

RAPPORT LNR 4169-2000

Tiltaksorientert
overvåking av vann og
vassdrag i Ringsaker
kommune

Årsrapport for 1999



Ljøsvann
Foto: Kate Simenstad

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 overvåkning av vann og vassdrag i Ringsaker kommune. Årsrapport for 1999.	Løpenr. (for bestilling) 4169-2000	Dato September 2000
	Prosjektnr. Undernr. 0-99074	Sider Pris 51
Forfatter(e) Gøsta Kjellberg	Fagområde Eutrofi ferskvann	Distribusjon Ringsaker kommune
	Geografisk område Hedmark/Ringsaker kommune	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Teknisk Etat i Ringsaker kommune	Oppdragsreferanse Per Even Johansen
--	--

Sammendrag

Ringsaker kommune har f.o.m. 1997 drevet et overvåkingsprogram for sine vassdrag. Sommeren 1999 ble vannkvalitet og trofigrad vurdert i Sjusjøen, Kroksjøen og Ljøsvann. Videre ble det foretatt generelle biologiske befaringsundersøkelser i Mæhlumbekken, Storilebekken, Bausbekken og Skanselva.

Kroksjøen, Sjusjøen og Ljøsvann er påvirket av næringsaltforurensning (overgjødning/eutrofiering) og hadde klart høyere konsentrasjoner av næringsalter og planteplankton enn forventet naturtilstand. I Ljøsvann var det også markert oppblomstring av mer næringsaltkrevende cyanobakterier (blågrønnalger). Utfra planteplanktonmengde og artssammensetting vurderes Kroksjøen som noe næringsrik (oligomesotrof), Sjusjøen som middels næringsrik (mesotrof) og Ljøsvann som næringsrik (eutrof). En videre økning av næringsaltkonsentrasjonene (særlig av fosfor) vil forringe vannkvaliteten i innsjøene betraktelig. Det er derfor viktig at tilførselen særlig av fosfor reduseres mest mulig.

Storilebekken, Bausbekken og Skanselva var ved befaringsstidspunktet lite eller moderat forurenset. Det ble ikke påvist strekninger med synlig og sjenerende heterotrof begroing (forråtnelse/saprobiering) og bekkene hadde stort sett en vannkvalitet og økologisk status i samsvar med kommunale/lokale miljømål. På enkelte bekkestrekninger der det var lite kantvegetasjon og stor tilgang på sollys var det likevel stor og sjenerende forekomst av trådformete grønnalger. Mæhlumbekken nedre løp (fra Storile til Strandvik) var lite til moderat forurenset, mens den øvre delen (ved Veslehov) var strekt forurenset av bl.a. lettredbrytbart organisk stoff. Her var det masseutvikling av sopp og bakterier som dekket hele bekkébunnen. Forøvrig kan nevnes at alle bekkene var mer eller mindre påvirket av nedslamming av jord- og siltpartikler fra dyrket mark og veier. Skal ønskede miljømål opprettholdes eller nås forutsetter dette at bekkene ikke tørrlegges i forbindelse med jordvanning. Videre er det viktig at de forurensningsbegrensende tiltak som er satt i verk i nedbørfeltene opprettholdes, dvs. at det er nødvendig med kontroll (bl.a. av separatanlegg i spredt bebyggelse, gjødselkjellere og siloanlegg), vedlikeholdsarbeider og om mulig forbedringstiltak (gjelder særlig de separate avløpsanlegg og tiltak som kan begrense jorderosjon).

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Vassdragsovervåkning Ringsaker Vannkjemi Biologiske undersøkelser 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Water quality monitoring Ringsaker Water chemistry Biological investigation
---	---


Prosjektleder


Forskningsleder


Forskningsjef

0-99074

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

Årsrapport 1999

Saksbehandler: Gösta Kjellberg

Medarbeidere: Jarl Eivind Løvik
Mette-Gun Nordheim

Forord

Ringsaker kommune har f.o.m. 1997 startet opp et overvåkingsprogram for sine vassdrag. I denne forbindelse har NIVA's Østlandsavdeling på oppdrag av Teknisk Etat i Ringsaker kommune årlig vurdert forurensningsgrad i noen utvalgte innsjøer og bekker. Oppdraget for 1999 ble kontraktfestet 14 april 1999. Prosjektet administreres og finansieres av Teknisk Etat i Ringsaker kommune /v Per Even Johansen. Gösta Kjellberg er prosjektleder og kontaktperson ved NIVA.

NIVA's Østlandsavdeling har vært ansvarlig for undersøkelsene. Dette har i 1999 omfattet innsamling av vannprøver for kjemiske analyser samt registrering av planteplankton og krepsdyrplankton fra Sjusjøen, Kroksjøen og Ljøsvann. Videre ble det foretatt generelle biologiske befaringsundersøkelser i følgende bekker som renner til Mjøsa: Mæhlumbekken, Storilebekken, Bausbekken og Skanselva. Feltarbeidet på innsjøene er utført av G. Kjellberg og Jarl Eivind Løvik. De biologiske befaringsundersøkelsene er utført av G. Kjellberg. Pål Brettum (NIVA, Oslo) har bearbeidet planteplanktonmaterialet og J. E. Løvik har bearbeidet krepsdyrmaterialet fra innsjøene. De vannkjemiske analysene ble utført ved Lab-Nett A/S på Hamar etter akrediterte metoder (EN-45001/P-036). Rapporten er utarbeidet av G. Kjellberg, J.E. Løvik og Mette-Gunn Nordheim ved NIVA's Østlandsavdeling.

Prosjektleder vil takke alle for godt samarbeid.

Ottestad september 2000.

Gösta Kjellberg

Innhold

Sammendrag	5
Mæhlumbekken	5
Storilebekken (Mørkvedbekken)	6
Bausbekken (Båhusbekken/Bausbakkelva)	6
Skanselva (Skansenbekken)	7
Sjusjøen	7
Kroksjøen	8
Ljøsvann	8
Summary	9
1. INNLEDNING	10
2. MATERIALE OG METODER	12
2.1 Generelle biologiske befaringsundersøkelser i bekker	12
2.2 Tidligere undersøkelser i bekker	12
2.3 Prøvetaking i Sjusjøen, Kroksjøen og Ljøsvann	14
2.4 Tidligere undersøkelser i Sjusjøen	15
2.5 Tidligere undersøkelser i Kroksjøen	15
2.6 Tidligere undersøkelser i Ljøsvann	15
3. BAKGRUNNSDATA, RESULTATER OG DISKUSJON	16
3.1 Generelle biologiske befaringsundersøkelser i bekker	16
3.1.1 Mæhlumbekken	16
3.1.2 Storilebekken (Mørkvedbekken)	18
3.1.3 Bausbekken (Båhusbekken/Bausbakkelva)	20
3.1.4 Skanselva (Skansenbekken)	22
3.2 Vannkvalitet og trofegrad i innsjøer	24
3.2.1 Sjusjøen	24
3.2.2 Kroksjøen (Kroksjøen inkl. Mjogsjøen)	27
3.2.3 Ljøsvann	30
4. LITTERATUR.	34
Vedlegg A.	36
Vedlegg B. APPENDIX.	45

Sammendrag

Ringsaker Kommune har f.o.m. 1997 startet opp et årlig overvåkingsprogram for sine vassdrag. Hensikten med overvåkingen er å klarlegge forurensningsgrad og om kommunen ved kontroll, egendrift av kommunale renselanlegg og pålegg om forurensningsbegrensende tiltak har nådd de lokale og sentrale miljømål som er satt. Videre skal overvåkingen gi råd om hovedtiltak for å bevare og/eller bedre vannkvaliteten.

I 1999 ble vannkvalitet og trofegrad vurdert i følgende innsjøer: Sjusjøen, Kroksjøen og Ljøsvann. Videre ble det foretatt en generell biologisk befaringsundersøkelse i følgende fire bekker: Mæhlumbekken, Storilebekken, Bausbekken og Skanselva. Innsjøene ble undersøkt i juli - september og bekkebefaringene ble foretatt i perioden 3.- 4. august. Bekkene hadde da middels høy vannføring.

Lokalt/kommunalt miljømålet for innsjøene og tjernene innebærer at de mest mulig skal ha en vannkvalitet og "økologisk status" som er i samsvar med forventet naturtilstand dvs. at naturgitt biologisk mangfold og produksjonsevne blir bevart. Dette gjelder særlig klarvanninnsjøer. Videre at vannkvaliteten er egnet for friluftsbad og rekreasjon, fritidsfiske og jordvanning. Der det tas ut råvann til drikkevann må kravene til vannkvaliteten skjerpes. En moderat næringssalt-forurensning/påvirkning (oligomesotrofe forhold) kan likevel aksepteres i enkelte av de innsjøer og større tjerner som i hovedsak benyttes til fiske eller som kan betegnes som typiske kulturlandskapsinnsjøer og der det som regel også er et rikt fugleliv.

Lokalt/kommunalt miljømål for bekkene innebærer at forurensningsgraden ikke skal/bør overstige den her benyttede forurensningsklasse II (grønn kartmarkering). Videre at reproduksjonsmulighetene for mjøsharr og mjøsørret skal/bør opprettholdes i de vassdrag som fortsatt benyttes eller tidligere ble brukt som rekrutteringslokaliteter for disse fiskeartene. De miljømål som er satt for bekkene betyr også at naturgitt biologisk mangfold, artsstruktur og produksjonsevne stort sett kan bli bevart. I elvene (Åsta, Fjellelva, Moelva og Brumunda) er det et miljømål at en ikke overskrider forurensningsklasse I-II (dvs blågrønn kartmarkering). Det er også ønskelig at vassdragene skal være et "positivt" innslag i landskapet.

Resultater og forslag til tiltak

Bekker.

Mæhlumbekken

Ved befaringsstidspunktet var øvre delen av Mæhlumbekken sterkt påvirket av tilførsler av lettredbrytbart organisk stoff og det var masseutvikling av heterotrof begroing like der bekken kommer ut fra dreneringsrøret fra jordet ved Veslehov (Forurensningsklasse IV). Heretter skjedde det en renseprosess og der bekken passerer Stor-Ile så ble den vurdert som moderat påvirket av overgjødning og med økt forekomst av trådformete grønnalger (Forurensningsklasse II). På strekningen fra Stor-Ile til utløpet i Mjøsa var bekken lite forurenset og hadde biologisk sett nær rentvannsforhold (Forurensningsklasse I-II). Det var likevel noe problem med tilslamming med jordpartikler langs mer stilleflytende strekninger langs hele vassdraget. Jevnføres situasjonen i 1999 med de biologiske forhold som ble registret i 1997 så var bekken mer forurenset i 1999 og årsaken til dette var forurensningsutslippet/utslippene ved Veslehov. Mæhlumbekkenes resipientkapasitet/tålegrense overskrides således til tider og det er påkrevet med forurensningsbegrensende tiltak.

Forslag til tiltak: Utslippet/utslippene av lettredbrytbart organisk stoff ved Veslehov må snarest stanses. For øvrig er det viktig at de forurensningsbegrensende tiltak som er satt i verk i nedbørfeltet

oppretholdes. Dette innebærer at det er nødvendig med kontroll, vedlikeholdsarbeider og om mulig forbedringstiltak (det siste gjelder særlig i henholdt til jorderosjon). Det er også viktig at vassdraget sikres en tilstrekkelig minstevassføring, dvs. at en sikrer en så stor vassføring at levevilkårene for fisk blir opprettholdt. En bør videre undersøke om bekken fortsatt er gytelokalitet for mjøsharr. Behov for biotopiltak og fjerning av eventuelle vandringshinder bør klarlegges.

Storilebekken (Mørkvedbekken)

Ved befaringsstidspunktet var øvre delen av Storilebekken lite til moderat påvirket av i første rekke økt næringssalttilførsel. Her var det lokalt på strekninger som hadde stor tilgang på sollys uønsket stor forekomst av trådformete grønnalger (Forurensningsklasse I-II). Bekkestrekningen like nedstrøms boligfeltet ved Mørkved ble vurdert som moderat til markert påvirket av nærinssalter og lettredbrytbart organisk stoff (Forurensningsklasse II-III). Storilebekken (inkl. Sandtjernet) var moderat påvirket av næringssalter (Forurensningsklasse II) i området ved Tjernli. Her var det bl.a. stor forekomst av høyere vegetasjon langs strendene i Sandtjernet og langs de mer stilleflytende bekkestrekningene. Bekkens nederste del like ved utløpet i Mjøsa var lite forurenset og hadde biologisk sett nær rentvannsforhold (Forurensningsklasse I-II). Det ble ikke registrert lokaliteter med større og sjenerende vekst av bakterier og sopp, men bekken var langs flere strekninger belastet med jord- og siltpartikler som dekket bunnsubstratet. Dette var spesielt påtagelig i de større kulpene og i de mer stilleflytende partiene. Storilebekkens resipientkapasitet/tålegrense overskrides fortsatt til tider og det er påkrevet med ytterligere forurensningsbegrensende tiltak. Jevnføres situasjonen i 1999 med de forhold som ble registret i 1997 så var bekken klart mindre forurenset i 1999.

Forslag til tiltak: De forurensningsbegrensende tiltak som er satt i verk videreføres og om mulig forbedres. Det er ønskelig at overløpsdriften i det kommunale avløpsanlegget begrenses mest mulig. Eventuelle feilkoblinger må rettes opp. Det er også ønskelig med forbedrede kontrollrutiner for å unngå utslipp fra melkerom, gjødselkjellere, siloanlegg. Tilførselen av silt- og jordpartikler fra dyrket mark (jordeurosjonen) må reduseres. Videre er det viktig at mjøsharren kan komme opp til sine tidligere gyteplasser. Kulverten under jernbanen og E 6 må derfor ikke utgjøre noe vandringshinder. Det er også viktig at vassdraget sikres en tilstrekkelig minstevassføring. Dvs. at en sikrer en så stor vassføring at levevilkårene for fisk blir opprettholdt. Behov for biotopiltak og fjerning av "søppel" må også klarlegges.

Bausbekken (Båhusbekken/Bausbakkelva)

Ved befaringsstidspunktet var øvre del av Bausbekken oppstrøms Brumunddal tettsted (like ved Jemtland) lite forurensningspåvirket (Forurensningsklasse I og I-II). Like nedstrøms Jemtland ble bekken vurdert som moderat til markert påvirket av næringssalter og lettredbrytbart organisk stoff. (Forurensningsklasse II-III). Det ble likevel ikke registrert noe synbar og sjenerende heterotrof begroing. Der Bausbekken passerer Brumunddal tettsted så var forholdene noe bedre og her ble bekken vurdert som moderat påvirket av næringssalter (Forurensningsklasse II). Den nederste delen nedstrøms industriområdet hadde biologisk vurdert nær rentvannsforhold og bedømmes som lite til moderat forurensningspåvirket (Forurensningsklasse I-II). Bekkens nedre del var klart påvirket av jord og siltpartikler som dekket bunnen i de større kulper. Stort sett så var de biologiske forhold i Bausbekken i 1999 i samsvar med satte miljømål. Jevnføres situasjonen i 1999 med de forhold som ble registret i 1997 så var Bausbakkens nedre del klart mindre forurensningsbelastet i 1999, mens forholdene i den øvre ikke hadde forandret seg nevnt.

Forslag til tiltak: De forurensningsbegrensende tiltak som er satt i verk videreføres og om mulig forbedres. Det er bl.a. nødvendig med forbedrede kontrollrutiner for å unngå utslipp fra melkerom, gjødselkjellere, siloanlegg m.m. Det er også ønskelig at jord- og silttransporten fra dyrket mark til Bausbekken nedre løp mest mulig begrenses. Videre er det viktig at bekken sikres en tilstrekkelig minstevassføring, dvs. at en sikrer en så stor vassføring at levevilkårene for fisk blir opprettholdt. Vad

gjelder behov for biotopiltak og fjerning av vandringshinder m.m. henvises til rapport av Narud (Narud 1997).

Skanselva (Skansenbekken)

Ved befaringsstidspunktet var Skanselvas øvre løp lite eller lite til moderat forurenset av næringssalter (Forurensningsklasse I til I-II). Bekkens nedre løp ble karakterisert som moderat påvirket av økt tilførsel av næringssalter. (Forurensningsklasse II). Her var det langs bekkestrekninger med stor tilgang på sollys stor forekomst av trådformete grønnalger. Det ble ikke registrert noe synbar og sjenerende heterotrof begroing. Vi bør likevel påtale at vi fant toalettpapir langs bekken på flere steder på strekningen Byflaten - Ånerud. Dette indikerer at det til tider har vært utslipp av råkloakk. Videre var kulper og mer stilleflytende bekkestrekninger i stor grad tilslammet av jord- og siltpartikler. Stort sett så var likevel de biologiske forhold i Skanselva i 1999 i samsvar med satte miljømål. Jevnføres situasjonen i 1999 med de forhold som ble registrert i 1997 så var Skanselva klart mindre forurenset i 1999 og de gjaldt særlig strekningen fra Byflaten til utløpet i Mjøsa, som i 1999 hadde en økologisk status i samsvar med satte miljømål. Det er ønskelig at tilførselen av jord- og siltpartikler blir redusert.

Forslag til tiltak: De forurensningsbegrensende tiltak som er satt i verk i nedbørfeltet videreføres og om mulig forbedres. Det er bl.a. ønskelig med forbedrede kontrollrutiner for å unngå utslipp fra melkerom, gjødselkjellere, siloanlegg m.m. Det er også nødvendig at jord- og silttransporten fra dyrket mark til bekken mest mulig begrenses. Videre er det viktig at Skanselva sikres en tilstrekkelig minstevassføring. Dvs. at en sikrer en så stor vassføring at levevilkårene for fisk blir opprettholdt. Når det gjelder behov for biotopiltak og fjerning av vandringshinder m.m. henvises til rapport av Narud (Narud 1997). Behov for fjerning av ”søppel” må også klarlegges.

Innsjøer.

Sjusjøen

Sjusjøen er for tiden markert påvirket av næringsaltforurensning (særlig fosfor) og har en ikke akseptabel vannkvalitet med til tider uønsket stor og sjenerende algeforekomst. En ytterligere økning av fosforkonsentrasjonen vil raskt forringe vannkvaliteten betraktelig og det er da stor risiko for at det hver sommer kan bli stor og sjenerende forekomst av storvokste stavformete kiselalger samt risiko for vannblomst av cyanobakterier. Videre vil også forekomsten av begroingsalger langs strendene øke. Levevilkårene for ørekyte, abbor, gjedde og sik vil bedres om innsjøen blir mer næringsrik, mens levevilkårene for ørreten blir dårligere. Predasjonstrykket på ørreten fra gjedda vil da også øke. Blir det økt algebiomasse og økt forekomst av cyanobakterier i Sjusjøen vil vannets egnethet for friluftsbad, rekreasjon og fritidsfiske forringes. Vi tar da utgangspunkt i at det er ønskelig å få et så godt ørretfiske i Sjusjøen som mulig. Det er derfor viktig at tilførselen av fosfor reduseres mest mulig. Miljømål bør være å få tilbake Sjusjøen til næringsfattig (oligotrof) eller næringsfattig til middels næringsrik (oligo-mesotrof) tilstand. Videre å reetablere innsjøen som et godt ørretvann.

Forslag til tiltak.

Tilførselen av kloakk og gråvann fra det kommunale avløpsanlegget samt fra separate avløps- og toalettanlegg i hyttebebyggelsen (diffus avrenning) må reduseres mest mulig. Det er bl.a. viktig at en ikke bruker fosforholdige rengjøringsmidler. Videre bør en vurdere tiltak som kan begrense utsig av næringssalter og tarmbakterier til Sjusjøvassdraget fra urin og fekalier som kommer fra de husdyr som sommerstid beiter i området. Skal innsjøen reetableres som et godt ørretvann må en sette ut stor ørret (dvs. fisk på 0,5 – 1,0 kg i samsvar med ”Lofssjön-modellen”). Rotenonbehandling bør også vurderes som et mulig alternativ. Vi kan her nevne at det var brukbart ørretfiske i Sjusjøen i noen år etter rotenonbehandlingen i 1990.

Kroksjøen

Kroksjøen er klart påvirket av økt næringsstofftilførsel og innsjøen har til tider uønsket stor forekomst av storvokste kiselalger og cyanobakterier. Innsjøen kan betegnes som noe næringsrik (oligo-mesotrof). Den har likevel en vannkvalitet som ligger nær mesotrof tilstand. Kroksjøen vil få en klart dårligere vannkvalitet om fosforkonsentrasjonen i de fri vannmasser øker. Det er derfor viktig at tilførselen av fosfor ikke blir større, men reduseres mest mulig. Miljømål bør være å få tilbake Kroksjøen til næringsfattig (oligotrof) eller næringsfattig til middels næringsrik (oligo-mesotrof) tilstand. Dvs. å få en noe bedre vannkvalitet enn den som vi registrerte i 1999.

Forslag til tiltak.

Det er ønskelig at en mest mulig reduserer tilførselen av kloakk og gråvann til Kroksjøen og tilrennende vassdrag fra separate avløps- og toalettanlegg i hyttebebyggelsen (diffus avrenning). Det er bl.a. viktig at en ikke bruker fosforholdige rengjøringsmidler. Videre bør en vurdere tiltak som kan begrense tilførselen av næringsstoffer og tarmbakterier til Kroksjøen inklusive tilløpsbekker fra urin og fekalier fra de husdyr som sommerstid beiter i området.

Ljøsvann

Ljøsvann er for tiden markert overgjødset og kan betegnes som næringsrik (eutrof). Uønsket stor forekomst av storvokste stavformete kiselalger og vannblomst av cyanobakterier er til sjenanse for brukerinteresser som friluftsbad, rekreasjon og fritidsfiske. Ørretens konkuranseevne overfor abbor har også blitt svekket. Videre nedsettes innsjøens verdi som viktig naturinnslag "naturperle" i landskapet. Økt næringsstofftilførsel og særlig økt konsentrasjon av fosfor i de fri vannmasser vil ytterligere forringe vannkvaliteten. De er da stor risiko for at det årlig vil bli markert vannblomst av cyanobakterier og til tider masseoppblomstring av storvokste stavformete kiselalger. Levevilkårene for ørreten vil da bli ennu dårligere. Det er derfor viktig at tilførselen av fosfor snarest blir redusert. Miljømål bør være å få tilbake Ljøsvann til næringsfattig (oligotrof) eller næringsfattig til middels næringsrik (oligomesotrof) tilstand, samt at innsjøen reetableres til det gode ørretvann det tidligere har vært.

Forslag til tiltak.

En må snarest redusere utsig av kloakk og gråvann fra separate avløps- og toalettanlegg i hyttebebyggelsen (diffus avrenning). Det er videre viktig at en ikke bruker fosforholdige rengjøringsmidler. En bør også vurdere tiltak som kan redusere utsig av næringsstoffer og tarmbakterier til Ljøsvann og tilrennende bekker fra urin og fekalier fra de husdyr som sommerstid beiter i området. Skal Ljøsvann igjen kunne bli et godt ørretvann må abborbestanden reduseres eller helst fjernes. Rotenonbehandling eller rettet garnfiske (uttynningsfiske) kan brukes til dette. Utsetting av stor ørret (dvs. fisk på 0,5 – 1,0 kg) kan også være en mulighet ("Lofssjön-modellen").

Summary

Title: Pollution monitoring in rivers and lakes in Ringsaker commune.

Year: 2000.

Author: Gösta Kjellberg.

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-3397-0

1. INNLEDNING

Ringsaker kommune har f.o.m. 1997 startet opp et overvåkingsprogram for sine vassdrag. Hensikten med overvåkingen er at :

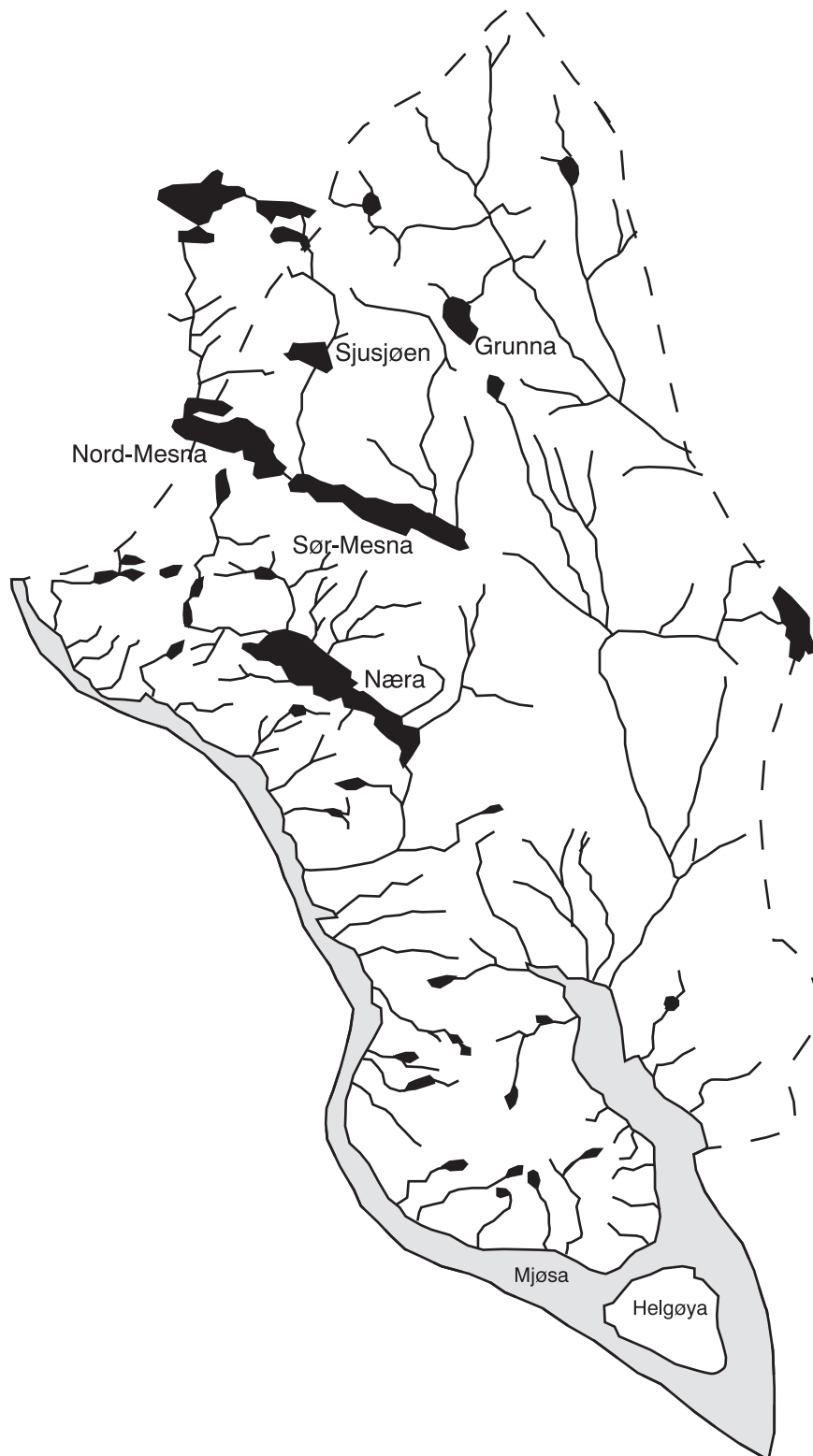
- Den skal klarlegge tilstand og grad av forurensning i noen utvalgte innsjøer, tjern, elver og bekker.
- Resultatene skal danne bakgrunn for eventuelle undersøkelser av vannkvaliteten over tid.
- Den skal gi råd om hovedtiltak for å bedre vannkvaliteten der så er nødvendig.

Lokale/kommunale miljømål for bekkene innebærer at vannkvalitetstilstanden ikke skal/bør overstige den i rapporten benyttede forurensningsklasse II (grønn kartmarkering). 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 reproduksjonslokaliteter av disse fiskeartene. Det er viktig at mest mulig av de lokale harr- og ørretstammer kan bevares ved naturlig stedegen reproduksjon. De lokale/kommunale miljømål som er satt for bekkene betyr at naturlig biologisk mangfold i hovedsak opprettholdes og at bekkene får en akseptabel vannkvalitet og miljøstatus i henhold til her aktuelle brukerinteresser som vannuttak til jordvanning, fiske og rekreasjon.

I elvene (Åsta, Fjellelva, Moelva og Brumunda) er det et kommunalt-/lokalt miljømål at en ikke overskrider klasse I-II (blågrønn markering). Dette er også i samsvar med de interkommunale miljømål som foreligger for de større tilløpselvene til Mjøsa (Kjellberg et al. 1999).

Lokale/kommunale miljømålet for innsjøene og tjernene innebærer at de mest mulig skal ha en vannkvalitet og økologisk status som mest mulig er i samsvar med forventet naturtilstand dvs. at bl.a. naturlig biologisk mangfold, artssammensetting og produksjonsevne blir bevart. Dette gjelder særlig de større innsjøene (Næra, Mesnasjøene, Brumundsjøen og Sjusjøen samt fjell- og skogstjerner. En moderat næringssaltforurensning/påvirkning (oligomesotrofe forhold) kan likevel aksepteres i enkelte av de mindre innsjøer og tjerner som i hovedsak benyttes til fiske eller som kan betegnes som typiske kulturlandskapssjøer og der det som regel også er et rikt fugleliv og i enkelte tilfeller også stor forekomst av amfibier. Som eksempel kan vi her nevne Stavsjøen, Herstadtjernet og de tjerner som har nedbørområder med stort innslag av dyrket mark. Flere av disse vannforekomster har sjeldne/sårbare (rødliste) arter og er spesielt verneverdige.

I 1999 ble vannkvalitet og trofegrad vurdert i følgende innsjøer: Sjusjøen, Kroksjøen og Ljøsvann. Videre ble det foretatt en enkel biologisk befaringsundersøkelse i følgende fire bekker: Mæhlumbekken, Storilebekken, Bausbekken og Skanselva. Et kart over alle større vassdrag i Ringsaker kommune er vist på neste side i figur A.



Figur A. Elver, større bekker, innsjøer og større tjerner i Ringsaker kommune.

2. MATERIALE OG METODER

De innsjøer og bekker som ble undersøkt i Ringsaker kommune i 1999 er vist i figur 1.

2.1 Generelle biologiske befaringsundersøkelser i bekker

Ved generelle eller enklere biologiske befaringsundersøkelser i bekker slik det er utført her, bedømmes vannkvalitet og forurensningsgrad utfra feltobservasjoner av forekomst begroingsorganismer (sopp, bakterier, ciliater, begroingsalger og vannmoser), høyere vegetasjon og bunndyr (makroinvertebrater). Det legges særlig vekt på forekomst evt. fravær av gode indikatororganismer, dvs. organismer eller populasjoner som er følsomme overfor forurensningstilførsler eller evt. andre inngrep. Avvik fra naturtilstanden (lite eller ikke påvirket referanselokalitet) eller forventet naturtilstand står sentralt ved bedømmelse av forurensningsgrad. Dersom avviket er stort og miljøtilstanden klart forandret bedømmes også forurensningspåvirkningen som stor.

For at resultatene skal bli mer oversiktlige og almenpraktisk anvendbare benyttes fire biologisk relaterte hovedvannkvalitetsklasser (klasse I til klasse IV). Disse klasser tilsvare i stor grad SFT's klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (Andersen et al. 1997). Klassifiseringen skjer på bakgrunn av den foreliggende biologiske status og forurensningsgrad med hensyn til påvirkning av lettredbrytbart organisk stoff (forråtnelse/saprobiering) og næringssalter (overgjødning/eutrofiering). Eventuell giftpåvirkning og forsuring blir også vurdert. Det er også lagt vekt på fiskeforhold og mer hygieniske aspekter. De ulike klasser og overgangssoner er markert med farger slik at forurensningssituasjonen generelt kan vises på et fargekart. Klassifiseringssystemets klasse I betegner rentvannsforhold der forurensningspåvirkning på det biologisk liv ikke kan dokumenteres eller er liten. For mer inngående informasjon vises til Kjellberg og medarbeidere (1985) samt vedlegg B bak i rapporten.

Ved vurdering av overskridelse av resipientkapasitet/tålegrense eller ikke har vi satt forurensningsklasse II (grønn markering) som normgivende (se innledningskapittelet). Dvs. at klasse I (blå markering), I-II (blågrønn markering) og II (grønn markering) bedømmes som akseptabel tilstand, mens klasse II-III (grønn gul markering) og klassene over anses som ikke akseptabel tilstand. Dette medfører at naturgitt biodiversitet stort sett kan opprettholdes, men at vi kan akseptere en økt produksjonskapasitet (økt forekomst av høyere vegetasjon og til tider økt algeforekomst samt økt forekomst av bunndyr og fisk). Videre at en unnviker sjenerende lukt p.g.a. stor forekomst av heterotrofe organismer og/eller forråtnelsesprosesser. Bekkene vil da ha en økologisk status som er i nært samsvar med rentvannsforhold og visuelt oppfattes som reine.

I perioden 3.-4. august i 1999 ble det foretatt enkle biologiske befaringsundersøkelser i følgende fire (4) bekker: Mælumbekken, Storilebækken, Bausbekken og Skanselva. Bekkenes geografiske plassering er vist i figur 1. Det var ved befaringsstidspunktene middels høy vannføring i samtlige av bekkene.

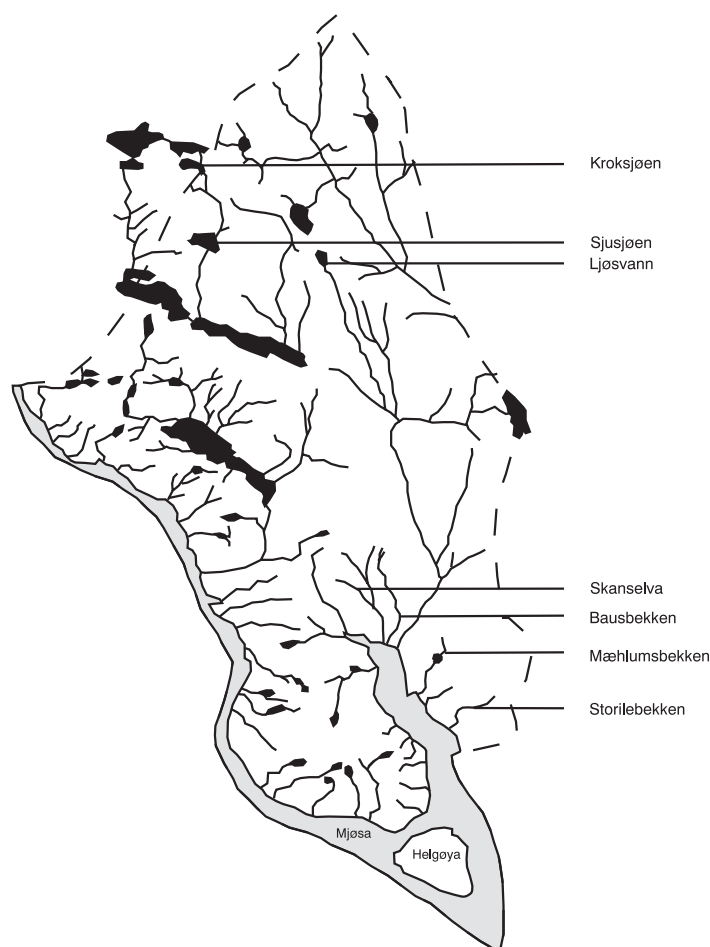
2.2 Tidligere undersøkelser i bekker

Mælumbekken, Storilebækken, Bausbekken og Skanselva ble undersøkt av NIVA i 1972 – 1973 i forbindelse med Mjøsundersøkelsen. Rekrutteringsforholdene for mjøsharr og særlig mjøsørret ble da vurdert utfra elfiskeundersøkelser, biotopvurderinger og bunndyrundersøkelser. Bekkene var før Mjøsaksjonen sterkt forurenset og det var synlig bakterie- og soppvekst langs lange strekninger. Langs enkelte strekninger var det ikke levemuligheter for fisk og bunndyr p.g.a. tidvis oksygenmangel og forekomst av svovelforbindelser. Ved enkelte tilfeller skapte også utslipp av ammoniakk problemer for dyrelivet. De forurensningskildene som skapte de største problemer var pressaftutslipp fra siloer,

usig fra gjødselkjeller og særlig i Bausbekken og Skanselva utslipp av urensset kommunalt kloakkvann samt utslipp av lettnekbrytbart organisk stoff fra industribedrifter. I Bausbekkens nederste del ble det ved flere tilfeller registrert omfattende fiskdød p.g.a. utslipp fra Hedmark Tørrmelk og Nora fabrikker.

I 1992, 93 og 97 har Arve Narud på oppdrag av Ringsaker Kommune utført elfiskeundersøkelser i Bausbekken og Skanselva. (Narud 1997). De ble da også registrert om det var noen forurensningsproblemer. Elfiskeundersøkelsene ble foretatt for å se om bekkene fortsatt fungerte som rekrutteringslokaliteter for mjøsharr og mjøsørret og derfor ble som regel bare de nederste delene av bekkene befart. Følgende observasjoner foreligger (Narud 1997 og Narud pers medd.). Det ble registrert mjøsørret og mjøsharr i begge bekkene, men bestanden var svært tynn. Vandringshinder og vannuttak til jordvanning som til tider tørrlegger enkelte bekkestrekninger vurderes av Narud som de viktigste årsaker til at fiskebestanden gått tilbake. Forurensning p.g.a. utslipp av næringsalter, lettnekbrytbart organisk stoff og eventuelle giftstoffer ble ikke vurdert som noe større problem for fisken (Narud pers medd.). Videre har Narud fremlagt forslag til biotopforbedrende tiltak. Enkelte av disse tiltak har nå blitt utført i regi av Ringsaker kommune og resterende arbeider vil bli utført i de nærmeste år (Ole Roger Sandbakke pers medd.).

I juli i 1997 ble det utført generelle biologiske befaringsundersøkelser i Mælumsbekken, Storilebekken, Bausbekken og Skanselva i forbindelse prosjekt "Tiltaksorientert overvåking av vann og vassdrag i Ringsaker kommune" (Kjellberg 1998). Resultatene fra disse befaringer er innarbeidet i denne rapport og vist i fargefigurene.



Figur 1. Innsjøer og bekker i Ringsaker kommune som ble undersøkt i 1999.

2.3 Prøvetaking i Sjusjøen, Kroksjøen og Ljøsvann

I Sjusjøen og Ljøsvann ble prøvene tatt ved en stasjon plassert ved det dypeste området, mens prøvene fra Kroksjøen ble tatt like ved utløpsdammen. Dette var i samsvar med de stasjoner som blitt brukt ved tidligere undersøkelser (se kap. 2.4. samt Rognerud et al. 1995, Kjellberg 1998).

Fysisk-kjemiske undersøkelser.

Den 13. juli, 17. august og 16. september ble det tatt vannprøver fra de tre innsjøer. I Sjusjøen ble det tatt ut blandprøve fra sjiktet 0 - 5 meter og i Kroksjøen og Ljøsvann fra sjiktet 0 - 2 meter. Disse prøver er analysert for: totalfosfor (TOT-P), totalnitrogen (TOT-N), alkaliet, pH, farge og konduktivitet. Målsetningen med dette analyseprogram var å fastslå konsentrasjonsnivå og variasjonsbredde av stoffer som har betydning for produksjonsforholdene i innsjøen. Videre for å vurdere bufferevnen mot tilførsel av surt vann. Spesiell vekt har blitt lagt til fosforkonsentrasjon, humusinnhold (vurdert utfra fargetall) samt pH og alkalitet. Samtidig med prøveinnsamlingen ble vanntemperatur (i en vertikalsekvens) og siktedyp målt. Vannfargen visuelt vurdert mot siktskiva ble også notert.

Vurdering av vannkvalitet og siktedyp er foretatt i henhold til SFT's klassifiseringsnorm for miljøkvalitet i ferskvann (Andersen et al. 1997). Eventuell forurensningspåvirkning er vurdert som avvik fra forventet naturtilstand.

Biologiske undersøkelser.

Planteplankton.

Planteplankton i innsjøer og tjern består av små, frittlevende alger (i hovedsak primærprodusenter) som vanligvis reagerer raskt på miljøendringer i vannmassene. Små forandringer i konsentrasjonen 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 (årssuksessjon) gir derfor en god informasjon om innsjøens miljøstatus og eventuelle utvikling over tid.

Det ble fra hver innsjø tatt ut planteplanktonprøver fra de samme blandprøvene som ble benyttet til de kjemiske analyser. Disse prøver er brukt til å bestemme planteplanktonets artssammensetning og biomasse. Som supplement til biomassedataene ble det også analysert for total klorofyll *a*-konsentrasjon. Algeforekomsten er angitt som volum/biomasse (mm³/gram våtvekt) pr. m³.

Kunnskap om planteplanktonets artssammensetning og volum/biomasse er helt sentral informasjon når vi i dette prosjekt skal vurdere trofinivå og trofiutviklingen i innsjøer og tjerner. Næringsstatus (trofinivå) og grad av overgjødning (eutrofiering) blir vurdert etter vurderingsgrunnlag for 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 (1992, 1989). Vurdering av tot. klor. *a*-konsentrasjon er foretatt i henhold til SFT's klassifiseringsnorm for miljøkvalitet i ferskvann (Andersen et al. 1997). Forurensningsgrad (overgjødning) bedømmes som avvik fra forventet naturtilstand og med overgjødning mener vi økt tilførsel av næringssalter (spes. fosfor) som resultat av menneskeskapt (antropogene) aktiviteter. Da vi har vurdert trofinivå (dvs. om innsjøene skal vurderes som oligotrofe, mesotrofe eller eutrofe) samt vurdert grad av forurensning ved eventuell overgjødning har vi lagt stor vekt ved resultatene fra planteplanktonprøvene.

Krepsdyrplankton.

Det ble samlet inn kvalitativt dyreplanktonmateriale som vertikale håvtrekk ved hjelp av en planktonhåv med 60 µ's håvduk. Disse prøver ble tatt ved samme sted og på samme tidspunkt som de øvrige prøver. Dvs. at det ble samlet inn tre håvtrekk fra hver innsjø. Hjuldyr (Rotifera) er bestemt til art eller slekt, mens krepsdyrene (Crustacea) i sin helhet er bestemt til artsnivå. Forekomsten er angitt

etter følgende vurderingsnorm: riklig/dominerende, vanlig og sjelden/få individer. Videre har vi målt lengden (gjennomsnitt og variasjonsbredde) for vokse kjønnsmodne/eggberende hunner av vannlopper.

Kunnskap om krepsdyrsamfunnet i de fri vannmasser gir mulighet å vurdere beitepress fra planktonspisende fisk, samt mer generelt å vurdere den økologiske status i innsjøenes vannmasser bl.a. med tanke på å kunne opprettholde naturgitt biologisk mangfold, produksjonsstruktur og produksjonsnivå. Enkelte krepsdyrplankton (særlig "dafnidene") er forsurningsfølsomme og er gode indikatorarter da en skal vurdere forsurningspåvirkning og resultater av kalking (Kjellberg 2000). Beitepresset på planktonkrepsdyrene fra fisk er vurdert etter vurderingssystem utarbeidet av Jarl Eivind Løvik ved NIVA (Kjellberg et al. 1999). Dette systemet tar utgangspunkt i relasjonen mellom middellengden av voksne (eggberende) hunner av dominerende art av *Daphnia spp.* og *Bosmina spp.* Planktonspisende fisk utgjør som regel en strukturerende faktor på krepsdyrsamfunnet. Økt predasjonspress gir minket individstørrelse og overgang mot dominans av mer småvokste arter (se vedlegg B og Branderud et al. 1996).

2.4 Tidligere undersøkelser i Sjusjøen

Det ble foretatt limnologiske undersøkelser i Sjusjøen i 1971 (Langeland og Skulberg 1971, Langeland 1972), 1984 (Rognerud 1985), 1990 (Rognerud et al. 1990) og i perioden 1992 – 1994 (Rognerud et al. 1995). Samtlige undersøkelser konkluderer med at Sjusjøen var markert påvirket av næringssalter og tarmbakterier. Videre at innsjøen var i en tilstand hvor små belastningsøkninger kunne gjøre innsjøen uegnet til bruk i rekreasjonssammenheng. I 1990 ble Sjusjøen rotenonbehandlet og vannkvaliteten ble da påvirket av fosfor fra død fisk og dødt dyreplankton. Videre ble det biologiske forstyrrelser og bl.a. så var det fravær av krepsdyrplankton på forsommeren. Vi har derfor ikke benyttet resultatene fra 1990 da vi jevnført forholdene i 1999 med tidligere resultater, utan i hovedsak brukt resultatene fra undersøkelsene fra 1992 – 1994 som vi vurderer som mest relevant i denne sammenheng.

Det finnes også observasjoner fra Sjusjøen i forbindelse med SFT's regionale eutrofiundersøkelse (Faafeng et al. 1990). Resultatene fra disse undersøkelser viste at Sjusjøen hadde markert avvik fra naturtilstanden (klasse III) vurdert ut fra algemengden (klorofyll) og stort avvik fra naturtilstanden (tilstandsklasse IV) vurdert ut fra fosforkonsentrasjonene. Nitrogenkonsentrasjonen ble bedømt som relativt lav (tilstandsklasse II).

2.5 Tidligere undersøkelser i Kroksjøen

Det ble gjort limnologiske undersøkelser i Kroksjøen i 1971 (Langeland og Skulberg 1971, Langeland 1972) og i perioden 1992 – 1994 (Rognerud et al. 1995). Begge undersøkelser konkluderer med at Kroksjøen var markert påvirket av næringssalter og tarmbakterier og innsjøen hadde klart høyere konsentrasjoner av fosfor og planteplankton en forventet naturtilstand.

2.6 Tidligere undersøkelser i Ljøsvann

Det ble utført limnologiske undersøkelser i Ljøsvann i 1976 (Holtan 1977), 1992 (Kjellberg 1993) og 1997 (Kjellberg 1998). Innsjøen ble ved samtlige undersøkelser vurdert som klart påvirket av næringsaltforurensning. Ved disse undersøkelser ble det ikke tatt hygienisk/bakteriologiske prøver.

3. BAKGRUNNSDATA, RESULTATER OG DISKUSJON

For å kunne få en mer samlet oversikt over de ulike lokalitetene har vi lagt inn bakgrunnsdata i resultatkapitlet.

3.1 Generelle biologiske befaringsundersøkelser i bekker

Forurensningssituasjonen i bekkene ved befaringsstidspunktet er gitt i fargefigurer i teksten (figur 2 - 5). Figurene viser også de forhold som ble registret ved undersøkelsene i 1997.

3.1.1 Mæhlumsbekken

Bakgrunnsdata.

Mæhlumsbekken er ca. 2,5 km lang og drenerer hovedsakelig jordbruksområder, men også noe skogområde. Det er en del spredt bosetting i området. Bekken munner ut i Mjøsa ved Strandvik. Bekkens nedre del var tidligere en viktig gytelokalitet for mjøsharr. Om det fortsatt er harr i bekken er ikke kjent. Det tas ut vann fra bekken til jordvanning og enkelte bekestrekninger kan i perioder tørrlegges.

Potensielle forurensningskilder av størst betydning er utsig av kloakk og gråvann fra separatanlegg i den spredte bebyggelsen, husdyrgjødsel fra gjødselkjellere og avrenning (jord-/siltpartikler, næringssalter, husdyrgjødsel og sprøtemiddelrester) fra dyrket mark. Forurensningseffekter som økt algeforekomst og økt forekomst av moser og/eller høyere vegetasjon (overgjødsling), stor og sjenerende forekomst av sopp, bakterier og ciliater (forråtnelse/saprobiering), økt forekomst av tarmbakterier (fekal forurensning) og tilslamming (habitatforandring) står derfor sentralt.

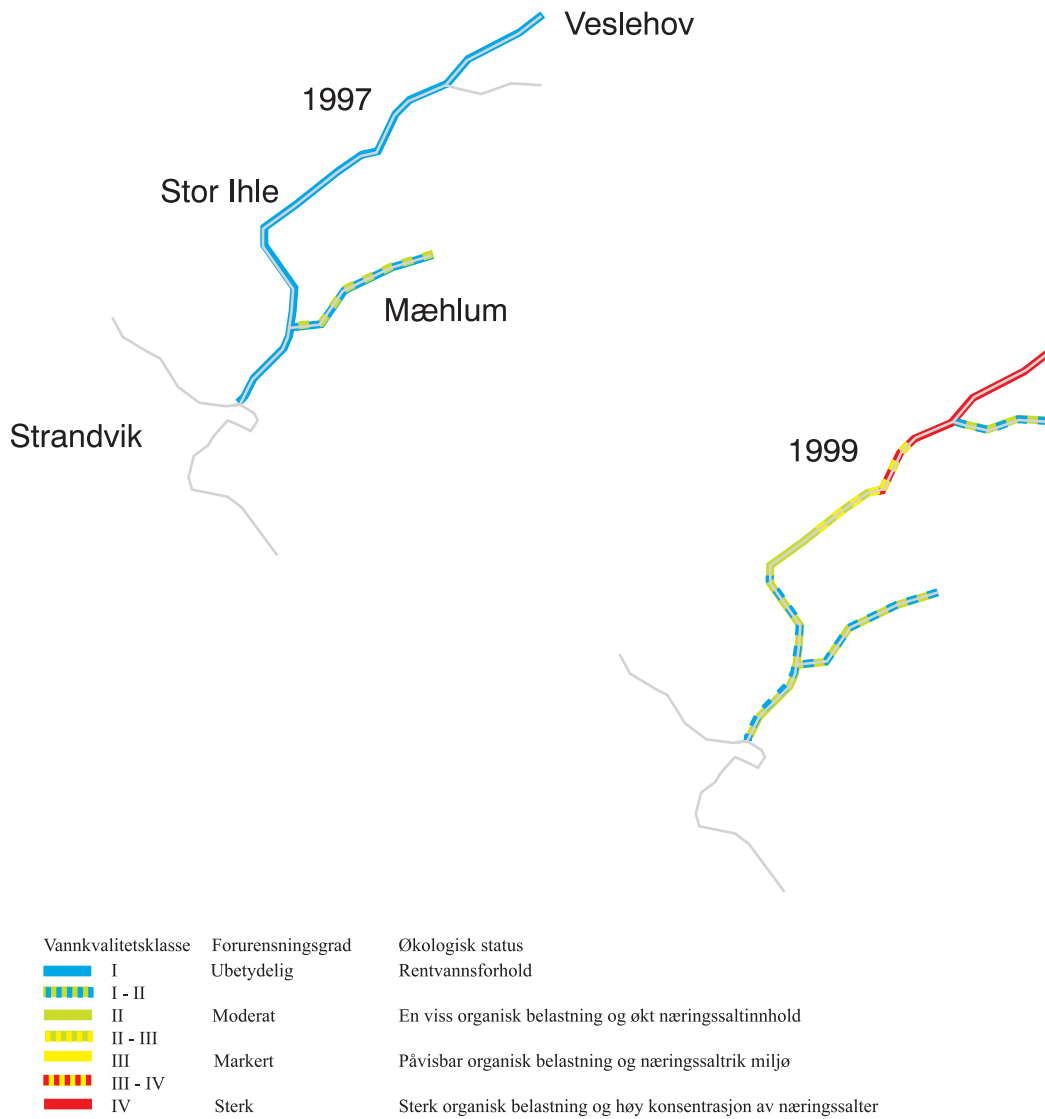
Lokalt/kommunalt miljømål for Mæhlumsbekken er at vannkvalitetstilstanden ikke bør overstige forurensningsklasse II (grønn kartmarkering). Videre at rekrutteringsmulighetene for mjøsharren reetableres eller opprettholdes, at naturgitt biologisk mangfold mest mulig blir bevart og at vassdraget kan brukes til rekreasjon og jordvanning.

Miljøstatus, tilrådninger og tidstrend.

Ved befaringsstidspunktet var øvre delen av Mæhlumsbekken sterkt påvirket av tilførsler av lettnedbrytbart organisk stoff og det var masseutvikling av heterotrof begroing like der bekken kommer ut fra dreneringsrøret fra jordet ved Veslehov (Forurensningsklasse IV). Deretter skjedde det en renseprosess og der bekken passerer Stor-Ile så ble den vurdert som moderat påvirket av overgjødsling og det var her økt forekomst av trådformete grønnalger (Forurensningsklasse II). På strekningen fra Stor-Ile til utløpet i Mjøsa var bekken lite forurenset og hadde biologisk vurdert nær rentvannsforhold (Forurensningsklasse I-II). Det var likevel noe problem med tilslamming med jordpartikler langs mer stilleflytende strekninger langs hele vassdraget. Jevnføres situasjonen i 1999 med de biologiske forhold som ble registret i 1997 så var bekken mer forurenset i 1999 og årsaken til dette var forurensningsutslippet/utslippene ved Veslehov. Mæhlumsbekkens resipientkapasitet/tålegrense overskrides således til tider og det er påkrevt med forurensningsbegrensende tiltak i området ved Veslehov.

Forslag til tiltak: Utslippet/utslippene av lettnedbrytbart organisk stoff ved Veslehov må snarest stanses. For øvrig er det viktig at de forurensningsbegrensende tiltak som er satt i verk i nedbørfeltet opprettholdes. Dette innebærer at det er nødvendig med kontroll, vedlikeholdsarbeider og om mulig forbedringstiltak (det siste gjelder særlig i henholdt til jorderosjon). Det er også viktig at vassdraget

sikres en tilstrekkelig minstevassføring. En bør videre undersøke om bekken fortsatt benyttes som gytelokalitet for mjøsharr. Behov for biotopiltak og fjerning av eventuelle vandringshinder bør da klarlegges.



Figur 2. Forurensningssituasjonen i Mæhlumbekken i august 1999 og i juli 1997, vurdert utifra de biologiske forhold.

3.1.2 Storilebekken (Mørkvedbekken)

Bakgrunnsdata.

Storilebekken, som har sit utspring i området ved Stokkseth og Lier, er ca. 3,5 km lang, og drenerer store jordbruksområder med noe skog like syd for Brumunddal tettsted. Deler av tettbebyggelsen i Brumunddal (Mørkved og Nyhus) berører også nedbørfeltet. I bekkens øvre del ligger Sandtjernet. Det tas ut vann til jorvanning fra bekken og i tørkeperioder kan deler av bekken tørrlegges. Nederste delen av bekken benyttes som gytelokalitet for mjøsharr og i Sandtjernet er det bl.a. stor forekomst av karuss. Videre er det gjedde, abbor, ørekyte og mort i vassdraget.

Potensielle forurensningskilder er i første rekke utsig av boligkloakk og gråvann fra de kommunale ledningssystem og fra separatanlegg i den spredte bosetting. Videre også avrenning (jord-/siltpartikler, næringssalter, husdyrgjødsel og sprøtemiddelrester) fra dyrket mark.

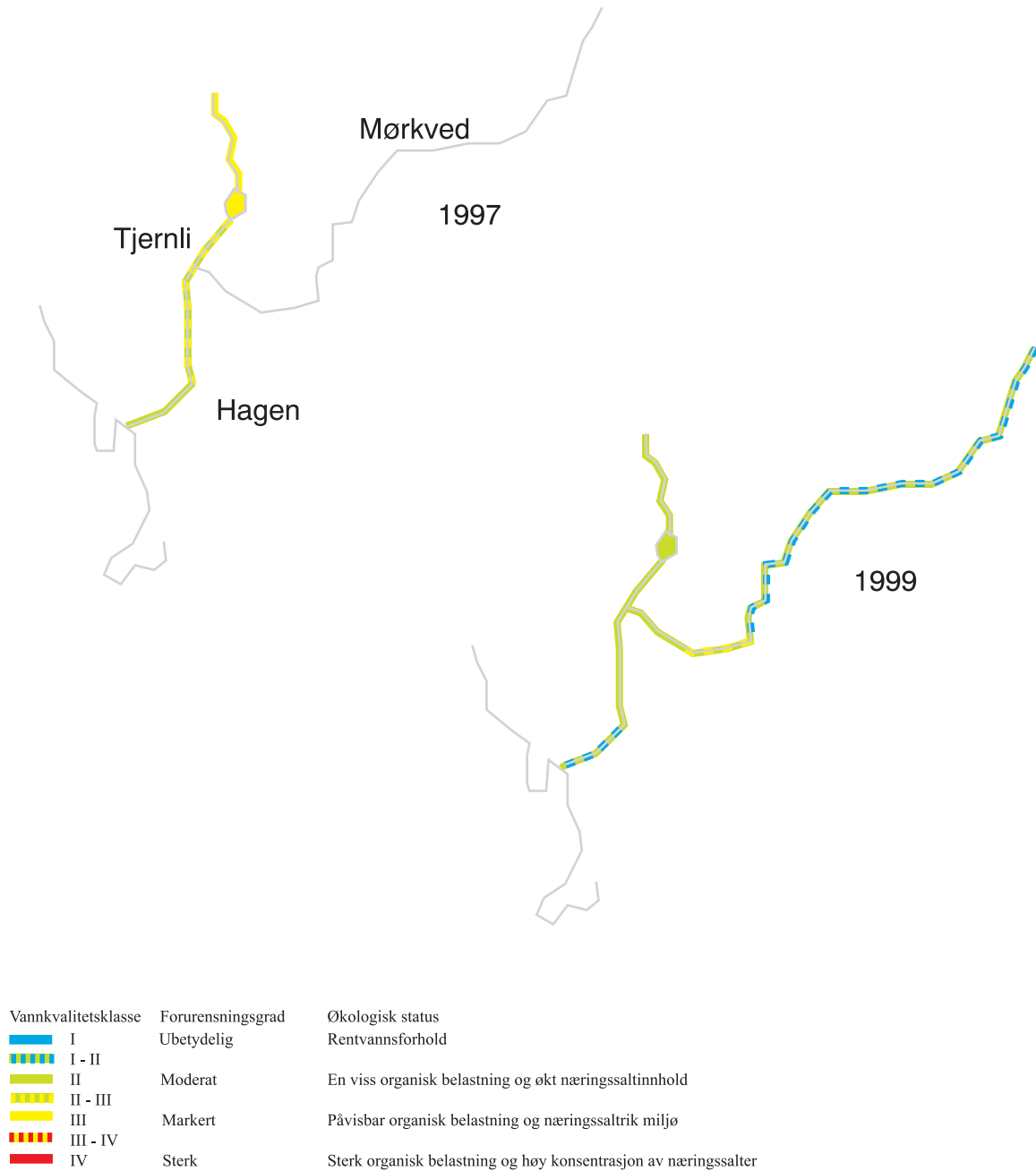
Forurensningseffekter som økt forekomst av påvekstalger, moser og/eller høyere vegetasjon (overgjødning), stor og sjenerende forekomst av sopp, bakterier og ciliater (forråtnelse/saprobiering), økt forekomst av tarmbakterier (fekal forurensning) og tilslamming (habitatforandring) er viktige vurderingskriterier.

Lokalt/kommunalt miljømål for Storilebekken (inkl. Sandtjernet) er at vannkvalitetstilstanden ikke skal overstige forurensningsklasse II (grønn kartmarkering). Videre at rekrutteringsmulighetene for mjøsharren opprettholdes i bekkens nedre del, at naturgitt biologisk mangfold mest mulig blir bevart og at vassdraget kan brukes til rekreasjon og jordvanning.

Miljøstatus, tilrådninger og tidstrend.

Ved befaringstidspunktet var øvre delen av Storilebekken lite til moderat påvirket av i første rekke økt næringssalttilførsel. Her var det lokalt på strekninger som hadde stor tilgang på sollys uønsket stor forekomst av trådformete grønnalger (Forurensningsklasse I-II). Bekkestrekningen like nedstrøms boligfeltet ved Mørkved ble vurdert som moderat til markert påvirket av næringsalter og lettnedbrytbart organisk stoff (Forurensningsklasse II-III). Storilebekken (inkl. Sandtjernet) var moderat påvirket av næringssalter (Forurensningsklasse II) i området ved Tjernli. Her var det bl.a. stor forekomst av høyere vegetasjon langs strendene i Sandtjernet og langs de mer stilleflytende bekkestrekingene. Bekkens nederste del like ved utløpet i Mjøsa var lite forurenset og hadde biologisk sett nær rentvannsforhold (Forurensningsklasse I-II). Det ble ikke registrert lokaliteter med større og sjenerende vekst av bakterier og sopp, men bekken var langs flere strekninger belastet med jord- og siltpartikler som dekket bunnsubstratet. Dette var spesielt påtagelig i de større kulpene og i de mer stilleflytende partiene. Storilebekkens resipientkapasitet/tålegrense overskrides fortsatt til tider og det er påkrevet med ytterligere forurensningsbegrensende tiltak. Jevnføres situasjonen i 1999 med de forhold som ble registrert i 1997 så var bekken klart mindre forurensningsbelastet i 1999.

Forslag til tiltak: De forurensningsbegrensende tiltak som er satt i verk videreføres og om mulig forbedres. Det er ønskelig at overløpsdriften i det kommunale avløpsanlegget begrenses mest mulig. Eventuelle feilkoblinger må rettes opp. Det er også ønskelig med forbedrede kontrollrutiner for å unngå utslipp fra melkerom, gjødselkjellere, siloanlegg. Tilførselen av silt- og jordpartikler fra dyrket mark (jordeurosjonen) må reduseres. Videre er det viktig at mjøsharren kan komme opp til sine tidligere gyteplasser. Kulverten under jernbanen og E 6 må derfor ikke utgjøre noe vandringshinder. Det er også viktig at vassdraget sikres en tilstrekkelig minstevassføring. Behov for biotopiltak og fjerning av "søppel" må også klarlegges.



Figur 3. Forurensningssituasjonen i Storilebeken i august 1999 og juli 1997, vurdert utifra de biologiske forhold.

3.1.3 Bausbekken (Båhusbekken/Bausbakkelva)

Bakgrunnsdata.

Bausbekken, som er ca. 8 km lang, har sit utspring i skogområdet nord for Finnstad. Bekken drenerer i hovedsak jordbruksområder med spredt bebyggelse og minitettsreder (Roterud, Bjørge og Mælum). Videre renner bekken gjennom deler av Brumunddal tettsted. Bekken benyttes av mjøsharr og mjøsørret som gytebekk. Bausbekken regnes som en av de bedre rekrutteringslokaliteter for mjøsørret og årlig naturgitt smoltproduksjon av mjøsørret er beregnet til ca. 400 st. Bekken benyttes til jordvanning og i lengre tørrværsperioder kan enkelte bekkestrekninger gå tørr.

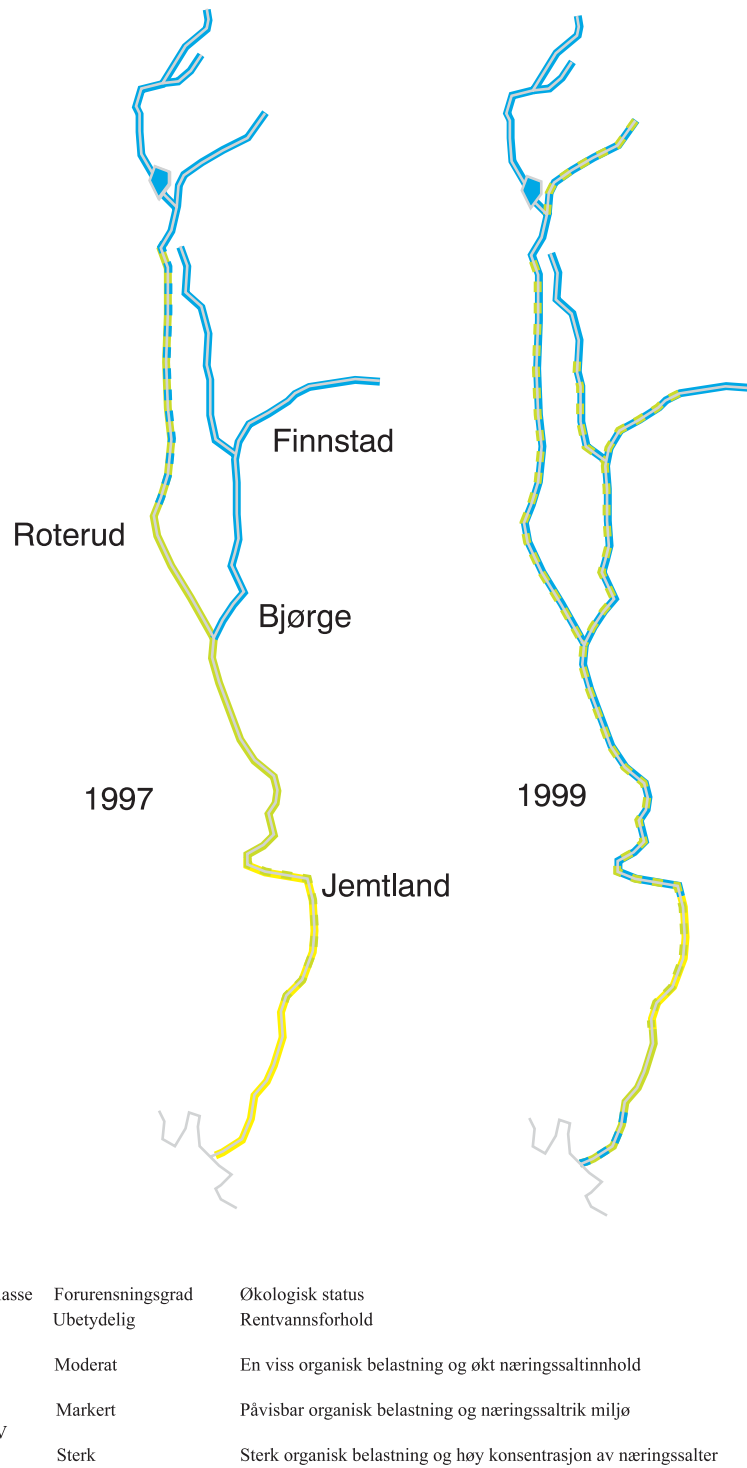
Potensielle forurensningskilder er i første rekke utsig av kloakk og gråvann fra de kommunale ledningssystem og fra separatanlegg i den sredte bosetting. Videre også utsig fra gjødselkjellere og avrenning (jord-/siltpartikler, næringssalter, husdyrgjødsel og sprøtemiddelrester) fra dyrket mark samt eventuelle utslipp av oljeprodukter og skadelige stoffer fra bensinstasjoner, industriaktiviteter o.l.. Forurensningseffekter som økt forekomst av påvekstalger og moser (overgjødsling), stor og sjenerende forekomst av sopp, bakterier og ciliater (forråttelse/saprobiering), økt forekomst av tarmbakterier (fekal forurensning), tilslamming (habitatforandring) og eventuelle gifteffekter er mest aktuelle.

Lokalt/kommunalt miljømål for Bausbekken er at vannkvalitetstilstanden ikke skal overstige forurensningsklasse II (grønn kartmarkering). Videre at rekrutteringsmulighetene for mjøsharren og mjøsørreten opprettholdes, at naturgitt biologisk mangfold mest mulig blir bevart og at vassdraget kan brukes til rekreasjon og jordvanning.

Miljøstatus, tilrådninger og tidstrend.

Ved befaringsstidspunktet var øvre del av Bausbekken oppstrøms Brumunddal tettsted (Jemtland) lite forurensningspåvirket (Forurensningsklasse I og I-II). Like nedstrøms Jemtland ble bekken vurdert som moderat til markert påvirket av næringssalter og lett nedbrytbart organisk stoff. (Forurensningsklasse II-III). Det ble likevel ikke registrert noe synbar og sjenerende heterotrof begroing. Der Bausbekken passerer Brumunddal tettsted så hadde forholdene blitt noe bedre og her bedømmes bekken som moderat påvirket av næringssalter (Forurensningsklasse II). Den nederste delen hadde biologisk sett nær rentvannsforhold og bedømmes som lite til moderat forurensningspåvirket (Forurensningsklasse I-II). Bekkens nedre del var klart påvirket av jord- og siltpartikler som dekket bunnen i de større kulper. Stort sett så var de biologiske forhold i Bausbekken i 1999 i samsvar med satte miljømål. Jevnføres situasjonen i 1999 med de forhold som ble registret i 1997 så var Bausbakkens nedre del klart mindre forurensningsbelastet i 1999, mens forholdene i det øvre løp ikke hadde forandret seg nevneverdig.

Forslag til tiltak: De forurensningsbegrensende tiltak som er satt i verk videreføres og om mulig forbedres. Det er bl.a. nødvendig med forbedrede kontrollrutiner for å unngå utslipp fra det kommunale ledningsnett, melkerom, gjødselkjellere, siloanlegg m.m. Det er også ønskelig at jord- og siltransporten fra dyrket mark til Bausbekken nedre løp mest mulig begrenses. Videre er det viktig at bekken sikres en tilstrekkelig minstevassføring. Vad gjelder behov for biotopiltak og fjerning av vandringshinder m.m. henvises til rapport av Narud (Narud 1997).



Figur 4. Forurensningssituasjonen i Bausbekken i august 1999 og juli 1997, vurdert utifra de biologiske forhold.

3.1.4 Skanselva (Skansenbekken)

Bakgrunnsdata.

Skanselva er ca. 10 km lang og har sitt utspring i Rognåsen der den ved bl.a. Glestad elva avvanner større skogområder. Elva passerer lengre ned i området ved Byflaten større jordbruksområder med spredt bosetting. Videre avvanner Skanselva minitettstedet Byflaten og deler av Brununddal tettsted (Ånerudområdet). Skanselva er en viktig gytelokalitet for mjøsharr og mjøsørret. Naturgitt årlig smoltproduksjon av mjøsørret er beregnet til ca. 600 st. Elva er mye brukt til jordvanning og i tørrværsperioder reduseres vannføringen betraktelig.

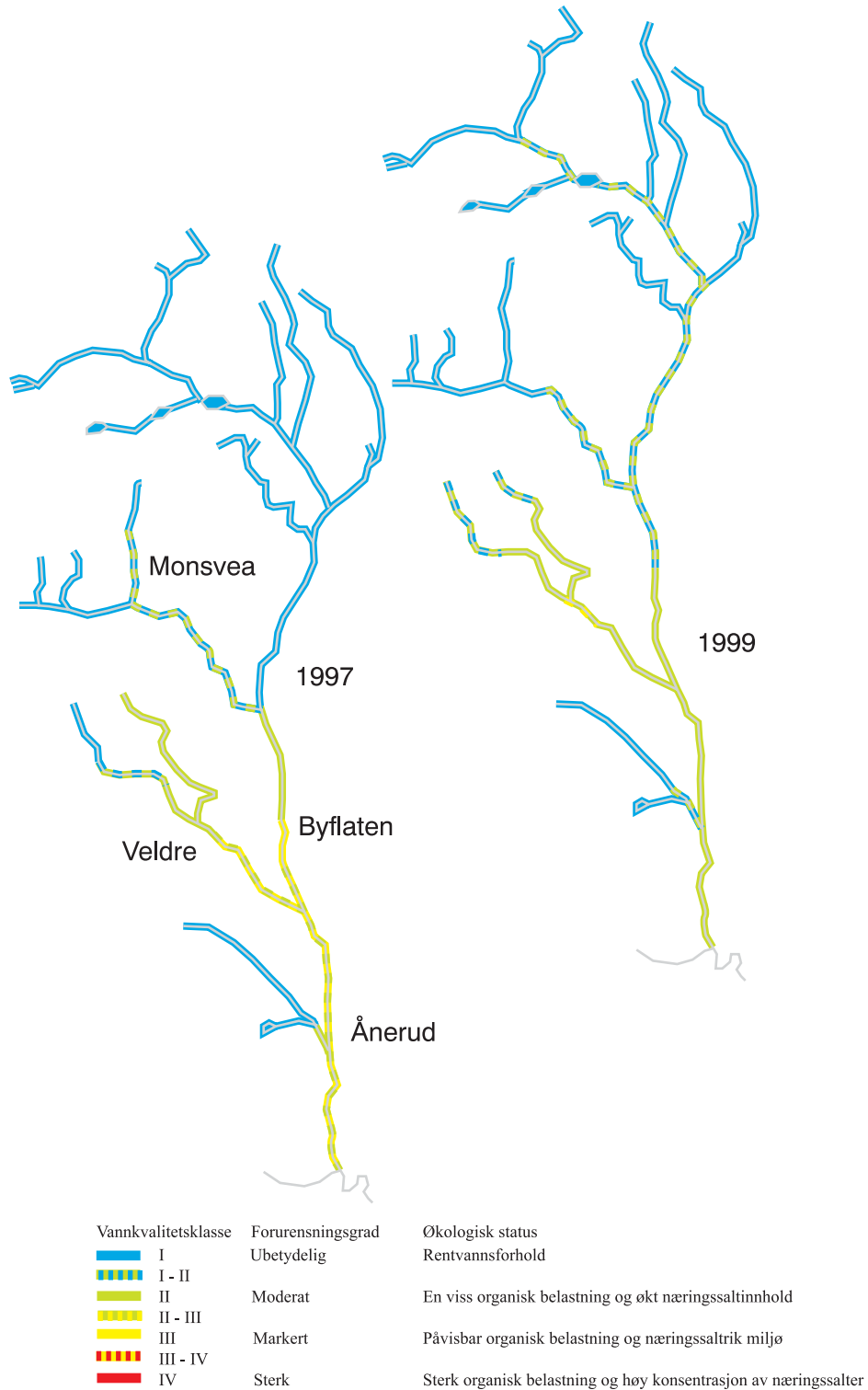
Potensielle forurensningskilder av størst betydning er kloakk- og gråvannsutsig fra det kommunale ledningsnett og fra separata avløpsanlegg i spredt bebyggelse. Videre utsig fra siloer, melkerom og gjødselkjellere, avrenning (jord-/siltpartikler, næringsalter, husdyrgjødsel og sprøtemiddelrester) fra dyrket mark samt eventuelle utslipp av oljeprodukter og skadelige stoffer fra bensinstasjoner, industriaktiviteter o.l.. Forurensningseffekter som økt forekomst av påvekstalger og moser (overgjødning), stor og sjenerende forekomst av sopp, bakterier og ciliater (forråtnelse/saprobiering), økt forekomst av tarmbakterier (fekal forurensning), tilslamming (habitatforandring) og eventuelle gifteffekter står her sentralt.

Lokalt/kommunalt miljømål for Skanselva er at vannkvalitetstilstanden ikke skal overstige forurensningsklasse II (grønn kartmarkering). Videre at rekrutteringsmulighetene for mjøsharren og mjøsørreten opprettholdes, at naturgitt biologisk mangfold mest mulig blir bevart og at vassdraget kan brukes til rekreasjon og jordvanning.

Miljøstatus, tilrådninger og tidstrend.

Ved befaringsstidspunktet var Skanselva øvre løp lite eller lite til moderat forurenset av næringsalter (Forurensningsklasse I til I-II). Bekkens nedre løp ble karakterisert som moderat påvirket av økt tilførsel av næringsalter. (Forurensningsklasse II). Her var det langs bekkestrekninger med stor tilgang på sollys uønsket stor forekomst av trådformete grønnalger. Det ble ikke registrert noe synbar og sjenerende heterotrof begroing. Vi bør likevel påtale at vi fant toalett-pappir langs bekken på flere steder på strekningen Byflaten - Ånerud. Dette indikerer at det til tider har vært utslipp av råkloakk. Videre var kulper og mer stilleflytende bekkestrekninger i stor grad tilslammet av jord- og siltpartikler. Stort sett så var likevel de biologiske forhold i Skanselva i 1999 i samsvar med satte miljømål. Jevnføres situasjonen i 1999 med de forhold som ble registrert i 1997 så var Skanselva klart mindre forurenset i 1999 og de gjaldt særlig strekningen fra Byflaten til utløpet i Mjøsa, som i 1999 hadde en økologisk status i samsvar med satte miljømål. Det er likevel ønskelig at tilførselen av jord- og siltpartikler blir redusert. Videre bør forurensningsbelastningen på bekken som renner ved Veldre avlastes.

Forslag til tiltak: De forurensningsbegrensende tiltak som er satt i verk i nedbørfeltet videreføres og om mulig forbedres. Det er bl.a. ønskelig med forbedrede kontrollrutiner for å unngå utslipp fra det kommunale ledningsnettet, melkerom, gjødselkjellere, siloanlegg m.m. Det er også nødvendig at jord- og silttransporten fra dyrket mark til bekken mest mulig begrenses. Videre er det viktig at Skanselva sikres en tilstrekkelig minstevassføring. Da det gjelder behov for biotopiltak og fjerning av vandringshinder m.m. henvises til rapport av Narud (Narud 1997). Behov for fjerning av "søppel" må også klarlegges.



Figur 5. Forurensningssituasjonen i Skanselva i august 1999 og juli 1997, vurdert utfra de biologiske forhold.

3.2 Vannkvalitet og trofegrad i innsjøer

Primærdata er sammenstilt i tabell 1 - 3 i teksten samt tabell 4 - 9 i vedlegg A bak i rapporten.

3.2.1 Sjusjøen

Bakgrunnsdata.

Sjusjøens nedbørfelt, som har en areal på 64,2 km², består av tre større innsjøer som alle er regulert. Feltet ligger i hovedsak mellom 800 – 900 m.o.h. og inkluderer større myrområder som er med på å prege vannkvaliteten. Spesifikk avrenning i området er ca. 21 l/s, km², år. Et stort nedbørfelt i forhold til innsjøens volum gjør at oppholdstiden bare er et par måneder (0,26 år). Sjusjøen har en overflateareal på 1,15 km². Største dyp er på 22 meter og middeldypet er beregnet til 8,5 meter. Innsjøen er regulert 4,2 meter og fungerer som intaksmagasin for kraftverkene Tyria I og II. Fiskfaunen består av ørret, sik, ørekyte og abbor. I begynnelsen av 1980 kom det også in gjedde i Sjusjøen og på 1990-tallet har det vært vanlig med gjeddefangster. Naturgitt fiskefauna er ørret og abbor. Innsjøen ble partielt rotenonbehandlet i 1990.

Turisme og fritidsaktiviteter knyttet til hoteller, fjellstuer, butikker og hytter er en betydelig brukerinnterese i Sjusjøområdet, og aktiviteter som friluftsbading, båtsport og fiske står sentralt da det gjelder selve Sjusjøen. Hyttebebyggelsen i Sjusjøens nedbørfelt er blant de eldste og største i landet og det er over 1000 hytter som ligger nær innsjøen. Hoveddelen av bebyggelsen ligger nord/nordvest for innsjøen, og eventuelle forurensninger transporteres direkte til innsjøen og ikke via hovedtilløpet (Fjellelva). Den betydelige befolkningskonsentrasjonen som tidvis finnes nær innsjøen vil være en permanent forurensningskilde for vassdraget. Sjusjøen og tilrennende vassdrag er derfor resipient for diffus avrenning og lekkasje/overløpsdrift i det kommunale ledningsnett. Videre er det på sommeren stor forekomst av beitedyr i området. I 1975/76 ble det bygget et renseanlegg for kloakk og gråvann fra hoteller, fjellstuer og butikker med utslipp i Sjusjøen. F.o.m. 1994 overføres kloakk og gråvann til renseanlegget i Lillehammer.

Lokalt/kommunalt miljømål for Sjusjøen er at innsjøen skal ha akseptabel vannkvalitet for rekreasjonsformål og da spesielt som fiske-, båtsport- og badevann. Videre som et viktig innslag "naturperle" i landskapet. En viss næringssalttilførsel og herved økt produksjonspotentiale utover den naturgitte kan derfor aksepteres. Dvs. at en kan akseptere at innsjøen er noe næringsrik tilsvarende oligomesotrof tilstand.

Vanntemperatur.

Vanntemperaturen i Sjusjøen er vist i tabell 1. Generelt kan vi nevne at innsjøen er skiktet under sommeren, men markert sprangskikt utvikles bare i perioder med varmt vær og lite vind. Som regel kommer da overflatetemperaturen opp i over 20 °C. Normalt er Sjusjøen vindpåvirket hvilket skaper sirkulasjon i de øvre vannmassene og nedsetter overflatetemperaturen noe.

Tabell 1. Temperaturobservasjoner (°C) i Sjusjøen i sommeren i 1999.

Dyp	13. juli	17. august	16. september
0,5 meter	19,4	13,3	12,0
2 meter	18,2	13,3	12,0
4 meter	17,2	13,3	12,0
6 meter	14,0	13,0	11,9
8 meter	12,6	12,8	11,9
12 meter	10,2	10,6	11,9

Siktedyp.

I Sjusjøen ble det i sommeren 1999 registret siktedyp med verdier i området 2,9 – 3,5 meter og vannet var markert brunfarget. Lavest siktedyp ble registrert i august. Innsjøen er markert humuspåvirket og

det brunfargete vannet bidrar til at siktdypet reduseres. De algemengder som ble registrert reduserte også siktedypet og da særlig i august da det var en oppblomstringen av storvokste kiselalger. I hovedsak var det likevel brunfargen (dvs. humusinnholdet) som bestemte siktedypet i Sjusjøen i sommeren i 1999. Utfra SFT's klassifisering av tilstand kan siktedypet klassifiseres som "mindre god".

Vannkjemi.

Primærdata er sammenstillt i vedlegg A (tabell 4) bak i rapporten.

Sjusjøen er markert humuspåvirket og har svakt surt markert brunfarget vann med lavt saltinnhold. (konduktivitetsverdier > 3,00 mS/m vurderes her som lave). Bufferevnen i forhold til tilførsel av surt vann bedømmes som relativt god med en alkalitet nær 0,05 mekv/l. Dette er i samsvar med forventet naturtilstand. Fosfor- og nitrogenkonsentrasjonen var høy og klart høyere en forventet naturtilstand. Fosforkonsentrasjonen varierte med verdier i området 18 - 20 $\mu\text{g tot-P/l}$ og nitrogenkonsentrasjonen lå i området 300 - 380 $\mu\text{g tot-N/l}$. Registrerte konsentrasjonsnivåer viser at Sjusjøen er næringssaltbelastet og innsjøen bedømmes som markert næringssaltforurenset.

Utfra SFT's klassifisering av tilstand kan parametrene klassifiseres som følger:

- pH og alkalitet tilsvarte tilstandsklasse "god".
- Farge tilsvarte tilstandsklasse "mindre god til dårlig".
- Total fosfor tilsvarte tilstandsklasse "mindre god til dårlig".
- Total nitrogen tilsvarte tilstandsklasse "god".

Jevnføres resultatene fra 1999 med tidligere vannanalyser fra perioden 1992 – 1994 så synes det ikke å ha skjedd noen større endringer. Muligens har vannfargen og nitrogenkonsentrasjonen økt noe, men det må tas prøver i flere år før å kunne verifisere dette.

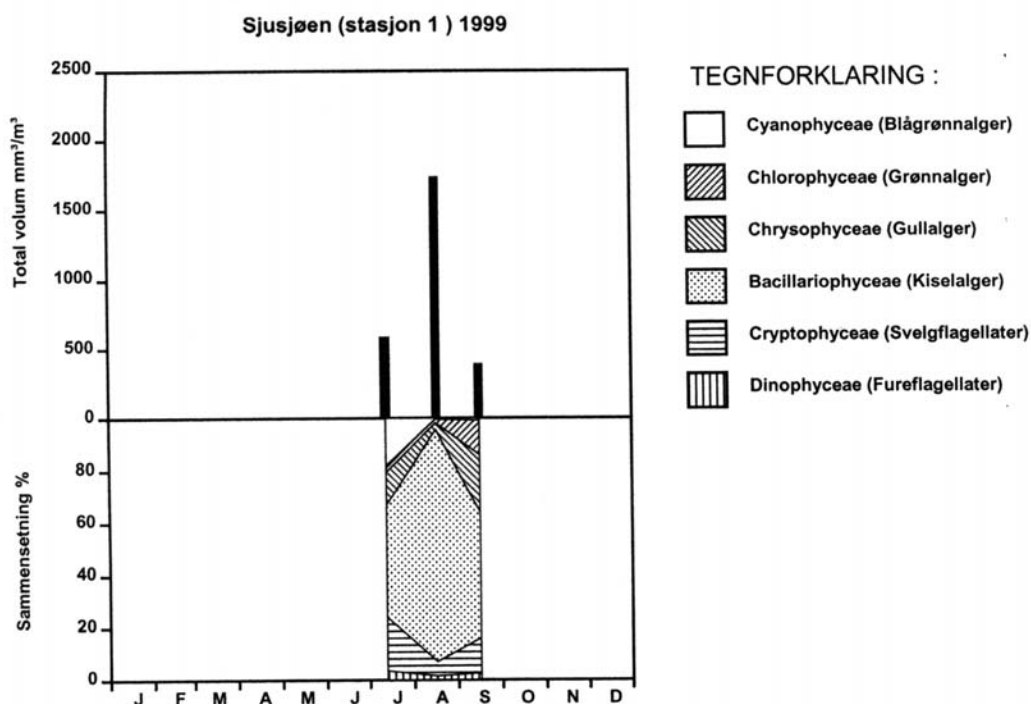


Fig 6. Variasjon i totalvolum og sammensetning av planteplankton i Sjusjøen (stasjon 1), 1999
Totalvolum gitt i $\text{mm}^3/\text{m}^3 = \text{mg}/\text{m}^3$ våtvekt.

Planteplankton.

Primærdata er gitt i vedlegg A (tabell 5), og resultatene vist i figur 6 .

I sommeren i 1999 var planteplanktonet i Sjusjøen helt dominert av storvokste kiselalger. Algearter tilhørende gruppene cyanobakterier (blågrønnalger) og svelgeflagellater var også vanlig forekommende, mens grupper som gullalger og my-alger, som normalt har relativt stor andel i planteplanktonet i næringsfattige innsjøer, hadde mindre forekomst. Planktonprøvene viste at det var økt tilgang på næringssalter (særlig fosfor) i de fri vannmasser i Sjusjøen og at det var større algemengde og større forekomst av mer næringssaltkrevende arter en forventet naturtilstand. Gjennomsnittsbiomassen er beregnet til ca. 0,9 gram /m³, og maks. totalbiomasse var 1.75 gram/m³. Dette tilsvarer mesotrofe forhold og Sjusjøen kan betegnes som middels næringsrik. Det bør her nevnes at innsjøen har en vannkvalitet som gjør at den ligger nær overgangsonen til forhold som er typiske i næringsrike (eutrofe) innsjøer. Videre indikasjon på at Sjusjøen var næringssaltforurenset var:

- at den storvokste stavformete kiselalgen *Tabellaria fenestrata* dominerte algesamfunnet hele sommeren, samt at det var en markert oppblomstring av denne algearten i august.
- at cyanobakteriene (blågrøngene) *Anabaena flos-aquae* og *Anabaena planctonica* viste tegn til algeblomst.
- at det var relativt sett stort innslag av mer næringssaltkrevende arter i planteplanktonsamfunnet som grønnalgen *Eudorina elegans*, gullalgen *Mallomonas akrokomos* og svelgflagellaten *Cryptomonas cf. erosa*.

I øvrig bestod planteplanktonet av arter som normalt forekommer i næringsfattige (oligotrofe) innsjøer i samsvar med her forventet naturtilstand, dvs. at "nye" og typiske indikatorarter for mer næringssaltrik (eutrof) miljø ikke har etablert seg i Sjusjøen.

Resultatene av planteplanktonanalysene var i godt samsvar med resultatene fra klorofyll-målingene. Det ble registrert moderat høye tot. klorofyll *a*-konsentrasjoner med verdier i området 4,2 – 5,7 µg/l. Gjennomsnittskonsentrasjonen er beregnet til 4,5 µg/l . Vi bør likevel nevne at klorofyllinnholdet i kiselalger som bl.a. *Tabellaria fenestrata* er relativt lavt jevnført med andre algegrupper. Oppblomstring av stavformete kiselalger gir derfor som regel ikke så stort utslag på klorofyllkonsentrasjonen som biomassen skulle tilsvare. Utfra SFT's klassifisering av tilstand kan klorofyll-konsentrasjonen i Sjusjøen betegnes som "Mindre God" og vannet i Sjusjøen bedømmes som mindre egnet til friluftsbad og rekreasjon, og som egnet til fritidsfiske.

Jevnføres resultatene fra 1999 med tidligere planteplanktonundersøkelser fra perioden 1992 – 1994 så synes det ikke å ha skjedd noen større endringer. Biodiversitet, algebiomasse og klorofyllkonsentrasjon var stort sett lik de forhold som ble registrert ved den tidligere undersøkelsen.

Dyreplankton.

Primærdata er gitt i vedlegg A (tabell 8 og 9).

I Sjusjøens fri vannmasser var det i sommeren i 1999 et rikt og variert dyreplankton med en artssammensetting i nært samsvar med forventet naturtilstand. Blant hjuldyren var det størst forekomst av arter som *Kellicottia longispina*, *Polyarthra vulgaris*, *Polyarthra minor* og *Conochilus spp.* Vanlig forekommende var også *Synchaeta spp.*, *Keratella cochlearis*, *Ploesoma hudsoni* og *Trichocerca sp.* krepsdyrplanktonet var dominert av hoppekrepsen *Cyclops scutifer* og vannloppene *Daphnia galeata* og *Bosmina longispina*. Vanlig forekommende var også hoppekrepsene *Heterocope appendiculata* og *Acanthodiptomus denticornis* samt vannloppene *Holopedium gibberum*, *Daphnia cristata*, *Bosmina longirostris*. Vannloppen *Chydorus sp.* ble bare påvist som enkelte individer.

Beitetrykket fra planktonspisende fisk (fiskpredasjonen) bedømmes som moderat til markert tilsvarende fiskpredasjonsklasse II – III i følge Løviks klassifiseringssystem. Sansynligvis var det stor forekomst av yngre abbor (0+ og/eller1+) og sik som bidrog til dette.

Jevnføres resultatene fra 1999 med tidligere dyreplanktonundersøkelser fra 1971 og perioden 1992 – 1994 så synes det ikke å ha skjedd større forandringer og krepsdyreplanktonet var dominert av de samme arter. To nye krepsdyrarter ble likevel registrert i 1999. Dette var vannloppen *Bosmina longirostris* som var vanlig forekommende, samt vannloppen *Chydorus sp.* som ble registrert med få individer. Videre kan vi nevne at den storvokste rovlevende vannloppen *Bythotrephes longimanus* bare ble funnet i 1997.

Miljøstatus og tilrådninger.

Sjusjøen er markert påvirket av næringsaltforurensning (særlig fosfor) og har i dag en ikke akseptabel vannkvalitet med til tider uønsket stor og sjenerende algeforekomst. En ytterligere økning av fosfortilførselen vil raskt forringe vannkvaliteten betraktelig og det er da stor risiko for at det hver sommer kan bli stor og sjenerende forekomst av storvokste stavformete kiselalger samt risiko for vannblomst av cyanobakterier. Videre vil også forekomsten av begroingsalger langs strendene øke. Levevilkårene for ørekyte, abbor, gjedde og sik vil bedres om innsjøen blir mer nærinnsaltrik, mens levevilkårene for ørreten blir dårligere. Predasjonstrykket på ørreten fra gjedda vil da også øke. Blir det økt algebiomasse og økt forekomst av cyanobakterier i Sjusjøen vil vannets egnethet for friluftsbad, rekreasjon og fritidsfiske foringes. Vi tar da utgangspunkt i at det er ønskelig å få et så godt ørretfiske i Sjusjøen som mulig. Det er derfor viktig at tilførselen av fosfor reduseres mest mulig. Miljømål bør være å få tilbake Sjusjøen til næringsfattig (oligotrof) eller næringsfattig til middels næringsrik (oligo-mesotrof) tilstand. Videre å reetablere innsjøen som et godt ørretvann.

Forslag til tiltak.

En må mest mulig redusere tilførselen av kloakk og gråvann fra det kommunale avløpsanlegget samt fra separate avløps- og toalettanlegg i hyttebebyggelsen (diffus avrenning). Det er bl.a. viktig at en ikke bruker fosforholdige rengjøringsmidler. Videre bør en vurdere tiltak som kan begrense utslipp av næringsalter og tarmbakterier til Sjusjøvassdraget fra urin og fekalier fra de husdyr som sommerstid beiter i området. Skal innsjøen reetableres som et godt ørretvann må en sette ut stor ørret (dvs. fisk på 0,5 – 1,0 kg i samsvar med "Lofssjön-modellen"). Rotenonbehandling bør også vurderes.

3.2.2 Kroksjøen (Kroksjøen inkl. Mjogsjøen)

Bakgrunnsdata.

Kroksjøens nedbørfelt, som har en areal på 46,7 km², består av to større innsjøer som begge er regulert. Feltet ligger i hovedsak mellom 880 – 900 m.o.h. og inkluderer større myrområder som er med på å prege vannkvaliteten. Spesifikk avrenning i området er ca. 21 l/s, km², år. Et stort nedbørfelt i forhold til innsjøens begrensede volum gjør at oppholdstiden bare er noen uker. Kroksjøen har en overflateareal på 0,98 km². Største dyp er på 4 meter og middeldypet er beregnet til ca 2 meter. Kroksjøen er regulert 3 meter og vannet tappes via elveutløpet. Fiskfaunen består av ørret, sik og ørekyte. I senere tid har det også kommet in gjedde i vassdraget, men det er uklart om det fortsatt er gjedde i Kroksjøen. Naturgitt fiskfauna er ørret.

Turisme og fritidsaktiviteter knyttet til hytter er en betydelig brukerinteresse i Kroksjøen. De fleste hytter ligger sør-vest for innsjøen. Det er begrensede bademuligheter langs innsjøen så fritidsfiske og båtferdsel er de klart viktigste aktiviteter. Kroksjøen er også resipient for diffus avrenning fra hytteområdene. Videre så er det på sommeren mye beitedyr i området like ved innsjøen.

Lokalt/kommunalt miljømål for Kroksjøen er at innsjøen skal ha akseptabel vannkvalitet for rekreasjonsformål og da spesielt som fiskevann. Videre som et viktig innslag "naturperle" i

landskapet. En viss næringsstofftilførsel og herved økt produksjonspotentiale utover den naturgitte kan derfor aksepteres. Dvs. at en kan akseptere at innsjøen er noe næringsrik tilsvarende oligomesotrof tilstand.

Vanntemperatur

Vanntemperaturene som ble registrert i Kroksjøen er vist i tabell 2. Kroksjøen er grunn og til tider kraftig vindpåvirket. Dette fører til at hele vannmassen ofte sirkulerer og det er bare i perioder med varmt vær og lite vind det etableres en mer markert temperatursjiktning. I solrike, varme og vindstille perioder blir temperaturen i overflatevannet som regel godt over 20 °C.

Tabell 2. Temperaturobservasjoner (°C) i Kroksjøen i sommeren i 1999.

Dyp	13. juli	17. august	16. september
0,5 meter	17,9	12,7	10,6
1 meter	17,9	12,7	10,5
2 meter	17,5	12,5	10,4
3 meter	17,0	12,0	10,0

Siktedyp.

I Kroksjøen ble det registrert lavt siktedyp med registreringer i området 2,4 – 3,0 meter og vannet var brunfarget. Lavest siktedyp var det i september. Innsjøen er moderat til markert humuspåvirket og det brunfargete vannet reduserer siktbarheten. De algemengder som ble registrert påvirket også siktedypet og da særlig i september da det var relativt stor forekomst av planteplankton. I hovedsak var det likevel det brunfargete vannet (dvs. humusinnholdet) som bestemte siktedypet i Kroksjøen i sommersesongen i 1999. Ut fra SFT's klassifisering av tilstand kan siktedypet klassifiseres som "mindre god".

Vannkjemi.

Primærdata er sammenstillt i vedlegg A (tabell 4) bak i rapporten.

Kroksjøen er moderat til markert humuspåvirket og har svakt surt brunfarget vann med lavt saltinnhold. (Konduktivitetsverdier > 3,00 mS/m vurderes her som lave). Bufferevnen gjentimot tilførsel av surt vann bedømmes som relativt god med en alkalitet i overkant av 0,05 mekv/l. Dette er i samsvar med forventet naturtilstand. Fosfor- og til dels også nitrogenkonsentrasjonen var relativt sett høye og klart høyere en forventet naturtilstand. Fosforkonsentrasjonen varierte med verdier i området 14 - 20 µg tot-P/l og nitrogenkonsentrasjonen lå i området 260 - 360 µg tot-N/l. Registrerte konsentrasjoner av fosfor og nitrogen viste at Kroksjøen er næringsstoffforurenset. Påvirkningsgraden vurdert ut fra fosforkonsentrasjonen bedømmes som "markert forurenset".

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

- pH og alkalitet tilsvarte tilstandsklasse "god".
- Farge tilsvarte tilstandsklasse "mindre god til dårlig".
- Total fosfor tilsvarte tilstandsklasse "mindre god til dårlig".
- Total nitrogen tilsvarte tilstandsklasse "god".

Jevnfør vi resultatene fra 1999 med tidligere vannanalyser fra perioden 1992 – 1994 så synes det ikke å ha skjedd noen større endringer av vannkvaliteten. Muligens har nitrogenkonsentrasjonen økt noe, men for å kunne verifisere dette så må det tas vannprøver over flere år.

Planteplankton.

Primærdata er gitt i vedlegg A (tabell 6), og resultatene vist i figur 7.

Planteplanktonsamfunnet i Kroksjøen var i sommeren 1999 dominert av grupper og arter som er vanlig forekommende i næringsfattige (oligotrofe) innsjøer og artssammensetningen var stort sett i samsvar med forventet naturtilstand. Bortsett fra en mindre oppblomstring av storvokste stavformete kiselalger i september så ble det ikke registrert større forekomst av mer næringsaltkrevende arter. Klar indikasjon på økt næringssalttilførsel og økt tilgang på næringsalter (særlig av fosfor) i de fri vannmasser foreligger likevel ved at både gjennomsnittstørrelsen og maksimal planteplanktonbiomasse var klart høyere en forventet naturtilstand. Videre var det tegn på algeblomst av cyanobakterien (blågrønnalgen) *Anabaena planctonica*, samt relativt sett stor forekomst av storvokste stavformete kiselalger som *Asterionella formosa* og *Tabellaria fenestrata* i hele vegetasjonsperioden. Kroksjøen bedømmes derfor som noe næringsrik (oligomesotrof) og blir vurdert som moderat næringsaltforurenset (overgjødslet). Kroksjøen har imidlertid en vannkvalitet som gjør at den ligger nær overgangssonen til forhold som er typiske i middels næringsrike (mesotrofe) innsjøer.

Resultatene av planteplanktonanalysene var i godt samsvar med resultatene fra klorofyll-målingene. Det ble registrert tot. klorofyll *a*-konsentrasjoner i området 3,2 – 10,1 µg/l og gjennomsnittlig konsentrasjon er beregnet til 5,9 µg/l. Utfra SFT's klassifisering av tilstand kan klorofyllkonsentrasjonene betegnes som "Mindre God" og vannet i Kroksjøen vurderes som mindre egnet til friluftsbad og rekreasjon og som egnet for fritidsfiske.

Jevnfør vi resultatene fra 1999 med tidligere planteplanktonundersøkelser fra 1971 og perioden 1992 – 1994 så var det større algeforekomster i 1999 og dette kan være en indikasjon på at Kroksjøen har blitt mer næringsaltpåvirket i de seneste år.

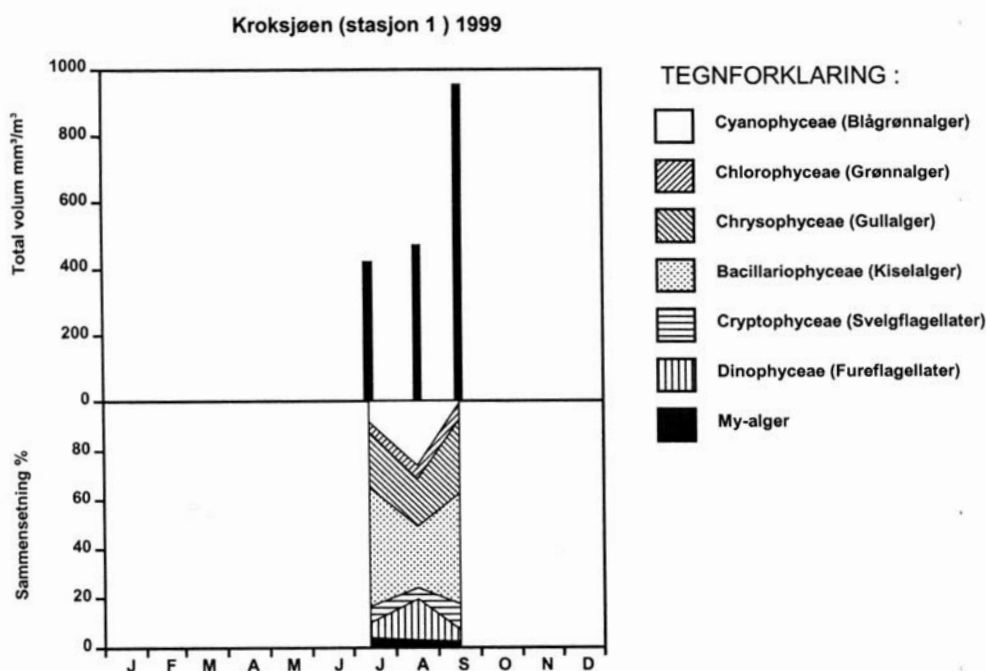


Fig 7. Variasjon i totalvolum og sammensetning av planteplankton i Kroksjøen (stasjon 1), 1999
 — Totalvolum gitt i $\text{mm}^3/\text{m}^3 = \text{mg}/\text{m}^3$ våtvekt.

Dyreplankton.

Primærdata er gitt i vedlegg A (tabell 8 og 9).

Sommeren 1999 var det sparsomt med dyreplanktone i Kroksjøens fri vannmasser. Dyreplanktonet var dominert av hjuldyrene *Kellicottia longispina*, *Polyarthra vulgaris*, *Polyarthra minor*, *Conochilus spp.* og *Keratella cochlearis*, hoppekrepsene *Heterocope appendiculata* og *Cyclops scutifer* samt vannloppene *Holopeidum gibberum*, *Daphnia galeata* og *Bosmina longispina*. Vanlig forekommende var også hjuldyrene *Asplanchna priodonta* og *Ploesoma hudsoni*, hoppekrepsen *Acanthodiptomus denticornis*, samt vannloppene *Daphnia cristata* og *Chydorus spp.* Den registrerte dyreplanktonforekomsten bedømmes å være i nært samsvar med forventet naturtilstand. De relativt sett små mengdene av dyreplankton i Kroksjøen skyldes trolig stor gjennomstrømning og ”utspyling” av dyr fra den grunne innsjøen.

Beitetrykket fra planktonspisende fisk (fiskpredasjonen) bedømmes som moderat til markert tilsvarende fiskpredasjonsklasse II – III i følge Løviks klassifiseringssystem. Sansynligvis var det siken som var den viktigste planktonspiseren.

Jevnføres resultatene fra 1999 med tidligere dyreplanktonundersøkelser fra 1971 og fra perioden 1992 – 1994 så synes det ikke å ha skjedd større forandringer og krepsdyreplanktonet var dominert av de samme arter. To nye krepsdyrarter ble likevel registrert i 1999. Dette var vannloppene *Daphnia cristata* og *Chydorus sp.* som ble registrert med fåtall individer. Videre kan vi nevne vannloppen *Leptodora kindtii* som bare ble funnet i 1971.

Miljøstatus og tilrådninger.

Kroksjøen er klart påvirket av økt næringssalttilførsel og innsjøen har nå til tider uønsket stor forekomst av storvokste kiselalger og cyanobakterier. Kroksjøen vil få en klart dårligere vannkvalitet om fosfoekonsentrasjonen i de fri vannmasser øker. Det er derfor viktig at tilførselen av fosfor ikke blir større uten reduseres mest mulig. Miljømål bør være å få tilbake Kroksjøen til næringsfattig (oligotrof) eller næringsfattig til middels næringsrik (oligo-mesotrof) tilstand. Dvs. å få en noe bedre vannkvalitet enn den som vi registrerte i 1999.

Forslag til tiltak.

Det er ønskelig at en mest mulig reduserer tilførselen av kloakk og gråvann til Kroksjøen og tilrennende vassdrag fra separate avløps- og toalettanlegg i hyttebebyggelsen (diffus avrenning). Det er bl.a. viktig at en ikke bruker fosforholdige rengjøringsmidler. Videre bør en vurdere tiltak som kan begrense tilførselen av næringsalter og tarmbakterier til Kroksjøen inklusive tillrennende bekker fra urin og fekalier fra de husdyr som sommerstid beiter i området.

3.2.3 Ljøsvann*Bakgrunnsdata.*

Ljøsvann har et nedbørfelt på 1,4 km² som til stor del utgjøres av store myrområder. Innsjøarealet er på 0,32 km². Ljøsvann berøres av et stort hytteområde ved Ljøsheim samt hyttebebyggelse langs innsjøens søndre del. Videre er det til tider stor fritidsaktivitet samt mye beitedyr i området. Lokale forurensningskilder av betydning er utsig av gråvann fra hytteområdene og eventuelle utsig fra kloakkdeponering samt tilsig fra husdyrurin og fekalir. Dette medfører til økt næringssaltbelastning og fekal forurensning. Videre er innsjøen påvirket av forsuring og blir derfor kalket i forbindelse med kalkingsplanen for Hedmark. Ljøsvann ble for første gang kalket i 1989. Deretter har innsjøen blitt kalket årlig med ca 30 tonn f.o.m. 1994. Fiskfaunan består av abbor, ørekyte og ørret. Tidligere var innsjøen et rent ørretvann. Abbor ble utsatt på slutten av 1980-tallet.

Lokalt/kommunalt miljømål for Ljøsvann er at innsjøen skal ha akseptabel vannkvalitet for rekreasjonsformål og da spesielt som fiske- og badevann. Videre som et viktig innslag ”naturperle” i landskapet. En viss næringsalttilførsel og herved økt produksjonspotentiale utover den naturgitte kan derfor aksepteres. Dvs. at en kan akseptere at innsjøen er noe næringsrik tilsvarende oligo-mesotrof tilstand. Videre må en forhindre at innsjøen påføres forurensningsskader og herved redusert produksjonsevne.

Vanntemperatur.

Vanntemperaturene som ble registret i Ljøsvann er vist i tabell 3. Generelt kan vi nevne at hele vannmassen i innsjøen ofte sirkulerer på sommeren da Ljøsvann er grunn og i perioder sterkt vindpåvirket. Det er bare i forbindelse med varme, solrike og vindstille perioder det etableres noe mer markert temperatursprangsjikt. I disse perioder kan overflatevannet få temperaturer godt over 20 °C.

Tabell 3. Temperaturobservasjoner (°C) i Ljøsvann i sommeren i 1999.

Dyp	13. juli	17. august	16. september
0,5 meter	19,0	13,8	11,7
1 meter	18,5	13,8	11,7
2 meter	18,0	13,4	11,6
4 meter	17,9	13,0	11,5
5 meter	17,8	12,8	11,5

Siktedyp.

I Ljøsvann ble det registret lavt siktedyp med verdier i området 1,5 – 2,3 meter og vannet var sterkt brunfarget. Lavest siktedyp var det i juli. Innsjøen er markert humuspåvirket og det brunfargete vannet bidrar i stor grad til at siktedypet reduseres. De mengder som ble registrert reduserte også siktedypet og da særlig den markerte oppblomstringen av storvokste kiselalger i juli. I hovedsak så var det likevel brunfargen (dvs. humusinnholdet) som hadde størst betydelse for siktedypet i Ljøsvann i sommeren i 1999. Ut fra SFT's klassifisering av tilstand kan siktedypet klassifiseres som ”mindre god til dårlig”.

Vannkjemi.

Primærdata er sammenstillt i vedlegg A (tabell 4) bak i rapporten.

Ljøsvann er markert humuspåvirket og har svakt surt markert brunfarget vann med lavt saltinnhold. (Konduktivitetsverdier > 3,00 mS/m vurderes her som lave). Bufferevnen gjenmot tilførsel av surt vann bedømmes som relativt god med en alkalitet overstigende 0,05 mekv/l. Dette er stort sett i samsvar med forventet naturtilstand. Kalkingen har således gitt ønsket resultat. Særlig fosfor-, men også nitrogenkonsentrasjonene var høye og betydelig høyere en forventet naturtilstand. Fosforkonsentrasjonen varierte i området 30 - 40 µg tot-P/l og nitrogenkonsentrasjonen i området 330 - 390 µg tot-N/l. Registrerte konsentrasjoner av fosfor og nitrogen viste at Ljøsvann er betydelig næringsaltforurenset. Påvirkningsgraden vurdert ut fra fosforkonsentrasjonen bedømmes som ”sterkt forurenset”.

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

- pH og alkalitet tilsvarte tilstandsklasse ”god”.
- Farge tilsvarte tilstandsklasse ”mindre god til dårlig”.
- Total fosfor tilsvarte tilstandsklasse ”mindre god til dårlig”.
- Total nitrogen tilsvarte tilstandsklasse ”god”.

Planteplankton.

Primærdata er gitt i vedlegg A (tabell 7), og resultatene vist i figur 8.

Planteplanktonet i Ljøsvann i sommeren 1999 var dominert av arter tilhørende gruppene cyanobakterier (blågrønnalger), kiselalger og svelgflagellater. Høy total algebiomasse med verdier i området 1,3 – 3,8 gram våtvekt/m³ og med en gjennomsnittsstørrelse på 2,4 gram våtvekt/m³, samt til tider stor forekomst av mer næringsaltkrevende arter som cyanobakteriene *Anabaena flos-aquae* og *Anabaena planctonica*, de storvokste kiselalgene *Asterionella formosa* og *Tabellaria fenestrata* samt svelgflagellatene *Cryptomonas curvata* og *Cryptomonas erosa* viste at Ljøsvann hadde økt tilgang på næringsalter i de fri vannmasser. I september var det markert vannblomst av cyanobakterien *Anabaena planctonica*. Videre kan vi nevne at svelgflagellaten *Cryptomonas curvata* betegnes som en god indikator på mer næringsaltrik miljø da den som her forekommer i større antall. Ljøsvann blir vurdert som næringsaltrik (eutrof) og som markert næringsaltforurenset (overgjødslet), og innsjøen hadde betydelig større forekomst av planteplankton enn forventet naturtilstand.

Resultatene av planteplanktonanalysene var i godt samsvar med resultatene fra klorofyll-målingene. Det ble registrert høye tot. klorofyll *a*-konsentrasjoner med verdier i området 13,4 – 16,5. Den gjennomsnittlig klorofyllkonsentrasjonen er beregnet til 15,1 µg/l. Utfra SFT's klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann kan klorofyllkonsentrasjonen betegnes som "Dårlig" og vannet i Ljøsvann betegnes som ikke egnet til friluftsbad og rekreasjon og som mindre egnet til fritidsfiske.

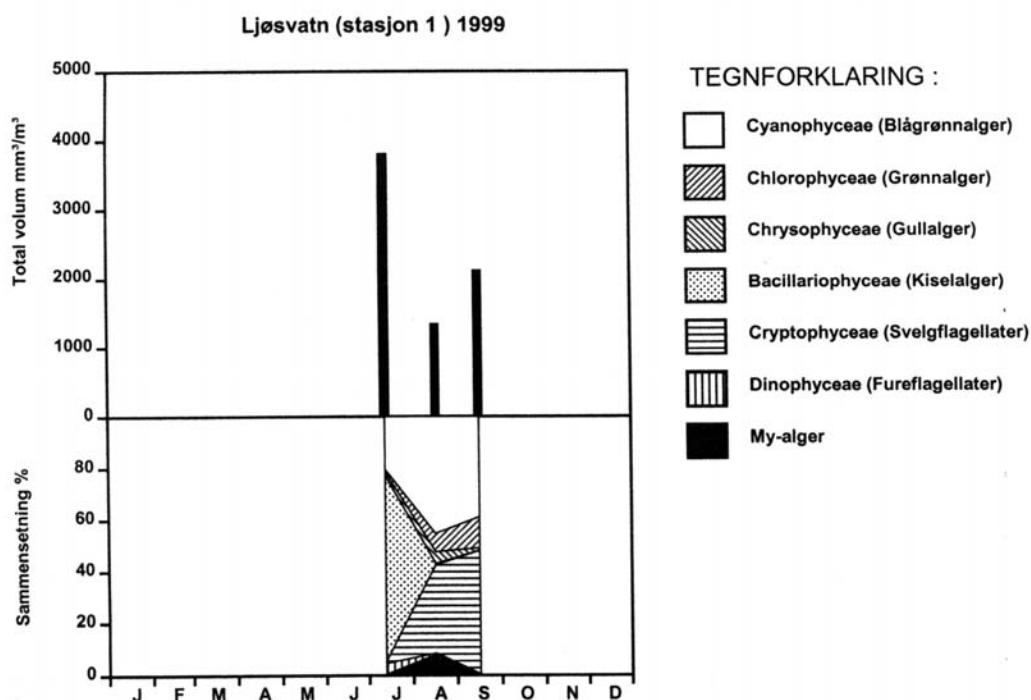


Fig.8. Variasjon i totalvolum og sammensetning av planteplankton i Ljøsvatn (stasjon 1), 1999
 — Totalvolum gitt i mm³/m³ = mg/m³ våtvekt.

Dyreplankton.

Primærdata er gitt i vedlegg A (tabell 8 og 9).

Sommeren 1999 var krepsdyrplanktonet i Ljøsvanns frie vannmasser dominert av hjuldyrene *Kellicottia longispina* og *Asplanchna priodonta* samt vannloppene *Ceriodaphnia quadrangula*, *Bosmina longispina* og *Bosmina longirostris*. I øvrigt var det forekomst av hjuldyrene *Synchaeta* spp., *Polyarthra vulgaris*, *Polyarthra minor*, *Conochilus* spp., *Colotheca* spp., *Keratella cochlearis* og *Ploesoma hudsoni* samt vannloppene *Leptodora kindtii*, *Holopedium gibberum*, *Daphnia galeata* og *Daphnia cristata*. I juli ble det påvist enkelte eksemplarer av hoppekrepsen *Heterocope appendiculata* i øvrig ble det ikke påvist forekomst av hoppekreps. Utifra forventet naturtilstand skulle en forvente at hoppekrepsene *Cyclops scutifer* og *Heterocope appendiculata* skulle ha vært vanlig forekommende i Ljøsvann. Også i 1997 var det "unormal" krepsdyreforekomst i innsjøens frie vannmasser og da ble det bare registret to krepsdyrarter; hoppekrepsen *Mesocyclop leuckarti* og vannloppen *Bosmina longirostris*. Årsaken til den noe "unormale" krepsdyreforekomsten kan være stort predasjonstrykk fra småabbor i kombinasjon med til tider stort partikkel-/slamminnhold i vannmassen. Det senere var særlig markert i 1997 da innsjøen var nedtappet i hele sommersesongen.

Beitetrykket fra planktonspisende fisk (fiskpredasjonen) bedømmes som sterk til meget sterk tilsvarende fiskpredasjonsklasse VI – V i følge Løviks klassifiseringssystem. Sansynligvis var det i sommeren i 1999 stor forekomst av yngre abbor (0+ og/eller 1+) som bidro til dette.

Miljøstatus og tilrådninger.

Ljøsvann er for tiden markert overgjødslet og kan betegnes som eutrof. Uønsket stor forekomst av storvokste stavformete kiselalger og vannblomst av cyanobakterier er til sjenanse i henhold til brukerinteresser som friluftsbad, rekreasjon og fritidsfiske. Ørretens konkurransevne overfor abbor har også blitt svekket. Videre nedsettes innsjøen verdie som viktig naturinnslag "naturperle" i landskapet. Økt næringsalttilførsel og særlig økt konsentrasjon av fosfor i de frie vannmasser vil ytterligere forringe vannkvaliteten. De er da stor risiko for at det årlig vil bli markert vannblomst av cyanobakterier og til tider masseoppblomstring av storvokste stavformete kiselalger. Levevilkårene for ørreten vil da bli ennu dårligere. Det er derfor viktig at tilførselen av fosfor snarest blir redusert. Miljømål bør være å få tilbake Ljøsvann til næringsfattig (oligotrof) eller næringsfattig til middels næringsrik (oligomesotrof) tilstand, samt at innsjøen reetableres til det gode ørretvann det en gang har vært.

Forslag til tiltak.

En må snarest redusere utsig av kloakk og gråvann fra separate avløps- og toalettanlegg i hyttebebyggelsen (diffus avrenning). Det er videre viktig at en ikke bruker fosforholdige rengjøringsmidler. En bør også vurdere tiltak som kan redusere utsig av næringsalter og tarmbakterier til Ljøsvann og tillrennende bekker fra urin og fekalier fra de husdyr som sommerstid beiter i området. Skal Ljøsvann åter kunne bli et godt ørretvann må abborbestanden reduseres eller helst fjernes. Rotenonbehandling eller rettet garnfiske (uttynningsfiske) kan brukes til dette. Utsetting av stor ørret (dvs. fisk på 0,5 – 1,0 kg) kan også være en mulighet ("Lofssjön-modellen").

4. LITTERATUR.

- Andersen, J.R. et al. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT- veiledning. Nr.97:04. TA-1468/1997. 31 s.
- Brettum, P. 1992. Naturens Tålegrenser. Fagrapport nr. 28. Tålegrenser for overflatevann. Planteplankton. NIVA-rapp., løpenr. 2800. 29 s.
- Brandrud, T. E., Mjelde, M., Kjellberg, G. og Vøllestad A. 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.
- Faafeng, B., P. Brettum og D. Hessen. 1990. Landsomfattende undersøkelse av trofittilstanden i 355 innsjøer i Norge. NIVA-rapp. Løpenr. 2355. 64 s.
- Heinonen, P. 1980. Quantity and composition of phytoplankton in Finnish inland waters. Vesientutkimuslaitoksen julkaisu 37, 1-91.
- Holtan, H. 1977. Mjøsprosjektet. Fremdriftsrapport nr.7. Undersøkelser i 1976. NIVA-rapp. O-91/69. 45 s.
- Kjellberg, G., S. Rognerud og O. Gillund. 1985. Basisundersøkelse i Trysil elva 1981-1984. NIVA-rapp., løpenr. 1816. 103 s.
- Kjellberg, G. 1993. Tiltaksorientert overvåning 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 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 tilløp elver. 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.
- Langeland, A. og O. Skulberg. 1971. Undersøkelser av Mesnavassdraget ved Lillehammer. NIVA-rapp. O-63/68.
- Langeland, A. 1972. A comparison of the zooplankton communities in seven mountain lakes near Lillehammer, Norway (1896 and 1971). *Norw. J. Zool.* 20, 213 – 226.
- Narud, A. 1997. Ringsakerbekker. Undersøkelse av fiskebestand og behov for biotopiltak høsten 1997. Rapport utarbeidet for Ringsaker kommune, november 1997. 51 s.

Rognerud, S. 1984. Sjusjøen og Vurrusjøen. Resultater av befaringer i 1984. Notat til Fylkesmannen i Hedmark.

Rognerud, S., G. Kjellberg og P. Brettum. 1990. Sjusjøen i Hedmark. En undersøkelse av vannkvaliteten. NIVA-rapp. Løpenr. 2512.

Rognerud, S., Løvik, J. E. og Kjellberg, G. 1995. Overvåkning av vannkvaliteten i Mesna-vassdraget. Sluttrapport for undersøkelsene i perioden 1992 –1994. NIVA-rapp. Løpenr. 3240. 47 s.

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

Vedlegg A.

PRIMÆRDATA FRA UNDERSØKELSENE I 1999.

Tabell nr.4 Siktedyb og kjemiske analyseresultater fra innsjøene.

Tabell nr.5-7 Planteplankton.

Tabell nr.8-9 Dyreplankton.

Tabell 4. Siktedypsmålinger og kjemiske analyseresultater fra Kroksjøen, Sjusjøen og Ljøsvann sommeren i 1999.

Lokalitet		Kroksjøen			Sjusjøen			Ljøsvann		
Parameter		13.7	17.8	16.9	13.7	17.8	16.9	13.7	17.8	16.9
Surhetsgrad (pH)		6,34	6,63	6,59	6,34	6,46	6,46	6,56	6,55	6,73
Alkalitet	mekv/l	0,051	0,055	0,062	0,048	0,051	0,059	0,055	0,060	0,085
Konduktivitet	mS/m	1,26	1,38	1,44	1,21	1,35	1,44	1,37	1,50	1,75
Fargetall	mg Pt/l	36	41	40	45	53	44	59	73	77
Totalfosfor	µg P/l	14,4	14,7	20,5	18,5	16,5	20,2	32,6	43,1	41,2
Totalnitrogen	µg N/l	266	283	360	379	307	341	334	372	387
Total klorofyll a	µg/l	3,16	4,46	10,1	4,21	5,70	3,46	15,5	13,4	16,5
Siktedyp	m	2,5	3,0	2,4	3,5	2,9	3,2	1,5	2,3	2,3

Tabell 5. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Sjusjøen
Verdier gitt i mm^3/m^3 (=mg/m³ våtvekt)

År	1999	1999	1999
Måned	7	8	9
Dag	13	17	16
Cyanophyceae (Blågrønnalger)			
Anabaena flos-aquae	102,9	2,6	.
Anabaena planctonica	.	.	3,4
Sum - Blågrønnalger	102,9	2,6	3,4
Chlorophyceae (Grønnalger)			
Ankyra judayi	0,3	0,3	4,0
Ankyra lanceolata	4,0	3,7	4,0
Botryococcus braunii	0,8	.	.
Chlamydomonas sp. (I=12)	3,2	3,2	0,3
Chlamydomonas sp. (I=8)	0,8	.	.
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)	0,2	.	1,0
Eudorina elegans	2,3	10,8	4,2
Gyromitus cordiformis	1,4	0,4	.
Oocystis marssonii	.	0,2	.
Oocystis submarina v.variabilis	.	0,2	0,6
Pandorina morum	.	1,3	1,9
Paramastix conifera	.	.	0,8
Paulschulzia pseudovolvox	.	0,6	.
Sphaerocystis schroeteri	1,7	.	.
Staurastrum pseudopelagicum	.	0,9	1,2
Staurodesmus cuspidatus v.curvatus	.	1,4	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=9)	.	3,5	33,2
Sum - Grønnalger	14,7	26,5	51,1
Chrysophyceae (Gullalger)			
Bitrichia chodatii	.	0,7	0,3
Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?)	12,7	3,2	0,5
Craspedomonader	1,4	0,5	0,3
Dinobryon bavaricum	0,3	0,6	.
Dinobryon bavaricum v.vanhoeffenii	.	0,6	.
Dinobryon borgei	.	0,1	.
Dinobryon cylindricum	.	0,2	0,3
Mallomonas akrokomos (v.parvula)	27,4	2,4	28,6
Mallomonas caudata	4,9	1,6	8,8
Mallomonas cf.crassisquama	1,9	.	.
Mallomonas punctifera (M.reginae)	1,0	0,5	.
Mallomonas spp.	5,3	5,7	6,3
Ochromonas sp. (d=3,5-4)	4,0	4,4	4,9
Små chrysomonader (<7)	6,2	15,5	14,3
Stichogloea doederleinii	.	0,3	.
Store chrysomonader (>7)	7,8	10,3	18,9
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)	.	1,0	2,7
Ubest.chrysophyceae	.	.	0,7
Sum - Gullalger	73,0	47,7	86,6

Tabell 5 forts. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Sjusjøen
Verdier gitt i mm^3/m^3 (=mg/m³ våtvekt)

År	1998	1999	1999
Måned	7	8	9
Dag	13	17	16
Bacillariophyceae (Kiselalger)			
Asterionella formosa	71,7	6,2	7,7
Aulacoseira alpigena	2,2	4,7	0,3
Tabellaria fenestrata	180,3	1529,1	179,3
Sum - Kiselalger	254,2	1539,9	187,3
Cryptophyceae (Svelgflagellater)			
Chroomonas sp.	9,3	.	.
Cryptomonas cf.erosa	10,6	27,8	7,3
Cryptomonas curvata	4,0	3,0	.
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	15,2	.	0,7
Cryptomonas marssonii	14,8	9,0	1,7
Cryptomonas sp. (I=20-22)	15,4	7,5	.
Cryptomonas spp. (I=24-30)	25,2	18,0	3,0
Cyathomonas truncata	.	.	0,4
Katablepharis ovalis	1,2	0,2	4,5
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	20,7	20,5	32,9
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	1,0	8,8	3,2
Sum - Svelgflagellater	117,3	95,0	53,8
Dinophyceae (Fureflagellater)			
Gymnodinium cf.lacustre	1,2	0,4	0,7
Gymnodinium cf.uberrimum	7,2	22,0	8,8
Gymnodinium fuscum	4,0	4,4	.
Gymnodinium sp. (I=14-16)	.	0,5	0,2
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	1,2	0,9	.
Peridinium willei	9,0	.	.
Ubest.dinoflagellat	.	0,7	.
Sum - Fureflagellater	22,6	28,8	9,8
My-alger			
My-alger	6,1	13,7	11,4
Sum - My-alge	6,1	13,7	11,4
Sum totalt :	590,8	1754,2	403,3

Tabell 6. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Kroksjøen
Verdier gitt i mm^3/m^3 (=mg/m³ våtvekt)

År	1999	1999	1999
Måned	7	8	9
Dag	13	17	16
Cyanophyceae (Blågrønnalger)			
Anabaena flos-aquae	34,9	9,5	.
Anabaena lemmermannii	.	11,2	.
Anabaena planctonica	.	101,2	10,1
Sum - Blågrønnalger	34,9	121,9	10,1
Chlorophyceae (Grønnalger)			
Ankyra judayi	0,3	.	1,0
Ankyra lanceolata	3,3	7,8	2,1
Botryococcus braunii	.	.	1,6
Chlamydomonas sp. (l=12)	3,2	.	.
Chlamydomonas sp. (l=8)	0,8	2,4	0,5
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)	0,3	.	2,7
Eudorina elegans	0,3	.	.
Gyromitus cordiformis	1,3	1,4	.
Koliella sp.	.	0,2	.
Monoraphidium contortum	.	0,9	1,1
Monoraphidium dybowskii	0,5	0,8	.
Oocystis submarina v.variabilis	5,7	1,6	11,8
Schroderia setigera	0,5	.	.
Scourfieldia cordiformis	.	0,2	.
Staurastrum lunatum	.	.	6,0
Staurastrum pseudopelagicum	.	9,6	.
Staurodesmus cuspidatus v.curvatus	.	.	1,8
Ubest. kuleformet gr.alge (d=9)	.	.	27,4
Ubest.ellipsoidisk gr.alge	.	.	5,8
Sum - Grønnalger	16,3	24,9	61,7
Chrysophyceae (Gullalger)			
Bicosoeca sp.	.	.	1,7
Bitrichia chodatii	1,0	0,6	1,3
Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?)	5,6	5,6	12,2
Chrysidiastrum catenatum	.	0,4	.
Craspedomonader	5,6	0,8	0,3
Dinobryon bavaricum	1,4	2,0	0,9
Dinobryon bavaricum v.vanhoeffenii	0,6	8,4	0,4
Dinobryon borgei	.	.	0,2
Dinobryon crenulatum	.	0,4	.
Dinobryon cylindricum v.palustre	.	0,3	.
Mallomonas akrokomos (v.parvula)	3,2	1,6	4,2
Mallomonas caudata	0,8	4,8	5,6
Mallomonas punctifera (M.reginae)	0,5	.	.
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	15,5	13,6	6,6
Små chrysomonader (<7)	33,9	30,7	77,9
Store chrysomonader (>7)	26,7	18,9	60,3

Tabell 6 forts. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Kroksjøen
Verdier gitt i mm^3/m^3 (=mg/m³ våtvekt)

År	1999	1999	1999
Måned	7	8	9
Dag	13	17	16
Ubest.chryomonade (<i>Ochromonas</i> sp.?)	0,3	1,3	1,3
Ubest.chrysofycee	0,4	.	0,4
<i>Uroglena americana</i>	.	2,5	111,3
Sum - Gullalger	95,3	91,9	284,7
Bacillariophyceae (Kiselalger)			
<i>Asterionella formosa</i>	42,4	27,7	159,8
<i>Aulacoseira alpigena</i>	17,7	9,5	4,6
<i>Cyclotella glomerata</i>	.	.	3,0
<i>Cyclotella</i> sp. (d=8-12 h=5-7)	11,9	18,6	8,6
<i>Tabellaria fenestrata</i>	133,2	61,5	254,0
<i>Tabellaria flocculosa</i>	.	0,8	.
Sum - Kiselalger	205,3	118,1	429,9
Cryptophyceae (Svelgflagellater)			
<i>Cryptomonas cf.erosa</i>	0,5	.	2,6
<i>Cryptomonas marssonii</i>	1,8	0,4	.
<i>Cryptomonas</i> sp. (l=20-22)	0,8	.	.
<i>Cryptomonas</i> spp. (l=24-30)	2,0	1,8	1,2
<i>Katablepharis ovalis</i>	6,9	8,3	19,6
<i>Rhodomonas lacustris</i> (+v.nannoplantica)	14,6	10,3	73,5
Ubest.cryptomonade (<i>Chroomonas</i> sp.?)	0,8	.	2,9
Ubest.cryptomonade (l=6-8) <i>Chro.acuta</i> ?	.	.	1,7
Sum - Svelgflagellater	27,4	20,8	101,5
Dinophyceae (Fureflagellater)			
<i>Gymnodinium cf.lacustre</i>	5,0	3,2	4,6
<i>Gymnodinium cf.uberrimum</i>	10,8	32,4	14,4
<i>Gymnodinium fuscum</i>	5,0	36,0	.
<i>Gymnodinium</i> sp. (l=14-16)	.	2,4	19,1
<i>Peridinium umbonatum</i> (P.inconspicuum)	5,6	4,5	.
Ubest.dinoflagellat	.	.	2,1
Sum - Fureflagellater	26,4	78,5	40,2
My-alger			
My-alger	16,6	15,2	25,8
Sum - My-alge	16,6	15,2	25,8
Sum totalt :	422,2	471,2	953,9

Tabell 7. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Ljøsvatn
Verdier gitt i mm³/m³ (=mg/m³ våtvekt)

År	1999	1999	1999
Måned	7	8	9
Dag	13	17	16
Cyanophyceae (Blågrønnalger)			
Anabaena flos-aquae	781,3	0,5	.
Anabaena planctonica	3,9	606,0	822,4
Sum - Blågrønnalger	785,2	606,5	822,4
Chlorophyceae (Grønnalger)			
Ankyra lanceolata	0,1	12,6	0,3
Botryococcus braunii	.	1,6	.
Chlamydomonas sp. (l=8)	0,8	.	1,1
Dictyosphaerium pulchellum	2,8	.	.
Monoraphidium contortum	.	0,6	.
Paulschulzia pseudovolvox	0,6	.	.
Pseudosphaerocystis lacustris	.	2,2	0,6
Sphaerocystis Schroeteri	.	0,9	0,2
Staurastrum anatinum	9,6	26,4	212,0
Staurastrum gracile	.	38,4	33,6
Staurastrum lunatum	2,0	6,0	4,0
Staurastrum paradoxum	.	2,1	.
Staurastrum pseudopelagicum	.	.	1,6
Ubest. kuleformet gr.alge (d=9)	8,3	.	.
Ubest.ellipsoidisk gr.alge	5,6	4,3	.
Sum - Grønnalger	29,8	95,0	253,3
Chrysophyceae (Gullalger)			
Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?)	0,7	.	1,1
Chrysochromulina parva	0,5	.	.
Craspedomonader	8,5	0,3	0,7
Dinobryon bavaricum	1,1	.	.
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	6,1	11,1	6,4
Små chrysomonader (<7)	22,6	37,0	9,0
Store chrysomonader (>7)	12,9	10,3	5,2
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)	.	.	0,3
Sum - Gullalger	52,3	58,8	22,5
Bacillariophyceae (Kiselalger)			
Achnanthes sp. (l=15-25)	.	.	0,4
Asterionella formosa	2099,6	8,5	4,2
Fragilaria sp. (l=30-40)	.	0,6	.
Rhizosolenia longiseta	0,8	.	.
Tabellaria fenestrata	636,7	.	.
Tabellaria flocculosa	.	.	0,8
Sum - Kiselalger	2737,1	9,0	5,4
Cryptophyceae (Svelgflagellater)			
Cryptomonas cf.erosa	8,7	217,0	785,5

Tabell 7 forts. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Ljøsvatn
Verdier gitt i mm^3/m^3 (=mg/m³ våtvekt)

År	1999	1999	1999
Måned	7	8	9
Dag	13	17	16
Cryptomonas curvata	.	26,1	128,0
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	.	35,2	36,0
Cryptomonas marssonii	0,3	.	.
Cryptomonas parapyrenoidifera	.	11,1	7,4
Cryptomonas spp. (l=24-30)	1,4	26,5	.
Katablepharis ovalis	8,0	1,3	2,4
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	7,9	72,3	45,0
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	4,0	59,6	2,7
Sum - Svelgflagellater	30,2	449,3	1007,0
Dinophyceae (Fureflagellater)			
Gymnodinium cf.uberrimum	158,4	7,2	.
Gymnodinium sp. (l=14-16)	.	.	3,2
Ubest.dinoflagellat	.	0,7	.
Sum - Fureflagellater	158,4	7,9	3,2
My-alger			
My-alger	28,8	109,8	8,3
Sum - My-alge	28,8	109,8	8,3
Sum totalt :	3821,7	1336,3	2122,1

Tabell 8. Kvalitativ sammensetning av dyreplankton i Kroksjøen, Sjusjøen og Ljøsvann 1999, basert på håvtrekk (maskevidde 60 µm).

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

	Kroksjøen			Sjusjøen			Ljøsvann		
	13.7	17.8	16.9	13.7	17.8	16.9	13.7	17.8	16.9
<i>Hjuldyr (Rotifera):</i>									
<i>Kellicottia longispina</i>	++	++	++	++	+++	+++	+++	++	++
<i>Asplanchna priodonta</i>		+						+++	+++
<i>Synchaeta</i> spp.				+					++
<i>Polyarthra</i> spp.	++	++	+		++	++	+++	+	+
<i>Conochilus</i> spp.	+++	++	+	+++	++	++	++		+
<i>Colotheca</i> spp.									+
<i>Keratella cochlearis</i>	+++	+	+		+	++	+	+	+
<i>Ploesoma hudsoni</i>	++	+		++			+		
<i>Trichocerca</i> sp.						+			
<i>Krepsdyr (Crustacea):</i>									
<i>Hoppekreps (Copepoda):</i>									
<i>Heterocope appendiculata</i>	++	++	++	++	+	+			
<i>Heterocope</i> sp. naup.							+		
<i>Acanthodiptomus denticornis</i>		++	+	++					
<i>Cyclops scutifer</i>	+++	++		++	+++	+++			
<i>Cyclopoida</i> ubest. cop. + naup.	+	+	+		++	++			
<i>Vannlopper (Cladocera):</i>									
<i>Leptodora kindtii</i>							+		
<i>Holopedium gibberum</i>	++	++	++	++	+	+	+	+	
<i>Daphnia galeata</i>	+++	++	++	+++	++	+++		+	
<i>Daphnia cristata</i>	+			+		+	+	+	+
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>							++	+++	+++
<i>Bosmina longispina</i>	+	+	+++	++	++	++	+	++	+++
<i>Bosmina longirostris</i>				++			++	+++	+++
<i>Chydorus</i> spp.		+		+			+		

Tabell 9. Lengder av vannlopper i 1999 (mm) gitt som gjennomsnitt (Gj.sn.) og variasjonsbredden (Var.br.) for voksne hunner.

	Kroksjøen		Sjusjøen		Ljøsvann	
	Gj.sn.	Var.br.	Gj.sn.	Var.br.	Gj.sn.	Var.br.
<i>Daphnia galeata</i>	1,54	1,36-1,82	1,57	1,34-1,92	-	-
<i>Daphnia cristata</i>	-	-	-	-	0,87	0,78-1,18
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	-	-	-	-	0,53	0,46-0,68
<i>Bosmina longispina</i>	0,74	0,62-0,86	0,69	0,56-0,82	0,49	0,46-0,54
<i>Bosmina longirostris</i>	-	-	-	-	0,40	0,32-0,48

Vedlegg B. APPENDIX.

VURDERING AV FORURENSNINGSGRAD OG KLASSEINNDELING FOR BEKKER, ELVER OG INNSJØER BASERT PÅ DE BIOLOGISKE FORHOLD.

Bekker og Elver.

Generelt.

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 direkte samsvar med SFT,s klassifisering av miljø i ferskvann (Andersen et al 1997 og Holtan og Rosland 1992) som beskriver forurensningsgrad dvs. avvik fra forventet naturtilstand.

Forurensningsgrad og klasseinndeling.

Klasse I (blå farge): Elve- eller bekkestrekninger som ikke eller i liten grad er påvirket av forurensningstilførsel. Naturlige eller tilnærmet naturlige forhold, dvs. rentvannsforhold. Flora og fauna er sammensatt av arter som normalt burde foreligge for en slik elvestrekning. Som regel er det stabile biologiske forhold uten større svingninger fra år til år. Høy mineraliseringsgrad av organisk stoff, høyt oksygeninnhold i såvel vannmassene som i bunnsubstratet. Hygienisk sett som regel god vannkvalitet. Benyttes nedbørsfeltet av beitedyr, eller det finnes bever, tilføres vassdraget som regel tarmbakterier som kan påvirke vannkvaliteten, særlig i mindre vassdrag. Det er som regel gode livsvilkår for laksefisker. (Klasse I er nærmest å jevnføre med den katharobe sonen i Fjerdingstads system).

Områder innenfor denne klasse, med høy humuspåvirkning eller markert forsuring, er angitt med brune tverrstreker. Disse områdene karakteriseres av lav bufferkapasitet (alkalitet < 0,05 mekv/l), til tider lav pH (< 5,5), ikke forekomst av forsuringssømfintlige organismer, lav produksjon, og ved at fiskens reproduksjonsmuligheter er blitt dårligere eller helt umuliggjort (pH < 4,8). I enkelte tilfeller er fisken helt slått ut. I mange tilfeller er det betydelig forekomst av trådformete grønnalger, særlig *Mougeotia spp.* og enkelte arter i slektene *Microspora* og *Binuclearia* langs disse strekninger. Kalkede bekke - og elvestrekninger er markert med brun-blå tverrstreker.

Klasse I-II (overgangssone): Forholdene er stort sett som for klasse I, men både flora og fauna er noe rikere (bl.a. økt fiskeproduksjon) på grunn av en viss tilførsel av organisk stoff og næringssalter. Denne tilførsel kan være forårsaket enten av reguleringsinngrepp (utvaskingseffekter s.k. demningseffekter i ovenforliggende magasin og/eller endret vannregime), begrenset jordbruksaktivitet og/eller kloakkutslipp fra spredt bebyggelse og/eller renseanlegg. I direkte tilknytning til utslipp av fekal natur (boligkloakk, husdyrgjødsel) er vannet rent lokalt hygienisk sett som regel utilfredsstillende (> 100 termotabile koliforme bakterier pr. 100 ml), og da spesielt ved lavvannføring. (Denne klasse kan nærmest regnes til den oligosaprobe sone i Fjerdingstads system).

Klasse II (grønn farge): Elve- og bekkestrekninger der en moderat og biologisk påvisbar påvirkning foreligger. Påvirkningen har for det første ført til økt næringsgrunnlag (tilførsel av organisk materiale og næringsalter) og dermed økt plante- og dyreproduksjon (eutrofiering). Som regel har vi økt algevekst og/eller økt forekomst av moser og høyere vegetasjon langs disse elvestrekninger. Rent lokalt i direkte tilknytning til utslippssteder med lett nedbrytbart organisk stoff (kloakk, næringsmiddelindustri, silo og husdyrgjødsel), kan det være noe synlig fremtredende heterotrof

begroing (sopp, bakterier og ciliater). Oksydasjon og mineralisering av organisk stoff er allikevel relativt fullstendig. Som regel er det gode oksygenforhold i såvel bunnsubstratet 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 hygienisk sett ikke egnet som drikkevann uten omfattende rensing.

Strekninger med markert eller sterk overgjødslingspåvirkning (eutrofiering), er markert med røde 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 elve- og bekkestrekninger med stor lystilgang.
- i mer stilleflytende partier er markert vekst av høyere vegetasjon (makrofytter), som i visse fall helt dekker elveleiet.

Disse forhold medfører forandringer i de øvrige organismesamfunn, påvirker fiskens gytemuligheter samt medfører vanskeligheter 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 liten vannføring medfører tørrleggelse og forråtnelse samt at løsrevet algebegroing fester seg på garn og andre fiskeredskaper). I visse tilfeller kan også algeveksten bidra til vond smak på fiskekjøttet. (Klasse II er nærmest å regne til den oligosapsone i Fjerdingstads system, men med en mer markert betoning av overgjødslingseffekten).

Klasse II-III (overgangssone): Forholdene er som for klasse II, men innslaget av synlig fremtredende heterotrof begroing (s.k. lammehaler og lignende) er mer markert, dvs. økt organisk belastning (saprobiering). Bl.a. kan nedsatt oksygentilgang i bunnsubstratet bidra til noe dårligere reproduksjonsforhold spesielt for laksefisker. (Denne klasse kan nærmest henføres til Fjerdingstads Y-mesosaprobe sone).

Klasse III (gul farge): Elve- og bekkestrekninger der en markert forurensningspåvirkning (overgjødsling og forråtnelse/saprobiering) foreligger. 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 utslippsstedene. Oksygeninnholdet i bunnlagene kan ved lav vannføring i kombinasjon med høy vanntemperatur være sterkt redusert. Oksygeninnholdet i vannmassene er da vanligvis > 5 mg/l. Flora- og faunasammensetningen er forskjøvet mot mer motstandsdyktige arter (saprofiler og saproxener) og individantallet av enkelte av disse arter er som oftest stort. 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.

Oksydasjonen og mineraliseringen av nedbrytbart organisk materiale er ikke fullstendig, og det er rikelig med aminosyrer. Vond lukt foreligger av og til. Laksefisk kan oppholde seg innenfor området, men reproduksjonsmulighetene er begrenset. I enkelte tilfeller kan det være meget stor fiskeproduksjon på disse stedene. Av og til kan det være lukt- og smaksforringelser på fiskekjøttet. Da forurensningskilden eller kildene er av fekal art, er det rikelig med tarmbakterier (> 500 termotabile koliforme bakterier pr. 100 ml), og vannet er fra hygienisk synspunkt utilfredsstillende og ikke brukbart til drikkevann eller vaskevann uten omfattende rensing, og det er heller ikke egnet til badevann eller til vanning av grønnsaker og frukt. (Klassen er nærmest å henføre til den a- og b-mesosaprobe sone i Fjerdingstads system).

Klasse III-IV (overgangssone): Forholdene er som nevnt ovenfor, men den organiske belastningen medfører tidvis til oksygenbrist og hydrogensulfidutvikling 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 denne klasse).

Klasse IV (rød farge): Sterkt forurenset (saprobiert) elve- eller bekkestrekning med masseutvikling av synlig fremtredende heterotrofe organismer som bakterier, sopp og/eller ciliater. Forråtnelsesprosesser dominerer og gir opphav til påtagelige luktulempen ved frigjørelse 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 oksygenbrist, sort vann og betydelige luktproblemer. Floraen og faunaen består av et fåtall spesifikke arter (saprobionter) som oftest opptrer i meget stort individantall. Langskuddsplanter (elodeider) og kortskuddsplanter (isoetider) savnes som regel helt. Ustabile biologiske forhold med store svingninger. En visuelt markert begroing av bakterien *Sphaerotilus natans* (kloakk, gjødselig) og/eller sopp *Leptomitus lacteus* (silopressaft, næringsmiddelindustri), samt i visse tilfeller den rødfargede sopp *Fusarium aquaeductum* (surt miljø som f.eks. ved utslipp fra sulfittfabrikker) er som regel vanlig og setter sitt preg på elve/bekkestrekningen. 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).

Områder innenfor klasse IV, der høyere organismeliv er helt utslått, samt der fisk ikke kan overleve, er markert med sorte tverrstreker i det røde feltet. Det kan her dreie seg om kraftig organisk belastning med total oksygenmangel eller utslipp/produksjon av organiske stoffer med direkte giftvirkning (H₂S, NH₃, fenol osv.)

Da det gjelder utslipp (først og fremst fra industri) av uorganisk art, som regel i form av salter, 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: Område der det høyere organismelivet er helt eller delvis utslått på grunn av utslipp av mer akutt toksisk art (lav pH, cyanid, fenol, visse metallsalter osv.). Områder med direkte toksisk påvirkning er markert med sorte tverrstreker (jevnt før klasse IV ovenfor).

Kategori II: Område hvor utslipp ikke medfører til noen større forandring av de herskende tilstander, men der en markert biokonsentrasjon, bioakkumulasjon og eventuelt også biomagnifikasjon av f.eks. visse tungmetaller eller organiske miljøgifter som f.eks. klororganiske mikroforurensninger kan ventes å skje i organismene og som på lengre sikt kan medføre til alvorlige konsekvenser (genetiske skader, konsumrestriksjoner osv.). Disse områder er markert med sorte prikker i fargefeltet.

Endelig er det viktig å understreke at forurensningssituasjonen i et vassdrag ved siden av variasjoner i utslippsmengde, også varierer med både vannføring og årstid (temperatur). Ved høy vannføring blir påvirkningen oftest mindre merkbar, mens selv meget små forurensningsmengder ved ekstremt lavvann kan få betydelige skadevirkninger. Forurensningssituasjonen et år med rikelig nedbør kan derfor være en annen enn et år med sparsom 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 silopressaftutslippene. Mindre vassdrag kan f.eks. under silosesongen og umiddelbart etter betegnes som sterkt forurenset (klasse IV), mens de under resten av året kan ha nesten helt upåvirkede

tilstander (klasse II). Som eksempel kan vi her nevne tidligere forhold i Steinsengbekken på Nes. (Mjærum 1974).

Innsjøer.

Generelt.

Den klassiske inndelingen for innsjøer har lenge basert seg på innsjøens produksjonsforhold, dvs. biologisk respons på næringstilførselen i forhold til innsjøens morfometri og hydrologi (Naumann 1919, Thienemann 1921, Rodhe 1969 og Brettum 1989).

Produksjonsforandringer, i første rekke masseutvikling av primærprodusenter som planktonalger og høyere vegetasjon forårsaket av økende tilførsel av næringssalter (eutrofi-/øvergjødslingsutvikling) er ved siden av forsurenningen et av de alvorligste problemene for mange av våre innsjøforekomster. Av denne grunn er overgjødslings- og forsuringssituasjonen valgt som hovedgrunnlag for her benyttet klasseinndeling for innsjøer.

Forurensningsgrad og klasseinndeling.

Klasse I (blå farge): Innsjøer og tjern med biologisk status og produksjonsnivå i samsvar med de naturgitte forhold tilhører denne kategori. Klassens innsjøer kan karakteriseres som upåvirket eller lite påvirket av næringsaltforurensning og her finner vi oligotrofe, dystrofe såvel som naturlige mesotrofe innsjøer.

Forsurede innsjøer og tjern er markert med brune tverrstreker. Kalkede lokaliteter er markert med brun-blå tverrstreker.

Klasse I-II (overgangssone): Innsjøer og tjern, som på grunn av økt næringstilførsel har fått en viss økning av algeproduksjonen og/eller høyere vegetasjon hører til denne klasse. I direkte tilknytning til utslippssteder av fekal natur er vannet i hygienisk sammenheng som regel utilfredsstillende. Fra fiskerisynspunkt er som oftest påvirkningen positiv ved at fiskproduksjonen øker. Innsjøen kan karakteriseres som lite til moderat påvirket.

Klasse II (grønn farge): Denne klasse omfatter innsjøer med markert og målbar økning av algemengden, algeproduksjonen og/eller høyere vegetasjon som resultat av økt antropogen næringssaltbelastning (begynnende overgjødsling). Algefloraen (planteplankton) er forskjøvet fra naturtilstanden mot økt forekomst av kiselalger (større innsjøer) eller grønnalger (mindre innsjøer/tjern) med innslag av mer næringskrevende blågrønnalger. Det er videre særlig i vegetasjonsperioden nedsatt siktedyp, markert begroing "s.k. grønske" langs strendene. Masseoppblomstring av alger som gir lukt og smaksproblemer kan forekomme. Enkelte av disse kan også danne toksiner. I områder som er berørt av større utslipp av fekal natur (først og fremst regulert boligkloakk) er vannet hygienisk sett utilfredsstillende. På grunn av høyt bakterieinnhold egner vannet seg ikke til badning. Enkelte områder kan være betydelig belastet med organisk materiale. Tilstanden medfører som regel til en betydelig økt fiskeproduksjon. Innsjøen kan karakteriseres som moderat forurensningspåvirket.

Klasse II-III (overgangssone): Innsjøer og tjern i denne klasse har en mer markert artsforskyvning mot mer eutrofiindikerende planteplanktonarter og/eller høyere vegetasjon, samt økt forekomst og dominanse av karpefisk særlig mort og brasme hvis slike forekommer. Det er også vanlig at det skjer mindre algeoppblomstringer.

Klasse III (gul farge): Innsjøer og tjern med betydelig næringssaltbelastning og dermed stor algeproduksjon og algeoppblomstringer som i større innsjøer domineres av kiselalger og blågrønnalger, og i mindre innsjøer som oftest av grønnalger (i grunne innsjøer markert utvikling av høyere vegetasjon) hører til denne klassen. Av og til er det algeblomst og betydelig begroing langs strendene i vegetasjonsperioden. Dette fører til perioder med sterkt redusert siktedyp, markerte pH-svingninger i overflatelagene og økt belastning av organisk stoff i bunnlagene. I grunnere innsjøer med liten gjennomstrømning er oksygeninnholdet som regel betydelig redusert i de dypere områdene og i visse tilfeller er det fullstendig oksygenmangel. Fiskeproduksjonen er stor og det er markert artsforskyvning mot større forekomst av karpefisk der slike forekommer. Utøvelse av fiske er vanskelig gjort bl.a. på grunn av begroinger på fiskeredskaper, tidvis lukt- og smaksforringelser av fiskekjøttet m.m.

Hygienisk vurdert er forholdene tilnærmet de samme som for klasse II. De øverste vannmassene (i grunne innsjøer hele vannmassen) er som regel i perioder lite egnet som drikkevann på grunn av algesmak, igjentetting av filter o.l. Innsjøen kan karakteriseres som markert overgjødset, dvs. markert forurensningspåvirket.

Klasse III-IV (overgangssone): Forholdene er som overfor, men med et mer markert innslag av blågrønnalger og algeblomst, spesielt på sensommeren.

Klasse IV (rød farge): Omfatter innsjøer og tjern med betydelig næringssalttilførsel og dermed betydelig algeproduksjon (i grunne innsjøer markert utviklet høyere vegetasjon). Algefloraen domineres av blågrønnalger og/eller når det gjelder små innsjøer grønnalger. Ustabile biologiske forhold med store svingninger. Betydelig algeblomst er vanlig i sommerhalvåret, herved reduseres siktedypet kraftig og vannet blir vegetasjonsfarget, lukt og smaksproblemer på såvel vann som fiskekjøtt kan oppstå. Det er store pH-variasjoner i overflatelagene. Enkelte blågrønnalger kan være giftproduserende samt forårsake hudirritasjon og allergier.

Den organiske belastning i bunnområdene medfører sterk oksygenforbruk, og ofte (sensommer og vinter) er det anaerobe (oksygenfrie) forhold i de dypere vannmasser. Det siste gjelder spesielt i innsjøer med liten gjennomstrømning. Det er som oftest kraftig artsforskyvning mot mindre verdifulle fiskearter (mortfisker) hvis slike forekommer. I alle fall er fiskeproduksjonen og fangstutbyttet av mer verdifulle arter sterkt redusert. Til tider vond lukt og smak på fiskekjøttet. I grunnere innsjøer med lite tilsig er det ofte fiskedød i vinterhalvåret. I drikkevannssammenheng og hygienisk sett er forholdene tilsvarende som for klasse III, men sterkere markert. Forholdene for bading og rekreasjon er høyst utilfredsstillende. Innsjøen kan karakteriseres som sterkt overgjødset, dvs. sterkt forurensningspåvirket.

PLANTEPLANKTON SOM INDIKATOR PÅ TROFINIVÅ I INNSJØER.

Generelt.

Planteplankton i innsjøer består av små, frittlevende alger (primærprodusenter) som vanligvis reagerer raskt på miljøendringer i vannmassene. Små forandringer i tilført mengde næringsstoffer vil derfor om næringsstoffene foreligger i en for algene tilgjengelig form, gi signifikante endringer i planktonsamfunnet lenge for forskjellen kan registreres med dagens kjemiske analysemetodikk. Planktonalgens artssammensetning, biomasse og årssuksesjon gir derfor en god informasjon om innsjøens næringsstatus og eventuelle utvikling over tid. Utpreget eutrofi resp. oligotrofi kan derfor enkelt utifra indikatorarter registreres med hjelp av bare en planktonplanteprøve tatt midt i vekstsesongen. Brettum (1989) og Tikkanen og Willen (1992) har utarbeidet fortekninger over indikatorarter. Videre presenterer Brettum (1989) og Heinonen (1980) følgende biomassetall (algemengder) gitt som våtvekt/ferskvekt:

	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
Begynnende eutrofe *	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 gram/m ³	> 10 gram/m ³

* Svakt mesotrof/noe næringsrik er benyttet som benevninger i rapporten.

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 og Kjellberg 1998. Forsuringssituasjonen i innsjøer og tjern er vurdert ved bruk av vannkjemi og forekomst av planktonalger etter metode gitt av Brettum (1989).

VURDERINGSGRUNNLAG FOR KREPSDYRPLANKTONBIOMASSE.

Vurderingen er basert på beregnet middelbiomasse (gram tørrvekt/m²) i vegetasjonsperioden (mai/juni-oktober) og bygger på foreliggende resultater fra innsjøer i østlandsområdet. Videre at tørrvekten utgjør 10 % av våt-/ferskvekten.

Svært høy	> 2,00	gram tørrvekt/m ²	> 20	gram våtvekt/m ²
Høy	1,01 – 2,00	gram tørrvekt/m ²	10 - 20	gram våtvekt/m ²
Middels	0,51 – 1,00	gram tørrvekt/m ²	5 -10	gram våtvekt/m ²
Lav	0,25 – 1,00	gram tørrvekt/m ²	2,5 - 5	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 en klart strukturerende påvirkning på en innsjøes krepsdyrplankton. Økt predasjonspress gir økt påvirkning. Predasjonspresset fra fisk er her vurdert etter klassifiseringssystem utarbeidet av Løvik (Kjellberg et al. 1999). Dette systemet tar utgangspunkt i relasjonen mellom middellengden av voksne (eggberende) hunner av dominerende art av *Daphnia spp.* og *Bosmina spp.* Økt predasjonspress gir minnet middellengde og overgang mot dominanse av mer småvokste arter.

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.

- 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. og G. Kjellberg. 1998. Klassifisering av surhetsgrad og vurdering av forsurening i rennende vann basert på forekomst av bunndyr. In prep.
- 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 Trysilleva 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.
- Nauman, E. 1919. Några synpunkter ang. Limnoplanktons ökologi. Svensk Botanisk Tidsskrift. 13: 129-163.
- 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.
- Thienemann, A. 1921. Seentypen. Sonderabdruck aus die Naturwissenschaften 9. Rodhe, W. 1969. Crystallization of Eutrophication Concepts in Northern Europe. S 50-64 i: Eutrofication: Causes, Consequences, Correctives. Proceedings of a Symposium. Washington (National Academy of Sciences). 661 s.