



RAPPORT LNR 4711-2003

Tiltaksorientert
overvåking av vann
og vassdrag i
Gjøvik kommune

Årsrapport for 2002



Skumsjøen

Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 1
4890 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5008 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 32 88 33

Akvaplan-NIVA A/S

9015 Tromsø
Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel Tiltaksorientert overvåking av vann og vassdrag i Gjøvik kommune. Årsrapport for 2002.	Løpenr. (for bestilling) 4711-2003	Dato Mai 2004
	Prosjektnr. Undernr. 0-20183	Sider Pris 60
Forfatter(e) Gøsta Kjellberg	Fagområde Eutrofi ferskvann	Distribusjon Gjøvik kommune
	Geografisk område Oppland/Gjøvik kommune	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Gjøvik kommune, Sentraladministrasjonen.	Oppdragsreferanse Einar Kulsvehagen
--	--

Sammendrag

Gjøvik kommune har f.o.m. 2000 startet opp et overvåkingsprogram for sine vassdrag. I 2002 ble det foretatt biologiske feltobservasjoner i Vesleelva, Vedsetelva, Svartbekken og Kongelstadelva samt kjemiske og biologiske undersøkelser i Skumsjøen, Ekstادتjernet, og Elgsjøen. Videre ble det foretatt en befaring av Gåsetjern og Åstjernet. **Vesleelva** var lite påvirket av forurensning. Unntak var tre tilrennende bekker som var moderat overgjødslet. Videre var samtlige "jordbruksbekker" markert påvirket av jordpartikler og sand som dekket bunnen langs mer stilleflytende partier og i større kulper. **Vedsetelva** var lite berørt av lokalbettinget forurensning, men var sannsynligvis fortsatt noe påvirket av sur nedbør. **Svartbekken** var lite påvirket av forurensning. **Kongelstadelva's** nedre del var noe overgjødslet. For øvrig var hovedvassdraget lite påvirket av forurensning. **Skumsjøen** var lite påvirket av næringsstoffforurensning og hadde mengder og sammensetting av planteplankton i samsvar med næringsfattige (oligotrofe) forhold. I senere tid har det likevel blitt økt forekomst av makrovegetasjon langs innsjøens strender og da særlig der Vedsetelva renner ut i innsjøen. **Eikstادتjernet** var markert overgjødslet og har i den senere tid fått stor forekomst av makrovegetasjon. **Elgsjøen, Gåsetjern** og **Åstjernet** var lite påvirket av lokale forurensningskilder, men Elgsjøen er til tider sannsynligvis noe forsuret og Gåsetjern som er grunn er, i ferd med å vokse helt igjen med makrovegetasjon.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Vassdragsovervåking	1. Water quality monitoring
2. Gjøvik	2. Gjøvik
3. Kjemiske og biologiske undersøkelser	3. Chemical and biological investigation
4. Resipientkapasitet	4. Resipient capacity


Gøsta Kjellberg
Prosjektleder


Anne Lyche Solheim
Forskningsleder


Nils Roar Sælthun
Forskningsssjef

0-20183

**Tiltaksorientert overvåking av vann og vassdrag
i Gjøvik kommune.**

Årsrapport for 2002.

Saksbehandler: Gösta Kjellberg

Medarbeidere: Pål Brettum
Jarl Eivind Løvik
Mette-Gun Nordheim
Einar Kulsvehagen

Forord

Gjøvik kommune har f.o.m. 2000 startet overvåking av sine vassdrag. I denne forbindelse har NIVA's Østlandsavdeling på oppdrag av Sentraladministrasjonen i Gjøvik kommune utarbeidet et overvåkingsprogram for kommunens innsjøer, elver og større bekker. Programmet ble utarbeidet i samarbeide med daværende miljøvernleder ved kommunen Einar Kulsvehagen. Overvåkingsprogrammet er rullerende og har en syklus på 5 år. Dvs at programmet til en viss grad er tilpasset EUs "vanddirektiv" der en legger opp til rapportering av økologisk status i aktuelle vassdrag hvert 6 år.

Oppdraget ble kontraktfestet 5. september 2000. Prosjektet administreres og finansieres av Gjøvik kommune /v virksomhetsleder for Teknisk Drift, Einar Kulsvehagen. Gösta Kjellberg ved NIVAs Østlandsavdeling er prosjektleder og kontaktperson ved NIVA.

Rapporten omhandler undersøkelser som ble utført i 2002. Det ble foretatt biologiske feltobservasjoner i Vesleelva, Vesetelva og Kongelstadelva. Videre ble Skumsjøen, Elgsjøen og Ekstادتjernet undersøkt og her ble det tatt kjemiske og biologiske prøver. Gåsetjern og Åstjernet ble befart, men her ble det ikke tatt prøver.

Undersøkelsene er utført av G. Kjellberg. Pensjonist Jonny Antonsen har assistert ved prøvetakingen på Skumsjøen. E. Kulsvehagen har deltatt ved undersøkelsene av Gåstjern, Elgsjøen, Ekstادتjernet og Åstjernet. Teknisk Drift og landbrukskontoret ved Gjøvik kommune har bidratt med kartmateriale, informasjon om potensielle forurensningskilder, arealbruk m.v.

De vannkjemiske analysene ble utført av Mjøslab IKS på Gjøvik etter akkrediterte metoder. Pål Brettum (NIVA, Oslo) har bearbeidet planteplanktonet og Jarl Eivind Løvik ved NIVA's Østlandsavdeling har bearbeidet dyreplanktonet.

Rapporten er utarbeidet av G. Kjellberg og Mette-Gun Nordheim ved NIVAs Østlandsavdeling i samarbeide med E. Kulsvehagen i Gjøvik kommune.

Prosjektleder vil takke alle for godt samarbeid.

Ottestad november 2003.

Gösta Kjellberg

Innhold

Sammendrag	6
1. INNLEDNING	10
1.1 Bakgrunn og hensikt	10
1.2 Miljøkvalitetsmål og miljøkvalitetsnormer	10
1.3 Utførte undersøkelser i 2002	11
1.3.1 Elver og bekker.	11
1.3.2 Innsjøer og tjern.	12
2. MATERIALE OG METODER	14
2.1 Biologiske feltobservasjoner i elver og bekker	14
2.2 Limnologiske undersøkelser i Skumsjøen, Elgsjøen og Eikstadtjernet	15
2.3 Tidligere undersøkelser	18
3. RESULTATER OG DISKUSJON	20
3.1 Biologiske feltobservasjoner i elver og bekker	20
3.1.1 Vesleelva (Byelva)	20
3.1.2 Vedsetelva og Svartbekken	23
3.2 Vannkvalitet og trofegrad i Skumsjøen	27
3.2.1 Bakgrunnsdata	27
3.2.2 Forurensningskilder	28
3.2.3 Miljøkvalitetsmål	28
3.2.4 Resultater og vurderinger fra undersøkelsene i 2002	28
3.2.5 Vurdering av selvrensningsskapasitet og miljøkvalitetsmål	33
3.2.6 Aktuelle tiltak og tilrådinger	33
3.3 Vannkvalitet og trofegrad i Elgsjøen	34
3.3.1 Bakgrunnsdata	34
3.3.2 Forurensningskilder	34
3.3.3 Miljøkvalitetsmål	34
3.3.4 Resultater fra undersøkelsen i 2002	34
3.3.5 Vurdering av resipientkapasitet og miljøkvalitetsmål	35
3.3.6 Aktuelle tiltak og tilrådinger	36
3.4 Vannkvalitet og trofegrad i Eikstadtjernet	36
3.4.1 Bakgrunnsdata	36
3.4.2 Forurensningskilder	36
3.4.3 Miljøkvalitetsmål	36
3.4.4 Resultater fra undersøkelsen i 2002	36
3.4.5 Vurdering av selvrensningsskapasitet og miljøkvalitetsmål	38
3.4.6 Aktuelle tiltak og tilrådinger	38
3.5 Befaring av Gåsetjern og Åstjernet	38

4. LITTERATUR.	39
5. VEDLEGG	41
Vedlegg A.	42
Vedlegg B.	51
Vedlegg C.	57
Vedlegg D.	58

Sammendrag

Gjøvik kommune har f.o.m. 2000 opprettet et overvåkingsprogram og startet overvåking av sine vassdrag. Overvåkingsprogrammet er rullerende og har en syklus på 5 år. Dvs at programmet til en viss grad er tilpasset EUs "vanddirektiv" der en legger opp til rapportering av økologisk status i aktuelle vassdrag hvert 6 år. Hensikten med overvåkingen er:

1. å klarlegge økologisk status og eventuelle endringer av denne over tid i kommunens innsjøer, tjern, dammer, elver og større bekker. Påvirknings- og forurensningsgrad vurderes ut fra registrert avvik fra forventet naturtilstand og det legges spesiell vekt på de biologiske forhold. Videre identifiseres og kartfestes om mulig lokale forurensningskilder og områder som er blitt negativt påvirket av sur nedbør.
2. å klarlegge om kommunen ved kontroll, egendrift av kommunale kloakkanlegg og pålegg om forurensningsbegrensende tiltak har nådd fastsatte kommunale/lokale miljøkvalitetsmål. Videre også fastsatte interkommunale og statlige/sentrale miljøkvalitetsmål der sådanne foreligger.
3. å gi råd om hovedtiltak for å bevare og/eller bedre miljøkvalitet (økologisk status) og biologisk produksjonskapasitet i kommunens vassdrag der dette er påkrevet.

I 2002 ble forurensningssituasjonen og annen menneskelig påvirkning vurdert i Vesleelva, Vedsetelva og Kongelstadelva ut fra biologiske feltobservasjoner. Elvene hadde forholdsvis høy vannføring og som følge av dette økt resipientkapasitet stort sett hele forsommeren i 2002. Undersøkelsene kan derfor gi et mer positivt bilde av forurensningssituasjonen enn om undersøkelsene var blitt utført i en periode med lav vannføring, slik metodikken for slike undersøkelser foreskriver (se vedlegg A).

Videre har vi vurdert den økologiske status i følgende innsjøer og tjern: Elgsjøen, Skumsjøen, Ekstadtjernet, Gåstjern og Åstjernet.

Resultatene fra de biologiske feltobservasjonene i elvene og her forekommende innsjøer/tjern er vist i fargefigurer (fig. 3 og 4) i teksten.

Vesleelva

Miljøkvalitetstilstand.

Vesleelva var da feltobservasjonene ble utført lite påvirket av forurensning. Unntak var tre mindre bekker som var moderat overgjødset. Disse hadde på lokaliteter der det var gode lysforhold (mye sol) stor forekomst av den trådformete grønnalgen *Ulothrix zonata* og/eller *Spirogyra sp.*. Videre var samtlige "jordbruksbekker" markert påvirket av jordpartikler og sand som dekket bunnen langs mer stilleflytende partier og i større kulper. Dette gjaldt også enkelte strekninger av hovedelva.

Miljøkvalitetsmål og selvrensingskapasitet.

Selve Vesleelva (dvs hovedvassdraget) hadde god resipientkapasitet og god økologisk status i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål. Enkelte tilrennende bekker hadde likevel lav resipientkapasitet, dvs. at de ved lav vannføring sannsynligvis kan bli så forurensede at de ikke får en økologisk status som tilfredsstillende fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål.

Aktuelle tiltak og tilrådinger.

Fordi Vesleelva til dels drenerer store skogområder er det viktig at det drives et miljøtilpasset og miljøsertifisert skogbruk i hele nedbørfeltet. Videre er det påkrevet at de forurensningsbegrensende tiltak som er satt i verk langs Vesleelva videreføres og om mulig forbedres. Tilførselen av kloakk og gråvann fra det kommunale avløpsanlegget og fra separate avløpsanlegg må reduseres mest mulig. Videre er det viktig at landbruksetaten gir råd og foretar kontroll av gjødselekjellere, siloanlegg og frittliggende deponier med husdyrgjødsel så en kan stoppe lekkasjer og forebygge "uhells-/akuttutslipp". Tiltak som kan redusere utsig av næringssalter, sand- og jordpartikler til vassdraget fra dyrket mark og veier bør også prioriteres. Det må ikke tas ut mer vann til jordvanning enn at en sikrer naturgitt biologisk mangfold og da særlig levevilkårene for fisk. Kantvegetasjonen må mest mulig bli opprettholdt.

Skumsjø-vassdraget**Vedsetelva inkl. Svartbekken og Elgsjøen***Miljøkvalitetstilstand.*

Da befaringen ble utført var Vedsetelva, Svartbekken og Elgsjøen lite berørt av lokalbetinget forurensning, men Vedsetelva og Elgsjøen er sannsynligvis fortsatt negativt påvirket av tilførsel av surt vann. Den økologiske status ble derfor vurdert som mindre god i Vedsetelva og Elgsjøen mens den ble vurdert som god i Svartbekken.

Miljøkvalitetsmål og selvrensingskapasitet.

Svartbekken hadde stort sett god resipientkapasitet og god økologisk status i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål. Tålegrensen mot forsuring var sannsynligvis fortsatt overskredet i Vedsetelva og Elgsjøen som ikke hadde en økologisk status i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål. Sannsynligvis er det "surstøt" særlig i våravsmeltingen som gir skadeeffekter og reduserer det biologiske mangfoldet i disse lokaliteter.

Aktuelle tiltak og tilrådinger.

Da Vedsetelva inkl. Svartbekken i hovedsak avvanner skogområder er det viktig at det drives et miljøtilpasset og miljøsertifisert skogbruk i hele nedbørfeltet. Videre er det viktig at de forurensningsbegrensende tiltak som er satt i verk langs vassdragene videreføres og blir forbedret. En bør vurdere om Vedsetelva og Elgsjøen skal kalkes. Dette bl.a. for å forbedre rekrutteringen av ørret til Skumsjøen. Det er ønskelig at en utarbeider en lokalt tilpasset forvaltningsplan med handlingsprogram for hele Skumsjø-vassdraget, som også inkluderer Skumsjøen og Kongelstadelva. Dette er viktig om en skal markedsføre hele vassdraget som et godt tilbud for ornitologiske studier, rekreasjon og fritidsfiske.

Skumsjøen*Miljøkvalitetstilstand.*

Skumsjøen var i vekstsesongen 2002 lite påvirket av næringssaltforurensning og hadde et planteplankton i samsvar med det vi finner i næringsfattige (oligotrofe) innsjøer med stort humusinnhold. I senere tid har det likevel blitt økt forekomst av makrovegetasjon langs innsjøens strender og særlig i området der Vedsetelva renner inn i innsjøen.

Miljøkvalitetsmål og selvrensingskapasitet.

Skumsjøen er for tiden lite påvirket av forurensning og har generelt sett god økologisk status og god resipientkapasitet. Dvs at innsjøen hadde en økologisk status i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål. En økning av fosfortilførselen og herved fosforkonsentrasjonen i innsjøen vil kunne forringe vannkvaliteten betydelig. Øker

fosforkonsentrasjonen i de fri vannmasser er det risiko for at det til tider kan bli sjenerende vannblomst av blågrønnalger tilhørende slekten *Anabaena*. Videre vil også forekomsten av begroingsalger og høyere vegetasjon langs strendene og på grunnere områder øke.

Det er derfor viktig at en mest mulig kan redusere tilførselen av næringssalter (spes. fosfor) til Skumsjøen. Økt forekomst av makrovegetasjon langs strendene og på grunnere områder vil skape problemer for brukerinteresser som friluftsliv, bading og fritidsfiske bl.a. ved at tilgjengeligheten til innsjøen blir mindre.

Aktuelle tiltak og tilrådinger.

Det er viktig at de forurensningsbegrensende tiltak som er satt i verk i området ved Skumsjøen og langs tilrennende vassdrag videreføres og ikke minst blir forbedret. Tilførselen av kloakk og gråvann fra Osbakken samt fra separate avløpsanlegg og hytter må reduseres mest mulig. Videre er det viktig at landbrukssetaten gir råd og foretar kontroll av gjødselkjellere, siloanlegg og frittliggende deponier med husdyrgjødsel slik at en kan stoppe lekkasjer og forebygge "uhells-/akuttutslipp". Det er også ønskelig at en iverksetter tiltak som kan redusere transport av næringssalter og jordpartikler til Skumsjøen fra jordbruksarealene ved Skonhovd.

En bør fjerne makrovegetasjon fra de områder der økt forekomst har ført til sjenanse for foreliggende brukerinteresser.

Skal innsjøen bli et bedre ørret- og abborvann må det foretas et omfattende uttynningsfiske. For informasjon om uttynningsfiske se Linløkken og Holt Seeland (2001). Det bør også vurderes om en skal sette ut stor ørret (dvs. fisk på 0,5 – 1,0 kg). Nivået av kvikksølv i stor fiskespisende abbor og ørret bør undersøkes. Det bør utarbeides en driftsplan for fiskestell i Skumsjøen som del av en forvaltningsplan for hele Skumsjø-vassdraget.

Kongelstadelva inkl. Ekstادتjernet

Miljøkvalitetstilstand

Kongelstadelvas øvre løp var lite påvirket av forurensning da de biologiske feltobservasjonene ble utført, mens elvas nedre del var lite til moderat eller moderat overgjødslet. Eikstادتjernet ble vurdert som markert overgjødslet og deler av tjernet er nå i ferd med å vokse igjen av makrovegetasjon. Tjernet har herved utviklet seg til å bli en god fuglebiotop.

Miljøkvalitetsmål og selvrengingskapasitet

Øvre del av Kongelstadelva hadde god resipientkapasitet og god økologisk status i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål. Nedre del av elva hadde lav resipientkapasitet dvs. at elva her ved lav vannføring sannsynligvis kan bli så påvirket av næringssalter og lettredbrytbart organisk stoff at den ikke kan opprettholde en økologisk status som er i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål. Resipientkapasiteten i Eikstادتjernet var klart overskredet.

Aktuelle tiltak og tilrådinger

Fordi Kongelstadelva drenerer skogområder, er det viktig at det her drives et miljøtilpasset og miljøsertifisert skogbruk. Videre er det viktig at de forurensningsbegrensende tiltak som er satt i verk langs Kongelstadelva videreføres og forbedres. Dvs. at kommunen gir råd og kontrollerer separate kloakkanlegg, melkerom, gjødselkjellere, siloanlegg og frittliggende gjødseldeponier så en kan stoppe lekkasjer og forebygge "akuttutslipp". En bør også vurdere om det er ønske/behov for å fjerne en del av makrovegetasjonen i Eikstادتjernet. Reetablering av badeplassen kan også være et aktuelt tiltak.

Gåsetjern og Åstjernet

Miljøkvalitetstilstand

Gåstjern og Åstjernet vurderes som lite påvirket av lokale forurensningskilder. Forsuring synes heller ikke å være noe problem. Gåstjern som er grunn, er likevel i ferd med å vokse helt igjen med makrovegetasjon, sannsynligvis fremst p.g.a. naturgitte forhold. Næringssalttilførsel fra arealene for fellesbeite ved Bergstugua og tidligere skoggrøfting kan også ha hatt betydning. Videre er det lekkasje i utløpsdammen som har bidratt til lavere vannstand.

Aktuelle tiltak og tilrådinger

Dammen ved Gåstjern bør repareres så vannstanden i tjernet blir høyere og i samsvar med hva den var da dammen var intakt.

1. INNLEDNING

1.1 Bakgrunn og hensikt

Gjøvik kommune har f.o.m. 2000 startet opp et kommunalt overvåkingsprogram for sine vassdrag. Et kart over alle større vassdrag i Gjøvik kommune som berøres av overvåkingen, er vist i figur 1. Overvåkingsprogrammet er rullerende og har en syklus på 5 år (se vedlegg C og "Overvåkingsprogram for vannforekomster i Gjøvik kommune i perioden 2000-2004" (Kjellberg 2000)). Programmet er til viss grad tilpasset EUs "vanndirektiv" der en legger opp til rapportering av økologisk status i aktuelle vassdrag hvert 6 år. Gjøvik kommunes overvåkingsprogram må sees sammen med interkommunal og nasjonal overvåkingsaktivitet som til eksempel den pågående Mjøsundersøkelsen. Den kommunale overvåkingen skal klarlegge økologisk status og eventuelle endringer i denne over tid i kommunens innsjøer, tjern, dammer, elver og større bekker. Det legges vekt på å beskrive forurensningsgraden med utgangspunkt i de biologiske forhold, og sammenholde resultatene av disse undersøkelser med de miljøkvalitetsmål som er og vil kunne bli fastsatt i kommunal, interkommunal og statlig regi. Forurensningsgraden blir vurdert ut fra registrert avvik fra forventet naturtilstand. Med naturtilstanden menes ifølge Direktoratet for naturforvaltning og Statens forurensningstilsyn (1997), den økologiske status en ville ha forventet uten påvirkning fra menneskelige aktiviteter. Gjøvik kommune tar sikte på å benytte "føre var-prinsippet" og et høyt beskyttelsesnivå i forvaltningen av sine vassdrag. Datainnsamling og analyser skal gjøres etter kvalitetssikrede metoder. Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA) har fått i oppdrag å gjennomføre overvåkingen i perioden 2000 - 2004. Kommunen vil legge vekt på å viderefremme den kunnskapen miljøovervåkingen gir til innbyggere, skoler, politikerne og administrasjonen.

1.2 Miljøkvalitetsmål og miljøkvalitetsnormer

I følge DN og SFT (1997) skal fastsetting av kommunale miljøkvalitetsmål for vannforekomster med tilhørende miljøkvalitetsnormer skje slik at bruken av vannforekomsten og krav til vannkvalitet fastsettes etter en helhetsvurdering der hensyn til miljø og brukerpotensialet vektlegges. For Gjøvik kommunes vedkommende vil dette si mest mulig bevaring av biologisk mangfold og urørt natur. Brukerinteresser, som friluftsliv, rekreasjon, friluftsbad, fritidsfiske, jordvanning og rekrutteringsmuligheter for mjøsharr og mjøsørret samt bevaring av stedege krepse- og ørretstammer, er prioriterte områder for kommunen.

Kommunalt miljøkvalitetsmål for bekker, som renner gjennom jordbruksområder med fast bosetting og/eller tettsteder, er at forurensningsgraden ikke skal/bør overstige den i rapporten brukte forurensningsklasse II (grønn kartmarkering på kartene som viser forurensningssituasjonen i de aktuelle vassdrag). Videre at reproduksjonsmulighetene for mjøsharr og mjøsørret mest mulig skal opprettholdes eller reetableres i de bekker som fortsatt benyttes eller som tidligere ble brukt som rekrutteringslokaliteter for disse fiskeartene. Det er viktig at mest mulig av de lokale harr- og ørretstammer i Mjøsa kan bevares ved naturlig rekruttering (se Taugbøl 1995, Garnås et al. 1996). Dette gjelder også andre lokale ørretstammer. De kommunale miljøkvalitetsmål, som er fastsatt for de forurensningsbelastede bekkene, betyr at naturgitt biologisk mangfold stort sett kan bli opprettholdt og at bekkene får en akseptabel/egnet økologisk status (miljøkvalitetstilstand) i henhold til aktuelle verne- og brukerinteresser som bevaring av biologisk mangfold, drikkevann for vilt og bufe, vannuttak til jordvanning, fritidsfiske, rekreasjon og resipient. Kantvegetasjonen skal også mest mulig vernes og vil da utgjøre viktige leveområder (biotoper) for vilt og viltkorridorer.

I de større elvers (Vismunda, Storelva, Stokkelva, Bråstadelva og Hunnselva) og småelvers (Bjørnstadelva, Kalverudlva, Skulhuselva, Vesleelva, Konglestadelva og Vedsetelva)

hovedløp, samt i bekker som ikke direkte berøres av lokalbetinget forurensning (s.k. ”skogsbekker”), er det et kommunalt miljøkvalitetsmål at en ikke overskrider forurensningsklasse I-II (blågrønn markering på kartene). Nevnte miljøkvalitetsmål er i samsvar med fastsatte interkommunale miljøkvalitetsmål som for tiden gjelder for de større tilløpselvene til Mjøsa (Kjellberg et al. 1999).

Miljøkvalitetsmål for innsjøene, tjernene og de fiskedammer som benyttes til fritidsfiske i Gjøvik kommune er at de mest mulig skal ha en økologisk status som er i samsvar eller i nært samsvar med forventet naturtilstand dvs. at en her har som mål å bevare naturgitt artssammensetting og produksjonsevne. Det vil si at også fiskedammene bør se så naturlige ut som mulig. Med naturtilstanden menes den økologiske status som skulle ha eksistert i vassdraget uten påvirkning fra menneskelige aktiviteter. Denne målsetting gjelder særlig de større innsjøene (Ringsjøen, Skumsjøen, Store-Svarken og Midt-Svarken) samt skogstjernene. Moderat påvirkning av næringssalter (oligomesotrofe og i enkelte tilfeller mesotrofe forhold) kan aksepteres i enkelte av de mindre innsjøer og tjern som ligger i eller påvirkes av større jordbruksområder. Disse lokaliteter betegnes som kulturlandskapsinnsjøer og har som regel økt fiskeproduksjon, rikt fugleliv og i enkelte tilfeller også stor forekomst av amfibier. Det siste gjelder særlig mindre fisketomme lokaliteter. Som eksempel på kulturlandskapsinnsjøer kan vi nevne Lauga, Røstadvatnet, Langvatnet, Melbytjernet, Glæstادتjernet, Skonnordtjernet, Kastadtjernet, Eikstadtjernet samt Øykjesvea-dammen. Flere av disse vannforekomster kan ha sjeldne/sårbare (rødliste) arter og er da spesielt verneverdige med behov for spesiell beskyttelse til tross for at de kan være noe forurensningspåvirket. Dette gjelder spesielt de våtmarksområder som har utviklet seg til verdifulle fuglelokaliteter. Gjøvik kommune har fått registrert alle disse lokaliteter mhp. fugleliv og eksempel på gode fuglebiotoper er Gåstjern, Melbytjernet, Lauga og Øytjern (se Skålerud 2000).

For øvrig henviser vi til de veiledninger som finnes i ”Forslag til retningslinjer for kommunal fastsetting av miljømål og miljøkvalitetsnormer” som er blitt utarbeidet av DN og SFT (1997).

1.3 Utførte undersøkelser i 2002

1.3.1 Elver og bekker.

Den 16., 17. og 18. august ble det foretatt biologiske feltobservasjoner i **Vesleelva**, **Vedsetelva** og **Kongelstadelva**. Figur 2 viser de undersøkte vassdrag mer detaljert og aktuelle plasser, elver, bekker, innsjøer og tjern er navngitt. Hensikten med undersøkelsene i 2002 var å vurdere biologisk status samt kartlegge forurensningssituasjonen i de nevnte vassdrag. Videre om mulig å identifisere lokale forurensningskilder. Vassdragenes resipientkapasitet skulle også vurderes og det skulle skisseres tiltak og gis tilrådinger for å bedre, eventuelt hindre en forringelse av vannkvaliteten i vassdragene. Videre skulle en også vurdere andre menneskelige inngrep som har eller har hatt betydning for den økologiske status i vassdragene.

Da de biologiske feltobservasjonene ble utført, var det middels høy vannføring i samtlige deler av vassdragene.

De undersøkte elver og bekker hadde forholdsvis høg vannføring og herved økt resipientkapasitet (fortynningsevne) stort sett hele forsommeren i 2002. Resultatet av undersøkelsene gir derfor sannsynligvis et bedre bilde av forurensningssituasjonen i de aktuelle vassdragene enn om undersøkelsene var blitt utført i en periode med lav vannføring, slik metodikken for slike undersøkelser foreskriver (se vedlegg B).

1.3.2 Innsjøer og tjern.

I 2002 ble det foretatt kjemiske og biologiske undersøkelser i **Skumsjøen, Elgsjøen** og **Ekstادتjernet**. Videre ble **Gåsetjern** og **Åstjernet** befart.

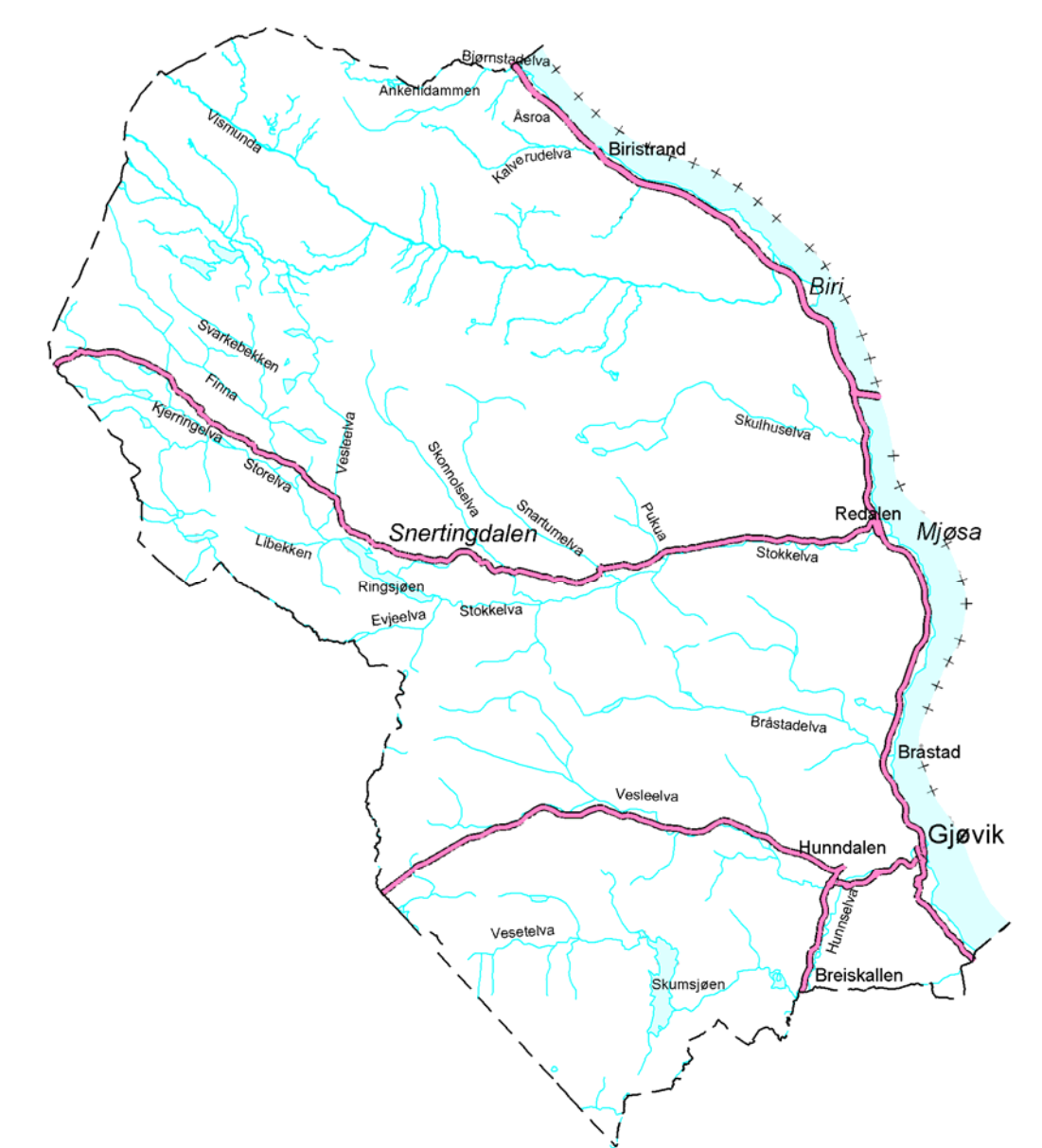
I Skumsjøen ble det tatt prøver ved sju tidspunkter ved en prøvetakingsstasjon ved det antatt dypeste området i innsjøen. 19. mars ble det tatt kjemiske prøver og i perioden mai – oktober kjemiske og biologiske prøver ved følgende tidspunkter: 15. mai, 17. juni, 15. juli, 15. august, 13. september og 15. oktober. På biologisiden har vi registrert forekomst av planteplankton og dyreplankton. Videre ble det tatt målinger av vanntemperatur (i en vertikalseerie) og siktedyp. Vannfarge sett mot sikteskiven ble også notert.

Hensikten med undersøkelsen av Skumsjøen var å klarlegge innsjøens trofistatus og generelle vannkvalitet bl.a. med hensyn til innsjøens bufferevne mot tilførsel av surt vann. Jevnt stor vanntilførsel hele forsommeren i 2002 bidrog til at Skumsjøen hadde økt resipientkapasitet p.g.a. mindre oppholdstid for vannet i innsjøen og større tilførsel av humusstoffer dette år. Humus bidrar til å minke biotilgjengeligheten av fosfor og redusere lystilgangen (se Rognerud 1989 og Meili 1992). Undersøkelsen gir derfor sannsynligvis et noe bedre bilde av forurensningssituasjonen i Skumsjøen enn om undersøkelsen var blitt utført i en sommer med mindre nedbør og herved mindre gjennomstrømning av vann og mindre innhold av humusstoffer.

I Elgsjøen og Eikstادتjernet ble det tatt kjemiske og biologiske prøver den 22. august. Videre ble det tatt målinger av vanntemperatur (i en vertikalseerie) og siktedyp. Vannfarge sett mot sikteskiven ble også notert.

Hensikten med undersøkelsen av Elgsjøen og Eikstادتjernet var å klarlegge tjernenes trofistatus og generelle vannkvalitet bl.a. med hensyn til bufferevne mot tilførsel av surt vann. Jevnt stor vanntilførsel hele forsommeren i 2002 bidrog til at Elgsjøen og Ekstادتjernet i likhet med Skumsjøen hadde økt resipientkapasitet p.g.a. mindre oppholdstid for vannet i tjernene og større tilførsel av humusstoffer dette år. Undersøkelsen gir derfor sannsynligvis et noe bedre bilde av forurensningssituasjonen i disse lokaliteter enn om undersøkelsen var blitt utført i en sommer med mindre nedbør og herved mindre gjennomstrømning av vann og mindre innhold av humusstoffer.

Ved befaringen av Gåsetjern og Åstjernet ble det ikke tatt prøver. Tjernene er ikke utsatt for noen lokalbettinget forurensning av betydning og den økologiske status ble derfor bare visuelt vurdert. Det ble likevel foretatt feltobservasjoner av bunndyr i Lauselva like nedstrøms Gåstjernet. Dette for å vurdere om vassdraget var påvirket av forsuring.



Figur 1. Vassdrag i Gjøvik kommune, som inngår i det kommunale overvåkingsprosjektet.

2. MATERIALE OG METODER

2.1 Biologiske feltobservasjoner i elver og bekker

De biologiske observasjonene i Gjøvik kommunes elver og bekker blir utført i samsvar med en metode for "Generelle biologiske undersøkelser i vassdrag" som NIVA også benytter i forbindelse med den interkommunale overvåkingen av Mjøsa med tilløpselver (Kjellberg 1993, 1998 og Kjellberg et al. 1999). Metoden, som f.o.m. 2002 blir benevnt som biologiske feltobservasjoner, blir også benyttet i overvåkingsplanen for Begna-/Øystre Slidre-vassdraget (Løvik og Kjellberg 2002) og Randsfjordforbundet i forbindelse med overvåkingen av Randsfjorden (Løvik og Kjellberg 2002). Metoden er beskrevet i vedlegg B bak i rapporten og i Kjellberg et al. (1985). Undersøkelsene skal fortrinnsvis utføres ved lav vannføring. Årsaken til dette er at i slike perioder er effektene av forurensning tydeligst, samt at kilder til lokalbetinget forurensning da er lettest å identifisere og kartfeste. Unntak er påvirkning av sur nedbør som her på Østlandet som regel har størst effekt ved høy vannføring (surstøt) (se Bekken et al. 1999).

Ved de biologiske befaringsene bedømmer en biologisk kyndig forsker forhold som biologisk status, forurensningsgrad og til dels vannkvalitet, ut fra feltobservasjoner av begroingsorganismer (sopp, bakterier, ciliater, begroingsalger og vannmoser), makrovegetasjon og makrobunndyr. En legger særlig vekt på forekomst og eventuelt fravær av "indikator"-organismer, dvs. rentvannsorganismer eller populasjoner som er følsomme overfor forurensningstilførsler eller andre menneskelige påvirkninger. Avvik fra naturtilstanden (lite eller ikke påvirket referanselokalitet) eller forventet naturtilstand er viktige kriterier når vi skal vurdere og fastsette påvirknings- og forurensningsgrad samt vurdere økologisk status. Med forventet naturtilstand menes ifølge DN og SFT (1997) den økologiske status (miljøkvalitetstilstand) en ville ha hatt i vassdraget/lokaliteten om det/den ikke hadde vært påvirket av menneskelige aktiviteter. Dersom avviket er stort og det naturgitte biologiske mangfoldet er klart redusert eller forandret, betegner vi vassdraget/lokaliteten som forurenset og at vassdraget/lokaliteten ikke har akseptabel økologisk status. Er høyere biologisk liv utslått, betegnes vassdraget/lokaliteten som totalskadet. Der avviket er lite, men påviselig og de biologiske mangfoldet i liten grad er blitt påvirket, bruker vi benevnningen påvirket.

For at resultatene skal bli oversiktlige og praktisk anvendbare benytter vi fire biologisk relaterte vannkvalitetsklasser (klasse I til klasse IV, se vedlegg B) for å karakterisere biologisk og til dels økologisk status (Kjellberg et al. 1985). Disse klasser er i så stor grad som mulig forsøkt tilpasset SFT's klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (Andersen et al. 1997). Klassifiseringen skjer på bakgrunn av biologiske forhold og påvirknings- og forurensningsgrad med hensyn til påvirkning av lett nedbrytbart organisk stoff (forråtnelse/saprobiering) og næringssalter (overgjødning/eutrofiering). Eventuell giftpåvirkning og skadeeffekter av forurensning blir også vurdert. Det er også lagt vekt på fiskeforhold og hygieniske aspekter. Videre vurderer vi også biologiske effekter av andre menneskelige inngrep som har eller har hatt betydning for den økologiske status i vassdraget.

De ulike klasser og overgangssoner blir markert med farger på et kart slik at forurensningssituasjonen generelt kan visualiseres, se figur 3 og 4 i denne rapporten. Klasse I betegner rentvannsforhold der menneskelig forurensningspåvirkning på det biologiske liv ikke direkte kan dokumenteres. Klasse II angir elve- og bekkestrekninger som er noe forurensningspåvirket, men der flora og fauna stort sett har arter i samsvar med de naturgitte forhold. Som regel er det økt produksjonskapasitet på disse lokaliteter og en markert økt forekomst av de mer tolerante artene. Klasse III og IV angir lokaliteter som er direkte

forurenset og der naturgitt biodiversitet er redusert og til dels har gått tapt. Disse elve- og bekkestrekninger har som regel synlig heterotrof begroing (s.k. "lammehaler" og lignende) og her foreligger ofte sjenerende og vond lukt. Disse lokaliteter oppfattes også av folk flest som forurenset. Overgangssonene klasse I-II osv. benyttes der det er vanskelig å vurdere hvilken klasse som skal velges for å karakterisere lokaliteten. For videre informasjon vises til Kjellberg og medarbeidere (1985) samt vedlegg B bak i rapporten.

Som operativ målsetting for å skille mellom akseptabel og ikke akseptabel tilstand, dvs. om resipientkapasiteten/tålegrensen er overskredet eller ikke i forhold til fastsatte miljøkvalitetsmål i de ulike vassdragstypene i Gjøvik kommune gjelder:

Lokalitetstype	Målsetting = Akseptabel tilstand
Småbekker som renner gjennom jordbruksområder, og/eller områder med spredt bosetting.	Forurensningsklasse II (grønn markering) eller bedre. God og mindre god økologisk status.
Bekker som renner gjennom tettbebygde strøk som boligfelter og minitettsteder.	Forurensningsklasse II (grønn markering) eller bedre. God og mindre god økologisk status.
Bekker i skogsområder (s.k. "skogsbekker") som er lite påvirket av forurensninger.	Overgangssone I-II (blågrønn markering) eller bedre. God økologisk status.
Hovedvassdraget i større elver.	Overgangssone I-II (blågrønn markering) eller bedre. God økologisk status.

Dvs. at klasse I (blå markering), I-II (blågrønn markering) og II (grønn markering) blir vurdert som akseptabel tilstand i bekker som avvanner jordbruksområder og/eller områder med spredt bosetting, mens klasse II-III (grønn gul markering) og klassene over anses som ikke akseptabel tilstand. Dette medfører at naturgitt biodiversitet stort sett kan bli vernet i disse bekker, og at vi aksepterer at vi kan få en økt produksjonskapasitet i form av økt forekomst av høyere vegetasjon, vannmoser og til tider markert økt forekomst av påvekststalger. Vi vil her også som regel få økt forekomst og produksjon av bunndyr og fisk. Videre at en unngår direkte forurensede bekkestrekninger med sjenerende og vond lukt p.g.a. forråtnelsesprosesser med synlig forekomst av heterotrofe organismer (s.k. "lammehaler" og lignende). Bekkene vil da kunne opprettholde biologiske forhold som er i nært samsvar med rentvannsforhold og visuelt av folk flest oppfattes som stort sett reine. I ikke eller lite forurensningspåvirkede bekker (s.k. skogsbekker) samt i elvene der fortynningsevnen dvs. resipientkapasiteten er større settes det strengere krav. Her bedømmes forurensningsklasse II og klassene over som ikke akseptabel tilstand dvs. at resipientkapasiteten har blitt overskredet og at økologisk status ikke er i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål (se også kap. 1.2 Miljøkvalitetsmål).

Vannforekomster som har skadeeffekter forårsaket av forsurening samt vannforekomster der det foreligger skadeeffekter p.g.a. giftutslipp blir markert med egne tegn (se vedlegg B). Økologisk status blir her vurdert som dårlig eller meget dårlig. Dvs at vi på slike lokaliteter ikke har akseptabel tilstand.

2.2 Limnologiske undersøkelser i Skumsjøen, Elgsjøen og Eikstadtjernet

Skumsjøen

Prøvene i skumsjøen ble tatt ved en stasjon plassert i innsjøens midtre parti der innsjøen har sitt antatt største dyp. Her ble det registrert dyp på 20 meter. Unntak fra dette er de prøver som ble tatt fra isen i mars. Disse ble tatt i innsjøens søndre del utenfor Osbakken. Her ble det registrert et dyp på 15 meter. Undersøkelsene omfatter vannkjemiske og biologiske forhold.

Fysisk-kjemiske undersøkelser.

Den 19. mars ble det tatt vannkjemiske prøver fra følgende dyp i midtre del av Skumsjøen: 2, 5, 10 og 15 meter. Dette for å registrere basiskonsentrasjonen av næringssalter (fosfor og nitrogen). Videre ble det ved stasjonen i Skumsjøens midtre parti tatt ut vannkjemiske prøver som blandprøver fra sjiktet 0-5 meter. Prøvene ble tatt en gang i måneden i perioden mai-oktober og følgende prøvetakingsdato ble benyttet: 15. mai, 17. juni, 15. juli, 15. august, 13. september og 15. oktober. Vannprøvene er analysert på totalfosfor, totalnitrogen, nitrat, alkalitet, pH, fargetall, konduktivitet, total organisk karbon (TOC) og total klorofyll a . Hensikten med dette analyseprogrammet var å registrere konsentrasjonsnivå og variasjonsbredde av viktige variable som har betydning for produksjonsforhold og motstandsevne mot forsuring i vekstperioden.

Samtidig med prøveinnsamlingen ble også vanntemperatur (i en vertikalserie ned til 20 meters dyp) og siktedyp målt. Ved målingene av siktedyp er det brukt vannkikkert og en Secchi-skive med 30 cm diameter. Vannfarge mot sikteskiva ble også notert.

Vurdering av vannkvalitet og siktedyp ble foretatt i henhold til SFTs klassifiseringsnorm for miljøkvalitet i ferskvann (Andersen et al. 1997). Eventuell forurensningspåvirkning er vurdert som avvik fra forventet naturtilstand (se Andersen et al. 1997 og Bratli 1995).

Biologiske undersøkelser.

Samtlige biologiske prøver er tatt ved stasjonen i Skumsjøens midtre parti.

Planteplankton.

Planteplankton i innsjøer, tjern og dammer består av små frittlevende enkeltindivid og kolonidannende alger og cyanobakterier (i hovedsak primærprodusenter) som vanligvis reagerer raskt på miljøendringer i vannmassene. Små forandringer i konsentrasjon av biologisk tilgjengelige næringsstoffer vil derfor gi signifikante endringer i planktonsamfunnet lenge før forskjellen kan registreres med dagens kjemiske analysemetodikk. Planteplanktonets artssammensetning, biomasse og utvikling over året (årssuksesjonen) gir derfor en god informasjon om innsjøens miljøstatus og eventuelle utvikling over tid.

I Skumsjøen ble det tatt ut planteplanktonprøver fra de samme blandprøvene som ble benyttet til de kjemiske analysene. Dvs. ved følgende dato: 15. mai, 17. juni, 15. juli, 15. august, 13. september og 15. oktober. Prøvene er konserverte med 4-5 dråper lugol (jodjodkalium) pr. 100 ml. Bestemmelse av planteplanktonets artssammensetning og biomasse er utført med hjelp av sedimenteringskammer og omvendt mikroskop etter metodikk utarbeidet av Utermøhl (1958). Se også Olrik et al. (1998). Som supplement til målingene av biomassen ble det også analysert for total klorofyll a -konsentrasjon pr. liter vann. Forekomst av planteplankton blir angitt som volum eller biomasse (mm^3 eller gram våtvekt) pr. m^3 .

Kunnskap om planteplanktonets artssammensetning og biomasse er helt sentral informasjon når vi skal vurdere trofinivå i Skumsjøen. Næringsstatus (trofinivå) og grad av overgjødning (eutrofiering) blir vurdert etter vurderingsgrunnlag for nordiske innsjøer utarbeidet av Heinonen (1980), Brettum (1989) og Tikkanen og Willen (1992). Her blir det lagt vekt på algebiomasse og forekomst av indikatorarter (se vedlegg B). Forsuringssituasjonen er vurdert ved bruk av forekomst av planktonalger etter metode gitt av Brettum (1989, 1992). Vurdering av tot. klorofyll a -konsentrasjon er foretatt i henhold til SFTs klassifiseringsnorm for miljøkvalitet i ferskvann (Andersen et al. 1997).

Forurensningsgrad (overgjødning) og eventuell påvirkning av forsuring bedømmes som avvik fra forventet naturtilstand. Med overgjødning mener vi økt tilførsel av næringssalter (spes. fosfor) som resultat av menneskeskapte (antropogene) aktiviteter. Når vi skal vurdere trofinivå (dvs. om Skumsjøen skal vurderes som oligotrof, mesotrof eller eutrof) samt vurdere

grad av forurensing ved eventuell overgjødning har vi lagt stor vekt på resultatene fra planteplanktonprøvene.

Dyreplankton.

Dyreplankton ble samlet inn ved hjelp av en Schindlerfelle som tar 25 l (Schindler 1969). Fellens innhold ble filtrert gjennom en håv med maskestørrelse 50 µm. Dyreplanktonprøvene ble tatt ved samme sted og på samme tidspunkt som de øvrige prøver. Dvs. ved følgende tidspunkter: 15. mai, 17. juni, 15. juli, 15. august, 13. september og 15. oktober. I alt ble det samlet inn seks prøveserier. Hver serie bestod av enkeltprøver fra følgende 7 dyp: 0,5, 2, 5, 8, 12, 16 og 20 meter. Hjuldyr (*Rotifera*) ble som regel bare bestemt til slekt. Forekomsten av hjuldyrene ble angitt som sjelden/få individer, vanlig eller rikelig/dominerende etter vurderingskriterier gitt av Jarl Eivind Løvik ved NIVA (se Løvik i Kjellberg et al. 1999 og vedlegg B). Krepssedyrene (*Crustacea*) ble så langt som mulig bestemt til art. Forekomsten er angitt som antall og biomasse (gram tørrvekt) pr. m². Forekomsten ble angitt etter vurderingsnorm utarbeidet av J.E. Løvik ved NIVA (se Løvik i Kjellberg et al. 1999 og vedlegg B). Videre har vi målt lengden (gjennomsnitt og variasjonsbredde) for voksne/kjønnsmodne eggbærende hunner av vannlopper tilhørende slektene *Daphnia* og *Bosmina*. Vi har brukt den *Daphnia*-art og den *Bosmina*-art som hatt størst forekomst i de frie vannmasser i august og september. Lengdemålingene ble utført for å kunne vurdere predasjonstrykket fra fisk (se vedlegg B).

Kunnskap om krepssdyrsamfunnet i de frie vannmasser gir mulighet til å vurdere beitepress fra planktonspisende fisk samt mer generelt å vurdere den økologiske status i innsjøens frie vannmasser bl.a. med tanke på å kunne opprettholde naturgitt biologisk mangfold, produksjonsstruktur og produksjonsnivå. Enkelte Krepssdyrplankton (særlig "dafnidene") er forsurningsfølsomme og er gode indikatorarter når en skal vurdere forsurningspåvirkning og resultater av kalking (se Kjellberg 2000). Beitepresset på planktonkrepssdyrene fra fisk blir vurdert etter et vurderingssystem utarbeidet av Jarl Eivind Løvik ved NIVA (se Løvik i Kjellberg et al. 1999). Dette systemet tar utgangspunkt i relasjonen mellom middellengden av voksne (eggbærende) hunner av dominerende art av *Daphnia spp.* og *Bosmina spp.* på sensommeren eller høsten. Planktonspisende fisk utgjør som regel en strukturerende faktor på krepssdyrsamfunnet. Økt predasjonstrykk gir minket individstørrelse og overgang mot dominans av mer småvokste arter. Det siste gjelder også storvokste hoppekrepss og enkelte andre vannlopper (bl.a. gelekrepss *Holopedium gibberum*) (se vedlegg B og Branderud et al. 1996). Klassifiseringssystemet er bygd på antagelsen om at det i vannforekomster med forekomst av større bestander av planktonspisende fisk er det først og fremst predasjon fra fisk som er avgjørende faktor for middellengden av voksne individer av de to vannloppegruppene. Dette gjelder særlig for *Daphnia spp.* som her benyttes som "styrende" parametere.

Beitepresset (predasjonstrykket) på planktonkrepssdyrene fra fisk kan ha betydning for resipientkapasiteten for næringssalter ved at stor forekomst av storvokste "dafnider" gir økt beitepress på planteplanktonet. Herved kan selvrensingskapasiteten i enkelte innsjøer øke og i perioder gi bedre vannkvalitet, dvs mindre planteplankton i de frie vannmasser (se Kairesalo and Vakkilainen 2004, Tønno et al. 2003 og Rask et al. 2003).

Elgsjøen og Eikstadtjernet

Prøvene i Elgsjøen og Eikstadtjernet ble tatt i det sentrale parti. I Elgsjøen over 7 meters dyp og i Eikstadtjernet over 4 meters dyp. Undersøkelsene omfattet i likhet med undersøkelsen i Skumsjøen de vannkjemiske og biologiske forhold.

Fysisk-kjemiske undersøkelser.

Den 22. august ble det tatt ut en vannprøve som blandprøve fra sjiktet 0-2 meter fra de to lokalitetene. Vannprøvene er analysert på totalfosfor, totalnitrogen, nitrat, alkalitet, pH,

fargetall, konduktivitet, total organisk stoff (TOC) og total klorofyll *a*. Samtidig med prøveinnsamlingen ble også vanntemperatur (i en vertikalserie) og siktedyp målt. Vannfarge mot sikteskiva ble også notert.

Biologiske undersøkelser.

Planteplankton.

Det ble i de to lokaliteter tatt ut planteplanktonprøver fra de samme blandprøvene som ble benyttet til de kjemiske analysene.

Dyreplankton.

Den 22. august ble det også i de to lokaliteter tatt vertikale håvtrekk med en dyreplanktonhåv (maskevidde 60 µm). Dette materiale beskriver dyreplanktonets artssammensetting. Videre har vi brukt vannloppene for å vurdere beitepresset på planktonkrepsdyrene fra fisk.

Hensikten med de utførte undersøkelsene og benyttet metodikk er beskrevet i foregående kapittel om Skumsjøen.

Gåstjernet og Åstjernet

Det ble ikke tatt ut prøver fra Gåstjern og Åstjernet, men i utløpsbekken (Lauselva) fra Gåstjernet ble det foretatt biologiske feltobservasjoner på strekningen like nedstrøms tjernet. Økologisk status i tjernene ble visuelt vurdert.

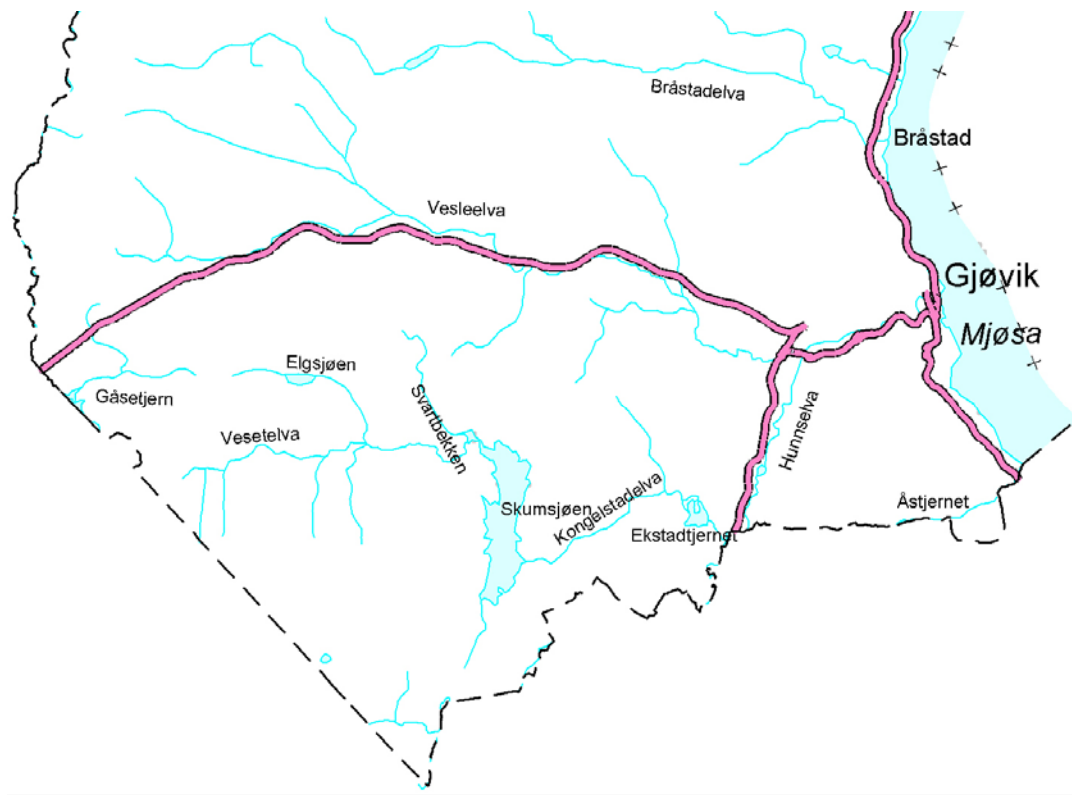
2.3 Tidligere undersøkelser

NIVA har i forbindelse med Mjøsundersøkelsen utført biologiske feltobservasjoner i Hunnselva som også omfattet Vesleelva, Vedsetelva og Kongelstadelva i 1997 (Kjellberg 1998). Store deler av Vesleelva var da moderat påvirket (Forurensningsklasse II) av næringssaltforurensning og hadde dårlig økologisk status som ikke var i samsvar med nå fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål. De forurensningskildene som tidligere skapte de største problemene i Vesleelva var utslipp av silopressaft og kloakk samt utslipp og utsig fra gjødselkjeller.

Vedsetelva og Kongelstadelva var ved befaringstidspunktet i 1997 lite påvirket av lokalbettinget forurensning.

Det er utarbeidet en vannbruksplan for Hunnselva (Furuset et al. 1991).

Det har tidligere ikke blitt utført limnologiske undersøkelser i Skumsjøen, Elgsjøen, Eikstadtjernet, Gåstjernet og Åstjernet. Skumsjøen og Åstjernet blir likevel brukt som studieobjekt for skoler og det blir da tatt en del prøver fra lokalitetene.



Figur 2. Elver, bekker og innsjøer i Gjøvik kommune som ble undersøkt i 2002. Stedsnavn som blir benyttet i rapporten er angitt.

3. RESULTATER OG DISKUSJON

For å kunne få en mer samlet oversikt over de ulike lokalitetene har vi lagt inn et kapittel med bakgrunnsdata for hvert vassdrag i resultatkapittelet.

3.1 Biologiske feltobservasjoner i elver og bekker

Forurensningssituasjon og økologisk status i Vesleelva og Skumsjø-vassdraget som de ble observert ved de biologiske feltobservasjonene er visualisert i fargefigur 3 og 4 i teksten. Vurderingen av Skumsjøen, Elgsjøen og Eikstadtjernet bygger på kjemiske og biologiske måledata.

3.1.1 Vesleelva (Byelva)

Bakgrunnsdata.

Naturlig nedbørfelt: ca. 68 km².

Årlig midlere avrenning (isohydat): 10 - 14 l/s· km².

Berggrunn og jordsmonn: Nedbørfeltet til Vesleelva har en vekslende berggrunn og består av lettforvitrelig kalkstein-/skifer og mer tung nedbrytbare sandstein-/gneisbergarter. Kalkstein-/skiferbergartene har størst utbredelse i Øverbygda og Mustagrenda. Størstedelen av jordbruket er knyttet til disse bergarter. I lia syd for Mustad-Bruvoll dominerer mer tungforviterlige sandsteinsbergarter. Langs nedre del av elva er gneis den dominerende bergart.

Jordsmonnet består i hovedsak av morene av tildels stor mektighet. Dette gjelder spesielt i jordbruksområdene nord og nordvest i nedbørfeltet.

Berggrunn og jordsmonn tilsier at vassdraget er relativt næringsrikt og har god bufferevne mot tilførsel av surt vann.

Fiskeforekomst: bekkeniøye, ørret og ørekyte.

Vesleelva har sitt utspring i Prestmyra, Slåttmyra og myrområdene ved Snaret/Mustadroa. Hovedelva er ca. 15 km lang og renner ut i Hunnselva i Hunndalen sentrum. Vassdraget savner innsjøer og det finnes bare et mindre skogstjern (Vibergtjernet) i nedbørfeltet. Nedbørfeltet består av 55 km² (81 %) skogområder, 4,6 km² (7 %) myrområder og 8,5 km² (12 %) dyrket mark inklusive areal til bosetting og veier. Vassdraget drenerer således store skogområder men også store jordbruksarealer bl.a. Mustadroa og Øverbygda. Videre ligger det fire (4) boligområder/minitettsteder i nedbørfeltet (Vardal og Tobru samt boligområdene ved Viflat og i Hunndalen). Bebyggelsen ved Tobru, Viflat og Hunndalen er tilknyttet kommunalt avløpsnett, mens bebyggelsen i Vardal har separate kloakkanlegg.

Jordbruksarealene og bebyggelsen ligger nær elva og det finnes således flere potensielle og til dels vedvarende forurensningskilder langs Vesleelva som kloakkutslipp (overløpsdrift) fra det kommunale avløpsanlegget samt utsig av kloakk og gråvann fra separatanleggene i den spredte bosetting. Videre tilkommer kilder som akuttutslipp (uhellsutslipp) og/eller lekkasje fra gjødselkjellere, melkerom, siloanlegg, uteforplasser og frittliggende deponier med husdyrgjødsel samt avrenning (jordpartikler, sand, næringssalter, husdyrgjødsel og sprøytmiddelrester) fra dyrket mark. Jordpartikler og spesielt sand blir også tilført vassdraget fra veier.

Forurensningseffekter som økt forekomst av høyere vegetasjon, begroingsalger og vannmoser (overgjødning), stor og sjenerende forekomst av sopp, bakterier og ciliater (forråtnelse/saprobiering),

økt forekomst av tarmbakterier (fekal forurensing) og tilslamming (habitatforandring) står derfor sentralt og er viktige kriterier når vi har vurdert forurensningsgrad og økologisk status i hovedelva og tilrennende bekker.

Det ble foretatt omfattende myrgrøfting i området like etter krigen og særlig på 1950- og 1960-tallet. Dette har sannsynligvis sammen med endrede nedbørsforhold ført til hyppigere inntørking og iskjøving i bekkene noe som har ført til at enkelte ørretbestander har forsvunnet. Det tas ut vann fra Vesleelva på flere plasser som benyttes til jordvanning og når det er lengre tørrværsperioder om sommeren kan lange strekninger av elva bli helt tørrlagt. Situasjonen i juni i 1994 er eksempel på dette. Redusert vannføring p.g.a. uttak til jordvanning vil også forringe resipientkapasiteten og forsterke eventuelle forurensningseffekter.

Viktige brukerinteresser er fritidsfiske og uttak av vann til jordvanning. Vassdraget er også en viktig drikkevannskilde for vilt og bufe.

Miljøkvalitetsmål.

Kommunalt fastsatt miljøkvalitetsmål for Vesleelva er at vannkvalitetstilstanden i hovedelva og skogsbekkene inkl. Vibergtjernet ikke bør overstige forurensningsklasse I-II (blågrønn markering på kartene). I bekkene som renner gjennom jordbruksområdene kan en akseptere en viss forurensningspåvirkning, men forurensningsgraden må ikke overstige forurensningsklasse II (grønn markering på kartene). Videre er det viktig at naturgitt biologisk mangfold mest mulig blir bevart samt at vassdraget også i fremtiden kan brukes til fritidsfiske, rekreasjon, jordvanning og som drikkevann for vilt og bufe.

Økologisk status.

Hovedelva var da de biologiske observasjonene ble utført lite til moderat påvirket av lokalbetinget forurensning (Forurensningsklasse I-II) og elva var heller ikke forsuret. Dvs. at flora og fauna i elvas hovedløp var i nær samsvar med forventet naturtilstand. Selve Vesleelva hadde således en god økologisk status. Bekkene som avvanner skogområdene hadde også god økologisk status, mens bekkene som drenerer jordbruks- og boligområder var lite til moderat eller moderat påvirket av næringssaltforurensning. I disse bekker var det lokalt (der det var god lystilgang) stor forekomst av de trådformete grønnalgene *Ulothrix zonata* og/eller *Spirogyra sp.*.

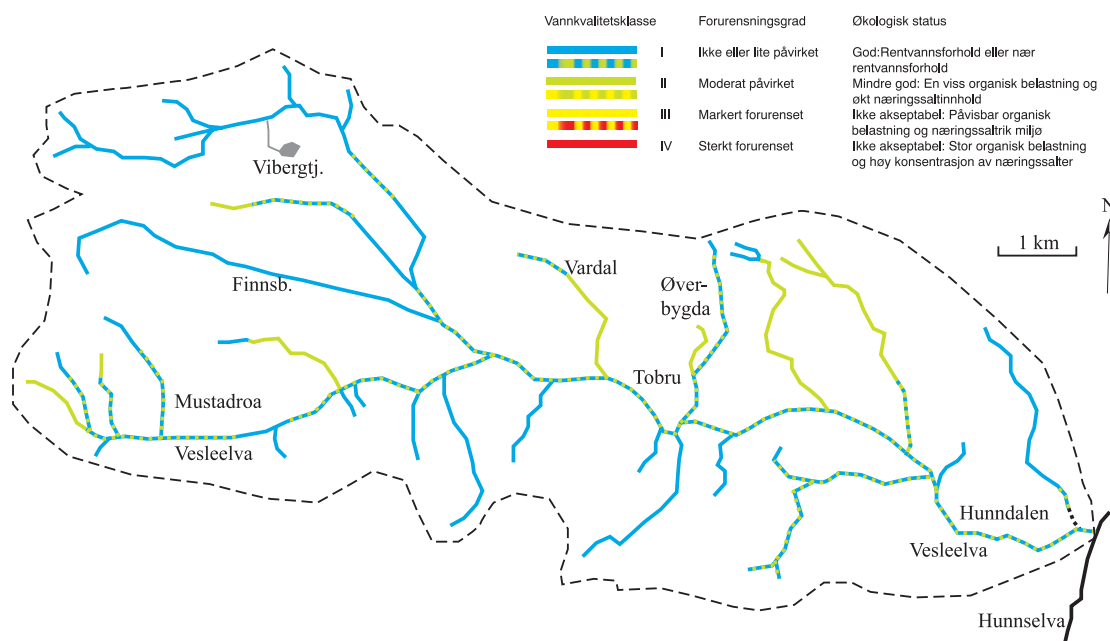
Det ble ikke registrert forurensningsutslipp fra punktkilder som medførte direkte forurensning, dvs synlig forekomst av heterotrofe organismer og vond lukt. Forurensninger som næringssalter samt jordpartikler og sand kommer derfor i hovedsak som diffus tilførsel og som arealavrenning og lekkasje fra dyrket mark, hogstflater og veier. Forurensningstilførselen til vassdraget vil derfor øke i perioder med snøsmelting og i perioder med mye nedbør.

Vurdering av resipientkapasitet og miljøkvalitetsmål.

Selve Vesleelva (dvs. hovedvassdraget) samt de bekker som drenerer skogområder hadde god økologisk status i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål. Resipientkapasiteten i hovedvassdraget vurderes også som relativt god. Enkelte av de bekker som renner gjennom jordbruksområder hadde mindre god økologisk status, men stort sett i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål. Disse bekker hadde likevel redusert resipientkapasitet og her vil det høyst sannsynlig kunne oppstå direkte forurensningsproblemer i perioder med lav vannføring. Det er således påkrevet med ytterligere begrensning av tilførselen av forurensninger til enkelte deler av Vesleelva om fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål skal kunne opprettholdes også i perioder med lav vannføring.

Aktuelle tiltak og tilrådinger.

Da Vesleelva drenerer store skogområder, er det viktig at det drives et miljøtilpasset og miljøsertifisert skogbruk i nedbørfeltet. Videre er det viktig at de forurensningsbegrensende tiltak som er satt iverk langs Vesleelva opprettholdes og forbedres. Hovedinnsatsen må fortsatt settes inn mot kloakkutslipp som lekkasjer og overløpsdrift fra det kommunale avløpsanlegget, samt utsig fra separate avløpsanlegg i spredt bebyggelse. En bør vurdere om det kan være hensiktsmessig med ytterligere tilkøpling til det kommunale kloakknnett. Jordbruket må stadig opprettholde overvåkenhet mot utslipp og gjennomføre tiltak for å ytterligere redusere direkte utslipp, dvs uhellsutslipp og lekkasje fra melkerom, gjødselkjellere, siloanlegg, uteforplasser og frittliggende deponier med husdyrgjødsel. Industrien må overholde sine konsesjonskrav ved bl.a. å øke driftsovervåking samt redusere faren for utslipp ved driftsuhell. Det er videre viktig at vassdraget sikres en tilstrekkelig minstevannføring. Det må ikke tas ut mer vann til jordvanning fra hovedelva og de fiskeførende bekker enn at en sikrer en så stor vannføring at levevilkårene for fisk blir opprettholdt. Kantvegetasjonen må i størst mulig grad spares/vernes. Det bør utarbeides en forvaltningsplan med handlingsprogram og utpekte ansvarlige myndigheter, foreninger og personer for Vesleelva, der en bl.a. prioriterer tiltak som kan bedre/sikre rekruttering og produksjon av stedegeen ørret. Det er videre viktig at alle kulverter og veibruer er utformet så det ikke etableres varige vandringshinder for den fisk en ønsker skal kunne vandre opp i hovedelva og i aktuelle tilløpsbekker. Biologisk mangfold bør også kartlegges og eventuelt behov for spesiell beskyttelse vurderes. Innsamling av hygienisk/bakteriologiske og vannkjemiske prøver bør inngå i en fremtidig undersøkelse.



Figur 3. Forurensningssituasjonen i Vesleelva i september 2002, vurdert ut fra biologiske forhold. Lokaliteter som ikke er vurdert er markert med grått.

3.1.2 Vedsetelva og Svartbekken

Bakgrunnsdata.

Naturlig nedbørfelt for Vedsetelva: ca. 29,1 km².

Naturlig nedbørfelt for Svartbekken: ca. 3,1Dkm².

Årlig midlere avrenning (isohydat) for området: 14 l/s km².

Berggrunn og jordsmonn: Nedbørfeltet til Svartbekken består av kvartsrik sandstein med noe innslag av alunskifer. Nedbørfeltet til Vedsetelva består av kvartsrik sandstein og gneis med innslag av alunskifer. Sandstein forekommer i den nordre del av området, mens skifer/kalkforekomstene finnes i en smal stripe som ligger mellom sandsteinen og gneisen i sør. Alunskiferen er basisk og bidrar til å redusere forsurenningen av vassdragene. Videre blir vannet mer salt- og næringsrikt. Sandsteinen og særlig gneisen er næringsfattige og tungforvitrelige og bidrar til saltfattig vann som har dårlig bufferkapasitet i forhold til tilførsel av surt vann.

Fiskeforekomst: lokale ørretstammer, ørekyte og abbor. Vedsetelva (og særlig Elgsjøbekken) er rekrutteringslokalitet for ørreten i Skumsjøen. I Svartbekken er det ikke noen fast fiskebestand, men ved høy vannføring går det opp ørret og ørekyt i bekkens nederste del.

Vedsetelva er ca. 8 km lang. Elva har sitt utspring i myrområdene ved Innersætra. Deretter renner elva gjennom et større myrområde ned til utløpet i Skumsjøen (se figur 4). Langs elva kommer det fra begge sider en rekke større og mindre bekker som renner ut i hovedelva. Av større bekker kan vi nevne Innersæterbekken, Buerbekken, Hulderbekken og Elgsjøbekken. I nedbørfeltet finnes også innsjøen Elgsjøen og to mindre tjern (Rennovertjernet og Larsputtan). Elva renner ut i Skumsjøens nordre del ved Balleropmyra.

Svartbekken er ca. 3 km lang og har sitt utspring i myrområdet nord-øst for gardsbruket Vesterås. Bekken renner ut i Skumsjøen like ved utløpet av Vedsetelva ved Balleropmyra.

Vedsetelva og Svartbekken drenerer i hovedsak skogområder med store myrareal, men også gardsbrukene Linderud, Gildrehaugen (gjelder Vedsetelva) og Vesterås (gjelder Vedsetelva og Svartbekken). Det ble foretatt omfattende myrgrøfting i nedbørfeltet like etter krigen og særlig på 1950- og 1960-tallet. Dette har sannsynligvis sammen med endrede nedbørforhold ført til hyppigere inntørking og iskjøving i bekkene i området og medført at ørretbestanden i disse områdene er blitt betydelig redusert. Forsuring kan også ha bidratt til redusert forekomst av ørret.

Potensielle lokale forurensningskilder i Vedsetelva og til dels i Svartbekken er utsig av boligkloakk og gråvann fra separatanlegg ved gardsbrukene. Videre tilkommer kilder som periodiske utslipp (uhellsutslipp) og/eller utsig fra gjødsekkjellere samt avrenning (jordpartikler, sand, næringssalter, husdyrgjødsel og sprøytemiddelrester) fra dyrket mark. Tilførsel av jordpartikler og særlig sand til vassdraget fra veier vil også inntreffe.

Forurensningseffekter som økt forekomst av påvekstlger, vannmoser og høyere vegetasjon (overgjødning), stor og sjenerende forekomst av sopp, bakterier og ciliater (forråtnelse/saprobiering), økt forekomst av tarmbakterier (fekal forurensning) og igjenslamming (habitatforandring) står sentralt og er viktige kriterier når vi skal vurdere forurensningsgrad i Vedsetelva-vassdraget.

Resipientkapasiteten i vassdragene vil minke og skadeeffektene av nevnte forurensningskilder vil øke ved redusert vannføring.

Vedsetelva-vassdraget er sannsynligvis fortsatt noe påvirket av sur nedbør. Dette har ført til at forsurede organismer har blitt skadelidende og at levevilkårene for ørreten blitt forringet. Det ser likevel ut som om ørretbestanden har tatt seg opp de siste årene.

De viktigste brukerinteresser i Vedsetelva er for tiden fritidsfiske og rekreasjon. Vassdraget er også en viktig drikkevannskilde for vilt og bufe. Svartbekken er ikke i noen større grad brukt til fritidsfiske og rekreasjon, men er drikkevannskilde for vilt og bufe

Miljøkvalitetsmål.

Kommunalt fastsatt miljøkvalitetsmål for Vedsetelva er at vannkvalitetstilstanden i hovedelva og tilrennende bekker ikke bør overstige forurensningsklasse I-II (blå-grønn markering på kartet). Videre er det viktig at de naturgitte rekrutteringsmulighetene for de lokale ørretstammene opprettholdes, at naturgitt biologisk mangfold mest mulig blir bevart, samt at vassdraget også i fremtiden kan brukes til fritidsfiske, rekreasjon, jordvanning og som drikkevann for vilt og bufe. Vannkvalitetstilstanden i Svartbekken bør heller ikke overstige forurensningsklasse I-II.

Økologisk status.

Ved tidspunktet for feltobservasjonene var vassdragene lite påvirket av lokalbetinget forurensning, men det var indikasjon på skadeeffekter av tilførsel av surt vann (forsuring) i Vedsetelva. Dette har bl.a. forringet levevilkårene for fisk og forsurede bunndyr. Sannsynligvis er det surstøt i perioder med høy vannføring som fortsatt kan skape problemer. Vi vurderer derfor den økologiske status i Vedsetelva som mindre god, mens den økologiske status i Svartbekken ble vurdert som god.

Vurdering av resipientkapasitet og miljøkvalitetsmål.

Med unntak for at Vedsetelva fortsatt er noe påvirket av forsurede vann, hadde vassdragene god resipientkapasitet i forhold til lokale forurensningstilførsler. Skadeeffekter av forsurede vann gjør likevel at vannkvalitetstilstanden i Vedsetelva ikke er i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål. Sannsynligvis er det "surstøt" særlig i våravsmeltingen som gir skadeeffekter og reduserer det biologiske mangfoldet og produksjonskapasiteten i vassdraget.

Aktuelle tiltak og tilrådinger.

Da Vedset-vassdraget og Svartbekken i hovedsak drenerer skogområder er det viktig at det drives et miljøtilpasset og miljøsertifisert skogbruk i nedbørfeltene. Kantvegetasjonen langs vassdragene og langs Elgsjøen og tjernene må vernes mest mulig. Videre er det viktig at de forurensningsbegrensende tiltak som er satt i verk ved gardsbrukene videreføres. Dvs at det er ønskelig med kontrollrutiner og råd fra kommunen så en kan unngå episodiske utslipp (uhellsutslipp) og utsig fra separate avløpsanlegg og gjødselkjellere. Videre er det ønskelig at en mest mulig reduserer tilførselen av næringsalter, sand og jordpartikler fra dyrket mark. Dvs. at en iverksetter tiltak som mest mulig kan redusere jorderosjonen og lekkasje av næringsalter fra åker og eng.

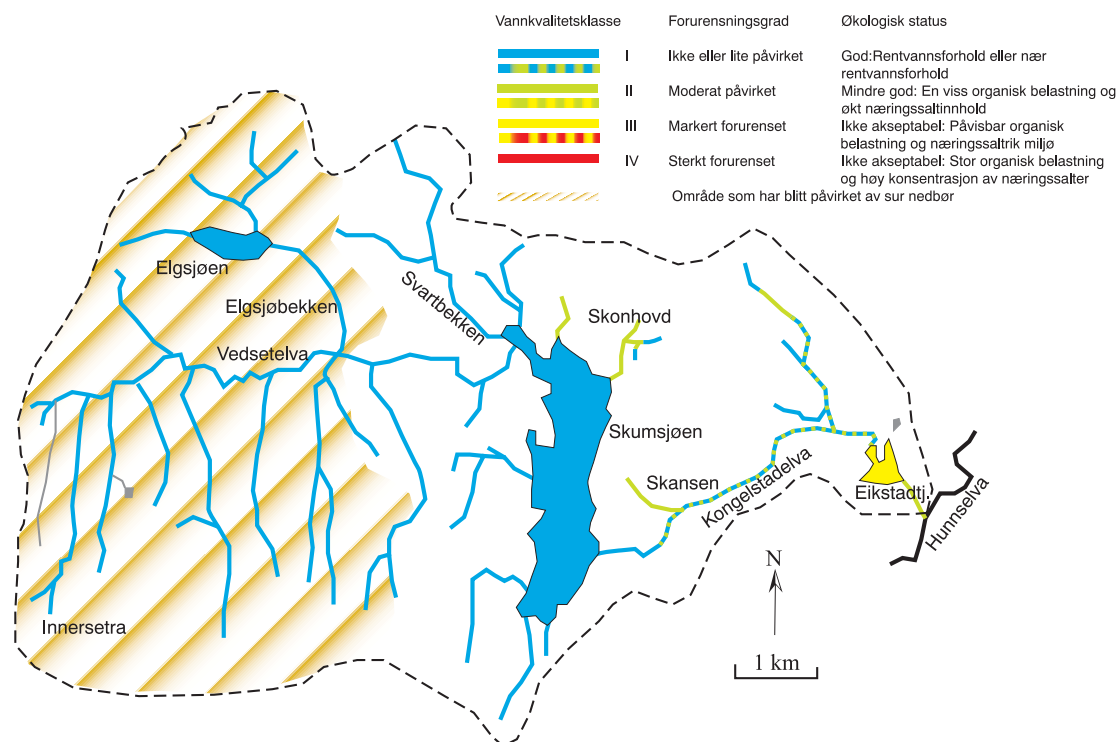
En bør vurdere om Vedsetelva og Elgsjøen skal kalkes. Dette bl.a. for å forbedre rekrutteringen av ørret til Skumsjøen samt for å øke produksjonsevnen i vassdraget. Det foreligger likevel ikke noe akutt behov for å kalke vassdraget.

Det er også viktig at kulverter og veibruer er utformet så det ikke etableres varige vandringshinder for den fisk en ønsker skal kunne vandre opp i hovedelva og i aktuelle sidebekker og da særlig Elgsjøbekken.

Det er ønskelig at en utarbeider en lokalt tilpasset forvaltningsplan med handlingsprogram og utpekte ansvarlige myndigheter, foreninger og personer for hele Skumsjø-vassdraget inkl. egen/e driftsplan/er for fiskestell. Som tidligere nevnt er Vedsetelva og særlig Elgsjøbekken en viktig rekrutteringslokalitet for ørreten i Skumsjøen. Forvaltningsplanen bør også inkludere Kongelstadelva og Eikstادتjernet.

Dette er viktig om en skal markedsføre hele vassdraget som et godt tilbud for ornitologiske studier, rekreasjon og fritidsfiske.

Videre bør biologisk mangfold kartlegges, og eventuelt behov for spesiell beskyttelse vurderes. Innsamling av hygienisk/bakteriologiske og vannkjemiske prøver bør inngå i en fremtidig undersøkelse.



Figur 4. Forurensningssituasjonen i Skumsjø-vassdraget i september 2002, vurdert ut fra biologiske forhold da det gjelder elver og bekker og ut fra kjemiske og biologiske undersøkelser for Skumsjøen, Elgsjøen og Eikstادتjernet. Lokalteter som ikke er vurdert er markert med grått.

3.1.3 Kongelstadelva

Bakgrunnsdata.

Naturlig nænedbørfelt : ca. 9.3 km².

Årlig midlere avrenning (isohydat): 12 - 14 l/s· km².

Berggrunn og jordsmonn: Det nærliggende nedbørfeltet til Kongelstadelva består av gneis. Gneis er tungforvitrelig, næringsfattig og derfor noe sur. Løsmassene består av morene i vekslende mektighet. Noe av morenematerialet stammer sannsynligvis fra kalkstein-/skiffer materiale. Dette bidrar til at jordsmonnet blir mer næringsrikt og mindre surt.

Fiskeforekomst: bekkeniøye, ørret, ørekyte og abbor.

Kongelstadelva er fra utløpet av Skumsjøen og ned til Hunnselva ca. 5 km lang. Elva renner ut i Hunnselva ved boligfeltet ved Sørby. En mindre bekk som kommer fra området ved Bjugstad renner ut i hovedelva like oppstrøms Eikstadtjernet. Foruten Eikstadtjernet finnes det ikke innsjøer eller tjern i nedbørfeltet til Kongelstadelva (se figur 4).

Kongelstadelva drenerer foruten Skumsjøen i hovedsak skogområder med noe myr, men også jordbruksområder med spredt bosetting ved Bjugstad, Skansen, Kongelstad og Granli. Det ligger også to mindre boligområder i nedbørfeltet (Korsvegen og Sørby). Nedbørfeltet består av 86 % skogområder, 4,5 % myrområder og 9,5 % dyrket mark inkl. bebygget areal og veier.

Potensielle og til dels vedvarende lokale forurensningskilder i Kongelsta-vassdraget er i første rekke utslipp og lekkasjer av boligkloakk og gråvann fra separatanlegg i den spredte bebyggelsen. Videre tilkommer periodiske utslipp (uhellsutslipp/akuttutslipp) og/eller lekkasje fra gjødselkjellere, melkerom, siloanlegg, uteforplasser og frittliggende deponier med husdyrgjødsel samt avrenning (jordpartikler, sand, næringssalter, husdyrgjødsel og sprøtemiddelrester) fra dyrket mark. Tilførsel av jordpartikler og særlig sand til vassdraget fra veier vil også inntreffe.

Forurensningseffekter som økt forekomst av påvekststalger, vannmoser og høyere vegetasjon (overgjødning), stor og sjenerende forekomst av sopp, bakterier og ciliater (fornæring/saprobiering), økt forekomst av tarmbakterier (fekal forurensning) og igjenslamming (habitatforandring) i elver og bekker samt økt forekomst av påvekststalger og makrovegetasjon i Eikstadtjernet (overgjødning) står sentralt og er viktige kriterier når vi skal vurdere forurensningsgrad i Kongelstadelva-vassdraget.

Resipientkapasiteten i vassdraget vil minke og skadeeffektene av nevnte forurensningskilder vil øke ved redusert vannføring.

Kongelstadelva-vassdraget er i liten grad berørt av skadeeffekter av sur nedbør og direkte forsuringsskader har ikke blitt registrert i vassdraget.

De viktigste brukerinteresser i Kongelstadelva er fritidsfiske og rekreasjon samt uttak av vann til jordvanning. Vassdraget er også en viktig drikkevannskilde for vilt og bufe. Det taes ut vann til jordvanning fra et flertall lokaliteter i vassdraget og i lengre tørkeperioder på sommeren kan enkelte deler av vassdraget bli helt tørrlagt. Vi bør her også nevne at Eikstadtjernet i den seinere tid som resultat av overgjødning og økt forekomst av makrovegetasjon har utviklet seg til å bli en viktig biotop for våtmarksfugl.

Miljøkvalitetsmål.

Kommunalt fastsatt miljøkvalitetsmål for Kongelstadelva er at vannkvalitetstilstanden i hovedelva ikke bør overstige forurensningsklasse I-II (blå-grønn markering på kartet). I de mindre bekkene som renner gjennom jordbruksområder samt i Eikstadtjernet kan en akseptere en viss forurensningspåvirkning (overgjødning), men forurensningsgraden bør ikke overstige forurensningsklasse II (grønn markering på kartene). Eikstadtjernet kan være noe overgjødslet da lokaliteten er en viktig fuglebiotop. Videre er det viktig at de naturgitte rekrutteringsmulighetene for den lokale ørretstammen blir opprettholdt, at naturgitt biologisk mangfold mest mulig blir bevart, samt at vassdraget også i fremtiden kan brukes til fritidsfiske, rekreasjon, friluftsbad, jordvanning og som drikkevann for vilt og bufe.

Økologisk status.

Ved tidspunktet for feltobservasjonene var øvre del av Kongelstadelva lite påvirket av forurensninger og hadde god økologisk status. I elvas nedre del fra området ved Skansen til utløpet i Hunnselva var det likevel indikasjoner på forurensning av næringssalter (overgjødning). Langs enkelte strekninger

tilføres også elven jordpartikler og sand fra jorder og veier. Dette har bl.a. forringet levevilkårene for fisk. Den økologiske status i elvas nedre del ble derfor vurdert som mindre god.

Ingen av de undersøkte elve- og bekkestrekningene var negativt påvirket av surt vann. Vi registrerte forekomst av forsuringfølsomme arter på samtlige lokaliteter.

Vurdering av resipientkapasitet og miljøkvalitetsmål.

Øvre del av Kongelstadelva hadde stort sett god resipientkapasitet og god økologisk status i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål. Nedre del av elva hadde en økologiske status som ble vurdert som ikke akseptabel, og her var elvas resipientkapasitet overskredet. Det er derfor ønskelig at en reduserer tilførselen av jordpartikler og næringsalter (spes. fosfor) til denne del av vassdraget.

Aktuelle tiltak og tilrådinger.

Da Kongelstadelva drenerer store skogområder, er det viktig at det drives et miljøtilpasset og miljøsertifisert skogbruk i nedbørfeltet. Videre er det viktig at de forurensningsbegrensende tiltak som er satt iverk i nærbørfeltet opprettholdes og forbedres. Hovedinnsatsen må fortsatt settes inn mot utsig og lekkasje fra separate avløpsanlegg i spredt bebyggelse. En bør vurdere om det kan være hensiktsmessig med ytterligere tilkoping til det kommunale kloaknett. Jordbruket må stadig opprettholde årvåkenhet mot utslipp og gjennomføre tiltak for å ytterligere redusere direkteutslipp, dvs uhellutslipp og lekkasjer fra melkerom, gjødselkjellere, siloanlegg, uteforplasser og frittliggende deponier med husdyrgjødsel. Det er også viktig at vassdraget sikres en tilstrekkelig minstevannføring. Det må ikke tas ut mer vann til jordvanning fra hovedelva enn at en sikrer en så stor vannføring at levevilkårene for fisk blir opprettholdt. Kantvegetasjonen må i størst mulig grad spares/vernes. Det bør utarbeides en forvaltningsplan med handlingsprogram og utpekte ansvarlige myndigheter, foreninger og personer for Kongelstadelva der en bl.a. prioriterer tiltak som kan bedre/sikre rekruttering og produksjon av stedegen ørret. Det er videre viktig at alle kulverter og veibruer er utformet så det ikke etableres varige vandringshinder for den fisk en ønsker skal kunne vandre fritt i hovedelva og i aktuelle tilløpsbekker. Biologisk mangfold bør også kartlegges og eventuelt behov for spesiell beskyttelse vurderes. Innsamling av hygienisk/bakteriologiske og vannkjemiske prøver bør inngå i en fremtidig undersøkelse.

3.2 Vannkvalitet og trofigrad i Skumsjøen

3.2.1 Bakgrunnsdata

Skumsjøen (432 moh.) er en middels dyp humusrik skogssjø med et areal på ca 1,8 km². Innsjøen er langstrakt i sør-nord retning, totalt 3,3 km lang og gjennomsnittlig ca. 560 meter bred. Store områder av innsjøen er ikke dypere enn 10 meter. Maksimalt dyp er på vel 30 meter (se dybdekart i vedlegg E). Vedsetelva og Svartbekken samt 4 mindre bekker renner inn i innsjøen. Nedbørfeltet, som i hovedsak ligger vest for innsjøen, har et areal på ca. 43,7 km² og består i hovedsak av skog og myrområder (se kap. 3.1.2 Vedsetelva). Like ved innsjøen (Skumlia) og i den nordre del av nedbørfeltet finnes det jordbruksområder med spredt bebyggelse. Berggrunnen i nedbørfeltet består av kvartsrik sandstein samt gneis med noe innslag av alunskifer (se kap. 3.1.2. Vedsetelva). Løsmassene består av morene i vekslende mektighet. Noe av morenematerialet stammer trolig fra kalkstein-/skifermateriale.

Skumsjøen er lite påvirket av forurensninger og har opprettholdt sitt preg som en næringsfattig (oligotrof) humusrik skogssjø. Det har likevel i senere tid utviklet seg tette belter med makrovegetasjon langs nedre del av Vedsetelva og i området der elva renner ut i Skumsjøen. Det er et rikt fugleliv i og omkring innsjøen. Det er ørekyte, abbor og ørret i Skumsjøen ved Balleropmyra. Sannsynligvis er det høy konsentrasjon av metyl-kvikksølv i stor fiskespisende abbor og ørret p.g.a. at innsjøen tilføres mye humusstoffer (se Andersson et al. 1987 og Rognerud og Fjeld 2002).

Skumsjøen blir for tiden brukt til fritidsfiske, rekreasjon og friluftsbad. Det finnes 101 hytter og en kaffe (Osbakken) ved innsjøen. Osbakken og de fleste hytter ligger like ved innsjøen. Videre benyttes innsjøen som er regulert 3 meter, for elproduksjon.

3.2.2 Forurensningskilder

Skumsjøen blir fra området ved Skonhovd og til viss grad også via Vedsetelva tilført noe forurensning fra spredt bebyggelse og jordbruksaktiviteter. Videre tilføres innsjøen rensset kloakkvann fra Osbakken samt diffus forurensning fra hytter. Potensielle og til dels vedvarende forurensningskilder er derfor i første rekke utsig av kloakk og gråvann fra Osbakken og separatanlegg i den spredte bebyggelsen. Videre også episodiske utslipp (uhellsutslipp) og utsig fra gjødselkjellere, melkerom og siloer, samt avrenning (jordpartikler, sand, næringssalter, husdyrgjødsel og sprøytemiddelrester) fra dyrket mark og når det gjelder sand og jordpartikler også fra veier og gårds plasser.

Forurensningseffekter som økt forekomst av planteplankton i Skumsjøens frie vannmasser og påvekststalger og makrovegetasjon langs strendene og i grunnere partier (overgjødning/eutrofiering), samt økt forekomst av tarmbakterier (fekal forurensning) samt til en viss grad også tilslamming av bunnområder (forringelse av leveområder), står sentralt og er viktige kriterier når vi skal vurdere forurensningsgraden i Skumsjøen.

3.2.3 Miljøkvalitetsmål

Kommunalt fastsatt miljøkvalitetsmål for Skumsjøen er at innsjøen skal ha akseptabel vannkvalitet for rekreasjonsformål og spesielt for fritidsfiske og friluftsbad. Videre at innsjøen skal ha en økologisk status som er i nært samsvar med forventet naturtilstand, dvs. at et viktig miljøkvalitetsmål er å kunne bevare naturgitt artssammensetting og produksjonsevne (se kap. 1.2). Det er likevel ønskelig at det bedrives et fiskestell som kan forbedre Skumsjøen som fiskevann. Videre skal Skumsjøen være et viktig innslag ("naturperle") i landskapet og deler av innsjøen (særlig nordre del inkl. Balleropmyra) bør bevares som verdifull og viktig fuglelokalitet (våtmarksområde).

3.2.4 Resultater og vurderinger fra undersøkelsene i 2002

Rådata er gitt i tabellene 6, 9, 11, 14, 15 og 16 i vedlegg A bak i rapporten.

Mål.

Hensikten med undersøkelsen i Skumsjøen i 2002 var å klarlegge innsjøens næringsstatus (trofitalstanden).

Vanntemperatur.

Vanntemperaturen som vi registrerte i Skumsjøen er vist i tabell 1. Skumsjøen er til tider sterkt vindpåvirket. Det etableres derfor som regel ikke noe markert sprangsjikt i innsjøen. Dette fører til at en stor del av de øvre vannmasser ofte sirkulerer og det er bare i perioder med varmt vær og lite vind det blir etablert et mer markert sprangsjikt. I slike varme og vindstille perioder blir temperaturen i overflatevannet godt over 20 °C. I 2002 var Skumsjøen sjiktet i perioden fra slutten av mai til ut i september. Mer markert sprangsjikt var det bare i august da det ble målt 21 °C i overflatevannet.

Tabell 1. Vanntemperatur ($^{\circ}\text{C}$) i Skumsjøen i perioden mai - oktober 2002.

Dyp	Dato	15/5	17/6	15/7	15/8	13/9	15/10
0,5 meter.		10,1	17,0	18,7	21,0	16,2	7,0
1 meter.		10,0	16,0	17,7	20,8	16,1	7,0
2 meter.		9,5	15,5	17,0	20,2	15,9	7,0
3 meter.		9,3	14,0	16,3	18,7	15,9	7,0
4 meter.		8,5	13,6	15,5	16,4	15,8	7,0
5 meter.		7,7	11,1	15,2	15,6	15,5	7,0
8 meter.		6,0	8,6	10,8	11,6	11,6	7,0
10 meter.		5,6	8,0	8,6	9,0	9,8	7,0
12 meter.		5,1	7,2	7,8	7,9	9,2	7,0
16 meter.		4,8	6,8	7,1	7,3	8,6	7,0
20 meter.		4,7	6,7	7,1	7,2	7,7	7,0

Siktedyp og farge.

I Skumsjøen ble det registrert siktedyp i området 2,5 – 3,1 meter. Middelerdien er beregnet til 2,8 meter. Lavest siktedyp var det i juli og august i forbindelse med at det kom store nedbørmengder og størst i juni når det var en periode med lite nedbør. Ved samtlige prøvetakingstilfeller var vannet markert brunfarget. Det var humusinnholdet dvs det brunfargede vannet, som var bestemmende for siktedypet i Skumsjøen i sommersesongen 2002. Ut fra SFT's klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann kan siktedypet i Skumsjøen klassifiseres som "Mindre god".

Vannkjemi.

Skumsjøen var i vekstsesongen 2002 sterkt humuspåvirket med markert brunfarget vann med fargetall > 80 mg Pt/l. Innholdet av organisk stoff var også høyt med konsentrasjoner > 8 mg TOC/l. Vannet var nøytralt til svakt surt med lavt saltinnhold. Bufferevnen i forhold til tilførsel av surt vann bedømmes som lav i mai, juni og oktober, men som god i perioden juli-september. Vi registrerte da alkalitetsverdier $> 0,05$ mekv/l. Konsentrasjonen av fosfor og nitrogen var til tider noe høyere en forventet naturtilstand og viste at Skumsjøen trolig var noe belastet med næringssalter. Stort humusinnhold bidrar sannsynligvis til at en stor del av fosforet er adsorbent til humuspartikler og derved blir mindre biotilgjengelig (Rognerud 1989, Meili 1992). Middelerdi og variasjonsbredde for de ulike parametre er gitt i tabell 2.

Tabell 2. Kjemiske analyseresultater fra Skumsjøen i vegetasjonsperioden 2002. Verdiene er gitt som middelerdier og variasjonsbredde.

Parameter	Middelerdi	Variasjonsbredde
Surhetsgrad pH	6,3	5,8 – 7,0
Alkalitet mekv/l	0,05	0,01 – 0,07
Konduktivitet mS/m	1,7	1,5 – 2,0
Total organisk karbon mg C/l	10,41	8,93 – 12,28
Fargetall mg Pt/l	86	81 – 91
Total fosfor $\mu\text{g/l}$	8,8	5,0 – 13,0
Total nitrogen $\mu\text{g/l}$	337	305 – 410
$\text{NO}_3\text{-N}$ $\mu\text{g/l}$	57	<10 – 83
Tot. klorofyll-a $\mu\text{g/l}$	1,8	0,9 – 2,8

Ut fra SFT's klassifisering av tilstand kan vannkvalitetsparametrene klassifiseres som følger:

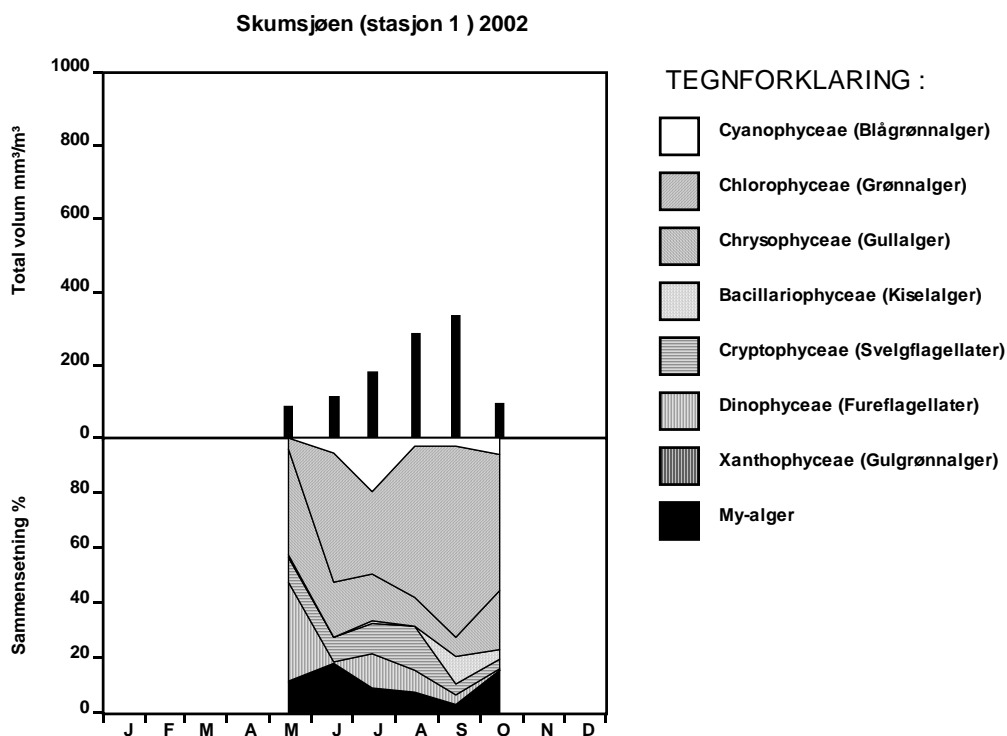
- pH og alkalitet tilsvarte tilstandsklasse "God".
- Fargetall tilsvarte tilstandsklasse "Meget dårlig", men nær grensa til "Dårlig".
- Total organisk karbon tilsvarte tilstandsklasse "Dårlig".
- Total fosfor tilsvarte tilstandsklasse "God".
- Total nitrogen tilsvarte tilstandsklasse "God".
- Tot. klorofyll-a tilsvarte tilstandsklasse "Meget god".

Planteplankton.

Planteplanktonsamfunnet i Skumsjøen var i vekstsesongen 2002 dominert av grønnalger (særlig arter tilhørende slekten *Monoraphidium*), samt småvokste algearter (s.k. "monader") tilhørende gruppene gullalger, svelgflagellater og my- alger. Dette var grupper og arter som er vanlig forekommende i næringsfattige (oligotrofe) skogssjøer med stort humusinnhold. Eksempel på arter som indikerer næringsfattige forhold og som var rikt representert i Skumsjøen var : **blågrønnalgen** *Merismopedia tenuissima*, **grønnalgene**, *Monoraphidium dypowskii* og *Monoraphidium griffithii*, **kiselalgen** *Aulacoseira alpigena*, **svelgflagellatene** *Cryptomonas marssonii*, *Katablepharis ovalis* og *Chroomonas acuta* samt **fureflagellatene** *Gymnodinium cf. lacustre* og *Peridinium willei*. Videre kan vi nevne at det visuelt var relativt stor forekomst av blågrønnalgen *Anabaena lemmermannii* i juli, men den utviklet ikke vannblomst. Obs! Det kan i næringsfattige innsjøer være visuelt stor forekomst og noe vannblomst av *Anabaena lemmermannii* til tross for at arten ikke utgjør noe større andel av biomassen, dvs i blandprøven.

Biomassen av planteplankton (algemengden) var lav med nivåer som varierte i området 0,1 - 0,3 gram våtvekt/m³. Middelerdien i vegetasjonsperioden er beregnet til 0,18 gram våtvekt/m³. Dette er mengder som er i samsvar med det vi finner i næringsfattige (oligotrofe) innsjøer (se Brettum 1989 og Tikkanen og Willen 1992).

Biomasse og sammensetning av planteplankton i Skumsjøen er vist i figur 5 på neste side.



Figur 5. Variasjoner i total biomasse og sammensetning av planteplankton i Skumsjøen i vegetasjonsperioden 2002. Biomassen er gitt i mg/m^3 våtvekt.

Skumsjøen bedømmes ut fra forekomsten av planteplankton som klart næringsfattig tilsvarende oligotrof tilstand i Brettums (1989) klassifiseringssystem, og blir her vurdert som lite forurenset av næringssalter (overgjødslet). Rik forekomst av "monader" skulle tilsi at planteplanktonet i Skumsjøen i vegetasjonsperioden i 2002 var velegnet føde for dyreplankton.

Økt forekomst av makrovegetasjon og til tider markert forekomst av fastsittende alger langs strendene og på makrovegetasjonen særlig i innsjøens nordre del kan likevel være en indikasjon på at Skumsjøen blir noe påvirket av økt tilførsel av næringssalter (fosfor og nitrogen) fra bebyggelsen og jordbruksaktiviteten ved Skonhovd.

Resultatene av planteplanktonanalysene var i godt samsvar med resultatene fra klorofyllmålingene. Det ble som tidligere nevnt registrert tot. klorofyll- a konsentrasjoner i området $0,9 - 2,8 \mu\text{g}/\text{l}$ og gjennomsnittlig konsentrasjon i vegetasjonsperioden er beregnet til $1,8 \mu\text{g}/\text{l}$. Dette tilsvarer "Meget god" tilstandsklasse ifølge SFT's klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (Andersen et al. 1997), og er i samsvar med næringsfattig (oligotrof) tilstand (Nürnberg 1996).

Lav biomasse av planteplankton i forhold til næringssalter kan skyldes høyt beitetrykk fra dyreplankton kombinert med dårlige lysforhold og lite biotilgjengelig fosfor.

Dyreplankton.

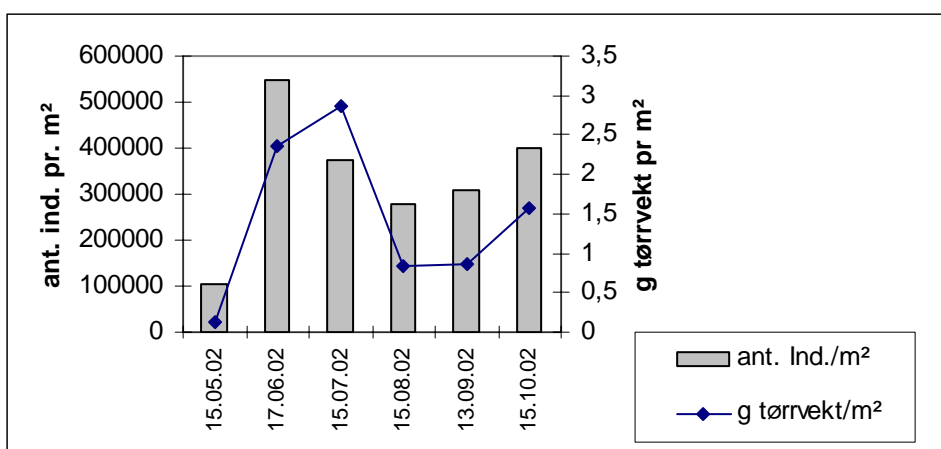
I Skumsjøens fri vannmasser var det sommeren 2002 et relativt rikt og variert dyreplankton med en artssammensetning og individtetthet som vi vurderte å være i samsvar med forventet naturtilstand.

Krepsdyrplanktonet var dominert av hoppekrepsene, *Eudiaptomus gracilis* og *Cyclops scutifer* samt vannloppene *Holopedium gibberum*, *Bosmina longispina* og *Daphnia cristata*. Størst forekomst var det av *Cyclops scutifer* og *Bosmina longispina*. Vanlig forekommende var også hoppekrepsene

Mesocyclops leukarti og *Heterocope appendiculata* samt vannloppene, *Daphnia longispina* og *Daphnia longiremis*. Hoppekrepsen *Acanthocyclops/Megacyclops sp.* samt vannloppene *Leptodora kindtii*, *Diaphanosoma brachyurum*, *Bythotrephes longimanus* og *Polyphemus pediculus* ble bare påvist i mindre antall.

Biomassen av krepsdyrene varierte i området 0,14 til 2,87 gram tørrvekt per m². Midlere biomasse i vekstsesongen er beregnet til 1,44 gram tørrvekt per m². Dette tilsvarte middels høy til høy biomasse i følge vurderingsgrunnlag for biomasse av krepsdyrplankton i innsjøer utarbeidet av Jarl Eivind Løvik ved NIVA (se vedlegg B).

Hjuldyreplanktonet bestod i hovedsak av artene *Keratella cochlearis*, *Kellicottia longispina*, og *Conochilus spp.*. Videre registrerte vi forekomst av *Keratella hiemalis*, *Asplanchna priodonta*, *Synchaeta spp.*, *Polyarthra vulgaris*, *Polyarthra remata* og *Collotheca spp.*.



Figur 6. Mengde og biomasse av krepsdyrplankton i sjiktet 0-20 meter i Skumsjøen i 2002.

Beitetrykket fra planktonspisende fisk (her i første rekke yngre abbor) ble vurdert å ligge på grensa mellom markert til sterkt tilsvarende predasjonsklasse III til IV i følge Løviks klassifiseringssystem (se Kjellberg et al. 1999). Dette kan en også forvente i en innsjø der det som i Skumsjøen er store grunne områder og stor forekomst av småfallen abbor. *Daphnia cristata* var dominerende "dafnia"-art og de eggbærende hunnene hadde en middellengde på 1,25 mm. Blant "bosmidene" hadde *Bosmina longispina* størst forekomst og de eggbærende hunnene hadde en middellengde på 0,57 mm.

Tabell 3. Lengder av vannlopper i mm gitt som gjennomsnitt og variasjonsbredde for voksne (eggbærende) hunner i Skumsjøen. De arter som er blitt brukt til å vurdere beitetrykket fra fisk er skrevet med tykkere skrift.

Art	Gjennomsnitt	Variasjonsbredde
<i>Holopedium gibberum</i>	1,43	1,24 – 1,66
<i>Bosmina longispina</i>	0,57	0,48 – 0,74
<i>Daphnia cristata</i>	1,25	1,10 – 1,40
<i>Daphnia longiremis</i>	1,24	1,06 – 1,40
<i>Daphnia longispina</i>	1,59	1,24 – 1,94

3.2.5 Vurdering av selvrenningskapasitet og miljøkvalitetsmål

Resipientkapasiteten i Skumsjøen bedømmes som akseptabel og innsjøen hadde god økologisk status i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål. Humusrikt vann i kombinasjon med til tider stor gjennomstrømning av vann samt at innsjøen for tiden er lite belastet av forurensninger, er hovedårsaken til Skumsjøens gode resipientkapasitet. Ved lav vannføring i Vedsetelva vil resipientkapasiteten bli redusert.

Overgjødsling

Økt forekomst av makrovegetasjon i Skumsjøens nordre del kan muligens være en indikasjon på overgjødsling. Det er derfor viktig at tilførselen av fosfor og nitrogen til Skumsjøen ikke øker og det er ønskelig at den blir ytterligere redusert. Reduksjon av tilførselen av nitrogen fra nedbørfeltet er ønskelig for å kunne redusere tilførsel av nitrogen til Mjøsa.

Forsuring

I forbindelse med avsmeltningen på våren har Skumsjøen lav bufferevne mot tilførsel av surt vann, men for øvrig er bufferevnen relativt god. Vi har ikke registrert biologiske skadeeffekter p.g.a. forsuring. For tiden er det derfor ikke behov for å kalke innsjøen.

3.2.6 Aktuelle tiltak og tilrådinger

Det er viktig at de forurensningsbegrensende tiltak som er satt i verk i Skumsjøens nedbørfelt videreføres og blir forbedret. Tilførselen av kloakk og gråvann fra enkelte separate avløpsanlegg i den spredte bebyggelsen og ved Osbakken må reduseres mest mulig. Videre er det viktig at landbrukskontoret foretar skjerpet kontroll av melkerom, gjødselkjellere og siloanlegg slik at en kan stoppe lekkasjer og forebygge ”uhellsutslipp”. Det nystartede prosjektet ”Miljømål i landbruket” vil her være et viktig tiltak. Det er også viktig at en iverksetter tiltak som kan redusere transport av næringsalter og jordpartikler til Ringsjøen fra nærliggende jordbruksarealer. Uttransport av næringsrike jordpartikler skaper grunnlag for økt forekomst av makrovegetasjon og kan tilslamme gruntområder.

For tiden utgjør den økte forekomsten av makrovegetasjon i nedre del av Vedsetelva og langs enkelte strandområder i Skumsjøens nordre del problemer for brukerinteresser som rekreasjon, friluftsbad og fritidsfiske. Det er derfor ønskelig at vegetasjonen i enkelte områder blir fjernet. Vi vil foreslå at en fjerner vegetasjonen fra noen av de områdene som tidligere var helt eller nær fri for makrovegetasjon. Forslagsvis kan en prøve å fjerne eller tynne ut vegetasjonen ved innhøsting. Det finnes egnete slåmaskiner som kan manøvreres fra båt til dette formål.

Skal innsjøen utvikles til et godt fiskevann for ørret- og abbor, må det foretas et omfattende uttynningsfiske. For informasjon om uttynningsfiske se Linløkken og Holt Seeland (2001). Det bør også vurderes om en skal sette ut stor ørret (dvs. fisk på 0,5 –1,0 kg). Nivået av kvikksølv i fiskespisende abbor og ørret bør registreres.

Det er ønskelig at det utarbeides en lokalt tilpasset forvaltningsplan med konkret handlingsplan og utpekte ansvarlige myndigheter, foreninger og personer for ”Skumsjø-vassdraget” inkl. egen driftsplan for fiskestell i Skumsjøen.

Videre bør biologisk mangfold kartlegges, og eventuelt behov for spesiell beskyttelse vurderes.

Innsamling av hygienisk/bakteriologiske prøver bør inngå i en fremtidig undersøkelse.

3.3 Vannkvalitet og trofegrad i Elgsjøen

3.3.1 Bakgrunnsdata

Elgsjøen (484 moh.) er et lite grunt humusrikt skogstjern som er lite påvirket av lokalbettinget forurensning. Tjernet er ca 600 meter langt og 200 meter bredt. Nedbørfeltet består av skog- og myrområder. Berggrunnen består av kvartsrik sandstein som er tungforvitrelig, næringsfattig og noe sur. Løsmassene består av morene i vekslende mektighet. Noe av morenematerialet stammer trolig fra kalkstein- og skifermateriale som er mer næringsrik. Det ligger ingen bebyggelse eller dyrket mark i nedbørfeltet. I tjernet finnes abbor og ørret. Elgsjøen blir brukt til fritidsfiske.

3.3.2 Forurensningskilder

Elgsjøen blir ikke direkte påvirket av lokale forurensningskilder, men er trolig noe påvirket av sur nedbør. Høyst sannsynlig er det p.g.a. stor tilførsel av humusforbindelser høy konsentrasjon av metylkvikksølv i stor og fiskespisende abbor og ørret om slike finnes.

3.3.3 Miljøkvalitetsmål

Kommunalt fastsatt miljøkvalitetsmål for Elgsjøen er at tjernet skal ha god økologisk status og egnet vannkvalitet for rekreasjonsformål og da spesielt for fritidsfiske. Videre at tjernet bevares som en god fuglelokalitet og som viktig innslag "naturperle" i skoglandskapet.

3.3.4 Resultater fra undersøkelsen i 2002

Rådata fra Elgsjøen er gitt i tabell 7, 10, 12, 19 og 20 i vedlegg A bak i rapporten.

Siktedyp

Ved prøvetakingstidspunktet i august ble det registrert et siktedyp på 1,7 meter og vannet var sterkt brunfarget. Vi kan regne med at det er humusinnholdet som bestemmer siktedypet i Elgsjøen. Ut fra SFT's klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (Andersen et al. 1997) kan siktedypet klassifiseres som "Dårlig".

Vannkjemi

Elgsjøen var i august 2002 sterkt humuspåvirket med markert brunfarget vann med fargetall på 126 mg Pt/l. Innholdet av organisk stoff var høyt med en konsentrasjon på 14 mg TOC/l. Vannet var svakt surt med en pH-verdi på 5,7 og hadde lavt saltinnhold. Bufferevnen i forhold til tilførsel av surt vann bedømmes som lav og vi registrerte alkalitetsverdi $< 0,05$ mekv/l. Konsentrasjonen av fosfor og nitrogen var relativt høy, men likevel i samsvar med forventet naturtilstand. Stort humusinnhold bidrar sannsynligvis til at en stor del av fosforet er adsorbent til humuspartikler og herved blir lite biotilgjengelig (Rognerud 1989, Meili 1992).

Ut fra SFT's klassifisering av tilstand kan vannkvalitetsparametrene mer generelt klassifiseres som følger:

- pH tilsvarte tilstandsklasse "Mindre god".
- Alkalitet tilsvarte tilstandsklasse "Mindre god".
- Fargetall tilsvarte tilstandsklasse "Meget dårlig".
- Total organisk karbon tilsvarte tilstandsklasse "Dårlig".
- Total fosfor tilsvarte tilstandsklasse "God".
- Total nitrogen tilsvarte tilstandsklasse "Mindre god".
- Tot. klorofyll-*a* tilsvarte tilstandsklasse "Meget god".

Planteplankton

Elgsjøen hadde i august 2002 et planteplankton fattig på arter som var dominert av grønnalger og småvokste algearter (s.k. "monader") tilhørende gruppene gullalger, svelgflagellater og my- alger. Dette var grupper og arter som er vanlig forekommende i næringsfattige (oligotrofe) skogssjøer med stort innhold av humus. Eksempel på en art som indikerer næringsfattige og humøse forhold og som var rikt representert i Elgsjøen var: **grønnalgen** *Monoraphidium dypowskii*.

Biomassen av planteplankton (algemengden) var lav og de ble registrert en biomasse på 0,14 gram våtvekt/ m³ tilsvarende en konsentrasjon av klorofyll på 1,9 µg tot. klorofyll-a per liter. Dette er konsentrasjoner som er i samsvar med det vi finner i næringsfattige (oligotrofe) innsjøer (se Brettum 1989, Tikkanen og Willen 1992, Nürnberg 1996).

Elgsjøen bedømmes ut fra forekomsten av planteplankton som klart næringsfattig tilsvarende oligotrof tilstand i Brettums (1989) klassifiseringssystem, og blir her vurdert som lite påvirket av næringssaltforurensning (overgjødning).

Dyreplankton

I Elgsjøens fri vannmasser var det i august 2002 et relativt individrikt men lite variert dyreplankton.

Hjuldjurene bestod av artene *Kellicottia longispina* og *Polyarthra spp.*.

Krepsdyrene bestod av hoppekrepsene *Eudiaptomus gracilis* og *Cyclops scutifer* samt vannloppene *Holopedium gibberum* og *Bosmina longispina*. Størst forekomst var det av *Holopedium gibberum* og *Bosmina longispina*.

Den registrerte artssammensetting ble ikke vurdert å være helt i samsvar med forventet naturtilstand og høyst sannsynlig er Elgsjøen fortsatt til tider påvirket av forurensning. At vi ikke fant noen forurensningsfølsomme arter skulle indikere dette.

Beitetrykket fra planktonspisende fisk (her i første rekke yngre abbor og ørekyte) ble vurdert å være markert tilsvarende predasjonsklasse III i følge Løviks klassifiseringssystem (se Kjellberg et al. 1999). Dette kan en også forvente i en innsjø der det som i Elgsjøen er stor forekomst av småfallen abbor. De eggbærende hunnene av *Holopedium gibberum* hadde en middellengde på 1,36 mm, mens de eggbærende hunnene av *Bosmina longispina* hadde en middellengde på 0,62 mm.

Tabell 4. Lengder av vannlopper i mm gitt som gjennomsnitt og variasjonsbredde for voksne (eggbærende) hunner i Elgsjøen. Den art som vi har tatt mest hensyn til da vi vurdert beitetrykket fra fisk er skrevet med tykkere skrift.

Art	Gjennomsnitt	Variasjonsbredde
<i>Holopedium gibberum</i>	1,36	1,19 – 1,54
<i>Bosmina longispina</i>	0,62	0,54 – 0,67

3.3.5 Vurdering av resipientkapasitet og miljøkvalitetsmål

Trolig er Elgsjøen fortsatt noe påvirket av forurensning. Dette medfører til noe redusert produksjonsevne og noe tap av biologisk mangfold, men har sannsynligvis liten påvirkning på fiskebestanden.

3.3.6 Aktuelle tiltak og tilrådinger

En bør vurdere om Elgsjøen skal kalkes. Dette vil kunne bidra til økt fiskeproduksjon i selve Elgsjøen men også bidra til bedre levevilkår og rekrutteringsmuligheter for ørreten i Vedsetelva. En eventuell kalking av Elgsjøen må ses i sammenheng med eventuell kalking av Vedsetelva (se kap. 3.1.2. Vedsetelva).

3.4 Vannkvalitet og trofegrad i Eikstadtjernet

3.4.1 Bakgrunnsdata

Berggrunnen i det nærliggende nedbørfeltet til Eikstadtjernet består av gneis som er næringsfattig og tungforvitrelig og derfor noe sur. Løsmassene består av morene i vekslende tykkelse. Noe av morenematerialet stammer fra kalkstien- skifermateriale og bidrar til å gjøre løsmassene mer næringsrike og mindre sure.

3.4.2 Forurensningskilder

Til dels vedvarende og potensielle forurensningskilder i nærområdet (nærbørfeltet) til Eikstadtjernet er utsig/lekkasje av kloakk og gråvann fra separatanlegg i den spredde bebyggelsen og fra boligområdet ved Korsvegen og Sørby. Videre tilkommer kilder som akuttutslipp (uhellsutslipp) og/eller lekkasjer fra gjødselkjellere, melkerom, siloanlegg, uteforplasser og frittliggende deponier med husdyrgjødsel samt avrenning (jordpartikler, sand, næringsalter, husdyrgjødsel og sprøytemiddelrester) fra dyrket mark. Jordpartikler og spesielt sand blir også tilført vassdraget fra veier.

3.4.3 Miljøkvalitetsmål

Kommunalt fastsatt miljøkvalitetsmål for Eikstadtjernet er at tjernet skal ha god økologisk status og egnet vannkvalitet for rekreasjonsformål som friluftsbad og fritidsfiske. Videre at tjernet bevares som en god fuglelokalitet og som viktig innslag "naturperle" i landskapet. Flere boliger ligger like ved tjernet og tidligere fantes det også en badeplass ved tjernet.

3.4.4 Resultater fra undersøkelsen i 2002

Rådata fra Eikstadtjernet er gitt i tabell 7, 10, 13, 17 og 18 i vedlegg A bak i rapporten.

Siktedyp

Ved prøvetakingstidspunktet i august ble det registrert et siktedyp på vel 3,4 meter og vannet var markert brunfarget. Vi kan regne med at det i hovedsak var humusinnholdet som bestemte siktedypet i Eikstadtjernet. Ut fra SFT's klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (Andersen et al. 1997) kan siktedypet klassifiseres som "Mindre god".

Vannkjemi

Rådata for vannkjemien i Eikestadtjernet er sammenstilt i vedlegg A (tabell 8) bak i rapporten.

Eikstadtjernet var i august 2002 markert humuspåvirket med brunfarget vann med et fargetall på 59 mg Pt/l. Innholdet av organisk stoff var relativt høyt med en konsentrasjon på 8,4 mg TOC/l. Vannet var svakt surt med pH på 6,7. Tjernet hadde middels saltinnhold og bufferevnen i forhold til tilførsel av surt vann bedømmes som god. Konsentrasjonen av fosfor og nitrogen var noe høyere en forventet naturtilstand og viste at Eikstadtjernet høyst sannsynlig var noe belastet med næringsalter. Stort humusinnhold bidrar sannsynligvis til at noe av fosforet er adsorbent til humuspartikler og herved blir mindre biotilgjengelig (Rognerud 1989, Meili 1992).

Ut fra SFT's klassifisering av tilstand kan vannkvalitetsparametrene mer generelt klassifiseres som følger:

- pH tilsvarte tilstandsklasse "Meget god".
- Alkalitet tilsvarte tilstandsklasse "God".
- Fargetall tilsvarte tilstandsklasse "Dårlig".
- Total organisk karbon tilsvarte tilstandsklasse "Dårlig".
- Total fosfor tilsvarte tilstandsklasse "God".
- Total nitrogen tilsvarte tilstandsklasse "Mindre god".
- Tot. klorofyll-a tilsvarte tilstandsklasse "Mindre god".

Planteplankton

Eikstadtjernet hadde i august 2002 et relativt artsrikt planteplankton dominert av grønnalger (særlig arter tilhørende slekten *Monoraphidium*, samt småvokste algearter ("monader") tilhørende gruppene gullalger, svelgflagellater og my- alger. Fureflagellater var også vanlig forekommende. Dette var grupper og arter som er vanlig forekommende i næringsfattige (oligotrofe) lokaliteter med stort innhold av humus. Eksempel på arter som indikerer næringsfattige forhold var: **blågrønnalgen** *Merismopedia tenuissima*, **grønnalgene**, *Botryococcus brauni*, *Monoraphidium dypowskii*, *Monoraphidium griffithii* og *Oocystis submarina* v. *variabelis*, **gullalgen** *Bitricha chodatii*, **svelgflagellatene** *Cryptomonas marssonii*, *Katablepharis ovalis* og *Chroomonas* sp. samt **fureflagellaten** *Gymnodinium* cf. *lacustre*.

Biomassen av planteplankton (algemengden) var lav med en biomasse på 0,43 gram våtvekt/m³ tilsvarende en konsentrasjon av klorofyll på 4,3 µg tot. klorofyll- a per l. Dette er mengder som er i samsvar med det vi finner i næringsfattige (oligotrofe) innsjøer (se Brettum 1989, Tikkanen og Willen 1992, Nürnberg 1996). Eikstadtjernet hadde likevel noe større algemengde en Skumsjøen og Elgsjøen.

Eikstadtjernet bedømmes likevel som markert forurenset av næringssalter (overgjødset) ut fra den rike og raskt økende forekomsten av makrovegetasjon.

Dyreplankton

I Eikstadtjernets fri vannmasser var det i august 2002 et relativt rikt og variert dyreplankton med en artssammensetting og individtetthet som vi vurderte å være i nært samsvar med forventet naturtilstand.

Hjuldirene var dominert av artene *Kellicottia longispina*, *Keratella cochlearis*, *Polyarthra vulgaris* og *Conochilus* spp.. Videre registrerte vi forekomst av *Asplanchna priodonta*, *Polyarthra remata* og *Gastropus stylifer*. Størst forekomst hadde *K. longispina*.

Krepsdyrene var dominert av hoppekrepsen *Thermocyclops oithonoides* og vannloppene *Diaphanozoma brachyurum*, *Ceriodaphnia* sp. og *Bosmina longispina*. Vanlig forekommende var også hoppekrepsene *Eudiaptomus gracilis* og *Cyclops scutifer* samt vannlopper som *Holopedium gibberum*, *Daphnia longispina*, *Daphnia cristata* og *Bosmina longirostris*.

Beitetrykket fra planktonspisende fisk (her i første rekke yngre abbor og ørekyte) ble vurdert som sterkt tilsvarende predasjonsklasse IV i følge Løviks klassifiseringssystem (se Kjellberg et al. 1999). Dette kan en også forvente i en liten og grunn lokalitet som Eikstadtjernet. *Daphnia longispina* var dominerende "dafnia"-art og de eggbærende hunnene hadde en middellengde på 1,17 mm. Blant "bosmidene" hadde *Bosmina longispina* størst forekomst og de eggbærende hunnene hadde en middellengde på 0,57 mm.

Tabell 5. Lengder av vannlopper i mm gitt som gjennomsnitt og variasjonsbredde for voksne (eggbærende) hunner i Eikstadtjernet.

Art	Gjennomsnitt	Variasjonsbredde
<i>Daphnia longispina</i>	1,17	!,08 – 1,23
<i>Bosmina longispina</i>	0,57	0,46 – 0,67

3.4.5 Vurdering av selvrenningskapasitet og miljøkvalitetsmål

Eikstadtjernet er overgjødset og er i ferd med å vokse igjen med makrovegetasjon. Dette er ikke ønskelig og heller ikke i samsvar med fastsatt kommunalt miljøkvalitetsmål og ønsker fra lokalbefolkningen. Skal fastsatt miljøkvalitetsmål nås må en redusere tilførselen av næringssalter og særlig jordpartikler. En må også fjerne noe av makrovegetasjonen.

3.4.6 Aktuelle tiltak og tilrådinger

Utover det som er blitt nevnt i kap. 3.1.3. Kongelstadelva, bør en utarbeide og iverksette en plan for fjerning av makrovegetasjon. Videre også vurdere om det er ønskemål og/eller behov for å reetablere badeplassen. Ut fra en skjøtelsesplan vil det være mulig å kunne bevare Eikstadtjernet som en ”naturperle”, verdifull fuglebiotop, badeplass, rekreasjonsområde og fritidsfiskeplass. Lokal velforening om sådan finnes bør ha en sentral rolle i planarbeidet. En reetablering av Eikstadtjernet bør også sees i sammenheng med behovet for reetablering og skjøtsel av dammene i Hunnselva (se bl.a. Kjellberg 1998).

3.5 Befaring av Gåsetjern og Åstjernet

Gåsetjern og Åstjernet, som i liten grad er berørt av forurensning, ble befart den 22. august og økologisk status i tjernene ble da visuelt vurdert. Før å bedømme om Gåsetjern var negativt påvirket av forsuring ble det foretatt feltobservasjoner av bunndyr i utløpsbekken (Lauselva).

Gåsetjern og Åstjernet vurderes som lite påvirket av lokale forurensningskilder. Forsuring synes heller ikke å være noe problem. Åstjernet ligger i et område med relativt kalkrike løsmasser og i utløpsbekken fra Gåsetjern fant vi forsuringfølsomme bunndyr bl.a. var det rik forekomst av døgnfluen *Baetis rhodani*. Gåsetjern som er grunn er likevel i ferd med å vokse helt igjen med makrovegetasjon (starr og tjønnaks) sannsynligvis fremst p.g.a. naturgitte forhold, men næringssalttilførsel fra arealene for fellesbeite ved Bergstugua og tidligere skoggrøfting kan også ha hatt betydning. Videre er det lekkasje i utløpsdammen som har bidratt til lavere vannstand og bedre etableringsmuligheter for makrovegetasjonen.

Aktuelle tiltak og tilrådinger

Dammen ved Gåsetjern bør repareres så vannstanden i tjernet blir høyere og i samsvar med hvor den var da dammen var intakt. Gåsetjern med omkringliggende sumpskogområder bør prioriteres som viktig fuglelokalitet.

Ved Åstjernet bør det etableres en brygge så tilgjengeligheten av tjernet for skolebruk bedres. Det blir derved bedre mulighet for å ta ut vannprøver og håvtrekk.

4. LITTERATUR.

- Andersen, J.R. et al. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT- veiledning. Nr.97:04. TA-1468/1997. 31 s.
- Bratli, J.I. 1995. Miljømål for vannforekomstene. Forventet naturtilstand. SFT Veiledning 95:04. TA-1141/1995. 41 s.
- Branderud, T.E., M. Mjelde, G. Kjellberg og A. Vøllestad. 1996. Limnologisk og fiskeribiologisk undersøkelse av Einafjorden sommeren 1995. NIVA-rapp. Løpenr. 3454-96 39 s.
- Brettum, P. 1989. Alger som indikator på vannkvalitet. Planteplankton. NIVA-rapp. Løpenr. 2344. 111 s.
- Brettum P. 1992. Naturens tålegrenser. Fagrapport nr. 28. Tålegrenser for overflatevann. Planteplankton. NIVA-rapp. Løpenr. 2800. 29 s.
- Bækken, T., G. Kjellberg og A. Linløkken. 1999. Overvåking av bunndyr i grensekryssende vassdrag i østlandsområdet i forbindelse med vassdragskalking. Samlerapport for undersøkelsene i 1995, 1996 og 1997. DN-notat 1999.
- Direktoratet for Naturforvaltning og Statens Forurensningstilsyn. 1997. Miljømål for vannforekomstene. Forslag til retningslinjer for kommunal fastsetting av miljømål og miljøkvalitetsnormer. 16 s.
- Furuseth, Å. Et al. 1991. Sluttrapport fra prosjekt "Vannbrukspla for Hunnselva".
- Garnås, E., O. Hegge, B. Kristensen, T. Næsje, T. Qvenild, J. Skurdal, B. Veie-Rosvoll, B. Dervo, Ø. Fjeldseth og T. Taugbøl. 1996. Forslag til forvaltningsplan for storørret. Utredning for DN 1997-2.
- Heinonen, P. 1980. Quantity and composition of phytoplankton in Finnish inland waters. Vesientutkimuslaitoksen julkaisu 37, 1-91.
- Kairesalo. T. and K. Vakkilainen. 2004. An Overview of Lake Vesijärvi. SILnews 41: 2-5.
- Kjellberg, G., S. Rognerud og O. Gillund. 1985. Basisundersøkelse i Trysilelva 1981-1984. NIVA-rapp., løpenr. 1816. 103 s.
- Kjellberg, G. 1993. Tiltaksorientert overvåking av Moelva, Brumunda, Flagstadelva, Svartelva og Vikselva. Generell vurdering av forurensningsgrad basert på de biologiske forhold, juli 1992. NIVA-rapp. Løpenr. 2943. 38 s.
- Kjellberg, G. 1998. Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpselver. Årsrapport for 1997. NIVA-rapp. Løpenr. 3847-98. 97 s.
- Kjellberg, G. 1998. Tiltaksorientert overvåking av vann og vassdrag i Ringsaker kommune. Årsrapport for 1997. NIVA-rapp. Løpenr. 3819-98. 45 s.
- Kjellberg, G., Hegge, O., Lindstrøm, E-A. og Løvik, J. E. 1999. Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpselver. Årsrapport for 1998. NIVA-rapp. Løpenr. 4022-99. 88 s.

Kjellberg, G., Brettum, P. og Lindstrøm, E-A. 2000. Undersøkelser av vannkvalitet, planteplankton, begroingsalger og bunndyr i Flensjøvassdraget i september 1998 og 1999. NIVA-rapp. Løpenr. 4021-99. 45 s.

Kjellberg, G. 2000. Overvåkingsprogram for vannforekomster i Gjøvik kommune i perioden 2000 – 2004. Notat til Gjøvik kommune.

Linløkken, A. og P.A. Holt Seeland. 2001. Fangsteffektiviteten ved utfisking med garn i sju bestander av abbor og mort i Hedmark, Norge og Jämtland, Sverige. Høgskolen i Hedmark notat nr. 6-2001. 33s.

Løvik, J.E. og G. Kjellberg 2002. Overvåking av vannkvalitet og biologiske forhold i Randsfjorden med tilløpselver. Datarapport for 2001. NIVA-rapp. Løpenr. 4510-2002. 36 s.

Løvik, J.E. og G. Kjellberg 2002. Overvåking av vannkvalitet og biologiske forhold i Begna/Østre Slidre-vassdraget i 2001. NIVA-rapp. Løpenr. 4482-2002. 43 s.

Meili, M. 1992. Sources, Concentrations and characteristics of organic matter in softwater lakes and streams of the Swedish forest region. *Hydrobiologia*, 229, 23-41.

Nürnberg, G.K. 1996. Trophic state of clear and colored, soft- and hard-water lakes with special consideration of nutrients, anoxia, phytoplankton and fish. *Lakes and Reservoirs Management* 12: 432-447.

Olrik, K., P. Blomqvist, P. Brettum, G. Cronberg og P. Eloranta. 1998. Methods for Quantitative Assessment of Phytoplankton in Freshwaters, part I. Naturvårdsverket rapport nr. 4860. 86 s.

Rask, M., M. Olin, J. Keskitalo, A. Lehtovaara, J. Ruuhijärvi and S. Vesala. 2003. Responses of plankton and fish communities to mass removal of planktivorous fish in a two-basin lake in southern Finland. *Hydrobiologia* 506-509: 451-457.

Rognerud, S. 1989. Glåma i Kongsvinger-regionen og Storsjøen i Odal. Sluttrapport for undersøkelsene i 1987 og 1988. NIVA-rapp. Løpenr. 2255. 34 s.

Rognerud, S og E. Fjeld 2002. Kvikksølv i fisk fra innsjøer i Hedmark, med hovedvekt på grenseområdene mot Sverige. NIVA-rapp. Løpenr. 4487-2002. 46 s.

Skålerud, P.Å. 2000. Fugleregistreringer i Gjøvik kommune. NOF-Oppland.

Schindler, D.W. 1969. Two usefull devices for vestical plankton and water sampling. *J. Fish. Res. Bd. Canada* 26: 1948-1955.

Taugbøl, T. 1995. Operasjon Mjøsørret. Sluttrapport. Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen. Rapport 9 – 1995. 55 s.

Tikkanen, T. og T. Willen. 1992. Växtplanktonflora. Naturvårdsverket Förlag. ISBN 91-620-1115-4. 280 s.

Tönno, I, H. Künnap and T. Nöges. 2003. The role of zooplankton grazing in the formation of "clear water phase" in a shallow charophyte-dominated lake. *Hydrobiologia* 506-509: 353-358.

Utermöhl 1958. Zür vervollkommung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol*, 9: 1-38.

5. VEDLEGG

Vedlegg A. Rådata fra undersøkelsene i 2002.

Vedlegg B. Klassifisering av forurensningsgrad og økologisk status i vassdrag vurdert ut fra de biologiske forhold.

Vedlegg C. Overvåkingsprogram for vannforekomster i Gjøvik kommune i perioden 2000 - 2004.

Vedlegg D. Dybdekart for Skumsjøen.

Vedlegg A.

RÅDATA FRA UNDERSØKELSENE I 2001.

Tabell nr. 6. Vanntemperatur ($^{\circ}\text{C}$) i Skumsjøen i sommeren 2002.

Dyp	Dato	15/5	17/6	15/7	15/8	13/9	15/10
0,5 meter.		10,1	17,0	18,7	21,0	16,2	7,0
1 meter.		10,0	16,0	17,7	20,8	16,1	7,0
2 meter.		9,5	15,5	17,0	20,2	15,9	7,0
3 meter.		9,3	14,0	16,3	18,7	15,9	7,0
4 meter.		8,5	13,6	15,5	16,4	15,8	7,0
5 meter.		7,7	11,1	15,2	15,6	15,5	7,0
8 meter.		6,0	8,6	10,8	11,6	11,6	7,0
10 meter.		5,6	8,0	8,6	9,0	9,8	7,0
12 meter.		5,1	7,2	7,8	7,9	9,2	7,0
17 meter.		4,8	6,8	7,1	7,3	8,6	7,0
20 meter.		4,7	6,7	7,1	7,2	7,7	7,0

Tabell nr. 7. Vanntemperatur i Elgsjøen og Ekstادتjern 22. august 2002.

Dyp	Elgsjøen	Ekstادتjern
0,5 meter	19,6	19,4
1 meter	19,5	18,8
1,5 meter	18,9	18,5
2 meter	18,5	18,0
3 meter	12,0	16,2
4 meter	9,0	
5 meter	6,4	
7 meter	5,8	

Tabell nr. 8. Konsentrasjoner av fosfor og nitrogen fra en dybdeprofil i Skumsjøen den 19. mars 2002.

Dyp	Parameter	Tot. P $\mu\text{g/l}$	Tot. N $\mu\text{g/l}$	Nitrat $\mu\text{g/l}$
2 meter		7,0	349	47
5 meter		8,0	340	53
10 meter		7,0	356	54
15 meter		8,0	358	54

Tabell nr. 9. Siktedyp og kjemiske analyseresultater fra Skumsjøen i vegetasjonsperioden (mai – oktober) i 2002. De kjemiske prøver er tatt fra en blandprøve fra sjiktet 0 – 5 meter.

Parameter	Dato	15/5	17/6	15/7	15/8	13/9	15/10
Surhetsgrad pH		5,8	5,9	6,0	7,0	6,6	6,4
Alkalitet mekv/l		0,01	0,02	0,07	0,07	0,07	0,04
Konduktivitet mS/m		1,8	1,8	1,6	1,5	2,0	1,5
TOC mg/l		8,93	9,69	10,19	10,82	10,52	12,28
Fargetall mg Pt/l		81	91	84	86	86	87
Total fosfor µg/l		8,0	5,0	9,0	13,0	6,0	12,0
Total nitrogen µg/l		340	410	314	332	305	319
Nitrat µg/l		73	83	72	< 10	26	77
Tot. klorofyll <u>a</u> µg/l		0,89	1,7	2,2	2,8	2,4	0,98
Siktedyp i meter		2,7	3,1	2,5	2,5	2,9	2,9

Tabell nr. 10. Siktedyp og kjemiske analyseresultater fra Elgsjøen og Ekstادتjern 22. august 2002. De kjemiske prøver er tatt fra en blandprøve fra sjiktet 0-2 meter.

Parameter	Elgsjøen	Ekstادتjern
Surhetsgrad pH	5,7	6,7
Alkalitet mekv/l	0,037	0,159
Konduktivitet mS/m	1,60	3,40
TOC mg/l	14,0	8,4
Fargetall mg Pt/l	126	59
Total fosfor µg/l	9,2	9,0
Total nitrogen µg/l	516	442
Nitrat µg/l	< 10	147
Tot. klorofyll <u>a</u> µg/l	1,9	4,3
Siktedyp i meter	1,7	3,4 (bunn)

Tabell 11. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Skumsjøen

Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra : Skumsjøen, 1

Verdier gitt i mm³/m³ (=mg/m³ våtvekt)

	År	2002	2002	2002	2002	2002	2002
	Måned	5	6	7	8	9	10
	Dag	15	17	15	15	13	15
	Dyp	0-5 m	0-5 m	0-5 m	0-5 m	0-5 m	0-5 m
Cyanophyceae (Blågrønnalger)							
Anabaena lemmermannii		.	.	0,3	.	.	.
Merismopedia tenuissima		.	5,9	34,8	7,7	10,2	5,5
Sum - Blågrønnalger		0,0	5,9	35,1	7,7	10,2	5,5
Chlorophyceae (Grønnalger)							
Botryococcus braunii		.	0,8	1,4	1,0	.	1,0
Chlamydomonas sp. (l=12)		.	0,1
Chlamydomonas sp. (l=8)		.	.	0,3	1,9	0,8	0,3
Crucigenia quadrata		.	.	0,6	.	.	0,3
Gyromitus cordiformis		0,2	0,1	.	.	.	0,1
Monoraphidium dybowskii		.	3,8	4,5	11,7	12,4	3,4
Monoraphidium griffithii		2,2	32,8	44,3	135,4	206,6	37,7
Oocystis rhomboidea		0,1	0,2	0,4	.	0,1	.
Oocystis submarina v.variabilis		0,2	9,2	2,0	3,6	4,0	1,9
Paramastix conifera		0,9	.	.	2,8	.	.
Sphaerocystis schroeteri		.	.	.	0,2	0,2	.
Ubest.cocc.gr.alge (Chlorella sp.?)		.	6,4	.	1,2	1,7	.
Ubest.ellipsoidisk gr.alge		6,6	3,2
Sum - Grønnalger		3,6	53,5	53,5	157,7	232,4	47,7
Chrysophyceae (Gullalger)							
Bicosoeca sp.		0,5	.	.	.	1,0	.
Bitrichia chodatii		.	2,1	.	0,7	0,3	.
Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?)		0,3	4,1	2,1	1,5	0,1	.
Chrysococcus cordiformis		.	.	.	3,1	0,2	.
Craspedomonader		0,8	0,4	1,1	0,9	0,1	0,7
Dinobryon crenulatum		0,4	.	.	0,4	0,4	.
Løse celler Dinobryon spp.		0,4
Mallomonas allorgei		.	.	2,5	2,2	0,6	.
Mallomonas spp.		.	1,6	0,9	1,4	.	.
Ochromonas sp.		2,1	.	1,5	1,1	0,7	1,4
Ochromonas sp. (d=3.5-4)		4,7	5,1	1,8	1,6	1,8	1,2
Små chrysomonader (<7)		20,8	9,1	20,0	11,4	14,1	8,8
Store chrysomonader (>7)		3,4	.	0,9	5,2	1,7	4,3
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)		0,7	0,3	.	.	3,6	4,0
Ubest.chrysophyceae		.	0,1	0,1	1,1	.	.
Sum - Gullalger		34,1	22,9	30,8	30,5	24,7	20,4

Bacillariophyceae (Kiselalger)

Asterionella formosa	.	.	1,1	.	.	.
Aulacoseira alpigena	.	0,2	0,3	0,2	0,5	3,3
Aulacoseira islandica (morf.helvetica)	2,1	.
Fragilaria ulna (morfotyp"acus")	.	.	0,3	.	.	.
Tabellaria fenestrata	30,4	.
Tabellaria flocculosa	1,2
Sum - Kiselalger	1,2	0,2	1,7	0,2	33,0	3,3

Cryptophyceae (Svelgflagellater)

Cryptomonas marssonii	.	0,3	.	2,5	.	.
Cryptomonas sp. (l=15-18)	0,4	0,4
Cryptomonas sp. (l=20-22)	.	1,4	3,1	19,7	1,9	.
Katablepharis ovalis	2,4	3,3	0,6	4,5	2,7	0,5
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	.	0,3
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	4,6	4,1	12,8	11,9	4,8	1,5
Ubest.cryptomonade (l=6-8) Chro.acuta ?	0,7	1,0	3,1	6,2	5,0	1,2
Sum - Svelgflagellater	8,1	10,4	19,6	44,8	14,4	3,6

Dinophyceae (Fureflagellater)

Amphidinium sp.	.	.	.	0,5	.	.
Gymnodinium cf.lacustre	8,8	0,2	1,0	0,9	0,3	0,1
Gymnodinium cf.uberrimum	.	.	19,8	13,2	8,7	.
Gymnodinium sp. (l=14-16)	3,4	.	0,2	6,9	1,5	.
Peridinium sp. (l=15-17)	.	.	.	1,7	.	.
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	1,8	.	1,4	.	.	.
Peridinium willei	18,0
Sum - Fureflagellater	32,0	0,2	22,4	23,2	10,5	0,1

Xanthophyceae (Gulgrønnaalger)

Tetradriella quadriseta	0,6
Sum - Gulgrønnaalger	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

My-alger

My-alger	9,9	20,9	16,6	22,2	11,2	15,3
Sum - My-alge	9,9	20,9	16,6	22,2	11,2	15,3

Sum totalt :	89,3	113,9	179,8	286,3	336,4	95,9
--------------	------	-------	-------	-------	-------	------

Tabell 12. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra : Elgsjøen

Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra : Elgsjøen (Gjøvik)

Verdier gitt i mm³/m³ (=mg/m³ våtvekt)

År	2002
Måned	8
Dag	22
Dyp	0-2 m
<hr/>	
Chlorophyceae (Grønnalger)	
Monoraphidium dybowskii	58,8
Oocystis rhomboidea	1,2
Oocystis submarina v.variabilis	14,6
Ubest.cocc.gr.alge (Chlorella sp.?)	12,1
<hr/>	
Sum - Grønnalger	86,6
Chrysophyceae (Gullalger)	
Bitrichia chodatii	2,0
Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?)	1,0
Mallomonas spp.	2,0
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	3,4
Små chryomonader (<7)	9,8
Store chryomonader (>7)	3,4
<hr/>	
Sum - Gullalger	21,5
Cryptophyceae (Svelgflagellater)	
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	5,8
Ubest.cryptomonade (l=6-8) Chro.acuta ?	5,5
<hr/>	
Sum - Svelgflagellater	11,3
My-alger	
My-alger	16,4
<hr/>	
Sum - My-alge	16,4
<hr/>	
Sum totalt :	135,9

Tabell 13. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra : Ekstادتjern

Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra : Ekstادتjern (Gjøvik)

Verdier gitt i mm³/m³ (=mg/m³ våtvekt)

År	2002
Måned	8
Dag	22
Dyp	0-2 m
<hr/>	
Cyanophyceae (Blågrønnalger)	
Merismopedia tenuissima	2,2
Sum - Blågrønnalger	2,2
<hr/>	
Chlorophyceae (Grønnalger)	
Botryococcus braunii	2,8
Chlamydomonas sp. (l=8)	5,3
Crucigenia quadrata	6,4
Crucigeniella apiculata	0,3
Gyromitus cordiformis	2,8
Monoraphidium dybowskii	29,7
Monoraphidium griffithii	59,4
Oocystis submarina v.variabilis	4,8
Ubest.cocc.gr.alge (Chlorella sp.?)	4,1
Ubest.ellipsoidisk gr.alge	3,2
Sum - Grønnalger	118,7
<hr/>	
Chrysophyceae (Gullalger)	
Bitrichia chodatii	2,7
Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?)	1,3
Chrysococcus cordiformis	10,6
Craspedomonader	0,5
Dinobryon divergens	0,6
Mallomonas cf.crassisquama	2,2
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	3,4
Små chrysonader (<7)	42,7
Store chrysonader (>7)	3,4
Sum - Gullalger	67,5
<hr/>	
Bacillariophyceae (Kiselalger)	
Aulacoseira alpigena	0,3
Sum - Kiselalger	0,3
<hr/>	
Cryptophyceae (Svelgflagellater)	
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	17,2
Cryptomonas marssonii	6,4
Cryptomonas sp. (l=20-22)	12,7
Cryptomonas spp. (l=24-30)	21,0
Katablepharis ovalis	29,7

Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	34,5
Ubest.cryptomonade (l=6-8) Chro.acuta ?	25,8
Sum - Svelgflagellater	147,2

Dinophyceae (Fureflagellater)	
Gymnodinium cf.lacustre	17,0
Katodinium sp. (l=12-14)	42,2
Ubest.dinoflagellat	4,2
Sum - Fureflagellater	63,4

My-alger	
My-alger	35,0
Sum - My-alge	35,0

Sum totalt : 434,4

Tabell 14. Forekomst av hjuldyr (Rotatoria) i Skumsjøens fri vannmasser i perioden mai – oktober 2002.

+ = sjelden/få individer, ++ = vanlig, +++ = rikelig/dominerende

Slekt/art	Dato	15/5	17/6	15/7	15/8	13/9	15/10
<i>Keratella cochlearis</i>		++	+++	+++	++	+++	++
<i>Keratella hiemalis</i>		+++	++		+		
<i>Kellicottia longispina</i>		++	++	++	++	++	++
<i>Asplanchna priodonta</i>					+		
<i>Polyarthra</i> spp.			++	++	+	+	+
<i>Conochilus</i> spp.		++	+++	++	++	++	++
<i>Collotheca</i> spp.		+					

Tabell 15. Krepssdyr (Crustacea) funnet i Skumsjøens fri vannmasser i perioden mai-oktober 2002. Antall og biomasse er gitt som antall individ og mg tørrvekt pr. m² fra sjiktet 0 - 20 m.

Slekt/art	Dato	15/5	17/6	15/7	15/8	13/9	15/10
Hoppekreps (Copepoda) (5st.)							
Calanoida (2 st.)							
<i>Heterocope appendiculata</i>		160	1120	4800	1600	400	1600
<i>Eudiaptomus gracilis</i>		15120	27520	26800	30880	24560	47600
Cyclopoida (3 st.)							
<i>Cyclops scutifer</i>		82320	81120	164640	109200	154080	216800
<i>Mesocyclops leuckarti</i>				160	82400	44880	1600
<i>Acanthocyclops/Megacyclops</i> sp.					160		
Vannlopper (Cladocera) (9 st.)							
<i>Leptodora kindtii</i>			80	400	320	320	
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>					80	80	
<i>Holopedium gibberum</i>		1280	16160	54400	12480	5040	5200
<i>Daphnia longispina</i>			160	2400	5840	400	
<i>Daphnia cristata</i>			79200	46400	3920	6880	7200
<i>Daphnia longiremis</i>			1920	8800	5120	960	2800

Bosmina longispina	3840	340800	63200	28000	72320	116400
Bythotrephes longimanus		240	400	80		
Polyphemus pediculus		80				
Totalt:	102720	548400	372400	280080	309920	399200
Biomasse, mg tørrvekt:	136	2361	2870	848	864	1574

Tabell 16. Lengder av voksne vannloppehunner i mm i Skumsjøen gitt som gjennomsnitt og variasjonsbredde.

Art	Middelverdi	Variasjonsbredde
Holopedium gibberum	1,43	1,24 - 1,66
Daphnia longispina	1,59	1,24 - 1,94
Daphnia cristata	1,25	1,10 - 1,40
Daphnia longiremis	1,24	1,06 - 1,40
Bosmina longispina	0,57	0,48 - 0,74

Tabell 17. Kvalitativ forekomst av dyreplankton i Ekstادتjern basert på vertikale håvtrekk (maskevidde 60 µm) i august 2002.

+ = sjelden/få individer, ++ = vanlig, +++ = rikelig/dominerende

Gruppe/art	Dato 22/8 2002
Hjuldyr:	
<i>Kellicottia longispina</i>	+++
<i>Keratella cochlearis</i>	++
<i>Polyarthra spp.</i>	++
<i>Asplanchna priodonta</i>	+
<i>Conochilus spp.</i>	++
<i>Gastropus stylifer</i>	+
Hoppekreps:	
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	++
<i>Cyclops scutifer</i>	+
<i>Thermocyclops oithonoides</i>	++
Cyclops naup. og cop. ubest.	+++
Vannlopper:	
<i>Holopedium gibberum</i>	++
<i>Diaphanozoma brachyurum</i>	+++
<i>Daphnia longispina</i>	++
<i>Daphnia cristata</i>	+
<i>Ceriodaphnia sp.</i>	+++
<i>Bosmina longirostris</i>	+
<i>Bosmina longispina</i>	+++

Tabell 18. Lengde av voksne vannlopper i mm i Ekstادتjern i august 2002 gitt som gjennomsnitt og variasjonsbredde.

Art	Middelverdi	Variasjonsbredde
<i>Daphnia longispina</i>	1,17	1,08 – 1,23
<i>Bosmina longispina</i>	0,57	0,46 – 0,67

Tabell 19. Kvalitativ forekomst av dyreplankton i Elgsjøen basert på vertikale håvtrekk (maskevidde 60 µm) i august 2002.

+ = sjelden/få individer, ++ = vanlig, +++ = rikelig/dominerende

Gruppe/art	Dato
	22/8 2002
Hjuldyr: <i>Kellicottia longispina</i> <i>Polyarthra spp.</i>	+ ++
Hoppekreps: <i>Eudiaptomus gracilis</i> <i>Cyclops scutifer</i> Cyclops naup. og cop. ubest.	+ ++ ++
Vannlopper: <i>Holopedium gibberum</i> <i>Bosmina longispina</i>	+++ +++

Tabell 20. Lengde av voksne vannlopper i mm i Elgsjøen i august 2002 gitt som gjennomsnitt og variasjonsbredde.

Art	Middelverdi	Variasjonsbredde
<i>Holopedium gibberum</i>	1,36	1,19 – 1,54
<i>Bosmina longispina</i>	0,62	0,54 – 0,67

Vedlegg B.

KLASSIFISERING AV FORURENSNINGSGRAD OG ØKOLOGISK STATUS I ELVER OG BEKKER BEDØMT UT FRA DE BIOLOGISKE FORHOLD.

Generelt.

Klasseinndeling og bedømmelse av forurensningsgrad i elver og bekker vurdert ut fra økologisk status er vist i tabell A. Inndelingen er fremkommet ved en strengere vurdering og forenkling av saprobiesystemet som er oppstilt av dansken Fjerdingstad (1960). Fargebetegnelser og vurderingsnormer er også til del hentet fra Stjerne-Pooth (1978). For mer inngående informasjon vises til Kjellberg og medarbeidere (1985). Klasseinndelingen er stort sett i samsvar med SFT's klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (Andersen et al 1997 og Holtan og Rosland 1992) som beskriver tilstandsklasser og forurensningsgrad ut fra avvik fra forventet naturtilstand. Med forventet naturtilstand menes den miljøkvalitetstilstand (økologisk status) en ville ha forventet uten påvirkning fra menneskelige aktiviteter (Direktoratet for Naturforvaltning og Statens Forurensningstilsyn 1997).

Forurensningsgrad og klasseinndeling.

Klasse I (blå farge): Elve- eller bekkestrekninger som ikke eller i liten grad er påvirket av forurensningstilførsel og/eller andre menneskelige inngrep som kan påvirke eller skade de biologiske forhold. Disse strekninger har en økologisk status i samsvar med forventet naturtilstand. Som regel er det her stabile økologiske forhold uten større svingninger fra år til år. Grad av mineralisering av organisk stoff er høy og det er høyt oksygeninnhold i såvel vannmassene som i bunnssubstratet. Hygienisk sett er det som regel god vannkvalitet. Beitedyr, eller vilt som f.eks. bever, kan tilføre vassdraget tarmbakterier som i små vassdrag kan påvirke vannkvaliteten. Det er som regel gode livsvilkår for laksefisk i disse elve- og bekkestrekninger. Klasse I er nærmest å sammenligne med den katharobe sonen i Fjerdingstads system og økologisk status blir vurdert som høy eller god.

Områder innenfor denne klasse, med markert- eller sterkt surt vann er angitt med brune tverrstreker. Disse områdene karakteriseres som regel av lav bufferkapasitet (alkalitet $< 0,05$ mekv/l), til tider lav pH ($< 5,0$), ikke forekomst av meget- og moderat forsuringfølsomme organismer, lav produksjonskapasitet, og ved at fiskens reproduksjonsmuligheter er blitt dårligere eller helt umuliggjort (pH $< 4,8$). I enkelte tilfeller er det fisketomt. Ofte er det betydelig forekomst av trådformete grønnalger, særlig *Mougeotia spp.* og enkelte arter i slektene *Microspora* og *Binuclearia* langs disse strekninger. Bekke- og elvestrekninger som blitt eller blir kalket er markert med brun-blå tverrstreker. I elve- og bekkestrekninger som er blitt påført skadeeffekter av tilførsel av surt vann vurderes økologisk status som ikke akseptabel.

Klasse I-II (overgangssone): De biologiske forholdene i elve- og bekkestrekningene er stort sett som for klasse I, men både flora og fauna er noe rikere (bl.a. økt fiskeproduksjon) på grunn av økt tilførsel av organisk stoff og særlig næringssalter. Tilførselen av nevnte stoffer kan være forårsaket enten av jordbruksaktivitet og/eller kloakkutslipp fra spredt bebyggelse og/eller kommunale avløpsanlegg eller reguleringsinngrep (utvaskingseffekter s.k. demningseffekter i ovenforliggende magasin og/eller endret vannregime), I direkte tilknytning til utslipp av fekal natur (boligkloakk, husdyrgjødsel) er vannet hygienisk sett som regel ikke tilfredsstillende (> 100 termotabile koliforme bakterier pr. 100

ml). Dette blir forsterket ved lav vannføring. Denne klasse kan nærmest regnes til den oligosaprobe sone i Fjerdingstads system og ser vi bort fra de hygienisk/bakteriologiske forhold så vurderes økologisk status som god.

Klasse II (grønn farge): Elve- og bekkestrekninger der vi kan dokumentere moderate biologiske forandringer. Påvirkningen har ført til økt næringsgrunnlag (tilførsel av organisk materiale og næringsssalter) som har økt plante- og dyreproduksjon (overgjødningseffekt). Som regel har vi økt algevekst og/eller økt forekomst av vannmoser og høyere vegetasjon langs og i disse elve- og bekkestrekninger. Rent lokalt i direkte tilknytning til de steder der det skjer utslipp med letnedbrytbart organisk stoff (kloakk, næringsmiddelindustri, silo og husdyrgjødsel), kan det være noe synlig heterotrof begroing (sopp, bakterier og ciliater). Oksidasjon og mineralisering av organisk stoff er allikevel relativt fullstendig. Som regel er det gode oksygenforhold i såvel bunnsstratet som i vannmassene. Livsvilkårene for laksefisk (bl.a. økt næringsgrunnlag) er gode og gir økt fiskeavkastning. Dersom det foreligger utslipp av tarmbakterier (fekale utslipp), er vannet som regel hygienisk sett ikke egnet som drikkevann uten omfattende rensing. Egnethet til jordvanning og friluftsbad kan også bli forringet.

Strekninger som er markert eller sterkt overgjødning (eutrofiert), er markert med røde tynne tverrstreker. Disse områder kjennetegnes ved at det:

- i strømvassnitt periodevis er masseutvikling av en eller flere algearter og/eller langskuddsplanter (eloider) som danner tette "vegetasjonstepper" over store bunnarealer. Dette gjelder særlig i elve- og bekkestrekninger med stor lystilgang.
- i mer stilleflytende partier er stor forekomst av høyere vegetasjon (makrofytter), som i visse tilfeller helt dekker elveleiet.

Masseforekomst av vegetasjon medfører forandringer i de øvrige organismsamfunn, påvirker fiskens gytemuligheter samt er til sjenanse ved utøvelse av fiske og annen bruk av vannforekomsten (bl.a. risiko for oversvømmelse ved at elve-/bekkeløpet vokser igjen av høyere vegetasjon, luktulempen når lav vannføring medfører tørrlegging og forråtnelse av tørrlagt plantemateriale samt at løsevet vegetasjon fester seg på rister, garn og andre fiskeredskaper). I visse tilfeller kan også stor algevekst bidra til vond lukt og smak på fiskekjøttet. Klasse II er nærmest å regne til den oligosaprobe sonen i Fjerdingstads system, men med en mer markert betoning av overgjødningseffekten. Den økologiske status vurderes her som god unntatt de lokaliteter som er sterkt overgjødning der økologisk status blir vurdert som moderat.

Klasse II-III (overgangssone): Forholdene i disse elve- og bekkestrekningene er som for klasse II, men innslaget av synlig heterotrof begroing (s.k. lammehaler og lignende) er mer markert, dvs. at vi her har en økt organisk belastning (saprobiering). Redusert oksygentilgang i bunnsstratet kan bidra til noe dårligere reproduksjonsforhold spesielt for laksefisker. Denne klasse kan nærmest henføres til Fjerdingstads Y-mesosaprobe sone og økologisk status blir her vurdert som moderat.

Klasse III (gul farge): Elve- og bekkestrekninger som er markert forurenset av næringsssalter (overgjødning) og organisk materiale (forråtnelse/saprobiering) hører til denne klasse. Her er det blant algebegroing og høyere vegetasjon et rikt innslag av heterotrof begroing (sopp, bakterier og ciliater) som er synlig fremherskende (s.k. "lammehaler") og da spesielt i tilknytning til de steder der utslippet skjer. Oksygeninnholdet i bunnsstratet kan ved lav vannføring i kombinasjon med høy vanntemperatur være sterkt redusert. Dette gjelder særlig små vassdrag med lav resipientkapasitet. Oksygeninnholdet i vannmassene er vanligvis > 5 mg/l. Sammensetningen av flora og fauna er forskjøvet mot mer motstandsdyktige arter (saprofilyter og saproxener) og antall individer av enkelte av disse artene er som oftest stort. I disse elve- og bekkestrekninger er det som regel ustabile biologiske forhold med

store og raske svingninger; bl.a. kan sopp- og bakterieveksten bli mer markert om vinteren og i perioder med lav vannføring på sommeren.

Videre er ikke oksidasjon og mineralisering av nedbrytbart organisk materiale fullstendig, og det er rikelig med aminosyrer. Til tider er det vond lukt langs disse elve- og bekkestrekninger. Laksefisk kan oppholde seg innenfor området, men reproduksjonsmulighetene er begrenset. I mange tilfeller kan det likevel være meget stor fiskeproduksjon på disse stedene som resultat av økt tilgang på næring. Av og til kan det være lukt- og smaksforringelser på fiskekjøttet. Når forurensningskilden eller kildene er av fekal art, er det rikelig med tarmbakterier (> 500 termostabile koliforme bakterier pr. 100 ml), og vannet er fra hygienisk synspunkt utilfredsstillende og ikke brukbart til drikkevann eller vaskevann for grønnsaker uten omfattende rensing, og det er heller ikke egnet til badevann eller til vanning av grønnsaker og frukt. Klasse III er nærmest å henføre til den a- og b-mesosaprobe sonen i Fjerdingstads system og økologisk status vurderes som moderat.

Klasse III-IV (overgangssone): Forholdene i elve- og bekkestrekningene i denne klasse er stort sett som i klasse III, men den organiske belastningen medfører tidvis oksygenmangel og utvikling av hydrogensulfid i bunnlagene (sort belegg under steiner). En meget markert oksygenreduksjon kan også oppstå i vannmassene (3 - 5 mg O₂/l). Som regel foreligger direkte luktulempen bl.a. som resultat av frigjøring av oppløst hydrogensulfid (H₂S) og andre svovelforbindelser. Det er ikke reproduksjonsmuligheter for laksefisk. Der forurensningskildene er av fekal art, er vannet hygienisk sett utilfredsstillende som for klasse III. Den Y-polysaprobe sonen i Fjerdingstads system er den som nærmest stemmer overens med klasse III-IV og klassen betegner en økologisk status som ikke er akseptabel.

Klasse IV (rød farge): Elve- og bekkestrekninger som er sterkt forurenset (saprobiert) av næringssalter og særlig organisk stoff. Her er det masseutvikling av heterotrofe organismer som bakterier, sopp og/eller ciliater. Forråtnelsesprosesser dominerer og gir opphav til påtagelige luktulempen bl.a. ved frigjøring av oppløst hydrogensulfid (H₂S) og andre svovelforbindelser. Som regel er det oksygenfrie tilstander i bunnssubstratet hvor hydrogensulfid og jernsulfid er fremherskende (sort belegg på bunnen). Også oksygeninnholdet i de frie vannmasser er som oftest sterkt redusert, ofte < 3 mg O₂/l, og i visse perioder, spesielt i mer stilleflytende partier, kan det være anarobe forhold, dvs. total oksygenmangel, "sort" vann og betydelige luktproblemer. Flora og fauna består av et fåtall spesifikke arter (saprobionter) som oftest opptrer i meget stort antall. Langskuddsplanter (elodeider) og kortskuddsplanter (isoetider) savnes som regel helt. Det er oftest ustabile biologiske forhold med store og raske svingninger i disse elve- og bekkestrekningene. Til tider er det masseutvikling av bakterien *Sphaerotilus natans* (kloakk, gjødselsig) og/eller soppen *Leptomitius lacteus* (silopressaft, næringsmiddelindustri), samt i visse tilfeller den rødfargede soppen *Fusarium aquaeductum* (surt miljø som f.eks. ved utslipp fra sulfitt-fabrikk) som setter sitt preg på lokalitetene. Laksefisk kan det bare være i disse områder når vannføringen er høy eller når påvirkningen av en eller annen grunn er mindre (lav temperatur, sesongbetont utslipp, osv.). Fiskedød forekommer som regel fra tid til annen. Hygienisk sett er vannkvaliteten høyst utilfredsstillende og dette gjelder også for de fleste andre bruksformål. Klasse IV tilsvarer nærmest den a- og b-polysaprobe sonen i Fjerdingstads saprobiesystem og økologisk status vurderes her som ikke akseptabel.

Områder innenfor klasse IV, der høyere organismeliv er helt utslått, samt der fisk ikke kan overleve, blir markert med sorte tynne tverrstreker over det røde feltet. Det kan her dreie seg om kraftig organisk

belastning med total oksygenmangel eller utslipp/produksjon av organiske stoffer med direkte giftvirkning (H_2S , NH_3 , m.v.)

Når det gjelder utslipp (først og fremst fra industri) av uorganisk art, som regel i form av salter fra industribedrifter, er det betydelig vanskeligere å stille opp noe system, idet utslippets kvalitet i høy grad varierer fra industriaktivitet til industriaktivitet. Det er derfor ikke gjort noe forsøk på mer inngående inndeling i denne sammenheng, men to typer påvirkning kan henføres til følgende hovedkategorier:

Kategori I: Elve- og bekkestrekninger der det høyere organismelivet er helt eller delvis utslått på grunn av utslipp med akutt toksisk effekt (lav pH, cyanid, fenol, visse metallsalter osv.). Disse lokaliteter er markert med sorte tynne tverrstreker (jevnt klasse IV). Økologisk status er her selvfølgelig ikke akseptabel.

Kategori II: Elve- og bekkestrekninger der utslipp av miljøgifter ikke har ført til noen direkte forandring av økologisk status, men der vi kan forvente at det skjer en markert opp- lagring (biokonsentrasjon, bioakkumulering) i organismene og eventuelt også opp-konsentrasjon (biomagnifikasjon) i næringskjeden av enkelte tungmetaller og/eller tungt nedbrytbare organiske miljøgifter (POP's), som over tid vil kunne medføre til biologiske skadeeffekter, konsumrestriksjoner og kostholdsråd for skaldyr og fisk m.v. Disse områder er markert med sorte prikker i fargefeltet og økologisk status vurderes her som mindre god og i enkelte tilfeller som ikke akseptabel (dvs. dårlig eller meget dårlig økologisk status).

Endelig er det viktig å understreke at påvirkningsgraden og forurensningssituasjonen i et vassdrag ved siden av variasjoner i utslippsmengde, også varierer med både vannføring og årstid (vanntemperatur). Ved høy vannføring når vassdraget har stor resipientkapasitet blir påvirkningen og eventuelle skadeeffekter mindre, mens selv meget små mengder av forurensning kan forårsake betydelige skadevirkninger ved ekstremt lav vannføring. Dette gjelder særlig i de mindre vassdragene. Forurensningssituasjonen et år med rikelig nedbør kan derfor være en annen enn et år med lite nedbør. En mild vinter eller spesielt varm sommer gir en annen påvirkning enn en kald osv. Videre er flere typer av påvirkning sesongbetont, og her kan vi bl.a. nevne utslipp av silopressaft. Mindre vassdrag kan f.eks. under silosesongen og umiddelbart etter ha sterkt forurensede strekninger (klasse IV), mens de i resten av året kan være lite påvirkede med til tider god økologisk status (se Mjærum 1974).

PLANTEPLANKTON SOM INDIKATOR PÅ TROFINIVÅ I INNSJØER.

Generelt

Planteplankton i innsjøer, tjern og dammer består av små, frittlevende alger (primær-produsenter) som vanligvis reagerer raskt på miljøendringer i vannmassene. Små forandringer i tilført mengde biologisk tilgjengelige næringsstoffer vil derfor raskt kunne gi signifikante endringer i planktonsamfunnet. Planktonalgens artssammensetning, biomasse og årssuksesjon gir derfor god informasjon om innsjøens næringsstatus og eventuelle utvikling over tid. Utpreget eutrofi resp. oligotrofi kan derfor som regel enkelt registreres ut fra indikatorarter med hjelp av bare en planteplanktonprøve tatt midt i vekstsesongen, dvs. i den høyproduktive tiden (Tikkanen og Willen 1992).

Vurderingsnorm

Brettum (1989) og Tikkanen og Willen (1992) har utarbeidet oversikt over indikatorarter. Videre presenterer Brettum (1989) og Heinonen (1980) følgende biomassetall (algemengder) gitt som våtvekt:

	Brettum (1989)	Heinonen (1980)
Ultraoligotrofe innsjøer	< 0,2 gram/m ³	< 0,2 gram/m ³
Oligotrofe innsjøer	0,2 – 0,7 gram/m ³	0,21 – 0,50 gram/m ³
Oligomesotrofe innsjøer	0,7 – 1,2 gram/m ³	0,51 – 1,00 gram/m ³
Mesotrofe innsjøer	1,2 – 3,0 gram/m ³	1,01 – 2,50 gram/m ³
Eutrofe innsjøer	3,0 – 5,0 gram/m ³	2,51 – 10,00 gram/m ³
Polyeutrofe innsjøer	5,0 – 10,0 gram/m ³	-----
Hypereutrofe innsjøer	> 10,0 gram/m ³	> 10,00 gram/m ³

FORSURING.

Forsuringssituasjonen i elver og bekker er vurdert ved bruk av fastsittende alger og bunndyr som indikator etter metode gitt av Lindstrøm (1992) og Bækken et al. (1999).

VURDERINGSGRUNNLAG FOR KREPSDYRPLANKTONBIOMASSE.

Klassifisering av biomasse for krepsdyrplankton er utarbeidet av Jarl Eivind Løvik på NIVA og vurderingen er basert på beregnet midlere biomasse uttrykt som gram tørrvekt og gram våtvekt per m² i vegetasjonsperioden (mai/juni – oktober). Vurderingen og klassifiseringen bygger på foreliggende resultater fra innsjøer i Østlandsområdet. Videre at tørrvekten utgjør 10 % av våtvekten.

Svært høy	> 2,00 gram tørrvekt/m ²	> 20 gram våtvekt/m ²
Høy	1,01 – 2,00 gram tørrvekt/m ²	10,1 – 20 gram våtvekt/m ²
Middels	0,51 - 1,00 gram tørrvekt/m ²	5,1 – 10 gram våtvekt/m ²
Lav	0,26 – 0,50 gram tørrvekt/m ²	2,5 – 5,0 gram våtvekt/m ²
Svært lav	< 0,25 gram tørrvekt/m ²	< 2,5 gram våtvekt/m ²

VURDERING AV PREDASJONSPÅVIRKNING PÅ KREPSDYRPLANKTON FRA FISK.

Planktonspisende fisk kan ha klart strukturerende/modifiserende påvirkning på en innsjø krepsdyrplankton og til dels også på hjuldyrene. Rike bestander av planktonspisende fisk gir økt predasjonspress og herved økt påvirkning. Predasjonspresset i de fri vannmasser i innsjøer og tjern blir her vurdert etter klassifiseringssystem utarbeidet av Jarl Eivind Løvik ved NIVA. (se Løvik i Kjellberg et al. 1999). Løvik's klassifiseringssystem tar utgangspunkt i middellengden av voksne eggbærende hunner av dominerende art av *Daphnia spp.* og *Bosmina spp.* på sensommeren eller høsten. At vi velger sensommer og høst skyldes at vi da også får med eventuelle effekter av predasjon fra årsyngel av fisk (dvs 0 + fisken). Økt predasjonspress gir minket middellengde og overgang mot dominans av mer småvokste arter og/eller at enkelte større arter blir borte. Det siste gjelder også storvokste hoppekreps og enkelte andre vannlopper som f. eks. gelekreps. Klassifiseringssystemet er bygd på antagelsen om at det i innsjøer med forekomst av planktonspisende fisk det først og fremst er predasjon fra fisk som er avgjørende faktor for middellengden av voksne individer hos de to grupper vannlopper. Dette gjelder særlig for *Daphnia spp.* som i vurderingssystemet blir benyttet som ”styrende” parametre. Klassifiseringssystemet er gitt på neste side.

Klassifiseringssystem for bedømmelse av påvirkning av predasjon på krepsdyrplankton fra fisk. Klassifiseringssystemet er utarbeidet av Jarl Eivind Løvik ved NIVA. (se Løvik i Kjellberg et al. 1999).

Fiskepredasjonsklasse	<i>Daphnia spp.</i>	<i>Bosmina spp.</i>
I Liten	> 1,7 m.m.	> 0,84 m.m.
II Moderat	1,5 – 1,7 m.m.	0,74 – 0,84 m.m.
III Markert	1,2 – 1,5 m.m.	0,58 – 0,74 m.m.
IV Sterk	1,0 – 1,2 m.m.	0,48 – 0,58 m.m.
V Meget sterk	< 1,0 m.m.	< 0,48 m.m.

Litteratur vedrørende vurderingssystem ved biologiske feltobservasjoner samt for vurdering av planteplankton, krepsdyrplankton og predasjon fra fisk på dyreplankton.

Andersen, J.R. et al. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT- veiledning. Nr.97:04. TA-1468/1997. 31 s.

Brettum, P. 1989. Alger som indikator på vannkvalitet. Planteplankton. NIVA-rapp., løpenr. 2344. 111 s.

Bækken, T., G. Kjellberg, og A. Linløkken. 1999. Overvåking av bunndyr i grensekryssende vassdrag i Østlandsområdet i forbindelse med vassdragskalking. Samlerapport for undersøkelsene i 1995, 1996 og 1997. DN-notat 1999-2. 55 s.

Fjerdingstad, E. 1960. Forurensning af vandløp biologisk bedømt. Nordisk Hygienisk Tidsskrift. Vol. XLI, s. 149-196.

Heinonen, P. 1980. Quantity and composition of phytoplankton in Finnish inland waters. Vesientutkimuslaitoksen julkaisu 37, 1-91.

Holtan, H. og D.S. Rosland. 1992. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT-veiledning. Nr. 92:06. TA-905/1992.

Kjellberg, G., S. Rognerud og O. Gillund. 1985. Basisundersøkelse i Trysilelva 1981-1984. NIVA-rapp., løpenr. 1816. 103 s.

Kjellberg, G., O. Hegge, E-A. Lindstrøm og J. E. Løvik. 1999. Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpselver. Årsrapport for 1998. NIVA-rapp. Løpenr. 4022-99. 88 s.

Lindstrøm, E-A. 1992. Tålegrenser for overflatevann. Fastsittende alger. NIVA-rapp., løpenr. 2805. 49 s.

Mjærum, E. 1974. Forurensninger i et landbruksområde, Ringsaker kommune, Hedmark. Årsrapport 1974. Fremdriftsrapport nr. 6. Rapport fra Norges Landbrukshøgskole. 80 s.

Stjerna-Pooth, I. 1978. Undersökning av benthos och vattnets kvalitet i sjöar och rinnande vatten. Statens Naturvårdsverk. Lund 1978. 78 s.

Tikkanen, T. og T. Willen. 1992. Växtplanktonflora. Naturvårdsverket Förlag. ISBN 91-620-1115-4. 280 s.

Vedlegg C.

Overvåkingsprogram for vannforekomster i Gjøvik kommune i perioden 2000 – 2004.

Tabell 1. Interkommunal og kommunal overvåkning av vassdrag i Gjøvik kommune.

	Metode	Ambisjons- nivå	År					
			2000	2001	2002	2003	2004	
Interkommunalt overvåkningssamarbeid								
<i>Lokalitet:</i>								
Mjøsa		Høyt	x	x	x	x	x	
Hunnselva m/sidevassdrag	Biol. befarings	Middels			x			
Vesleelva, Kongelstadelva, Veseteleva	Biol. befarings	Middels			x			
Kommunal overvåkning								
<i>Lokalitet:</i>								
Vismunda m/sidevassdrag	Biol. befarings	Middels	x					
Bjørnstadelva m/sidevassdrag	Biol. befarings	Middels	x					
Kalverudelva m/sidevassdrag	Biol. befarings	Middels	x					
Stokkelva m/sidevassdrag	Biol. befarings	Middels		x				
Skulhuselva m/sidevassdrag	Biol. befarings	Middels		x				
<u>Ringsjøen</u>	Innsjøprogram I	Høyt		x				
Ekstادتjernet	Innsjøprogram III	Lavt			x			
Skumsjøen	Innsjøprogram I	Høyt			x			
Elgsjøen	Innsjøprogram III	Lavt			x			
Gåsetjern	Innsjøprogram III	Lavt			x			
Åstjernet	Innsjøprogram III	Lavt			x			
Storelva m/sidevassdrag	Biol. befarings	Middels				x		
Åbortjern	Innsjøprogram III	Lavt				x		
Langevatnet	Innsjøprogram III	Lavt				x		
Røstadvatnet	Innsjøprogram III	Lavt				x		
Lunken	Innsjøprogram III	Lavt				x		
Flatsjøen	Innsjøprogram III	Lavt				x		
Lauga	Innsjøprogram III	Lavt				x		
Hemsangen	Innsjøprogram III	Lavt				x		
Skonnolstjernet	Innsjøprogram III	Lavt				x		
Store-Svarken	Innsjøprogram III	Lavt				x		
Midt-Svarken	Innsjøprogram III	Lavt				x		
Onsrudvatna (2 st.)	Innsjøprogram III	Lavt				x		
Bråstadelva m/sidevassdrag	Biol. befarings	Middels						x
Koltjernet	Innsjøprogram III	Lavt						x
Kastadtjernet	Innsjøprogram III	Lavt						x
Gubberudtjernet	Innsjøprogram III	Lavt						x
Glæstادتjernet	Innsjøprogram III	Lavt						x

Vedlegg D.

DYBDEKART FOR SKUMSJØEN.

Utarbeidet av Skumsjøen Hytteforening.

