobiologia 665(1): 143-155.
- Østrem, G., Flakstad, N. og Santha, J.M. 1984. Dybdekart over norske innsjøer. Et utvalg innsjøkart utarbeidet ved Hydrologisk avdeling. Norges vassdrags- og elektrisitetsvesen. Meddelelse nr. 48 fra Hydrologisk avdeling 1984. 128 s. + vedlegg.

6. Vedlegg

6.1 Materiale og metoder

Fysisk/kjemiske og bakteriologiske prøver og analyser

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

Tabell 15. Oversikt over kjemiske og mikrobiologiske analysemetoder/-betegnelser ved MjøsLab, LabNett og NIVA.

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

Bentiske alger

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

Prøvetaking av bentiske alger ble gjennomført 9. august 2013. 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 konserveret med formaldehyd. Innsamlede prøver ble senere undersøkt i mikroskop, og tettheten av de mikroskopiske algene som ble funnet sammen med de

makroskopiske elementene ble estimert som hyppig, vanlig eller sjelden. Metodikken er i tråd med den europeiske normen for prøvetaking og analyse av begroingsalger (EN 15708:2009).

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

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

I forbindelse med vannforskriften er det fastsatt klassegrenser for både PIT og AIP indeksen. Klassegrensene avhenger av elvetype. For PIT indeksen er Ca-konsentrasjonen avgjørende (Schneider, upublisert), mens både Ca- og TOC-konsentrasjonen er avgjørende for AIP indeksen (Schneider, 2011). For lettere å sammenligne økologisk tilstand både mellom elvetyper innen samme kvalitetselement og med andre kvalitetselementer, omregnes de absolutte indeksverdiene til normalisert EQR (Ecological Quality Ratio). Normalisert EQR ligger på en skala fra 0-1, og her er klassegrensene like uansett elvetype eller kvalitetselement (Tabell 16).

Tabell 16. Klassegrenser med tilhørende tilstandsklasser for normalisert EQR samt miljømål.

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

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

Bunndyr

Prøvene ble tatt med standardisert sparkemetode (NS). Metoden er, i henhold til forslag i veileder for klassifisering (Vannportalen.no), konkretisert til flere enkeltprøver og i sterkere grad bundet opp til areal enn tid. Det gjør metoden mer stringent, mindre avhengig av skjønn og lettere 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). For å unngå tetting av håven og tilbakespyling, tømmes håven etter 3 enkeltprøver (1 minutt). Alle prøvene samles til en blandprøve. Tilnærmingen er tilsvarende den som ble foreslått i EU prosjektet STAR (20 enkeltprøver ca. 1/4 m) og i den svenske metoden for bunndyrundersøkelser i henhold til vanndirektivet (5 én meters prøver).

Økologisk tilstand på elvestasjonene er vurdert etter kriterier i henhold til Klassifiseringsveileder. Til dette er det anvendt bunndyrindeksen ASPT som også ble brukt som ”norsk vurderingssystem” ved interkalibreringen av bunndyrssystemer i EU. EQR (ecological quality ratio) er forholdet mellom målt ASPT på en lokalitet og referanse ASPT for den aktuelle vanntypen. nEQR er en harmonisert EQR verdi som viser tilstanden til alle biologiske elementer på samme skala.

I tillegg er det gjort en vurdering av biologisk mangfold basert på opptelling av antall arter i gruppene døgnfluer, steinfluer og vårfluer (EPT) i materialet. Det ble også gjort en vurdering av tettheten av grupper og arter i bunndyrsamfunnet.

Resultatene fra 2013 er sammenlignet med tidligere observasjoner fra samme stasjoner når disse anses å ha god kvalitet og er relevante.

Planteplankton

Kvantitative prøver av planteplankton ble samlet inn ved de fire stasjonene i Mjøsa, som blandprøver fra sjiktet 0-10 m. Ved hovedstasjonen Skreia ble det samlet inn prøver ca. hver 14. dag, dvs. til sammen 11 prøver i perioden mai-oktober. Ved de øvrige tre stasjonene ble det samlet inn prøver månedlig i perioden mai-oktober. Prøvene ble fylt på 100 ml mørke glassflasker og konservert i felt med Lugols løsning (fytofiks). Planteplanktonprøvene ble analysert i henhold til metoder beskrevet av Olrik mfl. (1998), NS EN 15204-2006. Planteplanktonets sammensetning og mengde ble vurdert i forhold til tidligere observasjoner fra Mjøsa og indikatorverdier gitt av Brettum og Andersen (2005).

Dyreplankton og mysis

Kvantitative prøver av dyreplankton ble samlet inn ca. hver 14. dag, totalt 11 ganger, i perioden mai-oktober ved hovedstasjonen Skreia. Det ble benyttet en 25-liters Schindler-felle påmontert på maskevidde på ca. 50-60 µm. Prøver ble hentet opp fra 0,5 m, 2 m, 5 m, 8 m, 12 m, 16 m, 20 m, 30 m og 50 m dyp. Prøvene ble fylt på 100 ml mørke glassflasker og 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 istidskrepssdyr, som regel i løpet av ett døgn etter prøveinnsamling. Antall av 0+, 1+ og 2+ og evt. eldre ble notert, og biomasser (for sjiktet 0-120 m) ble beregnet på grunnlag av individantall og spesifikke vekter for de ulike størrelsene og aldersklassene (jf. Kjellberg mfl. 1991).

6.2 Primærdata Mjøsa 2013

Tabell 17. Vanntemperaturer i Mjøsa i 2013, °C.

Brøttum:												
Dyp, m	26.03.13	15.05.13	05.06.13	03.07.13	07.08.13	03.09.13	09.10.13					
0,5		3,6	8,9	13,4	19,2	16,2	11,8					
2	0,4	3,6	8,3	13,3	19,0	16,2	11,8					
5		3,6	7,7	13,3	18,6	16,0	11,8					
8		3,6	7,7	13,1	18,5	15,8	11,7					
10	0,8	3,6	7,7	13,0	18,3	15,8	11,6					
12		3,6	7,7	13,0	18,2	15,3	11,6					
16		3,6	7,3	11,8	15,5	11,3	11,3					
20	2,9	3,6	7,1	10,8	13,0	9,5	11,0					
30	3,3	3,6	7,1	6,3	7,6	7,2	9,4					
50			5,6	5,4	6,1	5,9	6,2					
55	3,6											
60		3,6										
Kise:												
Dyp, m	25.03.13	15.05.13	05.06.13	03.07.13	07.08.13	03.09.13	09.10.13					
0,5		3,8	8,1	13,9	18,2	16,2	12,4					
2	0,7	3,8	7,0	13,8	18,2	16,0	12,4					
5		3,8	5,4	13,8	18,1	15,8	12,3					
8		3,8	4,8	13,2	18,0	15,5	12,2					
10		3,8	4,6	12,2	17,7	14,5	12,2					
12		3,8	4,4	12,0	16,6	14,0	12,1					
16		3,8	4,3	10,9	13,8	11,0	12,0					
20	2,1	3,8	4,3	9,4	10,2	9,8	11,8					
30			4,3	6,9	7,0	6,7	10,4					
50	3,4	3,7	4,3	4,8	5,3	5,3	6,5					
100	3,9	3,7										
200	3,9	3,7										
Furnesfjorden:												
Dyp, m	25.03.13	15.05.13	05.06.13	03.07.13	07.08.13	03.09.13	09.10.13					
0,5		4,2	6,6	14,0	20,0	16,8	12,2					
2	0,9	4,1	6,2	13,9	19,8	16,7	12,0					
5		4,0	5,4	13,9	19,6	16,5	11,9					
8		4,0	5,4	13,6	17,4	15,9	11,8					
10	1,6	4,0	5,3	13,3	15,1	14,7	11,8					
12		4,0	5,3	13,2	14,2	13,2	11,7					
16		4,0	5,2	12,6	10,3	11,4	11,7					
20	2,3	4,0	5,1	11,9	6,5	9,0	11,7					
30	2,7		4,9	9,2	6,1	7,4	11,5					
50			4,7	5,8	5,2	5,8	6,0					
60	3,5	3,9										
Skreia:												
Dyp, m	25.03.13	15.05.13	05.06.13	19.06.13	03.07.13	15.07.13	07.08.13	21.08.13	03.09.13	25.09.13	09.10.13	23.10.13
0,5	0,5	4,0	7,6	8,2	10,4	14,7	16,8	16,5	16,1	13,9	11,4	9,7
2		4,0	7,1	8,0	10,3	14,7	16,8	16,5	16,1	13,9	11,4	9,7
5	0,9	4,0	6,9	7,7	10,1	14,5	16,3	16,0	16,0	13,9	11,3	9,7
8		3,9	6,8	7,1	10,1	14,1	16,2	15,7	15,6	13,9	11,3	9,7
10		3,9	6,8	6,9	10,0	12,5	16,2	15,3	15,4	13,9	11,3	9,6
12			6,5	6,4	9,8	11,7	16,0	14,5	14,9	13,8	11,3	9,5
16			6,0	5,7	9,3	9,8	12,9	13,2	13,5	13,8	11,0	9,5
20	1,8	3,9	4,7	5,4	8,1	7,5	9,8	11,9	12,8	13,5	10,5	9,5
30			4,2	5,0	6,9	6,6	7,4	7,2	8,4	9,1	9,3	8,5
50	2,5	3,9	4,1	4,2	4,5	4,8	5,0	4,9	5,8	6,0	5,0	5,4
100	3,8	3,9										
180			4,0	4,0	4,0	4,2	4,4	4,3	4,3	4,5	4,1	4,2
200	3,8	3,8										
300	3,8	3,7										4,0
400	3,8	3,7										

Tabell 18. Turbiditet og konsentrasjoner av næringsstoffer fra dypserier i mars 2013.

Stasjon	Dato	Dyp m	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	NO3 µg/l	Turbiditet FNU
Brøttum	26.03.2013	2	3,3	274	188	
Brøttum	26.03.2013	10	3,7	310	218	
Brøttum	26.03.2013	20	4,2	415	317	
Brøttum	26.03.2013	30	3,8	429	324	
Brøttum	26.03.2013	55	4,6	511	374	0,31
Brøttum	26.03.2013	Middel	3,9	388	284	
Kise	25.03.2013	2	4,0	361	243	
Kise	25.03.2013	20	3,5	559	434	
Kise	25.03.2013	50	3,6	551	437	
Kise	25.03.2013	100	3,6	518	442	
Kise	25.03.2013	200	3,9	516	429	0,28
Kise	25.03.2013	Middel	3,7	501	397	
Furnesfj.	25.03.2013	2	4,2	598	465	
Furnesfj.	25.03.2013	10	3,4	574	461	
Furnesfj.	25.03.2013	20	3,6	580	462	
Furnesfj.	25.03.2013	30	3,5	541	454	
Furnesfj.	25.03.2013	60	3,7	550	449	0,18
Furnesfj.	25.03.2013	Middel	3,7	569	458	
Skreia	25.03.2013	0,5	4,5	600	522	0,20
Skreia	25.03.2013	5	4,0	532	452	0,14
Skreia	25.03.2013	20	3,8	547	455	0,18
Skreia	25.03.2013	50	3,7	518	450	0,20
Skreia	25.03.2013	100	3,7	483	447	0,17
Skreia	25.03.2013	200	3,9	527	458	0,30
Skreia	25.03.2013	300	4,0	538	455	0,38
Skreia	25.03.2013	400	6,6	536	458	2,20
Skreia	25.03.2013	Middel	4,3	535	462	0,47

Tabell 19. Konsentrasjoner av næringsstoffer fra dypserier i mai 2013.

	Dato	Dyp m	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	NO3 µg/l
Brøttum	15.05.2013	2	5,6	587	512
Brøttum	15.05.2013	10	5,1	424	359
Brøttum	15.05.2013	20	5,8	432	358
Brøttum	15.05.2013	30	5,2	450	361
Brøttum	15.05.2013	60	5,2	454	365
Brøttum	15.05.2013	Middel	5,4	469	391
Kise	15.05.2013	2	4,4	526	439
Kise	15.05.2013	20	5,0	519	438
Kise	15.05.2013	50	4,1	557	437
Kise	15.05.2013	100	4,3	514	438
Kise	15.05.2013	200	4,8	524	448
Kise	15.05.2013	Middel	4,5	528	440
Furnesfj.	15.05.2013	2	5,9	592	456
Furnesfj.	15.05.2013	10	5,5	557	435
Furnesfj.	15.05.2013	20	4,9	553	455
Furnesfj.	15.05.2013	30	5,0	528	434
Furnesfj.	15.05.2013	60	7,7	531	458
Furnesfj.	15.05.2013	Middel	5,8	552	448
Skreia	15.05.2013	0,5	4,0	570	453
Skreia	15.05.2013	5	5,0	562	458
Skreia	15.05.2013	20	3,8	497	434
Skreia	15.05.2013	50	3,7	504	455
Skreia	15.05.2013	100	3,7	522	450
Skreia	15.05.2013	200	3,9	520	451
Skreia	15.05.2013	300	4,6	506	471
Skreia	15.05.2013	400	5,7	617	536
Skreia	15.05.2013	Middel	4,3	537	464

Tabell 20. Resultater av generelle vannkjemiske analyser fra dypserier ved Skreia i mai 2013.

	Dato	Dyp m	pH	Alkalitet mmol/l	Fargetall mg Pt/l	Kondukt. m S/m	Turbiditet FNU	Silikat mg SiO ₂ /l	TOC mg C/l	Natrium mg Na/l	Klorid mg Cl/l
Skreia	15.05.2013	0,5	7,2	0,240	12	4,51	0,38	2,65	2,2		
Skreia	15.05.2013	5	7,2	0,235	12	4,50	0,30	2,76	2,1	1,15	1,5
Skreia	15.05.2013	20	7,2	0,235	12	4,51	0,32	2,76	2,2		
Skreia	15.05.2013	50	7,2	0,235	11	4,45	0,35	2,74	2,1		
Skreia	15.05.2013	100	7,2	0,235	12	4,52	0,38	2,76	2,1		
Skreia	15.05.2013	200	7,2	0,235	12	4,54	0,58		2,2	1,18	1,6
Skreia	15.05.2013	300	7,2	0,236	11	4,55	1,30	2,78	2,0		
Skreia	15.05.2013	400	7,2	0,237	12	4,57	2,00	2,89		1,17	1,6
Skreia	15.05.2013	Middel	7,2	0,236	12	4,52	0,70	2,76	2,1	1,17	1,6

Tabell 21. Siktedyp og vannkjemidata fra blandprøver (0-10 m) ved stasjon Brøttum i 2013.

	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
15.05.2013	8,4	5,5	432	363	11	1,9	<0,31	
05.06.2013	0,9	24	316	155	16	2,6	<0,52	16
03.07.2013	3,5	7,1	224	141	15	2,4	1,1	
07.08.2013	7,3	6,3	257	134	9	1,6	2,4	
03.09.2013	6,4	10	232	124	9	2,0	4,9	
09.10.2013	8,7	4,4	238		8	1,8	1,9	
Min	0,9	4,4	224	124	8	1,6	<0,31	
Maks	8,7	24,0	432	363	16	2,6	4,9	
Middel mai-okt	5,9	9,6	283	183	11,3	2,1	1,8	
Middel jun-okt	5,4	10,4	253	139	11,4	2,08	2,1	
Median mai-okt	6,9	6,7	248	141	10	2,0	1,5	

Tabell 22. Siktedyp og vannkjemidata fra blandprøver (0-10 m) ved stasjon Kise i 2013.

	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
15.05.2013	10,8	4,1	511	441	11	2,1	0,31	
05.06.2013	1,3	8,3	484	360	14	2,3	0,40	3,4
03.07.2013	4,6	7,6	378	270	16	2,6	3,3	
07.08.2013	5,7	7,2	409	234	13	1,9	3,9	
03.09.2013	6,3	5,4	254	143	10	1,9	3,1	
09.10.2013	9,4	3,8	377		9	2,0	2,0	
Min	1,3	3,8	254	143	9	1,9	0,31	
Maks	10,8	8,3	511	441	16	2,6	3,9	
Middel mai-okt	6,4	6,1	402	290	12,2	2,1	2,2	
Middel jun-okt	5,5	6,5	380	252	12,4	2,14	2,5	
Median mai-okt	6,0	6,3	394	270	12,0	2,1	2,6	

Tabell 23. Siktedyp og vannkjemidata fra blandprøver (0-10 m) ved stasjon Furnesfjorden i 2013.

	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
15.05.2013	7,9	5,3	574	458	13	2,4	0,76	
05.06.2013	5,1	6,0	620	456	10	2,3	0,53	1,1
03.07.2013	5,0	7,3	470	352	16	2,8	4,0	
07.08.2013	6,3	6,7	440	279	14	2,3	3,5	0,51
03.09.2013	6,4	6,5	413	248	11	2,5	4,3	
09.10.2013	8,7	5,3	393		10	2,0	2,0	
Min	5,0	5,3	393	248	10	2,0	0,53	
Maks	8,7	7,3	620	458	16	2,8	4,3	
Middel mai-okt	6,6	6,2	485	359	12,3	2,4	2,5	
Middel jun-okt	6,3	6,4	467	334	12,2	2,38	2,9	
Median mai-okt	6,4	6,3	455	352	12,0	2,4	2,8	

Tabell 24. Siktedyp og vannkjemidata fra blandprøver (0-10 m) ved stasjon Skreia i 2013.

	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
15.05.2013	11,8	4,1	495	460	7,2	0,234	12	4,50	2,70	2,1	0,33	<0,31
05.06.2013	7,4	4,7	573	441	7,2	0,249	10	4,62	2,76	2,2	0,57	1,6
19.06.2013	5,2	8,7	490	396	7,3	0,247	13	4,29	3,04	2,2	1,60	1,1
03.07.2013	6,3	5,5	484	396	7,3	0,243	14	4,32	3,02	2,6	0,78	1,5
15.07.2013	5,7		433	369	7,2	0,242	14	4,31	3,06	2,2	0,59	2,6
07.08.2013	6,5	7,3	461	288	7,4	0,224	14	3,98	2,31	2,3	0,60	2,9
21.08.2013	5,6	7,8	455	255	7,4	0,216	12	3,86	2,12	2,4	0,74	4,2
03.09.2013	6,5	6,5	403	247	7,3	0,247	11	3,92	1,71	2,5	0,58	4,2
25.09.2013	7,0	4,5	398	269	7,3	0,215	12	3,74	1,26	2,4	0,86	4,2
09.10.2013	8,9	3,7	439		7,2	0,245	10	3,83	1,65	2,0		2,1
23.10.2013	10,5	4,0	389	307	7,2	0,223	12	3,86	1,63	2,1	0,36	1,2
Min	5,2	3,7	389	247	7,2	0,215	10	3,74	1,26	2,0	0,33	<0,31
Maks	11,8	8,7	573	460	7,4	0,249	14	4,62	3,06	2,6	1,60	4,2
Middel mai-okt	7,4	5,7	456	343	7,3	0,235	12,2	4,11	2,29	2,3	0,70	2,3
Middel jun-okt	7,0	5,9	453	330	7,3	0,235	12,2	4,07	2,25	2,29	0,74	2,6
Median mai-okt	6,5	5,1	455	338	7,3	0,242	12,0	3,98	2,31	2,2	0,60	2,1

Tabell 25. Kvantitative planteplanktonanalyser, stasjon Brøttum 0-10 m i 2013, mm³/m³ = mg/m³ våtvekt.

Dato	15.05.2013	05.06.2013	03.07.2013	02.08.2013	03.09.2013	09.10.2013
Cyanophyceae (Blågrønner)						
Tychonema bourrellyi	0,9	.
Sum - Blågrønner	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9	0,0
Chlorophyceae (Grønner)						
Ankyra lanceolata	0,5
Chlamydomonas sp. (=12)	0,1	1,6
Coelastrum reticulatum	1,0
Eudorina elegans	0,5
Koliella sp.	0,1
Monoraphidium dybowskii	0,2	.
Staurodesmus cuspidatus v.curvatus	0,7
Tetraedron minimum v.tetralobulatum	.	.	0,2	.	.	.
Ubest.ellipsoidisk gr.alge	.	.	.	0,6	.	.
Sum - Grønner	0,2	1,6	0,2	0,6	0,2	2,6
Chrysophyceae (Gullalger)						
Aulomonas purdyi	.	0,1
Craspedomonader	.	.	0,1	0,3	2,5	0,3
Cyster av chrysophyceer	0,1
Cyster av Dinobryon spp.	.	.	0,9	.	0,9	.
Dinobryon divergens	.	.	.	0,5	.	.
Mallomonas akrokomos (v.parvula)	.	.	.	0,7	4,0	1,3
Mallomonas allorgei	.	.	.	0,3	.	.
Mallomonas spp.	.	2,0	4,0	4,5	2,3	0,2
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	2,9	4,2	3,9	4,4	0,8	2,9
Ochromonas spp.	0,5	.	0,9	.	.	.
Små chrysomonader (<7)	7,1	15,2	11,4	13,3	10,3	6,2
Steloxomonas dichotoma	.	.	0,1	.	.	.

Store chrysomnader (>7)	4,7	18,9	16,4	20,7	6,0	2,6
Ubest.chrysomnade (Ochromonas sp.?)	.	.	1,7	.	.	.
Sum - Gullalger	15,3	40,4	39,2	44,4	26,8	13,5
Bacillariophyceae (Kiselalger)						
Asterionella formosa	.	.	3,2	17,3	49,0	25,6
Aulacoseira alpigena	0,6	.	0,8	1,4	1,4	1,4
Cyclotella comta v.oligactis	.	1,7	.	0,1	3,4	.
Cyclotella sp. (d=8-12 h=5-7)	.	.	.	1,5	.	.
Diatoma tenuis	0,2
Fragilaria crotonensis	91,3	60,5
Fragilaria sp. (l=30-40)	.	.	0,6	1,1	0,6	.
Fragilaria sp. (l=40-70)	.	0,8	0,6	0,6	0,1	.
Fragilaria ulna (morfortyp"ulna")	1,6
Rhizosolenia eriensis	6,5	1,4
Tabellaria fenestrata	.	.	0,4	108,9	1228,9	156,8
Sum - Kiselalger	2,4	2,5	5,5	130,8	1381,3	245,7
Cryptophyceae (Svelgflagellater)						
Cryptaulax vulgaris	0,2
Cryptomonas cf.erosa	0,2	2,4	12,5	28,3	40,6	25,9
Cryptomonas curvata	.	.	0,9	.	.	.
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	.	.	3,4	6,5	8,2	9,9
Cryptomonas sp. (l=24-30)	.	0,5	4,5	2,5	18,0	11,0
Katablepharis ovalis	.	0,5	0,8	3,1	.	0,2
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	3,5	4,8	31,5	36,0	54,3	14,8
Rhodomonas lens	.	.	.	3,7	2,8	4,6
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	.	.	2,4	5,3	4,8	.
Sum - Svelgflagellater	3,9	8,3	56,0	85,4	128,5	66,5
Dinophyceae (Fureflagellater)						
Gymnodinium cf.lacustre	.	7,0	3,2	3,7	1,1	.
Gymnodinium sp.	.	1,0	1,0	.	1,0	.
Gymnodinium sp. (l=14-16)	.	.	0,2	3,4	.	.
Gymnodinium sp. (l=20-22 b=17-20)	0,0	.
Peridinium sp. (l=15-17)	.	3,3
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	.	.	0,7	0,5	1,5	.
Sum - Fureflagellater	0,0	11,2	5,1	7,6	3,5	0,0
Euglenophyceae (Øyealger)						
Trachelomonas hispida	.	.	.	3,6	.	.
Sum - Øyealger	0,0	0,0	0,0	3,6	0,0	0,0
Haptophyceae (Svepeflagellater)						
Chrysochromulina parva	0,5
Sum - Svepeflagellater	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5
My-alger						
My-alger	6,3	13,3	11,9	21,7	24,5	16,1
Sum - My-alge	6,3	13,3	11,9	21,7	24,5	16,1
Sum total :	28,2	77,3	117,8	294,1	1565,7	344,9

Tabell 26. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra stasjon Kise 0-10 m i 2013, $mm^3/m^3 = mg/m^3$ våtvekt.

Dato	15.05.2013	05.06.2013	03.07.2013	02.08.2013	03.09.2013	09.10.2013
Cyanophyceae (Blågrønnalger)						
Anabaena cf. lemmermannii	.	.	.	0,5	.	.
Planktothrix cf. agardhii	.	0,3
Tychonema bourrellyi	1,9
Woronichinia naegeliana	.	.	.	3,2	.	.
Sum - Blågrønnalger	0,0	0,3	0,0	3,7	0,0	1,9
Chlorophyceae (Grønnalger)						
Ankistrodesmus falcatus	.	.	.	0,7	.	.
Chlamydomonas sp. (l=10)	.	0,5	9,3	.	.	.
Chlamydomonas sp. (l=8)	.	.	.	0,7	0,3	.
Eudorina elegans	.	.	0,5	.	.	0,5
Gloeotila sp.	.	.	0,8	.	.	.
Koliella sp.	.	0,2
Monoraphidium contortum	.	.	0,2	.	.	.
Nephrocytium lunatum	.	.	.	0,3	.	.
Oocystis marssonii	.	.	0,2	.	.	.
Oocystis rhomboidea	.	.	.	0,8	.	.
Scenedesmus sp.	1,3
Tetraedron minimum v. tetralobulatum	0,2	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=5)	.	.	.	0,7	.	.
Sum - Grønnalger	0,0	0,6	11,0	3,1	0,5	1,8
Chrysophyceae (Gullalger)						
Craspedomonader	.	.	.	0,4	.	.
Cyster av chrysophyceer	0,2	0,4	.	0,8	.	0,3
Dinobryon divergens	.	.	.	10,9	2,6	.
Dinobryon sociale	.	0,1
Mallomonas akrokomos (v.parvula)	.	0,7	.	1,3	.	1,3
Mallomonas spp.	.	.	2,0	6,4	4,5	0,2
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	2,3	3,4	3,5	4,2	2,4	3,4
Små chrysomonader (<7)	6,3	12,6	25,7	17,2	12,9	10,3
Stelexomonas dichotoma	.	.	0,3	0,3	.	.
Store chrysomonader (>7)	9,0	12,9	43,1	26,7	8,6	16,4
Ubest.chrysophyceer	0,1	.
Uroglena sp. (U.americana ?)	.	.	.	2,0	0,4	3,2
Sum - Gullalger	17,9	30,0	74,5	70,2	31,5	35,0
Bacillariophyceae (Kiselalger)						
Asterionella formosa	.	.	2,0	56,8	51,5	24,8
Aulacoseira alpigena	.	1,2	2,4	3,7	4,9	0,2
Aulacoseira islandica (morf.islandica)	.	5,5
Cyclotella comensis	.	.	.	0,7	4,6	.
Cyclotella comta v. oligactis	.	.	1,7	1,7	.	.
Cyclotella radiosa	1,8
Cyclotella sp. (d=8-12 h=5-7)	0,9	.
Cymbella ventricosa	.	0,7

Diatoma tenuis	.	0,4	0,2	.	.	.
Fragilaria crotonensis	3,3	.	.	.	59,3	25,3
Fragilaria sp. (l=30-40)	.	.	1,7	.	.	1,7
Fragilaria sp. (l=40-70)	1,4	0,4	0,1	.	.	.
Rhizosolenia eriensis	.	.	.	0,8	.	0,9
Rhizosolenia longiseta	.	.	.	1,1	.	1,1
Stephanodiscus hantzschii v.pusillus	.	0,3	.	0,7	.	0,5
Tabellaria fenestrata	.	1,8	26,6	769,8	1159,1	127,1
Sum - Kiselalger	6,5	10,2	34,6	835,3	1280,4	181,5
Cryptophyceae (Svelgflagellater)						
Cryptomonas cf.erosa	3,4	.	95,4	38,2	19,1	10,3
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	.	.	13,5	.	4,2	9,4
Cryptomonas marssonii	.	.	8,0	.	.	.
Cryptomonas sp. (l=15-18)	.	0,7	2,7	2,7	2,7	.
Cryptomonas sp. (l=24-30)	0,5	.	12,5	0,5	2,1	9,0
Katablepharis ovalis	0,4	0,6	3,4	1,1	0,5	1,0
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	5,2	18,9	98,2	16,3	15,4	22,3
Rhodomonas lens	.	0,5	6,5	9,3	1,9	3,7
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	.	.	9,5	9,5	.	1,2
Ubest.cryptomonade (l=6-8) Chro.acuta ?	.	.	0,2	.	.	.
Sum - Svelgflagellater	9,5	20,6	249,9	77,5	45,8	56,8
Dinophyceae (Fureflagellater)						
Ceratium hirundinella	66,4	.
Gymnodinium cf.lacustre	0,7	0,9	18,9	2,1	.	1,9
Gymnodinium sp.	.	6,4
Gymnodinium sp. (l=14-16)	.	.	.	6,1	7,8	.
Peridinium sp. (l=15-17)	0,3	3,0	13,1	4,4	.	4,4
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	.	.	1,1	18,3	14,9	.
Sum - Fureflagellater	1,1	10,3	33,1	30,9	89,2	6,2
Haptophyceae (Svepeflagellater)						
Chrysochromulina parva	.	.	0,4	0,2	.	.
Sum - Svepeflagellater	0,0	0,0	0,4	0,2	0,0	0,0
My-alger						
My-alger	13,3	50,0	34,3	17,8	22,4	7,0
Sum - My-alge	13,3	50,0	34,3	17,8	22,4	7,0
Sum total :	48,1	122,0	437,8	1038,7	1469,7	290,2

Tabell 27. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Furnesfjorden 0-10 m i 2013, $mm^3/m^3 = mg/m^3$ våtvekt.

Dato	15.05.2013	05.06.2013	03.07.2013	02.08.2013	03.09.2013	09.10.2013	
Cyanophyceae (Blågrønner)							
Anabaena cf. lemmermannii	.	.	6,5	61,0	.	.	
Tychonema bourrellyi	5,1	
Sum - Blågrønner	0,0	0,0	6,5	61,0	0,0	5,1	
Chlorophyceae (Grønner)							
Ankistrodesmus falcatus	0,0	
Chlamydomonas sp. (l=10)	2,3	.	1,9	.	0,9	.	
Chlamydomonas sp. (l=12)	.	3,2	
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)	.	.	0,5	.	.	.	
Koliella sp.	0,3	0,1	
Monoraphidium contortum	.	.	0,2	.	.	.	
Monoraphidium dybowskii	.	.	.	0,3	.	0,2	
Nephrocytium lunatum	.	.	.	0,3	.	.	
Oocystis marssonii	.	0,2	.	0,3	.	.	
Oocystis parva	.	.	.	0,4	0,3	.	
Pediastrum privum	0,7	
Platymonas sp.	0,7	
Scenedesmus sp.	0,8	
Spermatozopsis exsultans	0,1	.	
Tetraedron minimum v. tetralobulatum	.	.	0,2	.	.	.	
Ubest. kuleformet gr.alge (d=5)	0,2	.	
Sum - Grønner	3,3	3,5	2,8	1,3	1,5	1,7	
Chrysophyceae (Gullalger)							
Bitrichia chodatii	.	.	.	0,4	.	.	
Craspedomonader	.	.	.	0,7	.	0,3	
Cyster av chrysophyceer	.	.	.	0,7	0,4	.	
Dinobryon borgei	.	.	0,4	0,2	.	.	
Dinobryon divergens	.	.	1,3	2,3	.	.	
Mallomonas akrokomos (v.parvula)	.	0,7	0,7	0,7	2,0	.	
Mallomonas punctifera (M.reginae)	.	.	2,5	.	2,3	.	
Mallomonas spp.	2,0	.	6,4	.	.	.	
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	2,2	3,4	5,0	3,7	1,6	0,9	
Pseudokephyron sp.	.	.	.	0,2	.	.	
Små chrysomonader (<7)	5,0	9,1	43,2	19,1	7,9	6,0	
Stelexomonas dichotoma	.	.	0,3	.	.	.	
Store chrysomonader (>7)	7,3	10,3	80,1	20,7	11,2	4,3	
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)	0,3	
Uroglena sp. (U.americana ?)	.	.	1,2	4,0	1,2	.	
Sum - Gullalger	16,8	23,5	141,1	52,6	26,5	11,5	
Bacillariophyceae (Kiselalger)							
Asterionella formosa	6,7	2,2	4,4	44,2	22,4	13,5	
Aulacoseira alpigena	1,3	.	0,4	0,5	0,4	0,4	
Aulacoseira islandica (morf.islandica)	8,1	
Aulacoseira italica v.tenuissima	.	.	.	0,9	.	.	

Cyclotella comensis	4,6	2,3
Cyclotella comta v. oligactis	.	.	.	1,7	1,7	.
Cyclotella glomerata	1,7	0,8
Fragilaria crotonensis	166,2	14,3
Fragilaria sp. (l=30-40)	.	0,6	5,0	0,6	1,7	.
Fragilaria sp. (l=40-70)	2,3	1,2	1,1	0,1	.	.
Fragilaria ulna (morfortyp "acus")	0,3
Rhizosolenia eriensis	4,2	.
Rhizosolenia longiseta	.	.	1,1	.	.	1,1
Tabellaria fenestrata	1,4	0,4	29,4	646,1	1026,9	163,1
Tabellaria flocculosa v. asterionelloides	.	.	2,9	.	.	.
Sum - Kiselalger	20,0	4,3	44,1	694,0	1229,8	195,4

Cryptophyceae (Svelgflagellater)

Chroomonas sp.	.	.	3,2	.	.	.
Cryptaulax vulgaris	0,2
Cryptomonas cf. erosa	4,3	6,2	76,3	35,0	15,9	15,9
Cryptomonas erosa v. reflexa (Cr.refl.?)	0,7	1,7	9,0	13,5	13,5	4,5
Cryptomonas sp. (l=15-18)	.	.	4,0	.	1,3	.
Cryptomonas sp. (l=24-30)	0,5	0,5	26,5	13,3	6,6	6,6
Katablepharis ovalis	0,5	0,7	11,7	1,7	0,5	0,2
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	13,7	26,3	150,1	22,9	13,9	10,6
Rhodomonas lens	0,5	1,9	13,9	1,9	2,8	4,6
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	0,6	1,2	4,8	2,4	1,2	2,4
Ubest.cryptomonade (l=6-8) Chro.acuta ?	.	0,2
Sum - Svelgflagellater	20,9	38,7	299,5	90,6	55,7	44,9

Dinophyceae (Fureflagellater)

Amphidinium sp.	.	.	0,8	.	.	.
Ceratium hirundinella	16,0	8,0
Gymnodinium cf. lacustre	0,5	.	19,1	.	1,0	2,1
Gymnodinium helveticum	.	.	4,8	.	31,8	.
Gymnodinium sp.	12,7	.
Gymnodinium sp.	1,9
Gymnodinium sp. (l=14-16)	.	5,6	5,6	.	.	.
Gymnodinium sp. (l=20-22 b=17-20)	.	.	.	1,9	.	.
Peridinium polonicum	1,6
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	.	.	.	6,6	.	.
Sum - Fureflagellater	4,0	5,6	30,2	8,5	61,5	10,1

Haptophyceae (Svepeflagellater)

Chrysochromulina parva	.	.	1,7	.	.	.
Sum - Svepeflagellater	0,0	0,0	1,7	0,0	0,0	0,0

My-alger

My-alger	11,9	25,9	25,9	35,0	18,9	15,4
Sum - My-alge	11,9	25,9	25,9	35,0	18,9	15,4

Sum total : 76,9 101,4 551,9 942,9 1393,9 284,2

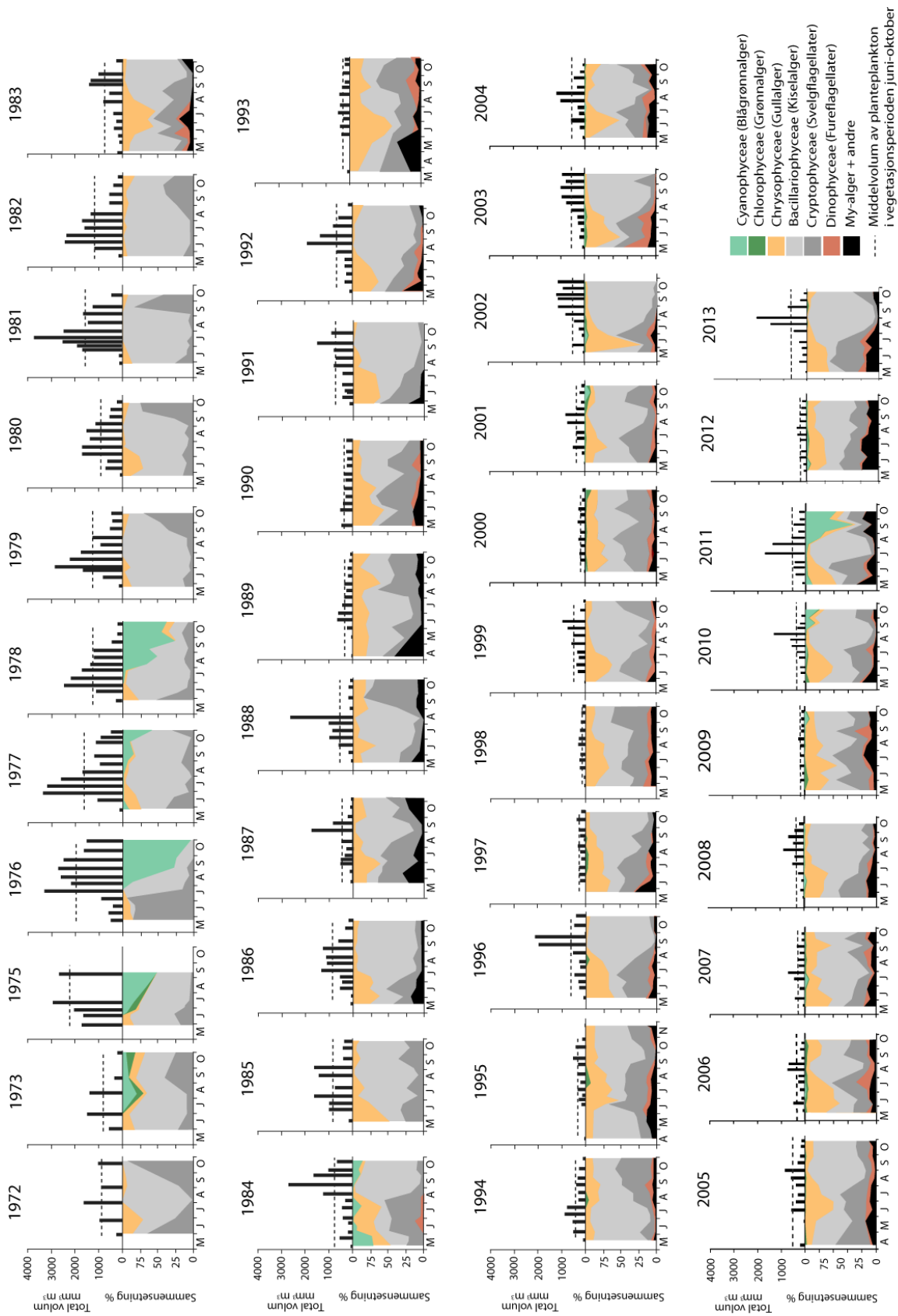
Tabell 28. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra stasjon Skreia 0-10 m i 2013, $mm^3 / m^3 = mg / m^3$ rätnekt.

Dato	15.5.13	5.6.13	19.6.13	3.7.13	15.7.13	7.8.13	21.8.13	39.13	25.9.13	9.10.13	23.10.13
Cyanophyceae (Blågrønmalger)											
Tychonema boreallyi							12,0	2,6	3,8	2,3	0,6
Sum - Blågrønmalger	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	12,0	2,6	3,8	2,3	0,6
Chlorophyceae (Grønmalger)											
Botryococcus braunii							11,6				
Chlamydomonas sp. (I=10)		0,9		0,9							
Chlamydomonas sp. (I=8)				0,7	1,7		1,0	0,3			0,2
Coelastrum asteroideum							1,0				
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)				0,2		1,6					0,6
Eudorina elegans		0,5									
Koliella sp.		0,1	0,2	0,2							
Monoraphidium contortum				0,2					0,2		
Monoraphidium dybowskii					0,3	0,3	0,3				0,3
Monoraphidium griffithii								0,2			
Nephrocytium limneticum							0,2				
Oocystis parva						0,8	1,3				
Platymonas sp.				0,7							
Scenedesmus armatus							1,1				
Staurastrum lunatum									21,2		
Tetraedron minimum v. tetralobulatum								0,3			
Ubest. kuleformet gr.alge (d=5)						0,3			0,3		
Sum - Grønmalger	0,0	1,5	0,2	2,8	1,9	3,1	16,4	0,9	21,8	0,0	1,0
Chrysophyceae (Gullalger)											
Aulomonas purdyi			0,4								
Chrysoykos skjulai				0,2	0,2	0,5	0,2	2,9			
Craspedomonader	0,1	0,4	0,3	0,3			0,8	0,5	0,5	0,5	0,2
Cyster av chrysophyceer		0,5									0,1
Cyster av Dinobryon spp.						1,9					
Dinobryon borgei							0,1				

Dinobryon divergens	.	.	1,0	0,5	.	11,6
Mallomonas akrokomos (v.parvula)	0,3	12,6	.	.	.	0,7	0,7
Mallomonas crassiquama	.	2,4
Mallomonas elongata	.	.	.	0,5
Mallomonas punctifera (M.reginae)	0,2
Mallomonas spp.	0,2	4,5	9,0	.	.	2,3	2,1	2,3
Ochromonas sp. (d=3,5-4)	1,6	4,1	4,9	4,9	3,7	2,3	1,6	2,7	1,3	1,4	1,9	.
Ochromonas spp.	0,5	0,8	0,3	0,8	0,8	1,1
Pseudokephyrion gibbosum	0,2
Pseudokephyrion sp.	0,2
Små chrysonader (<7)	2,0	20,8	11,7	14,8	15,8	10,7	14,5	10,2	7,6	5,9	6,0	.
Stelaxomonas dichotoma	1,3
Store chrysonader (>7)	3,0	32,7	16,4	25,0	16,4	4,0	12,1	6,9	9,5	5,2	3,0	.
Ubest.chrysonade (Ochromonas sp.?)	.	2,5	0,4	0,3	.
Uroglena sp. (U.americana ?)	0,8	0,7	.	.	.	0,4	.
Sum - Gullalger	7,6	81,4	44,2	46,8	37,0	37,3	32,8	25,5	18,9	12,9	12,0	.

Bacillariophyceae (Kiselalger)

Asterionella formosa	0,5	2,1	3,8	4,0	.	13,2	179,4	74,9	23,1	22,7	9,5	.
Aulacoseira alpigena	0,4	1,7	0,6	0,5	0,6	0,5	6,0	9,0	6,0	0,7	.	.
Aulacoseira islandica (morf.helvetica)	2,8	4,2
Cyclotella comita v. oligactis	0,3	2,6	4,0	0,3	3,2	.	.	.
Cyclotella glomerata	.	.	0,4	.	.	0,5	1,3	5,7
Cyclotella sp. (d=8-12 h=5-7)	1,3	.	.	.	1,3	.	.	.
Diatoma tenuis	1,3
Fragilaria crotonensis	16,5	77,6	95,9	190,3	22,0	.	.
Fragilaria sp. (l=30-40)	.	0,1	1,4	1,7	3,9	1,1	4,5	2,2
Fragilaria sp. (l=40-70)	0,8	1,5	1,4	1,0	0,4	.	1,2
Fragilaria ulna (morfortyp"acus")	.	.	0,3	0,3	0,6	.	0,3	.
Fragilaria ulna (morfortyp"ulna")	13,3
Rhizosolenia eriensis	0,9	6,0
Rhizosolenia longiseta	3,2	5,3	2,7	.	1,1	.	.
Stephanodiscus hantzschii	0,3	0,3	.
Tabellaria fenestrata	1,1	2,1	10,2	18,9	81,6	349,3	1040,0	1788,0	457,1	140,4	39,9	.
Tabellaria flocculosa	2,4



Figur 51. Planteplankton ved stasjon Skreiv, gitt som mengde (totalvolum) og sammensetning av boregrupper i perioden 1972-2013.

Tabell 31. Kvalitativ forekomst av krepsdyrplankton ved stasjonene Skreia og Furnesfjorden i 2013. Basert på vertikale båttrekk fra sjiktet 0-120 m (0-110 m i Furnesfjorden). 1 = få, 2 = vanlig, 3 = rikelig/dominerende.

Skreia 0-120 m											
	15. mai.	5. jun.	19. jun.	3. jul.	15. jul.	7. aug.	21. aug.	3. sep.	25. sep.	9. okt.	23. okt.
<i>Hoppekreps (Copepoda):</i>											
Limnocalanus macrurus	3	3	3	3	3	2	1	1	3	3	2
Heterocope appendiculata		1	1	1	2						
Eudiaptomus gracilis	3	2	2	3	2	3	2	3	3	3	3
Cyclops lacustris	3	2	3	2	2	1	1		1	1	1
Mesocyclops leuckarti								1	1	1	2
Thermocyclops oithonoides	2	2	2	2	1	1	3	2	1	2	2
Cyclopoide cop. ubest.		2			1						
Cyclopoide nauplier, ubest.	3	2	1	2	1	1	3	2	1	2	1
<i>Vannlopper (Cladocera):</i>											
Leptodora kindtii					1	2	1	1	1		
Holopedium gibberum				2	2						
Daphnia galeata					1	1	2	2	2	2	1
Daphnia cristata						1	1	1	1	2	2
Bosmina longispina	1	2	3	3	3	3	2	1	2	2	2
Polyphemus pediculus								1	1		
Bythotrephes lopngimanus						1	1				
Furnesfjorden 0-110 m											
	15. mai.	5. jun.	3. jul.	7. aug.	3. sep.	9. okt.					
<i>Hoppekreps (Copepoda):</i>											
Limnocalanus macrurus	3	3	1	3	2	3					
Heterocope appendiculata			1								
Eudiaptomus gracilis	2	2	2	2	3	3					
Cyclops lacustris	1	3	1	1		1					
Mesocyclops leuckarti					1	1					
Thermocyclops oithonoides		1	1	2	3	2					
Cyclopoide cop. ubest.		1	1								
Cyclopoide nauplier, ubest.	1	3	2	2	2	2					
<i>Vannlopper (Cladocera):</i>											
Leptodora kindtii			1	1							
Holopedium gibberum		1	1								
Daphnia galeata				2	2	2					
Daphnia cristata			1	2	1	1					
Bosmina longispina		2	3	2	2	2					
Chydorus cf. sphaericus											
Polyphemus pediculus					1						
Bythotrephes lopngimanus											

Tabell 32. Forekomst av istidskreps ved stasjon Furnesfjorden i 2013 (sjiktet 0-110 m). Mysis gitt som antall individer og biomasser pr. m², Gammaracanthus lacustris gitt som antall individer pr. m².

Dato	Antall pr. m ²					mg/m ² tørrvekt			
	Mysis 0+	Mysis 1+	Mysis 2+	Sum Mysis	G. lacustris	Mysis 0+	Mysis 1+	Mysis 2+	Sum
15.05.2013	6	6	0	13	1	0,4	14,0	0,0	14,5
05.06.2013	18	6	8	32	1	1,4	13,8	41,9	57,2
03.07.2013	32	10	4	46	0	4,1	36,1	21,0	61,2
07.08.2013	144	39	3	185	0	48,8	156,3	14,0	219,1
03.09.2013	163	61	1	225	0	154,4	304,8	7,0	466,2
09.10.2013	41	32	0	72	1	72,7	197,2	0,0	269,9

6.3 Primærdata elver

Tabell 33. Lena – analyseresultater, vannføring og beregnet stofftransport i 2013.

	Analyseverdier			Vannføring			Stofftransport			Volveid. middel		
	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	TKB /100 ml	Døgnvannf.* m ³ /s	Vol. mand.* 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	
15.01.2013	13	3260	80	1,40	3,94	0,051	12,8	13	3260	13	3260	
12.02.2013	14	3170	98	0,78	1,83	0,026	5,8	14	3170	14	3170	
05.03.2013	24	3620	210	0,57								
20.03.2013	14	3770	120	0,42								
25.03.2013	9	2510	130	0,37	1,22	0,021	4,1	17	3364			
02.04.2013	30	3060	820	0,33								
16.04.2013	171	7680	460	24,62								
23.04.2013	36	3430	170	18,82								
30.04.2013	22	2450	1400	9,61	30,20	2,890	157,4	96	5211			
08.05.2013	23	1270	75	10,25								
13.05.2013	10	1610	200	7,44								
21.05.2013	20	2000	260	5,33								
28.05.2013	20	2750	170	7,83	23,02	0,428	42,7	19	1854			
11.06.2013	15	3550	160	3,14								
24.06.2013	7	2670	110	3,46	18,48	0,200	57,1	11	3089			
09.07.2013	8	3400	440	1,77								
24.07.2013	11	4050	920	0,42	4,09	0,035	14,4	9	3525			
05.08.2013	13	3230	290	0,37								
20.08.2013			690	2,41	4,16	0,054	13,4	13	3230			
04.09.2013	10	2680	100	0,41								
17.09.2013	23	1520	600	1,86	1,77	0,037	3,1	21	1730			
01.10.2013	9	2110	130	0,44								
14.10.2013	11	1780	290	0,95	4,81	0,050	9,1	10	1884			
12.11.2013	13	3270	280	3,58	7,18	0,093	23,5	13	3270			
10.12.2013	14	4110		0,81	9,63	0,135	39,6	14	4110			
Min	7	1270	75									
Maks	171	7680	1400									
Middell	23	3040	342									
Stavvik	32	1273	329									
Median	14,0	3115	205									
Antall pr.	24	24	24									
Året					110,33	4,019	382,9	36,4		3471		

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

Tabell 34. Humseha – analyseresultater, vannføring og beregnet stofftransport i 2013.

	Analyseverdier			Vannføring			Stofftransport			Volveid. middel		
	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	TKB /100 ml	Døgnvannf.* m ³ /s	Vol. vandf.* 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	
15.01.2013	13	1420	1100	1,25	3,53	0,046	5,0	13	1420			
05.02.2013			820	0,90								
12.02.2013	28	1320	690	0,82	1,92	0,054	2,5	28	1320			
05.03.2013	13	985	410	0,60								
20.03.2013	12	1710	1000	0,46								
25.03.2013	17	1060	920	0,41	1,31	0,018	1,6	14	1233			
02.04.2013	17	1310	1600	0,36								
16.04.2013	58	2560	2900	18,76								
23.04.2013	24	2450	1700	18,96								
30.04.2013	18	1650	860	11,58	28,80	1,019	66,1	35	2297			
08.05.2013	17	1080	830	27,31								
13.05.2013	14	1080	1900	27,31								
21.05.2013	32	1700	2400	23,13								
28.05.2013	14	1370	490	14,72	66,13	1,282	84,7	19	1281			
11.06.2013	14	1490	440	4,29								
24.06.2013	12	1280	1700	10,68	27,19	0,342	36,4	13	1340			
09.07.2013	13	1250	1300	2,15								
24.07.2013	10	1210	2000	0,33	5,60	0,071	7,0	13	1245			
05.08.2013	28	1250	1200	0,81								
20.08.2013			2000	8,44	12,00	0,336	15,0	28	1250			
04.09.2013	17	1310	950	0,49								
17.09.2013	28	1240	2400	13,98	6,09	0,168	7,6	28	1242			
01.10.2013	23	1720	2400	0,75								
14.10.2013		1240	1600	0,88	7,85	0,181	11,5	23	1461			
12.11.2013	17	1580	1300	4,14								
26.11.2013			1600	1,02	9,84	0,167	15,5	17	1580			
10.12.2013	28	1680		0,75	8,66	0,242	14,5	28	1680			
Min	10	985	410		178,92	3,926	268	21,9				
Maks	58	2560	2900									
Middel	20,3	1456	1287									
Stavvik	10,4	390	726									
Median	17,0	1315	1300									
Antall pr. Året	23	24	26									
					178,92	3,926	268	21,9				

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

Tabell 35. Gausa – analyseresultater, vannføring og beregnet stofftransport i 2013.

	Analyseverdier			E. coli kde/100 ml	Turbiditet FNU	Døgnvannf. m ³ /s	Vannføring Vol. mnd. mill. m ³	Stofftransport			Volveid. middel		
	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	Tot-N µg N/l					Tot-P tonn	Tot-N tonn	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l		
14.01.2013	4,3	892	3		5,9	15,2		0,065	13,5	4,3	892		
19.02.2013	5,7	597	2		4,1	9,7		0,055	5,8	5,7	597		
04.03.2013	4,3	640	4		3,1								
18.03.2013	5,1	632	2		2,7								
25.03.2013	4,8	654	2		2,4	7,2		0,034	4,6	4,7	642		
01.04.2013	5,1	687	11		2,4								
15.04.2013	5,5	1600	60		11,1								
23.04.2013	6,0	1790	66		12,9								
30.04.2013	16	1090	18		14,3	27,2		1,088	38,8	40,0	1428		
06.05.2013	84	827	20		27,4								
13.05.2013	77	437	24		124,3								
21.05.2013	39	506	109		113,8								
28.05.2013	48	805	111		52,9	257,2		15,230	143,1	59,2	556		
11.06.2013	11	631	579		19,2								
25.06.2013	26	538	152		31,8	93,1		1,895	53,3	20,4	573		
09.07.2013	5,6	705	25		4,9								
23.07.2013	5,8	855	12		0,7	13,1		0,074	9,5	5,6	725		
06.08.2013	5,4	501	101		8,5								
20.08.2013	19	605	111		28,2	52,1		0,825	30,3	15,8	581		
02.09.2013	18	622	18		6,8								
16.09.2013	250	824	1986	57	42,2								
30.09.2013	15	600	17	6,7	4,3	30,2		6,075	23,5	201,4	780		
14.10.2013	8,3	492	7	2,0	10,3	37,5		0,311	18,5	8,3	492		
11.11.2013	22	1100	6	5,3	13,2	34,9		0,768	38,4	22,0	1100		
09.12.2013	10	881	7	2,1	6,5	16,7		0,167	14,7	10,0	881		
Min	4,3	437	2										
Maks	250	1790	1986										
Middel	32,2	780	138										
Stavvik	51,2	326	402										
Median	15,0	654	18										
Antall pr.	25	25	25										
Året						594,05		26,587	394	44,8	663		

Tabell 36. Gudbrandsdalslågen – analyseresultater, vannføring og beregnet stofftransport i 2013.

	Analyseverdier			Vannføring			Stofftransport			Vol.veid. middel				
	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	E. coli * kde/100 ml	Farge** mg Pt/l	Turbiditet FNU	Silisium mg Si/l	Dognvannf. m ³ /s	Vol. mnd. mill. m ³	Tot-P tonn	Tot-N tonn	Silisium tonn	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	
14.01.2013	3,5	254	21	3	0,43	1,71	97	292,5	1,024	74,3	500,2	3,5	254	
19.02.2013	3,2	478	13	3	0,30	1,46	108	254,8	0,815	121,8	371,9	3,2	478	
04.03.2013	3,0	204	8	2	0,29	1,47	81							
18.03.2013	2,5	216	4	<2	0,25	1,23	79							
25.03.2013	2,9	212	1	<2	0,50	1,40	64	222,1	0,621	46,8	303,2	2,8	211	
01.04.2013	3,1	219	1	2	0,33	1,44	40							
15.04.2013	4,5	261	1	3	0,46	1,18	36							
23.04.2013	6,4	291	3	4	0,73	1,44	86							
30.04.2013	5,2	382	<1	5	0,54	1,45	66	148,3	0,767	44,5	207,9	5,2	300	
06.05.2013	10	339	4	8	1,1	1,43	54							
13.05.2013	21	367	16	18	4,3	1,59	689							
21.05.2013	25	461	12	33	8,0	1,50	1530							
28.05.2013	39	400	75	28	18	1,94	913	2084,9	58,149	878,0	3428,2	27,9	421	
11.06.2013	9,9	250	9	16	3,1	1,51	416	1831,8	18,259	406,9	2703,7	10,0	222	
25.06.2013	10	209	77	12	2,6	1,46	883							
09.07.2013	6,9	182	1	16	0,97	1,22	456	1011,6	6,105	165,8	1171,6	6,0	164	
23.07.2013	4,8	138	1	5	0,68	1,07	319							
06.08.2013	6,7	203	27	4	2,0	1,07	420	1105,4	11,945	215,1	1443,9	10,8	195	
20.08.2013	14	188	27	11	4,1	1,49	540							
02.09.2013	5,7	150	<1	8	0,95	1,45	200							
16.09.2013	5,9	177	25	6	0,86	1,20	246							
30.09.2013	4,8	165	<1	9	0,73	1,35	159	603,0	3,343	99,4	797,2	5,5	165	
14.10.2013	6,0	163	1	4	0,88	1,39	249	566,0	3,396	92,3	786,7	6,0	163	
11.11.2013	4,6	200	3	8	0,69	1,43	139	390,9	1,798	78,2	559,0	4,6	200	
09.12.2013	5,3	217	9	5	1,4	1,54	117	363,6	1,927	78,9	559,9	5,3	217	
Min	2,5	138	<1	<2	0,25	1,07								
Maks	39	478	77	33	18	1,94								
Middel	8,6	253	14	8,6	2,17	1,42								
Stavvik	8,4	97	21	8,2	3,74	0,19								
Median	5,7	216	4	5	0,86	1,44								
Antall pr.	25	25	25	25	25	25								
Året							8874,7	108,149	2,302	1,2834	12,2	259		

Tabell 37. Flagstadeha – analyseresultater, vannføring og beregnet stofftransport i 2013.

	Analyseverdier			Vannføring			Stofftransport			Volveid. middel		
	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	E. coli kde/100 ml	Døgnvannf. m ³ /s	Vol. mind. 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	
30.01.2013	16	3560	2420	0,48	2,27	0,036	8,1	16	3560	16	3560	
15.02.2013	14	2420	1930	0,21	0,63	0,009	1,5	14	2420	14	2420	
06.03.2013	9,2	1640	56	0,20								
20.03.2013	8,2	1890	82	0,20								
26.03.2013	8,8	1750	27	0,20	0,54	0,005	1,0	8,7	1760			
03.04.2013	20	2090	649	0,23								
17.04.2013	180	2390	488	11,71								
24.04.2013	23	668	66	11,36	15,45	1,574	23,9	102	1547			
03.05.2013	16	675	248	5,80								
08.05.2013	19	391	70	18,38								
15.05.2013	16	626	53	7,29								
22.05.2013	340	2400	870	58,58								
30.05.2013	17	2140	70	3,20	33,43	7,360	58,5	220	1749			
13.06.2013	12	1920	166	2,40								
26.06.2013	11	862	118	4,37	9,74	0,111	12,0	11	1237			
11.07.2013	7,6	1910	104	0,47								
24.07.2013	8,1	3570	157	0,15	1,63	0,013	3,8	7,7	2312			
07.08.2013	5,3	1550	15530	0,32								
21.08.2013	16	471	93	2,34	5,03	0,074	3,0	14,7	601			
04.09.2013	8,9	1470	60	0,18								
18.09.2013	15	437	461	7,59	4,58	0,068	2,1	14,9	461			
02.10.2013	6,0	1000	20	0,30								
18.10.2013	5,8	805	26	0,33	5,73	0,034	5,1	5,9	898			
18.11.2013	7,2	1100	162	2,12	6,47	0,047	7,1	7,2	1100			
11.12.2013	11	1910	1733	0,25	5,87	0,065	11,2	11	1910			
Min	5,3	391	20									
Maks	340	3570	15530									
Middell	32,0	1586	1026									
Stavvik	72,5	893	3091									
Median	12,0	1640	118									
Antall pr. Året	25	25	25		91,35	9,394	137,3	102,8	1503			

Tabell 38. Svarteha – analyseresultater, vannføring og beregnet stofftransport i 2013.

	Analyseverdier				Vannføring			Stofftransport			Vol.veid. middel		
	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	E. coli kde/100 ml	Farge mg Pt/l	Turbiditet FNU	Silisium mg Si/l	Dognvannf. 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
30.01.2013	42	1730	727	67	2,6	4,48	1,62	8,47	0,356	14,7	37,9	42	1730
15.02.2013	47	1890	326	67	2,8	3,80	0,98	2,58	0,121	4,9	9,8	47	1890
06.03.2013	30	1780	33	58	2,1	4,10	0,94						
20.03.2013	28	1930	26	63	2,2	4,01	0,82						
26.03.2013	38	2200	10	60	3,0	4,06	0,77	2,27	0,072	4,4	9,2	32	1956
03.04.2013	42	2280	201	49	5,6	4,41	0,72						
17.04.2013	270	2610	488	74	31	2,56	30,07	40,73	6,043	69,2	106,6	148	1699
24.04.2013	34	810	70	126	3,7	2,63	31,31						
03.05.2013	24	766	76	117	2,8	2,96	12,08						
08.05.2013	27	530	30	119	4,6	1,75	21,31						
15.05.2013	26	773	110	117	2,3	2,40	11,53						
22.05.2013	340	3650	2710	147	140	10,10	91,03	58,24	12,886	150,7	417,4	221	2587
30.05.2013	28	1640	196	120	4,5	2,82	10,53						
13.06.2013	21	1920	111	97	2,9	2,76	6,65						
26.06.2013	24	1180	1120	110	2,5	2,40	6,78	21,39	0,482	33,1	55,1	23	1546
11.07.2013	14	950	102	78	1,7	1,91	2,10						
24.07.2013	14	2880	41	47	1,7	1,26	0,54	5,17	0,072	7,0	9,2	14	1345
07.08.2013	7,9	1570	185				0,88						
21.08.2013	30	776	236	142	1,8	2,49	2,18	4,99	0,118	5,0	8,9	24	1004
04.09.2013	11	732	579	42	1,3	1,49	0,54						
18.09.2013	23	780	285	169	1,8	1,91	4,59	4,58	0,100	3,5	8,5	22	775
02.10.2013	11	911	56	43	1,6	1,95	0,83						
18.10.2013	10	690	101	51	1,7	2,26	1,23	10,14	0,105	7,9	21,6	10	779
18.11.2013	21	1170	5480	100	1,7	2,88	4,72	13,84	0,291	16,2	39,9	21	1170
11.12.2013	12	1650	687	65	1,8	3,16	1,08	20,30	0,244	33,5	64,1	12	1650
Min	7,9	530	10	42	1,3	1,26							
Maks	340	3650	5480	169	140	10,10							
Middell	47,0	1512	559	89	9,5	3,11							
Stavvik	79,0	795	1169	37	28,4	1,75							
Median	26,0	1570	185	76	2,4	2,70							
Antall pr.	25	25	25	24	24	24							
Året							192,70	20,890	350,0	788,3	108,4	1816	

Tabell 39. *Vorma – analyseresultater, vannføring og beregnet stofftransport i 2013.*

Dato	Analyseverdier			Vannføring			Stofftransport			Vol.veid middel			
	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	Farge mg Pt/l	Turbiditet FNU	Silisium mg Si/l	Døgnvannf. m³/s	Vol. mnd. mill. m³	Tot-P tonn	Tot-N tonn	Silisium tonn	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	Silisium mg Si/l
29.01.2013	4,4	561	12	0,38	1,29	250,1	716,2	3,151	401,8	923,9	4,4	561	1,29
12.02.2013	3,6	590	12	0,20	1,34	240,0	580,4	2,089	342,4	777,7	3,6	590	1,34
14.03.2013	3,8	603	14	0,26	1,28	182,5	477,9	1,816	288,2	611,7	3,8	603	1,28
04.04.2013	5,0	544	12	0,19	1,35	137,0	252,4	1,262	137,3	340,7	5	544	1,35
07.05.2013	3,7	562	11	0,50	1,26	170,5	1296,3	4,796	728,5	1633,3	3,7	562	1,26
04.06.2013	23,0	591	13	4,60	1,47	1264,8							
18.06.2013	3,5	543	11	0,58	1,33	798,5	2488,6	38,458	1424,5	3523,4	15,5	572	1,42
02.07.2013	4,6	477	11	0,73	1,39	825,6	1455,9	6,697	694,5	2023,7	4,6	477	1,39
28.08.2013	6,3	479	12	0,47	0,94	364,5	1284,7	8,094	615,4	1207,6	6,3	479	0,94
10.09.2013	7,2	447	12	0,57	0,76	271,3	808,4	5,820	361,4	614,4	7,2	447	0,76
08.10.2013	3,9	450	12	0,32	1,09	204,8	570,8	2,226	256,9	622,2	3,9	450	1,09
12.11.2013	3,3	491	12	0,21	1,10	223,3	650,4	2,146	319,3	715,4	3,3	491	1,10
04.12.2013	3,2	507	11	0,29	1,07	336,6	592,9	1,897	300,6	634,4	3,2	507	1,07
Min	3,2	447	11	0,19	0,76								
Max	23	603	14	4,60	1,47								
Middel	5,8	527	12	0,72	1,21								
St.avvik	5,3	54	1	0,29	0,20								
Median	3,9	543	12	0,38	1,28								
Antall pr.	13	13	12	13	13								
Året						11174,9		78,454	5871	13629	7,0	525	1,22

Tabell 40. Registrerte begroingsselementer fra Svartelva og Lågen 2013. Hyppigheten er angitt som prosent dekning. Organismer som vokser på/ blant disse er angitt ved: x=observert, xx=vanlig, xxx=hyppig.

	Svartelva ved Hjellum	Lågen ved Fåberg	
Cyanobakterier	Clastidium setigerum	xx	
	Cyanophanon mirabile	xxx	
	Dichothrix gypsophila	<1	
	Heteroleibleinia spp.	xxx	
	Homoeothrix spp.	xxx	
	Leptolyngbya spp.	x	
	Phormidium inundatum	5	
	Phormidium tinctorum	<1	
	Stigonema mamillosum	<1	
	Tolypothrix penicillata	1	
Grønnalger	Cladophora glomerata	1	
	Closterium spp.	xx	x
	Cosmarium spp.	xx	x
	Euastrum spp.		x
	Klebsormidium flaccidum		xxx
	Mougeotia a (6 -12u)		x
	Mougeotia d (25-30u)	x	
	Oedogonium a (5-11u)	xx	5
	Oedogonium a/b (19-21μ)	xxx	
	Oedogonium b (13-18u)	xx	xxx
	Oedogonium c (23-28u)	20	xx
	Oedogonium d (29-32u)		xx
	Oedogonium e (35-43u)	x	
	Spirogyra a (20-42u,1K,L)	x	x
	Spirogyra sp1 (11-20u,1K,R)	xxx	
	Staurastrum spp.	x	
	Teilingia granulata		x
	Uidentifiserte coccale grønnalger	<1	
	Ulothrix zonata	xxx	x
	Zygnema b (22-25u)		x
Kiselalger	Didymosphenia geminata		x
	Tabellaria flocculosa (agg.)	xx	xx
	Uidentifiserte pennate	xxx	xxx
Rødalger	Audouinella hermannii	10	
	Lemanea fluviatilis	5	
Nedbrytere	Ophrydium versatile		<1
	Svamp	<1	

Tabell 41. Sammensetningen av EPT-arter og forekomst av andre arter/slekter/familier av bunndyr i prøver fra Gudbrandsdalslågen og Svartelva i 2013.

Dato	TaxaGroup	Latinsk navn	Gudbrandsdalslågen	
			Fåberg	Svartelva St1
15.10.2013	Bivalvia	Sphaeriidae	16	2
15.10.2013	Coleoptera	Coleoptera	2	544
15.10.2013	Coleoptera	Elmis aena lv		320
15.10.2013	Coleoptera	Limnius volckmari lv	2	224
15.10.2013	Crustacea	Asellus aquaticus	2	
15.10.2013	Diptera	Ceratopogonidae		4
15.10.2013	Diptera	Chironomidae	816	6048
15.10.2013	Diptera	Diptera indet		80
15.10.2013	Diptera	Psychodidae indet		12
15.10.2013	Diptera	Simuliidae	6	8
15.10.2013	Diptera	Tipulidae indet		40
15.10.2013	Ephemeroptera	Alainites muticus	8	56
15.10.2013	Ephemeroptera	Baetis rhodani	136	384
15.10.2013	Ephemeroptera	Baetis sp	144	96
15.10.2013	Ephemeroptera	Caenis rivulorum		24
15.10.2013	Ephemeroptera	Ephemerella aurivillii	6	
15.10.2013	Ephemeroptera	Ephemerella mucronata	120	
15.10.2013	Ephemeroptera	Ephemeroptera	520	616
15.10.2013	Ephemeroptera	Heptagenia sp	56	
15.10.2013	Ephemeroptera	Heptagenia sulphurea	48	16
15.10.2013	Ephemeroptera	Leptophlebia sp	2	
15.10.2013	Ephemeroptera	Nigrobaetis niger		40
15.10.2013	Gastropoda	Gastropoda	12	
15.10.2013	Gastropoda	Planorbidae indet	4	
15.10.2013	Gastropoda	Radix labiata	8	
15.10.2013	Oligochaeta	Oligochaeta	14	64
15.10.2013	Plecoptera	Amphinemura sp	6	4
15.10.2013	Plecoptera	Capnia atra	128	
15.10.2013	Plecoptera	Dinocras cephalotes	4	
15.10.2013	Plecoptera	Isoperla sp	14	20
15.10.2013	Plecoptera	Leuctra hippopus		28
15.10.2013	Plecoptera	Plecoptera	152	60
15.10.2013	Plecoptera	Taeniopteryx nebulosa		8
15.10.2013	Trichoptera	Agapetus ochripes	10	24
15.10.2013	Trichoptera	Athripsodes sp	4	8
15.10.2013	Trichoptera	Ceraclea sp	2	
15.10.2013	Trichoptera	Hydropsyche nevae	10	
15.10.2013	Trichoptera	Hydropsyche pellucidula	6	28
15.10.2013	Trichoptera	Hydropsyche sp	14	16
15.10.2013	Trichoptera	Hydroptila sp	2	
15.10.2013	Trichoptera	Ithytrichia lamellaris	2	
15.10.2013	Trichoptera	Lepidostoma hirtum	2	
15.10.2013	Trichoptera	Micrasema setiferum	10	96
15.10.2013	Trichoptera	Oxyethira sp	6	
15.10.2013	Trichoptera	Polycentropus flavomaculatus	4	
15.10.2013	Trichoptera	Psychomyia pusilla		12
15.10.2013	Trichoptera	Rhyacophila nubila	18	128
15.10.2013	Trichoptera	Trichoptera	98	332
15.10.2013	Trichoptera	Trichoptera indet	6	20

6.4 Generell informasjon om Mjøsa

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

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

Arealfordeling i Mjøsas nedbørfelt (Holtan mfl. 1979).

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

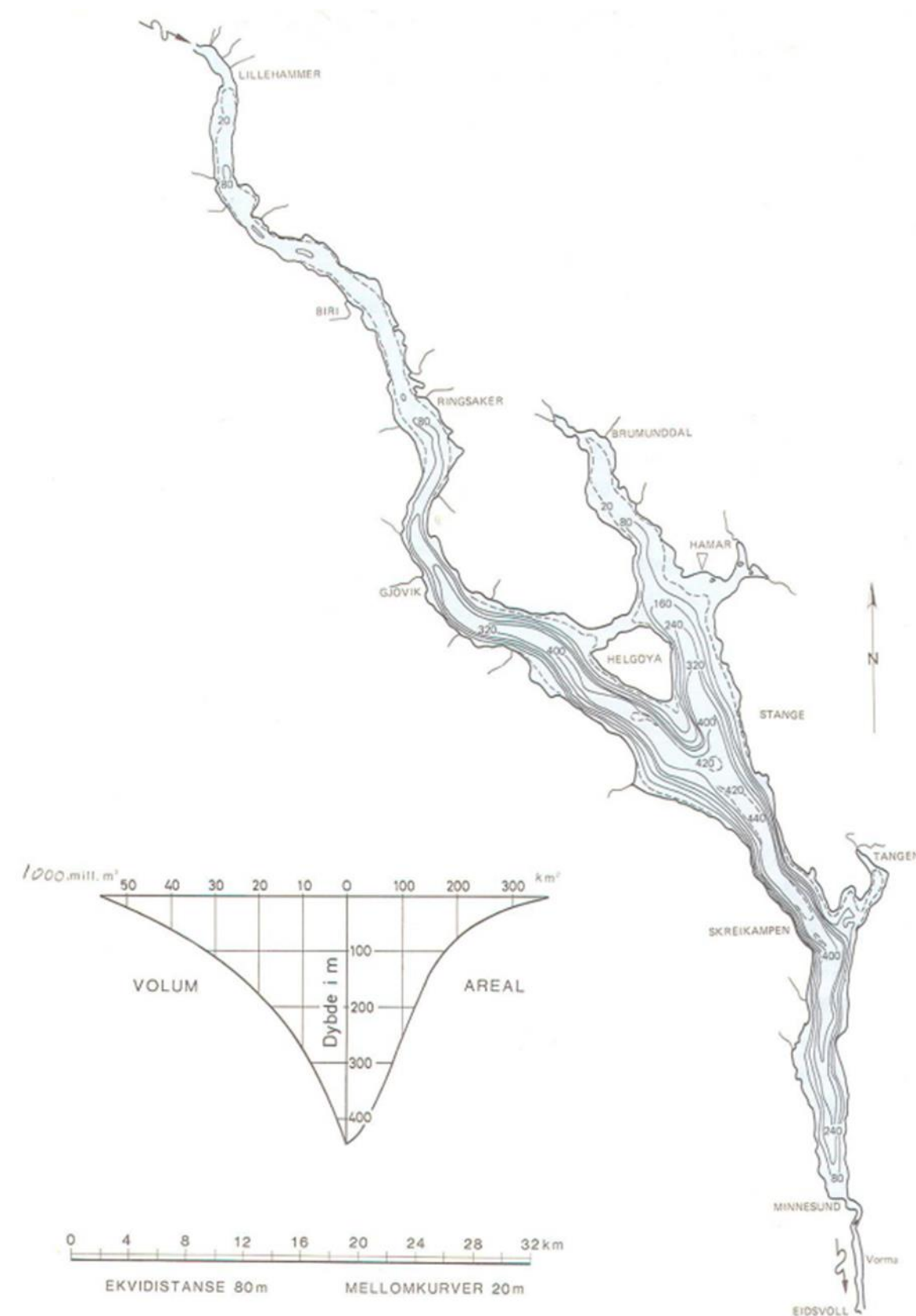
Innsjødata for Mjøsa (Kilder: ¹ NVE Atlas pr. januar 2009, ² Østrem mfl. 1984, ³ NVE 2003).

Areal nedbørfelt ¹	16568	km ²
Innsjøens høyde over havet ¹	123	m
Areal innsjøoverflate ¹	369	km ²
Lengde ²	117	km
Største målte dyp ¹	453	m
Midlere dyp ¹	150	m
Volum ¹	55361	mill. m ³
Midlere årlig avløp ¹	10102	mill. m ³
Teoretisk oppholdstid ¹	5,48	år
Høyeste regulerte vannstand, HRV ¹	122,94	m
Laveste regulerte vannstand, LRV ¹	119,33	m
Reguleringshøyde ¹	3,61	m
Normal sommervannstand ³	122,80	m
Vannstand 1995-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 rensanlegg i nedbørfeltet. Ca. 80 000 personer bor i spredt bebyggelse og benytter separatanlegg. Ca. 100 000 mennesker får i dag sitt drikkevann fra 7 større kommunale vannverk med inntak fra dypt vann i Mjøsa. Vassdraget nedstrøms Mjøsa (nedre del av Glomma) blir brukt som drikkevannskilde for ca. 150 000 mennesker. I alt er derfor ca. 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. Korndyrking er den dominerende driftsform, men det produseres også en hel del poteter, grønnsaker, bær, oljevekster og gras. Det er til tider stort uttak av vann til jordbruksvanning fra tilrennende vassdrag noe som skaper konflikter med øvrige brukerinteresser. I ekstreme tørkeperioder blir betydelige elve- og bekkestrekninger tørrlagt. I alt finnes det ca. 55 industribedrifter med konsesjonskrav til utslipp i Mjøsas nedbørfelt. De fleste bedrifter, som er potensielle vannforurensere, finnes innen bransjene tekstilindustri, treforedlings-industri, næringsmiddelindustri og metallurgisk industri. 16 bedrifter har utslipp via egne rensanlegg, mens de resterende 39 bedriftene har utslipp til Mjøsa eller tilløpsbekker via kommunale rensanlegg.



Figur 52. Dybdekart over Mjøsa, utarbeidet av NVE (Østrem, Flakstad og Santha 1984).

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

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



Norsk institutt for vannforskning

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