

_6a6

Fiskeundersøkelser i Rogaland i 2022

Espen Enge (mars 2023)



Prøvefiske i Raudbergtjørn i Lysedalen

Tittel:

Fiskeundersøkelser i Rogaland i 2022

Forfatter:

Espen Enge

Oppdragsgiver:

Statsforvalteren i Rogaland

Kontaktperson(er) hos oppdragsgiver:

Ørjan Simonsen

Rapportformat:

PDF

Antall sider:

53

Tilgjengelighet:

Åpen

Dato:

12.03.2023

Sammendrag:

Fisketettheter i elver: Sammenliknet med 2021 var det en klar reduksjon i tetthetene av laks 0+, mens det ikke var noen tydelige forskjeller for eldre lakseunger. For aure var det små forskjeller mellom 2021 og 2022. For Fuglestadåna ble det registrert avtagende trend for tettheter i perioden 2009-2022, både for yngel ($p < 0.05$) og eldre ($p < 0.001$) aure. For Hålandsåna er det registrert økende tettheter av 0+ laks ($p < 0.05$) i observasjonsperioden 2010-2022.

Elv	Aure 0+	Aure $\geq 1+$	Laks 0+	Laks $\geq 1+$
Fuglestad	1,1 (3,2)	1,5 (2,4)	50,6 (362)	62,8 (34,2)
Kvassheim	0,9 (2,6)	2,8 (5,6)	77,8 (223)	65,6 (38,7)
Figgjo	0,9 (10,0)	2,6 (3,7)	43,0 (158)	12,5 (21,5)
Dirdal	2,1 (0,7)	2,7 (2,5)	45,4 (55,7)	42,9 (45,8)
Håland	5,5 (0,4)	2,9 (7,1)	70,4 (113)	25,7 (77,4)

(tettheter: ind/100 m²; 2021-data i parentes)

Innsjøer: **Djupavatn** hadde en bestand av aure som er litt for tett. Kvaliteten på fiske er middels. Det er ikke registrert noen negative effekter av kalkings-slutt. **Indre Sliravatn** hadde en aurebestand som er for tett. Fangsten (CPUE) har vist en økende trend ($p < 0.01$) i perioden 2011-2022. Fisken var småfallen, men likevel av brukbar kvalitet. **Raudbergtjørn** hadde en tett aurebestand med fisk av under middels kvalitet. Bestanden hadde blitt vesentlig tettere sammenliknet med 2009.

Refereres som:

Enge, E. 2023: Fiskeundersøkelser i Rogaland i 2022 (oppdragsgiver: Statsforvalteren i Rogaland)

INNHold

	Side
INNHold	3
0. FORORD	4
1. INNLEDNING	5
2. METODER	8
2.1 Vannprøver/vannkjemi	8
2.2 El.-fiske	8
2.3 Garnfiske	9
3. RESULTATER FRA EL.-FISKET	10
3.1 Vannkjemi i elvene	10
3.2 Fisketettheter i elvene	13
3.2.1 Fuglestadåna	14
3.2.2 Kvasseheimsåna	17
3.2.3 Figgjoelva	20
3.2.4 Dirdalselva	23
3.2.5 Hålandsåna	27
4. RESULTATER FRA PRØVEFISKE MED GARN	30
4.1 Djupavatn	31
4.2 Indre Sliravatn	36
4.3 Raudbergtjørn	41
4. REFERANSER	46
Vedlegg	
<i>Vedlegg 1. Fisketettheter på enkeltstasjoner</i>	47
<i>Vedlegg 2. Rådata fra aure fanget på garn sommeren 2022</i>	52
<i>Vedlegg 3. Data fra Universitet i Stavanger sine aktiviteter i Raudbergområdet 2017-2022</i>	53

0. FORORD

Statsforvalteren (tidl. Fylkesmannen) gjennomfører rutinemessig undersøkelser i vann og vassdrag i Rogaland for å følge effektene av forsuring og kalking. I tillegg følges også enkelte andre lokaliteter som verken er forsuret eller kalket, og disse fungerer som referanser. Av undersøkelsene i 2022 var 5 av 8 lokaliteter direkte knyttet til kalking, forsuring & “recovery” (dvs. vannkjemisk forbedring/normalisering pga. avtagende forsuring):

Prosjekt	Forsuring & recovery	Kalkings-relatert	Referanser	Laks	Landbruks-forurensning	Lange tids-serier
Elver:						
Fuglestadåna	x		x	x	x	x
Kvassheimsåna			x	x	x	x
Figgjo			x	x	x	x
Dirdalselva	x			x		x
Hålandsåna			x	x		x
Innsjøer:						
Djupavatnet	x	x				
I. Sliravatn		x				x
Raudbergtjørn	x		x			

I Dirdalselva pågår en "dugnadsovervåkning" av vannkjemis. Sira-Kvina betaler analysene. Espen Enge går inn med betydelig egeninnsats i dette arbeidet, og SK's bidrag er i realiteten en utgiftsdekning. Grunneierlaget går inn med prøvetaking, og for dette bidrar Statsforvalteren økonomisk. Disse resultatene rapporteres fullstendig i Sira-Kvina årsrapportene, men her vises årsmidler fra denne overvåkingen.

Studenter fra UiS har nå i et par år hatt aktiviteter i Dirdalsvassdraget. Aila Gustavsen og Ruth-Helen Todnem har i perioden juni 2021 til jan. 2022 tatt månedlige prøver i Djupavatn i forbindelse med BSc-oppgaven, som ble leveret i mai 2022. I tillegg har UiS-studenter også hatt aktiviteter i Lysedalen, og resultater herfra er tatt med i vurderingene for Raudbergtjørn.

Feltarbeidet i 2022 ble utført av James W. F. Fanuelsen, Ravn Løland-Gundersen, Samuel Lutz, Theo Fanuelsen og Espen Enge. Sammen med sistnevnte har også Even Petersen og Ravn Løland-Gundersen lest fiskeskjell. Espen Enge har bearbeidet materialet og skrevet rapporten.

Per Terje Haaland takkes for lånet av Haalandstølen ved prøvefisket i I. Sliravatn. Alle bilder er tatt av Espen Enge der annet ikke er angitt.

1. INNLEDNING

Rogaland er et av fylkene i Norge som ble hardest rammet av forsuring. I 1960- og 70-årene var fiskedøden særlig omfattende, og omlag 1/3 av aurebestandene i fylket og 1/5 av laksebestandene døde ut som følge av forsuring (Sevaldrud og Muniz 1980). I tillegg ble ytterligere 1/5 av laksebestandene sterkt redusert som følge av forsuringen.

Kalkingen i Rogaland startet så smått midt på 1980-tallet, men ekspanderte kraftig de påfølgende år, og midt på 1990-tallet passerte kalkingen i fylket 200 innsjøer (Fig. 1). På det meste ble det kalket 284 innsjøer i fylket (2003). I tillegg til innsjøkalkingen, kalkes 10 lakselver i fylket med doserer.

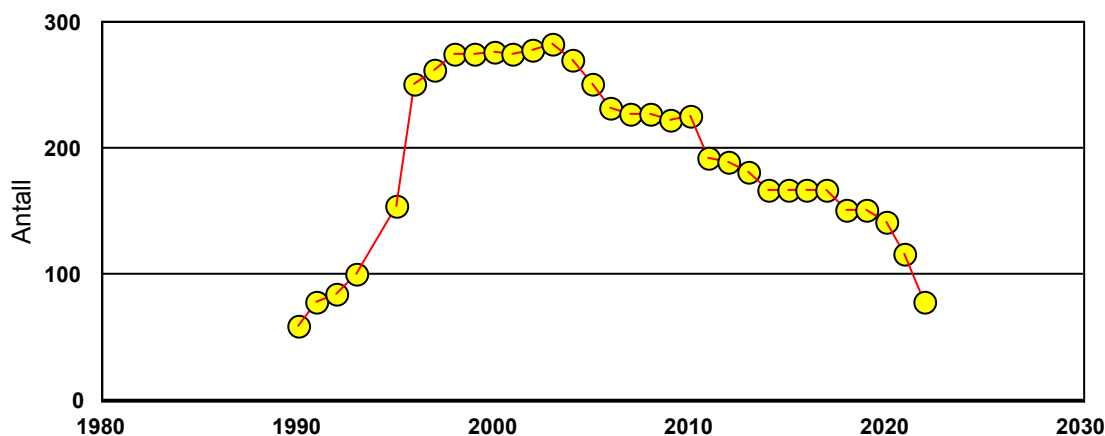


Fig. 1. Innsjøkalkingsprosjekter i Rogaland (1990-2021). Omfatter både direkte og indirekte kalkede innsjøer.

For å evaluere effektene av kalkingen drives omfattende biologisk og kjemisk oppfølging av kalkingen. Selv om det er en viss overlappning, kan man litt forenklet si at Miljødirektoratet har ansvaret for oppfølgingen av elvekalkingen (“nasjonale” prosjekter), mens Statsforvalteren står for oppfølgingen av innsjøkalkingen (“lokale” prosjekter).

De siste par 10-år har forsuringen blitt vesentlig redusert, og fisken har kommet tilbake i en rekke fisketomme innsjøer, også i innsjøer som ikke kalkes. Dette har forsterket behovet for fortløpende evaluering av behovet for videre kalking. Vannkjemisk overvåkning benyttes til å følge utviklingen i forsuringstilstanden, og i forvaltningsmessig sammenheng benyttes resultatene til bl.a. fortløpende kontroll av at kalkingen “virker”. Dessuten brukes dataene til å justere kalkingen med utgangspunkt i endret forsuringssituasjon. Særlig avslutning av prosjekter har vært en aktuell problemstilling de siste par år, jfr. undersøkelsene i Djupavatnet (kap. 4.1). Vannkjemien overvåkes rutinemessig ved oppfølging av de fleste innsjøkalkingslokalitetene (ikke rapportert her), omfattende vannkjemisk prøvetaking i tilknytning til den biologiske overvåkingen og kontinuerlig vannkjemisk overvåking av utvalgte lokaliteter. “pH-kartet” for Rogaland som har vært utarbeidet/prøvetatt på 1980-tallet, i 2002, 2007 og 2012 tjener også som nyttig referanse for forsuringssituasjonen i Rogaland (Enge 2013).

Av viktige direkte forvaltningsmessige anvendelser av den biologiske overvåkingen er i) dokumentasjon av kalkingseffekt, dvs. at fisken faktisk klarer seg, ii) skaffe data/dokumentasjon for å vurdere evt. oppstart av nye omsøkte prosjekter eller iii) vurdere avslutning av eksisterende prosjekter. Dessuten har påvisning av evt. negative effekter av nedtrapping og/eller avslutning av kalking blitt en aktuell problemstilling de seinere år.

Med utgangspunkt i disse overvåkningsdata er kalkmengdene vesentlig redusert de siste 10-år som følge av dokumentert forbedret forsuringssituasjon. For innsjøene er kalkmengdene mer enn halvert. Dessuten er også en rekke prosjekter avsluttet som følge av forbedret vannkvalitet. I forhold til "topp-året" 2003, kuttet kalkingen i gjennomsnitt med 9 innsjøer i året.

I 2022 ble omlag 80 innsjøer regnet som kalket. Dette omfatter både direkte og indirekte kalkede innsjøer. Som følge av redusert surhet i vassdragene er nåværende kalking i Rogaland, både innsjøkalkingen og elvekalkingen, i hovedsak knyttet til de fortsatt relativt sure områdene i sør-østre deler av fylket, eller til vannet som drenerer herfra, men hvor selve kalkdoseringen skjer lenger nede i vassdraget.

I 2022 ble det prøvofisket med garn i Djupavatnet, I.Sliravatnet og Raudbergjørn (Fig. 2). I Djupavatn ble kalkingen avsluttet for 5 år siden. I innsjøene oppstrøms Sliravatn har kalkingen blitt nedtrappet gradvis over flere år, og det kalkes nå med mengder på omlag 1/3 av kalkmengdene fra 1990-tallet. Raudbergjørn kalkes ikke, men kan tjene som en forsuringreferanse. Her ble det gjort omfattende undersøkelser fisk og vannkjemi for omlag 10-15 år siden (Enge et al. 2012).

Å følge utviklingen i laksetetthetene i elvene har ikke bare forsuring&recovery aspekter, men er også viktig i sammenhenger som klima, lakselus, landbruksforurensning, vannkraft m.m. Lange tidsserier er i seg selv verdifulle. *I Rogaland finnes overvåkningsserier som har gått mer eller mindre kontinuerlig helt siden slutten 1980-tallet, og disse er særlig verdifulle.* I kalkingssammenheng tjener flere av disse som referanser. De 5 elvene med best dataserie, og som nå følges opp årlig, er Fuglestadåna, Kvasshemsåna, Figgjo, Dirdal og Hålandselva (Fig. 2). Disse elvene ble første gang el.-fisket i 1989 i forbindelse med et prosjekt som skulle sjekke Rogalandselvene for Gyrodactylus (Persson 1990). Ordinær overvåkning ble startet i 1990/1991.

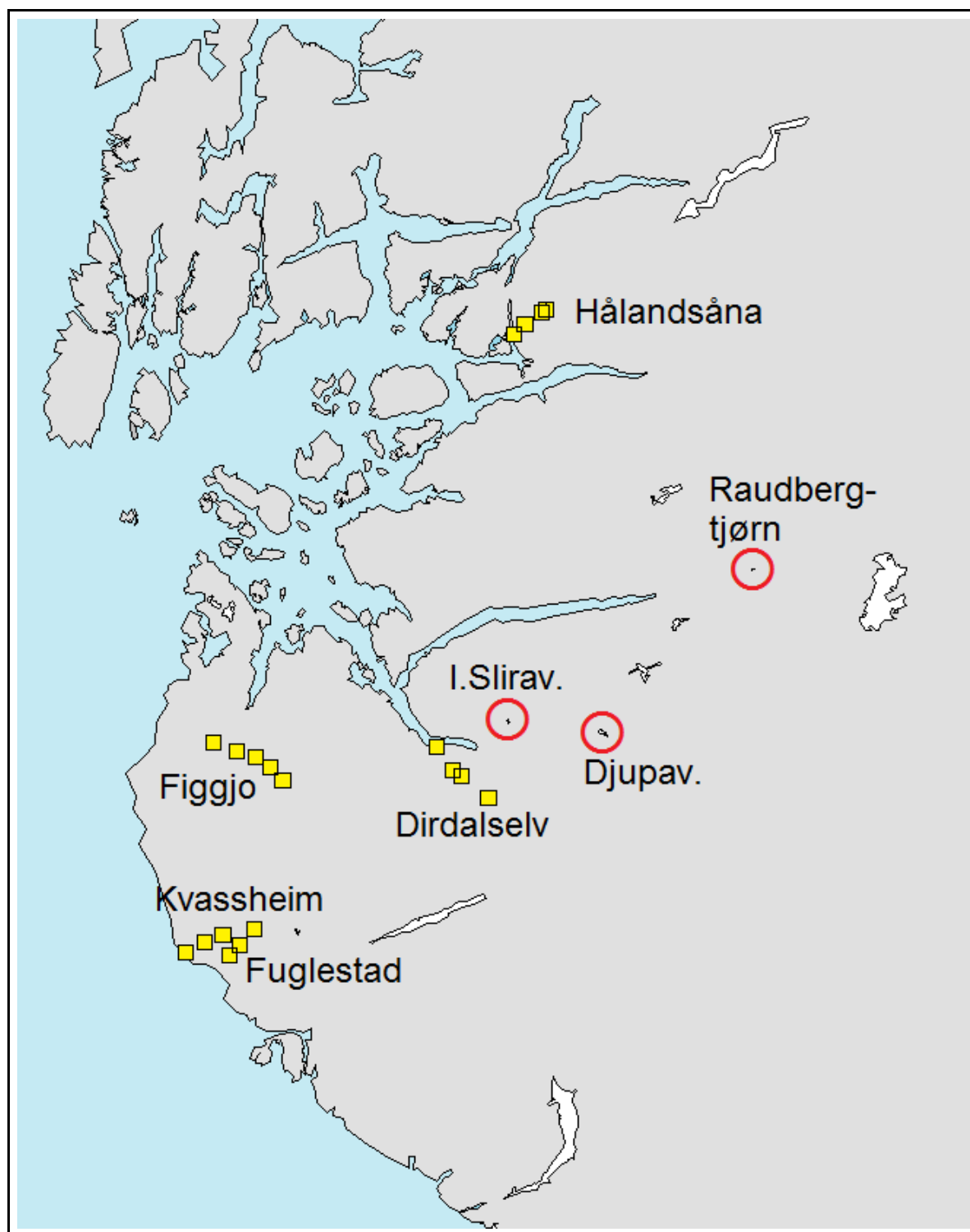


Fig. 2. Oversiktskart over garn- (rødt) og el.-fiskelokalitetene (gult) i 2022 (kartgrunnlag: Statsforvalteren).

2 METODER

2.1 Vannprøver/vannkjemi

Prøvene ble hentet i syrevaskede polyetylen-flasker. Bekkeprøvene ble hentet rett i flasken, mens innsjøprøvene ble hentet med Ruttner vannhenter ute på innsjøene i ulike dyp. pH, farge og Al ble målt samme dag eller dagen etter prøvetaking.

pH og konduktivitet ble målt iht. "Standard Methods of the Examination of Water and Wastewater" (Eaton et al. 1995). Konduktivitet ble målt i felt. Alkalitet ble titrert med H_2SO_4 til $pH=4.50$, og "ALK₀₂" ble beregnet etter Enge og Garmo (2021). Farge ble bestemt fotometrisk etter tidligere NS 4722 (her: ufiltrert, 445 nm). Rent empirisk er fargetall etter nyere standarder (410 nm) omlag 80% av dette (Enge, unpubl. data). Ca, Na, K og Cl ble målt med ione-selektive elektroder, mens Mg ble målt fotometrisk etter Ingman og Ringbom (1966). NO_3 ble målt fotometrisk etter Zn-reduksjon (tidligere "Standard Methods"). Sulfat ble bestemt ved konduktometrisk titrering med barium acetat som beskrevet av Stølen (2019). Al ble bestemt fotometrisk iht. "Standard Methods" (ECR-metode). LAI ble bestemt som differansen mellom Al målt direkte (RAI) og Al målt på en ionebyttet prøve (ILAI).

Siden det her foreligger full-analyse, er "opprinnelig alkalitet" estimert som summen av ikke-marine basekationer. Dette gir et bedre estimat enn forenklingen som ble benyttet tidligere ($1.21 \times$ ikke-marint Ca, Henriksen 1980). Forskjellen mellom dagens alkalitet og opprinnelig alkalitet, dvs. alkalitetstapet, er pr. def. "forsuring". ANC er beregnet som $\Sigma(\text{basekationer}) - \Sigma(\text{sterke syrers anioner})$. "Opprinnelig pH", dvs. antatt pH-verdi uten forsuring, er beregnet etter Hindar og Wright (2002). Siden det her er målt "fargetall" og ikke TOC, er sistnevnte estimert som $0.1 \times \text{fargetall}$ (Wright et al. 2011), og dette er brukt i beregningene av "opprinnelig pH".

I tillegg til kvalitetsikring av de ulike enkeltparametre (f.eks. Enge et al. 2021), er det også beregnet kation-anion differanse og differanse mellom beregnet og målt konduktivitet. Her er kriteriet $\pm 10\%$ ofte benyttet. For konduktivitet er dette kriteriet dessuten nedfelt i internasjonalt anerkjente standarder (Eaton et al. 1995). For alle analysene foretatt i forbindelse med denne rapporten, var nevnte differanser godt innenfor akseptable grenser.

2.2 El.-fiske

Det er utført registreringer av fisketettheter i 5 lakseelver. Tre av disse ligger på Jæren og to i Ryfylke. I flere av disse foreligger noenlunde sammenhengende observasjonsserier tilbake til slutten av 1980-tallet.

Det ble gjennomført 3 gangers overfiske. Fangsten ble sortert i laks/aure og yngel/eldre fisk ($0+/\geq 1+$), og tetthetene ble beregnet etter Zippin (1958). Ved liten fangst og/eller lav fangbarhet ble tilnæringsmetoder benyttet. Det ble da beregnet fangbarhet (p-verdi) for totalfangsten (hele elven) for denne arten/årsklassen. Disse p-verdiene er skrevet med liten skrift i tabellene, og de tilhørende utregnede tettheter står i parentes. Arealet på stasjonene er be-

regnet som lengde × middelbredde. Størrelsen på stasjonene skal i utgangspunktet være ca. 100 m², men i mindre elver/bekker er dette ikke alltid praktisk gjennomførbart. I 2022 var gjennomsnittsareal for stasjonene 102 m² (n=19). Totale tettheter for elvene for de ulike årsklasser gjøres ved å betrakte alle stasjonene som én stor stasjon. Dette vises i nederste del av de ulike tabellene for tetthetsberegninger (vedlegg 1). Det ble samtidig notert antall ål som ble fanget. Tallene var normalt små, og er derfor presentert som Σfanget.

Ved hver el.-fiske dato, er vannføring fra et (eller flere) nærliggende vannmerker hentet/avlest for å estimere relativ vannføring for el.-fiskeelvene (Tab. 1). Merk at ved bruk av referansefelter mye større enn det aktuelle feltet, eller ved bruk av data fra felter som har bedre naturlig selvregulering (form&innsjøprosent m.m.), blir skalert vannkvalitet noe for stor på synkende vannføring og tilsvarende for lav på økende vannføring. I 2022 var vannføringene moderate under el.-fisket, typisk ca. 1/3 av middelvannføring (Tab. 1).

Tab. 1. Vannføringer (m³/s) under el.-fisket målt på antatt representativ vannmerker.

Elv	Dato	Vannmerke & Q _{middel} (m ³ /s)						Q-relativ (% av middel)	
		Bjordal	Ogna	Haugland	Gilja	Byrkjedal	Hauge		Osali
		11,4	4,1	7,0	0,86	4,5	4,7	2,0	
Fuglestad	06.06		1,0	1,7				24%	
Kvassheim	16.06		1,6	1,9				33%	
Figgjo	03.06		1,6	2,1				35%	
	04.06		1,4	2,0				31%	
Dirdal	01.08				-	1,3		29%	
Håland	29.07						1,3	1,3	46%

2.3 Garnfiske

De tre innsjøene som ble undersøkt i 2022 ligger i Frafjordheiene (I. Sliravatn), Hunnedalsheiene (Djupavatnet) og Lysedalen (Raudbergstjørn). Sistnevnte er ikke kalket. Sliravatn kalles kun via oppstrømskalking (Hellravatn&Holmavatn). I Djupavatn er det gjort et forsøk med full kalkingsstopp, og det ble prøvofisket årlig i 5 år for å evaluere dette. 2021-prøvofisket var det siste prøvofisket av disse planlagte fem, men Statsforvalteren har besluttet å fortsette undersøkelsene inntil videre.

Det ble benyttet 2-4 stk. “Nordiske” garn i innsjøene, avhengig av innsjøstørrelse, forventet fangst og tilgjengelighet. Fisken ble veiet, lengdemålt, og åpnet for bestemmelse av kjøttfarge, kjønn, stadium og mageinnhold (i felt). Det ble tatt skjellprøver for aldersbestemmelse. Rådata er vist i vedlegg 2. Økologisk tilstand er klassifisert utfra CPUE (Sandlund et al. 2013).

3 RESULTATER FRA EL.-FISKET

3.1 Vannkjemi i elvene

Samtidig med el.-fisket ble det tatt vannprøver på samtlige stasjoner (n=19). Hovedtrekkene var at vannkvaliteten i lavereliggende strøk hadde vesentlig høyere ioneinnhold enn prøvene fra elver som kommer fra fjellområder (Tab. 2).

Tab. 2. Resultater av vannprøver tatt under el.-fisket sommeren 2022 (se også kart Kap. 3.2).

Stasjon	Dato	Temp °C	pH	Kond µS/cm	Farge mg Pt/l	ALK ₀₂ µekv/l	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Cl mg/l	SO ₄ mg/l	NO ₃ µg N/l	Al µg/l	LAI µg/l	ANC µekv/l
Fuglestad-1	06-jun	13,6	7,44	67,6	22	220	3,9	1,3	6,6	0,33	10,6	2,5	390	23	17	210
Fuglestad-2	06-jun	16,0	7,55	60,6	23	180	3,4	1,1	6,2	0,30	10,2	2,6	320	38	29	180
Fuglestad-3	06-jun	17,6	7,48	61,9	24	210	3,9	1,1	6,0	0,34	9,7	2,7	430	28	21	190
Kvassheim-1	16-jun	13,0	7,36	169,0	52	780	12,8	4,5	13,0	1,2	18,2	10,2	1500	<5	<5	770
Kvassheim-2	16-jun	12,8	7,66	126,2	54	570	9,9	3,1	9,6	0,89	14,4	5,2	1400	<5	<5	580
Kvassheim-3	16-jun	14,2	7,66	94,6	67	430	6,2	2,2	8,7	0,37	13,1	3,4	240	7	7	410
Figgjo-1	03-jun	12,7	7,31	86,3	21	230	5,7	1,6	8,1	0,90	14,1	3,8	760	10	7	260
Figgjo-2	03-jun	12,9	7,40	74,4	17	140	3,5	1,4	7,6	0,71	13,5	3,3	680	4	<5	140
Figgjo-3	04-jun	15,4	7,36	72,2	19	120	3,4	1,3	7,5	0,69	13,4	3,2	700	11	7	120
Figgjo-4	04-jun	13,0	7,25	71,8	18	120	3,3	1,4	7,4	0,65	13,4	3,2	710	8	<5	110
Figgjo-5	04-jun	13,5	7,19	70,1	20	120	3,3	1,3	7,2	0,56	12,9	3,1	670	11	6	120
Dirdal-1	01-aug	16,1	6,52	27,3	20	40	1,0	0,46	3,0	0,19	4,5	1,9	240	22	5	41
Dirdal-2	01-aug	15,9	6,35	23,6	20	31	0,80	0,39	2,7	0,16	4,1	1,5	220	26	8	31
Dirdal-3	01-aug	15,2	6,14	22,6	25	16	0,54	0,37	2,8	0,11	4,5	1,6	130	37	8	13
Dirdal-4	01-aug	13,1	6,32	18,2	16	27	0,58	0,28	2,2	0,06	3,0	1,4	150	22	7	23
Håland-1	29-jul	15,0	6,44	19,0	31	43	1,0	0,29	1,8	0,22	2,5	1,4	180	27	<5	45
Håland-2	29-jul	16,6	6,58	18,3	32	40	0,98	0,28	1,8	0,22	2,4	1,5	180	26	<5	40
Håland-3	29-jul	16,3	6,64	18,0	28	41	1,0	0,28	1,7	0,21	2,3	1,5	210	25	<5	40
Håland-4	29-jul	15,6	6,59	18,0	27	41	1,0	0,27	1,6	0,19	2,3	1,5	220	24	<5	38

Generell vannkjemi: Relativt lettforvitrelig berggrunn og stor mektighet av løsmasser gjør at lavereliggende vann og vassdrag i Rogaland får et betydelig ionebidrag fra berggrunnen. Av hovedionene i vann er Ca primært av "geologisk" opprinnelse, mens Cl kun har marint bidrag, dvs. sjøsalt "spray" som føres med vær og vind. Derfor avtok både Ca og Cl med økende avstand til kysten, her uttrykt ved $UTM_{ØST}$ (Fig. 3a), og med økende høyde over havet (Fig. 3b). Som følge av dette var konduktiviteten sterk korrelert til både Ca (Fig. 3c) og Cl (Fig. 3d), og til sammen forklarte disse to parametrene variasjonene i konduktivitet (multipel regresjon: $r^2=1.00$, $n=19$).

Alkaliteten har sin opprinnelse i berggrunnen, noe som gav høy korrelasjon mellom Ca og ALK (Fig. 3e). Her var imidlertid stigningskoeffisienten noe høyere enn den teoretiske. Dette skyldes at også andre "geologiske" ioner, som samvarierer med Ca, også gir et visst ALK-bidrag. Målt alkalitet var imidlertid litt lavere enn beregnet alkalitet utfra summen av ikke-marine basekationer. Differansen, dvs. "forsuringen", var sterkt korrelert til summen av ikke-marint sulfat (SO_4^*) og NO_3 (Fig. 3f). For mange av prøvene var forsuringen langt høyere enn hva som forbindes med antropogen forsuring, og må skyldes "naturlig" forsuring, f.eks. oksydasjon av pyritt. Til dels svært høye SO_4 -verdier, særlig i lavereliggende strøk, støtter denne antakelsen. Sammenhengen mellom pH og ALK (Fig. 3g) viste verdier litt lavere enn hva som skulle forventes ved likevekt med luftens CO_2 . pH var f.eks. 7.5 ved $ALK=300$ $\mu\text{ekv/l}$. Ved likevektskonsentrasjon av $[CO_2(aq)]$, som er omlag 10-15 μM , litt avhengig av hva temperatur som legges til grunn, ville pH ha blitt 0.2-0.3 enheter høyere. Dette tyder på en viss overmetning.



El.-fiskestasjon 3 i Hålandsåna

I lavereliggende strøk er det i tillegg et visst bidrag av næringssalter fra landbruket. Dette kan være en medvirkende forklaring på den høye korrelasjonen mellom K og NO₃ (Fig. 3h), som begge er viktige bestanddeler av kunstgjødsel.

ANC er en parameter som forvaltningen mer og mer tar i bruk, f.eks. i forbindelse med klassifiseringer etter Vanddirektivet. ANC kan betraktes som en alternativ angivelse av ALK, og har i mange sammenhenger overtatt for sistnevnte. På dette materialet (Fig. 3i) ble det imidlertid ikke funnet signifikante forskjeller mellom ALK₀₂ og ANC (p>0.05).

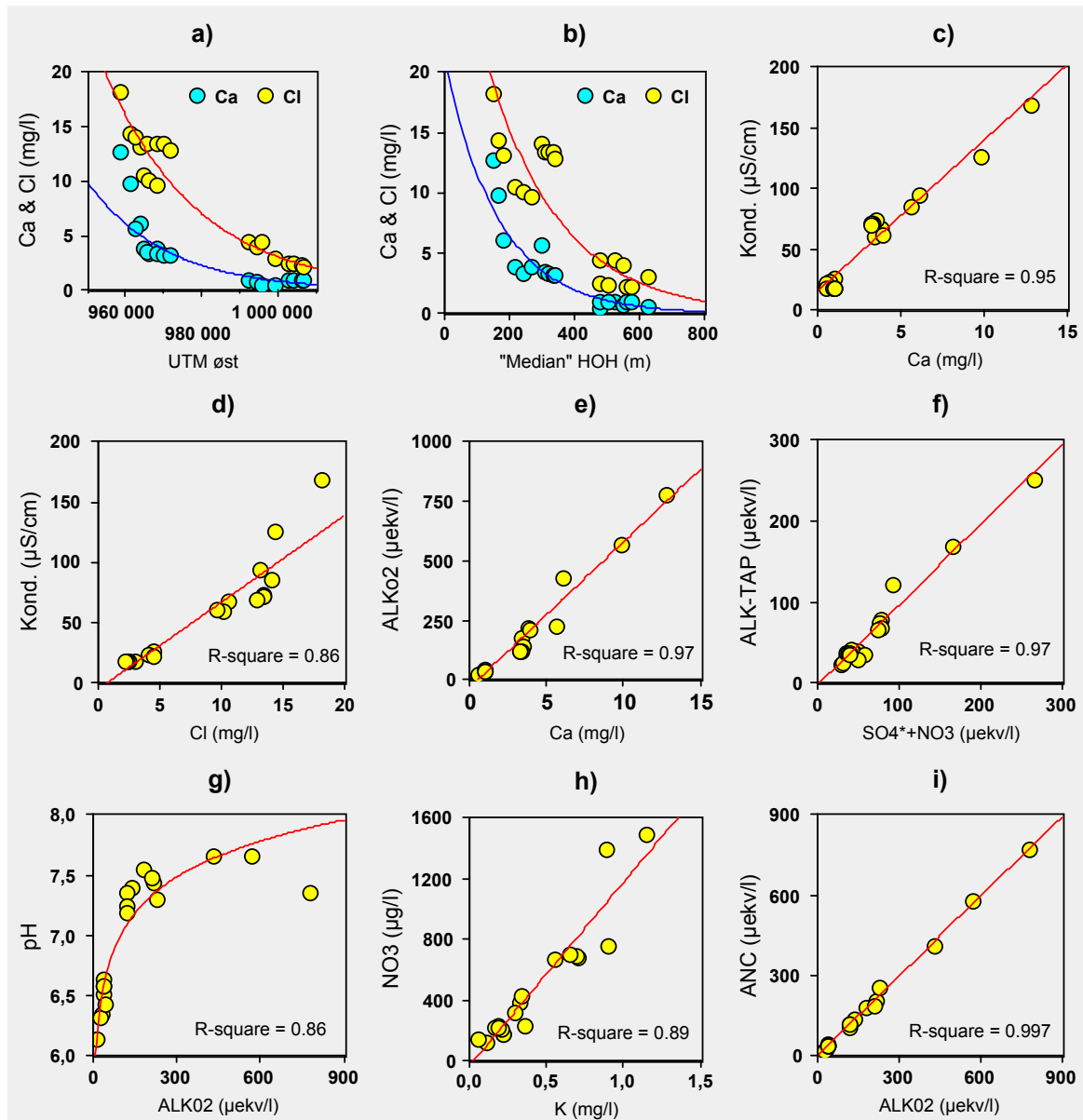


Fig. 3. Det var tydelige øst-vest gradienter (a) og HOH-gradienter (b) for Ca og Cl. Som "median"-HOH er det benyttet $(HOH_{stasjon} + HOH_{max})/2$. Geologien, representert med Ca (c), og sjøsalteffekten, representert ved Cl (d) forklarte ioneinnholdet ("konduktiviteten") i vannprøvene. Alkaliteten var sterkt korrelert til Ca (e). Alkalitetstapet ("forsuringen") var sterkt korrelert til summen av ikke-marint SO₄ og NO₃ (f). pH var sterkt korrelert til log(ALK₀₂) (g). En "outlier" var den sterkt forurensede st. 1 i Kvassheimsåna. Det ble funnet høy korrelasjon mellom K og NO₃ (h). Et "perfekt" 1:1-forhold mellom ALK₀₂ og ANC ble funnet (i).

Vannkjemi og fisk: Med pH-verdier på 6.14-7.66 (Tab. 2) var vannkvaliteten ideell for laks på alle stasjoner i alle elver. Med unntak av i Fuglestadåna var LAI ideell for laks (<10 µg/l).

Nok en gang ble det målt høye verdier for LAI i Fuglestadåna (Fig. 4). Dette synes å inntreffe ved høye pH-verdier (>7) og kan skyldes at aluminiumet foreligger som aluminat. Disse høye LAI-verdier synes å inntreffe nesten årevisst. Det har tidligere blitt målt verdier på opp til 160 µg/l på st. 2, noe som burde ha vært direkte toksisk for laks, men uten dette tilsynelatende har hatt påvirkning på fisketetthetene. I fjor ble det foreslått at dette ble sjekket opp nærmere. Samme oppfordring gjentas herved.

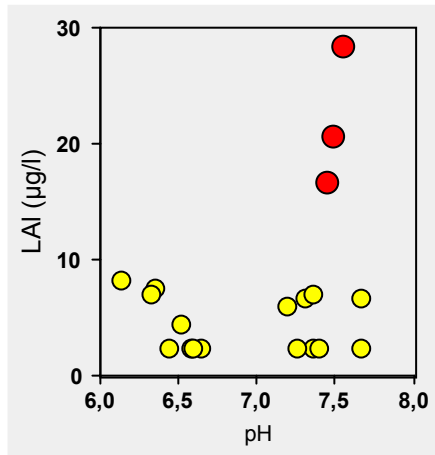


Fig. 4. LAI og pH for alle el.-fiskestasjoner i 2022. Fuglestad-elva skilte seg ut også i år (røde sirkler).

I tillegg til prøvetaking i forbindelse med el.-fisket ble 4 stasjoner i Fuglestad overvåket med månedlige prøvetakinger i 2015, i regi av Lyse (Trond Erik Børresen, pers.medd.). En sammenstilling av alt tilgjengelig materiale (Fig. 5a) viste tydelig at de ekstreme LAI-verdiene inntraff i forbindelse med svært høye pH-verdier (opp til pH=9.3). Slike høye pH-verdier (Fig. 5b) er i seg selv unormale og burde sjekkes. LAI_{MIN} inntraff ved pH=6.4 (Fig. 5a).

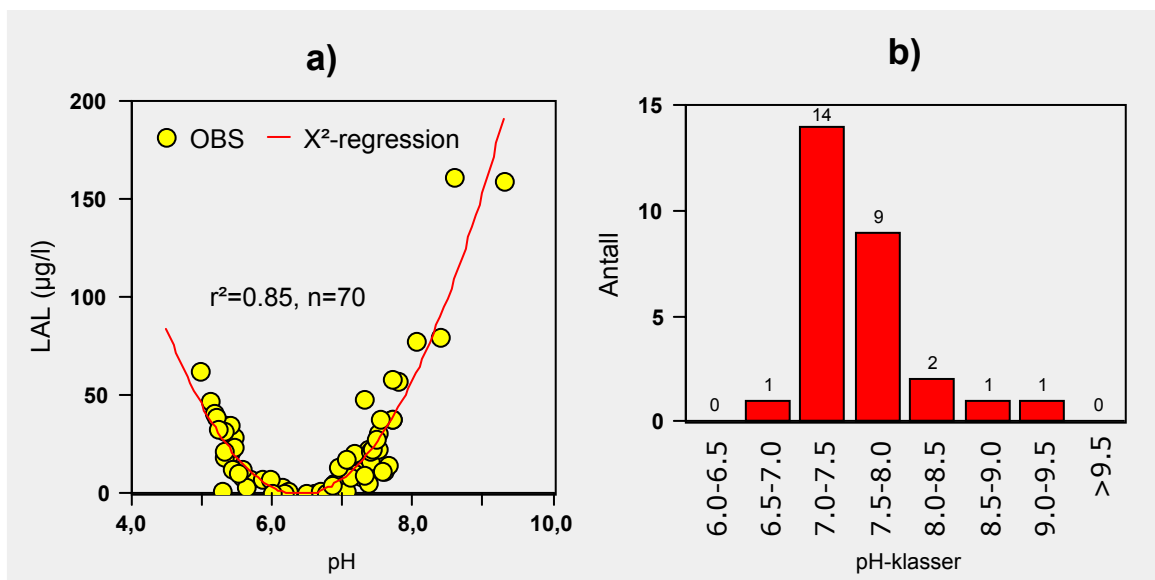


Fig. 5. LAI og pH for alt tilgjengelig datamateriale fra Fuglestadvassdraget (a). Frekvensfordeling for pH-målinger (n=28) fra el.-fiskestasjonene (b).

3.2 Fisketettheter i elvene

Det ble el.-fisket i Fuglestadåna, Kvasseimsåna, Figgjo, Dirdalselva og Hålandsåna sommeren 2022.

3.2.1 Fuglestadåna

Fuglestadåna drenerer sørlige deler av Høg-Jæren og renner ut i sjøen ved Brusand (Fig. 7). Vassdraget er varig vernet. Elva regnes ofte som lakseførende opp til fossen ved Åsane (5.8 km). Det kan likevel se ut som om laksen klarer å passere fossen på visse vannføringer, da det ofte registreres laks på stasjonen oppstrøms fossen (St. 3: Matningsdal). Vassdraget er noe påvirket av kraftutbygging, og vann tilsvarende omlag 35% av vassdragets totale avløp (Hagavatn og Buarskogfeltene) er overført til Hetland kraftverk i Ogna.

Fisketettheter: Det har blitt registrert fisketettheter i Fuglestadåna helt siden 1989. Her er det presentert data f.o.m. 2009 t.o.m. 2022 (Fig. 6, Tab. 3). For 2022 er tetthetene på de ulike stasjonene vist i vedlegg 1.

Tab. 3. Tettheter av aure og laks f.o.m. 2009 (data tilbake til 1989 finnes, se FM's Miljønotater)

Elv	År	Stasjoner	TETTHET (ind./100 m ²)			
			Aure 0+	Aure ≥1+	Laks 0+	Laks ≥1+
Fuglestadåna	2009	3	6,1	9,6	63,3	41,6
	2010	3	35,5	9,3	169	64,4
	2011	3	13,3	4,8	101	45,9
	2012	3	24,4	11,4	214	30,8
	2013	3	0,8	5,2	(99,2)	50,9
	2014	3	20,5	5,7	140	59,4
	2015	3	4,7	3,8	(247)	26,7
	2016	3	27,1	4,1	48,1	50,9
	2017	3	8,2	1,9	215	31,1
	2018	3	(0,6)	3,6	(280)	93,0
	2019	3	2,8	1,5	256	57,6
	2020	3	2,8	1,3	181	48,5
	2021	3	3,2	2,4	(362)	34,2
	2022	3	(1,1)	(1,5)	50,6	62,8
Middel	siste 10 år		7,2	3,1	188	51,5
SD			9,2	1,6	103	19,1

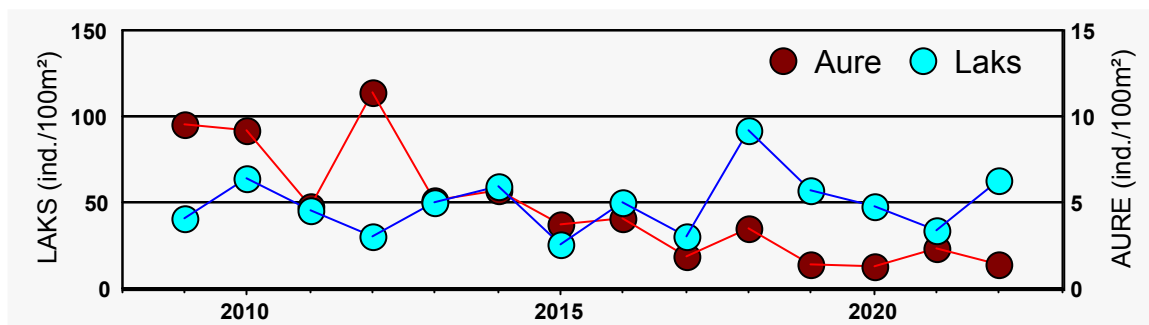


Fig. 6. Fisketettheter (≥1+) for laks og aure 2009-2022 (merk ulik skalering på Y-aksene).



Fig. 7. Fuglestadåna (Kartgrunnlag: Statsforvalteren)

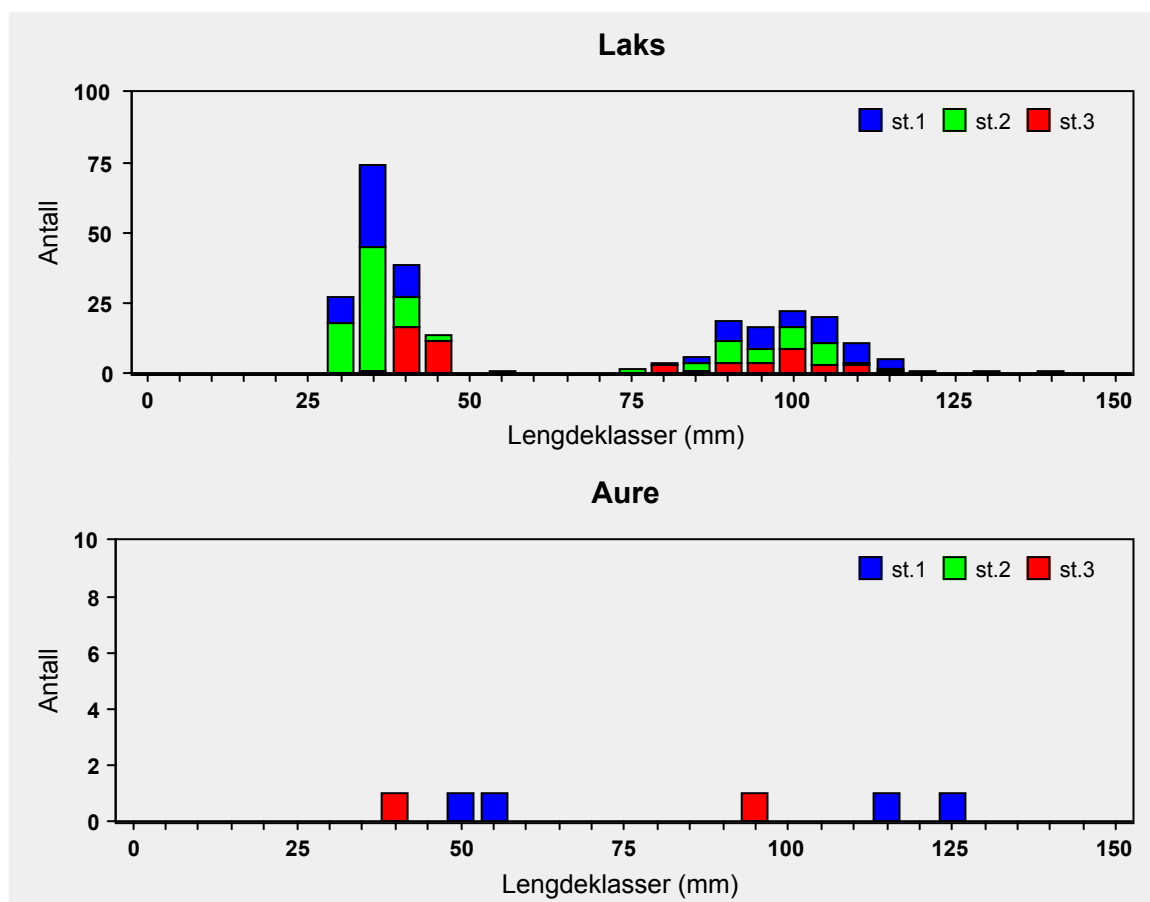


Fig. 8. Lengdefordeling for el.-fiskefangst fra Fuglestadåna. (Lengdeklasser=intervallmidtpunkt).

Kommentarer: Vannkvaliteten var god mhp. pH, mens LAI-verdiene var betenkelig høye (se diskusjon under 3.1). Nitratverdiene tydet på en viss påvirkning av landbruksaktiviteter, men uten at dette synes å ha medført effekter som uønsket begroing.

Tetthetene av laks har vært stabilt høye i hele perioden 2009-2022. Tetthetene av aure i Fuglestadelva var tidligere høyere enn for mange av de andre elvene, men tetthetene har avtatt, både for yngel ($p < 0.05$) og for eldre aure ($p < 0.001$). For laks bestod fangsten kun av 0+ og 1+ (Fig. 8). Materialet for aure er sparsomt, men det kan også for denne antydes tilstedeværelse av 0+ og 1+.

3.2.2 Kvasseheimsåna

Kvasseheimsåna drenerer områder fra Kvasseheim på Jæren og innover Anisdalsheia (Fig. 10). Nedstrøms Anisdal er vassdraget tydelig jordbrukspåvirket (Bergheim og Hesthagen 1987).

Fisketettheter: Det har blitt registrert fisketettheter i Fuglestadåna helt siden 1989. Her er det presentert data f.o.m. 2009 t.o.m. 2022 (Fig. 9, Tab. 4). For 2022 er tetthetene på de ulike stasjonene vist i vedlegg 1.

Tab. 4. Tettheter av aure og laks f.o.m. 2009 (data tilbake til 1989 finnes, se FM's Miljønotater).

Elv	År	Stasjoner	TETTHET (ind./100 m ²)			
			Aure 0+	Aure ≥1+	Laks 0+	Laks ≥1+
Kvasseheimåna	2009	3	0	4,9	128	71,4
	2010	3	15,3	0,9	91,6	51,6
	2011	3	3,7	2,1	68,0	54,5
	2012	3	0	5,1	96,6	115
	2013	3	0	7,0	(92,9)	137
	2014	3	1,8	8,2	92,0	72,5
	2015	3	4,2	5,6	300	33,4
	2016	3	(0,8)	5,1	151	84,2
	2017	3	0,7	1,0	50,3	24,7
	2018	3	0	6,3	33,0	86,6
	2019	3	0,9	2,4	98,1	32,5
	2020	3	(2,5)	4,6	48,2	48,6
	2021	3	2,6	5,6	(223)	38,7
	2022	3	(0,9)	2,8	(77,8)	65,6
	Middel	siste 10 år		1,4	4,9	117
SD			1,3	2,2	85,1	34,4

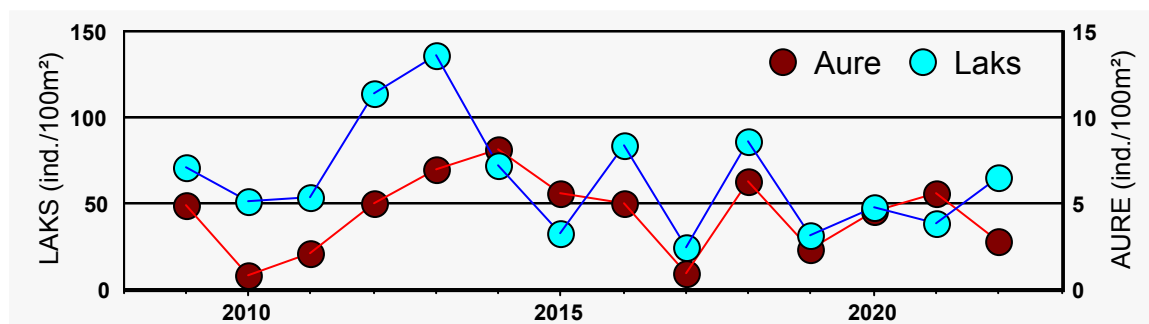


Fig. 9. Fisketettheter (≥1+) for laks og aure 2009-2022 (merk ulik skalering på Y-aksene).



Fig. 10. Kvasseimsåna (Kartgrunnlag: Statsforvalteren).

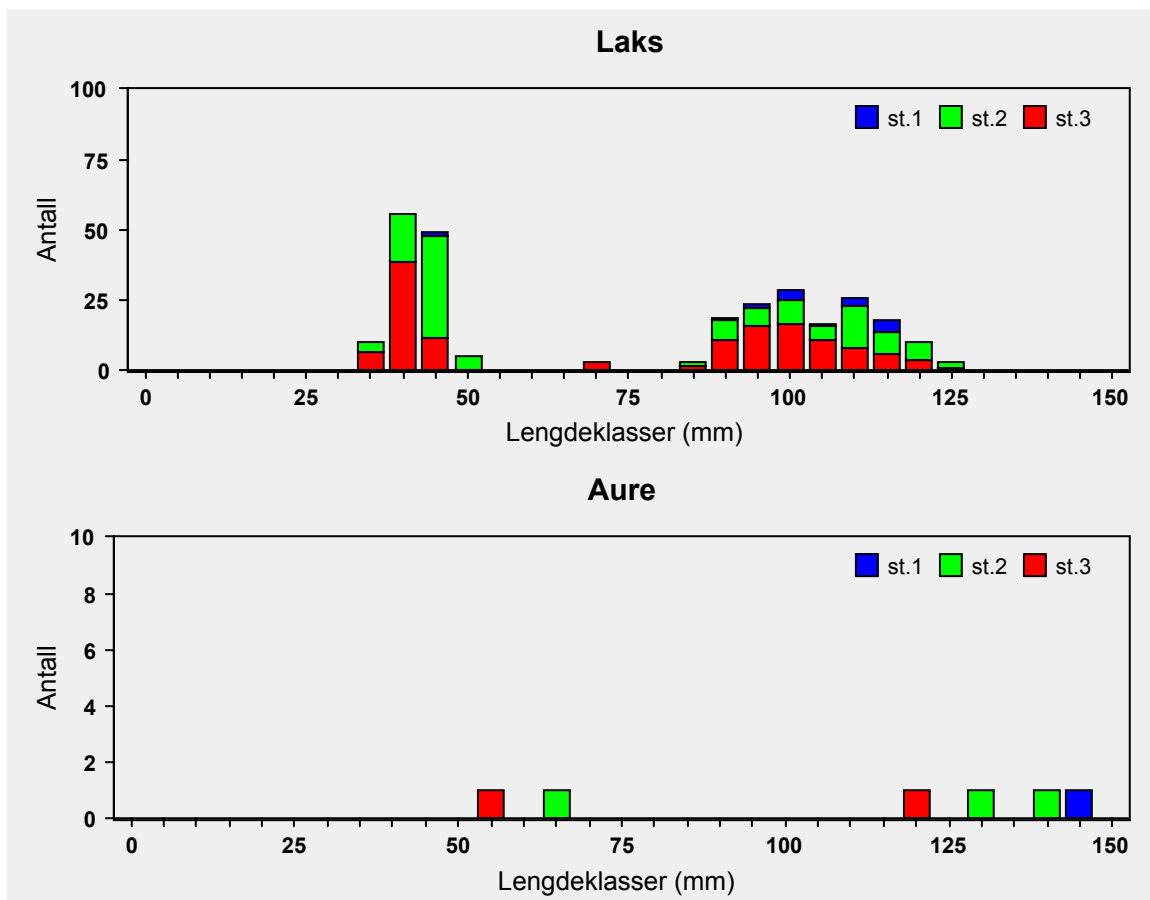


Fig. 11. Lengdefordeling for el.-fiskefangst fra Kvasshemsåna. 3 stk. aure >150mm er ikke med på figur. (Lengdeklasser=intervallmidtpunkt).

Kommentarer: Mhp. på sentrale parametre som pH og LAI, var vannkvaliteten ideell for laks. Imidlertid var verdiene for nitrat til dels svært høye, særlig på de to nederste stasjonene, noe som tyder på betydelig landbrukspåvirkning. Stasjon 1 var delvis overgrodd av alger.

I hele perioden 2009-2022 har tetthetene av lakseunger vært svært høye, men varierende. Det ble ikke registrert noen trend i perioden, verken for tetthetene av 0+ eller for eldre laks ($p > 0.05$). Tetthetene av aureunger har vært gjennomgående lave. Heller ikke for aure er det registrert noen tidstrend i tetthetene ($p > 0.05$). Lave tettheter av laks på st. 1 skyldtes trolig en kombinasjon av substrat og algebegroing. Fangsten bestod av 0+ og 1+ av både laks og aure (Fig. 11). For sistnevnte ble det i tillegg fanget 3 større eksemplarer (190-218 mm) som trolig var noe eldre.

På st. 1 ble det dessuten observert et større antall små sandflyndre, og fanget to litt større eksemplarer (90 & 100 mm).

3.2.3 Figgjoelva

Vassdraget har sitt utspring i fjellområdene sør-øst i Gjesdal. Områdene nedstrøms Ålgård (Fig. 13) er lavland med betydelig landbruksvirksomhet. Figgjo er varig vernet, og dessuten nasjonalt laksevassdrag. Data tilbake til 1989 finnes, men elva ble ikke undersøkt i perioden 2004-2009 og i 2011.

Fisketettheter: Det har blitt registrert fisketettheter i Figgjoelva helt siden 1989. Her er det, med unntak av 2011, presentert data f.o.m. 2010 t.o.m. 2022 (Fig. 12, Tab. 5). For 2022 er tetthetene på de ulike stasjonene vist i vedlegg 1.

Tab. 5. Tettheter av aure og laks f.o.m. 2010 (data tilbake til 1989 finnes, se FM's Miljønotater).

Elv	År	Stasjoner	TETTHET (ind./100 m ²)			
			Aure 0+	Aure ≥1+	Laks 0+	Laks ≥1+
Figgjo	2010	3	33,7	2,6	108	20,2
	2011	-	-	-	-	-
	2012	5	2,1	2,9	99,1	32,3
	2013	5	4,5	2,4	78,4	20,5
	2014	5	35,5	3,1	124	21,1
	2015	5	8,3	1,9	86,5	18,6
	2016	5	4,6	3,1	92,6	23,5
	2017	3	(5,8)	3,5	67,7	21,9
	2018	5	18,8	2,4	120	24,0
	2019	5	2,9	0,7	86,7	12,8
	2020	5	4,5	0,8	45,1	23,0
	2021	5	10,0	3,7	158	21,5
	2022	5	0,9	2,6	43,0	12,5
	Middel	siste 10 år		9,6	2,4	90,2
SD			10,4	1,0	35,8	4,1

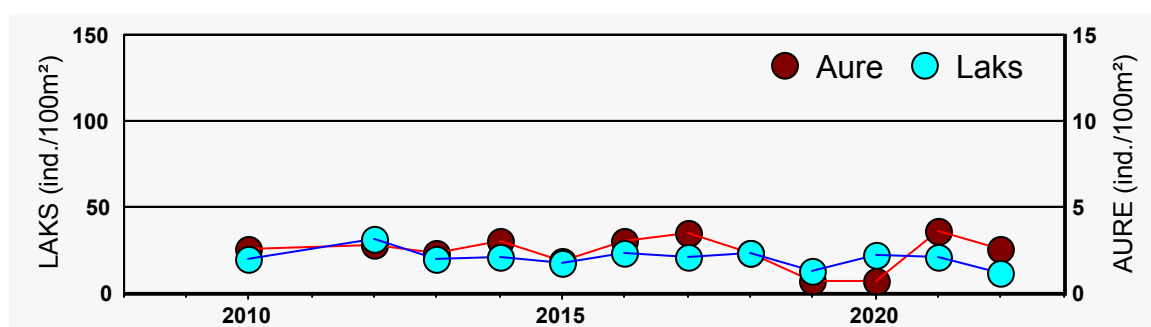


Fig. 12. Fisketettheter (≥1+) for laks og aure 2010-2022 (merk ulik skalering på Y-aksene).



Figur 13. Figgjo (Kartgrunnlag: Statsforvalteren)

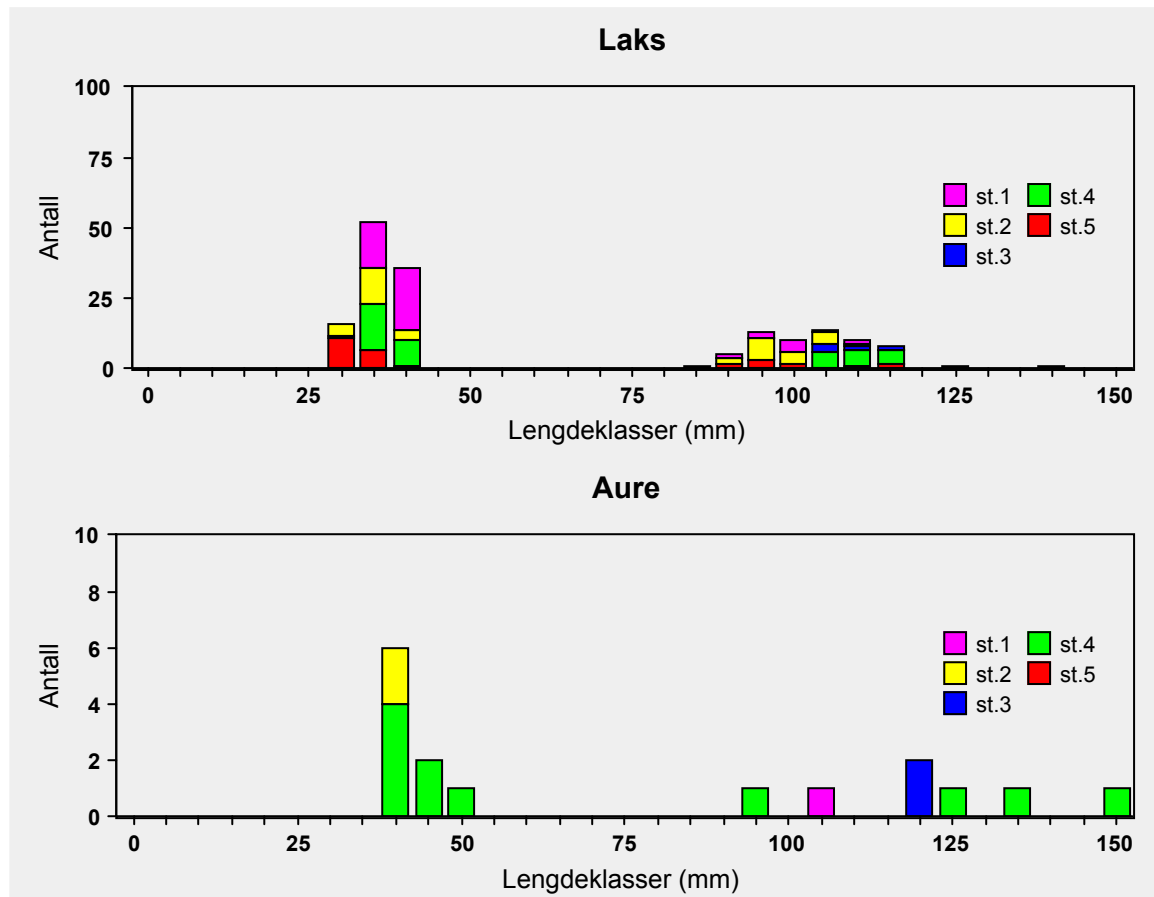


Fig. 14. Lengdefordeling for el.-fiskefangst fra Figgjo. 1 stk. aure >150mm er ikke med på figur. (Lengdeklasser=intervallmidtpunkt).

Kommentarer: På sentrale parametre som pH og LAI, var vannkvaliteten ideell for laks. Imidlertid ble det målt relativt høye verdier for nitrat, som trolig skyldes landbrukspåvirkning. Det ble likevel ikke registrert begroing av noen betydning på el.-fiskestasjonene.

Data fra 10-års perioden 1994-2003 (n=10) viste en tetthet av eldre laks ($\geq 1+$) på 21.5 ± 5.4 ind/100 m² og eldre aure 3.2 ± 2.1 ind/100 m² (se eldre årsrapporter fra Fylkesmannen). I de seinere år har tetthetene vist tilsvarende resultater. Dette gjør fisketetthetene i Figgjo til de mest stabile av de 5 elvene som undersøkes årlig. Det er ikke funnet noen trend i tetthetene av verken laks eller aure i perioden 2010-2022 ($p > 0.05$). Likevel var tettheten av eldre laks i 2022 den lavest registrerte, uten at noen spesiell grunn til dette peker seg ut. Det to andre Jærelvene hadde tettheter av eldre laks omtrent på gjennomsnittet. Laksen som ble fanget var av årsklassene 0+ og 1+, i tillegg til et enkelt eksemplar som kan ha vært 2+ (Fig. 14). Auren var sannsynligvis av årsklassene 1+ til 3+.

3.2.4 Dirdalselva

Dirdalselva har sitt utspring i fjellområder i Gjesdal og Sirdal. Etter sigende skal laksen i tidligere tider ha kunnet passere Giljajuvet (Fig. 17). Ustabile masser og ras nede i juvet har vært nevnt som mulige årsaker til at laksen inntil nylig var antatt å ikke komme videre opp til Byrkjedal. I 2019 ble det for første gang på "årevis" påvist laks som hadde kommet seg forbi Giljajuvet. Det ble funnet flere eksemplarer oppstrøms juvet i forbindelse med gytefisketellinger. Dette må skyldes enten spesielle vannføringsforhold, eller at det kan ha skjedd endringer nede i selve juvet som gjorde at laksen kunne passere. I 2020 ble det gjort utbedringsarbeider i juvet, så det vil forhåpentligvis bli lettere for laks å passere. Det ser imidlertid ikke ut til at dette har fungert tilfredsstillende, og det er planlagt ytterligere tiltak (Arne B. Gilje, pers. medd.). Ryggjafoss, oppstrøms Byrkjedal, har laksen trolig aldri kunnet passere. Allerede i 1920-årene ble det registrert massedød av laks i Dirdalselva, trolig som direkte eller indirekte effekter av forsuring (Huitfeldt-Kaas 1922).

I tillegg til en rekke mindre kraftverk i sidebekkene ble den øverste og "sureste" fjerdeparten av nedslagsfeltet overført til Sira-Kvina i 1983. Dette bedret vannkvaliteten nede i selve Dirdalselva (Samdal 1987), men uten at dette var tilstrekkelig til at laksen kunne reetablere seg.

De siste 10-20 årene har laksestammen bygget seg opp igjen, og de seinere år har elva hatt høye tettheter av lakseunger. Det er ikke gjort noen tiltak, verken av vannkjemisk art (kalking) eller kultivering som kan forklare reetableringen, så dette må trolig tilskrives den reduserte forsuringen de siste par 10-år. Det har imidlertid blitt flyttet gytefisk forbi Giljajuvet de seinere år, så dette er grunnen til at det årlig påvises laksunger på stasjonen rett oppstrøms Byrkjedal.

Tab. 6. Tettheter av aure og laks f.o.m. 2009 (data tilbake til 1989 finnes, men uten sammenhengende serie før f.o.m. 2003, se FM's Miljønotater).

Elv	År	Stasjoner	TETTHET (ind/100 m ²)			
			Aure 0+	Aure ≥1+	Laks 0+	Laks ≥1+
Dirdalselva	2009	3	0,3	10,7	(13,2)	57,0
	2010	3	1,5	3,0	30,4	47,7
	2011	3	9,2	1,8	42,9	25,5
	2012	3	(3,0)	4,3	(27,4)	54,1
	2013	3	3,0	4,6	40,6	33,4
	2014	3	2,1	3,2	60,8	57,1
	2015	3	1,5	(2,6)	5,0	32,2
	2016	3	2,1	1,4	35,3	24,9
	2017	3	7,1	2,7	81,8	34,8
	2018	3	1,1	2,8	151	59,3
	2019	3	1,4	7,9	144	37,1
	2020	3	1,7	2,5	71,8	64,2
	2021	3	0,7	2,5	55,7	45,8
	2022	4*	2,1	2,7	45,4	42,9
	Middel	siste 10 år	2,3	3,3	69,1	43,2
SD		1,8	1,8	46,4	13,2	

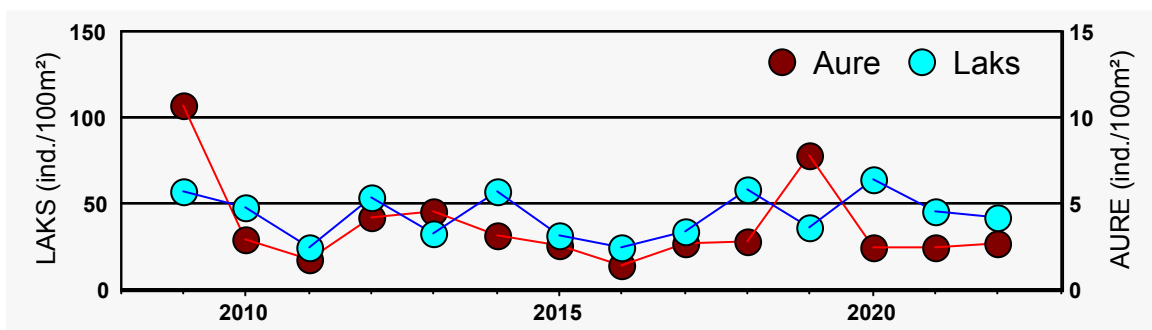


Fig. 15. Fisketettheter ($\geq 1+$) for laks og aure 2010-2022 (merk ulik skalering på Y-aksene).

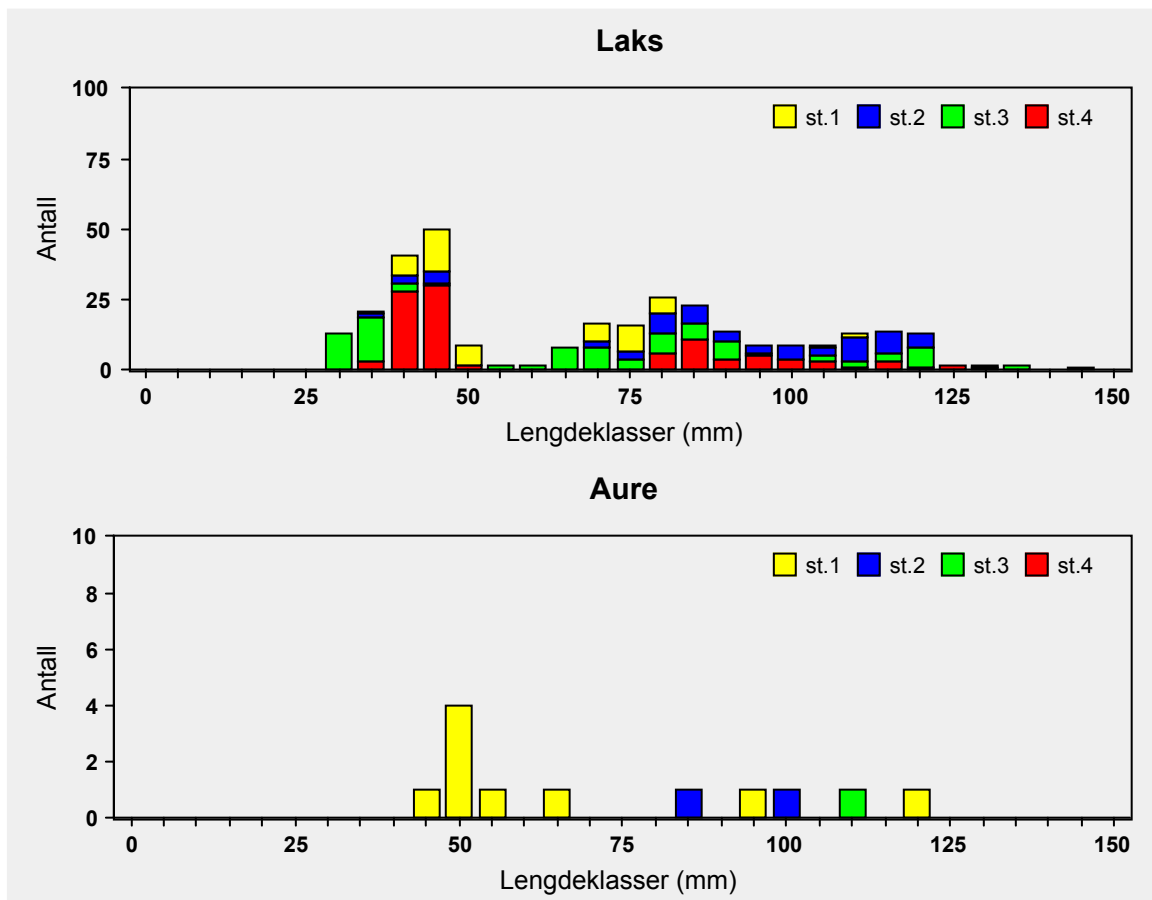


Fig. 16. Lengdefordeling for el.-fiskefangst fra Dirdal. 2 stk. aure og 1 stk. laks >150mm er ikke med på figur. (Lengdeklasser=intervallmidtpunkt).

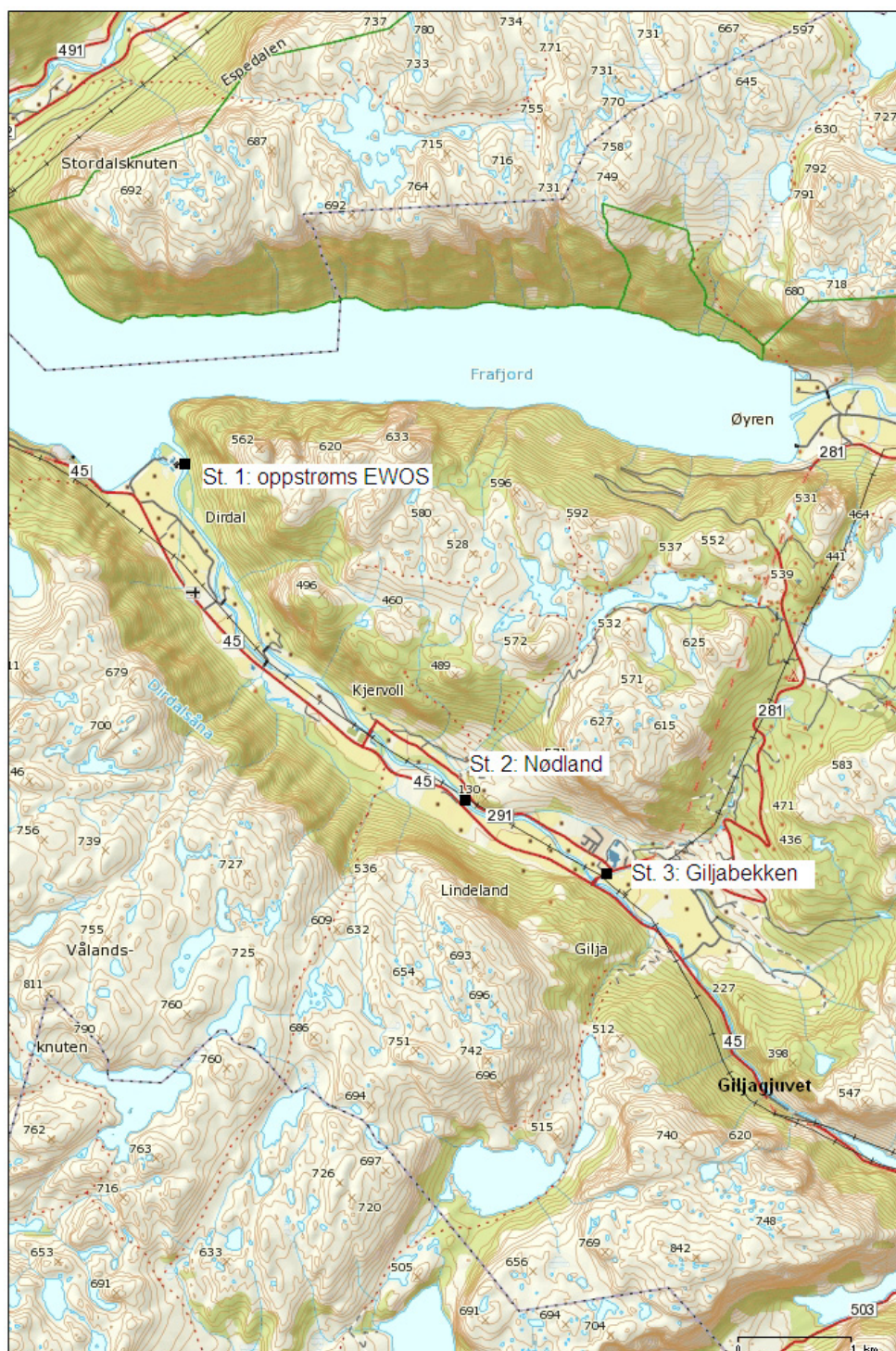


Fig. 17. Dirdalselva (st. 4, oppstrøms Giljajuvet viser ikke på kartet, se Fig. 2). (Kartgrunnlag: Statsforvalteren)

I tillegg til prøvetakingen foretatt under el.-fisket (Kap. 3.1), drives overvåkning over året på 6 stasjoner i Dirdalselva (se "Forord" for nærmere beskrivelse av dette prosjektet).

Tab. 7. Overvåkning av vannkvalitet i Dirdalsvassdraget (årsmidler, n=6).

Lokalitet	pH	Kond µS/cm	Farge mg Pt/l	ALKe µekv/l	Ca mg/l	Cl mg/l	Na mg/l	Al µg/l	LAI µg/l
Dirdal Skole (1)	5,97	25,3	21	21	0,74	4,8	2,9	37	9
Giljabekken (3)	5,82	25,0	27	13	0,63	4,9	2,9	48	11
Monabekken (4)	6,46	36,9	57	75	1,3	6,3	4,2	48	
Dokkholbk. (5)	5,60	23,3	26		0,53	4,6	2,8	44	
Frøylandsbk. (6)	5,99	24,3	22		0,77	4,8	2,8	35	
Skjerabk. (7)	5,92	31,0	41		0,79	6,4	3,6	55	

Fisketettheter: Det har blitt registrert fisketettheter i Dirdalselva helt siden 1989, men observasjonsserien er ikke sammenhengende før først på 2000-tallet. Her er det vist data f.o.m. 2009, t.o.m. 2022 (Fig. 15, Tab. 6). For 2022 er tetthetene på de ulike stasjonene vist i vedlegg 1.

Kommentarer: Overvåkingen viste generelt dårligere vannkvalitet mhp. pH og Al enn prøvene som ble tatt under selve el.-fisket. Dette viser at prøvene tatt i en sommersituasjonen har maksimalt god vannkvalitet, og ikke nødvendigvis er representative for andre årstider.

Tetthetene for laks var høye. For "eldre" laks ble det registrert 42.9 ind/100 m². Til sammenlikning hadde den nærmeste av de andre undersøkte elvene, Figgjo, en tilsvarende tetthet på 12.5 ind/100m². Aretetthetene var lave, og avtok oppover elva. Det var ingen tidstrender i fisketetthet i perioden 2009-2022, verken for laks eller aure (p>0.05).



For laks var 0+, 1+ og sannsynligvis også 2+ representert, mens auren var 0+ og 1+ (Fig. 16).

Fra i år av (2022) er også resultatene fra stasjon 4 tatt med i middelverdien for hele elva. Det har etterhvert vist seg at det er åreviss reproduksjon av laks på denne stasjonen, så derfor er det naturlig å inkludere den i totalen.

Stasjon 1 i Dirdalselva.

3.2.5 Hålandsåna

Vassdraget har sitt utspring i fjellområdene vest for Gullingen i Suldal. Hålandsåna er en liten elv (Fig. 19), og middelvannføringen ved fjorden er omlag 4.4 m³/s. Vassdraget er varig vernet.

Fisketettheter: Det har blitt registrert fisketettheter i Hålandsåna helt siden 1989. Her er det presentert data f.o.m. 2010 t.o.m. 2022 (Fig. 18, Tab. 8). For 2022 er tetthetene på de ulike stasjonene vist i vedlegg 1.

Tab. 8. Tettheter av aure og laks f.o.m. 2010 (data tilbake til 1989 finnes, se FM's Miljønotater).

Elv	År	Stasjoner	TETTHET (ind./100 m ²)			
			Aure 0+	Aure ≥1+	Laks 0+	Laks ≥1+
Hålandsåna	2010	4	3,1	13,4	13,7	29,3
	2011	4	11,2	11,8	51,8	24,9
	2012	4	8,4	10,7	65,0	16,2
	2013	4	4,4	8,7	61,8	35,1
	2014	4	13,6	11,7	74,1	45,1
	2015	4	4,3	5,4	52,0	21,6
	2016	4	10,8	5,3	43,4	19,7
	2017	4	(4,8)	4,4	53,6	20,9
	2018	4	2,8	18,6	140	111
	2019	4	3,6	15,1	168	60,8
	2020	4	11,7	2,8	72,8	26,3
	2021	4	(0,4)	7,1	113	77,4
	2022	4	5,5	2,9	70,4	25,7
Middel	siste 10 år		6,2	8,2	84,9	44,4
SD			4,3	5,3	41,5	30,3

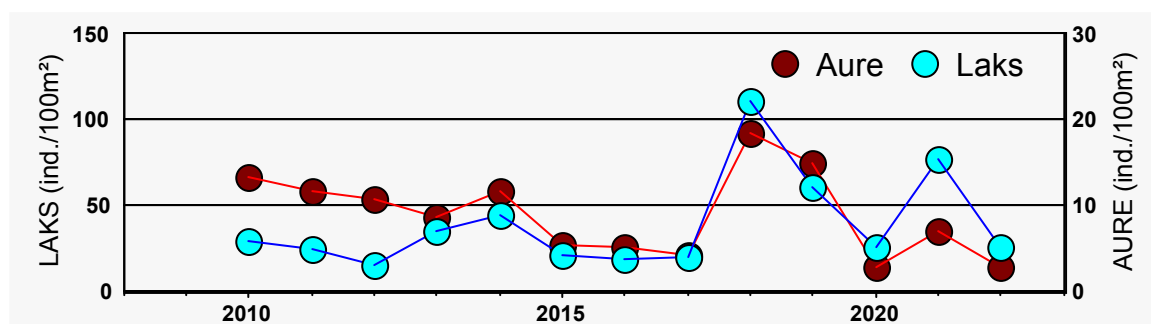


Fig. 18. Fisketettheter (≥1+) for laks og aure 2010-2022 (merk ulik skalering på Y-aksene).



Fig. 19. Hålandselva (Kartgrunnlag: Statsforvalteren)

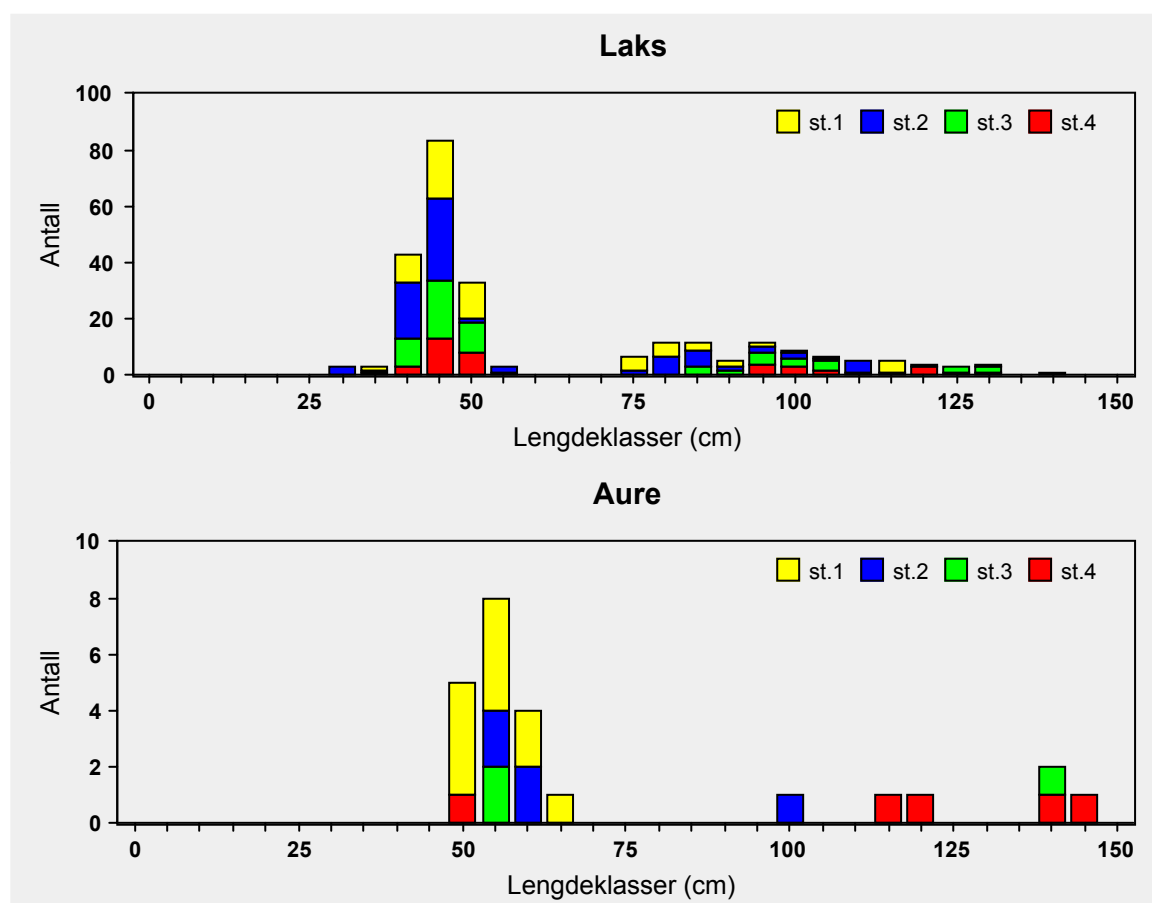


Fig. 20. Lengdefordeling for el.-fiskefangst fra Hålandsåna. 4 stk. aure og 1 stk. laks >150mm er ikke med på figur. (Lengdeklasser=intervallmidtpunkt).

Kommentarer: Vannkvaliteten er ideell for laks mhp. parametre som pH og LAI. Imidlertid indikerer lave verdier for alkalitet at dette er en vannkvalitet som vil kunne variere over året. Nitratverdiene var relativt lave, men likevel litt høyere enn hva som finnes i upåvirkede innsjøer i fjellet (Kap. 4).

Hålandsåna har generelt hatt høye tettheter av laks. Dessuten er tetthetene av aure i Hålandselva litt høyere for mange andre av lakseelvene i Rogaland. Med unntak av tetthetene av lakseyngel, som viste en økende trend i perioden 2010-2022 ($p < 0.05$), ble det ikke funnet noen tidstrender i de andre fisketetthetene ($p > 0.05$). Det ble registrert laks av årsklassene 1+ og 2+. Det kan ikke utelukkes at noen av de største eksemplarene kan ha vært 2+ (Fig. 20). Auren var opp til 210 mm, så her var flere årsklasser representert.

4 RESULTATER FRA PRØVEFISKE MED GARN

Det ble prøvofisket med garn i Djupavatn, I. Sliravatn og Raudbergtjørn sommeren 2022. For datering av prøvofisket, se dateringen på vannprøvene da disse ble tatt dagen garnene ble satt.

Det ble funnet tette bestander av aure (*Salmo trutta*) i alle 3 innsjøene (Tab. 9). Andre arter ble ikke registrert.

Tab. 9. Samleoversikt over prøvofiskeresultatene (rådata: vedlegg 2).

Parameter		Djupavatn	I.Sliravatn	Raudbergtj.
	Innsjøareal (km ²):	0.4	0.09	0.02
Garn	antall	4	2	2
	type	Nordic	Nordic	Nordic
Fangst	totalt antall	33	34	19
	antall full prøvetaking	33	34	19
CPUE	ant. fisk/100 m ²	18	38	21
Vekt (g)	middel	117	68	70
	min.	27	14	23
	max.	286	185	138
Kondisjon	middel	0,97	1,01	0,93
	min.	0,72	0,88	0,69
	max.	1,12	1,17	1,07
Kjøttfarge	HV	85%	85%	84%
	LR	15%	15%	16%
	R	0%	0%	0%
Hannfisk		64%	44%	53%
Gytfisk	hanner	62%	20%	30%
	hunner	42%	16%	44%
	total	55%	18%	37%
Parasitter		21%	0%	5%

4.1 Djupavatn

Auren i Djupavatn døde ut som følge av forsuring. Det er opplysninger som antydnet at vannet fortsatt hadde rester av fisk i 1970-årene (Sevaldrud og Muniz 1980), men dette anses som lite sannsynlig. I Sandvatn, 9 km mot nord-øst, skal auren ha vært utdøende allerede i 1870-årene, og i andre vann i området skal det ha vært massedød av innlandsaure allerede i 1920-årene (Huitfeldt-Kaas 1922). Samtidig med nevnte registrering ble det målt en pH-verdi på 4.66 og en konduktivitet (H⁺-korrigert) på 13.0 µS/cm i Djupavatn (Sevaldrud og Muniz 1980), noe som er for surt for aure; i hvert fall for naturlig rekruttering. Totalt foreligger data fra 11 vannprøver tatt før kalking, de fleste fra 1986-1990. For alle data med Ca-analyser (n=7) var median pH og Ca henholdsvis 5.00 og 0.22 mg/l (Enge 2016).

Vannet ble kalket årlig i perioden 1990-2016. Kalkmengdene avtok i perioden pga. avtagende forsuring. Kalkingen er nå helt avsluttet (siste kalking: 2016).

Djupavatn er prøv fisket en rekke ganger (Tab. 10), og følges nå opp med årlig prøv fisker for å vurdere mulige uheldige effekter av avsluttet kalking. Det er besluttet å videreføre denne oppfølgingen inntil videre.

Tab. 10. Resultater fra prøv fisker i Djupavatnet.

Tilstand: svært god / god (OR<25)

År	Garn		Fangst antall	CPUE ind/100m ²	Vekt (g)		Kondisjon middel	Hanner	Gyte- fisk	Kjøttfarge			Para- sitter
	antall	type			antall	max				R	LR	HV	
1992	10	Jensen	69	18	178	-	1,14	-	-	-	-	-	-
1999	4	Nordic	31	17	119*	407	0,97*	56%	44%	19%	44%	38%	-
2004	4	Nordic	48	27	154*	1443	0,92*	52%	64%	12%	36%	52%	-
2006	8	Nordic	25	7	117	271	0,82	64%	8%	4%	20%	76%	-
2015	4	Nordic	30	17	120	418	0,95	60%	50%	3%	20%	77%	17%
2017	4	Nordic	38	21	106	194	0,96	47%	55%	3%	16%	82%	47%
2018	4	Nordic	36	20	116	354	1,05	58%	53%	8%	19%	72%	11%
2019	4	Nordic	37	21	85	280	1,04	43%	30%	5%	22%	73%	14%
2020	4	Nordic	36	20	133	303	0,99	61%	58%	6%	11%	83%	36%
2021	4	Nordic	28	16	122	294	1,02	57%	36%	7%	29%	64%	18%
2022	4	Nordic	33	18	117	286	0,97	64%	55%	0%	15%	85%	21%

(*: basert på skjellprøvematerialet/utvalget)

Resultater - vannkjemi: Det ble funnet tydelige dybdegradienter for temperatur. Imidlertid ble det bare funnet ubetydelige vannkjemiske gradienter (Fig. 21).

Vannet var moderat/svakt surt, men dette er naturtilstanden for Djupavatnet. "Opprinnelig" pH, Ca og SO₄ er estimert til 5.6, 0.25 mg/l og 0.8 mg/l, dvs. eksakt samme som medianverdiene for hva som ble målt (Tab. 11). For prøver fra Djupavatn + referansebekken (n=5)

ble "forsuringen", dvs. differansen mellom alkalitet og Σ (ikke-marine kationer), beregnet til 9 ± 1 $\mu\text{ekv/l}$, og tilsammen tyder dette på svak/ingen antropogen forsuring.

Kalkingseffekten har avtatt betydelig, og er nå helt borte (Fig. 22). pH har stabilisert seg i overkant av 5.5 og Ca på 0.2-0.3 mg/l (Tab. 12). Imidlertid er det registrert økende fargetall over tid ($p < 0.05$), noe som for øvrig også er en trend som er registrert globalt (Monteith 2007). Dette blir forklart med en generell fortykning av vannkvaliteten pga. avtagende forsuring og redusert deposisjon av sjøsalter. Samtidig har også LAI-verdiene økt noe etter at kalkingen ble avsluttet ($p < 0.05$).

Tab. 11. Resultater av vannprøver tatt under prøv fisket sommeren 2022.

Lokalitet	Dato	Temp °C	pH	Kond $\mu\text{S/cm}$	Farge mg Pt/l	ALK ₀₂ $\mu\text{ekv/l}$	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Cl mg/l	SO ₄ mg/l	NO ₃ $\mu\text{g N/l}$	Al $\mu\text{g/l}$	LAI $\mu\text{g/l}$	ANC $\mu\text{ekv/l}$
Djupav. 0m	28-jun	15	5,73	11,7	17	10	0,26	0,16	1,3	<0,05	2,1	0,7	20	35	12	13
Djupav. 5m	28-jun	12	5,68	12,1	17	8	0,25	0,17	1,4	<0,05	2,2	0,8	21	31	11	11
Djupav. 10m	28-jun	6	5,56	12,6	17	7	0,23	0,18	1,4	<0,05	2,3	0,8	24	35	12	9
Djupav. 20m	28-jun	5,5	5,54	12,9	17	9	0,26	0,17	1,4	<0,05	2,3	0,8	25	33	12	10
MEDIAN		9,0	5,62	12,4	17	9	0,25	0,17	1,4	<0,05	2,2	0,8	23	34	12	11
Djupav. (bk.(ref.))	28-jun	-	5,69	10,4	26	10	0,18	0,13	1,3	<0,05	1,9	0,8	4	44	14	9

Tab. 12. Vannkjemiske data fra Djupavatnet, medianverdier for prøver i 4 dyp.

År	Temp. °C	pH	Kond $\mu\text{S/cm}$	Kond* $\mu\text{S/cm}$	Farge mg Pt/l	ALKe $\mu\text{ekv/l}$	Ca mg/l	Cl mg/l	Na mg/l	Al $\mu\text{g/l}$	LAI $\mu\text{g/l}$	NO ₃ $\mu\text{g N/l}$
2015	8,5	6,39	19,2	19,0	9	44	1,00	3,1	1,9	25	6	-
2017	11	5,92	14,5	14,1	17	15	0,39	2,8	1,7	30	7	-
2018	9,8	5,68	13,3	12,6	14	11	0,30	2,5	1,4	25	6	83
2019	11	5,72	12,1	11,4	16	11	0,28	2,2	1,3	38	9	70
2020	6,8	5,53	15,6	14,6	15	7	0,26	2,9	1,7	33	6	74
2021	8,0	5,62	10,7	9,8	19	10	0,26	1,8	1,1	33	12	53
2022	9,0	5,62	12,4	11,5	17	9	0,25	2,2	1,4	34	12	23

*: justert for H⁺-bidraget

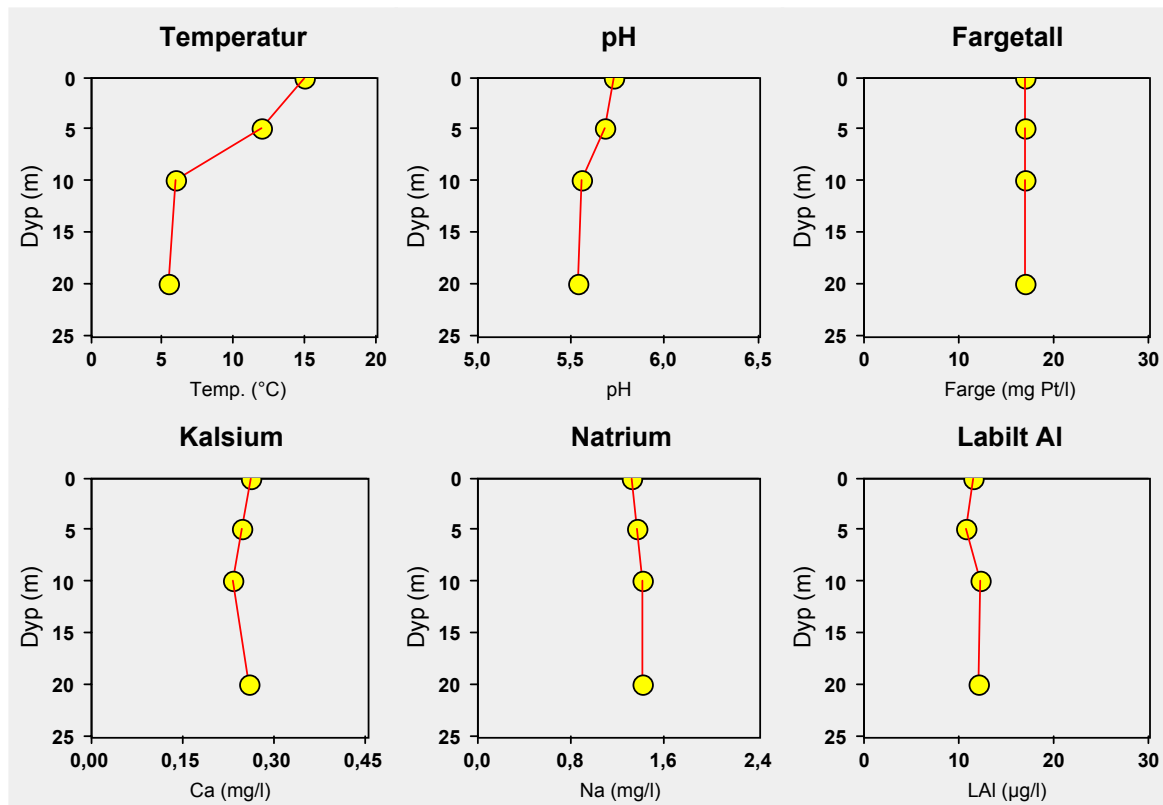


Fig. 21. Dybdegradienter for sentrale parametre.

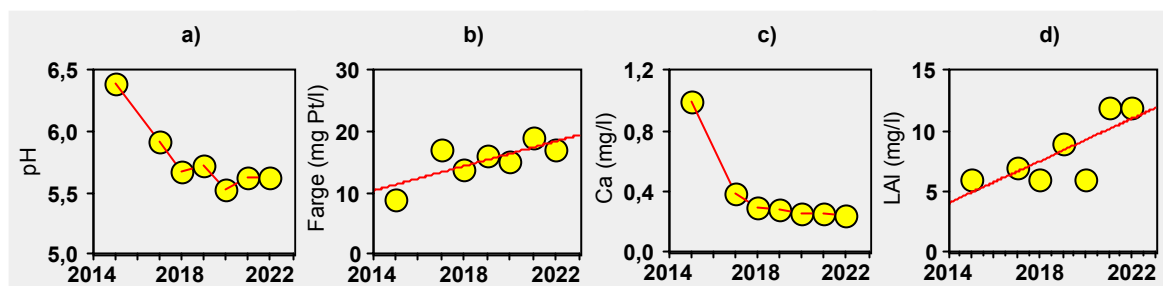


Fig. 22. pH (a), fargetall (b), Ca (c) og LAI (d) fra året før kalkingslutt (2015) t.o.m. 2022. Figurene b og d er vist med regresjonslinje.

Resultater - fisk: Prøvefisket ble utført i pent sommervær med svak vind. Det ble fanget 33 aurer på 4 "nordiske" garn, tilsvarende en CPUE på 18 fisk/100m² garnareal.

Fisk i alle lengdeklasser fra 12-30 cm ble fanget (Fig. 23), og største fisk veide 286 g (Tab. 10). Fisken var i normalt god kondisjon (ca. 1), og det ble ikke funnet sammenheng mellom fiskelengde og kondisjon ($p > 0.05$).

Alderssammensetningen viste at alle årsklasser mellom 2+ og 6+ var representert (Fig. 23). Det var ingen svake årsklasser, så rekrutteringen syntes å være jevn.

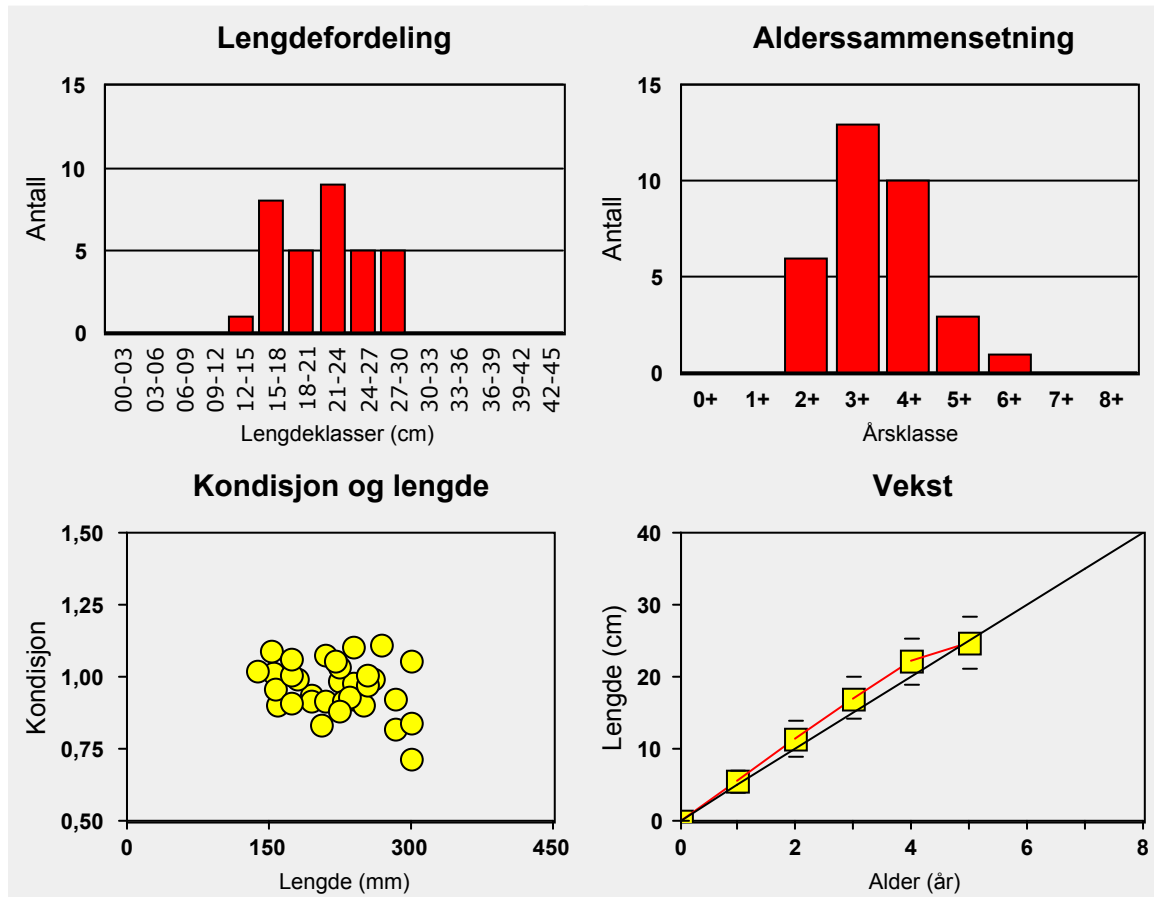
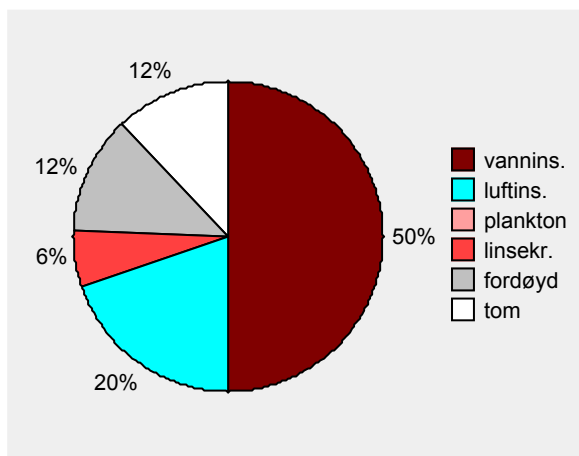


Fig. 23. Resultater fra prøvefisket i Djupavatn sommeren 2022.

Det meste av gytefisken var tidligere gytere (VII-stadier). Hunnfisken kjønnsmodnet som 3+, mens en del av hannene kjønnsmodnet allerede som 2+. Tidlig kjønnsmodning gir høy andel gytefisk i bestanden.

Veksten var god (ca. 5 cm/år), men det var antydning til begynnende stagnasjon etter alder 4 år (Fig. 23).



Kun 3 typer av næringsemner ble registrert; vann/luftinsekter og linsekreps (Fig. 24). Av disse var vanninsekter var fullstendig dominerende.

Ca. 1/5 av fisken hadde parasitter, trolig *Diphyllobotrium* sp. Dette er omtrent samme parasittering som for året før.

Fig. 24. Mageinnhold for aure fra Djupavatn.

Basert på alle 6 prøvefiskinger foretatt etter kalkingslutt (f.o.m. 2017) ble det ikke funnet noen signifikante endringer i noen av fiskeparametrene ($p > 0.05$) (Tab. 10).

SAMLET VURDERING DJUPAVATN

Kalkingseffekten er nå helt borte, og vannkvaliteten har stabilisert seg på hva som trolig er naturtilstanden. Sammenliknet med kalkingsperioden representerer dette en vannkvalitet som har lavere verdier for Ca og alkalitet. Specieringen av Al-forbindelser er pH-avhengig. Derfor kan lavere pH-verdier etter kalkingsslutt antakelig forklare de litt høyere verdiene for LAl. Likevel vurderes vannkvaliteten i dag å være fullt ut akseptabel for aure.

Vannet har nå en litt for tett aurebestand med fisk av middels kvalitet. Den tette bestanden gir seg utslag i tidlig kjønnsmodning, høy andel fisk med hvit kjøttfarge og mangel på "stor" fisk (maks=286 g). Imidlertid var bestanden tydeligvis ikke så tett at det var begynt å gå utover veksten. Det kan med fordel fiskes mer i vannet.



Snøflekker i liene rundt Djupavatnet

4.2 Indre Sliravatn

Vannet var fisketomt da kalking oppstrøms (Holmavatn & Hellrvatn) startet høsten 1992. I 1993 ble det satt ut lokal villfisk av aure, fanget i tilløpsbekken til Fodnastølsvatn fra Grastjørn. Det er denne fisken som har etablert den "nye" bestanden i Sliravatna.

Indre Sliravatn er en lokalitet for langtidsovervåkning av fiskebestand. Vannet er prøvafisket årlig siden 2011, med unntak av 2012 (Tab. 13). Resultatene viste at bestanden relativt raskt etter oppstart av kalking ble veldig tett, og med en overvekt av småfisk. I perioden 2011-2021 har middelvekten til auren vært 50-108 g.

Tab. 13. Resultater fra tidligere prøvafiske i I. Sliravatn. Tilstand: svært god

År	Garn		Fangst antall	CPUE ind/100m ²	Vekt (g)		Kondisjon middel	Hanner	Gyte- fisk	Kjøttfarge			Para- sitter
	antall	type			middel*	max				R	LR	HV	
1999	1	SNSF	21	52	119	-	1,03	-	-	-	-	-	-
2001	2	Nordic	29	32	51	503	0,97	59%	34%	7%	7%	86%	21%
2011	2	Nordic	20	22	62	595	0,97	60%	40%	0%	5%	95%	0%
2013	2	Nordic	28	31	70	206	1,00	43%	39%	7%	7%	86%	7%
2014	2	Nordic	21	23	67	(1200)	0,98	35%	35%	0%	10%	90%	5%
2015	2	Nordic	35	39	71	(1300)	0,98	59%	26%	3%	3%	94%	9%
2016	2	Nordic	28	31	50	129	0,97	43%	58%	4%	4%	93%	4%
2017	2	Nordic	31	34	55	225	0,99	57%	53%	10%	3%	87%	3%
2018	2	Nordic	44	49	62	(1100)	0,98	51%	7%	0%	14%	86%	9%
2019	2	Nordic	32	36	98	1385	1,02	69%	53%	0%	9%	91%	19%
2020	2	Nordic	40	44	108	651	1,03	45%	45%	3%	20%	78%	10%
2021	2	Nordic	45	50	66	216	1,02	44%	22%	2%	13%	84%	2%
2022	2	Nordic	34	38	68	185	1,01	44%	18%	0%	15%	85%	0%

*: store enkeltteksemplarer er ikke tatt med i middelvekten

Resultater - vannkjemi: Vannkvaliteten var moderat sur og hadde lavt innhold av LAI (Tab. 14). Det ble bare registrert ubetydelige dybdegrader i vannkvalitet (Fig. 25).

For prøvene fra selve I. Sliravatn (n=3) ble "opprinnelig" pH og SO₄ er estimert til hhv. 5.9 og 0.9 mg/l, dvs. omtrent samme verdier som ble målt. Det er imidlertid usikkert hvor godt beregningsmetoden håndterer innsjøer hvor det fortsatt er en viss kalkingseffekt, så disse tallene må benyttes med forsiktighet. Imidlertid viste beregninger av "forsuringen", dvs. differansen mellom alkalitet og Σ(ikke-marine kationer), en verdi på 8±2 µekv/l, noe som uavhengig av ovennevnte usikkerheter, tyder på svak/ingen antropogen forsuring.

For den ukalkede Stølsbekken ble det registrert betydelig forsuring, 30 µekv/l. Her ble det målt SO₄=2.0 mg/l, som er relativt høyt. Til sammenlikning ble "opprinnelig" SO₄ estimert til

1.1 mg/l, så det er tydeligvis en viss effekt av "naturlig" forsurening. Sistnevnte kan f.eks. skyldes oksydasjon av pyritt.

Tab. 14. Resultater av vannprøver tatt under prøvefisket sommeren 2022.

Lokalitet	Dato	Temp °C	pH	Kond µS/cm	Farge mg Pt/l	ALK ₀₂ µekv/l	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Cl mg/l	SO ₄ mg/l	NO ₃ µg N/l	Al µg/l	LAI µg/l	ANC µekv/l
I.Slira 0m	10-jun	12	5,70	13,8	14	16	0,32	0,21	1,8	<0,05	2,8	0,74	46	24	6	17
I.Slira 5m	10-jun	-	5,66	14,2	19	19	0,32	0,21	1,9	<0,05	2,8	0,80	54	29	7	17
I.Slira 10m	10-jun	-	5,70	14,5	19	20	0,33	0,22	1,9	<0,05	2,8	0,87	55	30	6	18
MEDIAN		-	5,70	14,2	19	19	0,32	0,21	1,9	<0,05	2,8	0,80	54	29	6	17
Såmtjørn (ref)	10-jun	-	5,49	20,4	48	9	0,40	0,30	2,7	0,06	4,1	1,1	16	78	10	26
Stølsbk. (ref.)	10-jun	-	5,84	21,0	47	25	0,57	0,29	2,9	<0,05	4,0	2,0	11	53	8	27

Tab. 15. Vannkjemiske data fra I. Sliravatn, medianverdier for prøver i 3 dyp.

År	Temp. °C	pH	Kond µS/cm	Kond* µS/cm	Farge mg Pt/l	ALKe µekv/l	Ca mg/l	Cl mg/l	Na mg/l	Al µg/l	LAI µg/l	NO ₃ µg/l N
2011	-	6,28	12,4	12,2	18	27	0,54	2,2	-	23	-	-
2013	-	6,23	12,2	12,0	17	30	0,44	1,6	1,2	17	-	-
2014	-	5,93	13,7	13,3	20	29	0,47	2,2	1,4	33	-	-
2015	-	5,4	14,0	12,6	5	5	0,20	2,5	1,6	22	8	-
2016	-	5,78	13,2	12,6	27	19	0,36	2,0	1,5	47	7	-
2017	-	5,66	15,1	13,9	24	17	0,29	2,6	1,6	36	8	-
2018	-	5,87	15,8	15,1	11	13	0,32	3,0	1,8	24	6	-
2019**	-	6,10	18,7	18,4	19	21	0,62	3,8	2,1	30	7	-
2020	-	5,55	11,1	10,1	33	8	0,21	2,0	1,4	39	5	-
2021	-	5,82	11,1	10,7	21	17	0,31	2,1	1,3	26	6	32
2022	-	5,70	14,2	13,4	19	19	0,32	2,8	1,9	29	6	54

*: justert for H⁺-bidraget; **: tatt i september, rett etter kalking. De andre er tatt om sommeren før kalking.

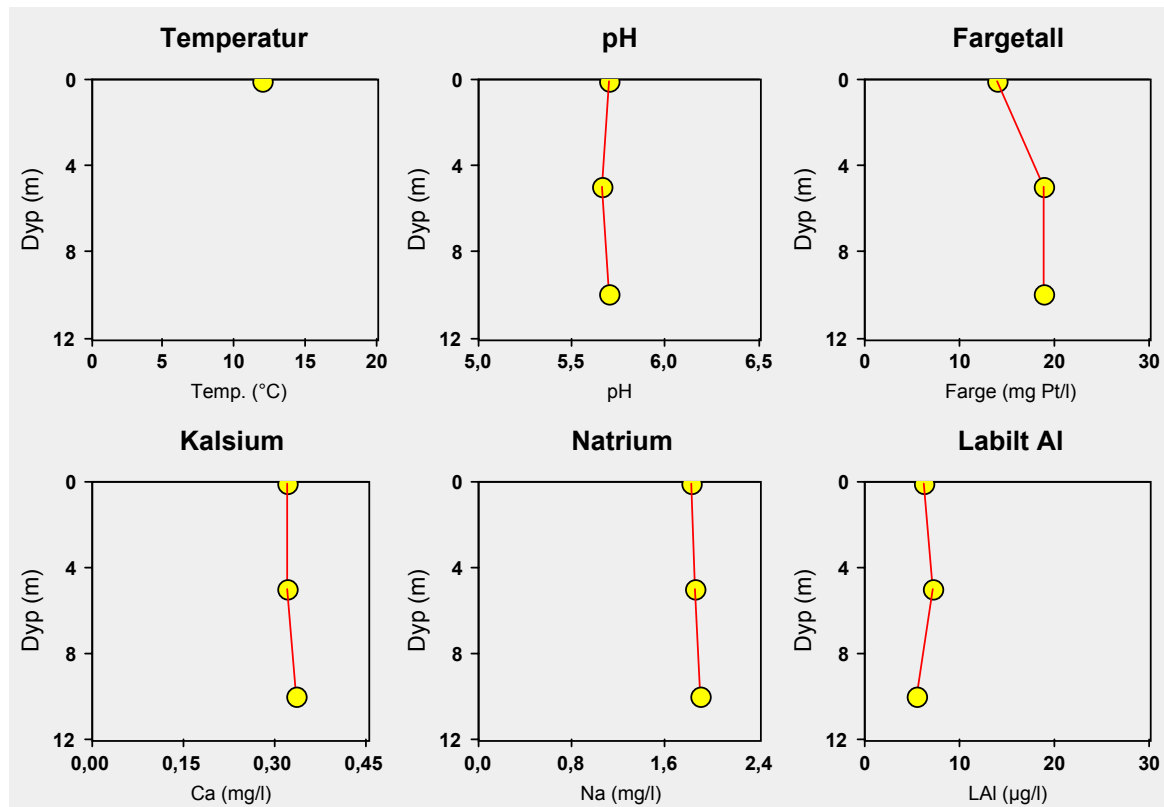
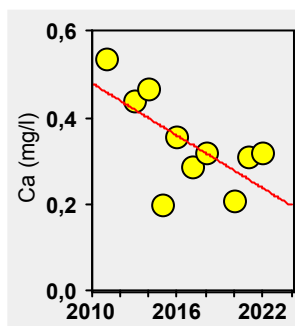


Fig. 25. Dybdegradienter for sentrale parametre. (Merknad: Det ble bare målt overflatetemperatur)



De seinere år er kalkmengdene i innsjøene oppstrøms Sliravatn redusert betydelig. Dette har gitt avtagende Ca-verdier ($p < 0.05$) over tid (Fig. 26). Det ble imidlertid ikke registrert noen signifikante trender i andre av de benyttede parametrene (Tab. 15). Dette tyder på at nedtrappingen av kalkingen har skjedd i samme tempo som reduksjonen i forsurening.

Fig. 26. Kalsiumverdier i I.Sliravatn, medianverdier fra 3 dyp. 2019 er utelatt (se merknader under Tab. 15).

Resultater - fisk: Prøvefisket ble utført i pent vær, skiftende skydekke og litt vind. Det ble fanget 34 aurer på 2 Nordiske garn, tilsvarende CPUE=38 fisk/100m² garnareal (klassifisering "svært god").

Fangsten ble dominert av småfisk, og omlag halve fangsten bestod av fisk <18 cm (Fig. 27). Største fisk var kun 185 g (Tab. 13). Kondisjonen var god, og det ble ikke funnet sammenheng mellom fiskelengde og kondisjon ($p > 0.05$).

Det ble fanget fisk av alder 2+ til 5+. Siden aldersbestemmelsen ble gjort på skjell, så kan det ikke utelukkes at noen av de større eksemplarene kan være eldre enn aldersbestemmelsen tyder på. Tilsynelatende mangel på 1+ kan skyldes at garnene fanger dårlig på så små fisk, eller evt. at denne årsklassen fortsatt står i tilløpselven.

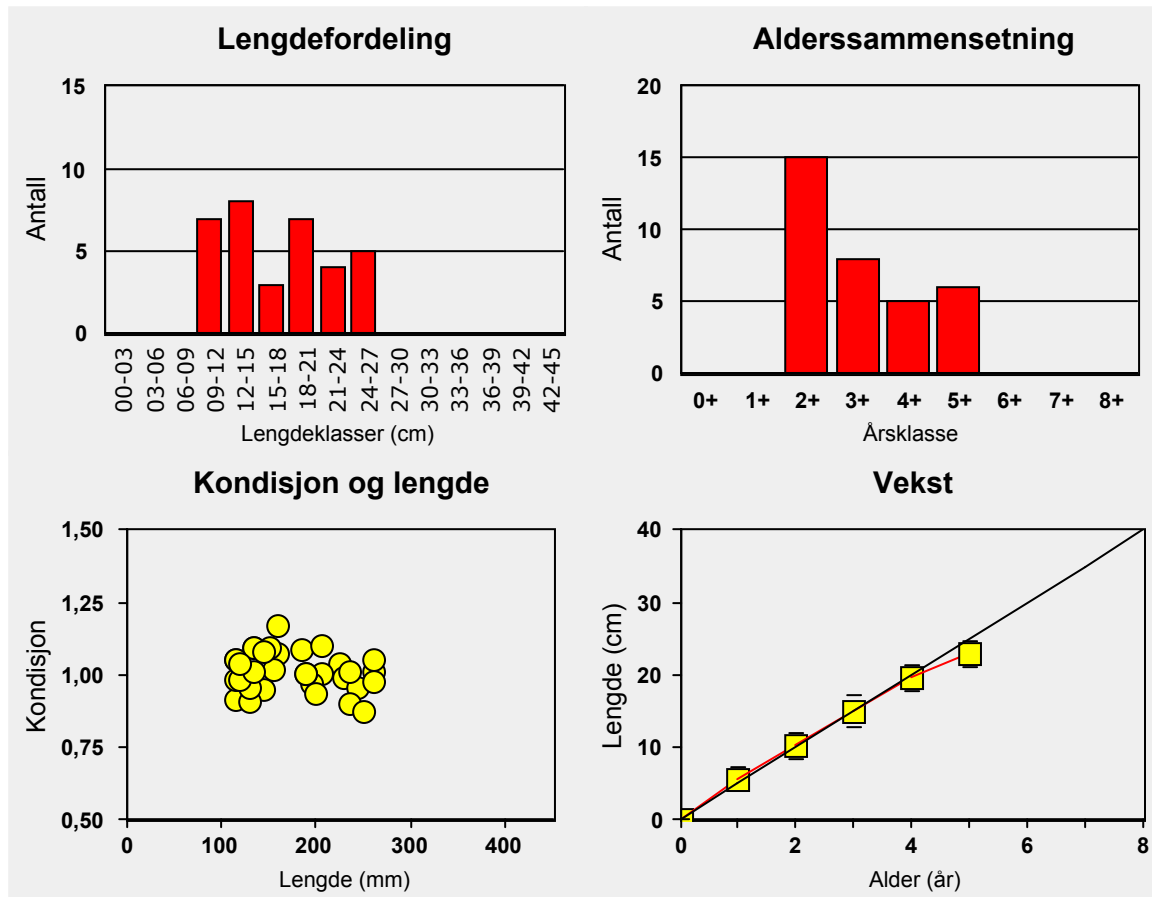
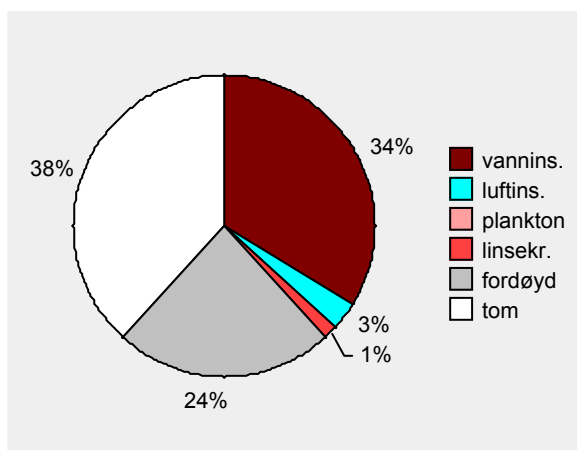


Fig. 27. Resultater fra prøvefisket i Indre Sliravatnet sommeren 2022.

Alle 5+ hunner var modne, og var i VII-stadier. Følgelig hadde de modnet som 4+. Bildet var mer komplisert for hannfisken. Noen få 3+ hanner var modne men var i VII-stadier og hadde derfor modnet som 2+. Årsklassen 4+ manglet, og blant 5+'en var det både gytefisk og gjellfisk. Materialet er sparsomt så det kan ikke trekkes konklusjoner vedrørende kjønnsmodningsalder for hannfisken.

Veksten var god, ca. 5 cm/år, og det ble kun registrert svake tegn på avtagende vekst i 4-5 års alderen (Fig. 27).



Av bestembart mageinnhold dominerte vanninsekter fullstendig (Fig. 28). Imidlertid var magene tomme eller innholdet fordøyd/ubestemmelig for omlag 2/3 av fisken. Det kan derfor ikke trekkes noen konklusjoner vedrørende næringsvalg.

Fig. 28. Mageinnhold for aure fra Indre Sliravatn.

På bakgrunn av prøvefiskedata fra perioden 2011-2022 er det funnet signifikante tidstrender for CPUE (fangst pr. garnareal), kondisjon, andel fisk med lys rød kjøttfarge og andel fisk med hvit kjøttfarge (Fig. 29).

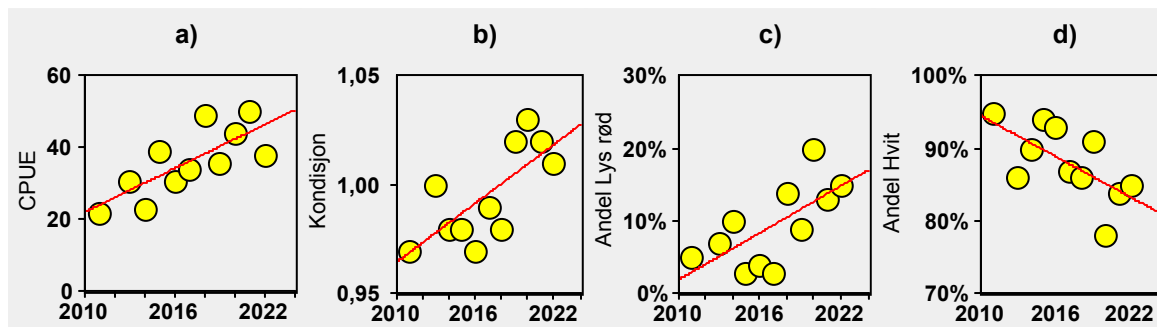


Fig. 29. Trender for CPUE (a), kondisjon (b), andel fisk med lys rød kjøttfarge (c) og andel fisk med hvit kjøttfarge (d). Signifikansnivåene var $p < 0.01$ for CPUE, de andre $p < 0.05$.

SAMLET VURDERING INDRE SLIRAVATN

Oppstrøms Sliravatn ligger de to kalkede innsjøene Hellrvatn og Holmavatn. Disse kalkes i dag med lave kalkdoser, og dessuten utgjør vann herfra bare 40% av avløpet til førstnevnte. Dette gir bare en ganske svak kalkingseffekt i I. Sliravatn. De siste to årene har Ca-verdiene vært ca. 0.3 mg/l. En ukalket verdi antas å ligge i områder 0.2-0.3 mg/l.

Til tross for lav kalkingseffekt var pH-verdiene rundt 5.7, og det ble ikke funnet tidstrender i pH-verdiene for perioden 2011-2022 ($p > 0.05$). Dette viser at nedtrappingen av kalkingen har skjedd i samme tempo som reduksjonene i surt nedfall.

Fiskebestanden har blitt gradvis tettere med årene ($p < 0.01$). Dette burde bety redusert fiskekvalitet. Paradoksalt nok viser flere av kvalitetsparametrene forbedringer. Kondisjonen har økt ($p < 0.05$), andelen fisk med lys rød kjøttfarge har økt ($p < 0.05$), og andelen fisk med hvit kjøttfarge har avtatt ($p < 0.05$).

I dag har Indre Sliravatn en aurebestand som er for tett, men hvor fisken til tross for dette er av brukbar kvalitet.

4.3 Raudbergtjørn

Raudbergtjørn ligger i Lysedalen 788 m o.h. og har et areal på ca. 0.02 km². Det er antatt at aurebestandene i dette området ble nær utryddet som følge av sur nedbør, men overlevde i Langetjørn (Enge et al. 2012). Det er trolig fisk herfra som har rekolonisert øvre deler av Lysevassdraget.

Raudbergtjørn er lokalisert nede i dalbunnen (se bildet under), i selve Lyseelv. Rett oppstrøms tjørnet ligger en foss som stenger for oppvandring. Derfor er det bare en kort strekning som er tilgjengelig for fiskeoppgang fra Raudbergtjørn. Her er substratet storsteinet, og lite egnet for gyting (se bildet under). Imidlertid er det gode gytemuligheter lenger oppe i vassdraget, så det er trolig nedvandring av fisk herfra som rekrutterer Raudbergtjørn.

Raudbergtjørn ble prøvofisket i 2009, og da hadde vannet en akkumulert bestand av gammel mager fisk av dårlig kvalitet (Tab. 16).

Resultater - vannkjemi: Vannkvaliteten var moderat sur og svært ionesvak (Tab. 17). Det ble bare funnet svake vannkjemiske dybdegradienter (Fig. 30). Med den målte pH-verdien er ioneinnholdet i vannet tilsynelatende for lavt til å sikre tilstrekkelig reproduksjon av aure (Enge og Kroglund 2011), noe som også tidligere studier har antydnet (Enge et al. 2012). Disse spørsmålene diskuteres seinere.



For alle prøvestedene under ett (n=5) ble "forsuringen", dvs. differansen mellom alkalitet og Σ (ikke-marine kationer), beregnet til 10 ± 5 $\mu\text{ekv/l}$, noe som tyder på svak forsuring. Dessuten var "opprinnelig" SO_4 nær sammenfallende med målt verdi. Med utgangspunkt i medianverdien ble "opprinnelig" pH estimert til 5.7, faktisk så vidt litt lavere enn målt verdi. Det kan derfor konkluderes med at Raudbergtjørn er lite/ikke påvirket av antropogen forsuring.

Raudbergtjørn i bakgrunnen. Bildet viser tilgjengelig strekning i tilløpselven for fisk fra Raudbergtjørn. Bemerk substratet, som består av stor stein.

Tab. 16. Resultater fra prøvafiske i Raudbergtjørn.

Tilstand: svært god

År	Garn		Fangst antall	CPUE ind/100m ²	Vekt (g)		Kondisjon middel	Hanner	Gyte- fisk	Kjøttfarge			Para- sitter
	antall	type			ind/100m ²	max				R	LR	HV	
2009	1	SNSF	6	15	110	174	0,81	50%	67%	0%	33%	67%	-
2022	2	Nordic	19	21	70	138	0,93	53%	37%	0%	16%	84%	5%

Tab. 17. Resultater av vannprøver tatt under prøvafisaket sommeren 2022.

Lokalitet	Dato	Temp °C	pH	Kond µS/cm	Farge mg Pt/l	ALK ₀₂ µekv/l	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Cl mg/l	SO ₄ µg N/l	NO ₃ µg N/l	Al µg/l	LAI µg/l	ANC µekv/l
Raudberg 0m	07-jul	13,5	5,87	6,6	13	11	0,16	0,08	0,76	<0,05	0,95	0,66	16	32	12	9
Raudberg 2.5m	07-jul	13,5	5,86	6,7	12	11	0,16	0,09	0,75	<0,05	0,96	0,65	16	33	14	9
Raudberg 5m	07-jul	12	5,79	6,7	12	11	0,14	0,10	0,73	<0,05	0,96	0,63	13	34	16	10
MEDIAN		13,5	5,86	6,7	12	11	0,16	0,09	0,75	<0,05	0,96	0,65	16	33	14	9
Raudberg bk.	07-jul	-	5,80	7,5	15	9	0,18	0,07	1,0	<0,05	1,0	0,87	9	40	17	17
Raudberg elv	07-jul	-	5,94	6,9	14	13	0,18	0,09	0,78	<0,05	0,97	0,70	13	31	15	10

Tab. 18: Vannkjemiske data fra Raudbergtjørn (medianer fra ulike dyp) (Enge et al. (2012)).

År	Temp. °C	pH	Kond µS/cm	Kond* µS/cm	Farge mg Pt/l	ALKe µekv/l	Ca mg/l	Cl mg/l	Na mg/l	Al µg/l	LAI µg/l	NO ₃ µg/l N
2009	-	5,63	-	6,4	11	8	0,25	1,3	0,70	31	-	-
2010	5,8	5,36	-	7,3	8	14	0,20	1,3	0,86	42	-	-
2011	6,0	5,36	-	6,5	5	2	0,17	1,2	0,75	-	-	-
2022	13,5	5,86	6,7	6,1	12	11	0,16	1,0	0,75	33	14	16

*: justert for H⁺-bidraget;

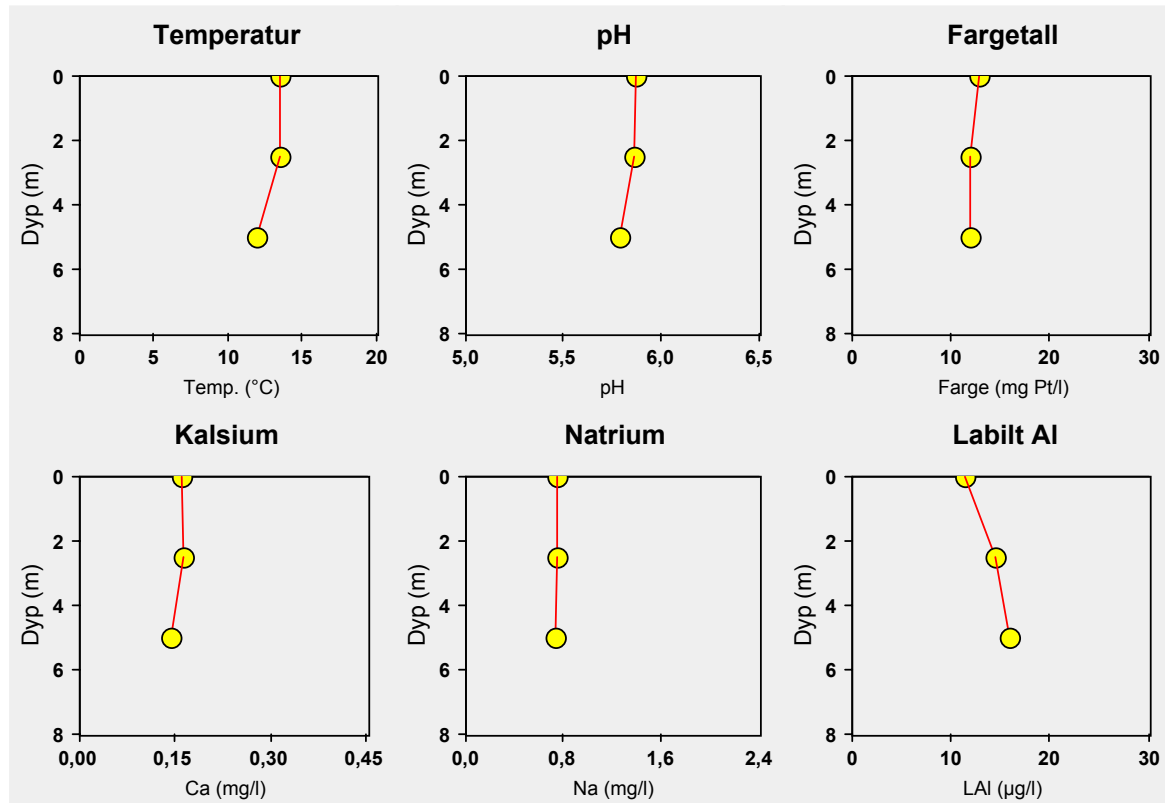


Fig. 30. Dybdegradierer for sentrale parametre.

Sammenliknet med 2009-2011 (Tab. 18) har det bare skjedd ubetydelige endringer i vannkjemi. I perioden 2017-2022 har også UiS hatt aktiviteter i dette området (vedlegg 3). Medianverdiene for pH, konduktivitet, LAI og farge i perioden var hhv. 5.82, 8.0 $\mu\text{S}/\text{cm}$, 10 $\mu\text{g}/\text{l}$ og 9 $\text{mg Pt}/\text{l}$, dvs. en vannkvalitet som er nær hva som ble målt i 2022.

Resultater - fisk: Prøvefisket i 2022 ble utført i pent vær med noe vind. Det ble fanget 19 aurer på 2 garn, tilsvarende en CPUE på 21 fisk/100 m^2 garnareal, tilsvarende klassifisering: "svært god".

Fangsten ble dominert av småfisk (Fig. 31, Tab. 16) og i overkant av halve fangsten var i lengdeklassene 12-18 cm. Største fisk veide kun 138 g. Fisken var gjennomgående mager, og det ble i tillegg funnet et betydelig avtak i kondisjon med økende fiskelengde ($p < 0.001$).

Alderssammensetningen kan tyde på noe ujevn reproduksjon. Særlig årsklassen 4+ syntes å være svak. På grunn av stagnasjonskant på en del av skjellene kan det ikke utelukkes at noen av de største eksemplarene kan ha vært en del eldre. Den nest største auren lot seg ikke aldersbestemme i det hele tatt (bare erstatningsskjell), noe som sammen utseende (hodeform/kroppsform) kan være er en antydning om betydelig alder.

Alle gytefisk var tidligere gytere (VII-stadier). Materialet er sparsomt, men det kan antydes at begge kjønn begynner å modne som 3+.

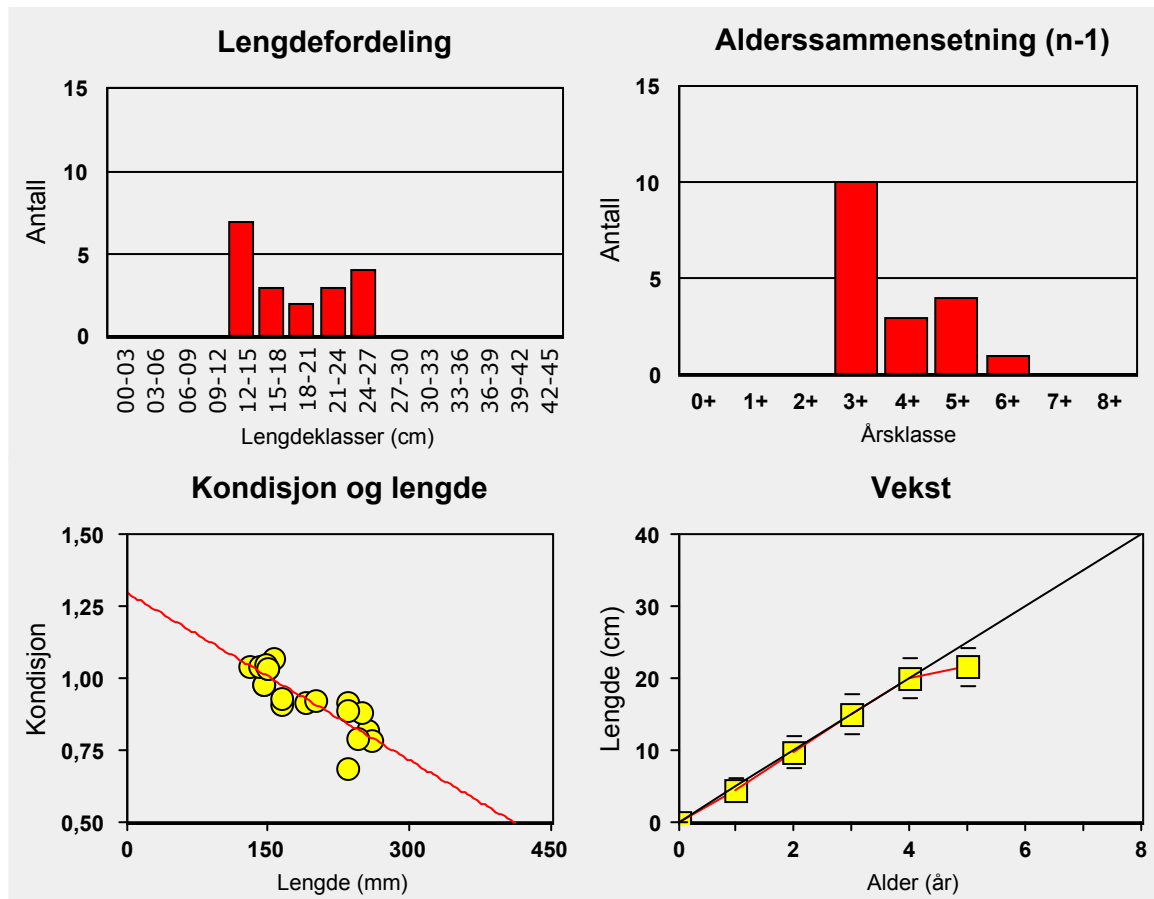
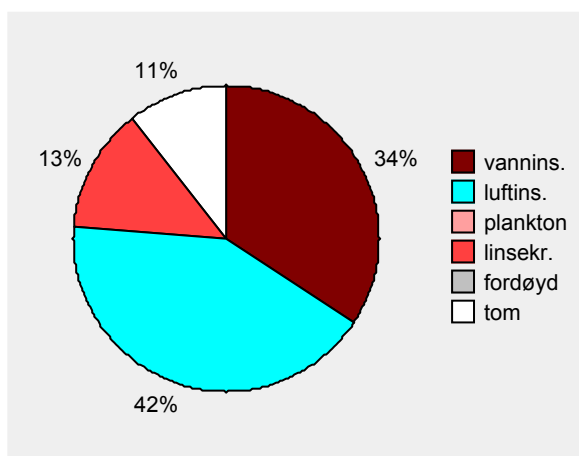


Fig. 31. Resultater fra prøvefisket i Raudbergtjørn sommeren 2022 (étt eksemplar ikke aldersbestemt).

Veksten var god (ca. 5 cm/år) t.o.m. alder 4 år, for deretter å vise tegn på stagnasjon. Når det dessuten må antas at de største aurene trolig er eldre enn aldersbestemmelsen tyder på, indikerer dette at veksten stagnerer på 20-30 cm. Tilsvarende stagnasjon er funnet tidligere (Enge et al. 2012).

Det ble funnet få grupper av næringsemner i fiskemagene (Fig. 32). Vann- og luftinsekter dominerte med til sammen 76%.



Det ble kun funnet ett eksemplar som hadde parasitter, trolig *Diphyllobotrium* sp.

En av aurene hadde "mopsehode" (se bildet neste side).

Fig. 32. Mageinnhold for aure fra Raudbergtjørn.



En av aurene hadde "mopsehode".

SAMLET VURDERING RAUDBERGTJØRN

Vannkvaliteten i Raudbergtjørn syntes i utgangspunktet å være for "tynn" for opprettholdelse av en selvreproduserende aurebestand. Det er tidligere antydnet at vannet likevel hadde fiskebestand pga. nedvandring av yngel og småfisk fra lokaliteter med bedre vannkvalitet lenger oppe i vassdraget (Enge et al. 2012). I sideelven fra Langetjørn observeres ofte yngel, og her er vannkvaliteten marginalt bedre enn i selve hovedvassdraget.

Imidlertid er det seinere antatt at konduktivitetseffekten egentlig er en Na-effekt, da disse to parametrene er sterkt korrelert (Enge 2022). Pga. kombinasjonen relativt kort avstand til kysten, og svært langsomtforvitrende berggrunn, betyr det at en større del av konduktiviteten utgjøres av sjøsalter ("Na") enn for lokalitetene som ligger til grunn for pH-konduktivitet-diagrammet (Enge & Kroglund 2011). Tas også dette med i betraktning, kan vannkvaliteten, også i selve Raudbergtjørn (og oppstrøms), betraktes som akseptabel for aure. Dette igjen forklarer hvorfor det observeres fisk helt "til topps" i Lysevassdraget, også oppstrøms sidevassdraget fra Langetjørn.

Med såpass lange elvestrekninger oppstrøms, gir dette en rekruttering til Raudbergtjørn som er for stor i forhold til næringsgrunnlaget. Tilsynelatende mangel på yngre årsklasser (1+ og 2+) kan skyldes at disse fortsatt oppholder seg på elvestrekningene oppstrøms Raudbergtjørn, og at de først ved en viss alder/størrelse søker nedstrøms.

Sammenliknet med 2009 så har bestanden blitt vesentlig tettere, og består nå av en større andel yngre fisk enn tidligere. Dagens bestand vurderes å være for tett, og kvaliteten på fisken er under middels.

5 REFERANSER

- Bergheim, A. og Hesthagen, T. 1987: Resipientforhold og fiskebestand i Kvassheimsåna - et jordbrukspåvirket lakseførende vassdrag på Jæren. *VANN 01-87*: 35-42.
- Eaton, A.D. (editor), Clesceri, L.S. (editor) og Greenberg, A.E (editor) 1995: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (19.edt.). *American Public Health Association, American Water Works Association & Water Environment Federation, Washington DC.*
- Enge, E. 2013: Water chemistry and acidification recovery in Rogaland County. *VANN 01-2013*: 78-88.
- Enge, E. 2016: Fiskeundersøkelser i Rogaland i 2015 (*prosjektrapport, oppdragsgiver: Fylkesmannen i Rogaland*).
- Enge, E. 2022: Highly dilute water chemistry in mountain lakes in southwestern Norway - obstacles for fish population? *Dr.Philos avhandling, UiS.*
- Enge, E., Bredal, M., Vatsvåg, H. & Hemmingsen, T. 2012. The survival of a small isolated brown trout population (*Salmo trutta*) in a harsh environment in the remote Lysedalen, Rogaland. *Vann, 02-2012*, 152-169.
- Enge, E. & Garmo, Ø.A. 2021. Estimation of low level carbonate alkalinity from single endpoint acidimetric titration to pH=4.5. *Fundamental and Applied Limnology*, 195(1), 1-7.
- Enge, E., Hesthagen, T. og Auestad, B. H. 2021: Low Recruitment in a Population of Brook Trout in a Norwegian Watershed - Is It Due to Dilution of the Water Chemistry? *Water, Air, & Soil Pollution*, 232(1), 1-11.
- Enge, E. & Kroglund, F. 2011. Population density of brown trout (*Salmo trutta*) in extremely dilute water qualities in mountain lakes in Southwestern Norway. *Water, Air and Soil Pollution*, 219, 489-499.
- Henriksen, A. 1980: Acidification of freshwaters - a large scale titration: I: Drabløs, D. and Tollan, A. 1980: Ecological impact of acid precipitation. *SNSF. Proceedings from an international conference, Sandefjord.*
- Hindar, A. og Wright, R.F. 2002: Beregning av opprinnelig vannkjemi i forsurede innsjøer - uttesting av en regnemodell. *NIVA, rapport 4546.*
- Huitfeldt-Kaas, H. 1922: Om aarsaken til massedød av laks og ørret i Frafjordelven, Helleelven og Dirdalselven i Ryfylke høsten 1920. *Norges Jæger og Fiskerforenings Tidsskrift*, 51: 37-44.
- Ingman, F. og Ringbom, A. 1966: Spectrophotometric determination of small amounts of magnesium and calcium employing calmagite. *Microchemical Journal*, 10(1-4), 545-553.
- Monteith, D.T., Stoddard, J.L., Evans, C.D., De Wit, H.A., Forsius, M., Høgåsen, T., Wilander, A., Skjelkvåle, B.L., Jeffries, D.D., Vuorenmaa, J., Keller, B., Kopacek, J. & Vesely, J. 2007. Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry. *Nature*, 450(7169), 537.
- Persson, U. 1990: Overvåkning av lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* i Rogaland Fylke, 1989, Fylkesmannen, Rapport 3/90.
- Samdal, J.E. 1987: Noen resultater fra NIVA's forskning innen sur nedbør. *VANN 03-87*, 347-351.
- Sandlund, O.T., Bergan, M.A., Brabrand, Å., Diserud, O.H., Fjeldstad, H-P., Gausen, D., Halleraker, J., Haugen, T., Hegge, O., Helland, I.P., Hesthagen, T., Nøst, T., Pulg, U., Rustadbakken, A. og Sandøy, S. 2013: Vannforskriften og fisk - forslag til klassifiseringssystem. *Miljødirektoratet, rapport M22-2013.*
- Sevaldrud, I. og Muniz, I. P. 1980: Sure vatn og innlandsfiske i Norge. Resultater fra intervjuundersøkelsene 1974-1979. *SNSF, IR 77/80.*
- Stølen, C. 2019: Effects of rockfill dams and rock dumps on downstream water chemistry, *MSc-thesis, UIS.*
- Wright, R., Kaste, Ø., Austnes, K. og Skancke, L. 2011: Vurdering av utvikling av fargetall og TOC i Birkelandsvatn, Rogaland. *NIVA-report 6241-2011.*
- Zippin, C. 1958: The removal method of population estimation. *Journal of Wildlife management*, 22: 82-90.

Vedlegg 1. Fisketettheter på enkeltstasjoner.

FUGLESTADÅNA

Stasjon	Art & alder	Areal m ²	Fangst				p	Tetthet n/100m ²	ÅI (antall)
			1x	2x	3x	Σ			
Fuglestad1 (oppstrøms Bjårvatn)	A0+	100	1	0	1	2	(0,47)	(2,3)	2
	A>		0	1	1	2	(0,27)	(3,2)	
	L0+		21	16	3	40	0,52	45,0	
	L>		24	14	13	51	0,28	81,2	
Fuglestad2 (Åsane)	A0+	130	0	0	0	0	-	0	4
	A>		0	0	0	0	-	0	
	L0+		28	28	3	59	0,50	52,1	
	L>		27	9	18	54	0,22	78,2	
Fuglestad3 (Matningsdal)	A0+	90	0	0	1	1	(0,47)	(1,3)	0
	A>		0	0	1	1	(0,27)	(1,8)	
	L0+		10	11	10	31	(0,47)	(40,4)	
	L>		19	7	3	29	0,61	34,2	
Fuglestadåna (total)	A0+	320	1	0	2	3	(0,47)	(1,1)	6
	A>		0	1	2	3	(0,27)	(1,5)	
	L0+		69	55	14	138	0,47	50,6	
	L>		60	30	34	124	0,27	62,8	

KVASSHEIMSÅNA

Stasjon	Art& alder	Areal m ²	Fangst				p	Tetthet n/100m ²	ÅI (antall)
			1x	2x	3x	Σ			
Kvassheim1 (bro før Kvassheim Fyr)	A0+	100	0	0	0	0	-	0	0
	A>		2	0	0	2	1,00	2,0	
	L0+		1	0	0	1	1,00	1,0	
	L>		9	5	1	15	0,60	16,1	
Kvassheim2 (bro v/vei til Stokkelandsmarkene)	A0+	80	0	1	0	1	((0,47))	(1,5)	2
	A>		4	0	0	4	1,00	5,0	
	L0+		18	23	20	61	((0,27))	(124)	
	L>		33	17	8	58	0,50	82,8	
Kvassheim3 (Anisdal)	A0+	70	0	1	0	1	((0,47))	(1,7)	7
	A>		1	0	0	1	1,00	1,4	
	L0+		20	25	13	58	0,17	197	
	L>		51	23	5	79	0,64	118	
Kvassheimsåna (total)	A0+	250	0	2	0	2	((0,47))	(0,9)	9
	A>		7	0	0	7	1,00	2,8	
	L0+		39	48	33	120	((0,27))	(77,8)	
	L>		93	45	14	152	0,58	65,6	

(()): Her kunne ikke data fra 0+ benyttes til estimer av p. Har benyttet tall fra naboelva, Fuglestad. Disse estimatene er forbundet med betydelig usikkerhet.

FIGGJO

Stasjon	Art& alder	Areal m ²	Fangst				p	Tetthet n/100m ²	ÅI (antall)
			1x	2x	3x	Σ			
Figgjo1 (Øksna bruk)	A0+	100	0	0	0	0	-	0	1
	A>		0	0	1	1	-	0	
	L0+		14	12	12	38	(0,18)	(83,2)	
	L>		4	2	3	9	0,15	22,8	
Figgjo2 (Foss-Eikeland)	A0+	130	2	0	0	2	1,00	1,5	4
	A>		1	0	0	1	1,00	0,8	
	L0+		3	10	8	21	(0,18)	(35,4)	
	L>		11	7	1	19	0,59	15,7	
Figgjo3 (Bråstein)	A0+	90	0	0	0	0	-	0	0
	A>		2	0	0	2	1,00	2,2	
	L0+		0	0	0	0	-	0	
	L>		4	1	0	5	0,82	5,6	
Figgjo4 (Figgjo)	A0+	110	2	1	0	3	0,71	2,8	5
	A>		3	5	0	8	0,45	8,7	
	L0+		12	13	1	26	0,50	27,1	
	L>		13	4	2	19	0,64	18,2	
Figgjo5 ("Statoil"/Cricle-K)	A0+	100	0	0	0	0	-	0	1
	A>		0	0	0	0	-	0	
	L0+		10	5	4	19	0,39	24,6	
	L>		10	1	0	11	0,92	11,0	
FIGGJO (total)	A0+	530	4	1	0	5	0,82	0,9	11
	A>		6	5	1	12	0,49	2,6	
	L0+		39	40	25	104	0,18	43,0	
	L>		42	15	6	63	0,63	12,5	

DIRDAL

Stasjon	Art&alder	Areal m ²	Fangst				p	Tetthet n/100m ²	ÅI (antall)
			1x	2x	3x	Σ			
Dirdal1 ("EWOS")	A0+	80	3	3	1	7	0,36	11,9	3
	A>		2	0	0	2	1,00	2,5	
	L0+		17	7	6	30	0,44	45,5	
	L>		13	10	1	24	0,57	32,6	
Dirdal2 (Nødland)	A0+	140	0	0	0	0	-	0,0	1
	A>		4	1	1	6	0,57	4,6	
	L0+		4	2	2	8	0,32	8,4	
	L>		31	19	4	54	0,57	42,0	
Dirdal3 (Giljabekken)	A0+	110	0	0	0	0	-	0,0	0
	A>		1	1	1	3	(0,52)	(3,1)	
	L0+		11	14	8	33	0,13	89,0	
	L>		32	25	4	61	0,53	62,0	
Dirdal4 (Byrkjedal Bro)	A0+	130	0	0	0	0	-	0,0	0
	A>		0	0	0	0	-	0,0	
	L0+		31	15	17	63	0,29	75,8	
	L>		22	15	3	40	0,54	34,0	
Dirdal (total)	A0+	460	3	3	1	7	0,36	2,1	4
	A>		7	2	2	11	0,52	2,7	
	L0+		63	38	33	134	0,29	45,4	
	L>		98	69	12	179	0,55	42,9	

Merknad: Siden det nå årevisst påvises laks, er f.o.m. 2022 også denne stasjonen tatt med i totalen for hele elven. Tidligere har bare 1-3 inngått.

HÅLANDSÅNA

Stasjon	Art& alder	Areal m ²	Fangst				p	Tetthet n/100m ²	ÅI (antall)
			1x	2x	3x	Σ			
Håland1 (Hålandsosen)	A0+	100	8	2	1	11	0,69	11,4	3
	A>		0	0	0	0	-	0	
	L0+		22	11	11	44	0,32	64,3	
	L>		16	6	1	23	0,70	23,7	
Håland2 (nedstr. SRJF-hytte)	A0+	110	3	0	1	4	0,57	4,0	1
	A>		1	0	0	1	1,00	0,9	
	L0+		31	10	15	56	0,36	69,2	
	L>		16	6	6	28	0,43	31,2	
Håland3 (400m oppstr. Tveitåna)	A0+	70	0	0	2	2	(0,52)	3,3	0
	A>		2	0	0	2	1,00	2,9	
	L0+		21	6	16	43	0,16	150	
	L>		11	6	2	19	0,54	30,0	
Håland4 (Åbø)	A0+	90	1	0	0	1	1,00	1,1	0
	A>		3	3	1	7	0,36	10,6	
	L0+		13	5	7	25	0,31	41,6	
	L>		10	6	1	17	0,59	20,2	
Håland (total)	A0+	370	12	2	4	18	0,52	5,5	0
	A>		6	3	1	10	0,57	2,9	
	L0+		87	32	49	168	0,29	70,4	
	L>		53	24	10	87	0,56	25,7	

Vedlegg 3. Data fra Universitet i Stavanger sine aktiviteter i Lysedalen 2017-2022.

Lokalitet	Dato	pH	Kond. µS/cm	Al µg/l	LAl µg/l	ALKe µekv/l	Ca mg/l	Farge mg Pt/l	Cl mg/l	Na mg/l
bekkekryss turistløype	14.09.2017	5,33	6,12	63	13	7	<0,05	42	0,61	0,55
bekkekryss turistløype	19.09.2018	5,29	10,3			2	0,05	27		
bekkekryss turistløype	08.09.2020	5,36	8,46			13	0,28	38		
bekkekryss turistløype	02.09.2021	5,55	7,6	68	13	15	0,25	42		
bekkekryss turistløype	08.09.2022	5,76	20,2	26	<5	105	1,1	31		
Langetjørn utløp	14.09.2017	6,03	5,99	37	15	21	<0,05	14	0,67	0,72
Langetjørn utløp	19.09.2018	5,76	8,6	45	23	9	0,15	8		
Langetjørn utløp	11.09.2019	5,82	6,05	29	9	19	0,22	9		
Langetjørn utløp	08.09.2020	5,72	7,43	46	7	15	0,32	19		
Langetjørn utløp	02.09.2021	6,31	6,9			21	0,29	6		
Langetjørn utløp	08.09.2022	6,11	8,1	21	<5	18	0,33	6		
Raudberg tj. elv inn	19.09.2018	5,82	8,6	45	23	10	0,21	11		
Raudberg tj. elv inn	11.09.2019	5,98	6,39	29	6	21	0,28	10		
Raudberg tj. elv inn	08.09.2020	5,77	6,89	31	<5	14	0,22	11		
Raudberg tj. elv inn	02.09.2021	6,25	8,1	10	<5	27	0,32	7		
Raudberg tj. elv inn	08.09.2022	6,12	8,7	21	<5	28	0,36	7		
bekk SØ Raudberg tj.	14.09.2017	5,86	6,91	32	9	18	0,11	11	0,88	0,85
bekk SØ Raudberg tj.	19.09.2018	5,62	9,3	41	20	10	0,22	10		
bekk SØ Raudberg tj.	11.09.2019	5,78	6,77	35	12	23	0,30	9		
bekk SØ Raudberg tj.	08.09.2020	5,73	7,15	37	8	20	0,21	10		
bekk SØ Raudberg tj.	02.09.2021	6,05	8,8	13	2,5	25	0,25	7		
bekk SØ Raudberg tj.	08.09.2022	6,02	10,1	23	12	29	0,37	7		
Raudberg tjørn utløp	14.09.2017	5,89	5,70	41	13	14	0,13	19	0,63	0,65
Raudberg tjørn utløp	19.09.2018	5,63	9,0	45	20	9	0,15	11		
Raudberg tjørn utløp	11.09.2019	5,77	6,53	35	12	16	0,24	12		
Raudberg tjørn utløp	08.09.2020	5,73	6,75	34	7	20	0,22	12		
Raudberg tjørn utløp	02.09.2021	6,07	6,2	20	<5	15	0,20	11		
Raudberg tjørn utløp	08.09.2022	5,94	7,8	25	8	19	0,27	12		