

Overvåking av biologi og finkorna partikler i Mjøsas sydlige deler i forbindelse med bygging av ny E6 og nytt dobbeltspor på Dovrebanen 2012-2014



Hovedkontor

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

NIVA Region Sør

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

NIVA Region Innlandet

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

NIVA Region Vest

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

Tittel Overvåking av biologi og finkorna partikler i Mjøsas sydlige deler i forbindelse med bygging av ny E6 og nytt dobbeltspor på Dovrebanen 2012-2014.	Løpenr. (for bestilling) 6780-2015	Dato 4. februar 2015
	Prosjektnr. Undernr. 12258	Sider Pris 32
Forfatter(e) Sigurd Rognerud, Øyvind Garmo og Jarl Eivind Løvik	Fagområde limnologi	Distribusjon
	Geografisk område Hedmark/Akershus	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Fellesprosjektet E6-Dovrebanen	Oppdragsreferanse Jernbanelverket og Statens vegvesen
--	--

Dette er sluttrapporten for undersøkelsene i prosjektet: «Overvåking av biologi og innhold av partikler i Mjøsas sydlige deler 2012-2014». NIVA har utført dette prosjektet på oppdrag for Fellesprosjektet E6-Dovrebanen. Anleggsdriften var en potensiell forurensningskilde for Mjøsas økosystem, og av råvannet til vannverkene sentralt i Mjøsa. Utslipp av fin-korna partikler ved mudring, sprengning og transport, samt andre forurensninger kunne påvirke planktonorganismer negativt. I 2012 var det lave alge mengder, relativt lik arts-sammensetning av alger og dyreplankton fra Skreia til Morskogen. I 2013 var situasjonen også slik, bortsett fra at alge mengdene var høyere på alle stasjoner. Dette skyldes ikke mudringen, men en stor tilførsel av næringssalter fra nærmedbørfeltene og en varmere sommer. I 2014 var det noe høyere alge mengder ved Refsal og Morskogen enn ved Skreia, men artssammensetning var svært lik. Anleggsdriften kan ha bidratt til dette, men noen negativ betydning hadde ikke dette for vannkvaliteten. Partikkelforurensning i forbindelse med anleggsdrift skjedde i strandnære områder, og dette påvirket liten grad i de sentrale vannmassene. Tangenvika var påvirket av Vikselva i flomperioder, men i liten grad av mudringen. Turbiditet var lav i dypvannet i Mjøsas sydlige deler, og vannkvaliteten karakteriseres som god. Økologisk tilstand kan beskrives som god i Mjøsas sydlige og sentrale områdene i 2012, men moderat i 2013, unntatt ved Strandlykkja der anleggsvirksomheten var betydelig. I 2014 var økologisk tilstand god i sentral Mjøsa, men generelt noe dårligere i Mjøsas sydlige deler. Det var alge volumet som trakk i retning moderat økologisk tilstand. Det kan derfor tenkes at tilførselen av næringssalter i forbindelse med flommen i 2013 kan ha påvirket vannmassene i Mjøsas sydlige deler også i 2014, men lokale kilder i forbindelse med anleggsdriften kan ikke utelukkes.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Mjøsa-Syd	1. Southern part of Lake Mjøsa
2. Sentrale vannmasser	2. Central watermasses
3. Økologisk status	3. Ecological status
4. Partikkelinnhold	4. Clay particles



Sigurd Rognerud

Prosjektleder



Elisabeth Lie

Forskningsleder

Fellesprosjektet E6-Dovrebanen

**Overvåking av biologi og finkorna partikler i Mjøsas
sydlige deler i forbindelse med bygging av ny E6 og
dobbeltspor på Dovrebanen 2012-2014**

Forord

Denne sluttrapporten omhandler resultatene fra undersøkelsene i perioden 2012 - 2014 i prosjektet: «Overvåking av biologi og innhold av partikler i Mjøsas sydlige deler 2012-2014». NIVA har utført dette prosjektet på oppdrag for Fellesprosjektet E6-Dovrebanen. Kontrakten ble undertegnet av Elin H. Havik (Vegvesenet) og Jan Ausland (Jernbaneverket) den 4. juni 2012. Rolv Anders Systad er prosjektets kontaktperson mot NIVA.

Anleggsdriften i forbindelse med Fellesprosjektet E6-Dovrebanen, Minnesund - Espa, var en potensiell forurensningskilde for Mjøsas økosystem, og for ulike brukerinteresser som blant annet drikkevannsforsyning. Mudring av leirmasser i strandsonen og erosjon i forbindelse med anleggsdrift på land, kunne føre til spredning av finkorna partikler til Mjøsa i et omfang som kunne påvirke økosystemet og råvannskvaliteten til vannverkene sentralt i Mjøsa. Denne rapporten omhandler resultatene av målingene av turbiditet, samt artssammensetning og mengder av plante- og dyreplankton i Mjøsas sentrale områder fra Skreia til Minnesund i perioden 2012-2014. Undersøkelsen omfatter også Tangenvika fordi det var usikkerhet om nordgående strandnære strømmer fra anleggsområdene ved Strandlykkja og lenger syd kunne frakte partikler også til dette området.

Undersøkelsen er utført av ansatte ved NIVA. Feltarbeidet er gjennomført av Sigurd Rognerud, Øyvind Garmo og Eirik Fjeld. Jarl Eivind Løvik har identifisert zooplanktonartene og vurdert relative andeler av ulike arter. Pål Brettum, pensjonist og tidligere ansatt på NIVA, har gjort alle algetellingene og volumberegningene. Det hører med til historien at han har gjort dette helt siden 1970-tallet. Dette sikrer et sjeldent godt grunnlag for tidsanalyser og vurderinger av regionale forskjeller. Øyvind Garmo har gått igjennom nyere litteratur om turbiditetsmålinger. Mette-Gun Nordheim (NIVA) har hjulpet til med mange praktiske forhold som også må gjøres for at et slikt prosjekt skal gå etter planen.

Analysene av turbiditet er utført av LabNett Hamar. Undertegnede har bearbeidet prøvene av *Mysis relicta* og skrevet rapporten. Samtlige medarbeidere takkes for et meget godt samarbeid.

Ottestad, 4. februar 2015



Sigurd Rognerud

Innhold

Sammendrag	6
1. Innledning	7
2. Måleprogram og metoder	9
2.1 Innsamling av prøver	9
2.2 Analysemetoder	9
3. Resultater	10
3.1 Turbiditet på ulike stasjoner i perioden 2012-2014	10
3.2 Siktedyp	11
3.3 Algemengder	12
3.4 Algesammensetning	13
3.5 Zooplanktonarter og relativ forekomst	15
3.6 Forekomsten av istidskrepsen <i>Mysis relicta</i> .	16
3.7 Økologisk tilstand	16
3.8 Gyteområder for ørret ved Minnesund	17
4. Diskusjon	17
5. Litteratur	18
Vedlegg A.	20
Vedlegg B.	28
Vedlegg C.	31
Vedlegg D.	31

Sammendrag

Dette er en sluttrapport for resultatene av undersøkelsene i prosjektet: «Overvåking av biologi og innhold av partikler i Mjøsas sydlige deler, 2012-2014». NIVA har utført dette prosjektet på oppdrag for Fellesprosjektet E6-Dovrebanen. Anleggsdriften i dette prosjektet var en potensiell forurensningskilde for Mjøsas økosystem. Ved byggingen av ny jernbanetrase måtte finkorna masser i strandsonen fjernes, og dette var ødeleggende for mange strandlevende organismer, men det kunne også føre til spredning av finkorna partikler til Mjøsas sentrale områder, hvor det kan påvirke det planktoniske økosystemet negativt. Planer om dumping av leirmasser i dypvannet ble skrinlagt da en modellering viste at nordgående strømmer kunne frakte leirpartikler til vannverkens råvannsinntak sentralt i Mjøsa. Det er kjent at i dype innsjøer med bratte dybdeprofiler, slik som i Mjøsa, kan sprengning og anleggsdrift utløse undersjøiske ras av finkorna masser som kan påvirker vannkvaliteten i dypvannet over et større område i lang tid. Det er særlig sommer og høst at vindinduserte strømmer kan flytte forurensa vannmasser raskt til andre deler av Mjøsa både i overflatelaget og i dypvannet.

Den viktigste produksjonen av planteplankton og dyreplankton foregår i de øvre vannmasser, og en god bestand av enkelte dyreplanktonarter er viktig for mange fiskearter i Mjøsa. Anleggsdrift har mange potensielle forurensningskilder, og et omfattende kjemisk analyseprogram for å overvåke alle aktuelle forurensninger kan være utfordrende å gjennomføre. Planktonorganismer kan påvirkes raskt av enkelte typer forurensninger. Som følge av Mjøs-aksjonene (1973-1980) har det etter år 2000 vært få, om noen, lokale forurensninger som har påvirket vannkvaliteten nevneverdig i Mjøsas sydlige deler. Undersøkelser over produksjons-sesongen i 2001 og 2006 viste at det var ubetydelige forskjeller i forekomsten av viktige planktongrupper i sentrale vannmasser ved Morskogen og hovedstasjonen (Skreia). I undersøkelsen som presenteres her valgte vi derfor å bruke plankton-samfunnet sammensetning og mengde ved Skreia og tre stasjoner i Mjøsas sydlige deler som en biologisk indikator på om anleggsdriften har utslipp som påvirker biota.

Undersøkelsene i 2012-2014 har vist at det ikke var nevneverdige forskjeller i mengder eller sammensetning av planktonalger og dyreplankton i Mjøsas sentrale (Skreia) til Morskogen i syd. Det var imidlertid langt større konsentrasjoner av alger i 2013 enn året før på alle stasjoner, inklusive Mjøsas sentrale områder. Årsaken til dette var en høyere tilførsel av næringssalter fra nedbørfeltene i forbindelse med flom og en varmere sommer. De høyere alge-mengdene i sydlige deler av Mjøsa i 2013 skyldes derfor ikke anleggsdriften, men naturlige variasjoner. Dette viser hvor viktig det er med en referansestasjon når effektene av potensielle forurensningskilder skal vurderes i slike store innsjøer. Økologisk tilstand var generelt god i 2012 og 2014, mens den var moderat i 2013 på grunn av en varm sommer og store tilførsler av næringssalter Mjøsas sentrale områder.

Overvåkingen av Mjøsa har vist at forurensninger av næringssalter fører raskt til økte biomasser og endringer i sammensetning av arter i planktonet. Stabiliteten i sammensetning av alger i tid og rom (Skreia-Morskogen), og at variasjonene i mengder i syd er synkront med variasjonene i sentral-Mjøsa, viser at anleggsdriften i 2012-2014 ikke førte til utslipp av næringssalter i nevneverdig omfang. Turbid vann, forårsaket av små uorganiske partikler, kan påvirke planktonalger og dyreplankton negativt. Målingene viste imidlertid lave verdier i overflatelagene, og vannkvaliteten kan karakteriseres som god (turbiditet < 1 FNU). I dypvannet ved Refsal har også turbiditeten vært lav og anleggsdriften har neppe påvirket råvannet ved drikkevannsinntakene i sentrale deler av Mjøsa. Situasjonen i den langt grunnere Tangenvika var tidvis forskjellig fra de andre stasjonene, på grunn av Vikselvas innflytelse. Det ble registrert økende turbiditetsverdier av og til ved Strandlykkja som følge av mudringsarbeidene, men spredningen til sentrale vannmasser var beskjeden. Det var ingen økning i turbiditeten i dypvannet nordover (stasjon Refsal) mot vanninntakene til Stange og Toten vannverk. Dette viser at anleggsdriften ikke har tilført partikkel-forurensninger av betydning til sentrale vannmasser i Mjøsas sydlige områder.

1. Innledning

Fellesprosjektet E6-Dovrebanen har i perioden 2012-2014 utført betydelige anleggsvirksomhet på strekningen Minnesund-Espa i forbindelse med bygging av dobbeltspor på Dovrebanen og fire felts motorveg på E-6. Det er bygd 21 km veg og 17 km jernbane, og i utgangspunktet ble det estimert at 5,2 millioner kubikk med stein måtte sprenges bort (Fellesprosjektet E6-Dovrebanen, Nyhetsbrev desember 2012). I desember 2014 ble E6 åpnet som firefelts veg mellom Minnesund og Labbdalen (18 av 22 km); de siste 3,8 km vil åpne i 2015, mens dobbeltspora jernbane vil bli åpnet i oktober 2015 (Fellesprosjektet E6-Dovrebanen, Nyhetsbrev desember 2012).

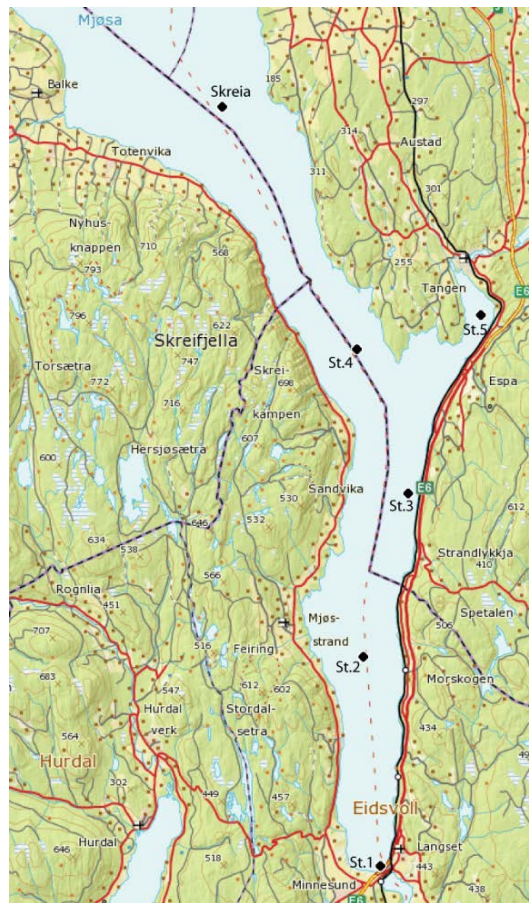
Denne omfattende anleggsvirksomheten langs Mjøsas syd-østre bredder hadde potensial til å påvirke vannkvaliteten negativt i Mjøsas sydligere deler. Viktigst i denne sammenheng var inngrepene som skulle gjøres i strandsonen, spesielt mudringen av finkorna masser og steinsetting i forbindelse med bygging av ny jernbanetrasé. Opprinnelig var det planer om å dumpe disse finkorna massene i Mjøsa, der dumping i dypområdene var et av alternativene. En modellering av partikkelspredningen med dette alternativet viste at det var sannsynlig at vannkvaliteten ved inntakene til vannverkene på Stange og Toten ville bli berørt (Tjomsland et al. 2012). Det ble derfor ikke gitt tillatelse til dumping av finkorna masser i Mjøsa (Fylkesmannen i Hedmark, 2012), men det ble gitt tillatelse til mudring av 200 000 m³ sedimenter langs strandsonen i Stange kommune og 100 000 m³ i Eidsvoll kommune, samt at dette kunne utføres av gravemaskiner både på lektere og fra land (Fylkesmannen i Hedmark 2012, Fylkesmannen i Oslo og Akershus, 2012). Massene ble fraktet til landdeponier øst for anleggsområdet. Det ble satt krav til bruk av siltgardin ved mudringen, men det var stor usikkerhet knyttet til effektiviteten av dette tiltaket i et slikt vindeksponert område. Det var derfor en risiko for at mudringen kunne føre til spredning av finkorna partikler i Mjøsa, men det var også andre kilder knyttet til blottlegging av finkorna morenemasser i bekkedalene, fjellrensing, transport, sprengning og tunneldrift.

I Mjøsas sydøstlige deler fra Morskogen til Espa er det ofte betydelig bølgeaktivitet og sterke vindinduserte strømmer. I slike situasjoner er det utfordrende å hindre partikkelspredning ved hjelp av siltgardiner, da det ofte er vanskelig å holde de forankret. Det var derfor usikkert om de ville ha noen særlig betydning for begrenset spredning i spredningen av partikler. I ettertid ser vi at det likevel var viktig at de ble benyttet. De begrenset spredningen i øvre vannlag, særlig i den tiden de var forankret. I denne delen av Mjøsa øker dypet raskt med avstanden fra strandlinjen. Erfaringer fra andre dype innsjøer med slike dybdeprofiler har vist at sprengninger, anleggsdrift og andre forstyrrelser kan utløse under-sjøiske ras av ustabile finkorna masser i innsjøer som kan spres i dypvannet og påvirke vannkvaliteten over større områder i lang tid (Tyrifjordundersøkelsen 1983, Løvik et al. 2013). Overvåkingen av Mjøsa siden 1970 tallet og fram til i dag har vist at vindinduserte strømmer raskt kan forflytte store vannmasser til andre deler av innsjøen. Dette gjelder også i Mjøsas dypere deler. Av hensyn til råvanns-kvaliteten ved vanninntakene lenger nord var det derfor viktig å overvåke turbiditeten også i dypvannet, slik at tiltak kunne gjøres tidligst mulig, hvis innholdet av partikler viste en økende trend.

Sommer og høst er Mjøsas vannmasser termisk lagdelt. Da blandes varmere vann i de øvre vannlagene (epilimnion) i liten grad med dypere og kaldere vannmasser. På grunn av vinden vil epilimnion øke i omfang utover sommeren og den kan omfatte de øvre 20 -30 m i september. Da kan eventuelle forurensninger som tilføres Mjøsa fra anleggsdriften i strandnære områder, lett spres med vindinduserte strømmer i epilimnion og påvirke vannkvaliteten også i sentrale områder. Den viktigste produksjonen av plante- og dyreplankton foregår i denne delen av innsjøen, og en god forekomst av enkelte dyreplanktonarter er viktig for mange fiskearter i Mjøsa. Anleggsdriften langs østsiden av Mjøsas sydøstlige bredder hadde derfor mange mulige forurensningskilder, men et omfattende kjemisk analyseprogram for å overvåke alle aktuelle forurensninger kan være svært utfordrende å gjennomføre. Planktonorganismer påvirkes av flere typer forurensninger. Uorganiske partikler er negativt særlig for arter som filtrerer ut næringspartikler fra vannet, og økte tilførsler av næringsalter ved

mudringen ville kunne gi bedre vilkår for blågrønnalger som er lite attraktiv næring for dyreplanktonet. Det var også uklart om ørreten i Vorma benyttet utløpet av Mjøsa som gyteplass, mens hvis den gjør det vil anleggsdriften kunne ha negative følger for rekrutteringen.

Mjøsaksjonen (1973-1980) og senere oppfølginger har gjort at vi i dag har en nær akseptabel vannkvalitet (Løvik et al. 2014). Siden 2000 har det vært få lokale forurensninger som har påvirket vannkvaliteten nevneverdig i Mjøsas sydlige deler. Undersøkelser i 2001 og 2006 viste at det var små forskjeller i forekomsten av ulike planktongrupper i sentrale vannmasser ved Morskogen og ved Skreia (Løvik et al. 2012). Vi valgte derfor å undersøke plante- og dyreplankton på 3 stasjoner i sydlige deler av Mjøsa, mens Vassdragsforbundet for Mjøsa med tilløpselver har gitt tillatelse til å bruke resultatene fra undersøkelsene ved Skreia. Dersom artssammensetning og mengder av planktonorganismer i Mjøsas sydlige deler endres i forhold til situasjonen ved Skreia, så kan dette indikere påvirkning fra anleggsdriften. Derfor ble det også målt konsentrasjoner av partikler (turbiditet) i de øvre vannlagene og i dypvannet (180 m) ved Refsal og Morskogen, mens målingene ble gjort nær land ved Strandlykkja, i Tangenvika og på 3 steder i et transekt over utløpet ved Minnesund (Fig. 1).



St.nr	Stasjon	sone	Østkoord.	Nordkoord.
Skreia	Skreia	33	0286042.96	6732073.93
St.5	Tangen	33	0296289.67	6723812.17
St.4	Refsal	33	0291381.42	6722458.17
St.3	Strandlykkja	33	0293424.56	6716729.52
St.2	Morskogen	33	0291632.23	6710266.03
St.1	Minnesund	33	0292327.74	6701953.84

Figur 1. Oversikt over prøvestasjoner i Mjøsa med koordinater. Undersøkelsene ved Skreia er et ledd i «Tiltaksorientert overvåkning av vannområdet Mjøsa» som finansieres av Vassdragsforbundet for Mjøsa med tilløpselver. (<http://www.statkart.no/>)

2. Måleprogram og metoder

2.1 Innsamling av prøver

Det ble innsamlet prøver for analyse av turbiditet og biologiske prøver ved 5 stasjoner (Fig.1) i 2012 (26/06, 31/07, 20/8, 25/9, 7/10), i 2013 (11/6, 17/7, 9/8, 9/9, og 24/10) og i 2014 (4/6, 23/7, 21/8, 16/9, 16/10). Turbiditetsprøvene var blandprøver fra sjiktene 0-10 m, 10-20 m ved alle stasjonene, og fra 40 m ved Strandlykkja og Tangen, samt 180 m ved Refsal og Morskogen. Ved Minnesund ble turbiditet målt ved tre stasjoner i et transekt fra øst til vest mellom broene. Analysene av klorofyll a og planteplankton er basert på blandprøver fra sjiktet 0-10 m. Artslister og relativ forekomst for zooplankton er basert på håvtrekk fra 30 m og opp til overflaten. Prøvene av pungreken (*Mysis relicta*) ble samlet inn ved hjelp av håvtrekk fra 120 m og opp til overflaten. Håven har en diameter på 1 m og maskevidde 250 µm. Prøvene ble sortert i to grupper: små (< 1 år, kalt 0+) og store (i all hovedsak 1 åringer, kalt 1+). Samtidig med undersøkelsen som rapporteres her, ble tilsvarende prøver innsamlet og analysert (etter samme metoder) på hovedstasjonen Skreia i regi av Vassdragsforbundet for Mjøsa med tilløpselver (Løvik et al. 2015, under arbeid). Denne stasjonen inngår som en del av en langsiktig overvåkning av Mjøsa, men resultatene er tillatt brukt her. Vi kan derfor gi en god oversikt over situasjonen når det gjelder plankton og turbiditet fra Mjøsas sentrale områder og syd til Morskogen.

2.2 Analysemetoder

Turbiditet

Dette er et resyme basert på en litteraturstudie (Bilotta og Brazier 2008). Turbiditetsmålinger indikerer hvor klart vannet er. Grumsete vann har høy konsentrasjon av suspenderte partikler og høy turbiditet. I sentrale vannmasser av store innsjøer (Mjøsa), er det vanligvis planktonalger som bidrar mest til turbiditeten. Likevel kan erosjon, graving i strandsonen og nærområdene føre til suspensjon og spredning av leire- og silt-partikler. Prinsippet ved måling av turbiditet er at suspenderte partikler sperrer lyset når en lysstråle sendes gjennom væsken. Bestemmelsen gjøres ved å sammenligne målingen med en standardkurve basert på ulike konsentrasjoner av formazin (blanding av hydrazinsulfat og hexametyl-enetetramin). Én formazin-turbiditetsenhet (FTU) ble opprinnelig definert som den formazin-konsentrasjonen som gav en turbiditet tilsvarende en løsning av 1 mg/L av leiremineralet kaolin (slipt ned til en definert størrelsesfordeling av partikler). Vanlige måter å kvantifisere turbiditet på er som nefelometrisk turbiditetsenhet (NTU) og formazin nefelometrisk enhet (FNU). I utgangspunktet er 1 NTU = 1 FNU = 1 FTU. Årsaken til at enhetene har ulike navn er at de referer til to variasjoner av teknikken nefelometri, som i ulike prøver kan gi forskjellig resultat. Nefelometri baserer seg på at lys sendes gjennom prøven og at lysspredningen kvantifiseres ved å detektere lysintensiteten i rett vinkel på den innsendte lysstrålen. Dersom det innsendte lyset er hvitt (bølgelengder i området 400-600 nm), brukes enheten NTU. Dersom bølgelengden til det innsendte lyset er i det nær-infrarøde området (830-890 nm), brukes enheten FNU. Bølgelengden kan ha betydning for resultatet. Lys med korte bølgelengder spres mer effektivt av små partikler, og egner seg godt for bestemmelse av lave nivåer. Lys med lang bølgelengde har den fordelen at det i liten grad absorberes i vann med synlig farge og kan også brukes når turbiditeten er høy. Turbiditeten i vår undersøkelse er målt i FNU-enheter av LabNett etter metode ISO 7027, intern metode basert på EPA 110.2.

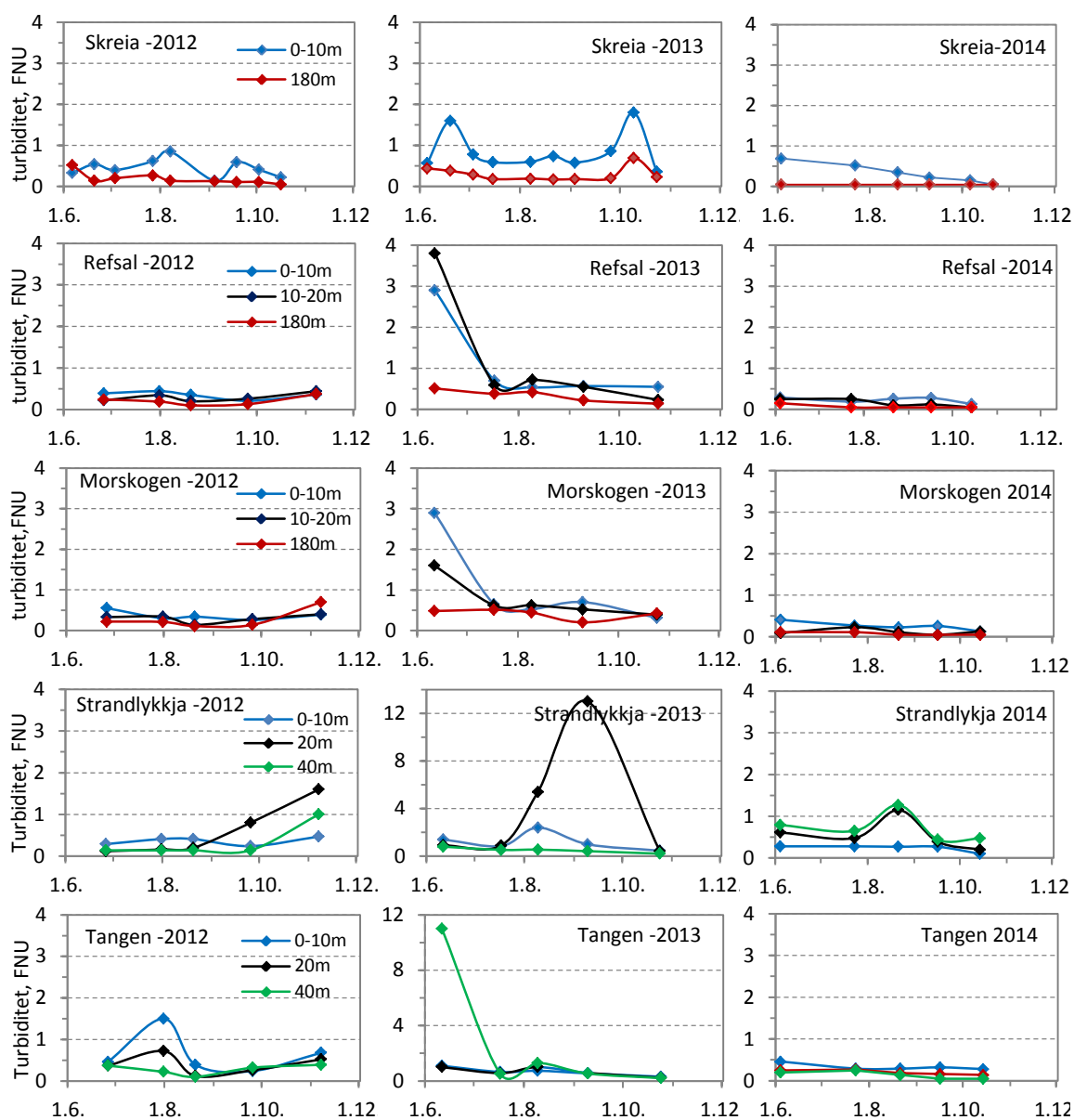
Andre analyser

Klorofyllanalyser (µg/L) ble utført ved NIVA etter metode H1-1 (spektrofotometrisk bestemmelse i metanolekstrakt). Telling og identifisering av planktonalger ble gjort ved hjelp av mikroskop, og biomasser er beregnet ved hjelp av volumberegninger av identifiserte arter som finnes i et arkiv som NIVA har utarbeidet over en årrekke. Zooplankton er artsbestemt ved hjelp av en binokular lupe og relative mengder av ulike arter er vurdert i en skala fra 1-3 (1. sjelden, 2. vanlig og 3. dominerende). Planktonhåven som er benyttet for zooplankton, har en maskevidde på 90 µm, og håven som ble benyttet til prøvetakning av *Mysis relicta* har en diameter på 1 m og maskevidde på 250 µm.

3. Resultater

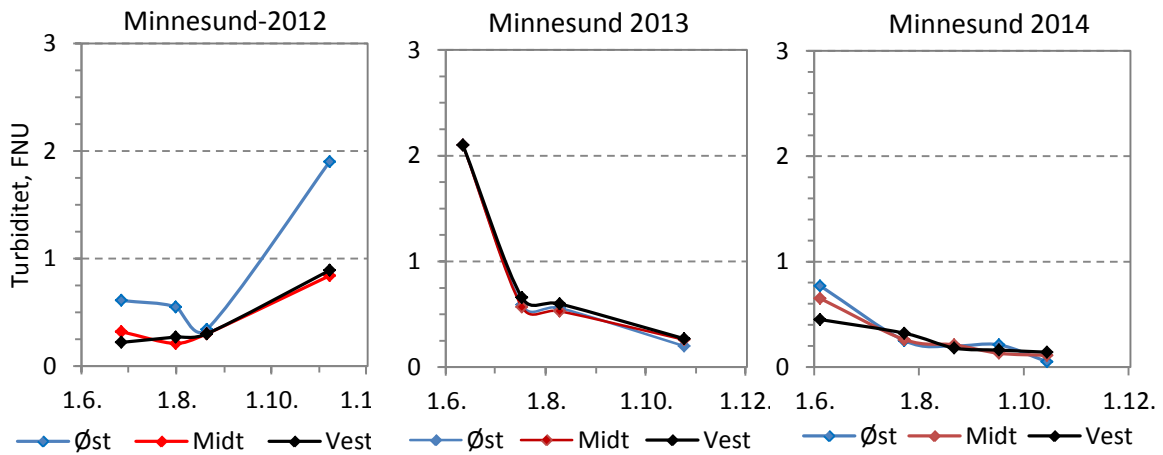
3.1 Turbiditet på ulike stasjoner i perioden 2012-2014

Resultatene av turbiditets målingene er vist Fig.2. Verdiene indikerer god vannkvalitet (≤ 1 FNU, SFT veiledning 97:04) ved alle dyp og på alle stasjoner i 2012, unntatt en mindre god vannkvalitet (1-2 FNU) ved Tangen i slutten av juli i forbindelse med flom i Vikselva, og på 20 m dyp ved Strandlykkja om høsten på grunn av mudring i strandområdet. I 2013 var vannkvaliteten dårlig (2-5 FNU) i første halvdel av juni i overflatesjiktet ved Tangen, Refsal og Morskogen, mens den var mindre god (1-2 FNU) ved Skreia. I Tangenvika var det meget dårlig vannkvalitet (>5 FNU) i dypvannet i første halvdel av juni som skyldtes flom i Vikselva. Mudringen ved Strandlykkja ga dårlig vannkvalitet på 20 m i september. Ellers var vannkvaliteten god på alle stasjoner og alle dyp fra juli til november i 2013. I 2014 var vannkvaliteten god på alle dyp og ved alle stasjoner.



Figur 2. Turbiditeten (FNU) i ulike dyp ved målestasjonene i Mjøsa i 2012- 2014

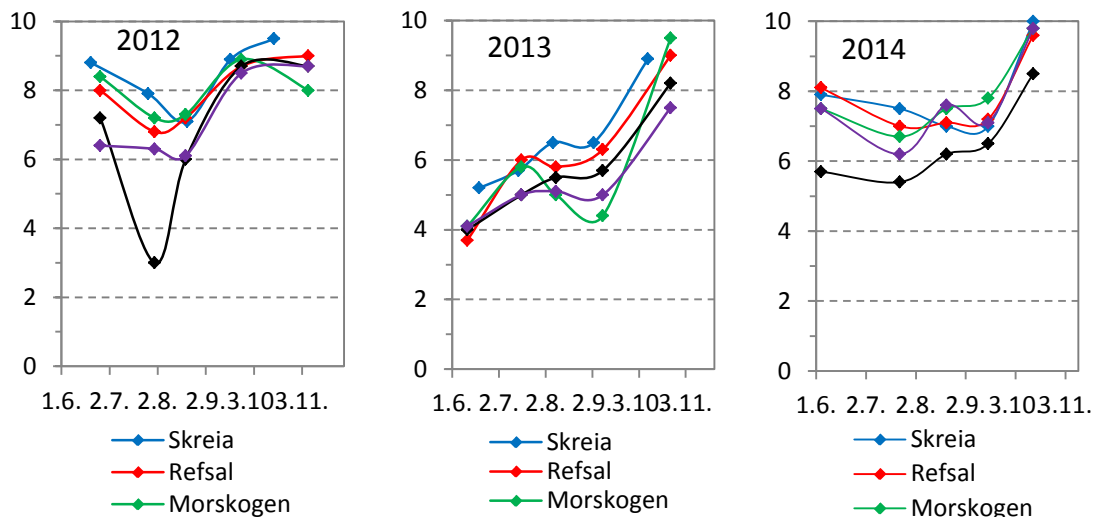
Målinger av turbiditet ble utført ved Minnesund i et transekt over utløpet av Mjøsa (Fig.3). Vannkvalitet var god fra juni til august i 2012, unntatt på østsiden seinhøstes som følge av gravearbeider i strandsonen ved Ørbekk-Korslund. I 2013 var vannkvaliteten god, unntatt i juni da partikkelholdig vann ble tilført under vårflommen. I 2014 var vannkvaliteten god hele sesongen, med et gradvis avtak i turbiditet fra juni til svært lave verdier i oktober.



Figur 3. Turbiditeten i et transekt ved utløpet av Mjøsa mellom veibroen og jernbanebroen. (hhv. midt i elvefaret, st. Midt, mellom denne stasjonen og østre bredd (st. Øst) og tilsvarende avstand til vestre bredd (st. Vest). Blandprøver fra 1 m over bunnen, 1 m under overflaten og en midt mellom.

3.2 Siktedyp

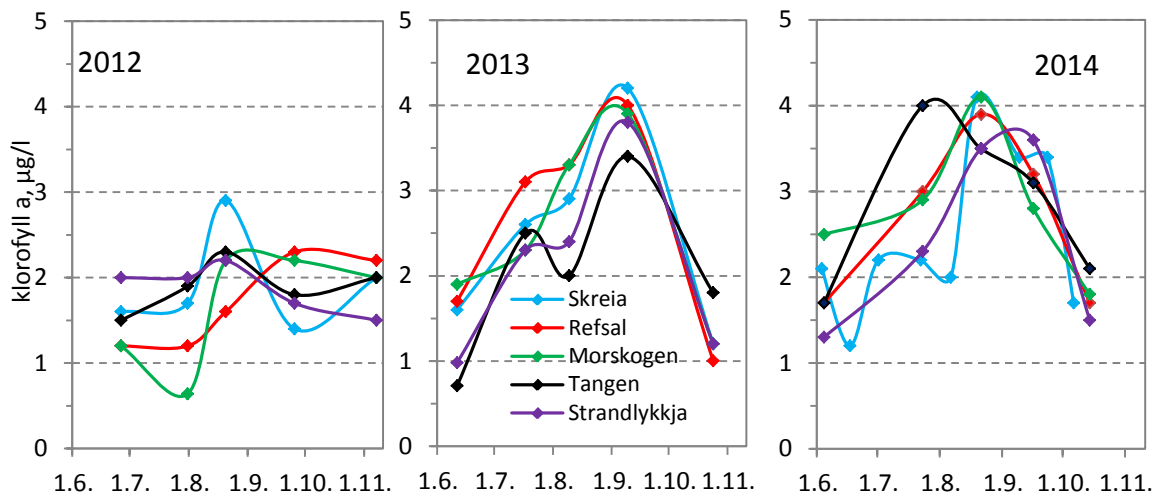
Siktedypet fra juni til november i 2012 varierte i hovedsak mellom 7 og 9 m i sentrale vannmasser, og viste samme forløp over måleperioden fra Skreia i nord til Morskogen i syd (Fig.4). Ved Strandlykkja var det lavere på sommeren (mudring), og klart lavere ved Tangen i slutten av juli (Vikselva), ellers var det liten forskjell i siktedyp mellom stasjonene. I perioden juni til september 2013 var siktedypet generelt dårligere (4-6 m) enn i samme periode året før, men på nær samme nivå (8 ± 1 m) på senhøsten. I 2014 var siktedypet på nivå med 2012, unntatt i Tangenvika som tidvis påvirkes av flom i Vikselva.



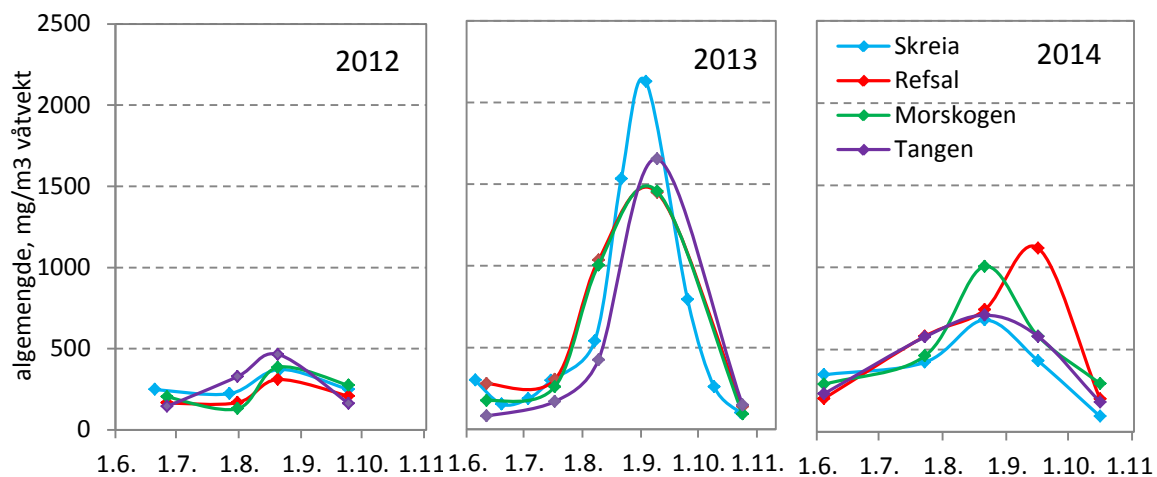
Figur 4. Siktedypet ved 5 stasjoner i Mjøsa fra juni til november i perioden 2012 - 2014.

3.3 Algemengder

Mengden av alger i sjiktet 0-10 m er bestemt ut fra målinger av klorofyll a (Fig.5) og ved beregninger av algevolum basert på tellinger i mikroskop (Fig.6). Begge analysene viser at det var betydelig høyere konsentrasjoner av alger i august og september ved alle stasjoner i 2013 og 2014 enn i 2012. Generelt kan algemengdene (basert på tellinger) betegnes som akseptable i 2012 og 2014, men uakseptable i 2013 i henhold til målsetningen for Mjøsa. Den høyeste biomassen av alger i sydlige deler av Mjøsa, basert på tellinger (mest nøyaktige metode), ble målt ved Tangen i august 2012, Skreia i september 2013 og Refsal i september 2014. Forskjellene på disse årene skyldes bedre vekst-betingelser for planktonalgene i 2013 enn i 2012 og 2014, som følge av større tilførsel av nærings-salter i forbindelse med vårfloppen og en varmere sommer (Løvik et al. 2014). Likevel er det verdt å merke seg at i 2014 var det mindre algemengder på Skreia enn på stasjonene i sydlige deler av Mjøsa. Dette har vi ikke observert før på 2000 tallet, og det kan indikere en lekkasje av nærings-salter fra anleggsvirksomheten.



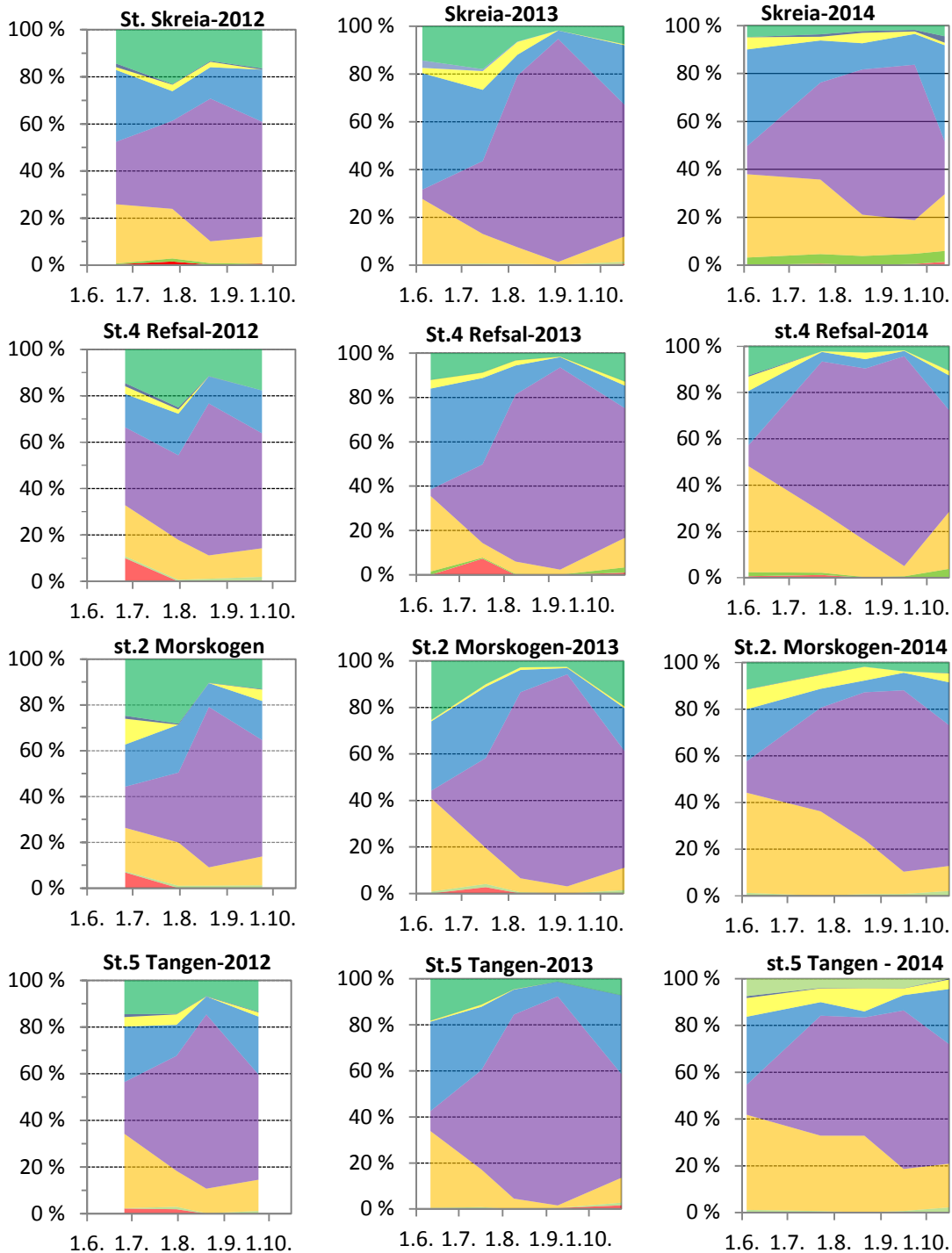
Figur 5. Algemengden målt som klorofyll a i sjiktet 0-10 m på fem stasjoner i Mjøsa fra og med juni til november i perioden 2012- 2014.



Figur 6. Algemengder på 4 stasjoner i Mjøsa beregnet ut fra tellinger av arter i mikroskop og volumberegninger for perioden juni til oktober 2012-2014.

3.4 Algesammensetning

Planktonalgene er avhengig av at innsjøen er termisk sjiktet, slik at de kan sirkulere i det øvre vannlaget der det er lys nok til å drive fotosyntesen. Den relative sammensetningen av de ulike algegruppene på stasjonene var svært lik på alle stasjonene i 2012, 2013 og 2014 (Fig.7). Økingen i algemengden fra 2012 til 2013 var det særlig kiselalgene som sto for, mens det særlig var andelen gullalger som økte fra 2013 til 2014 på bekostning av svepeflagellater og kiselalger.



Figur 7. Blandprøver fra sjiktet 0-10m i perioden juni til oktober 2012-2014

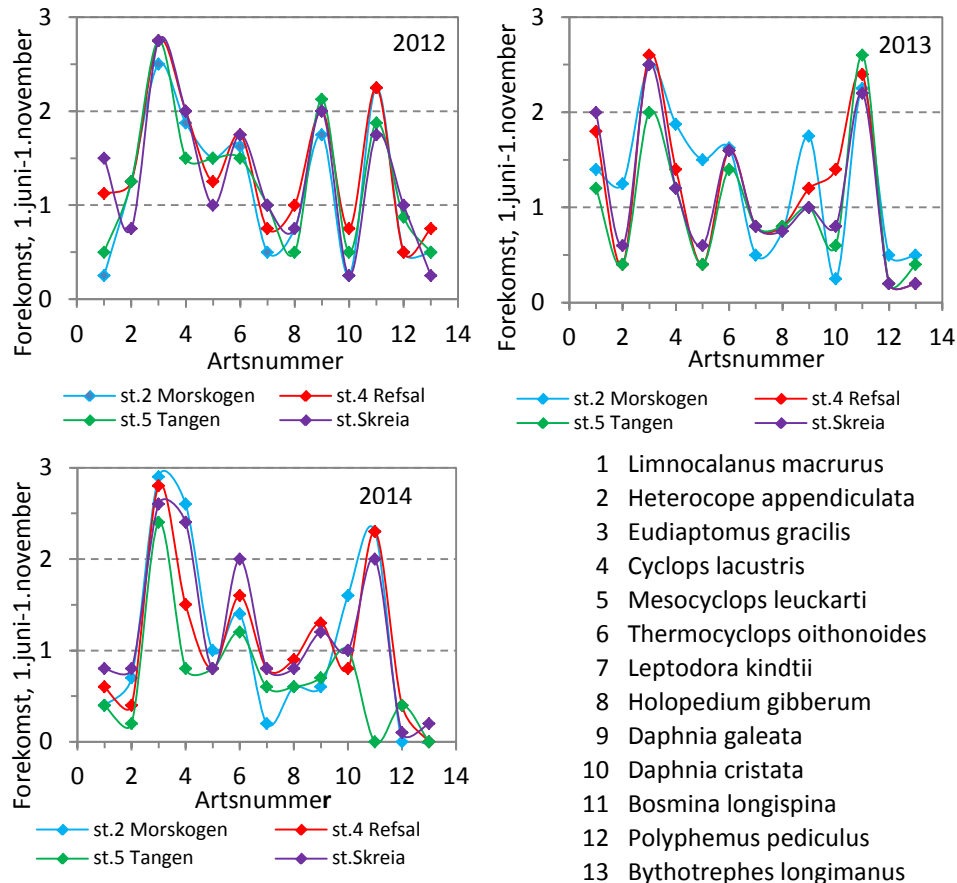
Den store likheten i sammensetning av de ulike algegruppene fra Skreia i nord til Morskogen i syd er en klar indikasjon på at vannkvaliteten har vært relativt lik på denne strekningen de respektive årene. Tilførselene av næringssalter er oftest avgjørende for algemengdene og andelen av de ulike artene. Belastningen av fosfor og nitrogen er størst i Mjøsas sentrale områder (Skreia-stasjonen), med de store jordbruksområdene og avrenning fra urbane områder, mens den er mindre i Mjøsas sydlige deler. Dette skulle føre til ulik fordeling av algegruppene, men slik er det altså ikke. I perioden juni- oktober er Mjøsa termisk sjiktet. Det betyr at algene kan holde seg oppe i de varmere øvre vannmassene hvor vinden sørger for sirkulasjon og hindrer at de synker ned i dypvannmassene. Det betyr også at overflatelaget kan føres med vindinduserte strømmer fra sentrale deler av Mjøsa til de sydlige deler, og tilsvarende nordover med vind fra syd (solgangsbrisen) sommerstid. Vi kan derfor konstatere at det var små forskjeller i algemengder fra de sentrale områdene av Mjøsa og syd til Morskogen.

Kiselalger har dominert i planteplanktonets biomasse i august og september alle tre årene, mens det var dominans av gullalger og flagellater på forsommeren. Innslaget av blågrønnalger har vært ubetydelig i hele perioden. Andelen gullalger har økt noe fra 2012 til 2014 på bekostning av kiselalgene på alle stasjonene. Turbide vannmaser, i forbindelse med anleggsvirksomheten og mudring av leirholdige sedimenter i strandnære områder i Mjøsa sydlige deler, har ikke spredt seg til overflatelagene i Mjøsa i et omfang som har påvirket planktonartene. Dette indikerer også turbiditetsmålingene som generelt gav lave verdier.

Konklusjonen er derfor at avrenning av partikler fra anleggsdriften på land, og oppvirvling av partikler og næringssalter som følge av mudring av leirholdige masser i strandsonen ikke ble spredt til øvre, vannmassene i et omfang som påvirket planteplanktonet negativt i anleggsperioden.

3.5 Zooplanktonarter og relativ forekomst

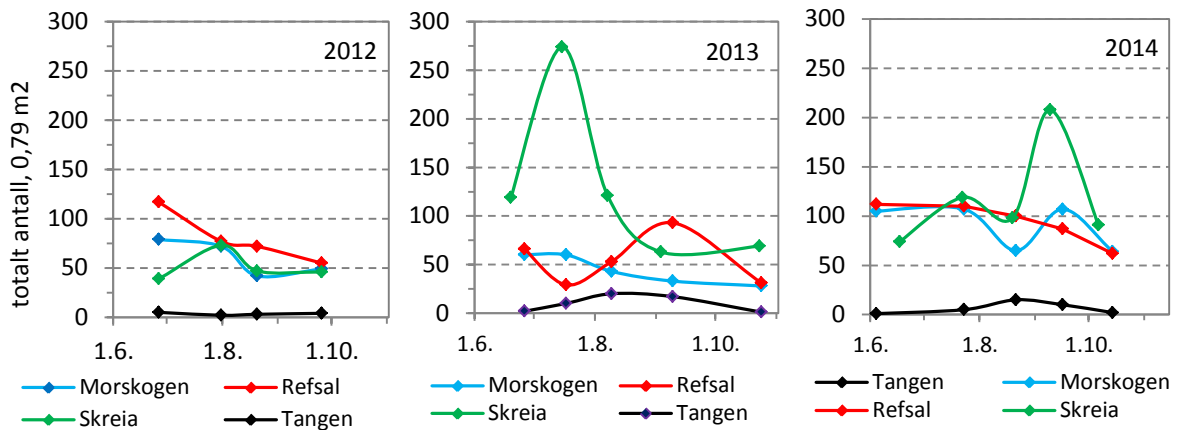
Den relative forekomsten av ulike grupper av zooplanktonarter på stasjonene (Fig.8) kan gi en indikasjon på om tilgang og kvaliteten av mat i form av alger var vesentlig forskjellig på de ulike stasjonene, forutsatt at beitetrykket fra fisk er relativt likt. Vannloppene (*Daphnia*-artene og *Bosmina longispina*), som er sentrale arter for planktonspisende fiskearter, skaffer seg mat ved å filtrere partikler fra vannet. Det kan derfor være negativt for disse artene hvis det finnes mye uorganiske partikler i vannfasen. Dette var et mulig scenario som følge av anleggsdrift og mudring langs Mjøsa. Det var imidlertid generelt sett et godt samsvar mellom artene som dominerte ved de ulike stasjonene i perioden 2012-2014, men med ett unntak: *Bosmina longispina* ble ikke registrert på stasjonen i Tangenvika i 2014. Årsaken kan være at denne stasjonen var betydelig påvirket av partikkeltransporten i Vikselva da vannføringen var høy. Dette er negativt for denne arten som filtrerer næringspartikler fra vannet. Dette kan derfor være en mulig årsak. De vanligst forekommende artene var hoppekrepsene *Eudiaptomus gracilis*, *Cyclops lacustris* og *Thermocyclops oithonoides*, samt vannloppene *Daphnia galeata* og *Bosmina longispina* både i sentrale deler av Mjøsa og i de sydlige områdene. Følgelig kan det ikke ha vært noen negative effekter på zooplanktonets artssammensetning i Mjøsas sydlige deler som følge av anleggsdrift og mudring i strandsonen i perioden 2012-2014.



Figur 8. Den relative forekomsten av ulike zooplankton arter basert på håvtrekk (0-30m) vurdert ut fra en skala fra 0 til 3, der 1 = få individer, 2 = vanlig, 3 = rikelig/dominerende. Tallene på x-aksen er artsnumrene som er gitt i figuren, og forekomsten er middelerverdi for alle målingene i perioden juni-november. For Skreia er prøvene tatt fra 0-120 m.

3.6 Forekomsten av istidskrepsen *Mysis relicta*.

Mysis relicta er en viktig art for det planktoniske økosystemet i Mjøsa. Denne bestanden har vertikale døgnvandring. Om dagen befinner de seg på 80-110 meters dyp, mens de vandrer opp til overflate-lagene om natten for å søke næring blant store alger og zooplankton (særlig vannlopper). Denne døgnvandringen er en tilpasning som denne arten har utviklet for å unngå å bli spist av fisk. Vertikalvandringene er antagelig en adferd som har utviklet seg over tid, slik at det har blitt mulig å eksistere i Mjøsa sammen med en så stor bestand av pelagiske fiskearter. Totalt antall av *Mysis* i de tre årsklassene en vanligvis finner, var nær det samme ved Refsal og Morskogen og Skreia i 2012, mens i Tangenvika var synes bestanden å være mindre, men dette kan skyldes at området er for grunt, og at de ligger i sedimentet om dagen og unngår å komme med i håvtrekket (Fig.9). I 2013 var mønsteret generelt det samme, med unntak av en stor bestand av årsunger (O+) på forsommeren ved Skreia. I 2014 var tettheten noe høyere enn de foregående årene på stasjonene i Mjøsas sydlige deler, unntatt i Tangenvika der de antagelig ligger i sedimentet om dagen. Det er derfor ingen ting som tyder på at tilgangen på byttedyr (zooplankton) for *Mysis* i Mjøsas sydligere deler har vært forskjellig fra det de har vært i Mjøsas sentrale områder (st. Skreia). Dette indikerer at det ikke har vært negative effekter av uorganiske partikler på *Mysis*-populasjonen i Mjøsas sydlige deler som følge av anleggsvirksomhet



Figur 9. Totalt antall (summen av årsklassene 0+, 1+ og 2+) av pungreken, *Mysis relicta*, basert på håvtrekk (0,79 m²) fra 110m's dyp til overflatene i perioden juni til september/oktober 2012-2014.

3.7 Økologisk tilstand

Økologisk tilstand i de frie vannmassene er vurdert ut fra klassifiseringsveileder 02:2013 (<http://www.vannportalen.no/>.) for perioden 2012-2014. Normaliserte EQR-verdier er beregnet som snittverdier over sesongene for klorofyll a, biovolum av alger, siktedyp og samlet (Fig.10)

	Tilstandsklasser: Svært god God Moderat Dårlig Svært dårlig											
	2012				2013				2014			
	Kl-a	Biovolum	Siktedyp	Samlet	Kl-a	Biovolum	Siktedyp	Samlet	Kl-a	Biovolum	Siktedyp	Samlet
Refsal	0,87	0,77	0,77	0,77	0,71	0,47	0,53	0,59	0,7	0,51	0,76	0,604
Morskogen	0,88	0,74	0,79	0,79	0,72	0,49	0,46	0,46	0,68	0,53	0,77	0,604
Tangen	0,82	0,71	0,60	0,60	0,78	0,55	0,46	0,46	0,67	0,57	0,57	0,57
Strandlykkja	0,82	-	0,67	0,67	0,77	-	0,398	0,50	0,75	-	0,73	0,73
Mjøsa S, m	0,85	0,74	0,71	0,71	0,74	0,50	0,46	0,46	0,70	0,54	0,71	0,62
Skreia	0,84	0,75	1,00	0,80	0,71	0,48	0,64	0,59	0,74	0,61	0,75	0,68

Figur.10. Normaliserte EQR-verdier midlet over sesongen for klorofyll a, algevolum, og siktedyp.

Beregningene viser at økologisk tilstand kan beskrives som svært god til god både i Mjøsas sydlige og sentrale områdene (st. Skreia) i 2012, mens i 2013 var økologisk tilstand i hovedsak moderat både i sentrale deler og i de sydlige deler av Mjøsa, med unntak av Strandlykkja hvor anleggsvirksomheten var betydelig på den tiden og økologisk tilstand var moderat til dårlig (Fig.10). I 2014 var økologisk tilstand god i sentral Mjøsa (Skreia), men generelt noe dårligere (på grensen mellom god og moderat) i Mjøsas sydlige deler. Årsaken til dette vet vi ikke, men det er spesielt algevolumet som trekker i retning moderat økologisk tilstand. Det kan derfor tenkes at den store tilførselen av næringssalter i forbindelse med flommen i 2013 kan ha påvirket vannmassene i Mjøsas sydlige deler også i 2014.

3.8 Gyteområder for ørret ved Minnesund

I 2014 ble utløpsområdet ved Minnesund, oppstrøms jernbanebroen, befart grundig ved hjelp av vannkikkert fra båt. Hensikten var å kartlegge om det fantes gytegroper som var benyttet av ørreten i Vorma. Det ble imidlertid ikke registrert gytegroper ved disse befaringsene. Dette er i overensstemmelse med tidligere undersøkelser som har vist at ørretbestanden i Vorma er begrenset av rekruttering og mangel på oppvekstområder (Aass 1996), og at de eneste områdene det ble funnet ørret var nedstrøms Svanfossen (Johnsen 2004). Dessuten var det i hovedsak langs østre bredd ved utløpet av Mjøsa at vannmassene tidvis var påvirket av finkorna partikler i perioden 2012-2014. Ellers har neppe partikkel-konsentrasjonene vært høye nok til å påvirke eventuell rognkorn negativt. Det er derfor rimelig å anta at anleggsvirksomheten ikke har skapt problemer for en eventuell rekruttering av ørret i utstrømningsområdet av Mjøsa, selv om dette området neppe er preferert som gyteområde.

4. Diskusjon

Mjøsa er vår største innsjø i areal (369 km²) og volum (55 km³), samt den fjerde dypeste (453 m). Disse egenskapene skulle i utgangspunktet tilsi at denne innsjøen må være en robust resipient. Likevel har undersøkelser over mange år vist hvor sårbar vannkvalitet og biota kan være ovenfor tilførsler av forurensninger slik som næringssalter, miljøgifter, organisk stoff og leirepartikler i flomperioder (Løvik et al. 2014). Det er særlig de mange vannverkene som leverer drikkevann til ca. 100 000 personer som krever god råvannskvalitet, men det har også vist seg at andre brukerinteresser kan bli skadelidende ved ulike typer forurensninger (Løvik et al. 2014). Blant annet kan utslipp av ulike miljøgifter ha negative konsekvenser for fisk, og bruken av fiskeressursene, og uorganiske partikler kan være problematisk for vannbehandlingen ved vannverkene, mens økte mengder næringssalter kan føre til utvikling av uønskede blågrønnalger. På denne bakgrunn var det viktig at potensielle utslipp av forurensninger som følge av anleggsarbeidene langs Mjøsas syd-østre bredder ble undersøkt systematisk i et overvåkningsprogram, slik at tiltak kunne iverksettes straks hvis det ble nødvendig. Kompleksiteten i utslipp fra et av landets største anleggsprosjekter (finkorna partikler, næringssalter, oljerelaterte produkter) gjorde at det ble valgt å legge hovedvekten på en biologisk overvåkning i sentrale vannmasser, mens mudringen i strandsonen hadde stort potensial for spredning av finkorna partikler. Dette sist nevnte ble fulgt opp gjennom vannanalyser både i overflatelagene og i dypvannet.

Det var små forskjeller i mengder og relativ forekomst av de viktigste artsgrupper av planktonalger og planktoniske krepser ved Refsal, Morskogen og Skreia sentralt i Mjøsa de respektive årene i perioden 2012-2014. Slik var det også i 2001 og 2006 før anleggsdriften startet opp (Løvik et al. 2012). Likevel kan mengdene av planktonorganismer variere betydelig i Mjøsa fra år til år på grunn av variasjoner i klimatiske forhold og tilførsel av næringssalter fra nedbørfeltet (Løvik et al. 2012). I august-september 2013 var algemengden sentralt i Mjøsa (Skreia) 3-4 ganger høyere enn i 2012 som følge av større tilførsler av næringssalter (flom) og en varm sommer (Løvik et al. 2014). Situasjonen var den samme ved Refsal og Morskogen lenger syd. Som følge av coreolis-effekten går vannstrømmen i de øvre

vannmassene hovedsakelig fra nord til syd langs de vestre deler av Mjøsa. Det er derfor rimelig å anta at vannmassene ved hovedstasjonen (Skreia) i liten grad er påvirket av utslipp til sydlige deler av Mjøsa. Følgelig er det lite sannsynlig at høyere algemengder i 2013, i forhold til 2012, skyldtes anleggsdriften i sydlige deler av Mjøsa. Den årlige overvåkingen av Mjøsa har vist at dette i all vesentlig grad skyldtes økte tilførsler av næringssalter fra Mjøsas nærnedbørfelt kombinert med gunstige værforhold for algevekst særlig i 2013 (Løvik et al. 2014). I 2014 var det noe høyere algemengder ved Refsal og Morskogen enn ved Skreia gjennom hele sesongen og særlig på sensommeren. Dette kan skyldes tilførsel av næringssalter fra anleggsdriften, men algesamfunnet var ikke vesentlig forskjellig, så noen negativ betydning hadde ikke dette for vannkvaliteten.

Turbid vann som er forårsaket av små uorganiske partikler kan påvirke planktonalger og dyreplankton negativt (Bilotta and Brazier, 2008). I 2012 viste turbiditetsmålingene generelt lave verdier, og vannkvalitet klassifiseres som god ($FNU < 1$) med hensyn til partikler (SFT 1997). I 2013 var verdiene betydelig høyere i juni som følge av flom, mens mudring var årsaken til høye verdier og dårlig vannkvalitet i august-september ved Strandlykkja. Situasjonen i den langt grunnere Tangevika er tidvis forskjellig fra de andre stasjonene da dette området påvirkes av Vikselva i perioder med høy vannføring. Vikselva kan også ha bidratt til økt turbiditet ved Refsal i juni. Da strømmet turbid vann ut av Tangevika, og videre i overflatelagene langs nordre landet retning Hamnesodden. I 2014 var turbiditetsverdiene lave på alle stasjoner. Beregningene viser at økologisk tilstand kan beskrives som svært god til god både i Mjøsas sydlige og sentrale områdene (st. Skreia) i 2012, mens i 2013 var økologisk tilstand i hovedsak moderat både i sentrale deler og i de sydlige deler av Mjøsa, med unntak av Strandlykkja hvor anleggsvirksomheten var betydelig på den tiden og økologisk tilstand var moderat til dårlig. Det er derfor rimelig å konkludere med at anleggsdriften i forbindelse med utbyggingen av E6 og Dovrebanen langs Mjøsas sydøstlige bredder ikke har forurenset Mjøsas sentrale vannmasser på en slik måte at det har hatt nevneverdige effekter på det pelagiske økosystemet. I dypvannet var partikkelinnholdet lavt, og selv om dypvannstrømmen tidvis går nordover, har det neppe ført til problemer for vannverkene sentralt i Mjøsa. Dette indikerer at anleggsdriften ikke har forurenset sentrale vannmasser av betydning i Mjøsas sydlige områder.

5. Litteratur

Aass, P. 1996. Ørreten i Vormå. Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen. Rapp.nr. 4/96, 14 s.

Bilotta, G.S., and Brazier, R.E. 2008. Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. *Water Research* 42: 2849-2861.

Fellesprosjektet E6-Dovrebanen. Nyhetsbrev desember 2012.

Fellesprosjektet E6-Dovrebanen. Nyhetsbrev desember 2014.

Fylkesmannen i Hedmark, Miljøvernavdelingen. 2012. Tillatelse etter forurensningsloven til Fellesprosjektet E6-Dovrebanen til å mudre i Mjøsa, Stange kommune. Tillatelse nr.:2012.207 gitt 31.12.2012 gyldig fram til 31.12.2015. 4s.

Fylkesmannen i Hedmark, Miljøvernavdelingen.2013. Inspeksjonsrapport 2013.044.I. FMHE. Tilsyn ved fellesprosjektet E6-Dovrebanen (FP)-anlegg for mudring i Mjøsa mellom Strandlykkja og Kleverud i Stange kommune. 6s

Fylkesmannen i Oslo og Akershus, Miljøvernavdelingen.2012. Tillatelse etter forurensningsloven til Fellesprosjektet E6-Dovrebanen til å mudre i Mjøsa, Eidsvoll kommune. 4s.

Johnsen, S. 2004. Registrering av gyte- og oppvekstområder for ørret i Vorma. Fylkesmannen i Oppland, miljøvernnavdelingen. Rapport nr. 5/04.20s.

Løvik, J.E., Eriksen, T.E. og M.R. Kile. 2012. Tiltaksorientert overvåkning i vannområde Mjøsa. Årsrapport/datarapport for 2011. NIVA-rapport 6316-2012.79s.

Løvik, J.E., Brettum, P., Bækken, T., M.R. Kile og B. Skjelbred. 2012. Tiltaksorientert overvåkning i vannområde Mjøsa. Årsrapport/datarapport for 2013. NIVA-rapport 6666-2014.

Løvik, J., Stuen, O. H., Bækken, T., Fjeld, E., Røst Kile, M, og S. Rognerud. 2013. Forurensnings-situasjonen i Mjøsa med tilløpselver 2012. NIVA-rapport L.nr. 6494-2013

Løvik, J.E., Skjelbred, B., Bækken, T. og M.R. Kile. 2015. Tiltaksorientert vannovervåkning i vannområdet Mjøsa. Årsrapport/datarapport for 2014. NIVA-rapport under utarbeidelse.

Rognerud, S., Garmo, Ø. og J. E. Løvik. 2013. Overvåkning av biologi og innhold av partikler i Mjøsas sydlige deler i 2012-2014. Årsrapport for 2012. 23s. L.nr. 6506-2013

Rognerud, S., Garmo, Ø. og J. E. Løvik. 2014. Overvåkning av biologi og innhold av partikler i Mjøsas sydlige deler i 2012-2014. Årsrapport for 2013. 26s. L.nr. 6611-2014.

SFT 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Veiledning 97:04.

Tjomsland, T., Løvik, J.E., Rognerud, S. og M. Kempa. 2012. Dumping av masse i Mjøsa. Modellert partikkelspredning og vurdering av miljøkonsekvenser. NIVA-rapport 6342-2012, 69s.

Tyrifjordundersøkelsen 1983. Sammenfattende sluttrapport for undersøkelsene i 1978-1981. Redaktør Dag Berge, NIVA. ISBN 82-90356-31-5
Veileder 02:2013. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. <http://www.vannportalen.no/.263s>

Primærdata for 2012 og 2013 er gitt i NIVAs årsrapporter fra Mjøsa syd, Lnr. 6506-2013 og Lnr.6611-2014. Her gis bare primærdata for 2014, med unntak av algetellingene som gis for hele perioden

Vedlegg A.

Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra tre stasjoner i Mjøsa-syd gitt i mg/m³vv.

Morskogen st.2	26.6.12	31.7.12	20.8.12	24.9.12	6.11.13	17.7.13	9.8.13	9.9.13	24.10.13	4.6.14	23.7.14	21.8.14	16.9.14	16.10.14
Cyanophyceae (blågrønnalger)														
Anabaena cf. lemmermannii						6,0								
Jagginema sp.						1,1								
Tychonema bourrellyi	13,9													
Sum blågrønnalger	13,9					7,0								
Chlorophyceae (Grønnalger)														
Ankyra lanceolata				0,3										
Botryococcus braunii			1,4	0,7					0,7	.	.	.	1,4	.
Chlamydomonas sp. (I=8)		0,3		0,3				0,3	0,3	0,7	0,3	.	.	0,3
Chlamydomonas sp. (I=10)	0,9		0,9											
Chlamydomonas sp. (I=12)							3,2		0,1					
Dictyosphaerium pulchellum										.	.	1,3	.	.
Elakatothrix genevensis										0,5
Elakatothrix gelatinosa				0,8					0,5					
Eudorina elegans				0,5										
Gloeotila sp.										.	.	0,8	.	.
Koliella sp.										3,0
Monoraphidium contortum							0,5							
Monoraphidium dybowskii						0,5	0,3							
Nephrocytium limneticum		0,3												
Oocystis marssonii			0,2	0,8										
Oocystis parva						0,4	0,6							
Pandorina morum					0,5					.	.	0,7	.	.
Paulschulzia pseudovolvox										.	.	0,7	.	.
Quadrigula pfitzeri										.	.	.	0,2	.
Scenedesmus sp.										.	.	.	1,1	1,1
Staurastrum dejectus		0,7												
Staurastrum gracile			1,6			1,6								
Staurastrum lunatum										3,2
Staurastrum paradoxum										0,7
Staurastrum pseudopelagicum										.	.	.	0,6	.
Staurodesmus cuspidatus v. curvatus										.	.	.	0,5	.
Teilingia granulata										.	.	3,7	0,6	.
Tetraedron minimum v. tetralobulatum										0,2
Ubest.cocc.gr.alge (d=3- 3.5)					0,9	1,0	0,3			.	.	.	0,3	.
Sum - Grønnalger	0,9	1,4	4,1	3,4	1,3	3,6	4,8	0,3	1,6	3,6	0,3	7,2	4,6	6,0
Chrysophyceae (Gullalger)														
Aulomonas purdyi					0,1									
Chromulina sp.										0,3

Chrysolykos planctonicus	0,2														
Chrysidiastrum catenatum										0,4					
Craspedomonader	0,3	0,5	0,3					0,8					0,5		
Cyster av Chrysolykos skjui										0,8					
Cyster av chrysophyceer	0,8	0,9						0,8	4,3	0,4	1,0	2,7			
Dinobryon bavaricum										0,2					
Dinobryon borgei	0,1					0,1									
Dinobryon crenulatum	0,8														
Dinobryon cylindricum v. alpinum	2,1														
Dinobryon divergens	4,7	1,4		2,6		5,8				0,9	25,2	8,8	0,1		
Dinobryon sociale	0,3													1,9	
Dinobryon suecicum v. longispinum	0,3				0,2										
Kephyrion sp.	0,1														
Løse celler Dinobryon spp.	0,5									0,9			0,5		
Mallomonas akrokomos	2,7	0,7	1,3		7,3	1,3				9,9	0,7				
Mallomona elongata			0,5												
Mallomons caudata			6,6		5,3										
Mallomonas punctifera														0,2	
Mallomonas spp.					4,5					9,0	4,5			1,4	
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	2,1	4,9	2,6	2,3	6,5	2,9	4,9	3,4	2,4	2,8	1,4	0,4	2,4	1,0	
Ochromonas sp.	1,0	0,9	0,7	2,2											
Pseudokephyrion sp.										0,2	0,2			0,2	
Pseudopedinella sp.														0,5	
Små chrysomonader (<7)	15,8	10,5	12,2	12,7	14,3	10,7	14,6	20,3	6,9	36,7	34,7	18,8	22,2	13,6	
Stelexomonas dichotoma					0,5		0,6								
Store chrysomonader (>7)	7,8	6,0	10,3	8,6	36,2	18,1	32,7	17,2	0,9	60,3	46,5	33,6	15,5	12,9	
Spiniferomonas sp	0,7														
Synura sp. (l=9-11 b=8-9)										1,0					
Uroglena sp. (U.americana ?)					2,0									1,2	
Sum - Gullalger	38,7	24,6	30,8	34,6	69,7	40,3	60,7	44,2	10,2	123,8	166,8	235,2	55,3	31,5	
Bacillariophyceae (Kiselalger)															
Asterionella formosa	7,2	7,5	22,2	7,6	0,3	14,3		52,5	10,7	13,2	53,6	13,5	9,4	7,0	
Aulacoseira alpigena	0,8	1,9	1,1	2,9	1,2		4,8	1,5					0,4	0,2	
Aulacoseira islandica (morf. helvetica)	6,3														
Aulacoseira italica v. tenuissima					2,4		0,3	1,7	9,6	1,7	0,6				
Aulacoseira subarctica	1,1														
Diatoma tenue					3,4		3,4								
Cyclotella cf. comensis					1,1		4,4	1,5					0,7	1,0	
Cyclotella comta v. oligactis	1,3	1,4	3,2	10,3	0,2					26,4	12,3	7,0	5,3		
Cyclotella glomerata					0,5		27,4	123,3	2,2					0,4	
Cyclotella meneghiniana	0,4														
Cyclotella radiosa					2,8		1,1	4,5	1,1	1,0	8,0	8,0	0,8	0,8	
Fragilaria crotonensis					0,3					1,1		159,5	24,2	5,5	
Fragilaria sp. (l=30-40)	3,9	3,9	5,0	0,6	0,6	1,2							0,6		
Fragilaria sp. (l=40-70)	5,9	0,2		0,5											
Fragilaria sp. (l=80-100)										1,4		0,2	0,2	0,1	
Fragilaria ulna (morfotyp "acus")	1,6									0,3					
Rhizosolenia eriensis					7,9										
Rhizosolenia longisetata	6,9	5,3	4,6	0,5	1,1	0,5	0,1						1,1		

Tabellaria fenestrata	1,1	19,6	233,2	54,4	4,6	90,7	749,5	1128,6	23,8	16,2	99,8	424,4	404,6	155,4
Sum - Kiselalger	36,5	39,8	269,8	139,2	5,9	100,5	803,6	1327,4	39,5	38,8	205,0	634,6	451,2	177,3
Cryptophyceae (Svelgflagellater)														
Cryptomonas cf. erosa	7,2	2,9	14,6	20,9	6,7	30,5	35,0	10,1	7,0					
Cryptomonas marssonii	3,7		3,7			2,2		4,2						
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	2,9	1,6	3,6	5,1	2	5,1	13,5	4,5	0,7	2,7	3,0	4,4	3,7	3,2
Cryptomonas sp.										7,8	6,4	12,2	6,7	7,5
Cryptomonas sp. (l=15-18)		1,6		1,6		1,3	2,7	1,3		.	1,5	.	.	.
Cryptomonas sp. (l=24-30)	6,6	3,9	9,4	12,7	3,5	5,0	6,6	6,2	3,5	8,1	2,5	.	8,1	12,0
Cyathomonas truncata		0,4												
Katablepharis ovalis	4,1	0,7		1,2	2,4	5,0	1,0		0,5	0,7	.	0,2	.	.
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	11,1	15,3	5,2	4,3	34,9	20,4	30,1	11,0	7,2	43,2	21,2	28,6	24,1	29,3
Rhodomonas lens	1,9	0,9	2,8			6,5	4,6	1,9	0,9	1,9	.	1,3	0,9	1,9
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)			0,9	1,1	2,4	3,6	2,8			.	2,9	3,7	.	.
Sum - Svelgflagellater	37,4	27,2	40,2	46,8	51,9	79,6	96,2	39,2	19,8	64,4	37,5	50,5	43,6	53,9
Dinophyceae (Fureflagellater)														
Ceratium hirundinella	16,0			8,0						.	15,0	37,5	.	.
Gymnodinium cf. lacustre	1,4		0,2	1,1	1,0	1,8	11,1	7,4	0,9	8,3	6,0	3,0	1,9	.
Gymnodinium helveticum	2,4					0,7				12,0	.	.	.	9,6
Gymnodinium uberrimum				4,4		0,4				.	.	8,8	.	1,5
Gymnodinium sp. (i=14-16)	0,2			0,2										
Peridinium sp. (l=15-17)										4,0	4,4	.	.	.
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	2,8									.	2,0	2,0	1,6	.
Peridinium willei										.	.	8,0	.	.
Sum - Fureflagellater	22,9	0,0	0,2	13,7	1,0	2,8	11,1	7,4	0,9	24,3	27,3	59,3	3,5	11,1
Haptophyceae (Svepflagellater)														
Chrysochromulina parva	2,6	0,6	0,5	0,8	0,2	0,2	0,4			0,4	0,7	0,7	.	0,5
Sum - Svepflagellater	2,6	0,6	0,5	0,8	0,2	0,2	0,4			0,4	0,7	0,7	0,0	0,5
My-alger	50,3	36,7	39,8	35,7	44,0	25,9	27,3	37,1	21,0	33,2	24,2	18,3	22,3	13,4
Sum total :	203,3	130,3	385,4	274,0	174,1	260,0	1004,2	1455,8	92,9	288,5	461,9	1005,9	580,4	293,6
Refsal st.4	26.6.12	31.7.12	20.8.12	24.9.12	6.11.13	17.7.13	9.8.13	9.9.13	24.10.13	4.6.14	23.7.14	21.8.14	16.9.14	#####
Cyanophyceae (blågrønnalger)														
Anabaena cf.lemmermannii						20,5				1,3	6,9			
Jagginema sp.														
Tychonema bourrellyi	16,5				0,7	1,7	0,8		1,4					
Sum blågrønnalger	16,5	0,0	0,0	0,0	0,7	22,3	0,8	0,0	1,4	1,3	6,9			
Chlorophyceae (Grønnalger)														
Ankyra lanceolata														
Botryococcus braunii	0,7			0,7	0,7					0,7				
Chlamydomonas sp. (l=8)				0,7	0,3	0,3	1,3			0,7				0,7
Chlamydomonas sp. (l=10)		0,9												
Chlamydomonas sp. (l=12)					1,6		1,6							
Coelastrum asteroideum			0,5											
Dictyosphaerium pulchellum												0,4		

Elakatothrix genevensis											0,7	1,0	0,5		
Elakatothrix gelatinosa															
Eudorina elegans						0,6									
Gloeotila sp.															
Koliella sp.	0,4	0,1				0,7			0,2		0,6				
Monoraphidium contortum															
Monoraphidium dybowskii					0,2							0,3			
Nephrocytium limneticum			0,2					0,8				0,2			
Oocystis marssonii															
Oocystis parva	0,2			0,4		0,4		0,2							
Pandorina morum															
Paulschulzia pseudovolvox															
Pediastrum boryanum			1,6												
Pediastrum privum											0,7				
Platymonas sp															0,9
Quadrigula pfitzeri															2,7
Scenedesmus sp.		0,1							1,1					2,1	1,1
Spaerocystis schroeteri												1,0			
Staurastrum dejectus			1,2												
Staurastrum gracile														1,2	1,2
Staurastrum lunatum															
Staurastrum paradoxum															
Staurastrum pseudopelagicum															
Staurodesmus cuspidatus v.curvatus														2,0	1,1
Tellingia granulata														1,3	
Tetraedron minimum v.tetralobulatum											0,1				
Ubest.cocc.gr.alge (d=3-3.5)				2,0		0,5	0,5	1,0	1,9						
Sum - Grønnalger	1,4	1,1	3,5	4,0		4,2	1,4	3,9	1,0	3,2	3,5	5,6	1,9	6,6	7,6
Chrysophyceae (Gullalger)															
Aulomonas purdyi						1,6									
Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?)															0,1
Chrysolykos planctonicus		0,2													
Chrysidiastrum catenatum	0,4	0,5	0,4	0,6											
Craspedomonader								0,1	0,9			5,6	1,0	0,3	
Cyster av Chrysolykos skjulai											0,3		0,7	0,7	0,5
Cyster av chrysophyceer		1,3	0,8									1,9			
Dinobryon bavaricum														0,2	
Dinobryon borgei	0,3					0,2					0,1				0,1
Dinobryon crenulatum		0,8				0,4		0,4							
Dinobryon cylindricum v. alpinum											0,1				
Dinobryon divergens	1,9		10,9				0,9	3,5			2,0	52,2			
Dinobryon sociale													1,1		
Dinobryon suecicum v.longispinum		0,1		0,2											
Kephyrion sp.															
Løse celler Dinobryon spp.											1,4	0,5			
Mallomonas akrokomos (v.parvula)	2,0					4,0			0,7		1,3				
Mallomona elongata														7,3	6,6
Mallomons caudata	0,7	0,6		0,6											

Mallomonas punctifera (M.reginae)												5,0		
Mallomonas spp.			2,0	0,3	2,3		6,8	2,3		4,8	0,5		4,5	
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	3,3	2,9	2,0	3,4	7,8	2,9	5,6	3,4	2,8	1,4	1,9	0,6	0,8	1,6
Ochromonas sp.	1,0	1,5							0,3					
Pseudokephyrion sp.	0,2	0,2						0,2			0,2			
Pseudopedinella sp.														
Små chrysomonader (<7)	14,6	8,6	6,5	11,0	27,9	12,9	15,0	16,2	10,0	30,1	26,9	16,0	13,8	19,6
Stelaxomonas dichotoma							0,8							
Store chrysomonader (>7)	12,1	12,1	8,6	8,6	50,8	3,4	22,4	9,5	5,2	50,0	35,3	15,5	17,2	18,9
Spiniferomonas sp														
Synura sp. (l=9-11 b=8-9)														
Uroglena sp. (U.americana ?)							3,6			1,2	27,8	76,8	4,8	1,6
Sum - Gullalger	36,4	28,8	31,2	25,6	94,9	20,1	58,1	33,1	18,3	92,6	152,6	116,6	49,5	49,1
Bacillariophyceae (Kiselalger)														
Achnantes spp										0,8				
Asterionella formosa	12,9	9,5	12,9	4,7	2,8		16,2	43,0	9,1	6,6	43,5	13,9	15,6	3,9
Aulacoseira alpigena	3,7	3,6	7,4	5,1	0,7	0,5	21,3	3,7	0,7		1,5	2,3	3,6	
Aulacoseira islandica (morf. helvetica)														
Aulacoseira italica v.tenuissima												1,4		
Aulacoseira subarctica														
Diatoma tenue	0,1				1,0									
Cyclotella cf.comensis							4,3	9,9	1,7		5,0	1,7	0,7	0,8
Cyclotella comta v.oligactis	4,8	0,9	2,5	2,1		0,7	11,9	4,3	0,7					
Cyclotella glomerata												28,6	0,6	0,4
Cyclotella meneghiniana				0,4										0,8
Cyclotella radiosa								4,2		0,7	41,3	1,5	0,4	
Cyclotella sp (8-12, h5-7)						1,5	2,9							
Fragilaria crotonensis				34,1				148,8	6,6	1,1	7,7	119,9	64,9	2,2
Fragilaria sp. (l=30-40)	1,1	4,5	5,0	2,8						1,1	2,2	0,6		0,6
Fragilaria sp. (l=40-70)	3,9	0,1			1,7	5,0	1,7							
Fragilaria sp. (l=80-100)					1,3	0,2		1,1	0,1	1,3	0,8	0,2	0,1	
Fragilaria ulna (morfotyp"acus")	0,4				0,5							1,0		
Rhizosolenia eriensis								0,9						
Stephanodiscus hantzschii								4,2	0,3					
Rhizosolenia longiseta	2,8	4,2	3,7	9,5			0,5			1,4			1,4	3,2
Tabellaria flocculosa					0,4						2,2			
Tabellaria fenestrata	25,9	38,4	171,6	28,4		100,1	720,4	1099,5	60,9	5,4	273,9	381,8	925,6	75,6
Sum - Kiselalger	55,6	61,2	203,0	102,8	8,3	107,8	779,2	1319,8	80,0	18,4	378,2	552,7	1012,9	87,3
Cryptophyceae (Svelgflagellater)														
Chilomonas sp.											2,9			
Cryptotaulax vulgaris														0,3
Cryptomonas cf.erosa	3,8	8,4	14,4	15,4	15,9	25,4	58,8	30,9	7,4					
Cryptomonas marssonii		0,6				1,6	4,2	7,4						
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	1,6	1,8	2,8	5,0	5,1	3,4	15,5	5,6	1,7	0,4	1,1	1,5	2,9	3,6
Cryptomonas sp.										4,4	2,4	5,2	4,4	2,9
Cryptomonas sp. (l=15-18)		1,6	3,2		1,3	1,3		2,7						
Cryptomonas sp. (l=24-30)	5,5	5,0	7,2	11,6	10,5	9,5	29,1	8,3	1,5	2,5	1,8	4,5	6,6	8,5
Cyathomonas truncata				0,4										
Cryptaulax vulgaris									0,3					

Katablepharis ovalis	1,9	0,5		0,2	2,9	2,9	1,0	1,0		0,2		0,2		0,2
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	9,1	10,4	8,5	4,8	90,0	46,2	14,8	8,5	3,0	33,4	10,8	15,6	8,0	14,1
Rhodomonas lens	1,9	1,9		0,9		5,6	9,3	2,8		6,5	0,9	0,9	1,9	0,1
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)					1,2	22,7	2,8				4,0	1,7	2,1	
Sum - Svelgflagellater	23,8	30,0	36,1	38,3	126,8	118,6	135,4	67,1	13,9	47,4	23,9	29,7	25,9	29,8
Dinophyceae (Fureflagellater)														
Ceratium hirundinella												15,0		
Gymnodinium cf.lacustre		0,6	0,1		7,4	7,0	4,6	4,0		4,6	0,9	1,0	0,9	
Gymnodinium helveticum		2,4			2,6		10,8		2,6	2,4				
Gymnodinium uberrimum										1,5				
Gymnodinium sp. (i=14-16)					1,0									
Peridinium sp. (i=15-17)	4,4					0,7	8,7			1,3		4,4		
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	1,1									0,7	0,8	0,8	1,6	4,0
Peridinium willei										2,0				
Sum - Fureflagellater	5,5	3,0	0,1	0,0	11,0	7,7	24,1	4,0	2,6	12,5	1,7	21,2	2,5	4,0
Haptophyceae (Svepeflagellater)														
Chrysochromulina parva	2,3	1,6	0,5							1,1	0,1			0,3
Sum - Svepeflagellater	2,3	1,6	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,1	0,1	0,0	0,0	0,3
My-alger	24,1	42,0	35,7	36,7	33,6	26,6	33,5	22,4	17,4	25,4	12,4	20,2	19,6	20,8
Sum total :	135,5	167,8	310,0	207,3	278,9	304,3	1034,4	1447,4	136,9	202,3	581,4	742,2	1116,9	199,0
Tangen, st.5	26.6.12	31.7.12	20.8.12	24.9.12	11.6.13	17.7.13	9.8.13	9.9.13	24.10.13	4.6.14	23.7.14	21.8.14	16.9.14	1.10.14
Cyanophyceae (blågrønnalger)														
Anabaena cf.lemmermannii		6,3				0,3								
Snowella lacustris													0,2	
Tychonema bourrellyi	3,2							7,0	2,4		0,9			
Sum blågrønnalger	3,2	6,3	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	7,0	2,4	0,0	0,9	0,0	0,2	0,0
Chlorophyceae (Grønnalger)														
Ankyra lanceolata														
Botryococcus braunii		2,1		0,7						1,4				
Chlamydomonas sp. (i=8)		0,3	0,3			0,7			0,7	0,3				1,0
Chlamydomonas sp. (i=10)					0,1									
Cosmarium sp														1,2
Coelastrum asteroideum				0,5										
Dictyosphaerium pulchellum													0,2	
Elakatothrix genevensis											1,6	0,1		
Elakatothrix gelatinosa		0,5	0,2											
Eudorina elegans				0,5										
Gloeotila sp.														
Koliella sp.		0,1			0,2					1,0				
Monoraphidium contortum														
Monoraphidium dybowskii		0,2		0,2		0,2								
Nephrocytium limneticum									0,2					
Oocystis marssonii		2,0												
Oocystis parva	0,2		0,1			0,2	0,2	0,4						
Pandorina morum														

Paulschulzia pseudovolvox													0,1		
Pediastrum boryanum															
Pediastrum privum															
Platymonas sp															
Quadrigula pfitzeri															
Scenedesmus sp.															
Spaerocystis schroeteri															
Staurastrum dejectus															
Staurastrum gracile														1,6	1,2
Staurastrum lunatum															
Staurastrum paradoxum												0,7			
Staurastrum pseudopelagicum															
Staurodesmus cuspidatus v.curvatus														1,6	0,6
Teilingia granulata												0,6	0,6	0,4	
Tetraedron minimum v.tetralobulatum															
Ubest.cocc.gr.alge (d=3-3.5)															
										0,9					
Sum - Grønnalger	0,2	3,4	0,6	1,9	0,4	1,1	0,2	0,4	1,7	2,7	2,9	0,8	3,8	4,0	
Chrysophyceae (Gullalger)															
Aulomonas purdyi						0,1									
Bitrichia chordatii				0,4											
Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?)															
Chrysolykos planctonicus														0,5	
Chrysidiastrum catenatum															
Craspedomonader	0,3	0,8										7,0		0,3	
Cyster av Chrysolykos skjulai												1,0		1,2	
Cyster av chrysophyceer				0,4	0,3								2,4		0,7
Dinobryon bavaricum											0,1				
Dinobryon borgei	0,1	0,1									0,2			0,2	0,2
Dinobryon crenulatum															
Dinobryon cylindricum v. alpinum	0,5														
Dinobryon divergens	3,0	1,1	15,8				1,4	1,7			2,0	21,0	15,5		
Dinobryon sociale						1,1								1,0	
Dinobryon suecicum v.longispinum															
Kephyrion sp.															
Løse celler Dinobryon spp.														0,4	
Mallomonas akrokomos (v.pavula)	1,3	3,3	0,7	0,7	1,3	0,7					4,6				
Mallomona elongata															
Mallomons caudata															0,6
Mallomonas punctifera (M.reginae)												2,7	2,5		0,2
Mallomonas spp.	4,0	6,4		3,7			2,3		2,3			8,5			
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	3,3	5,9	2,6	1,9	3,7	3,1	2,0	2,6	1,9	2,5	1,2	1,4	2,3	1,6	
Ochromonas sp.	1,0	1,4		2,0	0,7	0,2				2,7	2,5				
Pseudokephyrion sp.				0,2											
Pseudopedinella sp.											0,7				
Små chrysomonader (<7)	15,0	4,5	14,9	9,3	10,5	9,8	8,4	2,2	9,0	23,9	37,6	19,3	27,4	9,8	
Stellexomonas dichotoma															
Store chrysomonader (>7)	17,2	26,7	5,2	3,9	9,5	10,3	6,9	11,2	5,2	55,1	81,0	53,4	50,8	17,2	

Spiniferomonas sp	0,4														
Synura sp. (l=9-11 b=8-9)															
Uroglena sp. (U.americana ?)	8,9									23,2	136,3	20,0	3,8		
Sum - Gullalger	46,0	50,5	49,1	21,8	26,9	27,8	19,0	18,3	16,0	94,1	186,0	232,3	104,0	33,6	
Bacillariophyceae (Kiselalger)															
Achnanthes spp										0,5					
Asterionella formosa	6,7	28,2	24,7	2,5	1,3		11,8	46,3	8,9	5,2	58,5	10,3	7,3	7,8	
Aulacoseira alpigena	1,2	2,3	11,9	0,8	2,1		0,5	7,2			1,8	2,4			
Aulacoseira islandica (morf. helvetica)	4,2														
Aulacoseira italica v.tenuissima										0,2	0,6		0,4		
Aulacoseira subarctica															
Diatoma tenue	1,5														
Cyclotella cf.comensis					0,7	0,7	0,3	11,9	1,0		6,8	0,9	1,2		
Cyclotella comta v.oligactis		15,5	5,1	2,0	0,3	3,2	2,0	10,5			3,2	4,8	9,0	4,5	
Cyclotella glomerata	1,0									0,7					
Cyclotella meneghiniana															
Cyclotella radiosa										4,0	4,0	4,0			
Cyclotella sp (8-12, h5-7)						1,5	1,5								
Fragilaria crotonensis	2,2 23,1					1,1		238,7	11,0		4,4	100,1	44,0	3,3	
Fragilaria sp. (l=30-40)	1,0	7,8	1,7	2,2	0,2	0,6		0,6	2,2	2,8	15,6	1,1	1,1	1,1	
Fragilaria sp. (l=40-70)	1,1	0,4		0,4	1,0										
Fragilaria sp. (l=80-100)										3,1		1,6	0,2		
Fragilaria ulna (morfotyp"acus")					0,8					1,2					
Rhizosolenia eriensis	0,9 2,3									1,7					
Stephanodiscus hantzschii										0,2					
Rhizosolenia longiseta	8,5	1,9	2,1	5,0					0,5	0,5	1,9	2,3		1,9 1,4	
Tabellaria flocculosa	0,8									2,9					
Tabellaria fenestrata	8,0	105,1	297,2	35,2	0,7	63,4	322,5	1166,4	43,1	15,7	193,1	233,0	327,3	73,9	
Sum - Kiselalger	32,0	161,9	346,8	73,5	7,0	73,2	339,1	1485,2	66,7	29,7	296,0	358,7	392,7	92,0	
Cryptophyceae (Svelgflagellater)															
Chilomonas sp.															
Cryptotaulax vulgaris	0,3														
Cryptomonas cf.erosa	9,1	12,7	8,6	13,7	4,1	7,7	19,0	44,8	9,8		3,7	3,6	5,7	6,7	
Cryptomonas marssonii	0,7	1,1		0,6	0,3	0,3		0,5	4,2	0,5		2,9			
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	6,1	4,0	3,8	4,3	0,7	2,7	3,1	8,5	3,4	2,4	1,4	3,1	2,5	3,2	
Cryptomonas sp.															
Cryptomonas sp. (l=15-18)	1,6				0,2		1,3		2,7			1,3	4,0	2,7	
Cryptomonas sp. (l=24-30)		7,7	12,7	13,8	2,0	2,0	4,5	24,9	6,5	1,5	2,5		3,6	3,5	
Cyathomonas truncata															
Cryptaulax vulgaris										3,1	0,2	0,7	0,5		
Katablepharis ovalis	2,4	1,2		0,2	0,5	4,3	0,2								
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	12,3	16,7	8,2	7,6	19,9	23,2	11,9	18,6	18,2	51,6	25,6	6,3	17,9	21,5	
Rhodomonas lens	2,8		0,9			6,5	3,7	1,9	4,6	0,9			3,7	4,6	
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	0,9	0,2			3,6	0,1	2,4	1,2	1,2			0,2			
Sum - Svelgflagellater	34,4	43,6	35,8	40,5	31,3	46,7	46,1	104,8	50,7	67,2	33,4	18,1	37,9	42,3	
Dinophyceae (Fureflagellater)															
Ceratium hirundinella										52,5 7,5					
Gymnodinium cf.lacustre	2,0	2,1			0,4	0,5	0,9			8,3	22,3	9,9	7,0	2,0	

Gymnodinium helveticum	2,4	4,8									4,8			
Gymnodinium uberrimum											2,6		6,7	
Gymnodinium sp. (i=14-16)		1,5		2,9							2,8	8,3		
Peridinium sp. (l=15-17)													1,3	
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	1,5	6,3				1,2						1,0		2,3 5,3
Peridinium willei														
Sum - Fureflagellater	5,9	14,7	0,0	2,9	0,4	1,7	0,9	0,0	0,0		18,5	34,0	70,5	16,7 7,3
Haptophyceae (Svepeflagellater)														
Chrysochromulina parva	1,8	0,7	0,8	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		1,9	1,2	0,7	0,7 0,7
Sum - Svepeflagellater	1,8	0,7	0,8	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		1,9	1,2	0,7	0,7 0,7
My-alger	21,0	47,2	31,5	22,0	14,7	18,9	18,9	19,6	10,5		17,3	22,8	28,3	23,5 0,0
Sum total :	144,5	328,3	464,3	163,1	80,6	169,6	424,2	1653,3	147,9		231,5	577,2	709,3	576,6 179,8

Vedlegg B.

Zooplankton mengder fra håvtrekk (0-30m) vurdert i en skala fra 1 til 3; 1 er få, 2 vanlig, 3 rikelig.

	st. 2 Morskogen 0-30 m				
	04.06.2014	23.07.2014	21.08.2014	16.09.2014	16.10.2014
Copepoda:					
<i>Limnocalanus macrurus</i>	2				
<i>Hetercope appendiculata</i>	1-2	1	1		
<i>Eudiptomus gracilis</i>	3	3	2-3	3	3
<i>Cyclops lacustris</i>	3	3	2-3	3	1
<i>Mesocyclops leuckarti</i>			1	2	2
<i>Thermocyclops oithonoides</i>	1	2-3	2	2	
<i>Cyclopoide cop. ubestemt</i>	1	2	1		1
<i>Cyclopoide naup. ubestemt</i>	2	2	2		
Cladocera:					
<i>Leptodora kindtii</i>		2			1
<i>Holopedium gibberum</i>	1-2				1
<i>Daphnia galeata</i>	1	3	3	1	
<i>Daphnia cristata</i>		1		1	2
<i>Bosmina longispina</i>	2	2	3	2-3	2
<i>Bosmina longirostris</i>					
<i>Polyphemus pediculus</i>					
<i>Bythotrephes longimanus</i>					

1 = få individer, 2 = vanlig, 3 = rikelig/dominerende

Basert på vertikale håvtrekk, en representativ del av prøven er gjennomgått.

	st 4. Refsal 0-30 m				
	04.06.2014	23.07.2014	21.08.2014	16.09.2014	16.10.2014
Copepoda:					
<i>Limnocalanus macrurus</i>	1	1			1
<i>Hetercope appendiculata</i>		1	1		
<i>Eudiptomus gracilis</i>	3	3	2	3	3
<i>Cyclops lacustris</i>	2	2	1	2-3	1
<i>Mesocyclops leuckarti</i>		1		1	2

<i>Thermocyclops oithonoides</i>	2	2-3	3	2-3	
<i>Cyclopoide cop. ubestemt</i>	1	1	1		
<i>Cyclopoide naup. ubestemt</i>	2	1	1	1	
Cladocera:					
<i>Leptodora kindtii</i>	1	1	1	1	
<i>Holopedium gibberum</i>	1-2		1		2
<i>Daphnia galeata</i>	1	2-3	3		
<i>Daphnia cristata</i>			1	1	2
<i>Bosmina longispina</i>	2	3	2	2	2-3
<i>Bosmina longirostris</i>					
<i>Polyphemus pediculus</i>					
<i>Bythotrephes longimanus</i>		1	1		

1 = få individer, 2 = vanlig, 3 = rikelig/dominerende

Basert på vertikale håvtrekk, en representativ del av prøven er gjennomgått.

	st. 5. Tangen 0-30 m				
	04.06.2014	23.07.2014	21.08.2014	16.09.2014	16.10.2014
Copepoda:					
<i>Limnocalanus macrurus</i>	1			1	
<i>Hetercope appendiculata</i>	1				
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	3	1	2	3	3
<i>Cyclops lacustris</i>	1		1	1	1
<i>Mesocyclops leuckarti</i>				2	2
<i>Thermocyclops oithonoides</i>	2		3	1	
<i>Cyclopoide cop. ubestemt</i>	1		1	1	
<i>Cyclopoide naup. ubestemt</i>	2		1		
Cladocera:					
<i>Leptodora kindtii</i>	1		1		1
<i>Holopedium gibberum</i>	1		1		1
<i>Daphnia galeata</i>	1		2	1	
<i>Daphnia cristata</i>			1	2	2
<i>Bosmina longispina</i>	3		2-3	3	2-3
<i>Bosmina longirostris</i>					
<i>Polyphemus pediculus</i>			2		
<i>Bythotrephes longimanus</i>					

1 = få individer, 2 = vanlig, 3 = rikelig/dominerende

Basert på vertikale håvtrekk, en representativ del av prøven er gjennomgått.

	Skreia 0-120 m				
	03.06.2014	22.07.2014	19.08.2014	23.09.2014	21.10.2014
Copepoda:					
<i>Limnocalanus macrurus</i>	1	1	1		1
<i>Hetercope appendiculata</i>	2	1	1		
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	2	3	2	3	3
<i>Cyclops lacustris</i>	2	3	2	2	3
<i>Mesocyclops leuckarti</i>			1	1	2
<i>Thermocyclops oithonoides</i>	1	3	3	2	1
<i>Cyclopoide cop. ubestemt</i>			1	1	1
<i>Cyclopoide naup. ubestemt</i>	2	2	2	1	1

Cladocera:					
<i>Leptodora kindtii</i>		2	1	1	
<i>Holopedium gibberum</i>		1	1	1	1
<i>Daphnia galeata</i>		3	3		
<i>Daphnia cristata</i>		1	1	2	1
<i>Bosmina longispina</i>	1	2	2	2-3	2-3
<i>Bosmina longirostris</i>				1	
<i>Polyphemus pediculus</i>					
<i>Bythotrephes longimanus</i>		1			

st. 5. Tangen 0-30 m					
	11.06.2013	17.07.2013	09.08.2013	09.09.2013	24.10.2013
Copepoda:					
<i>Limnocalanus macrurus</i>	3	1	2		
<i>Heterocope appendiculata</i>		1	1		
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	2	2	2-3	2-3	1
<i>Cyclops lacustris</i>	2	1	2	1	
<i>Mesocyclops leuckarti</i>		1	1		2
<i>Thermocyclops oithonoides</i>	2	2	1	2	
<i>Cyclopoide cop. ubestemt</i>	2				1
<i>Cyclopoide naup. ubestemt</i>	2	1		2	
Cladocera:					
<i>Leptodora kindtii</i>	1	1	2		
<i>Holopedium gibberum</i>		2-3	1		
<i>Daphnia galeata</i>		1	1	1-2	1
<i>Daphnia cristata</i>		1	1-2		3
<i>Bosmina longispina</i>	2-3	3	3	2	3
<i>Bosmina longirostris</i>		1			
<i>Polyphemus pediculus</i>		1			
<i>Bythotrephes longimanus</i>		1	1		

1 = få individer, 2 = vanlig, 3 = rikelig/dominerende

Basert på vertikale håvtrekk, en representativ del av prøven er gjennomgått.

Skreia 0-120 m					
	05.06.2013	15.07.2013	07.08.2013	03.09.2013	23.10.2013
Copepoda:					
<i>Limnocalanus macrurus</i>	3	2-3	2	1	2
<i>Heterocope appendiculata</i>	1	2			
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	2	2	3	3	2-3
<i>Cyclops lacustris</i>	2	2	1		1
<i>Mesocyclops leuckarti</i>				1	2
<i>Thermocyclops oithonoides</i>	2	1	1	2	2
<i>Cyclopoide cop. ubestemt</i>	2	1			
<i>Cyclopoide naup. ubestemt</i>	2	1	1	2	1
Cladocera:					
<i>Leptodora kindtii</i>		1	2	1	
<i>Holopedium gibberum</i>		2			

<i>Daphnia galeata</i>		1	1	2	1
<i>Daphnia cristata</i>			1	1	2
<i>Bosmina longispina</i>	1-2	3	3	1	2
<i>Bosmina longirostris</i>		1			
<i>Polyphemus pediculus</i>				1	
<i>Bythotrephes longimanus</i>			1		

1 = få individer, 2 = vanlig, 3 = rikelig/dominerende

Vedlegg C.

Analysar av klorofyll a mg/m³

dato	Skreia	Refsal	Morskogen	Tangen	Strandlykkja
04.06.2014	1,6	1,7	2,5	1,7	1,3
23.07.2014	2,6	3,0	2,9	4,0	2,3
21.08.2014	2,9	3,9	4,1	3,5	3,5
16.09.2014	4,2	3,1	3,2	3,6	2,8
14.10.2014	1,2	1,7	1,8	2,1	1,5

Vedlegg D.

Analysar av turbiditet gitt som FNU enheter, V=Vorma

stasjon	Vorma øst	Vorma midt	Vorma vest	st.2 0-10m	st.2 30m	st.2 180m	st.3 0-10m	st.3 20m	st.3 40m	st.4 0-10m	st.4 10-20	st.4 180m	st.5 0-10m	st.5 20m	st.5 40m
04.06.2014	0,77	0,45	0,35	0,41	<0,10	0,11	0,28	0,33	0,18	0,29	0,25	0,15	0,46	0,3	0,2
23.07.2014	0,25	0,26	0,32	0,27	0,23	0,11	0,28	0,29	0,17	0,19	0,25	<0,10	0,29	0,3	0,25
21.08.2014	<0,10	<0,10	0,11	0,23	0,11	<0,10	0,27	0,88	0,12	0,26	0,10	<0,10	0,29	0,2	0,14
16.09.2014	0,21	0,13	0,16	0,26	<0,10	<0,10	0,27	0,12	<0,10	0,28	0,12	<0,10	0,32	0,2	<0,10
14.10.2014	<0,10	0,11	0,14	0,13	0,13	<0,10	<0,10	<0,10	0,27	0,13	<0,10	<0,10	0,28	0,1	<0,10

Antall Mysis i hvert trekk

dato	Morskogen	Refsal	Skreia	Tangen
04.06.14	105	112		1
23.07.14	107	110		5
21.08.14	65	100		15
16.09.14	107	87		10
14.10.14	64	62		2
17.06.14			74	
22.07.14			119	
19.08.14			98	
09.09.14			208	
06.10.14			91	

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