

Bjerkreimsvassdraget

Koordinator: B. Walseng, NINA

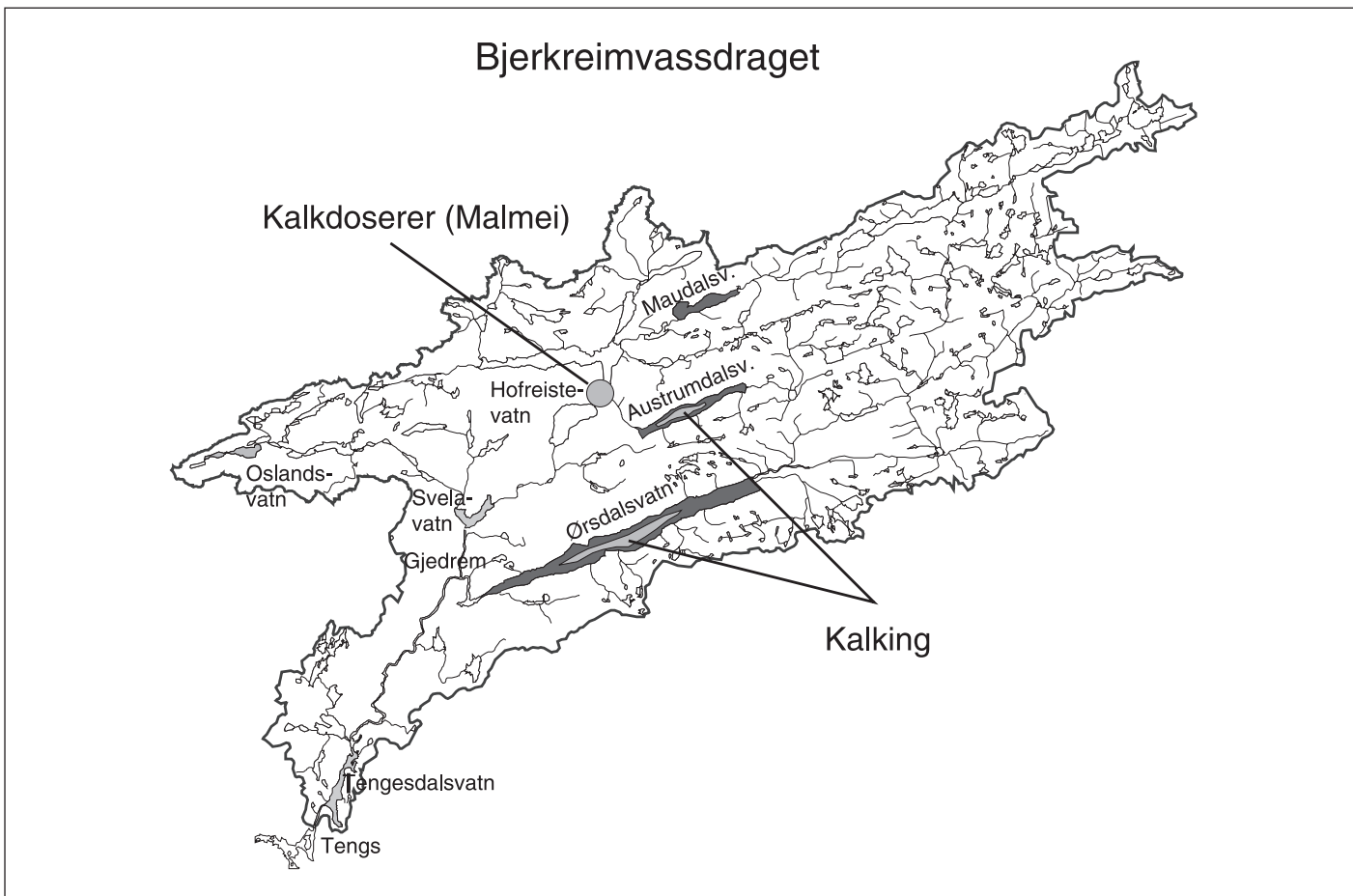
1 Innledning

1.1 Områdebeskrivelse

Vassdragsnr, fylke:	027, Rogaland og Vest-Agder
Kartreferanse, utløp:	3248-64863, kartblad 1211 I
Areal, nedbørfelt:	705,8 km ² (før regulering)
Spesifikk avrenning:	77,1 L/s/km ²
Middelvannføring:	54,4 m ³ /s (før regulering)
Regulering:	St. Myrvatn er regulert 22 m, 20 km ² er overført Figgjo
Lakseførende strekning:	Til Indre Vinjavatn, samt 7-8 km innenfor Ørsdalsvatn.
Kalking:	Kalket i diverse innsjøer, deriblant Ørsdalsvatn og Austrumdalsvatn. Kalkdoserer ved Malmei i drift siden september 1997.

1.2 Kalkingsstrategi

Bakgrunn for kalking:	Miljøvernavdelingen hos Fylkesmannen i Rogaland har før kalking karakterisert laksebestanden i vassdraget som sårbar pga. forsureningssituasjonen.
Kalkingsplan:	Kaste et al. 1996
Biologisk mål:	Å sikre tilstrekkelig god vannkvalitet for reproduksjon av laks i elva. Dette vil samtidig sikre livsmiljøet for de fleste andre forsuringssfølsomme vannorganismer.
Vannkvalitetsmål:	Lakseførende strekning: 15/2-31/5: pH 6,2, 1/6-14/2: pH 6,0.
Kalkingsstrategi:	Vassdraget kalkes ved en kombinasjon av innsjøkalking (Ørsdalsvatn og Austrumdalsvatn) og dosererkalking (Malmei v. utløp Byrkjelandsvatn).



Figur 1.1. Vassdraget med nedbørfelt.

1.3 Kalking i 2005

Ørdsalsvatn ble kalket med 1000 tonn VK3 (99% CaCO₃) i mars og ytterligere 150 tonn i august, mens Austrumsdalsvatn ble kalket med 300 tonn (VK3) i august.

197 tonn kalk ble fordelt i 17 andre innsjøer i juli 2005. Det ble benyttet BioKalk som er en flytende kalkslurry med 67 vekt% CaCO₃ og generelt bedre oppløsningsegenskaper enn kalksteinsmel.

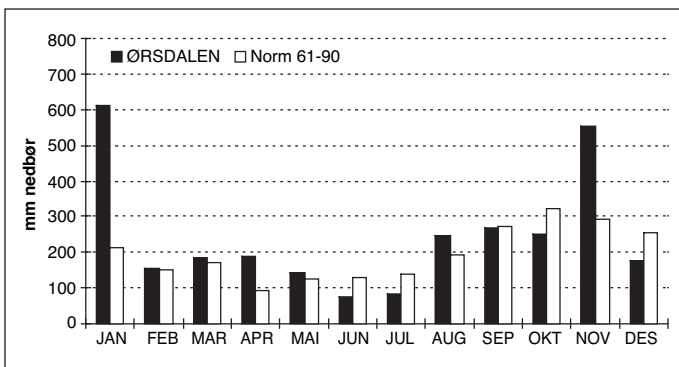
Doserer (Malmei): 126 tonn VK3

Kalkingsdataene er innhentet fra Fylkesmannen i Rogaland v/ miljøvernnavdelingen.

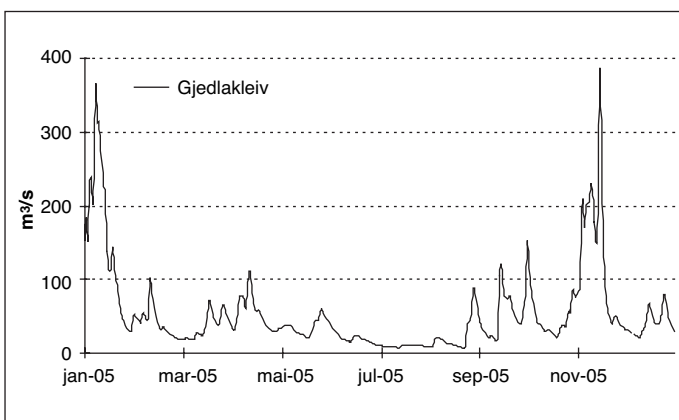
1.4 Hydrologi 2005

Meteorologisk stasjon: 43540 Ørdsalen
Årsnedbør 2005: 2937* mm
Normalt: 2358 mm
% av normalen: 125*

*Nedbørdata for januar-september er interpolert av Meteorologisk institutt.



Figur 1.2. Månedlig nedbør i 2005 ved meteorologisk stasjon Ørdsalen. Normal månedsnedbør for perioden 1961-1990 er angitt (met.no 2006).



Figur 1.3. Vannføring (døgnverdier) ved stasjon Gjedlaleiv 2005 (NVE 2006).

2 Vannkjemi

Forfattere: Ø. Kaste og L. B. Skancke, NIVA

Medarbeider: Jarle Håvardstun, NIVA

Prøvetaker: Jan Tore Skårland, Vikeså

Den vannkjemiske overvåkingen av Bjerkreimsvassdraget i forbindelse med kalking ble igangsatt i 1996. Bjerkreimsvassdraget hadde før kalking store variasjoner i vannkvalitet i ulike deler av feltet pga. geologiske forhold og menneskelig aktivitet. De nord-østre delene, inkludert Ørdsalen og områdene oppstrøms Hofreistevatn er mest påvirket av forurengning. Omlag 3/4 av avrenningen i vassdraget kommer fra disse områdene. Kalkinnsatsen fra doseringsanlegget ved Malmei ble øket til 126 tonn i 2005 etter at doseringen var redusert fra 400 tonn i 2003 til 33 tonn i 2004. I Austrumsdalsvatn ble det brukt 20 tonn mindre kalk i 2005 enn året før, mens det i Ørdsalsvatn ble brukt 150 tonn mer pga en leveranse med for grov kalk.

Ukalkede referansestasjoner

Hovedinnløpet til Ørdsalsvatn (Storåna) har tidligere år hatt betydelige pH-svingninger gjennom året, men i 2005 var dette mindre tydelig. Etterjuls vinteren i 2005 var preget av mange stormer og store nedbørsmengder i Sør-Norge og det ble rapportert om sjøsalt-episoder flere steder (Hindar og Enge 2006) (**Figur 1.2**). Prøven tatt 17.januar hadde pH-verdi på 5,11, men konsentrasjonen av labilt Al var oppe i 89 µg/L. Dette er nesten tredobbelte verdi av maksimalverdien for labilt Al for året før ved denne stasjonen. Som **Figur 2.5** viser, var det også tydelig innslag av sjøsalter i prøven fra denne dato. Vannkvaliteten ble bedre utover året, men pH lå generelt litt lavere hele året i forhold til året før med pH-verdier i intervallet 4,99-5,61 i 2005 (**Tabell 2.1**) mot 5,17-6,03 i 2004. Av de tolv stikkprøvene, ble årets laveste pH-verdi målt i begynnelsen av april mens verdiene steg utover sommeren og høsten (**Figur 2.1** og **Figur 2.3**). Kalsiumkonsentrasjonen varierte i området 0,33-0,65 mg/L, og middelverdien var om lag som de siste årene, 0,5 mg/L. Etter 2000 har det vært en tydelig nedgang i labilt aluminium (**Figur 2.2**), og selv med den høye maksimalverdien i 2005 var det ikke på høyde med maksimalverdiene på > 100 µg/L som ble registrert på slutten av -90 tallet. Prøver tatt i perioden januar til og med juni hadde alle negative verdier for ANC og dermed verdier under kritisk kjemisk verdi for innlandsaure, 20 µekv/L (Lien et al. 1989). I referansesjøen Maudalsvatn lå pH omkring 5,4-5,5 (vår) og 5,5-5,6 (høst) ved de to prøvetakingsrundene i 2005. Dette er omtrent på samme nivå som året før.

Austrumsdalsvatn og Ørdsalsvatn (kalkede sjøer)

Austrumsdalsvatn ble kalket i august og Ørdsalsvatn i mars og august 2005. Om lag fire måneder etter kalking, hadde Austrumsdalsvatn en midlere kalsiumkonsentrasjon basert på fire dyp på 1,37 mg/L. Dette indikerer at det har vært en reduksjon i kalsium de siste tre årene (2004; 1,48 mg/L, 2003; 1,62 mg/L, 2002; 1,88 mg/L). For Ørdsalsvatn var det også en liten reduksjon i kalsiumsverdi (basert på fem dyp, høstverdier) i forhold til de to foregående årene, med midlere verdi på 1,18 mg/L i 2005. Selv om konsentrasjonen av kalsium i sjøene har svinget noe de senere årene, synes pH-verdiene å holde seg på omlag samme nivå. pH-nivået var litt lavere i 2005 enn årene forut, med verdier i intervallet 6,2-6,4 for de to prøvetakingsrundene i innsjøene. Stikkprøvene fra utløpet av sjøene viste også en liten reduksjon med pH-verdiene 6,1-6,5 gjennom hele dette året og en liten økning i LAI-konsentrasjonene (maks 13 µg/L).

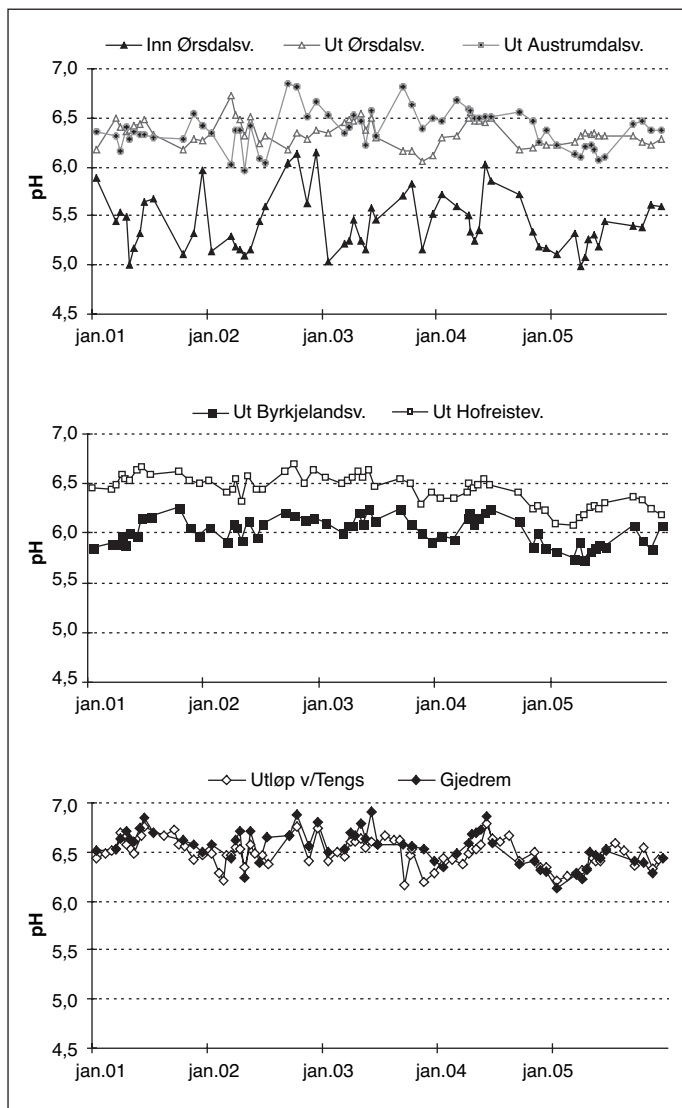
Tabell 2.1. Middel-, min- og maksverdier for 2005.

Nr	Stasjon		pH	Ca mg/L	ALK-E µekv/L	LAI µg/L	TOC mg/L	ANC µekv/L
20A	Utl. Byrkjelandsvatn	Mid	5,87	0,79	8	10	1,0	
		Min	5,73	0,57	0	2	0,88	
		Max	6,08	0,94	19	21	1,3	
		N	12	12	12	12	12	
8	Utl. Austrumsdalsvatn	Mid	6,22	1,28	27	7	1,4	
		Min	6,07	1,05	10	1	1,2	
		Max	6,46	2,02	70	13	2,0	
		N	12	12	12	12	12	
9	Utl. Hofreistevatn	Mid	6,22	1,12	22	6	1,1	
		Min	6,08	1,02	12	1	1,0	
		Max	6,36	1,27	32	12	1,2	
		N	12	12	12	12	12	
4	Gjedrem	Mid	6,35	1,42	37	4	1,2	
		Min	6,13	1,22	16	2	0,95	
		Max	6,51	1,64	55	10	1,6	
		N	12	12	12	12	12	
7	Innl. Ørsdalsvatn (Storåna)	Mid	5,27	0,50	2	32	1,7	0
		Min	4,99	0,33	0	12	0,94	-18
		Max	5,61	0,65	6	89	3,8	22
		N	12	12	12	12	12	12
12	Utl. Ørsdalsvatn	Mid	6,29	1,24	26	4	1,2	
		Min	6,22	0,80	21	2	1,1	
		Max	6,35	1,53	30	9	1,4	
		N	12	12	12	12	12	
19.1	Utløp v/Tengs	Mid	6,38	1,59	39	5	1,2	55
		Min	6,21	1,41	24	1	1,0	39
		Max	6,59	1,84	64	11	1,5	76
		N	15	15	15	15	15	15

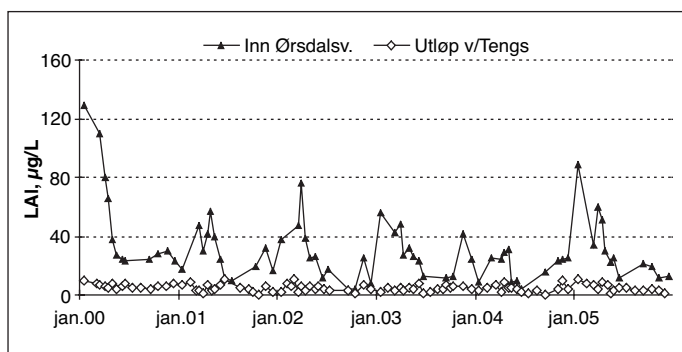
Anadrom strekning

pH-verdiene ved utløpet av Byrkjelandsvatn (oppstrøms Malmei-dosereren) har økt gradvis i løpet av den siste tiårsperioden, fra i underkant av 5,5 i 1993 til omkring 6,1 de siste tre årene (**Figur 2.1**). I 2005 stoppet denne utviklingen noe opp, vesentlig på grunn av sjøsaltepisoder i januar 2005 og etterfølgende effekter utover våren (Hindar og Enge 2006). Middel-pH for året ble dermed 5,9 på denne stasjonen (**Tabell 2.1**). På samme måte ble det også registrert en høyere maksimalverdi for labilt Al i 2005 enn i de to foregående årene (21 µg/L i 2005, 13 µg/L i 2004 og 7 µg/L i 2003). Stasjonen ved utløpet av Hofreistevatn ligger nedstrøms det kalkede innløpet fra Austrumsdalsvatn samt doseringsanlegget i hovedelva ved Malmei. pH-verdiene på denne stasjonen lå i området 6,1-6,4 i 2005, dvs. litt lavere enn i 2004 (**Figur 2.1**). Fra figuren kan en også se at pH-verdiene i 2004 jevnt over lå noe lavere enn i 2003, noe som kan tilskrives kraftig reduksjon i kalkdoseringen fra 2003 til 2004. I likhet med årene forut, var LAI-konsentrasjonene ved utløpet av Hofreistevatn relativt lave i 2005 (maks 12 µg/L). Resultatene fra DN's vannkjemikontroll-prosjekt, som har hyppigere prøvetaking, viser også at pH-verdiene nedstrøms Hofreistevatn lå noe lavere enn året før, med verdier i intervallet pH 5,8-6,7 i 2005 (**Figur 2.4**).

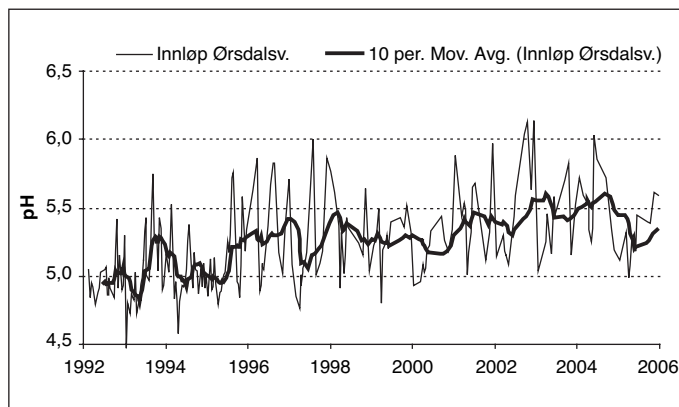
Ved Gjedrem og Tengs, lenger nedover på den anadrome strekningen, lå pH-verdiene over pH-målet gjennom hele 2005 (6,1-6,6). Likevel er pH-verdiene som ble målt i løpet av vinteren og våren 2005 de laveste som er målt på mange år. LAI-konsentrasjonene var 1-11 µg/L og maks 10 µg/L innenfor smoltifiseringsperioden. I følge klassifiseringssystemet utarbeidet av Hindar et al. (1997) er det ved dette LAI-nivået liten eller ingen fare for skade på laksesmolt i ferskvann, og moderat fare for skade dersom smolten vandrer ut i sjøen rett etter eksponeringen. Basert på kunnskap ervervet over de siste 3-4 årene kan det imidlertid være grunnlag for å nyansere disse grenseverdiene, bl.a. med hensyn til tid på året, samt relasjoner til øvrige vannkvalitetsparametre som f.eks. TOC og kalsium (Kroglund & Rosseland 2004, Kroglund et al. 2006). I noen tilfeller kan dette komme til å medføre en innskjerpelse av kravene, særlig i klartvannssystemer med lav ionestyrke.



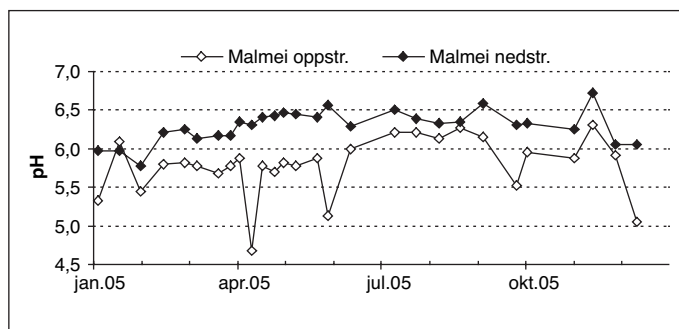
Figur 2.1. pH-utvikling i Bjerkreimsvassdraget for perioden 2001-2005.



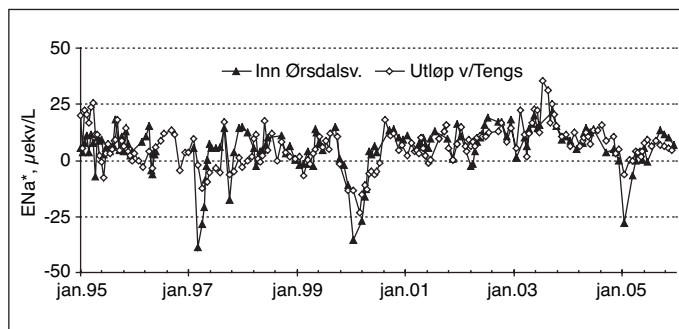
Figur 2.2. Utvikling av labilt aluminium for perioden 2000-2005.



Figur 2.3. Langtids pH-utvikling på referansestasjonen i innløpet til Ørsdalsvatn i Bjerkreimsvassdraget. 10-punkts flytende middel er angitt.



Figur 2.4. Resultater fra DN's vannkjemikroll-prosjekt i Bjerkreimsvassdraget, analysert ved M-lab AS.



Figur 2.5. Utvikling av ikke-marin natrium ved to stasjoner i Bjerkreimsvassdraget i perioden 1995-2005.

3 Fisk

Forfattere: Bjørn Mejdell Larsen¹, Hans Mack Berger², Karstein Hårsaker³, Einar Kleiven⁴, Agnar Kvellestad⁵, Randi Saksgård¹ og Jan Henrik Simonsen⁶

¹ Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7485 Trondheim

² Berger feltBIO, Flygt.6, 7500 Stjørdal

³ NTNU, Vitenskapsmuseet, Zoologisk avdeling, Erling Skakkesgt. 47A, 7012 Trondheim

⁴ Norsk institutt for vannforskning – Sørlandsavdelingen, Televeien 3, 4879 Grimstad

⁵ Veterinærinstituttet, Postboks 8156, Oslo dep., 0033 Oslo

⁶ Roligheten, 4818 Færvik

3.1 Anadrom fisk

3.1.1 Innledning

Fangstene av laks og sjørøret har variert mye gjennom det siste århundret i Bjerkreimselva, og økende forsuring førte til fiskedød i deler av vassdraget. Vassdragets østre del ble i 1989 betraktet som fisketomt mens den vestre delen fortsatt hadde naturlig reproduksjon av laks og sjørøret i sidevassdragene (Sivertsen 1989). Det ble funnet laksunger i lite antall i nedre del av Bjerkreimselva og i sidevassdrag i 1977 og 1980 (Undheim 1981), men det var samtidig en betydelig kultiveringsinnsats i vassdraget. Senere ble det gjennomført ungfiskundersøkelser i Bjerkreimselva i perioden 1989-94 i forbindelse med overvåking av fisk og forsuring i Rogaland (Persson 1993, Helgøy & Enge 1995, Helgøy 1999). Det ble funnet laksunger hvert år, men bare i lite antall i hovedvassdraget. I forbindelse med kalkingstiltak i Bjerkreimselva startet NINA en overvåking av ungfiskbestandene av laks og ørret høsten 1996 (Larsen 1997). Dette ble videreført etter samme opplegg i 1997-2005, men to stasjoner i Ørdsalen ble tatt ut av programmet i årene 2002-2004. Enkelte av stasjonene i øvre del av vassdraget inngikk tidligere i overvåkingen av forsuringssituasjonen i Bjerkreim, og det finnes derfor data fra enkeltlokaliteter tilbake til 1986 (Hesthagen et al. 1992).

3.1.2 Metode

Det ble fisket med elektrisk fiskeapparat på 18 stasjoner i lakseførende del av vassdraget i august 2005 (**figur 1.2**). Arealene ble avfisket tre ganger (utfiskingsmetoden) i henhold til standard metodikk (Bohlin et al. 1989). All fisk ble artsbestemt og lengdemålt til nærmeste millimeter i felt, og et utvalg av fisken ble konserveret og lagret for senere aldersbestemmelse. Det er skilt mellom årsyngel (0+) og eldre ungfisk ($\geq 1+$). Det er beregnet tetthet av ungfisk på alle enkeltstasjoner og gjennomsnittlig tetthet for hele vassdraget basert på sum fangst for alle stasjonene samlet (tetthet 1). Alle tettheter er oppgitt som antall individ pr. 100 m². Primærdata er gitt i **vedlegg B.1-B.2** som også oppgir gjennomsnitt av beregnet tetthet på alle enkeltstasjonene (tetthet 2).

Det ble tatt gjelleprøver av 8 ørretunger på stasjon 19, 7 laks- og 8 ørretunger på stasjon 12 og 8 laks- og 8 ørretunger på stasjon 30. Andre gjellebue på fiskens venstre side ble dissekert ut i felt og fiksert på 10 % fosfat-buffra formalin. Metode og framgangsmåte

for videre bearbeiding og analysering er gitt av Kvellestad & Larsen (1999). Resultatene presenteres som andel av fisken som har ulike grader av metallakkumulering på gjelleoverflaten eller i gjelleepitelet. Andre typer av histologiske forandringer omtales bare hvis de kan settes i sammenheng med metallakkumuleringen.

3.1.3 Resultater og diskusjon

3.1.3.1 Ungfiskundersøkelser

Det var en nedgang i tettheten av laksyngel i 2005, men det var fortsatt høy gjennomsnittlig tetthet i vassdraget. Det var ingen endring i tettheten av eldre laksunger. Det ble påvist laks i Storåna i Ørdsalen for første gang. Bestanden av ørret holdt seg stabil.

Laks

Det har vært en positiv økning i utbredelsen av laksyngel i Bjerkreimselva fra ca 20 % av stasjonene i 1996 til 75-85 % allerede i 1998-99 (**figur 3.1**). Det var ikke laksyngel i Storåna i Ørdsalen (stasjon 18-19) i 1996-2001 (stasjonene ble ikke undersøkt i 2002-2004). I 2005 ble de to stasjonene i Ørdsalen undersøkt på nytt, og det ble for første gang påvist laks i Storåna. Det ble fanget en laksyngel på stasjon 19 og to eldre laksunger like utenfor selve stasjonen. De tre laksungene viste seg å tilhøre tre ulike årsklasser. Det har derfor vært oppgang og gyting av laks i Storåna fra og med høsten 2002.

Gjennomsnittlig tetthet av laksyngel i Bjerkreimselva var 63 individ pr. 100 m² i 2005. Dette var en nedgang sammenlignet med 2003 og 2004, men likevel den tredje høyeste tettheten som er funnet i 1996-2005 (**figur 3.2**). Dette gir en signifikant økning i antall laksyngel i Bjerkreimsvassdraget i årene etter kalkingsstart (lineær trendlinje for 1996-2005: $y = 10,5x - 8,0$; $R^2 = 0,71$). I likhet med tidligere år ble det også i 2005 fanget flest laksyngel på stasjonene i hovedvassdraget mellom Svelavatn og Fotlandsvatn (**figur 3.3**). Det var høyest tetthet av yngel ved Apeland-Vinningland (stasjon 24-27) med 142-266 individ pr. 100 m². Det var i tillegg høy tetthet av laksyngel på en av stasjonene i Hofreisteåni i 2005 (126 individ pr. 100 m², jf. **figur 3.3**). Høyere opp i vassdraget var det fortsatt lav tetthet, og det ble ikke funnet laksyngel på innløpet til Hofreistevatn eller ved utløpet av Ytre Vinjavatn.

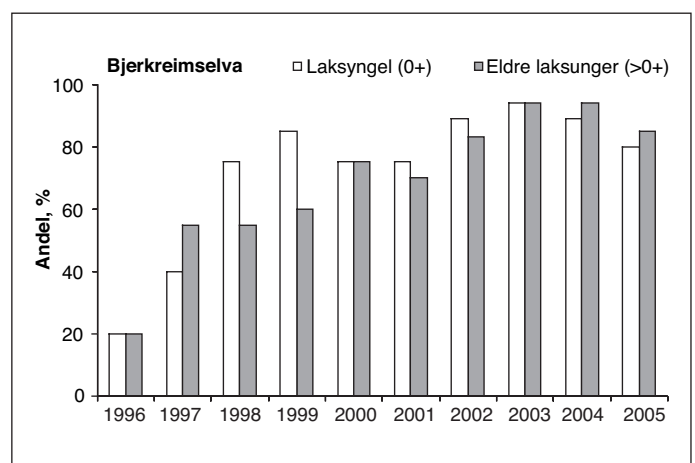
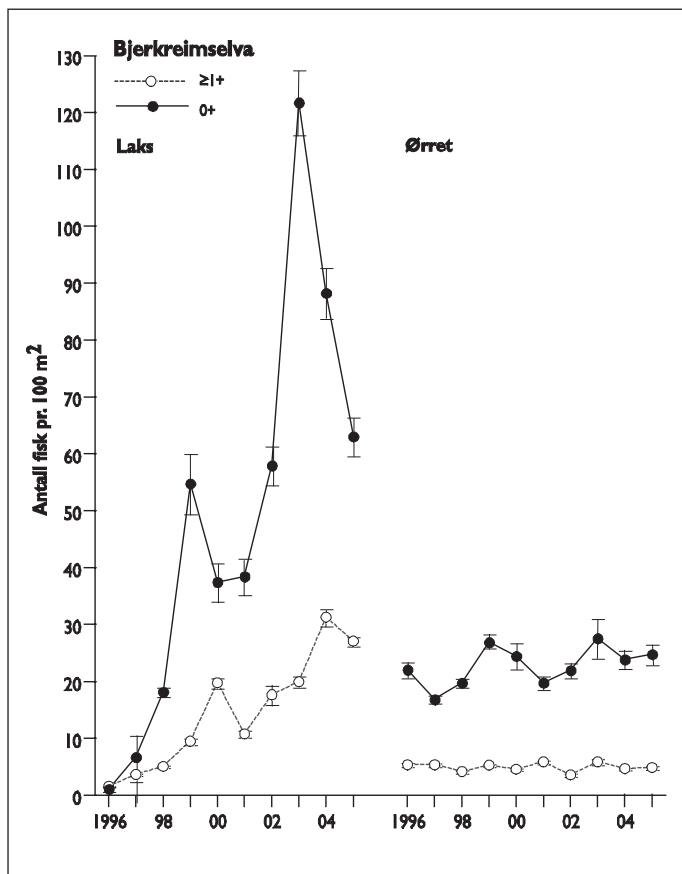
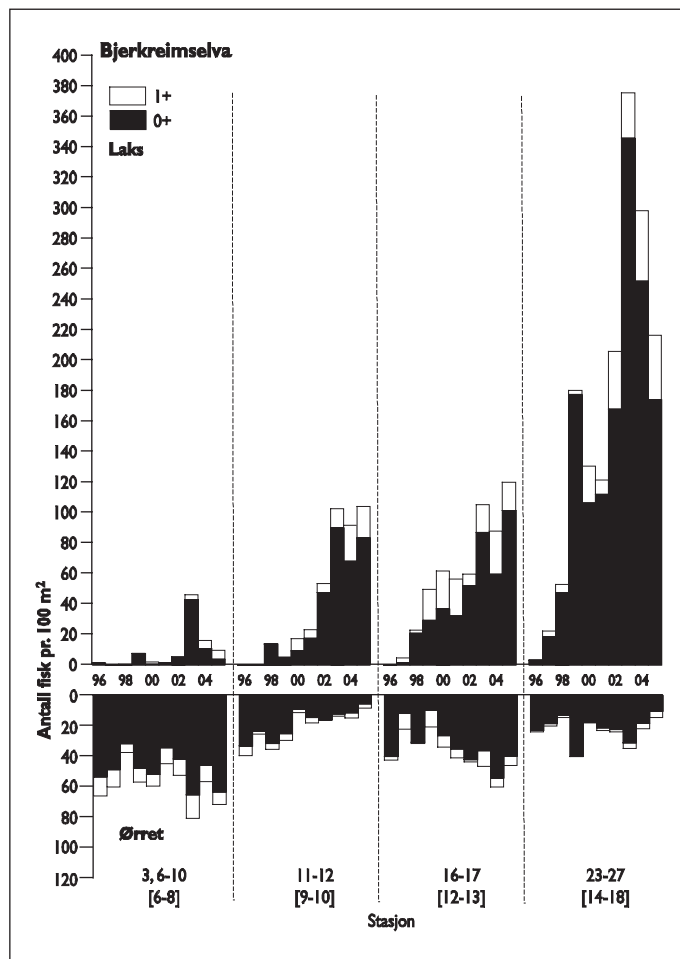


Figure 3.1. Utbredelsen av laksyngel og eldre laksunger i Bjerkreimselva i 1996-2005. Utbredelsen er angitt som andel av elfiskestasjonene der henholdsvis laksyngel og eldre laksunger er funnet.



Figur 3.2. Tetthet pr. 100 m² av laks og ørret i lakseførende del av Bjerkreimselva i 1996-2005.



Figur 3.3. Tetthet pr. 100 m² av laks og ørret i ulike deler av lakseførende del av Bjerkreimselva i 1996-2005. Stasjon 18-19: Ørdsdalen, stasjon 3, 6 og 10: Vinjavatn-Hofreisteåni, stasjon 11-12: Hofreisteåni, stasjon 16-17: Svelavatn-Bjerkreim og stasjon 23-27: Bjerkreim-Fotlandsvatn. [Stasjon 21-22: Utløp Ørdsdalsvatn, stasjon 9: Austrumdalselv, stasjon 15: Skjævelandsåni og stasjon 30-31: Fotlandsvatn-Tengs er ikke vist.

Tabell 3.1. Oversikt over utsetninger av laks (plommeseckkyngel) i Bjerkreimselva i 1993-2005.

Data mangler for utsettingene i 1990-1992.

År	Mengde rogn i anlegg (liter)	Sum antall laksyngel satt ut	Utsetningslokaliteter
1993	-	280 000	"Bjerkreimselva"
1994	-	?	Åtte sideelver/-bekker (bl.a. Skjævelandsåna, Svelabekken) og utløp Vinjavatn
1995	-	200 000	Seks sideelver/-bekker (bl.a. Skjævelandsåna, Svelabekken)
1996	-	45 000	Skjævelandsåna og Svelabekken
1997	-	250-300 000	Hovedvassdraget nedenfor Svelavatn samt fem sideelver/-bekker (bl.a. Skjævelandsåna, Austrumdalsåni) og utløp Ørdsdalsvatnet
1998	-	180 000	Hovedvassdraget nedenfor Svelavatn samt fem sideelver/-bekker (bl.a. Skjævelandsåna, Austrumdalsåni)
1999	-	170 000	"Bjerkreimselva"
2000	27	(250 000)	Hofreisteåni, Austrumdalsåni, småbekker til Svelavatn og noe i hovedvassdraget nedenfor Svelavatn
2001	29	(250-300 000)	Hofreisteåni, Austrumdalsåni, småbekker til Svelavatn og elv fra Roaldsvatnet
2002	11	(110 000)	Hofreisteåni og Austrumdalsåni
2003	11-15	(110 000)	Hofreisteåni og Austrumdalsåni
2004	23	(230 000)	Hofreisteåni, Svelabekken, Ørdsdalselva/Odlandshølen og Skjævelandsåna
2005	19,5	(150 000)	Hofreisteåni og Ørdsdalselva/Odlandshølen

Tabell 3.2. Resultat av histologisk undersøkelse av gjeller fra fisk i Bjerkreimselva i 1996-2005. ASA+overfl. = ASA-positivt materiale på gjelleoverflaten. Andel av fisken som har ulike grader av metallakkumulering (0-3) på gjelleoverflaten er oppgitt. ASA+int. = ASA-positivt materiale i gjelleepitelet. Andel av fisken som har ulike grader av metallakkumulering (0-3) i gjelleepitelet er oppgitt. 0 = ikke påvist, 1 = sparsom forekomst, 2 = moderat forekomst og 3 = betydelig forekomst. N er antall fisk undersøkt. For nærmere beskrivelse se Kvellestad & Larsen (1999).

Art	År	Stasjon	N	ASA+ overfl., %				ASA+ int., %				
				0	1	2	3	0	1	2	3	
Laks	1999	Hofreiste	12	1	100	0	0	0	100	0	0	0
	2000		11	5	100	0	0	0	0	80	20	0
	2001		11	5	100	0	0	0	0	100	0	0
	2002		11	5	100	0	0	0	40	60	0	0
	2003		11	5	100	0	0	0	20	80	0	0
	2004		11	5	100	0	0	0	0	100	0	0
	2005		12	5	100	0	0	0	60	40	0	0
	2002	Ut Ørsdal	21-22	6	100	0	0	0	50	50	0	0
	2003		21	5	100	0	0	0	20	80	0	0
	2004		21	5	100	0	0	0	40	60	0	0
	1996	Tengs	31	5	100	0	0	0	0	100	0	0
	1997		31	5	100	0	0	0	0	80	20	0
	1998		31*	5	100	0	0	0	0	80	20	0
	1999		31*	5	100	0	0	0	0	60	0	40
	2000		31*	5	100	0	0	0	20	0	0	80
	2001		31	5	100	0	0	0	80	20	0	0
	2002		31*	5	100	0	0	0	0	80	20	0
	2003		31*	5	100	0	0	0	0	0	40	60
	2004		30	5	100	0	0	0	40	60	0	0
	2005		30	5	100	0	0	0	100	0	0	0
Ørret	1998	Hofreiste	11-12	6	100	0	0	0	67	33	0	0
	1999		11	5	100	0	0	0	100	0	0	0
	2000		11-12	7	100	0	0	0	43	43	14	0
	2001		11	5	100	0	0	0	40	60	0	0
	2002		11-12	7	100	0	0	0	43	57	0	0
	2003		11	5	100	0	0	0	100	0	0	0
	2004		11	4	100	0	0	0	100	0	0	0
	2005		12	5	100	0	0	0	80	20	0	0
	1998	Ørsdalen	19	5	80	20	0	0	0	0	20	80
	1999		18	5	100	0	0	0	0	100	0	0
	2000		19	5	100	0	0	0	0	0	0	100
	2001		19	5	100	0	0	0	0	0	0	100
	2005		19	5	100	0	0	0	0	60	40	0
	2002	Ut Ørsdal	21-22	7	100	0	0	0	100	0	0	0
	2003		21	5	100	0	0	0	80	20	0	0
	2004		21	5	100	0	0	0	100	0	0	0
	1996	Tengs	31	5	100	0	0	0	60	40	0	0
	1997		30-31	7	100	0	0	0	29	71	0	0
	1998		31	5	100	0	0	0	80	20	0	0
	1999		31	5	100	0	0	0	100	0	0	0
	2000		30-31	6	100	0	0	0	33	33	33	0
	2001		31	5	100	0	0	0	60	40	0	0
	2002		31	5	100	0	0	0	0	100	0	0
	2003		31	5	100	0	0	0	0	100	0	0
	2004		31*	5	100	0	0	0	20	20	0	60
	2005		30	5	100	0	0	0	100	0	0	0

* Det er usikkert om alt materialet som er påvist er metall.

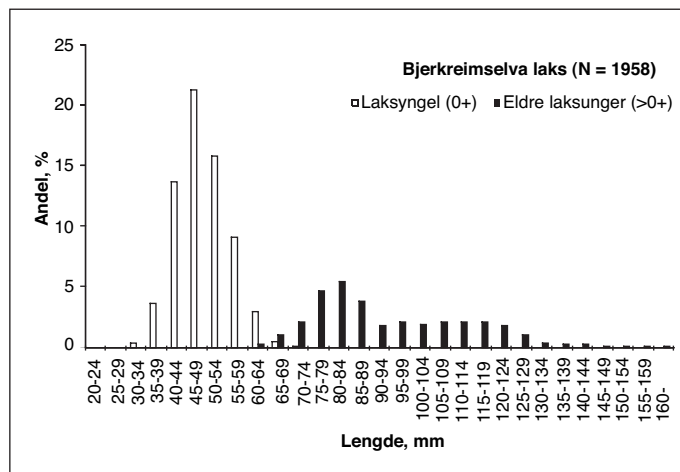
Siden 1990 er det hvert år satt ut laksyngel i Bjerkreimselva fra klekkeriet til Bjerkreim elveeigarlag (**tabell 3.1**). Til å begynne med ble yngelen satt ut i de delene av vassdraget som hadde best vannkvalitet, både i lakseførende del og ovenfor denne. Senere ble utsettingene flyttet til hovedvassdraget. Det er usikkert hvor stor andel av yngeltettheten som stammer fra disse utsettingene, og i årene før 2000 da utsettingene foregikk nedenfor Svelavatn, var sannsynligvis den naturlige rekrutteringen allerede så høy at utsettingene ikke var så viktige for den totale yngelproduksjonen. Senere er nesten all laksyngel satt ut ovenfor Svelavatn. Utsettinger i Hofreisteåni, Ørdsalselva/Odlandshølen og Austrumdalsåni har gitt høyere tetthet av laksyngel på elfiskestasjonene i dette området, og det har vært viktig for å styrke reetableringen av laks i vassdraget ovenfor Svelavatn. I 2005 ble det satt ut ca 150.000 yngel til sammen hovedsakelig i Hofreisteåni, men også noe i Ørdsalselva/Odlandshølen. Dette var nok fortsatt med på å opprettholde den høye tettheten av laksyngel spesielt i Hofreisteåni (stasjon 21-22).

I 1996 ble det bare fanget eldre laksunger på 4 av de 20 undersøkte stasjonene. I løpet av få år har utbredelsen økt betydelig, og eldre laksunger er i de siste årene funnet på 85-95 % av de undersøkte stasjonene i Bjerkreimselva (**figur 3.1**). Gjennomsnittlig tetthet av eldre laksunger var 27 individ pr. 100 m² i 2005. Sammenligner vi med 2004 er det tilsynelatende en liten nedgang. Men det ble fisket to stasjoner i Ørdsalen i 2005 som ikke ble undersøkt i 2004. Når vi tar hensyn til dette blir tettheten den samme i de to årene (31 individ pr. 100 m²). Det har vært en jevnt økende tetthet av eldre laksunger i Bjerkreimselva i årene 1996-2005, og det er en klart positiv tendens etter kalking (lineær trendlinje: $y = 3,3x - 3,1$; $R^2 = 0,88$) (**figur 3.2**). Det var størst tetthet av eldre laksunger i Skjevelandsåni og i hovedvassdraget ved Bjerkreim og Apeland samt ved Tengs i 2005 (54-85 individ pr. 100 m²) (**vedlegg B.1**). Eldre laksunger forekom fortsatt i lite antall på enkelte av stasjonene ovenfor Hofreistevatn og på elva ut fra Ørdsalsvatn.

Det er gjennomført årlige gjelleundersøkelser av laks i 1996-2005. Det er påvist sparsomme eller moderate mengder metallakkumulering i gjelleepitelet hos 40-100 % av laksungene i Hofreisteåni og på utløpet av Ørdsalsvatn i de fleste av disse årene (**tabell 3.2**). Dette indikerer at laksungene i perioder har vært utsatt for en suboptimal vannkvalitet (Kvellestad & Larsen 1999). Tidligere har det vært usikkert om alt materialet som er påvist på gjellene hos laks ved Tengs virkelig var metaller. I 2005 ble derfor prøvetakingen flyttet til utløpet av Fotlandsvatn, og det ble ikke funnet metallakkumulering i gjelleepitelet hos noen av laksungene.

Laksungene varierte i lengde fra 32 til 161 mm i slutten av august 2005 (**figur 3.4**). Årsyngelen var gjennomsnittlig 49 mm (**tabell 3.3**), og noe høyere enn i de siste årene. Gjennomsnittslengden har likevel gått ned siden de to første årene etter kalking. Det har vært store vekstforskjeller innad i vassdraget tidligere, men disse er ikke fullt så markerte lenger. Laksyngelen vokste best på strekningen mellom Vinjavatn og Hofreistevatn, i Skjevelandsåni og nedenfor Svelavatn i 2005. Dårligst vekst er det fortsatt i Austrumdalselva, Ørdsalselva, Hofreisteåni og i hovedvassdraget nedenfor Bjerkreim. Dette kommer av noe kaldere vann fra de østlige sidegreinene i vassdraget som drenerer ut gjennom Austrumdalsvatn og Ørdsalsvatn.

Lengden av ett- og toårige laksunger var henholdsvis 85 og 113 mm i 2005 (**tabell 3.4**). Gjennomsnittslengden av de ettårige individene var om lag 20 mm mindre i de siste fire årene sammenlig-



Figur 3.4. Lengdefordeling av laks fra lakseførende del av Bjerkreimselva i slutten av august 2005.

net med 1998. Dette gjør at andelen treårig smolt øker, spesielt i nedre deler av vassdraget. Det kom også inn treårige laksunger for første gang i 2003, og i 2004 og 2005 har det i tillegg også forekommet fire- og femårige laksunger. Fordelingen mellom ett-, to- og treårige eller eldre laksunger var henholdsvis 59, 37 og 4 % i 2005, og begrepet eldre laksunger omfattet fire årsklasser.

Ørret

Det ble funnet ørret yngel på alle stasjonene i den lakseførende delen av vassdraget i 2005. Gjennomsnittlig tetthet av ørret yngel var 25 individ pr. 100 m² som er det samme som i 2004. Tettheten av ørret yngel har i det hele variert lite i årene 1996-2005 (17-28 individ pr. 100 m², **figur 3.2**), men med en svakt økende tendens i perioden (lineær trendlinje for 1996-2005: $y = 0,6x + 19,7$; $R^2 = 0,26$). Høyest tetthet var det ved innløpet til Ørdsalsvatnet, i øvre del av vassdraget ved Vinjavatn og Byrkjeldsvatnet samt i hovedvassdraget nedenfor Svelavatn (**vedlegg B.1**).

Gjennomsnittlig tetthet for eldre ørretunger var 5 individ pr. 100 m² i 2005. Dette er det samme som i 2004, og nær det samme som i tidligere år. Det har derfor ikke skjedd noen endring i tettheten av eldre ørretunger årene 1996-2005. Tettheten var størst ved innløpet til Ørdsalsvatn, ved innløpet til Hofreistevatn og ved Bjerkreim der tettheten alle steder var >10 individ pr. 100 m². For øvrig var tettheten gjennomgående lav på de andre stasjonene, og det manglet eldre ørretunger på seks av de 20 stasjonene.

Det ble påvist skadelig metallakkumulering på gjelleoverflaten hos ørret i Storåna i Ørdsalen i 1998. All ørret fra Ørdsalen (stasjon 18-19) hadde i tillegg metallakkumulering i til dels store mengder i gjelleepitelet i 1998-2001 og i 2005 (ingen prøvetaking i 2002-2004). I de delene av Bjerkreimselva som er kalket er det bare påvist sparsom eller moderat metallakkumulering i gjelleepitelet. Selv om dette er et uttrykk for at fisken i perioder har vært eksponert for en suboptimal vannkvalitet er det usikkert om det har noen negativ effekt på fiskeungene (Kvellestad & Larsen 1999). Ørret i Hofreisteåni har hatt om lag samme metallakkumulering som ørret fra Tengs (**tabell 3.2**).

Ørretungene varierte i lengde fra 34 til 220 mm i slutten av august 2005 (**figur 3.5**). Årsyngelen var gjennomsnittlig 56 mm (**tabell 3.3**), og veksten var gjennomgående bedre i hele vassdraget i 2005 sammenlignet med 2004. Veksten har likevel ikke endret seg i vesentlig grad i hovedvassdraget etter 1996. Det har derimot vært

Tabell 3.3. Gjennomsnittslengder (i mm) med standardavvik ($\bar{x} \pm s.d.$) for årsyngel av laks og ørret i ulike deler av Bjerkreimselva 19.-23. august 2005. N er antall undersøkte individ.

Stasjon	Laks		Ørret	
	$\bar{x} \pm s.d.$	N	$\bar{x} \pm s.d.$	N
18-19 Ørsdalen	55	1	55±6	114
21-22 Utløp Ørdsalsvatn	47±6	31	52±6	36
9 Austrumdalselv	43±3	10	43±5	19
3,6,10 Vinjavatn-Hofreistevatn	59±6	13	54±8	190
11-12 Hofreisteåni	46±5	175	49±5	13
15 Skjevelandsåni	56±4	37	69	1
16-17 Svelavatn-Bjerkreim	55±6	244	67±7	109
23-27 Bjerkreim-Fotlandsvatn	47±5	785	57±7	46
30-31 Fotlandsvatn-Tengs	51±3	15	68±2	4
[1-20] Bjerkreimselva anadrom del samlet	49±6	1311	56±9	532

Tabell 3.4. Gjennomsnittslengder med standardavvik ($\bar{x} \pm s.d.$) hos ungfisk av laks og ørret i lakseførende del av Bjerkreimselva i 1998-2005. Aldersbestemmelse av spritfiksert materiale. N er antall undersøkte individ.

	0+ $\bar{x} \pm s.d.$	N	1+ $\bar{x} \pm s.d.$	N	2+ $\bar{x} \pm s.d.$	N	3+ $\bar{x} \pm s.d.$	N
Laks*								
1998	58±9	49	103±12	43	129±6	14	-	0
1999	49±5	62	92±10	44	119±8	7	-	0
2000	44±5	61	90±15	59	115±7	16	-	0
2001	48±9	86	88±9	57	112±7	27	-	0
2002	47±7	91	83±12	87	116±10	25	-	0
2003	45±6	123	85±9	99	116±13	38	121±12	2
2004	46±5	105	83±12	101	116±13	25	136	1
2005	50±4	62	85±14	58	113±13	36	123±12	3
Ørret**								
1998	58±10	94	110±9	39	144±11	10	170±21	3
1999	49±8	113	102±12	62	140±13	12	-	0
2000	45±7	101	93±10	56	123±23	16	202±33	3
2001	52±8	75	98±14	54	142±14	9	165±6	3
2002	54±7	89	104±11	27	130±12	2	155±18	6
2003	47±8	81	100±13	24	142±10	6	140	1
2004	53±10	85	101±10	42	142±27	8	-	0
2005	53±7	71	102±14	56	158±24	8	179	1

* Tillegg 2004: 5+: 145 mm (N=1); 2005: 4+: 128 mm (N=1)

** Tillegg 1998: 4+: 208±4 mm (N=2); 1999: 4+: 208 mm (N=1); 2000: 5+: 205 mm (N=1); 2001: 4+: 189±27 mm (N=2); 2002: 5+: 188 mm (N=1), 6+: 265 mm (N=1); 2005: 4+: 173 mm (N=1)

en positiv økning i tilveksten for ørretyngel nedstrøms utløpet av de to store innsjøene Ørdsalsvatn og Austrumsdalsvatn etter kalking.

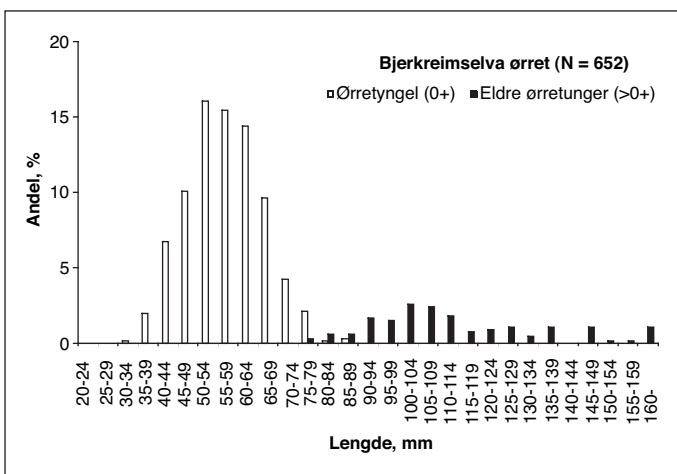
Lengden av ettårige ørretunger var 102 mm i 2005 (**tabell 3.4**). Veksten var bedre for ørret enn for laks i vassdraget, men noe ørret vil likevel ikke smoltifisere før den er tre år gammel. Det er funnet enkelte eldre stasjonære ørret på elva, og fisk opp til seks år er aldersbestemt tidligere. Begrepet eldre ørretunger var dominert av ettårige ørretunger i 2005 (85 % av materialet).

Andre arter

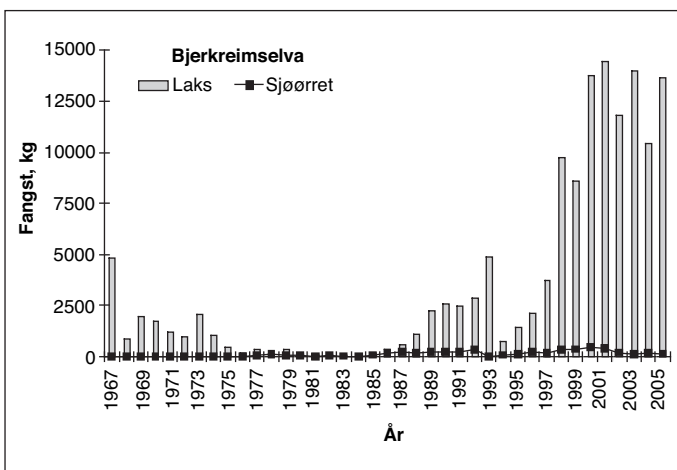
Det ble fanget ål bare på seks av stasjonene i lite antall (ca 18 individ) i vassdraget i 2005. Dette er det samme som tidligere år, men i 2003 ble det i tillegg fanget skrubbe nederst i vassdraget ved Tengs. Tidligere er det også funnet bekkerøye i Ørsdalen, Hofreisteåni, Skjevelandsåni og i hovedvassdraget ved Apeland. Denne arten har naturlig reproduserende bestander i innsjøer i Bjerkreimsvassdraget (bl.a. Enge 1987).

3.1.3.2 Fangststatistikk

Selv om fangstoppgavene på 1970-tallet og fram til begynnelsen av 1990-tallet oppfattes som svært unøyaktige kan trenden som synliggjøres være reell nok (Johnsen et al. 1999) (**figur 3.6**). En ny fisketrapp i Fotlandsfossen (bygd i 1976) synes å ha bidratt positivt ved at fisken har hatt muligheter til å gå opp i de mindre sure sidevassdragene for å gyte, og dette kan være forklaringen på den økende fangsten av laks i vassdraget som startet i andre halvdel av 1980-tallet (Johnsen et al. 1999). Ujevne fangster skyldes sannsynligvis forskjellig overlevelse hos ungfisk fra år til år på grunn av sure episoder. Fangstutbyttet var oppe i ca 5 tonn i 1993, men sank igjen til 764 kg året etter. Etter at kalkingen kom i gang har fangstene økt, og fra 1998 har utbyttet ligget mellom 10 og 15 tonn (**figur 3.6**). I 2005 var fangstutbyttet 13,7 tonn laks. Det fanges lite sjørøret i vassdraget. Det ble fanget i gjennomsnitt 245 kg i året i 10-årsperioden 1995-2004, og fangsten i 2005 var bare 135 kg.



Figur 3.5. Lengdefordeling av ørret fra lakseførende del av Bjerkreimselva i slutten av august 2005.



Figur 3.6. Årlig oppfisket kvantum av laks og sjørøret i Bjerkreims-vassdraget i perioden 1967-2005 (Norges Offisielle Statistikk). Fangsten av laks i 1967 omfatter også fangst fra Tengsvåg.

3.2 Innlandsfisk

Forfattere: R. Saksgård og T. Hesthagen

Medarbeidere: H. M. Berger og L. Fløystad

Norsk institutt for naturforskning

3.2.1 Innledning

I forbindelse med kalkingen av Bjerkreimvassdraget i 1996 ble det foretatt fiskebiologiske undersøkelser i fire innsjøer i 1996 og 1997; Ørdsalsvatn, Austrumdalsvatn, Oslandsvatn og Maudalsvatn. Prosjektet ble videreført i 1999, 2001, 2003 og 2005. Formålet med dette overvåkingsprogrammet er å studere eventuelle bestandsendringer for ulike fiskearter som følge av kalkingen. Målet for kalkingen i Bjerkreim er først og fremst å sikre reproduksjon av laks i Bjerkreimselva. Bare Ørdsalsvatn og Austrumdalsvatn i hovedvassdraget er kalket, mens Oslandsvatn og Maudalsvatn er valgt som referanselokalteter. I Austrumdalsvatn og Maudalsvatn er aure eneste fiskeart; mens det finnes aure og røye i Oslandsvatn og aure, røye, laks og bekkerøye i Ørdsalsvatn. Det er ikke kjent at bekkerøya i Ørdsalsvatn reproducerer. Det er trolig ål i alle de undersøkte innsjøene. I 2005 ble det prøvofisket i Oslandsvatn og Maudalsvatn, og her rapporteres i hovedsak resultatene fra denne undersøkelsen.

3.2.2 Resultater og diskusjon

Fangstutbyttet

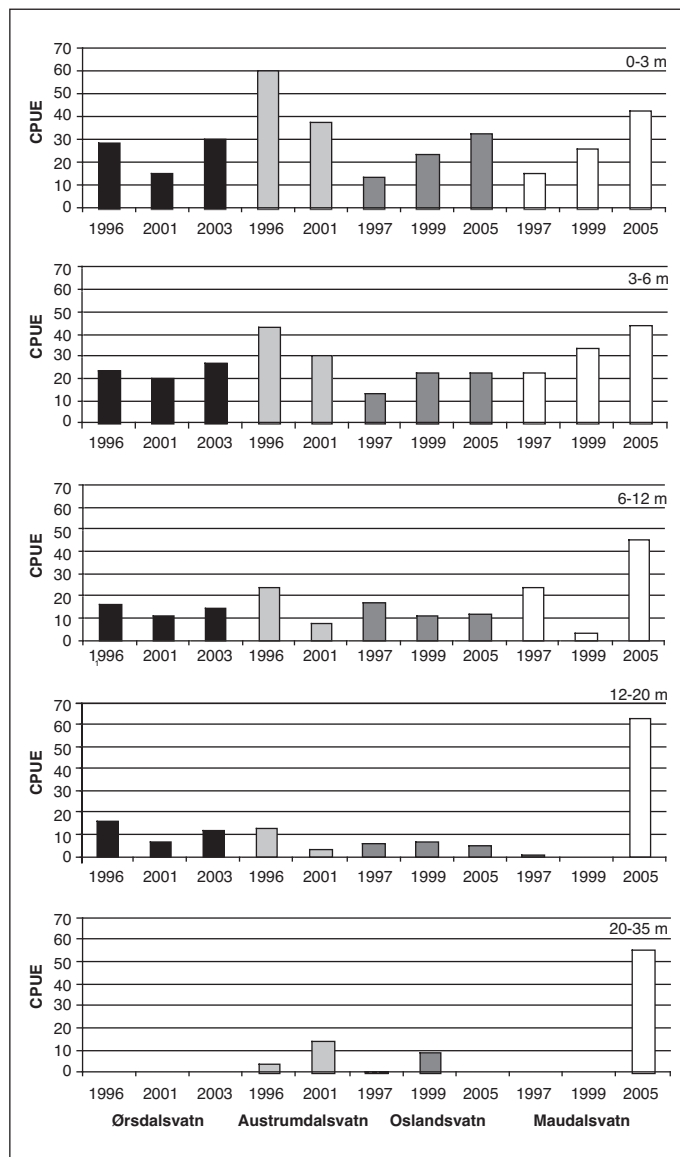
En oversikt over antall fisk som er fanget under prøvofiske i Oslandsvatn og Maudalsvatn er vist i **tabell 3.5**. Undersøkelsen sett under ett har alle de fire innsjøene forholdsvis tette bestander av aure (**figur 3.7**). Både Oslandsvatn og Maudalsvatn har hatt en økning i fangstutbytte av aure på de grunneste partiene (0-3 m og 3-6 m dyp). I Maudalsvatn har det også vært en stor økning av fangsten i de dypere områdene. For å kunne si noe generelt om tettheten av aure og sammenligne fangstene mellom ulike innsjøer, er det argumentert for at en bare skal benytte fisk større enn 15 cm (Ugedal m. fl. 2005). Dette skyldes at erfaring med garnfiske viser en stor variasjon mellom innsjøer mht. hvor mye aure < 15 cm som fanges. I Maudalsvatn og Oslandsvatn utgjorde aure < 15 cm mellom 12-32 % og 14-37 % av bunngarnfangstene i perioden 1997-2005 (**tabell 3.6**). Fangstutbyttet av aure > 15 cm har økt med nesten det dobbelte i Oslandsvatn og enda mer i Maudalsvatn fra 1997-99 til 2005. I Oslandsvatn, hvor det også finnes røye, har fangstene av aure vært mindre enn i Maudalsvatn. I innsjøer hvor det prøvofiskes med oversiktsgarn, slik som her, er det mest vanlig å bruke fangstdata fra de to grunneste dybdeintervallene (0-6 m) når en skal sammenligne fisketettheten. Ut fra det totale fangstutbyttet i de strandnære områdene, kan aurebestanden i Oslandsvatn karakteriseres som middels tett (**tabell 3.6**). I Maudalsvatn har det imidlertid vært en større økning i fangstutbyttet fra 1997 til 2005, og pr. 2005 kan bestanden karakteriseres som tett (jfr. Ugedal m. fl. 2005). Det ble fanget få aure i pelagisk sone i alle innsjøene, med unntak av Ørdsalsvatn i 2003 og Maudalsvatn i 2005 (**figur 3.8**).

Det har vært et relativt lavt fangstutbytte av røye i de grunneste områdene (0-6 m dyp) av epibentisk sone i Oslandsvatn (**figur 3.9**). I de dypere områdene har fangstutbyttet vært større, og det var størst i 1999. Det er vanlig at tettheten av røye er størst i de dypere områdene av en innsjø når det også finnes aure i samme

lokalitet (Saksgård og Hesthagen 2004). I pelagisk sone har fangstutbyttet av røye vært forholdsvis høyt, spesielt i de dypere områdene (**figur 3.9**). Totalt sett synes det å være en relativt tett røyebestand i Oslandsvatn.

Aldersfordeling

Alderssammensetningen av aure i Oslandsvatn og Maudalsvatn tyder på at rekrutteringen har vært forholdsvis god i hele undersøkelsesperioden (**figur 3.10**). Prøvefiskefangsten i epibentisk sone i Oslandsvatn besto vesentlig av ett- og toåringer i 1997 og 1999, mens andelen av treåringer var noe lav sett i forhold til andre aldersgrupper. Dette kan blant annet skyldes at det har oppstått skjevheter i utvalget av fisk som har blitt aldersbestemt. Det er imidlertid også vanlig at sterke årsklasser følges av svake årsklasser (Forseth m. fl. 1997). Slike svingninger kan ha sin årsak i varierende dødelighet pga. konkurranse om begrensede ressurser eller varierende rekruttering. I 2005 var det en dominans av tre- og fireåringer, og sammenlignet med tidligere var det ingen ujevnheter i alderssammensetningen. I Maudalsvatn dominerte to- og treåringene i 1997 og 1999, mens det i 2005 var en større andel ettåringer (**figur 3.10**). Her var det ingen tegn til svingninger i alderssammensetningen. I pelagisk sone har det blitt fanget et fåtall aure, men generelt sett domineres disse fangstene av eldre individer sammenlignet med epibentisk sone (**figur 3.10**). Røye fanget i epibentisk sone i Oslandsvatn har en noe ujevn aldersfordeling (**figur 3.11**). I 1997 utgjorde ettårig røye 25 % av fangsten, mens storparten var mellom tre og seks år. I 1999 var det en dominans av noe eldre individ sammenlignet med de andre årene, mens toåringene dominerte i fangstene i 2005. Disse svingningene kan skyldes at det var et relativt lite antall røyer som ble fanget i denne sonen. Undersøkelser har vist at garnseleksjon øker med økende størrelse hos røye (Finstad m. fl. 2000, Finstad & Berg 2004). Dette betyr at de store røyene kan være overrepresentert i fangstene. I Oslandsvatn var mellom 69 og 89 % av røyene i bunngarnfangsten > 20 cm. Alderssammensetningen hos røye fanget i pelagisk sone tyder imidlertid på at rekrutteringen har vært jevn og god gjennom hele undersøkelsesperioden.



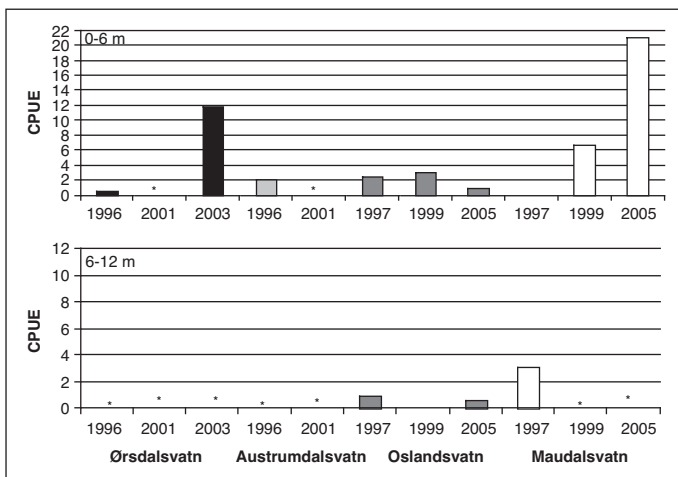
Figur 3.7. Fangstutbyttet (CPUE) hos aure fanget på bunngarn i ulike dyp av Ørdsalsvatn i 1996, 2001 og 2003, Austrumdalsvatn i 1996 og 2001, og i Oslandsvatn og Maudalsvatn i 1997, 1999 og 2005.

Tabell 3.5. Antall aure og røye fanget på bunngarn og flytegarn i Oslandsvatn, og antall aure fanget på bunngarn og flytegarn i Maudalsvatn i 1997, 1999 og 2005.

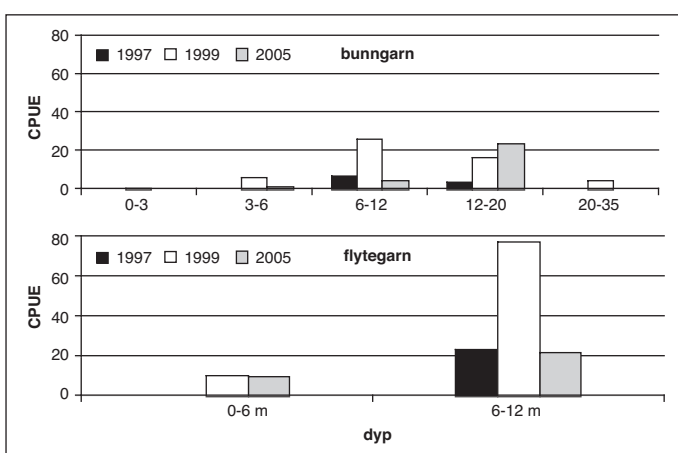
	Oslandsvatn				Maudalsvatn	
	Bunngarn		Flytegarn		Bunngarn	Flytegarn
	Røye	Aure	Røye	Aure	Aure	Aure
1997	17	101	77	11	119	10
1999	64	110	284	10	113	22
2005	27	91	103	5	299	68
Sum	108	302	464	26	531	100

Tabell 3.6. Antall aure fanget på bunngarn i Maudalsvatn og Oslandsvatn i 1997, 1999 og 2005, fordelt på individ mindre enn (<15) og større enn (>) 15 cm, fangstutbytte (Cpue) av aure > 15 cm og totalt fangstutbytte fra 0-6 m dyp (Tot. Cpue). Tall i parentes er prosent av totalt antall aure fanget på bunngarn.

	Maudalsvatn				Oslandsvatn			
	<15cm	>15cm	Cpue>15cm	Tot. Cpue	<15cm	>15cm	Cpue>15cm	Tot. Cpue
1997	16 (12%)	113	21,5	18,9	37 (37%)	63	13,3	14,9
1999	37 (32%)	76	20,7	30,0	39 (36%)	68	18,5	23,3
2005	86 (29%)	213	58,0	43,3	13 (14%)	79	30,1	27,8



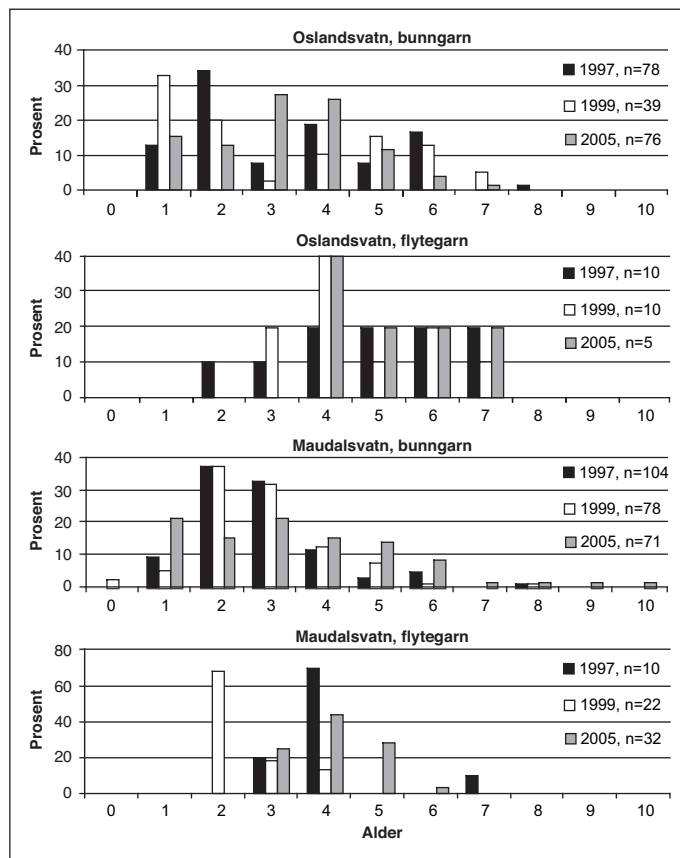
Figur 3.8. Fangstutbyttet (CPUE) hos aure på flytegar i ulike dyp av Ørdsalsvatn i 1996 og 2003, Austrumdalsvatn i 1996, og i Oslandsvatn og Maudalsvatn i 1997, 1999 og 2005. * betyr at det ikke er fisket med flytegar.



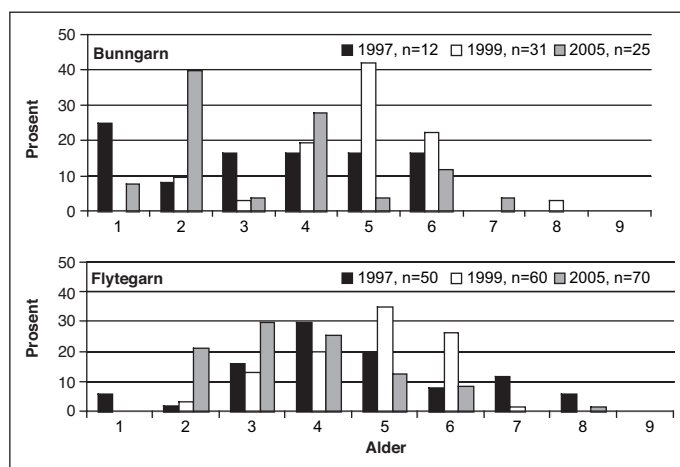
Figur 3.9. Fangstutbytte (CPUE) hos røye fanget på bunngarn og flytegar i ulike dyp av Oslandsvatn i 1997, 1999 og 2005.

Vekst og kondisjon

Auren i Maudalsvatn har hatt relativt likt vekstmønster i perioden 1997-2005 (**figur 3.12**). Veksten i 2005 var imidlertid noe dårligere enn på slutten av 1990-tallet. Tilbakeberegnet tilvekst hos treårig aure fanget i Maudalsvatn viser også at de som ble fanget i 2005 stort sett hadde en mindre tilvekst sammenlignet med individ fra 1997 og 1999 (**figur 3.13**). Andre undersøkelser har vist at fiskens vekst er korrelert med fisketettheten (Forseth m. fl. 1997). Dette stemmer godt over ens med høy fisketetthet i Maudalsvatn i 2005, samt dårlig vekst hos auren. Det skjer ofte en stagnasjon i veksten hos fisk etter kjønnsmodning. Hos auren i Maudalsvatn var gjennomsnittslengden på hunnene mellom 22 og 24 cm, mens gjennomsnittlig alder lå mellom 3,8 og 4,4 år i de tre fangstårene. I aurebestander hvor veksten flater ut ved lengder på under 30 cm er gjennomsnittsstørrelsen på gytemodne hunner vanligvis mindre enn 25 cm (Ugedal m. fl. 2005). Dette stemmer godt over ens med dataene fra både Maudalsvatn og Oslandsvatn. Hos aure i Oslandsvatn varierte gjennomsnittlig lengde og alder hos kjønnsmodne hunner mellom henholdsvis 23-26 cm og 4,0-5, 6 år. Vekstforløpet hos auren i både Oslandsvatn og Maudalsvatn viser at bare et fåtall individ blir større enn 30 cm (**figur 3.12**). Tilbakeberegnet tilvekst hos fireårig aure fanget i Oslandsvatn viser at de som ble fanget i 1997 hadde en mye dårligere tilvekst de to første leveårene enn de som ble fanget i 1999 og 2005 (**figur 3.13**). Disse forskjellene skyldes mest sannsynlig ulike temperaturregimer og næringstil-



Figur 3.10. Aldersfordeling hos aure fanget på bunngarn og flytegar i Maudalsvatn og Oslandsvatn i 1997, 1999 og 2005. n= antall fisk.

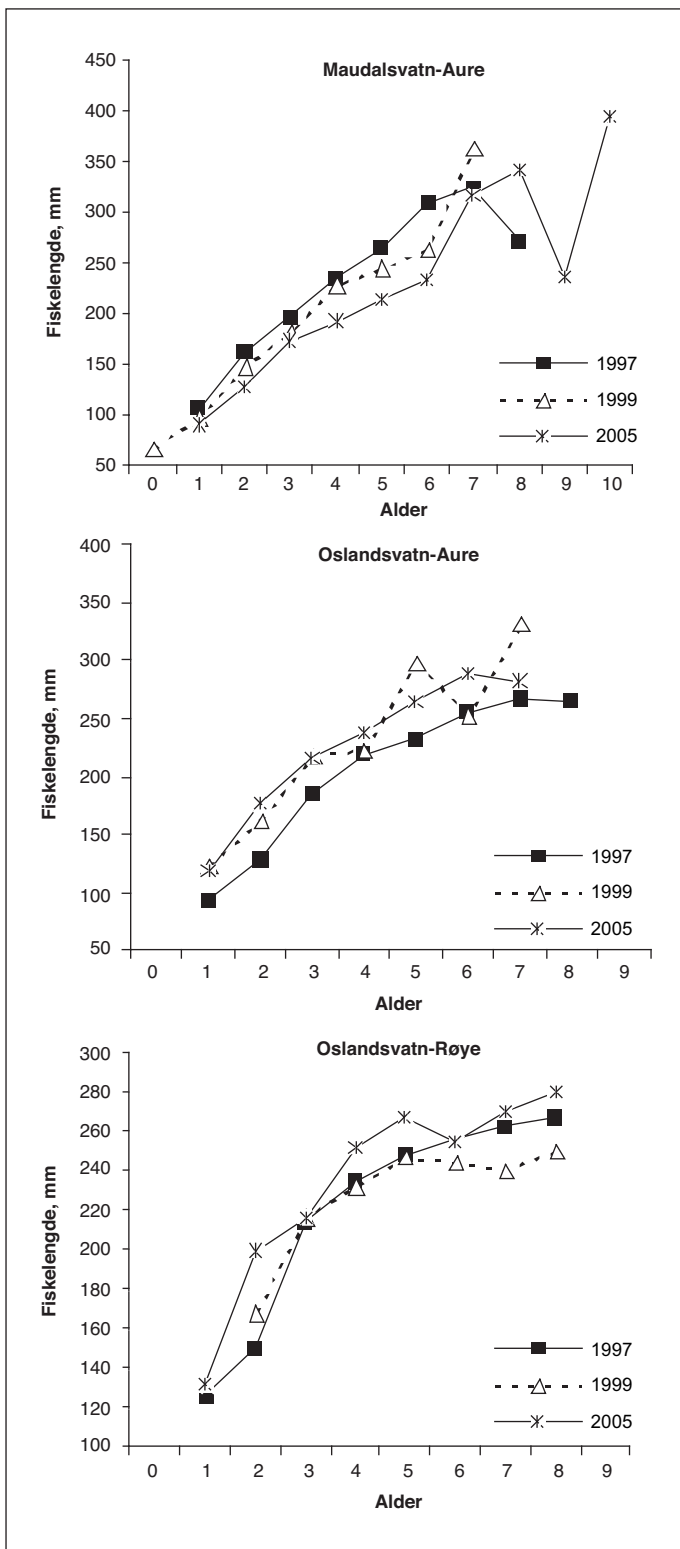


Figur 3.11. Aldersfordeling hos røye fanget på bunngarn og flytegar i Oslandsvatn i 1997, 1999 og 2005. n= antall fisk.

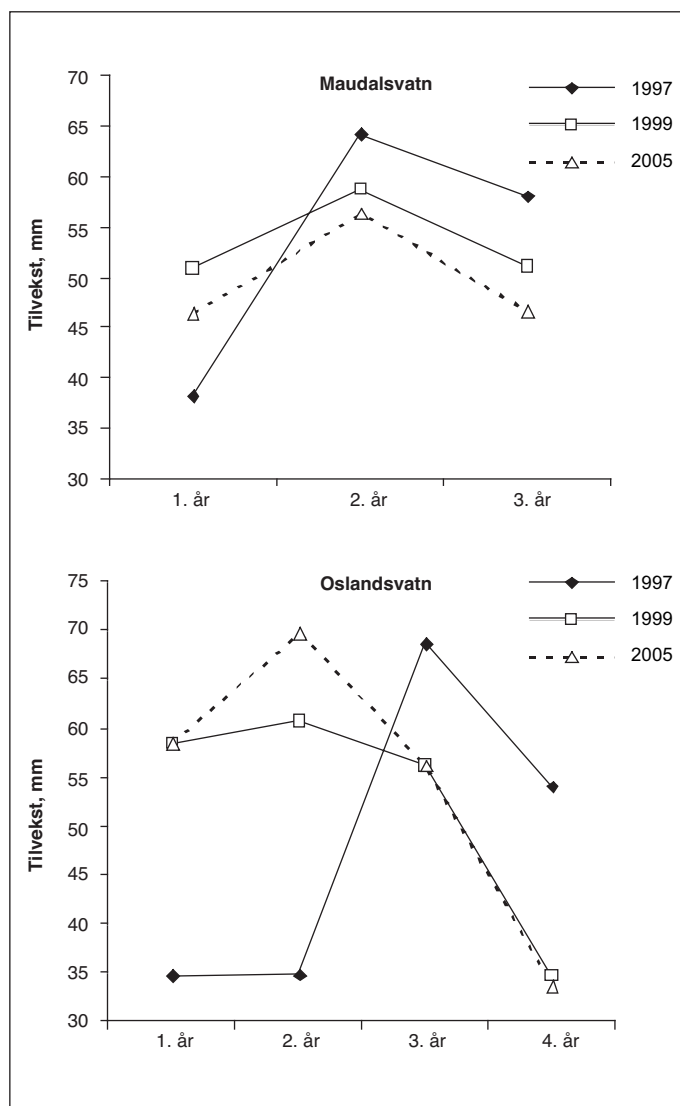
gang. Individ i begge de to aurebestandene kan karakteriseres som småvokste. Slike bestander finner en i lokaliteter med tette bestander og dårlig næringstilgang, eller i lokaliteter hvor andre fiskearter utøver et sterkt konkurransepress, eller kombinasjoner av disse (Ugedal m. fl. 2005). Vekstforløpet hos røye fanget i Oslandsvatn viser ingen klare forskjeller mellom år (**figur 3.12**). I likhet med auren flater veksten ut ved kjønnsmodning. Gjennomsnittlig lengde hos kjønnsmodne hunner var 24 cm i alle fangstperiodene, mens gjennomsnittlig alder varierte mellom 4,6-5,0 år.

Auren i Maudalsvatn har fra middels til relativt dårlig kondisjon, med gjennomsnittlige K-verdier fra 0,84 til 1,09 (**figur 3.14**). Det var en klar nedgang i K-verdiene med økende lengde frem til 30 cm. K-verdiene var generelt sett høyere i 1997 enn i 1999 og 2005.

Dette kan skyldes noe bedre vekst hos auren i denne perioden (**figur 3.12**), samt at fangstutbyttet var mindre i 1997. Hos aure i Oslandsvatn var det også en klar nedgang i K-verdiene med økende lengde, med gjennomsnittlige K-verdier på 0,89-1,17 (**figur 3.14**). I likhet med auren i Maudalsvatn var K-verdiene generelt høyere i 1997, samtidig med et lavere fangstutbytte sammenlignet 1999 og 2005. Gjennomsnittlig K-verdi hos røye varierte mellom 0,87 og 1,06, men i motsetning til hos auren økte deres K-verdier med økende lengde opp til 25 cm (**figur 3.14**).



Figur 3.12. Empirisk vekstkurve (gjennomsnittlig lengde ved ulik alder) hos aure i Maudalsvatn og for aure og røye i Oslandsvatn i 1997, 1999 og 2005.



Figur 3.13. Årlig tilbakeberegnet tilvekst hos tre- og fireårig aure fanget i tre ulike år i hhv. Maudalsvatn og Oslandsvatn.

4 Bunndyr

4.1 Bunndyrfaunaen i innsjøer

Forfatter: T. Bongard

Medarbeider: B. Walseng

4.1.1 Materiale og metode

Det ble tatt sparkeprøver i seks vann i 2005 (**tabell 1.1**). Prøvene ble tatt med sparkehåv (maskevidde 250 μ m) ultimo mai og primo september. Prøvene ble konserverert på etanol og sortert og artsbestemt på laboratorium. Gruppene snegl, klobiller, døgn-, stein- og vårfluer er artsbestemt. Det er regnet ut forsuringsindekser etter Fjellheim et al 1990. Indeksen er ikke utviklet for stillestående vann, men gir allikevel en viss indikasjon på forholdene.

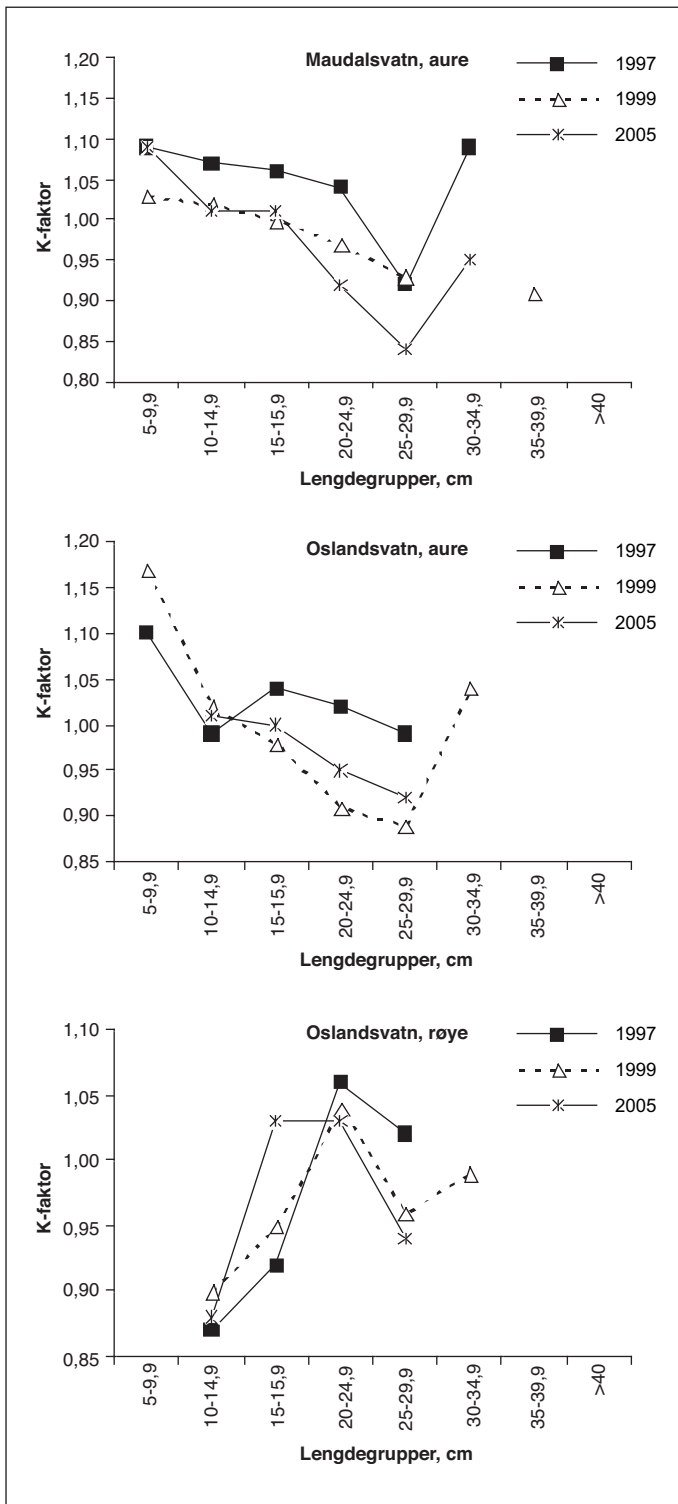
4.1.2 Resultater og diskusjon

Totalt for 2005 ble det i bunnprøvene fra de seks innsjøene registrert ni døgnfluearter, fire steinfluearter og 13 vårfluearter (**Vedlegg C1**). Dette er en art mer enn i 2003. Ørdsalsvatn, Austrumdalsvatn og Fotlandsvatn har det laveste antall individer og det laveste artsmangfoldet. Artsinventar og antall av bunndyr i Maudalsvatn indikerer enn bedring av vannkvaliteten her.

Ett individ av den elvelevende *Ephemerella ignita* ble funnet i Fotlandsvatn. Det er tidligere kun gjort få funn av arten fra indre deler av Agder og Telemark. Den mangler helt på Vestlandet, og er sparsomt forekommende i resten av landet. Det ble også i 2005 funnet ett eksemplar av *Baetis rhodani*. Arten hører ikke hjemme i stillestående vann og er sannsynligvis skylt ut fra en nærliggende bekk. *Centroptilum luteolum* er tidligere funnet i Svelavatn og Oslandsvatn, og ble i 2005 også registrert i Fotlandsvatn. Den er en tolerant art som er svært vanlig i hele landet.

Det ble i 2005 registrert 16 dyregrupper i Oslandsvatn, tre flere enn i 2003. Vannet har så lenge overvåkingen har pågått, vært den rikeste lokaliteten. Det ble funnet pH-sensitive arter som *Gammarus lacustris*, døgnfluene *Caenis horaria* og *Cloeon simile*. Liksom i tidligere år ble det funnet ertemuslinger og snegl, to grupper som også er regnet for å være forsuringsfølsomme. Døgnfluene *Cloeon dipterum* og *C. simile* har vekslet på å forekomme, med *C. dipterum* registrert i 1998 og 2000 og *C. simile* registrert i 1999, 2001, 2002, 2003 og 2005. Disse artene har overlappende utbredelse i Norge, og oppgis å ha tilsvarende krav til miljøet. Den middels følsomme døgnfluen *Caenis horaria* ble i 2002 og 2003 funnet i Oslandsvatn, Fotlandsvatn og Svelavatn. I 2005 ble den imidlertid bare registrert i Oslandsvatn.

Fjærmygg er gjennomgående den vanligste bunndyrgruppa i ferskvann, og har også dominert i de undersøkte lokalitetene i Bjerkreim. I 2005 var det kun Maudalsvatn som hadde normale forekomster av denne bunndyrgruppa. Det er imidlertid vanlig at fjærmyggarter kan svinge i antall gjennom året, og det er derfor usikkert om våre observasjoner er uttrykk for ustabilitet eller naturlige svingninger i økosystemet.



Figur 3.14. Gjennomsnittlig K-faktor hos ulike lengdegrupper av aure i Maudalsvatn og aure og røye i Oslandsvatn i 1997, 1999 og 2005.

Kun sju steinfluer ble funnet i 2003, mot åtte i 2005. De registrerte artene er imidlertid vanlig utbredte og relativt tolerante for forsurening. Det finnes mange arter steinfluer som en kunne forvente ville vært tilstede i alle seks vannene.

Artsinventaret av vårfluer veksler noe mellom årene, og det er spesielt arter som forekommer i lave tettheter som ikke behøver å bli registrert hvert år. Hovedtrekkene er imidlertid ganske konsistente og forskjellene mellom de seks lokalitetene kommer klart fram ved å sammenligne forekomsten av vårfluearter. Oslandsvatn har en relativt artsrik og mangfoldig fauna. Ti av totalt 14 arter som ble registrert i 2005 ble funnet i Oslandsvatn. Av disse er det imidlertid få arter som oppgis å kreve høyere pH. Et unntak er den nettspinnende *Tinodes waeneri*. Alle de andre registrerte artene er vanlig forekommende og forsuringstolerante. I 2002 ble det funnet et eksemplar av en ny art for Agder-fylkene, *Ceraclea nigranervosa*. Denne arten er spesialisert til å leve av ferskvannsvamp (*Spongilla lacustris*). Den ble ikke funnet i 2003 eller i 2005. Vårfluen *Apatania stigmatella* ble ikke funnet i 2005. Den ble registrert med fire eksemplarer i Austrumdalsvatn i 2003. Arten trives imidlertid best i rennende vann, og oppgis å være moderat følsom.

Klobillen *Limnius volckmari* ble derimot registrert i Oslandsvatn både i 2003 og 2005. Billen, som er relativt vanlig i Norge, brukes i europeiske standarder som indikator for urørte økosystemer. Det var også i 2005 en stor tetthet av vannkalver i vannet.

Konklusjonen er at bunndyrfaunaen er ustabil og i liten grad indikerer en bedret vannkvalitet. Antall grupper og individantall er fortsatt generelt lavt i de kalkete vannene. Størst endring i 2005 ble faktisk registrert i Maudalsvatn som representerer survannssituasjonen i overvåkingen.

5 Annet

5.1 Krepsdyr i Bjerkreimvassdraget

Forfatter: Bjørn Walseng, NINA, Oslo

5.1.1 Kommentarer til registrerte arter

Det ble i 2005 påvist til sammen 47 krepsdyrarter, henholdsvis 30 arter vannlopper og 17 arter hoppekreps (**vedlegg D.1**). Ingen arter var nye for vassdraget. Til sammen er det påvist 63 arter, 39 arter vannlopper og 24 arter hoppekreps. På Sørlandet er det kun i Rorevassdraget, hvor 12 lokaliteter ble undersøkt årlig i perioden 1992-2001, at det er registrert flere arter (Walseng & Halvorsen 2001).

Den forholdsvis høye artrikdommen som er blitt registrert i Ørsdalsvann de seinere årene, holdt seg og det ble registrert like mange arter som i 2003, det vil si 26 arter (18 vannlopperarter og 8 hoppekrepsarter) (**vedlegg D.1**). Dette er to arter mer enn i 2002. I den opprinnelig sureste delen av vassdraget (Ørsdalsvatn, Austrumdalsvatn og Maudalsvatn) har det inntil i 2005 vært registrert færre arter enn i Oslandsvatn, Svelavatn og Fotlandsvatn. I 2005 ble det imidlertid registrert like mange arter i Ørsdalsvatn som i Fotlandsvatn. I Oslandsvatn og Svelavatn ble det funnet henholdsvis 29 og 31 arter. Erfaringsmessig blir det ofte registrert høye artsantall i vann med stor gjennomstrømning slik som Fotlandsvatn. I overvåkingesundersøkelsen fra Bjerkreimvassdraget er Fotlandsvatn det vannet som har hatt det høyeste snittet av krepsdyrarter med 31. I Maudalsvatn og Austrumdalsvatn ble det registrert 21 og 18 arter som er to arter mer enn hva som er registrert i gjennomsnitt for disse lokalitetene (**vedlegg D.1**).

Noe overraskende ser det ut som at det tar tid før *Daphnia* sp etablerer seg i vann der vannkvaliteten er blitt akseptabel for arten. Vi ser det samme i andre vassdraget der vannkvalitetsmålene er nådd og der alt skulle ligge til rette for at *Daphnia* sp kunne vært en del av zooplanktonet. Eksempler er de tre store sjøene i Arendalsvassdraget, Nesvatn, Nisser og Fyresvatn, som for 9-12 år siden fikk et løft i pH til ca 6. Enkeltindivider av *Daphnia galeata*, *D. cristata* og *D. longispina* har vært registrert i disse vannene. Lygne, med sentral beliggenhet i Lyngdalsvassdraget er et av få eksempler på større vann der *Daphnia* sp har etablert seg med en stabil bestand. En mulig forklaring til at det synes å ta tid for *Daphnia* sp å etablere seg, kan være den survannsfaunaen som har bygd seg opp over flere 10-år har blitt så stabil at det gjør det vanskelig for arter å rekolonisere. Reetablering av arter synes å gå raskere i mindre ferskvannsføremster noe det finns flere eksempler på.

Fem år etter at kalkingen av Ørsdalsvatn startet opp, ble *Daphnia galeata* og *D. longispina* registrert i planktonet (juni), men det er ikke noe som tyder på at de har klart å etablere større populasjoner. I littoralsonen nedstrøms Ørsdalsvatn er det registrert flere forsuringfølsomme arter etter at kalkingen startet opp. Eksempler er *Lathonura rectirostris*, *Ophryoxus gracilis*, *Eucyclops macrurus* og *E. speratus*. I tillegg ble *Pseudochydorus globosus* registrert i 2005.

Mixodiaptomus laciniatus er blitt funnet regelmessig i planktonet til Oslandsvatn i alle år.

I 2005 ble den i tillegg funnet i Maudalsvatn og Svelavatn. *M. laciniatus* er vurdert som en indikator på en bedret vannkvalitet og den er blant annet kommet inn i Nesvatn, Fyresvatn (Hindar et al. 1997) og store Finntjern etter kalking (Kaste et al. 1999). I 2001 ble *M. laciniatus* registrert første gang i littoralsonen til Maudalsvatn sammen med de calanoide hoppekrepsene *Eudiaptomus gracilis* og *Heterocope saliens*. I september 2002 ble det også funnet voksne individer i planktonet, for så i 2003 kun å bli påvist i littoralsonen. Funnene i Maudalsvatn fra 2005 bekrefter at det har skjedd en naturlig bedring av vannkvaliteten. I Austrumdalsvatn virker det som arten har det vanskeligere med å etablere seg. Etter at det ble kalket har den ved et par anledninger blitt funnet i littoralsonen, noe som ikke var tilfelle i 2005.

5.1.2 Planktoniske krepsdyr

Som i de forutgående årene ble det i Ørdsalsvatn, Austrumdalsvatn og Maudalsvatn registrert 5-6 arter planktoniske krepsdyr (**vedlegg D2**) med dominans av vannloppen *Bosmina longispina* og cyclopoiden *Cyclops scutifer*. Siden 2001 har imidlertid også vannloppen *Holopedium gibberum* forekommet som dominant i alle tre vannene, noe som også var tilfelle i Maudalsvatn i 2005. I Austrumdalsvatn var den vanlig mens i Ørdsalsvatn ble det kun funnet enkeltindivider. Dette kan ha sammenheng med at prøvene i 2005 ble tatt noe tidligere enn vanlig, dvs før sommerformen *H. gibberum* har sin populasjonstopp. Arten er regnet som kalkskyende og i de store innsjøene i Telemark, Nesvatn, Fyresvatn og Nisser, ble det registrert en markert nedgang i tettheten etter kalking. Her er arten imidlertid i ferd med å øke i både i antall og frekvens, en trend vi også har sett både i Ørdsalsvatn og Austrumdalsvatn.

Calanoiden *E. gracilis* (nauplier/copepoditter) har vært dominerende copepode i sure lokaliteter på Sørlandet (pH<5,0). Etter kalking er det ikke uvanlig med et skifte der samfunnet blir dominert av *C. scutifer*. I Austrumdalsvatn var begge artene dominante i 2005. I Ørdsalsvatn var det kun nauplier av *C. scutifer* samt *Bosmina longispina*, som utgjorde >10% av individtallet.

I alle år siden overvåkingen startet i 1996, har den nøytrale referanselokaliteten Oslandsvatn hatt det rikeste planktonsamfunnet. Liksom i de forutgående årene ble det registrert 11 planktoniske arter hvorav de tre vannloppene *D. longispina*, *D. galeata* og *Leptodora kindti* er karakterisert som forsuringfølsomme. Blant tre calanoide hoppekrepsarter som alltid er tilstede i planktonet, er *M. laciniatus* regnet som mer følsom enn *H. saliens* og *E. gracilis*.

Planktonsamfunnet i Svelavatnet (10 arter), hadde mange fellesstrekk med Oslandsvatn som ligger nedstrøms. Kun en gang tidligere, i 1997, er det registrert flere arter i vannet, 12 arter. Begge *Daphnia*-artene, *D. longispina* og *D. galeata*, ble registrert i 2005. Planktonsamfunnet i Svelavatn har i motsetning til i Oslandsvatn vært meget ustabilt og i flere år ble det kun funnet få arter (5 arter). Det har i alle år vært størst artsrikdom om høsten. *Cyclops abyssorum*, som i alle år har vært vanligste copepode, dominerte også i 2005. Som en forklaring til det noe spesielle planktonsamfunnet i Svelavatnet er det tidligere antydning at dette kan ha sammenheng med ustabile forhold grunnet blandsoneproblematikk og temperaturforskjeller mellom de to vassdragsgrenene som møtes i vannet. Størst individtettheter ble registrert i høstprøvene fra Maudalsvatn og Svelavatn (>10 000 ind/m³). I Fotlandsvatn som er et grunt gjennomstrømningsvann med normalt få dyr, ble det i mai grunnet

stor tetthet av *B. longispina*, funnet flere dyr enn vanlig. Liksom tidligere år ble det i september funnet få dyr i planktonet. Det var her et betydelig innslag av littorale former.

5.1.3 Littorale krepsdyr

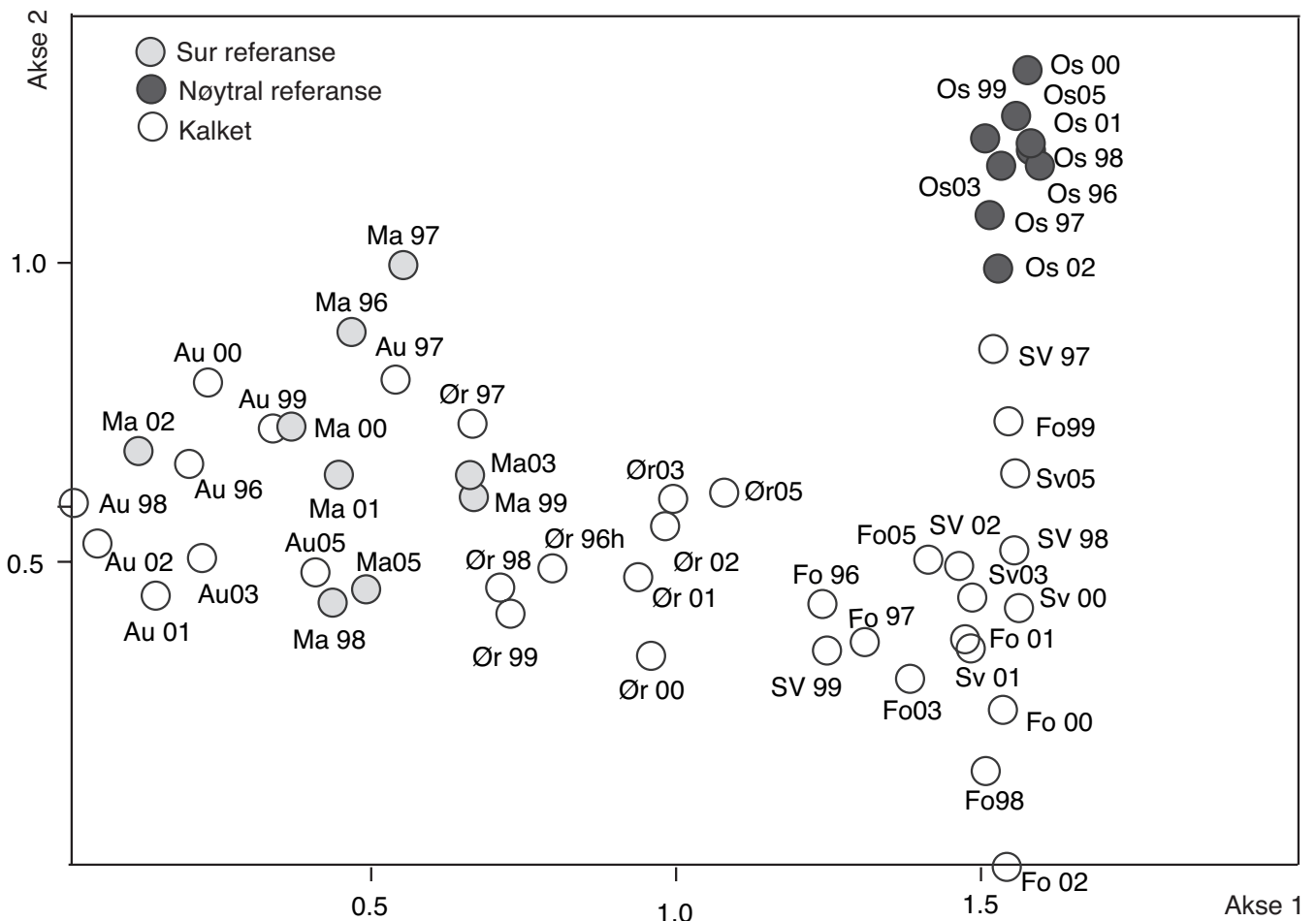
Bosmina longispina, *Alonopsis elongata* og *Chydorus sphaericus* var dominerende arter i littoralsonen. I tillegg dominerte rovformen *Polyphemus pediculus* i to vann, Svelavatn og Fotlandsvatn. Andre vannlopper som kunne være dominante var *Sida crystallina* (Oslandsvatn), *Acroperus harpae* (Maudalsvatn), *Alonella excisa* (Austrumdalsvatn), *Pleuroxus truncatus* (Fotlandsvatn) og *Rhynchotalona falcata* (Maudalsvatn). Ingen av disse artene kan betegnes som spesielt forsuringfølsomme. Det ble funnet flere individer av den forsuringstolerante arten *Alona rustica* enn tidligere både i Maudalsvatn og Austrumdalsvatn.

Det ble påvist flere arter som kan karakteriseres som forsuringfølsomme (**vedlegg D3**). Vannloppene *Lathonura rectirostris*, *Camptocercus rectirostris*, *Ophryoxus gracilis*, *Alona intermedia* og *Pseudochydorus globosus* samt *Eucylops*-artene *E. denticulatus*, *E. macrurus*, *E. macruruoides* og *E. speratus* er slike eksempler. Som i år tidligere er det Oslandsvatn som har størst innslag av forsuringfølsomme arter. Interessant er det at den svakt forsuringfølsomme vannloppen *O. gracilis* var vanlig i Maudalsvatn i september. *P. globosus* ble foruten i Oslandsvatn, Svelavatn og Fotlandsvatn, også funnet i Ørdsalsvatn. Det skyldes å gjøre oppmerksom på at da littoralsonen i vannet utgjøres av stupbratte fjellvegger blir prøvene tatt i en lone nedstrøms utløpet

5.1.4 DCA ordinasjon

Artslistene for årene 1996-2005 ble analysert ved hjelp av DCA-ordinasjon. Forsommer og høstdata ble slått sammen da tidligere undersøkelser har vist at disse datasettene supplerer hverandre. Som tidligere år ligger Maudalsvatn og Austrumdalsvatn i den venstre enden av akse 1, mens Oslandsvatn, Fotlandsvatn og Svelavatn ligger i motsatt ende (**figur 5.1**). Erfaring fra andre undersøkelser med lokaliteter som representerer et spenn med hensyn til pH, er at variasjonen langs 1-aksen er sterkt korrelert med pH (Hann & Turner 2000, Schartau & Walseng 2001). Ordinasjonen av Bjerkreimsmaterialet gir et tilsvarende plott med en akselengde på 1,58 (1-aksen), der 1. aksens og pH er sterkt korrelert ($p<0,001$). De to første aksene i plottet forklarer 44,9% av variasjonen i hele materialet. Artsplottet, som ikke er presentert her, viser at pH er viktig mht å forklare variasjonen langs akse 1 da henholdsvis survannstolerante og forsuringfølsomme arter dominerer i hver ende av 1-aksen.

Liksom i tidligere år var det mange fellestrekk med hensyn til artsinventar i Maudalsvatn og Austrumdalsvatn. I 2005 ligger plottene for disse vannene nær hverandre, et stykke til høyre for 2-aksen (**figur 5.1**). Dette indikerer en noe mindre forsuringsskaded fauna enn faunaen representert ved plott som befinner seg nærmere denne aksens. Samtidig viser figuren at det ikke er noe klar trend siden overvåkingen startet. I Maudalsvatn er det observert en naturlig bedring av vannkvaliteten. I tillegg kan avrenningen fra tilliggende beitemark av næringssalter i form av nitrater/fosfater, også påvirke artsinventaret.



Figur 5.1. DCA-ordinasjon som viser plasseringen av de undersøkte lokaliteter i Bjerkreimvassdraget basert på krepsdyrfaunaen. Ma=Maudalsvatn, Au=Austrumdalsvatn, Ør=Ørsdalsvatn, Fo=Fotlandsvatn, Sv=Svelavatn og Os=Oslandsvatn.

Resultatene fra 2005 bekrefter at Ørsdalsvatn har beveget seg mot den nøytrale delen av plottet. Vannet har i de seinere årene fått en fauna som har stadig flere likhetstrekk med Svelavatn og Fotlandsvatn. De to sistnevnte vannene har helt siden kalkingen startet hatt mange likhetstrekk med det nøytrale referansevannet, Oslandsvatn, som hele tiden hatt et stabilt krepsdyrsamfunn med mange pH-følsomme arter.

5.2 Planteplankton

Forfatter: P. Brettum (NIVA)

I motsetning til tidligere år ble det i 2005 samlet inn kvantitative planteplanktonprøver tre ganger fra Maudalsvatn, Ørsdalsvatn og Austrumdalsvatn. Innsamlingene skjedde 29. mai, 16. juni og 8. september. Alle prøvene ble tatt på 1 m dyp. Analyseresultatene er gitt i **vedleggene D4, D5 og D6**, og fremstilt i **figurene 5.2, 5.3 og 5.4**. I figurene er resultatene for årene 1997-2003 sammenstilt med resultatene for 2005. Da prøvene i 1998 ble samlet inn til en litt annen tid enn de andre årene, i begynnelsen og slutten av vekstsesongen, kan en ikke uten videre sammenligne resultatene dette året med resultatene fra de andre årene. Austrumdalsvatn, Ørsdalsvatn er kalket, mens Maudalsvatn er ukalket. I figurene er bare tatt med resultatene for juni og september. Dette er gjort for lettere å sammenligne med tidligere år.

Maudalsvatn

Denne innsjøen har hatt et fattig planteplanktonsamfunn med få arter/taksa og svært lave totalvolum, men totalvolumet har vist en økende tendens de siste undersøkelsesårene (**figur 5.2 og vedlegg D4**). I juni 1997 var totalvolumet $65 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ ($\mu\text{mg}/\text{m}^3$ våtvekt), og i september 1997, $31 \text{ mm}^3/\text{m}^3$. Til sammen ble det i 1997 registrert 27 ulike arter/taksa i de to prøvene. I den ene prøven fra slutten av mai som ble analysert i 1998, ble det registrert et totalt planteplanktonvolum på $45.8 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ og 22 ulike arter/taksa. Prøven fra juni 1999 hadde et planteplanktonvolum på $108.3 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ og i september $54.4 \text{ mm}^3/\text{m}^3$. I alt ble det registrert 27 ulike arter/taksa i prøvene fra 1999. Til sammenligning ble det i de to prøvene fra 2000 registrert 40 arter/taksa. Det vil si en viss økning fra tidligere år, selv om denne lokaliteten ikke er kalket og representerer en sur lokalitet. Totalvolumet av planteplankton i juni 2000 var $75.2 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ og i september $79.3 \text{ mm}^3/\text{m}^3$. I 2001 viser resultatene en noe større biomasse i denne innsjøen, sammenlignet med tidligere år, med $217.2 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ i juni og $83.1 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ i september. Det ble i prøvene fra 2001 registrert 35 arter/taksa. Tendensen med økt totalvolum og biomasse planteplankton, som en registrerte i 2001, viste seg også for 2002, da det ble registrert et volum på $112 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ i juni og hele $232 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ i september. I alt ble det i 2002 registrert 44 arter/taksa. I 2003 ble det beregnet et totalvolum i juni på $93.1 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ og i september med $164.1 \text{ mm}^3/\text{m}^3$. I alt ble 40 arter/taksa registrert i prøvene fra 2003. I 2005 var de beregnede verdiene for juni 63 og for september $135 \text{ mm}^3/\text{m}^3$. Det ble i 2005 registrert 41 arter/taksa i prøvene. Gullalger (Chrysophyceae) var i 2005 den

viktigste gruppen i juni, mens det i september var gruppen Cyanophyceae (blågrønnalger, cyanobakterier) ved arten *Merismopedia tenuissima*, som dominerte med ca. 30 % av det totale planteplanktonvolum. Denne arten er typisk for næringsfattige og noe sure vannmasser, i motsetning til de fleste artene innen denne gruppen. Denne gruppen har ikke vært særlig fremtredende i planteplanktonet i denne innsjøen tidligere. Som antydning for 2003 ser gruppen dinoflagellater (Dinophyceae) ut til å ha blitt mindre viktig, særlig om høsten, mens dette var en viktig gruppe både i 1999 og 2001. Resultatene for 2005 støtter dette. Det registrerte artsinventaret samt forholdsvis lite totalvolum av planteplankton, er typiske for næringsfattige, ultraoligotrofe til oligotrofe vannmasser. Totalvolumet i høstprøven fra 2002, sammen med vårprøven for 2001, indikerte en økende algebiomassen i Maudalsvatn, noe som resultatene for 2003 og 2005 støtter opp om. De fleste registrerte arter/taksa fra tidligere år ble også registrert i planteplanktonsamfunnet i 2005, selv om mengdefordelingen mellom artene og gruppene varierte betydelig sammenlignet med tidligere. Her må en ta i betraktning at resultatene omfatter kun to prøver pr. år. Selv om det for Maudalsvatn kan se ut som det er en økende tendens med hensyn til planteplanktonbiomasse gjennom undersøkelsesperioden, viser resultatene for totalvolum i 2005, som tidligere, næringsfattige, oligotrofe, vannmasser.

Ørdsalsvatn

I Ørdsalsvatn er det registrert lite planteplanktonvolum med relativt få arter alle år. (**figur 5.3 og vedlegg D5**). Totalvolumet i 1997 var på 150 mm³/m³ (µmg/m³ våtvekt) i juni og kun 25 mm³/m³ i september. I mai 1998 ble det registrert et totalvolum på bare 21.6 mm³/m³, og i november kun 15.4 mm³/m³. Dette er ekstremt små volum. Tilsammen 26 ulike taksa ble registrert i 1997, mens det i 1998 kun ble registrert 17 arter/taksa. Prøven fra juni 1999 hadde et planteplanktonvolum på 119.8 mm³/m³ og i september på 51.4 mm³/m³. Ialt ble det registrert 34 ulike arter/taksa i prøvene fra 1999. I 2000 ble det registrert 33 arter/taksa men totalvolumene var jevnere og noe lavere enn maksimum i 1999, og også i 1997. Volumene var henholdsvis 69.5 mm³/m³ i juni og 61.4 mm³/m³ i september. I 2001 ble det beregnet et totalvolum på 51.0 mm³/m³ i juni og 90.3 mm³/m³ i september, og 38 ulike arter/taksa ble registrert i de to prøvene. I 2002 ble det beregnet små totalvolum planteplankton ved begge prøvetakingstidspunktene, med henholdsvis 68 mm³/m³ i juni og 52 mm³/m³ i september. Antall registrerte arter/taksa i prøvene var 32 i 2002. Også i 2003 var det små beregnede totalvolum av planteplankton med henholdsvis 23 mm³/m³ i juni og 96 mm³/m³ i september. Antall registrerte arter/taksa var 35. I 2005 var beregnet verdi for juni 43 og for september 38 mmmmm³/m³. Gruppen gullalger (Chrysophyceae) var den viktigste i vekstsesongen 2005 som tidligere år. Gruppen fureflagellater (Dinophyceae) var mindre fremtredende enn tidligere. I prøvene fra 1997 ble det registrert et par individer av cryptomonaden *Katablepharis ovalis*. Denne arten forsvinner vanligvis fra vannmassene når pH går under 5,0-5,5, men dukker opp igjen når pH øker, f.eks. ved kalking. Hvor fort dette skjer vil være avhengig av mulige refugier. Denne arten ble også registrert i septemberprøven fra 1999, og i begge prøvene fra 2000 og 2001. Den ser ut til å ha etablert seg i planteplanktonsamfunnet, selv om den bare ble registrert i septemberprøven i 2002. Arten ble registrert med noen få individer i prøven fra juni 2005. Cyanobakterien (Cyanophyceae) *Merismopedia tenuissima*, som en registrerte i prøvene fra 2001, var også i prøvene fra 2002 og 2003. Denne er ofte forekommende i moderat sure til svakt sure vannmasser, men forsvinner når det blir svært surt. Den er en av de få planktoniske

artene innen gruppen cyanobakterier eller blågrønnalger, som er typiske for næringsfattige vannmasser. I september 2000 utgjorde denne arten i prøven fra september 2001 en dominerende andel av det samlede planteplanktonvolum med hele 42 %. I 2005 utgjorde arten 16 % av totalbiomasse planteplankton.

Arts- og gruppesammensetningen samt svært lave totalvolum, viser fortsatt næringsfattige, ultraoligotrofe vannmasser. De artene som en fant i prøvene i 2003 var i store trekk de samme som tidligere. Det ble registrert et relativt lite antall felles arter/taksa mellom prøvene fra 1997 og prøvene fra senere år. Det skjedde først og fremst en endring i artssammensetningen og noe økning i antall arter/taksa i vannmassene i denne innsjøen fra 1997 til 1999. Dette antallet har holdt seg eller økt litt i de senere årene. Mest markert var at den forsurningsfølsomme arten *Katablepharis ovalis* ble registrert i prøvene etter kalkingen.

Austrumdalsvatn

Denne innsjøen har også et relativt artsfattig planteplanktonsamfunn (**figur 5.4 og vedlegg D6**). I 1997 var totalvolum i juni på 97 mm³/m³ (µ mg/m³ våtvekt) og i september 28 mm³/m³. Da ble det tilsammen registrert 30 ulike arter/taksa i prøvene. I 1998 var totalvolumet i mai 30.7 mm³/m³ og i november bare 16.1 mm³/m³. Prøvene i 1998 inneholdt tilsammen 23 ulike arter/taksa. Prøven fra juni 1999 hadde et planteplanktonvolum på 84.4 mm³/m³ og i september på 55.2 mm³/m³. Ialt ble det da registrert 39 ulike arter/taksa i prøvene. I 2000 ble 40 arter/taksa registrert i de to prøvene fra denne innsjøen og totalvolumet planteplankton i juni dobbelt så stort som i september, henholdsvis 97.1 mm³/m³ og 45.9 mm³/m³. I de to analyserte prøvene fra 2001 ble det beregnet et ekstremt lite planteplanktonvolum med henholdsvis 25.4 mm³/m³ i juni og 20.4 mm³/m³ i september. Da ble 33 arter/taksa registrert i prøvene. I 2002 ble det beregnet et noe større totalvolum på begge prøvetakingstidspunktene enn i 2001, selv om volumet også i 2002 var relativt lite, henholdsvis 71 mm³/m³ i juni og 110 mmmmm³/m³. Det ble registrert 35 arter/taksa i prøvene fra 2002. Beregnet volum for prøvene fra juni og september i 2003 var henholdsvis 93 og 50 mm³/m³, og antall registrerte arter/taksa i de to prøvene var 38. I 2005 var beregnet verdi for juni 39 og for september 102 mm³/m³. Gruppen gullalger (Chrysophyceae) var viktig også i 2005, som tidligere, med ulike chrysomonader som de viktigste elementene. Arter innen gruppen fureflagellater (Dinophyceae) var mindre fremtredende enn i 2002. I prøven fra september 1997 ble det registrert noen få individer av cryptomonaden *Katablepharis ovalis*, men ikke i 1998. Dette er, som nevnt tidligere, en pH-følsom art. I prøven fra september 1999 ble *Katablepharis ovalis* registrert, og også i september 2000. Noen få individer ble registrert i september 2001, og i begge prøvene fra 2002. Arten ble registrert i begge prøvene fra 2003. Dessuten ble den ennå mer forsurningsfølsomme arten *Rhodomonas lacustris* registrert i prøven fra juni dette året. Begge artene ble registrert i prøvene fra 2005. Cyanobakterien (Cyanophyceae) *Merismopedia tenuissima* ble funnet i septemberprøvene fra denne innsjøen både i 1999, 2000 og 2001, men kun med få individer. Denne er, som nevnt, ofte forekommende i moderat sure til svakt sure vannmasser, men forsvinner ofte i svært sure vannmasser. I september 2002 utgjorde denne arten en relativt sett stor andel av det samlede planteplanktonvolum med 33%, mens den i prøvene fra 2003 bare såvidt ble registrert. I septemberprøven for 2005 utgjorde arten 34 % av totalvolumet.

Arts- og gruppesammensetningen samt svært lave totalvolum, viser fortsatt næringsfattige, ultraoligotrofe vannmasser. Sammenligner

Jeg trenger exelfil fra Brettum!

Fig. 5.2-5.4. Variasjoner i totalvolum og prosentvis andel av de viktigste planteplanktongruppene i innsjøer i Bjerkreimsvassdraget 1997-2005.

en imidlertid artsinventaret her med tilsvarende i 1997, viser denne at av de 30 arter/taksa som ble registrert i 1997 og de 39 i 1999, var kun 17 arter/taksa felles de to årene. Sammensetningen av arter/taksa i årene etterpå har vært omtrent den samme. Det skjedde altså en endring i artssammensetningen og økning i antall arter/taksa i vannmassene fra 1997 til 1999/2000. Artsantallet i 2005 var omtrent som i 1999 og 2000.

Både Ørsdalsvatn og Austrumdalsvatn ble kalket høsten 1996. Sammenligner en perioden fra året etter kalking 1997 med 1999 og årene senere, registrerte en en markert endring i artssammensetningen og økning i antall arter/taksa både i Ørsdalsvatn og Austrumdalsvatn. Artssammensetningen i det ukalkete Maudalsvatn er mye den samme ved sammenligningen mellom 1997 og årene senere, mens maksimum totalvolum har økt en del her de senere årene.

6 Samlet vurdering

6.1 Vannkjemisk og biologisk måloppnåelse

Vannkemi

Midlere kalsiumkonsentrasjon i Austrumdalsvatn har vært lavere både høsten 2005 og høsten 2004 enn i de to foregående årene, mens nivået i Ørdsalsvatn hadde en mindre reduksjon i forhold til 2004. Selv om konsentrasjonen av kalsium i sjøene har svinget noe de senere årene, synes pH-verdiene å holde seg på omlag samme nivå. pH-nivået var imidlertid litt lavere i 2005 enn årene forut, med verdier i intervallet 6,2-6,4 for de to prøvetakingsrundene i innsjøene. Stikkprøvene fra utløpet av sjøene viste også en liten reduksjon med pH-verdiene 6,1-6,5 gjennom hele dette året og en liten økning i LAI-konsentrasjonene (maks 13 µg/L).

pH-verdiene ved utløpet av Byrkjelandsvatn (oppstrøms Malmeidosereren) har økt gradvis i løpet av den siste tiårsperioden, fra i underkant av 5,5 i 1993 til omkring 6,1 de siste tre årene. I 2005 stoppet denne utviklingen noe opp, vesentlig på grunn av sjøsalt-episoder i januar 2005 og etterfølgende effekter utover våren (Hindar og Enge 2006). Middel-pH for året ble dermed 5.9 på denne stasjonen. På samme måte ble det også registrert en høyere maksimalverdi for labilt Al (21 µg/L) enn i de to foregående årene. Ved utløpet av Hofreistevatn har det vært et avtakende pH-nivå siden 2003, først som følge av kraftig redusert kalking (fra 2003 til 2004) og på grunn av sjøsaltepisoder i 2005. pH-verdiene på denne stasjonen lå i området 6,1-6,4 i 2005.

Ved Gjedrem og Tengs, lenger nedover på den anadrome strekningen, lå pH-verdiene over pH-målet gjennom hele 2005 (6,1-6,6). Likevel er pH-verdiene som ble målt i løpet av vinteren og våren 2005 de laveste som er målt på mange år. LAI-konsentrasjonene var 1-11 µg/L og maks 10 µg/L innenfor smoltifiseringsperioden. I følge klassifiseringssystemet utarbeidet av Hindar et al. (1997) er det ved dette LAI-nivået liten eller ingen fare for skade på laksesmolt i ferskvann, og moderat fare for skade dersom smolten vandrer ut i sjøen rett etter eksponeringen. Basert kunnskap ervervet over de siste 3-4 årene kan det imidlertid være grunnlag for å nyansere disse grenseverdiene, bl.a. med hensyn til tid på året, samt relasjoner til øvrige vannkvalitetsparametre som f.eks. TOC og kalsium (Kroglund & Rosseland 2004, Kroglund et al. 2006). I noen tilfeller kan dette komme til å medføre en innskjerpelse av kravene, særlig i klartvannssystemer med lav ionestyrke.

Anadrom fisk

Fisk

Det ble påvist varierende mengde metallakkumulering i gjelleepitelet til laks og ørret i Bjerkreimselva fra 1996 til 2005, og fisken har i perioder vært utsatt for en suboptimal vannkvalitet i deler av vassdraget. Andelen som hadde slik akkumulering har vært høyere for laks enn for ørret. Gjelleprøver fra ørret i den ukalkede delen av Ørdsalen viste at vannkvaliteten var giftig for fisk i 1998, og at forholdene var suboptimale i 1999-2001 og 2005 (ingen prøvetaking i 2002-2004). Forholdene var langt mer tilfredsstillende i den kalkede delen av vassdraget.

Det har vært en positiv økning i utbredelsen av laksengel i Bjerkreimselva fra ca 20 % av stasjonene i 1996 til 75-85 % allerede i 1998-99. Gjennomsnittlig tetthet av laksengel i Bjerkreimselva var 63 individ pr. 100 m² i 2005. Dette var en nedgang

sammenlignet med 2003 og 2004, men likevel den tredje høyeste tettheten som er funnet i 1996-2005. I likhet med tidligere år ble det også i 2005 fanget flest laksengel på stasjonene i hovedvassdraget mellom Svelavatn og Fotlandsvatn. Det var i tillegg høy tetthet av laksengel i Hofreisteåni. Høyere opp i vassdraget var det fortsatt lav tetthet, og det ble ikke funnet laksengel på innløpet til Hofreistevatn eller ved utløpet av Ytre Vinjavatn. I Storåna i Ørdsalen var det ikke laksengel i 1996-2001 (stasjonene ble ikke undersøkt i 2002-2004). I 2005 derimot ble det for første gang påvist laks i Storåna. Det ble fanget tre laksunger til sammen som viste seg å tilhøre tre ulike årsklasser. Det har derfor vært oppgang og gytning av laks i Storåna fra og med høsten 2002.

I 1996 ble det bare fanget eldre laksunger på 4 av de 20 undersøkte stasjonene. I løpet av få år har utbredelsen økt betydelig, og eldre laksunger er i de siste årene funnet på 85-95 % av de undersøkte stasjonene i Bjerkreimselva. Gjennomsnittlig tetthet av eldre laksunger var 27 individ pr. 100 m² i 2005. Det har vært en jevnt økende tetthet av eldre laksunger i Bjerkreimselva i årene 1996-2005, og det er en klart positiv tendens etter kalking. Det var størst tetthet av eldre laksunger i Skjevelandsåni og i hovedvassdraget ved Bjerkreim og Apeland samt ved Tengs i 2005 (54-85 individ pr. 100 m²).

Det ble funnet ørretengel på alle stasjonene i den lakseførende delen av vassdraget i 2005. Gjennomsnittlig tetthet av ørretengel var 25 individ pr. 100 m². Tettheten av ørretengel har variert lite i årene 1996-2005, men det har likevel vært en svakt økende tendens i perioden. For eldre ørretunger var tettheten nær den samme som i tidligere år.

Innlandsfisk

Hovedhensikten med kalkingen av Ørdsalsvatn og Austrumdalsvatn var å bedre vannkvaliteten for den forsurede laksebestanden i Bjerkreimselva. Begge innsjøene hadde relativt tette aurebestander også før kalking, og de har ikke hatt noen bestandsøkning i seinere år. Imidlertid er ingen tilløpsbekker til de to innsjøene kalket og rekrutteringen til de to bestandene var i utgangspunktet god. Derimot har det vært økt tetthet av aure i de to referanselokalitetene; Maudalsvatn og Oslandsvatn. Fangstutbyttet av røye i Oslandsvatn har også økt i løpet av de siste årene. Bestandsøkningene hos aure og røye i disse to innsjøene kan skyldes en naturlig bedret vannkvalitet. Det har nemlig vært en bedret vannkvalitet og økt tetthet av aureunger i tilløpsbekker til flere innsjøer i Bjerkreimsvassdraget siden midten på 1990-tallet (Hesthagen & Saksgård 2002).

Bunndyr vann

Konklusjonen er at bunndyrfaunaen er ustabil og i liten grad indikerer en bedret vannkvalitet. Oslandsvatn ble igjen funnet å være den rikeste lokaliteten. Størst endring i 2005 ble faktisk registrert i Maudalsvatn som representerer survannssituasjonen i overvåkingen. Ørdsalsvatn og Austrumdalsvatn har som i foregående år det laveste antall individer og det minste artsmangfoldet.

Krepsdyr

Det ble i 2005 påvist til sammen 47 krepsdyrarter, henholdsvis 30 arter vannlopper og 17 arter hoppekreps. Trenden fra de seinere årene med økt artsrikdom i Ørdsalsvatn fortsetter i 2005, der det ble også ble funnet flere moderat forsuringfølsomme arter. Planktonsamfunnet viser ingen tegn på en bedret vannkvalitet.

Erfaring fra blant annet Arendalsvassdraget viser at endringer av krepsdyrfaunaen i store vannvolum tar tid når forsureingssituasjonen har vært i mange 10-år. Det kan virke som planktonsamfunnet som har etablert seg under survannsregimet er stabilt og det derfor kan ta tid for nye arter å reetablere seg. Artsantallet i Maudalsvatn og Austrumdalsvatn økte svakt fra 2003, men er fortsatt lav sammenlignet med de øvrige vannene i overvåkingen. Maudalsvatn viser tegn på en naturlig bedret vannkvalitet med blant annet *M. laciniatus* i planktonet. Svelavatn hadde et artsrikt planktonsamfunn i 2005 med mange fellestrekk med det som har forekommet stabilt i Oslandsvatn under hele overvåkingen.

Fytoplankton

Arts- og gruppesammensetningen samt svært lave totalvolum, viser fortsatt næringsfattige, ultraoligotrofe vannmasser. Sammenligner en imidlertid artsinventaret her med tilsvarende i 1997, viser denne at av de 30 arter/taksa som ble registrert i 1997 og de 39 i 1999, var kun 17 arter/taksa felles de to årene. Sammensetningen av arter/taksa i årene etterpå har vært omtrent den samme. Det skjedde altså en endring i artssammensetningen og økning i antall arter/taksa i vannmassene fra 1997 til 1999/2000. Artsantallet i 2005 var omtrent som i 1999 og 2000.

Både Ørdsalsvatn og Austrumdalsvatn ble kalket høsten 1996. Sammenligner en perioden fra året etter kalking 1997 med 1999 og årene senere, registrerte en en markert endring i artssammensetningen og økning i antall arter/taksa både i Ørdsalsvatn og Austrumdalsvatn. Artssammensetningen i det ukalkete Maudalsvatn er mye den samme ved sammenligningen mellom 1997 og årene senere, mens maksimum totalvolum har økt en del her de senere årene.

6.2 Vurdering av kalkingen og eventuelle anbefalinger om tiltak

Kalkbehovet er gått betydelig ned i senere år i takt med den naturlige vannkvalitetsforbedringen i vassdraget. Resultatene fra 2005 er imidlertid en viktig påminnelse om at vannkvaliteten fortsatt kan svinge mye fra år til år avhengig av værforholdene. Vinteren 2005 var preget av flere, kraftige sjøsaltepisoder som medførte økt transport av surt vann og aluminium ut i vassdragene på Sørlandet og deler av Vestlandet (Hindar og Enge 2006). Dette var også tilfellet i Bjerkreim, og en bør derfor vurdere nøye før en går inn for evt. redusert drift (eksempelvis sesongkjøring) ved kalkdoseringsanlegget ved Malmei. Anlegget hadde problemer med å holde pH-nedstrøms verdiene over 6,0 i den sureste perioden vinteren 2005, mens ut over året lå verdiene stort sett over pH-målet for den anadrome strekningen. Dette betyr at anlegget i dag gir lite ekstra buffer-reserve til å nøytralisere eventuell sur tilrenning videre nedover på den anadrome strekningen.

Innløpselva til Ørdsalsvatn (Storåna) er den eneste delen av den anadrome strekningen som helt klart har for dårlig vannkvalitet for laks. Dersom en ønsker å tilrettelegge også denne delen av vassdraget for laks, er det behov for avsyringstiltak i selve Storåna. Dette vil kunne medføre en tilsvarende reduksjon av kalkbehovet i Ørdsalsvatn.

7 Referanser

Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T.G., Rasmussen, G. & Saltveit, S.J. 1989. Electrofishing - Theory and practice with special emphasis on salmonids. - *Hydrobiologia* 173: 9-43.

Enge, E. 1987. Naturlig reproduksjon av bekkerøye i Jensavann, Gjesdal. - Fylkesmannen i Rogaland. Rapport.

Finstad F. G. & Berg O. K. 2004. Bimodal population size distribution and biased gillnet sampling. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 61: 2151-2157.

Finstad, A. G., Jansen, P. A. and Langeland A. 2000. Gillnet selectivity and size and age structure of an alpine Arctic char (*Salvelinus alpinus*) population. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57: 1718-1727.

Fjellheim, A. & Raddum, G. G. 1990. Acid precipitation: Biological monitoring of streams and lakes. *The Science of the Total Environment*, 96, 57-66.

Forseth, T., Halvorsen, G. A., Ugedal, O., Fleming, I., Schartau, A. K. L., Nøst, T., Hartvigsen, R., Raddum, G., Mooij, W. & Kleiven E. 1997. Biologisk status i kalka innsjøer. NINA Oppdragsmelding 508, 52 s.

Hann, B.J. & Turner, M.A. 2000. Littoral microcrustacea in Lake 302S in the experimental lakes area of Canada: acidification and recovery. *Freshwater Biology*, 43: 133-146.

Helgøy, S. 1999. Tettleiksregistreringar av laks og aure i Rogalandsvassdrag 1993. – Fylkesmannen i Rogaland, Miljøvern-avdelingen. Miljø-notat 1999-1. 44 s.

Helgøy, S. & Enge, E. 1995. Tettleiksregistreringar av laks og aure i Rogalandsvassdrag 1994. - Fylkesmannen i Rogaland, Miljøvern-avdelingen. Miljø-notat 1/1995. 74 s.

Hesthagen, T. & Saksgård, R. 2002. Ungfiskundersøkelser, I: Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 2001, SFT 854/02: 126-128.

Hesthagen, T., Larsen, B.M., Berger, H.M., Saksgård, R. & Lierhagen, S. 1992. Betydningen av kalsium for tettheten av aureunger i bekker i tre forsuredde vassdrag. - NINA-Forskningsrapport 25: 1-24.

Hindar, A. og Enge, E. 2006. Sjøsaltepisoder under vinterstormene i 2005 – påvirkning og effekter på vannkjemi i vassdrag. NIVA-rapport 5114, 48 s.

Hindar, A., Kroglund, F. og Skiple, A. 1997. Forsuringssituasjonen i lakseførende vassdrag på Vestlandet; vurdering av behovet for tiltak. NIVA-rapport 3606, 96 s.

Hindar, A., Walseng, B., Lindstrøm, E.-A., Brandrud, T.E., Larsen, B.M. & Skiple, A. 1997. Arendalsvassdraget. - Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1996. DN-Notat 1997-1, s. 28-41.

Johnsen, B.O., Nøst, T., Møkkelgjerd, P.I. & Larsen, B.M. 1999. Rapport fra Reetableringsprosjektet: Status for laksebestander i kalkede vassdrag. – NINA-Oppdragsmelding 582: 1-79.

Kaste, Ø., Hindar, A., Kroglund, F., Skiple, A. & Brandrud, T.E. 1996. Tiltak mot forsurening av Bjerkreimsvassdraget. Kalkingsplan. NIVA-rapport 3358, 48 s.

Kaste, Ø., Brettum, P., Kleiven, E., Kroglund, F., Oug, E. & Walseng, B. 1999. Store Finntjern i Aust-Agder Vannkjemisk og biologisk utvikling i løpet av 15 år med kalking. - NIVA-rapport. ISBN 82-577-3632-5. 72 s.

Kroglund, F. og Rosseland, B.O. 2004. Effekter av episoder på parr og på smoltkvalitet til laks. NIVA-rapport 4797, 45 s.

Kroglund, F., Finstad, B., Stefansson, S. O., Nilsen, T., Kristensen, T., Rosseland, B. O., Teien, H. C. og Salbu, B. 2006. Exposure to moderate acid water and aluminum reduces Atlantic salmon post-smolt survival. *Aquaculture*, i trykk.

Kvellestad, A. & Larsen, B.M. 1999. Histologisk undersøkelse av gjeller fra fisk som del av overvaking av ungfiskbestander i lakseførende vassdrag. - NINA-Fagrapport 36:1-76.

Larsen, B.M., Berger, H.M., Hårsaker, K., Kleiven, E., Kvellestad, A. & Lund, R. 2003. Bjerkreimsvassdraget. 3. Fisk. - Kalking i vann og vassdrag. Effektkontroll av større prosjekter 2002. DN-notat 2003-3: 125-129.

Lien, L., Raddum, G. G. & Fjellheim, A. 1991. Tålegrenser for overflatevann - Fisk og evertebrater II. Norsk Institutt for Vannforskning. Rapport nr. O-89185-2.

Meteorologisk institutt 2005. Nedbørhøyder for 2004 fra meteorologisk stasjon Ørsdalen, samt normalperioden 1961-1990. Meteorologisk institutt, Oslo.

NVE 2005. Vannføring ved NVE-stasjonen Gjedlakleiv i 2004. Norges vassdrags- og energidirektorat, hydrologisk avdeling, Oslo.

Persson, U. 1993. Tetthetsregistreringer av laks og aure i Rogalandsvassdrag 1992. - Fylkesmannen i Rogaland, Miljøvern-avdelingen. Miljørapport 2/1993. 99 s.

Saksgård, R. & Hesthagen, T. 2004. A 14-year study of habitat use and diet of brown trout (*Salmo trutta*) and Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) in Lake Atnsjøen, a subalpine Norwegian lake. *Hydrobiologia* 521: 187-199.

Schartau, A.K., B., W. & Snucins, E. 2001. Correlation between microcrustaceans and environmental variables along an acidification gradient in Sudbury, Canada. – *Water, Air and Soil pollution* 130: 1325-1330.

Sivertsen, A. 1989. Forsuringstruede anadrome laksefiskbestander og aktuelle tiltak. – NINA Utredning 10: 1-28.

Ugedal, O., Forseth, T. & Hesthagen, T. 2006. Garnfangster og størrelse på gytefisk som hjelpemiddel i karaktisering av aurebestander. – NINA Rapport 73.

Undheim, P. 1981. 10-års verna vassdrag i Vest-Norge. Bjerkreimsvassdraget. – Fiskerikonsulentene i Vest-Norge. Rapport. 49 s.

Walseng, B., G. Halvorsen & S.E. Storeid 2001. Littoral microcrustaceans (Cladocera and Copepoda) as indices of recovery of a limed water system. *Hydrobiologia* 450: 159-172.

Vedlegg A. Primærdata - vannkjemi 2005

Innsjønnr: Ørdsalsvatn (1524), Anstrumdalsvatn (1527), Maudalsvatn (1528)

Forkortelser:

Ca	Kalsium	TOC	Totalt organisk karbon	Cl	Klorid	Tot-P	Total fosfor
Alk-E	Alkalitet	Kond	Konduktivitet	SO4	Sulfat	ANC	Syrenøytraliserende kapasitet
RAI	Reaktivt aluminium	Mg	Magnesium	NO3-N	Nitrat		
ILAI	Ikke-labilt aluminium	Na	Natrium	NH4-N	Ammonium		
LAI	Labilt aluminium	K	Kalium	Tot-N	Total nitrogen		

Nr.	Stasjon	Dato	pH	Ca mg/L	Alk-E µekv/L	RAI µg/L	ILAI µg/L	LAI µg/L	TOC mg/L	Kond mS/m	Mg mg/L	Na mg/L	K mg/L	Cl mg/L	SO4 mg/L	NO3-N µg/L	NH4-N µg/L	Tot-N µg/L	Tot-P µg/L	ANC µekv/L	Temp oC	Sikt m	Farge obs.
4	Gjedrem	17/01/05	6,13	1,27	26	27	23	4	1,2														
4	Gjedrem	16/03/05	6,27	1,57	38	35	27	8	1,1														
4	Gjedrem	04/04/05	6,22	1,22	16	24	21	3	0,95														
4	Gjedrem	18/04/05	6,32	1,25	28	31	21	10	1,1														
4	Gjedrem	01/05/05	6,50	1,53	48	18	13	5	1,0														
4	Gjedrem	19/05/05	6,47	1,64	40	16	14	2	1,1														
4	Gjedrem	01/06/05	6,44	1,42	38	18	13	5	1,1														
4	Gjedrem	20/06/05	6,51	1,62	55	18	14	4	1,0														
4	Gjedrem	19/09/05	6,40	1,42	42	16	14	2	1,6														
4	Gjedrem	17/10/05	6,39	1,45	44	14	12	2	1,5														
4	Gjedrem	15/11/05	6,29	1,25	29	18	15	3	1,3														
4	Gjedrem	19/12/05	6,44	1,40	42	23	21	2	1,4														
7	Storåna	17/01/05	5,11	0,64	0	107	18	89	0,94	4,49	0,69	4,98	0,23	10,1	1,68	125	89	310	10	-18			
7	Storåna	16/03/05	5,32	0,65	0	56	22	34	1,6	3,27	0,49	3,69	0,36	6,91	1,70	245	96	670	40	-5			
7	Storåna	04/04/05	4,99	0,44	0	103	43	60	1,5	3,05	0,38	3,33	0,18	5,99	1,59	175	28	285	3	-12			
7	Storåna	18/04/05	5,08	0,33	0	89	38	51	1,4	2,44	0,28	2,64	0,15	4,61	1,28	135	16	240	3	-8			
7	Storåna	01/05/05	5,26	0,36	0	66	36	30	1,5	2,19	0,23	2,31	0,19	3,98	1,25	145	<5	245	2	-6			
7	Storåna	19/05/05	5,31	0,43	0	42	20	22	1,2	2,12	0,29	2,30	0,11	4,12	1,25	140	<5	205	3	-4			
7	Storåna	01/06/05	5,18	0,34	0	47	22	25	1,4	1,97	0,23	2,16	0,11	3,65	1,28	140	8	230	3	-7			
7	Storåna	20/06/05	5,45	0,45	0	32	20	12	1,2	1,94	0,29	2,10	0,10	3,80	1,39	135	6	205	3	-6			
7	Storåna	19/09/05	5,40	0,46	5	88	67	21	3,6	1,63	0,23	1,81	0,11	2,69	0,98	73	<5	220	4	22			
7	Storåna	17/10/05	5,39	0,62	6	83	64	19	3,8	2,01	0,31	2,17	0,19	3,42	1,38	115	<5	250	4	22			
7	Storåna	15/11/05	5,61	0,65	3	33	21	12	1,3	1,96	0,30	2,09	0,18	3,34	1,36	225	5	310	3	14			
7	Storåna	19/12/05	5,59	0,60	5	40	27	13	1,4	1,91	0,30	2,00	0,13	3,30	1,40	220	5	270	2	7			

Nr.	Stasjon	Dato	pH	Ca mg/L	Alk-E µekv/L	RAI µg/L	ILAI µg/L	LAI µg/L	TOC mg/L	Kond mS/m	Mg mg/L	Na mg/L	K mg/L	Cl mg/L	SO4 mg/L	NO3-N µg/L	NH4-N µg/L	Tot-N µg/L	Tot-P µg/L	ANC µekv/L	Temp oC	Sikt m	Farge obs.
20A	Utl. Byrkjelandsvatn	17/01/05	5,83	0,82	14	35	24	11	1,1														
20A	Utl. Byrkjelandsvatn	16/03/05	5,75	0,79	4	32	19	13	1,1														
20A	Utl. Byrkjelandsvatn	04/04/05	5,92	0,81	0	28	18	10	0,9														
20A	Utl. Byrkjelandsvatn	18/04/05	5,73	0,72	2	42	21	21	0,93														
20A	Utl. Byrkjelandsvatn	07/05/05	5,83	0,57	2	33	20	13	0,88														
20A	Utl. Byrkjelandsvatn	19/05/05	5,85	0,94	3	25	16	9	0,96														
20A	Utl. Byrkjelandsvatn	01/06/05	5,89	0,61	4	29	16	13	0,92														
20A	Utl. Byrkjelandsvatn	20/06/05	5,87	0,82	9	21	16	5	0,99														
20A	Utl. Byrkjelandsvatn	19/09/05	6,08	0,91	19	19	11	8	1,1														
20A	Utl. Byrkjelandsvatn	17/10/05	5,93	0,84	15	21	19	2	1,2														
20A	Utl. Byrkjelandsvatn	15/11/05	5,84	0,80	12	30	22	8	1,3														
20A	Utl. Byrkjelandsvatn	19/12/05	6,08	0,85	19	22	20	2	1,2														
19.1	Utløp v/Tengs	17/01/05	6,21	1,62	31	39	28	11	1,2	3,89	0,79	4,21	0,37	7,81	2,07	320	16	375		52			
19.1	Utløp v/Tengs	18/02/05	6,25	1,51	31	31	23	8	1,1	3,51	0,64	3,65	0,33	6,55	1,97	350	12	440		44			
19.1	Utløp v/Tengs	16/03/05	6,28	1,76	37	29	22	7	1,2	4,39	0,78	4,80	0,47	8,62	2,27	435	13	545		51			
19.1	Utløp v/Tengs	04/04/05	6,31	1,46	24	23	19	4	1,0	3,20	0,55	3,30	0,27	5,75	1,76	275	12	355		50			
19.1	Utløp v/Tengs	18/04/05	6,33	1,41	31	29	20	9	1,1	3,30	0,52	3,33	0,31	5,83	1,77	285	9	380		44			
19.1	Utløp v/Tengs	07/05/05	6,44	1,44	40	21	14	7	1,1	3,27	0,49	3,28	0,32	5,83	1,81	300	5	380		39			
19.1	Utløp v/Tengs	19/05/05	6,40	1,50	42	18	17	1	1,2	3,23	0,53	3,35	0,42	5,84	1,80	280	13	410		53			
19.1	Utløp v/Tengs	01/06/05	6,40	1,60	31	17	14	3	1,1	3,17	0,63	3,30	0,27	5,60	1,83	275	7	345		66			
19.1	Utløp v/Tengs	20/06/05	6,53	1,75	48	19	14	5	1,1	3,32	0,54	3,46	0,26	5,83	1,82	275	7	370		67			
19.1	Utløp v/Tengs	19/07/05	6,59	1,84	64	18	13	5	1,4	3,57	0,70	3,58	0,30	6,17	1,94	310	14	575		76			
19.1	Utløp v/Tengs	15/08/05	6,51	1,76	48	11	8	3	1,1	3,32	0,61	3,43	0,32	5,79	1,79	275	12	365		75			
19.1	Utløp v/Tengs	19/09/05	6,36	1,53	40	18	15	3	1,5	3,30	0,57	3,47	0,41	5,94	1,90	275	13	465		58			
19.1	Utløp v/Tengs	17/10/05	6,55	1,41	42	18	14	4	1,5	3,28	0,55	3,33	0,39	5,72	1,91	310	13	425		47			
19.1	Utløp v/Tengs	15/11/05	6,33	1,54	36	24	21	3	1,4	3,34	0,58	3,40	0,39	5,89	1,98	360	12	480		49			
19.1	Utløp v/Tengs	05/12/05	6,42	1,65	43	20	19	1	1,3	3,46	0,62	3,46	0,45	6,02	2,04	395	11	520		55			

[illegible]

Vedlegg B. Primærdata – fisk

Vedlegg B1. Fangst av fisk ved elfiske og beregnet tetthet av laks og ørret i Bjerkreimselva 19.-23.8.05.

		Fangst				Beregnet tetthet/100 m²				Andre arter
St.	Areal m²	Laks		Ørret		Laks		Ørret		
		0+	≥1+	0+	≥1+	0+	≥1+	0+	≥1+	
18(1)	120	0	0	27	6	0	0	30,1	5,1	Ål
19(2)	160	1	0*	87	17	0,6	0	67,7	10,7	
21(3)	120	18	4	20	2	17,1	3,4	24,4	1,7	
22(4)	112	13	17	16	1	15,2	23,0	16,3	1,0	
9(5)	126	10	28	19	5	8,6	26,2	21,4	4,1	
3(6)	120	0	0	91	0	0	0	85,2	0	
6(7)	120	13	15	74	11	10,9	12,8	78,9	9,5	
10(8)	112	0	5	25	17	0	4,7	26,2	15,9	
11(9)	135	134	26	1	1	126,3	19,8	0,7	0,7	
12(10)	120	41	26	12	6	37,5	21,8	11,5	5,4	
15(11)	150	37	76	1	0	29,5	54,4	0,8	0	Ål
16(12)	170	120	46	91	15	80,4	27,7	57,5	9,8	Ål
17(13)	120	124	6	18	1	134,1	5,1	15,6	0,8	Ål
23(14)	120	65	90	4	18	82,9	84,7	3,8	20,7	
24(15)	120	176	13	2	0	177,3	11,3	1,7	0	
25(16)	100	108	78	28	0	142,1	80,2	32,0	0	
26(17)	99	160	10	9	0	219,3	11,5	11,5	0	
27(18)	120	276	21	3	0	266,3	20,0	2,9	0	
30(19)	120	0	80	3	9	0	78,1	2,6	8,0	
31(20)	180	15	104	1	9	9,3	59,0	0,6	5,0	
1-20	2544	1311	645	532	118	63,1 ± 3,4	27,1 ± 0,8	24,8 ± 1,8	4,9 ± 0,3	
Gj.sn.						67,9 ± 82,4	27,2 ± 28,2	24,6 ± 26,9	4,9 ± 5,9	

* To eldre laksunger ble fanget like utenfor selve stasjonen.

B2. Utbredelse og tetthet av laks og ørret i Bjerkreimselva – lakseførende del – 1996-2005. Utbredelse er angitt som prosentandel av stasjonene som hadde den aktuelle arten og aldersgruppen. Tetthet 1 er beregnet ved å summere respektiv fangst i de tre omgangene på alle de avfiskede stasjonene i henhold til Bohlin et al. (1989). Tetthet 2 er gjennomsnittlig tetthet av de beregnede tettheter på alle enkeltstasjonene. Tetthet 1, tetthet 2, median og min. og max. tetthet er angitt som antall individ pr. 100 m². For tetthet 1 og tetthet 2 er standardavvik angitt i parentes.

ÅR	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005
Dato	2.-5.8.	13.-15.8.	3.-4.9.	12.-13.8.	3.-4.8.	24.-26.8.	13.-14.8.	10.-12.8.	14.-17.8.	19.-23.8.
Ant. stasjoner	20	20	20	20	20	20	18	18	18	20
Areal, m ²	3001	3014	2576	2852	2436	2171	2268	2152	2183	2544
LAKS 0+										
Utbredelse	20	40	75	85	75	75	89	94	89	80
Tetthet 1	1,0 (0,3)	5,6 (3,2)	16,4 (0,7)	43,9 (4,2)	33,3 (3,0)	33,9 (2,8)	58,0 (3,4)	121,8 (5,7)	88,3 (4,5)	63,1 (3,4)
Tetthet 2	1,1 (3,0)	4,3 (8,8)	16,5 (25,1)	46,9 (76,0)	37,7 (59,1)	33,9 (48,6)	64,6 (91,8)	140,6 (205,9)	88,4 (101,9)	67,9 (82,4)
Median	0	0	5,1	5,9	9,5	9,5	23,6	74,2	45,8	23,3
Min. tetthet	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Maks. tetthet	13,0	32,2	91,0	291,9	233,1	170,0	306,8	748,2	300,0	266,3
LAKS ≥1+										
Utbredelse	20	55	55	60	75	70	83	94	94	85
Tetthet 1	1,4 (0,1)	3,2 (0,2)	4,6 (0,1)	7,6 (0,5)	17,6 (0,8)	9,5 (0,5)	17,7 (1,7)	20,0 (1,0)	31,3 (1,5)	27,1 (0,8)
Tetthet 2	1,6 (4,7)	3,2 (5,7)	4,6 (9,0)	9,1 (15,6)	18,9 (27,0)	9,9 (14,8)	19,4 (28,5)	20,0 (24,9)	31,0 (28,5)	27,2 (28,2)
Median	0	0,9	0,8	1,4	6,8	2,0	6,4	6,0	21,8	19,9
Min. tetthet	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Maks. tetthet	20,0	23,2	37,9	59,9	104,8	47,0	103,1	71,7	86,9	84,7
ØRRET 0+										
Utbredelse	85	95	95	100	95	95	100	100	100	100
Tetthet 1	22,1 (1,4)	16,9 (0,7)	19,8 (0,8)	26,9 (1,5)	24,5 (2,3)	19,8 (1,2)	22,0 (1,3)	27,6 (3,5)	23,9 (1,6)	24,8 (1,8)
Tetthet 2	27,1 (38,2)	21,9 (30,2)	20,3 (16,0)	29,1 (25,4)	23,6 (20,5)	20,4 (13,8)	23,1 (21,0)	28,1 (27,7)	24,1 (24,3)	24,6 (26,9)
Median	17,5	12,6	18,7	21,9	18,1	16,8	15,4	22,0	16,9	16,0
Min. tetthet	0	0	0	1,0	0	0	2,6	0,7	2,7	0,6
Maks. tetthet	175,7	119,5	49,8	94,0	76,1	49,4	73,7	116,3	87,5	85,2
ØRRET ≥1+										
Utbredelse	90	85	75	85	75	80	67	72	78	70
Tetthet 1	5,4 (0,4)	5,4 (0,3)	4,2 (0,3)	5,3 (0,2)	4,6 (0,2)	5,9 (0,3)	3,6 (0,3)	5,9 (0,5)	4,7 (0,2)	4,9 (0,3)
Tetthet 2	6,0 (5,1)	5,5 (4,8)	5,0 (8,4)	5,5 (5,7)	5,0 (4,9)	6,2 (6,7)	3,5 (5,2)	5,6 (7,7)	4,8 (7,2)	4,9 (5,9)
Median	4,9	5,4	2,4	2,4	3,2	3,7	1,2	2,0	1,9	2,9
Min. tetthet	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Maks. tetthet	15,8	20,1	38,5	16,0	14,4	25,5	16,3	23,7	28,8	20,7

Vedlegg C1. Arter og grupper i Bjerkreimvassdraget 2005.

Lokalitet Dato	Fotlandsvatn Mai Sept.		Ørsdalsvatn Mai Sept.		Svelavatn Mai Sept.		Austrumdalsvatn Mai Sept.		Maudalsvatn Mai Sept.		Ørsdalsvatn Mai Sept.	
Ertemuslinger		92		10								
Snegl												
<i>Lymnaea peregra</i>			1	25								
Skivesnegl												
<i>Gyraulus</i> sp.			10	45								
Igler			2	8	6				12			8
Fåbørstemark	3		10	4	85	5	2		30	6	2	14
Midd	2		8	4	125	2	1		25	2		26
Døgnfluer												
<i>Siphonurus lacustris</i>					3							
<i>Baetis rhodani</i>	1											
<i>Centroptilum luteolum</i>	4	1			28							
<i>Cloeon simile</i>		3		9								
<i>Heptagenia fuscogrisea</i>									1			
<i>Ephemerella ignita</i>		1										
<i>Leptophlebia marginata</i>									45			
<i>Leptophlebia vespertina</i>	6		55				15		9		24	
<i>Caenis horaria</i>			14	11								
Steinfluer												
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>							3				1 AD	
<i>Nemoura avicularis</i>									2			
<i>Nemoura cinerea</i>							2					
<i>Leuctra fusca</i>				1								
Vårfluer												
<i>Hydroptila</i> spp.			2	31								
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>			69	44			3					
<i>Plectrocnemia conspersa</i>			21	3			1					
<i>Cynus trimaculatus</i>			2	2								
<i>C. flavidus</i>				14						1		1
<i>Tinodes waeneri</i>			38	29	1							
<i>Agrypnia obsoleta</i>			2	53								
<i>Limnephilus</i> spp.	74		4				1	2		9		9
<i>Limnephilus vittatus</i>									160			
<i>Limnephilus fuscicornis</i>									1			
<i>Limnephilus lunatus</i>									3			
<i>Lepidostoma hirtum</i>			1									
<i>Athripsodes cinereus</i>				9								
<i>Mystacides azurea</i>										4		
Buksvømmere												
<i>Sigara dorsalis</i>		1				110		1				
Klobiller												
<i>Elmis aenea</i>	1		1									
<i>Limnius volckmari</i>				13								
Vannkalver	2		2	48			1	1		1		
Haliplider	1		1	3	38							
Tovinger indet.				2								
Stankelbeinmygg				1		6				3	1	29
Fjærmygg	4		4	21	55	22	1		600	165	1	24
Sviknott					2							
Krepsdyr												
<i>Gammarus lacustris</i>			13	150								
SUM	12	184	260	540	343	145	23	11	874	205	28	111
Forsuringsindeks 1	1	0	1	1	0,5	0	0	0	0	0	0	0
Data summert for begge prøvetidspunkter:												
Antall grupper	2	9	12	16	8	5	5	5	5	8	5	6
Antall døgnfluearter	3	3	2	2	2	0	1	0	3	0	1	0
Antall steinfluearter	0	0	0	1	0	0	2	0	0	1	1	0
Antall vårfluearter	0	1	8	8	1	0	1	3	3	3	0	2

Vedlegg D.1. Artsliste for seks lokaliteter i Bjerkreimvassdraget i mai og september 2005.

prøve Lokalitet	mai Maud.v	sept Maud.v	mai Aust.v	sept Aust.v	mai Ørsd.v	sept Ørsd.v	mai Osl.v	sept Osl.v	mai Svelav	sept Svelav	mai Fotl.v	sept Fotl.v
Cladocera												
Diaphanosoma brachyurum (Liév.)T										x		
Sida crystallina (O.F.M.)				x	x	x	x	x		x		
Holopedium gibberum Zaddach	x	x	x	x	x	x	x			x		
Ceriodaphnia quadrangula (O.F.M.)						x						
Daphnia galeata Sars							x	x		x		
Daphnia longispina (O.F.M.)							x	x		x	x	
Scapholeberis mucronata (O.F.M.)									x	x		
Bosmina longispina Leydig	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Lathonura rectirostris (O.F.M.)												x
Ophryoxus gracilis Sars				x		x						x
Acroperus harpae (Baird)	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x
Alona affinis (Leydig)	x	x	x		x	x		x	x	x		x
Alona guttata Sars		x		x		x		x		x	x	x
Alona intermedia Sars										x		
Alona rustica Scott	x	x		x						x		
Alonella excisa (Fischer)			x	x	x	x						x
Alonella nana (Baird)	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x
Alonopsis elongata Sars	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Camptocercus rectirostris Schoedler		x										
Chydorus piger Sars	x	x								x		x
Chydorus sphaericus (O.F.M.)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Eurycercus lamellatus (A.F.M.)	x	x			x	x		x	x	x		x
Graptoleberis testudinaria (Fischer)						x						
Monospilus dispar											x	
Pleuroxus truncatus (O.F.M.)						x		x	x	x	x	x
Pseudochydorus globosus (Baird)						x		x		x		x
Rhynchotalona falcata Sars	x	x	x	x								
Polyphemus pediculus (Leuck.)			x	x	x	x	x	x		x	x	x
Bythotrephes longimanus Leydig						x		x			x	
Leptodora kindti (Focke)							x	x		x		
Copepoda												
Eudiaptomus gracilis Sars	x	x	x	x	x	x	x			x	x	
Mixodiaptomus laciniatus		x					x	x		x		
Heterocope saliens (Lillj.)	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	
Macrocylops albidus (Jur.)	x	x			x	x	x	x	x	x		x
Macrocylops fuscus (Jur.)					x	x				x		
Eucyclops denticulatus (A.Graet)								x				
Eucyclops macruioides (Lillj.)								x				x
Eucyclops macrurus (Sars)							x	x	x	x		
Eucyclops serrulatus (Fisch.)	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x
Eucyclops speratus (Lillj.)					x	x		x	x	x	x	x
Paracyclops affinis Sars							x					
Cyclops abyssorum S.L.							x	x	x	x	x	
Cyclops scutifer Sars	x	x	x	x	x	x	x					
Acanthocyclops capillatus (Sars)						x						x
Acanthocyclops robustus Sars									x	x		
Acanthocyclops vernalis (Fisch.)	x											
Diacyclops nanus (Sars)	x											
ant arter vannlopper	11	13	8	13	11	18	11	16	9	21	11	15
ant arter hoppekreps	7	6	3	4	7	8	9	9	6	10	5	5
tot ant krepsdyr	18	19	11	17	18	26	20	25	15	31	16	20

Vedlegg D.2 Sammensetning av planktoniske krepsdyr i Bjerkreimvassdraget 2005 * < 1% ** 1-10% *** > 10%.

dato	mai	sept	mai	sept	mai	sept	mai	sept	mai	sept	mai	sept
Lokalitet	Maud.v.	Maud.v.	Austr.v	Austr.v	Ørsd.v	Ørsd.v	Osł.v	Osł.v	Svelav	Svelav	Fotl.v	Fotl.v
Diaphanosoma brachyurum (Liév.)T										**		
Holopedium gibberum Zaddach	***	**	**	**	*	*	**			**		
Daphnia galeata Sars							*	**		**		
Daphnia longispina (O.F.M.)							*	**		*	*	
Bosmina longispina Leydig	***	***	***	***	**	***	**	**	***	***	***	***
Polyphemus pediculus (Leuck.)												***
Bythotrephes longimanus Leydig						*		*			*	
Leptodora kindti (Focke)							*	*		*		
andre	*		*	*		*		*		*	*	***
Copepoda												
calanoida												
Eudiaptomus gracilis Sars	**	**		***	*	**	*			**	*	
Mixodiaptomus laciniatus		**					*	*		*		
Heterocope saliens (Lillj.)	**	**		***	*	**	**	*		**	*	
cal naup	***	*	**	**	*		**	***	*	**	**	
cal cop		***					**	***	*		**	
cyclopoida												
Cyclops abyssorum S.L.							*	**	***	**	*	
Cyclops scutifer Sars	**	**	***	***	**	**	*					
andre	*			*			*	*			*	**
naup	**	*	***	**	***	***	***	***	***	**		**
cycl cop (I-III)	*					*	**		*	*	*	**
antall planktoniske arter	5	6	4	5	5	6	10	8	3	10	6	2
tot ant individer	5542	17250	269	240	1538	1098	3035	2034	2874	10717	2524	86
antall m trekk	27	20	12	25	20	30	9	15	14	15	5	20
antall pr m1	2909	12222	318	136	1090	519	4778	1921	2909	10124	7153	61

Vedlegg D.3 Sammensetning av litorale krepsdyr i Bjerkreimvassdraget 2005 * < 1% ** 1-10% *** > 10%.

dato	mai	sept	mai	sept	mai	sept	mai	sept	mai	sept	mai	sept
Lokalitet	Maud.v.	Maud.v.	Austr.v	Austr.v	Ørsd.v	Ørsd.v	Osl.v	Osl.v	Svelav	Svelav	Fotl.v	Fotl.v
Cladocera												
Diaphanosoma brachyurum (Liév.)T										**		
Sida crystallina (O.F.M.)				**	*	*	**	***		**		
Holopedium gibberum Zaddach	**		*	**			*					
Ceriodaphnia quadrangula (O.F.M.)						*						
Daphnia galeata Sars								*				
Scapholeberis mucronata (O.F.M.)									**	**		
Bosmina longispina Leydig	***	***	**	**	***	***	*	***	**	**	***	**
Lathonura rectirostris (O.F.M.)												*
Ophryoxus gracilis Sars				**		*						**
Acroperus harpae (Baird)	**	***		**	*	**	*	*	*	**	**	**
Alona affinis (Leydig)	**	**	*		*	*		**	*	*		*
Alona guttata Sars		**		*		*		*		**	*	*
Alona intermedia Sars										*		
Alona rustica Scott	**	*		**						*		
Alonella excisa (Fischer)			***	**	*	*						*
Alonella nana (Baird)	*	**		*	*	**	*	*	*	*	*	**
Alonopsis elongata Sars	***	***	***	***	***	***	***	***	**	**	***	***
Camptocercus rectirostris Schoedler		*										
Chydorus piger Sars	**	*								*		
Chydorus sphaericus (O.F.M.)	**	**	*	*	***	*	*	**	***	**	***	***
Eurycercus lamellatus (A.F.M.)	*	**			*	**		**	*	*		*
Graptoleberis testudinaria (Fischer)						*						
Monospilus dispar											*	
Pleuroxus truncatus (O.F.M.)						*		*	*	**	*	***
Pseudochydorus globosus (Baird)						*		*		*		*
Rhynchotalona falcata Sars	*	***	**	*								
Polyphemus pediculus (Leuck.)			**	*	*	**	*	*		***	***	**
Copepoda												
Eudiaptomus gracilis Sars	**		*	**						*	*	
Mixodiaptomus laciniatus							*					
Hetercope saliens (Lillj.)	**		*	**			*			*	*	
cal naup	*		**				**	*				
cal cop		**					**	*			*	
cyclopoida												
Macrocylops albidus (Jur.)	*	*			*	**		*	*	*		*
Macrocylops fuscus (Jur.)					*	*				*		
Eucyclops denticulatus (A.Graet)								*				
Eucyclops macruiroides (Lillj.)								**				*
Eucyclops macrurus (Sars)							**	**	*	*		
Eucyclops serrulatus (Fisch.)	**	***		*	*	**	**	**	***	*	**	**
Eucyclops speratus (Lillj.)					**	**		*	**	*	*	**
Paracyclops affinis Sars							*					
Cyclops abyssorum S.L.									*			
Cyclops scutifer Sars	**		**	**								
Acanthocyclops capillatus (Sars)						*						*
Acanthocyclops robustus Sars									*	*		
Acanthocyclops vernalis (Fisch.)	*											
Diacyclops nanus (Sars)	**											
naup	***	**	***		*	***	**	*		*	*	**
cycl cop (I-III)	***	***		**	**	***	**	***	**	**	**	**
tot ant ind	631	590	1207	5670	63925	18545	5092	7605	11245	48453	865	5066
m	30	30	15	20	15	10	10	40	15	20	10	10
ant in pr m ³	298	279	1140	4017	60388	26278	7215	2694	10623	34329	1226	7179