

**Undersøkelse av bly og kobber i abbor (*Perca fluviatilis*)  
hentet fra Steinsjøen skytefelt**

Espen Mariussen, Marita Ljønes, Behman Nazari, Mads Løkke og Øyvind Voie

Forsvarets forskningsinstitutt (FFI)

Oktober 2009

FFI-rapport 2009/01925

108903

P: ISBN 978-82-464-1666-3

E: ISBN 978-82-464-1667-0

## **Emneord**

Skytebaner

Tungmetaller

Risikovurdering

Abbor

Bioakkumulering

## **Godkjent av**

Kjetil Sager Longva

Prosjektleder

Jan Ivar Botnan

Avdelingssjef

## Sammendrag

Overvåkningsstudier har vist utlekking av tungmetaller ut i avrenningsbekker fra skytebaner på Steinsjøen skytefelt i Hurdal. Dette har ført til at fiskevann i skytefeltet er resipienter for tungmetaller og det har vært grunn til å tro at fisk har blitt eksponert for forhøyede nivåer. Tungmetalleksponering kan være skadelig for fisken. Fisken kan også ha akkumulert høye tungmetallnivåer som kan være helseskadelig for dyr og mennesker som spiser fisken. I dette studiet har vi hentet abbor (*Perca fluviatilis*) fra tre forskjellige vann i Steinsjøen skytefelt: To vann som er resipienter for tungmetaller, Storvatnet, Brenntjern og fra ett kontrollvann, Torvfasttjern. Fiskens kondisjonsfaktor ble beregnet, og ALA-D-aktivitet ( $\delta$ -aminolevulinic acid dehydratase). ALA-D-aktivitet er en biomarkør for blyeksponering. Innhold av bly og kobber ble målt i hhv. filet, lever og rogn. I tillegg ble det tatt vannprøver og hentet bunnsedimentprøver som ble analysert for bly og kobber. Vannprøvene viste forhøyede konsentrasjoner av bly (hhv. 3,2 og 2,6  $\mu\text{g/L}$ ) kobber (hhv. 17,9 og 12,2  $\mu\text{g/L}$ ) i Storvatnet og Brenntjern, mens vannet i Torvfasttjern hadde lave tungmetallkonsentrasjoner. Antimonkonsentrasjonen var også høy, noe som viser at disse to vannene har en tydelig signatur fra ammunisjon. Bunnsediment fra Storvatnet og Brenntjern hadde noe forhøyede konsentrasjoner av bly (hhv. 182 og 139 mg/kg/tørrvekt) og kobber (hhv. 101 og 91 mg/kg tørrvekt), mens bunnsedimentene fra Torvfasttjern hadde relativt lave konsentrasjoner (hhv. 69 og 12 mg/kg/tørrvekt Pb og Cu).

Innholdet av Pb og Cu i abboren oversteg imidlertid ikke det som regnes for å være innenfor normalkonsentrasjonen i ferskvannsfisk og det var ingen signifikante forskjeller i fisken mellom de tre vannene. Filet hadde en gjennomsnittlig Pb-konsentrasjon på mindre en 0,2 mg/kg våtvekt og en gjennomsnittlig Cu-konsentrasjon på mindre en 1mg/kg våtvekt. Mattilsynets anbefalte grense for Pb-innhold i fiskefilet er på 0,3 mg/kg våtvekt. Det er derfor ingen grunn til å tro at inntak av fiskekjøtt fra disse vannene innebærer noen form for helserisiko. Det var imidlertid ting som tydet på at fisken fra Brenntjern og Storvatnet hadde akkumulert Pb og Cu i lever ettersom konsentrasjonen økte som funksjon av fiskens størrelse. En slik sammenheng var ikke synlig i abboren fra Torvfasttjern, og kan tyde på at fisken eksponeres for noe forhøyede tungmetallkonsentrasjoner. Det er ikke grunn til å tro at dette er til skade for fisken ettersom den så ut til å være i relativt god kondisjon og at konsentrasjonen av Pb og Cu var innenfor det som regnes for å være normalt. Vannene på Steinsjøen er humuspåvirket, noe som sannsynligvis vil redusere toksisiteten av tungmetaller ettersom en større andel av metallene vil være bundet til partikler og dermed ikke være biotilgjengelig. Det anbefales å gjennomføre studier på fisk som utsettes for brå konsentrasjonsendringer av tungmetaller i vannmassene, utføre prøvefiske i tungmetallpåvirkete vann med en annen kjemi og studier på blandingseffekter av tungmetaller på bakgrunn av at vannlevende organismer eksponeres for en kombinasjon av bly, kobber og antimon.

## English summary

Small arm shooting ranges are major deposits of lead (Pb), copper (Cu), antimony (Sb), and zinc (Zn) from use of ammunition. Metals and metalloids from the ammunition residues may leach into the soil and surrounding watercourses and may pose a threat to exposed wildlife and humans. Discharge of elements is dependent on several factors such as soil properties, hydrological conditions, precipitation and time. There is reason to believe that discharge of heavy metals into the watershed may influence organisms living there. In this study perches (*Perca fluviatilis*) from three ponds in Steinsjøen military small arm shooting range were caught in order to reveal if the fishes were exposed to increased levels of Pb and Cu and if the exposures have had an effect on their condition. In addition ALA-D activity, which is a biomarker for Pb-exposure in blood, was analyzed in the fishes. Two lakes are recipients for heavy metals, Storvatnet, Brenntjern and one lake was used as control. Water samples and bottom sediments from the lakes were taken to reveal heavy metals concentrations and deposition. Water from both Storvatnet and Brenntjern had increased levels of Pb (3.2 and 2.6 µg/L respectively) and Cu (17.9 and 12.2 µg/L respectively), whereas the water from Torvfastjern was not influenced by heavy metals. Sediments from Storvatnet and Brenntjern had increased levels of Pb (182 and 139 mg/kg/ dry weight respectively) and Cu (101 and 91 mg/kg/ dry weight respectively), whereas sediments from Torvfastjern had relatively low concentrations (69 and 12 mg/kg/dry weight Pb og Cu respectively).

These results indicate that the two ponds, Storvatnet and Brenntjern, are recipients of heavy metal discharge from munitions. The concentration of Pb and Cu in the perch from either of the lakes did, however, not exceed the levels considered as normal for freshwater fish and there were no significant differences in concentration levels in the fishes between the lakes. Filet had mean Pb concentrations of less than 0.2 mg/kg wet weight and a mean Cu-concentration of less than 1 mg/kg wet weight. The Norwegian Food Safety Authority recommends an upper limit of Pb concentration in fish filet of 0.3 mg/kg wet weight. Therefore, it is no reasons to believe that intake of fish from these lakes represent any risk. There was, however, indications on Pb and Cu accumulation in the fish liver from Storvatnet and Brenntjern since the concentration increased with fish size. Such correlation could not be seen in fish from Torvfastjern. The Pb and Cu concentration in the fish liver (~10mg/kg wet weight) were, however, within what are considered as normal (1-40 mg/kg wet weight), and the fish appeared to be in good condition. ALA-D activity was, however, reduced in the fish from Brenntjern and Storvatnet, indicating exposure to increased levels of Pb. The significance of this effect is not known. The ponds at Steinsjøen shooting ranges are influenced by peat, which probably will reduce the bioavailability and toxicity of the metals. A larger portion of the metals will be bound up into particles. We recommend performing studies on fish exposed to sudden changes in water metal concentrations, do fishing and testing of fish from heavy metals influenced lakes with a different chemistry and study effects of mixtures based on the knowledge that water living organisms are exposed to a combination of Pb, Cu and Sb.

## Innhold

	<b>Forord</b>	<b>6</b>
<b>1</b>	<b>Introduksjon</b>	<b>7</b>
1.1	Bakgrunn	7
1.2	Formål	7
<b>2</b>	<b>Metoder</b>	<b>8</b>
2.1	Områdebeskrivelse	8
2.2	Prøvefiske	9
2.3	Prøvetaking av sediment og vann	9
2.4	Glødetap	10
2.5	Kondisjonsfaktorberegninger	10
2.6	Opparbeidelse av prøver og kjemiske analyser	10
2.7	ALA-D-analyser	11
<b>3</b>	<b>Resultater og Diskusjon</b>	<b>11</b>
3.1	Tungmetaller i vann	11
3.2	Tungmetaller i sediment	12
3.3	Fysiske data på innsamlet abbor og kondisjonsfaktor	13
3.4	Tungmetaller i abbor	14
3.5	Bioakkumulering av tungmetaller i abbor	17
3.6	ALA-D-analyser	19
<b>4</b>	<b>Konklusjon og oppsummering</b>	<b>20</b>
<b>5</b>	<b>Forslag til fremtidige studier</b>	<b>21</b>
	<b>Referanser</b>	<b>23</b>

## Forord

Denne rapporten er en videre bearbeidelse av resultatene fra prosjektoppgaven til Behman Nazari og Mads Løkke fra Høgskolen i Oslo som de gjennomførte på FFI vinteren og våren 2009 under veiledning av Øyvind Voie og Espen Mariussen. I utførelsen av de praktiske oppgavene på laben fikk de veiledning og hjelp av Marita Ljønes. ALA-D-analyser, som er en markør for blyeksponering, ble utført på Universitetet i Oslo ved Prof. Ketil Hylland. Dette arbeidet har vært en del av prosjekt 108903 og skulle undersøke om fisk fra skytebanepåvirkede vann hadde akkumulert tungmetaller og om vi kunne se noen effekter av denne eksponeringen.

# 1 Introduksjon

## 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. Her vil metallene i prosjektilene 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 utlekkingen. I tillegg vil faktorer som jordas pH, 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). Mange studier har vist effekter på økosystemer i tilknytning til utendørs skytebaner. Det inkluderer 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 effekter på, og forhøyede tungmetallkonsentrasjoner i akvatiske organismer som fisk (Labare et al., 2004; Heier et al., 2009). Dette har bidratt til en viss bekymring for at fisk i tilknytning til norske skytebaner er påvirket. I tillegg er det grunnlag for frykt blant sportsfiskere for at de blir eksponert for høye tungmetallkonsentrasjoner som er akkumulert i fisken. Mattilsynet i Norge har klare retningslinjer for hva som er anbefalt nivå av helseskadelige fremmedstoffer i fisk. På Steinsjøen skytefelt har man gjennom flere år kartlagt avrenningsmønsteret av tungmetaller og dette området er blant de mest studerte i landet. Steinsjøfeltet ligger i Østre Toten kommune i Oppland fylke. Her er det funnet sterkt forhøyede nivåer av Pb og Cu i avrenningsbekker som er myrpåvirket. Ved måleområdet Hækatjern er det målt mer enn 100 µg/L Pb og Cu (Rognerud, 2006). Forsvarsbygg har målt nivåer ved myrlokaliteter i konsentrasjoner opp til 40 µg/L Pb og 50 µg/L Cu (Forsvarsbygg/SWECO, 2007). FFI har hatt flere prosjekter på Steinsjøen og målt høye Pb, Cu og Sb verdier i Larsmyrbekken som er en dreneringsbekk fra skytefeltet (Strømseng og Ljønes, 2003; Strømseng et al., 2008; Strømseng et al., 2009). Nivåene av metaller i bekkene varierer etter graden av vannføring, men fra det siste studiet i 2007 lå normalnivåene av Pb, Cu og Sb på ca. hhv. 15, 40 og 10 µg/L. Det er flere vann som ligger i tilknytning til skyte- og øvingsfeltet med forhøyede tungmetallkonsentrasjoner og man tror at fisk fra disse vannene kan være påvirket og at de har akkumulert forhøyede tungmetallkonsentrasjoner.

## 1.2 Formål

I dette studiet ble det gjennomført fiske av abbor fra tre forskjellige vann i Steinsjøen skyte- og øvingsfelt. To av vannene er i nær tilknytning til skyteaktivitet og er resipienter for tungmetallavrenning, mens ett av vannene var kontrollvann. Hensikten var å måle innhold av

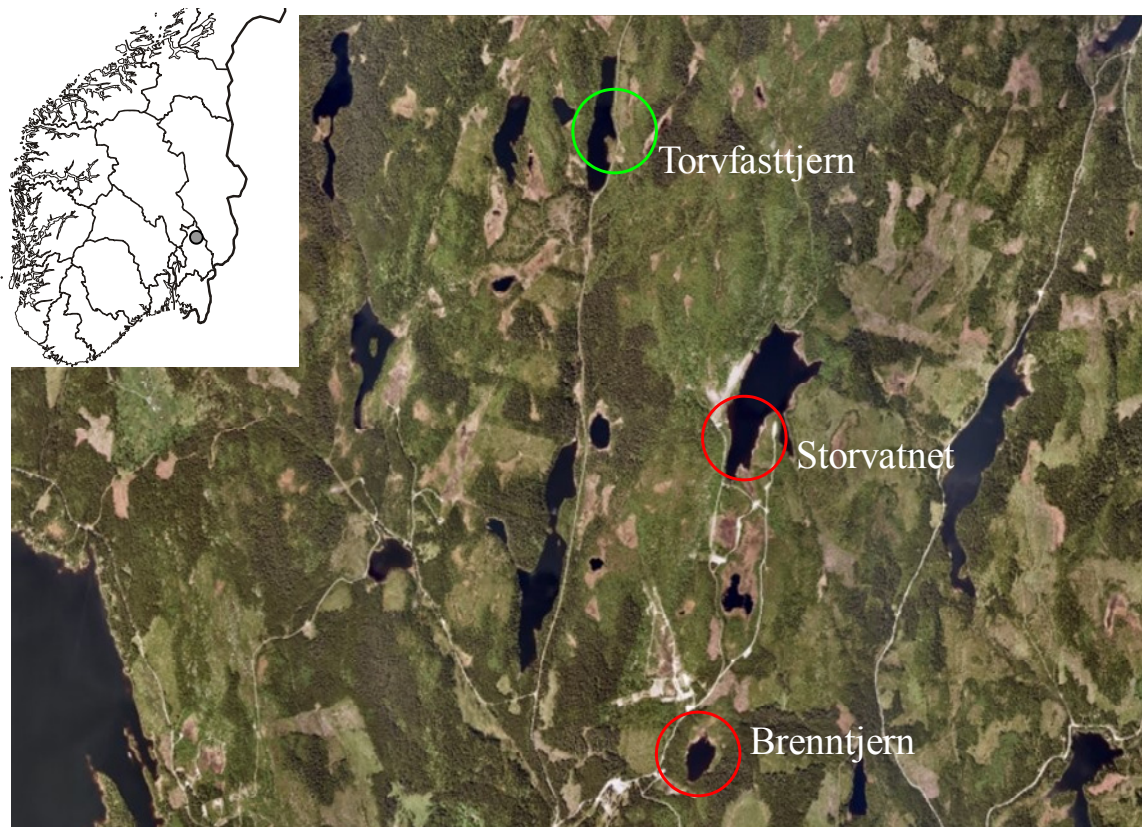
tungmetallene bly og kobber i fisken for å se om de hadde akkumulert forhøyede konsentrasjoner, og om dette kan medføre uønsket eksponering for mennesker om spiser fisken. Det ble også gjort en fordelingsstudie for å se nærmere på hvordan tungmetallene fordeler seg i forskjellige organer. Det ble gjort målinger på fiskens kondisjonsfaktor for å se om fisken var påvirket av tungmetalleksponeringen og hadde tilfredsstillende vekstmønster og næringsforhold. I tillegg ble det tatt blodprøver av fisken for ALA-D-målinger. ALA-D er en følsom biomarkør for blyeksponering. ALA-D er et enzym i hemesyntesen som inhiberes av bly, noe som kan medføre anemi (Hodson, 1976).

## 2 Metoder

### 2.1 Områdebeskrivelse

Steinsjøen skytefelt ligger i Eidsvoll og Østre Toten kommune i hhv. Akershus og Oppland fylke. Steinsjøen er et fjernøvingsfelt med et areal på 11352 da og ligger ca. 550 meter over havet. Området har et boreal kontinentalt klima med en årlig nedbør på ca. 1000 mm og gjennomsnittstemperatur på ca. 1,7 °C. I området finnes flere vann og i dette studiet ble det valgt å hente fisk fra tre vann, Brenntjern, Storvatnet og Torvfasttjern (Fig 1). Alle tre vannene er lokalisert i samme område og mer eller mindre humuspåvirket. Brenntjern er ca. 20 000 m<sup>2</sup> (UTM 33N (Euref 89) koordinater: 6717171 nord, 285675øst) og resipient fra en avrenningsbekk, Larsmyrbekken, som drenerer vann fra flere skytebaner for håndvåpen. Larsmyrbekken har svært høye konsentrasjoner av Pb, Cu og Sb (Strømseng et al., 2009). Storvatnet er ca. 140 000 m<sup>2</sup> (UTM 33N (Euref 89) koordinater: 6718649 nord, 286030 øst) og ligger mellom standplass og målområde for tyngre våpen som for eksempel MG og 12,7. Vannet har mottatt store mengder tungmetaller enten gjennom avrenning fra myra nedenfor standplass, eller fra prosjektiler og hylser som har havnet i vannet. Torvfasttjern er ca. 50 000m<sup>2</sup> (UTM 33N (Euref 89) koordinater: 672067 nord, 285494 øst) og skal, i henhold til skyteadministrasjonen på Steinsjøen, ikke ha vært resipient for tungmetallavrenning fra skytefelt.





**Fig 1.** Oversiktsbilde av Steinsjøen skytefelt med forsøksvannene avmerket (bilde: Norge i bilder).

## 2.2 Prøvefiske

Det ble gjennomført prøvefiske etter abbor (*Perca fluviatilis*) sommeren 2008 med fiskestang i hhv. Brenntjern, Storvatnet og Torvfasttjern. Det ble fanget inn 11 abbor fra Storvatnet og Brenntjern, og 10 abbor fra Torvfasttjern. Det er ikke kjent om det finnes andre arter i disse vannene. Hver fisk ble svimeslått med ett slag over hodet. Deretter ble blodprøver tatt fra fisken ved å gå inn med en sprøytekanyle bak på undersiden av ryggfinner inn i fiskens ryggmarg. Sprøytekanylen var på forhånd innsatt med antikoagulerende middel, heparin. Blodet ble overført til egnede rør på is og fraktet til laben på FFI. På laben ble blodprøvene sentrifugert (1000g i 5min) for å skille blodceller fra blodplasma og deretter fryst ned ved  $-130^{\circ}\text{C}$ . Blodprøver av fisken ble tatt for å gjøre ALA-D-målinger. Fisken ble deretter avlivet med slag over hodet, og målt og veid i felt. Filet, lever, gonade, høyre gjelle- og gjellebue, og hjerne ble tatt ut og fryst ned separat sammen med resten av fisken ved  $-20^{\circ}\text{C}$ . Fileter ble tatt ut på venstre side rett ved fiskens sidefinne. Skinnen ble fjernet. Filetstykkene ble deretter homogenisert/knust med ultraturax. Mage og tarm ble kastet.

## 2.3 Prøvetaking av sediment og vann

Bunnssedimentprøver fra de tre vannene ble hentet med en kjerneprøvetaker.. Prøvetakingen ble gjort på vinterstid i november og januar 2008/2009 etter at isen hadde lagt seg. Sedimentkjernene som ble tatt ut var inntil ca. 20 cm dype og overført i plastemballasje. Det var ikke mulig å få ut hele, komplette kjerner, så sedimentprøvene ble blandet sammen i emballasjen. Fra Storvatnet ble

sedimentprøvene hentet fra et område på bunnen som man kunne forvente høye tungmetallkonsentrasjoner. Det vil si i skuddlinjen mellom standplass og målområde. Fra Brenntjern og Torvfasttjern ble sedimentprøvene hentet midt ute på vannet. Sedimentene ble tørket i varmeskap ved 105°C i ca. ett døgn og knust for hånd i en porselensmorter. Det ble tatt prøver av overflatevann på samme sted som sedimentprøvene i 100 ml prøveflasker av HDPE uten videre preparering. Vannprøvene ble tilsatt salpetersyre til 0,5%.

## 2.4 Glødetap

For å finne innhold av organisk materiale i bunnsediment ble glødetap beregnet. Ca. 5g tørket sediment ble veid inn brent ved 550 °C i ca. 4 timer og veid på nytt. Vekttapet er definert som organisk innhold.

## 2.5 Kondisjonsfaktorberegninger

Fultons kondisjonsfaktor (1) benyttes for å indikere fiskens kondisjon (Ricker, 1975; Sutton et al., 2000; Robinson et al, 2008). 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.

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

\*W=fiskens vekt (gram), K=Fultons kondisjonsfaktor, L=lengden til fisken (cm).

## 2.6 Opparbeidelse av prøver og kjemiske analyser

Det ble foretatt analyser av Cu og Pb med grafitt-atomabsorpsjonsspektrometerinstrument i sedimentprøvene og i fiskens filet, lever og gonade. De biologiske prøvene og sedimentprøvene gjennomgikk syreoppslutning med mikrobølgeovn. Syreoppslutningen foregikk ved å veie ut en mengde prøvemateriale (ca. 0,5g) som ble overført til teflonbelagte ekstraksjonsbeholdere for mikrobølgeovnoppslutning. Til jordprøvene ble det tilsatt 5ml ultraren konsentrert salpetersyre og 5ml vann før prøvene ble ekstrahert i mikrobølgeovn. Til de biologiske prøvene ble det tilsatt 10 ml ultraren konsentrert salpetersyre. De biologiske prøvene fikk stå over natten i avtrekk for å slippe ut produsert gass før de ble ekstrahert i mikrobølgeovnen. Ekstraktene ble deretter fortynnet til 50ml med ultrarent vann. Prøvene ble analysert for Pb og Cu med GF-AAS (Perkin Elmer Analyst 800 Atomic Absorption Spectrometer) på FFI. Deteksjonsgrense for Pb og Cu med GF-AAS er 0,3 µg/l. Sedimentprøvene ble også analysert med XRF i den hensikt å sammenligne AAS-data og XRF-data og for å se etter Sb. Vannprøvene ble tilsatt ultraren konsentrert salpetersyre (0,5% sluttkonsentrasjon) og analysert for Pb, Cu og antimon (Sb) med ICP-MS uten videre opparbeidelse.

## 2.7 ALA-D-analyser

ALA-D ( $\delta$ -aminolevulinic acid dehydratase) er en sensitiv biomarkør 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. Analysen ble utført på Universitetet i Oslo, avdeling toksikologi og fysiologi. I hemesyntesen danner ALA-D porphobilinogen fra  $\delta$ -aminolevulinic acid. Dette er en spektrofotometrisk metode der ALA-D aktiviteten beregnes ut fra porphobilinogenproduksjon i forhold til proteinmengden i prøven. Metoden er beskrevet i detalj i Hylland (2004). Fordi det tok relativt lang tid fra blodprøvene ble tatt i felt til de ble sentrifugert, for å skille blodceller fra plasma, og fryst ned er det knyttet noe usikkerhet til resultatene.

## 3 Resultater og Diskusjon

### 3.1 Tungmetaller i vann

Vannprøver ble tatt i november 2008 etter at isen hadde begynt å legge seg. Fysiske måledata fra vannene er vist i tabell 1. Vannet i Storvatnet var noe mer surt enn vannet fra de andre tjernene noe som kan fremme mobilisering av tungmetaller.

*Tabell 1. Fysiske måledata for Storvatnet, Brenntjern og Torvfasttjern.*

	pH	Temp (°C)	Ledningsevne ( $\mu$ S/cm)
<b>Storvatnet</b>	5,3	1,3	12,6
<b>Brenntjern</b>	6,3	0	18,6
<b>Torvfasttjern</b>	6,6	0,9	16,9

Innhold av Pb og Cu i vannet ble målt, både totalinnholdet og 0,45 $\mu$ m filtratet. 0,45 $\mu$ m filtratet kan defineres som det som er løst metall og i denne fraksjonen unngår man å få med seg partikler som kan øke usikkerheten på analysen. I disse prøvene ble også innholdet av antimon (Sb) analysert. Både Storvatnet og Brenntjern hadde forhøyede konsentrasjoner av Pb og Cu (Tabell 2). Konsentrasjonen av Cu i disse to vannene overskrider den anbefalte LBRL-verdien (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). Konsentrasjonen av Pb i de to vannene lå ca. identisk med LBRL-verdien. Disse to vannene hadde også forhøyete konsentrasjoner av Sb hvilket tyder på at de har tilførsel av tungmetaller fra håndvåpenammunisjon. En interessant observasjon var den høye konsentrasjonen av antimon i Brenntjern som ligger på LBRL-verdien for Sb på 5 $\mu$ g/L. Disse resultatene baserer seg på kun to prøver og man skal ikke utelukke tilfeldige variasjoner i vannkonsentrasjonene. Torvfasttjern hadde lave konsentrasjoner av metallene, hvilket tyder på at dette vannet ikke har tilførsel av metaller fra ammunisjon.

**Tabell 2.** Konsentrasjonen ( $\mu\text{g/L}$ ) av Pb, Cu og Sb (totalkonsentrasjon og 0,45  $\mu\text{m}$  filtrat) i vann hentet fra Storvatnet, Brenntjern og Torvfasttjern på Steinsjøen skytefelt. Tabellen viser resultater fra enkeltmålinger.

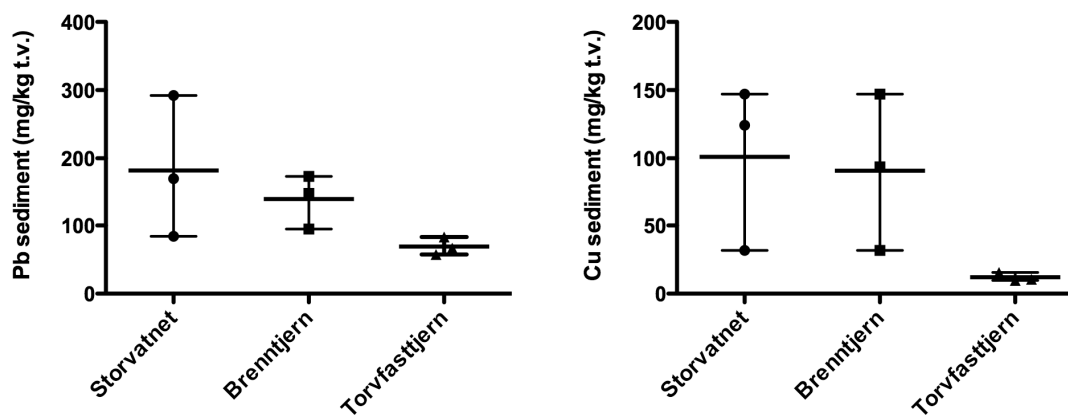
	<b>Pb</b> total	<b>Pb</b> 0,45 $\mu\text{m}$	<b>Cu</b> total	<b>Cu</b> 0,45 $\mu\text{m}$	<b>Sb</b> total	<b>Sb</b> 0,45 $\mu\text{m}$
<b>Storvatnet</b>	3,2	2,1	17,9	10,0	1,1	0,91
<b>Brenntjern</b>	2,6	1,6	12,2	10,9	4,9	4,9
<b>Torvfasttjern</b>	0,24	0,09	0,36	0,21	0,02	0,01

**Tabell 3.** LBRL-konsentrasjoner (lowest biological risk level) og drikkevannsnormen for Pb, Cu og Sb.

	<b>Pb</b> $\mu\text{g/L}$	<b>Cu</b> $\mu\text{g/L}$	<b>Sb</b> $\mu\text{g/L}$	<b>Zn</b> $\mu\text{g/L}$
<b>LBRL</b>	2,5	3,0	5	50
<b>Drikkevannsnorm</b>	10	100	5	100

### 3.2 Tungmetaller i sediment

Innhold av Pb og Cu i bunnsedimentprøvene som ble tatt er vist i figur 2 og tabell 4. Sedimentene hadde høyt innhold (mer enn 35%) av organisk materiale og er i all hovedsak nedbrytningsprodukter av gammelt plantematerialer. Innholdet av Pb og Cu i de eksponerte vannene var ikke urovekkende høyt, men Pb-konsentrasjonen i Storvatnet og Brenntjern lå i tilstandsklasse 3, moderat forurenset (Tabell 5). For kobber lå konsentrasjonen innenfor det som av SFT defineres som god tilstand (Tabell 5). Kontrollvannet hadde gjennomgående lavere innhold av tungmetaller, men forskjellen var ikke signifikant. Dette skyldes få prøvepunkter og stor variasjon i innhold mellom prøvene. Det var godt samsvar mellom AAS og XRF-målingene (Tabell 4) noe som tilsier at XRF gir en god indikasjon på tungmetallnivåene i jorda. XRF-målingene ble gjort på tørket materiale som var knust i morter. Målinger på fuktig, heterogent materiale vil sannsynligvis gi større avvik. XRF-målingen avslørte ikke forhøyede antimonnivåer, men XRF har for lav deteksjonsgrense for Sb til å være godt egnet til formålet. Bunnprøvene ble tatt med en kjerneprøvetaker til ca. 20 cm dybde. Tatt i betraktning en antatt lav sedimentasjonshastighet er det grunn til å tro at sediment fra før skytebanen ble anlagt ble samlet inn. Den målte tungmetallkonsentrasjonen er derfor sannsynligvis noe underestimert. Det er gjenstand for en del utfordringer å samle inn overflatesediment på grunn av svært løs konsistens. En sedimentfelle, eller en grabb som ikke graver seg for dypt ned i bunnen vil være en alternativ innsamlingsmetode.



**Fig 2.** Konsentrasjon av Pb og Cu i bunnsediment fra Storvatnet, Brenntjern og Torvfasttjern. Figurene viser konsentrasjonen i prøvepunktene og mediankonsentrasjonen i mg/kg tørrvekt.

**Tabell 4.** Konsentrasjonen i tørrvekt (mg/kg) av Pb og Cu i bunnsediment hentet fra Storvatnet, Brenntjern og Torvfasttjern på Steinsjøen skytefelt. Tabellen viser gjennomsnitt  $\pm$  SD med mediankonsentrasjonen i parentes.

	Storvatnet	Brenntjern	Torvfasttjern
<b>Pb AAS</b>	182 $\pm$ 105 (170)	139 $\pm$ 40 (148)	69 $\pm$ 13 (67)
<b>Pb XRF</b>	175 $\pm$ 106 (169)	120 $\pm$ 38 (126)	72 $\pm$ 8 (70)
<b>Cu AAS</b>	101 $\pm$ 61 (124)	91 $\pm$ 58 (94)	12 $\pm$ 3 (11)
<b>Cu XRF</b>	84 $\pm$ 36 (93)	74 $\pm$ 19 (73)	<50
<b>Sb</b>	<50	<50	<50
<b>TOC (%)</b>	39 $\pm$ 4,1	43 $\pm$ 2,6	35 $\pm$ 1,0

**Tabell 5.** Tilstandsklasser for jord. Konsentrasjonene er angitt i mg/kg (SFT, 2009). For antimon er det beregnet tilstandsklasser basert på metoder angitt i "Forslag til tilstandsklasser for jord (NGU, 2007).

	1 Meget god	2 God	3 Moderat	4 Dårlig	5 Svært dårlig
<b>Pb (mg/kg)</b>	<60	60-100	100-300	300-700	700-2500
<b>Cu (mg/kg)</b>	<100	100-200	200-1000	1000-8500	8500-25000
<b>Zn (mg/kg)</b>	<200	200-500	500-1000	1000-5000	5000-25000
<b>Sb (mg/kg)</b>	<20	20-35	35-70	70-170	170-2500
<b><math>\Sigma</math>PAH16 (mg/kg)</b>	<2	2-8	8-50	50-150	150-2500

### 3.3 Fysiske data på innsamlet abbor og kondisjonsfaktor

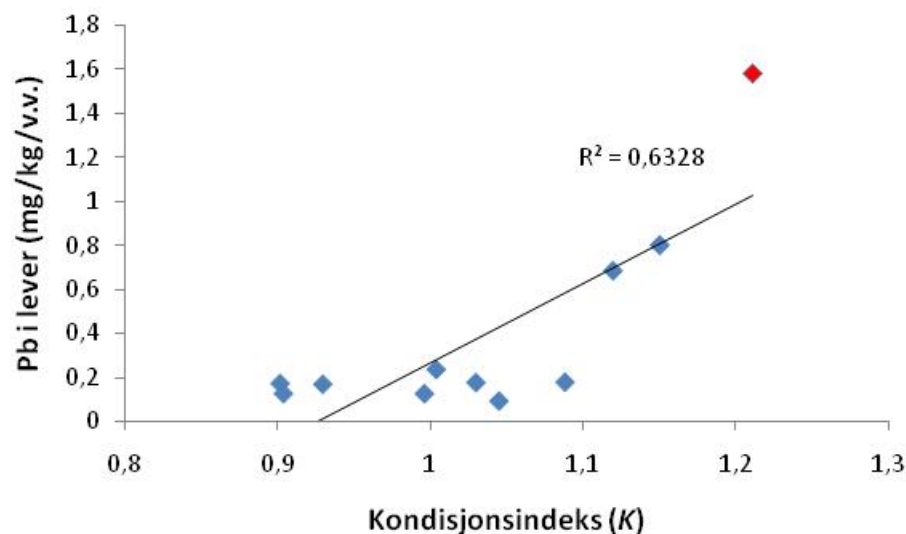
Abbor hentet inn fra Storvatnet var gjennomgående litt større enn abbor fra de andre tjernene (Tabell 6) med en gjennomsnittlig lengde og vekt på hhv. 24 cm og 151 gram. Av 32 fisk som ble samlet inn var 6 hannfisk (19%). Kondisjonsindeks ble beregnet for fisken og det var ingen

signifikant forskjell mellom gruppene (enveis ANOVA, Dunnets post-test). Kondisjonsindeksen lå på ca. 1 for alle gruppene noe som indikerer at tilstanden til fisken var god.

Korrelasjonsanalyse (Spearman) viste ingen signifikant sammenheng mellom kondisjonsindeks og innhold av tungmetaller, verken i lever, muskel, eller rogn (data ikke vist). Ett unntak var for Pb i lever fra fisken fra Storvatnet som viste en positiv sammenheng mellom kondisjonsindeksen og Pb-innhold ( $r_s = 0,6909$ ,  $p < 0,0186$ ) (Fig 3). På bakgrunn av resultatene fra de andre fiskegruppene så er dette sannsynligvis en tilfeldighet. Ved å fjerne ett av resultatene (markert i rødt på fig 3) som avvek litt fra de andre så falt sammenhengen bort ( $r_s = 0,5879$ ,  $p < 0,0739$ ).

**Tabell 6.** Fysiske data og kondisjonsindeks for abbor fanget i Storvatnet, Brenntjern og Torvfasttjern på Steinsjøen skytefelt. Tabellen viser gjennomsnitt  $\pm$  SD med mediankonsentrasjonen i parentes.

	Storvatnet	Brenntjern	Torvfasttjern
<b>Lengde (cm)</b>	24 $\pm$ 4 (22)	20 $\pm$ 1,7 (20)	18 $\pm$ 1,9 (17)
<b>Vekt (gram)</b>	151 $\pm$ 90 (107)	87 $\pm$ 25 (79)	60 $\pm$ 22 (54)
<b>Vekt lever (gram)</b>	0,9 $\pm$ 0,5 (0,8)	0,6 $\pm$ 0,2 (0,5)	0,4 $\pm$ 0,1 (0,4)
<b>Kondisjonsindeks (K)</b>	1,03 $\pm$ 0,10 (1,03)	1,07 $\pm$ 0,10 (1,08)	1,02 $\pm$ 0,10 (1,03)



**Fig 3.** Kondisjonsindeks som funksjon av Pb-innhold i lever fra abbor hentet fra Storvatnet.  $R^2$  er regresjonskoeffisienten.

### 3.4 Tungmetaller i abbor

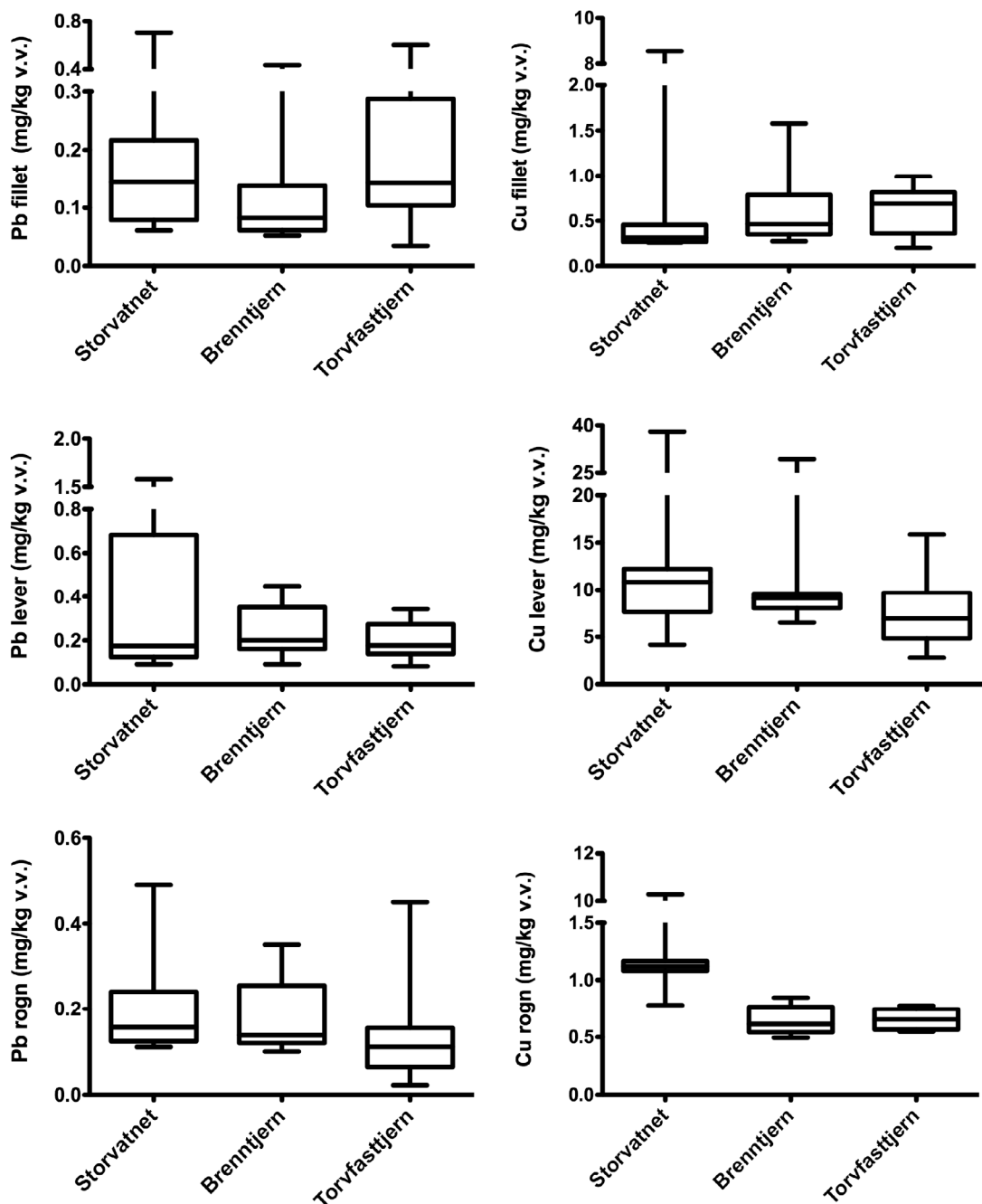
Tungmetallkonsentrasjonen ble målt i filet og lever hos samtlige fisk og i rogn. Gonade fra hannfisk ble ikke tatt ut. Blyinnholdet i de forskjellige organene lå gjennomgående på mellom 0,1 mg/kg og 0,5 mg/kg våtvekt uavhengig av vann (tabell 7). Det var ikke signifikante forskjeller i blyinnholdet i fisken. Det var heller ingen signifikante forskjeller i kobberkonsentrasjonen i fisken mellom de tre vannene. Tidligere målinger i ferskvannsfisk har vist at Pb-konsentrasjonen i

filet og lever normalt ligger på hhv. inntil 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 0,3mg/kg i filet. Dette betyr at blyinnholdet i abbor hentet fra Steinsjøen ligger innenfor øvre grense for hva som kan betegnes som normalkonsentrasjon.

I filet og rogn lå Cu-konsentrasjonen på rundt 0,6mg/kg våtvekt. Dette er innenfor forventet bakgrunnskonsentrasjoner på inntil ca. 0,8mg/kg våtvekt (Grande, 1987; 1991). Mattilsynet har ingen særskilte retningslinjer for kobber i matvarer. Med unntak av sau så er moderate mengder kobber ikke spesielt giftig for verken dyr eller mennesker. Det er ingen grunn til å tro at et kobberinnhold på 0,6mg/kg våtvekt utgjør noen risiko. Kobberkonsentrasjonen i lever fra abbor var vesentlig høyere og lå på ca. 10mg/kg/våtvekt (tabell 7). Den høyere kobberkonsentrasjonen i lever skyldes at kobber 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 anriket i leveren. Bakgrunnskonsentrasjonen av Cu i fiskelever varierer veldig og Grande (1987) rapporterte, uavhengig av fiskeart, at konsentrasjoner på mellom 1 – 40 mg/kg/våtvekt burde anses som innenfor normalkonsentrasjonen. Konsentrasjonene av kobber i lever fra abbor i de aktuelle vannene i denne undersøkelsen kan derfor ikke anses som spesielt høye. Fig 4 viser et box-plot, med maksimal og minimumskonsentrasjon, medianverdien og 75% percentilen av Pb og Cu innholdet i de forskjellige organene.

**Tabell 7.** Konsentrasjonen i våtvekt av Pb og Cu i filet, lever og rogn fra abbor hentet fra Storvatnet, Brenntjern og Torvfasttjern på Steinsjøen skytefelt. Tabellen viser gjennomsnitt ± SD med mediankonsentrasjonen i parentes.

	Storvatnet	Brenntjern	Torvfasttjern
<b>Fillet (Pb)</b>	0,19 ± 0,18 (0,14)	0,14 ± 0,11 (0,08)	0,20 ± 0,16 (0,14)
<b>Fillet (Cu)</b>	1,1 ± 2,47 (0,32)	0,60 ± 0,41 (0,46)	0,62 ± 0,25 (0,69)
<b>Lever (Pb)</b>	0,39 ± 0,17 (0,46)	0,23 ± 0,11 (0,20)	0,20 ± 0,09 (0,18)
<b>Lever (Cu)</b>	12 ± 9,0 (11)	10 ± 6,3 (9,1)	7,6 ± 3,7 (6,9)
<b>Rogn (Pb)</b>	0,21 ± 0,11 (0,16)	0,17 ± 0,09 (0,14)	0,14 ± 0,13 (0,11)
<b>Rogn (Cu)</b>	2,1 ± 3,1 (1,1)	0,64 ± 0,12 (0,61)	0,66 ± 0,10 (0,65)

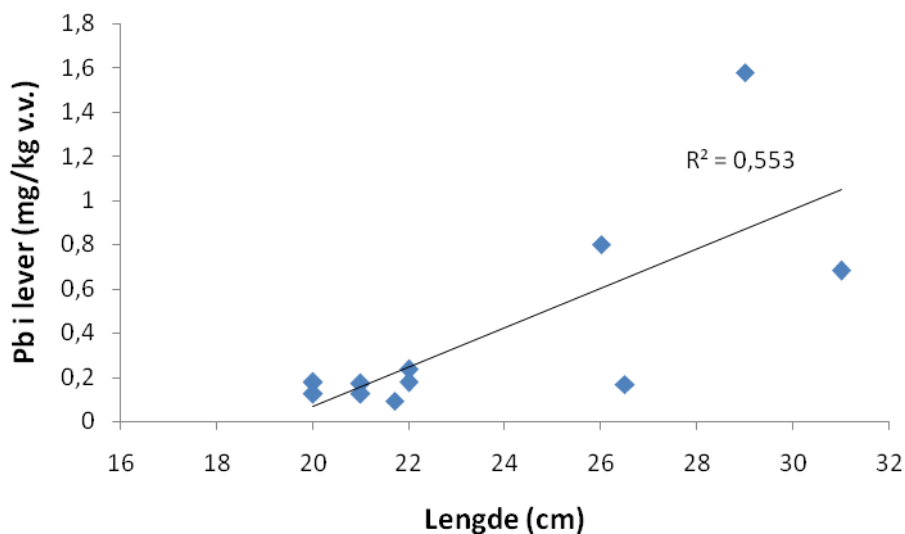


*Fig 4. Konsentrasjon av Pb og Cu i filet, lever og rogn i g/kg våtvekt fra abbor hentet fra Storvatnet, Brenntjern og Torvfasttjern på Steinsjøen skytefelt. Figurene er et "Box-plot" med maks- og min-verdier, mediankonsentrasjonen og 75% percentilen.*

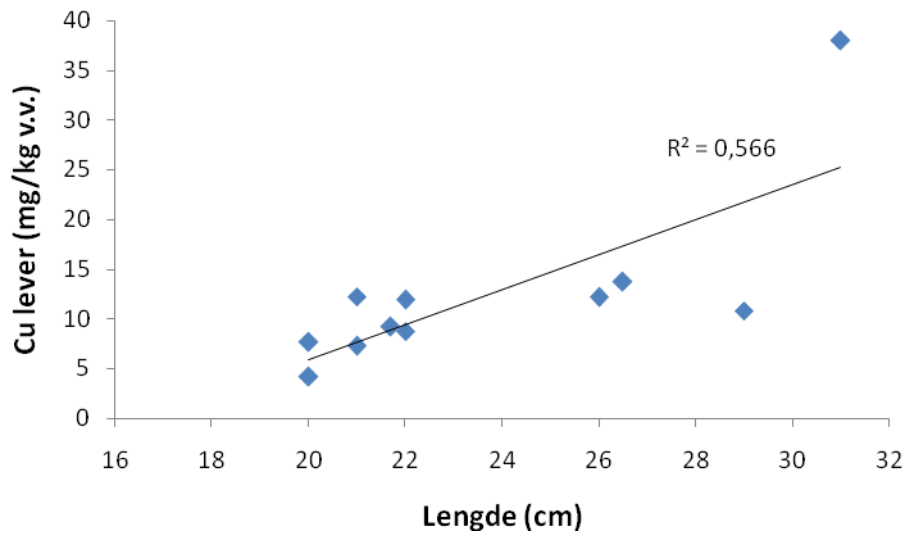


### 3.5 Bioakkumulering av tungmetaller i abbor

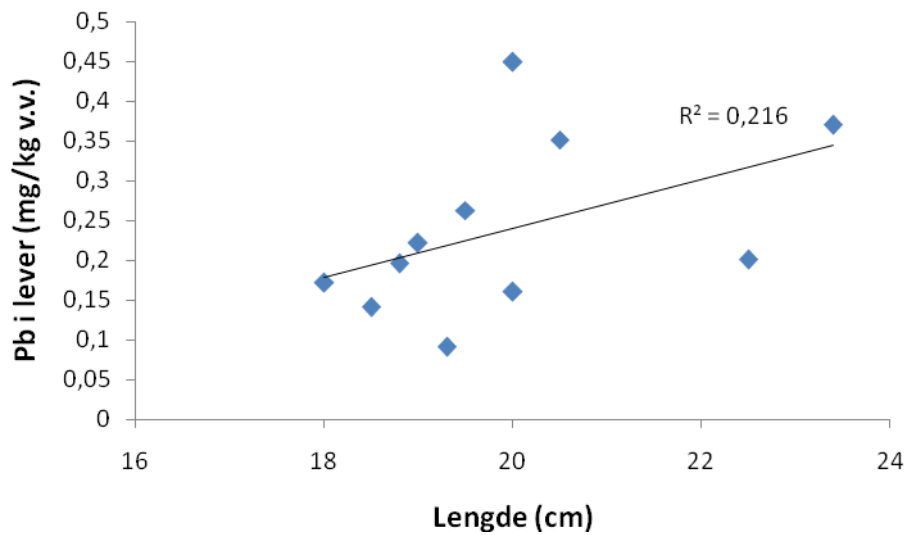
Hvis en organisme eksponeres for et stoff i høyere konsentrasjoner enn den greier å skille ut, vil stoffet kunne bioakkumulere. Bioakkumulering kan synliggjøres ved å plote konsentrasjonen av stoffet i fisken mot alder. Øker konsentrasjonen av metaller i ett organ, eller en organisme som funksjon av alder har man en bioakkumulering. Det ble forsøkt å identifisere fiskens alder ved å se på årringene i fiskens gjelleplate, men det gav et svært usikkert resultat. Vi benyttet isteden lengde som en aldersparameter. Pb- og Cu-innholdet ble derfor plottet mot fiskens lengde. Det ble ikke funnet noen sammenheng mellom fiskens lengde og Pb- og Cu-innhold i filet (data ikke vist). Verken bly eller kobber er tidligere vist å ha potensial for bioakkumulering i filet (Grande, 1987, 1991; Lydersen, 2002). Det er derfor grunn til å tro at konsum av fiskekjøtt hentet fra bly og kobberforurensing fra skytefelt ikke representerer noen fare for mennesker. Det var imidlertid en signifikant positiv sammenheng (Spearman korrelasjonstest) mellom Pb- og Cu-innhold som funksjon av lengde i lever fra fisk hentet fra Storvatnet ( $r_s = 0,6546$ ,  $p < 0,0289$  for Pb;  $r_s = 0,7323$ ,  $p < 0,0104$  for Cu) (Fig 5), men ikke fra Brenntjern ( $r_s = 0,5831$ ,  $p < 0,0597$  for Pb;  $r_s = 0,2460$ ,  $p < 0,4659$  for Cu) (Fig 6) og Torvfasttjern (data ikke vist). Dette kan tyde på at fisk fra Storvatnet og Brenntjern er eksponert for forhøyede nivåer av Pb og Cu, enten i vannmassene, eller gjennom maten den spiser, slik at de bioakkumulerer i leveren.



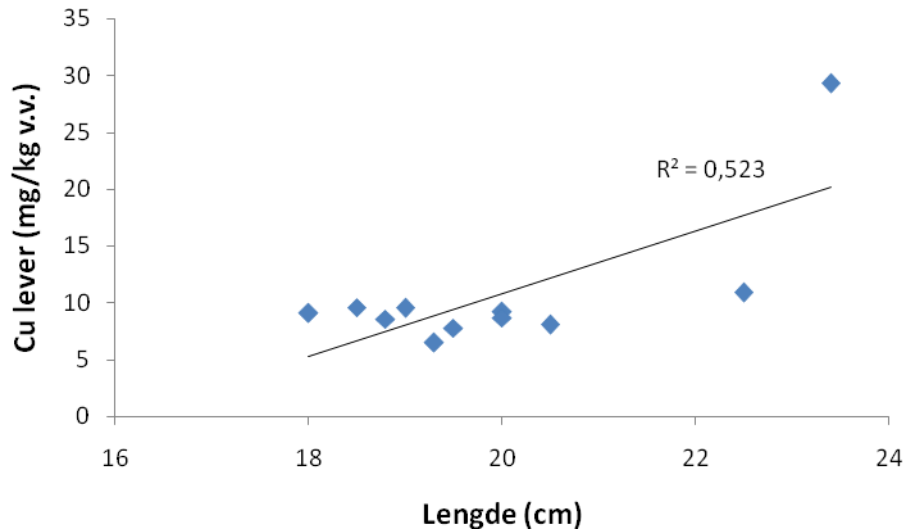
**Fig 5.** Konsentrasjon av Pb i lever fra abbor hentet fra Storvatnet som funksjon av lengde.  $R^2$  er regresjonskoeffisienten.



**Fig 6.** Konsentrasjon av Cu i lever fra abbor hentet fra Storvatnet som funksjon av lengde.  $R^2$  er regresjonskoeffisienten.



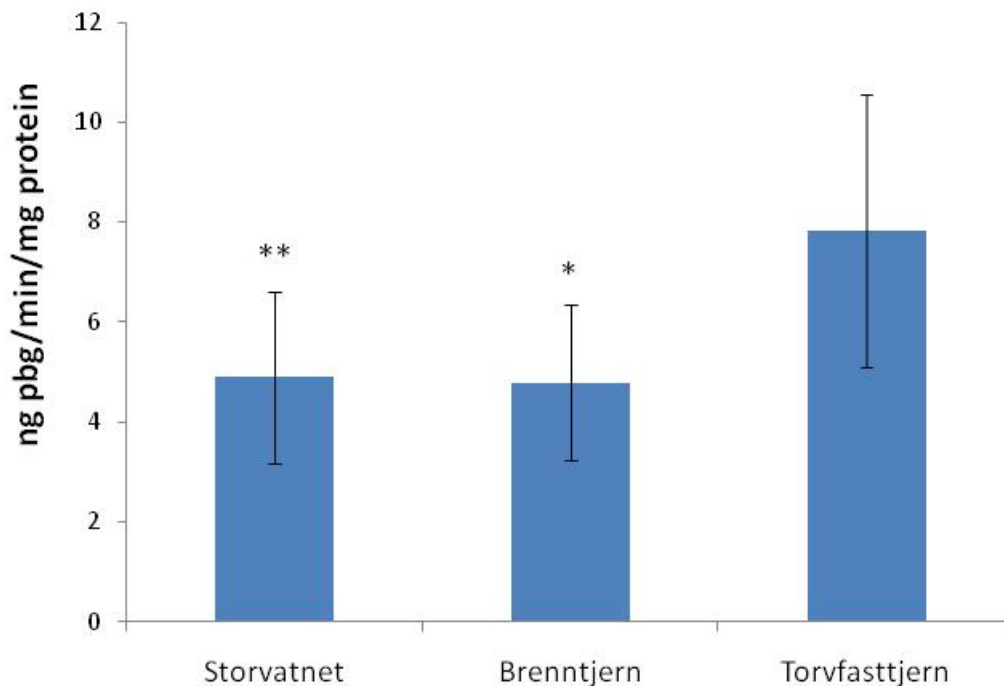
**Fig 7.** Konsentrasjon av Pb i lever fra abbor hentet fra Brenntjern som funksjon av lengde.  $R^2$  er regresjonskoeffisienten.



**Fig 8.** Konsentrasjon av Cu i lever fra abbor hentet fra Brenntjern som funksjon av lengde.  $R^2$  er regresjonskoeffisienten.

### 3.6 ALA-D-analyser

ALA-D er sensitiv for bly. ALA-D-hemming benyttes derfor som en sensitiv metode for å identifisere blyeksponering. En effekt av Pb i pattedyr er utvikling av anemi på grunn av hemming av hemesyntesen. Det er imidlertid lite kjent om en moderat hemming av ALA-D fører til tilsvarende effekter på blod i fisk, men det er grunn til å tro at blyeksponering også kan påvirke fiskens blodproduksjon negativt. ALA-D aktiviteten i blod fra abbor hentet fra Brenntjern og Storvatnet var signifikant lavere enn fiskene fra Torvfasttjern (Fig 9). Dette kan tyde på at abboren i disse to tjernene er eksponert for forhøyede Pb-konsentrasjoner. Det knytter seg imidlertid noe usikkerhet til tallene. ALA-D aktiviteten i blodet var 2 til 3 ganger lavere enn forventet (Ketil Hylland, personlig meddelelse). Blodprøvene ble tatt ute i felt og lagt på is og deretter fraktet til laben på FFI for videre behandling. Blodprøvene ble derfor lagret på is i opptil 6 timer før de ble fryst ned og nedbrytningsprosessen i blodet kan derfor ha kommet i gang. Imidlertid ble alle gruppene behandlet likt noe som styrker funnene om at det faktisk er en forskjell mellom gruppene og at abboren i to av tjernene har vært eksponert for forhøyede blykonsentrasjoner som kan medføre stress.



**Fig 9.** ALA-D aktivitet i blod fra abbor (gjennomsnitt  $\pm$  SD). Aktiviteten i abbor fra Storvatnet og Brenntjern var signifikant forskjellig fra Torvfasttjern (Kruskal-Wallis, Dunns post-test, \*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ ).

## 4 Konklusjon og oppsummering

På bakgrunn av ALA-D målingene, og Pb, Cu og Sb i vannet og i abborleveren er det grunn til å tro at fisk i Brenntjern og Storvatnet blir eksponert for forhøyede konsentrasjoner av bly og kobber. Vannene mottar metallene fra avrenningsbekker (Brenntjern) og/ eller direkte fra prosjektiler (Storvatnet). I Larsmyrbekken, som renner ut i Brenntjern, er det målt kobberkonsentrasjoner på godt over 50ug/L. Dette er konsentrasjoner som kan være akutt dødelig for fisk. Ved normalvannføring i bekken ligger konsentrasjonen på ca. 20 ug/L. Pb-konsentrasjonen i Larsmyrbekken ligger på mellom 5 og 30 ug/L, mens antimonkonsentrasjonen ligger på mellom 5 og 20 ug/L (Strømseng et al., 2009). Dette betyr at metallkonsentrasjonen i Brenntjern gjenspeiler metallkonsentrasjonen i Larsmyrbekken. Beregninger av kondisjonsindeksfaktorer gav imidlertid ingen indikasjoner på at fisken var negativt påvirket. Karakteristisk for vannene i denne undersøkelsen er at de er myrpåvirket med en relativt høy tilførsel av humuspartikler. Det er kjent at kobber og bly har høy affinitet til partikulært materiale og en høy andel, sannsynligvis mer enn 50%, er partikulært bundet (For eksempel Gundersen og Steinnes, 2003; Graham et al., 2006; Strømseng et al., 2009). Partikulært bundet metall vil være mindre biotilgjengelig enn metall som er løst og derfor være mindre toksisk. Organismer som lever i humusrike vann, eller i næringsrike vann med høy primærproduksjon vil derfor sannsynligvis tåle høyere konsentrasjoner av metaller, enn organismer som lever i mer nærings- og humusfattige vann. Det var imidlertid klart på at fisken i Brenntjern og Storvatnet er eksponert for forhøyede Pb- og Cu-konsentrasjoner ettersom konsentrasjonen i lever var forhøyet og at den økte som funksjon av størrelse. Man skal derfor ikke se bort i fra at det er et seleksjonspress mot mer

metalltolerante fisk i disse vannene. Konsentrasjonen av Pb og Cu i fiskens filet var ikke bekymringsverdig høy og det skal være trygt for folk å spise fisken fra disse vannene.

De fleste vannlevende organismer har sannsynligvis en stor evne til å tilpasse seg gradvise forandringer i miljøet, både på individnivå og populasjonsnivå. Dette skjer på individnivå ved at fisken for eksempel øker produksjon av metallbindende proteiner som metallothionein (Spry and Wiener, 1991). Akvatiske organismer som fisk investerer også mye i produksjon av mange avkom og miljøforandringer vil selektere ut de mest tilpasningsdyktige individene. Det kan derfor være vanskelig å oppdage effekten av en miljøforandring på en populasjon, eller individer i en populasjon, hvis påvirkningen ikke er dramatisk over kortere, eller lengre tid. En dramatisk påvirkning kan være et større kjemikalieutslipp, vedvarende eutrofiering, eller surgjøring av vannet. Dette kan slå ut hele populasjoner, eller fortrenge arter til fordel for andre arter. Brå konsentrasjonsendringer av et stoff vil kunne redusere overlevelsessevnen til vannlevende organismer, enten ved at de blir mer sårbare for andre påvirkninger, eller ved at eksponeringen i seg selv gir en negativ effekt. I avrenningsbekker fra skytefelt er det i episodehendelser observert en rask økning i vannkonsentrasjoner av bly og kobber på mer en fem ganger konsentrasjonen ved normal vannføringsregime. Det er ikke kjent om slike hendelser kan gi effekter, og oss bekjent er det ikke rapportert om fiskedød i vann knyttet til skytefelt, men det er grunn til å tro at slike hendelser kan indusere stress hos fisken.

## 5 Forslag til fremtidige studier

Forurensingsmyndighetene har grenseverdier for hva som er tillatt av tungmetaller i vann og vassdrag som ikke er naturlig påvirket. I flere avrenningsbekker fra skytebaner overskrides disse grenseverdiene. Grenseverdiene er beregnet ut fra de mest følsomme organismene og det er ikke gitt at overskridelse av disse utgjør noen fare eller gir skade. Hvis man ikke skal gjøre tiltak må man derfor gjøre en risikovurdering for å sannsynliggjøre at det ikke innbærer noen fare. Det er gjort mange studier tidligere på effekter av bly og kobber på fisk. Toksikologien av disse er derfor relativt godt kjent. Men ofte er disse studiene ikke tilstrekkelig til å kunne gjøre en god vurdering av potensielle skadeeffekter som kan forsvare overskridelser av gitte grenseverdier. Dette skyldes blant annet at det er svært store variasjoner i sensitivitet mellom forskjellige arter og innenfor samme art. Sensitiviteten er videre avhengig av de fysiske-kjemiske forholdene i de aktuelle vassdragene. Grenseverdiene som settes blir derfor vurdert ut fra konservative estimat basert på de mest følsomme organismene som beskrevet ovenfor. Nedenfor beskrives noen forslag til studier som vil være aktuelt å gjennomføre for å synliggjøre mulige effekter av tungmetallavrenning fra skytefelt.

- Det bør gjennomføres prøvafiske fra flere vann som er resipienter av forurenset sigevann fra skytebaner. Fisken bør måles for forskjellige biomarkører og analyseres for tungmetaller. Dette kan gi et bilde på om man kan forvente skadelige effekter på fisken. Forskjellige fysiske-kjemiske parametre av vannet bør måles, som for eksempel pH, hardhet, organisk materiale osv.

- Det er få studier som er gjort på sub-letale effekter av brå konsentrasjonsendringer av tungmetaller, eller fiskens evne til å adaptere/tilpasse seg forandringer i vannets tungmetallkonsentrasjon. Det er vist at konsentrasjonen av bly kan øke fem ganger under nedbørsperioder og dette kan stresse fisken. Under periodiske hendelser forandres også vannets kjemi. Forsøk med filtermedier for rensing av vann tyder også på at andelen labile, og dermed mer toksiske metallforbindelser øker, hvilket kan forsterke stressreaksjonen hos fisken.
- En annen faktor som ikke er målt i dette studiet er antimon. Antimon er et metalloid som ligger i samme gruppe som arsen i det periodiske system og som har felles egenskaper og toksikologi. Antimon har høy mobilitet i vannmassene og målinger har vist forhøyede konsentrasjoner av antimon i avrenningsbekker fra skytebaner. Det er imidlertid ingenting som tyder på at fisk akkumulerer antimon (Heier et al., 2009), men det er få studier som er gjort på effekter av antimon. For å få et mer realistisk bilde av toksisiteten av antimon på fisk er det derfor av interesse å gjøre kontrollerte studier med antimon.
- Metallavrenning fra skytefelt har en spesiell signatur av bly, kobber og antimon. Det er ikke kjent om man kan forvente en samvirkeeffekt av disse tre stoffene. Det bør derfor gjennomføres et studium der blandingseffekter av tungmetaller studeres nærmere. Dette er en utfordrende oppgave og forutsetningen for å gjøre dette på en skikkelig måte er at man har kjente og godt etablerte endepunkter.

## 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.
- Forsvarsbygg 2007. Avrenning fra Forsvarets skyte- og øvingsfelt. Overvåking av vannforurensing. Program Grunnforurensning 2006-2007, Rapportnr. 152030-2 SWECO Grøner.
- 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
- Gundersen P, Steinnes E. (2003). Influence of pH and TOC concentration on Cu, Zn, Cd, and Al speciation in rivers, *Water Res.* 37, 307-318.
- Graham MC, Vinogradoff SI, Chipchase AJ, Dunn SM, Bacon JR, Farmer JG (2006). Using size fractionation and Pb isotopes to study Pb transport in the waters of an organic-rich upland catchment, *Environ. Sci. Technol.* 40, 1250-1256.
- 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.) *Sci Tot Environ*, 407, 4047-4055
- Henschler D, Bolt HM, Jonker D, Pieters MN, Groten JP (1996). Experimental designs and risk assessment in combination toxicology: Panel discussion. *Food Chem. Toxicol.* 34, 1183-1185.
- 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
- 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
- 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.
- Johnson MS, Wickwire WT, Quinn Jr MJ, Ziolkowski Jr DJ, Burmistrov D, Menzie CA, Geraghty C, Minnic M, Parson P (2007) Are songbirds at risk from lead at small arms ranges? An application of the spatial explicit exposure model. *Environ. Toxicol. Chem.* 26, 2215-2225.
- 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
- 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.

- 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.
- Ricker WE (1975). Computation and interpretation of biological statistics of fosh populations. *Bull. Fisheries Res. Board Can.* 191, 1-382.
- Robinson ML, Gomez-Raya L, Rauw WM, Peacock MM (2008). Fulton's body condition factor K correlates with survival time in a thermal challenge experiment in juvenile Lahontan cutthroat trout (*Oncorhynchus clarki henshawi*). *J. Therm. Biol.* 33, 363-368
- Rognerud S. (2006). Overvåking av metallforurensning fra militære skytefelt og demoleringsplasser. Resultater fra 15 års overvåking. NIVA; rapport 2006; ISBN: 82-577-4876-5.
- 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 (2003). Periodisk avrenning av tungmetaller- En feltundersøkelse gjort ved Steinsjøen skytefelt. FFI/Rapport 2003/00715 ISBN 82-464-0690-6.
- Strømseng AE, Ljønes M, Bakka L, Longva KS (2008). Filtermedier for rensing av tungmetaller i avrenningsvann fra skytebaner - feltforsøk ved Steinsjøen skytefelt. FFI/Rapport 2007/01321. ISBN: 978-82-464-1325-9
- 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 Relationships among fat weight, body weight, water weight, and condition factors in wild Atlantic salmon parr. (2000). *Trans. Am. Fish. Soc.* 129, 527-538.
- 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.
- 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.