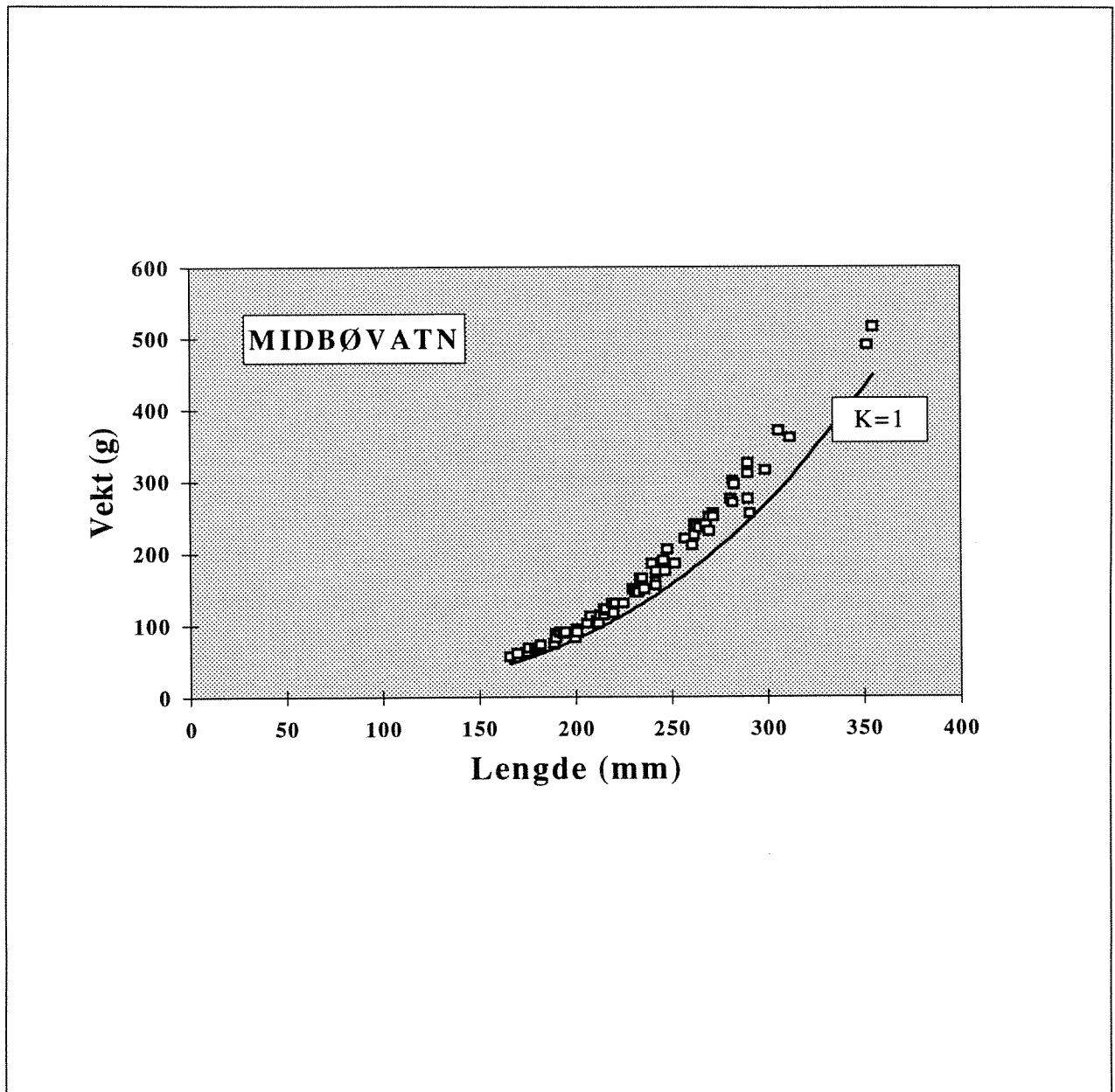



Evaluering av fullkalkete innsjøer i Sogn og Fjordane:

Fiskebestander, makrovegetasjon,
bunndyr og dyreplankton



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.: O-95153	Undemr.:
Løpenr.: 3385	Begr. distrib.:

Hovedkontor Postboks 173, Kjelsås 0411 Oslo Telefon (47) 22 18 51 00 Telefax (47) 22 18 52 00	Sørlandsavdelingen Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (47) 37 04 30 33 Telefax (47) 37 04 45 13	Østlandsavdelingen Rute 866 2312 Ottestad Telefon (47) 62 57 64 00 Telefax (47) 62 57 66 53	Vestlandsavdelingen Thormøhlensgt 55 5008 Bergen Telefon (47) 55 32 56 40 Telefax (47) 55 32 88 33	Akvaplan-NIVA A/S Søndre Tollbugate 3 9000 Tromsø Telefon (47) 77 68 52 80 Telefax (47) 77 68 05 09
--	---	--	---	--

Rapportens tittel: Evaluering av fullkalkete innsjøer i Sogn og Fjordane: Fiskebestander, makrovegetasjon, bunndyr og dyreplankton.	Dato: 27.12.95	Trykket: NIVA 1996
Forfatter(e): Anders Hobæk Vilhelm Bjerknæs Tor Erik Brandrud Torleif Bækken	Faggruppe: Kalking	Geografisk område: Sogn og Fjordane
	Antall sider:	Opplag:

Oppdragsgiver: Fylkesmannen i Sogn og Fjordane, Miljøvernavdelinga	Oppdragsg. ref.: Merete Farstad
--	---

Ekstrakt: <p>Biologiske undersøkelser er utført i åtte fullkalkete innsjøer i fem kommuner i Sogn og Fjordane, med formål å evaluere effekter av kalkingstiltak på fiskebestand, bunndyr, makrovegetasjon og dyreplankton. Resultatene, sammen med eksisterende vannkjemiske data, er brukt som grunnlag for å vurdere om kalkingstiltakene virker etter hensikten, om de har vært nødvendige, og om det kan påvises uønskete effekter av kalkingen.</p> <p>Fem innsjøer viste biologiske tegn til moderate forsuringsskader, mens slike tegn ikke kunne påvises i tre innsjøer. I to av disse forekom flere forsuringfølsomme arter innen vannvegetasjon og bunndyrsamfunn, og i den tredje overskygges eventuelle forsuringsskader av regulerings effekter. En av disse innsjøene viser tegn til endringer i vannvegetasjonen, og kalking bør trolig reduseres.</p> <p>I en av de forsuringsskadede innsjøene ble det påvist framvekst av krypsiv.</p> <p>Det anbefales å skaffe bedre vannkjemisk grunnlag for å vurdere kalkmengder i forhold til kalkingsmål for samtlige lokaliteter. I tre lokaliteter bør kalkingsstrategien revurderes.</p>

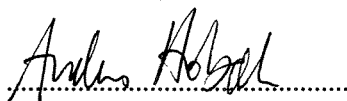
4 emneord, norske

1. Kalking
2. Forsuring
3. Fiskebestand
4. Biologisk mangfold

4 emneord, engelske

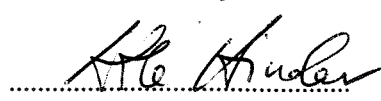
1. Liming
2. Acidification
3. Fish stocks
4. Biodiversity

Prosjektleder



Anders Hobæk

For administrasjonen



Atle Hindar

ISBN82-577-2915-9

O - 95153

Evaluering av fullkalkete innsjøer i Sogn og Fjordane:

**Fiskebestander, makrovegetasjon, bunndyr og
dyreplankton**

NIVA Vestlandsavdelingen

Desember 1995

Prosjektleder: Anders Hobæk
Medarbeidere: Vilhelm Bjerknes
Tor Erik Brandrud
Torleif Bækken

FORORD

Fylkesmannen i Sogn og Fjordane, Miljøvernavdelingen, forvalter statlige midler øremerket for vassdragskalking. Motivasjonen for denne innsatsen er å bevare vassdragenes biologiske mangfold. Tradisjonelt har man primært vært opptatt av å beskytte bestander av laks og aure mot effekter av forsuring, og antatt at en vannkjemisk tilstand som egner seg for disse artene, også vil beskytte andre organismer. I de senere år er dette synet blitt atskillig nyansert, og man er blitt oppmerksom på at ulike former for kalking også kan ha uønskete biologiske effekter i vassdragene. Dokumentasjon av vannkjemisk og biologisk tilstand og eventuelle endringer i tilstand som følge av kalking blir derfor et viktig element i kalkingsprosjektene. Dessverre mangler slik dokumentasjon fortsatt i mange tilfeller.

NIVA Vestlandsavdelingen har gjennomført en biologisk inventering i åtte kalkete innsjøer i Sogn og Fjordane. I dette inngår undersøkelser av fiskebestand, makro-vegetasjon, bunndyr og dyreplankton. Dette er flere elementer enn det har vært vanlig å ha med i slike undersøkelser, og den tverrfaglige tilnærmingen styrker konklusjonene når flere elementer peker i samme retning. Vi tror denne tilnærmingen vil bli vanlig i årene som kommer, og arbeidet har derfor vært spennende og inspirerende.

Feltarbeidet er gjennomført av Tor Erik Brandrud (NIVA Oslo), Vilhelm Bjerknes, Marc Berntssen og Anders Hobæk (alle NIVA Vestlandsavdelingen). Brandrud og Bjerknes har hatt ansvaret for bearbeidelse av hhv. makrovegetasjon og materiale fra prøvefiske. Torleif Bækken (NIVA Oslo) har bearbeidet bunndyrmaterialet. Anders Hobæk har bearbeidet dyreplankton og vært prosjektleder.

Vi takker alle som har bidratt med praktisk hjelp ved feltarbeidet og/eller informasjon fra kalkingslokalitetene: Jarle Nordgulen, Karl-Jan Erstad, Steinar Gjersdal, Knut Haugen, Bjarne Huseklepp, Jon Kalstad og Jens Berge. Kalkingskonsulent Merete Farstad har vært kontakt-person ved Miljøvernavdelingen, og takkes for hyggelig samarbeid og for assistanse i felt.

Bergen, desember 1995,

Anders Hobæk

INNHold

FORORD	2
INNHold	3
SAMMENDRAG	4
1. INNLEDNING	6
2. MATERIALE OG METODER	7
2.1. OVERSIKT OVER LOKALITETENE.....	7
2.2. PRØVEFISKE.....	8
2.3. MAKROVEGETASJON	11
2.4. DYREPLANKTON	11
2.5. BUNNDYR.....	11
2.6. VANNKJEMISKE DATA.....	12
2.7. GJENNOMFØRING	12
3. SAMMENFATNING AV RESULTATER OG VURDERING	13
3.1. FISKEBESTANDER.....	13
3.2. MAKROVEGETASJON	19
3.3. DYREPLANKTON	27
3.4. BUNNDYR.....	29
3.5. VURDERING AV KALKINGSEFFEKTER	33
4. RESULTATER FRA DE ENKELTE INNSJØER	36
4.1. BERGSVATN I GAULAR	36
4.2. FAGREDALSVATN I GAULAR.....	41
4.3. VARDEVATN I FJALER	47
4.4. TOREVATN I FJALER.....	52
4.5. HELDALSVATN I HØYANGER	57
4.6. ESPELANDSVATN I HYLLESTAD.....	62
4.7. SVDALSVATN I GULEN	69
4.8. MIDBØVATN I GULEN	75
5. LITTERATUR	80

SAMMENDRAG

Det er utført en biologisk inventering i åtte fullkalkete innsjøer i Sogn og Fjordane, med formål å evaluere effekter av igangsatte kalkingstiltak. Tilgjengelig informasjon om vannkjemisk tilstand og endringer er også lagt til grunn for vurderingene. Undersøkellesprogrammet omfattet prøvefiske med garn, elfiske i aktuelle gytebekker, vurdering av makrovegetasjon og mulighet for framvekst av krypsiv, bunndyr i innsjø og bekker (forsuringsindeks) og dyreplankton.

Bergsvatn i Gaular. Aurebestanden har naturlig begrenset rekruttering og er vesentlig basert på utsetting. Kalking, kombinert med bedret atkomst til utløpsbekken og opprensning av bunnen, har gitt rekruttering, og fisken viste også bedret vekst etter kalkingen. Det ble bare påvist moderat forsuringfølsomme og ikke-følsomme arter blant bunndyr, dyreplankton og vannplanter. Det forventes ikke betydelige endringer i vegetasjon eller invertebratfauna.

Fagredalsvatn i Gaular. Også her var gyteforholdene begrensende for auren. Forekomst av forsuringfølsomme arter både blant bunndyr og vannplanter tyder på at forsuring ikke har vært et alvorlig problem i lokaliteten. Det forventes små eller ingen endringer i innsjøen som følge av kalking, men kalkingsstrategien bør revurderes.

Vardevatn i Fjaler. Rekrutteringsarealene for aure var også her sterkt begrenset. Kalking, sammen med fysiske tiltak for å bedre reproduksjonsarealet ser ut til å ha gitt bedre rekruttering. Det ble bare påvist moderat følsomme eller ikke-følsomme arter blant bunndyr, dyreplankton og vannplanter. Det forventes ikke betydelige endringer i vegetasjon eller invertebratfauna. Dosering av kalk bør revurderes når anslag over innsjøens volum og oppholdstid foreligger.

Torevatn i Fjaler. Også her var gyteforholdene begrensende for auren. Det ble ikke påvist årsunger av aure, til tross for kalkingstiltakene. Økt tilvekst hos større fisk tyder likevel på gunstig effekt av kalkingstiltakene. Det ble bare påvist moderat følsomme eller ikke følsomme arter blant bunndyr, dyreplankton og vannplanter. Det forventes ikke betydelige endringer i vegetasjon eller invertebratfauna. Kalkdosering bør revurderes når innsjøens volum og oppholdstid er estimert.

Heldalsvatn i Høyanger. Rekrutteringsarealene for aure var også her begrenset. Det ble bare påvist moderat følsomme eller ikke følsomme arter blant bunndyr, dyreplankton og vannplanter. Det forventes ikke betydelige endringer i vegetasjon eller invertebratfauna. Dosering av kalk bør revurderes når anslag over innsjøens volum og oppholdstid foreligger.

Espelandsvatn i Hyllestad. Det ble ikke påvist forsuringsskader på villfisk eller invertebrater, da eventuelle effekter ble overskygget av regulering. Forsuringfølsomme bunndyr ble påvist i Bøfjordelva. Reguleringen har også ført til reduserte rekrutteringsarealer for aure. Laks i oppdrett vil være mer følsom for forsuring enn aure, og ukalket kan vannkvaliteten være marginal for laks i forhold til episodisk forsuring. Innsjøen har stor vannutskifting, og krever relativt store kalkmengder.

Svardalsvatn i Gulen. Innsjøen er klart forsuringpåvirket. Røyebestanden er trolig tapt, mens aurebestanden har bra rekruttering. Kalkingstiltaket har pågått i for kort tid til å vurdere effekter på fiskebestanden. Det ble bare påvist moderat følsomme eller ikke følsomme arter blant bunndyr, dyreplankton og vannplanter. Krypsiv viser aggressiv vekst i innsjøen, i alle fall delvis som følge av kalking, og videre spredning av kalk i gruntområdene bør unngås. Utviklingen av vegetasjonen bør overvåkes. Kalkingen har hatt god effekt på vannkjemien i 1995.

Midbøvatn i Gulen. Forsuringsskadene i denne innsjøen ser ut til å være svært begrenset, og en rekke forsuringfølsomme arter ble påvist. Aurebestanden har begrenset rekruttering, men dette skyldes også andre forhold enn vannkvalitet. Det er klare tegn til endringer i vannvegetasjon som følge av kalkingen, og utviklingen videre bør overvåkes. Kalkingsstrategien og kalkmengdene bør revurderes.

Felles for alle innsjøene er mager bakgrunnsinformasjon om vannkjemi. For de fleste av lokalitetene gjelder dette også perioden etter at kalking er satt i verk. Det er derfor ikke mulig å gi en vurdering av kalkingsstrategi og tilførte kalkmengder i forhold til et vannkemisk kalkingsmål. For en forsvarlig vurdering av kalkmengder er et vannkemisk analyseprogram en helt nødvendig del av oppfølgingen av lokalitetene. I tillegg mangler tall for innsjøvolum og vannutskifting i fire av innsjøene, og dette er nødvendig grunnlag for å utarbeide detaljerte kalkingsplaner.

Et gjennomgående trekk synes å være perioder med avrenning av surt overflatevann i forbindelse med snøsmelting. Dette er et generelt problem ved innsjøkalking. I flere av lokalitetene er utløpselven er det viktigste rekrutteringsareal for aurebestandene. En kalkingsstrategi som inkluderer tiltak mot dette, f. eks. kalking på is, vil være gunstig for disse.

1. Innledning

Denne undersøkelsen er utført for Fylkesmannen i Sogn og Fjordane, Miljøvernavdelingen. Fylkesmannen forvalter statlige midler til vassdragskalking, og ønsket å evaluere kjemiske og biologiske effekter av denne aktiviteten. Programmet skulle omfatte vannkjemi, bestandsundersøkelser av fisk (innlandsaure), analyser av bunndyrfauna med formål å beregne forsuringsindeks basert på indikatorarter, og status for tilgroing. Med bakgrunn i erfaringer fra Sør- og Sørvest-landet var mulig framvekst av krypsiv av spesiell interesse. I alt åtte fullkalkete innsjøer i 5 kommuner inngikk i programmet. I målsettingen inngikk også forslag til endring i kalkingsstrategi, dersom de ønskete vannkjemiske eller biologiske forhold ikke var oppnådd.

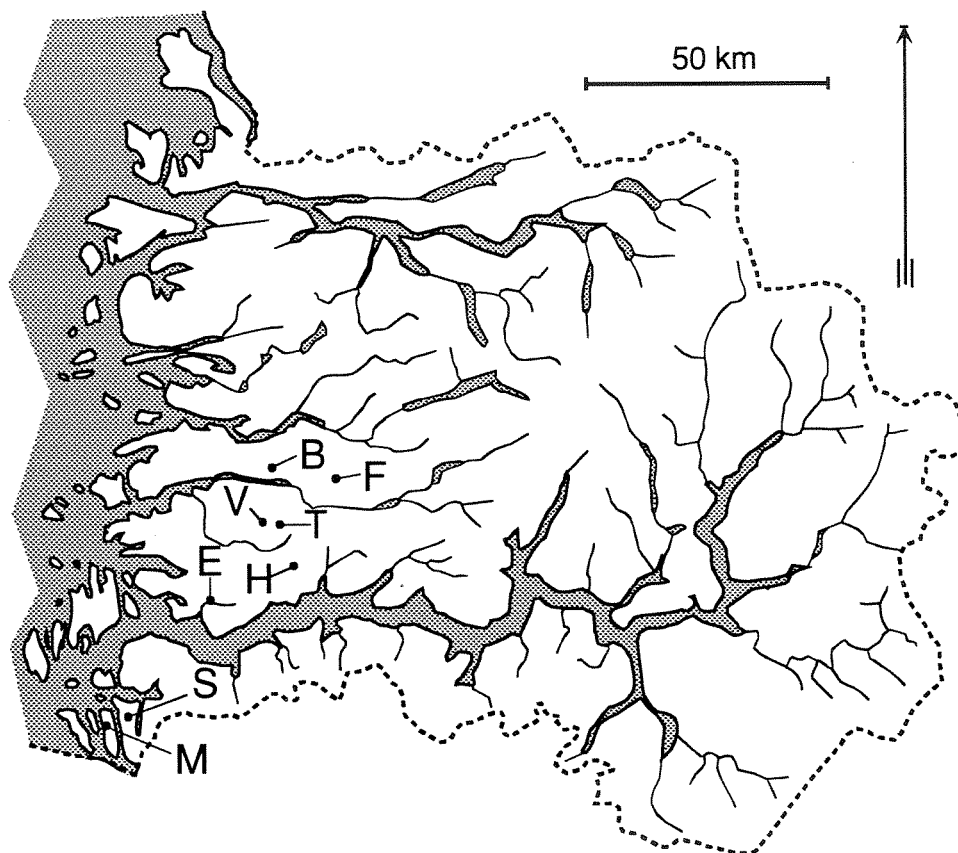
Ved oppstart av prosjektet ble den vannkjemiske oppfølgingen av lokalitetene trukket ut, og en sto igjen med en vannbiologisk evaluering. Feltarbeid i innsjøene ble utført i juli - september 1995. Resultatene av dette arbeidet rapporteres her.

Sentralt i en vurdering av kalkingeffekter står begrepet vannkvalitet. Med tanke på forsurening i forhold til bestander av innlandsaure, har det vært vanlig å sette en nedre grense for ANC (Acid Neutralizing Capacity eller syrenøytraliserende evne) ved 20 $\mu\text{ekv/L}$ (se f. eks. Lien m. fl. 1992). Denne bufferevnen må imidlertid sees i forhold til svingninger i tilførsel av forsurende stoffer. I det aktuelle området er tilførslene sett over flere år nokså beskjedne, bortsett fra i Gulen. Men svingningene kan være betydelige, spesielt i forbindelse med snøsmelting om våren. Effektene av sjøsalter deponert i uværsperioder (Hindar m.fl. 1993) har bidratt til at det blir enda vanskeligere å sette et vannkjemisk mål for kalkingstiltak. I vår vurdering har vi tatt ANC = 20 $\mu\text{ekv/L}$ som et utgangspunkt, i den forstand at ANC ikke bør falle under 20 $\mu\text{ekv/L}$ i perioden mellom årlige kalkinger. Det er samtidig klart at flere av de aktuelle innsjøene i sin naturtilstand har hatt meget lavt ioneinnhold og lavere bufferevne enn denne målsettingen.

I vurderingene som er gjort, har vi tatt i betraktning alle vannkjemiske data vi har klart å finne fram til. Selv om ANC gir et utgangspunkt for å vurdere forsurening- og kalkingeffekter, er det innholdet av giftige fraksjoner av aluminium som gir skader på fiskebestandene. Et problem i vurderingene har vært mangel på informasjon om vannkjemiske forhold i alle innsjøene, både før og etter at kalkingstiltakene er satt i verk.

2. Materiale og metoder

2.1. Oversikt over lokalitetene



Figur 2.1. Kart over Sogn og Fjordane, med de undersøkte fullkalkete innsjøene avmerket. B = Bergsvatn, F = Fagredalsvatn, T = Torevatn, V = Vardevatn, H = Heldalsvatn, E = Espelandsvatn, S = Svardalsvatn, M = Midbøvatn.

Åtte innsjøer inngikk i undersøkelsen. De ligger i fem forskjellige kommuner i de ytre delene av Sogn og Sunnfjord. Plasseringen er vist i Figur 2.1, og Tabell 2.1 sammenfatter litt geografisk informasjon om innsjøene. Data om nedbørfelt, avrenning, innsjøvolum er samlet i Tabell 2.2.

Tabell 2.1. Innsjøer som er undersøkt. For Espelandsvatn er HOH oppgitt som HRV.

Innsjø	Vassdrag	Kommune	UTM (32V) utløp	HOH m	Første innsjøkalking	Første bekkekalking
Bergsvatn	Njøsen	Gaular	LP 172 116	573	1992	1992
Fagredalsvatn	Gaular	Gaular	LP 304 085	459	1992	1992
Vardevatn	Guddal	Fjaler	LP 148 990	557	1991	1991
Torevatn	Guddal	Fjaler	LP 178 983	548	1992	1992
Heldalsvatn	Dyrnesli	Høyanger	LN 209 919	395	1991	-
Espelandsvatn	Bøfjord	Hyllestad	LN 053 858	86,5	1993	1993
Svardalsvatn	Svardal	Gulen	KN 875 578	29	1994	1992
Midbøvatn	Randal	Gulen	KN 816 592	18	1991	1991

Det har ikke vært mulig å skaffe til veie fullstendig informasjon om innsjøvolum og vannutskifting for alle innsjøene (Tabell 2.2), siden det mangler data om middeldyp for fire av dem. I Tabell 2.2 er det satt opp teoretisk oppholdstid for et antatt maksimum og minimum middeldyp for de innsjøene vi mangler data for. Reelle verdier ligger sannsynligvis et sted mellom de antydte. Det må understrekes at de antydte verdiene ikke må legges til grunn for videreføring av kalkingsprosjektene, og at de reelle tall må skaffes til veie.

Tabell 2.2. Hydrologiske forhold i de undersøkte innsjøene. Opplysninger er tatt fra kalkingssøknader, og arealdata delvis komplettert ved planimetrering fra kartblad 1:50 000. Manglende informasjon er markert med skravering (4 innsjøer). Mulige verdier for middeldyp og oppholdstid er antydte for disse innsjøene.

INNSJØ	NEDBØRFELT			INNSJØ			
	Areal km ²	Spesifikk avrenning l/s km ²	Avrenning 10 ⁶ m ³ .år ⁻¹	Areal km ²	Middel- dyp m	Volum 10 ⁶ m ³	Oppholdstid år
Bergsvatn	1,3	80	3,3	0,20	9,1	1,82	0,55
Fagredalsvatn	2,3	70	5,0	0,13	13,6	1,79	0,36
Vardevatn	1,7	90	4,8	0,18	7 - 14		0,26 - 0,51
Torevatn	1,8	90	5,1	0,14	5 - 12		0,13 - 0,32
Heldalsvatn	1,1	80	2,8	0,22	7 - 15		0,55 - 1,19
Espelandsvatn	88,9	80	224	1,28	15 - 30		0,09 - 0,17
Svardalsvatn	8,9	90	25,3	0,82	17	13,9	0,55
Midbøvatn	1,4	55	2,4	0,18	4	0,72	0,30

2.2. Prøvefiske

Prøvegarnfiske ble utført med standard settegarnserier ("Jensen-serie") med 8 garn av ulike maskevidder (52, 45, 40, 35, 29, 26, og 2 x 21 mm). I tillegg ble det benyttet et 15 mm settegarn i noen vann, og en lenke bestående av 2 x 29 mm flytegarn i noen vann. Settegarnene er 25 m lange og 1,5 m dype, flytegarnene 30 m lange og 2,5 m dype. Maskevidder, garntyper og fiskeinnsats (antall garnnetter) i de ulike vannene framgår av Tabell 2.4. Innsamlingen av fiskemateriale foregikk i perioden 29. august til 9. september 1995. I Espelandsvatnet ble det fisket i 2 netter, i de andre vannene 1 natt.

Settegarnene ble satt vinkelrett fra land, og spredt jevnt rundt vannet. Flytegarnene ble satt i lenke (2 garn) i overflaten, forankret med iler og holdt flytende ved hjelp av blåser.

Garnene ble satt om kvelden og trukket neste morgen. Fangst fra hvert garn ble holdt adskilt. I felten ble hver fisk lengdemålt til nærmeste mm og veiet til nærmeste gram. Kjønn og gytestadium ble bestemt etter en 7-delt skala, der stadiene fra III til VII betegner årets gytere. Kjøttfarge ble bedømt etter en 3-delt skala, hvit, lys rød og rød.

Fra minimum 30 fisk av ulike størrelser fra hver fangst ble det tatt prøver av skjell og otolitter (ørestein) for senere aldersbestemmelse i laboratoriet. På de samme fiskene ble det gjort bedømmelse av magens fyllingsgrad (volum) etter en 6-delt skala, der 0 står for tom mage, og der hvert trinn fra 1 til 5 indikerer 5-deler av full mage. Mageinnholdet ble konservert på sprit for senere bestemmelse i laboratoriet. For disse fiskene ble det også gjort bedømmelse av angrep av

innvollparasitten måsemark (*Diphyllbothrium dendriticum*). Her benyttes en 6-delt skala, der 0 står for fravær av innvollscyster, og 1-5 for grader av angrep fra én enkelt cyste (1) til "sammenvoksning" mellom tarm og bukvegg (5).

All fangst ble behandlet i fersk tilstand, bortsett fra Bergsvatn, der fangsten ble frosset ned for senere behandling. Otolittene ble fjernet i felt, lagt på sprit og senere undersøkt under binokular i laboratoriet etter brenning i gassflamme. Aldersbestemmelse av ca. 30 fisk fra hvert vann er foretatt ved telling av vintersoner. Otolittbestemmelsene er kontrollert mot skjellprøver.

Borsett fra Espelandsvatn, der det ble fanget en del regnbueaure og laks (rømt oppdrettsfisk), besto garnfangstene utelukkende av aure. Aurefangstenes alders- og størrelsessammensetning og fangst på ulike maskeintervaller er benyttet som grunnlag for å vurdere populasjonstetthet, sammensetning og rekruttering.

I denne rapporten har vi benyttet en vurderingsskala utarbeidet av Jensen (1979) basert på 132 tilfeller av prøvefiske i 79 fiskevann med tildels rene aurebestander, tildels rene røyebestander og tildels blandingsbestander av aure og røye. Skalaen er utarbeidet for innsjøer < 2 km², og passer derfor til alle innsjøer som er med i denne undersøkelsen. Ut fra gjennomsnittlig fangst pr garnnatt på garn med maskevidder fra 35-26 mm (18-24 omfar) er fiskevann og fiske gruppert etter en 5-delt skala:

1. 0-300 g/garnnatt: Dårlig fiske. Svært lite produktive eller hardt overbeskattete aurevann.
2. 300-600 g/garnnatt: Alminnelig fiske. Vanlig produktive og jevnt beskattete aurevann.
3. 600-900 g/garnnatt: Godt fiske. Vann med tette bestander. Aurevann som er lite beskattet.
4. 900-2000 g/garnnatt: Meget godt fiske. Vann med meget tette bestander. Særlig produktive aurevann med akkumulerte bestander.
5. > 2000 g/garnnatt: Helt spesielt godt fiske. Stor fiskebiomasse. Ideelle aurevann med akkumulerte bestander.

Større maskevidder enn 35 mm gir vanligvis minimal fangst, men er tatt med i tilfelle der fangsten bidrar til økning av gjennomsnittet pr. garnnatt.

Alle vannene som inngår i denne undersøkelsen har overflateareal < 2 km², den største innsjøen, Espelandsvatn er på 1.28 km². Selv om hvert vann bare er prøvefisket 1 natt (Bortsett fra Espelandsvatn, 2 netter), gir inndelingen ovenfor en god rettesnor. I kap. 4 vil vi komme inn på en del spesielle forhold som kan ha påvirket fisket i enkelte vann, og som gjør at resultatene må vurderes kritisk.

Aurens rekruttering er vurdert ved å sammenlikne utbytte på garn i maskeviddeintervallet 35- 26 mm med fangst på garn med 21 mm maskevidde (Jfr. Jensen 1979). Situasjonen bedømmes som god når forholdet mellom gjennomsnittlig utbytte i gram på maskevidde 35-26 mm og gjennomsnittlig antall på maskevidde 21 mm ligger mellom 40 og 70 (se Figur 3.1). Lavere verdier indikerer overbefolkning eller vekststagnasjon, mens høyere verdier indikerer at rekrutteringen er liten i forhold til den utnyttbare delen av populasjonen. Forholdstallet er i omtalen av de enkelte innsjøer kalt rekrutteringsindeks.

I tillegg har vi sett på alderssammensetning av fangsten i forhold til tidspunktet for oppstartning av kalking for å vurdere kalkingstiltakets effekt på rekrutteringen.

Tabell 2.4. Fiskeinnsats i de ulike innsjøene.

Innsjø	Dato	Settegarn						Flytegarn	Ant. garnnetter		
		12	14	16	18	22	24			30	38
		Omfar:	14	16	18	22	24	30	38	22	
		mm:	45	40	35	29	26	21	15	29	
Bergsvatn	06.09	1	1	1	1	1	1	2	0	0	8
Fagredalsvatn	05.09	1	1	1	1	1	1	2	1	0	9
Vardevatn	08.09	1	1	1	1	1	1	2	1	0	9
Torevatn	08.09	1	1	1	1	1	1	2	1	0	9
Espelandsvatn	30.08	1	1	1	1	1	1	2	0	2	18
- " -	04.09	1	1	1	1	1	1	2	0	0	10
Heldalsvatn	29.08	1	1	1	1	1	1	1	1	2	13
Svardalsvatn	01.09	1	1	1	1	1	2	3	1	2	8
Midbøvatn	01.09	1	1	1	1	1	1	2	0	0	

Flatetaksering av ungfisk er foretatt i de viktigste tilløpsbekker og i utløpsbekken fra det enkelte vann ved hjelp av elektrisk fiskeapparat. Ved gjentatt fiske 3 ganger på bestemte prøveflater og optelling av fangsten for hver omgang, er det gjort tetthetsestimater av ungfiskbestander (Zippin 1958). Etter lengdemåling ble fisken satt tilbake i bekken. Dette materialet er benyttet til å bedømme selvrekuttering av aure til det enkelte vann.

2.3. Makrovegetasjon

Bare ekte vannplanter er inkludert begrepet "vannvegetasjon" i denne undersøkelsen, herunder:

(i) karplanter og (ii) vannmoser.

Vannvegetasjonen i innsjøene er registrert etter en semikvantitativ, 5-delt skala (1: sjelden, 2: spredt, 3: vanlig, 4: lokalt dominerende, 5: dominerer store deler av littoralsonen). I tillegg er krypsiv (*Juncus bulbosus*) registrert spesielt, mh.p. vekstformer, utviklingsgrad av overflatematter, samt populasjonsprøver for (til)vekstmålinger.

2.4. Dyreplankton

Kvalitative prøver av dyreplankton ble samlet inn i forbindelse med prøvefiske i innsjøene. Det ble tatt vertikale trekk med en enkel planktonhov (diameter 30 cm, maskevidde 90 μm). Hoven ble senket ved innsjøens antatt dypeste punkt til 15 m dyp, eller nesten til bunns hvis innsjøen var grunnere. Hoven fanget både på vei ned og opp igjen. Prøvene ble konservert med etanol, og senere opparbeidet i laboratoriet. Det er ikke foretatt optelling, men relativ dominans (antall) av de ulike artene ble vurdert.

2.5. Bunndyr

Bunndyr ble samlet inn i forbindelse med prøvefisket. Det ble brukt standard metodikk for roteprøver både i bekker og innsjøer (Frost et al. 1971, jfr. også Norsk Standard NS 4719). Håvens maskevidde var 250 μm , og det ble rotet 3x1 min. Prøvene ble fiksert på etanol, og opparbeidet i laboratoriet. Det er ikke foretatt en optelling av individer i prøvene, men relativ dominans av de ulike arter og grupper er angitt.

Basert på forekomst av arter/grupper som er følsomme for forsurening, er hver stasjon tilegnet en forsuringindeks. Grunnlaget for denne indeksen er utarbeidet av Fjellheim og Raddum (1990), hvor metoden er nærmere beskrevet (se også Lien m.fl. 1992). For en videre diskusjon av mulige modifikasjoner av indeksen vises til Kroglund m. fl. (1994). Indeksen kan variere mellom 0 og 1. Hver art som inngår i systemet er tilordnet en følsomhetsklassifisering (0 for tolerante, 0,25 for litt følsomme (tåler pH ned til 4,7), 0,5 for moderat følsomme (tåler pH ned til 5,0) og 1 for svært følsomme (tåler ikke pH <5,5). Dersom det finnes en eller flere arter med forsuringindeks 1, får stasjonen også forsuringindeks 1. Hvis slike ikke finnes, får stasjonen forsuringindeks 0,5 dersom det finnes en eller flere arter med denne følsomheten, etc. Hver stasjon kan derfor få indeksverdi 0; 0,25; 0,5 eller 1,0. Ferskvannssvamp (*Spongilla* sp.) ble funnet i enkelte innsjøer. Denne er ikke tilordnet en indeks i systemet for bunndyr, og er derfor ikke tatt hensyn til i de oppgitte indekser. Det er likevel kjent at den er følsom for forurening, anslagsvis kan den tilordnes en indeksverdi på 0,5 (G.G. Raddum pers. medd.). Arten er imidlertid tatt med i diskusjonen av resultatene.

2.6. Vannkjemiske data

For å vurdere om kalkingsstrategien er riktig er omfattende informasjon om variasjon i vannkemi i innsjø og bekker/elver helt nødvendig. For de aktuelle innsjøene er det ikke oppgitt annen målstting enn å beskytte fiskebestandene, uten noen nærmere presisering av vannkvalitetskrav. I samsvar med Lien m.fl. (1992), synes det naturlig å generelt legge ANC = 20 $\mu\text{ekv/L}$ til grunn som en nedre grense for bufferevne mot forsurende stoffer.

Imidlertid har bare biologisk prøvetaking inngått i dette undersøkelsesprogrammet. Vannkjemiske vurderinger har derfor utelukkende måtte baseres på data fra andre kilder. Oppdragsgiver har stilt sine arkivdata til disposisjon, og noe har vi selv funnet fram til. Det vannkjemiske datagrunnlaget varierer svært mellom innsjøene, men for de fleste innsjøene er det svært mangelfullt. I praksis har dette medført at det ikke har vært mulig med en nærmere diskusjon av kalkingstiltakene i forhold til vannkjemisk målsetting. De vanligste data er pH-målinger, utført av lokale interessenter eller ved et lokalt laboratorium. Målinger av aluminiumsfraksjoner mangler nesten helt. Innsjøene blir fra sommeren 1995 prøvetatt regelmessig, og de viktigste parametre blir analysert ved NINA. Data fra denne serien er tatt med der de har vært tilgjengelige.

Under omtale av de enkelte innsjøer (kapittel 4) er tilgjengelig informasjon om vannkemi oppsummert. Vi har ikke hatt noen mulighet for å vurdere kvaliteten av disse data. For aluminium er det tatt med reaktivt, illabilt og labilt Al. Målinger av totalt Al har vært utført i noen tilfelle, men er mindre relevant og derfor bare nevnt i teksten, ikke i tabellene. Det samme gjelder fargetall, som kan gi en pekepinn på humusinnholdet. I omtalen av de enkelte innsjøer er kildene oppgitt ved forkortelser, som framgår av Tabell 2.3.

Tabell 2.3. Kilder for vannkjemiske data fra de undersøkte innsjøene. Forkortelsene er brukt i omtalen av de enkelte innsjøene (kap. 4).

Forkortelse	Kilde
BH	Bjarne Huseklepp, Guddal
FK	Fiskerikonsulenten i Vest-Norge, Bergen
KH	Knut Haugen, Vadheim
NINA	Norsk Institutt for Naturforskning, Trondheim
NIVA	Norsk Institutt for Vannforskning, Oslo
NTNG	Næringsmiddeltilsynet for Nordhordland og Gulen, Knarvik
FF	Statens Forskningsstasjoner i Landbruk, Fureneset Forskningsstasjon, Fure
KAH	Statens Forskningsstasjoner i Landbruk, Kjemisk Analyselaboratorium, Holt
SYSKN	Sunnfjord og Ytre Sogn Kjøtt- og Næringsmiddelkontroll, Førde

2.7. Gjennomføring

Makrovegetasjon ble undersøkt ved en egen befaring i juli. Sju av innsjøene ble da undersøkt i perioden 6. - 11.07.95. I den gjenværende innsjøen (Bergsvatn) ble registreringene gjort samtidig med prøvefisket i september. Prøvefiske, samt innsamling av bunndyr og dyreplankton, ble gjennomført i perioden 29.08 - 9.09.95. Fiske- og planktonmaterialet er analysert ved NIVA i Bergen, og plante- og bunndyrmaterialet ved NIVA i Oslo.

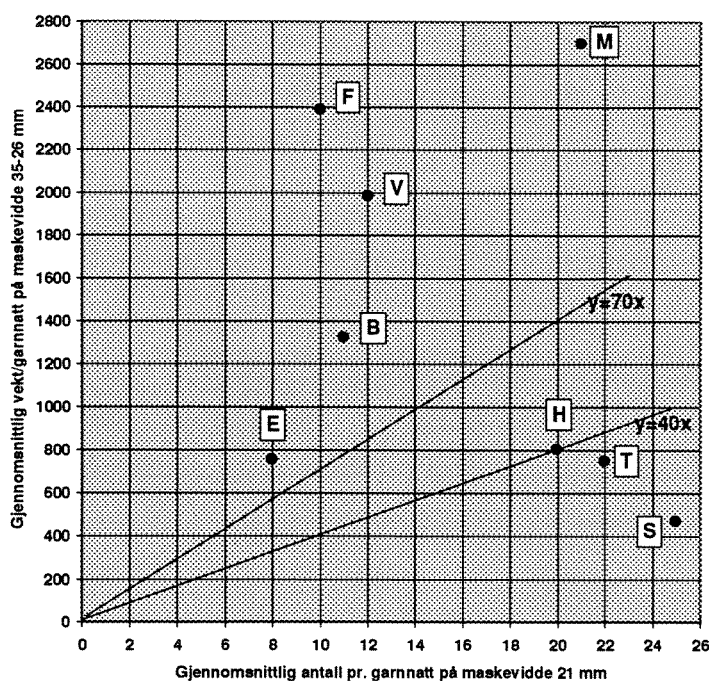
3. Sammenfatning av resultater og vurdering

3.1. Fiskebestander

Aure var eneste fiskeart i 6 av vannene. I Espelandsvatn ble det i tillegg fanget 5 regnbueaure og 2 laks (rømt oppdrettsfisk) på garn. I Midbøvatn ble det registrert stort antall av ål og stingsild ved elfiske. I vurderingen av fiskebestand i relasjon til kalking er bare aurefangstene lagt til grunn.

Rådata og bearbejdet data om garnfanget og elfisket aure er gitt i Tabell 3.1-3. Tabell 3.1 viser statistikk over fangst, kjønnsfordeling, gytefisk, kjøttfarge, magefylling og parasitter (måsemark). I Tabell 3.2. har vi satt opp fangststatistikk i forhold til innsats, fordeling på maskevidder og rekrutteringsindeks. Tabell 3.3 viser statistikk fra fiske med elektrisk fiskeapparat.

Vannene faller i tre kategorier med hensyn til rekruttering (Figur 3.1). Svardsalsvatn viser tendenser til overbefolkning, mens det for Heldalsvatn og Torevatn synes å være stabilitet mellom aure av utnyttbar størrelse (>150 g) og rekruttering, noe som også bekreftes av relativt stor fangst på småmasket garn i disse vannene (maskevidde 15 mm, se Tabell 3.2). De øvrige vannene bærer preg av ulik grad av svak rekruttering. Vektmessig stor fangst på småmasket garn i Fagredalsvatn skyldes vesentlig fangst av større fisk ("maskebitere"). Etter kalking vil begrenset rekruttering fortsatt være en naturlig tilstand for disse vannene p.g.a. begrensede rekrutteringsarealer. For Espelandsvatnets vedkommende er begrensede rekrutteringsarealer for en stor del forårsaket av regulering av utløpselven.



Figur 3.1. Forholdet mellom gjennomsnittlig vekt/garnnatt på maskeviddene 35-26 mm og antall/garnnatt på maskevidde 21 mm, eller Rekrutteringsindeks. Linjene viser indeksverdier på 40 og 70, som avgrenser området for balansert rekruttering til populasjonen. B = Bergsvatn, F = Fagredalsvatn, V = Vardevatn, T = Torevatn, H = Heldalsvatn, E = Espelandsvatn, S = Svardsalsvatn, M = Midbøvatn.

Angrepene av innvollparasitter var beskjedne i samtlige aurebestander i materialet (Tabell 3.1).

Ved vurdering av fiskefangstene kan det være vanskelig å skille mellom naturlige populasjonsdynamiske forhold, fysiske begrensninger og effekter av en kritisk forsuringssituasjon med påfølgende kalking. I Bergsvatn, Vardevatn og Heldalsvatn vet vi at det er satt ut fisk, og at hele- eller deler av den eldre fisken i garnfangstene kommer fra utsetting. Årsklassevariasjoner, dvs. forekomst av sterke og svake årsklasser blant eldre fisk vil derfor i stor grad avspeile utsettingsmaterialets alderssammensetning, og i mindre grad være uttrykk for syklisk rekruttering i disse vannene. Tilgang og alderssammensetning av ungfisk, både i garnfangst og ved elfiske i bekkene vil utgjøre det viktigste vurderingsgrunnlaget.

Samtlige innsjøer i materialet, med unntak av Svardalsvatn, har begrensede reproduksjonsarealer for aure, og for flere av innsjøene er arealene av en fysisk beskaffenhet som gjør dem mindre egnet (lite løsmasser, ustabil vannføring). Dette gjør at det kan være flere årsaker til svak eller ustabil rekruttering enn bare vannkvaliteten.

Kondisjonsfaktoren er jevnt over høy (>1), unntatt i Svardalsvatn der kondisjonsfaktoren går ned for eldre fisk (se kap. 4). For Svardalsvatn kan det se ut som dette bestemmes av andre faktorer enn vannkvaliteten (tett fiskebestand). For auren i Bergsvatn er kondisjonsfaktor høyere i 1995 enn ved prøvefiske i 1969 (Anon. 1969). Dette, sammen med tydelig vekstrespons etter kalking underbygger at man har oppnådd en mindre kritisk forsuringssituasjon. Også i Torevatn fant vi bedret vekst for perioden etter at kalking var satt i verk. Økt veksthastighet etter kalking forekommer hos fisk dersom næringstilgangen er god (ikke for tette bestander), trolig fordi fysiologiske vedlikeholds-kostnader blir mindre i en bedre vannkvalitet, og kanskje pga. raskere næringsomsetning (Barlaup m.fl. 1989).

Fiskens næringsvalg i de undersøkte innsjøene er sammenfattet i Tabell 3.4. Som ventet finner vi betydelig variasjon i mageinnholdet. Et generelt trekk er likevel at dyreplankton utgjør en betydelig del av næringen, unntatt i Midbøvatnet. Denne innsjøen var derimot den eneste der fisk (stingsild) ble registrert i magene, og var her hovednæring for større fisk.

Tabell 3.1. Sammenfatning av resultater fra prøvegarnsfiske. Bare aurefangst er tatt med i tabellen. I Espelandsvatn ble det også fanget regnbueaure og laks i garna.

	Fangst N	♂♂		♀♀		Kjøttfarge %			Magefylling %					Måsemark cyster Antall fisk/ grad av angrep			
		N	% gytere	minste gytefisk (mm)	N	% gytere	minste gytefisk (mm)	H	LR	R	0	1	2		3	4	5
Bergsvatn	43	24	96	175	19	47	164	44	27	29	10	17	38	28	7	0	0/0
Fagredalsvatn	50	24	25	208	26	35	318	65	33	2	15	24	33	9	19	0	0/0
Vardevatn	58	30	73	130	28	54	160	64	35	1	27	53	18	2	0	0	1/1
Torevatn	95	48	4	360	47	4	352	84	8	8	15	20	56	9	0	0	1/1
Espelandsvatn*	78	40	38	190	38	29	212	30	59	11	9	21	32	34	4	0	5/1-2
Heldalsvatn	90	43	49	139	47	47	185	96	3	1	28	28	24	17	3	0	1/1
Svardalsvatn	92	43	67	151	49	76	167	76	17	7	10	14	62	14	0	0	2/1-2
Midbøvatn**	77	36	81	170	41	66	180	42	40	18	38	35	10	17	0	0	3/1-2

* I tillegg ble det fanget 5 regnbueaure fra 243 til 422 mm, ingen gytefisk, samt 2 laks 550 - 755 mm, ingen gytefisk

** 38% av fisken hadde spist stingsild, minste stingsildspiser var 235mm

Tabell 3.2. Fangst pr. garnatt i gram/antall total, og fordelt på ulike maskevidder

	Totalt	35 - 26 mm	21 mm	15 mm	Rekrutteringsindeks g/N*
Bergsvatn	1561/5	1320/4**	2900/11	-	120
Fagredalsvatn	1345/6	2391/7	725/10	2048/8	239
Vardevatn	1234/6	1985/7	1762/12	402/10	165
Torevatn	969/10	746/4**	2158/22	1833/29	34
Espelandsvatn	755/6	756/8	911/8	-	95
Heldalsvatn	886/10	805/4	1846/20	3632/57	40
Svardalsvatn	737/8	467/2**	2312/25	674/3	19
Midbøvatn	1719/10	2698/11	2448/21	-	129

* Fangst pr. garnatt på 35 - 26 mm i gram dividert på antall fisk pr. garnatt på 21 mm
 ** Inkl. 40 mm (16 omf.)

Tabell 3.3. Elfiske innløps- og utløpselver

	Innløpselv						Utløpselv					
	Avfisket areal m ²	Produktiv areal m ²	Fisketetthet ant/100 m ²	% 0 ⁺	0 ⁺ Gj.sn. mm		Avfisket areal m ²	Produktiv areal m ²	Fisketetthet ant/100 m ²	% 0 ⁺	0 ⁺ Gj.sn. mm	
Bergsvatn	-	-	-	-	-		180	1200	85	96	42	
Fagredalsvatn	15	60	320	80	35		45	45	87	100	51	
Vardevatn	-	-	-	-	-		35	230	210	100	37	
Torevatn	40	100	1	0	-		35	100	330	0	-	
Espelandsvatn*	70	-	17	90	69		-	-	-	-	-	
**	30	-	57	67	62		-	-	-	-	-	
Heldalsvatn	-	-	-	-	-		20	100	585	87	37	
Svardalsvatn	40	100	190	85	56		25	-	80	70	59	
Midbøvatn***	16	50	600	95	50		40	400	55	85	64	
* Systadelv												
**Lølandselv												
*** Innløpsbekk:	60 år/100 m ² ; 1200 stingsild/100 m ²											
Utløpsbekk:	375 år/100 m ² ; 55 stingsild/100 m ²											

Tabell 3.4. Næringsvalg hos aure i 8 kalkete innsjøer i Sogn og Fjordane. Tabellen viser volumprosent av hver kategori, basert på alle mageprøver fra hvert vatn. Innsjønavnet øverst i hver kolonne er forkortet til de tre første bokstaver. De nederste to rekkene viser antall fisk som ble undersøkt, og gjennomsnittlig magefyllingsgrad (inklusive tomme mager).

Gruppe	BER	FAG	VAR	TOR	HEL	ESP	SVA	MID
Fisk (stingsild)	0	0	0	0	0	0	0	52,6
Luftinsekter	1,9	35,5	6,3	12,7	0,7	7,9	14,2	6,1
Biller	0	0	4,6	1,8	4,3	0	3,3	0
Billelarver	1,9	0	0,2	0	0	0,4	0	0,5
Buksvømmere	22,7	2,5	0,8	1,2	0	0	0,7	14,7
Mudderfluelarver	0	0	0	0	0,5	0	0	0
Vårfluelarver	23,3	16,0	17,6	7,6	1,0	1,6	8,9	6,3
Steinfluelarver	0	0	0	0,3	0	0	1,5	0
Øyestikkerlarver	0	0	0	0	0,5	0	2,2	4,2
Fjærmygglarver	0	2,7	5,4	3,3	5,7	0,6	8,7	1,1
Fjærmyggpupper	4,2	1,4	13,8	4,7	4,3	8,2	17,6	0,5
Strandlevende krepsdyr	3,5	7,8	23,5	19,1	1,2	2,4	1,3	0
Planktonkrepsdyr	41,5	34,1	22,5	40,9	71,4	78,6	31,6	7,6
Annet/Ubestemt	0,8	0	4,8	8,3	10,0	0,1	8,9	4,2
Plantedeler (frø)	0,2	0	0,4	0	0,5	0	1,1	2,1
SUM	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
Antall fisk	30	34	35	38	30	35	30	30
Gj. snitt fyllingsgrad	2,0	1,9	1,0	1,6	1,4	2,0	1,8	1,1

3.2. Makrovegetasjon

3.2.1. Generelt om vannvegetasjon i de kalkede innsjøene

Vannvegetasjonen i de 8 undersøkte innsjøene var tildels svært forskjellig, og indikerer ulike vegetasjonsforhold også før kalking.

Flere av innsjøene er karakterisert av rikelig innslag av forsuringfølsomme arter, noe som indikerer at disse innsjøene enten ikke var forsuret, eller var i en tidlig fase av forsuring da kalkingen ble igangsatt.

Materialet kan botanisk sett deles inn i 4 innsjøtyper:

1. Høyreliggende, artsfattige (botnegras-)brasmegras innsjøer med rein dominans av kortskuddsvegetasjon (Bergsvatnet, Vardevatnet og Torevatnet).
2. Artsfattige botnegras-brasmegrasinnsjøer med krypsiv (Svardalsvatnet og Heldalsvatnet).
3. Innsjøer med innslag av forsuringfølsomme arter (Midbøvatnet og Fagredalsvatnet).
4. Regulert innsjø med dominans av pionervegetasjon (Espelandsvatnet)

3.2.1.1. Botnegras-brasmegrasinnsjøer

Alle disse innsjøene tilhørende kategori 1 og 2 ovenfor var dominert av stivt brasmegras (*Isoetes lacustris*), med vekslende innslag av andre kortskuddsplanter (botnegras, *Lobelia dortmanna*; mykt brasmegras, *Isoetes setacea* = *I. echinospora*; tjonngras, *Littorella uniflora*; evjesoleie, *Ranunculus reptans*) i grunne områder. Det ble videre registrert piggeknoपरter (*Sparganium* spp.) og krypsiv (*Juncus bulbosus* = *J. supinus*).

Fjellsjøene (over- og rett under tregrensa) hadde en meget enkel og lite varierende vannvegetasjon helt dominert av stivt brasmegras, og med innslag av fjellpiggeknoपर (*Sparganium hyperboreum*) på finpartikulære (siltige) sedimenter i bukter og ved bekkeutløp. Det ser ut som dette er de to eneste ekte vann(kar)plantene som greier seg i oligotrofe innsjøer over tregrensa i Sogn og Fjordane. Botnegras, mykt brasmegras og krypsiv ble registrert opp til 450 m. o.h. i subalpin sone (ca 50 m under tregrensa).

I de lavereliggende innsjøene var det gjerne en sonering med botnegras i en dybdesone fra 0.5-1(-1.5) m, med et brasmegrasbelte utenfor og ned til ca. 4-5 meters dybde. De lavereliggende innsjøene (Heldalsvatnet og Svardalsvatnet) skilte seg også ut ved å ha vekstformer av krypsiv med vertikale skudd (se eget kpt. om krypsiv). Der det ble registrert undersjøisk torvmose (klotormose; *Sphagnum auriculatum*), opptrådte denne gjerne i tilknytning til brasmegrasenger.

3.2.1.2. Innsjøer med forsuringfølsomme arter

Vannvegetasjonen i Fagredalsvatnet i Gaular var dominert av kortskuddsvegetasjon av type som beskrevet ovenfor. Innsjøen skilte seg imidlertid ut fra foregående typer ved i tillegg å ha små forekomster av både tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*) hesterumpe (*Hippuris vulgaris*) og ferskvannssvamp (*Spongilla* sp.), som alle er forsuringfølsomme arter. Første og sistnevnte hadde små forekomster også i utløpsbekken (stilleflytende parti).

Midbøvatnet i Gulen står i en særstilling i materialet. Vatnet ligger kun 18 moh., er grunt, og hadde en usedvanlig høy vegetasjonsdekning (nærmest hele innsjøbunnen var vegetasjonsdekket). Ved siden av rikelig med kortskuddsvegetasjon, var innsjøen preget av meget kraftig utviklede undersjøiske torvmosematter i dybdesonen (1)-2-5(-7) m, samt tildels store populasjoner av

forsuringsfølsomme arter som tusenblad, storblærerot (*Utricularia vulgaris*) og kysttjønnaks (*Potamogeton polygonifolius*).

Innslaget av forsuringsfølsomme arter tyder på et lite/meget lite kalkbehov.

3.2.1.3. Regulert innsjø

Espelandsvatnet skilte seg ut pga. en betydelig reguleringseffekt, og meget sparsomt vegetasjonsdekke. Det ble imidlertid registrert spredte individer av amfibisk, kortlevet (kortsukks-)vegetasjon, dominert av småvasshår (*Callitriche palustris*), mykt brasmegras, evjesoleie og sylblad (*Subularia aquatica*). Det ble også registrert driveksempelar av tusenblad, men disse stammer trolig fra elva oppstrøms der det ble registrert større tusenbladbestander i bakevjer. Den registrerte vegetasjonen i Espelandsvatnet er typisk pionér-preget og tåler betydelig miljøstress, og en kan ikke forvente vegetasjonsendringer som følge av kalkingen. Det er forøvrig å merke seg at både innslag av tusenblad og sylblad indikerer bare ubetydelige eller kun begynnende forsuringstendenser i vassdraget.

3.2.2. Indikatorarter i forhold til forsuring

I prosjektet 'Naturens tålegrenser' er det utarbeidet toleransegrenser for en rekke grupper, deriblant vannplanter (Brandrud & Mjelde 1993). Basert på ulike arters forekomst er det satt opp kategorier av arter (vegetasjonselementer) i forhold til surhetsgrad. Disse er kort sammenfattet i Tabell 3.5. For mer informasjon og diskusjon vises til Brandrud & Mjelde (1993).

Tabell 3.5. Vegetasjonselement i forhold til surhetsgrad. Basert på Brandrud & Mjelde (1993).

Vegetasjonselement	pH-intervall	Viktige arter
Sterkt syretålende	4,3 - 7,5 (8)	Stivt og mykt brasmegras, tjønngras, botnegras, krypsiv, gytjeblårerot, småblærerot, gul og hvit nøkkerose, kantnøkkerose, flótgras, horntorvmose
Moderat syretålende	(5,0) 5,5 - 8,0	Sylblad, evjesoleie, vanlig tusenblad, klovasshår, småvasshår, vanlig tjønnaks, kysttjønnaks, vrangklomose, vanlig og slank elvmose
Svakt syretålende	(5,5) 6,0 - 8,0 (9,0)	Rusttjønnaks, småtjønnaks, grastjønnaks, hjerte-tjønnaks, storvasssoleie, kransalgen <i>Nitella flexilis/opaca</i> , tjønnmose, spydmose, vanlig bekke-mose, bekkeblomstermose, makkmose
Ikke-syretålende	7,0-9,0	Høstvasshår, akstusenblad, blanktjønnaks, nøkke-tjønnaks, dvergvassoleie, kransalgene <i>Chara</i> spp.

3.2.3. Vurdering av mulige vegetasjonsendringer etter kalking

Siden innsjøene bare har vært kalket i 3-5 år, ansees vegetasjonsinventaret i grove trekk å være det samme som før kalking. Erfaringsmessig vil det som regel ta mer enn 5 år for nye arter å (re)etablere seg. Mengdeforholdet kan derimot forandre seg betydelig på 5 år.

Ut ifra dagens vegetasjonssammensetning vurderes halvparten av innsjøene som helt stabile og uforanderlige mhp. vegetasjonssamfunn og påvirkning av kalkingen. Enkelte av lavlandsinnsjøene synes derimot under endring, og kan komme til å gjennomgå større vegetasjonsforandringer.

Følgende forskjellige utviklingsforløp kan antydes etter kalking:

1. *Ingen endring.* Dette gjelder høyereliggende, artsfattige brasmegrasinnsjøer (Bergsvatnet, Vardevatnet, Torevatnet), samt det artsfattige reguleringsmagasinet Espelandsvatnet.
2. *Små endringer i samfunnsstruktur, men økt innslag av langskuddsplanter og artsmangfold på noe lengre sikt (>10 år).* Denne situasjonen vil trolig gjelde for mange lavlandsinnsjøer i Sogn og Fjordane. I undersøkelsesmaterialet kan trolig Fagredalsvatnet og muligens Heldalsvatnet plasseres her.
3. *Større endringer i samfunnsstruktur, dominans av tusenblad, tjønnaks-arter og andre langskuddsplanter som er avhengig av bikarbonat og høy alkalinitet.* Midbøvatnet kan få en utvikling med tilgroing av såteformete, kraftige bestander av tusenblad.
4. *Større endringer i samfunnsstruktur, tilgroing av krypsiv, algefiltmatter og utvikling av reduserende, bløtt, organisk sediment, utkonkurrering av den opprinnelige kortskuddsvegetasjonen.* Svardsvatnet har en vegetasjonsutforming med krypsiv som peker i en slik retning.

3.2.3.1. Innsjøer med små/ingen forventede vegetasjonsendringer

De høyereliggende innsjøene (over ca. 500 m o.h.) som bare har kortskuddsvegetasjon vil neppe gjennomgå noen form for vegetasjonsendringer. Erfaringer fra Sør- og Sørvestlandet tilsier at slik artsfattig brasmegras vegetasjon endrer seg lite etter kalking, og det er klimatisk neppe mulig med innvandring av kalkingsbegunstigete langskuddsplanter som krypsiv og tusenblad.

Fagredalsvatnet er også relativt høyereliggende, men har restpopulasjoner av forsuringfølsomme arter. Disse kan forventes å få en noe større utbredelse ved langtidskalking. Antageligvis finnes det også andre forsuringfølsomme arter i området som kan komme til å innvandre. Det er forøvrig ingen vegetasjonstrekk i innsjøen som tilsier at den har vært nevneverdig forsuret før kalking.

Heldalsvatnet har ikke pr. idag innslag av forsuringfølsomme arter, og det ble heller ikke observert i naboinnsjøer i vassdraget. Potensialet for vegetasjonsendringer er antageligvis lite, men (re-)etablering av arter på noe lengre sikt kan ikke utelukkes.

3.2.3.2. Midbøvatnet - framvekst av tusenblad ?

Midbøvatnet er kalket fra 1991, og det ble i 1995 registrert storvokste, såteformete tusenbladbestander som vurderes å representere unge bestander som ser ut til å være i framvekst, spesielt i en bukt hvor det ble observert tydelig kalklag på bunnen (overkalking). En slik utvikling etter kalking er sjelden, men kjent både fra Norge og Sverige. På Sørlandet er det registrert kraftig framvekst av tusenblad etter kalking i et par tilfeller (Brandrud 1995), men i begge tilfeller er det snakk om lokaliteter som har vært kalket i 10-12 år. Fra Sverige er det kjent et tilfelle av kraftig og

problematisk tilgroing av tusenblad etter 15-20 års kalking (Grönlund 1987). M.a.o. er antagelig en kalkingsperiode på 5 år for kort tid til å kunne vurdere tilgroing med tusenblad, men utviklingen i Midbøvatnet peker i hvert fall i en slik retning, og bør overvåkes.

Tusenblad er gjerne karbonbegrenset, og er avhengig av bikarbonat og en stabil alkalinitet. Sannsynligvis blir planten også begunstiget av en økt omsetting og eutrofiering av sedimentet når det etableres et kalklag på bunnen slik som i Midbøvatn (jfr. Brandrud 1995).

Midbøvatnet har en nokså kompleks vegetasjonssammensetning. De frodige, undersjøiske torvmosemattene synes stedvis å overvokse brasmegrasvegetasjonen, og bærer også preg av å være et ungt fenomen i innsjøen. Dette indikeres også fra grunneier, som mener at mosemattene har økt i utbredelse de seinere årene. Det foreligger observasjoner fra Sørlandet av framvekst av mattdannende torvmose ved begynnende forsuring (Brandrud & Mjelde 1993), og det kan virke sannsynlig at også torvmosemattene i Midbøvatn har vokst fram gjennom en periode med begynnende/episodisk forsuring. Plantene er fortsatt i god vekst etter kalking (siste årsskudd riktignok tynnere enn foregående), men vil sannsynligvis gå tilbake ved langvarig kalking. Det er forøvrig ingen andre vegetasjonstrekk som indikerer at dette vannet var iferd med å forsures før kalking, og beliggenheten (18 m. o.h., med innslag av marine sedimenter) tilsier heller ikke spesielt stor utsatthet for forsuring.

Siden langvarig kalking antageligvis vil ha en motsatt tilgroingseffekt på tusenblad og torvmose, kan det være fordeler og ulemper ved fortsatt kalking. Vi mener likevel på botanisk grunnlag at en bør vurdere å stanse eller redusere kalkingen av Midbøvatn - under forutsetning av at dette ikke fører til skade på fiskepopulasjonene.

3.2.4. Vurdering av tilgroingspotensiale for krypsiv

3.2.4.1. Bakgrunn

Fakta om problemlanten krypsiv:

Krypsiv (*Juncus bulbosus* = *J. supinus*) er en flerårig, opp til 3 meter lang, grasaktig vannplante. Ved siden av vasspest (*Elodea canadensis*), må arten betraktes som den viktigste problemlanten i norske vassdrag. I motsetning til vasspest er imidlertid krypsivet en nøysom, lite næringskrevende og meget vidt utbredt art.

Under spesielle omstendigheter kan "aggressive" vekstformer utvikles, med hurtigvoksende, rikt forgreinete skuddkjeder som i løpet av få år kan fylle hele vannvolumet og utvikle tette, sammenfiltrede overflatematter i gruntområder med dybde 0.5-2.5 m. I slike bestander blir sedimentet gradvis bløtere, mer organisk og dyaktig, gjerne med oksygenmangel. Tilgroingen representerer et mer eller mindre langvarig stadium, selvom overflatemattene som regel går tilbake. Det er m.a.o. uklart om det er mulig å reversere denne utviklingen.

Planten har en bemerkelsesverdig evne til å slå seg opp i vassdrag som er påvirket av menneskelig aktivitet, enten denne kommer i form av reguleringsinngrep, forsuring eller kalking. Det er f.eks. dokumentert betydelig og sjenerende tilgroing av krypsiv på regulerte, stilleflytende elvestrekninger, særlig på Sørlandet.

Tilgroingen med krypsiv skaper problemer for bading, båttrafikk og utøvelse av fiske. Det er ikke påvist negative effekter på fiskebestanden, men stedvis vil imidlertid gyteområder kunne gro igjen og nedslammes.

Tilgroingen er uheldig økologisk fordi den fører til mer ensartede bunnforhold, og synes å være mer eller mindre irreversibel. De opprinnelige, internasjonalt sett sårbare biosamfunnene i våre oligotrofe innsjøer går tilbake og kan forsvinne ved kraftig krypsivframvekst, og det er fare for en utarming av flora og fauna.

Tilgroing av innsjøer med krypsiv (*Juncus bulbosus*) er påvist i kalkede lokaliteter i Agder og Rogaland, og enkelte steder er denne tilgroingen av problematisk omfang. De første observasjoner av en krypsivtilgroing etter kalking kom fra Dalane og Flekkefjord-området omkring 1990. På bakgrunn av disse ble det i 1992 igangsatt en regional undersøkelse av vegetasjonsendringer etter kalking på Sør- og Sørvestlandet. Undersøkelsen, som utføres av NIVA i samarbeid med nederlandske forskere har vist en entydig sammenheng mellom kalking og framvekst av krypsiv i små til middelstore innsjøer i regionen (Brandrud 1994, 1995, Roelofs m. fl. 1994). Massiv framvekst og tilgroingsproblemer etter kalking er registrert overveiende i Sokndal-Flekkefjord området, og synes å ha en vestlig/oseanisk tendens. Forholdene i Hordaland og Sogn og Fjordane er imidlertid hittil svært lite undersøkt (Jfr. Brandrud 1995).

Framvekst av krypsiv etter kalking ser primært ut til å skyldes en økning/overmetting av karbondioksid (CO₂) som vanligvis er begrensende vekstfaktor for denne planten (Roelofs m. fl. 1994, Brandrud 1994, 1995). Kalkingen representerer en betydelig tilførsel av uorganisk karbon som i et surt miljø frigjør CO₂. Demest synes kraftig, aggressiv vekst å være betinget av høye konsentrasjoner av redusert nitrogen som frigis fra sedimentet ved tilførsel av kalk (Roelofs m. fl. 1994).

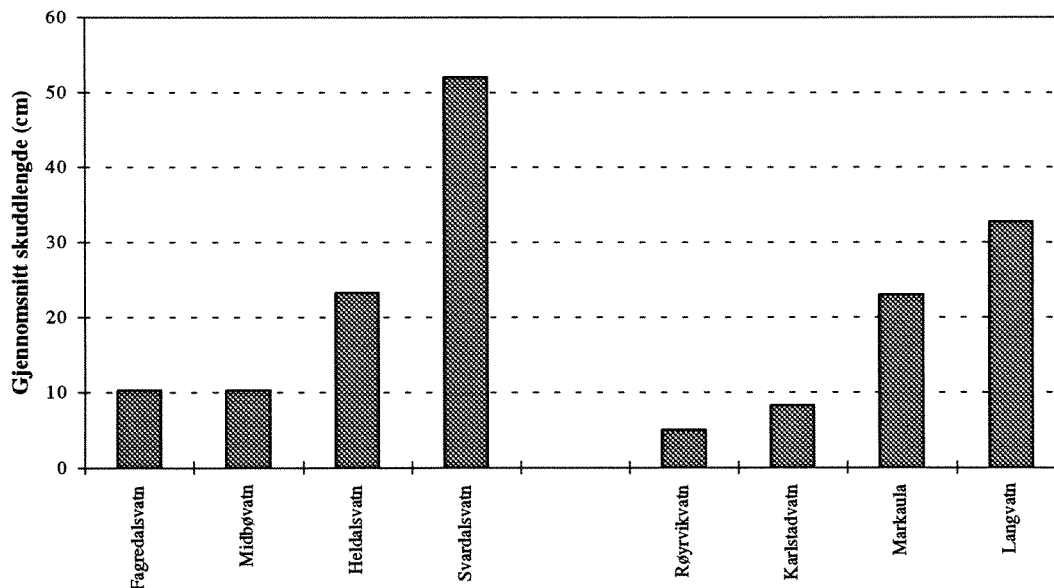
Tilgroingsproblemene er som regel små ved indirekte kalking der en unngår en kalk-anrikning i sedimentet i gruntområdene. Det ser videre ut til å være betydelig år-til-år variasjon i vekstforholdene for krypsiv. Kraftigst vekst er registrert i regnfulle sommerhalvår, hvor mye tilsig av surt vann fører til reforsuring og økt produksjon av karbondioksid. De tørre somrene 1994-1995 har medført svært lave karbondioksid-konsentrasjoner i de kalkede innsjøene, og en stedvis markert tilbakegang av krypsiv.

3.2.4.2. Situasjonen i innsjøer i Sogn og Fjordane

Status for krypsiv i Sogn og Fjordane er lite kjent, men arten har trolig en meget vid utbredelse i kyststrøkene, og arten kan opptre med store bestander både i humøse myrtjern og i tilknytning til rennende vann (pers. obs.). I forbindelse med dette prosjektet ble det registrert vitale og storvokste krypsivbestander i en nesten avsnørt bakevje av Langevatnet i Høyanger (ca 100 moh.), en ikke-kalket gjennomstrømningsinnsjø i Bøfjordelva oppstrøms Espelandsvatnet (jfr. Tabell 3.6; Figur 3.2). Denne elva er også regulert. Slike bakevjer er typisk optimal-habitat for krypsiv, og indikerer at arten kan oppvise meget frodig vekst ved gunstige betingelser også nord for Sognefjorden (Figur 3.2).

Det ble bare registrert krypsiv i halvparten av de kalkede innsjøene, og bortsett fra i Svardalsvatn, var bestandene gjennomgående små, med korte årsskudd (Figur 3.2) og med liten arealmessig utstrekning (jfr. Tabell 3.6).

Krypsiv ble registrert opp til 462 m o.h. i Fagredalsvatnet. Observerte forekomster over 400 m o.h. både i Gaular og Fjaler kommuner var gjennomgående lite vitale og små rosettplanter, og det er sannsynlig at klimaet setter begrensninger for krypsivvekst i disse områdene.



Figur 3.2. Årsvekst av krypsiv. Gjennomsnittslengder av siste års vertikale skudd ($n = 10-25$). De fire kalkede innsjøene med forekomst av krypsiv t.v. Noen ikke-kalkede nærliggende referansesjøer er tatt med til høyre. Lokaliteten i Langvatnet er en bakevje i gjennomstrømningsjø, og er tatt med som et antatt optimalt, naturlig habitat for krypsiv på Vestlandet. Årsskudd < 15 cm representerer rosettplanter med få og lite vitale vertikalskudd (som ikke vokser videre i høyden). Årsskudd > 30 cm representerer vitale planter som kan nå overflaten i gruntområder. Årsskudd > 50 cm representerer aggressive vertikalskudd som kan danne overflatematter. (Årsskudd med gj.sn. lengde opp til ca. 80 cm er registrert i problem-områdene på Sørvestlandet).

I Heldalsvatnet (395 m. o.h.) i Høyanger ble det registrert endel vertikalskudd (opp til ca 30-50 cm høye), men krypsivplantene var generelt lite til moderat frodige med korte årsskudd (opp til 20 cm lange). Plantenes alderstruktur kan tyde på en viss økt vekst etter kalking her, men utstrekningen av bestandene er pr. idag meget beskjedne. Dessuten ble det funnet svært tilsvarende bestander i en ikke-kalket innsjø lengre ned i vassdraget (Markaula ved Røyrvikvatnet). Det ble forøvrig i Heldalsvatn observert distinkte algefiltmatter på bunnen (som ikke ble funnet lengre nedover i vassdraget). Dette er et fenomen som på Sørlandet oftest følger aggressiv krypsivvekst, og kan indikere at det er et større vekstpotensiale for krypsiv i Heldalsvatnet. Antageligvis er klimaet også her begrensende m.h.p. aggressiv vekst.

I Midbøvatn i Gulen ble det registrert lite og bare småvokst krypsiv. De kraftige tusenbladbestandene kan tyde på at innsjøen har for liten grad av gjenforsuring til å kunne huse vitale krypsivbestander.

3.2.4.3. Svardsalsvatnet - et eksempel på tilgroing med krypsiv

Svardsalsvatnet i Gulen var det eneste vatnet der det ble registrert høyvokste, aggressive vekstformer av krypsiv. Her hadde plantene de karakteristiske trekk fra de mest kraftige og ekspansive bestandene i en tidlig tilgroingsfase i problemområdene på Sørlandet: Det ble bare registrert unge, velavgrensede planter som danner søyleformete skuddvaser som nådde overflaten fra dybder ut til 1 m, enkelte steder med begynnende overflatematte-dannelse. Pga. innsjøens topografi, med en forholdsvis smal littoralsone, er tilgroingspotensialet totalt sett forholdsvis beskjedent.

En vurdering av skuddstrukturen i de søyleformete såtene tilsier at de fleste krypsivplantene i Svardsalsvatnet var 2-4 år gamle, noe som indikerer at de fleste plantene var etablert før innsjøkalkingen ble igangsatt i 1994. Lengden på årsskudd (opp til 60 cm; Figur 3.2) indikerer høy vitalitet, men ikke så kraftig vekst som i de verste problemområdene i Vest-Agder/Rogaland. Antagelig vil dannelsen av overflatematter i Svardsalsvatnet bli forholdsvis beskjeden (mest i sørvest), og begrense seg til dybdeområdet omkring 1 m (I Sokndal-Flekkefjordsområdet kan det enkelte steder være kompakte overflatematter fra bestander som står på 2.5 meters dybde). Den videre utviklingen i innsjøen vil imidlertid være sterkt avhengig av klimatiske forhold (mye nedbør og sterk grad av gjenforsuring er gunstig for krypsiv), samt i noen grad også av kalkingsstrategi. En stopp i kalkingen vil være uheldig. Tvert imot bør det kalkes hvert år for å unngå refsuring. En bør forøvrig unngå at det sedimenteres kalk på bunnen i littoralsonen (jfr. Brandrud 1995), selv om dette allerede stedvis har skjedd i Svardsalsvatnet. Den videre vegetasjonsutviklingen i innsjøen bør overvåkes, og det hadde også vært ønskelig å innhente vegetasjonsdata fra sammenliknbare, ikke-kalkede innsjøer i området.

Svardsalsvatnet er foreløpig (sammen med Skomakerdiket ved Bergen) den eneste kalkede innsjøen på Vestlandet nord for Rogaland der det er observert aggressiv krypsivvekst/tilgroing. Det er imidlertid sannsynlig at det finnes flere slike, fortrinnsvis i høydesonen 0-300 m o.h. Av lavlandsinnsjøer undersøkt innenfor dette prosjektet, er Espelandsvatnet avvikende pga. regulering, Midbøvatnet er avvikende pga. det betydelige innslaget av bikarbonatplanter som tusenblad (indikerer lite optimale forhold for krypsiv), og de resterende innsjøene er mer eller mindre høyereliggende. Dette gjør at erfaringen med "normale", kalkede lavlandsinnsjøer fortsatt er ytterst begrenset (jfr. Brandrud 1995), og situasjonen i Svardsalsvatnet kan meget vel vise seg å være representativ for vegetasjonsutviklingen etter kalking i endel oligotrofe klartvannsinnsjøer i lavlandet.

Tabell 3.6. Vannvegetasjonen i de 8 kalkede innsjøene i Sogn og Fjordane undersøkt 1995. Data fra noen ikke-kalkede, nærliggende referanseinnsjøer som ble undersøkt samtidig er også tatt med (Lokaliteter merket 1-5 til høyre i tabellen).

B: Bergsvatn, **F:** Fagredalsvatn (m/ stilleflytende parti av utløpsbekk), **V:** Vardevatn, **T:** Torevatn, **E:** Espelandsvatn, **H:** Heldalsvatn, **S:** Svardalsvatn, **M:** Midbøvatn, **1:** Kalstadvatn i Fjaler, **2:** Sveldstjern i Fjaler, **3:** Langevatn i Hyllestad/Høyanger, **4:** Røyrvikvatn i Høyanger, **5:** Markaula i Høyanger.

Hyppigheten av artene er angitt etter følgende skala: **1:** sjelden (< 5 forekomster), **2:** spredt, **3:** vanlig, **4:** lokalt dominerende, **5:** dominerende på store deler av lokaliteten, *****: drivmateriale.

	B	F	V	T	E	H	S	M	1	2	3	4	5
KORTSKUDDSPLANTER													
stivt brasmegras <i>Isoetes lacustris</i>	4	5	4	4	1	4	5	5	4	4		3	4
mykt brasmegras <i>I. setacea</i>		2			2	1	3	2					
tjønngress <i>Littorella uniflora</i>					*		3	2					
botnegress <i>Lobelia dortmanna</i>		3			*	3	5	5	2			3	3
evjesoleie <i>Ranunculus reptans</i>					2				3				
syblad <i>Subularia aquatica</i>					2								
LANGSKUDDSPLANTER													
småvasshår <i>Callitriche palustris</i>					3								
hesterumpe <i>Hippuris vulgaris</i>		1											
krypsiv <i>Juncus bulbosus</i>		1				3	5	2	2		5	3	2
tusenblad <i>Myriophyllum alterniflorum</i>		1			*			4			3		
gyttjeblererot <i>Utricularia minor</i>								3					
småblærerot <i>Utr. intermedia</i>		2				1	1	2	1				2
mellomblærerot <i>Utr. ochroleuca</i>							2				2		
storblærerot <i>Utr. vulgaris</i>					1			2			3		
FLYTEBLADSPLANTER													
gul nøkkerose <i>Nuphar lutea</i>								4					
smånøkkerose <i>Nuphar pumila</i>		2									4		
hvit nøkkerose								2			2		
<i>Nymphaea alba</i> coll.													
kysttjønna <i>Potam. polygonifolius</i>								2					
flótgras <i>Sparganium angustifolium</i>					2		1	3			3		
fjellpiggnopp <i>Sparg. hyperboreum</i>	2	3	3	2		2			3	3		3	3
MOSER													
kjølelvemose <i>Fontinalis antipyretica</i>								2					
duskelvemose <i>Fontin. dalecarlica</i>		2											
bekketvebladmose <i>Scapania undulata</i>							2	2	1				
±død levermose		3	4	3		1			2	4		1	1
horntorvmose <i>Sphagnum auriculatum</i>		2					2	5			1		
torvmose/klomose (driv)	2	2	3	3	1	3			3	3	1	2	1
FERSKVANNSVAMP (<i>Spongilla</i>)								3	2				
DIVERSITET (antall arter)													
	3	13	4	4	11	8	10	17	10	4	9	6	8

3.3. Dyreplankton

En oversikt over artene som er registrert i planktonprøvene er vist i Tabell 3.7. Generelt sett er sammensetningen av dyreplanktonsamfunnene enkel i de undersøkte innsjøene, og artslistene er omtrent som ventet. Totalt ble det registrert 4 arter av vannlopper, 5 hoppekreps, og 4 hjuldyr. Artsdiversiteten var lav i alle innsjøene, spesielt for hjuldyr, men også for vannlopper.

Ikke i noen av innsjøene registrerte vi vannlopper av slekten *Daphnia*, som synes å være den mest følsomme gruppen for forsurening (de vanligste to artene forsvinner ved pH 5,0 - 5,5).

For hoppekrepsene synes situasjonen i alle innsjøene å være normal mht. artsantall og -sammensetning. Slekten *Cyclops* med artene *scutifer* og *abyssorum* er en god indikator for forsurening. Disse artene er imidlertid ikke blant de mest følsomme, og de forekommer vanlig (særlig *C. scutifer*) ved pH >5,0 (Hobæk & Raddum 1980). Blant familien Diaptomidae ble det påvist to arter, som begge var forventet å finne. Noen av innsjøene manglet representanter for familien, men dette er ikke uvanlig. I Midbøvatnet fant vi begge artene. Den ene av dem (*Mixodiaptomus laciniatus*) er vanligvis knyttet til mer høytliggende innsjøer (Hobæk 1995), og forekomsten i Midbøvatnet var uventet.

Flere vanlige grupper blant hjuldyrene mangler. Spesielt må påpekes mangelen av *Keratella cochlearis*. Denne arten er meget vanlig over hele landet, men er funnet å mangle i forsurete innsjøer på Sør- og Vestlandet (Hobæk & Raddum 1980). Slekten *Polyarthra* ikke er registrert i noen av innsjøene. Flere arter av slekten er svært vanlige, og vanligvis kan én eller flere arter påvises. Til en viss grad kan dette skyldes at håvens maskevidde var for stor, men dette er neppe hele forklaringen.

Tabell 3.7. Dyreplankton registrert i 8 kalkete innsjøer i Sogn og Fjordane august/september 1995. Prøvene er tatt som vertikale hovtrekk. Hovens diameter var 30 cm, maskevidde 90 µm. Det er angitt relative mengder (individtall) for hver art: + = få; ++ = vanlig; +++ = mange; ++++ = dominerende. Enkeltdyr er angitt med e, mens r betyr at skallrester av arten er observert (ingen levende individer).

	BERGSVATN	FAGREDALS-VATN	VARDEVATN	TOREVATN
	5.09.95	4.09.95	7.09.95	8.09.95
VANNLOPPER				
Diaphanosoma				
Holopedium gibberum	++	++	++	++
Bosmina longispina	+	++++	+	+
Bythotrepes longimanus	e	e		e
HOPPEKREPS				
Cyclops scutifer	++	+++	++	++
Cyclops abyssorum				
Eudiaptomus gracilis			+++	
Mixodiaptomus laciniatus	+++			
Heterocope saliens	+	+	+	++
Cyclopoide nauplius-	++++	++	++++	+++
Calanoide nauplius-larver				
HJULDYR				
Kellicottia longispina	++	++++	++	+++
Keratella hiemalis	e	e	e	
Keratella serrulata				
Conochilus spp.				+

Tabell 3.7. fortsetter

	HELDALS- VATN	ESPELANDS- VATN	SVARDALS- VATN	MIDBØVATN
	28.08.95	30.08.95	31.08.95	1.09.95
VANNLOPPER				
Diaphanosoma		+	+++	
Holopedium gibberum	++		+	+
Bosmina longispina	++	+++	++	+++
Bythotrepes longimanus		e	e	
HOPPEKREPS				
Cyclops scutifer	+++	++	++	+
Cyclops abyssorum		+		
Eudiaptomus gracilis		+	+++	+
Mixodiaptomus laciniatus	++			++
Heterocope saliens	+	+	e	
Cyclopoide nauplius-	++++	++	++	+++
Calanoide nauplius-larver		+	+++	
HJULDYR				
Kellicottia longispina	+	++	e	+++
Keratella hiemalis	e	r	e	
Keratella serrulata			e	
Conochilus spp.	+	+++	+	+

3.4. Bunndyr

En sammenfatning av bunndyrindeksene basert på dette materialet er satt opp i Tabell 3.8. Påviste arter og grupper i bunndyrprøvene er vist i Tabell 3.9. I kapittel 4 gjennomgås også resultater for hver enkelt innsjø.

Tabell 3.8. Forsuringsindekser basert på bunndyrindikatorer i innløpselver, utløpselver og i strand-sonen på ulike lokaliteter. "-" angir ingen prøve.

Lokalitet	Dato	Strandsone	Innløpselv	Utløpselv
Bergsvatn	5.09.95	0	-	0
Fagredalsvatn	4.09.95	1,0	1,0	0
Vardevatn	8.09.95	0	-	0
Torevatn	8.09.95	0	0,5	1,0
Heldalsvatn	28.08.95	0	0	0
Espelandsvatn	4.09.95	0	1,0	-
Svardalsvatn	31.08.95	0	0,5	0
Midbøvatn	1.09.95	0	0,25	0,5

To innsjøer skilte seg klart ut fra de øvrige. I Espelandsvatn var strandsonen tydelig påvirket av regulering, og bunnfaunaen må forventes å være fattig. Mangelen på forsuringfølsomme arter indikerer tilsynelatende forsuret tilstand, men kan trolig like gjerne tilskrives direkte og indirekte effekter av reguleringen. I Bøfjordelva viser faunaen ingen tegn til forsuring. Dette kan ha sammenheng med at det er lagt ut skjellsand lenger oppe i elva i 1993. Midbøvatnet hadde et mye høyere innhold av organisk sediment i strandsonen enn noen av de andre innsjøene, og faunaen er derfor ikke uten videre sammenlignbar. Det er mulig at flere prøver kunne fanget opp forsuringfølsomme arter også i strandsonen. Det må her skytes inn at ferskvannssvampen *Spongilla* ble observert under vegetasjonsundersøkelsene, og denne er forsuringfølsom. Dersom man tar hensyn til denne forekomsten vil forsuringsindeksen bli ca. 0,5. Også innløpsbekken skiller seg ut, og var mer en stilleflytende kanal enn en bekk. Både inn- og utløpsbekkene i Midbøvatn er påvirket av kalking over over flere år, og det er derfor umulig å si om forekomsten av forsuringfølsomme arter (*Pisidium* sp. og *Hydropsyche siltalai*) avhenger av kalkingen.

Flere av de høytliggende innsjøene (Vardevatnet, Torevatnet, Bergsvatnet) hadde svært fattige strandsoner. Prøvene herfra inneholdt få individer, og forsuringsindeksene (alle 0) må derfor tas med forbehold for liten prøvestørrelse. Dette gjelder også i Heldalsvatnet.

Flere av stasjonene var påvirket av kalkingen. I Torevatnet hadde utløpselva forsuringsindeks 1, og innløpsbekken 0,5. Begge er påvirket av kalksteinsgrus. Innløpet går bortimot tørt iblant, og dette gjør forholdene vanskelige både for fisk og bunndyr. I Vardevatnet fantes ingen innløpsbekk av noen størrelse som tillot prøvetaking, og utløpsområdet er helt omkalfatret ved utvidelsen av gytearealet. Mangel på forsuringfølsomme arter kan derfor skyldes at de ikke har rukket å etablere seg på det nye substratet. Det samme gjelder trolig også utløpet av Bergsvatnet. Her ble det i 1992 fjernet et ganske omfattende dekke av mose for å eksponere grusen, og det er lagt ut en god del kalksteingrus.

Fagredalsvatn skiller seg ut fra de øvrige høytliggende lokalitetene. Selv om forholdene her mht. substrat, klima og omgivelser ligner mye på f.eks. Torevatnet, ble det i strandprøven i Fagredalsvatnet påvist flere forsuringfølsomme arter (forsuringsindeks 1). Mye tyder på at dette

reflekterer reelle forskjeller, og at Fagredalsvatn faktisk er lite forsuringsskadet. Forholdene synes å være gode også i innløpsbekken (forsuringsindeks 1). Her er det lagt ut kalksteinsgrus fra 1992. Bunnfaunaen i utløpet avviker fra dette bildet med forsuringsindeks 0. Dette kan trolig tilskrives vanskelige substratforhold, med lite løsmateriale og mye bart fjell. Det må likevel nevnes at svampen *Spongilla* ble observert i en lone litt nedenfor utløpet, og at utløpselva derfor inneholder et forsuringfølsomt element.

I Heldalsvatnet var forsuringsindeksen 0 på alle stasjoner. Substratforholdene i dette vatnet var generelt lite gunstige for bunnprøvetaking, med vekslende for grovt og for fint substrat. Men heller ikke i inn- eller utløpselvene, der flere individer forekom i prøvene, ble det påvist forsuringfølsomme arter.

Den mest markert forsurete innsjøen i denne undersøkelsen er Svardalsvatnet. I samsvar med dette fant vi forsuringsindeks 0 både i strandsonen og i utløpet. Innløpsbekken derimot fikk verdien 0,5. Denne bekken er kalket fra 1992. Ved en innsamling av bunndyr i 1992 (Jarle Nordgulen, sitert i Bjørklund 1995) ble den samme gruppen (steinfluen *Isoperla* sp.) også påvist. Lokaliteten for denne registreringen er ikke oppgitt, men kan godt være den samme innløpsbekken til Svardalsvatnet. Situasjonen mht. bunndyr synes derfor uendret fra 1992 til 1995.

Materialet som bunndyrindeksene bygger på er nokså magert for noen stasjoner. Særlig prøvene fra strandsonen inneholdt i noen tilfeller få dyr. Dette har selvsagt sammenheng med at innsjøene stort sett er næringsfattige, og at strandsonen i de fleste tilfeller besto av eksponert stein/grus med lite organisk materiale og makrovegetasjon. En enkelt bunndyrstasjon er derfor ikke alltid tilstrekkelig grunnlag å bygge på. En forsuringsindeks på 0 behøver derfor ikke nødvendigvis indikere en forsuring av innsjøen. Flere stasjoner i hver innsjø (spesielt i strandsonen) hadde vært ønskelig for å kunne gi en sikrere vurdering.

Tabell 3.9. Bunndyrgrupper/arter funnet på ulike lokaliteter. + angir få individer, ++ angir vanlig forekommende, +++ angir hyppig forekommende. Blanke felt angir manglede funn.. Stasjonsplassering er angitt som INN (innløpsbekklelv), UT (utløpsbekklelv) eller STR (strandsone iinnsjøen). Forsuringsfølsomme arter er markert med skravering, og skåre er gitt ved artsnavnet.

	Bergsvatn		Fagredalsvatn			Vardevatn		Torevatn		
	UT	STR	INN	UT	STR	UT	STR	INN	UT	STR
Flatormer										
<i>Crenobia alpina</i> 0,5					+					
Muslinger										
<i>Pisidium</i> spp. 0,25					++					
Øyestikkerlarver										
Døgnfluer										
<i>Baetis rhodani</i> 1			+++						+	
<i>Leptophlebia vespertina</i>				+	++			+		++
Steinfluer										
<i>Diura nanseni</i> 0,5			+++					++		
<i>Isoperla</i> spp. 0,5			+							
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>			+							
<i>Amphinemura</i> spp.								+	++	
<i>Amphinemura sulcicollis</i>			+							
<i>Protonemura meyeri</i>			++							
<i>Nemoura</i> sp.	+							+		
<i>Leuctra fusca</i>			+							
<i>Leuctra hippopus</i>								+	++	
<i>Leuctra nigra</i>								++		
Vårfluer										
<i>Rhyacophila nubila</i>										+
<i>Oxyethira</i> spp.	+			+						
<i>Plectrocnemia conspersa</i>	++			+++	++	+		++	++	+
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	+			+	+	++	++	+	+	++
<i>Neureclipsis bimaculata</i>						++	+		+	+
<i>Hydropsyche siltalai</i> 0,5									+	
<i>Mystacides azurea</i>										
<i>Athripsodes</i> spp.										
Phryganeidae indet					+					
Limephilidae indet.			+		+					+
Billelarver								+	+	
<i>Elmis aena</i>										
Dytiscidae indet										
Buksvømmere										
Vannløpere										

Tabell 3.8. fortsetter

	Espelands- vatn		Heldalsvatn			Svardalsvatnet			Midbøvatnet		
	INN	STR	INN	UT	STR	INN	UT	STR	INN	UT	STR
Flatormer											
<i>Crenobia alpina</i> 0,5											
Muslinger											
<i>Pisidium</i> spp. 0,25									+		
Øyenstikkerlarver											
Døgnfluer											
<i>Baetis rhodani</i> 1	+++										
<i>Leptophlebia vespertina</i>	+	+		++			+	+			+
Steinfluer											
<i>Diura nanseni</i> 0,5											
<i>Isoperla</i> spp. 0,5						+					
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>	++			+							
<i>Amphinemura</i> spp.	+			+++		++		+		+	
<i>Amphinemura sulcicollis</i>											
<i>Protonemura meyeri</i>	++									+	
<i>Nemoura</i> sp.			+								
<i>Leuctra fusca</i>	+					+	+				
<i>Leuctra hippopus</i>				++							
<i>Leuctra nigra</i>			++								
<i>Leuctra</i> sp.											
Vårfluer	+			+		++			+	+	
<i>Rhyacophila nubila</i>	+			++		++		++		+	+
<i>Oxyethira</i> spp.		+		+++		+	++	+		+	
<i>Plectrocnemia conspersa</i>	+	+		+			++				
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>				+						+	
<i>Neureclipsis bimaculata</i>								+			
<i>Hydropsyche siltata</i> 0,5	+										
<i>Mystacides azurea</i>		+									
<i>Athripsodes</i> spp.					+			+			
Phryganeidae indet.											
Limephilidae indet.			+							+++	
Billelarver											
<i>Elmis aena</i>	++								+		+
Dytiscidae		+							+		
Buksvømmere											
Vannløpere											

3.5. Vurdering av kalkingseffekter

3.5.1. Bergsvatn

I Bergsvatn finner vi ikke ungfisk som er eldre enn kalkingstiltakene, noe som kan tyde på at kalking har vært avgjørende for å få igang naturlig reproduksjon. Det er ikke mulig å si om fullkalking har vært nødvendig, eller om åpning av stemmen i utløpsbekken, fjerning av mose og utlegging av kalksteinsgrus ville vært tilstrekkelig for å oppnå dette. I Bergsvatn finner vi imidlertid tydelig vekstrespons hos eldre fisk etter kalking, trolig en indikasjon på en positiv kalkingseffekt.

Registreringene av bunndyr, vannplanter og dyreplankton bekrefter bildet av et moderat forsuringsskadet vann, og kalking av nåværende omfang bør derfor opprettholdes.

De vannkjemiske data er for mangelfulle til å vurdere om kalkmengden er riktig i forhold til en vannkjemisk målsetting på f.eks. $ANC \geq 20 \mu\text{ekv/L}$. En slik bufferevne ligger åpenbart vesentlig høyere enn naturtilstanden, men det er ingen tegn til uønskete biologiske effekter av kalking.

3.5.2. Fagredalsvatn

Årsklassevekslingen blant eldre fisk i Fagredalsvatn kan være uttrykk for tidligere forsuring der enkelte årsklasser er slått ut eller svekket p.g.a. surstøt, men kan like gjerne skyldes populasjonsdynamiske forhold der en sterk årsklasse undertrykker en eller flere kommende årsklasser. I tillegg må man ta i betraktning mulighetene for uttørking og/eller frysing av innløpsbekken, som er det viktigste rekrutteringsarealet for aurebestanden. Det var ingen vekstøkning å spore hos eldre fisk etter kalking.

Både makrovegetasjon og invertebrater tyder på at Fagredalsvatn er lite eller ikke forsuringsskadet. I mangel av vannkjemisk informasjon synes derfor kalkingstiltaket her svakt underbygget.

Videre kalking i innsjøen bør ha beskjedent omfang. Det er mulig at kalking i innløpsbekk er tilstrekkelig for å sikre aurebestanden. Det er imidlertid lite trolig at kalking vil ha noen skadelig effekt. Vannkjemien bør følges opp for å kunne vurdere fluktuasjoner i aluminium og ANC, og for nærmere vurdering av kalkmengder. Årlig elfiske i innløpet kan gi nyttig informasjon om dynamikk i rekrutteringen.

3.5.3. Vardevatn

I Vardevatnet fant vi ungfisk som eldre enn kalkingstiltaket, dvs. naturlig reproduksjon må ha funnet sted før kalking ble iverksatt. Et stort innslag av 4⁺-6⁺ fisk i fangsten tyder på dette. Fysiske begrensninger kan ha forårsaket manglende årsklasser. Det ble ikke påvist noen vekstendring etter kalking.

Makrovegetasjon og invertebrater tyder på en moderat forsuringsskade. Fortsatt kalking av gyteområdet i utløpsbekken er trolig det viktigste tiltaket for fiskebestanden, men fortsatt innsjøkalking anbefales for å sikre brukbar vannkvalitet i utløpet, som er eneste rekrutteringsareal. Muligheten for innsjøgyting bør undersøkes nærmere.

Innsjøen må loddas for å finne volumet. Kalkingsstrategien bør revurderes i forhold til vannkjemiske variasjoner i utløpet når slike data foreligger, og evt. innarbeides i kalkingsplan for Guddalsvassdraget. Kalking i Vardevatnet kommer også hovedvassdraget nedenfor til gode.

3.5.4. Torevatn

I Torevatnet manglet flere årsklasser blant eldre fisk. Mangel på 0⁺ fisk i utløpsbekken tyder på årsklasseveksling også etter kalking. Høy tetthet av 1⁺ og 2⁺ aure kan forklare fraværet av 0⁺, ved at det har oppstått konkurranse mellom større og mindre fisk om habitat. Sviktende rekruttering år om annet er i så fall å betrakte som 'naturlig'. Vi registrerte tydelig vekstrespons etter kalking hos eldre fisk.

Vannplanter og invertebrater kan tyde på en moderat forsuringsskade. Forekomsten av få individer av *Baetis rhodani* i utløpet kan tolkes som en nyetablering etter at kalking startet, eller som en restbestand.

Siden det ikke er fare for uheldige effekter av kalkingen, synes det naturlig å anbefale at kalking i omtrent nåværende omfang opprettholdes. Kalkmengder bør revurderes når mer data foreligger om kjemiske variasjoner i utløpselva, og prosjektet innarbeides som en del av kalkingsplan for Guddalsvassdraget. Opplodning av innsjøen er nødvendig for å kunne beregne kalkmengder.

Innløpsbekken har sannsynligvis begrenset verdi som oppvekstområde, og utlegging av kalksteinsgrus bør konsentreres om utløpsbekken. Som i Fagredalsvatnet bør rekrutteringen følges opp årlig med elfiske i utløpet. Bestanden i det nedenforliggende Krokavatnet og oppvekstmulighetene der bør også kartlegges, siden fisk trolig lett vandrer mellom dette og Torevatn.

3.5.5. Heldalsvatn

I Heldalsvatn finner vi ungfisk som er eldre enn kalkingstiltaket, dvs. naturlig reproduksjon må ha funnet sted før kalkingen ble iverksatt. Stor forekomst av 4⁺-6⁺ fisk i Heldalsvatn tyder på dette. Tynn bestand av eldre fisk kan være et resultat av forsuringsskader, men kan og skyldes beskatning.

Vannplanter og invertebrater omfatter bare forsuringstolerante arter, og tyder på en moderat forsuringsskade. Innsjøen bør derfor fortsatt kalkes. Tilveksten av krypsivbestanden bør kontrolleres.

Også for Heldalsvatn savnes et vannkjemisk datagrunnlag til å vurdere kalkmengder, men det synes klart at utløpsbekken er ganske ubeskyttet mot sur avrenning under snøsmelting. Det kan være aktuelt å legge ut kalksteinsgrus også her. Data om vannets middeldyp og volum må også skaffes for å kunne beregne dosering av kalkmengder.

3.5.6. Espelandsvatn

I Espelandsvatn ble kalkingstiltaket motivert av fiskedød i oppdrettsanlegget i innsjøen vinteren 1993. Det ble på samme tid observert død villfisk (aure) i tilløpselver til Dalsvatn lengre oppe i vassdraget (Erstad pers. medd.). I vårt materiale er der imidlertid ikke indikasjoner på forsuringsskader på villfiskbestanden i Espelandsvatn. Tettheten av villfisk er høyere i den nesten ukalkete Bøfjordelva enn i den kalkete Systadelva (Tabell 3.3).

Vannplanter og dyreliv fra selve innsjøen gir ingen gode holdepunkter, og preges av reguleringsinngrepet snarere enn av forsuring og kalking. Forekomsten av *Baetis rhodani* i Bøfjordelva tyder ikke på at denne grenen er alvorlig forsuret, men denne konklusjonen er usikker siden også denne elva er kalket med skjellsand.

Kalkingen av Espelandsvatn og deler av innsjøens nedslagsfelt bekostes av Åfjorddalen Smoltanlegg A.S., og tiltaket, med det omfang dette har idag, tar først og fremst sikte på å opprettholde en tilfredsstillende vannkvalitet for oppdrett av laksesmolt i merder i Espelandsvatn. Fisk i oppdrett vil være mer utsatt enn villfisk, og laks, spesielt smoltstadiet, er følsomt. Observasjoner av død villfisk

høyere oppe i nedslagsfeltet i 1993 er et signal om at vannkvaliteten i øvre deler av feltet tidvis kan være suboptimal (surstøt/sjøsaltepisoder). Et kalkingstiltak av nåværende omfang vil ha positive effekter for den lakseførende delen av vassdraget nedstrøms Espelandsvatn, i tillegg til å beskytte oppdrettsfisken. Tiltakets omfang kan neppe forsvares utfra et begrenset mål om å ivareta villaturen i Espelandsvatn, der vår begrensede undersøkelse ikke har avdekket forsuringsskader.

Vi savner data for innsjøens middeldyp og volum, men disse finnes trolig (reguleringsmagasin).

3.5.7. Svardalsvatn

Vannkjemisk sett er denne innsjøen klart forsuret, med lav pH og høye konsentrasjoner av aluminium. At røye er blitt borte i de senere år kan og være en indikasjon på økende forsuring. Likevel finnes her en aurebestand som er i god forfatning mht. rekruttering. Her er gode rekrutteringsforhold i utløpselven og i den ene av innløpsbekkene, der kalkingen må antas å ha en gunstig effekt. Foreløpig har innsjøkalkingen virket i for kort tid til å se effekter på aurens tilvekst i selve innsjøen, men denne delen av tiltaket er utvilsomt gunstig for gyte- og oppvekstvilkårene i utløpselven.

Både vannkvalitet, makroflora og fauna utenom fisk indikerer at Svardalsvatnet er forsuret. Selv om prøvegarnfangsten bar preg av en del uheldige garnsett, kan den relativt beskjedne fangsten og aurens vekststagnasjon og lave kondisjon indikere at fisken er stresset. God årsklasse-representasjon tyder imidlertid på at rekrutteringen ikke har vært direkte truet, men den kan ha vært redusert.

Vannet bør prøvofiskes på ny etter at kalkingen har pågått i noen år, for å se om rekruttering, tilvekst og kondisjon har endret seg i positiv retning. Denne innsjøen viser klare tegn til problematisk oppvekst av krypsiv. Det er viktig at kalkingen fortsettes, men spredning av kalk over grunnområdene må unngås. Krypsivvegetasjonen bør overvåkes i årene framover. De sparsomme vannkjemiske data tyder på at kalkingen i 1994 har gitt god vannkvalitet gjennom det meste av 1995.

3.5.8. Midbøvatn

Størrelses- og alderssammensetning av aure er jevn, og uten tegn på spesielt svake årsklasser. Rekrutteringen er begrenset, men her finnes også flere rekrutteringsbegrensende forhold enn vannkvalitet, bl.a. små gytebekker med lite egnet substrat, samt et stort innslag av ål.

Det finnes flere innslag av forsuringfølsomme elementer blant makrovegetasjon og invertebrater, hvorav iallefall vannplantene har vært tilstede før kalking ble igangsatt.

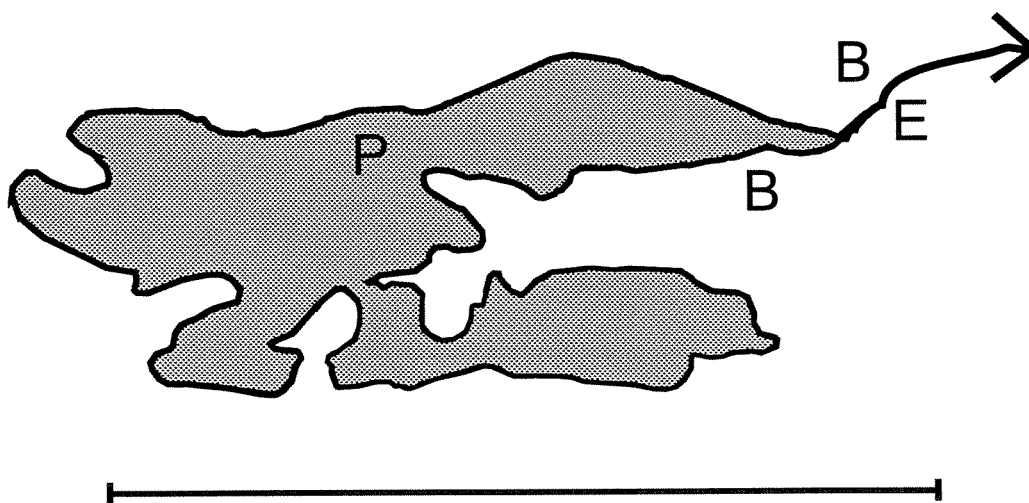
For Midbøvatn er det flere faktorer som peker i retning av at kalkingstiltakene har vært svakt underbygget. Det er også klare tegn på omfattende endringer i vannvegetasjonen, og denne bør overvåkes i årene framover. Bedre vannkjemisk dokumentasjon er nødvendig som beslutningsgrunnlag for en eventuell omlegging og forenkling av nåværende kalkingsstrategi.

4. Resultater fra de enkelte innsjøer

4.1. Bergsvatn i Gaular

4.1.1. Områdebeskrivelse

Bergsvatnet ligger i Gaular kommune, øverst i det lille vassdraget Njøsen (Nysna) som renner ut i indre del av Dalsfjorden like ved Bygstad. Innsjøen ligger 573 m o.h. i skrinne omgivelser over bjørkebeltet. Vatnet er ca 1 km langt, vel 300 m bredt anslagsvis 0,2 km², og største dyp ca 18 m. Et kart over innsjøen er vist i Figur 4.1.1, med stasjonsplassering for prøvetaking. Nedbørfeltet er lite, og domineres av bart fjell. Berggrunnen domineres av devonske konglomerater og sandstein (Kvamshesten). Området er nakent med lite løsmasser, og vegetasjonen er sparsom og fattig. Innerst i vatnet ligger en støl med litt grasvoll omkring. Der er ingen innløpsbekker til vatnet, bortsett fra noen små flombekker langs sørsiden



Figur 4.1.1. Bergsvatnet i Gaular. Stasjoner for elfiske (E), bunndyrprøver (B) og planktonprøve (P) er angitt. Målestokken er 1 km, og peker øst-vest.

Gyteforholdene for aure i Bergsvatnet er dårlige, og begrenset til utløpsbekken. I tillegg har en gammel stemme i utløpet delvis hindret passasje for fisken. Aurebestanden i vatnet har derfor i lang tid vært basert på utsettinger, vesentlig fra det større Kvanndalsvatnet like vest for Bergsvatnet. Fiskerikonsulenten for Vestlandet besøkte Bergsvatnet i 1963 (Vasshaug 1963) og 1969 (Anon. 1969), og situasjonen var den samme den gang. Etter begge undersøkelser ble det anbefalt årlig utsetting av ca. 50 fisk fra Kvanndalsvatnet, og beskatning av den eldste fisken med stormasketete garn siden veksten stagnerte ved ca. 40 cm.

Fisket har i en årrekke vært basert på sporadisk utsetting av fisk, siste gang høsten 1993, da ble det satt ut ca. 300 fisk, fanget dels på garn i Litle Hestavatn, dels med stang i elven mellom Kvanndalsvatn og Litle Hestavatn (Berge, pers. medd.). Før 1993 skal det ha vært et lengre opphold i utsettingene.

4.1.2. Vannkjemi og kalking

Vannkjemiske data er svært sparsomme. Tilgjengelige målinger er oppsummert i Tabell 4.1.1. Både de eldste og nyeste målinger viser svært lavt ioneinnhold, og pH var lav allerede på 60-tallet. Trolig er dette ganske nær naturtilstanden. Målingen av konduktivitet etter kalking i 1992 viser høyere ioneinnhold, men data for Ca mangler. Prøvene fra 1994 og 1995 er tatt etter en sesongs uttynning av den oppløste kalken, og tyder på at det meste av den tilført kalken blir vasket ut av innsjøen i løpet av vårflommen (eller før; sen vårflom 1995).

5. sept. målte vi konduktivitet i utløpselven til 1,09 mS/m. I Bergsvatn var siktedypet 6,0 m, og vannfargen blålig grønn. Vannet var noe uklart.

Tabell 4.1.1. Vannkemiske målinger fra Bergsvatnet (utløpselva). Den første prøvedatoen er fra før kalking, alle de andre etter at innsjøkalking ble iverksatt. For laboratorier, se Tabell 2.3. Ca-verdien fra 1963 er omregnet fra måling av Ca-hardhet.

Dato	pH	Kond mS/m	ALK-E µekv/L	Ca mg/L	Mg mg/L	RAI µg/L	IIAI µg/L	LAI µg/L	ANC µekv/L	Lab
1963	5,0	1,02		0,57						FK
31.07.69	5,0									FK
27.10.92	6,2	2,2								FF
25.10.93	6,51		104							SYSKN
13.06.94	5,95	1,23	12			4	2	2		NINA
26.06.95	5,66	1,24	8	0,38						NINA
28.10.95	6,4	1,69	32							NINA

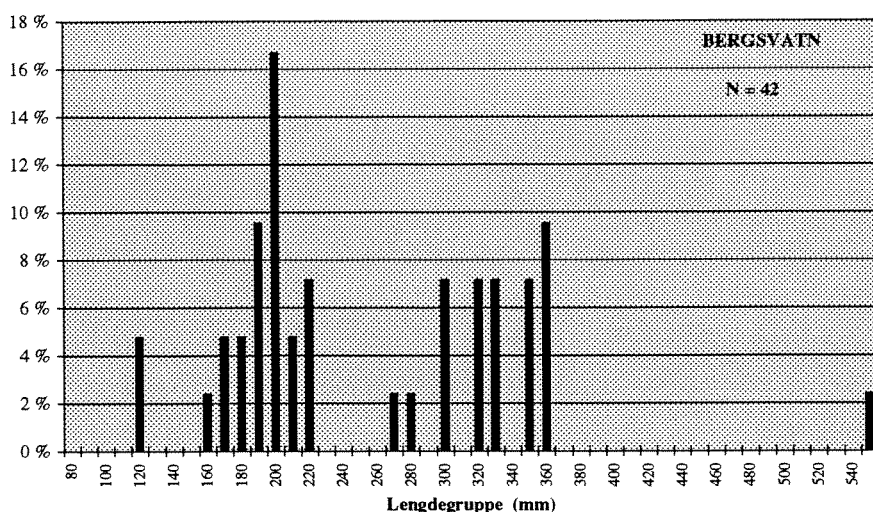
Kalking i Bergsvatnet startet opp i 1992, og vatnet er blitt rekalket hvert år. Kalkmengder er oppgitt til:

- 1992: 30 tonn kalksteinsmel; 5 t kalksteinsgrus
- 1993: 17 tonn kalksteinsmel, 8 t kalksteinsgrus
- 1994: 17 tonn kalksteinsmel, 10 t kalksteinsgrus
- 1995: 5 tonn kalksteinsmel, 10 t kalksteinsgrus

Innsjøen kalkes vha. helikopterspredning. Ved oppstart av kalking i 1992 ble det også utført forbedrende tiltak i utløpselva: åpning av utløpet, fjerning av et nesten fullstendig mosedekke. Kalksteinsgrus er lagt ut i utløpsbekken hvert år fra 1992.

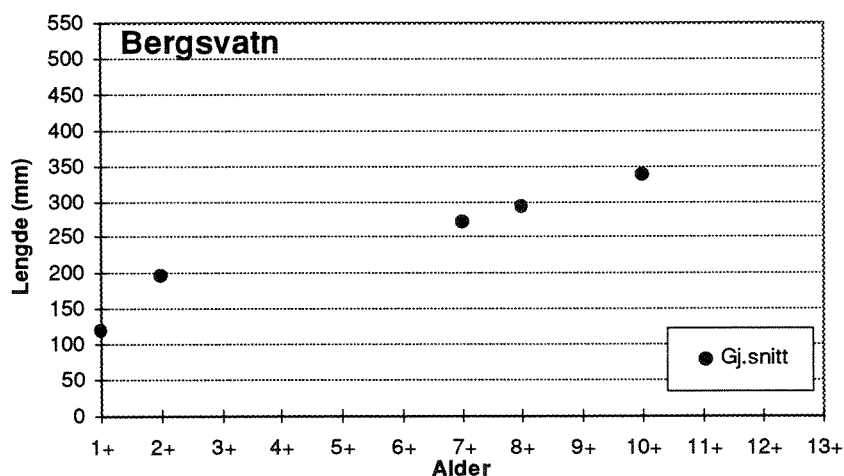
4.1.3. Fiskebestand

Prøvegarnfiske ble foretatt 5.-6. september 1995. Det ble benyttet en enkel prøvegarnserie (Tabell 2.4). Størrelsesfordelingen (Figur 4.1.2) viser at fangsten faller i ulike avgrensede størrelsesgrupper, som stort sett samsvarer med ulike aldersgrupper (Figur 4.1.3.). Aldersgruppen 2⁺, d.v.s. yngel klekket våren 1993, er sterkest representert, og har hatt en gjennomsnittlig tilvekst på ca. 60 mm pr år. Årsklassene 3⁺ - 6⁺ er ikke representert. Eldre fisk er fordelt på årsklassene 7⁺, 8⁺ og 10⁺, og stammer trolig for det meste fra utsettingen i 1993. Undersøkelser av skjell fra fisk av disse årsklassene viser tydelig vekstrespons for de to siste somrene. Øvrige fangstdata er oppsummert i Tabell 3.1 og 3.2.



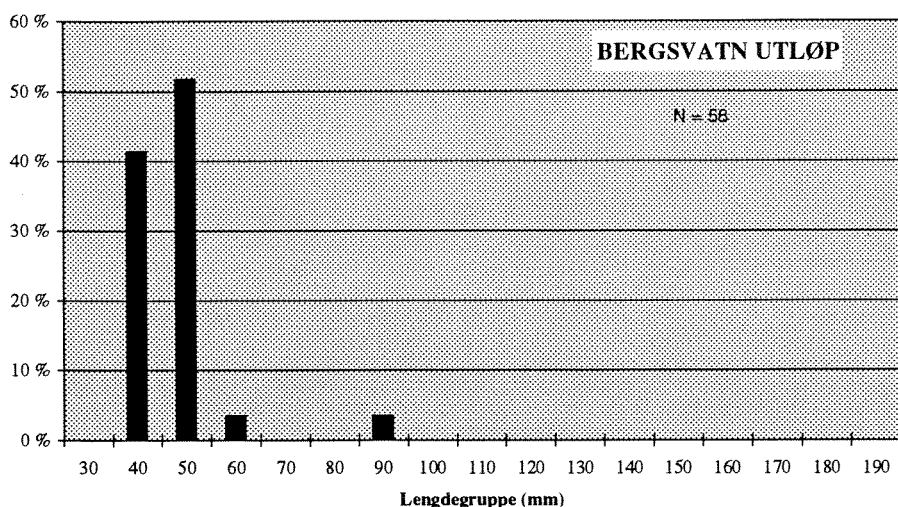
Figur 4.1.2. Bergsvatnet. Lengdefordeling av fisk fanget på garn.

Ungfisken i utløpsbekken er et resultat av selvrekuttering. Bekken er stilleflytende med noen få kortere partier med mer hurtigrennede vann. Bredden varierer mellom 2 og 4 m. Substratet består hovedsakelig av grus og sand, og en del stein i mer hurtigrennende partier. Der er få gode skjulesteder for småfisk. 2-300 m nedenfor utløpsosen går elven over i stryk. Fisk som slipper utfor strykene vil ikke kunne ta seg tilbake til Bergsvatn.



Figur 4.1.3. Bergsvatnet. Lengde av ulike aldersgrupper.

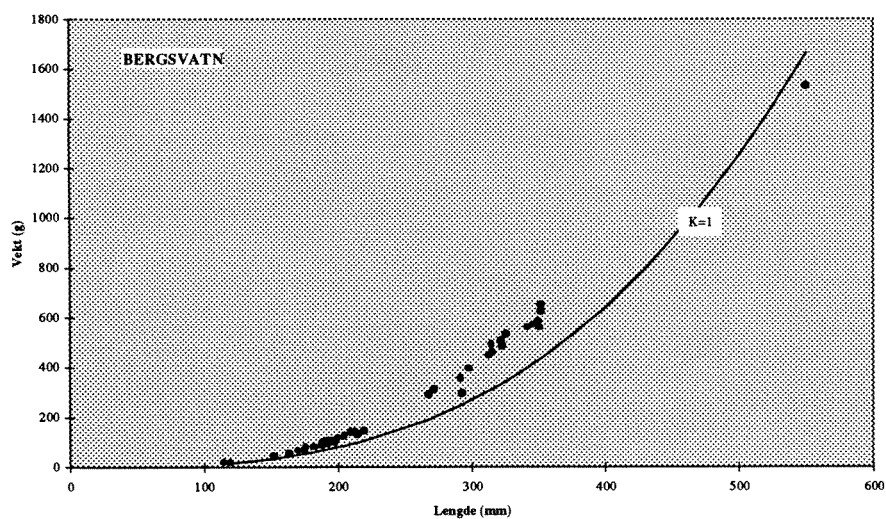
Bergsvatn er et toppvann og har ikke innløpsbekker av betydning for fiskeproduksjon. Fiske med elektrisk fiskeapparat i utløpsbekken 5. september 1995 ga overveiende fangst av 0⁺ (Tabell 3.3 og Figur 4.1.4). Tettheten av 0⁺ er estimert til 85 individ pr 100 m², totalantallet av 0⁺ aure i utløpsbekken kan anslås til 1000 individ. I utløpsosen ble det observert 1⁺ fisk. Det ser ut til at ungfisken forlater utløpsbekken som 1⁺, dvs. ved en lengde på ~7-9 cm. Fisk i denne årsklassen vil være for liten til representativ fangst ved prøvegarnfiske med standard garnserie der minste maskevidde er 21 mm. Det ble fanget 3 stk. 1⁺ aure med garn ("maskebitere"), med en gjennomsnittslengde på 136 mm.



Figur 4.1.4. Bergsvatnet. Lengdefordeling av fisk fanget med elfiske i utløpsbekken.

Det er sannsynlig at en del yngel kan fryse inne i tørre og kalde vintre i det grunne og relativt stilleflytende øvre partiet av utløpsbekken, mens en del yngel slipper seg nedover de første strykene og dermed forhindres fra å vandre tilbake til Bergsvatn. Det er også mulig at yngel vandrer ut i Bergsvatnet for overvintring.

Det ble ikke registrert parasitter i den garnfangete fisken. I mageinnholdet utgjorde dyreplankton den klart største delen (vesentlig *Bythotrephes longimanus*), men vårfluelarver og buksvømmere var også dominerende elementer (Tabell 3.4)



Figur 4.1.5. Bergsvatnet. Lengde/vekt diagram for fisk fanget på garn. Linjen angir K-faktor = 1.

Kondisjonsfaktor ligger over 1 for hele fangsten, og øker med økende fiskelengde (Figur 4.1.5). Gjennomsnittsfangsten pr. garnatt på maskevidder > 26 mm var 1320 gram (Tabell 3.2), som

svarer til kategori 4 (se kap. 2), dvs. vann med meget godt fiske og akkumulerte bestander. Rekrutteringsindeksen er 120 (Figur 3.1; Tabell 3.2), og indikerer at rekrutteringen er liten i forhold til den utnyttbare delen av populasjonen. Dette vil endre seg ettersom flere generasjoner av ungfisk kommer opp i utnyttbar størrelse (>150 g).

Populasjonen er pr. idag i sterk ubalanse, med mye gammel (utsatt) fisk, og en del yngre (selv-rekruttert) fisk. Ungfisken består foreløpig bare av 3 generasjoner, og det vil ta 1-2 år før selv-rekruttert fisk kommer opp i utnyttbar størrelse (> 150 g).

Undersøkelsen tyder på at kalking høsten 1992 og utsetting av aure i 1993 så langt gitt vellykket resultat m.h.t. rekruttering av aure.

4.1.4. Makrovegetasjon

Vannvegetasjonen var svært artsfattig, helt og holdent dominert av stivt brasmegras (*Isoetes lacustris*), stedvis som spredte rosetter på grunna, stedvis som tettere enger på 1-2(-3) meters dyp (se Tabell 3.6). Små bestander av fjellpiggnopp (*Sparganium hyperboreum*) fantes i den østlige enden av vatnet.

4.1.5. Dyreplankton

Samfunnet av dyreplankton var enkelt og artsfattig (Tabell 3.7). Dominerende art var hoppekrepsen *Cyclops scutifer* i ulike utviklingsstadier. Denne arten er følsom for forsuring, og synes å forsvinne hvis pH faller under 5,0. I prøven forekom enkelte individer av vannloppen *Bythotrephes longimanus*, som utgjorde en viktig del av fiskens næring.

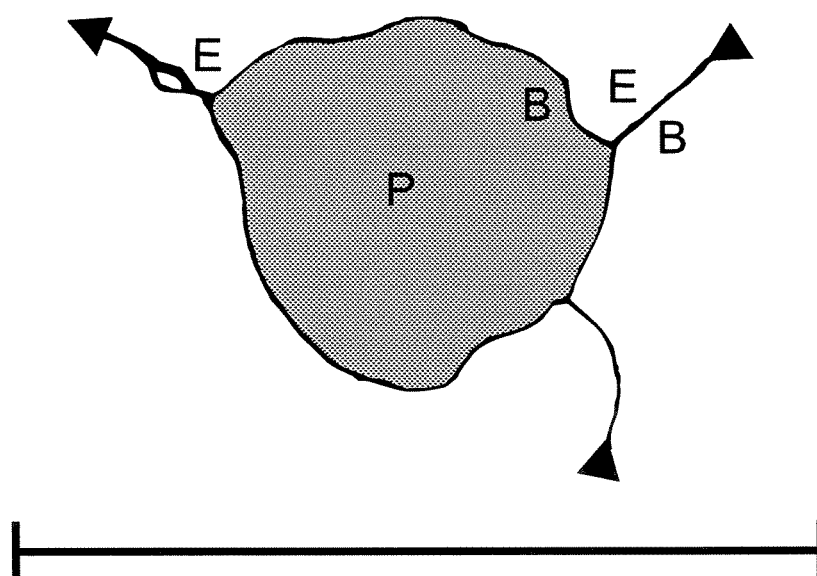
4.1.6. Bunndyr

I Bergsvatnet ble det bare påvist forsuringstolerante arter både i strandsonen og i utløpselva. Der var ingen innløp som egnet seg for prøvetaking (bare små flombekker). Vårflueartene *Plectrocnemia conspersa*, *Polycentropus flavomaculatus* og slekten *Oxyethira* var de vanligste i utløpet. Strandsonen synes å være meget fattig på arter og individer. Hverken vårfluer, steinfluer eller døgnfluer ble registrert. Både utløp og strandsone gis forsuringsindeks 0.

4.2. Fagredalsvatn i Gaular

4.2.1. Områdebeskrivelse

Fagredalsvatnet ligger 459 moh. øst for Skilbreidvatnet, som utløpsbekken Saupdøla drenerer til. Nedbørfeltet ligger i sin helhet i et grunnfjellsområde. En del løsmasser finnes i området rundt vannet. Nærområdet preges mest av bjørkeskog, men det meste av nedbørfeltet ligger over skoggrensen. Innerst i vatnet (i NØ) ligger en støl med små grasvoller. Litt myr finnes ved den sørlige bredden, mens topografien ellers er nokså bratt rundt vatnet. I østenden munner en innløpsbekk ved stølen, og to mindre flombekker like sør for denne. Ved myrområdet i sørenden munner også en mindre bekk ut i vatnet. Bare bekken ved stølen synes å ha gyte- og oppvekstvilkår for aure. En skisse over vatnet med stasjoner for prøvetaking er vist i Figur 4.2.1.



Figur 4.2.1. Fagredalsvatnet. Stasjoner for elfiske (E), bunndyrprøver (B) og planktonprøve (P) er angitt. Målestokken er 1 km, og peker øst-vest.

4.2.2. Vannkjemi og kalking

Så langt vi kjenner til, er det meget sparsomt med vannkjemiske data fra Fagredalsvatnet. Samtlige prøver er tatt med i Tabell 4.2.1 nedenfor. I tillegg finnes noen flere parametre fra prøvene i 1984, 1994 og 1995.

Vannkvaliteten har i utgangspunktet vært typisk ionefattig, men ihvertfall i 1984 lite forsuret. Prøven fra juni 1995 viser ellers minst like ionefattig vann som i 1984. Dette har trolig vært overflatevann fra snøsmeltingsperioden. Effektene av kalkingen er ellers tydelige, med alkalitet helt opp i 100 µekv/L like etter første gangs kalking i 1992.

4. sept. målte vi konduktivitet til 1,92 mS/m i innløpsbekken, og 1,96 i utløpet. I en mindre innløpsbekk litt sør for stølen målte vi 1,17 mS/m.

Tabell 4.2.1. Vannkjemiske målinger fra Fagredalsvatnet (utløpselva). Den første prøvedatoen er fra før kalking, alle de andre etter at innsjøkalking ble iverksatt. For laboratorier se tabell 2.3.

Dato	pH	Kond mS/m	ALK-E µekv/L	Ca mg/L	Mg mg/L	RAI µg/L	IIAI µg/L	LAI µg/L	ANC µekv/L	Lab
28.08.84	5,98	1,56	12	0,48	0,25	23	20	3	19,6	NIVA
15.10.91	5,2	1,5-1,7								SYSKN
27.10.92	6,65		100							FF
25.10.93	6,3									SYSKN
13.06.94	6,22	1,81	47	1,09		14	14	0		NINA
26.06.95	5,95	0,99	11	0,42	0,16	14	10	4		NINA
27.10.95	6,28	1,81	35							NINA

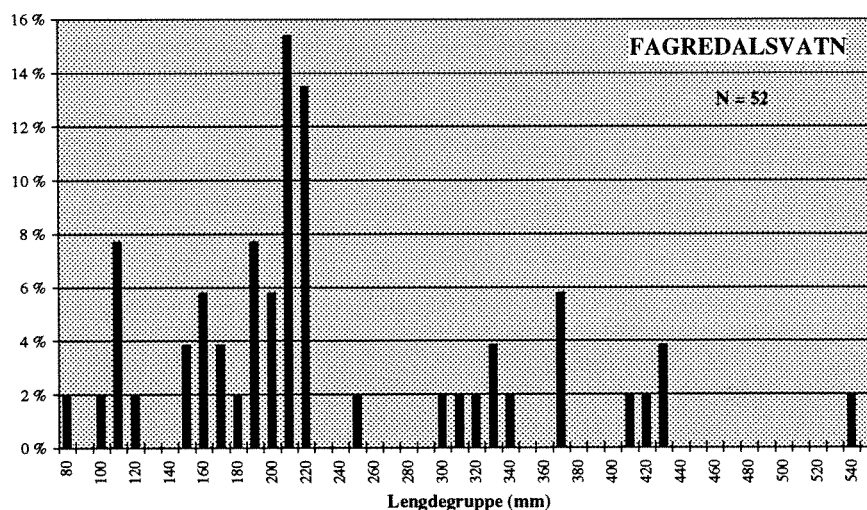
Kalking av innsjøen er gjennomført hvert år fra og med 1992, med følgende doser:

- 1992: 34 tonn kalksteinsmel , 5 tonn kalksteinsgrus
- 1993: 19 tonn kalksteinsmel , 8 tonn kalksteinsgrus
- 1994: 19 tonn kalksteinsmel , 10 tonn kalksteinsgrus
- 1995: 9 tonn kalksteinsmel , 10 tonn kalksteinsgrus

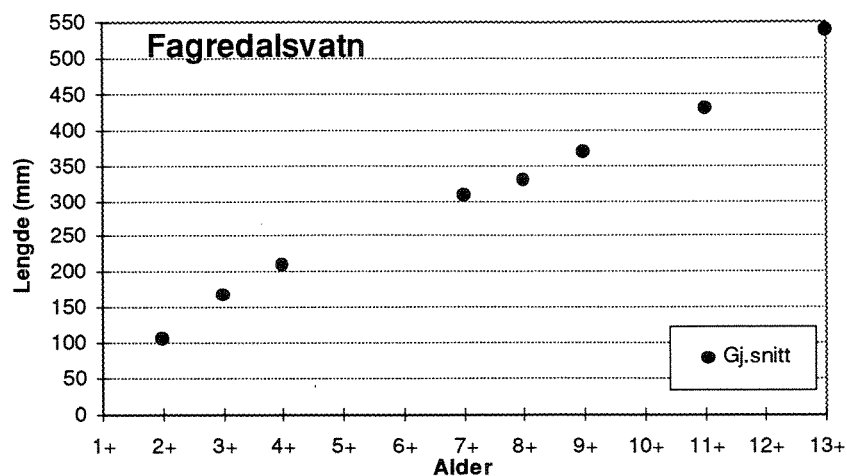
Kalksteinsmel er spredt med helikopter, mens kalksteinsgrus er blitt spredt manuelt i aktuelle gyteområder.

4.2.3. Fiskebestand

Prøvegarnfiske ble foretatt 4.-5. september 1995. I tillegg til en standard prøvegarnserie ble det benyttet 1 garn med maskevidde 15 mm (Tabell 2.4). Størrelsesfordelingen av fangsten er vist i Figur 4.2.2. Skjellanalyse av småfisk tyder på at de fleste vandrer ut i innsjøen som 2⁺, dvs 3. sommer etter klekking, et mindre antall som 1⁺ og 3⁺. Dette er i samsvar med resultatet av elfisket i innløpsbekken, der det ble registrert 0⁺ og 1⁺ fisk. Årsklassene 5⁺ og 6⁺ er sparsomt representert i fangsten. Tilvekst de første årene etter utvandring i innsjøen er ca. 5 cm pr år. Det er ikke mulig å fastslå tydelig vekstomslag etter kalking ved skjellanalyse av større fisk. Aldersfordeling av fangsten er vist i Figur 4.2.3. Andre fangstdata er oppsummert i Tabell 3.1-2.



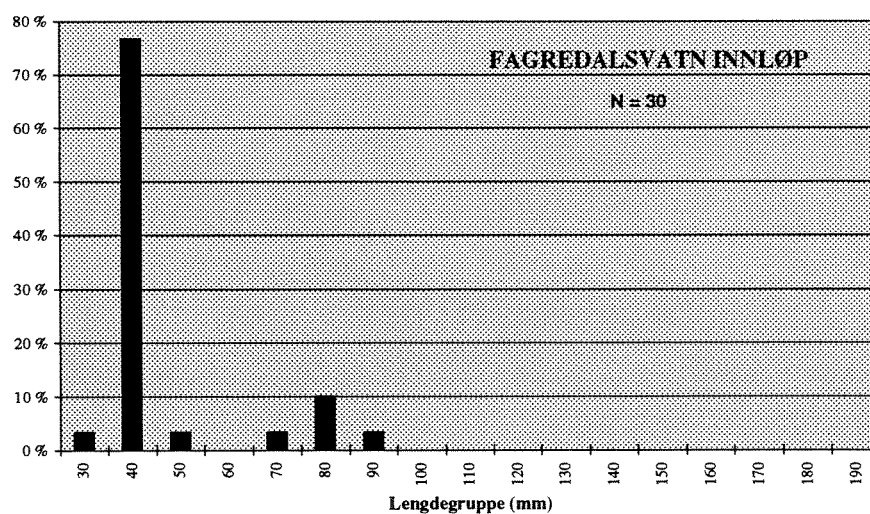
Figur 4.2.2. Fagredalsvatn. Lengdefordeling av fisk fanget på garn..



Figur 4.2.3. Fagredalsvatnet. Lengde av ulike aldersgruppe.

Innløpsbekken ved stølene er den eneste av innløpsbekkene som har produksjon av fisk. De nedre ca. 50 m mot innløpet veksler mellom kulper og mindre stryk. Substratet består av stein fra 0,5 til 40 cm, ca. 20% mosedekket, og en del grus i kulpene. Her er gode skjulesteder for småfisk. Ovenfor dette området er der høyere stryk. De nedre 50 m utgjør produksjonsareal for aure, med et vanddekket areal på ca. 100 m² ved lav vannføring.

Fiske med elektrisk fiskeapparat 4. september 1995 ga en estimert individtetthet på 320 aure pr. 100 m², herav 260 0+, middellengde 35 mm og 60 1+, middellengde 76 mm (se Figur 4.2.4). Bekken sies å gå tørr/bunnfryse enkelte vintre (Berge, pers. medd.).

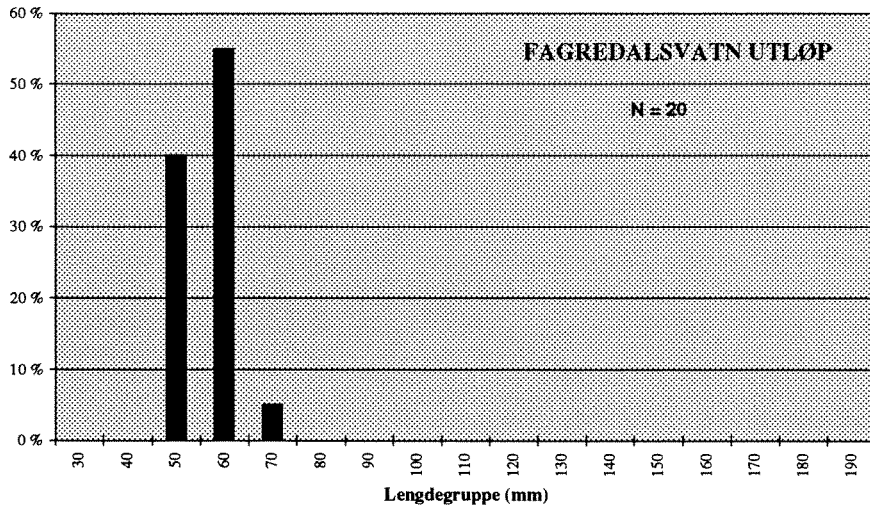


Figur 4.2.4. Fagredalsvatnet. Lengdefordeling av fisk fanget med elfiske i innløpsbekken.

Utløpsbekken danner to stryk (fjellterskel) og to mindre kulper, og faller deretter i et stort stryk ned i en lone i et flatt myrparti. Det er lite løsmasser i øvre del av bekken, vesentlig steinblokker fra 100 til 10 cm størrelse. Ca. 60% av arealet er dekket av mose. Vanddekket areal er ca. 150 m². Det er tvilsomt om småfisk som vokser opp i dette området kan ta seg opp gjennom stryket og vende tilbake

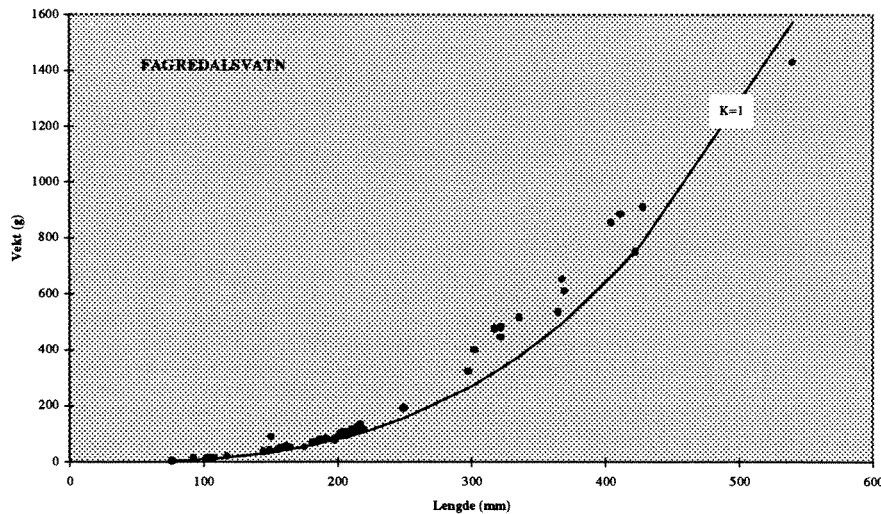
til Fagredalsvatnet. Topografiske forhold gjør at innløpselven antas å være eneste reproduksjonsområde for aure til Fagredalsvatn.

Fiske med elektrisk fiskeapparat i utløpsbekken ga en estimert individtettthet på 87 aure pr. 100 m². All fisk var 0⁺, gjennomsnittlig lengde 51 mm (se Tabell 3.3 og Figur 4.2.5).



Figur 4.2.5. Fagredalsvatnet. Lengdefordeling av fisk fanget med elfiske i utløpsbekken

Det ble ikke funnet parasitter i garnfanget fisk. Mageinnholdet besto vesentlig av luftinsekter (særlig svermende maur), dyreplankton (vesentlig *Bythotrephes longimanus*), og vårfluelarver (se Tabell 3.4).



Figur 4.2.6. Fagredalsvatnet. Lengdelvekt diagram for fisk fanget på garn. Linjen angir K-faktor = 1.

Kondisjonsfaktor ligger over 1, og øker med økende fiskelengde (Figur 4.2.6). Gjennomsnittsfangsten pr. garnnatt på maskevidder fra 35 til 26 mm 2391 gram (Tabell 3.2). Dette svarer til kategori 5 (se kap. 2), dvs. "helt spesielt godt fiske, stor fiskebiomasse, akkumulerte

bestander". Rekrutteringsindeks på 239 (Figur 3.1; Tabell 3.2) indikerer at reproduksjonen er meget liten i forhold til den eldre, utnyttbare delen av populasjonen. Dette bekreftes bl.a. av flere svake årsklasser. Hvorvidt dette har sammenheng med forsuring, ustabile vannforhold i innløpsbekken, eller skyldes populasjonsdynamiske faktorer (Borgstrøm 1995) er usikkert. Imidlertid viser undersøkelsen representasjon av alle årsklasser av aure etter 1992, da kalkingen ble satt igang.

Vannet vil tåle et moderat fiske, men vil være sårbart til tross for kalking, p.g.a. begrensede og sårbare reproduksjonsarealer.

4.2.4. Makrovegetasjon

Strandsonen har relativt slake bredder. Sedimentet var delvis grus og stein med et meget tynt mudderslag, men det var også store områder med fast silt/kvabb. Det er langgrunt både i innløps og utløpsenden.

Det ble registrert en frodig kortskuddsvegetasjon (Tabell 3.6), særlig i de større gruntområdene: På grus/stein var det gjerne en sonering med småvokst botnegras (*Lobelia dortmanna*) på grunna, og stivt brasmegras (*Isoetes lacustris*) utenfor. Brasmegraset dannet nesten overalt frodige dypvannsenger, også på mer finpartikulært substrat. På silt/kvabb ble det på grunna registrert innslag av mykt brasmegras (*Isoetes setacea*) og stedvis mye fjellpiggeknope (*Sparganium hyperboreum*). Det var stedvis tilløp til løse algefiltmatter på bunnen, særlig i botnegrassonen.

I østenden i en liten, grunn bukt/bakevje ved innløpsosen ble det funnet små bestander av krypsiv (*Juncus bulbosus*) og tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*). Litt lengre ut var det også en liten forekomst av hesterumpe (*Hippuris vulgaris*). De to sistnevnte utgjør sammen med ferskvannssvamp (*Spongilla* spp.) (rester av) et forsuringfølsomt element.

I det stilleflytende partiet av utløpsbekken rett vest for innsjøen ble det registrert en artsrik og lignende flora som i innsjøen, med mye kortskuddsplanter, enkelte krypsivrosetter, tusenbladplanter, rikelig med ferskvannssvamp, samt enkelte matter av hornormose (*Sphagnum auriculatum*).

4.2.5. Dyreplankton

Samfunnet av dyreplankton var enkelt, og besto av få arter (Tabell 3.7). Dominerende var vannloppen *Bosmina longispina* og hjuldyret *Kellicottia longispina*. Hoppekrepsen *Cyclops scutifer* var også vanlig. Planktonsamfunnet må betegnes som normalt og forventet i området. Bare *C. scutifer* har indikatorverdi (pH > 5,0). Vannloppen *Bythotrephes longimanus* ble registrert som enkeltindivider, men forekom i stort antall i mageprøvene fra fisken.

4.2.6. Bunndyr

Innløpet til Fagredalsvatnet hadde en rik forekomst av *Baetis rhodani*. Dette indikerer liten eller ingen forsuring, og gir lokaliteten en forsuringindeks på 1. Det ble ikke påvist andre døgnfluearter. Ellers var det var forholdsvis mange steinfluearter med *Diura nanseni* som den dominerende arten. Vårfluer var det få av. Bare enkelte individer av ubestemte Limnephilider ble registrert i prøven.

Utløpet hadde en mer artsfattig fauna enn innløpet. Bare forsuringstolerante arter ble funnet. Av døgnfluer ble *Leptophlebia vespertina* i få eksemplarer. Steinfluer ble ikke registrert. Blant vårfluene dominerte *Plectrocnemia conspersa*. Lokaliteten gis en forsuringindeks på 0. Det er likevel å merke seg at litt lengre ned i utløpselva fantes svampen *Spongilla*, som er forsuringfølsom. Dersom denne observasjonen inkluderes, blir forsuringindeksen 0,5 i utløpselva.

I strandprøvene fra Fagredalsvatnet var døgnfluen *Leptophlebia vespertina* vanlig. Andre døgnfluer ble ikke registrert. Steinfluer ble ikke funnet. Av vårflueartene var *Plectrocnemia conspersa* vanlig, mens enkelte andre arter ble funnet i få eksemplarer. Andre viktige bunndyrgrupper/arter som ble registrert var ertemuslinger, *Pisidium* spp., og flatormen *Crenobia alpina*. *Crenobia alpina* gir lokaliteten en forsøringsindeks på 0,5. Forsøringsfølsomme faunaelementer er altså observert på alle stasjoner i Fagredalsvatnet. Indeksverdiene er oppsummert i Tabell 3.8.

4.3. Vardevatn i Fjaler

4.3.1. Områdebeskrivelse

Vardevatnet (Figur 4.3.1) ligger 577 moh. i snau-fjellsomgivelser. Vatnet drenerer via Bogeivatnet til Guddalsvassdraget. Berggrunnen er grunnfjell, og det er bare moderate mengder løsmasser i nedbørfeltet. I nordenden kommer to flombekker inn i vatnet, tildels gjennom grov ur. Østbredden er brattlendt, mens den vestlige bredden er noe slakere. Litt vier vokser i NØ, men ellers domineres området av fjellrabber. Litt myr finnes i sørenden. Det er fine forhold for sportsfiske i vika rundt utløpet og langs hele den vestlige bredden.

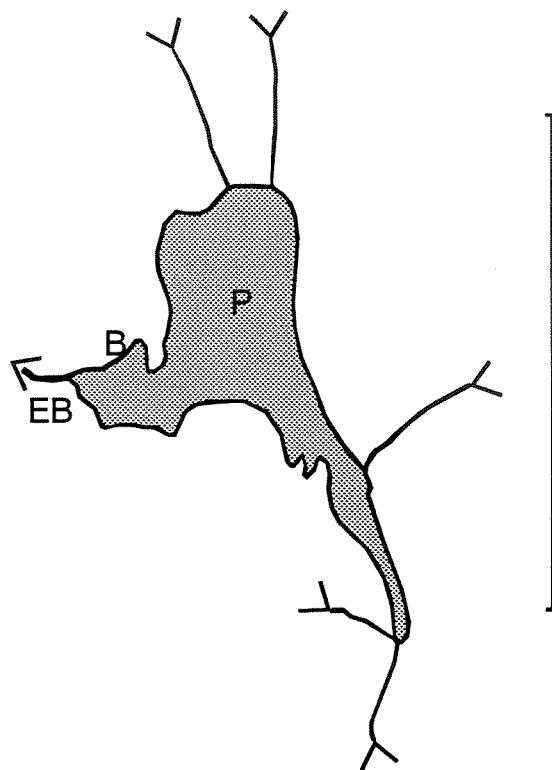
Basert på informasjon fra B. Huseklepp har det vært godt fiske i Vardevatnet tidligere, men en endring i fiskebestanden skjedde rundt 1980. Et for hardt garnfiske (tjuvfiske) kan ha medvirket til dette, men hovedårsaken antas å være sviktende rekruttering pga. forsuring. Fra ca. 1983 er det satt ut ca. 100 aure fra Bogeivatnet hvert år fram til 1990. Ved garnfiske i 1986 og i 1989 ble det fanget utsatt fisk som hadde vokst godt, men ingen rekruttering ble registrert.

Gyteforholdene i Vardevatnet er fra naturens side nokså begrensete, med mindre fisken gyter på stillestående vann. Ingen av innløpsbekkene byr på gode gyte- og oppvekstmuligheter. Ved prøvefisket var de nesten helt tørre. I utløpsosen er en eldre stemme flyttet lengre nedover for å øke tilgjengelig areal for gytefisk og yngel. Her er også lagt ut kalksteinsgrus.

4.3.2. Vannkjemi og kalking

Det foreligger få vannkjemiske målinger fra Vardevatnet før kalkingen tok til. I Tabell 4.3.1 er vannkjemiske målinger fra før kalking (bare pH) og etter kalking vist. I tillegg er en del pH-målinger utført av B. Huseklepp fra 1990 av stilt til disposisjon. Disse er sammenfattet i Figur 4.3.2.

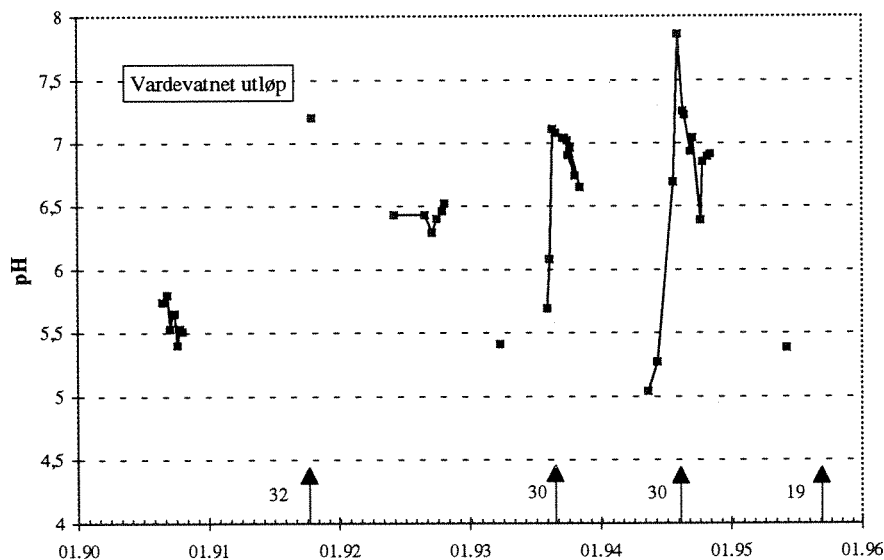
Vi målte konduktivitet til 1,78 mS/m i den største innløpsbekken i nord, og til 1,89 i utløpsbekken den 8. september. I Vardevatnet var siktedypet 5,0 m, og vannfargen gullig grønn.



Figur 4.3.1. Vardevatn i Fjaler. Stasjoner for elfiske (E), bunndyrprøver (B) og planktonprøve (P) er angitt. Målestokken er 1 km, og peker nord-sør.

Tabell 4.3.1. Vannkjemiske målinger fra Vardevatnet (utløpselva). For laboratorier, se Tabell 2.3.

Dato	pH	Kond mS/m	ALK-E µekv/L	Ca mg/L	Mg mg/L	RAI µg/L	IIAI µg/L	LAI µg/L	ANC µekv/L	Lab
27.08.89	5,74									SYSKN
08.10.89	5,40									SYSKN
10.09.89	5,80									SYSKN
vår 94	5,27	1,68	0	0,25		16	6	10		NINA
05.06.95	5,38	1,08	3	0,19	0,12	16	14	2	-5	NINA
22.10.95	6,74	2,42	67			14	8	6		NINA



Figur 4.3.2. Vardevatnet. pH-målinger i utløpet utført av Bjarne Huseklepp. Kalkingstidspunkt er angitt med piler nederst, sammen med kalkmengde tilført (tonn).

Selve Vardevatnet ble første gang kalket i 1991, og senere i 1993, 1994 og i 1995. Det er også tilført kalksteinsgrus til gyteområdet hvert år i den samme perioden. Kalkmengdene har vært som følger:

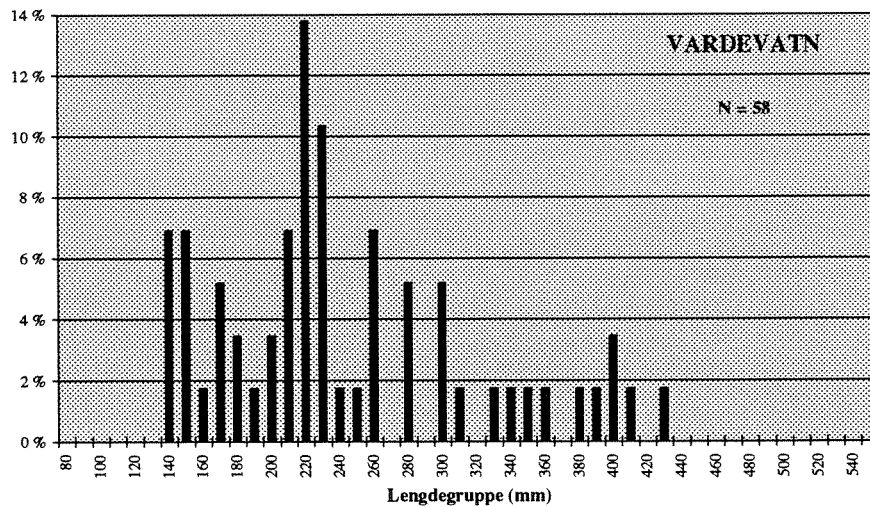
- 1991(oktober): 32 tonn kalksteinsmel, 5 tonn kalksteinsgrus
- 1992 (juni): 8 tonn kalksteinsgrus
- 1993 (august): 30 tonn kalksteinsmel, 6 tonn kalksteinsgrus
- 1994 (august): 30 tonn kalksteinsmel, 6 tonn kalksteinsgrus
- 1995 (september): 19 tonn kalksteinsmel, 10 tonn kalksteinsgrus

Kalksteinsmel er blitt spredd med helikopter. En del av kalksteinsgrusen er lagt ut i flere innløpsbekker, men det meste er brukt i forbedringstiltakene i utløpet.

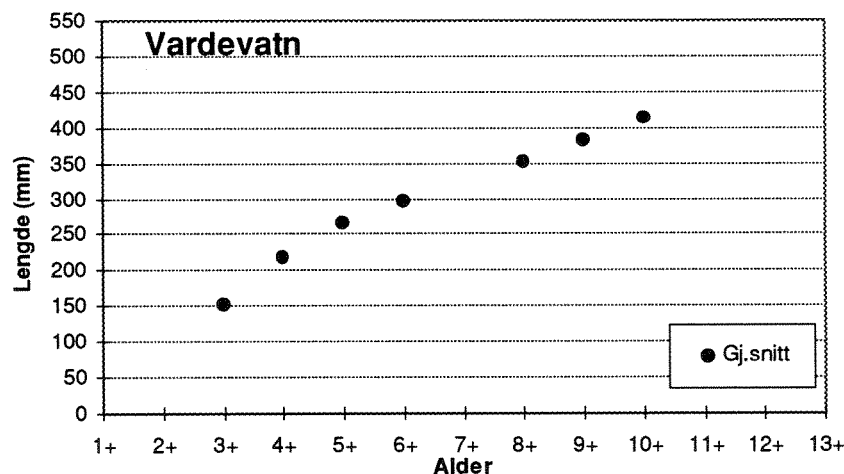
pH-målingene tyder på kalkdosen ikke har vært tilstrekkelig til å opprettholde en god pH (i utløpet) gjennom hele året, og dette bekreftes av lav alkalitet og ANC i målinger fra våren 1994 og våren 1995 (se Tabell 4.3.1).

4.3.3. Fiskebestand

Prøvegarnfiske ble foretatt 7.-8. september 1995. Det ble benyttet standard prøvegarnserie supplert med ett garn med maskevidde 15 mm (Tabell 2.4). Blant de mindre størrelsesgruppene av aure (130-230 mm) finner vi innslag av aldersgruppene 3⁺ og 4⁺ (Figur 4.3.3 og 4.3.4). 3⁺ fisk er trolig resultat av naturlig reproduksjon i utløpsbekken etter kalking, mens fisk eldre enn 3⁺ enten kommer fra naturlig reproduksjon før kalking, eller fra utsetting. Tilveksten på ung fisk er < 50 mm/år. Kjønnsmodningsprosenten var 73 for hannfisk og 54 for hunnfisk, og minste gytefisk var på 130 mm, årsklasse 3⁺ (Tabell 3.1). Dette kan forklare den relativt lave tilveksten hos yngre fisk. Den eldste fisken er fordelt på årsklassene 8⁺-10⁺ (Figur 4.3.4). Det er ikke indikasjoner på vekstrespons etter kalking ut fra skjellprøver av eldre fisk. Andre fangstdata er oppsummert i Tabell 3.1 og 3.2.



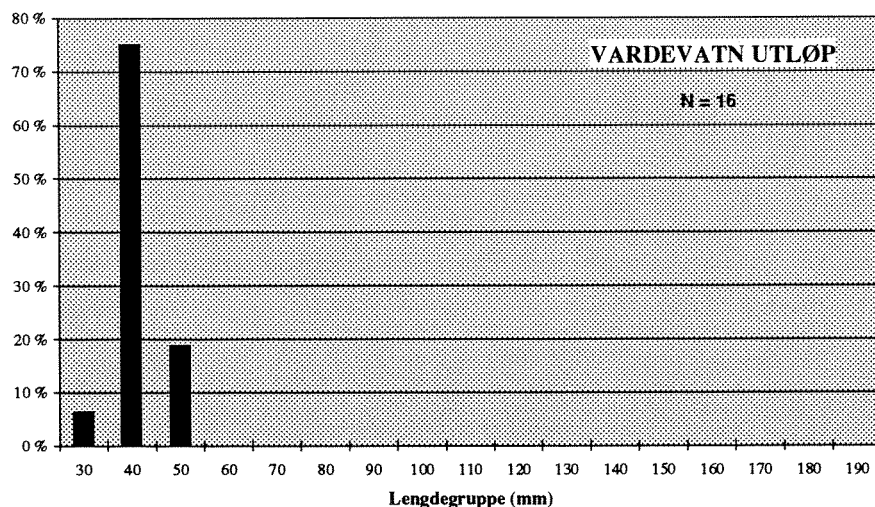
Figur 4.3.3. Vardevatn. Lengdefordeling av fisk fanget på garn.



Figur 4.3.4. Vardevatn. Lengde av ulike aldersgrupper.

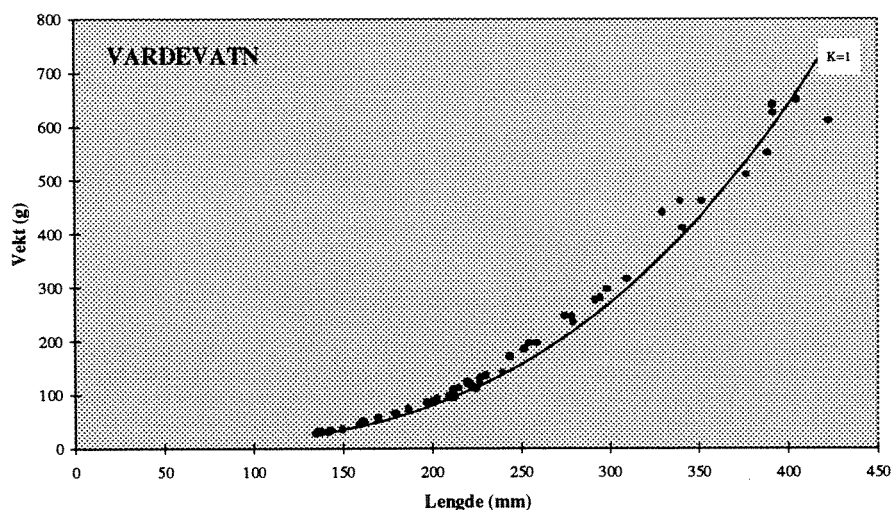
Utløpsbekken er den eneste bekken som gir grunnlag for rekruttering av aure til Vardevatn. Substratet er grus/sand, for en stor del utlagt kalksteinsgrus. Ungfisken i utløpsbekken er et resultat av selvrekuttering. Bekken danner et stilleflytende område ut fra vannet med et vanddekket areal på ca. 230 m², og går deretter over i et høyt stryk som ikke kan passeres av fisk nedenfra.

Elfiske i øvre del av utløpsbekken 8. september 1995 ga utelukkende fangst av 0⁺ yngel (Figur 4.3.5). Tettheten er estimert til 210 0⁺ yngel pr 100 m², totalantallet anslås til 500-550 individ. Middellengden på yngelen var 37 mm (se Tabell 3.3). Registreringene indikerer at at yngelen vandrer ut i Vardevatn som 1⁺. Ved garnfisket ble det ikke tatt yngre fisk enn 3⁺. I kulpen under stryket ble det registrert både 0⁺ og 1⁺ yngel.



Figur 4.3.5. Vardevatn. Lengdefordeling av aure fanget med elfiske i utløpsbekken.

Det ble ikke funnet parasitter på den garnfangete fisken. Fiskens næring (Tabell 3.4) var dominert av krepsdyr, med omtrent like mengder littorale (23,5 %) og planktoniske (22,5 %) arter. Insekter var også en viktig del, med vårfluelarver (17,6 %) og fjærmyggpupper (13,8 %) som de viktigste.



Figur 4.3.6. Vardevatn. Lengde/vekt diagram for fisk fanget på garn. Linjen angir K-faktor = 1

Kondisjonsfaktoren på garnfanget fisk er > 1 for fisk opp til 350 mm, mens større fisk har kondisjonsfaktor < 1 (Figur 4.3.6). Gjennomsnittsfangst pr. garnnatt på maskevidder fra 35 til 26 mm var 1985 gram (Tabell 3.2), som svarer til kategori 4, "meget godt fiske, meget tette og akkumulerte bestander" (se kap. 2). Rekrutteringsindeks på 165 (Figur 3.1; Tabell 3.2) indikerer at rekrutteringen er beskjedent i forhold til bestandens utnyttbare del. Dette forventes å endre seg over tid, ettersom mindre fisk vokser til og når utnyttbar størrelse (> 150 g).

Undersøkelsen tyder på at der har funnet sted naturlig reproduksjon i Vardevatn både før og etter at kalking ble iverksatt.

4.3.4. Makrovegetasjon

Innsjøen har tildels bratte strender med svaberg og stein. Bunnen består delvis av et fast, finpartikulært substrat av silt/kvabb (utpreget i bukta i sør og ved bekkeutløp) og delvis av grus, stein og blokker med et mudderlag.

Det ble ikke registrert algefilt på bunnen. Vannvegetasjonen var svært artsfattig, dominert av stivt brasmegras (*Isoetes lacustris*), stedvis som spredte rosetter på grunna, stedvis som frodige enger på 1-2(-3) meters dyp.

På siltbunn var det dominans av fjellpiggnopp (*Sparganium hyperboreum*), og nær utløpsområdet var det dominans av mer eller mindre død levermose på steinbunn. Registreringene er oppsummert i Tabell 3.6.

4.3.5. Dyreplankton

Samfunnet av dyreplankton var artsfattig og enkelt. Antallsmesig dominerte hoppekreps, mest *Cyclops scutifer* i ulike larvestadier. Dette er også den eneste registrerte arten som er forsuringfølsom. Prøven var uvanlig fattig på hjuldyr. *Bythotrephes longimanus* ble ikke registrert i planktonprøven, men utgjorde den viktigste føden for auren i vardevatn. Registreringene er samlet i Tabell 3.7.

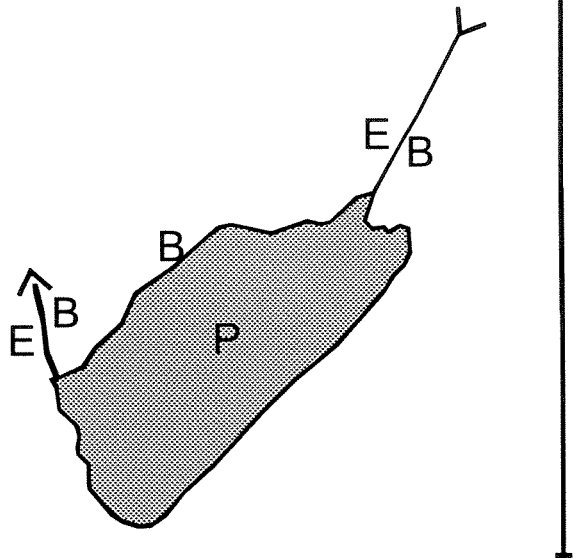
4.3.6. Bunndyr

I Vardevatnet ble det bare påvist forsuringstolerante arter både i standsonen og i utløpselva. Faunaen inneholdt få grupper og arter. Hverken døgnfluer eller steinfluer ble påvist. Utløpselva var dominert av vårflueartene *Plectrocnemia conspersa* og *Polycentropus flavomaculatus*, men vårflueslekten *Oxyethira* var også vanlig. Også i strandsonen var polycentropider den vanligste gruppen. Både strandsonen og utløpselva til Vardevatnet gis forsuringindeks 0. Indeksene er oppsummert i Tabell 3.8

4.4. Torevatn i Fjaler

4.4.1. Områdebeskrivelse

Torevatnet ligger 548 moh. øverst i bjørkebeltet. Innsjøen er ca. 650 m lang (Figur 4.4.1). Torevatnet er toppvann i en sidegren til Guddalsvassdraget. En kort utløpselv renner ned i Krokavatn like nedenfor. Fra Krokavatn renner elva ned til Kalstadvatnet, og derfra videre til hovedstrengen. Berggrunnen er grunnfjell, og det synes å være lite løsmasser i nedbørfeltet. Omgivelsene rundt vannet er preget av bjørk og vier, med noe myr og rabber. Ellers er det meste av nedbørfeltet snaufjell. Langs den sør-østlige bredden er det noe brattlendt med en del ur, mens nordsiden har slake bredder.



Figur 4.4.1. Torevatnet i Fjaler. Stasjoner for elfiske (E), bunndyrprøver (B) og plankton-prøve (P) er angitt. Målestokken er 1 km, og peker nord-sør.

Torevatnet har bare én innløpsbekk av noen størrelse, og selv denne førte svært lite vann under prøvefisket. Utløpsbekken utgjør det viktigste gyte- og opvekstområdet.

Vi kjenner ikke til informasjon om fiskebestand før kalking. Et begrenset prøvefiske med garn ble utført i 1994 (B. Huseklepp). Det foreligger ingen enkeltresultater, men det ble nevnt at småfisk bare ble fanget nær utplassert gytegrus, og at større fisk hadde god kvalitet.

4.4.2. Vannkjemi og kalking

Vannkjemiske data er sparsomme (Tabell 4.4.1). Det lille som er tilgjengelig viser en ionefattig vann-kvalitet med liten bufferevne. Fra 1991 (før kalking) foreligger en alkalitetsmåling, foruten en rekke pH-målinger i området 5,0 - 5,3 utført av Bjarne Huseklepp. Dessuten er det gjort en rekke pH-målinger i utløpselva fra Torevatn og Krokavatn ca 2 km lengre nede ved Kalstad i perioden 1988 - 1991. pH lå da i området 5,1 - 5,4. Denne elva mottar flere sidebekker, og er derfor ikke direkte sammenlignbar med vannkvaliteten i Torevatn.

Fra før kalking finnes én måling totalt Al fra 12.05.91 (80 µg/L, SYSKN; ikke sammenlignbar med reaktivt Al). To målinger fra 1995 (før og etter siste kalking) viser lave Al-verdier (Tabell 4.4.1). Fargetall fra 1994 og 1995 lå mellom 17 og 20 mg Pt/L, mens organisk karbon ikke er målt.

Etter at kalkingen startet er det gjort tre målinger av Al, og én med ionebalance (Tabell 4.4.1). Fra perioden etter første kalking i 1992 finnes flere pH-målinger, med et gjennomsnitt på pH 6,10, men vi har ikke sett enkeltresultater. Effekten av kalking er tydelig i pH-målinger kort etter kalking (pH opp i 7,1), og om våren ligger pH i utløpsbekken fortsatt 0,4 - 0,5 enheter over tidligere målinger. Imidlertid tyder alkalitetsverdiene ikke på at bufferevnen er vesentlig bedret om våren.

pH-målinger i elva lengre nede ved Kalstad utført av Bjarne Huseklepp i perioden oktober-november 1993 (5 målinger) og 1994 (3 målinger) har ligget relativt stabilt mellom 5,5 og 5,7, dvs. nesten 0,4 enheter over målingene fra 1988 - 91.

Siktedypet Torevatn 8. september var 5,5 m, og vannfargen gul.

Tabell 4.4.1. Vannkjemiske målinger fra Torevatnet (utløpselva). Prøvene fra 1991 er fra før kalking, mens de øvrige er tatt etter at innsjøkalking ble iverksatt. For laboratorier, se Tabell 2.3.

Dato	pH	Kond mS/m	ALK-E µekv/L	Ca mg/L	Mg mg/L	RAI µg/L	IIAI µg/L	LAI µg/L	ANC µekv/L	Lab
15.04.91	5,03									BH
29.04.91	5,13									BH
12.05.91	5,3	1,5	18							SYSKN
11.06.91	5,26									BH
24.08.93	7,12									BH
26.10.93	6,64									BH
vår 94	5,73	1,77	18			16	14	2		NINA
05.06.95	5,61	1,36	17	0,41	0,17	11	9	2	11	NINA
22.10.95	6,56	2,47	62			16	10	6		NINA

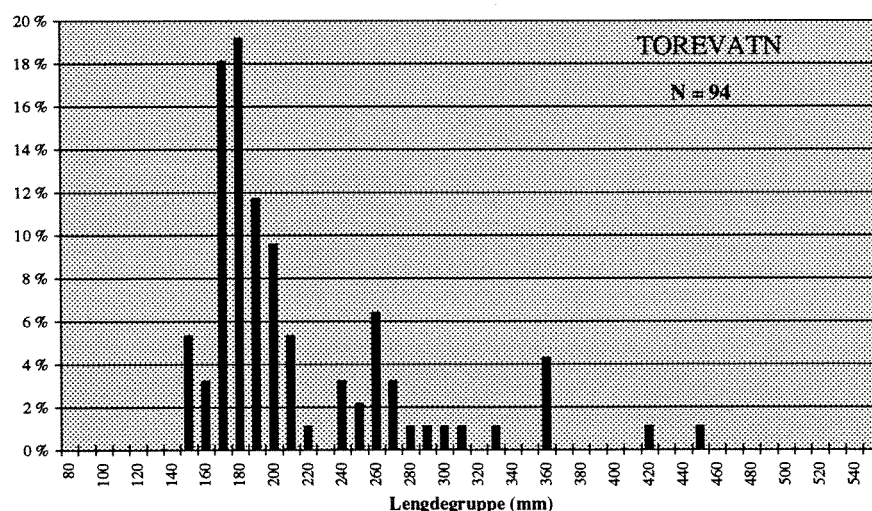
Innsjøen er kalket årlig fra og med 1992. Kalkmengdene har vært som følger:

1992 (juni): 32 tonn kalksteinsmel, 8 tonn kalksteinsgrus
 1993 (august): 28 tonn kalksteinsmel, 6 tonn kalksteinsgrus
 1994 (august): 31 tonn kalksteinsmel, 6 tonn kalksteinsgrus
 1995 (september): 18 tonn kalksteinsmel, 8 tonn kalksteinsgrus

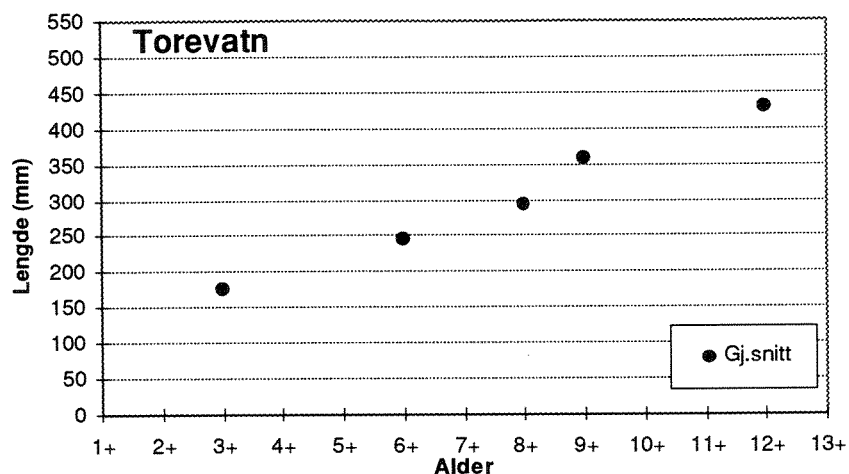
Kalksteinsmel er spredd med helikopter, mens kalksteinsgrus er lagt ut i innløpsbekken og i utløpsbekken (første gang i 1994).

4.4.3. Fiskebestand

Prøvegarnfiske ble foretatt 7-8. september 1995 med standard prøvegarnserie supplert med 1 garn med maskevidde 15 mm (Tabell 2.4). Yngste årsklasse i fangsten er 3⁺ (Figur 4.4.2-3). Den viser en årlig tilvekst på > 50 mm. Kjønnsmodningsprosenten er 4, og minste gytefisk er 352 mm (Tabell 3.1). Skjellstudier av eldre fisk indikerer tydelig vekstrespons etter kalking (de tre siste somre).

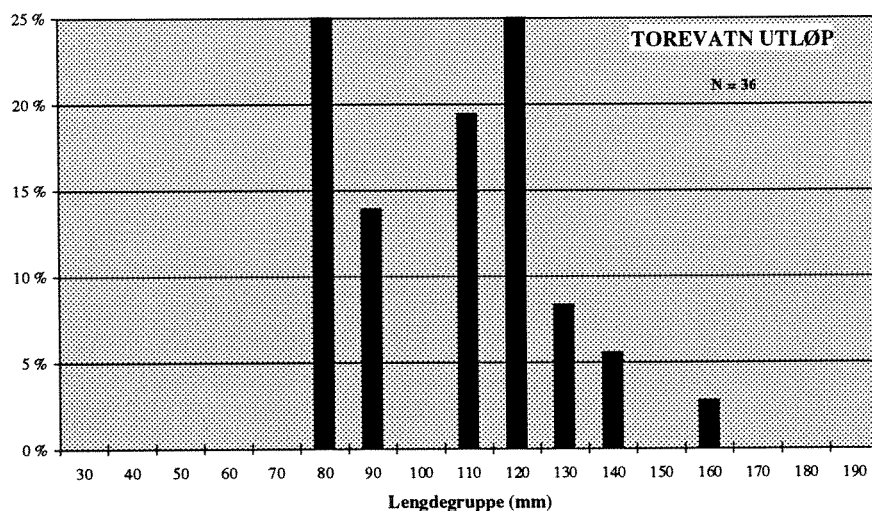


Figur 4.4.2. Torevatnet. Lengdefordeling av fisk fanget på garn.



Figur 4.4.3. Torevatnet. Lengde av ulike aldersgrupper.

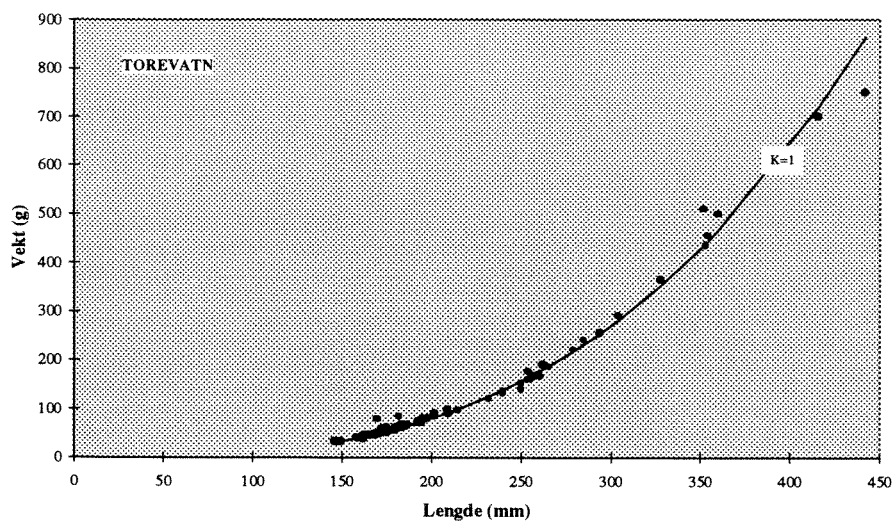
Det ble elfisket i én større innløpsbekk og i utløpsbekken. I innløpsbekken ble det kun fanget én fisk (2⁺). Utløpsbekken veksler mellom kulper og korte stryk. Substratet domineres av store blokker med mindre stein og grus innimellom. Mosedeckete areal utgjorde ca. 60%. Lav vannføring da undersøkelsen fant sted ga høy arealtetthet av ungfisk, estimert til 330 fisk pr. 100 m², fordelt på 2 årsklasser, hvorav 1⁺ ca. 40% og 2⁺ ca 60% (Tabell 3.3; Figur 4.4.4). Det ble ikke registrert 0⁺ fisk i det hele tatt. Hele bekkens vanndekkete areal på tidspunktet for undersøkelsen ble anslått til 100 m². Ungfisken ser ut til å forlate bekken som 2⁺/3⁺. Bekken fungerer trolig som reproduksjonsområde både for Torevatn og for Krokavatn nedenfor. Fisk kan passere mellom de to vannene. Det er også en tilløpsbekk til Krokavatn fra nord der det er kjent at fisk gyter.



Figur 4.4.4. Torevatnet. Lengdefordeling av fisk fanget med elfiske i utløpsbekken.

Lav andel av gytefisk og høy tetthet av større ungfisk i utløpsbekken kan være medvirkende årsak til svak, eller helt utslått (undertrykket) årsklasse av 0⁺. Fravær av flere årsklasser av eldre fisk kan tyde på at dette er et vanlig fenomen for Torevatns vedkommende.

I garnfangsten var én fisk infisert av måsemark (infeksjonsgrad 1). Mageinnholdet ble dominert dyreplankton (40,9 %; Tabell 3.4), mens littorale krepsdyr og luftinsekter også utgjorde andeler > 10 volumprosent.



Figur 4.4.5. Torevatnet. Lengde/vekt diagram for fisk fanget på garn. Linjen angir K -faktor = 1.

Gjennomsnittlig kondisjonsfaktor for garnfanget aure var ~ 1 (Figur 4.4.5), og gjennomsnittsfangst pr. garnnatt på maskevidder > 26 mm var 746 gram (Tabell 3.2), som svarer til kategori 3, "godt fiske, produktive og jevnt beskattete vann" (se kap. 2). Rekrutteringsindeksen er 34 (Figur 3.1; Tabell 3.2), og indikerer antydning til overbefolkning. Den lave indeksen er imidlertid sterkt påvirket av én enkelt årsklasse, 3^+ , og vil trolig øke når denne og etterfølgende generasjoner av aure kommer opp i utnyttbar størrelse (>150 g).

Undersøkelsen viser forekomst av vekslende sterke og svake årsklasser (Figur 4.4.2-3). Dette kan ha sammenheng med forurening, men kan også skyldes populasjonsdynamiske forhold, der en sterk årsklasse undertrykker neste årsklasse (Borgstrøm 1995). Fravær av en hel årsklasse av fisk etter kalking kan peke i retning av det siste. Stort innslag av 3^+ fisk og tydelig vekstrespons hos eldre fisk fra og med sommeren 1992 kan tolkes som en effekt av kalking. Bedømt ut fra dette og ut fra elfisket i utløpsbekken er aurebestanden i Torevatn inne i en positiv utviklingsfase som kan være en følge av kalkingstiltaket.

4.4.4. Makrovegetasjon

Bunnen består delvis av et fast, finpartikulært substrat av silt/kvabb (i bukker og ved bekkeutløp) og delvis av grus, stein og blokker med et mudderlag.

Vannvegetasjonen var svært artsfattig, tilsvarende Vardevatnet. Stivt brasmegras (*Isoetes lacustris*) dominerte littoralsonen på grus og grusblandet steinbunn, mens siltbunn var preget av fjellpiggnopp (*Sparganium hyperboreum*). I utløpsområdet var det forekomster av mer eller mindre død levermose på steinbunn. Registreringene er sammenfattet i Tabell 3.6.

4.4.5. Dyreplankton

Det ble registrert få arter i Torevatnet. Dominerende antallsmessig var hjuldyret *Kellicottia longispina*, og blant krepsdyrene *Cyclops scutifer* i forskjellige larvestadier. Dette er den eneste registrerte arten med indikatorverdi for forsuring (pH>5,0). Det ble registrert enkelte individer av vannloppen *Bythotrephes longimanus*, som utgjorde det viktigste innslaget i auremagene. Registreringene er sammenfattet i Tabell 3.7.

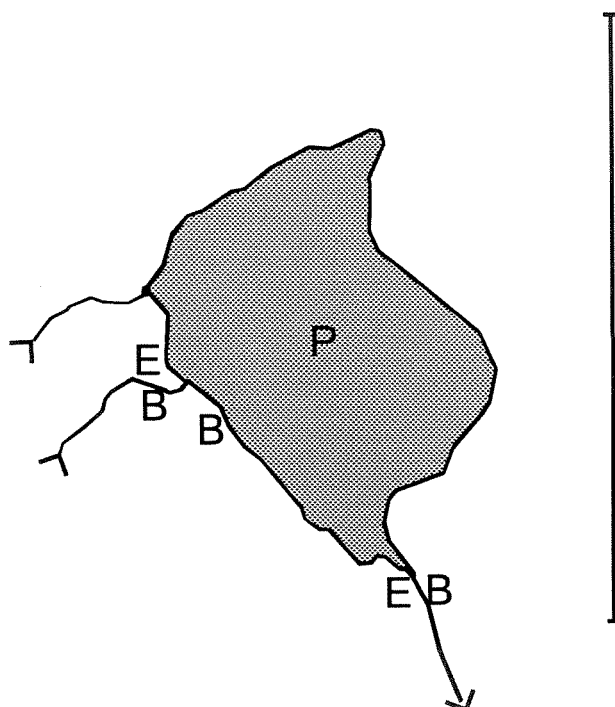
4.4.6. Bunndyr

I innløpselva til Torevatnet ble det registrert ett individ av døgnfluen *Leptophlebia vespertina*. Steinfluefaunaen var imidlertid forholdsvis artsrik. *Diura nanseni* og *Leuctra nigra* var de vanligste. Ellers ble *Leuctra hippopus* og små individer av *Amphinemura* sp. og *Nemoura* sp. registrert. Blant vårfluene var *Oxyethira* sp. vanlig, mens *Plectrocnemia conspersa* og ubestemte Limnephilider ble funnet i få eksemplarer. *Diura nanseni* gir lokaliteten en forsuringindeks på 0,5. I utløpet av Torevatnet ble døgnfluen *Baetis rhodani* funnet i få eksemplarer. Dette gir lokaliteten en forsuringindeks på 1. Den øvrige bunnfaunaen i utløpselva var forsuringstolerant. Blant steinfluene ble *Leuctra hippopus* og *Amphinemura* sp. funnet. Vårfluene var dominert av *Oxyethira* sp.. Polycentropider ble registrert i få eksemplarer. Strandsonen hadde bare forsuringstolerante arter med døgnfluen *Leptophlebia vespertina* som den vanligste. Det gir lokaliteten en forsuringindeks på 0. Indeksene er sammenfattet i Tabell 3.8.

4.5. Heldalsvatn i Høyanger

4.5.1. Områdebeskrivelse

Heldalsvatn (Figur 4.5.1) er toppvannet (395 moh.) i Dyrneslivassdraget, som munner i Sognefjorden ved Vadheim. Vannet har et lite nedbørfelt, som preges mest av bjørke- og blandingsskog. Langs østsiden ligger bart fjell og en grov steinur langs vannet. Også vestsiden er tildels bratt, og tilløpsbekkene her er små.



Figur 4.5.1. Heldalsvatn i Høyanger. Stasjoner for elfiske (E), bunndyrprøver (B) og planktonprøve (P) er angitt. Målestokken er 1 km, og peker nord-sør.

I Heldalsvatn er det satt ut fisk ved to anledninger (K. Haugen, pers. medd.): I 1988 ble det satt ut 200-250 énsomrig (0^+) aure av stammen fra Bjornesfjorden. Etter kalkingen ble det i 1992 satt ut 150-200 0^+ av stamme fra Øystre Slidre.

4.5.2. Vannkjemi og kalking

Vannkjemiske data begrenser seg til to målinger fra 1995 (Tabell 4.5.1). Knut Haugen, Vadheim, har imidlertid gjort pH-målinger i utløpsbekken fra 1990. Hans måledata foreligger ikke, bare en grafisk oppsummering. I korthet viser denne grafen at pH har ligget mellom ca. 5,2 og 5,5 fram til første kalking. Etter hver kalking har pH økt til 6,5 - 7,0, for deretter å synke i løpet av vinteren. Både i 1992, 93, og 94 falt pH ned mot 5,0 i utløpsbekken i mai. Dette har nok vært overflatevann fra snøsmeltingsperioden, for pH har raskt steget igjen til over 6. Vinteren 1993 var pH < 5,5 gjennom en lengre periode.

Tabell 4.5.1. Vannkjemiske målinger fra Heldalsvatnet.

Dato	pH	Kond mS/m	ALK-E µekv/L	Ca mg/L	Mg mg/L	RAI µg/L	IIAI µg/L	LAI µg/L	ANC µekv/L	Lab
vår 95	5,76	1,86	9	0,56	0,25	11	9	2	1	NINA
22.10.95	6,45	2,38	41			16	10	6		NINA

29. august målte vi i innløpsbekken konduktivitet til 1,56 mS/m, og i utløpet 2,01 mS/m. I vannet var siktedypet 5,5 m, og vannfargen gullig grønn.

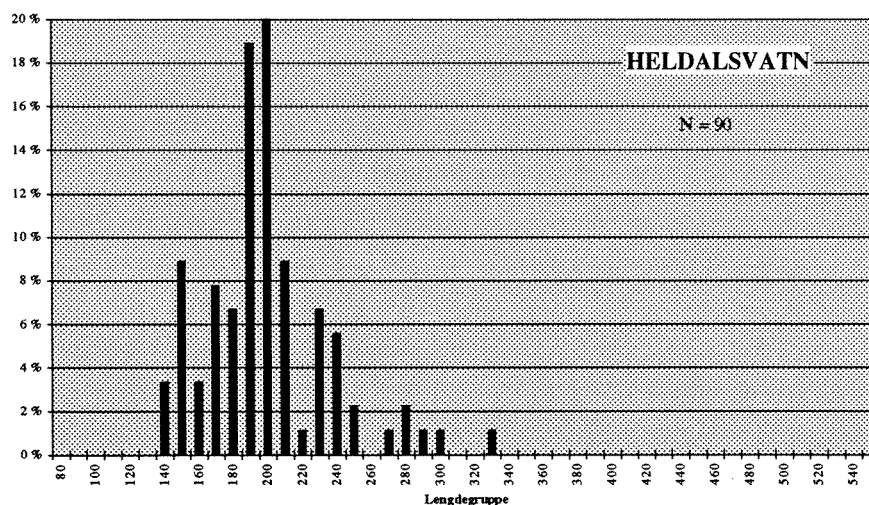
Heldalsvatn ble kalket første gang i oktober 1991, og er siden kalket årlig. Kalkmengdene har vært:

- 1991 (oktober): 16 tonn kalksteinsmel
- 1992 (mai?): 5 tonn kalksteinsmel
- 1993 (august?): 10 tonn kalksteinsmel
- 1994 (august): 11 tonn kalksteinsmel
- 1995 (august-september): 13 tonn kalksteinsmel

Kalken er tilkjørt som 'dugnadskalk' i sekker, og er spredd fra båt i vannet. Det er ikke kalket i inn- eller utløpsbekker (K. Haugen, pers. medd.).

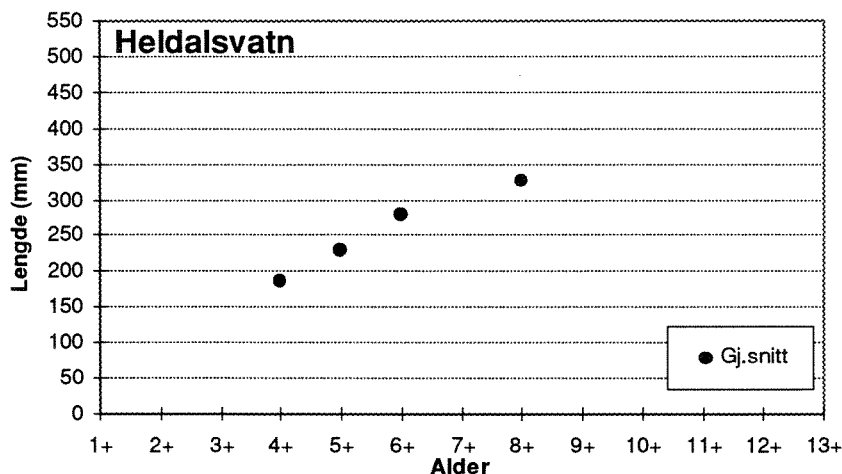
4.5.3. Fiskebestand

Prøvegarnfiske ble foretatt 28.-29. august 1995. Det ble benyttet standard prøvegarnserie, der det ene garnet på 21 mm maskevidde ble byttet ut med ett garn med 15 mm maskevidde. Serien ble supplert med en lenke på 2 stk. 29 mm flytegarn (Tabell 2.4). Flytegarnene ga ingen fangst. Størrelsesfordelingen av fangsten på settegarn er vist i Figur 4.5.2. Aldersfordelingen framgår av Figur 4.5.3. Tilveksten er i gjennomsnitt < 50 mm pr. år.



Figur 4.5.2. Heldalsvatn. Lengdefordeling av fisk fanget på garn.

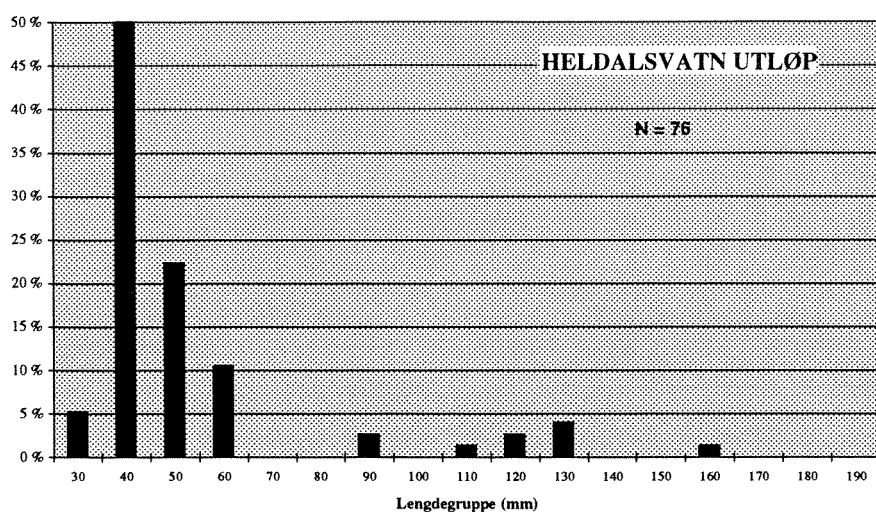
Yngste representerte aldersgruppe i garnfangsten er 4⁺. Aldersgruppene 4⁺ og 5⁺ er tallmessig dominerende i fangsten, og er resultat av naturlig reproduksjon i utløpsbekken før kalking. Utsettingsmaterialet fra 1992 og evt. naturlig reprodusert fisk fra første kalkingssesong i 1991, (3⁺), har ikke nådd fangbar størrelse, og er ikke representert i garnfangsten. Fisk fra 0⁺-utsettingene i 1988 (7⁺) er fraværende i materialet, og trolig sparsomt representert i populasjonen, i likhet med eldre fisk. Resultatene av elfiske i utløpsbekken tyder på at fisken vandrer ut i vannet dels som 1⁺, dels 2⁺ og 3⁺.



Figur 4.5.3. Heldalsvatn. Lengde av ulike aldersgrupper.

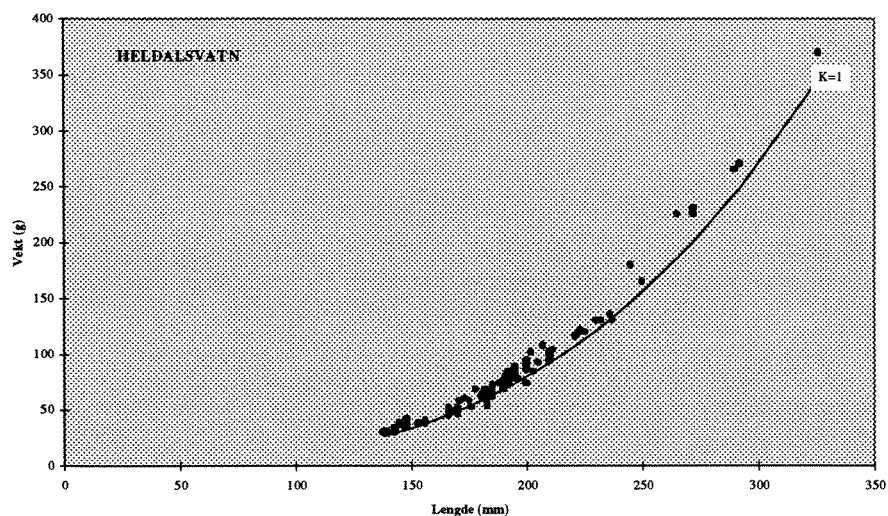
Innløpsbekkene er små, og uten betydning for rekruttering av aure. De øvre 20-30 m av utløpsbekken danner et relativt stilleflytende parti med veksling mellom mindre stryk og kulper. Løsmassene i substratet gir gode gytemuligheter og gode skjulesteder for fisk. 20-30 m nedenfor utløpet går bekken i en kulvert under veggen. Nedenfor kulverten er det stryk som hindrer oppstrøms passasje av fisk. Arealet av brukbare gyte- og oppvekstområder er derfor begrenset (vanndekket areal < 100 m²). Elfiske 28. august ga en estimert tetthet av ungfisk på ca. 585 individ pr. 100 m², med sterk dominans av 0⁺ (se Tabell 3.3 og Figur 4.5.4). Middellengde for 0⁺ fisk var 37 mm, 1⁺, 93 mm og for 2⁺, 127 mm.

Fiskens mageinnhold var helt dominert av dyreplankton, som utgjorde hele 71,4 volumprosent (Tabell 3.4). Den nest viktigste gruppen var fjærmygg (larver og pupper) som tilsammen utgjorde 10%. Bare én fisk i garnfangsten var infisert av måsemarm (infeksjonsgrad 1) (Tabell 3.1).



Figur 4.5.4. Heldalsvatn. Lengdefordeling av fisk fanget med elfiske i utløpsbekken.

Aurens kondisjonsfaktor er i gjennomsnitt > 1 (se Figur 4.5.5). Gjennomsnittsfangst pr. garnnatt på maskevidder mellom 35 og 26 mm var 805 gram (Tabell 3.2). Dette svarer til kategori 3, "godt fiske, tette bestander" (se kap. 2). Rekrutteringsindeks på 40 (Figur 3.1; Tabell 3.2) indikerer grense til overbefolkning, og skyldes sterk representasjon av de to yngste aldersklassene i fangsten, 4⁺ og 5⁺, kombinert med svak representasjon av eldre årsklasser. Relativt hard beskatning på eldre aldersgrupper kan være medvirkende. Dominansen av småfisk (4⁺ og 5⁺) kan tolkes som respons på kalking. Trolig er vannet inne i en utvikling mot dominans av yngre fisk i relativt rask tilvekst.



Figur 4.5.5. Heldalsvatn. Lengde/vekt diagram for fisk fanget på garn. Linjen angir K-faktor = 1.

4.5.4. Makrovegetasjon

Strandsonen besto overveiende av grus og småstein, noe blokker, stor stein og blokker fra veifylling på sørsiden. Det var ikke noe synlig kalklag.

Det var tydelige gråbrune algefiltmatter på stein og substrat forøvrig. Slike matter ble ikke observert i de ikke-kalkede innsjøene lengre ned i vassdraget.

Innsjøen har velutviklet kortskuddsvegetasjon, bortsett fra langs deler av veifyllingen. Det ble delvis registrert en klar sonering med relativt småvokst botnegras (*Lobelia dortmanna*) innerst og stivt brasmegras (*Isoetes lacustris*) ytterst, delvis helt dominans av stivt brasmegras som ble observert ned til 4(-5) meters dybde.

Det ble registrert forekomster av krypsiv omkring bekk i SV (en brem i marbakken i kanten av bekkefifta) og i utløpsbukta i SØ. Endel planter var relativt vitale, med opp til 30 cm høye, vertikale skudd, men de fleste var småvokste \pm rosettplanter. De mest vitale plantene virket unge, noe som kan indikere en krypsivøkning etter kalking, men en lignende populasjonsstruktur ble funnet også i en ukalket bukt i Markaula, lengre ned i vassdraget. Registreringer er satt opp i Tabell 3.6.

4.5.5. Dyreplankton

Artssammensetningen av planktonsamfunnet i Heldalsvatn var ganske lik de andre høytliggende vannene. *Cyclops scutifer* var tilstede også her, og dominerte antallsmessig i prøven. Vannloppen *Bythotrephes longimanus* fantes ikke i prøven, men forekom i mengder i aurens mageinnhold, der den sammen med gelékrepseren utgjorde 70% av volumet. Det var svært få hjuldyr i prøven. Registreringer er sammenfattet i Tabell 3.7.

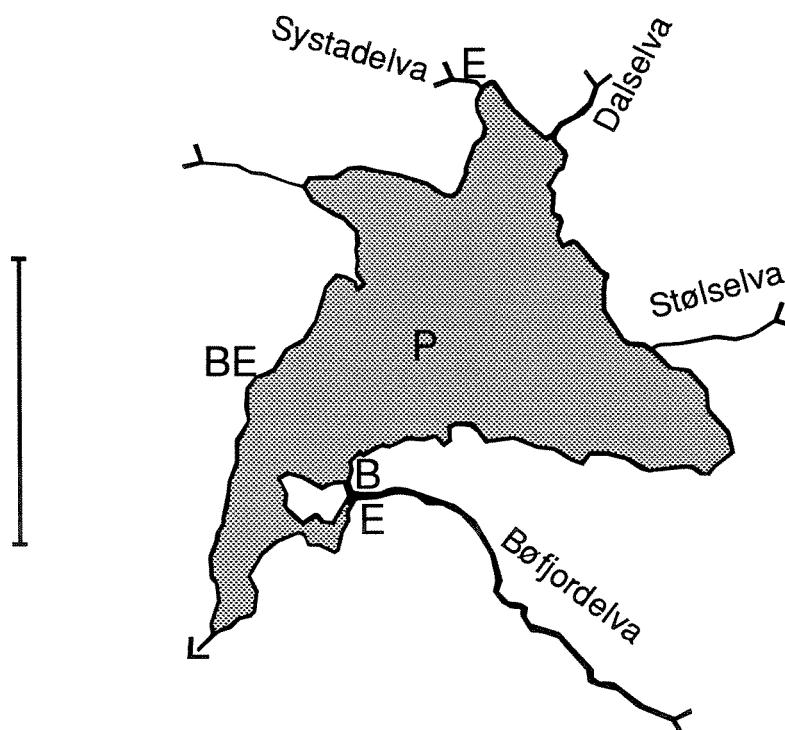
4.5.6. Bunndyr

Innløpsbekken til Heldalsvatnet hadde ikke døgnfluer. Steinflue- og vårfluefaunaen var også meget sparsom. Den vanligste var *Leuctra nigra*. Lokaliteten gis forsuringsindeks 0. Utløpselva hadde flere arter og individer. Alle artene var forsuringsstolerante. Lokaliteten får forsuringsindeks 0. Døgnfluene besto av *Leptophlebia vespertina*. Steinfluefaunaen ble dominert av små *Amphinemura* sp., men med innslag av *Taeniopteryx nebulosa* og *Leuctra hippopus*. *Plectrocnemia conspersa* var den vanligste vårfluearter, mens *Rhyacophila nubila*, *Polycentropus flavomaculatus*, *Neureclipsis bimaculata* og *Oxyethira* sp. ble funnet i få eksemplarer. Strandprøven fra Heldalsvatnet var svært mager. Det ble funnet ett lite eksemplar av en vårflue som noe usikkert ble bestemt til *Athripsodes* sp. Forsuringsindeksen blir 0. Indeksene er sammenfattet i Tabell 3.8.

4.6. Espelandsvatn i Hyllestad

4.6.1. Områdebeskrivelse

Espelandsvatnet hører til Bøfjordvassdraget i Hyllestad. Innsjøen er den største som er med i undersøkelsen (1,28 km²). Den har et stort nedbørfelt (88,94 km² ifølge REGINE), som også omfatter flere innsjøer. Fra nord renner vann inn fra Tauningsvatnet og Dalsvatnet via Dalselva. I sør, nær utløpet, kommer Bøfjordelva inn fra Lavikdalen. I denne grenen ligger Nordestrandvatnet (også regulert) og Sørestrandvatnet, som tilsammen har et nedbørfelt på over 66 km². Bøfjordelva drenerer altså en vesentlig del av Espelandsvatnets totale nedbørfelt. I tillegg renner en rekke mindre bekker og elver ut i vatnet. En skisse over vatnet med prøvestasjoner er vist i Figur 4.6.1.



Figur 4.6.1. Espelandsvatnet. Stasjoner for elfiske (E), bunndyrprøver (B) og planktonprøve (P) er angitt. Målestokken er 1 km, og peker nord-sør.

Nærområdet rundt Espelandsvatnet består vesentlig av løvskog, dyrket mark og enkelte mindre plantefelt. Mindre deler av feltet synes å ligge over skoggrensen. Berggrunnen består av grunnfjell.

Espelandsvatnet er regulert (Svultingen Kraftlag L/L), og har en reguleringszone på 10 m. Vannstandsfluktuasjoner skal i hovedsak være begrenset til ca. 5 m.

I Espelandsvatnet driver Åfjorddal Smoltoppdrett A/S et mærbasert anlegg. Tidligere ble det produsert regnbueaure, men fra våren 1992 har anlegget bare produsert laks (Gjersdal pers. medd).

Iflg. K.J. Erstad, Fureneset Forskningsstasjon, (pers. medd.) er det av grunneiere satt forbud mot fortsatt skjellsandkalking i Støselva, noe som sies å medvirke til episodisk utfelling av jern i Espelandsvatnet (blandsone), med bl.a. jernutfellinger på gjellene hos oppdrettsfisk.

Det er ikke foretatt utsettinger av aure i Espelandsvatnet, men prøvefisket ga fangst av laks og regnbueaure, mest sannsynlig rømt fisk fra Åfjorddalen Smoltoppdrett AS.

4.6.2. Vannkjemi og kalking

Det foreligger også for Espelandsvatnet få vannkjemiske data fra tiden før kalking. Fra kalking ble satt i verk i privat regi i februar 1993, er det analysert mange prøver både fra innsjøen og tilførselsbekker, og et vannkjemisk overvåkingsprogram pågår fortsatt. I Tabell 4.6.1 er data fra tidligere år, samt noen eksempler fra Espelandsvatnet i perioden 93 - 95 satt opp. Måling av aluminium inngår ikke i programmet.

Tabell 4.6.1. Vannkjemiske målinger fra Espelandsvatnet. Den tre første prøvene er fra før kalking, alle de andre etter at innsjøkalking ble iverksatt. For laboratorier, se Tabell 2.3.

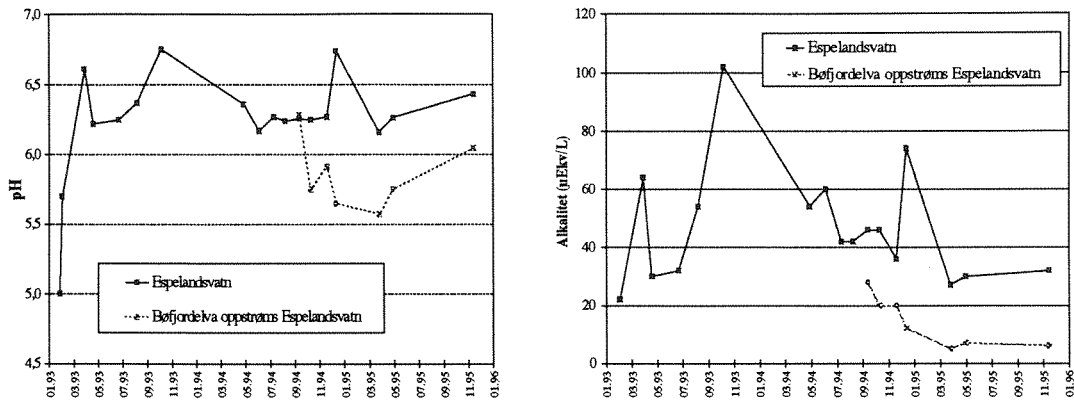
Dato	pH	Kond mS/m	ALK-E µekv/L	Ca mg/L	Mg mg/L	RAI µg/L	IAl µg/L	LAl µg/L	ANC µekv/L	Lab
1963	6,2	2,0								FK
1984	5,6	1,85	18	0,57						SP
27.01.93	5,00			0,52						FF/KAH
14.07.93	6,27	2,78	42	1,2	0,37					FF/KAH
15.12.94	6,74	3,21	74	1,7	0,45					FF/KAH
30.03.95	6,16	2,88	27	1,0	0,45					FF/KAH
04.05.95	6,26	3,01	30	1,4	0,54					FF/KAH
18.11.95	6,43	2,94	32							FF

Vinteren 1993 oppstod akutt dødelighet i oppdrettsanlegget, trolig som følge av sjøsaltepisoden denne vinteren. Denne situasjonen førte til at det ble satt igang kalking i privat regi. Espelandsvatnet ble første gang kalket i februar 1993. Det ble da tilført kalkslurry (30 tonn) og kalksteinsmel (33 tonn), delvis utpumpet i strandsonen, og delvis i tilførselselver. Deretter ble 100 tonn kalksteinsmel spredd med båt, og det ovenforliggende Dalsvatnet ble båtkalket med 66 tonn kalksteinsmel. Like etter (februar/mars 1993) ble 400 tonn skjellsand spredd i mange elver og bekker i nedbørfeltet, og Espelandsvatnet og Dalsvatnet ble ytterligere kalket med kalksteinsmel (hhv. 105 og 70 tonn). En ny runde med utlegging av skjellsand ("store mengder") i elver og bekker ble gjennomført i oktober/november 1993. Kalkingen er fulgt opp siden, med innsjøkalking vinterstid og elvekalking om høsten (K.J. Erstad, pers. medd.).

Pr. idag synes det som Bøfjordelva som kommer fra Lavikdalen utgjør et problem for oppdrettsanlegget ved at den fortsatt fører betydelige mengder relativt surt vann ut i Espelandsvatnet. Også i denne elva er det lagt ut skjellsand, men det er usikkert når dette ble gjort og om det fortsatt har noen effekt.

Figur 4.6.2. viser utvikling i pH og alkalitet i Espelandsvatnet og i Bøfjordelva oppstrøms innsjøen, basert på data fra overvåkingsprogrammet (K.-J. Erstad, pers. medd.).

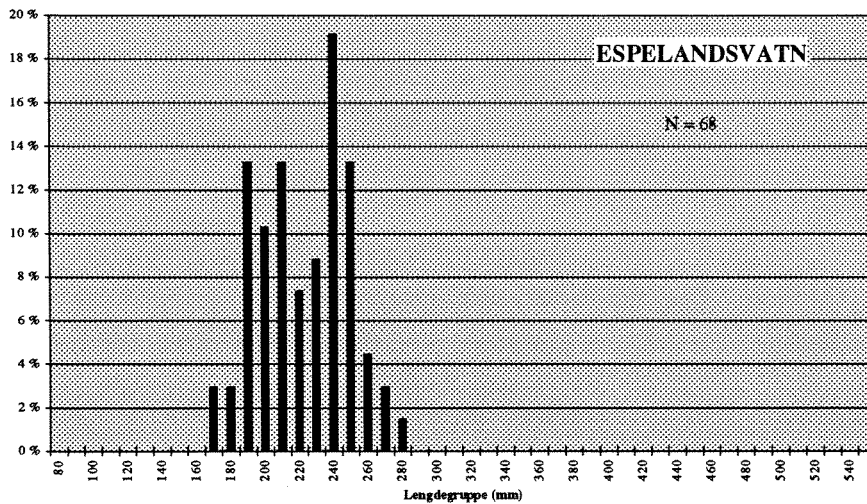
Under prøvefisket målte vi konduktivitet til 4,49 mS/m i Systadelva og 3,90 mS/m i Bøfjordelva. Innsjøen hadde et siktedyp på 3,5 m, og vannfargen var gullig brun.



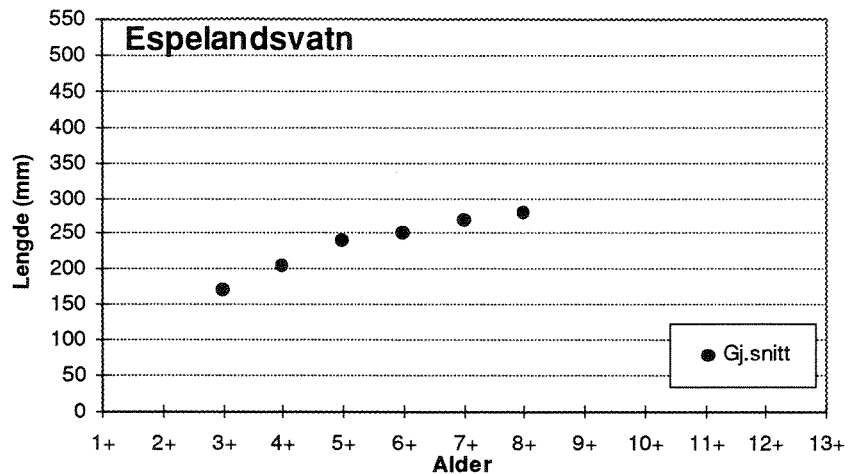
Figur 4.6.2. Utvikling i pH (til venstre) og alkalitet (til høyre) i Espelandsvatnet og i Bøfjordelva oppstrøms Espelandsvatn. Data fra Fureneset Forskningsstasjon (K.J. Erstad, pers. medd.).

4.6.3. Fiskebestand

Prøvefiske ble foretatt 29.-30. august og 3.-4. september 1995. I tillegg til standard prøvegarnserie ble det ved første prøvefiske også nyttet 2 stk flytegarn, maskevidde 29 mm i lenke (Tabell 2.4). Størrelsesfordelingen av aurefangsten (ialt 68 stk.) er vist i Figur 4.6.3. I tillegg ble det fanget 4 regnbueaure og 4 laks. Alle aldersgrupper av aure fra 3⁺ til 8⁺ er representert i fangsten. Tilveksten hos ungfisk i tilløpsbekkene Systadelva og Bøfjordelva er >5 cm/år, etter utvandring til Espelandsvatn er tilveksten < 5 cm/år, og auren stagnerer i vekst etter 4. sommer, lengde 20-25 cm. Aurens aldersfordeling framgår av Figur 4.6.4.



Figur 4.6.3. Espelandsvatn. Lengdefordeling av fisk fanget på garn.

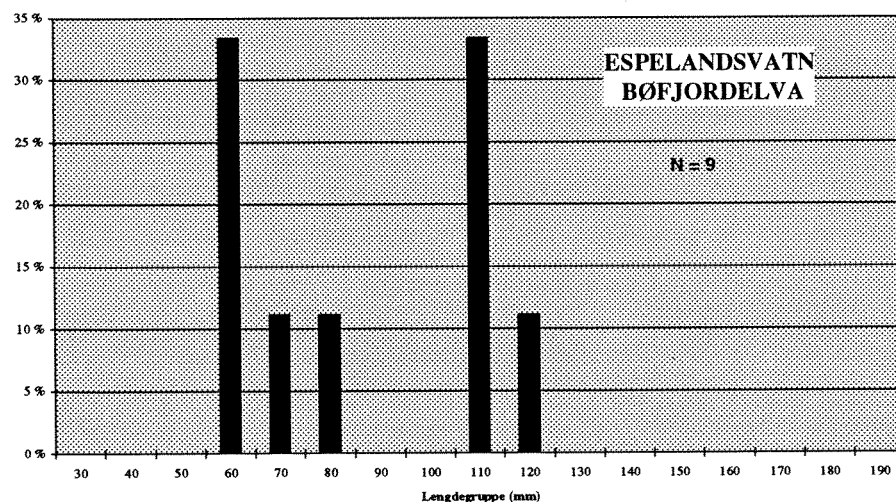
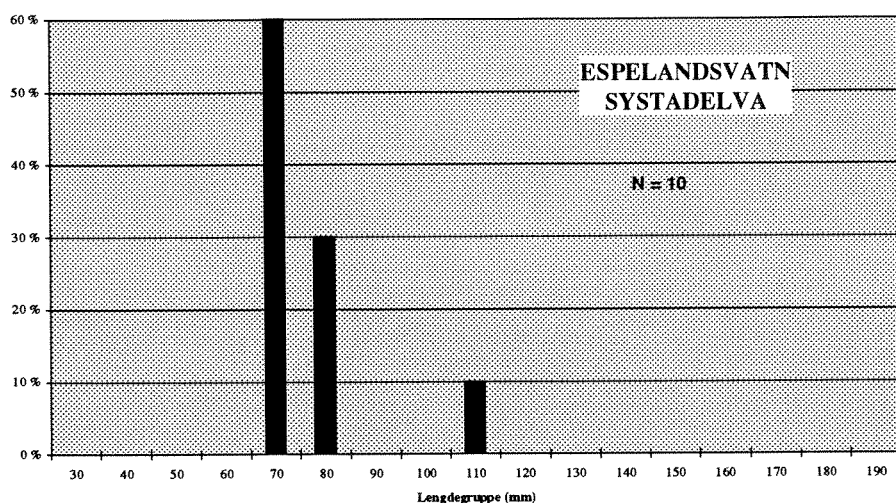


Figur 4.6.4. Espelandsvatn. Lengde av ulike aldersgrupper.

De største tilløpselvene til Espelandsvatn er Bøfjordelva fra Ø/SØ og Dalselva og Systadelva fra N. Dalseva går i bratte stryk ned mot vatnet, og har liten betydning som reproduksjonselv for Espelandsvatn. Utløpselva, Lølandselv, er regulert og er idag uten betydning som produksjonselv for Espelandsvatn. Nedre del av Systadelva, fra RV 57 til utløpet, går i en delvis utsprengt, delvis forbygd ca. 4 m bred kanal gjennom dyrket mark, med tett løvskog på begge sider. Det er sparsomt med løsmasser i elvebunnen. Disse består i hovedsak av blokker fra 50 til 10 cm, og mindre ansamlinger av grus i kulpene. Ca. 60% av elvebunnen er mosedekket.

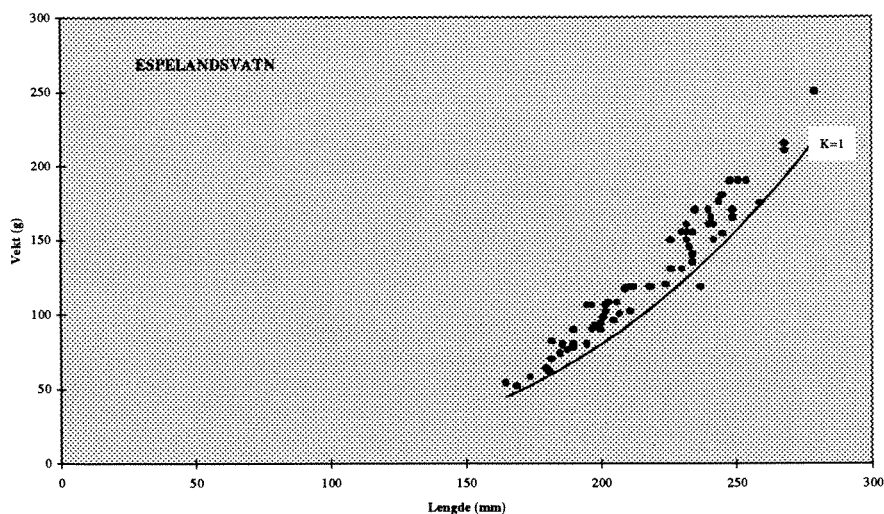
Bøfjordelva, som er den største tilløpselven, danner flere mindre stryk, og deler seg i to løp ut i Espelandsvatn. Nordre løp har lite løsmasser. Løsmassene i søndre løp er i hovedsak blokker og heller fra 200 til 10 cm, med ca. 60% mosedekke.

Estimert tetthet av ungfisk ved elfiske i nedre del av Systadelva og søndre løp av Bøfjordelva var henholdsvis 17 og 57 fisk pr 100 m², fordelt på aldersgruppene 0⁺ og 1⁺ (se Tabell 3.3 og Figur 4.6.5). Resultatet tyder på at ungfisken vandrer ut i Espelandsvatnet dels som 1⁺, dels 2⁺. Det ble ikke påvist ungfisk av regnbueaure (avkom fra rømt oppdrettsfisk) i noen av bekkene.



Figur 4.6.5. Espelandsvatn. Lengdefordeling av fisk fanget med elfiske i Systadelva (øverst) og Bøfjordelva (nederst).

Gjennomsnittsfangst av aure pr garnatt på settegarn med maskevidde 35-26 mm var 756 gram (Tabell 3.2), som svarer til kategori 3, "godt fiske, tett bestand" (se kap. 2). Rekrutteringsindeks på 95 (Figur 3.1; Tabell 3.2) antyder liten reproduksjon i forhold til eldre, utnyttbar fisk, noe som bekreftes av de tynne bestandene av ungfisk på tilløpsbekkene. Høy kondisjonsfaktor (Figur 4.6.6.) og relativt småvokst fisk (største fangete aure var på 280 mm) kan tyde på relativt høyt fisketrykk på større fisk. Den lave ungfisktettheten i Systadelva etter kalking kan bety at vannkvaliteten ikke er viktigste begrensende faktor. Ut fra elvens utseende vil vi snarere anta at mangel på løsmasser (egnet gytesubstrat og skjul for yngel) kan være begrensende. På tross av mindre kalkingsaktivitet i Bøfjordelva hadde denne en høyere tetthet av ungfisk enn Systadelva.



Figur 4.6.6. Espelandsvatn. Lengde/vekt diagram for fisk fanget på garn. Linjen angir K-faktor = 1.

Vi registrerte måsemark i 5 av fiskene fra garnfangsten. Infeksjonsgraden var lett (1-2). I Espelandsvatnet var planktonkrepsdyr svært dominerende i mageinnholdet hos auren, med 78,6 volumprosent i gjennomsnitt. Ellers utgjorde fjærmyggpupper og luftinsekter begge rundt 8% hver (se Tabell 3.4).

4.6.4. Makrovegetasjon

Reguleringen har utradert de naturlige vegetasjonsbeltene, og den pionér-pregete restvegetasjonen er helt styrt av de stressfaktorer (erosjon, tørke, innfrysning, osv.) som påføres pga. reguleringen. En vurdering av vegetasjonsutvikling i forhold til kalking er lite interessant.

Mange strand/gruntområder var ±vegetasjonsfrie, men i bukter og ved bekkeutløp forekom en stedvis frodig og artsrik vegetasjon av amfibiske kortskuddsplanter ("pusleplanter") som mykt brasmegras (*Isoetes setacea*), evjesoleie (*Ranunculus reptans*), sylblad (*Subularia aquatica*), dessuten småvasshår (*Callitriche palustris*) og en smalbladet flótgras (*Sparganium angustifolium*). Muligens ble det også funnet svært unge planter av skaftvejbloom (*Elatine heksandra*), men bestemmelsen er usikker, da frøplanter av flere terrestriske arter også ble funnet neddykket i reguleringssonen.

Drivmateriale av flere arter, bl.a. tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*) indikerer en artsrik og lite forsurningspåvirket vegetasjon ellers i vassdraget. I en bakevje i Langevatnet i Bøfjordelva ble det forøvrig registrert større forekomster både av tusenblad og krypsiv (Tabell 3.6; Figur 3.2).

4.6.5. Dyreplankton

Planktonsamfunnet i Espelandsvatnet skilte seg fra de øvrige innsjøene ved mangel på gelékrepseren *Holopedium gibberum*, og forekomsten av hoppekrepseren *Cyclops abyssorum* i tillegg til *C. scutifer*. Begge artene av *Cyclops* synes å ha en toleransegrense ved pH 5,0. Vannloppen *Diaphanosoma brachyurum* forekom også her. De dominerende artene var *Bosmina longispina* og hjuldyret *Conochilus* sp. Alle artene er vanlige i landsdelen. De registrerte arter er vist i Tabell 3.7.

4.6.6. Bunndyr

Innløpselva til Espelandsvatnet (Bøfjordelva) hadde et bunndyrsamfunn som indikerer normal, ikke forsuret tilstand, med forsuringindeks 1. Indikatorarten *Baetis rhodani* var vanlig forekommende her. I strandsonen til vatnet ble det bare påvist forsuringstolerante arter, som døgnfluen *Leptophlebia vespertina* og vårflueartene *Plectrocnemia conspersa* og *Polycentropus flavomaculatus*. Forøvrig var biller et vanlig innslag. Strandsonen var fattig, som man kunne vente ut fra vannstandsvariasjonene i et regulert magasin. Strandsonen gis forsuringindeks 0. Det ble ikke tatt prøver fra utløpselva, som går i tunnel. Indeksene er sammenfattet i Tabell 3.8.

4.7. Svardalsvatn Gulen

4.7.1. Områdebeskrivelse

Svardalsvatnet (Figur 4.7.1) ligger 29 m o.h. vest på fastlandet i Gulen. Omgivelsene består dels av blandingsskog, dels av lynghei. Det er også noe myr og jordbruksareal (i sørenden). Berggrunnen er næringsfattig grunnfjell, som gir liten bufferkapasitet.

Det er ikke satt ut fisk i Svardalsvatnet, som tidligere hadde en blandet bestand av aure og røye. Røyen skal ha blitt borte på 1980-tallet. Ved NINA's intervjuundersøkelse i 1990 ble aurebestanden karakterisert som god, men redusert i løpet av 80-tallet (Bjørklund 1995).

4.7.2. Vannkjemi og kalking

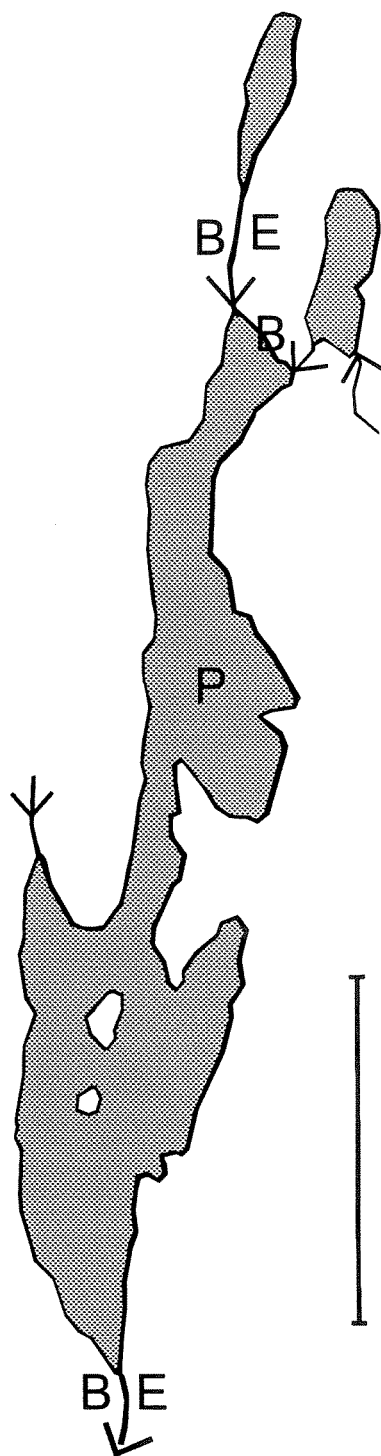
Vannkemiske data foreligger fra 1988 og framover (Tabell 4.7.1). Foruten dataene i tabellen foreligger flere resultater: En TOC-verdi fra 1988 på 3,6 mg/L (NIVA), og en serie pH-målinger (NTNG) i intervallet 4,4 - 5,1 fra perioden august 1991 til august 1993. Videre har NTNG målt totalt Al fem ganger i samme periode (mellom 153 - 245 µg/L), og labilt Al er målt fire ganger (fra 98 til 199 µg/L). Verdiene for labilt Al synes urimelig høye.

Situasjonen i innsjøen før kalking har vært stabilt sur. En del organisk karbon er tilstede. Et fargetall på 32 mg Pt/L i oktober 1995 bekrefter dette, og det samme gjelder målinger av kjemisk oksygenforbruk fra NTNG (1991-92; Bjørklund 1995). En viss jordbrukspåvirkning synes også å gjøre seg gjeldende, da termotabile kolibakterier er påvist sammen med Tot-P-verdier over 10 µg/L i utløpselva (Bjørklund 1995).

Under prøvefisket 1. september målte vi konduktivitet til 2,42 og 3,21 mS/m i de to nordligste innløpsbekkene. I utløpet målte vi 3,90 mS/m. I innsjøen var siktedypet 3,0 m, og vannfargen gullig brun.

Svardalsvatn ble første gang kalket i 1994, med 330 tonn kalksteinsmel. (tilsv. 185 tonn momentanløst CaCO₃). Kalken ble spredt med båt. Tilløpsbekker er kalket med skjellsand fra 1992, men tilførte mengder er ikke kjent.

Tre analyser fra 1995 tyder på at kalkingen har hatt god effekt. Både pH, alkalitet/ANC lå langt høyere enn tidligere, og Al-fraksjonene lå svært lavt i forhold til tidligere verdier (Tabell 4.7.1).



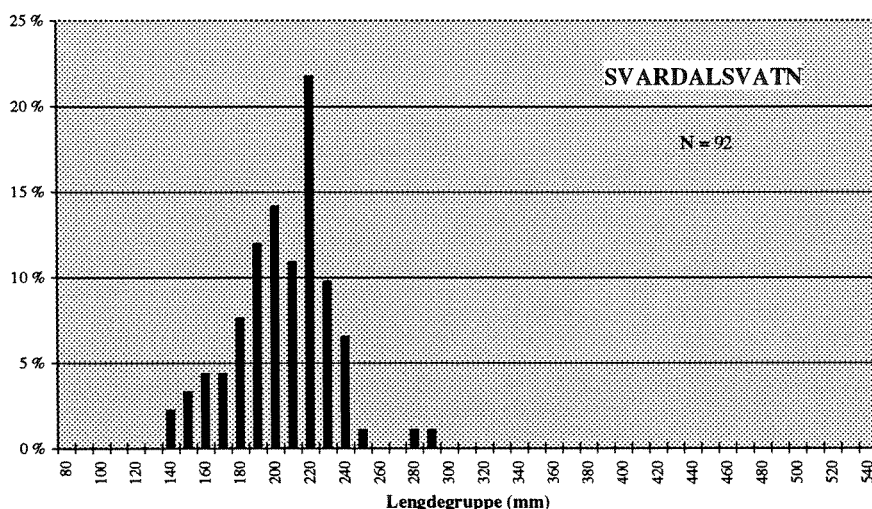
Figur 4.7.1 Svardalsvatnet i Gulen. Stasjoner for elfiske (E), bunndyrprøver (B) og planktonprøve (P) er angitt. Målestokken er 1 km, og peker nord-sør.

Tabell 4.7.1. Vannkjemiske målinger fra Svardalsvatnet. For laboratorier, se Tabell 2.3.

Dato	pH	Kond mS/m	ALK-E µekv/L	Ca mg/L	Mg mg/L	RAI µg/L	IIAI µg/L	LAI µg/L	ANC µekv/L	Lab
29.10.88	4,73	3,36	0	0,32	0,41	127	42	85	-17	NIVA
22.10.90	4,69	4,92	0	0,48	0,62			70	-39	NINA
11.06.91	4,77	4,01	0							?
16.05.95	6,54	4,27	68	2,12	0,5	15	13	2	54	NINA
juli 95	6,22	3,71	61	1,78	0,48	21	19	2		NINA
18.10.95	6,53	4,23	73	2,23	0,51	18	14	4		NINA

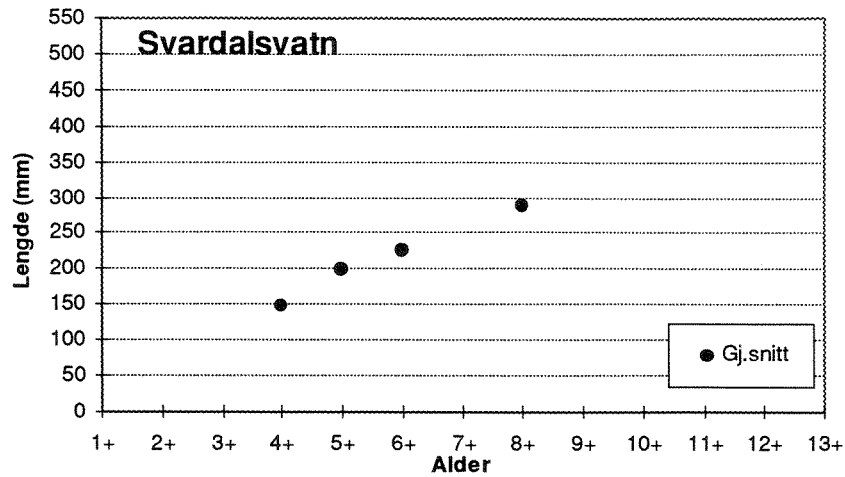
4.7.3. Fiskebestand

Prøvegarnfiske ble foretatt 31. august - 1. september 1995. I tillegg til standard prøvegarnserie ble det benyttet 1 stk. 26 mm garn, 1 stk. 21 mm garn, 1 stk. 15 mm garn og 2 stk. 29 mm flytegarn i serie (Tabell 2.4). Flytegarn ga ingen fangst. Det ble ikke tatt røye ved vårt prøvegarnfiske. Størrelsesfordeling og aldersfordeling på settegarnfangsten er vist i Figur 4.7.2 og 4.7.3. 4⁺ og 5⁺ utgjør de dominerende aldersgrupper i fangsten. Dette henger delvis sammen med plasseringen av garnene. Store deler av Svardalsvatnet har bratte strender, og flere av settegarnene ble stående for dypt til å fiske effektivt. Uheldig plassering av stormaskete garn (for stort dyp p.g.a. bratt hellende strand) har trolig bidratt til en skjev fangstfordeling med forskyvning mot mindre og dermed yngre fisk.



Figur 4.7.2. Svardalsvatn. Lengdefordeling av fisk fanget på garn.

Den nord-vestlige innløpsbekken er den eneste av innløpsbekkene som har vesentlig produksjon av fisk. Bekken veksler mellom mindre stryk og kulper. Substratet er dominert av stein/blokk fra 50 til 5 cm, med litt innslag av grus. Ca. 30% av elvebunnen er mosedekt. Den nord-østlige innløpsbekken har lite løsmasser, går i tildels høye stryk, og er av mindre betydning som produksjonselv for aure til Svardalsvatn. Utløpselvens øvre del domineres av blokker fra 150 til 40 cm, ca. 50% mosedekket. Her er lite grus. Elven går i stryk med få rolige partier, noe som vanskeliggjorde et effektivt elfiske.

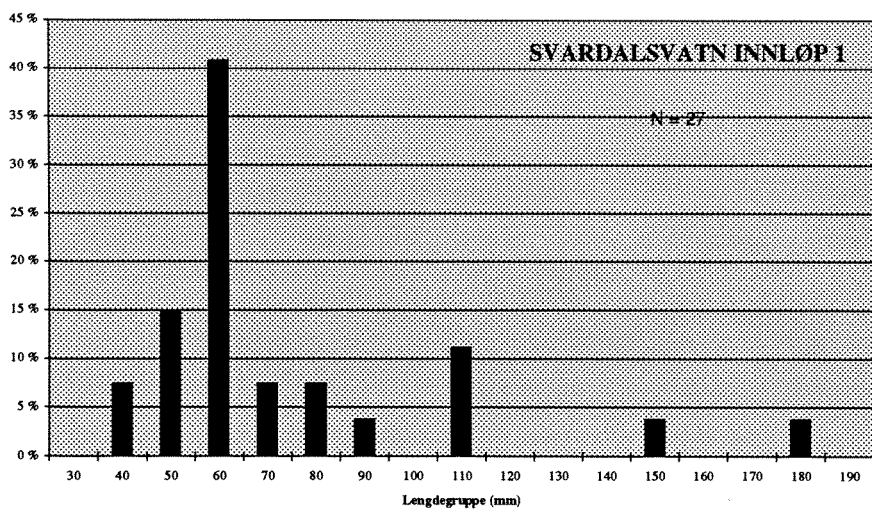


Figur 4.7.3. Svardalsvatn. Lengde av ulike aldersgrupper.

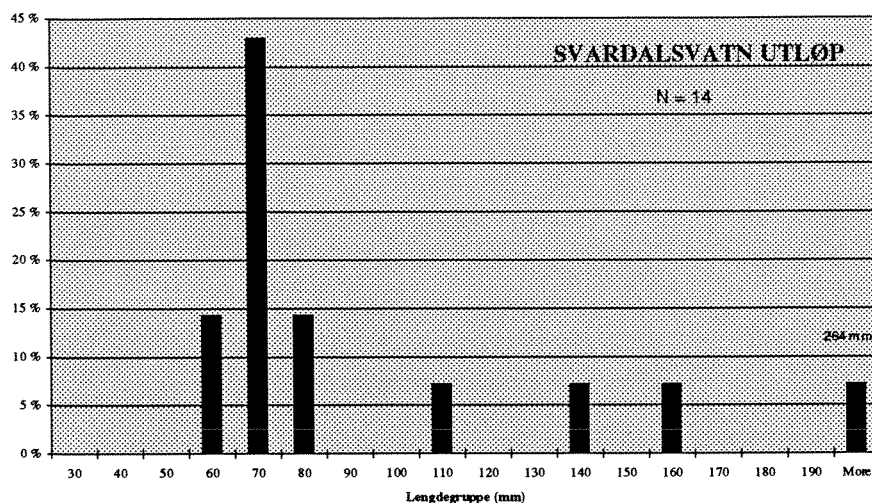
Det ble fisket med elektrisk fiskeapparat 31. august 1995. Tettheten av fisk i den nord-vestre innløpsbekken er anslått til 190 individ pr 100 m², hvorav 85% 0⁺, gjennomsnittslengde 56 mm (Tabell 3.3; Figur 4.7.4).

Elfiske langs bredden av utløpselven ga observasjoner av ca. 80 fisk pr. 100 m, og tettheten av småfisk anslås til 80 individ pr. 100 m², hvorav ca. 70% 0⁺, gjennomsnittslengde 59 mm (Tabell 3.3; Figur 4.7.5).

Elfiske i innløps- og utløpselv indikerer at ungfisk vandrer ut i Svardalsvatn hovedsakelig som 1⁺ og tildels som 2⁺ og eldre. Tilvekst i elv er > 50 mm pr. år. Skjellanalyser av aure fra Svardalsvatn tyder på vekststagnasjon hos aure ved 200-250 mm (4⁺).

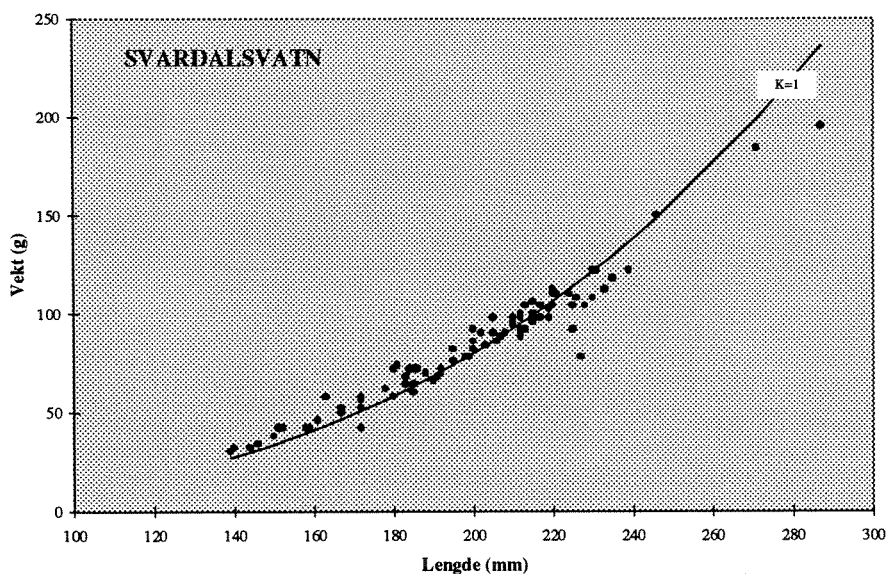


Figur 4.7.4. Svardalsvatn. Lengdefordeling av fisk fanget med elfiske i den nord-vestre innløpsbekken.



Figur 4.7.5. Svardalsvatn. Lengdefordeling av fisk fanget med elfiske i utløpselven.

Gjennomsnittlig kondisjonsfaktor ligger > 1 for fisk < 200 mm, og < 1 for større fisk (Figur 4.7.6). Gjennomsnittlig fangst pr. garnnatt på maskevidder > 26 mm var 467 g (Tabell 3.2). Dette svarer til kategori 2, "alminnelig fiske, vannlig produktive, jevnt beskattede aurevann" (se kap. 2). Rekrutteringsindeks er 19 (se Figur 3.1 og Tabell 3.2), og angir overbefolkning. Det er imidlertid grunn til å anta at en jevnere plassering av stor- og småmaskete garn ville ha gitt noe større fangst på middels- til store maskevidder, og dermed en jevnere fordeling mellom stor og liten fisk.



Figur 4.7. 6. Svardalsvatn. Lengde/vekt diagram for fisk fanget på garn. Linjen angir K-faktor = 1.

Prøvefisket foregikk knapt ett år etter fullkalking av Svardalsvatnet, mens kalking i tilløpsbekkene har foregått i flere år. Garnfangstene ga stort innslag av aure av årganger som er eldre enn kalkings-tiltakene i bekkene. Effekten av tiltakene kan derfor ikke sies å ha vært nødvendig for produksjon av aure. Vi har imidlertid ikke datagrunnlag til å bedømme tiltakenes relative betydning for reproduksjon og produksjon. Fullkalkingen har enda ikke virket lenge nok til å vurdere effekter på fisken.

4.7.4. Makrovegetasjon

Det var sand/grus i strandsonen, men noe mer organisk mudder videre utover. Noe kalk på bunnen ble observert flere steder.

Det ble ikke registrert tegn til algefilt, og den epifyttiske algebegroingen var generelt meget liten.

Kortskuddsvegetasjonen var velutviklet, med blomstrende botnegras-enger innerst, stedvis med tjønngras (*Littorella uniflora*), og stivt brasmegras-enger ut til ca. 4-5 m (Tabell 3.6). Kortskudds-engene dekker store arealer i sørenden.

Krypsiv opptrådte spredt til tett og meget frodig fra dybde 0.5 - 4 m. Plantene var unge, klart avgrensede og søyleformete, av en aggressiv vekstform som er typisk for krypsiv-problemområdene på Sørvestlandet. Ingen eldre, stagnerende planter ble observert. Plantene begynner å danne overflate matter enkelte steder (særlig i sørvestenden) i dybdesonen 70-80 cm, og enkelte kraftige såter har nådd overflaten fra ca. 1 meters dybde. Årskudd ble registrert opp til 80 cm (gjennomsnitt 52 cm, se Figur 3.2), og med den kraftige veksten kan det forventes en fortetning av bestandene samt økning av overflatemattene.

Tett til spredte krypsivsåter ble registrert omtrent hele veien langs innsjøen (bortsett fra særlig bratte strender), med de største og tetteste bestandene i sørvestenden samt i enkelte grunnere partier omkring midten av innsjøen. Selv om det forventes økt tilgroing, vil planteveksten neppe få et særlig problematisk omfang pga. den forholdsvis smale strandbredden som er egnet for kolonisering (se vurdering i kap. 3.2.3). En kan imidlertid regne med en viss (varig) endring i substratet i retning av mer organisk, bløtt, dyaktig sediment.

4.7.5. Dyreplankton

Planktonsamfunnet i Svardalsvatnet var artsfattig (Tabell 3.7), og har de fleste arter felles med de andre innsjøene i undersøkelsen. Dominerende arter var vannloppen *Diaphanosoma brachyurum* og hoppekrepsen *Eudiaptomus gracilis*. Hoppekrepsen *Cyclops scutifer* ser ut til å ha klart seg bra, selv om vannkjemien før kalking skulle tilsi at den var nær utryddelse. Dette kan ha sammenheng med at vannet er relativt rikt på humus, og dette synes å dempe effekten av forsuring (Hobæk & Raddum 1980).

Hjuldyrfaunaen var svært fattig i antall. Blant artene finner vi *Keratella serrulata*, som er en indikator for surt vann.

4.7.6. Bunndyr

Innløpet til Svardalsvatnet hadde ingen døgnfluearter. Av steinfluene dominerte små individer av slekten *Amphinemura*, mens *Leuctra hippopus* og *Isoperla* sp. ble funnet i få eksemplarer. Sistnevnte gir lokaliteten forsøringsverdi 0,5. Forøvrig var vårfluefaunaen også her dominert av *Plectrocnemia conspersa*, *Polycentropus flavomaculatus* og *Oxyethira* sp. Utløpet hadde bare forsuringstolerante arter: døgnfluen *Leptophlebia vespertina*, steinfluen *Leuctra hippopus* og

vårfluene *Polycentropus flavomaculatus* og *Neureclipsis bimaculata*. Standsonen hadde bare forsuringstolerante arter med enkelte individer av døgnfluen *Leptophlebia vespertina*, steinfluen *Amphinemura* sp. Polycentropider dominerte vårfluefaunaen, men også *Mystacides azurea* og ubestemte Limnephilider ble registrert. Utløp og strandsone gis forsøringsindeks 0 (Tabell 3.8).

4.8. Midbøvatn i Gulen

4.8.1. Områdebeskrivelse

Midbøvatn (Figur 4.8.1) ligger 18 moh. på Sandøy. Vassdraget er svært kort, og utløpselva når sjøen i løpet av få hundre m. Berggrunnen er grunnfjell, men vannet ligger under marin grense, og innsjøen ligger for en stor del på løsmasser. Om-givelsene er dominert av blandingsskog på østsiden og lyngheier på vestsiden. I sørenden finnes noe jord-bruksarealer. Hele innsjøen er grunn.

Den største innløpsbekken drenerer jordbruksarealet i sør. Noen mindre bekker renner inn lenger nord langs østbredden, men har ingen betydning som oppvekst-område for aure.

I vassdraget finnes aure, stingsild og ål. Utløpselva er sjøaureførende. Bjørklund (1995) beskrev aurebestanden i Midbøvatnet i 1990 som tynn, etter en reduksjon på 80-tallet (NINA's intervju-undersøkelse). Det er ikke satt ut fisk i vannet.

4.8.2. Vannkjemi og kalking

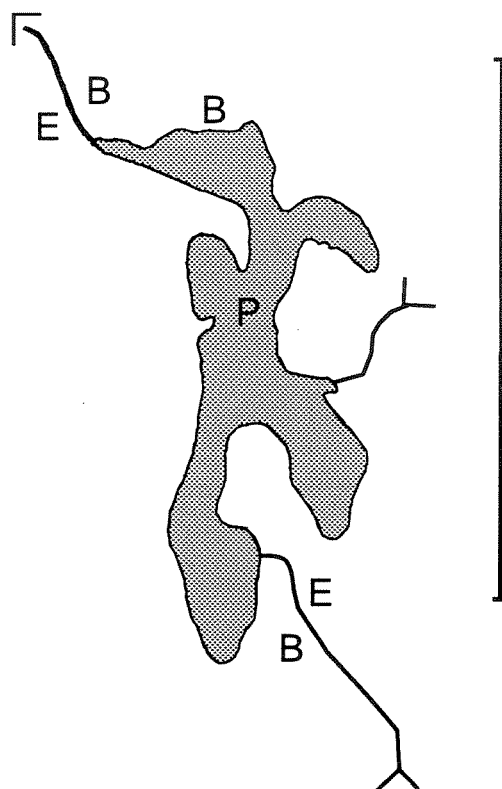
Det er svært sparsomt med data på vannkjemi. Bare tre måletidspunkt foreligger (Tabell 4.8.1). Ved alle tidspunkt ble det målt farge (9 - 23 mg Pt/L), men målinger av organisk karbon mangler. Området mottar betydelige mengder surt nedfall, og forsuring er et utbredt problem i regionen (Bjørklund 1995).

Tabell 4.8.1. Vannkjemiske målinger fra Midbøvatnet.

Dato	pH	Kond mS/m	ALK-E µekv/L	Ca mg/L	Mg mg/L	RAI µg/L	IIAI µg/L	LAI µg/L	ANC µekv/L	Lab
11.06.91	5,35	4,8	8							?
16.05.95	5,64	4,65	5	0,76	0,69	15	10	5	4	NINA
18.10.95	5,4	4,83	0	0,76	0,72	27	17	10		NINA

Under prøvefisket målte vi konduktivitet i innløpsbekken til 5,94 mS/m, og i utløpet til 4,62 mS/m. Siktedypet var 3,5 m, og vannfargen gullig grønn.

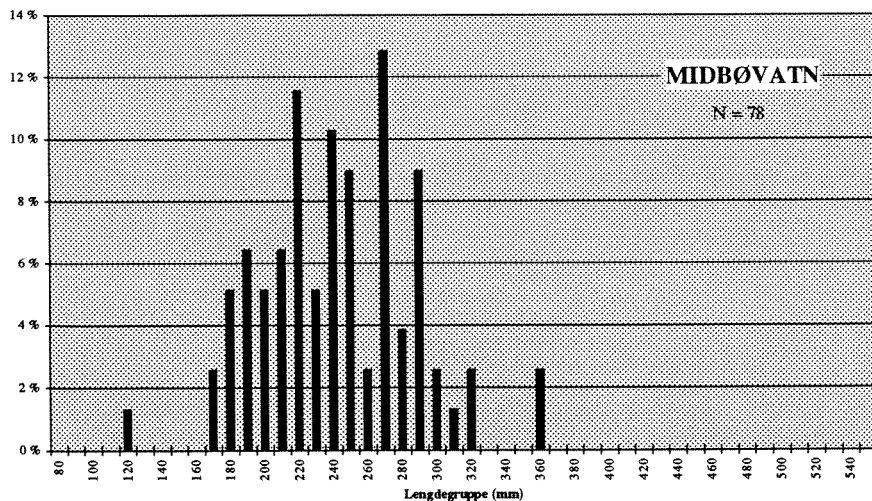
Innsjøen ble første gang kalket i 1991, og er kalket årlig siden. Kalkmengdene har vært 10 tonn kalksteinsmel hvert år. Kalken er tilkjørt, og blitt spredd i innsjøen og den søndre innløpselven på dugnad.



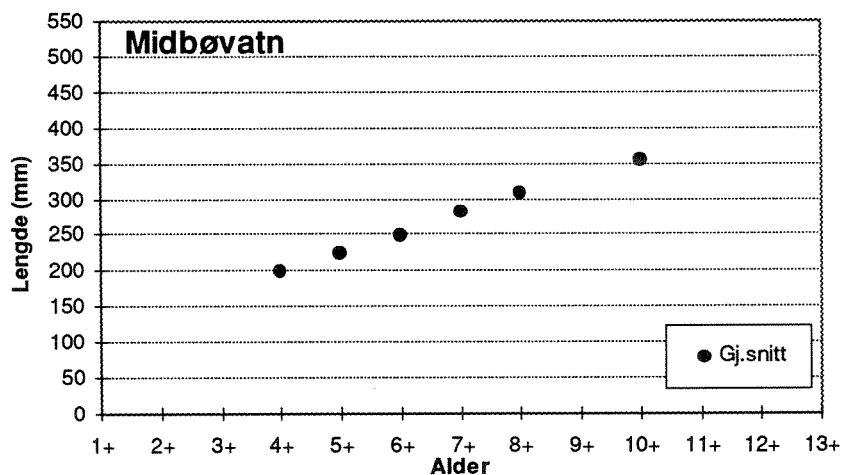
Figur 4.8.1. Midbøvatn i Gulen.. Stasjoner for elfiske (E), bunndyr-prøver (B) og planktonprøve (P) er angitt. Målestokken er 1 km, og peker nord-sør.

4.8.3. Fiskebestand

Prøvegarnfiske ble foretatt 31. august - 1. september 1995. Det ble benyttet standard prøvegarnserie (Tabell 2.4). Størrelsesfordeling og aldersfordeling av fangsten er gjengitt i Figur 4.8.2 og 4.8.3. Aldersgruppene 4⁺-7⁺ dominerer. Tilvekst fram til 4⁺ er > 50 mm/år, deretter < 50 mm/år.

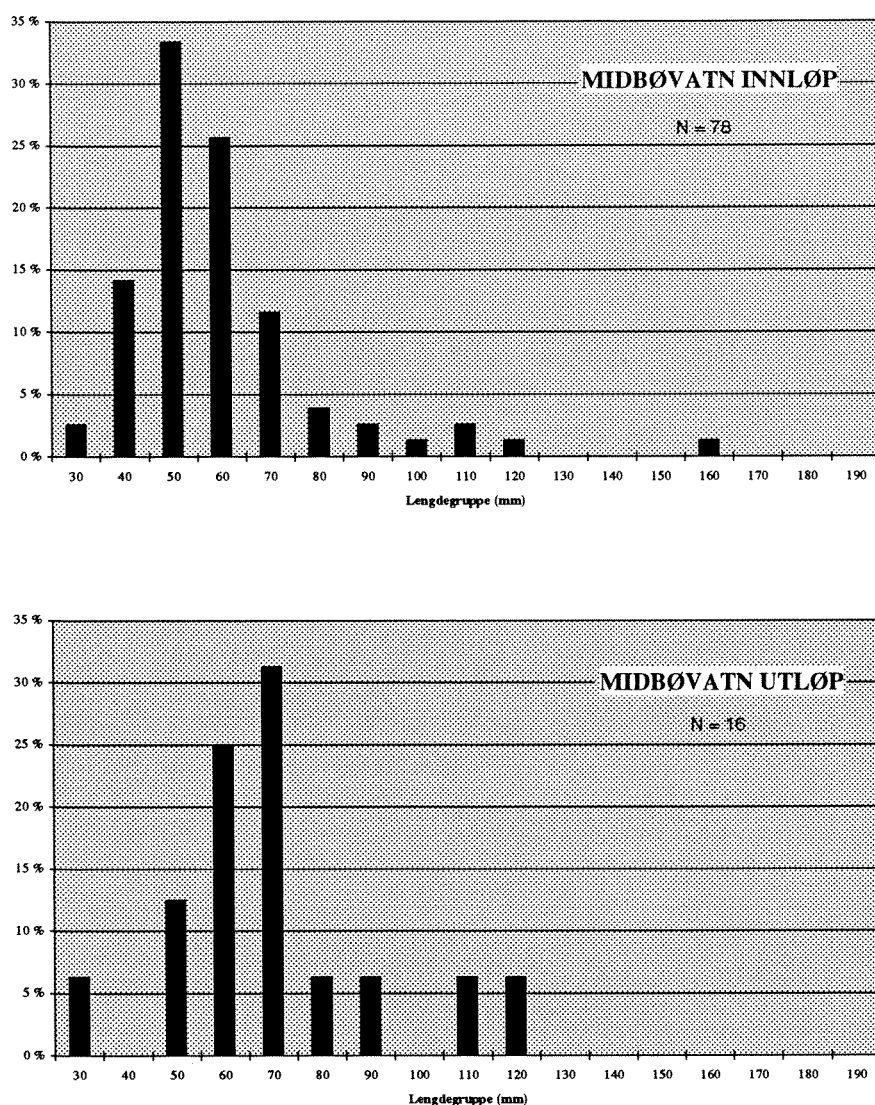


Figur 4.8.2. Midbøvatn. Lengdefordeling av fisk fanget på garn.



Figur 4.8.3. Midbøvatn. Lengde av ulike aldersgrupper.

Ungfisk i innløps- og utløpsbekk er resultat av selvrekuttering. Innløpsbekken er en smal og stilleflytende grøft (bredde < 0.5 m), og renner gjennom myr/grasmark. Substratet er sand med innslag av dyann (høyt organisk innhold). Utløpsbekken har lite løsmasser, ligger tildels på fjell. Bredden varierer fra < 0.5 til ca. 2 m. Bekken går gjennom et lyngheiområde, og veksler mellom mindre stryk og kulper. Begge bekkene har, foruten aure, store bestander av ål og stingsild.

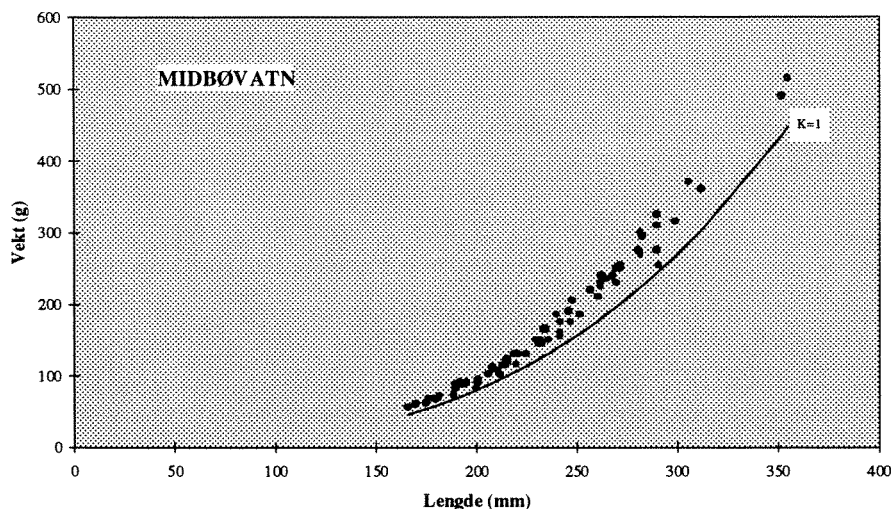


Figur 4.8.4. Midbøvatn. Lengdefordeling av fisk fanget med elfiske i innløpsbekken (øverst) og utløpsbekken (nederst).

Elfiske ble foretatt 31. august 1995. Begge bekkene hadde høye tettheter av ål og stingsild. 0⁺ var dominerende årsklasse av småaure (Tabell 3.3; Figur 4.8.4). Det meste av ungfisken går trolig ut i Midbøvatnet som 1⁺. Det går også sjøaure til Midbøvatnet. Ut fra dette kunne en forventet innslag av større fisk blant ungauren. Det er mulig at sjøauren nytter Midbøvatnet som oppvekstområde fra 1⁺ og fram til smolt. Det ble ikke registrert "morfologisk" sjøaure ved prøvegarnfiske, og undersøkte skjellprøver tyder heller ikke på forekomst av sjøaure i fangsten.

Auren i Midbøvatnet var i stor grad fiskespisere (Tabell 3.4), og nesten alle større fisk hadde stingsild i magene. Blant mindre fisk dominerte buksvømmere, men også planktonkrepsdyr, vårfluelarver, og luftinsekter var vanlige innslag.

Kondisjonsfaktor ligger > 1 for majoriteten av aure i fangsten, og øker med økende fiskelengde (Figur 4.8.5). Gjennomsnittsfangst pr. garnatt på maskeviddene 35-26 mm var 2698 g (Tabell 3.2), og plasserer Midbøvatn i kategori 5, "helt spesielt godt fiske, stor biomasse, akkumulert bestand" (se kap 2). Rekrutteringsindeks 129 (Figur 3.1; Tabell 3.2) indikerer liten rekruttering i forhold til bestandens utnyttbare del, noe som bekreftes av de relativt beskjedne reproduksjonsområdene i inn- og utløpsbekk.



Figur 4.8.5. Midbøvatn. Lengde/vekt diagram for fisk fanget på garn. Linjen angir K -faktor = 1.

Relativt jevn representasjon av alle årsklasser opp til 9⁺ tyder på at det har vært god reproduksjon til Midbøvatnet også før kalking.

4.8.4. Makrovegetasjon

Hele innsjøen er grunn, med svært langgrunne områder (< 2 m) i buktene. Bare i det midre partiet forekommer noe større områder med dyp $< 3-4$ m (dypeste punkt ca. 8 m?). Innsjøen ligger hovedsakelig på løsmasser. Det er mest sand og grus i strandsonen, noen steder også stein og svaberg. Substratet blir mer organisk og bløtt utover, men er fast å vade i ut til ca. 1-1.5 m.

Vannvegetasjonen var usedvanlig frodig og arealdekkende, nesten hele innsjøbunnen hadde mer eller mindre tett vegetasjonsdekke. Ofte forekom brede, blomstrende botnegras-belter innerst, med storvokste tette til spredte rosetter av stivt brasmegrass utover (se Tabell 3.6).

Kraftig utviklede undersjøiske torvmosematter (klotormose - *Sphagnum auriculatum*) rår grunnen i store deler av innsjøen, men rosetter av brasmegrass kunne som regel skimtes innimellom mose-skuddene. Mattene ser ut i stor grad å ha overvokset den opprinnelige kortskuddsvegetasjonen. Torvmosemattene opptrådte gjerne fra 1 m og utover, tvers over alle bukter, og nesten heldekkende også over de dypeste partiene (ned til 7-8 m). Innimellom torvmoseskuddene ble det også observert mye og storvokst småblærerot (*Utricularia minor*), samt litt gytjebærerot (*U. intermedia*) og storblærerot (*U. vulgaris*).

Det ble flere steder registrert usedvanlig kraftige, såteformete bestander av tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*). Særlig vitale og storvokste såter ble registrert i bukt i sørøst, der såtene dekket 30-

50% av bunnen i en bred stripe på vestsiden og innerst i bukta. De fleste såtene ser ut til å være få år gamle, i hvert fall utgjøres mye av skuddmassen av vitale, bredbladete års-og (trolig) fjorårsskudd.

I buktene ble det registrert rikelig også med flytebladsvegetasjon, særlig av gul nøkkerose (*Nuphar lutea*), men også bl.a. kysttjønnaks (*Potamogeton polygonifolius*). Krypsiv er meget sjelden i innsjøen, små og få rosettplanter ble observert på sandgrunn i gruntområder samt inne på land.

4.8.5. Dyreplankton

Samfunnet av dyreplankton var artsfattig også her (Tabell 3.7). Dominerende var vannloppen *Bosmina longispina*, hoppekrepsen *Cyclops scutifer* (vesentlig som larvestadier) og hjuldyret *Kellicottia longispina*. Bare *C. scutifer* har indikatorverdi. Uventet var forekomsten av *Mixodiaptomus laciniatus*.

4.8.6. Bunndyr

Innløpselva til Midbøvatnet hadde ikke døgnfluer. Steinfluer og vårfluer ble påvist i et lite antall med artene *Amphinemura* sp. og *Oxyethira* sp., begge forsuringstolerante. Av andre dyregrupper ble både vannløpere, buksvømmere og ertemusling påvist. Ertemusling, *Pisidium*, gir lokaliteten en forsuringssindeks på 0,25. I utløpet ble det heller ikke påvist døgnfluer. Den eneste steinfluearten var den forsuringstolerante *Protonemura meyeri*. Blant vårfluene var det få individer av polycentropider, *Oxyethira* sp og *Hydropsyche siltalai*. Sistnevnte gir forsuringssindeks 0,5. Forøvrig ble et registrert stor tetthet av billelarven *Elmis aena*. Prøven fra strandsonen hadde bare få individer av forsuringstolerante arter og får forsuringssindeks 0. Imidlertid ble det ved vegetasjonsbefaringen registrert ferskvannssvamp (*Spongilla lacustris*) i Midbøvatnet. Dette er en foruringsfølsom art, men den er ikke med på listen over indikatorarter. I forhold til bunndyrindeksen ville den trolig ha gitt indikatorverdien 0,5 (Raddum, pers. medd.) for lokaliteten.

5. Litteratur

- Anon. 1969. Bergsvatnet. Utdrag fra rapport med ukjent tittel. Fiskerikosnulenten i Vest-Norge.
- Anon. 1985. Samla plan for vassdrag. Fagrapporter Fisk - II. Sogn og Fjordane fylke. Miljøvern-departementet.
- Barlaup, B, Å. Åtland & G.G. Raddum. 1989. Improved growth in stunted brown trout (*Salmo trutta* L.) after reliming of Lake Hovvatn, Southern Norway. *Water, Air and Soil Pollut.* 47: 139-151.
- Bjørklund, A. E. 1995. Naturressurskartlegging i Gulen kommune, Sogn og Fjordane: Miljøkvalitet i vassdrag. Rådgivende Biologer AS Rapport nr 155. 63 s.
- Borgstrøm, R. 1995. Dynamiske endringer i ørretbestander. s. 57-66 i: R. Borgstrøm, B. Jonsson & J.H. L'Abée-Lund (Red.): Ferskvannsfisk. Økologi, kultivering og utnytting. Norges Forskningsråd.
- Brandrud, T.E. 1994. Effekter av kalking på vannvegetasjon. s. 185-189 i: Romundstad, A.J. Kalking av vann og vassdrag. FoU-virksomheten. Årsrapporter 1993. Direktoratet for naturforvaltning notat 1994-14. Trondheim.
- Brandrud, T.E. 1995. Effekter av kalking på vannvegetasjon. [i:] Romundstad, A.J. Kalking av vann og vassdrag. FoU-virksomheten. Årsrapporter 1994. Direktoratet for naturforvaltning notat 1995 (under trykking).
- Brandrud, T.E. & Mjelde, M. 1993. Tålegrenser for overflatevann. Makrovegetasjon. NIVA-rapport lnr. 2936. 44 s. (Naturens tålegrenser rapp. 29).
- Fjellheim, A. & G.G. Raddum. 1990. Acid precipitation: Biological monitoring of streams and lakes. *Sci. Tot. Env.* 96: 57-66.
- Frost, S., A. Huni & W.E. Kershaw. 1971. Evaluation of a kicking technique for sampling stream bottom fauna. *Can. J. Zool.* 49: 167-173.
- Grönlund, T. 1987. Igenväxningsproblem med Hårslinga - en kalkningseffekt? *Fiskerivård* 3: 28-29.
- Hindar, A., A. Henriksen, K. Tørseth & L. Lien. 1993. Betydningen av sjøsaltanriket nedbør i vassdrag og mindre nedbørfelt. Forsuring og fiskedød etter sjøsaltepisoden januar 1993. NIVA-rapport lnr. 2917. 42 s.
- Hobæk, A. 1995. Hoppekreps i ferskvann - Hva bestemmer deres forekomst? s 90-97 i: Direktoratet for naturforvaltning, 1995. Spredning av ferskvannsorganismer. Seminarreferat. - DN-notat 1995-4.
- Hobæk, A. & G.G. Raddum. 1980. Zooplankton communities in acidified lakes in South Norway. SNSF-prosjektet, IR 75/80. 132 s.
- Lien, L., A.- Fjellheim, A. Henriksen, T. Hesthagen, E. Joranger, G. Raddum & I. Sevaldrud. 1986. Gaularvassdraget. Nedbør-, vannkjemiske- og biologiske undersøkelser 1984. NIVA-rapport lnr. 1914. 143 s.
- Lien, L., G.G. Raddum & A. Fjellheim. 1992. Critical loads of acidity to freshwater. Fish and invertebrates. NIVA-rapport lnr. 2732. 36 s. (Naturens tålegrenser rapp. 23).
- Jensen, K.W. 1979. Utbytte av prøvefiske med standardserier av bunn garn i norske ørret- og røyevatn. *Gunneria* 31: 1-36.
- Kroglund, F., T. Hesthagen, A. Hindar, G.G. Raddum, M. Staurnes, D. Gausen & S. Sandøy (1994). Sur nedbør i Norge. Status, utviklingstendenser og tiltak. DN Utredn. 10-1994. 98 s.

- Roelofs, J.G.M., Brandrud, T.E. & Smolders, A.J.P. 1994. Massive expansion of *Juncus bulbosus* L. after liming of acidified SW Norwegian lakes. *Aquatic Botany* 48: 187-202.
- Vasshaug, Ø. 1963. Foreløpig rapport over fiskeribiologiske undersøkelser i Sogn og Fjordane fylke sommeren 1963. *Fiskerikonsulenten i Vest-Norge*.
- Zippin, C. 1958. The removal method of population estimation. *J. Wildl. Management* 22: 82-90.

Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås
0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00
Telefax: 22 18 52 00

Ved bestilling av rapporten,
oppgi løpenummer 3385-96.

ISBN 82-577-2915-9