



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

FFI-RAPPORT

20/02733

Gimlemoen skyte- og øvingsfelt

— metallnivåer i vann, sediment og fisk

Espen Mariussen

Jorunn Aaneby

Lene Sørli Heier¹

Hans Christian Teien¹

Marit Nandrup Pettersen¹

Bjørn Olav Rosseland¹

Brit Salbu¹

¹Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU)

Gimlemoen skyte- og øvingsfelt – metallnivåer i vann, sediment og fisk

Espen Mariussen
Jorunn Aaneby
Lene Sørli Heier¹
Hans Christian Teien¹
Marit Nandrup Pettersen¹
Bjørn Olav Rosseland¹
Brit Salbu¹

Forsvarets forskningsinstitutt (FFI)

¹Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU)

25. november 2020

Emneord

Avrenning
Fisker
Forurensing
Risikovurdering
Skytebaner
Tungmetaller

FFI-rapport

20/02733

Elektronisk ISBN

978-82-464-3297-7

Engelsk tittel

Gimlemoen shooting range – metal levels in water, sediment and fish

Godkjenner

Øyvind Voie, *forskningsleder*
Janet M. Blatny, *forskningsdirektør*

Dokumentet er elektronisk godkjent og har derfor ikke håndskreven signatur.

Opphavsrett

© Forsvarets forskningsinstitutt (FFI). Publikasjonen kan siteres fritt med kildehenvisning.

Sammendrag

Tidligere overvåkningsstudier har vist utlekking av metaller og metalloider som bly (Pb), kobber (Cu) og antimon (Sb) i bekker som renner ut fra Gimlemoen skyte- og øvingsfelt i Kristiansand. Dette har ført til at fiskevann i skytefeltet er resipienter for tungmetaller, og fisk har blitt eksponert for nivåer av metaller som kan gi negative effekter. Fisken kan ha akkumulert nivåer av tungmetaller som kan være skadelige for dyr og mennesker som spiser fisken. I denne studien ble brunørret (*Salmo trutta*) fanget fra to vann på Gimlemoen skyte- og øvingsfelt: Kyrjtjønn som var resipient for tungmetaller, og Stitjønn som ikke var påvirket av skytefeltet. Vannprøver og prøver av bunnsediment fra begge vann ble analysert for metaller og andre elementer. Innhold av Pb, Cu og Sb ble målt i gjelle, lever, nyre, beinvev, hjerne og muskel (filet) hos fisken. Fiskens kondisjon ble beregnet, og i fiskeblodet ble det målt ALA-D-aktivitet (δ-aminolevulinic acid dehydratase), et enzym som kan indikere om en organisme har blitt eksponert for bly. Befruktede ørretegg ble satt ut i utløpsbekker fra innsjøene for å studere overlevelse og metalloptak.

Sedimentet i Kyrjtjønn hadde høye konsentrasjoner av Pb, men lave konsentrasjoner Cu og Sb. Det var bare noen få cm av det øverste sedimentlaget som var forurenset av Pb, hvilket tydet på at sedimentasjonshastigheten i vannet var lav og at relativt små mengder Pb var akkumulert i sedimentet. Mesteparten av blyet i sedimentet var relativt sterkt bundet til organisk materiale eller til oksider av jern (Fe) og mangan (Mn), og er sannsynligvis lite tilgjengelig for opptak i organismer. Vannet i Kyrjtjønn hadde forhøyede konsentrasjoner av Pb, Cu og Sb. Det ble ikke observert noen morfologiske tegn på at fisken i Kyrjtjønn var skadet av kronisk eksponering for Pb og fiskens kondisjon syntes å være god. Fisken hadde imidlertid akkumulert høye nivåer av Pb i beinvevet og i organer som gjelle og nyre. I tillegg var ALA-D-aktiviteten hos fisken i Kyrjtjønn sterkt hemmet sammenliknet med hos fisken i Stitjønn. Resultatene innebærer at skadelige langtidseffekter på voksen ørret i Kyrjtjønn ikke kan utelukkes. Det ble ikke påvist høye konsentrasjoner av Pb i muskelvevet hos fisken, som betyr at det ikke skal medføre noen helsefare å spise den.

Dødeligheten av befruktede egg i utløpsbekken fra Kyrjtjønn var relativt lav, selv om eggene viste forhøyede konsentrasjoner av Pb. Blyet var hovedsakelig (ca. 90 %) bundet til det ytre eggeskallet. Klekket ørretyngel viste høy dødelighet, både i utløpsbekken fra Kyrjtjønn og fra referansevannet Stitjønn. Den høye dødeligheten på yngelstadiet i Kyrjtjønn og Stitjønn kan sannsynligvis i hovedsak tilskrives en relativt lav pH og de fysiske forholdene (tørke/flom) i bekkene. Vannet i utløpsbekkene var surt med en pH rundt 5. Bly og kobber kan ved lav pH og/eller lave kalsiumkonsentrasjoner øke dødeligheten til yngel som nettopp har klekket. Både Kyrjtjønn og Stitjønn har blitt kalket og fått satt ut ørret. Da denne studien ble gjennomført var det liten effekt av kalkingen. Det sure vannet utgjorde sannsynligvis en større trussel for reproduksjonen av ørret i Kyrjtjønn enn det forhøyede nivået av Pb, men kronisk eksponering for Pb kan ha bidratt til skader på både yngel og voksen fisk.

Summary

Previous monitoring studies have shown considerable leaching of metals and metalloids such as lead (Pb), copper (Cu) and antimony (Sb) in runoff streams from the small-arms shooting range at Gimlemoen in Kristiansand. Lakes in the shooting range are recipients of heavy metals and fish have been exposed to elevated levels of metals, which can cause negative effects. The fish may have accumulated levels of heavy metals that can be harmful to animals and humans who eat the fish. In this study, brown trout (*Salmo trutta*) was caught from two lakes in the shooting range: Kyrjtjønn, a recipient of heavy metals, and Stitjønn, which was not affected by shooting activity. Water and sediment samples were collected from both lakes and analyzed for metals and other elements. The content of Pb, Cu and Sb was measured in the gill, liver, kidney, bone, brain and muscle (fillet) of the fish. The condition of the fish was calculated and ALA-D activity (δ -aminolevulinic acid dehydratase) was measured in the blood. ALA-D activity is an enzyme, which can indicate exposure to Pb. Fertilized trout eggs were placed in the outlet streams of Kyrjtjønn and Stitjønn in order to study survival and metal uptake.

The sediment in Kyrjtjønn had high concentrations of Pb, but low concentrations of Cu and Sb. Only a few cm of the top sediment layer was contaminated by Pb, suggesting a low sedimentation rate in the water, and that relatively small amounts of Pb had accumulated in the sediment. Most of the Pb in the sediment was strongly bound to organic matter or to iron (Fe) or manganese (Mn) oxides, and probably not available for uptake by organisms. The water in Kyrjtjønn had elevated concentrations of Pb, Cu and Sb. No morphological signs of chronic Pb exposure of the fish was observed, and the fish's condition seemed good. However, the fish had accumulated high levels of Pb in bone and in organs such as the gill and kidney. In addition, the ALA-D activity was strongly inhibited compared to the fish from Stitjønn. The results imply that adverse long-term effects on adult trout in Kyrjtjønn cannot be ruled out. No high metal concentrations were detected in the muscle tissue of the fish, which means that eating the fish should not cause any health hazard.

The mortality of the fertilized eggs in the outlet stream from Kyrjtjønn was relatively low, even though the eggs had elevated concentrations of Pb. The Pb in the eggs was mainly (about 90%) bound in the outer eggshell. The trout fry showed high mortality, both in the outlet stream from Kyrjtjønn and the reference water Stitjønn. The high mortality of the fry in Kyrjtjønn and Stitjønn may be attributed to a relatively low pH and the physical conditions (drought/flood) in the streams. The water in the outlet streams was acidic with a pH around 5. Lead and copper can at low pH and/or low calcium concentration increase the mortality of fry that has just hatched. Both Kyrjtjønn and Stitjønn have been limed and added farmed trout. The effect of the liming appeared to be small when this study was conducted. The acidic water probably posed a greater threat to the reproduction of trout in Kyrjtjønn than the elevated levels of Pb, but chronic exposure to Pb may have contributed to damage to both fry and adult fish.

Innhold

Sammendrag	3
Summary	4
Forord	7
1 Innledning	9
1.1 Bakgrunn	9
1.2 Hypoteser og mål for arbeidet	10
2 Metoder	11
2.1 Områdebeskrivelse	11
2.2 Prøvetaking av vann og sediment	12
2.3 Sekvensiell ekstraksjon av bunnsediment og jord	14
2.4 Prøvetaking av fisk	15
2.5 Kondisjonsfaktorberregning og analyse av stabile isotoper	16
2.6 Opparbeidelse av prøver og kjemiske analyser	17
2.7 ALA-D-analyser	17
2.8 Utsetting av ørretegg	17
3 Resultater og diskusjon	19
3.1 Vannprøver	19
3.1.1 Vannkvalitet og tungmetaller	19
3.1.2 Tilstandsformer til metallene	23
3.2 Sedimentprøver	24
3.2.1 Tungmetaller i sediment	24
3.2.2 Sekvensiell ekstraksjon av sediment	26
3.3 Effekter på fisk	29
3.3.1 Karakterisering og kondisjon av fisken	29
3.3.2 Tungmetaller i fiskevev	31
3.3.3 ALA-D-aktivitet i fiskeblod	34
3.4 Effekter på ørretegg og -yngel	36
3.4.1 Vannkvalitet i utløpsbekkene	36
3.4.2 Overlevelse av ørretegg og -yngel	38
3.4.3 Tungmetaller i ørretegg og -yngel	41

4 Oppsummering og konklusjon	43
Referanser	45

Forord

Resultatene i denne rapporten er en del av et større treårig samarbeidsprosjekt mellom FFI og NMBU (tidligere UMB), finansiert av FFI. Prosjektets hovedmål var å øke kunnskapen om ammunisjonsrelaterte forurensninger i akvatiske miljøer. NMBU var ansvarlig utførende av prosjektet, med bistand fra, og samarbeid med, FFI. Som en del av prosjektet ble det utført undersøkelser ved Gimlemoen skyte- og øvingsfelt i 2011 og 2012, med formål å undersøke vannkvalitet og opptak av metaller i fisk. Denne rapporten omhandler resultatene fra disse undersøkelsene. Rapporten ble utarbeidet i 2013 og 2014, men først ferdigstilt og publisert av FFI i 2020. I forbindelse med ferdigstilling av rapporten ble enkelte grenseverdier og annen utdatert informasjon i rapporten oppdatert, og innholdet ble tilpasset ny rapportmal hos FFI.

Deler av resultatene i prosjektet ble i 2017 publisert i det internasjonale tidsskriftet «Ecotoxicology and Environmental Safety» under tittelen «Accumulation of lead (Pb) in brown trout (*Salmo trutta*) from a lake downstream a former shooting range» (Mariussen et al., 2017).

Forfatterne ønsker å takke alle som har bidratt; Urma Mahrosh for hjelp med vannprøvetaking under feltarbeidet september 2011, professor Reidar Borgstrøm (NMBU) for aldersbestemmelse av fisk, Syrtveit fiskeanlegg som donerte ørretegg og melke, Karl Andreas Jensen og Solfrid Lohne for analyser. ALA-D-målingene ble utført ved Biologisk institutt ved Universitetet i Oslo av Tor Fredrik Holth.

Jorunn Aaneby

Kjeller, 25. november, 2020



1 Innledning

1.1 Bakgrunn

I Norge finnes ca. 500 skytebaner fordelt på 65 militære øvingsfelt. I tillegg finnes mange sivile skytebaner. Skyte- og øvingsfelt for håndvåpen kan være forurenset av tungmetaller fra skyteaktiviteten og det er funnet forhøyede konsentrasjoner av bly (Pb), kobber (Cu), antimon (Sb) og sink (Zn) i avrenningsbekker og vann i tilknytning til øvingsfeltene (Rognerud, 2006). Prosjektiler fra håndvåpenammunisjon kan fragmenteres når de skytes inn i skytevoller eller stein. Metallene i prosjektilene vil gradvis forvitte og lekke ut i omgivelsene gjennom oksidasjonsprosesser og mikrobiologisk aktivitet i jord, luft og vann (Lin et al., 1995; Johnson et al., 2005). Mange faktorer innvirker på utlekkingen av tungmetaller fra ammunisjon. Fragmentering av prosjektilene vil øke hastigheten på oksidasjonsprosessen og øke korrosjonen og derved utlekkingen. I tillegg vil faktorer som jordas pH og fuktighet, og klimatiske forhold som temperatur være viktig (Labare et al., 2004). Overvåkningsprogrammer har avdekket at det kan foregå vesentlig avrenning av tungmetaller fra skytebaner ut i vann og vassdrag (Rognerud, 2006; Strømseng et al., 2009). Flere studier har vist negative effekter på økosystemer i tilknytning til utendørs skytebaner, inkludert effekter på jordlevende organismer, og forgiftning av fugl og beitende dyr (Migliorini et al., 2004; Tuomela, 2005; Vyas et al., 2000; Braun et al., 1997). Det er også vist forhøyede tungmetallkonsentrasjoner og effekter på akvatiske organismer som fisk (Labare et al., 2004; Heier et al., 2009). Dette har bidratt til en viss bekymring for at fisk i vann i nærheten av norske skytebaner kan være påvirket av tungmetaller. I tillegg har sportsfiskere vært bekymret for at de kan bli eksponert for høye tungmetallkonsentrasjoner som er akkumulert i fisken. Mattilsynet i Norge har klare retningslinjer for grenseverdier av helseskadelige fremmedstoffer i fisk.

Gimlemoen, et tidligere skyte- og øvingsfelt i Kristiansand kommune, har blitt et viktig rekreasjonsområde for kommunens befolkning. Overvåkning har vist at det er til dels høye konsentrasjoner av tungmetaller i avrenningsvann fra det gamle skytefeltet. Avrenningsvannet renner ut i fiskebærende vann i området og målinger har vist at innsjøene har forhøyede konsentrasjoner av metaller som Pb, Cu og Sb. Dette er metaller som har lekket fra ammunisjonsrester som ligger spredt rundt på det gamle skytefeltet. Det er flere vann i tilknytning til skyte- og øvingsfeltet som har forhøyede tungmetallkonsentrasjoner og det er uttrykt bekymring for at fisken i disse vannene kan være negativt påvirket av, og inneholde, tungmetaller. I 2009 ble det gjennomført et opprydningsarbeid på deler av det gamle skytefeltet. Skytevoller og forurenset jord ble fjernet, og noen områder ble tildekket med ren jordmasse som ble beplantet (Forsvarsbygg, 2011). Opprydningen reduserte området belastning av ammunisjonsrester betydelig, men det var fortsatt forhøyede nivåer av metaller i avrenningsvannet (Forsvarsbygg, 2014a). Det har senere blitt gjennomført flere opprydningstiltak i feltet, og i 2015 ble Gimlemoen skyte- og øvingsfelt overlevert fra Forsvarsbygg til Kristiansand kommune (Forsvarsbygg, 2014b).

1.2 Hypoteser og mål for arbeidet

Målet for dette studiet var å vurdere forurensningsgraden i Kyrjtjønn, en innsjø som mottar avrenningsvann fra det nedlagte Gimlemoen skyte- og øvingsfelt. I tillegg ble det tatt vann- og sedimentprøver i Kroktjern, som er et vann nedstrøms Kyrjtjønn. Det ble målt konsentrasjoner av metaller i jord, vann, sediment og fisk (ulike organer) fra Kyrjtjønn og en uberørt referanseinnsjø, Stitjønn. Effekter på fisken ble undersøkt ved å beregne kondisjonsfaktor (forholdet mellom lengde og vekt), vekstforhold og måle nivåer av enzymet ALA-D (δ -aminolevulinic acid dehydratase) i røde blodceller. ALA-D er en følsom biomarkør for Pb-eksponering. Videre ble det satt ut befruktede ørretegg i utløpsbekkene fra Kyrjtjønn og Stitjønn for å studere metallakkumulering, overlevelse og klekking av ørret. Hovedhypotesene kan oppsummeres i det følgende:

- Det antas at konsentrasjoner av tungmetaller i innsjøer som mottar avrenningsvann fra det tidligere skyte- og øvingsfeltet Gimlemoen er forhøyet sammenlignet med upåvirket vann (referanseinnsjø).
- Det antas at tungmetallnivåer i fisk fra berørte innsjøer er forhøyet.
- Det antas at akkumulering av tungmetaller i fisk vil kunne gi negative langtidseffekter på fisken.
- Det antas at fiskeegg og -yngel vil være mer utsatt for effekter enn voksen fisk.

2 Metoder

2.1 Områdebeskrivelse

Det tidligere Gimlemoen skyte- og øvingsfelt ligger i Kristiansand kommune i Agder (tidligere Vest-Agder) fylke. Hele skytefeltet hadde et areal på ca. 7 km². Det ble etablert som et militært område i 1864, og benyttet som skyte- og øvingsfelt i større eller mindre grad fram til 2003 (Forsvarsbygg, 2011). Mellom 2004 og 2011 ble det gjennomført en rekke opprydningstiltak i området med hensikt å avhende skytefeltet. I 2015 ble området der Gimlemoen skyte- og øvingsfelt lå overlevert fra Forsvarsbygg til Kristiansand kommune. For en mer detaljert beskrivelse av området og miljøtiltak henvises til rapporter utgitt av Forsvarsbygg (Forsvarsbygg, 2011, Forsvarsbygg, 2014).

Mye av skyteaktiviteten på Gimlemoen skyte- og øvingsfeltet var konsentrert rundt området mellom Øvre Jegerbergsvann, Krokvann og Kyrjtjønn (Figur 2.1). Spesielt i området rundt Kyrjtjønn, og mellom Kyrjtjønn og Krokvann, var det anlagt flere skytebaner for håndvåpen. Forurenset avrenningsvann fra skytefeltet rant ut i Kyrjtjønn og Krokvann, deretter ut i Jegerbergsvannene for videre å renne ut i elva Otra. Rett nord for Øvre Jegerbergsvann ligger et lite vann, Stitjønn, som ikke ble påvirket av skyteaktiviteten i området. Dette vannet ble benyttet som referansevann i undersøkelsene i 2011 og 2012.



Figur 2.1 Oversiktsbilde av Gimlemoen skyte- og øvingsfelt med forsøksvannene, henholdsvis Kyrjtjønn, Krokvann, Stitjønn og Øvre Jegerbergsvann (bilde: Kartverket, Norgeskart.no).

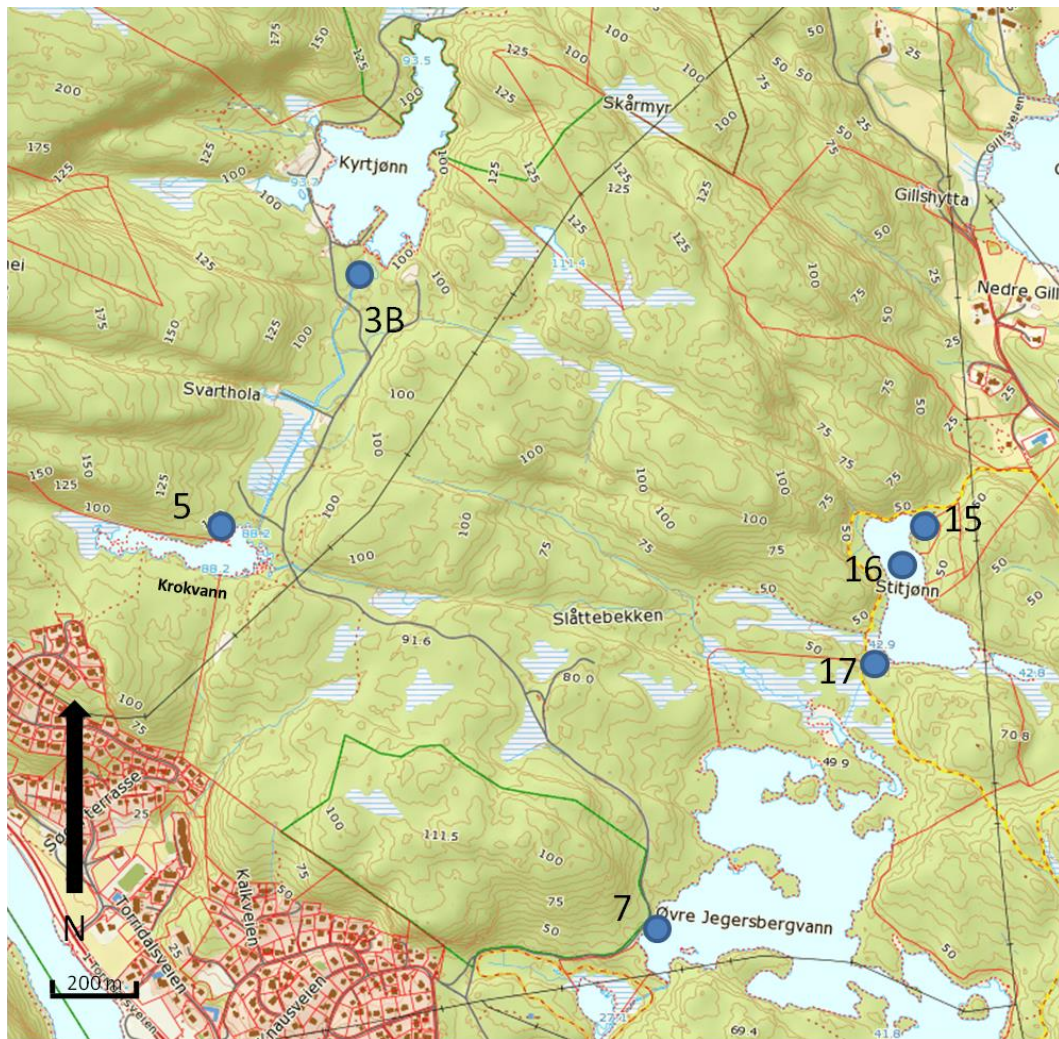
2.2 Prøvetaking av vann og sediment

I perioden 13.-16. september 2011 ble det tatt prøver av overflatevann og utløpsvann fra Kyrjtjønn, Krok vann og Stitjønn, samt overflatevann fra Øvre Jegerbergsvann. Det ble også i denne perioden utført prøvefiske i Kyrjtjønn og Stitjønn. Med unntak av i Øvre Jegerbergsvann, ble det tatt vannprøver fra 3 til 4 forskjellige steder i vannene. Disse stedene er ikke nærmere definert som prøvepunkter, men representerer den generelle vannkvaliteten i de dagene prøvefisket ble gjennomført.

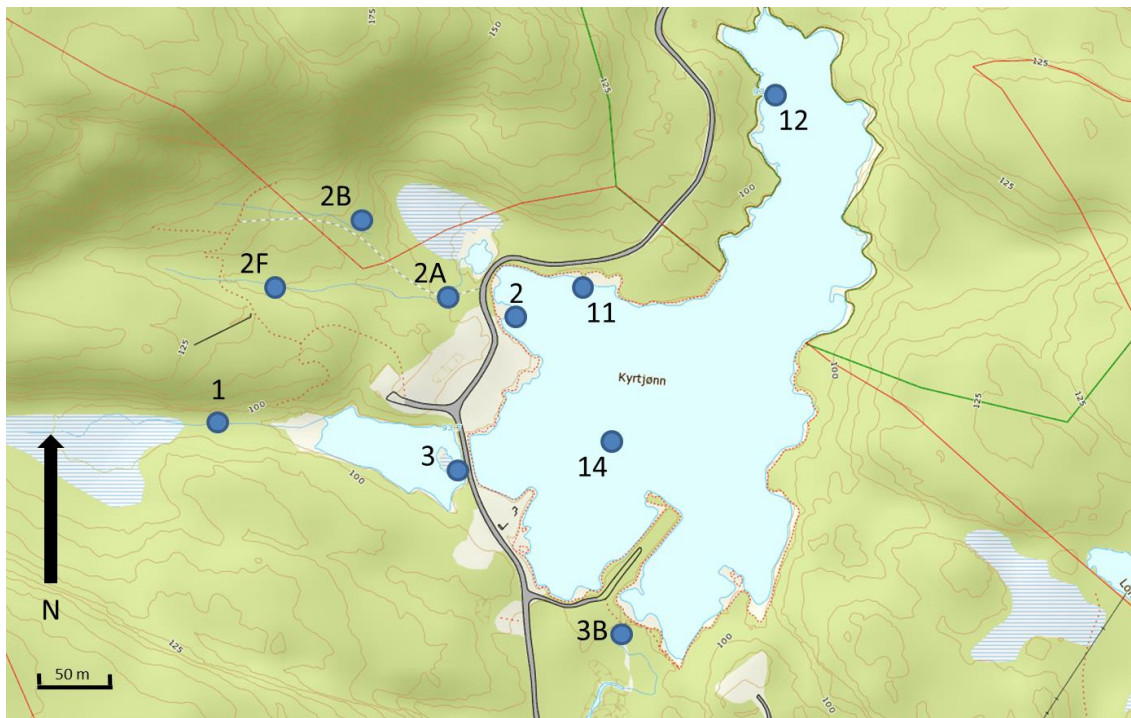
Under feltarbeidet i september 2011 ble det utført *in situ* fraksjonering av vann fra Kyrjtjønn, Krok vann og Stitjønn. Hensikten med dette var å bestemme ulike tilstandsformer (størrelses- og ladningsfraksjoner) av metaller i vannene for å kunne si noe om den potensielle biotilgjengeligheten av metallene (Salbu and Oughton, 1995). Størrelsesfraksjonene ble bestemt ved filtrering (0,45 µm) og ultrafiltrering (10 kDa). Resultatene ble angitt som totalkonsentrasjon, løst konsentrasjon (<0,45 µm), kolloidal fraksjon (<0,45 µm-10 kDa) og lavmolekylær fraksjon (<10 kDa). Ladningen av metallfraksjonene ble bestemt ved å bruke ionebyttekromatografi. Amberlite IR-120 ble brukt som kationbytter og AG1-X8 som anionbytter. Ved å måle konsentrasjonen av metallene før og etter ionebyttekolonnen, kan mengden metall bundet til ionebytteren bestemmes. Vannprøvene for bestemmelse av metallinnhold ble syrekonservert med 5 % ultraren salpetersyre. pH, ledningsevne og temperatur ble målt i felt.

Gjennom hele forsøksperioden ble det i tillegg tatt vannprøver fra definerte prøvepunkter, både i prøvepunkter tidligere etablert av Forsvarsbygg og fra noen nye prøvepunkter (Figur 2.2 og Figur 2.3). De første prøvene ble tatt 29. juni 2011 i forbindelse med en befaring på området. Senere ble det tatt vannprøver under prøvefiske i september 2011 og i forbindelse med utsettingen av rogn vinteren og våren 2012. Det ble tatt både ufiltrerte (total fraksjon) og filtrerte (<0,45 µm, løst fraksjon) vannprøver ved de ulike prøvetidspunktene (7/12-2011; 9/2-, 23/3-, 17/4-, 9/5-2012). Vannprøvene ble konservert på laboratoriet med konsentrert salpetersyre til 0,6 % (FFI) eller 5 % (NMBU). Vannprøvene ble analysert for en rekke makroelementer og sporelementer enten ved bruk av ved bruk av induktivt koplet plasma optisk emisjonsspektrometri (ICP-OES) eller induktivt koplet plasma massespektrometri (ICP-MS).

Det ble tatt overflatesedimentprøver fra Kyrjtjønn, Krok vann og Stitjønn ved bruk av en plastskje. Prøvene ble lagret i en zip-pose av plast ved -20 °C før analyse. Fra Kyrjtjønn og Stitjønn ble det i tillegg hentet opp sedimentkjerneprøver ved bruk av en sedimenthenter. Sedimentkjernene var ca. 30 cm dype med en diameter på 44,5 mm. For å se på den historiske profilen av tungmetaller i kjerneprøvene, ble sedimentkjernen kuttet i ca. 2 cm tykke skiver og overført til plastemballasje. Sedimentene ble tørket i varmeskap ved 105 °C i ett døgn og knust for hånd i en porselensmørtel før de ble oppsluttet ved bruk av ultraklav. De oppsluttede prøvene ble deretter analysert for en rekke sporelementer ved bruk av ICP-OES eller ICP-MS. Figur 2.2 og Figur 2.3 viser oversiktskart over prøvepunkter for vann, sediment og sedimentkjerne.



Figur 2.2 *Oversikt over prøvepunkter på Gimlemoen. I prøvepunktene 3B, 5, 15 og 17 ble det tatt vann- og sedimentprøver. I prøvepunkt 16 ble det tatt en kjerneprøve av bunnsediment og i prøvepunkt 7 ble det tatt vannprøve. I prøvepunkt 3B og 17 ble det satt ut befruktede ørretegg. Forsvarsbygg har tidligere gjort målinger rett i nærheten av prøvepunkt 7 i Øvre Jegerbergsvann (bilde: Kartverket, Norgeskart.no).*



Figur 2.3 Oversikt over prøvepunkter i området rundt Kyrkjønn. I prøvepunktene 1, 2, 2A, 2B, 2F og 3 ble det tatt vannprøver. I prøvepunktene 3B, 11 og 12 ble det tatt vann- og sedimentprøver. I prøvepunkt 14 ble det tatt en kjerneprøve av bunnsediment. Prøvepunktene 1, 2A, 2B, 2F, 3 og 3B er tidligere etablerte prøvepunkter av Forsvarsbygg (bilde: Kartverket, Norgeskart.no).

2.3 Sekvensiell ekstraksjon av bunnsediment og jord

Ved å gjøre sekvensiell ekstraksjon av jord eller sediment kan man få informasjon om hvor sterkt forurensingene er bundet til komponenter i jorda eller sedimentet. Er forurensingene sterkt bundet, vil de sannsynligvis ikke være tilgjengelig for opptak i en organisme og dermed utgjøre en mindre risiko for skade. Sekvensiell ekstraksjon ble utført på bunnsediment fra Kyrkjønn og Stitjønn. I tillegg ble det gjennomført sekvensiell ekstraksjon på rester av skytevolljord hentet rett ovenfor vannprøvepunkt 2B (Figur 2.3). Ekstraksjonen ble gjort etter metode av Le Tessier (1979) og Oughten et al. (1992). Bunnsedimentet ble hentet med en kjerneprøvetaker og kuttet i ca. 2 cm tykke biter og overført til plastemballasje. Sedimentene ble deretter lufttørket på ca. 40 °C. Sekvensiell ekstraksjon ble utført på tre fraksjoner av kjernen fra det øverste topplaget, henholdsvis 0-2, 2-4 og 4-6 cm. Ekstraksjonen ble utført i 6 trinn oppsummert i Tabell 2.1. Trinn 1 utgjør den vannløselige fraksjonen; og trinn 2 og 3 utgjør reversibelt bundet fraksjon. 1-3. trinn regnes som den biotilgjengelige fraksjonen av metaller. Trinn 4 er fraksjonen som er bundet til lett reduserbare komponenter som oksider av jern (Fe) og mangan (Mn); trinn 5 utgjør fraksjonen som er assosiert med organiske komponenter som organisk materiale fra humus; og trinn 6 utgjør den syreløselige restfraksjonen.

Tabell 2.1 Oversikt over hvilke ekstraksjonsmidler som ble benyttet under den sekvensielle ekstraksjonen for de forskjellige fraksjonene, samt bindingsegenskapene til metallfraksjonene som blir ekstrahert.

Fraksjon	Ekstraksjonsmiddel	Bindingsegenskaper
1	Vann	Vannløselig
2	1 M NH ₄ Ac, pH 7	Reversibel utbyttbar
3	1 M NH ₄ Ac, pH 5	pH sensitiv (amorft, karbonat)
4	0,04 M NH ₂ HCl i 25% HAc, pH 3	Svak reduserbar (f.eks. Fe, Mn)
5	0,02 M HNO ₃ /30% H ₂ O ₂ /3,2 M NH ₄ OAc, pH 2	Svak oksiderbar
6	HF/HNO ₃	Syreløselig fraksjon

2.4 Prøvetaking av fisk

Det ble gjennomført prøvafiske etter ørret (*Salmo trutta*) 13.-16. september 2011 med fiskegarn (Nordisk prøvegarnserie) i Kyrjtjønn og Stitjønn (Figur 2.4). Garnene hadde varierende maskevidde slik at man kunne fange fisk med forskjellig størrelse. Størrelsesfordelingen på fisken i vannet kan si noe om vekst- og gjenvestvilkårene i vannet. Det ble fanget inn 8 (6 levende, 2 døde) ørret fra Kyrjtjønn og 6 (4 levende, 2 døde) ørret fra Stitjønn. I Kyrjtjønn ble det bare fanget ørret, mens det i Stitjønn, i tillegg til ørret, ble fanget mye abbor (*Perca fluviatilis*) og en ål (*Anguilla anguilla*). Kun ørreten fra Stitjønn ble prøvetatt da den skulle fungere som referanse til ørreten prøvetatt i Kyrjtjønn. Fisken ble avlivet med et slag i hodet før blod ble prøvetatt fra «caudal aorta» ved bruk av sprøyte. Sprøytekanylen var på forhånd innsatt med det antikoagulerende middelet heparin. I tillegg til å samle helblod, ble blodet sentrifugert i felt (1000 g i 5 min) for å skille røde blodceller fra blodplasma. Prøvene ble deretter frosset ned på flytende nitrogen. Fiskens lengde og vekt ble deretter målt, før resten av fiskens organer (gjelle, lever, nyre muskel, hjerne, bein og mageinnhold), ble dissekert ut, pakket i Al-folie og fryst så raskt som mulig. Fiskens ørestein og skjell ble samlet inn for bruk til aldersbestemmelse. Prøvetakingen av fisk fulgte hovedsakelig fremgangsmåten beskrevet i Rosseland et al. (2001).

Helblod ble analysert for metaller, mens de røde blodcellene ble analysert for nivået av ALA-D. Gjelleprøver (2. gjellebue på fiskens høyre side) ble frysetørket før de ble syreoppløst og deretter analysert for metaller ved bruk av ICP-MS. Metaller ble også målt i hjerne, lever, nyre, muskel og beinvev (våttvekt).



Figur 2.4 Oversikt over Kyrjtjønn, et øyeblikksbilde av innsamlingen av fiskegarn samt en ørret fanget i Kyrjtjønn og abbor og ål fanget i Stitjønn (Foto: Mariussen, 2011).

2.5 Kondisjonsfaktorberegning og analyse av stabile isotoper

Fultons kondisjonsfaktor (1) benyttes for å indikere fiskens kondisjon (Ricker, 1975; Sutton et al., 2000). Den beregnes ut fra forholdet mellom vekten og lengden til fisken. Teorien er at jo høyere vekt en fisk har i forhold til lengde, jo bedre kondisjon har den. En kondisjonsfaktor på ca. 1 indikerer at fisken har tilfredsstillende vekstmønster og næringsforhold.

$$K = \frac{W \times 100}{L^3} \quad (1)$$

K=Fultons kondisjonsfaktor, L=lengden til fisken (cm), W=fiskens vekt (g)

Muskel og mageinnhold (usortert) ble prøvetatt for å bestemme fiskens trofiske nivå ved analyse av stabile isotoper av nitrogen ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N} = \delta^{15}\text{N}$), og differansen mellom karbonisotopene

($^{13}\text{C}/^{14}\text{C} = \delta^{13}\text{C}$) ble bestemt for å identifisere karbonkilden i dietten, dvs. om fisken hentet mat fra littoralsonen langs land eller fra de frie vannmasser eller dypområdene i innsjøen (France 1995). Ca. 0.3 g vev ble homogenisert i 3 ml ionebyttet vann og frysetørret (Christ Epsilon 2-4 LSC). Ca. 1 mg frysetørret materiale ble veid og pakket inn i tinnkapsler. Analyser av $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ ble gjort på en Flash Elemental Analyzer (EA) og en kontinuerlig flyt stabil isotop-ratio massespektrometer (CF-IRMS, Finnigan Delta+ XP).

2.6 Opparbeidelse av prøver og kjemiske analyser

Det ble foretatt analyser av en rekke ulike grunnstoff i vannprøvene, sedimentprøvene, jordprøvene og i forskjellige organer fra fisken som ble samlet inn. De biologiske prøvene og sedimentprøvene gjennomgikk syreopplutning ved bruk av ultraklav eller mikrobølgeovn. Syreopplutningen foregikk ved å veie ut en mengde prøvemateriale (ca. 0,1-0,3 g) som ble overført til teflonbelagte ekstraksjonsbeholdere. Jord- og sedimentprøvene ble totaloppluttet enten med flussyre eller kongevann. De biologiske prøvene ble oppluttet med salpetersyre. Ekstraktene ble deretter fortynnet med ultrarent vann før metaller og andre elementer ble bestemt ved bruk av ICP-MS eller ICP-OES. Vannprøvene ble tilsatt ultraren konsentrert salpetersyre til 0,6 % (FFI) eller 5 % (NMBU) og analysert for metaller og andre elementer med ICP-MS uten videre opparbeidelse.

2.7 ALA-D-analyser

ALA-D (δ -aminolevulinic acid dehydratase) er en sensitiv biomarkør som viser om en organisme har vært utsatt for blyeksponering. ALA-D er et enzym i hemesyntesen som hemmes av Pb. ALA-D-aktivitet kan måles i forskjellige organer som lever, nyre og milt, men blod er foretrukket matriks. I hemesyntesen danner ALA-D porfobilinogen fra δ -aminolevulinsyre. ALA-D-aktiviteten i fiskeblod ble bestemt ved hjelp av en spektrofotometrisk metode der ALA-D aktiviteten beregnes ut fra forholdet mellom porfobilinogenproduksjonen og proteinmengden i prøven. Metoden er beskrevet i detalj i Hylland (2004).

2.8 Utsetting av ørretegg

For å undersøke dødelighet og metallakkumulering i tidlige livsstadier hos ørret eksponert i forurenset vann fra Gimlemoen skytefelt, ble det i desember 2011 satt ut befruktete ørretegg i utløpsbekkene til henholdsvis Kyrstjønn og Stitjønn (Figur 2.5). Eggene ble satt ut ved prøvepunkt 3B og 17 (Figur 2.2). Egg og melke av Byglandsørret ble hentet på Syrtveit Fiskeanlegg i Evje og Hornes kommune samme dagen som eggene ble satt ut i bekkene. Eggene ble tørrbefruktet på stedet rett før de ble satt ut i bekken (Figur 2.5). Svellingen skjedde dermed direkte i den vannkvaliteten som skulle testes. De befruktete eggene ble lagt enkeltvis, eller to og to, i 24-brønners kultiveringsplater med lokk som på forhånd var boret hull i for å få god vanngjennomstrømning over eggene. Lokket ble feste med gaffatape, og mellom lokket og brønnen ble det lagt netting for å forhindre ørretyngelen fra å rømme etter klekking. Kultiveringsplatene med egg ble deretter lagt ned i plastkar som ble lagt ned i utløpsbekkene.

For å beskytte eggene for lys og for å holde plastkarene på plass i bekken, ble det lagt steinblokker og grus over platene med egg i karene. I hver bekk ble det lagt ca. 1200 egg fordelt på 40 kultiveringsplater.



Figur 2.5 Befruktning og utsetting av ørretegg i utløpsbekken fra Stitjønn 7. desember 2011 på Gimlemoen (Foto: Hans Christian Teien, 2011).

3 Resultater og diskusjon

3.1 Vannprøver

3.1.1 Vannkvalitet og tungmetaller

I forbindelse med prøvofiske ble det gjennomført en karakterisering av vannkvaliteten i henholdsvis Kyrjtjønn, Krok vann, Øvre Jegerbergsvann og referansevannet Stitjønn. Med unntak av Øvre Jegerbergsvann, ble det tatt vannprøver fra 3 til 4 forskjellige steder i vannene der gjennomsnittsverdien representerer vannkvaliteten i innsjøen. Resultatene av vannkvaliteten fra september 2011 er oppsummert i Tabell 3.1. Kyrjtjønn og Krok vann ble tilført 2,6 tonn kalk årlig i 2007, 2008 og 2009, og Stitjønn ble tilført 0,6 tonn kalk årlig i 2007 og 2008 (Pers med. Fylkesmannen i Vest-Agder). Til tross for dette var vannene relativt sure med pH på mellom 5 og 6. Alle vannene kan karakteriseres som relativt næringsfattige, med lav konduktivitet og lite påvirket av humus, hvilket er ganske typisk for vann i Norge (Lydersen et al, 2002).

Karakteristisk for Kyrjtjønn, Krok vann, og Øvre Jegerbergsvann var forhøyede konsentrasjoner av Pb, Cu og Sb, som skyldtes avrenning fra Gimlemoen skyte- og øvingsfelt. Konsentrasjon av Pb i vannene var høy ($\geq 11 \mu\text{g/L}$) og over grenseverdien gitt i vannforskriften ($7,2 \mu\text{g/L}$, Tabell 3.2). Grenseverdien for Pb i vannforskriften ble i 2015 revidert til en grenseverdi for maksimal konsentrasjon på $14 \mu\text{g/L}$ og en grenseverdi for årlig gjennomsnitt på $1,2 \mu\text{g/L}$ (Tabell 3.2). Verdien for årlig gjennomsnitt gjelder biotilgjengelig konsentrasjon av Pb (Vannforskriften 2006, sist endret 2015). Konsentrasjonen av Pb i Kyrjtjønn og Krok vann var også høyere ($\geq 14 \mu\text{g/L}$) enn den reviderte grenseverdien for maksimal konsentrasjon av Pb fra 2015, mens konsentrasjonen i Øvre Jegerbergsvann var noe lavere ($11 \mu\text{g/L}$) enn den reviderte grenseverdien. Stitjønn var ikke forurenset av skyteaktiviteten i området. Konsentrasjonen av Cu og Pb i Kyrjtjønn, Krok vann og Øvre Jegerbergsvann overskred den anbefalte såkalte LBRL (lowest biological risk level) (Lydersen et al., 2002), som er et anslag på den laveste metallkonsentrasjonen der man kan forvente en risiko for effekter på akvatiske organismer (Tabell 3.2).

Konsentrasjonene av Pb og Cu i Kyrjtjønn, Krok vann og Øvre Jegerbergsvann som ble målt i september 2011 var noe høyere enn målingene som ble gjort i juni 2011 og våren 2012, samt i overvåkningsprogrammet til Forsvarsbygg fra 2008-2010 (Tabell 3.3-Tabell 3.5). Et påfallende trekk under prøvetakingen i september 2011 var en svært høy vannstand på grunn av store nedbørmengder i forkant av feltarbeidet. Det er tidligere vist at konsentrasjonen av metaller i avrenningsbekker i skytefelt øker ved nedbørsepisoder (Strømseng et al, 2009, Heier et al 2010) og det er grunn til å tro at tilsvarende fenomen også kan observeres i mindre innsjøer som Kyrjtjønn og Krok vann. Årsakene til slike episoder kan være at det under større nedbørsperioder skjer en utvasking av forurensinger fra et større areal i området rundt innsjøene som kan gi en midlertidig økning i forurensingskonsentrasjonene. Det er derfor grunn til å tro at målingene som ble gjort i september 2011 representerer maksimalkonsentrasjoner av metaller fra ammunisjonsrester.

Tabell 3.1 Generell vannkvalitet i Krok vann, Kyrstjønn, Stitjønn og Øvre Jegerbergsvann, prøvetatt 13.-16. september 2011. Resultatene er oppgitt som gjennomsnittet \pm standardavviket (n=3-4).

Variabel	Krok vann (n=4)	Kyrstjønn (n=3-4) p	Stitjønn (n=3)	Øvre Jegerbergsvann (n=1)
pH		5,6	5,9	
Ledningsevne (μ S/cm)		30	42	
Pb total (μ g/L)	16 \pm 0,38	14 \pm 1,9	0,76 \pm 0,086	11
Cu total (μ g/L)	7,1 \pm 0,19	6,1 \pm 0,64	1,8 \pm 0,088	5,0
Sb total (μ g/L)	1,4 \pm 0,034	1,3 \pm 0,15	0,12 \pm 0,016	0,86
Zn total (μ g/L)	14 \pm 0,60	12 \pm 1,2	8,7 \pm 0,11	12
Cl (mg/L)	4,5 \pm 0,029	4,4 \pm 0,019	6,2 \pm 0,057	5,1
SO ₄ (mg/L)	2,0 \pm 0,11	2,3 \pm 0,056	3,1 \pm 0,021	2,5
NO ₃ (mg/L)	0,044 \pm 0,0091	0,074 \pm 0,0041	0,046 \pm 0,0010	0,049
TOC (mg/L)	10 \pm 0,24	10 \pm 0,32	8,9 \pm 0,057	9,1
DOC <0,45 μ m		11 \pm 0,44	9,0 \pm 0,04	
DOC <10 kDa		3,1 \pm 0,12	3,2 \pm 0,27	
Al (mg/L)	0,56 \pm 0,026	0,67 \pm 0,013	0,52 \pm 0,13	0,51
Ca (mg/L)	2,3 \pm 0,18	1,9 \pm 0,35	2,3 \pm 0,58	2,7
Fe (mg/L)	0,79 \pm 0,15	0,59 \pm 0,011	0,22 \pm 0,06	0,63
K (mg/L)	0,33 \pm 0,047	0,32 \pm 0,041	0,50 \pm 0,084	0,43
Mn (mg/L)	0,037 \pm 0,0053	0,029 \pm 0,0021	0,030 \pm 0,008	0,022
Na (mg/L)	4,4 \pm 0,20	4,5 \pm 0,14	5,8 \pm 1,3	5,4

Tabell 3.2 Grenseverdi for Pb i vannforskriften (2006, sist endret 2019), LBRL (lowest biological risk level) for Pb, Cu og Zn (Lydersen et al, 2002), og grenseverdi for Cu, Pb og Sb i drikkevannsforskriften (2001 og 2016).

	Konsentrasjon (µg/L)			
	Pb	Cu	Zn	Sb
Vannforskriften, gjeldende fra 27.3.12	7,2	Ingen verdi	Ingen verdi	Ingen verdi
Vannforskriften, gjeldende fra 25.6.15	14* 1,2**	Ingen verdi	Ingen verdi	Ingen verdi
LBRL	2,5	3,0	50	Ingen verdi
Drikkevannsforskriften, 04.12.01	10	1000	Ingen verdi	5
Drikkevannsforskriften, gjeldende fra 01.01.17	10	2000	Ingen verdi	5

*maksimal konsentrasjon, filtrert prøve (<0,45 µm)

**årlig gjennomsnitt, biotilgjengelig konsentrasjon

Gimlemoen skytefelt rundt Kyrtyønn, Krok vann og Øvre Jegerbergsvann har vært gjenstand for et årelangt overvåkningsprogram i regi av Forsvarsbygg. I dette overvåkningsprogrammet ble det etablert prøvepunkter som man har kortere eller lengre prøveserier fra (Forsvarsbygg 2013; Forsvarsbygg upublisert materiale). Tabell 3.3 til Tabell 3.5 viser konsentrasjonen av Pb, Cu og Sb i vannet fra noen av disse prøvepunktene som ble målt juni 2011 og våren 2012 og konsentrasjonene fra overvåkningsprogrammet til Forsvarsbygg fra 2008-2010. Prøvepunktene 1 og 2A-F er hentet fra bekker som renner ut i Kyrtyønn og som er mer eller mindre påvirket av skyteaktiviteten. Målingene viste at det fortsatt var en betydelig tilførsel av ammunisjonsrelatert forurensing i avrenningsvannet til Kyrtyønn da prøvene ble tatt.

Konsentrasjonene av metaller i prøvepunkt 3 var noe lavere enn i de andre prøvepunktene i Kyrtyønn (Tabell 3.3 til Tabell 3.5) og i den generelle undersøkelsen av vannkvaliteten (Tabell 3.1 til Tabell 3.5). Konsentrasjonen av metaller i vannet i utløpsbekken fra Kyrtyønn (prøvepunkt 3B) lå gjennom året relativt stabilt på hhv. ca. 10, 5 og 1 µg/L for Pb, Cu og Sb, mens konsentrasjonene av Pb, Cu og Sb i prøvepunkt 3 lå på hhv. ca. 4, 2,5 og 0,5 µg/L. Lavere konsentrasjoner i prøvepunkt 3 skyldes sannsynligvis at prøvepunktet ligger i en bukt innenfor veien som krysser vannet (Figur 2.3). Denne bukta får tilførsel av vann fra en bekk som er mindre forurenset (ref. prøvepunkt 1) slik at man sannsynligvis har fått en fortyningseffekt.

Prøvepunkt 5 var innløpet til Krok vann. Målingene i dette punktet viste noe lavere konsentrasjoner enn det som er rapportert i overvåkningsprogrammet. Det kan skyldes at prøvene ikke var hentet fra nøyaktig samme sted. Prøvene i studien ble hentet rett ved innløpet til Krok vann og ikke i selve innløpsbekken. Målingene representerer derfor i større grad metallkonsentrasjonene i vannet snarere enn i innløpsbekken. Prøvepunkt 7 var ved utløpet av Øvre Jegerbergsvann. Målingene i september 2011 viste en høyere Pb-konsentrasjon enn det som var målt tidligere i dette prøvepunktet. Som diskutert ovenfor kan det skyldes store nedbørmengder i forkant av målingene som gav en midlertidig økning i forurensingskonsentrasjonene i vannet.

Tabell 3.3 Blykonsentrasjonen i prøvepunkter etablert av Forsvarsbygg i overvåkingsprogrammet sommeren 2011 og våren 2012. Felter skravert i rødt overskred grenseverdien på 7,2 µg Pb/L, som var gjeldende grenseverdi i vannforskriften da prøvene ble tatt.

Prøvepunkt	Konsentrasjon Pb (µg/L)								
	1	2	2A	2B	2F	3	3B	5	7
Overvåkning*	2,2 (8)	13	42 (2)	63 (2)	42 (2)	7,9 (10)	10 (3)	31 (17)	5,5 (16)
29.06.2011		11				7,0	11	19	4,6
15.09.2012							14	16	11
23.03.2012		10				3,1	9,5	12	
17.04.2012	1,1	13	18		42	3,8	9,9	12	
09.05.2012	1,9	11	30	67	41	4,4	8,9	13	

Tabell 3.4 Kobberkonsentrasjonen i prøvepunkter etablert av Forsvarsbygg i overvåkingsprogrammet sommeren 2011 og våren 2012. Felter skravert i rødt overskred LBRL-verdien på 3,0 µg Cu/L gitt i Lydersen et al., 2002.

Prøvepunkt	Konsentrasjon Cu (µg/L)								
	1	2	2A	2B	2F	3	3B	5	7
Overvåkning*	2,3 (8)	5,8	11 (2)	2,7 (2)	7,4 (2)	3,8 (9)	4,1 (3)	11 (17)	4,4 (16)
29.06.2011		5,7				3,7	5,3	8,0	4,0
15.09.2011							6,1	7,1	5,0
23.03.2012		3,7				1,6	3,6	5,3	
17.04.2012	1,3	4,3	6,1		4,9	2,6	3,8	4,9	
09.05.2012	1,9	5,4	9,7	8,9	6,4	2,7	3,8	6,4	

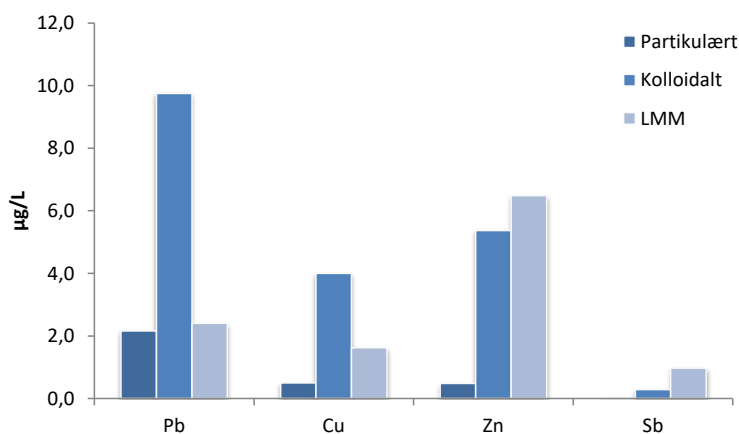
Tabell 3.5 Antimonkonsentrasjonen i prøvepunkter etablert av Forsvarsbygg i overvåkingsprogrammet sommeren 2011 og våren 2012. Det foreligger ingen økotoksikologiske grenseverdier for Sb.

Prøvepunkt	Konsentrasjon Sb (µg/L)								
	1	2	2A	2B	2F	3	3B	5	7
Overvåkning*	0,1 (5)					0,4 (4)	1,2 (1)	1,8 (6)	0,9 (5)
29.06.2011		1,3				0,6	1,3	1,5	0,8
15.09.2011							1,3	1,3	0,9
23.03.2012		0,9				0,5	0,8	1,3	
17.04.2012	<0,1	1,2	7,2		7,1	0,3	0,8	1,4	
09.05.2012	0,2	1,2	10	1,8	10	0,6	0,9	1,6	

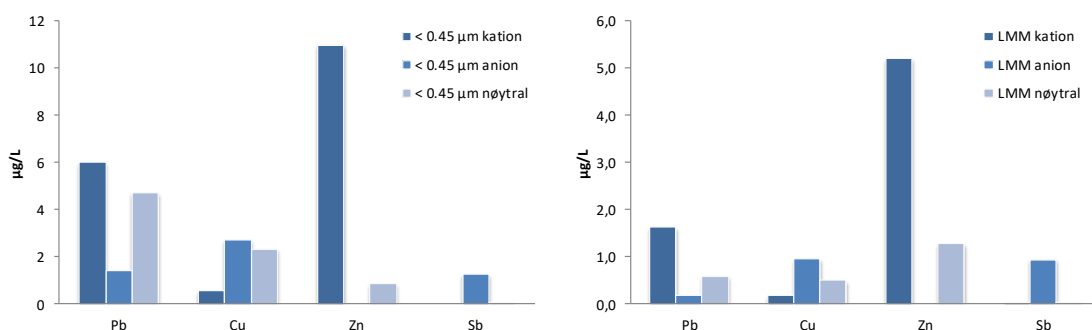
*Gjennomsnittlig konsentrasjon i vann hentet fra Forsvarsbyggs prøvepunkter mellom 2008 og 2010, antall prøver i parentes (Forsvarsbygg 2013, og Forsvarsbygg upublisert materiale).

3.1.2 Tilstandsformer til metallene

For vannprøvene samlet inn 15. september 2011, ble det utført *in situ* fraksjonering for å bestemme tilstandsformene til Pb, Cu, Zn og Sb. Resultatene viste at Pb og Cu hovedsakelig forelå som kolloidale (<0,45 µm-10 kDa) forbindelser, mens Zn både forelå som kolloidale og lavmolekylære forbindelser (LMM, <10 kDa) (Figur 3.1). Sb forelå som LMM-forbindelser, som er i overenstemmelse med tidligere observasjoner (Heier et al, 2009, 2010). Pb forelå hovedsakelig som kationer og nøytrale forbindelser, Zn som kationiske løste forbindelser, Sb som LMM anioniske forbindelser, mens Cu forelå som nøytrale/anioniske forbindelser (Figur 3.2). Resultatene indikerer at mesteparten av Pb og Cu var assosiert med organisk materiale/humus i vannet.



Figur 3.1 Størrelsesfordeling av Pb, Cu, Zn og Sb i Kyrjtjønn 15. september 2011 (n=3).



Figur 3.2 Ladningsfordeling av Pb, Cu, Zn og Sb i Kyrjtjønn 15. september 2011. Kation = positivt ladet, anion = negativ ladet.

3.2 Sedimentprøver

3.2.1 Tungmetaller i sediment

Det ble tatt sedimentprøver fra flere lokaliteter i Kyrkjønn, i tillegg til en sedimentprøve i Krok vann og Stitjønn. Det ble tatt ut sedimentkjernep prøver fra midtre del av vannet i tillegg til prøver av det øverste (0-5 cm) sedimentlaget i strandkanten. Med unntak av sedimentprøven i utløpet fra Kyrkjønn (prøvepunkt 3B) som i all hovedsak var av mineralisk opprinnelse, bestod sedimentprøvene primært av humusstoffer som er nedbrytningsprodukter av gammelt plantemateriale. I mange av sedimentprøvene fra Kyrkjønn og i prøven fra Krok vann var det høye konsentrasjoner av Pb (>1000 mg/kg, Tabell 3.7). Konsentrasjonene overskred grensen for sterkt forurenset sediment iht. Statens forurensningstilsyns (SFT) klassifisering fra 2004 (Tabell 3.6). Grenseverdiene for klassifisering av sediment har senere blitt oppdatert av Miljødirektoratet. Oppdaterte grenseverdier finnes i «Veileder for klassifisering av vann, sediment og biota» (Miljødirektoratet, 2016).

Det var store variasjoner i konsentrasjonene av metaller i sedimentprøvene. I nærheten av prøvepunkt 12 (Figur 2.3) på nordsiden av vannet ble det tatt en ny sedimentprøve (prøvepunkt 12B) som hadde en mye lavere blykonsentrasjon. Den store variasjonen i blykonsentrasjonen i sedimentet fra Kyrkjønn skyldes sannsynligvis at mesteparten av forurensingen var akkumulert i det øverste sedimentlaget. Prøvetaking av sediment er utfordrende og man kan fort få med seg sediment fra dypere lag som bidrar med å fortynne prøven. Prøvepunkt 11 hadde også en relativt sett mye lavere konsentrasjon enn de andre prøvepunktene, men dette var i nærheten av et område der det var gjort tiltak. Prøven hadde innslag av mineralisk jord som var tilført området under tiltak. Konsentrasjonene av Cu og Sb i sedimentprøvene var relativt lave, som viser at Cu og Sb ikke akkumuleres i bunnsedimentet. Sedimentet i utløpsbekken fra Kyrkjønn hadde også lave konsentrasjoner av Pb, Cu og Sb noe som tyder på at forurensingen vaskes vekk og ikke akkumuleres. Interessant nok hadde sedimentet fra Stitjønn blykonsentrasjoner som kan klassifiseres som forurenset (Tabell 3.6). Området rundt Stitjønn skal ikke ha vært påvirket av skyteaktiviteten og en oppkonsentrering av Pb i bunnsedimentet skyldes sannsynligvis mineralogi eller langtransporterte blyavsetninger.

Tabell 3.6 Tilstandsklasser for sediment angitt i «Veileder for håndtering av forurenset sediment» (SFT, 2004). For Sb er det beregnet tilstandsklasser i jord basert på metoder angitt i «Forslag til tilstandsklasser for jord» (NGU, 2007).

	Tilstandsklasse, konsentrasjon (mg/kg)				
	I Lite forurenset	II Moderat forurenset	III Markert forurenset	IV Sterkt forurenset	V Meget sterkt forurenset
Pb	<30	30-120	120-600	600-1500	>1500
Cu	<35	35-150	150-700	700-1500	>1500
Zn	<150	150-700	700-3000	3000-10000	>10000
Sb (jord)	<40	40-100	100-300	300-700	700-10000

Tabell 3.7 Konsentrasjonen av metaller og andre elementer i bunnsedimenter fra Kyrstjønn (Kyr), Krokvann (Krok) og Stitjønn (Sti). Prøvepunktene er avmerket i Figur 2.2 og Figur 2.3. Fargekodene indikerer sedimentets tilstandsklasse iht. klassifiseringen av forurenset sediment fra SFT, 2004 (Tabell 3.6). Rødt indikerer meget sterkt forurenset, brunt sterkt forurenset og gult forurenset.

Prøvepunkt	Ca (g/kg)	Mg (g/kg)	Al (g/kg)	Mn (mg/kg)	Fe (g/kg)	Cu (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Sb (mg/kg)	Pb (mg/kg)
2 (Kyr)	18,4	6,6	14,3	330	27,6	92	130	31	1300
3B (Kyr)	2,2	1,8	18,6	220	12,0	300	160	11	1700
11 (Kyr)	0,73	1,0	7,5	88	9,2	54	68	3,0	410
12A (Kyr)	2,9	1,6	25,7	110	147	250	630	36	2700
12B (Kyr)	1,1	0,66	8,8	170	11,6	42	83	4,7	440
14 (Kyr)	5,7	0,69	11,9	600	19,6	62	240	< 50*	780
3B (Kyr)	0,89	1,8	4,7	250	12,4	13	53	2,2	100
5 (Krok)	2,8	3,3	24,0	230	26,6	360	210	41	2900
15 (Sti)	4,4	3,5	19,5	240	18,5	59	130	1,8	130
16 (Sti)	7,9	1,2	18,0	140	19,8	80	490	< 50*	270

For å studere den vertikale fordelingen av forurensingene i sedimentet ble det tatt en sedimentkjerneprøve fra Kyrstjønn og Stitjønn. Prøven fra Kyrstjønn ble hentet fra båt sør-øst i vannet i et område hvor det har vært skutt over vannet. Kjerneprøvene ble skåret i ca. 2 cm tykke skiver som ble analysert for metaller og andre elementer. Resultatene viste at mesteparten av blyet var akkumulert i det øverste 2 cm tykke sedimentlaget, og konsentrasjonene avtok til bakgrunnsnivåer ved ca. 5 cm dybde (Tabell 3.8). Også konsentrasjonen av Pb i det øverste sedimentlaget i Stitjønn var noe forhøyet (Tabell 3.9), men dette skyldes sannsynligvis ikke avsetninger fra skytefeltet, men luftavsetninger fra langtransportert Pb. Den store endringen i blykonsentrasjonen nedover i sedimentlagene tyder på at sedimentasjonshastigheten i vannet er lav, og dermed liten grad av metallakkumulering. Suspendert organisk materiale har en lav egenvekt, og vil i liten grad sedimentere. Kyrstjønn har også små tilførselsbekker med lavt innhold av suspendert mineralsk materiale som kan avsettes i vannet. Konsentrasjonene av Cu, Zn og Sb i kjerneprøven fra Kyrstjønn var lave og tilnærmet lik konsentrasjonene som ble funnet i kjerneprøven fra Stitjønn. Dette tyder på at Cu og Sb ikke akkumuleres i stor grad i sedimentlagene og at sedimentet er en marginal kilde for Cu- og Sb-forurensing i Kyrstjønn.

Tabell 3.8 Konsentrasjonen av metaller og andre elementer i sedimentkjernen fra Kyrstjønn. Fargekodene indikerer sedimentets tilstandsklasse iht. klassifiseringen av forurenset sediment fra SFT, 2004 (Tabell 3.6). Brunt indikerer sterkt forurenset og gult indikerer forurenset sediment.

Kyrstjønn	Ca (g/kg)	Mg (g/kg)	Al (g/kg)	Mn (mg/kg)	Fe (g/kg)	Cu (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Sb* (mg/kg)	Pb (mg/kg)
0-2 cm	5,7	0,69	11,9	600	19,6	62	240	<50	780
2-4 cm	7,0	0,78	7,8	530	17,4	37	160	<50	420
4-6 cm	7,0	0,78	6,7	370	13,9	18	62	<50	180
6-8 cm	5,9	0,77	8,9	210	10,5	20	43	<50	190
8-10 cm	6,1	0,83	6,8	110	8,8	11	16	<50	49
10-12 cm	6,1	0,89	5,5	87	8,0	9,0	10	<50	30
12-14 cm	6,4	0,97	3,7	74	7,5	7,0	7,0	<50	<20
14-16 cm	5,7	0,69	11,9	600	19,6	11	11	<50	61
16-18 cm	7,0	0,78	7,8	530	17,4	7,0	7,0	<50	<20

*Deteksjonsgrensen for Sb i jord målt med ICP-OES var 50 mg/kg

Tabell 3.9 Konsentrasjonen av metaller og andre elementer i sedimentkjernen fra Stitjønn. Fargekodene indikerer sedimentets tilstandsklasse iht. klassifiseringen av forurenset sediment fra SFT, 2004 (Tabell 3.6). Gult indikerer forurenset sediment.

Stitjønn	Ca (g/kg)	Mg (g/kg)	Al (g/kg)	Mn (mg/kg)	Fe (g/kg)	Cu (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Sb* (mg/kg)	Pb (mg/kg)
0-2 cm	7,9	1,2	18,0	140	19,8	80	490	<50	270
2-4 cm	8,7	1,2	18,4	150	20,6	41	200	<50	190
4-6 cm	8,6	0,85	18,9	160	27,5	34	140	<50	150
6-8 cm	7,4	0,75	20,1	170	34,0	35	150	<50	100
8-10 cm	7,6	0,65	17,6	160	23,5	33	97	<50	52
10-12 cm	7,7	0,57	17,4	150	17,2	26	97	<50	<20
12-14 cm	8,2	0,62	14,9	160	14,1	29	88	<50	22
14-16 cm	8,7	0,70	17,4	170	11,0	32	76	<50	<20
16-18 cm	8,8	0,67	14,9	170	10,8	35	72	<50	<20

*Deteksjonsgrensen for Sb i jord målt med ICP-OES var 50 mg/kg

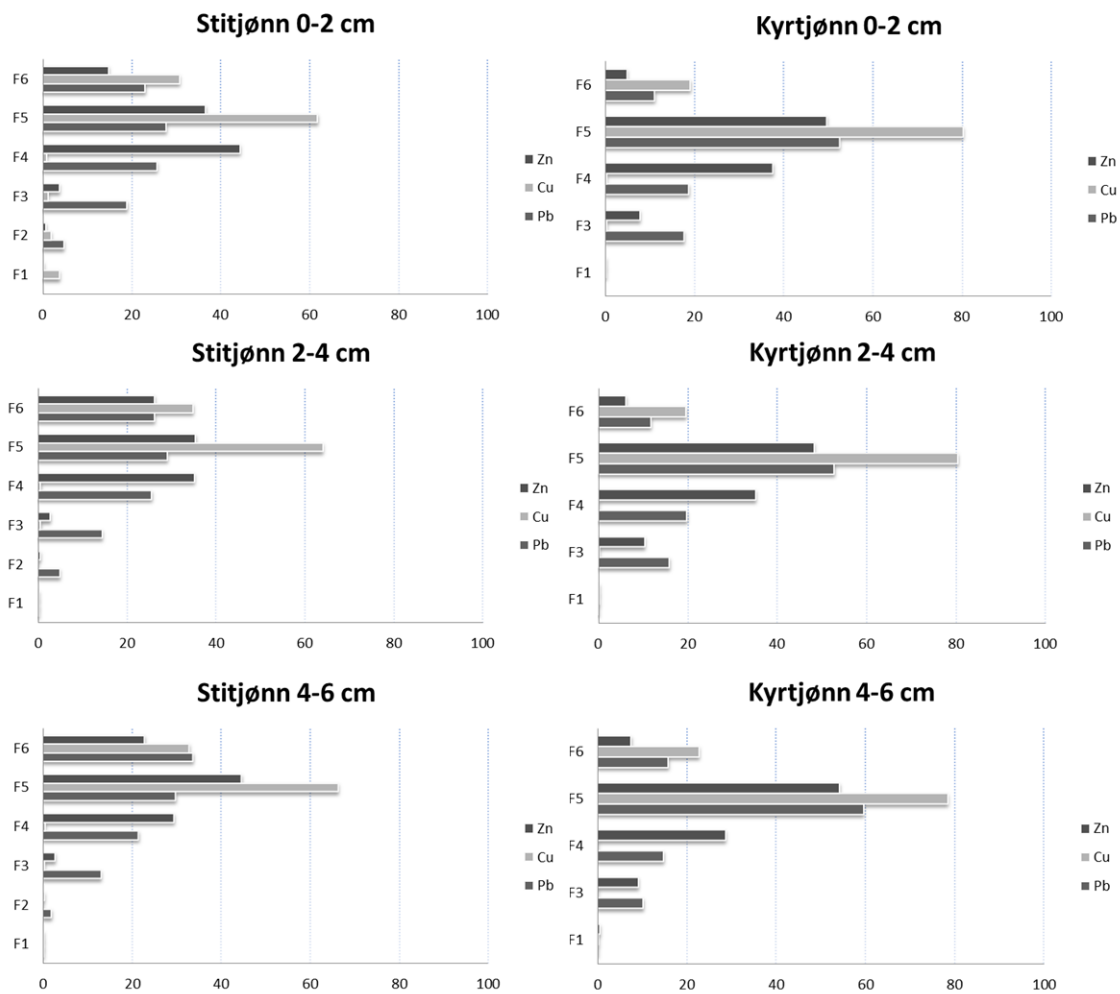
3.2.2 Sekvensiell ekstraksjon av sediment

Konsentrasjonen av Pb i det øverste bunnsedimentlaget hentet fra Kyrstjønn var ganske høy (Tabell 3.7 og Tabell 3.8). Konsentrasjonen av Cu og Sb i bunnsedimentet var lav, hvilket indikerer at mesteparten av Cu og Sb var mobilt og ble fraktet videre i vannsystemet. For å få et innblikk i hvor sterkt bundet Pb og andre metaller var til bunnsedimentet, ble det gjennomført sekvensiell ekstraksjon av det øverste (0-6 cm) topplaget av bunnsedimentet. I tillegg ble det gjennomført sekvensiell ekstraksjon av rester av skytevolljord hentet rett ovenfor

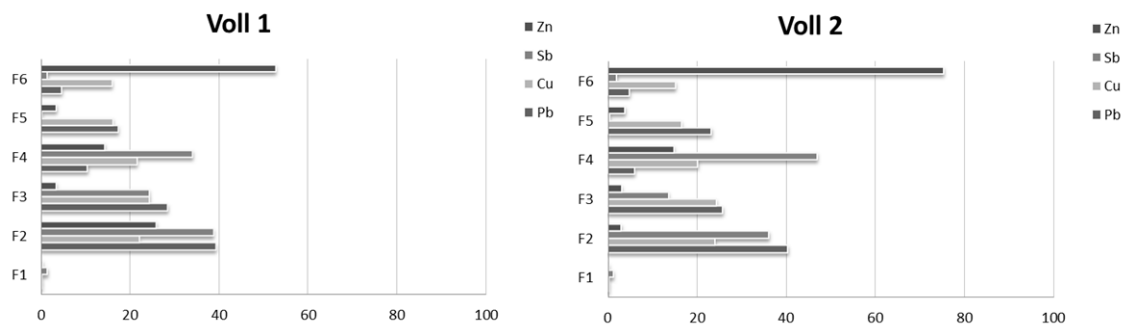
vannprøvepunkt 2B (Figur 2.3). Vollmassen var svært forurenset av Pb, Cu og Sb og inneholdt ammunisjonsrester fra skyteaktiviteten i tillegg til diverse forvittringsprodukter fra ammunisjonen. Analyse av to av jordprøvene (merket voll 1 og 2, Figur 3.4) som ble hentet fra dette området viste konsentrasjon på henholdsvis 90 og 34 g Pb/kg, 0,9 og 0,8 g Cu/kg og 3,5 og 1,1 g Sb/kg.

Ekstraksjonen ble utført i 6 trinn oppsummert i Tabell 2.1. Resultatene viste at mindre enn 20 % av det akkumulerte blyet var reversibelt bundet til sedimentet og forelå i den antatt mest biotilgjengelige fraksjon (fraksjon 1-3). Den største andelen av Pb (ca. 85 %) ble identifisert i fraksjon 4-6 som indikerer at Pb var relativt hardt bundet i sedimentet. Sammenlignet med bunnsedimentet fra Stitjønn, som ikke var påvirket av skyteaktivitet, hadde sedimentet fra Kyrkjønn en større andel Pb bundet til fraksjon 4 og 5 (svakt reduserbar og oksiderbar fraksjon), og en lavere andel bundet til den syreløselige restfraksjonen (fraksjon 6). Det vil si at Pb i sedimentet i Stitjønn satt hardere bundet enn i Kyrkjønn. Årsakene til dette kan være at Kyrkjønn var nærmere forurensingskilden både i tid og sted. Mesteparten av den mobile og antatt biotilgjengelige andelen av Pb, Cu og Sb som ble tilført Kyrkjønn så derfor ut til å forbli løst i vannfasen og fraktet videre nedover i vannsystemet. Det er derfor grunn til å tro at Pb i bunnsedimentet ikke vil remobiliseres og være et vesentlig bidrag til blyforurensingen i de frie vannmassene hvis bidraget fra land opphører, forutsatt at systemet ikke forsures ytterligere og at flommer ikke resuspenderer det øvre sedimentlaget i Kyrkjønn. Bunnsedimentet vil imidlertid kunne være en kilde for blyeksponering av bunnlevende og planktonbeitende dyr.

Den sekvensielle ekstraksjonen som ble utført på vollmaterialet hentet i nærheten av Kyrkjønn viste en annen trend enn bunnsedimentet ved at en mye større andel av blyet var bundet til den pH-sensitiv-reversible og svakt reduserende fraksjonen (fraksjon 2 og 3, Figur 3.4). En høy andel av Cu og Sb var også bundet til disse fraksjonene. Karakteristisk for Sb var en andel på ca. 40 % som var bundet til den svakt oksiderbare fraksjonen (for eksempel Fe- og Mn-oksider). Det er kjent at Sb har høy affinitet til Fe-oksider. Sink var i stor grad knyttet til den irreversibelt bundne restfraksjonen hvilket sannsynligvis kan skyldes at Zn ikke har opprinnelse fra ammunisjon, men er en del av den naturlige mineralsammensetningen til jordmassen.



Figur 3.3 Sekvensiell ekstraksjon av bunnsediment fra Stitjønn og Kyrstjønn. Figuren viser prosentandelen som hver fraksjon utgjør av totalkonsentrasjonen av henholdsvis Pb, Cu og Zn. Fraksjon F1-F3 utgjør den lett løselige, biotilgjengelige fraksjonen. Fraksjon F4 og F5 utgjør henholdsvis metall assosiert med for eksempel til Fe- og Mn-oksider og til organisk materiale. Fraksjon F6 utgjør den syreløselige fraksjonen. Konsentrasjonen av Sb var for lav til at man fikk målbare resultater.



Figur 3.4 Sekvensiell ekstraksjon av jordvollmasse fra et prøvepunkt ovenfor Kyrjtjønn (nær prøvepunkt 2B). Figuren viser prosentandelen som hver fraksjon utgjør av totalkonsentrasjonen av henholdsvis Pb, Cu, Sb og Zn. Fraksjon F1-F3 utgjør den lett løselige, biotilgjengelige fraksjonen. Fraksjon F4 og F5 utgjør henholdsvis metall assosiert med for eksempel til Fe- og Mn-oksider og til organisk materiale. Fraksjon F6 utgjør den syreløselige fraksjonen.

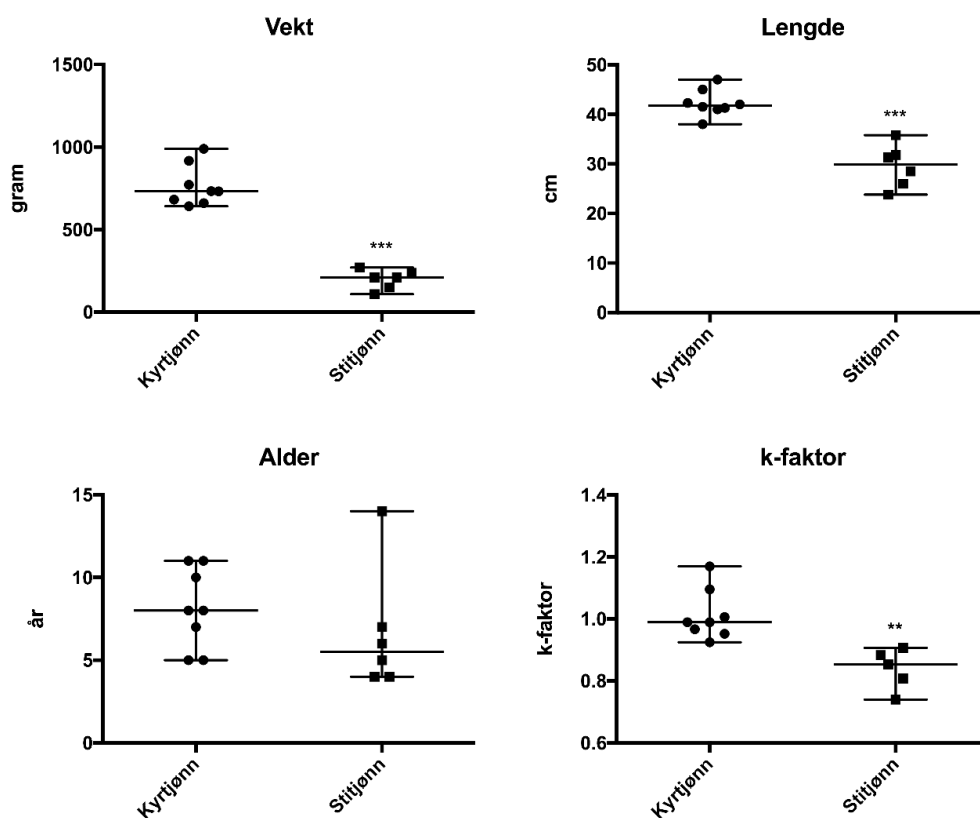
3.3 Effekter på fisk

Sur nedbør har siden tidlig på 1900-tallet vært et betydelig miljøproblem i Sør-Norge og førte til mange fisketomme vann på grunn av surt vann og mobilisering av aluminium, særlig i Agderfylkene (Hindar et al., 1994; Rosseland og Henriksen 1994, Gjedrem og Rosseland, 2012). For å redusere surgjøringen av vannene og for å få fisken tilbake, ble det satt i gang et omfattende program for kalking av norske innsjøer (Rosseland og Skogheim 1984). I mange innsjøer har det også blitt satt ut fisk, særlig ørret, fra forskjellige oppdrettsanlegg. Tjernene på Gimlemoen har også blitt kalket gjennom årene. I 2003 fikk Kristiansand Jeger og Fiskerforening tillatelse til å sette ut henholdsvis 150 stk. og 300 stk. ettårige ørret i Kyrjtjønn og Krok vann. I søknaden om utsetting kommer det fram at disse to vannene ikke har stedegne stammer av ørret og at det er svak reproduksjon av fisken. Det er derfor grunn til å tro at ørreten som ble fanget i Kyrjtjønn er oppdrettsørret som er satt ut.

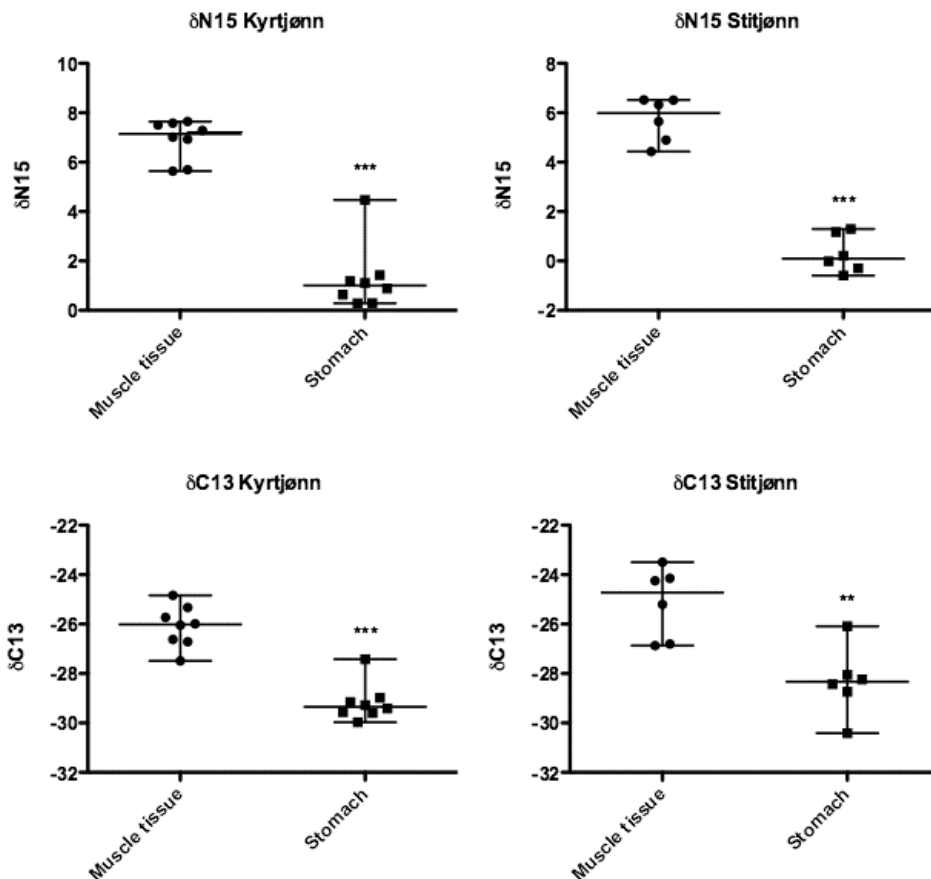
3.3.1 Karakterisering og kondisjon av fisken

Ørreten fra Kyrjtjønn var mye større enn ørreten fra Stitjønn (Figur 3.5). Fisken fra Kyrjtjønn hadde en relativt homogen størrelsesfordeling på mellom 650 og 1000 g og en gjennomsnittlig lengde og vekt på hhv. 43 cm og 766 g. Fisken fra Stitjønn hadde en gjennomsnittlig lengde og vekt på hhv. 30 cm og 198 g. Det at det ikke ble fanget mindre fisk i Kyrjtjønn og den homogene størrelsesfordelingen av fisken styrker antagelsen om at gjenveksten i vannet er liten og at fisken er satt ut. Fisken fra Kyrjtjønn hadde en gjennomsnittlig alder på 8 år, mens fisken fra Stitjønn hadde en gjennomsnittlig alder på 7 år (Figur 3.5). Av 14 ørret som ble samlet inn var 9 hannfisk, 4 hunnfisk og en av ukjent kjønn. To fisk fra Kyrjtjønn og to fisk fra Stitjønn var døde før prøvetaking. Fisken fra Stitjønn hadde signifikant lavere kondisjonsfaktor enn fisken fra Kyrjtjønn ($p < 0,05$, toveis Student-t test). Kondisjonsindeksen lå på ca. 1 for fisken fra Kyrjtjønn og 0,8 for fisken fra Stitjønn (Figur 3.5). En kondisjonsfaktor på ca. 1 indikerer at fisken har

tilfredsstillende vekstmønster og næringsforhold. Ørreten fra Kyrjtjønn så derfor ut til å ha tilfredsstillende levetid. Den lavere kondisjonsindeksen til fisken fra Stitjønn skyldtes sannsynligvis større konkurranse om mattilgangen mellom de forskjellige fiskeartene. I Stitjønn var det mye abbor som sannsynligvis konkurrerer med ørreten om den samme maten. Nivåene av $\delta^{15}\text{N}$ viser at fisken fanget i begge vann lå på samme trofiske nivå (i hvert vann). Sammenligning mellom vannene er ikke mulig da bunnivået av N-isotopene (eks. planter) ikke ble målt. Ørreten fra Kyrjtjønn var mye større enn den fra Stitjønn og det er grunn til å tro at den derfor kan spise større byttedyr som befinner seg høyere i næringskjeden. Analyser av mageinnholdet viser at ørreten lå på et trofisk nivå over organismene i magen (Figur 3.6). Det ble ikke gjort bestemmelser av art av mageinnholdet. Det var imidlertid ingen forskjell i $\delta^{15}\text{N}$ -nivået i mageinnholdet mellom de to fiskegruppene. $\delta^{13}\text{C}$ -nivået i muskelvevet i fisken indikerer at fisken hovedsakelig beitet på mat knyttet til littoralsonen, nær strandkanten (France, 1995). $\delta^{13}\text{C}$ -anrikingen i mageinnholdet var noe lavere enn i fisken, men kan også knyttes til næringskjeder i nærheten av littoralsonen (France, 1995).



Figur 3.5 Alders-, vekt- og lengdefordeling, og kondisjonsfaktorer på ørreten fanget i Kyrjtjønn og Stitjønn. Figuren viser medianen og maks- og min-verdier. Det var signifikant forskjell på vekt og lengdefordeling og k-faktor mellom ørreten fanget i de to vannene (tosidig Student-t, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$).



Figur 3.6 Nivået av N15- og C13-isotopen i muskelvev og mageinnhold i ørret fra Kyrstjønn og Stitjønn. Figuren viser medianen og maks- og min-verdier. Det var signifikant forskjell i nivåene av N15- og C13-isotopene mellom ørreten fanget i de to vannene (tosidig Student-t, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$).

3.3.2 Tungmetaller i fiskevev

Tungmetallkonsentrasjonen ble målt i forskjellige organer fra den innsamlede ørreten. Blyinnholdet var gjennomgående mye høyere i fisken fra Kyrstjønn sammenlignet med fisken fra Stitjønn (Tabell 3.10). Særlig nyre, beinvev og gjelle hadde en svært høy akkumulering av Pb. Dette viser at ørreten fra Kyrstjønn var blitt eksponert for forhøyede konsentrasjoner av Pb. Tidligere studier på fisk eksponert for Pb har vist liknende funn. I et laboratoriestudie av Hodson et al., (1978) ble regnbueørret (*Salmo gairdneri*) eksponert for Pb i 32 uker (10-100 $\mu\text{g/L}$). Resultatene viste særlig høye konsentrasjoner av Pb i beinvev, nyrer og på gjelle. Det ble målt en konsentrasjon på ca. 100 mg Pb/kg i beinvev i den høyeste eksponerte gruppen, noe som er tilsvarende resultatene for fisken fra Kyrstjønn. Bly kan virke akutt giftig på fisk ved å påvirke ionebalansen over gjellene, slik som opptak av Na, Cl og Ca. Bly virker som en Ca-

analog og konkurrerer med Ca på Ca-bindende proteiner, som spenningsavhengige Ca-kanaler og Ca-ATPase (Rogers and Wood, 2004). Dette kan føre til økte Pb-konsentrasjoner i organer som blod og Ca-rike organer som beinvev. Na og Cl-balansen kan påvirkes ved at Pb bindes til Na/K-ATPasen (Rogers et al., 2005). Akutt forgiftning av Pb hos fisk skjer først ved relativt høye konsentrasjoner og dødelig akutt dose ligger på mer enn 200 µg Pb/L (Spry and Wiener, 1991). Effekten av Pb på kalsiumopptak har imidlertid vist seg å kunne gi kroniske effekter. Studier av Davies et al., (1976) og Holcombe et al., (1976) viste at kronisk Pb-eksponering kunne gi deformasjoner i ryggraden i halefinneområdet og formørkninger i huden bak ryggfinnen. Dette ble forklart med en sterk akkumulering av Pb i beinvevet. I studien i Kyrtyjønn ble ingen av disse morfologiske tegnene på Pb-forgiftning observert. Det er kjent at akutt toksisitet av Pb er avhengig av den generelle vannkjemien. Toksisiteten er negativt korrelert med Ca-konsentrasjonen og konsentrasjonen av organisk materiale (Davies et al., 1976, Holcombe et al., 1976; Rogers et al., 2003; Rogers and Wood, 2004). Lav pH i vannet vil også øke toksisiteten. Betydningen av vannkjemien på kronisk eksponering for Pb er mer uklar, men det er vist at økt konsentrasjon av organisk materiale i vannet vil redusere Pb-opptaket, sannsynligvis ved å gjøre blyet mindre biotilgjengelig (Spry and Wiener, 1991; Richards et al., 2001; Grosell et al., 2006).

Nivået av Pb i muskelvevet til ørreten i Kyrtyjønn var relativt lavt og lå på 0,1 mg/kg. Tidligere målinger i ferskvannsfisk har vist at Pb-konsentrasjonen i filet og lever normalt ligger på inntil hhv. ca. 0,1 mg/kg/våtvekt og 0,2 mg/kg/våtvekt i ikke-forurensede vann (Grande, 1987; 1991). Mattilsynet har satt en grense for akseptabel blykonsentrasjon på 0,3 mg/kg i filet. Dette betyr at blyinnholdet i ørreten hentet fra Kyrtyjønn lå under øvre grense for hva som kan betegnes som normalkonsentrasjon og det skal ikke være forbundet med noen risiko å spise fisken. Korrelasjonsanalyse (Spearman) av ørreten fra Kyrtyjønn viste ingen signifikant sammenheng mellom kondisjonsindeks og innhold av Pb, verken i lever, muskel, rogn eller lever (data ikke vist). Pb-innholdet ble plottet mot fiskens lengde, men det ble ikke funnet noen sammenheng mellom fiskens lengde og innhold av Pb i fisken (data ikke vist).

Med unntak av i beinvevet, var det ingen signifikante forskjeller i kobberkonsentrasjonen i fisken mellom de to vannene. I muskelvev lå kobberkonsentrasjonen på ca. 0,3 mg/kg (Tabell 3.10) som er innenfor forventet bakgrunnskonsentrasjon på inntil ca. 0,8 mg/kg våtvekt (Grande, 1987; 1991). Mattilsynet har ingen særskilte retningslinjer for Cu i matvarer. Med unntak av for sau, så er inntak av moderate mengder Cu ikke spesielt giftig for verken dyr eller mennesker. Det er ingen grunn til å tro at et kobberinnhold på 0,3 mg/kg våtvekt i ørret utgjør noen risiko. Kobberkonsentrasjonen i lever hos fisken var vesentlig høyere og lå på drøyt 500 mg/kg/våtvekt (Tabell 3.10). Den høyere kobberkonsentrasjonen i lever skyldes at Cu er et essensielt metall som benyttes som co-faktor i forskjellige enzymatiske og metabolske prosesser. Leveren er et organ med svært høy metabolsk aktivitet og essensielle metaller kan derfor bli anriktet i leveren.

Kobber er meget akutt-toksisk for fisk. Kobber påvirker ionebalansen, og induserer tap av Na og Cl over gjellene med påfølgende effekter på osmolaritet, væskevolum og hjerte- og karsystemet (Playle et al., 1993). Studier av effekten av kronisk kobbereksponering har vist forskjellige

resultater. Noen studier har vist effekter på vekst, adferdsendringer og endret matinntak, mens andre studier har vist små eller ingen effekter (McGeer et al., 2000). Det har vist seg at fisk har en evne til å tilpasse seg økte kobberkonsentrasjoner i vannet såfremt de overlever den første kritiske akutte eksponeringsfasen. I en studie av McGeer et al., (2000) ble regnbueørret eksponert for 75 µg/L Cu i relativt hardt vann (40 mg Ca/L) i 45 dager. Fisken viste et midlertidig tap av Na og Cl over gjellene i den første eksponeringsfasen fulgt av en innhentingperiode før ionebalansen ble gjenvunnet til kontrollnivåer. Det ble imidlertid observert økt matinntak og noe redusert svømmeevne hos fisken. Dette viser at relativt høye subletale Cu-konsentrasjoner kan føre til økt stress. Effekten av Cu er som for Pb avhengig av vannkjemien og innholdet av organisk materiale. Toksisiteten av Cu blir sterkt redusert av tilstedeværelse av organisk materiale. For laks (*Salmo salar*) er det satt en grense på mellom 3-5 µg Cu/L ved lavt Ca-innhold (Rosseland 1999). I Kyrkjønn lå Cu-konsentrasjonen på mellom 4 og 7 µg/L. Ettersom Cu ikke akkumulerer i fisken så er dette konsentrasjoner som sannsynligvis er for lave til å utgjøre noen skadeeffekter i et humusrikt vann.

Konsentrasjonen av Sb i ørreten fra Kyrkjønn var generelt lav (Tabell 3.10). Det var signifikant høyere konsentrasjon av Sb på gjellene og i nyrene hos fisken fra Kyrkjønn sammenlignet med fisken fra Stitjønn, men forskjellen var likevel relativt liten og utgjør sannsynligvis ingen konsekvens for fisken. Det er bare gjort få studier av effekten av Sb på akvatiske organismer. De som er gjort har vist at Sb ikke er spesielt toksisk sammenlignet med for eksempel Cu og Pb. En studie gjort av Takayanagi et al., (2001) på en juvenil karussart (*Pargus major*) viste en 24-timers dødelig dose på ca. 1 mg/L for SbCl₅. I en studie utført på NMBU ble juvenil laks eksponert for opptil 5 mg/L K[Sb(OH)₆] i 48 timer uten at dødelighet ble observert (Heier et al., upublisert materiale). Det var ingen signifikante forskjeller i Zn-konsentrasjonen i fisken fra de to vannene (Tabell 3.10). Sink er som Cu et essensielt metall og er i moderate konsentrasjoner ikke spesielt giftig for dyr eller mennesker.

Tabell 3.10 Konsentrasjoner av Pb, Cu, Zn, Sb i blod, gjelle, lever, nyre, hjerne, bein og muskel i ørret fra Kyrjtjønn og Stitjønn prøvetatt september 2011. Konsentrasjonene er angitt som mg/kg våtvekt med unntak av gjelle som er angitt i mg/kg tørrvekt. Signifikant forskjell mellom gruppene er vist med * (tosidig Student-t test, * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$).

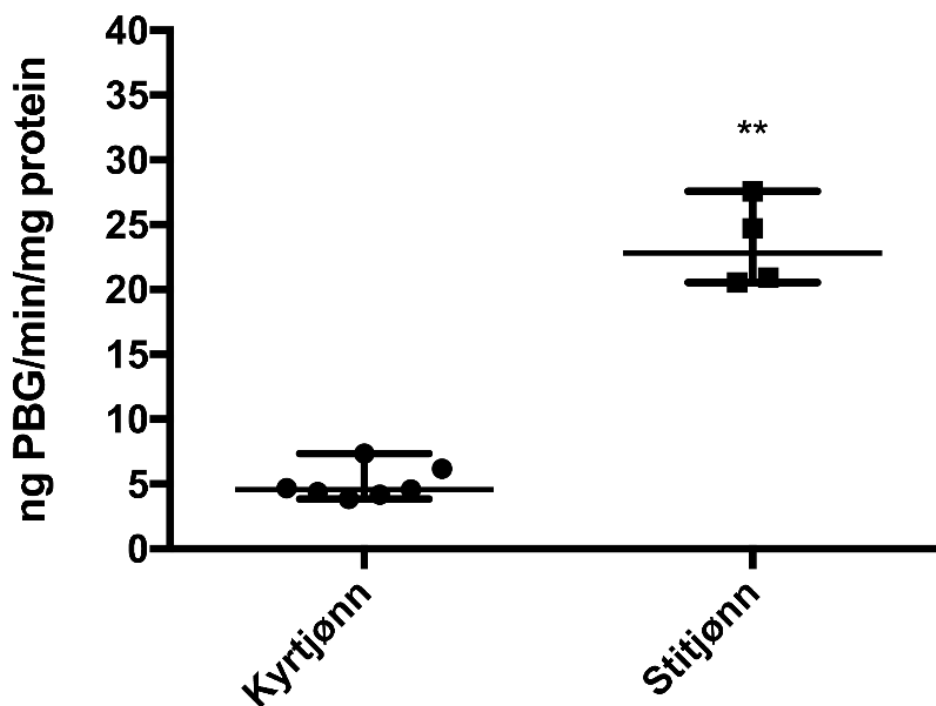
Metall	Organ	Kyrjtjønn	Stitjønn	n*
Pb	Blod	5,4 ± 4,5 (2,7)**	0,13 ± 0,03 (0,13)	7/4
	Gjelle	137 ± 77 (170)**	2,7 ± 1,1 (2,4)	8/6
	Lever	6,7 ± 3,0 (6,5)***	0,13 ± 0,06 (0,10)	8/6
	Nyre	161 ± 134 (152)***	1,0 ± 0,65 (0,80)	8/6
	Hjerne	0,79 ± 0,60 (0,66)**	<0,05	8/5
	Beinvev	104 ± 78 (105)**	2,4 ± 0,78 (2,1)	8/6
	Muskel	0,10 ± 0,08 (0,08)*	<0,05	8/6
Cu	Blod	0,36 ± 0,05 (0,37)	0,32 ± 0,02 (0,32)	7/4
	Gjelle	1,6 ± 0,24 (1,6)	1,8 ± 0,30 (1,8)	8/6
	Lever	636 ± 573 (519)	228 ± 151 (213)	8/6
	Nyre	3,1 ± 0,98 (3,3)	2,5 ± 0,29 (2,6)	8/6
	Hjerne	2,6 ± 0,57 (2,5)	2,4 ± 0,92 (1,9)	8/5
	Beinvev	0,29 ± 0,06 (0,24)*	0,47 ± 0,31 (0,35)	8/6
	Muskel	0,32 ± 0,12 (0,30)	0,28 ± 0,09 (0,20)	8/6
Zn	Blod	14 ± 3,3 (14)	17 ± 2,8 (18)	7/4
	Gjelle	449 ± 176 (445)	715 ± 370 (645)	8/6
	Lever	50 ± 12 (47)	53 ± 18 (51)	8/6
	Nyre	52 ± 11 (54)	87 ± 59 (58)	8/6
	Hjerne	10 ± 1,8 (9,7)	11 ± 3,0 (10)	8/5
	Beinvev	131 ± 29 (135)	150 ± 32 (150)	8/6
	Muskel	3,5 ± 0,88 (3,1)*	4,7 ± 1,1 (4,9)	8/6
Sb	Blod	<0,005	<0,005	7/4
	Gjelle	0,04 ± 0,02 (0,03)	0,03 ± 0,01 (0,03)	8/6
	Lever	<0,005	<0,005	8/6
	Nyre	0,04 ± 0,02 (0,04)**	0,009 ± 0,008 (0,002)	8/6
	Hjerne	<0,005	<0,005	8/5
	Beinvev	0,04 ± 0,02 (0,03)	0,03 ± 0,01 (0,03)	8/6
	Muskel	<0,005	<0,005	8/6

*Første tall henviser til antall prøver analysert fra Kyrjtjønn, andre tall henviser til antall prøver analysert fra Stitjønn.

3.3.3 ALA-D-aktivitet i fiskeblod

ALA-D er et blodenzym som er svært sensitiv for hemming av Pb. ALA-D-hemming benyttes derfor som en biomarkør for å identifisere blyeksponering (Hernberg and Nikkanen, 1970; Hodson, 1976). ALA-D aktiviteten i blod fra ørret hentet fra Kyrjtjønn var signifikant

lavere enn i fiskene fra Stitjønn (Figur 3.7). Enzymaktiviteten var ca. 20 % av aktiviteten som ble observert i fisken fra Stitjønn. Dette viser at ørreten i Kyrjtjønn var eksponert for forhøyede Pb-konsentrasjoner. Tilsvarende hemming av ALA-D-enzymet ble også observert blod fra abbor fra Steinsjøen skytefelt (Mariussen et al., 2009) og ørret eksponert i Avgrunnsdalen skytefelt (Heier et al., 2009). I pattedyr vil en hemming av ALA-D-enzymet føre til anemi på grunn av hemming av hemesyntesen (Warren et al., 1998). Det er imidlertid lite kjent om en hemming av ALA-D fører til tilsvarende anemi i fisk (Larsson, 1985; Hylland et al., 2006). I en studie av Hodson, (1978) ble det observert en økning av røde blodceller hos fisk eksponert for 13 µg Pb/L i 32 dager. Volumet og jerninnholdet i de røde blodcellene ble redusert etter eksponeringen. Det ble ikke observert endringer i hematokritinnhold eller totalt jerninnhold i studien av Hodson, (1978), noe som indikerer at eksponeringen førte til redusert overlevelse av de røde blodcellene fulgt av en økt blodcelleproduksjon for å kompensere for tapet. Effekten av Pb på ALA-D virker ikke å være kritisk for overlevelsen av fisk (Larsson, 1985; Hylland et al., 2006), men det er grunn til å tro at det kan føre til økt stress.



Figur 3.7 ALA-D aktivitet i blod fra ørret. Aktiviteten i ørreten fra Kyrjtjønn var signifikant forskjellig fra Stitjønn (Tosidig Student-t, $**p < 0,01$).

3.4 Effekter på ørretegg og -yngel

3.4.1 Vannkvalitet i utløpsbekkene

Det ble i desember 2011 satt ut befruktete ørretegg i utløpsbekkene til henholdsvis Kyrjtjønn og Stitjønn. Vannkvaliteten i utløpsbekkene ble målt gjennom vinteren på fire forskjellige tidspunkt og er oppsummert i Tabell 3.11, Tabell 3.12 og Tabell 3.13. Karakteristisk for vannkvaliteten i Kyrjtjønn var en lav pH som varierte mellom 4,94 og 5,76. Konsentrasjonen av Pb, Cu og Sb i utløpsbekken fra Kyrjtjønn lå i gjennomsnitt på henholdsvis 11, 4,0 og 1,0 µg/L. Det var liten forskjell i metallkonsentrasjonen mellom filtrert og ufiltrert prøve hvilket tyder på at metallene enten forekom i løst form eller var bundet til løst organisk materiale mindre enn 0,45 µm. Det var en utfordring å finne en god referanselokalitet for ørreteggene som var tilnærmet lik den generelle vannkvaliteten i utløpsbekken fra Kyrjtjønn. Vannet i Stitjønn hadde en noe høyere pH, men lave konsentrasjoner av Pb, Cu og Sb. For øvrig viste de fysiske-kjemiske målingene at vannet i utløpsbekkene var ganske like. En viktig forskjell var imidlertid at utløpsbekken fra Stitjønn var mer stillestående enn bekken fra Kyrjtjønn. Bunnforholdene i bekken fra Kyrjtjønn hadde derfor større innslag av grovt grusmateriale enn bekkebunnen fra Stitjønn som bestod av finere grus- og sandmateriale.

Tabell 3.11 Generell vannkvalitet i Kyrjtjønn og Stitjønn prøvetatt fra prøvepunkt 3B og 17 (Figur 2.2 og Figur 2.3) i perioden desember 2011 til mai 2012.

	Dato	pH	Ledningsevne (µS/cm)	Temperatur (°C)
Kyrjtjønn	07.12.2011	5,76	38	2,8
	09.02.2012	4,94	62	*
	23.03.2012	5,38	56	7,8
	17.04.2012	5,45	54	7
	09.05.2012	5,43	49	10,8
Stitjønn	07.12.2011	6,17	47	3,2
	09.02.2012	5,6	64	*
	23.03.2012	5,7	60	9,9
	17.04.2012	6,17	59	8,9
	09.05.2012	6,4	58	11,8

Tabell 3.12 Innhold av metaller og andre elementer i filtrerte og ufiltrert vann fra Kyrstjønn prøvetatt fra prøvepunkt 3B (Figur 2.2) i perioden februar 2012 til mai 2012.

Kyrstjønn		09.02.12	23.03.12	17.04.12	09.05.12
Na (mg/L)	Total	6,0 ± 0,18	5,6 ± 0,060	5,7 ± 0,15	5,1 ± 0,052
	<0,45 µm	6,1 ± 0,27	5,8 ± 0,26	5,6 ± 0,037	5,5 ± 0,15
Mg (mg/L)	Total	1,0 ± 0,025	0,87 ± 0,014	0,86 ± 0,034	0,75 ± 0,0091
	<0,45 µm	0,97 ± 0,013	0,90 ± 0,024	0,86 ± 0,0094	0,79 ± 0,041
Al (µg/L)	Total	407 ± 7,4	357 ± 2,2	316 ± 3,4	289 ± 3,2
	<0,45 µm	397 ± 7,3	336 ± 6,0	284 ± 3,7	277 ± 3,6
K (mg/L)	Total	0,44 ± 0,0055	0,42 ± 0,0011	0,45 ± 0,010	0,43 ± 0,010
	<0,45 µm	0,45 ± 0,0074	0,44 ± 0,018	0,45 ± 0,0048	0,45 ± 0,019
Ca (mg/L)	Total	1,8 ± 0,032	1,8 ± 0,022	2,0 ± 0,040	1,7 ± 0,011
	<0,45 µm	1,8 ± 0,042	1,9 ± 0,032	2,0 ± 0,016	1,7 ± 0,053
Mn (µg/L)	Total	28 ± 0,68	28 ± 0,28	26 ± 0,62	24 ± 0,21
	<0,45 µm	29 ± 0,32	27 ± 0,21	26 ± 0,28	23 ± 0,06
Fe (µg/L)	Total	207 ± 2,6	174 ± 2,6	111 ± 0,61	95 ± 3,2
	<0,45 µm	167 ± 1,8	117 ± 3,2	81 ± 3,6	67 ± 0,74
Cu (µg/L)	Total	4,0 ± 0,15	3,9 ± 0,028	4,1 ± 0,080	4,2 ± 0,047
	<0,45 µm	3,8 ± 0,064	3,6 ± 0,089	4,0 ± 0,042	3,9 ± 0,091
Zn (µg/L)	Total	25 ± 0,77	24 ± 0,26	25 ± 0,37	23 ± 0,22
	<0,45 µm	25 ± 0,46	25 ± 0,79	26 ± 0,55	22 ± 0,58
Sb (µg/L)	Total	0,86 ± 0,046	0,92 ± 0,006	0,97 ± 0,011	1,0 ± 0,042
	<0,45 µm	0,85 ± 0,014	0,89 ± 0,026	0,97 ± 0,015	1,0 ± 0,0061
Pb (µg/L)	Total	12 ± 0,50	12 ± 0,12	12 ± 0,12	11 ± 0,34
	<0,45 µm	12 ± 0,16	11 ± 0,19	10 ± 0,14	10 ± 0,011

Tabell 3.13 *Innhold av metaller og andre elementer i filtrerte og ufiltrert vann fra Stitjønn prøvetatt fra prøvepunkt 17 (Figur 2.2) i perioden februar 2012 til mai 2012.*

Stitjønn		09.02.12	23.03.12	17.04.12	09.05.12
Na (mg/L)	Total	6,3 ± 0,14	6,4 ± 0,032	6,2 ± 0,27	5,8 ± 0,18
	<0,45 µm	6,4 ± 0,24	6,0 ± 0,047	6,3 ± 0,21	6,1 ± 0,15
Mg (mg/L)	Total	1,1 ± 0,059	1,1 ± 0,026	1,0 ± 0,012	0,96 ± 0,034
	<0,45 µm	1,1 ± 0,037	1,0 ± 0,028	1,0 ± 0,023	0,95 ± 0,019
Al (µg/L)	Total	301 ± 8,2	312 ± 10	253 ± 3,8	249 ± 5,2
	<0,45 µm	289 ± 6,3	259 ± 1,8	222 ± 8,8	233 ± 5,3
K (mg/L)	Total	0,51 ± 0,013	0,55 ± 0,0006	0,56 ± 0,0079	0,55 ± 0,0085
	<0,45 µm	0,52 ± 0,0069	0,54 ± 0,0064	0,57 ± 0,0076	0,55 ± 0,015
Ca (mg/L)	Total	2,4 ± 0,068	2,4 ± 0,016	2,4 ± 0,016	2,4 ± 0,030
	<0,45 µm	2,4 ± 0,010	2,4 ± 0,026	2,5 ± 0,021	2,4 ± 0,058
Mn (µg/L)	Total	39 ± 0,42	25 ± 0,54	20 ± 0,62	15 ± 0,54
	<0,45 µm	39 ± 0,24	25 ± 0,40	19 ± 0,32	15 ± 0,32
Fe (µg/L)	Total	135 ± 5,4	133 ± 2,8	98 ± 3,0	94 ± 1,9
	<0,45 µm	108 ± 4,1	92 ± 2,2	62 ± 4,1	78 ± 3,7
Cu (µg/L)	Total	1,2 ± 0,011	1,3 ± 0,032	1,3 ± 0,032	1,5 ± 0,034
	<0,45 µm	1,2 ± 0,0061	1,2 ± 0,026	1,2 ± 0,034	1,5 ± 0,037
Zn (µg/L)	Total	19 ± 0,28	16 ± 0,22	16 ± 0,22	16 ± 0,47
	<0,45 µm	19 ± 0,24	16 ± 0,16	16 ± 0,38	16 ± 0,22
Sb (µg/L)	Total	0,089 ± 0,0003	0,088 ± 0,0014	0,087 ± 0,0057	0,10 ± 0,00060
	<0,45 µm	0,087 ± 0,0030	0,086 ± 0,00062	0,088 ± 0,0016	0,10 ± 0,0010
Pb (µg/L)	Total	0,59 ± 0,0056	0,60 ± 0,020	0,50 ± 0,015	0,68 ± 0,008
	<0,45 µm	0,53 ± 0,011	0,48 ± 0,010	0,40 ± 0,0091	0,61 ± 0,011

3.4.2 Overlevelse av ørretegg og -yngel

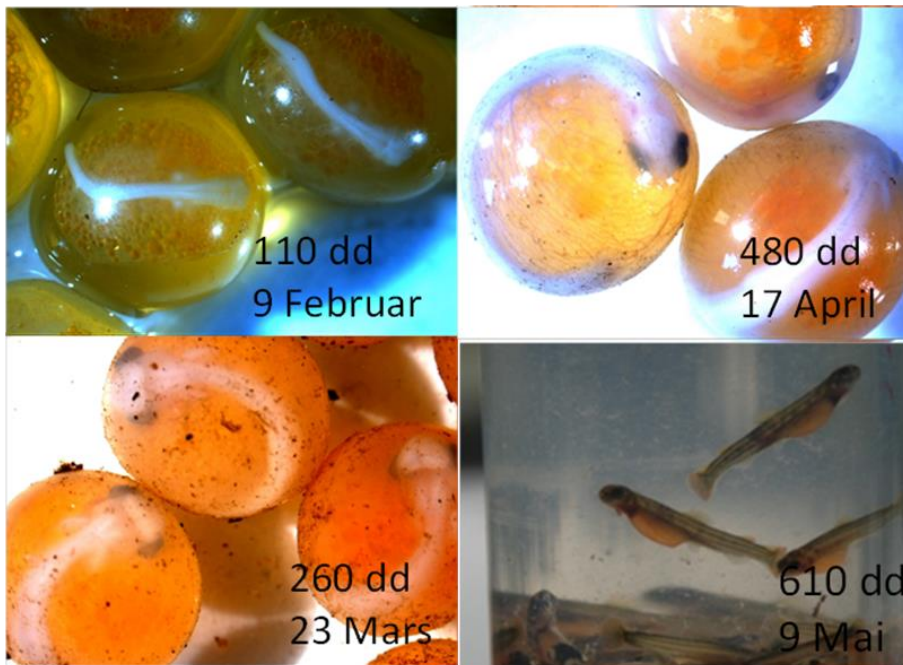
Andelen døde ørretegg ble målt på fire forskjellige tidspunkt og livsstadier gjennom vinteren 2012. Tiden det tar for et befruktet ørretegg å klekkes er avhengig av temperaturen i vannet, og utviklingen beskrives som funksjon av antall døgngrader. Ørretegg klekkes etter ca. 500 døgngrader. Figur 3.8 viser eggene ved de forskjellige tidspunktene og livsstadiene. Figuren viser egg fra tidlig befruktning til øyerognstadiet og klekket fisk (plommeseckkyngel). Det var forskjeller i eggenes overlevelse mellom de to vannene. Tidlig i perioden var det noe større dødelighet blant eggene i utløpsbekken fra Kyrstjønn enn fra Stitjønn (Figur 3.9). Etter henholdsvis ca. 110 og 260 døgngrader lå dødeligheten på henholdsvis 18 og 10 % i Kyrstjønn

og 10 og 9 % i Stitjønn. Forskjellen var imidlertid ikke signifikant. Eggene var lagt i bokser og det var stor variasjon i dødeligheten av rognene mellom boksene plassert i samme bekk hvilket indikerer at eggene var veldig følsomme for hvordan de var plassert i bekkene. Dette kan enten skyldes at interstitiell vannkvalitet (vannet rundt egget) var forskjellig på grunn av ulik påvirkning av grunnvann, eller at strømningsforskjeller i bekkene har hatt ulike fysiske påvirkning på boksene (rogn fra noen timer etter svelling fram til øyerogn er meget følsomme for fysisk rystelse). En dødelighet på rundt 10 % i en svak sur bekk med lite kalsium stemmer godt overens med en studie av Sayer et al., (1991) som viste at pH og kalsiumkonsentrasjonen i vannet var mer kritisk for overlevelse av rogn og øyerogn, enn eksponering for metaller som Pb (10 µg/L), Cu (5 µg/L) og Zn (20 µg/L). Dette er konsentrasjoner som er tilsvarende i utløpsbekken fra Kyrstjønn. I Kyrstjønn ble det målt pH så lav som 4,9 og pH lå stabilt på ca. 5,4 under forsøket. I Stitjønn lå pH jevnt over en halv pH-enhet høyere. I et forsøk utført av Edwards og Gjedrem (1979) og oppsummert i Gjedrem og Rosseland (2012) ble overlevelsen av befruktete brunørretegg målt ved forskjellig pH, henholdsvis 4,7, 5,2 og 6,4. Dødeligheten tidlig i vekstfasen fram til og med øyeeggstadiet varierte fra 25 % i gruppen som ble holdt ved pH 6,4 til mellom 70 og 80 % i gruppene som ble holdt ved pH 4,7 og 5,2.

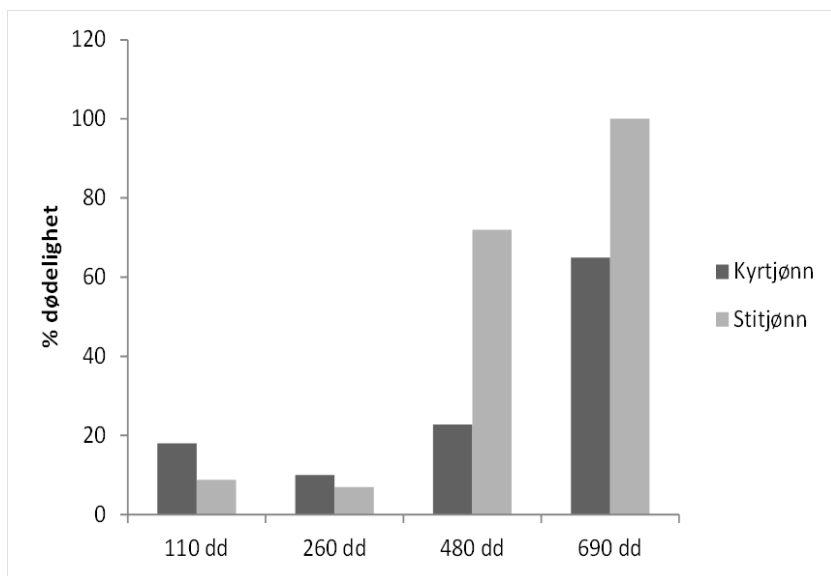
Etter ca. 480 døgngrader hadde ørreteggene begynt å klekke og det ble observert en sterk økning i dødelighet blant eggene satt ut i Stitjønn (70 %) sammenlignet med Kyrstjønn (25 %). Etter ca. 610 døgngrader ble det observert en dødelighet blant yngelen på ca. 60 % i Kyrstjønn og nærmere 100 % i Stitjønn. Den høye dødeligheten blant ørretyngelen satt ut i Stitjønn sammenlignet med Kyrstjønn kan sannsynligvis tilskrives de fysiske forholdene i utløpsbekken. Strømmen i vannet i utløpsbekken fra Stitjønn var lav. Dette førte til større grad av avsetning av småpartikulært materiale som la seg på boksene med yngel. Dette gjorde sannsynligvis vekstforholdene til yngelen dårligere ved at tilgangen på blant annet oksygen ble redusert, i tillegg til at bevegelsesfriheten til yngelen ble mindre på grunn av noe silt i kammerene.

Den høye dødeligheten blant yngelen i Kyrstjønn kan sannsynligvis tilskrives lav pH, lavt innhold av Ca og de fysiske forholdene i bekkene som beskrevet over. Tilsvarende høy dødelighet ved lav pH og Ca er rapportert av Sayer et al., (1991) og Gjedrem og Rosseland (2012). I studien av Sayer et al., (1991) ble det vist at Ca virket beskyttende for rognen også i surt vann (pH 4,6), denne effekten ble opphevet av Cu, men ikke av Pb og Zn. Sayer et al., (1991) fant at eksponering for Pb, Cu og Zn ved pH 5,6 hadde liten effekt på overlevelse av befruktet rogn og på yngel. I sure omgivelser er et av de mest kritiske tidspunktene for eggene det øyeblikket eggeskallet klekker på grunn av enzymer i klekkingsprosessen som hemmes (Gjedrem og Rosseland, 2012). I perioden etter klekking er det imidlertid vist at Cu, Pb og Zn kan være toksisk for yngelen, særlig i kombinasjon med surt vann og lav Ca-konsentrasjon. I en studie av Sayer et al., (1989) ble det vist at selv svært lave konsentrasjoner av Cu (1,3 µg/L) og Pb (2,6 µg/L) reduserte overlevelse av ørretyngel ved lav pH (4,6) og Ca-innhold (0,8 mg/L). Forsøket ble imidlertid gjort i et tillaget vann på laboratoriet uten humus, noe som vil øke biotilgjengeligheten og toksisiteten til metallene og sannsynligvis representere et såkalt "worst-case scenario" i svært næringsfattige vann uten suspendert organisk materiale. I Kyrstjønn ble det målt ca. 1,8 mg Ca/L, et TOC-innhold på ca. 10 mg/L og pH på ca. 5,4. Høyt TOC-innhold vil

reducere toksisiteten av Pb og Cu, og lav pH er sannsynligvis den viktigste faktoren for overlevelse av yngelen i bekken.



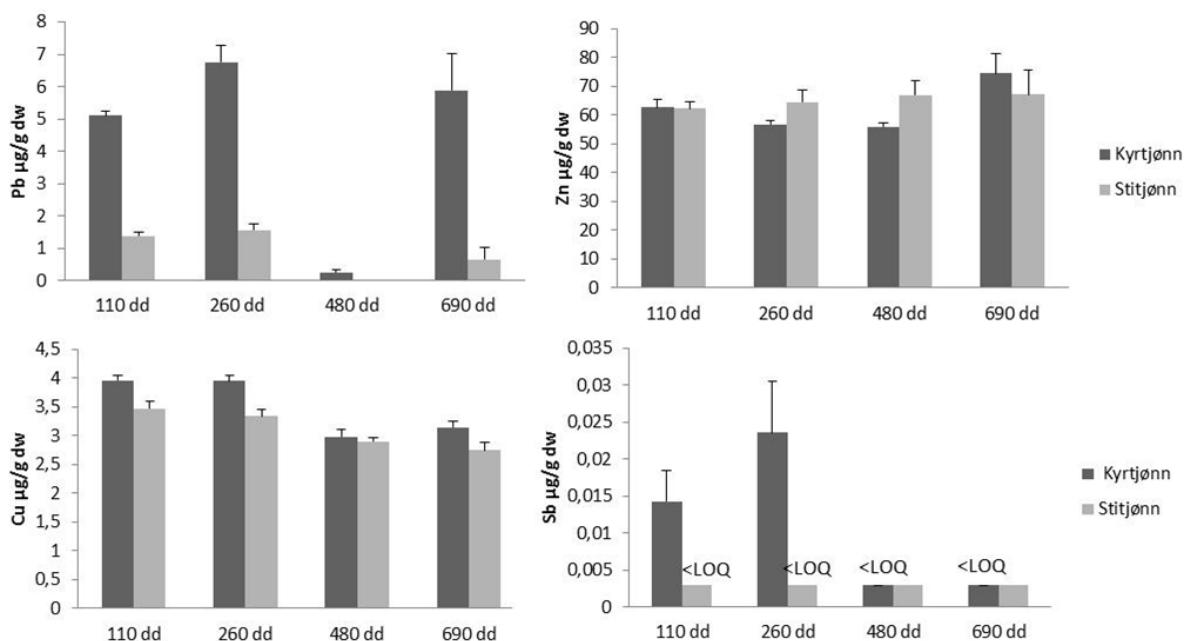
Figur 3.8 Bilder av ørretegg ved forskjellige modningsstadier og nylig utklekket ørret yngel som fortsatt har plommesekken. Dato og antall døgninger (dd) er angitt.



Figur 3.9 Prosent dødelighet blant ørretegg (110 dd og 260 dd) og ørret yngel (480 dd og 690 dd) satt ut i henholdsvis Kyrstjønn og Stitjønn ved fire forskjellige tidspunkter i utviklingen.

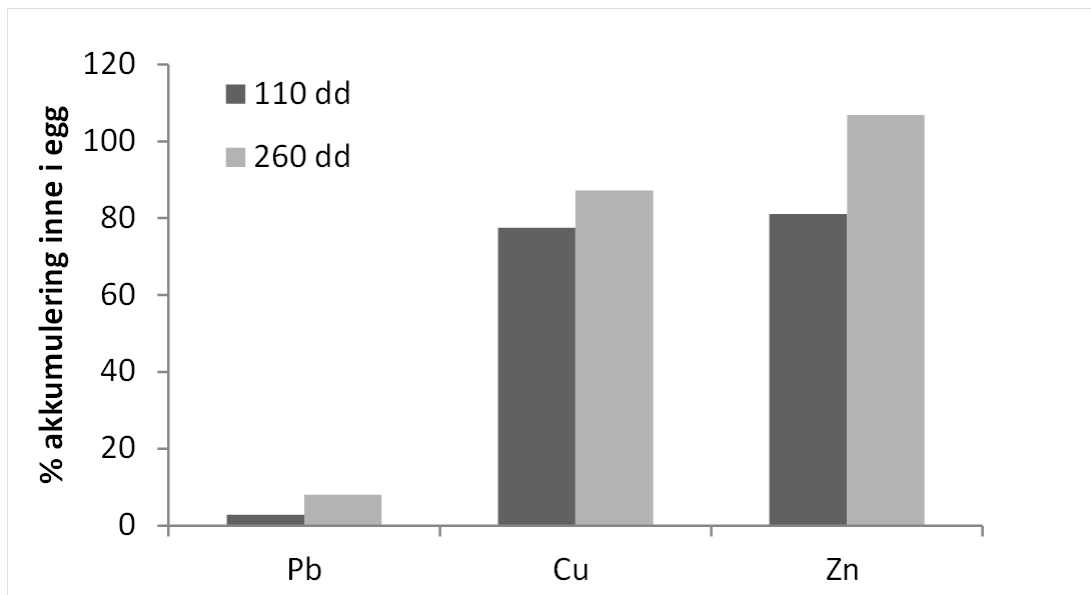
3.4.3 Tungmetaller i ørretegg og -yngel

Ved hvert av de fire tidspunktene ørreteggene ble undersøkt, ble det tatt ut egg eller yngel for kjemisk analyse for å se om de hadde akkumulert metaller som kunne tilskrives forurensingen fra ammunisjon. Analysene viste at eggene og yngelen som var satt ut i utløpsbekken fra Kyrjtjønn hadde forhøyede konsentrasjoner av Pb sammenlignet med eggene og yngelen fra Stitjønn (Figur 3.10). Eggene fra Kyrjtjønn hadde også høyere konsentrasjoner av Sb. Det var ingen signifikante forskjeller i Zn- eller Cu-konsentrasjonen i eggene eller yngelen mellom de to vannene.



Figur 3.10 Konsentrasjoner av Pb, Cu, Sb og Zn i egg (110 dd og 260 dd) og ørretyngel (480 dd og 690 dd). Resultatet viser gjennomsnittlig konsentrasjon målt i 5 egg eller yngel (\pm SD).

For å se nærmere på hvor i egget metallene ble akkumulert, ble både plommen og eggeskallet analysert for metaller. Det viste seg at over 90 % av blyet var bundet til eggeskallet (Figur 3.11). Det kan derfor tyde på at Pb i vannet ikke ble tatt opp i egget og dermed ikke utgjorde noen stor trussel mot fiskeyngelen inne i egget. Mellom 80 og 100 % av Cu og Zn var akkumulert i plommen og bare en liten andel var bundet til selve eggeskallet. Både Cu og Zn er essensielle metaller og vil derfor alltid finnes i embryo under utviklingen. Til tross for at konsentrasjonen av Cu i utløpsbekken fra Kyrjtjønn var høyere enn i Stitjønn var det ingen forskjell i Cu-konsentrasjonen i eggeplommen mellom de to vannene. Det kan derfor tyde på at den forhøyede Cu- og Pb-konsentrasjonen i vannet ikke hadde noen signifikant effekt på utviklingen og overlevelsen av de befruktete eggene.



Figur 3.11 Andelen Pb, Cu og Zn, vist som prosent, som var akkumulert inne i plommen fra egget i forhold til totalinnholdet av metallene på egget etter hhv. 110 og 260 døgngader.

4 Oppsummering og konklusjon

Det ble påvist forhøyede konsentrasjoner av Pb, Cu og Sb i Kyrkjønn, Krovann og Øvre Jegerbergsvann på Gimlemoen skyte- og øvingsfelt. Konsentrasjonen av Pb i vannene var høyere enn grenseverdien i vannforskriften. Pb og Cu forelå hovedsakelig som kolloider trolig assosiert med organisk materiale (humus) i vannet, mens Sb forelå som negativt ladde lavmolekylære forbindelser.

Analyse av sedimentprøver fra Kyrkjønn viste høye konsentrasjoner av Pb i toppsedimentet, men relativt lave konsentrasjoner av Cu og Sb. Det var bare det øverste sedimentlaget på noen få cm som var forurenset av Pb, hvilket tydet på at sedimentasjonshastigheten i vannet var lav og at relativt små mengder Pb akkumuleres i sedimentene. Ekstraksjonsanalysene viste at mesteparten av blyet i sedimentene var relativt sterkt bundet til de reduserbare eller oksiderbare fraksjonene (som for eksempel organisk materiale, eller til Fe- og Mn-oksider) og sannsynligvis er lite biotilgjengelig.

Kyrkjønn er et fiskebærende vann og ørreten i vannet blir utsatt for kronisk eksponering for Pb, Cu og Sb. Med unntak av beinvev, var det ingen signifikante forskjeller mellom konsentrasjonen av Cu i fisken i Kyrkjønn og referansevannet Stitjønn. Kobber bioakkumulerer ikke i fisk, og fisk har en evne til å tilpasse seg eksponering for moderate konsentrasjoner av Cu. Konsentrasjonen av Sb i fisken var lav og utfra tidligere studier på akvatiske organismer utgjør Sb sannsynligvis ingen skaderisiko for fisken. Bly utgjør sannsynligvis den største risikoen for kroniske langtidseffekter på fisken i Kyrkjønn. Kronisk eksponering for Pb kan skade fiskens beinvev ved at blyet tas opp i beinvevet på bekostning av kalsium. Det ble ikke observert noen morfologiske tegn på at fisken i Kyrkjønn var skadet av vedvarende Pb-eksponering og fiskens kondisjon syntes å være god. Fisken hadde imidlertid akkumulert høye konsentrasjoner av Pb i beinvevet og i organer som gjelle og nyre. I tillegg var ALA-D, et enzym i hemoglobindannelsen, sterkt hemmet. De høye konsentrasjonene av Pb i de forskjellige organene til fisken, og effekten på blod kan ikke utelukke skadelige langtidseffekter på voksen fisk i Kyrkjønn.

Befruktede ørretegg som var satt ut i utløpsbekken fra Kyrkjønn hadde relativt lav dødelighet. Det er tidligere vist at befruktede ørretegg er mest sensitive for lav pH, og at Cu og Pb kan øke eggens følsomhet for pH. De befruktede ørreteggene i utløpsbekken fra Kyrkjønn hadde forhøyede konsentrasjoner av Pb, men ca. 90 % av blyet var akkumulert i eggeskallet og ikke i selve plommen der yngelen lever og spiser. Det var høy dødelighet av klekket ørretyngel, både i bekken som rant ut av Kyrkjønn og i bekken som rant ut av referansevannet Stitjønn. Bly og kobber kan ved svært lav pH og/eller ved lave kalsiumkonsentrasjoner øke dødeligheten til yngel som akkurat har klekket. Kyrkjønn hadde et TOC-innhold på rundt 10 mg/L, og høyt innhold av TOC i vannet vil gjøre Pb og Cu mindre biotilgjengelig og toksisk. Den høye dødeligheten av yngelen som var satt ut i Kyrkjønn og Stitjønn kan sannsynligvis i hovedsak tilskrives en relativt lav pH og de fysiske forholdene i bekkene der eggene ble satt ut. Ifølge den lokale jeger- og fiskerforening har ikke Kyrkjønn stedegne stammer av ørret. Sur nedbør har i mange år vært et betydelig miljøproblem i Sør-Norge og ført til mange fisketomme vann. Både

Kyrtjønn og referansevannet Stitjønn har derfor vært kalket og det har blitt satt ut ørret. Det er grunn til å tro at det sure vannet er en større trussel mot gjenveksten av ørret i Kyrtjønn enn de forhøyede nivåene av Pb, Cu og Sb, men at fisken, både yngel og voksen fisk, har økt sårbarhet for skade på grunn av kronisk eksponering for Pb.

Referanser

Braun U, Puterla N, Ossent P (1997) Lead poisoning of calves pastured in the target area of a military shooting range. *Schweiz Arch Tierheilkd.* 139, 403-407.

Davies PH, Goettl JG, Sinley Jr, Smith NF (1976). Acute and chronic toxicity of lead to rainbow trout, *Salmo gairdneri*, in hard and soft water. *Water Res.* 10, 199-206.

Drikkevannsforskriften. Forskrift om vannforsyning og drikkevann. FOR-2001-12-04-1372

Drikkevannsforskriften. Forskrift om vannforsyning og drikkevann. FOR 2016-12-22-1868

Edwards D, Gjedrem T (1979). Genetic variation in survival of brown trout eggs, fry and fingerlings in acidic water. SNSF-project, Norway, FR 16/79.

Forsvarsbygg 2011. Gimlemoen skyte- og øvingsfelt. Statusrapport september 2011. Rapportnr FBSE-2010/34.

Forsvarsbygg, 2013. Gimlemoen SØF, Kristiansand kommune. Miljøkartlegging og risikovurdering for Kyrstjønn.

Forsvarsbygg, 2014a. Gimlemoen SØF, Kristiansand kommune. Tiltaksplan for leirduebanen, pistolbanen og skoleskytebane Kyrstjønn. Rapportnr FBSE-2013/22.

Forsvarsbygg, 2014b. <https://www.forsvarsbygg.no/no/miljo/rive-og-ryddeprosjekt/gimlemoen-skytefelt/>, publisert 20.02.14, sist endret 09.01.18

France RL (1995). Differentiation between littoral and pelagic food webs in lakes using stable carbon isotopes. *Limnol Oceanogr*, 1310-1313.

Gjedrem T, Rosseland BO (2012). Genetic variation to acidic water in salmonids. *J. Fish Biol.* 80, 1-14.

Grande M. (1987). Bakgrunnsnivåer av metaller i ferskvannsfisk. Norsk institutt for vannforskning. ISBN:82-577-1218-3

Grande M. Biologiske effekter av gruveindustriens metallforurensninger, Norsk institutt for vannforskning. ISBN: 82-577-1878-5

Grosell M, Gerdes R, Brix KV. (2006). Influence of Ca, humic acid and pH on lead accumulation and toxicity in the fathead minnow during prolonged water-borne lead exposure. *Comp Biochem Physiol C Toxicol Pharmacol.* 143, 473-483.

Hindar A, Henriksen A, Tørseth K, Semb A (1994). Acid water and fish death. *Nature*, 372, 327-328.

-
- Heier LS, Lien IB, Stromseng AE, Ljones M, Rosseland BO, Tollefsen KE, Salbu B (2009). Speciation of lead, copper, zinc and antimony in water draining a shooting range-Time dependant metal accumulation and biomarker responses in brown trout (*Salmo trutta* L.).
- Heier LS, Meland S, Ljones M, Salbu B, Strømseng A (2010). Short-term temporal variations in speciation of Pb, Cu, Zn and Sb in a shooting range runoff stream. *Sci. Total Environ.* 408, 2409-241.
- Hernberg S, Nikkanen J, Mellin G, Lilius H. (1970). Delta-aminolevulinic acid dehydrase as a measure of lead exposure. *Arch Environ Health.* 21, 140-145.
- Hodson PV (1976) Delta-amino levulinic acid dehydratase activity of fish blood as an indicator of a harmful exposure to lead. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 33, 268-271
- Hodson PV, Blunt BR, Spry DJ (1978). Chronic toxicity of water-borne and dietary lead to rainbow trout (*Salmo gairdneri*) in Lake Ontario water. *Water Research*, 12, 869-878.
- Holcombe GW, Benoit DA, Leonard EN, McKim JN (1976). Long term effects of lead exposure on three generations of brook trout (*Salvelinus fontinalis*). *J. Fish. Res. Board Can.*, 33, 1731-1741.
- Hylland K (2004) Biological effects of contaminants: Quantification of d-aminolevulinic acid dehydratase (ALA-D) activity in fish blood. *ICES Techniques in Marine Environmental Sciences* 34, 1-9
- Hylland K, Ruus A, Børseth JF, Bechmann R, Barsiene JB, Grung M, Tollefsen KE, Myhre LP (2006). Biomarkers in monitoring-a review. NIVArapport 5205-2006 ISBN 82-577-4924-9.
- Johnson CA, Moench H, Wersin P, Kugler P, Wenger C (2005). Solubility of Antimony and other elements in samples taken from shooting ranges. *J. Environ. Qual.* 34, 248-254.
- Labare MP, Butkus MA, Riegner D, Schommer N, Atkinson J (2004). Evaluation of lead movement from the abiotic to biotic at a small-arms firing range. *Environ. Geol.* 46, 750-754
- Larsson A, Haux C, Sjöbeck ML. (1985). Fish physiology and metal pollution: results and experiences from laboratory and field studies. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 9, 250-281.
- Lin Z, Comet B, Qvarfort U, Herbert R. (1995). The chemical and mineralogical behaviour of Pb in shooting range soils from central Sweden. *Environ. Poll.* 89, 303-309
- Lydersen E, Lofgren S, Arnesen RT (2002). Metals in Scandinavian surface waters: Effects of acidification, liming, and potential reacidification. *Critical Rev. Environ. Sci. Technol.* 32, 73-295.

Mariussen E, Ljønes M, Nazari B, Løkke M og Voie OA (2009). Undersøkelse av bly og kobber i abbor (*Perca fluviatilis*) hentet fra Steinsjøen skytefelt. [Norwegian] FFI-rapport-2009/01925.

Mariussen E, Heier LS, Teien HC, Pettersen MN, Holth TF, Salbu B, Rosseland BO (2017). Accumulation of lead (Pb) in brown trout (*Salmo trutta*) from a lake downstream a former shooting range. *Ecotoxicol Environ Saf.* 135:327-336.

McGeer JC, Szebedinszky C, McDonald G, Wood CM (2000). Effects of chronic sublethal exposure to waterborne Cu, Cd or Zn in rainbow trout. 1: Iono-regulatory disturbance and metabolic costs. *Aquat. Toxicol.* 50, 231-243.

Migliorini M, Pigino G, Bianchi N, Bernini F, Leonzio C (2004). The effects of heavy metal contamination on the soil arthropod community of a shooting range. *Environ. Pollut.* 129; 331-340.

Miljødirektoratet (2016). Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota – revidert 30.10.2020. Veileder M-608

NGU (2007). Forslag til tilstandsklasser for jord. NGU-rapport 2007.019. ISSN 0800-3416.

Oughton MI, Salbu B, Riise G, Lien H, Østby G, Noren A (1992). Radionuclide mobility and bioavailability in Norwegian and Soviet soils. *Analyst*, 117, 481-486.

Playle, R.C., Dixon, D.G., Burnison, K. (1993) Copper and cadmium binding to fish gills: estimates of metal–gill stability constants and modelling of metal accumulation. *Can. J. of Fish. and Aquat. Sci.* 50, 2678–2687.

Richards JG, Curtis PJ, Burnison BK, Playle RC. (2001). Effects of natural organic matter source on reducing metal toxicity to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and on metal binding to their gills. *Environ Toxicol Chem.* 20, 1159-1166.

Ricker WE (1975). Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bull. Fisheries Res. Board Can.* 191, 1-382.

Rogers JT, Richards JG, Wood CK (2003). Ionoregulatory disruption as the acute toxic mechanism for lead in the rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquat. Toxicol.* 64, 215-234.

Rogers JT, Wood CK (2004). Characterization of branchial lead-calcium interaction in the freshwater rainbow trout *Oncorhynchus mykiss*. *J. Exp. Biol.* 207, 813-825.

Rogers JT, Patel M, Gilmour KM, Wood CM (2005). Mechanisms behind Pb-induced disruption of Na and Cl balance in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Am. J. Physiol. Regul. Integr. Comp. Physiol.* 289, R463-R472.

-
- Rognerud S. (2006). Overvåking av metallforurensning fra militære skytefelt og demoleringsplasser. Resultater fra 15 års overvåking. NIVA; rapport 2006; ISBN: 82-577-4876-5.
- Rosseland, B.O. (1999). Vannkvalitetens betydning for fiskehelsen. (Water quality and fish health). Pp 240-252 in: Poppe, T. (ed.) Fiskehelse og fiskesykdommer. (Fish health and fish diseases). Universitetsforlaget. ISBN 82-00-12718-4.
- Rosseland, BO og Skogheim, O.K. (1984). Attempts to reduce effects of acidification on fishes in Norway by different mitigation techniques. Fisheries. Bull. Am. Fish. Soc. 9(1): 10-16.
- Rosseland, BO og Henriksen, A. (1990). Acidification in Norway - Losses of fish populations and the 1000 lake survey 1986. The Science of the Total Environment 96: 45-46.
- Rosseland B.O., Massabuau J-C., Grimalt J., Hofer R., Lackner R., Raddum G., Rognerud S., Vives I. (2001). Fish ecotoxicology, The EMERGE fish sampling manual for live fish. The EMERGE Project (European Mountain lake Ecosystems: Regionalisation, diagnostic and socio-economic valuation).
- Salbu B, Oughton D. (1995) Strategies of sampling, fractionation, and analysis. In: Salbu B, Steinnes E, editors. Trace elements in natural waters. Boca Raton, Fla.: CRC Press; p. 302 s.
- Sayer MDJ, Reader JP, Morris R (1989). The effect of calcium concentration on the toxicity of copper, lead and zinc to yolk-sac fry of brown trout, *Salmo trutta* L., in soft acidic water. J. Fish Biol. 35, 323-332.
- Sayer MDJ, Reader JP, Morris R (1991). Embryonic and larval development of brown trout, *Salmo trutta* L.: exposure to aluminum, copper, lead or zinc in soft acidic water. J. Fish. Biol. 38, 431-455.
- SFT (2004). Veilder for håndtering av forurenset sediment. SFT-rapport TA-1979/2004. ISBN 82-7655-474-1
- Spry DJ, Wiener JG. (1991). Metal bioavailability and toxicity to fish in low-alkalinity lakes: A critical review. Environ Pollut. 71, 243-304.
- Strømseng AE, Ljønes M, and Mariussen E (2009). Episodic discharge of lead, copper and antimony from a Norwegian small arm shooting range. J. Environ. Monit. 11, 1259-1267.
- Sutton SG, Bult TP, Haedrich RL (2000) Relationships among fat weight, body weight, water weight, and condition factors in wild Atlantic salmon parr. Trans. Am. Fish. Soc. 129, 527-538.
- Takayanagi K. (2001) Acute toxicity of waterborne Se(IV), Se(VI), Sb(III), and Sb(V) on red seabream (*Pargus major*). Bul. Environ. Contam. Toxicol. 66, 808-813.

Tuomela M, Steffen KT, Kerko E, Hartikainen H, Hofrichter M, Hatakka A, (2005) Influence of Pb contamination in boreal forest soil on the growth and ligninolytic activity of litter-decomposing fungi. *FEMS Microbiol. Ecol.* 53, 179-186.

Vannforskriften. Forskrift om rammer for vannforvaltningen, FOR-2006-12-15-1446, sist endret FOR-2019-12-12-1760

Vyas NB, Spann JW, Heinz GH, Beyer WN, Jaquette JA, Mengelkoch JM (2000) Lead poisoning of passerines at a trap and skeet range. *Environ. Poll.* 107, 159-166.

Warren MJ, Cooper JB, Wood SP, Shoolingin-Jordan PM. (1998). Lead poisoning, haem synthesis and 5-aminolaevulinic acid dehydratase. *Trends Biochem Sci.* 23, 217-221.

About FFI

The Norwegian Defence Research Establishment (FFI) was founded 11th of April 1946. It is organised as an administrative agency subordinate to the Ministry of Defence.

FFI's MISSION

FFI is the prime institution responsible for defence related research in Norway. Its principal mission is to carry out research and development to meet the requirements of the Armed Forces. FFI has the role of chief adviser to the political and military leadership. In particular, the institute shall focus on aspects of the development in science and technology that can influence our security policy or defence planning.

FFI's VISION

FFI turns knowledge and ideas into an efficient defence.

FFI's CHARACTERISTICS

Creative, daring, broad-minded and responsible.

Om FFI

Forsvarets forskningsinstitutt ble etablert 11. april 1946. Instituttet er organisert som et forvaltningsorgan med særskilte fullmakter underlagt Forsvarsdepartementet.

FFIs FORMÅL

Forsvarets forskningsinstitutt er Forsvarets sentrale forskningsinstitusjon og har som formål å drive forskning og utvikling for Forsvarets behov. Videre er FFI rådgiver overfor Forsvarets strategiske ledelse. Spesielt skal instituttet følge opp trekk ved vitenskapelig og militærteknisk utvikling som kan påvirke forutsetningene for sikkerhetspolitikken eller forsvarsplanleggingen.

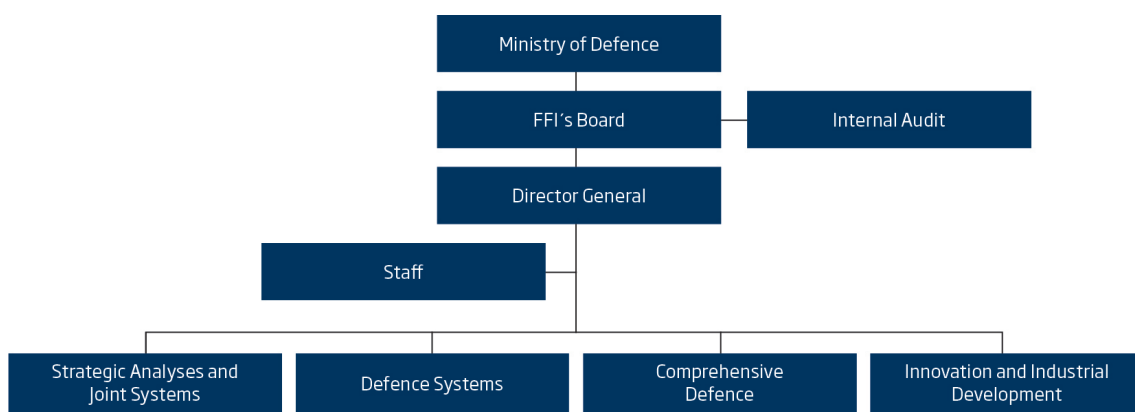
FFIs VISJON

FFI gjør kunnskap og ideer til et effektivt forsvar.

FFIs VERDIER

Skapende, drivende, vidsynt og ansvarlig.

FFI's organisation



Forsvarets forskningsinstitutt
Postboks 25
2027 Kjeller

Besøksadresse:
Instituttveien 20
2007 Kjeller

Telefon: 63 80 70 00
Telefaks: 63 80 71 15
Epost: ffi@ffi.no

Norwegian Defence Research Establishment (FFI)
P.O. Box 25
NO-2027 Kjeller

Office address:
Instituttveien 20
N-2007 Kjeller

Telephone: +47 63 80 70 00
Telefax: +47 63 80 71 15
Email: ffi@ffi.no