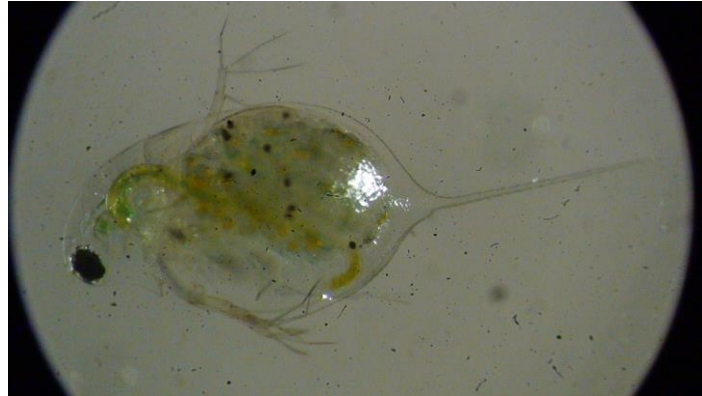


Müller - Sars Selskapet – Drøbak



Daphnia – indikatoren for bedret vannkvalitet og viktig ørretføde (kropp: 1-2,5 mm lang), er tilbake de fleste steder i Finnemarka; samt ørret (foto Borgar Pedersen)

Kalking og naturlig restaurering i Finnemarka, Buskerud: dyreplankton som biologiske indikatorer

Rapport nr. 4-2009

Drøbak 2009

ISBN 978-82-8030-011-9

Ekstrakt

Hovedundersøkelsene i 2004 omfattet 33 innsjøer i Finnemarka i Buskerud fylke, derav 11 ukalkede referanselokaliteter. Tidligere undersøkelser i dette området var i 2000 (5 lokaliteter) og i 2003 (5 lokaliteter). Etter 2004 ble 3 lokaliteter undersøkt i 2007 og 5 i 2008. De høyereliggende delene av Finnemarka hører til de sterkest forsursrammede områdene i Buskerud. Undersøkte innsjøer er kategorisert i 4 klasser fra kronisk sure til upåvirket av forsuring, under den mest kritiske fasen (før 1990), kombinert med predasjonsintensitet fra fisk. Det foreligger noe historisk informasjon fra området før kalkingen. Sammen med data fra referanselokalitetene, gir dette mulighet for å studere og sammenligne naturlig restaurering og biologiske effekter etter kalking. Denne delen av Buskerud har fortsatt negativ påvirkning av atmosfæriske utslipp, og noen innsjøer viser tydelig forsuring. Et utvalg av disse bør opprettholdes som referanselokaliteter for å innhente data om naturlig restaurering. Kronisk sure innsjøer viser ikke vesentlige kjemiske eller biologiske forbedringer, selv om pH har økt noen tiendeler i løpet av 3-4 tiår og enkelte har fått forsuringfølsomme dyreplanktonarter tilbake i lite antall. Referanselokaliteter som ikke var kronisk sure (med $\text{pH} \geq 5,3$) under den mest kritiske perioden, har de fleste følsomme dyreplanktonartene til stede. Store populasjoner av pelagisk fisk, som f.eks. abbor og pelagisk ørret, undertrykker vanlige nøkkelarter som *Daphnia lacustris*, og kan også forsinke restaureringsfasen. Likevel foregår i denne delen av Buskerud naturlig restaurering innen alle vanntyper, og flere innsjøer og tjern viser nå tilnærmedesvis total restaurering av zooplankton. I tillegg har den forsuringfølsomme arten, *D. lacustris*, blitt vanlig i hele området, bortsett fra innsjøer med høy fiskepredasjon, som domineres av mer gjennomsliktig plankton som *D. cristata*, *D. galeata* og slektene *Ceriodaphnia* og *Bosmina*. Kronisk eller sterkt sure innsjøer i undersøkelsesområdet hadde sannsynligvis små eller ingen populasjoner av kaldtvannsarten *Cyclops scutifer* i den mest kritiske forsuringfasen. I de fleste lokaliteter i Finnemarka har arten kommet tilbake, sannsynligvis fra små restpopulasjoner, eller spredning fra nabolokaliteter.

Emneord: Buskerud, Modum, Lier, Øvre Eiker, Nedre Eiker, Drammen, forsuring, naturlig restaurering, kalking, forsuringstress, zooplankton, *Daphnia lacustris*, *Heterocope appendiculata*, *Cyclops scutifer*, fiskepredasjon, overbefolkning, referanselokaliteter, økosystemrestaurering

Forfattere:

Jens Petter Nilssen og Jørn Enerud,
Müller-Sars Selskapet, Avd. Fri Grunnforskning,
Postboks 195, 1440 Drøbak
epost: j.p.nilssen@bio.uio.no

Müller - Sars Selskapet – Drøbak

Selskap til fremme av biologisk grunnforskning og
forskningshistorie i og rundt Oslofjorden og Skagerrak

INNHALDSFORTEGNELSE

EKSTRAKT	s. 2
INNHALDSFORTEGNELSE	s. 3
UTVIDET SAMMENDRAG	s. 4
1. INNLEDNING	s. 7
2. UNDERSØKELSE SOMRÅDET – FINNEMARKA I BUSKERUD	s. 10
2.1. FISKEFORHOLD OG HISTORISKE DATA	s. 16
3. MATERIALE OG METODER	s. 18
3.1. FELTMETODER OG KJEMISKE METODER	s. 18
3.2. KLASSIFISERING AV REFERANSE- OG KALKEDE INNSJØER	s. 18
3.3. PELAGISK OG BENTISK SONE – VALG AV INDIKATORSYSTEM	s. 19
3.4. DYREPLANKTON SOM BIOINDIKATORER FOR BIOLOGISK FORSURING OG RESTAURERING	s. 19
3.5. SYSTEMATISKE NOTATER OM DYREPLANKTON	s. 26
4. RESULTATER OG DISKUSJON: UNDERSØKTE LOKALITETER I 2000-08	s. 28
4.1. UNDERSØKTE LOKALITETER I FINNEMARKA	s. 28
4.2. DYREPLANKTON - INFORMASJON OM ØKOLOGISKE OG LIMNOLOGISKE FORHOLD	s. 35
5. FORSURING OG NATURLIG RESTAURERING AV FERSKVANN I FINNEMARKA	s. 41
5.1. FORSURING OG KALKING I FINNEMARKA 2000-08	s. 41
5.1.1. KALKING AV INNSJØER SOM ØKOLOGISKE PROSESSER	s. 41
5.1.2. KALKING, KJEMISKE OG BIOLOGISKE FORHOLD	s. 42
5.1.3. KALKING OG BIOLOGI - BIOLOGISKE BIEFFEKTER VED KALKING	s. 44
5.1.4. REETABLERING AV ØKOSYSTEMER I FERSKVANN GJENNOM NATURLIGE PROSESSER: INNVANDRING OG HVILEEGG I SEDIMENTET	s. 47
5.2. BIOLOGISK MANGFOLD OG REFERANSELOKALITETER I FINNEMARKA	s. 48
5.2.1. OVERVÅKNING AV AKVATISK NATUR	s. 48
5.2.2. NORGES ANSVAR FOR BIOLOGISK MANGFOLD I KALKFATTIGE, SURE OMRÅDER	s. 49
6. ETTERORD OG TAKKSIGELSER	s. 50
7. LITTERATURHENVISNINGER	s. 51
VEDLEGG I: STEDS- OG KJEMIDATA (2004) FRA DE UNDERSØKTE LOKALITETENE I FINNEMARKA	s. 59
VEDLEGG II: ORDLISTE MED FORKLARING AV FAGUTTRYKK	s. 61

UTVIDET SAMMENDRAG

Rapporten refereres slik:

Nilssen, J.P. & Enerud, J. 2009. Kalking og naturlig restaurering i Finnemarka, Buskerud: dyreplankton som biologiske indikatorer. Müller-Sars Selskapet. Rapport nr. 4 – 2009. 62 s. ISBN: 978-82-8030-011-9.

Den vannkjemiske forsurenings situasjonen i Sør-Norge har de siste femten årene vist en klar forbedring. Forbedringene er tydeligst i de historisk sterkest forsurrede områdene på Sørlandet og noe mindre markert på Vestlandet og Østlandet. Studier av restaurering av ferskvannssystemer etter forsurening har de siste årene gitt stadig bedre kunnskap om prosessene som er involvert. Prosessene som karakteriserer stress og restaurering av økosystemer i ferskvann er således tett bundet til hverandre. I de mest utsatte delene av Skandinavia satte forsurening i gang like etter at den industrielle oppbygging av Vest-Europa hadde startet på slutten av 1800-tallet.

Tap av ørrepopulasjoner i innsjøer i sørøst Norge og laks i elver var 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-Buskerud 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 forsureningen etter hvert utgjorde. Forsuringen økte kraftig på 1960-70 tallet etter at industrien var bygd opp etter Den 2dre 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 langtids effekter (over 15-20 år) av aktivitetene. Imidlertid får etter kalking mange økosystemer ustabile artsstrukturer avhengig av hvor lenge de har vært utsatt for sterk forsurening.

Bergartene i denne delen av Buskerud gir normalt ionefattig avrenningsvann ved forvitring, og sammen med sur nedbør gir dette dårlig kjemisk buffring i akvatiske systemer. De ulike innsjøene er i denne undersøkelsen delt inn i flere kategorier avhengig av forholdet til forsurening under den mest kritiske fasen (1970-85; midt på 1990-tallet synes de fleste innsjøer å få

forbedret tilstand), kalking og type fiskesamfunn eller fiskepredasjon. Innsjøene er kategorisert i 4 klasser fra kronisk forsurede til upåvirket av forsuring, kombinert med intensitet av fiskepredasjon. Kategori A er de kronisk sure innsjøer, vanligvis med minimums-pH lavere enn 4,7-4,8, som var vanlig i deler av Buskerud, som bl.a. Finnemarka. Kategori B betegner innsjøer utsatt for sterk episodisk forsuring, vanligvis med pH rundt 5,0, og som ikke var sjeldne i fylket. C betegner innsjøer som er restaurert gjennom naturlige prosesser, men det er ofte vanskelig å identifisere slike innsjøer på grunn av intensiv kalking i deler av fylkets forsurede områder. D er innsjøer som aldri var sterkt negativt påvirket av forsuring, som i lavereliggende deler av fylket, eller på gunstig lokal geologi. Både C og D er vanlige typer nederst i vassdragene. De kalkede innsjøer har kategori E, med undertypene E2 (bare ørret) og E1 (høy predasjon). Kategorien E kan før kalking ha vært enten A, B eller sjelden C.

Utgangskategorien (i den mest kritiske tilstanden), synes avgjørende for utvikling av organismesamfunnet etter kalking. Lokalteter som i lang tid har vært utsatt for meget lav pH, får et annet forløp under restaureringsprosessen enn de som har vært utsatt for lav pH i kort tid. Innsjøer som har hatt pH i nærheten av 4,5 i ca 50 år, som i mange regioner i øvre og indre Agder og Telemark, reagerer vesentlig forskjellig etter kalking sammenlignet med innsjøer som har hatt pH 4,5 i under 5 år. I tillegg ser det ut til at jo lengre innsjøene har vært utsatt for lav pH, dess mer uforutsigbar er deres restaureringsutvikling. I Buskerud er slike områder mer sjeldne og forsuringen ble mest intens som følge av forsurede utslipp i industrioppbyggingen etter Den 2dre Verdenskrig.

Studier basert på data innsamlet i flere fylker fra Hedmark til Aust-Agder fra 1999 til 2009 har vist at alle innsjøer av den såkalte C-kategori, er i stand til å restaureres gjennom naturlige prosesser, som gjør kalking unødvendig for denne type lokaliteter. Disse hadde surhetsgrad som var rundt eller like over pH = 5,0 i den kritiske perioden fra 1960 til 1990. Også flere innsjøer innen den såkalte B-kategori kan synes i ferd med å restaureres biologisk, spesielt de med mindre nedslagsfelt som ikke er kronisk forsurede.

Denne delen av Buskerud er tydelig kjennetegnet av tidligere forsuring, men også de øvre delene av Finnemarka er i ferd med å få tilbake sine opprinnelige arter etter kalking. I hele området er nå en forsuringsfølsom art *Daphnia lacustris* blitt vanlig, høyst sannsynlig fra mangeårige hvileegg i sedimentet. Fordelingen av *Daphnia lacustris* relatert til predasjons- og pH-klasser, viser at den betydelige predasjonen fra abbor og røye er årsaken til den lave populasjonen av denne karakterslekten i lokaliteter, som gjennomgår naturlig restaurering og restaurering gjennom kalking. Tidligere var indikatororganismen *Daphnia* ytterst sjelden i store

deler av forsurede regioner av Norge. Ubehandlede innsjøer som var kronisk forsurede har vanligvis ikke fått noen *Daphnia* tilbake. Kronisk sure innsjøer i undersøkelsesområdene hadde sannsynligvis små eller ingen populasjoner av den hypolimnetiske arten *Cyclops scutifer* i den mest kritiske forsuringsfasen. I de fleste lokaliteter i Finnemarka har arten kommet tilbake, sannsynligvis fra små restpopulasjoner, eller den kan ha spredd seg naturlig fra nabolokaliteter. Den mer hardføre arten *Mesocyclops leuckarti* er kommet lengre i å etableres i innsjøer under naturlig restaurering. I ikke-kalkede lokaliteter er fortsatt indikatorarter for sure vannmasser, krepsdyrene *Heterocope saliens* og *Bosmina longispina* og hjuldyrene *Kellicottia longispina* og *Polyarthra* de dominerende arter og grupper.

Overtetthet av fisk har utviklet seg til et betydelig problem i mange kalkede lokaliteter. Ytterligere forskning rundt dette temaet vil kunne være til nytte for å beregne bærekraftige populasjonsstørrelser. Det er svært ressurskrevende å drive utfisking av små-abbor og små-ørret, selv om det etter hvert foreligger metoder som bruk av store ruser og spesielle garnserier. Flere lokale fiskeforeninger i Sør-Norge er kommet til det punkt at det blir vanskelig å oppdrive folk til dugnad rundt dette. Muligens bør større deler av kalkingsmidlene omprioriteres og øremerkes til forskning og optimal forvaltning av ferskvannsressurser.

Kalkfattige og næringsfattige vassdrag er svært vanlige og vidt utbredt i Skandinavia, mens dette er en truet og sjelden naturtype ellers i Europa. Norge har et internasjonalt ansvar for å ta vare på det biologiske mangfoldet i kalkfattige og naturlig sure områder, fordi bevaring av det ferskvannsbiologiske mangfoldet er en hovedmålsetting for den norske kalkningsvirksomheten. En ideell referanselokalitet skal være representativ for det geografiske området, ikke påvirkes kunstig av mennesker, og kun være utsatt for naturlige svingninger i klima og vannkjemi, inkludert antropogene effekter som surt nedfall og drivhuseffekt. Derfor er etablering og opprettholdelse av referanselokaliteter avgjørende for overvåking av norsk natur.

Det foreslås å etablere referanselokaliteter innen flere innsjøkategorier (type A-B-C; og ulike predasjonsforhold) for overvåking av naturforhold og naturlig restaurering i Finnemarka. Utvalgte elver og bekker bør også inkluderes. Lokaliteter med abbor og andre pelagiske fisk karakteriseres av kraftig nedbeitet planktonsamfunn etter kalking, og slike lokaliteter alene vil være uegnede som referanser ved undersøkelse av biologisk restaurering.

1. INNLEDNING

Tap av ørrepopulasjoner 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 elver i samme område høsten 1920 (Huitfeldt-Kaas 1922). Siden fiskedøden opptrådte i flommen etter en ekstra tørr periode, ble det spekulert på om svovelsyre etter oksydering 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 1926, 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-Buskerud 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 forsuren 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. 2001a, Schartau et al. 2008).

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). Kalking 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 langtids effekter (over 15-20 år) av aktivitetene (Henrikson & Oscarson 1984, Baalsrud et al. 1985, Keller & Yan 1998, Keller et al. 1999, Nilssen & Wærvågen 2002a, 2002b, 2003, Wærvågen & Nilssen 2003b). Imidlertid får etter kalking mange økosystemer ustabile artsstrukturer avhengig av hvor lenge de har vært utsatt for sterk forsuren (Raddum et al. 1986, Nilssen & Wærvågen 2002a, 2002b, 2003b, Wærvågen & Nilssen 2003b).

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 ($> 0,25$ mg/l RAl, samt høy LAl) 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 avgjørende at kalkingsaktivitetene følges av detaljerte biologiske undersøkelser med et dominerende grunnforskningspreg, i tillegg til kjemiske analyser. For å undersøke naturlig restaurering er det avgjørende at det opprettholdes referanselokaliteter i alle geografiske områder (Nilssen & Wærvågen 2001a).

Biologisk restaurering benyttes i dette studiet om restaurering av organismesamfunnet og økosystemet i retning av det opprinnelige. Selve begrepet biologisk restaurering fortjener en betydelig dypere faglig diskusjon enn her. Viktige avveielser er (se Schindler et al. 1991, Nilssen & Wærvågen 2002b, 2003, Wærvågen & Nilssen 2003b):

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

Dette arbeidet er en del av et grunnforskningsprosjekt som startet i 1996 og foregår i forsurede, referanse- og kalkede lokaliteter, i et geografisk område som innbefatter fylkene Hedmark, Oslo og Akershus, Oppland, Vestfold, Buskerud, Telemark og Aust-Agder. 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, 2003, Wærvågen & Nilssen 2003b).

I Finnemarka finnes tilgjengelig publisert og upublisert materiale som resultat av tidligere undersøkelser i perioden fra 1970-tallet til nå (Grøterud 1973, 1987, 1997, unpubl.data). Det er spesielt forskere ved Universitet for Miljø og Biofag (UMB) i Ås som har vært aktive i dette området. Den vannkjemiske forsurenings situasjonen i Sør-Norge har siden midt på 1990-tallet vist en klar forbedring som følge av sterk reduksjon i utslipp av forsurede stoffer (Schartau et al. 2008).

Fram til 1994, da de kjemiske forholdene begynte å bedres naturlig i Norge, var det registrert skader på fiskebestandene på ca 3.100 km² eller 21 prosent av Buskeruds areal. Av ca 1.500 undersøkte ørretbestander var 24 prosent tapt eller blitt redusert. Tilsvarende var 24 prosent av røyebestandene og 18 prosent av abborbestandene tapt eller redusert (Tysse 1988, 1989, Tysse & Garnås 1996). Buskerud har hatt en betydelig reduksjon i areal med forsurede fiskebestander i løpet av de siste 15 årene, og disse områdene er nå beregnet til 832 km² (Hesthagen & Østborg 2008).

Store deler av de forsurede områdene i Buskerud er nå kalket, og vannkvaliteten er god til akseptabel med pH rundt 6,0 i ca 95 prosent av de kalkede innsjøene. På grunnlag av dette og etter hvert som kalkingsaktivitetene har økt i omfang i fylket, var det framkommet et behov for vitenskapelig vurdering av biologiske og kjemiske effekter av innsatsen. Fra 1999 til 2003 ble 81 innsjøer undersøkt i Buskerud, både kalkede- og potensielle referanseinnsjøer i kommuner i de forsuringsutsatte delene som bl a Flå, Flesberg, Rollag, Modum, Øvre og Nedre Eiker, Hurum, Sigdal og Kongsberg. I tillegg ble det foretatt en oppsummering av relevante og tilgjengelige historiske data i hele fylket. De undersøkte innsjøene fra årene 1999-2003 er fordelt i alle kommuner med sterk innflytelse av forsurening i Buskerud. Disse kommunene nevnt over ligger i den midtre-sørlige delen av Buskerud, områder hvor det har vært problemer med effekter av surt nedfall. Innsjøene i Buskerud er vanligvis ikke av den kroniske sure typen som i store deler av Agder og Telemark, bortsett fra deler av Finnemarka, Langtjern-feltet, Blefjell og Kongsberg-området mot Siljan i Telemark.

Historiske pH data og paleøkologiske undersøkelser viser at flere lokaliteter innen de fleste av områdene over var kronisk sure før de ble kalket. Intensiv kalking ble igangsatt fra midten på 1980-tallet og med en ytterligere økning tidlig på 1990-tallet. Siden den tid har Buskerud fra 1990 langsomt fått bedre vannkjemi for organismene. Det framgår av mange års innsjø-overvåkningsdata at den kjemiske indikatoren for om fisk kan klare seg – ANC (”Acid Neutralising Capacity”) – er betydelig bedre i hele fylket. Selv om flere tidligere kronisk sure lokaliteter har fått høyere ANC-verdier, forekommer det fortsatt episoder i bekkene med vannkvalitet som gir dårlig overlevelse av fisk. I tillegg er mange innsjøene sterkt påvirket av humussyrer som påvirker ANC. I tillegg er det forhøyde konsentrasjoner av aluminium.

Basert på typiske epi- og hypolimnetiske (særlig *D. lacustris*, *H. appendiculata* og *C. scutifer*) kan vannkvaliteten i de fleste kalkede lokalitetene betraktes som restaurerte, og kan derfor huse innsjøgytere - som abbor, i hele området. Grunnen til at den følsomme arten *D. lacustris* ikke ennå er kommet tilbake i alle innsjøene skyldes sannsynligvis at eggbanken i sedimentet er såpass liten på grunn av tidligere tiders intense fiskepredasjon, at det tar lenger tid. Kalsium-verdiene er også i utgangspunktet lave i deler av fylket som Finnemarka, som kombinert med høye verdier av aluminium kan gi dårlige forhold både for *D. lacustris* og laksefisk.

I mange innsjøer er det nå fiskepredasjon som langt på vei bestemmer arts- og størrelsessammensetning av dyreplankton. Forvaltning vil derfor nå dreie seg mer om å holde nede en betydelig populasjon av abbor eller pelagisk småfallen ørret, enn å kalke videre. Det må i tillegg finnes fram til flere referanselokaliteter i fylket, hvor også de ulike former for

refugier (både i innsjøene og utenfor) bør studeres de nærmeste tiårene.

Formålet med undersøkelsene i Finnemarka i Buskerud var følgende:

- *kunnskap om vannkjemi og utvikling av økosystemer i kalkede lokaliteter i området*
- *sammenligning av utvikling av økosystemer i kalkede og naturlig restaurerte lokaliteter og referansevann*
- *analyse av zooplankton i kalkede vann, og sammenligning av zooplanktonsammensetning mellom naturlige restaurerte lokaliteter og kalkede vann*
- *undersøkelse av predasjonsnivå i kalkede lokaliteter relatert til tilstedeværelse av ulike arter og tettheter av fisk*
- *generell analyse av kalkingsaktiviteten i området.*

Basert på resultatene av disse analysene, vil forfatterne gi:

- *informasjon om de viktigste artene av dyreplankton er kommet tilbake etter kalking i ett av de sterkest forsurede områder av Buskerud, og implikasjonen dette har for naturlig restaurering i fylket*
- *informasjon om hvor langt naturlig restaurering er kommet i disse delene av Buskerud*
- *råd om videre kalkingsstrategi*
- *råd om etablering av typer referanselokaliteter, som skal tjene som langtidsovervåkningsystemer for kjemisk og biologisk restaurering, samt overvåkning av natur i fylkets ferskvann.*

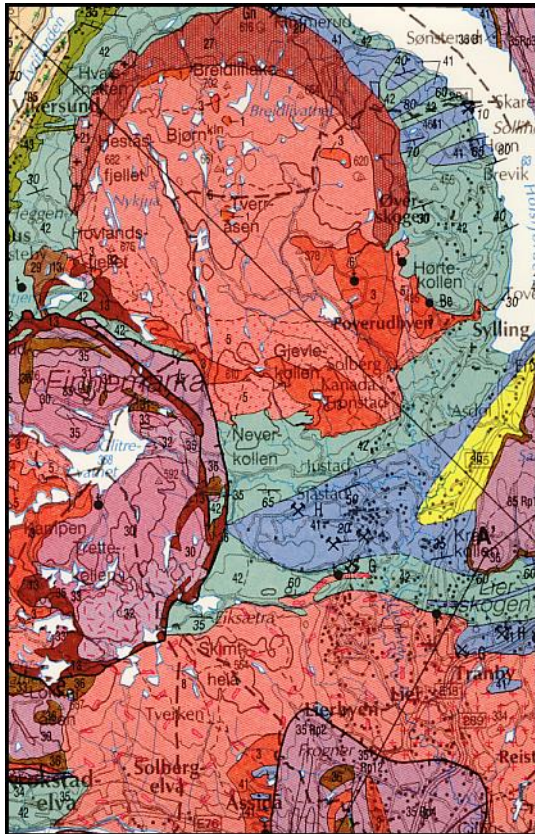
2. UNDERSØKELSESONRÅDET – FINNEMARKA I BUSKERUD

De undersøkte innsjøene fra årene 2004, 2003 og 2000 er fordelt på kommunene Modum, Lier, Øvre Eiker, Nedre Eiker og Drammen i Finnemarka, med sterk innflytelse atmosfærisk forsurening (Fig. 2-2). Finnemarka ligger innenfor Oslofeltet (Berthelsen et al. 1996). Oslofeltet ble opprinnelig dannet som en riftdal, hvor jordskorpen har sunket ned i forhold til de omkringliggende områdene og derved beskyttet mot millioner av år med erosjon. Berggrunnen i denne delen domineres av bergarter med eruptiv eller vulkansk opprinnelse (Dons & Jorde 1978, Berthelsen et al. 1996). Disse kan deles inn i to hovedgrupper, dypbergarter og dagbergarter eller lavaer (Figur 2-1). Dypbergartene utgjøres av syenitter og yngre granitter, dagbergartene av ulike porfyrer. Dette er imidlertid bergarter som produserer lite av syrenøytraliserende forbindelser, og gjør ferskvannene påvirkelige for sur nedbør.

I den øvrige del av fylket dominerer gammelt grunnfjell dannet i jordens urtid. Innenfor dette området er forskjellige granitter, gneisser og kvartsitt vanlige. I forsurningsssammenheng er det de sure bergartene gneis og granitt som er viktige. I deler av Finnemarka er dypbergarter som granitt og syenitt dominerende. Det er hovedsakelig midtre og sørlige del av Buskerud som har problemer med surt nedfall (Tysse 1988, Tysse & Garnås 1996a), og disse grensene følger stort sett de geologiske forholdene.

Det varierte landskap i Buskerud, som vi ser det i dag, har en kompleks forhistorie med trekk fra jordens oldtid fram til Tertiær- og Kvartærtid. Store deler av fylket har tynt jorddekke, hvor vesentlig berggrunnstopografien bestemmer hvordan landskapet ser ut. Den postglasiale marine grensen i Buskerud er ca 190 moh i sørøstre del av fylket og synker til ca 150 moh i sørvestre del. De undersøkte innsjøene i Finnemarka, som er et høydeplatå, er alle over den marine grense, og det først og fremst over denne grensen at det kan ventes å finne forsurningsfølsomme områder. Bergartene i dette området, spesielt i nordre del av Finnemarka, gir ionefattig avrenningsvann ved forvitring, og sammen med sur nedbør gir dette dårlig kjemisk buffring i akvatiske systemer (Henriksen 1976, Wright & Henriksen 1978). Imidlertid er det også små områder av kambrosiluriske bergarter hvor vannene ikke har noen forsurningsproblemer.

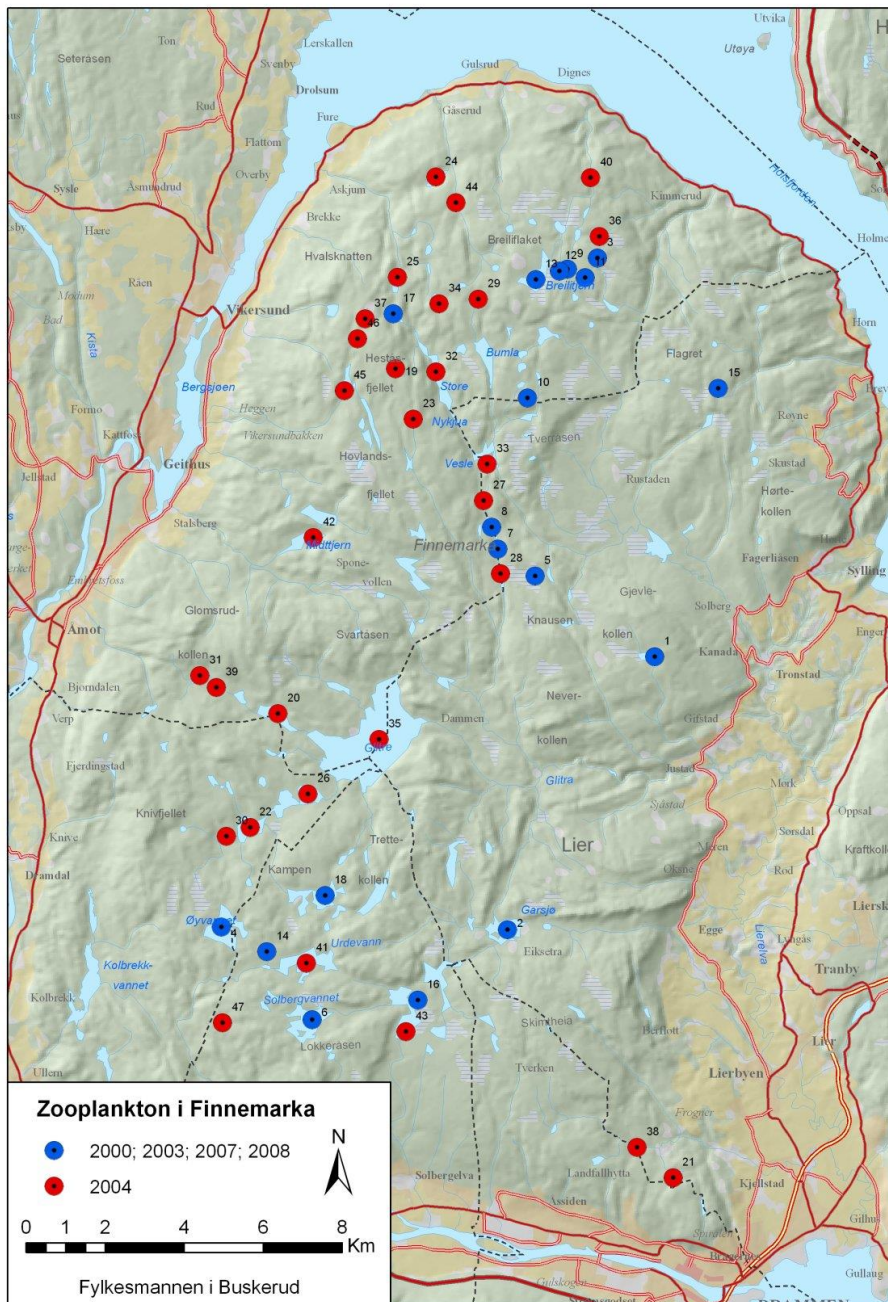
Selv om Buskerud har betydelige områder med forsuret ferskvann (Henriksen 1976, Garnås & Gunnerød 1983), kan forholdene i fylket generelt ikke måle seg med de massive ødelagte naturområdene i Telemark og Agder. Sannsynligvis kom også forsuringen senere til mesteparten av Buskerud (på 1970-80 tallet; bortsett fra Blefjell, Finnemarka og Langtjernfeltet som allerede på 1960-tallet hadde fiskedød), sammenlignet med de kronisk sure



Figur 2-1. Berggrunnen i mesteparten av det undersøkte området av Finnmarka i Buskerud (etter Bertelsen et al. 1996). De røde og fiolett fargene angir dyppergarter og dagbergarter fra Perm-tiden, grønne og blå er sedimentære bergarter fra kambrosilur og perm. De siste inneholder mye kalsium og de få vannene som ligger her er godt bufrede.

forholdene lenger sør i landet. Agder og Telemark har vært forsurede 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).

Paleoøkologiske undersøkelser av kortere sedimentkjerner (som hovedsakelig inkluderer den nylige forsureningen og utviklingen fra 1800-tallet), er utført i det viktige referansefeltet rundt Langtjern i Flå (Berge 1975). I dette studiet er det vist at pH i tidligere perioder før forsureningen har vært like over $\text{pH} = 6,0$, men at den de siste tiår har avtatt (Berge 1975). Også andre kjemiske og biologiske undersøkelser understøtter disse funn (Henriksen 1976, Wright 1977, Raddum & Hobæk 1979, Henriksen & Grande 2002). I Agder og Telemark har også paleoøkologiske undersøkelser av kortere sedimentkjerner vist hvordan dyreplankton forandrer seg når forsureningen satt inn for alvor (Nilssen & Sandøy 1990). De paleolimnologiske restene av den viktige økologiske indikatorslekten *Daphnia* (se Kapittel 3) er videre funnet i sedimentet i en rekke lokaliteter i Sør-Norge som nå er kronisk sure (Nilssen 1984). Etter kalking og i noen få tilfeller gjennom naturlig restaurering, har denne slekten kommet tilbake i store mengder (Nilssen & Wærvågen 2002b).



Figur. 2-2. Lokalteter i Finnemarka, Buskerud ved hovedundersøkelsen i 2004 (røde sirkler). Tidligere og senere lokaliteter enn 2004 er vist med blå sirkler (Fylkesmannen i Buskerud 2009; for ytterligere data, se Vedlegg I)(noen av plottene ligger over, og delvis skjuler hverandre).

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, 2001a, Stoddard et al. 1999, SFT 2003). Det blir nå observert en begynnende restaurering av naturen gjennom prosesser i egne nedslagsfeltet, og store deler av naturen i Skandinavia er i ferd med å restaureres etter tiår med forsuring (Skjelkvåle et al. 2001a, Schartau et al. 2008). Dette betyr at forsknings-aktivitetene i stadig større grad kan og bør endres fra overvåkning av kalking til overvåkning av natur (f eks Nilssen & Wærvågen 2001a).

I Norge startet forsuringen 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 surstressede området i landet (Moldan et al. 2001, SFT 2003). Disse data kan tolkes slik at naturlig restaurering er i gang i store deler av Skandinavia (Nilssen & Wærvågen 2002b), og dette gjelder også sannsynligvis deler av det undersøkte området (Grøterud 1997, SFT 2003).

Buskerud er av norske fylker blant dem hvor det foreligger en mengde forskning, også av grunnforskningsnatur, innen kjemiske og biologiske forhold rundt forsuring og «recovery». Norsk institutt for vannforskning og SNSF-prosjektet (1972-1980) har vært svært aktive i Langtjern-området siden slutten av 1960-tallet (Henriksen 1976, Berge 1975, Raddum & Hobæk 1979, Drabløs 1980, Tollan 1981, Henriksen & Grande 2002), og brakt fram forskningresultater av stor interesse for hydrologi og generell limnologi. Store deler av feltene rundt Langtjern har forblitt ukalkede (Henriksen & Grande 2002), og denne regionen er derfor blant Norges viktigste når det gjelder overvåkning av naturlig ”recovery”.

I Finnemarka har detaljert limnologisk grunnforskning vært foretatt siden tidlig på 1970-tallet (Grøterud 1973, 1987, 1997). Området er spesielt viktig fordi det hører til blant de få kronisk sure områdene i Buskerud (surere og mer kalkfattig enn Langtjern-feltet), og data herifra er derfor viktige, også i sammenligning med forholdene i Agder og Telemark. Siden enkelte av de tidlige kronisk sure innsjøene ennå ikke har blitt påvirket av kalking (Grøterud 1987, 1997, pers.medd.), er området et svært viktig referanseområde for Buskerud. Både i Langtjern-feltet og i Finnemarka er det viktig at disse områder også i framtida forblir uberørt av kalking (bl.a. lokalitetene Breilivatn, Andtjern og Lille Utgravde Tjern).

Flere av de undersøkte innsjøene 1999-2003 har vært inkludert i store forskningsprosjekter som SNSF-prosjektet og grunnforskning fra NIVA og NLH (Landbrukshøgskolen - Ås). Fra

Buskerud fins imidlertid også flere undersøkelser av biogeografi til f eks dyreplankton (Walseng & Sloreid 1990), mens det foreligger detaljerte og økologiske undersøkelser i mindre områder (Vassfaret: Eie 1974; Krøderen og Sperillen: Halvorsen & Elgmork 1976, Nilssen et al. 1980; små innsjøer i Vassfaret-området: Elgmork et al. 1990). Flere undersøkelser rundt kjemiske forhold og kalking er utført av miljøavdelingen i Buskerud fylke fra 1970-tallet. Arbeidene er vesentlig utført rundt vannkjemi, kalking og fiskeforhold (Tysse 1988, Tysse & Garnås 1996a, Tysse & Garnås 1996b, FM-Buskerud 1988). Undersøkelse rundt utbredelse av fisk er utført tidligere i fylket, mens forsuringen hadde nær maksimal utbredelse (FM-Buskerud 1988), og før kalking ble satt i gang for alvor (Dervo et al. 1998).

Ved forskning rundt forsuring er det viktig å holde begrepene ”kronisk forsuring” og ”sure episoder” fra hverandre. Den kroniske forsuringen betegner lokaliteter som er permanent sure (under pH = 4,7-4,8), uansett variasjoner i hydrologiske forhold. Disse er relativt sjeldne i fylket (forekommer i Finnemarka og i Langtjern-feltet), og finnes ved svært høy innsjøfarge, som vil minske gifteffekten til metaller som aluminium, men som samtidig også senker bufferevnen på innsjøene (Lydersen et al. 2004). De fleste lokaliteter, bortsett fra de ekstremt kalkrike, er utsatt for sure episoder i vårmeltingen og mye surt nedfall til andre deler av året, spesielt om høsten (historiske data i Henriksen 1976, Wright & Henriksen 1980). Følsomme lokaliteter blir kronisk sure eller lider av alvorlige sure episoder.

Spesielt for store deler av innsjøene som ligger i skogbeltet og de lavereliggende områdene i Buskerud er den store humusmengden i vannmassene (Skjelkvåle et al. 2001a), som også har økt de siste årene (Skjelkvåle et al. 2001b). Også i Skandinavisk sammenheng er fargetallet høyt i vannmassene i boreale deler av Buskerud (Skjelkvåle et al. 2001a). Dette har viktig innflytelse på de biologiske forholdene for alle vannlevende organismer. Forhøyde humusmengder kan gi store problemer for overlevelse av vannorganismer som laksefisk, spesielt om vinteren (Grande 1970). Forhøyde humusmengder som observert i flere av de undersøkte områdene i Buskerud (Nilssen & Wærvågen 2001b, 2002c, Wærvågen & Nilssen 2003c) senker også «bufferevnen» (som ANC: acid-neutralising-capacity) for innsjøvannet (Lydersen et al. 2004), som kan gi vesentlig stress til organismene, spesielt under perioder med ytterligere forsuring. Ofte har i tillegg de små bekkene inn til en innsjø opptil én enhet lavere pH enn i vannmassene og aluminium er også vesentlig høyere (Henriksen 1976, Wright & Henriksen 1980, 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 (Henriksen & Grande 2002, Lydersen et al. 2004). Dette er viktig i en framtidig vurdering av kalkingsstrategier i Buskerud.

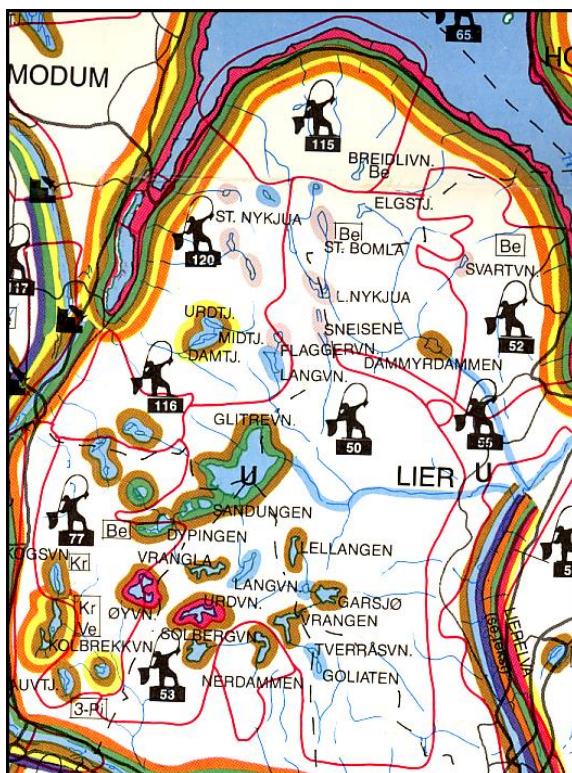
2.1. FISKEFORHOLD OG HISTORISKE DATA

Buskerud fylke har flere store vassdrag, som Numedalslågen, Drammensvassdraget og andre. De små, nærmest bekkelignende vassdragene i Finnemarka kommer derfor i skyggen av disse betydningsfulle vassdragene. Oversikten over fiskeforhold under den mest forsurede perioden på 1980-tallet er vist i Figur 2-3. Som det framgår var store deler av de høyere liggende delene av Finnemarka fisketomme. Abbor var imidlertid vanlig i lavereliggende deler og røye fantes i de store innsjøene. I lavlandet, utenfor høydeplataet Finnemarka, var karpefisk vanlig.

Fram til omtrent 1994, da de kjemiske forholdene begynte å bedres naturlig i Norge (SFT 2003), var det registrert skader på fiskebestandene på ca 3.100 km² eller 21 prosent av Buskeruds areal (Hesthagen et al. 1994). Av ca 1.500 undersøkte ørretbestander var 24 prosent tapt eller blitt redusert (Tysse 1988). Tilsvarende var 24 prosent av røyebestandene og 18 prosent av abborbestandene tapt eller redusert (Dervo et al. 1998). Store deler av de forsuredede områdene er nå kalket, og vannkvaliteten er god til akseptabel med pH rundt 6,0 i ca 95 prosent av de kalkede innsjøene (Dervo et al. 1998).

Finnemarka er et betydelig sammenhengende forsuringssområde i Buskerud. Forsuringen startet tidlig, og de første fiskebestandene ble borte fra Finnemarka allerede i 1950 og 1960 årene, og på 1980-tallet var de fleste innsjøene i den øvre delen uten fisk (FM-Buskerud 1988). Berggrunnen er dominert av biotitt-granitt, dypbergarter fra Oslofeltet, men det er også områder med kambresiluriske lag (Grøterud 1973). I deler av området er det betydelig innslag av myr. Allerede på begynnelsen av 1970-tallet var innsjøene sure og pH lå mellom 4,7 og 5,2, med mange verdier rundt 4,8 (Grøterud 1973). Rundt 1970-80 var mange av innsjøene kronisk sure med pH mellom 4,2 og 4,8, gjennom hele vannmassene (Grøterud 1973, 1987). Utvikling av pH, Pt-farge og sulfat gjennom flere tiår er presentert av Grøterud (1997). Han viser (Grøterud 1997) at den naturlige forbedringen startet rundt 1990.

Innsjøene i Finnemarka før kalkingen ble igangsatt på 1980- og 1990-tallet, var det som vi definerer som kronisk forsuredede i øvre deler (Figur 4-2 og 3 og Figur 4-6 og 7), og gytebekkene var sannsynligvis enda surere (se Henriksen 1976, Andersen 2002). I de nedre delene av feltet var det fisk (FM-Buskerud 1988). Siden den perioden har østlandsområdet fra 1990 langsomt fått bedre vannkjemi for organismene (SFT 2003). Men selv om innsjøene langsomt får høyere ANC-verdier, forekommer det sannsynligvis fortsatt episoder i bekkene med vannkvalitet som gir dårlig overlevelse av fisk. Alle innsjøene er sterkt påvirket av humussyrer og slike mengder påvirker ANC (Lydersen et al. 2004).



Figur 2-3. Fiskearter i Finnemarka på 1980-tallet; under den mest intense forsøringsperioden (se også Figur 3-2). Fra: Fylkesmannen i Buskerud 1988. Lys farge: fisketomt; blå: ørret; brun: abbor; rød: røye; grønn: sik; gul: gjedde.

Drammens Sportsfiskere (DS) og Drammen og Omlands Fiskeadministrasjon (DOFA) ble stiftet i hhv. i 1935 og 1948. Formålet med å danne en sportsfiskeforening var å samle sportsfiskere til å arbeide for økning av fiskebestanden og muliggjøre og lette adgangen til sportsfiske for foreningens medlemmer. DS har per januar 2009, 654 medlemmer. Disse tilbyr fiske i nær 100 vann, hvorav de fleste ligger i Finnemarka. DOFA er en sammenslutning av Buskerud Fylkeskommune, 8 kommuner, grunneierlag og 11 fiskeforeninger og jeger- og fiskeforeninger i nedre Buskerud og nordre Vestfold. DOFA har fiskeoppdrettsanlegg på Sjøstad i Lier som leverer laks, sjøørret og innlandsørret til fiskeforeninger, grunneierlag og andre. Medlemsforeningene utfører årlig omfattende fiskekultivering i marka, og legger til rette for at allmennheten skal få god tilgang på sportsfiske (pers.medd. fra Borgar Pedersen 2009).

Kalking begynte spesielt på slutten av 1980-tallet (Tysse 1989) med den såkalte ”Drammenspakken”, som dekket store deler av det kronisk forsurede Finnemarka, hovedsakelig den nordre delen (Figur 2-1, Figur 2-3).

3. MATERIALE OG METODER

3.1. FELTMETODER OG KJEMISKE METODER

Undersøkelsen i 2004 dekket 33 innsjøer i Finnemarka, derav 11 referanselokaliteter. Informasjon om årene før og etter hovedundersøkelsen i 2004 er vist i Vedlegg 1. Alle vannprøvene er tatt på ½ m dyp nær senter av innsjøen. Temperatur på ½ m dyp ble notert. Planktonprøvene er trukket fra bunn til overflate i nærheten av innsjøenes antatt dypeste punkt, oppgitt av lokalbefolkningen eller ved tidligere kjennskap til innsjøenes morfologi. Zooplanktonprøvene ble innsamlet med planktonhov, diameter ca 30 cm og maskevidde 90 µm. Planktonet ble deretter overført til dramsglass. Hver prøve ble konserverert med Lugol's væske (noen få prøver før 2004) eller ca. 70 prosent alkohol. De kjemiske prøvene er analysert på interkalibrerte laboratorier etter norske standarder.

3.2. KLASSIFISERING AV REFERANSE- OG KALKEDE INNSJØER

Det har vist seg økologisk formålstjenlig å foreta videre inndeling av innsjøer ved forskning rundt biologisk restaurering (Nilssen & Wærvågen 2002a). Ideen er basert på en tenkt titreringskurve, der innsjøenes forsuring og restaurering betraktes som et storskala titreringsforsøk (Henriksen 1980). I tillegg til dette vil hver enkel kategori beskrives gjennom fiskeøkologiske forhold. Kategoriene er A-E er som vist i Tabell 3-1. Utgangskategorien før kalking (A til D), som betyr tilstanden ved maksimal forsuring, vanligvis i perioden 1980-90 er viktig for utvikling av organismsamfunnet etter kalking (E). I sterkt surstressede innsjøer kan denne perioden ha vart fra slutten av 1960-tallet og til midt på 1990-tallet (Nilssen unpubl.data).

Tabell 3-1. Inndeling av innsjøer i kategoriene: A, B, C, D1, D2, E1 og E2. Alle disse typene finnes i Finnemarka.

- **A** utgjør kronisk sure innsjøer, vanligvis med pH lavere enn 4,7-4,8 i den mest kritiske perioden. Disse lokalitetene er som oftest fisketomme og dominert av invertebrate predatorer, som senker hastigheten av restaureringsprosessen.
- **B** betegner innsjøer utsatt for sterk episodisk forsuring, vanligvis med pH rundt 5,0 og like over i den mest kritiske perioden. 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 = 5,2-5,8. Av disse har C2 kun ørret, mens C1 betegner innsjøer med høy fiskepredasjon, vanligvis fra abbor.
- **D** er innsjøer som aldri var sterkt negativt påvirket av forsuring, og med høyt bikarbonatinnhold. Av disse har D2 kun ørret, mens D1 betegner innsjøer med høy fiskepredasjon.
- **E** betegner kalkede innsjøer, med undertypene E2 (kun ørret) og E1 (høy predasjon, som for D1). Kategorien E kan før kalking ha vært enten av typene A eller B – sjeldnere C og unntaksvis D.

Vanligvis ligger de gjennomsnittlige kalsiumverdiene for ferskvann over den marine grense for Buskerud på 0,5-1,5 mg Ca · L⁻¹ (Tysse & Garnås 1996a). Dette er litt høyere enn verdiene for Agder og Telemark, som ofte ligger under 0,5 mg Ca · L⁻¹ (Nilssen & Wærvågen 2001a, 2004b). Fargetallet er vesentlig høyere i Buskerud, spesielt de mindre lokalitetene som ligger i skogsområder (Tysse & Garnås 1996a). I tidligere undersøkelser tilhørte Lille Utgravde Tjern, Breilitvatn og Andtjern de kronisk sure innsjøer innen kategori A (Nilssen & Wærvågen 2004a). Her var pH fortsatt under 5,0 og kalsium under 0,5 mg Ca · L⁻¹. Etter kalking (kategori E) ligger kalsiumverdiene like over bakgrunnsverdiene i dette området, oftest mellom 1- 2,5 mg Ca · L⁻¹ (Nilssen & Wærvågen 2004a). Dette er sannsynligvis en kombinasjon av forsiktig kalking og lav oppholdstid på mange av de mindre lokalitetene. Det er lite tegn til overkalking.

3.3. PELAGISK OG BENTISK SONE - VALG AV INDIKATORSYSTEM

Både det pelagiske og bentiske økosystemet egner seg som indikatorer ved forsuring og kalking/naturlig recovery (Brandrud et al. 1999, Nilssen & Wærvågen 2002a, 2002b, 2003, Wærvågen & Nilssen 2003b). Den viktigste fordelene ved å bruke pelagiske arter er først og fremst at prøvetakningen er mye mindre tidkrevende og artsidentifisering betydelig enklere. Erfaringen med å benytte zooplankton som indikatorer er i tillegg utviklet langt (Keller & Yan 1998). For de fleste av zooplanktonartene foreligger mye autøkologisk data i forhold til forsuring og recovery. Vi har siden 1972 arbeidet med zooplankton og forsuring i Sør-Norge (Nilssen 1980).

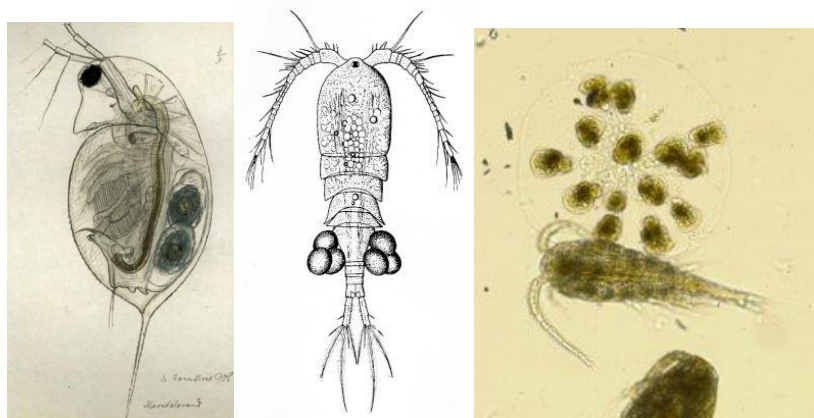
3.4. DYREPLANKTON SOM BIOINDIKATORER FOR BIOLOGISK FORSURING OG RESTAURERING

Dyreplankton utgjør det avgjørende næringsleddet mellom plante- og bakterieplankton og fisk. De mest attraktive fiskearter er enten hele livet planktivore (konsumerer dyreplankton) eller har viktige stadier som gjør det, som regel yngelstadiet. Krepsdyrsamfunnet i en bestemt lokalitet er 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 variable mellom innsjøer enn innen år, mens hjuldyrpopulasjonene var mer variable over tid. Det totale zooplanktonsamfunnet vil derfor egne seg godt for å identifisere og studere økologisk stress, som forsuring og restaurering.

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 (Figur 3-1). En annen gruppe som er følsom ved

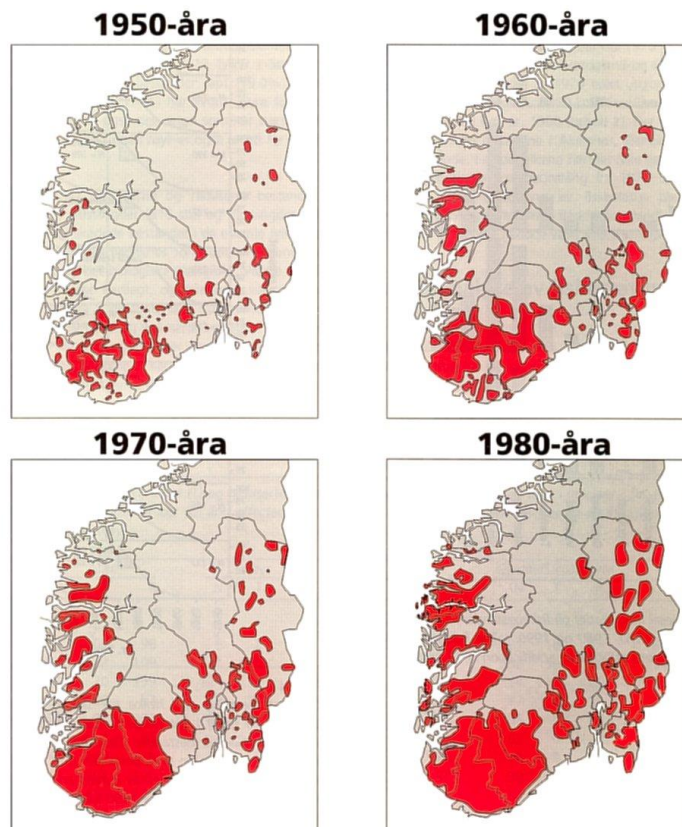
økende forsurening er de cyclopoide kopepodene (Roff & Kwiatkowski 1977, Nilssen 1980), spesielt *C. scutifer* (Figur 3-2). Ved kronisk forsurening forsvinner denne stort sett fra lokalitetene. En annen følsom art er *T. oithonoides* (Figur 3-1), mens *M. leuckarti* og spesielt *C. strenuus* tolererer meget lave pH-verdier (Nilssen & Wærvågen 2000, Nilssen & Wærvågen 2003). Calanoide kopepoder, som *E. gracilis*, klarer seg godt under alle pH og aluminiumskonsentrasjoner. *Heterocope appendiculata* er meget følsom overfor forsurening og forsvinner vanligvis ved $\text{pH} \leq 5,3$. Her kan den best sammenlignes med slekten *Daphnia*. Hjuldyrslakten *Conochilus* (Figur 3-1) kommer ofte tilbake i store mengder etter kalking (Wærvågen & Nilssen 2003b). I kronisk sure lokaliteter over flere tiår, er det hovedsakelig krepsdyrartene *H. saliens*, *E. gracilis*, *B. longispina* og *D. brachyurum* som finnes tilbake av krepsdyr (Figur 3-3). I tillegg kan en del litorale 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 2003a).

Før de ulike artene forsvinner fra lokaliteten ved økt forsurening, produserer de hvileegg. Disse kan klekke når systemet igjen kan huse artene. Imidlertid produserer de cyclopoide kopepodene ikke hvileegg, i likhet med en viktig kalanoide kopepode som *E. gracilis*. Det foreligger få systematiske langtidstudier av restaurering hos zooplankton i Norge, hvor historiske data er tilgjengelige. Det er vanlig at *Daphnia* artene observeres å komme tilbake, og de har sin sannsynlige opprinnelse fra hvileeggene (Nilssen & Wærvågen 2002b, Schartau et al. 2008), eller spredning gjennom fugler (Proctor 1964).



Figur 3-1 viser karakteristiske arter som kommer tilbake etter forsurening, både etter kalking og naturlig restaurering. Fra venstre *Daphnia lacustris*, *Cyclops scutifer*, *Thermocyclops oithonoides* (finnes vanlig i lavlandet) og koloni-rotatorien *Conochilus* (i geleklump). Basert på G.O. Sars, Z. Koźmiński, eget foto.

Enkelte fiskearter som er påvirket av sur nedbør, forsvinner gjerne over noen tiår (Figur 3-2). Dette er i motsetning til laksefisk, som forsvinner relativt raskt når de ikke lenger kan oppnå at yngelen vokser opp. Da kan gjerne arter som ørret bli borte i løpet av 4-5 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. 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.



Figur 3-2 viser hvor skadet norsk natur var under den mest kritiske perioden fra 1980 til 1990 (etter Sevaldrud & Muniz 1980). Etter 1990 er forholdene blitt bedre i hele landet. Finnemarka er markert allerede fra 1950-åra (like til venstre for øvre del av Oslofjorden).

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 forsurede og kalkede innsjøer på autøkologi til ulike zooplankton, livshistorier og sesongmessige kvantitative fordelinger i hele vannmassene (Nilssen & Wærvågen 2002a, 2002b, 2003, Wærvågen & Nilssen 2003b). Bortsett fra de detaljerte kvantitative undersøkelsene i Gjerstad/Risør-området 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 og subletale faktorer virker på arten som enhet, og ikke på funksjonelle grupper, både når det gjelder klimaforandring (Carpenter et al. 1992, Adrian & Deneke 1996, Gerten & Adrian 2000, 2001) og forsurening (Nilssen et al. 1984). Men på den andre siden er det publisert en mengde data rundt biogeografisk fordeling av zooplankton i områder med vann av ulike kvaliteter.

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

Siden mesteparten av innsatsen under den mest hektiske forurensningsforskningen 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 forurening. Hvordan interaksjonene var mellom de ulike artene, spesielt predatorer, er ikke kjent. Her kreves det en betydelig mengde variert grunnforskning. Detaljert effekt på økosystemet av arter som pelagiske buksvømmere, larver av svevemygg (*Chaoborus* spp.) og hoppekrepsen *H. saliens* er heller ikke kjent.

Det opprinnelige zooplanktonsamfunnet i enkelte sure områder er mulig å rekonstruere basert på tidligere publikasjoner og innsamlede materiale (Nilssen 1984). I deler av Agder og Telemark er nå de følsomme artene *D. lacustris* og *D. longispina* kommet tilbake i en hel rekke lokaliteter hvor de har vært borte i flere tiår (Nilssen & Wærvågen 2001, 2004b). Nedover i sedimentet ligger det tykt med hvileegg av denne arten i de fleste innsjøene (Nilssen 1984). Mot overflaten, ved økende grad av forurening, er det flere skallrester av den forureningstolerante *B. longispina* (Nilssen 1984). Tilsvarende forhold er vist i flere lokaliteter (Nilssen & Sandøy 1990).

For å benytte de ulike zooplanktonartene som bioindikatorer under forskning på, 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 grunnforskning til forfatterne.

Tabell 3-2 (neste side) viser eksempel på bruk av zooplankton som modell ved forsuring og restaurering. En rekke arter inngår i analysene, til dels med lite kjent økologi. Kunnskap om autøkologien til de ulike artene er avgjørende for tolkningen av resultatene. Detaljer fra dette arbeidet er allerede publisert, eller i ferd med å publiseres internasjonalt (Nilssen & Wærvågen 2002a, 2002b, 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). Rød: dominerende arter i Finnemarka; grønn: vanlige arter; blå: sjeldne arter. I det blå inngår også cladocerene: *Daphnia galeata* (i bl.a. Urdvatn, Midtvann og flere andre), *D. cristata* (i Mellomdammen og Steindamtjern) og *Bosmina longirostris* (i Sandtjern). Disse tre artene indikerer høy fiskepredasjon.

ARTER (grupper)	Egnethet: "recovery"-Studier	"Finjustering" (kroppsform, størrelse og pigmentering)
COPEPODA (HOPPEKREPS)		
<i>Heterocope appendiculata</i>	***	*
<i>Heterocope saliens</i>	***	**
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	♠	*
<i>Acanthodiptomus denticornis</i>	*	—
<i>Mixodiptomus 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>	***	**
CLADOCERA (VANNLOPPER)		
<i>Daphnia longispina</i> / <i>D. lacustris</i> / <i>D. galeata</i>	***	**
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	*	**
<i>Bosmina longispina</i>	*	**
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	*	**
<i>Holopedium gibberum</i>	*	**
ROTATORIA (HJULDYR)		
<i>Kellicottia longispina</i>	*	—
<i>Keratella cochlearis</i>	**	—
<i>Keratella hiemalis</i>	*	—
<i>Keratella serrulata</i>	***	—
<i>Polyarthra</i> spp. (flere arter)	♠	—
<i>Polyarthra remata</i> , <i>P. minor</i>	**	—
<i>Synchaeta</i> spp. (flere arter)	**	—
<i>Conochilus unicornis/hippocrepis</i>	***	
<i>Collotheca</i> spp. (flere arter)	***	—
<i>Asplanchna priodonta</i>	***	*
INSECTA		
<i>Chaoborus</i> spp. (larver av svevemygg)	**	***
<i>Corixider</i> spp. (pelagiske buksvømmere)	***	*

Tabell 3-3 viser eksempel på bruk av zooplankton ved analyse av biologisk restaurering. Alle artene er viktige pelagiske arter ved restaureringstudier (naturlig og kalking). I tillegg til

enkeltarter må også totalsamfunnet studeres. Invertebrate predatorer har også stor innvirkning på zooplanktonsamfunnet.

Tabell 3-3a. Eksempel på bruk av zooplankton ved analyse av biologisk restaurering ved kombinasjon av pH og grad av fiskepredasjon. De fleste kombinasjonene I-III kan finnes i Finnemarka. Den vanlig utbredte *T. oithonoides* er ikke funnet ennå.

I: *Daphnia longispina*-gruppen (med *D. lacustris* og *D. longispina*),

II: *Ceriodaphnia quadrangula*,

III: *Heterocope saliens*

IV: *Forholdet mellom Thermocyclops oithonoides og Mesocyclops leuckarti.*

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

0 = ingen individer, - = uvanlig eller ikke-eksisterende kombinasjon (lavt forhold) og + = høyt forhold.

I			II		
Grad av fiskepredasjon			Grad av fiskepredasjon		
pH	lav (2)	høy (1)	pH	lav	høy
< 5,0	—	—	< 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. Eksempel på bruk av zooplankton ved analyse av biologisk restaurering.

Forhold mellom ulike kategorier av innsjøer, kalkingshistorie og tettheter av indikatorartene

Cyclops scutifer og *Daphnia longispina*-gruppen.

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	Artene borte fra pelagialaen ved kronisk forsuring
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

3.5. SYSTEMATISKE NOTATER OM DYREPLANKTON

Dyreplankton ble bestemt etter: hoppekreps (Sars 1903, 1913, Rylov 1963, Einsle 1975, 1993, Kiefer 1978), vannlopper (Sars 1993, Herbst 1962, Fløssner 1972, 2000) og rotatorier (Ruttner-Kolisko 1972, Pontin 1978, Voigt 1978). Cladocerer (vannlopper) som er viktige indikatorer ved forsuring og recovery er vist i Tabell 3-2a. Avgjørende er slekten *Daphnia*, med den typiske boreal (innlands-arten) arten *D. lacustris* (Figur 3-3), som er vanlig i Finnemarka.

I sterkt sure innsjøer på Sørlandet som er blitt kalket, opptrer ikke sjelden *Cyclops abyssorum* som en overgangsart, inntil *C. scutifer* kommer tilbake (Figur 3-3). Svært få innsjøer har i denne undersøkelsen en slik struktur innen dyreplanktonsamfunnet, som antyder at *C. abyssorum* ikke har noen eller svært få restpopulasjoner i dette området.

En rekke rotatorier ble ikke identifisert til art i ved opptellingen: som *Synchaeta* spp. (flere arter), *Ascomorpha* (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*.

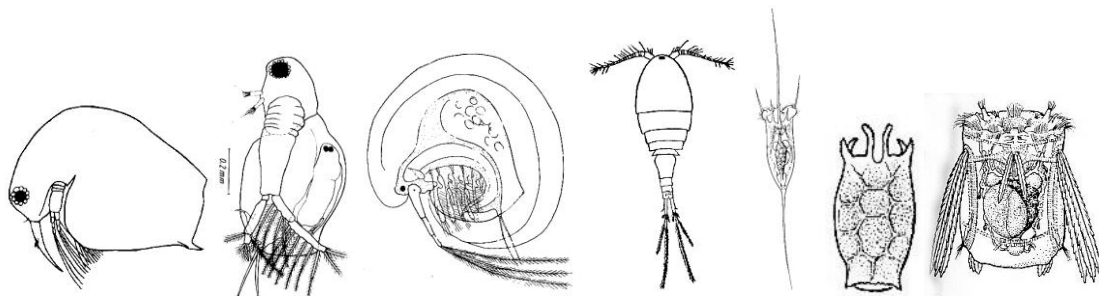
De siste 15-årene har taksonomien til pelagiske småkreps (Entomostraca) i Holarktisk (Nordlige Halvkule) blitt relativt kraftig forandret, spesielt viktige slekter som *Daphnia*, *Bosmina*, *Holopedium* (bare Nearktisk og Grønland) og *Diaphanosoma*, mens det innenfor andre slekter ikke er igangsatt revisjon av artene, som f.eks. med slekten *Ceriodaphnia*.

Det har også hatt vesentlig betydning for arbeidet med småkreps og dyreplankton i Telemark fra 2002, da dette arbeidet ble igangsatt for slekten *Daphnia* (se f.eks. Nilssen et al. 2007, Petrusek et al. 2007, Nilssen 2009c). Det hadde vært uheldig å publisere en artsoversikt basert på taksonomien slik den var i 2002 (se f.eks. Petrusek et al. 2007). Problemet har vært at viktige referansepopulasjoner for taksonomisk redigeringsarbeid ikke var kvalitetssikret; historisk og taksonomisk (Nilssen 2009c). Taksonomien innen den viktige slekten *Daphnia* var således i gang med å bli like uoversiktlig som på begynnelsen av 1900-tallet (Nilssen 2009c).

Av norske former av *Bosmina*, er det *longispina* (ofte kalt *lacustris* av Sars, unpubl. data) og *obtusirostris* formene som er vanligst (Figur 3-3). De to første formene er vanligst der hvor fiskepredasjonen er høyest. I mindre lokaliteter og innover i landet dominerer *obtusirostris* formen (Nilssen unpubl.data). De andre formene som tidligere er beskrevet av Sars (1890, 1993)

er hovedsakelig bare variasjoner over formene *longispina* og *obtusirostris*. Internasjonalt foregår akkurat nå intensiv forskning på genetikken til *Bosmina* (Kotov et al. 2009).

Den viktigste diaptomiden, spesielt under ca. 5-600 m o.h. er den ekstremt vanlige *Eudiaptomus gracilis*. Den finnes også under svært sure forhold, liksom *H. saliens*, og da ofte sammen med cladocerer som *B. obtusirostris* og/eller *D. brachyurum*. Ved intensiv kalking overtar ikke sjeldent (men ikke i dette området) den mer følsomme arten *Mixodiaptomus laciniatus*, som finnes naturlig i lokaliteter, spesielt litt mindre i størrelse med høyere pH.



Figur 3-3 viser karakteristiske arter av dyreplankton i forsurede innsjøer. Fra venstre 3 vannlopper: *Bosmina longispina* (den vanlige norske *obtusirostris* typen) *Diaphanosoma brachyurum*, *Holopedium gibberum* (norsk: gelekreps), hoppekrepsen *Acanthocyclops vernalis* (og *Diacyclops nanus*), og de tre rotatoriene: *Kellicottia longispina*, *Keratella serrulata* og *Polyarthra vulgaris*. Alle artene har ulike størrelse, målestokken er kun for *D. brachyurum*.

Den vanligste cyclopoide copepoden er som ellers i Norge, *Cyclops scutifer* (se Figur 3-3) selv om denne forsvinner ved pH under 4,6-4,8 (Nilssen 1980). Den indikerer således surt vann, siden den er utbredt i hele vannmassene og spesielt under termoklinen. Andre vanlige arter i lavlandet er tvillingartene *Mesocyclops leuckarti* og *Thermocyclops oithonoides* (se Figur 3-3), men utbredelsen er ulik. *M. leuckarti* finnes vanligvis i meget små lokaliteter, i det øvre vannlaget og i littoralsonen, mens *T. oithonoides* er en ekte pelagisk art (Nilssen & Wærvågen 2000), men har ofte hovedutbredelse under epilimnion (Nilssen & Wærvågen 2000). *T. oithonoides* tåler imidlertid betydelig kraftigere fiskepredasjon enn den andre arten, og er for eksempel vanlig i høypredasjonslokalitetene i lavlandet rundt Oslofjorden (Nilssen unpubl.data). En av de vanligste cyclopoide copepodene er den relativt store arten *Cyclops abyssorum*, denne dominerer svabergdammer ("rock-pools") langs kysten over hele Norge (Nilssen unpubl.data). Et spesialtilfelle er at denne arten synes å bli mer vanlig når andre cyclopoide arter som f.eks. *C. scutifer* forsvinner under forsuring. Når slike innsjøer kalkes, er *C. abyssorum* fortsatt vanlig tilstede i vannmassene. Tvillingarten *C. strenuus* er ganske vanlig i mer næringsrike lokaliteter rundt Oslofjorden, men fordi den er vinteraktiv, blir den ofte oversett i mange lokaliteter (Nilssen unpubl.data).

4. RESULTATER OG DISKUSJON: UNDERSØKTE LOKALITETER I 2000-2008

4.1. UNDERSØKTE LOKALITETER I FINNEMARKA

Beliggenheten til de undersøkte lokalitetene i Finnemarka 2000-08 er presentert i Figur 2-2. Som det framgår av utbredelsen av fisk under maksimal forsurening (Figur 2-3), kan Finnemarka deles i en lavereliggende og høyereliggende del, der den høyereliggende delen, som f.eks. rundt Breilivatnet (Figur 4-2) var sterkt forsuret i den mest kritiske perioden.



Området rundt Glitrevatn (Figur 4-1) utgjør de lavereliggende delene av Finnemarka. Innsjøen har ørret, abbor og sik, og følger stor diversitet av dyreplankton. Foto: Borgar Pedersen.



Det oppdemte Breilivatnet (Figur 4-2) inneholder tidligere myrområder og er fisketomt og kronisk surt. Det har sannsynligvis alltid vært meget surt. Det er karakterisert av mikrokrepsdyr som er karakterarter i meget sure lokaliteter (se Figur 3-3). Det har ikke *Daphnia*, men den store kopepoden *H. saliens*. At *C. scutifer* finnes er første tegn på forbedring. Foto: Morten Eken.



Typisk natur rundt høydeområdet av Finnemarka (Figur 4-3). Store Bumla (forrest) og Indre Sandtjern, bak til venstre. Det er kalket og har fått tilbake alle artene. Foto: Morten Eken.



Gudbrandstjern (Figur 4-4) var kronisk surt, men har nå fullstendig restaurert dyreplankton, som er en del nedbeitet av pelagisk fisk. Foto: Roger Holmen.



Svarttjern, Modum (Figur 4-5) hadde da det ble undersøkt i 2005 et velbalansert dyreplankton, dominert av store arter og stadier. Foto: Borgar Pedersen.

De utvalgte lokalitetene 2000-08 (Figur 2-2, Vedlegg 1) omfatter både større innsjøer som Glitre (Figur 4-1), middelsstore innsjøer som Øyvann, Urdvatn, Jønssjø og Breilvatn (Figur 4-2), mindre innsjøer som Abbortjern og Store Utgravde Tjern (Figur 4-7). Det ble også valgt tidligere kronisk sure lokaliteter som Lårvika (Figur 4-6) og Gamledammen og nærliggende små ukalkede lokaliteter (Nilssen & Wærvågen 2004a). Lokalitetene er valgt slik fordi variasjonen av ferskvannsorganismene er vesentlig å stadfeste i slike studier. Det var også viktig å klargjøre om noen mindre tjern virket som refugier for viktige dyreplankton. Tilsvarende studier som har foregått i Buskerud fra 1999 til nå, har også foregått i nærrområder i Vestfold og Telemark (Wærvågen & Nilssen 2003c, Nilssen & Wærvågen 2004b).



**Lårvika (Figur 4-6) er kalket og har store populasjoner av *D. lacustris* og *C. scutifer*.
Foto: Roger Holmen.**



**Store Utgravde Tjenn (Figur 4-7) er kalket og har fått de fleste følsomme
dyreplanktonarter tilbake. Foto: Olav Grøterud.**

Den kjemiske indikatoren for om fisk kan klare seg ANC (Acid Neutralising Capacity) har passert $+30 \mu\text{ekv} \cdot \text{L}^{-1}$. ANC (surhets-neutraliserende evne) er forholdet mellom basekationene (kalsium, natrium, magnesium, kalium) og sterke syrers anioner (sulfat, klor, nitrat). Derfor skulle det være mulig at laksefisk 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. 2004). Nye studier har imidlertid

demonstrert at også humussyrer (brun-og gulfargede stoffer i vannmassene), som det ofte er mye av i Finnemarkavannene (Grøterud 1997), må telle med i kalkuleringen av ANC (Lydersen et al. 2004). I dette området tilsvarer disse syrene en verdi på ca. $+20-30 \mu\text{ekv} \cdot \text{L}^{-1}$, bortsett fra noen få klare innsjøer, som har lite humussyrer i vannmassene. En annen viktig faktor er at kalsiummengdene avtar langsomt og signifikant i ikke-kalkede nabo-områder (Nilssen & Wærvågen 2004b), som sannsynligvis gjenspeiler lavere kalsiuminnhold i nedbør (SFT 2003). Dette kan på lang sikt påvirke utbredelsen av dyreplankton i slike kalsiumfattige områder som dette. Lokalteter rundt Breilivann har kalsiumverdier så lave som ned mot $0,3 \text{ mg Ca} \cdot \text{L}^{-1}$. Det interessante er spørsmålet, kan slekten *Daphnia* klare seg i slike lokaliteter (Wærvågen et al. 2002)?

Som det framgår både av denne rapporten og andre studier (SFT 2003), er dette området i gang med å restaureres naturlig etter tiår med kronisk forsurening. Vendepunktet for forsuringen kan se ut til å være rundt 1990 for Finnemarka (Grøterud 1997, SFT 2003, Schartau et al. 2008).

Det er viktig at deler av dette området fortetter å utvikle seg naturlig uten å bli påvirket av kalking, slik at dette feltet kan fungere som et referansefelt i denne delen av Norge, hvor innsjøene tidligere var kronisk forsurrede, men hvor pH nå er rundt 5,0. Imidlertid trengs det flere biologiske undersøkelser i dette feltet, hvor også de ulike former for refugier (både i innsjøene og utenfor) bør bli studert de nærmeste tiårene.

I de fleste A-vann øker pH fra rundt 4,5-4,7 til over 5,0, som nå også blir observert i hele østlandsområdet (Henriksen & Grande 2002, SFT 2003). De andre B-vannene i undersøkelsen får økning som nærmer seg pH 5,5. I kalkede innsjøer er pH vanligvis over 6,0.

Noen av innsjøene tidligere undersøkt i Finnemarka (Lille Utgravde Tjern, Andtjern, Breilivatn) er fisketomme og av den kroniske sure type (Breilivatn muligens kategori B), men pH har økt litt siden de første målingene i 1970-åra (Grøterud 1973, 1987, 1997). Disse innsjøene viser at pH utvikler seg langsomt fra ca pH 4,5 til over pH 5,0 i løpet av ca 20 år (Grøterud 1987). I denne prosessen utvikler disse innsjøene i Buskerud seg sammenlignbart med området Storgama/Nissedal i Telemark, hvor det foreligger detaljerte studier fra tidlig på 1970-tallet (Traaen et al. 1997, Nilssen & Wærvågen 2004b).

Fiskepopulasjonen er lav i mange av lokalitetene. Det er avgjørende at en liten fiskepopulasjon finnes i vannmassene. Dette kan være nok til at den viktige invertebrate predatoren, larver av svevemygg *Chaoborus* spp, ikke finnes i de fri vannmasser, og kan forsinke restaureringen. Det

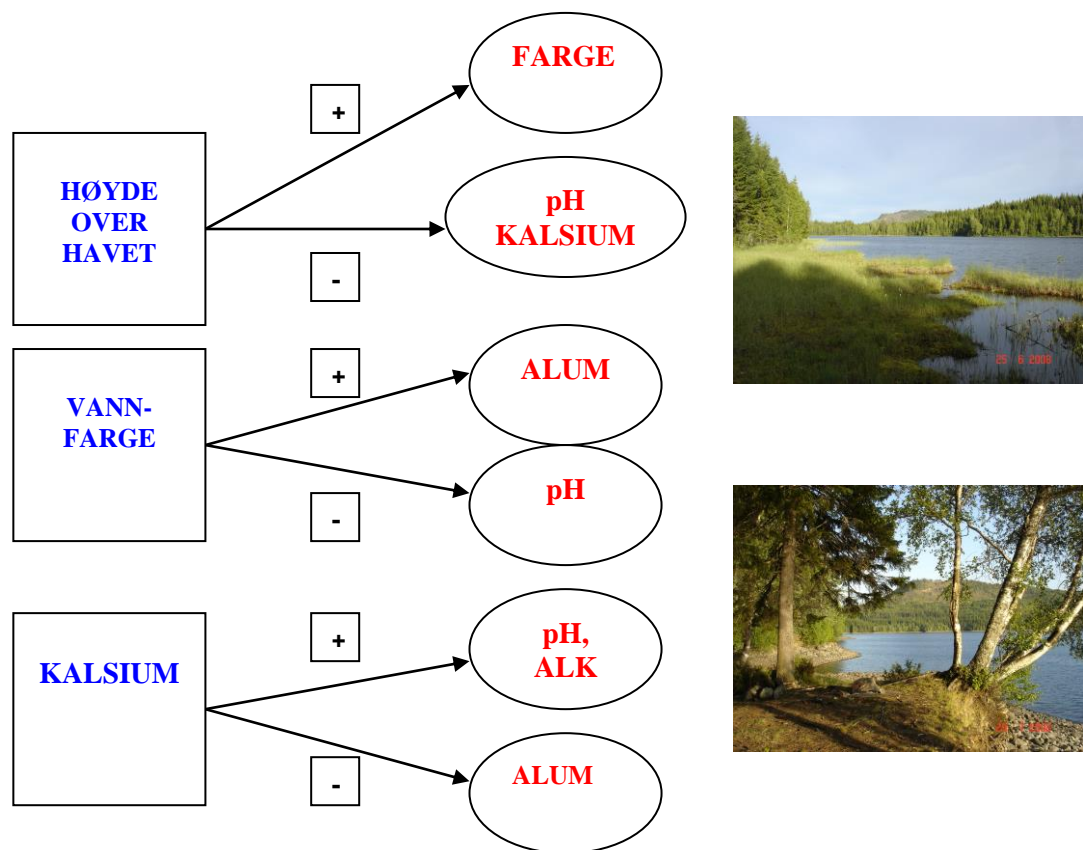
er kjent at denne arten kan konsumere like mye pelagisk føde som fisk i vannmassene (Nyberg 1984). Derfor vil den lille fiskepopulasjon være tilstrekkelig for å holde nede mengden av svevemygg; som muligens er nødvendig for å restaurere effektivt slike typer innsjøer med tendens til mye invertebrate predatorer.

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 i mer kalsium-fattige områder i fylket (Wærvågen et al. 2002).

Det er imidlertid avgjørende at viktige referanseområder som ukalkede innsjøer i Finnemarka forsette å utvikle seg naturlig uten kalking, slik at disse lokalitetene kan fungere som referanser i disse delene av Buskerud, hvor innsjøene tidligere var forsuret ned til ca 4,5, men hvor pH nå er rundt 5,0. Innsjøer som har blitt kalket i dette området, får en kalsiumverdi som ofte ligger mellom 1-3 mg Ca · L⁻¹.

En del brunfargede vann i skogbeltet av Buskerud har delvis stått imot forsureningen på grunn av humusstoffenes evne til å avgifte aluminium og tungmetaller (Nilssen & Wærvågen 2001b, 2004a). Mange av innsjøene har abbor og/eller ørret og nedbeitet zooplanktonsamfunn.

Alle kjemiske data i Finnemarka er forsøkt satt i sammenheng med hverandre for å identifisere mønstre eller samvariasjon av de ulike målte kjemiske verdier. Det var relativt små høydevariasjoner i Finnemarka, og noen av forholdene var ikke signifikante, selv om trendene innen de fleste parametere er de samme som ble observert i en intensiv analyse over store høydevariasjoner av flere hundre innsjøer i Telemark og Aust-Agder (Nilssen & Wærvågen 2001a, Nilssen 2009a). Forholdene er som oppsummert i Figur 4-8.



Figur 4-8. Forholdet mellom utvalgte kjemiske parametre i Finnemarka (viser mønstre): a) høyde over havet og farge, pH og kalsium; b) vannfarge og aluminium og pH; c) kalsium og pH, alkalinitet og aluminium. + : betyr positiv sammenheng og - : betyr negativ sammenheng. Illustrasjonsfoto innsjøer: Borgar Pedersen.

Fig. 4-8 viser at kalsium er positivt korrelert til pH og alkalinitet, og negativt til aluminium. Vannfarge er positiv korrelert til aluminium (både RAl og Lal) og negativt til pH. Den naturlige basisverdien av kalsium er i dette området ca. $0,5-1,0 \text{ mg Ca} \cdot \text{L}^{-1}$, som disse etter-kalk verdiene skal sammenlignes med. Kalsium og aluminium er imidlertid negativt korrelert (Figur 4-8) og dette kan gi ekstrem negativ påvirkning på organismer, og spesielt krepsdyr ved lav pH og lave kalsiumverdier (Wærvågen et al. 2002). Dette kan være en av hovedårsakene til at noen lokaliteter fortsatt er kronisk sure, med meget langsom restaurering.

En del lokaliteter, som kan klassifiseres som B-vann, ble kalket i denne undersøkelsen. Det kan derfor ikke avgjøres om disse innsjøene kunne blitt restaurert gjennom naturlige prosesser uten tilsetning av kalk, selv om enkelte parametre tyder på dette for noen innsjøers vedkommende. Dyreplanktonsamfunnet i noen ikke-kalkede innsjøer i dette området kan se ut til å være restaurert via naturlige prosesser.

4.2. DYREPLANKTON – INFORMASJON OM ØKOLOGISKE OG LIMNOLOGISKE FORHOLD

Karakterarter for sure innsjøer, og lavt vertebrat predasjonstrykk (fra fisk) er: *Heterocope saliens*, *Eudiaptomus gracilis* (kun i lavlandet), *Bosmina longispina*, *Diaphanosoma brachyurum* (kun i lavlandet), *Holopedium gibberum*, *Kellicottia longispina* og *Polyarthra* (hovedsakelig *P. remata*, *P. vulgaris* og *P. minor*). I de sureste innsjøene er karakterartene spesielt *H. saliens*, *E. gracilis*, *B. longispina*, *K. longispina* og *Polyarthra* spp. (Nilssen & Wærvågen 2002b, 2003, Wærvågen & Nilssen 2003b).

Arter som ikke finnes i forsurede lokaliteter og kommer tilbake ved naturlig restaurering og tvungen restaurering ved kalking, er følgende grupper: *Daphnia lacustris* og *D. longispina*, *Conochilus unicornis/hippocrepis* samt cyclopoide copepoder som *C. scutifer* og *T. oithonoides*; den siste cyclopoiden *Mesocyclops leuckarti* er betydelig mer hardfør overfor forsurening. De calanoide kopepodene *H. appendiculata* og *M. laciniatus* er også sterkt følsomme (Nilssen et al. 1984). Det tar ca. 20 år før *C. scutifer* igjen dominerer planktonsamfunnet der hvor den er helt utdødd i løpet av forsureningen (Nilssen unpubl.data). Det er samme tidsperiode som den forsuringsfølsomme *Daphnia* trenger for å etablere seg når den ikke har eggbank i lokalitetens sedimenter (Nilssen unpubl.data).

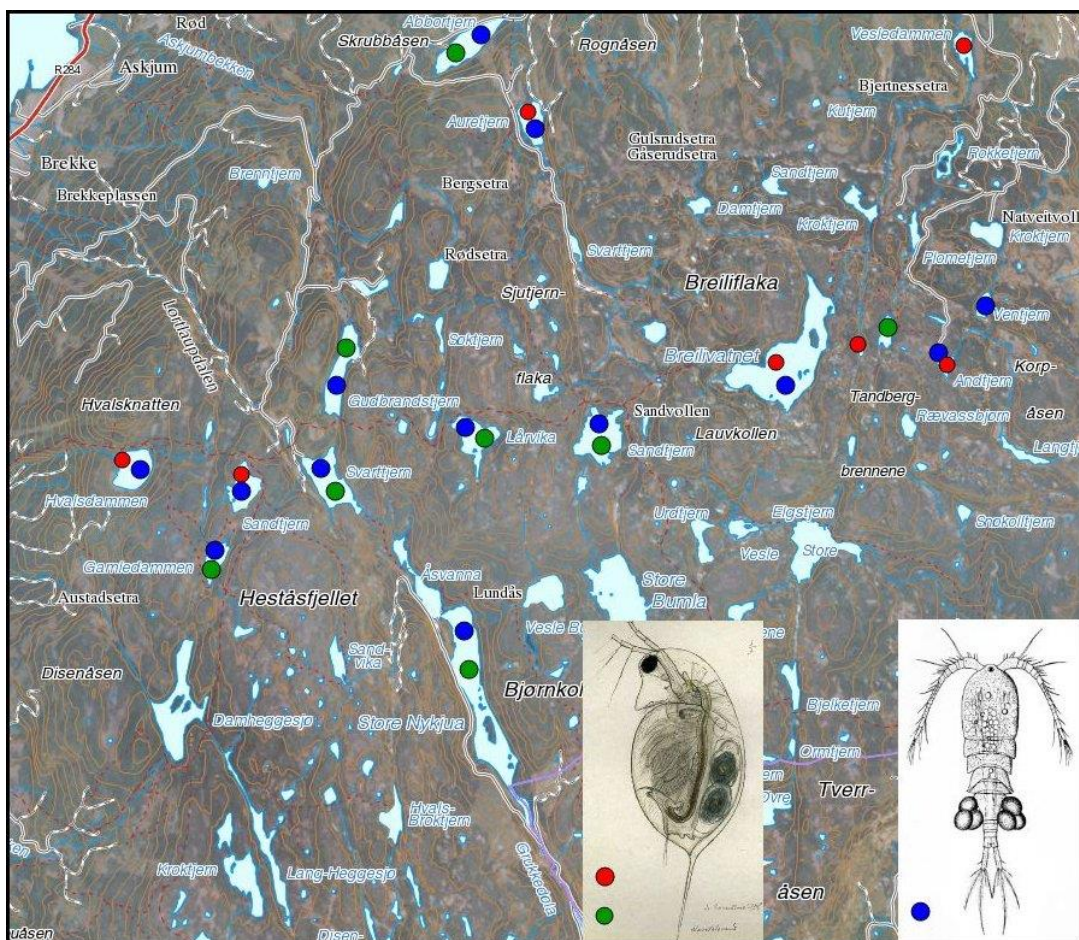
Dette er i overensstemmelse med litteraturen på dette emnet (Skadovsky 1926, Almer et al. 1978, Nilssen 1980, Hobæk & Raddum 1980, Hörnström & Ekström 1983, Hörnström et al. 1993, Sandøy & Nilssen 1987b, Sarvala & Halsinaho 1990, Kroglund et al. 1994, Walseng et al. 1995, Nilssen & Wærvågen 2002a, 2002b,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

Vannloppen *D. lacustris* (Figur 3-1, Figur 4-9 og 11) har reetablert seg det kalkede Store Utgravde Tjern (Figur 4-7), og fantes på 1990-tallet i store mengder både i Vrangla og Mellomdammen (Forseth et al. 1997). På grunn av høy predasjon fra abbor, er *D. lacustris* i Mellomdammen nå borte, men den er fortsatt dominerende i Vrangla (Nilssen & Wærvågen 2001b). Imidlertid har *D. lacustris* kommet tilbake i vannmassene i store deler av Finnemarka som er kalket (Figur 4-9 og 11). Blant kopepodene dominerer den forsuringsfølsomme arten *C. scutifer* i alle innsjøene i Finnemarka (Figur 4-9 og 11). Det er tydelig at innsjøene i Finnemarka kalkes, fordi den karakteristiske rotatorien *Conochilus unicornis/hippocrepis* (Figur 3-1) dominerer dyreplanktonet flere steder.

I de kronisk sure innsjøene Lille Utgravde Tjern, Andtjern og Bleilivatn mangler *D. lacustris*, mens *C. scutifer* er til stede (Figur 4-9 og 10). I den nedre del av Finnemarka, som sannsynlig

ikke var så kronisk sur som de øvre deler rundt Breilflaket (Grøterud 1987), er det blitt observert rask og betydelig reetablering av *D. lacustris* i de kalkede vannene. Også den følsomme *C. scutifer* er tilbake som dominerende art (Figur 4-9 og 11).

Basert på epi- og hypolimnetiske (særlig *D. lacustris* og *C. scutifer*) kan vannkvaliteten både i nedre del av Finnemarka betraktes som restaurerte, og kan derfor huse innsjøgytere, som abbor i dette området. Innsjøene i de øvre delene er fortsatt kraftig sure, men *C. scutifer* er i ferd med å etablere seg (Fig. 4-9). Kalsiumverdiene er i utgangspunktet svært lave i øvre del av Finnemarka, som sammen med mye aluminium kan gi dårlige forhold for *D. lacustris*.



Figur 4-9. Restaurering av dyreplankton (zooplankton) i et utsnitt av Finnemarka. Kartet viser hvor *D. lacustris* og *C. scutifer* finnes (blå og grønn sirkel) eller hvor *D. lacustris* fortsatt er borte (rød sirkel). I Hvalsdammen, Vesledammen og Auretjern finnes ikke *D. lacustris* muligens pga. mye fiskepredasjon. I Abbotjern er arten *D. longispina*. Vesledammen er kanskje for grunn (og varm) for *C. scutifer*.

I Finnemarka foreligger det ikke, så vidt forfatterne vet, tidligere zooplanktonundersøkelser. Det er derfor vanskelig å uttale seg om historisk utvikling. Men siden *D. lacustris* er så vanlig etter kalking i store deler av feltet (Figur 4-9), var den sannsynligvis viktig også tidligere fordi

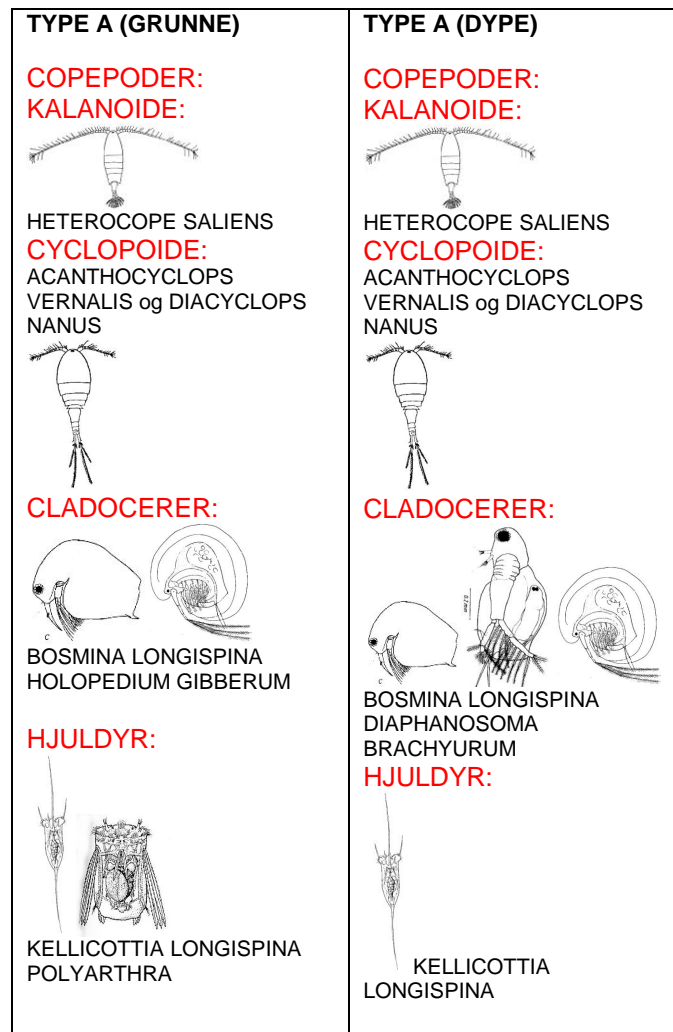
egg-bankene er så store (se Nilssen & Wærvågen 2002b). I mange innsjøer er den følsomme arten *H. appendiculata* også kommet tilbake, og *C. scutifer* er dominerende art, til og med i sure, ikke kalkede-innsjøer (Figur 4-9).

Det er viktig at det finnes fram til flere referanselokaliteter i Finnemarka, hvor også de ulike former for refugier (= restpopulasjoner) bør studeres nærmere. Disse lavereliggende delene av Buskerud har imidlertid 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).

Det kan være viktig å studere nøye innsjøer som ligger øverst i vassdragene som såkalte ”headwater lakes” i dette området. Disse kan (før kalking) ofte ha høye aluminiumsverdier og lave pH verdier. Dessuten kan artene vanskelig spre seg til slike, små og isolerte lokaliteter. Fravær eller lave populasjoner av *Daphnia* i slike lokaliteter kan, selv om de er kalket, skyldes at aluminium-konsentrasjonen fortsatt er høy og pH forholdsvis lav. Men tilstedeværelsen av indikatorarten *C. scutifer* i slike lokaliteter kan demonstrere at tjernene er i ferd med å restaureres (Figur 4-9).

I flere av innsjøene (Urdvann, Midttjern, Mellomdammen, Steindamtjern) er det nå fiskepredasjon som langt på vei bestemmer zooplanktonsammensetningen (Figur 4-11). I innsjøer, som bare har ørret eller lav fiskepredasjon, er denne betydelig mindre (Fig. 4-11). Forvaltning av slike innsjøer med dominerende abbor dreier seg nå sannsynligvis mer om å holde nede denne betydelige populasjonen, enn å kalke videre. Hvis innsjøene skal kalkes videre, er det viktig at dette skjer med følsomhet i innløpsbekker og ikke i vannmassene.

De høyereliggende delene av Finnemarka er dominert av kategori A innsjøer (Figur 4-10) mens B og C innsjøer (Figur 4-11) i større grad finnes i skogsområdet. I lavlandet finnes mange kategori C innsjøer med høyt til meget høyt predasjonstrykk. Det finnes også noen få lokaliteter med lavt predasjonstrykk.

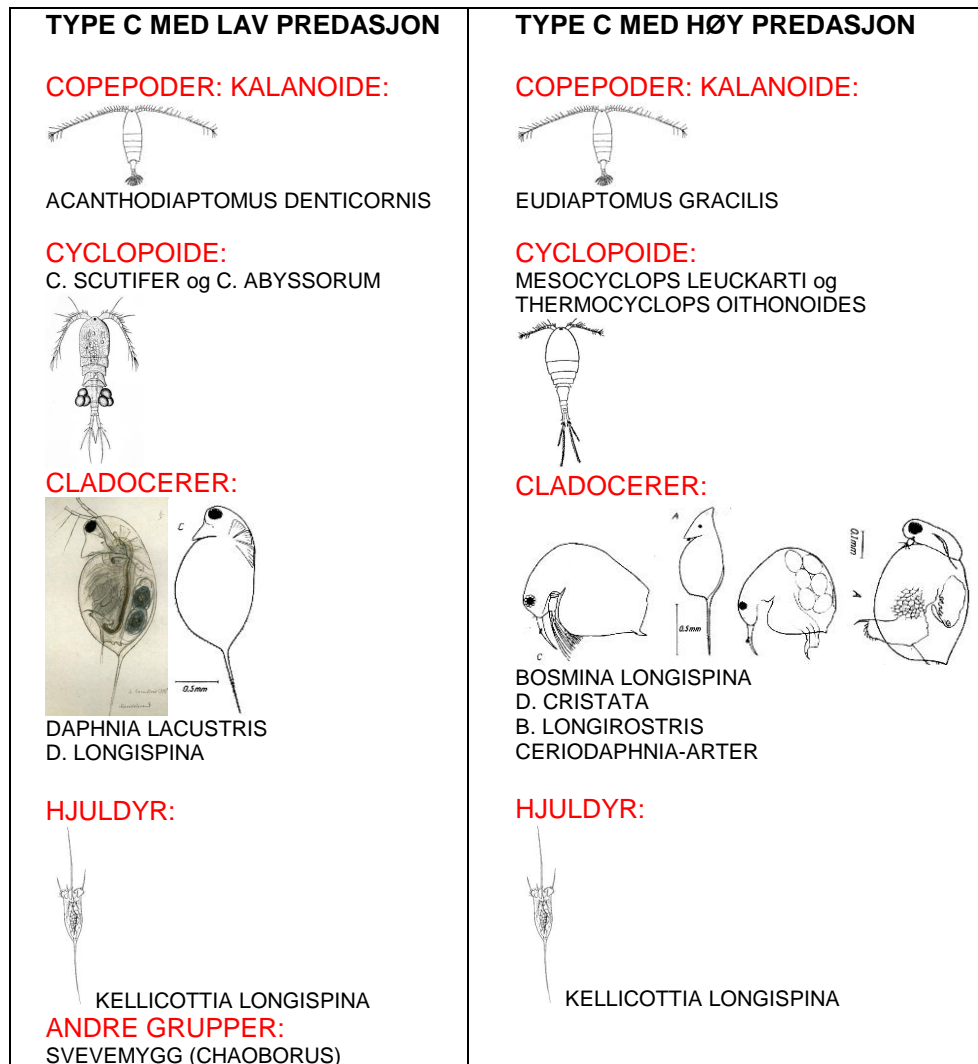


Figur 4-10 viser karakteristiske planktonsamfunn i kategori A av ulike dybde.

Flere innsjøer i Buskerud er sannsynligvis i ferd med å restaureres via naturlige prosesser i nedslagsfelt og i innsjøene selv (Nilssen & Wærvågen 2004a). Den forsuringsfølsomme *D. longispina*-gruppen som inneholder artene *D. lacustris* og *D. longispina* er etter alt å dømme i ferd med å etablere seg i mange sure, ikke-kalkede innsjøer i Buskerud, mens arten sannsynligvis alltid har vært tilstede i typiske C-vann i fylket (Se Metoder, Kap. 3). Tilsvarende er det for den følsomme hypolimnetiske arten *C. scutifer*, som finnes i svært små populasjoner i tidligere sure innsjøer. Den er vanlig i flere av de undersøkte innsjøene. Den mer hardføre arten *M. leuckarti* er kommet lengre i å etableres i innsjøer under naturlig restaurering. De nye populasjonene av *D. lacustris* og *D. longispina* kommer sannsynligvis fra egg-bank i sedimentet (Nilssen & Wærvågen 2002b), mens de cyclopoide copepodene sannsynligvis har meget små restpopulasjoner i de ulike innsjøene (Nilssen & Wærvågen 2003).

Dyreplanktonsamfunnene i kategori B og kategori C innsjøer ligner på hverandre, men kategori

C har ofte mye høyere predasjonstrykk, siden fisk hele tiden har vært til stede i betydelige mengder. På mange måter er det også ofte stor grad av likhet mellom de kalkede innsjøene (kategori E) og kategori C. Er det lav predasjon (bare litt ørret i vannet), vil artene være som over, men den store copepoden *Heterocope saliens* kan finnes lenge, fordi den kommer fra egg bank med hvile-egg.



Figur 4-11. Zooplanktonsamfunn ved kategori C. Forholdene kan også sees i innsjøer etter kalking. Likevel er det lett å adskille innsjøene fordi karakteristiske arter ofte ikke finnes eller forholdene er forskjellig i restaurerte og stabile samfunn.

Dyreplanktonet er viktig som bioindikatorer ved forskning rundt biologiske prosesser innen restaurering, som fører til at predasjonssystemet forandres kraftig fra et invertebrat-dominert til et fiske-dominert (Nilssen 1980). Tidligere undersøkelser i dette området presenterer størrelsesfordelingen i ulike innsjøer (Nilssen & Wærvågen 2004a). De minste individene finnes ved den mest intense predasjonen. Det invertebrate systemet velger små kroppsstørrelser hos byttedyrene, mens fisk velger de største artene og største individene innen hver art. *D. lacustris*

og *D. longispina* har i mange innsjøer kroppsstørrelser på over 1,7 mm, som antyder at fiskepredasjonen er lav (Nilssen unpubl.data). Fordelingen av *D. lacustris* og *D. longispina* og dens kroppsstørrelse relatert til predasjonsklasser, viser at den betydelige predasjonen fra abbor er årsaken til de lave populasjonene av disse karakterartene i lokaliteter som gjennomgår naturlig restaurering og restaurering gjennom kalking (Nilssen & Wærvågen 2002a). Den vanligste dyreplanktonarten i lavlandet i store deler av Buskerud 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. lacustris* og *D. longispina* i ikke-sure lokaliteter.

Noen av de mest uventete observasjonene i de kalkede vann i Sør-Norge, var den raske og betydelige reetableringen av vannloppen *D. lacustris* og *D. longispina* (Nilssen & Wærvågen 2001a). Slekten *Daphnia* har fysiologiske problemer i surt vann (Potts & Fryer 1979, Nilssen et al. 1984). Like uventede funn var den fortsatte store mengden av den invertebrate predatoren *H. saliens* i de samme vannene, til tross for betydelig fiskepredasjon som raskt burde eliminert denne arten (Andersen & Nilssen 1984, Sandøy & Nilssen 1987a). Men siden arten klekker fra hvileegg i sedimentet hvor de holder seg levende i mange tiår (Sandøy & Nilssen 1987a), vil den derfor i mange år fortsatt være tilstede i kalkede innsjøer.

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

De fleste lokaliteter med abbor karakteriseres av et kraftig nedbeitet planktonsamfunn etter kalking (Figur 4-11; høyre del). Dette skyldes den betydelige mengden av små utviklingsstadier i de fleste typer lokaliteter med denne arten (Nyberg 1976). Også i noen av de undersøkte vannene i Aust-Agder og Buskerud var overbefolkning av abbor et faktum (Nilssen & Wærvågen 2001a, Wærvågen & Nilssen 2003c). Det behøves betydelig mer informasjon om økologien til denne artens tidlige ontogenetiske stadier. Disse observasjonene indikerer også at i mange tilfeller vil lokaliteter med store populasjoner av abbor være uegnede som referanselokaliteter rundt forskning på biologisk restaurering. Abboeren maskerer derfor potensielle forandringer i planktonsamfunnet ved sin betydelige predasjon. Hvis man skal forske på naturlig restaurering, må både innsjøer med høyt og lavt predasjonstrykk inkluderes. Også karpefisk og gjedde er i ferd med å spres via menneskers hjelp til kalkede, tidligere forsurede lokaliteter i flere fylker (Nilssen 2009b).

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

5. FORSURNING OG NATURLIG RESTAURERING AV FERSKVANN I FINNEMARKA

5.1 FORSURNING OG KALKING I FINNEMARKA 2000-2008

5.1.1. KALKING AV INNSJØER SOM ØKOLOGISKE PROSESSER

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 betydd svært mye positivt for lokalbefolkningen i store deler av i Norge og Skandinavia.

Det er derfor 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 restaurering 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 mer enn 1,5 mrd NOK, å undersøke om det finnes alternative 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 kan ha 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.

Undersøkelse av forsuring og restaurering 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 nærings salt/klorofyll, viste at biomasse av fisk var positivt korrelert til nærings salt/klorofyll og negativt korrelert til pH (Havens & Karlson 1998, Havens 1999). Hvis målet for ”recovery” er høyest mulig fiskebiomasse, 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.

5.1.2. KALKING, KJEMISKE OG BIOLOGISKE FORHOLD

Målet for kalkingsvirksomheten i Norge og Sverige er å bevare det biologiske mangfoldet, samt muliggjøre en bærekraftig bruk av naturressursene (DN 1995a, DN 1995b, SNV 2000).

Bevaring av det biologiske mangfoldet (BM) og tilretteleggelse for bærekraftig utnyttelse av forsurede vann vil ofte gå hand i hand, men kan også føre til betydelige uoverensstemmelser. Dette er forbundet med følgende forhold, som må avklares hvis vi skal konkludere at delmålene i kalkingsvirksomheten er oppfylt. Hva betyr ”opprinnelig” vannkvalitet og hva slags vannkvalitet vil vi oppnå med kalking? Hva er opprinnelige biologisk samfunn i økosystemene og hva er forventet naturtilstand? Hva betyr i praksis ”bærekraftig bruk” og hva slags økosystemstruktur kreves for å oppnå ”bærekraftig bruk”?

Detaljerte paleoøkologiske undersøkelser 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 vanlig refererte parameteren pH eller $[H^+]$. Vannkvalitet innbefatter mye mer enn dette, og i våre deler av kloden er også kalsium, humus, aluminium og mengde tungmetaller alle svært viktige for å beskrive vannkvalitet eller forutse organismesamfunnets reaksjon overfor surt nedfall. I Norge er vannene mer ionefattige enn i Sverige; ca 50 prosent av norske vann har $[Ca^{2+}] < 1 \text{ mg} \cdot L^{-1}$ (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 (Henriksen 1976). 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 restaurering 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 (Tabell 3-2) 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 $1 - 3 \text{ mg} \cdot L^{-1} [Ca^{2+}]$, som er vanlig etter kalking i dette området. For enkelte arter av dyreplankton, som gelekrepsen (*H. gibberum*), kan det by på problemer når kalsium kommer over $5-7 \text{ mg} \cdot L^{-1} [Ca^{2+}]$ i kalkfattige områder som disse (Flössner 1972). Det er i første rekke hvis organismene er tilpasset ekstremt lave ioneverdier som f.eks. rundt $0.5 \text{ mg} \cdot L^{-1} [Ca^{2+}]$, at problemene kan vise seg. Foreløpig 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 2001a). «Overkalking» foretas for å redusere negative effekter av episodisk forsuring, som er anvendt i noen innsjøer for å holde stabil pH og kalsiumverdier i deler av vannet og gytebekkene. Med kalking innenfor verdiene $3-5 \text{ mg} \cdot L^{-1} [Ca^{2+}]$, som er vanligst i

Norge, kan det til nå ikke observeres skadevirkning på f eks så viktige permanent vannlevende organismer som dyreplankton.

5.1.3. KALKING OG BIOLOGI - BIOLOGISKE BIEFFEKTER VED KALKING

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. 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 ferskvann, 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.

De viktigste bieffekter av kalking er at innsjøene og elvene etter forholdsvis få år får svært tette bestander av tidligere fiskearter, som abbor eller karpefisk i lavereliggende regioner. 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 overbefolket, hvis ikke predatorer som gjedde var til stede. Da ble abboren følgelig større. Det var derfor bare høyere opp i fjellområdene 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 overbefolket (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 overbefolkning. Hindar et al. (1989) mente videre at dette skyldes at god vannkvalitet kombinert med et allerede sterkt presset næringsgrunnlag førte til økt konkurranse om maten som fantes, og energiforbruket økte uten at matinntaket ble særlig større.

Det er forholdet mellom næringsdyr og antall fisk som bestemmer hvordan fisken skal se ut; om den skal være med høy kondisjonsfaktor og lite hode, eller tynn med stort hode. Det rapporteres stadig oftere at kalkede innsjøer har blitt overtallig, enten av ørret eller abbor (Forseth et al. 1997).



Garsjø (Figur 5-1A) er overbefolket av abbor (Figur 5-1B) og har små mengder av *D. lacustris*, men store mengder av mindre dyreplankton. Her må abbor fiskes ut og kontrolleres. Begge foto: Borgar Pedersen.

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, 2002, Linløkken & Seeland 2001), men store ruser har blitt utviklet i 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. Generelt har det vært lite karpefisk i områdene som har vært omfattet av forsuring og kalking i Buskerud, bortsett fra kanskje mort og ørekyte. Ørekyte er en fryktet fisk i ørretvann, spesielt fordi den er i stand til å bebo høyfjellslokaliteter, øverst i store vassdrag, og derifra spre seg nedover. I løpet av den kroniske forsuringen forsvant denne følsomme arten fra flere regioner, som f.eks. i deler av Langtjern-feltet (Henriksen & Grande 2002).

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 abborren. Derfor vil ørreten være ekstremt utsatt for vannkvalitet i innløpsbekker til kalkete lokaliteter, som ofte fortsatt inneholder svært giftig vann (Andersen 2002).

På den annen side, abbor gyter i selve vannet, og er meget fruktbar (målt i antall egg per hunn). Forskning tyder på at årets yngel (såkalt 0⁺) av abbor har en enormt sterk innflytelse på innsjøenes organismsamfunn, til og med sammenlignbart med karpefisk (Nilssen & Wærvågen 2002a). Abborren er derfor konkurransemessig sett en meget negativ art for å oppnå eller opprettholde en god og fiskbar populasjon av ørret (Sømme/Jensen 1948). Dessuten bør det legges til at man endog i sure økosystemer, hvor man trodde at abbor var utdødd, etter kort tid sitter igjen med tusenbrødre etter kalking. Overtetthet av abbor har nå blitt et stort problem i kalkede områder i lavlandet, både når det gjelder gode fiskemuligheter og fare for redusert biologisk mangfold for den øvrige biota.

Selv om dugnadsånden mange steder i Norge, også i Finnemarka og ellers i Buskerud er imponerende, er lokalsamfunnet blitt en betydelig dårligere forvalter av abbor- og ørretvann enn sammenlignet med forholdene før i tiden da matauk var nødvendig. Tidligere ble det utøvet et intensivt fiske; både på ørret og abbor. Derfor må alle involverte parter innen dagens kalkingsstrategi ta forholdene med overtette ørret- og abborbestander spesielt 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 (Svælv & Matzow 1985, Kleiven et al. 1989, 1990, Kleiven & Håvardstun 1997).

Som tidligere forklart er det ingen klar årsak–virkningsforhold mellom viktige kjemiske parametre i innsjøene og fiskebiomasse (Havens 1999). Det betyr at hvis målet for «recovery» er et høyest mulig fiskebiomasse med konsumarter i Buskerud, 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).

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 den forsuringutsatte 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 Buskerud økte alkaliniteten jevnt med økende kalsium (Fig. 4-8), men innsjøene er sannsynligvis utsatt for betydelig mindre forsuringstress enn i Telemark og Aust-Agder, hvor alkaliniteten delvis forbrukes til å buffre påvirkningen fra sure stoffer (Nilssen & Wærvågen 2001a).

Det er imidlertid ikke bare naturlig restaurering som er viktig å legge merke til ved kalking, men også sterk episodisk forsuring og kraftig periodevis reforsuring, 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 2001a, Hesthagen & Hindar 2002).

Men det er ikke bare denne episoden som hadde negativ innflytelse på vannkjemien og førte til reforsuring over store områder. Også tidligere kraftige episoder (Kaste et al. 1999), ofte assosiert med sjøsaltepisoder, virket negativt inn på den akvatiske fauna og førte f eks til svake årsklasser av fisk over store deler av Sørlandet (vinteren 1993). Enkelte av de siste 40 årene har

gitt ekstreme episoder hvor til og med sommer-pH synker med opptil én pH-enhet (Sandøy & Nilssen 1987b, Nilssen unpubl.data). Også terrestriske økosystemer påvirkes av dette klimasystemet (Økland 1997, 2000).

5.1.4. 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 diapause (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* (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, øverst i vassdragene. Det er flere slike blant årets innsjøer (Figur 2-1, Figur 4-9), men mange av disse har også i Finnemarka fått forsuringsfølsomme arter som *Daphnia* og *C. scutifer* tilbake i vannmassene (Fig. 4-9).

5.2. BIOLOGISK MANGFOLD OG REFERANSELOKALITETER I FINNEMARKA

5.2.1. OVERVÅKNING AV AKVATISK NATUR

Etablering og opprettholdelse av referanselokaliteter er avgjørende for overvåkning av norsk natur. Hvis det ikke opprettholdes et betydelig antall referanselokaliteter upåvirket av kalking, vil det være umulig å fastslå om et område oppnår en naturlig forbedring av økologiske forhold. En rekke lokaliteter er nå kalket, og i noen kommuner og fylker er et så stort antall innsjøer og elver/bekker kalket, at det er problematisk å finne lokaliteter som kan fungere som referanselokaliteter. NIVA/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 Finnemarka for å overvåke naturlig restaurering (Grøterud pers.medd). Det er viktig at lokale grunneiere og kalkingsrepresentanter 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 forsurening og kalking (Andersen 2002), er ofte avgjørende for økosystemene. Humussjøer er derfor ideelle habitater for å fastslå langtidsinnflytelse av høy og episodisk forsurening på akvatisk liv uten tilleggseffekten av forhøyde konsentrasjoner av tungmetaller, men få 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. 2004).

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

Norge har et spesielt ansvar for å ta vare på biologisk mangfold i relativt kalkfattige og naturlig sure områder som i deler av Buskerud som Blefjell, Langtjern-feltet og Finnemarka, fordi bevaring av det ferskvannsbiologiske mangfoldet er en hovedmålsetting for den norske kalkningsvirksomheten. Dagens intensive kalkingsaktivitet 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 slike økosystemer (Brandrud 1999).

Kalking har som mål å stoppe den negative utviklingen og hindre tap av mangfold. Langsamt 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, samt båndlegge refugier i de mest utsatte regionene. I noen områder er det 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 restaurering 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 inorganiske 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 flere av de undersøkte områdene i Buskerud fortsatt er påvirket av surt nedfall, selv om denne påvirkningen er betydelig svekket siden 1980-tallet (SFT 2003). Utsetting av fisk, økosysteminteraksjoner og forvaltningsmetoder av kalkede lokaliteter har vært gitt mindre oppmerksomhet. Tiden er nå kommet for å behandle disse forholdene med større faglig dybde og med det detaljeringsnivået som er nødvendig. I større grad bør kalkingsvirksomheten nå befatte seg med hele økosystemet.

6. ETTERORD OG TAKKSIGELSER

AbelSenteret i Gjerstad har i samarbeid med Høgskolen i Hedmark/Blæstad igangsatt evaluering av et utvalg av gjennomførte kalkingstiltak i fylket for miljøvern avdelingen hos Fylkesmannen i Buskerud. 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 kalkede og referanse-innsjøer i kommunene Modum, Lier, Øvre og Nedre Eiker og Drammen. I tillegg foretas en oppsummering av relevante og tilgjengelige historiske kjemiske og biologiske data fra Finnemarka. Noen av innsjøene i Finnemarka var av den kroniske sure typen som i store deler av Telemark og Agder, men generelt var ikke lokalitetene så kraftige rammet av den menneskeinduserte forsureningen som disse fylkene. Olav Grøterud har sjenerøst delt opplysninger og forskning fra tiår i Finnemarka. Foreningene som har hjulpet oss med praktisk bistand og informasjon har vært: Drammens Sportsfiskere, DOFA (Drammen og Omland Fiskeridministrasjon), Solbergelva JFF, Krogstadelva JFF, Østsiden JFF, Øst-Modum JFF, Vest Sylling og Øverskog JFF, Oddeval og Meren JFF. Fylkesmannen i Buskerud ved Erik Garnås og Åsmund Tysse har bidratt med data, hjelp og opplysninger og Fylkesmannen i Buskerud har utformet kartet i Figur 2-2. Foto fra Finnemarka er av Morten Eken, Borgar Pedersen (som også har gitt verdifulle opplysninger om området samt historiske data), Roger Holmen og Olav Grøterud. Forfatterne takker alle personene, organisasjonene og foreningene 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.
- 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.
- 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. 1975. pH forandringer og sedimentasjon av diatomeer i Langtjern. SNSF-prosjekt IR11/75: 1-18 (Summmary in English).
- 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.
- 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. & Tøllan, 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., Sløreid, S.-E. & Walseng, B. 1999. Effekter av kalking på biologisk mangfold. Basisundersøkelser i Tovdalsvassdraget 1995-96. DN-Utredning 1999/9: 1-126.
- 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.
- 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.J.&F.Fs tidsskr. 249-267.
- Dannevig, A. 1938. Ferskvannsrørretten 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-Frilevning 95: 388-393.
- Dannevig, G. 1968. Surt vann og dødelighet på ørret. Zool.Revy 30: 53-60.
- Dervo, B.K., Garnås, E. & Tysse, Å. 1998. Lokale kalkningsmidler i Buskerud og effekter på fritidsfiske fra 1989-1997. Fylkesmannen i Buskerud, Miljøvernnavdelingen. Rapport nr. 6/1998: 1-29.
- 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). 2003. Kalking i vann og vassdrag. Effektkontroll av større prosjekter. DN-notat 2002-3: 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-prosjekt. 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.
- Eie, J.A. 1974. A comparative study of the crustacean communities in forest and mountain localities in the Vassfaret area (southern Norway). Norw.J.Zool. 22: 177-205.

- Einsle, U. 1975. Revision der Gattung *Cyclops* s.str., speziell der abyssorum-gruppe. Mem.Ist.Ital.Idrobiol. 32: 57-219.
- Einsle, U. 1993. Crustacea, Copepoda: Calanoida und Cyclopoida. Gustav Fischer Verlag.
- Elgmork, K., G. Halvorsen, J.A. Eie & A. Langeland. 1990. Coexistence with similar life cycles in two species of freshwater copepods (Crustacea). *Hydrobiologia*, 208: 187-199.
- 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.
- Flöbner, D. 1972. Krebstiere, Crustacea; Kiemen-Blattfüßer, Branchiopoda; Fischläuse, Branchiura. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Flöbner, D. 2000. Die Haplopoda und Cladocera (ohne Bosminidae) Mitteleuropas. Backhuys Publ.. Leiden. 428s.
- FM-Buskerud (Fylkesmannen i Buskerud, Miljøvernavdelingen). 1988. Fiskekart for Buskerud.
- Forseth, T., Halvorsen, G.A., Ugedal, O., Fleming, I., Schartau, A.K.L., Nøst, T., Hartvigsen, R., Raddum, G., Mooij, W. & Kleiven, E. 1997. Biologisk status i kalka innsjøer – vedleggsrapport for de enkelte innsjøene. NINA-Oppdragsmelding 509: 1-232.
- Garnås, E. & Gunnerød, T.B. 1983. Fiskeribiologiske undersøkelser på Blefjell 1983. DVF-Reg.Unders. Rapport 18-1983: 1-27
- 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.
- Grøterud, O. 1973. Noen sure innsjøer i Norge. *Vatten* 29: 153-158.
- Grøterud O. 1987. Lake acidification - a complex phenomenon elucidated by studies of fifteen lakes in Finnemarka, Southern Norway. *Norw.J.Agricult.Sci.Suppl.*1-1987: 1-183.
- Grøterud, O. 1997. Humic colour in lakes in relation to acidification, hydraulic loading and liming. *Verh.Int.Ver.Limnol.* 26: 313-318.
- 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. & Elgmork. 1976. Vertical distribution and seasonal cycle of *Cyclops scutifer* Sars (Crustacea, Copepoda) in two oligotrophic lakes in southern Norway. *Norw.J.Zool.*, 24: 143-160.
- 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. 1976. Vann- og nedbørkjemiske studier i Langtjernfeltet i perioden 5. mai 1973 til 30. juni 1975. SNSF-Prosjekt TM 25/76: 1-53, 1 appendiks, 4 vedlegg.
- Henriksen, A. 1979. A simple approach for identifying and measuring acidification of freshwater. *Nature* 278: 542-545.

- Henriksen, A. 1980. Acidification of freshwaters – large scale titration. pp. 68-74 In: Drabløs, D. & Tollan, A. (eds). 1980. Ecological impacts of acid precipitation. SNSF-project. Ås-NLH.
- Henriksen, A. & Hindar, A. 1997. Tålegrenser for forsurening 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. 1994. Utvikling i forsureningsskader på fiskebestander i Sør-Norge etter 1950. NINA-Forskningsrapport 50: 1-16.
- 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. Storfloem og refsuring høsten 2000: en evaluering av effekter på vannkvalitet og ørretbestander i åtte kalka innsjøer i Telemark. NINA-Oppdragsmelding 754: 1-17.
- Hesthagen, T. & Østborg, G. 2008. Endringer i areal med forsureningsskadde fiskebestander i norske innsjøer fra rundt 1990 til 2006. NINA-Rapport 169: 1-114.
- Hindar, A. & Kleiven, E. 1990. Chemistry and fish status of 67 acidified lakes at the coast of Aust-Agder, southern Norway, in relation to postglacial marine deposits. E-88411, NIVA. Acid Rain Research, report 21/1990. 47 p.
- Hindar, A. & Henriksen, A. 1994. Kalkingsstrategier basert på naturens tålegrenser - Tovdalsvassdraget som eksempel, s. 106-113. I: Kalking av vann og vassdrag. FoU-virksomheten. Årsrapporter 1993. Direktoratet for naturforvaltning, DN-notat nr. 1994-14.
- Hindar, A., Barlaup, B., Aatland, Å., Raddum, G.G. & Kleiven, E. 1989. Store Hovvatn. s: 19-29 I: Kleiven, E. (red): Kalkingsvirksomheten i 1987. DN-rapport nr. 6-1989.
- Hindar, A., 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.
- 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*.
- 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. & 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. Abborren 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.
- Kotov, A., Ishida, S. & Taylor, D.J. 2009. Revision of the genus *Bosmina* (Cladocera: Bosminidae), based on evidence from male morphological characters and molecular phylogenies. *Zool.J.Linn.Soc.* 156: 1-51.
- Kratz, T.K., Frost, T.M. & Magnusson, J.J. 1987. Inferences from spatial and temporal variability in ecosystems: Long-term zooplankton data from lakes. *Am.Nat.* 129: 830-846.
- Kroglund, F., Hesthagen, T., Hindar, A., Raddum, G.G., Staurnes, M. Gausen, D. & Sandøy, S. 1994. Sur nedbør i Norge. Status, utviklingstendenser og tiltak. DN – Utredning 1994/10: 1-98.
- Linløkken, A. & Seeland, P.A.H. 2001. Fangsteffektivitet ved utfisking av garn i sju bestander av abbor og mort i Hedmark, Norge og Jämtland, Sverige. Høgskolen i Hedmark, Notat nr 6/2001: 1-33s.
- Lydersen, E., Larssen, T. & Fjeld, E. 2004. The influence of TOC on the relationship between Acid Neutralizing Capacity (ANC) and fish status in Norwegian lakes. *Sci.Total Env.* 326: 63-69.
- Mellors, W.K. 1975. Selective predation of ephippial *Daphnia* and the resistance of ephippial eggs to digestion. *Ecology* 56: 974-980.
- Mjaaland, P. 2001. «Opprensk med fiskeruse». Agderposten 13 juni 2001.
- 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. 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. 2009a. Naturlig regional restaurering og effekter av kalking i tidligere forsurrede innsjøer i Aust-Agder 2002-2007. Müller-Sars Selskapet. Rapport nr. 4 – 2009: 1-70.
- Nilssen, J.P. 2009b. Vedvarende menneskeindusert spredning av bredspektret ferskvannfisk til og internt i Norge: et holarktisk, økologisk perspektiv. Müller-Sars Selskapet. Rapport nr. 10 – 2009: 1-78.
- Nilssen, J.P. 2009c. A narrative story of Otto Friderich Müller's *Daphne longispina* (Crustacea; Cladocera): 240 years taxonomical and nomenclatural confusion in a widespread freshwater zooplankton. Ms. To be submitted.
- Nilssen, J.P. & Larsson, P. 1980. The systematical position of the most common fennoscandian *Bosmina* (*Eubosmina*). *Z.zool.Syst.Evolut.-forsch.* 18: 62-68.
- Nilssen, J.P. & Sandøy, S. 1990. Recent lake acidification and cladoceran dynamics: surface sediment and core analysis from lakes in Norway, Scotland and Sweden. *Phil.Trans.R.Soc.Lond.B* 327, 299-309.
- Nilssen, J.P. & Wærvågen, S.B. 2000. Superficial ecosystem similarities vs autecological stripping: the «twin species» *Mesocyclops leuckarti* (Claus) and *Thermocyclops oithonoides* (Sars) – seasonal habitat utilisation and life history traits. *Journal of Limnology* 59: 79–102.

- Nilssen, J.P. & Wærvågen, S.B. 2001a. Kjemisk og biologisk «recovery» av forsurede 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. 2001b. Kalkede vann i Buskerud 1999/2000. Analyse av biologisk «recovery». Fylkesmannen i Buskerud, Miljøvernnavdelingen, Rapport 1-2001: 1-47.
- Nilssen, J.P. & Wærvågen, S.B. 2002a. Intensive fish predation: an obstacle to biological recovery following liming of acidified lakes? *J.Ecosyst.Stress Recovery* 9: 73-84.
- Nilssen, J.P. & Wærvågen, S.B. 2002b. Recent re-establishment of the key species *Daphnia longispina* and cladoceran community following chemical recovery in a strongly acid-stressed region in southern Norway. *Arch.Hydrobiol.* 153: 557-580.
- Nilssen, J.P. og Wærvågen, S.B. 2002c. Kalkede vann i Buskerud 2001. Analyse av biologisk «recovery». Fylkesmannen i Buskerud, miljøvernnavdelingen. Rapport nr. 1 – 2002. 47s.
- Nilssen, J.P. and Wærvågen, S.B. 2003. 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. og Wærvågen, S.B. 2004a. Kalking og naturlig restaurering i Buskerud. Oppsummerende rapport 1999-2003. Fylkesmannen i Buskerud, miljøvernnavdelingen. Rapport nr. 4 – 2004: 1-83.
- Nilssen, J.P. og Wærvågen, S.B. 2004b. Utvikling av kalkede- og referanselokaliteter i 2002/2003 i en tidligere kronisk sur region i Nissedal og Drangedal, Telemark. Fylkesmannen i Telemark, miljøvernnavdelingen. Rapport nr. 1 – 2004: 1-59.
- Nilssen, J.P., Halvorsen, G. and Melåen, J.G. 1980. Seasonal divergence of *Bosmina* morphs. *Int.Revue ges.Hydrobiol.* 65:507-516.
- 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.
- Nilssen, J.P., Hobæk, A., Petrusek, A., Skage, M., 2007. Restoring *Daphnia lacustris* G.O. Sars, 1862 (Crustacea, Anomopoda): a cryptic species in the *Daphnia longispina* group. *Hydrobiologia* 594: 5–17.
- Nilsson, N.-A. & Pejler, B. 1973. On the relation between fish fauna and zooplankton composition in North Swedish lakes. *Rep.Inst.Freshwat.Res.Drottningholm* 53: 51-77.
- Nyberg, P. 1976. Production and food consumption of perch in two Swedish forest lakes. Univ. Uppsala. Klottenprosjektet 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.
- Pejler, B. 1975. On long-term stability of zooplankton composition. *Rep.Inst.Freshwat.Res.Drottningholm* 54: 107-117.
- Petrusek, A., Hobæk, A., Nilssen, J.P., Skage, M., Cerny, M., Brede, N., Schwenk, K., 2008. A taxonomic reappraisal of the European *Daphnia longispina* complex (Crustacea, Cladocera, Anomopoda). *Zool. Scr.* 37: 507–519.
- 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. & Hobæk, A. 1979. Zooplankton i innsjøer med forskjellig surhet. SNSF-Prosjekt TN 44/79: 1-35.
- Raddum, G.G., Jastrey, J., Rosseland, B.O. & Sevalrud, I. 1979. Vannteger i Sør Norge og deres betydning som fiskeføde i vann med ulik pH. SNSF-Projekt, IR 50/79: 1-41.
- 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.
- 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.
- 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., 1890. Oversigt af Norges Crustaceer med foreløbige Bemærkninger over de nye eller mindre bekjente Arter. II. Branchiopoda, Ostracoda, Cirripedia. *Forh.Vidensk.-Selsk. Christ.* 1890: 1-80.
- Sars, G.O. 1903. An account of the Crustacea of Norway. Vol. 4: Copepoda Calanoida. Bergen Museum, 1903. 171 pp.
- Sars, G.O. 1913. An account of the Crustacea of Norway. Vol. 6: Copepoda Cyclopoida. Bergen Museum, 1913. 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., Smelhus Sjøeng, A. M., Fjellheim, A., Walseng, B., Skjelkvåle, B. L., Halvorsen, G., Raddum, G.G., Skancke, L. B., Saksgård, R., Solberg, S., Høgåsen, T., Hesthagen T. & Aas, W. 2008. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport – Effekter 2007. NIVA rapport 5666: 1-157 sider.
- Schindler, D.W. et al. 1991. Comparisons between experimentally- and atmospherically-acidified lakes during stress and recovery. *Proc.Royal Soc. Edinburgh* 97B: 193-226.
- Sevaldrud, I.H. & Muniz, I.P. 1980. Sure vann og innlandsfisket i Norge. Resultater fra intervjuundersøkelsene 1974-1979. SNSF-Prosjektet. IR 77/80: 1-59 + 61 tabeller.
- SFT (Statens ForurensningsTilsyn) 2003. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport - Effekter 2002. SFT-rapport 886/2003, TA-1985/2003. 203 s.
- 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. *Hydrol.Earth Syst.Sci.* 5: 327-337.
- Snekvik, E., 1974. Om surt vann og ferskvannsfisk. Klipp fra fiskeriinspektørens årsmeldinger i årene 1915 - 1961. Direktoratet for vilt og ferskvannfiske. Ås-NLH.
- SNV (Statens Naturvårdsverk) 2000. Kalkning på 2000-talet. Rapport 5086/2000.
- 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 tidsskr.* 1-4.
- Sveälv, T. & Matzow, D. Studium av utplanterad öring i det pertielt kalkade Store Hovvatn, Aust-Agder. Kalkingsprosjektet. Rapport 25/85: 1- 81.
- Sømme, I.D./revidert av Jensen, K. W. 1948. Ørretboka, 3dje utgave. Jacob Dybwads forlag. Oslo.
- Tollan, A. 1981. Annotated bibliography 1974-1980. SNSF-prosjektet. Oslo-Ås. 42 s.
- Traaen, T.S., Frogner, T., Hindar, A., Kleiven, E., Lande, A. & Wright, R.F. 1997. Whole-catchment liming at Tjønnstrond, Norway: An 11-year record. *Water, Air, and Soil Pollut.* 94: 163-180.
- Tysse, Å. 1988. Status over forurensingssituasjonen i Buskerud. Fylkesmannen i Buskerud, Miljøvernavdelingen. Rapport nr. 5/1988: 1-39, vedl. 1-2.
- Tysse, Å. 1989. Status over forurensingssituasjonen i Buskerud. Fylkesmannen i Buskerud, Miljøvernavdelingen. Rapport nr. 5/1988: 1-39, vedl. 1-2.
- Tysse, Å. & Garnås, E. 1996a. Kalking i Buskerud. Fylkesmannen i Buskerud, Miljøvernavdelingen. Rapport nr. 11/1996: 1-35, vedl. 1.
- Tysse, Å. & Garnås, E. 1996b. Status og strategi for kultivering av ferskvassfisk i Buskerud. Fylkesmannen i Buskerud, Miljøvernavdelingen. Rapport nr. 5/1996: 1-77.
- Voigt, M. 1978. Rotatoria. Die Rädertiere Mitteleuropas (2. Aulage, Neuarbeitet von W. Koste). Gebrüder Borntraeger. Berlin. 673s.
- Walseng, B. & Storeid, S.E. 1990. Verneplan IV. Ferskvannsbefaringer i 19 vassdrag i Telemark og Buskerud. NINA-Utredning 15: 1-56 (Abstract in English).
- Walseng, B., Raddum, G.G. & Kroglund, F. 1995. Kalking i Norge. Invertebrater. DN-utredning 1995/6, 1-65.
- Wright, R.F. 1977. Historical changes in the pH of 128 lakes in Southern Norway and 130 lakes in Southern Sweden over the period 1923 - 1976. SNSF-Project TN 34/77: 1-71.
- 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. & Henriksen A. 1980. Hydrological and chemical studies at Langtjern. SNSF-Project IR 71/80: 1-108.
- 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.
- Wærvågen, S.W., 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. Kalkingseffekter og naturlig restaurering i Vestfold 2000-2002. Oppsummerende rapport. Landbruksavdelingen. Fylkesmannen i Vestfold. Rapport nr. 1 – 2003. 00 s.
- Wærvågen, S.B. and 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. Analyse av biologisk «recovery» i kalkede vann i Buskerud 2002. Fylkesmannen i Buskerud, miljøvern-avd. Rapport 2-2003: 1-45.
- Yan, N.D., Walsh, P.G., Lin, H., Taylor, D.J. & Fillion, 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.
- 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 overvåkningsområdet Solhomfjell 1995. *Bot. Hage Mus. Univ. Oslo Rapp.* 2: 1-35.
- Økland, R.H. 2000. Endringer i trærns tilvekst og vitalitet, vegetasjon og humuslagets kjemiske og fysiske egenskaper i permanente prøveflater i barskog i overvåkningsområdet Solhomfjell, 1988 - 1998. *Bot. Hage Mus. Univ. Oslo Rapp.* 5: 1-76.

VEDLEGG I: STEDS- OG KJEMIDATA (2004) FRA DE UNDERSØKTE LOKALITETENE I FINNEMARKA

Tegnforklaring til lokaliteter i Figur 2-2 og oversikt og kjemidata over lokalitetene i hovedundersøkelsen 2004 (neste side). Primærdata og mer data for innsjøer i Buskerud finnes i tidligere rapporter for 1999/2000 (Nilssen & Wærvågen 2001b), 2001 (Nilssen & Wærvågen 2002c), 2002 (Wærvågen & Nilssen 2003b) og 2003 (Nilssen & Wærvågen 2004a) og hos Fylkesmannen i Buskerud.

Mer data fra Buskerud kan innhentes hos Miljøvernavdelingen hos Fylkesmannen i Buskerud (<http://www.fylkesmannen.no/fagom.aspx?m=832>). Fra denne web-siden kan man også finne fram til rapporter som omhandler forsuring og restaurering i Buskerud, delvis tilgjengelig i PDF-format.

Tabell A – Lokaliteter i Figur 2-2.

Nr	Vatn	Øst	Nord	Årstill
1	Skjersvatnet	566800	6639100	2008
2	Garsjø	563074	6632182	2008
3	Ventjern	565350	6649191	2008
4	Øyvannet	555824	6632248	2008
5	Kroktjern	563769	6641142	2008
6	Solbergvatn	558120	6629903	2007
7	Mellom Sneisa	562826	6641820	2007
8	Dam Sneisa	562676	6642375	2007
9	Store utgravde tjern	564595	6648909	2003
10	Kroktjern	563580	6645647	2003
11	Andtjern	565037	6648701	2003
12	Lille Utgravdetjern	564385	6648868	2003
13	Breilivatnet	563788	6648655	2003
14	Steindamtjern	556973	6631626	2000
15	Furdammen	568410	6645890	2000
16	Mellomdammen	560800	6630400	2000
17	Svarttjern	560178	6647781	2000
18	Vrangla	558451	6633047	2000
19	Sandvika	560241	6646390	2004
20	Jøssjø	557256	6637651	2004
21	Svarttjern	567265	6625895	2004
22	Store Dypingen	556553	6634775	2004
23	Hvalsbroktjern	560686	6645113	2004
24	Abbotjern	561257	6651250	2004
25	Gudbrandstjern	560284	6648712	2004
26	Sandungen	558017	6635623	2004
27	Nord Sneisa	562470	6643050	2004
28	Sør Sneisa	562898	6641197	2004
29	Sandtjern	562331	6648152	2004
30	Lille Dypingen	555950	6634546	2004
31	S. Vindsjø	555282	6638615	2004
32	S. Nykjua	561262	6646310	2004
33	V. Nykjua	562557	6643971	2004
34	Lårvika	561343	6648036	2004
35	Gitte	559818	6637006	2004
36	Kroktjern	565403	6649740	2004
37	Sandtjern	559466	6647653	2004
38	Hvalsdammen	566358	6626671	2004
39	V. Vindsjø	555695	6638313	2004
40	Vesledammen	565177	6651232	2004
41	Urdivann	557981	6631336	2004
42	Midtjern Modum	558154	6642120	2004
43	Nerdammen	560500	6629600	2004
44	Auretjern	561765	6650602	2004
45	Heggesjø	558938	6645837	2004
46	Gamledammen	559274	6647146	2004
47	Hørgesetervatn	555852	6629823	2004

Tabell B – Lokalteter undersøkt i den intensive perioden 2004 (kjemiske bakgrunnsdata).

Vatn	Dato	Turb. FTU	Farge	Kond	pH	Alk	Ca	Mg	Na	K	SSS	SO4	Cl	NO3	Si	Al	Tm-Al	Om-Al	Um-Al	Pk-Al	Tot-P	ANC
		mg Pt/l	mg Pt/l	µS/cm	pH	µekv/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µekv/l	mg/l	mg/l	µg N/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µekv/l
Sandvika	26.09.2004	0,65	35	14,8	6,03	63	1,82	0,17	0,50	0,11	42	1,27	0,55	0	0,29	116	46	41	5	70	2,62	87
Jossjø	24.09.2004	0,79	15	36,1	6,87	170	4,57	0,47	1,25	0,31	136	5,33	0,86	7	1,78	76	17	11	6	59	3,38	193
Svartjern	26.09.2004	0,60	35	14,8	6,11	50	1,64	0,20	0,72	0,13	56	1,88	0,61	0	1,50	256	66	43	23	190	4,21	77
Dypingen	22.09.2004	0,61	30	22,8	6,50	98	2,36	0,33	1,05	0,26	82	2,70	0,80	40	1,92	137	34	27	7	103	10,37	115
Hvalsbroktjern	26.09.2004	0,59	27	13,9	6,10	51	1,51	0,19	0,52	0,11	54	1,75	0,60	3	0,46	122	39	30	9	83	6,24	63
Abbotjern	24.09.2004	0,54	28	44,3	7,09	349	7,02	0,50	1,02	0,31	81	2,80	0,79	8	1,55	61	25	21	4	36	5,23	362
Gudbrandsjern	29.09.2004	0,56	13	16,7	6,35	69	1,68	0,25	0,67	0,20	62	1,94	0,75	0	0,63	56	18	14	4	38	14,18	77
N. Sneisa	22.09.2004	0,66	62	16,7	5,90	45	1,51	0,23	0,77	0,24	68	2,09	0,80	31	1,56	267	107	69	38	160	7,58	66
N. Sneisa	22.09.2004	0,64	73	18,5	5,93	55	1,77	0,25	0,80	0,40	77	2,02	0,96	112	1,98	411	144	97	47	267	5,30	76
Sandungen	22.09.2004	0,40	27	21,6	6,56	90	2,29	0,31	1,09	0,26	82	2,75	0,82	24	1,74	140	35	28	7	105	2,08	111
Sandjern	27.09.2004	0,42	21	12,6	6,34	53	1,46	0,18	0,48	0,11	45	1,32	0,61	0	0,14	55	22	17	5	33	1,58	66
Ventjern	23.09.2004	0,75	77	14,9	5,67	32	0,97	0,26	0,94	0,15	74	2,01	1,05	31	0,91	262	113	74	39	149	10,14	41
Lite Dypingen	22.09.2004	0,48	56	26,4	6,67	152	3,28	0,38	1,40	0,18	73	2,18	0,94	8	2,89	244	50	45	5	194	2,33	188
S. Vindsjø	24.09.2004	0,81	23	71,7	7,19	497	10,97	0,91	1,46	0,39	193	7,96	0,97	3	1,65	65	18	13	5	47	8,48	502
S. Nykjua	22.09.2004	0,76	25	13,4	5,67	25	0,96	0,18	0,82	0,16	67	2,10	0,68	58	1,66	266	141	46	95	125	3,73	35
V. Nykjua	22.09.2004	0,60	43	14,8	5,64	26	1,01	0,18	0,85	0,19	74	2,16	0,74	115	1,53	308	161	72	89	147	3,31	33
Lårvika	27.09.2004	0,62	55	12,2	5,71	29	1,16	0,19	0,57	0,11	50	1,44	0,67	16	0,85	276	110	72	38	166	2,94	51
Glitre	22.09.2004	0,39	6	22,2	6,52	56	2,03	0,32	1,13	0,29	121	3,99	0,97	151	1,90	55	17	13	4	38	0,88	63
Ulevann	23.09.2004	0,51	21	20,8	6,68	104	2,33	0,31	1,02	0,24	73	2,19	0,93	12	0,99	92	21	18	3	71	3,17	119
Krokjern	25.09.2004	1,02	63	13,1	5,49	18	0,71	0,21	0,80	0,22	58	1,60	0,85	9	0,52	219	99	64	35	120	4,79	35
Sandjern	28.09.2004	0,68	16	10,7	5,93	26	0,94	0,16	0,50	0,11	51	1,63	0,59	0	0,05	67	24	16	8	43	1,36	34
Hvalsdammen	29.09.2004	0,80	116	14,8	5,22	16	1,32	0,23	0,66	0,10	53	1,46	0,78	0	1,03	413	189	138	51	224	4,08	63
V. Vindsjø	24.09.2004	0,67	18	65,4	7,31	457	9,88	0,88	1,46	0,33	176	7,18	0,94	3	1,00	33	15	11	4	18	2,58	461
Vesledammen	24.09.2004	2,04	104	14,3	5,21	14	0,87	0,24	0,81	0,17	59	1,60	0,89	12	1,22	406	197	115	82	209	10,75	44
Urdvann	25.09.2004	0,83	8	36,8	7,13	225	4,87	0,44	1,26	0,24	109	4,09	0,84	0	1,53	44	15	8	7	29	2,21	231
Midtvann	25.09.2004	0,54	10	81,4	7,48	699	13,23	0,74	1,22	0,40	121	4,46	0,91	31	0,87	32	18	7	11	14	8,82	663
Nerdammen	25.09.2004	0,64	24	18,2	6,61	83	1,98	0,26	0,93	0,22	66	2,00	0,85	0	0,67	100	19	17	2	81	2,73	101
Aurejern	24.09.2004	1,20	101	14,9	5,28	18	1,02	0,23	0,82	0,13	59	1,69	0,85	3	1,65	448	214	119	95	234	8,95	50
Hakkjern	18.09.2004	1,02	29	32,3	6,97	215	4,74	0,37	1,03	0,21	84	2,63	1,01	5	0,68	70	13	13	0	57	2,71	234
Heggesjø	18.08.2004	0,76	40	10,2	5,64	20	0,71	0,15	0,60	0,12	47	1,46	0,58	0	0,56	199	73	41	32	126	2,96	30
Gamledammen	18.08.2004	0,82	73	12,6	5,90	40	1,36	0,19	0,56	0,09	44	1,28	0,60	0	0,51	253	88	70	18	165	4,11	66
Launesvatnet	26.08.2004	0,70	36	16,5	6,47	83	2,15	0,30	0,61	0,19	55	1,85	0,58	2	0,73	92	21	21	0	71	2,17	108
Horgesetervatn	24.08.2004	1,10	69	13,0	5,98	46	1,46	0,23	0,59	0,19	43	1,34	0,54	0	0,82	209	57	52	5	152	3,71	79

VEDLEGG II: 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 forurensning = forurensning 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, overgjødning 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
næringssalter	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 frie vannmasser; pelagialen = de frie 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 mulige produksjon et system har under gitte ytre forutsetninger (som oftest bestemt av næringsstoffene fosfor og nitrogen)
produktiv «recovery»	evne til produksjon; her: ofte høy produksjon her: restaurering av økosystemer i ferskvann etter forurening
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