

643

OPPDRAKSMELDING

Effekt av kalking på fiskebestander i
innsjøer med vekt på røye

Trygve Hesthagen
Randi Saksgård



NINA • NIKU

NINA Norsk institutt for naturforskning

Effekt av kalking på fiskebestander i innsjøer med vekt på røye

Trygve Hesthagen
Randi Saksgård

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 befaringssrapporter, seminar- og konferanseforedrag, årsrapporter fra overvåkningsprogrammer, o.a.

Opplaget er begrenset. (Normalt 50-100)

NINA•NIKU Project Report

Serien presenterer resultater fra begge instituttene 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.

Hesthagen, T. & Saksgård, R. 2000. Effekt av kalking på fiskebestander i innsjøer med vekt på røye. - NINA Oppdragsmelding 643: 1-18

Trondheim, mars 2000

ISSN 0802-4103

ISBN 82-426-1127-0

Forvaltningsområde:

Bevaring av naturens mangfold

Conservation of biodiversity

Rettighetshaver ©:

Stiftelsen for naturforskning og kulturminneforskning

NINA•NIKU

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:

Tor F. Næsje

NINA•NIKU, Trondheim

Design og layout:

Synnøve Vanvik

Sats: NINA•NIKU

Kopiering: Norservice

Opplag: 250

Kontaktadresse:

NINA•NIKU

Tungasletta 2

7485 Trondheim

Tel: 73 80 14 00

Fax: 73 80 14 01

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 13148 Forsuring - overvåking

Ansvarlig signatur:

Tor F. Næsje

Oppdragsgiver:

Direktoratet for naturforvaltning

Referat

Hesthagen, T. & Saksgård, R. 2000. Effekt av kalking på fiskebestander i innsjøer med vekt på røye. - NINA Oppdragsmelding 643: 1-18.

Hensikten med undersøkelsen var å evaluere effekten av kalking på fiskebestander i innsjøer med vekt på røye, men også aure ble inkludert. Evalueringen ble gjort ved å sende ut spørreskjema til lokale kontaktpersoner, samt vannkjemiske analyser basert på høstprøver. Totalt inngikk 129 innsjøer i undersøkelsen, hvorav de fleste lå i Hedmark (n = 52), Oppland (n = 17), Aust-Agder (14), Akershus (n = 12), og Rogaland (n = 12). Effekten av kalkingen kunne vurderes for 95 bestander av røye og 97 bestander av aure. Kalkingen synes å ha gitt en god vannkvalitet i alle forsøkslokalitetene, med gjennomsnittsverdier (min. og maks. i parentes) for pH = 6,70 (5,56-7,84), alkalitet = 154,74 $\mu\text{ekv/l}$ (17-1290), labilt aluminium = 5,53 $\mu\text{g/l}$ (0-29) og syre-nøytraliserende kapasitet [ANC] = 243,35 $\mu\text{ekv/l}$ (31-3746). Blant de 95 røyebestandene som danner basisen for evalueringen, var 29 uendret før kalking (31 %), 38 skadet (40 %) og 28 tapt (29 %). Etter kalking har det vært en positiv utvikling blant 26 av de 38 skada bestandene (68 %) ved at tettheten har økt fra tynn til middels høy. Etter kalking er det reetablert/utsatt røye i 13 av 28 innsjøer med tapte bestander (46 %). En multipel regresjonsanalyse identifiserte høye verdier for sulfat, turbiditet og farge som negative for bestandsforholdene hos røye. Sulfat er en forsuringsindikator, mens turbiditet og farge angir mengden partikler i vannet; humøse lokaliteter har de høyeste verdiene. En av grunnene til manglende bestandsøkning hos røye etter kalking i humøse innsjøer, er at partikler bunnfeller (sedimenteres) og hindrer normal klekkesuksess. En kan heller ikke se bort fra at vannkvaliteten i perioder (vinter/vår) er marginal for vellykket klekking og normal overlevelse hos yngre stadier. Dette skyldes manglende blanding av kalka vann og surt smeltevann. For aure var 37 av 97 bestander uendret før kalking (38 %), 40 redusert (41 %) og 20 tapt (21 %). Etter kalking har det vært en positiv utvikling blant 79 % av alle reduserte bestander. I innsjøer med tapte aurebestander, er det reetablert/utsatt fisk i 16 (80 %). Det har utviklet seg flere tette bestander av aure enn røye etter kalking. For samlevende bestander av røye og aure (n = 80) før kalking, var det effekter (skadet eller tapt) på begge artene i 40 sjøer, 14 med skader bare på røye, og 5 med bare skader på aure. Følgelig var det ikke rapportert om effekter på verken røye eller aure i 21 innsjøer før kalking. En indirekte effekt av kalkingen er at røye har blitt introdusert like før eller like etter kalking sammen med villfisk av aure (10 innsjøer).

Emneord: Røye, aure, innsjøer, kalking.

Trygve Hesthagen & Randi Saksgård, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7485 Trondheim

Abstract

Hesthagen, T. & Saksgård, R. 2000. Effects of liming on fish populations, with special emphasis on Arctic char (*Salvelinus alpinus*). - NINA Oppdragsmelding 643: 1-18

This study evaluated the effects of liming on lake-dwelling fish populations, focusing on Arctic char (*Salvelinus alpinus*) although brown trout (*Salmo trutta*) populations were also analysed. The biological status of the fish populations before and after liming, was assessed on the basis of a questionnaire in terms of unaffected, damaged (reduced in abundance to sparse) and lost. In addition, water samples were collected in the autumn of 1998. Liming has produced satisfactory water quality in all of the sites analysed, at least based on values measured in the autumn. Mean values for the study lakes with minima and maxima in parenthesis were: pH at 6.70 (5.56-7.84), alkalinity at 154.74 $\mu\text{eq/l}$ (17-1290), labile aluminium at 5.53 $\mu\text{g/l}$ (0-29) and acid-neutralising capacity [ANC] at 243.35 $\mu\text{eq/l}$ (31-3746 $\mu\text{eq/l}$). The biological status of 95 populations of Arctic charr was assessed before liming, and 28 (29%) of these were defined as «lost» and 38 (40 %) were «reduced», while no damage to the remaining 29 populations (31%) was reported. After liming, Arctic charr were re-introduced into 13 of the 28 lakes (46%) from which they had been lost. Of the 38 lakes with reduced populations, there was a positive trend in 26 (68%); having increased from sparse to medium in relative abundance. In multiple regressions that involved different water chemistry variables, Arctic char status correlated best with sulphate concentration and suspended material in terms of colour (mg Pt/l) and turbidity (FTU). High amounts of suspended material indicate severe degree of sedimentation, which may affect the hatching of Arctic char eggs. In some localities, incomplete mixing of limed water and acidic runoff water may also have restricted the recruitment of Arctic char. Biological status was given for 97 populations of brown trout, of which 20 (21%) were lost while 40 (41%) were damaged. After liming, brown trout were re-introduced in 16 (80%) of 20 lakes that had lost their populations, while there was a positive trend in 79% of the damaged populations. In about 1/3 of the limed lakes, no fish damage where reported prior to liming. An indirect effect of liming is that Arctic char have been accidentally introduced together with stocked wild brown trout (10 lakes).

Key words: Arctic charr, brown trout, lakes, liming.

Trygve Hesthagen & Randi Saksgård, Norwegian Institute for Nature Research, Tungasletta 2, NO-7485 Trondheim, Norway.

Forord

Rapporten er skrevet på oppdrag fra Direktoratet for naturforvaltning (DN), og er et ledd i arbeidet med å undersøke effekten av kalking på fiskebestander. Roy Langåker har vært ansvarlig for prosjektet ved DN.

Vi vil takke alle som har sendt inn opplysninger om fiskestatus og tatt vannprøver i innsjøene som inngikk i undersøkelsen. En spesiell takk til M. Nordsveen (Engerdal, Hedmark), Ola Hegge (Oppland), Bjørn Dønnum (Akershus, NJFF), Per Øyvind Gustavsén (Aust-Agder) og Espen Enge (Rogaland) som har bidratt med betydelige opplysninger om fiskestatus. En takk også til Torbjørn Forseth (NINA) for å ha lest gjennom og kommet med nyttige kommentarer til rapporten, og til Geir Taugbøl (NVE) for identifisering av lokalitetenes innsjønummer.

Trondheim, mars 2000

Trygve Hesthagen
prosjektleder

Innhold

Referat.....	3
Abstract.....	3
Forord.....	4
1 Innledning.....	5
2 Metoder.....	5
3 Resultater.....	7
4 Diskusjon.....	11
5 Litteratur.....	13
Vedlegg 1 Oversikt over kalka innsjøer i ulike kommuner og fylker	16

1 Innledning

Forsuringen har forårsaket omfattende skader på fiskebestander i norske innsjøer (Hesthagen et al. 1999). For å motvirke forsuringen og gi levelige forhold for fisk og andre ferskvannsorganismer, foregår det en omfattende kalkingsaktivitet i mange vassdrag. Fram til 1994 er ca 2 000 lokaliteter kalket, fra små innsjøer til større lakseelver (Sandøy & Romundstad 1995). Hensikten med kalkingen er todelt; (i) ta vare på det biologiske mangfoldet og (ii) etablere høstbare fiskebestander.

Aure er den vanligste fiskearten i norske sjøer, og naturlig nok også den som dominerer i innsjøer som kalkes. I de fleste tilfeller skjer det en klar bedring av bestandsforholdene hos aure etter kalking (Forseth et al. 1997a). Kalkingen har tilsynelatende ikke hatt den samme gunstige effekten på røye til tross for at vannkvaliteten har blitt god. Dette er blant annet påvist hos røye i det regulerte vannsystemet Fjorda mellom Randsfjorden og Sperillen i Oppland fylke (Saksgård & Hesthagen 1995a, b). Fjorda har vært kalket flere ganger siden 1985, og vannkvaliteten skulle ikke lengre tilsi negative effekter på fiskebestander, idet pH og alkalitet i hovedsak har variert mellom henholdsvis 6,1-6,4 og 50-90 $\mu\text{ekv/l}$ (Hindar et al. 1998, Saksgård et al. 1999). Resultatene fra en nasjonal undersøkelse tyder også på manglende respons hos røye etter kalking (Forseth et al. 1997a,b).

Røye er blant våre mest forsuringfølsomme fiskearter, og blir skadet i en tidlig fase av forsuringprosessen (Hesthagen & Sandlund 1995). En landsomfattende kartlegging av utbredelse og status hos røye viste at ca 550 bestander enten var skadet eller tapt pga forsuring (Hesthagen et al. 1999). Bestandsendringer hos fisk i forsurrede lokaliteter skyldes enten (i) rekrutteringssvikt med høy dødelighet på egg- og yngelstadiet, (ii) høy dødelighet blant eldre og gytemodne individ, eller (iii) en kombinasjon av disse to prosessene (Schofield 1976, Rosseland et al. 1980, Haines 1981, Harvey 1982). Flere undersøkelser i Skandinavia har vist at rekrutteringssvikt er den vanligste årsaken til reduksjoner og tap av røyebestander i forsuringstruete områder (Almer 1972, Andersen et al. 1984, Hesthagen et al. 1995, Forseth et al. 1997b). Laboratoriestudier har bekreftet at unge stadier av røye er spesielt ømfintlig for surt vann (Jagoe et al. 1984, Jones et al. 1985, 1987).

Økt kunnskap om årsaken til at røya i enkelte innsjøer ikke reagerer positivt på kalking har betydning for utvelgelsen av kalkingsobjekter. Denne undersøkelsen vil primært omhandle bestandsforholdene hos røye i kalka innsjøer, men aure blir også inkludert. Evalueringen baserer seg på innsendte spørreskjema om bestandsstatus før og etter kalking, kombinert med vannkjemiske analyser.

2 Metoder

Vi forsøkte å skaffe en full oversikt over alle kalka innsjøer som enten har eller har hatt røye. Opplysninger over slike lokaliteter ble skaffet til veie fra (i) DN's *Limnibase*, (ii) fylkesmennenes miljøvernavdelinger, og (iii) den nasjonale undersøkelsen av biologisk status i kalka innsjøer (Forseth et al. 1997a, b). En del kalka innsjøer hvor røya gikk tapt for lengre tid tilbake kan være utelatt pga manglende kjennskap til tidligere forekomst (jf. Hesthagen & Sandlund 1995). Sammenhengende innsjøer som er skapt ved vassdragsreguleringer blir regnet som en lokalitet (Fjorda i Oppland fylke). Bare innsjøer som har vært kalket i minst fire år ble inkludert i undersøkelsen.

En ansvarlig person for hvert kalkingsprosjekt ble tilskrevet og bedt om å angi fiskestatus før og etter kalking, basert på et standard spørreskjema (jf. Hesthagen et al. 1993). Opplysningene ble samlet inn i løpet av 1999. Vi benyttet seks statuskategorier: 1 er tapt bestand, 2 er redusert bestand (dvs skadet), 3 er uendret naturlig tynn bestand, 4 er uendret middels tett bestand, 5 er uendret tett bestand, og 6 er sporadisk bestand. I tillegg benyttet vi egne kategorier for bestander som ble innført så kort tid før eller etter kalking at eventuelle bestandsendringer ikke kunne vurderes. Basert på ulike kombinasjoner av status før og etter kalking, ble det operert med 9 ulike kategorier (**tabell 1**). Eventuelle endringer i status hos ikke-skada bestander ble også evaluert, dvs for naturlig tynne, middels tette og tette bestander. Dette kan skyldes (i) endringer i næringsgrunnlag eller endringer i tettheten av andre fiskearter. Det ble også spurt om det har vært foretatt fysiske inngrep i lokaliteten, om utsetting av fisk, og introduksjon av nye fiskearter.

En spørreundersøkelse gir bare en skjønnsmessig vurdering av bestandsforholdene. Det kan følgelig være en usikker metode for å vurdere den relative mengden fisk og mulige endringer. Det er tidligere funnet en god sammenheng mellom fangstutbyttet ved prøvafiske og bestandsstatus (uendret, redusert og tapt) (Hesthagen et al. 1993). For en del røyebestander som ble kategorisert som uendret ga imidlertid prøvafiske lavt fangstutbytte. Dette kan enten skyldes en feilaktig vurdering av bestandsforholdene eller at fangstutbyttet ikke var representativt for mengden røye i innsjøen. Det siste kan ha sammenheng med at røya i perioder oppholder seg i dypere bunnområder eller i de frie vannmassene (pelagisk sone). Garnfiske eller annet fiske foregår derimot oftest i strandnære områder.

I oktober og begynnelsen av november 1998 ble det samlet inn vannprøver fra 95 innsjøer. Prøvene ble tatt i utløpet (nær utløpet i regulerte sjøer), og sendt til NINA's laboratorium i løpet av få dager. Disse parametrene ble målt: pH, alkalitet, ledningsevne, farge, turbiditet, TOC, silisium, hovedanioner, hovedkationer og ulike aluminiumsfraksjoner. I tillegg ble vannets syre nøytraliserende kapasitet (ANC) beregnet som summen av alle hovedkationer $[\text{Ca}+\text{Mg}+\text{Na}+\text{K}]$ minus summen av alle hovedanioner $[\text{SO}_4+\text{NO}_3+\text{Cl}]$. I kalka innsjøer

med offentlig støtte blir det årlig samlet inn vannprøver som analyseres mht pH, farge, kalsium, og i noen tilfeller alkalitet. De vannkjemiske resultater fra en del slike lokaliteter (n = 26)

ble benyttet i undersøkelsen. Disse dataene er hentet fra DN's Limnibase.

Tabell 1. Status hos fiskebestander i innsjøer før og etter kalking. Tallene angir følgende grupper: 1 = tapt, 2 = redusert (skadet), 3 = naturlig tynn (tynn), 4 = middels tett, 5 = tett, 6 = sporadisk og 0 = ukjent.

Status før kalking	Status etter Kalking	Kategori
1	1	Tapt bestand fortsatt tapt
2	1	Redusert bestand tapt
2	2	Redusert bestand fortsatt redusert (tynn bestand etter kalking)
2	4	Redusert bestand økt til middels tett
2	5	Redusert bestand økt til tett
3	3	Naturlig tynn bestand fortsatt tynn
3	4	Naturlig tynn bestand økt til middels tett
3	5	Naturlig tynn bestand økt til tett
4	4	Middels tett bestand fortsatt middels
4	5	Middels tett bestand økt til tett
5	5	Tett bestand fortsatt tett
1	3-6	Tapt bestand reetablert ved utsetting eller innvandring
6	3-6	Sporadisk forekomst
7	7	Arten innført for kort tid før kalking til at status kan vurderes
8	8	Arten innført kort tid etter kalking til at effekt av kalking kan vurderes
0	0	Ukjent status
9	9	Arten finnes ikke

3 Resultater

Totalt inngår 129 innsjøer i undersøkelsen, og fiskestatus er rapportert for 93 % av lokalitetene (**vedlegg 1**). Det foreligger bestandsopplysninger om røye og aure fra henholdsvis 95 og 97 lokaliteter. Hedmark hadde flest kalka innsjøer med røye ($n = 52$), vesentlig i Engerdal ($n = 24$) og Os ($n = 11$) kommuner. Antall lokaliteter i de andre fylkene fordelte seg slik, angitt i parentes: Oppland (17), Aust-Agder (14), Akershus (12), Rogaland (12), Buskerud (9), Telemark (5), Østfold (3), Vest-Agder (2), Sogn og Fjordane (2) og Hordaland (1).

Kalkingen har gitt god vannkvalitet i alle forsøkslokalitetene (**tabell 2**). Det var imidlertid store variasjoner for flere vannkjemiske parametre. Eksempelvis varierte pH og alkalitet mellom henholdsvis 5,56-7,84 og 17-1290 $\mu\text{ekv/l}$. Bare to innsjøer hadde pH under 6,0 (5,56 og 5,70), mens de øvrige lokalitetene hadde verdier over 6,15. Det var også store variasjoner i turbiditet (0,26-2,51 FTU) og farge (2-186 mgPt/l). Konsentrasjonen av kalsium var i gjennomsnitt 3,65 mg/l, og bare fem innsjøer hadde lavere verdi enn 1,0 mg/l. De fleste innsjøene hadde svært høy syre-nøytraliserende kapasitet (ANC) med et gjennomsnitt på hele 243,35 $\mu\text{ekv/l}$ (31-3746 $\mu\text{ekv/l}$). Innholdet av labilt aluminium, den giftige fraksjonen av aluminium, var lavt i de fleste innsjøene med gjennomsnittlig 5,53 $\mu\text{g/l}$. De fem innsjøene med høyest konsentrasjon hadde verdier mellom 15-29 $\mu\text{g/l}$.

Det foreligger status for røye før og etter kalking fra 95 innsjøer som har vært kalket i minst fire år (**tabell 3**). Før kalking var 28 bestander tapt (29 %), 38 redusert (40 %), og 29 uskadet (31 %). [Siste gruppe omfatter naturlig tynne, middels tette og tette bestander]. Etter kalking har det vært en økning hos 26 bestander (68 %), idet tettheten har utviklet seg fra tynn til middels tett/tett. Sju innsjøer med naturlig tynne bestander av røye har ikke hatt noen positiv utvikling. I 13 av innsjøene med tapte røyebestander (46 %) er det satt ut røye. Deres nåværende status fordelte seg med fire tynne, 6 middels tette og tre sporadiske bestander. En vet enda ikke om det skjer gytinger og reetablering av røye i disse lokalitetene. I innsjøer hvor det ikke var rapporter om skader hos røya før kalking ($n = 29$), var det en dominans av middels tette bestander ($n = 18$). Bare en innsjø hadde tett røyebestand før kalking, mot 6 etter kalking (6 %).

Noen lokaliteter med uendra røyebestander som ikke omfattes av undersøkelsen er kalket for å bedre vannkvaliteten på lakseførende strekning: Hofreistevatn (Bjerkreimsvassdraget) og Espedalsvatn (Espedalselva) i Rogaland, og Hovlandsdalsvatn (Flekke-Guddal-vassdraget) i Sogn og Fjordane.

I innsjøer uten bestandsøkning hos røye etter kalking hadde noe dårligere vannkvalitet enn lokaliteter med en positiv utvikling og de uten påviselige skader (**tabell 4**). Vannkvaliteten i innsjøer uten bestandsøkning var likevel meget god, basert på gjennomsnittlige verdier for både pH (6,50), alkalitet (118 $\mu\text{ekv/l}$) og labilt Al (6 $\mu\text{g/l}$). Ekstrem-verdiene for de tre parametrene var henholdsvis 5,56, 17 $\mu\text{ekv/l}$ og 12 $\mu\text{g/l}$.

Tabell 2. Gjennomsnittlige verdier \pm standard avvik ($x \pm SD$) med minimum- (Min) og maksimumverdier (Maks) for noen vannkjemiske parametre i de kalka forsøkslokalitetene. n = antall lokaliteter hvor angitte parameter er målt. Al = aluminium og Al-UM (uorganisk monomerisk) tilsvare labilt Al, dvs fraksjonen som er giftig for fisk.

Variabel	Enhet	N	$x \pm SD$	Min	Maks
pH		120	6,70 \pm 0,42	5,56	7,84
Alkalitet	$\mu\text{ekv/l}$	118	154,74 \pm 171,77	17,00	1290,00
Ledningsevne	$\mu\text{S/cm}$	99	32,08 \pm 40,85	7,2	397,9
Turbiditet	Ftu	93	0,68 \pm 0,37	0,26	2,51
Farge	mgPt/l	100	29,86 \pm 25,51	2	186
TOC	mg/l	89	4,50 \pm 2,19	0,90	12,44
Ca	mg/l	121	3,65 \pm 3,24	0,41	25,18
Mg	mg/l	95	0,44 \pm 0,48	0,08	4,60
Na	mg/l	95	1,79 \pm 6,11	0,26	59,80
K	mg/l	95	0,35 \pm 0,77	0,07	7,70
Sulfat	mg/l	94	2,68 \pm 1,31	0,93	9,78
Klorid	mg/l	94	1,89 \pm 3,17	0,28	26,12
Nitrat	$\mu\text{ek/l}$	94	46,29 \pm 96,97	0,00	475,00
Silisium	mg/l	94	1,06 \pm 0,72	0,02	4,39
Al-TR (totalt reaktivt)	$\mu\text{g/l}$	94	88,29 \pm 74,19	5,00	488,00
Al-TM (totalt monomerisk)	$\mu\text{g/l}$	94	21,76 \pm 14,80	4,00	94,00
Al-OM (organisk monomerisk)	$\mu\text{g/l}$	94	16,23 \pm 12,87	2,00	67,00
Al-UM (uorganisk monomerisk)	$\mu\text{g/l}$	94	5,53 \pm 4,91	0,00	29,00
ANC	$\mu\text{ekv/l}$	94	243,35 \pm 410,26	31	3746

Tabell 3. Antall røye- og aurebestander i ulike statuskategorier før og etter kalking i forsøkslokalitetene. Bestander som inngår i evalueringen er uthevet med fet skrifttype.

Art	Før kalking					Etter kalking				
	Status/forekomst	Antall	Tapt	Tynn (fortsatt redusert)	Middels tett	Tett	Sporadisk	Innført før kalking	Innført etter Kalking	Ukjent
Røye	Ukjent	9								9
	Tapt	28	15	4	6		3			
	Redusert (Tynn)	38		12	23	3				
	Naturlig tynn	7		7						
	Middels tett	21			18	2				1
	Tett	1				1				
	Sporadisk	5		1	3		1			
	Innført før kalking	7						7		
	Innført etter kalking								3	
	Totalt	116	15	24	50	6	4	7	3	10
Aure	Ukjent	11		1						9
	Tapt	20	4	4	7	1	4			
	Redusert (Tynn)	40		8	27	4				1
	Naturlig tynn	20		12	6	1				1
	Middels tett	13			10	3				
	Tett	4				4				
	Sporadisk	1					1			
	Innført før kalking									
	Innført etter kalking								1	
	Totalt	109	4	25	50	13	5		1	11

Tabell 4. Gjennomsnittlig verdi \pm standard avvik ($x \pm SD$) for noen vannkjemiske variabler i kalka innsjøer med ulike status/respons på kalkingen for røye og aure. n = antall innsjøer.

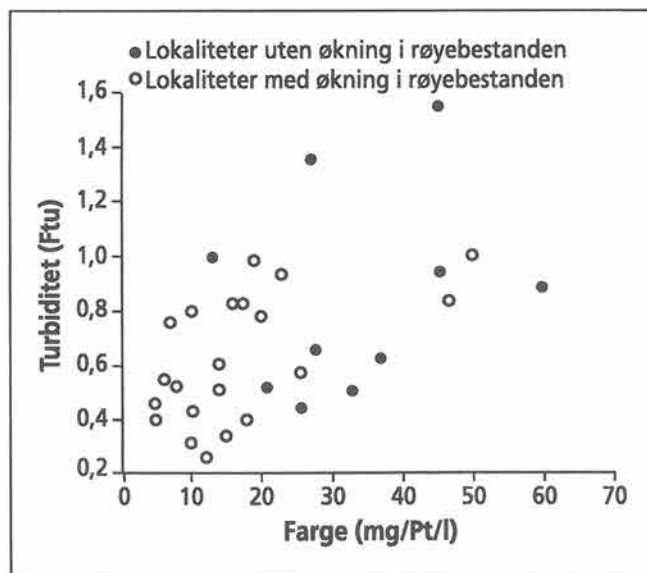
Art	Variabel	Enhet	Fortsatt reduserte bestander		Økt fra redusert (tynn) til middels tett eller tett		Uendret status for middels tette og tette bestander	
			$x \pm SD$	n	$x \pm SD$	n	$x \pm SD$	n
Røye	pH		6,51 \pm 0,52	12	6,75 \pm 0,37	25	6,73 \pm 0,34	19
	Alkalitet	$\mu\text{ekv/l}$	117,92 \pm 68,75	12	142,21 \pm 109,71	25	140,07 \pm 102,04	19
	Kalsium	mg/l	3,15 \pm 1,18	12	3,20 \pm 1,99	25	3,11 \pm 1,85	19
	TOC	mg/l	5,31 \pm 1,37	9	3,19 \pm 1,52	21	4,38 \pm 2,17	16
	Turbiditet	Ftu	0,85 \pm 0,38	10	0,63 \pm 0,23	21	0,50 \pm 0,18	18
	Farge	mgPt/l	32,24 \pm 3,95	9	16,28 \pm 11,92	22	27,43 \pm 23,59	18
	Labilt Al	$\mu\text{g/l}$	5,50 \pm 3,50	10	4,19 \pm 1,91	21	4,28 \pm 2,70	18
	Sulfat	mg/l	3,46 \pm 0,95	10	2,42 \pm 1,02	21	2,29 \pm 0,91	18
	ANC	$\mu\text{ekv/l}$	166,14 \pm 55,96	10	184,29 \pm 110,32	21	164,32 \pm 106,52	18
	Aure	pH		6,89 \pm 0,37	8	6,73 \pm 0,43	29	6,46 \pm 0,44
Alkalitet		$\mu\text{ekv/l}$	188,31 \pm 7,88	8	173,39 \pm 250,58	21	99,22 \pm 71,27	14
Kalsium		mg/l	4,73 \pm 1,88	8	4,05 \pm 4,69	29	2,59 \pm 1,43	14
TOC		mg/l	4,91 \pm 1,85	7	4,01 \pm 1,89	21	4,01 \pm 1,67	10
Turbiditet		Ftu	0,60 \pm 0,23	7	0,64 \pm 0,19	21	0,76 \pm 0,33	12
Farge		mgPt/l	30,68 \pm 18,43	7	23,86 \pm 17,72	21	31,09 \pm 14,94	10
Labilt Al		$\mu\text{g/l}$	5,57 \pm 3,91	7	5,81 \pm 5,94	21	4,75 \pm 2,96	12
Sulfat		mg/l	3,58 \pm 1,56	7	2,60 \pm 0,95	21	2,93 \pm 0,97	12
ANC		$\mu\text{ekv/l}$	160,04 \pm 59,78	4	124,34 \pm 62,13	12	80,44 \pm 50,81	10

For å kunne identifisere hvilke vannkjemiske variabler som har betydning for bestandsresponsen hos røye etter kalking ble det foretatt en multippel regresjonsanalyse (jf. **tabell 2**). I analysen inngår bare en Al-fraksjon (giftig eller labilt Al), samt at ANC blir ekskludert fordi den er beregnet på grunnlag av andre parametre i analysen (Σ kationer - Σ anioner, jf. Metoder). Disse tre statusgruppene ble benyttet som avhengige variabler: (i) skada bestander uten noen påviselig økning etter kalking, (ii) skada bestander som har økt fra tynn til middels tett eller tett etter kalking, og (iii) bestander uten påviselige skader før eller etter kalking. Den siste kategorien ble begrenset til middels tett og tett bestander, dvs at naturlig tynne bestander ble ekskludert. Innsjøer med tapte røyebestander og hvor de ikke har blitt gjeninnført etter kalking, ble ikke vurdert som egen kategori. Dette skyldes at alle reetableringer av røye etter kalking har skjedd ved utsettinger og ikke ved naturlig innvandring. Analysen identifiserte sulfat, turbiditet og farge som forklaringsparametre mht fiskestatus hos røye; høye verdier gir negativ respons mht forekomst av røye ($F_{3,42}=8,19$, $P < 0,0001$). Regresjonskoeffisienten (R^2) viste en total forklaringsprosent for røyas status på 37 [$R^2=0,18$ for bare sulfat, $R^2 = 0,30$ for sulfat + turbiditet, og $R^2 = 0,37$ for sulfat + turbiditet + farge]. De gjennomsnittlige verdiene for turbiditet og farge for innsjøer i statuskategori 1, 2 og 3 [se ovenfor] varierte mellom henholdsvis 0,50-0,85 FtU og 16,28-32,24 mg Pt/l (jf. **figur 1**). Sulfat er en forsuringsindikator, mens turbiditet og farge angir partikkelmengden i vannet, blant annet humus. Fargen (F) er også i stor grad korrelert med mengden TOC [total organisk karbon] i vannet ($F = 8,03 * TOC - 7,66$, $F_{1,87} = 214,02$, $R^2 = 0,71$, $P < 0,0001$). Derimot er det en dårligere sammenheng mellom turbiditet (T) og TOC ($T = 0,42 * TOC + 0,48$, $F_{1,87} = 4,23$, $P < 0,05$).

Vi har opplysninger om status for 97 aurebestander. Av disse var 20 tapt (21 %), og 40 redusert (41 %) før kalking (**tabell 3**). Følgelig var det ikke skader på aure i 38 % av de kalka innsjøene ($n = 37$). Disse fordelte seg med 20 naturlig tynne, 13 middels tette og fire tette bestander. Etter kalking har det utviklet seg middels/høy tetthet i 31 av 39 innsjøer med reduserte bestander (79 %). Opplysninger etter kalking mangler for en bestand. Blant innsjøer med tapte bestander ($n = 20$) er det reetablert/satt ut fisk i 16 lokaliteter (80 %). Før kalking hadde fire innsjøer tette aurebestander, mot 13 etter kalking (13 %).

En sammenligning av status hos samlevende bestander av røye og aure ($n = 80$) før kalking viste at i 40 innsjøer var det effekter (skadet eller tapt) på begge arter (50 %), 14 med bare skader på røye (18 %), og fem med bare skader på aure (6 %) (**tabell 5**). For 1/3 av innsjøene ($n = 21$) er det ikke rapportert om skader eller tap verken for røye eller aure. Det var større skader blant røye enn aure før kalking (**tabell 6**). I 23 innsjøer med tapte røyebestander var status for aure slik: 9 tapte, 6 reduserte og 7 uendret naturlig tynne/middels tette/tette bestander. I 32 innsjøer med reduserte røyebestander, var 7 aurebestander uendret, 23 redusert og to tapt.

I 10 innsjøer hvor det har blitt satt ut villfisk av aure, ble det utilsiktet også overført røye (**tabell 3**). Disse lokalitetene ligger i Akershus ($n = 7$), Rogaland ($n = 2$) og Hedmark ($n = 1$) (Bjørn Dønnum, NJFF-Akershus, Espen Enge, Fylkesmannen i Rogaland).



Figur 1. Forholdet mellom farge og turbiditet og innsjøer hvor røye har hatt en bestandsøkning etter kalking (åpne sirkler) og hvor dette ikke er registrert (fylte sirkler). Det mangler data om farge og turbiditet fra to innsjøer som fortsatt har reduserte røyebestander etter kalking (V. Grimevatn og Grautnattjern).

Tabell 5. Skademønsteret før kalking på samlevende bestander av røye (R) og aure (A), enten det er effekter på begge arter (tapt eller skadet), eller bare på den ene av artene. Antall innsjøer uten rapporterte effekter på noen av de to artene er også angitt. Opplysninger mangler for 9 innsjøer.

Fiske-Samfunn	N	Antall tapte og skada aure –og røyebestander				Status for arten med effekt		Status for arten uten effekt				
		R = tapt A = tapt	R = tapt A = skadet	R = skadet A = tapt	R = skadet A = skadet	Tapt	Skadet	Ukjent	Naturlig tynn	Middels Tett	Tett	Spora- disk
Effekt både på røye og aure	40	9	6	2	23							
Effekt på røye	14					7	7	1	5	5	3	
Effekt på aure	5					0	5			2		3
Ingen skader	21											
Totalt	80	9	6	2	23	7	5	1	5	7	3	3

Tabell 6. Status for samlevende bestander av røye og aure før kalking.

Status	Røye			Naturlig Tynn	Aure			Ukjent
	Totalt	Tapt	Redusert		Middels tett	Tett	Spora- disk	
Tapt	23	9	6	3	2	2		1
Redusert	32	2	23	2	3	1		1
Naturlig tynn	7			5	1	1		
Middels tett	14		2	8	3		1	
Tett	1				1			
Sporadisk	4		3		1			
Totalt	81	11	34	18	11	4	1	2

4 Diskusjon

Vannkvalitetsmålene synes å være oppfylt etter kalking idet pH og alkalitet i de fleste lokalitetene varierte mellom henholdsvis 5,56-7,84 og 17-1290 $\mu\text{ekv/l}$. Samtidig var konsentrasjonen av giftig labilt aluminium lav (0-29 $\mu\text{g/l}$). Vannkvalitetsmessig har derfor kalkingen vært vellykket.

Nordvestlige deler av Hedmark har flest innsjøer med skada og tapte røyebestander. Forsuringsskadene på fiskebestander her i landet er imidlertid desidert størst på Sørlandet (jf. Hesthagen et al. 1999). Denne forskjellen i geografisk skadefordeling skyldes i stor grad utbredelsesmønsteret til røya. Agderfylkene har relativt få røyebestander. I tillegg finnes arten hovedsakelig i innsjøer under marin grense med bedre vannkvalitet enn i høyere liggende lokaliteter (jf. Hindar & Kleiven 1990). I Akershus ligger også de fleste innsjøene med røye under marin grense (Helge Pedersen, NJFF-Akershus).

Bestandsreduksjonen hos røye i sure innsjøer har først og fremst sammenheng med rekrutteringssvikt (Andersen et al. 1984, Hesthagen et al. 1995, Forseth et al. 1997b). Bestandsøkningen etter kalking skyldes derfor i første rekke økt overlevelse blant yngre stadier. Denne restaureringsprosessen er godt dokumentert for røyebestanden i Selura ved Flekkefjord i Vest-Agder (Andersen & Vøllestad 1996). Prøvefiske før kalking viste en dominans av røye i eldre årsklassene, noe som tyder på høy dødelighet blant egg/ynge. Etter kalking skjedde det en kraftig økning i rekrutteringen, som har resultert i mye småfalle fisk. Det har også vært en klar økning i aurebestanden etter kalking. Dette gjelder også fiskespisende og storvokste individ som forsvant fra Selura tidlig på 1970-tallet. Dette skyldes trolig at en tett byttefiskbestand av røye igjen er tilgjengelig for denne aurestammen (Andersen & Vøllestad 1996). Dette viser at reetableringen av en art har betydning for bestandsøkning/reetablering av andre fiskearter eller stammer.

Bare ca 1/3 av de skada røyebestandene har økt fra tynne til middels tette etter kalking. Disse bestandene har derfor kommet på et tilnærmet «før-foruringsnivå». En del innsjøer med skadde røyebestander ble kalket først gang tidlig på 1990-tallet. En kan derfor ikke utelukke en bestandsøkning på et seinere tidspunkt. En regresjonsanalyse identifiserte sulfat, turbiditet og farge som de viktigste vannkjemiske variablene som forklarte røyas status. Høye verdier for turbiditet og farge indikerer en humøs vanntype med relativt mye partikler. Manglende respons hos røye i slike lokaliteter kan skyldes partikler som bunnfelles. I løpet av noen år vil det legge seg et mudderlag på røyas gyteplasser, og det kan hindre eller redusere klekkesuksessen hos røye. Reguleringsmagasinet Fjorda er en av de kalka lokalitetene hvor det ikke har vært noen økning i røyebestanden etter kalking, noe som kan skyldes sedimentering. Fjorda består av flere innsjøer, og Svartjern er blant de lokalitetene med en svært tynn røyebestand. Klekkesøkning viste at bare 3-8 % av røyerogna i Fjorda utviklet seg til plommesekkyngel (Saksgård et al. 1999). Det meste av rogna døde på et tidlig stadium, til tross for at vannkvaliteten var god (pH = 6,1-6,4 og alkalitet = 50-90 $\mu\text{ekv/l}$).

Fjorda ligger i et myrlendt skogsterrang, og avrenningsvannet i slike lokaliteter inneholder ofte relativt mye humus som bunnfeller. I tillegg er Fjorda regulert, og erodert materiale fra reguleringsssonen vil sedimentere under laveste regulerte vannstand (jf. Aass 1991). Videofilming i Fjorda viste at gyteplassene var dekt med et tykt lag mudder (Saksgård et al. 1999). Røye foretrekker å gyte på grovt substrat med liten innblanding av finere materiale (Määr 1949, 1950, Fabricius & Gustavson 1954, Kircheis 1976, Mardsen & Krueger 1991, Eklöv & Cronberg 1993, Eklöv & Anderson 1996). Tilslamming og sedimentering hindrer transport av oksygen og avfallsstoffer til og fra fiskeeggene, og resulterer i økt dødelighet (Wolf 1957, Cooper 1965, Lahti et al. 1979). Sedimentering er trolig et spesielt problem i reguleringsmagasin da det vedvarer i mange tiår, og dødeligheten på fiskerogn er størst i eldre magasin (Fudge & Bodaly 1984). Sedimentering er for øvrig identifisert som en trusselfaktor for røye i flere land (Mills et al. 1990, Mailand 1995).

Rekrutteringssvikt hos røye i reguleringsmagasiner som f.eks. Fjorda kan også skyldes tørrlegging av gyteplasser. Sjø om Fjorda bare tappes ned 2 m, blir over halvparten av de registrerte gyteplassene hos røye helt eller delvis tørrlagt (Saksgård et al. 1999). Dette er imidlertid ikke den primære årsaken til sviktende røyebestander i Fjorda fordi reguleringen er fra 1919. Røya begynte imidlertid ikke å avta før på 1960-tallet, så forsuring er mest sannsynlig hovedgrunnen til fiskeskadene.

Fysiske inngrep i nedslagsfeltene kan også øke utvaskingen av humusstoffer til innsjøer, og dermed øke sedimenteringsraten. Dette kan være medvirkende årsak til skader på røyebestandene i Nordre og Søndre Boksjø (grensevann med Sverige) øverst i Enningsdalsvassdraget i Halden kommune, Østfold fylke. Disse innsjøene er også noe regulert, og i tillegg har det vært grøftet i nedbørsfeltet til Nordre Boksjø (Leif Karlsen, Miljøvern avdelingen i Østfold). Røyebestanden i Nordre Boksjø ble rundt 1950 karakterisert slik (Vasshaug 1990): «det påstås at der er røye her og, men det er det smått med nå». Røyebestanden i Nordre Boksjø gikk seinere tapt (Øxnevad 1995). Også i Søndre Boksjø begynte røya å avta rundt 1950, og innsjøen var da allerede sterkt forsuret med pH < 5,0 (Vasshaug 1990). Røyebestanden i Søndre Boksjø døde ut på 1960-tallet, men ble seinere reetablert ved utsettinger på svensk side.

Høstprøvene tyder på at de kalka innsjøene har god vannkvalitet. En kan likevel ikke utelukke perioder med marginal vannkvalitet mht røyas rekruttering. Innsjøer med reduserte røyebestander etter kalking hadde noe dårligere vannkvalitet enn lokaliteter med en positiv utvikling (tabell 4). Flere undersøkelser beskriver vannkjemiske endringer gjennom året (jf. Gubala et al. 1991). I kalka innsjøer kan det oppstå sure episoder om vinteren på grunn av temperatur-sjiktninger under isen. Dette skyldes at kaldt og surt aluminiumsholdig smeltevann fra omgivelsene legger seg på toppen av vannmassene og hindrer en fullstendig blanding av kalka vann og surt smeltevann (Barlaup et al. 1998). Som regel vil snøen smelte om våren før isen går, og derfor vil en slik situasjon kunne vare temmelig lenge, uansett hvor mye kalk en innsjø

tilføres. Det eneste som bedrer vannkvaliteten er terrengkalking eller kontinuerlig kalking av tilløpsbekker (Atle Hindar, NIVA). Surt smeltevann er påvist i den kalka innsjøen Hovvatnet på Sørlandet. Dette har gitt svært lav klekkesuksess hos innsjøgytende aure på områder grunnere enn 2 m i innsjøen (Barlaup et al. 1998). I Fjorda ble det også påvist klare pH-fall vinterstid (5,48 og 5,70), kombinert med relativt høye konsentrasjoner av labilt aluminium (54 og 58 µg/l). Røya gyter ofte på grunt vann, fra 1-5 m dyp (jf. Jonsson & Hindar 1982, Hesthagen et al. 1995, Saksgård et al. 1999). En kan derfor ikke utelukke at surt smeltevann også forårsaker økt dødelighet hos røye i kalka innsjøer. De yngste årsklassene av røye lever hovedsakelig i strandnære områder (jf. Austigard et al. 2000). Disse individene kan derfor bli eksponert til en suboptimal vannkvalitet. Det er også vist at pH-senkninger i strandsonen påvirker rekrutteringen hos annen laksefisk, som f. eks kanadarøye og bekkerøye. Disse to artene er sårbare for forsuring fordi de yngste stadiene (egg og yngel) blir eksponert for surt vann under snøsmeltingen om våren (Gunn & Keller 1981). Kanadarøya er spesielt sårbar for sure episoder fordi den gyter på svært grunt vann (McMurtry 1986). Det er funnet en klar sammenheng mellom overlevelse hos yngel av kanadarøye og vannkvaliteten under snøsmeltingen (Gunn & Keller 1984, Gunn 1986).

I innsjøer med flere arter kan manglende bestandsøkning hos aure og røye skyldes konkurranse fra andre fiskearter. Det er f. eks vist at sik er en sterkt næringskonkurrent til røye (Svårdson 1976). Således kan f. eks den reduserte røyebestanden i Nisser få konkurranse fra en tett sikbestand. Nisser ble kalket i 1996, og det er enda for tidlig å evaluere effekten av tiltaket (jf. Hindar et al. 1999). Svarttjern (Fjorda) har en relativt tett bestand av abbor, og det kan ikke utelukkes at den har en negativ effekt på røyebestanden.

Mange innsjøer har svært tynne røyebestander når kalkingen blir satt i gang. Dette kan være en medvirkende årsak til at restaureringsprosessen går langsomt eller uteblir helt. I Ytre Øydnavatnet i Audnedal kommune i Vest-Agder ble det antatt av røya var utdødd før kalking i 1986. Ved en intervjuundersøkelse i 1978 ble det faktisk opplyst at det aldri hadde vært røye i innsjøen (Sevaldrud & Muniz 1980). I 1982 sa en annen lokal informant at det likevel var en restbestand av røye i Ytre Øydavatnet. Prøvefiske bekreftet dette idet det ble tatt 10 individ ved innløpet til innsjøen (SFT 1983, Kleiven & Matzow 1989). Seinere har det vært antatt at røya var utdødd, men i løpet av de siste par årene er det tatt noen individ (Kåre Christensen, Audnedal). I innsjøer hvor røya nærmest er utryddet, kan det altså ta minst 10-15 år fra kalking til det skjer en viss bestandsøkning. Enda har Ytre Øydavatnet en tynn røyebestand. Sjansene for et vellykket resultat er trolig større dessto tidligere kalkingen starter. Det har for øvrig vist seg å være restbestander av røye i innsjøer hvor den ble antatt å være utdødd. Dette gjelder blant annet i to forsura innsjøer i Soknedalsvassdraget i Rogaland; Grøssfjellvatnet og Heigravatnet (Espen Enge, Miljøvernveddelingen i Rogaland). I Grøssfjellvatnet ble det antatt at røya forsvant allerede på 1970-tallet. Dette viser betydningen av grundige fiskebiologiske undersøkelser før kalking. Garnfiske på kjente

gyteplasser om høsten er trolig den sikreste måten for å påvise om det enda forekommer røye i en innsjø.

Alle tapte bestander av røye og aure blir ikke reetablert etter kalking; dette skjedde i henholdsvis 46 og 80 % av tilfellene. Når det gis offentlig støtte til kalking, må et mål være å reetablere flest mulig tapte fiskebestander. For røye kan tilgangen på settefisk være et problem, da det er få klekkerier som har den i oppdrett. En kan imidlertid reetablere røyebestander med villfisk fra en lokal stamme. I Hedmark blir det for øvrig satt ut oppdrettet røye i flere kalka innsjøer. Dette gjør det vanskelig å evaluere effekten av sjølve kalkingen. Karpefiskarter som har gått tapt pga forsuring, synes overhode ikke å bli reetablert etter kalking. Dette er i overensstemmelse med resultatene fra den nasjonale undersøkelsen av fiskebestander i kalka sjøer (Forseth et al. 1997a). Nordre og Søndre Boksjø er ett eksempel på manglende reetablering av fisk etter kalking. Nordre Boksjø ble første gang kalket i 1985, og seinere i 1990 og 1994 (Walseng & Hansen 1994). Ved prøvefiske i 1973, 1991 og 1994 ble det bare fanget abbor og aure (Borgstrøm et al. 1974, Øxnevad 1995, Kleiven & Håvardstun 1997). Tidlig på 1900-tallet ble det rapportert om aure, røye, abbor og mort i begge innsjøene (Huitfeldt-Kaas 1918). I følge opplysninger fra ca 1950 hadde Nordre Boksjø også ørekyte, og i tillegg var bestanden av vederbuk tapt (Vasshaug 1990). Hans undersøkelse nevner ikke forekomst av mort i Boksjøene. I følge Almer (1972) forsvant morten fra Søndre Boksjø allerede omkring 1930. Det er derfor sannsynlig at Vasshaug's informant ikke kjente til forekomsten av mort. Aurebestandene i Boksjøene har hatt en klar økning etter kalking, og forsterkningsutsettingene har opphørt (Øxnevad 1995). Ved elfiske på utløpet av Nordre Boksjø høsten 1994, dvs på kalka strekning, ble det påvist mye gyttemoden aure. Derimot var det lite aure i innløpsbekken som er upåvirket av kalking. Det har for øvrig vært en kraftig økning i artsdiversiteten blant både bunndyr og krepsdyr i Boksjøene etter kalking (jf. Raddum et al. 1984, Walseng & Hansen 1994).

Ved forsterkningsutsettinger i kalka innsjøer kan det skje uønsket spredning av ikke-stedegne fiskearter. Eksempelvis er det satt ut røye sammen med villfisk av aure i 10 av forsøksinnsjøene. Det har også skjedd introduksjoner av andre fiskearter i de kalka innsjøene. Kalkingen gir som oftest et mer attraktivt fiske, og fisketrykket øker. En del fiskere bruker fisk som agn, og dette øker spredningsfaren. Det er blant annet nylig innført ørekyte i en kalka innsjø i Engerdal, Hedmark. Det har vært omfattende spredning av ørekyte her i landet i løpet av de siste ti-årene. Det er stor bekymring for hvilke negative effekter dette har på andre fiskearter (jf. Hesthagen & Sandlund 1997).

Det var ikke rapportert om fiskeskader i ca 1/3 av de kalka innsjøene. Dette tyder på feil prioritering av kalkingsobjekter. En vet f. eks at mange innsjøer har naturlig surt vann; lav pH er derfor ikke tilstrekkelig kriterium for kalkingsstøtte. I tillegg er det viktig at alkalitet og/eller labilt aluminium blir målt. Dersom det er tvil om bestandsforholdene hos fisk før kalking, bør det foretas et enkelt prøvefiske. Kalking representerer be-

tydelige kostnader i form av kalk, spredning, arbeidsinnsats, vannkjemiske evalueringer etter kalking etc. Det bør derfor brukes større ressurser på utvelgelse av innsjøer med et akutt kalkingsbehov, dvs lokaliteter der fiskebestander står i fare for å dø ut. Kalkingsbehovet i Norge er fortsatt stort, for mange innsjøer med tapte og skada fiskebestander er enda ikke er behandlet.

Røya hadde i mindre grad enn aure utviklet tette bestander etter kalking; andelen var henholdsvis 6 og 13 %. Dette stemmer godt med resultatene fra den nasjonale undersøkelsen av kalka sjøer (Forseth et al. 1997a,b). I disse lokalitetene var fangstutbyttet på 2,0 og 7,1 individ av henholdsvis røye og aure pr. 100 m² garnareal. De fant flest tette abborbestander, men «problemet» gjelde også aure. Det er ofte lite aure i innsjøer med mye abbor, altså går produksjonen av aure ned. Kalka innsjøer hvor det blir reetablert arter som f eks mort og røye har for øvrig relativt tynne bestander av abbor (Appelberg 1998). Dette viser at arts-mangfoldet er viktig for mengdefordelingen mellom ulike fiskearter i innsjøer.

5 Litteratur

- Almer, B. 1972. Effects of acidification of fish populations in lakes on the Swedish west coast. - Inform. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm No. 12: 47 s.
- Andersen, R. & Vøllestad, L.A. 1996. Recovery of piscivorous brown trout and its prey, Arctic char, in the acidified Lake Selura after liming. - Nordic J. Freshwat. Res. 72: 3-14.
- Andersen, R., Muniz, I.P. & Skurdal, J. 1984. Effects of acidification on age class composition in Arctic char (*Salvelinus alpinus* (L.)) and brown trout (*Salmo trutta* L.) in a coastal area, SW Norway. - Rep. Inst. Freshwat. Inst. Drottningholm 61: 5-15.
- Appelberg, M. 1998. Restructuring of fish assemblages in Swedish lakes following amelioration of acid stress through liming. - Restor. Ecol. 6: 343-352.
- Austigard, A., Hesthagen, T. & Holmedal, K. 2000. Diel and seasonal resource partitioning in alpine bullhead, *Cottus poecilopus*, and young individuals of brown trout, *Salmo trutta*, and Arctic charr, *Salvelinus alpinus*, in a subalpine Norwegian lake. - Manuskript i prep.
- Barlaup, B., Hindar, A., Kleiven, E. & Høgberget, R. 1998. Incomplete mixing of limed and acidic runoff restricts recruitment of lake spawning brown trout in Howatn, southern Norway. - Environ. Biol. Fish. 53: 47-63.
- Borgstrøm, R., Eie, J.A., Hardeng, G., Nordbakke, R., Raastad, J. E. & Solem, J.O. 1974. Inventering av verneverdige områder i Østfold. - Lab. Ferskvann. Økol. Innlandsfiske, Rapp. Nr. 17/74: 1-71.
- Cooper, A. 1965. The effect of transported stream sediment on the survival of sockeye and pink salmon eggs and alevins. - Int. Pac. Salmon Fish. Comm. Bull. 18: 1-71.
- Eklöv, A. & Andersson, B.O. 1996. Rödingen i Ören. Undersökning av lek miljö och lekområde. - Meddel. Länsstyrelsen i Jönköpingslän 8: 1-21.
- Eklöv, A. & Cronberg, G. 1993. Mycklaflon, limnologisk undersökning 1991-1992. - Meddel. Länsstyrelsen i Jönköpingslän 9: 1-53.
- Fabricius, E. & Gustafson, K.J. 1954. Further aquarium observation on the spawning behaviour of the char, *Salmo alpinus* L. - Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm 35: 58-104.
- Fudge, R.J.P. & Bodaly, R.A. 1984. Postimpoundment winter sedimentation and survival of lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*) eggs in Southern Indian Lake, Manitoba. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41: 701-705.
- Forseth, T., Halvorsen, G.A., Ugedal, O., Fleming, I., Schartau, A.K.L., Nøst, T., Hartvigsen, R., Raddum, G., Mooij, W. & Kleiven, E. 1997a. Biologisk status i kalka innsjøer. - NINA Oppdragsmelding 508: 1-52.
- Forseth, T., Halvorsen, G.A., Ugedal, O., Fleming, I., Schartau, A.K.L., Nøst, T., Hartvigsen, R., Raddum, G., Mooij, W. & Kleiven, E. 1997b. Biologisk status i kalka innsjøer - vedleggsrapport for de enkelte innsjøene. - NINA Oppdragsmelding 508: 1-52
- Gubala, C.P., Driscoll, C.T., Newton, R.M. & Schofield, C.L. 1991. Chemistry of a near-shore lake region during spring snowmelt. - Envir. Sci. Technol. 25: 2024-2030.

- Gunn, J.M. 1986. Behaviour and ecology of salmonid fishes exposed to episodic pH depressions. - Environ. Biol. Fish. 17: 241-252.
- Gunn, J.M. & Keller, W. 1981. Emergence and survival of lake trout (*Salvelinus namaycush*) and brook trout (*S. fontinalis*) from artificial substrates in an acid lake. - Ontario Fish. Tech. Rep. Ser. 1:1-9.
- Gunn, J.M. & Keller, W. 1984. Spawning site water chemistry and lake trout (*Salvelinus namaycush*) sac fry survival during spring snowmelt. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41: 319-329.
- Haines, T.A. 1981. Acidic precipitation and its consequences for aquatic ecosystems: a review. - Trans. Am. Fish. Soc. 110: 669-707.
- Harvey, H.H. 1982. Population responses of fish in acidified waters. - S. 227-241 i Johnson, R.E., red. Acid Rain/Fisheries. Am. Fish. Soc., Bethesda, MD.
- Hesthagen, T. & Sandlund, O.T. 1995. Current status and distribution of Arctic char *Salvelinus alpinus* (L.) in Norway: The effects of acidification and introductions. - Nordic J. Freshwat. Res. 71: 275-295.
- Hesthagen, T. & Sandlund, O.T. 1997. Endringer i utbredelse av ørekyte i Norge: årsaker og effekter. - NINA Fagrapport 13: 1-16.
- Hesthagen, T., Rosseland, B.O., Berger, H.M. & Larsen, B.M. 1993. Fish community status in Norwegian lakes in relation to acidification: a comparison between interviews and actual catches by test-fishing. - Nordic J. Freshwat. Res. 68: 34-41.
- Hesthagen, T., Hindar, K., Jonsson, B., Ousdal, J.-O. & Holthe, H. 1995. Effects of acidification on normal and dwarf Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.) in a Norwegian lake. - Biol. Conserv. 74: 115-123.
- Hesthagen, T., Sevaldrud, I.H. & Berger, H.M. 1999. Assessment of damage to fish populations in Norwegian lakes due to acidification. - Ambio 28: 112-117.
- Hindar, A. & Kleiven, E. 1990. Chemistry and fish status of 67 acidified lakes at the coast of Auts-Agder, southern Norway, in relation to post-glacial marine deposits. - Acid Rain Research, NIVA, Rep. 21/1990: 1-47.
- Hindar, A., Saksgård, R., Hesthagen, T. & Skiple, A. 1998. Fjorda. Kalking av vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1995. - DN-notat 1998-1: 23-33.
- Hindar, A., Lamberg, A. & Thorstad, E. 1999. Revidert kalking-splan for Arendalsvassdraget. - NIVA, Rapp. 4107-99. 1-54.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1918. Ferskvandsfiskenes utbredelse og indvandring i Norge. Med et tillæg om krebsen. - Centraltrykkeriet. Kristiania.
- Jagoe, C.H., Haines, T. & Kircheis, F.W. 1984. Effects of reduced pH on three life stages of Sunapee char *Salvelinus alpinus*. - Bull. Environ. Contam. Toxicol. 33: 430-438.
- Jones, K.A., Hara, T.J. & Scherer, E. 1985. Behavioral modifications in Arctic char (*Salvelinus alpinus*) chronically exposed to sublethal pH. - Physiol. Zool. 58: 400-412.
- Jones, K.A., Brown, S.B. & Hara, T.J. 1987. Behavioral and biochemical studies of onset and recovery from acid stress in Arctic char (*Salvelinus alpinus*). - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44: 373-381.
- Jonsson, B. & Hindar, K. 1982. Reproductive strategy of dwarf and normal Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) from Vangsvatnet lake, western Norway. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 39: 1404-1413.
- Kircheis, F.W. 1976. Reproductive biology and early life history of the Sunapee trout of floods ponds Maine USA. - Trans. Am. Fish. Soc. 105: 615-619.
- Kleiven, E. & Håvardstun, J. 1997. Fiskebiologiske effekter av kalking i 50 innsjøer. - NIVA-rapp. 3765-97. 1-174.
- Kleiven, E. & Matzow, D. 1989. Prøvefiske i tre vatn i Audnedalen før kalking. - DN-notat 7-1989.
- Lahti, E., Oksman, H. & Shemeikka, P. 1979. On the survival of vendace (*Coregonus albula*) eggs in different lake types. - Aqua Fenn. 9: 62-67.
- Määr, A. 1949. Fertility of char (*Salmo alpinus*) in the Faxälven water system, Sweden. - Rep. Inst. Freshwat. Res., Drottningholm 29: 57-70.
- Määr, A. 1950. A supplement to the fertility of char (*Salmo alpinus*) in the Faxälven water system, Sweden. - Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm 30: 127-130.
- Maitland, P.S. 1995. World status and conservation of the Arctic charr *Salvelinus alpinus* L. - Nordic J. Freshwat. Res. 71: 113-127.
- Mardsen, J. E. & Krueger, C.C. 1991. Spawning by hatchery-origin lake trout, *Salvelinus namaycush*, in Lake Ontario. Data from egg collections, substrate analysis and diver observations. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48: 2377-2384.
- McMurtry, M.J. 1986. Susceptibility of lake trout (*Salvelinus namaycush*) spawning sites in Ontario to acidic meltwater. - Ontario Ministry of Natural Resources, Rep. Ont. Fish. Acid. Rep. Series 86-01, Toronto, Ontario. 14 s.
- Mills, C.A., Heaney, S.I., Butterwick, C., Corry, J.E. & Elliott, J.M. 1990. Lake enrichment and the status of Windermere charr, *Salvelinus alpinus* (L.) - J. Fish Biol. (Suppl. A): 167-174.
- Raddum, G.G., Hagenlund, G. & Halvorsen, G.A. 1984. Effects of lime treatment on the benthos of Lake Søndre Boksjø. - Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm 61: 167-176.
- Rosseland, B.O., Sevaldrud, I.H., Svalastog, D. & Muniz, I.P. 1980. Studies of freshwater fish populations - S. 336-337 i Drabløs, D. & Tollan, A., red. Effects on reproduction, population structure, growth and food selection, Ecological impact of acid precipitation. Proc. Int. Conf., Sandefjord, Norway. SNSF-prosjektet, NISK-Ås.
- Saksgård, R. & Hesthagen, T. 1995a. Zooplankton og fisk - Fjorda. - S. 53-64 i Kalking i vann og vassdrag, FoU-virksomheten, Årsrapporter 1994. - DN-notat 1995-9.
- Saksgård, R. & Hesthagen, T. 1995b. Differences in response to liming in a lake-dwelling fish community. - Water, Air and Soil Pollut. 85: 973-978.
- Saksgård, R., Hesthagen, T. & Sollibråten, T. 1999. Klekkforsøk med røyerogn og bestandsforhold hos fisk i Fjorda. - NINA Oppdragsmelding 591: 1-18.
- Sandøy, S. & Romundstad, A.J. 1995. Liming of acidified lakes and rivers in Norway. An attempt to preserve and restore biological diversity in the acidified regions. - Water, Air and Soil Pollut. 85: 997-1002.

- Schofield, C.L. 1976. Acid precipitation: effects on fish. - *Ambio* 5: 228-230.
- Sevaldrud, I.H. & Muniz, I.P. 1980. Sure vatn og innlandsfisket i Norge. Resultater fra intervju-undersøkelsene 1974-1980.- SNSF-prosjektet, IR 77/80 (NISK, Ås): 1-95.
- SFT, 1983. (Statens forurensningstilsyn). Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1982. - Statlig program for forurensningsovervåking, Rapp. 108/83. 228 s.
- Svårdson, G. 1976. Interspecific population dominance in fish communities of Scandinavian lakes. - *Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm* 55: 144-171.
- Vasshaug, J. 1990. Undersøkelser av fiskevann i Østfold i årene 1950-52. - Fylkesmannen i Østfold, Miljøvern avdelingen, Rapport 14-1990. 84 s. (Skrevet i 1952, redigert av Leif A. Vøllestad i 1990).
- Walseng, B. & Hansen, H. 1994. Sure lokaliteter i Østfold – med fokusering på krepsdyr og bunndyr. - NINA Oppdragsmelding 335:1-35.
- Wolf, K. 1957. Blue-sac disease investigations: microbiology and laboratory induction. - *Prog. Fish Cult.* 17: 14-18.
- Øxnevad, S.A. 1995. Prøvefiske i Nordre Boksjø. - Fylkesmannen i Østfold, Miljøvernavd., Rapp. 3-1995:1-9.
- Aass, P. 1968. Røye. – S. 1154-1164 i Jensen, K.W., red. *Sportsfiskernes leksikon*. Gyldendal, Oslo.
- Aass, P. 1991. Økologiske forandringer og fiskeriproblemer i regulerte fjellvann. – *Fauna* 44: 164-172.

Vedlegg 1

Oversikt over kalka innsjøer i ulike kommuner og fylker (F, gitt som offisielle nummer), innsjønummer (NVE), høyde over havet (Hoh), areal og status for aure og røye basert på koder i tabell 1. Dersom status ble angitt som skadet (avtatt) før kalking og naturlig tynn etter kalking, blir dette tolket som at bestanden fortsatt er skadet. For lokaliteter hvor areal mangler opplysninger i NVE's database.

Nr	Innsjø	Innsjø-Nr	Kommune	F	Hoh (m)	Areal dekar	Status for røye før og etter kalking		Status for aure før og etter kalking	
							Før	Etter	Før	Etter
1	Søndre Boksjø	343	Halden	1	166	813	1	3	2	2
2	Nordre Boksjø	344		1	173	2045	2	2	2	2
3	Blanketjern	80508	Aremark	1	213		2	2	0	3
4	Grønnsjøen	3965	Eidsvoll	3	436	144	2	2	4	4
5	Råbjørn	4948	Nannestad	3	490	434	1	1	1	6
6	Røytjern	3220	Aurskog-Høland	3	220	164	1	1	0	3
7	Røytjern	3296		3	203	204	1	1	9	9
8	Røytjern S	3158		3	264	95	1	1	9	9
9	Damstortungen	5021	Nittedal	3	444	375	7	7	1	4
10	Råsjøen	184	Nannestad	3	436	865	2	4	2	4
11	Djupøyungen	5026		3	343	218	7	7	1	4
12	Storøyungen	5035		3	331	993	7	7	2	4
13	Mastutjern	5157	Gjerdrum	3	341	30	7	7	1	4
14	Svarttjern N	80048		3	301		7	7	1	3
15	Ulvedalstjern	80052		3	190		7	7	1	3
16	Skasen	124	Kongsvinger	4	266	13415	2	4	3	0
17	Kjerketjern	4013	Grue	4	316	962	4	4	3	3
18	Kalsjøen	3996		4	381	675	4	5	3	4
19	Bergsjøen	3865	Stange	4	366	565	4	4	2	4
20	Jostejtjern	80595	Engerdal	4	650		1	4	1	1
21	Lilleholmtjern	80597		4	650		8	4	9	9
22	Bjørbekkloken	80600		4	650		1	3	2	4
23	Rundtjern	80601		4	670		2	4	9	9
24	Røveltjern N	35673		4	774	217	6	4	2	4
25	Røvertjern Ø	35675		4	776	204	9	9	2	4
26	Korstjern	35729		4	762	242	2	4	2	4
27	Åstjern	35938		4	790	95	6	4	2	2
28	Holtjern N	33310		4	667	231	2	4	2	4
29	Holtjern S	33315		4	666	113	2	4	2	2
30	Vikbutjern	33351		4	656	32	2	4	2	4
31	Elvesetertjern	33353		4	614	43	6	3	2	4
32	Krocketjern	33284		4	698	162	6	4	9	9
33	Høgåstjern	35920		4	781	45	2	4	2	2
34	Stortjern	35923		4	763	81	2	4	2	4
35	Nyrøstvolltjern	80602		4	890		2	4	9	9
36	Brenhammertj	80603		4	850		2	4	9	9
37	Klettloken	80604		4	970		2	4	9	9
38	Storsteintj 2	80605		4	950		4	4	9	9
39	Storsteintj 3	35853		4	938	34	2	4	9	9
40	Storsteintj 4	80606		4	950		4	4	9	9
41	Storsteintj 5	35856		4	958	39	4	4	9	9
42	Revlingsjøane	35835		4	870	158	2	4	2	4
43	Fåfengtjern	32439	Stor-Elvdal	4	814	101	1	4	1	3
44	Nestjern Ø	33472		4	727	15	4	4	9	9
45	Pettertjønnna	33402	Trysil	4	953	22	1	3	9	9
46	Trefjærdingstj	33451		4	804	15	3	3	3	3

Vedlegg 1 forts.

Nr	Innsjø	Innsjø- Nr	Kommune	F	Hoh (m)	Areal dekar	Status for røye før og etter kalking		Status for aure før og etter kalking	
							Før	Etter	Før	Etter
47	Presttjern	33409		4	944	73	1	3	9	9
48	Osdalstjern S	33401	Os	4	777	289	3	3	3	3
49	Rundtjern	35777		4	874	45	1	4	1	3
50	Raudtjern	35691		4	950	59	1	4	9	9
51	Rotjern N	35678		4	886	32	4	4	3	3
52	Sætertjern	35817		4	968	39	4	4	3	3
53	Gruvetjønna V	35791		4	942	92	4	4	3	3
54	Gruvetjønna Ø	35792		4	940	122	4	4	3	3
55	Buoddtjønna	80616		4	670		4	0	6	6
56	Krabbtjørna	80614		4	880		4	4	9	9
57	Langtjørna S	35759		4	850	78	1	4	4	4
58	Storrøtjønna	35789		4	918	39	4	4	9	9
59	Veksen	284	Rendal	4	660	2083	4	4	3	3
60	Letjønna	33450		4	687	22	4	4	4	4
61	Nuptjern	33321		4	790	41	1	1	3	3
62	Storbekktjørna	32126		4	900	244	0	0	0	0
63	Skorsjøen	35913		4	914	299	1	1	1	4
64	Ulvsjøen	33430	Trysil	4	789	31	0	0	0	0
65	Aursjøen	33617		4	635	124	0	0	0	0
66	Røåstjønna S	33388	Engerdal	4	812	109	4	4	9	9
67	Tittelsjøen	32481	Stor-Elvdal	4	893	375	2	4	1	1
68	Sautjern N	7110	Sør-Aurdal	5	1012	29	9	9	1	4
69	Lønfisket	4545	S. Land	5	415	30	2	2	2	4
70	Hestrær	4855	Lunner	5	435	58	9	9	3	3
71	Snellingen Store	4920		5	540	515	7	7	1	4
72	Øytjern	4856		5	460	114	4	4	3	3
73	Malsjøen	4738	Gran	5	638	512	2	2	2	4
74	Grønsjøen	4734		5	590	170	2	2	2	4
75	Ognilla	4745		5	560	473	2	4	2	4
76	Hammartjern	4827		5	610	91	2	5	2	2
77	Huldretjern	4736		5	602	182	2	4	2	2
78	Sandbotnvatn V	4812		5	675	106	9	9	2	4
79	Sandbotnvatn Ø	4808		5	654	150	9	9	2	4
80	Fjellsjøen	4761		5	691	249	2	2	4	4
81	Busuvatn	7088	Sør-Aurdal	5	908	926	2	4	2	4
82	Øytjern A	80631	S.Land	5	460		9	9	2	0
83	Svarttjern	635	Gran	5	389	495	2	2	1	1
84	Sandungen S	4548	S. Land	5	495	486	1	1	2	4
85	Brennlivatn	7466	Sigdal	6	750	158	9	9	3	4
86	Tverrhøggvatn	7465		6	769	146	4	4	4	4
87	Istjørn	7360		6	750	228	1	1	4	4
88	Holmevatn	7346		6	1011	345	0	0	0	0
89	Steinveggvatn	7355		6	976	200	6	6	4	4
90	Urdevatn	5533	N. Eiker	6	490	567	0	0	0	0
91	Øyvatn	5511	Ø. Eiker	6	498	572	3	3	3	4
92	Breivatn	7358	Ringerike	6	213	1004	4	4	4	4
93	Stikkvatn S	5744	Hurum	6	249	143	0	0	0	0
94	Bjorvatn	1239	Drangedal	8	78	3422	1	1	3	5
95	Sønstevatn	33	Notodden	8	317	2536	0	0	0	0
96	Eiangsvatn	21	Sauherad	8	632	1895	0	0	0	0

Vedlegg 1 forts.

Nr	Innsjø	Innsjø- Nr	Kommune	F	Hoh (m)	Areal dekar	Status for røye før og etter kalking		Status for aure før og etter kalking	
							Før	Etter	Før	Etter
97	Grautnatttjern	11777	Tinn	8	1070	75	2	2	9	9
98	Korsvatn	8010	Drangedal	8	197	298	4	5	2	4
99	Gulspettvatn	9682	Tvedestrand	9	56	301	1	6	1	6
100	Hofstadvatn	9765	Tvedestrand	9	28	773	1	1	2	2
101	Røyvatn	9947	Tvedestrand	9	58	277	1	6	1	1
102	Østeråvatn	9941	Tvedestrand	9	46	370	2	4	2	4
103	Grimevatn V	11092	Lillesand	9	47	1641	2	2	3	4
104	Grimevatn Ø	1339	Lillesand	9	46	3943	1	1	1	6
105	Røyvatn	8872	Gjerstad	9	95	104	3	3	3	3
106	Svart	1266	Gjerstad	9	90	1884	5	5	4	4
107	Molandsvatn	1265	Arendal	9	27	1822	3	3	4	4
108	Skardvatn	1261	Risør	9	18	2849	3	3	3	4
109	Gangvatn	10636	Arendal	9	168	427	9	9	2	4
110	Røynevatn	10859	Arendal	9	62	1135	9	9	4	5
111	Vigelandsvatn	1294	Grimstad	9	96	1558	9	9	4	5
112	Nelaug	1272	Åmli	9	138	10012	1	1	3	4
113	Øydnavatn Y	1223	Audnedal	10	96	3222	2	2	2	4
114	Selura	1390	Flekkefjord	10	32	5701	2	5	2	5
115	Eiatjern	21324	Sokndal	11	139	121	1	1	5	5
116	Holmavatn	20578	Bjerkreim	11	395	232	8	4	1	6
117	Steinsvatn	1437	Lund	11	153	2706	2	5	2	5
118	Heskestadvatn	21197	Lund	11	178	499	2	4	4	5
119	Eidsvatn	1438	Lund	11	153	1754	2	4	2	5
120	Ualandsvatn	21085	Lund	11	190	543	3	3	5	5
121	Eiavatn	1441	Sokndal	11	139	4285	1	1	2	5
122	Heigravatn	1443	Sokndal	11	156	2182	2	4	2	4
123	Bogstadvatn	21382	Sokndal	11	170	79	1	4	1	4
124	Gauddalsvatn	21474	Sokndal	11	130	185	1	6	2	4
125	Søre Forevatn	1533	Bjerkreim	11	118	1183	2	4	2	4
126	Strandlivatn	21474	Sokndal	11	130	185	15	3	1	5
127	Liervatn	22434	Sveio	12	31	1244	0	0	0	0
128	Brossvikvatn	1447	Gulen	14	35	1223	2	2	5	5
129	Svartdalsvatn	25912	Gulen	14	29	760	1	1	5	5

ISSN 0802-4103
ISBN 82-426-1127-0

643

**NINA
OPPDRAGS-
MELDING**

NINA Hovedkontor
Tungasletta 2
7485 TRONDHEIM
Telefon: 73 80 14 00
Telefax: 73 80 14 01

**NINA
Norsk institutt
for naturforskning**