

# Overvåking av vassdrag i Hedmark i 2012



# RAPPORT

**Hovedkontor**

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

**Sørlandsavdelingen**

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

**Østlandsavdelingen**

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

**Vestlandsavdelingen**

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

**NIVA Midt-Norge**

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

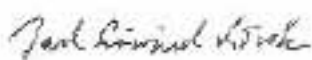
Tittel Overvåking av vassdrag i Hedmark i 2012	Løpenr. (for bestilling) 6504-2013	Dato 11.4.2013
	Prosjektnr. Undernr. O-12244	Sider Pris 61
Forfatter(e) Jarl Eivind Løvik, Pål Brettum, Hanne Edvardsen, Tor Erik Eriksen, Maia Røst Kile, Birger Skjelbred og Karl Jan Aanes	Fagområde Vannressurs- forvaltning	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Hedmark	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernavdelingen	Oppdragsreferanse Ola Gillund og Ragnhild Skogsrud
---	--

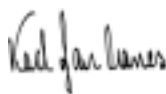
**Sammendrag**

Rapporten omhandler vannkvalitet, biologiske forhold og økologisk tilstand i utvalgte innsjøer og elver i Hedmark i 2012. Ut fra en samlet vurdering av vannvegetasjon, planteplankton, dyreplankton og fysisk/kjemiske forhold ble økologisk tilstand klassifisert som svært god i Lomnessjøen, god i Savalen og Råsen og dårlig i Strandsjøen. Konsentrasjonen av totalfosfor var meget høy i Strandsjøen, totalbiomassen av planteplankton var høy, og sammensetningen av planteplanktonet, med til tider dominans av cyanobakterier (blågrønnalger), viste også at innsjøen var markert overgjødslet. Vannvegetasjonens sammensetning i Strandsjøen indikerte også en dårlig miljøtilstand. Begroingsfunnet ble undersøkt på i alt 11 elvelokaliteter. På sju av disse ble økologisk tilstand klassifisert som svært god eller god i forhold til eutrofiering. I Kaldbekken i Tynset kommune, Kjemma i Stor-Elvdal kommune, Hasla i Åsnes kommune og Domma i Grue kommune ble tilstanden mht. eutrofiering klassifisert som moderat. Disse vassdragene påvirkes trolig i betydelig grad av tilførsler av næringsstoffer fra jordbruk og/eller befolkning. Undesøkelsene av bunndyr på seks lokaliteter i Follavassdraget viste at vassdraget fortsatt var markert påvirket av utslippene fra tidligere gruvevirksomhet i området. Mest påvirket var Strypbekken, som er utløp fra Hjerkinndammen (tidligere avgangsdam fra Tverrfjellet gruve), og Folla ved Follshaugmoen, som ligger ca. 7 km nedstrøms de gamle gruveområdene ved Follidal tettsted.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Innsjøer i Hedmark	1. Lakes in Hedmark
2. Elver i Hedmark	2. Rivers in Hedmark
3. Økologisk tilstand	3. Ecological status
4. Eutrofiering	4. Eutrophication



Jarl Eivind Løvik  
Prosjektleder



Karl Jan Aanes  
Forskningsleder



Thorjørn Larssen  
Forskningsdirektør

# **Overvåking av vassdrag i Hedmark i 2012**

## Forord

Rapporten presenterer resultatene fra overvåking av vannkvalitet og økologisk tilstand i utvalgte innsjøer og elvelokaliteter i Hedmark i 2012. Undersøkelsen er utført på oppdrag fra Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernavdelingen, og kontaktpersoner har vært Ola Gillund og Ragnhild Skogsrud.

Prosjektleder for overvåkingen har vært Jarl Eivind Løvik ved NIVA Region Innlandet. Han har stått for feltarbeidet på innsjøene med assistanse fra Ola Gillund, Ragnhild Skogsrud, Steinar Østlie (alle Fylkesmannen i Hedmark) og Hanne Edvardsen fra NIVA. Undersøkelsen av vannvegetasjon i Savalen, Lomnessjøen, Råsen og Strandsjøen ble gjennomført av Hanne Edvardsen med feltassistanse fra Jarl Eivind Løvik. Kapitlet om vannvegetasjon er skrevet av Hanne Edvardsen som også har tatt bildene. Susanne Schneider og Anders Langangen takkes for bestemmelsen av kransalgene fra Savalen.

Analysene av planteplankton fra innsjøene er utført av Pål Brettum (NIVA-pensjonist) og Birger Skjelbred. Sistnevnte har stått for vurderingene av planteplanktonets mengde og sammensetning i forhold til økologisk tilstand. Jarl Eivind Løvik har stått for analysene og vurderingene av dyreplankton samt vurderingene av vannkjemiske forhold. Mette-Gun Nordheim har bidratt med tilrettelegging av kart og tilrettelegging av data for overføring til Vannmiljø. Roar Bränden har hatt hovedansvaret for datalagring og overføring av data til Vannmiljø.

Undersøkelsen av begroingsalger i elver ble gjennomført av Maia Røst Kile med feltassistanse fra Ragnhild Skogsrud. Innsamlingen av bunndyrprøver fra Folla ble utført av Karl Jan Aanes. Analysene av bunndyrmaterialet er utført av Tor Erik Eriksen, og kapitlet om bunndyr er skrevet av Tor Erik Eriksen og Karl Jan Aanes.

Kjemianalysene er utført ved LabNett (Hamar og Skien) og NIVAs kjemilaboratorium i Oslo.

Samtlige takkes for godt samarbeid.

Ottestad, 11. april 2013

*Jarl Eivind Løvik*

---

# Innhold

	<b>1</b>
<b>Sammendrag</b>	<b>5</b>
<b>Summary</b>	<b>7</b>
<b>1. Innledning</b>	<b>8</b>
1.1 Målsetting	8
1.2 Kort beskrivelse av innsjøene	9
<b>2. Materiale og metoder</b>	<b>10</b>
2.1 Undersøkelser i innsjøer	10
2.1.1 Vannvegetasjon	10
2.1.2 Vannkjemi og plankton	10
2.2 Undersøkelser i elver	11
2.2.1 Begroingsorganismer	11
2.2.2 Bunndyr	13
2.2.3 Vannkjemiske undersøkelser	14
<b>3. Innsjøer – resultater og vurderinger</b>	<b>15</b>
3.1 Vannvegetasjon	15
3.1.1 De enkelte innsjøene	15
3.1.2 Tidligere undersøkelser	18
3.1.3 Økologisk tilstand basert på vannvegetasjon	18
3.1.4 Nedre grense for vannvegetasjon	19
3.2 Planteplankton	20
3.3 Dyreplankton	21
3.4 Vannkjemi og siktedyp	23
3.5 Tidligere undersøkelser i Lomnessjøen og Råsen	25
3.6 Økologisk tilstand i innsjøer – oppsummering	26
3.6.1 Metaller i Savalen og Lomnessjøen	27
<b>4. Elver – resultater og vurderinger</b>	<b>28</b>
4.1 Begroingsalger	28
4.1.1 Økologisk tilstand	28
4.1.2 Konklusjoner begroingsalger	29
4.2 Bunndyr i Folla-vassdraget	30
4.3 Vannkjemi	33
4.4 Metaller i elver	35
4.5 Økologisk tilstand elver - oppsummering	36
<b>5. Litteratur</b>	<b>37</b>
<b>6. Vedlegg</b>	<b>39</b>

---

## Sammendrag

Hovedmålsettingen med overvåkingen i 2012 har vært å beskrive biologiske forhold og vannkvalitet samt å vurdere økologisk tilstand i utvalgte elver, bekker og innsjøer i Hedmark fylke. Utviklingen over tid med hensyn til påvirkninger av næringsstoffer, organisk stoff og metaller er vurdert for enkelte av lokalitetene.

### *Innsjøer*

Undersøkte innsjøer i 2012 omfattet Savalen i Tynset og Alvdal kommuner, Lomnessjøen i Rendalen kommune, Råsen i Nord-Odal kommune og Strandsjøen i Åsnes kommune.

Økologisk tilstand i forhold til eutrofiering (overgjødning) ble bl.a. vurdert på grunnlag av kartlegging av vannvegetasjon og ved bruk av TIC-indeksen, som er basert på forholdet mellom antall sensitive og tolerante arter. Ut fra TIC-indeksen ble økologisk tilstand vurdert som svært god i Lomnessjøen, god i Råsen og dårlig i Strandsjøen. Tilstanden i Savalen ble også karakterisert som svært god i forhold til eutrofiering ut fra TIC-indeksen. Savalen er imidlertid regulert for kraftproduksjon, med en reguleringshøyde på 4,7 m. Vannstandsindeksen for vannvegetasjon i regulerte innsjøer (WIC) indikerte god tilstand i Savalen. Basert på denne undersøkelsen og en tidligere undersøkelse av vannvegetasjon i Strandsjøen (Ofte 1991) ser det ut til å ha skjedd en utvikling i negativ retning mht. innsjøens miljøtilstand. Nedre dybdegrense for vannvegetasjon varierte fra 0,95 m i Strandsjøen til 8,0 m i Savalen. Det ble ikke registrert rødlista vannplanter i noen av innsjøene.

Totalvolumene av planteplankton, dvs. alger i de frie vannmasser, var lave i Savalen, Lomnessjøen og Råsen. I disse innsjøene varierte mengden innenfor intervallet for næringsfattige (oligotrofe) innsjøer. Strandsjøen hadde derimot høye algevolumer og markert oppblomstring av cyanobakterier (blågrønnalger) fra slekten *Aphanizomenon* på en prøvedato i slutten av juli. Både mengdene og algesammensetningen i 2012 karakteriserer Strandsjøen som en næringsrik (eutrof) innsjø. En totalvurdering av planteplanktonets volum og sammensetning tyder på svært god økologisk tilstand i Savalen, Lomnessjøen og Råsen og dårlig tilstand i Strandsjøen.

Krepsdyrplanktonets sammensetning i Savalen tydet på næringsfattige vannmasser og et lavt predasjonstrykk fra planktonspisende fisk. Krepsdyrplanktonet i Lomnessjøen hadde et betydelig innslag av strandformer (litorale småkreps), antagelig pga. de store gruntområdene med vegetasjon og rask vanngjennomstrøming. Sammensetningen for øvrig indikerte næringsfattige forhold og et sterkt predasjonstrykk fra planktonspisende fisk. Krepsdyrplanktonets sammensetning i Råsen indikerte også næringsfattige vannmasser og et sterkt predasjonstrykk fra planktonspisende fisk. God forekomst av flere forsuringfølsomme arter viste at krepsdyrplanktonet ikke var påvirket av forsuring. Strandsjøen hadde en sammensetning av krepsdyrplankton som tydet på middels næringsrike eller næringsrike vannmasser og et meget sterkt predasjonstrykk fra planktonspisende fisk.

Ut fra en samlet vurdering av de biologiske og fysisk/kjemiske undersøkelsene kan økologisk tilstand karakteriseres som svært god i Lomnessjøen, god i Savalen og Råsen og dårlig i Strandsjøen.

Konsentrasjonene av tungmetallene kadmium, krom, kobber, nikkel, bly og sink i Savalen var lave tilsvarende tilstandsklasse I eller II i henhold til SFTs (nå Klif) system for klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Også i Lomnessjøen lå konsentrasjonene av de fleste tungmetallene innenfor intervallene for tilstandsklasse I eller II. Konsentrasjonen av kobber varierte i området 3,1-4,4 µg Cu/l med middelværdi 3,7 µg/l. Dette kan karakteriseres som nokså høye verdier, og middelværdien tilsvarer tilstandsklasse IV («sterkt forurenset»). Årsaken til de forhøyede konsentrasjonene av kobber i Lomnessjøen er sannsynligvis overføringen av vann til Renavassdraget fra øvre deler av Glåma. Elva påvirkes fra tidligere gruvevirksomhet spesielt i Rørosområdet og i Follas nedbørfelt.

**Bekker og elver**

I alt 16 elvelokaliteter ble undersøkt i 2012, fra Kaldbekken i Tynset kommune i nord til Domma i Grue kommune og Løsetåa i Nord-Odal kommune i sør.

Av de 11 lokalitetene hvor undersøkelser av begroingssamfunnet ble gjennomført, var sju i god eller bedre tilstand mht. eutrofiering og oppnådde dermed kravene i Vannforskriften når det gjelder denne påvirkningstypen. Dette gjaldt Folla nedstrøms Folldal tettsted (ved Follshaugmoen), Einunna, Søre Osa, Løsetåa, Engeråa, Kvernbecken (sidebekk til Trysilelva) og Trysilelva ved Lutnes. Vurderingen mht. Folla er noe usikker. Kaldbekken i Tynset kommune, Kjemma i Stor-Elvdal kommune, Hasla i Åsnes kommune og Domma i Grue kommune var alle i moderat økologisk tilstand mht. eutrofiering. De oppfylte dermed ikke miljømålet i Vannforskriften. Begroingssamfunnet på disse lokalitetene omfattet flere næringskrevende arter. Dette indikerte påvirkning fra tilførsler av næringsstoffer fra jordbruk og/eller befolkning.

Med utgangspunkt i forsuringsindeksen for begroingsalger var alle lokalitetene, med unntak av Folla ved Follshaugmoen, i god eller svært god tilstand og oppnådde dermed kravene i Vannforskriften. Folla var i moderat tilstand, men tett opp til grensen mot god tilstand. Folla har relativt høy konsentrasjon av kalsium og er godt bufret mot forsurening. Det har heller ikke tidligere blitt målt lav pH på denne lokaliteten. Det er rimelig å anta at det var de metallholdige utslippene fra tidligere gruvevirksomhet langs vassdraget som slo negativt ut på forsuringsindeksen. Follshaugmoen ligger ca. 7 km nedstrøms Folldal tettsted der gruvepåvirkningen kommer fra.

Undersøkelsene av bunndyr på seks lokaliteter i Follavassdraget viste at deler av vassdraget fortsatt var markert negativt påvirket av avrenning fra tidligere gruvevirksomhet i nedbørfeltet. Vi har sammenlignet bunndyrsamfunnets sammensetning ved flere av stasjonene i 1991 og 2012 for å se om det har skjedd vesentlige endringer i miljøtilstanden i vassdraget. Det var særlig på to prøvelokaliteter at materialet indikerte en betydelig grad av påvirkning både i 1991 og i 2012. Det gjaldt Strypbekken som kommer fra Hjerkinndammen (tidligere avgangsdam fra Tverrfjellet gruve) og Folla ved Follshaugmoen (Fo7) som ligger nedstrøms de gamle gruveområdene ved Folldal tettsted. Tilstanden i Strypbekken så ut til å ha blitt noe bedre sammenlignet med i 1991. Den gang ble det ikke registrert noen taksa av verken døgnfluer, steinfluer eller vårfluer (EPT = 0), mens det i 2012 ble registrert 9 EPT-taksa. Dette er fortsatt et lavt antall, og lokaliteten må også i 2012 betegnes som betydelig påvirket.

Tilstanden på Fo7 nedstrøms de gamle gruveområdene ved Folldal sentrum så ut til å ha forverret seg sammenlignet med i 1991. Det ble bare funnet et meget lavt antall individer i 2012, og antallet EPT-taksa var også lavt. Det lave individantallet kunne tyde på at belastningen her var meget høy, og at våre funn av bunndyr først og fremst var individer som hadde driftet nedover til prøvestasjonen fra mer upåvirkede strekninger oppstrøms. Bunndyrsamfunnets sammensetning ved Dølplassen ca. 2 mil nedstrøms i Folla tydet på at også denne lokaliteten var påvirket, men at tilstanden her var betydelig bedre enn ved Fo7. Økologisk tilstand i forhold til organisk belastning basert på undersøkelsen av bunndyrsamfunnene ble vurdert som svært god eller god på alle stasjoner i Follavassdraget i 2012 bortsett fra i Strypbekken der den ble vurdert som moderat. Vurderingen er imidlertid usikker for både Strypbekken og stasjon Fo7 pga. at kun et fåtall indikatorarter ble funnet.

Konsentrasjonene av tungmetaller i vannprøver, tatt ut ved ett tidspunkt i august 2012, indikerte liten eller moderat grad av forurensning på alle undersøkte lokaliteter bortsett fra i Folla ved Fo7. Det vil si tilstandsklasse I-II i henhold til SFTs system for vurdering av vannkvalitet. I prøven fra Folla ved Fo7 var konsentrasjonene av kobber, sink og kadmium markert forhøyet, med verdier på 68 µg Cu/l, 60,4 µg Zn/l og 0,19 µg Cd/l. Dette tilsvarer henholdsvis tilstandsklasse V («meget sterkt forurenset») for kobber, tilstandsklasse IV («sterkt forurenset») for sink og tilstandsklasse III («markert forurenset») for kadmium. Høye konsentrasjoner av tungmetaller har blitt registrert i Folla gjennom flere 10-år og har sammenheng med utslipp fra tidligere gruvevirksomhet i området.

## Summary

Title: Monitoring of water courses in the county of Hedmark, S Norway in 2012

Year: 2013

Authors: Jarl Eivind Løvik, Pål Brettum, Hanne Edvardsen, Tor Erik Eriksen, Maia Røst Kile, Birger Skjelbred and Karl Jan Aanes

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 978-82-577-6239-1

The report presents the results from an investigation of water quality and ecological status in selected lakes and water courses in the county of Hedmark in 2012. Based on examinations of aquatic vegetation, phytoplankton, zooplankton and water chemistry the ecological status was classified as high in Lake Lomnessjøen, good in Lake Savalen and Lake Råsen and poor in Lake Strandsjøen. Lake Strandsjøen showed several signs of eutrophication, like high concentrations of nutrients, high biomass of phytoplankton and a marked cyanobacteria bloom (mainly *Aphanizomenon* sp.) in July.

The benthic algae communities were investigated at totally 11 river localities. Of these 11 localities the ecological status concerning eutrophication were classified as high or good at seven localities. In the remaining four localities the ecological status were classified as moderate. These watercourses were affected by elevated inputs of nutrients probably from agriculture and/or wastewater.

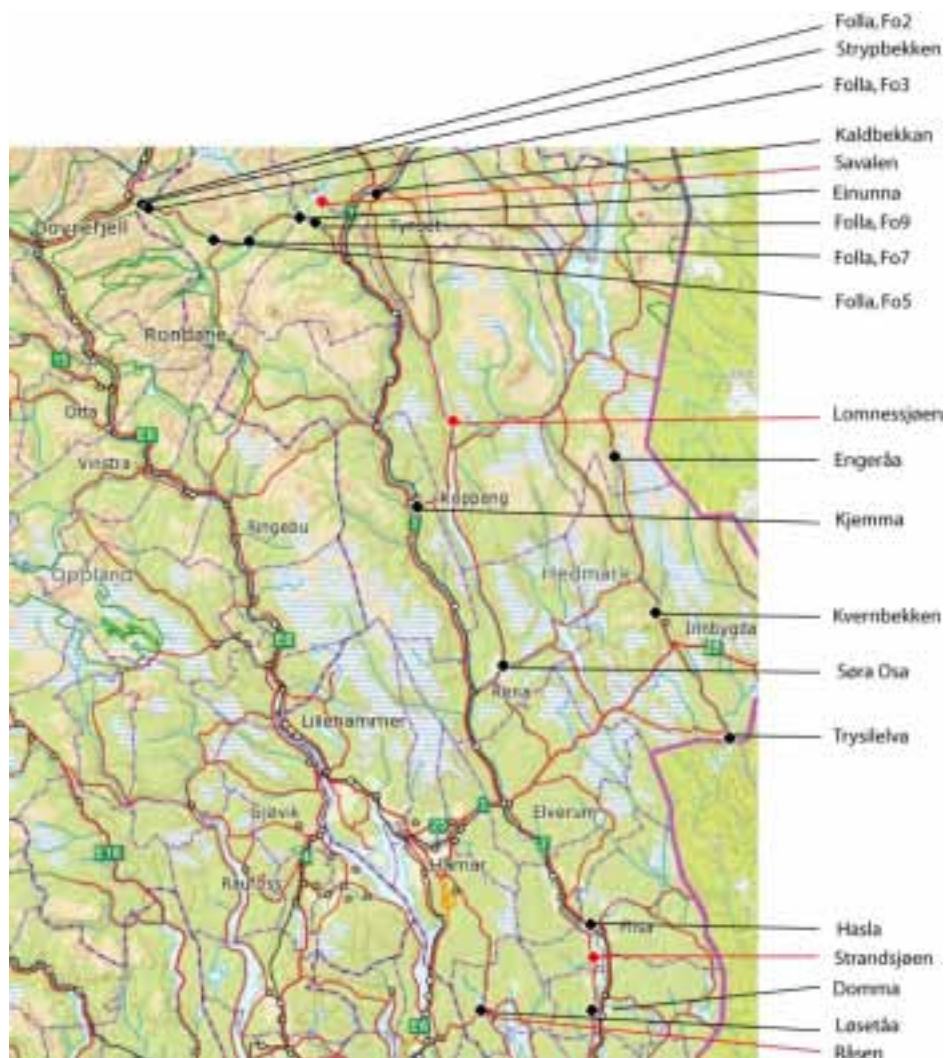
The results from the investigation of communities of macro invertebrates in the Folla watercourse showed that parts of the water course were still markedly affected by the emissions from earlier mining activities in the catchment. A water sample from Folla downstream the mining sites near the community center of Folldal also contained high concentrations of the heavy metals zinc, cadmium and especially copper.



# 1. Innledning

## 1.1 Målsetting

Hensikten med overvåkingen er å skaffe nye data og ny kunnskap om vannkvalitet, forurensningssituasjonen og økologisk tilstand i vannforekomster i Hedmark. Utvalgte vannforekomster i 2012 omfatter innsjøene Savalen i kommunene Tynset og Alvdal, Lomnessjøen i Rendalen kommune, Råsen i Nord-Odal kommune og Strandsjøen i Åsnes kommune (se Figur 1). Videre omfatter undersøkelsen i alt 16 elvelokaliteter fra Kaldbekken i Tynset kommune i nord til Domma i Grue kommune og Løsetåa i Nord-Odal kommune i sør (Figur 1). Hovedvekten er lagt på vurderinger av økologisk tilstand basert på undersøkelser av biologiske kvalitetselementer slik som vannvegetasjon og planteplankton i innsjøene samt begroingsalger og bunndyr i elver. I tillegg ble det samlet inn vannprøver og foretatt kjemiske analyser mht. konsentrasjoner av bl.a. næringsstoffer og tungmetaller på enkelte av lokalitetene.



**Figur 1.** Oversikt over prøvestasjonenes plassering. Innsjøstasjoner er vist med rødt, elvestasjoner med svart. Kartkilde: <http://kart.statkart.no/>.

## 1.2 Kort beskrivelse av innsjøene

### **Savalen**

Savalen er en stor (15,4 km<sup>2</sup>) innsjø som ligger 707 moh. i Tynset og Alvdal kommuner. Savalen er reguleringsmagasin for Savalen kraftverk, og innsjøen er regulert med ca. 4,7 m, hovedsakelig vintersenkning, fra 1976. Det overføres mye vann fra Fundin-reguleringene, noe som har medført en økning av nedbørfeltet (fra ca. 100 km<sup>2</sup> til 668 km<sup>2</sup>) og en nedgang i vannets oppholdstid i innsjøen (fra 9,5 år til 0,9 år). På grunn av at innsjøen fungerer som vannkraftsmagasin, er innsjøen kandidat til SMVF (svært modifisert vannforekomst). Det er store turist- og friluftssinteresser knyttet til innsjøen og nedbørfeltet bla. med grenda Savalen med turisthotell og hytter samt flere hytter ellers rundt innsjøen. Det ligger også flere gamle setre rundt Savalen.

Geologien i området er omdanna sedimentbergarter (kambro-silur) tilhørende Trondheimsfeltet, og berggrunnen er dekket av bregrus og morenemateriale av varierende mektighet.

### **Lomnessjøen**

Lomnessjøen ligger i Rendalen kommune. Innsjøen ligger 256 moh. og arealet er 3,68 km<sup>2</sup>. Lomnessjøen er en gjennomstrømmingssjø i Renavassdraget med meget kort oppholdstid på vannet pga. overføringer av vann fra øvre deler av Glåma. Av denne grunn er innsjøen kandidat til SMVF (svært modifisert vannforekomst). Innsjøen tilføres næringsstoffer fra jordbruk og befolkning i Rendalen og Nord-Østerdalen for øvrig. Langs innsjøen er det jordbruk på begge sider, og på vestsida ligger tettstedet Otnes. Innsjøen mottar vann med forhøyde konsentrasjoner av tungmetaller som følge av tilførsler fra tidligere gruvevirksomhet særlig i Røros-områder og i Folldal. Lomnessjøen ble undersøkt i 1988 i forbindelse med SFT-prosjektet (nå Klif) «Landsomfattende trofiundersøkelse av norske innsjøer» (Faafeng mfl. 1990). Innsjøen hadde da algemengder og konsentrasjoner av næringsstoffer tilsvarende svært god miljøtilstand mht. overgjødning. Tilstanden i innsjøen ble også vurdert i 1995 (Kjellberg og Løvik 1997). Storfloppen dette året («Vesleofsen») førte til at Lomnessjøen ble tilført svært store mengder uorganiske partikler og jordbundet fosfor. De økte tilførselene av fosfor medførte noe økt algevekst, men innsjøen beholdt likevel sitt næringsfattige (oligotrofe) preg i følge rapporten fra undersøkelsen.

### **Råsen**

Råsen ligger nordvest for Storsjøen i Nord-Odal kommune og tilhører Glåmavassdraget. Innsjøen har et areal på 2,3 km<sup>2</sup> og ligger 136 moh. Nedbørfeltet består av skog- og myrområder samt jordbruksområder med spredt bebyggelse. Størstedelen av jordbruksområdene ligger i de lavere delene av nedbørfeltet nær innsjøen. Råsen var også en av innsjøene som ble undersøkt innenfor SFT-prosjektet «Landsomfattende trofiundersøkelse av norske innsjøer» (Faafeng mfl. 1990). Ut fra algemengder og konsentrasjoner av næringsstoffer den gang kunne miljøtilstanden karakteriseres som god. Tilstanden mht. overgjødning ble også undersøkt i 2001 (Kjellberg 2002). Det ble da konkludert med at konsentrasjonen av fosfor og algemengden var klart høyere enn ved en forventet naturtilstand og at innsjøen var moderat overgjødning. Algemengden og konsentrasjonen av næringsstoffer var da ikke økt sammenlignet med i 1988, men det ble påpekt at det hadde blitt mer og tettere vannvegetasjon langs strender.

### **Strandsjøen**

Strandsjøen ligger i Åsnes kommune og er en eldre kroksjø, som er avsnørt fra Glåma. Strandsjøen har et areal på 0,62 km<sup>2</sup>. Den er 3 km lang og om lag 200 m brei og er omgitt av kulturlandskap og åkerland på alle kanter. Strandsjøen ligger på 150 moh., dvs. under den marine grense. Innsjøen er ikke vernet som naturreservat etter naturmangfoldloven. Den tilhører imidlertid naturtypen *Kroksjøer, flomdammer og meandreende elveparti* (kartlagt iht. DN's håndbøker (13 og 19)), og innsjøen er vurdert som en nasjonalt og regionalt *svært viktig* lokalitet av denne naturtypen (verdi A) (pers. oppl. Ragnhild Skogsrud, FM Hedmark). Vegetasjonen i og rundt Strandsjøen er kartlagt tidligere (Ofte 1991) i forbindelse med en vurdering av konsekvensene av vannstandsreguleringer.

## 2. Materiale og metoder

### 2.1 Undersøkelser i innsjøer

#### 2.1.1 Vannvegetasjon

Makrovegetasjon (høyere planter) er planter som har sitt normale habitat i vann. De deles ofte inn i helofytter («sivvegetasjon» eller «sumpplanter») og «ekte» vannplanter. Helofyttene er semiakvatiske planter med hoveddelen av fotosyntetiserende organer over vannflata det meste av tida og et velutvikla rotsystem. Vannplantene er planter som vokser helt neddykket eller har blader flytende på vannoverflata. Disse kan deles inn i fire livsformgrupper: *isoetider* (kortsukksplanter), *elodeider* (langskuddsplanter), *nymphaeider* (flytebladsplanter) og *lemnider* (frittflytende planter). I tillegg inkluderes de største algene, *kransalgene*. Vannvegetasjonen er tidligere undersøkt i Strandsjøen (Ofte 1991). I de andre innsjøene kjenner vi ikke til tidligere undersøkelser av vannvegetasjonen.

Vannvegetasjonen i Savalen, Lomnessjøen, Råsen og Strandsjøen i Hedmark fylke ble registrert 14. og 16. august 2012. Registreringene ble foretatt i henhold til standard prosedyre (DN-veileder 1:2009), ved hjelp av vannkikkert og kasterive fra båt. Kvantifisering av vannvegetasjonen er gjort etter en semikvantitativ skala, hvor 1=sjelden, 2=spredt, 3=vanlig, 4=lokalt dominerende og 5=dominerende.

Nedre dybdegrens for vegetasjonen ble registrert ved hjelp av undervanns videokamera. Alle dybdeangivelser er gitt i forhold til vannstand ved registreringstidspunktet. I tillegg ble de viktigste helofyttene notert. Navnsettingen for karplantene følger Lid og Lid (2005), mens kransalgene er navngitt etter Langangen (2007).

Vurdering av økologisk tilstand i forhold til eutrofiering, er basert på trofiindeks (TIC) for vannplanter (Direktoratgruppa 2009). Indeksen er basert på forholdet mellom antall sensitive og tolerante arter i hver innsjø. *Sensitive arter* er arter som foretrekker og har størst dekning i mer eller mindre upåvirkede innsjøer, referanseinnsjøer, og som får redusert forekomst og dekning og etter hvert blir helt borte ved eutrofiering. *Tolerante arter* er arter som får økt forekomst og dekning ved økende næringsinnhold, og som ofte er sjeldne eller med lav dekning i upåvirkede innsjøer. Trofiindeksen beregner en verdi for hver innsjø. Verdien kan variere mellom +100, dersom alle de tilstedeværende artene er sensitive, og -100, dersom alle er tolerante. Vi har benyttet de nye interkalibrerte klassegrensene for vannvegetasjon pr. november 2011 for å bedømme tilstanden (Hellsten mfl. 2011). Det er viktig å være klar over at vannvegetasjonen gjenspeiler forholdene i strandnære områder. Status for vegetasjonen vil derfor kunne avvike fra forholdene i sentrale vannmasser, særlig i store innsjøer.

For regulerte innsjøer er det nå utviklet en egen indeks for reguleringsmagasiner, vannstandsindeksen (WIC) (Mjelde mfl. 2012). Vannstandsindeksen gjelder for reguleringsmagasin med vinterredtapping. Indeksen er basert på forholdet mellom arter som er sensitive overfor vannstandsregulering og arter som er tolerante overfor slik regulering. Utarbeiding av indeksen er stort sett basert på svært kalkfattige og kalkfattige innsjøer i fjell og øvre skogsområder. Klassegrensene gjelder derfor bare for disse vanntypene. Vi har likevel valgt å bruke denne indeksen på Savalen.

#### 2.1.2 Vannkjemi og plankton

UTM-koordinater for innsjøstasjonene for plankton- og vannkjemiprøver er gitt i Tabell 1. Det ble samlet inn vannprøver og prøver av plankton ved fire tidspunkter, dvs. månedlig i perioden juni-september 2012. Vannprøver ble tatt i form av blandprøver fra det øvre, varme sjiktet (epilimnion), nærmere bestemt 0-10 m på Savalen, 0-8 m på Lomnessjøen, 0-5 m på Råsen og 0-1 m på Strandsjøen. Prøvene ble analysert mht. pH, alkalitet, fargetall, turbiditet, total organisk karbon

(TOC), total-fosfor (tot-P), total-nitrogen (tot-N) og kalsium. Fra Savalen og Lomnessjøen ble det i tillegg tatt ut prøver fra overflatesjiktet (ca. 0,5 m dyp) for analyser mht. konsentrasjoner av utvalgte metaller og arsen. En oversikt over analysemetoder/-betegnelser er gitt i Vedlegg (Tabell 14).

**Tabell 1.** UTM-koordinater for innsjøstasjoner (plankton og vannkjemi) ved undersøkelsene i 2012. Koordinatsystem: UTM-sonen 33/Euref89.

Innsjø	Kommune	UTM øst	UTM nord
Savalen	Tynset/Alvdal	0265677.34	6909397.50
Lomnessjøen	Rendalen	0299017.80	6852913.66
Råsen	Nord-Odal	0307746.32	6701530.84
Strandsjøen	Åsnes	0335060.00	6715567.00

Prøver for bestemmelse av algemengden målt som klorofyll-*a* og mengde og sammensetning av planteplankton basert på algetellinger ble tatt fra epilimnion, dvs. de samme sjiktene som nevnt ovenfor mht. vannkjemi. Prøver av dyreplankton i innsjøene ble tatt i august, i form av vertikale håvtrekk (maskevidde 50 µm). Fra Lomnessjøen ble det samlet inn en ekstra prøve i september. Samtidig med prøvetakingen ble siktedyp målt (ved bruk av vannkikkert) og tempertursjiktningen klarlagt.

Tilstanden i forhold til overgjødning (eutrofiering) er vurdert i henhold til Klassifiseringsveileder 01:2009 (Direktoratgruppa 2009). Det arbeides nå med revidering av denne veilederen. De nye klassegrensene er interkalibrert i 2011 og vil bli inkorporert i en revidert versjon av klassifiseringsveilederen i løpet av 2013 (pers. oppl. Anne Lyche-Solheim, NIVA). Klassegrenser for planteplankton finnes i den siste interkalibreringsrapporten i Appendix 2 (Lyche-Solheim mfl. 2011). Klassifiseringsveilederen er også benyttet for pH i vurderingene av evt. forsuring i Råsen, mens SFTs (nå Klif) veileder 97:04 for klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (Andersen mfl. 1997) er benyttet for alkalitet i vurderingen av forsuringstatus i Råsen. I henhold til Vannforskriften bør vannkjemiske målinger bare benyttes som støtteparametre ved fastsettelse av økologisk tilstand. Tilstanden mht. forsuring er primært aktuelt å vurdere i kalkfattige innsjøer. SFT-veileder 97:04 er benyttet i vurderingene av påvirkninger mht. organisk stoff (farge og TOC) og partikler (turbiditet).

Når det gjelder vurderinger mht. konsentrasjoner av metaller, er både SFT-veileder 97:04 og Klassifiseringsveileder 01:2009 benyttet. Se for øvrig under avsnittet om vannkjemiske metoder for undersøkelsene i elver.

## 2.2 Undersøkelser i elver

### 2.2.1 Begroingsorganismer

Begroingsalger blir ofte brukt i overvåkingsprosjekter i forbindelse med tilstandsklassifisering fordi de er svært sensitive overfor eutrofiering og forsuring. De er bentiske primærprodusenter, som vil si at de driver fotosyntese fastsittende på elvebunnen. Siden bentiske alger (begroingsalger) er stasjonære, kan de ikke forflytte seg for å unngripe periodiske 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 forsuring ved hjelp av begroingsalger: Indeksene PIT (periphyton index of trophic status; Schneider og Lindstrøm 2011) og AIP (acidification index periphyton; Schneider og Lindstrøm 2009) brukes for å indikere grad av henholdsvis eutrofiering og forsuring.

Prøvetaking av bentiske alger ble gjennomført 27.-29. august 2012 på 11 stasjoner i Hedmark, hvorav åtte av lokalitetene er i Glommavassdraget og tre er i Trysilvassdraget (Figur 1, Tabell 2).

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 oversiden av hver stein, ble børstet med en tannbørste. Det avbørstede materialet ble så blandet med ca. 1 liter vann. Fra blandingen ble det tatt en delprøve som ble konserverert med formaldehyd. Innsamlede prøver ble senere undersøkt i mikroskop, og tettheten av de mikroskopiske algene som ble funnet sammen med de makroskopiske elementene ble estimert som hyppig, vanlig eller sjelden (Appendiks 1). 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) beregnet (Schneider & Lindstrøm, 2011). Den er basert på indikatorverdier for 153 taksa av bentiske alger (ekskludert kiselalger). 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 per stasjon.

**Tabell 2.** UTM-koordinater for prøvelokaliteter i elver der vannprøver og prøver av begroingsorganismer ble samlet inn i 2012. Koordinatsystem: UTM-sonen 33/Euref89.

Lokalitet	Kortnavn	Kommune	UTM øst	UTM nord
Kaldbekken ved Tynset	Kaldbekken	Tynset	0279659.67	6911277.58
Folla ved Follshaugmoen	Fo7	Folldal	0247066.40	6899021.69
Einunna, nedre del ved bru Rv 29	Einunna	Folldal/Alvdal	0259873.70	6905005.00
Kjemma ved Koppang	Kjemma	Stor-Elvdal	0289928.79	6831106.22
Søre Osa, nedre del ved bru Rv 215	Søre Osa	Åmot	0311894.27	6790158.30
Hasla, nedstrøms dam ved Flisa	Hasla	Åsnes	0334550.96	6723764.03
Domma ved Smestad	Domma	Grue	0334805.17	6701764.84
Løsetåa, nedre del	Løsetåa	Nord-Odal	0306417.45	6701772.77
Engeråa, ved Olderskogen camping	Engeråa	Engerdal	0340625.78	6843760.30
Kvernbekken	Kvernbekken	Trysil	0351173.49	6803706.23
Trysilelva ved Lutnes	Trysilelva	Trysil	0370062.06	6771815.83

I tillegg til PIT-indeksen ble forsuringindeksen AIP (Acidification Index Periphyton) beregnet for hver stasjon (Schneider og Lindstrøm 2009). AIP er basert på indikatorverdier for tilsammen 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. PIT-indeksen har vært gjennom en såkalt interkalibreringsprosess, som vil si at klassegrensene er på samme nivå som i andre nord-europeiske land (England, Irland, Sverige og Finland). For bioindikasjon av forsurening ved hjelp av begroingsalger er det fortsatt ikke gjennomført en tilsvarende prosess, slik at klassegrensene for AIP-indeksen per i dag ikke er bindende.

## 2.2.2 Bunndyr

Det ble den 7. oktober 2012 tatt prøver av bunndyrsamfunnene på seks lokaliteter i Folla-vassdraget fra Dølplassen og opp til en stasjon oppstrøms samløp med Strypbekken. Denne bekken kommer fra Hjerkinndammen som i sin tid ble anlagt som avgangsdam for Tverrfjellet Gruve. Aktiviteten her opphørte i 1993 etter 29 års drift. UTM-koordinater for stasjonene er gitt i Tabell 3. Fem av disse stasjonene ble også undersøkt på nær samme tidspunkt i 1991 (Iversen mfl. 1992). Data fra denne tidligere undersøkelsen er brukt for å vise eventuelle endringer mht. sammensetning og mengdeforhold i bunnfaunaen i løpet av denne tidsperioden.

**Tabell 3.** UTM-koordinater for prøvelokaliteter for bunndyr i Folla. Koordinatsystem: UTM-soner 33/Euref89.

Lokalitet	Stasjon	Kommune	UTM øst	UTM nord
Oppstrøms Strypbekken	Fo2	Dovre	0219359.48	6908415.12
Strypbekken	Strypbekken	Dovre	0219424.27	6908449.50
Øyi	Fo3	Dovre/Folldal	0221368.00	6907620.44
Skytebanen	Fo5	Folldal	0237660.96	6899302.07
Follshaugmoen	Fo7	Folldal	0247066.40	6899021.69
Dølplassen	Fo9	Alvdal	0263861.66	6903780.67

Prøvene ble tatt ved å benytte en standardisert sparkemetode (NS 4718 og NS-ISO 7828). Metoden når det gjelder innsamling og klassifisering av miljøtilstanden er i henhold til retningslinjer i veileder for Vannforskriften. Innsamlingsmetoden består av flere enkeltprøver og er nå i sterkere grad bundet opp til et bestemt areal enn tidligere. Det gjør metoden mer stringent og lettere etterprøvbare. Det ble benyttet elve/sparkehåv med 250 µm maskevidde under prøvetakingen. Hver prøve tas over en strekning på én meter. Det anvendes 20 sekund pr. 1 m prøve. I alt tas det 3 slike pr. minutt. Dette gjentas 3 ganger og i alt representerer materialet 9 én meters prøver (tilsvarende 3x1 minutters prøver som var et vanlig tidsforbruk i mange bunnfaunaundersøkelser tidligere). Dette representerer bunndyrsamfunnet på ca. 2,25 m<sup>2</sup> av elvebunnen. For å unngå tetting av håven og tilbakespyling, tømmer håven etter 3 enkeltprøver (1 minutt), eller oftere hvis substratet er svært finpartikulært. Alle delprøvene fra hver lokalitet samles til en blandprøve. Materialet ble i felt fiksert med etanol og tatt med til NIVAs laboratorier, for senere å bli sortert og dyrene i prøven identifisert til lavest mulige taksonomiske nivå.

Økologisk tilstand med hensyn på eutrofi/organisk belastning er vurdert etter foreløpige kriterier i Vannforskriften og i henhold til status i utviklingen av norske vurderingssystemer for elver. Til dette er det anvendt bunndyrindeksen Average Score Per Taxon (ASPT), som også ble brukt som vårt "norske vurderingssystem" ved interkalibrering av vurderingssystemer for bunndyr i EU. EQR (ecological quality ratio) er forholdet mellom målt ASPT på en lokalitet og forventet referanseverdi for ASPT for den aktuelle vanntypen. For tiden er referanseverdien for ASPT 6,9 for alle våre vanntyper. ASPT-indeksen er i noen grad også følsom for andre typer av miljøpåvirkning, som f. eks. forsurening, gruveavrenning ol., ved at arter som fungerer som indikatorarter for ASPT blir slått ut. I slike tilfeller er det vanskelig å gi en nøyaktig vurdering av organisk belastning.

Det er ved vurdering av miljøtilstanden på de ulike delene av Folla også benyttet en såkalt **EPT**-indeks. Denne indeksen måler antall arter/taksa av **Ephemeroptera** (døgnfluer), **Plecoptera** (steinfluer) og **Trichoptera** (vårfluer) i materialet fra lokaliteten. EPT-verdien forventes å avta med økende grad av gruvepåvirkning, forsurening og organisk belastning. I tillegg er det gjort vurderinger av dominansforhold mellom ulike dyregrupper på stasjonene.

### **2.2.3 Vannkjemiske undersøkelser**

Samtidig med innsamlingen av begroingsorganismer ble det samlet inn vannprøver på de samme elvelokalitetene. Vannprøvene ble analysert mht. pH, farge, tot-P, TOC, kalsium, utvalgte metaller og arsen. En oversikt over analysemetoder/-betegnelser er gitt i Vedlegg (Tabell 14). I henhold til Vannforskriften skal resultater av vannanalyser kun benyttes som støtte for de biologiske undersøkelsene ved vurderingene av økologisk tilstand. En enkelt vannprøve fra hver av lokalitetene blir da først og fremst å betrakte som stikkprøver og bør ikke legges avgjørende vekt på. Slike målinger kan likevel gi nyttig tilleggsinformasjon om vannkvaliteten og miljøtilstanden. Vi har benyttet Klassifiseringsveileder 01:2009 i vurderingene av miljøtilstanden.

Når det gjelder metaller, sier Vannforskriften at klassifiseringen skal gjøres ut fra målinger av konsentrasjoner i filtrert prøve. For eventuelt å kunne sammenligne med tidligere målinger, har vi i dette tilfellet foretatt analyser på både ufiltrerte og filtrerte prøver. Det viste seg imidlertid at flere av målingene gav høyere verdier for filtrerte prøver enn for ufiltrerte f.eks. for arsen, kobber, nikkel og sink. I en del tilfeller kan forskjellene ha vært så små at de ikke var signifikante, mens i andre tilfeller kan høyere verdi i filtrert enn i ufiltrert prøve skyldes kontaminering av den filtrerte prøven. På denne bakgrunn har vi valgt å benytte målingene i ufiltrerte prøver ved vurderingene av miljøtilstand. Primærdata er gitt i Vedlegg, Tabell 24. Her er resultater for både ufiltrerte og filtrerte prøver oppgitt.

Vannforskriften gir grenseverdier for miljøgifter (prioriterte stoffer) for enkelte av de tungmetallene som er undersøkt her, nærmere bestemt kadmium, bly og nikkel (Direktoratgruppa 2009). For at en vannforekomst skal kunne klassifiseres med god kjemisk tilstand, må målingene ikke overstige de nevnte grenseverdiene eller miljøkvalitetsstandardene (Environmental Quality Standards = EQS).

## 3. Innsjøer – resultater og vurderinger

### 3.1 Vannvegetasjon

Registrerte vannplanter i Savalen, Lomnessjøen, Råsen og Strandsjøen er gitt i Vedlegg, Tabell 15. TIC-indeks for de undersøkte innsjøene og WIC-indeks for Savalen er gitt i Tabell 4.

Savalen og Lomnessjøen er kalkrike og klare, Råsen er kalkfattig og humøs, mens Strandsjøen er kalkrik og humøs (se kapitlet om vannkjemi). Det ble ikke registrert rødlista vannplanter i noen av innsjøene. Totalt artstall varierte mellom 9 og 15. Både artssammensetning og artsantall var stort sett som forventet ut fra innsjøtype, innsjøstørrelse og påvirkningsgrad.

#### 3.1.1 De enkelte innsjøene

##### *Savalen*

Sedimentene i innsjøens grunnere partier er delvis grus, men det er også store områder med finere sand og silt. Dekningen av vannplanter i Savalen var generelt skrinn, og forekomstene var ikke sammenhengende rundt innsjøen. Soneringen virket noe tilfeldig og oppsplitta. I hovedbassenget i sør var det for eksempel nesten ingen vegetasjon i de nordlige gruntområdene. De vanligste kortskuddsartene var sylblad (*Subularia aquatica*) og evjesoleie (*Ranunculus reptans*), mens nålesivaks (*Eleocharis acicularis*) og stivt brasmegras (*Isoetes lacustris*) bare ble funnet et par steder i bukter i sørvest (bukta ved utløpet av Lomsjødalen og bukta øst for elva fra Fundin.)



Rekke med eldre naust i S-enden forteller om en lang tradisjon med fiske i Savalen.



Gruntområdene nedenfor Savalen hotell bl.a. med skjørkrans (*Chara virgata*)

**Figur 2.** Bilder fra Savalen tatt den 15.8.2012. Foto: Hanne Edvardsen.

Vanlige langskuddsarter var hjertetjønna (*Potamogeton perfoliatus*) og grastjønna (*P. gramineus*) samt noe tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*). Bare ett skudd av rusttjønna (*Potamogeton alpinus*) ble registrert. Forholdsvis store bestander av skjørkrans (*Chara virgata*), delvis sammen med mattglattkrans (*Nitella opaca*) ble registrert i sørvest og på gruntområdene ved Savalen hotell i nord. Av flytebladsplanter ble bare flotgras (*Sparganium angustifolium*) registrert.



### Lomnessjøen

Sedimentene i grunnere områder var stort sett fin sand og silt samt stedvis litt mudder og organisk materiale. I nordre del av innsjøen var det spesielt mye sandavsetninger som hovedsakelig var avsatt under vårflommene.

Helofyttvegetasjonen i Lomnessjøen var middels godt utviklet med flaskestarr (*Carex rostrata*), slåttestarr (*C. nigra*) og elvesnelle (*Equisetum fluviatile*) som de viktigste artene. På gruntområder i nord var det særlig store starrsumper (Figur 3), mens det i sørenden, ved badeplass og ved utløpselva, bare var en skinn helofyttzone av elvesnelle.

Kortskuddvegetasjonen var nokså godt utvikla i områder som tørlegges etter vårflommen eller utpå sommeren og besto hovedsakelig av sylblad (*Subularia aquatica*), evjesoleie (*Ranunculus reptans*) og stivt brasmegras (*Isoetes lacustris*), men også korsevjeblom (*Elatine hydropiper*) og nålesivaks (*Eleocharis acicularis*) blei registrert. Langskuddsvegetasjonen var velutvikla og dominert av tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*), hjertetjønna (*Potamogeton perfoliatus*) og stovasssoleie (*Batrachium floribundum*), men også vasshårarter (*Callitriche spp.*) og hesterumpe (*Hippuris vulgaris*). Mattglattkrans (*Nitella opaca*) forekom rikelig flere steder. Av flytebladsplanter registrerte vi bare flotgras (*Sparganium angustifolium*).



Lomnessjøen med store grunne partier (sandavsetninger) og starrsumper nedstrøms elveinnløpet i nord.



Parti av Lomnessjøen med frodig langskuddsvegetasjon dominert av tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*) og stovasssoleie (*Batrachium floribundum*).

**Figur 3.** Bilder fra Lomnessjøen tatt den 14.8.2012. Foto: Hanne Edvardsen.

### Råsen

Innsjøen er sterkt humuspåvirket, noe som nedsetter sikten i vannet; på undersøkelsestidspunktet var siktedypet bare 2,0 m. I 2001 ble det rapportert at Råsen var noe påvirket av næringssalt-forurensning, og «Det største problemet i Råsen er at innsjøens strandnære og grunne områder er i ferd med å vokse igjen av tette bestander av vannvegetasjon.» (Kjellberg 2002). For å bøte på dette ble slått og/eller beite av helofytter anbefalt.

Rundt innsjøen vokste det tette helofyttbelter av især sjøsivaks (*Schoenoplectus lacustris*) og elvesnelle (*Equisetum fluviatile*), flere steder ut til 1,6 m. Andre helofytter var flaskestarr (*Carex rostrata*), kvasstarr (*C. acuta*), skogrorkevein (*Calamagrostis phragmitoides*), myrhatt (*Comarum palustre*), myrmjølke (*Epilobium palustre*), gulldusk (*Lysimachia thysiflora*), vassgro (*Alisma*

*plantago-aquatica*), vassmynte (*Mentha aquatica*) og skogsiv (*Juncus alpinoarticulatus*) mfl. Et par steder var helofyttbeltet blitt slått for å skape bademuligheter.

Det ble ikke registrert kortskuddsarter i Råsen, trolig pga. det kraftige helofyttbeltet som gikk langt ut i innsjøen. Det var også få langskuddsarter og lite langskuddsvegetasjon, men noe krypsiv (*Juncus bulbosus*) og tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*) ble registrert. Det vokste relativt mye flytebladsplanter i innsjøen, dominert av gul nøkkerose (*Nuphar lutea*), vanlig tjønnaks (*Potamogeton natans*) og flotgras (*Sparganium angustifolium*).



Råsen fra innløpselva og våtmarkene i nord.



Råsen ved elveutløpet i sør. Helofyttene, sjøsivaks (*Schoenoplectus lacustris*) og elvesnelle (*Equisetum fluviatile*), går ut til 1,6 meters dyp.

**Figur 4.** Bilder fra Råsen tatt den 16.8.2012. Foto: Hanne Edvardsen.

### Strandsjøen

Strandsjøen ligger under den marine grense, og på sørsida, i en gammel yttersving, finnes en tydelig fluvial terrassekant. På terrassekanten er det bevart en skogbrem av typen lågurtgranskog med stort innslag av vanlig bjørk, gråor, svartor og hegg (Figur 5). Ved utløpet av Strandsjøen fins partier av gråor-heggeskog og sumpgranskog og brede helofyttsoner (Figur 5).

Rundt innsjøen var det brede og kraftige helofyttbelter, især på østsida hvor jordbruksmarka går helt ned til strandbredden (Fig 7). Her vokser frodige bestander av bl.a. bred dunkjevle (*Typha latifolia*), sjøsivaks (*Schoenoplectus lacustris*), vassrørkvein (*Calamagrostis canescens*), elvesnelle (*Equisetum fluviatile*), duskull (*Eriophorum angustifolium*), krypkvein (*Agrostis stolonifera*), flaskestarr (*Carex rostrata*), kvasstarr (*C. acuta*), nordlandsstarr (*C. aquatilis*), sennegrass (*C. vesicaria*), selsnepe (*Cicuta virosa*), vassgro (*Alisma plantago-aquatica*), myrkongle (*Calla palustris*), bukkeblad (*Menyanthes trifoliata*), myrhatt (*Comarum palustre*), gulldusk (*Lysimachia thyrsoflora*), stor myrmaure (*Galium elongatum*) og skjoldbærer (*Scutellaria galericulata*). I sør hvor skogen og terrassekanten skygger en del for helofyttene dominerte gras- og starrsummer.

Utafor helofyttbeltet var det store områder med flytebladsplanter dominert av tjønnaks (*Potamogeton natans*), gul nøkkerose (*Nuphar lutea*) og hvit nøkkerose (*Nymphaea alba*).

Det var overraskende få langskuddsarter, men relativt mye av de få artene som fantes så som buttjønnaks (*Potamogeton obtusifolius*), storblærerot (*Utricularia vulgaris*) og noe tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*). Vi registrerte ingen kortskuddsarter i Strandsjøen i 2012.



Strandsjøen med slakt skrånende jordbruksmark ned til bredden på østsida og den skogklede elveterrassen vis a vis.



Den sørlige delen av Strandsjøen mot utløpselva. Flyteblad av gul nøkkerose (*Nuphar lutea*) i forgrunnen.

**Figur 5.** Bilder fra Strandsjøen tatt den 16.8.2012. Foto: Hanne Edvardsen.

### 3.1.2 Tidligere undersøkelser

For Savalen, Lomnessjøen og Råsen kjenner vi ikke til tidligere undersøkelser av vannvegetasjonen. Det er derfor ikke mulig å si noe om utviklingen av vannvegetasjonen over tid.

Strandsjøen er tidligere undersøkt av Often (1991) i forbindelse med en mulig regulering av vannstanden i innsjøen. Normalt vil avsnørte meandere langs Glomma ha naturlige endringer i vannstand som følger vannstandsendingene i hovedelva: ofte med en markert flomtopp om våren, noe lavere vannstand utover sommeren og en liten flomtopp igjen utover ettersommeren/høsten. Etter at det i 1980-årene ble bygd flomverk mot Glomma på strekningen Sparbysund-Balnes, oppstod det uenighet om hvilket vannstands nivå det skulle være i Strandsjøen. Vi kjenner imidlertid ikke til om eller hvordan Strandsjøen er regulert eller skjøttet. Often (1991) registrerte de samme artene som vi fant i innsjøen, men i tillegg registrerte han også hjertetjønna (*Potamogeton perfoliatus*) samt nålesivaks (*Eleocharis acicularis*) og krypsiv (*Juncus bulbosus*). De sistnevnte artene ble registrert på to leirflater på sørsida av innsjøen som tørlegges når innsjøen senkes om høsten. Dette kan være oversett av oss da vannstanden var høy og sikten nokså dårlig på undersøkelsestidspunktet, men leirflatene kan også være gjenvokst av gras og starr. Often (1991) registrerte også en *Sparganium* som ble bestemt til hybrid *Sparganium angustifolium x gramineum* (flotgras x sjøpigknopp).

### 3.1.3 Økologisk tilstand basert på vannvegetasjon

Økologisk tilstand i forhold til eutrofiering for de undersøkte innsjøene er gitt i Tabell 4. Basert på TIC-indeksen kan tilstanden for vannvegetasjonen karakteriseres som svært god i Lomnessjøen, som god i Råsen og som dårlig i Strandsjøen.

Tilstanden i Savalen karakteriseres også som svært god i forhold til eutrofiering. Savalen er imidlertid en regulert innsjø, med en regulerings høyde på hele 4,7 m. Vannstands indeksen (WIC), er beregnet til -8 for Savalen, noe som antyder en god tilstand i forhold til vannstandsregulering. Foreløpig klassegrense for god/moderat er satt til -20.

**Tabell 4.** Innsjøer i Hedmark undersøkt i 2012 vurdert mhp. eutrofiering (Tic-indeksen) og vannstandsregulering (Wic-indeksen). Økologisk tilstand er angitt med farge (blå = svært god, grønn = god, gul = moderat, oransje = dårlig, rødt = svært dårlig) og tallverdier for normalisert EQR (nEQR) beregnet ut fra Tic.

Innsjø	Innsjøtype		Tic	Økologisk tilstand (nEQR)	Wic	Økologisk tilstand (Wic)
Savalen	201	Kalkrik, klar	83	(1,0)	-8	G
Lomnessjøen	201	Kalkrik, klar	87	1,0		
Råsen	102	Kalkfattig, humøs	60	0,64		
Strandsjøen	202	Kalkrik, humøs	0	0,39		

Tic-indeksen for Strandsjøen utregnet for 1991 viser at økologisk tilstand med hensyn på eutrofiering da var moderat. Basert på undersøkelsene av vannvegetasjon ser det derfor ut til å ha skjedd en utvikling i negativ retning sammenlignet med i 1991.

### 3.1.4 Nedre grense for vannvegetasjon

Nedre grense for vannvegetasjonen er foreslått som dekningsindeks for vurdering av økologisk tilstand i henhold til Vanddirektivet (se bl.a. Kolada mfl. 2011). Nedre voksegrense for vegetasjonen i de undersøkte innsjøene er vist i Tabell 5.

Vegetasjonens nedre grense varierte mellom 1,1 m i Strandsjøen og 6,5 m i Savalen. I Savalen vokste langskuddsarten hjertetjønnaks (*Potamogeton perfoliatus*) og kransalgen skjørkrans (*Chara virgata*) dypest, mens flytebladsplanter vokste dypest i de andre tre innsjøene.

I Lomnessjøen gikk vannvegetasjonen dypest i sørenden, ved utløpselva og ved badestranda. Her vokste flotgras (*Sparganium angustifolium*) ned til 3,4 m og hjertetjønnaks (*Potamogeton perfoliatus*) ned til 2,5 m. Ellers vokste klovasshår (*Callitriche hamulata*) ned til 2,8 m og mattglattkrans (*Nitella opaca*) ned til 2,3 m. Rundt Råsen var det et nokså tett og enhetlig helofyttbelte av bla. elvesnelle (*Equisetum fluviatile*) og havsivaks (*Schoenoplectus lacustris*) som begge gikk ut til 1,6 m. Av vannplantene gikk gul nøkkerose lengst ut til 2,1 m, mens krypsiv (*Juncus bulbosus*) blei registrert på 0,4 m dyp. I Strandsjøen gikk buttjønnaks (*Potamogeton obtusifolius*) ut til 1 m og gul nøkkerose (*Nuphar lutea*) ut til 1,2 m dyp.

**Tabell 5.** Nedre dybdegrense for vannvegetasjonen i de undersøkte innsjøene i Hedmark i 2012.

Innsjø	Nedre grense (m)	Art ved nedre grense	Siktedyp (m)
Savalen	6.5	<i>Potamogeton perfoliatus</i> , <i>Chara virgata</i>	8.0
Lomnessjøen	3.4	<i>Sparganium angustifolium</i>	3.7
Råsen	2.1	<i>Nuphar lutea</i>	2.0
Strandsjøen	1.2	<i>Nuphar lutea</i>	0.95

### 3.2 Planteplankton

Primærdata fra planteplanktonanalysene er gitt i Vedlegg, Tabell 16-19. Totalvolumer og fordeling på hovedgrupper er vist i Figur 6.

Det totale volumet var lavt i Lomnessjøen, Råsen og Savalen, tilsvarende næringsfattige (oligotrofe) vannmasser (jf. Brettum og Andersen 2005). Strandsjøen hadde høyt totalt volum og oppblomstring av cyanobakterier (blågrønnalger) i én av prøvene. Økologisk tilstand er vurdert ut fra middelverdier for algemengde målt som klorofyll-*a* og totalvolum planteplankton, PTI-indeksen og maks volum av cyanobakterier. Normaliserte EQR-verdier er gitt i Tabell 6. Fargene indikerer tilstandsklassen.

#### *Savalen*

Totalt volum var lavt i alle prøvene. Den dominerende gruppen var gullalger, mest ubestemte samt slektene *Ochromonas* og *Dinobryon*. I tillegg var det mye svært små celler,  $\mu$ -alger (picoplankton). Totalvurderingen av planteplanktonet ga Savalen tilstanden svært god.

#### *Lomnessjøen*

Totalt volum var høyest i prøvene fra juli og august. Gullalger og svelgflagellater var gruppene med høyest andeler av det totale volumet. Ingen bestemte taxa dominerte. Av svelgflagellatene var det slektene *Cryptomonas* og *Plagioselmis* (*Rhodomonas*) som utgjorde hoveddelen. Totalvurderingen av planteplanktonet ga Lomnessjøen tilstanden svært god.

#### *Råsen*

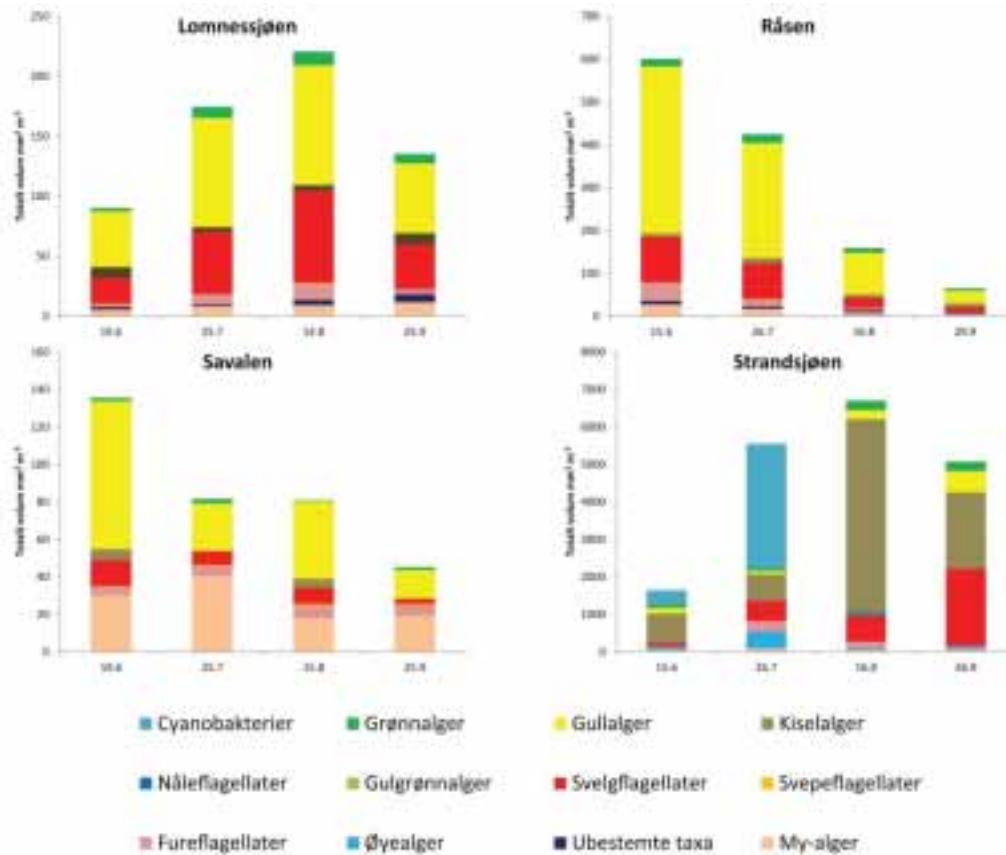
Totalt volum var høyest i prøvene fra juni og avtok utover sesongen. Gullalger og svelgflagellater var gruppene med høyest andeler av det totale volumet. De dominerende gullalgene var slektene *Chromulina*, *Dinobryon* og *Mallomonas*. Av svelgflagellatene var det slekten *Cryptomonas* som bidro mest til totalt volum. Totalvurderingen av planteplanktonet ga Råsen tilstanden svært god.

#### *Strandsjøen*

Denne innsjøen hadde det største totale volumet. I den første prøven dominerte kiselalger fra slektene *Aulacoseira* og *Fragilaria*. I den andre prøven, fra 26. juli, dominerte cyanobakterier fra slekten *Aphanizomenon*. I de to siste prøvene var det kiselalgene *Asterionella formosa* og *Aulacoseira* spp som dominerte. Ut fra algemengden og sammensetningen i 2012 kan Strandsjøen karakteriseres som en næringsrik (eutrof) innsjø. Totalvurderingen av planteplanktonet ga Strandsjøen tilstanden dårlig.

**Tabell 6.** Normaliserte EQR-verdier for tilstanden i innsjøene i 2012 basert på planteplanktonsamfunnet. I tillegg er tilstanden beregnet ut fra tidligere data i Lomnessjøen og Råsen. Blå = svært god, grønn = god, gul = moderat, oransje = dårlig og rød = svært dårlig økologisk tilstand.

Innsjø	År	nEQR Klorofyll	nEQR Volum	nEQR PTI	nEQR Cyano <sup>max</sup>	nEQR Totalvurdering PP
Savalen	2012	0.98	1.00	0.84	1.00	<b>0.92</b>
Lomnessjøen	1995	1.00	0.93	0.81	1.00	<b>0.89</b>
Lomnessjøen	2012	1.00	1.00	0.96	1.00	<b>0.98</b>
Råsen	2001	0.88	0.97	0.79	0.99	<b>0.86</b>
Råsen	2012	0.97	0.99	1.00	1.00	<b>0.99</b>
Strandsjøen	2012	0.22	0.28	0.32	0.31	<b>0.28</b>



**Figur 6.** Totalt algevolum og fordeling av grupper i planteplanktonet i 2012. Merk ulik skala på y-aksene.

### 3.3 Dyreplankton

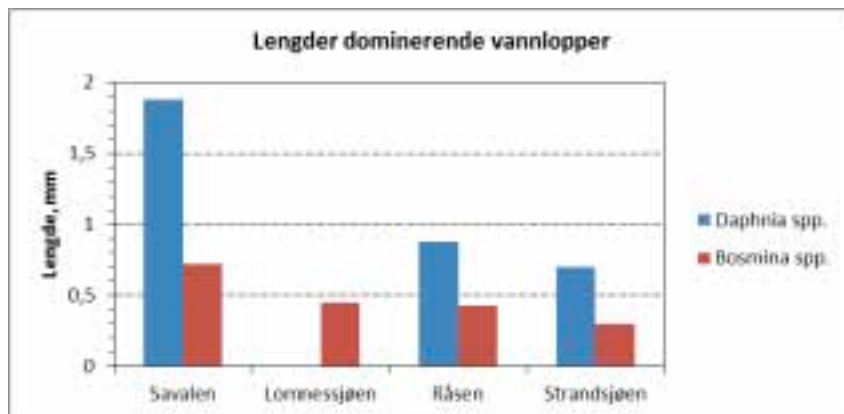
Dyreplanktonets mengde og sammensetning i innsjøer kan gi viktig informasjon om effekter av ulike miljøpåvirkninger slik som overgjødning, forsurening, høye konsentrasjoner av partikler eller miljøgifter samt grad av predasjon fra planktonspisende fiskebestander. Artsliste er gitt i Vedlegg (Tabell 20).

#### *Savalen*

Krepsdyrplanktonet var dominert av hoppekreps, først og fremst calanoiden *Acanthodiantomus denticornis* og cyclopoiden *Cyclops scutifer*. Andre hoppekreps som *Arctodiantomus laticeps* og *Mesocyclops leuckarti* var også vanlige, og *Heterocope saliens* ble påvist i mindre antall. Av vannlopper var *Daphnia galeata* og *Bosmina longispina* vanlige, mens *Holopedium gibberum* og *Bythotrephes longimanus* ble påvist i mindre antall. Middellengden av de dominerende vannloppene *D. galeata* og *B. longispina* (voksne hunner) var på henholdsvis 1,88 mm og 0,72 mm (Figur 7).

Fiskesamfunnet i Savalen består av ørret, røye og ørekyt. En fiskeundersøkelse utført i 2010 tydet på at bestandene av ørret og røye var tynne, og at individer av begge arter hadde god årlig tilvekst (Johnsen mfl. 2011). Særlig for røya var storvokste krepsdyrplanktonarter som *Daphnia galeata* og *Bythotrephes longimanus* en viktig del av føden. Også i 2010 var hoppekreps dominerende i planktonet forhold til vannlopper. I hovedsak ble de samme artene funnet i 2012 som i 2010, men de

calanoide hoppekrepsene *Heterocope saliens* og *Acanthodiantomus denticornis* er ikke nevnt i rapportene fra undersøkelsen i 2010.



**Figur 7.** Middellengder av voksne hunner av dominerende vannlopper.

Artssammensetningen og dominansen av storvokste arter i Savalen i 2012 indikerte næringsfattige vannmasser og et lavt predasjonspress fra planktonspisende fisk.

### Lomnessjøen

Krepsdyrplanktonet var dominert av vannloppen *Bosmina longispina*. Videre var hoppekrepsene *Heterocope appendiculata*, *Cyclops scutifer*, ubestemte cyclopoider og vannloppen *Bosmina longirostris* nokså vanlige. Flere arter som vanligvis er mest knyttet til strandnære områder (litorale arter) ble påvist. Dette gjaldt arter som *Eurycercus lamellatus* (linsekreps), *Acroperus harpae* og *Sida crystallina*. Det forholdsvis høye innslaget av litorale småkrepsarter kan ha sammenheng med den store gjennomstrømningen i Lomnessjøen. Med de omfattende gruntområdene særlig nord i innsjøen vil det dessuten være betydelige leveområder for litorale småkreps i innsjøen.

Vannloppeslekten *Daphnia* ble ikke påvist i prøvene verken i august eller september. Flere av de vanlige artene innen denne gruppen anses som følsomme overfor f.eks. forsuring og høye konsentrasjoner av tungmetaller (se f.eks. Schartau mfl. 1997). Verdiene for pH (ca. 7,3), kalsium (ca. 5,5 mg/l) og alkalitet (ca. 0,320 mmol/l) tilsier at forsuring ikke er noe problem i Lomnessjøen. Konsentrasjonen av tungmetallet kobber var noe forhøyet i innsjøen (se kapitlet om vannkjemi). Videre var konsentrasjonene av nikkel og sink også litt forhøyet, men i mindre grad enn for kobber. Av disse var det kun for kobber at konsentrasjonene var på et nivå så vidt over såkalt laveste biologiske risikonivå (LBRL) på 3 µg Cu/l (jf. Lydersen og Löfgren 2000). I Lomnessjøen varierte konsentrasjonen i området 3,05-4,43 µg Cu/l med middelverdi 3,74 µg Cu/l. Humuspåvirkningen og relativt høy pH vil svekke giftigheten av kobber i Lomnessjøen (se f.eks. De Schampelaere og Janssen 2004). Ut fra dette anser vi det som lite sannsynlig at fraværet av en sensitiv gruppe som *Daphnia* spp. skyldes tungmetaller, selv om en viss negativ påvirkning ikke kan utelukkes helt.

Lomnessjøen har i følge Qvenild (2010) bestander av bl.a. mort, abbor og sik. Disse artene er kjente for i større eller mindre grad å leve av krepsdyrplankton. Stort innslag av småvokste arter som *Bosmina longispina* og *Bosmina longirostris* kan trolig ha vært et utslag av sterkt predasjonspress fra planktonspisende fisk. Kraftig predasjonspress i kombinasjon med stor vanngjennomstrømning kan derfor være en sannsynlig forklaring til at *Daphnia* spp. ikke ble påvist i Lomnessjøen.

### **Råsen**

I Råsen var krepsdyrplanktonet dominert av hoppekreps som *Eudiaptomus gracilis* og ubestemte cyclopoider samt vannloppen *Daphnia cristata*. Arter som *Mesocyclops leuckarti*, *Thermocyclops oithonoides*, *Leptodora kindtii*, *Diaphanosoma brachyurum*, *Limnoida frontosa*, *Daphnia galeata*, *Bosmina longispina* og *Bosmina coregoni* ble funnet i mindre antall. Middellengden av voksne hunner av *Daphnia cristata* og *Bosmina longispina* var på henholdsvis 0,88 mm og 0,43 mm (Figur 7).

Sammensetningen av krepsdyrplanktonet indikerte næringsfattige eller middels næringsrike vannmasser og et sterkt predasjonspress fra planktonspisende fisk. Forekomst av flere forsureningsfølsomme arter slik som *Daphnia cristata* og *Daphnia galeata* tydet på at krepsdyrplanktonet ikke var påvirket av forsuring (jf. Halvorsen mfl. 2002).

### **Strandsjøen**

Krepsdyrplanktonet i Strandsjøen var dominert av cyclopoide hoppekreps som *Thermocyclops oithonoides* og vannloppene *Daphnia cristata* og *Bosmina longirostris*. For øvrig var *Ceriodaphnia* cf. *quadrangula* vanlig, og *Mesocyclops leuckarti*, *Leptodora kindtii* og *Diaphanosoma brachyurum* ble funnet i små antall. Calanoide hoppekreps ble ikke påvist. Middellengden av *D. cristata* og *B. longirostris* (voksne hunner) var på henholdsvis 0,70 mm og 0,30 mm. Det vil si at størrelsen på dominerende vannlopper var meget liten.

Sammensetningen av krepsdyrplanktonet i Strandsjøen indikerte middels næringsrike (mesotrofe) eller næringsrike (eutrofe) vannmasser og et meget sterkt predasjonspress fra planktonspisende fisk. I følge Dagfinn Beitnes, som bor like ved Strandsjøen, er det bestander av mort, gjedde, abbor, brasme og karuss i innsjøen. Lake skal også finnes, men status til denne arten er mer usikker. Det skal være mye mort, abbor og gjedde i Strandsjøen. Beskrivelsen av fiskesamfunnet stemmer godt over ens med antagelsen om at predasjonspresset på krepsdyrplanktonet var meget sterkt.

## **3.4 Vannkjemi og siktedyp**

Primærdata fra vannkemiske målinger i Savalen, Lomnessjøen, Råsen og Strandsjøen er gitt i Vedlegg (Tabell 22). Middelerverdier for sentrale vannkemiske variabler er gitt i Tabell 7 og vist i Figur 8.

Ut fra målingene i 2012 kan Savalen og Lomnessjøen betegnes som moderat kalkrike, klare innsjøer (jf. kalsium og farge). Råsen er kalkfattig og sterkt humuspåvirket, mens Strandsjøen er moderat kalkrik og humuspåvirket. Tilstanden karakteriseres som mindre god eller dårligere i forhold til organisk stoff (jf. farge og TOC) i Lomnessjøen, Råsen og Strandsjøen (Tabell 7). Dette skyldes primært en naturlig humuspåvirkning og er først og fremst en beskrivelse av bruksverdien med tanke på f.eks. drikkevann eller til klesvask. Høye tilstandsklasser er derfor ikke et uttrykk for forurensning i disse tilfellene.

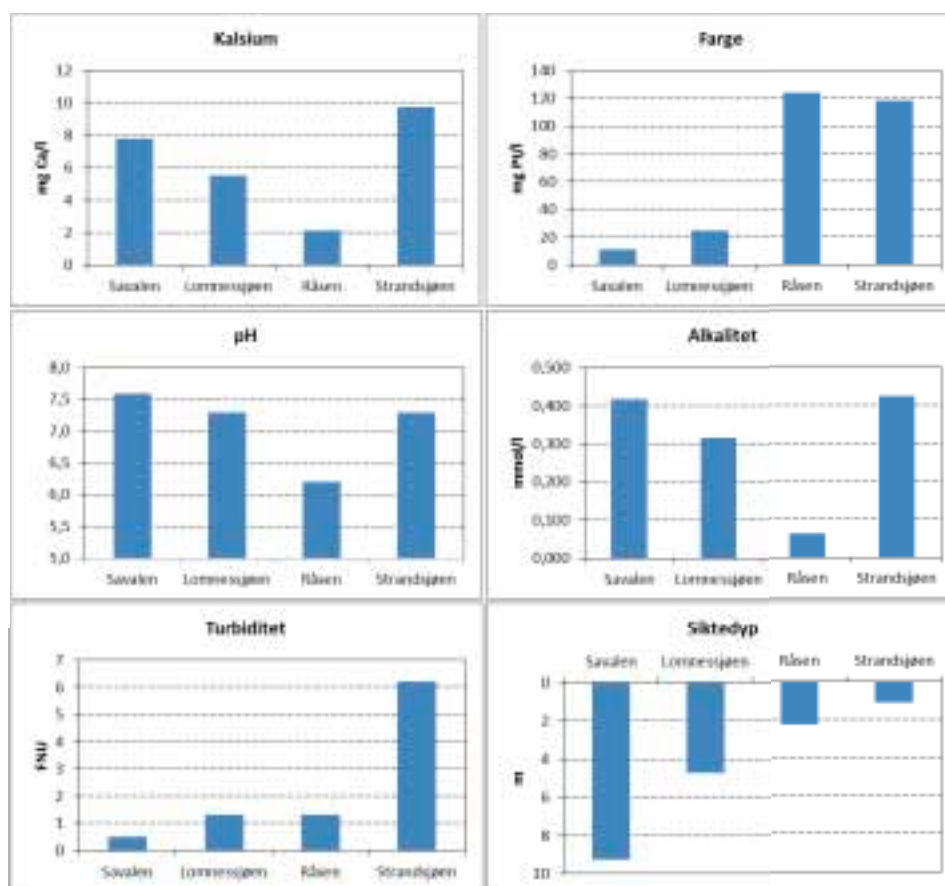


**Tabell 7.** Middelerverdier for siktedyp og kjemiske variabler i Savalen, Lomnessjøen, Råsen og Strandsjøen i 2012 (laveste verdi for pH). Tilstandsklasser er vist ved fargekoder.

		Savalen	Lomnessjøen	Råsen	Strandsjøen
Kalsium	mg Ca/l	7,81	5,53	2,14	9,75
Farge	mg Pt/l	11	25	124	118
TOC	mg C/l	2,3	3,1	12,8	11,8
pH (min)		7,6	7,3	6,0	7,1
Alkalitet	mmol/l	0,418	0,316	0,063	0,424
Turbiditet	FNU	0,51	1,3	1,3	6,2
Tot-P	µg P/l	3,9	7,1	13	65
Tot-N	µg N/l	160	274	430	883
Klorofyll-a	µg/l	1,3	1,2	2,9	37
Siktedyp	m	9,3	4,7	2,3	1,1

Tilstandsklasser (Direktoratgruppa 2009/Andersen mfl. 1997):

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



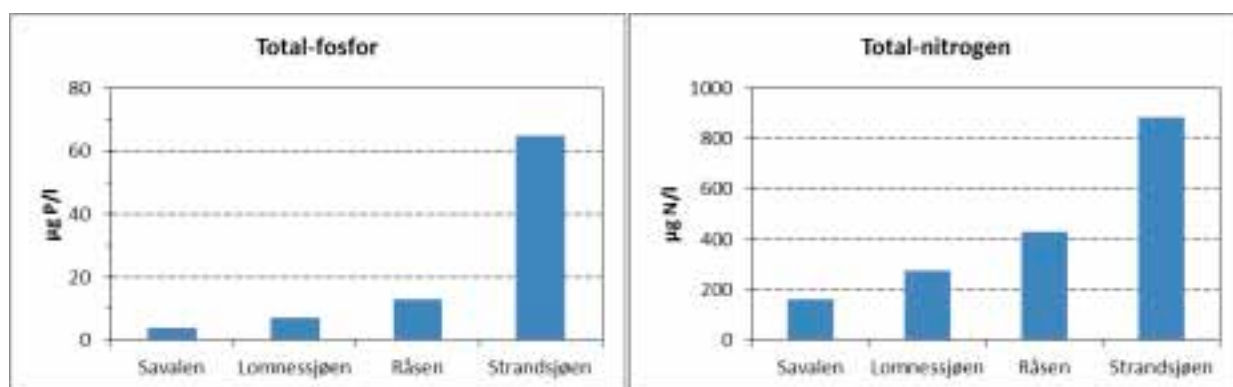
**Figur 8.** Middelerverdier for kalsium, farge, pH, alkalitet, turbiditet og siktedyp i innsjøene i 2012.

Savalen, Lomnessjøen og Strandsjøen hadde alle pH over 7,0 og relativt høy alkalitet (middelerverdier over 0,300 mmol/l), dvs. at de har en vannkvalitet med gode bufferegenskaper mot endringer i pH ved tilførsel av syrer. Forsuring anses ikke som en aktuell problemstilling for disse innsjøene. Råsen hadde betydelig lavere alkalitet (middelerverdi 0,063 mmol/l), og pH varierte i området 6,0-6,4. Tilstanden i

Råsen klassifiseres imidlertid også som svært god i forhold til forsuring ut fra lavest registrerte pH og kriterier i henhold til Vannforskriften. Middelerdien for alkalitet tilsvarte god tilstand.

Middelerdiene for turbiditet varierte fra 0,51 FNU i Savalen til 6,2 FNU i Strandsjøen. Det var spesielt Strandsjøen som skilte seg ut med meget høy konsentrasjon av partikler. Siktedypet bestemmes først og fremst av mengden og graden av humuspåvirkning. Høyt innhold av uorganiske partikler (silt og leire) kan også nedsette siktedypet. Middelerdiene for siktedyp varierte fra 9,3 m i Savalen til 1,1 m i Strandsjøen. Savalen hadde høyt siktedyp pga. liten humuspåvirkning, lavt innhold av uorganiske partikler og lite alger. Lavere siktedyp i Lomnessjøen, Råsen og Strandsjøen avspeiler dels den økte humuspåvirkningen, og for Strandsjøen var det sannsynligvis først og fremst de store mengdene som forårsaket det lave siktedypet.

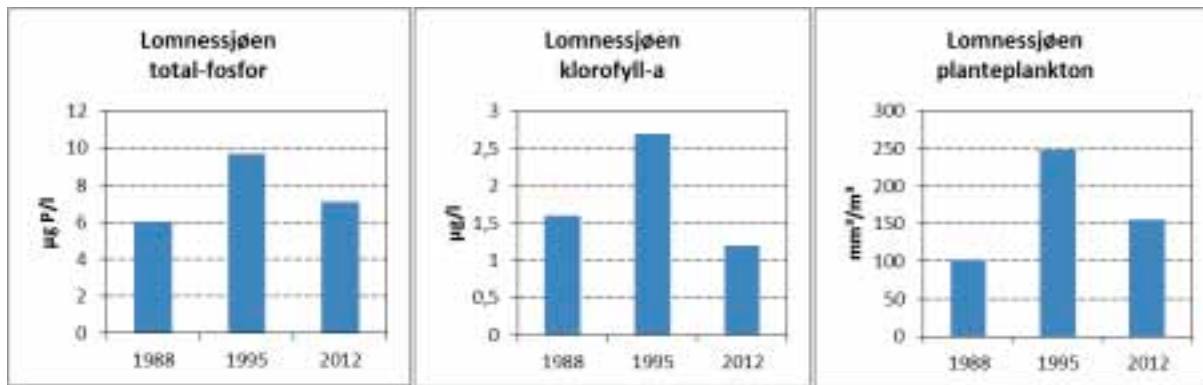
Middelerdiene for total-fosfor varierte fra 3,9  $\mu\text{g P/l}$  i Savalen til 65  $\mu\text{g P/l}$  i Strandsjøen (Tabell 7, Figur 9). Verdiene karakteriserer Savalen og Lomnessjøen som næringsfattige (oligotrofe) innsjøer, Råsen som middels næringsrik (mesotrof) og Strandsjøen som en næringsrik (eutrof) innsjø. Ut fra konsentrasjonene av total-fosfor kan tilstanden klassifiseres som svært god i Savalen, god i Lomnessjøen og Råsen og svært dårlig i Strandsjøen (jf. Klassifiseringsveileder 01:2009). Også for total-nitrogen var det Savalen og Strandsjøen som hadde henholdsvis de laveste og de høyeste konsentrasjonene, med middelerdier på henholdsvis 160  $\mu\text{g N/l}$  og 883  $\mu\text{g N/l}$  (Tabell 7, Figur 9).



**Figur 9.** Middelerdier for konsentrasjoner av total-fosfor og total-nitrogen i innsjøene i 2012.

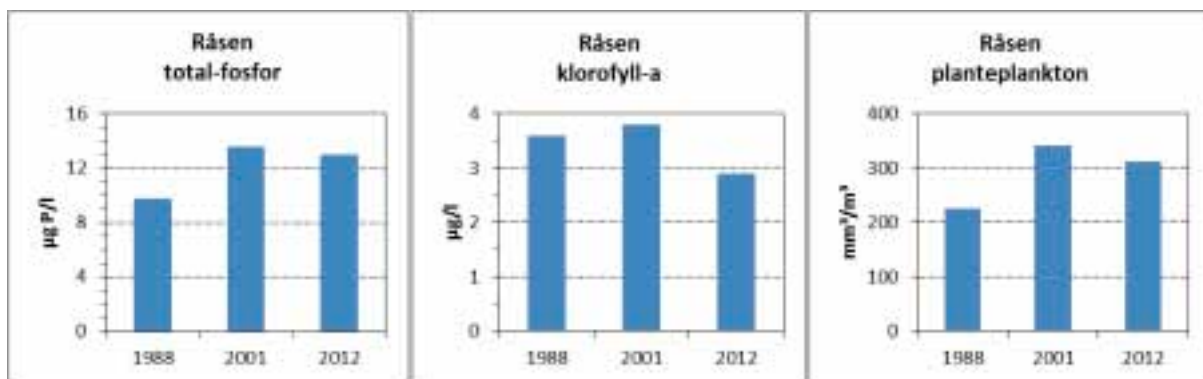
### 3.5 Tidligere undersøkelser i Lomnessjøen og Råsen

Middelerdiene for total-fosfor, klorofyll-*a* og totalvolum av planteplankton i Lomnessjøen i 1988, 1995 og 2012 er vist i Figur 10. Figuren viser at det var en markert økning i konsentrasjonen av total-fosfor og i mengden 1995 sammenlignet med i 1988. Økningen skyldtes trolig de store tilførsene av næringsstoffer i forbindelse med storflommen dette året (Vesleofsen). Økningen i mengden var imidlertid ikke dramatisk; midlere mengde målt som klorofyll-*a* og som totalvolum planteplankton lå fortsatt innenfor intervallet for næringsfattige (oligotrofe) innsjøer (jf. Brettum og Andersen 2005). I 2012 var middelerdiene for total-fosfor og mengder på omtrent samme nivå som i 1988.



**Figur 10.** Middelerverdier for tot-P, klorofyll-a og totalvolum av planteplankton i Lomnessjøen i 1988, 1995 og 2012. Kilder: Faafeng mfl. (1990), Kjellberg og Løvik (1997) samt denne undersøkelsen.

For Råsen har vi sammenlignende data fra 1988, 2001 og 2012 (Figur 11). Figuren viser at middelerverdien for tot-P var 3-4 µg/l høyere i 2001 og i 2012 enn i 1988. Totalvolumet av planteplankton var også noe høyere i 2001 og 2012 enn i 1988, men det var alle årene innenfor intervallet for næringsfattige innsjøer. Middelerverdiene for klorofyll-a varierte fra 2,9 µg/l til 3,8 µg/l, dvs. karakteristiske verdier for oligotrofe innsjøer. I en så humuspåvirket innsjø som Råsen vil en stor del av fosforet være adsorbent til humusforbindelser og dermed i mindre grad tilgjengelig for algevekst. Høyere konsentrasjon av tot-P i 2001 og 2012 kan muligens henge sammen med en økning i konsentrasjonen av humussyrer. Økning i konsentrasjonen av TOC er vist for mange innsjøer i Sør-Norge i de senere 10-årene (Schartau mfl. 2012).



**Figur 11.** Middelerverdier for tot-P, klorofyll-a og totalvolum av planteplankton i Råsen i 1988, 2001 og 2012. Kilder: Faafeng mfl. (1990), Kjellberg (2002) samt denne undersøkelsen.

### 3.6 Økologisk tilstand i innsjøer – oppsummering

En totalvurdering av økologisk tilstand i de fire innsjøene i 2012, basert på undersøkelsene av vannvegetasjon, planteplankton og fysisk-kjemiske støtteparametre, tilsier at tilstanden var svært god i Lomnessjøen, god i Savalen og Råsen og dårlig i Strandsjøen (Tabell 8).

For Savalen var det reguleringens innvirkning på vannvegetasjonen som trakk tilstandsklassen ned fra svært god til god. Lomnessjøen var i svært god tilstand ut fra både vannvegetasjon og planteplankton, men i god tilstand ut fra total-fosfor. Normalisert EQR for tot-P var imidlertid på 0,79, dvs. meget nær

grensen til svært god tilstand på 0,80. Vi har derfor valgt å legge hovedvekten på de biologiske kvalitetselementene. Svært dårlig tilstand i Strandsjøen ut fra tot-P skal ut fra reglene for kombinasjon av biologiske og fysisk-kjemiske elementer ikke telle med og trekke ned tilstandsklassen slik som i dette tilfellet, etter som tilstanden er klassifisert som moderat eller dårligere ut fra biologiske kvalitetselementer.

**Tabell 8.** Samlet vurdering av økologisk tilstand i Savalen, Lomnessjøen, Råsen og Strandsjøen.

	Vannvegetasjon	Planteplankton	Fysisk-kjemisk	Samlet
Savalen	God	Svært god	Svært god	God
Lomnessjøen	Svært god	Svært god	God	Svært god
Råsen	God	Svært god	God	God
Strandsjøen	Dårlig	Dårlig	Svært dårlig	Dårlig

### 3.6.1 Metaller i Savalen og Lomnessjøen

Primærdata fra målingene av konsentrasjoner av metaller og arsen er gitt i Vedlegg, Tabell 22 b. Middelerverdiene for konsentrasjoner av metaller og arsen var i hovedsak lave i både Savalen og Lomnessjøen, dvs. tilsvarende tilstandsklasse I-II (ubetydelig til moderat forurenset) i henhold til SFTs (nå Klif) system for klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (Tabell 9, jf. Andersen mfl. 1997). Middelerverdien for kobber i Lomnessjøen tilsvarte tilstandsklasse IV (sterkt forurenset). De høye konsentrasjonene i Lomnessjøen er det rimelig å anta skyldes overføringen av vann fra øvre deler av Glåma til Renavassdraget. Denne delen av Glåma forurennes fortsatt fra tidligere gruvevirksomhet spesielt i Rørosområdet og i Follas nedbørfelt. Konsentrasjonene av kadmium, kobolt, jern, mangan, og sink var også markert høyere i Lomnessjøen enn i Savalen.

**Tabell 9.** Middelerverdier for konsentrasjoner av metaller og arsen i Savalen og Lomnessjøen i 2012.

		Savalen	Lomnessjøen	
Arsen	µg As/l	0,07	0,09	
Kadmium	µg Cd/l	0,003	0,02	
Kobolt	µg Co/l	0,02	0,08	
Krom	µg Cr/l	0,18	0,15	
Kobber	µg Cu/l	0,71	3,74	
Jern	µg Fe/l	38	163	
Mangan	µg Mn/l	4,24	20,3	
Nikkel	µg Ni/l	0,99	0,62	
Bly	µg Pb/l	0,02	0,05	
Sink	µg Zn/l	0,34	5,7	
Tilstandsklasser dvs. forureningsgrad (Andersen mfl. 1997)				
Ubetydelig	Moderat	Markert	Sterkt	Meget sterkt

For kadmium, nikkel og bly er det i Vannforskriften fastsatt grenseverdier for prioriterte stoffer, såkalte miljøkvalitetsstandarder (Environmental Quality Standards – EQS). Konsentrasjonene var betydelig lavere enn EQS-verdiene for de nevnte elementene både i Savalen og i Lomnessjøen.

## 4. Elver – resultater og vurderinger

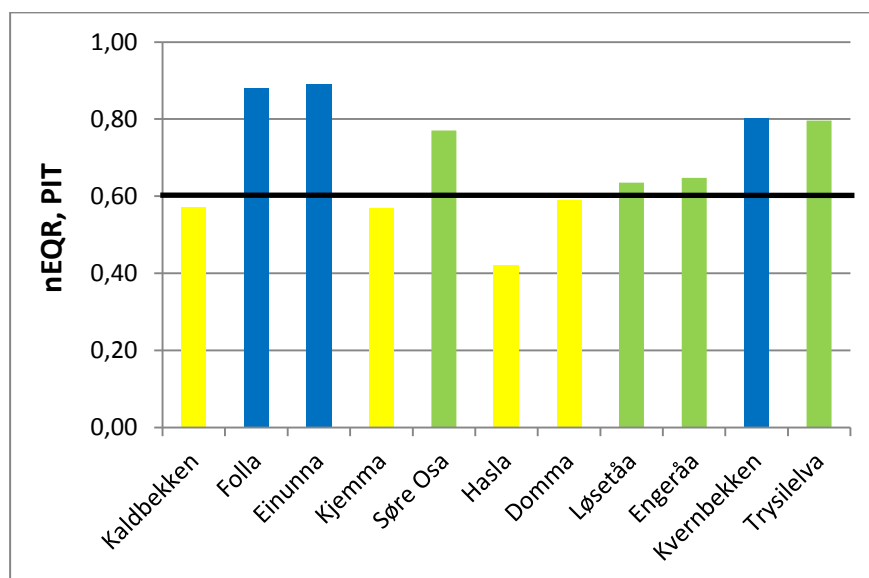
### 4.1 Begroingsalger

#### 4.1.1 Økologisk tilstand

##### *Eutrofiering*

Av de 11 lokalitetene som ble undersøkt i Hedmark i 2012 var sju i god eller bedre tilstand med hensyn på eutrofiering, og oppnådde dermed miljømålet gitt i Vannforskriften (Figur 12). De fire resterende lokalitetene var alle i moderat økologisk tilstand. Engeråa, Trysilelva og Kvernbecken, som alle er i Femund/Trysil-vassdraget, oppnådde Vannforskriftens miljømål. De to førstnevnte var i god økologisk tilstand, mens Kvernbecken så vidt krysset grensen til svært god tilstand.

Tilstandsklassifiseringen i de åtte lokalitetene i Glommavassdraget varierte i større grad. Folla og Einunna var i svært god økologisk tilstand, Søre Osa og Løsetåa var i god tilstand, mens Kaldbekken, Kjemma, Hasla og Domma var i moderat økologisk tilstand. Dette stemmer i stor grad overens med målingene gjort av total fosfor (se kapitlet om vannkjemi). Som eksempel ble det registrert høyest fosfor-verdier på lokalitetene Kjemma, Hasla og Domma, henholdsvis 18, 28 og 21  $\mu\text{g P/l}$ , som passer godt overens med tilstandsklassifiseringen på bakgrunn av bentiske alger. Artssammensetningen på de fire lokalitetene i moderat tilstand er videre karakterisert av flere eutrofe arter. Både Kjemma, Hasla og Domma påvirkes av avrenning fra dyrka mark, som fører til høyere fosforkonsentrasjoner. Kaldbekken i Tynset, som også er i moderat tilstand, ligger nedstrøms et skogs- og boligområdet. Dette er en liten bekk (ca. 2 m bred), og selv små påvirkninger kan dermed bli utslagsgivende for klassifiseringen.

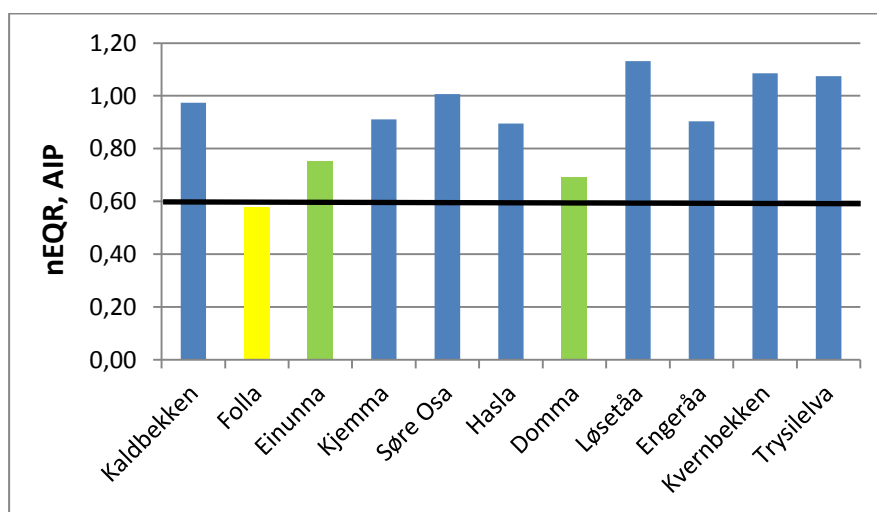


**Figur 12.** Normalisert EQR for eutrofieringsindeksen PIT (Periphyton Index of Trophic status) beregnet for 11 stasjoner i Hedmark, der verdiene angir økologisk tilstand. Blå = svært god, grønn = god og gul = moderat tilstand. Den svarte horisontale linjen markerer grensen mellom god og moderat tilstand.

##### *Forsuring*

AIP indeksen er ikke interkalibrert med andre nordiske land, og klassegrensene er derfor ikke bindende. Indeksen gir likevel et bilde av forsurenings situasjonen i et vassdrag.

Med utgangspunkt i forsuringsindeksen var alle stasjonene som ble undersøkt i 2012, med unntak av Folla, i god eller svært god tilstand, og oppnådde med det kravet gitt i Vannforskriften (Figur 13). De tre lokalitetene i Trysilvassdraget, Engeråa, Kvernbecken og Trysilelva, var alle i svært god tilstand. I Glommavassdraget var Kaldbekken, Kjemma, Søre Osa, Hasla og Løsetåa i svært god tilstand, mens Einunna og Domma var i god tilstand, og Folla var i moderat økologisk tilstand. Folla lå derimot tett opp til grensen til god tilstand, med nEQR = 0,58. Avgjørende for klassifiseringen var i dette tilfellet at det ble registrert store mengder av grønnalgen *Microspora palustris*, som trives godt i forsurede vassdrag. Folla er videre blant sideelvene til øvre del av Glåma hvor vannkvaliteten påvirkes av sure, metallholdige tilførsler fra tidligere gruvevirksomhet (se f.eks. Iversen 2012). Ettersom vannet er godt bufret, har det ikke blitt registrert lav pH i nedre del av Folla, men begroingsamfunnet var trolig likevel til en viss grad påvirket av den metallholdige, avrenningen.



**Figur 13.** Normalisert EQR for forsuringsindeksen AIP (Acidification Index for Periphyton) beregnet for 11 stasjoner i Hedmark, der verdiene angir økologisk tilstand. Blå = svært god, grønn = god og gul = moderat tilstand. Den svarte horisontale linjen markerer grensen mellom god og moderat tilstand.

#### 4.1.2 Konklusjoner begroingsalger

Trysilvassdraget var karakterisert av at alle undersøkte stasjoner (Engeråa, Kvernbecken og Trysilelva) var i god eller bedre tilstand både med hensyn på eutrofiering og forsurening (Tabell 10). De oppnådde altså miljøkravet gitt i Vannforskriften.

Den økologiske tilstanden på de undersøkte lokalitetene i Glåmavassdraget varierte i større grad. Med utgangspunkt i forsurening ble en lokalitet, Folla, antatt å være i moderat økologisk tilstand (vurderingen er usikker), mens resten var i god eller svært god tilstand. Dette tilsier at forsurening ikke er noe stort problem i de aktuelle vannforekomstene. Med hensyn på eutrofiering oppnådde kun halvparten miljømålet gitt i Vannforskriften; to lokaliteter var i god tilstand og to var i svært god økologisk tilstand. De fire resterende stasjonene var i moderat økologisk tilstand, noe som indikerte at de nevnte stasjonene var næringssaltbelastet. Dette gjaldt Kaldbekken i Tynset kommune, Kjemma i Stor-Elvdal kommune, Hasla i Åsnes kommune og Domma i Grue kommune.

**Tabell 10.** PIT og AIP indeksverdier, normalisert EQR, tilstandsklasser og Kalsium-klasser på 11 stasjoner i Hedmark. AIP klassegrensene er ikke interkalibrert og dermed ikke bindende.

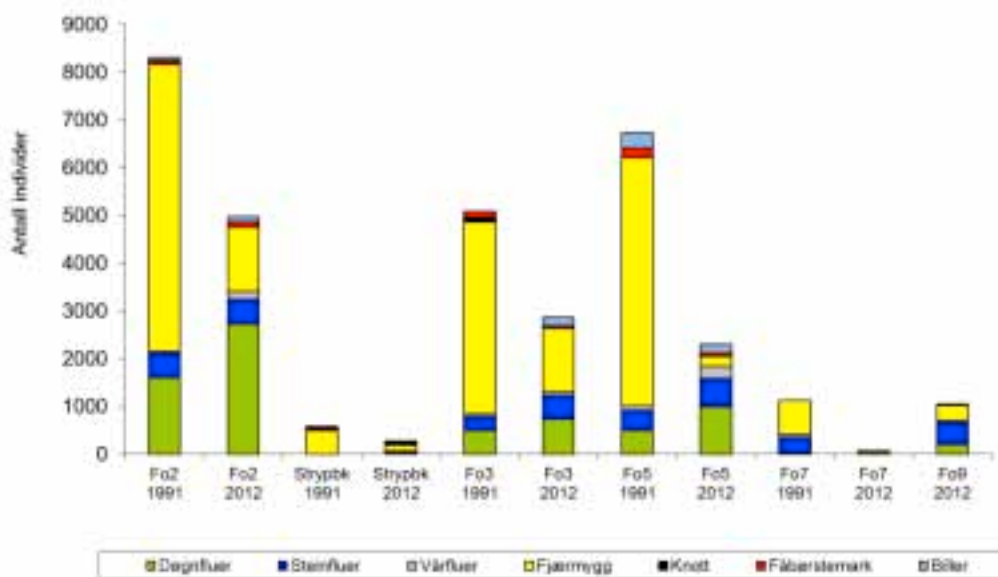
	Ca-klasse	Antall indikatorarter	PIT	nEQR, PIT	Tilstand, eutrofiering	Antall indikatorarter	AIP	nEQR, AIP	Tilstand, forsuring
Kaldbekken	3	6	18,09	0,572	Moderat	5	7,18	0,974	Svært god
Folla	3	12	7,40	0,880	Svært god	9	6,91	0,580	(Moderat)
Einunna	3	12	7,11	0,892	Svært god	8	7,01	0,753	God
Kjemma	3	8	18,35	0,569	Moderat	5	7,13	0,911	Svært god
Søre Osa	2	14	10,44	0,770	God	10	6,95	1,006	Svært god
Hasla	3	6	29,29	0,423	Moderat	3	7,11	0,895	Svært god
Domma	2	7	16,74	0,590	Moderat	3	6,67	0,690	God
Løsetåa	2	11	14,84	0,635	God	4	7,06	1,131	Svært god
Engeråa	3	13	14,45	0,647	God	8	7,12	0,903	Svært god
Kvernbekken	2	9	9,41	0,802	Svært god	7	7,02	1,086	Svært god
Trysilelva	2	23	9,60	0,796	God	16	7,01	1,075	Svært god

## 4.2 Bunndyr i Folla-vassdraget

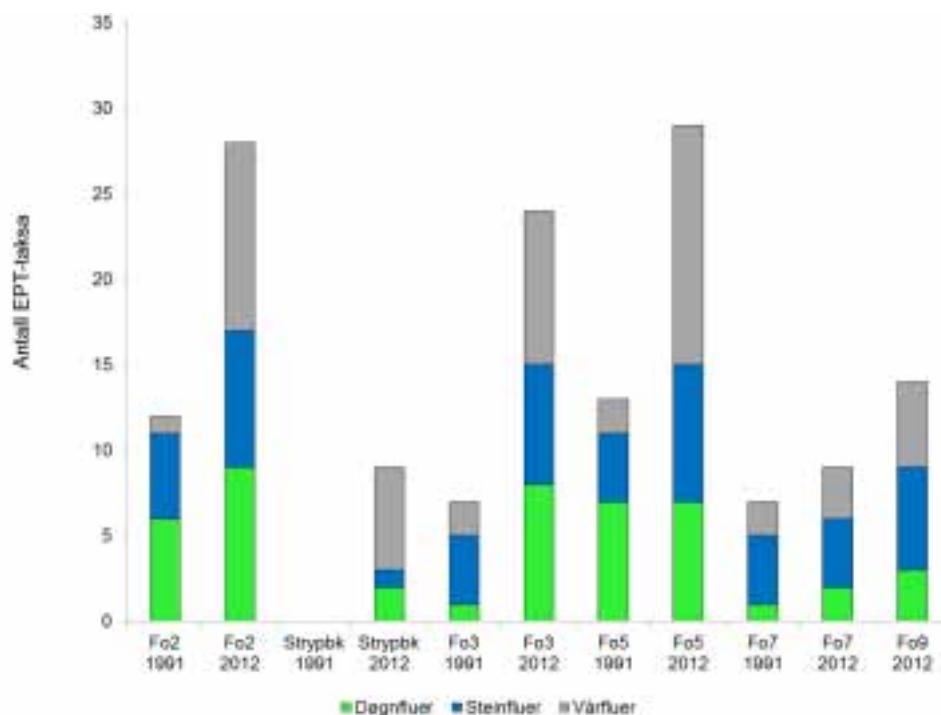
Referanselokaliteten i Folla, Fo2 øverst i vassdraget, hadde i 2012 som ved tidligere undersøkelser en mer variert bunndyrfauna enn stasjon Fo3 som ligger nedstrøms Strypbekken (Figur 14). Samtidig viser resultatene at det har vært en bedring både i Strypbekken og ved Fo3 når resultatene sammenlignes med 1991. Stasjonen Fo5 like oppstrøms avrenningen fra det gamle gruveområdet ved Follidal tettsted har et samfunn av bunndyr som ligner på mange måter det vi registrerte ved Fo 2, mens bunndyrfaunaen var sterkt forringet på stasjon Fo 7 syv km lengre nede i vassdraget. Endringene vi ser på Fo3 og Fo7 tilskrives påvirkning fra tidligere gruveaktivitet.

Det var særlig to stasjoner i materialet som i betydelig grad indikerte påvirkning både i 1991 og i 2012, nemlig Strypbekken som kommer fra Hjerkinndammen (tidligere avgangsdammen for Tverrfjellet gruve) og Fo7. Størst påvirkning på de biologiske forholdene i Folla har gruveavrenningen ved Fo7 (Follshaugmoen) som ligger nedstrøms de gamle gruveområdene ved Follidal tettsted. Tilstanden i Strypbekken var i 1991 sterkt påvirket av avløpet fra Hjerkinndammen; det ble da ikke registrert noen døgnfluer, steinfluer eller vårfluer (EPT taksa) på denne stasjonen, mens i 2012 var EPT-verdien 9 (Figur 15). Dette er likevel et lavt EPT-antall, og stasjonen må også i 2012 anses som betydelig påvirket.

Avrenning fra de gamle gruveområdene nedstrøms Follidal tettsted er betydelige og gir store og omfattende forurensingsskader i vassdraget. Dette er et bilde som ikke har endret seg vesentlig så lenge NIVA har gjennomført undersøkelser i vassdraget. Materialet fra 2012 ga indikasjoner på at tilstanden på Fo7 kan ha forverret seg noe siden 1991. Antall EPT-taksa var nokså likt mellom årene, men sammensetningen av grupper viser at EPT var representert med svært lave antall i materialet fra 2012. Den lave mengden av dyr på denne stasjonen, tyder på at belastningen på Fo7 var meget høy, og at funn her mere var individer som hadde driftet nedover til stasjonen fra mer upåvirkede områder oppstrøms. Mengden EPT-taksa og sammensetning av arter på stasjon Fo9 ved Dølplassen tyder på at stasjonen var noe påvirket, men at tilstanden her var betydelig bedre enn ved Fo7.



**Figur 14.** Oversikt over sammensetning av dominerende grupper i bunndyrsamfunnet på utvalgte stasjoner i Folla-vassdraget, oktober 1991 og 2012.

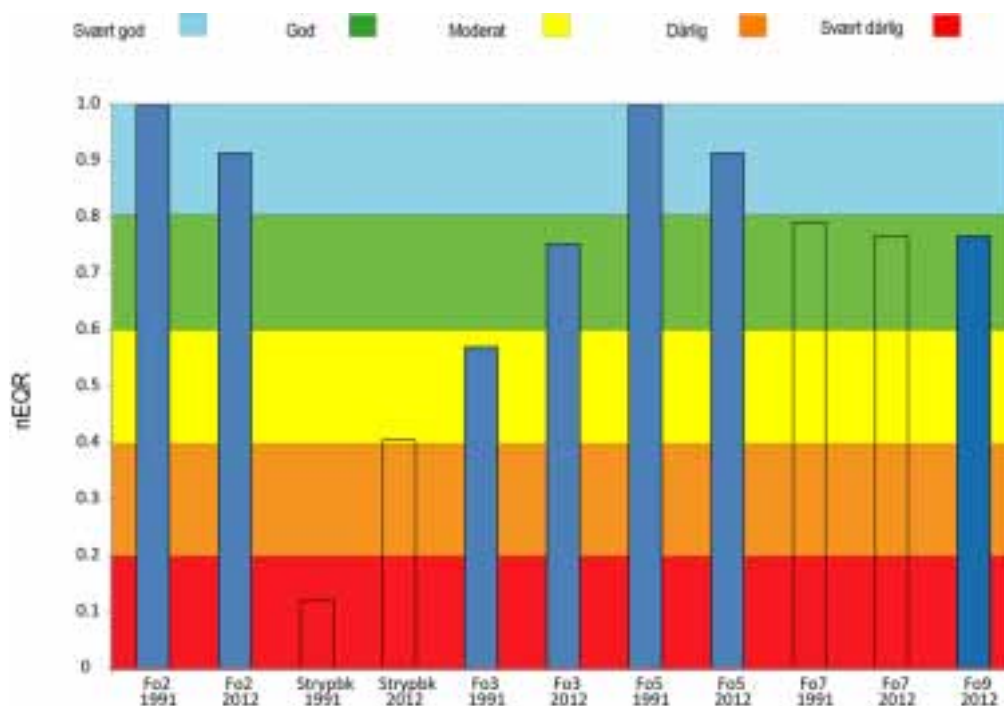


**Figur 15.** Antall EPT-taksa på utvalgte stasjoner i Folla-vassdraget, oktober 1991 og 2012.

En sikker vurdering av økologisk tilstand, med hensyn på organisk belastning, kunne bare gis for Fo2, Fo3, Fo5 og Fo9. Resultatene indikerte god eller svært god miljøtilstand for denne påvirkningstypen på samtlige av disse lokalitetene i 2012 (Figur 16, Tabell 11). For stasjon Fo3 var det en bedring fra



moderat til god tilstand sammenlignet med i 1991, mens for Fo2 og Fo5 var det ingen endring i tilstandsklasse.



**Figur 16.** Normalisert EQR av ASPT-indeks (nEQR) på utvalgte stasjoner i Folla-vassdraget, oktober 1991 og 2012. Åpne søyler angir at indeksverdien er usikker grunnet tilleggspåvirkninger på bunndyrsamfunnet.

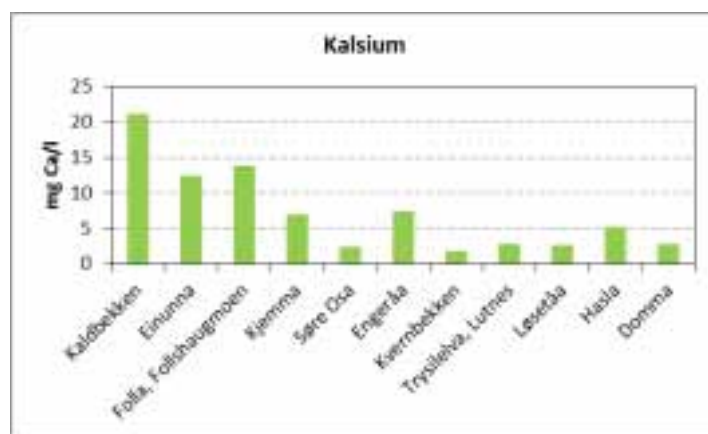
**Tabell 11.** Oversikt over antall EPT-taksa og ASPT-verdier på utvalgte stasjoner i Folla-vassdraget, oktober 1991 og 2012. EQR (Ecological Quality Ratio) og normalisert EQR er også gitt.

lokalitet	Folla		Strypbekken		Folla						
	1991	2012	1991	2012	1991	2012	1991	2012	1991	2012	2012
Indekser/ stasjon	Fo2	Fo2	Strypbk	Strypbk	Fo3	Fo3	Fo5	Fo5	Fo7	Fo7	Fo9
EPT	12	28	0	9	7	24	13	29	7	9	14
Døgnfluer	6	9	0	2	1	8	7	7	1	2	3
Steinfluer	5	8	0	1	4	7	4	8	4	4	6
Vårfluer	1	11	0	6	2	9	2	14	2	3	5
ASPT	7.36	6.86	2.67	5.22	5.89	6.61	7.00	6.86	6.77	6.67	6.67
EQR ASPT	1.07	0.99	0.39	0.76	0.85	0.96	1.03	0.99	0.98	0.97	0.97
Normalisert EQR	1.00	0.91	0.12	0.41	0.57	0.75	1.00	0.91	0.79	0.77	0.77

### 4.3 Vannkjemi

Primærdata fra de vannkjemiske målingene er gitt i Vedlegg, Tabell 23. Resultatene for en del sentrale parametre er vist i Figur 17-20.

Ut fra analyseresultatene fra august 2012 kan Søre Osa, Kvernbekken, Trysilelva (ved Lutnes), Løsetåa og Domma betegnes som kalkfattige elver, dvs. de hadde lavere konsentrasjoner av kalsium enn 4 mg/l. Einunna, Folla, Kjemma, Engeråa og Hasla hadde Ca-konsentrasjoner i området 4-20 mg/l og kan betegnes som moderat kalkrike. Høyest Ca-konsentrasjon hadde Kaldbekken med 21,2 mg/l. Bekken kan dermed betegnes som kalkrik.



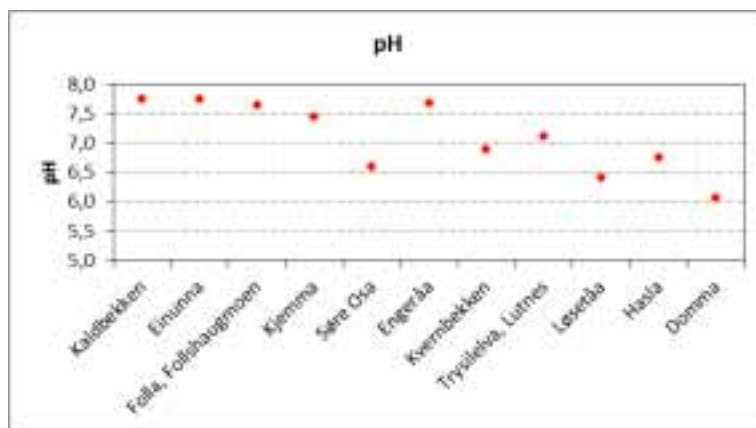
**Figur 17.** Konsentrasjoner av kalsium i elver i Hedmark i august 2012.

Lavest fargeverdi og lavest konsentrasjon av TOC hadde Folla ved Follshaugmoen (Fo7) med henholdsvis 14,3 mg Pt/l og 2,4 mg C/l. I tillegg til Folla hadde også Kaldbekken og Einunna fargeverdier lavere enn 30 mg Pt/l og kan således betegnes som klare i henhold til typologien for elver. Kvernbekken hadde en fargeverdi på 30,2 mg Pt/l og var så vidt over grensa mot humøse bekker og elver (30 mg Pt/l). De øvrige bekkene og elvene hadde fargeverdier i intervallet fra 58,4 mg Pt/l (Trysilelva) til 199 mg Pt/l (Domma) og kan betegnes som humøse eller meget humøse. Det siste gjelder spesielt Søre Osa, Løsetåa, Hasla og Domma, som alle hadde fargeverdier på over 100 mg Pt/l og TOC på over 10 mg C/l.



**Figur 18.** Fargeverdier for elver i Hedmark i august 2012.

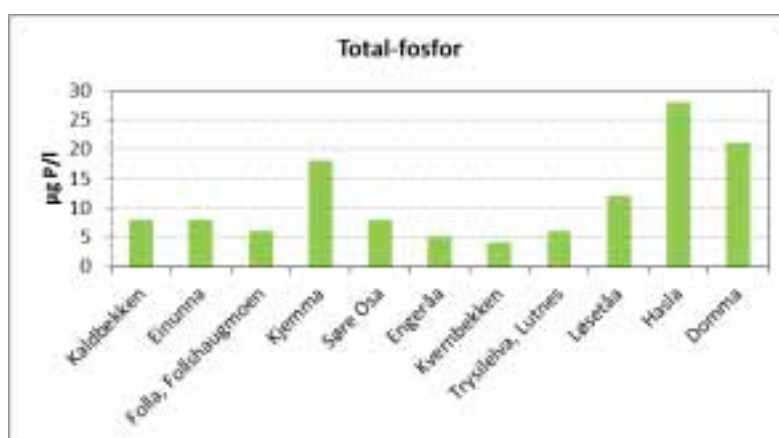
pH varierte i området fra 6,07 til 7,68 i de undersøkte bekkene og elvene. Lavest pH og surest vannkvalitet hadde Domma (pH 6,07), Løsetåa (pH 6,40) og Søre Osa (pH 6,59). Dette er alle kalkfattige og meget humøse vassdrag der pH i stor grad bestemmes av organiske syrer. pH-verdiene tilsvarer svært god tilstand i forhold til forsuring for disse tre lokalitetene.



**Figur 19.** pH i elver i Hedmark i august 2012.

Konsentrasjonene av total-fosfor (tot-P) var lave med verdier under 10  $\mu\text{g/l}$  i Kaldbekken, Einunna, Folla ved Follshaugmoen, Søre Osa, Engeråa, Kvernbeekken og Trysilelva (Figur 20). I Kjemma, Løsetåa, Hasla og Domma varierte konsentrasjonene av tot-P i området 12-28  $\mu\text{g/l}$  med de laveste og høyeste konsentrasjonene henholdsvis i Løsetåa og Hasla.

Konsentrasjonen av tot-P kan variere betydelig i løpet av året i mange elver som følge av naturlige variasjoner i vær- og avrenningsforholdene. Stikkprøver, slik som her, gir et øyeblikksbilde av vannkvalitet, men behøver ikke være representativt for miljøtilstanden på lokaliteten. Ved klassifisering av økologisk tilstand bør hovedvekten legges på de biologiske kvalitetselementene, og klassifisering ut fra en støtteparameter som tot-P bør gjøres med utgangspunkt i årsmiddelverdier. Verdiene for tot-P fra august 2012 tilsvarer god tilstand i Hasla og Domma og svært god tilstand på de andre elvelokalitetene.



**Figur 20.** Total-fosfor i elver i Hedmark i august 2012.

#### 4.4 Metaller i elver

Konsentrasjoner av tungmetaller i vannprøver fra elvene innsamlet i perioden 27.-29. august 2012 er gitt i Tabell 12. Forurensningsgrad (basert på ufiltrerte prøver) er vist ved fargekoder i henhold til SFT-veileder 97:04 (Andersen mfl. 1997). Konsentrasjonene av kadmium, krom, kobber, nikkel, bly og sink var i hovedsak lave, tilsvarende tilstandsklasse I-II, dvs. ubetydelig til moderat forurenset.

På stasjon Fo7 i Folla var konsentrasjonene av kobber, sink og kadmium markert forhøyet. For kobber ble det målt en konsentrasjon på 68 µg/l. Dette tilsvarer tilstandsklasse V, dvs. meget sterkt forurenset. For sink og kadmium lå verdiene innenfor intervallene for henholdsvis tilstandsklasse IV og III, dvs. sterkt og markert forurenset. Høye nivåer av tungmetallene kobber og sink har blitt målt i Folla i mange 10-år (se f.eks. Iversen 2012). Årsaken til de forhøyde konsentrasjonene er forurensning fra tidligere gruvevirksomhet langs vassdraget. Klassifisering av tilstanden ut fra analyser av filtrerte prøver ville heve tilstanden til klasse III for sink (markert forurenset), men ikke endret tilstandsklassen for kobber og kadmium.

**Tabell 12.** Konsentrasjoner av tungmetaller i bekker og elver i Hedmark i august 2012.

Lokalitet	Kadmium µg Cd/l	Krom µg Cr/l	Kobber µg Cu/l	Nikkel µg Ni/l	Bly µg Pb/l	Sink µg Zn/l
Kaldbekken	0,01	0,3	0,11	0,64	0,12	1,2
Einunna	<0,005	0,2	0,60	1,2	<0,005	0,2
Folla, Fo7	0,19	0,6	68,0	1,3	0,05	60,4
Kjemma	0,01	0,2	0,39	0,39	0,18	1,7
Søre Osa	0,01	0,1	<0,01	0,27	0,15	2,1
Engeråa	<0,005	<0,1	<0,01	0,10	0,04	0,4
Kvernbekken	0,01	<0,1	<0,01	0,20	0,12	2,2
Trysilelva v/Lutnes	<0,005	<0,1	<0,01	0,20	0,08	0,9
Løsetåa	0,02	0,2	<0,01	0,51	0,38	4,0
Hasla	0,03	0,6	0,11	1,4	0,48	4,2
Domma	0,03	0,5	<0,01	0,87	0,58	4,5

Tilstandsklasser (forurensningsgrad, jf. SFT-veileder 97:04):

I	II	III	IV	V
Ubetydelig	Moderat	Markert	Sterkt	Meget sterkt

I Folla ved Fo7 oversteg konsentrasjonen av kadmium (0,19 µg/l) årsmiddelverdien for EQS på 0,08 µg/l, men konsentrasjonen var lavere enn EQS-maksverdien på 0,45 µg/l (jf. Klassifiseringsveileder 01:2009). Det samme gjaldt om en benyttet verdien fra analysen av filtrert prøve på samme stasjon (0,18 µg Cd/l). Konsentrasjonene av nikkel og bly i Folla var betydelig lavere enn fastsatte EQS-verdier.

Konsentrasjonene av arsen varierte fra 0,06 µg/l i Engeråa til 0,33 µg/l i Domma. Til sammenligning kan nevnes at i en nasjonal undersøkelse av innsjøer i 2004-2006 ble As-konsentrasjonen i innsjøer på Østlandet funnet å variere i intervallet 0,034-0,464 µg/l (Skjelkvåle mfl. 2008).

Konsentrasjonen av kobolt varierte stort sett i intervallet fra 0,02 µg/l (Einunna og Engeråa) til 0,80 µg/l i Domma. Folla ved stasjon Fo7 lå noe høyere med 1,34 µg/l. I den nasjonale innsjøundersøkelsen fra 2004-2006 ble det i innsjøer på Østlandet målt kobolt-konsentrasjoner i området 0,004-1,21 µg/l.

## 4.5 Økologisk tilstand elver - oppsummering

En samlet vurdering av økologisk tilstand på de undersøkte elvelokalitetene er gitt i Tabell 13. På lokalitetene Fo2, Fo3, Fo5 og Fo9 i Folla samt Einunna, Søre Osa, Løsetåa, Engeråa, Kvernbecken og Trysilelva ved Lutnes ble økologisk tilstand vurdert som god eller svært god. Det vil si at disse lokalitetene oppnådde miljømålet i Vannforskriften. I Kaldbekken, Strypbekken, Kjemma, Hasla og Domma ble økologisk tilstand vurdert som moderat, og i Folla ved stasjon Fo7 (Follshaugmoen) ble tilstanden vurdert som dårlig. Disse lokalitetene oppnådde derfor ikke miljømålet i Vannforskriften. Vurderingen mht. organisk belastning i Strypbekken og på stasjon Fo7 er usikker pga. få indikatorarter i bunndyrsamfunnet. I Folla-vassdraget var det flere stasjoner hvor bunndyrsamfunnet var tydelig skadet pga. metallholdig avrenning fra tidligere gruvedrift. Dette gjaldt spesielt Strypbekken (utløp fra Hjerkinndammen) og stasjon Fo7 (Follshaugmoen) nedstrøms gruveområdene ved Follidal tettsted. Det var sannsynligvis disse utslippene som også resulterte i et negativt utslag på forsuringsindeksen (AIP) for begroing.

Det er trolig en del utslipp/tilførsler av næringsstoffer til Folla oppstrøms Fo7, men noe av fosforet vil felles ut på vegen ned til Fo7, knyttet til utfelling av jernfraksjonene i gruveavrenningen. Dette kunne ses bl.a. på de markerte oker-avsetningene i denne delen av vassdraget. Videre kan nevnes at de høye konsentrasjonene av tungmetaller (spesielt kobber) (se kpt. 4.4) muligens kan ha influert på artssammensetningen av bl.a. begroingsorganismer. Det er derfor en viss usikkerhet om hvor vidt dette kvalitetselementet har gitt et riktig bilde av forholdene mht. overgjødsling, i likhet med for bunndyr.

Trysilelva ved Lutnes oppnådde god tilstand også i 2011 (Løvik mfl. 2012), men moderat tilstand med hensyn til organisk belastning/eutrofi i 2009 og 2010 ut fra bunndyrsamfunnets sammensetning (Løvik mfl. 2010, Dønnum og Ellingsbø 2011). Bunndyrsamfunnets sammensetning ble ikke undersøkt på denne lokaliteten i 2012. Tilstanden i Engeråa ble i 2006 vurdert som svært god ut fra bunndyrsamfunnet og svært god til god ut fra begroing (Løvik mfl. 2007).

**Tabell 13.** Samlet vurdering av økologisk tilstand i elver i Hedmark undersøkt i 2012.

Vassdrag	Stasjon	Begroing		Bunndyr	Tilstandsklasse	Økologisk tilstand samlet vurdering <sup>1</sup>
		Eutrofi	Forsuring	Organisk belastning	metaller	
Kaldbekken		Moderat	Svært god		II	Moderat
Folla	Fo2			Svært god		Svært god
Strypbekken				(Moderat)		(Moderat)
Folla	Fo3			God		God
Folla	Fo5			Svært god		Svært god
Folla	Fo7	Svært god (?)	(Moderat)	(God)	V	(Dårlig)
Folla	Fo9			God		God
Einunna		Svært god	God		II	God
Kjemma		Moderat	Svært god		II	Moderat
Søre Osa		God	Svært god		I	God
Hasla		Moderat	Svært god		II	Moderat
Domma		Moderat	God		II	Moderat
Løsetåa		God	Svært god		II	God
Engeråa		God	Svært god		I	God
Kvernbecken		Svært god	Svært god		I	Svært god
Trysilelva	Lutnes	God	Svært god		I	God

1) Vi mangler gode indikatorsystemer mht. påvirkning på biota fra miljøgifter/metaller

## 5. Litteratur

- Andersen, J.R., Bratli, J.L., Fjeld, E., Faafeng, B., Grande, M., Hem, L., Holtan, H., Krogh, T., Lund, V., Rosland, D., Rosseland, B.O. og Aanes, K.J. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Statens forurensningstilsyn, SFT. Veiledning 97:04. TA 1468/1997. 31 s.
- Brettum, P. og Andersen, T. 2005. The use of phytoplankton as indicators of water quality. NIVA-rapport 4818-2004. 33 s. + 164 faktaark.
- De Schampelaere, K.A.C. & Janssen, C.R. 2004. Effects of dissolved organic carbon concentration and source, pH, and water hardness on chronic toxicity of copper to *Daphnia magna*. *Environ Toxicol Chem* 23: 1115-1122.
- Direktoratgruppen for gjennomføring av vanddirektivet 2009. Veileder 01:2009. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften. <http://www.vannportalen.no/>. 181 s.
- Dønnum, B.O. og Ellingsbø, K.P. 2011. Vannovervåking i Hedmark 2010 – 4 utvalgte lokaliteter. SWECO-Rapport nr. 1.
- EN, European Committee for Standardization, 2009. Water quality - Guidance standard for the surveying, sampling and laboratory analysis of phyto-benthos in shallow running water. EN 15708:2009.
- Faafeng, B., Brettum, P. og Hessen, D. 1990. Landsomfattende undersøkelse av trofistanden i 355 innsjøer i Norge. SFT, Statlig program for forurensningsovervåking, rapport 389/90. NIVA-rapport 2355. 57 s.
- Halvorsen, G., Schartau, A.K. og Hobæk, A. 2002. Planktoniske og litorale krepsdyr. I: Aagaard, K., Bækken, T. og Jonsson, B. (red.). Biologisk mangfold i ferskvann. Regional vurdering av sjeldne dyr og planter. NINA Temahefte 21. NIVA Inr. 4590-2002: 26-31.
- Hellsten, S., Tierney, D., Mjelde, M., Ecke, F., Willby, N., Phillips G. 2011. Milestone 6 Report – Lake GIGs. Macrophytes. Directorate General JRC. Joint Research Centre. Institute of Environment and Sustainability.
- Iversen, E.R., Aanes, K.J. og Bækken, T. 1992. Folldal Verk A/S. Kontrollundersøkelser 1991. NIVA-rapport 2756. 33 s.
- Iversen, E.R. 2012. Avrenning fra Folldal Verk, Folldal kommune. Undersøkelser i 2011-2012. NIVA-rapport 6427-2012. 30 s.
- Johnsen, S.I., Kraabøl, M., Sandlund, O.T., Rognerud, S., Linløkken, A., Wærvågen, S.B. og Dokk, J.G. 2011. Fiskesamfunnet i Savalen, Alvdal og Tynset kommuner – Betydningen av reguleringsinngrep, beskatning og avbøtende tiltak. NINA-rapport 720. 47 s. + vedlegg.
- Kjellberg, G. 2002. Tiltaksorientert overvåking av vann og vassdrag i Nord-Odal kommune. Årsrapport for 2001. NIVA-rapport 4528-2002.
- Kjellberg, G. og Løvik, J.E. 1997. Tiltaksorientert overvåking av øvre del av Glåma i 1995. NIVA-rapport 3452-1996. 78 s.
- Kolada, A., Hellsten, S., Søndergaard, M., Mjelde, M., Dudley, B., van Geest, G., Goldsmith, B., Davidson, T., Bennion, H., Nöges, P., Bertrin, V. 2011. Report on the most suitable lake macrophytes based assessment methods for impacts of eutrophication and water level fluctuations. Water bodies in Europe: Integrative Systems to assess Ecological status and Recovery (WISER): Deliverable D3.2.3. ([www.wiser.eu](http://www.wiser.eu))
- Langangen, A. 2007. Kransalger og deres forekomst i Norge. Saeculum forlag. Oslo.
- Lid, J. & Lid, D.T. 2005. Norsk flora. Det Norske Samlaget. 6. utg. ved Reidar Elven.

- Lyche-Solheim, A., Phillips, G., Free, G., Drakare, S., Järvinen, M., Skjelbred, B., 2011. WFD Intercalibration phase 2. Lake Northern GIG Phytoplankton, Milestone 6 report. EU Commission, JRC. December 2011. <https://circabc.europa.eu/w/browse/c48010c0-863b-49e6-8f1a-22da029cd93b>
- Lydersen, E. och Löfgren, S. 2000. Vad händer när kalkade sjöar återförsuras? En kunnskapsöversikt och riskanalys. Naturvårdsverket. Rapport 5074. 76 s.
- Løvik, J.E., Bækken, T., Fjeld, E. og Johansen, S.W. 2007. Femund/Trysilvassdraget. Overvåking av vannkvalitet, biologiske forhold og miljøgifter i 2006. NIVA-rapport 5345-2007. 59 s.
- Løvik, J.E., Bækken, T. Rustadbakken, A., Romstad, R. og Brettum, P. 2010. Overvåking av vassdrag i Hedmark i 2009. NIVA-rapport 5993-2010. 41 s.
- Løvik, J.E., Eriksen, T.E., Kile, M.R., Schneider, S. og Skjelbred, B. 2012. Overvåking av vassdrag i Hedmark i 2011. NIVA-rapport 6354-2012. 57 s.
- Mjelde, M., Hellsten, S. & F. Ecke. 2012. A water level drawdown index for aquatic macrophytes in Nordic lakes. *Hydrobiologia* DOI 10.1007/s10750-012-1323-6
- Often, A. 1991. Botanisk beskrivelse av Strandsjøen i Åsnes kommune og en vurdering av konsekvensene av vannstandsreguleringer på vannplantefloraen. Fylkesmannen i Hedmark, Miljøvernveddelingen rapport nr. 51, 8s + vedlegg.
- Qvenild, T. 2010. Fiske i Hedmark. Tun Forlag. 400 s.
- Schartau, A.K.L., Hobæk, A., Faafeng, B., Halvorsen, G., Løvik, J.E., Nøst, T., Lyche Solheim, A. & Walseng, B. 1997. Diversitet av dyreplankton og litorale krepsdyr – naturlige gradienter og effekter av forurensninger, fysiske inngrep og introduksjoner. NINA temahefte 14, NIVA-rapport lnr. 3768-97. 58 s.
- Schartau, A.K. mfl. 2012. Overvåking av langtransporterte forurensninger 2011. Sammendragsrapport. Klif. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport, TA-2933/2012. 96 s.
- Schneider, S. & Lindstrøm, E.-A., 2009: Bioindication in Norwegian rivers using non-diatomaceous benthic algae: The acidification index periphyton (AIP). *Ecological Indicators* 9: 1206-1211.
- Schneider, S. & Lindstrøm, E.-A. (2011): The periphyton index of trophic status PIT: A new eutrophication metric based on non-diatomaceous benthic algae in Nordic rivers. *Hydrobiologia* 665(1): 143-155.
- 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.
- Skjelkvåle, BL., Rognerud, S., Fjeld, E., Christensen, G. og Røyset, O. 2008. Nasjonal innsjøundersøkelse 2004-2006, Del I: Vannkjemi. Status for forurensning, næringsstoffer og metaller. Statlig program for forurensningsovervåking, SFT. Rapport TA 2361-2008. 121 s.

## **6. Vedlegg**



**Tabell 14.** Oversikt over kjemiske metoder benyttet ved LabNett og NIVA.

	Enhet	Metode
<b>LabNett</b>		
Fargetall (etter filtrering)	mg Pt/l	Intern metode, basert på EPA 110.2
Total organisk karbon	mg C/l	NS-EN 1484
Total fosfor	µg P/l	NS-EN ISO 6878, AA
Total nitrogen	µg N/l	NS 4743, autoanalysator
Turbiditet	FNU	Intern metode, basert på EPA 110.2
Kalsium	mg Ca/l	ICP-MS
pH		Intern metode, basert på EPA 150.1
Alkalitet	mmol/l	Intern metode, basert på EPA 310.1
<b>NIVA</b>		
Klorofyll- <i>a</i>	H 1-1	Spektrofotometrisk bestemmelse av klorofyll i metanolekstrakt
pH		A 1-4. Potensiometri
Farge	mg Pt/l	A 5. Spektrofotometrisk bestemmelse av fargetall
Tot-P	µg P/l	D 2-1. Autoanalysator, etter oppslutning med peroksodisulfat
Total organisk karbon	mg C/l	G 4-2. Peroksodisulfat/UV-metoden
Kalsium	mg Ca/l	C 4-3. Ionekromatografi
As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn,	µg/l	E 8-3. ICP-MS
Ni, Pb og Zn	µg/l	E 8-3. ICP-MS

**Tabell 15.** Vannvegetasjon i Hedmark-innsjøer undersøkt i 2012. *Lokaliteter:* SAV=Savalen, LOM=Lomnessjøen, RÅS=Råsen og STR=Strandsjøen. Mengde av arter vurderes vha. en semikvantitativ skala, hvor 1=sjelden (<5 individer av arten), 2=spredt, 3=vanlig, 4=lokalt dominerende, 5=dominerer lokaliteten.

Latinsk navn	Norsk navn	SAV	LOM	RÅS	STR
<b>Isoetider</b>					
<i>Elatine hydropiper</i>	Korsevjeblom		2		
<i>Eleocharis acicularis</i>	Nålesivaks	1	2		
<i>Isoetes lacustris</i>	Stivt brasmegras	1	3	2	
<i>Ranunculus reptans</i>	Evjesoleie	3	3		
<i>Subularia aquatica</i>	Sylblad	3	3		
<b>Elodeider</b>					
<i>Batrachium floribundum</i>	Storvassoleie	2	4		
<i>Batrachium trichophyllum</i>	Småvassoleie		2		
<i>Callitriche hamulata</i>	Klovasshår		3		2
<i>Callitriche palustris</i>	Småvasshår		1		1
<i>Hippuris vulgaris</i>	Hesterumpe		2	1	2
<i>Juncus bulbosus</i>	Krypsiv			3	
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	Tusenblad	2	5	3	
<i>Potamogeton alpinus</i>	Rusttjønnaks	1			
<i>Potamogeton gramineus</i>	Grastjønnaks	3	2	2	
<i>Potamogeton obtusifolius</i>	Buttjønnaks				5
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	Hjertetjønnaks	3	4		
<i>Utricularia vulgaris</i>	Storblærerot				3
<b>Nymphaeider</b>					
<i>Nuphar lutea</i>	Gul nøkkerose			4	5
<i>Nymphaea alba coll</i>	Hvit nøkkerose			1	3
<i>Persicaria amphibia</i>	Vass-slirekne				2
<i>Potamogeton natans</i>	Vanlig tjønnaks			3	3
<i>Sparganium angustifolium</i>	Flotgras	2	3	3	2
<i>Sparganium emersum</i>	Stautpiggknopp				2
<b>Lemnider</b>					
<i>Lemna minor</i>	Andemat				3
<b>KRANSALGER</b>					
<i>Chara virgata</i>	Skjørkrans	3			
<i>Nitella opaca</i>	Mattglattkrans	1	4		
<b>Totalt antall arter</b>		<b>12</b>	<b>15</b>	<b>9</b>	<b>12</b>

**Tabell 16.** Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Savalen i 2012. Verdier gitt i  $\text{mm}^3/\text{m}^3$  (=mg/m<sup>3</sup> våtvekt).

	År	2012	2012	2012	2012
	Måned	6	7	8	9
	Dag	19	25	15	25
	Dyp	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m
<b>Chlorophyceae (Grønnalger)</b>					
Cosmarium phaseolus		.	.	.	1.1
Elakatothrix		.	1.0	.	0.3
Gloeotila sp.		.	0.8	.	.
Tetraedron minimum v.tetralobulatum		1.6	0.6	0.5	0.2
Sum - Grønnalger		1.6	2.4	0.5	1.5
<b>Chrysophyceae (Gullalger)</b>					
Chrysolykos planctonicus		.	0.2	0.2	.
Craspedomonader		.	.	0.1	0.4
Cyster av chrysophyceer		.	.	0.6	0.2
Dinobryon bavaricum		0.1	.	.	.
Dinobryon borgei		.	0.2	.	0.1
Dinobryon cylindricum var.alpinum		0.7	.	.	.
Dinobryon sociale v.americanum		0.1	0.5	1.3	.
Kephyrion cf.cupuliforme		.	0.5	0.4	.
Kephyrion sp.		.	.	0.6	.
Løse celler Dinobryon spp.		.	.	0.5	.
Mallomonas spp.		.	.	6.0	1.1
Ochromonas sp. (d=3.5-4)		2.5	4.1	4.8	2.5
Ochromonas spp.		15.0	0.9	1.5	1.8
Pseudokephyrion alaskanum		.	.	0.2	.
Små chrysomonader (<7)		33.1	10.3	12.4	5.6
Store chrysomonader (>7)		27.6	8.6	12.9	3.4
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)		.	.	.	0.2
Sum - Gullalger		79.1	25.2	41.4	15.3
<b>Bacillariophyceae (Kiselalger)</b>					
Achnanthes spp.		0.4	.	0.0	.
Asterionella formosa		0.2	.	.	.
Aulacoseira alpigena		1.5	.	4.8	.
Aulacoseira italica		1.2	.	.	.
Diatoma tenuis		0.1	.	.	.
Fragilaria sp. (l=30-40)		0.7	0.3	.	.
Fragilaria sp. (l=40-70)		0.2	.	.	.
Ulnaria ulna		1.6	.	.	.
Tabellaria fenestrata		0.0	.	.	.
Sum - Kiselalger		6.0	0.3	4.8	0.0
<b>Cryptophyceae (Svelgflagellater)</b>					
Cryptomonas sp. (l=15-18)		0.2	0.1	2.9	.
Cryptomonas sp. (l=20-24)		2.2	0.5	0.7	0.2
Katablepharis ovalis		3.6	1.4	2.9	0.5

Plagioselmis	7.6	5.2	1.9	2.0
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	.	.	0.1	.
Sum - Svelgflagellater	13.5	7.2	8.5	2.7

**Dinophyceae (Fureflagellater)**

Cyster av dinophyceer	.	0.2	.	.
Gymnodinium cf.lacustre	1.3	0.6	0.9	1.3
Gymnodinium helveticum	.	4.0	4.0	4.0
Peridinium sp. (l=15-17)	.	.	.	0.3
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	.	0.4	1.5	.
Ubest.dinoflagellat	3.7	.	.	.
Sum - Fureflagellater	5.0	5.2	6.4	5.6

**Haptophyceae (Svepeflagellater)**

Chrysochromulina parva	0.2	0.8	1.2	0.6
Sum - Svepeflagellater	0.2	0.8	1.2	0.6

**My-alger**

My-alger	30.2	40.5	18.2	19.6
Sum - My-alge	30.2	40.5	18.2	19.6

Sum total : 135.6 81.6 81.0 45.3

**Tabell 17.** Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Lomnessjøen. Verdier er gitt i  $mm^3/m^3$  (=mg/m<sup>3</sup> våtvekt).

År	2012	2012	2012	2012
Måned	6	7	8	9
Dag	19	25	14	25
Dyp	0-8m	0-8m	0-8m	0-8m

**Cyanophyceae (Cyanobakterier)**

Aphanocapsa delicatissima	0.0	.	.	.
Jaaginema sp.	.	0.0	0.0	0.1
Pseudanabaena limnetica	.	.	.	0.1
Sum - Cyanobakterier	0.0	0.0	0.0	0.2

**Chlorophyceae (Grønnalger)**

Chlamydomonas sp.	.	1.2	.	.
Chlamydomonas sp. (l=14)	0.9	.	.	.
Chlamydomonas sp. (l=8)	.	0.4	3.7	.
Closterium diana	.	.	.	1.2
Coelastrum microporum	0.4	.	.	.
Elakathrix genevensis	.	0.1	0.6	0.0
Eudorina elegans	0.6	.	.	.
Monoraphidium contortum	.	.	0.1	.

Monoraphidium dybowskii	.	2.4	1.7	2.1
Monoraphidium griffithii	.	0.1	.	0.0
Oocystis lacustris	.	.	.	1.2
Oocystis submarina	.	.	0.9	.
Paramastix conifera	0.3	.	.	.
Scenedesmus quadricauda	.	.	0.4	.
Scourfieldia complanata	0.6	.	0.4	1.0
Tetraedron minimum	.	1.8	.	.
Tetrastrum staurogeniforme	.	.	.	0.6
Ubest. kuleformet gr.alge (d=10)	.	.	.	0.4
Ubest. kuleformet gr.alge (d=5)	.	2.9	3.5	1.1
Sum - Grønnalger	2.8	9.1	11.2	7.6

### Chrysophyceae (Gullalger)

Aulomonas purdyi	0.1	0.1	0.1	0.5
Bitrichia longispina	.	.	.	0.6
Chromulina sp.	2.8	18.0	20.2	6.6
Chromulina sp. (8 * 3)	0.2	0.3	0.5	.
Chrysococcus spp.	.	0.9	2.8	1.8
Chrysolykos planctonicus	.	.	0.2	.
Chrysolykos skujae	.	0.2	0.2	.
Craspedomonader	1.6	2.7	1.6	5.3
Dinobryon bavaricum	0.1	0.0	0.0	.
Dinobryon borgei	.	0.1	0.3	.
Dinobryon crenulatum	.	0.3	0.6	0.4
Dinobryon divergens	.	0.2	0.4	0.2
Dinobryon sociale v.americanum	.	0.0	0.3	0.6
Dinobryon suecicum v.longispinum	0.2	0.2	0.4	0.0
Dinobryon tubcaforme	1.3	.	.	0.7
Kephyrion sp.	0.4	0.4	1.0	.
Mallomonas akrokomos	0.8	0.8	2.0	0.2
Mallomonas caudata	.	.	1.7	.
Mallomonas spp.	2.3	.	5.4	1.8
Ochromonas sp. (l=7-8 b=6-7)	4.4	1.9	5.0	7.7
Ochromonas spp.	6.7	.	.	.
Pseudokephyrion alaskanum	.	.	0.7	.
Pseudopedinella sp.	.	.	3.1	.
Små chrysomonader (<7)	20.2	31.9	36.7	14.9
Spiniferomonas sp.	0.5	1.4	1.9	.
Stelexomonas dichotoma	.	.	.	1.1
Store chrysomonader (>7)	4.0	29.2	14.6	15.9
Synura sp.	1.0	.	.	.
Uroglena americana	.	2.4	.	.
Sum - Gullalger	46.5	91.1	99.9	58.4

### Bacillariophyceae (Kiselalger)

Achnantes minutissima	.	.	.	0.1
Asterionella formosa	.	.	0.1	1.9
Aulacoseira alpigena	2.6	.	0.9	0.7
Aulacoseira distans	0.3	0.4	.	0.2
Aulacoseira italica	.	.	.	1.4
Aulacoseira subarctica	1.0	.	.	.

Ceratoneis arcus	0.3	0.1	0.1	0.2
Cyclotella sp.5 (d=10-12 h=5-7)	.	.	0.3	2.0
Cymbella sp.	.	0.9	.	.
Ellerbeckia arenaria	.	.	.	1.3
Fragilaria sp. (l=30-40)	.	.	0.4	.
Fragilaria sp. (l=40-70)	2.5	1.2	0.8	0.7
Ulnaria ulna	1.6	0.8	1.6	0.8
Meridion circulare	0.1	.	.	.
Nitzschia sp. (l=40-50)	0.1	.	.	.
Rhizosolenia longiseta	.	0.2	0.2	0.0
Tabellaria flocculosa	0.4	0.2	0.1	.
Sum - Kiselalger	8.8	3.8	4.5	9.2

**Cryptophyceae (Svelgflagellater)**

Cryptaulax vulgaris	.	.	.	0.2
Cryptomonas sp. (l=12-15)	0.8	3.3	2.5	0.8
Cryptomonas sp. (l=15-18)	.	2.0	2.0	.
Cryptomonas sp. (l=20-22)	2.5	2.5	9.8	2.9
Cryptomonas sp. (l=24-30)	2.0	6.1	8.2	1.6
Cryptomonas sp. (l=30-35)	0.3	.	1.6	0.8
Cryptomonas sp. (l=40)	1.2	1.2	.	.
Katablepharis ovalis	0.7	5.1	4.0	1.1
Plagioselmis lacustris	.	6.5	4.1	5.7
Plagioselmis nannoplantica	12.3	20.8	44.1	23.9
Telonema (Chryso2)	1.8	4.4	0.7	0.4
Sum - Svelgflagellater	21.7	52.1	77.1	37.5

**Dinophyceae (Fureflagellater)**

Gymnodinium helveticum	.	.	5.5	.
Gymnodinium sp (l=12)	2.0	.	.	4.1
Gymnodinium sp. (9*7)	.	.	3.8	.
Gymnodinium sp. (l=14-16)	.	6.4	2.1	.
Gymnodinium sp. (l=30)	.	1.3	0.6	.
Gymnodinium sp. (l=40)	.	.	1.2	.
Peridinium umbonatum	.	0.3	0.2	0.2
Sum - Fureflagellater	2.0	8.0	13.4	4.3

**Haptophyceae (Svepeflagellater)**

Chrysochromulina parva	0.8	0.5	0.8	.
Sum - Svepeflagellater	0.8	0.5	0.8	0.0

**Ubestemte taxa**

Ubest.fargel flagellat	2.2	1.4	4.3	6.5
Sum - Ubestemte tax	2.2	1.4	4.3	6.5

**My-alger**

My-alger	5.4	8.4	9.3	11.8
Sum - My-alge	5.4	8.4	9.3	11.8

---

Sum total : 90.3 174.4 220.4 135.4

**Tabell 18.** Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Råsen i 2012. Verdier er gitt i  $\text{mm}^3/\text{m}^3$  (=mg/m<sup>3</sup> våtvekt).

	År	2012	2012	2012	2012
	Måned	6	7	8	9
	Dag	15	26	16	29
	Dyp	0-5m	0-5m	0-5m	0-5m
<b>Cyanophyceae (Cyanobakterier)</b>					
Anabaena sp.		.	1.3	.	.
Merismopedia elegans		.	.	0.0	.
Merismopedia tenuissima		.	.	0.2	.
Sum - Cyanobakterier		0.0	1.3	0.2	0.0
<b>Chlorophyceae (Grønnalger)</b>					
Ankistrodesmus fusiforme		.	0.0	.	.
Botryococcus braunii		0.4	0.3	.	.
Chlamydomonas sp. (l=14)		3.7	5.5	.	.
Chlamydomonas sp. (l=4)		1.1	0.3	0.3	.
Chlamydomonas sp. (l=5-6)		.	0.9	.	0.2
Chlamydomonas sp. (l=8)		3.3	3.3	0.4	.
Chlorogonium elongatum		.	.	.	0.2
Elakatothrix genevensis		.	.	0.1	.
Gyromitus cordiformis		3.2	1.1	3.0	0.9
Monoraphidium dybowskii		.	3.5	1.4	0.7
Monoraphidium griffithii		0.2	0.6	0.5	0.8
Oocystis submarina		.	0.2	1.1	0.4
Paramastix conifera		.	.	.	0.7
Pediastrum privum		.	.	0.5	0.1
Scenedesmus abundans		.	.	.	0.0
Scenedesmus eornis		.	.	0.2	.
Scourfieldia complanata		3.3	1.6	1.8	0.3
Tetraedron minimum		.	.	0.2	.
Ubest. kuleformet gr.alge		0.2	.	.	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=3)		0.4	.	0.1	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=5)		2.1	1.6	1.1	1.6
Sum - Grønnalger		17.8	19.0	10.8	5.8
<b>Chrysophyceae (Gullalger)</b>					
Aulomonas purdyi		0.3	0.5	.	0.2
Bitrichia chodatii		0.6	0.2	0.2	.
Chromulina sp.		86.8	42.3	4.8	3.6
Chromulina sp. (8 * 3)		.	1.3	0.7	0.3
Chrysococcus cordiformis		.	1.6	0.8	0.3
Chrysococcus spp.		18.4	7.4	3.7	.
Chrysolykos planktonicus		1.1	.	.	.
Craspedomonader		1.6	5.3	2.9	5.5
Dinobryon bavaricum		18.1	6.2	11.4	1.0
Dinobryon borgei		0.6	0.8	0.3	0.1
Dinobryon crenulatum		3.1	0.6	0.4	.
Dinobryon divergens		0.3	.	0.1	.

Dinobryon suecicum v.longispinum	1.8	4.0	1.3	0.1
Kephyrion litorale	4.9	0.4	0.5	.
Mallomonas akrokomos	2.0	2.0	0.2	.
Mallomonas allorgei	0.4	0.4	1.8	0.4
Mallomonas caudata	1.3	18.9	.	0.3
Mallomonas crassisquama	1.5	9.0	1.2	.
Mallomonas punctifera	1.9	.	1.6	.
Mallomonas spp.	21.5	10.7	6.1	1.8
Mallomonas tonsurata	.	.	0.4	.
Ochromonas sp. (l=7-8 b=6-7)	.	.	.	0.7
Ochromonas spp.	6.3	.	0.9	.
Pseudopedinella sp.	22.5	11.8	3.9	0.7
Små chrysomonader (<7)	116.4	114.2	40.1	8.1
Spiniferomonas sp.	16.9	0.9	1.9	0.3
Stichogloea doederleinii	.	0.1	.	.
Store chrysomonader (>7)	61.1	29.2	12.0	5.3
Sum - Gullalger	389.4	268.1	97.0	28.8

#### Bacillariophyceae (Kiselalger)

Achnantes minutissima	.	.	.	0.1
Asterionella formosa	0.2	0.2	0.4	0.6
Aulacoseira alpigena	.	1.7	1.0	1.0
Aulacoseira italica	0.3	.	.	.
Cyclotella sp.5 (d=10-12 h=5-7)	.	1.0	.	.
Eunotia zasuminensis	.	0.5	0.2	1.2
Fragilaria sp. (l=40-70)	2.5	0.8	0.3	1.6
Nitzschia sp. (l=40-50)	.	.	.	0.0
Rhizosolenia longiseta	0.9	7.4	5.4	3.2
Tabellaria flocculosa	2.6	0.4	0.5	1.2
Tabellaria flocculosa v.asterionelloides	2.4	0.6	.	.
Sum - Kiselalger	9.0	12.7	7.9	9.0

#### Cryptophyceae (Svelgflagellater)

Cryptomonas sp. (l=12-15)	13.1	8.2	5.7	.
Cryptomonas sp. (l=15-18)	16.4	.	.	.
Cryptomonas sp. (l=20-22)	31.9	27.0	3.9	5.9
Cryptomonas sp. (l=24-30)	12.3	16.4	3.3	1.6
Cryptomonas sp. (l=30-35)	0.5	5.5	0.3	.
Cryptomonas sp. (l=40)	0.4	.	.	.
Goniomonas truncata	.	.	0.6	.
Katablepharis ovalis	11.8	5.2	2.6	2.5
Plagioselmis lacustris	3.3	.	.	.
Plagioselmis nannoplanctica	15.9	14.7	4.9	0.8
Telonema (Chryso2)	.	6.6	2.6	0.5
Sum - Svelgflagellater	105.5	83.5	23.8	11.3

#### Dinophyceae (Fureflagellater)

Gymnodinium sp. (9*7)	9.4	1.9	.	0.6
Gymnodinium sp. (l=14-16)	6.4	6.4	4.3	0.9
Gymnodinium sp. (l=30)	1.9	1.9	.	.
Peridinium sp. (d=16-18)	.	0.2	.	.
Peridinium umbonatum	24.3	6.9	1.4	.



	Sum - Fureflagellater	42.1	17.4	5.7	1.5
<b>Euglenophyceae (Øyealger)</b>					
	Euglena sp. (l=70)	.	.	0.4	.
	Sum - Øyealger	0.0	0.0	0.4	0.0
<b>Haptophyceae (Svepeflagellater)</b>					
	Chrysochromulina parva	1.3	0.3	.	.
	Sum - Svepeflagellater	1.3	0.3	0.0	0.0
<b>Ubestemte taxa</b>					
	Ubest.fargel flagellat	7.8	5.7	5.3	3.7
	Sum - Ubestemte tax	7.8	5.7	5.3	3.7
<b>My-alger</b>					
	My-alger	27.8	17.0	8.2	4.7
	Sum - My-alge	27.8	17.0	8.2	4.7
	<b>Sum total :</b>	<b>600.7</b>	<b>425.0</b>	<b>159.3</b>	<b>64.8</b>

**Tabell 19.** Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Strandsjøen i 2012. Verdier er gitt i  $\text{mm}^3/\text{m}^3$  ( $=\text{mg}/\text{m}^3$  våtvekt).

	År	2012	2012	2012	2012
	Måned	6	7	8	9
	Dag	15	26	16	26
	Dyp	0-1 m	0-1 m	0-1 m	0-1 m

**Cyanophyceae (Cyanobakterier)**

Achroonema sp.	8.7	5.8	.	.
Anabaena planctonica	.	2.0	.	.
Aphanizomenon sp.	384.8	3334.8	.	.
Sum - Cyanobakterier	393.5	3342.6	0.0	0.0

**Chlorophyceae (Grønnalger)**

Chlamydomonas sp. (l=12)	.	.	.	6.4
Closterium acutum v.variabile	.	.	9.5	23.9
Closterium limneticum	8.0	.	8.0	159.0
Cosmarium abbreviatum	.	.	42.4	.
Cosmarium phaseolus	.	9.5	76.3	.
Cosmarium sp. (l=8 b=8)	.	.	27.6	.
Crucigenia quadrata	.	1.6	.	.
Crucigenia tetrapedia	.	.	.	0.7
Crucigeniella pulchra	1.9	.	15.7	.
Dictyosphaerium subsolitarium	1.6	.	.	.
Elakatothrix	.	1.0	.	.
Kirchneriella spp.	0.9	.	.	.
Koliella longiseta	1.6	2.4	.	.

Monoraphidium contortum	6.8	22.5	9.0	.
Monoraphidium minutum	.	0.9	2.7	3.2
Mougeotia sp.	6.0	.	.	.
Pteromonas sp.	.	.	0.8	.
Scenedesmus armatus	8.5	4.2	.	.
Scenedesmus dimorphus	.	.	.	12.7
Scenedesmus eornis	.	.	19.1	4.8
Scenedesmus opoliensis	.	.	6.9	.
Scenedesmus sp. (Sc.bicellularis ?)	27.0	4.6	30.2	3.2
Spermatozopsis exsultans	.	.	.	1.6
Staurastrum paradoxum v.parvum	0.9	.	.	.
Tetraedron caudatum	11.9	.	.	.
Tetraedron minimum	.	.	5.3	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=9)	4.0	4.0	.	32.2
Ubest.ellipsoidisk gr.alge	1.8	.	.	.
Sum - Grønnaalger	80.9	50.8	253.4	247.5

**Chrysophyceae (Gullalger)**

Craspedomonader	0.3	.	.	1.3
Dinobryon bavaricum	.	3.2	.	.
Dinobryon divergens	37.1	.	.	.
Dinobryon sertularia	2.1	.	.	.
Dinobryon sociale	8.8	.	.	.
Mallomonas caudata	14.6	.	68.9	.
Mallomonas spp.	8.5	.	.	.
Mallomonas tonsurata	.	6.4	82.7	.
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	.	.	.	3.1
Små chrysomonader (<7)	22.7	20.7	9.6	25.5
Store chrysomonader (>7)	56.8	31.0	31.0	17.2
Synura sp. (l=9-11 b=8-9)	2.1	31.0	46.6	520.7
Sum - Gullalger	153.1	92.2	238.9	567.9

**Bacillariophyceae (Kiselalger)**

Asterionella formosa	23.3	566.8	4856.4	204.1
Aulacoseira granulata v.angustissima	.	.	9.5	512.0
Aulacoseira sp.	332.3	75.8	33.5	1329.2
Fragilaria sp. (l=30-40)	26.7	.	.	.
Fragilaria sp. (l=40-70)	394.3	12.7	131.4	.
Ulnaria acus	0.9	23.9	127.2	.
Ulnaria ulna	4.8	.	.	.
Sum - Kiselalger	782.4	679.2	5158.1	2045.3

**Cryptophyceae (Svelgflagellater)**

Chroomonas sp.	.	.	.	31.8
Cryptomonas curvata	.	36.9	190.8	1240.2
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	28.6	9.5	84.8	53.0
Cryptomonas sp. (l=15-18)	5.8	25.4	44.5	38.2
Cryptomonas sp. (l=20-24)	38.2	254.4	216.2	508.8
Cryptomonas sp. (l=24-30)	.	116.6	87.5	116.6
Goniomonas truncata	.	.	1.6	.
Katablepharis ovalis	.	12.4	8.6	3.8
Plagioselmis	2.5	67.6	53.4	42.0

Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	16.7	9.5	4.8	14.3
Sum - Svelgflagellater	91.8	532.4	692.2	2048.7

**Dinophyceae (Fureflagellater)**

Gymnodinium cf.lacustre	.	2.1	4.8	.
Peridiniopsis edax	.	159.0	98.6	7.4
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	1.8	132.5	53.0	.
Sum - Fureflagellater	1.8	293.6	156.4	7.4

**Euglenophyceae (Øyealger)**

Euglena acus	0.9	.	.	.
Phacus curvicauda	79.5	.	.	.
Trachelomonas hispida	3.3	39.2	.	.
Trachelomonas volvocinopsis	.	402.3	52.5	87.5
Sum - Øyealger	83.7	441.5	52.5	87.5

**Raphidophyceae (Nåleflagellater)**

Gonyostomum semen	.	8.4	74.2	.
Sum - Nåleflagellater	0.0	8.4	74.2	0.0

**Xanthophyceae (Gulgrønnaalger)**

Centritractus belenophorus	.	1.6	1.6	.
Goniochloris fallax	.	8.5	.	.
Goniochloris mutica	.	5.3	10.6	.
Sum - Gulgrønnaalger	0.0	15.4	12.2	0.0

**Haptophyceae (Svepeflagellater)**

Chrysochromulina parva	.	.	3.7	.
Sum - Svepeflagellater	0.0	0.0	3.7	0.0

**My-alger**

My-alger	62.3	95.8	65.1	70.6
Sum - My-alge	62.3	95.8	65.1	70.6

---

**Sum total : 1649.5 5551.9 6706.6 5074.9**

**Tabell 20.** Dyreplankton i innsjøer i Hedmark i 2012, basert på håvtrekk.  
1 = få individer, 2 = vanlig, 3 = rikelig/dominerende.

	Savalen 0-20 m 15.08.2012	Lomnessjøen 0-16 m 14.08.2012	Lomnessjøen 0-16 m 25.09.2012	Råsen 0-10 m 16.08.2012	Strandsjøen 0-2 m 16.08.2012
<b>Hjuldyr (Rotifera):</b>					
Keratella hiemalis	2	1			
Keratella cochlearis	2	2	1	1	2
Kellicottia longispina	1	1		1	
Kellicottia bostoniensis					2
Synchaeta spp.		2	3	1	1
Asplanchna priodonta	1				1
Polyarthra spp.	2	2	2	2	3
Pompholyx sulcata			1		
Filinia longiseta					2
Gastropus sp.		1			
Conochilus spp.	3	2		2	
Collotheca spp.	1			1	
Rotifera ubestemt		1			
Trichocerca sp.			1		
Euchlanis dilatata			1		
<b>Krepsdyr (Crustacea):</b>					
<b>Hoppekreps (Copepoda):</b>					
Hetercope appendiculata		2		1	
Hetercope saliens	1				
Acanthodiaptomus denticornis	3	1			
Arctodiaptomus laticeps	2				
Eudiaptomus gracilis				2	
Diatomidae cop. ubest.		1			
Diatomidae naup. ubest.	3	1	1	3	
Cyclops scutifer	3	2			
Mesocyclops leuckarti	2	1		1	1
Thermocyclops oithonoides				1	2
Cyclopoida cop. ubest.	1	2	1	2	3
Cyclopoida naup. ubest.	3	2	1-2	3	2
<b>Vannlopper (Cladocera):</b>					
Leptodora kindtii		1		1	1
Diaphanosoma brachyurum		1		1	1
Holopedium gibberum	1				
Limnosedea frontosa				1	
Daphnia galeata	2			1	
Daphnia cristata				3	2-3
Ceriodaphnia cf. quadrangula		1	1	1	2
Bosmina longispina	2	3	3	1	
Bosmina longirostris		1	1-2		2-3
Bosmina coregoni				1	
Bythotrephes longimanus	1				
Chydoridae ubest.		1			
Sida crystallina		1			
Eurycercus lamellatus			1		
Acropeus harpae			1		

**Tabell 21.** Vanntemperaturer i Savalen, Lomnessjøen, Råsen og Strandsjøen i 2012.**Savalen**

Dyp, m	19.06.2012	25.07.2012	15.08.2012	25.09.2012
0,5	8,1	13,1	14,5	8,6
2	8,0	12,8	14,4	8,6
5	7,8	12,5	14,2	8,6
8	7,8	11,5	13,3	8,6
10	7,6	10,6	12,8	8,6
15	7,5	8,9	10,1	8,6
20	6,8	8,0	8,6	7,7
25	6,5	6,5	6,5	7,2
30	5,9	6,0	5,8	6,6

**Lomnessjøen**

Dyp, m	19.06.2012	25.07.2012	14.08.2012	25.09.2012
0,5	9,6	13,2	14,5	7,5
2	9,5	12,6	14,0	7,5
4	9,4	12,5	13,8	7,5
6	9,3	12,3	13,7	6,9
8	9,1	12,1	13,2	6,8
10	8,7	12,0	12,5	6,6
12	8,6	11,8	12,3	6,6
15	8,3	11,7	12,2	6,6
20	7,7	10,5	11,8	6,5
23	7,4			

**Råsen**

Dyp, m	15.06.2012	26.07.2012	16.08.2012	26.09.2012
0,5	16,0	17,5	19,4	10,7
2,5	15,7	17,0	17,5	10,8
5	14,3	16,1	15,5	10,8
6	14,0	15,2	15,1	10,8
7	14,0	14,4	14,6	10,6
8	11,6	13,7	14,2	10,6
9			13,9	10,5
10	11,0	12,2	13,7	10,5

**Strandsjøen**

Dyp, m	15.06.2012	26.07.2012	16.08.2012	26.09.2012
0,2	17,4	18,8	20,5	8,7
0,6	17,4	18,3	20,0	8,7
1,0	17,3	18,3	19,4	8,7
2,0	15,7	16,2	16,9	8,7

**Tabell 22.** Analyseresultater for generell vannkjemi og næringsstoffer samt observert siktedyp og visuell farge i innsjøer i Hedmark i 2012.

Lokalitet	Dyp m	Dato	Kalsium mg Ca/l	Farge mg Pt/l	TOC mg C/l	pH	Alkalitet mmol/l	Turbiditet FNU	Tot-P µg P/l	Tot-N µg N/l	Klorofyll-a µg/l	Siktedyp m	Visuell farge
Savalen	0-10	19.06.2012	7,88	13	2,5	7,6	0,435	0,36	5,6	134	2,0	7,5	Grønn
Savalen	0-10	25.07.2012	7,35	11	2,3	7,6	0,379	0,38	3,6	106	1,1	10,2	Grønn
Savalen	0-10	15.08.2012	8,01	11	2,3	7,6	0,414	0,80	3,4	127	1,3	8,0	Grønn
Savalen	0-10	25.09.2012	8,01	10	2,2	7,6	0,443	0,49	3,0	274	0,95	11,5	Grønn
Savalen	0-10	Middel	7,81	11	2,3	7,6	0,418	0,51	3,9	160	1,3	9,30	
Lomnessjøen	0-8	19.06.2012	4,21	23	2,8	7,3	0,255	1,1	6,1	384	0,64	4,9	Brunlig gul, litt grums
Lomnessjøen	0-8	25.07.2012	5,24	24	3,0	7,3	0,310	1,1	7,3	204	1,4	5,1	Gullig brun, litt grums
Lomnessjøen	0-8	14.08.2012	5,55	34	3,8	7,3	0,301	1,9	9,0	231	1,7	3,7	Brunlig gul
Lomnessjøen	0-8	25.09.2012	7,11	19	2,7	7,4	0,396	1,1	5,9	278	1,1	5,2	Brunlig gul
Lomnessjøen	0-8	Middel	5,53	25	3,1	7,3	0,316	1,3	7,1	274	1,2	4,73	
Råsen	0-5	15.06.2012	1,92	83	8,8	6,4	0,073	1,2	9,9	346	4,8	2,3	Brun
Råsen	0-5	26.07.2012	2,04	120	13,7	6,2	0,051	0,90	12	376	3,4	2,6	Brun
Råsen	0-5	16.08.2012	2,23	149	14,3	6,0	0,050	1,4	14	500	2,3	2,0	Brun
Råsen	0-5	26.09.2012	2,36	143	14,3	6,3	0,078	1,5	15	499	1,1	2,1	Brun
Råsen	0-5	Middel	2,14	124	12,8	6,2	0,063	1,3	13	430	2,9	2,25	
Strandsjøen	0-1	15.06.2012	9,90	67	9,0	7,4	0,413	5,7	38	645	17	1,2	
Strandsjøen	0-1	26.07.2012	9,37	134	13,6	7,3	0,413	9,4	88	811	49	1,1	Brun, grumset
Strandsjøen	0-1	16.08.2012	9,93	138	13,1	7,5	0,459	5,0	69	945	44	0,95	Brun
Strandsjøen	0-1	26.09.2012	9,81	133	11,6	7,1	0,409	4,7	66	1130	37	1,1	Brun, grumset
Strandsjøen	0-1	Middel	9,75	118	11,8	7,3	0,424	6,2	65	883	37	1,09	

**Tabell 22 b.** Analyseresultater for metaller og arsen i Savalen og Lomnessjøen i 2012.

	Dato	As µg/l	Cd µg/l	Co µg/l	Cr µg/l	Cu µg/l	Fe µg/l	Mn µg/l	Ni µg/l	Pb µg/l	Zn µg/l
Savalen	19.06.2012	0,07	0,006	0,02	0,2	0,749	57	5,1	1,2	0,05	0,24
Savalen	25.07.2012	0,07	<0,005	0,02	0,2	0,710	33	3,46	0,92	0,01	0,21
Savalen	15.08.2012	0,1	<0,005	0,02	0,1	0,822	33	5,6	0,93	0,01	0,81
Savalen	25.09.2012	<0,05	<0,005	0,02	0,2	0,557	30	2,81	0,89	<0,005	0,1
Savalen	Middel	0,07	0,003	0,02	0,18	0,710	38	4,24	0,99	0,02	0,34
Savalen	19.06.2012	0,08	<0,005	0,008	0,1	0,51	20	0,09	1,0	0,01	0,24
Savalen	14.08.2012	0,08	<0,005	0,007	0,1	0,531	<10	0,05	0,91	<0,005	0,28
Savalen	25.09.2012	<0,05	<0,005	0,008	0,1	0,487	<10	0,2	0,88	<0,005	0,1
Savalen	Middel	0,06	0,003	0,008	0,10	0,509	10	0,11	0,93	0,005	0,21
Lomnessjøen	19.06.2012	0,09	0,02	0,099	0,2	3,05	130	22,6	0,61	0,056	5,20
Lomnessjøen	25.07.2012	0,09	0,02	0,069	0,1	4,43	160	20,1	0,64	0,045	5,73
Lomnessjøen	14.08.2012	0,1	0,01	0,093	0,2	3,82	190	23,8	0,63	0,054	5,18
Lomnessjøen	25.09.2012	0,06	0,01	0,065	0,1	3,65	170	14,6	0,60	0,039	6,67
Lomnessjøen	Middel	0,09	0,02	0,082	0,15	3,74	163	20,3	0,62	0,049	5,70
Lomnessjøen	19.06.2012	0,08	0,01	0,009	0,2	2,35	42	3,15	0,54	0,022	4,61
Lomnessjøen	14.08.2012	0,09	0,01	0,01	0,1	2,80	53	0,61	0,52	0,01	3,55
Lomnessjøen	25.09.2012	0,06	0,009	0,08	<0,1	2,52	40	0,2	0,53	0,009	4,32
Lomnessjøen	Middel	0,08	0,010	0,03	0,10	2,56	45	1,32	0,53	0,014	4,16

**Tabell 23.** Analyseresultater for vannkjemi i elver i Hedmark i 2012.

Lokalitet	Kommune	Dato	pH	Kalsium mg Ca/l	Farge mg Pt/l	TOC mg C/l	Tot-P µg P/l
Kaldbekken	Tynset	27.08.2012	7,74	21,2	26,7	4,5	8
Einunna	Alvdal	27.08.2012	7,74	12,5	27,1	4,9	8
Folla, Fo7	Folldal	27.08.2012	7,63	13,9	14,3	2,4	6
Kjemma	Stor-Elvdal	27.08.2012	7,43	6,98	75,5	8,1	18
Søre Osa	Åmot	28.08.2012	6,59	2,35	106	11,2	8
Engeråa	Engerdal	28.08.2012	7,68	7,35	41,0	4,4	5
Kvernbecken	Trysil	28.08.2012	6,88	1,82	30,2	2,7	4
Trysilelva, Lutnes	Trysil	28.08.2012	7,11	2,8	58,4	5,8	6
Løsetåa	Nord-Odal	28.08.2012	6,40	2,65	134	15,0	12
Hasla	Åsnes	29.08.2012	6,75	5,26	137	16,4	28
Domma	Grue	29.08.2012	6,07	2,85	199	18,8	21



**Tabell 24.** Analyseresultater for konsentrasjoner av metaller og arsen i elver i Hedmark i 2012.

Lokalitet	Kommune	Dato	Arten	µg As/l	Kadmium	µg Cd/l	Kobolt	µg Co/l	Krom	µg Cr/l	Kobber	µg Cu/l	Jern	µg Fe/l	Mangan	µg Mn/l	Nikkel	µg Ni/l	Bly	µg Pb/l	Sink	µg Zn/l
Kaldbekken	Tynset	27.08.2012	Ufiltrert	0,32	0,01	0,27	0,3	0,11	0,3	0,11	437	196	0,64	0,12	1,2							
Kaldbekken	Tynset	27.08.2012	Filtrert	0,20	<0,005	0,01	0,1	<0,01	0,1	0,1	34	0,4	0,26	<0,005	0,2							
Einunna	Alvdal	27.08.2012	Ufiltrert	0,08	<0,005	0,02	0,2	0,60	0,2	0,60	47	1,7	1,2	<0,005	0,2							
Einunna	Alvdal	27.08.2012	Filtrert	0,06	<0,005	0,02	0,2	0,46	0,2	0,46	40	1,5	1,1	<0,005	0,2							
Folla, Fo7	Follidal	27.08.2012	Ufiltrert	0,08	0,19	1,34	0,6	68,0	0,6	68,0	794	17,3	1,3	0,05	60,4							
Folla, Fo7	Follidal	27.08.2012	Filtrert	0,05	0,18	1,18	0,1	29,9	0,1	29,9	69	13,1	1,3	0,01	49,5							
Kjemma	Stor-Elvdal	27.08.2012	Ufiltrert	0,10	0,01	0,22	0,2	0,39	0,2	0,39	402	67,7	0,39	0,18	1,7							
Kjemma	Stor-Elvdal	27.08.2012	Filtrert	0,08	<0,005	0,01	0,2	<0,01	0,2	<0,01	87	2,4	0,22	0,01	1,1							
Søre Osa	Åmot	28.08.2012	Ufiltrert	0,20	0,01	0,08	0,1	<0,01	0,1	<0,01	369	33,2	0,27	0,15	2,1							
Søre Osa	Åmot	28.08.2012	Filtrert	0,20	0,01	0,07	0,2	0,95	0,2	0,95	304	32,4	0,41	0,13	2,8							
Engeråa	Engerdal	28.08.2012	Ufiltrert	0,06	<0,005	0,02	<0,1	<0,01	<0,1	<0,01	78	7,4	0,10	0,04	0,4							
Engeråa	Engerdal	28.08.2012	Filtrert	0,10	0,01	0,01	<0,1	0,90	<0,1	0,90	32	0,8	0,22	0,02	0,5							
Kvernbecken	Trysil	28.08.2012	Ufiltrert	0,07	0,01	0,05	<0,1	<0,01	<0,1	<0,01	120	9,2	0,20	0,12	2,2							
Kvernbecken	Trysil	28.08.2012	Filtrert	0,09	0,01	0,04	<0,1	0,87	<0,1	0,87	48	8,6	0,22	0,06	2,3							
Trysilelva v/Lutnes	Trysil	28.08.2012	Ufiltrert	0,07	<0,005	0,04	<0,1	<0,01	<0,1	<0,01	220	12,7	0,20	0,08	0,9							
Trysilelva v/Lutnes	Trysil	28.08.2012	Filtrert	0,10	<0,005	0,04	0,1	0,56	0,1	0,56	200	13,3	0,24	0,08	0,9							
Løsetåa	Nord-Odal	28.08.2012	Ufiltrert	0,28	0,02	0,40	0,2	<0,01	0,2	<0,01	786	50,5	0,51	0,38	4,0							
Løsetåa	Nord-Odal	28.08.2012	Filtrert	0,33	0,02	0,05	0,2	1,15	0,2	1,15	358	7,8	0,46	0,16	3,8							
Hasla	Åsnes	29.08.2012	Ufiltrert	0,28	0,03	0,65	0,6	0,11	0,6	0,11	1580	141	1,4	0,48	4,2							
Hasla	Åsnes	29.08.2012	Filtrert	0,27	0,02	0,56	0,4	0,11	0,4	0,11	781	132	1,5	0,24	4,1							
Domma	Grue	29.08.2012	Ufiltrert	0,33	0,03	0,80	0,5	<0,01	0,5	<0,01	1340	85,9	0,87	0,58	4,5							
Domma	Grue	29.08.2012	Filtrert	0,32	0,03	0,80	0,5	1,15	0,5	1,15	1240	87,8	0,85	0,52	4,6							

**Tabell 25.** Registrerte begroingsselementer fra 11 lokaliteter i Hedmark. Hyppigheten er angitt som prosent dekning. Organismer som vokser på/ blant disse er angitt ved: x=observert, xx=vanlig, xxx=hyppig.

	Kaldbekken	Folla	Einunna	Kjemma	Søre Osa	Hasla	Domma	Løsetåa	Engeråa	Kvernbecken	Trysilelva
<b>Cyanobakterier</b>											
Calothrix spp.			x				x				
Chamaesiphon confervicola		x			xxx			x	xxx	xxx	x
Chamaesiphon minutus									xxx		
Chamaesiphon rostafinskii		xxx									
Clastidium setigerum		xx									xx
Cyanophanon mirabile					xxx					xxx	xxx
Dichothrix orsiniana										xxx	<1
Geitlerinema spp.							<1				
Heteroleibleinia spp.									xxx		xxx
Homoeothrix batrachospermorum			xxx								
Homoeothrix janthina	x				xxx				xxx	xxx	<1
Leptolyngbya spp.	xxx	xxx			<1					xxx	xxx
Nostoc spp.									<1		x
Phormidium autumnale	1		5	1	<1	2	x		<1		1
Phormidium inundatum						1	5	<1			
Phormidium retzii						<1					
Phormidium spp.		<1									
Rivularia biasolettiana									<1		

	Kaldbekken	Folla	Einunna	Kjemma	Søre Osa	Hasla	Domma	Løsetåa	Engeråa	Kvernbekken	Trysilelva
<i>Stigonema mamillosum</i>					<1						1
<i>Tolypothrix distorta</i>		<1									
<i>Tolypothrix penicillata</i>					5						
<b>Grønvalger</b>											
<i>Bulbochaete</i> spp.			xx								<1
<i>Chaetophora elegans</i>	<1										1
<i>Cladophora</i> spp.								10			
<i>Closterium</i> spp.				x		x	x	xx	x		
<i>Cosmarium</i> spp.		x	x		x	x	x				x
<i>Draparnaldia glomerata</i>											<1
<i>Klebshormidium flaccidum</i>							<1				
<i>Microspora amoena</i>	5	xxx		5		x	2	<1	x	1	xxx
<i>Microspora palustris</i>		40									
<i>Microspora palustris</i> var minor							x				
<i>Mougeotia</i> a (6 -12u)			x		x						
<i>Mougeotia</i> c (21- ?)					x						
<i>Mougeotia</i> e (30-40u)					xxx						xx
<i>Oedogonium</i> a (5-11u)									x		
<i>Oedogonium</i> a/b (19-21µ)										x	
<i>Oedogonium</i> b (13-18u)			x								xx
<i>Oedogonium</i> c (23-28u)		<1			<1			x		x	xxx

	Kaldbekken	Folla	Einunna	Kjemma	Søre Osa	Hasla	Domma	Løsetåa	Engeråa	Kvernbekken	Trysilelva
Oedogonium e (35-43u)		xx									xxx
Rhizoclonium sp.									<1		
Spirogyra a (20-42u,1K,L)			1		<1						1
Spirogyra d (30-50u,2-3K,L)			xx								10
Spirogyra sp6 (70-75u,2K,L)									1		
Spirogyra spp.											<1
Staurastrum spp.		x						x			
Stigeochlonium spp.		<1	<1								
Uidentifiserte coccale grønnalger											xxx
Ulothrix tenerrima								<1			
Ulothrix zonata		xxx	55								x
Zygnema b (22-25u)			xx		<1	<1					
<b>Gullalger</b>											
Hydrurus foetidus										1	
<b>Kiselalger</b>											
Didymosphenia geminata			<1								xx
Tabellaria flocculosa (agg.)		xx	xxx		xx	x	x	xx		x	x
Uidentifiserte pennate	xxx	<1	xxx	xxx	xxx	xxx	xx			xxx	xxx
<b>Rødalger</b>											

	Kaldbekken	Folla	Einunna	Kjemma	Søre Osa	Hasla	Domma	Løsetåa	Engeråa	Kvernbecken	Trysilelva
Audouinella chalybaea	xxx				xx	xxx	<1	xxx	xxx		<1
Audouinella hermannii	<1			<1	xxx					1	
Audouinella pygmaea				xx							
Batrachospermum confusum				<1					<1		
Batrachospermum gelatinosum			1								
Lemanea borealis								<1			
Lemanea fluviatilis				10					5	10	
<b>Gulgrønnaelger</b>											
Vaucheria spp.				50		<1					
<b>Brunalger</b>											
Heribaudiella fluviatilis									5		
<b>Moser</b>											
Uidentifiserte bladmoser		1			50		70	10	40	20	
<b>Nedbrytere</b>											
Ophrydium versatile											1
Sopp, hyfer uidentifiserte					xxx						

**Tabell 26.** Taksaliste for bunndyr innsamlet ved seks stasjoner i Folla-vassdraget den 7.10.2012.

Gruppe	Gruppe	Taksa	Folla Fo2	Strypbekken Strypbk	Folla Fo3	Folla Fo5	Folla Fo7	Folla Fo9
Fåbørstemark	Oligochaeta	Oligochaeta	104	8	48	64	1	2
Vannmidd	Hydrachnidia	Hydrachnidia		2	8	20	8	2
Muslinger	Bivalvia	Sphaeriidae				1		
Biller	Coleoptera	Elmis aena ad				1		
Biller	Coleoptera	Elmis aena lv	104		184	176		
Biller	Coleoptera	Hydraena sp ad				1		8
Tovinger	Diptera	Diptera indet	1	10	12		1	2
Tovinger	Diptera	Ceratopogonidae	24	1	2	48	2	12
Tovinger	Diptera	Chironomidae	1336	120	1336	208	40	320
Tovinger	Diptera	Empididae	12	8				
Tovinger	Diptera	Muscidae indet	1					
Tovinger	Diptera	Psychodidae indet	96		24	80		
Tovinger	Diptera	Tipulidae indet			1			4
Tovinger	Diptera	Limoniidae/Pediciidae indet	48	2	4	8		16
Tovinger	Diptera	Simuliidae	12	64				
Døgnfluer	Ephemeroptera	Baetis sp	96	4	8	40		16
Døgnfluer	Ephemeroptera	Alainites muticus	36		16			
Døgnfluer	Ephemeroptera	Baetis rhodani	2288	14	592	736	1	192
Døgnfluer	Ephemeroptera	Heptageniidae indet			2			
Døgnfluer	Ephemeroptera	Heptagenia sp	16		10	40		
Døgnfluer	Ephemeroptera	Heptagenia dalecarlica	112		64	56	1	2
Døgnfluer	Ephemeroptera	Ephemerella sp	1			1		
Døgnfluer	Ephemeroptera	Ephemerella aurivillii	160		16	20		
Døgnfluer	Ephemeroptera	Ametropodidae gen. Sp.	2					
Døgnfluer	Ephemeroptera	Ameletus inopinatus	16		24	96		
Snegl	Gastropoda	Lymnaeidae indet	1					
Snegl	Gastropoda	Radix labiata			14			
Steinfluer	Plecoptera	Capnia sp	30		16	36	1	248
Steinfluer	Plecoptera	Leuctra fusca	1			2		
Steinfluer	Plecoptera	Leuctra sp	144	6	288	400	1	4
Steinfluer	Plecoptera	Amphinemura sp	232		128	16		88
Steinfluer	Plecoptera	Amphinemura borealis	48		24	64		
Steinfluer	Plecoptera	Diura nanseni	20		14	56	5	112
Steinfluer	Plecoptera	Isoperla sp	32		32	16	1	
Steinfluer	Plecoptera	Brachyptera risi	4					
Steinfluer	Plecoptera	Taeniopteryx nebulosa				1		8
Vårfluer	Trichoptera	Brachycentrus subnubilus				2		
Vårfluer	Trichoptera	Micrasema gelidum	1					
Vårfluer	Trichoptera	Micrasema setiferum				56		
Vårfluer	Trichoptera	Agapetus ochripes				1		
Vårfluer	Trichoptera	Hydroptilidae indet	16	4				
Vårfluer	Trichoptera	Hydroptila sp	4	4	8	16		
Vårfluer	Trichoptera	Oxyethira sp	1		6	2	1	
Vårfluer	Trichoptera	Arctopsyche ladogensis	16		10	14		8
Vårfluer	Trichoptera	Limnephilidae indet	1		2	12		16
Vårfluer	Trichoptera	Apatania sp	5			36		
Vårfluer	Trichoptera	Chaetopteryx/Annitella				1		
Vårfluer	Trichoptera	Polycentropodidae indet		5	6	1		
Vårfluer	Trichoptera	Polycentropus flavomaculatus	4	6	10	10		2
Vårfluer	Trichoptera	Rhyacophila sp	32	2	12	34	4	6
Vårfluer	Trichoptera	Rhyacophila nubila	80	28		64	2	8
Vårfluer	Trichoptera	Sericostomatidae indet			2			
Vårfluer	Trichoptera	Sericostoma personatum	12		8	16		

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](http://www.niva.no) • [post@niva.no](mailto:post@niva.no)