

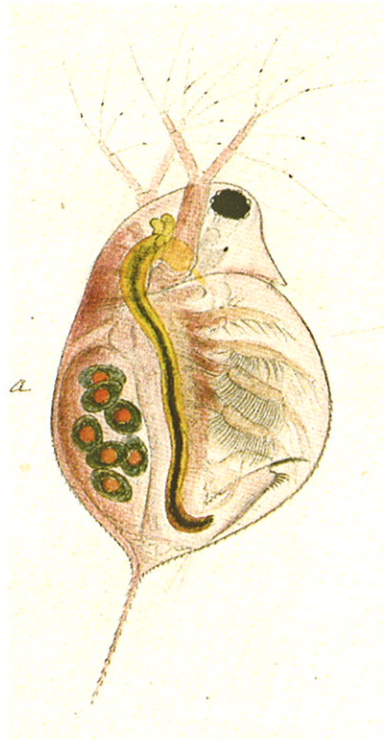


Fylkesmannen i Oppland
Miljøvern avdelingen

Rapport nr 3/02

Effekter av kalking og naturlig restaurering av forsurede innsjøer i Oppland 2001

Svein Birger Wærvågen
Jens Petter Nilssen



Daphnia longispina. Tegning av G. O. Sars

**EFFEKTER AV KALKING OG
NATURLIG RESTAURERING AV
FORSUREDE INNSJØER I
OPPLAND 2001**

Rapportnr.:

3/02

Dato:

01.06.02

Forfattere: Svein Birger Wærvågen og Jens Petter Nilssen

Faggruppe:
Naturforvaltning

Prosjektansvarlig: Ola Hegge

Område:
Oppland

Finansiering: Direktoratet for naturforvaltning, Fylkesmannen i Oppland

Antall sider: 60

Emneord: forsurening, kalking, kjemisk "recovery", biologisk "recovery", dyreplankton, referanselokaliteter, fiskepredasjon

ISSN-nummer:
0801-8367

Sammendrag:

Undersøkelsen av 42 innsjøer i Oppland foregikk sommeren 2001. Det er lagt spesiell vekt på å inkludere referanseinnsjøer (28 innsjøer) som ikke var påvirket av kalking og dekket et bredt pH spekter fra 4.76 til 6.47. De undersøkte innsjøene ligger i følgende kommuner: Gran, Lunner, Søndre Land, Jevnaker og Sør-Aurdal i den sørlige delen av Oppland, områder hvor det er problemer med effekter av surt nedfall. I tillegg foretas en oppsummering av relevante historiske data i det samme geografiske området. Innsjøene i Oppland er vanligvis ikke av den kroniske sure typen som i store deler av f eks Telemark og Agder.

De undersøkte innsjøene i Oppland har lavt kalsiuminnhold og svak bufferevne, noe som indikerer at periodisk reforsuring sannsynligvis vil skje. Likevel tyder kjemiske og biologiske data på at det foregår en naturlig "recovery", som omfatter de fleste innsjøtyper. Innsjøene er kategorisert i klasser fra kronisk sure til upåvirket av forsurening (A-D), de kalkede (E) og predasjonen fra fisk blir også inkludert. I de såkalte C- og B-innsjøer foregår sannsynligvis nå naturlig "recovery".

I rapporten foretas det en faglig vurdering av de innsamlede data fra kalkinger med ulike kjemiske og biologiske utgangspunkt. Det gis forslag til videre overvåkning av kalkingsvirksomheten, med spesielt henblikk på biologisk «recovery» i Oppland. Samtidig foreslås det referanselokaliteter i området; som ikke bør kalkes eller manipuleres på annen måte.

Referanse: Wærvågen, S.B. og Nilssen, J.P. 2002. Effekter av kalking og naturlig restaurering av forsurrede innsjøer i Oppland 2001. Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen, Rapp. nr. 3/02, 60 s.

Fylkesmannen i Oppland
Miljøvernavdelingen

Kontoradresse:

Storgt. 170

2626 Lillehammer

Postadresse:

2626 Lillehammer

Elektronisk post:

postmottak@fm-op.sri.telemax.no

X400: S=postmottak;O=fm-op; P=sri;A=telemax;C=no;

Telefon:

61 26 60-00

Telefaks:

61 26 61 67

FORORD

I de sørlige deler av Oppland er innsjøene i en del områder skadet som følge av sur nedbør. For å sikre restbestander av fisk i de forsurede vassdragene ble vassdragskalking igangsatt i siste del av 1980-tallet og begynnelsen av 1990-tallet.

Oppfølgingen av effektene av kalkingen har i første rekke omfattet vannkjemi og fisk. Disse undersøkelsene har dokumentert at kalkingen har avsyret de kalkede innsjøene og i de aller fleste tilfeller reetablert rekruttering i fiskebestandene. Effektene på evertebratfaunaen har imidlertid i mindre grad vært studert.

Denne rapporten omhandler en undersøkelse av dyreplanktonsamfunnet i 42 innsjøer i de forsuringfølsomme områdene av Oppland i 2001. Undersøkelsen omfatter både kalkede innsjøer og også en rekke ukalkede innsjøer innenfor et bredt spekter av vannkjemi som referanser.

Undersøkelsen er gjennomført og rapportert av Svein Birger Wærvågen ved Høyskolen i Hedmark og Jens Petter Nilsen ved AbelSenteret i Gjøerstad. Konklusjonene og tilrådingene i rapporten står for forfatterens regning.

Undersøkelsen er finansiert av Direktoratet for naturforvaltning og fylkesmannen i Oppland.

Lillehammer, 21. juni 2002


Geir Vagstein
(Seksjonsjef)


Ola Hegge
Overingeniør

INNHALDSFORTEGNELSE

SAMMENDRAG	4
1. INNLEDNING	9
2. UNDERSØKELSESONMRÅDET	12
3. MATERIALE OG METODER	15
3.1. FELTMETODER OG KJEMISKE METODER	15
3.2. KLASSIFISERING AV REFERANSE- OG KALKEDE INNSJØER	15
3.3. ZOOPLANKTON SOM BIOINDIKATORER FOR BIOLOGISK FORSURING OG «RECOVERY»	16
4. RESULTATER OG DISKUSJON: UNDERSØKTE LOKALITETER I 2001	21
4.1. UNDERSØKTE LOKALITETER	21
4.2. BIOLOGI – ZOOPLANKTON	32
4.3. FISK OG PREDASJONSFORHOLD	36
5. GENERELL DISKUSJON	38
5.1 UNDERSØKTE LOKALITETER I 2001	38
5.1.1. KALKING SOM STORSKALA MANIPULERING AV AKVATISKE ØKOSYSTEMER	38
5.1.2. GIR «OVERKALKING» INNENFOR 2-3 mg Ca L ⁻¹ ØKOLOGISKE PROBLEMER?	38
5.1.3. BIOLOGISKE BIEFFEKTER VED KALKING	40
5.1.4. FISK: UTSETTING OG REETABLERING	41
5.1.5. RESTAURERING AV AKVATISKE ØKOSYSTEMER GJENNOM NATURLIGE PROSESSER	42
5.1.6. RESTAURERING AV BIOTA: INNVANDRING, KONKURRANSE OG ETABLERING	43
5.1.7. MINSKET SURSTRESS I UNDERSØKELSESONMRÅDET I OPPLAND	43
5.1.8. REFORSURING OG STERK EPISODISK FORSURING	44
5.2. BIOLOGISK MANGFOLD OG REFERANSELOKALITETER	46
5.2.1. OVERVÅKNING AV AKVATISK NATUR	46
5.2.2. NORGES ANSVAR FOR BIOLOGISK MANGFOLD I KALKFATTIGE, SURE OMRÅDER	46
6. ETTERORD OG TAKKSIGELSER	48
7. LITTERATURHENVISNINGER	49
VEDLEGG 1: LOKALITETSANGIVELSE, VANNKJEMI OG INNSJØKLASSIFISERING	56
VEDLEGG 2: FOREKOMST AV DYREPLANKTON I DE UNDERSØKTE LOKALITETER I OPPLAND SOMMEREN 2001	58
VEDLEGG 3: ORDLISTE MED FORKLARING AV FAGUTTRYKK	59

SAMMENDRAG

Økosystemene som etablerer seg i kalkede innsjøer utvikler en heterogen, og ofte uforutsigbar, artssammensetning, avhengig av en rekke abiotiske og biotiske faktorer. Noen av de viktigste er:

- *økosystemenes struktur før kalking*
- *når og hvorledes innsjøene ble kalket*
- *tidsperioden med kronisk lav pH (under 4.7-4.8)/høy Al (> 0.15 mg/l RAl, samt høy LAI)*
- *mengde av organiske stoffer i biotopene, og oksygeninnhold i dypvannet*
- *størrelse av restpopulasjoner og deres utbredelse i og i forhold til lokaliteten*
- *spredningsevne og konkurranseevne til nyankomne arter*
- *interne biologiske faktorer i lokalitetene.*

Målet for kalkingsvirksomheten i Norge er å bevare det biologiske mangfoldet (BM), samt muliggjøre bærekraftig bruk av naturressursene. Bevaring av det biologiske mangfoldet og tilrettelegging for bærekraftig utnyttelse av forsurede vann kan gå hand i hand, men er ikke alltid forenlig. Hvis vi skal stadfeste om delmålene i kalkingsvirksomheten er oppfylt, må følgende forhold avklares:

- *hva er «opprinnelig» vannkvalitet?*
- *hvilken vannkvalitet ønskes oppnådd ved kalking?*
- *hva er opprinnelig biologisk samfunn i økosystemene?*
- *hva er forventet naturtilstand?*
- *hva betyr i praksis «bærekraftig bruk»?*
- *hva slags økosystemstruktur er nødvendig for å oppnå «bærekraftig bruk»?*

Detaljene i disse forholdene er ennå ikke avklart ved forskning. I dette studiet benyttes begrepet biologisk «recovery» om restaurering av organismesamfunnet og økosystemet i retning av det opprinnelige. Begrepet biologisk «recovery» fortjener en betydelig dypere faglig diskusjon enn i denne rapporten, men var ikke målet i dette arbeidet. Viktigste spørsmål er:

- *kan økosystemer i det hele tatt restaureres?*
- *kan «recovery» måles?*
- *hvordan avgjøres tidspunkt for «recovery»?*
- *hvilke standarder skal anvendes for å foreta slike faglige avgjørelser?*

I årene 1974-79 ble det utført omfattende befaringer og intervjuundersøkelser for å lage en status over forsuringens skadevirkninger på innlandsfisket i Sør-Norge. Undersøkelsen påviste store skadevirkninger på grunn av sur nedbør. Verst rammet var Agder-fylkene, Telemark og Rogaland. Siden den gang har det sure nedfallet påvirket mye større områder i Sør-Norge, der også Oppland har arealer som er relativt hardt rammet. Også i dette fylket kan man finne innsjøer som synes å være kronisk påvirket av surt nedfall, dvs med pH permanent under 4.5-4.8, men dette er på langt nær så vanlig som for fylkene lenger sør.

Undersøkelsen av 42 innsjøer i Oppland foregikk sommeren 2001. Det ble lagt spesiell vekt på å inkludere referanseinnsjøer (28 innsjøer) som ikke var påvirket av kalking og dekket et bredt

pH spekter fra 4.76 til 6.47. Det er vanskelig å trekke sikre konklusjoner om kjemisk og biologisk «recovery» uten samtidig å ha data fra et betydelig antall slike referanselokaliteter, samt historiske data.

Oppland har en kompleks og sammensatt geologi. Mange av bergartene i området, spesielt i den sørlige delen av fylket, gir normalt ionefattig avrenningsvann ved forvitring, og sammen med sur nedbør gir dette dårlig kjemisk buffring i akvatiske systemer. Under den postglasiale marine grense er det avsatt marine kvartærgeologiske avleiringer, og forsuringsproblemene er minimale.

De ulike innsjøene er i denne undersøkelsen delt inn i flere kategorier avhengig av forholdet til forsurening, kalking og type fiskesamfunn/fiskepredasjon (se Kapittel 3). Kategori A er de kronisk sure innsjøer, ofte med pH lavere enn 4.7-4.8, som det er relativt få av i Oppland, sammenlignet med fylker som Telemark og Agder. B betegner innsjøer utsatt for sterk episodisk forsurening, vanligvis med pH rundt 5.0, og som ikke er sjeldne i deler av fylket utsatt for sur nedbør. C betegner innsjøer som er eller i ferd med å restaureres gjennom naturlige prosesser, men det er ofte vanskelig å identifisere slike innsjøer på grunn av intensiv kalking i fylkets forsurede områder. D er innsjøer som aldri var sterkt negativt påvirket av forsurening, som i mange deler i lavlandet av fylket. De kalkede innsjøer gis kategorien E, med undertypene E2 (bare ørret) og E1 (høy predasjon). Kategorien E kan før kalking ha vært enten av typene A, B eller C.

Utgangskategorien er viktig for utvikling av organismesamfunnet etter kalking. Innsjøer som har hatt pH i nærheten av 4.5 i ca 50 år reagerer vesentlig forskjellig etter kalking sammenlignet med innsjøer som har hatt pH 4.5 i 5-10 år. Lokalteter som i lang tid har vært utsatt for meget lav pH, får et annet forløp under «recovery»-prosessen enn de som har vært utsatt for lav pH i kort tid. Dess lengre innsjøene har vært utsatt for lav pH, dess mer uforutsigbar synes deres «recovery»-utvikling å være.

I tillegg til pH, har også giftige aluminiumsfraksjoner (som f eks labilt Al; LAI) stor betydning ved forsurening. Det blir observert relativt høyere konsentrasjoner av disse giftige fraksjonene der hvor innsjøenes organiske innhold (mg Pt-farge pr. liter) er lavt, som i fjellområdene. I skogsområdene vil store deler av aluminium bindes til organisk materiale (som organisk Al), og innsjøene har mindre giftig vannkvalitet.

Kalkfattige og næringsfattige vassdrag er svært vanlige og vidt utbredt i Skandinavia, mens dette er en truet og sjelden naturtype ellers i Europa. Norge har et internasjonalt ansvar for å ta vare på det biologiske mangfoldet i kalkfattige og naturlig sure områder, fordi bevaring av det ferskvannsbiologiske mangfoldet er en hovedmålsetting for den norske kalkningsvirksomheten. En ideell referanselokalitet skal være representativ for det geografiske området, ikke påvirkes

kunstig av mennesker, og kun være utsatt for naturlige svingninger i klima og vannkjemi, inkludert antropogene effekter som surt nedfall og drivhuseffekt. Derfor er etablering og opprettholdelse av referanselokaliteter avgjørende for overvåkning av norsk natur. Hvis det ikke opprettholdes et betydelig antall referanselokaliteter upåvirket av kalking, vil det være umulig å fastslå om et område oppnår en naturlig forbedring av økologiske forhold.

Studier basert på data innsamlet i flere fylker fra 1999 til 2001 har vist at flere (kanskje de fleste) av den såkalte C-kategorien av innsjøer, er i stand til å restaureres gjennom naturlige prosesser, som gjør kalking unødvendig for disse type lokaliteter. Disse hadde surhetsgrad som var nær opp til pH = 5.0 i den kritiske perioden fra 1960 til 1995. Imidlertid kan populasjoner av forsuringsfølsomme fiskearter som røye forsvinne fra lokalitetene allerede ved pH = 5.5. Også enkelte B-kategorier av innsjøer kan synes i ferd med å restaureres biologisk. For å stadfeste om Opplands innsjøer i pH intervallet fra pH = 4.5 til pH = 5.2 er i stand til å restaurere seg kjemisk og biologisk gjennom naturlige prosesser, behøves ytterligere forskning med spesifikke problemstillinger konsentrert rundt dette emnet.

Krepsdyrsamfunnet i en bestemt lokalitet er som regel meget stabilt over tiår, hvis det ikke er utsatt for betydelige miljøfaktorer, som langvarige klimaforandringer og økologisk stress. Krepsdyrplanktonet er generelt mer variabelt mellom innsjøer enn innen ulike år, mens hjuldyrpopulasjonene er mer variable i tid. Det totale zooplanktonsamfunnet vil derfor egne seg godt for å identifisere og studere miljøbestemte endringer, som forsurening og «recovery».

Fordelingen til den viktige karakterarten *D. longispina* relatert til predasjons- og pH-klasser, viser at betydelig predasjon fra abbor er årsaken til de lave populasjoner av denne arten i forsurede lokaliteter, som gjennomgår naturlig «recovery» og «recovery» gjennom kalking. *D. longispina* øker med økende pH, både gjennom naturlige prosesser og kalking, mens *B. longispina* avtar i relativ mengde ved økende pH, sannsynligvis på grunn av sterkere konkurranse fra økologisk nærstående arter, som *D. longispina*.

Siden Opplands innsjøer stort sett ikke var kronisk forsurede i mange tiår, er prognosen i de fleste innsjøene etter kalking relativt god når det gjelder å få tilbake dyreplanktonsamfunnet slik det var før forsureningen. De fleste av Opplands innsjøer har fortsatt de fleste dyreplanktonartene, og selve «recovery»-prosessen blir derfor mer forutsigbar. I mange av Opplands innsjøer med lav fiskepredasjon, har den viktige arten *D. longispina* kommet tilbake i vannmassene. De dypere innsjøene og/eller innsjøer i høyereliggende områder (med kaldt innsjøvann) har også fått de forsuringsfølsomme artene *C. scutifer* og *H. appendiculata* tilbake.

Majoriteten av høyereliggende fiskevann som inneholder ørret i Oppland fylke, har naturlige lave fisketettheter, på grunn av dårlige gyteforhold. I slike økosystemer er overbefolkning intet stort problem, hvis ikke fiskeutsettingen er altfor stor i forhold til innsjøenes bæreevne. I andre

deler av Norge (f eks Aust-Agder) har overbefolkning av fisk blitt et stort problem i mange kalkede lokaliteter. Derfor vil forskning rundt dette temaet kunne være til nytte for å beregne bærekraftige populasjonsstørrelser.

Abbor får som regel store tettheter etter kalking. I Oppland, hvor abborens hovedutbredelse er i skogsområdene, kan overbefolkning av abbor etter kalking og naturlig «recovery» observeres spesielt i Gran og Lunner. I lavereliggende strøk av Øst-Norge vil de fleste lokaliteter med abbor karakteriseres av et kraftig nedbeitet planktonsamfunn etter kalking. Dette skyldes den betydelige mengden av små utviklingsstadier i lokaliteter med denne arten. Abboren maskerer derfor potensielle forandringer i økosystemet gjennom sin betydelige predasjon. Denne observasjonen er viktig ved valg av representative overvåkningslokaliteter. Samtidig har abboren i tillegg en ofte uforutsigbar innflytelse på planktonsamfunnet. Det er spesielt lavereliggende, grunne innsjøer uten vesentlig andre predatorer, hvor dens innflytelse på pelagisk sone blir ekstremt sterk. I store grunne innsjøer, med mye tilgjengelig bunndyrføde blir påvirkningen mindre i de fri vannmasser. Det er de første utviklingsstadiene til abbor som konsumerer og følgelig undertrykker dyreplanktonet.

Det er svært ressurskrevende å drive utfisking av abbor og små-ørret, selv om det etter hvert foreligger metoder som bruk av stor-ruser og spesielle garnserier. Lokale fiskeforeninger i mange deler av Sør- og Øst-Norge er kommet til det punkt at det blir vanskelig å samle folk til dugnad rundt dette. Alle involverte parter innen dagens kalkingsaktivitet må ta slike forhold alvorlig. Kalkingstillatelsene må i større grad vurderes etter kunnskap om hvordan forvaltning av fisk vil kunne forventes å bli i de enkelte lokaliteter etter kalking. Større økonomiske ressurser bør derfor anvendes til forskning og forvaltning av ferskvannsressurser.

Når det gjelder kalking av ferskvann, blir det å fordele og dosere kalk forholdsvis enkelt sammenlignet med det å forstå økologien i og forvalte kalkede fiskevann på en bærekraftig måte. Fisken viser kort tid etter kalking til dels meget sterk vekst på grunn av mye akkumulert føde etter tiår uten fisk. Det vil derfor ofte se ut som produksjonspotensialet er betydelig høyere enn det som faktisk er bæreevnen i de tidligere sure områdene. Dette kan være hovedgrunnen til at det tidvis settes ut for mye fisk i kalkede lokaliteter. Men mange av innsjøene/elveene hvor ørret settes ut, er opprinnelig næringsfattige økosystemer med tilhørende lav produksjon av næringsdyr for fisk. Etter kort tid vender økosystemet tilbake til sin opprinnelige lavproduktive tilstand, med en fiskepopulasjon langt lavere og i dårligere kondisjon enn det som var forventet før kalkingen.

Selv om forholdene rundt forsuring av Opplands natur ser ut til å ha bedret seg siden slutten av 1980-tallet, er en del områder i fylket fortsatt påvirket av surt nedfall. Kalkingsvirksomheten bør i større grad enn tidligere befatte seg med hele økosystemet. Dette betyr at man aktivt kan hjelpe til med å sette inn nye arter eller arter som har forsvunnet, f eks døgnfluer, marflo

(*Gammarus lacustris*) eller gråsugge (*Asellus aquaticus*), for å øke nedbrytningen av organisk materiale i litoralsonen. Det bør også kunne testes om pelagisk omsetning i kalkede lokaliteter kan økes ved å sette ut herbivore arter som f eks *D. longispina*. Dette er arter som finnes utbredt over store deler av Sør-Norge. All utsetting av ferskvannsorganismer krever imidlertid tillatelse fra fylkesmannen.

1. INNLEDNING

Forsuringen ble tydelig i Skandinavia spesielt etter 1960 (Odén 1976), og en rekke forskningsprogrammer ble satt i gang. I løpet av de to tiårene 1970-90 ble mange lokaliteter stadig surere, mens forholdene har blitt bedre etter 1990-tallet (Skjelkvåle et al. 1998, Stoddard et al. 1999). Det er observert en begynnende restaurering av naturen gjennom egne prosesser (Nilssen & Wærvågen 2002e). I løpet av denne perioden er tusenvis av lokaliteter kalket, og Norge har de to siste tiårene brukt over en milliard NOK til kalking av forsurede ferskvann.

Storstilt kalking av ferskvann har foregått i tilstrekkelig lang tid i en rekke ulike geografiske områder og biotoper til at vi kan identifisere både korttids- (1-5 år) og langtids effekter (over 15 år) av aktivitetene. Økosystemene som etablerer seg i kalkede biotoper – innsjøer, elver og bekker – utvikler imidlertid en meget heterogen, og ofte uforutsigbar, artssammensetning, avhengig av en rekke abiotiske og biotiske faktorer. Mange av disse er komplekse, lite kjent eller undersøkt (se Henrikson & Oscarson 1984, Keller & Yan 1998, Keller et al. 1999, Nilssen & Wærvågen 2002a, 2002b, 2002c, 2002d). Etter kalking har økosystemene i en årrekke ustabile artsstrukturer, avhengig av hvor lenge de har vært utsatt for sterk forsurening (Nilssen & Wærvågen 2002a, 2002b, 2002c, 2002d).

De viktigste faktorene er disse:

- *økosystemenes struktur før kalking*
- *når og hvorledes innsjøene ble kalket*
- *tidsperioden med kronisk lav pH (under 4.7-4.8)/høy Al (> 0.15 mg/l RAl, samt høy LAI)*
- *mengde av organiske stoffer i biotopene, og oksygeninnhold i dypvannet*
- *størrelse av restpopulasjoner og deres utbredelse i og i forhold til lokaliteten*
- *spredningsevne og konkurransevne til nyankomne arter*
- *interne biologiske faktorer i lokalitetene.*

Både forskere og forvaltere har i flere år understreket behovet for og etterlyst mer detaljerte biologiske oppfølginger av kalkingsprosjektene, utover rene kjemiske analyser og enkle kvalitative prøver uten høy taksonomisk eller autøkologisk oppløsning. I tillegg utgjør tap av referanselokaliteter et stort og kontinuerlig problem ved analyser av prosesser rundt naturlig «recovery» og i kalkede lokaliteter. Som følge av blant annet denne etterlysningen satte AbelSenteret/Gjerstad sammen med Høgskolen i Hedmark/Blæstad i 1999 i gang et GUS¹-prosjekt: «Biologisk oppfølging av fylkesvise kalkingsprosjekter», som blir videreført til 2002 og i noen fylker til og med år 2003 eller 2004.

¹ **GUS-prosjekt** (Grunnforskning-Undervisning-Samfunn). Viktigste prosjektkategori ved stiftelsen AbelSenteret i Gjerstad. Betegnelse for grunnforskningsprosjekt med sterkt samfunnsengasjement, som baserer seg på konseptet om livslang læring ved videre- og etterutdanning av elever, lærere og voksne.

I dette studiet benyttes begrepet biologisk «recovery» om restaurering av organismesamfunnet og økosystemet i retning av det opprinnelige. Begrepet biologisk «recovery» fortjener en betydelig dypere faglig diskusjon enn her, men er ikke målet i dette arbeidet. Viktigste spørsmål er (se Schindler et al. 1991):

- *kan økosystemer i det hele tatt restaureres?*
- *kan «recovery» måles?*
- *hvordan avgjøres tidspunkt for «recovery»?*
- *hvilke standarder skal anvendes for å foreta slike faglige avgjørelser?*

Det samlede forskningsprosjektet foregår i forsurede, referanse- og kalkede lokaliteter, i et geografisk område fra svenskegrensen til Rogaland. Målet er, basert på autøkologisk forskning i forsurede økosystemer, å utvikle kvalitative og kvantitative måleparametre innen zooplankton-samfunnet for å beskrive økologiske hendelser og samfunnsutvikling etter kalking, eller ved restaurering gjennom naturlige prosesser (Keller & Yan 1998, Nilssen & Wærvågen 2002a, 2002b, 2002c, 2002d).

I det samlede geografiske området finnes tilgjengelig en mengde publisert og upublisert materiale som resultat av tidligere undersøkelser i perioden fra 1920-tallet til denne dato. En vesentlig del av det viktige SNSF-Prosjektet (1972-1980)(Drabløs 1980, Tollan 1981) og Kalkingsprosjektet (1980-1985)(Baalsrud et al. 1985) foregikk her. Området er videre brukt til studier i regi av Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og Norsk institutt for naturforskning (NINA). Forskere tilknyttet AbelSenteret har foretatt undersøkelser i området siden tidlig på 1970-tallet. Mange av de biologiske prøvene, som fyto- og zooplankton, er fortsatt tatt vare på. Noen av prøvene er fra helt tilbake til 1930-40 årene, men majoriteten er samlet inn i 1970, 1980 og 1990-årene.

Innsjøer i Oppland er bl a påvirket av forsurening og næringssaltavrenning (spesielt i lavlandet i sørøst), over en variert geologi (Sevaldrud & Hegge 1987, Sevaldrud et al. 1989, 1996). Tiltak har blitt satt inn for å bøte på uheldige virkninger, spesielt med tanke på fiskepopulasjonene (Sevaldrud et al. 1996, Rustadbakken & Westly 2000). De rent kjemiske forholdene i lokalitetene må nå sies å være gode over store deler av fylket (Limnobasen, Fylkesmannen i Oppland), og historiske data er tilgjengelig for en rekke lokaliteter i fylket.

En bred kunnskap om plante- og dyreplankton er viktig for økt forståelse av akvatiske næringskjeder. Hovedvekten i dette prosjektet legges på dyreplankton. Undertegnede har foretatt regionale og autøkologiske studier av zooplankton siden tidlig på 1970-tallet i disse deler av Norge. I et fylke utsatt for ulike mengder forsurening, vil et referansemateriale fra et større antall innsjøer være av stor verdi rent historisk, og for forvaltningen av fylkets innsjøer med tanke på næringskjedene i økosystemet. Forsuringen gir skade på invertebraters sammensetning, og biologisk mangfold er redusert i ferskvann i Norge (DN 1995a, DN 1995b, Forseth et al. 1997a). Generelt har Norges faktiske satsing på kalking i sure områder vært

sterk, men landet har gjort en betydelig svakere satsing på kunnskap om de foranderlige økosystemene som utvikler seg i de «restaurerte» lokaliteter.

Dette prosjektet ble igangsatt i år 2001 fordi miljøvernmyndighetene i Oppland ønsket kunnskap om effektene av kalking i deres geografiske område. Det var ønskelig å undersøke kalkede lokaliteter og ukalkede referansesjøer, spesielt lokaliteter med en variert og best mulig kjent forhistorie og kalkingshistorie rundt kjemi og fisk, for lettere å vurdere den historiske utviklingen som hadde funnet sted. Dette vil kunne gi mer informasjon ut av undersøkelsen og samlet heve nivået på denne. Hvis lokalitetene har betydelig variasjonsbredde mht fiskepopulasjoner, forhistorie og restaureringshistorie, er innsjøenes kjemiske forhistorie og dagens fiskestatus viktig for prosjektet. Utvelgelsen av de 42 undersøkte innsjøer i Oppland sommeren 2001 ble foretatt av fylkesmannens miljøvernnavdeling i Oppland i samråd med forfatterne.

Formålet med undersøkelsene i Oppland i 2001 var følgende:

- *kjemiske analyser av referanselokaliteter fra kronisk sure vann til pH = 6.0, og kalkede lokaliteter*
- *sammenligning av viktige kjemiske parametre i referansevann og kalkede vann*
- *analyse av zooplankton i referanselokaliteter fra kronisk sure vann til pH = 6.0, og sammenligning av zooplanktonsammensetningen mellom referansevann og kalkede vann*
- *undersøkelse av predasjonsnivå i referanselokaliteter og kalkede lokaliteter relatert til tilstedeværelse av ulike arter og tettheter av fisk, og identifisere hvilke zooplanktonarter som egner seg som indikatororganismer*
- *generell analyse av kalkingsaktiviteten i det undersøkte området i Oppland.*

Basert på resultatene av disse analysene, vil forfatterne gi:

- *råd om videre kalkingsstrategi i disse lokalitetene i Oppland*
- *informasjon om hvor langt naturlig «recovery» er kommet i dette området*
- *informasjon om og sammenligne prosessene i naturlig forbedrede og kalkede lokaliteter*
- *råd om etablering av referanselokaliteter, som skal tjene som langtidsovervåkningssystemer for kjemisk og biologisk «recovery», og for å overvåke klimaforandringer*
- *informasjon om bruk av indikatororganismer for mer nyanserte, spesifikke inngrep og bærekraftig forvaltning av kalkede biotoper*
- *videre FoU-arbeid, spesielt rundt temaer som økosystemrestaurering, overbefolkning av fisk og mangel på nedbrytere og effektive gressere.*

2. UNDERSØKELSESOMRÅDET

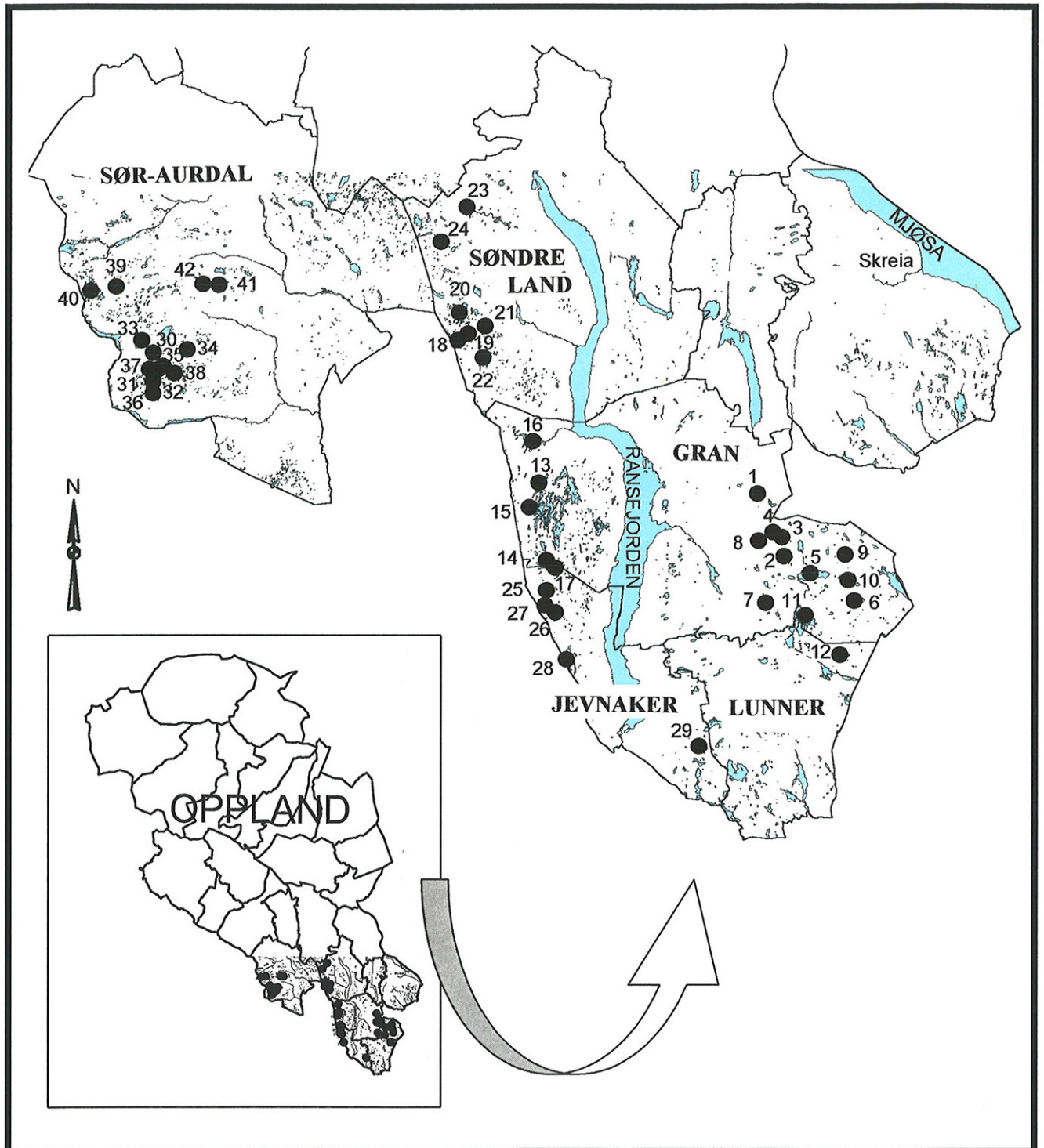
De undersøkte innsjøene (Fig. 2-1) er i følgende kommuner i den sørlige delen av Oppland: Gran, Lunner, Søndre Land, Jevnaker og Sør-Aurdal, områder hvor det er problemer med effekter av surt nedfall (Sevaldrud & Hegge 1987, Sevaldrud et al. 1989, 1996).

Oppland har en sammensatt geologi. Den sørlige delen av fylket, langs østkanten av Randsfjorden fra Brandbu/Røykenvika og sørover fra en linje mot Gjøvik ligger innenfor Oslofeltet (Berthelsen et al. 1996). Oslofeltet ble opprinnelig dannet som en riftdal, hvor jordskorpen har sunket ned i forhold til de omkringliggende områdene og derved beskyttet mot millioner av år med erosjon. Berggrunnen i denne delen domineres av bergarter med eruptiv eller vulkansk opprinnelse (Dons & Jorde 1978, Berthelsen et al. 1996). Disse kan deles inn i to hovedgrupper, dypbergarter og dagbergarter eller lavaer. Dypbergartene utgjøres av syenitter og yngre granitter, dagbergartene av ulike porfyrer. Dette er bergarter som produserer lite av syrenøytraliserende forbindelser. I Oslofeltet er det også sedimentære skifre og kalksteiner som gir god dyrkingsjord og ionerike innsjøer.

Nord og øst for Oslofeltområdet, opp til en linje fra ca Hov ved Randsfjorden over mot Gjøvik finnes grunnfjell med mer enn 1 mrd år gamle gneiser og noen yngre granitter. Et belte med grunnfjell skjærer også gjennom Oslofeltet fra nord for Brandbu, over Østre Toten til Mjøsa. Nord for grunnfjellet kommer et skyvedekke med bergarter av alle aldre fra prekambirske til kambrosiluriske. Under prosessen med dannelsen av den kaledonske fjellkjedefoldingen, ble flere steder yngre bergartslag liggende over eldre. I disse geologisk komplekse områdene finnes alle typer innsjøer, med stor variasjon i kalsiuminnhold og derved bufferevne. Det er hovedsakelig den midtre og sørlige del av Oppland som har problemer med surt nedfall (Sevaldrud & Hegge 1987, Sevaldrud et al. 1989, 1996), og disse grensene følger stort sett de geologiske forholdene.

Det varierte landskap i Oppland, som vi ser det i dag, har en meget kompleks historie med trekk fra jordens oldtid fram til Tertiær- og Kvartærtid. Store deler av fylket har et tynt jorddekke, hvor det er berggrunnstopografien som bestemmer hvordan landskapet ser ut. Den postglasiale marine grensen i Oppland er ca 190 m.o.h. i den sørlige del av fylket. Barskog-grensen ligger på rundt 8-900 m.o.h., mens bjørkeskogen når opp i ca 1 200 m.o.h. ved østkanten av Jotunheimen (Tollefsrud et al. 1991).

Ut fra denne beskrivelsen er det først og fremst over den marine grensen at det kan ventes å finne forsuringfølsomme områder i Oppland. Bergartene i dette området gir normalt ionefattig avrenningsvann ved forvitring, og sammen med sur nedbør gir dette dårlig kjemisk buffering i akvatiske systemer (Wright & Henriksen 1978). Under den postglasiale marine grense vil det



Figur 2-1. Undersøkte lokaliteter i den sørlige delen av Oppland sommeren 2001 i kommunene Gran, Lunner, Søndre Land, Jevnaker og Sør-Aurdal.

være avsatt marine kvartærgeologiske avleiringer, og noen av disse er av marin karakter, som skjellsand og marin leire.

Selv om Oppland har betydelige områder med forsuret ferskvann, kan forholdene i fylket ikke måle seg med de massive ødelagte naturområdene i Telemark og Agder. Sannsynligvis kom også forsureningen senere til mesteparten av Oppland (på 1970-80 tallet) sammenlignet med de kronisk sure forholdene lenger sør (Nilssen & Wærvågen 2001b, 2002e). Disse områdene har vært forsurrede helt siden slutten av 1800-tallet, som er tydelig i beskrivelsen av biologiske forhold for laksefiske og innlandsfiske fra denne perioden (Dannevig 1938, Snekvik 1974).

Det foreligger begrenset grunnforskning om biologiske forhold rundt forsuring og «recovery» i Oppland. Arbeid er vesentlig utført rundt vannkjemi, kalking og fiskeforhold (Sevaldrud & Hegge 1987, Sevaldrud et al. 1989, 1996). Dette fylket har ikke vært inkludert i store forskningsprosjekter som SNSF-prosjektet og det norske Kalkingsprosjektet. Fra Oppland fins relativt få undersøkelser på biogeografi til f eks dyreplankton, mens det foreligger detaljerte undersøkelser i mindre områder (Walseng 1990). Undersøkelse rundt utbredelse av fisk er utført i store deler av fylket (Sevaldrud & Hegge 1987, Sevaldrud et al. 1989, 1996), men ørekyte kan være oversett i enkelte tilfeller (Hegge pers. medd. 2002). På grunn av spredning av karpefisk i lavereliggende områder i sør og øst Norge (se Nilssen & Wærvågen 2001a), er kanskje ikke utbredelsesmønsteret helt oppdatert.

Ved forskning rundt forsuring er det viktig å holde begrepene «sure episoder» og «kronisk forsuring» fra hverandre. Den kroniske forsuringen betegner lokaliteter som er permanent sure (under pH = 4.7-4.8), uansett variasjoner i hydrologiske forhold. Disse er sjeldne i fylket. De fleste lokaliteter, bortsett fra de ekstremt kalkrike, er utsatt for sure episoder i vårmeltingen og mye surt nedfall til andre deler av året, spesielt om høsten. Følsomme lokaliteter blir kronisk sure eller lider av alvorlige sure episoder.

3. MATERIALE OG METODER

3.1. FELTMETODER OG KJEMISKE METODER

Undersøkelsen av 42 innsjøer i Oppland foregikk sommeren 2001 i innsjøer utvalgt av fylkesmannens miljøvernavdeling i Oppland i samråd med forfatterne. Problemstillingen til prosjektet var å undersøke effekter av kalking og naturlig «recovery» av innsjøene, belyst ved artssammensetning og samfunnsstruktur i dyreplanktonet. Innsamlinger utført fra båt var i nærheten av innsjøens antatt dypeste punkt samtidig med prøvefisket. Zooplanktonprøvene ble innsamlet med en planktonhov, med diameter på ca 30 cm og maskevidde på 90µm. Prøvene ble konserverert med Lugols væske. De kjemiske prøvene er analysert på interkalibrerte laboratorier etter norske standarder (Limnobasen for Oppland).

Zooplankton ble bestemt etter: hoppekreps (Sars 1903, 1918, Rylov 1963, Einsle 1975, 1993, Kiefer 1978), vannlopper (Sars 1993, Herbst 1962, Fløssner 1972, 2000) og rotatorier (Ruttner-Kolisko 1972, Pontin 1978, Voigt 1978). Kritiske populasjoner fra Sør- og Øst-Norge er tidligere år sendt til J. Hrbacek (*Daphnia*), V. Korinek (*Bosmina*) og U. Einsle (*Cyclops*) for kontrollbestemmelse. Alle hoppekreps fra og med kopepodittstadium-I ble målt for å identifisere artene. Krepsdyr (Crustacea) er identifisert til art i alle innsjøer.

3.2. KLASSIFISERING AV REFERANSE- OG KALKEDE INNSJØER

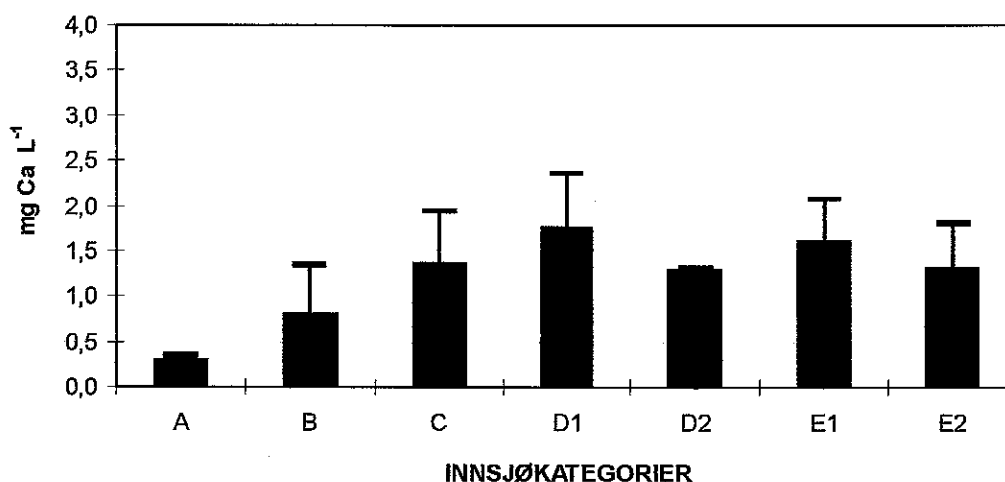
Det har vist seg økologisk formålstjenlig å foreta videre inndeling av innsjøer ved forskning rundt biologisk «recovery» (Nilssen & Wærvågen 2002a). Denne er basert på en tenkt titreringskurve til Henriksen (1980), der innsjøenes forsurening og restaurering betraktes som et storskala titreringsforsøk. I tillegg til dette vil hver enkel kategori beskrives gjennom fiskeøkologiske forhold. De ulike kategoriene er A-E, inndelt som vist i Tabell 3-I. Utgangskategorien før kalking (A til D) er viktig for utvikling av organismsamfunnet etter kalking (E).

Tabell 3-I. Inndeling av innsjøer i kategoriene: A, B, C, D og E.

- **A** er de kronisk sure innsjøer, vanligvis med pH lavere enn 4.7-4.8. Disse lokalitetene er som oftest fisketomme og dominert av invertebrate predatorer.
- **B** betegner innsjøer utsatt for sterk episodisk forsurening, vanligvis med pH rundt 5.0. En del av disse innsjøer med høyest pH har fortsatt intakte populasjoner av ørret og abbor, selv om artene tidvis har problemer med gyting og klekking av egg.
- **C** betegner innsjøer som er i stand til å bli restaurert gjennom naturlige prosesser. Under den sterkeste forsursperioden var pH = 5.2-5.8. Av disse har C2 kun ørret, mens C1 betegner innsjøer med høy fiskepredasjon, vanligvis fra abbor.
- **D** er innsjøer som aldri var sterkt negativt påvirket av forsurening, og med høyt bikarbonatinnhold. Av disse har D2 kun ørret, mens D1 betegner innsjøer med høy fiskepredasjon.
- **E** betegner kalkede innsjøer, med undertypene E2 (kun ørret) og E1 (høy predasjon, som for D1). Kategorien E kan før kalking ha vært enten av typene A eller B – sjeldnere C og unntaksvis D.

De gjennomsnittlige kalsiumverdier ($\text{mg Ca} \cdot \text{L}^{-1}$) for de ulike innsjøkategoriene er vist i Fig. 3-1, basert på de 42 undersøkte lokalitetene i Oppland. Målingene stammer delvis fra undersøkelsen i 2001, eller fra tidligere undersøkelser (se Vedlegg 1). I de ulike delene av undersøkelsesområdet i Sør-Norge vil kalsiumverdiene innenfor de ulike kategoriene variere avhengig av de geologiske og kvartærgeologiske forholdene (Nilssen & Wærvågen 2002e, 2002f, Wærvågen & Nilssen 2002e).

OPPLAND 2001: GJ.SNITT AV Ca-KONS +SD



Figur 3-1. Kalsiumverdier ($\text{mg Ca} \cdot \text{L}^{-1}$; gjennomsnittsverdi og standardavvik) for ulike innsjøkategorier (A-E) og underkategorier (D1, D2, E1, E2).

3.3. ZOOPLANKTON SOM BIOINDIKATORER FOR BIOLOGISK FORSURING OG «RECOVERY»

Zooplankton utgjør et avgjørende trofisk ledd mellom plante- og bakterieplankton og fisk. De mest attraktive fiskearter er enten hele livet planktivore (konsumerer dyreplankton) eller har viktige stadier som gjør det, som regel yngelstadiet. Krepsdyrsamfunnet i en bestemt lokalitet er som regel stabilt over tiår, hvis det ikke er utsatt for betydelige miljøfaktorer, som langvarige klimaforandringer og økologisk stress (Pejler 1975). Kratz et al. (1987) fant at krepsdyrplanktonet var mer variable mellom innsjøer enn innen år, mens hjuldyrpopulasjonene var mer variable over tid. Det totale zooplanktonsamfunnet vil derfor egne seg godt for å identifisere og studere økologisk stress, som forsurening og «recovery».

Forsuringen er kjent for å påvirke antall og artssammensetning av zooplankton, spesielt på grunn av forandrede predatorforhold (Eriksson et al. 1980, Nilssen 1980, Henrikson & Oscarson 1981). Det er spesielt slekten *Daphnia* som er følsom og avtar sterkt ved pH under 5.3, hvis lokalitetene ikke er kraftig humøse. En annen gruppe som er følsom ved økende forsurening er

de cyclopoide kopepodene (Roff & Kwiatkowski 1977, Nilssen 1980), spesielt *C. scutifer*. Ved kronisk forsuring forsvinner denne stort sett fra lokalitetene. En annen følsom art er *T. oithonoides*, mens *M. leuckarti* og spesielt *C. strenuus* tolererer meget lave pH-verdier (Nilssen & Wærvågen 2000, Nilssen & Wærvågen 2002c). Calanoide kopepoder, som *E. gracilis*, klarer seg godt under alle pH og aluminiumskonsentrasjoner. I kronisk sure lokaliteter over flere tiår, er det hovedsakelig artene *E. gracilis*, *B. longispina* og *D. brachyurum* som finnes tilbake av krepsdyr. I tillegg kan en del litorale arter påtreffes i pelagialen til ulike deler av året. Av rotatorier er det hovedsakelig følgende arter som blir igjen: *K. longispina*, *K. serrulata* (opptrer ofte sammen med høye humuskonsentrasjoner i lokalitetene), samt forskjellige arter av *Collotheca* og *Polyarthra* (Nilssen & Wærvågen 2002d).

Før de ulike artene forsvinner fra lokaliteten, produserer de hvileegg. Disse kan klekke når systemet igjen kan huse artene. Imidlertid produserer de cyclopoide kopepodene ikke hvileegg, i likhet med den calanoide kopepoden *E. gracilis*. De andre calanoidene i dette området har egg-bank (Nilssen & Wærvågen 2002c).

Det foreligger få systematiske langtidsstudier av «recovery» hos zooplankton i Norge, hvor historiske data er tilgjengelige. Det er vanlig at *Daphnia* observeres å komme tilbake, og de har sin sannsynlige opprinnelse fra hvileeggene (Nilssen & Wærvågen 2002b), eller spredning gjennom fugler (Proctor 1964). Studier på «recovery» av kopepoder og rotatorier i etter forsuring er ferdigstillet (Nilssen & Wærvågen 2002c, 2002d).

Enkelte arter som er påvirket av sur nedbør, forsvinner gjerne over noen tiår. Dette er i motsetning til laksefisk, som forsvinner relativt raskt når de ikke lenger kan oppnå at yngelen vokser opp. Da kan gjerne arter som ørret bli borte i løpet av 4-7 år. Abboren klarer seg ofte i betydelig lengre perioder, fordi det av og til kan være en aldersgruppe som blir utsatt for gunstige miljøfaktorer og produserer avkom som vokser opp (se Runn et al. 1977). Arten gyter også senere på året, når pH og andre vannkjemiske forhold kan være mer tilfredsstillende. Ofte kan man til og med i kronisk langtidssure innsjøer påtreffe enkeltfisk av abbor. På grunn av deres store fekunditet kan de hurtig bygge opp store populasjoner etter kalking. I hvilken grad en innsjø skal få rask innvandring av forsuringfølsomme arter, er avhengig av mengde og størrelse på refugier hvor artene fortsatt finnes, og deres sprednings- og etableringsevne.

Selv om det er foretatt en mengde forskning i sure områder, er det fortsatt en rekke forhold vi ikke kjenner godt til rundt temaet zooplankton. De forholdene som er best kjent, er forandringen i predasjonsforhold ved forsuring og kalking. Fisk som er såkalt nøkkelpredator («keystone predator»), dør ut under forsuring og erstattes av invertebrate arter, som *Chaoborus* og buk-svømmere (Eriksson et al. 1980, Nilssen 1980, Nilssen & Wærvågen 2002a, Stenson 1981, 1990, Stenson & Svensson 1994, Nyberg 1984, Nyman et al. 1985).

Det er spesielt få data i forsurede og kalkede innsjøer på autøkologi til ulike zooplankton, livshistorier og sesongmessige kvantitative fordelinger i hele vannmassene (Nilssen 2002, Wærvågen & Nilssen 2002a, 2002b, 2002c, 2002d). Bortsett fra de detaljerte kvantitative undersøkelsene i Gjerstad/Risør området fra slutten av 1970-tallet (Sandøy & Nilssen 1987a, 1987b), foreligger det sjelden autøkologiske og økosystemstudier av zooplankton i sure innsjøer. Dette er bemerkelsesverdig siden nyere studier understreker at letale og subletale faktorer virker på arten som enhet, og ikke på funksjonelle grupper, både når det gjelder klimaforandring (Carpenter et al. 1992, Adrian & Deneke 1996, Gerten & Adrian 2000, 2001) og forsurening (Nilssen et al. 1984a). Men på den andre siden er det publisert en mengde data rundt biogeografisk fordeling av zooplankton i områder med vann av ulike kvaliteter.

Det finnes også lite data om de opprinnelige zooplanktonsamfunnene før forsureningen satte inn for alvor rundt 1960. Noe finnes tilgjengelig via paleoøkologiske undersøkelser (Brakke 1980, Nilssen 1984, Nilssen & Sandøy 1990), men dette gjelder spesielt litorale arter.

Siden mesteparten av innsatsen under den mest hektiske forsureningsforskningen på 1980-tallet konsentrerte seg om biogeografiske studier, er det store kunnskapsmangler om økosystemene. Et viktig spørsmål er fortsatt dette:

- *hvordan var det opprinnelige zooplanktonsamfunnet i de kalkede områder?*
- *hvordan var interaksjonene mellom de ulike artene, spesielt innen predatorer?*

Det opprinnelige zooplanktonsamfunnet i enkelte sure områder er det mulig å rekonstruere basert på tidligere publikasjoner og innsamlede materiale (Nilssen 1984). I deler av Sør-Norge er nå den følsomme arten *D. longispina* kommet tilbake i en hel rekke lokaliteter hvor den har vært borte i flere tiår (Nilssen & Wærvågen 2002b). Nedover i sedimentet ligger det tykt med hvileegg av denne arten i de fleste innsjøene (Nilssen 1984). Mot overflaten, ved økende grad av forsurening, er det flere skallrester av den forsureningstolerante *B. longispina* (Nilssen 1984). Tilsvarende forhold er vist i flere lokaliteter i dette området (Nilssen & Sandøy 1990).

For å benytte de ulike zooplanktonartene som bioindikatorer under forskning på «recovery», må i tillegg til enkeltarter også totalsamfunnet vurderes. Invertebrate- og fiskepredatorer spiller i tillegg stor rolle for «finjustering» av samfunnet for videre tolkning og praktisk bruk. «Finjustering» inkluderer videre analyser av materialet ved måling av kroppsstørrelse, -form og pigmentering. Vektlegging av de ulike artenes egnethet og «finjustering» blir fortsatt foretatt gjennom grunnforskningen til forfatterne.

Tabell 3-II viser eksempel på bruk av zooplankton ved analyse av biologisk «recovery». Alle artene er viktige pelagiske arter ved «recovery»-studier (naturlig og kalking). I tillegg til enkeltarter må også totalsamfunnet studeres. Invertebrate predatorer har i tillegg stor innvirkning på zooplanktonsamfunnet.

Tabell 3-III viser eksempel på bruk av zooplankton som modell ved forsuring og «recovery». En rekke arter inngår i analysene, til dels med lite kjent økologi. Kunnskap om autøkologien til de ulike artene er avgjørende for tolkningen av resultatene. Detaljer fra dette arbeidet er allerede publisert, eller i ferd med å publiseres internasjonalt (Nilssen & Wærvågen 2002a, 2002b, 2002c, 2002d, Nilssen 2002, Wærvågen & Nilssen 2002a, 2002b, 2002c, 2002d).

Tabell 3-II. Eksempel på bruk av zooplankton ved analyse av biologisk «recovery» ved kombinasjon av pH og grad av fiske predasjon.

- I:** *Daphnia longispina*,
II: *Ceriodaphnia quadrangula*,
III: *Heterocope saliens*
IV: *Forholdet mellom Thermocyclops oithonoides og Mesocyclops leuckarti.*

*Symbolbeskrivelse: *** = dominant art, ** = vanlig til stede, * = små mengder, 0 = ingen individer, - = uvanlig eller ikke-eksisterende kombinasjon (lavt forhold) og + = høyt forhold.*

I Fiskepredasjon			II Fiskepredasjon		
PH	lav (2)	høy (1)	pH	lav	høy
< 5,0	-	-	< 5,0	**	***
> 5,5	***	* (0)	> 5,5	0	***
III Fiskepredasjon			IV Fiskepredasjon		
PH	lav	Høy	pH	lav	høy
< 5,0	***	0 (-)	< 5,0	-	-
> 5,5	***	- (0)	> 5,5	-	+

Tabell 3-III. Ulike pelagiske arter (eller artsgrupper) og deres egnethet ved «recovery»-studier (naturlig og kalking). Symbolbeskrivelse: *** (meget godt egnet = indikatorart), ** (godt egnet), * (mindre godt egnet), ▲ (finnes under de fleste økologiske betingelser), — (under utarbeidelse).

ARTER (grupper)	Egnethet: «recovery»- studier	«Finjustering» (kroppform, størrelse og pigmentering)
COPEPODER (HOPPEKREPS)		
<i>Hetercope appendiculata</i>	***	*
<i>Hetercope saliens</i>	***	**
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	▲	*
<i>Acanthodiaptomus denticornis</i>	* (—)	—
<i>Mixodiaptomus laciniatus</i>	* (—)	—
<i>Cyclops scutifer</i>	***	**
<i>Mesocyclops leuckarti</i>	*	**
<i>Thermocyclops oithonoides</i>	**	**
<i>Acanthocyclops vernalis</i>	***	**
CLADOCERA (VANNLOPPER)		
<i>Daphnia longispina</i>	***	**
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	*	**
<i>Bosmina longispina</i>	*	**
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	*	**
<i>Holopedium gibberum</i>	*	**
ROTATORIA (HJULDYR)		
<i>Kellicottia longispina</i>	*	—
<i>Keratella cochlearis</i>	**	—
<i>Keratella hiemalis</i>	*	—
<i>Keratella serrulata</i>	***	—
<i>Polyarthra</i> spp. (flere arter)	▲	—
<i>Polyarthra remata</i> , <i>P. minor</i>	**	—
<i>Synchaeta</i> spp. (flere arter)	**	—
<i>Ascomorpha</i> spp. (flere arter)	—	—
<i>Conochilus unicornis/hippocrepis</i>	***	—
<i>Conochiloides nafans</i>	**	—
<i>Collotheca</i> spp. (flere arter)	**	—
<i>Asplanchna priodonta</i>	***	*
INSEKTER		
<i>Chaoborus</i> spp. (svevemygg)	**	***
<i>Corixider</i> spp. (pelagiske buksvømmere)	***	***

4. RESULTATER OG DISKUSJON: UNDERSØKTE LOKALITETER I 2001

4.1. UNDERSØKTE LOKALITETER

Beliggenheten til de undersøkte lokalitetene i 2001 (1-42) er presentert i Fig. 2-1. Resultatene av de kjemiske analysene er vist i Vedlegg 1. De undersøkte innsjøene er i følgende kommuner i den sørlige delen av Oppland: Gran, Lunner, Søndre Land, Jevnaker og Sør-Aurdal, områder hvor det er problemer med effekter av surt nedfall. I Oppland er det ved undersøkelsen i 2001 inkludert 28 «referanseinnsjøer» og 14 kalkede innsjøer. Det viser seg at det er nesten umulig å trekke sikre konklusjoner om naturlig restaurering av naturen og kalkingseffekter uten å ha data fra en hel rekke forskjellige typer av referanselokaliteter (Nilssen & Wærvågen 2001b, 2002c, 2001d).

Mange innsjøer i Oppland er oligotrofe lokaliteter beliggende på fattig geologi og med lite løsmasser i nedslagsfeltet. Det finnes historiske data på noen få av innsjøene undersøkt i 2001. I Fig. 4-2 er presentert kronologisk utvikling av pH i 19 (i-xix) av disse. Vassbråa (Fig. 4-1a, Fig. 4-2iii) er selv ukalket, men mottar kalk fra ovenforliggende innsjøer. Innsjøen ble prøvofisket i 1999 (Rustadbakken & Westly 2000). Den intense fiskepredasjonen er synliggjort ved små mengder og relativt små kroppstørrelser av *D. longispina* (Fig. 4-6a, 4-7a). Tilsvarende predasjonsforhold og fordeling av dyreplankton har Lygna (Fig. 4-2v) som ikke selv blir kalket, men mottar kalk via Grevsjøen. De kalkede lokalitetene Fjellsjøen (Fig. 4-1b, Fig. 4-2vi) og Malsjøen (Fig. 4-1c, Fig. 4-2iv) har lav fisketetthet (Rustadbakken & Westly 2000), som tydelig blir demonstrert ved dominans av relativt storvokste *D. longispina* (Fig. 4-6a, Fig. 4-7a). Den ukalkede Langen (Fig. 4-1d, Fig. 4-2i), også med lav tetthet av fisk, har tilsvarende planktonforhold som Fjellsjøen og Malsjøen.

Store Sandungen og Store Sørvatnet (Fig. 4-1e, Fig. 4-2ix) ble kalket i 1994, og har siden fått store tettheter av ørret (Rustadbakken & Westly 2000), som beiter ned arter som *D. longispina* i dyreplanktonet. Det er både *C. scutifer* og *D. longispina* i begge innsjøene (Fig. 4-6a, Fig. 4-6b), som tyder på at lokalitetene er i ferd med å restaureres.

Mange brunfargede vann i skogbeltet av Oppland har delvis stått imot forsuringen på grunn av humusstoffenes evne til å avgifte aluminium og tungmetaller. Mange av innsjøene har abbor og/eller ørret og nedbeitet zooplanktonsamfunn. Ved kalking opptrer ofte overbefolkning av abbor etter få år. De fleste innsjøene i skogbeltet i Øst-Norge er imidlertid naturbetingede objekter for overbefolkning av denne arten. Mange har litoralsone med mye vegetasjon som egner seg til gyteområder. Høy vanntemperatur og betydelig produksjon av plankton gir rask vekst hos abbor.

De ukalkede innsjøene i Gran (Fig. 4-2i-iii) i Oppland viser verdier som gjør at innsjøene kan karakteriseres som såkalte C-vann (se Metoder, Kap. 3). Viktig er den midlertidige senkingen



d



e



f

Fig. 4-1. Langen (d), Store Sørvatnet (e) og Olbågatjern (f). Førsvvnte i Gran og de to neste i Søndre Land kommuner.



a



b



c

Fig. 4-1. Vassbråa (a), Fjellsjøen (b) og Malsjøen (c). Alle i Gran kommune.



g



h



i

Fig. 4-1. Nordre Vælsvatn (g) og Ølja (h) i Jevnaker kommune, og Fjellvatnet (i) beliggende på Hedalsfjella i Sør-Aurdal kommune.

av pH etter den store nedbørsperioden i år 2000, som kan identifiseres i flere fylker (Nilssen & Wærvågen 2002e, Wærvågen & Nilssen 2002e). Det kan se ut som vesentlige deler av den interne buffringen i de oligotrofe innsjøene er gått tapt etter denne lange perioden med surt nedfall.

Kalkede innsjøer i Gran (Fig. 4-2iv-vi) viser at de fleste lokalitetene startet som B eller C-vann før de ble kalket, og ingen av dem som typisk kronisk sure lokaliteter. Det er problematisk å holde innsjø-pH konstant etter kalking, fordi alle innsjøene er oligotrofe og har kalsiumverdier på stort sett under $2.0 \text{ mg L}^{-1} [\text{Ca}^{2+}]$.

Blant innsjøene i Søndre Land (Fig. 4-2viii-x), finnes ett kronisk surt vann: Olbågatjern (Fig. 4-1f, Fig. 4-2viii). Som i kroniske sure innsjøer i Aust-Agder og Telemark, er pH konstant på like over 4.5. Denne innsjøen har også høyt innhold av aluminium (Vedlegg 1). Store Sørvatn (Fig. 4-2ix) viser kalking av et kronisk surt vann. Selsjøen (Fig. 4-2x) representerer en innsjø som synes å ha hatt høy pH før midten på 1960-tallet, men rask nedgang i pH i løpet av 1970-årene. Disse observasjonene er helt identiske med innsjøer på den svenske vestkysten (Morling & Pejler 1990).

Innsjøene på Jevnaker (Fig. 4-2xi-xiii) har sterk pH-variasjon innen ulike år, men holder seg rundt pH 6.0, som såkalte C-vann. Dette avdekker at også såkalte C-vann har betydelig sesongmessige pH-variasjoner fordi bufferevnen er lav (Fig. 3-1). Det kan se ut som Nordre Vælsvann (Fig. 4-1g, Fig. 4-2xii) gjennomgår en langsom naturlig forbedring av de kjemiske forholdene, selv om det fra år til annet er kortvarige tilbakeslag. Ølja (Fig. 4-1h, Fig. 4-2xiii) viser sannsynligvis en samvariasjon med de klimatiske forhold, som var bedre fram mot 1990, dårlig i første del av 1990-årene og bedre deretter.

I Hedalsfjella (Fig. 4-1i) begynte kalkingen på slutten av 1980-tallet, og innsjø-pH har siden vært holdt over pH = 6.0 (Fig. 4-2xiv-xix). De fleste lokalitetene var såkalte B-innsjøer før de ble kalket. Fjellvatnet (Fig. 4-1i, Fig. 4-2vii), Sørvatna og Skjennungsvatn er sure og fortsatt ikke restaurert. Dette er viktige referansevann i området.

I denne undersøkelsen er sentrale kjemiske parametrene i sure og kalkede lokaliteter (pH, Pt-farge, kalsium, alkalinitet, aluminium) blitt framstilt mot innsjøenes høyde over havet (HOH) (Fig. 4-3a-e). Kalsium og alkalinitet er signifikant avtagende og Pt-farge sterkt signifikant avtagende med økt høyde over havet i de ikke-kalkede innsjøer. Aluminium og Pt-farge i de kalkede innsjøene hadde også tilsvarende signifikante sammenhenger (Fig. 4-3b,a). Slike tendenser er også observert i andre deler av landet (Nilssen & Wærvågen 2001b, 2002e).

For å studere nærmere forholdet mellom kalkede innsjøer og referanseinnsjøer, er kalsium plottet mot pH og alkalinitet mot kalsium (Fig. 4-4a-b). Begge parametre er positiv korrelert.

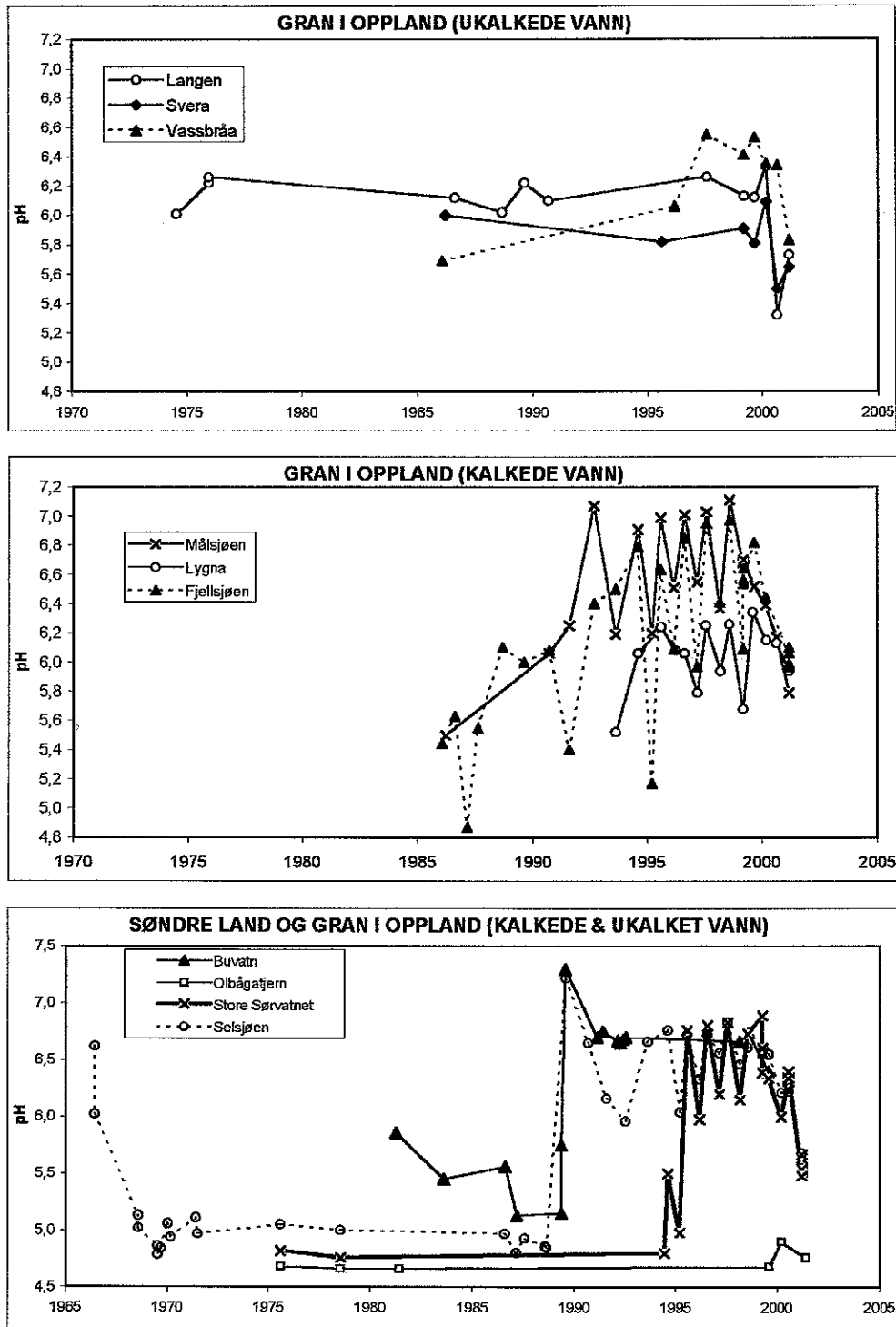


Fig. 4-2. Historisk pH-utvikling for et utvalg av ukalkede og kalkede innsjøer (i – x) i områdene Gran (i-vii) og Søndre Land (viii-x).

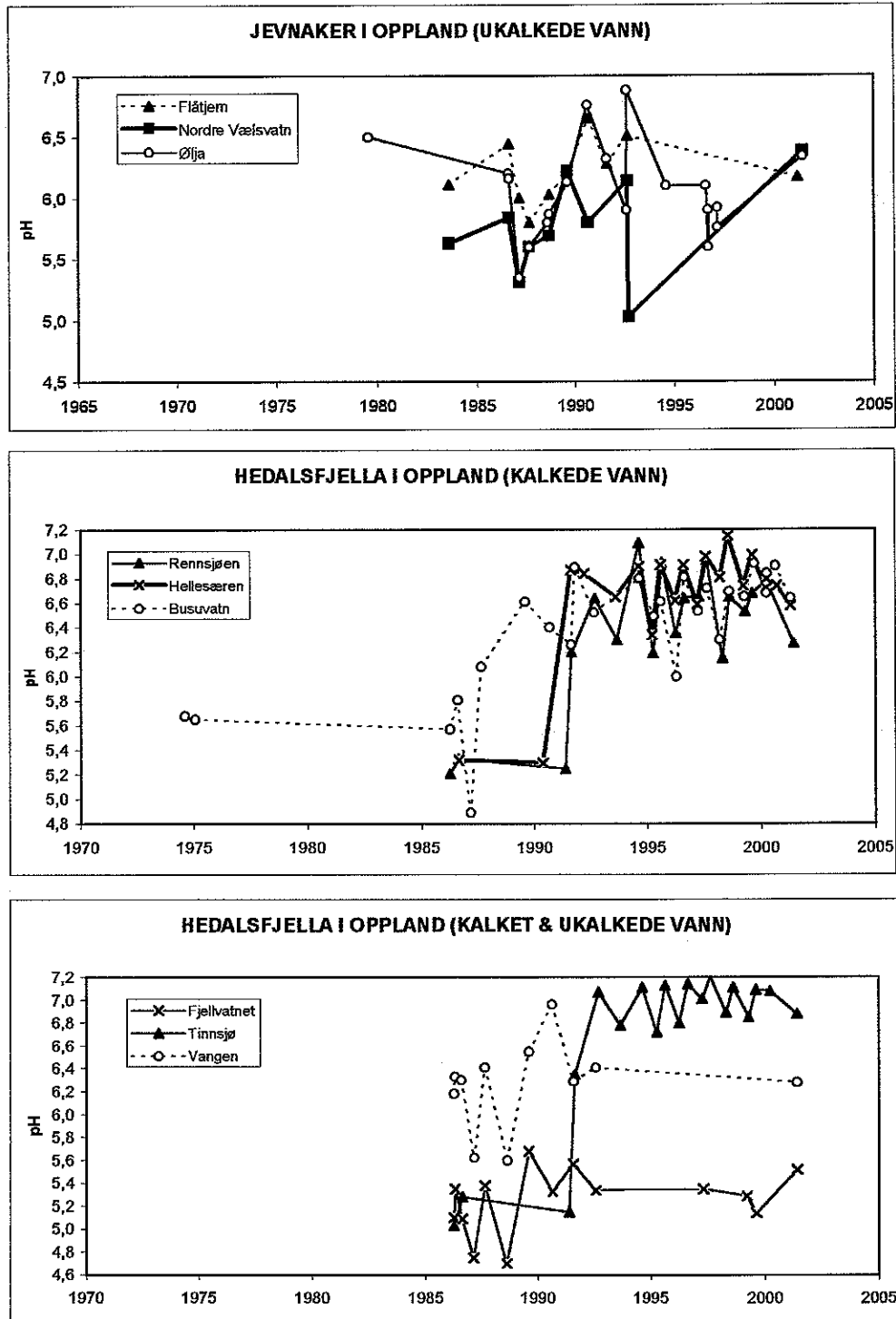
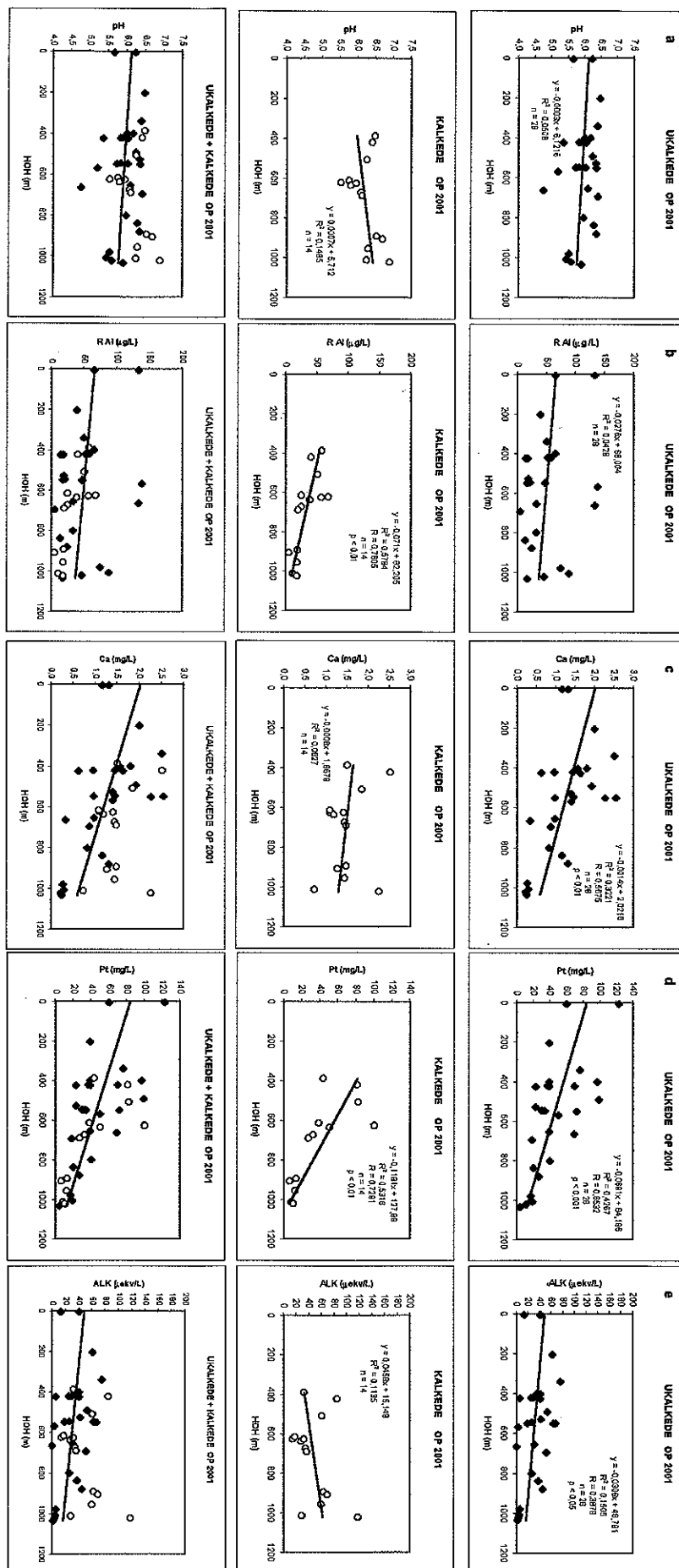


Fig. 4-2. Historisk pH-utvikling for et utvalg av ukalkede og kalkede innsjøer (xi-xix) i områdene Jevnaker (xi-xiii) og Hedalsfjella (xiv-xix).



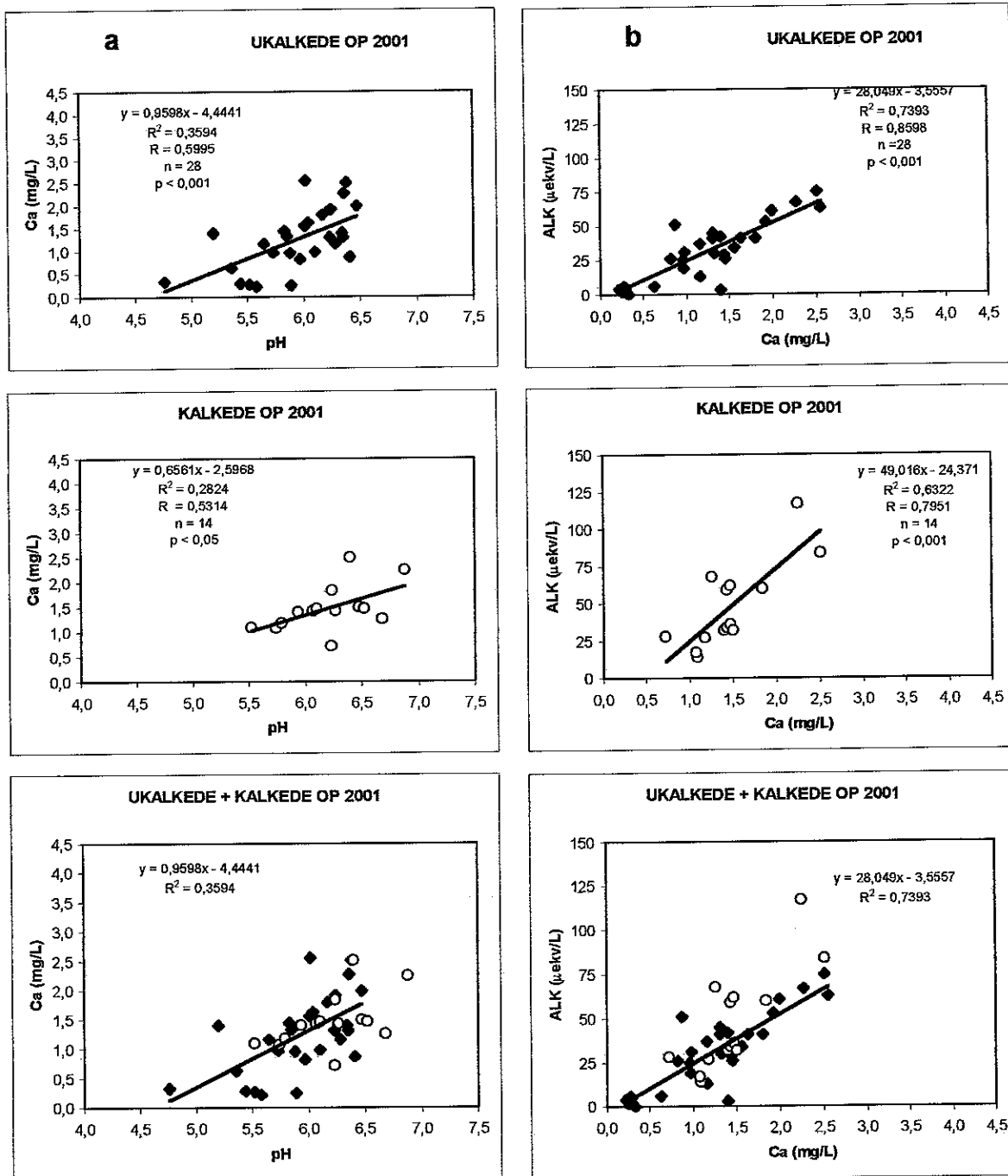
Figur 4-3. Høyde over havet i m (HOH) korrelert til pH (a), alkalitet (b), kalsium (c), Pt – farge (d) og reaktivt aluminium (e).

Det samme er observert mellom aluminium og Pt-farge (Fig. 4-5a-b), mens aluminium og pH er signifikant negativt korrelert (Fig. 4-5a-b). Dette er også observert i andre geografiske områder (Nilssen & Wærvågen 2001b, 2002e). Andre tendenser som har blitt funnet tidligere år, var at aluminium viste en negativ ikke-signifikant sammenheng med kalsium, og Pt-fargen en positiv ikke-signifikant sammenheng med kalsium. Alkalinitet varierte som kalsium, negativt med aluminium og positivt med Pt-fargen. Det ble ikke notert noen sammenheng mellom pH og Pt-farge (Nilssen & Wærvågen 2001b).

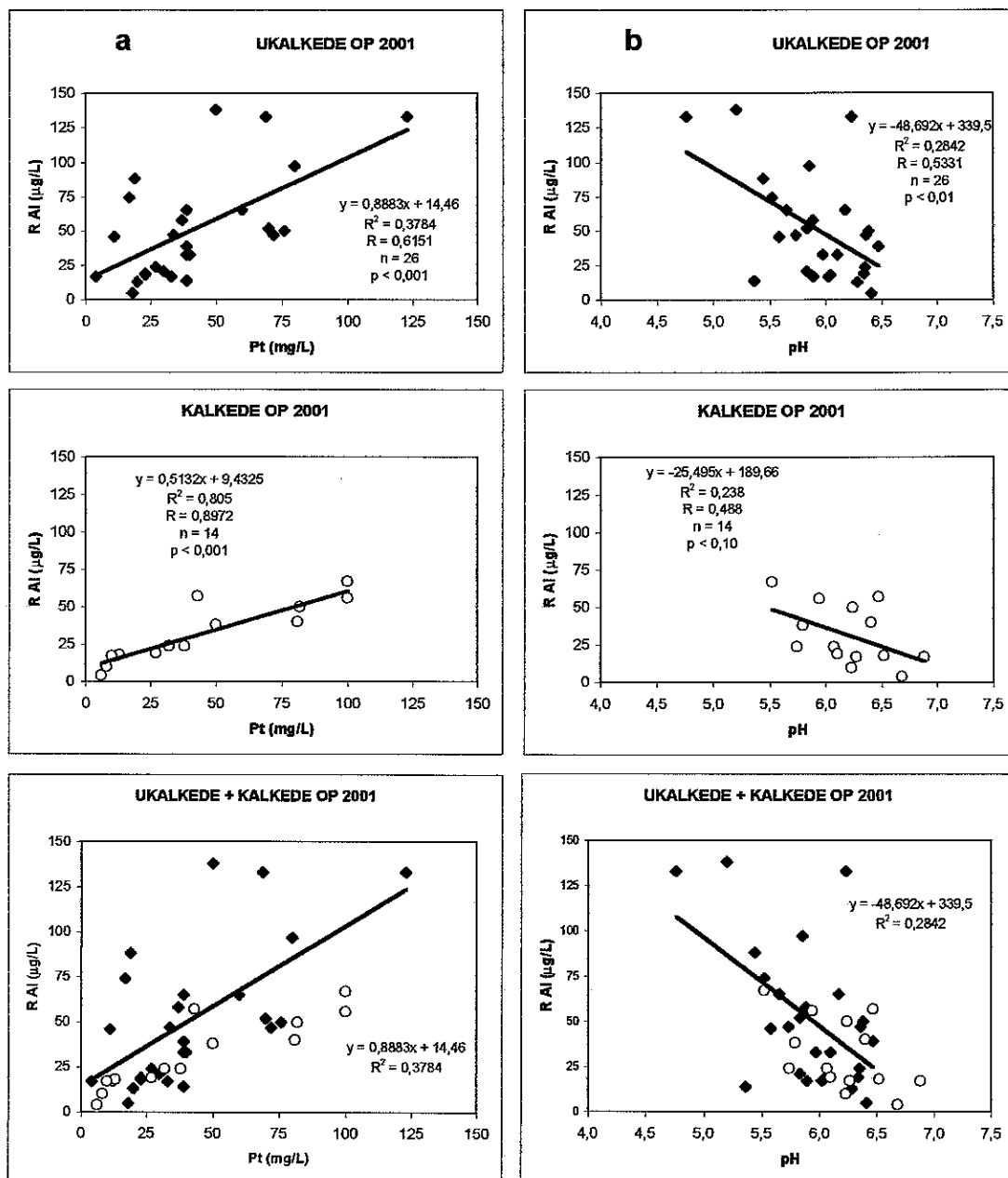
Det kan se ut som mange av innsjøene i Oppland har høyere pH enn det som kunne forventes etter deres kalsiumverdier i vannmassene (Fig. 4-4a); eller de hadde lavere kalsiumverdier enn det som kunne forventes ut i fra deres pH verdier. Her spiller selvfølgelig bikarbonat-verdiene avgjørende rolle (Fig. 4-4b). Mange innsjøer har fortsatt alkalinitet i vannmassene til tross for svært lavt kalsiuminnhold (Fig. 4-4b), selv etter stor nedbør og utvasking i 2000. I Buskerud antydte data at kalsium hadde blitt vasket ut av bassengene uten tilsvarende pH senkning, til tross for større nedbørmengder sommer/høst 2000. Tilsvarende observasjoner i mange lokaliteter Oppland kan bety at graden av forsurening avtar i begge fylker (se kapittel 5.1.7).

Siden noen referanselokaliteter i dette området, men ikke alle, synes å gjennomgå naturlig «recovery», kan det ikke avgjøres om de undersøkte innsjøene som var blitt kalket, kunne blitt restaurert gjennom naturlige prosesser. Dyreplanktonsamfunnet i flere ikke-kalkede innsjøer i fylkene Agder, Telemark, Buskerud og Vestfold kan se ut til delvis å være restaurert via naturlige prosesser (Nilssen & Wærvågen 2002e, Wærvågen & Nilssen 2002e). Selv om de fleste dyreplankton- og bunndyrsarter kan komme tilbake etter forsurening, kan viktige stammer av forsuringsfølsomme fiskearter som røye og ørret likevel gå tapt i denne forsuringsprosessen.

For å stadfeste om innsjøene i pH intervallet fra pH = 4.5 til pH = 5.2 i Oppland er i stand til å restaurere seg kjemisk og biologisk gjennom naturlige prosesser, behøves ytterligere forskning med spesifikke problemstillinger konsentrert rundt dette emnet.



Figur 4-4. a: korrelasjon mellom kalsium (mg/L Ca) og pH
b: korrelasjon mellom alkalinitet (µekv/L ALK) og kalsium (mg/L Ca).



Figur 4-5. a: korrelasjon mellom reaktivt aluminium (µg/L RAI) og Pt-farge (mg Pt/L) b: korrelasjon mellom reaktivt aluminium (µg/L RAI) og pH.

4.2. BIOLOGI - ZOOPLANKTON

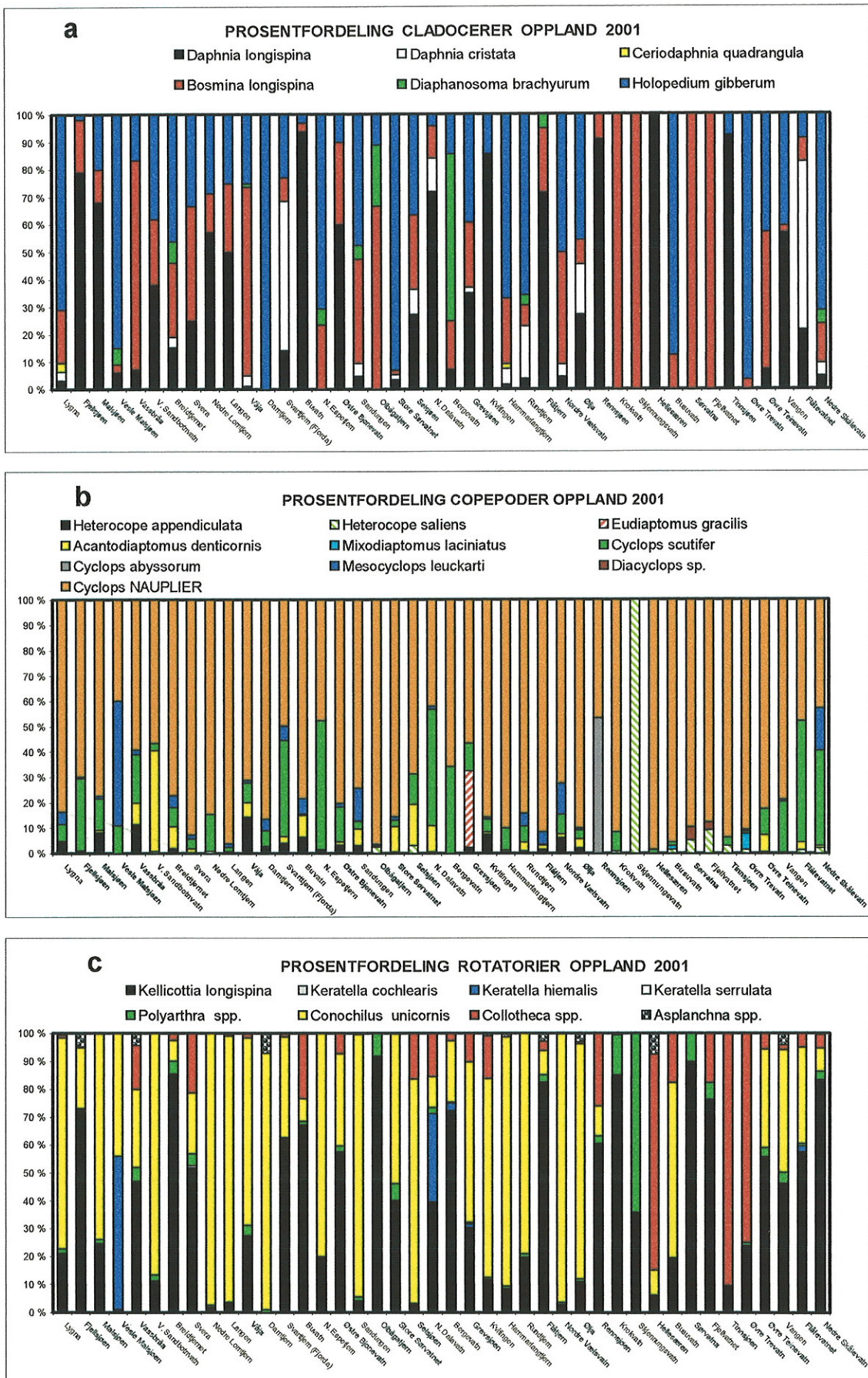
Fordeling av zooplankton er presentert separat for de tre gruppene vannlopper (Fig. 4-6a), hoppekreps (Fig. 4-6b) og hjuldyr (Fig. 4-6c) for 2001, mens de detaljerte kjemiske forhold i hver lokalitet gitt i Vedlegg 1. Karakterarter for sure innsjøer, og lavt vertebrat predasjonstrykk (fra fisk) er: *Heterocope saliens*, *Eudiaptomus gracilis* (kun i lavlandet), *Bosmina longispina*, *Diaphanosoma brachyurum* (kun i lavlandet), *Holopedium gibberum*, *Kellicottia longispina*, *Polyarthra* (hovedsakelig *P. remata*, *P. vulgaris* og *P. minor*) og *Collotheca* spp. I de kronisk sure innsjøene er karakterartene spesielt *H. saliens*, *E. gracilis*, *B. longispina*, *K. longispina*, *Polyarthra* spp. og *Collotheca* spp. (Nilssen & Wærvågen 2002b, 2002c, 2002d). Siden få sterkt sure innsjøer har blitt undersøkt i Oppland, og generelt er sjeldne i fylket, blir det vanskelig å interpolere funnene fra f eks Aust-Agder til Oppland. En utvidet artsliste er vist i Vedlegg 2.

Arter som ikke finnes i forsurede lokaliteter og kommer tilbake ved naturlig «recovery» og tvungen «recovery» ved kalking, er følgende arter: *Daphnia longispina*, *Conochilus unicornis/hippocrepis* samt cyclopoide copepoder som *C. scutifer* og *T. oithonoides*; den siste cyclopoide *Mesocyclops leuckarti* er betydelig mer hardfør overfor forsurening (Fig. 4-6). Den calanoide copepoden *H. appendiculata* er også sterkt følsom overfor forsurening (Nilssen et al. 1984b).

Observasjonene over er i overensstemmelse med litteraturen på dette emnet (Skadovsky 1926, Almer et al. 1978, Nilssen 1980, Nilssen & Wærvågen 2000, Nilssen & Wærvågen 2002a, 2002b, 2002c, 2002d, Hobæk & Raddum 1980, Hörnström & Ekström 1983, Sandøy & Nilssen 1987b, Hörnström et al. 1993, Sarvala & Halsinaho 1990, Kroglund et al. 1994, Walseng et al. 1995, Walseng & Bodgard 2001, Wærvågen et al. 2002).

Flere innsjøer i Oppland er sannsynligvis i ferd med å restaureres via naturlige prosesser i nedslagsfelt og i innsjøene selv, skal en interpolere funnene fra andre fylker som Aust-Agder og Vestfold (Nilssen & Wærvågen 2002e, Wærvågen & Nilssen 2002e). Den forsureningsfølsomme *D. longispina* er etter alt å dømme i ferd med å etablere seg i sure ikke-kalkede innsjøer i Oppland, mens arten sannsynligvis alltid har vært til stede i typiske C-vann i fylket (Se Metoder, Kap. 3). Tilsvarende er det for den følsomme hypolimnetiske arten *C. scutifer*, som finnes i svært små populasjoner i tidligere sure innsjøer. Den mer hardføre arten *M. leuckarti* er kommet lengre i å etableres i lavlandsinnsjøer under naturlig restaurering. De nye populasjonene av *D. longispina* kommer sannsynligvis fra egg-bank i sedimentet (Nilssen & Wærvågen 2002a), mens de cyclopoide copepodene sannsynligvis har meget små restpopulasjoner i de forskjellige innsjøene (Nilssen & Wærvågen 2002b).

Ulike områder av Oppland skal vurderes hver for seg. På Gran østås viser den vanlige forekomst av *D. longispina* og *C. scutifer* at innsjøene ikke lenger er sterkt preget av forsurening (Fig. 4-6a, Fig. 4-6b). Noen innsjøer, som Lyngna, Breidtjernet, Vassbråa og Våja er betydelig



Figur 4-6. Fordeling av dyreplankton (zooplankton) i de undersøkte lokaliteter i 2001, hvor a viser vannlopper (Cladocera), b hoppekreps (Copepoda) og c hjuldyr (Rotatoria).

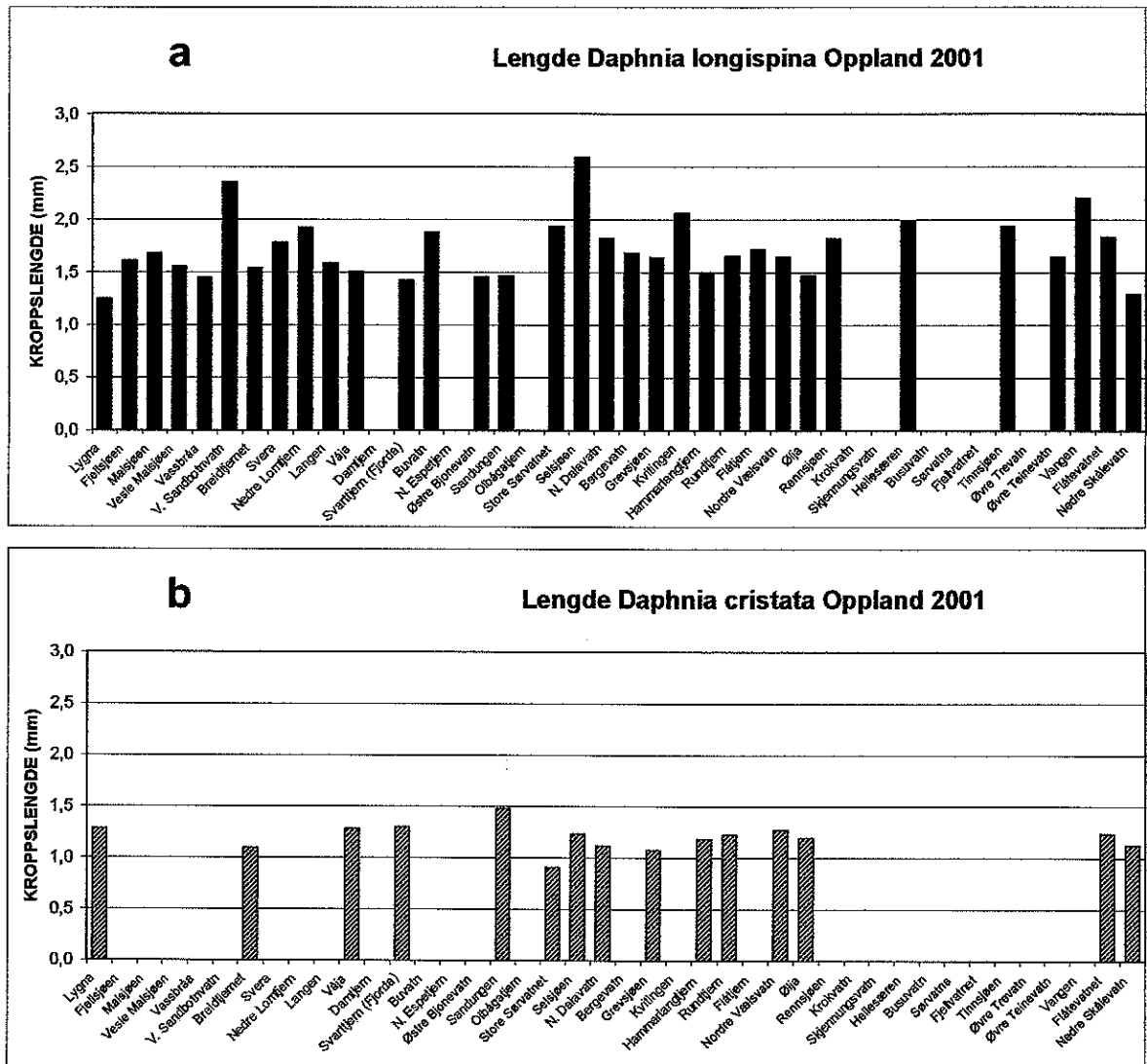
influert av fiskepredasjon (se Vedlegg 1). Innsjøer med store mengder med *D. longispina* har enten lav fiskepredasjon eller er i en restaureringsfase fra forsurening. At *C. scutifer* er vanlig utbredt i alle innsjøene, viser at restaureringen er underveis i alle vann som har vært forsuret tidligere.

I Søndre Land er forholdene sammenlignbare med Gran (Fig. 4-6a, Fig. 4-6b, Fig. 4-6c). Det kronisk sure Olbågatjern skiller seg ut ved verken å ha *D. longispina* eller *C. scutifer* i vannmassene. Likevel tyder alt på at også denne innsjøen har egg-bank av *D. longispina* i sedimentet, og når forholdene bedres vil både denne arten og *C. scutifer* komme tilbake. Det er viktig at innsjøen holdes upåvirket som en referanselokalitet i dette området. Innsjøene i Jevnaker oppfører seg som de tidligere geografiske områdene ved at predasjon og kalking hovedsakelig bestemmer økosystemets struktur (Fig. 4-6a, Fig. 4-6b). I Hedalsfjella er forholdene forskjellige, fordi økosystemene blir forenklet i «høyfjellet» (Eie 1974, Nilssen 1976). Men i prinsippet observeres de samme forhold som tidligere. Kalking av innsjøer fører til at karakterartene *D. longispina* og *C. scutifer* kommer tilbake. Et tidsaspekt er også med i dette bildet. Innsjøene som er tidligere kalket (Busuvatn), er kommet lengre i «recovery» enn innsjøer som er kalket senere (Rennsjøen, Hellsæren). Det sure Fjellvatnet, og andre vann som ikke er kalket (Sørvatna, Skjennungsvatn, Krokvatn), har i sin zooplanktonstruktur likhetspunkter med det kronisk sure Olbågavatn.

Dyreplanktonet er viktig som bioindikatorer ved forskning rundt biologiske prosesser innen «recovery», som fører til at predasjonssystemet forandres kraftig fra et invertebrat-dominert til et fiske-dominert (Nilssen & Wærvågen 2002a). Det invertebrate systemet velger ut små kroppsstørrelser hos byttedyrene, mens fisk velger de største artene og største individene innen hver art. Kroppsstørrelse til *D. longispina* (Fig. 4-7a) og *D. cristata* (Fig. 4-7b) er vist for innsjøene hvor de finnes i tilstrekkelig antall. Fordelingen av *D. longispina* og dens kroppsstørrelse relatert til predasjonsklasser, viser at den betydelige predasjonen fra abbor er årsaken til de lave populasjonene av denne karakterarten i lokaliteter som gjennomgår naturlig «recovery» og «recovery» gjennom kalking (Fig. 4-6a, Fig. 4-7a). *D. cristata* er nesten hyalin og har liten pigmentering, og unnviker stort sett fiskepredasjon. Det er ingen tydelig sammenheng mellom fiskepredasjon og denne artens tilstedeværelse og kroppsstørrelse (Fig. 4-6a, Fig. 4-7b). Den vanligste dyreplanktonarten i lavlandet i store deler av Oppland er imidlertid *B. longispina* (Fig. 4-6a) (se Nilssen & Larsson 1980). Den klarer de sureste forhold og sterkt predasjonstrykk fra fisk. Den kan dominere alle innsjøkategoriene A, B, C, D1 og E1. Bare når fiskepredasjonen blir lav (D2, E2), blir den utkonkurrert av *D. longispina* i ikke-sure lokaliteter.

Noen av de mest uventete observasjonene i de kalkede vann i Sør-Norge, var den raske og betydelige reetableringen av vannloppen *D. longispina* (Nilssen & Wærvågen 2001b). Slekten *Daphnia* har fysiologiske problemer i surt vann (Potts & Fryer 1979, Nilssen et al. 1984a). Like

uventede funn var den fortsatte store mengden av den invertebrate predatoren *H. saliens* i de samme vannene, til tross for betydelig fiskepredasjon som raskt burde eliminert denne arten (Andersen & Nilssen 1984, Sandøy & Nilssen 1987a). Men siden arten klekker fra hvileegg i sedimentet hvor de holder seg levende i mange tiår (Sandøy & Nilssen 1987a), vil den derfor i mange år fortsatt være tilstede i kalkede innsjøer. Naboarten, *H. appendiculata* er en karakterart for vann med høyere pH, og kommer tilbake etter kalking når pH øker.



Figur 4-7. Gjennomsnittlig totale kroppslengder til *Daphnia longispina* (a) og *Daphnia cristata* (b) i de undersøkte lokaliteter i Oppland 2001.

I en tidlig fase etter kalking, synes samfunnet å være i økologisk «ubalanse», med raske artsforskyvninger fra år til år (Nilssen & Wærvågen 2002a, 2002b, 2002c, 2002d), som sannsynligvis skyldes konkurranse eller predasjon. De fleste lokaliteter med abbor karakteriseres av et kraftig nedbeitet planktonsamfunn etter kalking (Fig. 4-6a). Dette skyldes den betydelige mengden av små utviklingsstadier i de fleste typer lokaliteter med denne arten (Nyberg 1976, Guma'a 1978, Wu & Culver 1992). Også i mange undersøkte vann i Oppland, er overbefolkning av abbor et faktum (Rustadbakken & Westly 2000). Det behøves betydelig mer informasjon om økologien til denne artens tidlige ontogenetiske stadier. Disse observasjonene indikerer også at i mange tilfeller vil lokaliteter med store populasjoner av abbor være uegnede som referanselokaliteter rundt forskning på biologisk «recovery». Abboren maskerer derfor potensielle forandringer i planktonsamfunnet ved sin betydelige predasjon. Hvis man skal forske på naturlig «recovery», må både innsjøer med høyt og lavt predasjonstrykk inkluderes.

Løynefallende grupper som fjærmygg (Chironomidae), svevemygg (Chaoboridae), vårfluer (Trichoptera), libeller og vannymfer (Odonata og Zygoptera), døgnfluer (Ephemeroptera) og steinfluer (Plecoptera) har alle aktive spredningsstadier via luft gjennom sine adulte stadier. Andre viktige bunndyrarter, som ikke har vesentlige problemer med spredning gjennom luft, er vannbiller (Coleoptera) og bukvømmere (Corixidae). Noen grupper av bunndyr som har store problemer med spredning til kalkede, tidligere sterkt sure vann, bekker og elver, er ferskvannsnegler (Gastropoda), ferskvannsmuslinger (Lamellibranchia) og igler (Hirudinea). Disse kommer bare langsomt tilbake til kalkede, tidligere sure lokaliteter.

4.3. FISK OG PREDASJONSFORHOLD

I dette området er fisk tidligere undersøkt av bl a NIVA, NINA og Fylkesmannen i Oppland (Kleiven & Håvardstun 1997, Forseth et al. 1997b, Rustadbakken & Westly 2000). Det var tydelig sammenheng mellom alle lokalitetene som ble prøvofisket i 1999 og mengde samt kroppsstørrelse av predasjonsfølsomme arter som store cladocerer *D. longispina* (Rustadbakken & Westly 2000, Fig. 4-6a, Fig. 4-7a). Bare én innsjø, Grevsjøen, hadde høyere fiskepredasjon enn ventet ut i fra tettheten av *D. longispina* alene (Rustadbakken & Westly 2000, Fig. 4-6a, 4-7a), men *D. longispina* var relativt liten og den fiskepredasjonsutsatte *H. saliens* fantes ikke i denne innsjøen. Alle parametre til sammen viser at også denne innsjøen ikke avviker vesentlig fra det som kunne forutsies fra dyreplanktonets sammensetning og struktur (Fig. 4-6, 4-7).

Med høy predasjon dominerte arter som *D. cristata*, *B. longispina* og *H. gibberum*, som alle er hyaline og vanskelig å se for fisk som bruker synet til å jakte med (Fig. 4-6a). Med lav predasjon var *D. longispina* og tidvis den store kopepoden *H. saliens* viktig (Fig. 4-6a, Fig. 4-6b). Dette er i overensstemmelse med observasjoner fra andre geografiske områder.

Generelt viser fisk kort tid etter kalking til dels meget sterk vekst på grunn av mye akkumulert føde i littoralsonen og bunnsonen etter tiår uten fisk (Svælv & Matzow 1985). Det vil derfor ofte se ut som produksjonspotensialet er betydelig høyere enn det som faktisk er bæreevnen i de sure områdene (se også Dannevig 1938, Raddum et al. 1979). Dette kan være hovedgrunnen til at noen ganger settes ut for mye fisk i kalkede lokaliteter. Men mange av innsjøene/elvener hvor fisk som ørret og laks settes ut, er opprinnelige næringsfattige økosystemer med tilhørende lav produksjon av næringsdyr for fisk. Etter kort tid vender økosystemet tilbake til sin opprinnelige lavproduktive tilstand, med en fiskepopulasjon langt lavere og i dårligere kondisjon enn det som var forventet før kalkingen. Imidlertid ser det ut som de ulike grunneierlag og jeger- og fiskeforeninger i Oppland setter ut moderate mengder fisk etter kalking.

Mennesker som utnytter ressursene eller driver matauk i moderat sure vann, interesserer seg spesielt for laksefisk som laks (rennende vann) og ørret (rennende vann og innsjøer). Abbor er f.eks. betydelig mindre attraktiv, spesielt på grunn av tendensen til å danne overbefolkete, småvokste bestander (såkalte tusenbrødre: veksten stopper opp på 10-15 cm)(Alm 1946). I tillegg er det også vanskelig å kontrollere populasjonsmengden av den, spesielt i våre dager hvor det fiskes så lite på småfallen abbor. Fiere av innsjøene i Oppland, spesielt på Gran østås, får etter kalking sannsynligvis tusenbrødrebestand av abbor (Fig. 4-6a). Også før kalking hadde innsjøene i dette området høye tettheter av abbor.

Småvokst abbor er fra et fiskesyndpunkt ofte uønsket, og blir derfor sjelden eller aldri satt ut i kalkede innsjøer. Imidlertid vil den i en rekke, kan hende de fleste, kalkede og lavereliggende innsjøer forbli en dominant art. Et meget lite antall forgubbede abbor finnes ofte igjen til og med i de langtidssure biotoper. Derfor er det ofte overraskende at man, i biotoper som ble antatt å være fisketomme, relativt kort tid etter kalking finner store populasjoner av abbor. Fordi dens minste stadier ($0^+/1^+$) har så avgjørende og til dels lite kjent påvirkning både på pelagiske og bentiske økosystemer (Nyberg 1976, Spanovskaya & Grygoroch 1977, Mehner & Winfield 1997, Romare et al. 1999), bør man nå igangsette studier av økologien til disse utviklingsstadiene. Med resultatene fra slike studier vil man lettere kunne forstå livshistorier og økologiske strukturer i kalkede biotoper, og derved forvalte dem mer optimalt. Den økologiske innflytelsen fra abbores minste stadier kan imidlertid også beregnes med indirekte metoder, siden zooplanktonsamfunnets artsstruktur og kroppsstørrelser er et resultat av fiskepredasjonen i de fleste lokaliteter (Hrbacek 1962, Hrbacek et al. 1961, Brooks & Dodson 1965, Nilsson & Pejler 1973, Nilssen 1978, Mazumder 1994).

5. GENERELL DISKUSJON

5.1 UNDERSØKTE LOKALITETER I 2001

5.1.1. KALKING SOM STORSKALA MANIPULERING AV AKVATISKE ØKOSYSTEMER

Avstanden kan synes meget lang mellom den svært enkle aktiviteten å spre kalk i en lokalitet, til at denne lokaliteten reagerer med alle sine kompliserte økologiske prosesser.

Det kan derfor aldri gjentas ofte nok at:

- *kalking av vann er storskala manipulering av akvatiske økosystemer, med vide økologiske konsekvenser*
- *alle disse prosessene følger vanlige økologiske prinsipper*
- *mange av prosessene rundt kalking er fortsatt lite kjent på verdensnivå*
- *det behøves betydelig mer grunnforskning, selv om viktige aktører i Nord-Amerika har bestemt at problemet rundt forurening og «recovery» er løst*
- *kalking har mange positive, men også noen negative sider*
- *flere av de negative sidene er ikke godt kjent økologisk*
- *betydelig mer grunnforskning trengs rundt kalking og dens følger, samt naturlig «recovery» i akvatiske økosystemer.*

Problemer mellom kalking og dens effekter, er «kunnskapsavstanden» mellom spredning av kalk og de økologiske effektene i komplekse innsjø- og rennende vannsystemer. Kalking har gitt nytt håp til store deler av Sør-Norge, hvor forurening hadde lagt øde en rekke fiskepopulasjoner. Det er stor forskjell på at fisk ikke finnes i vannene, og det faktum at det igjen er mulig å fange fisk. I tillegg har også kalking vært et tilskudd av viktige kationer, som kalsium og magnesium, til ionefattige regioner. Kalkingen har betydd svært mye positivt for lokalbefolkningen i store deler av i Norge og Skandinavia.

Det kan derfor avgjørende i denne fasen, hvor vi har kalket for over 1 mrd NOK, å undersøke om det finnes måter å optimalisere kalkingen på. Det har vært diskutert om all kalking er nødvendig, og dette gjelder spesielt de av innsjøtypene D og C som har blitt kalket. Alle innsjøer av type D som har blitt kalket (og det utgjør faktisk noen rundt om i landet), har ikke vært nødvendig å kalke. Det samme gjelder sannsynligvis en rekke C-innsjøer. Det er også viktig at kalkingen kommer i riktig geografisk område, at man ikke kalker for kraftig, eller at unngår å kalke potensielle eller egnede referanselokaliteter.

5.1.2. GIR «OVERKALKING» INNENFOR 2-3 mg Ca L⁻¹ ØKOLOGISKE PROBLEMER?

Det var tydelig at vannmassene i mange av de undersøkte innsjøene i 2001 hadde uttynnet mengde med kalsium, sammenlignet med årene før (Nilssen & Wærvågen 2001d). Det kan derfor synes uviktig å diskutere forholdene rundt overkalking i dette arbeidet. Imidlertid var året 2001 helt ekstremt i de fleste deler av Sør-Norge og kommer neppe tilbake i løpet av kort tid. Overkalking i kalkfattige områder kan være et tilleggsstress for organismer tilpasset slike

områder. Målet for kalkingsvirksomheten i Norge og Sverige kan oppsummeres slik (DN 1995a, DN 1995b, SNV 2000):

- *bevare det biologiske mangfoldet*
- *muliggjøre en bærekraftig bruk av naturressursene.*

Bevaring av det biologiske mangfoldet (BM) og tilretteleggelse for bærekraftig utnyttelse av forsurede vann vil ofte gå hand i hand, men kan også gå på bekostning av hverandre. Dette er forbundet med følgende forhold, som må avklares hvis vi skal konkludere med om delmålene i kalkingsvirksomheten er oppfylt:

- *hva betyr «opprinnelig» vannkvalitet?*
- *hva slags vannkvalitet vil vi oppnå med kalking?*
- *hva er opprinnelige biologisk samfunn i økosystemene?*
- *hva er forventet naturtilstand?*
- *hva betyr i praksis «bærekraftig bruk»?*
- *hva slags økosystemstruktur kreves for å oppnå «bærekraftig bruk»?*

Detaljerte paleoøkologiske undersøkelser har vist hvordan vannkjemi, innsjøer og hele nedslagsfeltet har utviklet seg siden isen trakk seg tilbake fra Fennoscandia etter siste istid (Battarbee et al. 1990, Renberg et al. 1993). Den viser at alle akvatiske lokaliteter var mest ionerike like etter at isen hadde trukket seg tilbake, fordi den kjemiske forvitringen virket direkte på eksponerte løsmasser. Etter at vegetasjonen etablerte seg, opptrådte en vekslende grad av naturlig forsuring i nedslagsfeltet. Langt senere førte menneskenes aktiviteter til en mer ionerik tilstand, som skyldes opparbeiding av kulturlandskap, før det antropogene nedfallet det siste hundreåret førte til en sterk forsuring i følsomme økosystemer. Det er derfor vanskelig å bestemme hvor i innsjøenes historisk-dynamiske utvikling at den «opprinnelige» vannkvaliteten skal fastlegges. Likevel er det generell enighet om at vannkvaliteten vi refererer til er forholdene like før den nylig antropogene forsuringen (SNV 2000). Hvis vi betrakter innsjøer som nå inneholder ca $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} [\text{Ca}^{2+}]$, kan disse innsjøene likevel ha hatt opptil ca $3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} [\text{Ca}^{2+}]$ før den siste alvorlige forsuringprosessen satte inn (Dickson 1980).

Videre dreier begrepet opprinnelig vannkvalitet seg ikke bare om den mest vanlig refererte parameteren pH eller $[\text{H}^+]$. Vannkvalitet innbefatter mye mer enn dette, og i våre deler av kloden er også kalsium, humus, aluminium og mengde tungmetaller alle svært viktige for å beskrive vannkvalitet, eller forutse organismesamfunnets reaksjon overfor surt nedfall. I Norge er vannene mer ionefattige enn i Sverige, i det ca 50 prosent av norske vann har $[\text{Ca}^{2+}] < 1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (Skjelkvåle et al. 1997).

Målet med kalkingen har ikke alltid vært identisk i de ulike geografiske områder og type økosystemer (rennende vann og innsjøer), fordi de ulike områdene er forskjellig eksponert og påvirket av surt nedfall. Naturens tålegrense er forskjellig og varierer sterkt med geologiske og klimatiske forhold (Hindar & Kleiven 1990, Hindar & Henriksen 1994, Hindar et al. 1998, Henriksen & Hindar 1997, Hesthagen et al. 1999). De fleste lokaliteter, også kronisk sure, er

utsatt for episodisk forsuring, vanligvis under vårmelting og vedvarende høstregn. De tidligere tiders historiske episoder adskilte seg fra dagens ved at de sannsynligvis var svakere. Siden nedslagsfeltene ofte har utarmet bufferevne og inneholder store mengder akkumulert surt nedfall, vil dagens episoder være kjennetegnet av lav ionestyrke, lave kalsiumkonsentrasjoner og høye aluminiumsverdier.

De vanlige ferskvannsorganismene i det undersøkte området har svært vid økologisk valens og finnes utbredt under en rekke økologiske forhold (Nilssen & Wærvågen 2002a, 2002b, 2002c, 2002d). For de fleste av disse er det sannsynligvis ikke vesentlig fysiologisk stress om ioner som kalsium varierer fra $1 - 3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} [\text{Ca}^{2+}]$, som er vanlig etter kalking. Det er spesielt hvis organismene er tilpasset ekstremt lave ioneverdier som f.eks. $0.2-0.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} [\text{Ca}^{2+}]$ at problemene kan vise seg. Foreløpig kjenner man ikke godt til slike tilfeller.

Kommentarer rundt en mulig «overkalking» er presentert tidligere (Nilssen & Wærvågen 2001b). «Overkalking» foretas for å redusere negative effekter av episodisk forsuring. En annen metode for å redusere disse, er å foreta kalking av hele nedslagsfeltet med kalk eller dolomitt (Hindar et al. 1996, 1997, SNV 2000). Dette fører til at episodenes styrke avtar og innsjøene får et mer stabilt kjemisk miljø.

Med kalking innenfor verdiene $1-3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} [\text{Ca}^{2+}]$, som er vanligst i Norge, kan det til nå ikke observeres skadevirkning på f.eks. så viktige organismer som dyreplankton (Fig. 4-6). Imidlertid bør man ikke helt slippe denne problemstillingen, hvis en foretar sterk kalking i ultraoligotrofe områder, som i høyfjellsområder i Oppland, med kalsium under rundt $0.4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} [\text{Ca}^{2+}]$. Dette gjelder lokaliteter på hele Hedalsfjella.

5.1.3. BIOLOGISKE BIEFFEKTER VED KALKING

De viktigste bieffekter av kalking er at innsjøene og elvene etter forholdsvis få år får svært tette bestander av tidligere fiskearter, som ørret og abbor. Det kan imidlertid være viktig å kjenne til forholdene tidligere i dette området, før man gir all skyld til bedrede reproduksjonsforhold som følge av kalking.

Majoriteten av høyereliggende fiskevann i Oppland fylke med ørret har naturlige lave fiske-tettheter, på grunn av dårlige gyteforhold. I slike økosystemer er overbefolkning intet stort problem, hvis ikke fiskeutsettingen er altfor stor i forhold til innsjøens bæreevne. I andre deler av Norge (f.eks. Aust-Agder) har overbefolkning av fisk blitt et stort problem i mange kalkede lokaliteter. Derfor vil forskning rundt dette temaet kunne være til nytte for å beregne bærekraftige populasjonsstørrelser.

De fleste lavereliggende strøk av områdene rundt Oslofjorden hadde ørret av dårlig kvalitet som var full av parasitter (f eks Dannevig 1938). Det samme forhold var for abbor, selv om denne hadde bedre kvalitet enn ørreten (Dannevig 1938). De aller fleste abborvann var overbefolket. Det var derfor bare høyere opp i fjellområdene, som f eks i Oppland, at sportsfiskere kunne vente å få fisk (ørret) av noe størrelse og kvalitet (Sømme/Jensen 1948).

En viss nøkternhet bør derfor gjøres gjeldende når en betrakter innsjøer som har vært utsatt for sur nedbør en rekke tiår. De som ligger høyt til fjells var virkelig gode ørretvann (Dannevig 1938, Sømme/Jensen 1948), mens de som lå nede i lavlandet sannsynligvis ikke var det, hvis de ikke ble hardt fisket (Dannevig 1938). Og de «normale», tidligere abborvann – hadde alltid en tendens til å være overbefolket (Dannevig 1938).

Hindar et al. (1989) viste at fisketettheten i forhold til næringsgrunnet var helt avgjørende for effekten av kalking på produksjon av fisk. Var det allerede for mange fisk, ville kalking bare forsterke effekten av overbefolkning. Hindar et al. (1989) mente videre at dette skyldes at god vannkvalitet kombinert med et allerede sterkt presset næringsgrunnlag førte til økt konkurranse om maten som fantes, og energiforbruket økte uten at matinntaket ble særlig større.

Det er forholdet mellom næringsdyr og antall fisk som bestemmer hvordan fisken skal se ut; om den skal være med høy kondisjonsfaktor og lite hode, eller tynn med stort hode. Det rapporteres stadig oftere at kalkede innsjøer har blitt overbefolkede, enten av ørret eller abbor (Forseth et al. 1997a, 1997b). Overbefolkning av kalkede vann er nå blitt et så stort problem i deler av Øst- og Sør-Norge at større forskningsinnsats burde rettes mot studier av dette. Som beskrevet i «Ørretboka» (Sømme/Jensen 1948) og i Jensen (1972), er det en rekke fisketiltak som kan igangsettes for å bedre slike forhold.

Når det gjelder forvaltning av abborvann, er det betydelig vanskeligere å foreta seg noe (Dønnum 2000, Linløkken & Seeland 2001), men store ruser har blitt utviklet i som egner seg godt til utfiske av tette populasjoner (Mjaaland 2001).

Karpefiskene er de mest følsomme i Norge når det gjelder fysiologisk forhold til surt vann. Generelt har det vært lite karpefisk i områdene som har vært omfattet av forsuring og kalking i Oppland, bortsett fra kanskje ørekyte. Ørekyte er en fryktet fisk i ørretvann, spesielt fordi den er i stand til å bebo høyfjellslokalteter, øverst i store vassdrag. I Oppland er ørekyte i ferd med å bli et vesentlig problem, men dens økologiske virkninger er relativt lite kjent (Saltveit & Brabrand 1991).

5.1.4. FISK: UTSETTING OG REETABLERING

Mange av innsjøene og elvene hvor ørret settes ut, er opprinnelig næringsfattige (oligotrofe) systemer med tilhørende lav produksjon av næringsdyr for fisk. I tillegg er formen til de fleste

innsjøene slik at litoralsonen generelt er fattig på organismer. I utgangspunktet vil derfor slike type innsjøer produsere lite næringsdyr for fisk som ørret (Sømme/Jensen 1948, Borgstrøm & Hansen 1987). Hvis store mengder ørret settes ut, vil det etter kort tid observeres at tidligere akkumulert næring beites ned (Dannevig 1938, Raddum et al. 1979). Ørreten vil etter kort tid, når den akkumulerte føden er konsumert, være liten med dårlig kondisjon og lite attraktiv for sportsfiske.

Ørreten benytter sine første stadier til å beite på næringsdyrene i bekkene og utløpsoset til innsjøene, i motsetning til abboren. Abbor gyter i selve vannet, og er meget fruktbar (målt i antall egg per hunn). Forskning tyder på at ettårig yngel av abbor har meget sterk innflytelse på innsjøenes organismsamfunn, til og med sammenlignbart med karpefisk (Nilssen & Wærvågen 2002a).

Lokalsamfunnet er blitt en betydelig dårligere forvalter av abbor- og ørretvann enn sammenlignet med forholdene før i tiden da matauk var nødvendig. Tidligere ble det utøvet et intensivt fiske; både på ørret og abbor. Derfor må alle involverte parter innen dagens kalkingsstrategi ta disse forholdene alvorlig. Det er foretatt en rekke undersøkelser av fisk etter kalking. Som regel er veksten rask like etter at yngel eller ungfisk er satt ut, og synker deretter raskt (Svælv & Matzow 1985, Kleiven et al. 1989, 1990, Kleiven & Håvardstun 1997).

5.1.5. RESTAURERING AV AKVATISKE ØKOSYSTEMER GJENNOM NATURLIGE PROSESSER

Vi har i Vedlegg 1 presentert de ulike innsjøene som er undersøkt i 2001. En rekke lokaliteter i undersøkelsesområdet er blitt kalket de siste to tiår. Noen av disse tilhørte innsjøkategoriene A og lav B, og ville sannsynligvis i løpet av kort tid ikke kunnet restaurere seg selv.

Det er likevel tydelig at innsjøer innenfor kategori C er fullstendig i stand til å restaureres gjennom naturlige prosesser i nedslagsfeltet og i innsjøen selv. Bildet er mer uklart når det gjelder innsjøtypen B. B-innsjøer med den høyeste bufferevnen, kan sannsynligvis restaurere seg selv, hvis det organiske innholdet er relativt høyt, slik at aluminium avgiftes eller bindes som organisk aluminium. Dessuten er B-innsjøer i nabofylker i ferd med å få et zooplankton som tyder på at forholdene blir bedre (Nilssen & Wærvågen 2002e, Wærvågen & Nilssen 2002e). Det kan derfor se ut som en rekke såkalte B-vann er i stand til å restaureres på egen hånd i store deler av Oppland. Imidlertid kan utsatte laksefiskbestander ha gått tapt.

For innsjøer av den kroniske sure typen, er bildet dystre, og de sureste av disse beliggende i høydeområdene i Aust-Agder, Vestfold og Telemark, har fortsatt pH rundt 4.5 (Nilssen & Wærvågen 2002e, Wærvågen & Nilssen 2002e).

5.1.6. RESTAURERING AV BIOTA: INNVANDRING, KONKURRANSE OG ETABLERING

Mange arter som raskt kommer til syne i ferskvann som kalkes har effektive spredningsstadier, f eks insekter gjennom luft som adulte stadier (Bilton et al. 2001). Imidlertid har en rekke arter/grupper hvilestadier i den bentiske region, som feks: *Daphnia*, *Heterocope*, litorale Cladocera, mange Copepoda (spesielt Calanoida) og de fleste Rotatoria. Disse hvilestadiene har ulik avslutning på sin dispause (Hairston & Cáceres 1996). Noen har meget kort levetid og kommer ut fra hvilestadiene året etter de har gått inn, som cyclopoide Copepoda. De blir således ikke mer enn ett år gamle.

Noen arter har imidlertid hvilestadier som kan være begravet i sedimentet i flere tiår, og kanskje til og med hundre år: Rotatoria og enkelte Cladocera (Yan et al. 1996, Cáceres 1997, 1998, Hairston et al. 1995). Disse hvilestadiene kan således være en kilde til reetablering og spredning av pelagiske arter og mikrobentos i mange tiår (Nilssen & Wærvågen 2002b).

I noen typer kalkede vann (Eriksson 1979) har det blitt mer fugl (f eks andefugl), som kan tjene som spredningsvektorer for ulike arter (Charin & Tascilin 1953, Proctor 1964, Mellors 1975). Forskningsprosjektet sammenligner artssammensetninger fra lokaliteter med ulike tettheter og aktiviteter til ferskvannstilknyttede fuglearter (Nilssen & Wærvågen 2002b).

En rekke bentiske arter har effektive spredningsstadier via luft ved sine voksne stadier (Bilton et al. 2001). Arter som har hele sin livssyklus i vann, har store problemer med spredning til kalkede, og tidligere sterkt sure vann, bekker og elver. Slike grupper kommer bare langsomt tilbake til kalkede, tidligere sure lokaliteter (Kroglund et al. 1994).

5.1.7. MINSKET SURSTRESS I UNDERSØKELSESOMRÅDET I OPPLAND

Henriksen (1979) konstruerte, på basis av empiriske data fra en rekke lokaliteter i Norge, en kurve som kunne brukes for å adskille naturlige innsjøer, og identifisere hvilke av dem som var utsatt for surt nedfall. Kurven viste forholdene mellom kalsium og pH, med økende verdier av kalsium på abscissen og avtagende verdier av pH på ordinaten. Kombinasjonen av lave pH mot relativt høyere kalsiumverdier identifiserte områder utsatt for surt nedfall, både i Norge, Sverige, Skottland og Nord Amerika (Henriksen 1979, Wright et al. 1980). Høye pH-verdier relativt til kalsium avgrenset områder lite påvirket av surt nedfall, i Norge hovedsakelig fra Møre og Romsdal/Trøndelag og nordover (Henriksen 1979), bortsett fra østre del av Finnmark.

Henriksen (1980) presenterte senere hypotesen at forsurede vann er resultatet av en storskala syre-base titrering, der baser som har blitt frigjort av forvitring av berggrunn og løsmasser titreres mot syrer med opprinnelse fra atmosfærisk nedfall. Henriksen (1980) inndelte deretter innsjøene i tre kategorier eller stadier som følge av denne «titreringen»: den første gruppen er karakterisert av avtagende alkalinitet, men opprettholdelse av bikarbonat-buffersystemet og pH

forble over 5,5-6,0 (såkalte «bikarbonatinnsjøer», tilsvarende kategori D og C i denne undersøkelsen). I den neste fasen var bikarbonat-buffersystemet borte i lange perioder, og store pH fluktuasjoner ble observert (såkalte «overgangsinnsjøer»). Dette tilsvarer kategori B i våre innsjøer. Det siste stadium av forsuring blir karakterisert av kronisk lave pH verdier godt under 5,0, tilsvarende gruppe A i vårt system.

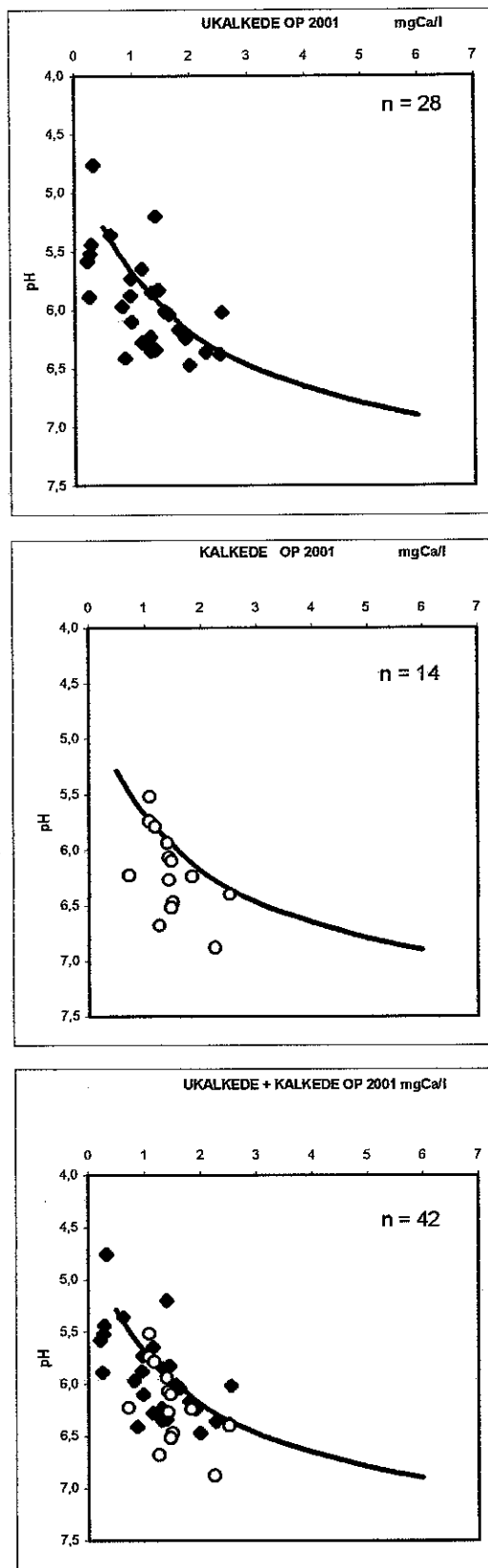
Forholdet mellom kalsium og pH i våre data plottet mot Henriksens empiriske kurve, er vist i Fig. 5-1. Dette viser tydelig at lokalitetene i Oppland har betydelig mindre stress fra forsuring enn fylkene Aust-Agder, Telemark (Nilssen & Wærvågen 2002e) og Vestfold (Wærvågen & Nilssen 2002e). Forholdene ligner forholdene i Buskerud (Nilssen & Wærvågen 2002f), og viser at innsjøenes forsuringstilstand er i ferd med å bedres der hvor de ikke var kronisk sure (Nilssen & Wærvågen 2002a, 2002b).

5.1.8. REFORSURING OG STERK EPISODISK FORSURING

Både naturlig restaurerte og kalkede innsjøer utsettes for episodisk forsuring og kraftig reforsuring i ionefattige områder. Slike prosesser foregikk sannsynligvis i 2001 i store deler av Oppland.

Klimaet på den nordlige halvkule hvor Norge er plassert, er vekslende og uforutsigbart, og påvirket av den såkalte NAO (Nord-Atlantiske Oscillasjonen)(Hurrell & Van Loon 1997). Økte lufttemperaturer i løpet av vinteren over mesteparten av Nord-Europa i siste del av 1980- og 1990-årene ga en ekstrem fase av NAO med unormalt lavtrykk i bl a Nordsjøen og Sør-Norge. Denne førte til en rekke tunge nedbørsperioder, både sommer, høst og vinter, fulgt av relativ høy temperatur. Det var denne som førte til nye nedbørsrekorder sommeren/høsten 2000. Ikke bare denne episoden som hadde negativ innflytelse på vannkjemien og førte til reforsuring over store områder. Også tidligere kraftige episoder (Kaste et al. 1999), ofte assosiert med sjøsaltepisoder, virket negativt inn på den akvatiske fauna og førte f eks til svake årsklasser av fisk over store deler av Sørlandet (vinteren 1993). Disse forholdene har sannsynligvis mindre innflytelse i Oppland.

I dette geologiske området ligger en rekke lokaliteter som er kronisk forsurede som følge av sur nedbør. En rekke av ferskvannene her har hatt nesten konstant pH-utvikling rundt 4.5-4.8 siden tidlig på 1960-tallet. I de viktigste vitenskapelige journaler verden over sies forsuringen å være på retur og innsjøer, bekker og elver er i ferd med å få høyere pH. Forbedret vannkvalitet fører til at økosystemer blir restaurert via naturlige prosesser (såkalt naturlig «recovery»). Imidlertid gjelder dette på langt nær alle områder i Norge. Store deler av Agder og Telemark kan tjene som en modell for områder som ikke har blitt vesentlig bedre siden målinger startet tidlig på 1960-tallet (se Kirchner & Lydersen 1995).



Figur 5-1. Forholdet mellom kalsium og pH for de undersøkte lokaliteter i Oppland 2001 med Henriksens (1979) empiriske kurve.

5.2. BIOLOGISK MANGFOLD OG REFERANSELOKALITETER

5.2.1. OVERVÅKNING AV AKVATISK NATUR

Etablering og opprettholdelse av referanselokaliteter er avgjørende for overvåkning av norsk natur. Hvis det ikke opprettholdes et betydelig antall referanselokaliteter upåvirket av kalking, vil det være umulig å fastslå om et område oppnår en naturlig forbedring av økologiske forhold. En rekke lokaliteter er nå kalket, og i noen kommuner og fylker er et så stort antall innsjøer og elver/bekker kalket, at det er problematisk å finne lokaliteter som kan fungere som referanselokaliteter. NIVA har en overvåkningsserie som er ment som et kjemisk og økologisk referansemål for den generelle utvikling i norske innsjøer og elver/bekker. I denne serien inngår ca 200 lokaliteter. Den innbefatter også Oppland (Sevaldrud et al. 1989, 1996).

I hele Oppland finnes mange referanselokaliteter som følges (Sevaldrud et al. 1989, 1996). Det er imidlertid viktig at referanselokalitetene dekker alle kategorier av innsjøer (se Kap. 3).

Kunnskap om «recovery» er fortsatt liten og derfor må sannsynligvis flere typer av referanselokaliteter nå velges ut. Det er viktig at lokale grunneiere og kalkingsrepresentanter på den ene siden og fylket på den andre blir enige om hvilke lokaliteter som skal fungere som referanselokaliteter eller «klimamålere» i området. Det er fortsatt fullt mulig å båndlegge lokaliteter som bør følges for å kunne identifisere naturlig «recovery», eller naturens egen evne til å reparere forsurening. Videre kan man i større grad isolere hendelser rundt kalking av vann fra «normale» klimaepisoder. Forfatterne er villige til å hjelpe til med et utvalg av referanselokaliteter i Oppland.

Den spesielle virkningen humusstoffene har til å immobilisere tungmetaller, som ofte øker i mengde ved forsurening, er ofte avgjørende for økosystemene. Humussjøer er derfor ideelle habitater for å fastslå langtidsinnflytelse av høy og episodisk forsurening på akvatisk liv uten tilleggseffekten av forhøyde konsentrasjoner av tungmetaller, men få forskere har gjort bruk av denne muligheten (Collier et al. 1990).

5.2.2. NORGES ANSVAR FOR BIOLOGISK MANGFOLD I KALKFATTIGE, SURE OMRÅDER

Norge har et spesielt ansvar for å ta vare på biologisk mangfold i kalkfattige og naturlig sure områder, fordi bevaring av det ferskvannsbiologiske mangfoldet er en hovedmålsetting for den norske kalkningsvirksomheten. Dagens intensive kalkingsaktivitet er i ferd med å gjøre denne oppgaven umulig, spesielt hvis langsiktige referanselokaliteter ikke får utvikle seg i fred. Kalkfattige og næringsfattige vassdrag er svært vanlige og vidt utbredt i Skandinavia, mens dette er en truet og sjelden naturtype ellers i Europa. Vi har derfor et internasjonalt ansvar å ta vare på våre naturlige «soft-waters» (Brandrud 1999).

Kalking har som mål å stoppe den negative utviklingen og hindre tap av mangfold. Langsomt begynner man å få data som tyder på at kalkingen og naturlige forbedringer fører til reetablering av forsuringfølsomme arter, spesielt der hvor det foreligger nære refugier (ikke forsurede restforekomster). I tillegg til kalkingen er det derfor viktig å kartlegge nye refugier og båndlegge refugier i de mest utsatte regionene.

Det er viktig å være klar over at økosystemenes reaksjon på forsuring ikke er lineære, og derfor ikke kan bli beskrevet i enkle «dose-respons» funksjoner. Langtidsstudier av forsurede lokaliteter har derimot vist at viktige økosystemreaksjoner som følge av surt nedfall er sterkt ikke-lineære. Det er også voksende forståelse for tilstedeværelsen av kritiske terskler eller positive feed-backs ved bestemte kjemiske konsentrasjoner i systemet, hvor prosesser raskt bringer systemet bort fra en tidligere likevekt. Ett av de viktigste inntreffer når fiskeyngel ikke lenger klarer å vokse opp i lokaliteten på grunn av for sur vannkvalitet, og fiskens rolle som predator overtas av invertebrate grupper. Dessuten er det en rekke subletale effekter i økosystemer som er utsatt for surt nedfall, og forskerne innser i økende grad at noen komplett «recovery» av akvatiske økosystemer ikke vil forekomme før disse subletale effektene blir kraftig minimert. Noen av disse er knyttet til de sure episodene, ofte ved vårmelting og vedvarende høstregn. Sure episoder med etterfølgende biologiske (ofte kryptiske) effekter er i flere geografiske områder mer ødeleggende enn kronisk og stabil forsuring. Det siste er definert som en permanent kjemisk tilstand under $\text{pH} = 4.7$, samtidig med høye inorganiske aluminiumskonsentrasjoner.

Kalkingsvirksomheten har inntil nylig hovedsakelig befattet seg med spredning av kalk for å motvirke videre forsuring, samt redde utsatte populasjoner av bl a ørret og den enda mer følsomme røya. Denne undersøkelsen har vist at dette er viktig, siden området fortsatt er sterkt påvirket av surt nedfall. Utsetting av fisk, økosysteminteraksjoner og forvaltningsstrategier av kalkede lokaliteter har vært gitt mindre oppmerksomhet. Tiden er nå kommet for å behandle disse forholdene med større faglig dybde og med det detaljeringsnivået som er nødvendig. I større grad bør kalkingsvirksomheten nå befatte seg med hele det dynamiske økosystemet.

6. ETTERORD OG TAKKSIGELSER

AbelSenteret i Gjerstad har i samarbeid med Høgskolen i Hedmark igangsatt en evaluering av et utvalg av gjennomførte kalkingstiltak i fylket for miljøvernavdelingen hos fylkesmannen i Oppland. Etter hvert som kalkingsaktivitetene har økt i omfang, var det framkommet et behov for vitenskapelig vurdering av biologiske og kjemiske effekter av innsatsen. Undersøkelsen av 42 innsjøer i Oppland foregikk sommeren 2001. Det er lagt spesiell vekt på å inkludere referanseinnsjøer (28 innsjøer) som ikke var påvirket av kalking og dekket et bredt pH spekter fra 4.76 til 6.47. De undersøkte innsjøene er i følgende kommuner i den sørlige delen av Oppland: Gran, Lunner, Søndre Land, Jevnaker og Sør-Aurdal.

Rapporten omhandler og diskuterer disse tema på innsamlet materiale fra kalkede innsjøer i Oppland i 2001. I tillegg foretas en oppsummering av relevante historiske data fra Limnobasen i Oppland i det geografiske området som dekkes av undersøkelsen. Innsjøene i Oppland er vanligvis ikke av den kroniske sure typen som i store deler av Telemark og Agder.

Forfatterne takker fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen ved overingeniør Ola Hegge for stor entusiasme og interesse for denne undersøkelsen; og for data, informasjon og opplysninger. Figurene 4-2 til 4-5 er basert på data tilhørende fylkesmannen i Oppland. Vi takker videre Stein Johnsen og Øystein Skurdal for stor innsats under feltarbeidet, og for bildene i Fig. 4-1 som er tatt av Øystein Skurdal for fylkesmannen i Oppland.

I rapporten foretas en faglig vurdering av de innsamlede måledata fra kalkinger med ulike kjemiske og biologiske utgangspunkt, og faglige anbefalinger til videre kalkingsstrategi, prøvetakningsmetoder og forskning på biologisk «recovery». Basert på resultatene fra undersøkelsen kommer forfatterne med forslag til videre prosjekter for å overvåke kalkingsvirksomheten, med spesielt henblikk på biologisk «recovery» i Oppland. Samtidig vil det foreslås referanselokaliteter i området; som ikke skal kalkes eller manipuleres på annen måte.

7. LITTERATURHENVISNINGER

- Adrian, R. & Deneke, R. 1996. Possible impact of mild winters on zooplankton succession in eutrophic lakes of the Atlantic European area. *Freshwater Biology* 36: 757-770.
- Alm, G. 1946. Reasons for the occurrence of stunted fish populations. With special regard to the perch. *Rep.Inst.Freshwat.Res.Drottningholm* 25: 1-146.
- Almer, B., Dickson, W., Ekström, C. & Hörnström, E. 1978. Sulfur pollution and the aquatic ecosystem. pp: 271-311. In: J.O. Nriagu (ed): *Sulfur in the environment: Part II Ecological impacts*. J. Wiley & Sons, Inc.
- Andersen, R. & Nilssen, J.P. 1984. Mechanisms of co-existence of *Heterocope saliens* (Crustacea, Copepoda) and planktivorous fish. *Fauna nor.Ser A* 5: 31-36.
- Battarbee, R.W., Mason, J., Renberg, I. & Talling, J.F. (eds) 1990. *Paleolimnology and lake acidification*. *Phil.Trans.R.Soc.London. B* 327: 223-445.
- Bertelsen, A., Olerud, S. & Sigmond, E.M.O. 1996. Geologisk kart over Norge, berggrunnskart OSLO 1 : 250000. Norges Geologiske Undersøkelse.
- Bilton, D., Freeland, J.R. & Okamura B. 2001. Dispersal in freshwater invertebrates. *Ann.Rev.Ecol.Syst.* 32: 159-181.
- Borgström, R. & Hansen, L.P. 1987 (red). *Fisk i ferskvann. Økologi og ressursforvaltning*. Landbruksforlaget. 347 s.
- Brakke, D.F. 1980. Atmospheric deposition in Norway during the last 300 years as recorded in the SNSF sediments. III. Cladoceran community and stratigraphy. pp: 272-273 In: Drabløs, D. & Tollan, A. (eds). *Ecological impacts of acid precipitation. SNSF-project. Ås-NLH*.
- Brandrud, T.E. 1999. Målsetting for kalkingsvirksomheten. Er målet om restaurering og vern av biologisk mangfold realistisk og riktig? Foredrag 1. Foredrag fra svensk-norsk seminar om sur nedbør og kalking. Kristiansand 1.-3. September 1998. DN-notat 1999/5.
- Brooks, J.L. & Dodson, S.I. 1965. Predation, body size and composition of plankton. *Science* 150: 28-35.
- Baalsrud, K., Hindar, A., Johannesen, M. & Matzow, D. 1985. Kalking av surt vann. Kalkingsprosjektet Sluttrapport. Miljøverndepartementet. Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk. Oslo. 145s.
- Cáceres, C.E. 1997. Temporal variation, dormancy, and coexistence: A field test of the storage effect. *Proc.Natl.Acad.Sci. USA.* 94: 9171-9175.
- Cáceres, C.E. 1998. Interspecific variation in the abundance, production, and emergence of *Daphnia* diapausing eggs. *Ecology* 79: 1699-1710.
- Carpenter, S.R., Fisher, S.G., Grimm, N.B. & Kitchell, J.F. 1992. Global change and freshwater ecosystems. *Annual Reviews of Ecology and Systematics* 23: 119-139.
- Charin, N.N. & V.A. Tascilin. 1953. The food of ducks and their influence upon waterbiocoenoses. *Zool.Zh.* 32: 1251-1258 (på russisk, oversatt til svensk av T. Jansson).
- Collier, K.J., Ball, O.J., Graesser, A.K., Main, M.R. & Winterbourn, M.J. 1990. Do organic and anthropogenic acidity have similar effects on aquatic fauna? *Oikos* 59: 33-38.
- Dannevig, A. 1938. *Ferskvannsrøreren på Sørlandet*. P.M. Danielsens forlag. Arendal.
- Dickson, W. 1980. Properties of acidified waters. pp. 75-83 In: Drabløs, D. & Tollan, A. (eds). 1980. *Ecological impacts of acid precipitation. SNSF-project. Ås-NLH*.
- Direktoratet for naturforvaltning. 1995a. *Handlingsplan for kalkingsvirksomheten i Norge mot år 2000. Forkortet utgave. DN-rapport 1995-2*.
- Direktoratet for naturforvaltning. 1995b. *Handlingsplan for kalkingsvirksomheten i Norge mot år 2000. DN-rapport 1995-8*.
- Dons, J.A. & Jorde, K. 1978. Geologisk kart over Norge, berggrunnskart SKIEN 1 : 250 000. Norges geologiske undersøkelse.

- Drabløs, D. 1980. Referansenøkkel for forskningsaktiviteter og feltobservasjoner 1972-1979. SNSF-prosjektet. Oslo-Ås. 53 s. (+ to vedlegg).
- Drabløs, D. & Tollan, A. (eds). 1980. Ecological impacts of acid precipitation. SNSF-project. Ås-NLH.
- Dønnum, B.O. 2000. Utfisking i tette bestander av abbor og mort. Seminarforedrag. Foreløpig utgave.
- Eie, J.A. 1974. A comparative study of the crustacean communities in forest and mountain localities in the Vassfaret area (southern Norway). *Norw.J.Zool.* 22: 177-205.
- Einsle, U. 1975. Revision der Gattung *Cyclops* s.str., speziell der abyssorum-gruppe. *Mem.Ist.Ital.Idrobiol.* 32: 57-219.
- Einsle, U. 1993. Crustacea, Copepoda: Calanoida und Cyclopoida. Gustav Fischer Verlag.
- Eriksson, M.O.G. 1979. Competition between freshwater fish and goldeneye *Bucephala clangula* (L.) for common prey. *Oecologia* 41: 99-107.
- Eriksson, M.O.G., Henrikson, L., Nilssen, B.-I., Nyman, G., Oscarson, H.G. & Stenson, A.E. 1980. Predator-prey relations important for the biotic changes in acidified lakes. *Ambio* 9: 248-249.
- Flößner, D. 1972. Krebstiere, Crustacea; Kiemen-Blattfüßer, Branchiopoda; Fischläuse, Branchiura. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Flößner, D. 2000. Die Haplopoda und Cladocera (ohne Bosminidae) Mitteleuropas. Backhuys Publ.. Leiden. 428s.
- Forseth, T., Halvorsen, G.A., Ugedal, O., Fleming, I., Schartau, A.K.L., Nøst, T., Hartvigsen, R., Raddum, G., Mooij, W. & Kleiven, E. 1997a. Biologisk status i kalka innsjøer. NINA-Oppdragsmelding 508: 1-52.
- Forseth, T., Halvorsen, G.A., Ugedal, O., Fleming, I., Schartau, A.K.L., Nøst, T., Hartvigsen, R., Raddum, G., Mooij, W. & Kleiven, E. 1997b. Biologisk status i kalka innsjøer – vedleggsrapport for de enkelte innsjøene. NINA-Oppdragsmelding 509: 1-232.
- Gerten, D. & Adrian, R. 2000. Climate-driven changes in spring plankton dynamics and the sensitivity of shallow polymictic lakes to the North Atlantic Oscillation. *Limnology and Oceanography* 45: 1058-1066.
- Gerten, D. & Adrian, R. 2001. Differences in the persistency of the North Atlantic Oscillation signal among lakes. *Limnology and Oceanography* 46: 448-455.
- Guma'a, S.A. 1978. The food and feeding habits of young perch, *Perca fluviatilis*, in Lake Windermere. *Freshwat.Biol.* 8: 177-187.
- Hairston, N.G. jr. & Cáceres, C.E. 1996. Distribution of crustacean diapause: micro- and macroevolutionary pattern and process. *Hydrobiologia* 320: 27-44.
- Hairston, N.G. jr., Van Brunt, R.A., Kearns, C.M. & Engstrom, D.R. 1995. Age and survivorship of diapausing eggs in a sediment egg bank. *Ecology* 76: 1706-1711.
- Henriksen, A. 1979. A simple approach for identifying and measuring acidification of freshwater. *Nature* 278: 542-545.
- Henriksen, A. 1980. Acidification of freshwaters – large scale titration. pp. 68-74 In: Drabløs, D. & Tollan, A. (eds). 1980. Ecological impacts of acid precipitation. SNSF-project. Ås-NLH.
- Henriksen, A. & Hindar, A. 1997. Tålegrenser for forsuring av overflatevann – et nyttig begrep? *Vann* 32: 219-234.
- Henrikson, L. & Oscarson, H.G. 1981. Corixids (Hemiptera - Heteroptera), the new top predators in acidified lakes. *Verh.int.Verein.Limnol.* 21: 1616-1620.
- Henrikson, L. & Oscarson, H.G. 1984. Lime influence on macro-invertebrate zooplankton predators. *Rep.Inst.Freshwat.Drottningholm* 61: 93-103.
- Herbst, H.V. 1962. Blattfusskrebse. Kosmos-Verlag. Kranckh.-Stuttgart. 130 s.
- Hesthagen, T., Sevaldrud, I. & Berger, H.M. 1999. Assessment of damage to fish populations in Norwegian lakes due to acidification. *Ambio* 28: 112-117.

- Hindar, A. & Kleiven, E. 1990. Chemistry and fish status of 67 acidified lakes at the coast of Aust-Agder, southern Norway, in relation to postglacial marine deposits. E-88411, NIVA. Acid Rain Research, report 21/1990. 47 p.
- Hindar, A. & Henriksen, A. 1994. Kalkingsstrategier basert på naturens tålegrenser - Tovdalsvassdraget som eksempel, s. 106-113. I: Kalking av vann og vassdrag. FoU-virksomheten. Årsrapporter 1993. Direktoratet for naturforvaltning, DN-notat nr. 1994-14.
- Hindar, A., Barlaup, B., Aatland, Å., Raddum, G.G. & Kleiven, E. 1989. Store Hovvatn. s: 19-29 I: Kleiven, E. (red): Kalkingsvirksomheten i 1987. DN-rapport nr. 6-1989.
- Hindar, A., Kroglund, F., Lydersen, E., Skiple, A., & Høgberget, R. 1996. Liming of wetlands in the acidified Røyneilandsvatn catchment in southern Norway - effects on stream water chemistry. *Can J. Fish. Aquat. Sci.* 53: 985-993.
- Hindar, A., Henriksen, A., Sandøy, S. & Romundstad, A.J. 1998. Critical load concept to set restoration goals for liming acidified Norwegian waters. *Restaurat.Ecol.* 6: 353-363.
- Hobæk, A. & Raddum, G.G. 1980. Zooplankton communities in acidified lakes in South Norway. SNSF-project, IR, 75/80: 1-132.
- Hrbáček, J. 1962. Species composition and the amount of the zooplankton in relation to the fish stock. *Roz.CAV, Rad. MPV* 72 (10): 1-116.
- Hrbáček, J., Dvorakova, M., Korinek, V. & Prochazkova, L. 1961. Demonstration of the effects of fish stock on the species composition of zooplankton and the intensity of metabolism of the whole plankton association. *Verh.int. Verein.Limnol.* 14: 192-195.
- Hurrell, J.W. & Van Loon, H. 1997. Decadal variations in climate associated with the North Atlantic Oscillation. *Climate Change* 36: 301-326.
- Hörnström, E. & Ekström, C. 1983. pH-, närings- och aluminiumeffekter på plankton i västkustsjöar. *Rep.Statens Naturvårdverk PM 1704*: 1-124.
- Hörnström, E., Ekström, C., Fröberg, E. & Ek, J. 1993. Plankton and chemical-physical development in six Swedish West Coast lakes under acidic and limed conditions. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* 50: 688-702.
- Jensen, K.W. 1972. Drift av fiskevann. Fisk og fiskestell. *Dir. jakt, viltstell og ferskvannfiske. Småskrift nr 5/1972*.
- Kaste, Ø., Lyche Solheim, A., Wright, R.F., Bakke, R., Brandrud, T.E., Kommedal, R., Lindstrøm, E-A., & Skiple, A. 1998. Importance of phosphorus for terrestrial and aquatic retention of nitrogen - a literature study. NIVA-report 3817. 50 p.
- Keller, W. & Yan, N.D. 1998. Biological recovery from lake acidification: zooplankton communities as a model of patterns and processes. *Rest.Ecol.* 6: 364-375.
- Keller, W., Gunn, J.M. & Yan, N.D. 1999. Acid rain - perspectives on lake recovery. *J.Aquat.Eco.Stress Recovery* 6: 207-216.
- Kiefer, F. 1978. Freilebende Copepoda. *Die Binnengewässer*, 26/2: 1-343.
- Kirchner, J.W. & Lydersen, E. 1995. Base cation depletion and potential long-term acidification of Norwegian catchments. *Envir.Sci.Technol.* 29: 1953-1960.
- Kleiven, E. & Håvardstun, J. 1997. Fiskebiologiske effekter av kalking i 50 innsjøer. NIVA-rapport, l.nr. 3765-97. 174 s.
- Kleiven, E., Kroglund, F. & Matzow, D. 1989. Abboren i Store Finntjenn, Aust-Agder, før og etter kalking. Direktoratet for naturforvaltning, DN-rapport nr. 11-1989: 1-36.
- Kleiven, E., Aase, B.M., Skjelde, A. & Lande, A. 1990. Fiskeribiologisk undersøkning i Vegår etter kalking. - Direktoratet for naturforvaltning. DN-notat 1990-6: 1-32.
- Kratz, T.K., Frost, T.M. & Magnusson, J.J. 1987. Inferences from spatial and temporal variability in ecosystems: Long-term zooplankton data from lakes. *Am.Nat.* 129: 830-846.

- Kroglund, F., Hesthagen, T., Hindar, A., Raddum, G.G., Staurnes, M., Gausen, D. & Sandøy, S. 1994. Sur nedbør i Norge. Status, utviklingstendenser og tiltak. DN – Utredning 1994/10: 1-98.
- Linløkken, A. & Seeland, P.A.H. 2001. Fangsteffektivitet ved utfisking av garn i sju bestander av abbor og mort i Hedmark, Norge og Jämtland, Sverige. Høgskolen i Hedmark, Notat nr 6/2001: 1-33s.
- Mazumder, A. 1994. Patterns of algal biomass in dominant odd- vs. even-link lake ecosystems. *Ecology* 75: 1141-1149.
- Mehner, T. & Winfield, I.J. (eds). 1997. Trophic interactions of age-0 fish and zooplankton in temperate waters. *Arch.Hydrobiol.Spec.Issue Advanc.Limnol.* 49: 1-152.
- Mellors, W.K. 1975. Selective predation of ephippial *Daphnia* and the resistance of ephippial eggs to digestion. *Ecology* 56: 974-980.
- Mjaaland, P. 2001. «Opprensk med fiskeruse». Agderposten 13 juni 2001.
- Morling G. & Pejler B. 1990. Acidification and zooplankton development in some West-Swedish lakes 1966-1983. *Limnologica (Berlin)* 20: 307-318.
- Nilssen, J.P. 1976. Community analysis and altitudinal distribution of limnetic Entomostraca from different areas in southern Norway. *Pol.Arch.Hydrobiol.* 23:105-122.
- Nilssen, J.P. 1978. Selective vertebrate and invertebrate predation - some paleolimnological implications. *Pol.Arch.Hydrobiol.* 25: 307-320.
- Nilssen, J.P. 1980. Acidification of a small watershed in southern Norway and some characteristics of acidic aquatic environments. *Int.Revue ges.Hydrobiol.* 65: 177-207.
- Nilssen, J.P. 1984. An ecological jig-saw puzzle: reconstructing aquatic biogeography and pH in an acidified region. *Rep.Inst.Freshwat.Res.Drottningholm* 61: 138-147.
- Nilssen, J.P. 2002. "The acid jump": life histories and habitat distribution of zooplankton in acidic lakes with predation dominated by fish or invertebrates. Ms. To be submitted.
- Nilssen, J.P. & Larsson, P. 1980. The systematical position of the most common fennoscandian *Bosmina* (*Eubosmina*). *Z.zool.Syst.Evolut.-forsch.* 18: 62-68.
- Nilssen, J.P. & Sandøy, S. 1990. Recent lake acidification and cladoceran dynamics: surface sediment and core analysis from lakes in Norway, Scotland and Sweden. *Phil.Trans.R.Soc.Lond.B* 327, 299-309.
- Nilssen, J.P. & Wærvågen, S.B. 2000. Superficial ecosystem similarities vs autecological stripping: the «twin species» *Mesocyclops leuckarti* (Claus) and *Thermocyclops oithonoides* (Sars) – seasonal habitat utilisation and life history traits. *Journal of Limnology* 59: 79-102.
- Nilssen, J.P. & Wærvågen, S.B. 2001a. Den nylige spredning av gjedde og karpefisk i Sør-Norge relatert til tap av biologisk mangfold, Norges ansvar for bevaring av sårbare biotoper og lokalbefolkningens historiske bruk av ferskvannene. Fagutredning, AbelSenteret, Prosjekt 2001/3: 1-41.
- Nilssen, J.P. & Wærvågen, S.B. 2001b. Kjemisk og biologisk «recovery» av forsurede innsjøer i Aust-Agder. Kalkede vann og referanse vann i 1999 og 2000. Fylkesmannen i Aust-Agder, Rapport 2-2001: 1-80.
- Nilssen, J.P. & Wærvågen, S.B. 2001c. Biologiske og kjemiske undersøkelser av kalkede vann og referanse vann i Vestfold 2000. Landbruksavd., Fylkesmannen i Vestfold, Rapport 1-2001: 1-45.
- Nilssen, J.P. & Wærvågen, S.B. 2001d. Kalkede vann i Buskerud 1999/2000. Analyse av biologisk «recovery». Fylkesmannen i Buskerud, Miljøvernnavdelingen, Rapport 1-2001: 1-47.
- Nilssen, J.P. & Wærvågen, S.B. 2002a. Intensive fish predation: an obstacle to biological recovery following liming of acidified lakes? *J.Ecosyst.Stress Recovery* 9: 73-84.
- Nilssen, J.P. & Wærvågen, S.B. 2002b. Recent re-establishment of the key species *Daphnia longispina* and cladoceran community following chemical recovery in a strongly acid-stressed region in southern Norway. *Arch.Hydrobiol.* 153: 557-580.

- Nilssen, J.P. & Wærvågen, S.B. 2002c. Pelagic copepods during and natural and forced recovery from acidification: complex interactions of habitat dynamics, dispersal ecology and life history traits. Submitted.
- Nilssen, J.P. & Wærvågen, S.B. 2002d. Major changes in pelagic rotifers during natural and forced recovery from acidification. Submitted.
- Nilssen, J.P. og Wærvågen, S.B. 2002e. Effekter av kalking og naturlig restaurering av forsurede innsjøer i Aust-Agder 2001. En analyse basert på innsjøtypologi og pelagiske bioindikatorer. Fylkesmannen i Aust-Agder, miljøvernavdelingen. Rapport nr. 0 – 2002. 00s.
- Nilssen, J.P. og Wærvågen, S.B. 2002f. Analyse av biologisk «recovery» i kalkede vann i Buskerud 2001. Fylkesmannen i Buskerud, miljøvernavdelingen. Rapport nr. 0 – 2002. 00s.
- Nilssen J.P., Østdahl T. & Potts W.T.W. 1984a. Species replacements in acidified lakes: physiology, predation and competition? *Rep.Inst.Freshwat.Res.Drottningholm* 61: 148-153.
- Nilssen J.P., Potts W.T.W. & Østdahl T. 1984b. Fysiologi til zooplankton under forsurening og kalkning. Rapp. Kalkningsprosjektet 11-1984: 1-32.
- Nilsson, N.-A. & Pejler, B. 1973. On the relation between fish fauna and zooplankton composition in North Swedish lakes. *Rep.Inst.Freshwat.Res.Drottningholm* 53: 51-77.
- Nyberg, P. 1976. Production and food consumption of perch in two Swedish forest lakes. Univ. Uppsala. Klotenprosjektet Rep. no. 6: 1-97.
- Nyberg, P., 1984. Impact of Chaoborus predation on planktonic crustacean communities in some acidified and limed forest lakes in Sweden. *Rep.Inst.Freshwat.Res.Drottningholm* 61: 154-166.
- Nyman, H.G., Oscarson, H.G. & Stenson, J.A.E. 1985. Impact of invertebrate predators on the zooplankton composition in acid forest lakes. *Ecol.Bull (Stockh.)* 37: 239-243.
- Odén, S. 1976. The acidity problem – an outline of concepts. *Water Air Soil Pollut.* 6: 137-166.
- Pejler, B. 1975. On long-term stability of zooplankton composition. *Rep.Inst.Freshwat.Res.Drottningholm* 54: 107-117.
- Pontin, R.M. 1978. A key to British freshwater planktonic Rotifera. *Freshwat.Biol.Assoc.Scient.Publ.* 38: 1-178.
- Potts, W.T.W. & Fryer, G. 1979. The effect of pH and salt content on sodium balance in *Daphnia magna* and *Acantholeberis curvirostris* (Crustacea: Cladocera). *J.comp.Physiol.* 129, 289-294.
- Proctor, V.W. 1964. Viability of crustacean eggs recovered from ducks. *Ecology* 45, 656-658.
- Raddum, G.G., Jastrey, J., Rosseland, B.O. & Sevalrud, I. 1979. Vannteger i Sør Norge og deres betydning som fiskeføde i vann med ulik pH. SNSF-Projekt, IR 50/79: 1-41.
- Renberg, I., Korsman, T. & Anderson, J. 1993. A temporal perspective of lake acidification in Sweden. *Ambio* 22: 264-271.
- Roff, J.C. & Kwiatowski, R.E. 1977. Zooplankton and zoobenthos communities of selected northern Ontario lakes of different acidities. *Can.J.Zool.* 55: 899-911.
- Romare, P., Bergman, E. & Hansson, L.-A. 1999. The impact of larval and juvenile fish on zooplankton and algal dynamics. *Limnol.Oceanogr.* 44: 1655-1666.
- Runn, P., Johansson, N. & Milbrink, G. 1977. Some effects of low pH on the hatchability of eggs of perch, *Perca fluviatilis* L. *Zoon* 5: 115-125.
- Rustadbakken, A. & Westly, T. 2000. Undersøkelse av fiskebestandene i 17 kalkede lokaliteter i Oppland. Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen. Rapport nr. 2/00: 1-73.
- Ruttner-Kolisko, A. 1972. Rotatoria. *Die Binnengewässer.* XXVI (1): 99-234.
- Rylov, W.M. 1963. Freshwater Cyclopoida. Fauna of the USSR. Crustacea. III (3). Israel progr. for scient.trans. 318 pp.
- Saltveit, S.J. & Brabrand, Å. 1991. Ørekyt: En litteraturoversikt om økologi og utbredelse i Norge. LFI-Rapport 130: 1-21.

- Sandøy, S. & Nilssen, J.P. 1987a. Life cycle dynamics and vertical distribution of *Heterocope saliens* (LILLJ.) in two anthropogenic acidic lakes in southern Norway. Arch.Hydrobiol. 110:83-99.
- Sandøy, S. & Nilssen, J.P. 1987b. Cyclopoid copepods in marginal habitats: Abiotic control of population densities in anthropogenic acidic lakes. Arch.Hydrobiol. Suppl. 76:236-255.
- Sars, G.O. 1903. An account of the Crustacea of Norway. Vol. 4: Copepoda Calanoida. Bergen Museum, 1903. 171 pp.
- Sars, G.O. 1918. An account of the Crustacea of Norway. Vol. 6: Copepoda Cyclopoida. Bergen Museum, 1918. 225 pp.
- Sars, G.O. 1993 (Christiansen, M., Eie, J.A., Halvorsen, G., Hobæk, A. & Larsson, P)(eds). On the freshwater crustaceans occurring in the vicinity of Christiania. John Grieg Production A/S. Bergen. 159pp. + Plates.
- Sarvala, J. & Halsinaho, S. 1990. Crustacean zooplankton of Finnish forest lakes in relation to acidity and other environmental factors. pp:1009-1027 In: Kauppi (ed) Acidification in Finland. Springer-Verlag Berlin.
- Schindler, D.W. et al. 1991. Comparisons between experimentally- and atmospherically-acidified lakes during stress and recovery. Proc.Royal Soc. Edinburgh 97B: 193-226.
- Sevaldrud, T. & Hegge, O. 1987. Fiskestatus i forsurningsfølsomme områder i Oppland. Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen. Rapport nr. 8/87: 1-23 + vedl. 1a/1b.
- Sevaldrud, T., Hegge, O. & Skurdal, J. 1989. Kalkingsplan for Oppland. Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen. Rapport nr. 18/89: 1-74.
- Sevaldrud, T., Vingen, K., Kristiansson, L.T., Øksnevad, S.A. & Hegge, O. 1996. Kalkingsplan for Oppland. Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen. Rapport nr. 9/96: 1-78.
- Skadovsky, S.N. 1926. Über die aktuelle Reaktion der Süßwasserbecken und ihre biologische Bedeutung. Verh.int.Verein.Limnol. 3: 109-144.
- Skjelkvåle, B.L., Henriksen, A., Faafeng, B.A., Fjeld, E., Traaen, T., Lien, L., Lydersen, E. & Buan, A.K. 1997. Regional lake survey in Norway – autumn 1995. A survey of the water chemistry of 1500 lakes. Report no. 3613-97.
- Skjelkvåle, B.L., Wright, R.F. & Henriksen, A. 1998. Norwegian lakes show widespread recovery from acidification; results from national surveys of lakewater chemistry 1986-1997. Hydrol.Earth System Sci. 2: 555-562.
- Snekvik, E., 1974. Om surt vann og ferskvannsfisk. Klipp fra fiskeriinspektørens årsmeldinger i årene 1915 - 1961. Direktoratet for vilt og ferskvannsfiske. Ås-NLH.
- SNV (Statens Naturvårdsverk) 2000. Kalkning på 2000-talet. Rapport 5086/2000.
- Spanovskaya, V.D. & Grygorash, V.A. 1977. Development and food of age-0 Eurasian perch (*Perca fluviatilis*) in reservoirs near Moscow, USSR. J.Fish.Res.Board Can. 34: 1551-1558.
- Stenson, J.A.E., 1981. The role of predation in the evolution of morphology, behaviour and life history of two species of *Chaoborus*. - Oikos 37: 323-327.
- Stenson, J.A.E., 1990. Creating conditions for changes in prey community structure by *Chaoborus* spp. in a lake in Sweden. - Hydrobiologia 198: 205-214.
- Stenson, J. & Svensson, J.-E. 1994. Manipulations of planktivore fauna and development of crustacean zooplankton after restoration of the acidified Lake Gårdsjön. Arch.Hydrobiol. 131: 1-23.
- Stoddard, J.L. et al. 1999. Regional trends in aquatic recovery from acidification in North America and Europe. Nature 401: 575-578.
- Sveälv, T. & Matzow, D. Studium av utplanterad öring i det pertielt kalkade Store Hovvatn, Aust-Agder. Kalkingsprosjektet. Rapport 25/85: 1- 81.
- Sømme, I.D./revidert av Jensen, K. W. 1948. Ørretboka, 3dje utgave. Jacob Dybwads forlag. Oslo.
- Tollan, A. 1981. Annotated bibliography 1974-1980. SNSF-prosjektet. Oslo-Ås. 42 s.

- Tollefsrud, J.I., Tjørve, E. & Hermansen, P. 1991. Perler i norsk natur - en veiviser. Aschehough, Oslo, 480 s.
- Voigt, M. 1978. Rotatoria. Die Rädertiere Mitteleuropas (2. Aulage, Neuarbeitet von W. Koste). Gebrüder Borntraeger. Berlin. 673s.
- Walseng, B. 1990. Verneplan IV. Ferskvannsbefaringer i 13 vassdrag i Oppland og Hedmark. NINA-utredning 16: 1-61.
- Walseng, B. & Bongard, T. 2001. Invertebrateundersøkelser i kalkete og ukalkete deler av Lyngdalsvassdraget (1978-1998/99). NINA-Oppdragsmelding 707: 1-35.
- Walseng, B., Raddum, G.G. & Kroglund, F. 1995. Kalking i Norge. Invertebrater. DN-utredning 1995/6: 1-65.
- Wright, R.F. & Henriksen, A. 1978. Chemistry of small Norwegian lakes, with special reference to acid precipitation. *Limnol.Oceanogr.* 23: 487-498.
- Wright, R.F., Harriman, R., Henriksen, A., Morrison, B. & Caines, L.A. 1980. pp. 248-249 In: Drabløs, D. & Tollan, A. (eds). 1980. Ecological impacts of acid precipitation. SNSF-project. Ås-NLH.
- Wu, L. & Culver, D.A. 1992. Ontogenetic diet shift in Lake Erie age-0 yellow perch (*Perca flavescens*): A size related response to zooplankton density. *Can.J.Fish.Aq.Sci.* 49: 1932-1937.
- Wærvågen, S.B. & Nilssen, J.P. 2002a. Ecological and abiotic control of pelagic rotifers in an acidic transition lake. Ms to be submitted.
- Wærvågen, S.B. & Nilssen, J.P. 2002b. Life histories and seasonal quantitative distribution of pelagic cladocerans in an acidic transition lake. Ms to be submitted.
- Wærvågen, S.B. & Nilssen, J.P. 2002c. Life history interactions and tradeoffs in an apparent homogeneous environment - Examples from free-living pelagic copepods (Crustacea, Copepoda) in an acidic lake. Ms to be submitted.
- Wærvågen, S.B. & Nilssen, J.P. 2002d. Niche structures and life history interactions of planktonic metazoans in an acidic lake. Ms to be submitted.
- Wærvågen, S.B. & Nilssen, J.P. 2002e. Kjemiske og biologiske undersøkelser av kalkede vann og referansevann i Vestfold 2001. Landbruksavdelingen. Fylkesmannen i Vestfold. Rapport nr. 1 - 2002. 00 s. ISSN 0808-1069.
- Wærvågen, S.W., Alstad Rukke, N. & Hessen, D. 2002. Calcium content of crustacean zooplankton and the potential role in species distribution. *Freshw. Biol.* 47: 000-000.
- Yan, N.D., Walsh, P.G., Lin, H., Taylor, D.J. & Filion, J.-M. 1996. Demographic and genetic evidence of the long-term recovery of *Daphnia galeata mendotae* (Crustacea: Daphniidae) in Sudbury lake following additions of base: the role of metal toxicity. *Can.J.Fish.Aq.Sci.* 53: 1328-1344.

VEDLEGG 1: LOKALITETSANGIVELSE, VANNKJEMI OG INNSJØ- KLASSIFISERING

L.nr.	OBJEKTNAMN	NVE-nr.	KOMMUNE	KARTBLAD	UTM	HOH	AREAL	SIKTEDYP	
						m	Innsjø km ²	m	Innsjøfarge
1	LYGNA	4710	GRAN	1815-I	5906 67036	628	0,07	3,00	Rødlig brun
2	FJELLSJØEN	4761	GRAN	1815-I	5929 66973	691	0,25	6,05	Gul
3	MALSJØEN	4738	GRAN	1815-I	5926 66986	638	0,51	4,90	Brunlig gul
4	VESLE MALSJØEN	5140787	GRAN	1815-I	5922 66991	650		1,70	Rødlig brun
5	VASSBRÅA	187	GRAN	1915-IV	5947 66947	546	2,54	4,70	Brunlig gul
6	V. SANDBOTNVATN	4812	GRAN	1915-IV	6008 66922	675	0,11	5,00	Brunlig gul
7	BREIDTJERNET	4815	GRAN	1815-I	5915 66917	549	0,08	5,20	Brunlig gul
8	SVERA	4743	GRAN	1815-I	5907 66981	6,28	0,17	3,80	Gulig brun
9	NEDRE LOMTJERN	4763	GRAN	1915-IV	5998 66969	569	0,03	3,75	Gulig brun
10	LANGEN	4789	GRAN	1915-IV	6003 66940	549	0,56	5,55	Grønnlig gul
11	VÅJA	186	GRAN / LUNNER	1815-I	5945 66905	425	3,20	4,60	Brunlig gul
12	DAMTJERN	4871	LUNNER	1915-IV	5991 66864	424	0,03	3,00	Brunlig gul
13	SVARTTJERN (FJORDA)	635	GRAN	1815-IV	5677 67037	389	0,49	4,25	Brunlig gul
14	BUVATN	4767	GRAN	1815-IV	5687 66969	423	0,47	3,30	Gulig brun
15	N. ESPETJERN	4720	GRAN	1815-IV	5666 67018	421	0,03	3,05	Brunlig gul
16	ØSTRE BJONEVATN	605	GRAN	1816-III	5670 67087	204	2,30	5,60	Brunlig gul
17	STORE SANDUNGEN	4770	GRAN	1815-IV	5692 66966	422	0,06	2,30	Rødlig brun
18	OLBÅGATJERN	4575	SØNDRE LAND	1816-III	5593 67194	665	0,07	2,75	Rødlig brun
19	STORE SØRVATNET	4555	SØNDRE LAND	1816-III	5596 67208	626	0,22	2,80	Rødlig brun
20	SELSJØEN	636	SØNDRE LAND	1816-III	5602 67233	616	1,61	4,90	Gulig brun (redskjær)
21	N. DALAVATN	4563	SØNDRE LAND	1816-III	5617 67202	510	0,24	3,15	Rødlig brun
22	BERGEVATN	4595	SØNDRE LAND	1816-III	5615 67178	4,62	0,13	1,95	Rødlig brun
23	GREVSJØEN	4503	SØNDRE LAND	1816-III	5601 67331	551	0,66	2,95	Rødlig brun
24	KVITINGEN	4525	SØNDRE LAND	1816-III	5575 67297	655	0,45	4,05	Gulig brun
25	HAMMARLANGTJERN	4799	JEVNAKER	1815-IV	5712 66861	492	0,10	4,40	Brunlig gul
26	RUNDTJERN	4822	JEVNAKER	1815-IV	5694 66910	401	0,05	3,15	Gulig brun
27	FLÅTJERN	4817	JEVNAKER	1815-IV	5682 66917	401	0,24	4,20	Brunlig gul
28	NORDRE VÆLSVATN	4863	JEVNAKER	1815-IV	5708 66855	341	0,57	2,90	Rødlig brun
29	ØLJA	2506	JEVNAKER	1815-II	5844 66769	528	0,34	5,00	Brunlig gul
30	RENNSJØEN	7093	SØR-AURDAL	1716-III	5274 67185	957	0,13	4,05	Gulig grønn (på bunn)
31	KROKVATN	7112	SØR-AURDAL	1716-III	5268 67149	1022	0,12	6,70	Gulig grønn (på bunn)
32	SKJENNUNGSVATN	7102	SØR-AURDAL	1716-III	5275 67163	1035	0,10		Klart fjellvann - ser bunn
33	HELLESÆREN	7084	SØR-AURDAL	1716-III	5267 67202	894	0,86	7,00	Grønnlig gul (på bunn)
34	BUSUVATN	7088	SØR-AURDAL	1716-III	5315 67161	908	0,93	7,50	Gulig grønn
35	SØRVATNA	7099	SØR-AURDAL	1716-III	5284 67166	1008	0,12	1,00	(på bunn)
36	FJELLVATNET	7128	SØR-AURDAL	1716-III	5268 67138	980	0,22	1,00	(på bunn)
37	TINNSJØEN	7103	SØR-AURDAL	1716-III	5272 67168	1024	0,12	>4,0	Gulig grønn
38	ØVRE TREVATN	7106	SØR-AURDAL	1716-III	5297 67160	1014	0,18	3,00	Guliggrønn (på bunn)
39	ØVRE TEINEVATN	7062	SØR-AURDAL	1716-III	5232 67251	880	0,09	4,50	Brunlig gul
40	VANGEN	528	SØR-AURDAL	1716-III	5205 67244	838	1,24	5,30	Brunlig gul (på bunn)
41	FLÅTEVATNET	7060	SØR-AURDAL	1716-II	5346 67257	695	0,22	3,40	Gulig brun
42	NEDRE SKÅLEVATN	7061	SØR-AURDAL	1716-II	5322 67254	801	0,08	3,80	Brunlig gul

L.nr.	OBJEKTNAVN	DATO	pH	K ₂₅	ALK	Ca	Pt	R AI	ZOPL.	FISK	VANNKVAL.
				µS/cm	µekv/l	mg/l	mg/l	µg/l	Pr.dyp (m)	Arter	Innsjøklass.
1	LYGNA	20.05.2001	5,94	22 **	32	1,4	100 *	56 *	8,1	5, 20, 36	C-E1
2	FJELLSJØEN	20.05.2001	6,10	25 **	36	1,5	27 *	19 *	5,4	5, 6, 20	B-E1
3	MALSJØEN	20.05.2001	5,79	31 **	27	1,2	50 *	38 *	5,4	5, 6, 20, 36	C-E1
4	VESLE MALSJØEN	20.05.2001	5,85		30	1,3	80*	97*	3,1	?	C/B
5	VASSBRÅA	20.05.2001	5,83	19 ***	26	1,5	30 *	21 *	5,0	5, 7, 20, 36	C1
6	V. SANDBOTNVATN	20.05.2001	6,07	25 **	34	1,4	32*	24*	4,4	5	C-E2
7	BREIDTJERNET	20.05.2001	6,02	57 **	63	2,6	33 *	17 *	6,5	5, 6, 20	D1
8	SVERA	20.05.2001	5,65	18 **	13	1,2	60 *	65 *	7,2	5, 20	C1
9	NEDRE LOMTJERN	14.10.1995	5,20	20	3	1,4	50	138	4,9	5, 20	B
10	LANGEN	20.05.2001	5,73	20 ***	19	1,0	34 *	47 *	7,0	5,20,36	D1
11	VÅJA	20.05.2001	6,04		41	1,6	23 *	18 *	8,0	5, 6, 7, 20	D1
12	DAMTJERN	30.05.2001	5,36		6	0,6	39 *	14 *	9,8	5, 36	B/C
13	SVARTTJERN (FJORDA)	30.05.2000	6,47	19 **	32	1,5	43 *	57	6,4	5, 6, 7, 20	C-E1
14	BUVATN	17.10.1999	6,40	26 **	84	2,5	81	40	6,4	5, 6, 20	B-E1
15	N. ESPETJERN	09.08.2001	5,88		25	1,0	37	58	14,0	5, 20	B/C?
16	ØSTRE BJONEVATN	11.08.2001	6,47	23 ***	61	2,0	39	39	12,2	5, 6, 20, 71	C1
17	STORE SANDUNGEN	14.08.2001	5,83	18*	29	1,4	70	52	3,5	5, 20	B
18	OLBÅGATJERN	13.08.2001	4,76	10 ***	0	0,3	69	133	4,5	FISKETOMT	A
19	STORE SØRVATNET	28.05.2001	5,52	27 **	14	1,1	100 *	67 *	8,5	5	A-E2
20	SELSJØEN	28.05.2001	5,74	20 **	17	1,1	38 *	24 *	9,3	5, 6	A-E2
21	N. DALAVATN	28.05.2001	6,24	39 **	60	1,8	82 *	50 *	17,1	5, 6, 20	C-E1
22	BERGEVATN	20.06.2001	6,23	18 **	41	1,31	123 *	133 *	6,1	5, 6, 20	B
23	GREVSJØEN	13.08.2001	6,36		67	2,3	72	47	12,3	5, 20	D1
24	KVITINGEN	13.08.2001	6,10	16 ***	31	1,0	39	33	4,4	5,6,20,36,37	C
25	HAMMARLANGTJERN	16.05.2001	6,24	17 ***	53	1,9	99*		6,1	7, 20	A/B
26	RUNDTJERN	16.05.2001	6,01	18 ***	34	1,6	97*		6,3	5, 20	C1
27	FLÅTJERN	16.05.2001	6,17	21 ***	41	1,8	39 **	65*		5, 6, 7, 20	D1
28	NORDRE VÆLSVATN	14.08.2001	6,38	25 ***	75	2,5	76	50	7,2	5, 6, 20	C1
29	ØLJA	14.08.2001	6,34	21 ***	42	1,4	23	19	8,1	5, 7, 20, 36	D1
30	RENNSJØEN	12.08.2001	6,27	23 **	59	1,4	12 *	17 *	3,5	5	C-E2
31	KROKVATN	12.08.2001	5,58		4	0,2	11	46	5,5	5, 6	B/A
32	SKJENNUNGSVATN	12.08.2001	5,89	11 ***	2	0,3	4	17		FISKETOMT	B
33	HELLESÆREN	24.06.2001	6,52	21 **	62	1,5	13 *	18 *	5,5	5, 7	C/B-E1
34	BUSUVATN	28.06.2001	6,68	15 **	68	1,3	6 *	4 *	7,0	5, 6	B-E2
35	SØRVATNA	12.08.2001	5,44	11 ***	5	0,3	19	88	1,0	?	B
36	FJELLVATNET	12.08.2001	5,52	10 ***	6	0,3	17	74	1,0	5, 6	A
37	TINNSJØEN	12.08.2001	6,88	24 **	117	2,3	10 *	17 *	3,5	5	B-E2
38	ØVRE TREVATN	12.08.2001	6,23	16 **	28	0,7	8 *	10 *	3,5	5	?-E2
39	ØVRE TEINEVATN	11.08.2001	6,35		45	1,3	27	24	7,0	5, 6	D2
40	VANGEN	11.08.2001	6,28	13 ***	37	1,2	20	13	5,3	5, 20	C1
41	FLÅTEVATNET	11.08.2001	6,41	17 ***	51	0,9	18	5	11,5	5, 7, 20, 36	C1
42	NEDRE SKÅLEVATN	11.08.2001	5,97	15 ***	26	0,8	40	33	10,5	5, 7, 20, 36	C1

ANALYSEÅR tegnforklaring: X * = 1999 , X ** = 1998-1992 , X *** = 1986-1983
Fiskearter: 5=ørret, 6=røye, 7=sik, 20=abbor, 36=ørkyte, 37=gjedde, 71= kreps

VEDLEGG 2: FOREKOMST AV DYREPLANKTON I DE UNDERSØKTE LOKALITETER I OPPLAND SOMMEREN 2001; Mengdeangivelse som del av det totale dyreplanktonsamfunnet: X = FÅ, XX = MIDDELS, XXX = MANGE [I Fig. 4-6 er planktonet framstilt som prosent innen hver av gruppene vannlopper, hoppekreps og hjuldyr].

Lokalitet	Hoppere										Hoppere										Hoppere									
	Heterocope appendiculata	Heterocope saliens	Eudiaptomus gracilis	Acanthodiaptomus denticornis	Mixodiaptomus faciniosus	Cyclops scutifer	Cyclops abyssorum	Mesocyclops leuckarti	Diatocyclops sp.	Cyclops NAUPLIER	Daphnia longispina	Daphnia cristata	Ceriodaphnia quadrangula	Bosmina longispina	Diaphanosoma brachyurum	Holopedium gibberum	Leptodora kindtli	Polyphemus pediculus	Bythotrephes longimanus	Chydoridae spp.	Kellicottia longispina	Filinia sp.	Keratella cochlearis	Keratella hiemalis	Keratella serrulata	Polyarthra spp.	Conochilus unicornis	Collotheca spp.	Asplanchna spp.	
1 LYGNA	X				X					X																				
2 FJELLSJØEN	X				X					X																				
3 MALSJØEN	X				X					X																				
4 VESLE MALSJØEN										X																				
5 VASSBRÅA										XX																				
6 V. SANDBOTNVAATN										X																				
7 BREIDTJERNET										X																				
8 SVERA										X																				
9 NEDRE LOMTJERN										X																				
10 LANGEN										X																				
11 VALA										X																				
12 DAMTJERN										X																				
13 SVARTTJERN (FJORDA)										X																				
14 BUVATN										X																				
15 N. ESPETJERN										X																				
16 ØSTRE BJONEVATN										X																				
17 STOR SANDUNGEN										X																				
18 OLJAGATJERN										X																				
19 STOR SØRVAATNET										X																				
20 SELSØEN										X																				
21 N. DALAVATN										X																				
22 BERGEVATN										X																				
23 ØREVSJØEN										X																				
24 KVITINGEN										X																				
25 HAMMARLANGTJERN										X																				
26 RUNDTJERN										X																				
27 FLATJERN										X																				
28 NORDRE VÆLSVATN										X																				
29 ØLJA										X																				
30 RENNSJØEN										X																				
31 KROKVATN										X																				
32 SKENNINGSVATN										X																				
33 HELLESØEN										X																				
34 BUSUVATN										X																				
35 SØRVAATNA										X																				
36 FJELLVATNET										X																				
37 TINNSJØEN										X																				
38 ØVRE TREVATN										X																				
39 ØVRE TEINEVATN										X																				
40 VANGEN										X																				
41 FLATEVATNET										X																				
42 NEDRE SKALEVATN										X																				

VEDLEGG 3: ORDLISTE MED FORKLARING AV FAGUTTRYKK

Under følger en oppstilling av de viktigste faguttrykkene som er brukt i rapporten. Økologi er et komplisert fagfelt med mange spesifikke uttrykk, derfor må dette forsøket betraktes som en første tilnærming til oppstilling av definisjoner. For å få det kort, er noen av definisjonene sterkt forenklet. I enkelte sammenhenger kan derfor betydningen av noen av ordene bli forskjellig.

antropogen	som er knyttet til mennesket; (antropogen forurening = forurening via menneskers industrielle aktiviteter)
autøkologi	læren om enkeltarter i naturen (autøkologisk = enkeltartenes-)
bentisk	som er knyttet til bunnen (bentiske arter = bunndyr)
biogeografi bioindikatorer	læren om utbredelsen av organismer organismer som gir informasjon om økologisk tilstand eller andre miljøtilstander
diapause	kortere eller lengre pause i en organismes livssyklus
egg-bank	betegnelse på levende hvilestadier i et økosystem = hvile-egg
eutrofi evolusjonær	næringsrik, overgjødslet prosess hvor evolusjonen virker
humus	store organiske molekyler, ofte farget gule eller brune (humussjøer = innsjøer med kraftig farge fra organiske molekyler)
hypolimnion	kaldeste del av innsjø under sommerstagnasjonen
invertebrat	dyr uten ryggrad, her ofte planktondyr
ionerik kopepoder	høyt innhold av ioner (her: ofte kalsium = Ca) her: planktongruppe som ligner på bittesmå reker; hoppekreps på norsk. To typer finnes: cyclopoide og kalanoide
kvantitativ	knyttet til mengde eller mål; ofte i motsetning til kvalitativ hvor form, en eller flere kvaliteter ved organismen er viktigst
labilt aluminium letale	giftig del av aluminium (her: oppløst i vann) dødelig virkning; subletal = ikke dødelig, men som regel med negativ effekt på organismene
lineær (effekt)	prosess i naturen hvor effekten står i direkte forhold til påvirkningen (f eks gir dobbel dose dobbel effekt); ikke-lineær effekt = dobbel dose kan f eks gi mange ganger så stor effekt
litoral	som er knyttet til strandsonen (i f eks en innsjø); (det litorale samfunn = økosystemet i strandsonen)
livshistorie	en arts tilstedeværelse og evolusjonære tilpasning til andre organismer i et økosystem, viktig del av samfunnsanalysen innen autøkologiske studier; livssyklus = tilstedeværelsen gjennom året i et økosystem
morfologisk lavproduktiv	formen (= morf) på en innsjø sier mye om potensialet systemet har for produksjon; siden strandsonen utgjør viktig del av innsjøenes produksjonsområder, indikerer en dyp innsjø med nesten vertikale bredder lav produksjon

næringsalter	her: som regel fosfor- og nitrogen-forbindelser (lave konsentrasjoner begrenser et systems produksjonspotensiale)
oligotrof paleoøkologi	næringsfattig – motsatt: eutrof her: læren om økologi og organismer sammensetning i innsjøenes utvikling fra siste istid
pelagisk	som er knyttet til de fri vannmasser; pelagialen = de fri vannmasser
pigmentering	her (på dyreplankton): deler av kroppen som har sterkere farge enn resten (f eks øyet, oljedråper inne i kroppen av organismene)
populasjon	den del av en art som er til stede i ett bestemt økosystem, f eks innsjø, bekk
predator predasjon predasjonstrykk	organisme som spiser andre organismer prosessen ved at en art spiser en annen den totale effekten av predasjon fra en art på en annen (fiskepredasjon = effekt av predasjon fra fisk; invertebrat predasjon = effekt av predasjon av en invertebrat art)
produksjonspotensiale	den mulig produksjon et system har under gitte ytre forutsetninger (som oftest bestemt av næringsstoffene fosfor og nitrogen)
produktiv «recovery»	evne til produksjon; her: ofte høy produksjon her: restaurering av økosystemer i ferskvann etter forurensning
refugier	her: område med svært liten forekomst av en art; restpopulasjoner
rotatorier	viktig gruppe av plankton i ferskvann (kan også finnes i litoralen og i bentosregionen); kalt hjuldyr på norsk pga fangst- og bevegelsesmekanismene dyrene er utstyrt med på forkroppen
taksonomi	læren om å sette alt liv i system, fra det enkleste til det mest utviklede
vannlopper	dominerende planktongruppe i ferskvann; ved «recovery» er spesielt slekten Daphnia viktig
zooplankton	norsk: dyreplankton = alle dyr som svever fritt i vannmassene (planter som svever fritt = planteplankton)
økosystemer	navn på den totale mengde eller sammensetning av organismer innenfor et definert område; her: f eks en innsjø, elv