

# Fylkesmannen i Oslo og Akershus Miljøvernnavdelingen

Rapport nr. 2 - 2004

**Analyse av kalkede innsjøer i Oslo og Akershus 2003  
med spesielt henblikk på Romeriksåsene, Akershus**





Fylkesmannen i Oslo og Akershus  
MILJØVERNDELINGEN

Rapport nr.:

02/2004

Dato:

14.06.2004

**Tittel:** *Analyse av kalkede innsjøer i Oslo og Akershus 2003, med spesielt henblikk på Romeriksåsene, Akershus.*

**Forfattere:** Svein Birger Wærvågen<sup>1</sup>

Jens Petter Nilssen<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Høgskolen i Hedmark, Avd. for landbruks- og naturfag, Blæstad, 2322 Ridabu

<sup>2</sup>AbelSenteret for matematikk og naturvitenskap, Avd. for naturvitenskap, 4980 Gjerstad

**Prosjektansvarlig:**

Terje M. Wivestad. Fylkesmannen i Oslo og Akershus, miljøvernavdelingen.

**Ekstrakt:** Det undersøkte området i 2003 var i kommunene Nittedal, Nannestad, Gjerdrum, Nes, Nesodden og Aurskog-Høland i Akershus, med spesielt henblikk på Romeriksåsene. I tillegg foretas en oppsummering av relevante og tilgjengelige historiske data i det geografiske området som dekkes av undersøkelsen. Innsjøene på Romeriksåsene ble utsatt for sterk forsuring på 1970-80 tallet, og fikk deretter forsurede vannmasser og fiskedød. Mesteparten av området, spesielt den delen som lå over tidligere marine grense og var utsatt for forsuring, hadde før kalking ble igangsatt pH rundt 5.0-5.5 og kalsium rundt 1-3 mg Ca · L<sup>-1</sup>. Dette kan derfor regnes for referanseverdier i store deler av fylket. De fleste av årets innsjøer og tjern er kalket, tildels kraftig i forhold til de naturlige innsjøer i østlandsområdet. Kalkede vannmasser holder høy pH i forhold til kalsiumkonsentrasjonene, mens innløpsbekkene fortsatt kan være sure, spesielt i høyereliggende felt. Ofte har de små bekkene inn til en lokalitet opptil én enhet lavere pH enn i vannmassene og aluminium-konsentrasjonene er også vesentlig høyere. For arter som ørret, som gyter i slike bekker, får dette sterk betydning og kan være en viktig årsak til at ørret har problemer i restaurerte lokaliteter, spesielt tjern høyt oppe i vassdragene. De fleste innsjøene har kraftig farge på grunn av høyt organisk innhold i vannmassene, som kan gi tilleggsstress til organismene. På mange måter kalkes det for abbor i en rekke innsjøer i Oslo og Akershus, siden det legges stor vekt på innsjøkalking med høye kalsium-konsentrasjoner i vannmassene som følge.

De undersøkte innsjøene er kategorisert i 4 klasser (A-D) fra kronisk sure (A) til upåvirket av forsuring (D), samt predasjonsintensitet fra fisk. I såkalte C- og B-innsjøer er det observert naturlig «recovery» i hele Sør-Norge. Nesten alle kalkede innsjøer i årets undersøkelse har fått de fleste naturlige, forsuringfølsomme dyreplanktonartene tilbake i vannmassene. Der hvor slike arter ikke finnes, skyldes det betydelig fiskepredasjon fra abbor og karpefisk. En del innsjøer har kraftig predasjonstrykk fra pelagisk fisk. Siden mange innsjøer i Oslo og Akershus ikke var kronisk forsurede (kategori A) i mange tiår, som i Telemark og Agder, er prognosen etter kalking god for å få tilbake dyreplanktonsamfunnet slik det var før forsuring.

I den opprinnelige planen var det ønske å undersøke en rekke referanseinnsjøer på Romeriksåsene, som hjelp til tolkning av dataserien fra kalkede innsjøer, og for å undersøke naturlig «recovery». Kun én lokalitet ble funnet fram til, fordi det på Romeriksåsene finnes svært få naturlige forsurede og ukalkede referanseinnsjøer. Romeriksåsenes Fiskeadministrasjon (RFA) omfatter ca 100 innsjøer og tjern som er under kalking og kultivering, og en rekke kjemiske prøver er derfor hentet inn siden midt på 1970-tallet. Det har vært en sterk dugnadsinnsats rundt kalking, overvåkning og utsetting av fisk i dette området over ca 20 år.

Økende overtetthet av spesielt abbor og noen få steder karpefisk, som observeres i flere kalkede og naturlig restaurerte innsjøer, er blant noen av de viktigste utfordringene i den fortsatte kalkingsaktiviteten, eller forvaltning av lokaliteter etter naturlig restaurering. Basert på resultatene fra undersøkelsen kommer forfatterne med forslag til videre prosjekter for å overvåke kalkingsvirksomheten, med spesielt henblikk på biologisk «recovery» i denne delen av Oslo og Akershus.

**Emneord:** Akershus, biologiske indikatorer, fiskeforvaltning, forsuring, kalking, overtetthet, «recovery», referanselokaliteter

ISBN - nr: 82-7473-062-3. ISSN - nr: 0802-0582.

Forside: Nordre Bakkholtjern. Foto: Terje M. Wivestad

## FORORD

Deler av innsjøene og vassdragene i Oslo og Akershus er skadet av sur nedbør. Skadene fortøner seg i første rekke som tap av vannlevende organismer som fisk og bunndyr. For å motvirke skadene har det blitt gjennomført kalking i vassdragene siden 1970. I 2003 ble 267 innsjøer og 39 bekker kalket. Det ble spredt 1430 tonn kalk og det totale kalkingsbudsjettet var på 2,6 millioner. Staten og Akershus fylkeskommune finansierer kalkingen.

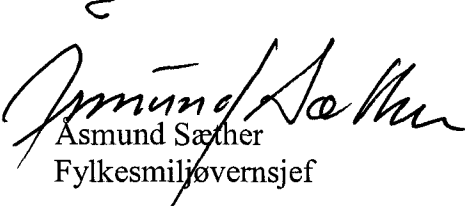
Effekten av kalkingen har for det meste vært evaluert gjennom kjemiske vannprøver og prøvafiske. Disse prøvene viser at avsyringen av innsjøene og bekkene virker og i de fleste lokaliteter har det lyktes i å reetablere fiskebestander. Effekter på evertebratfaunaene har imidlertid i liten grad blitt studert.

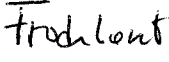
Denne rapporten omhandler en undersøkelse av dyreplanktonsamfunnene i 27 innsjøer i Oslo og Akershus i 2003. De fleste lokalitetene er kalkete. For å se på hvordan innsjøer har innhentet seg "naturlig" er det også gjort undersøkelser i noen referanseinnsjøer. Undersøkelsene er planlagt over en 4-årsperiode frem tom 2005 for å kunne dekke de viktigste innsatsområdene for kalkingen.

Rapporten er skrevet av Jens Petter Nilssen ved AbelSentret i Gjørstad og av Svein Birger Wærvågen ved Høyskolen i Hedmark. Konklusjonene og tilrådingene i rapporten står for forfatterens regning.

Undersøkelsene er finansiert av midler fra Direktoratet for naturforvaltning.

Oslo 14. juni 2004.

  
Asmund Sæther  
Fylkesmiljøvernssjef

  
Frode Løset  
Seksjonssjef

# INNHALDSFORTEGNELSE

<b>INNHALDSFORTEGNELSE</b>	s. 1
<b>SAMMENDRAG</b>	s. 2
<b>1. INNLEDNING</b>	s. 7
<b>2. UNDERSØKELSESOMRÅDET</b>	s. 10
<b>3. MATERIALE OG METODER</b>	s. 14
3.1. FELTMETODER OG KJEMISKE METODER	s. 14
3.2. KLASSIFISERING AV REFERANSE- OG KALKEDE INNSJØER	s. 15
3.3. PELAGISK OG BENTISK SONE – VALG AV INDIKATORSYSTEM FOR INNSJØER	s. 16
3.4. DYREPLANKTON SOM BIOINDIKATORER FOR FORSURING OG «RECOVERY»	s. 16
3.4.1. TAKSONOMISKE NOTATER OM ZOOPLANKTON	s. 22
<b>4. RESULTATER OG DISKUSJON: UNDERSØKTE LOKALITETER I 2003</b>	s. 23
4.1. KJEMISKE FORHOLD I LOKALITETENE	s. 23
4.2. BIOLOGI – ZOOPLANKTON	s. 30
4.3. FISK OG PREDASJONSFORHOLD	s. 35
<b>5. GENERELL DISKUSJON</b>	s. 37
5.1. HISTORISK UTVIKLING AV INNSJØER OG TJERN PÅ ROMERIKSÅSENE	s. 37
5.2. UNDERSØKTE LOKALITETER I 2003	s. 38
5.2.1. KALKING OG ØKOSYSTEMER I FERSKVANN	s. 38
5.2.2. ENDREDE ØKOLOGISKE FORHOLD I VANNMASSER OG GYTEOMRÅDER	s. 39
5.2.3. HVORDAN ER VANNKJEMIE I DET UNDERSØKTE OMRÅDET I AKERSHUS 2003? SAMMENLIGNING MED «HENRIKSENS EMPIRISKE KURVE»	s. 44
5.2.4. REFORSURING OG STERK EPISODISK FORSURING	s. 46
5.2.5. REETABLERING AV ØKOSYSTEMER I FERSKVANN GJENNOM NATURLIGE PROSESSER: INNVANDRING OG HVILEEGG I SEDIMENTET	s. 47
5.3. BIOLOGISK MANGFOLD OG REFERANSELOKALITETER I AKERSHUS	s. 47
5.3.1. OVERVÅKNING AV AKVATISK NATUR	s. 47
5.3.2. NORGES ANSVAR FOR BIOLOGISK MANGFOLD I KALKFATTIGE, SURE OMRÅDER	s. 48
<b>6. ETTERORD OG TAKKSIGELSER</b>	s. 50
<b>7. LITTERATURHENVISNINGER</b>	s. 51
<b>VEDLEGG 1: LOKALITETSANGIVELSE, VANNKJEMI OG INNSJØKLASSIFISERING</b>	s. 60
<b>VEDLEGG 2: ORDLISTE MED FORKLARING AV FAGUTTRYKK</b>	s. 62

## SAMMENDRAG

Rapporten refereres slik:

Wærvågen, S.B. & Nilssen, J.P. 2004. *Analyse av kalkede innsjøer i Oslo og Akershus 2003, med spesielt henblikk på Romeriksåsene, Akershus*. Fylkesmannen i Oslo og Akershus. Miljøvern avdelingen. Rapport nr. 2/2004. 63 s. ISBN: 82-7473-062-3. ISSN: 0802-0582.

Forskning på restaurering av ferskvannssystemer etter forsurening («recovery») har de siste årene gitt en stadig bedre kunnskap om de mange og komplekse prosessene som er involvert. Imidlertid er det like nødvendig å oppsummere vår akkumulerte forskning og praktiske erfaring rundt forsuringstress, som å forbedre vår forståelse av «recovery»-prosessene. Den lengre tids stress av ferskvannøkosystemer over nesten 100 år i deler av vårt land - forsuringen - må studeres godt historisk, for at «recovery», som kun har foregått de siste 10 årene, skal forstås. Prosessene som karakteriserer stress og recovery av økosystemer i ferskvann er således tett bundet til hverandre. I de mest utsatte delene av Skandinavia og De britiske øyene startet forsuringen like etter at den industrielle oppbygging av Vest-Europa økte, mot slutten av 1800-tallet.

Forvaltning av ferskvannøkosystemer etter stressperioder, som forsuring, blir derfor å sammenligne med forvaltning av slike systemer som før den mest intense forsuringen startet i 1960-årene. Optimalisering av slike økosystemer til bruk for mennesker er imidlertid historisk meget godt kjent både i Sverige, Finland og Norge. De viktigste aktørene i «den norske gullalderen» i praktisk ferskvannøkologi 1920-1940 (H.Huitfeldt-Kaas, K.Dahl, S.E.Sunde, S.Sømme, A.Dannevig, I.D.Sømme) visste godt hvordan man skulle forvalte slike fiskepopulasjoner i alle deler av vårt land; både når det gjaldt ørret, abbor og de andre artene som hadde betydning som menneskeføde. Mange av disse fremragende forskerne og praktiske fiskeforvaltere kjente både til marine- og ferskvannøkologiske forhold, og var i tillegg dyktige og aktive innen flere forskningsfelt. Deres akkumulerte kunnskap er derfor nå svært verdifull når fiskesystemene igjen nærmer seg slik de var på 1920-40 tallet i store deler av Norge; som de var da de ovennevnte personer var aktive.

Tap av ørretpopulasjoner i innsjøer i sørøst Norge og laks i elver ble allerede rapportert tidlig på 1900-tallet, og det ble antatt at sykdom var den mest sannsynlige årsaken. Imidlertid forble årsaken til den storstilte utdøing av fisk fra høyfjellsområder i Sør Norge og områdene fra Rogaland, Agder til Vest-Oslo og Akershus uløst, selv om Alf Dannevig allerede i 1959 mente at surt nedfall var en vesentlig faktor. Nøyaktige undersøkelser av nedfallet gjorde at svensken Odén konkluderte med at svovelutslipp var årsaken til økokrisen som den storskala forsuringen etter hvert utgjorde. Forsuringen økte kraftig på 1960-70 tallet etter at industrien var bygd opp etter annen verdenskrig, og økte deretter fram til et maksimum ca 1990, for så å avta langsomt etter denne tid.

På 1980-tallet gikk Norge i gang med storstilt kalking av økosystemer i ferskvann, som de har holdt på med til i dag. Denne kalkingen 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 langtidseffekter (over 15-20 år) av aktivitetene. Imidlertid får mange økosystemer etter kalking ustabile artsstrukturer avhengig av hvor lenge de har vært utsatt for sterk forsurening.

Viktige faktorer under restaurering av ferskvann 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) og lav kalsiummengde i vannmassene*
- *mengde av organiske stoffer i biotopene (og nedslagsfeltet), og oksygeninnhold i dypvannet*
- *størrelse av restpopulasjoner og deres geografiske utbredelse i og i forhold til lokaliteten*
- *spredningsevne og konkurransevne til nyankomne arter og interne biologiske faktorer i lokalitetene.*

Likevel er det mulighet til å forutse utviklingen etter kalking ved å inndele innsjøene etter kjemiske-biologiske kjennetegn. Innsjøene i årets undersøkelse, er som de tidligere år, delt inn i ulike kategorier: A, B, C, D og E, hvor utgangskategorien før kalking (A til D) er viktig for utvikling av organismesamfunnet etter kalking (E). Disse inndelingene blir brukt:

- **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, som kan forsinke «recovery» prosessen.
- **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 i perioder har problemer med gyting og klekking av egg.
- **C** betegner innsjøer restaurert gjennom naturlige prosesser, med pH mellom 5.2 og 6.0 i den kritiske fasen før 1990.
- **D** er innsjøer med høyt bikarbonatinnhold, som aldri var sterkt negativt påvirket av forsurening.
- **E** betegner kalkede innsjøer, med undertypene E2 (kun ørret) og E1 (høy predasjon). Kategorien E kan før kalking ha vært enten av typene A eller B – sjeldnere C og unntaksvis D.

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

- *hva er «opprinnelig» vannkvalitet?*
- *hva slags vannkvalitet er målet med kalkingen?*
- *hva er opprinnelig biologisk samfunn i økosystemene som kalkes?*
- *hva er «forventet» naturtilstand?*
- *hva betyr i praksis «bærekraftig bruk»?*
- *hva slags økosystemstruktur kreves for å oppnå «bærekraftig bruk»?*

Begrepet biologisk «recovery» benyttes i dette studiet om restaurering av organismesamfunnet og økosystemet i retning av det opprinnelige. Selve begrepet biologisk «recovery» fortjener en betydelig dypere faglig diskusjon enn her, men er ikke målet i dette arbeidet. Viktige 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?*

Det undersøkte området i 2003 var i kommunene Nittedal, Nannestad, Gjerdrum, Nes, Nesodden og Aurskog-Høland i Akershus. Lokalitetene ligger i områder med små eller ingen forureningsproblemer (Nesodden, deler av Gjerdrum, Nes) til områder med betydelige problemer (Nannestad, Nittedal, Nes, Aurskog-Høland) før kalking ble satt i gang fra midten av 1980-tallet. I den opprinnelige planen fra forfatterne var det lagt vekt på å undersøke en rekke referanse-innsjøer på Romeriksåsene, som hjalp til tolkning av dataserien fra kalkede innsjøer, og for å undersøke naturlig «recovery». Bortsett fra noen meget få tjern (lok 10: Mosatjern), fant man i dette området ikke fram til slike. Innsjøene som ble undersøkt i 2003 ble utsatt for sterk forurening på 1970-80 tallet, og fikk deretter forsurede vannmasser og fiskedød. Mesteparten av området, spesielt den delen som lå over tidligere marine grense og var utsatt for forurening, hadde før kalking ble igangsatt pH rundt 5.0-5.5 og kalsium rundt 1-3 mg Ca · L<sup>-1</sup>. Dette kan derfor regnes for referanseverdier i de forureningsrammede områder av fylket.

På Romeriksåsene ble over 100 vann regelmessig fulgt fra midten av 1970-årene og 10 år framover. Høsten 1985 hadde 81 av 108 lokaliteter pH under 5.0 og gjennomsnittsverdien var ca 4.8. Mange vann var også fisketomme. På denne bakgrunn var det en hovedoppgave å starte kalking av vannene, som ble igangsatt fra midten på 1980-tallet. Romeriksåsenes Fiskeadministrasjon (RFA) omfatter ca 100 innsjøer og tjern som kalkes og kultivering, og en rekke kjemiske prøver er derfor hentet inn siden midt på 1980-tallet. Det har vært en imponerende dugnadsinnsats rundt overvåkning og fiskeforvaltning i dette området over ca 20 år.

Spesielt for innsjøer og tjern i Oslo og Akershus er den store humusmengden i vannmassene, som også har økt de siste årene. Fra naturens side er produksjonen av ørret ofte svært lav i små, sure, humusholdige innsjøer, som det finnes en del av på Romeriksåsene, og et stort antall slike innsjøer er fisketomme. Noen av innsjøene som ligger øverst i vassdragene (såkalte «head-waters») har ofte lite tilløp og utløp som ikke egner seg til gyting. Ofte har også de små bekkene inn til en innsjø opptil én enhet lavere pH enn i vannmassene og aluminium er også vesentlig høyere. For arter som gyter i slike bekker, som ørret, får dette sterk betydning og kan være den viktigste årsaken til at ørret har problemer i naturlig restaurerte lokaliteter i store deler av Oslo og Akershus, spesielt i tjern høyt oppe i vassdragene.

Ørret og abbor har svært forskjellig strategi for å utnytte sine habitater. Ørreten benytter sine første stadier til å beite på næringsdyrene i bekkene og utløpsoset til innsjøene, i motsetning til

abboren. På mange måter kalkes det for abbor i innsjøer i Oslo og Akershus, siden det legges så stor vekt på innsjøkalking og man opprettholder høye kalsiumkonsentrasjoner i vannmassene. Imidlertid kreves det helt forskjellige forvaltningsgrep når det gjelder å optimalisere forholdene for ørret og abbor.

Krepsdyrsamfunnet i en bestemt lokalitet er som regel stabilt, hvis det ikke blir utsatt for betydelige miljøendringer, som langvarige klimaforandringer eller økologisk stress. Krepsdyrplanktonet er generelt mer variabelt mellom innsjøer enn innen ulike år i samme innsjø, mens hjuldyrpopulasjonene er mer variable i tid. Det totale dyreplanktonsamfunnet er derfor her anvendt som bioindikatorer for å identifisere og studere forsurening, naturlig «recovery» og kalking. Karakterarter av zooplankton i sure innsjøer, og ved lav fiskepredasjon i Akershus, er: *Heterocope saliens*, *Eudiaptomus gracilis*, *Bosmina longispina*, *Diaphanosoma brachyurum*, *Holopedium gibberum*, *Keratella serrulata* (spesielt ved høyt innhold av organisk materiale), *Kellicottia longispina*, *Polyarthra* (hovedsakelig *P. remata*, *P. minor* og *P. vulgaris*) og *Collotheca* (hovedsakelig *C. libera*). Fordelingen av *Daphnia longispina*-gruppen relatert til predasjons- og innsjøkategorier, viser at den betydelige predasjonen fra abbor er årsaken til de lave populasjonene av denne karakterarten i forsurrede lokaliteter, og lokaliteter som gjennomgår naturlig «recovery» og «recovery» gjennom kalking. Slekten *Daphnia* og *Conochilus unicornis/hippocrepis* øker med økende pH, samt hoppekreps som *Cyclops scutifer*, *Mesocyclops leuckarti* og *Heterocope appendiculata*, både gjennom naturlig «recovery» og kalking, mens *B. longispina*, *K. serrulata* og *P. minor* avtar ved økende pH. I kalkede innsjøer og tjern er de fleste artene av dyreplankton nå tilbake i vannmassene.

Formålet med undersøkelsene i Oslo og Akershus i 2003 var følgende:

- *kjemiske analyser av kalkede lokaliteter på Romerikssåsene og mulige referanselokaliteter hvis dette fantes*
- *sammenligning av viktige kjemiske parametre i kalkede vann, og mulige referansevann*
- *analyse av zooplankton i kalkede vann, og sammenligning av zooplanktonsammensetning mellom mulige referansevann og kalkede vann*
- *generell analyse av kalkingsaktiviteten på Romerikssåsene, og i det undersøkte området av Oslo og Akershus.*

Basert på resultatene av disse analysene, vil forfatterne gi:

- *informasjon om de viktigste artene av dyreplankton er kommet tilbake etter kalking av Romerikssåsene, og implikasjonen dette har for generell «recovery» av innsjøene*
- *råd om videre kalkingsstrategi i dette området*
- *hvis mulig, informasjon om hvor langt naturlig «recovery» er kommet i dette området*
- *råd om etablering av typer referanselokaliteter, som skal tjene som langtidsovervåkningsystemer for kjemisk og biologisk «recovery».*



Fordi det i årets undersøkelser ikke var mulig å finne fram til ukalkede referanselokaliteter, er årets data blitt sammenlignet med fylkene Oppland og Vestfold. Plottene fordeler seg svært ulikt på disse kurvene fordi Oppland er betydelig mindre utsatt for forsuring enn Vestfold. Resultatene viste at:

- *innsjøene på Romeriksåsene er kalket svært kraftig i forhold til de naturlige innsjøene både i Oppland og spesielt Vestfold*
- *det kan ikke sees at våre innsjøer ligger i et område hvor selve vannmassene fortsatt er utsatt for sterkt forsuring; mens innløpsbekkene fortsatt kan være det*
- *de kalkede innsjøene holder høy pH i forhold til kalsiumkonsentrasjonene.*

## 1. INNLEDNING

Det siste tiåret har forsuringssituasjonen i vann og vassdrag vist en klar forbedring i hele Sør-Norge. Forbedringene er mest markante i de historisk sterkest forsurede områdene på Sørlandet og noe mindre tydelige på Vestlandet og Østlandet (Riise et al. 2000, Skjelkvåle et al. 2001b, Nilssen & Wærvågen 2002b, SFT 2003).

Forskning på restaurering av ferskvannssystemer etter forsurning («recovery») har de siste årene gitt en stadig bedre kunnskap om de mange og komplekse prosessene som er involvert. Imidlertid er det like nødvendig å oppsummere vår akkumulerte forskning og praktiske erfaring rundt forsuringstress, som å forbedre vår forståelse av «recovery»-prosessene. Den lengre tids stress av ferskvannøkosystemer over nesten 100 år i deler av vårt land - forsuringen - må studeres godt historisk, for at «recovery», som kun har foregått de siste 10 årene, skal forstås. Prosessene som karakteriserer stress og recovery av økosystemer i ferskvann er således tett bundet til hverandre. I de mest utsatte delene av Skandinavia og De britiske øyene startet forsuringen like etter at den industrielle oppbygging av Vest-Europa økte, mot slutten av 1800-tallet (Battarbee et al. 1990, Renberg et al. 1993).

Forvaltning av ferskvannøkosystemer etter stressperioder som forsuring blir derfor å sammenligne med forvaltning av slike systemer før den mest intense forsuringen startet i 1960-årene. Optimalisering av slike økosystemer til bruk for mennesker er imidlertid historisk meget godt kjent både i Sverige, Finland og Norge. De viktigste aktørene i «den norske gullalderen» i praktisk ferskvannøkologi 1920-1940 (H.Huitfeldt-Kaas, K.Dahl, S.E.Sunde, S.Sømme, A.Dannevig, I.D.Sømme) visste godt hvordan man skulle forvalte slike fiskepopulasjoner i alle deler av vårt land; både når det gjaldt ørret, abbor og de andre artene som hadde betydning som menneskeføde. Mange av disse fremragende forskerne og praktiske fiskeforvaltere kjente både til marine- og ferskvannøkologiske forhold, og var i tillegg dyktige og aktive innen flere forskningsfelt. Deres akkumulerte kunnskap er derfor nå svært verdifull når fiskesystemene igjen nærmer seg slik de var på 1920-40 tallet i store deler av Norge; som de var da de ovennevnte personer var aktive.

Tap av ørretpopulasjoner i innsjøer i sørøst Norge ble allerede rapportert tidlig på 1900-tallet (Dahl 1921), og det ble antatt at sykdom var mest sannsynlig årsak. Men dette kunne ikke forklare massedød av laks og sjøørret i tre elver i samme område i november 1920 (Huitfeldt-Kaas 1922). Siden fiskedøden opptrådte i flommen etter en ekstra tørr periode, ble det spekulert på om svovelsyre etter oksidering av myrområder spilte den avgjørende rolle (Huitfeldt-Kaas 1922). Ekstremt lave pH verdier rundt 4.7 indikerte videre at surt vann kunne forklare den observerte reduksjonen av laks og sjøørret i elver og fjellområder i Sør Norge i disse tiår (Dahl 1921, Sunde 1936, A.Dannevig 1938, Hovind 1963, G.Dannevig 1966, 1968).

Imidlertid forble årsaken til den storstilte utdøing av fisk fra høyfjellsregioner i Sør Norge og områdene fra Rogaland, Agder til Vest-Oslo og Akershus uløst; selv om A. Dannevig (1959) mente at surt nedfall var en vesentlig faktor. Nøyaktige undersøkelser av nedfallet gjorde at Odén (1976) konkluderte med at svovelutslipp var årsaken til økokrisen, som den storskala forsuringen etter hvert utgjorde. Forsuringen økte kraftig på 1960-70 tallet etter at industrien var bygd opp etter annen verdenskrig, og økte deretter fram til et maksimum ca 1990, for så å avta gradvis etter denne tid (Skjelkvåle et al. 2001b, DN 2003a).

På 1980-tallet gikk Norge i gang med storstilt kalking av økosystemer i ferskvann, som de har holdt på med til i dag (Sandøy & Romundstad 1995). Denne kalkingen av ferskvann har nå foregått i tilstrekkelig lang tid i en rekke ulike geografiske områder og biotoper til at vi kan identifisere både korttids- (1-5 år) og langtidseffekter (over 15-20 år) av aktivitetene (Henrikson & Oscarson 1984, Keller & Yan 1998, Keller et al. 1999, Nilssen & Wærvågen 2002a, 2002b, 2003b, Wærvågen & Nilssen 2003b). Imidlertid får mange økosystemer etter kalking ustabile artsstrukturer avhengig av hvor lenge de har vært utsatt for sterk forsuring (Nilssen & Wærvågen 2002a, 2002b, 2003b, Wærvågen & Nilssen 2003b).

Viktige faktorer under restaurering av ferskvann er disse:

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

Det er viktig at kalkingsaktivitetene følges av detaljerte biologiske undersøkelser med et dominerende grunnforskningspreg, i tillegg til kjemiske analyser. For å undersøke naturlig «recovery» er avgjørende at det opprettholdes referanselokaliteter i alle geografiske områder (Nilssen & Wærvågen 2001).

Begrepet biologisk «recovery» benyttes i dette studiet om restaurering av organismsamfunnet og økosystemet i retning av det opprinnelige. Selve begrepet biologisk «recovery» fortjener en betydelig dypere faglig diskusjon enn her, men er ikke målet i dette arbeidet. Viktige avveielser er (se Schindler et al. 1991, Nilssen & Wærvågen 2002b, 2003b, Wærvågen & Nilssen 2003b):

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

Dette arbeidet er en del av et grunnforskningsprosjekt som foregår i forsurrede, referanse- og kalkede lokaliteter, i et geografisk område som innbefatter fylkene Hedmark, Oslo og Akershus, Oppland, Vestfold, Buskerud, Telemark og Aust-Agder, og startet i 1996. Målet er, basert på

autøkologisk forskning i forsurede økosystemer, å utvikle kvalitative og kvantitative måleparametre innen samfunnet av dyreplankton for å beskrive økologiske hendelser og samfunnsutvikling etter kalking, eller ved restaurering gjennom naturlige prosesser (Keller & Yan 1998, Nilssen & Wærvågen 2002a, 2002b, 2003b, Wærvågen & Nilssen 2003b).

I dette undersøkelsesområdet i Sør-Norge 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) (DN 2003a, SFT 2003).

Formålet med undersøkelsene i Oslo og Akershus i 2003 var følgende:

- *kjemiske analyser av kalkede lokaliteter på Romerikssåsene og mulige referanselokaliteter, hvis dette fantes*
- *sammenligning av viktige kjemiske parametre i kalkede vann, og mulige referansevann*
- *analyse av zooplankton i kalkede vann, og sammenligning av zooplankton sammensetning mellom mulige referansevann og kalkede vann*
- *generell analyse av kalkingsaktiviteten på Romerikssåsene, og i det undersøkte området av Oslo og Akershus.*

Basert på resultatene av disse analysene, vil forfatterne gi:

- *informasjon om de viktigste artene av dyreplankton er kommet tilbake etter kalking av Romerikssåsene, og implikasjonen dette har for generell «recovery» av innsjøene*
- *råd om videre kalkingsstrategi i dette området*
- *hvis mulig, informasjon om hvor langt naturlig «recovery» er kommet i dette området*
- *råd om etablering av typer referanselokaliteter, som skal tjene som langtidsovervåkningssystemer for kjemisk og biologisk «recovery».*

## 2. UNDERSØKELSE SOMRÅDET

Det undersøkte området i kommunene Nittedal, Nannestad, Gjerdrum, Nes, Nesodden og Aurskog-Høland i Akershus er vist på Fig. 2-1. Ytterligere informasjon om lokalitetene er presentert i Vedl. 1. Lokalitetene ligger i områder med små eller ingen forsøringsproblemer (Nesodden, deler av Gjerdrum, Nes) til områder med betydelige problemer (Nannestad, Nittedal, Nes, Aurskog-Høland) før kalking ble satt i gang fra midten av 1980-tallet (Wilberg 1989, Pedersen et al. 1990a, 1990b, 1990c, Ørjasæter 1992). I den opprinnelige planen fra forfatterne var det lagt vekt på å undersøke en rekke referanseinnsjøer på Romeriksåsene, som hjelp til tolkning av dataserien fra kalkede innsjøer og for å undersøke naturlig «recovery». Bortsett fra noen meget få tjern (lok 10: Mosatjern), fant man i dette området ikke fram til slike.

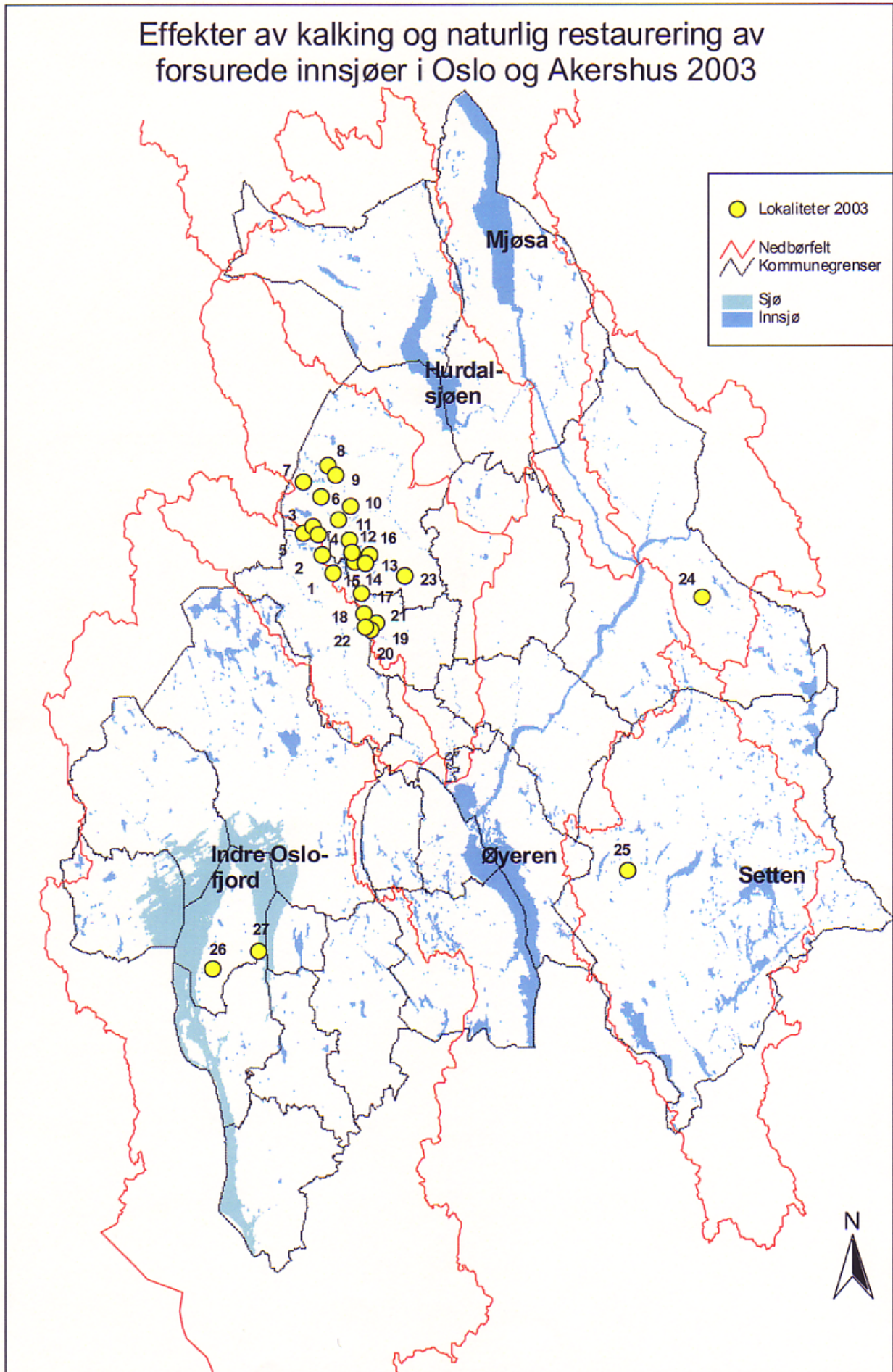
Den vestre delen av Oslo og Akershus ligger innenfor det såkalte Oslofeltet (Berthelsen et al. 1996). Oslofeltet ble opprinnelig dannet som en riftdal, hvor jordskorpen har sunket ned i forhold til de omkringliggende områdene og derved beskyttet mot millioner av år med erosjon. Berggrunnen i denne delen 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 den østlige delen av Akershus dominerer gammelt grunnfjell dannet i jordens urtid. Innenfor dette området er forskjellige granitter, gneisser og kvartsitt vanlige. I forsurningsammenheng er det de sure bergartene nevnt over som er viktige. Men innenfor grunnfjellsområdet er det mindre, lokale områder med rikere berggrunn, som biotittrike granitter og gneisser hvor det ikke er vesentlig forsøringsproblemer (Nilssen & Wærvågen 2003a). Det er hovedsakelig midtre og østlige del av Oslo og Akershus som har problemer med surt nedfall (Henriksen & Andersen 1982, Riise 1987, Wilberg 1989, Pedersen et al. 1990a, Ørjasæter 1992), og grensene følger stort sett de geologiske forholdene.

Det varierte landskapet i Oslo og Akershus, som vi ser det i dag, har en meget kompleks historie med trekk fra jordens oldtid fram til Tertiær- og Kvartærtid (Skjeseth 1981). De deler av fylket som er dominert av gneisser og granitter har et tynt jorddekke; hvor det vesentlig er berggrunns-topografien som bestemmer hvordan landskapet ser ut. Den postglasiale marine grensen i Oslo og Akershus er ca 220 moh i nordre del av fylket og synker til ca 190 moh i søndre del. Innsjøene på Romeriksåsen, og de aller fleste lokalitetene i denne undersøkelsen ligger over marin grense (Vedl. 1).

Etter denne beskrivelsen er det først og fremst over den marine grensen at det kan ventes å finne forsøringsfølsomme områder i Oslo og Akershus. Bergartene i dette området gir normalt ionefattig avrenningsvann ved forvitring, og sammen med sur nedbør gir dette dårlig kjemisk

## Effekter av kalking og naturlig restaurering av forsurede innsjøer i Oslo og Akershus 2003



Figur 2-1. Undersøkte lokaliteter i 2003 (se også Vedlegg 1) (data fra fylkesmannen i Oslo og Akershus 2003).

buffering i akvatiske systemer (Wright & Henriksen 1978). Under den postglasiale marine grense kan det være avsatt kvartærgeologiske avleiringer, og noen av disse er av marin karakter, som skjellsand og marin leire; vanlig i Asker, Bærum, Oslo og Nesodden (Pedersen et al. 1990a, Nilssen & Wærvågen 2003a).

Selv om Oslo og Akershus har betydelige områder med forsuret ferskvann (Wilberg 1989, SFT 1991), kan forholdene i fylket ikke måle seg med de massive ødelagte naturområdene i Øst-Rogaland, Telemark og Agder. Sannsynligvis kom også forsuren senere (på 1970-80 tallet) til mesteparten av Oslo og Akershus (Henriksen og Andersen 1982, Wilberg 1989, SFT 1991), i motsetning til de kronisk sure forholdene lenger sør. 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 (A. Dannevig 1938, Snekvik 1974). Paleøkologiske undersøkelser av kortere sedimentkjerner (som hovedsakelig inkluderer den nylige forsuren og utviklingen fra 1800-tallet), er utført flere steder i Telemark/Agder (Berge et al. 1990, Nilssen & Sandøy 1990). De paleolimnologiske restene av den viktige økologiske indikatororganismen *Daphnia longispina*-gruppen) (se Kapittel 3) er videre funnet i en rekke lokaliteter som nå er kronisk sure (Nilssen 1984). Etter kalking og i noen få tilfeller gjennom naturlig restaurering, har denne arten kommet tilbake i store mengder (Nilssen & Wærvågen 2002b). Mosatjern (lok 10) i årets undersøkelse kan være på vei til naturlig restaurering, basert på tilstedeværelse av *D. longispina* og *Mesocyclops leuckarti* i vannmassene (Fig. 4-4a, 4-4b).

I løpet av de to tiårene 1970-90 ble en rekke lokaliteter stadig surere i Sør-Norge, mens forholdene har blitt bedre etter midten av 1990-tallet (Odén 1976, Skjelkvåle et al. 1998, 2001b, Stoddard et al. 1999). Det observeres en begynnende biologisk restaurering gjennom egne prosesser i nedslagsfeltene (Nilssen & Wærvågen 2002b, SFT 2003), og store deler av naturen i Skandinavia restaureres nå kjemisk på egen hånd etter forsuren (Skjelkvåle et al. 2001b). Dette betyr at aktivitetene i stadig større grad kan endres fra overvåkning av kalking til overvåkning av natur (f.eks. Nilssen & Wærvågen 2001).

I Norge startet forsuren av ferskvann allerede mot slutten av det 1900-århundre, men fikk først maksimum geografisk utbredelse under 1980-tallet (Hesthagen et al. 1999). I løpet av den første delen av 1990-tallet økte pH og ANC langsomt i overvåkningslokaliteter på Sørlandet, det mest surhetsstressede området i landet (Moldan et al. 2001). Dette kan tolkes slik at naturlig restaurering er i gang i store deler av Skandinavia (Nilssen & Wærvågen 2002b), og dette gjelder sannsynligvis også deler av det undersøkte området (Riise et al. 2000).

Til tross for at dette området ligger like ved universitetet i Oslo og andre forskningsinstitusjoner, foreligger det begrenset grunnforskning om biologiske forhold rundt forsuren og «recovery» av ferskvann i Oslo og Akershus. Arbeid er vesentlig utført rundt vannkjemi, kalking og fiskestatusforhold (Henriksen & Andersen 1982, Riise 1987, Pedersen et al. 1990a).

På Romeriksåsene er det utført bunndyrsundersøkelser i forbindelse med kalking (Brittain & Økland 1990), og evaluering av kalkingstiltak i Akershus er foretatt, basert på allerede innsamlet materiale (Bjørntuft 1993). Det er også foretatt omfattende prøvofiske med kjemiske undersøkelser (Wilberg 1989, Pedersen et al. 1990a, Ødegård et al. 1994, Enerud 2000).

De undersøkte innsjøene i 2003 har ikke vært inkludert i store landsdekkende forskningsprosjekter som SNSF-prosjektet og det norske Kalkingsprosjektet. Fra Oslo og Akershus fins imidlertid flere undersøkelser av biogeografi til f eks dyreplankton (Schartau 1986, Løvik 1988, Halvorsen et al. 1994), og det foreligger detaljerte undersøkelser fra mindre områder (f eks Oslomarka: Jørgensen 1972 og Gardemo-området: Halvorsen et al. 1994). En detaljert undersøkelse rundt kjemiske forhold og utbredelse av fisk er utført av Akershus jeger- og fiskeforening på slutten av 1980-tallet (Pedersen et al. 1990a).

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, som Mosatjern før forbedringen startet på 1990-tallet (Fig. 4-3b). Disse er nå relativt sjeldne i fylket, og finnes ved svært høy innsjøfarge, som vil minske gifteffekten av metaller som aluminium, men som samtidig også senker bufferevnen på innsjøene (Lydersen et al. in press). De fleste lokaliteter, bortsett fra de ekstremt kalkrike, er utsatt for sure episoder i vårmeltingen (noen historiske data er oppsummert i Wilberg 1989, Ørjasæter 1992) og mye surt nedfall til andre deler av året, spesielt om høsten. Følsomme lokaliteter blir kronisk sure eller lider av alvorlige sure episoder.

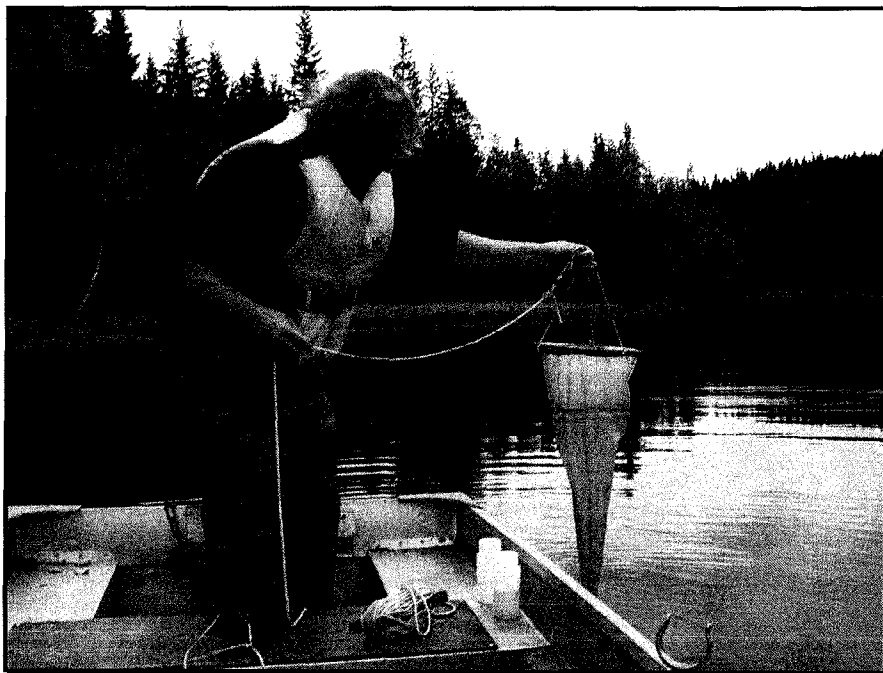
Spesielt for innsjøer og tjern i Oslo og Akershus er den store humusmengden i vannmassene (Grande 1970, Jørgensen 1972, Pedersen et al. 1990a, Skjelkvåle et al. 2001a; Vedl. 1), som også har økt de siste årene (Skjelkvåle et al. 2001b). Også i Skandinavisk sammenheng er fargetallet høy i vannmassene (Vedl. 1; Skjelkvåle et al. 2001a). Dette har viktig innflytelse på de biologiske forholdene for alle vannlevende organismer. Forhøyde humusmengder i dette området gir store problemer for overlevelse av vannorganismer, spesielt om vinteren (Grande 1970). Laksefisk kan således få problemer i store deler av sitt utbredelsesområde (Grande 1970). Slike humusmengder som observert i de undersøkte områdene i Oslo og Akershus (Riise 1987, Pedersen et al. 1990a, Nilssen & Wærvågen 2003a) senker også «bufferevnen» (som ANC: 'acid-neutralising-capacity') for innsjøvannet (Lydersen et al. in press), som kan gi vesentlig stress til organismene, spesielt under perioder med ytterligere forsuring. Ofte har også de små bekkene inn til en innsjø opptil én enhet lavere pH enn i vannmassene og aluminium er også vesentlig høyere (Andersen 2002). For arter som ørret, som gyter i slike bekker, får dette sterk betydning og kan være den viktigste årsaken til at ørret har problemer i naturlig restaurerte lokaliteter i store deler av Oslo og Akershus, spesielt i tjern høyt oppe i vassdragene (se Henriksen & Grande 2002, Dønnum 2002, Lydersen et al. in press).



### 3. MATERIALE OG METODER

#### 3.1. FELTMETODER OG KJEMISKE METODER

Undersøkelsen av 27 innsjøene i Oslo og Akershus foregikk høsten 2003 i innsjøer utvalgt av forfatterne, i samarbeid med miljøvernetaten hos fylkesmannen i Oslo og Akershus og AJFF. Problemstillingen til prosjektet var å undersøke effekter av kalking og «recovery» av innsjøene, belyst ved artssammensetning og samfunnsstruktur i dyreplanktonet. Innsamlingene ble utført fra båt i nærheten av innsjøens antatt dypeste punkt samtidig med eventuelt prøvefiske, eller undersøkelse av bunndyr i strandsonen. Zooplanktonprøvene ble innsamlet med en planktonhov, med diameter på ca 30 cm og maskevidde på 90 µm. Prøvene ble konservert med Lugols væske. De kjemiske prøvene (se Vedl. 1) er analysert på interkalibrerte laboratorier etter norske standarder (NINAs laboratorium; Limnobasen eller Vanndatabasen for Oslo og Akershus).



**Figur 3-1.** Innsamling av zooplanktonprøvene ble utført med en planktonhov fra båt i nærheten av innsjøens antatt dypeste punkt, her Jørn Enerud i Nordre Bakkholtjern, (bilde fra fylkesmannen i Oslo og Akershus 2003).

### 3.2. KLASSIFISERING AV REFERANSE- OG KALKEDE INNSJØER

Skal det drives grunnforskning på stress og «recovery» i ferskvann, er noe av det viktigste å søke etter økologisk baserte kjennetegn for å inndele mangfoldet av innsjøer og rennende vann. Det er avgjørende å kunne *identifisere kjemiske og biologiske mønstre*, hvis en skal analysere biologisk «recovery», både naturlig og «tvungen» via kalking (Nilssen & Wærvågen 2002b). Vår inndeling av innsjøer er basert på erfaringsmateriale fra mer enn 30 års feltundersøkelser. Idéen til inndelingen er tatt etter en modell der innsjøenes forsuring og restaurering betraktes som et storskala titreringsforsøk i naturen (Henriksen 1980), basert på en tenkt titreringskurve av ferskvann. I tillegg til dette vil hver kategori inndeles ytterligere etter intensitet av fiskepredasjon. De ulike kategoriene er A-E, inndelt som vist i Tabell 3-1. Utgangskategorien før kalking (A til D) er imidlertid avgjørende for utvikling av organismesamfunnet etter kalking (E).

I de undersøkte lokalitetene i Akershus 2003 var det relativt lite historiske data tilgjengelig fra innsjøer og tjern (Vedl. 1); og det var delvis motstridende opplysninger når det gjaldt fiskepredasjon i vannmassene. Disse opplysningene er avgjørende når det gjelder inndeling av innsjøer i kategorier, fordi fiskepredasjon kan skjule eventuell biologisk restaurering i lokaliteten. For noen få av innsjøene er derfor kategoriene også inndelt etter zooplanktonarter som reagerer på fiskepredasjon (Nilssen & Wærvågen 2002a, 2002b).

**Tabell 3-1. Inndeling av innsjøer i kategoriene: A, B, C, D1, D2, E1 og E2.**

- **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, som senker hastigheten av «recovery»-prosessen.
- **B** betegner innsjøer utsatt for sterk episodisk forsuring, vanligvis med pH rundt 5.0 og like over. 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 forsuringsperioden var pH = 5.0-5.8. 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 forsuring, og med høyt bikarbonatinnhold. Av disse har D2 kun ørret, mens D1 betegner innsjøer med høy fiskepredasjon. Slike innsjøer ligger som oftest under marine grense.
- **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 rent unntaksvis D.

Vanligvis ligger de gjennomsnittlige kalsiumverdiene i innsjøer og tjern over den marine grense for Oslo og Akershus på 1-3 mg Ca · L<sup>-1</sup> (Pedersen et al. 1990a). Dette er betydelig høyere enn verdiene for Agder og Telemark og Buskerud, som ofte ligger rundt 0.5-1.0 mg Ca · L<sup>-1</sup> (Nilssen & Wærvågen 2001, 2004, Wærvågen & Nilssen 2003a). Fargetallet i lokalitetene (humusmengden) er også betydelig høyere i Oslo og Akershus (Pedersen et al. 1990a, Nilssen & Wærvågen 2001, 2004). I årets undersøkelse tilhørte Mosatjern sannsynligvis kategori A før

1990 (Fig. 4-3b). I 2003 var pH fortsatt under 5.5 og kalsium på ca 0.8 mg Ca · L<sup>-1</sup> (Vedl. 1). Innsjøene på Nesodden (sannsynligvis under den marine grense) hadde som D-kategorityper pH i nærheten av 7.0, og høye kalsiumverdier (Vedl.1). Etter kalking (kategori E) ligger kalsiumverdiene vanligvis høyt i dette området, ofte mellom 5-10 mg Ca · L<sup>-1</sup> (Vedl. 1). Det er tidligere påpekt at enkelte slike innsjøer kanskje kan være overkalkede (Bjørntuft 1993).

### **3.3. PELAGISK OG BENTISK SONE - VALG AV INDIKATORSYSTEM FOR INNSJØER**

Både det pelagiske og bentiske økosystemet egner seg som indikatorer ved forsurening og kalking/naturlig recovery (Brandrud et al. 1999, Walseng et al. 2001, 2003, Halvorsen et al. 2002, Nilssen & Wærvågen 2002a, 2002b). Den viktigste fordel ved å bruke pelagiske arter av dyr (dyreplankton) er først og fremst at prøvetakningen er mye mindre tidkrevende og artsidentifisering betydelig enklere. Erfaringen med å benytte pelagisk zooplankton som indikatorer er i tillegg utviklet meget langt (Keller & Yan 1998). For de fleste av zooplankton-artene foreligger i tillegg mye autøkologisk data i forhold til forsurening og recovery. Forfatterne har siden 1972 arbeidet med zooplankton og forsurening i Sør-Norge (Nilssen 1980), hvor også paleoøkologiske metoder er benyttet (Nilssen 1984, Nilssen & Sandøy 1990). Disse involverer lange tidsserier fra før forsuringen satte inn for alvor.

### **3.4. ZOOPLANKTON SOM BIOINDIKATORER FOR BIOLOGISK FORSURING OG «RECOVERY»**

Zooplankton utgjør det avgjørende produksjonsleddet mellom plante- og bakterieplankton og fisk. De mest attraktive fiskeartene er enten hele livet planktivore (konsumerer dyreplankton) eller har viktige stadier som gjør det, som regel yngelstadiet. Av de viktige artene i Norge, er det spesielt ørret som benytter inn- og utløpsbekk i første del av livshistorien og ikke innsjøen, selv om det også finnes populasjoner som er innsjøgytere (Sømme/Jensen 1948).

Krepsdyrsamfunnet i en bestemt lokalitet er stabilt, 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 variabelt mellom innsjøer enn innen år, mens hjuldyr var mer variable over tid. Det totale zooplanktonsamfunnet vil derfor egne seg godt for å identifisere og studere økologisk stress, som forsurening og «recovery», både naturlig og gjennom kalking.

Forsuringen er kjent for å påvirke antallet av og artssammensetning av zooplankton, spesielt på grunn av forandrede predatorforhold (Eriksson et al. 1980, Nilssen 1980, Henrikson & Oscarson 1981). Det er framfor alt 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), i Norge spesielt *C. scutifer*. Ved kronisk forsurening 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 2003b). Calanoide kopepoder, som *E. gracilis*, klarer seg godt under alle pH og aluminiumskonsentrasjoner. *Heterocope appendiculata* er meget følsom overfor forsuring og forsvinner vanligvis ved  $\text{pH} \leq 5.3$ . Her kan den best sammenlignes med slekten *Daphnia*. 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 (fra strandsonen) arter påtreffes i pelagialen til ulike tidspunkt av året. Av rotatorier er det hovedsakelig følgende arter som blir igjen i sure lokaliteter: *K. longispina*, *K. serrulata* (opptrer ofte sammen med høye humuskonsentrasjoner i lokalitetene), samt ulike arter av *Collotheca* og *Polyarthra* (Wærvågen & Nilssen 2003b).

Før de ulike artene forsvinner fra lokaliteten ved økt forsuring, produserer de hvileegg, som synker til bunn og lagres der; den såkalte egg-bank. Hvileeggene kan klekke når systemet igjen kan huse artene. Imidlertid produserer de cyclopoide kopepodene ikke hvileegg, i likhet med den viktige kalanoide kopepoden *E. gracilis*. Men de fleste, kanskje alle, vannlopper og hjuldyr har hvileegg, samt den viktige hoppekrepslekten *Heterocope* og fleste andre kalanoide hoppekreps i Norge (se Nilssen & Wærvågen 2002a, 2003b, Wærvågen & Nilssen 2003b).

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 kanskje spredning gjennom fugler (Proctor 1964). Studier på «recovery» av kopepoder og rotatorier i Sørøst-Norge er ferdigstillet (Nilssen & Wærvågen 2003b, Wærvågen & Nilssen 2003b). I Øst-Norge kommer også hoppekrepsen *H. appendiculata* tilbake (Nilssen & Wærvågen 2003a; Fig. 4-4b), den har kjemiske krav som er veldig like *D. longispina* (Nilssen & Wærvågen 2002b, 2003b).

Enkelte arter som er påvirket av sur nedbør i innsjøsystemer, forsvinner gjerne over noen tiår. Dette er i motsetning til laksefisk som ørret, som forsvinner relativt raskt når de ikke lenger kan oppnå at yngelen vokser opp (NJFF 1971). Da kan gjerne arter som ørret bli borte i løpet av 4-5 år. Abborer 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 reproduksjonsevne kan de hurtig bygge opp store populasjoner etter kalking (Nilssen & Wærvågen 2001). 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 mye 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 nøkkel-predator («keystone predator»), dør ut under forsuring og erstattes av invertebrate arter, som larver av *Chaoborus* og buksvømmere (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 forsurrede og kalkede innsjøer på autøkologi til ulike zooplankton, livshistorier og sesongmessige kvantitative fordelinger i hele vannmassene. Bortsett fra de detaljerte kvantitative undersøkelsene i Gjerstad/Risør kommuner i Aust-Agder 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 (dødelige) og subletale (ikke-dødelige) 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 forsuring (Nilssen et al. 1984). Men på den andre siden er det publisert en mengde data rundt biogeografisk fordeling av zooplankton i områder med vann av ulike kvaliteter. Dette gjelder også Oslo og Akershus (Jørgensen 1972, Schartau 1986, Løvik 1988, Halvorsen et al. 1994). Det finnes lite data om de opprinnelige zooplanktonsamfunnene før forsuringen satte inn for alvor rundt 1960. I flere deler av Norge er det foretatt paleoøkologiske undersøkelser, som Agder (Brakke 1980, Nilssen 1984, Nilssen & Sandøy 1990), men dette gjelder i første rekke litorale arter av småkreps, som vannlopper (Cladocera).

Siden mesteparten av innsatsen under den mest hektiske forsuringsforskningen på 1980-tallet konsentrerte seg om biogeografiske studier, er det store kunnskapsmangler om økosystemene. Selv om vi stort sett kan resonnerer oss fram til tidligere zooplanktonsamfunn, er det vanskelig å finne data på opprinnelige zooplanktonsamfunn før forsuring. Hvordan interaksjonene var mellom de ulike artene, spesielt predatorer, er heller ikke kjent. Her kreves det en betydelig mengde variert grunnforskning generelt for alle slike områder i Norge. Detaljert effekt på vanlige norske økosystemer med arter som pelagiske buksvømmere, larver av svevemygg (*Chaoborus* spp.) og hoppekrepsene *H. saliens*, *C. scutifer*, *C. abyssorum*, er heller ikke kjent.

Det opprinnelige zooplanktonsamfunnet i enkelte sure områder er mulig å rekonstruere basert på tidligere publikasjoner og innsamlede materiale (Jørgensen 1972, Halvorsen et al. 1994, Schartau 1986). I store 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 i deler av dette geografiske området store mengder med hvileegg av denne arten i de mange innsjøene (Nilssen 1984). Mot overflaten, ved økende grad av forsuring, er det flere skallrester av den forsuringstolerante *B. longispina* (Nilssen 1984). Tilsvarende forhold er vist i flere lokaliteter i det samme geografiske 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 løpende grunnforskning til forfatterne.

Tabell 3-2 viser eksempel på bruk av zooplankton som modell ved forsuring og «recovery». En rekke arter inngår i analysene, men med til dels 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, 2003b, Wærvågen & Nilssen 2003b).

Tabell 3-2. 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» (kroppsform, størrelse og pigmentering)
<b>COPEPODA (HOPPEKREPS)</b>		
<i>Hetercope appendiculata</i>	***	*
<i>Hetercope saliens</i>	***	**
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	♠	*
<i>Acanthodiaptomus denticornis</i>	*	—
<i>Mixodiaptomus laciniatus</i>	***	*
<i>Cyclops abyssorum</i>	***	**
<i>Cyclops scutifer</i>	***	**
<i>Mesocyclops leuckarti</i>	*	**
<i>Thermocyclops oithonoides</i>	**	**
<i>Diacyclops nanus</i>	***	**
<i>Acanthocyclops vernalis</i>	***	**
<b>CLADOCERA (VANNLOPPER)</b>		
<i>Daphnia longispina/D. rosea</i>	***	***
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	*	**
<i>Bosmina longispina</i>	*	**
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	*	**
<i>Holopedium gibberum</i>	*	**
<b>ROTATORIA (HJULDYR)</b>		
<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, P. minor</i>	**	—
<i>Synchaeta</i> spp. (flere arter)	**	—
<i>Ascomorpha</i> spp. (flere arter)	♠	—
<i>Conochilus unicornis/hippocrepis</i>	***	—
<i>Conochiloides natans</i>	**	—
<i>Collotheca</i> spp. (flere arter)	♠	—
<i>Asplanchna priodonta</i>	***	*
<b>INSECTA (INSEKTER)</b>		
<i>Chaoborus</i> spp. (larver av svevemygg)	**	**
Corixider (flere arter pelagiske buksvømmere)	***	**

Tabell 3-3 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 også stor innvirkning på zooplanktonsamfunnet, og larver av svevemyggen kan utsette «recovery»-prosessen.

**Tabell 3-3a. Eksempel på bruk av zooplankton ved analyse av biologisk «recovery» ved kombinasjon av pH og grad av fiskepredasjon.**

**I:** *Daphnia longispina*-gruppen,

**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 (eller lavt forhold: IV) og + = høyt forhold (IV).

I			II		
Grad av fiskepredasjon			Grad av fiskepredasjon		
pH	lav (2)	høy (1)	pH	lav	høy
< 5,0	-/*	-(0)	< 5,0	**	**
> 5,5	***	*/(0)	> 5,5	0	***
III			IV		
Grad av fiskepredasjon			Grad av fiskepredasjon		
pH	lav	høy	pH	lav	høy
< 5,0	***	0/(-)	< 5,0	-	-
> 5,5	***	-(0)	> 5,5	-	+

**Tabell 3-3b. Forhold mellom ulike kategorier av innsjøer, kalkingshistorie og mengder av indikatorartene *Cyclops scutifer* og *Daphnia longispina*.**

Tid etter kalking (eller naturlig restaurering): kort tid: mindre enn 5 år; lang tid: mer enn 10 år.

Symbolbeskrivelse: \*\*\* = dominant art, \*\* = vanlig til stede, \* = små mengder,

(\*) = svært lite antall

0 = ingen individer

Kategori	Kalking	<i>C. scutifer</i>	<i>D. longispina</i>	Kommentarer
A-kronisk	ingen	0 - (*)	0	Begge arter borte fra pelagialen ved kronisk forurening
B-pH 5.0	ingen	* - **	0 - (*)	<i>C. scutifer</i> i hypolimnion
A-kort tid	ja	(*)	***	Ved lite fiskepredasjon; mye fisk, se Tab. 3-3a
A-lang tid	ja	0 - *	**	Ved lite fiskepredasjon; mye fisk, se Tab. 3-3a
B-kort tid	ja	** - ***	* - ***	Mengde av <i>D. longispina</i> avh av fiskepredasjon
B-lang tid	ja	***	* - ***	Mengde av <i>D. longispina</i> avh av fiskepredasjon
C-alle	ja	***	* - ***	Mengde av <i>D. longispina</i> avh av fiskepredasjon
D-alle	ja	***	* - ***	Mengde av <i>D. longispina</i> avh av fiskepredasjon



### 3.4.1. TAKSONOMISKE NOTATER OM ZOOPLANKTON

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*), U. Einsle og M. Holynska (*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.

Cladocerer (vannlopper) som er viktige indikatorer ved forsurening og recovery er vist i Tabell 3-3a. Avgjørende er slekten *Daphnia*. I det undersøkte området dreier det seg sannsynligvis om artene *D. longispina* (over marine grense; på Romeriksåsen) og delvis *D. rosea* (under den marine grense og i mindre vannansamlinger; Tveten & Hobæk 2002). Siden disse artene er i ferd med å identifiseres ved genetiske markører (Hobæk in prep, Schwenk et al. in prep.), blir de i rapporten kalt *D. longispina* eller *D. longispina*-gruppen.

I innsjøer som tidligere har vært kronisk forsuredde i Agder og Telemark opptrer *Cyclops abyssorum* som en overgangs(fugitiv)-art, inntil *C. scutifer* kommer tilbake (Nilssen & Wærvågen 2004). *C. abyssorum* er svært følsom overfor konkurranse fra *C. scutifer*. Denne arten *C. abyssorum* er også påtruffet i kronisk sure innsjøer som Nordre Puttjern i Oslo (Brettum & Løvik 2002). De undersøkte innsjøene i Akershus 2003 har ikke slik artsstruktur, sannsynligvis fordi de ikke har vært så kraftig forsuringstresset som innsjøene lenger sør i landet og i Nordre Puttjern, eller de har hatt høyere pH i dypvannet, som er vanlig i humuslokaliteter (Hindar & Nilssen 1983).

Flere slekter av rotatorier er ikke identifisert til art i ved opptellingen: som *Synchaeta* spp. (flere arter), *Conochilus unicornis/hippocrepis* og *Collotheca* spp. (flere arter). Når disse artene fikseres, trekker de seg sammen til vanskelig identifiserbare klumper. *Conochilus unicornis/hippocrepis* er bestemt til *Conochilus unicornis*, men koloniene er på størrelse (mer enn 60 dyr i koloniene) med det som vanligvis betegnes som *Conochilus hippocrepis*.

## 4. RESULTATER OG DISKUSJON: UNDERSØKTE LOKALITETER I 2003

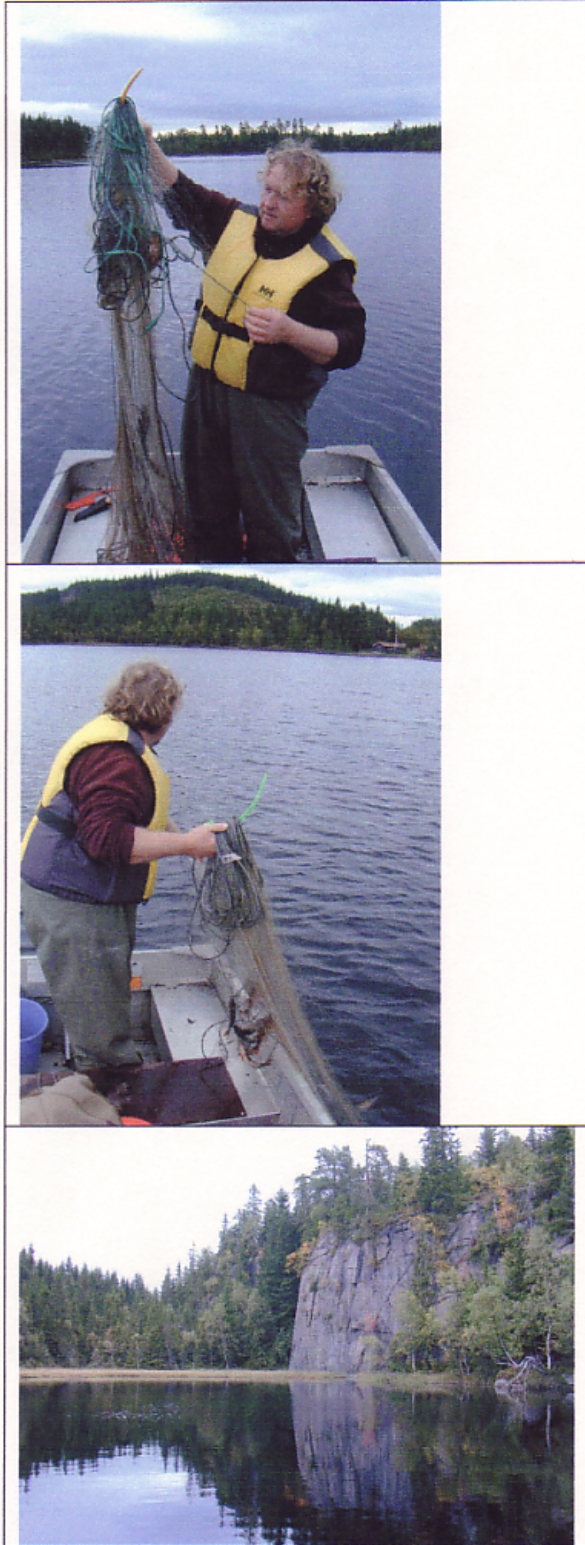
### 4.1. KJEMISKE FORHOLD I LOKALITETENE

Beliggenheten til de undersøkte lokalitetene i 2003 (1-27) er presentert i Fig. 2-1, og resultatene av de kjemiske analysene er vist i Vedl. 1. Forholdene til kalking og fiskepredasjon er også presentert i Vedl. 1 (pers. medd. Oslo og Akershus, miljøvernavdelingen; NJFF, avd. Oslo og Akershus).

Det kan være vanskelig å finne fram til «referanseinnsjøer» i enkelte geografiske deler av Oslo og Akershus, spesielt på Romeriksåsene, hvor det har vært stor kalkingsinnsats siden midt på 1980-tallet (Wilberg 1989). I fylket ellers er det på grunn av den naturlige innvandring av ferskvannsfisk, ikke vanskelig å finne fram til innsjøer innenfor C og D kategoriene med høyt predasjonstrykk fra fisk (Nilssen & Wærvågen 2003a). Det er betydelig vanskeligere å finne fram til naturlige B, C og D-innsjøer med lavt predasjonstrykk av fisk. Det siste er nødvendig for å frakoble effekten av fiskepredasjon fra naturlig restaurering av innsjøer, når forsuringen avtar. Det er vanskelig å trekke sikre konklusjoner om naturlig restaurering av naturen og kalkingeffekter uten å ha data fra en hel rekke forskjellige typer av referanselokaliteter, med ulik predasjonstrykk fra fisk (Nilssen & Wærvågen 2002a).

På Romeriksåsene er det imidlertid ikke vanskelig å finne innsjøer med lavt predasjonstrykk fra fisk (Vedl. 1). Derfor er det mulig å studere hvordan den naturlige utbredelsen av dyreplankton sannsynligvis var i dette området. Det eneste problematiske er at vi mangler naturlige A og B-innsjøer i årets serie (bortsett fra Mosatjenn: lok 10).

En hel del brunfargede vann (humusvann) i skogbeltet av Oslo og Akershus, som i denne undersøkelsen, har delvis stått imot forsuringen på grunn av humusstoffenes evne til å avgifte aluminium og tungmetaller. Mange av innsjøene har imidlertid abbor og/eller mort og et nedbeitet zooplanktonsamfunn (Fig. 4-4a). Ved kalking opptrer overtetthet av abbor etter få år (Nilssen & Wærvågen 2002a). De fleste innsjøene i lavlandet i Oslo og Akershus og nærliggende fylker (Wærvågen & Nilssen 2002, 2003a), er naturbetingede objekter for overtetthet av denne arten. Mange har litoralsone med mye vegetasjon, grunnområder eller nedfelte trær som egner seg til gyteområder. Høy vanntemperatur og betydelig produksjon av plankton gir rask vekst hos abbor. I mange deler av Oslo og Akershus er innsjøene karakterisert av permanent overbefolkning av abbor og mort, hvis det ikke er betydelig biomasse av predatorarten gjedde, som holder nede disse artene.



Figur 4-1. Steinsortungen (bilde øverst) ligger sentralt i en serie av innsjøer og tjern, og var B-innsjø før kalking ble igangsatt. I samme geografiske område ligger Søndre Tvekjeller (bilde i midten) og det lille tjernet Nordre Bakkholtjern (bilde nederst). Søndre Tvekjeller var tidligere B/C kategori, mens Nordre Bakkholtjern var A/B kategori. Alle tre lokalitetene har nå restaurert dyreplankton med betydelige mengder av *D. longispina* og *C. scutifer*.

Innsjøene 1-27 (Vedl. 1) ligger i et område av Norge som var utsatt for sterk forsurening på 1970-80 tallet, og fikk deretter fiskedød og forsurede ferskvann (Wilberg 1989, SFT 1991, Pedersen et al. 1990a). Mesteparten av området, spesielt det som lå over tidligere marine grense og var utsatt for forsurening, hadde før kalking ble igangsatt pH rundt 5.0-5.5 og kalsium rundt 1-3 mg Ca · L<sup>-1</sup> (Pedersen et al. 1990a). Dette kan derfor regnes for referanseverdier i store deler av fylket (Pedersen et al. 1990a).

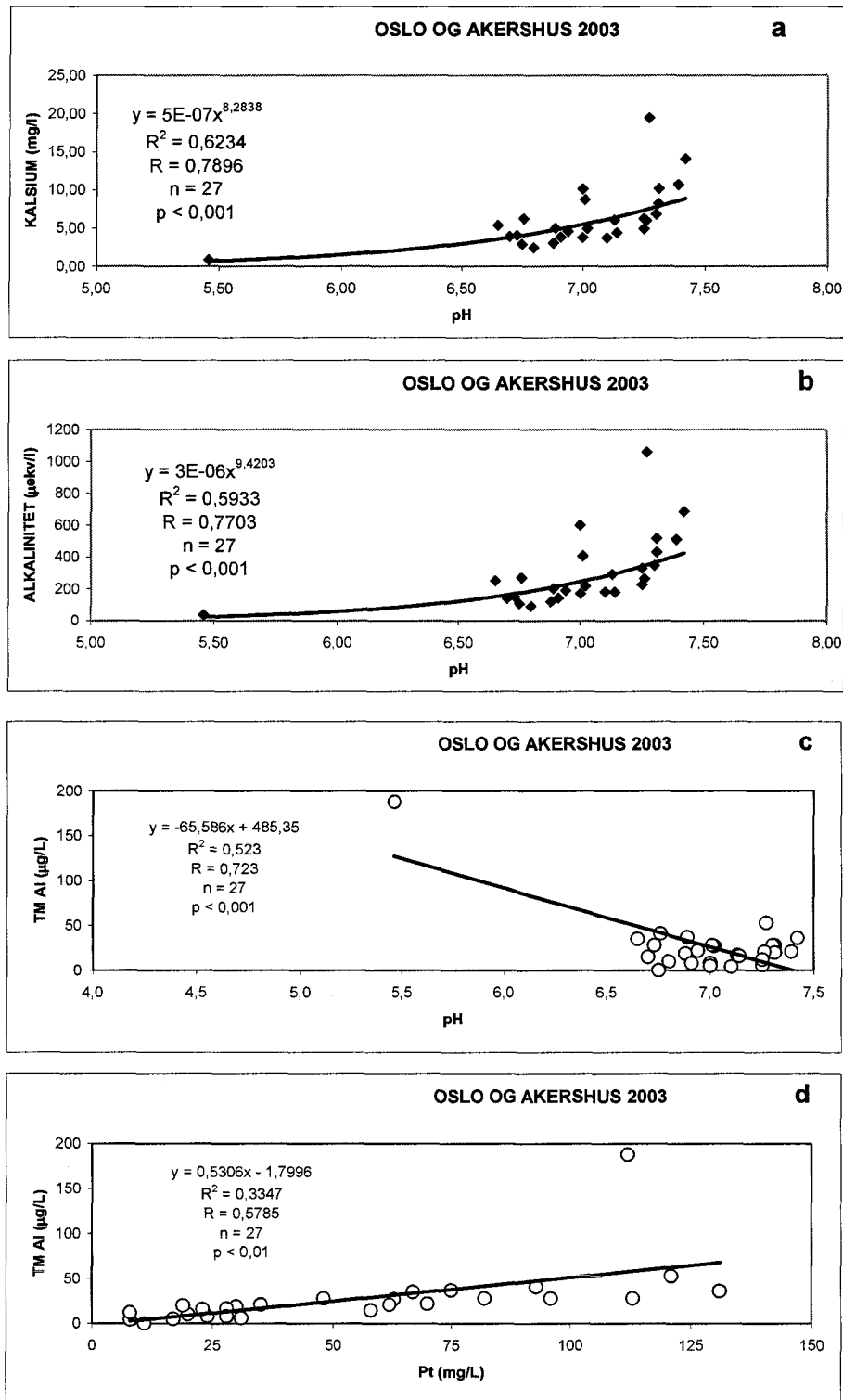
På Romeriksåsene var forholdene betydelig verre (Wilberg 1989). Høsten 1985 hadde 81 av i alt 108 undersøkte lokaliteter pH verdi under 5.0, og gjennomsnittet var ca 4.78 (Wilberg 1989). Dette betyr at innsjøer og tjern i dette området lå mellom kategori A og B-innsjø (se Kap. 3). I innløpsbakkene var forholdene sannsynligvis enda verre (se Andersen 2002). Det var mange fisketomme vann (Wilberg 1989, SFT 1991).

De utvalgte lokalitetene (1-27) for 2003 omfatter både litt større lokaliteter som Sagstusjøen (lok 24) og Bjertnessjøen (lok 11) til grunne tjern som Mosatjern (lok 10), Mårratjern (lok 21) og Dagrosputten (lok 22). Lokalitetene er valgt slik fordi variasjonen av ferskvannsorganismene er vesentlig å stadfeste i slike studier. Det var også viktig å klargjøre om noen tjern eller dammer virket som refugier (hadde restpopulasjoner) for viktige dyreplankton. Tilsvarende studier har vært foretatt i store deler av Sør-Norge siden 1996 (Nilssen & Wærvågen 2001, 2003a, Wærvågen & Nilssen 2002, 2003a).

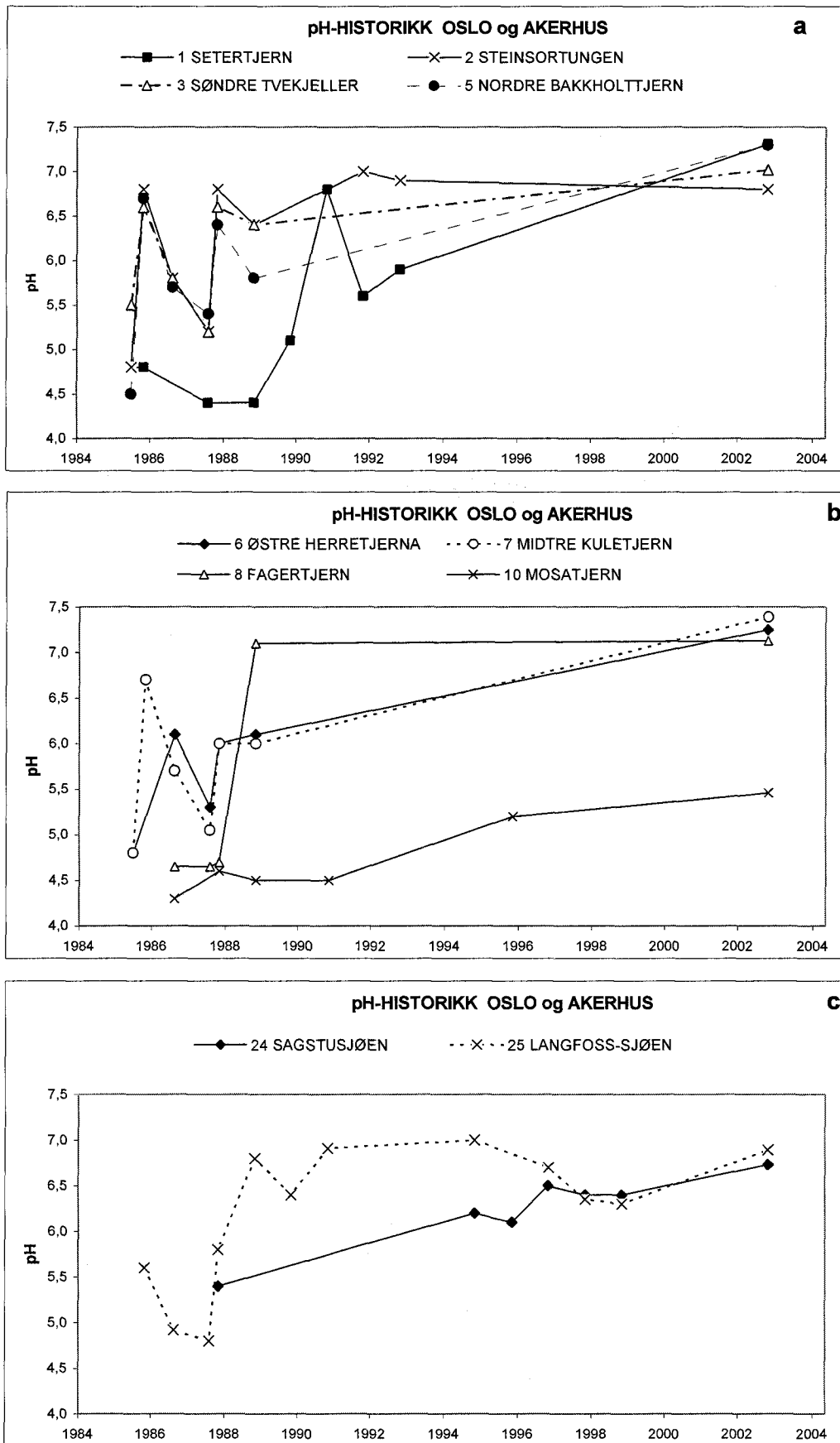
Historiske data fra Østlandet-Sør, som omfatter undersøkelsesområdet 2003 er utført som en del av et landsomfattende monitor-studie som har foregått i noen tiår (SFT 2003). Det går fram at det skjedde en forbedring av forsureningen i dette området rundt 1990-1994, men med kjemiske fluktuasjoner (SFT 2003). I perioden etter dette tidsrom på 1990-tallet øker pH, mens labilt-aluminium synker; det er imidlertid fortsatt høyt (SFT 2003).

Siden majoriteten av innsjøene i 2003 har blitt kalket, og referanseinnsjøer ikke finnes, kan man ikke framstille viktige kjemiske parametrene mot innsjøenes høyde over havet som presentert tidligere (Nilssen & Wærvågen 2003a). Det er dessuten relativt små høydevariasjoner i dette området (Vedl. 1).

Kalsium er logisk nok positivt relatert til pH ( $p < 0,001$ ), og tilsvarende forhold finnes mellom pH og alkalinitet (Fig. 4-2a-b). Forholdet mellom pH og aluminium (Fig. 4-2c) er omvendt korrelert ( $p < 0,001$ ), og følger et vanlig mønster (Nilssen & Wærvågen 2001). Andre parametre som viser signifikante sammenhenger er Pt-farge (humus) og aluminium som i disse innsjøene viser positiv, signifikant ( $p < 0,01$ ) samvariasjon (Fig. 4-2d).



**Figur 4-2. Korrelasjoner mellom noen sentrale parametre i det undersøkte området i 2003. a: kalsium (mg/L Ca) og pH; b: alkalinitet (µekv/L ALK) og pH; c: reaktivt aluminium (µg/L TM Al) og pH; d: reaktivt aluminium (µg/L TM Al) og Pt-farge (mg Pt/L).**



Figur 4-3. Historisk pH utvikling fra utvalgte lokaliteter av Akershus. Se tekst for ytterligere forklaring (data Wilberg 1989 og unpubl. data fra en rekke kilder - se teksten).

De historiske data for innsjøene er presentert i Fig. 4-3a-c. Dette gjelder innsjøene: Setertjern (lok 1; A/B til E2), Steinsortungen (lok 2; B/C til E2), Søndre Tvekjeller (lok 3; C til E2), Nordre Bakkholtjern (lok 5; A/B til E2), Østre Herretjern (lok 6; B til E1), Midtre Kuletjern (lok 7; lok B til E2), Fagertjern (lok 8; A/B til E2), Mosatjern (lok 10; A), Sagstusjøen (lok 24; C til E1) og Langfoss-sjøen (lok 25; B/C-E1). Den historiske pH utviklingen siden kalking av innsjøene, viser et spesielt trekk. I de første årene etter at innsjøene ble kalket, varierte pH sterkt, og hadde store minima, spesielt på våren, men også noen ganger som følge av sterkt sur nedbør på høsten (Fig. 4-3a-c; Wilberg 1989, Ørjasæter 1992). Dette understreker at innsjøene i store deler av Oslo og Akershus var utsatt for betydelig sesongmessig kjemisk stress, som kunne påvirke følsomme fisk som ørret og en rekke arter av dyreplankton og andre organismer.

Etter at innsjøene har blitt kalket en periode, viser Fig. 4-3a-c at pH vanligvis er stabil og høyere enn pH = 5.5. De ukalkede innsjøene var, basert på historiske data, hovedsakelig av A/B og i noen tilfeller C-typen (Wilberg 1989). Mosatjern (Fig. 4-3b) er sannsynligvis fisketom og av den kroniske sure typen, men pH har økt betydelig siden de første målingene i 1986. Data for denne innsjøen viser at pH utvikler seg langsomt fra ca pH 4.5 til godt over pH 5.0 (Fig. 4-3b). Det kan indikere at kraftig forsurede innsjøer på Romeriksåsene i Akershus i «recovery»-prosessen utvikler seg parallelt med det sterkt forsurede Storgama-feltet i Telemark, hvor det foreligger nøyre studier fra tidlig på 1970-tallet (Nilssen & Wærvågen 2004). Dyreplanktonet i Mosatjern er likevel fortsatt noe preget av forsurede, siden en viktig art som *C. scutifer* ikke finnes, men det kan også skyldes at innsjøen har høye vanntemperaturer i hypolimnion. Imidlertid finnes hoppekrepsen *M. leuckarti* i lokaliteten (Fig. 4-4b), en art som også er utsatt ved kronisk forsurede (Sandøy & Nilssen 1987b), og den følsomme karakterarten *D. longispina* er videre til stede i Mosatjern (Fig. 4-4a, 4-5a). Ellers finnes de fleste forventede artene (Fig. 4-4a-c).

Fisk finnes, som nevnt tidligere, sannsynligvis ikke i Mosatjern. Vanligvis er det da ofte utbredt store mengder invertebrate predatorer som svevemygg eller fantommygg (*Chaoborus* spp.) i de frie vannmassene, som vil kunne forsinke den naturlige restaureringen (Tab. 3-1). Det ble imidlertid ikke observert vesentlige mengder svevemygg i innsjøen (Wærvågen & Nilssen unpubl.data). Det er kjent at *Chaoborus* spp. kan konsumere like mye pelagisk føde som fisk i vannmassene (Nyberg 1984). En liten fiskepopulasjon er sannsynligvis tilstrekkelig for å holde nede mesteparten av svevemygg; og en viss fiskemengde synes derfor nødvendig for å restaurere effektivt innsjøer med tendens til mye invertebrate predatorer (sterkt humøse vann, eller vann med høyt organisk materiale).

Som det framgår av Fig. 4-3, øker også pH i sure og kronisk sure deler av området. Store deler av tida er pH nå over 5.0 i Mosatjern (Fig. 4-3b, Vedl. 1). Det betyr at innsjøgytere som abbor kan klare seg i dette området, mens bekkegytere som ørret fortsatt vil ha problemer, fordi innløpsbakkene ofte er opptil én pH-enhet lavere innen naturlig i selve innsjøene (Andersen 2002). Dessuten må en art som ørret settes inn i området, siden den er blitt utryddet fra flere lokaliteter (SFT 1991), i likhet med abbor og mort (SFT 1991).

I monitor-studiet til SFT (2003) framgår det at den kjemiske indikatoren for om fisk kan klare seg ANC (Acid Neutralising Capacity) har passert 0 og nærmer seg  $+20 \mu\text{ekv} \cdot \text{L}^{-1}$  i dette området av Norge. ANC («surhets-nøytraliserende evne») er forholdet mellom basekationene (kalsium, natrium, magnesium, kalium) og sterke syrers anioner (sulfat, klor, nitrat). Derfor skulle det være mulig at ørret kunne leve i området, fordi det regnes at grensen for naturlig reproduksjon går ved ca  $+20 \mu\text{ekv} \cdot \text{L}^{-1}$  (Lydersen et al. in press). Nye studier har imidlertid demonstrert at humussyrer (brun- og gulfargede stoffer i vannmassene; Pt-farge i Vedl. 1) som det finnes så mye av i Oslo og Akershus (Grande 1970, Pedersen et al. 1990a), også må telle med i kalkuleringen av ANC (Lydersen et al. in press). I dette området tilsvarer disse syrene en verdi på ca  $+20-50 \mu\text{ekv} \cdot \text{L}^{-1}$  (Vedl. 1), bortsett fra Dalstjern, Djupøyungen og Harstadtjern, som har lite humussyrer i vannmassene (Vedl. 1). Derfor tar det sannsynligvis fortsatt noen år før ANC er på verdier som viser at ørret kan klare seg naturlig i ukalkede innsjøer i dette området (Lysersens pers. medd). En annen viktig observasjon er at kalsiummengdene avtar langsomt og signifikant i de ikke-kalkede områder (SFT 2003), som sannsynligvis gjenspeiler lavere kalsiuminnhold i nedbør (SFT 2003). Dette kan på lang sikt påvirke utbredelsen av dyreplankton, men i mer kalsiumfattige områder enn på Romeriksåsene (Wærvågen et al. 2002).

Det er nå avgjørende at man lar Mosatjern (og tilsvarende typer innsjøer) få forsette å utvikle seg naturlig uten å bli påvirket av kalking. Slike lokalitetene bør fungere som referanser i denne delen av Akershus, hvor innsjøene tidligere var forsuret ned til ca  $\text{pH}=4.5$ , men hvor  $\text{pH}$  nå er rundt 5.0 (Vedl. 1, Fig. 4-3). Imidlertid trengs det betydelig flere biologiske undersøkelser i slike typer innsjøer. Det må identifiseres flere referanselokaliteter på Romeriksåsene (Bjørntuft 1993), hvor også de ulike former for refugier (både i innsjøene og utenfor) bør bli studert de nærmeste tiårene. Imidlertid har denne delen av Akershus en mosaikkfelt-struktur (mange ulike type vannansamlinger i et lite geografisk område), som gjør at de fleste artene finnes allerede, både i samme nedslagsfelt eller i nabo-nedslagsfeltene (se Nilssen & Wærvågen 2002b).

Innsjøer som har blitt kalket i dette området, får en kalsiumverdi som ligger ofte mellom  $5-10 \text{ mg Ca} \cdot \text{L}^{-1}$  (Fig. 4-2). Mange lokaliteter (lok 1, 5, 6, 7, 13, 15, 17, 20, 21, 22) har blitt kalket kraftig, til betydelig høyere kalsiumverdier enn i referansene (se Pedersen et al. 1990a). Spesielt der hvor konsentrasjonen av kalsium overstiger  $10 \text{ mg Ca} \cdot \text{L}^{-1}$  bør man gjennomgå rutineene på nytt fordi overkalking kan ha forekommet (se også kommentarer i Brittain & Økland 1990; Bjørntuft 1993).

Flere av innsjøene mottar også kalk fra ovenforliggende innsjøer som blir kalket. Det kan imidlertid være viktig å studere nøye innsjøer som ligger øverst i vassdragene som såkalte «headwater lakes». Disse kan (før kalking) ofte ha høye aluminiumsverdier og lave  $\text{pH}$  verdier (Vedl. 1). Dessuten kan artene vanskelig spre seg til slike, små og isolerte lokaliteter (Nilssen & Wærvågen 2002b, 2003b). Fravær av *Daphnia* i slike lokaliteter kan, selv om de er kalket, skyldes at aluminiumskonsentrasjonene fortsatt er høye (rundt  $0.2 \text{ mg tot-Al} \cdot \text{L}^{-1}$ ; Vedl. 1) og  $\text{pH}$



forholdsvis lav (som eksempel Mosatjern 5.42; Vedl. 1). Men tilstedeværelsen av indikatorarten *C. scutifer* i slike lokaliteter kan vise at tjernene er i ferd med å restaureres (Fig. 4-4b).

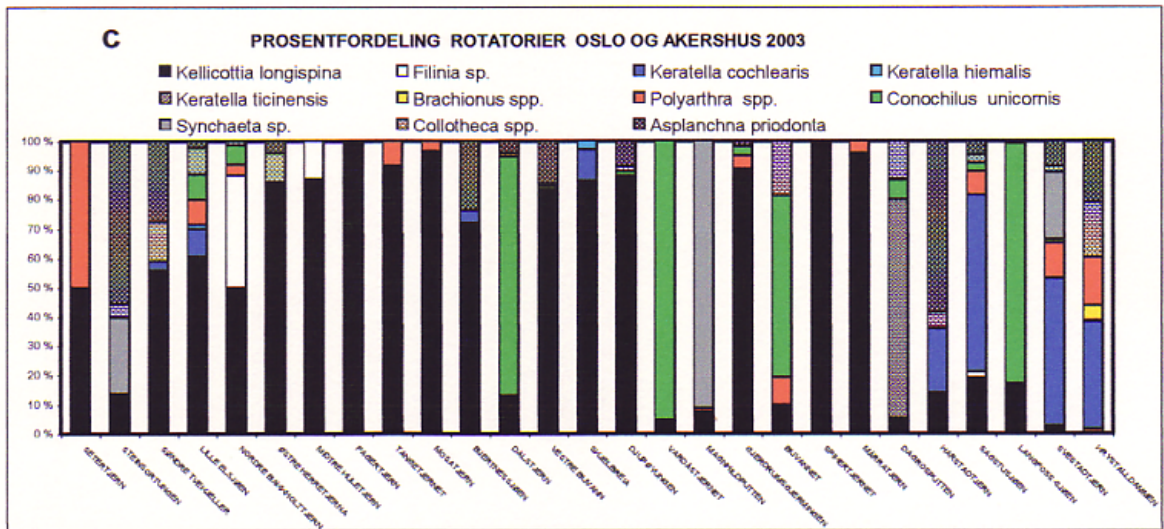
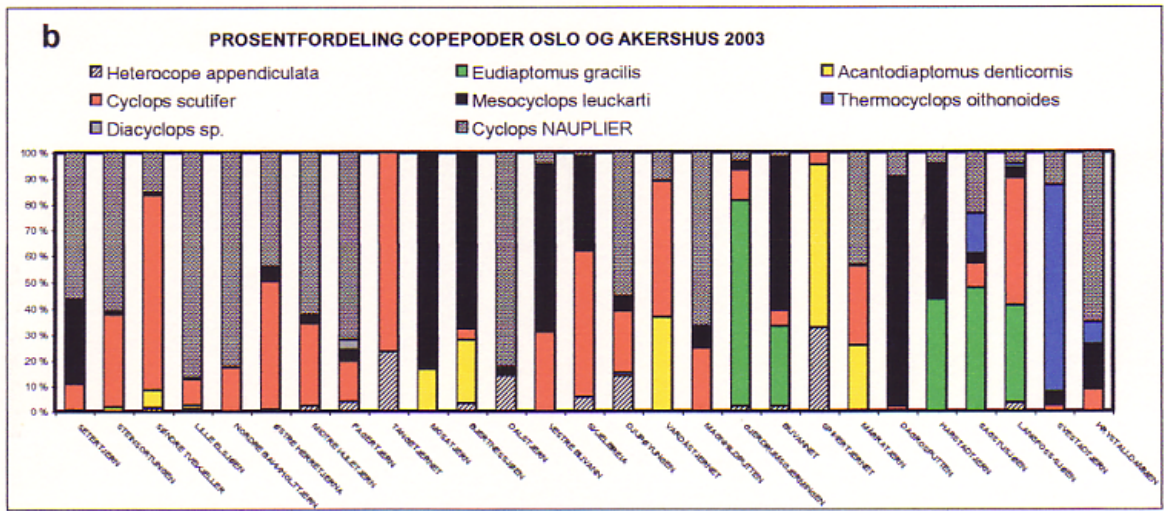
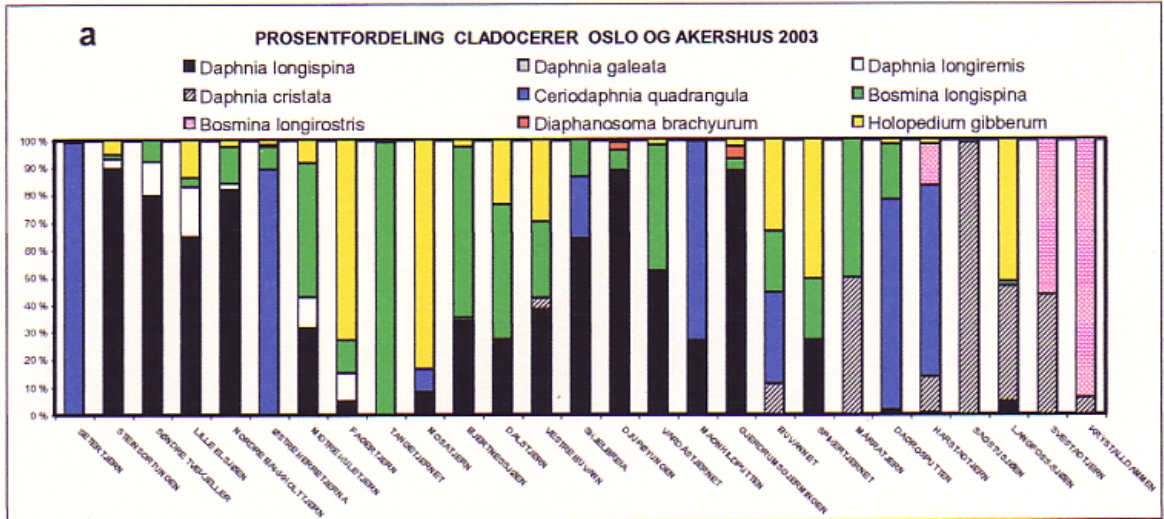
#### 4.2. BIOLOGI - ZOOPLANKTON

Fordeling av zooplankton er presentert separat for de tre gruppene vannlopper (Fig. 4-4a), hoppekreps (Fig. 4-4b) og hjuldyr (Fig. 4-4c) for 2003, mens de detaljerte kjemiske forhold i hver lokalitet gitt i Vedl. 1. Karakterarter for sure innsjøer, og lav fiskepredasjon er i Sør-Norge: *Heterocope saliens*, *Eudiaptomus gracilis*, *Diacyclops nanus*, *Bosmina longispina*, *Diaphanosoma brachyurum*, *Holopedium gibberum*, *Keratella serrulata* (spesielt hvis innsjøfargen er høy), *Kellicottia longispina*, *Polyarthra* (hovedsakelig *P. remata*, *P. vulgaris* og *P. minor*) og *Collotheca* (hovedsakelig *C. libera*). I de sureste innsjøene er karakterartene spesielt *H. saliens*, *E. gracilis*, *D. nanus*, *B. longispina*, *K. longispina* og *Polyarthra* spp.

Arter som ikke finnes i forsurede lokaliteter og kommer tilbake ved naturlig «recovery» og tvungen «recovery» ved kalking, er følgende grupper: *Daphnia longispina*-gruppen (i dette området kanskje hovedsakelig *D. longispina*), *Conochilus unicornis/hippocrepis*, calanoide copepoder som *Mixodiaptomus laciniatus*, samt cyclopoide copepoder som *C. scutifer* og *Mesocyclops leuckarti*; den siste er imidlertid betydelig mer hardfør overfor forsurening (Nilssen & Wærvågen 2003b). *Conochilus unicornis/hippocrepis* er ofte karakterarter for innsjøer som kalkes (Wærvågen & Nilssen 2003b).

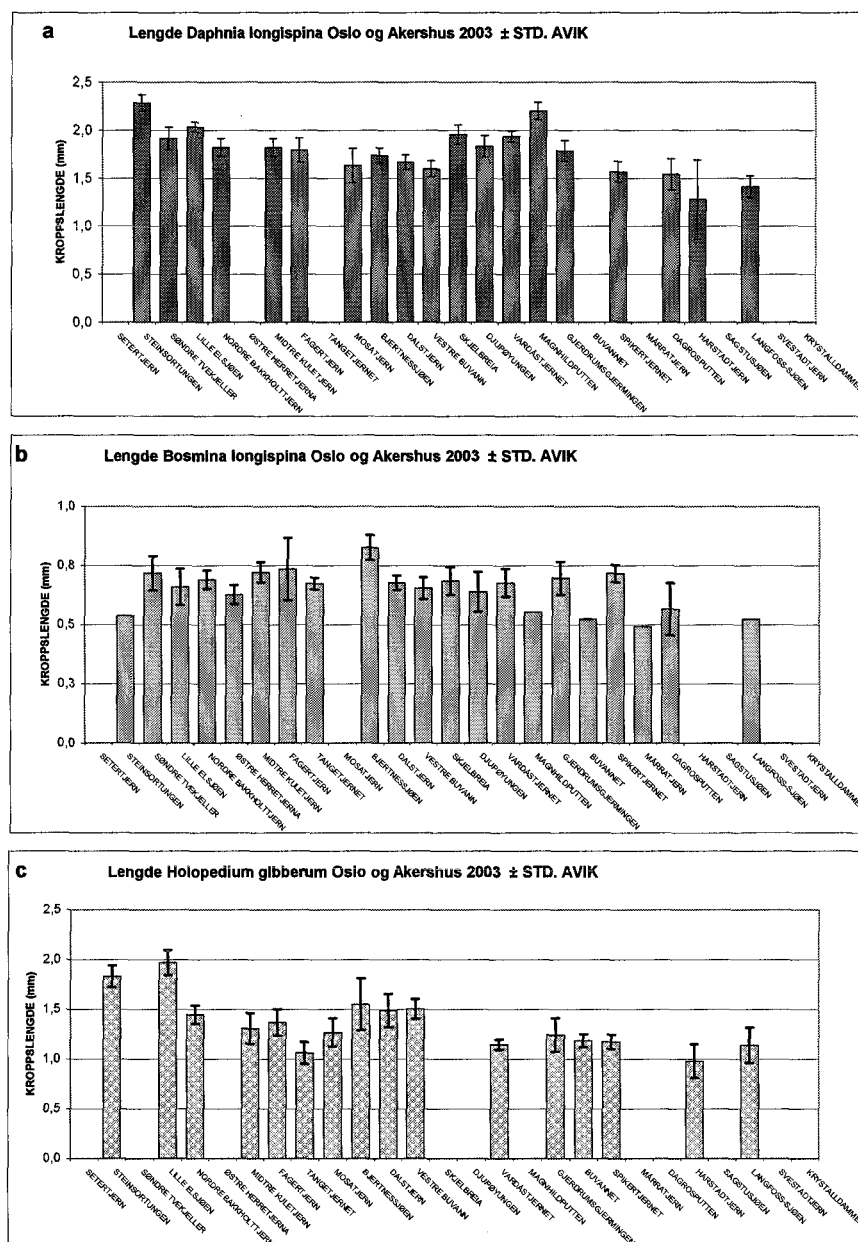
I de sureste innsjøene i Sør Norge som Agder og indre Telemark er karakterartene spesielt *H. saliens*, *E. gracilis*, *B. longispina*, *K. longispina* og *Polyarthra* spp. (Nilssen & Wærvågen 2002b, 2002c, 2004). På grunn av tidligere høyt predasjonstrykk finnes arten *H. saliens* i slike lokaliteter som Oslo og Akershus i mindre mengder (Wærvågen & Nilssen unpubl.data). Når predasjonstrykket er lavt, blir den imidlertid vanlig også i dette geografiske området (Jørgensen 1972). Siden få sterkt sure innsjøer til nå har blitt undersøkt i Oslo og Akershus (Nilssen & Wærvågen 2003a), og det faktum at de kronisk sure innsjøene er relativt få i fylket, gjør det vanskelig å interpolere funnene fra Telemark og Aust-Agder til Oslo og Akershus. Tilsvarende data ble funnet for dyreplankton i sure innsjøer i Nordmarka (Jørgensen 1972, Løvik 1988), og den ekstremt forsurede Nordre Puttjern (Brettum & Løvik 2002).

Observasjonene over er i overensstemmelse med litteraturen på emnet (Skadovsky 1926, Almer et al. 1978, Nilssen 1980, Nilssen & Wærvågen 2000, Nilssen & Wærvågen 2002a, 2002b, 2003b, Hobæk & Raddum 1980, Hörnström & Ekström 1983, Hörnström et al. 1993, Sandøy & Nilssen 1987b, Sarvala & Halsinaho 1990, Kroglund et al. 1994, Walseng et al. 1995, Wærvågen et al. 2002, Wærvågen & Nilssen 2003b).



Figur 4-4. Fordeling av dyreplankton (zooplankton) i de undersøkte lokaliteter i Oslo og Akershus 2003. a: vannlopper (Cladocera); b: hoppekreps (Copepoda); c: hjuldyr (Rotatoria).

Dyreplanktonet kan også brukes som bioindikatorer ved forskning rundt biologiske prosesser innen «recovery», som fører til at predasjonssystemet forandres fullstendig fra et invertebrat-dominert (her er det hovedsakelig svevemyggen som er viktig) til et fiske-dominert. Det invertebrate systemet velger ut små kroppsstørrelser hos byttedyrene, mens fisk velger ut de største artene og største individene innen hver art. Fig. 4-5a viser størrelsesfordelingen til *D. longispina*-gruppen i ulike innsjøer. De minste individene finnes ved den mest intense predasjonen, som i Langfoss-sjøen og Harstadtjern. I denne undersøkelsen viser fordelingen av *D. longispina* relatert til predasjonsklasser, 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 (Vedl. 1; Nilssen & Wærvågen 2002b).



Figur 4-5. Gjennomsnittlig totale kroppslengder av a: *Daphnia longispina*; b: *Bosmina longispina*; c: *Holopedium gibberum* i undersøkte lokaliteter i Oslo og Akershus i 2003.

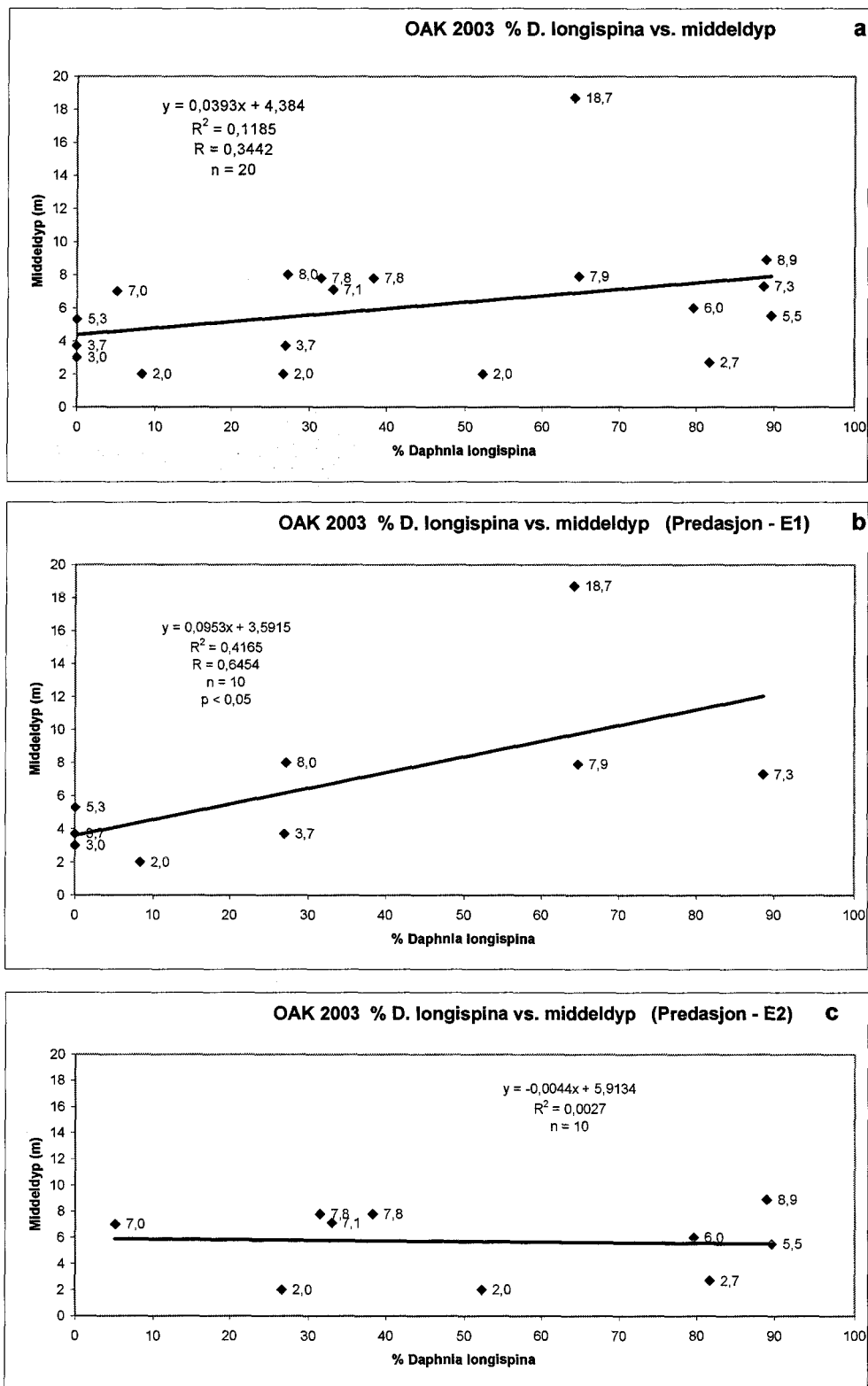
Artene *D. longispina* og *Conochilus unicornis/hippocrepis* øker med tiltagende pH, både gjennom naturlige prosesser og kalking (spesielt for den siste arten), mens *B. longispina* avtar ved økende pH, sannsynligvis på grunn av sterkere konkurranse fra funksjonelt nærstående arter. En av de vanligste dyreplanktonarter i Oslo og Akershus er *B. longispina* (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*-gruppen i ikke-sure lokaliteter. Det er funnet at når biomassen til juvenil ( $0^+$ ) abbor (i dette tilfelle gul-abbor fra Nord-Amerika) overstiger 20-30 kg/Ha, vil denne eliminere store *Daphnia* fra lokalitetene (Mills & Forney 1983).

Ved å relatere fordelingen av krepsdyrene til de målte kjemiske parametre, middeldyp og areal til lokalitetene, ble det funnet at *D. longispina* hadde økende prosentandel når middeldypet økte i predator-tette (E1) fiskebestander (Fig. 4-6b), men ingen slike sammenhenger ble funnet ved lav predasjon (E2). Dette skyldes sannsynligvis at *D. longispina* har et refugium i de dypere vannlag i innsjøer med større middeldyp (McQueen & Post 1988).

Den raske og betydelige reetableringen av vannloppen *D. longispina*-gruppen i de kalkede vannene er iøynefallende på Romeriksåsene (Fig. 4-4a), også disse med tidligere relativt sure vannmasser, som Midtre Kulefjærn, Steinsortungen, Fagertjern og Mosatjern. Slekten *Daphnia* har fysiologiske problemer i surt vann (Potts & Fryer 1979, Nilssen et al. 1984). Like uventet var den vanlige tilstedeværelse av den invertebrate predatoren *H. appendiculata* etter kalking, til tross for betydelig fiskepredasjon som burde redusert artens tilstedeværelse (Andersen & Nilssen 1984, Sandøy & Nilssen 1987a). Men siden denne arten klekker fra hvileegg i sedimentet hvor de holder seg levende i mange tiår (Sandøy & Nilssen 1987a), vil den derfor i tiår fortsatt være tilstede i kalkede innsjøer med høyt predasjonstrykk fra fisk.

«Recovery» gjennom kalking har fått de følsomme artene *D. longispina*, *H. appendiculata*, og *M. leuckarti* tilbake i betydelige mengder (Fig. 4-4a-b). Imidlertid har ikke den følsomme hoppekrepsen *C. scutifer* kommet tilbake i enkelte innsjøer - som observert i Tangetjernet, Mosatjern, Dalstjern og Harstadtjern. Det kan også være at noen av innsjøene er for grunne (Mosatjern, Dalstjern og Harstadtjern) og derved med for høy temperatur for denne arten, som lever i hypolimnion. Den sene tilbakekomsten kan også skyldes at *C. scutifer* er en hypolimnetisk art, og derfor har begrenset spredningspotensiale (Nilssen & Wærvågen 2003b).

De andre kalkede lokalitetene på Romeriksåsene og ellers i Akershus (Nilssen & Wærvågen 2003a), er i ferd med å restaureres biologisk. Dette kan lett studeres ved at den følsomme slekten *Daphnia* er på vei tilbake, i likhet med den følsomme arten *C. scutifer* (Fig. 4-4a-b). De kronisk sure lokalitetene har mistet arten *C. scutifer*, mens *Daphnia* har kommet tilbake fra hvileegg i sedimentet. Der hvor *Daphnia* ikke finnes, eller finnes i lite antall, skyldes dette i første rekke fiskepredasjon fra høye tettheter av abbor - nå eller tidligere (Tangetjernet, Setertjern,



**Figur 4-6.** Forholdet mellom % *D. longispina* av cladocerer og middeldyp (m) til de undersøkte lokalitetene i Oslo og Akershus i 2003 relatert til predatorer; b: høy (E1), c: lav (E2) predasjon og a: alle innsjøer med *D. longispina* vist samlet. Middeldypet er angitt i figurene for hver innsjø, se tekst og Vedlegg 1 for detaljer.

Østre Herretjernet, Buvannet, Harstadtjern). Flere av disse innsjøene med store populasjoner av abbor før forsuringen startet har liten egg-bank av store *Daphnia* i sedimentet (Nilssen & Wærvågen 2002b). Ofte kommer abbor tilbake fra ekstremt lave populasjonstettheter, men kan i løpet av få år dominere vannmassene (Nilssen & Wærvågen 2002a). Innsjøene på Nesodden, som ikke er forsured, har ikke store daphniider som *D. longispina* i vannmassene (Fig. 4-4a).

I en tidlig fase etter kalking, synes samfunnet å være i økologisk «ubalanse», med raske artsforskyvninger fra år til år (Raddum et al. 1986, Nilssen & Wærvågen 2002a, 2002b, 2003b, Wærvågen & Nilssen 2003b), som sannsynligvis skyldes konkurranse eller predasjon.

De fleste lokaliteter med abbor karakteriseres av et kraftig nedbeitet planktonsamfunn av vannloppen *Daphnia longispina* etter kalking (Fig. 4-4a; Vedlegg 1). Dette skyldes den betydelige mengden av abborens små utviklingsstadier i de fleste typer lokaliteter med denne arten (Nyberg 1976, Guma'a 1978, Wu & Culver 1992). Flere av de kalkede vannene i Oslo og Akershus har også overtetthet av abbor (se Dønnum 2002). Det behøves betydelig mer informasjon om økologien til denne artens tidlige utviklingsstadier. 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 potensielle forandringer i planktonsamfunnet ved sin betydelige predasjon. Hvis man skal forske på naturlig «recovery», må både innsjøer med høyt og lavt predasjonstrykk inkluderes.

Det er stor forskjell på dyregruppene i ferskvann når det gjelder evne til å komme tilbake i et område etter restaurering. Viktige grupper som fjærmygg (Chironomidae), svevemygg (Chaoboridae), vårfluer (Trichoptera), libeller og vannnymfer (Odonata og Zygoptera), døgnfluer (Ephemeroptera) og steinfluer (Plecoptera) har alle gode spredningsstadier via luft gjennom sine adulte stadier. Andre viktige arter av bunndyr, som ikke har vesentlige problemer med spredning gjennom luft, er vannbiller (Coleoptera) og bukvømmere (Corixidae). Noen bunndyrgrupper som har store problemer med spredning til kalkede, og tidligere sterkt sure vann, bekker og elver, er ferskvannssnegler (Gastropoda), ferskvannsmuslinger (Lamellibranchia) og igler (Hirudinea). Disse kommer bare langsomt tilbake til kalkede, tidligere sure lokaliteter.

#### **4.3. FISK OG PREDASJONSFORHOLD**

Et stort antall ørretpopulasjoner er skadet eller utdødd på grunn av forsurening (Hesthagen et al. 1999). Ørret har relativt svak spredningsevne, derfor blir den normalt satt inn etter kalking for å erstatte en opprinnelig art, som i dette området (Wilberg 1989, Bjørtuft 1993). I tillegg er den en attraktiv sportsfiske- og mataukart. Tidligere satte man også inn andre laksefiskarter, som kanadisk bekkørøye og regnbueørret (Bjørntuft 1993). I den senere tid har man blitt mer restriktiv, og det settes nå ut «stedegne stammer» av ørret, som likevel selv har blitt relativt sterkt genetisk forurenset og forandret gjennom gjentatte kryssninger med fremmede og/eller ukjente stammer (Vøllestad & Hesthagen 2001). Det er svært lite naturlig ørret i dette området (Bjørntuft

1993, Dønnum 2002), og fiske etter ørret betyr også svært lite i mengde, rundt 1990 var under 1 % av fangsten ørret (Bjørtuft 1993).

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), og legger også gjennom anbefalt forvaltning til rette for økning av denne fiskegruppen (se f eks Ødegård et al. 1994). Abbor er f eks betydelig mindre attraktiv, spesielt på grunn av dens tendens til å danne overbefolkete, småvokste bestander (såkalte tusenbrødre: veksten stopper opp på 10-16 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.

Fiskens økologi i kalkede innsjøer er tidligere undersøkt (Kleiven et al. 1989, Kleiven 1997, Kleiven & Håvardstun 1997, Linløkken 1988, Linløkken et al. 1991, Barlaup et al. 1998, Simonsen 2000), og viser kort tid etter kalking meget sterk vekst på grunn av mye akkumulert føde (Svælv & Matzow 1985). Det kan derfor se ut som produksjonspotensialet er betydelig høyere enn det som faktisk er bæreevnen i de sure områdene (se også A.Dannevig 1938, Raddum et al. 1979), og kan være hovedgrunnen til at det av og til settes ut for mye fisk i kalkede lokaliteter. Mange av innsjøene/elvene 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.

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, etter relativt kort tid sitter med store populasjoner. Abbores minste stadier ( $0^+/1^+$ ) har avgjørende og til dels lite kjent påvirkning både på pelagiske og bentiske økosystemer (Nyberg 1976, Spanovskaya & Grygoroch 1977, Mills & Forney 1983, Mehner & Winfield 1997, Romare et al. 1999). 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, Nilssen & Wærvågen 2002a).

## 5. GENERELL DISKUSJON

### 5.1 HISTORISK UTVIKLING AV INNSJØER OG TJERN PÅ ROMERIKSÅSENE

På Romeriksåsene ble det regelmessig fulgt over 100 vann fra midten av 1970-årene og 10 år framover. Høsten 1985 hadde 81 av 108 lokaliteter pH under 5.0 og gjennomsnittsverdien var ca 4.78 (Wilberg 1989). Mange vann var også fisketomme (Wilberg 1989, SFT 1991). På denne bakgrunn var det en hovedoppgave å starte kalking av vannene, som ble igangsatt fra midten på 1980-tallet. De historiske data fra 1970-tallet er svært interessante, men finnes ikke gjengitt hos Wilberg (1989), eller er tilgjengelig i fylkets databaser. Likevel er det mulig å framstille pH-utviklingen fra en rekke lokaliteter, uten data før 1980-tallet (Fig. 4-3).

Romeriksåsenes Fiskeriadministrasjon (RFA) administrerte dette arbeidet med innsamling av data og etter hvert kalking. RFA hadde i starten ingen økonomiske muligheter for å gjennomføre de store oppgavene man sto overfor, men de ulike kommunene og fylket har bidradd, sammen med stor gratis frivillig dugnadsinnsats fra jeger- og fiskeforeningene innen det geografiske området (Wilberg 1989). Dette var avgjørende både for kalkingen og for utsetting av ørret, som i begynnelsen på 1980-tallet kom fra Bjerkreim i Rogaland (Wilberg 1989). RFA omfatter ca 100 innsjøer og tjern som er under kalking og kultivering, og en rekke kjemiske prøver er derfor hentet inn siden midt på 1980-tallet. Det har vært en imponerende dugnadsinnsats i dette området over ca 20 år.

I dette området er det foretatt bunndyrsundersøkelser (Brittain & Økland 1990) og vurdert evaluering av kalkingstiltakene (Bjørntuft 1993). Bunndyrene vil etter kalking stor sett være avhengig av fiskebestandenes sammensetning, der store mengder abbor ofte tynner sterkt i disse. Etter kalking vil det også gå flere år før det blir stabile forhold mellom fisk og næringsdyr (Brittain & Økland 1990). Bjørntuft (1993) oppsummerte at kalking av innsjøer og tjern i Akershus var positive, men ble vanskeliggjort av «dårlig definerte mål for de ulike kalkingsaktivitetene og av svært få biologiske undersøkelser før og etter kalking». Han (Bjørntuft 1993) mente også at «for å gjøre kalkingsdata og relevant informasjon lettere tilgjengelig anbefales det å opprette en database». Også ved undersøkelsene i 2002 og 2003 savnes det en lett søkbar database, der også informasjon fra kjemiske forhold før 1986 (for 1970-tallet) er lagt inn. En av hovedinnvendingene til Bjørntuft (1993) var at «Kalkingsaktiviteten bør anses som et botemiddel mot forsurening for å ta vare på utsatte økosystemer i vann, og ikke som et hjelpemiddel til å fremme ørret i forhold til andre fiskearter». Det legges også i DNS kalkingsstrategi vekt på egenrekruttering av ørret framfor fremmede stammer (Bjørntuft 1993).



## 5.2 UNDERSØKTE LOKALITETER I 2003

### 5.2.1. KALKING OG ØKOSYSTEMER I FERSKVANN

I Norge og Sverige kalkes nå tusenvis av innsjøer. 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. Problemer mellom kalking og dens effekter, er nettopp «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 forsuring hadde lagt øde en rekke fiskepopulasjoner. Det er imidlertid 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 derfor betydd svært mye positivt for lokalbefolkningen og friluftslivet i store deler av i Norge og Skandinavia.

Det er viktig at de som kalker er innforstått med at:

- *kalking av vann er storskala manipulering av akvatiske økosystemer, med vide økologiske konsekvenser fordi de biologiske følgene er så store; alle disse prosessene følger vanlige økologiske prinsipper*
- *mange av prosessene rundt kalking er fortsatt lite kjent, og betydelig større variasjonsbredde behøves av grunnforskning rundt kalking og dens følger, samt naturlig «recovery» i akvatiske økosystemer*
- *kalking har mange positive, men også noen negative sider som ennå ikke er godt økologisk kjent.*

Det kan derfor synes avgjørende i denne fasen, hvor vi har kalket for mye mer enn 1 mrd NOK, å undersøke om det finnes flere ulike 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. Det er også viktig at kalkingen kommer i riktig geografisk område, at man ikke kalker for kraftig, eller unngår å kalke potensielle eller egnede referanselokaliteter (Bjørntuft 1993).

Undersøkelse av forsuring og «recovery» er ofte basert på felldata hvor det foretas korrelasjonsanalyser, men disse sier lite om årsak-virknings forhold (Havens 1999). Forhold mellom biomasse av fisk og økologiske parametre som forsuring (pH) og næringssalt/klorofyll, viste at biomasse av fisk var positivt korrelert til næringssalt/klorofyll og negativt korrelert til pH (Havens & Karlson 1998, Havens 1999). Hvis målet for «recovery» er et høyest mulig fiskebiomasse eller «mataukelokaliteter» med attraktive konsumarter, er det derfor ikke klart om dette blir best oppnådd med kalking, gjødsling eller en kombinasjon av dette (Brettum et al. 1984, Havens & Karlson 1998, Havens 1999). Dette feltet ville vært interessant å følge videre med detaljert grunnforskning.

### 5.2.2. ENDREDE ØKOLOGISKE FORHOLD I VANNMASSER OG GYTEOMRÅDER

Målet for kalkingsvirksomheten i Norge og Sverige kan oppsummeres slik (Bjørntuft 1993, DN 1995a, DN 1995b, SNV 2000, DN 2003b):

- *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 også føre til betydelige kontroverser. Dette er forbudt med følgende forhold, som må avklares hvis vi skal konkludere med om delmålene i kalkingsvirksomheten er oppfylt (se også Bjørntuft 1993):

- *hva er «opprinnelig» vannkvalitet?*
- *hva slags vannkvalitet er målet med kalkingen?*
- *hva er opprinnelig biologisk samfunn i økosystemene som kalkes?*
- *hva er «forventet» naturtilstand?*
- *hva betyr i praksis «bærekraftig bruk»?*
- *hva slags økosystemstruktur kreves for å oppnå «bærekraftig bruk»?*

Detaljerte paleoøkologiske undersøkelser (prøver fra bunnsedimenter som viser innsjøhistorie) har vist hvordan vannkjemi, innsjøene 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 demonstrerer 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 ha hatt opptil ca  $3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} [\text{Ca}^{2+}]$  før den siste alvorlige forsuringprosessen satte inn (Drabløs & Tollan 1980).

Videre dreier begrepet opprinnelig vannkvalitet seg ikke bare om den mest vanlige refererte parameteren pH eller  $[\text{H}^+]$ . Vannkvalitet innbefatter mye mer enn dette, og i våre deler av kloden er også kalsium, humus, aluminium (se Vedl. 1) 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; 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. Dessuten blir innløpsbekkene, spesielt for innsjøer høyere oppe i nedslagsfeltene mye sterkere eksponert for vedvarende forsuring (Andersen 2002).

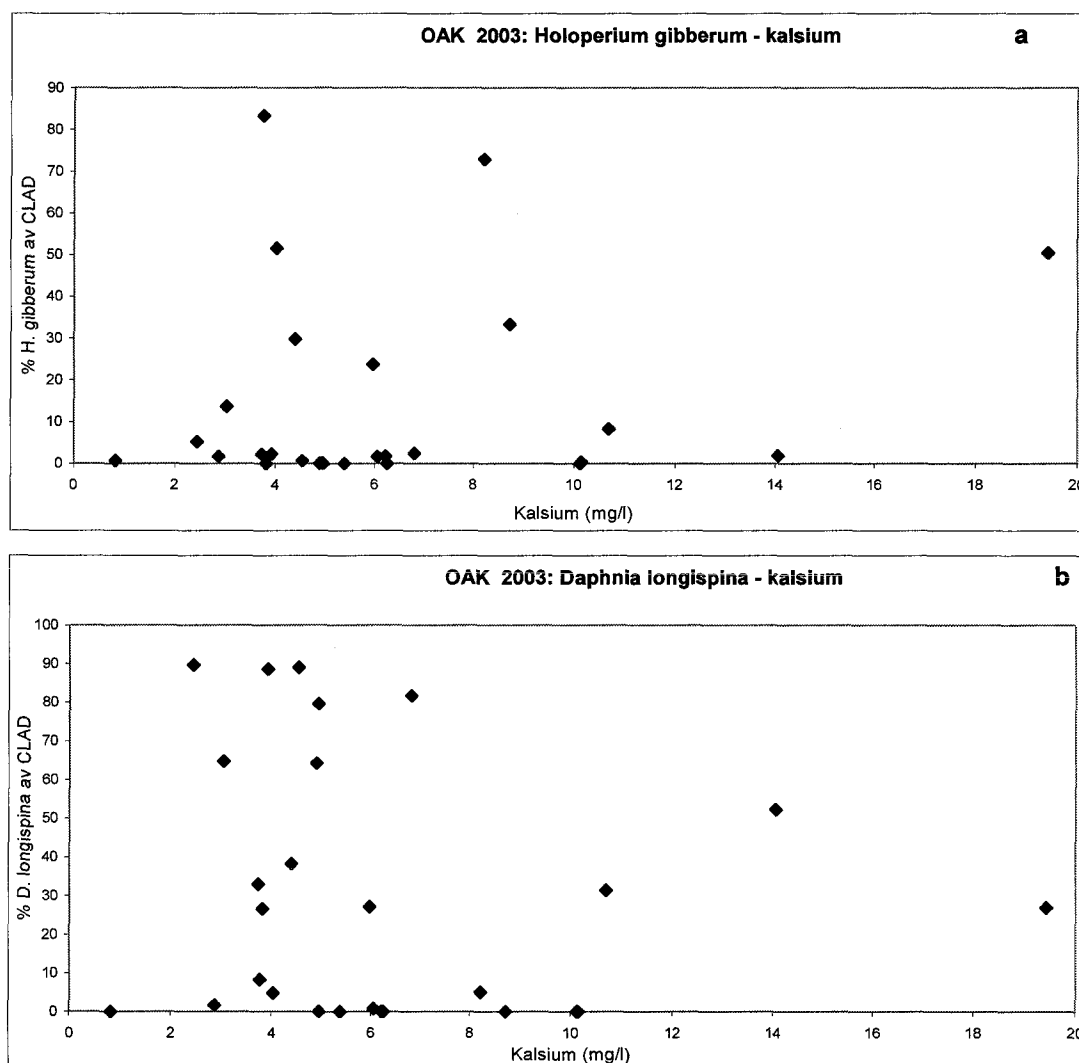
De tidligere tiders historiske episoder adskilte seg fra dagens (spesielt opp til maksimum forsuring 1990) ved at de sannsynligvis var svakere. Siden nedslagsfeltene ofte har utarmet bufferevne og inneholder store mengder akkumulert surt nedfall, vil dagens episoder være kjennetegnet av lav ionestyrke, lave kalsiumkonsentrasjoner og høye aluminiumsverdier (se Andersen 2002), men etter at naturlig «recovery» er observert over store områder etter 1990, kan disse effektene bli svakere (SFT 2003).

De vanlige ferskvannsorganismene i det undersøkte området har svært vid økologisk valens og finnes utbredt under en rekke økologiske forhold (Nilssen & Wærvågen 2002a, 2002b, 2003b, Wærvågen & Nilssen 2003b). For de fleste av disse er det sannsynligvis ikke vesentlig stress om ioner som kalsium varierer fra 3 - 5 mg · L<sup>-1</sup> [Ca<sup>2+</sup>], som er vanlig etter kalking (Vedl. 1), men det kan være problemer for enkelte viktige dyreplankton som gelekrepsen (*H. gibberum*) når kalsium kommer over 10 mg · L<sup>-1</sup> [Ca<sup>2+</sup>] i kalkfattige områder som disse. Det kan se ut som gelekrepsen avtar når kalsium øker i årets undersøkelse (Fig. 5-1a); også den viktige arten *D. longispina* avtar med økende kalsium (Fig. 5-1b), men dette skyldes sannsynligvis økende fiskepedasjon (Nilssen & Wærvågen 2002a, 2002b). En skal derfor være observant på at vanlige arter av dyreplankton kan bli påvirket ved kraftig kalking av vann. Det er i første rekke hvis organismene er tilpasset ekstremt lave ioneverdier som f.eks. 0.2-0.5 mg · L<sup>-1</sup> [Ca<sup>2+</sup>], at problemene kan vise seg. Bortsett fra tilfellet med gelekrepsen kjenner man ikke godt til slike tilfeller, og de blir heller ikke forsket på i naturen.

Kommentarer rundt en mulig «overkalking» av ferskvann er diskutert tidligere (Nilssen & Wærvågen 2001). «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 som i Tjønnstrond/Telemark (Traaen et al. 1997), eller dolomitt som i Gjerstad/Aust-Agder (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 3-5 mg · L<sup>-1</sup> [Ca<sup>2+</sup>], som er vanligst i Norge (se Vedl. 1), kan det til nå ikke observeres skadevirkning på f.eks. så viktige organismer som dyreplankton.

Over hele landet kommer organismelivet tilbake etter kalking, og den fisken som ikke kommer tilbake blir satt ut – etter søknad til fylkesmennene. Kalking har bedret forholdene i store deler av Sør-Norge, hvor forsuring hadde ødelagt en rekke fiskepopulasjoner, også i Akershus (SFT 1991). Det er stor forskjell på at fisk ikke finnes i vannene, og det nå er mulig igjen å fange fisk. I tillegg har også kalking vært et tilskudd av viktige kationer til ferskvannene, som kalsium og

magnesium. I tillegg til de positive effektene av kalking, er det også noen negative, som ikke alltid er like godt kjent, og vil bli presentert her.



**Figur 5-1. Forholdet mellom kalsium og fordeling av gelekrepsen (*H. gibberum*; 5-1a) og *D. longispina* (5-1b). Se teksten for detaljer.**

De viktigste bi-effekter av kalking er at innsjøene og elvene etter forholdsvis få år får svært tette bestander av tidligere fiskearter, som abbor, eller karpfisk som mort og ørekyte. Lav pH i flere tiår kan ha holdt nede disse karpfiskene. 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. De fleste lavereliggende strøk av områdene rundt Oslofjorden, hadde tusenbrødrebestander av abbor før forsuringen satte i gang (f eks Olstad 1919, Sømme/Jensen 1948). De aller fleste abborvann var overtallige, hvis ikke predatorer som gjedde var til stede. Da ble abbor selvfolgelig større. Det var derfor bare høyere opp i fjellområdene lenger inne i landet at sportsfiskere kunne vente å få fisk (som var ørret) av noe størrelse og kvalitet. En viss

nøkternhet bør derfor gjøres gjeldende når en betrakter innsjøer som har vært utsatt for sur nedbør en rekke tiår. De «normale», tidligere abborvann – hadde alltid en tendens til å være overtallige (Olstad 1919, Dannevig 1938, Sømme/Jensen 1948).

Hindar et al. (1989) viste at fisketettheten i forhold til næringsgrunnlaget var helt avgjørende for effekten av kalking på produksjon av fisk. Var det allerede for mange fisk, ville kalking bare forsterke effekten av overtallig. 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 overtallige, enten av ørret eller abbor (Pedersen 2002), mens Akershus på grunn av innvandringshistorien til fisk ikke har overtallige ørrestammer (Dønnum 2002).

Overtallighet i kalkede vann er nå blitt et så stort problem i deler av Norge at større deler av kalkingsbudsjettene burde brukes til studier av dette, for på lengre sikt å bedre disse forholdene. Som beskrevet i «Ørretboka» (Sømme/Jensen 1948) og i Jensen (1972), er det en rekke fisketiltak som kan igangsettes for å bedre slike forhold, og de har kun én ting felles: *de er betydelige mer tids- og ressurskrevende enn å transportere og spre ut kalk.*

Når det gjelder forvaltning av abborvann, er det betydelig vanskeligere å foreta seg noe (Dønnum 2000, Linløkken & Seeland 2001, Linløkken et al. 2002), men store ruser har blitt utviklet som egner seg godt til utfiske av tette populasjoner (Mjaaland 2001, Pedersen 2002).

Karpefiskene er de mest følsomme i Norge når det gjelder fysiologisk forhold til surt vann, og dette kan være årsaken til at denne gruppen har vært så sjelden i flere deler av landet de siste tiårene. Generelt har det vært lite karpefisk i områdene som har vært omfattet av forsuring og kalking i Oslo og Akershus, bortsett fra kanskje mort og ørekyte. Ørekyte er en fryktet fisk i ørretvann, spesielt fordi den er i stand til å bebo lokaliteter øverst i store vassdrag, og derifra spre seg nedover.

Mange av innsjøene og elvene hvor ørret og laks settes ut etter at artene har vært totalt borte, er opprinnelig næringsfattige (oligotrofe) systemer med tilhørende lav produksjon av næringsdyr for fisk. I tillegg er morfologien til de fleste innsjøene slik at litoralsonen generelt er fattig på organismer. I utgangspunktet vil derfor slike type innsjøer produsere lite næringsdyr (Huitfeldt-Kaas 1906, Sømme/Jensen 1948, Økland 1963, Borgstrøm & Hansen 1987). Når fisk settes ut, vil det etter kort tid observeres at tidligere akkumulert næring beites ned (A. Dannevig 1938, Raddum et al. 1979).

Ørret og abbor har svært forskjellig strategi for å utnytte sine habitater. Ørreten benytter sine første stadier til å beite på næringsdyrene i bekkene og utløpsoset til innsjøene, i motsetning til abbor. Derfor vil ørreten være ekstremt utsatt for vannkvalitet i innløpsbekker til kalkede lokaliteter, som fortsatt ofte har svært giftig vann med mye labilt aluminium (Andersen 2002). På mange måter kalkes det for abbor i innsjøer i Oslo og Akershus, siden det legges så stor vekt på innsjøkalking og man opprettholder høye kalsiumkonsentrasjoner i vannmassene (Vedl. 1); men samtidig ønsker å hensynta ørret ved forvaltningen (se Ødegård et al. 1994).

Imidlertid kreves det helt forskjellige forvaltningsgrep når det gjelder å optimalisere forholdene for ørret og abbor. Under den kroniske forsureningen av sørlandsvann, maktet flere jeger- og fiskeforeninger og grunneierlag å opprettholde livskraftige ørretpopulasjoner ved å kalke i gytebekkene, mens innsjøene fortsatt var kronisk sure (Kalleberg 1987). Det blir til og med hevdet at forholdene den gang var bedre for ørret enn forholdene nå, med økende overtetthet i mange bestander (Kalleberg pers.medd). Kanskje skulle man dempe kalkingen i selve innsjøene, men opprettholde gode kjemiske forhold i gytebekkene? Det er viktig at abbor stresses for å motvirke dens tendens til overtetthet, og dette kan skje ved at pH-forholdene i vannmassene om våren ikke er optimale i strandsonen, hvor den gyter (Linløkken et al. 2002).

I motsetning til ørret, gyter abbor i selve vannet, og er meget fruktbar (målt i antall egg per hunn). Forskning tyder på at årets yngel (såkalt 0<sup>+</sup>) og de minste stadiene av abbor har en enormt sterk innflytelse på innsjøenes organismsamfunn, til og med sammenlignbart med karpefisk (Nilssen & Wærvågen 2002a). Abbor er derfor konkurransemessig sett en meget negativ art for å oppnå eller opprettholde en god og fiskbar populasjon av ørret (Sømme/Jensen 1948), og man behøver forvaltning ved mennesker (Ødegård et al. 1994).

I noen tilfeller, spesielt i Oslo og Akershus, kan det være aktuelt å opprettholde fiskebestander av de vanlige artene abbor og gjedde å fiske på. For at en fiskebestand skal være attraktiv for fiskere, bør det være større abbor i disse lokalitetene. Da bør bestanden reduseres ved kraftig utfisking. Kalking kan være aktuelt for å redusere dødelighet på voksen fisk. Dette gjøres best ved kalking på isen, eller partiell kalking, for å redusere surstøtet i vårløsningen i deler av strandsonen. I vann med lavere dødelighet på voksen fisk, vil det ha liten hensikt å kalke for en abborbestand, hvis pH er over 5.0 under snøsmeltningen og over 5.5 i vekstperioden (Linløkken et al. 2002).

Selv om dugnadsånden mange steder i Norge, som f.eks. på Romerikssåsene er imponerende (Wilberg 1989), er lokalsamfunnet generelt blitt en betydelig dårligere forvalter av abbor- og ørretvann enn sammenlignet med forholdene før i tiden da matauk var nødvendig (Sømme/Jensen 1948). Tidligere ble det utøvet et intensivt fiske hele året; både på ørret og abbor. Derfor må alle involverte parter innen dagens kalkingsstrategi ta forholdene med overtette abborbestander 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 meget raskt (Svæelv & Matzow 1985, Kleiven et al. 1989, 1990, Kleiven & Håvardstun 1997).

Som tidligere forklart er det ingen klar årsak-virknings forhold mellom viktige kjemiske parametre i innsjøene og fiskebiomasse (Havens 1999). Det betyr at hvis målet for «recovery» er et høyest mulig fiskebiomasse i Oslo og Akershus av historiske konsumarter, er det derfor ikke klart om dette blir best oppnådd med kalking, gjødsling eller en kombinasjon av dette (Brettum et al. 1984, Havens & Karlson 1998, Havens 1999).

### **5.2.3. HVORDAN ER VANNKJEMIEN I DET UNDERSØKTE OMRÅDET I AKERSHUS 2003? SAMMENLIGNING MED «HENRIKSENS EMPIRISKE KURVE»**

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.

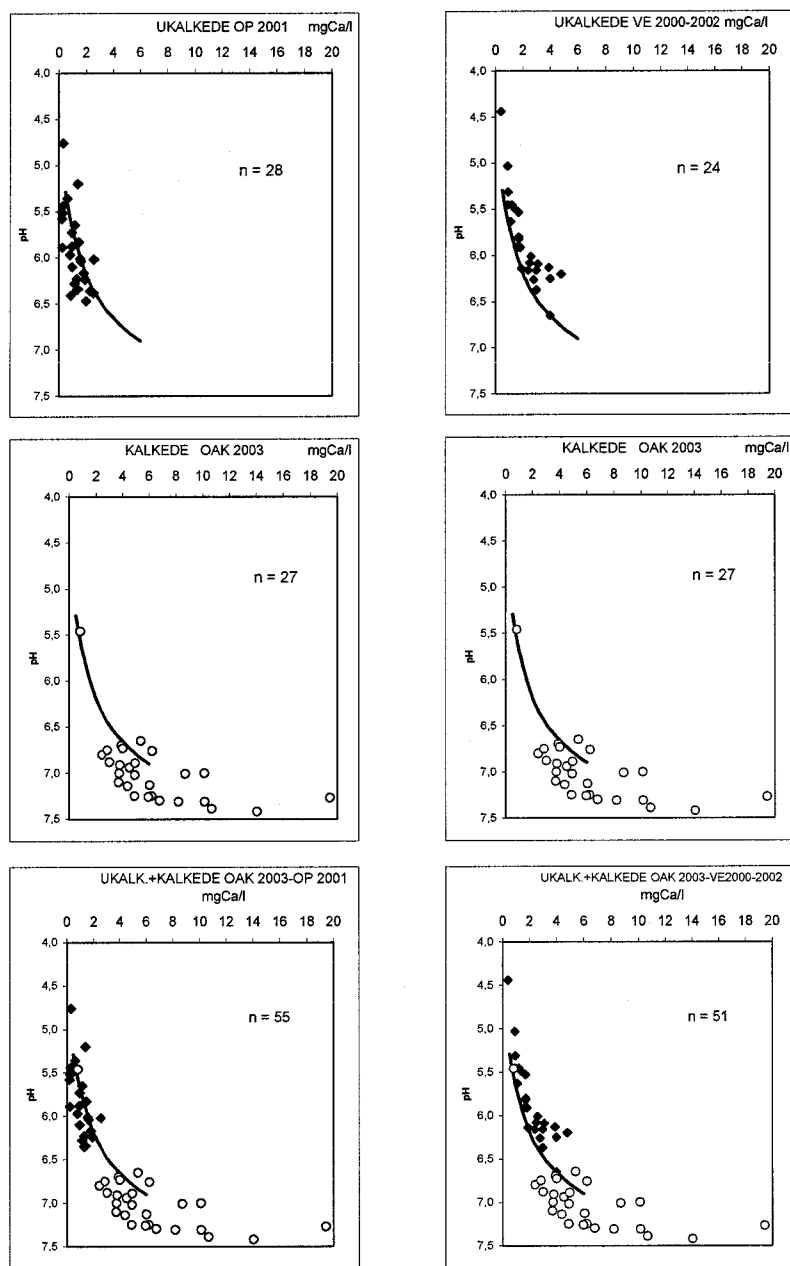
Henriksen (1980) presenterte senere hypotesen at forsurede vann er resultatet av en storskala syre-base titrering, der baser som har blitt frigjort av forvitring av berggrunn og løsmasser titreres mot syrer med opprinnelse fra atmosfærisk nedfall. Henriksen (1980) inndelte deretter innsjøene i tre kategorier 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, og stabile pH verdier rundt 4.5, tilsvarende gruppe A i vårt system.

I de undersøkte innsjøene i Oslo og Akershus øker alkaliniteten jevnt med økende kalsium (Vedl. 1), som betyr at innsjøene er utsatt for betydelig mindre forsuringstress enn i Telemark og Aust-Agder, hvor alkaliniteten delvis forbrukes til å buffre påvirkningen fra sure stoffer (Nilssen & Wærvågen 2001).

Siden det i årets undersøkelser ikke var mulig å finne fram til ukalkede referanselokaliteter, er årets data blitt sammenlignet med fylkene Oppland (Wærvågen & Nilssen 2002) og Vestfold (Wærvågen & Nilssen 2003c). Plottene fordeler seg svært ulikt på disse kurvene fordi Oppland er mye mindre utsatt for forsuring enn Vestfold (Fig. 5-2). De mest sur-stressede lokalitetene

ligger i Vestfold. Som det framgår av forholdet mellom kalsium og pH i våre data plottet mot Henriksens empiriske kurve, vist i Fig. 5-2, avdekker dette følgende:

- *innsjøene på Romeriksåsene er kalket svært kraftig i forhold til de naturlige innsjøene både i Oppland og spesielt Vestfold*
- *det kan ikke sees at våre innsjøer ligger i et område hvor selve vannmassene fortsatt er utsatt for sterkt forurening; mens innløpsbekkene fortsatt kan være det*
- *de kalkede innsjøene holder høy pH i forhold til kalsiumkonsentrasjonene.*



**Figur 5-2. Forholdet mellom pH og kalsium i de undersøkte lokaliteter i Oslo og Akerhus 2003 i midten relatert til Henriksens (1979) empiriske kurve. Ukalkede innsjøer øverst til venstre fra Oppland 2001 og øverst til høyre fra Vestfold 2000-2002. Alle innsjøer vist samlet nederst.**



Av dette kan det tolkes at flere av innsjøene kan være for kraftig kalket eller primært kalket for innsjøgytere, som abbor og mort i dette geografiske området. Man burde kanskje vurdere om kalkingsaktivitetene i større grad skulle tilpasses forvaltning av ørret i noen innsjøer som anbefalt tidligere (Ødegård et al. 1994). Det betyr at man isteden for å kalke så kraftig direkte i vannmassene, optimaliserer mulige gytelokaliteter for ørret. I tillegg bør man drive tynningsfiske på abbor, der hvor man ønsker større tilstedeværelse av ørret (Ødegård et al. 1994). Men fra naturens hånd er produksjonen av laksefisk i små, sure, humusholdige innsjøer som det finnes en del av på Romeriksåsene ofte svært lav, og et stort antall slik innsjøer er fisketomme (Grande 1970). Noen av innsjøene som ligger øverst i vassdragene (såkalte «head-waters») har ofte lite tilløp og utløp som ikke egner seg til gyting. I andre tilfeller er vannkvaliteten den faktor som virker begrensende på vannets fiskeproduksjon. Det kan være at vannet er for surt (organiske syrer, humussyrer) eller at oksygeninnholdet, spesielt om vinteren blir så lavt at fiske ikke kan overleve (Grande 1970).

#### **5.2.4. REFORSURING OG STERK EPISODISK FORSURING**

Det er imidlertid ikke bare naturlig restaurering som er viktig å legge merke til ved kalking, men også sterk episodisk forsuring og kraftig periodevis refsuring (se Fig. 4-3; Wilberg 1989, Ørjasæter 1992), som imidlertid blir mindre viktig etter hvert som forsuringen avtar og tørr- og våtavsetninger minker (SFT 2003).

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 (Nilssen & Wærvågen 2001, Hesthagen & Hindar 2002).

Men det er ikke bare denne episoden som hadde negativ innflytelse på vannkjemien og førte til refsuring 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 Sørøst-Norge vinteren 1993. Enkelte av de siste 40 årene har gitt ekstreme episoder hvor til og med sommer-pH synker med opptil én pH-enhet (Nilssen 2004, Sandøy & Nilssen 1987b). Også terrestriske økosystemer påvirkes av dette klimasystemet (Økland 1997, 2000, Økland & Eilertsen 1993).

Men det er spesielt sommer/høst 2000 som huskes, fordi denne var så ekstrem. I mange områder falt opptil tre ganger mer nedbør enn det som var normalt for årstiden. Det viktige spørsmålet er hvordan dette nedfallet påvirket vannkvaliteten generelt, og i tillegg lokaliteter som allerede var blitt kalket. Norsk institutt for vannforskning (NIVA upubl.data) meldte om at flere målestasjoner viste 0.2 enheter lavere pH enn normalt. På Sørlandet ble det foretatt

undersøkelser av ørretbestandene, og muligens kunne lav pH fra 2000, med effekter inn i 2001, få en midlertidig påvirkning på fiskesamfunnet (Hesthagen & Hindar 2002).

#### **5.2.5. REETABLERING AV ØKOSYSTEMER I FERSKVANN GJENNOM NATURLIGE PROSESSER: INNVANDRING OG HVILEEGG I SEDIMENTET**

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 sedimentet, som feks: *Daphnia longispina*-gruppen, *Heterocope*-artene, 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, enkelte Cladocera og kopepodeslekten *Heterocope* (Sandøy & Nilssen 1987a, 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 mikro-bunndyr i mange tiår (Nilssen & Wærvågen 2002b, 2003b, Wærvågen & Nilssen 2003b). En rekke bunndyrarter 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).

I noen typer kalkede vann (Eriksson 1979) har det blitt mer fugl (f eks andefugl), som kan tjene som spredningsorganismer for ulike arter (Charin & Tascilin 1953, Proctor 1964, Mellors 1975).

Der hvor en skulle vente at lokalitetene ble restaurert senere, er små, «head-water» innsjøer, ofte øverst i vassdragene. Det er flere av disse blant årets innsjøer (Fig. 2-1), men mange av disse har fått forsuringfølsomme arter som *D. longispina*, *H. appendiculata* og *C. scutifer* tilbake i vannmassene (Fig. 4-4a-b).

### **5.3. BIOLOGISK MANGFOLD OG REFERANSELOKALITETER I AKERSHUS**

#### **5.3.1. 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/SFT 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.

Det finnes for få referanselokaliteter i denne del av Akershus, som allerede understreket i tidligere undersøkelser (Bjørntuft 1993). Det er viktig at lokale grunneiere og kalkings-representanter på den ene siden og fylket og forskere på den andre blir enige om hvilke lokaliteter som skal fungere som referanselokaliteter eller «klimamålere» i området. Videre kan man i større grad isolere hendelser rundt kalking av vann fra «normale» klimaepisoder.

Den spesielle virkningen humusstoffene har til å immobilisere tungmetaller, som ofte øker i mengde ved forsuring og kalking (Andersen 2002), er ofte avgjørende for økosystemene. Humussjøer er derfor ideelle habitater for å fastslå langtidsinnflytelse av høy og episodisk forsuring på akvatisk liv uten tilleggseffekten av forhøyde konsentrasjoner av tungmetaller, men det er gjort lite bruk av denne muligheten i Norge (Collier et al. 1990). Men samtidig kan humusstoffene føre til forlenget fase før innsjøene blir naturlig restaurert (Lydersen et al. in press).

### **5.3.2. NORGES ANSVAR FOR BIOLOGISK MANGFOLD I KALKFATTIGE, SURE OMRÅDER**

Norge har et spesielt ansvar for å ta vare på biologisk mangfold i relativt kalkfattige og naturlig sure områder som i deler av Oslo og Akershus, fordi bevaring av det ferskvannsbiologiske mangfoldet er en hovedmålsetting for den norske kalkningsvirksomheten (Bjørntuft 1993, DN 2003b). Dagens intensive kalkingsaktivitet i noen deler av Sør-Norge er i ferd med å gjøre denne oppgaven vanskelig, spesielt hvis viktige referanselokaliteter ikke opprettes eller 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. På Romeriksåsene er det imidlertid en tydelig mosaikkstruktur av lokaliteter (flere ulike økosystemer innen et begrenset geografisk område), og sannsynligvis flere refugielokaliteter.

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 (ikke-dødelige)

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 = skjulte) 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 uorganiske aluminiumskonsentrasjoner.

Kalkingsvirksomheten har inntil nylig hovedsakelig befattet seg med spredning av kalk for å motvirke videre forsuring. Denne undersøkelsen har vist at dette er viktig, siden de undersøkte områdene i Oslo og Akershus fortsatt er påvirket av surt nedfall (SFT 2003), selv om denne påvirkningen er betydelig svekket siden toppen på 1980-tallet. Økosysteminteraksjoner og forvaltningsstrategier av kalkede lokaliteter har vært gitt mindre oppmerksomhet (Ødegård et al. 1994, Pedersen 2002). 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 befatte seg med hele økosystemet. I tillegg bør det også kunne diskuteres om noen av innsjøene, spesielt de med høy oppholdstid, kan gjødsles eller gjødsles/kalkes som en alternativ måte å forvalte slike lokaliteter for lokalt sportsfiske.

## 6. ETTERORD OG TAKKSIGELSER

AbelSenteret i Gjerstad/Aust-Agder har i samarbeid med Høgskolen i Hedmark/Blæstad igangsatt evaluering av et utvalg av gjennomførte kalkingstiltak i fylket for miljøvernnavdelingen hos fylkesmannen i Oslo og Akershus. Etter hvert som kalkingsaktivitetene har økt i omfang, var det framkommet et behov for vitenskapelig vurdering av biologiske og kjemiske effekter av innsatsen. Denne rapporten omhandler 27, hovedsakelig kalkede, innsjøer i kommunene Nesodden, Nes, Nannestad, Nittedal, Gjerdrum og Aurskog-Høland i Akershus. I tillegg foretas en oppsummering av relevante og tilgjengelige historiske data i det geografiske området som dekkes av undersøkelsen. På Romerikssåsene finnes nesten ikke forsurede og ukalkede referanseinnsjøer. Innsjøene i Oslo og Akershus er vanligvis ikke av den kroniske sure typen som i store deler av Telemark og Agder. Nesten alle de kalkede innsjøene har fått de fleste dyreplanktonartene tilbake i vannmassene, som er naturlig i dette geografiske området. Basert på resultatene fra undersøkelsen kommer forfatterne med forslag til videre prosjekter for å overvåke kalkingsvirksomheten, med spesielt henblikk på biologisk «recovery» i denne delen av Oslo og Akershus.

Konsulent Jørn Enerud har foretatt innsamling av feltmateriale, gitt foto (Fig. 4-1) og opplysninger om biologiske forhold i vassdragene. Fylkesmannen i Oslo og Akershus ved førstekonsulent Terje Wivestad og konsulentene Helge B. Pedersen og Bjørn Otto Dønnum i Akershus jeger- og fiskeforening har bidradd med data og opplysninger. Forfatterne takker alle personene over for verdifull hjelp til gjennomføring av prosjektet.

## 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, D.O. 2002. Chemistry of a limed lake and its tributaries. Potential impacts of climate change. Dr.philos. Univ. Oslo.
- 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.
- Barlaup., B.T, Hindar, A., Kleiven, E. & Høgberget, R. 1998. Incomplete mixing of limed water and acidic runoff restricts recruitment of lake spawning brown trout in Hovvatn, southern Norway. *Environ.Biol.Fish.* 53: 47-63.
- 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.
- Berge, F., Brodin, Y-W., Cronberg, G., El-Daoushy, F., Høeg, H.I., Nilssen, J.P., Renberg, I., Rippey, B., Sandøy, S., Timberlid, A. & Wik, M. 1990. Paleolimnological changes related to acid deposition and land-use in the catchment of two Norwegian soft-water lakes. *Phil.Trans.R.Soc.Lond. B* 327:385-389.
- 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.
- Bjørtuft, S.K. 1993. Evaluering av kalkingstiltak i Akershus. LFI-Rapport 137: 1-29 (English summary).
- Borgstrøm, 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.
- Brandrud, T.E., Halvorsen, G., Lindstrøm, E.-A., Raddum, G.G., Brettum, P., Dolven, D., Halvorsen, G.A., Schnell, Ø.A., Storeid, S.-E. & Walseng, B. 1999. Effekter av kalking på biologisk mangfold. Basisundersøkelser i Tovdalsvassdraget 1995-96. DN-Utredning 1999/9: 1-126.
- Brettum, P. & Løvik, J.E. 2002. Overvåkning i 2001 av vannkvaliteten i Puttjernene og Puttjernsbekken i Østmarka. NIVA-Rapport 4480/2002: 1-67 (English summary).
- Brettum, P., Kroglund, F., Nilssen, J.P., Sandøy, S., Skov, A. & Wærvågen, S.B. 1984. Eksperimentelle innhegningsforsøk i Gjerstad, Aust-Agder. Et forsøk på alternativ behandling av sure vann. Kalkingsprosjektet. Rapport 25/85:1-78.
- Brittain, J.E. & Økland, B. 1990. Bunnundersøkelser i forbindelse med kalking av innsjøer og tjern på Romerikssåsene. LFI-Rapport 124: 1-22 (English summary).
- 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.
- Dahl, K. 1921. Undersøkelser over ørretens utdøen i det sydvestlige Nordges fjeldvand. *N.I.&F.Fs tidsskr.* 249-267.
- Dannevig, A. 1938. Ferskvannsrørreten på Sørlandet. P.M. Danielsens forlag. Arendal.
- Dannevig, A. 1959. Nedbørens innflytelse på vassdragenes surhet, og på fiskebestanden. *Jeger og Fisker* 3: 116-118.
- Dannevig, G. 1966. Auren og det sure vann på Sørlandet. *Jakt-Fiske-Frileuftsliv* 95: 388-393.
- Dannevig, G. 1968. Surt vann og dødelighet på ørret. *Zool.Revy* 30: 53-60.
- DN (Direktoratet for naturforvaltning) 1995a. Handlingsplan for kalkingsvirksomheten i Norge mot år 2000. Forkortet utgave. DN-rapport 1995-2.
- DN (Direktoratet for naturforvaltning) 1995b. Handlingsplan for kalkingsvirksomheten i Norge mot år 2000. DN-rapport 1995-8.
- DN (Direktoratet for naturforvaltning) 2003a. Kalking i vann og vassdrag. Effektkontroll av større prosjekter. DN-notat 2002-3: 1-275.
- DN (Direktoratet for naturforvaltning) 2003b. Mulige skadevirkninger av vassdragskalking på biologisk mangfold. DN-utredning 2003-3: 1-275.
- 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.
- Dønnum, B.O. 2002. Mangel på «overtette» ørretbestander. pH-status nr. 4/2002: 20.
- 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.
- Enerud, J. 2000. Prøvefiske i kalkingslokaliteter i Oslo og Akershus i 1996-1999. FM-Oslo og Akershus. Rapport 3/2000: 1-51.
- Eriksson, F., Hörnström, E., Mossberg, P. & Nyberg, P. 1983. Ecological effects of lime treatments of acidified lakes and rivers in Sweden. *Hydrobiologia* 101: 145-164.
- 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.

- 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.
- Grande, M. 1970. Sammenheng mellom oksygeninnhold, organisk stoff, surhetsgrad og fiskeproduksjon i små innsjøer. NIVA-Fremdriftsrapport, del I. B - 5/69: 1-18.
- 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.
- Halvorsen, G., Sloreid, S.-E., Sporsheim, P. & Walseng, B. 1994. Ferskvannsbiologiske undersøkelser av grytehullsjøene i Gardermo-området. NINA Forskningsrapport 57: 1-42.
- Halvorsen, G., Heegaard, R. & Raddum, G. 2002. Tracing recovery from acidification - a multivariate approach. ICP Waters report 69/2002 SNO 4564-2002 NIVA 22 s.
- Havens, K. 1999. Correlation is not causation: a case study of fisheries, trophic state and acidity in Florida (USA) lakes. *Environ.Pollut.* 106: 1-4.
- Havens, K. & Carlson, R.E. 1998. Functional complementary in plankton communities along a gradient of acid stress. *Environ.Pollut.* 101: 427-436.
- 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. & Andersen, S. 1982. Forsuringssituasjonen i Oslomarkas vann. NINA-Rapport F 459: 1-40.
- Henriksen, A. & Hindar, A. 1997. Tålegrenser for forsuring av overflatevann – et nyttig begrep? *Vann* 32: 219-234.
- Henriksen, A. & Grande, M. 2002. Lake Langtjern - fish studies in the Langtjern area 1966-2000. Acid Rain Research Report 54/02, NIVA Report SNO 4537-2002: 1-45.
- 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.
- Hesthagen, T. & Hindar, A. 2002. Storflom og reforsuring høsten 2000: en evaluering av effekter på vannkvalitet og ørretbestander i åtte kalka innsjøer i Telemark. NINA-Oppdragsmelding 754: 1-17.
- Hindar, A. & Nilssen, J.P. 1983. Årsrapport 1980/81. Kalkingsprosjektet i Gjerstad, Aust-Agder. Kalkingsprosjektet. Rapport 6/83, 101 s. + IV appdiks.
- Hindar, A. & Kleiven, E. 1990. Chemistry and fish status og 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., Norgaard, E., Nilsen, P., Høgberget, R. & Wright, R.F. 1997. Whole catchment application of dolomite to an acidified forest ecosystem in Gjerstad, southern Norway. NIVA-report, E-98425, Acid rain res.rep 50/1999: 1-89.
- 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.
- Hovind, A. 1963. Ørreten i våre fjellvann. *Agderposten*. 5s. i ms.
- 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.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1906. Planktonundersøgelser i norske vande. Christiania, Nationaltrykkeriet. 199s., 3 plansjer, 9 Tabeller. (Resumé in German).
- Huitfeldt-Kaas, H. 1922. Om aarsaken til massedød av laks og ørret i Frafjordelven, Helleelven og Dirdalselven i Ryfylke høsten 1920. *N.J.F.Fs tidsskr.* 37-44.
- 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.
- Jørgensen, I. 1972. Forandringer i strukturen til planktoniske og littorale Crustacea-samfunn under gjengroing av humusvann i området Nordmarka og Krokskogen ved Oslo, korrelert med hydrografiske data. *Cand.real., Univ. Oslo*.
- Kalleberg, H. 1976. Praktiske erfaringer ved kalking av fiskevann. *Vann* 11: 62-69.
- Kaste, Ø., Brettum, P., Håvardstun, J. Kleiven, E., Kroglund, F., Oug, E. & Walseng, B. 1999. Store Finntjenn i Aust-Agder. Vannkjemisk og biologisk utvikling i løpet av 15 år med kalking. NIVA-rapport 4046. 74 s.
- 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.
- Kleiven, E. 1997. Tap og rekolonisering av ulike fiskearter i Herefossfjorden, Tovdals-vassdraget, i perioda 1970-1996. NIVA-rapport, l.nr. 3724-97. 21 s.
- 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. 1988. Vertical distribution of brown trout (*Salmo trutta*) and perch (*Perca fluviatilis*) in an acidified lake. *Water Air Soil Pollut.* 40: 203-213.
- Linløkken, A., Kleiven, E. & Matzow, D. 1991. Population structure, growth and fecundity of Perch (*Perca fluviatilis* L.) in an acidified river system in Southern Norway. *Hydrobiologia* 220: 179-188.
- 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.
- Linløkken, A., Hesthagen, T. & Kystvåg, E. 2002. Produksjon av abbor og mort i næringsfattige moderat forsura skogsvatn, med mulig effekt av kalking. DN-Utredning 2002-6: 1-46 (English Abstract).
- Lydersen, E., Larssen, T. & Fjeld, E. in press. The influence of TOC on the relationship between Acid Neutralizing Capacity (ANC) and fish status in Norwegian lakes.
- Løvik, J.E. 1988. Planktoniske og littorale småkreps i forsura vatn i Oslomarka. NIVA-Rapport F 522: 1-48.
- Mazumder, A. 1994. Patterns of algal biomass in dominant odd- vs. even-link lake ecosystems. *Ecology* 75: 1141-1149.
- McQueen, D. & Post, J.R. 1988. Limnocorral studies of cascading trophic interactions. *Verh.Int.Ver.Limnol.* 23: 739-747.
- 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.
- Mills, E.L. & Forney, J.L. 1983. Impact of *Daphnia pulex* of predation by young perch in Oneida Lake, New York. *Trans.Amer.Fish.Soc.* 112: 154-161.
- Mjaaland, P. 2001. «Opprensk med fiskeruse». *Agderposten* 13 juni 2001.
- Moldan, F. et al. 2001. Long-term changes in acidification and recovery at nine calibrated catchments in Norway, Sweden and Finland. *Hydrol.Earth System Sci.* 5: 339-349.
- 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. 2004. "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. 2001. Kjemisk og biologisk «recovery» av forsuredde innsjøer i Aust-Agder. Kalkede vann og referansevann i 1999 og 2000. Fylkesmannen i Aust-Agder, Rapport 2-2001: 1-80.
- 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. 2003a. Analyse av kalkede innsjøer i Oslo og Akershus. En sammenligning med referanselokalteter 2002. Fylkesmannen i Oslo og Akershus, miljøvernavdelingen. Rapport nr. 1 – 2003: 1- 47.
- Nilssen, J.P. & Wærvågen, S.B. 2003b. Ecological distribution of pelagic copepods and species relationship to acidification, liming and natural recovery in a boreal area. *J.Limnol.* 62: 97-114.
- Nilssen, J.P. & Wærvågen, S.B. 2004. Utvikling av kalkede- og referanselokalteter i 2002/2003 i en tidligere kronisk sur region i Nissedal og Drangedal, Telemark. Fylkesmannen i Telemark, miljøvernavdelingen. Rapport nr. 1 – 2004: 1- 59.
- Nilssen J.P., Østdahl T. & Potts W.T.W. 1984. Species replacements in acidified lakes: physiology, predation and competition? *Rep.Inst.Freshwat.Res.Drottningholm* 61: 148-153.
- 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.
- NJFF (Norges Jeger- og Fiskeforening) 1971. Fiskebestand og forsurening av vassdrag. *Jakt Fiske Friluftsliv* 100: 149-151; 198-201.
- 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.
- Olstad, O. 1919. Undersøkelser over abbor. Landbruksdept., Christiania, Centraltrykkeriet. 40s.
- Pedersen, H.B. 2002 (red.). Er kalkingene mer enn vellykket? pH status 4-2002: 1-20.
- Pedersen, H.B., Oppegård, B. & Wilberg, J.H. 1990a. Aksjon - 88. Forsurings situasjonen i Akershus. FM-Oslo og Akershus. Rapport. 84s. + vedl.
- Pedersen, H.B., Oppegård, B. & Wilberg, J.H. 1990b. Aksjon - 88. Rapport for kommunene Frogn, Nesodden, Oppegård, Vestby, Ås og Ski. Forsurings situasjonen i Akershus. FM-Oslo og Akershus. Rapport. 22s. + vedl.
- Pedersen, H.B., Oppegård, B. & Wilberg, J.H. 1990c. Aksjon - 88. Rapport for kommunene Aurskog-Høland og Fet. Forsurings situasjonen i Akershus. FM-Oslo og Akershus. Rapport. 23s. + vedl.
- 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-Project, IR 50/79: 1-41.
- Raddum, G., Brettum, P., Matzow, D., Nilssen, J.P., Skov, A., Sveälv, T. and Wright, R.F. 1986. Liming the acid lake Hovvatn: a whole-ecosystem study. - *Water Air Soil Pollut.* 31:721-763.

- Renberg, I., Korsman, T. & Anderson, J. 1993. A temporal perspective of lake acidification in Sweden. *Ambio* 22: 264-271.
- Riise, G. 1987. En regional undersøkelse av 56 innsjøer i Oslo Østmark. Naturlige og antropogene kilder til spormetaller og forsuringsparametre. *Cand.scient., UiO*, 156s.
- Riise, G., Hongve, D., Gabestad, H. & Krogstie, H.A. 2000. Recovery of acidified lakes in Østmarka, Norway. *Verh.Int.Verein.Limnol.* 27: 2480-2483.
- Roff, J.C. & Kwiatkowski, 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.
- 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.
- 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.
- Sandøy, S. & Romundstad, A.J. 1995. Liming of acidified lakes and rivers in Norway. *Water Air Soil Pollut.* 85: 997-1002.
- 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.
- Schartau, A.K.L. 1986. Vertikalfordeling og vertikalmigrasjon hos flercellet zooplankton i Skjennungen, Oslo kommune, sett i relasjon til konkurranse og føde. *Cand.scient, UiO*, 144s.
- Schindler, D.W. et al. 1991. Comparisons between experimentally- and atmospherically-acidified lakes during stress and recovery. *Proc.Royal Soc. Edinburgh* 97B: 193-226.
- SFT (Statens ForurensningsTilsyn) 1991. Overvåkning av langtransportert luft og nedbør. *SFT-rapport 437:* 1-306.
- SFT (Statens ForurensningsTilsyn) 2003. Overvåkning av langtransportert forurenset luft og nedbør. *Årsrapport - Effekter 2002.* SFT-rapport 886/2003, TA-1985/2003. 203 s.
- Simonsen, J.H. 2000. Prøvefiske i kalkede, eller vurdert kalkede områder i Aust-Agder 1999. *Fylkesmannen i Aust-Agder. Rapport 1-2000:* 1-32.
- 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.
- Skjelkvåle B.L., Andersen T., Fjeld E., Mannio J., Wilander A., Johansson K., Jensen J.P., and Moiseenko T. 2001a. Heavy metal survey in Nordic lakes; concentrations, geographical patterns and relation to critical limits. *Ambio*, 30: 2-10.

- Skjelkvåle, B.L., Mannio, J., Wilander, A. & Andersen, T. 2001b. Recovery from acidification of lakes in Finland, Norway and Sweden 1990-1999. *Hydrobiol. Earth Syst. Sci.* 5: 327-337.
- Skjeseth, S. 1981. Geologi. s. 58-80 i: Mamen, H.C. (red): By og bygd i Norge. Akershus. Gyldendal, Oslo.
- 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.
- Sunde, S.E. 1926. Surt vann dræper laks- og ørrettingel. *N.J.&F.Fs tidskr.* 1-4.
- Sveälv, T. & Matzow, D. Studium av utplanterad öring i det partielt 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.
- Traaen, T.S., Frogner, T., Hindar, A., Kleiven, E., Lande, A. & Wright, R.F. 1997. Whole-catchment liming at Tjønnestrand, Norway: An 11-year record. *Water, Air, and Soil Pollut.* 94: 163-180.
- Tveten, G. & Hobæk, A. 2002. Genetisk mangfold hos *Daphnia rosea*. s. 71-73 i: Aagaard, K., Bækken, T. & Jonsson, B. (red.): Vann og vassdrag i by- og tettstedsnære områder. NINA Temahefte 19; NIVA lnr 4539-2002. 80s.
- Voigt, M. 1978. Rotatoria. Die Rädertiere Mitteleuropas (2. Auflage, Neuarbeitet von W. Koste). Gebrüder Borntraeger. Berlin. 673s.
- Vøllestad, L.A. & Hesthagen, T. 2001. Stocking of freshwater fish in Norway: management goals and effects. *Nordic J. Freshw. Res.* 75: 143-152.
- Walseng, B., Raddum, G.G. & Kroglund, F. 1995. Kalking i Norge. Invertebrater. DN-utredning 1995/6, 1-65.
- Walseng, B., Halvorsen, G. & Storeid, S.E. 2001. Littoral microcrustaceans (Cladocera and Copepoda) as indices of recovery of a limed water system. *Hydrobiologia* 450: 159-172.
- Walseng, B., Yan, N. & Schartau, A.K. 2003. Littoral microcrustacean (Cladocera and Copepoda) indicators of acidification in Canadian Schield lakes. *Ambio* 32: 208-213.
- Wilberg, J.H. 1989. Virksomheten i perioden 1982 til 1989. Fiskebestandene i de enkelte vannene. Resultater fra prøvfisaket 1988. Romeriksåsenes Fiskeadministrasjon. 306 s.
- 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. Aqu. Sci.* 49: 1932-1937.

- Wærvågen, S.B. & Nilssen, J.P. 2002. Effekter av kalking og naturlig restaurering av forsurede innsjøer i Oppland i 2001. Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen. Rapport nr. 3/02. 60s.
- Wærvågen, S.B., Rukke, N.A. & Hessen, D.O. 2002. Calcium content of crustacean zooplankton and its potential role in species distribution. *Freshw. Biol.* 47: 1866–1878.
- Wærvågen, S.B. & Nilssen, J.P. 2003a. Analyse av biologisk «recovery» i kalkede vann i Buskerud 2002. Fylkesmannen i Buskerud, miljøvern-avd. Rapport 2-2003: 1-45.
- Wærvågen, S.B. & Nilssen, J.P. 2003b. Major changes in pelagic rotifers during natural and forced recovery from acidification. *Hydrobiologia* 499: 63-82.
- Wærvågen, S.B. & Nilssen, J.P. 2003c. Kalkingseffekter og naturlig restaurering av innsjøer i Vestfold. Oppsummerende rapport for 2000-2002. Landbruksavdelingen. Fylkesmannen i Vestfold. Rapport nr. 1 – 2003. 63 s.
- 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.
- Ødegård, F.E., Pedersen, H.B. & Oppedgård, B. 1994. Resultater fra prøvefiske på Romeriksåsene 1993. Akershus JFF-Rapport 1994: 1-48s. + vedlegg.
- Økland, J. 1963. En oversikt over bunndyrmengder i norske innsjøer og elver. *Fauna* 16/Suppl.: 1-67 (Summary in English).
- Økland, R.H. 1997. Reanalyse av permanente prøveflater i barskog i overvåkingsområdet Solhomfjell 1995. Bot. Hage Mus. Univ. Oslo Rapp. 2: 1-35.
- Økland, R.H. 2000. Endringer i træs tilvekst og vitalitet, vegetasjon og humuslagets kjemiske og fysiske egenskaper i permanente prøveflater i barskog i overvåkingsområdet Solhomfjell, 1988 - 1998. Bot. Hage Mus. Univ. Oslo Rapp. 5: 1-76.
- Økland, R.H. & Eilertsen, O. 1993. Vegetation-environment relationships of boreal coniferous forests in the Solhomfjell area, Gjerstad, S Norway. *Sommerfeltia* 16: 1-254.
- Ørjasæter, H. 1992. Vannkjemidata fra Aurskog-Høland, Nes og Eidskog kommuner - samt en kort beskrivelse av forsureningen av ferskvann og dens innvirkning på plante- og dyrelivet og endringer i vannkjemi, plante- og dyrelivet som følge av kalking. Aurskog-Høland Fiskeadministrasjon. Rapport nr. 3/1992: 1-73.

**VEDLEGG 1: LOKALITETSANGIVELSE, VANNKJEMI OG INNSJØKLASSIFISERING  
TIL DE UNDERSØKTE LOKALITETER I OSLO OG AKERSHUS 2003 (data fra ulike  
kilder).**

L.nr.	OBJEKTNAMN	NVE-nr.	KOMMUNE	KARTBLAD	UTM		HOH m	AREAL Innsjø km <sup>2</sup>	Middeldyp m
					Øst	Nord			
1	SETERTJERN	80050	NITTEDAL	1915-3	603719	6669042	381	0,02	3,7
2	STEINSORTUNGEN	5032	NITTEDAL	1915-3	602542	6670871	447	0,15	5,5
3	SØNDRE TVEKJELLER	4991	NANNESTAD (NIT.D)	1915-3	600484	6673205	512	0,17	6
4	LILLE ELSJØEN	4989	NANNESTAD	1915-3	601551	6673934	498	0,05	7,90
5	NORDRE BAKKHOLTTJERN	80054	NITTEDAL	1915-3	602069	6673142	515	0,01	2,7
6	ØSTRE HERRETJERNA	4964	NANNESTAD	1915-3	602345	6677207	481	0,05	3
7	MIDTRE KULETJERN	80071	NANNESTAD	1915-3	600469	6678792	510	0,01	7,8
8	FAGERTJERN	4935	NANNESTAD (HURD)	1915-3(4)	603082	6680527	540	0,05	7
9	TANGETJERNET	80051	NANNESTAD	1915-3	603969	6679442	436	0,01	3
10	MOSATJERN	81527	NANNESTAD	1915-3	605550	6676175	339	0,002	2
11	BJERTNESSJØEN	4981	NANNESTAD	1915-3	604265	6674681	335	0,42	7,1
12	DALSTJERN	5007	NANNESTAD	1915-3	605414	6672435	354	0,02	8
13	VESTRE BUVANN	5041	NANNESTAD	1915-3	607120	6670427	371	0,05	7,8
14	SKJELBREIA	5043	NANNESTAD	1915-3	606012	6670233	349	0,09	18,7
15	DJUPØYUNGEN	5026	NANNESTAD	1915-3	605681	6671172	343	0,22	8,9
16	VARDÅSTJERNET	5033	NANNESTAD	1915-3	607658	6670957	415	0,03	2
17	MAGNHILDPUTTEN	81529	NANNESTAD	1915-3	607250	6670025	370	0,01	2
18	GJERDRUMSGJERMINGEN	5086	GJERDRUM (NA.STD)	1915-3	606809	6666750	290	0,13	7,3
19	BUVANNET	5118	GJERDRUM	1915-3	608302	6663530	259	0,15	5,3
20	SPIKERTJERNET	80044	GJERDRUM	1915-3	607718	6662892	270	0,01	3,7
21	MÄRRATJERN	80038	GJERDRUM	1915-3	607118	6664642	313	0,002	
22	DAGROSPUTTEN	80059	GJERDRUM	1915-3	607218	6663192	305	0,004	
23	HARSTADTJERN	5066	NANNESTAD	1915-3	611473	6668647	201	0,06	
24	SAGSTUSJØEN	4280	NES	2015-3	643536	6666299	191	0,82	
25	LANGFOSS-SJØEN	3180	AURSKOG-HØLAND	1914-1	635455	6637082	228	0,30	
26	SVESTADTJERN	5612	NESODDEN	1814-1	590663	6626541	147	0,05	
27	KRYSTALLDAMMEN	5590	NESODDEN	1814-1	595700	6628500	45	0,02	

**VEDLEGG 1: LOKALITETSANGIVELSE, VANNKJEMI OG INNSJØKLASSIFISERING  
TIL DE UNDERSØKTE LOKALITETER I OSLO OG AKERSHUS 2003 (FORTSETTER).**

L.nr.	OBJEKTNAVN	DATO	pH	kond. µS/cm	ALK. µmol/l	Ca mg/l	Tot P µg/l	Pt mg/l	TM-AI µg/l	Um-AI µg/l	VANNKVAL. Innsjøklass.
				K <sub>25</sub>	µekv/l						
1	SETERTJERN	12.09.2003	7,31	56,3	516	10,15	1,47	96	28	6	E1
2	STEINSORTUNGEN	10.09.2003	6,80	19,6	90	2,44	1,47	20	10	3	E2
3	SØNDRE TVEKJELLER	10.09.2003	7,02	30,3	216	4,95	3,37	63	27	4	E2
4	LILLE ELSJØEN	11.09.2003	6,88	23,3	118	3,04	1,61	30	19	6	E1
5	NORDRE BAKKHOLTTJERN	11.09.2003	7,30	41,1	346	6,80	1,80	48	28	13	E2
6	ØSTRE HERRETJERNA	24.09.2003	7,25	39,4	329	6,22	2,02	31	6	4	E1
7	MIDTRE KULETJERN	12.09.2003	7,39	56,4	511	10,70	1,14	62	21	10	E2
8	FAGERTJERN	20.10.2003	7,13	38,1	290	6,06	2,37	28	17	6	E2
9	TANGETJERNET	24.09.2003	7,31	51,0	430	8,21	2,09	19	20	16	E1
10	MOSATJERN	24.09.2003	5,46	16,2	34	0,83	3,57	112	188	104	B
11	BJERTNESSJØEN	15.09.2003	7,00	26,4	169	3,77	1,54	24	8	4	E2
12	DALSTJERN	15.09.2003	7,10	29,4	181	3,74	1,78	8	4	3	E1
13	VESTRE BUVANN	15.09.2003	7,26	35,0	263	5,97	1,39	35	21	11	E2
14	SKJELBREIA	13.09.2003	7,14	30,4	180	4,41	0,66	23	16	10	E1
15	DJUPØYUNGEN	15.09.2003	7,25	32,8	227	4,91	0,88	8	12	12	E2
16	VARDÅSTJERNET	13.09.2003	6,94	27,6	188	4,55	2,88	70	22	3	E2
17	MAGNHILDPUTTEN	15.09.2003	7,42	70,4	686	14,06	1,64	131	36	7	E2
18	GJERDRUMSGJERMINGEN	29.09.2003	6,91	28,1	141	3,82	1,50	28	8	2	E1
19	BUVANNET	29.09.2003	6,70	28,0	136	3,92	1,95	58	15	1	E1
20	SPIKERTJERNET	29.09.2003	7,01	48,5	406	8,73	1,77	82	28	5	E1
21	MÄRRATJERN	29.09.2003	7,27	106,4	1059	19,43	4,73	121	53	11	E2
22	DAGROSPUTTEN	29.09.2003	6,65	34,7	249	5,40	2,61	67	35	3	E2
23	HARSTADTJERN	15.09.2003	6,75	26,8	106	2,87	2,70	11	0	0	E1
24	SAGSTUSJØEN	16.10.2003	6,73	30,8	149	4,03	6,23	113	28	1	E1
25	LANGFOSS-SJØEN	14.10.2003	6,89	34,5	201	4,97	3,66	75	37	4	E1
26	SVESTADTJERN	19.10.2003	6,76	50,2	270	6,25	6,61	93	41	1	D1
27	KRYSTALLDAMMEN	17.10.2003	7,00	94,2	600	10,13	21,14	17	5	0	D1



## VEDLEGG 2: 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 forsurening = forsurening 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 organismesammensetning 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 nærings saltene fosfor og nitrogen)
produktiv «recovery»	evne til produksjon; her: ofte høy produksjon her: restaurering av økosystemer i ferskvann etter forsurening
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