

En biologisk inventering av ni kalkede innsjøer i Agder høsten 2006, med vekt på krepsdyr og fisk

Trygve Hesthagen
Bjørn Walseng
Ola Ugedal
Terje Bongard
Jøren-Ola Ousdal
Randi Saksgård



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er en ny, elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

NINA Temahefte

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Norsk institutt for naturforskning

En biologisk inventering av ni kalkede innsjøer i Agder høsten 2006, med vekt på krepsdyr og fisk

Trygve Hesthagen
Bjørn Walseng
Ola Ugedal
Terje Bongard
Jøren-Ola Ousdal
Randi Saksgård

Hesthagen, T., Walseng, B., Ugedal, O., Bongard, T., Ousdal, J.-O. & Saksgård, R. 2006. En biologisk inventering av ni kalkede innsjøer i Agder høsten 2006, med vekt på krepsdyr og fisk. - NINA Rapport 216. 62 s.

Trondheim desember 2006

ISSN: 1504-3312

ISBN 10: 82-426-1776-7

ISBN 13: 978-82-426-1776-7

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Odd Terje Sandlund

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef: Odd Terje Sandlund (sign.)

OPPDRAUGSGIVERE

Fylkesmannen i Vest-Agder¹ og Fylkesmannen i Aust-Agder²

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER

Edgar Vegge¹ og Turid Hagelia Korshavn²

FORSIDEBILDE

Ved naustet, Vøylevatnet. Foto: Trygve Hesthagen

NØKKEWORD

Forsuring, kalking, innsjøer, Vest-Agder, Aust-Agder, bunndyr, krepsdyr, fisk (aure og abbor), overvåking, effekter av kalkingskutt

KEY WORDS

Acidification, liming, lakes, Vest-Agder and Aust-Agder counties, bottom fauna, crustaceans, fish (brown trout and perch), effects of reduced liming

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA Trondheim

NO-7485 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 73 80 14 01

NINA Oslo

Postboks 736 Sentrum

NO-0105 Oslo

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 22 33 11 01

NINA Tromsø

Polarmiljøsenteret

NO-9296 Tromsø

Telefon: 77 75 04 00

Telefaks: 77 75 04 01

NINA Lillehammer

Fakkeltgården

NO-2624 Lillehammer

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 61 22 22 15

<http://www.nina.no>

Sammendrag

Hesthagen, T., Walseng, B., Ugedal, O., Bongard, T., Ousdal, J.-O. & Saksgård, R. 2006. En biologisk inventering av ni kalkede innsjøer i Agder høsten 2006, med vekt på krepsdyr og fisk. - NINA Rapport 216. 62 s.

Høsten 2006 ble det gjennomført ferskvannsbiologiske undersøkelser i ni kalkede innsjøer og en elvelokalitet i Vest-Agder og Aust-Agder; Torebuvatnet og Vøylevatnet (Bygland), Stålevatnet (Evje-Hornnes), Håvatnet (Froland), Steinsvatnet, Steinsdalsbekken og Eftevatnet (Lillesand), Rabnevatnet (Lyngdal), Bjennvatnet (Hægebostad) og Ersdalsvatnet (Flekkefjord). Kalkingen har pågått i mer en 10 år for alle innsjøer, med unntak av Torebuvatnet og Vøylevatnet som ble kalket første gang i 2002. Kalkingen synes å ha gitt en god vannkvalitet i alle innsjøer, med pH rundt 6,0-7,0. Kalkingen skal avsluttes i alle undersøkte lokaliteter, bortsett fra i Torebuvatnet og Vøylevatnet. Fisk og krepsdyr ble undersøkt i alle innsjøer, og i tillegg ble bunndyr analysert i Steinsvatnet og Steinsdalsbakken. Det er aure i alle innsjøer, samt abbor i Håvatnet og bekkerøye i Bjennvatnet og Ersdalsvatnet.

Bunndyrprøver fra Steinsdalsbekken og fra strandsona av Steinsvatnet viste fortsatt indikasjon på forsurening. I Steinsvatnet ble det registrert vanlig damsnegl (*Lymnaea peregra*), som er en forsuringsfølsom art fordi skalldannelsen krever kalk. Det ble til sammen funnet en døgnflueart, seks steinfluearter og ni vårfluearter i prøvene. I et upåvirket miljø ville trolig samlet antall arter for de samme gruppene ligget rundt 25. Det ble funnet tre nye vårfluearter for Aust-Agder. På grunn av funn av ett eksemplar av døgnfluen *Baetis rhodani* og ett eksemplar av *L. peregra*, får både Steinsvatnet og utløpet av Steinsdalsbekken verdien 1 i Raddum-indeks nr. 1. Indeks nr. 2 kan bare beregnes ut fra forekomsten av *B. rhodani*, og laveste verdi er 0,5. Den middels følsomme vårfluen *Hydropsyche siltalai* forekom på begge stasjonene i Steinsdalsbekken, men ikke i Steinsvatnet.

Krepsdyrsamfunnet viste at ingen av de ni innsjøene hadde en klassisk survannsfauna som i kronisk sure innsjøer (pH < 5,0). Dersom vi antar at innsjøene hadde en slik sur vannkvalitet før kalking, har faunaen respondert i retning av en mer forsuringsfølsom fauna. Resultatene tyder på at Rabnevatnet, Steinsvatnet, Ersdalsvatnet og Torebuvatnet har endret seg mest i forhold til forsuringsskadede innsjøer, mens Eftevatnet og Stålevatnet har størst likhetstrekk med slike lokaliteter. Den forsuringsfølsomme arten *Daphnia longispina* ble for eksempel funnet i seks av innsjøene. Slike store former av planktoniske krepsdyr indikerer et lite predasjonstrykk fra fisk. Størst tetthet av planktoniske krepsdyr ble funnet i Bjennvatnet og Ersdalsvatnet.

Det ble fanget aure i alle innsjøer, med et gjennomsnittlig utbytte på bunn garn på 1,0-14,8 individ pr. 100 m² garnareal (Cpue) på 0-6 m dyp. Mengden aure var lavest i Håvatnet (abborvatn), mens Bjennvatnet og Ersdalsvatnet hadde høyest tetthet. Fangstene på flytegarn var svært lave i alle innsjøer, bortsett fra i Bjennvatnet og Ersdalsvatnet. Håvatnet har en tett bestand av abbor, med en gjennomsnittlig Cpue på 125 og 91 individ på henholdsvis 0-3 og 3-6 m dyp. Innløpet av Ersdalsvatnet hadde god naturlig rekruttering av bekkerøye. Alle de undersøkte innsjøene har stedegne aurebestander, bortsett fra Torebuvatnet der den utsatte fisken ennå ikke har reproducert. I utløpet av Vøylevatnet ble det påvist naturlig rekruttering for første gang etter kalking høsten 2006. Stedegen fisk ble ikke fanget i sjølve innsjøen. Flere innsjøer har små oppvekstarealer (innløp, tilløpsbekker og utløp) i forhold til innsjøarealet (lav oppvekstratio), og aurebestander i disse lokalitetene synes å være rekrutteringsbegrenset. Samlet for innsjøene i Agder, samt for seks kalkede innsjøer i Telemark, ble det funnet en signifikant sammenheng mellom oppvekstratio og fangstutbyttet for aure. Torebuvatnet, Vøylevatnet og Håvatnet er ekskludert fordi aurebestandene de to første innsjøene bare besto av utsatt fisk, mens aurebestanden i Håvatnet er sterkt influert av en tett abborbestand. Det var også en signifikant sammenheng mellom Cpue hos aure og innsjøenes andel med gruntareal (0-6 m dyp). Innsjøene som inngikk i undersøkelsen synes derfor å ha forskjellig bæreevne mht fiskepro-

duksjon, avhengig av faktorer som gyteareal i forhold til innsjøareal og lokalitetenes dybdeforhold. Beregninger viser at en kalkingsstopp kan gi noe marginal vannkvalitet for aure i tre innsjøer; Eftevatnet, Stålevatnet og Steinsvatnet. I Eftevatnet er det tidligere lagt ut skjellsand på utløpet, og dette virker trolig fortsatt positivt på vannkvaliteten. Tilsvarende tiltak bør også vurderes for Stålevatnet og Steinsvatnet dersom vannkvaliteten forverres i de kommende åra.

Trygve Hesthagen¹ Bjørn Walseng², Ola Ugedal¹, Terje Bongard¹, Jøren-Ola Ousdal³ & Randi Saksgård¹

¹Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7485 Trondheim (trygve.hesthagen@nina.no).

²Norsk institutt for naturforskning, Forskningsparken A/S, Gaustad alleén 21, 0349 Oslo,

³Ousdal Konsulenttenester, 4440 Tonstad.

Abstract

Hesthagen, T., Walseng, B., Ugedal, O., Bongard, T., Ousdal, J.-O. & Saksgård, R. 2006. A biological investigation of nine limed lakes in southernmost Norway, with special focus on crustaceans and fish. - NINA Report 216. 62 pp.

In August 2006, a study was carried out in nine limed lakes and in one stream in southernmost Norway in order to assess their status after a period of liming. The localities were: Torebuvatnet and Vøylevatnet (Bygland), Stålevatnet (Evje-Hornnes), Håvatnet (Froland), Steinsvatnet with outlet stream Steinsdalsbekken and Eftevatnet (Lillesand), Rabnevatnet (Lyngdal), Bjennvatnet (Hægebostad) and Ersdalsvatnet (Flekkefjord). Fish and crustaceans were studied in all lakes, while zoobenthos was studied in Steinsvatnet and Steinsdalsbakken only. Brown trout was caught in all lakes, brook trout in two lakes and perch in one lake. Liming have been carried out for more than 10 years in all lakes, except in lakes Torebuvatnet and Vøylevatnet, where this mitigation measure was initiated in 2002. Due to an improved water quality caused by reduced emissions, the intention is now to stop liming the study lakes, except for that in Torebuvatnet and Vøylevatnet. The water quality in all lakes seems to be satisfactory for the survival of fish and other organisms, with pH mainly ranging between 6,1 and 7,0.

The sensitive mayfly *Baetis rhodani* and the snail *Lymnaea peregra* was found both in Steinsvatnet and at one station in Steinsdalsbekken. In addition, the relatively sensitive Trichoptera *Hydropsyche siltalai* was also recorded in Steinsdalsbekken. Thus, these species indicate that this system has to some extent recovered from acidification. However, the number of specimens of sensitive species were low.

The crustacean community was typical for lakes with pH > 5.0. Thus, pH was lower prior to liming, the fauna has responded to improved water quality by gaining a higher number of acid-sensitive species. According to our results, the lakes Rabnevatnet, Steinsvatnet, Ersdalsvatnet and Torebuvatnet have most in common with non-acidified lakes, while the lakes Eftevatnet and Stålevatnet still are dominated by species associated with acidified lakes. The acid sensitive species *Daphnia longispina* was found in six of the lakes. Large individuals of crustaceans may indicate low predation pressure from fish. Highest density of zooplankton was found in the lakes Bjennvatnet and Ersdalsvatnet.

Brown trout (*Salmo trutta*) was caught in all nine lakes, in addition to brook trout (*Salvelinus fontinalis*) in two lakes, and perch (*Perca fluviatilis*) in one lake. The relative abundance of fish was recorded with gill nets in lakes and with electrofishing apparatus in streams. The relative abundance (numbers per 100 m² of net area per night; Cpue) of brown trout ranged between 1.0-14.8 specimens. The lake containing perch had the lowest abundance of brown trout, probably due to competition from perch. The water quality was satisfactory in all limed lakes, and should not be a limiting factor for fish production. However, the relationship between Cpue and the ratio of nursery area in streams to lake area indicates that some of the brown trout populations are limited by small nursery areas. The morphology of the lakes may also affect the abundance of brown trout as there was a positive correlation between Cpue and the fraction (%) of shallow waters, i.e. with depths < 6 m. Thus, the carrying capacity of the study lakes in terms of relative abundance of brown trout seems to be limited by some physical factors. It is now suggested to stop liming in seven of the study lakes. The remaining two lakes have been limed for four years only (Torebuvatnet and Vøylevatnet). Our results suggest that at least three of the study lakes will develop a marginal water quality without liming. Further monitoring of fish and water quality is required in these lakes.

Trygve Hesthagen¹ Bjørn Walseng², Ola Ugedal¹, Terje Bongard¹, Jøren-Ola Ousdal³ & Randi Saksgård¹

¹Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7485 Trondheim (trygve.hesthagen@nina.no).

²Norsk institutt for naturforskning, Forskningsparken A/S, Gaustad alleén 21, 0349 Oslo,

³Ousdal Konsulenttenester, 4440 Tonstad.

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	5
Innhold	7
Forord	8
1 Innledning	9
2 Områdebeskrivelse	10
2.1 De enkelte innsjøer med nedbørfelt	10
2.2 Fiskebestander.....	13
3 Materiale og metoder	18
3.1 Bunndyrprøver	18
3.2 Dyreplanktonprøver.....	18
3.3 Fiskeundersøkelser.....	18
3.4 Habitatkartlegging	19
3.5 Vannkjemi	20
4 Resultater	21
4.1 Vannkjemi	21
4.2 Bunndyr.....	26
4.2.1 Bunndyr i Steinsvatnet og Steinsdalsbekken.....	26
4.3 Krepsdyrsamfunnene	28
4.3.1 Generell forekomst	28
4.3.2 Vurdering av de planktoniske krepsdyrartene	29
4.3.3 Vurdering av de littorale krepsdyrartene	31
4.3.4 DCA-ordinasjon	31
4.3.5 En vurdering av krepsdyrsamfunnene i de enkelte sjøene	32
4.4 Fisk	34
4.4.1 Ungfiskundersøkelser.....	34
4.4.2 Fangstutbytte på garn.....	39
4.4.3 Størrelse, kondisjon og vekst	42
4.4.4 Aldersfordeling	46
4.4.5 Fangstutbytte i forhold til tilgjengelig gyte- og oppvekstareal	48
4.4.6 Fangstutbytte hos aure relatert til ulike miljø – og bestandsparametre.....	49
4.4.7 En vurdering av fiskebestandene i de enkelte lokalitetene	50
5 Diskusjon	56
6 Referanser	58
7 Vedlegg	61

Forord

Flere kalkingsprosjekter i innlandsvassdrag i Sør-Norge er allerede blitt avsluttet pga reduserte utslipp og bedre vannkvalitet. I de kommende åra vil flere slike prosjekter bli vurdert avsluttet. Det er imidlertid viktig å evaluere om avsluttet kalking vil få negative konsekvenser for fisk og andre organismer. Denne rapporten presenterer resultatene av en biologisk inventering av fem innsjøer i Aust-Agder og fire innsjøer i Vest-Agder høsten 2006. Det er bestemt å avslutte kalkingen i sju av disse lokalitetene. Det ble foretatt en undersøkelse av fisk i alle innsjøer, både med garn i sjølve vatnet og med elektrisk fiskeapparat i aktuelle gytebekker. I tillegg ble både littorale og planktoniske krepsdyr undersøkt i alle innsjøer, samt bunndyrfaunanen i en innsjø med utløpsbekk. Fylkesmennene har stilt diverse vannkjemiske data fra de undersøkte innsjøene til disposisjon for prosjektet. Vannprøvene som ble tatt høsten 2006 i forbindelse med feltarbeidet ble analysert ved Analysesenteret ved Trondheim kommune. Feltarbeidet ble gjennomført av Trygve Hesthagen og Jøren-Ola Ousdal. Leidulf Fløystad (NINA) har aldersbestemt fisken. Kontaktpersoner hos fylkesmennene i Aust-Agder og Vest-Agder i forbindelse med prosjektet har vært henholdsvis Turid Hagelia Korshavn og Edgar Vegge. NINA takker med dette for prosjektet.

15. desember 2006

Trygve Hesthagen
Prosjektleder

1 Innledning

Forsuringen har resultert i tap av nærmere 9.500 innsjølevende fiskebestander her i landet, mens ytterligere 4.500 bestander har blitt skadet (Hesthagen m.fl. 1999). Aure er påført de største skadene, med henholdsvis 8.200 tapte og 3.900 skadede bestander. Forsuringsskadene på fisk var vært størst i Aust-Agder og Vest-Agder, med rundt 5.000 tapte aurebestander og over 700 tapte abborbestander (Hesthagen & Østborg 2006). Disse forsuringsskadene førte til en betydelig kalkingsaktivitet i Sør-Norge. I 1994 ble rundt 2000 innsjøer kalket, mens tallet nærmet seg 3000 lokaliteter på det meste noen år seinere (Sandøy & Romundstad 1995, Hesthagen & Østborg 2006).

I løpet av de siste åra har mengden svoveldioksid og sulfat i nedbøren over fastlands-Norge blitt redusert med henholdsvis 72-92 og 65-73%, med 1980 som referanseår (Aaas m.f. 2006). Dette har ført til en kraftig bedring av vannkvaliteten, med høyere pH, økt syre-nøytraliserende kapasitet (ANC) og mindre giftig aluminium (Skjelkvåle m.fl. 1998, 2001, SFT 2006). Bedre vannkvalitet vil også gi et redusert kalkbehov, og i enkelte lokaliteter kan kalkingen trolig avsluttes uten negative konsekvensen for fisk og andre organismer. Det er nå utarbeidet en metode for å beregne en naturlig vannkvalitet i kalkede innsjøer, basert på data fra Aust-Agder (Kroglund 2006). Det har også vært en reduksjon i bevilgningene til kalking i de siste åra, noe som har tvunget fram en prioritering av hvilke innsjøer der kalkingen må avsluttes. I alle fylker har det allerede vært en viss reduksjon i antall kalkede innsjøer (Hesthagen & Østborg 2006).

Denne undersøkelsen omhandler en analyse av fiskebestander og krepsdyr i ni kalkede innsjøer i Agder, samt undersøkelse av bunndyrfaunanen i en lokalitet. Det er bestemt av kalkingen nå skal avsluttes i sju av disse innsjøene. Vi vil undersøke om krepsdyr og bunndyr kan benyttes til å klassifisere biologisk status til de aktuelle lokalitetene. Ordinasjons- og indeksanalyser vil bli benyttet til å evaluere om de har en typisk survannsfauna eller om utviklingen har gått mot et naturlig, ikke-forsuret nivå (Fjellheim & Raddum 1990, Raddum & Fjellheim 1990, Walseng & Karslen 2002). Fiskebestandene blir evaluert mht om kalkingen har gitt optimal effekt, basert på data både fra innsjøene (voksen fisk) og i innløp, utløp og tilstøtende gytebekker (rekruttering). Den naturlige vannkvaliteten blir beregnet for å vurdere om det er forsvarlig å avslutte kalkingen i noen av innsjøene, basert på vatnet syre-nøytraliserende kapasitet [ANC] (Hesthagen m.fl. 2006). Det blir også foretatt en analyse av om eventuelle forskjeller i mengden fisk (fangsutbytte) blant innsjøene skyldes varierende bærevne. Her blir det fokusert på mulige sammenhenger mellom (i) fangstutbytte i forhold til tilgjengelig oppvekstareal i gytebekker vs innsjøareal, og (ii) fangstutbytte i forhold til dybden i innsjøene.

2 Områdebeskrivelse

2.1 De enkelte innsjøer med nedbørfelt

Av de ni innsjøene ligger seks i Aust-Agder og tre i Vest-Agder (**tabell 1**). Torebuvatnet og Vøylevatnet ligger rundt 9 km nordøst for Bygland i Bygland kommune, ved Skuggefjell/Mjåvassheii i Søråni/Otravassdraget nær grensen til Åmli (736 og 733 m o.h.). De to innsjøene er grunne med det meste av arealet < 6 m (**tabell 2**). Nedbørfeltet til Torebuvatnet domineres av gran, med noe innslag av furu og bjørk. Rundt vatnet er det en del bart grunnfjell i nordøst, samt noen mindre områder med myr. Undervegetasjonen domineres av røsslyng. Det er ingen fysiske inngrep i eller rundt vatnet. Det ligger en beverhytte på østsida av vatnet. Nedbørfeltet til Vøylevatnet har mest glissen skog, med dominans av gran og noe innslag av bjørk og furu. Det er krattvegetasjon av bjørk innimellom, mens undervegetasjonen domineres av røsslyng. Det er lite innslag av myr.

Tabell 1. Innsjønummer og lokalisering mht kommune, vassdrag og høyde over havet for de undersøkte innsjøene.

Innsjø	Innsjø-nr	Kommune	Vassdrag	Høyde (m)
Torebuvatnet	8185	Bygland	Søråni/Otra	736
Vøylevatnet	8214	Byland	Søråni/Otra	733
Stålevatnet	10463	Evje-Hornnes	Kosåni/Mandalsvassdraget	415
Håvatnet	10313	Froland	Trævatnet/Arendalsvassdraget	155
Steinsvatnet	11304	Lillesand	Steinsdalsbekken	78
Eftevatnet	11210	Lillesand	Grimeelva	54
Rabnevatnet	11231	Lyngdal	Møska/Lygnavassdraget	282
Bjennvatnet	10999	Hægebostad	Steinlandsåni/Lygnavassdraget	378
Ersdalsvatnet	21421	Flekkefjord	Netlandsåni/Fedaelva	227

Stålevatnet ligger i sørvestlige deler av Evje-Hornnes kommune, i Stavedalen øst for Bjørndalsvatnet. Innsjøen ligger 415 m o.h. og drenerer til Kosåni/Mandalsvassdraget, og er en middels dyp innsjø. Nedbørfeltet har dominans av furu i nærområdet, men med betydelig innslag av bjørk og noe osp. Området har lite forekomst av gran. Det er frodig undervegetasjon i form av lyng (bær og røsslyng), samt noe bregner. Det er bratt i nordøstlig retning for vatnet. Det er ingen fysiske inngrep i sjølve vatnet, men deler av utløpet er lagt i røyr. Vatnet har ingen definerte innløp. Det går vei på sørsida av vatnet. Fire hytter ligger i nær tilknytning til vatnet, samt noen flere i nær avstand. Det er tre beverhytter rundt vatnet. Det ble registrert noen matter av krypsiv på enkelte grunne partier.

Håvatnet ligger nord for Mjåvatnet i østlige deler av Froland kommune, og drenerer til Trævatnet/Arendalsvassdraget. Innsjøen er lokalisert 155 m o.h. og er en relativt dyp. Nedbørfeltet domineres av furu, med innslag av lauvskog og plantet gran. Det er noen hogstflater rundt vatnet, og det er bygd en skogsvei langs vestsida. Det ligger to hytter og et nedlagt småbruk i nær tilknytning til vatnet. I forbindelse med tidligere tømmerfløting, er det satt opp en stem ved osen. Nedenfor stemmen er det bygd ei fisketrapp for at aure fra utløpselva (Åselva) kan vandre opp i Håvatnet.

Steinsvatnet ligger i nordvestlige deler av Lillesand kommune, ved Gausheia. Innsjøen ligger 78 m o.h. og drenerer til Steinsdalsbekken. Nedbørfeltet har blandingsskog av furu og lauvskog, med litt innslag av gran. Det er mye røsslyng i undervegetasjonen. Det har vært noe hogst i nordøstlig retning for vatnet. Det går vei inn til Steinsvatnet både fra sør og nordøst. Det står ei hytte ved vatnet. Det ble registrert tre beverhytter rundt vatnet. På utløpet er det bygd en betongdam, som danner en grunn kanal opp til sjølve vatnet. Denne betongdammen erstattet en eldre steindemning. Flere viker i Steinsvatnet hadde betydelig matter med krypsiv, spesielt kanalen på utløpet. Det var også en del nøkkeroser på enkelte grunne partier.

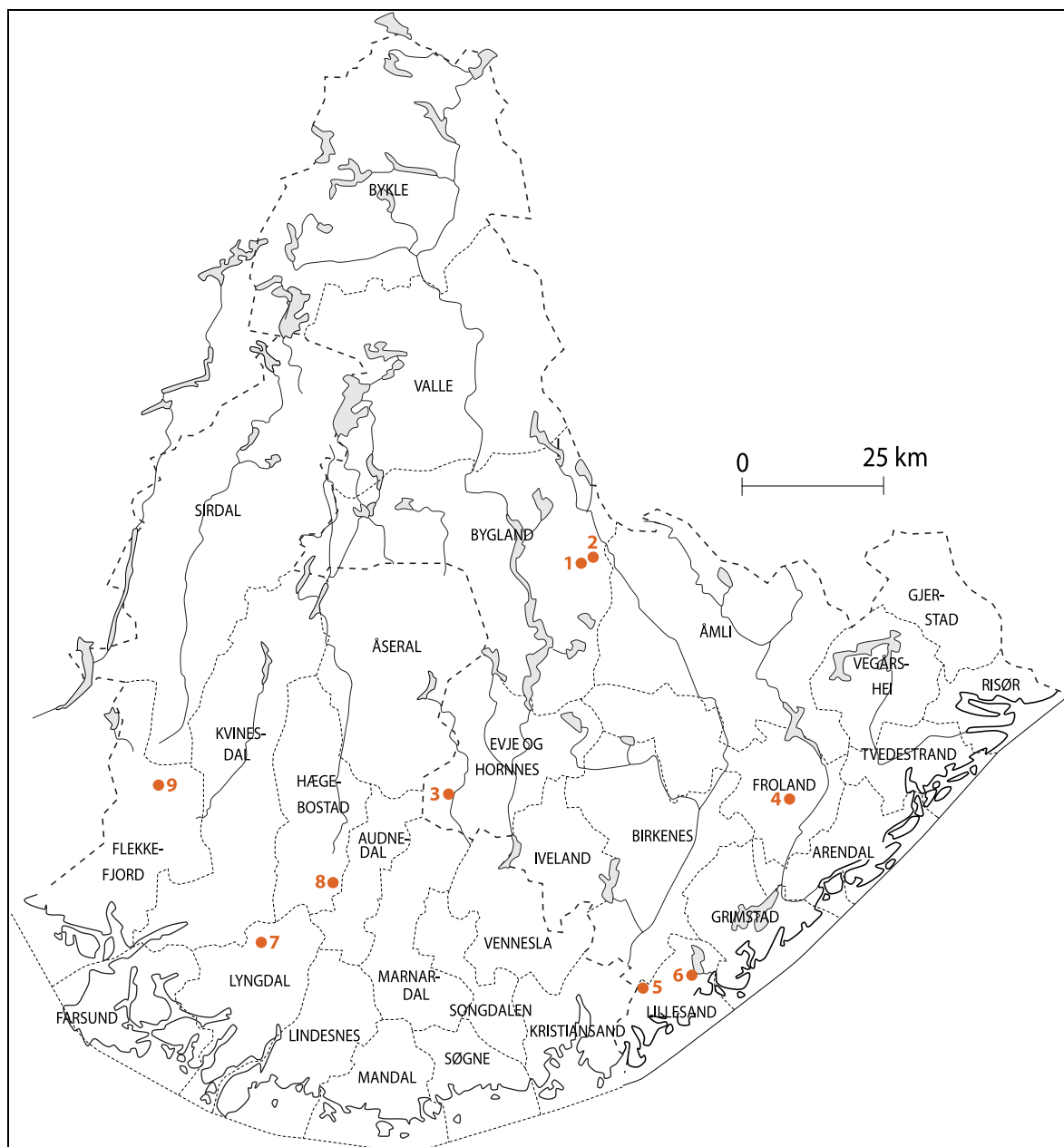
Steinsdalsbekken renner ut fra Steinsvatnet og munner ut innerst i Steindalsfjorden, rundt åtte km sørvest for Lillesand (Simonsen 1999a). Bekken har ei anadrom strekning på 3,4 km, med ei gjennomsnittlig vannføring på 107 liter pr. sek. Det er laget ei trappekulp i en foss 1,7 km fra sjøen. De nederste 1,2 km og ei strekning på 500 meter lenger opp går gjennom dyrket mark. Ellers er elva omgitt av skog. Det er gyte- og oppvekstmuligheter langs det meste av bekken, som er best i henholdsvis øvre og nedre del av elva. Steinsdalsbekken var tidligere en meget god sjøaurebekk, men foruring og siloutslipp utryddet nesten bestanden på midten av 1980-tallet. Ved en undersøkelse i november 1988 ble det bare fanget to aureyngel og en moden hannfisk. Det er ikke rapportert om laks i Steinsdalsbekken.

Eftevatnet ligger i Lillesand kommune, og drenerer til Grimeelva. Innsjøen ligger 54 m o.h. og nedbørfeltet har furu som dominerende tresort, med innslag av lauvtrær i søre del. Det er noe bart fjell på nordvestsida av vatnet. Det går en vei på vestsida av vatnet, som krysser søre kilen. Det er ingen hytter ved Eftevatnet. To beverhytter ble registrert.

Rabnevatnet ligger på heia mellom Lyngdal og Kvinesdal i nordvestlige deler av Lyngdal kommune. Innsjøen er lokalisert 282 m o.h. og drenerer til Møska/Lygnavassdraget. Nedbørfeltet domineres av blandingsskog med furu og lauvskog. Riksvei 461 går nær vatnet på sørsida. Det er en beverhytte ved vatnet.

Bjennvatnet ligger i sørvestlige deler av Hægebostad kommune, rundt 6,5 km sørøst for utløpet av innsjøen Lygne. Innsjøen er lokalisert 378 m o.h. og drenerer til Steinlandsåni/Lygnavassdraget. Nedbørfeltet domineres av blandingsskog. Det er et stort antall hytter rundt Bjennvatnet. Innsjøen har en del vannkantvegetasjon som flaskestarr og flotgras.

Ersdalsvatnet ligger rett øst for utløpet av Sirdalsvatnet mellom Gråhei og Fåsdalsheia i Flekkefjord kommune. Innsjøen er lokalisert 227 m o.h. og drenerer til Netlandsåni/Fedaelva. Nedbørfeltet domineres av blandingsskog av furu og lauvskog. Noen plantefelt av gran forekommer. Mesteparten av østsida har bratt fjell ned til vatnet. Det går vei langs vestsida av vatnet. Det er litt dyrka mark og noen hogstflater nær vatnet, samt noen hytter.



Figur 1. Lokalisering av de enkelte innsjøene i Aust-Agder og Vest-Agder, gitt ved nummer: 1=Torebuvatnet, 2= Vøylevatnet, 3=Stålevatnet, 4=Håvatnet, 5= Steinsvatnet, 6=Eftevatnet, 7=Rabnevatnet, 8= Bjennvatnet og 9=Ersdalsvatnet.

2.2 Fiskebestander

Fiskebestandene i Vøylevatnet og Torebuvatnet begynte for alvor å avta på slutten av 1950-tallet, og i 1965 ble de vurdert som tapt (Olav O. Sandnes pers. medd.). I 2002 ble det satt ut 1.800 yngel (0+) i Vøylevatnet og 300 yngel i Torebuvatnet av Byglandsfjordstammen (Olav O. Sandnes pers. medd.). En del av fisken som ble fanget ved prøvefiske i disse to innsjøene var marmorert, med en andel på 22 % i Vøylevatnet og 33 % i Torebuvatnet. I 2003 ble det i tillegg satt ut 1.000 aureyngel av Laugardalstammen i Vøylevatnet (Bernt Olav Martinsen ved Syrtveit Fiskeanlegg og Olav O. Sandnes pers. medd.). Dette er aure fra Laugardalsvatnet nord for Valle i Aust-Agder. Denne stammen overlevde forsuringen, og det har heller ikke vært satt ut fisk av andre stammer i innsjøen. Christiansand Bryggeri leide jakt og fiskerettighetene ved Vøylevatnet i en årrekke, og de satte jevnlig ut yngel. Siste utsetting var i 1957 (Olav O. Sandnes pers. medd.). Auren i Torebuvatnet og Vøylevatnet var fra eldre tid kjent for sin fine kvalitet og størrelse, og disse to bestandene har aldri vært overtallige. På 1980-tallet ble det satt ut bekkerøye i Torebuvatnet og noen tjern lenger inne, men fisken vandret ut og ble etter hvert borte. På utløpet av Vøylevatnet ble det satt opp et nettinggjerd i et forsøk på å hindre at bekkerøya vandret ut. En del bekkerøye ble gjenfanget lenger nede i vassdraget, som i Sandvatnet, Jordalsvatnet og Byglandsfjorden. Bekkerøya formerte seg også i vassdraget, som på innløpet av Sandvatnet. Det er ukjent om bekkerøya fortsatt rekrutterer i vassdraget.

Aurebestanden i Stålevatnet gikk tapt på 1940/50-tallet. I 1997 ble det satt ut settefisk av Birkelandsstammen fra Marnadal kommune, som var oppdrettet på Finså klekkeri. Det har bare vært satt ut fisk den ene gangen (Bill Abusland pers. medd.). I 1999 hadde Stålevatnet en tynn/normal bestand av stor aure (Abusland 1999). På slutten av 1980-tallet og begynnelsen av 1990-tallet ble det satt ut bekkerøye, men disse utsettingene slo ikke til. Fisken vandret trolig ut, sjøl om det ble forsøkt hindret ved å sette opp stengsel på utløpet.

I Håvatnet døde aurebestanden ut før 1975 (Simonsen 2000). I forbindelse med kalkingen ble det satt ut 2-3 tusen aureyngel, hovedsakelig fra oppdrettsanlegget i Grenland. Det ble antatt at denne fisken ikke formerte seg (Simonsen 2000). Abborbestanden ble sterkt redusert pga forsuringen, med en typisk "forgubbing" og dominans av gammel og stor fisk. Før kalking ble satt igang på 1990-tallet var det ikke uvanlig å ta abbor på $\frac{1}{2}$ - $\frac{3}{4}$ kg. Individ på over 1 kg forekom også.

Steinsvatnet hadde opprinnelig bestander av abbor og aure. Abboren forsvant trolig på slutten av 1970-tallet, mens auren døde ut rundt 1980. Ved garnfiske i 1978/79 ble det bare tatt aure (Johan Isak Tveit pers. medd.). Ett år etter kalkingsstart (1993) ble det satt ut aureunger, som ble fanget med elektrisk fiskeapparat i en bekk ved Gladstadvannet i nabovassdraget. Det var to overføringer av fisk, med tilsammen rundt 40 individ på 5-10 cm. Det er ikke satt ut fisk i vatnet i seinere år. I forbindelse med kalkingsprosjektet ble stemmen av stein på utløpet av Steinsvatnet erstattet med en betongdam med ei tappelupe pga lekkasje i den gamle steindemningen. Dette ble gjort for å kunne tilføre mer vatn i Steinsdalsbekken i perioden med liten vannføring. Denne luka står alltid åpen slik at fisken har fr passasje. Steinsdalsbekken har en sjøaureførende strekning på 3,4 km. Det ble fanget én ål (12 cm) på utløpet av Steinsvatnet ved elfiske høsten 2006.

I Eftevatnet ble siste aure av stedegne stamme tatt i 1938 (Dagfinn Grimenæs, pers. medd.). Høsten 2000 ble det fanget 18 gytefisk med hov i Tingsbekken og satt ut i Eftevatnet. Ut over dette er det ikke vært fiskeutsettinger etter kalking. Aure fra Østre Grimevannet kan gå opp i utløpselva fra Eftevatnet for å gyte.

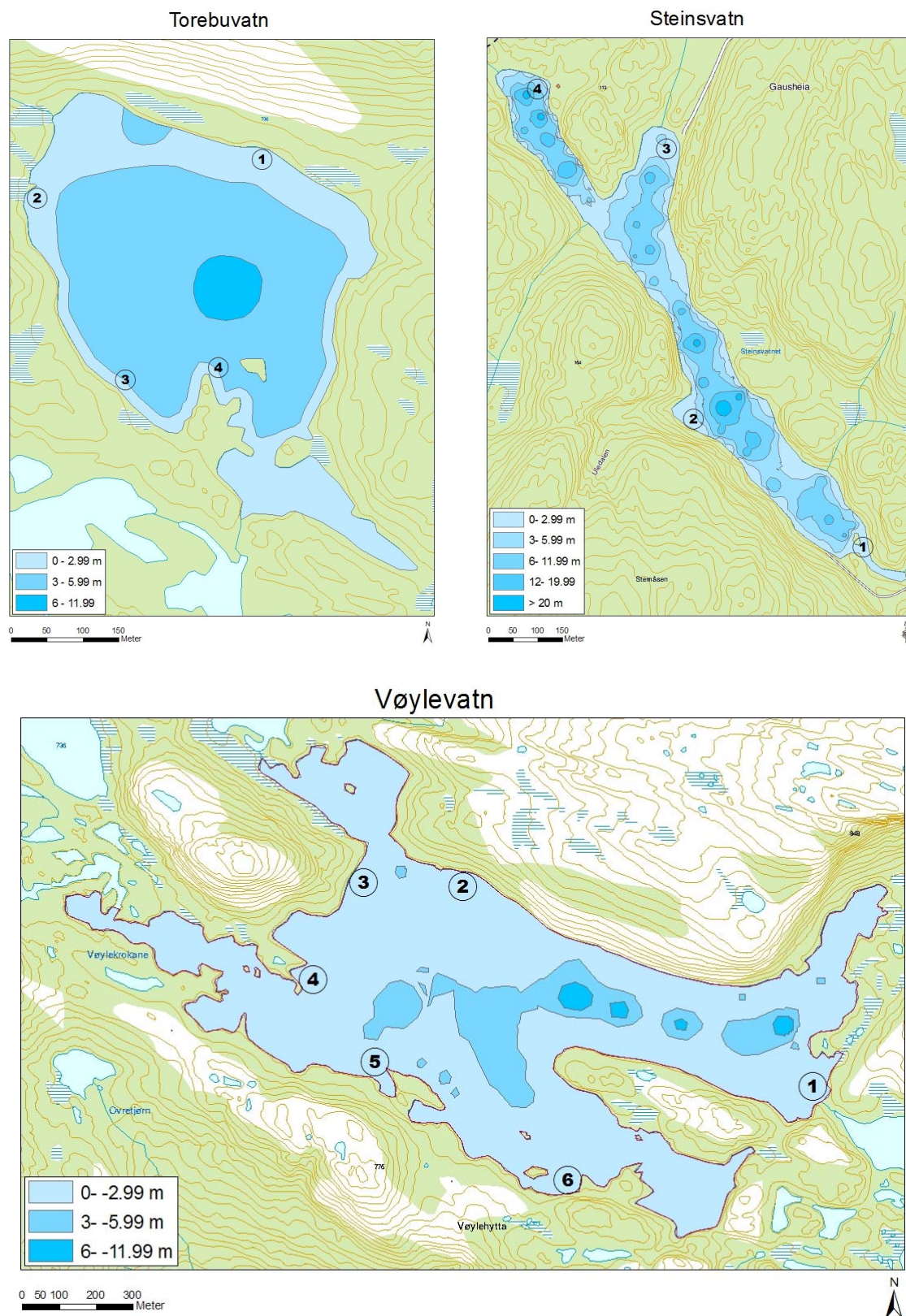
Rabnevatnet var en av få innsjøer i vassdraget der auren overlevde forsuringen (Otto Røise-land, pers medd.). Det skjedde imidlertid en bestandsreduksjon på 1980-tallet. Det ble satt ut rundt 100 yngel i innløpsbekken tidlig på 1980-tallet, som var avkom av en lokal stamme. På slutten av 1950-tallet/begynnelsen på 1960-tallet ble det for øvrig satt ut dansk bekkare i Rabnevatnet (Terje Kvås, pers. medd.).

I Bjennvatnet gikk den stedegne aurebestanden tapt på 1970-tallet (Leif Ivar Klungland og Sigmund Rossevatn, pers. medd.). Innsjøen var fisketom i en periode på 10-15 år. På slutten av 1980-tallet kom det bekkerøye inn i Bjennvatnet, som trolig hadde spredt seg fra utsetninger i et lite tjern på østsida av vatnet (Sigmund Rossevatn, pers. medd.). Etter kalking ble det satt ut énsomrig settefisk fra Kvås-anlegget i Lyngdal i 1992 og 1993, med henholdsvis 1.000 og 1.200 individ (Terje Kvås pers. medd.). Fisken var trolig hovedsakelig av lokal stamme (Kvinnesheia), med innslag av noe Fossbekkstamme. Etter disse utsettingene etablerte det seg en stedegen aurestamme i Bjenn-vatnet. Seinere har det ikke vært satt ut fisk i innsjøen.

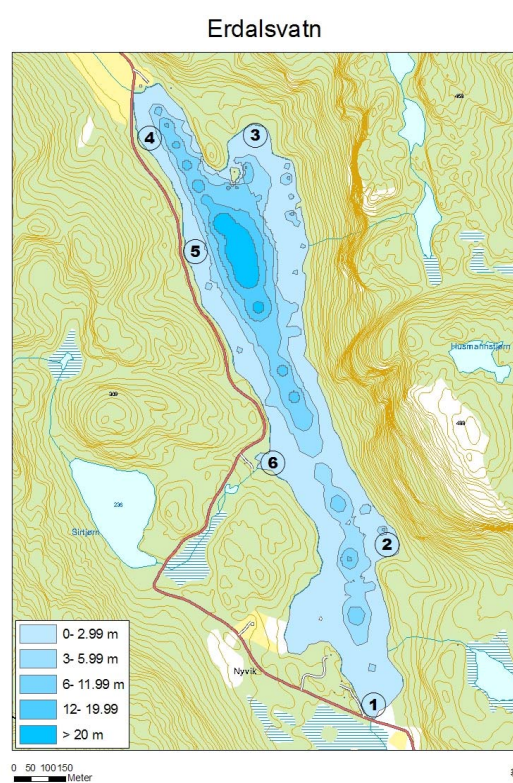
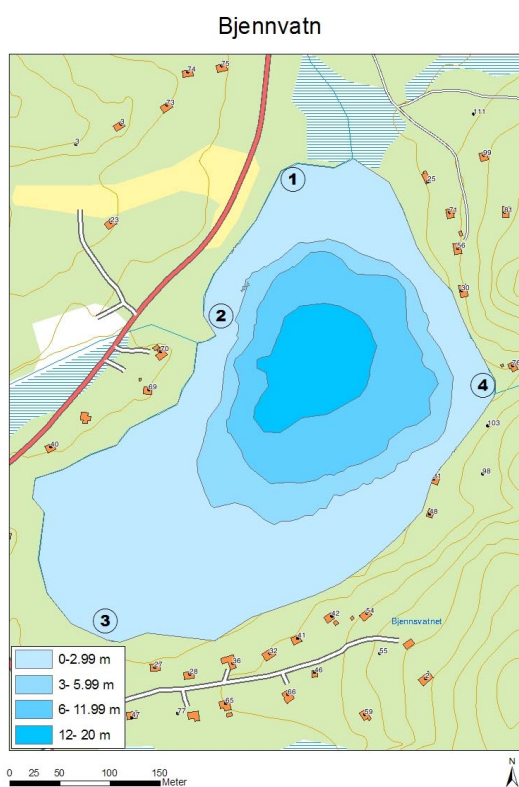
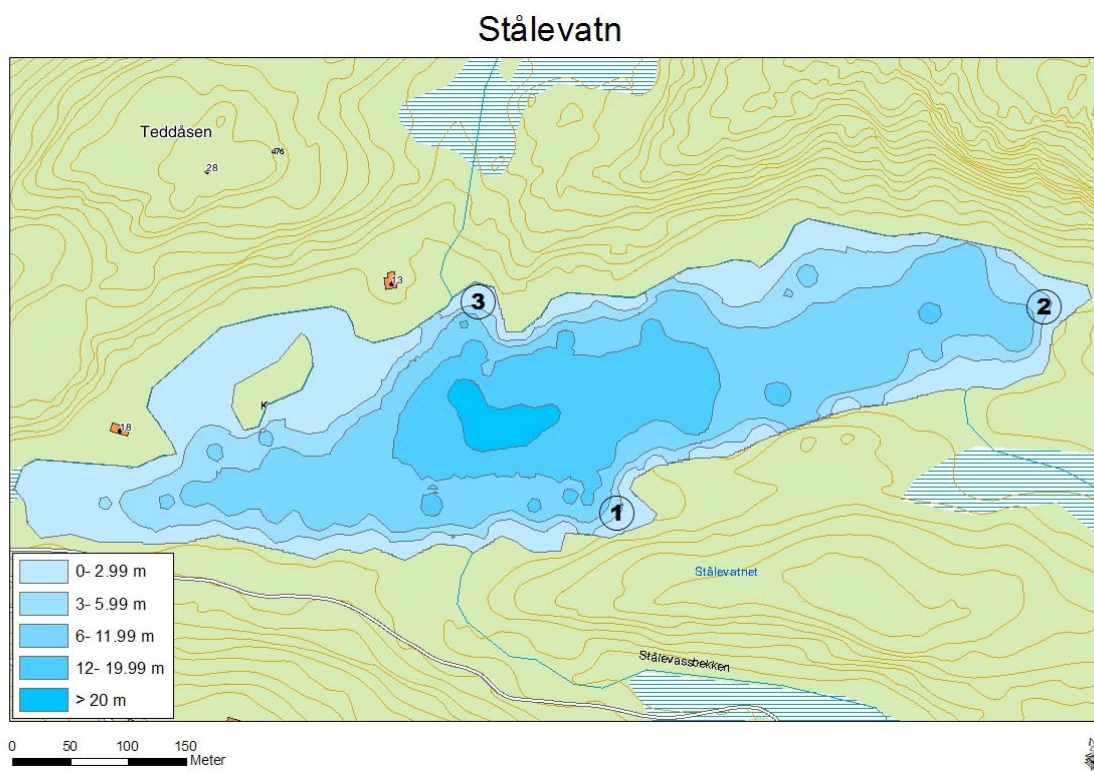
I Ersdalsvatnet var det en viss nedgang i aurebestanden på 1980-tallet, da fisken ble noe større (Steinar Ersdal, pers. medd.). Jordene oppstrøms innsjøen har vært kalket i lenger tid, og dette har trolig gitt en positiv effekt på vannkvaliteten i innløpsbekken. Dette sikret trolig en viss naturlig rekruttering i den verste forsuringsperioden. Det har ikke vært satt ut aure i vatnet. Derimot ble det innført bekkerøye på 1980-tallet. Det er ukjent med utsetninger av bekkerøye oppstrøms eller i sjølve vatnet, så den må ha spredt seg fra lavereliggende områder. Bekkerøya gyter i betydelig gard på innløpet av innsjøen (jfr pkt 4.4.1). Det er nå liten interesse or fiske i Ersdalsvatnet fordi fisken har blitt små og er av relativt dårlig kvalitet (Steinar Ersdal, pers. medd.).

Tabell 2. Totalareal og areal i ulike dybdeintervaller (hektar), middeldyp (m), maks dyp (m) og siktedyp (m) for de undersøkte innsjøene.

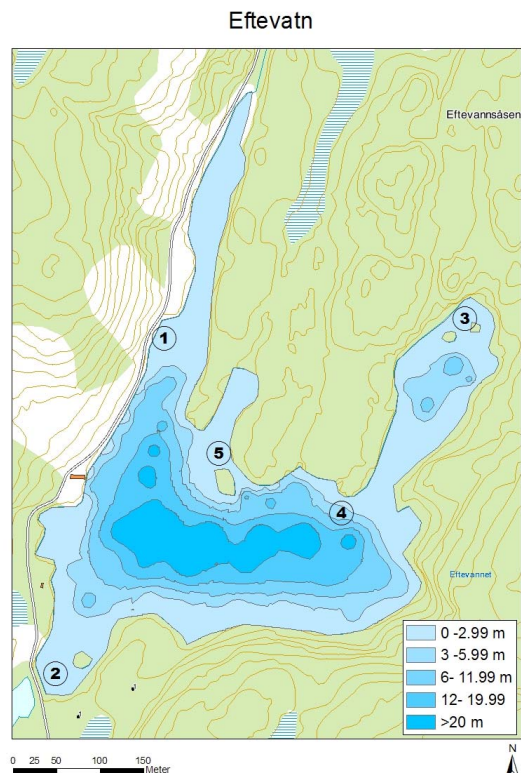
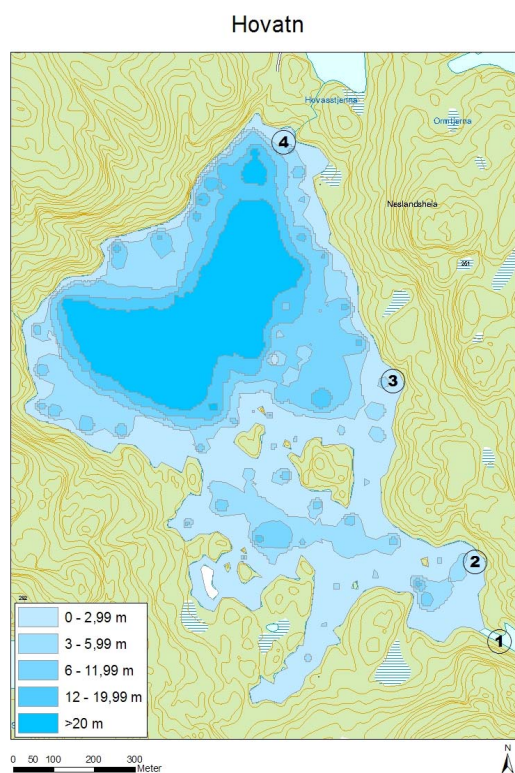
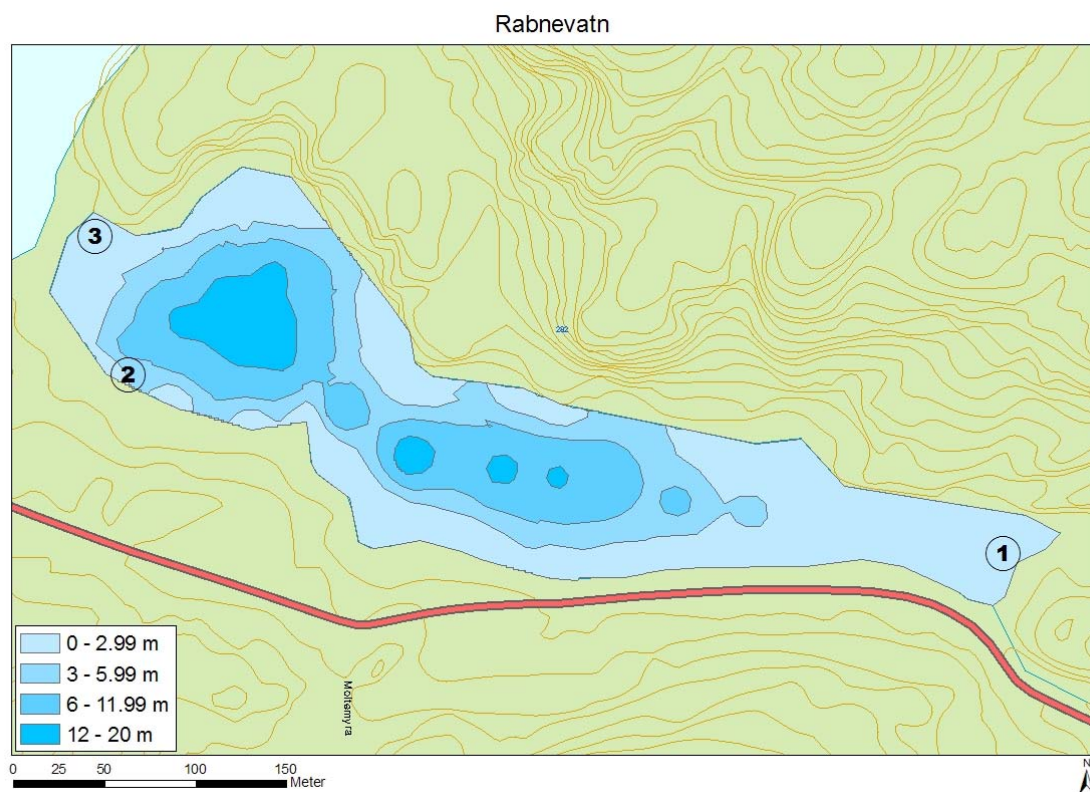
Innsjø	Areal Totalt	Areal 0-3m	Areal 3-6m	Areal 6-12m	Areal 12-20m	Areal > 20 m	Middel-Dyp (m)	Maks dyp	Sikte-dyp (m)
Torebuvatnet	17,32	6,50	10,12	0,70	0,00	0,00	2,16	6	5,0
Vøylevatnet	95,14	82,59	11,51	1,04	0,00	0,00	4,15	11	4,0
Stålevatnet	13,91	4,04	2,45	4,71	2,38	0,33	6,53	26	6,0
Håvatnet	70,57	26,43	13,00	10,95	6,18	14,01	18,28	61	6,0
Steinsvatnet	12,99	4,01	3,73	4,04	1,07	0,14	9,57	29	4,0
Eftevatnet	11,58	5,57	1,63	1,72	1,47	1,19	13,20	32	8,0
Rabnevatnet	4,66	2,17	1,06	1,09	0,34	0,00	5,55	20	3,5
Bjennvatnet	12,67	7,63	1,65	2,31	1,08	0,00	6,25	19	5,5
Ersdalsvatnet	43,52	25,00	8,43	6,01	2,40	1,68	12,40	33	5,5



Figur 2a. Dybdekart med lokalisering av prøvefiskestasjoner for bunngarn i Torebuvatnet, Steinsvatnet og Vøylevatnet.



Figur 2b. Dybdekart med lokalisering av prøvefiskestasjoner for bunngarn i Stålevatnet, Bjennvatnet og Ersdalsvatnet.



Figur 2c. Dybdekart med lokalisering av prøvefiskestasjoner for bunngarn i Håvatnet og Eftevatnet. Stasjon 1 i Håvatnet ligger helt ut mot betongstemmen ved utløpet.

3 Materiale og metoder

3.1 Bunndyrprøver

Det ble tatt sparkeprøver (12.08. 2006) i strandsona og på utløpet av Steinsvatnet og på en stasjon i Steinsdalsbekken, på øvre del av lakseførende strekning rundt 3,4 km fra utløpet. Prøvene ble fiksert på sprit i felt og sortert og artsbestemt i laboratoriet. Gruppene klobiller, døgn-, stein- og vårfluer er artsbestemt.

3.2 Dyreplanktonprøver

Planktonprøver ble tatt med håvtrekk fra bunn opp til overflaten fra antatt dypeste punkt i innsjøen i forbindelse med det øvrige feltarbeidet (7.8 til 15.8.2006). I tillegg ble det tatt en kvalitativ littoralprøve med planktonhåv. Begge prøvene ble tatt med håv med maskevidde 90 μm , diameter 30 cm og dybde 57 cm. Prøvene ble tatt med kast like over bunnen i et habitat som er representativt for lokaliteten, ei strekning på minst 25-30 m.

Individrike krepsdyrprøver ble fraksjonert og minst 200 individ ble artsbestemt. Resten av prøven ble så gjennomgått for eventuelt flere arter. Vannloppene (cladocerene) er bestemt ved hjelp av Smirnov (1971), Flössner (1972) og Herbst (1976), mens hoppekrepsene (copepodene) er bestemt ved hjelp av Sars (1903, 1918), Rylov (1948) og Kiefer (1973, 1978). Nauplier og små copepoditter er ikke artsbestemt.

Krepsdyrmaterialet er analysert med Detrended Correspondence Analysis (DCA) (Hill 1979, 1980), med programmet CANOCO (ter Braak & Smilauer 1998). Ordinasjon er gjort på forekomst/fravær data der de ni innsjøene er behandlet passivt i et datasett bestående av forsurrede lokaliteter (Bjorvatn og Kvernelandsvatn i Rorevassdraget), samt artslister fra Sognevatn (minus tre survannstolerante arter) som er ment å representere en tilnærmet uforsuret situasjon. DCA arrangerer artslistene slik at de med lik artssammensetning blir liggende nær hverandre når resultatet plottes i et aksekors, mens artslister med ulik artssammensetning blir liggende lengre fra hverandre i plottet. Da forskjeller i artssammensetning mellom stasjonene gjenspeiler forskjeller i miljøet, vil aksene i plottet representere underliggende miljøvariabler. Sjø i en uforsuret situasjon må vi påregne å finne survannstolerante arter, og vi kan derfor ikke forvente at de undersøkte lokalitetene skal få en artsammensetning lik den vi operer med i DCA-analysen. Resultatet vil imidlertid fortelle oss i hvilken retning utviklingen går, samt forskjeller mellom de undersøkte lokalitetene.

3.3 Fiskeundersøkelser

Undersøkelsene ble gjennomført i perioden 6.8. til 15.8. 2006. Det ble fisket med bunngarn (Nordisk oversiktsgarn) på 0-3, 3-6, 6-12 og 12-20 m dyp, avhengig av dybdeforholdene i hver enkelt innsjø (Appelberg m.fl. 1995). Disse bunngarna er 30 m lange og 1,5 m dype (45 m^2) og inneholder 12 ulike maskevidder fra 5 til 55 mm. Det innebærer at hver maskevidde er representert med en lengde på 2,5 m på hvert garn (areal = 3,75 m^2). Avhengig av størrelsen på den enkelte innsjø, ble det satt 7-14 garn (**vedlegg 1**). I innsjøer med dypere områder enn rundt 10 m (bortsett fra Rabnevatnet), ble det også satt én serie flytegarn. Den består av et enkeltgarn som er 54 m langt og 6 m dypt, med 8 maskevidder på 10-43 mm. Det innebærer at det totale arealet på flytegarnserien er 324 m^2 og at hver maskevidde er representert med et areal på 40,5 m^2 . Flytegarnserien ble satt fra overflaten og ned, og dekte derfor dybdeintervallet 0-6 m. Fangst-utbyttet (Cpue) blir uttrykt som antall individ pr. 100 m^2 garnareal pr. ca 12 timers fiske. Vanntemperaturen i de undersøkte innsjøene varierte mellom 18,5 – 21,0 grader under feltarbeidet.

Hos aure og bekkerøye ble det tatt lengde til nærmeste mm (totallengde), vekt til nærmeste gram, kjønn og stadium av alle individ. For aldersanalyse ble det tatt skjell av all aure samt otolitt av en del større individ. Hos bekkerøye ble det bare benyttet otolitter i aldersanalysen. Hos abborren i Håvatnet ble det tatt totallengde, vekt, otolitter, kjønn og stadium av alle individ fra én stasjon og ett dyp. Av resterende individene ble det bare tatt lengde, fordelt på stasjon og dyp.

Hos aure ble veksten tilbakeberegnet vha skjell, basert på separate beregninger for hver bestand (Ricker 1992):

$$L_d = \frac{(L_s - k)S_d}{S_r}$$

der L_d er lengden på fisken når d 'te annulus ble dannet, L_s er lengden på fisken ved fangst-tidspunkt, k er beregnet intersept på lengdeaksen, S_d er den aktuelle avstanden fra sentrum av skjellet til d 'te annulus, og S_r er skjellradius. Interseptet på lengdeaksen (k) ble beregnet vha geometrisk regresjon mellom fiskelengde og skjellradius, basert på logaritmisk transformasjon av begge variablene.

På basis av tilbakeberegnet lengde (L) ble det foretatt en beregning av vekstkoeffisienten G mellom ulike aldersgrupper: X_L og X_{L+1} , basert på formelen $G = \ln(X_{L+1}) - \ln(X_L)$.

Veksten hos hver fiskebestand blir også vist som asymptotiske lengdevekst (L_∞ eller $L_{\max}$) og vekstkoeffisient (k). Den siste parameteren uttrykker hastigheten som fisken nærmer seg $L_{\max}$ med. Disse parametrene i von Bertalanffy's vekstlikning ble beregnet på basis av empirisk lengde ved forskjellig alder (von Bertalanffy 1938, Allen 1966):

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

der L_t er total fiskelengde ved alder t og t_0 er tidspunktet når lengden teoretisk er null. De ulike parametrene ble beregnet vha ikke-lineær regresjon. I bestander med yngel (0+), ble alderen til disse individene satt til 0,5 år, mens alderen til 1+ og 2+ etc ble satt til henholdsvis 1,5 og 2,5 år etc. Pga få aldersgrupper var det ikke mulig å beregne $L_{\max}$ for bestandene i Torebuvatnet, Vøylevatnet og Eftevatnet.

Det ble elfisket på aktuelle gyte- og oppvekstområder med et bærbart elektrisk fiskeapparat for å dokumentere den naturlige rekrutteringen. Hver stasjon ble avfisket to eller tre ganger slik at tettheten kunne beregnes etter standard metoder (Zippin 1958, Bohlin m.fl. 1989). Etter hver omgang ble fisken bedøvd og lengdemålt til nærmeste mm. Etter siste omgang ble all fisk satt ut i sine respektive lokaliteter. Ut fra lengdefordelingen ble fisken gruppert til yngel (0+) eller eldre individ ($\geq 1+$).

3.4 Habitatkartlegging

Det ble foretatt en enkel bonitering av bunnssubstratet på elvestasjonene som ble elfisket. Dominerende bunnssubstrat ble klassifisert etter en firedelt skala; (i) svært fin grus, sand eller silt, med partikkelstørrelse < 2 cm, (ii) grus med partikkelstørrelse 2-16 cm, (iii) stein med partikkelstørrelse 16-32 cm og (iv) stor stein/blokk (> 32 cm).

Det ble foretatt en oppmåling av tilgjengelig gyte- og oppvekstareal i innløp, utløp og aktuelle gytebekker til de undersøkte innsjøene (jfr Hesthagen & Ugedal 2002). Tilgjengelig gyte- og oppvekstareal ble summert, og deretter beregnet vi en oppvekstratio (O_R), som et forholdet mellom tilgjengelig gyte- og oppvekstareal (O_G) målt i m^2 og innsjøens overflateareal (A) målt i hektar: $O_R = O_G/A$. Når ratioen har en verdi på 100, utgjør gyte- og oppvekstområdet 1 % av innsjøens overflateareal.

Vi utarbeidet dybdekart for hver lokalitet ved å kjøre ulike transekter med bestemte avstander og måle dypene med ekkolodd. For hver lokalitet ble det kjørt faste transekter ca 20 m fra land og midt etter vatnet. Avhengig av størrelse og dybdeforholdene av hver lokalitet, ble det supplert med flere transekter. Ved hjelp av et dataprogram ble det gjort interpolering av isolinjer og beregning av areal for hvert av dybdelagene 0-3, 3-6 m, 6-12, 12-20 og > 20 m. Middelsdyp ble også beregnet.

3.5 Vannkjemi

Det ble tatt vannprøver på utløpet og i aktuelle gytebekker i forbindelse med feltarbeidet i fem av innsjøene. Prøvene ble analysert mht pH, TOC, fosfor, total nitrogen, full ionebalanse og ulike Al fraksjoner. ANC ble først beregnet på den tradisjonelle måten som differansen mellom summen av basekationer (BC) minus summen av sterke syrer anioner (SAA): $[Ca + Mg + Na + C] - [SO_4 + NO_3 + Cl]$. I tillegg ble det beregnet en modifisert ANC (ANC_{OAA}) basert på vatnets innhold av TOC (organiske syrer) etter formelen: $ANC_{OAA} = [BC] - ([SAA] + [\frac{1}{3} * 10,2 * TOC])$ (Lydersen m.fl. 2004). Naturlig vannkvalitet (ANC) for en innsjø ble beregnet ved å sette konsentrasjonen av kalsium (Ca) før kalking inn i formelen for beregning av summen av basekationer (Kroglund 2006). Denne kalsiumverdien ble beregnet basert på en empirisk sammenheng mellom Ca og Mg for ikke-kalkede innsjøer i Aust-Agder.

4 Resultater

4.1 Vannkjemi

Både Torebuvatnet og Vøylevatnet har vært kalket hvert år siden 2002. Begge innsjøene var sidaronisk sure før kalking, med pH i Vøylevatnet i 1975 og 1986 på henholdsvis 4,7 og 4,8 (figur 2). Det var en viss heving av pH før kalkingen ble igangsatt, med pH 5,06-5,16 i 2001/2002 i Vøylevatnet og pH=5,32 i Torebuvatnet i mai 2002. Begge innsjøene ble kalket i juli 2002, basert på kalksteinmel spredt med helikopter. Årlig kalkmengde i de to innsjøene har variert mellom henholdsvis 6-7 og 29,1-40,0 tonn. I Torebuvatnet ga kalkingen en relativt svak pH-økning i de første åra, med pH 5,65-5,86 fra juni 2003 til mai 2005. Ei måling i oktober 2003 viste pH=6,69. Rekalkingen i 2005 ga en pH økning til 6,9 i oktober samme år. Kalkingen av Vøylevatnet har gitt en noe ustabil vannkvalitet, med pH 5,89 (mai 2005) til 6,96. Høsten 2006 var pH i Torebuvatnet og Vøylevatnet henholdsvis 6,52 og 6,81. Kalkingen av Torebuvatnet og Vøylevatnet skal fortsette.

Stålevatnet ble kalket første gang i 1998, og deretter ble innsjøen kalket hvert år fram til og med 2002. Innsjøen ble også kalket i 2005. Årlig kalkmengde (fint kalksteinsmel) har variert mellom 7,0-11,0 tonn. Det foreligger ingen vannkjemiske målinger før kalking, men det antas at innsjøen var nærmest kronisk sur. Kalkingen har gitt en god vannkvalitet, med pH 6,59-6,99. Det har imidlertid skjedd en viss reforsuring etter tre år uten kalking, idet pH i mai 2005 var 6,02. Kalkingen i slutten av august 2005 ga en klar heving av pH, til 6,99 i oktober samme høst. I august og oktober 2006 var pH 6,21/6,20, med en alkalitet på 40 $\mu\text{ekv/L}$ og en konsentrasjon av labilt Al på 5 $\mu\text{g/L}$ i august (**tabell 3**). Beregnet naturlig vannkvalitet for Stålevatnet gir en ANC verdi på rundt 22 $\mu\text{ekv/L}$ (**tabell 4**). Dette kan gi en marginal vannkvalitet for aureyngel i utløpselva under perioder med flom og snøsmelting.

Håvatnet ble kalket første gang i 1994, med spredning av 28 tonn fint kalksteinsmel fra båt. Deretter ble innsjøen kalket annet hvert år fram til og med 2002, med 20-25 tonn hver gang. I 1997 ble det foretatt noe bekekalking med skjellsand. Innsjøen ble kalket siste gang i 2005, med 14,9 tonn kalksteinsmel. Håvatnet var relativt sur før kalkingsstart, med pH 5,17 og 5,39 målt i henholdsvis mars og oktober 1992. En måling fra mai 1993 er ekskludert (pH=6,53). Etter kalking har pH vært relativt stabilt rundt 6,0-6,5. Håvatnet ble ikke kalket i 2006, og kalkingsstoppen synes ikke å gi forsuringsproblemer (jfr **tabell 4**).

Steinsvatnet ble kalket hvert år i perioden 1992-2005, basert på spredning av kalksteinmel fra båt. Årlig kalkmengde i de fem første åra var betydelig høyere (18,6-30,0 tonn) enn i de siste åra (10,0-18,6 tonn). Steinsdalsbekken ble kalket hvert år i perioden 2001-04 med 15 tonn skjellsand. Steinsvatnet ble ikke kalket i 2006. Steinsvatnet var kronisk surt før kalking, med pH < 5,0. Etter kalking har pH vært noe ustabil, med pH under 6,0 i enkelte perioder. Vannkvaliteten i Steinsdalsbekken syntes å være svært varierende før kalking, med pH mellom 4,78-6,11 i 1989/90. Målinger fra 1997 viste svært høye pH-verdier, fra 6,98-8,34. Høsten 2006 var imidlertid pH nedi 5,73 (**tabell 3**). Avslutningen av kalkingen i Steinsvatnet synes ikke å resultere i forsuringsproblemer (**tabell 4**). Her ble naturlig innhold av kalsium (Ca) satt til konsentrasjonen målt høsten 2006 (1,18 mg/L, **tabell 3**). Beregnet naturlig Ca-innhold på basis av en Mg konsentrasjon på 0,55 mg/L, ga nemlig 1,61 mg/L (jfr. Konglund 2006). Vannkvaliteten i Steinsvatnet vil trolig være noe marginal uten kalking, med ANC på rundt 51 $\mu\text{ekv/L}$ (jfr. Hesthagen m.fl. 2006, **tabell 4**).

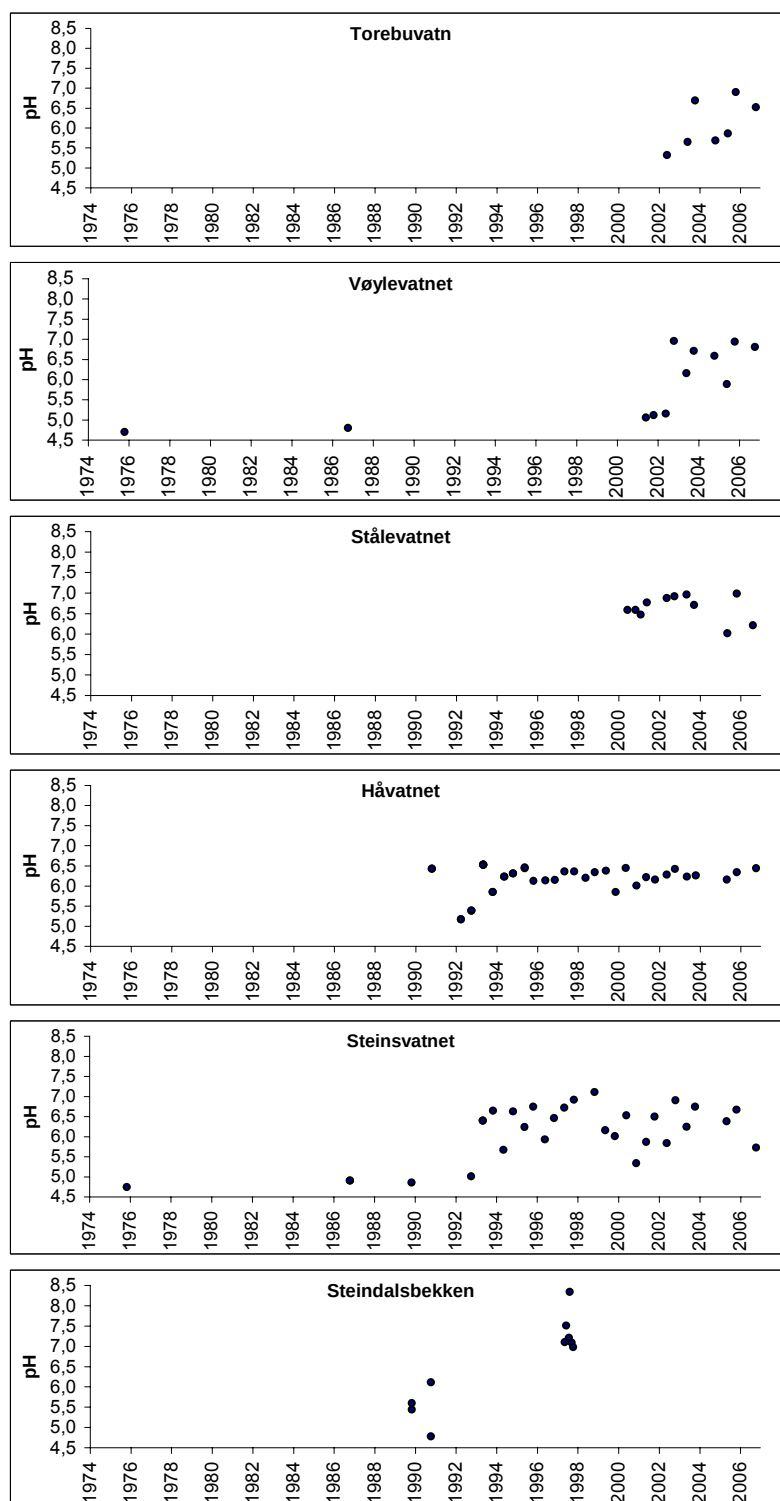
I Eftevatnet ble det lagt ut 60 tonn skjellsand på utløpet i 1996. To år seinere ble det tilført ytterligere 10 tonn skjellsand i denne bekken. I tillegg ble innsjøen kalket med kalksteinsmel fra båt i perioden 2000-04. Den årlige kalkmengden varierte mellom 7,9-15,5 tonn. Før kalking var Eftevatnet kronisk surt, med pH rundt 4,5. Innsjøen var fortsatt sur høsten 2000 og våren 2001, med pH på henholdsvis 4,93 og 5,20. Seinere har pH vært betydelig høyere og ligget mellom

6,14-7,10. Vannkvaliteten i Eftevatnet vil trolig være noe marginal uten kalking, med ANC på rundt 47 $\mu\text{ekv/L}$ (jfr. Hesthagen m.fl. 2006, **tabell 4**).

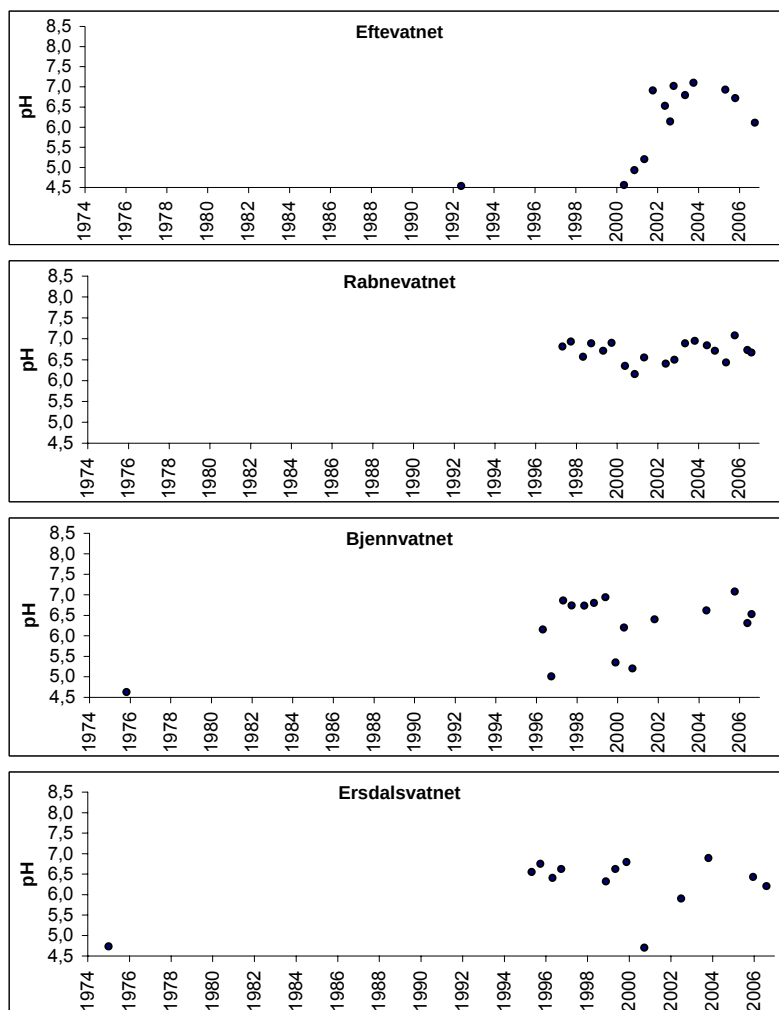
Rabnevatnet ble kalket hvert år i perioden 1995-2005. Det foreligger ingen vannkjemiske data før kalking. Målinger fra 1997 viser at kalkingen har gitt en god og relativt stabil vannkvalitet, med pH 6,15-7,08. Vannprøven fra august 2006 viste pH = 6,67, 9 $\mu\text{ekv/L}$ i alkalitet og fravær av labilt Al. Kalkingen av Rabnevatnet er nå avsluttet, og beregninger viser at dette ikke vil gi særlig reforsuring (jfr **tabell 4**).

Bjennvatnet var kronisk surt på 1970-tallet, med pH i 1974 og 1975 på henholdsvis 4,48 og 4,63. Kalking ble trolig satt igang rundt 1987, med utlegging av skjellsand i innløpsbekken fra vest (Sigmund Rossevatn pers. medd.). Vi antar av fullkalkingen startet i 1992, som var første året med fiskeutsettinger (jfr **pkt. 2.2**). Vannkvaliteten etter kalking har i perioder vært dårlig, spesielt høsten 1996 (pH=5,01), men også i desember 1999 (pH=5,35) og oktober 2000 (pH=5,2). Ellers har vannkvaliteten vært stabil, med pH rundt 6,0-7,0. Høsten 2006 var vannkvaliteten god både på innløpet fra vest og på utløpet, med pH på henholdsvis 6,28 og 6,53 og en alkalitet på henholdsvis 70 $\mu\text{ekv/L}$ og 90 $\mu\text{ekv/L}$. Bekken som kommer ned fra øst er derimot fortsatt sterkt forsuret, med pH 4,78, ingen alkalitet og 93 μg labilt Al/L. Kalkingen av Bjennvatnet er nå avsluttet, uten at dette synes å gi forsuringsproblemer (jfr **tabell 4**).

For Ersdalsvatnet viste målinger fra 1975 en kronisk sur vannkvalitet, med pH 4,73. Innsjøen ble kalket i 1992, som pågikk fram til 2005. Det ble en god vannkvalitet umiddelbart etter kalkingsstart, med pH rundt 6,0-7,0 (bortsett fra pH=4,7 i oktober 2000, men det kan skyldes en målefeil). Målinger fra høsten 2006 viste relativt høy pH både på innløpet (6,18) og utløpet (6,20), med høy alkalitet (henholdsvis 70 og 40 $\mu\text{ekv/L}$) og ubetydelig innhold av labilt Al. Derimot hadde bekken fra vest en noe dårligere vannkvalitet, med pH 5,26 og 30 $\mu\text{g/L}$ i labilt Al. Kalkingen av Ersdalsvatnet er nå avsluttet, uten at dette synes å resultere i forsuringsproblemer (jfr **tabell 4**).



Figur 3a. Utviklingen i pH for Torebuvatnet, Vøylevatnet, Stålevatnet, Håvatnet, Steinsvatnet og Steindalsbekken før og etter kalking



Figur 3b. Utviklingen av pH i Eftevatnet, Rabnevatnet, Bjennvatnet og Ersdalsvatnet før og etter kalking.

Tabell 3. Vannkjemiske data fra de undersøkte innsjøene høsten 2006. * Data fra Fylkesmannen i Aust-Agder, basert på prøver fra perioden 6.10 og 10.11.2006.** data for aluminium utelatt pga antatt for høye verdier.

Innsjø	Sted	pH	Alk	Ca	Mg	Na	K	SO ₄	NO ₃	Cl	Al _T	Al _o	Al _u	P	N _T	TOC
			µekv/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	µg/L	mg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	mg/L
Torebuvatnet*	Utløp	6,52		1,86	0,17	0,65	0,07	0,89	16	0,84	55	44	11			4,9
Vøylevatnet*	Utløp	6,81		2,53	0,25	0,86	0,09	0,93	20	1,13	35	26	9			4,0
Stålevatnet	Utløp	6,21	40	1,47	0,20	1,41	0,19	0,57	40	2,48	14	9	5	2,7	190	2,6
Stålevatnet*	Utløp	6,20		1,63	0,21	1,47	0,14	1,63	34	2,37			**			3,8
Håvatnet*	Utløp	6,44		1,67	0,46	1,88	0,30	2,74	105	2,75	68	59	9			4,5
Steinsvatnet	Stemmen	5,79	30	0,88	0,40	3,84	0,34	0,69	50	4,16	66	53	13	6,5	440	7,0
Steinsvatnet*	Utløp	5,73		1,18	0,55	3,49	0,35	3,45	80	4,84			**			5,3
Eftevatnet*	Utløp	6,11		3,31	0,62	3,88	0,35	3,92	185	6,21			**			9,4
Rabnevatnet	Utløp	6,67	9	2,57	0,59	3,70	0,35	1,08	110	5,89	0	0	0	1,3	240	1,5
Ersdalsvatnet	Bekk/vest	5,26	0	0,35	0,30	2,85	0,14	0,64	20	3,93	73	43	30	2,9	210	3,1
Ersdalsvatnet	Utløp	6,20	40	1,42	0,41	2,92	0,35	0,78	80	5,17	12	8	4	2,5	240	2,1
Ersdalsvatnet	Innløp	6,18	70	2,40	0,74	3,65	0,53	1,07	120	6,28	10	8	2	9	340	2,0
Bjennvatnet	Utløp	6,53	90	2,95	0,37	2,21	0,23	0,66	10	2,87	9	8	1	13,9	250	3,7
Bjennvatnet	Innløp/vest	6,28	70	2,29	0,31	1,98	0,17	0,59	60	3,12	23	23	0	5	290	4,3
Bjennvatnet	Innløp/øst	4,78	0	0,78	0,27	1,99	0,19	1,24	230	3,02	152	59	93	3,2	360	6,9

Tabell 4. Beregnet syre-nøytraliserende kapasitet (ANC i µekv/L) før og etter kalking i de undersøkte innsjøene, både med og uten å inkludere organiske syrer (TOC).

Lokalitet	Dagens ANC (dvs med kalking)		"Naturlig" ANC (dvs uten kalking)	
	Organiske syrer ikke inkludert	Organisk syrer inkludert	Organisk syrer ikke inkludert	Organiske syrer inkludert
Torebuvatnet	94,48	77,82	37,10	20,44
Vøylevatnet	133,85	120,25	53,01	39,41
Stålevatnet	62,90	49,98	22,48	9,56
Håvatnet	68,48	53,18	55,00	39,70
Steinsvatnet	50,78	32,76	50,78	32,76
Eftevatnet	123,86	91,90	47,01	15,05
Rabnevatnet	150,18	145,08	106,77	101,67
Bjennvatnet	184,24	171,66	96,41	83,83
Ersdalsvatnet	72,76	65,62	66,27	59,13

4.2 Bunndyr

4.2.1 Bunndyr i Steinsvatnet og Steinsdalsbekken

Det var generelt et lavt biologisk mangfold i bunnprøvene fra både Steinsdalsbekken og strandsona av Steinsvatnet (**tabell 5**). Stasjon 1 i Steinsdalsbekken ligger på utløpet av Steinsvatnet, mens stasjon 2 låg på øvre del av anadrom strekning, ca 3 km fra utløpet til havet. Gruppene og artene som ble funnet hører til de mer tolerante og samtidig de mest utbredte artene i ferskvatn. I Steinsvatnet ble det registrert ett individ av vanlig damsnegl (*Lymnaea peregra*). Dette er en art som er følsom mot forsurening fordi skalldannelsen krever kalk.

Tabell 5. Bunndyr på to stasjoner i Steinsdalsbekken (St 1 & 2) og fra strandsona av Steinsvatnet den 12.8.2006. (*) angir ny art for Aust-Agder.

Dyregruppe	Steinsdalsbk St. 1	Steinsdalsbk St. 2	Steinsvatnet Strandsone
Bunndyr:			
<i>Lymnaea peregra</i> vanlig damsnegl			1
Ertemuslinger			3
Midd	5	15	10
Døgnfluer:			
<i>Baetis rhodani</i>		1	
Steinfluer:			
<i>Isoperla sp.</i>		200	
<i>Nemoura avicularis</i>		10	4
<i>Protonemura meyeri</i>	2	10	
<i>Nemurella pictetii</i>		25	
<i>Leuctra fusca</i>	5	115	
<i>Leuctra hippopus</i> små		150	
Buksvømmere:			1
Libellulidae Libeller	1		3
Zygoptera Vannymfer			15
Klobiller:			
<i>Elmis aenea</i>		1	
<i>Limnius volckmari</i>		1	
Vårfluer			
<i>Rhyacophila nubila</i>	1		
<i>Oxyethira</i> spp.		1	
<i>Wormaldia subnigra</i> (*)	2		
<i>Plectrocnemia conspersa</i>	2		
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	22	20	
<i>Neureclipsis bimaculata</i>	18		
<i>Hydropsyche siltalai</i> (*)	36	8	
<i>Molanna sp.</i> (*)		2	
Leptoceridae		4	
Tovinger		1	
Tabanidae Klegglarver			1
Stankelbeinmygg	4	2	
Knott	165	2	
Fjærmygg	180	25	20
SUM antall pr R1	443	593	58
Raddum indeks 1	0,5	1	1
Raddum indeks 2		0,5	

Det ble til sammen funnet en døgnflueart, seks steinfluearter og ni vårfluearter i prøvene. I og med at dette er høstprøver, blir det mer usikkert å sammenligne artsantallet med forventede forekomster i Aust-Agder, for dermed å vurdere økologisk tilstand. **Tabell 6** illustrerer dette ved å vise anslag over forventet artsantall. Totalt ville antall arter for de samme gruppene sannsynligvis ligget omkring 25 pr. prøve i et upåvirket økosystem, mens halvparten altså ble registrert. Det ble likevel funnet tre nye vårfluearter for Aust-Agder (**Tabell 6**) (jfr. Aagaard & Dolmen 1996). *Molanna*-individet er for lite til å artsbestemmes, men begge de kjente artene i slekten er tidligere ikke påvist i fylket. Funnene avspeiler at ferskvannsfaunaen i Norge er dårlig undersøkt. Alle artene i de undersøkte gruppene er imidlertid tolerante for forurengning og vanlig forekommende ellers i landet. Blant steinfluer er *Isoperla*-artene noe følsomme for forurengning. Det er utarbeidet indekser for bunndyrsamfunn som går fra 0 (totalskadet) til 1 (ingen skader) som beskriver forurengningsstatusen, den såkalte Raddum 1 & 2 indeks (Raddum & Fjellheim 1990). Indeks 2 kan bare beregnes ut fra om døgnfluen *Baetis rhodani* er til stede eller ikke, og laves-te verdi er 0,5. På grunn av funn av ett eksemplar av døgnfluen *B. rhodani* og ett eksemplar av sneglen *L. peregra*, får både Steinsvatnet og stasjon 1 i Steinsdalsbekken verdien 1 i Raddum-indeks 1. Tallene indikerer derfor liten forurengningspåvirkning både i Steins-vatnet og Steinsdals-bakken.

Tabell 6. Anslag over forventet artsantall for døgn-, stein- og vårfluer i rennende vatn i Lillesandområdet. Antall arter registrert i prøvene fra Steinsvatnet og Steinsdalsbekken er angitt i parentes (Bongard & Aagaard 2006).

	Døgnfluer	Steinfluer	Vårfluer
Totaltregistrert artsantall for ytre Aust-Agder	6	16	54
Anslag over forventet artsantall i en enkelt prøve fra et upåvirket Steindalsystem	4 (1)	10 (6)	12 (6)

4.3 Krepsdyrsamfunnene

4.3.1 Generell forekomst

Det ble registrert 41 arter av krepsdyr fordelt på 30 vannlopper og 11 hoppekreps (**tabell 7**). Ingen arter var nye for regionen. Til sammenligning ble det i overvåkingen av 12 vann i Rorevassdraget (1992-2001) til sammen registrert 73 arter krepsdyr, 46 arter vannlopper og 27 hoppekreps. I denne undersøkelsen ble det tatt semikvalitative prøver både forsommer og høst.

Tabell 7. Krepsdyrsamfunnenes sammensetning i 9 innsjøer i Agder i 2006.

Lokalitet Dato	Torebuv 7.8.	Vøylev 8.8.	Stålev 10.8.	Håvatn 10.8.	Steinsv 10.8.	Eftev 12.8.	Rabnev 13.8.	Bjennv 13.8.	Ersdalsv 14.8.
Vannlopper									
Diaphanosoma brachyurum (Liév.)T				X		x		x	x
Sida crystallina (O.F.M.)				X	x		x	x	x
Holopedium gibberum Zaddach	x	x	x	X	x	x	x	x	x
Ceriodaphnia quadrangula (O.F.M.)		x	x	X	x	x		x	x
Daphnia longispina (O.F.M.)	x	x	x		x		x	x	
Scapholeberis mucronata (O.F.M.)		x			x	x	x	x	
Simocephalus vetula (O.F.M.)				X					
Bosmina longispina Leydig	x	x	x	X	x	x	x	x	x
Acantholeberis curvirostris (O.F.M.)				X					
Ophryoxus gracilis Sars				X	x				
Streblocerus serricaudatus (Fisch.)			x	X	x		x	x	x
Acroperus harpae (Baird)	x		x	X	x	x		x	x
Alona affinis (Leydig)			x	X			x	x	x
Alona guttata Sars			x	X	x		x		x
Alona intermedia Sars	x			X					
Alona rustica Scott		x	x	X					
Alonella exigua (Fischer)				x					
Alonella excisa (Fischer)		x	x	x	x	x		x	x
Alonella nana (Baird)	x	x	x	x	x	x	x	x	
Alonopsis elongata Sars	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Camptocercus rectirostris Schoedler							x		x
Chydorus sphaericus (O.F.M.)			x	x	x	x	x	x	
Eurycercus lamellatus (A.F.M.)	x	x	x	x	x			x	x
Graptoleberis testudinaria (Sars)						x	x		
Pleuroxus truncatus (O.F.M.)				x				x	
Rhynchotalona falcata Sars	x	x				x			
Polyphemus pediculus (Leuck.)	x	x		x	x	x	x	x	x
Bythotrephes longimanus Leydig	x			x	x		x		
Leptodora kindti Focke				x					
Hoppekreps									
Eudiaptomus gracilis Sars	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Heterocope saliens (Lillj.)				x	x	x		x	
Macrocyclus albidus (Jur.)	x	x		x	x	x			
Macrocyclus fuscus (Jur.)					x	x			
Eucyclops serrulatus (Fisch.)			x	x		x	x	x	x
Paracyclops affinis Sars			x				x	x	
Paracyclops fimbriatus (Fisch.)									x
Cyclops scutifer Sars	x	x	x	x	x		x	x	x
Acanthocyclops capillatus Sars		x							
Diacyclops nanus (Sars)	x			x		x		x	
Mesocyclops leuckarti (Claus)	x			x	x				
tot ant vannlopper	11	12	14	24	17	13	15	17	14
tot ant hoppekreps	5	4	4	7	6	6	4	6	4
tot ant krepsdyr	16	16	18	31	23	19	19	23	18

Vanligvis pleier forholdet mellom vannlopper og hoppekreps å være 2:1, mens den i vår undersøkelse var 3:1. Få arter hoppekreps har sannsynligvis sammenheng med at det ikke ble tatt prøve på forsommeren da det er vanlig å finne adulte hoppekreps. Små copepoditter er vanskelige å artsbestemme.

Artsantallet varierte mellom 16 og 31 arter. Færrest arter ble funnet i Torebuvatnet (11 vannlopper og fem hoppekreps) Vøylevatnet (12 vannlopper og fire hoppekreps) mens Håvatnet var den mest artsrike lokaliteten med 31 arter (24 vannlopper og syv hoppekreps) (tabell 7). Gjennomsnittlig ble det funnet 20,3 arter pr. innsjø.

4.3.2 Vurdering av de planktoniske krepssdyrartene

Diaphanosoma brachyurum ble registrert i planktonet til Håvatnet, Eftevatnet, Bjennvatnet og Ersdalsvatnet (tabell 8) der den vanligst i de to førstnevnte vannene. Det finns eksempler på at *D. brachyurum* har respondert forskjellig på kalking. I Store Finntjern (Aust-Agder) gikk arten tilbake etter kalking, mens i de to nabovannene, Skuggetjern og Lille Finntjern, økte tettheten til *D. brachyurum* etter kalking (Sandøy 1984). *D. brachyurum* er også i mange vann i Sverige funnet i større tettheter etter kalking (Naturvårdsverk 1981, Eriksson m.fl. 1982, Eriksson m.fl. 1983). I Gårdsjön var dette den av de nye artene som økte raskest i antall etter kalking. Allerede sommeren etter kalking dominerte den i planktonet (Svensson m.fl. 1995). En viktig grunn til at denne arten økte i antall til tross for at det samme også var tilfelle for predatorer som svevemygg og vannteger, er sannsynligvis evnen de har til å unnsnippe disse predatorene (Drenner & McComas 1980).

Tabell 8. Planktonsamfunnenes sammensetning i 9 Agdervann i 2006 (+ registrert).

Lokalitet Dato	Torebuv 7.8.	Vøylev 8.8.	Stålev 10.8.	Håvatn 10.8.	Steinsv 10.8.	Eftev 12.8.	Rabnev 13.8.	Bjennv 13.8.	Ersdalsv 14.8.
Cladocera									
<i>Diaphanosoma brachyurum</i> (Liév.)T				3,6		3,2		0,2	1,7
<i>Sida crystallina</i> (O.F.M.)									
<i>Holopedium gibberum</i> Zaddach	0,5	66,7	2,6	1,4	3,4	23,9	10,6	+	+
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i> (O.F.M.)		0,5	0,4			22,5		+	15,6
<i>Daphnia longispina</i> (O.F.M.)	22,8	0,5	10,7		+		5,1	10,2	
<i>Bosmina longispina</i> Leydig		9,7	65,1	0,5	71,7	18,9	11,1	1,1	34,4
<i>Polyphemus pediculus</i> (Leuck.)		0,5				1,8	0,9		+
<i>Bythotrephes longimanus</i> Leydig	0,5			+			+		
<i>Leptodora kindti</i> Focke				+					
Andre	0,5								
Copepoda									
<i>Eudiaptomus gracilis</i> Sars	2,0	3,2	16,9	59,7	0,8	29,7	29,9	1,1	18,3
<i>Heterocope saliens</i> (Lillj.)				+	1,7	+		+	
<i>Cal naup</i>	6,6		3,7	21,9	3,8			0,2	0,6
<i>Cyclops scutifer</i> Sars	64,0	0,5		1,8	5,5		17,5	0,8	21,1
<i>Mesocyclops leuckarti</i> (Claus)	1,0			10,5					
Naup	2,5	18,3	0,4	0,5	13,1		24,9	86,4	8,3
cycklopoditt indet			0,4						
tot ant krepssdyr	197	186	5440	2193	4741	2221	4341	20831	18002
trekkleugde	6	8	15	10	10	10	15	15	15
Ant dyr pr m3	476	337	5259	3180	6874	3220	4196	20137	17402

Holopedium gibberum ble funnet i alle vannene og var dominant i Vøylevan, Eftevatnet og Rabnevatnet. Størst var dominansen i Vøyleavtn der den utgjorde hele 66,7% av planktonet. Arten regnes som kalkskyende og i undersøkelser fra blant annet Nisser i Arendalsvassdraget (Walseng & Bongard 2000) gikk arten tilbake de første åra etter kalking.

Ceriodaphnia quadrangula ble påvist i fem vann der den var dominant i respektive Eftevatnet (22,5%) og Ersdalsvatnet (15,6%). *C. quadrangula* er i Sverige både registrert som ny art etter kalking (Naturvårdsverk 1981, Hörnström et al. 1992) og som en art som har økt i antall (Hultberg & Andersson 1982, Alenäs 1986). Tilbakegang er også konstatert (Hillbricht-Ilkowska m.fl. 1977, Hörnström m.fl. 1992).

Daphnia longispina ble funnet i planktonet til seks av vannene der den dominerte i tre; Torebuvatnet, Stålevatnet og Bjennvatnet. Størst andel utgjorde den i Torebuvatnet med 22,8%. Arten er vanligst ved pH>5,5 men i humøse lokaliteter er det ikke uvanlig å finne arten ved lavere pH. Det er kjent at *Daphnia* sp kan overleve i bunnsedimentet i mange år og egg kan klekke når forholdene ligger til rette (Weider m.fl. 1997). Dette forklarer hvorfor arten ofte responderer raskt på en bedret vannkvalitet. Yndesdalsvatnet er eksempel på et vann der *D. longispina* har etablert seg etter kalking (Walseng m.fl. 1995). Fra Sverige er det i flere lokaliteter dokumentert at *Daphnia*-arter kommer inn etter kalking (Eriksson m.fl. 1982, Hultberg & Andersson 1982, Hasselrot m.fl. 1984, Alenäs 1986, Hörnström & Ekström 1986, Hörnström m.fl. 1992). I vann der *Daphnia* sp er tilstede før kalking er det påvist økning i antall etter kalking (Eriksson m.fl. 1983, Nyberg 1984, 1995).

Bosmina longispina ble funnet i alle vannene og manglet kun i Torebuvatnet. Med unntak av Håvatnet (0,5%) var den vanlig eller dominant i de øvrige. Dette er den vanligste vannloppen i Norge, og i Sør-Norge er den påvist i nesten alle lokaliteter. Den formerer seg partenogenetisk i løpet av sommermånedene, og antall individer kan derfor variere mye. Arten er svært tolerant overfor ekstreme miljøer, og den er i Nord-Sverige funnet i en lokalitet med pH 3,3 (Vallin 1953). I Norge er den funnet ved pH 3,9 i Nordmarka/Kroksgogen (Jørgensen 1972). Arten opptrer med høy frekvens ved alle pH verdier, med størst andel av lokalitetene når pH ligger mellom 4,5 og 5,0. Ved pH lavere enn 4,5 avtar frekvensen til ca 60%.

Polyphemus pediculus ble påvist i planktonet til Vøylevatnet, Eftevatnet og Rabnevatnet. Arten som er predator er vanlig i littoralsonen der den kan forekomme i høye tettheter. I de tre vannene der den også forekom i planktonet ble den funnet i høye tettheter inne i littoralsonen. Det er derfor tvilsomt om arten kan regnes som en planktonisk art (Walseng m.fl. 2006). *P. pediculus* er kommet inn som ny art i både Gårdsjön (Henrikson & Oscarson 1984) og Store Hårsjön (Eriksson m.fl. 1982) etter kalking. Under eksperimentelle betingelser fant Arvola et al. (1986) arten kun ved pH 5,0 eller høyere.

Bythotrephes longimanus er en stor rovform som ble funnet i Torebuvatnet, Håvatnet og Rabnevatnet. Den forekommer sjelden i store tettheter og den utgjorde aldri mer enn 1,0% av planktonsamfunnet. Verken fra Norge eller Sverige foreligger det dokumentasjon på at denne arten er kommet inn som følge av en bedret vannkvalitet. Forekomsten til arten i Norge viser at den er tolerant i forhold til lav pH og forekommer også i mange vann med pH lavere enn 5,0.

Leptodora kindti ble kun funnet i Håvatnet. *L. kindti* er en stor planktonisk rovform som sjelden er funnet i lokaliteter med pH under 5,5, og den er aldri registrert i de sureste lokalitetene (pH < 4,5). Høyest frekvens (20%) forekommer i vann der pH ligger mellom 7,0 og 7,5. Arten er hyalin (gjennomsiktig) og er favorisert i vann med stor fiskepredasjon. Den er registrert som ny art i Nesvatn (Arendalsvassdraget) etter kalking. I ti undersøkte innsjøer i midt-Sverige ble den registrert som ny art i to vann mens den hadde økt i antall i fire andre etter kalking (Hörnström m.fl. 1992).

Eudiaptomus gracilis dominerte planktonsamfunnet i hele fem av vannene. Erfaring fra tidligere undersøkelser fra regionene er at det er *B. longispina* som forekommer i størst antall. *E. gracilis* er vanligst i vann med pH fra 4,5 til 5,0 der den er funnet i overkant av halvparten av lokalitetene. Frekvensen avtar med økende pH, men den er funnet i vann med pH helt opp til 7,97, i Transjøen nær Gardermoen (Halvorsen m. fl. 1994). Interessant er det imidlertid at pH 4,5 ser ut til å være en nedre grense for *E. gracilis*. Arvola m. fl. (1986) fant eggbærende hunner ved pH 4,0, men ved pH 3,5 og 3,0 ble den ikke funnet.

Heterocope saliens ble registrert i lave tettheter i fire av vannene (Håvatnet, Steinsvatnet, Eftevatnet og Bjennvatnet). Dette er en art som forekommer med klart høyest frekvens i sure lokaliteter. Den er funnet i ca 70% av vannforekomstene med pH fra 4,5 til 5,0. Den er funnet ved pH 3,9 i Nordmarka/Krokskogen (Jørgensen 1972) og i Løyningsvatn nordøst for Nesvatn ved pH 4,0 (Walseng & Halvorsen 1988). Frekvensen avtar med økende pH og ved pH høyere enn 7,0 er den funnet i mindre enn 20 % av lokalitetene.

Cyclops scutifer manglet kun i Stålevatnet og Eftevatnet. *C. scutifer* er relativt tolerant overfor lav pH, men er aldri funnet ved pH lavere enn 4,0. Den er funnet i seks vann i Napetjernområdet nordøst for Fyresvatn med pH 4,4 eller lavere (Walseng & Halvorsen 1989). I vann med pH fra 4,5 til 5,0 er arten funnet i ca 35% av lokalitetene. I pH-intervallet 5,0-7,0 er den funnet i nesten 60% av vannene. I Nesvatn, Nisser og Fyresvatn, som er de tre store innsjøene i Arendalsvassdraget, er det registrert en økning av *C. scutifer* etter kalking (Walseng & Bongard 2000). Undersøkelser i Sverige har også vist at *Cyclops* sp, sannsynligvis *C. scutifer*, i de fleste tilfeller synes å være favorisert av kalking, og en økning i bestanden er ofte registrert (Naturvårdsverk 1981, Eriksson m.fl. 1983, Hörnström m.fl. 1992). Undersøkelser har vist at arten bl a får nedsatt eggproduksjon ved lav pH (Arvola m.fl. 1986). Den er vår vanligste planktoniske hoppekreps, og den er utbredt over hele landet fra lavland til høyfjell. Den viser en utrolig variasjon i livssyklus (Halvorsen & Elgmork 1976, Elgmork 1981, Elgmork 1985, Elgmork & Eie 1989).

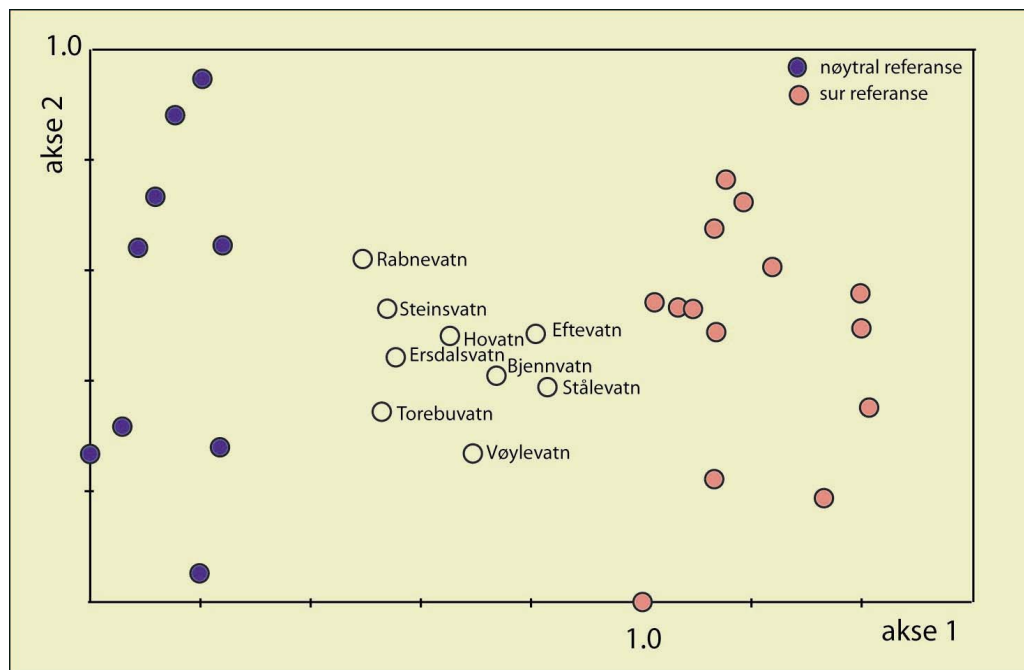
Mesocyclops leuckarti er mindre vanlig enn *C. scutifer* og forekommer ofte i planktonet til grunne innsjøer slik som i Torebuvatnet og Håvatnet. I sistnevnte vann utgjorde den hele 10,5% av planktonet. I fylkene Telemark, Aust- og Vest-Agder forekommer arten hyppigere ved gunstig pH enn i sure lokaliteter. I 155 vann med pH under 5,0 er den registrert i 12%, mens den i lokaliteter med pH høyere enn 6,0 (30 lokaliteter) er funnet i 37 % av lokalitetene.

4.3.3 Vurdering av de littorale krepsdyrartene

Vannloppen *P. pediculus* dominerte oftest i littoralsonen, dvs i seks av de ni vannene (**Vedlegg 2**). *B. longispina* dominerte i tre vann mens *Sida crystallina* og *Scapholeberis mucronata* dominerte i littoralsonen til to av vannene. *Alonopsis elongata*, som ofte dominerer, ble kun funnet å dominere i Håvatnet. Blant hoppekrepsene var det kun *Mesocyclops leuckarti* som var dominant (Håvatnet). De tre survannstolerante artene, *Acantholeberis curvirostris*, *Alona rustica* og *Diacyclops nanus*, som har vært vanlig/dominante i sure lokaliteter på Sørlandet ble funnet i få lokaliteter og der de ble registrert var det fåtallig. Samtidig var littoralsonen i liten grad dominert av det vi kan karakterisere som følsomme arter. Liksom i planktonet var *D. longispina* den følsomme arten som ble registrert i littoralsonen til flest av vannene (Torebuvatnet, Steinsvatnet, Rabnevatnet og Bjennvatnet). I Torebuvatnet var den dominant. *Ophryoxus gracilis* og *Campotocercus rectirostris*, som begge er assosiert med en bedre vannkvalitet, ble kun påvist i fire vann.

4.3.4 DCA-ordinasjon

Forekomst/fravær-data fra de ni undersøkte vannene i Agder ble analysert passivt ved hjelp av en DCA-ordinasjon som besto av artslistene fra respektive forsuredde og ikke-forsuredde lokaliteter (jfr metodekapittelet) (**figur 4**). Nedveiing av sjeldne arter ble benyttet. Erfaring fra andre undersøkelser som inkluderer lokaliteter med et stort spenn i pH, er at DCA-analyser resulterer i ordinasjonsplott der variasjonen langs 1-aksen er sterkt korrelert med pH. Hvorvidt pH direkte eller indirekte påvirker artsinventaret tar vi ikke stilling til.



Figur 4. DCA-ordinasjon av krepsdyrfaunaen (forekomst/fravær) til 9 innsjøer i Agder-fylkene høsten 2006.

Ordinasjonen viste at 41,8 % av variasjonen i materialet kunne forklares av de to første akse- ne. 1-aksen alene forklarte 34,3 % av variasjonen mens 2-aksen bidro med ytterligere 7,5 %. Lengden til 1-aksen var 1,41, mens 2-aksen var 0.95 SD-enheter. Alle de ni vannene plasserte seg mellom respektive de sure og de ikke sure referansevannene (artslistene). Dersom vi antar at vannene før kalking hadde en typisk survannsfauna så har det skjedd en dreining i retning av en mindre forsuret fauna. Rabnevatnet, Steinsvatnet, Ersdalsvatnet og Torebuvatnet har flyttet seg lengst fra de sure referansevannene mens Eftevann og Stålevatnet har flest likhetstrekk med de sure referansevannene. Håvatnet som var den klart mest artsrike lokaliteten, ligger mellom disse. Dette kan forklares ved at det i tillegg til at det er kommet til flere forsuringstolerante arter, også at alle de klassiske forsuringstolerante artene ble funnet.

4.3.5 En vurdering av krepsdyrsamfunnene i de enkelte sjøene

Torebuvatnet Vatnet var det mest artsfattige ved siden av Vøylevatnet, med kun 16 arter (11 vannlopper og fem hoppekreps). Planktonsamfunnet var dominert av *Daphnia longispina* (22,8%) og *Cyclops scutifer* (64,0%), hvilket skulle tilsi at det ikke skulle være noen form for forsuringproblemer i vannet. I tillegg til Håvatnet var Torebuvatnet eneste lokalitet der *Mesocyclops leuckarti* ble funnet i planktonet. Rovformen *Bythotrephes longimanus* var også til stede. Selv om tettheten (476 ind/m³) var lav, indikerer store individer av *D. longispina* et lite predasjonstrykk fra fisk. Littoralsamfunnet var artsfattig, og også her var det dominans av *D. longispina*. I tillegg dominerte *Bosmina longispina* og rovformen *Polyphemus pediculus*. Samfunnet for øvrig bestod av arter som kan karakteriseres som indifferente i forhold til forsuring.

Vøylevatnet Sammen med Torebuvatnet var dette den mest artsfattige lokaliteten med kun 16 arter (12 vannlopper og fire hoppekreps), hvorav 11 arter var felles for de to vannene. Planktonet bestod av fem arter vannlopper og to arter hoppekreps. Gelekreps (*H. gibberum*) dominerte (66,7%). I tillegg utgjorde små nauplier, som med stor sannsynlighet tilhører *C. scutifer*, 18,3% av individene. Vøylevatnet hadde lavest tetthet (337 ind/m³) av de undersøkte vannene. Store individer av *H. gibberum* tyder likevel på et lite predasjonstrykk fra fisk. Littoralsamfunnet var artsfattig, og liksom i Torebuvatnet var det dominans av *Polyphemus pediculus*. Noe mer

uvanlig er dominans av *S. mucronata*. Samfunnet for øvrig bestod av arter som kan karakteriseres som indifferente i forhold til forsurening.

Stålevatnet Her ble det påvist 18 arter, 14 arter vannlopper og fire arter hoppekreps. Planktonet bestod av fire arter vannlopper og to arter hoppekreps. Ser vi bort fra at *D. longispina* utgjorde 10,7% var sammensetningen av andre arter typisk for et forsurt Sørlandsvatn, med blant annet dominans av vannloppen *B. longispina* (65,1%) og calanoiden *E. gracilis* (16,9%). *C. scutifer* ble ikke påvist i planktonet, men er til stede i vannet da den ble påvist i strandsonen. En bedret vannkvalitet synes å ha resultert i at *D. longispina* har slått til, men samfunnet for øvrig ikke har respondert. Stålevatnet hadde en høyere tetthet enn Torebuvatnet og Vøylevatnet (5.259 ind/m³). Survannsindikatoren *A. rustica* ble påvist i littoralsonen som ellers manglet arter som kan karakteriseres som survannsfølsomme. *B. longispina* og *S. serricaudatus* dominerte sammen med cyclopoide nauplier.

Håvatnet Dette var det klart mest artsrike vannet med 31 arter (24 vannlopper og syv hoppekreps). Artslista inneholder både arter som er assosiert med sure vann (*Acantholeberis curvirostris*, *Alona rustica* og *Diacyclops nanus*) og arter som er assosiert med en bedre vannkvalitet (*Ophryoxus gracilis* og *L. kindti*). *D. longispina* ble ikke påvist. Planktonet bestod av fem arter vannlopper og fire arter hoppekreps, der *E. gracilis* (59,7%) dominerte sammen med *M. leuckarti* (10,5%). *C. scutifer* ble funnet i mindre tettheter (1,8%). Tettheten av arter i planktonet var noe mindre enn i Stålevatnet (3180 ind/m³). Littoralsamfunnet var preget av høy diversitet med mange arter som var vanlig forekommende.

Steinsvatnet Her ble det påvist 23 arter (17 vannlopper og seks hoppekreps). Planktonet bestod av tre arter vannlopper og tre arter hoppekreps, og var dominert av vannloppen *B. longispina* (71,7%). I tillegg kan vi anta at *C. scutifer* var dominant da voksne og cyclopoditter tilhørende arten utgjorde 5,5%. I tillegg utgjorde nauplier 13,1% (*C. scutifer*). *D. longispina* ble påvist fåtallig. Tettheten av dyr var høyere enn i de foregående vannene (6.874 ind/m³). *Ceriodaphnia quadrangula* var den eneste arten som var dominant i littoralprøven. Som tidligere nevnt er arten i Sverige både registrert som ny art etter kalking, en art som har økt i antall men også tilbakegang etter kalking er også konstatert. Artene forøvrig kan med få unntak betraktes som indifferente i forhold til forsurening.

Eftevatnet Det ble registrert 19 arter (13 vannlopper og seks hoppekreps). Planktonet var sammensatt av fem arter vannlopper og to arter hoppekreps. I tillegg til vannloppene *H. gibberum* (23,9%), *C. quadrangula* (22,5%) og *B. longispina* (18,9%), dominerte også calanoiden *E. gracilis* (29,7%). *D. longispina* og *C. scutifer* manglet og gir vannet et surstatus preg. Det ble registrert 3220 ind/m³ i ett håvtrekk. Littoralsamfunnet var totalt dominert av *P. pediculus*. Survannsindikatoren *D. nanus* var tilstede, mens artene ellers kan betraktes som indifferente i forhold til forsurening.

Rabnevatnet Liksom i Eftevatnet ble det registrert 19 arter (13 vannlopper og seks hoppekreps). Planktonsamfunnet var sammensatt av fem arter vannlopper og to arter hoppekreps. Vannloppene *H. gibberum* (10,6%) og *B. longispina* (11,1%) sammen med hoppekrepsene *E. gracilis* (29,9%) og *C. scutifer* (17,5%) var dominante. *D. longispina* var vanlig forekommen (5,1%). Tettheten kan betraktes som middels (4196 ind/m³). Littoralsamfunnet var dominert av vannloppene *S. crystallina* og *P. pediculus*. Funnet av *C. rectirostris* indikerer en bedret vannkvalitet. Artene forøvrig er indifferente i forhold til forsurening.

Bjennvatnet Det ble funnet 23 arter (17 vannlopper og seks hoppekreps) i denne innsjøen. Planktonet bestod av fem arter vannlopper og tre arter hoppekreps, og var dominert av vannloppen *D. longispina* (10,2%) i tillegg til en stor tetthet av nauplier (86,4%). Disse må antas å tilhøre *C. scutifer* som var eneste cyclopoide i planktonet. Planktonsamfunnet gir derfor inntrykk av et lite forurensningskadedt vann. Blant vannene i denne undersøkelsen ble det registrert størst tetthet i Bjennvatnet med 20.137 ind/m³. *S. crystallina*, *S. mucronata* og *P. pediculus*

dominerte i littoralprøven. Med unntak av *D. longispina* (survanns følsom) og *D. nanus* (survanns tolerant) var de øvrige artene indifferente i forhold til forurening.

Ersdalsvatnet Her ble det påvist 18 arter (14 vannlopper og fire hoppekreps). Planktonet bestod av fem arter vannlopper og to arter hoppekreps. Vannloppene *C. quadrangula* (15,6) og *B. Longispina* (34,4%) sammen med hoppekrepsene *E. gracilis* (18,3%) og *C. scutifer* (21,1%) var dominante. Nauplier som tilhørte *C. scutifer* utgjorde i tillegg 8,3%. Også Ersdalsvatnet i likhet med Bjennvatnet hadde en høy tetthet av krepsdyr i planktonet (17402 ind/m³). To av de vanligste littorale artene i regionen, *B. longispina* og *P. pediculus*, dominerte i littoralsonen. Hoppekrepsen *P. fimbriatus* ble kun registrert i Ersdalsvatnet. Denne er normalt assosiert med næringsrike vann med midlere pH.

4.4 Fisk

4.4.1 Ungfiskundersøkelser

Torebuvatnet Innløpet var nærmest tørt under feltarbeidet høsten 2006, og bare den delen som var på nivå med innsjøen var vanndekt. Totalt har innløpet en potensielt gytestrekning på 50 m. Vanndekt areal høsten 2006 utgjorde bare ei strekning på 7 x 0,75 m. Lenger oppe er bekken bare rundt 0,4 m bred, og her er gyte/oppvekstforholdene relativt gode med stort innslag av substrat med diameter 2-16 cm (**tabell 9**). Det var også svært lite vatn i utløpet høsten 2006. Det var noe vatn i øvre deler på nivå med sjøen, mens lenger ned var bekken nesten tørr. Potensiell gytestrekning på utløpet er 50 m. Imidlertid er det betydelig innslag av stor stein/blokk, samt relativt mye mosevekst. Bare noen små parti i bekken har derfor egnet gyte-substrat. En kan trolig bedre forholdene for gyting med å fjerne større stein og mose, eventuelt tilføre egnet gytesubstrat. Ingen fisk ble fanget verken på innløpet eller utløpet av Torebuvatnet høsten 2006.

Tabell 9. Bonitering av bunnssubstratet (diameter) i innløp/utløp og bekker til de undersøkte innsjøene. *Ikke undersøkt (se tekst). ** Gjelder den nederste strekningen som ble elfisket.

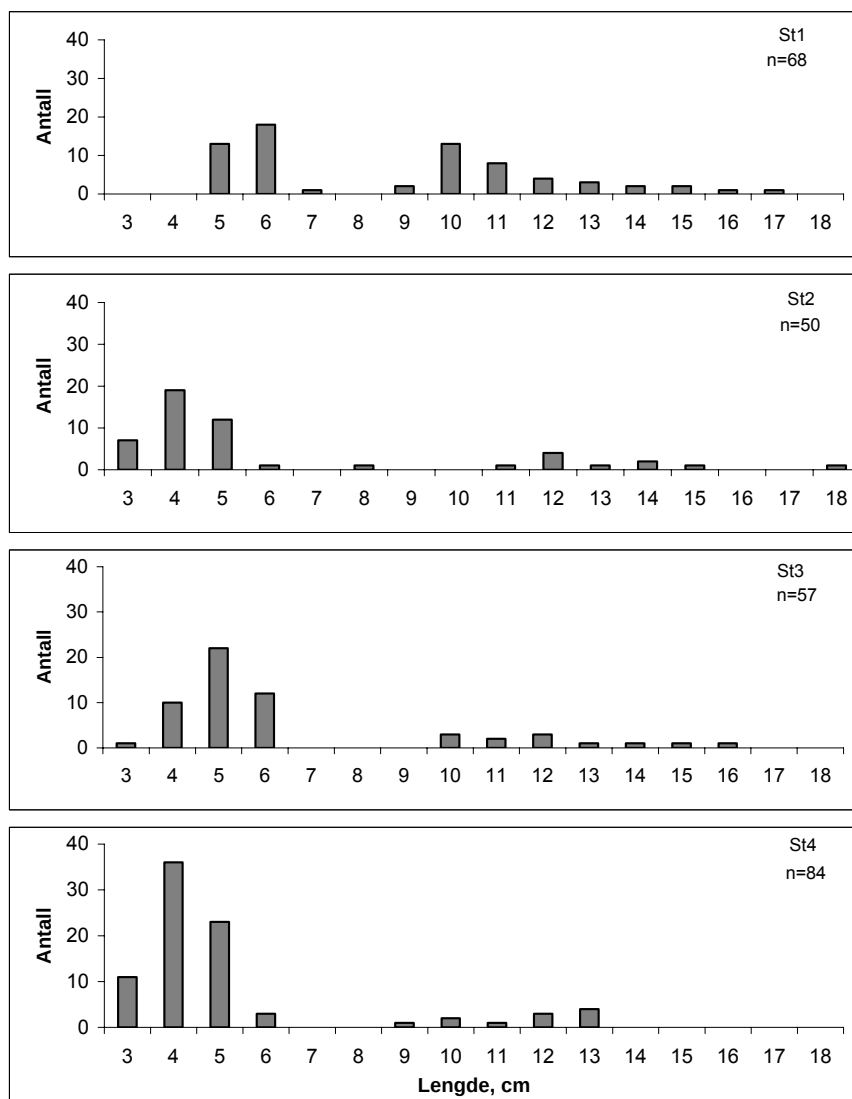
Innsjø	Sted	<2 cm	2-16 cm	16-32cm	>32 cm
Torebuvatnet	Innløp	0	80	20	0
	Utløp	5	5	90	0
Vøylevatnet	Utløp	2	3	95	0
Stålevatnet	Utløp St 1	60	10	5	25
	Utløp St 2	50	45	5	0
Håvatnet	Bekke/Hovasstj	0	20	80	0
Steinsvatnet	Bk/Stemmen	0	10	10	80
	Utløp	0	5	20	75
Steinslandsbk	Stasjon 1	5	60	25	10
	Stasjon 2	2	40	18	40
	Stasjon 3	75	5	15	5
Eftevatnet	Utløp*				
Rabnevatnet	Innløp	10	65	15	10
	Utløp St 1	0	20	30	50
	Utløp St 2	10	20	15	55
Bjennvatnet	Innløp/Vest*				
	Innløp/Øst**	50	25	20	5
	Utløp	5	20	15	60
Ersdalsvatnet	Innløp S1	40	45	5	10
	Innløp St 2	10	50	25	15
	Bekk/Vest	0	20	30	50
	Utløp	25	70	0	5

Vøylevatnet Innløpet er et sammenhengende stilleflytende parti (lone) som ikke lot seg elfiske. Strekningen har ikke særlig med stryk, noe som trolig gjør det lite egnet som gyteområde for aure. Utløpet hadde en relativt høy yngeltetthet, med 100 individ pr. 100 m² (**tabell 10**). Yngelen hadde en gjennomsnitt lengde 53±5 mm. Det ble ikke fanget eldre individ på denne stasjonen. Potensielt gyte/oppvekstareal på utløpet er rundt 280 m². Imidlertid er det stort innslag av grov stein, slik at dette arealet settes til 200 m². Strekningen har bare ei lengde på 35 m, da det lengre ned er et svaberg som fisk ikke kan forsere. For ungfisk kan det også være et visst vandringshinder nær utløpet av vatnet i form av et svaberg på ca 1 m høyde. Ungfisk kan trolig bare forsere denne strekningen på visse vannføringer. Det er også en bekk som kommer fra Vøylelii i sørøstlige deler av Vøylevatnet, der det visstnok har foregått gyting tidligere (Olav O. Sandnes pers. medd.). Det var svært lite vatn i denne bekken høsten 2006. Bekkefare var ellers storsteinet og sterkt mosegrodd, men det var innslag av egnet gytesubstrat i nedre deler. Det er et vandringshinder rundt 20 m fra innsjøen.

Stålevatnet Etter at det ble anlagt ei stikkrenne under veien som går inn mot innsjøen, har utløpet trolig blitt sterkt redusert som gyte – og oppvekstområde for aure. Dette har nemlig forårsaket oppstuvning (oppdemningseffekt) av vatn ovenfor veien slik at bekken har blitt stilleflytende. Dette har trolig også økt sedimenteringen, for bekkefare har dominans av fint substrat. Bortsett fra strekningen nærmest vatnet, er bekken relativt dyp med en del partier dypere enn 0,5 m. På strekningen ovenfor veien var det bare mulig med et kvalitativt elfiske, og her ble det kun fanget to individ (59 og 64 mm). Bekken ovenfor veien har et potensielt gyte- og oppvekstareal på 122 m². Strekningen nedenfor veien (50 m²) har et større innslag av strømområder og grovere substrat. På denne strekningen ble det også fanget to yngel (56 og 61 mm), samt et eldre individ (159 mm). I tillegg ble det observert ett individ på rundt 25 cm. På denne strekningen er bunnen enkelte steder dekt med vegetasjon inkludert matter med krypsiv, samt fint substrat pga sedimentering. Men under laget med sediment er det stedvis egnet gytegrus. Det bør legges ny kulvert uten bunn under veien, som har tilstrekkelig dimensjon til at vatnet ikke hoper seg opp på øversida.

Håvatnet Det foregår med all sannsynlighet noe gyting i bekken fra Hovasstjern. Bekken var nærmest tørrlagt under feltarbeidet i august 2006, og elfiske ga negativt resultat. I strandsona rett utenfor bekken ble det imidlertid fanget tre aureunger på henholdsvis 108, 110 og 118 mm (trolig ettåringer). Størrelsen på potensielt gyte/oppvekstareal i bekken er svært lite (< 20 m²). Dette arealet er ytterligere forringet pga et gammelt fundament for et skovlhjul til ei sag, samt opphoping av diverse trematerialer. Det er også et vandringshinder i bekken pga en gammel demning. Det foregår også gyting i Boksebekken, der det ble observert yngel for 3-4 år siden (Arild Vige pers.medd.). Håvatnet har ikke tilgang på aure fra utløpselva fordi den oppsatte trappa nedenfor stemmen ikke fungerer (**pkt 4.4.7**).

Steinsvatnet og Steinsdalsbekken Innløpet til Steinsvatnet er trolig nærmest uegnet som gytebekk. Høsten 2006 var innløpet helt tørrlagt. Nærmest innsjøen (35 m) består elvebunnen av blokk, uten forekomst av egnet gytesubstrat. Deretter går bekken gjennom et myrområde, der elvebunnen består av organisk materiale. Bekken forsvinner etter hvert helt i myra. Det kan være mulig å etablere et gyteområde på den nederste strekningen ved tilførsel av egnet gytesubstrat. Bekken fra Stemmane ble elfisket med negativt resultat, men det var svært lite vatn under feltarbeidet. Ut fra de fysiske forholdene er det gytemuligheter enkelte steder i bekken. Potensielt gyteareal er lite, med en vandringsbarriere rundt 12 m fra strandsona. Derimot hadde utløpet av Steinsvatnet relativt høye tettheter av aureunger, med en tetthet av yngel og eldre aureunger på henholdsvis 57 og 63 individ pr. 100 m² (**tabell 10, figur 5**). Nedenfor denne stasjonen er det ei strekning på 40 m som er godt egnet til gyte-/oppvekstområde for aure. Videre nedover renner bekken gjennom et myrområde, som er stilleflytende og lite egnet som gyteområde. Anadrom strekning hadde betydelig høyere yngeltettheter, med 95-154 individ pr. 100 m², med et gjennomsnitt på 131 individ pr. 100 m². På de samme stasjonene varierte tetthetene av eldre individ mellom 21-30 individ, med et gjennomsnitt på 26 individ pr. 100 m². Gjennomsnittlig lengde for yngelen fanget på utløpet og på anadrom strekning var henholdsvis 60±4 og 54±8 mm (jfr **figur 5**).



Figur 5. Lengdeforsdeling av aureunger fanget på utløpet av Steinsvatnet (stasjon 1) og på tre stasjoner på anadrom strekning av Steinsdalsbekken (stasjon 2-4) med forekomst av sjøaure. Data fra august 2006.

Tabell 10. Fangst av yngel og eldre aureunger samt bekkerøye (BR) i 1. og 2. omgang, samt tetthetsestimat pr. 100 m² bekkareal for de undersøkte lokalitetene i august 2006.* På utløpet av Vøylevatnet ble det fisket tre omganger, med en fangst på seks yngel i siste omgang. ** Se tekst. - : Ikke gjennomført/beregnet.

Innsjø	Sted	Areal i m ²	Art	Yngel			Eldre individ		
				1. omgang	2. omgang	Tetthet pr. 100 m ²	1. omgang	2. Omgang	Tetthet pr.100m ²
Torebuvatnet	Innløp	22	Aure	0	0	0	0	0	0
	Utløp	38	Aure	0	0	0	0	0	0
Vøylevatnet	Utløp	50	Aure	27	12*	100	0	0	0
Stålevatnet	Utløp St 1	112	Aure	(2**)	-	-	0	-	-
	Utløp St 2	50	Aure	(2**)	-	-	(1**)	-	-
Håvatnet	Hovasstj bekk	16	Aure	(0**)	-	-	(3**)	-	-
Steinsvatnet	Bk/Stemmen	30	Aure	0	0	0		0	0
	Utløp	65	Aure	26	6	57,3	26	10	62,9
Steinslandsbk	Stasjon 1	48	Aure	27	12	94,5	11	0	26,0
	Stasjon 2	34	Aure	35	10	153,9	8	4	30,1
	Stasjon 3	59	Aure	49	24	143,9	7	4	21,2
Rabnevatnet	Innløp	9	Aure	12	5	248,5	0	0	
	Utløp St1	12	Aure	22	11	361,8	1	0	
	Utløp St2	18	Aure	1	1	14,6	8	1	
Bjennvatnet	Innløp - Vest	-	Aure	(24**)	-	-	(4**)	-	-
	Innløp - Øst	23	Aure	0	0	0	0	0	0
	Utløp	46	Aure	21	8	73,7	7	0	
Ersdalsvatnet	Innløp St 1	20	Aure	19	8	148,4	1	1	
	Innløp St 2	33	Aure	8	2	33,3	1	1	
	Bekk fra vest	33	Aure	1	0	3,3	1	0	
	Utløp	39	Aure	26	6	90,2	0	0	
	Innløp St 1	20	BR	15	5	111,1	1	2	
	Innløp St 2	33	BR	13	4	57,2	0	0	
	Bekk fra vest	33	BR	0	0	0	0	0	
	Utløp	39	BR	0	0	0	0	0	

Eftevatnet I sør drenerer Eftevatnet flere små bekker, men disse er i stor grad gjengrodd. Disse lokalitetene var tørrlagt da feltarbeidet ble gjennomført høsten 2006. Innsjøen har idag trolig ingen tilløpsbekker med naturlig reproduksjon for aure (Anders Grimenæs pers. medd.). Utløpselva var også tørrlagt høsten 2006. Her er det gode gyteforhold på de første 12 m, med 2-16 cm som dominerende substrat. Lenger ned har bekkens grovere substrat, men med noe innslag av gytesubstrat. Det ligger en del trær og kvist i bekkefare. Dette fører til oppdemning og dermed mindre strykstrekninger. Det vanskeliggjør også fiskens vandringsmuligheter. Nedre del av bekken, ned mot Østre Grimevannet, er det lagt en ca 70 m lang kulvert i forbindelse med utvidelsen av et kommunalt vannverk.

Rabnevatnet Det ble elfisket på én stasjon på innløpet og på to utløpsstasjoner. Arealet på innløpet opp til Rabnetjønn er på bare rundt 9 m², som hadde en yngeltetthet på hele 248 individer pr. 100 m². Gjennomsnittlig lengde på yngelen var 55±6 mm. Den øverste stasjonen på utløpet var 14 m lang, målt fra osen. Den nederste stasjonen på utløpet startet 10 m lengre ned og hadde ei lengde på 18 m. Den mellomliggende strekningen er storsteinet og har betydelige vandringshindre for fisk, spesielt på lav vannstand. Her er det fall mellom steinblokker, og i tillegg blir elvefarene blokkert av kvist og kvast. Den første strekningen hadde en yngeltetthet på

hele 362 individ pr. 100 m². Yngelen hadde ei gjennomsnittlig lengde på 52±7 mm. Det ble bare fanget ett eldre individ (98 mm) på denne stasjonen. Fangsten på den nederste stasjonen besto bare to yngel (43 og 46 mm). Her var derimot tettheten av eldre aureunger på hele 57 individ pr. 100 m², med ei gjennomsnittlig lengde på 100±20 mm. Den lave yngeltettheten på denne stasjonen tyder på en begrenset gyting, og at de eldre individene har sleppt seg ned fra ovenforliggende områder.

Bjennvatnet I innløpet fra vest var det kun mulig med et kvalitativt elfiske. Nedre deler er stilleflytende og her vokser det tett gras langs og delvis over bekken, og den er relativt dyp (40-60 cm). Bunnen er dekt av organisk materiale. I øvre deler opp mot veien er bekken 5-15 cm dyp og har moderat fall med variert substrat. Det var lommer med skjellsand langs hele strekningen. Det ble fanget 24 yngel (gj.s lengde 52±9 mm) og fire eldre aureunger (gj.s lengde 107±9 mm), samt en bekkerøye (157 mm). Fangsten tyder på at bekken har en relativt høy ungfisk-tetthet. I innløpet fra øst ble det elfisket ei strekning på 30 m helt nederst, med negativt resultat. Manglende fisk i denne bekken skyldes trolig forsurening (**tabell 3**). Nedre deler vurderes som ei god gytestrekning, med variert substrat og moderat fall. Lengre oppe blir bekken mindre egnet som gytestrekning, med betydelig innslag av grov stein/blokk. Rundt 65 m fra vatnet blir vandringsforholdene vurdert som dårlige. Fisken kan trolig vandre ei strekning på ytterligere 50 m, men den er nærmest uegnet som gyteområde. På utløpet var det bare ei strekning på 15-20 m nærmest vatnet som er egnet gyteområde. Strekningen har lite fall, og en god del humus dekker elvebunnen. Lengre ned er elvebunnen helt dekt av organisk materiale, og er uegnet for gyting. Strekningen nærmest innsjøen hadde en tetthet av yngel og eldre aureunger på henholdsvis 74 og 17 individ pr. 100 m². Gjennomsnittlig lengde for de to aldersgruppene var henholdsvis 61±6 og 139±32 mm.

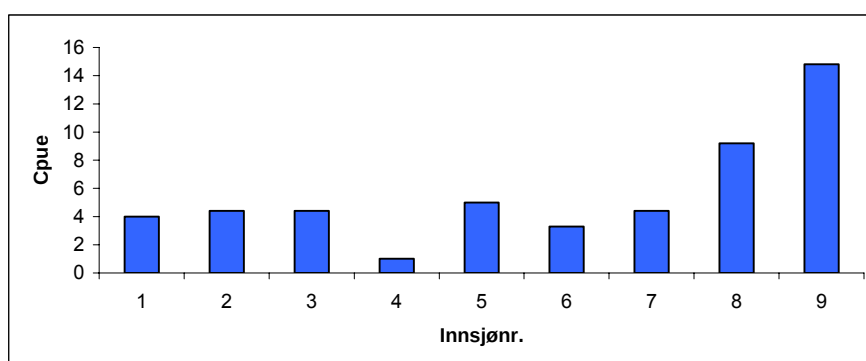
Ersdalsvatnet Innløpet er et svært godt rekrutteringsområde for aure, og yngeltettheten på to stasjoner var henholdsvis 33 og 148 individ pr. 100 m². Yngelen hadde en gjennomsnittlig lengde på 47±6 mm. Bekkerøya reproducerer også på innløpet, og yngeltettheten på de to stasjonene var henholdsvis 57 og 111 individ pr. 100 m². Stasjon 1 hadde høyeste yngeltetthet for begge arter. Yngelen av bekkerøye var betydelig større enn aureyngelen, med en gjennomsnittlig lengde på 70±9 mm. Utløpet av Ersdalsvatnet er også et godt rekrutteringsområde for aure. Her var yngeltettheten 90 individ pr. 100 m², med en gjennomsnittlig lengde på 52±6 mm. Det ble ikke fanget bekkerøye på utløpet. Utløpsosen til Ersdalsvatnet er kort, med ei strømførende strekning på bare 14 m høsten 2006. Rett nedstrøms utløpet er det et stilleflytende parti med fint substrat som er uegnet for gyting. Lengre ned er det imidlertid fine elvestrekninger med gode gyte – og oppvekstforhold, og her ble det observert bra med ungfisk. Det er ukjent om denne strekningen har en egen aurestamme, eller om dette også er et rekrutteringsområde for aure fra Ersdalsvatnet. Elfiske i bekken som renner ned i Ersdalsvatnet fra vest ga en fangst på bare en yngel (58 mm) og ett eldre individ (184 mm). Den bekken har fortsatt relativt dårlig vannkvalitet (pH=5,26 og labilt Al=30 µg/L). Den lave fisketettheten kan derfor skyldes forsurening.

4.4.2 Fangstutbytte på garn

Det ble fanget aure i alle innsjøene, med en totalfangst på bunngarn på 238 individ (**tabell 11**). Gjennomsnittlig fangstutbytte (Cpue) på 0-3 og 3-6 m dyp (pr. 100 m² garnareal) benyttes som standard fangst fordi det ble satt garn på de to dypene i alle innsjøer (**figur 6**). Utbyttet var desidert lavest i Håvatnet (Cpue=1,0 individ). Ved et prøvfsike i Håvatnet i 1999 ble det for øvrig ikke fanget aure (Simonsen 2000). Bortsett fra Bjennvatnet og Ersdalsvatnet hadde alle de seks andre innsjøer relativt lik tetthet, med Cpue på 3,3-5,0 individ (Torebuvatnet, Vøylevatnet, Stålevatnet, Steinsvatnet, Eftevatnet og Rabnevatnet). Utbyttet i Bjennvatnet var omtrent dobbelt så høyt som i disse seks innsjøene, med Cpue=9,2 individ. Ersdalsvatnet hadde størst fangstutbytte, med Cpue=14,8 individ.

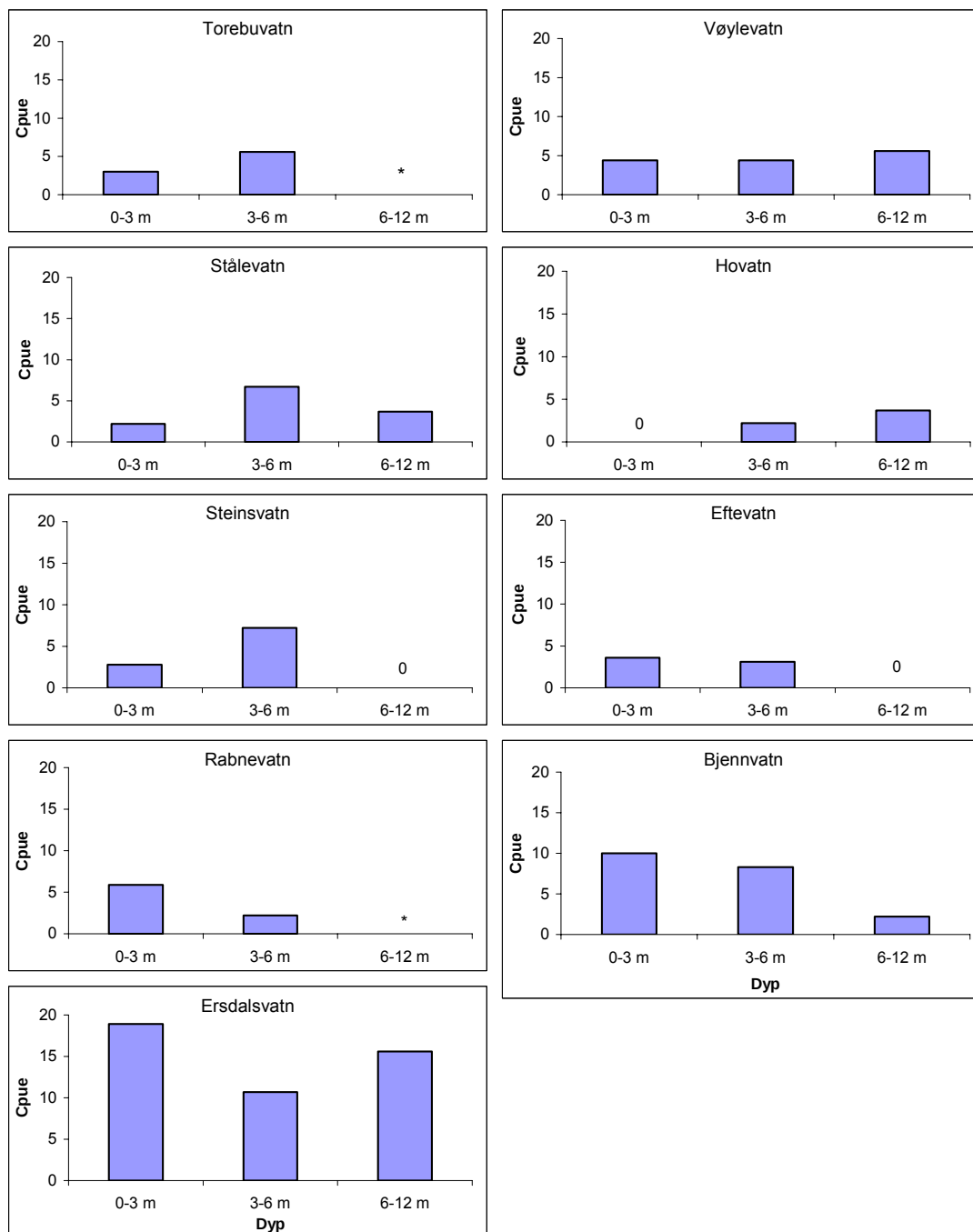
Tabell 11. Fangstutbytte på bunngarn og flytegarn for de enkelte arter i de undersøkte innsjøene i Agder. Disse symbolene angir: * Ikke benyttet, – Arten fins ikke.

Innsjø	Bunngarn			Flytegarn		
	Aure	Bekkerøye	Abbor	Aure	Bekkerøye	Abbor
Torebuvatnet	9	-	-	*	0	-
Vøylevatnet	29	-	-	2	0	-
Stålevatnet	21	-	-	0	0	-
Håvatnet	8	-	349	1	0	10
Steinsvatnet	18	-	-	2	0	-
Eftevatnet	15	-	-	3	0	-
Rabnevatnet	10	-	-	*	0	-
Bjennvatnet	34	3	-	24	0	-
Ersdalsvatnet	94	5	-	12	0	-
Totalt	238	8	349	44	0	10



Figur 6. Fangstutbyttet av aure pr. 100 m² bunngarnareal (Cpue) på 0-6 m dyp i de undersøkte innsjøene i Agder høsten 2006. 1=Torebuvatnet, 2=Vøylevatnet, 3=Stålevatnet, 4=Håvatnet, 5=Steinsvatnet, 6=Eftevatnet, 7=Rabnevatnet, 8=Bjennvatnet og 9=Ersdalsvatnet.

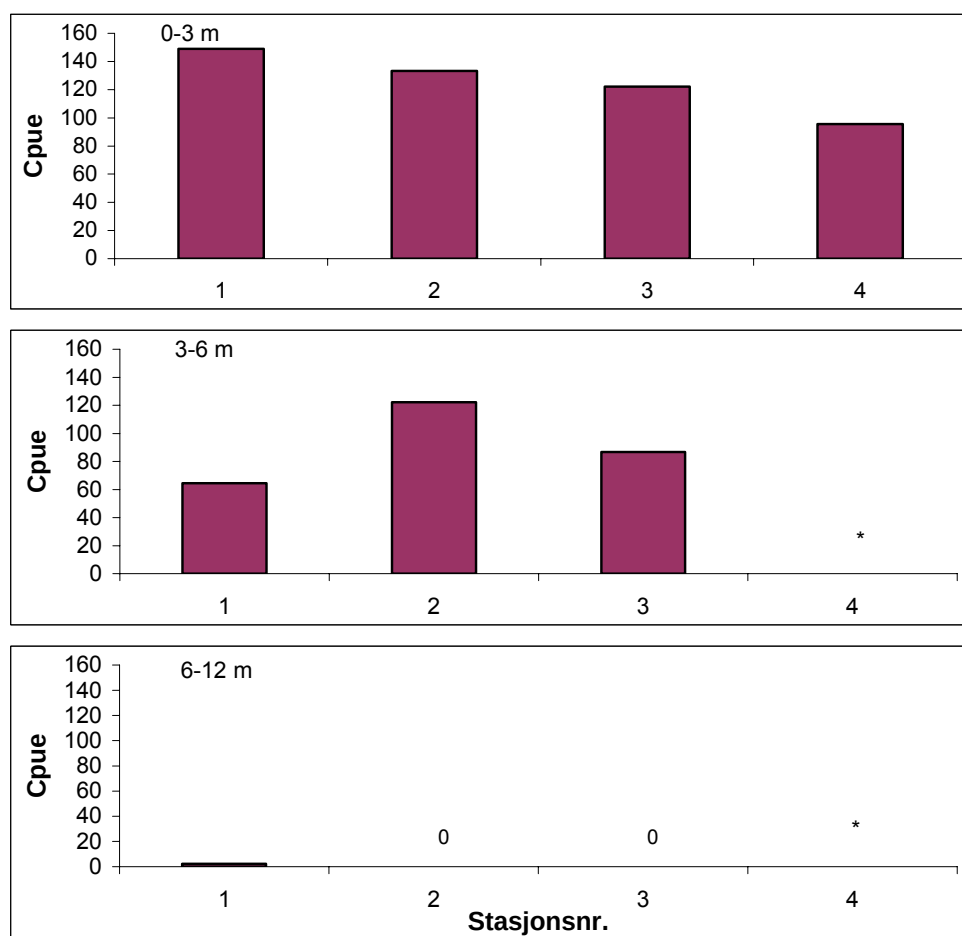
En sammenlikning av fangstutbyttet i ulike dybdeintervall viste ingen konsistent mønster. Både Torebuvatnet, Stålevatnet og Steinsvatnet hadde høyere tettheter på 3-6 m dyp enn på 0-3 m dyp, mens det motsatte var tilfelle i Rabnevatnet og Ersdalsvatnet (**figur 7**). I de andre innsjøene var det ingen forskjeller i fangstutbytte på de to dypene (Vøylevatnet og Eftevatnet). Fangstene av aure i Håvatnet er for små til en slik vurdering. Det var også relativt høye tettheter av fisk på 6-12 m dyp i noen av de undersøkte innsjøene. Dette gjaldt spesielt Ersdalsvatnet, men også i Vøylevatnet hadde samme tetthet på dette dybdeintervallet som på 0-3 og 3-6 m dyp.



Figur 7. Fangstutbyttet hos aure på pr. 100 m² bunngarnareal (Cpue) fordelt på ulike dyp i de undersøkte innsjøene.* angir at det ikke ble fisket på 6-12 m dyp (Torebuvatnet og Rabnevatnet). I Steinsvatnet og Eftevatnet ga fisket på 6-12 m dyp ingen fisk (angitt ved 0).

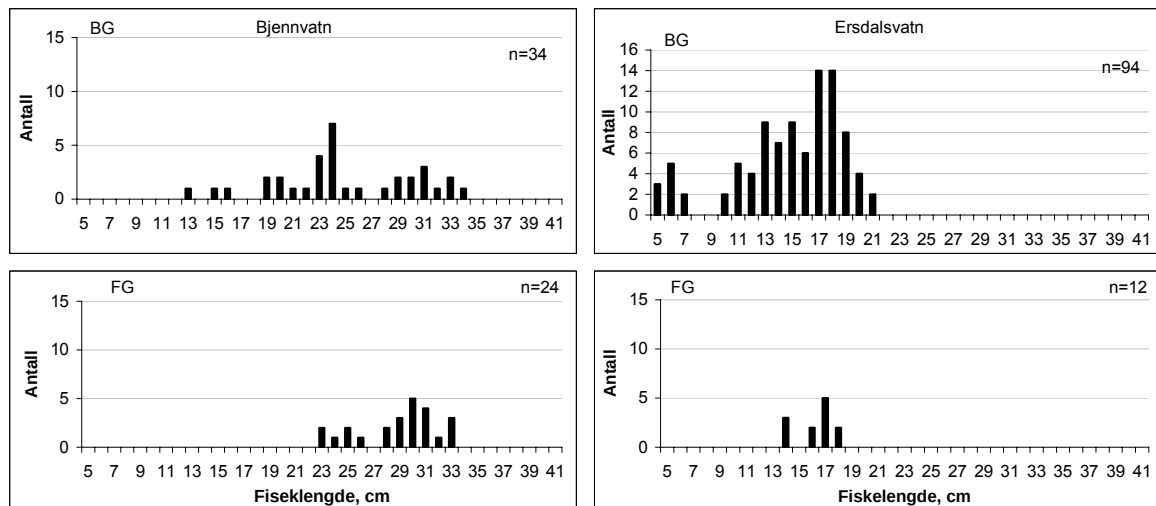
I Bjennvatnet og Ersdalsvatnet ble det også fanget bekkerøye. I Bjennvatnet var utbyttet tre individ; to på 0-3 m dyp ($C_{pue}=1,1$) og ett på 3-6 m ($C_{pue}=0,6$). I Ersdalsvatnet var fangsten fem bekkerøyer fordelt på to individ på 0-3 m dyp ($C_{pue}=0,7$) og tre individ på 3-6 m dyp ($C_{pue}=1,1$).

Håvatnet har en tett bestand av abbor, med et gjennomsnittlig utbytte på 0-3 m dyp på 125 individ pr. 100 m² garnareal (C_{pue}) (**figur 8**). Utbyttet i dette dybdeintervallet varierte mellom 149 individ (stasjon 1) og 96 individ (stasjon 4). Tettheten av abbor avtok med økende dyp, til et gjennomsnitt på 91 individ (C_{pue}) på 3-6 m dyp. I dette intervallet var tettheten høyest på stasjon 2, med $C_{pue}=122$ individ. Mengden abbor på 6-12 m dyp var ubetydelig, med en totalfangst på bare ett individ på tre stasjoner. Prøvefiske i Håvatnet i 1999 viste nær samme fangstutbytte og bestandsstruktur, bortsett fra at ett-åringene nesten var fraværende (Simonsen 2000).



Figur 8. Fangstutbyttet (C_{pue}) hos abbor på enkelte stasjoner og dyp i Håvatnet høsten 2006.* Det ble ikke satt garn på dyp 3-6 og 6-12 m på stasjon 4.

På flytegarn ble det fanget 10 abbor i Håvatnet og til sammen 44 aure i de andre innsjøene (**tabell 9**). Auren i Ersdalsvatnet og Bjennvatnet gikk i noen grad pelagisk, med en fangst på flytegarn på henholdsvis 12 ($C_{pue}=3,7$) og 24 individ ($C_{pue}=7,4$). Individene som ble tatt på flytegarn i de to innsjøene var betydelig større enn de fanget på bunngarn, med gjennomsnittlige lengder på henholdsvis 166 ± 13 og 153 ± 40 mm i Ersdalsvatnet og 294 ± 30 og 255 ± 53 mm i Bjennvatnet (**figur 9**).



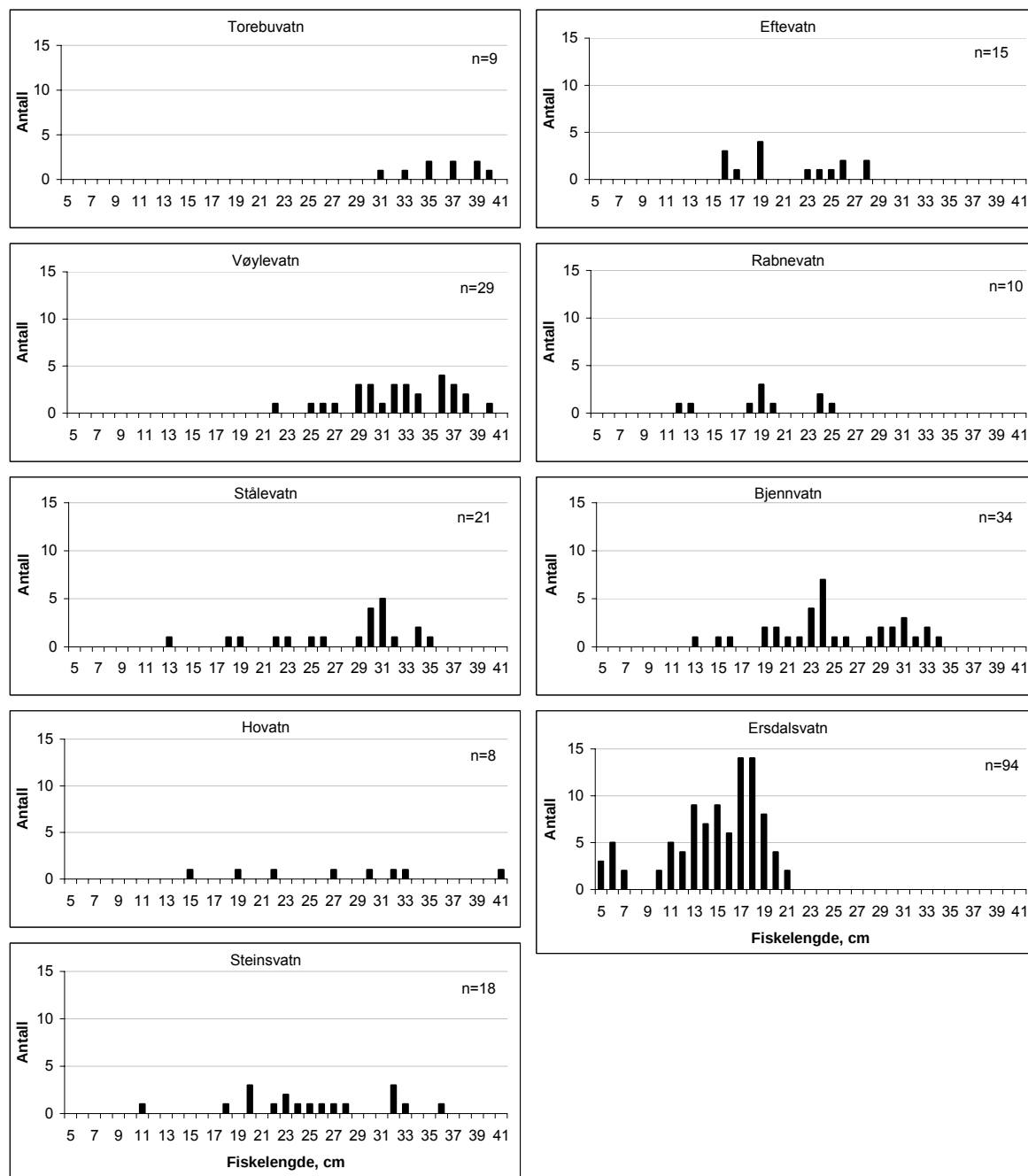
Figur 9. Lengdefordelingen hos aure fanget på bunngarn (BG) og flytegarn (FG) i Bjennvatnet og Ersdalsvatnet høsten 2006. n =antall fisk.

4.4.3 Størrelse, kondisjon og vekst

Det var stor forskjell i størrelse hos aure mellom de enkelte innsjøene (**figur 10**). Vøylevatnet og Torebuvatnet hadde størst fisk, med en gjennomsnittlig vekt på henholdsvis 428 og 561 gram. I Ersdalsvatnet var gjennomsnittlig vekt hos aure bare 44 gram (**tabell 12**). Vurdert ut fra kondisjonsfaktoren (K-faktor) har auren i alle de undersøkte innsjøene god kvalitet. Dette gjaldt spesielt Steinsvatnet, Torebuvatnet og Vøylevatnet, med en gjennomsnittlig K-faktor på henholdsvis 1,21, 1,11 og 1,13. I de andre innsjøene varierte K-faktoren mellom 0,95 og 1,04. Auren i Ersdalsvatnet hadde lavest K-faktor, men den avtok likevel ikke med økende fiskestørrelse.

De empiriske vekstkurvene viser stor variasjon i veksthastighet hos aure i de undersøkte innsjøene (**figur 11**). Auren i Ersdalsvatnet vokser desidert dårligst, med en lengde på bare 189 mm etter 4 år, og med påfølgende vekststagnasjon. Auren i Rabnevatnet vokser heller ikke spesielt godt, med ei lengde på 250 mm ved alder 4+. Auren i de andre innsjøene vokser relativt godt, men pga av forskjellig alderssammensetning er forholdene vanskelige å sammenlikne. Størst lengde etter 4 år hadde auren i Torebuvatnet og Vøylevatnet, med henholdsvis 355 og 360 mm. Det var også god tilvekst hos auren i Håvatnet, med en gjennomsnittlig lengde hos 5-åringene på 295 mm. Større aure i Håvatnet ernærer seg trolig i stor grad på abbor. Tilbakeberegnet lengdevest viser at lengden etter første leveår varierte mellom 60-70 mm for alle bestander samlet. Deretter avtar tilveksten gradvis med økende alder, og fra 3. til 4. leveår varierte den mellom 14 (Ersdalsvatnet) og 77 mm (Steinsvatnet) (**tabell 12**). Øyeblikkelig veksthastighet (G) var relativt lik mellom 1. og 2. leveår for alle de ulike bestandene, med en variasjon på 0,70-1,07. Denne parameteren viser også betydelig reduksjon i tilveksten med økende alder. For auren i Ersdalsvatnet var veksthastigheten mellom 3. og 4. leveår på bare 0,08. Til sammenlikning var G -verdiene for disse aldersgruppene i Torebuvatnet og Steinsvatnet henholdsvis 0,23 og 0,34. Maksimum oppnådd lengde ($L_{\max}$) og vekstkoefisienten (k) i Von Bertalanffy's vekstfunksjon illustrerer også vekstforskjellene mellom de ulike aurebestandene (**tabell 13**, **figur 12**). En slik analyse lot seg ikke gjøre for auren i Torebuvatnet, Vøylevatnet og Eftevatnet pga få aldersgrupper. Aurebestanden i Ersdalsvatnet har $L_{\max}$ =195 mm, mot 425 mm for Håvatnet og 443 mm for Steinsvatnet. Auren i Bjennvatnet blir også relativt storvokst, med $L_{\max}$ =337 mm.

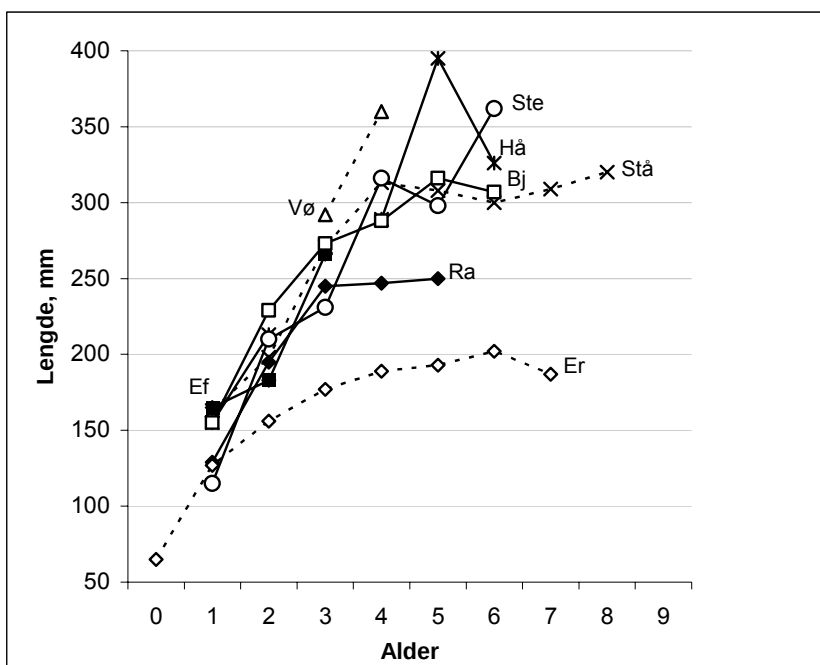
Abboren i Håvatnet vokser bra i første del av livssyklusen, med gjennomsnittlig lengde etter tre og fire leveår på henholdsvis 165 og 183 mm. Deretter stagnerer veksten helt, med $L_{\max}$ på bare 203 mm (**tabell 13, figur 13**).



Figur 10. Lengdefordeling hos aure tatt på bunngarn i de enkelte innsjøene.

Tabell 12. Ulike vekstparametre for auren i de enkelte innsjøer: tilbakeberegnet lengde ved alder 1-4 $\pm$ standard feil, veksthastighet mellom alder 1-2 (G1), alder 2-3 (G2) og alder 3-4 (G3), samt gjennomsnittlig vekt og kondisjonsfaktor.

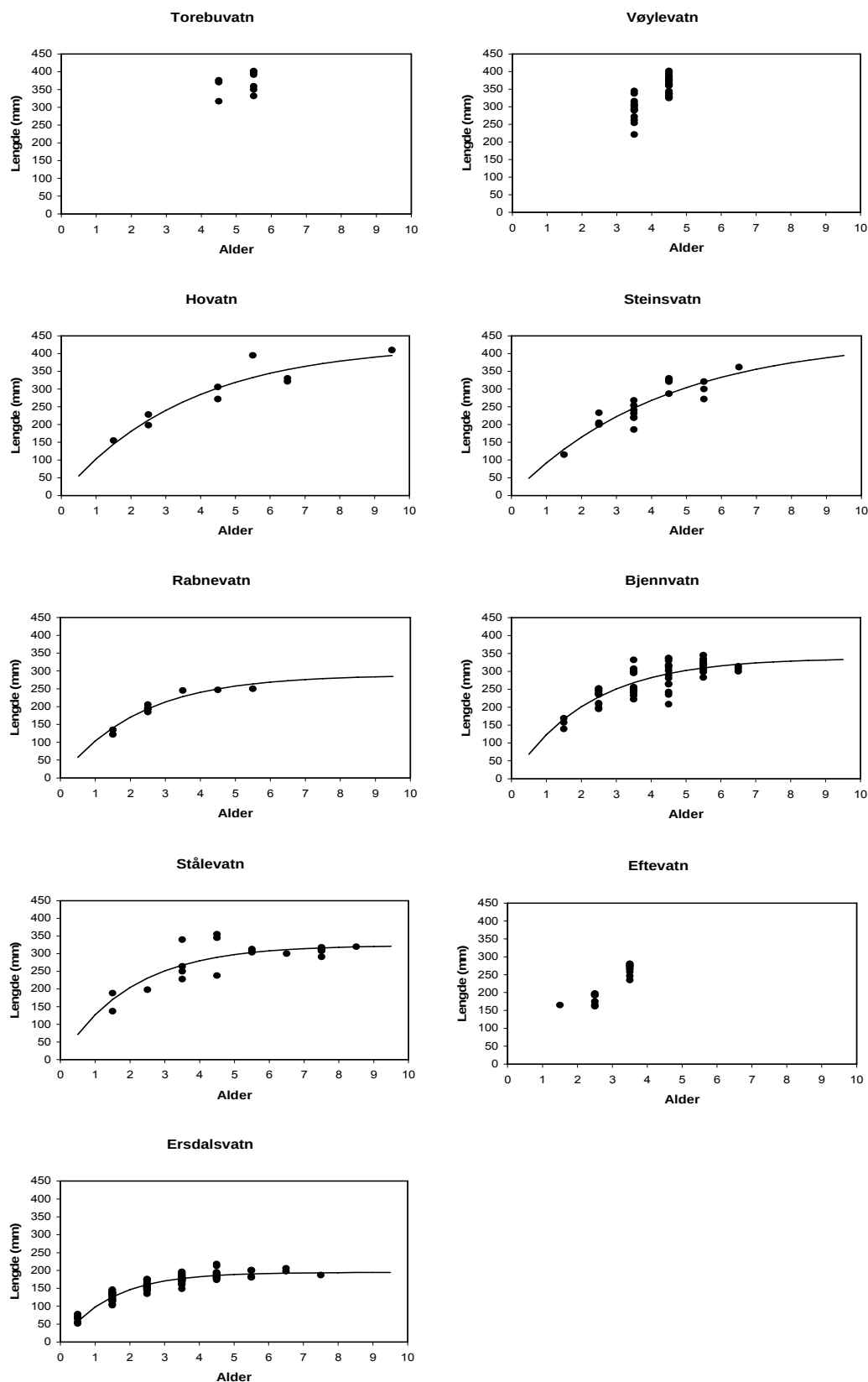
Innsjø	L1	L2	L3	L4	G1	G2	G3	Gj. vekt	Kondisjon
Torebuvatnet	61 $\pm$ 10	177 $\pm$ 28	271 $\pm$ 42	342 $\pm$ 35	1,07	0,43	0,23	561	1,11 $\pm$ 0,07
Vøylevatnet	67 $\pm$ 9	169 $\pm$ 22	265 $\pm$ 39	334 $\pm$ 39	0,93	0,45	0,23	428	1,13 $\pm$ 0,11
Stålevatnet	69 $\pm$ 14	153 $\pm$ 28	230 $\pm$ 37	270 $\pm$ 26	0,80	0,41	0,16	253	1,04 $\pm$ 0,12
Håvatnet	62 $\pm$ 8	141 $\pm$ 23	204 $\pm$ 40	255 $\pm$ 48	0,82	0,37	0,22	280	1,03 $\pm$ 0,10
Steinsvatnet	63 $\pm$ 9	127 $\pm$ 24	188 $\pm$ 37	265 $\pm$ 39	0,70	0,39	0,34	237	1,21 $\pm$ 0,13
Eftevatnet	68 $\pm$ 8	146 $\pm$ 32	231 $\pm$ 19		0,76	0,46		120	1,03 $\pm$ 0,06
Rabnevatnet	67 $\pm$ 8	149 $\pm$ 17	204 $\pm$ 11	225 $\pm$ 6	0,80	0,31	0,10	83	0,99 $\pm$ 0,10
Bjennvatnet	70 $\pm$ 11	164 $\pm$ 35	229 $\pm$ 36	265 $\pm$ 34	0,85	0,33	0,15	189	1,00 $\pm$ 0,09
Ersdalsvatnet	62 $\pm$ 11	125 $\pm$ 13	159 $\pm$ 12	173 $\pm$ 12	0,70	0,24	0,08	44	0,95 $\pm$ 0,09



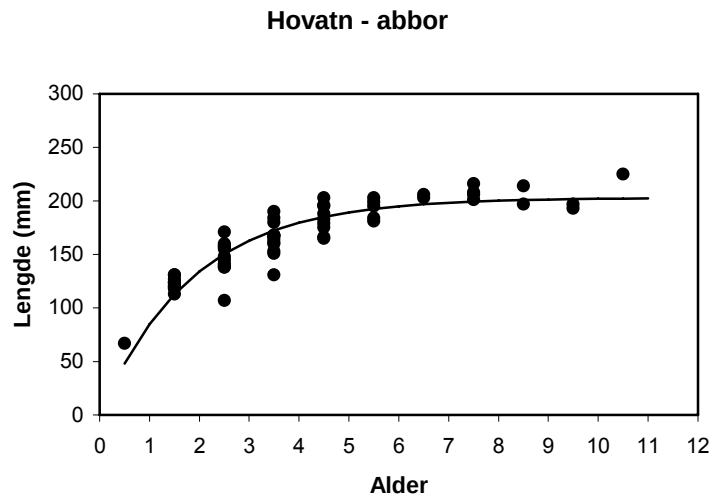
Figur 11. Empirisk vekstkurver for aure i de undersøkte innsjøene.

Tabell 13. L_{max} (mm) og vekstkoeffisient (k) $\pm$ standard feil basert på Von Bertalanffy's vekstfunksjon for aure i seks av de undersøkte innsjøene i Agder, og for abbor i Håvatnet.

Innsjø	Art	$L_{max} \pm SE$	L_{max} : 95% CI	$k \pm SE$	k : 95% CI
Stålevatnet	Aure	324 $\pm$ 14	294-354	0,50 $\pm$ 0,08	0,32-0,68
Håvatnet	Aure	425 $\pm$ 44	320-529	0,28 $\pm$ 0,06	0,12-0,43
Steinsvatnet	Aure	443 $\pm$ 70	270-590	0,23 $\pm$ 0,06	0,10-0,36
Rabnevatnet	Aure	287 $\pm$ 17	247-326	0,45 $\pm$ 0,06	0,32-0,57
Bjennvatnet	Aure	337 $\pm$ 14	309-366	0,45 $\pm$ 0,05	0,35-0,56
Ersdalsvatnet	Aure	195 $\pm$ 3	189-200	0,70 $\pm$ 0,03	0,64-0,76
Håvatnet	Abbor	203 $\pm$ 4	194-211	0,54 $\pm$ 0,03	0,48-0,61



Figur 12. von Bertalanffy's vekstkurve for seks av de undersøkte aurebestandene i Agder. Vekstdataene for aurebestandene i Torebuvatnet, Vøylevatnet og Eftevatnet kunne ikke tilpasses en slik vekstkurve pga få aldersgrupper.

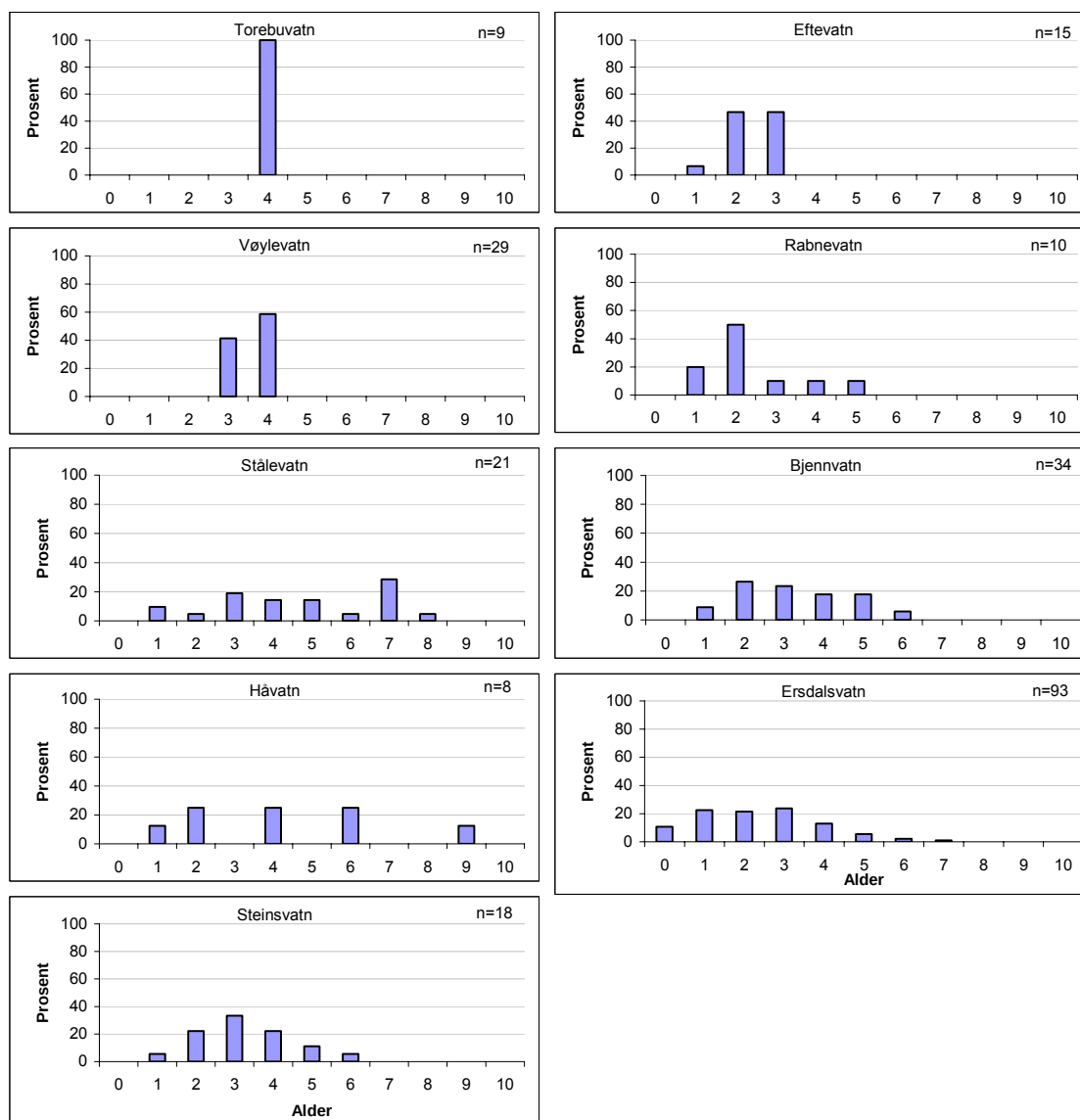


Figur 13. Von Bertalanffy's vekstkurve for abbor i Håvatnet.

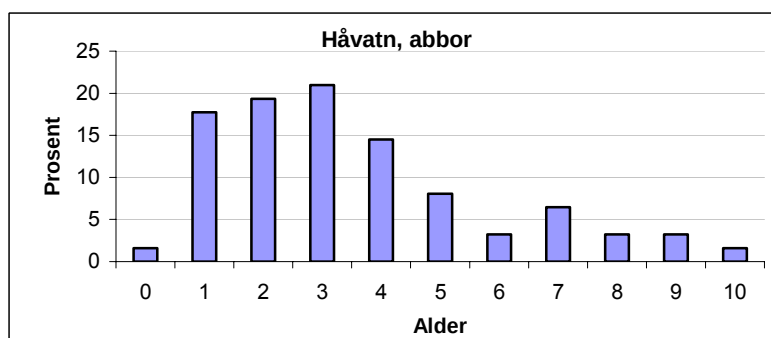
4.4.4 Aldersfordeling

Aldersfordelingen hos aure viste store forskjeller mellom de undersøkte innsjøene (**figur 14**). I Torebuvatnet og Vøylevatnet ble det bare fanget utsatt fisk; som var utsatt i henholdsvis 2002 og 2002/2003. Stålevatnet hadde åtte aldersgrupper av aure; 1+ til 8+. Imidlertid var aldersfordelingen i denne innsjøen noe irregulær, med både sterke og svake årsklasser. I Håvatnet er rekrutteringen hos aure svært begrenset, og aldersfordelingen tyder på at det heller ikke skjer naturlig rekruttering hvert år. I Steinsvatnet hadde auren relativt normal og regulær aldersfordeling, men forekomsten av ett- og toåringer var noe under forventningsnivået. I Eftevatnet ble det kun fanget et fåtall individ av tre årsklasser; 1+, 2+ og 3+. Det tyder på at den naturlige rekrutteringen foreløpig er relativt begrenset og startet først rundt 2003. I Rabnevatnet er fangstutbyttet for lite ($n=10$) til å gi en god vurdering av aldersfordelingen, men forekomsten av individ ≥ 3 år synes å være lav. I Bjennvatnet og Ersdalsvatnet hadde auren normale aldersfordelinger. Dette gjaldt spesielt i sistnevnte innsjø, med en relativt høy andel av de to yngste aldersgrupper.

Aldersfordelingen hos abbor i Håvatnet viste en meget jevn og god rekruttering, med mange sterke påfølgende årsklasser (**figur 15**). De eldste individene i fangsten var 10 år gamle.



Figur 14. Aldersfordeling hos aure i de undersøkte innsjøene i Agder høsten 2006, basert på bunngarnfangster.



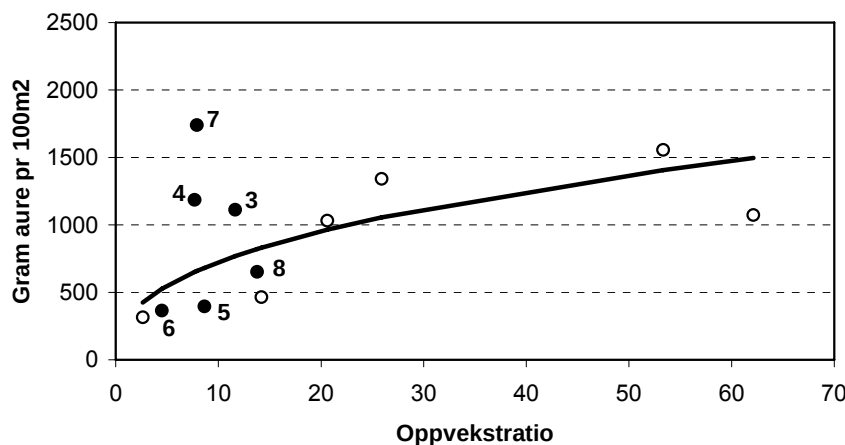
Figur 15. Aldersfordeling hos abbor i Håvatnet høsten 2006, basert på bunngarnfangster.

4.4.5 Fangstutbytte i forhold til tilgjengelig gyte- og oppvekstareal

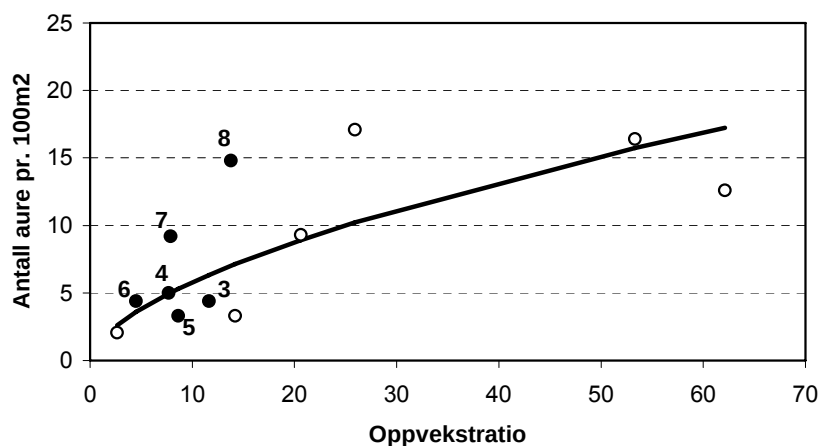
Vi summerte opp tilgjengelig gyte- og oppvekstareal for aure for hver innsjø. Deretter ble oppvekstratioen (O_R) beregnet, som forholdet mellom tilgjengelig gyte- og oppvekstareal (O_G , m²) og innsjøens overflateareal (A i hektar): $O_R = O_G/A$. Denne ratioen har benevnningen m²/hektar, slik at ved en verdi på 100 utgjør gyte- og oppvekstområdene 1 prosent av innsjøens overflateareal. Dataene fra Torebuvatnet, Vøylevatnet og Håvatnet er ekskludert fordi aurebestandene i de to førstnevnte innsjøene ennå ikke er sjørekruttert (bare utsatt fisk), mens aurebestanden i Håvatnet er fåtallig pga en tett abborbestand. Dataene fra Agder er sammenholdt med tilsvarende data fra seks kalkede innsjøer i Telemark som ble undersøkt høsten 2001 (Hesthagen & Ugedal 2002, jfr. Hesthagen & Hindar 2002). Beregnet oppvekstratio varierte fra 3 til 62 for innsjøene i Telemark og fra 3 til 14 for innsjøene i Agder. Flere av de undersøkte aurebestandene i Agder hadde altså små oppvekstarealer i tilløpsbekker i forhold til innsjøarealet (**figur 16**). Det var en signifikant sammenheng mellom fangstutbyttet hos aure uttrykt i både antall og vekt i gram pr. 100 m² garnareal for de 12 kalkede innsjøene i de to fylkene:

Fangst i antall: $1,461 \cdot x^{0,598}$ ($p=0,003$)

Fangst i vekt (biomasse): $289 \cdot x^{0,398}$ ($p=0,035$)



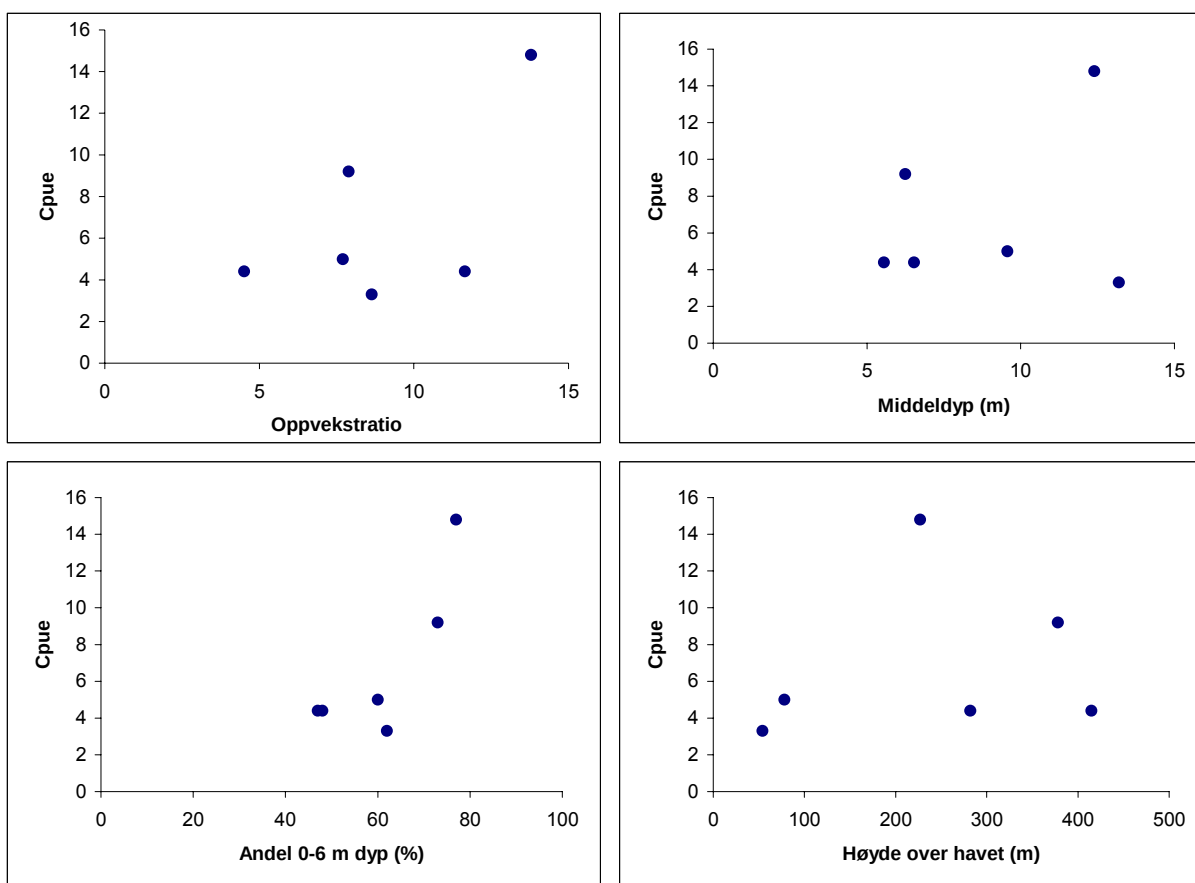
Figur 16. Sammenhengen mellom oppvekstratio (forholdet mellom egnet oppvekstareal på bekk i m² og innsjøens overflateareal i hektar og fangstutbytte uttrykt som antall (nederst) og vekt i gram (øverst) pr. 100 m² garnareal for seks kalkede innsjøer i Agder høsten 2006 (fylte sirkler) og seks kalkede innsjøer i Telemark høsten 2001 (åpne sirkler) (jfr. Hesthagen & Ugedal 2002).



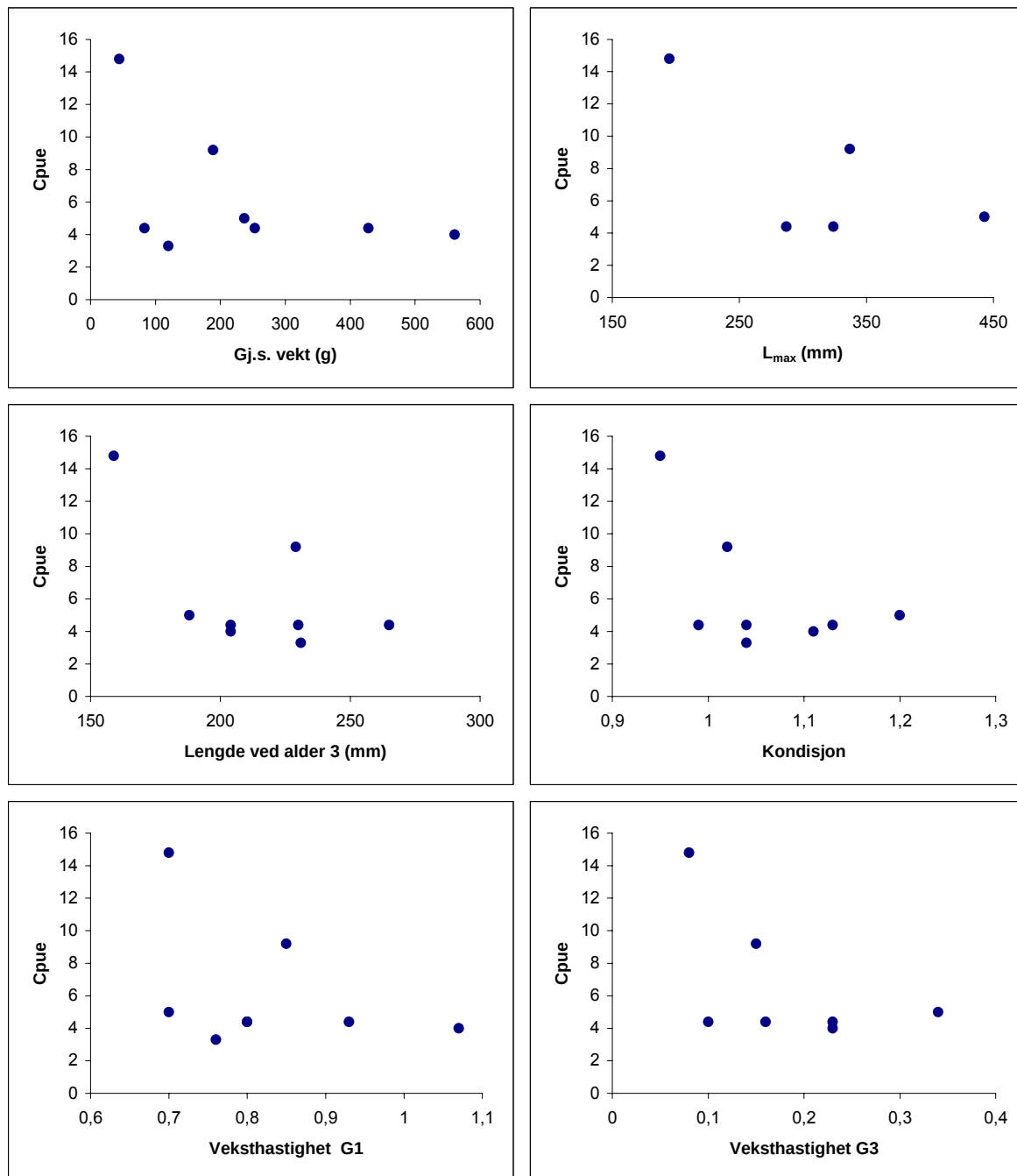
Nummer refererer seg til disse innsjøene i Agder:
 3=Stålevatnet
 4=Steinsvatnet
 5=Eftevatnet
 6=Rabnevatnet
 7=Bjennvatnet
 8=Ersdalsvatnet

4.4.6 Fangstutbytte hos aure relatert til ulike miljø – og bestandsparametre

Vi foretar en samlet vurdering av fangstutbytte (Cpue) i forhold til ulike miljø- og bestandsparametre. Dataene fra Torebuvatnet, Vøylevatnet og Håvatnet er igjen ekskludert. Følgende miljøparametre er vurdert: (i) oppvekstratioen som tidligere beskrevet, men bare for innsjøene i Agder, (ii) dybdeforholdene uttrykt som andel av arealet på 0-6 m dyp, (iii) dybdeforholdene uttrykt som middeldyp og (iv) lokalitetenes høyde over havet (**figur 17**). Det var ingen signifikant sammenheng mellom Cpue og oppvekstratio for innsjøene i Agder isolert ($p > 0,05$). Det er altså bare seks lokaliteter som kan inngå i analysen, og det var liten variasjon i deres oppvekstratio. Stålevatnet og Eftevatnet hadde lavere fangstutbytte enn forventet ut fra oppvekstratioen. Derimot var det en god sammenheng mellom Cpue og andelen areal på 0-6 m dyp, som varierte mellom 47-77 %: $F_{1,4} = 7,48$, $p = 0,052$, $R^2 = 0,56$ ($y = 0,29x - 10,69$). Men det var ingen signifikant sammenheng mellom Cpue og middeldyp eller mellom Cpue og innsjøenes høyde over havet. Det var en relativt klar reduksjon i fiskens veksthastighet med økende fangstutbytte (Cpue), uten at sammenhengen var signifikant ($p > 0,05$, jfr **figur 18**). Dette gjaldt for gjennomsnittlig vekt, $L_{\max}$, lengde ved alder 3, kondisjon og veksthastighet mellom alder 1 og 2 (G1) og 3 og 4 (G3). Data fra et større antall bestander ville trolig gitt signifikante relasjoner mellom Cpue og flere av de aktuelle miljø- og bestandsparametrene.



Figur 17. Sammenhengen mellom fangstutbytte hos aure (Cpue) i de enkelte innsjøer og fire habitatparametre: oppvekstratio, middeldyp, andel innsjøareal med 0-6 m dyp og høyde over havet.



Figur 18. Sammenhengen mellom fangstutbytte hos aure (Cpu) i de enkelte innsjøer og seks forskjellige bestandsparametre. Dataene fra Håvatnet er ekskludert pga forekomst av abbor.

4.4.7 En vurdering av fiskebestandene i de enkelte lokalitetene

En oppsummering av bestandsforholdene for aure i de enkelte lokalitetene er gitt i **tabell 14**.

Torebuvatnet Aurebestanden i Torebuvatnet gikk tapt på 1960-tallet. Innsjøen ble kalket i 2002, samtidig med at det ble satt ut 300 settefisk av Byglandsfjordstammen. Innsjøen er grunn med hele 96 % av areal under 6 m. Ved prøvefiske høsten 2006 besto fangsten bare av

fireåringer, dvs av utsatt fisk. Aurebestanden i vatnet er tynn, med et fangstutbytte (Cpue) på 4,0 individ. Fisken har god vekst og kvalitet, med en gjennomsnittlig vekt på hele 561 g. Aurebestanden i Torebuvatnet vil trolig bli rekrutteringsbegrenset når en stedegen bestand etableres. Høsten 2006 ble det ikke påvist yngel verken på innløpet eller utløpet av Torebuvatnet. Substratet på disse bekkelokalitetene er lite egnet for gyting. Someren og høsten 2006 var det svært lav vannføring, og dette kan ha virket negativt på overlevelsen av aureyngel i små gytebekker. Det bør undersøkes om det etablerer seg en stedegen bestand i Torebuvatnet i løpet av de kommende åra. Dersom dette ikke skjer, må det foretas nye utsettinger. Enkle habitatforbedrende tiltak i gytebekker kan vurderes.

Vøylevatnet Aurebestanden i Vøylevatnet forsvant i løpet av 1960-tallet. Innsjøen ble kalket første gang i 2002. I 2002 og 2003 ble det satt ut henholdsvis 1.800 (Byglandsfjordstammen) og 1.000 aureunger (Laugardalstammen). Vøylevatnet er en grunn og relativt produktiv innsjø, med 87 % av arealet grunnere enn 3 m. Ved prøvafiske med garn høsten 2006 ble det bare tatt aure på tre og fire år, dvs fisk utsatt i 2002 og 2003. På utløpet ble det derimot fanget yngel, med en tetthet på 100 individ pr. 100 m². Det ble ikke fanget eldre individ, så dette var trolig første året med naturlig rekruttering etter kalking. Men utløpet er ikke spesielt godt egnet rekrutteringsområde for aure. Dette fordi arealet med egnet gytesubstrat er lite, og et svaberg er trolig til hinder for ungfisk som skal vandre tilbake til innsjøen. Vøylevatnet har fortsatt en tynn aurebestand, med et fangstutbytte (Cpue) på bare 4,4 individ. Fiskens størrelse og kondisjon er god, med en gjennomsnittlige verdier på henholdsvis 428 g og 1,13. Det er usikkert om aurebestanden i Vøylevatnet blir rekrutteringsbegrenset når en stedegen bestand etter hvert blir etablert. Rekrutteringen på utløpet kan altså være usikker, og innløpet synes heller ikke å være noe spesielt godt gyteområde. Dette er et sammenhengende stilleflytende parti som ikke lot seg elfiske. Kalkingen av Vøylevatnet skal fortsette.

Stålevatnet ble kalket første gang i 1998, og deretter har innsjøen vært kalket hvert år fram til og med 2002. Siste kalking ble foretatt i 2005. Årlig kalkmengde har variert mellom 7,0-11,0 tonn. Det foreligger ingen vannkjemiske målinger før kalking, men seinere har pH vært relativt god (6,0-7,0). Det var en viss reforsuring etter kalkingsstoppen i 2002, idet lavest pH hittil ble målt i mai 2005 (6,02). Kalkingen i slutten av august 2005 ga en klar heving av pH, til 6,99 i oktober samme høst. I august 2006 var pH 6,21, med en alkalitet på 40 µekv/L og en konsentrasjon av labilt Al på 5 µg/L. Stålevatnet har nå en tynn aurebestand, som trolig er rekrutteringsbegrenset. Det bør derfor gjøres tiltak for å øke den naturlige rekrutteringen til innsjøen. Stikkrenna under veien som går inn til sjøen har trolig forringet utløpet som gyte- og oppvekstområde for aure. Dette skyldes at stikkrenna har ført til oppstuvning av vatn ovenfor veien slik at bekken har blitt stilleflytende med økt sedimentering. Det bør legges ny kulvert uten bunn under veien som er tilstrekkelig dimensjonert til at vatnet ikke hopper seg opp på øversida. ANC uten kalking er beregnet til 22,48 µekv/L, og vannkvaliteten i utløpselva kan derfor i perioder bli marginal for rekruttering hos aure.

Håvatnet ble fullkalket i 1992 og deretter ble den kalket andre hvert år fram til 2004. Kalkingen ga i en god vannkvalitet, med pH 6,0-6,5. Håvatnet hadde opprinnelig bestander av abbor og aure. Forsuringen utryddet aurebestanden på 1970-tallet, mens abborbestanden ble sterkt redusert før kalkingen ble satt igang på 1990-tallet. Etter kalking ble det reetablert aure i vatnet, enten pga utsetting av yngel eller ved tilførsel av fisk fra ovenforliggende områder. Håvatnet har en tett abborbestand, med et utbytte på 0-3 og 3-6 m på henholdsvis 125 og 91 individ pr. 100 m² garnareal (Cpue). Det ble nesten ikke fanget abbor dypere enn 6 m. Abboren har en klar vekststagnasjon, med L_{max} på 20,3 cm. I 2005 ble det anskaffet ei storruse for å beskatte abbor i Håvatnet, og i 2006 var uttaket rundt 1.000-2.000 individ (Arild Vige pers. medd.). I tillegg blir det benyttet noen småruser, men utbyttet på disse har vært relativt lite. Håvatnet har nå en meget tynn aurebestand, idet prøvafiske høsten 2006 ga et utbytte på totalt åtte individ. Veksten er god uten særlig tegn til vekststagnasjon, med L_{max} = 42,5 cm. Det har vært drevet tømmerfløting i vassdraget tidligere, og vannstanden ble da regulert vha en stem. Det viser seg at dette har influert på både aure- og abborbestandene i Håvatnet opp gjennom tida. Den første stemmen ble satt opp ved det opprinnelige utløpet av Håvatnet. En kjenner ikke til når denne

stemmen ble bygd, men det var iallefall tømmerfløting i vassdraget på 1600-tallet (Terje Håvatnet pers. medd.). Denne stemmen ble revet og erstattet av ny som ble satt opp et stykke nedi utløpselva. Det dannet seg derfor en kanal mellom den opprinnelige og nye stemmen. Fram til 1932/33 sto det en eldre stem der dagens stem nå står. Den var bygd av stein og stokker, og fisk (rekrutter og gytefisk) kunne derfor passere under og vandre mellom Åselva (Kvervebekken) og Håvatnet (Terje Håvatnet pers. medd.). Åselva var tidligere den viktigste gyteelva for auren i Håvatnet. I 1932/33 ble den gamle stemmen erstattet av en betongdemning på samme sted. Den nye stemmen stengte bekkefareet helt, og hindret dermed fisken å vandre mellom Håvatnet og Åselva. Terje Håvatnet (f. 1922) forteller at på slutten av 1920-tallet og begynnelsen av 1930-tallet ble det vesentlig tatt aure i Håvatnet. Utbyttet på den tida kunne være 30-40 fisk på 3-4 garn, med 18-20 omfars maskevidde. Det totale utbyttet var nok relativt stort, for det var flere som drev fiske i vatnet. Fisken var rødt i kjøttet og holdt en veldig fin kvalitet. Da den nye betongstemmen sto ferdig tidlig på 1930-tallet, ble altså auren vandring stoppet. Etter det begynte aurebestanden i Håvatnet gradvis å gå tilbake, og etter hvert overtok abboren. Forsuringen gjorde at aurebestanden gikk ytterligere tilbake, og til slutt forsvant den altså helt. Nedtappinga av Håvatnet på våren i forbindelse med tømmerfløtinga gjorde at svært mye av abborroga ble tørrlagt og drept. Dette holdt abborbestanden nede på et lavt nivå. Fløtinga og nedtappinga av Håvatnet tok slutt tidlig på 1970-tallet. I et forsøk på å få aure til å passere betongdammen ble det bygd ei trapp i nedkant i 2000. Denne trappa ser imidlertid ikke ut til å fungere (Arild Vige pers. medd.). Dette kan ha sammenheng med plasse-ringa, idet inngangen til trappa vender inn mot dammen og ikke ut mot elva. Men sjøl med ei trapp som fungerer, kan det være vanskelig å etablere ei ny nedstrøms-gytende aurestamme i Håvatnet. Auren i Åselva overlevde forsuringen, og vassdraget vurderes til å ha et stort potensiale for fiskeproduksjon (Simonsen 1999b). Den naturlige rekrutteringen av aure i Håvatnet er ubetydelig, trolig begrenset til bekken fra Hovasstjern og Boksebekken. Gyteforholdene i nedre deler av bekken fra Hovasstjern kan bedres ved å fjerne trevirke og større stein, eventuelt kombinert med tilførsel av gytegrus. Det ble påvist egnet gytesubstrat innimellom og under større steiner i elvefareet. En økning av aurebestanden i Håvatnet er på kort sikt avhengig av utsettinger, og dette kan mest effektivt og praktisk gjøres med villfisk fra vassdraget (Åselva og Brattelandsvannet). En bør også forsøke å utbedre trappa nedstrøms betongdammen, slik at inngangen vender ut mot Åselva. Det må også satses hardt på å desimere abborbestanden med storruse. Nedtappinga av vatnet om våren vil være et svært effektivt tiltak for å redusere abborbestanden, ved å drepe roga. Det ligger også mye kvist i strandsona, og dette gir gode gyteforhold for abboren. Ved en eventuell nedtapping bør en fjerne noe av denne kvisten. Dette vil også føre til mindre garnslitasje. Kalkingen av Håvatnet er avsluttet, men beregnet ANC uten kalking tilsier likevel en tilfredsstillende vannkvalitet.

Steinsvatnet dekker et areal på rundt 13 hektar, med et middeldyp på 9,57 m. De stedege bestandene av abbor og aure døde ut på slutten 1970-tallet eller rundt 1980. Steinsvatnet ble kalket med kalksteinsmel første gang i 1992, og det pågikk hvert år fram til 2005. Vannkvaliteten i Steinsvatnet har i enkelte perioder vært noe ustabil, med pH < 6,0. Men etter 2003 har vannkvaliteten stabilisert seg, med pH over 6,5. Kalkingen er nå avsluttet. I 1993 ble det satt ut aureunger fra en innsjø i nabovassdraget, og dette ga opphav til en ny bestand. Prøvefiske viste at Steinsvatnet har en tynn aurebestand, med et fangstutbytte (Cpue) på bare 5,0 individ. Aurebestanden har et lite gyte/oppvekstareal i forhold til innsjøarealet og den synes å være rekrutteringsbegrenset (jfr figur 16). Innløpet til Steinsvatnet er trolig nærmest uegnet som gytebekk. Høsten 2006 var innløpet helt tørrlagt. Elfiske i bekken fra Stemmane i sørvest ga negativt resultat. Derimot er utløpet nedenfor stemmen et godt rekrutteringsområde. Denne stasjonen hadde en tetthet av yngel og eldre aureunger på henholdsvis 57 og 63 individ pr. 100 m².

I forbindelse med kalkingsprosjektet ble steinstemmen på utløpet erstattet med en betongdam pga lekkasje i den gamle stemmen. Det ble satt inn ei tappeluks i bunnen av den nye betongstemmen, slik at Steinsdalsbekken kunne tilføres mer vatn i perioder med liten vannføring. Denne luka står alltid åpen slik at fisk fritt kan passere mellom innsjøen og elva. Det synes imidlertid å være et misforhold mellom en tynn aurebestand i innsjøen og en relativt høy tetthet

av aureunger på utløpet. Dette kan skyldes at ungfisken som vokser opp på utløpet har problemer med å forsere luka i stemmen og vandre tilbake til innsjøen. Den relativt høye tettheten av eldre aureunger nedenfor stemmen kan også tyde på at luka i noen grad er ei vandringsbarriere.

I tillegg til kalkingen av Steinsvatnet, ble det lagt ut 15-50 tonn skjellsand i Steinsdalsbekken hvert år fra 1995 til 2000. Produksjonen av aureunger på anadrom strekning blir vurdert som relativt høy, med tettheter av aureyngel og eldre individ på henholdsvis 95-154 og 21-30 individ pr. 100 m². Det synes å være betydelig årlige variasjoner i mengden voksen sjøaure i Steinsdalsbekken. Høsten 2005 ble det observert mye gytemoden sjøaure, mens det var lite fisk ett år tidligere (Johan Isak Tveit pers. medd.). Vi kjenner ikke årsakene til de store årlige variasjonene i mengden voksen sjøaure, men faktorer som påvirket ungfiskproduksjonen i elva og sjøoverlevelsen i havet har trolig betydning.

Bunndyrsamfunnet i Steinsdalsbekken og i strandsona av Steinsvatnet viste noe tegn på forsørings-påvirkning. De fleste påviste grupper og arter hører til de mer tolerante og samtidig de mest utbredte i ferskvatn. I Steinsvatnet ble det registrert ett individ av vanlig damsnegl (*L. peregra*), som er en forsøringsfølsom art fordi skalldannelsen krever kalk. Det ble til sammen funnet en døgnflueart, seks steinfluearter og ni vårfluearter i prøvene. Alle disse artene er imidlertid tolerante for forsuring og vanlig forekommende ellers i landet. I et upåvirket miljø ville trolig antall arter for de samme gruppene ha ligget rundt 25. Det ble funnet tre nye vårfluearter for Aust-Agder. På grunn av funn av ett eksemplar av døgnfluen *B. rhodani* og ett eksemplar av *L. peregra* får både Steins-vatnet og stasjon 1 i Steinsdalsbekken verdien 1 i Raddum-indeks nr. 1. Indeks nr. 2 kan bare beregnes ut fra forekomst av *B. rhodani*, og laveste verdi er 0,5. Den middels følsomme vårfluen *H. siltalai* forekom på begge stasjonene i Steinsdalsbekken, men ikke i Steinsvatnet. Ellers var det dominans av arter som ernærer seg av drift, som nettspinende vårfluer og knott. Kalkingen av vassdraget er nå avsluttet, men beregninger tyder på vannkvaliteten i perioder kan bli marginal for enkelte bunndyrarter og rekrutteringen hos aure (jfr. **tabell 4**, Hesthagen m.fl. 2006).

Eftevatnet er middels dyp med nærmere 50% av arealet < 3 m. Den stedeagne aurebestanden forsvant allerede på slutten av 1930-tallet. Kalkingen ble satt igang i 1996/97 med utlegging av tilsammen 70 tonn skjellsand i utløpsbekken. I 2000 ble det satt igang innsjøkalking med kalkstein-mel, som pågikk fram til 2004, med 7,9-15,5 tonn pr. år. Vannkvaliteten ble ikke tilfredsstillende før våren 2001, og siden har pH vært god (6,14-7,10). Høsten 2000 ble det satt ut 18 kjønnsmodne aure i Eftevatnet, og innsjøen har idag en meget tynn sjølreproduserende aurebestand. Utløpet vurderes som eneste gyteområde for auren i Eftevatnet. Tidligere gikk også fisk fra Østre Grimevannet opp i utløpet for å gyte. Det er ukjent om det er utsatt fisk eller fisk fra Østre Grimevannet som er opphavet til den nye fiskestammen i innsjøen. Det er nå lagt en kulvert i nedre del av utløpsbekken i forbindelse med utvidelsen av et kommunalt vannverk. Det er plassert tverrband i kulverten for fisken lettere skal kunne forsere den. Men fisken har trolig problemer med å ta seg inn i til kulverten ved lav vannføring fordi inngangen ikke ligger helt nedi bekkefare. Det tyder på at kulverten ikke fungerer optimalt (Anders Grimnes pers. medd.). Utleggingen av skjellsand på utløpet i 1996/97 hadde tilsynelatende liten effekt på vannkvaliteten, idet innsjøen fortsatt var sur høsten 2000 og våren 2001, med pH 4,93/5,20. Innsjøen var antatt å være fisketom før det ble satt ut en del gytemoden fisk høsten 2000. Manglende fisk i Eftevatnet tidlig på 2000-tallet er også i overensstemmelse med resultatene fra prøvefiske høsten 2006, da ett- to- og treåringer var eneste aldersgrupper som ble fanget. 2003 kunne derfor ha vært første året med vellykket rekruttering. Det tyder enten på at gytefisk fra Østre Grimevannet ikke gikk opp i utløpselva til Eftevatnet etter at det ble lagt ut skjellsand i 1996/97, eller at vannkvaliteten enno var for dårlig for vellykket klekking. Høsten 2006 ble det registrert gytefisk i utløpet av Eftevatnet (Dagfinn Grimenæs pers. medd.). Vi vet ikke om dette var fisk fra Eftevatnet eller Østre Grimevannet. I og med at den opprinnelige aurestammen fra Østre Grimevannet som gytt i utløpet fra Eftevatnet ble utryddet for rundt 70 år siden, må en forvente at det kan ta tid før det etablerer seg ei ny stamme. Denne prosessen kan bli forsinket dersom den anlagte kulverten i nedre deler av utløpselva hemmer oppgangen av gytefisk. Det

ligger for øvrig en del trær og kvist i elva, spesielt i øvre deler. Dette vaskeliggjør oppvandring av fisk og fører til oppdemning og mindre strykstrekninger. Det bør også fjernes en del trevirke langs bekkekanten for å hindre at det ikke blir ført ned i bekkefare. Gyteforholdene i bekken kan også bedres ved å fjerne noe større steiner. Det drenerer noen mindre bekker i sørlige deler av Eftevatnet, som alle var tørre høsten 2006. En bør vurdere om disse lokalitetene er aktuelle gytebekker, eventuelt om det er behov for habitatforbedrende tiltak. Beregninger viser at Eftevatnet kan få en marginal vannkvalitet når kalkingen avsluttes. Men det er trolig fortsatt en positiv effekt av skjellsanden på utløpet, og det kan være aktuelt å tilføre mer skjellsand for å sikre aurens rekruttering. Videre overvåking av fisk og vannkvalitet i innsjøen er ønskelig.

Rabnevatnet ligger i nordvestlige deler av Lyngdal kommune, på 282 m o.h. Den dekker et areal på 4,66 hektar og er relativt grunn med en middeldyp på 5,55 m. Innsjøen drenerer til Møska/Lygnavassdraget, og nedbørfeltet domineres av blandingsskog med furu og lauvskog. Aurebestanden i Rabnevatnet avtok på 1980-tallet pga forsuring, men ble ikke utryddet. Eneste utsetting av vanlig aure har vært rundt 100 yngel i innløpsbekken tidlig på 1980-tallet. Rabnevatnet ble kalket hvert år i perioden 1995-2005. Vannkvaliteten har vært god etter kalking, med en pH variasjon på 6,15-7,08. Vannprøven fra høsten 2006 viste pH=6,67, alkalitet = 9 $\mu\text{ekv/L}$ og fravær av labilt Al. Utbyttet av prøvefisket tyder på at Rabnevatnet har en tynn aurebestand, med $C_{\text{pue}} = 4,4$ individ. Det var høye yngeltettheter både på innløp og utløp, men gyte- og oppvekstarealet er svært lite ($< 25 \text{ m}^2$). Dette kan tyde på at aurebestanden i Rabnevatnet er rekrutteringsbegrenset. Men i november 2006 ble det tatt rundt 200 gytefisk med ruse på innløpet av innsjøen (Otto Røiseland pers. medd.). Dette er et høyt antall fisk til å være fra en såvidt liten innsjø, og indikerer at aurebestanden er tettere enn utbyttet ved prøvefiske tilsier. Det samme gjør vekstdataene, med en stagnasjon på rundt 25 cm. Kalkingen av Rabnevatnet er nå avsluttet, men beregnet naturlig vannkvalitet tilsier at innsjøen likevel vil opprettholde en god økologisk status.

Bjennvatnet er lokalisert 378 m o.h. og drenerer til Steinlandsåni/Lygnavassdraget. Innsjøen dekker et areal på 12,67 hektar, med 60 % grunnere enn 3 m. Både dybden og næringsinnholdet med et fosforinnhold på 13,9 $\mu\text{g/L}$ tilsier at Bjennvatnet er en relativt produktiv innsjø. Den stedegne aurebestanden gikk tapt på 1970-tallet. Innsjøen var fisketom til slutten av 1980-tallet da bekkerøye ble innført. Bjennvatnet har fortsatt en tynn bestand av bekkerøye. Etter kalkingen i 1992, ble det satt ut énsomrig settefisk både det året (1.000 individ) og ett år seinere (1.200 individ) (Terje Kvås pers. medd.). Fisken var trolig hovedsakelig av en lokal stamme fra Kvinesheia, med noe innslag av Fossbekkstammen. Disse utsettingene resulterte i en ny stedegen aurestamme i Bjennvatnet. Vannkvaliteten har i perioder vært noe ustabil, men siden 2001 har pH vært god og stabil (6,5-7,0). Innløpsbekken fra vest vurderes som et godt rekrutteringsområde for aure, mens gytearealet i utløpet er lite og har dårlig kvalitet. Bekken fra øst er fortsatt sterkt forsuret, og bidrar ikke med naturlig rekruttering. Aurebestanden i Bjennvatnet vurderes ikke som rekrutteringsbegrenset. Den er noe under middels tett, med en bunngarnfangst på $C_{\text{pue}}=9,2$ individ. I tillegg var fangstutbyttet på flytegarn relativt høyt ($C_{\text{pue}}=7,4$ individ). Auren i Bjennvatnet vokser godt, med $L_{\text{max}} = 33,7 \text{ cm}$. Det synes å være en god balanse mellom næringsgrunnlag og fiskemengde, men tettheten kan økes ytterligere uten at vekst og kvalitet i særlig grad forringes. Aurebestanden i Bjennvatnet blir beskattet en del av hytteeierne rundt innsjøen. Kalkingen av Bjennvatnet er nå avsluttet, men beregnet naturlig vannkvalitet tilsier at innsjøen likevel vil opprettholde en god økologisk status.

Ersdalsvatnet ligger i nordlige deler av Flekkefjord kommune, 227 m o.h. og dekker et areal på 43,52 hektar. Innsjøen er ikke spesielt produktiv, med et relativt stort middeldyp (12,4 m) og lavt fosforinnhold (2,5 $\mu\text{g/L}$). Aurebestanden i Ersdalsvatnet ble forsuringsskadet på 1980-tallet, med avtakende fisketetthet. På 1980-tallet ble det innført bekkerøye i vatnet, og det er nå etablert en stedegen bestand på innløpet. Kalkingen ble satt igang i 1992, og det resulterte i en god vannkvalitet, med pH rundt 6,0-7,0. Målinger fra høsten 2006 viste god pH både på innløp (6,18) og utløp (6,20), med høy alkalitet (henholdsvis 70 og 40 $\mu\text{ekv/L}$) og ubetydelige mengder labilt Al. Derimot hadde bekken fra vest noe dårligere vannkvalitet, med pH 5,26 og 30 μg labilt Al/L. Kalkingen ble avsluttet i 2005. Jordene oppstrøms Ersdalsvatnet har vært kalket

over lengre tid, noe som har virket positivt på vannkvaliteten i innløpsbekken. Gytetforholdene i innløpselva er gode. Innsjøen har en middels tett aurebestand, med et utbytte (Cpue) på 14,8 individ. Auren er småfallen, med $L_{\max} = 19,5$ cm. Det vil være mulig å øke kvaliteten på fisken ved et relativt hardt fiske med småmaskede garn, som f eks 16 mm. Det har imidlertid vært liten interesse for fiske i Ersdalsvatnet etter kalkingen fordi fisken har blitt mer småfallen. Kalkingen er nå avsluttet, men beregninger tyder ikke på at dette vil skape problemer for fisk og andre akvatiske organismer.

Tabell 14. En samlet vurdering av bestandsforholdene hos aure i de undersøkte lokalitetene i Agder høsten 2006. Symbolene – og + angir henholdsvis en negativ og positiv tilstand/vurdering. Det presiseres at en positiv vurdering av bestandstettheten kan innebære en relativt høy tetthet, noe som nødvendigvis ikke er ønskelig ut fra et høstningssynspunkt fordi tilveksten da vil avta (jfr. Ersdalsvatnet).

Lokalitet	Bestands- tetthet	Naturlig rekrutter- ing	Størrelse	Kvalitet	Vekst	Alders- fordeling	Rekrutterings- begrensning	Avsluttet kalking
Torebuvatnet	-	-	+	+	+	-	-	-
Vøylevatnet	-	- (+)	+	+	+	-	- (+)	-
Stålevatnet	-	-	+	+	+	-/+	-	(-)
Håvatnet	-	-	+	+	+	-	-	+
Steinsvatnet	-	-	+	+	+	+	-	(-)
Steinsdalsbk	+	+	+	+	+	+	+	(-)
Eftevatnet	-	-	+	+	+	-	-	(-)
Rabnevatnet	-	-	-	+	-	-	-	+
Bjennvatnet	- (+)	+	+	+	+	+	+	+
Ersdalsvatnet	+	+	-	(-)	-	+	+	+

5 Diskusjon

Bunnprøver ble benyttet til å vurdere det biologiske mangfoldet i Steinsvatnet og Steinsdalsbekken. Antall registrerte arter var lavt, og de fleste tilhørte de mer tolerante og mest utbredte i ferskvatn. I Steinsvatnet ble det imidlertid registrert ett individ av vanlig damsnegl (*L. peregra*). Denne arten er følsom mot forsurening fordi skalldannelsen krever kalk. På en stasjon i Steinsdalsbekken ble den forsuringsfølsomme døgnfluearten *Baetis rhodani* også registrert. På grunn av disse funnene får begge lokalitetene verdien 1,0 i Raddum-indeks 1 (Raddum & Fjellheim 1990). Tallene indikerer derfor at både Steinsvatnet og Steinsdalsbekken er relativt lite forsuringspåvirket. Men disse indeksene er noe grove fordi de ikke vurderer antall individ av hver art i prøvene (Fjellheim & Raddum 1990). Normalt er særlig døgnfluen *B. rhodani* til stede i store antall i ikke-forsurede lokaliteter. Fravær av denne arten er et sikkert tegn på forsuringspåvirkning. Det er også tidligere funnet noen få eksemplarer av *B. rhodani* i Steinsdalsbekken (Kaste m.fl. 1997). Den middels følsomme vårfluen *H. siltalai* forekom på begge stasjoner i Steinsdalsbekken, men ikke i Steinsvatnet. Ellers preges bunnprøvene av arter som ernærer seg av drift, idet nettspinnende vårfluer og knott dominerte i prøvene.

Resultatene viste at krepsdyrsamfunnet kunne benyttes ved en klassifisering av biologisk status til de ni kalkede innsjøene. Ingen av disse lokalitetene hadde en typisk survannsfauna som forventet i innsjøer med pH < 5,0 (Walseng & Karlsen 2002). Dersom vi antar at alle de undersøkte innsjøene hadde en slik vannkvalitet før kalking, har krepsdyrsamfunnet respondert i retning av en mer forsuringsfølsom fauna. Tilsvarende resultater er funnet i andre kalkede innsjøer her i landet (Walseng m.fl. 2001). DCA-ordinasjonen tyder på at Rabnevatnet, Steinsvatnet, Ersdalsvatnet og Torebuvatnet har flyttet seg lengst i forhold til de forsuringskadede innsjøene (størst gjenhenting). Eftevatnet og Stålevatnet har størst likhetstrekk med sure referansesjøer (jfr. figur 4). Den forsuringsfølsomme arten *D. longispina* ble for eksempel funnet i seks av innsjøene. Store former av planktoniske krepsdyr indikerer imidlertid et lite predasjonstrykk fra fisk i flere av lokalitetene. Dette er i overensstemmelse med fangstutbyttet, med tynne aurebestander i de fleste innsjøene. De største tetthetene av planktoniske krepsdyr hadde Bjennvatnet og Ersdalsvatnet, med *D. longispina* i tillegg til en stor tetthet av nauplier som dominerende arter i Bjennvatnet, mens *C. quadrangula*, *B. longispina*, *E. gracilis* og *C. scutifer* dominerte i Ersdalsvatnet. Bjennvatnet og Ersdalsvatnet var også de to innsjøene med høyest tetthet av aure i pelagisk sone. Imidlertid er de aktuelle planktoniske krepsdyrartene i disse to innsjøene små og blir i liten grad spist av aure. I andre kalkede innsjøer på Sørlandet er det også vist at planktonsamfunnet plasserer seg mellom sure og nøytrale referansesjøer (Walseng & Bongard 2000, Kleiven m.fl. 2006).

Med unntak av Vøylevatnet og Torebuvatnet besto garnfangstene i alle de ni innsjøene av stedegen aure. En stedegen aurebestand er også under etablering i Vøylevatnet, med fangst av yngel på utløpet høsten 2006. Det var stor variasjon i fangstene på bunn garn i de ni innsjøene, med 1,0-14,8 individ pr. 100 m² garnareal (Cpue) på 0-6 m dyp. Vannkvaliteten i alle lokalitetene blir vurdert som god, slik at variasjonen i mengden stedegen fisk skyldes i hovedsak andre faktorer. Håvatnet har en svært tynn aurebestand pga en tett abborbestand og mangel på gytebekker. På basis av en summering av tilgjengelig gyte- og oppvekstareal for aure for hver innsjø, sammenholdt med innsjøarealet for beregning av oppvekstratioen (O_R) i m²/hektar, er det antatt at flere av de undersøkte aurebestandene er rekrutteringsbegrenset. Dersom oppvekstratioen er 100 utgjør gyte- og oppvekstområdene 1 prosent av innsjøens overflateareal. Dataene fra Torebuvatnet, Vøylevatnet og Håvatnet er ekskludert (mangel på stedegen fisk og tett abborbestand). Vi sammenholdt dataene fra de resterende innsjøene (n=6) med tilsvarende data fra like mange kalkede innsjøer med aure fra Telemark (Hesthagen & Ugedal 2002). Resultatene viste en signifikant sammenheng mellom fangstutbytte (Cpue) og O_R . Men dersom vi kun benytter data fra Agder, var ikke denne sammenhengen signifikant. Oppvekstratioen for innsjøene i Agder og Telemark varierte mellom henholdsvis 3-14 og 3-62. Flere av aurebestandene i Agder hadde altså små oppvekstareal i forhold til innsjøareal. Dette var noe uventet fordi det blir antatt at aurebestandene på Sørlandet gjerne er overtallige pga gode re-

krutteringsforhold (Dag Matzow pers. medd.). For innsjøene med rekrutteringsbegrensning kan det være aktuelt med tiltak for å bedre den naturlige rekrutteringen. Dette kan omfatte habitatforbedrende tiltak i form av opprensning og tilførsel av gytegrus. En skal imidlertid være forsiktig med å bedre gyteforholdene, fordi dette lett kan gi tette bestander. Det er pekt på konkrete tiltak for å bedre rekrutteringen hos aurebestandene i Stålevatnet og Eftevatnet. Aurebestandene i Torebuvatnet og Vøylevatnet blir trolig ikke overtallige fordi disse innsjøene har små potensielle gytestrekninger. Aurebestandene i disse to innsjøene var heller ikke overtallige før de ble skadet av forsurening. Resultatene tyder også på at dybdeforholdene influerer på bæreevnen og dermed fangstutbyttet hos auren i våre innsjøer. Det ble nemlig funnet en nær signifikant sammenheng mellom Cpue og forekomsten av gruntnråder (0-6 m dyp). En slik positiv sammenheng skyldes i hovedsak at grunne innsjøer har større produksjon av bunndyr enn dypere lokaliteter. De undersøkte innsjøene synes derfor å ha forskjellig bæreevne mht fiskeproduksjon, avhengig av faktorer som gyteareal i forhold til innsjøareal og deres dybdeforhold.

I Steinsdalsbekken har aurebestanden tatt seg kraftig opp etter kalking. Anadrom strekning er på 3,4 km, og vi antar at det meste av auren her er sjøaure. På tre stasjoner varierte yngeltettheten mellom 95-154 individ pr. 100 m², med et gjennomsnitt på 110 individ. De samme stasjonene hadde en tetthet av eldre individ på 21-30 individ pr. 100 m², med et gjennomsnitt på 25 individ. En bonitering viser at Steinsdalsbekken har et stort produksjonspotensiale for sjøaure, med gyte- og oppvekstmuligheter langs det meste av bekken (Kaste m.fl. 1997, Simonsen 1999a). Gytemulighetene vurderes som best øverst i bekken, mens oppvekstmulighetene er best i nedre deler. Yngeltetthetene i Steinsdalsbekken ligger på samme nivå som i flere andre sjøaurebekker i Aust-Agder (Simonsen 2002, 2004).

Kalkingen er planlagt avsluttet i sju av de undersøkte innsjøene. Dette gjelder ikke Torebuvatnet og Vøylevatnet, der kalkingen ble satt igang i 2002. Beregnet naturlig vannkvalitet tyder på at kalkingsstoppen ikke vil få dramatiske effekter på de aktuelle fiskebestandene, basert på vatnet syre-nøytraliserende kapasitet [ANC] (jfr. **tabell 4**, Hesthagen m.fl. 2006). Men Stålevatnet, Steinsvatnet og Eftevatnet kan likevel få en noe marginal vannkvalitet etter kalkingsstoppen, basert på ANC-verdier. Det er foretatt beregninger av kritiske ANC-verdier for aure for tre ulike TOC-nivåer (TOC = totalt organisk carbon) fordi ANC, pH og labilt Al er relatert til TOC-nivået i en innsjø, med mer labilt Al og lavere pH ved et visst ANC-nivå i høy-TOC innsjøer enn i lav-TOC innsjøer (Hesthagen m.fl. 2006). De tre ulike TOC-nivåene benyttet er: lav TOC < 2,0 mg/L, middels høyt TOC mellom 2-5 mg/L og relativt høyt TOC over > 5,0 mg/L. Stålevatnet har middels høyt TOC (2,6-3,8 mg/L), mens nivået i Steinsvatnet og Eftevatnet er noe høyere med henholdsvis 5,3 og 9,4 mg/L (**jfr tabell 3**). Slike innsjøer burde ha ANC-verdier på minst 70 μ ekv/L for å unngå skader på aurebestander. Dette er betydelig høyere enn beregnet naturlig vannkvalitet (jfr **tabell 4**). Det er derfor viktig med videre vannkjemisk overvåking av disse tre innsjøene. I Eftevatnet vil det trolig være en viss effekt av skjellsanden som fortsatt ligger på utløpet. En kan eventuelt tilføre mer skjellsand for å sikre en god vannkvalitet i denne gytebekken. Et slikt tiltak kan også være aktuelt på utløpene av Stålevatnet og Steinsvatnet. Det må presiseres at kritisk ANC-verdier mht fiskestatus er basert på et datasett fra 1995 og omfatter innsjøer i hele Sør-Norge.

6 Referanser

- Abusland, B. 1999. Innlandsfiskeplan for Mandalsvassdraget. Delområde Kosåna. B.Bratteberg-CVF& A. Åseral.
- Alenäs, I. 1986. Kalkningsprosjektet Härskogen 1976-86. Swedish Environm. Res. Inst., B 846.
- Allen, K.R. 1966. A method of fitting growth curves of the von Bertalanffy type to observed data. J. Fish. Res. Bd Can. 23: 163-179.
- Arvola, L., Salonen, K., Bergström, I., Heiänen, A. & Ojala, A. 1986. Effects of experimental acidification on phyto-, bacterio- and zooplankton in enclosures of a highly humic lake. Int. Revue ges. Hydrobiol. 71(6): 737-758.
- Bohlin, T., S. Hamrin, T.G. Heggberget, G. Rasmussen & S.J. Saltveit, 1989. Electrofishing – theory and practice with special emphasis on salmonids. Hydrobiologia 173: 9-43.
- Bongard, T., Aagaard, K. 2006. BLOKASS. Klassifisering av økologisk status i norske vannforekomster - elver. Forslag til bunndyrindeks for definisjon av Vanndirektivets fem nivåer for økologisk status. NINA Rapport 113. 28 s.
- Drenner, R. W. & McComas, S.R. 1980. The role of zooplankton escape ability and fish size selectivity in the selective feeding and impact of planktivorous fish. Evolution and ecology of zooplankton communities. W. C. Kerfoot. New Hampshire, Hanover, N.H., Univ. Press: 587-593.
- Elgmork, K. 1981. Extraordinary prolongation of the life cycle in a freshwater planktonic copepod. Holarct. Ecol. 4: 278-290.
- Elgmork, K. 1985. Prolonged life cycles in the planktonic copepod *Cyclops scutifer* Sars. Verh. int. Ver. Limnol. 22: 3154-3158.
- Elgmork, K. & Eie, J.A. 1989. Two- and three-year life cycles in the planktonic copepod *Cyclops scutifer* in two high mountain lakes. Holarct. Ecol. 12: 60-69.
- Eriksson, F., Hörnström, E., Mossberg, P. & Nyberg, P. 1982. Ekologiska effekter av kalkning i försurade sjöar og vattendrag. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (1982) 6: 1-96.
- Eriksson, F., Hörnström, E., Mossberg, P. & Nyberg, P. 1983. Ecological effects of lime treatment of acidified lakes and rivers in Sweden. Hydrobiologia 101: 145-164.
- Fjellheim, A. & Raddum, G.G. 1990. Acid precipitation: Biological monitoring of streams and lakes. The Sci. Total Environ. 96: 57-66.
- Flössner, D. 1972. Krebstiere, Crustacea, Kiemen- und Blattfüsser, Branchiopoda, Fischläuse, Branchiura. - Tierwelt Deutschl. 60: 1-501.
- Halvorsen, G. & K. Elgmork 1976. Vertical distribution and seasonal cycle of *Cyclops scutifer* Sars (Crustacea, Copepoda) in two oligotrophic lakes in southern Norway. Norw. J. Zool. 24: 142-160.
- Halvorsen, G., Storeid, S.E., Sporsheim, P. & Walseng, B. 1994. Ferskvannsbiologiske undersøkelser av grytehullsjøene i Gardermo-området. NINA Forskningsrapport 57: 1-42.
- Henrikson, L., Oscarson, H.G. & Stenson, J.A.E. 1984. Development of the crustacean zooplankton community after lime treatment of the fishless Lake Gårdsjön, Sweden. Rep. Inst. Freshwat. Res., Drottningholm 61: 104-114.
- Herbst, H.V. 1976. Blattfusskrebse (Phyllopoden: Echte Blattfüsser und Wasser- flöhe). - Kosmos-Verlag Franckh, Stuttgart, 130 s.
- Hesthagen, T., Sevaldrud, I.H. & Berger, H.M. 1999. Assessment of damage to fish populations in Norwegian lakes due to acidification. Ambio 28:12-17.
- Hesthagen, T. & Hindar, A. 2002. Storflom og reforsuring høsten 2000: En evaluering av effekter på vannkvalitet og ørretbestander i åtte kalket innsjøer i telemark. NINA Oppdragsmelding 754:1-17.
- Hesthagen, T. & Ugedal, O. 2002. Bestandsforholdene hos innsjølevende aure I forhold til tilgjengelig gyte – og oppvekstareal, med spesiell referanse til kalka lokaliteter. Fremdriftsrapport, Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Hesthagen, T. & Østborg, G. 2006. Endringer i forsureningsskader på fiskebestander i innsjøer siden 1990-tallet. NINA Rapport 169.
- Hesthagen, T., Fiske, P. & Skjelkvåle, B.L. 2006. Critical limits for acid neutralizing capacity (ANC) for fish in lakes with different levels of organic carbon (TOC). Aquatic Ecology (Submitted).
- Hill, M.O. 1979. DECORANA - A Fortran program for detrended correspondence analysis and reciprocal averaging. Cornell University, Ithaca, New York.

- Hill, M.O. & Gauch, H.G. 1980. Detrended correspondence analysis; an improved ordination technique. – *Vegetatio* 42 47-58.
- Hillbricht-Ilkowska, A., Rybak, B. I., Kajak, Z., Dusoge, K., Ejsmont-Karabin, J., Spodniewska, I., Weglenska, T. & Godlewska-Lipowa, W.A. 1977. Effect of liming on a humic lake. *Ekol. pol.* 25(3): 379-420.
- Hultberg, H. & Andersson, I.B. 1982. Liming of acidified lakes: induced long-term changes. *Water, Air, and Soil Pollut.* 18: 311-331.
- Hörnström, E. & Ekström, C. 1986. Acidification and Liming Effects on Phytoplankton in Some Swedish West Coast Lakes, Statens naturvårddsverk.
- Hörnström, E., Ekström, C. & Andersson, P. 1992. 10 Mellansvenska sjöar, kalkningseffekter på plankton och vattenkemi., Statens naturvårddsverk.
- Jørgensen, I. 1972. Forandringer i strukturen til planktoniske og littorale Crustacea-samfunn under gjengroing av humusvann i området Nordmarka og Krokskogen ved Oslo, korrelert med hydrografiske data. Hovedfagsoppgave i spesiell zoologi (upubl.), Univ. i Oslo.: 83 s.
- Kaste, Ø., Håvardstun, Krogd, F. & Simonsen, J.H. 1997. E 18 Nørholm-Dyreparken. Vurdering av bunnfauna og fiskehabitat i bekker langs planlagte vegtrassèer. Statens vegvesen Aust-Agder vegkontor og NIVA. Temarapport nr 6.
- Kiefer, F. 1973. Ruderfusskrebse (Copepoda). - Kosmos-Verlag, Franckh, Stuttgart.
- Kiefer, F. 1978. Freilebende Copepoda. - Elster, H. J. & Ohle, W., red. *Das Zooplankton der Binnengewässer* 26: 1-343.
- Kleiven, E., Krogd, F., Halvorsen, G.A., Hobæk, A., Håvardstun, J. & Lie, M.C. 2006. Biologisk oppfølging av kalkede lokaliteter i Vest-Agder i 2005 - Homevatnet, Lonane, Gletnevatnet og Livatnet. Norsk institutt for vannforskning, Rapport 5202.
- Krogd, F. 2006. Metode for å beregne en "naturlig" vannkvalitet i kalka innsjøer i Aust-Agder. Norsk institutt for vannforskning, Rapport. (I prep.).
- Lydersen, E., Larssen, T. & Fjeld, E. 2004. The influence of total organic carbon (TOC) on the relationship between acid neutralizing capacity (ANC) and fish status in Norwegian lakes. *Sci. Total Environ.* 326:63-69.
- Naturvårdsverk, F.S. 1981. Kalkning av sjöar og vattendrag. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (1981) 4: 1-201.
- Nyberg, P. 1984. Impact of Chaoborus predation on planktonic crustacean communities in some acidified and limed forest lakes in Sweden. *Rep. Inst. Freshwat. Res., Drottningholm* 61: 154-166.
- Nyberg, P. 1995. Liming strategies and effects: the Lake Västra Skälsjön case study. Liming of acidified surface waters. A Swedish synthesis. L. Henrikson and Y. W. Brodin. Berlin, Springer Verlag: 327-338.
- Raddum, G.G. & Fjellheim, A. 1990. Acid precipitation: Biological monitoring of streams and lakes. *The Sci. Total Environ.* 96:2171-2173.
- Rylov, W.M. 1948. Freshwater Cyclopoida. Fauna USSR, Crustacea 3 (3). - Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem 1963, 314 s.
- Sandøy, S. 1984. Zooplanktonsamfunnet i to forsura vatn i Gjerstad i Aust-Agder. Virkning av biotiske og abiotiske faktorer på livssyklus og populasjonstetthet. Hovedfagsoppgave i spesiell zoologi, Univ. Oslo: 247.
- 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 Pollution* 85: 997-1002.
- Sars, G.O. 1903. An account of the Crustacea of Norway. IV Copepoda, Calanoida. - Bergen, 171 s.
- Sars, G.O. 1918. An account of the Crustacea of Norway. VI Copepoda, Cyclopoida. - Bergen, 225 s.
- SFT 2006. Overvåking av langtransportert forurensset luft og nedbør. Årsrapport - Effekter 2005. Statlig program for forurensningsovervåking, Rapport 970/2006.
- Simonsen, J.H. 1999a. Registrering av sjøarebekker i Aust-Agder. Fylkesmannen i Aust-Agder, Miljøvern avdelingen, Rapport nr. 1-1999.
- Simonsen, J.H. 1999b. Biologisk mangfold i Åselva (Kvervebekken), Froland. Stensilert rapport (Tilgjengelig hos Fylkesmannen i Aust-Agder).
- Simonsen, J.H. 2000. Prøvefiske i kalkede, eller vurdert kalkede områder i Aust-Agder 1999. Fylkesmannen i Aust-Agder, Miljøvern avdelingen, Rapport nr. 1-2000.

- Simonsen, J.H. 2002. Yngelundersøkelser i sjøarebekker i Aust-Agder, 2000-2001. Fylkesmannen i Aust-Agder, Miljøvernavdelingen, Rapport nr. 2-2002.
- Simonsen, J.H. 2004. Yngelundersøkelser i sjøarebekker i Aust-Agder, 2003. Fylkesmannen i Aust-Agder, Miljøvernavdelingen, rapport nr. 2-2004.
- Skjelkvåle, B.L., Wright, R.F. & Henriksen, A. 1998. Norwegian lakes show widespread recovery from acidification; results from national surveys of lake-water chemistry. *Hydrol. and Earth Sci.* 2: 555-562.
- Skjelkvåle, B. L., Tørseth, K., Aas, W. & Andersen, T. 2001. Decrease in acid deposition – recovery in Norwegian waters. *Water, Air and Soil Pollut.* 130: 1433-1438.
- Smirnov, N.N. 1971. Chydoridae. *Fauna USSR, Crustacea* 1 (2). - Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem 1974, 644 s.
- Svensson, J.-E., Henrikson, L., Larsson, S. & Wilander, A. 1995. Liming strategies and effects: The lake Gårdsjön case study. Liming of acidified surface waters. A Swedish synthesis. L. Henrikson and Y. W. Brodin. Berlin, Springer Verlag: 309-325.
- ter Braak, C.J.F. & Smilauer, P. 1998. CANOCO reference manual and User's guide to Canoco for Windows. Software for Canonical Community Ordination, (version 4). Microcomputer Power, Ithaca, NY, USA.
- Vallin, S. 1953. Zwei acidotrophe Seen im Küstengebiet von Nordschweden. *Rep. Inst. Freshwat. Res., Drottningholm* 34: 167-189.
- von Bertalanffy, L. 1938. A quantitative theory of organic growth. *Human Biol.* 10: 181-213.
- Walseng, B., Raddum, G.G. & Kroglund, F. 1995. Kalking i Norge. *Invertebrater. DN-utredning* 1995-6. 63 s.
- Walseng, B. & Halvorsen, G. 1988. Krepssdyrundersøkelser i forbindelse med byggingen av Nappetjern kraftverk. *Økoforsk Utredning* 1988, 15: 1-41.
- Walseng, B. & Bongard, T. 2000. Arendalsvassdraget -Zooplankton og bunndyr - Kalking i vann og vassdrag. *Overvåking av større prosjekter* 1999. DN-Notat 2000-2: 51-54.
- Walseng, B. & Halvorsen m.fl. 2001. Littoral microcrustaceans (Cladocera and Copepoda) as indices of recovery of a limed water system. *Hydrobiologia* 450: 159-172.
- Walseng, B. & Karlsen, L.R. 2001. Planktonic and littoral microcrustaceans as indices of recovery in limed lakes in S.E Norway. *Water, Air and Soil Pollution* 130: 1313-1318.
- Walseng, B., Hessen, D.O., Schartau, A.K. & G. Halvorsen. 2006. Major contribution from littoral crustaceans to zooplankton species richness in lakes. *Limnol. Oceanogr.* 51(6): 2600-2606.
- Weider, L.J., Lampert, W., Wessels, M., Colbourne, J.K. & Limburgh, P. 1997. Long-term genetic shifts in a microcrustacean egg bank associated with anthropogenic changes in the Lake Constance ecosystem. *Proceedings of the Royal Society of London series B-biological sciences* vol. 264, nr. 1388:1613-1618.
- Zippin, C. 1958. The removal method of population estimation. *J. Wildlife Manage.* 22:82-90.
- Aagaard, K. & Dolmen, D. 1996 (red). *Limnofauna Norvegica*. Tapir forlag.
- Aas, W., Solberg, S., Berg, T., Manø, S. & Yttri, K.E. 2006. Overvåking av langtransportert luft og nedbør. *Atmosfærisk tilførsel, 2005. Statlig program for forurensningsovervåking, Rapport* 955/2006.

7 Vedlegg

Vedlegg 1. Antall bunngarn benyttet ved prøvfiske i de enkelte innsjøer, fordelt på stasjoner og dyp.

Innsjø	Dyp	St 1	St 2	St 3	St 4	St 5	St. 6
Torebuvatnet	0-3	1	1	1	1	0	0
	3-6	1	1	1			
Vøylevatnet	0-3	1	1	1	1	1	1
	3-6	1	1	1	1	1	1
	6-12	1	1				
Stålevatnet	0-3	1	1	1	1	0	0
	3-6	1	1	1	1	0	0
	6-12	1	1	1			
	12-20	1					
Håvatnet	0-3	1	1	1	1	0	0
	3-6	1	1	1	0	0	0
	6-12	1	1	1	0	0	0
Steinsvatnet	0-3	1	1	1	1	0	0
	3-6	1	1	1	1	0	0
	6-12	1	0	1	0	0	0
Eftevatnet	0-3	1	1	1	1	1	0
	3-6	1	1	1	1	1	0
	6-12	1	1	0	0	0	0
Rabnevatnet	0-3	1	1	1	0	0	0
	3-6	1	0	1	0	0	0
Bjennvatnet	0-3	1	1	1	1	0	0
	3-6	1	1	1	1	0	0
	6-12	0	0	1	0	0	0
Ersdalsvatnet	0-3	1	1	1	1	1	1
	3-6	1	1	1	1	1	1
	6-12	1	0	0	1	0	0

Vedlegg 2. Littoralsamfunnets prosentvis sammensetning. * < 1,0% ** 1-10% * <10%.**
Composition (%) of the littoral crustaceans. * < 1,0% ** 1-10% * > 10 %.**

Lokalitet	Torebuv	Vøylev	Stålev	Håvatn	Steinsv	Eftev	Rabnev	Bjennv	Ersdalsv
Dato	7.8.	8.8.	10.8.	10.8.	10.8.	12.8.	13.8.	13.8.	14.8.
Vannlopper									
Diaphanosoma brachyurum (Liév.)T				*		*		*	**
Sida crystallina (O.F.M.)				**	**		***	***	*
Holopedium gibberum Zaddach	**	*				*			
Ceriodaphnia quadrangula (O.F.M.)		*		**	***	**		*	*
Daphnia longispina (O.F.M.)	***				*		*	*	
Scapholeberis mucronata (O.F.M.)		***			*	*	*	***	
Simocephalus vetula (O.F.M.)				*					
Bosmina longispina Leydig	***	**	***	**	**	*	*	*	***
Acantholeberis curvirostris (O.F.M.)				*					
Ophryoxus gracilis Sars				*	*				
Streblocerus serricaudatus (Fisch.)			***	**	*		*	*	*
Acroperus harpae (Baird)	**		*	**	*	*		*	*
Alona affinis (Leydig)			**	**			*	*	*
Alona guttata Sars			**	**	*		*		*
Alona intermedia Sars				*					
Alona rustica Scott		*	*	*					
Alonella exigua (Fischer)				*					
Alonella excisa (Fischer)		*	**	**	*	*		*	*
Alonella nana (Baird)	**	*	**	**	*	*	*	*	
Alonopsis elongata Sars	*	**	**	***	*	**	**	**	*
Camptocercus rectirostris Schoedler							*		*
Chydorus sphaericus (O.F.M.)			*	*	*	*	*	*	
Eurycercus lamellatus (A.F.M.)	*	*	*	*	*	*		*	*
Graptoleberis testudinaria (Sars)						*	*		
Pleuroxus truncatus (O.F.M.)				*				*	
Rhynchotalona falcata Sars	*	*				*			
Polyphemus pediculus (Leuck.)	***	***		**	*	***	***	***	***
Bythotrephes longimanus Leydig					*				
Hoppekreps									
Eudiaptomus gracilis Sars			**	**	**	*	*	*	**
Heterocope saliens (Lillj.)				*	**	*			
cal naup			**	*				*	
Macrocyclus albidus (Jur.)	*	*		*	*	*			
Macrocyclus fuscus (Jur.)					*	*			
Eucyclops serrulatus (Fisch.)			*	*		*	*	*	*
Paracyclops affinis Sars			*				*	*	
Paracyclops fimbriatus (Fisch.)									*
Cyclops scutifer Sars			*		*				**
Acanthocyclops capillatus Sars		*							
Diacyclops nanus (Sars)	*			*		*		*	
Mesocyclops leuckarti (Claus)				***	*				
naup	*	*	***	**	**	*		**	**
cycklopoditt indet	**		**	**	**				
tot ant krepsdyr	504	4465	341	2417	5430	106711	75010	59610	4706
trekkleugde	20	20	20	20	20	20	20	20	20
ant krepsdyr pr m3	357	3159	241	1710	3842	75498	53070	42174	3329

NINA Rapport 216

ISSN:1504-3312

ISBN 10: 82-426-1776-7

ISBN 13: 978-82-426-1776-7



Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: NO-7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, NO-7047 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 73 80 14 01

Organisasjonsnummer: 9500 37 687

<http://www.nina.no>