



FYLKESMANNEN
I ROGALAND

Fiskeundersøkelser i Rogaland i 2012

Miljønotat nr. 1 - 2013

Forsuringsovervåkning og biologisk effektkontroll av kalking

Av Espen Enge



Fylkesmannen i Rogaland
Miljøvernavdelinga

Miljønotat nr. 1 - 2013

Fiskeundersøkelser i Rogaland i 2012

Forfatter(e): Espen Enge	Notatnr.: 1- 2013 (Internettversjon , pdf-format)
	Dato: 28.01.2013
Prosjektansvarleg(e): Per Kristian Austbø, Espen Enge	Faggruppe: Fisk
	Geografisk område: Rogaland
Finansieringskilde(r): DN/FMR	Arkivnummer: -
	Tal sider: 85
Emneord: Kalking, forsuring&recovery, restbestander, laks	ISSN: ISSN-0803-0170
Samandrag:	
<p>Tetthetene av laks i Jærelvene (Fuglestad/Kvassheim/Figgjo) var høye til meget høye, og omtrent som for tidligere år. Tetthetene av aure var lave. I Ryfylkeelvene (Dirdal/Ulla/Håland) var tetthetene av laks også høye, men likevel noe lavere enn i Jærelvene. Auretetthetene var lave. I Dirdalselva, oppstrøms naturlig lakseførende strekning, ble det funnet 2 stk. 3+ av laks. Her ble det satt ut gytefisk av laks i 2008, og vellykket gyting gav i ettertid akseptable tettheter av lakseunger, og som disse 3+’ene må stamme fra. I Hengjandevatn og Svortingsvatn var det enda rester av kalkingseffekt, selv om innsjøene ikke har vært kalket siden 2009. Begge innsjøene hadde tette aurebestander. I Ø.Buksetjørn var vannkvaliteten litt surere enn i de to førstnevnte innsjøene. Aurebestanden var passelig tett, men det var tilsynelatende relativt høy andel av gammel fisk i bestanden (1/3 av fisken ≥ 5 år). I Storådalen (Nilsebu) ble det funnet en tett aurebestand i de store lonene nederst i dalen, i tillegg til noe bekkerøye (30% av fangsten). Bekkerøyen reproducerer naturlig i Storådalen, og ble funnet helt opp til Kromsåkvelven. I Lysedalen ble det funnet lave tettheter av aure, og en ekstremt tynn vannkvalitet. Vannkjemisk overvåkning i Dirdalselva gav en årsmiddel for pH på 5.90 ved skolen og 5.59 i Giljabekken. Laveste verdier var 5.66 (skolen) og 5.25 (Giljabekken). I Storåna i Ørdsdalen var middelverdi for pH 5.59 og laveste verdi 4.84 (februar). Et påfallende trekk var at minimum-pH (begge elver) ikke syntes å inntreffe i hovedsnøsmeltingen (april/mai), men tidligere på vinteren. “pH-kartet” viste klar forbedring sammenliknet med 1980-årene, men relativt små forskjeller sammenliknet med 2002 og 2007. De andre vannkvalitetskartene viste i hovedtrekk at ioneinnholdet avtok mot øst i fylket.</p>	

Postadresse:

Postboks 59 Sentrum,
N-4001 Stavanger,
Noreg

Besøksadresse:

Statens Hus,
Lagårdsveien 44,
4010 Stavanger

Tlf: +47 56 87 00

Faks: +47 51 88 11

E-post: fmropost@fylkesmannen.no
www.fylkesmannen.no/rogaland

INNHold

	side
INNHold	3
English summary	4
0. FORORD	9
1. INNLEDNING	10
2. ELVER	12
2.1 Fuglestadåna	
2.2 Kvasseheimsåna	
2.3 Figgjo	
2.4 Dirdalselva	
2.5 Ulla	
2.6 Hålandselva	
3. INNSJØER	33
3.1 Vannkvalitet i innsjøene	
3.2 Hengjandevatn	
3.3 Svortingsvatn	
3.4 Ø.Buksetjørn	
4. ANDRE UNDERSØKELSER	41
4.1 Storådalen (Nilsebu)	
4.2 Lysedalen	
5. VANNKJEMISK OVERVÅKNING AV ELVER	50
5.1 Dirdalselva	
5.2 Storåna (Ørsdalen)	
5.3 Styring av prosjektert kalkdoserer i Storåna (Ørsdalen)	
6. FORSURINGSSTATUS, “pH-kart” 2012	57
7. REFERANSER	61
VEDLEGG	62
Vedlegg 1a: Rådata aure, Storådalen (Nilsebu) 2012	
Vedlegg 1b: Rådata bekkerøye, Storådalen (Nilsebu) 2012	
Vedlegg 2: Rådata aure, Hengjandevatn, Svortingsvatn og Ø.Buksetjørn 2012	
Vedlegg 3: The survival of a small isolated brown trout population (<i>Salmo trutta</i>) in a harsh environment in the remote Lysedalen. VANN, 02-2012	
<i>Oversikt over miljørapporter</i>	
<i>Oversikt over miljønotater</i>	

English summary:

Fish surveys in Rogaland in 2012

2.1 & 2.2: Fuglestadåna and Kvasseheimsåna (River Fuglestad and River Kvasseheim): These two neighboring rivers drain the low-land areas on the west coast of Rogaland, at southern Jæren. The Kvasseheim area is mostly comprised of farming land, but the river Fuglestad also drains some low mountain areas. Water quality is ideal for salmon (tab. 2, tab. 5) and, with the exception of mountain areas in Fuglestad, these rivers have not experienced problems due to acidification.

The densities of salmon in the river Fuglestad (tab. 1, tab. 3) were 214 (0+) & 30.8 ind./100 m² (1+ & 2+) in 2012 (2011: 101 & 45.9 ind./100 m²). In river Kvasseheim the densities of salmon (tab. 4, tab. 6) were 96.6 & 115 ind./100 m² (2011: 68.0 & 54.5 ind./100 m²). All these densities are considered as high. The densities of trout were generally very low in both rivers (tab. 1, tab. 4).

2.3: Figgjo (River Figgjo): The River Figgjo drains both farming land and mountain areas. The maximum altitude is about 600 m. Water from the upper part of the area is low in calcium, but downstream Ålgård the Ca-levels were generally >3 mg/l (tab. 8). The water quality is ideal for salmon.

High densities of salmon fry (0+) were registered in 2012 (average: 99.1 ind./100 m², maximum 262 ind./100 m²), while the density of older salmon (1+ & 2+) was moderate (32.3 ind./100m²). The densities of trout were low (tab. 7, tab. 9).

2.4: Dirdalselva (River Dirdal): The River Dirdal drains mountain areas in Gjesdal and Sirdal. The maximum altitude in this area is 1131 m. The river was affected by acidification and fish deaths as early as the 1920's (Huitfeldt-Kaas 1922). The population of salmon declined throughout the 1960s, and in the 1970s the population was considered extinct (Sevaldrud and Muniz 1980). Due to reduced acidification, the salmon population has recovered considerably since 2000. The water quality is acceptable for salmon (tab. 11), but due to low Ca-levels (0.4-0.7 mg/l), the river is sensitive to acidification.

The densities (tab. 10, tab. 12) of salmon fry (0+) were 27.4 ind./100 m² and older salmon 54.1 ind./100 m² (2011: 42.9 ind./100 m² and 25.5 ind./100 m²). Except for the densities of fry (0+), the densities for salmon are very high, considering that Dirdalselv is an oligotrophic mountain river. The densities of trout were low.

2.5: Ulla (River Ulla): Due to hydro electric power production, the water flow is permanently reduced to below 1/5 of the original water flow. Prior to regulation, river Ulla drained high mountain areas up to a maximum altitude of 1600 m and as far east as Bykle in Aust-Agder County. Due to the regulations, all rivers above 600 m were transferred to power stations in Suldal. After regulation, the river drains coastal areas up to an altitude of approx. 1000 m. The water quality is excellent for salmon (tab. 14). The regulations have enhanced the water quality in the river by removing dilute mountain water from the river (tab. 15).

The densities (tab. 13, tab. 16) of salmon fry (0+) were low, 14.6 ind./100 m² but moderate densities of older salmon were found 28.1 ind./100 m² (2011: 97.2 ind./100 m² and 24.2 ind./100 m²). While the densities of older salmon has been fairly constant over the last

years (tab. 13), considerable variations in the densities of salmon fry were observed. The densities of trout were very low.

2.6: Hålandsåna (River Håland): The River Hålandsåna drains mountain areas in western Suldal, up to an altitude of 965 m. The water quality is excellent for salmon (tab. 18).

The densities (tab. 17, tab. 19) of salmon fry (0+) were 65.0 ind./100 m² and older salmon 16.2 ind./100 m² (2011: 51.8 ind./100 m² and 24.9 ind./100 m²). This was the lowest density of older salmon registered in 2012. As in Ulla, the densities of salmon fry showed considerable variations throughout the last three years (tab. 17).

The densities of trout in the River Håland are generally somewhat higher than in many other salmon rivers in this area. The densities of older trout ($\geq 1+$) are generally in the range of 10-15 ind./100m².

3.1 & 3.2: Water quality in test fished lakes & Testfishing of Lake Hengjandevatn, Lake Svortingsvatn and Lake Ø.Bukse-tjørn: To improve the water chemistry in the River Jørpelandselva (downstream), Lake Hengjandevatn and Lake Svortingsvatn have earlier been limed. Due to changes in the liming strategy, the lake liming has been abandoned (last liming: 2009), but there are still (2012) some remaining liming effect in the lakes. The current calcium levels (tab. 29) were about 0.6 mg/l (unlimed, 0.3-0.4 mg/l). The test fishing revealed two dense populations of relatively small trout; average weight about 100 g (tab. 22). Parasites (*Diphyllbothrium* sp.) were found in about 1/5 of the trout.

Lake Ø.Bukse-tjørn has not been limed. The water quality was slightly more acidic than the water quality of the two other lakes. The brown

trout population was not as dense, and the fish were somewhat larger (average weight about 240 g) and older.

4.1: Storådalen (Nilsebu): Storådalen is a mountain valley at an altitude of 780-800m. The upper parts of the catchment (representing 39% of the water), is transferred to the reservoir "Blåsjø" and used for hydroelectric power production. At large flow episodes, brook trout (*Salvelinus fontinalis*) stocked in the Blåsjø-area, has escaped downstream to Storådalen, and formed a stationary population, in competition with the original acidification damaged brown trout population.

The water quality was extremely dilute, but not particularly acidic (tab. 23). In the lakes in the lower part of the valley a dense population of rather small trout (average weight about 60g, tab. 24) were found. 30% of the catch in these lakes was brook trout, also relatively small (average weight about 120g). In the upper part of the area, only brook trout were found.

4.2: Lysedalen: Electro fishing in upper parts of Lysedalen revealed only low densities of trout (about 5 ind./100m²). The water quality was extremely dilute (tab. 25); conductivity about 5 µS/cm and Ca 0.1-0.2 mg/l. This is in accordance to earlier findings (Enge et al. 2012).

5.1 & 5.2: Water chemistry Dirdalselva (River Dirdal) and River Storåna (River Storåna): (Description of River Dirdalselva: 2.4). At the location "Dirdal skole" the annual mean pH for 2012 was 5.90 and the minimum was 5.66 (tab. 26, fig. 27). "Giljabekken" were considerably more acidic (pH minimum 5.25). Despite the apparently unsuitable water quality, the salmon densities were relatively high (2.4).

Storåna drains mountain areas as far east as Skreåheia and Øyestølheia i Sirdal (Vest-Agder County). The maximum altitude in this area is 985 m. In the River Storåna the salmon population became extinct prior to 1900, probably due to emerging acidification problems. In 2007, an annual liming project started in 10 lakes in the Storåna catchment. Recent years sporadic observations of salmon in the River Storåna have been made. Monitoring throughout 2012 revealed that the water quality generally was too acidic for salmon (tab. 28, fig. 28).

An important observation in both these rivers was that the most acidic water did not occur during snowmelt, but earlier in the winter.

6: Acidification status, "pH-map": The current study compiles data from 1144 water samples from three large regional water chemical surveys, performed in 2002, 2007 and 2012 (fig. 30). Three different models suggested that the acidification of the mountain lakes in Rogaland (>500 m) has declined to a minimum, and subsequently that the water chemistry is close to "pre-acidification" conditions. The conductivity (fig. 31) of the water in the mountain areas is extremely low, and is possibly restricting the distribution of brown trout.

Brief glossary

<i>Norwegian</i>	<i>English</i>	/	<i>Norwegian</i>	<i>English</i>
<i>alder</i>	<i>age</i>	/	<i>antall</i>	<i>number</i>
<i>aure</i>	<i>trout</i>	/	<i>bekk</i>	<i>brook/stream</i>
<i>bekkerøye</i>	<i>brook trout</i>	/	<i>el.-fiske</i>	<i>electro fishing</i>
<i>elv</i>	<i>river</i>	/	<i>fangst</i>	<i>catch</i>
<i>farge</i>	<i>colour</i>	/	<i>garn</i>	<i>net/nets</i>
<i>gytefisk</i>	<i>mature/spawner</i>	/	<i>kondisjon</i>	<i>condition factor</i>
<i>laks</i>	<i>salmon</i>	/	<i>lengdefordeling</i>	<i>length distribution</i>
<i>middel</i>	<i>average</i>	/	<i>tetthet</i>	<i>density</i>
<i>vannføring</i>	<i>waterflow</i>	/	<i>vatn/innsjø</i>	<i>lake</i>
<i>vekt</i>	<i>weight</i>	/	<i>vekst</i>	<i>growth</i>

0. FORORD

Fylkesmannen gjennomfører rutinemessig undersøkelser i vann og vassdrag i Rogaland for å følge effektene av forsuring og kalking (se vedlagt liste over miljønotater). I tillegg følges også enkelte andre lokaliteter som verken er forsuret eller kalket, og disse fungerer som referanser. 10 av 14 oppføringer i tabellen under er direkte koblet til kalking, forsuring & recovery:

Prosjekt	Forsuring & recovery	Kalkings-relatert	Referanser	Laks	Landbruks-forurensning	Lange tids-serier	Rest-bestander	Fremmede arter
Fuglestadåna	x		x	x	x	x		
Kvassheimsåna			x	x	x	x		
Figgjo			x	x	x	x		
Dirdalselva	x			x				
Ulla			x	x		x		
Hålandselva			x	x		x		
Hengjandevatn		x						
Svortingsvatn		x						
Ø.Buksetjørn	x	x	x					
Storådalen (Nilsebu)	x						x	x
Lysedalen	x						x	
Storåna (Ørdsalen)	x	x		x				
Dirdalselv	x		x	x				
"pH-kart 2012"	x	x	x					

pH-kartet for Rogaland ble første gang utarbeidet i nåværende form i 2002, og inkluderte nær 400 prøver fra hele fylket, innsamlet i 2002 og analysert mhp. pH, konduktivitet, kalsium og farge. Kartet ble oppdatert i 2007, og nå også i 2012. I forhold til tidligere år ble parameterutvalget i 2012 utvidet med alkalitet, Na og Cl. Til tross for inkludering av stadig flere parametre, er likevel det innarbeidede navnet "pH-kart" beholdt, selv om dette ikke lenger er helt dekkende.

Et par ekstraprøver er "lånt" fra andre prosjekter. 7 vannprøver kommer fra Sira-Kvina's overvåkningsprosjekt i øvre Sira, og 3 prøver fra Emilie Lima & Elin E. Mehus sin BSc-oppgave ved UiS.

Fylkesmannen har i et par år fulgt opp noen lokaliteter i Lysedalen mhp. fisk og vannkvalitet sammen med UiS-studentene Helge Vatsvåg og Mikal Bredal, og dette arbeidet har resultert i en artikkel publisert i "VANN" som er vedlagt (vedlegg 3).

Feltarbeid, analyse av vannprøver, bearbeidelse og rapportering er utført av Fylkesmannen i Rogaland. Felt- og lab-assistenter i 2012 har vært: Daniel Egenes, Espen Jacobsen, Tobias Lima, Barry Moe og Amund Ugelstad.

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 vi regner at omlag 1/3 av aurebestandene i fylket og mange av laksebestandene døde ut som følge av forsuring.

Kalkingen i Rogaland startet så smått tidlig på 1980-tallet, men ekspanderte kraftig de påfølgende år, og i 1995 passerte kalkingen i fylket 200 innsjøer (fig. 0). På det meste ble det kalket 260-270 innsjøer i fylket. I tillegg til innsjøkalkingen, kalkes 10 lakseelver i fylket, de fleste med doserer.

For å evaluere effektene av kalkingen drives omfattende biologisk og kjemisk oppfølging av kalkingen. Selv om det er en viss overlapping, kan en litt forenklet si at Direktoratet for Naturforvaltning har ansvaret for oppfølgingen av elvekalkingen ("nasjonale" prosjekter), mens Fylkesmannen 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, selv uten kalking. 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 evaluering av kalkingsstrategi på bakgrunn av aktuell forsuringssituasjon
- årlige beregninger av kalkmengder og kalkdosering for igangværende prosjekter, basert på dagens vannkvalitet og forsuringssituasjon
- prioriteringer av kalkingsmidler, avslutning av prosjekter, evt. oppstart av nye

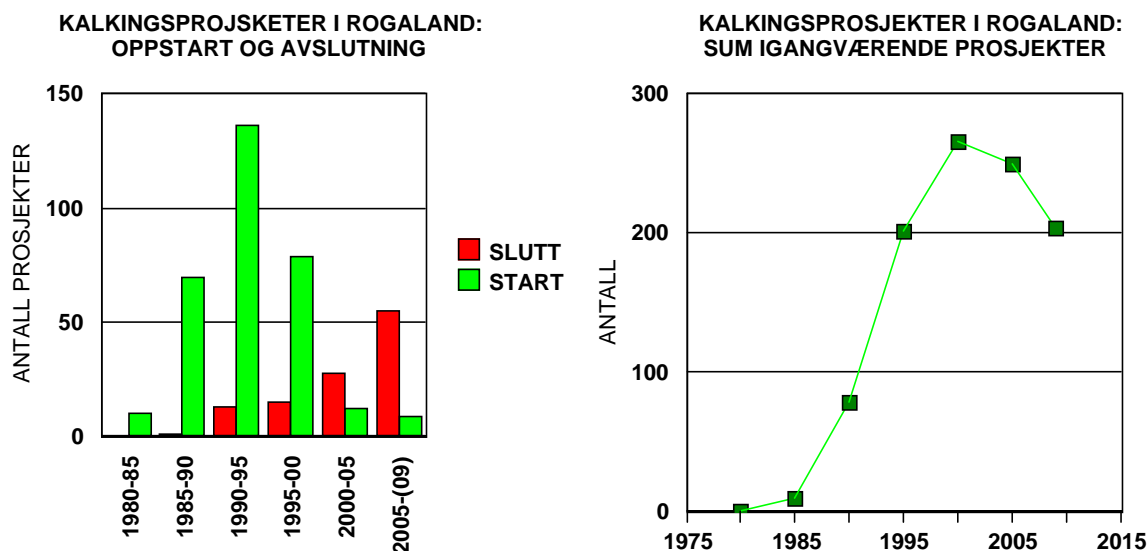
Dette gjøres ved rutinemessig vannkjemisk oppfølging av de fleste innsjøkalkingslokalitetene (ikke rapportert her), omfattende vannkjemiske prøvetaking i tilknytning til den biologiske overvåkingen og kontinuerlig vannkjemisk overvåking av utvalgte lokaliteter. "pH-kartet" som prøvetas/utarbeides hvert 5. år, tjener også som nyttig referanse for forsuringssituasjonen i Rogaland.

Av viktige direkte forvaltningsmessige anvendelser av den **biologiske overvåkingen** kan nevnes:

- dokumentere effekt av kalkingen, dvs. at fisken faktisk klarer seg, evt. vurdere andre strategier
- skaffe data/dokumentasjon for å vurdere evt. oppstart av nye omsøkte prosjekter, eller avslutning av eksisterende
- overvåking/dokumentasjon av restbestander, og hvordan disse klarer seg
- dokumentere evt. uheldige effekter ved avslutning av kalking

Disse resultatene *brukes*. Med utgangspunkt i disse overvåkningsdata er kalkmengdene vesentlig redusert, både ved elvekalkingsprosjektene og i innsjøene.

Dessuten er også en rekke prosjekter avsluttet som følge av dokumentert forbedret vannkvalitet (reduisert forsuring). Av til sammen 300 oppstartede prosjekter er omlag 100 avsluttet (fig. 0).



Figur 0: Oppstart og avslutning av innsjøkalkingsprosjekter i Rogaland (oppdatert t.o.m. 2009)

Som følge av dette er kalkingen i Rogaland i dag, 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 kalkingen skjer lenger nede i vassdragene.

Å følge utviklingen i lakeestetthetene 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 serier som har gått mer eller mindre kontinuerlig helt siden slutten 1980-tallet, og disse er særlig verdifulle.

2. ELVER

El.-fiske i 6 lakseelver inngår i denne undersøkelsen, hvorav 3 ligger på Jæren og 3 i Ryfylke.

El.-fiske: Det ble, med enkelte unntak, gjennomført 3 gangers overfiske. Fangsten ble sortert i laks/aure og yngel/eldre fisk ($0+/\geq 1+$), og tetthetene ble beregnet etter Zippin (1958). Arealet på stasjonene er beregnet som lengde x middelbredde. Ved liten fangst, og/eller lav fangbarhet ble tilnæringsmetoder benyttet.

Vannkjemi: pH og konduktivitet ble målt i hh.t. "Standard Methods of the Examination of Water and Wastewater" (Eaton et al. 1995). Alkalitet ble titrert med H_2SO_4 til pH=4.50, og ekvivalens-alkalitet (ALKe) ble beregnet etter Henriksen (1982). Farge ble bestemt fotometrisk etter "gamle" NS 4722 (her: ufiltrert, 445 nm). Rent empirisk er fargetall etter nyere standarder (410 nm) omlag 80% av dette (Enge, unpubl. data). Ca, Na og Cl ble målt med ioneselektive elektroder, og Al fotometrisk i hh.t. "Standard Methods" (ECR-metode).

Det ble registrert avvik mellom forventede kjemiske sammenhenger mellom parametre for en del av prøvene fra lavereliggende lokaliteter. Disse lokalitetene lå i områder sterkt påvirket av landbruk, industri, bebyggelse (m.m.), noe som trolig både påvirker selve vannkvaliteten, i tillegg til at forurensninger direkte kan forstyrre de kjemiske målingene ("interferens").

Registreringer av vannføring: Ved hver el.-fiske dato, er vannføring fra et (eller flere) nærliggende vannmerker avlest (tab. 0). Merk at ved bruk av referansefeltet mye større enn det aktuelle feltet, blir nedskalert vannkvalitet noe for stor på synkende vannføring og tilsvarende for lav på økende vannføring. Dette skyldes at de store feltene reagerer tregere de enn småfeltene.

Tabell 0: Avlest vannføring samtidig med el.-fiske

Elv	Dato (el.-fiske)	Samtidig vannføring ved nærmeste NVE-vannmerke (m ³ /s):		
		Haugland ($Q_m=6.9m^3/s$)	Bjordal ($Q_m\approx 10m^3/s$)	Kaltveit ($Q_m\approx 5m^3/s$)
Kvassheim	13.06.2012	0.69	4.7	-
Figgjo (st. 1-3)	15.06.2012	0.62	3.7	-
Figgjo (st. 4 & 5)	22.06.2012	0.81	4.1	2.9
Fuglestad	28.06.2012	2.4	5.2	2.4
Dirdal	21.07.2012	1.2	-	2.4
Ulla	11.08.2012	-	-	2.5
Håland	13.08.2012	-	-	2.0

2.1 FUGLESTADÅNA

Innledning: Fuglestadåna drenerer sørlige deler av Høg-Jæren og renner ut i sjøen ved Brusand (fig. 1). Vassdraget er varig vernet. Elva regnes av mange 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 enkelte år registreres laks på stasjonen oppstrøms fossen (st. 3: Matningsdal). Vassdraget er noe påvirket av kraftutbygging (Hagavatn er overført til Ogna).

Generelt er laksetetthetene høye. Det er noe mer aure i elva enn i andre av lakseelvne i fylket (tab. 1).

Tabell 1: Tettheter av aure og laks f.o.m. 2009 (ind./100 m²)

Elv	ar	Aure 0+	Aure >0+	Laks 0+	Laks >0+
Fuglestadåna	2009	6,1	9,6	63,3	41,6
-"	2010	35,5	9,3	169	64,4
-"	2011	13,3	4,8	101	45,9
-"	2012	24,4	11,4	214	30,8

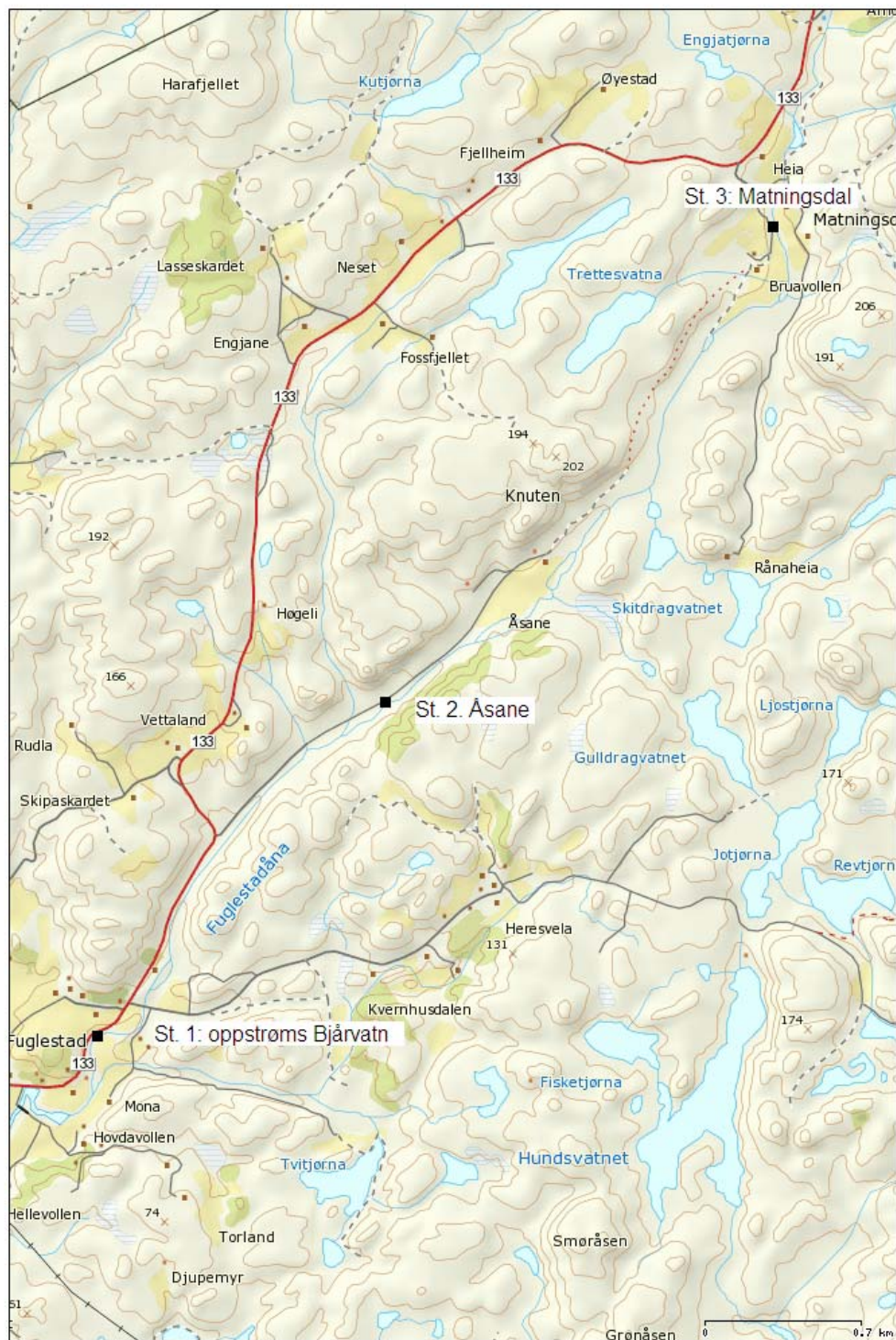
Resultater - vannkjemi: Vannkvaliteten var meget god, både for aure og laks; høye pH-verdier og generelt høyt ioneinnhold (tab. 2). Den høye konduktiviteten skyldes i hovedsak ioner av marin opprinnelse.

Tabell 2: Resultater av vannprøver hentet under el.-fisket

Lokalitet	Prøve- dato	Temp. °C	pH	Kond µS/cm	Farge mg Pt/l	ALKe µekv/l	Ca mg/l	Na mg/l	Cl mg/l	Al µg/l
Fuglestad st.1	28.06.2012	18,6	7,0	61,7	28	132	2,6	6,7	-	-
Fuglestad st.2	28.06.2012	19,0	7,2	56,1	28	96	2,0	6,4	13	-
Fuglestad st.3	28.06.2012	17,2	7,1	57,6	27	112	2,3	6,1	13	-

Resultater - fisk: Tetthetene av yngel (0+) varierer tilsynelatende en del mellom år (tab. 1). Det må imidlertid påpekes at fangbarheten av yngel ofte er ganske lav i Fuglestadåna, slik at disse estimatene er forbundet med stor usikkerhet. Til forskjell fra i fjor ble det dette året (2012) funnet laks (0+) oppstrøms Åsane (tab. 3). For eldre ungfisk, både for aure og laks, er det mindre variasjoner mellom år.

Lengden til yngelen (fig. 2) var for laks 41.1 ± 3.9 mm (n=206) og for aure 51.4 ± 5.0 mm (n=46).

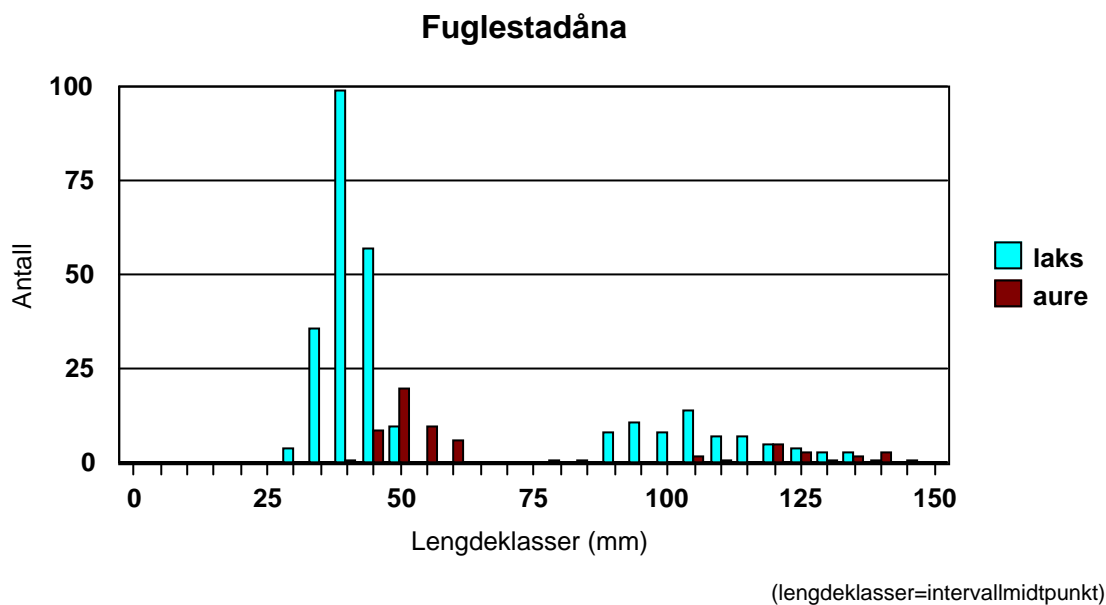


Figur 1: Fuglestadåna

Tabell 3: Resultater av el.-fiske i Fuglestadåna 28.06.2012

Sta- sjon	Sted	Areal m ²	Sortering	Fangst				p	Tetthet n/100 m ²
				1x	2x	3x	Σ		
1	oppstr. Bjårvatn	68	Aure 0+	3	0	0	3	1,00	4,4
			Aure >0+	0	0	0	0	-	0,0
			Laks 0+	28	38	37	103	(0,15)	(393)
			Laks >0+	15	5	4	24	0,53	39,5
2	Åsane	105	Aure 0+	0	0	0	0	-	0,0
			Aure >0+	0	1	0	1	(0,15)	(2,5)
			Laks 0+	21	14	19	54	(0,15)	(133)
			Laks >0+	32	16	1	49	0,68	48,2
3	Matnings- dal	76	Aure 0+	18	18	7	43	0,33	81,5
			Aure >0+	11	8	3	22	0,44	35,2
			Laks 0+	26	17	6	49	0,48	74,8
			Laks >0+	0	0	0	0	-	0,0
1-3	TOTAL	249	Aure 0+	21	18	7	46	0,38	24,4
			Aure >0+	11	9	3	23	0,42	11,4
			Laks 0+	75	69	62	206	(0,15)	(214)
			Laks >0+	47	21	5	73	0,63	30,8

Merknad: $p=0.15$ er fangbarhet for all yngel, aure og laks



Figur 2: Lengdefordeling for el.-fiskefangst i Fuglestadåna 2012. 5 stk. aure >150 mm er ikke med på figuren.

2.2 KVASSEIMSÅNA

Innledning: Kvasseimsåna drenerer områder fra Kvasseheim på Jæren og innover Anisdalsheia (fig. 3). Fisketetthetene (laks) er generelt svært høye i Kvasseimsåna (tab. 4).

Tabell 4: Tettheter av aure og laks f.o.m. 2009 (ind./100 m²)

Elv	år	Aure 0+	Aure >0+	Laks 0+	Laks >0+
Kvasseimsåna	2009	0,0	4,9	128	71,4
-"	2010	15,3	0,9	91,6	51,6
-"	2011	3,7	2,1	68,0	54,5
-"	2012	0,0	5,1	96,6	115

Resultater - vannkjemi: Vannkvaliteten er ideell for både laks og aure (tab. 5). Både pH-verdiene og ioneinnholdet var svært høyt sammenliknet med de andre undersøkte elvene. Høye verdier for kalsium viser at geologien har en betydelig effekt på vannkvaliteten, samtidig som også høye kloridverdier indikerer en betydelig marin påvirkning. Vannkvaliteten er også påvirket av den intensive landbruksvirksomheten i nedslagsfeltet (Bergheim og Hesthagen 1987).

Tabell 5: Resultater av vannprøver hentet under el.-fisket

Lokalitet	Prøve-dato	Temp. °C	pH	Kond µS/cm	Farge mg Pt/l	ALKe µekv/l	Ca mg/l	Na mg/l	Cl mg/l	Al µg/l
Kvasseheim st.1	13.06.2012	12,9	7,6	235	27	1010	20	16	34	-
Kvasseheim st.2	13.06.2012	12,2	8,0	178	27	800	15	11	24	-
Kvasseheim st.3	13.06.2012	12,7	8,0	132	27	800	11	9,6	18	-

Resultater - fisk: Som for naboelva, Fuglestadåna, varierer tetthetene av yngel (0+) betydelig mellom år, særlig for auren, mens tetthetene av eldre ungfisk er mer stabile (tab. 4). For sistnevnte er variasjonene trolig bare naturlige år-til-år variasjoner.

I Kvasseimsåna var tetthetene på nederste stasjon vesentlig lavere enn lenger oppe i vassdraget (tab. 6). Denne stasjonen er ofte sterkt algebegrodd, noe som kan være en medvirkende årsak til dette. På denne stasjonen ble det også fanget flyndre, stingsild og ål, men uten at disse ble systematisk registrert.

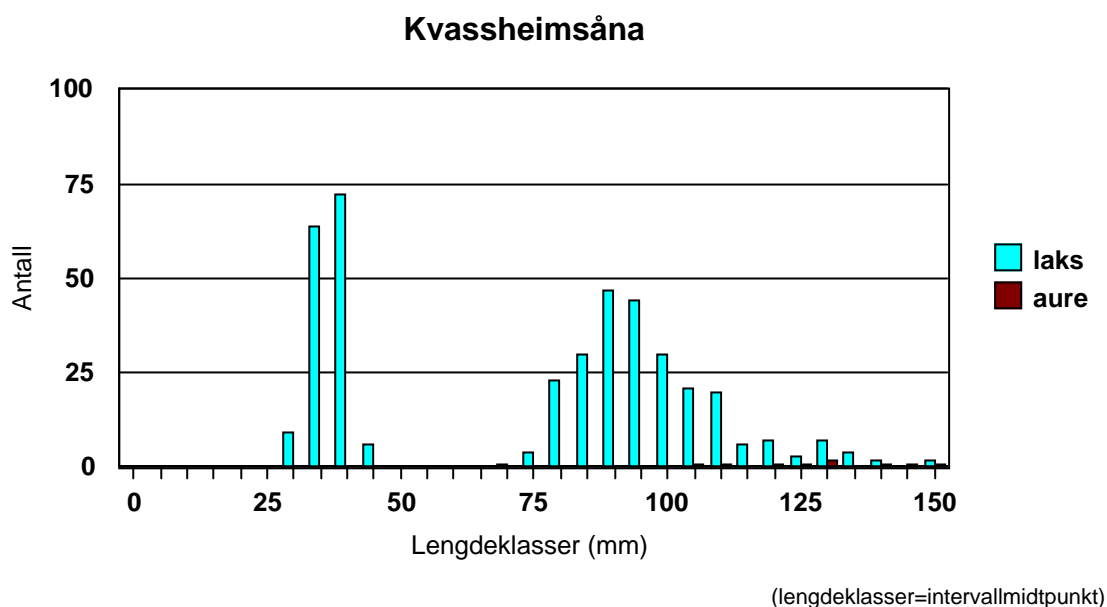
Lengden til lakseyngelen (fig. 4) var 37.7 ± 3.0 mm (n=151). Det ble ikke fanget yngel av aure.



Figur 3: Kvasheimsåna

Tabell 6: Resultater av el.-fiske i Kvassheimsåna 13.06.2012

Stasjon	Sted	Areal m ²	Sortering	Fangst				p	Tetthet n/100 m ²
				1x	2x	3x	Σ		
1	v/bro til Kvassheim Fyr	99	Aure 0+	0	0	0	0	-	0,0
			Aure >0+	2	0	0	2	1,00	2,0
			Laks 0+	17	5	6	28	0,47	33,4
			Laks >0+	16	6	2	24	0,64	25,5
2	v/vei til Stokkelandsmarka	92	Aure 0+	0	0	0	0	-	0,0
			Aure >0+	5	3	0	8	0,68	9,0
			Laks 0+	53	31	24	108	0,34	166
			Laks >0+	74	30	10	114	0,62	132
3	Anisdal	48	Aure 0+	0	0	0	0	-	0,0
			Aure >0+	2	0	0	2	1,00	4,2
			Laks 0+	2	6	7	15	(0,30)	(47,7)
			Laks >0+	63	35	16	114	0,49	276
1-3	ALLE	238	Aure 0+	0	0	0	0	-	0,0
			Aure >0+	9	3	0	12	0,78	5,1
			Laks 0+	72	42	37	151	0,30	96,6
			Laks >0+	153	71	28	252	0,56	115



Figur 4: Lengdefordeling for el.-fiskefangst i Kvassheimsåna 2012. 3 stk. aure og 1 stk. laks >150 mm er ikke med på figuren.

2.3 FIGGJOELVA

Innledning: Vassdraget har sitt utspring i fjellområdene sør-øst i Gjesdal. Områdene nedstrøms Ålgård (fig. 5) er lavland med betydelig landbruksvirksomhet. Figgjo er varig vernet, og dessuten nasjonalt laksevassdrag.

De seinere år har elva ikke blitt undersøkt årlig (tab. 7). Data fra 1994-2003 (n=10) viste en tetthet av eldre laks (>0+) på 21.5 ± 5.4 ind/100 m² (moderat/høy tetthet) og eldre aure 3.2 ± 2.1 ind/100 m² (lav tetthet).

Tabell 7: Tettheter av aure og laks f.o.m. 2009 (ind./100 m²)

Elv	år	Aure 0+	Aure >0+	Laks 0+	Laks >0+
Figgjo	2009	-	-	-	-
-"-(*)	2010	33,7	2,6	108	20,2
-"-	2011	-	-	-	-
-"-	2012	2,1	2,9	99,1	32,3

*Merknad: * Bare 3 øverste av i alt 5 stasjoner fisket i 2010. Tallene er derfor ikke direkte sammenliknbare*

Resultater - vannkjemi: Vannkvaliteten er ideell for både laks og aure (tab. 8). Ioneinnholdet, målt som konduktivitet, avtok tilsynelatende oppover i vassdraget.

Tabell 8: Resultater av vannprøver hentet under el.-fisket

Lokalitet	Prøve-dato	Temp. °C	pH	Kond µS/cm	Farge mg Pt/l	ALKe µekv/l	Ca mg/l	Na mg/l	Cl mg/l	Al µg/l
Figgjo st.1	15.06.2012	14,4	7,4	87,4	24	244	4,7	7,6	14	-
Figgjo st.2	15.06.2012	14,6	7,5	72,7	17	144	3,2	6,8	13	-
Figgjo st.3	15.06.2012	15,6	7,2	67,4	13	102	2,7	6,6	12	-
Figgjo st.4	22.06.2012	15,5	7,4	74,9	14	135	3,0	7,3	13	-
Figgjo st.5	22.06.2012	15,0	7,1	64,3	16	107	2,7	6,3	12	-

Resultater - fisk: Det mangler sammenlikningsgrunnlag for de seinere år (tab. 7). Sammenliknet med tidligere år så syntes tetthetene i 2012 å være i samme størrelsesorden.

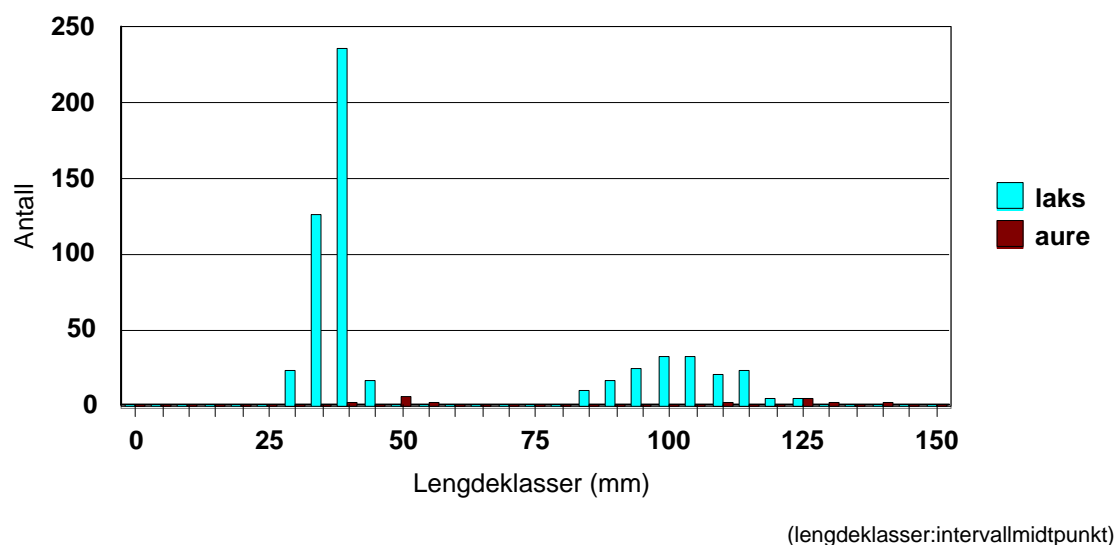
Det var klart høyest tetthet av lakseyngel på de to øverste stasjonene (tab. 9), noe som skyldes gode gytemuligheter og velegnet substrat.

Lengden til årsyngelen (fig. 6) var 47.5 ± 5.2 mm (aure, n=11) og 38.2 ± 3.0 mm (laks, n=403).

Tabell 9: Resultater av el.-fiske i Figgjoelva 15.06.2012 (st. 1-3) og 22.06.2012 (st. 4&5)

Sta- sjon	Sted	Areal m ²	Sortering	Fangst				p	Tetthet n/100 m ²
				1x	2x	3x	Σ		
1	fhv. Øksna Bruk	198	Aure 0+	1	0	1	2	(0,61)	(1,1)
			Aure >0+	1	0	1	2	(0,78)	(1,0)
			Laks 0+	26	14	8	48	0,45	29,0
			Laks >0+	32	10	6	48	0,60	25,8
2	Foss- Eikeland	97	Aure 0+	1	1	0	2	0,57	2,3
			Aure >0+	1	0	0	1	1,00	1,0
			Laks 0+	10	3	1	14	0,69	14,8
			Laks >0+	34	12	1	47	0,74	49,1
3	Brå- stein	83	Aure 0+	2	1	0	3	0,71	3,7
			Aure >0+	12	0	0	12	1,00	14,4
			Laks 0+	1	0	1	2	(0,36)	(3,2)
			Laks >0+	30	11	3	44	0,67	54,9
4	Figgjo (sentrum)	84	Aure 0+	1	1	0	2	0,57	2,6
			Aure >0+	0	0	1	1	(0,78)	(1,2)
			Laks 0+	72	58	35	165	0,29	307
			Laks >0+	13	2	2	17	0,69	20,9
5	Ålgård Statoil	88	Aure 0+	2	0	0	2	1,00	2,3
			Aure >0+	0	0	0	0	-	0,0
			Laks 0+	87	52	35	174	0,37	262
			Laks >0+	9	4	2	15	0,54	18,9
1-5	ALLE	551	Aure 0+	7	3	1	11	0,61	2,1
			Aure >0+	14	0	2	16	0,78	2,9
			Laks 0+	196	127	80	403	0,36	99,1
			Laks >0+	118	39	14	171	0,66	32,3

Figgjoelva



Figur 6: Lengdefordeling for el.-fiskefangst i Figgjoelva 2012. Merk: Skalering på Y-aksen er forskjellig fra de andre elvene.

2.4 DIRDALSELVA

Innledning: Vassdraget har sitt utspring i fjellområder i Gjesdal og Sirdal. Allerede i 1920-årene ble det registrert massedød av laks i Dirdal, trolig pga. forsuring (Huitfeldt-Kaas 1922). Den opprinnelige laksebestanden døde ut i 1960-70 årene (Sevaldrud og Muniz 1980).

Dirdalselva er påvirket av kraftutbygging. I tillegg til en rekke mindre kraftverk i sidebekkene, er den øverste og "sureste" fjerdeparten av nedslagsfeltet overført til Sira-Kvina (i 1983). Dette har bedret vannkvaliteten noe i selve Dirdalselva, men uten at dette var tilstrekkelig til at laksen kunne reetablere seg. Først de siste 10-15 årene har laksestammen bygget seg opp igjen, og de seinere år har elva hatt høye tettheter av laks (tab. 10). 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.

Tabell 10: Tettheter av aure og laks f.o.m. 2009 (ind./100 m²)

Elv	År	Aure 0+	Aure >0+	Laks 0+	Laks >0+
Dirdalselva	2009	0,3	10,7	(13,2)	57,0
-"	2010	1,5	3,0	30,4	47,7
-"	2011	9,2	1,8	42,9	25,5
-"	2012	(3,0)	4,3	(27,4)	54,1

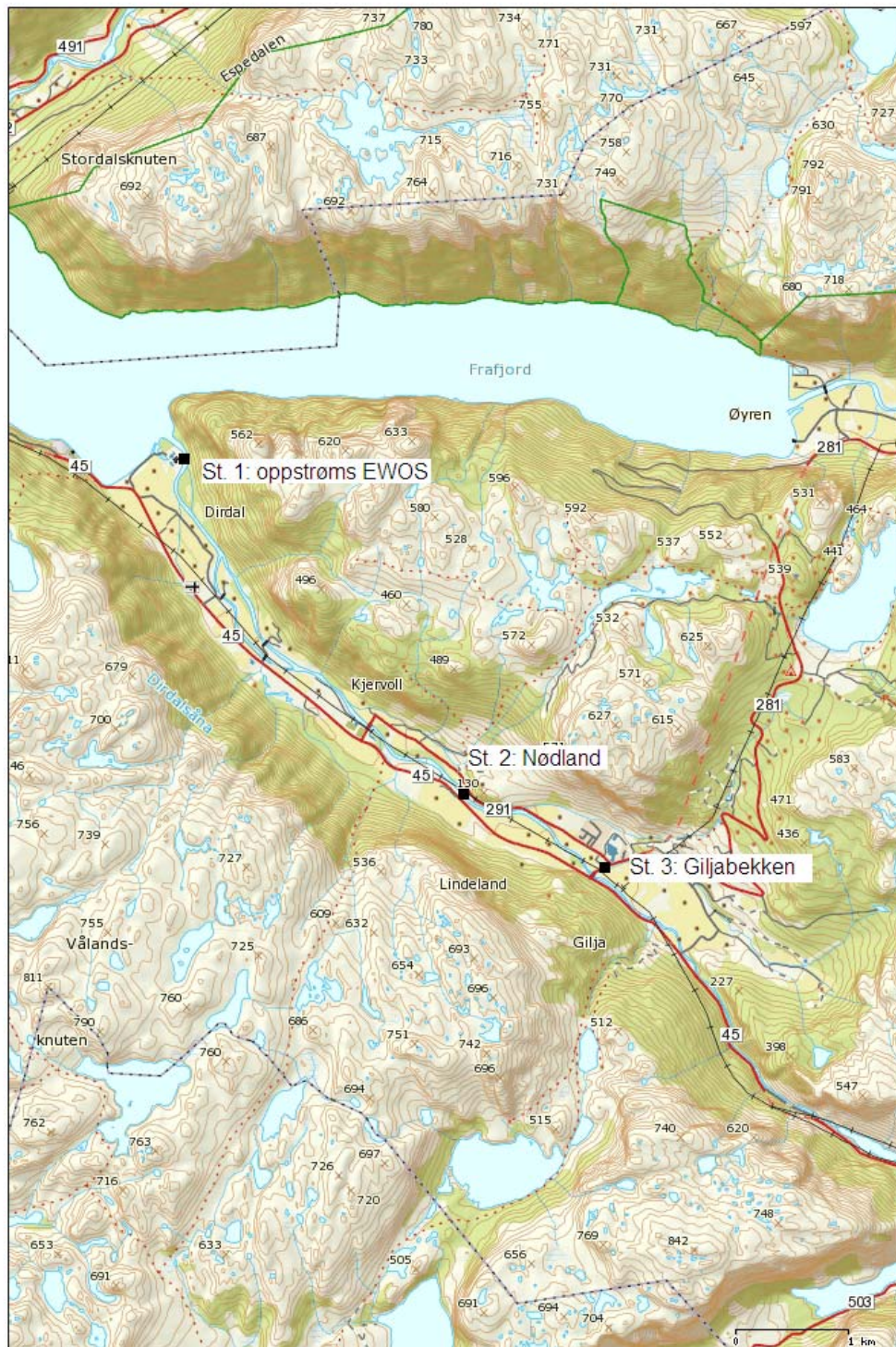
Resultater - vannkemi: Vannkvaliteten på stasjonene i selve hovedelvestrengen (st. 1, 2 og 4) var meget god (tab. 11), men vannet kan være surere på andre årstider (Kap. 5.1). Vannkvaliteten på st. 3 "Giljabekken" var noe surere, men likevel akseptabel for laks i en sommersituasjon. Generelt var Ca- og alkalitetsverdiene lave, noe som viser at vannkvaliteten er sensitiv ovenfor forsuring. (Se også Kap. 5.1).

Tabell 11: Resultater av vannprøver hentet under el.-fisket

Lokalitet	Prøve- dato	Temp. °C	pH	Kond µS/cm	Farge mg Pt/l	ALKe µekv/l	Ca mg/l	Na mg/l	Cl mg/l	Al µg/l
Dirdal st.1	21.07.2012	13,6	6,5	22,5	13	32	0,67	2,5	4,0	-
Dirdal st.2	21.07.2012	13,7	6,4	20,2	13	25	0,57	2,3	3,8	-
Dirdal st.3	21.07.2012	13,1	5,9	23,1	17	10	0,48	2,7	4,6	-
Dirdal st.4	21.07.2012	12,2	6,2	15,8	14	24	0,41	1,9	2,5	24

Resultater - fisk: De seinere årene har laksetetthetene, målt som "eldre" lakseunger, vært meget høye (tab. 10&12), gjennomsnittlig 46 ind./100 m². Dette er samme middelverdi som for den produktive Fuglestadåna på Jæren. Auretetthetene var gjennomgående lave, men varierte en del fra år til år.

Lengden til årsyngelen av laks (fig. 8) var 32.7±2.9 mm (n=54).



Figur 7: Dirdalselva

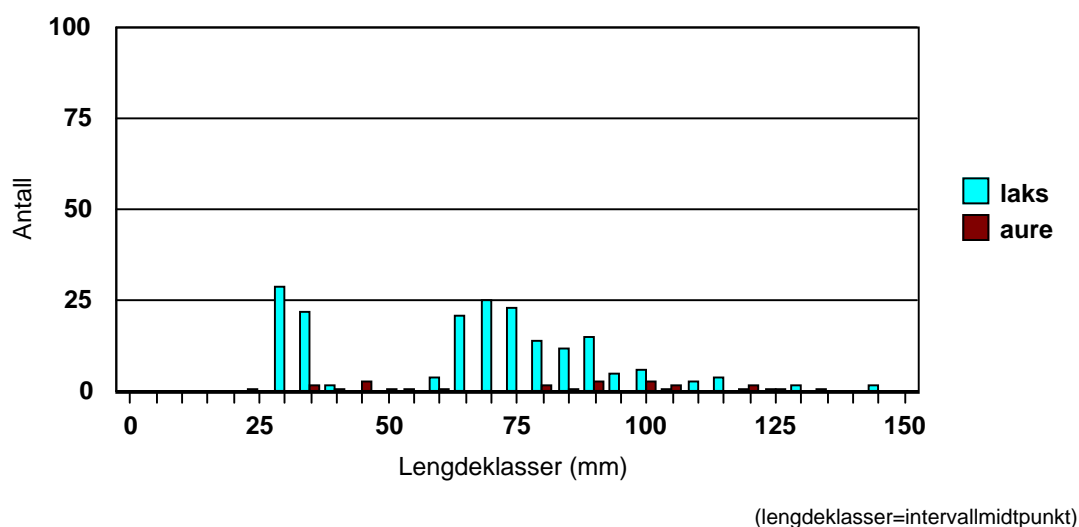
I forbindelse med en BSc-oppgave i biologisk kjemi ved UiS, ble det i august samlet inn aureunger nedstrøms Motland (oppstrøms st. 4). Her ble det samtidig funnet 2 stk. laks (ca. 15 cm), som trolig er hanner (3+) klekket i 2009 (flytting av gytefisk høsten 2008, se også Enge 2011).

Tabell 12: Resultater av el.-fiske i Dirdalselva 21.07.2012

Sta- sjon	Sted	Areal m ²	Sortering	Fangst				p	Tetthet n/100 m ²
				1x	2x	3x	Σ		
1	oppstr. EWOS	178	Aure 0+	1	4	1	6	(0,24)	(6,0)
			Aure >0+	2	2	0	4	0,57	2,5
			Laks 0+	2	12	9	23	(0,24)	(23,1)
			Laks >0+	28	31	14	73	0,25	70,5
2	Nød- land	85	Aure 0+	0	0	0	0	-	0,0
			Aure >0+	2	3	0	5	0,47	6,9
			Laks 0+	1	1	0	2	0,57	2,6
			Laks >0+	13	15	3	31	0,40	46,7
3	Gilja- bekken	88	Aure 0+	0	0	0	0	-	0,0
			Aure >0+	1	1	1	3	(0,24)	(6,0)
			Laks 0+	9	11	9	29	(0,24)	(58,5)
			Laks >0+	23	8	6	37	0,53	46,8
4	Byrkjedal bro	-	Aure 0+	1	-	-	1	-	-
			Aure >0+	4	-	-	4	-	-
			Laks 0+	0	-	-	0	-	-
			Laks >0+	0	-	-	0	-	-
1-3	"ALLE" untatt st.4	351	Aure 0+	1	4	1	6	(0,24)	(3,0)
			Aure >0+	5	6	1	12	0,41	4,3
			Laks 0+	12	24	18	54	(0,24)	(27,4)
			Laks >0+	64	54	23	141	0,36	54,1

(p=0.24 er samlet fangbarhet for all fisk)

Dirdalselva



Figur 8: Lengdefordeling for el.-fiskefangst i Dirdalselva 2012. 1 stk. aure >150 mm er ikke med på figuren.

2.5 ULLA

Innledning: Vassdraget har sitt utspring i fjellområder i Hjelmeland, Suldal og Bykle. De øvre feltene (>600 m) er i dag regulert bort (Ulla-Førre), og restvannføringen nede i selve Ulla er i dag ca. 5 m³/s, noe som er under 1/5 av opprinnelig vannføring. Til tross for reguleringen har laksebestanden overlevd, og tetthetene av eldre lakseunger har gjennomgående vært moderate til høye (tab. 13). Tetthetene av lakseyngel har tilsynelatende variert mye (tab. 13). De lave tetthetene skyldes trolig skadelige effekter av strenge vintre, da lav vannføring kombinert med lange kuldeperioder kan medføre innfrysing av rogn. Vinteren 2010 var spesielt tørr og kald, noe som kan ha bidratt til de svært lave tetthetene av lakseyngel dette året. Tetthetene av aure er gjennomgående meget lave.

Høsten 2008 ble det gjennomført omfattende arbeider i elva. Gamle terskler ble reparert, og det ble også anlagt en rekke nye terskler og kulper.

Tabell 13: Tettheter av aure og laks f.o.m. 2009 (ind./100 m²)

Elv	År	Aure 0+	Aure >0+	Laks 0+	Laks >0+
Ulla	2009	-	-	-	-
-"	2010	0,3	2,1	5,6	23,8
-"	2011	0,9	1,8	97,2	24,2
-"	2012	0,9	1,7	14,6	28,1

Resultater - vannkjemi: Vannkvaliteten er helt ideell for laks (tab. 14). Al-verdiene kan synes noe høye for laks (smolt), men andelen av den skadelige fraksjonen (LAI) er trolig lav pga. de høye pH-verdiene.

Tabell 14: Resultater av vannprøver hentet under el.-fisket

Lokalitet	Prøve-dato	Temp. °C	pH	Kond µS/cm	Farge mg Pt/l	ALKe µekv/l	Ca mg/l	Na mg/l	Cl mg/l	Al µg/l
Ulla st.1	11.08.2012	12,9	6,8	21,6	24	86	1,3	1,9	2,2	27
Ulla st.2	11.08.2012	13,8	6,8	21,5	26	82	1,2	1,9	2,1	27
Ulla st.3	11.08.2012	15,2	6,8	21,4	23	86	1,2	1,9	2,1	18
Ulla st.4	11.08.2012	13,6	7,0	20,7	23	85	1,2	1,8	1,9	23
Ulla st.5	11.08.2012	12,9	6,9	18,7	10	79	0,95	1,8	1,8	16

Reguleringens effekt på vannkvaliteten: Ved Ulla-Førre reguleringen ble store mengder ionsvakt vann fraført Ulla-vassdraget. Kvantifisering av denne effekten kan gjøres ved rent kjemisk/matematisk å "blande" dagens restfeltvannkvalitet med vannkvaliteten fra lokalitetene oppe på fjellet, med utgangspunkt i volumforholdene før regulering (Enge og Hemmingsen 2010). Ved beregninger av pH i slike blandinger må det tas hensyn til at pH ikke er en konservativ parameter (Enge og Hemmingsen 2010).

Med utgangspunkt i all el.-fiske kjemi fra Ulla (2010-2012) og dataene fra "pH-kartene" i Rogaland med data fra Ulla-vassdraget (2002, 2007 & 2012) ble det funnet:

$$\text{pH} = 7.04 + 1.88 \cdot \log\{\text{Ca}\} - 0.0204 \cdot \text{Konduktivitet} \quad (r^2=0.87, p<0.001, n=57)$$

Med et antatt gjennomsnittlig blandingsforhold mellom restfelt og bortregulert vann på 15% - 85% viste beregningene (tab. 15) at reguleringen har økt verdiene for pH, konduktivitet og Ca vesentlig. pH-verdiene ville trolig vært 0.6 enheter lavere uten regulering. Det må understrekes at dette er data fra en sommersituasjon. Vannkvaliteten kan være surere på andre tider av året.

Tabell 15: Dagens vannkvaliteter og estimert uregulert vannkvalitet i Ulla

Middelverdier	n (prøver)	pH	Kond. µS/cm	Ca mg/l
Ulla (dagens restfelt)	13	6,9	22,5	1,47
innsjøer oppe på fjellet	44	6,1	11,0	0,40
Estimert uregulert	(restfelt=15%)	6,3	12,7	0,56

Det må dessuten påpekes at beregningene er gjort på et gjennomsnittlig blandingsforhold. I et stort vassdrag som Ulla (uregulert), og med ulik hydrologi i de forskjellige delfelt, vil dette variere betydelig over året.

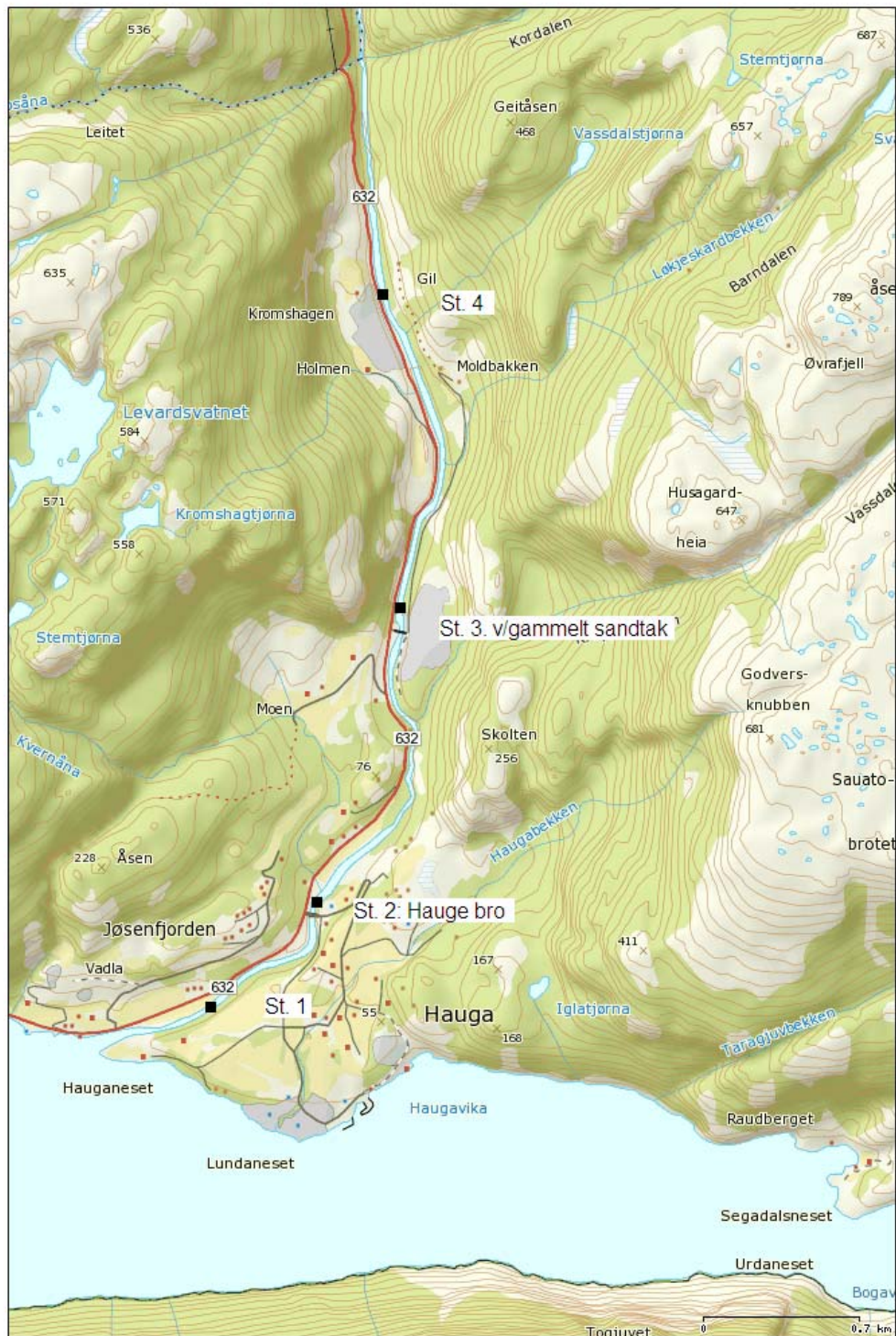
Samtidig må det også understrekes at disse beregningene er gjort med dagens forsureningsnivå. I 1980-årene har nok reguleringseffektene vært enda større mhp. vannkvaliteten i hovedelva.

Liknende effekter er også påvist i Sira (Enge og Hemmingsen 2010).

Resultater - fisk: Som tidligere år var tetthetene av eldre laks generelt høye, mens tetthetene av aure var lave (tab. 16). Lengden til årsyngelen av laks (fig. 10) var 41.0 ± 5.8 mm (n=43). Lengdefordelingen (fig. 20) antydte at noe av de eldre lakseungene var 2+, og disse representerer trolig en smoltalder på 3 år. Det aller meste av smolten går nok likevel ut ved alder 2 år.

Effekt av tiltakene i nedre del av Ulla: Opprinnelig ble tiltakene gjennomført for å reparere gamle terskler. Arbeidene har imidlertid blitt langt mer omfattende enn Fylkesmannen anbefalte, og i dag bærer nedre del av elva preg av nærmest å være "parkanlegg", særlig på lave vannføringer: Store rolige vannspeil med en liten foss inn/ut (bildet 3 sider frem). Dette har gått på bekostning av grunnere partier med hurtigstrømmende vann.

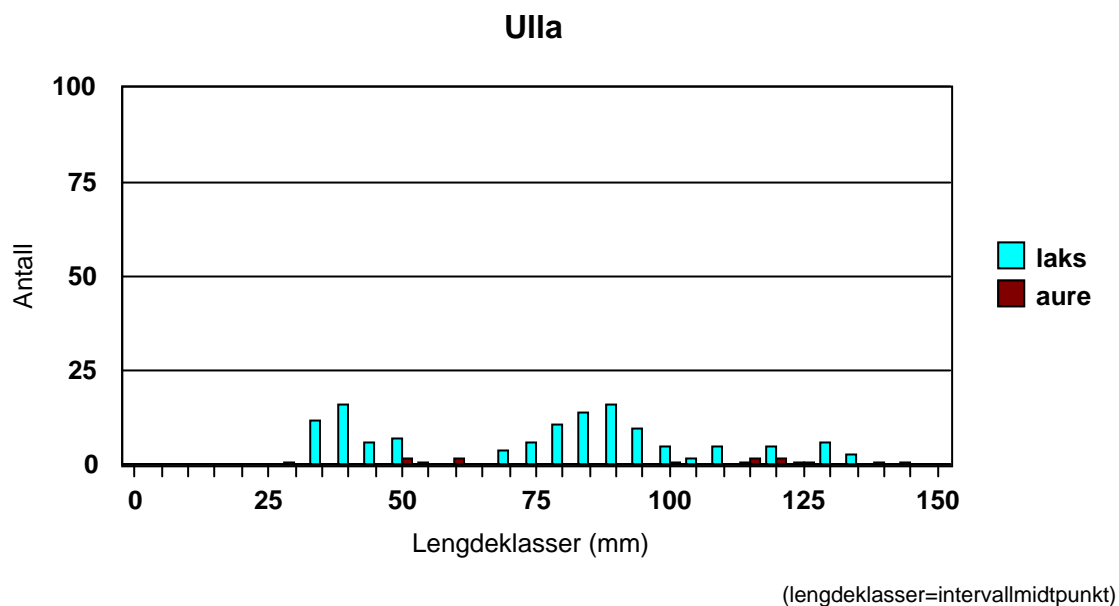
Dette har tilsynelatende hatt negative effekter på produksjonen av lakseunger i nedre del av elva. Fylkesmannen har overvåket fisketetthetene i Ulla siden 1990-tallet. På stasjon 1, som er nederste stasjon, og den eneste stasjonen som er direkte påvirket av arbeidene, var tetthetene av eldre lakseunger halvert i forhold til tidligere. Ser en på "fordelingsprofilen" for fisketetthetene i Ulla (fig. 11), som viser laksetetthetene på de forskjellige stasjonene oppover elva, er det også tydelig at stasjon 1 skiller seg ut i perioden etter at tiltakene ble gjennomført.



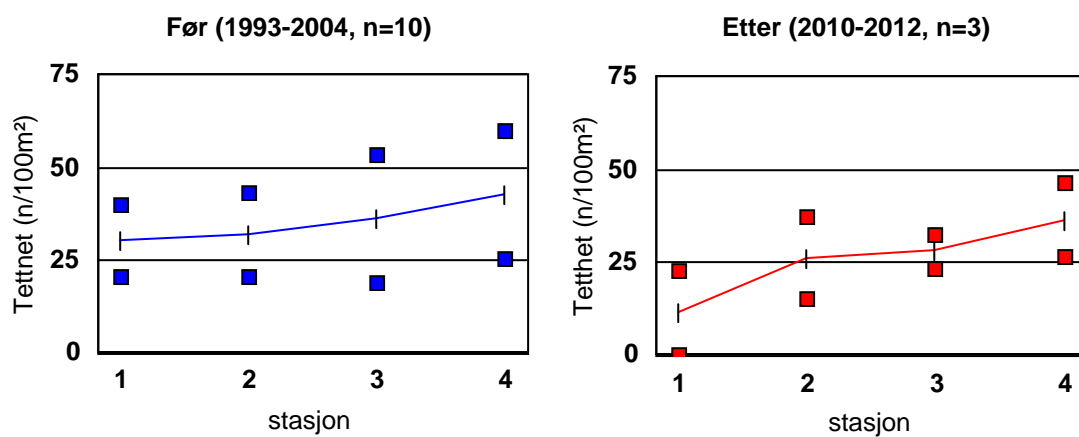
Figur 9: Ulla

Tabell 16: Resultater av el.-fiske i Ulla 11.08.2012

Sta- sjon	Sted	Areal m ²	Sortering	Fangst				p	Tetthet n/100 m ²
				1x	2x	3x	Σ		
1	nedstr. 1. hus	76	Aure 0+	1	0	0	1	1,00	1,3
			Aure >0+	0	0	0	0	-	0,0
			Laks 0+	0	0	0	0	-	0,0
			Laks >0+	6	3	3	12	0,32	22,9
2	Hauge bro	90	Aure 0+	2	0	0	2	1,00	2,2
			Aure >0+	1	1	0	2	0,57	2,4
			Laks 0+	7	4	1	12	0,57	14,5
			Laks >0+	17	7	5	29	0,49	37,1
3	Moen, gml. sandtak	102	Aure 0+	0	0	0	0	-	0,0
			Aure >0+	0	0	0	0	-	0,0
			Laks 0+	10	6	0	16	0,68	16,3
			Laks >0+	16	7	2	25	0,62	26,0
4	Kroms- hagen	75	Aure 0+	0	0	0	0	-	0,0
			Aure >0+	4	0	0	4	1,00	5,4
			Laks 0+	5	4	5	14	(0,45)	(22,4)
			Laks >0+	16	4	2	22	0,69	30,4
5	450 m opp- strøms Hjorte- landsåna	240	Aure 0+	1	-	-	1	(1,00)	(0,4)
			Aure >0+	2	-	-	2	(0,85)	(1,0)
			Laks 0+	1	-	-	1	(0,45)	(0,9)
			Laks >0+	4	-	-	4	(0,56)	(3,0)
1-4	"ALLE" untatt st. 5	343	Aure 0+	3	0	0	3	1,00	0,9
			Aure >0+	5	1	0	6	0,85	1,7
			Laks 0+	22	14	6	42	0,45	14,6
			Laks >0+	55	21	12	88	0,56	28,1



Figur 10: Lengdefordeling for el.-fiskefangst i Ulla 2012. 2 stk. aure og 1 stk. laks >150 mm er ikke med på figuren.



Figur 11: Fisketettheter (eldre lakseunger) på 4 stasjoner i Ulla (m/standardavvik) i perioden 1993-2012. De to figurene viser tetthetsprofilen for vassdraget før og etter tiltakene.



Store vannspeil i nedre deler av Ulla. Særlig fremtredende på lave vannføringer (foto: Espen Enge)

2.6 HÅLANDSELVA

Innledning: Vassdraget har sitt utspring i fjellområdene vest for Gullingen i Suldal. Hålandselva er en relativt liten elv (fig. 12), og middelvannføringen ved fjorden er kun 4.4 m³/s. Tetthetene av laks har vært relativt høye i elva. Auretetthetene er gjennomgående noe høyere enn i andre lakseelver i Ryfylke (tab. 17). Vassdraget er varig vernet.

Tabell 17: Tettheter av aure og laks f.o.m. 2009 (ind./100 m²)

Elv	År	Aure 0+	Aure >0+	Laks 0+	Laks >0+
Hålandselva	2009	-	-	-	-
"-	2010	3,1	13,4	13,7	29,3
"-	2011	11,2	11,8	51,8	24,9
"-	2012	8,4	10,7	65,0	16,2

Resultater - vannkjemi: Vannkvaliteten er ideell for laks (tab. 18). Relativt lave verdier for Ca indikerer at vannkvaliteten tidligere kan ha vært utsatt for forsureningsepisoder.

Tabell 18: Resultater av vannprøver hentet under el.-fisket

Lokalitet	Prøve-dato	Temp. °C	pH	Kond µS/cm	Farge mg Pt/l	ALKe µekv/l	Ca mg/l	Na mg/l	Cl mg/l	Al µg/l
Håland st.1	13.08.2012	14,1	6,5	20,5	19	51	0,94	1,9	2,6	22
Håland st.2	13.08.2012	14,1	6,6	19,7	19	47	1,0	1,8	2,5	21
Håland st.3	13.08.2012	15,6	6,6	18,8	17	43	0,98	1,7	2,3	22
Håland st.4	13.08.2012	15,6	6,6	18,8	17	45	0,98	1,7	2,3	25

Resultater - fisk: Tetthetene av eldre lakseunger var i 2012 tilsynelatende noe lavere enn for de seinere år (tab. 17&19), men trolig innenfor vanlige år-til-år variasjoner. Tetthetene av eldre aureunger var relativt høye sammenliknet med de andre lakseelvene, og synes dessuten å være ganske stabile fra år til år.

Lengden til årsyngelen (fig. 13) var 55.8±7.5 mm (aure, n=22) og 48.5±4.2 mm (laks, n=135). En relativt stor andel av de eldre lakseungene kan ha vært 2+ (1/3?), og disse vil nok i hovedsak gå ut som 3-årig smolt. Flertallet av smolten er nok likevel 2-årig.

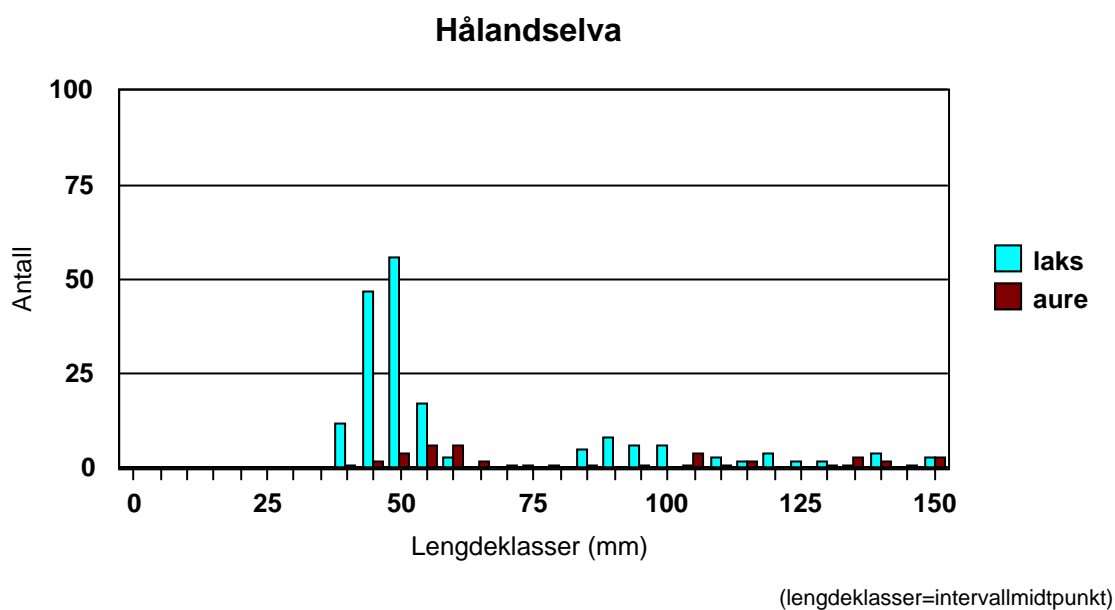
En fisk, registrert som "laks" (150 mm), kan ha vært en hybrid.



Figur 12: Hålandselva

Tabell 19: Resultater av el.-fiske i Hålandselva 13.08.2012

Sta- sjon	Sted	Areal m ²	Sortering	Fangst				p	Tetthet n/100 m ²
				1x	2x	3x	Σ		
1	Hålands- osen	94	Aure 0+	6	1	0	7	0,87	7,5
			Aure >0+	0	0	0	0	-	0,0
			Laks 0+	28	17	2	47	0,61	53,1
			Laks >0+	9	2	2	13	0,60	14,8
2	nedstr. SRJF hytte	58	Aure 0+	4	0	2	6	0,41	13,0
			Aure >0+	2	0	0	2	1,00	3,4
			Laks 0+	17	10	7	34	0,37	78,1
			Laks >0+	11	1	1	13	0,80	22,4
3	400 m oppstr. Tveitåna	80	Aure 0+	2	3	0	5	0,47	7,3
			Aure >0+	3	0	0	3	1,00	3,7
			Laks 0+	14	15	21	50	(0,30)	(95,4)
			Laks >0+	15	3	3	21	0,63	27,5
4	Åbø	86	Aure 0+	0	2	2	4	(0,44)	(5,7)
			Aure >0+	19	6	3	28	0,63	34,2
			Laks 0+	2	2	0	4	0,57	5,1
			Laks >0+	2	1	0	3	0,71	3,6
1-4	ALLE	319	Aure 0+	12	6	4	22	0,44	8,4
			Aure >0+	24	6	3	33	0,69	10,7
			Laks 0+	61	44	30	135	0,30	65,0
			Laks >0+	37	7	6	50	0,67	16,2



Figur 13: Lengdefordeling for el.-fiskefangst i Hålandselva 2012. 14 stk. aure og 2 stk. laks >150 mm er ikke med på figuren.

3. INNSJØER

I 2012 ble det prioritert å undersøke innsjøer som tidligere har vært kalket. Både Hengjandevatn og Svortingsvatn (fig. 14) ble kalket årlig i perioden 1995-2009, som en del av kalkingen av Jørpelandsvassdraget. Som følge av reguleringen av Jørpelandsvassdraget, ble strategien lagt om til dosererkalking, og siste innsjøkalking var i 2009.

Som en helt ukalket referanse ble det prøvefisket i Øvre (“Indre”) Buksetjørn (fig. 14) som ligger ½ km sør-vest for Hengjandevatn (men drenerer til Jøssangvassdraget).

Jørpeland Ungdomsskole v/Jarle Neverdahl og 12 elever deltok på undersøkelsene. Elevene ble delt i grupper, og foretok både prøvefiske og kjemiske analyser (pH, konduktivitet, farge og alkalitet).

3.1 VANNKVALITET I INNSJØENE

Simuleringer på siste kalking (2009) gav følgende vannkvalitet sommeren 2012 (forutsatt normalnedbør):

Svortingsvatn:	pH=5.8 og Ca=0.7 mg/l
Hengjandevatn:	pH=5.6 og Ca=0.7 mg/l

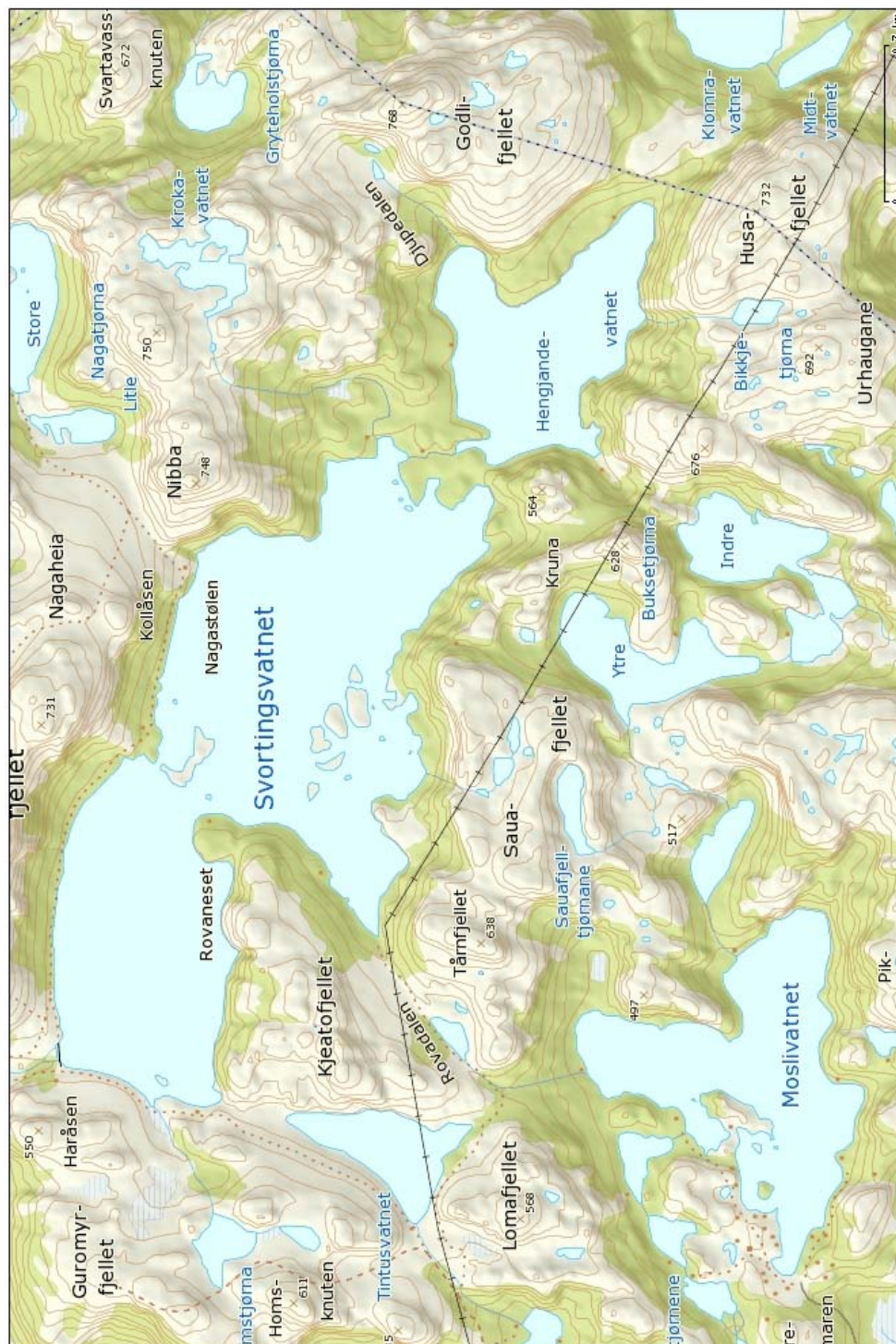
Dette stemte bra overens med observert vannkvalitet (tab. 20). Før kalking var Ca-verdiene 0.3-0.4 mg/l, så både simuleringer og observasjoner viste at det fortsatt var en viss kalkings-effekt igjen. Utfra empiriske sammenhenger mellom pH og Ca kan det antydes pH-verdier på omlag 5.5 ved en Ca-verdi på 0.4 mg/l, som tilsvarer en ukalket vannkvalitet. Dette er samme pH-verdi som det ukalkede nabovannet Ø.Buksetjørn.

Vannkvaliteten syntes fullstendig å være styrt av de marine ionebidrag (fig. 15). Det ble funnet klar sammenheng mellom klorid og konduktivitet ($r^2=0.99$), men sammenhengen mellom kalsium og konduktivitet var mye dårligere ($r^2=0.58$). Beregninger med utgangspunkt i klorid, viste at 80% av konduktiviteten stammer fra marine ionebidrag.

Al-verdiene var moderate, men økte med økende fargetall (fig. 16). Sammenhengen var signifikant ($p<0.05$) også uten de to ekstremverdiene med Al på omlag 120 µg/l. Humus (“farge”) kompleksbinder Al og “avgifter” dette. Kompleksbindingen bidrar samtidig også til å holde Al’et oppløst. Al avtok med økende pH, og dette skyldes at løseligheten av Al er pH-avhengig.

Det ble funnet tydelige temperaturgradienter i innsjøene (fig. 17). De vannkjemiske dybde gradientene begrenset seg til noe økende ioneinnhold og litt avtagende pH nedover i vannsøylen.

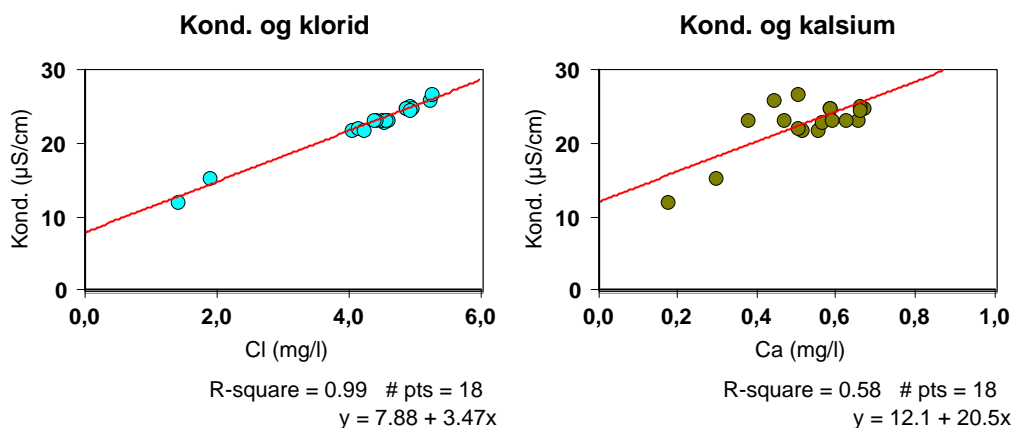
Totalt sett så hadde alle lokaliteten en vannkvalitet som er fullt brukbar for aure.



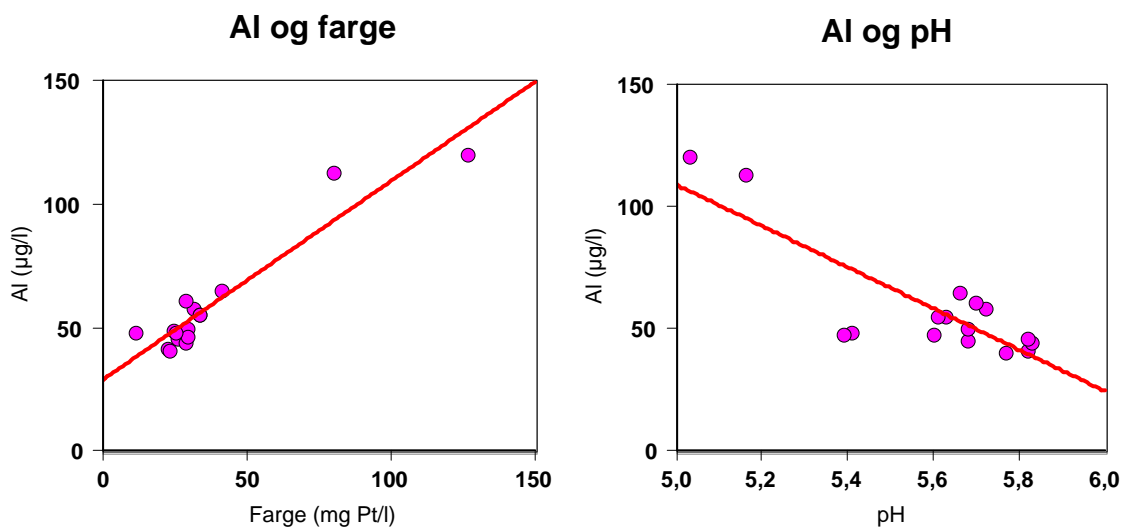
Figur 14: Lokalteter i Jørpelandsvassdraget

Tabell 20: Resultater av vannprøver tatt under prøvafisken i Hengjandevatn, Svortingsvatn og Ø.Buksetjørn

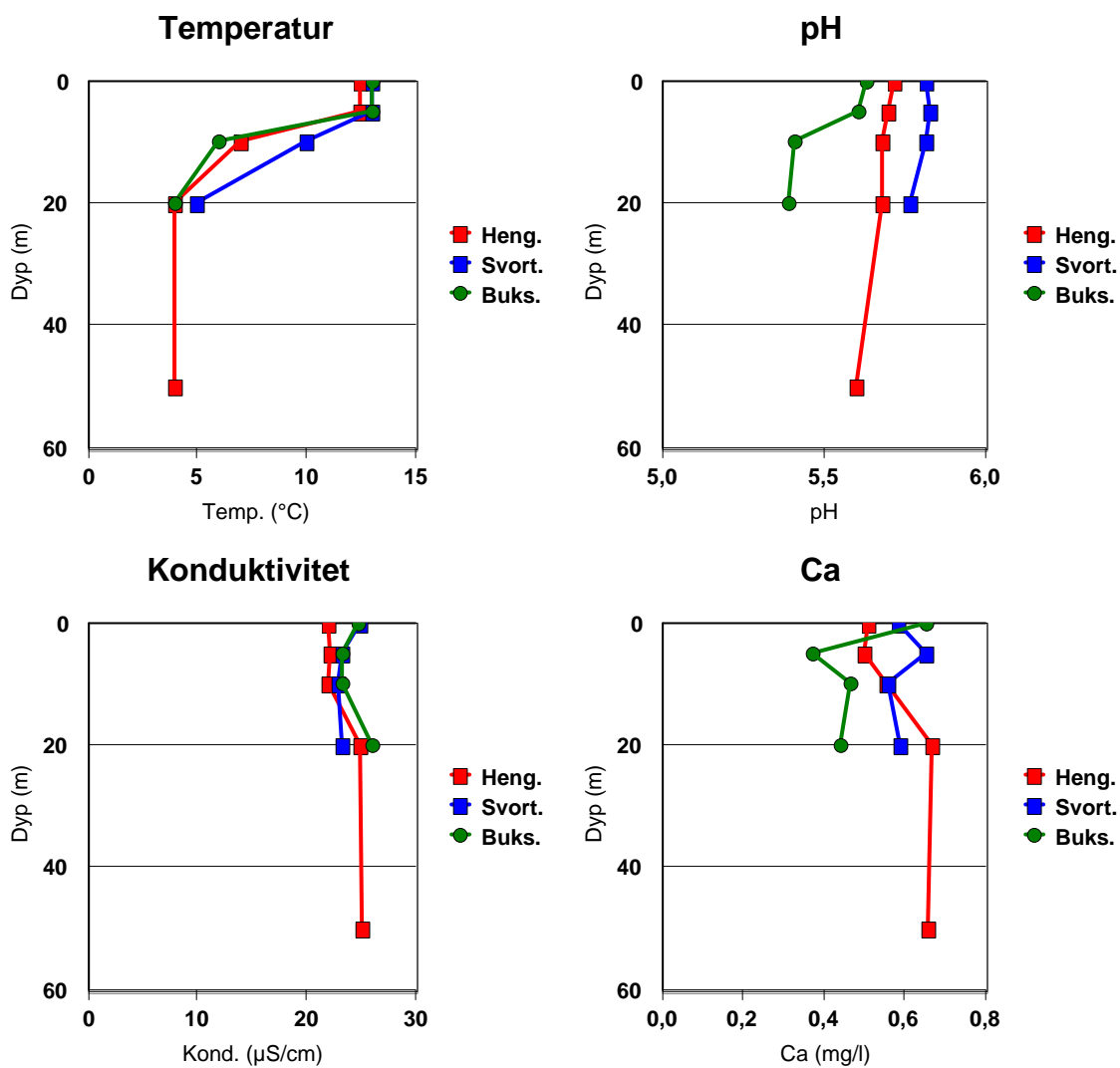
Prøve- dato	Lokalitet	Dyp m	Temp °C	pH	Kond µS/cm	Farge mg Pt/l	ALKe µekv/l	Ca mg/l	Na mg/l	Cl mg/l	Al µg/l
03.09.2012	Hengjandev.	ut	13	5,7	22,0	41	10	0,51	2,5	4,1	65
02.09.2012	Hengjandev.	0	12,5	5,7	22,2	31	15	0,50	2,5	4,1	58
02.09.2012	Hengjandev.	5	12,5	5,7	22,0	29	13	0,56	2,6	4,2	61
02.09.2012	Hengjandev.	10	7	5,7	25,0	26	13	0,67	2,8	4,9	46
02.09.2012	Hengjandev.	20	4	5,7	25,1	29	12	0,66	2,8	4,9	50
04.09.2012	Hengjandev.	50	4	5,6	25,0	12	9	0,58	2,8	4,9	48
	median	-	7,0	5,7	25,0	29	13	0,58	2,8	4,9	50
03.09.2012	bekk Ørnabu	-	-	5,0	15,3	127	-13	0,30	1,8	1,9	121
04.09.2012	bekk Djupedal	-	-	5,2	12,3	80	2	0,17	1,4	1,4	113
04.09.2012	Svortingsv.	0	13	5,8	23,3	23	10	0,65	2,6	4,6	42
04.09.2012	Svortingsv.	5	13	5,8	23,0	29	12	0,56	2,7	4,5	45
04.09.2012	Svortingsv.	10	10	5,8	23,3	30	10	0,59	2,7	4,5	47
04.09.2012	Svortingsv.	20	5	5,8	24,7	23	10	0,66	2,8	4,9	41
	median	-	11,5	5,8	23,3	26	10	0,62	2,7	4,6	43
03.09.2012	Ø.Buksetj.	0	13	5,6	23,3	34	10	0,37	2,3	4,4	55
03.09.2012	Ø.Buksetj.	5	13	5,6	23,3	33	8	0,47	2,5	4,4	55
03.09.2012	Ø.Buksetj.	10	6	5,4	26,0	24	5	0,44	2,9	5,2	49
03.09.2012	Ø.Buksetj.	20	4	5,4	26,9	26	5	0,50	2,9	5,2	48
	median	-	9,5	5,5	24,7	29	7	0,46	2,7	4,8	52



Figur 15: Konduktivitet mot klorid og kalsium



Figur 16: Al og fargetall



Figur 17: Dybdegradienter for kjemiske parametre

3.2 Prøvefiske i HENGJANDEVATN, SVORTINGSVATN og Ø.BUKSETJØRN

Det ble prøvfisket med garn av type "Nordic" og Jensen-serie, sistnevnte utvidet med garn av maskestørrelsene 13 og 16 mm. Garnene i Jensen-serien var 12.5 m lange, og således **halv lengde** av hva som vanligvis benyttes.

Det ble til sammen fanget 109 aurer (tab. 21&22). Hengjandevatn ble fisket med begge garn-typene, men uten at det ble registrert forskjeller utover hva som normalt kan forventes fra dag til dag.

Tabell 21: Resultat av prøvfisket september 2012

Sted	Garn- type	Dato	Ant. garn	Ant. fisk	CPUE n/100m ²	Lengde mm	Vekt g	Kondi- sjon	Alder
Hengjande- vatn	"Nordic"	04.09	4	24	13,3	216±53	117±89	1,00±0,12	3,3±1,2
	Jensen	05.09	10x1/2	17	9,1	205±49	102±77	1,00±0,06	3,4±1,1
Svortings- vatn	"Nordic"	03.09	4	25	13,9	200±53	90±60	0,97±0,08	3,2±1,4
	"Nordic"	05.09	4	31	17,2	202±86	114±112	0,97±0,13	3,6±2,3
Ø.Buksetj.	Jensen	04.09	10x1/2	12	6,4	279±54	235±116	1,00±0,08	3,9±1,3

Tabell 22: Prøvefiskeresultater, de enkelte innsjøer, alle prøvefiskeomganger samlet

Parameter		Hengjandev.	Svortingsv.	Ø.Buksetj.
Ant. garn		4+10x1/2	8	10*1/2
Antall fisk		41	56	12
CPUE	n/100m ²	11,2	15,6	6,4
Vekt (g)	middel	110	103	235
	min	13	10	63
	max	377	370	400
Kondisjon	middel	1,00	0,97	1,00
	min	0,81	0,75	0,87
	max	1,34	1,20	1,11
Kjøttfarge	rød	7%	16%	0%
	lys-rød	20%	23%	50%
	hvit	73%	61%	50%
Kjønn	hanner	56%	54%	50%
Gytefisk	total	59%	44%	83%
	hanner	78%	44%	83%
	hunner	33%	43%	83%
Parasitter	(måkemark)	22%	18%	33%

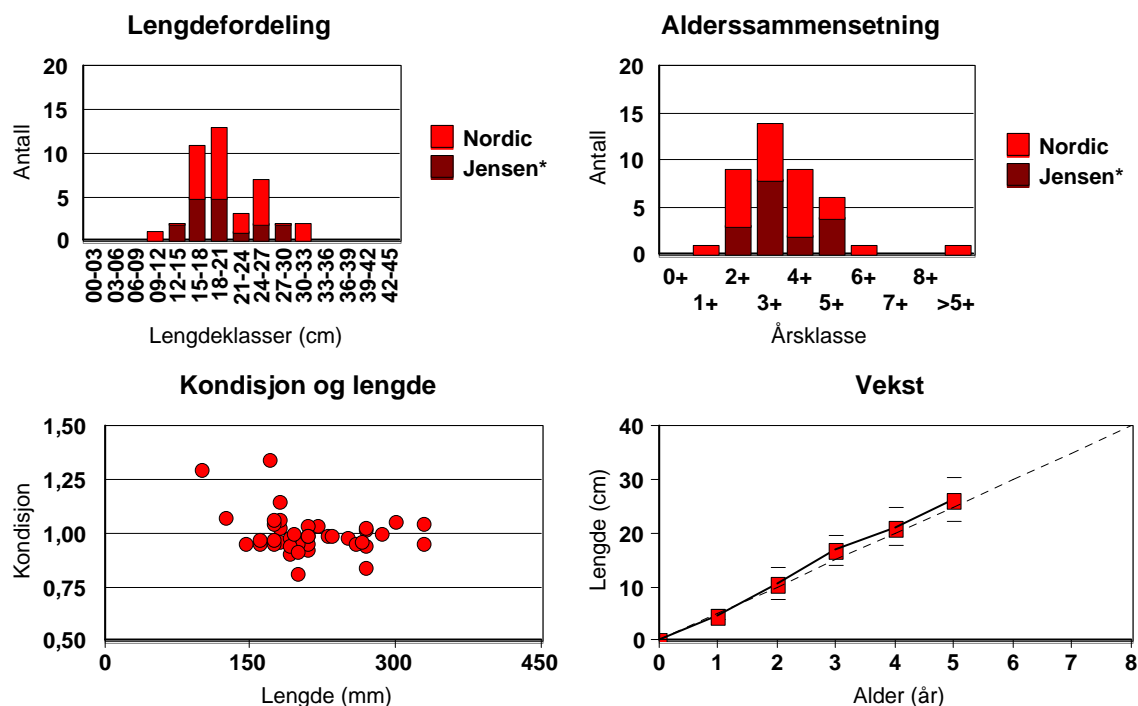
Hengjandevatn og Svortingsvatn: Fisken i Hengjandevatn og Svortingsvatn var noe små-fallen (tab. 22, fig. 18&19), men ellers i relativt bra kondisjon. Auren i Svortingsvatn hadde litt lavere vekt og kondisjon enn auren i Hengjandevatn, noe som indikerer at bestanden kan være noe tettere. For Svortingsvatn ble det dessuten funnet avtagende kondisjon med økende fiskelengde ($p < 0.05$) noe som er typisk for bestander som er for tette. “Stor” fisk manglet i begge innsjøene, og største fisk i begge innsjøene var < 400 g.

Veksten var omtrent normal for auren i Hengjandevatn (5 cm/år), og det ble ikke funnet tegn på vekststagnasjon. Veksten til auren i Svortingsvatn derimot, var dårligere, og det var også tegn på utflating for alder > 5 år. Dårlig vekst indikerer bestand som er for tett.

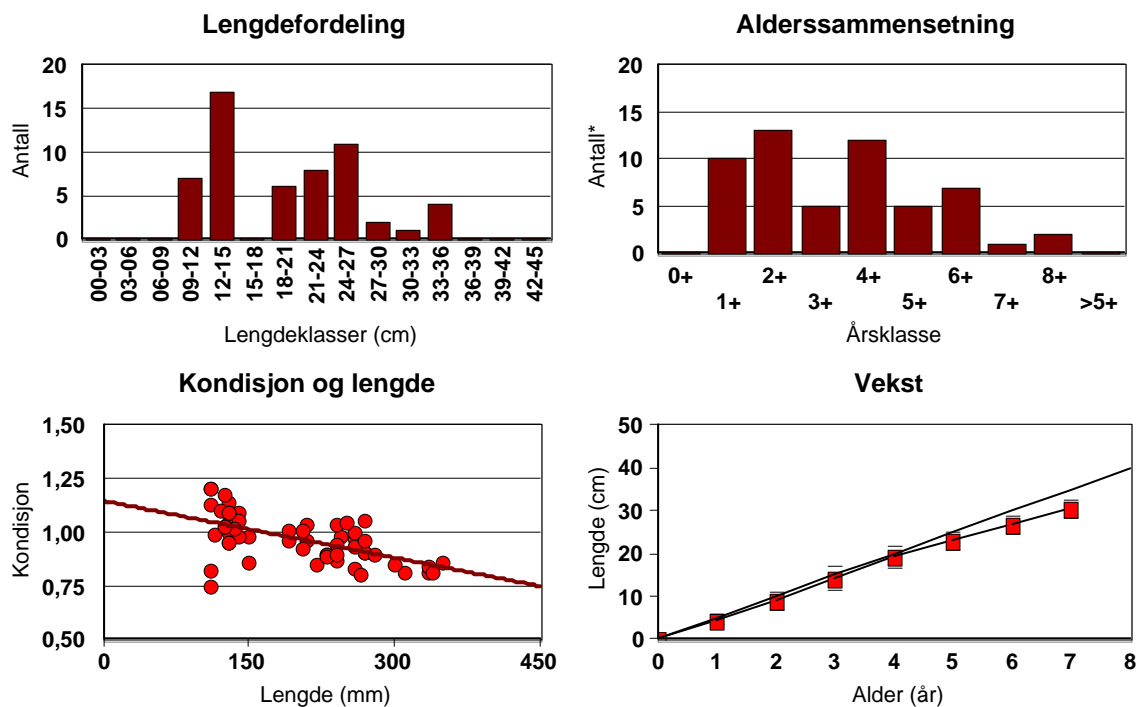
Gytemulighetene er relativt dårlige i begge innsjøene. I Hengjandevatn er det stort sett bare i utløpsbekken at det finnes gyteplasser. Alderssammensetningen tydet imidlertid på jevn rekruttering, og det ble ikke funnet noen svake årsklasser. Ved el.-fiske ble det fanget i alt 24 aurer i utløpsbekken fra Hengjandevatn (innløpsbekk til Svortingsvatn), hvorav de fleste var 1+ (fig. 20). På grunn av stor flom ble det ikke målt areal eller gjort noe tetthetsestimater. I Djupedalsbekken ble det ikke funnet fisk. I Svortingsvatn har auren gyteplasser i innløps-elven (utløpselven fra Hengjandevatn), men det kan heller ikke utelukkes noe gyting i små-bekker langs vannet. I Svortingsvatn tydet alderssammensetningen til auren på at rekrutteringen var ujevn.

Det ble funnet parasitter i omlag 1/5 av fisken i begge vann (måkemark).

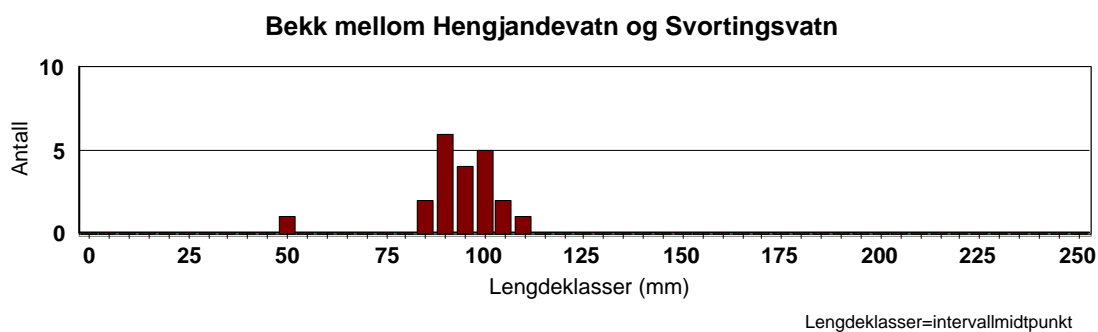
Konklusjon: Svortingsvatn og Hengjandevatn har aurebestander som er litt for tette, særlig Svortingsvatn. Hardere fiske, fortrinnsvis med finmaskede garn er ønskelig.



Figur 18: Resultater av prøvefiske med garn i Hengjandevatn



Figur 19: Resultater av prøvefiske med garn i Svortingsvatn

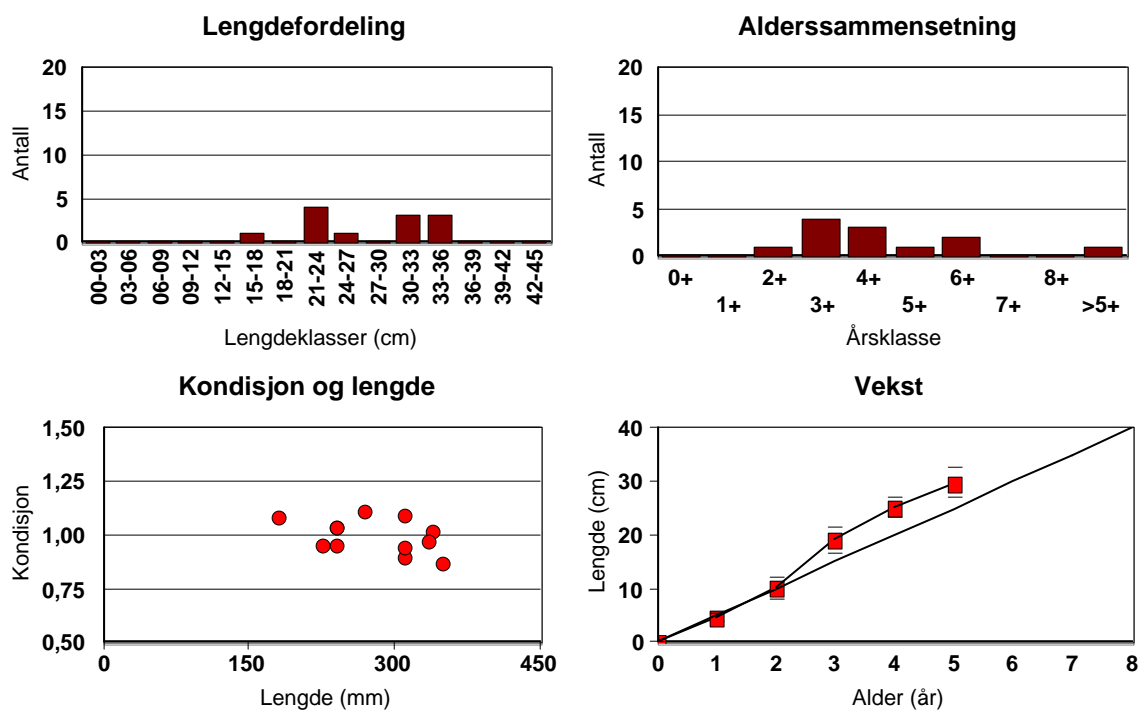


Figur 20: Lengdefordeling for el.-fiskefangst (3x >250mm ikke med på figur)

Øvre Buksetjørn: Fangsten (CPUE) var omlag halvparten av i Hengjandevatn og omlag 1/3 av i Svortingsvatn (tab. 21&22), så bestanden var tydelig tynnere. Dette gav seg utslag i større fisk, og bedre vekst enn i de to førstnevnte (fig. 21). Gyttemulighetene er tilsynelatende dårlige. Materialet er for lite til å vurdere evt. forskjeller i årsklassestyrke. Alderssammensetningen viste likevel at fisken var klart eldre enn for de to andre innsjøene.

Det ble funnet parasitter i 33% av fisken (tab. 22). Imidlertid var fangsten såpass liten at dette tallet er forbundet med usikkerhet.

Konklusjon: Ø. Buksetjørn har en tynn aurebestand med fisk av relativt god kvalitet. Litt hardere fiske i en kort periode for å ta ut noe av den gamle fisken er ønskelig.



Figur 21: Resultater av prøvefiske med garn i Øvre Buksetjørn



Det ble funnet måkemark i fisk fra alle tre innsjøene (Foto: Espen Enge)

4. ANDRE UNDERSØKELSER

Dette omfatter både undersøkelser av forsurening, restbestander og fremmede arter (bekkerøye).

4.1 STORÅDALEN (NILSEBU)

Storådalen er en fjelldal som starter rett øst for Nilsebuvatn og stekker seg helt inn til Kromsåkvelven omlag 7 km lenger øst (fig. 22). Dalen er nesten helt flat, og det er bare 17 m stigning fra nederste lone (k.783) til Kromsåkvelven (k.800). Ved Kromsåkvelven smalner dalen av og skifter navn til Kvilldal, og fortsetter ytterligere 5 km østover, nesten helt inn til Storsteinsvatn (Bykle). Hovedtilløpet kommer oppe fra Blåfjell-platået, og drenerer til Kromsåkvelven via Årdals-Krymlevatn.

Opprinnelig var det aure helt inn til Kromsåkvelven. Vannene oppe på selve Blåfjellplatået derimot (Krymlevatn m.fl.) har aldri hatt fiskebestander. Her ble det imidlertid gjort noen spredte forsøk på utsetninger i 1920-årene, men som åpenbart ikke har gitt tilslag. Fiskebestandene i området avtok som følge av forsurening på 1960-70-tallet (Sevaldrud og Muniz 1980). I juli 1978, i forkant av Ulla-Førre reguleringene, ble det prøvefisket både i nederste lone i Storådalen (k.783) og i Kromsåkvelven (Steine 1978). I lone k.783 ble det fanget 33 aurer på 9 garn. Kondisjonen var meget god (1.13), og største fisk var 900 g. I Kromsåkvelven ble det kun fanget 3 store aurer (0.6-1.0 kg) på 9 garn. Det ble konkludert med rekrutteringssvikt, mulig som følge av kombinasjonen forsurening og ionesvakt vann.

Ved Ulla-Førre reguleringene, ble øverste del av Storådalen (Årdal-Krymlevatn) overført til Blåsjø. Opprinnelig var nedslagsfeltet ut av lone k.783 61.3 km², tilsvarende en vannføring på 6.4 m³/s. Oppe ved Kromsåkvelven var de tilsvarende tallene 38.2 km² og 4.1 m³/s. Årdal-Krymlevatn feltet, som ble regulert bort, tilsvarte 23.1 km² og 2.5 m³/s. Dagens restvannføringer blir da 3.9 m³/s (61%) og 1.6 m³/s (39%) ved henholdsvis utløpet av lone 783 (nederst i Storådalen) og Kromsåkvelven. Helt oppe i tjernene på Kromsåkvelven blir restvannføringen kun 9%.

På slutten av 1980-tallet, ble det sluppet ut bekkerøye i Eidavatn, oppe på Blåfjellplatået. Dette drenerer til Årdal-Krymlevatn, men som etter Ulla-Førre reguleringene er overført videre til Blåsjø. Ved overløp har imidlertid bekkerøye kommet ned i Storådalen og har dannet stasjonær bestand.

Det er ikke gjennomført undersøkelser her siden 1978. Undersøkelsene i 2012 ble utført både for å få en oppdatert status både for aure- og bekkerøyebestandene.

Resultater - vannkjemi: Vannkvaliteten var ekstremt ionesvak, og trolig helt på grensen til at fisk kan leve; i hvert fall aure. Justert for H⁺ bidraget, ble konduktivitetsverdiene omlag 5 µS/cm for 3 av de 4 lokalitetene. Ca-verdiene var også svært lave (0.12-0.19 mg/l).

Tabell 23: Resultater av vannprøver hentet under prøvefisket i august 2012

Lokalitet	Prøve- dato	pH	Kond µS/cm	Farge mg Pt/l	ALKe µekv/l	Ca mg/l	Na mg/l	Cl mg/l	Al µg/l
"Verhiller sør" (bk. sør for lone)	17.08.12	5,7	6,1	<2	3	0,12	0,72	0,98	-
vann k. 783 (nederste lone)	16.08.12	6,1	7,7	3	14	0,19	0,86	1,1	-
Kromsåkvelven	17.08.12	5,9	5,9	<2	8	0,15	0,62	0,77	-
Kvilldal	17.08.12	5,9	5,8	2	8	0,19	0,60	0,77	-

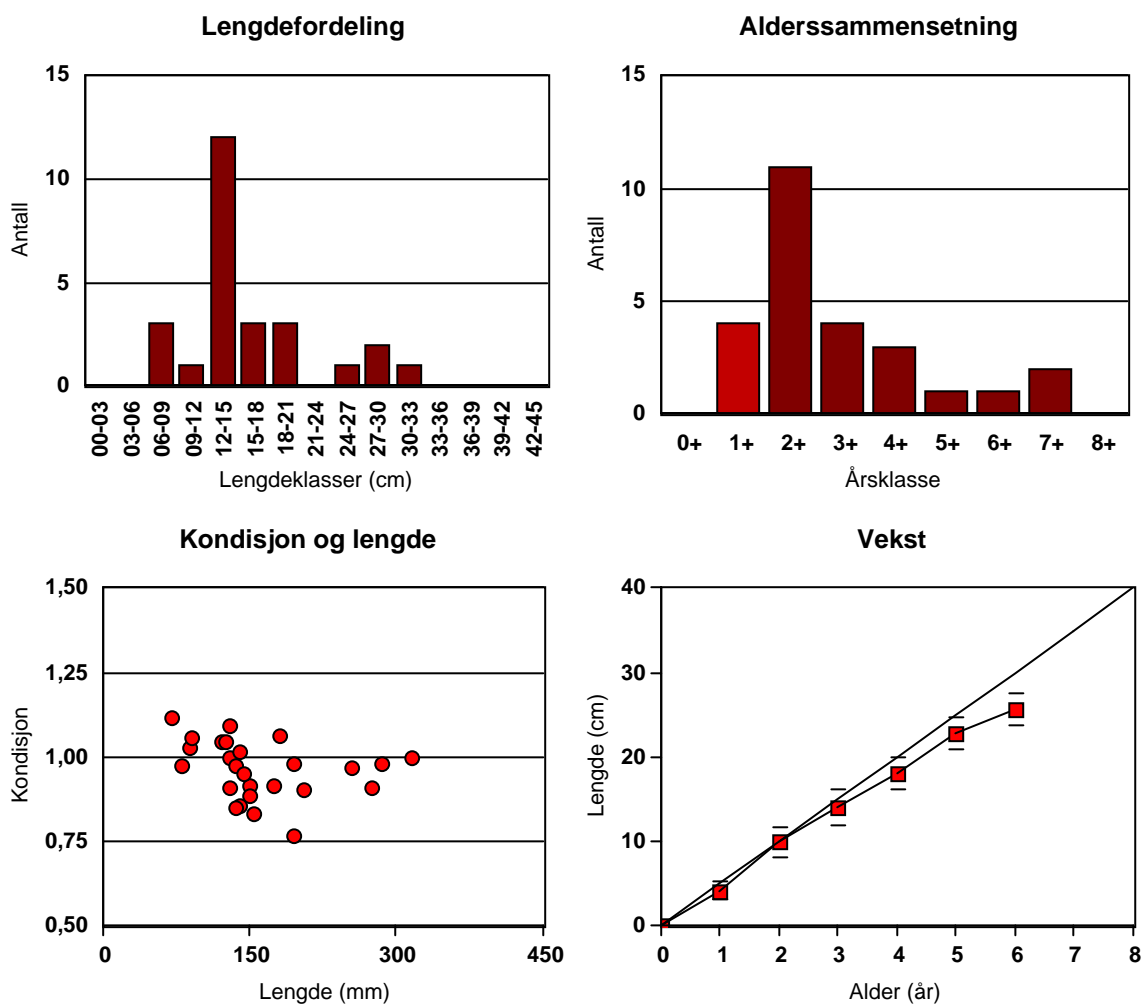
Under prøvefisket ble vanntemperaturen målt til 13 °C.

Resultater - fisk: Det ble fisket med 2 garn av type "Nordic" i lone k. 783 nederst i Storådalen 17.08.2012 og fanget 26 aurer og 11 bekkerøyer (tab. 24).

Bekkerøyene ble bare veiet og målt (ikke åpnet). En av bekkerøyene "gulpet opp" en halv-fordøyd småfisk (ca. 10 cm). De 4 minste aurene 71-91 mm ble også kun veiet og målt. Alderen på disse ble antatt å være 1+.

Tabell 24: Resultater av prøvefiske med garn i lone k. 783 nederst i Storådalen.

Parameter		Aure	Bekkerøye
Ant. garn		2	
Antall fisk		26	11
CPUE	n/100m ²	28,9	12,2
Vekt (g)	middel	60	117
	min	4	30
	max	312	209
Kondisjon	middel	0,96	0,96
	min	0,77	0,86
	max	1,12	1,07
Kjøttfarge	rød	5%	-
	lys rød	5%	-
	hvit	91%	-
Kjønn	hanner	45%	-
Gytefisk	total	23%	-
	hanner	40%	-
	hunner	8%	-
Parasitter		9%	-



Auren var gjennomgående småfallen (fig. 23). Kondisjonen var relativt god, og det ble ikke funnet avtagende kondisjon med økende fiskelengde ($p > 0.05$).

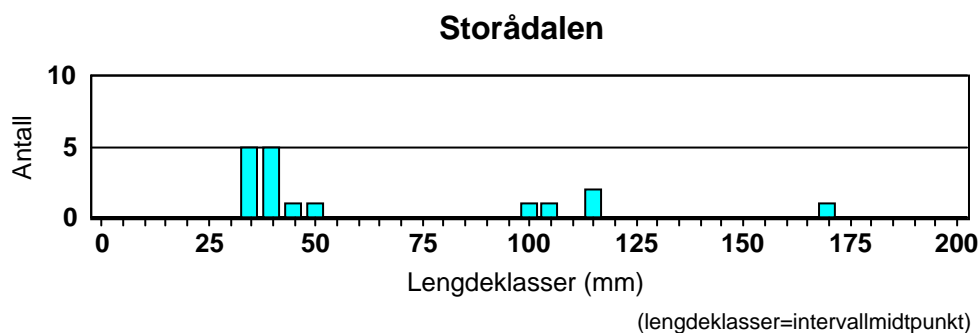
For auren var det sterke årsklasser av ungfisk i bestanden, så rekrutteringen er i dag åpenbart tilstrekkelig, til tross for tilsynelatende marginal vannkvalitet. Det må imidlertid påpekes at aldersbestemmelsen kan være usikker. Noen av aurene hadde stagnasjonskant på skjellene, og kan derfor være eldre enn aldersbestemmelsen antyder.

For 39% av auren var vanninsekter dominerende mageinnhold. Imidlertid var så mye som 41% av fiskemagene tomme. Hvit kjøttfarge dominerte fullstendig (90%), noe som tyder på at næringsemner som gir rød kjøttfarge enten manglet eller var nedbeitet på grunn av tette fiske bestander.

Bekkerøyen var også relativt småfallen, og hadde meget lav kondisjon (fig. 24). For bekkerøye på 20-30 cm bør kondisjonen være 1.3-1.5 (Qvenild 1986). Her ble det funnet kondisjon=1.00 (± 0.08 , $n=7$) for denne lengdeklassen.

Det ble også el.-fisket på to stasjoner øverst i Storådalen, nesten helt oppe ved Kromsåkvelven. I alt ble det overfisket omlag 350 m² og funnet 17 bekkerøyer, tilsvarende en tetthet på omlag 5 fisk/100 m² (1x overfiske). Dette var overraskende lavt, særlig tatt i betraktning at det visuelt ble observert yngel av bekkerøye "overalt" oppover langs elva.

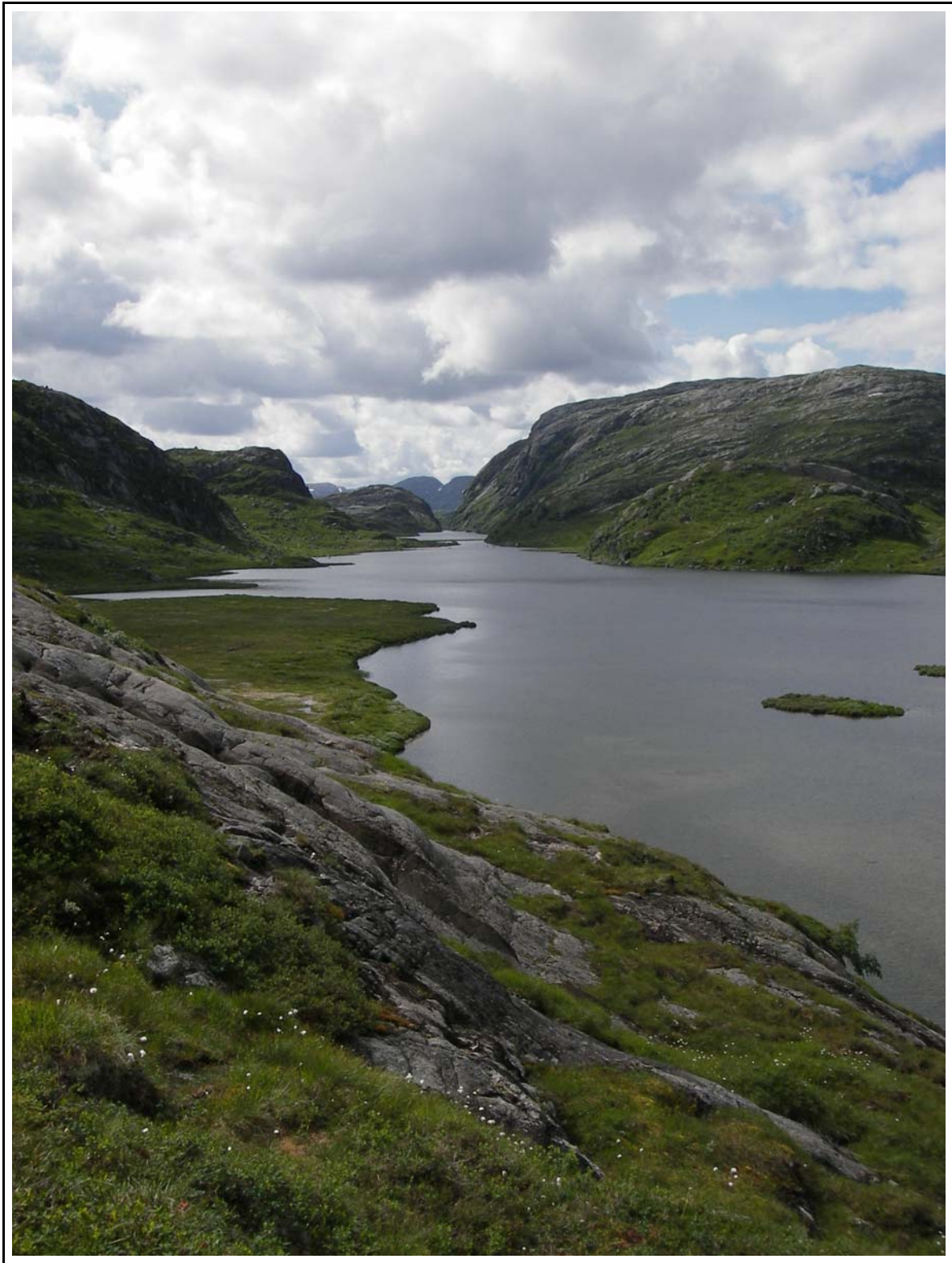
Elveløpet i denne delen av Storådalen utgjøres av store "sterile" sand og grus-sletter, og hvor skjul for fisk er nesten fraværende på lange strekninger. Dette er nok også grunnen til at det nesten bare ble fanget yngel. De få større fisk (fig. 25) som ble fanget, hadde funnet skjul bak mindre steiner helt inne langs den ene elvebredden.



Figur 25: Bekkerøye fanget på el.-fiske rett nedstrøms Kromsåkvelven aug. 2012

Ellers antydnet lengdefordelingen dårlig vekst hos bekkerøyen (fig. 25). Årsyngelen ($n=12$) var 40 ± 5 mm og 1+'en ($n=4$) 108 ± 8 mm. Dette er mye dårligere enn hva som er vanlig for bekkerøye i passelig tette bestander (Qvenild 1986).

Samlet vurdering: På slutten av 1990-tallet var Storådalen kjent for meget stor fisk, og aure på flere kilo ble jevnlig tatt på stang og garn. Etter dette skal imidlertid bestandstettheten ha



I de store lonene nederst i Storådal dominerte auren (70% av fangsten). Lonene er grunne, den nærmeste omlag 1.5 m på det dypeste, mens den nederste lona (i bakgrunnen) er noe dypere. (Foto: Espen Enge)



Rett oppstrøms de store lonene blir Storåna smalere og grunnere. I øvre kant av bildet og videre innover dalen er elven stort sett grunnere enn 1 m, og her inne "overrisler" elven store sand- og grussletter. Enkelte terskler, som den til venstre på bildet, lager enkelte vannspeil innover dalen. (Foto: Espen Enge)

økt, og fisken er blitt mindre av størrelse (Jostein Nørstebø, pers.medd.). Dette bekreftes av prøvefisket i 2012. Det ble funnet tette bestander av småfallen aure og bekkerøye.

Mens auren i de store lonene var av akseptabel kvalitet, var bekkerøyen svært mager. Dette kan være et resultat av konkurranseforholdet mellom disse to artene (Qvenild 1986), om både næring og habitat. Det er også vist flere steder, bl.a. i Sirdal, at når auren kommer tilbake forsvinner/fortrenges bekkerøya.

I øvre deler at Storådalen er habitatet ikke optimalt for fisk, særlig ikke for større fisk. Her domineres elveløpet av sand og grus-sletter, og hvor gode skjuleplasser for fisk på lange strekninger er nesten fraværende. Her oppe ble det bare funnet bekkerøye. Det kan ikke utelukkes at bekkerøyen er "fortrengt" opp her av auren, som synes å dominere i de store lonene nederst i dalen.



Storådalen og Storåna rett nedstrøms Kromsåkvelven. Tilløpet er overført til Blåsjø (se tørrlagt foss øverst til venstre i bildet), slik at vannføringen er sterkt redusert. Bildet viser et nesten tørrlagt sideløp ("flomløp"), mens hovedløpet går langs fjellknausene til venstre i bildet. Her oppe er Storåna grunn og klar, med få skjulesteder for fisk. Substratet er grus og småstein. Det ble bare registrert bekkerøye i denne delen av dalen. (Foto: Espen Enge)

4.2 LYSEDALEN

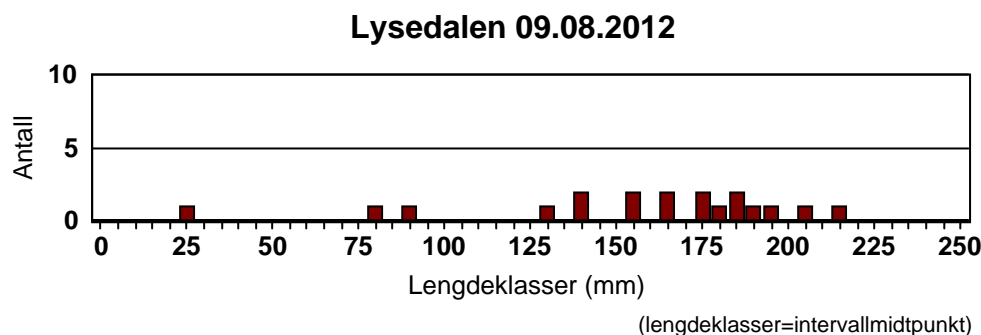
I forbindelse med innsamling av fisk til et BSc-prosjekt ved UiS, ble det gjort et forenklet el.-fiske på 2-3 stasjoner øverst i Lysedalen 09.08.2012. Dette området er grundig undersøkt tidligere (Enge et al. 2012, vedlegg 3), men el.-fiske er ikke tidligere gjennomført.

Vannkvaliteten var ekstremt ionsvak (tab. 25). Ca-verdiene var 0.13-0.19 mg/l, og konduktiviteten, korrigert for H⁺-bidraget, var 4.6-5.3 µS/cm. Tidligere år har Enge et al. (2012) funnet omlag 2-3 ganger så høye verdier for Ca i Langetjørn sammenliknet med bekkeprøvene. Denne gang ble det funnet bare relativt små vannkvalitetsforskjeller mellom lokalitetene.

Tabell 25: Resultater av vannprøver tatt i Lysedalen i 2012

Lokalitet	Prøve- dato	pH	Kond µS/cm	Farge mg Pt/l	ALKe µekv/l	Ca mg/l	Na mg/l	Cl mg/l	Al µg/l
Langetjørn utløpsbekk	13.08	6,0	5,6	10	12	0,17	0,65	0,68	24
bk. fra Krokev. v/Langetj	13.08	5,8	5,1	10	6	0,13	0,64	0,62	27
200m ndstr. bk. Langetj	13.08	5,9	5,7	13	15	0,19	0,66	0,67	26

På to undersøkte stasjoner, med et samlet areal på ca. 350 m², ble det på ett overfiske fanget i alt 19 aure (fig. 26) hvorav 1 stk. årsyngel (0+). Total tetthet kan estimeres til omlag 5 ind/100 m², noe som er ganske lavt, selv om det tas i betraktning at estimatet kun er basert på 1x overfiske. Dette er i tråd med tidligere undersøkelser som fant lave/moderate tettheter av fisk i de tilhørende innsjøene (Enge et al. 2012).



Figur 26: Lengdefordeling for aure fanget ved et forenklet el.-fiske øverst i Lysedalen

Ved et raskt el.-fiske "sveip" over tilløpsbekken til Langetjørn (fra Krokevatn) ble det overraskende funnet 3 stk. eldre aure (ikke lengdemålt), hvorav den ene var i særdeles dårlig forfatning. Tidligere er det ikke observert fisk i denne bekken i det hele tatt (Enge et al. 2012), noe som ble begrunnet med ekstremt ionsvakt vann (Ca ned til 0.08 mg/l). Det er kjent at fisk i stor grad er i stand til å unngå dårlig vannkvalitet og søke "god" vannkvalitet (Peterson et al. 1988). Under dette prøvefiske var imidlertid vannkvaliteten i området relativt homogen, og vannkvaliteten i Krokevatnbekken var som for annet vann i området.

5. VANNKJEMISK OVERVÅKNING AV ELVER

Fylkesmannen driver egen vannkjemisk overvåkning på 3 stasjoner i Dirdalselva og 1 stasjon i Storåna (Ørsdalen). På sistnevnte skjer også “offisiell” overvåkning, med en frekvens på 1 prøve pr. mnd. Fylkesmannens overvåkning har et mer begrenset parameterutvalg, men frekvensen er høyere (1 gang pr. uke).

5.1 DIRDALSELVA

Dirdalselva ble tidlig rammet av forsurening (se også Kap. 2.4). En prøveserie fra 1976 (n=11) viste en årsmiddel på 5.1 (“elveserien”). Laksen ble regnet som utdødd som følge av forsurening allerede i 1960-70 årene (Sevaldrud og Muniz 1980), selv om det sporadisk ble funnet lakseunger i elva etter dette.

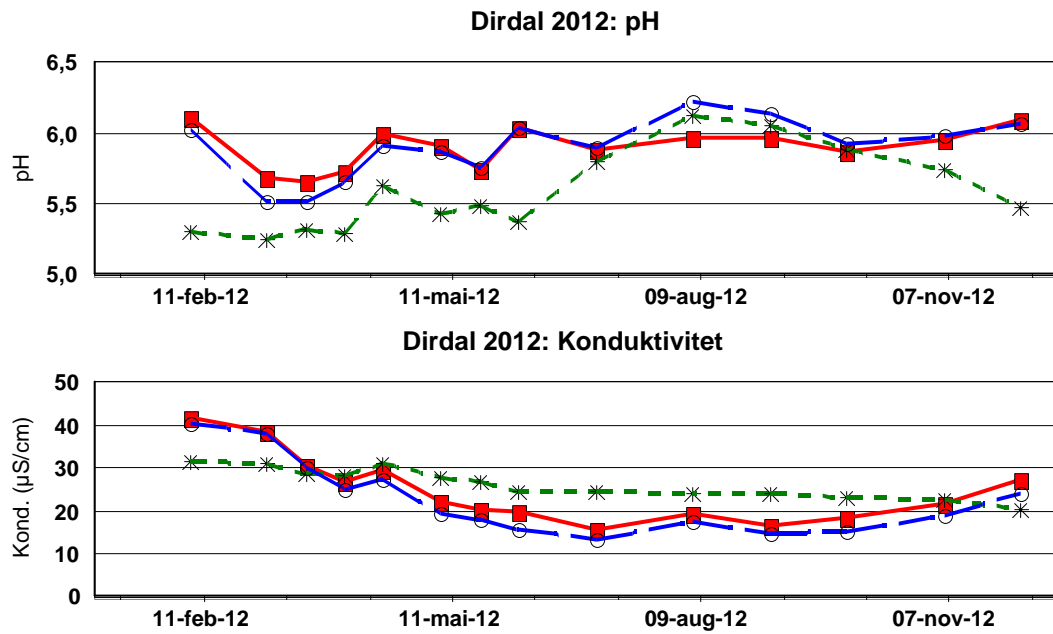
I Dirdalselva har laksen kommet tilbake som følge av redusert forsurening, uten at det har vært gjennomført noen tiltak. Trolig skjedde dette i siste halvdel av 1990-tallet. Ved Fylkesmannens tetthetsregistreringer rundt 1990 ble det knapt påvist laks i det hele tatt. I 2003 ble det funnet relativt høye tettheter av eldre laks på 23.8 ind./100m² i elva. (Det ble ikke fisket årene i mellom). Omtrent på denne tiden la SFT (nå: KLIF) ned den vannkjemiske overvåkingen (“elveserien”).

Siden laksen har kommet tilbake helt uten tiltak, er det ønskelig å få dokumentert vannkvaliteten. Fylkesmannen startet derfor fast overvåkning vinteren 2011, i samarbeid med elveeigarlaget.

Spredt prøvetaking de siste 10-20 år har vist høyere konduktivitet i Giljabekken enn i hovedelven, men samtidig lavere pH-verdier. Dette bekreftes også av årets prøveserie (tab. 26, fig. 27). Gjennom sommerhalvåret var konduktiviteten nær dobbelt så høy i Giljabekken sammenliknet med de to andre prøvestasjonene.

Ellers var laksetetthetene i Giljabekken uventet høye (Kap. 2.4), sett på bakgrunn av de relativt lave pH-verdiene deler av året. Omlag halvparten av målingene i 2012 hadde pH<5.5 (tab. 26). Det kan ikke utelukkes at laksen tilsynelatende klarer seg pga. positive effekter av relativt høy konduktivitet. Hele vinteren igjennom var pH-verdiene omlag 5.3, mens konduktiviteten var omlag 30 µS/cm.

På stasjonene i selve Dirdalselva var pH-verdiene jevnt over høyere enn i Giljabekken, men likevel gjennomgående noe lavere enn hva som normalt regnes som vannkvalitetskrav for laks. De laveste pH-verdiene ble ikke målt i hovedsnøsmeltingen (april/mai), men i mars.



Figur 27: pH og konduktivitet på tre lokaliteter i Dirdalselva i 2012. (rød/firkant: Dirdal Skole, blå/sirkler: Nera Gilja bru, grønn/stjerne: Giljabekken)

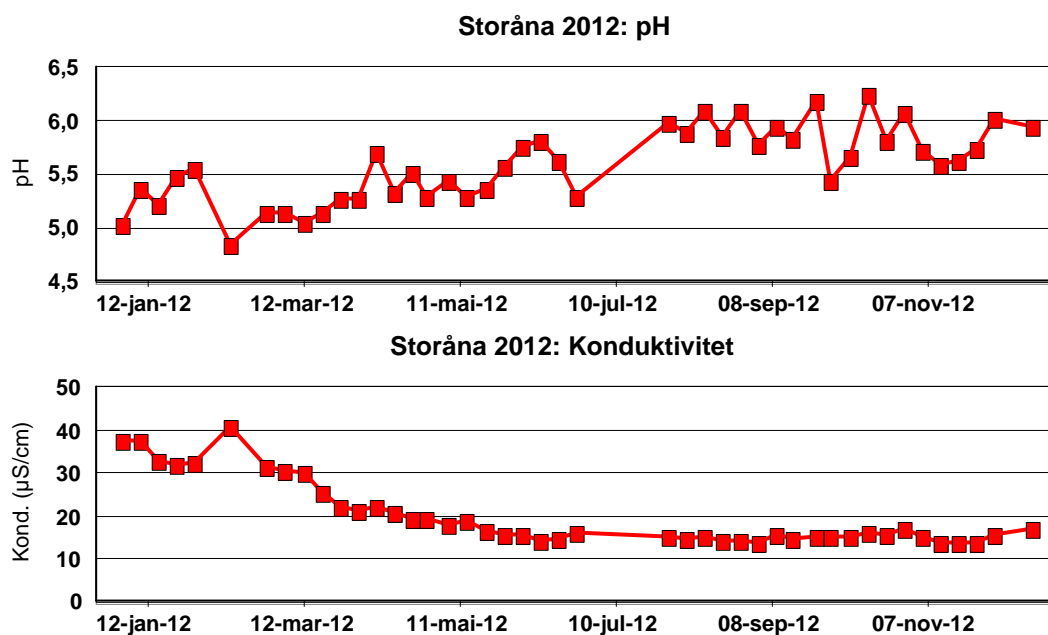
Tabell 26: Resultater av vannkjemisk overvåkning i Dirdalselva i 2012

Lokalitet	Prøve- dato	pH	Kond µS/cm	Farge mg Pt/l	ALKe µekv/l
Dirdal Skole	06.02.2012	6,11	41,7	3	27
Dirdal Skole	05.03.2012	5,69	38,5	7	11
Dirdal Skole	19.03.2012	5,66	30,6	12	9
Dirdal Skole	02.04.2012	5,73	26,7	13	12
Dirdal Skole	16.04.2012	6,00	29,5	13	20
Dirdal Skole	07.05.2012	5,91	22,1	10	15
Dirdal Skole	21.05.2012	5,74	20,2	14	12
Dirdal Skole	04.06.2012	6,04	19,7	6	22
Dirdal Skole	02.07.2012	5,89	15,5	20	17
Dirdal Skole	06.08.2012	5,97	19,5	47	27
Dirdal Skole	03.09.2012	5,97	16,5	34	22
Dirdal Skole	01.10.2012	5,87	18,4	20	18
Dirdal Skole	05.11.2012	5,96	21,7	13	24
Dirdal Skole	03.12.2012	6,09	27,5	4	37
	Middel	5,90	24,9	15	20
	SD	0,15	8,0	12	8
Giljabekken	06.02.2012	5,31	31,5	9	-1
Giljabekken	05.03.2012	5,25	31,3	13	-4
Giljabekken	19.03.2012	5,32	28,7	16	-2
Giljabekken	02.04.2012	5,29	28,5	16	-2
Giljabekken	16.04.2012	5,63	30,9	23	8
Giljabekken	07.05.2012	5,43	28,0	10	3
Giljabekken	21.05.2012	5,49	26,8	16	6
Giljabekken	04.06.2012	5,38	24,6	10	1
Giljabekken	02.07.2012	5,80	24,4	10	10
Giljabekken	06.08.2012	6,13	24,0	27	25
Giljabekken	03.09.2012	6,06	24,1	39	23
Giljabekken	01.10.2012	5,89	23,2	32	18
Giljabekken	05.11.2012	5,74	22,8	17	11
Giljabekken	03.12.2012	5,47	20,3	13	5
	Middel	5,59	26,4	18	7
	SD	0,29	3,5	9	9
Nera Gilja bru	06.02.2012	6,02	40,5	4	17
Nera Gilja bru	05.03.2012	5,51	38,0	8	3
Nera Gilja bru	19.03.2012	5,52	30,3	10	4
Nera Gilja bru	02.04.2012	5,66	25,0	13	6
Nera Gilja bru	16.04.2012	5,91	27,5	13	16
Nera Gilja bru	07.05.2012	5,87	19,2	11	11
Nera Gilja bru	21.05.2012	5,75	18,0	14	9
Nera Gilja bru	04.06.2012	6,04	15,8	10	16
Nera Gilja bru	02.07.2012	5,90	13,3	18	15
Nera Gilja bru	06.08.2012	6,22	17,3	21	25
Nera Gilja bru	03.09.2012	6,14	14,5	26	21
Nera Gilja bru	01.10.2012	5,93	15,2	19	15
Nera Gilja bru	05.11.2012	5,98	18,7	9	17
Nera Gilja bru	03.12.2012	6,07	24,0	1	27
	Middel	5,89	22,7	13	14
	SD	0,22	8,7	7	7

5.2 STORÅNA (Ørsdalen)

Siden 2005 er det gjort en gradvis opptrapping av innsjøkalkingen i nedslagsfeltet til Storåna. Effektene av dette registreres på den "offisielle" vannkjemiske målestasjonen nede i selve Ørsdalen. Her tas det prøve 1 gang i måneden, for full-analyse. På grunn av relativt lang prøvfrekvens, har Fylkesmannen startet en tettere overvåkning, men på et begrenset parameterutvalg (pH, konduktivitet, alkalitet og farge). Dette ble startet i snøsmeltingen 2011 med prøver 2 ganger i uken, mens det i ettertid er benyttet en prøvfrekvens på 1 gang i uken. Sporadisk analyseres også andre parametre (Ca, Na og Cl).

Resultatene fra 2012 (tab. 28) viste en vannkvalitet som vinter og vår trolig vil være for sur for laks (middel-pH jan-mai=5.3), mens vannkvaliteten resten av året var akseptabel (middel-pH jun-des=5.8). Heller ikke i Storåna inntraff de laveste pH-verdiene i snøsmeltingen, men tidligere på vinteren (fig. 28). Det var relativt små forskjeller sammenliknet med 2011 (tab. 27). Merk at Fylkesmannens pH-verdier er gjennomgående noe lavere enn NIVA's, trolig pga. CO₂-effekter/prøvehåndtering (se Enge 2012).



Figur 28: pH og konduktivitet i Storåna i 2012

Tabell 27: Årsmidler 2011 og 2012

År dato	pH	Kond µS/cm	Farge mg Pt/l	ALKe µekv/l	Ca mg/l	Na mg/l	Cl mg/l
2011	5,55	17,1	24	9	(0,41)	(1,8)	(3,1)
2012	5,59	20,1	23	8	(0,50)	(1,7)	(2,5)

Tall i parentes: Parametre ikke målt på alle prøvene, middelveier således ikke direkte sammenliknbare

Tabell 28: Resultater av vannkjemisk overvåkning i Storåna (Ørsdalen) 2012

Lokalitet	Prøve- dato	pH	Kond µS/cm	Farge mg Pt/l	ALKe µekv/l	Ca mg/l	Na mg/l	Cl mg/l
Ørsdalen	02.01.2012	5,03	37,5	13	-7			
Ørsdalen	09.01.2012	5,36	37,5	13	4			
Ørsdalen	16.01.2012	5,22	33,1	14	-7			
Ørsdalen	23.01.2012	5,49	32,2	7	3			
Ørsdalen	30.01.2012	5,56	32,6	9	8			
Ørsdalen	13.02.2012	4,84	41,1	9	-10			
Ørsdalen	27.02.2012	5,15	31,6	14	-2			
Ørsdalen	05.03.2012	5,14	30,8	13	-6			
Ørsdalen	12.03.2012	5,05	30,0	19	-8			
Ørsdalen	19.03.2012	5,14	25,7	20	-2			
Ørsdalen	26.03.2012	5,27	22,1	17	-1			
Ørsdalen	02.04.2012	5,27	21,4	19	-0			
Ørsdalen	09.04.2012	5,70	22,1	14	9			
Ørsdalen	16.04.2012	5,34	20,6	29	2			
Ørsdalen	16.04.2012	5,34	20,6	29	4			
Ørsdalen	23.04.2012	5,51	19,4	28	5	0,45	2,2	3,4
Ørsdalen	28.04.2012	5,30	19,5	21	2			
Ørsdalen	07.05.2012	5,44	18,1	18	3			
Ørsdalen	14.05.2012	5,30	18,9	24	3			
Ørsdalen	21.05.2012	5,37	16,6	23	3	0,37	1,8	3,0
Ørsdalen	28.05.2012	5,57	15,7	17	5			
Ørsdalen	04.06.2012	5,76	15,7	16	6			
Ørsdalen	11.06.2012	5,81	14,1	14	9	0,39	1,6	2,5
Ørsdalen	18.06.2012	5,64	14,8	31	8			
Ørsdalen	25.06.2012	5,30	15,9	50	2	0,41	1,7	2,2
Ørsdalen	30.07.2012	5,98	15,3	21	16	0,43	1,8	2,4
Ørsdalen	06.08.2012	5,89	14,9	28	14	0,35	1,6	2,3
Ørsdalen	13.08.2012	6,10	15,2	27	21	0,50	1,6	2,5
Ørsdalen	20.08.2012	5,85	14,3	56	21	0,54	1,5	2,0
Ørsdalen	27.08.2012	6,10	14,3	37	21	0,44	1,6	2,1
Ørsdalen	03.09.2012	5,78	14,0	47	17			
Ørsdalen	10.09.2012	5,95	15,5	29	16	0,63	1,7	2,6
Ørsdalen	16.09.2012	5,84	14,7	33	13			
Ørsdalen	25.09.2012	6,20	15,1	30	23	0,69	1,6	2,6
Ørsdalen	01.10.2012	5,44	15,1	40	6			
Ørsdalen	08.10.2012	5,66	15,1	30	11	0,45	1,7	2,6
Ørsdalen	15.10.2012	6,24	16,3	20	26	0,72	1,7	2,7
Ørsdalen	22.10.2012	5,82	15,7	19	16	0,52	1,7	2,5
Ørsdalen	29.10.2012	6,08	16,9	14	23	0,63	1,8	2,5
Ørsdalen	05.11.2012	5,73	15,3	23	15			
Ørsdalen	12.11.2012	5,59	13,8	30	13			
Ørsdalen	12.11.2012	5,59	13,8	30	13			
Ørsdalen	19.11.2012	5,64	13,6	30	8	0,45		
Ørsdalen	26.11.2012	5,75	13,9	20	15			
Ørsdalen	03.12.2012	6,02	15,6	11	17			
Ørsdalen	17.12.2012	5,94	17,2	13	21			
	Middel	5,59	20,1	23	8	(0,50)	(1,7)	(2,5)
	SD	0,34	7,6	11	9	(0,11)	(0,2)	(0,4)

Tall i parentes: Parametre ikke målt på alle prøvene, middelerdier således ikke direkte sammenliknbare

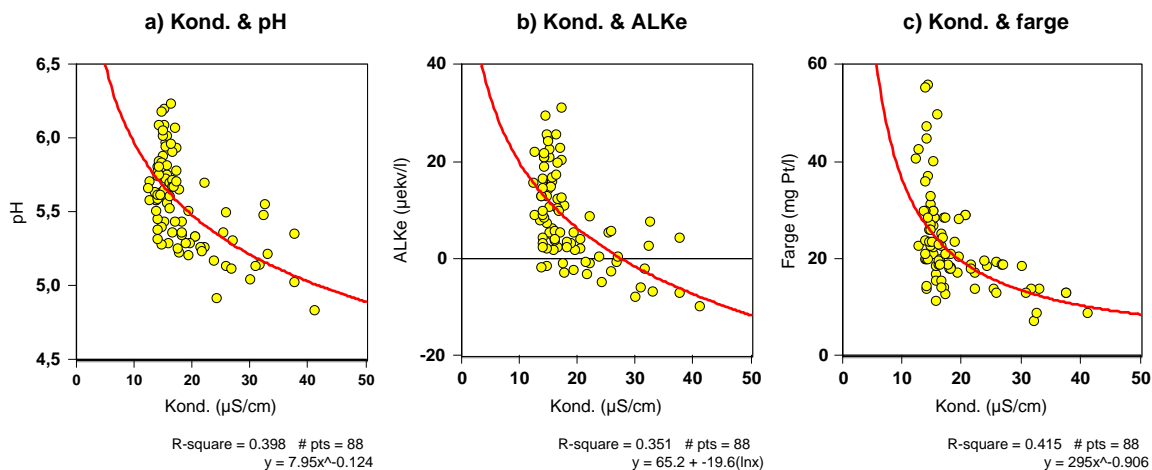
5.3 STYRING AV PROSJEKTERT KALKDOSERER I STORÅNA (Ørdsalen)

Konduktiviteten (H^+ korrigert) ble fullstendig styrt av sjøsaltpåvirkningen, eksempelvis representert ved Na ($r^2=0.96$, $p<0.001$, $n=38^*$). Den “geologiske” bidraget til konduktiviteten, representert ved Ca, var derimot begrenset ($r^2=0.23$, $p<0.01$, $n=38^*$). Følgelig vil parameteren “konduktivitet” i stor grad gjenspeile sjøsaltpåvirkningen. (*: 2011&2012)

Høy sjøsaltpåvirkning kan mobilisere H^+ (og evt også Al) via ionebytting med Na^+ . I ekstreme situasjoner kan dette gi en sur Al-holdig vannkvalitet som er akutt toksisk for fisk (Hindar et al. 1994). Ved lav sjøsaltpåvirkning reverseres prosessen.

I Frafjordelva, omlag 1 mil lenger nord, ble det i 2011 (Enge 2012) funnet positiv verdi for ikke-marin natrium (Na^*) ved $Cl < 4$ mg/l, og tilsvarende netto “sluk” av Na ved $Cl > 4$ mg/l ($n=158$). Denne dynamikken gjør at høye verdier for konduktivitet bidrar til lave pH-verdier, og motsatt. Det er tidligere vist på et stort materiale ($n=1601$) fra Sirdal at økende konduktivitet gav avtagende pH (Enge og Hemmingsen 2010).

På materialet fra Storåna (2011 & 2012, $n=88$) ble tilsvarende effekter observert (fig. 29a & 29b). Samtidig ble det også observert en “sjøsalt-effekt” på verdiene for farge, (fig. 29c) noe som også er vist tidligere (Hindar og Enge 2006), men uten at det foreløpig er funnet noen fullgod forklaring på denne effekten.



Figur 29: Effekter av konduktivitet (“sjøsalteffekt”) på pH, alkalitet og farge (2011&2012).

Dosering: På grunn av de betydelige sjøsalteffektene på vannkvaliteten i Storåna, er kalkdosereren planlagt å være konduktivitetstyrt.

Empirisk ble det funnet: $pH = 5.30 + 0.033ALKe$ ($r^2=0.88$, $p<0.001$, $n=86$). En alkalitet $ALKe=25$ $\mu ekv/l$ gir en pH-verdi på 6.1, noe som normalt er tilfredsstillende for laks.

Kombinert med likningen i fig. 29b, finnes alkaliteten som "mangler" for å oppnå 25 $\mu\text{ekv/l}$, og dette konverteres til kalkdose (tab. 29).

Tabell 29: Kalkdoser og konduktivitet, basert på data fra 2011 og 2012 (FORELØPIG)

Konduktivitet $\mu\text{S/cm}$	ALKe $\mu\text{ekv/l}$	Δ $\mu\text{ekv/l}$	CaCO ₃ g/m ²	"SLURRY" g/m ²
10	20	5	0,2	0,4
20	6	19	0,9	1,4
30	-1	26	1,3	2,0
40	-7	32	1,6	2,5
50	-11	36	1,8	2,8

Merknad: "SLURRY" er verdien for CaCO₃ justert for løselighet (antatt 95%) og karbonatinnhold (forutsatt 68% CaCO₃-ekv).

På figuren (fig. 29b) er det betydelig "spredning", særlig for de lave verdiene for konduktivitet. Siden det er regresjonslinjen som er benyttet i doseringstabellen kan dette medføre periodevis for lav dosering:

Eksempel på en "worst case" situasjon: 19. Mai 2011, konduktivitet = 13.9 $\mu\text{S/cm}$ og ALKe = -2 $\mu\text{ekv/l}$.

Etter regresjonslinjen (fig. 29 b) "burde" alkaliteten vært 14 $\mu\text{ekv/l}$, som med gitte doseringsforutsetninger gir en dosering på 11 $\mu\text{ekv/l}$. Nå var imidlertid ikke alkaliteten 14 $\mu\text{ekv/l}$, men -2 $\mu\text{ekv/l}$, slik at alkaliteten i elva etter dosering blir tilsvarende lavere, i dette tilfellet 9 $\mu\text{ekv/l}$. Dette tilsvarer en pH-verdi på omlag 5.6 etter pH-ALKe regresjonslinjen.

Dette indikerer at pH-verdiene sporadisk kan bli for lave, i hvert fall for smolt. Det bør derfor vurderes å legge inn en sikkerhetsfaktor ("oppskalering") av doseringen. pH og/eller alkalitetsmålet bør også diskuteres, evt. differensieres over året.

Imidlertid er datagrunnlaget fortsatt noe spinkelt, så disse analysene og vurderingene bør gjøres på ny når mer vannkjemiske data foreligger.

6. FORSURINGSSSTATUS, "pH-kart" 2012

Fylkesmannen laget på 1980-tallet et pH-kart for Rogaland basert på tilgjengelige målinger. I 2002 besluttet Fylkesmannen å lage et nytt pH-kart, siden tilgjengelige overvåkningsdata tydet på at forsuringssituasjonen var vesentlig forbedret siden 1980-årene. Dette ble på nytt oppdatert i 2007, og nå sist i 2012 med et betydelig utvidet parameterutvalg.

Ambisjonen var å prøveta de samme innsjøene alle år, men mindre endringer i utvalget gjennom årene har vært uunngåelig. I 2012 omfattet prøvetakingen i alt 407 lokaliteter. Prøvetagere har vært kommuner, kraftselskaper, turistforening, grunneiere/grunneierlag, kontaktpersoner for kalking og andre. I tillegg har Fylkesmannen selv hentet en del prøver.

Resultatene fra 2012 viste små forskjeller i forhold til tilsvarende målinger i 2002 og 2007 (tab. 30). Sammenliknet med 1985, hadde pH-verdiene økt betraktelig (fig. 30). Mens 1/4 av fylket i 1985 hadde pH-verdier på < 5, var det i 2012 kun små flekker igjen av dette tidligere "massive" forsuringssområdet.

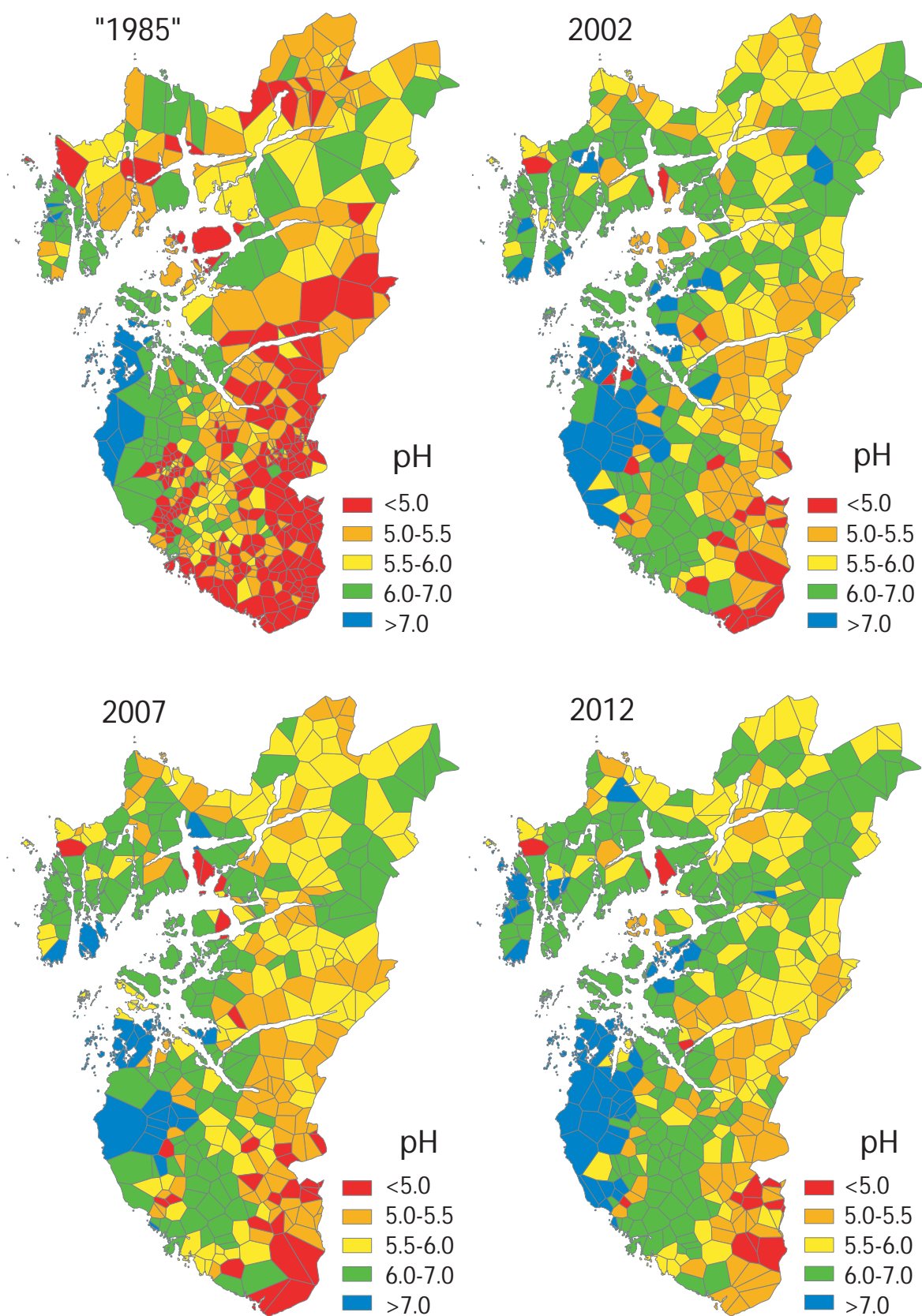
Forsuringen i fjellområdene (>500 m) er i dag liten/ubetydelig, mens det tilsynelatende fortsatt er forsuringproblemer i en del lavereliggende strøk (fig. 31). Her må det imidlertid påpekes at det er usikkerheter knyttet til størrelsen på den naturlige "bakgrunns-forsuringen", så sikre konklusjoner kan ikke trekkes. Ioneinnholdet i vannet avtok mot nordøst (fig. 31&32), på grunn av geologi og økende avstand til kysten.

Tabell 30: Median vannkvalitet, 2002, 2007 og 2012

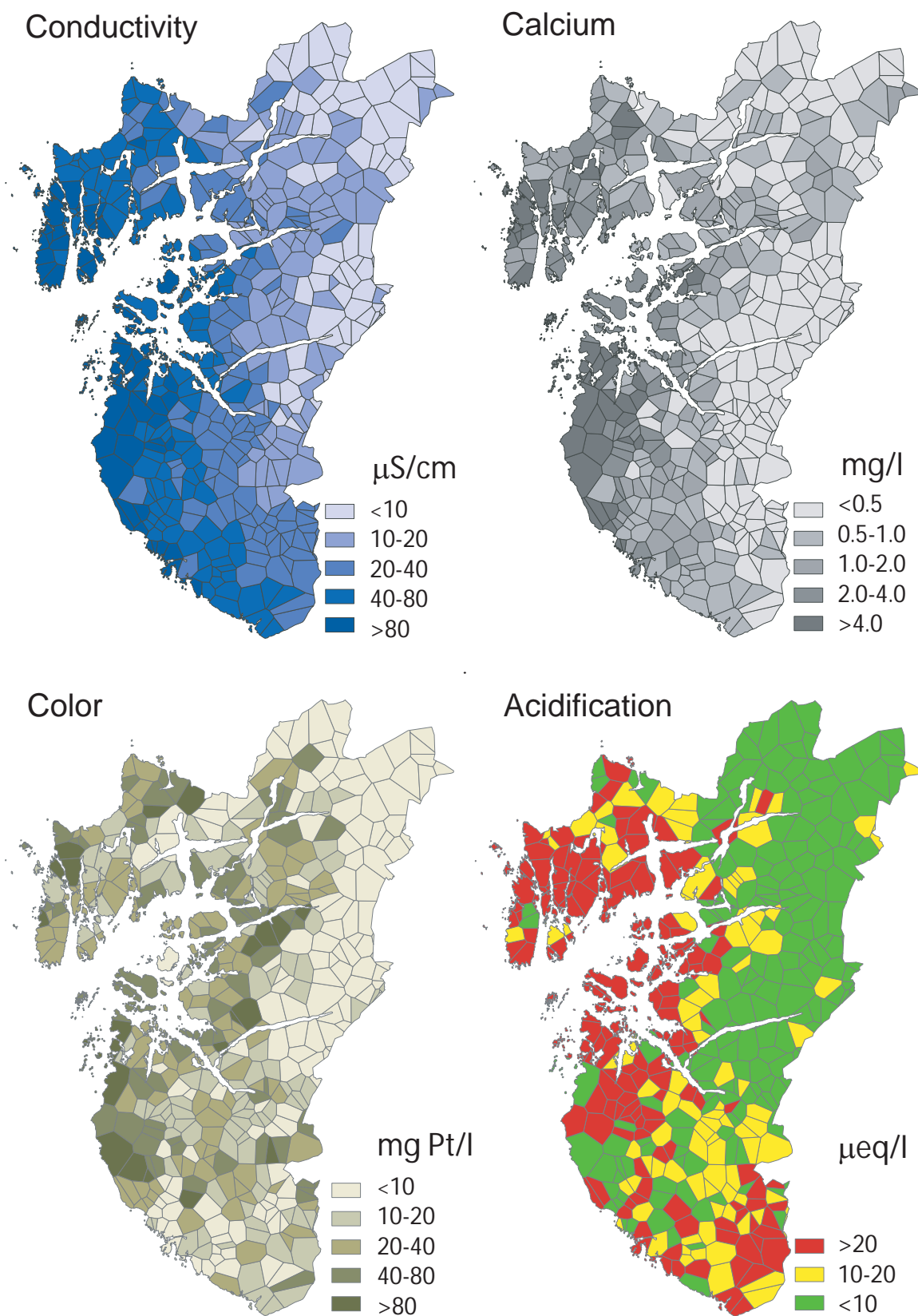
År	HOH m	n	Dato (median)	pH	Kond. µS/cm	Kond* µS/cm	Farge mg Pt/l	Ca mg/l	Cl mg/l	Na mg/l	ALKe µeq/l
2002	≤500	262	25.07.2002	6,16	38,2	37,4	15	0,96			
2007	≤500	237	12.08.2007	5,99	41,1	40,5	23	0,99			
2012	≤500	279	29.07.2012	6,23	39,9	38,6	22	0,95	7,6	4,3	32
2002	>500	128	12.08.2002	5,64	11,8	10,9	5	0,30			
2007	>500	110	17.08.2007	5,55	12,4	11,1	17	0,27			
2012	>500	128	18.08.2012	5,71	9,4	8,7	5	0,23	1,4	0,91	7
2002	(alle)	390	01.08.2002	5,91	26,5	24,2	10	0,60			
2007	(alle)	347	15.08.2007	5,79	29,0	27,4	20	0,64			
2012	(alle)	407	07.08.2012	6,01	26,4	24,4	17	0,61	4,8	2,8	19

(Kond* = konduktivitet korrigert for H⁺ bidraget)

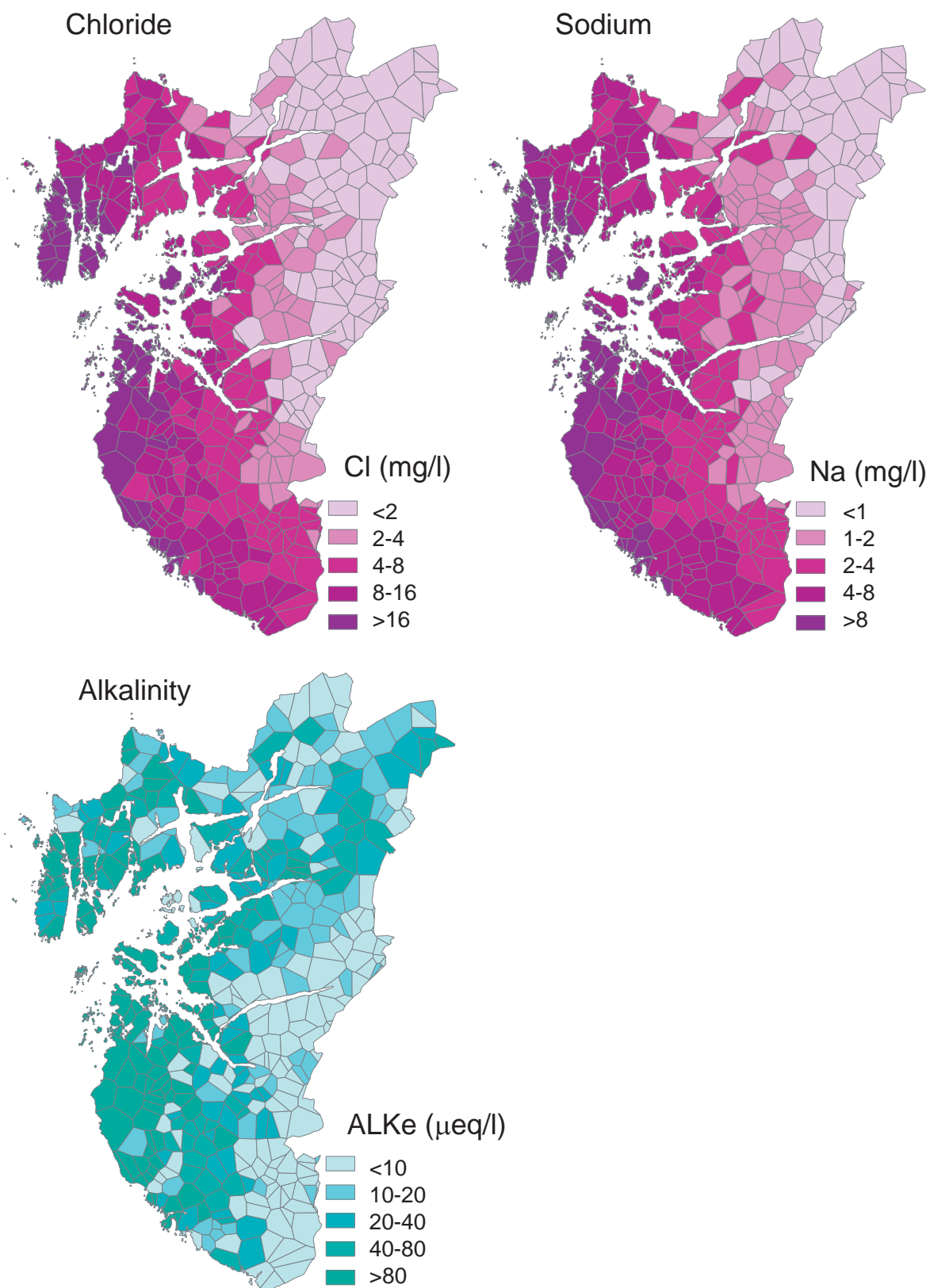
(Materialet vil bli ytterligere bearbeidet på et seinere tidspunkt)



Figur 30: pH-verdier i Rogaland 1985-2012. Kartet fra "1985" er omarbeidet etter Enge og Lura (2003).



Figur 31: Konduktivitet, kalsium, farge og "forsuring" ("alkalitetstap")



Figur 32: Natrium, klorid og alkalitet

7. REFERANSER

Bergheim, A. og Hesthagen, T. (1987): Resipientforhold og fiskebestand i Kvasseheimsåna - et jordbrukspåvirket lakseførende vassdrag på Jæren. *VANN 01-87: 35-42*

Eaton, A.D. (editor), Clesceri, L.S. (editor) and 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. (2011): Fiskeundersøkelser i Rogaland i 2010. Fylkesmannen i Rogaland, Miljøvernavdelingen. Miljønotat 2-2011, ISSN 0803-0170

Enge, E. (2012): Fiskeundersøkelser i Rogaland i 2011. Fylkesmannen i Rogaland, Miljøvernavdelingen. Miljønotat 1-2012, ISSN 0803-0170

Enge, E., Bredal, M., Vatsvåg, H. and Hemmingsen, T. 2012: The survival of a small isolated brown trout population (*Salmo trutta*) in a harsh environment in the remote Lysesdalen. *VANN, 02-2012: 152-169*

Enge, E. og Hemmingsen, T. 2010: Modellberegning av vannkjemiske effekter av vassdragsreguleringer - eksempel fra Sira-Kvina reguleringen. *VANN, 03-2010: 333-345*

Henriksen, A. (1982): Alkalinity and acid precipitation research. *Vatten 38: 83-85*

Hindar, A. og Enge, E. (2006): Sjøsaltepisoder under vinterstormene i 2005 - påvirkning og effekter på vannkjemis i vassdrag. *NIVA-rapport LNR 5114-2006*

Hindar, A., Henriksen, A., Tørseth, K. og Semb, A. (1994): Acid water and fish death. *NATURE, vol. 372, issue no. 6504: 327-328*

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*

Peterson, R.H., Coombs, K., Power, J. og Paim, U. (1988): Responses of several fish species to pH gradients. *J. Can. Zool. Vol. 67: 1566-1572*

Qvenild, T. (1986): Utsettinger av bekkerøye i Norge. *Direktoratet for Naturforvaltning's "småskrifter" nr. 9, 1986.*

Sevaldrud, I. og Muniz, I. P. (1980): Sure vatn og innlandsfiske i Norge. Resultater fra intervjuundersøkelsene 1974-1979. *SNSF, IR 77/80*

Steine, I. (1978): Ulla-Førre verka. Fiskeribiologiske granskingar 1976-78. Innlandsfisket Del 1. *Bergen lærarhøgskole*

Zippin, C. (1958): The removal method of population estimation. *Journal of Wildlife management 22: 82-90*

Vedlegg 1a: Rådata aure, Storådalen (Nilsebu) 2012

nr	Dato	Lengde mm	Vekt g	Kondi- sjon	Farge	Hann	Stad	Mage- innhold	Måke- mark	Alder år	LENGDE (CM) VED ALDER (år):						
											1	2	3	4	5	6	7
1	17.08	285	227	0,98	2	1	72	vins		7	3,4	7,9	12,0	15,4	20,3	24,0	27,0
2	17.08	315	312	1,00	0	1	4	tom		7	4,7	12,2	17,9	20,7	24,4	27,7	29,6
3	17.08	275	189	0,91	1	0	3	vins		6	4,0	9,3	13,3	19,4	22,6	25,5	
4	17.08	255	161	0,97	0	1	4	tom		5	3,7	6,6	12,3	18,9	23,9		
5	17.08	195	73	0,98	0	1	4	vins		4	4,4	8,3	14,1	18,0			
6	17.08	205	78	0,91	0	0	1	vins		4	4,0	7,9	12,9	19,1			
7	17.08	122	19	1,05	0	1	1	tom	x	2	4,1	10,2					
8	17.08	141	24	0,86	0	0	1	vins		2	4,4	11,7					
9	17.08	130	20	0,91	0	1	1	lins		2	3,4	10,1					
10	17.08	130	24	1,09	0	0	1	pla		2	4,9	9,9					
11	17.08	126	21	1,05	0	0	1	vins/lins		2	3,5	9,1					
12	17.08	175	49	0,91	0	0	1	lins/pla	x	3	3,6	9,1	14,9				
13	17.08	180	62	1,06	0	0	2	vins		4	4,3	9,4	12,9	16,0			
14	17.08	195	57	0,77	0	0	1	tom		3	6,0	13,5	18,0				
15	17.08	130	22	1,00	0	1	1	tom		2	4,0	10,3					
16	17.08	150	31	0,92	0	1	1	tom		2	6,7	12,5					
17	17.08	155	31	0,83	0	0	1	tom		3	4,0	10,6	13,7				
18	17.08	150	30	0,89	0	1	1	vins/pla		2	5,3	12,1					
19	17.08	140	28	1,02	0	0	1	tom		2	3,1	10,9					
20	17.08	135	24	0,98	0	0	1	tom		2	3,4	9,8					
21	17.08	145	29	0,95	0	0	1	vins		3	3,0	7,9	12,9				
22	17.08	135	21	0,85	0	1	1	vins/pla		2	5,8	11,6					
23	17.08	80	5	0,98	-	-	-	-		1							
24	17.08	88	7	1,03	-	-	-	-		1							
25	17.08	71	4	1,12	-	-	-	-		1							
26	17.08	91	8	1,06	-	-	-	-		1							

Vedlegg 1b: Rådata bekkerøye, Storådalen (Nilsebu) 2012

nr	Dato	Lengde mm	Vekt g	Kondi- sjon	Mage- innhold
27	17.08	235	139	1,07	-
28	17.08	265	199	1,07	småfisk
29	17.08	230	125	1,03	-
30	17.08	280	209	0,95	-
31	17.08	265	162	0,87	-
32	17.08	195	64	0,86	-
33	17.08	230	127	1,04	-
34	17.08	155	33	0,89	-
35	17.08	245	137	0,93	-
36	17.08	150	30	0,89	-
37	17.08	185	62	0,98	-

Forklaringer, vedlegg 1:

Farge: 0=hvit, 1=lys rød, 2=rød
 Mageinnhold: vins=vanninsekter, pla=plankton
 Hann: 1="ja", 0="nei"
 Stadium (Lea-Dahl): I-VII

Forklaringer, vedlegg 2:

Garn: "N": Nordic, "J": Jensen, "+": utvidet med 13 og 16 mm
 Farge: "hv"=hvit, "lr"=lys rød, "r"=rød
 Gyttefisk: 1: "ja", 0: "nei"

Vedlegg 2: Rådata aure, Hengjandevatn, Svortingsvatn og Ø.Buksetjørn 2012

Sted	garn	nr	dato	Lengde	Vekt	Hann	Gyte- fisk(j/n)	Farge	måke- mark	Alder år	LENGDE (CM) VED ALDER (år):							
				mm	g						1	2	3	4	5	6	7	8
Heng.	N	1	04.09	160	39	1	0	hv		2	5,0	11,4						
Heng.	N	2	04.09	100	13	1	0	hv		1	4,5							
Heng.	N	3	04.09	160	40	1	1	hv		2	5,3	12,7						
Heng.	N	4	04.09	210	86	0	0	hv		3	4,9	10,8	17,4					
Heng.	N	5	04.09	270	166	1	1	r		4	3,8	7,6	15,6	23,6				
Heng.	N	6	04.09	180	56	0	0	hv		2	6,1	13,5						
Heng.	N	7	04.09	180	60	0	0	hv		2	4,2	11,1						
Heng.	N	8	04.09	180	62	1	1	hv		3	3,5	7,1	14,8					
Heng.	N	9	04.09	230	121	0	1	hv		4	5,2	14,1	18,3	20,4				
Heng.	N	10	04.09	170	66	1	1	hv		2	5,0	13,1						
Heng.	N	11	04.09	190	62	1	1	hv		3	6,3	11,8	17,6					
Heng.	N	12	04.09	270	186	1	1	hv	x	>5								
Heng.	N	13	04.09	270	200	0	1	hv		4	5,4	15,3	22,5	25,7				
Heng.	N	14	04.09	220	110	1	1	hv		5	3,8	7,0	11,5	14,0	18,8			
Heng.	N	15	04.09	200	77	0	0	hv		4	3,9	7,0	13,9	17,8				
Heng.	N	16	04.09	210	88	0	0	hv		3	5,8	16,1	18,5					
Heng.	N	17	04.09	330	377	1	1	r	x	5	4,4	9,6	18,5	25,2	31,1			
Heng.	N	18	04.09	330	343	1	1	lr		6	3,9	7,4	21,0	27,2	29,9	32,2		
Heng.	N	19	04.09	250	153	1	1	lr		3	3,6	6,7	17,1					
Heng.	N	20	04.09	200	65	0	0	hv		3	3,3	10,5	16,1					
Heng.	N	21	04.09	200	76	0	0	lr		2	5,7	15,7						
Heng.	N	22	04.09	210	96	0	1	hv		4	4,5	8,5	14,2	18,7				
Heng.	N	23	04.09	260	168	1	1	lr		4	3,9	7,8	17,8	22,5				
Heng.	N	24	04.09	210	92	1	1	hv		4	3,9	7,0	14,0	19,1				
Heng.	J(+)	9	05.09	300	286	0	1	lr	x	5	5,8	9,9	18,5	23,4	28,8			
Heng.	J(+)	10	05.09	235	129	0	1	lr		3	7,0	13,9	21,8					
Heng.	J(+)	11	05.09	270	202	1	1	lr		5	4,5	11,1	18,3	22,8	25,6			
Heng.	J(+)	12	05.09	265	180	1	1	lr	x	5	5,9	10,3	16,8	21,1	24,3			
Heng.	J(+)	13	05.09	210	92	1	1	hv	x	4	4,1	9,6	16,9	20,1				
Heng.	J(+)	14	05.09	190	67	1	1	hv	x	4	3,6	6,8	10,9	15,4				
Heng.	J(+)	15	05.09	190	65	1	1	hv		3	5,9	14,5	18,1					
Heng.	J(+)	16	05.09	200	73	0	0	hv		3	4,3	12,3	17,4					
Heng.	J(+)	17	05.09	195	74	1	1	hv	x	3	4,3	9,5	16,9					
Heng.	J(+)	x1	05.09	285	231	0	1	r		5	6,3	14,0	21,3	23,5	26,7			
Heng.	J(+)	x2	05.09	175	51	1	0	hv		3	3,7	11,9	16,0					
Heng.	J(+)	x3	05.09	175	56	1	0	hv		3	4,6	11,4	16,0					
Heng.	J(+)	x4	05.09	180	67	1	0	hv	x	2	4,8	13,2						
Heng.	J(+)	x5	05.09	145	29	0	0	hv	x	2	4,0	9,3						
Heng.	J(+)	x6	05.09	175	57	0	0	hv		3	5,0	11,6	15,5					
Heng.	J(+)	x7	05.09	175	52	0	0	hv		3	4,4	6,6	12,0					
Heng.	J(+)	x8	05.09	125	21	0	0	hv		2	4,2	7,5						
Svort.	N	1	03.09	150	33	1	0	hv		2	3,9	8,2						
Svort.	N	2	03.09	130	25	1	0	hv		2	4,9	10,6						
Svort.	N	3	03.09	140	30	1	0	hv		2	6,2	12,4						
Svort.	N	4	03.09	130	22	1	0	hv		1	5,0							
Svort.	N	5	03.09	150	29	1	0	hv		2	6,8	12,7						
Svort.	N	6	03.09	190	66	0	0	lr		3	6,8	10,9	15,8					
Svort.	N	7	03.09	240	120	0	0	lr	x	3	5,5	14,7	19,5					
Svort.	N	8	03.09	270	178	?	?	lr	x	5	3,8	7,2	11,8	19,8	24,5			
Svort.	N	9	03.09	210	96	0	1	lr		4	3,3	8,6	14,0	19,8				
Svort.	N	10	03.09	230	109	1	1	hv		4	4,9	11,5	17,3	21,2				
Svort.	N	11	03.09	210	89	?	?	hv		3	2,7	9,1	18,6					
Svort.	N	12	03.09	230	109	?	?	hv		4	2,9	5,8	14,9	20,1				
Svort.	N	13	03.09	260	171	1	1	r		5	3,1	5,5	13,2	19,9	23,2			
Svort.	N	14	03.09	220	91	0	0	hv		4	3,9	8,9	15,4	19,7				

(Vedlegg 2, fortsettelse)

Sted	garn	nr	dato	Lengde mm	Vekt g	Hann	Gyte- fisk(j/n)	Farge	måke- mark	Alder år	LENGDE (CM) VED ALDER (år):							
											1	2	3	4	5	6	7	8
Svort.	N	15	03.09	270	179	?	?	r		5	4,4	7,7	10,9	20,4	24,8			
Svort.	N	16	03.09	245	144	0	1	hv		4	6,5	10,3	20,1	22,9				
Svort.	N	17	03.09	230	108	0	1	lr		4	4,1	9,0	15,3	19,8				
Svort.	N	18	03.09	260	146	0	1	lr		4	3,3	6,1	11,6	22,0				
Svort.	N	19	03.09	130	21	1	0	hv		2	6,3	11,2						
Svort.	N	20	03.09	130	23	1	0	hv		1	6,3							
Svort.	N	21	03.09	140	27	1	0	hv		2	3,7	7,4						
Svort.	N	22	03.09	270	208	1	1	lr		6	3,2	6,1	9,4	17,3	22,3	25,6		
Svort.	N	23	03.09	190	69	?	?	hv		3	6,3	13,6	17,2					
Svort.	N	24	03.09	240	144	1	1	hv		4	3,9	9,3	18,6	22,0				
Svort.	N	25	03.09	125	20	?	?	hv		1	5,8							
Svort.	N	1	05.09	335	305	1	1	lr	x	8	4,2	6,6	13,3	17,8	22,7	25,1	28,6	31,4
Svort.	N	2	05.09	350	370	1	1	r	x	8	4,1	6,6	12,5	17,3	22,5	26,9	30,2	33,9
Svort.	N	3	05.09	335	317	1	1	r	x	6	4,3	8,6	16,2	20,5	27,6	30,8		
Svort.	N	4	05.09	340	321	1	1	r	x	7	3,1	7,7	13,9	21,6	25,2	29,4	32,5	
Svort.	N	5	05.09	310	243	1	1	r	x	6	5,7	10,0	12,6	14,5	20,3	27,6		
Svort.	N	6	05.09	205	80	0	0	r	x	4	4,5	8,3	12,5	17,3				
Svort.	N	7	05.09	300	230	1	1	r		6	5,7	10,1	15,9	19,4	25,1	28,2		
Svort.	N	8	05.09	130	21	1	0	r		1	6,1							
Svort.	N	9	05.09	280	197	1	1	lr		6	3,2	6,7	9,9	15,9	20,9	25,2		
Svort.	N	10	05.09	260	175	0	1	hv		4	5,4	8,5	15,2	20,2				
Svort.	N	11	05.09	110	16	1	0	hv		2	4,5	8,1						
Svort.	N	12	05.09	140	29	1	0	hv		2	5,9	11,5						
Svort.	N	13	05.09	265	149	0	1	lr		6	3,7	7,8	12,7	17,9	21,3	23,9		
Svort.	N	14	05.09	250	163	0	1	hv		5	4,0	8,5	10,5	14,1	23,0			
Svort.	N	15	05.09	260	165	0	1	lr		4	4,8	13,0	16,9	24,3				
Svort.	N	16	05.09	240	131	0	0	lr		4	3,1	6,5	13,1	17,9				
Svort.	N	17	05.09	240	124	0	1	lr		5	3,0	6,3	13,3	18,1	22,9			
Svort.	N	18	05.09	270	189	0	1	hv		6	4,1	8,7	12,4	15,6	18,8	24,7		
Svort.	N	19	05.09	130	24	0	0	hv		2	4,6	8,0						
Svort.	N	20	05.09	115	15	1	0	hv		2	3,7	7,8						
Svort.	N	21	05.09	135	25	1	0	hv		2	3,2	6,8						
Svort.	N	22	05.09	205	87	1	1	hv		3	5,0	9,7	17,0					
Svort.	N	23	05.09	130	24	0	0	hv		2	3,7	7,4						
Svort.	N	24	05.09	125	20	0	0	hv		2	4,0	10,5						
Svort.	N	25	05.09	110	10	0	0	hv		1	3,7							
Svort.	N	26	05.09	110	15	0	0	hv		1	4,5							
Svort.	N	27	05.09	110	16	0	0	hv		1	4,6							
Svort.	N	28	05.09	120	19	1	0	hv		1	5,6							
Svort.	N	29	05.09	125	23	0	0	hv	x	1	5,1							
Svort.	N	30	05.09	130	24	1	0	hv	x	1	6,3							
Svort.	N	31	05.09	110	11	0	0	hv										
Ø.Buks.	J(+)	1	04.09	350	372	1	1	hv		>5								
Ø.Buks.	J(+)	2	04.09	310	268	0	1	lr		4	5,1	12,9	24,9	28,6				
Ø.Buks.	J(+)	3	04.09	225	109	1	1	hv		3	3,9	11,6	19,7					
Ø.Buks.	J(+)	4	04.09	240	143	1	1	hv	x	3	5,6	11,6	16,8					
Ø.Buks.	J(+)	5	04.09	340	400	0	1	lr	x	5	2,8	8,6	17,5	25,1	32,8			
Ø.Buks.	J(+)	6	04.09	335	365	0	1	hv	x	6	4,1	7,9	16,2	23,1	29,4	32,5		
Ø.Buks.	J(+)	7	04.09	310	327	0	1	lr		6	4,0	7,4	20,2	24,9	27,3	29,3		
Ø.Buks.	J(+)	8	04.09	270	219	0	1	hv		4	4,8	8,7	19,6	23,5				
Ø.Buks.	J(+)	9	04.09	310	281	1	1	lr		4	5,0	8,0	17,6	25,6				
Ø.Buks.	J(+)	10	04.09	240	143	1	0	lr		3	4,8	11,8	20,2					
Ø.Buks.	J(+)	11	04.09	180	63	1	1	lr		2	5,3	9,7						
Ø.Buks.	J(+)	12	04.09	240	132	0	0	hv	x	3	5,1	12,9	18,9					

The survival of a small isolated brown trout population (*Salmo trutta*) in a harsh environment in the remote Lysedalen, Rogaland

By Espen Enge, Mikal Bredal, Helge Vatsvåg and Tor Hemmingsen

Espen Enge (espen.enge@fmro.no) is senior engineer at Environmental Division, County Governor of Rogaland. *Mikal Bredal* and *Helge Vatsvåg* are MSc-students in Environmental Technology at University of Stavanger. *Tor Hemmingsen* is professor in chemistry at University of Stavanger.

Sammendrag

Overlevelse av en liten isolert aurebestand under marginale miljøforhold øverst i Lysedalen: Mange høyereliggende innsjøer på Sør-Vestlandet har aldri hatt fiskebestander, enten på grunn av marginale miljøforhold, eller fordi det aldri har vært satt ut fisk. De aurebestandene som i utgangspunktet fantes i disse marginale områdene, døde stort sett ut som følge av forsuring i 1960- og 1970-årene. En liten isolert bestand øverst i Lysedalen er imidlertid et unntak. Overraskende nok har denne bestanden overlevd i årevis under helt marginale forhold. Fisken var imidlertid i dårlig forfatning, trolig på grunn av et liv helt på eksistensminimum, i tillegg til mulige effekter av innavl. Det ligger en liten esker ("slukås") rett øst for Langetjørn, og bekken som

drenerer eskerområdet hadde en median kalsiumkonsentrasjon på 0,83 mg/l, mot 0,19 mg/l i de andre bekkene. Det noe høyere Ca-innholdet skyldtes trolig innslag av lettere forvitrelige mineraler i eskeren. På grunn av de vannkjemiske effektene av denne geologiske "tilfeldigheten" overlevde auren i Langetjørn forsuringen, mens de andre bestandene i området døde ut. Som følge av redusert forsuring har Langetjørnbstanden nå rekolonisert flere av de andre små tjernene på toppen av Lysedalen.

Summary

Many high mountain lakes in southwestern Norway have never supported trout populations, due to lack of initial stockings and/or marginal environmental

conditions. The trout populations originally found in these mountain areas largely became extinct in the 1960s and 1970s due to acidification. An isolated brown trout population in Langetjørn in Lysedalen represents a rare exception. This population has, against all odds, apparently survived both the acidification and the extremely harsh environmental conditions in Lysedalen. The population health was however poor, probably due to adverse effects of living in marginal environmental conditions, and possible effects of inbreeding. A small esker is located east of Langetjørn. In Stjernebekken, the tiny brook draining the esker area, median calcium concentration was determined to 0.83 mg/l, as opposed to 0.19 mg/l in the remaining brook samples. The elevated Ca-level in Stjernebekken was probably caused by presence of somewhat easier weatherable minerals within the esker. The water chemical effect of this extremely local geological "coincidence" apparently saved the trout population in Langetjørn from extinction due to acidification, while those in the remaining lakes became extinct. Due to the recovery of the water chemistry recent years, the Langetjørn population has recolonized the other small lakes and river stretches at the top of Lysedalen.

Introduction

The general perception has been that brown trout (*Salmo trutta*) originally was found in most of the lakes in Norway (Huitfeldt-Kaas 1924). However, recent research has established that many lakes,

primarily remote high mountain lakes in western Norway, never have supported trout populations. In Rogaland County these lakes make up 13% of the registered lakes (Hesthagen et al. 1997). In the Lyse area, this category of lakes is highly overrepresented and only a minor fraction of the lakes in these mountains has supported trout populations (Sevaldrud and Muniz 1980). A recent study has suggested ion deficit as an important restrictor to trout population in these extremely dilute water qualities (Enge and Kroglund 2010).

From the eastern part of the remote valley Lysedalen in Rogaland, only a population in the valley bottom was known. Due to steep river stretches and the lack of immigration possibilities from downstream, the trout population in the small lakes at the top of Lysedalen appears as one isolated population.

Some remote trout populations in southern Norway experienced population reductions and possible extinction as early as the 1850s (Dahl 1921, Huitfeldt-Kaas 1922). Qvenild et al. (2007) suggested that these population effects might have been the first early signs of acidification. During the 1960s and 1970s, nearly all trout populations in the mountain lakes and a large fraction of those located at lower altitudes, were wiped out due to acidification (Hesthagen et al. 1997, Jensen and Snekvik 1972, Sevaldrud and Muniz 1980).

During the last decades, however, both water chemical and biological recovery have been observed throughout southwestern Norway (Hesthagen and

Forseth 1998, Hesthagen et al. 2001, Hesthagen et al. 2011, Raddum et al. 2001). In the neighbouring river to Lyseelv, Sira, acidification is no longer considered as a limiting factor for the trout populations (Enge and Hemmingsen 2010).

Due to the remoteness of Lysedalén, only limited data concerning fish and water chemistry has been collected during the years. Unfortunately, no data exists from the acidification period, but considering the severe acidification damages in adjacent areas, and the marginal environmental conditions in Lysedalén, the trout population was assumed extinct. However, in the autumn 2008, an unexpected observation of trout in the

river upstream Raudbergtjørn was made (T.E. Børresen, pers.comm.). The aim of the present study was to establish if this observation represented a dying population, or actually a sustainable population.

Study area

Lysefjorden, and the eastern extension, Lysedalén, appears as a spectacular “ax cut” in a large barren bedrock plateau. Along the fjord the altitude of the plateau is about 600-700 m, and the fjord is 450 m deep. Lysedalén is a steep, narrow V-shaped valley, starting at the inner end of the fjord (Lysebotn) and rising up to about 850 m in the east. In the valley bottom sparse moraine and glacial deposits were found, and between Stjernetjørn



Lysefjorden appears as a spectacular “ax cut” in a large barren bedrock plateau. Along Lysefjorden the altitude of the plateau is about 600-700 m, and the fjord is 450 m deep (Photo: Audun Steinnes).

Lake	Altitude m	Area km ²	Max depth m
Raudbergtjørn	790	0.024	7
Austre Langetjørn	805	0.008	5
Vestre Langetjørn	805	0.004	2
Rundetjørn	810	0.008	7
Krokevatn	850	0.012	2

Table 1. Lakes included in the study.

and Austre Langetjørn a small esker (30x60m) is located. The forest limit in Lysedalen is located about 600-700 m above sea level. The altitude of the eastern part of the plateau, along Lysedalen, is about 1000-1100 m. The plateau bedrock is exceptionally poor, and consists of slowly weatherable rock types, primarily gneisses and granite. Glacial deposits are virtually absent, and the vegetation is sparse.

Due to the geology and the altitude, the water quality in the lakes in these mountain areas is extremely dilute. Calcium as low as 0.05 mg/l was recently measured in lakes somewhat north of the study area (Enge 2011).

The study area, Figure 1, is located at the top of Lysedalen, at an altitude of about 800 m, and includes the small lakes Raudbergtjørn, Austre Langetjørn, Vestre Langetjørn, Rundetjørn and Krokevatn, Table 1. Austre and Vestre Langetjørn are connected by a short strait, and are in fact the same lake. Due to short distances and excellent migration possibilities between most of the lakes and the river stretches, the trout in the area was considered as one population.

During water sampling, maximum depths of the lakes were measured to

2-7 m, Table 1. With an ice cover of 1-2 m during winter, the available volume to fish is highly restricted, and the water temperature is close to the freezing point.

Water from the barren plateaus, on both sides of the valley, drains down into Lysedalen to Lyseelv. On the top of Lysedalen the river is actually a small brook. The average annual water flow is 0.03 m³/sec upstream the tributary from Langetjørn. This part of the river includes a lot of small ponds, being up to 100 m long, 10-20 m width and 1-2 m deep. This enables presence of a stationary population of trout in the brook, despite the size. At the outlet of Raudbergtjørn, the water flow has increased to 0.18 m³/sec.

The specific runoff in this part of Lysedalen is about 80 l/s per km² (NVE.no 2012), representing a precipitation of 2500-3000 mm. The precipitation may fall as snow as early as October. Thin ice cover may occur sporadically as early as September, but the persistent ice cover usually do not occur until November or December. The snowmelt usually takes place in May, and the ice cover normally disintegrates during early June.

At Auråhorten, about 10 km further to the north on this mountain plateau,

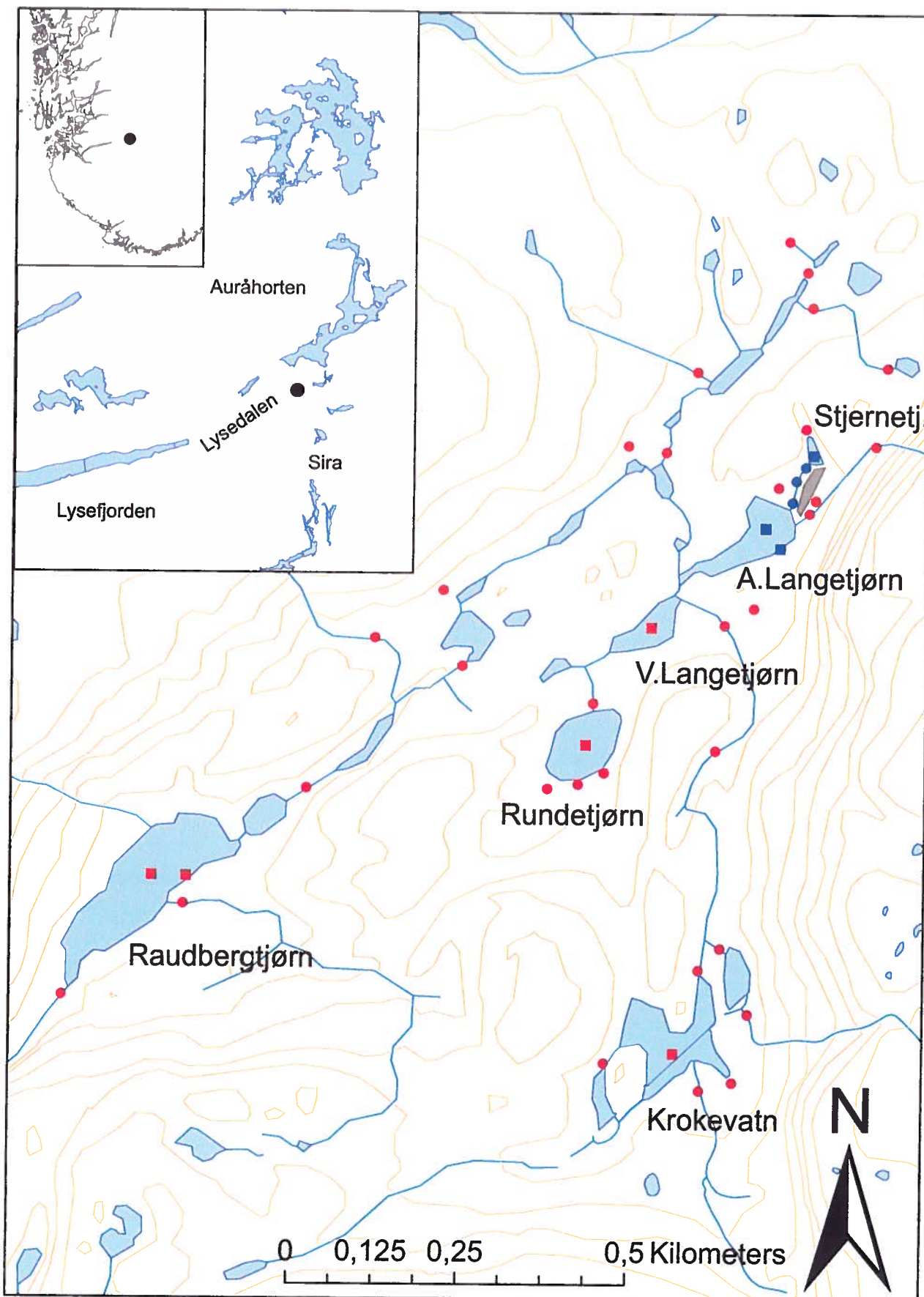


Figure 1. Map, showing the test fished lakes and the water sampling locations. (Squares: Lakes samples; Circles: Brooks and inlets/outlets of lakes; Gray: Esker; Blue: Water quality affected by the esker; Red: No (or limited) water chemical effect of the esker).



Raudbergtjørn, the largest lake in Lysedalen. Spawning is restricted by a water fall and a very rocky substrate (Photo: Espen Enge).

the average snow accumulation during winter is 1420 mm water equivalents (Sira-Kvina Power Company, unpublished data). With a density at late winter of 43%, this represents in average 3.3 m of snow. More than 5 m of snow has earlier been registered at Auråhorten (Sira-Kvina Power Company, unpublished data).

In the 1970s, fish status in 17 lakes in the Lyse watershed was registered (Sevaldrud and Muniz 1980). Fourteen of the lakes had never supported trout, two lakes had sparse populations, and one lake had a dense trout population. All lakes with fish populations were located in the western part of the watershed. None of the lakes at the mountain plateaus on

both sides of Lysedalen have ever supported trout populations. Possible explanations to the general absence of trout populations in the eastern area, may be lack of initial stockings, or marginal environmental conditions.

Methods

Water chemistry

Sampling was performed during the period May 2009 to June 2011. Water was sampled from brooks, lake inlet/outlets and at several depths of the lakes. Normally the depths 0-1 m, 2-3 m and 4-5 m were used, depending on maximum depth of the current lake, eventually ice cover and ice thickness. Samples were

collected in new 200 ml PE-bottles, stored cool, and analyzed for pH, conductivity, alkalinity, Al and color within 48 hours. The other parameters were analyzed within 2 weeks.

pH was measured with a Orion pH-meter with Radiometer electrode pHC2401, calibrated with standard buffers (pH=4.01&6.86). Conductivity was measured with conductivity meter Cyberscan PC300 calibrated with standard KCl-solutions (reference temperature = 25 °C). As other studies of fish and water quality (Enge and Kroglund 2010, Sevaldrud and Muniz 1980), the current study consequently uses H^+ adjusted conductivity ($1 \mu\text{eq/l } H^+ = 0.35 \mu\text{S/cm}$). Alkalinity was titrated to fixed endpoint pH=4.50 with sulfuric acid, and "equivalence alkalinity" (ALKe) was calculated according to Henriksen (1982). Color was determined photometrically at 410 nm in 50 mm glass cuvettes, and measured on unfiltered samples due to negligible turbidity. Ca, Na and Cl were measured potentiometrically with Radiometer ion selective electrodes, equipped with an external calomel reference electrode. Magnesium was determined photometrically with calmagite, after selectively complexing Ca with EGTA (Hach 2003). None-marine Mg (notation: Mg*), was calculated by subtracting the marine Mg contribution, estimated from chloride, from the measured Mg (Skartveit 1980). Total monomeric aluminium was determined photometrically with Eriochrome Cyanine R (Eaton et al. 1995). This method is an alternative to the more commonly used pyrocatechol-method.

Fish

Test fishing was performed in the autumn of 2009 and in the spring of 2010, with multimesh nets. "SNSF"-nets (Rosse-land et al. 1979) were used in Langetjørn and Raudbergjørn, while "Nordic" nets (Appelberg et al. 1995) were used in Krokevatn. The first type of nets includes mesh sizes in the range of 10-45 mm, and the latter 5-55 mm. These two types of nets have, however, about equal efficiency in catching brown trout (Jensen and Hesthagen 1996, Appelberg et al. 1995).

A serious problem concerning the effort arises when examining small populations. Even limited test fishing may take out a large fraction of the population. The effort used was 1-2 nets in each lake. Apparently this is a low effort. However, considering the limited area of the lakes, this effort is rather large. Five nets in four lakes of a total lake area of 0.048 km² equal 104 nets per km².

CPUE (Catch Per Unit Effort) was calculated as number of fish per 100 m² net area per night of fishing.

On each fish, length (to the nearest 0.5 cm), weight (to the nearest 1.0 g), sex, maturity, flesh coloration and diet (content of stomach) were determined. Age determination was performed on scales.

The condition factor (CF) was calculated by Fultons formula (Nash et al. 2006).

Results

Water chemistry

In total 83 samples were analyzed from different localities in Lysedalen. The

samples were divided into two selections, lake samples from 2-3 depths, Table 2, and brooks samples, Table 3. The latter also includes inlets and outlet brooks from the lakes.

In general, the water quality was slightly acidic (pH=5.13-6.30, median =5.59, n=83), and the conductivity was extremely low (3.8-25.4 $\mu\text{S/cm}$, median

=7.1 $\mu\text{S/cm}$, n=83). The Ca values were also very low (0.08-3.2 mg/l, median =0.29 mg/l, n=83), suggesting limited resistance to acidification.

Due to the shallowness of the lakes, only limited water chemical depth gradients were found. Standard deviations of pH-values at several depths from Austre Langetjørn were 0.01-0.04 at the five

Lake	Date	Temp. °C	pH	Cond. $\mu\text{S/cm}$	ALKe $\mu\text{eq/l}$	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	Color mg Pt/l	Al $\mu\text{g/l}$	Cl mg/l
Krokevatn*	04-Jun-11	5.0	5.33	6.5	5	0.15	0.13	0.78	5	-	1.2
A.Langetjørn*	22-May-10	5.0	5.59	9.6	30	0.61	-	0.87	5	32	1.3
A.Langetjørn	10-Oct-10	6.5	5.81	7.3	19	0.36	0.09	0.70	10	-	0.8
A.Langetjørn	21-Dec-10	0.5	5.74	9.7	27	0.58	0.13	0.99	10	-	1.2
A.Langetjørn	09-Mar-11	-	5.61	10.7	34	0.61	0.12	0.86	5	-	1.1
A.Langetjørn	04-Jun-11	2.0	5.61	9.6	20	0.42	0.13	0.94	4	-	1.6
V.Langetjørn*	22-May-10	5.0	5.59	7.1	19	0.40	-	0.70	7	29	1.1
V.Langetjørn*	04-Jun-11	7.5	5.55	8.3	12	0.28	0.13	0.92	6	-	1.5
Rundetjørn	10-Oct-10	6.5	5.69	6.1	13	0.23	0.08	0.67	13	-	0.7
Rundetjørn	21-Dec-10	0.5	5.60	8.3	16	0.33	0.12	0.96	13	-	1.1
Rundetjørn	04-Jun-11	5.5	5.46	9.4	14	0.29	0.15	1.1	6	-	1.8
Raudbergtjørn*	07-Sep-09	-	5.63	6.4	8	0.25	-	0.70	11	31	1.3
Raudbergtjørn	22-May-10	5.8	5.36	7.3	14	0.20	-	0.86	8	42	1.3
Raudbergtjørn	04-Jun-11	6.0	5.36	6.5	2	0.17	0.13	0.75	5	-	1.2

Table 2. Median values of lake samples from 3 (2*) depths (conductivity: H⁺-adjusted).

Brook	Period	n	pH	Cond. $\mu\text{S/cm}$	ALKe $\mu\text{eq/l}$	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	Color mg Pt/l	Al $\mu\text{g/l}$	Cl mg/l
Stjernebekken	2010-2011	8	6.14	9.2	46	0.83	0.11	0.70	13	-	1.1
(all other brooks)	2009-2010	38	5.53	6.2	9	0.19	0.07	0.72	8	32	0.9

Table 3. Median values of all brook, inlet and outlet samples (conductivity: H⁺-adjusted). Detailed results from all the individual samples are presented in Enge (2010) and Bredal and Vatsvåg (2011).

sampling dates. The corresponding Ca standard deviations were 0.00-0.19 mg/l.

Stjernebekken, Table 3, also includes three samples from 0-2 m in Stjerne-tjørn, a little pond in the brook. Stjernebekken had considerably better water quality than the rest of the localities. Alkalinity and calcium were 4-5 times higher than the other brooks, and median pH was 6.14, Table 3.

The conductivity in the current lakes and brooks correlated both to Na ($r^2=0.60$, $p<0.001$, $n=81$), and Ca ($r^2=0.58$, $p<0.001$, $n=81$). In a multiple regression, these two parameters explained nearly the entire variation in conductivity ($r^2=0.98$, $p<0.001$, $n=81$).

When excluding the localities strongest affected by the esker (Stjernebekken and Austre Langetjørn), the conductivity of the remaining localities was acceptable explained by Na alone ($r^2=0.83$, $p<0.001$, $n=53$). Ca alone was less correlated to conductivity in this selection of samples ($r^2=0.39$, $p<0.001$, $n=53$).

Non-marine magnesium (Mg^*) was estimated to 0.04 ± 0.03 mg/l ($n=54$), or without the localities affected by the esker 0.03 ± 0.02 mg/l ($n=36$). The esker affected localities had $Mg^*=0.05\pm 0.04$ mg/l ($n=18$).

Fish

In total 14 trout were caught at an effort of 5 nets, Table 4. The calculated CPUE values (Catch Per Unit Effort) were 15 ind./100 m² per night of fishing (Raudbergjørn) and 7 ind./100 m² (Lange-tjørn). According to EU Water Framework Directive Classification (Iversen 2009), these CPUE-values represent “moderate” and “low” population densities.

The net catch was dominated of rather small trout, Table 4 and Figure 2. The condition factor was very low, about 0.8, and decreased with increasing body length ($r^2=0.48$, $p<0.01$, $n=14$). The age was determined to 2+ to 6+ on scales, Figure 2. However, body shape, head shape and external coloration suggested that the older trout might have been considerably older. Nine of the 14 trout were spawners, of which 7 were formerly spawners. In the oldest females from Langetjørn, several generations of residual roe had merged into a gray jelly-like substance. Some trout from Langetjørn were probably blind, or close to blindness (cloudy lens), and one fish had protruding eyes. The majority of the trout had scales with resorbed edges, Table 5. The growth rate first years was about

Lake	Date	Nets		Trout #	Weight (g)		Condition factor	
		#	type		Average	SD	Average	SD
Raudbergjørn	Sep-09	1	SNSF	6	110	52	0.81	0.11
Krokevatn	Sep-09	1	Nordic	0	-	-	-	-
A.Langetjørn	Sep-09	1	SNSF	0	-	-	-	-
A.+V.Langetjørn	May-10	2	SNSF	8	60	18	0.80	0.06

Table 4. Results of test fishing in lakes in Lysedalen.

normal for this part of Norway (5 cm/yr), but stagnation occurred at age 4-5 yr. Asymptotic length(∞) was estimated to 23 cm (Langtjørn) and 32 cm (Raudbergtjørn). Combination of length(∞) and the corresponding condition factors ($CF_{L\infty}=0.74$ & 0.66) yields weight(∞) = 90 g (Langtjørn) and 216 g (Raud-

bergtjørn). This is fairly close to the largest trout caught in these two lakes during the current test fishing. Twelve of 14 trout had white flesh coloration, and the remaining two specimens; light red. The registered diet was water insects exclusively.

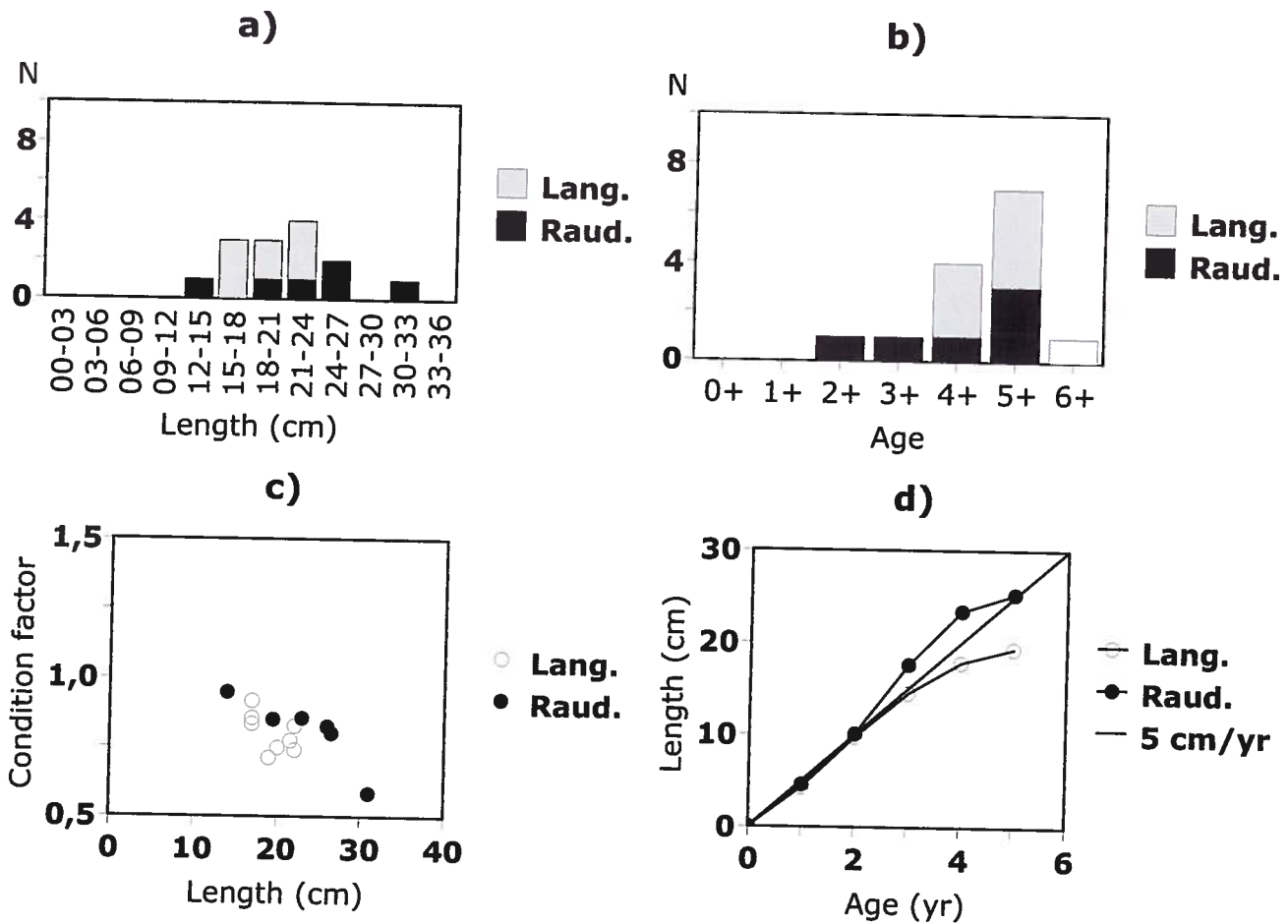


Figure 2. Test fishing results from Raudbergtjørn and Langtjørn. a) length distribution, b) age distribution, c) condition factor and body length and d) growth.

Lake	n	Scale resorption		
		none	limited	extensive
Raudbergtjørn	6	1	4	1
Langtjørn	8	3	2	3

Table 5. Scale resorption, trout from Raudbergtjørn and Langtjørn.



Trout at spawning area in a stagnant pool in the inlet to Rundetjørn (Photo: Espen Enge).

Of other localities, trout was observed in Rundetjørn (inlet) and at the entire river stretch upstream Raudberg-tjørn. The single trout observed in Rundetjørn was probably blind too (cloudy lens). No fish was caught in Krokevatn.

Discussion

The little esker between Stjernetjørn and Austre Langetjørn had a distinct, but primarily local effect on the water chemistry. At sampling in October 2010, calcium in Stjernebekken increased from 0.37 mg/l at the inlet to Stjernetjørn, to 0.75 mg/l at the outlet (Bredal and Vatsvåg 2011). Stjernetjørn is a shallow pond in Stjernebekken, dammed by the esker. At the 60 m brook stretch from Stjernetjørn, along the esker, and down

to Austre Langetjørn Ca in Stjernebekken increased from 0.75 mg/l to 0.96 mg/l, suggesting a Ca value of about 3 mg/l in the water leaking from the esker. Considerably larger glacial deposits than the esker were found at other locations within the area, but without having any effect on the Ca-values. Thus, the water chemical effect of the esker was most likely caused by presence of somewhat easier weatherable minerals within this particular esker, probably due to glacial drift. Far travelled glacial material from as far east as Oslofjord and Baltic region has earlier been found in Rogaland (Andersen et al. 1987). The water chemical effect of the esker was also apparent in Austre Langetjørn (median Ca=0.36-0.61 mg/l). Vestre Langetjørn, however,

had Ca-values not significantly different from that in other localities in the area.

Due to the generally slow weathering bedrock minerals, the marine ion contribution, expressed as chloride, normally determines the conductivity in waters in this mountain area (Enge 2009, Enge and Kroglund 2010). The conductivity in the study lakes and brooks, however, was determined both by the marine influence, represented by Na, and the geology, represented by Ca. In total, these two variables counted for nearly the entire conductivity. However, when excluding the localities strongest affected by the esker (Stjernebekken and Austre Langetjørn), the conductivity of the remaining localities was acceptable explained by the marine ion contribution alone, represented by Na. This is in accordance to the general water chemical pattern from these mountain areas (referred earlier).

Generally, low levels, and only small differences in Mg* between the sample selections were found, suggesting that

the water quality enrichment effect of the esker, primarily was caused by Ca-minerals, and not by Mg.

With an average water flow of 1.3 l/sec, Stjernebekken is probably not large enough for spawning. However, the Lysedal trout strain is a possible lake spawner. Spawning areas was observed in a stagnant pool in the main inlet to Rundetjørn 10-Oct-2010, and at several locations along the shoreline of Rundetjørn. Lake spawning in Austre Lange-tjørn, having better water quality than Rundetjørn, is highly expected.

In extremely dilute water, having conductivity <14 $\mu\text{S}/\text{cm}$, the population density of brown trout is primarily determined by conductivity and pH alone (Enge and Kroglund 2010). When plotting the median pH and conductivity from lake samples into the Enge-Kroglund diagram, Figure 3, the lakes above the curved line ("pH critical") normally have moderate to dense trout populations, and the lakes below the line are

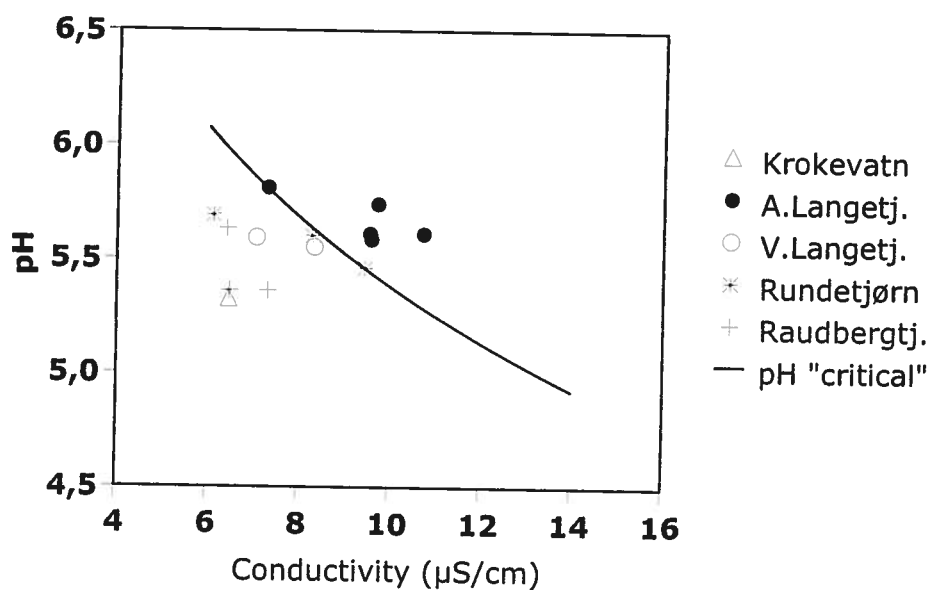


Figure 3. Plot of median lake water chemistry. The curved line ("pH-critical") is referred to Enge and Kroglund (2010).

either extinct or close to extinction. Sparse populations normally appear close to the line, approximately ± 0.1 pH.

The applicability of the model to the current lakes seemed adequate. According to the diagram, Figure 3, the population density of trout was expected to be moderate in Austre Langetjørn, sparse in Vestre Langetjørn and extinct in Krokevatn. This was basically in accordance to the test fishing results.

Raudbergjørn, however, represented a considerable deviation. The test fishing yield suggested a moderate population density, while the model indicated an extinct population. The explanation to this discrepancy is probably that the trout population in Raudbergjørn is recruited by immigration from upstream lakes and river stretches, and not by local reproduction. Spawning in the inlet river is restricted by a waterfall, and a very rocky substrate at the short stretch downstream from the waterfall to Raudbergjørn. Thus, the water quality in Raudbergjørn is not representative for the recruitment to the lake.

Due to lack of data, a crucial question is the status of the trout populations during the acidification period. In Austre Langetjørn the sum of non marine base cations, normally considered equal to the original alkalinity, was estimated to 36 $\mu\text{eq/l}$ (2009-2011 data). Based on 1986-data from 3 larger neighbouring lakes, included in the "1000 lakes survey" (Lien et al. 1987), the acidification (loss of alkalinity) was estimated to 31 ± 3 $\mu\text{eq/l}$. Assuming this acidification was representative to the current lakes, and

no change in base cation concentration during the period has taken place the 1986-alkalinity in Austre Langetjørn was estimated to 5 $\mu\text{eq/l}$. Regarding the latter assumption, a large regional water chemical survey in Rogaland did not reveal any changes in Ca from 1987 to 2002 ($p > 0.01$), despite the decreasing acidification (Enge and Lura 2003). Based on a multiple logarithmic regression of pH against ALKe and color from the current lake samples ($r^2 = 0.65$, $p < 0.001$, $n = 36$), the corresponding pH to the 1986-alkalinity was estimated to 5.45, representing an estimate of the minimum pH during acidification. This pH was slightly below the estimated critical pH at the current conductivity, Figure 3, suggesting that the trout population in Austre Langetjørn barely survived the acidification. Austre Langetjørn had definitely the best water quality of the current lakes. Thus, the inevitable conclusion is that the populations in the other lakes did not survive the acidification period. The trout found in these lakes today is probably immigrants from Austre Langetjørn, or offspring from immigrants.

The recruitment to lakes, apparently having detrimental water quality, may still be sufficient, if brooks with acceptable water quality are available for spawning (Hesthagen and Jonnson 1998). However, a comprehensive water chemical survey did not discover such localities in the project area except for Stjernebekken in Austre Langetjørn, as previously discussed.

Borgstrøm (1992) presented population estimates for trout from four Nor-

wegian mountain lakes, having densities from about 10 to 200 specimens/ha. Applying 50 trout/ha as a very rough estimate, the total population in the Lysedal lakes counts only about 250 trout, or 20-120 specimens in the individual lakes. Regardless of the representativeness of the applied density, this anyhow establishes that the population is very small.

The current study included only 14 trout. However, the registered biological parameters showed relatively small variations, both within and between the lakes, suggesting a reasonable representativeness of the obtained test fishing data.

The general health of the trout caught in Lysedalen was poor. Even though many factors may cause adverse health effects, we cannot reject the possibility of the observed effects, being caused by marginal environmental conditions, both physical and with respect to water chemistry.

Enge and Kroglund (2010) suggested that conductivity $<5 \mu\text{S}/\text{cm}$ is detrimental to trout, at least to early life stages. Further, Wathne and Rosseland (2000) suggested that $0.38 \text{ mg}/\text{l}$ of Ca is required to sustain healthy populations of trout in mountain lakes. Even in Austre Langetjørn, the only lake meeting these requirements, the main inlet was periodically far more dilute ($\text{Ca}=0.08 \text{ mg}/\text{l}$ and $\text{Cond}=4.6 \mu\text{S}/\text{cm}$ in October 2010). Due to short retention time (Langetjørn: 3 days at average water flow), such dilute water may dominate the water quality in the lake completely during high flow situations, regardless of the small Ca-leakage from the esker.

The trout caught in the study lakes was relatively old, as 12 of 14 specimens had an age of 4+ or older. However, external morphological features suggested that some of the trout might have been older. Age determination on scales systematically underestimates the age of older trout ($>4 \text{ yr}$), especially at slow growth (Hesthagen 1985). The presence of stagnation edge on some of the scales supported this assumption. This suggests an accumulation of old fish in the population due to apparently limited recruitment.

Additional to possible lake spawning, the trout in Langetjørn has excellent spawning areas in the main inlet brook, coming from Krokevatn. Despite several site visits throughout the study period, no trout was ever observed. Apparently this brook was avoided by the trout, possibly due to inconvenient dilute water.

Several of the observed adverse health effects may also be associated with inbreeding. Due to the "bottleneck" effects of small population size and limited reproduction (Prodöhl et al. 1997), effects of inbreeding cannot be rejected. The detrimental effects of inbreeding are especially apparent in harsh environments (Miller 1994, Crnokrak and Roff 1999).

Conclusion

The current study concludes that the water quality in Austre Langetjørn was acceptable to trout even during the severe acidification in the 1980s, and subsequently that the original trout population has survived. The population is currently sustainable, and has recolonized the other lakes at the top of Lysedalen.

The study also suggests that the poor population health was caused by direct or indirect effects of the harsh environmental conditions in Lysedalén.

Acknowledgments

The authors thank Sindre Ditolvsen, Espen B. Jacobsen, Fredrik Berg-Larsen, Ole Tobias Lima and Mathias Nilsen for excellent field and laboratory assistance, and Trond Erik Børresen for making the map. We also thank Dr. Trygve Hesthagen for valuable comments to the manuscript and Michael S. Nilan for checking the language. The survey was financially supported by County Governor of Rogaland.

References

- Andersen, B.G., Wangen, O.P and Østmo, S.R. 1987: Quaternary geology of Jæren and adjacent areas, southwestern Norway. *Norges Geologiske undersøkelse, Trondheim. Bulletin 411: 1-55*
- Appelberg, M., Berger, H.M., Hesthagen, T., Kleiven, E., Kurkilahti, M., Raitaniemi, J. and Rask, M. 1995: Development and intercalibration of methods in Nordic freshwater and fish monitoring. *Water, Air and Soil Pollution 85: 401-406*
- Borgstrøm, R. 1992: Effect of population density on gillnet catch ability in four allopatric populations of brown trout (*Salmo trutta*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 49:1539-1545*
- Bredal, M. and Vatsvåg, H. 2011: Vannkjemiske undersøkelser i Lysevassdraget 2010-11. *BSc-thesis, University of Stavanger*. In Norwegian. Water chemical surveys in Lyse 2010-11.
- Crnokrak, P. and Roff, D. 1999: Inbreeding depression in the wild. *Heredity 83: 260-270*
- Dahl, K. 1921: Undersøkelser over ørretens utdøen i det sydvestligste Norges fjeldvand. *Norges Jæger og Fiskerforenings Tidsskrift 50: 249-267*. In Norwegian. Extinction of brown trout in mountain lakes in southwestern Norway. (Norwegian Hunter and Anglers Societys Journal)
- Eaton, A. D., Clesceri, L. S., Greenberg, A. E. (Eds) 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. 2009: Sira-Kvina utbyggingen - Effekter på vannkjemi, forsureingssituasjon og fiskebestander i Sira. *MSc-thesis, University of Stavanger*. In Norwegian. Sira-Kvina - effects on water chemistry, acidification and fish populations in river Sira.
- Enge, E. 2010: Fiskeundersøkelser i tilknytning til forsuring, restbestander og kalking i Rogaland i 2009. *Fylkesmannen i Rogaland, Miljøvern avdelingen, Notat 1-2010. ISSN-nr: 0803-0170*. In Norwegian. Summary in English. Fish surveys in connection to acidification, remain-

- der populations and lake liming in Rogaland in 2009. (County Governor of Rogaland, Environmental Division).
- Enge, E. 2011: Forsuringsstatus for Rogaland 2007 - pH-kart. *Fylkesmannen i Rogaland, Miljøvernvedelingen, Notat 1-2011. ISSN-nr: 0803-0170*. In Norwegian. Summary in English. Acidification status in Rogaland 2007. (County Governor of Rogaland, Environmental Division).
- Enge, E. and Hemmingsen, T. 2010: Modellberegninger av vannkjemiske effekter av vassdragsreguleringer - eksempel fra Sira-Kvina reguleringen. *VANN 03-2010: 333-344*. In Norwegian. Summary in English. Modelling of water chemical effects of regulation of river Sira
- Enge, E. and Kroglund, F. 2010: Population density of brown trout (*Salmo trutta*) in extremely dilute water qualities in mountain lakes in South Western Norway. *Water, Air and Soil Pollution, DOI: 10.1007/s11270-010-0722-4*
- Enge, E. and Lura, H. 2003: Forsuringsstatus i Rogaland 2002. *Ambio Environmental Consultants & County Governor of Rogaland*. In Norwegian. Acidification status in Rogaland 2002
- Hach 2003: Water Analysis Handbook. *HACH-Company, Loveland, Colorado*
- Henriksen, A. 1982: Alkalinity and acid precipitation research. *Vatten* 38: 83-85
- Hesthagen, T. 1985: Validity of the age determination from scales of brown trout (*Salmo trutta* L.). *Institute of Freshwater Research, Drottningholm. No 62*.
- Hesthagen, T., Fjellheim, A. Schartau, A.K., Wright, R.F., Saksgård, R. and Roseland, B.O. 2011: Chemical and biological recovery of lake Saudlandsvatn, a former highly acidified lake in southernmost Norway, in response to decreased acid deposition. *Science og the Total Environment* 409: 2908-2916.
- Hesthagen, T. and Forseth, T. 1998. Reversibility of acidification in Norwegian watersheds: are brown trout (*Salmo trutta* L.) populations recovering? *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26: 2255-2263.
- Hesthagen, T., Forseth, T., Saksgård, R., Berger, H.M. and Larsen, B.M. 2001: Recovery of young brown trout in some acidified streams in Southwestern and Western Norway. *Water, Air and Soil Pollution* 130(1-4): 1355-1360.
- Hesthagen, T. and Jonnson, B. 1998: The relative abundance of brown trout in acidic softwater lakes in relation to water quality of tributary streams. *Journal of Fish Biology* 52: 419-429.
- Hesthagen, T., Sevaldrud, I.H., Berger, H.M. 1997: Assessment of damage to fish populations in Norwegian lakes due to acidification. *Manus in: Hesthagen, T. 1997: Population responses of Arctic char (*Salvelinus alpinus* L.) and brown trout (*Salmo trutta* L.) to acidification in Nor-*

- wegian inland waters. PhD thesis, Norwegian University of Science and Technology
- 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. In Norwegian. About the massive fish death in the rivers Frafjordelven, Helleelven and Dirdalselven in Ryfylke the autumn 1920. (Norwegian Hunter and Anglers Society Journal)
- Huitfeldt-Kaas, H. 1924: Einwanderung und Verbreitung der Süßwasserfische in Norwegen mit einem Anhang über den Krebs. *Archiv für Hydrobiologie* 14: 223-314.
- Iversen, A. (Ed.) 2009: Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften. Veileder 01:2009. *Trondheim 03.07.2009. Direktoratet for Naturforvaltning*. In Norwegian. Classification of environmental status in water. System for chemical and ecological classification of coastal water, lakes and rivers. (Directorate for Nature Management)
- Jensen, J.W. and Hesthagen, T. 1996: Direct estimates of the selectivity of a multimesh and a series of gillnets for brown trout, *Salmo trutta*. *Journal of Fish Biology* 49: 33-40
- Jensen, K.W. and Snekvik, E. 1972: Low pH levels wipe out Salmon and Trout populations in Southernmost Norway. *Ambio* 1(6): 223-225
- Lien, L., Sevaldrud, I.H., Traaen, T.S., Henriksen, A. 1987: 1000 sjøers undersøkelsen 1986. TA-nr: TA-0624, Vol: 282/87. *Statens Forurensingstilsyn*. In Norwegian. 1000 lakes survey in 1986. (State Pollution Control Authorities. English version: TA-0525)
- Miller, P.S. 1994: Is inbreeding more severe in a stressful environment? *Zoo Biology, Volume 13, Issue 3: 195-208*
- Nash, R.D., Valencia, A.H. and Geffen, A.J. 2006: The Origin of Fulton's Condition Factor - Setting the Record Straight. *Fisheries, Vol. 31, No 5: 236-238*
- NVE.no (2012): NVE-atlas. *Norwegian Water Resources and Energy Directorates public access database (last accessed: March 2012)*
- Prodöhl, P.A., Walker, A.F., Hynes, R., Taggart, J.B. and Ferguson, A. 1997: Genetically monomorphic brown trout (*Salmo trutta* L.) populations, as revealed by mitochondrial DNA, multi-locus and single-locus minisatellite (VNTR) analyses. *Heredity* 79: 208-213, DOI:10.1038/hdy.1997.144
- Qvenild, T., Kleiven, E. and Hesthagen, T. 2007: Forsuring i 150 år. *Jakt & Fiske* 10-07: 74-77. In Norwegian. 150 years of acidification.
- Raddum, G.G., Fjellheim, A. and Skjel-

- kvåle, B.L. 2001: Improvement in water quality and aquatic ecosystems due to reduction in sulphur deposition in Norway. *Water, Air and Soil Pollution* 130: 87-98
- Rosseland, B.O., Balstad, P., Mohn, E., Muniz, I.P. and Sevaldrud, I.H. 1979: DATAFISK-SNSF-77. SNSF-project. *Technical Note 45/79*. In Norwegian. Fish population studies.
- Sevaldrud, I. and Muniz, I.P. 1980: Sure vatn og innlandsfiske i Norge. Resultater fra intervjuundersøkelsene 1974-1979. SNSF-project, IR77/80. In Norwegian. Summary in English. Acid lakes and inland fisheries in Norway. Results from interviews from 1974-1979.
- Skartveit, A. 1980: Observed relationships between ionic composition of precipitation and runoff. pp 242-243 in: Drabløs, D. and Tollan, A. (Eds) 1980: *Ecological impact of acid precipitation*. (Int. conf. SNSF-project, Sandefjord 1980)
- Wathne, B.M. and Rosseland, B.O. (Eds) 2000: MOLAR Final Report 4/1999. Measuring and modelling the dynamic response of remote mountain lake ecosystems to environmental change: A programme of Mountain Lake Research - MOLAR. NIVA, Report nr. 96061-1

OVERSIKT OVER MILJØRAPPORTER

- Nr. - 1989: Utkast til verneplan for våtmark i Rogaland. ISBN-82-90914-00-8.
- Nr. 1 - 1989: Registrerings- og kontrollarbeid i Orrevassdraget. Et evalueringsprosjekt. ISBN-82-90914-01-6.
- Nr. 2 - 1989: Kalkingsplan for Rogaland - november 1989. ISBN-82-90914-02-4.
- Nr. 3 - 1989: Vannkvalitet og fiskebestand i kalkede vann i Rogaland. ISBN-82-90914-04-0.
- Nr. 4 - 1989: Fiskeribiologiske undersøkelser. Stølsvann og Stemmevann i Lund kommune 2.-3. september 1988. ISBN-82-90914-05-9.
- Nr. 1 - 1990: Bly - stål. Intervjuundersøkelse blant jegere på Jæren om bruken av stålhagl 1988 og 1989. ISBN-82-90914-03-2.
- Nr. 2 - 1990: Hjort på Karmøy. Bestandsforhold og forvaltningsspørsmål. ISBN-82-90914-06-7.
- Nr. 3 - 1990: Overvåking av lakseparasitten Gyrodactylus salaris i Rogaland fylke - 1989. ISBN-82-90914-07-5.
- Nr. 4 - 1990: Driftsplan for Skaulen og Seljestad villreinområde. Revidert 1990. ISBN-82-90914-08-3.
- Nr. 5 - 1990: Prøvefiske i Store Stokkavann - juli 1988. ISBN-82-90914-09-1.
- Nr. 6 - 1990: Fiskeribiologiske undersøkelser i Jensavann. Juli 1988. ISBN-82-90914-10-5. ISSN-0802-8427.
- Nr. 7 - 1990: Årsmelding 1989. ISSN-0802-8427.
- Nr. 8 - 1990: Fiskeribiologiske undersøkelser i Brekke- og Holmavassdragene, Karmøy kommune, august 1990. ISSN-0802-8427.
- Nr. 1 - 1991: Hjorteregistreringer i Maldal-Kviå, Sauda kommune 1990. ISSN-0802-8427.
- Nr. 2 - 1991: Vannkvalitet og fiskebestand i kalkede vann i Rogaland 1990. ISSN-0802-8427.
- Nr. 3 - 1991: Avfallsplan Rogaland. Forprosjekt. ISSN-0802-8427.
- Nr. 4 - 1991: Fiskedød i Årdalselva i 1990 i forbindelse med overløp fra reguleringsmagasiner. ISSN-0802-8427.
- Nr. 5 - 1991: Fiskeribiologiske undersøkelser i fem innsjøer på Jæren, 1990. ISSN-0802-8427.
- Nr. 6 - 1991: Årsmelding 1990. ISSN-0802-8427.
- Nr. 7 - 1991: Fiskeribiologiske undersøkelser i Blåsjømagasinet, Ulla/Førre, Suldal og Bykle kommuner, Rogaland og Aust-Agder fylke. ISSN-0802-8427.
- Nr. 8 - 1991: Miljødataprojektet. "Målstyrt resipientorientert forvaltning" (MRF). Forprosjekt. ISSN-0802-8427.
- Nr. 9 - 1991: Helsekontroll og smitteforebyggende tiltak ved kultivering av vassdrag i Rogaland. Referat fra kurs arrangert i Stavanger 15. september 1991. ISSN-0802-8427.
- Nr. 1 - 1992: Årsmelding 1991. ISSN-0802-8427.
- Nr. 2 - 1992: Vannkvalitet og fiskebestand i kalkede vann i Rogaland 1991. ISSN-0802-8427.
- Nr. 3 - 1992: Tetthetsregistreringer av laks og aure i Rogalandsvassdrag, 1991. ISSN-0802-8427.
- Nr. 4 - 1992: Fiskeribiologiske undersøkelser i Ulla-Førre-vassdraget, 1991. ISSN-0802-8427.
- Nr. 1 - 1993: Årsmelding 1992. ISSN-0802-8427.
- Nr. 2 - 1993: Tetthetsregistreringer av laks og aure i Rogalandsvassdrag, 1992. ISSN-0802-8427.
- Nr. 3 - 1993: Skogbruk og miljøvern på vestlandet. Referat fra seminar i Stavanger 10. - 11. november 1992. ISSN-0802-8427.
- Nr. 4 - 1993: Kommunal vilt- og fiskeforvaltning. Referat fra seminar i Stavanger 18.-19. februar 1993. ISSN-0802-8427.
- Nr. 1 - 1994: Vannkvalitet og fiskebestand i kalkede vann i Rogaland 1992. ISSN-0802-8427.
- Nr. 2 - 1994: Kultiveringsplan for anadrome laksefisk og innlandsfisk i Rogaland. ISSN-0802-8427.
- Nr. 3 - 1994: Verneinteresser i Fuglestadvassdraget. ISSN-0802-8427.
- Nr. 4 - 1994: Inngrep og forstyringer i sentrale deler av Setesdal-Ryfylke villreinområde. ISSN-0802-8427.
- Nr. 5 - 1994: Årsmelding 1993. ISSN-0802-8427.
- Nr. 6 - 1994: Verneinteresser i Håvassdraget. ISSN-0802-8427.
- Nr. 7 - 1994: Tilfeller av landbruksforureining og kontroll av silo- og gjødselelegg i Rogaland i 1993 vurdert mot tidlegare år. ISSN-0802-8427.
- Nr. 1 - 1995: Årsmelding 1994 for miljøvernavdelinga. ISSN-0802-8427.
- Nr. 2 - 1995: Slamplan for Rogaland - Anbefalinger til fremtidige løsninger. ISSN-0802-8427.
- Nr. 3 - 1995: Vasspest - Kartlegging av spredningsfare i Rogaland. ISSN-0802-8427.
- Nr. 4 - 1995: Revidert verneplan for Jærstrendene landskapsvernområde. ISSN-0802-8427.
- Nr. 5 - 1995: Sanitærutslipp i Rogaland- Omfang pr. 1994 og fremtidige krav til rensing. ISSN-0802-8427.
- Nr. 1 - 1996: Årsmelding 1995 for miljøvernavdelinga. ISSN-0802-8427.
- Nr. 2 - 1996: Kraftledning og fugledød på Jæren. ISSN-0802-8427.
- Nr. 1 - 1997: Oppdrett i Rogaland - Fylkesmannens innspill til en bærekraftig utvikling. ISSN-0802-8427.
- Nr. 2 - 1997: Bruk av bly- og stålhagl til andejakt på Jæren 1995. ISSN-0802-8427.
- Nr. 3 - 1997: Årsmelding 1996 for miljøvernavdelinga. ISSN-0802-8427.
- Nr. 4 - 1997: Vannkvaliteten i Rogaland - Statusoversikt pr. 1996. ISSN-0802-8427.
- Nr. 5 - 1997: Evaluering av kommunale avfallsplaner i Rogaland. ISSN-0802-8427.
- Nr. 1 - 1998: Årsmelding 1997 for miljøvernavdelinga. ISSN-0802-8427.
- Nr. 2 - 1998: Jærstrendene landskapsvernområde - Fugl og ferdsl. Del 1: Litteraturstudie. ISSN-0802-8427.
- Nr. 1 - 1999: Årsmelding 1998. Miljøvernavdelinga. ISSN-0802-8427.
- Nr. 2 - 1999: Overvåking av lakselus på sjøaure i Rogaland sommeren 1998. ISSN-0802-8427.
- Nr. 1 - 2000: Fiskedød i Håelva, Rogaland - juli 2000. Presentasjon av resultater fra fylkesmannens arbeid. ISSN-0802-8427.
- Nr. 1 - 2002: Tiltaksplan for opprydning av forurensede sedimenter i Stavanger Havn. ISSN-0802-8427.

- Nr. 1 - 2003: Forvaltningsplan for freda rovdyr i Rogaland 2003 –2008. ISSN-0802-8427.
 Nr. 2 - 2003: Evaluering av Forskrift for nydyrking. Effekter på miljøverdiene på Jæren, i Vindafjord og Bjerkreim i Rogaland.
- Nr. 1 - 2006: Forvaltningsplan for rovvilt i region 1. Sogn og Fjordane, Hordaland, Rogaland og Vest-Agder. ISSN-0802-8427.
- Nr. 1 - 2007: Supplerande kartlegging av naturtyper i Rogaland i 2006. (John Bjarne Jordal). ISSN-0802-8427. ISBN 978-82-90914-11-5. EAN: 9788290914115. (Internettversjon – pdf-format).
- Nr. 1 - 2008: Supplerande kartlegging av naturtyper i Rogaland i 2007. (John Bjarne Jordal, John Inge Johnsen). ISSN-0802-8427. ISBN 978-82-90914-12-2. EAN:9788290914122. (Internettversjon – pdf-format).
 Nr. 2 - 2008: Evaluering av Naturbase for Rogaland. (John Bjarne Jordal) ISSN-0802-8427. ISBN 978-82-90914-13-9. EAN:9788290914139. (Internettversjon – pdf-format).
- Nr. 1 - 2009: Supplerande kartlegging av naturtyper i Rogaland i 2008. (John Bjarne Jordal, John Inge Johnsen). ISSN-0802-8427. ISBN 978-82-90914-14-6. EAN:9788290914146. (Internettversjon – pdf-format).
- Nr. 1 - 2010: Forvaltningsplan for Harvalandsvatnet naturreservat, Sola kommune, Rogaland. ISSN-0802-8427.
 Nr. 2 - 2010: Forvaltningsplan for Søylandsvatnet naturreservat, Hå kommune, Rogaland. ISSN-0802-8427.
 Nr. 3 - 2010: Supplerande kartlegging av naturtyper i Rogaland i 2009. (Geir Gaarder, John Bjarne Jordal, Helge Fjeldstad, John Inge Johnsen). ISSN-0802-8427. ISBN 978-82-90914-15-3. EAN: 9788290914153. (Internettversjon – pdf-format).
- Nr. 4 - 2010: Naturtyper, biologisk mangfold og bevaringsmål i Jærstrendene landskapsvernområde. ISSN-0802-8427.
 Nr. 5 - 2010: Kulturlandskap og biologisk mangfold på Haugalandet. (Anders Lundberg). ISSN-0802-8427.
- Nr. 1 - 2011: Supplerande kartlegging av naturtyper i Rogaland i 2010. (John Bjarne Jordal, John Inge Johnsen). ISSN-0802-8427. ISBN 978-82-90914-16-0. EAN:9788290914160. (Internettversjon – pdf-format).
- Nr. 2 - 2011: Forvaltningsplan for Alvevatnet naturreservat, Klepp kommune, Rogaland. ISSN-0802-8427.
- Nr. 3 - 2011: Handlingsplan mot framande og skadelege artar i Rogaland. ISSN-0802-8427. ISBN 978-82-90914-17-7. EAN: 9788290914177.
- Nr. 4 - 2011: Handlingsplan mot framande og skadelege artar i Rogaland. ISSN-0802-8427. (Internettversjon – pdf-format).
- Nr. 5 - 2011: Supplerande kartlegging av naturtyper med vekt på klokkesøte i Sokndal i 2010. ISSN-0802-8427. ISBN 978-82-90914-18-4. EAN:9788290914184. (Internettversjon – pdf-format).
- Nr. 1 - 2012: Forvaltningsplan for Aksdal naturreservat. Edellauvskog. Tysvær kommune. Rogaland. ISSN-0802-8427.

OVERSIKT OVER MILJØNOTATER

- Nr. 1 - 1990: Prøvefiske i Kollhomtjørn 17.juni 1990. (Espen Enge). ISSN-0803-0170
- Nr. 1 - 1991: Tetthetsregistreringer av laks og aure i Rogalandsvassdrag, 1990. ISSN-0803-0170.
 Nr. 2 - 1991: El-fiske i tilløpsbekker/elver til Lundevatn. 1991. ISSN-0803-0170.
 Nr. 3 - 1991: Prøvefiske i Hagavatn 26. juni 1991. ISSN-0803-0170.
 Nr. 4 - 1991: Prøvefiske i Vostervatn - 1991. ISSN-0803-0170.
- Nr. 1 - 1992: Prøvefiske i Riskedalsvatn 1991. ISSN-0803-0170
 Nr. 2 - 1992: Ekspansjon av krypsiv (*Juncus bulbosus* L.) i kalkede vann i Rogaland. ISSN-0803-0170.
- Nr. 1 - 1993: Utpøving av Helland-kalkdoserer i Brådlandselva i Frafjord. ISSN-0803-0170.
- Nr. 1 - 1994: Overvåking av krypsiv i fire vann i Rogaland 1992-1994. ISSN-0803-0170
 Nr. 2 - 1994: Studietur til Skottland for miljøvernavdelinga, naturforvaltningsseksjonen 29. august - 2. september 1994. ISSN-0803-0170.
- Nr. 1 - 1995: Tettleiksregistreringar av laks og aure i Rogalandsvassdrag 1994. ISSN-0803-0170.
- Nr. 1 - 1996: Veileder for utfylling av SSB-avløp spørreskjema. ISSN-0803-0170.
- Nr. 1 - 1997: Tetthetsregistreringer av laks og aure i Rogalandsvassdrag 1996. ISSN-0803-0170.
- Nr. 1 - 1999: Tettleiksregistreringar av laks og aure i Rogalandsvassdrag 1993. ISSN-0803-0170.
 Nr. 2 - 1999: Tettleiksregistreringar av laks og aure i Rogalandsvassdrag 1995. ISSN-0803-0170.
 Nr. 3 - 1999: Fiskeundersøkelser i Rogalandsvassdrag 1997. ISSN-0803-0170.
 Nr. 4 - 1999: Tettleiksregistreringar av laks og aure i Rogalandsvassdrag 1998. ISSN-0803-0170.

- Nr. 1 - 2001 Tettleiksregistreringar av laks og aure i Rogalandsvassdrag 1999. ISSN-0803-0170.
Nr. 2 - 2001 Fiskebestand i kalka vann i Rogaland 1993. ISSN-0803-0170.
Nr. 3 - 2001 Fiskebestand i kalka vatn i Rogaland 1994. ISSN-0803-0170.
Nr. 4 - 2001 Fiskebestand i kalka vatn i Rogaland 1995. ISSN-0803-0170.
- Nr. 1 - 2004 Tettleiksregistreringar av laks og aure i Rogalandsvassdrag 2000. ISSN-0803-0170.
Nr. 2 - 2004 Tettleiksregistreringar av laks og aure i Rogalandsvassdrag 2001. ISSN-0803-0170.
Nr. 3 - 2004 Tettleiksregistreringar av laks og aure i Rogalandsvassdrag 2002. ISSN-0803-0170.
Nr. 4 - 2004 Fiskebestand i kalka vatn i Rogaland 1999. ISSN-0803-0170.
- Nr. 1 - 2010 Fiskeundersøkelser i tilknytning til forsuring, restbestander og kalking i Rogaland i 2009. ISSN-0803-0170. (Internettversjon – pdf-format).
Nr. 2 - 2010 Modellberegninger av vannkvalitet i Storåna ved ulike scenarier for slipping av minstevannføring. ISSN-0803-0170. (Internettversjon – pdf-format).
- Nr. 1 - 2011 Forsuringsstatus for Rogaland 2007. ISSN-0803-0170. (Internettversjon – pdf-format).
Nr. 2 - 2011 Fiskeundersøkelser i Rogaland i 2010. ISSN-0803-0170. (Internettversjon – pdf-format).
- Nr. 1 - 2012 Fiskeundersøkelser i Rogaland 2011. ISSN-0803-0170. (Internettversjon – pdf-format).
- Nr. 1 - 2013 Fiskeundersøkelser i Rogaland i 2012. ISSN-0803-0170. (Internettversjon – pdf-format).