

508

OPPDRAKSMELDING

Biologisk status i kalka innsjøer

Torbjørn Forseth
Godtfred A. Halvorsen
Ola Ugedal
Ian Fleming
Ann Kristin L. Schartau
Terje Nøst
Rita Hartvigsen
Gunnar Raddum
Wolf Mooij
Einar Kleiven



NINA • NIKU

NINA Norsk institutt for naturforskning

Biologisk status i kalka innsjøer

Torbjørn Forseth
Godtfred A. Halvorsen
Ola Ugedal
Ian Fleming
Ann Kristin L. Schartau
Terje Nøst
Rita Hartvigsen
Gunnar Raddum
Wolf Mooij
Einar Kleiven

NINA•NIKUs publikasjoner

NINA•NIKU utgir følgende faste publikasjoner:

NINA Fagrapport NIKU Fagrapport

Her publiseres resultater av NINAs og NIKUs eget forskningsarbeid, problemoversikter, kartlegging av kunnskapsnivået innen et emne, og litteraturstudier. Rapporter utgis også som et alternativ eller et supplement til internasjonal publisering, der tidsaspekt, materialets art, målgruppe m.m. gjør dette nødvendig.

Opplag: Normalt 300-500

NINA Oppdragsmelding NIKU Oppdragsmelding

Dette er det minimum av rapportering som NINA og NIKU gir til oppdragsgiver etter fullført forsknings- eller utredningsprosjekt. I tillegg til de emner som dekkes av fagrapportene, vil oppdragsmeldingene også omfatte befæringsrapporter, seminar- og konferanseforedrag, årsrapporter fra overvåkningsprogrammer, o.a.

Opplaget er begrenset. (Normalt 50-100)

NINA•NIKU Project Report

Serien presenterer resultater fra begge instituttenes prosjekter når resultatene må gjøres tilgjengelig på engelsk. Serien omfatter original egenforskning, litteraturstudier, analyser av spesielle problemer eller tema, etc.

Opplaget varierer avhengig av behov og målgrupper.

Temahefter

Disse behandler spesielle tema og utarbeides etter behov bl.a. for å informere om viktige problemstillinger i samfunnet. Målgruppen er "almenheten" eller særskilte grupper, f.eks. landbruket, fylkesmennenes miljøvern-avdelinger, turist- og friluftlivskretser o.l. De gis derfor en mer populærfaglig form og med mer bruk av illustrasjoner enn ovennevnte publikasjoner.

Opplag: Varierer

Fakta-ark

Hensikten med disse er å gjøre de viktigste resultatene av NINA og NIKUs faglige virksomhet, og som er publisert andre steder, tilgjengelig for et større publikum (presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivåer, politikere og interesserte enkeltpersoner).

Opplag: 1200-1800

I tillegg publiserer NINA og NIKU-ansatte sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler, gjennom populærfaglige tidsskrifter og aviser.

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. - NINA Oppdragsmelding 508: 1-52.

Trondheim, desember 1997

ISSN 0802-4103

ISBN 82-426-0871-7

Forvaltningsområde:

Forurensning, Naturovervåking

Pollution, Nature monitoring

Rettighetshaver ©:

Stiftelsen for naturforskning og kulturminneforskning

NINA•NIKU

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:

Ann Kristin Schartau

NINA•NIKU, Trondheim

Design og layout:

Synnøve Vanvik

Sats: NINA•NIKU

Kopiering: Norservice

Opplag: 300

Kontaktadresse:

NINA•NIKU

Tungasletta 2

7005 Trondheim

Tel: 73 58 05 00

Fax: 73 91 54 33

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 13536 Bestandsstatus - kalka innsjøer

Ansvarlig signatur:

Ann Kristin L. Schartau

Oppdragsgiver:

Direktoratet for naturforvaltning

Referat

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. - NINA Oppdragsmelding 508: 1-52.

Biologisk status i fiskebestander, plankton- og bunndyr-samfunn ble undersøkt i 90 tilfeldig utvalgte kalka innsjøer i Sør-Norge. Status i fiskebestandene ble kartlagt ved å studere alderssammensetning, rekruttering, vekst og samfunnsstruktur. Bunndyr og plankton-samfunnene i våre lokaliteter ble sammenlignet med faunaen i typisk sure og lite sure innsjøer og forekomsten av tolerante og følsomme arter ble vurdert.

Fiskesamfunnene var noe fattigere enn forventet i innsjøer i de østlige fylkene. Reetablering av østlige fiskearter (som karpfiskene) har enten ikke funnet sted eller så er kalkingsinnsatsen fokusert mot innsjøer med abbor eller ørret. I de fleste av innsjøene med abbor og/eller ørret har vi selvrekutterende bestander. Kalkingen ser ut til å være mer vellykket for abbor enn for ørret idet knappe 8 % av abborbestandene ser ut til å ha forsursrelaterte problemer, mens det tilsvarende tallet for ørret var 55 %. Forskjeller i kalkingsstrategi kan ha påvirket dette forholdet, idet bekkalkinger mer enn innsjøkalkinger ser ut til å virke gunstig på ørretbestander, mens abborbestander responderer like godt på alle kalkingsstrategier.

Fiskens vekst var primært korrelert med bestandenes tetthet. Svært få sammenhenger mellom vekst og vannkjemiske parametre ble funnet. Det ble heller ikke funnet sammenhenger mellom vannkjemisk og fisketetthet. Kalking ser ikke ut til å ha endret fiskens vekst i noen konsekvent retning. Vi fant ingen sammenheng mellom fiskevekst og antall år med kalking, og tilbakeberegninger av vekst hos fisk i de enkelte innsjøene viste både økt vekst, redusert vekst og ingen endringer etter kalking.

Over halvparten av innsjøene hadde krepsdyrplankton som fremdeles er påvirket av forsuring etter flere års kalkingsvirksomhet. De viktigste faktorene som forklarer forskjeller i dyrplanktonets sammensetning er geografiske forskjeller i artenes utbredelsesområde (øst-vest og sør-nord gradienter, h.o.h.). Geografiske variasjoner i artssammensetning kan knyttes til geografiske variasjoner i beitetrykk fra fisk, vannkjemisk, temperatur, trofegrad, siktedyp og til en viss grad kalkingsstrategier.

Kalking har i de aller fleste tilfellene redusert skadene på bun faunaen forårsaket av sur nedbør. Alle statistiske tester på artsantall, individantall og forsursindekser viser signifikante forskjeller mellom kalkede og ukalkede lokaliteter. Majoriteten av de kalkede lokalitetene ble kategorisert som upåvirket eller svakt forsurspåvirket, mens bare en mindre andel (12 %) ble kategorisert som sterkt påvirket etter kalking. Tar en i betraktning de mange forhold som kan forsinke rekolonisering av følsomme arter mener vi at

denne andelen er lav og akseptabel. Analysen av bunndyr antyder ikke noe om hvilke kalkingsmetode eller kalktype som er å foretrekke.

Ved å betrakte hele økosystemet samlet fant vi at bare en innsjø ble kategorisert som sterkt forsurspåvirket, 19 (21 %) innsjøer ble plassert i kategori upåvirket, mens de fleste innsjøene ble vurdert som mulig eller svakt påvirket. Økosystemene i 24 av innsjøene (27 %) er med stor sannsynlighet fortsatt negativt påvirket av forsuring.

Vi konkluderer med at kalkingsprogrammet er vellykket og at kalking av innsjøer ikke ser ut til å gi noen negative effekter på faunaen. Det er imidlertid fortsatt rom for forbedring både i utvalgelse av innsjøer og i kalkingsstrategi.

Emneord: Kalking, sur nedbør, fisk, bunndyr, dyreplankton.

Torbjørn Forseth, Ola Ugedal, Ian Fleming, Ann Kristin L. Schartau, Terje Nøst & Rita Hartvigsen: Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, N-7005 Trondheim.

Godtfred A. Halvorsen & Gunnar Raddum: Universitetet i Bergen, Zoologisk institutt, LFI-Bergen, Allégt. 41, N-5007 Bergen

Wolf Mooij: Netherlands Institute of Ecology, Richstatweg 6, 3631 AC Neuwersluis.

Einar Kleiven: Norsk institutt for vannforskning, Sørlandsavdelingen, Televeien 1, N-4890 Grimstad.

Abstract

Forseth, T., Halvorsen, G.A., Ugedal, O., Fleming, I., Schartau, A.K.L., Nøst, T., Hartvigsen, R., Raddum, G., Mooij, W. & Kleiven, E. 1997. Biological status in limed lakes. - NINA Oppdragsmelding 508: 1-52.

The biological status of fish, zooplankton and zoobenthos communities was studied in 90 randomly selected limed lakes in southern Norway. We examined the age distribution, recruitment, growth and community structure of fish populations. Zoobenthos and zooplankton communities were compared to communities in unaffected lakes and related to the occurrence of acid-tolerant and acid-sensitive species.

The fish communities were less diverse than expected in the eastern parts of the study area. There may be two reasons for this: (1) eastern fish species (such as cyprinids) have not recolonised the lakes after liming or (2) lakes where these species originally (before acidification) were found are not included in the liming program. Natural recruitment of European perch and/or brown trout was observed in most lakes and most populations were self-sustaining. Liming appeared more effective for perch than brown trout, as only 8 % of the perch populations appeared negatively influenced by acidity while 55 % of the brown trout populations appeared influenced. This may be a consequence of the method of liming. Brown trout respond better to liming of inlet streams than to whole-lake liming, whereas perch respond equally well to all methods.

Fish growth was correlated with fish densities. Very few relationships were established between fish growth and water quality parameters. No relationships were found between fish abundance and water quality. Liming did not appear to influence growth in a consistent way. No relationship was found between fish growth and the number of years a lake had been limed, and back-calculations of growth for fish from the individual lakes showed no consistent difference before and after liming.

More than half of the studied lakes had zooplankton communities influenced by acidity. The community structure was primarily determined by geographical differences in species distribution (east-west and north-south gradients, altitude). Geographical variation in species distribution was influenced by geographical variation in predation pressure from fish, water chemistry, temperature, productivity, secchi disk transparency and to some extent, the method of liming.

In general, liming has reduced the damage to zoobenthos communities caused by acid rain. All statistical analyses on the number of species present, the number of individuals and damage indices revealed significant differences between limed and unlimed localities. In the majority of lakes, zoobenthos communities were categorised as unaffected or weakly affected by acidity, and only a small proportion (12 %) as heavily affected. We regard this proportion as low

and acceptable when considering the number of factors which may delay the reintroduction of sensitive taxa. The zoobenthos analysis did not indicate whether some methods of liming or lime types were better than others.

By considering the ecosystem as a whole, we categorised only one lake as being heavily influenced by acidity and 19 (21 %) lakes as not influenced, whereas most lakes were regarded as possibly or weakly influenced. We conclude that the ecosystems in 24 (27 %) of the studied lakes are likely still negatively influenced by acidity.

The liming programme appears to have been successful at reducing the negative effects of acid rain upon lake ecosystems in Norway, and that liming of lakes, itself, appears to have no negative effects on fauna. There is, however, potential for improvements both when selecting lakes for inclusion in the programme and in liming strategies.

Key words: Liming, acid rain, fish, zoobenthos, zooplankton.

Torbjørn Forseth, Ola Ugedal, Ian Fleming, Ann Kristin L. Schartau, Terje Nøst & Rita Hartvigsen: Norwegian Institute for Nature Research, Tungasletta 2, N-7005 Trondheim, Norway.

Godtfred A. Halvorsen & Gunnar Raddum: University of Bergen, Department for Zoology, LFI-Bergen, Allégt. 41, N-5007 Bergen, Norway

Wolf Mooij: Netherlands Institute of Ecology, Richstatweg 6, 3631 AC Neuwersluis.

Einar Kleiven: Norwegian Institute for Water Research, Southern department, Televeien 1, N-4890 Grimstad, Norway.

Forord

I 1995 fikk Norsk institutt for naturforskning (NINA) i samarbeid med LFI-Bergen i oppdrag fra Direktoratet for naturforvaltning (DN) å gjennomføre feltinnsamlinger i totalt 90 kalka innsjøer i Sør-Norge. Ut fra materialet som ble samlet inn i løpet av 1995 og 1996, skulle vi evaluere effekten av kalking på ferskvannøkosystemer. Materialet skulle bearbeides og rapporteres i løpet av 1997. Prosjektet ble administrert og koordinert av NINA. De administrative oppgavene bestod av samkjøring av delstudiene, kommunikasjon med DN og fylkesmannens miljøvernavdelinger, inklusive innsamling og systematisering av bakgrunnsdata. NINA har hatt ansvaret for undersøkelsene av fisk og dyreplankton og LFI-Bergen for bunndyrundersøkelsen. Etter avtale med DN består rapporteringen av to hoveddeler: (1) En rapport (NINA Oppdragsmelding 508, denne) som tar opp de generelle effektene av kalking på økosystemene og en generell vurdering av kalkingsprosjektene egnethet. I denne rapporten er resultatene ikke knyttet direkte opp mot enkelt-innsjøer. (2) En vedleggsrapport (NINA Oppdragsmelding 509) hvor tilstanden i de enkelte innsjøene beskrives med figurer og lettfattat tekst. Vedleggsrapporten vil primært ha interesse for miljøvern-avdelingene og de som på det lokale plan forvalter innsjøene.

I gjennomføringen av feltinnsamlingene var også Norsk institutt for vannforskning (NIVA), representert ved Einar Kleiven, knyttet til prosjektet. Netherlands Institute of Ecology representert ved Wolf Mooij ble knyttet til prosjektet under den statistiske behandlingen av fiskematerialet. Innsamlingene og bearbeiding av fiske- og dyreplanktonmaterialet har vært basert på stor innsatsvilje fra en rekke NINA-ansatte og -engasjerte. Forfatterne takker følgende personer for en flott gjennomført jobb: Leidulf Fløystad, June Breisten, Helen Guldseth, Rita Strand, Anders Lamberg Hans Mack Berger, Bodil Wilmann, Karstein Hårsaker, Sturla Brørs, Øivind Brevik og Eilif Brodtkorp. Bearbeidingen av bunndyrmaterialet ble i hovedsak gjort av Arild Fjeldså (LFI-Bergen). Prosjektet kunne videre ikke vært gjennomført uten velvillighet fra miljøvernavdelingene i de 12 fylkene i Sør-Norge som framskaffet bakgrunnsinformasjon. En stor takk også til alle disse. På vegne av feltarbeiderne vil vi også takke de som lokalt har bidratt på ulike måter under feltinnsamlingene. I de aller fleste tilfellene ble vi møtt med stor interesse og velvillighet. Til slutt vil vi takke DN for oppdraget og for godt samarbeid i alle deler av prosjektgjennomføringen.

Trondheim, desember 1997

Torbjørn Forseth
prosjektleder

Innhold

Referat.....	3
Abstract	4
Forord	5
1 Innledning	6
2 Materiale og metoder	6
2.1 Overordnede betraktninger.....	6
2.2 Innsjøer og bakgrunnsinformasjon	6
2.3 Fisk.....	7
2.4 Planktoniske krepsdyr	11
2.5 Bunndyr	12
3 Resultater og diskusjon	16
3.1 Beskrivelse av innsjøene.....	16
3.2 Fisk.....	16
3.2.1 Fangst av fisk	16
3.2.2 Fiskesamfunn	16
3.2.3 Alders og størrelsesfordelinger	27
3.2.4 Vekst og livshistorie.....	29
3.2.5 Bestandsstørrelse	30
3.2.6 Forsuringsskader på fisk	30
3.2.7 Diettbredde og forsuringsskader	31
3.2.8 Fisk og kalkingsstrategi.....	31
3.2.9 Fisk og kalkingskriterier.....	31
3.2.10 Oppsummering fisk	31
3.3 Planktoniske krepsdyr	31
3.3.1 Totalt antall arter og geografisk utbredelse.....	31
3.3.2 Artsmangfold i enkeltlokaliteter	32
3.3.3 Biomasser	32
3.3.4 Artssammensetning og forsuring.....	33
3.3.5 Samvariasjon mellom plankton- samfunnet og miljødata	33
3.3.6 Samlet vurdering av krepsdyr- planktonet.....	33
3.4 Bunndyr	36
3.4.1 Innsjøene.....	36
3.4.2 Kalkingsmetoder og kalktype	37
3.4.3 Multivariate analyser	37
3.4.4 Samlet vurdering av bunndyrfauna	39
3.5 Samlet vurdering	45
4 Konklusjoner	47
5 Referanser	47
Vedlegg	50

1 Innledning

Forsuring av overflatevann er den største trusselen mot det akvatiske miljø i Norge. Landarealet med skader på fiskebestander er mer enn femdoblet fra 1950 og fram til i dag (Hesthagen et al. 1994). I fylkene sør for Møre og Romsdal og Sør-Trøndelag er det skader på fiskebestander innen et areal på 88 400 km² (Hesthagen & Henriksen 1994), og 15 % av dette arealet har betydelige til store skader.

For å bote på disse skadene, og forhindre ytterligere skade på fiskebestandene og den generelle artsdiversiteten, drives et omfattende kalkingsprogram. Mer enn 2 000 innsjøer i Sør-Norge er med i dette programmet som krever store økonomiske ressurser. Imidlertid er det til nå ikke gjennomført systematiske og landsdekkende studier av effektene av tiltakene. Som et svar på dette har vi studert økosystemenes tilstand ved å kartlegge fiskebestandene, dyreplankton- og bunndyrsamfunnene i 90 kalka innsjøer i Sør-Norge. Hensikten med prosjektet har vært å evaluere effektene av kalking. Status i fiskebestandene ble kartlagt ved å studere alderssammensetning, rekruttering og vekst. Bunndyr og planktonsamfunnene ble sammenlignet med faunaen i sure og lite sure innsjøer og relatert til tolerante og følsomme former.

Bunndyrarter som er følsomme for forsuring er kraftig redusert i sure områder. En rekke invertebrater som snegl, en del store krepsdyr, døgnfluer m.m. er mer følsomme enn fisk (Økland & Økland 1986, Fjellheim & Raddum 1990). Disse populasjonene vil derfor være skadet i like store eller større områder enn fisken. De største skadene finnes i Vest- og Aust-Agder, deler av Telemark og sørlige del av Vestlandet.

2 Materiale og metoder

2.1 Overordnede betraktninger

Det er to prinsipielt forskjellige måter å undersøke effekter av kalking på innsjøkosystemer: (1) Langtidsserier i få lokaliteter hvor man kartlegger situasjonen før kalking og observerer endringene etter kalking og (2) undersøkelser i et større antall innsjøer med ulik kalkingshistorie. Den første metoden gir resultater med høy oppløselighet (god beskrivelse av hendelsesforløp) men med lavere generalitet (kan resultatene fra en innsjø overføres til andre?). Den andre metoden, som er brukt i dette prosjektet, gir resultater av høy generalitet men resultatene kan være noe vanskeligere å tolke. For å få maksimalt ut av denne metoden er følgende viktig: a) Å ha standardisert innsamlingsmetodikk, b) å gjennomføre relativt avansert statistisk bearbeiding av data og c) å skaffe gode bakgrunnsdata fra innsjøene.

Med bakgrunn i dette har vi prioritert å få til en god viderebehandling av materialet og innsamling av bakgrunnsdata fra innsjøene. Vi har også lagt vekt på å få til en sammenstilling av resultatene fra delstudiene (fisk, plankton og bunndyr) for å få gode totalbeskrivelser av situasjonen.

2.2 Innsjøer og bakgrunnsinformasjon

Det ble i løpet av 1995 og 1996 prøvefisket og samlet inn bunndyr og dyreplankton fra et tilnærmet randomisert utvalg på 90 innsjøer av totalt omlag 2 200 kalka innsjøer. Først ble fordelingen av antall innsjøer mellom fylkene bestemt ved å ta hensyn både til andelen av totalarealet som var skadet av forsuring og antallet kalkingsobjekter. Deretter ble de kalkede innsjøene innenfor hvert fylke nummerert og tilfeldige tall ble trukket ut (vha. en randomiseringsfunksjon). I utgangspunktet ble bare innsjøer som lå for langt unna vei (praktisk kriterium), lå utenfor vårt størrelseskriterium (fra 5 til ca. 150 ha) eller manglet innløp/utløpsbækker forkastet. I enkelte tilfeller ble innsjøer tatt ut av programmet fordi de bare hadde svært tynne forekomster av utsatt fisk eller fordi miljøvernmyndighetene av ulike årsaker uttrykte sterke ønsker om dette. Innsjøer som ble tatt ut av programmet pga. tynne fiskebestander ble imidlertid registrert slik at de inngår i vurderingen om kriterier for kalking er oppfylt (to innsjøer).

Feltinnsamlingene ble gjennomført i innsjøer i de 12 fylkene sør for Møre og Romsdal og Sør-Trøndelag. Fylkene som ble dekket og antall innsjøer i hvert fylke (i parentes) var som følger: Sogn og Fjordane (4), Hordaland (5), Rogaland (10), Vest-Agder (12), Aust-Agder (12), Telemark (8), Vestfold (2), Østfold (8), Buskerud (14), Oslo/Akershus (6), Hedmark (6) og Oppland (3).

Det ble i løpet av sen vinteren 1996 utarbeidet og sendt ut skjema (ett for hver innsjø) til miljøvernmyndighetene for inn-

samling av bakgrunnsinformasjon fra de undersøkte innsjøene. Vi etterspurte følgende informasjon: kalkingshistorie (første gang og årstall for senere kalkinger), kalkingsstrategi (innsjø, innløp, indirekte kalking, kombinasjoner), type kalk, vannkvalitet (pH, Ca, Al, og alkalitet i dårligste tilførselsbekk, beste tilførselsbekk og innsjø/utløpsbekk), fiskearter og status før og etter kalking og eventuelle fiskeutsettinger (år, art, alder, antall). I tillegg hentet vi inn innsjøbeskrivende data (areal, h.o.h., dyp osv.) fra DN's innsjøregister.

2.3 Fisk

Fangst av fisk

Fisken ble fanget i oversiktsgarn (30 x 1,5 m) med maskevidder fra 5 til 55 mm. Det ble fisket i ca. 12 timer fra kveld til morgen i hver innsjø. Garna ble satt i dybdeintervallene 0-3, 3-6, 6-15 m (dersom innsjøen var så dyp) etter et standardisert opplegg (tabell 1). Fangstinnsetningen ble justert etter innsjøens størrelse og dyp, og varierte mellom 4-16 garn i hver lokalitet. Dette betyr at den relative innsatsen var tilnærmet lik i de ulike innsjøene. Fisket ble gjennomført i løpet av august (i noen tilfeller september) måned.

Tabell 1. Garninnsats og fordeling i dybdeintervall for innsjøer av ulik størrelse.

	0-3 m	3-7 m	7-15 m	Totalt
< 6	3	2	1	6
6-10	3	3	1	7
11-20	3	3	2	8
21-150	5	6	5	16

Bearbeiding av fiskematerialet

All fisk ble (med få unntak) veid og lengdemålt i felt. Mageprøver ble tatt fra opp til 20 individer pr art og innsjø, og fiskenes diett ble bestemt ved analyse av mageinnhold. Stadium i kjønnsmodningen ble også (om mulig) registrert. Opp til 100 fisk fra hver innsjø ble aldersbestemt ved hjelp av skjell (ørret) eller otolitter (abbor og røye). Dersom fangstene overskred 100 individer av noen art ble prøver for aldersbestemmelse tatt av et representativt utvalg på 100 individer. For å kunne studere fiskenes vekstrater ble vekstsonene for tidligere aldre avmerket. Undersøkelsen var primært rettet mot abbor, ørret og røye, og bare materiale fra disse artene ble i utgangspunktet bearbeidet fullstendig i henhold til metodene som beskrives nedenfor.

Aldersfordeling og bestandsstørrelse

Forsuring og kalking av sure vann kan endre fiskenes dødelighet og endringene kan variere med livsstadium (f.eks. Fivelstad & Leivestad 1984; Sadler & Lynam 1988; Hutchinson et al. 1989). Vi studerte derfor alders- og

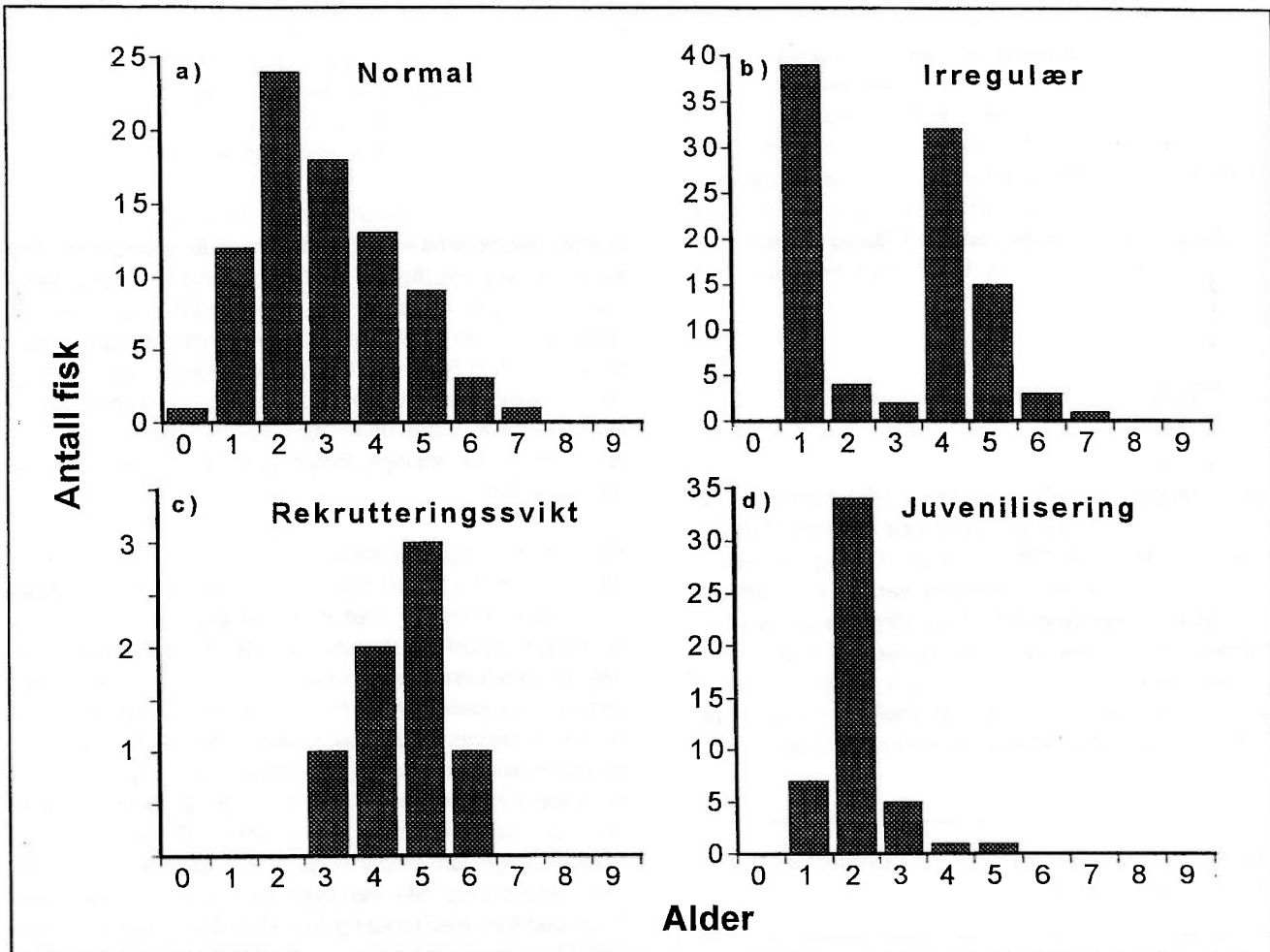
størrelsesfordelingene i fangstene. For å kunne vurdere hvor vellykket kalking har vært for å reetablere en sunn og naturlig bestandsstruktur utviklet vi et klassifiseringssystem for de observerte størrelses- og aldersfordelinger. Vi lagde 4 kategorier som er beskrevet i detalj nedenfor.

Kategori 1- normale fordelinger - er karakterisert ved at det er mest ung og små fisk i bestanden og at antallet eldre fisk avtar relativt jevnt (figur 1a). Dels på grunn av dårlig fangbarhet av ung og små fisk (småmaskede garn er lite effektive) og dels fordi ungfisken har et habitatvalg som gjør at de unngår å bli fanget i garn (f.eks. røye yngel i mudder på dypt vann eller ørreyngel på bekker) vil de helt yngste aldersklassene være underrepresentert i garnfangster. Vi får da en typisk entoppig fordeling med en hale mot eldre fisk (figur 1a).

Kategori 2 - irregulære fordelinger - er karakterisert ved at det finnes hull i fordelingene og vi kan få mangetoppige fordelinger (figur 1b). Det er to hovedårsaker til at slike fordelinger oppstår i fiskebestander. For det første kan enkelte årsklasser være svake på grunn av sterk indre konkurranse mellom individer i bestanden. Det typiske er at sterke årsklasser følges av svakere (tallmessig, og noen ganger også vekstmessig) årsklasser, og svingningene har sin årsak i varierende dødelighet på grunn av konkurranse om begrensede ressurser (mat og plass). For det andre kan mangetoppige fordelinger oppstå som en følge av varierende rekruttering. Slik variasjon kan oppstå naturlig, som f.eks. ved flom eller tørke i gytebekker eller andre klimatiske forhold. Variabel rekruttering kan imidlertid også være en konsekvens av forsuring. Manglende årsklasser er vanligvis karakteristisk tidlig i en forsuringutvikling, og etterfølges ofte av rekrutteringssvikt (Beamish et al. 1975), men kan trolig også oppstå når situasjonen bedrer seg. Mange fiskebestander er mer begrenset av sure episoder (f.eks. om våren) enn av kronisk dårlig vannkvalitet (Baker et al. 1990). Slike episoder kan mer eller mindre slå ut hele årsklasser av forsuringfølsomme ungfiskstadier. Vår kategori 2 kan derfor inneholde både upåvirkede og forsuringpåvirkede bestander, og bestandenes størrelse må inkluderes for å vurdere om kalkingen er vellykket i slike bestander.

Kategori 3 - rekrutteringssvikt - er karakterisert ved at yngre årsklasser er svært dårlig representert i bestanden. Ung og små fisk som vi forventer skal bli fanget i garna mangler eller er fåtallige (figur 1c), og fordelingene er forskjøvet mot større og eldre fisk. Dette er et typisk mønster i sure vassdrag (Baker et al. 1990) hvor dårlig vannkvalitet fører til stor dødelighet i ulike deler av fiskenes tidlige utviklingsstadium (rogn, plommeseekkyngel osv.). Bestander i denne kategorien er derfor, dersom ikke andre menneskeskapt påvirkninger er viktige, påvirket av forsuring.

Kategori 4 - juvenilisering - er karakterisert ved at bestanden i hovedsak består av ung og liten fisk (figur 1d). Også denne kategorien kan inneholde både upåvirkede og forsuringpåvirkede bestander (Rosseland et al. 1980), selv om de fleste nok vil være forsuringpåvirkede. Slike entop-



Figur 1. Kategorisering av aldersfordelinger: Typiske fordelinger for kategoriene (a) 1= normale fordelinger, (b) 2 = irregulære fordelinger, (c) 3 = rekrutteringssvikt og (d) 4 = juvenilisering. Eksemplene er hentet fra det innsamlende materialet.

pige fordelinger uten hale av eldre fisk kan være et resultat av ytre påvirkninger som sterkt fiskepress (f.eks. garnfiske) eller at fiskene velger en livshistorie hvor de kjønnsmodnes tidlig, investerer mye i gyting og har lav overlevelse etter gyting. Under noen forhold kan en slik strategi være lønnsom (Stearns 1992). Både fordi fiskepresset i de fleste innsjøer i Norge er relativt lavt og fordi små engangsgytere er relativt uvanlig hos mange av de relevante fiskeartene er det sannsynlig at de fleste av bestandene i denne kategorien er påvirket av forsuring. Forsuring kan skape slike fordelinger fordi eldre fisk gjennom sitt habitatvalg eller fysiologiske forhold er mer utsatt for dårlig vannkvalitet enn yngre fisk, eller at de utsettes for dårlig vannkvalitet under gyting slik at dødeligheten blir stor (Andersen et al. 1984).

I tilfeller hvor det ble fanget flere fisk enn det som ble aldersbestemt (maksimalt 100 fisk fra hver innsjø) kan det ha oppstått skjevheter i utvalget. For å kontrollere dette sammenlignet vi lengdefordelingene i det aldersbestemte materialet med lengdefordelingene i totalmaterialet fra de enkelte innsjøene. I tilfeller hvor utvalget var skjevt (noen få tilfeller) tok vi hensyn til dette i kategoriseringen. Videre tok vi hensyn til utsetninger av ørret. Der vi med rimelig sikker-

het kunne anta at en høy andel av fiskene som ble fanget var utsatt fisk ble bestandene plassert i kategori 3 (rekrutteringssvikt). I noen tilfeller var dette vanskelig å avgjøre på grunn av dårlig eller usikker informasjon om utsetninger (antall fisk, alder, årstall).

Fiskebestandenes størrelse påvirkes selvsagt også av forsuring og kalking på grunn av endringer i rekruttering og dødelighet. Fangst pr innsatsenhet (antall eller vekt av fisk fanget i et 100 m² garnareal i løpet av 12 timers fiske) ble brukt som et relativt mål på bestandenes størrelse. Selv om man kan bruke sammenhenger mellom fangst pr innsats og bestandsstørrelse fra studier hvor denne er beregnet til å anslå bestandenes størrelse i de undersøkte innsjøene, vil slike beregninger bare representere en multiplikasjon av fangst pr innsats. Forholdet mellom bestandene vil ikke endres. Vi valgte derfor å benytte fangst pr innsats direkte i våre vurderinger av bestandenes størrelse. Vi tok også her hensyn til eventuelle utsetninger av ørret.

Fangst pr innsats av abbor og ørret ble plassert i fem kategorier fra lav til høy både for antall og vekt (tabell 2). Kategoriene ble laget ut fra en vurdering av totalmaterialet,

Tabell 2. Kategorisering av fangst pr innsats av abbor og ørret basert på antall fisk (CPUE) og vekt (WPUE, g).

Kategori	Abbor		Ørret	
	CPUE	WPUE	CPUE	WPUE
Lav	< 15	< 500	< 2,5	< 300
Under middels	15-30	500-1000	2,5-5,0	300-600
Middels	30-45	1000-1500	5,0-7,5	600-900
Over middels	45-69	1500-2000	7,5-10,0	900-1200
Høy	> 60	> 2000	> 10,0	> 1200

og det er viktig å merke seg at kategoriene er svært forskjellige for abbor og ørret. I vårt materiale er ørretfangstene generelt mye lavere enn abborfangstene. Det finnes betraktelig større ørretbestander enn det vi har funnet i andre innsjøer i Norge, også i forsurspåvirkede lokaliteter (f.eks. Hesthagen 1997).

Vekst

I tillegg til endringer i dødelighet på ulike livsstadier vil både forsuring og kalking kunne endre vekstforholdene for fisk i innsjøene. Det er derfor viktig å studere fiskens vekst. Dette kan gjøres på flere måter. Den enkleste måten er å se på sammenhengen mellom fiskens lengde (L) og vekt (W). Den tradisjonelle k -faktoren ($k = WL^3$) er mye brukt for å vurdere næringstilgangen og vekstforholdene. Denne faktoren har imidlertid som (oftest feilaktig) antagelse at fisken vokser isometrisk (formen endres ikke ettersom fisken vokser) og det er vanskelig å få til statistiske analyser på forskjeller mellom bestander. Det er derfor mer fruktbart å bruke allometriske funksjoner (som k -faktoren er bygd på) direkte for å beskrive sammenhengen mellom vekst i lengde og vekt:

$$W = aL^b \quad (\text{likning 1})$$

hvor den allometriske eksponenten (b) angir endringer i kroppsform når fisken vokser. Denne tilnærmingen ble benyttet i dette prosjektet. a og b kan beregnes ved ikke-lineær (likning 1) eller lineær regresjon på ln transformerte verdier. En b -verdi på 3 angir isometrisk vekst (og likning 1 tilsvarer da k -faktoren), en b verdi lavere enn 3 viser at fisken blir lettere for sin lengde når den vokser og en verdi høyere enn 3 at den blir tyngre. Vi brukte b -verdiene i våre analyser av forskjeller i lengde-vektforholdet mellom innsjøer.

Vekstraten til de enkelte aldersklassene i de enkelte år kan også studeres ved tilbakeberegning av lengder. Ut fra disse kan man beregne årlig spesifikk vekstrate (G_L) ved:

$$G_L = \ln(L_2) - \ln(L_1) \quad (\text{likning 2})$$

hvor L_1 og L_2 er fiskens lengder ved henholdsvis starten på en vekstsesong og starten på neste (ett år senere). Denne metoden gir gode data for veksten til de enkelte års- og

aldersklassene, men er svært sensitiv for små endringer i miljøforhold (temperatur, næringstilgang osv.) og for feil i tilbakeberegningene (se nedenfor).

Von Bertalanffy vekstkurver er et mer robust alternativ (von Bertalanffy 1938), som beskriver populasjonens gjennomsnittlige vekstrate (k) og asymptotisk lengde (L_∞) (dersom den finnes). Den asymptotiske lengden uttrykker størrelsen på fisken når veksten flater ut (gjennomsnittlig oppnåelig maksimumsstørrelse). Bestander med liten asymptotisk lengde har enten dårlige vekstforhold (dårlig næringstilgang) eller bestanden er tett (mange individer må dele et begrenset næringstilbud) eller kombinasjoner av disse. Slike bestander er ofte lite attraktive for sports- og fritidsfiskere. Vekstraten (k) beskriver hastigheten fiskene nærmer seg den asymptotiske lengden. Er k høy vokser fiskene raskt opp til oppnåelige maksimumsstørrelse, er k lav flater veksten ut sent i livet.

Von Bertalanffy vekstkurver finnes i flere varianter og vi brukte en metode som er statistisk mer stabil enn mange andre (W. Mooij, manuskript):

$$L_t = L_\infty - (L_\infty - L_{t-1}) \cdot e^{-k \cdot L_t} \quad (\text{likning 3})$$

hvor L_t er lengden (ln transformert) ved alder t , L_{t-1} er lengden året før og k og L_∞ er definert som ovenfor. Parametrene kan beregnes ved ikke-lineær regresjon mellom lengden på fiskene (ln transformert) og alder. Det er statistisk vanskelig å sammenligne vekst i ulike bestander når to parametre (L_∞ og k) skal sammenlignes samtidig, og når disse i tillegg trolig er korrelerte (små fisk har tendens til å ha høyere k enn stor fisk). For å overkomme dette er det utviklet en vekstindeks φ som kombinerer de to faktorene (Munro & Pauly 1983):

$$\varphi = \log(k) + 2 \cdot \log(L_\infty) \quad (\text{likning 4}).$$

Denne metoden har noen unødvendige begrensinger og som et alternativ og supplement beregnet vi i dette prosjektet "relativ vekst" (L'):

$$L' = \ln(L_i - L_{snitt}) \quad (\text{likning 5})$$

hvor L_i er lengden for fisk av gjennomsnittlig alder i den enkelte innsjø og L_{snitt} er gjennomsnittslengden for fisk av gjennomsnittlig alder (for abbor ca. 4 år) i alle bestandene. "Relativ vekst" kombinerer på en god måte informasjon som kommer fram i von Bertalanffy vekstkurver. Alle vekst-parametrene (G_L , k , L_{max} , φ og L') ble til slutt korrelert til vannkjemiske parametre, kalkingshistorie og bestandsstørrelse (se ovenfor).

Vi har også forsøkt å benytte tilbakeberegnete lengder til retrospektivt å vurdere endringer i vekst i perioder på opptil 10 år før fangsttidspunkt. Det er imidlertid noen metodiske problemer, spesielt knyttet til metoden for tilbakeberegning av lengder fra skjell og otolitter, som i seg selv kan gi (tilsynelatende) endringer i vekst (Lee's fenomen, se nedenfor). En totalvurdering tilsa imidlertid at vi burde prøve å utnytte også denne delen av materialet. Den mest umiddelbare metoden er å sammenligne spesifikke vekstrater (likning 2) beregnet fra tilbakeberegnete lengder. Dette ble gjennomført ved å sammenligne veksten fra alder 1 til 2 for fisk av ulike aldre ved fangst. Denne aldersgruppen er godt representert i de fleste materialene og det er trolig lettest å finne forskjeller hos ung fisk som vokser godt. Som tidligere nevnt er slike vekstrater sensitive for feil i tilbakeberegningene og vi benyttet også Von Bertalanffy's k beregnet fra likning (3). For å kunne benytte denne tilnærmingen antok vi at asymptotisk lengde (L_∞ i likning 3) kan betraktes som konstant innenfor studieperioden (dvs. at asymptoten betraktes som et uttrykk for miljøets bæreevne for fisk). L_∞ beregnes fra de observerte forholdene mellom lengde og alder på fiskene, og k beregnes ved:

$$k = \ln\left(\frac{L_\infty - L_{t-1}}{L_\infty - L_t}\right) \quad (\text{likning 6})$$

Tilbakeberegning av vekst - en metodevurdering

All tilbakeberegning baserer seg på antagelsen om at den årlige økningen i lengde er proporsjonal med "årringene" i otolitter, skjell eller beinstrukturer. Det er imidlertid stor uenighet om hvilke metoder som er best egnet (f.eks. Francis 1990; Campana 1990; Ricker 1992). Den vanligste metoden er direkte proporsjonalitet (linjen som beskriver sammenhengen mellom otolittstørrelse og fiskestørrelse går gjennom origo). Denne metoden er brukbar når man skal tilbakeberegne gjennomsnittlengder i en populasjon, men dårlig egnet for individuelle tilbakeberegninger. Lee (1920) var den første som kritiserte bruken av direkte proporsjonalitet, da han observerte det han kalte "tilsynelatende endringer i vekstrate": Tilbakeberegnete lengder var for enhver alder mindre jo eldre fisk beregningene var basert på. Dette fenomenet, som senere er blitt referert som "Lee's fenomen" (LF), ble ansett som et rent artefakt av metoden for tilbakeberegning. Senere er LF (og invers LF) imidlertid observert også med mer avanserte metoder for tilbakeberegning og det er fortsatt debatt om hvorvidt LF er et resultat av beregningsmetodene eller et biologisk fenomen (f.eks. vekstselektiv dødelighet) eller begge deler.

I dette prosjektet har vi ut fra anbefalinger i Ricker (1992) valgt en metodikk som minimaliserer sjansene for LF forårsaket av beregningsmetoden, fordi vi ønsket å bruke tilbakeberegningene til å studere endringer i vekst over tid (se ovenfor). Skjæringspunktet (K) med y -aksen ble først beregnet ved geometrisk gjennomsnittlig regresjon mellom otolittlengde (y) og fiskelengde (x). Deretter ble lengden for individuelle fisk (L_i) ved alder i tilbakeberegnet etter Fraser-Lee metoden:

$$L_i = \frac{(L_c - K)S_i}{S_c} + K \quad (\text{likning 7})$$

hvor L_c er fiskens lengde ved fangst, S_c er otolitt (eller skjell) radius ved fangst og S_i er otolitt radius ved alder i .

Livshistorie

Fiskenes livshistorie er svært sensitiv til endringer i miljøforhold, og således en viktig indikator for populasjonens status. I dette prosjektet ble derfor alder og størrelse ved kjønnsmodning kartlagt. Disse livshistorietrekkene kan gi god informasjon om populasjonenes status i forhold til påvirkninger fra sur nedbør og effekten av kalking. Innsamlingstidspunktet (august) er ideelt for livshistoriestudier på laksefisk som er høstgytere, men dårligere egnet for den vårgytende abberen. Det er på grunn av usikkerhet i bestemmelse av kjønnsmodningsstadium endel usikkerhet knyttet til alder og størrelse ved kjønnsmodning i noen av abborbestandene.

Diett

Det ble gjennomført analyser av mageinnhold fra opp til 20 individer av hver art (abbor, ørret eller røye) fra hver innsjø. Ut fra dette materialet beregnet vi bestandens diettbredde ved hjelp av Levins index, B (Levins 1968):

$$B = \frac{1}{\sum p_i^2}, i = 1 \dots n \quad (\text{likning 8})$$

hvor p_i er andelen av næringsemner i dietten som er av type i , og n er det totale antall byttekategorier. Denne verdien vil variere fra 1,0 (all fisk i bestanden spiser det samme) til en verdi tilsvarende det maksimale antall byttekategorier som er tilgjengelig. Diettbredden ble deretter sammenlignet med skadekategoriseringene i fiskebestandene for å undersøke om fisk påvirket av forsuring har lavere diettbredde enn fisk som er upåvirket av forsuring.

Fiskesamfunn

Fiskesamfunnene er vurdert ut fra geografisk og fylkesmessig variasjon. Diversitets-analysene ble foretatt som variasjonsanalyser i form av "boksplot" over alle innsjøene i hvert fylke. Følgende fylker er utelatt fordi undersøkelsen omfattet to og tre innsjøer: Vestfold (to innsjøer), Oppland (tre innsjøer). Introduerte arter (regnbueørret og bekkerøye) er ikke tatt med i analysene fordi de ikke hører til naturlig i vår fauna og vil kunstig øke antall arter i de

innsjøene de finnes. Laks er heller ikke tatt med i analysene fordi dette sannsynligvis var rømt oppdrettsfisk (en innsjø).

Skadekategorisering av fisk

Situasjonen for de viktigste fiskeartene ble vurdert i forhold til foruringspåvirkning ved at bestandene ble plassert i en av fire kategorier: (1) upåvirket, (2) mulig eller svakt foruringspåvirket, (3) foruringspåvirket og (4) sterkt foruringspåvirket. Bestandene ble plassert innenfor denne skalaen etter en samlet vurdering av alders- og størrelsesfordelingene, bestandenes størrelse og vekst (få storvokst fisk indikerer foruringspåvirkning). Vi tok også hensyn til eventuelle utsetninger og om ørret var oppgitt å finnes i innsjøen uten å bli fanget. Ørretbestander dominert av utsatt fisk og bestander som ikke var representert i materialet ble plassert i kategori 4. For hver innsjø ble det utarbeidet en eller to verdier (i utgangspunktet for abbor og ørret/røye) avhengig av om innsjøene har en eller flere arter representert. Dersom det fantes flere enn to arter i innsjøen tok vi hensyn til forekomst av sensitive arter når vi plasserte nr. to arten i kategori. Dette kan illustreres ved et eksempel: I en innsjø med abbor og ørret, hvor abbor dominerte, kategoriserte vi først abborbestanden. Deretter vurderte vi ørretbestanden. Dersom ørretbestanden f.eks. ble plassert i kategori 3, og det i tillegg fantes bestander av sensitive karpesfisker i innsjøen, ble verdien oppjustert til kategori 2. Denne prosedyren ble fulgt fordi undersøkelsen primært var rettet mot abbor, ørret og røye, og fordi vi av den grunn ikke har gode nok bestandsdata til selvstendige vurderinger av situasjonen i bestander av andre arter. Til slutt laget vi en samlet skadekategorisering basert på gjennomsnittet av de to skadevurderingene. I innsjøer med bare en art brukte vi den ene kategoriseringen direkte.

2.4 Planktoniske krepsdyr

Prøvene av dyreplanktonet ble tatt samtidig med gjennomføring av prøvofisket i august. Fra hver lokalitet ble det tatt et vertikalt håvtrekk (fra innsjøens største dyp til overflaten) vha. en planktonhåv (maskevidde 90 µm) med diameter 29 cm og dybde 1 m. Alle prøvene ble fiksert med Lugol's løsning. En av prøvene har gått tapt før bearbeiding slik at vurdering av dyreplanktonet er basert på totalt 88 prøver.

Krepsdyrene i planktonprøvene ble artsbestemt. Vannloppene (Cladocera) ble bestemt ved hjelp av Smirnov (1971), Flössner (1972) og Herbst (1976), mens hoppekrepse (Copepoda) ble bestemt ved hjelp av Sars (1903, 1918), Rylov (1948) og Kiefer (1973, 1978). Navngiving følger Illies (1978).

De ulike artenes forekomst ble bestemt ved å telle antall individer i hele eller deler av prøven (1/10 eller 1/100 avhengig av tetthet) og et utvalg (20 individer) av hver art ble lengdemålt. Total tetthet (individer pr m²) og tetthet av de enkelte artene av krepsdyr ble beregnet etter følgende formel: Tetthet = antall i prøven * håvfaktor der håvfaktoren (15,1) er forholdet mellom arealenheten som benyttes (m²)

og håvens areal. Beregning av biomasse (mg tørrvekt pr m²) for de enkelte artene er basert på forholdet mellom kroppsvekt og kroppslengde i henhold til Bottrell et al. (1976) og Langeland (1982).

For å kunne få en samlet beskrivelse av variasjonen i krepsdyrplanktonet og samtidig vurdere hvilke faktorer som bestemmer denne variasjonen tok vi i bruk gradientanalyser (ordinasjoner med multivariate analyser). Gradientanalyser gir en mulighet til å analysere og presentere forholdet mellom ulike prøver og forholdet mellom arter som punkter i et flerdimensjonalt rom. Likheter og ulikheter i artssammensetningen (hvilke arter og fordelingen mellom artene) bestemmer avstanden mellom punktene. De ulike artene vil ikke ha en lineær fordeling langs den underliggende miljøgradienten men derimot et optimum som varierer fra art til art. I økologisk sammenheng vil derfor ikke-lineære, unimodale fordelinger vanligvis være mest relevante. DCA/CCA er analyseverktøy som er basert på slike modeller (ter Braak 1987, 1990) og benyttes når variasjon i materialet (basert på prøvene) er større enn ca. 1,5 standardavvikenheter. Bare når en mindre del av gradienten er inkludert i materialet vil fordelingen (langs denne del-gradienten) være lineær. I disse tilfellene benytter man analyseverktøy som er tilpasset lineære modeller.

DCA (Detrended Correspondence Analysis) ble benyttet i et forsøk på å finne hovedgradientene i artsmaterialet uavhengig av miljøparametrene (indirekte analyse). Denne hovedvariasjonen kan deretter tolkes ut fra generell kunnskap om artene/lokalitetene. For å kunne teste de ulike miljøvariablenes betydning i forhold til artenes fordeling er det imidlertid nødvendig å benytte en direkte analyse. CCA (Canonical Correspondence Analysis) med «forward selection» ble benyttet for å identifisere de viktigste miljøvariablene som deretter ble testet med en Monte Carlo permutasjonstest (99 permutasjoner). Ordinasjonsdiagrammet som fremkommer ved en direkte analyse viser ikke hovedvariasjonen, men er basert på samvariasjon mellom artssammensetningen og et utvalg av kjente miljøparametre, og vil som regel være noe forskjellig fra tilsvarende diagram framkommet ved en indirekte analyse.

For gjeldende undersøkelse benyttet vi biomassedata (log-transformerte) av planktoniske krepsdyr. Ordinasjonene er gjennomført vha. dataprogrammet CANOCO (ter Braak 1987, 1990).

Planktonsamfunnene ble også kategorisert ved at de ulike innsjøene ble plassert i følgende kategorier: (1) Upåvirket, (2) mulig eller svakt foruringspåvirket, (3) foruringspåvirket og (4) sterkt foruringspåvirket. Kategoriseringen er basert på en noe subjektiv vurdering av artssammensetning og mengder.

2.5 Bunndyr

Bakgrunn for bunndyrstudiene

Invertebratene i ferskvann stiller krav til vannkvaliteten, dvs. forekomsten av ulike ioner. Hver enkelt art har øvre og nedre grenser for hva de kan tåle av konsentrasjoner - artenes tålegrenser. Innenfor tålegrensene er det optimumskonsentrasjoner hvor organismene trives best. Dette er utnyttet i multivariate statistiske analyser (Larsen et al. 1996) for å vurdere faunasammensetningen i forhold til vannkvalitet i områder med sur nedbør.

Det er mange faktorer, og samspillet mellom disse, som bestemmer hvor gode forholdene er for en art i en ferskvannlokalitet. De ulike faktorene kan påføre organismene forskjellig grad av stress noe som kan endre den vannkjemiske tålegrensen. Eksempel på dette er økt dødelighet hos fisk ved gjentakelse av subletale episoder med surt vann. Det skal påpekes at når en faktor er nær eller lik en organismes tålegrense, blir denne faktoren bestemmende og overordnet andre faktorer for artens eksistens. I forbindelse med forsuring og kalking er det invertebratenes tålegrenser med hensyn på konsentrasjonen av H^+ (pH) og aluminium som er de viktigste, dvs. ved hvilke konsentrasjoner stoffene enkeltvis eller i kombinasjon er dødelige for ulike arter. Stoffer som motvirker giftigheten er kalsium og humus (se Lien et al. 1996). Samspillet mellom H^+/Al og $Ca/humus$ bestemmer derfor den endelige giftigheten av vannet.

Under suboptimale forhold oppstår ofte skader knyttet til reproduksjonsrater, levetid og vekst hos enkelte bunndyrarter. Dette kan også endre konkurranseforholdet mellom arter. Tettheten av ulike arter vil derfor være forskjellige under optimale forhold og nær tålegrensene. Eksempelvis kan følsomme døgnfluer i rennende vann sammenlignes med tolerante steinfluer. I lite forsuret vann (pH > 6) er det nesten alltid en overvekt av døgnfluer i forhold til steinfluer. Ved økende forsuring øker stresset på døgnfluene og tettheten av individ synker raskt. Ved pH 5,5 er som regel de mest følsomme døgnfluene borte i rennende vann, mens de tolerante steinfluene fortsatt finnes i stort antall (Raddum & Fjellheim 1984). Forholdstallet mellom følsomme døgnfluer og tolerante steinfluer kan derfor benyttes som indikator på en begynnende forsuring.

Forsuringsindekser

Under behandlingen av dataene fra dette prosjekt har vi benyttet to forskjellige forsuringsindekser, indeks 1 ('Surhetsindeks' i vedleggsrapport) og indeks 2 ('Justert surhetsindeks' i vedleggsrapport), basert på sammensetningen av følsomme og tolerante invertebrater. Indeks 1 (Fjellheim & Raddum 1990) bygger på tilstedeværelse/fravær av følsomme arter. Metoden gir store utslag ved endringer i vannkvalitet, men den gir ingen opplysninger om subletale effekter. Indeks 1 har en tallverdi mellom 1 (lite forsuret) og 0 (sterkt forsuret). For fastsettelse av indeksen deles invertebratene inn i 4 nivåer med hensyn på toleranse til surt vann. Systemet er som følger:

Dersom det finnes en eller flere arter som tåler pH ned til 5,5 i lokaliteten, gis denne en forsuringsindeks 1. I lokaliteter hvor ingen av disse artene er tilstede, men hvor det finnes en eller flere arter som tåler pH ned til 5,0, får lokaliteten indeks 0,5 (moderat forsuringsskade). Tilsvarende vil en lokalitet som inneholder arter som tåler pH ned til 4,7, men mangler de andre følsomme formene, oppnå indeks 0,25 (tydelig forsuringsskadet). Dersom det bare finnes arter med høy toleranse for surt vann (tåler pH < 4,7) gis lokaliteten indeks 0 (sterkt forsuringsskadet).

I sterkt forsurede vassdrag varierer indeksen lite. Vassdrag som er mindre forsuret har ofte en vannkvalitet nær tålegrensene til mange arter. Her kan det være betydelige variasjoner i faunaen fra år til år avhengig av mengden sur nedbør.

Forsuringsindeks 1 tar ikke hensyn til subletale skader på invertebratfaunaen. Det er derfor utviklet en ny indeks - forsuringssindeks 2 - som tar hensyn til dette. I denne indeksen utnyttes forholdet mellom den meget følsomme døgnfluen, *Baetis rhodani* (D), og de mest tolerante steinfluene (S) til å avdekke begynnende skade. I rennende vann med god vannkvalitet (pH > 6,0) er forholdstallet D/S nesten alltid > 1 (Raddum & Fjellheim 1984). I pH-området fra 6,0 til 5,5 synker forholdstallet raskt mot 0. Forsuringsindeks 2 tar hensyn til forholdet D/S når indeks 1 indikerer liten skade. Indeks 2 benyttes bare når *B. rhodani* er den eneste følsomme arten som er tilstede. Indeks 2 er da lik $0,5 + D/S$. Det er bare aktuelt å bruke indeks 2 for rennende vann. Dersom $D/S \geq 0,5$ blir tallverdien for indeks 2 ≥ 1 . I disse tilfellene settes verdien til 1, mens en ved lavere verdier oppgir tallverdien, et tall mellom 0,5 og 1. Inneholder lokaliteten flere meget følsomme arter settes indeksen til 1 uavhengig av forholdstallet.

Innsamlingsstrategi og behandling av materialet

I en rekke større kalkingsprosjekt overvåkes virkningene på bunndyrene over tid. Som nevnt innledningsvis gir dette en god beskrivelse av hendelsesforløpet (se Fjellheim & Raddum 1995). I disse undersøkelsene tas det prøver fra en rekke lokaliteter innen de behandlede vassdragene for at mulige «tilfeldigheter» under feltarbeidet skal få liten betydning. I den foreliggende undersøkelsen er det satt fokus på et stort antall enkeltlokaliteter av kalkede innsjøer i Sør-Norge. Fra den enkelte lokalitet har det derfor bare vært mulig å ta et begrenset antall prøver som i utgangspunktet skulle være fra antatt sur tilløpsbekk, kalket littoralsone (standsoner) og kalket utløpsbekk. Med et så begrenset prøvesett i hver lokalitet kan tilfeldigheter ved prøveinnsamlingen få økt betydning. Vi antok at innsjø og utløpsbekk har samme vannkvalitet, og prøvene fra littoralsonen og utløpsbekk representerer derfor begge effektene av kalking. Prøven som viser best respons på kalking er derfor brukt ved klassifiseringen av hvor vellykket kalkingen har vært. Dette reduserer betydningen av tilfeldigheter ved prøvetaking. I vedleggsrapporten er imidlertid hver prøve behandlet for seg. Forsuringsindeks 2 (justert surhetsindeks) er også beregnet der det har vært mulig, og en enkel vurdering av lokalitetene er foretatt.

Prøvetaking

Bunndyr ble samlet inn ved hjelp av roteprøver. Alt feltarbeidet ble gjort av samme person (G.A. Halvorsen), slik at feilkilder som skyldes forskjeller i innsamlingsmetode skulle bli så små som mulig. I littoralsonen ble roteprøven tatt fra hard bunn og ut på mudderbunn (ca. 1 m dyp). Det ble rotet i vegetasjonsbelter der dette var mulig, slik at de fleste habitater skulle bli representert.

Under innsamlingene av bunndyrprøvene ble pH-målt i lokalitetene med transportabelt pH-meter. Selv om nøyaktigheten av disse pH-målingene er dårligere enn laboratorie-analyser, kan dataene likevel være gode indikatorer på pH-toleransen til de forskjellige artene. Dataene (pH) ble også sammenlignet med bakgrunnsdata fra innsjøene.

Analyser

Grovsortering av prøvene er foretatt under binokular (6-25 x forstørrelse). Prosedyren ved sortering er konsentrert utplukking av dyr i en time. De ulike gruppene skal plukkes så representativt som mulig. Dette gir en relativ forekomst av antall individ i prøvene. Artsbestemmelser, etikettering og videre behandling av materialet gjøres etter grovsorteringen. Sorteringen ble gjort av en person (Arild Fjeldså) for å minimalisere usikkerhet i datagrunnlaget. Artsbestemmelsen av de fleste gruppene ble også gjort av A. Fjeldså. De resterende gruppene (Mollusca, Odonata og Heteroptera) ble artsbestemt av G.A. Halvorsen.

Det er utført frekvensanalyser og enkle statistiske tester på forskjeller i forekomst av sensitive arter, antall taksa, forsuringsindeks 1, og antall individ i prøvene mellom kalkede utløpsbekker og ukalkede innløpsbekker. Materialet har også blitt analysert med hensyn på virkninger av forskjellige kalkingsstrategier og kalktyper.

Multivariate analyser har blitt utført med programmet CANOCO ver. 3.10 (ter Braak 1987-92). En 'Canonical Correspondence analyse' (CCA) ble utført på artsdataene fra littoralsonen i innsjøene og noen utvalgte omgivelsesvariabler. Denne ordinasjonsanalysen gir en direkte test på hvor mye de utvalgte variablene forklarer av variasjon i forekomst. Analysen inkluderte 87 innsjøer og 180 taxa. Den ble gjort med $\ln(x+1)$ transformering av forekomst-dataene og redusert vektlegging (downweighting) av sjeldne taxa.

Følgende omgivelsesvariabler ble analysert - pH (nyeste, eller når denne manglet, pH målt av prosjektet i innsjø eller utløp, (tabell 5), høyde over havet, antall år (antall ganger) sjøen har vært kalket, kalkingsmetode, og en variabel som angir øst/vest fordelingen av lokalitetene. Den sistnevnte variabelen ble tatt med for å få et grovt mål på hvor mye geografisk beliggenhet betyr i en slik undersøkelse. Det er et kjent faktum at antallet insektarter avtar jo lenger vest en kommer i Norge, og at de artsrikeste områdene ligger rundt Oslofjorden. Dette gjelder både for land- og vannlevende insekter. Lokalitetene ble delt opp i fire grupper av fylker: Innsjøer i Østfold, Akershus, Hedmark og Oppland ble kodet som 0, innsjøer i Buskerud, Vestfold og Telemark

som 1, innsjøer i Aust-Agder og Vest-Agder som 2, og innsjøer i Rogaland, Hordaland og Sogn og Fjordane som 3. De seks forskjellige kalkingsmetodene som hadde vært benyttet ble kodet som seks separate nominelle variabler (jf. tabell 4).

I tillegg ble innsamlingstidspunktene tatt med som 'co-variabler' for å ta hensyn til eventuell variasjon som skyldes tidspunktet for innsamlingen i analysen. Tidspunktene for innsamlingen ble registrert som nominelle variabler, dvs. september 95, september 96, desember 96, og mars/april 97 (3 lokaliteter i Hordaland, se vedleggsrapport).

Artsdataene fra de antatt ukalkede innløpsbekkene og fra utløpsbekkene i Sogn og Fjordane, Hordaland, Rogaland, Vest-Agder og Aust-Agder ble inkludert fylke for fylke i datasettet ('training-settet') fra Larsen et al. (1996). Denne datamatriksen ble så analysert med de nye lokalitetene som passive variabler. Det vil si at de ble plassert i ordinasjonsrommet utelukkende basert på artsdataene. Dette er en indirekte måte å måle tilstanden i elver og vann på når det f.eks. er ufullstendige kjemiske målinger fra innsamlingstidspunktene. Det opprinnelige datasettet ('training-settet') og analysemetoden som ble brukt er grundig beskrevet i Larsen et al. (1996). Analysemetoden i denne studien var 'Detrended Canonical Correspondence Analysis' - DCCA. Vi brukte identiske metoder og oppsett i våre analyser.

'Training-settet' ble opprinnelig satt sammen med data hovedsakelig fra Vestlandet, og med noen få lokaliteter i Agderfylkene. I tillegg var de fleste lokalitetene som ble analysert fra elver og bekker. På grunn av dette har vi valgt bare å analysere materialet fra Sogn og Fjordane til og med Aust-Agder, og å konsentrere oss om elve- og bekkelokalitetene.

Flere grupper er artsbestemt i dette prosjektet enn i 'training-settet'. I de gruppene der vi har større taksonomisk oppløsning enn 'trainingsettet' har vi slått sammen dataene. For eksempel er alle bille-artene slått sammen til ett taxa, Coleoptera. I de tilfellene der nye arter er kommet til i grupper som ble artsbestemt i 'training-settet', ble disse utelatt.

Tabell 3. Beliggenhet, innsjønummer (alle T 11) og overflateareal for de ulike innsjøene.

Innsjø	Fylke	Kommune	UTM-koordinater		h.o.h	Areal (km ²)	Innsjø nr.	
			Øst	Nord				
Storevatn	Sogn & Fjordane	Fjaler	286400	6800900	14	0,054	28572	
Brossvikvatn		Gulen	290500	6775100	35	1,223	1447	
Teigevatn		Hyllestad	293500	6795800	12	0,501	28675	
Vikavatnet		Høyanger	322000	6790700	339	1,384	1632	
Kvernavatn	Hordaland	Austevoll	293300	6665400	26	0,2	27033	
Vorlandsvatnet		Sund	282600	6683000	35	0,199	26931	
Botnavatn		Vaksdal	318400	6718900	192	0,112	26465	
Blomsdalsvatnet		Vaksdal	316700	6717600	188	0,208	26478	
Liervatn		Sveio	300500	6610600	31	1,244	22434	
Holmavann	Rogaland	Bjerkreim	337900	6504700	395	0,232	20578	
Møgedalsvannet		Eigersund	333300	6489400	244	0,183	21065	
Søre Forevatn		Bjerkreim	324900	6495000	118	1,183	1533	
Ljosvann		Sokndal	343700	6482800	290	0,189	21303	
Årsvolltjønn		Sokndal	353600	6473600	350	0,079	21570	
Kvellandsvannet		Lund	354100	6472700	350	0,125	21587	
Lilandsvann		Lund	355800	6475300	308	0,247	21507	
Åvedalsvann		Lund	356100	6471100	226	0,353	21630	
Gautlandsvannet		Sokndal	339400	6476700	130	0,185	21474	
Indre Oddrevann		Sokndal	346600	6470000	170	0,102	21666	
Grasvatn		Vest Agder	Kristiansand	449800	6450100	72	0,156	11438
Moslandsvatn			Mandal	409800	6438900	136	0,273	11656
Røynelandsvatn			Vennesla	426700	6467900	362	0,354	11029
Grunnevatn			Kvinesdal	387900	6467200	398	0,091	11040
Høylandsvatn	Marnadal		410900	6447900	226	0,047	11500	
Heddekjerrvatn	Marnadal		421800	6451800	198	0,133	11405	
Birkelandsvatn	Marnadal		418800	6447900	148	0,283	11498	
Vidringstadvatn	Lyngdal		388500	6455900	252	0,1	11302	
Kleivvatn	Lyngdal		389800	6455900	228	0,26	11297	
Lokavann	Hægebostad		399800	6471100	354	0,3	10968	
Svartevatn	Sirdal		376700	6531800	553	0,213	19598	
Hamarsmorkvatn	Sirdal		358600	6501600	375	0,392	20671	
Dåsvatn	Aust Agder		Evje og Hornnes	420100	6500900	190	1,555	1062
Tegardsvatn			Gjerstad	495700	6526000	290	0,049	8470
Åsvatn		Vegårshei	493100	6507900	144	0,285	9470	
Forbuvatn		Vegårshei	488100	6516400	196	0,193	9010	
Kollandsvatn		Grimstad	467100	6480400	225	0,209	10722	
Vålevatn		Vegårshei	479300	6512000	226	0,392	9200	
Ufsvatn		Vegårshei	480300	6510000	174	0,646	9337	
Kviksvatn		Lillesand	453800	6451400	50	0,129	11438	
Heimdalsvatn		Birkenes	458400	6481000	275	0,358	10697	
Bjorvatn		Evje og Hornnes	435500	6493600	401	0,414	10217	
Valbjørgvatn		Bygland	436600	6507700	495	0,673	9474	
Øyarvatn		Telemark	Fyresdal	437800	6551300	699	1,79	15002
Sandtjønn			Nissedal	485400	6532500	353	0,072	8107
Døletjern			Skien	528200	6581500	560	0,104	6487
Korsvatn	Drangedal		504200	6533500	197	0,298	8010	
Måvatn	Drangedal		505700	6531500	142	0,233	8146	

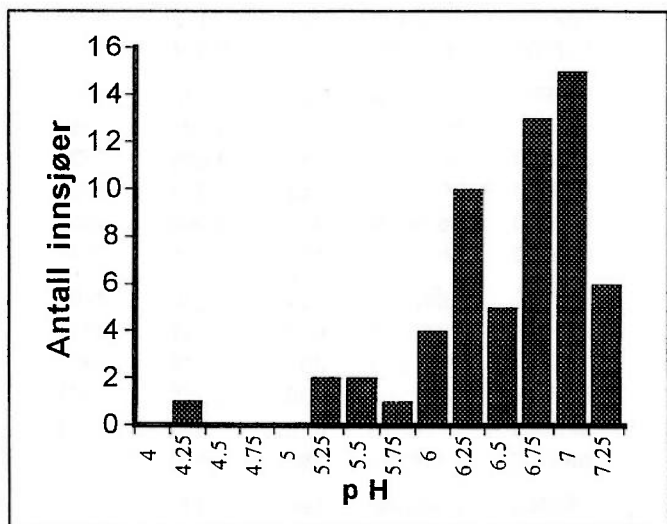
Tabell 3 forts.

Innsjø	Fylke	Kommune	UTM-koordinater		h.o.h	Areal (km ²)	Innsjø nr.
			Øst	Nord			
Heivatn		Kviteseid	475600	6584400	515	0,655	13981
Langesjø		Kviteseid	476200	6587200	424	0,461	13903
Fiskeløys		Nissedal	486000	6528600	312	0,165	8305
St. Surte	Vestfold	Larvik	551800	6564300	124	0,093	6587
Kopa		Lardal	544800	6587600	431	0,76	6430
Øvre Elgvatn	Østfold	Halden	648800	6534800	112	0,073	3021
Brønntjern		Halden	652200	6541100	154	0,14	3004
Folkevannet		Halden	643700	6549200	162	0,167	3597
Honningen		Rakkestad	638000	6595200	187	0,311	3399
St. Sundvatn		Rømskog	660700	6630400	290	0,173	3232
Sø. Hellingstjern		Rakkestad	660200	6627700	222	0,041	3252
Slavatn		Rømskog	655000	6619800	244	0,343	3298
Damtjern		Rømskog	656400	6621100	231	0,143	3287
Langevatn	Buskerud	Flå	539700	6696200	398	0,608	7243
Kvitjern		Flå	521900	6704500	710	0,205	7196
Store Stikkvatn		Hurum	586500	6611600	249	0,143	5744
Framre Damvatn		Kongsberg	548400	6604700	477	0,087	6274
Ognevatnet		Kongsberg	546300	6609500	429	0,11	6230
Redalstjern		Krødsherad	539400	6676800	351	0,117	7383
Ørtevann		Ringerike	544400	6674200	204	0,135	7395
Mellomdammen		Nedre Eiker	560600	6629900	435	0,565	5552
Vrangla		Nedre Eiker	558500	6633200	469	0,484	5500
Øyvatnet		Nes	516200	6714300	1005	0,199	7122
Breivatn		Ringerike	543500	6682300	213	1,004	7358
Medrudtjern		Sigdal	542100	6660000	295	0,084	7547
N. Borofjelltjørn		Sigdal	522100	6662400	536	0,122	7523
Djupvatnet		Flesberg	517700	6635400	571	0,394	6765
Hallangen	Oslo/Akershus	Aurskog Høland	652900	6629600	191	1,274	340
Lyseren		Aurskog Høland	649700	6621000	210	0,084	3289
Tævsjøen		Aurskog Høland	636900	6641800	182	0,596	337
Djupøyungen		Nannestad	605700	6671300	343	0,218	5026
Store Elsjø		Nannestad	601600	6674100	498	0,052	4989
Råsjøen		Nannestad	600300	6675900	436	0,865	184
Vålvatn	Hedmark	Eidskog	682300	6657000	239	0,236	4401
Nordre Holtjørna		Engerdal	645600	6861900	667	0,231	33310
Tvengsbergtjernet		Grue	693000	6707200	306	0,171	3923
Gardviktjernet		Nord-Odal	647500	6707200	199	0,055	3977
Store Ljøsvatn		Ringsaker	600500	6779500	818	0,326	33055
Breidsjøen		Åsnes	693300	6718900	386	0,573	3820
Grønsjøen	Oppland	Gran	596100	6699300	590	0,17	4734
Ognilla		Gran	594700	6697700	560	0,473	4745
Buvatn		Gran	568500	6696300	423	0,47	4767

3 Resultater og diskusjon

3.1 Beskrivelse av innsjøene

Innsjøenes areal varierte fra 4,1 ha (0,041 km²) til 179 ha (1,79 km²) og lå fra 12 til 1005 m o.h. (tabell 3). Innsjøene var kalket i perioder på fra 1 til 18 år (tabell 4), slik at både nye og gamle kalkingsprosjekter var inkludert. Det var også relativ stor variasjon i vannkjemi. Etter opplysningene fra miljøvernavdelingene varierte sist målte pH verdi (i innsjø/utløp) fra 4,96 til 7,14 (tabell 5). Variasjonen var noe større i våre egne pH målinger. Majoriteten av innsjøene hadde imidlertid pH høyere enn 6,0 (figur 2). Variasjonen i pH var enda større i innløpsbakkene (4,34-7,01). Målinger av aluminium (i noen form) var tilgjengelig for bare 1/3 av innsjøene. Kalsiumverdiene varierte fra 0,5 til 11,47 mg/l, og de fleste innsjøene hadde verdier mellom 1 og 4 mg/l. Alkalinitetsdata forelå for omlag 2/3 av innsjøene og varierte fra 11 til 450 µekv/l, med et snitt på 100 µekv/l. Det er vår oppfatning at det vannkjemiske grunnlagsmaterialet før og under kalking generelt er noe tynt, og kvaliteten varierer mye mellom lokaliteter. Dersom de data vi har fått tilgang på i enkelte innsjøer er alt som finnes må kalking ha vært startet på et svakt vannkjemisk grunnlag. Det hadde spesielt vært ønskelig med en bedre beskrivelse av vannkjemi i tilløpsbekker i innsjøer som har bekkegytende laksefisk. Stor sesongmessig variasjon i vannkjemi gjør det imidlertid vanskelig å framskaffe representative og relevante data i slike bekker (Morris et al. 1989).



Figur 2. Frekvensfordeling av pH verdier målt i utløpet av de 90 utvalgte lokalitetene under prøvetakingen av bunndyr.

Hvor representative er våre 90 utvalgte innsjøer for det lokale norske kalkingsprogrammet? I utgangspunktet var innsjøene et tilfeldig utvalg av alle prosjektene, men visse kriterier måtte oppfylles. Størrelseskriteriet (fra 5 til ca. 150 ha) kan ha medført at store innsjøer ble underrepresentert.

Det er imidlertid ikke så mange store innsjøer med i det lokale kalkingsprogrammet. Kalking av de største vassdragene dekkes gjennom et annet sentralt program. Kravet om innløp/utløp førte i praksis ikke til at innsjøer ble forkastet. Kriteriet om nærhet til veg, som ble innført for i det hele tatt å kunne gjennomføre prosjektet innenfor de tidsmessige og økonomiske rammene, kan ha ført til skjevheter i utvalget fordi mange innsjøer ikke oppfylte dette kravet. Hva slags skjevheter dette har medført er imidlertid usikkert, spesielt fordi skogsvegnettet i Norge er godt utbygd. En mulighet er at innsjøer i fjellområdene er underrepresentert. I vårt utvalg lå ca. 13 % av innsjøene høyere enn 500 m o.h. Selv om vi ikke kjenner denne andelen i totalmaterialet har vi neppe en sterk underrepresentasjon av høyreliggende innsjøer. Det er imidlertid opplagt at ikke mange (om noen) innsjøer kalket med helikopter er inkludert i utvalget. Høyreliggende innsjøer på Vestlandet kan også være underrepresentert fordi veinettet er lite utbygd i disse områdene. De fleste av disse innsjøene har ørretbestander, og i flere av disse vokser ørreten godt (Espen Enge, Miljøvernavdelingen i Rogaland, pers. med.). Vi antar likevel at vårt materiale på en ganske god måte representerer de norske kalkingsobjektene, og at skjevheter i utvalget ikke i stor grad påvirker våre hovedkonklusjoner om økosystemenes tilstand og kalkingsstrategienes suksess.

3.2 Fisk

3.2.1 Fangst av fisk

Det ble totalt fanget 11 027 fisk fordelt på 8 540 abbor, 1 914 ørret, 198 mort, 150 røye, 69 bekkerøye, 47 hork, 44 trepigget stingsild, 23 ørekyt, 7 gjedde, 6 karuss, 5 lake, 5 laks, 3 sik og 5 regnbueørret (tabell 6). Det totale (alle arter) antall fisk pr innsatsenhet (100 m² garnflate som har fisket i 12 timer) varierte fra 0,5 til 157,1 og vektutbyttet pr innsatsenhet fra 44 til 4896 g (tabell 7). For abbor alene varierte antall fisk pr innsats fra 2,8 til 154,1 individer, og for ørret fra 0,1 til 20,5 individer.

3.2.2 Fiskesamfunn

Omlag halvparten av de undersøkte innsjøene inneholdt bare en fiskeart (45 lokaliteter, tabell 8). Av disse var ørret eneste art i 40 innsjøer og abbor eneste art i fem innsjøer. Den vanligste kombinasjonen av arter var abbor + ørret (22 lokaliteter). Totalt ni innsjøer hadde tre fiskearter, hvorav abbor fantes i åtte av innsjøene. Innsjøene med tre fiskearter var spredt over alle fylkene med unntak av Rogaland, Vest-Agder, Aust-Agder og Vestfold. Flest innsjøer med tre arter ble funnet i Oslo/Akershus og Østfold, men likevel var det bare h.h.v. tre og to innsjøer i disse fylkene som hadde tre fiskearter. Halvparten av innsjøene med tre arter hadde abbor + ørret + en annen art. Bare to innsjøer hadde totalt fire fiskearter (Honningen i Østfold og Ognilla i Buskerud).

Tabell 4. Kalkingshistorikk i de ulike innsjøene. Kalktype (1 = innsjøkalk; 2 = grovkalk; 3 = skjellsand; 4 = blanding av 1 og 2; 5 = blanding av 1 og 3), kalkingsmetode (1 = innsjøkalking; 2 = indirekte kalking via vassdrag oppstrøms; 3 = kalking i innløpsbekker; 4 = blanding av 1 og 3; 5 = blanding av 1 og 2; 6 = blanding av 1, 2 og 3; 7 = blanding av 2 og 3) og årstall for fiskeundersøkelsen og opplysninger vedrørende kalking er også gitt.

Innsjø	Kalkingsårstall		Antall år kalket	Kalktype	Kalkingsmetode	Undersøkesår
	Første	Siste				
Storevatn	94	96	3	1	6	96
Brossvikvatn	91	96	4	1	1	96
Teigevatn	94	96	3	3	3	96
Vikavatnet	90	96	7	5	7	96
Kvernavatn	86	96	11	5	4	96
Vorlandsvatnet	90	96	7	1	5	96
Botnavatn	91	96	6	5	7	96
Blomsdalsvatnet	91	96	5	5	3	96
Liervatn	85	95	3	1	1	96
Holmavann	87	96	10	1	1	96
Møgedalsvannet	93	96	4	1	1	96
Søre Forevatn	91	96	6	5	5	96
Ljosvann	91	96	6	1	5	96
Årsvolltjønn	87	96	10	5	5	96
Kvellandsvannet	90	96	7	5	5	96
Lilandsvann	86	96	8	5	4	96
Åvedalsvann	93	96	4	5	5	96
Gautlandsvannet	84	96	13	5	4	96
Indre Oddrevann	86	96	11	5	4	96
Grasvatn	93	94	2	1	1	96
Moslandsvatn	89	96	8	4	4	96
Røynelandsvatn	88	96	7	4	4	96
Grunnevatn	89	96	8	4	4	96
Høylandsvatn	85	96	12	4	4	96
Heddekjerrvatn	86	96	6	4	6	96
Birkelandsvatn	87	96	10	4	7	96
Vidringstadvatn	84	96	3	1	1	96
Kleivvatn	89	96	8	4	6	96
Lokavann	92	96	5	4	7	96
Svartevatn	85	96	8	4	3	96
Hamarsmorkvatn	93	96	4	1	3	96
Dåsvatn	95	95	1	3	3	95
Tegardsvatn	95?		0	1	1	95
Åsvatn	95	95	1	3	3	95
Forbuvatn	?					95
Kollandsvatn	86	94	4	1	1	95
Vålevatn	92	95	3	5	4	95
Ufsvatn	92	95	3	1	1	95
Kviksvatn	95	95	1	3	3	95
Heimdalsvatn	86	95	5	5	1	95
Bjorvatn	91	95	5	1	1	95
Valbjørgvatn	89	95	4	5	4	95
Øyarvatn	94	95	2	1	5	95
Sandtjørn	94	95	2	5	6	95
Døletjern	91	95	4	5	4	95
Korsvatn	93	95	3	5	4	95

Tabell 4 forts.

Innsjø	Kalkingsårstall		Antall år kalket	Kalktype	Kalkings- metode	Undersøk- elsesår
	Første	Siste				
Måvatn	93	95	3	5	4	95
Heivatn	86	95	7	5	4	95
Langesjø	86	95	7	5	4	95
Fiskeløys	94	95	2	5	4	95
St. Surte	83	95	7	5	4	95
Kopa	85	95	11	5	4	95
Øvre Elgvatn	90	95	5	1	5	95
Brønntjern	90	95	4	1	1	95
Folkevannet	85	95	11	1	1	95
Honningen	87	95	4	1	1	95
St. Sundvatn	88	95	5	1	5	95
Sø. Hellingstjern	87	95	7	1	5	95
Slavatn	88	95	8	1	1	95
Damtjern	88	95	5	1	6	95
Langevatn	90	96	7	1	1	96
Kvitjern	91	96	6	1	1	96
Store Stikkvatn	70	96	18	1	1	96
Framre Damvatn	94	96	3	1	1	96
Ognevatnet	90	96	7	1	1	96
Redalstjern	88	96	9	4	4	96
Ørte vann	88	96	9	4	4	96
Mellomdammen	88	96	9	1	1	96
Vrangla	88	96	9	1	1	96
Øyvatnet	87	96	10	1	1	96
Breivatn	93	96	4	1	1	96
Medrudtjern	88	96	9	4	4	96
N. Borofjelltjørn	88	96	9	4	4	96
Djupvatnet	94	96	3		1	96
Hallangen	87	95	4		1	95
Lyseren	88	95	4	1	1	95
Tævsjøen	86	95	6	1	1	95
Djupøyungen	89	95	5	5	4	95
Store Elsjø	89	95	6	5	4	95
Råsjøen	89	95	6	1	1	95
Vålvatn	92	95	2	1	1	95
Nordre Holtjørna	86	95	6	1	1	95
Tvengsbergjtjernet	93	95	2	1	1	95
Gardviktjernet	93	95	3	1	1	95
Store Ljøsvatn	87	95	4	1	1	95
Breidsjøen	93	95	3	1	1	95
Grønsjøen	89	95	5	1	5	95
Ognilla	88	95	6	1	5	95
Buvatn	89	95	2	1	1	95

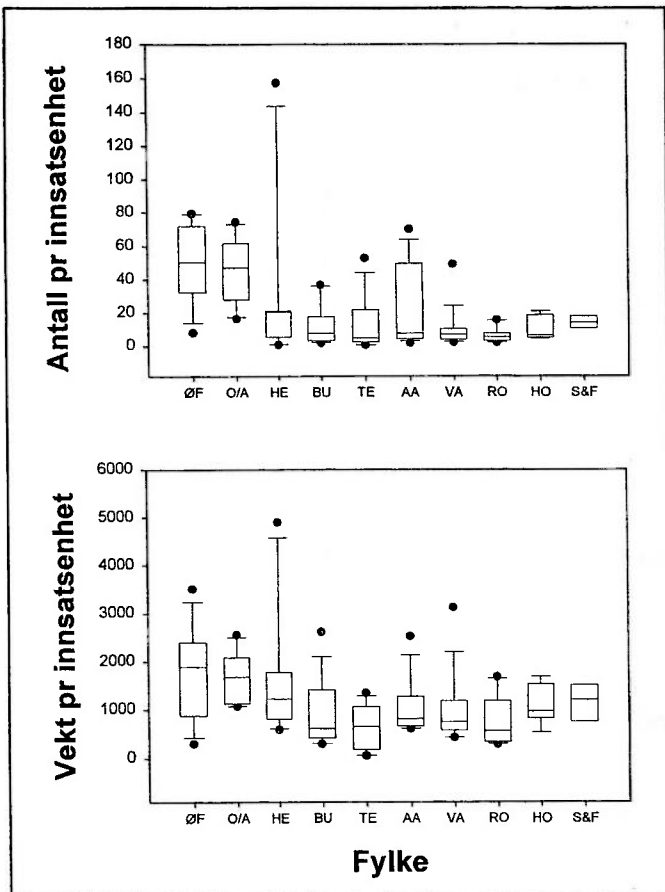
Tabell 5. Vannkjemi i de ulike innsjøene. Kalsium, aluminium og alkalinitet og oppgitte pH-verdier er gitt som gjennomsnitt av alle verdier de seneste xx år og som nyeste verdi (etter opplysninger fra de ulike miljøvern-avdelinger), mens de andre pH-verdiene er målt i forbindelse med innsamlingen av bunndyr.

Innsjø	Oppgitte		pH			Kalsium		Aluminium		Alkalinitet	
	snitt	nyeste	Målt av prosjektet			(mg/l)		(uorg. µg/l)		(µekv/l)	
			innsjø	innløp	utløp	snitt	nyeste	snitt	nyeste	snitt	nyeste
Storevatn	6,16	6,39			5,9		1,63		0	30,5	45
Brossvikvatn	5,30	6,32		4,61	6,49		1,35		1		
Teigevatn	6,04	6,32	5,9	5,4	5,9	1,20	1,27	4,5	2		
Vikavatnet			5,45								
Kvernavatn	5,83	5,79	5,64	4,8	5,35	1,84	2,05			23,9	25,5
Vorlandsvatnet	5,77	6,7		5,8	6,38	1,27	1,8		10		
Botnavatn	5,2	5,6				0,35	0,5		15		
Blomsdalsvatnet	5,4	6,4				0,5	0,5		10		
Liervatn	5,77	6,35	6,23			1,83	2,1	10,3	6,5		
Holmavann	6,39	6,6		5,89	6,88	1,8	1,8			60,4	65
Møgedalsvannet	6,4	7	7,48		7,35	3,23	3,4			127	130
Søre Forevatn	6,19	6,46	6,71		6,71	1,75	2,1			39,3	50
Ljosvann	5,77	6,4				1,43	2,35			31,3	57,5
Årsvolltjønn	6,35	6,66	7,35			2,28	2,7			60,2	80
Kvellandsvannet	6,02	6,37	7,2	5,71	7,09	1,79	2,1			39,4	59
Lilandsvann	6,05	6,31	7,05			2,07	1,8			54,4	39,5
Åvedalsvann	5,47	6,03	6,58		6,8	1,26	1,65			45,2	35
Gautlandsvannet	6,18	6,7				2,16	2,9			50,8	87
Indre Oddrevann	5,83	5,79				1,84	2,05			23,9	25,5
Grasvatn	6,53	6,42	6,87			9,96	11,47			118,8	156,5
Moslandsvatn	6,17	6,75	7,24		7,19	2,87	4,47			65,9	126
Røynelandsvatn	6,79	6,88	7,46	4,7	7,46	4,59	5,78			190	200
Grunnevatn	5,49	5,86				1,26	1,44			18,4	26,5
Høylandsvatn	5,95	5,85	7,17		6,77	2,89	3,25			60,2	51,5
Heddekjerrvatn	5,94	6,22	6,4		6,4	2,23	2,33			63,3	51,5
Birkelandsvatn	5,81	5,97	6,56	5,1	6,41	2,01	2,54			28,4	34,5
Vidringstadvatn	5,44	5,75	6,71			1,47	1,45			19,3	21,5
Kleivvatn	6,34	6,7	6,21	6,01	7,01	3,1	3,88			112,9	141
Lokavann	5,27	5,58	6,24	5,06	6,19	1,39	2,1			38,3	60
Svartevatn	6,39	6,7	7,83	5,17	6,8	2,1	2,94			90,2	166,5
Hamarsmorkvatn	5,45	5,34	5,87	4,7	5,61	0,85	1,03			32,7	11
Dåsvatn	5,24	5,37	5,81	6,73		0,71	0,79	58	58		
Tegardsvatn	6,51	5,61	5,44	4,34	4,29	5,84	1,72	35	35	253	13
Åsvatn	5,41	5,41	5,79		5,87	1,39	1,39	45	45		
Forbuvatn	6,35	6,35	6,18	4,58		1,81	1,81	15	15	36	36
Kollandsvatn	6,33	6,38	6,75		6,71	3,09	2,99	15	15	52,4	75
Vålevatn	6,9	7,2	6,64		6,3	4,15	3,88	45	45	141	130
Ufsvatn	6,23	6,32	6,55	4,65	6,55	2,87	3,5	30	30	61,1	95,5
Kviksvatn			6,6	7,01							
Heimdalsvatn	6,73	6,73	6,77		6,7	4,21	3,54	20	20	109	90,5
Bjorvatn	6,6	6,85	7,05		7,06	4,2	4,55	2,5	2,5	180	202
Valbjørgvatn	6,5	6,78	6,84	4,51	6,92	3,04	3,18	15	15	126	153
Øyarvatn	6,15	6,69	7,14		7,13	2,13	2,61			88,8	92
Sandtjørn	6,03	5,98	6,45		6,34	3,32	2,11			94,2	26
Døletjern	6,23	6,69	6,9		6,92	3,26	4,5			87,8	137

Tabell 5 forts.

Innsjø	pH					Kalsium		Aluminium		Alkalinitet	
	Oppgitte		Målt av prosjektet			(mg/l)		(uorg. µg/l)		(µekv/l)	
	snitt	nyeste	innsjø	innløp	utløp	snitt	nyeste	snitt	nyeste	snitt	nyeste
Korsvatn	6,21	6,53	6,8	5,52	6,37	2,68	2,82			68,1	65
Måvatn	6,39	6,49	6,68	4,81	6,94	3,54	2,96			109,9	70
Heivatn	6,38	6,41	6,35	6,58		2,92	2,34			101,9	65
Langesjø	6,4	6,28	6,3		6,45	2,54	1,85			76,7	40
Fiskeløys	6,44	6,74	7,23		7,25	3,51	3,86			112	125
St. Surte	6,47	6,2	7,34	4,7	7,41	4,32	3,3			143	110
Kopa	6,67	6,6	6,93	5,55		4,42	4,18			163	150
Øvre Elgvatn	6,2	6,3	6,49	5,8	6,46	4,9	5,7			120	120
Brønntjern	6,76	6,45	7,25		6,9	6,85	6,7			288	270
Folkevannet	5,78	6,65	6,58	4,47	5,27	3,36	2,3			183	120
Honningen	6,11	6,4	6,01	4,4		3,22	3,1			81,7	100
St. Sundvatn	7,14	7	6,65	5,65	6,17	10,23	9,3			504	450
Sø. Hellingstjern	6,18	5,3				4,68	4,1			162	70
Slavatn	6,7	6,7	6,87		6,4	4,63	4,63			180	180
Damtjern	6,4	6,4	6,57		6,2	3,35	3,35			120	120
Langevatn	6,59	6,73			7,1	3,16	3,72	7,5	11		
Kvitjern	6,82	6,73			7,1	4,1	3,99	3,5	5		
Store Stikkvatn	6,6	6,69	7,19		7,14	4,09	4,81	8	8		
Framre Damvatn	6,5	6,6			6,8	3,26	3,6	4,5	6		
Ognevatnet	6,61	6,64	7,03	4,5	7	2,99	3,37	6,5	8		
Redalstjern	6,17	6,43				3,03	3,41	3,5	3		
Ørtevann	6,17	6,17	6,65			3,14	2,89	2,5	1		
Mellomdammen	6,79	6,76				3,39	3,08	6	6		
Vrangla	6,84	6,82	7,09	6,09		3,78	4,09	10,5	12		
Øyvatnet	6,98	6,94			7,04	2,88	2,57	5,5	8		
Breivatn	6,51	6,83				3,34	4,51	10	16		
Medrudtjern	6,67	6,7	7,1			5,48	4,49	8	13		
N. Borofjelltjørn	6,79	6,93	7,32	4,58	7,2	3,71	4,55	6,5	10		
Djupvatnet	6,53	6,91	6,86		7,08	3,5	4,27	4	7		
Hallangen	6,22	6,27	6,84		6,57	2,2				45,5	50
Lyseren	5,97	6,37	6,5			0,9				58,8	100
Tævsjøen	5,99	6,75	7,18		7,1	2,15				26,3	60
Djupøyungen	6,74	6,96	7,1		7,05					143	185
Store Elsjø	6,87	7,05	6,8		6,91					163	215
Råsjøen	6,82	6,81	7,14	6,44	7,18					133	146
Vålvatn			6,45		6,16						
Nordre Holtjørna	6,06	5,8	6,97		6,75	1,3	1			61	49
Tvengsbergjtjernet	6,52	6,54	6,36		6,26	2,69	6,54			95,7	100
Gardviktjernet	4,96		5,57	5,06	5,67	2,05				33,5	
Store Ljøsvatn	6,13	6,33	6,96		6,96	1,45				67	
Breidsjøen	5,5	5,6				1,32	1,9			28,9	20
Grønsjøen	6,54	6,91	7,39		7,35	4,28	4,97	4	4	139,9	215
Ognilla	6,34	6,59	7,19	6,19	6,98	3	3,59	9	9	93,1	128
Buvatn	6,65	6,57	7,31	4,87	7,25	3,7	3,9	7,8	4	50	50

Fangst pr innsatsenhet varierte innen fylkene (figur 3). Medianverdien for både antall fisk og vekt pr innsatsenhet var markert høyere i Østfold og Oslo/Akershus enn i de andre fylkene. Medianverdien for både antall og vekt var både lavere og viste mindre variasjon fra Buskerud og vestover i forhold til de tre østligste fylkene. Basert på totalfangstene av fisk kan man dele fylkene inn i to grupper: gruppe 1 Østfold, Oslo/Akershus og Hedmark; gruppe 2 Buskerud, Telemark, Aust-Agder, Vest-Agder, Rogaland, Hordaland og Sogn og Fjordane.



Figur 3. Boksplot over variasjonen i fangst pr innsatsenhet uttrykt som antall fisk (a) og vekt av fisk (b) av alle artene pr fylke. Linjen inni boksen representerer medianverdien. Boksen angir 25 og 75 percentilene, og stolpene representerer 10 og 90 percentilene. Åpne sirkler angir alle data utenfor 10 eller 90 percentilene.

Det var overraskende få fiskearter i fangstene i Østfold og Oslo/Akershus hvis man tar i betraktning at disse to fylkene har mange arter av karpefisk (Huitfeldt-Kaas 1918). Forventningen var at antall fiskearter skulle øke med kalkingen fordi det er mange fiskearter tilstede i disse fylkene; f.eks. har både Glomma- og Haldensvassdraget minst 22 ulike fiskearter. De fleste karpefiskene er svært forsuringfølsomme (Appelberg et al. 1989), og de fleste artene forsvinner tidlig under forsuring. Man burde forvente at innsjøene ble rekolonisert når kalking ble satt i gang (Degerman et al. 1995), selv om vandringshinder i mange tilfeller

kan stoppe invandringen. Enten har ikke karpefiskene kolonisert disse innsjøene, eller så kan forklaringen ligge i sterke abborbestander som hindrer reetablering av andre arter (Appelberg et al. 1989). Det er også slik at mange av innsjøene med østlige fiskearter ligger under marine grense hvor buffringkapasiteten ofte er større slik at fursuring ikke er et stort problem. Det er imidlertid viktig å merke seg at problemer knyttet til reetablering av østlige fiskearter etter kalking er et velkjent problem også i svenske innsjøer (Appelberg et al. 1989, Degerman et al. 1995).

En annen tolkning av resultatene er at det manglende artsmangfoldet er en effekt av utvalget av innsjøer som er kalket. Dersom typiske abbor/ørretsjøer ble valgt ut som kalkingsobjekter er forventningen om artsantall av fisk noe annerledes, og dette forklarer at man bare observerer økning i de artene som var tilstede fra tidligere uten invandring av mer forsuringfølsomme arter. Som helhet kan man si at det er vanskelig å vurdere hvordan dagens kalkingsstrategi påvirker artsmangfoldet av fisk i disse to fylkene. Resultatene for de andre fylkene kan tolkes slik at kalkingsregimene har gitt stort sett den samme effekten overalt. Alternativt har man også her valgt ut svært like innsjøer som kalkingsobjekter.

Forekomst av abbor

Innsjøene i undersøkelsen var enten dominert av abbor eller ørret. Av disse to regnes abbor for å være mindre forsuringfølsom enn ørret (Appelberg et al. 1989), selv om det i sørlige Norge er rapportert om mange tilfeller der abboren forsvinner før ørreten (Rosseland et al. 1980, 1981, Sevaldrud & Skogheim 1985, Kleiven & Matzow 1989, Kleiven 1997). Abbor ble påvist i alle innsjøene i Østfold og Oslo/Akershus. I de andre fylkene var det avtagende antall innsjøer med abbor jo lenger vest i undersøkelsesområdet man kommer (figur 4). I Hedmark og Buskerud inneholdt mer enn halvparten av de undersøkte innsjøene abbor. Det var det relativt stor variasjon i både antall og vekt pr innsatsenhet for alle fylkene, men som i totaloversikten skiller Østfold og Oslo/Akershus seg ut med høye verdier.

Grunnen til at abborfangstene avtar mot vest er at man nærmer seg den vestlige grensen for den naturlige utbredelsen til arten. Huitfeldt-Kaas (1918) beskrev abborens vestligste grense til å være "...litt forbi Lindesnes", og i nord ved "...de store østlandssjøers øvre ende: Randsfjorden, Krøderen, Tinnsjøen, Bandak" (s. 52). Han beskrev også at abboren finnes "...i nesten alle vann, selv de aller minste innen utbredelsesområdet, forutsatt at de ikke ligger i for stor høyde over havet..." (s. 53). Ut fra disse zoogeografiske beskrivelsene burde man forvente en høyere andel abbor i fylkene vest for Oslofjorden enn det som ble påvist. Dette kan igjen ha sammenheng med utvalget av innsjøer.

Forekomst av ørret

Ørret ble funnet i alle innsjøene fra Buskerud og vestover. I Østfold, Oslo/Akershus og Hedmark ble ørret påvist i omlag halvparten av de undersøkte innsjøene (tabell 8), men aldri som en dominerende art. I Oslo/Akershus var det tre inn-

Tabell 6. Garninnsats og antall fisk fanget i de ulike innsjøene.

Innsjø	Antall garn	Antall fisk fanget			
		Abbor	Ørret	Røye	Andre arter
Storevatn	8		18		23 trepigget stingsild
Brossvikvatn	16		161	8	
Teigevatn	16		132	17	10 trepigget stingsild
Vikavatnet	8		45		
Kvernavatn	8		11		4 regnbueaure; 7 trepigget stingsild
Vorlandsvatnet	8		83		2 trepigget stingsild
Botnavatn	5		12		
Blomsdalsvatnet	8		67		
Liervatn	16		15	10	5 laks; 2 trepigget stingsild
Holmavann	16		84	42	
Møgedalsvannet	4		13		
Søre Forevatn	16		89	34	
Ljosvann	8		14		
Årsvolltjønn	7		24		
Kvellandsvannet	8		23		
Lilandsvann	16		14		
Åvedalsvann	16		44		
Gautlandsvannet	8		23		
Indre Oddrevann	7		12		
Grasvatn	8		34		
Moslandsvatn	16		39		
Røynelandsvatn	14		67		
Grunnevatn	7		13		
Høylandsvatn	6		13		1 regnbueørret
Heddekjerrvatn	8		28		
Birkelandsvatn	16	362	34		
Vidringstadvatn	7		8		
Kleivvatn	16		115		
Lokavann	12		1		17 bekkerøye
Svartevatn	16		59		
Hamarsmorkvatn	16		96		
Dåsvatn	16		17		52 bekkerøye
Tegardsvatn	4		15		
Åsvatn	8	237	6		
Forbuvatn	8	271	2		
Kollandsvatn	8		17		
Vålevatn	16	193			
Ufsvatn	16	470	16		
Kviksvatn	7		29		
Heimdalsvatn	16		15		
Bjorvatn	16		33		
Valbjørgvatn	16		42		
Øyarvatn	16		4		
Sandtjørn	6		13		
Døletjern	4		9*		
Korsvatn	16	182	17	8	
Måvatn	16	161	12		
Heivatn	16		11		
Langesjø	16		30		
Fiskeløys	8	205	24		

Tabell 6 forts.

Innsjø	Antall garn	Antall fisk fanget			
		Abbor	Ørret	Røye	Andre arter
St. Surte	7		13		
Kopa	13	489	8		
Øvre Elgvatn	6	154			1 gjedde
Brønntjern	5	223			
Folkevannet	5	149	6		
Honningen	8	126	1		51 mort; 6 karuss
St. Sundvatn	8	106			1 gjedde
Sø. Hellingstjern	5	18			
Slavatn	9	369	2		23 ørekyte
Damtjern	6	189	4		
Langevatn	16	307			
Kvitjern	8		10		
Store Stikkvatn	8		8	5	
Framre Damvatn	7	47	5		
Ognevatnet	7	80	8		
Redalstjern	8	20	4		
Ørte vann	16	20	3		
Mellomdammen	14	119	6		
Vrangla	14	62	3		
Øyvatnet	13		9		
Breivatn	16	277	5	10	
Medrudtjern	7	28	1		
N. Borofjelltjørn	8		14		
Djupvatnet	16		17		
Hallangen	14	448			1 gjedde; 145 mort
Lyseren	6	186			1 gjedde
Tævsjøen	14	309			1 gjedde; 47 hork
Djupøyungen	16	176	17		
Store Elsjø	9	208	6		
Råsjøen	16	119	27	2	
Vålvatn	16	171			
Nordre Holtjørna	6			11	5 lake
Tvengsbergjtjernet	8	77	1		
Gardviktjernet	6		2		
Store Ljøsvatn	10	838	16		
Breidsjøen	16	174			2 gjedde; 2 mort
Grønsjøen	8	119	2		1 sik
Ognilla	16	134	5	3	2 sik
Buvatn	13	717	1		

Tabell 7. Antall og vekt av fisk pr innsatsenhet (100 m² garnflate som har fisket i 12 timer) i de ulike innsjøer. Data er gitt for total, og for de tre vanligst forekommende fiskeartene: abbor, ørret og røye.

Innsjø	Antall fisk pr innsatsenhet				Vektutbytte (i g) pr innsatsenhet			
	Totalt	Abbor	Ørret	Røye	Totalt	Abbor	Ørret	Røye
Storevatn	10,51		4,62		375		371	
Brossvikvatn	18,17		17,31	0,86	1271		1194	77
Teigevatn	17,67		14,67	1,89	1744		1490	253
Vikavatnet	10,71		10,71		1145		1145	
Kvernavatn	6,38		3,19		1693		1231	
Vorlandsvatnet	20,99		20,49		1477		1476	
Botnavatn	5,33		5,33		528		528	
Blomsdalsvatnet	17,87		17,87		970		970	
Liervatn	4,64		2,17	1,45	923		295	573
Holmavann	15,56		10,37	5,19	1182		850	331
Møgedalsvannet	7,54		7,54		1677		1677	
Søre Forevatn	15,19		10,99	4,20	1626		1399	228
Ljosvann	3,11		3,11		323		323	
Årsvolltjønn	6,10		6,10		408		408	
Kvellandsvannet	5,29		5,29		669		669	
Lilandsvann	1,87		1,87		330		330	
Åvedalsvann	5,24		5,24		471		471	
Gautlandsvannet	4,51		4,51		651		651	
Indre Oddrevann	2,77		2,77		278		278	
Grasvatn	7,82		7,82		471		471	
Moslandsvatn	4,81		4,81		432		432	
Røynelandsvatn	8,80		8,80		1815		1815	
Grunnevatn	3,54		3,54		726		726	
Høylandsvatn	4,44		4,13		1277		1166	
Heddekjerrvatn	6,67		6,67		772		772	
Birkelandsvatn	48,89	44,69	4,20		3121	2772	349	
Vidringstadvatn	2,03		2,03		688		688	
Kleivvatn	13,69		13,69		967		967	
Lokavann	2,86		0,16		423		11	
Svartevatn	7,56		7,56		686		686	
Hamarsmorkvatn	11,85		11,85		1083		1083	
Dåsvatn	7,67		1,89		609		207	
Tegardsvatn	7,69		7,69		1171		1171	
Åsvatn	57,86	56,43	1,43		2519	2226	292	
Forbuvatn	70,00	69,49	0,51		852	827	25	
Kollandsvatn	4,36		4,36		1305		1305	
Vålevatn	24,74	24,74			715	715		
Ufsvatn	60,00	58,02	1,98		1879	1769	110	
Kviksvatn	8,84		8,84		706		706	
Heimdalsvatn	1,79		1,79		630		630	
Bjorvatn	4,23		4,23		819		819	
Valbjørgvatn	4,83		4,83		653		653	
Øyarvatn	0,48		0,48		44		44	
Sandtjønn	4,13		4,13		1136		1136	
Døletjern	5,45		5,45		947		947	
Korsvatn	23,79	20,92	1,95	0,92	996	760	138	99

Tabell 7 forts.

Innsjø	Antall fisk pr innsatsenhet				Vektutbytte (i g) pr innsatsenhet			
	Totalt	Abbor	Ørret	Røye	Totalt	Abbor	Ørret	Røye
Måvatn	19,89	18,51	1,38		1344	957	387	
Heivatn	1,31		1,31		85		85	
Langesjø	3,57		3,57		274		274	
Fiskeløys	52,64	47,13	5,52		354	141	214	
St. Surte	4,13		4,13		466		466	
Kopa	67,97	66,87	1,09		2828	2623	205	
Øvre Elgvatn	36,26	36,02			1040	985		
Brønntjern	79,29	79,29			2185	2185		
Folkevannet	53,33	51,27	2,06		1621	1082	538	
Honningen	47,18	32,31	0,26		2605	779	130	
St. Sundvatn	28,53	28,27			717	538		
Sø. Hellingstjern	8,00	8,00			290	290		
Slavatn	77,83	72,89	0,40		3501	3405	96	
Damtjern	65,98	64,62	1,37		2162	1996	166	
Langevatn	36,55	36,55			2610	2610		
Kvitjern	2,90		2,90		417		417	
Store Stikkvatn	3,47		2,13	1,33	440		219	221
Framre Damvatn	15,85	14,32	1,52		1206	1092	114	
Ognevatnet	26,82	24,38	2,44		1612	1204	407	
Redalstjern	6,15	5,13	1,03		417	284	133	
Ørte vann	3,19	2,78	0,42		344	287	57	
Mellomdammen	17,64	16,79	0,85		1416	995	421	
Vrangla	9,52	9,08	0,44		966	898	68	
Øyvatnet	1,68		1,68		310		310	
Breivatn	36,05	34,20	0,62	1,23	2047	1815	157	75
Medrudtjern	10,04	9,70	0,35		679	593	86	
N. Borofjelltjørn	3,73		3,73		565		565	
Djupvatnet	2,36		2,36		292		292	
Hallangen	74,22	55,05			2021	1138		
Lyseren	61,56	61,23			2552	2074		
Tævsjøen	47,03	40,59			1128	1062		
Djupøyungen	27,97	25,51	2,46		1335	1028	307	
Store Elsjø	46,97	45,65	1,32		2084	1884	200	
Råsjøen	16,44	13,22	3,00	0,22	1071	790	191	91
Vålvatn	20,36	20,36			1428	1428		
Nordre Holtjørna	5,47			3,76	4896			4777
Tvengsbergjtjernet	20,80	20,53	0,27		1018	995	23	
Gardviktjernet	0,71		0,71		812		812	
Store Ljøsvatn	157,06	154,11	2,94		1781	1341	440	
Breidsjøen	21,19	20,71			590	477		
Grønsjøen	30,12	29,38	0,49		1081	878	26	
Ognilla	17,78	16,54	0,62	0,37	1017	803	52	35
Buvatn	98,19	98,05	0,14		3726	3657	69	

Tabell 8. Antall innsjøer med 4, 3, 2 og 1 fiskeart, i hvilket fylke de er lokalisert og kombinasjon av arter. Bare arter med naturlig forekomst i Norge er tatt med.

Innsjø	Fylke	Kombinasjon av arter
4 fiskearter:		
Honningen	Østfold	Abbor, ørret, mort, karuss
Ognilla	Oppland	Abbor, ørret, røye, sik
3 fiskearter:		
Slavatn	Østfold	Abbor, ørret, ørekyt
Råsjøen	Oslo/Akershus	Abbor, ørret, røye
Tævsjøen	Oslo/Akershus	Abbor, gjedde, hork
Hallangen	Oslo/Akershus	Abbor, gjedde, mort
Breidsjøen	Hedmark	Abbor, gjedde, mort
Breivatn	Buskerud	Abbor, ørret, røye
Korsvatn	Telemark	Abbor, ørret, røye
Liervatn	Hordaland	Ørret, røye, stingsild
Teigevatn	Sogn&Fjordane	Ørret, røye, stingsild
2 fiskearter:		
22 innsjøer	VA, AA, TE, VF, ØF, BU, O/A, HE, OP	Abbor, ørret
3 innsjøer	ØF, O/A	Abbor, gjedde
3 innsjøer	S&F, HO	Ørret, stingsild
4 innsjøer	S&F, RO, BU	Ørret, røye
1 innsjø	HE	Røye, lake
1 fiskeart:		
40 innsjøer	S&F, RO, VA, AA, TE, BU, HE	Ørret
5 innsjøer	AA, ØF, BU, HE	Abbor

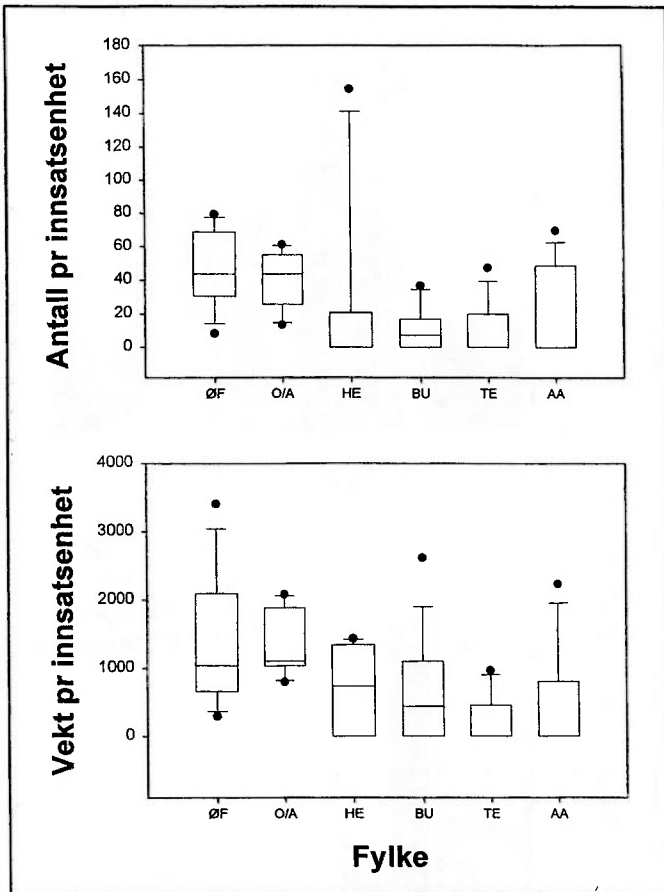
sjøer som inneholdt ørret som sannsynligvis er populasjoner sterkt dominert av utsatt fisk. I de fylkene hvor abbor og ørret fantes sammen i samme innsjø var i all hovedsak abboren den dominerende arten både i antall pr fangstenhet og i vekt pr fangstenhet. Dette gjelder også der det har vært foretatt utsettinger av ørret. De totale fangstene av ørret økte jo lenger vest i undersøkelsesområdet man kom (figur 5). Medianverdien for antall varierte lite, men det er en viss økning fra Aust-Agder og vestover. Antallet ørret pr fangstenhet var i liten grad påvirket av utsettinger. Medianverdien for vekt økte markert fra Telemark til Aust-Agder, og var jevnt over høyere i fylkene fra Vest-Agder og vestover enn i de mer østlige fylkene. Utsettinger av ørret kan i noen innsjøer være årsaken til høye verdier for vekt. Dette gjelder særlig fylkene Rogaland, Vest-Agder og Telemark.

Det er av spesiell interesse å sammenligne forekomsten av ørret i fylkene fra Aust-Agder og vestover fordi innsjøene i all hovedsak var dominert av ørret. Biomassen, målt som gram ørret pr innsatsenhet, varierte mellom 600 og 1 200 gram, med høyeste verdi for Sogn & Fjordane. Dette kan tolkes slik at kalking har hatt god effekt i disse fylkene. Rogaland hadde noe lavere biomasse (i gram) enn de andre fylkene, men her var antallet fanget fisk også lavere. I Hordaland var det større variasjon i antall ørret pr fangstenhet enn i Rogaland, men medianverdien var den samme for begge fylkene. Når det gjelder gram pr fangstenhet var medianverdien for Rogaland høyere enn for Hordaland.

Dette kan tolkes som at veksten var bedre i Rogaland enn i Hordaland, som kan være en kalkingeffekt. I Hordaland var det stor variasjon i fangst pr innsatsenhet, noe som kan tyde på at effekten av kalkingen er svært variabel. Situasjonen i Aust-Agder og Vest-Agder er svært lik, men dataene kan tyde på at effekten av kalkingen har vært noe bedre i Vest-Agder enn i Aust-Agder.

Konklusjon

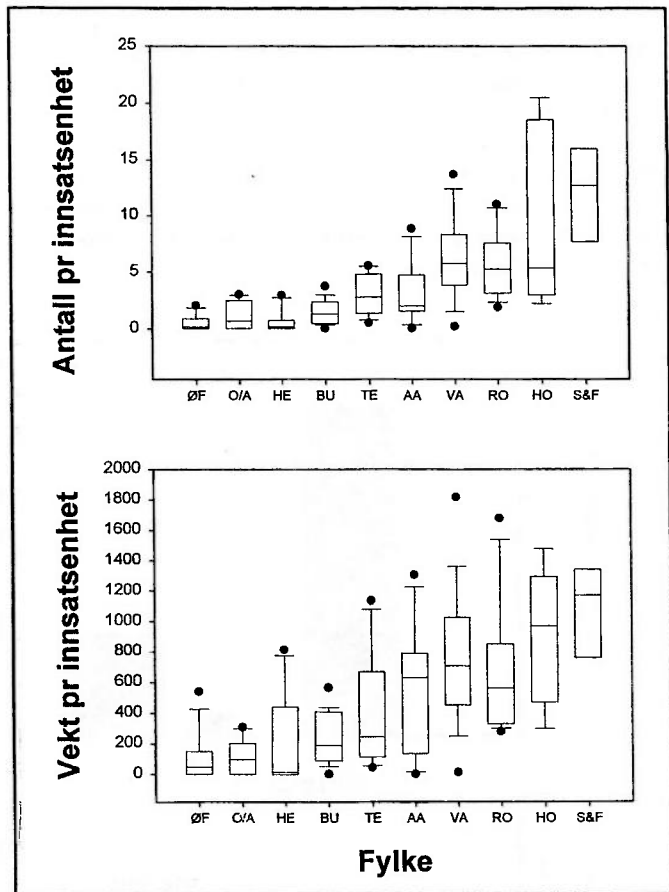
Kalking gjennomføres for å ta vare på hele det biologiske mangfoldet. Analysene av fangstene av fisk kan tyde på at man selektivt har valgt ut innsjøer hvor man finner ørret og/eller abbor, eller man ønsker at det skal være ørret der. Dette er mest tydelig i fylkene Østfold og Oslo/Akershus hvor man burde ha funnet flere fiskearter hvis innsjøkalkingen hadde til hensikt å ta vare på hele mangfoldet. Kategoriseringen av dyreplanktonsamfunnene viser forøvrig at innsjøene i disse fylkene var lite forsuringspåvirket. Et annet resultat som peker i samme retning er at fangstene av abbor raskt synker i fylkene vest for Oslofjorden. Dette kan igjen være et resultat av utvalget av innsjøer, men kan også reflektere hvilken fiskeart som blir satt ut i svært skadede innsjøer. Særlig med tanke på bevaringen av våre svært verdifulle arter av «østfisk» bør utvalget av innsjøer som kalkes evalueres.



Figur 4. Boksplot over variasjonen i fangst pr innsatsenhet uttrykt som antall abbor (a) og vekt av abbor (b) for hvert fylke. Linjen inni boksen representerer medianverdien. Boksen angir 25 og 75 percentilene, og stolpene representerer 10 og 90 percentilene. Åpne sirkler angir alle data utenfor 10 eller 90 percentilene.

3.2.3 Alders og størrelsesfordelinger

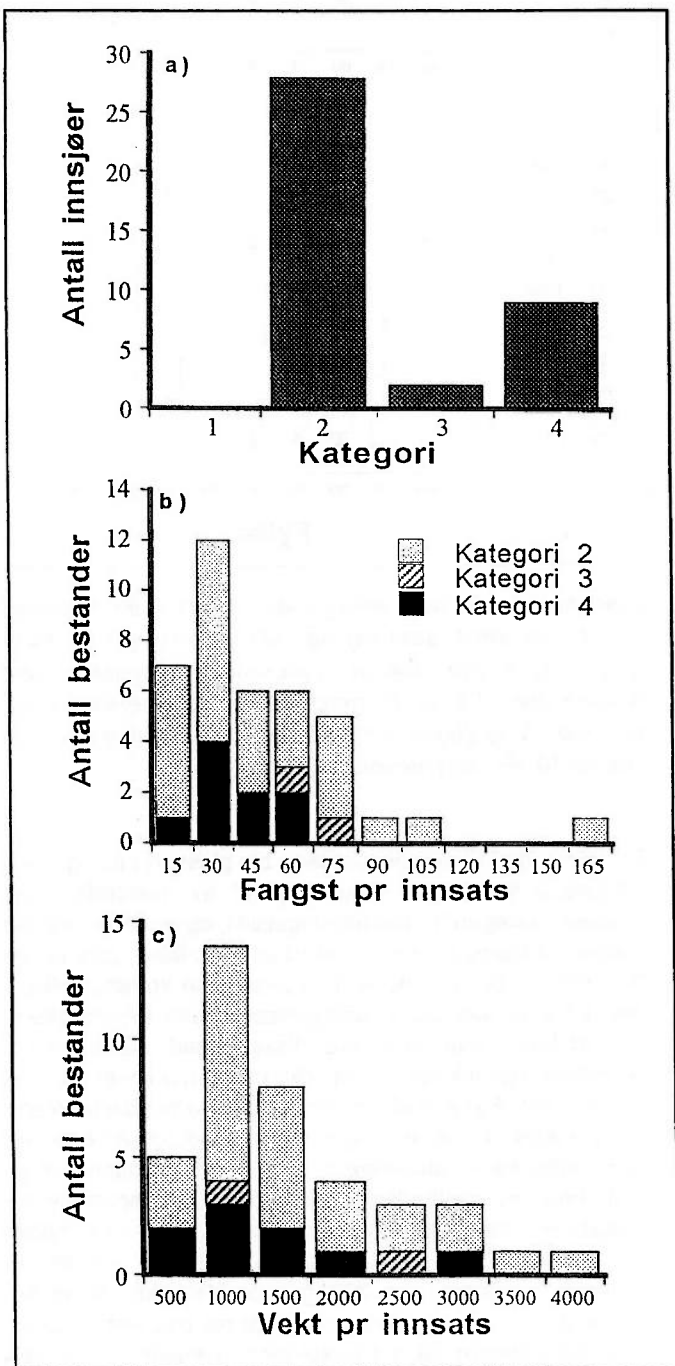
Majoriteten av abborbestandene tilhørte kategori 2 - irregulære fordelinger (**figur 6a**). Bare to bestander ble plassert i kategori 3 - rekrutteringssvikt, og abborbestandene i denne kategorien er trolig, til tross for kalking, påvirket av forsuring. For å evaluere om de mange bestandene som ble plassert i kategori 2 og ni bestander plassert i kategori 4 (juvenilisering) var forsuringspåvirkede eller ikke, vurderte vi størrelsene på disse bestandene (**figur 6b**). Bare seks av bestandene i kategori 2 og en av bestandene i kategori 4 var svært små (fangst pr innsats mindre enn 15 fisk). Tilsvarende betraktninger for vekt pr innsatsenhet (**figur 6c**) viste at tilsammen 5 av bestandene i kategori 2 og 4 var små (fangst pr innsats mindre enn 500 g). De resterende bestandene hadde høyere fangster pr innsats og de irregulære aldersfordelingene har trolig sin årsak i indre bestandsdynamikk. Vi konkluderer derfor at av totalt 39 abborbestander i materialet er 8 bestander eller 21 %, trolig fortsatt noe påvirket av forsuring. Klassisk rekrutteringssvikt ble imidlertid bare påvist i 5 % av bestandene.



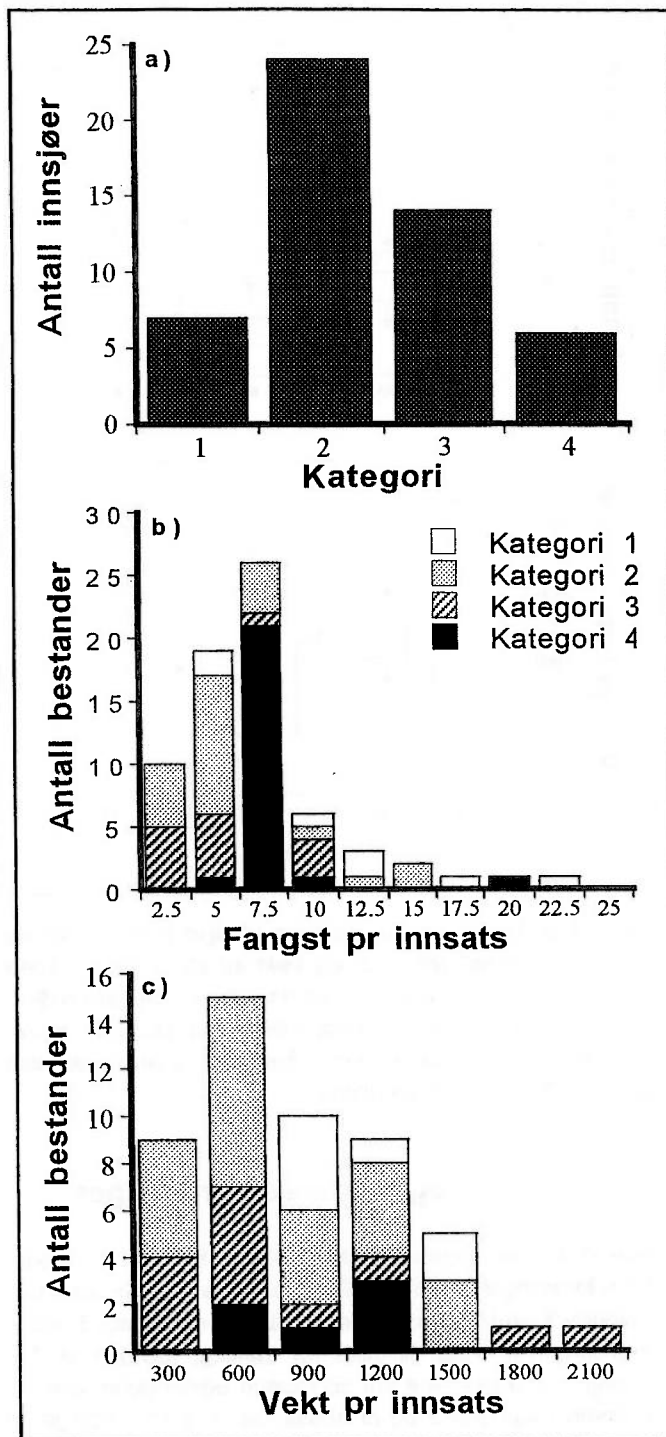
Figur 5. Boksplot over variasjonen i fangst pr innsatsenhet uttrykt som antall ørret (a) og vekt av ørret (b) for hvert fylke. Linjen inni boksen representerer medianverdien. Boksen angir 25 og 75 percentilene, og stolpene representerer 10 og 90 percentilene. Åpne sirkler angir alle data utenfor 10 eller 90 percentilene.

En stor andel av ørretbestandene ble plassert i kategori 2 - irregulære fordelinger (**figur 7a**). 14 av bestandene ble plassert i kategori 3 - rekrutteringssvikt, og ørretbestandene i denne kategorien er trolig, til tross for kalking, påvirket av forsuring. I tillegg til disse 14 bestandene kommer 26 bestander som ikke kunne kategoriseres fordi totalfangstene var for lave. Antar vi at alle disse ørretbestandene har rekrutteringsproblemer er det slike problemer i over 50 % av bestandene. For å evaluere om de mange bestandene som ble plassert i kategori 2 og 4 var forsuringspåvirkede eller ikke, vurderte vi størrelsene på disse bestandene (**figur 7b**). Fem av bestandene i kategori 2, og ingen av bestandene i kategori 4 var svært små (fangst pr innsats mindre enn 2,5 fisk). Vurderinger basert på vekt pr innsatsenhet (mindre enn 300 g) var identiske (**figur 7c**). Summerer vi antallet bestander som ble plassert i kategori 3 (rekrutteringssvikt), og bestander i kategori 2 med lave fangster (vekt og antall) finner vi at 19 av totalt 77 bestander av ørret, tilsvarende ca. 25 % av bestandene, kan være negativt påvirket av forsuring. Antar vi at vi har rekrutteringsproblemer i halvparten av de 26 bestandene (15 av disse bestandene hadde fangst pr innsats lavere enn én fisk) som ikke kunne kategoriseres fordi fangstene av

fisk var for små, øker andelen forsuringpåvirkede ørretbestander til ca. 42 %. Som det framgår ovenfor er dette anslaget usikkert. Bestandene kan være små av andre årsaker enn forsuring. Generelt dårlige gytebekker, sterkt fiskepress, konkurranse fra abbor (selv om vi ikke har kunnet påvise slike effekter i vårt materiale) er mulige årsaker. Vi konkluderer derfor at andelen ørretbestander som til tross for kalking kan være begrenset av forsuring ligger mellom ca. 20 (kategori 3) og 40 %.



Figur 6. Kategorisering av aldersfordelinger i abborbestandene: (a) fordeling av bestandene i fire kategorier (1= normale, 2 = irregulære, 3 = rekrutteringssvikt og 4 = juvenilisering), (b) fisk pr innsatsenhet i bestander fra ulike kategorier og (c) vekt (g) pr innsatsenhet i bestander fra ulike kategorier.



Figur 7. Kategorisering av aldersfordelinger i ørretbestandene: (a) fordeling av bestandene i fire kategorier (1= normale, 2 = irregulære, 3 = rekrutteringssvikt og 4 = juvenilisering), (b) fisk pr innsatsenhet i bestander fra ulike kategorier, (c) vekt (g) pr innsatsenhet i bestander fra ulike kategorier.

3.2.4 Vekst og livshistorie

Til tross for at vi brukte en rekke forskjellige mål på vekst, og at verdiene for disse varierte mye mellom innsjøer, fant vi svært få sammenhenger mellom vekst og de vannkjemiske parametrene. For abborbestandene fant vi ingen sammenheng mellom vekst og vannkemi. For ørretbestandene fant vi at veksten (ω) var positivt korrelert (Pearson korrelasjon; 0,422, $p < 0,01$) med kalsiumkonsentrasjonen. Det ser derfor ut til at kalking kan ha hatt positiv virkning på ørretens vekst i endel innsjøer. Det kan være minst fire årsaker til at vi fant så få korrelasjoner mellom de oppgitte vannkjemiske parametrene og fiskenes vekst:

(1) De vannkjemiske forholdene i de undersøkte innsjøene kan ha blitt så god at fiskens vekst ikke lengre er begrenset av vannkemi. Vurderingene av alders- og størrelsestrukturen i fiskebestandene og vurderingene av bunndyr og planktonsamfunnene (som kommer nedenfor) viser at dette ikke kan være tilfelle i alle innsjøene. Vannkemi ser fortsatt ut til å påvirke fiskebestanden i noen innsjøer.

(2) Vannkjemiske forhold kan bety generelt lite for fiskens vekst. Dette kan forklares ved at forsuringpåvirkede innsjøer har tynne bestander og at fisk som overlever har relativt gode ernæringsforhold. Det er kjent at forsuringstolerante invertebrater kan danne tette bestander i sure innsjøer (Stenson et al. 1993) og skape gode næringsforhold for fisk. Lite er kjent om den direkte effekten av forsuringselementer (H^+ , Al) på fiskevekst og det er derfor vanskelig å skille mellom økologiske effekter (reduert næringskonkurranse, endringer i forekomst og sammensetning av byttedyr osv.) og de rene fysiologiske effektene av surt vann (økte metabolske utgifter, redusert aktivitetspotensiale osv.).

(3) De målte vannkjemiske parametrene kan være lite relevante for effekten av vannkvalitet på fiskevekst. Sure episoder kan medføre fysiologiske endringer som påvirker vekst i lengre tid etterpå. Det er metodisk vanskelig å fange opp slike sure episoder. Få dager etter en sur episode kan vannkjemien være god, og variasjonen er spesielt stor i elver. De fleste vannprøvene er tatt i sommerhalvåret fra innsjøen eller utløpselver. Sure episoder er vanligst om våren (i bekker) eller senvinters under isen (i innsjøer; Barlaup 1996).

(4) Eventuelle sammenhenger mellom vannkjemiske parametre og fiskevekst kan overstyres av andre faktorer som generell næringsrikhet, innsjøenes geografiske plassering og morfometri eller av biologiske reguleringsmekanismer (se nedenfor). For å undersøke dette nærmere forsøkte vi å bygge multivariate modeller (multiple varians- og regresjonsanalyser) for fiskevekst som inkluderte slike parametre (h.o.h., dyp, siktedyp, areal osv.) og vannkjemiske parametre. I ingen av disse modellene kunne nye vannkjemiske parametre bidra til å forklare vekstvariasjonene. Med bakgrunn i argumentene ovenfor konkluderer vi at det er svært vanskelig å trekke sikre konklusjoner om årsakene

til at fiskevekst i svært liten grad er korrelert til vannkjemiske parametre.

Fiskens vekst var imidlertid sterkt korrelert med fisketettheten (fangst pr innsats). Både hos abbor og ørret avtok veksten ((L_{max}, ψ, L)) signifikant ($p < 0,05$) med tetthet. En slik tetthetsavhengig vekst kan forklares ved økt konkurranse om begrensede ressurser når tettheten øker. Noe overraskende økte veksten til abbor signifikant med økende siktedyp. Vår forventning var at høyproduktive innsjøer med lavt siktedyp skulle gjøre denne sammenhengen negativ. Årsaken til den positive korrelasjonen mellom siktedyp og abborens vekst er trolig at materialet inneholdt mange myrpåvirkede (dystrofe), typisk fattige innsjøer, med lavt siktedyp. Siktedyp er derfor ikke noen god indikator for næringsrikhet.

Som et alternativ til korrelasjoner mellom vekst og vannkemi er det mulig å bruke andre uavhengige indikatorer for forsuringstatus. Både plankton og bunndyrsamfunnene kan brukes som uavhengige mål for forsuringstatus, med den klare fordel at biotaen integrerer forsuringsskader over tid. Vi benyttet derfor kategoriseringen av disse samfunnene til å sammenligne de ulike bestandenes vekst. I rene ørretinnsjøer fant vi en signifikant effekt (ANOVA variansanalyse; $p < 0,05$) av planktonkategori (se kap. 2.4). Generelt avtok veksten med økende forsuringsskade i planktonsamfunnene (kategori 1 til 4), men forskjellene var signifikante bare mellom kategori 1 og 3 (Scheffes Post Hoc test; $p < 0,05$). For abbor fant vi ingen slike sammenhenger, og heller ikke status i planktonsamfunnene ser ut til å bidra mye til å forklare vekstvariasjoner hos fisk i kalkede innsjøer.

Det var heller ingen gode sammenhenger mellom bunndyrkategori og vekst hos ørret. Vi fant riktignok en relativt svak sammenheng mellom maksimumstørrelse (L_{max}) og bunndyrkategori, hvor abbor nådde en signifikant høyere maksimumslengde (Scheffes Post Hoc test; $p < 0,05$) i innsjøer med bunndyrsamfunn i kategori 3 enn i kategoriene 2 og 4. Fordi disse forskjellene er relativt svake og ikke understøttes av tilsvarende forskjeller for de andre vekstmålene, er det sannsynlig at de kan være et resultat av samvariasjon med andre parametre. For abbor fant vi ingen sammenhenger mellom noe vekstmål og bunndyrkategoriseringen.

Når vi vurderte veksten retrospektivt (fra tilbakeberegninger) fant vi ingen generelle trender. I enkelte innsjøer har veksten avtatt i den perioden vi har kunnet vurdere, mens i andre innsjøer har veksten økt. Redusert vekst kan forklares ut fra bedret rekruttering etter kalking som øker fisketettheten og tetthetsavhengig vekst. Vi fant i totalmaterialet for alle innsjøene sterke indikasjoner på tetthetsavhengig vekst, gjennom negative korrelasjoner mellom vekst og fangst pr innsats (se ovenfor). Bedret vekst etter kalking kan teoretisk forklares ut fra reetablering eller økende tetthet av viktige næringsdyr for fisken, men også ut fra Lee's fenomen (se kap. 2.3 Tilbakeberegning av vekst - en metodevurdering). Vi kan derfor ikke konkludere at

kalking har påvirket vekst hos fisk i en bestemt retning. De ulike artene responderer vekstmessig på kalking på forskjellige måter i forskjellige innsjøer. Mer detaljerte studier i utvalgte lokaliteter og over lengre tid kan trolig avsløre hvilke mekanismer som virker og årsaker til variasjonen. Kunnskap om vekstendringer etter kalking og nødvendige forvaltningsmessige strategiendringer (f.eks. fiskeregler og maskestørrelser) kan være viktig for allmennhetens aksept for kalkingsprogrammene.

Vi fant ingen konsekvente sammenhenger mellom fiskenes livshistorie og vannkjemi eller forsuringindekser.

3.2.5 Bestandsstørrelse

Selv om bestandsstørrelsene (målt som antall fisk eller vekt pr innsatsenhet) varierte mye mellom innsjøer fant vi ingen korrelasjoner med vannkjemiske parametre. Likeledes fant vi ingen sammenhenger mellom uavhengige forsuringindekser basert på plankton og bunndyringsamfunnene og fisketetthet. Som for veksten (se ovenfor) kan man fristes til å konkludere at bestandsstørrelsene ikke lenger er begrenset av forsuring. Det faktum at opp til 21 % av alders- og størrelsesfordelingene hos abbor og 20 til 40 % hos ørret ble plassert i kategorier som gir gode indikasjoner på forsuringspåvirkning, taler imidlertid mot dette. Plankton og bunndyrundersøkelsene støtter også under antagelsen at flere av fiskebestandene selv etter kalking kan være påvirket av forsuring. Manglende korrelasjoner mellom fangst pr innsats og vannkjemiske -parametre og -indikatorer må forklares ved at andre (ikke målte) parametre overstyrer.

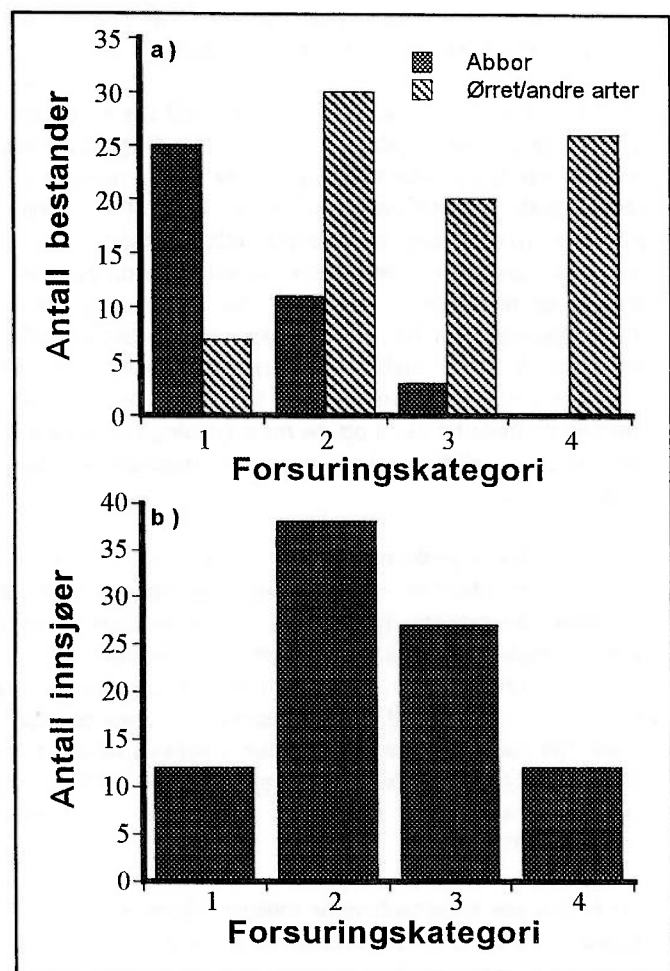
Fangst pr innsats av ørret økte signifikant med innsjøens maksimumdyp og avtok signifikant med høyde over havet (Pearson korrelasjoner; $p < 0,05$). Forsøk på å bygge multivariate modeller (multiple varians- og regresjonsanalyser) for tetthet som inkluderte disse parametre og vannkjemiske parametre var ikke vellykket i den forstand at ingen vannkjemiske parametre bidro til å forklare tetthetsvariasjonene. For abbor ble det ikke funnet noen sammenhenger mellom innsjøbeskrivende parametre (høyde over havet, dyp, areal osv.) og tetthet.

3.2.6 Forsuringsskader på fisk

Ut fra en totalvurdering av av alders- og størrelsesfordelingene (kategorisering), bestandenes størrelse og vekst ble fiskebestandene plassert i forsuringkategorier fra 1 (upåvirket) til 4 (sterkt forsuringspåvirket). Denne kategoriseringen viser (som for evalueringene av aldersfordelingene, se kap. 3.2.3) at abbor har respondert mye bedre på kalking enn ørret og/eller andre arter (figur 8a). Mens 25 abborbestander (64 %) ble vurdert som upåvirket av forsuring ble bare 7 (8,5 %) av ørretbestandene plassert i samme kategori. Ingen av abborbestandene og 26 (31 %) av ørretbestandene ble kategorisert som sterkt forsuringss-

påvirket. Andelen av bestandene som med stor sannsynlighet fortsatt er negativt påvirket av forsuring (sum av kategori 3 og 4) var 55 % for ørret og 7,7 % for abbor. Det må imidlertid bemerkes at usikkerheten i skadevurderingene er større for ørret enn for abbor. Ørretbestanden kan i flere innsjøer være naturlig tynne, f.eks. på grunn av begrensede gytemuligheter.

Ved å beregne gjennomsnittlig forsuringskategori for de ulike artene i hver innsjø fikk vi en samlet vurdering av kalkingens effekt på fiskesamfunnene i innsjøene (figur 8b). De fleste innsjøene (34 innsjøer, 43,5 %) ble plassert i kategori 2, men også mange innsjøer ble plassert i kategori 3 (forsuringspåvirket) og en innsjø ble plassert i kategori 4. 28 av innsjøene (36 %) hadde fiskesamfunn som med stor sannsynlighet fortsatt er negativt påvirket av forsuring (sum av kategori 3 og 4).



Figur 8. Fordeling i ulike forsuringkategorier (1 = upåvirket, 2 = mulig eller svakt forsuringspåvirket, 3 = forsuringspåvirket og 4 = sterkt forsuringspåvirket) for a) bestander av abbor og ørret/andre arter og b) en samlet vurdering av fiskesamfunnene i de ulike innsjøene.

3.2.7 Diettbredde og forsuringsskader

I studiene av sammenhengen mellom diettbredde og forsuringspåvirkning konsentrerte vi oss om situasjonen i abborbestander på grunn av det lave antall fisk fanget i mange av bestandene med ørret og røye. Vi fant generelt en relativt stor variasjon i diettbredde hos abbor (Levins indeks: fra 1,42 til 9,2). Til tross for dette var det ikke slik at abbor i forsuringspåvirkede bestander hadde generelt lavere diettbredde enn fisk i upåvirkede bestander. Det var heller ingen sammenheng mellom diettbredde og de andre forsuringskategoriseringene.

3.2.8 Fisk og kalkingsstrategi

Det var ingen sammenheng mellom fangst pr innsats av abbor og kalkingsmetode eller kalkingsmiddel. For ørret derimot, fant vi en signifikant effekt av kalkingsmetoden på fangst pr innsats (ONEWAY variansanalyse, $p < 0,01$). Innsjøer kalket bare i innløpsbekker hadde signifikant (Scheffes Post Hoc test; $p < 0,05$) høyere fangst av ørret enn innsjøer kalket bare i innsjøen og kombinasjonen innsjøen/innløp. Dette illustrerer tydelig sammenhengen mellom kalkingsstrategi og fiskenes livshistorie. Alle typer kalk og kalkingsmetode slår likt ut for innsjøgytende abbor, mens best resultat for den bekkegytende ørreten får man om det kalkes i tilløpsbekkene. Vi klarte ikke å avsløre hvorfor kalking i innløpsbekker gir høyere tetthet av ørret enn om kalkingen foretaes både i innløp og innsjø. En mulig faktor er at i innsjøer der abbor finnes vil kalkingen av innsjøen føre til sterk økning i tettheten av abbor som gjennom konkurranse gjør at det er plass til færre ørret. Dette blir imidlertid spekulasjoner da vi ikke fant noen signifikant (Pearson korrelasjon, $p > 0,05$) sammenheng mellom fangst pr innsats av ørret og abbor i vårt materiale.

3.2.9 Fisk og kalkingskriterier

Denne studien er ikke designet for en full evaluering om de ulike kalkingsobjektene oppfyller kalkingskriteriene slik de er beskrevet i "Handlingsplan for kalkingsvirksomheten i Norge mot år 2000" (DN-rapport 1995-2). I henhold til denne planen skal følgende kriterier tillegges vekt ved prioritering av kalkingsvirksomhet: a) Overskridelse av tålegrenser for forsuring, b) restbestander av forsuringfølsomme ferskvannsorganismer, status for biologisk mangfold, c) tilstand etter framtidig utslippsreduksjon og d) fiskeinteresser. Alle de undersøkte innsjøene ligger innenfor områder med overskridelser av tålegrenser (Hesthagen & Henriksen 1994, Henriksen, Hesthagen & Fjell 1996). Våre undersøkelser viser at kriterium b) ikke alltid er oppfylt. Fisk skal brukes som indikator på om det finnes restbestander av forsuringfølsomme arter. To innsjøer som opprinnelig ble valgt ut, ble tatt ut av programmet fordi de bare hadde svært få individer av utsatt ørret. Videre fant vi to innsjøer hvor fangstene trolig bestod utelukkende av utsatt ørret. Dette betyr at kriteriet om restbestander av forsuringfølsomme

arter trolig ikke er oppfylt i 4 av 92 innsjøer eller i mindre enn 5 % av innsjøene. Dette kriteriet er imidlertid ikke absolutt, og i DN's prioriteringskategorier finner vi innsjøer hvor forsuringfølsomme organismer er utdødd fra kategori 3 og nedover (DN-rapport 1995-2). Kombinert med store fiskeinteresser og gode utsikter for bedret tilstand i økosystemet etter utslippsreduksjoner kan slike innsjøer også kalkes. Vi har ikke grunnlag for å vurdere fiskeinteressene og mulig tilstand etter utslippsreduksjoner i de undersøkte lokalitetene. Vi konkluderer derfor at ut fra vårt materiale ser det ut som de fleste lokalitetene oppfyller kriteriene for kalking. Vi må imidlertid uttrykke vår bekymring over at de svært forsuringfølsomme "østfiskene" tilsynelatende er så dårlig representert i kalkingsprogrammet i de østlige fylkene.

3.2.10 Oppsummering fisk

Fiskesamfunnene er noe fattigere enn forventet i innsjøer i de østlige fylkene. Reetablering av østlige fiskearter (som karpefiskene) har enten ikke funnet sted eller så er kalkingsinnsatsen fokusert mot innsjøer med abbor eller ørret. I de fleste av innsjøene med abbor og/eller ørret har vi selvrekrutterende bestander. Kalkingen ser ut til å være mer vellykket for abbor enn for ørret idet knappe 8 % av abborbestandene ser ut til å ha forsuringrelaterte problemer, mens det tilsvarende tallet for ørret var 55 %. Forskjeller i kalkingsstrategi kan ha påvirket dette forholdet, idet bekkalkinger mer enn innsjøkalkinger ser ut til å virke gunstig på ørretbestander, mens abborbestander responderer like godt på alle kalkingsstrategier.

Fiskenes vekst var primært korrelert med av bestandenes tetthet. Svært få sammenhenger mellom vekst og vannkjemiske parametre ble funnet. Det ble heller ikke funnet sammenhenger mellom vannkemi og fisketetthet. Det ble ikke funnet klare sammenhenger mellom fiskenes diettbredde og grad av påvirkning av forsuring.

Abbor ser ut til å ha respondert mye bedre på kalking enn ørret og/eller andre arter: Mens 25 abborbestander (64 %) ble vurdert som upåvirket av forsuring ble bare 7 (8,5 %) av ørretbestandene plassert i samme kategori. 28 av innsjøene (36 %) hadde fiskesamfunn som med stor sannsynlighet fortsatt er negativt påvirket av forsuring.

3.3 Planktoniske krepsdyr

3.3.1 Totalt antall arter og geografisk utbredelse

Resultatene er basert på planktoniske prøver fra 88 innsjøer i Sør-Norge. Totalt er det registrert 24 arter av krepsdyr i materialet; 15 arter av vannlopper (Cladocera) og 9 arter av hoppekreps (Copepoda) (**vedlegg 1**). Av disse må 16 arter betraktes som rent planktoniske (lever i de frie vannmasser) mens 4 arter er vanlige både i de frie vann-

masser og i strandnære områder (planktonlitorale) og 4 arter lever vanligvis på grunnområdene (litorale). Fem av artene ble kun registrert i en eller to prøver. Med unntak av *Daphnia galeata*, som ble funnet i to prøver, har disse artene et litoralt eller planktonlitoralt levevis og opptrer vanligvis med lave tettheter i planktonet.

Av de registrerte artene har 14 arter en utbredelse som dekker hele landet. De fleste av disse ble funnet i et stort antall av prøvene. I tillegg har 4 arter en landsdekkende utbredelse men med spredte forekomster på Sørlandet og/eller Vestlandet. Det ble også registrert 4 arter med østlig utbredelse, 1 art (*Bosmina coregoni*) med en sørøstlig utbredelse og 1 art (*Mixodiaptomus laciniatus*) med manglende utbredelse i sørlige deler av Østlandet (dvs. Østfold samt Oslo og Akershus). *Ceriodaphnia pulchella*, betraktet som en østlig art med spredt utbredelse sørover til Rogaland, er i dette materialet registrert i en innsjø i Hordaland. Manglende eller spredte registreringer på Vestlandet kan skyldes feilbestemmelser da den ofte er forvekslet med en annen nært beslektet art, *C. quadrangula* (Bjørn Walseng, personlig meddelelse). *B. coregoni* er tidligere registrert i Rogaland i tillegg til hoved-utbredelsesområdet i sørlige deler av Østlandet. Vår registrering av arten i en innsjø i Aust-Agder bekrefter funn gjort i forbindelse med landsdekkende trofiundersøkelse (Bjørn Faafeng, personlig meddelelse). *B. longirostris* er tidligere kun sporadisk registrert på Vestlandet men er i denne undersøkelsen funnet i flere vann i Rogaland og Sogn og Fjordane.

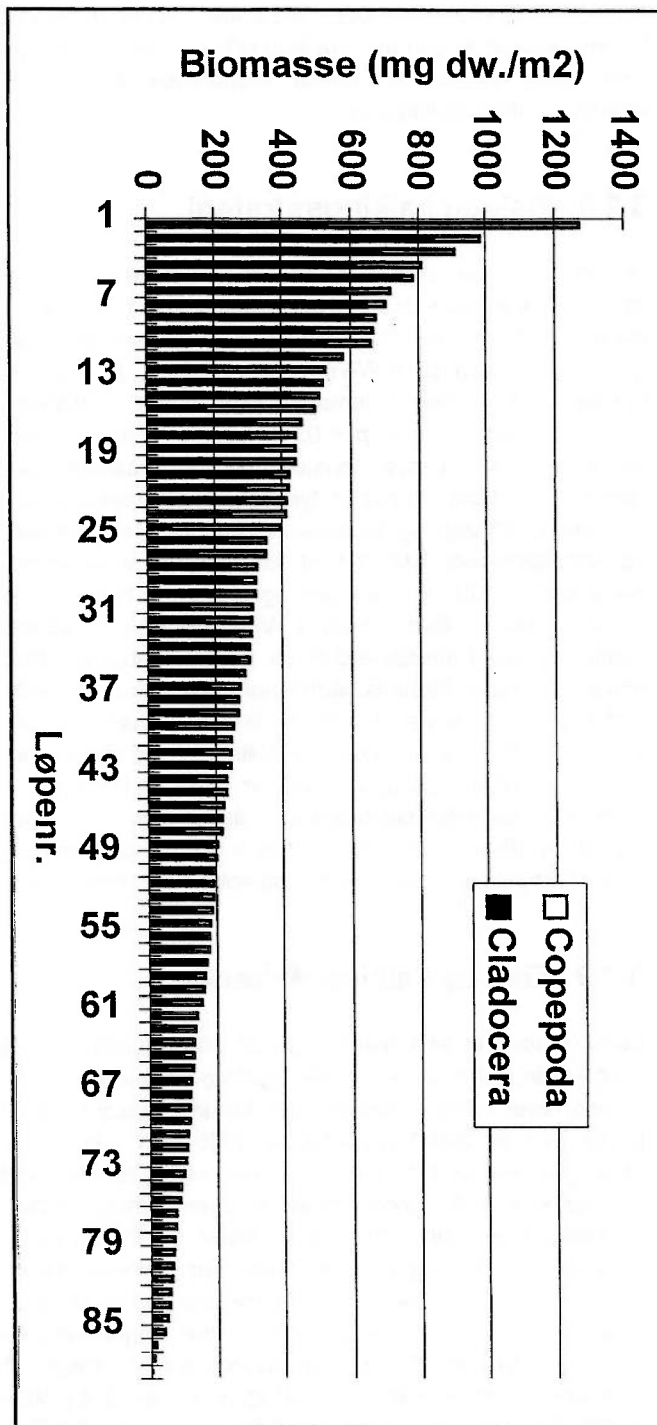
3.3.2 Artsmangfold i enkeltlokaliteter

Artsmangfoldet i enkeltlokaliteter varierte mellom 3 og 10 arter med et gjennomsnitt på 6,1 arter (vedlegg 1). Antall vannlopper registrert i en enkelt lokalitet var 1-6 arter mens tilsvarende tall for hoppekrepsene var 1-5. Lokaliteter med 9-10 arter ble registrert i alle fylkene med unntak av Sogn og Fjordane, Hordaland, Telemark og Hedmark. Lavt arts-mangfold (3-4 arter) ble registrert i enkelte lokaliteter i Rogaland, Vest- og Aust-Agder, Østfold og Hedmark. Hvis vi grupperer lokalitetene i geografiske regioner så har lokaliteter på Vestlandet (Sogn og Fjordane, Hordaland, Rogaland) og Sørlandet (Vest-Agder, Aust-Agder, Telemark) samme gjennomsnittlige artsdiversitet (5,9 arter), men lavere enn hva vi har registrert for Østlandet (6,4 arter). Disse forskjellene er tilsvarende det en finner ved å sammenligne et større antall lokaliteter med beliggenhet lavere enn 700 m o.h. i Sør-Norge (se Schartau et al. 1997). Imidlertid er gjennomsnittlig antall arter av hoppekreps høyere i vårt materiale mens antall arter av vannlopper er lavere.

3.3.3 Biomasser

Biomassen (tørrvekt per m²) av planktoniske krepser varierte mellom 0,67 og 1273 mg (vedlegg 1). I mer enn 60 % av lokalitetene var biomassen lav eller moderat (< 300 mg tørrvekt per m²) (figur 9). Fordelingen mellom lav (< 150 mg), moderat (150-300 mg), middels (300-500 mg) og høy biomasse (> 500 mg) var hhv. 31,8 %, 29,5 %, 22,7 % og 15,9 %. Lokaliteter med høye biomasseverdier ble registrert

i Agder-fylkene og på Østlandet. I 9 av 14 lokaliteter i denne kategorien var det en dominans av gelekrepsen *Holopedium gibberum* som ofte kan opptre i store mengder på denne tiden av året. Andre arter som ble registrert i relativt store mengder var vannloppene *Bosmina longispina*, *Daphnia longispina* og *D. cristata* samt hoppekrepsen *Cyclops scutifer*.



Figur 9. Fordeling av biomasse (mg tørrvekt per m²) av planktoniske krepser fordelt på vannlopper (Cladocera) og hoppekreps (Copepoda) i 88 undersøkte innsjøer. Fordelingen er basert på en prøve i august (1995 eller 1996). Langs x-aksen er det angitt et løpenummer basert på avtagende biomasseverdier.

I 60 (68 %) av lokalitetene var biomassen av vannlopper større enn biomassen av hoppekreps, i en lokalitet var biomassen av de to gruppene lik mens de øvrige 27 lokalitetene hadde en dominans av hoppekreps. I næringsfattige innsjøer er det ikke uvanlig at det kan være en dominans av hoppekreps. Imidlertid er prøvetakingen gjennomført på en tid av året hvor vannloppene vanligvis har sitt maksimum.

Det var ingen signifikant sammenheng mellom antall arter av krepsdyr og biomasse.

3.3.4 Artssammensetning og forsuring

Basert på sammensetningen av krepsdyrplanktonet er det gitt en vurdering av forsuringssituasjonen i de enkelte lokalitetene (se vedleggsrapport). Det er benyttet en firedelt skala: ikke forsuret (1), svakt forsuret (2), moderat forsuret (3) og sterkt forsuret (4). Totalt er planktonet i 38 (43,2 %) av lokalitetene vurdert som ikke forsuringsskadet. De øvrige kategoriene utgjør hhv. 13,6, 29,5 og 13,6 %. Gjennomsnittlig forsuringsskadeindeks er høyest for Vestlandet (2,72), noe lavere for Sørlandet (2,39) og lavest for Østlandet (1,63). Østlandet har en signifikant bedre status målt som forsuringsskadeindeks sammenlignet med resten av undersøkelsesområdet ($p < 0,001$, Mann-Whitney U-test).

3.3.5 Samvariasjon mellom plankton-samfunnet og miljødata

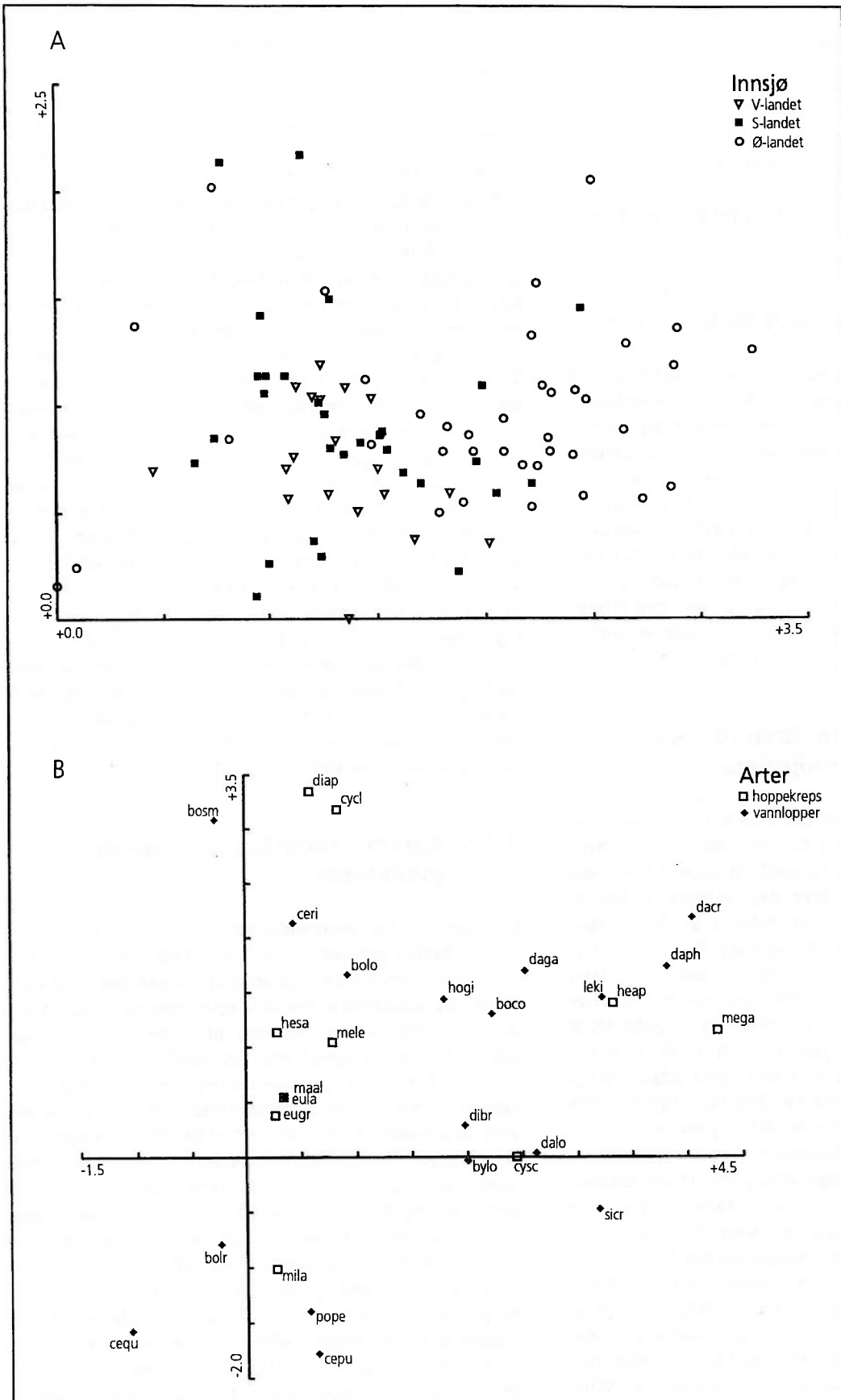
En DCA er benyttet på totalmaterialet (88 prøver) og resultatet av ordinasjonen er gitt i diagrammer med prøveplott/artsplott for akse 1 (horisontalt) og akse 2 (vertikalt) (figur 10). Akse 1 representerer den viktigste underliggende variabel (vanligvis en kombinasjon av flere miljøvariable) som er avgjørende for artenes fordeling, mens akse 2 representerer den nest viktigste variabelen osv. Med bakgrunn i kunnskaper om de ulike lokalitetene ser vi at geografiske forskjeller i artssammensetning er viktig for å forklare hovedgradienten av prøvene (figur 10). Prøvene fra Vestlandet og Sørlandet er i liten grad adskilt langs hovedaksen (akse 1). Prøvene fra Østlandet ligger spredt langs hele akse 1 men med hovedvekt av prøvene til høyre for prøvene fra Vest- og Sørlandet. Totalt er 32 % av variasjonen forklart av de geografiske parametrene breddegrad, lengdegrad og høyde over havet (tabell 9). Når man beveger seg fra vest mot øst, fra nord mot sør og fra høyereliggende områder til lavereliggende områder vil artsdiversiteten vanligvis øke og artssammensetningen endre seg. Denne geografiske gradienten er vesentlig forklart av at utbredelsesområdet til de ulike krepsdyrartene er forskjellig (se Kap. 3.3.1). Dette kan ha sammenheng med utbredelsen til de ulike fiskeartene da innsjøer med antatt høy predasjon fra fisk (sik, abbor og mort) er vanligst i lavereliggende områder på Østlandet. Av andre planktonspisende fisk kan nevnes stingsild (Vestlandet) og røye (Vest- og Sørlandet), men disse er kun registrert i et fåtall lokaliteter i denne undersøkelsen. Krepsdyrarter som er

kjent for å tolerere relativt kraftig fiskepredasjon (jf. Schartau et al. 1997) er i det foreliggende materialet først og fremst registrert i de østlige lokalitetene.

Etter en del innledende testing av ulike parametre mot hele eller deler av datamaterialet (avhengig av hvilke innsjøer det finnes miljødata for) valgte vi å teste betydningen av kalkingsstrategi (kalkingsfrekvens, kalktype og kalkingsmetode), pH i innsjøen samme sesong som prøvene ble tatt (pH-innsjø), fiskepredasjonen og siktedypet i tillegg til de tre geografiske parametrene (tabell 10). Kalktype 1 (innsjøkalking) samt kalkingsfrekvens bidro signifikant ($p < 0,05$) til forklaring av variasjon i krepsdyrmaterialet når disse ble testet separat og før materialet var korrigert for underliggende geografisk variasjon. I en overvekt av de østlige lokalitetene er det benyttet kalktype 1 samtidig som kalkingsfrekvensen i en større andel av lokalitetene er sjeldnere enn årlig. Krepsdyrplanktonet i disse innsjøene skiller seg fra de øvrige på samme måte som de østlige innsjøene skiller seg fra innsjøer på Sør- og Vestlandet. Etter korrigering for geografisk variasjon var det bare kalkingsmetode 5 (innsjøkalking i kombinasjon med indirekte kalking via vassdrag oppstrøms) og kalkingsmetode 7 (indirekte kalking i kombinasjon med kalking i innløpsbækker) av kalkingsparametrene som hadde en signifikant forklaringsgrad. For alle kalkingsparametrene var forklaringsgraden imidlertid lav. Forskjeller mellom de ulike kalkingsstrategiene er basert på et fåtall lokaliteter innen hver kategori og bør derfor ikke tillegges stor vekt. Forskjellene i artssammensetning er dessuten små og ikke lett tolkbare.

3.3.6 Samlet vurdering av krepsdyrplanktonet

Generelt kan krepsdyrplanktonet beskrives som typisk for næringsfattige innsjøer i Sør-Norge både når det gjelder biomasser, artsmangfold og artssammensetning. Over halvparten av lokalitetene har et krepsdyrplankton som fremdeles er påvirket av forsuring etter flere års kalkingsvirksomhet. De viktigste faktorene som forklarer forskjeller i krepsdyrplanktonets sammensetning er geografiske forskjeller i artenes utbredelsesområde. Det er tydelige øst-vest og sør-nord gradienter samt at lokalitetens høyde over havet også er av signifikant betydning. I stor grad kan dette være forklart av forskjeller i fiskesamfunnene og varierende predasjonstrykk da predasjon fra fisk er antatt å være størst i lavereliggende lokaliteter på Østlandet og spesielt i de sørlige områdene. Variasjon i pH (i innsjø samme sesong), temperatur, trofigrad og siktedyp kan også være av en viss betydning da disse også samvarierer med de geografiske gradientene. Siktedypet øker med økende høyde over havet og avtar fra vest mot øst pga. varierende humusinnhold. pH er tilsvarende lavest for de høystliggende sjøene. Det samme antas å være tilfelle for vanntemperatur og trofigrad.



Figur 10. Ordinasjonsdiagram (DCA) av totalmaterialet av planktoniske krepsdyr fra 88 innsjøer. Diagrammene viser fordelingen av punktene langs de to viktigste gradientene (akse 1 og akse 2). Aksenes lengde er angitt i SD-enheter (SD = standard deviasjon). A. Prøveplott der hvert punkt utgjør en prøve. Det er angitt om prøvene er fra Vestlandet (Sogn og Fjordane, Hordaland, Rogaland), Sørlandet (Vest-Agder, Aust-Agder, Telemark) eller Østlandet (Buskerud, Vestfold, Oslo og Akershus, Østfold, Hedmark, Oppland). B. Artsplott der hvert punkt utgjør tyngdepunktet til en art. Hver art er angitt med fire bokstaver (se vedlegg 1).

Tabell 9. Korrelasjon mellom variasjon i krepsdyrplanktonets artssammensetning og geografisk fordeling av prøvene (CCA m/forward selection, 88 prøver). Monte Carlo permutasjonstest er benyttet for hver av de valgte parametrene og deretter for de gjenstående parametrene etter at parametrene med best forklaringsgrad suksessivt er valgt inn i forklaringsmodellen (uthevet). For hver test er det angitt forklaringsgrad for hver enkelt parameter (p - verdi i parentes). Det er benyttet et 95 % signifikansnivå ($p < 0,05$). Samlet forklaringsgrad for de tre valgte parametrene er 32 %.

Parameter	Test 1	Test 2	Test 3
Høyde over havet	10 (0,01)	8 (0,01)	7 (0,01)
Breddegrad (S-N)	12 (0,01)	9 (0,01)	
Lengdegrad (V-Ø)	16 (0,01)		

Det kan også være geografiske forskjeller i kalkingsstrategi. For eksempel er det benyttet kalktype 1 (innsjøkalk) i en overvekt av de østlige lokalitetene mens kalktype 4 (blanding av innsjøkalk og grovkalk) og kalktype 5 (blanding av innsjøkalk og skjellsand) er mest benyttet på Sør- og Vestlandet. Kalkingsfrekvensen er også lavere på Østlandet, dvs. sjeldnere enn årlig i en større andel av lokalitetene. Tilsvarende er kalkingsmetode 1 (innsjøkalking) i større grad brukt i de østlige lokalitetene sammenlignet med Sør- og Vestlandet og dessuten i høyereliggende lokaliteter sammenlignet med innsjøer i lavlandet. Dersom man tar hensyn til disse forhold (samvariasjon mellom kalkingsstrategi og geografiske gradienter) synes kalkingsstrategien å bidra lite til forklaring av de forskjeller vi finner i krepsdyrplanktonet.

Vurdering av forsurenings-situasjonen og predasjonsforhold er basert på de artene som er til stede i prøvene. Da planktonmaterialet i denne undersøkelsen er basert på bare en prøvetakingsdato og det er store naturlige variasjoner i planktonet gjennom sesongen, vil det nødvendigvis være knyttet endel usikkerheter til disse vurderingene. Forholdet mellom krepsdyr og hjuldyr kunne gitt supplerende informasjon om hvilke faktorer som styrer planktonet. I denne undersøkelsen er imidlertid hjuldyrene ikke analysert.

Tabell 10. Korrelasjon mellom variasjon i krepsdyrplanktonets artssammensetning og utvalgte miljøvariable (CCA m/forward selection, 72 prøver). Samlet forklaringsgrad for totalt 17 variable er 72 % mens forklaringsgrad av de fem signifikante parametrene er 40 %. Kalkingsmetode 2 og kalktype 2 er ikke benyttet for noen av innsjøene som inngår i testen. Alle p-verdier $< 1,0$ er angitt. Se tabell 9 for ytterligere forklaring.

Parameter	Test 1	Test 2	Test 3	Test 4	Test 5
Kalkingsmetode 1	2 (ns)	2 (ns)	2 (ns)	2 (ns)	1 (ns)
Kalkingsmetode 3	5 (ns)	5 (ns)	4 (ns)	4 (ns)	4 (0,08)
Kalkingsmetode 4	3 (ns)	3 (ns)	3 (ns)	3 (ns)	2 (ns)
Kalkingsmetode 5	4 (ns)	5 (0,01)	5 (0,07)	5 (0,04)	
Kalkingsmetode 6	3 (ns)	3 (ns)	3 (ns)	3 (ns)	3 (ns)
Kalkingsmetode 7	6 (ns)	5 (0,08)	5 (ns)	5 (ns)	5 (0,05)
Kalktype 1	7 (0,01)	3 (ns)	3 (ns)	3 (ns)	3 (ns)
Kalktype 3	6 (ns)	5 (ns)	5 (ns)	4 (ns)	4 (ns)
Kalktype 4	4 (ns)	3 (ns)	4 (ns)	4 (ns)	4 (ns)
Kalktype 5	4 (ns)	3 (ns)	3 (ns)	3 (ns)	3 (ns)
Kalkingsfrekvens	6 (0,03)	4 (ns)	4 (ns)	4 (0,08)	4 (ns)
pH-innsjø	6 (0,02)	5 (0,06)	6 (0,02)	4 (ns)	4 (ns)
Siktedyp	5 (ns)	3 (ns)	3 (ns)	2 (ns)	2 (ns)
Predasjonstrykk	6 (ns)	4 (ns)	4 (ns)	3 (ns)	3 (ns)
Høyde over havet	10 (0,01)	8 (0,01)	7 (0,01)		
Breddegrad (S-N)	12 (0,01)	9 (0,01)			
Lengdegrad (V-Ø)	14 (0,01)				

3.4 Bunndyr

Resultatene fra alle lokalitetene er satt opp i tabeller for hvert fylke i vedleggsrapporten (NINA Oppdragsmelding 509). Basert på dette råmaterialet har en foretatt analyse av sensitive dyr, antall taksa, forsøringsindeks 1 og antall individ i prøvene (**figurene 11-14**).

Blant de sure bekkene hadde omtrent halvparten av lokalitetene ikke noen sensitive taksa (**figur 11**), mens det for de kalkede var en fjerdedel som manglet forsøringsfølsomme dyr. Ingen av de ukalkede lokalitetene hadde mer enn 4 følsomme taksa, mens flere av de kalkede hadde både 5 og 6 taksa av denne typen. I gjennomsnitt var det 2,24 følsomme taksa i kalkede og 0,62 i ukalkede bekker (**tabell 11**). Denne forskjellen er sterkt signifikant (Fisher's eksakt test, $p < 0,001$).

Fordelingen av antall taksa pr lokalitet var forskjellig i kalket og ukalket bekk (**figur 12**). I gjennomsnitt hadde de kalkede og ukalkede lokalitetene henholdsvis 18,27 og 14,93 taksa. Denne forskjellen er statistisk signifikant (Student's T-test, $p < 0,001$).

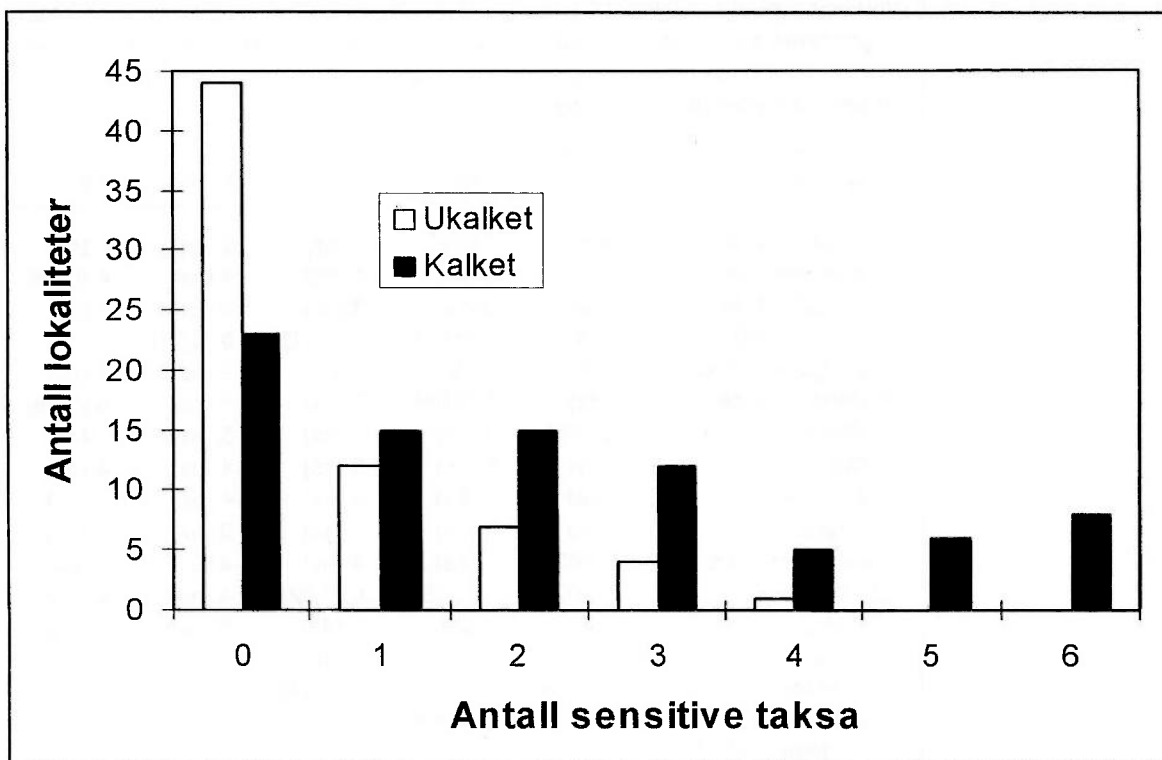
Fordelingen av antall lokaliteter med hensyn på forsøringsindeks 1 er vist i **figur 13**. I de kalkede bekkene var det en stor overvekt av lokaliteter klassifisert med indeks 1 (upå

virket). Det er signifikant flere kalkede bekker med høyere indeks enn det er ukalkede bekker (Fisher's eksakt test, $p < 0,001$). Slår en sammen indeksverdien for littoralsonen og utløpsbekken og benytter den høyeste verdien, blir forskjellen mellom kalkede og ukalkede lokaliteter enda tydeligere (**figur 13**). Av kalkede lokaliteter er det nå bare 11 lokaliteter som får indeksverdi 0, mens 60 lokaliteter oppnår verdien 1. Prosentvis får hele 67 % av de kalkede lokaliteten karakteristikken lite skadet etter kaiking, mens 12 % fortsatt blir betegnet sterkt skadet. Forskjellen mellom kalkede og ukalkede lokaliteter er sterkt signifikant (Fisher's eksakt test, $p < 0,001$).

De kalkede lokalitetene har gjennomgående flere individ enn de ukalkede (**figur 14**), i gjennomsnitt henholdsvis 297 og 219 individ pr prøve. Denne forskjellen var statistisk signifikant (Student's T-test, $p < 0,01$).

3.4.1 Innsjøene

Siden vi ikke har ukalkede referansesjøer henviser vi til **tabell 11** for samleverdier for de kalkede lokalitetene. Innsjøene inneholdt 18,73 taksa i gjennomsnitt, et antall som er meget likt det som ble funnet i de kalkede utløpsbekkene. Gjennomsnittlig antall individ pr. prøve og gjennomsnittlig antall følsomme taksa var også litt lavere i innsjøene enn i de kalkede bekkene.

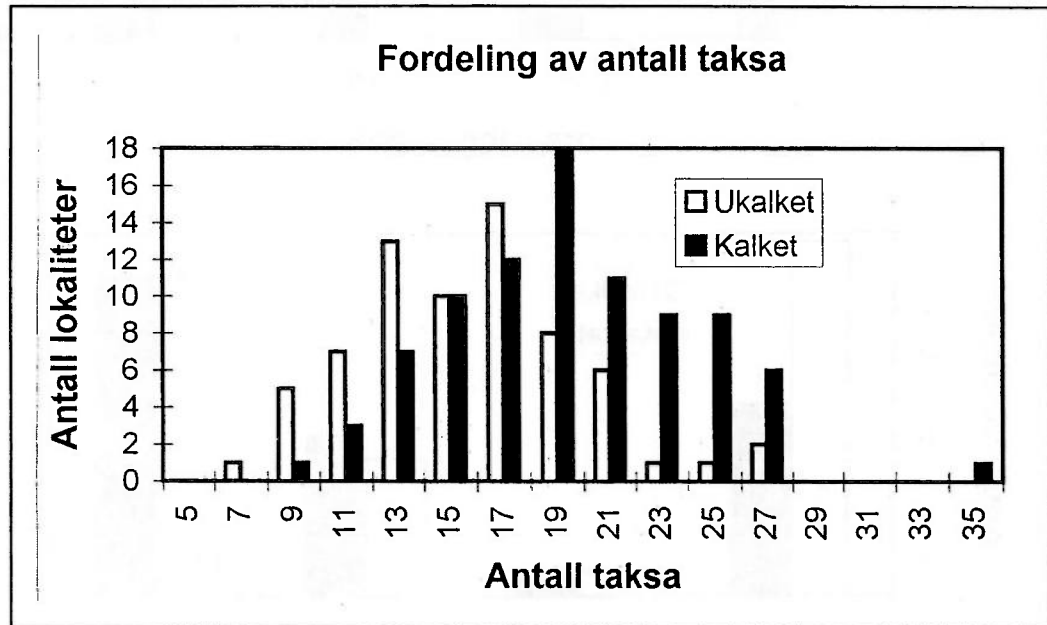


Figur 11. Frekvensfordeling av antall sensitive taksa pr lokalitet, kalket og ukalket.

Tabell 11. Deskriptiv statistikk for bunndyr i ulike typer lokaliteter. Gjennomsnitt er oppgitt med standardavvik.

Lokalitets-type	Tiltak	Gjennomsnitt antall taksa	Median-verdi surhetsindeks	Gjennomsnitt antall individer	Gjennomsnitt antall sensitive arter / taxa
Innsjø	Kalket	18,73 ± 5,31	0.5	226 ± 99	1,76 ± 1,58
Elv	Kalket	18,27 ± 4,54	0.5	297 ± 228	2,24 ± 2,07
Innsjø+utløpselv	Kalket	-	1	-	-
Elv	Ukalket	14,93 ± 4,18	0	219 ± 99	0,62 ± 0,99

Figur 12. Frekvensfordeling av antall taksa pr lokalitet i kalket utløp og ukalket innløp.



3.4.2 Kalkingsmetoder og kalktype

Vi ønsket også å se om de ulike kalkingsmetodene eller kalktypene hadde forskjellig effekt på bunndyrfaunaen. Som et mål på tilstanden i lokaliteten brukte vi forsuringsindeks 1 fra innsjøene, indeks 1 fra utløpselvene, og den kombinerte indeksen (høyeste verdi av indeks 1 fra innsjø eller utløp). Disse indeksene ble testet mot kalkingsmetode som angitt i **tabell 4** med en Kruskal-Wallis test (signifikansnivå, $\alpha = 0,05$). Ingen av indeksene viste noen signifikant forskjell mellom de ulike kalkingsmetodene.

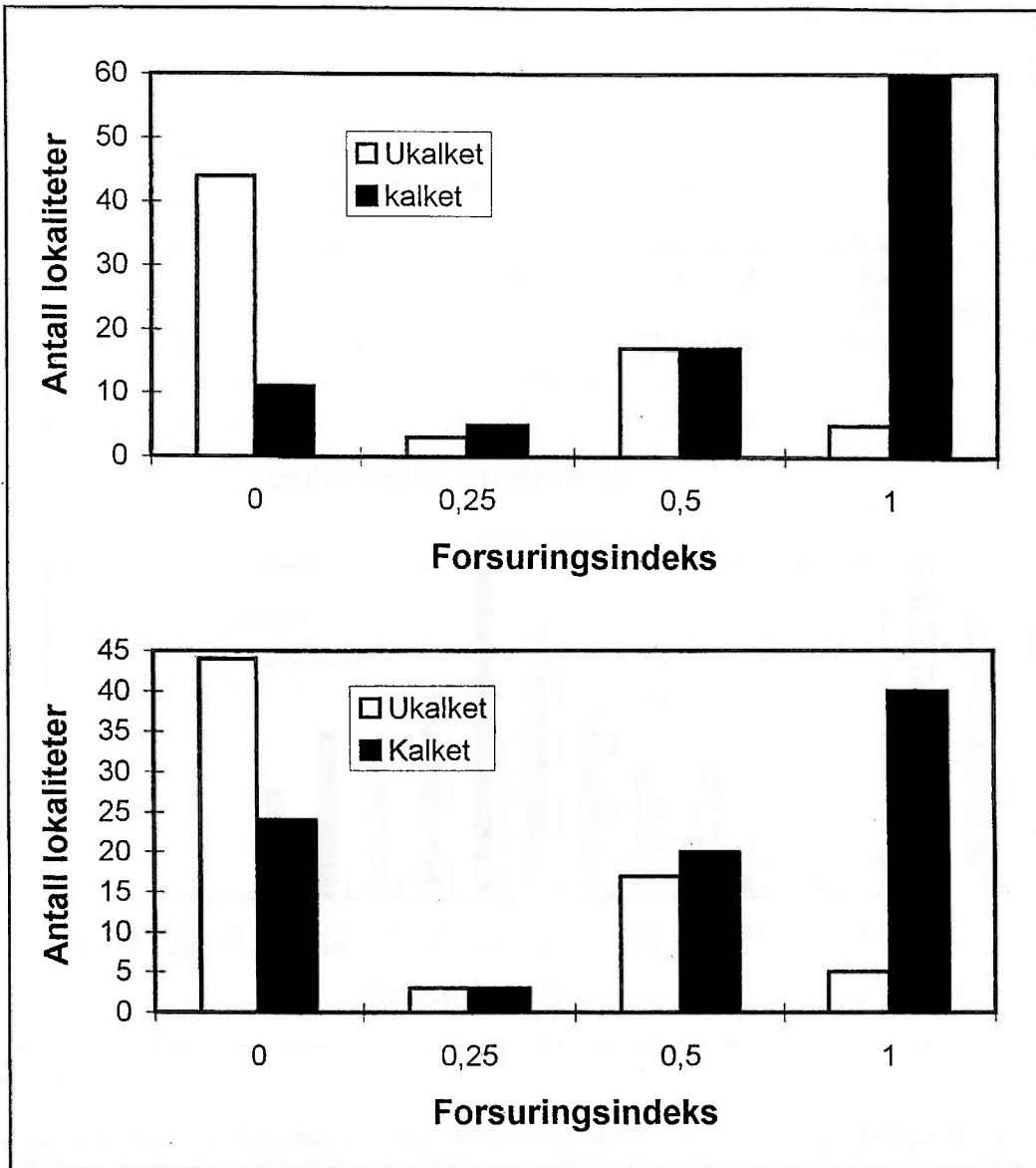
Sammenhengen mellom kalktype og de tre indeksene ble testet med en Spearman rang korrelasjon (signifikansnivå, $\alpha = 0,05$). Det var ingen signifikant korrelasjon mellom kalktype og de tre variantene av indeks 1.

3.4.3 Multivariate analyser

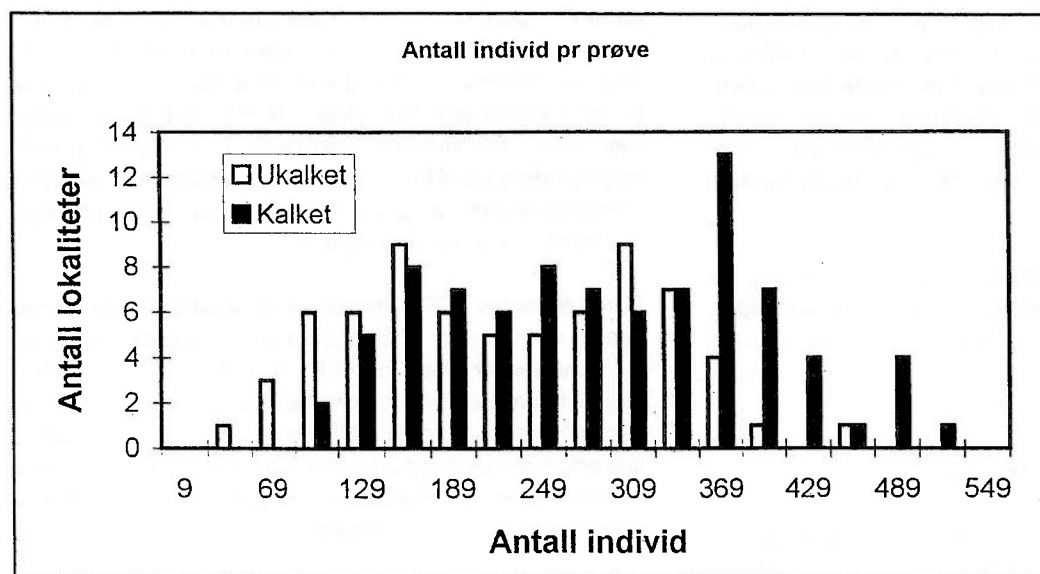
En Monte Carlo permutasjonsanalyse (ikke begrenset) ved hjelp av opsjonen 'Forward selection' i CANOCO viste at omgivelsesvariablene øst/vest, høyde over havet, kalkingsmetode 5, og pH gav statistisk signifikante bidrag til den

første ordinasjonsaksen når variasjonen i artsdataene som skyldtes innsamlingstidspunktet ('co-variabelene') var tatt hensyn til (**tabell 12**). Analysen gav en dominerende ordinasjonsakse ($\lambda_1 = 0,103$) som forklarer 5 % av variasjonen i artsdataene, og en mindre dominerende akse ($\lambda_2 = 0,050$) som forklarer 2,3 % av variasjonen. Variabelen som angir lokalitetens plassering i øst-vest sammenheng hadde en sterk korrelasjon med akse 1 ($r = 0,776$), mens høyden over havet var korrelert med akse 2 ($r = 0,623$). Kalkingsmetode 5 og pH var begge svakt negativt korrelert med henholdsvis akse 2 og akse 1 (**tabell 12**), men gav signifikante bidrag til ordinasjonsakse 1.

Resultatene fra DCCA analysene av 'training-settet' finnes i Larsen et al. (1996). Vi skal bare kort si at ordinasjonsakse 1 i analysen er sterkt positivt korrelert med pH, og sterkt negativt korrelert med konsentrasjonen av totalt aluminium. Denne aksen forklarer 10,7 % av variasjonen i de opprinnelige artsdataene. Akse 2 i ordinasjonsdiagrammet er positivt korrelert med konsentrasjonen av kalsium, og forklarer 1,4 % av variasjonen i artsdataene.



Figur 13. Frekvensfordeling av høyeste forsuringsindeks funnet i kalket innsjø/utløpsbekk og ukalket innløp (øverst), og fordelingen av forsuringsindeksen i ukalket innløpselv og kalket utløpselv (nederst).



Figur 14. Frekvensfordeling av antall individ i kalkede og ukalkede lokaliteter.

Tabell 12. Resultater fra CCA analysen. r er den veide korrelasjonskoeffisienten mellom omgivellesvariablene og ordinasjonsaksene når variasjonen som skyldtes innsamlingsstidspunkt er trukket fra. Bare variabler som viste statistisk signifikane ($p \leq 0,05$) bidrag til den første ordinasjonsaksen er tatt med.

	CCA akse 1	CCA akse 2
Eigenvalue	0,103	0,050
Forklart variasjon	5 %	2,3 %
Øst / Vest	$r = 0,776$	$r = - 0,294$
Høyde over havet	$r = 0,0069$	$r = 0,623$
Kalkingsmetode 5	$r = - 0,085$	$r = - 0,353$
pH	$r = - 0,175$	$r = 0,076$

Våre analyser med bekke- og elvelokaliteter inkludert som passive variabler er vist i **figurene 15-19**. Analysene viser at utløpsbekkene og de antatt ukalkede innløpsbekkene plassert seg fra origo og utover mot den positive delen av akse 1. pH varierte fra 4,3 til 6,8 i den opprinnelige undersøkelsen med et snitt på 5,4 (Larsen et al. 1996). Dette betyr at estimatet av pH i lokalitetene våre ligger mellom 4,3 og 6. Figurene viser ingen forskjell mellom plasseringen av de kalkede og ukalkede bekkene på akse 1. Lokalitetene i Sogn og Fjordane, Hordaland, og Rogaland (**Figur 15, 16 og 17**) grupperer seg imidlertid i forhold akse 2, den aksene som er korrelert med kalsium-konsentrasjonen. De kalkede bekkene plasserer seg høyere på denne aksene enn de antatt ukalkede. Dette bildet forsvinner imidlertid i Vest- og Aust-Agder. Her er det full overlapp mellom de kalkede og ukalkede lokalitetene i forhold til begge aksene (**figur 18 og 19**).

3.4.4 Samlet vurdering av bunndyrfauna

I en rekke større norske kalkingsprosjekt har det vært utført overvåking av bunndyr (DN 1997). Effekten av kalkingen har blitt studert over tid ved å følge utviklingen av forsuringsindeksen. For kalkede elvesystemer har en vanligvis fått endringer i faunaen 2-3 år etter at kalkingen startet (Fjellheim & Raddum 1995, Raddum 1996, DN 1997). Et vanlig mønster i rekoloniseringen er at følsomme arter først blir funnet på en lokalitet hvorfra det skjer en spredning utover i de øvrige kalkede strekningene av vassdraget. Det er derfor en viss forskinkelse i rekoloniseringen. Forsinkelsen synes å være influert av hvor sterk forsuringskaden var før kalking, og dernest hvor lenge lokaliteten hadde vært sur (Raddum & Fjellheim 1994, Ahlstrøm et al. 1997). Førstusituasjonen og den generelle forsureningen av området er derfor viktig for hvor raskt rekoloniseringen kan skje. Lengst forskinkelse vil det være i områder som har vært sure i lang tid og hvor hverken det kalkede vassdrag eller nabo-vassdrag inneholder refugier med god vannkvalitet og følsom fauna.

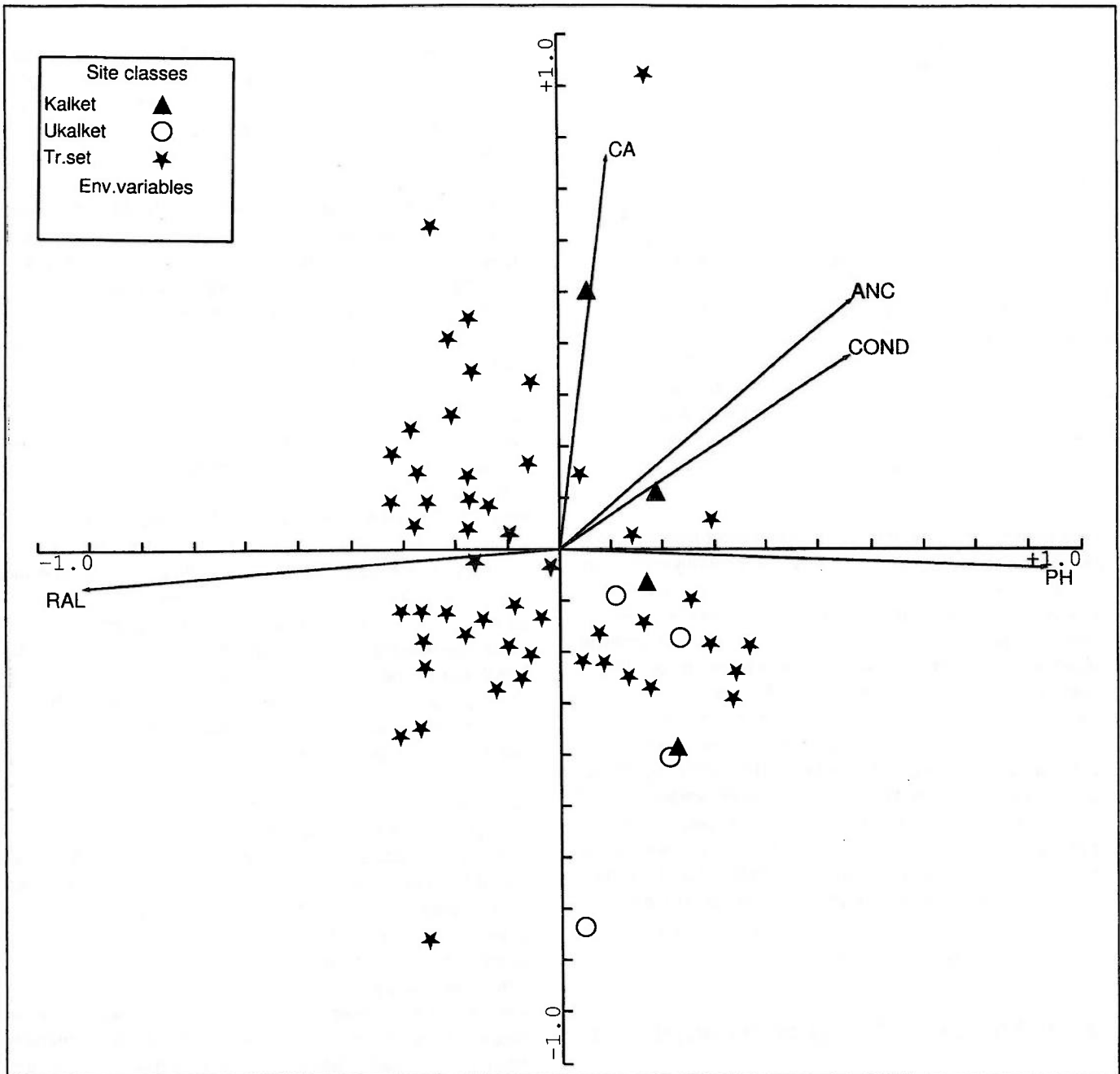
I Norge er det svært få innsjøer som har vært undersøkt over tid etter kalking. Den best undersøkte innsjøen i så måte er Store Hovvatn som har vært kalket gjentatte ganger de siste 15 årene. I denne lokaliteten tok det hele 10 år før det ble påvist følsomme arter (Raddum et al. 1986, Raddum & Fjellheim 1995). Forklaringen på dette er at innsjøen ligger midt inne i et sterkt forsuret område og at spredningen av følsomme arter må skje over lange avstander. Lang vei til lite sure innsjøer gjør rekolonisering vanskelig i motsetning til i elvesystemene hvor det ofte finnes refugier med god vannkvalitet innen vassdraget. I elvesystemene vil spredning av arter kunne skje gjennom driv (Fjellheim & Raddum 1995), noe som ikke er like aktuelt for endel organismer tilhørende innsjøfaunaen.

Bunndyrresultatene fra den foreliggende undersøkelsen viste et bredt spekter av effekter, de aller fleste i positiv retning. Det er ingen tvil om at kalkingen generelt sett har hatt en positiv virkning på bunndyrfaunaen. Alle statistiske tester på artsantall, individantall og forsuringsindekser viser signifikante forskjeller mellom kalkede og ukalkede lokaliteter. Det kan fastslås at de fleste kalkede lokalitetene får betegnelsen lite skadet etter kalking, men det finnes også en andel lokaliteter (12 %) som får betegnelsen sterkt forsuret etter kalking. Tar en i betraktning forhold som kan ha betydning for rekolonisering av følsom fauna (se ovenfor) mener vi prosentandelen er lav og følgelig akseptabel. Vi fastslår derfor at kalking i de aller fleste tilfellene har redusert skader på bunnfauna forårsaket av sur nedbør.

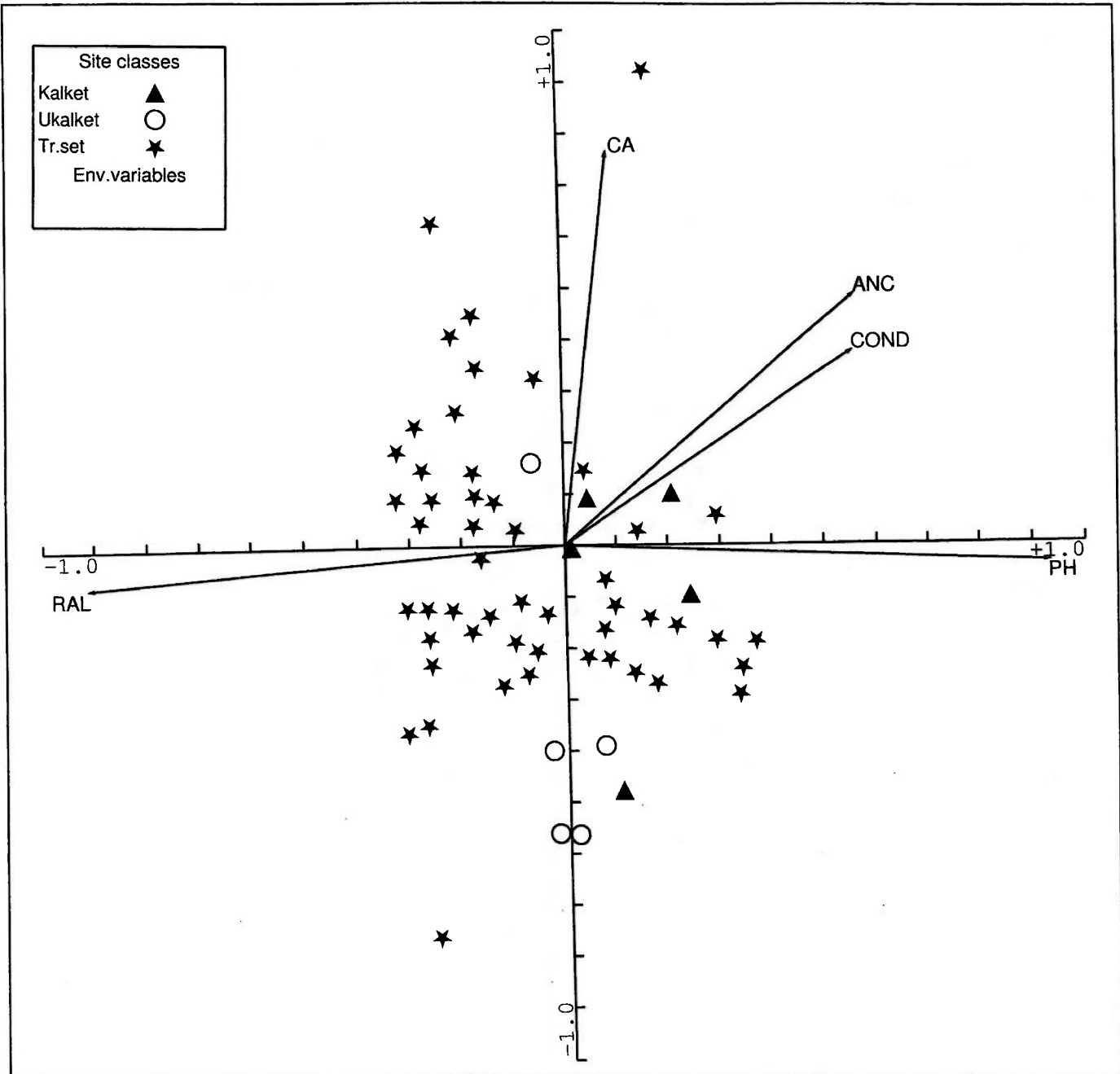
Analysen av bunndyrene sier ikke noe om hvilke kalkingsmetode eller hvilken kalktype som er å foretrekke. CCA analysen av dataene fra innsjøene viste at svært lite av variasjonen ble forklart av de variablene vi la inn i analysen. Den geografiske utbredelsen til artene var den viktigste, eksemplifisert med variabelen øst/vest. I tillegg hadde høyden over havet en viss innflytelse på ordinasjonen. Vi kan imidlertid også anta at høyden over havet vil være korrelert med nord/sør utbredelsen til de forskjellige artene. Kalkingsmetode 5, en blanding av innsjøkalking og indirekte kalking via kalkede vassdrag oppstrøms (**tabell 4**), var den eneste av 'strategivariablene' som gav et signifikant, om enn et svært begrenset, bidrag til ordinasjonen (**tabell 12**).

Kalkede innsjøer kan lett utvikle et surt overflatelag om våren før isen smelter (Barlaup 1996). Det er funnet at dette sure sjiktet, som vil ligge over littoralsonen, kan føre til betydelige skader på insektfaunaen (Raddum & Fjellheim 1995) og gyteforhold for fisk (Barlaup 1996). Kalkingsmetoder som medvirker til å dempe utviklingen av surt overflatevann om våren er derfor antatt å være bedre enn ren innsjøkalking.

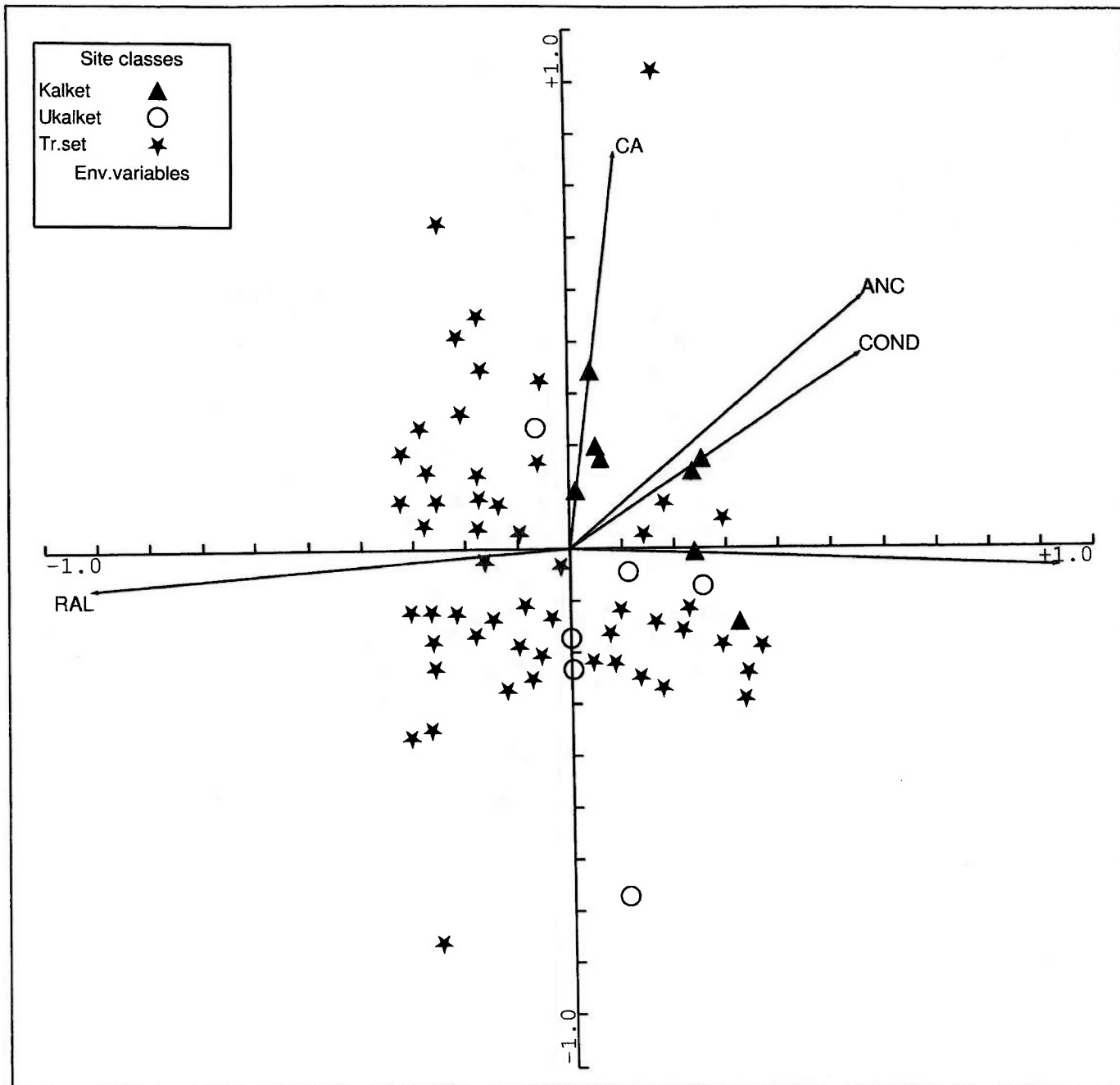
DCCA analysene gav ett noe uklart bilde av de kalkede og de ukalkede bekkene eller elvene. Antallet grupper som var artsbestemt i den opprinnelige undersøkelsen til Larsen et al. (1996) var relativt lite. Dette betyr at ordinasjonsanalysen i stor grad blir dominert av individrike taxa som Chironomidae, Acari, Oligochaeta osv. Så lenge slike



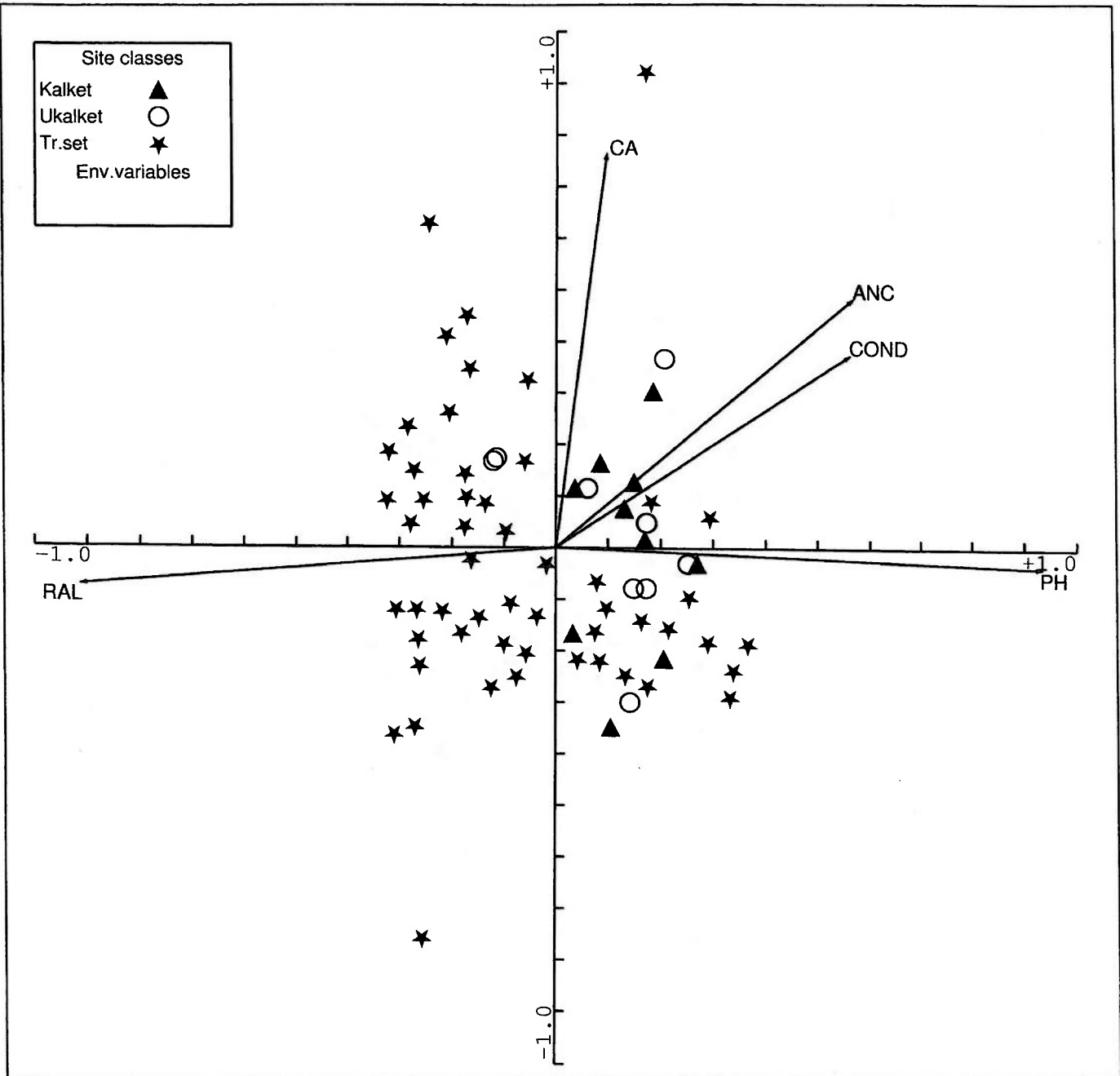
Figur 15. Elve- og bekkelokalteter i Sogn og Fjordane analysert sammen med datasettet ('trainingsettet') fra Larsen et al. (1996). Fylte trekanter = kalkede lokaliteter, åpne sirkler = antatt ukalkede lokaliteter, stjerner = lokalitetene i trainingsettet. RAL = totalt aluminium, CA = kalsium, Cond = ledningsevne, ANC = acid neutralizing capacity.



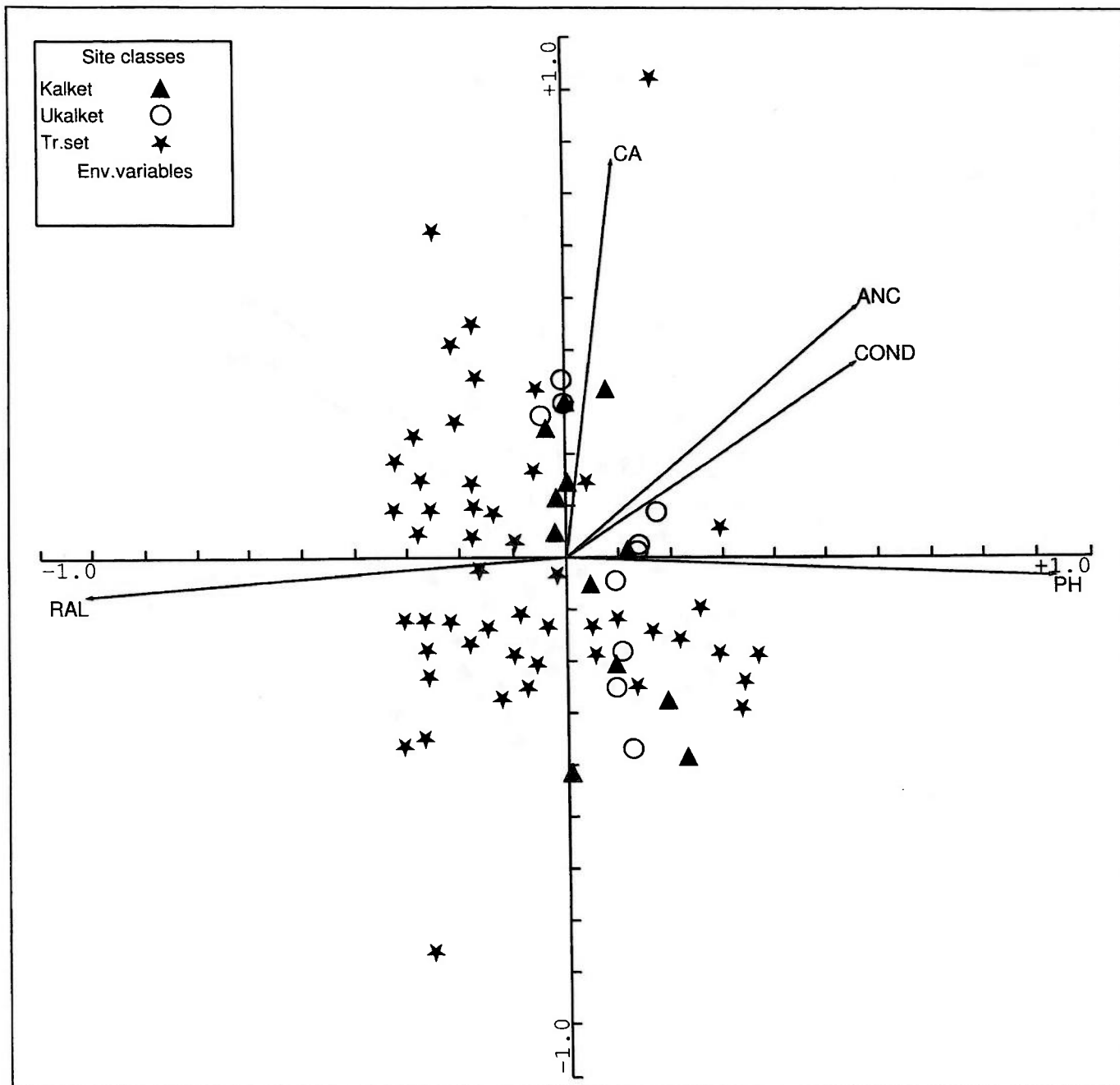
Figur 16. Elve- og bekkelokaliteter i Hordaland analysert sammen med datasettet ('trainingsettet') fra Larsen et al. (1996). Se figur 15 for forklaring av symboler.



Figur 17. Elve- og bekkelokalteter i Rogaland analysert sammen med datasettet ('trainingsettet') fra Larsen et. al. (1996). Se figur 15 for forklaring av symboler.



Figur 18. Elve- og bekkelokaliteter i Vest-Agder analysert sammen med datasettet ('trainingsettet') fra Larsen et al. (1996). Se figur 15 for forklaring av symboler.



Figur 19. Elve- og bekkelokalteter i Aust-Agder analysert sammen med datasettet ("trainingsettet") fra Larsen et al. (1996). Se figur 15 for forklaring av symboler.

dominerende grupper ikke blir artsbestemt, kan en ikke forvente så stor oppløsning mellom de kalkede og ukalkede lokalitetene. Disse gruppene inneholder både surhetstolerante og følsomme arter. Imidlertid viser lokalitetene fra Vestland fylkene en viss separasjon mellom de to bekke-typene. At denne manglet i Agder-fylkene kan skyldes at få lokaliteter fra disse fylkene var med i den opprinnelige undersøkelsen. Det vil si at arts-spekteret i Agderfylkene ikke er godt nok representert i den opprinnelige undersøkelsen til at det vi fant får noen innvirkning på analysen.

En alternativ forklaring kan være at forsuren på Sørlandet har vært så sterk og så langvarig at elve-faunaen

ikke er skikkelig restituert. Det vil si at avstanden til refugier er kortere på Vestlandet enn i Agderfylkene. At surhetsindeksene har et positivere utslag i de kalkede elvene eller bekkene på Sørlandet beror på at få individer av en følsom art kan få et markant utslag på indeksene. I en ordinasjonsanalyse blir som regel sjeldne og fåtallige arter gitt mindre vekt enn de dominerende taxaene, og dette fører til at forsurings-følsomme arter må finnes i relativt stort antall før de får effekt i denne typen analyser.

Bunndyranalysen viser at metoder som er spesifikke for forsuren/kalking, slik som surhetsindeksene, ser ut til å gi et raskere signal om effekten av kalking enn mer generelle

kvantitative metoder. Indeksene må imidlertid suppleres med tyngre, kvantitative analysemetoder som kan måle styrken i endringene over tid.

3.5 Samlet vurdering

I en samlet vurdering av våre ulike måter å evaluere effekten av kalking er det spesielt to interessante aspekter: (1) samsvaret mellom vurderingene av fisk, plankton og bunndyr, og (2) en samlet vurdering av økosystemene ved å kombinere de ulike kategoriseringene.

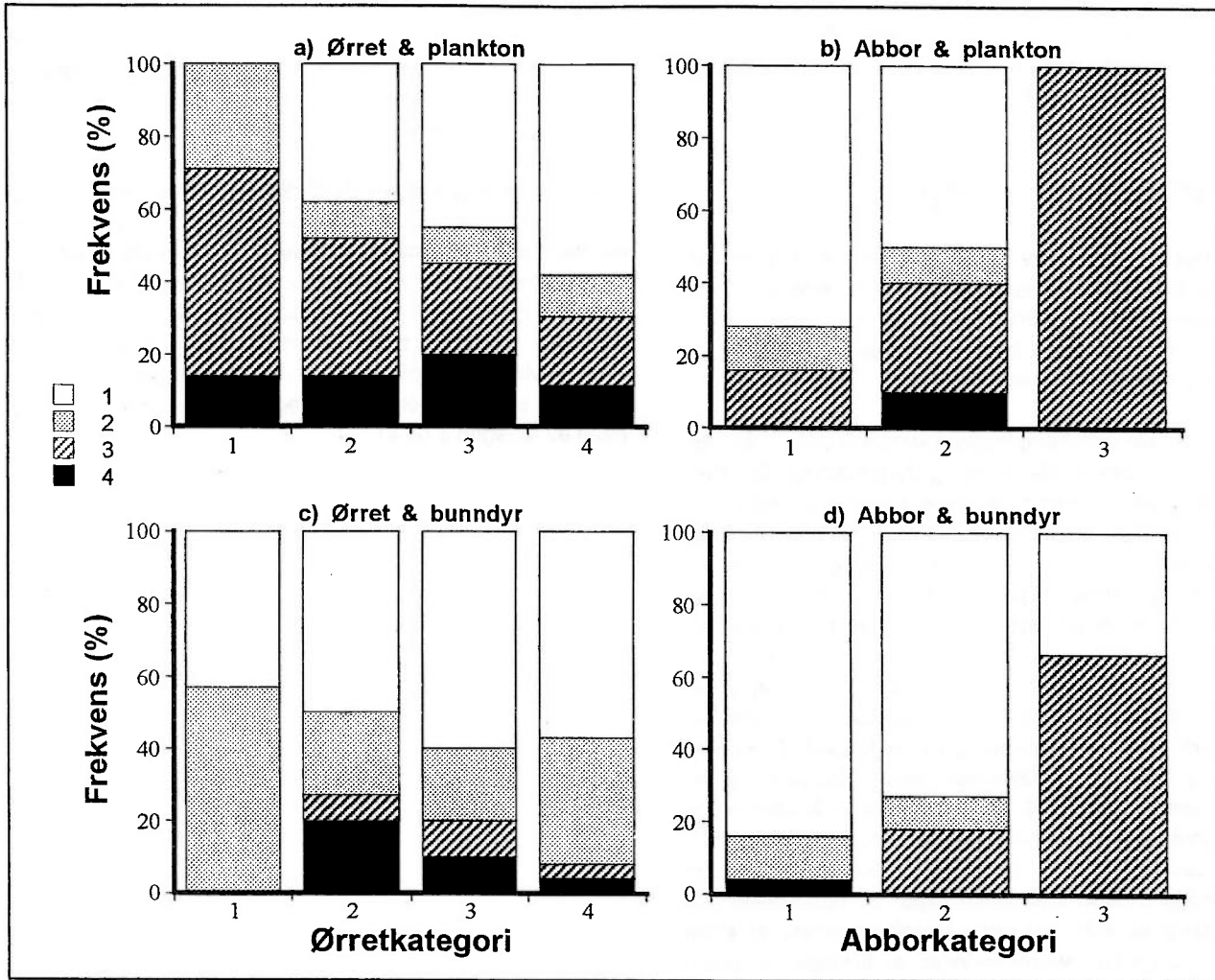
Det var ingen sammenheng mellom vurderingene av forurensningspåvirkning i ørretbestandene og dyreplankton. Ørretbestander som ble vurdert til å være påvirket av forurensning forekom i innsjøer med planktonsamfunn i alle fire kategorier (fra upåvirket til sterkt påvirket), med en overvekt av upåvirkede samfunn (**figur 20 a**). Dette henger trolig sammen med at ørretbestandene primært er påvirket av forholdene i gytebekkene. Sammenhengen mellom vurderingene av mulige skader på abborbestandene og dyreplanktonindeksen var god for de bestandene som ble vurdert som påvirket av forurensning (3 bestander). Alle disse bestandene forekom i innsjøer med påvirkede dyreplanktonsamfunn (**figur 20 b**). Videre fantes de aller fleste av de upåvirkede abborbestandene i innsjøer med upåvirkede planktonsamfunn. Totalt sett er det derfor brukbar sammenheng mellom kategoriseringen av abborbestander og dyreplankton, selv om det i enkelte innsjøer er store avvik. Den samlede kategoriseringen av fiskesamfunnene i hver innsjø samsvarte imidlertid dårlig med dyreplanktonkategoriseringene, noe som trolig er et resultat av det dårlige samsvaret mellom ørret- og planktonkategoriseringene.

Samsvaret mellom vurderingene av mulige skader på ørretbestandene og bunndyra var også dårlig (**figur 20 c**). For abbor var samsvaret bedre (**figur 20 d**). En dominerende andel av de upåvirkede abborbestandene levde i innsjøer med upåvirket bunndyrsamfunn, og denne andelen avtok med økende skadekategori. Det må imidlertid bemerkes at en av de uskadde abborbestandene levde i en innsjø hvor bunndyrsamfunnet ble kategorisert som sterkt påvirket av forurensning. Den samlede kategoriseringen av fiskesamfunnene samsvarte heller ikke spesielt godt med bunndyrkategoriseringen, selv om uskadde fiskesamfunn også hadde lav bunndyrskadekategori. Generelt er det imidlertid viktig å merke seg at mens både bunndyr- og planktonkategoriseringen primært er basert på artsdiversitet er fiskekategoriseringen mer basert på tilstanden i fiskebestandene. Dette er nok hovedårsaken til det relativt dårlige samsvaret mellom kategoriseringene.

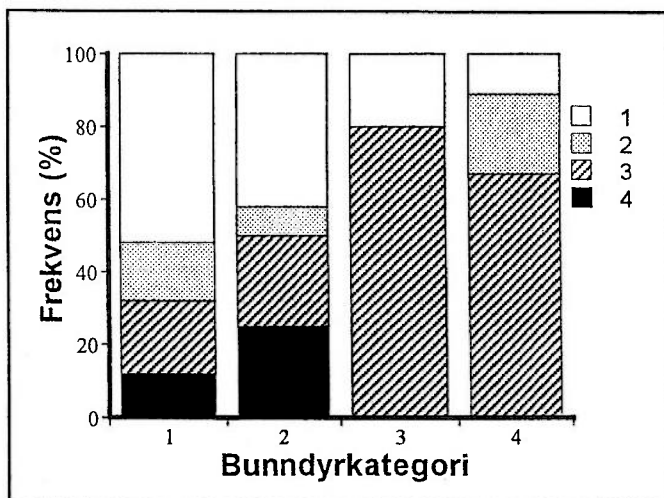
Det var relativt godt samsvar mellom kategoriseringene av bunndyr- og planktonsamfunnene (**figur 21**) med en generell stigning i planktonkategori med stigende bunndyrskadekategori. Men også her er det unntak. Upåvirkede bunndyrsamfunn ble registrert i innsjøer med sterkt på-

virkede planktonsamfunn. Det er imidlertid viktig å merke seg at mens planktonkategoriseringen beskriver situasjonen i innsjøene tar bunndyrkategoriseringen også hensyn til situasjonen i bekkene.

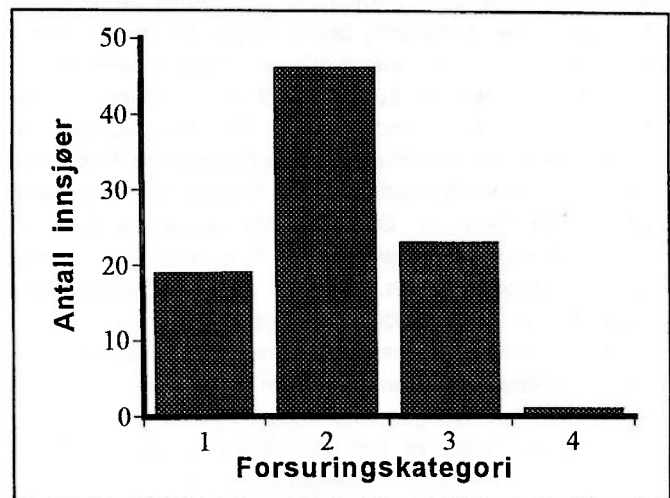
Ved å beregne gjennomsnittlig kategori for fisk, bunndyr og dyreplankton får vi en kategorisering av økosystemenes tilstand i de ulike innsjøene (**figur 22**). Bare en innsjø ble samlet plassert i kategori 4 (sterkt forurensningspåvirket), 19 (21 %) innsjøer ble plassert i kategori 1 (upåvirket), mens de fleste innsjøene ble plassert i kategori 2 (mulig eller svakt påvirket). Økosystemene i 24 av innsjøene (27 %) er med stor sannsynlighet fortsatt negativt påvirket av forurensning (sum av kategori 3 og 4).



Figur 20. Samsvar mellom ulike typer forsøringskategoriseringer (1 = upåvirket, 2 = mulig eller svakt forsøringspåvirket, 3 = forsøringspåvirket og 4 = sterkt forsøringspåvirket): Adelen (%) av ulike planktonkategorier i ulike kategorier av ørret- (a) og abbor- (b) bestander, og andelen (%) av ulike bunndyrkategorier i ulike kategorier av ørret- (c) og abbor- (d) bestander.



Figur 21. Samsvar mellom kategoriseringerne av bunndyr- og planktonsamfunn (1 = upåvirket, 2 = mulig eller svakt forsøringspåvirket, 3 = forsøringspåvirket og 4 = sterkt forsøringspåvirket): Andelen (%) av ulike planktonkategorier i ulike kategorier av bunndyrsamfunn.



Figur 22. Samelet kategorisering av innsjøene ved hjelp av fisk, bunndyr og plankton (1 = upåvirket, 2 = mulig eller svakt forsøringspåvirket, 3 = forsøringspåvirket og 4 = sterkt forsøringspåvirket): Antall innsjøer i ulike skadekategorier.

4 Konklusjoner

I forhold til miljøforvaltningens overordnede målsetning med kalkingsvirksomheten - bevaring av biologisk mangfold - er det lokale kalkingsprogrammet vellykket. I en dominerende andel av de undersøkte innsjøene har vi naturlig rekrutterte fiskebestander og relativt diverse plankton- og bunndyr-samfunn. Det er opplagt, og bevist for bunndyr, at de positive tilstandene i de fleste tilfellene er resultat av kalking. Det kan være flere årsaker til at det fortsatt er forsursrelaterte problemer i mer enn 25 % av innsjøene. Det er opplagt at kalkingene ikke har nådd full effekt i alle innsjøene ennå, fordi flere av prosjektene er relativt nye og reetablering av sensitiv fauna kan gå sent. Samtidig er det også, naturligvis, forbedringsmuligheter innenfor kalkingsprogrammet. Spesielt kan det være av interesse å se nærmere på kalkingstrategiene i forhold til målorganismene, og i forhold til å begrense effekten av sure episoder.

Det er i denne undersøkelsen ikke avdekket noen negative effekter av kalking på innsjø-økosystemene. Det er ingenting som tyder på at innsjøkalking fører til noen form for utarming av fauna, slik det er dokumentert for flora ved terrengkalking. Det eneste spørsmålet vi stiller er ved reetablering av østlige fiskearter. Mange av abborbestandene er tette med vekststagnasjon tidlig i fiskenes livsløp. Det er i dette materialet imidlertid ingen bevis for at dette generelt kan knyttes til kalkingen. Veksten har både økt, avtatt og forblitt uforandret etter kalking. Såkalte overbefolkede bestander kan være naturlig i mange innsjøer med abbor og er mer et problem for fiskere enn for fisken selv.

5 Referanser

- Ahlstrøm, J., Bondestad, L. & Nordberg, M. 1997. Kalking av vattendrag i Västerbottens län. Metode og effekter 1985-1995. - Meddelande 5. Länsstyrelsen i Västerbottens län.
- Andersen, R., Muniz, I.P. & Skurdal, J. 1984. Effects of acidification on age class composition in Arctic charr (*Salvelinus alpinus* (L.)) and brown trout (*Salmo trutta* L.) in a coastal area, SW Norway. - Report from the Institute of Freshwater Research, Drottningholm 61: 5-15.
- Appelberg, M., Degerman, E. & Nyberg, P. 1989. Species composition and relative abundance of the fish fauna in acidified lakes in Sweden. - Pp. 143-160 in Longhurst, J.W.S., red. Acid deposition. Sources, effects and controls, British Library Tech. Inf.
- Baker, J.P., Bernard, D.P., Christensen, S.W., Sale, M.J., Freda, J., Heltcher, K., Marmorek, L., Rowe, L., Scanlon, P., Suter, G., Warren-Hicks, W. & Welbourn, P. 1990. Biological effects of changes in surface water acid-base chemistry. - NAPAP Report 13. In National Acid Precipitation Assessment Program, Acidic Deposition: State of Science and Technology, 11.
- Barlaup, B.T. 1996. Ecological responses of Brown trout (*Salmo trutta*) to temporal and spatial variation in water chemistry caused by acidification and liming. - Dr. scient thesis, Inst. of Zoology, Dept of Animal Ecology, Univ. of Bergen.
- Beamish, R.J., Lockhart, W.L., Van Loon, J.C. & Harvey, H.H. 1975. Long term acidification of a lake and resulting effects on fishes. - *Ambio* 4: 98-102.
- Bottrell, H.H., Duncan, A., Gliwics, Z.M., Grygierek, E., Herzig, A., Hillbricht-Ilkowska, A., Kurasawa, H., Larsson, P. & Weglenska, T. 1976. A review of some problems in zooplankton production studies. - *Norwegian Journal of Zoology* 24: 419-456.
- Campana, S.E. 1990. How reliable are growth back-calculations based on otoliths? - *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 47: 2219-2227.
- Degerman, E., Henrikson, L., Herrmann, J. & Nyberg, P. 1995. The effects of liming on aquatic fauna. - Pp. 221-283 i Henrikson, L. og Brodin, Y.W., red. Liming of acidified surface waters Springer Verlag.
- Direktoratet for Naturforvaltning 1997. Kalking av vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekt 1996. - DN-notat 1997-1.
- Direktoratet for Naturforvaltning 1995. Handlingsplan for kalkingsvirksomheten i Norge mot år 2000, forkortet utgave. - DN-rapport 1995-2.
- Fivelstad, S. & Leivestad, H. 1984. Aluminium toxicity to Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and brown trout (*Salmo trutta* L.): mortality and physiological response. - Report from the Institute of Freshwater Research Drottningholm 61: 69-77.
- Fjellheim, A. & Raddum, G.G. 1990. Acid precipitation: Biological monitoring of streams and lakes. - *The Science of the Total Environment* 96: 57-66.

- Fjellheim, A. & Raddum G.G. 1995. Benthic animal response after liming of three south Norwegian rivers. - *Water, Air and Soil Pollution* 85: 931-936
- Flössner, D. 1972. Krebstiere, Crustacea, Kiemen- und Blattfüsser, Branchiopoda, Fischläuse, Branchiura. - *Tierwelt Deutschland* 60: 1-501.
- Francis, R.I.C.C. 1990. Back-calculation of fish length: a critical review. - *Journal of Fish Biology* 36: 883-902.
- Frost, S., Huni, & Kershaw A. 1971. Evaluation of a kicking technique for sampling stream bottom fauna. - *Canadian Journal of Zoology* 49: 167-173.
- Henriksen, A., Hesthagen, T. & Fjeld, E. 1996. Overskridelser av tålegrenser for overflatevann og skader på fiskebestander. - NIVA-Rapport 3565-96 (Naturens tålegrenser, Fagrapport nr 82).
- Herbst, H.V. 1976. Blattfusskrebse (Phyllopoden: Echte Blattfüsser und Wasserflöhe). - Kosmos-Verlag Franckh, Stuttgart, 130 s.
- Hesthagen, T. & Henriksen, A. 1994. En analyse av sammenhengen mellom overskridelser av tålegrenser for overflatevann og skader på fiskebestander. - NINA Oppdragsmelding 288: 1-14. (Naturens tålegrenser, Fagrapport nr 58).
- Hesthagen, T. 1997. Population responses of Arctic charr (*Salvelinus alpinus* (L.)) and brown trout (*Salmo trutta* L.) to acidification in Norwegian inland waters. - Dr. philos. thesis. Norwegian University of Science and Technology, Department of Zoology, Trondheim.
- Hesthagen, T., Sevaldrud, I.H. & Berger, H.M. 1994. Utvikling i forsureningskader på fiskebestander i Sør-Norge etter 1950. - NINA Forskningsrapport 50.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1918. Ferskvandfiskenes utbredelse og indvandring i Norge. - Centraltrykkeriet, Kristiania.
- Hutchinson, N.J., Holtze, K.E., Munro, J.R. & Pawson, T.W. 1989. Modifying effects of life stage, ionic strength and post-exposure mortality on lethality of H⁺ and Al to lake trout and brook trout. - *Aquatic Toxicology* 15: 1-26.
- Illies, J. (red.), 1978. *Limnofauna Europea*. Gustav Fischer, Stuttgart, 532 s.
- Jensen, J.W. 1995. Evaluating catches of salmonids taken by gillnets. - *Journal of Fish Biology* 54 (in press).
- Kiefer, F. 1973. Ruderfusskrebse (Copepoden). - Kosmos Verlag Franckh, Stuttgart, 99 s.
- Kiefer, F. 1978. Freilebende Copepoda. - S 1-343 i Elster, H.J. & Ohle, W., red. *Das Zooplankton der Binnengewässer* 26.
- Kleiven, E. 1997. Tap og rekolonisering av ulike fiskearter i Herefossfjorden, Tovdalsvassdraget, i perioda 1970-1996. - NIVA-rapport, løpenummer 3724-97: 9 s.
- Kleiven, E. og Matzow, D. 1989. Prøvefiske i tre vatn i Audnedal før kalking. - Direktoratet for naturforvaltning, DN-notat nr. 7-1989, 33 s.
- Langeland, A. 1982. Interactions between zooplankton and fish in a fertilized lake. - *Holarctic Ecology* 5: 273-310.
- Larsen, J., Birks, H.J.B., Raddum G.G. & Fjellheim, A. 1996. Quantitative relationships of invertebrates to pH in Norwegian river systems. - *Hydrobiologia* 328: 57-74.
- Lee, R. 1912. An investigation into the methods of growth determination in fishes. - *Cons. Int. Explor. Mer Publ. Circonstance* 63: 34 p.
- Lien, L., Raddum G.G., Fjellheim A. & Henriksen, A. 1996. Critical limits for acid neutralizing capacity in Norwegian surface waters, based on new analyses of fish and invertebrates. - *The Science of the Total Environment* 117: 173-193.
- Morris, R., Taylor, E.W., Brown, D.J.A. & Brown, J.A. 1989. *Acid Toxicity and Aquatic animals*. - Cambridge University Press, Cambridge, 277 s.
- Munro, J.L. & Pauly, D. 1983. A simple method for comparing the growth of fishes and invertebrates. - *Fishbyte* 1: 5-6.
- Raddum, G.G. 1996. Effekter av kalking på bunndyr. - Seminarrapport, Norsk limnologforening, Høgskolen i Telemark, 132-143.
- Raddum G.G. & Fjellheim A. 1984. Acidification and early warning organisms in freshwater in western Norway. - *Verh. Int. Verein. Limnol.* 22: 1973-1980.
- Raddum, G.G., Brettum, P., Matzow, D., Nilssen, J.P., Skov, A., Sveälv, T. & Wright, R.F. 1986. Liming the acid lake Hovvatn, Norway: A whole-ecosystem study. - *Water, Air, and Soil Pollution* 31: 721-763.
- Raddum, G.G. & Fjellheim, A. 1994. Invertebrate community changes caused by reduced acidification. - Pp. 345-354 in Steinberg, C.E.W. & Wright, R.F., eds. *Acidification of freshwater ecosystems: Implications for the future*. John Wiley & Sons Ltd., Chichester.
- Raddum, G.G. & Fjellheim, A. 1995. Acidification in Norway: status and trends. *Biological monitoring - invertebrates*. - *Water Air and Soil Pollution* 85: 647-652.
- Raddum, G.G. & Fjellheim, A. 1995. Effects of liming and acid surface water on the mayfly *Leptophlebia vespertina* in Lake Hovvatn. - *Water, Air and Soil Pollution* 85: 961-966.
- Ricker, W.E. 1992. Back-calculation of fish from lengths based on proportionality between scale and length increments. - *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49: 1018-1026.
- Rosseland, B.O., Sevaldrud, I.H., Svalastog, D. & Muniz, I.P. 1980. Studies on freshwater fish populations - effects of acidification on reproduction, population structure, growth and food selection. - Pp 336-337 in Drabløs, D. & Tollan, A., eds. *Ecological Impact of Acid Precipitation*. SNSF-project, Sandefjord, Norway.
- Rosseland, B.O., Sevaldrud, I.H. Svalastog, D. & Muniz, I.P. 1981. Bestandsundersøkelser på fiskebestander fra forsureningsområdene i Aust-Agder fylke 1976. Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk. - Rapport fra Fiskerforskingen, nr. 4 1981, 78 s.
- Rylov, W.M. 1948. Freshwater Cyclopoida. Fauna USSR, Crustacea 3 (3). - Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem 1963, 314 s.
- Sadler, K. & Lynam, S. 1988. The influence of calcium on aluminium-induced changes in the growth rate and mortality of brown trout, *Salmo trutta* L. - *Journal of Fish Biology* 33: 171-179.

- Sars, G.O. 1903. An account of the Crustacea of Norway. IV Copopoda, Calanoida. - Bergen, 171 s.
- Sars, G.O. 1918. An account of the Crustacea of Norway. VI Copopoda, Cyclopoida. - Bergen, 225 s.
- Schartau, A.K.L., Hobæk, A., Halvorsen, G., Faafeng, B., Løvik, J.E., Nøst, T., Solheim, A.L. & Walseng, B. 1997. Diversitet av dyreplankton og litorale krepsdyr - naturlige gradienter og effekter av forurensninger, fysiske inngrep og introduksjoner. - NINA Temahefte (under utarb.).
- Sevaldrud, I.H. & Skogheim, O. 1985. Fiskestatus og vannkvalitet i Agder - 1983. Intern rapport. - Rapport fra Fiskeforskningen, Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk. 33 s.
- Smirnov, N.N. 1971. Chydoridae. Fauna USSR, Crustacea 1 (2). - Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem 1974, 644 s.
- Stearns, S. C. 1992. The Evolution of Life Histories. - Oxford University Press, Oxford.
- Stenson, J.A.E., Svenson, J.-E. & Cronberg, G. 1993. Changes and Interactions in the Pelagic Community in Acidified Lakes in Sweden. - *Ambio* 12: 277-282.
- ter Braak, C.J.F. & Prentice, I.C. 1988. A theory of gradient analysis. - *Advances in Ecological Research* 18: 271-317.
- ter Braak, C.J.F. (1987-1992). CANOCO - a FORTRAN program for Canonical Community Ordination. - Micro-computer Power, Ithaca, New York, USA.
- van Rooij, J.M. & Mooij, W.M. 1996. Growth and thermal performance of perch (*Perca fluviatilis*). - Pp. 59-81 in Elliott, J.M., red. Predicting the effects of environmental change on freshwater fish production: First annual report. IFE Report WIT11063R5/1, Windermere, Cumbria, UK.
- von Bertalanffy, L. 1938. A quantitative theory of organic growth. - *Human Biology* 10: 181-213.
- Wathne, B., Patrick, P.T., Monteid, D. & Barth, H. AL:PE project part I: Acidification of Mountain Lakes. - Ecosystem Research Report 9, EUR 16129 EN, Bryssel, 292 s.
- Wathne, B., Patrick, P.T., Monteid, D. & Barth, H. AL:PE project part II: Acidification of Mountain Lakes. - Ecosystem Research Report (in press).
- Økland, J. & Økland, K.A. 1986. The effects of acid deposition on benthic animals in lakes and streams. *Experimentia* 42: 471-486.

Vedlegg 1. Biomasse av planktoniske krepsdyr fordelt på ulike arter av vannlopper (Cladocera) og hoppekreps (Copepoda). Totalt antall arter samt antall arter av vannlopper og hoppekreps er summert.

Lokalitet	Lokalitetsnr.	VANNLOPPER																	HOPPEKREPS										Total biomasse mg/m ²	Antall vannlopper	Antall hoppekreps	Totalt antall arter								
		sicr	dibr	hogi	bosm	bolu	boco	bolr	daph	dalo	daga	dacr	ceri	cequ	cepu	bylo	leki	pope	eula	cycl	cysc	mega	mele	maal	diap	acde	eugr	mlia					hesa	heap						
		Sida crystallina	Diaphanosoma brachyurum	Holopedium gibberum	Bosmina spp.	B. longispina	B. coregoni	B. longirostris	Daphnia spp.	D. longispina	D. galeata	D. cristata	Ceriodaphnia sp.	C. quadrangula	C. pulchella	Bythotrephes longimanus	Leptodora kindtii	Polyphemus pediculus	Eurycerus lamellatus	Cyclops spp.	C. scutifer	Megacyclops sp.	Mesocyclops leuicari	Macrocyclus albidus	Diaptomus spp. (cop.)	Acanthodiaptomus denitcornis	Eudiaptomus gracilis	Mixodiaptomus laciniatus	Hetercope saliens	H. appendiculata										
Sogn og Fjordane																																								
	1	25,0	0,6		3,2				2,7											73,5						23,7									128,6	4	2	6		
	2		2,3		22,3		2,4													36,5						75,4									138,9	3	2	5		
	3	32,3	196,4		75,2		13,3								4,5					63,7							26,0	46,5							458,0	5	3	8		
	4		24,9		116,6										4,5					107,7						10,6	2,3								266,9	4	3	7		
Hordaland																																								
	5	0,4	10,1		19,5				161,5											1,1						123,2										318,8	5	2	7	
	6				9,2									74,9	18,1					61,3						5,2	46,5								215,2	3	3	6		
	7		56,4		77,1															5,9						14,3		9,4							163,0	2	3	5		
	8		118,3		51,8															13,6	0,9					13,7		0,5							198,8	2	4	6		
	9	9,8	43,9		15,2				165,3							4,5	7,5			61,2						105,5									412,8	6	2	8		
Rogaland																																								
	10		251,9		24,0		2,3													22,3						19,8										320,2	3	2	5	
	11		7,4						139,4											69,1						3,4										221,0	2	3	5	
	12	3,0	150,9		72,7		6,8			8,8		1,5								19,2	39,3		7,4			11,0	2,9		1,6							323,6	6	4	10	
	13		103,9		0,6															0,4						16,7										121,6	2	2	4	
	14		19,4		7,6		1,7								4,5					38,4						3,2										74,8	4	2	6	
	15		28,7		64,8		8,7													30,4						24,6		1,6								158,8	3	3	6	
	16		178,1		3,7																					10,6										192,4	2	1	3	
	17		17,2				0,1									4,5				15,6	16,2					12,8		1,6								67,9	3	3	6	
	18		56,8		104,0		5,2													76,9						59,7		6,1								308,6	3	3	6	
	19				183,0		33,2													0,1																216,3	2	1	3	
Vest-Agder																																								
	20		35,5		4,7																	2,9				32,6											75,6	2	2	4
	21	0,5	478,2		51,9																					96,1		31,8									658,5	3	2	5
	22		5,0																		0,3	0,4				44,5		3,0								53,2	2	3	5	
	23	0,3	267,8		9,4				66,1																	95,7		1,0									440,3	4	2	6
	24	21,0	0,8		97,9		14,0		9,2												83,7					119,8											350,9	6	2	8
	25		287,0		81,4				3,4											4,7			1,8			34,2		7,9								420,5	3	4	7	
	26	104,7	63,1		42,9				62,3					9,6		7,5				42,3			22,7			57,4		2,0								414,4	6	4	10	
	27		311,8		3,5				164,8											21,5						75,4											577,0	3	2	5
	28		102,8		67,7		8,2		5,1											0,7	8,9					8,7										201,9	4	2	6	
	29	3,7	2,2		76,2		14,2																			19,0		12,9								128,3	4	2	6	
	30	8,6	122,3												4,5						49,8																185,1	3	1	4
	31	40,8	130,9		92,8																26,7						15,4										306,5	3	2	5

forts. neste side

Lokalitet	Lokalitetsnr.	VANNLOPPER													HOPPEKREPS								Total biomasse mg/m ²	Antall vannlopper	Antall hoppekreps	Totalt antall arter								
		sicr	dibr	hogi	bosm	bolo	boco	bolr	daph	dalo	daga	dacr	ceri	cequ	cepu	bylo	leki	pope	eula	cycl	cysc	mega					mele	maal	diap	acde	eugr	mila	hesa	heap
		<i>Sida crystallina</i>	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	<i>Holopedium gibberum</i>	<i>Bosmina</i> spp.	<i>B. longispina</i>	<i>B. coregoni</i>	<i>B. longirostris</i>	<i>Daphnia</i> spp.	<i>D. longispina</i>	<i>D. galeata</i>	<i>D. cristata</i>	<i>Ceriodaphnia</i> sp.	<i>C. quadrangula</i>	<i>C. pulchella</i>	<i>Bythotrephes longimanus</i>	<i>Leptodora kindtii</i>	<i>Polyphemus pediculus</i>	<i>Eurycerus lamellatus</i>	<i>Cyclops</i> spp.	<i>C. scutifer</i>	<i>Megacyclops</i> sp.	<i>Mesocyclops leucarti</i>	<i>Macrocyclops albidus</i>	<i>Diaptomus</i> spp. (cop.)	<i>Acanthodiaptomus denticornis</i>	<i>Eudiaptomus gracilis</i>	<i>Mixodiaptomus laciniatus</i>	<i>Heteroscope saliens</i>	<i>H. appendiculata</i>				
Aust-Agder																																		
Dåsvatn	32		438,7		58,7				2,5									0,3	0,9					15,4		2,3		1,8			520,2	3	3	6
Tegardsvatn	33		9,9		0,7		0,1		16,8										0,4				0,2			17,5		2,1			47,9	5	4	9
Åsvatn	34	0,2	137,6		5,3								1,7		0,9		15,1			34,7						49,5				245,1	6	2	8	
Forbuvatn	35				176,7														343,5		0,1					7,0				527,2	1	2	3	
Kollandsvatn	36		451,5		44,2														0,1							167,8				663,7	2	3	5	
Vålevatn	37		16,3		3,3								40,0							84,0						10,2				153,7	3	2	5	
Ufsvatn	38		12,3		61,7										7,5				1,1	90,5						79,5				252,6	3	2	5	
Kviksvatn	39		28,5		120,1								25,8							180,0						142,1				496,4	3	2	5	
Heimdalsvatn	40		2,5	531,8	20,1				83,1																	33,8		1,2		672,4	4	2	6	
Bjorvatn	41		1,8		0,7				6,9											24,4						5,4				39,1	3	2	5	
Valbjørgvatn	42		109,5		124,3				36,5											5,7	0,0					25,1				301,1	3	3	6	
Telemark								2,5												1,7				76,7			0,2			108,7	3	3	6	
Øyarvatn	43		15,7		12,1																	0,0				34,3		0,4		99,6	2	3	5	
Sandtjørn	44		45,4		19,5															38,5						1,2				179,7	3	2	5	
Døletjern	45		90,1		7,1				42,8															26,6			0,8			419,9	2	3	5	
Korsvatn	46		265,8		24,7															2,5						47,6		1,0		87,9	4	3	7	
Måvatn	47		11,0		7,8				17,2						0,9					17,5		0,0				1,5				287,2	2	4	6	
Heivatn	48		105,2						162,0											1,8					1,9		1,2			301,2	5	3	8	
Langesjø	49		223,1		47,6				17,8						1,8	6				1,8						17,3		1,4		189,9	3	3	6	
Fiskløysa	50	13,6	0,9		139,0															17,8														
Vestfold									12,8											17,9					154,8				44,2	906,5	3	3	6	
St. Surte	51		516,5		160,3				74,8											78,1					111,3					309,5	5	2	7	
Kopa	52	41,6			0,1																													
Østfold																				0,9						41,0				55,2	3	2	5	
Øv. Elgvatn	53				1,8							0,1								0,1						10,3				13,5	2	2	4	
Brønttjern	54				1,3																					29,2				61,4	3	2	5	
Folkevatn	55	9,0										2,8	0,4							20,1						135,0		11,9		808,2	6	3	9	
Honningen	56	20,3	489,8		49,6	49,6									1,8					46,5						10,9				508,2	2	3	5	
St. Sundvatn	57				5,2				421,6											36,5										0,7	3	1	4	
S. Hellingtjern	58	0,1		0,1																0,3										126,1	3	3	6	
Slavatn	59	27,0	11,0		10,7															27,9							28,0				271,6	6	3	9
Damtjern	60	5,8	47,5	1,1	21,0	88,6				17,5						1,5			49,0							26,4								

forts. neste side

ISSN 0802-4103
ISBN 82-426-0871-7

508

**NINA
OPPDRAGS-
MELDING**

NINA Hovedkontor
Tungasletta 2
7005 TRONDHEIM
Telefon: 73 58 05 00
Telefax: 73 91 54 33

NINA
Norsk institutt
for naturforskning