



**FFI** Forsvarets  
forskningsinstitutt

23/02396

FFI-RAPPORT

# Forurensning, prøvetaking og avrenning av metaller på Steinsjøen skyte- og øvingsfelt

– uttesting og evaluering av metoder

Ida Vaa Johnsen  
Jorunn Aaneby



# **Forurensning, prøvetaking og avrenning av metaller på Steinsjøen skyte- og øvingsfelt – uttesting og evaluering av metoder**

Ida Vaa Johnsen  
Jorunn Aaneby

---

---

## **Emneord**

Forurensning  
Tungmetaller  
Kobber  
Bly  
Skytebaner  
Avrenning

## **FFI-rapport**

23/02396

## **Prosjektnummer**

5919

## **Elektronisk ISBN**

978-82-464-3511-4

## **Engelsk tittel**

Contamination, sampling and runoff of metals on Steinsjøen firing range – testing of methods in the field and laboratory

## **Godkjenner**

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

*Dokumentet er elektronisk godkjent og har derfor ikke håndskreven signatur.*

## **Opphavsrett**

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

---

---

## Sammenheng

På Forsvarets skyte- og øvingsfelt (SØF) ligger det tungmetaller fra brukt ammunisjon som kan være skadelig for dyr, planter og biota i området. Forurensningen kan også lekke ut i vann og spre seg. Når det skal vurderes tiltak mot spredning av forurensning, er det derfor viktig å kartlegge forurensning og avrenning godt.

Vi har utført forsøk på Steinsjøen SØF for å teste etablerte metoder for kartlegging og overvåking av metaller på SØF og avrenningen av disse. Spørsmålene og problemstillingene vi belyste i dette arbeidet, var: Hvilke metoder bør brukes for å kartlegge forurensning i jord, hvordan påvirker jordkjemien utlekking av metaller, hvor godt adsorberes metaller i ren jord og filtermedier, hvordan er avrenningsmønsteret gjennom skytefelt, og hvilken vannprøvetakingsmetodikk og -preparering bør brukes for mest representativt resultat?

Vi sammenliknet kjerneprøvetaking ved hjelp av gravemaskin og jordbor, og i tillegg brukte vi XRF-målinger for å kartlegge forurensningen i jorden på en skytebane. Vi sammenliknet også XRF-analysen med flerinkrementell prøvetaking (*multi incremental sampling*– MIS) og ICP-MS-analyse på et mindre område (5 x 5 m). Vi kartla avrenningsmønsteret av metaller gjennom den samme skytebanen og sammenliknet med forurensningsmønsteret vi fant med XRF. Jordprøvene ble analysert for kobber, bly, antimon, sink, kationbyttekapasitet, kornstørrelsesfordeling, pH og totalt organisk karbon. Vi så på utlekkings- og sorpsjonspotensialet av metaller i jorden og sammenliknet med jordens fysiske og kjemiske egenskaper. For vannprøvetaking sammenliknet vi stikkprøver, ISCO-prøvetakere, Sorbicell og DGT. Vi gjorde forsøk for å se på hvordan lagring av vannprøver i felt påvirket metallkonsentrasjonen, og om syrekonservering hadde innvirkning på metallkonsentrasjonen i de lagrede prøvene. Vi sammenliknet filtrering av prøver (mindre enn 0,45 µm) i felt med filtrering i laboratorium etter et par dager. Metallkonsentrasjonen ble analysert og sammenliknet i totalloppsluttede, filtrerte og ubehandlede vannprøver.

Jordbor viste seg å være en enklere og bedre måte å innhente dybdeprøver på enn gravemaskin. XRF kan benyttes til å kartlegge forurensede områder, men for å bestemme metallkonsentrasjon i jord på et område, bør prøvene fortsatt sendes til et laboratorium. Jordens fysiske og kjemiske egenskaper kan si noe om dens potensial for utlekking, men den beste metoden er utlekkingstester. Ren jord fra Steinsjøen bandt kobber og bly godt, og infiltrasjon i rene masser kan redusere utlekking fra skytefelt. Avrenning av metaller fra Steinsjøen SØF varierte mye gjennom sesongen, og derfor er det ikke nok å innhente noen få stikkprøver for å overvåke eller kartlegge utlekkingen fra skytebaner. I ISCO-prøvetakere, som samler en prøve over en gitt periode, tydet resultatene på at noe metall kan felle ut. Derfor vil Sorbicell, eventuelt sammen med DGT, være gode metoder for å overvåke forurensning over en periode. Det bør tas flere prøver gjennom sesongen for å fange opp sesongvariasjon. Det var liten forskjell i metallkonsentrasjonen målt i prøver filtrert i felt og i laboratoriet noen dager senere. Filtrering i felt ser derfor ikke ut til å være nødvendig. Lagring av prøver hadde innvirkning på metallkonsentrasjonen. I konserverte prøver holdt blykonsentrasjonen seg stabil, men blykonsentrasjonen minket i ukonserverte prøver. For kobber og sink holdt konsentrasjonen seg stabil i ukonserverte prøver, mens konsentrasjonen økte i konserverte prøver.

---

---

## Summary

The Norwegian Armed Forces' shooting and training ranges (SØF) contain heavy metals from spent ammunition. These can be harmful to animals, plants, and biota in the area. The pollution can also leak into water. It is important to map pollution and runoff sufficiently when evaluating measures against the spread of pollution.

To test methods for mapping and monitoring metals and their runoffs on firing ranges, we designed experiments that we carried out on Steinsjøen SØF. The work described in this report highlights issues and questions such as: Which methods should be used for mapping contamination in soil, how does soil chemistry affect the leaching of metals, how well are metals adsorbed in clean soil and filter media, what is the runoff pattern through firing ranges, and which water sampling methodology and preparation should be used for the most representative result?

Using an excavator and soil auger, we compared core sampling and tested XRF analysis as a method for mapping metal contamination on a shooting range. We also compared our XRF analysis with 'multi incremental sampling' (MIS) and ICP-MS analysis on a smaller area (5x5 m). We measured the leaching pattern of metals through the shooting range and compared it to the metal contamination pattern found with the XRF. Our soil samples were analysed, looking for copper, lead, antimony, zinc, cation exchange capacity, grain size distribution, pH and total organic carbon. To investigate the leaching and sorption potential of metals in the soil compared with the soil's physical and chemical attributes, we carried out leaching and sorption tests. We also tested sampling methodology and preparation of water samples and compared single samples, ISCO samples, Sorbicell, and DGT. We tested how the storage of water samples in the field affected the metal concentration and whether acid preservation had any effect. Filtration of samples (<0.45 µm) in the field were compared with filtration in a laboratory after a few days. Metal concentration was analysed and compared in total digested, filtered, and untreated water samples.

Soil auger turned out to be a simpler and more efficient way to collect core samples than excavations. XRF can be used to map contaminated areas, but to determine metal concentration in soil in an area, samples should still be sent to the laboratory. The soil's physical and chemical attributes can give us information about its potential for leaching, but the best method is leaching tests. Uncontaminated soil from Steinsjøen adsorbed copper and lead well, which means that infiltration through clean soil can reduce leakage from firing ranges. Runoff of metals from Steinsjøen SØF varied a lot throughout the season, which means that multiple samples should be collected to monitor or map the leakage from shooting ranges. In ISCO samplers (automated sampler), some metals may precipitate. Therefore, Sorbicell together with DGT will be suitable for monitoring pollution over a period. There was little difference in metal concentration measured in samples filtered in the field compared to laboratory filtering a few days later. Therefore, filtration in the field does not seem to be necessary. The storage of samples influenced their metal concentration. In acid-preserved samples, the lead concentration remained stable, but in unpreserved samples, it decreased. For copper and zinc, the concentration remained stable in unpreserved samples, while it increased in preserved samples.

---

---

# Innhold

<b>Sammendrag</b>	<b>3</b>
<b>Summary</b>	<b>4</b>
<b>Forord</b>	<b>8</b>
<b>1 Innledning</b>	<b>9</b>
1.1 Formål	10
1.2 Miljøkvalitetsstandarder og grenseverdier	12
1.3 Område	14
1.4 Feltarbeid	17
<b>2 Prøvetaking og karakterisering av jorden</b>	<b>18</b>
2.1 Teori	18
2.2 Metode	18
2.3 Resultater	23
2.4 Diskusjon	27
<b>3 Vertikal- prøvetaking og mobilitet av metaller i jord</b>	<b>30</b>
3.1 Teori	30
3.2 Metode	30
3.3 Diskusjon	30
<b>4 Bruk av XRF for å kartlegge metallforurensing i SØF</b>	<b>31</b>
4.1 Teori	31
4.2 Metode	31
4.3 Resultater	32
4.4 Diskusjon	34
<b>5 Hvordan påvirker jordkjemien utlekking av metaller?</b>	<b>35</b>
5.1 Teori	35
5.2 Metode	36
5.3 Resultater	37
5.4 Diskusjon	41

---

<b>6</b>	<b>Adsorpsjon og utlekking av metaller i jord og adsorbenter</b>	<b>43</b>
6.1	Teori	43
6.2	Metode	43
6.3	Resultater	44
6.4	Diskusjon	47
<b>7</b>	<b>Avrenningsmønster gjennom Steinsjøen skytefelt</b>	<b>49</b>
7.1	Teori	49
7.2	Metode	49
7.3	Resultater	53
7.4	Diskusjon	62
<b>8</b>	<b>Prøvetakingsmetoder og biotilgjengelighet av metaller i vann</b>	<b>65</b>
8.1	Teori	65
8.2	Metode	66
8.3	Resultater	69
8.4	Diskusjon	79
<b>9</b>	<b>Preparering og lagringseffekter</b>	<b>82</b>
9.1	Teori	82
9.2	Metode	82
9.3	Resultater	84
9.4	Diskusjon	92
<b>10</b>	<b>Hva skjer med metallene når de renner gjennom tjern?</b>	<b>93</b>
10.1	Teori	93
10.2	Metode	94
10.3	Resultater	94
10.4	Diskusjon	95
<b>11</b>	<b>Sesongvariasjon i metallkonsentrasjonen i vann</b>	<b>97</b>
11.1	Teori	97
11.2	Metode	97
11.3	Resultater	97
11.4	Diskusjon	103
<b>12</b>	<b>Samlet diskusjon og konklusjon</b>	<b>104</b>
12.1	Kartlegging av metaller i jord	104
12.2	Utlekking og avrenning av metaller fra skytebaner	105
12.3	Vannprøvetaking	106



---

---

12.4	Anbefalinger	107
12.5	Konklusjon	111
	<b>Vedlegg</b>	<b>112</b>
	<b>A Jordprøver</b>	<b>112</b>
A.1	Koordinater	112
A.2	Kationbyttekapasitet	112
A.3	Utlekkingstester	113
A.4	Sorpsjonstester	116
	<b>B Vannprøver</b>	<b>117</b>
B.1	Prøvepunkter	117
B.2	Analyser i vann	118
B.3	XRF og metaller i vann	136
	<b>Referanser</b>	<b>139</b>

---

## Forord

Arbeidet beskrevet i denne rapporten er i sin helhet finansiert av Forsvarsbygg. Feltarbeidet er utført i samarbeid med Forsvarsbygg og Norges Geotekniske Institutt (NGI), som har vært delaktige i planlegging og gitt innspill underveis i arbeidet.

Kjeller, 07. desember 2023  
Ida Vaa Johnsen

---

---

# 1 Innledning

Forsvarets skyte- og øvingsfelt (SØF) inneholder forurensning av kobber (Cu), sink (Zn), antimon (Sb) og bly (Pb) fra brukt ammunisjon. Denne forurensningen kan være skadelig for dyr, planter og annen biota. I tillegg kan disse metallene lekke ut i vann som renner gjennom de forurensede områdene, og forurensningen kan slik spre seg og havne i nærliggende vassdrag.

Kartlegging av jordens metallkonsentrasjon og utspredelse er viktig både før en opprydning, men også for å forstå avrenningsmønsteret på en skytebane. Bruk av en røntgenfluorescens (XRF) instrument er en enkel metode for å få en umiddelbar oversikt over metallforurensningen i jorden på et område, men egnetheten av denne metoden er omdiskutert, spesielt på myr. XRF gir kun en oversikt over metallkonsentrasjonen på overflaten, det må dermed tas dybdeprøver/kjerneprøver for å kartlegge forurensningens vertikale transport.

I tillegg til metallkonsentrasjonen i jorden, er jordens fysiske og kjemiske egenskaper avgjørende for avrenningen fra et skytefelt. Hvordan metallene beveger seg både vertikalt og horisontalt i jorden, vil avhenge av faktorer som kornstørrelsesfordeling, kationbyttekapasitet, organisk innhold (TOC) og pH. Konsentrasjoner av forurensning i vann varierer med avstand fra forurensningskilden. Vannprøver innhentet i flere punkter gjennom et forurenset område, kan gi viktig informasjon om hvilke deler av området som bidrar mest til utlekkingen. Dette vil være nyttig informasjon når det skal gjøres opprydnings- eller spredningstiltak, da tiltakene kan siktes inn på de områdene som bidrar til mest avrenning.

Mange av Forsvarets SØF er lokalisert på myr. Myr har stort utlekkingspotensiale for tungmetaller på grunn av stor vanngjennomstrømming og potensial for overflateavrenning. På den annen side så har torvmateriale også en stor kapasitet til å adsorbere metaller og torvmaterialer er foreslått brukt til å fjerne metaller fra forurenset vann (Brown, Gill og Allen, 2000). Forskjellige humusstoffer kan løse seg fra torvmateriale, og avrenningsvann og jordvæske fra myr har høye konsentrasjoner av løst organisk materiale som forurensningene kan adsorberes til. Studier av metallforurenset jord har vist at et høyt innhold av organisk materiale kan øke mobiliteten til metaller som bly og kobber (Cao *et al.*, 2003).

En måte å redusere avrenningen av forurensning på er å lede vannet gjennom reaktive filtermedier som adsorberer forurensningene. Ren jord kan også brukes som et slags filter, da jord kan ha høy bindingskapasitet for metaller. Dette er en enklere og rimeligere løsning enn å benytte filtermedier, da det kan brukes stedegne rene jordmasser. En utfordring ved å bruke jord kontra filtermedier kan være at bindingen er svakere, og metallene kan lekke ut over tid.

Vannprøvetaking gjøres for å overvåke spredningen av forurensning fra et område. Men prøvetaking og prøvepreparering er en stor feilkilde ved karakterisering av miljøgifter i vann. Vann i en vannmasse kan se homogen ut, men selv rent vann er ikke 100 % homogent (Gy, 2004). Konsentrasjonen av forurensning i vannet varierer, med avstand fra kilden og dybden til vannet, den vil også påvirkes av innsig fra små bekker og grunnvann, samt om det renner gjennom tjern. Konsentrasjonen av forurensningen svinger også over tid. Tilstrekkelig

---

prøvetaking er spesielt viktig ved vannforekomster i bevegelse, slik som bekker og elver, fordi den kjemiske sammensetningen kan variere fra dag til dag, og enda mer i løpet av en sesong. Overvåking av utlekking fra skytefelt utført av NIVA på oppdrag fra Forsvarsbygg viste at konsentrasjonen av bly, kobber og antimon varierte fra nær bakgrunnsverdier på henholdsvis ca. 0,5 µg/l, 0,8 µg/l og 0,06 µg/l til opp mot henholdsvis 200 µg/l, 200 µg/l og 20 µg/l (Rognerud, 2006). Forsvarets forskningsinstitutt (FFI) har også gjennomført ulike studier på transport, mobilitet og biotilgjengelighet av tungmetaller i jord og bekkesystemer (Strømseng og Ljønes, 2003; Strømseng og Ljønes, 2002; Strømseng, Ljønes, Longva og Bakka, 2008; Strømseng, A. E., Ljønes, M., Bakka, L. og Mariussen, E., 2009; Mariussen, Johnsen og Strømseng, 2017; Mariussen, Johnsen og Strømseng, 2016; Mariussen og Johnsen, 2016b; Aaneby, Johnsen og Mariussen, 2018; Mariussen, Ljønes og Strømseng, 2011). Resultatene fra disse studiene har også vist at tungmetallkonsentrasjonene i avrenningsbekker varierer mye over tid. Det er for eksempel målt fire ganger høyere konsentrasjon av bly under flomperioder sammenlignet med lavvannsføring (Strømseng og Ljønes, 2003; Strømseng, A., Ljønes, M., Bakka, L. og Mariussen, E., 2009). Preparering og lagring av vannprøver kan potensielt påvirke kjemien i prøven før den analyseres. For eksempel kan lagring, syrekonservering og filtrering påvirke analyseresultatet. Minimering av prøvetakings- og forberedelsesfeil kan redusere den totale feilen drastisk og dermed sikre det beste grunnlaget for beslutningstaking. Konsentrasjonen av forurensningen i vann er ikke alltid det samme som giftigheten av forurensningen. Metoder for å måle biotilgjengelig fraksjon av et stoff, vil kunne bidra til et bedre beslutningsgrunnlag for hvor det er viktig å gjøre spredningsreduserende tiltak.

Arbeidet er i samsvar med Forsvarssektorens klima- og miljøstrategi, der en har mål om å ha god oversikt over kilder til forurensning og sørge for at forurensning til vann og grunn overvåkes og minimeres.

## 1.1 Formål

Hensikten med arbeidet har vært å teste ut nye og etablerte metoder for kartlegging og overvåking av metaller i grunn og avrenning fra Forsvarets SØF, samt metoder for å hindre utlekking. Undersøkelsene skal gi kunnskapsgrunnlag for å forbedre måloppnåelsen og kosteffektiviteten ved gjennomføring av tiltak mot spredning av forurensninger i Forsvarets SØF.

I denne studien ble det utført en rekke prøvetakinger og mindre laboratoriestudier. Tabell 1.1 viser en oversikt over hvilke spørsmål som blir forsøkt besvart, og hva som ble gjort.

Tabell 1.1 Overordnet oversikt over hva som er gjort i dette studiet.

Spørsmål/problemstilling	Hva?	Metode
Kartlegging av forurensning i jord.	Uttesting av XRF <sup>1</sup> som metode for kartlegging.	XRF i felt
	Uttesting av metoder for å ta kjerneprøver.	Gravemaskin vs. jordbor
Hvordan påvirker jordkjemien utlekkningen av metaller?	Metoder for å karakterisere jordkjemien	Kationbyttekapasitet (CEC) Kornstørrelsesfordeling pH Totalt organisk karbon (TOC) Metallkonsentrasjon
	Utlekkingstester (ristetester)	Tørket vs. ikke tørket jord CaCl <sub>2</sub> vs. NaNO <sub>3</sub> vs. vann L/S 10 vs. L/S 100
Adsorbering av metaller i jord fra Steinsjøen og bruk av ulike adsorbenter. Hvor godt adsorberes det og lekker det ut igjen?	Adsorpsjon av metaller fra forurenset vann fra Steinsjøen	Ristetester
	Desorpsjon	Ristetester med ultrarent vann
Avrenningsmønster gjennom skytebanen på Steinsjøen.	Variasjon gjennom sesong	Flere vannprøver gjennom banen innhentet flere ganger gjennom sesongen
	Kobles til konsentrasjon i jorden	XRF i jord Vannprøver gjennom skytefelt
	Effekt av tjern på avrenning	Vannprøver innhentet oppstrøms og nedstrøms tjern
Prøvetakingsmetodikk og preparering	Prøvetaking og biotilgjengelighet	ISCO automatisk prøvetaker Stikkprøver Sorbicell passiv prøvetaker DGT passiv prøvetaker Fraksjonering
	Prøvepreparering og lagringseffekt	Lagring Syrekonservering Filtrering, i felt og lab Totaloppslutning

<sup>1</sup> Røntgenfluorescens instrument

---

---

## 1.2 Miljøkvalitetsstandarder og grenseverdier

Avrenningsvann fra Forsvarets SØF kan inneholde forurensning av bly, kobber, sink og antimon fra håndvåpenammunisjon. Metallforurensningen kan forårsake skadelige effekter på vannlevende organismer. Bly er klassifisert som et prioritert stoff i Vannforskriften og inngår i klassifisering av kjemisk tilstand til vannforekomster. Kobber og sink betegnes som vannregionspesifikke stoffer og inngår i klassifisering av økologisk tilstand til vannforekomster (Miljødirektoratet, 2016; Vannportalen, 2015). I ferskvann benyttes et klassifiseringssystem for å angi forureningsgraden (Miljødirektoratet, 2016). Klassene er basert på toksikologiske data for vannlevende organismer, både for akutte og kroniske effekter. Øvre grense for klasse 2 tilsvarer AA-EQS<sup>2</sup>. Dette er en grenseverdi for kronisk eksponering, der det med bakgrunn i toksikologiske data ikke forventes noen kroniske effekter på vannlevende organismer under denne grensen (Predicted No Effect Concentration, PNEC). Øvre grense for tilstandsklasse 3 tilsvarer MAC-EQS<sup>3</sup>, som er en grenseverdi for akutt eksponering (korttidseksponering). Denne grensen, er som for AA-EQS, basert på PNEC for akutt eksponering. Grenseverdiene for bly, sink og kobber sammenfaller med AA-EQS og er gjennomsnittverdi over ett år (Miljødirektoratet, 2014). Konsentrasjonen skal aldri overstige MAC-EQS, selv under korte tidsrom (Klima- og miljødepartementet, 2006; Vanddirektivet, 2018). Miljøkvalitetsstandarden for årlig gjennomsnitt av bly ble i 2015 revidert til å gjelde den biotilgjengelige konsentrasjonen av metallet (Vannforskriften, 2006, sist endret 2015). De øvrige miljøkvalitetsstandardene gjelder konsentrasjonen av metall i filtrerte (<0,45 µm) vannprøver, jf. Vannforskriften vedlegg VIII, del E, pkt. 3. Det er ikke fastsatt miljøkvalitetsstandarder som gjelder biotilgjengelig konsentrasjon av kobber og sink i Norge. I Storbritannia er det fastsatt grenseverdier for biotilgjengelig konsentrasjon av kobber og sink på henholdsvis 1,0 og 10,9 µg/L (Comission, 2014), og i Sverige er grenseverdiene for årlig gjennomsnitt av biotilgjengelig konsentrasjon av kobber og sink henholdsvis 0,5 og 5,5 µg/L (HVMFS, 2015). Drikkevannsforskriften spesifiserer egne grenseverdier (Tabell 1.3) for bruk av vann til drikkevann (Helse- og omsorgsdepartementet, 2017).

---

<sup>2</sup> Annual Average - Environmental Quality Standard - årlig gjennomsnitt miljøkvalitetsstandard. Satt for å beskytte mot negative effekter etter langtids (kronisk) eksponering. Verdi i vann (µg/L) eller sediment (µg/kg TS) er brukt som Tilstandsklasse II. Dette er tilsvarende verdi som PNEC<sub>kronisk</sub>.

<sup>3</sup> Maximum Admissible (or allowable) Concentration - Environmental Quality Standard - maksimalverdi miljøkvalitetsstandard. Satt for å beskytte mot negative effekter av korttids (akutt) periodevis eksponeringer. Verdi i vann (µg/L) eller sediment (µg/kg TS) er brukt som tilstandsklasse III. Dette er tilsvarende verdi som PNEC<sub>akutt</sub>.

Tabell 1.2 Grenseverdier og tilstandsklasser for metaller i ferskvann (Miljødirektoratet, 2016).

	1 Bakgrunn	2 God	3 Moderat	4 Dårlig	5 Svært dårlig
	Ingen toksiske effekter	Ingen toksiske effekter	Kroniske effekter ved langtids-eksponering	Akutt toksiske effekter ved korttids-eksponering	Omfattende toksiske effekter
Øvre grense	Bakgrunn	AA-EQS, PNEC <sub>kronisk</sub>	MAC-EQS, PNEC <sub>akutt</sub>	PNEC <sub>akutt</sub> *A <sup>4</sup>	
Kobber (µg/L)	< 0,3	0,3 - 7,8	7,8	7,8 - 15,6	>15,6
Bly (µg/L)	< 0,02	0,02 - 1,2	1,2 - 14	14 - 57	> 57
Sink (µg/L)	< 1,5	1,5 - 11	11	11 - 60	> 60

Tabell 1.3 Grenseverdier for drikkevann (Helse- og omsorgsdepartementet, 2017).

	Grenseverdi (µg/L)
<b>Kobber</b>	2000
<b>Bly</b>	10
<b>Antimon</b>	5

For å kunne si noe om grunnen i et område er forurenset, og hvor forurenset dette området eventuelt er, benyttes ofte såkalte helsebaserte tilstandsklasser. Disse tilstandsklassene er utviklet av Miljødirektoratet (Miljødirektoratet, 2009). Oppbyggingen av tilstandsklassene er basert på risikovurderinger av menneskelig helse på individnivå. Tilstandsklassene sier også noe om hva slags arealbruk som kan aksepteres på et område gitt forurensningsgrad (Tabell 1.4). Forsvarets SØF ligger stort sett på områder som ikke omfattes av tilstandsklassene, slik som skog, utmark, landskaps-, natur- og friluftsområder. I disse områdene gjøres det derfor steds spesifikke risikovurderinger. Tilstandsklasser er allikevel en pekepinn på forurensningsgraden på et område.

<sup>4</sup> Sikkerhetsfaktor

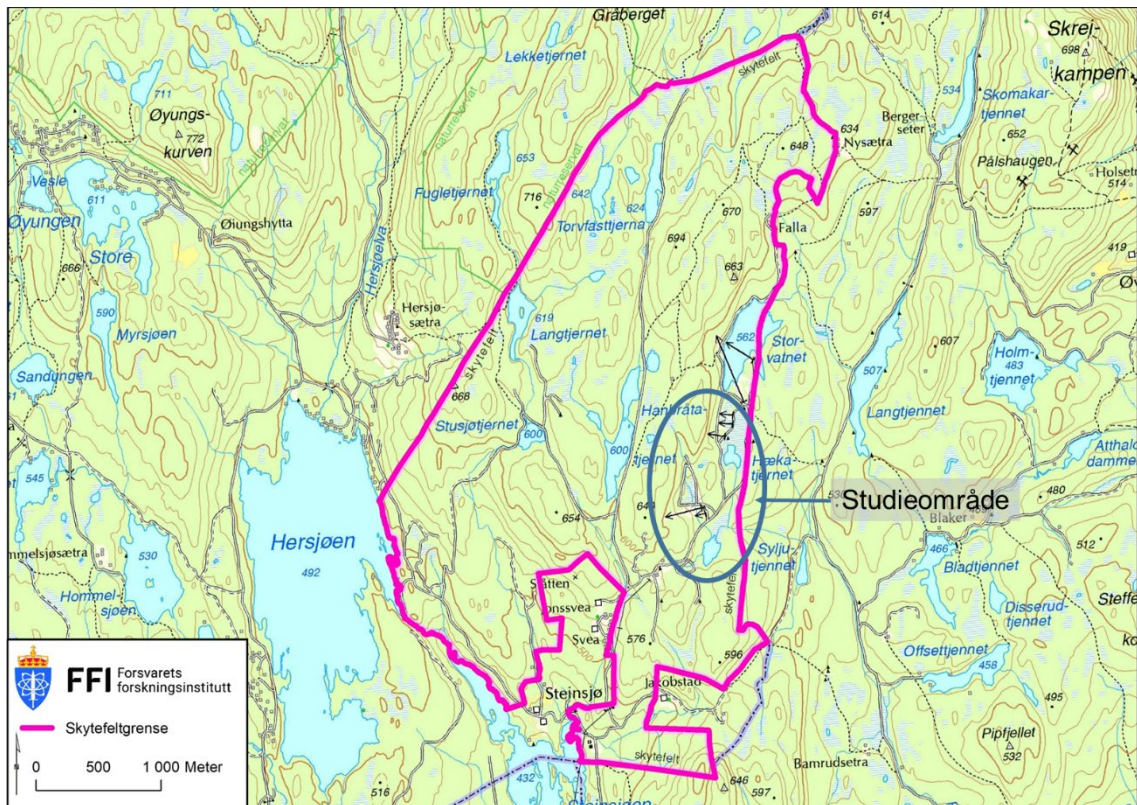
Tabell 1.4 Oversikt over helsebaserte tilstandsklasser for kobber, bly og sink i jord. Tabellen viser grenseverdiene for tilstandsklassene, samt hvilket arealbruk som kan benyttes ved den gitte tilstandsklassen (Miljødirektoratet, 2009).

Tilstandsklasse	1	2	3	4	5
Beskrivelse av tilstand	Meget god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Øvre grense styres av	Normverdi	Helsebaserte akseptkriterier	Helsebaserte akseptkriterier	Helsebaserte akseptkriterier	Nivå som anses å være farlig avfall
Arealbruk (tilstandsklasse i toppjord)	Boligområder, barnehage, dyrket mark osv.	Boligområder, barnehage, dyrket mark osv.	Sentrumsområder, kontorer, forretninger ol.	Industri og trafikkarealer	
Kobber (mg/kg)	< 100	100 - 200	200 - 1000	1000 - 8500	8500 - 25000
Bly (mg/kg)	< 60	60 - 100	100 - 300	300 - 700	700 - 2500
Sink (mg/kg)	< 200	200 - 500	500 - 1000	1000 - 5000	5000 - 25000

### 1.3 Område

I dette arbeidet er undersøkelsene gjort på Steinsjøen SØF som ligger sørøst i Østre Toten kommune i Innlandet fylke og utgjør 11,4 km<sup>2</sup> (Figur 1.1). Området består av skog- og myrområder, med flere koller, tjern og små innsjøer og terrenget varierer fra 500 til 700 meter over havet (Forsvarsbygg, 2002). Mange av skytebanene i feltet er lokalisert på myr. Det har blitt målt metallkonsentrasjoner i avrenningsbekker siden 1999, og det er rapportert høye konsentrasjoner av kobber, sink, antimon og bly i flere av bekkene (Rognerud, 2006).



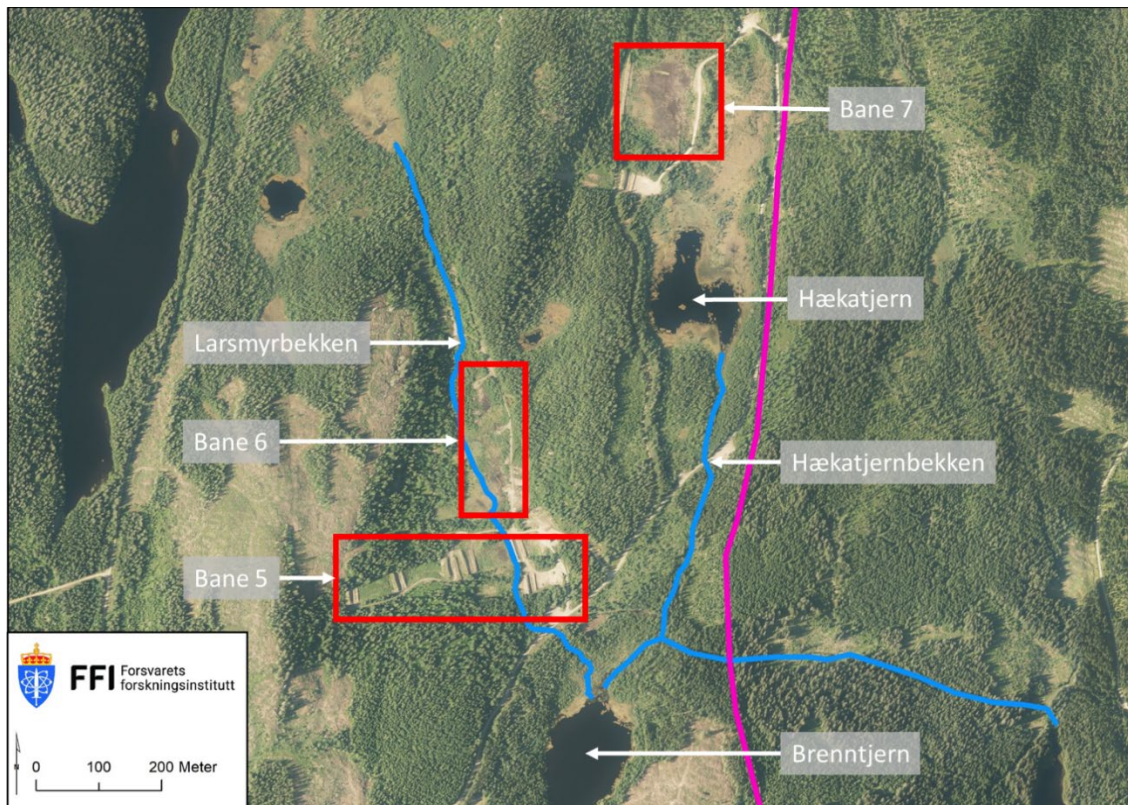


Figur 1.1 Oversikt over Steinsjøen skyte- og øvingsfelt der lokalisering av studieområdet er markert. Kartgrunnlag fra Avdeling for geografisk etterretning (AGE).

Steinsjøen SØF blir i hovedsak brukt til skyting med lette våpen (< 20 mm). I tillegg skytes det med tunge våpen opp til 84 mm og det finnes en håndgranatbane og et sprengningsfelt. Området består av relativt sure bergarter og store deler ligger på myr. Det er ifølge Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE) en årlig nedbørmengde på 700-800 mm. Det beiter både sau og storfe på området, i tillegg jaktes det på både rype, orrfugl, elg og småvilt.

I 2020 ble det utført feltarbeid på tre skytebaner og to bekkeløp i Steinsjøen SØF (Figur 1.2). Larsmyrbekken renner i retning sør-sørøst gjennom bane 6, 5 og 5A og videre ut i Brenntjern. Bekken har et nedbørsfelt på omtrent 0,25 km<sup>2</sup> og har en årlig avrenningsmengde på omtrent 100 000 m<sup>3</sup> med utgangspunkt i en årlig avrenning på 15 l/s km<sup>2</sup>. Bane 5A er en kortholdsbane med skyteavstand på inntil 50 m. Standplassen er ca. 20 m bred og skivevoll og kulefang av grus med støttemur i betong. Baneløpet ligger på fyllmasser og har lite vegetasjon. Larsmyrbekken går forbi på baksiden av banen. Bane 5 er en feltskytebane med ca. 30 m bred standplass, skivevoll og kulefang av grus med støttemur i betong. Det er fyllmasser frem til ca. 50 m og myr som går over til morene ved ca. 300 m. Banen har voller av lokale fyllmasser og det er lite vegetasjon i baneløpet. Larsmyrbekken renner gjennom banen. Hele baneløpet er forurenset av skyting. Bane 6 er en feltskytebane med skyteavstand på 30-330 m. Banen inneholder fire skytestillinger av betong, skivevoller og kulefang av grus med støttemur i betong. Baneløpet ligger på myr, Larsmyrbekken renner gjennom banen. Bane 7 er en PV-målbane/geværbane 0-100 m. Baneløpet ligger på myr som har mye sår fra skyteaktivitet og det

er lite vegetasjon på banen. Det er et vannskille lengst nord på banen og det aller meste av avrenningen fra banen renner dermed sørover og inn i Hækatjern. Videre renner vannet ut av Hækatjern, møter vannet ut fra Brenntjern, og renner østover og ut av skytefeltet.



Figur 1.2 Oversikt over området med indikasjon av banene som ble undersøkt i dette arbeidet. Kartgrunnlag fra Avdeling for geografisk etterretning (AGE).

---

---

## 1.4 Feltarbeid

Det ble utført feltarbeid over 7 dager på Steinsjøen i 2020 og 3 dager i 2021. Hva som ble gjort på de forskjellige dagene er beskrevet i Tabell 1.5.

Tabell 1.5 Oversikt over hva som ble gjort på feltarbeid i 2020 og 2021.

Dato	Hvem var med	Hva ble gjort
25.05.20	FB, FFI, NGI	DGT, SorbiCell og ISCO ble satt ut. Stikkprøver ble innhentet.
08.06.20	FB	Stikkprøver, ISCO og DGT ble innhentet og ny DGT ble satt ut.
24.06.20	FB, FFI, NGI	Stikkprøver, ISCO og DGT og SorbiCell ble innhentet. Jordprøver ble innhentet.
21.09.20	FB, FFI, NGI	Stikkprøve og ISCO ble innhentet, DGT ble satt ut, XRF kartlegging av bane 6.
01.10.20	FB	ISCO ble innhentet.
12.10.20	FB	Stikkprøver, ISCO og DGT ble hentet inn, SorbiCell ble satt ut.
4. og 6.11.20	NGI, FB	Stikkprøver, ISCO og SorbiCell ble hentet inn.
24.06.21	NGI, FFI, FB	Stikkprøver ble hentet inn, ISCO, prøver til lagring og SorbiCell ble satt ut.
08.07.21	FFI	Stikkprøver, lagrede prøver, ISCO og SorbiCell ble innhentet.
28.07.21	FFI	Stikkprøver, lagrede prøver og ISCO ble innhentet.

---

---

## 2 Prøvetaking og karakterisering av jorden

### 2.1 Teori

Jordens fysiske og kjemiske egenskaper, sammen med metallkonsentrasjonen i jorden, er avgjørende for avrenning fra et skytefelt. Samtidig er jorden fysisk-kjemiske egenskaper også avgjørende faktorer for om jorden egner seg til å binde metaller, og hvor godt disse i så fall bindes. Spredning av forurensning vertikalt i jorda vil være høy i sandige og grusige masser, da disse massene har god hydraulisk evne. Masser bestående av primært leire og silt, vil ha lav hydraulisk evne, og dermed lav vertikal mobilitet av metaller. Kationbyttekapasiteten sier noe om jordens evne til å binde positivt ladede ioner. Høy kationbyttekapasitet vil derfor bety at en høy andel metaller som bly, kobber og sink binder seg til jorden, og dermed immobiliseres. pH i jorden er en viktig parameter for kunne si noe om blant annet metallers mobilitet. De fleste metaller, slik som kobber, bly og sink, vil få en økt mobilitet ved redusert pH. For antimon vil det være omvendt, og mobiliteten vil øke ved økende pH. TOC har også en innvirkning på metallers mobilitet, da TOC binder metaller godt.

### 2.2 Metode

#### 2.2.1 Prøvetaking

Det ble tatt jordprøver fra bane 5 og bane 6 på skytefeltet. På begge banene ble det innhentet prøver på to måter; med jordbor og ved å grave sjakter med gravemaskin. På bane 5 ble det hentet jordprøver i to sjakter med gravemaskin (sjakt 1 og 2) og to områder med jordbor (område 1 og 2). Alle prøvepunktene på bane 5 lå relativt nær hverandre. Sjakt 2 var ved første voll og her var det morene under torv. På bane 6 ble det hentet prøver fra tre sjakter og ett område. Sjakt 1 var ved myr og det ble gravd ned til bunnmorene (1,5 m). Sjakt 2 var ved innslagsområdet og besto av naturlige masser som var svært sandige. Sjakt 3 var midt på banen og besto av torv. En oversikt over hvor prøvene ble tatt er vist i Figur 2.1. Koordinater for prøvepunktene er gitt i vedlegg A.1.

Sjaktprøvene ble tatt på følgende måte: gravemaskinen la opp masser fra de ulike dybdene i hauger rundt sjakten (2x2m). Blandprøver (50 delprøver samlet i Rilsan-pose) ble tatt fra hver haug. Områdeprøvene ble tatt ved bruk av jordbor (sylinderbor med lengde på en meter og diameter på 5 cm). Fem kjerneprøver ned til 1 meter ble tatt i hvert område og prøvematerialet fra ulike dybder ble samlet i Rilsan-poser.

I Tabell 2.1 og Tabell 2.2 er det vist en oversikt over innsamlede jordprøver og hvilke analyser som ble utført på dem.



*Figur 2.1 Oversikt over områdene der det ble tatt jordprøver på feltarbeidet 24. juni. Prøver tatt på bane 6 er vist til venstre, mens prøver tatt i bane 5 er vist til høyre. Kartgrunnlag fra Avdeling for geografisk etterretning (AGE).*

Tabell 2.1 Oversikt over jordprøver og analyser fra bane 5.

	Dybde (cm)	Nr.	Ristettest			Sorpsjon/ desorpsjon	CEC	Størrelses- fraksjoner	DGT
			Vann	CaCl <sub>2</sub>	NaNO <sub>3</sub>				
Område 1	0-10	20-207		X	X				
	0-10	20-212	X				X	X	X
	10-20	20-208	X				X		
	20-30	20-209							
	30-50	20-210							
	50-100	20-211							
Område 2	0-10	20-213	X				X	X	X
	0-10	20-214		X	X				
	10-20	20-215							
	20-30	20-216							
	30-50	20-217							
	50-100	20-218							
Sjakt 1	0-10	20-219	X				X		
	10-20	20-220	X				X	X	
	20-30	20-221							
	30-50	20-222							
	50-100	20-223							
	130-150	20-224				X	X	X	
Sjakt 2	Morene under torv	20-225				X	X	X	
		20-226							

Tabell 2.2 Oversikt over jordprøver og analyser fra bane 6.

	Dybde (cm.)	Nr.	Ristetest			Sorpsjon/desorpsjon	CEC	Størrelsesfraksjoner	DGT
			Vann	CaCl <sub>2</sub>	NaNO <sub>3</sub>				
Område 1	0-10	20-227	X	X	X		X	X	X
	0-10	20-228							
	10-20	20-229	X				X		
	20-30	20-230							
	30-50	20-231							
	50-100	20-232							
Sjakt 1	0-10	20-233							
	0-20	20-234	X	X	X		X	X	
	20-30	20-235	X						
	30-50	20-236							
	30-50	20-237	X				X		
	50-100	20-238							
	100-150	20-239							
	150	20-240				X	X	X	
Sjakt 2	0-20	20-241	X	X	X		X	X	
	0-20	20-242							
	20-40	20-243	X						
	40-100	20-244							
	130-150	20-255				X	X	X	
Sjakt 3	0-20	20-245	X	X	X				
	20-40	20-246	X	X	X				
	40-60	20-247							
	60-80	20-248							
	80-100	20-249							
	100-150	20-250				X	X		
	100-150	20-251							

Hele eller deler av alle jordprøvene ble tørket i varmeskap ved 105 °C i omtrent ett døgn, eller til konstant vekt, og siktet gjennom en 2 mm sikt (Fritsch) før totalt organisk karbon (TOC) og pH i jordprøvene ble bestemt. Prøvene som skulle analyseres for metaller ble deretter knust i kulemølle (Retsch RM100) på 400 rpm i 4 minutter. Deler av prøvene ble også sendt til Eurofins for analyse av CEC og kornfordeling.

---

---

## 2.2.2 Analyser

### 2.2.2.1 pH

pH i jordprøvene ble målt ved bruk av metoden beskrevet i «Metoder for jordanalyser» (Krogstad, 1992). Tørket jord (10 ml) og ultrarent vann (25 ml) ble tilsatt et rør og ristet for hånd til det var blandet. Blandingen fikk stå i romtemperatur til neste dag, ristet igjen, og etter 15 minutters sedimentasjon ble pH målt i suspensjonen.

### 2.2.2.2 Totalt organisk karbon

Totalt organisk materiale (TOM) i jordprøvene ble bestemt ut fra glødetap som ble målt ved å brenne en tørket prøve jord (ca. 5 g) ved 550 °C i 4 timer. Differansen mellom vekta av prøven før og etter breningen ble brukt til å beregne TOM. TOC ble beregnet ved å dividere TOM på 1,72.

### 2.2.2.3 Kationbyttekapasitet

Kationbyttekapasiteten til jordprøvene ble analysert ved titrimetri (potensiometrisk) hos Eurofins Environmental Testing Norway. I tillegg til kationbyttekapasitet, ble utbytbart kalsium (Ca), kalium (K) og magnesium (Mg), og estimat av natrium (Na) bestemt. Titreringen ble utført i en løsning av ammoniumacetat justert til pH 7.

### 2.2.2.4 Kornstørrelsesfordeling

Kornstørrelsesfordeling av et utvalg av jordprøvene ble analysert hos Eurofins Environmental Testing Norway etter en modifisert versjon av metoden ISO 11277:2020. Følgende størrelsesfraksjoner ble bestemt:

- Stein: >20 mm
- Grus, medium: 6-20 mm
- Grus, fin: 2-6 mm
- Sand, grov: 0,6-2 mm
- Sand, medium: 0,2-0,6 mm
- Sand, fin: 0,06-0,2 mm
- Silt, grov: 0,02-0,06 mm
- Silt, medium: 0,006-0,02 mm
- Silt, fin: 0,002-0,006 mm
- Leire: <0,002 mm

### 2.2.2.5 Metaller

En representativ delprøve (ca. 100 g) av jordprøven som skulle analyseres ble tatt ut etter «multi increment sampling» (MIS) metode (etter sikting til 2 mm) og knust i kulemølle (Retsch RM100) på 400 rpm i 4 min. Den homogeniserte jordprøven ble totaloppløst i en Ultrawave (Milestone). En delprøve (ca. 0,3 g) av den homogeniserte jordprøven ble tilsatt et teflonrør



sammen med 6 ml saltsyre (HCl, 30 % Suprapure) og 2 ml salpetersyre (HNO<sub>3</sub>, 67 % Suprapure). Prøvene ble varmet til 220 °C under trykk og holdt på denne temperaturen i 10 minutter. Sammen med hver 12. prøve ble det oppluttet to blanke prøver, samt et sertifisert referansemateriale (GBW07407, Institute of Geophysical and Geochemical Exploration, Langfang China). Oppluttede prøver ble fortynnet med ultrarent vann og analysert for metaller med ICP-MS<sup>5</sup> (iCap TQ, Thermo Fisher).

## 2.3 Resultater

### 2.3.1 Metaller, tørrstoff, TOC og pH

Konsentrasjonen av kobber, sink, antimon, bly, tørrstoff, TOC og pH i jordprøvene hentet på bane 5 og 6 er vist i henholdsvis Tabell 2.3 og Tabell 2.4. Prøvenummer 20-207 var en MIS-prøve tatt i område 1 og er sammenlignbar med prøve 20-212 som er en blandprøve av de fem jordsylinderne som ble tatt i området.

Tabell 2.3 Metallforurensing og jordkjemi i bane 5.

	Dybde	Prøve-nr.	Metallforurensing (mg/kg)				Tørrstoff (%)	TOC (%)	pH
			Cu	Zn	Sb	Pb			
Område 1	0-10 cm	20-207	1864	291	462	7477	17 %	47 %	5,25
	0-10 cm	20-212	6159	558	640	14108	19 %	44 %	5,49
	10-20 cm	20-208	86	54	8	652	17 %	51 %	5,05
	20-30 cm	20-209	50	18	4	116	16 %	52 %	4,86
	30-50 cm	20-210	49	5	3	94	14 %	53 %	4,78
	50-100 cm	20-211	78	28	6	96	15 %	51 %	4,87
Område 2	0-10 cm	20-213	5074	755	1436	18197	17 %	41 %	5,40
	0-10 cm	20-214	5120	654	779	13773	19 %	42 %	5,42
	10-20 cm	20-215	175	111	36	526	14 %	51 %	5,13
	20-30 cm	20-216	196	38	29	481	13 %	50 %	4,97
	30-50 cm	20-217	65	12	6	118	15 %	50 %	4,93
	50-100 cm	20-218	1134	51	56	646	16 %	51 %	4,89
Sjakt 1	0-10 cm	20-219	3622	402	378	8411	18 %	40 %	5,25
	10-20 cm	20-220	289	137	32	458	17 %	45 %	5,14
	20-30 cm	20-221	121	48	11	148	14 %	50 %	5,12
	30-50 cm	20-222	74	43	6	101	13 %	49 %	5,04
	50-100 cm	20-223	118	52	6	116	19 %	42 %	5,12
	130-150 cm	20-224	91	16	1	14	19 %	49 %	5,12
Sjakt 2	Morene under torv	20-225	46	77	40	314	80 %	2 %	5,90
		20-226	88	71	52	577	77 %	3 %	5,61

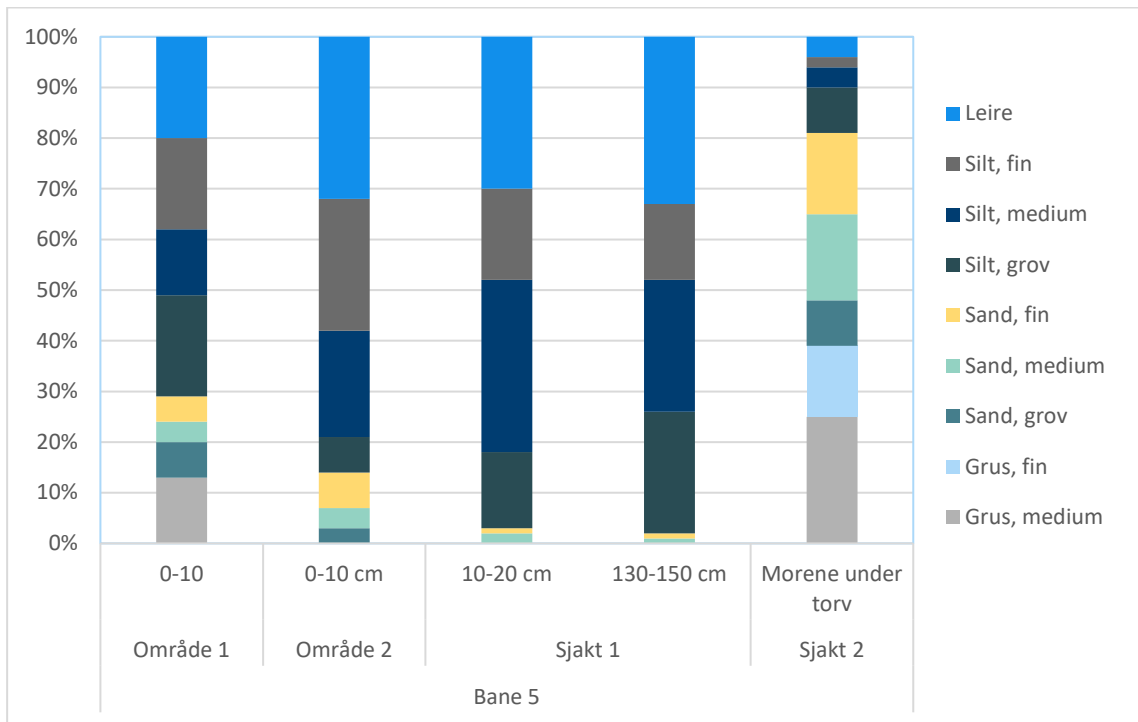
<sup>5</sup> Induktivt koblet plasma - massespektrometri

Tabell 2.4 Metallforurensing og jordkjem i bane 6.

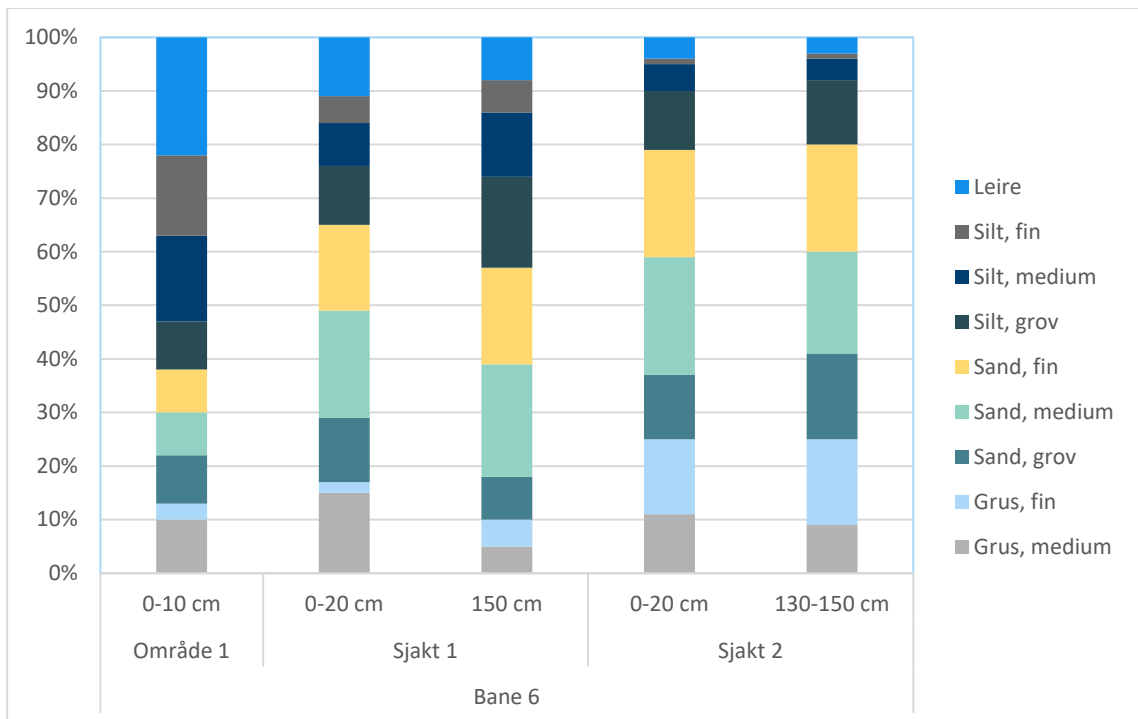
	Dybde	Nr.	Metallforurensing (mg/kg)				Tørrstoff (%)	TOC (%)	pH
			Cu	Zn	Sb	Pb			
Område 1	0-10 cm	20-227	6398	193	1483	19512	19 %	45 %	4,86
	0-10 cm	20-228	5189	203	631	13297	20 %	47 %	4,75
	10-20 cm	20-229	1330	168	55	1685	19 %	52 %	4,52
	20-30 cm	20-230	276	28	6	425	14 %	55 %	4,52
	30-50 cm	20-231	141	21	6	260	12 %	53 %	4,61
	50-100 cm	20-232	87	31	6	172	14 %	41 %	4,76
Sjakt 1	0-10 cm	20-233	4384	219	1278	15351	41 %	21 %	4,58
	0-20 cm	20-234	3249	221	3403	31976	29 %	36 %	4,48
	20-30 cm	20-235	1876	191	296	4229	25 %	25 %	4,43
	30-50 cm	20-236	722	180	145	2366	19 %	48 %	4,39
	30-50 cm	20-237	1153	272	310	3820	22 %	43 %	4,37
	50-100 cm	20-238	143	44	52	455	16 %	53 %	5,09
	100-150 cm	20-239	1858	161	927	9428	22 %	28 %	5,03
	150 cm	20-240	12	33	1	23	77 %	2 %	5,31
Sjakt 2	0-20 cm	20-241	129	89	110	915	89 %	2 %	5,09
	0-20 cm	20-242	276	90	133	1174	88 %	2 %	5,09
	20-40 cm	20-243	36	91	57	428	92 %	1 %	5,20
	40-100 cm	20-244	89	79	21	263	91 %	1 %	5,20
	130-150 cm	20-255	26	91	1	32	86 %	1 %	5,54
Sjakt 3	0-20 cm	20-245	821	293	115	2257	17 %	54 %	4,19
	20-40 cm	20-246	54	54	23	307	15 %	51 %	4,11
	40-60 cm	20-247	42	11	18	232	14 %	48 %	4,44
	60-80 cm	20-248	83	19	26	357	14 %	49 %	4,53
	80-100 cm	20-249	35	7	9	129	13 %	47 %	4,81
	100-150 cm	20-250	15	3	1	14	11 %	56 %	4,77
	100-150 cm	20-251	16	6	4	50	11 %	55 %	4,87

### 2.3.2 Kornstørrelsesfordeling

Kornfordelingen ble bestemt i et utvalg av jordprøvene fra bane 5 og bane 6. Fordelingen av ulike størrelsesfraksjoner i jordprøvene er vist i Figur 2.2 og Figur 2.3. Ingen av jordprøvene inneholdt fragmenter >20 mm (stein).



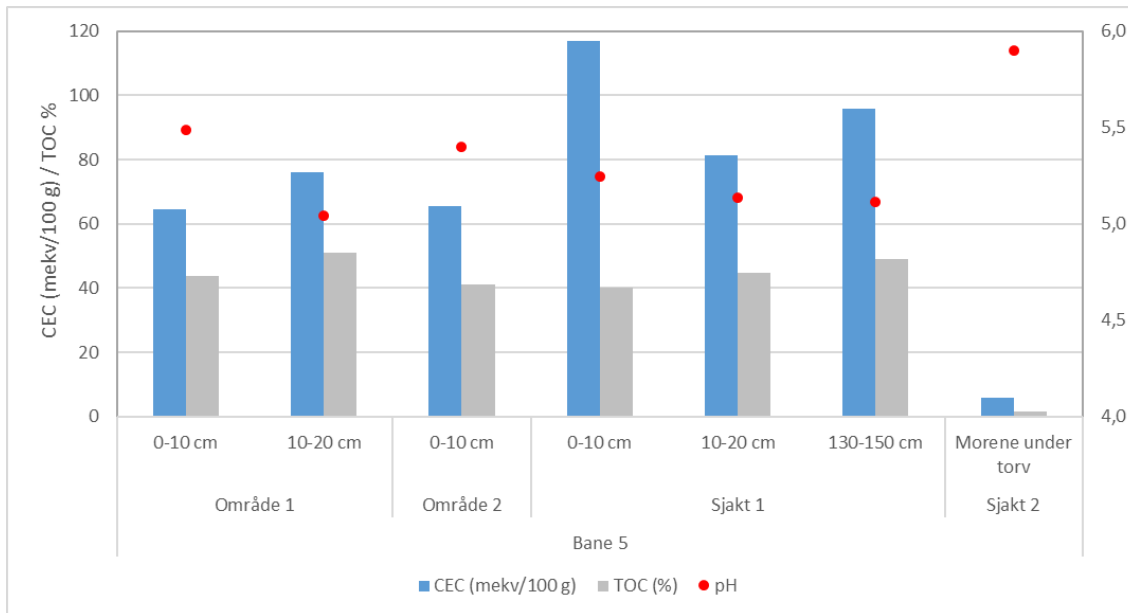
Figur 2.2 Størrelsesfraksjoner i jordprøver fra bane 5.



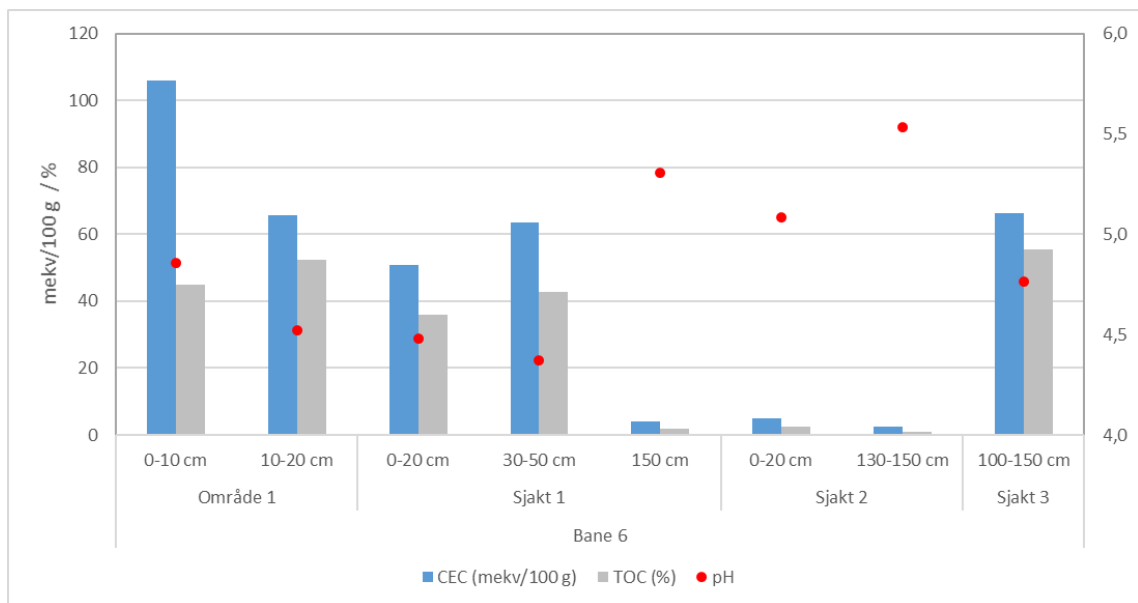
Figur 2.3 Størrelsesfraksjoner i jordprøver fra bane 6.

### 2.3.3 Kationbyttekapasitet

Kationbyttekapasitet ble bestemt i et utvalg av jordprøvene fra bane 5 og bane 6. Kationbyttekapasiteten som ble målt i jordprøvene fra bane 5 er vist sammen med innholdet av TOC og pH Figur 2.4, mens det samme er vist i Figur 2.5 for jordprøvene fra bane 6. De fullstendige resultatene for kationbyttekapasitet, inkludert % utbyttbar Ca, K, Mg og Na er vist i vedlegg A.2.



Figur 2.4 Sammenheng mellom kationbyttekapasitet, TOC og pH i et utvalg av jordprøvene fra bane 5.



Figur 2.5 Sammenheng mellom kationbyttekapasitet, TOC og pH i et utvalg av jordprøvene fra bane 6.

## 2.4 Diskusjon

### 2.4.1 TOC og pH

På bane 5 lå pH i det øverste jordlaget på rundt 5,2-5,4. Nedover i jorda avtok pH noe for alle jordprøvene. Prøven av morene under torv fra sjakt 2 på bane 5 skilte seg ut ved å ha betydelig høyere tørrstoffinnhold, lavere TOC og høyere pH enn de øvrige prøvene fra bane 5. Dette er naturlig da morene stort sett består av mineralske masser slik som stein, sand, silt og leire.

På bane 6 lå pH på 4,2-4,8 og var lik eller svakt økende nedover i myra, noe som er motsatt av hva som ble observert på bane 5. Prøven fra sjakt 2 på bane 6 skilte seg ut ved å ha betydelig høyere tørrstoffinnhold, lavere TOC og høyere pH enn de øvrige prøvene. Dette gjaldt alle prøvene i denne sjakten, og ikke bare det dypeste jordlaget, slik som prøven av morene under torv fra sjakt 2 på bane 5. Sannsynligvis skyldes dette tilførte masser i prøvepunktet, da flyfoto fra 1975 viser samme type vegetasjon.

Med unntak av prøvene fra sjakt 2 på både bane 5 og bane 6 som skilte seg ut, hadde jordprøvene et tørrstoffinnhold på rundt 20 % og TOC på rundt 50 %. Både tørrstoffinnholdet og TOC var generelt stabilt nedover i jordlaget, men en kunne ane et noe høyere tørrstoffinnhold i de øvre jordlag. Unntaket var prøven fra bunnen av sjakt 1 på bane 6, som hadde et høyt tørrstoffinnhold og lav TOC. Jordprøvene i alle sjiktene fra sjakt 2 på bane 5 og bane 6 hadde et tørrstoffinnhold på rundt 90 % og TOC på rundt 2 %. Resultatene indikerer at disse jordprøvene inneholdt mye mineralsk jord og lite organisk materiale.

---

---

## 2.4.2 Kationbyttekapasitet

Det var en positiv sammenheng mellom CEC og TOC i jordprøvene, mens både CEC og TOC viste en negativ sammenheng med pH i jordprøvene. Tilsvarende sammenhenger har blitt funnet tidligere i jordprøver fra skyte- og øvingsfelt undersøkt av FFI (Aaneby og Johnsen, 2020). Organisk karbon i jorda bidrar til jordas kationbyttekapasitet, og det er derfor forventet at det skal være en positiv sammenheng mellom CEC og TOC. Jordas kationbyttekapasitet er relatert til pH fordi ionebyttesetene på jordpartiklene påvirkes av pH. Ellers fant Bradham et al. (2006) til forskjell fra FFI en positiv sammenheng mellom pH og CEC.

## 2.4.3 Kornstørrelsesfordeling

Prøvene av det øverste jordlaget på bane 5 inneholdt en stor andel (>70 %) finkornet materiale (silt og leire). Spesielt prøven i sjiktet 10-20 cm var svært finkornet, med >95 % leire og silt. Som ventet inneholdt prøven av morenen under torvlaget en stor andel grovkornet materiale, 80 % var en kombinasjon av grus og sand. Dette tyder på at den vertikale transporten av metaller i de øverste jordlagene generelt vil være minimal. Den største transporten av metaller forventes dermed å foregå på overflaten.

Størrelsesfraksjonene i jordprøvene på bane 6 skilte seg fra bane 5 ved at jordprøvene på bane 6 inneholdt en mindre andel (<60 %) finkornet materiale i form av leire og silt, og en større andel (>40 %) grovkornet materiale i form av sand og grus. Fra sjakt 1 og sjakt 2 på bane 6 ble størrelsesfordelingen bestemt både i øverste jordlag (0-20 cm) og i bunnen (130-150 cm, 150 cm). Det var små forskjeller mellom størrelsesfordelingen i prøvene som var tatt i toppen og bunnen i samme sjakt. Dette betyr at det kan forventes en større transport av metaller vertikalt i jordlagene enn på bane 5.

## 2.4.4 Metallforurensing

Det var først og fremst de øverste jordlagene (0-10 og 0-20 cm) som inneholdt veldig høye konsentrasjoner av metaller. Det var høyest konsentrasjon av bly, etterfulgt av kobber, antimon og sink.

Prøver tatt i område 1 og 2 på bane 5 hadde liknende metallkonsentrasjoner, prøvepunktene var nær hverandre med samme type vegetasjon (Figur 2.1) og lignende kornfordeling. Konsentrasjonen av metaller i sjakt 1 på bane 5 var noe lavere, dette kan forklares med at denne prøven ble innhentet omtrent midt mellom standplass og målområde. Det var i mange av prøvene rundt 10 ganger høyere metallkonsentrasjon i fraksjonen 0-10 cm sammenlignet med fraksjonen 10-20 cm på bane 5. Dette dokumenterer at forurensingen av metaller fra skytingen i liten grad lekker ned i jorda.

På bane 6 var forurensningen generelt å finne noe lenger ned i jordprofilen enn på bane 5. Dette kan skyldes den noe lavere pH'en i de øverste jordlagene på bane 6 sammenlignet med bane 5. Lavere pH vil være med på å mobilisere kobber, sink og bly. Massene på bane 6 inneholdt også mer drenerende størrelsesfraksjoner (sand og grus), noe som vil øke den vertikale

---

---

transporten av metaller. I sjakt 1 var forurensningen høy helt ned til 100-150 cm. Dette kan skyldes at det har seget vann fra morene-vollen. Sjakt 1 og 2 på bane 6 lå veldig nær hverandre, men konsentrasjonen var ganske forskjellig. Sjakt 1 var på myr, mens sjakt 2 var i innslagsområdet med mineralske masser. Det skulle forventes større vertikal transport i sjakt 2, da jorden der hadde høyere innslag av grove fraksjoner enn jorden i sjakt 1. Dette ble imidlertid ikke observert. Det ble funnet høyere konsentrasjoner av metaller nedover i sjakt 1 enn i sjakt 2. Dette kan skyldes at skudd som treffer området vil penetrere lenger ned i myrholdige masser, enn i sandige masser. Det kan også skyldes at pH var lavere i sjakt 1 enn i sjakt 2, noe som vil mobilisere metallene i sjakt 1. Kryssforurensning mellom jordlag under prøvetaking eller tilfeldig stedvis inhomogen forurensning kan også utgjøre forskjellen som ses mellom sjakt 1 og 2 på bane 6.

Alle prøvene i det øverste jordlaget på bane 5 inneholdt høy konsentrasjon av bly, 7000 – 18000 mg/kg. På bane 6 skilte to av jordprøvene (område 1 og sjakt 1) seg ut ved å ha høyere konsentrasjoner av bly (>13000 mg/kg) i det øverste jordlaget enn de to andre områdene (<2300 mg/kg). I jordprøvene fra sjakt 1 på bane 6 ble det målt høye konsentrasjoner av bly (>2000 mg/kg) ned mot 50 cm, og også høy konsentrasjon av bly i prøven 100-150 cm. Høy konsentrasjon på overflaten skyldes gjerne tilfeldigheter og at prøven er tatt på en såkalt hot-spot. Høy konsentrasjon av bly og kobber langt ned i jorda kan komme av prosjektiler som har trengt ned, eller kontaminering under prøvetaking. Det kan også tenkes at masser har blitt gravd opp og flyttet på skytebanen tidligere. Generelt var konsentrasjonen av bly <500 mg Pb/kg for prøvene tatt dypere enn 20 cm.

Konsentrasjonen av kobber i jordprøvene i det øverste laget var opp mot 6000 mg/kg, mens konsentrasjonen av kobber i prøvene tatt dypere enn 20 cm var <300 mg/kg, og lavere enn dette i de fleste prøvene. Den høyeste konsentrasjonen av antimon var 3500 mg/kg, målt i en av prøvene i det øverste jordlaget fra sjakt 1 på bane 6.

Generelt var sjakt 1 på bane 6 mest forurensset. Her ble de høyeste konsentrasjonene av metaller funnet i det øverste jordlaget, men det ble også funnet høye konsentrasjoner nedover i jorda. Generelt var høye konsentrasjoner av metaller begrenset til de øverste 20 cm, men ved noen tilfeller ble det funnet vertikal transport av metaller nedover i jordprofilen.

Selv om mye av forurensningen begrenser seg til de øverste 20 cm, er det ikke alltid slik. Det vil derfor ved kartlegging av forurensningen på en skytebane være viktig å ta prøver dypere enn dette. Spesielt kornstørrelsesfordeling i jorden har innvirkning på om metallforurensningen transporteres vertikalt i jorden. Det er også kjent at TOC, CEC og pH har påvirkning på mobiliteten til metaller, men om transporten av metallene er vertikal eller horisontal avhenger i stor grad av jordens infiltrasjonsevne (kornfordeling).

---

---

## 3 Vertikal- prøvetaking og mobilitet av metaller i jord

### 3.1 Teori

For å få et bilde av den vertikale transporten av forurensning i jorden, er det viktig å innhente dybdeprøver/kjerneprøver. Den tradisjonelle måten å innhente slike prøver på er å grave groper for så å ta prøver fra den oppgravde massen. Denne metoden er tidkrevende og dyr, fordi det i mange tilfeller krever gravemaskin. Jordbor er en raskere, enklere og billigere metode for å innhente kjerneprøver. Spørsmålet er om jordbor er en like egnet metode for å innhente kjerneprøver, spesielt i myr.

### 3.2 Metode

Prøvetaking i dybden ble utført på to måter; med jordbor og ved å grave sjakter med gravemaskin. Hensikten var å sammenlikne disse to metodene, for å se om det ga en forskjell i konsentrasjon av metaller og jordkjemi i jordprofilen. Dette ble gjort for å vurdere om jordbor egner seg til slik prøvetaking, da dette er enklere og krever mindre inngripen i naturen. Sjakt 1 og område 1 var like ved hverandre (0,5-2 m) og det er forventet at resultatene fra bane 5 omr. 1 og bane 5, sjakt 1 er like.

### 3.3 Diskusjon

Resultatene diskutert i dette avsnittet foreligger i avsnitt 2.3.1 (Tabell 2.3 og Tabell 2.4). Prøvene som er kalt «område» er innhentet ved å benytte jordbor, mens prøvene fra sjakt er innhentet ved at det ble gravd en sjakt med gravemaskin. Prøven fra de øverste 10 cm var relativt lik for prøvene innhentet med jordbor og fra sjakt på både bane 5 og bane 6.

Generelt ga resultatene fra bane 5, område 1 og sjakt 1 ned til en meter de samme konklusjonene:

- Forurensningen av metaller i dette området var i hovedsak lokalisert i de øverste 10 cm
- Masser under 20 cm var lite påvirket av ammunisjonsrester (prosjektiler) Dette stemmer godt med funn fra tidligere studier, der det ble funnet at metallforurensning i skytebaner på myr stort sett begrenser seg til de øverste 20 cm (Mariussen og Strømseng, 2013)
- pH avtok med dybden.

Nedover i jordprofilen var det en tendens til at metallkonsentrasjonen var høyere i jordprøvene innhentet ved å grave sjakt, enn ved jordprøvene innhentet med jordbor. Dette kan skyldes at når det graves en sjakt kan forekomme en krysskontaminering mellom jordlagene. På bane 5 sjakt 1 og område 1, der prøvene var direkte sammenliknbare, var dette også en svak tendens, for kobber, sink og antimon. For bly var konsentrasjonen relativt lik for de to



---

---

prøvetakingsmetodene nedover i jordprofilen. Det er vanskelig å si noe om hvilken prøvetakingsmetode som gir det «riktige» bildet, men fordi konsentrasjonen i nedover i sjakt 1 og område 1 var relativt lik, vurderes det at disse metodene trolig kan brukes om hverandre. Om det skulle være slik at det faktisk finnes høyere konsentrasjoner nedover i jordprofilen der det er innhentet prøver ved å grave sjakt, er det nærliggende å tenke seg at dette kan skyldes krysskontaminering av masser fra forskjellige jordlag under graving/prøvetaking. I slike tilfeller kan det tenkes at prøvetaking med jordbor gir et mer riktig bilde av forurensningen nedover i jordlaget. Flere slike prøver bør hentes inn fra flere skytebaner for å få et bedre datagrunnlag for å kunne gi et sikkert svar på dette. Ut ifra resultatene i denne undersøkelsen kan det se ut til at jordbor er en god metode for å innhente prøver i nedover i jordlagene, men det bør hentes flere jordborprøver fra samme område, som samles til en blandet prøve.

## **4 Bruk av XRF for å kartlegge metallforurensning i SØF**

### **4.1 Teori**

Bruk av en røntgenfluorescens (XRF) instrument er en enkel metode for å få en umiddelbar oversikt over metallforurensningen i jorden på et område. Det er imidlertid noe usikkerhet knyttet til hvor nøyaktig denne teknikken er, da konsentrasjonen vil avhenge av fuktighet i jorda og jordas egenskaper. Kartlegging med XRF i overflatejord gjøres ikke i utgangspunktet for å finne nøyaktige metallkonsentrasjoner, men for å få et inntrykk av målområder og innslagsområder som ikke er åpenbare eller synlige. Altså avdekke hotspots. Å måle med XRF på myrområder gir lite nøyaktige resultater og tidligere tester utført av Forsvarsbygg har vist at laboriemålinger er 30-60 % høyere enn XRF-målinger i felt.

### **4.2 Metode**

Det ble gjort en grundig XRF-kartlegging av bane 6. Det ble tatt overflatemålinger med XRF systematisk hver tiende meter. Det ble målt i 10 sekunder for hver prøve. XRF målingene ble gjort ved å fjerne vegetasjonen på et lite område, og måle direkte på jorda.

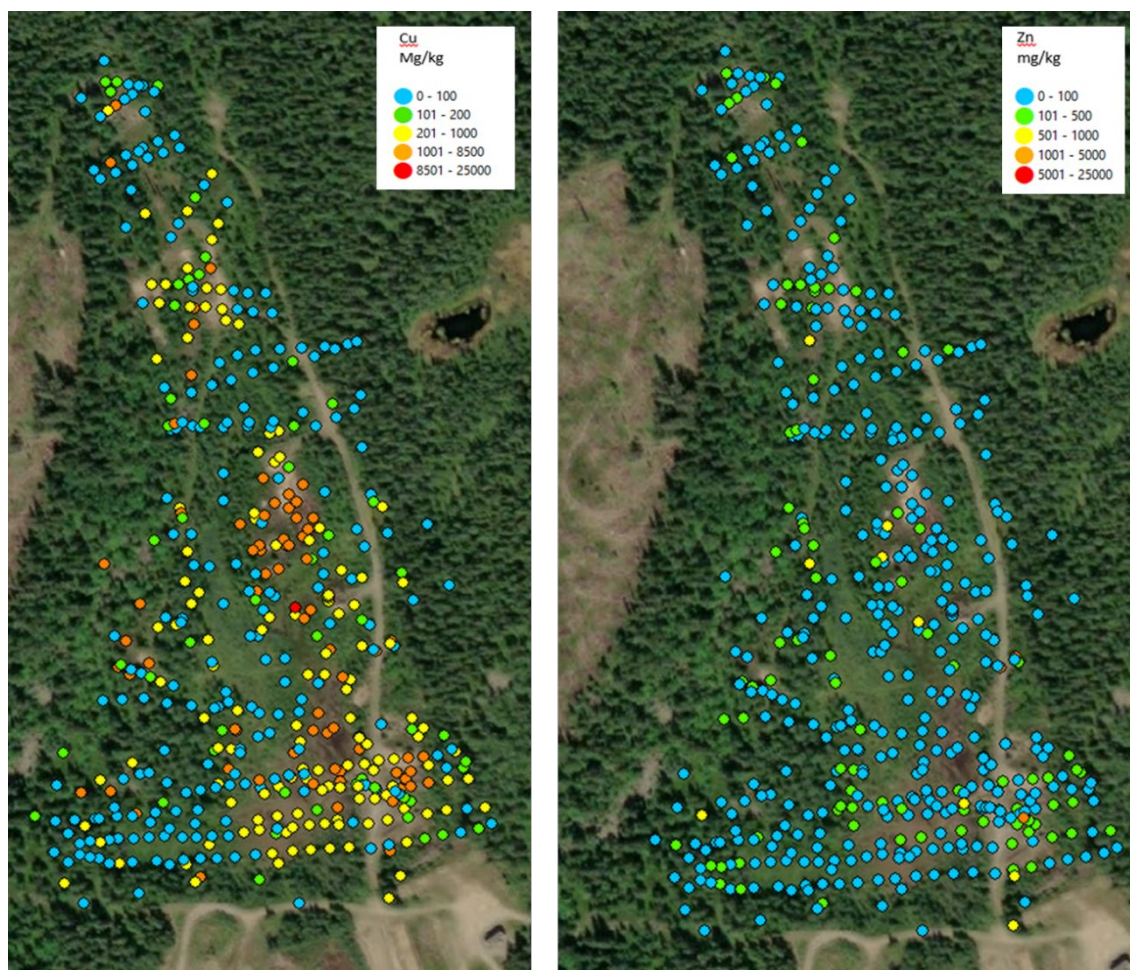
I 2021 ble det gjort en annen XRF kartlegging, der hensikten var å finne ut hvor nøyaktig XRF målingene er, kontra bruk av MIS ved prøvetaking av jord. MIS-prøvetaking og andre prøvetakingsmetoder i jord er grundig beskrevet i Johnsen og Aaneby (2019). Et forurenset område på ca. 5x5 m ble benyttet som testområde. I dette området ble XRF benyttet av to operatører og begge gjorde om lag 100 XRF målinger spredt utover området. Hver XRF måling hadde en varighet på 10-15 sekunder. På det samme området ble det innhentet en blandet jordprøve som bestod av 100 delprøver. Jordprøven ble tørket i varmeskap ved 105 °C i omtrent

ett døgn (eller til stabil vekt) og siktet gjennom en 2 mm sikt (Fritsch), før den ble knust i kulemølle (Retsch RM100) på 400 rpm i 4 min. Fem representative delprøver ble oppsluttet og analysert som beskrevet i kapittel 2.2.2.5.

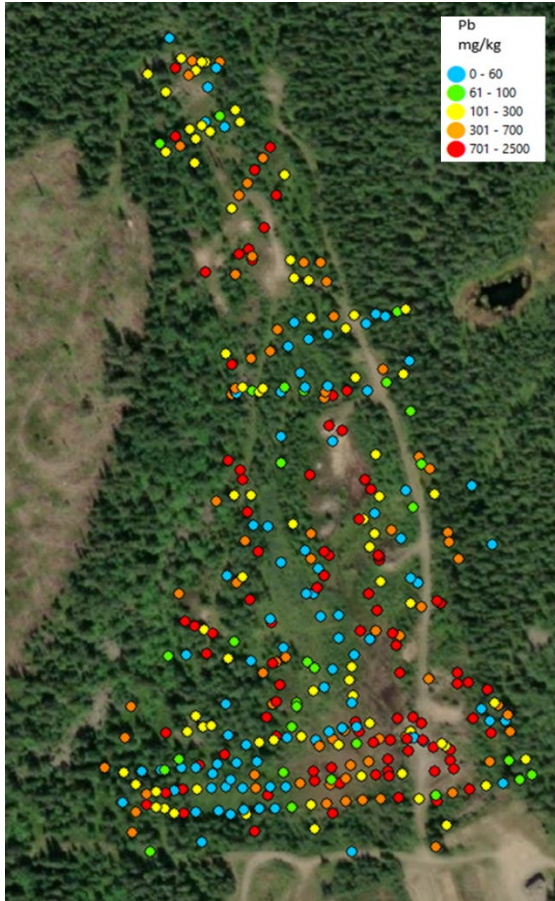
## 4.3 Resultater

### 4.3.1 Kartlegging av forurensning med XRF

I Figur 3.1 og Figur 3.2 er konsentrasjonen av henholdsvis kobber, sink og bly målt med XRF i bane 6 vist på kart. Fargene er basert på konsentrasjonen av metaller og de helsebaserte tilstandsklassene fra miljødirektoratet (Miljødirektoratet, 2009).



Figur 3.1 Målte konsentrasjoner av kobber til høyre og sink til venstre med XRF i overflatefjord. Fargen angir tilstandsklasser.



Figur 3.2 Konsentrasjon av bly målt med XRF. Farge angir tilstandsklasser.

#### 4.3.2 XRF sammenliknet med MIS

Tabell 3.1 viser resultater fra XRF-målingene som ble gjort på et 5x5 m område sammen med resultatene fra laboratorieanalysen av jordprøven fra samme område.

Tabell 3.1 Metallkonsentrasjon målt med XRF i felt (n=100) og i blandet jordprøve på laboratoriet. Jordprøven består av 100 mindre enkeltprøver, og er analysert 5 ganger. Gjennomsnitt, standardavvik og median for jordprøvene er derfor kun basert på 5 analyser.

		<b>Cu, mg/kg</b>	<b>Zn, mg/kg</b>	<b>Pb, mg/kg</b>
XRF operatør 1	Gjennomsnitt	903	73	10653
	Median	764	70	9156
	Standardavvik	542	37	6542
	Min	106	24	1015
	Maks	2706	285	31857
XRF operatør 2	Gjennomsnitt	1191	96	13124
	Median	948	85	11115
	Standardavvik	1250	77	7911
	Min	117	23	1118
	Maks	11800	770	45314
Jordprøve analysert på lab	Gjennomsnitt	1319	54	11684
	Median	1255	53	12510
	Standardavvik	145	6	1602
	Min	1190	48	9410
	Maks	1507	61	13046

#### 4.4 Diskusjon

Det er tydelig at høye og lave konsentrasjoner av bly og kobber er spredt godt ut over bane 6, noe som kan gjøre det vanskelig å utføre en god kartlegging uten å ta veldig mange prøver. Spesielt varierte konsentrasjonen av bly mye, og det er vanskelig å se et tydelig mønster. I slike tilfeller vil det være vanskelig å finne og avgrense hotspots ved hjelp av konvensjonell jordprøvetaking, og XRF vil være et godt hjelpemiddel. Det som allikevel er utfordringen her, er at det tilsynelatende nesten ser tilfeldig ut fra meter til meter, hvor høy forurensingen på det aktuelle området er, det vil derfor kreve tett prøvetakning med XRF for å finne alle hotspots. Dette viser tydelig at praksis med å ta noen få stikkprøver på et område ikke er tilstrekkelig. For kobber så forurensningen noe mindre tilfeldig ut, og det var mulig å se et slags mønster der de høyeste konsentrasjonene var lokalisert i den sentrale delen av banen. Ved slike tilfeller vil XRF egne seg godt til å danne seg et bilde av forurensningen på området, og lokalisere hotspots. Fordi XRF gir veldig usikre resultater på myr, egner metoden seg dårlig til å avgrense hotspots. XRF bør ikke brukes for å finne konsentrasjonen av metaller på et område, men kan benyttes for å:

- 1- Danne seg et bilde av metallforurensningen på et område
- 2- Finne, men ikke avgrense hotspots

---

---

### 3- Konstatere tilstedeværelse av metaller

Det vil uansett være viktig med tett prøvetaking, da det kan være tilfeldigheter som gir stor lokal variasjon mellom nærliggende punkter.

Sammenlikningen av XRF og MIS (Tabell 3.1) viste at gjennomsnittskonsentrasjonen av både kobber, sink og bly var relativt lik for de to XRF- operatørene og analysen på laboratoriet. Dette tyder på at med  $n=100$  er XRF en god metode for å kvantifisere disse metallene i relativt tørr mineralsk jord. Standardavviket var ellers relativt høyt ved analyse med XRF, noe som betyr at det bør tas relativt mange prøver for å få et best mulig resultat.

Som analysemetode er derfor ikke XRF nødvendigvis mindre tidkrevende enn analyse på laboratoriet, fordi det krever mange prøver. Det kan tenkes at XRF egner seg best til å finne hotspots, mens analyser av blandprøver i laboratoriet er en bedre metode for å bestemme metallkonsentrasjon i en større eller mindre jordprøve eller område.

## 5 Hvordan påvirker jordkjemien utlekking av metaller?

### 5.1 Teori

Metallers mobilitet på skytebaner avhenger i stor grad av de fysiske og kjemiske egenskapene til jorda, hydrologiske forhold og i hvilken grad prosjektilene er fragmentert. Høy kationbyttekapasitet i jorden vil øke bindingen av kationer slik som kobber og bly til jorden. Jord med høyt karbon innhold (TOC) vil ofte ha høy kationbyttekapasitet, da organisk materiale har mange bindingssteder for kationer. Torv vil derfor binde mye kobber og bly. Dette kan bidra til immobilisering av metallene, men det kan også bidra til mobilisering ved utlekking av mindre organiske partikler og molekyler. Surt miljø vil bidra til å løse ut frie metallioner, samtidig som humusstoffenes løselighet i vann reduseres. På samme måte vil høy pH øke metallers (kationer) binding til humusstoffer, mens humusstoffenes mobilitet øker. Dermed kan lav pH både redusere og øke utlekking av kobber og bly, det samme kan høy pH, men lav pH øker mobiliteten av biotilgjengelige metaller, til forskjell fra høy pH. Jordas fysiske egenskaper kan påvirke utlekkingen av metaller. I dette forsøket ble utlekkingen fra jorden testet ved hjelp av ristetester med forskjellige ekstraksjonsmidler. Ulike ekstraksjonsmidler kan benyttes for å simulere biotilgjengelig andel av metaller for opptak hos for eksempel meitemark eller planter.

Et stoffs evne til å binde- og løse seg fra jordpartikler beskrives ofte med en såkalt  $K_d$  verdi. En  $K_d$  verdi er et stoffs fordelingskoeffisient mellom jord og vann. Jo høyere  $K_d$  verdien er, jo lavere er utlekkingen, relativt til konsentrasjonen i jorda.  $K_d$  verdi er en parameter som ofte

---

---

benyttes til å si noe om hvordan metaller fordeler seg mellom jord og vann når det er i likevekt. Fordelingskoeffisienten kan forandre seg avhengig av hvor lenge metallene har ligget i jorden, og er relatert til metallenes og jordens egenskaper. Ved risikovurderinger er Kd-verdier et anbefalt verktøy for å vurdere forurensningssituasjonen (fare for utlekking etc.) (Vik og Breedveld, 1999).

## 5.2 Metode

Utlekkingen av metaller fra et utvalg av jordprøvene ble undersøkt ved å utføre ristetest. En jordprøve ble blandet med et ekstraksjonsmiddel, ristet og konsentrasjonen av metaller i eluatet fra ristetesten ble deretter målt.

Ristetester av jordprøvene ble utført i 0,01 M kalsiumklorid (CaCl<sub>2</sub>), 0,1 M natriumnitrat (NaNO<sub>3</sub>) og ultrarent vann. Ristetestene ble utført i to væske-til-jord-forhold; L/S (liquid/solid) 10 og L/S 100. For L/S 10 ble det benyttet 3 g jord og 30 ml væske, for L/S 100 ble det benyttet 0,3 g jord og 30 ml væske. Ristetestene i ultrarent vann ble utført på våt jord (dvs. ikke tørket ved 105 °C). Ristetestene i CaCl<sub>2</sub> og NaNO<sub>3</sub> ble utført på både våt og tørket jord, med unntak av prøvene fra sjakt 2 og 3 på bane 6, som kun ble utført i våt jord. Jord blandet med ekstraksjonsmiddel ble ristet «topp-over-topp» i 2,5 timer ved 16 rpm. Eluatet ble skilt fra jorda ved sentrifugering og filtrering (<0,45 µm), konserverert med 1 % (v/v) HNO<sub>3</sub> (67 % Suprapure) og analysert for metaller med ICP-MS. En oversikt over ristetestene som ble utført er vist i Tabell 5.1.

Resultatene fra ristetestene i ultrarent vann ble benyttet til å beregne Kd-verdier ut fra likning (5.1) angitt under. Kd gir informasjon om fordelingen av metall mellom væske og jord i tilfeller der jorda og væsken er i likevekt.

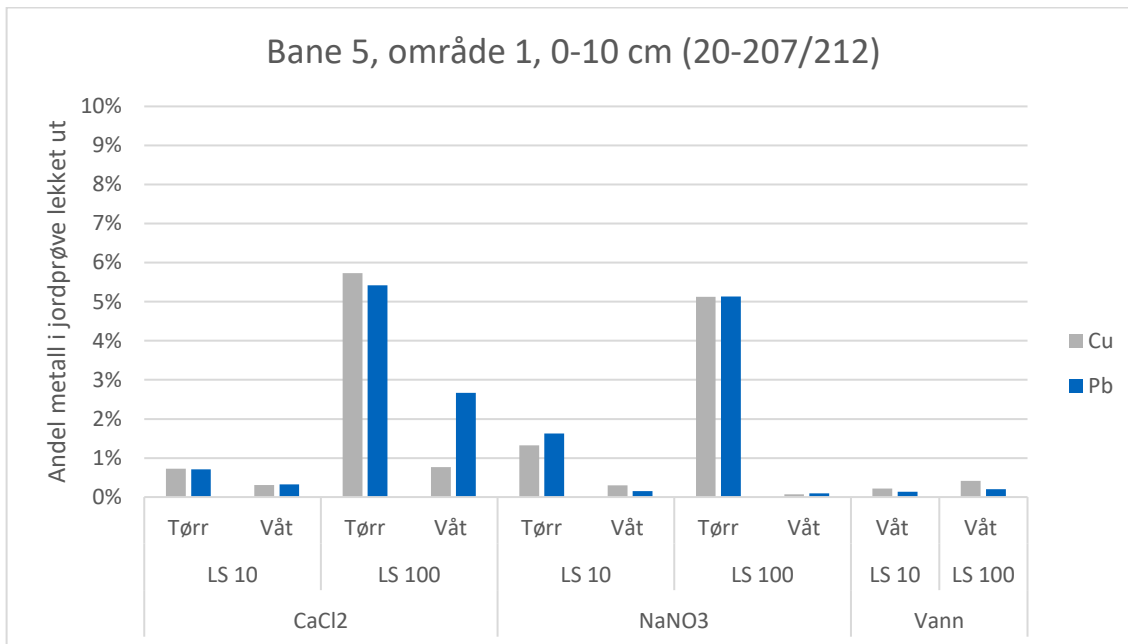
$$Kd \left( \frac{L}{kg} \right) = \frac{C_{jord} \left( \frac{mg}{kg} \right)}{C_{ristetest} \left( \frac{mg}{L} \right)} \quad (5.1)$$

Tabell 5.1 Oversikt over ristetestene som ble utført.

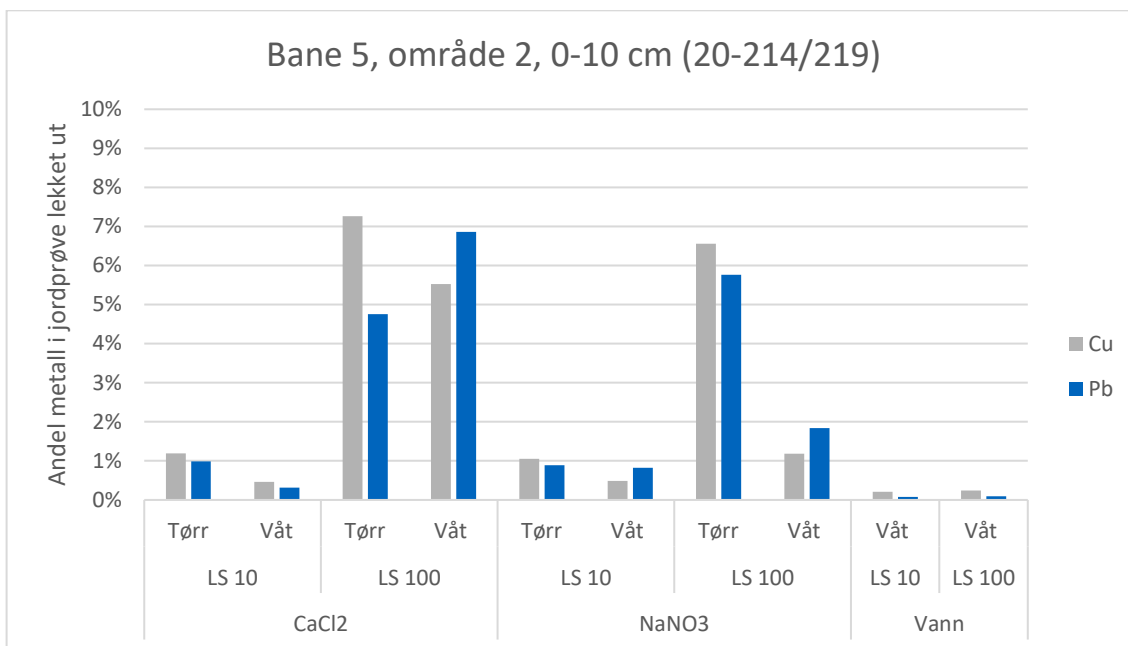
	Dybde (cm)	Prøve nr.	Vann		CaCl <sub>2</sub>				NaNO <sub>3</sub>				
			Våt		Tørr		Våt		Tørr		Våt		
			L/S 100	L/S 10	L/S 100	L/S 10	L/S 100	L/S 10	L/S 100	L/S 10	L/S 100	L/S 10	
Bane 5	Område 1	0-10	20-207			x	x	x	x	x	x	x	x
		10-20	20-208	x	x								
		0-10	20-212	x	x								
	Sjakt 1	0-10	20-213	x	x								
			20-214			x	x	x	x	x	x	x	x
	Sjakt 2	0-10	20-219	x	x								
10-20		20-220	x	x									
Bane 6	Område 1	0-10	20-227	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
		10-20	20-229	x	x								
	Sjakt 1	0-20	20-234	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
		20-30	20-235	x	x								
		30-50	20-237	x	x								
	Sjakt 2	0-20	20-241	x	x			x	x			x	x
		20-40	20-243	x	x								
	Sjakt 3	0-20	20-245	x	x			x	x			x	x
20-40		20-246	x	x			x	x			x	x	

### 5.3 Resultater

Målt utlekking av metaller i CaCl<sub>2</sub>, NaNO<sub>3</sub> og ultrarent vann, utlekkingen for L/S-forhold 10 og 100, og utlekkingen fra tørr og våt jord, ble sammenlignet med andelen av metall i jordprøvene. Utlekkingen fra fire jordprøver, to fra bane 5 og to fra bane 6, ble sammenliknet (Figur 5.1, Figur 5.2 og Figur 5.3).

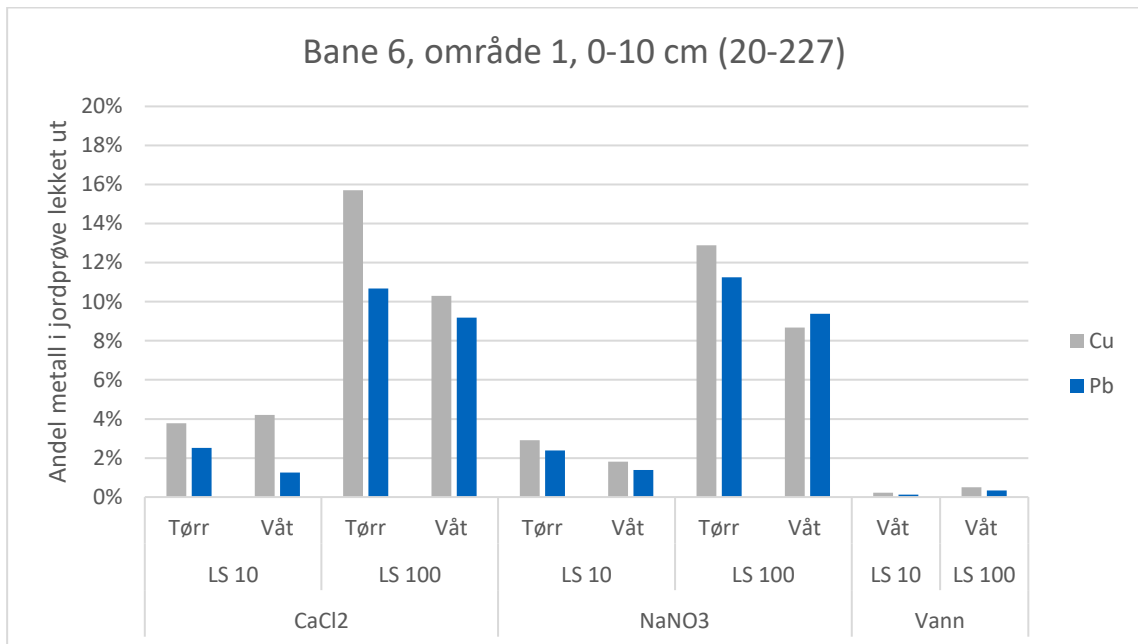


Figur 5.1 Utlekking av metall fra jordprøve tatt i bane 5, område 1, 0-10 cm ved ulike betingelser: CaCl<sub>2</sub>, NaNO<sub>3</sub> og ultrarent vann, L/S10 og L/S100, tørr og våt jord. Utlekkingen er vist som andel (%) av metallet i jordprøven som lakk ut.

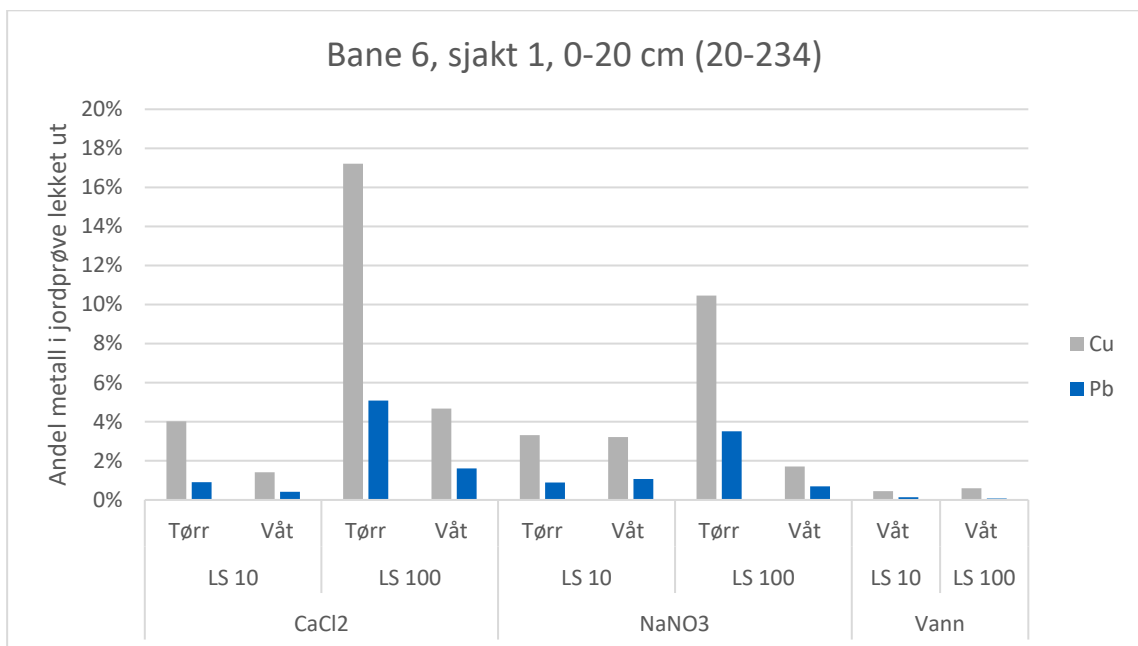


Figur 5.2 Utlekking av metall fra jordprøve i bane 5, område 2, 0-10 cm ved ulike betingelser: CaCl<sub>2</sub>, NaNO<sub>3</sub> og ultrarent vann, L/S10 og L/S100, tørr og våt jord. Utlekkingen er vist som andel (%) av metallet i jordprøven som lakk ut.





**Figur 5.3** Utlekking av metall fra jordprøve i bane 6, område 1, 0-10 cm ved ulike betingelser: CaCl<sub>2</sub>, NaNO<sub>3</sub> og ultrarent vann, L/S10 og L/S100, tørr og våt jord. Utlekkingen er vist som andel (%) av metallet i jordprøven som lakk ut.



**Figur 5.4** Utlekking av metall fra jordprøve i bane 6, sjakt 1, 0-20 cm ved ulike betingelser: CaCl<sub>2</sub>, NaNO<sub>3</sub> og vann, L/S10 og L/S100, tørr og våt jord. Utlekkingen er vist som andel (%) av metallet i jordprøven som lakk ut.

Utlekkingen av metaller i rent vann ble benyttet til å beregne Kd-verdier som sier noe om fordelingen av metall mellom vann og jord. Kd-verdiene som ble beregnet for de ulike jordprøvene for L/S10 og L/S100 er vist i Tabell 5.2.

Tabell 5.2 Kd-verdier basert på L/S10 og L/S100.

	Område	Dybde	Nr.	Kd (L/kg) (L/S10)				Kd (L/kg) (L/S100)			
				Cu	Zn	Sb	Pb	Cu	Zn	Sb	Pb
Bane 5	Område 1	0-10 cm	20-212	4642	757	2242	7152	24048	3620	8291	49787
		10-20 cm	20-208	7914	188	429	10308	8404	248	1024	31209
	Område 2	0-10 cm	20-213	6728	1018	11306	6146	27935	3662	5397	29547
	Sjakt 1	0-10 cm	20-219	4737	433	3126	13264	41069	2609	11299	104208
		10-20 cm	20-220	18755	1043	1226	22133	43147	2050	2129	78103
	Område 1	0-10 cm	20-227	4450	283	7292	7710	19774	1468	8914	29420
10-20 cm		20-229	21171	1089	4242	23340	40243	976	5989	53773	
Bane 6	Sjakt 1	0-20 cm	20-234	2225	372	7970	7435	16792	2458	24147	131082
		20-30 cm	20-235	4178	100	529	3073	18019	159	2334	12782
		30-50 cm	20-237	2765	259	603	3415	25724	1882	1637	37528
	Sjakt 2	0-20 cm	20-241	1334	538	992	1321	4705	582	2108	4912
		20-40 cm	20-243	1583	238	991	3320	6809	232	9383	13387
	Sjakt 3	0-20 cm	20-245	10479	374	1924	23732	12417	350	1088	21005
		20-40 cm	20-246	7886	68	3339	19596	4050	73	2217	18423

Det ble utført en korrelasjonsanalyse (Excel) for å se på sammenhengen mellom utlekking (Kd) og kjemiske parametere i jorda. Fordi det ved L/S10 kunne se ut som om vannet ble mettet, benyttes resultatene fra L/S100 til denne korrelasjonsanalysen (Tabell 5.3).

Tabell 5.3 Korrelasjon mellom jordens kjemiske parametere og Kd verdier for metaller i jorden. Tabellen er laget ved hjelp av Excel. Rød farge indikerer negativ korrelasjon, mens grønn farge indikerer positiv indikasjon.

	L/S100			
	Kd-Cu	Kd-Zn	Kd-Sb	Kd-Pb
Tørrstoff	-0,5	-0,3	0,1	-0,3
TOC	0,4	0,2	-0,1	0,3
pH	0,3	0,6	0,1	0,1
CEC	0,6	0,2	0,1	0,3
Grus	-0,9	-0,6	0,3	-0,1
Sand	-0,9	-0,6	0,4	0,0
Silt	0,9	0,6	-0,4	0,0
Leire	0,9	0,6	-0,3	0,0

---

---

## 5.4 Diskusjon

### 5.4.1 Utlekking ved ulike betingelser

Utlekkingen av sink fra jordprøvene var betydelig høyere enn utlekkingen av kobber, bly og antimon. Mellom 40 og 100 % av sink i jordprøvene lakk ut. Utlekkingen av kobber og bly var generelt <4 % for L/S 10, mens det var <2 % av antimon som lakk ut. Utlekkingen av kobber og bly ved de ulike testbetingelsene er vist i Figur 5.1, Figur 5.2, Figur 5.3 og Figur 5.4.

Utlekkingen for alle metallene er vist i vedlegg A.3. Figurene viser andelen metall som lakk ut, dvs. total mengde metall i vannet (mg) i forhold til total mengde metall (mg) i jordprøven.

For jordprøvene fra bane 5, og jordprøven fra område 1 på bane 6, var det små forskjeller mellom utlekkingen av kobber og bly. Variasjonene mellom utlekkingen av de to metallene kan like gjerne skyldes måleusikkerhet, som forskjeller i utlekkingspotensial til de to metallene. For jordprøven fra sjakt 1 på bane 6 var det generelt høyere utlekking av kobber enn bly. Denne jordprøven hadde noe lavere pH og lavere TOC enn de øvrige jordprøvene. Lavere pH og TOC kan ha påvirket utlekkingen av kobber i større grad enn utlekkingen av bly.

Det var ingen entydig trend når det gjaldt forskjeller mellom utlekking av kobber og bly i  $\text{NaNO}_3$  og  $\text{CaCl}_2$ . Utlekkingen av metaller (også sink og antimon) var betydelig lavere i vann enn i  $\text{NaNO}_3$  og  $\text{CaCl}_2$ , og dette var forventet. Utlekkingen i  $\text{NaNO}_3$  og  $\text{CaCl}_2$  skal i større grad enn vann simulere opptak i organismer. Kationer som natrium (Na) og kalsium (Ca) kan ta opp bindingssetene til bly, kobber og sink i jorda, og derfor bidra til høyere utlekking av disse metallene. Skal metallenes mobilitet i jorden undersøkes, er det fortsatt utlekkingsstester med vann som er mest relevant, men skal man undersøke metallenes tilgjengelighet for opptak i planter og organismer, er det utlekkingsstester med  $\text{CaCl}_2$  eller  $\text{NaNO}_3$  som vil være mest relevant.

Det var generelt høyere utlekking i prøvene som ble testet med L/S100 enn L/S10. Dette kan forklares med at vannet sannsynligvis ble mettet av metaller i tilfellene der det var mer jord i forhold til væske. Det kan derfor se ut til at utlekkingen av metaller er høyere når L/S forholdet øker.

Ved enkelte betingelser i noen jordprøver, var utlekkingen høyere fra tørr enn våt prøve. Dette gjaldt blant annet utlekkingen av kobber og bly i prøven fra område 1 på bane 5 der, og prøven fra sjakt 1 på bane 6, spesielt for kobber L/S100. Det var liten forskjell mellom utlekking av sink og antimon fra tørre og våte jordprøver, og utlekkingen var generelt høy for sink og lav for antimon. Prøvene som ikke er tørket vil sannsynligvis gi et riktigere bilde av den reelle utlekkingen i naturen. På den annen side kan det øverste jordlaget tørke ut i naturen i løpet av en tørr og varm periode. Dette betyr at det ved nedbør etter en periode med tørke, vil kunne oppstå episoder med høy utlekking fra skytebaner. Klimaendringene vil kunne forårsake flere slike episoder med tørke etterfulgt av kraftig nedbør, noe som vil kunne påvirke utlekkingen fra Forsvarets SØF.

---

---

## 5.4.2 Kd-verdier og utlekking i vann

Tørrestoffinnhold hadde en svak negativ korrelasjon med Kd-verdier for kobber, sink og bly. Dette betyr at ved lav prosentandel tørrestoff vil det lekke mindre metaller, altså er metallene bedre bundet til jorden. Jord med lavt tørrestoffinnhold er ofte myrjord/mold, og denne jorden binder metaller godt. Den svake negative korrelasjonen er derfor forventet. Dette relaterer også godt til den svake positive korrelasjonen mellom de samme metallene og TOC. Høy TOC betyr høyt organisk innhold, som også (i alle fall i dette tilfellet) betyr myrjord. Dette indikerer at metaller lekker lettere fra mineralisk jord enn fra myrjord. For antimon var det ingen korrelasjon mellom utlekking og tørrestoff eller TOC.

For sink var det en tydelig positiv korrelasjon mellom pH og Kd. Det var også en slik korrelasjon for kobber, men noe svakere. Dette betyr at disse metallene vil være sterkere bundet ved høy pH, og lekke mer ut ved lav pH. Disse resultatene var forventet, da det er kjent at sink og kobber mobiliseres ved lav pH. For bly ble det ikke sett en slik korrelasjon, selv om det var forventet å se dette. Det kan skyldes få prøver, og at man ville sett en slik korrelasjon ved flere prøver med ulik jordkjemi. Eller det kan skyldes at mobiliteten til bly ikke påvirkes i så stor grad av pH. For antimon ble det heller ikke sett noen effekt av pH.

CEC hadde en tydelig positiv korrelasjon med Kd-kobber, og svak positiv korrelasjon med Kd-sink og -bly. Dette betyr at ved høy CEC, bindes metallene til jorden. Disse resultatene var forventet, da høy CEC betyr at det er mange tilgjengelige bindingssteder for metaller i jorden.

For både Kd-kobber og Kd-sink ble det observert en positiv korrelasjon til andelen silt og leire (små kornstørrelser) og en negativ korrelasjon til andelen grus og sand (grovere kornstørrelse). Dette betyr at utlekkingen av kobber og sink var større i jordprøver med høy andel grov kornstørrelse (grus og sand). Dette resultatet tyder videre på at kobber og sink i jord med høy andel grov kornstørrelse vil være mer mobilt, slik som diskutert i avsnitt 2.4.4 der det ble funnet at grov kornstørrelse økte den vertikale transporten av metaller. Den samme korrelasjonen ble ikke observert for bly. For antimon var det en svakere, men motsatt trend. Dette kan tyde på at det lakk mer antimon ut fra jordprøver som hadde en høyere andel silt og leire.

Undersøkelsene viste at utlekkingen av bly ikke ble påvirket nevneverdig av noen jordparametere. Utlekkingen så ut til å relatere seg mest til blykonsentrasjonen i jorda.

For å vurdere hvilke masser/jordtyper som fører til mest avrenning av spesielt kobber og sink, kan kjemiske/fysiske parametere i jorden (TOC, CEC, tørrestoff, kornstørrelsesfordeling og pH) være relevante å se på. På den annen side vil ristetester være en mer treffsikker metode for å se på utlekking av metaller fra jorden. Analyse av kjemiske/fysiske parametere vil ellers være en god metode for å vurdere potensialet for utlekking før forurensingen tilføres.

---

---

## 6 Adsorpsjon og utlekking av metaller i jord og adsorbenter

### 6.1 Teori

En måte å redusere avrenningen av forurenset sigevann på er å lede vannet gjennom reaktive filtermedier som adsorberer forurensingene. Ren jord kan også brukes som et slags filter, da jord kan ha høy bindingskapasitet for metaller. Dette er en enklere og rimeligere løsning enn å benytte filtermedier, da det kan brukes stedegne rene jordmasser. En utfordring ved å bruke jord kontra filtermedier kan være at bindingen er svakere, og metallene kan lekke ut over tid. Derfor ble det i dette forsøket sett på både adsorpsjon og desorpsjon i både filtermedier og jord.

### 6.2 Metode

Sorpsjonstester ble utført for å undersøke om jord fra skytefeltet og adsorbenter hadde evne til å binde til seg metaller i forurenset vann fra skytefeltet. Det ble benyttet forurenset vann fra to prøvepunkter i skytefeltet, STEI-88 og STEI-103. Vannet ble blandet med jordprøver som ikke var forurenset. Sorpsjonskapasiteten til fem jordprøver fra Steinsjøen; to fra bane 5 og tre fra bane 6, ulike filtermaterialer og en jordprøve fra Terningmoen SØF ble undersøkt. Jordprøvene fra Steinsjøen som ble brukt til sorpsjonstestene var hentet fra bunnen av de fem sjaktene som ble gravd på banene. Jordkjemi (CEC, TOC og pH), kornstørrelsesfordeling og innhold av metaller i jordprøvene som ble brukt i sorpsjonstestene er vist sammen med de andre jordprøvene i avsnitt 2.3. I tillegg til jord fra Steinsjøen skyte- og øvingsfelt, ble sorpsjonskapasiteten undersøkt i tre jordprøver fra Terningmoen SØF (B24, B25 og B26) og i ulike filtermaterialer. Filtermaterialene som ble undersøkt var granulert aktivt karbon (GAC), olivin (Bluegard GI-3 og Bluegard G2-65C) og jernhydroksid CFH (12 Kemira).

Sorpsjonstestene ble utført i to væske-til-jord-forhold; L/S 10 og L/S 100. For L/S 10 ble det benyttet 3 g jord og 30 ml væske, for L/S 100 ble det benyttet 0,3 g jord og 30 ml væske. Blandingen med jord og vann ble ristet «topp-over-topp» i 1 time ved 16 rpm. Blandingen ble sentrifugert og supernatanten ble konservert med HNO<sub>3</sub> med 1 % (v/v) og analysert for metaller med ICP-MS.

Det antas at tap av metall i vann tilsvarer adsorpsjon til jord/filtermateriale som visk i likning (6.1).

$$\text{Adsorpsjon (\%)} = \frac{C_{\text{vannprøve}} - C_{\text{ristetest}}}{C_{\text{vannprøve}}} \quad (6.1)$$

---

---

For å undersøke hvor godt metallene fra det forurensete vannet ble bundet til jorda, ble det utført desorpsjonstester. Jordprøvene (pelleten fra sorpsjonstestene) ble blandet med 30 ml ultrarent vann, ristet «topp-over-topp» i 1 time ved 16 rpm. Vannet ble skilt fra jorda ved sentrifugering og konserverert med 1 % (v/v) HNO<sub>3</sub> og analysert for metaller med ICP-MS.

### 6.3 Resultater

Sorpsjonskapasiteten til jordprøvene ble undersøkt for to forurensete vannprøver (STEI-88 og STEI-103). Konsentrasjonen av metaller og deres kjemi er vist i Tabell 6.1. Begge vannprøvene som ble benyttet i sorpsjonsforsøkene var sterkt forurenset. Vannprøven fra bane 6 hadde svært høy konsentrasjon av bly og noe høyere konsentrasjon av antimon enn vannprøven fra bane 7. Vannprøven fra bane 7 hadde svært høy konsentrasjon av sink og noe høyere konsentrasjon av kobber enn prøven fra bane 6.

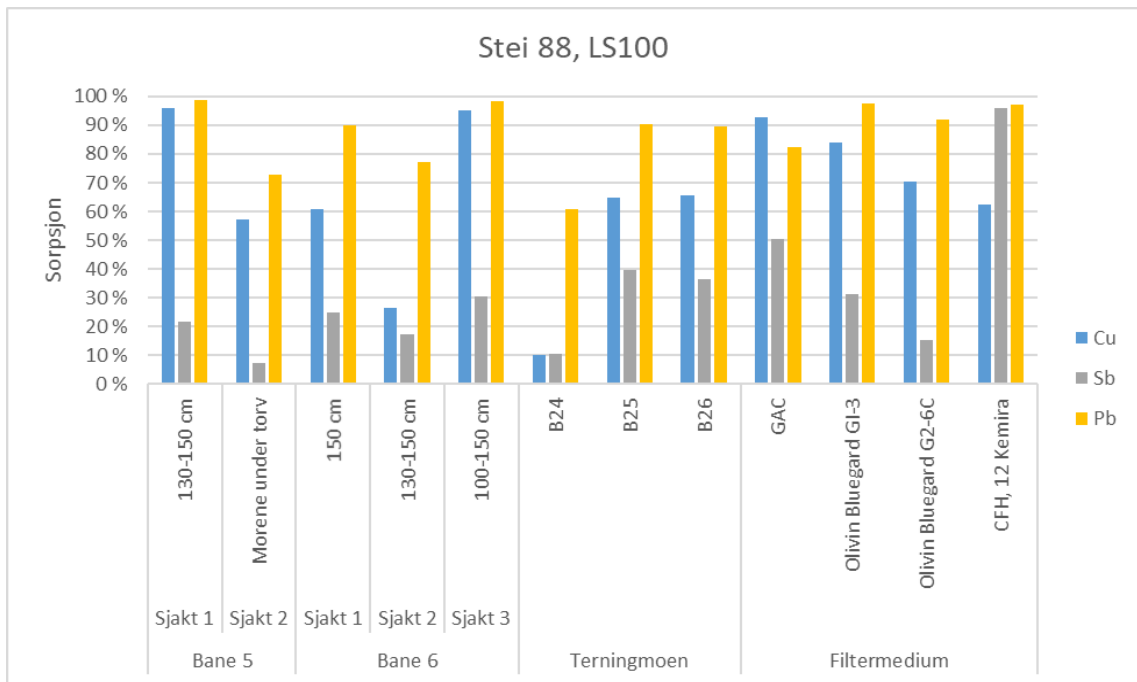
Tabell 6.1 Metallforurensing i vannprøvene som ble benyttet i sorpsjonsforsøkene.

	Nr.	pH	Kond.	Turb.	TOC	Cu	Zn	Sb	Pb
			mS/m	FNU	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
<b>Midt på bane 6</b>	STEI-88	5,3	1,5	7,0	20	298	101	70	280
<b>Utløp bane 7</b>	STEI-103	5,6	2,8	5,9	27	328	395	39	110

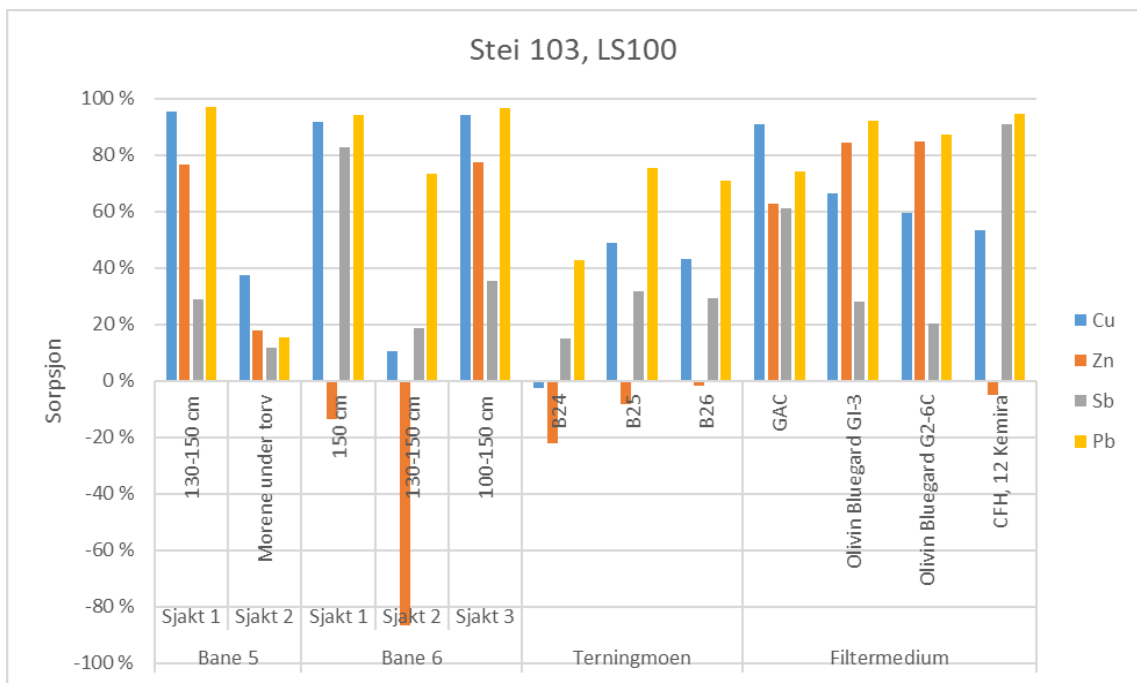
Sorpsjonen av metaller fra vannprøvene ble undersøkt i to forhold mellom væske og fast stoff; L/S10 og L/S100. Ved L/S10 ble en høyere andel av metallene i vannprøvene bundet, og det var mindre forskjell mellom de ulike filtermaterialene enn hva som ble observert ved L/S100.

Reduksjonen i konsentrasjonen av metaller etter at vannprøvene ble ristet sammen med jordprøver og ulike filtermaterialer i L/S100 er vist i Figur 6.1 for vannprøven fra bane 6 (STEI-88) og i Figur 6.2 for vannprøven fra bane 7 (STEI-103). Andelen metall i vannprøvene som ble adsorbent av de ulike filtermaterialene ved L/S10 er vist i vedlegg A.4.

Sorpsjonstestene som ble utført i vannprøven fra bane 6 førte til at konsentrasjonen av sink i vannprøven økte. Konsentrasjonen av sink i vannprøven fra bane 6 var høyere (500-2500 % økning) etter at vannprøven var ristet sammen med jordprøvene og filtermaterialene. Dette kan forklares med at sink lakk ut fra jordprøvene og filtermaterialene, framfor at sink ble adsorbent fra vannet. Utlekking av sink ble ikke observert i like stor grad for vannprøven fra bane 7 som forklares med at denne inneholdt høyere konsentrasjon av sink enn vannprøven fra bane 6. Resultatene for sink i sorpsjonstestene i vannprøven fra bane 6 er utelatt fra resultatene.

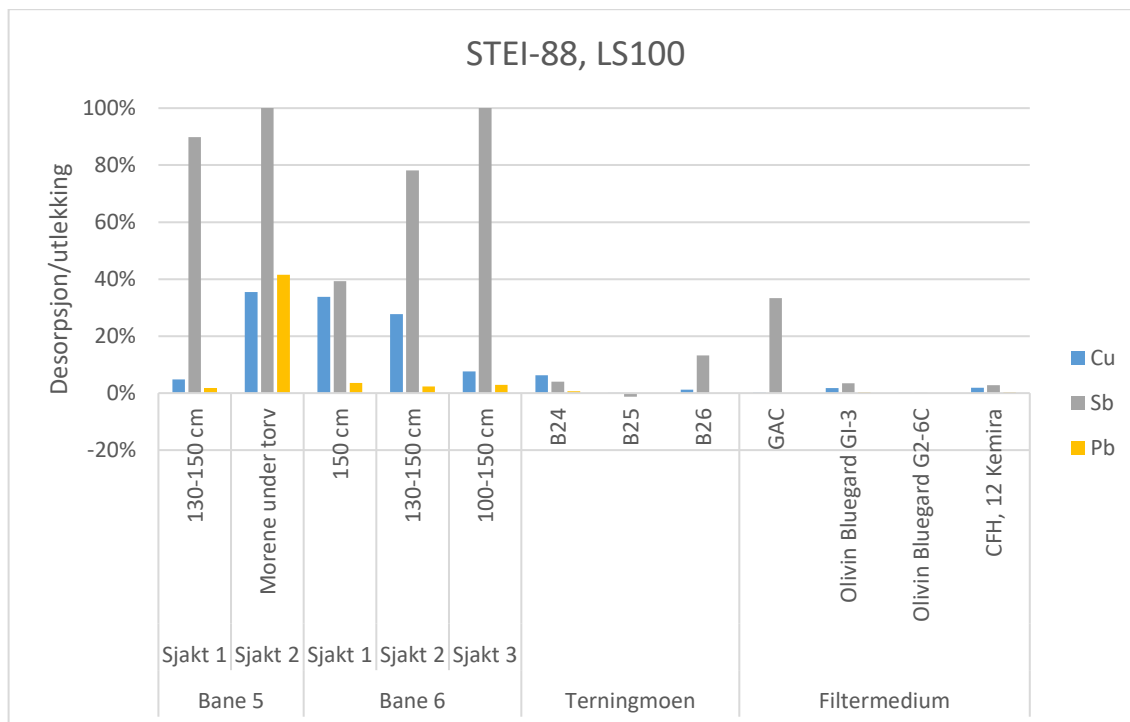


Figur 6.1 Reduksjon i konsentrasjon av kobber, antimon og sink i vannprøve fra bane 6 sammenliknet med konsentrasjonen i vannprøven før den var ristet sammen med prøvene av jord/filtermaterialer ved bruk av L/S100.



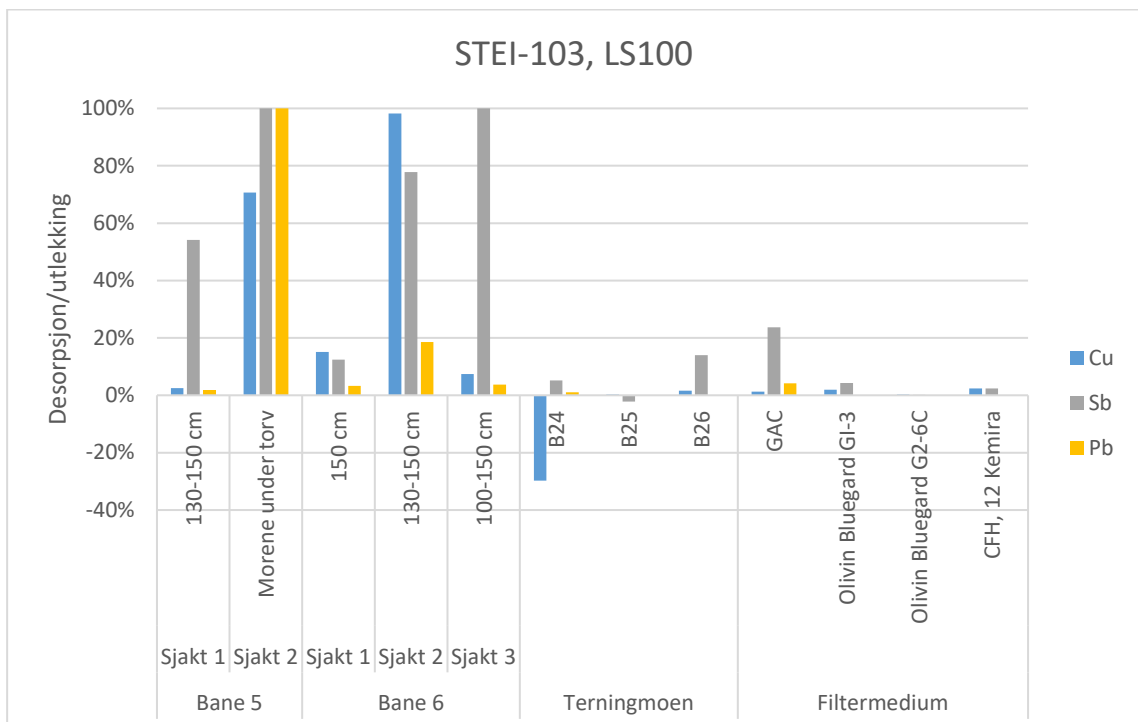
Figur 6.2 Endring i konsentrasjon av kobber, antimon og sink i vannprøve fra bane 7 sammenliknet med konsentrasjonen i vannprøven før den var ristet sammen med prøvene av jord/filtermaterialer ved bruk av L/S100.

For å undersøke hvor sterkt bundet metallene var, ble jordprøvene og filtermaterialene i sorpsjonstestene ristet sammen med ultrarent vann før konsentrasjonen av metaller i vannet ble målt. Resultatene ble justert for utlekkingen fra jord- og filterprøvene utført med ultrarent vann, og det ble funnet ut hvor mange prosent av de adsorberte metallene som lakk ut igjen. Resultatene er vist i Figur 6.3 for vannprøven fra bane 6 (STEI-88) og i Figur 6.4 for vannprøven fra bane 7 (STEI-103).



Figur 6.3 Utlekking fra prøver etter sorpsjonstester med vannprøve fra bane 6.





Figur 6.4 Utlekking fra prøver etter sorpsjonstester med vannprøve fra bane 7.

## 6.4 Diskusjon

### 6.4.1 Sorpsjon

Alle jordprøvene fra Steinsjøen hadde god sorpsjonseffekt for kobber og bly, spesielt jordprøven fra sjakt 1 på bane 5, og sjakt 3 på bane 6 som fjernet mer enn 90 % av kobber- og blykonsentrasjonen i vannprøven STEI-88. De tre andre jordprøvene fjernet mellom 20 og 60 % av kobberkonsentrasjonen og mellom 70 og 90 % av blykonsentrasjonen. Selv jordprøven fra sjakt 2, bane 6 hadde forholdsvis høy sorpsjon av bly, selv om denne jordprøven hadde høy konsentrasjon av bly fra før. Jordprøvene som hadde høyest sorpsjon av kobber og bly var jordprøvene som hadde høyest CEC og TOC, og lavest pH. Filtermediene viste tilsvarende sorpsjon av kobber og bly som jordprøvene fra Steinsjøen (>60 %). Jernhydroksid (CFH, 12 kemira) var den eneste prøven som viste høy sorpsjon (>90 %) av antimon.

I vann fra STEI-103 ble det observert rundt 60-80 % reduksjon i konsentrasjonen av sink i vannprøven som var ristet sammen med jordprøvene fra sjakt 1 på bane 5 og sjakt 3 på bane 6, og filtermediene GAC og olivin. Sorpsjonstestene med de øvrige jordprøvene og filtermediene førte til en økning i konsentrasjonen av sink i vannprøven. Bortsett fra jordprøven fra sjakt 2 på bane 6, var økningen betydelig lavere enn det som ble observert i sorpsjonstestene med STEI-88. Alle jordprøvene og filtermediene viste forholdsvis god sorpsjon av kobber og bly, spesielt jordprøven fra sjakt 1 på bane 5, og sjakt 1 og 3 på bane 6. Resultatene samsvarte med det som ble observert for vannprøven fra bane 6 (STEI-88). Sorpsjonen av kobber var noe dårligere enn

---

---

for vannprøven fra bane 6, som kan forklares med høyere konsentrasjon av kobber i vannprøven fra bane 7. Sorpsjonen av antimon var noe bedre enn for vannprøven fra bane 6, som forklares med lavere konsentrasjon av antimon i vannprøven fra bane 7. Jernhydroksid (CFH, 12 kemira) viste også best sorpsjon av antimon (>90 %) for vannprøven fra bane 7.

Generelt hadde mange av jordprøvene stor evne til å fjerne kobber og bly fra de to vannprøvene. Dette betyr at infiltrasjon i rene jordmasser vil kunne redusere utlekkingen av metaller fra skytefelt betraktelig. Dette vil øke den potensielle forurensningen over tid, da jorden som adsorberer metallene vil være en potensiell kilde til utlekking. Dette vil imidlertid bidra til lavere utslipp av metaller, og vil derfor være mer gunstig for miljøet. Ifølge resultatene fra disse undersøkelsene tyder det på at jord med høy CEC og TOC, og lav pH har høyest evne til å binde metaller.

#### **6.4.2 Desorpsjon**

Grafene (Figur 6.3 og Figur 6.4) ble kuttet ved 100 %, men i noen av prøvene lakk det ut mer metaller enn det som ble adsorbent, selv når det er tatt hensyn til utlekking fra ren jord med rent vann. Det gjelder sjakt 2, morene under torv for bly og antimon, og antimon i sjakt 3, 100-150 cm. Det kan tyde på at antimon og bly i disse prøvene er blitt mobilisert etter at prøvene har stått fuktige i laboratoriet mellom sorpsjon og desorpsjonstesten. Det kan også skyldes at det i disse prøvene ble bundet svært lite antimon og bly (i morene under torv, STEI-103) i sorpsjonsforsøket. Sink er ikke tatt med, da det i mange av sorpsjonstestene var negativ sorpsjon.

Resultatene fra desorpsjonstestene indikerte at metallene var svakest bundet i jordprøvene fra sjakt 2 på bane 5, og i tillegg lakk det ut en del kobber og sink fra jordprøven fra sjakt 1 på bane 6. Jordprøven fra sjakt 2 på bane 5 viste også dårligst sorpsjon av metaller fra den forurensede vannprøven. Jordprøven inneholdt en lavere andel finkornet materiale enn de øvrige jordprøvene. Forholdsvis høy konsentrasjon av bly i vannet som var ristet sammen med jordprøven fra sjakt 2 på bane 5 kan forklares med at jordprøven inneholdt forholdsvis høy konsentrasjon av bly, og det var ikke nødvendigvis bundet bly fra den forurensede vannprøven som lakk ut igjen. I alle jordtypene fra Steinsjøen, bortsett fra sjakt 1 bane 6, lakk mye av bundet antimon ut igjen. Dette skyldes sannsynligvis at det i utgangspunktet ble bundet svært lite antimon i disse jordprøvene.

Generelt var det en trend at det lakk mer metaller ut fra jorden enn fra filtermediene, selv om dette også varierte en del mellom jordprøvene. Selv om jorden fra Steinsjøen bandt mye metaller, lakk altså en del av dette ut igjen. Fra prøvene som bandt mest kobber og bly (sjakt 1, bane 5 og sjakt 3, bane 6), ble det også observert liten utlekking.

---

---

## 7 Avrenningsmønster gjennom Steinsjøen skytefelt

### 7.1 Teori

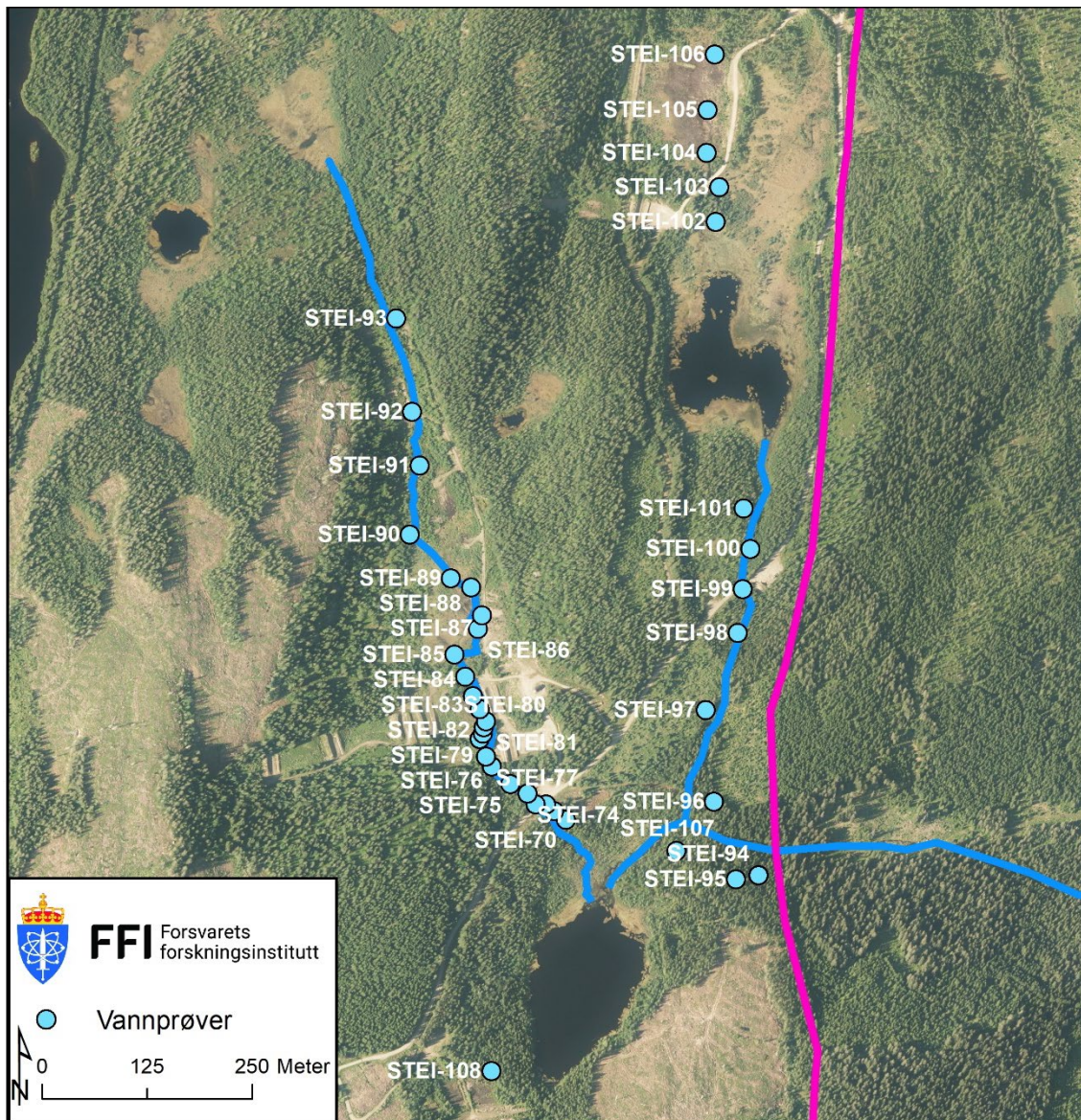
Konsentrasjoner av forurensing i vann varierer med avstand fra forurensningskilden. Vannprøver innhentet i flere punkter gjennom et forurenset område, kan gi viktig informasjon om hvilke deler av området som bidrar mest til utlekkingen. Dette vil være nyttig informasjon i når det skal gjøres opprydnings- eller spredningstiltak, da tiltakene kan siktes inn på de områdene som bidrar til mest avrenning.

Vannkjemien kan også være viktig å kartlegge, i tillegg til forurensningen i seg selv. Kationer som  $\text{Ca}_2^+$  og  $\text{Mg}_2^+$  konkurrerer med metallioner i opptak i organismer og binding til komplekser i vannet, konsentrasjonen av slike kationer i vannet vil dermed påvirke biotilgjengeligheten til metaller. For metaller som Cu, Zn og Pb vil andelen labilt metall være høyest i vann med lav konsentrasjon av kationer og lav pH (Powell *et al.*, 2007). Andelen kompleksbundet metall vil være høyest i vann med høy konsentrasjon av forbindelser som oppløst organisk materiale (DOC) og uorganiske anioniske forbindelser som kan danne komplekser med metaller. Parametere som kationer, pH og DOC er derfor nyttige for å bestemme biotilgjengeligheten og toksisiteten til metaller i vann.

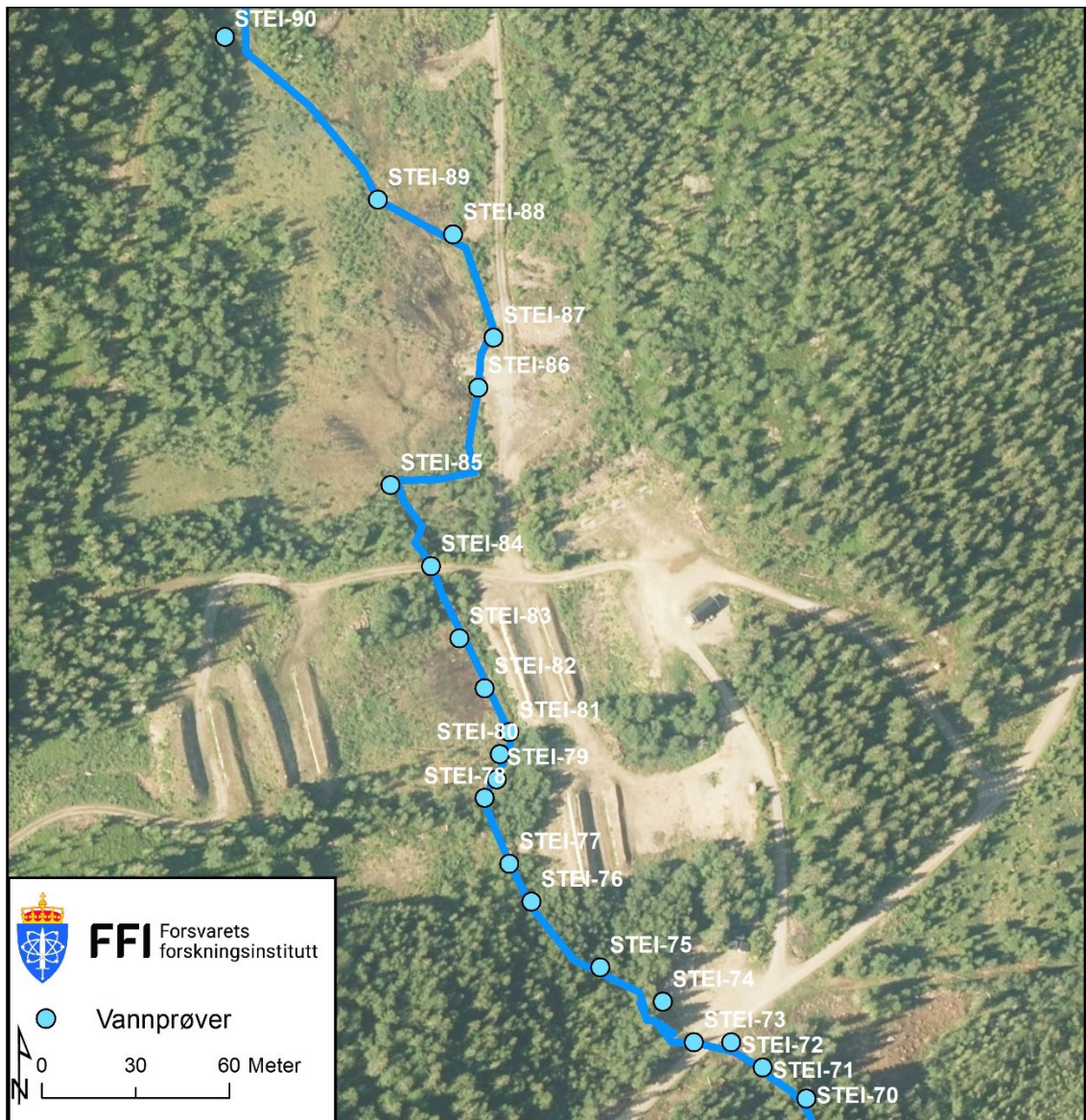
### 7.2 Metode

#### 7.2.1 Vannprøvetaking

Vannprøver ble innhentet i bekker som renner gjennom skytefeltet på Steinsjøen. Kartet i Figur 7.1 og Figur 7.2 viser plassering av hvert prøvepunkt. I hovedsak var det to bekker som ble fulgt, en gjennom bane 5 og 6, og en gjennom bane 7. Prøve nr. 93 ble hentet oppstrøms bane 5 og 6, prøve nr. 90-78 var i baneløpet (bane 5 og 6), hvor prøve 90 er øverst i banen og 78 er nær banens utløp. Prøve nr. 77-70 var etter utløp fra bane 5, men før innløp i Brenntjern. Prøve 107 var nedstrøms Brenntjern. Prøve nr. 106-103 ble hentet på bane 7, hvor 106 var øverst på banen, ved vannskille, mens prøve 103 var ved banens utløp. Prøve 102 var siste prøve før utløp i Hækatjern, og 101 var nedstrøms Hækatjern. Prøve 94 er tatt ved feltets utløp, her samles avrenningen fra bane 5 og 6, og 7. Det var i hovedsak 3 prøvetakingsrunder, der det ble innhentet fullstendige prøvesett; 25.05.2020, 24.06.2020 og 21.09.2020. I tillegg til vanlige vannprøver (stikkprøver) ble det satt ut DGT, SorbiCell, og ISCO-prøvetakere. For noen av prøvene ble det også utført størrelses- og ladningsfraksjonering. Oversikt over prøvetakingstidspunkter, hvilke prøver som ble hentet inn og videre behandling av prøven kan ses i Tabell 7.1, beskrivelse av prøvepunktene kan ses i vedlegg B.1.



Figur 7.1 Oversiktskart over vannprøvene som ble innhentet på Steinsjøen SØF. Kartgrunnlag fra Avdeling for geografisk etterretning.



Figur 7.2 Kart over vannprøvene som ble innhentet på bane 5 og 6 på Steinsjøen SØF. Kartgrunnlag fra Avdeling for geografisk etterretning.

Tabell 7.1 Oversikt over prøvenummer til vannprøver som ble tatt i 2020 med dato for de ulike prøvetakningene.

1=25.05.2020, 2=08.06.2020, 3=24.06.2020, 4=21.09.2020, 5=01.10.2020, 6=12.10.2020, 7=06.11.2020						
	Stikk	Fraksj. stikk	ISCO	Fraksj. ISCO	DGT	SorbiCell
STEI-70	1,3,4	1,3,4				
STEI-71	1,4					
STEI-72	1,3,4					
STEI-73	1,2,3,4,6,7	1,3,4	1-2,2-3,3-4,4-5,5-6,6-7	2-3	1-2,2-3,4-6	1-3,6-7
STEI-74	1					
STEI-75	1					
STEI-76	1,3,4	1,3,4				
STEI-77	1,4					
STEI-78	1,4					
STEI-79	1,3,4					
STEI-80	1,4					
STEI-81	1,4					
STEI-82	1,4					
STEI-83	1,4					
STEI-84	1,3,4,6	3,4				
STEI-85	1					
STEI-86	1,3,4					
STEI-87	1					
STEI-88	1,3	3				
STEI-89	1,3,4					
STEI-90	1,4					
STEI-91	1,3					
STEI-92	1,4	4				
STEI-93	1,3,4	1,3				
STEI-94	1,2,3,4,6,7	1,3,4	1-2,2-3,3-4,4-5,5-6,6-7	2-3	1-2,2-3,4-6	1-3,6-7
STEI-95	1,4					
STEI-96	1					
STEI-97	1					
STEI-98	1,4					
STEI-99	1,2,3,4,6,7	1,3,4	1-2,2-3,3-4,4-5,5-6,6-7	2-3	1-2,2-3,4-6	1-3,6-7
STEI-100	1,4					
STEI-101	1,3,4					
STEI-102	1,3,4					
STEI-102b	3,4					

1=25.05.2020, 2=08.06.2020, 3=24.06.2020, 4=21.09.2020, 5=01.10.2020, 6=12.10.2020, 7=06.11.2020						
	Stikk	Fraksj. stikk	ISCO	Fraksj. ISCO	DGT	Sorbicell
STEI-103	1,2,3,4,5,6,7	1,3,4			1-2,2-3,4-6	1-3
STEI-103b	3					
STEI-104	1,4					
STEI-105	1					
STEI-106	1,3,4					
STEI-107	1,2,3,4,5,6,7	1,3			1-2,2-3,4-6	1-3,6-7
STEI-108	1,2,3,4,5,6,7				1-2,2-3,4-6	1-3,6-7

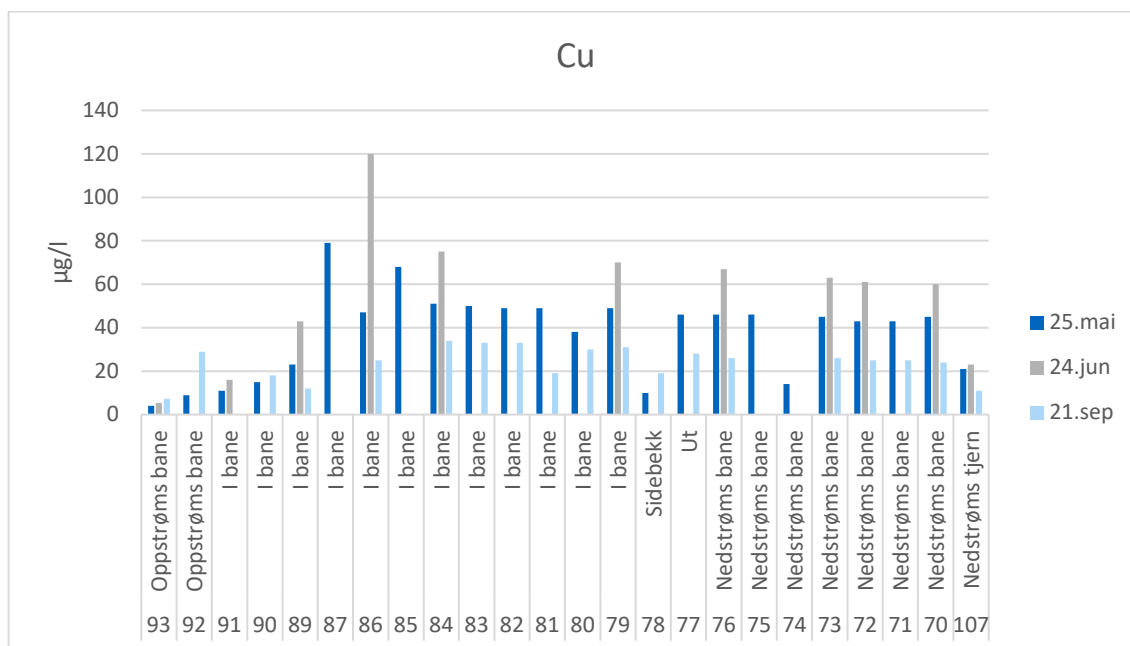
### 7.2.2 Kjemisk analyse

Vannprøvene ble ved ankomst hos FFI konserverert ved å tilsette 1 % (v/v) salpetersyre (HNO<sub>3</sub>, Suprapure 67-70 %). Analyse av metaller ble utført med ICP-MS (iCap TQ, Thermo Fischer Scientific). Metallene ble kvantifisert ved å benytte en firepunkts standardkurve. Sertifiserte referansesmaterialer (TM-25.4 og BATTLE-2, Environmental Canada) ble analysert samtidig med prøvene for å sikre nøyaktighet. En internstandard ble injisert sammen med prøvene for å sikre høy presisjon.

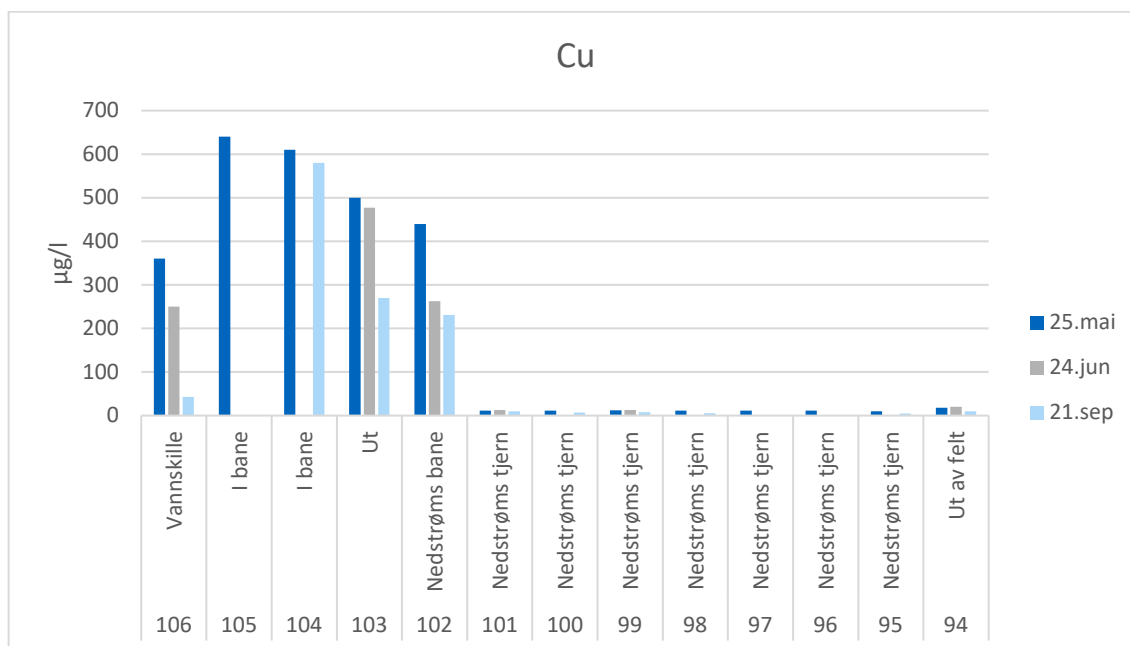
Analyser av TOC, turbiditet, konduktivitet, pH, alkalitet og analyse av metaller i SorbiCell og DGT ble utført ved Eurofins Environmental Testing Norway.

### 7.3 Resultater

Metallkonsentrasjonen i alle vannprøvene kan ses i vedlegg B.2. Konsentrasjon av metaller i vannprøver gjennom og ut av skytebanene på prøvetakingsdag 1, 3 og 4 er oppsummert i Figur 7.3-Figur 7.13. Det er i tillegg laget fremstillinger i kart der avrenningsmønsteret på skytebanene kan ses sammen med forurensningen i jorda målt med XRF. Disse kartene finnes i vedlegg B.3. Ved alle vannprøver ble det i tillegg til kobber, sink, antimon og bly, målt: pH, konduktivitet, turbiditet, TOC, jern og kalsium (Vedlegg B.2). Det ble i utvalgte vannprøver også målt andre kjemiske parametere.

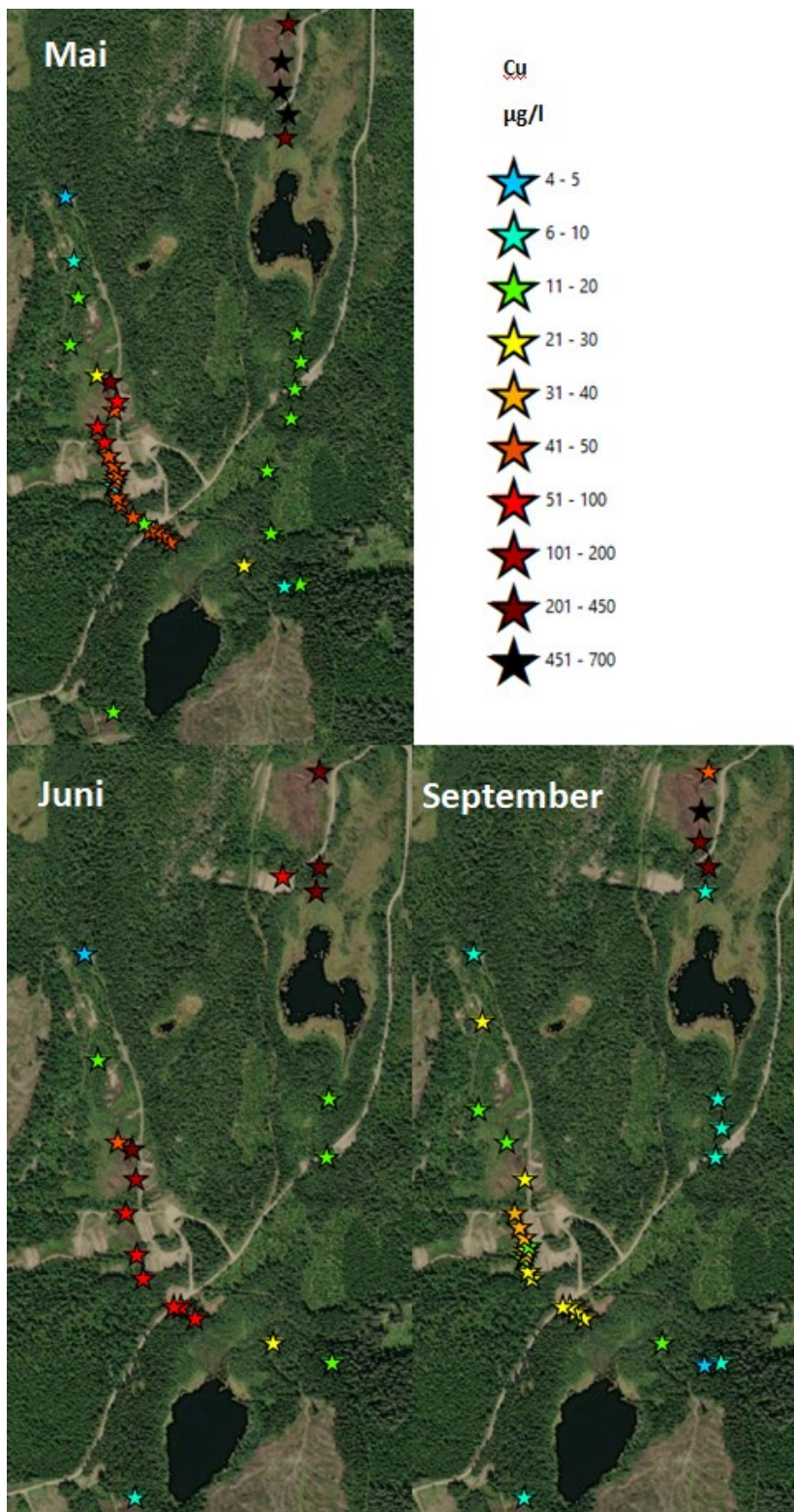


Figur 7.3 Avrenning av kobber fra bane 5 og 6 på Steinsjøen SØF.

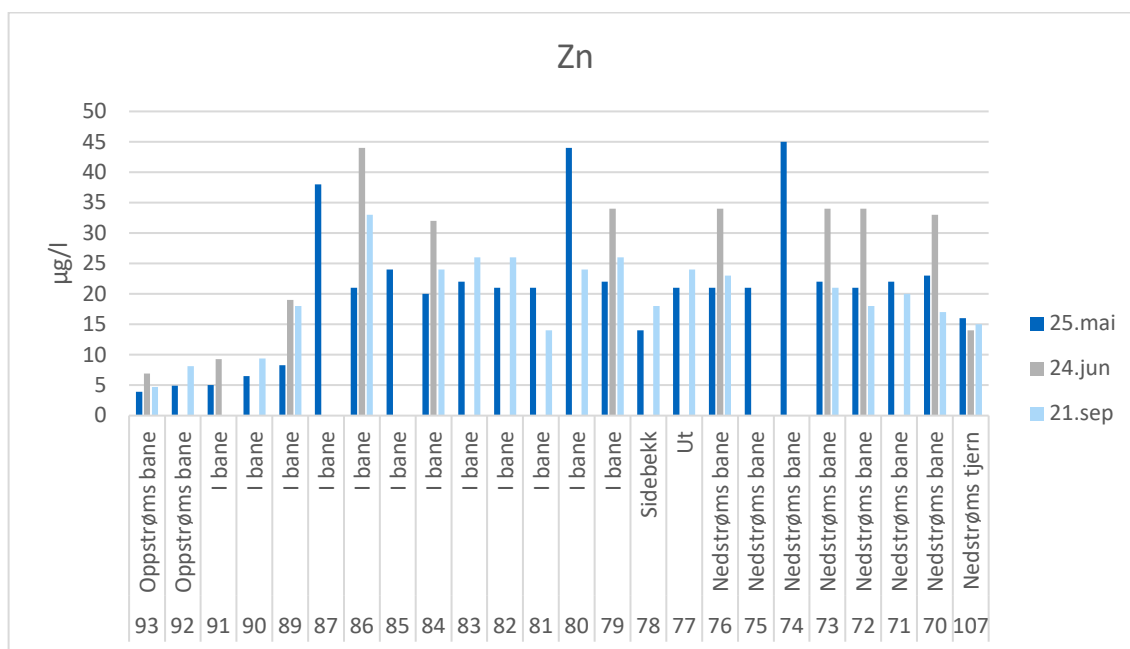


Figur 7.4 Avrenning av kobber fra bane 7 på Steinsjøen SØF. Ved punkt 94 er avrenningen fra bane 5, 6 og 7 samlet.

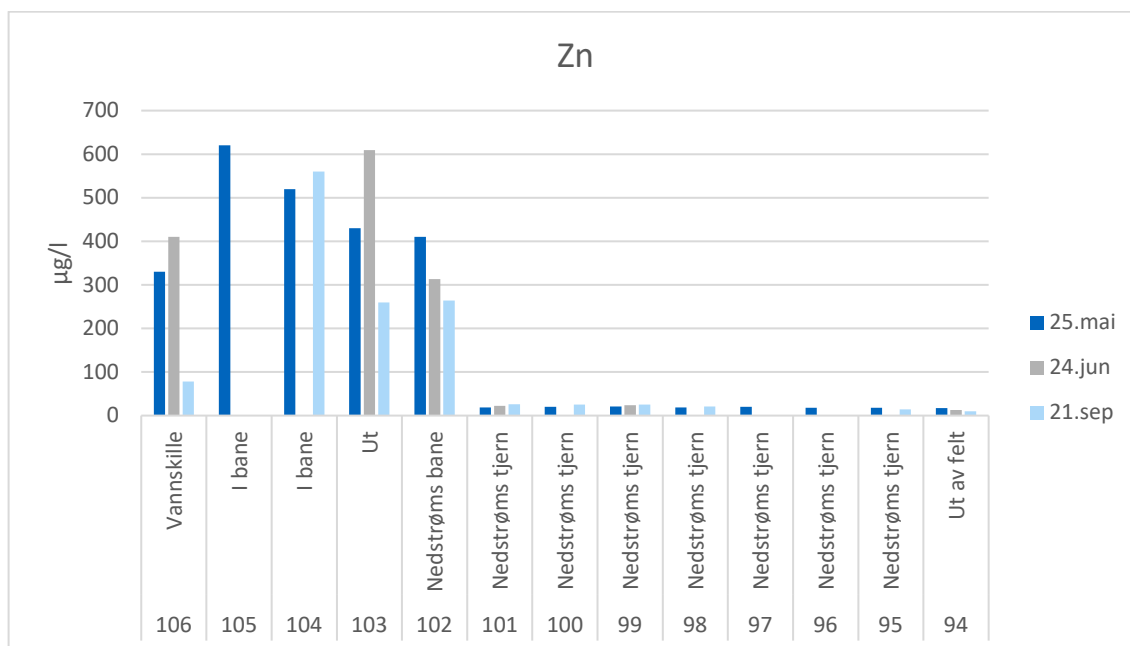




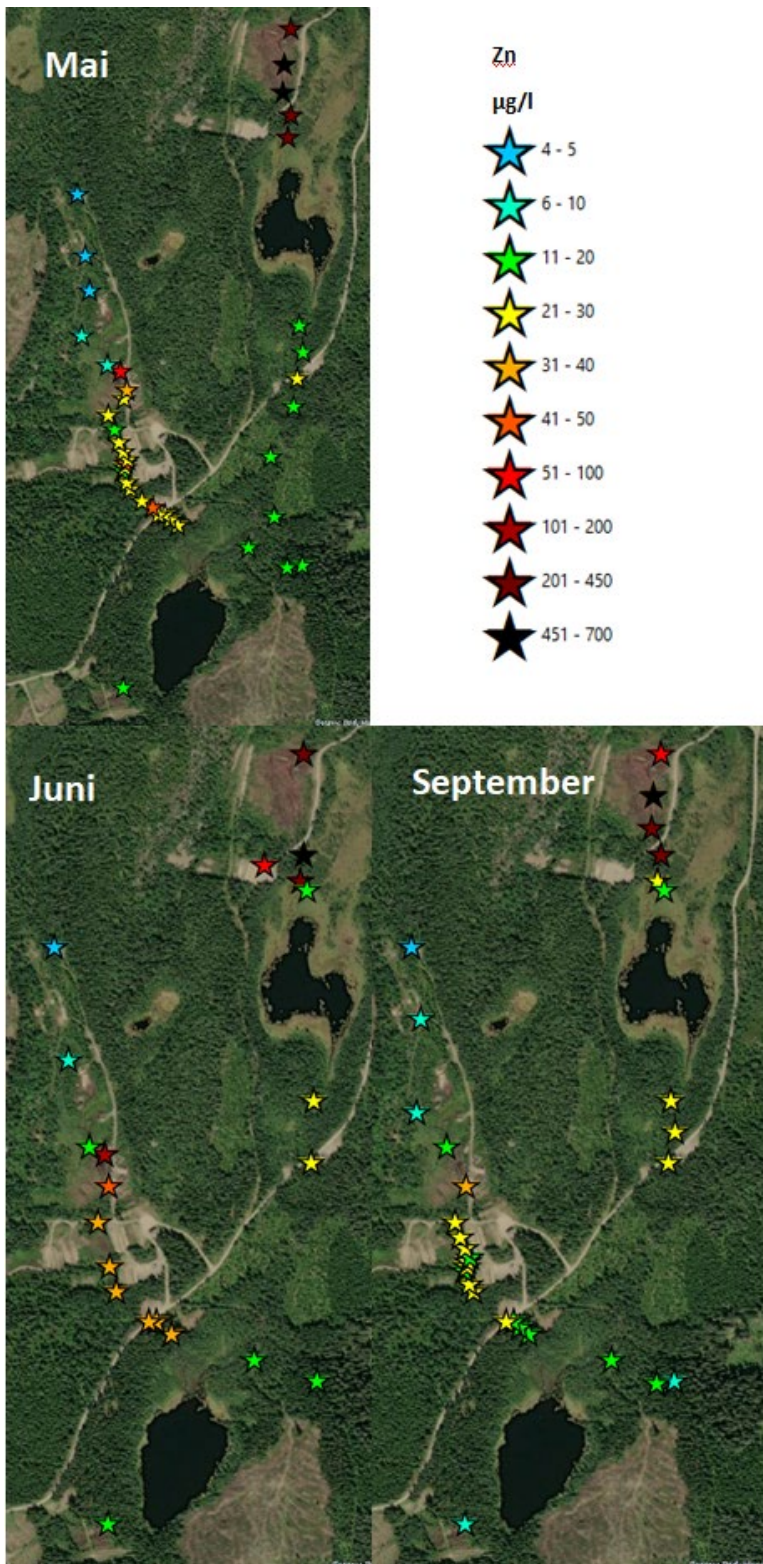
Figur 7.5 Avrenning av kobber gjennom bane 5, 6 og 7 i mai, juni og september 2020. Farge indikerer konsentrasjon.



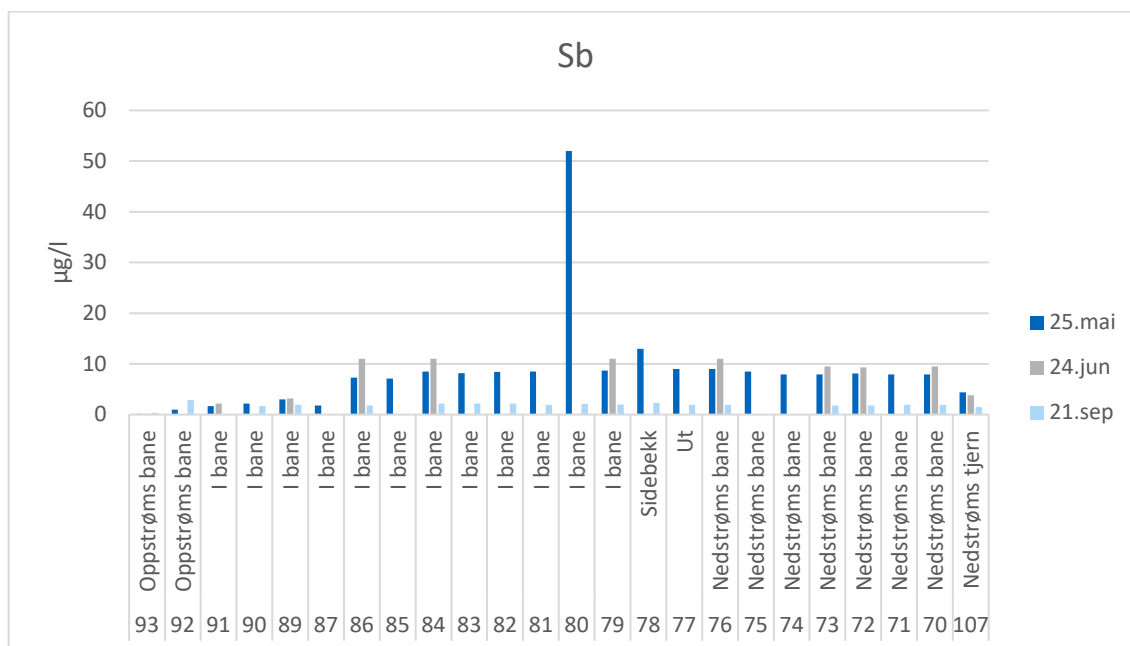
Figur 7.6 Avrenning av sink fra bane 5 og 6 på Steinsjøen SØF.



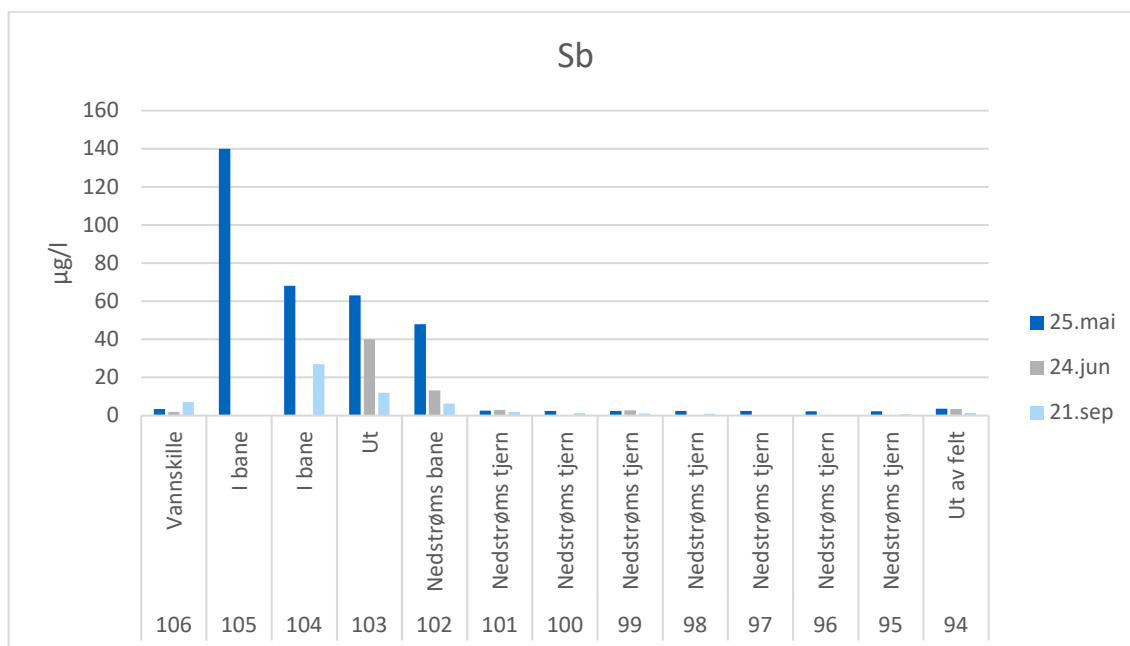
Figur 7.7 Avrenning av sink fra bane 7 på Steinsjøen SØF. Ved punkt 94 er avrenningen fra bane 5, 6 og 7 samlet.



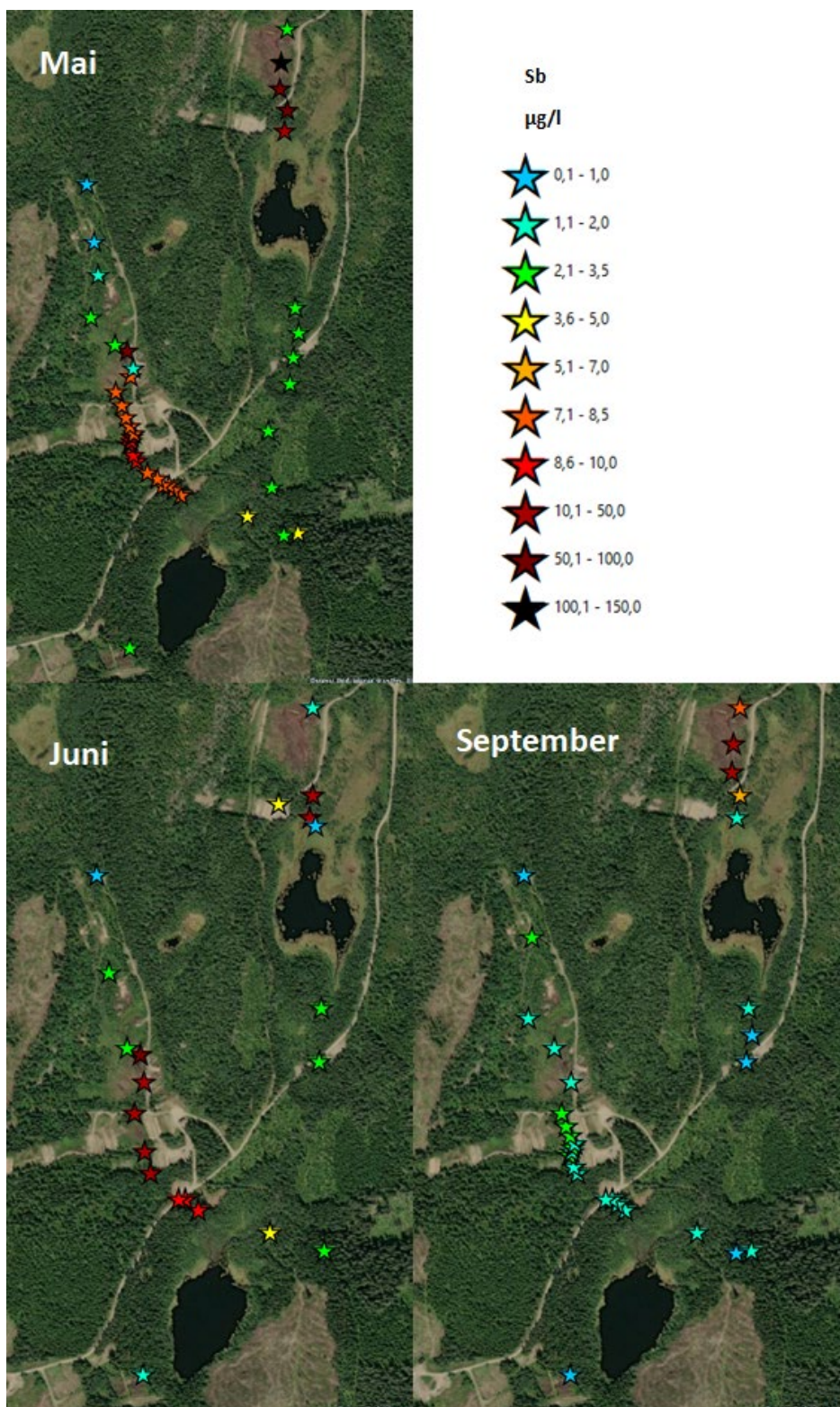
Figur 7.8 Avrenning av sink gjennom bane 5, 6 og 7 i mai, juni og september 2020. Farge indikerer konsentrasjon.



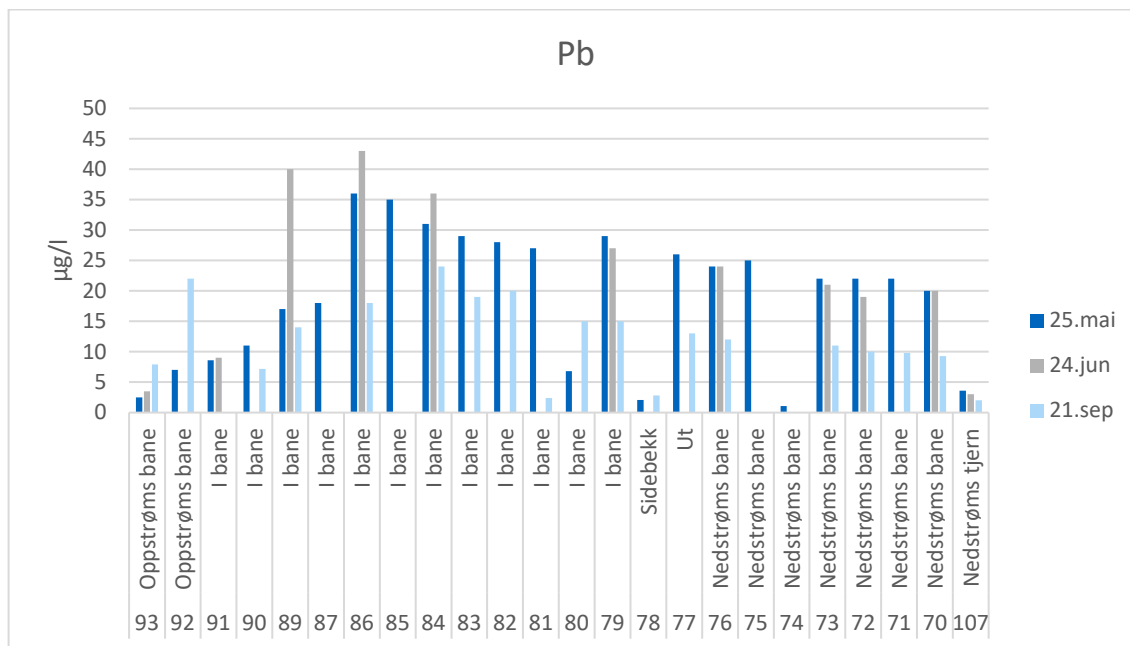
Figur 7.9 Avrenning av antimon fra bane 5 og 6 på Steinsjøen SØF.



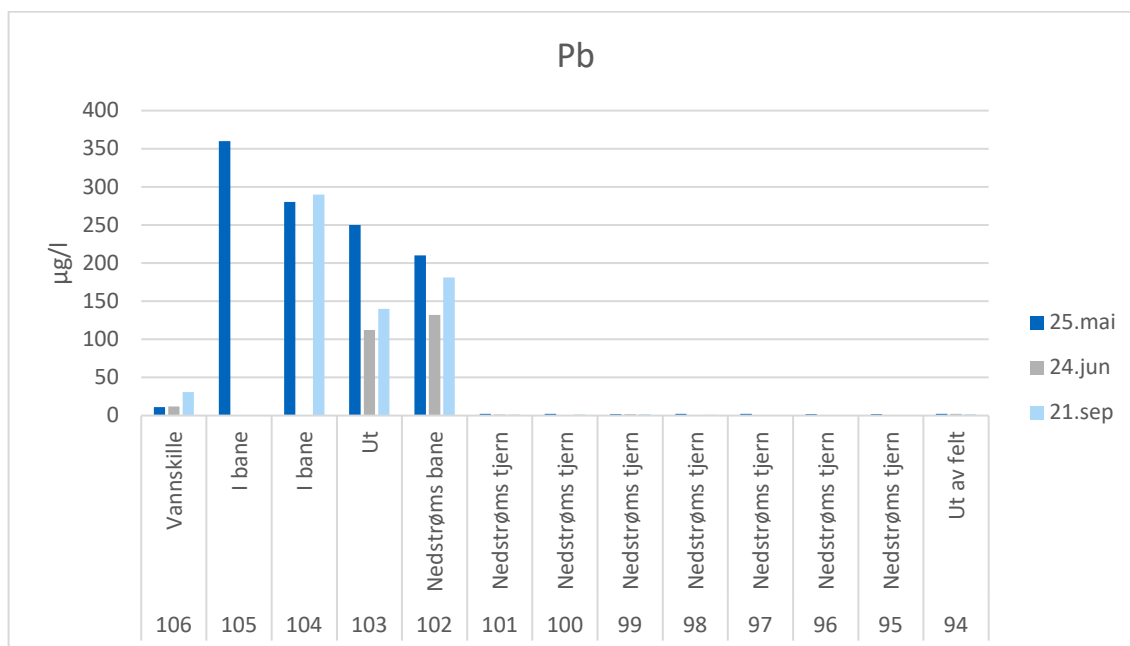
Figur 7.10 Avrenning av antimon fra bane 7 på Steinsjøen SØF. Ved punkt 94 er avrenningen fra bane 5, 6 og 7 samlet.



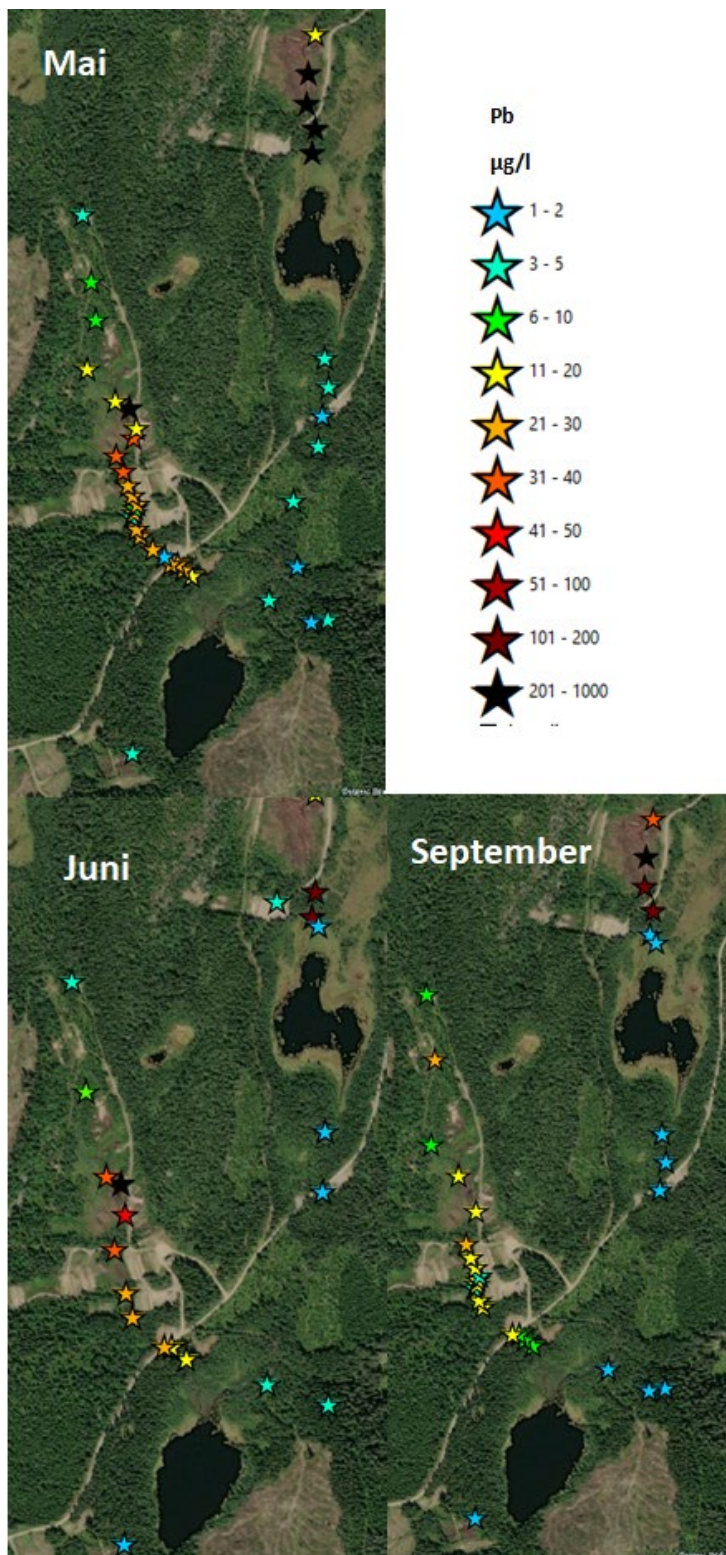
Figur 7.11 Avrenning av antimon gjennom bane 5, 6 og 7 i mai, juni og september 2020. Farge indikerer konsentrasjon.



Figur 7.12 Avrenning av bly fra bane 5 og 6 på Steinsjøen SØF.



Figur 7.13 Avrenning av bly fra bane 7 på Steinsjøen SØF. Ved punkt 94 er avrenningen fra bane 5, 6 og 7 samlet.



Figur 7.14 Avrenning av bly gjennom bane 5, 6 og 7 i mai, juni og september 2020. Farge indikerer konsentrasjon.

---

---

## 7.4 Diskusjon

### 7.4.1 Metaller

#### 7.4.1.1 Kobber

Avrenningen gjennom feltet i bane 5 og 6 steg frem til punktene 86-84, som er i enden av myren på bane 6, etter dette holdt konsentrasjonen seg relativt stabil frem til Brenntjern. Dette tyder på at bane 6 bidro mest til avrenningen av kobber i Larsmyrbekken. Kobberkonsentrasjonen sank noe gjennom Brenntjern, men var på de fleste prøvetakingsdatoene over 20 µg/l, som er over miljøkvalitetsstandarden på 7,8 µg/l. Den laveste kobberkonsentrasjonen ved prøvepunktet nedstrøms Brenntjern ble målt i september og var på 11 µg/l. Kobberkonsentrasjonen i vannet varierte mye mellom prøvetakingsdatoene, mai og juni var relativt like, og hadde betraktelig høyere kobberkonsentrasjon enn prøvene innhentet i september. Figur C.1 i vedlegg B.3 viser avrenningen av kobber sammen med kobberkonsentrasjonen i jorden funnet ved hjelp av XRF. Vannet gjennom bane 6 renner gjennom eller nær områdene som har den høyeste konsentrasjonen av kobber i jord. Ved å sammenlikne avrenningsmønsteret ut av banen med kobberkonsentrasjonen målt i jord (XRF), er det tydelig at konsentrasjonen i vannet økte når det rant gjennom området med den høyeste kobberkonsentrasjonen (i jord). Dette var tydelig ved alle prøvetakingsdatoer, selv om konsentrasjonen i vannet varierte mye.

Kobberkonsentrasjonen ut fra bane 7 (prøvepunkt STEI-103) var betraktelig høyere (ca. 10x) enn konsentrasjonen i vannet ut fra bane 5 og 6 (STEI-77). Kobberkonsentrasjonen minket gjennom Hækatjern, og alle konsentrasjonene var <20 µg/l nedstrøms tjernet. Ved punkt 94 der avrenningen nedstrøms både Brenntjern (fra bane 5 og 6) og Hækatjern (fra bane 7) samles, økte konsentrasjonen noe sammenliknet med punkt 98-95 (fra bane 7), mens den minket noe sammenliknet med punkt 107 (fra bane 5-6). Kobberkonsentrasjonen ut fra skytefeltet (punkt 94) var mellom 9,8-24 µg/l, som er høyere enn miljøkvalitetsstandarden på 7,8 µg/l. Kobberkonsentrasjonen varierte betydelig gjennom året, og var høyest i juni og lavest i september. Kobberkonsentrasjonen gjennom bane 7 var høy ved alle prøvetakingsdatoene, og varierte mindre enn på bane 5 og 6, men konsentrasjonen nedstrøms banen varierte mye mellom prøvetakingsdatoene. Prøvetakingstidspunktet i september var på slutten av en lang tørkeperiode.

Avrenningsmønsteret gjennom begge skytebaner så ut til å holde seg relativt stabilt, selv om kobberkonsentrasjonen i avrenningsvannet varierte mye gjennom sesongen.

#### 7.4.1.2 Sink

Sinkkonsentrasjonen økte også noe gjennom bane 5 og 6, men ikke like tydelig som kobber og bly. Sinkkonsentrasjonen sank heller ikke nevneverdig gjennom Brenntjern, og konsentrasjonen var omtrent lik ved innløp (prøvepunkt 70) og utløp (prøvepunkt 107). Konsentrasjonen av sink i vannet som renner gjennom skytebanene varierte, slik som kobber, gjennom sesongen. Konsentrasjonen var generelt høyest i juni og lavest i september. Selv om konsentrasjonen varierte, var avrenningsmønsteret stabilt gjennom sesongen.



---

---

Utlekkingen av sink fra bane 7 (260-920 µg/l) var betraktelig høyere enn fra bane 5 og 6 (høyeste måling 45 µg/l). Sinkkonsentrasjonen ble betydelig redusert gjennom Hækatjern og i prøvepunkt 101 (nedstrøms tjern) var konsentrasjonen <22 µg/l. Ut fra skytefeltet (punkt 94) var konsentrasjonen 9,8-24 µg/l. Miljøkvalitetsstandarden for sink er 11 µg/l. Konsentrasjonen gjennom bane 7 var relativt høy og varierte lite gjennom sesongen, nedstrøms banen var det også relativt liten variasjon i sinkkonsentrasjonen gjennom sesongen. Avrenningsmønsteret for sink gjennom og ut fra bane 7 var dermed ganske lik ved alle 3 prøvetakingsdatoer.

I Figur C.3 ser man avrenningen av sink sammenliknet med overflatekonsentrasjonen i jorden på bane 5 og 6 (målt med XRF). Sinkkonsentrasjonen på disse banene var relativt lav, dette passer godt med at sinkavrenningen fra banen ikke var så stor sammenliknet med kobber og bly.

#### **7.4.1.3 Antimon**

Konsentrasjonen av antimon i vannprøvene var mye lavere enn utlekkingen av kobber, bly og sink. Utlekkingen økte noe gjennom bane 5 og 6, fra <1 µg/l oppstrøms bane (punkt 93) til ca. 10 µg/l i punkt 76 (like etter banens utløp). Deretter holdt konsentrasjonen seg relativt stabil. I september var det ingen eller svært liten avrenning av antimon fra skytebanene da konsentrasjonen oppstrøms bane, i bane og nedstrøms bane alle var <2,5 µg/l. Også for antimon var avrenningen fra bane 7 høyere enn fra bane 5 og 6. Etter Brenntjern og Hækatjern var konsentrasjonen av antimon redusert til <5 µg/l. Det finnes ingen miljøkvalitetsstandard for antimon.

Avrenningen av antimon varierte mye gjennom sesongen. På bane 5 og 6 var konsentrasjonen omtrent like høy i mai og juni, og lavest i september. På bane 7 var konsentrasjonen høyest i mai og lavest i september. Avrenningen av antimon fra bane 7 skilte seg fra de andre metallene ved at konsentrasjonen gjennom skytebanen varierte gjennom sesongen. Avrenningsmønsteret gjennom banene var relativt stabilt gjennom sesongen.

#### **7.4.1.4 Bly**

Avrenningsmønsteret til bly likner avrenningsmønsteret til kobber, konsentrasjonen steg frem til punkt 84-86 (maksverdi i punkt 84 var 47 µg/l), og hadde så en noe synkende tendens frem til punkt 70 som er siste punktet før det renner ut i Brenntjern (9,3-20 µg/L i punkt 70). Dette tyder på at bane 6 bidrar mest til avrenningen av bly ut i Larsmyrbekken. Punkt nummer 78 er en sidebekk, som hadde lite bidrag til avrenningen. Etter Brenntjern hadde blykonsentrasjonen sunket til under 10 µg/l.

Slik som for kobber var konsentrasjonen av bly i avrenningsvannet fra bane 7 (>100 µg/l) betydelig høyere enn fra bane 5 og 6. Ut av Hækatjern var konsentrasjonen sunket til ca. <2 µg/l. Ved skytefeltets utløp (punkt 94) var blykonsentrasjonen mellom 2,1 og 5,4 µg/l, dette var generelt noe lavere enn i punktet nedstrøms Brenntjern (107) og noe høyere enn i punktet nedstrøms Hækatjern. Konsentrasjonen av bly varierte mellom prøvetakingsdatoene og var noe lavere i september enn på de andre prøvetakingsdatoene. På alle prøvetakingsdatoene var konsentrasjonen av bly ut av skytefeltet (punkt 94) høyere enn miljøkvalitetsstandarden på 1,2

---

---

µg/l, men miljøkvalitetsstandarden gjelder for biotilgjengelig andel, konsentrasjonen oversteg ikke ved noen av tidspunktene korttidsgrenseverdien på 14 µg/l ut av skytefeltet (punkt 94), den høyeste konsentrasjonen som ble målt var 8,6 µg/l.

Avrenningsmønsteret gjennom begge skytebaner var relativt stabilt gjennom sesongen, selv om konsentrasjonen varierte.

I Figur C.2 ser man avrenningen sammenliknet med overflatekonsentrasjonen i jorden (målt med XRF). Økningen i blyavrenningen sammenfalt med området med den høyeste overflatekonsentrasjonen av bly i jord.

#### **7.4.1.5 Samlet**

I Larsmyrbekken som renner gjennom bane 5 og 6, kom det største bidraget av kobber og bly fra bane 6. Ut fra jordprøvene innhentet fra banene, så det ikke ut til at konsentrasjonen av kobber og bly var vesentlig høyere i bane 6 enn i bane 5 (Tabell 2.3 og Tabell 2.4). Jorden i bane 6 var ellers noe mer grovkornet, som kan føre til at vannet infiltreres gjennom de forurensede massene i større grad enn på bane 5. Bane 6 hadde også stedvis lavere konsentrasjon av TOC, mer tørrstoff og lavere pH enn bane 5. Kd-verdien varierte ellers mer innad i jordprøvene fra hver bane, enn mellom banene. At det er større avrenning fra bane 6 kan skyldes forskjellen i fysisk/kjemiske forhold i jorden, men det kan også skyldes: innsig av ikke-forurenset vann gjennom bane 5, vannveien gjennom bane 6 var mye lengre enn vannveien gjennom bane 5, tilfeldigheter i vannveien gjennom banene der vannet renner gjennom mer forurensede områder i bane 6 enn i bane 5.

#### **7.4.2 Andre kjemiske parametere**

En korrelasjonsanalyse ble utført for å se på sammenhengen mellom metallkonsentrasjonen og kjemiske parametere i vannprøvene, slik som pH, konduktivitet, turbiditet og totalt organisk karbon (TOC). I Tabell 7.2 er korrelasjonsanalysen gjengitt, 1 betyr fullstendig positiv korrelasjon og -1 er fullstendig negativ korrelasjon. Korrelasjon i tabellen (både negativ og positiv) er markert med grønn. Jo grønnere farge, jo mer korrelert er parametere.

Konsentrasjonen av metallene (bly, kobber, sink og antimon) korrelerte positivt med hverandre. Alle metallene hadde en viss negativ korrelasjon med pH, sink>kobber>bly>antimon. Dette er forventet da det er kjent at spesielt bly, kobber og sink har høyere løselighet i vann og derfor utlekking ved lavere pH. Utenom dette korrelerte metallkonsentrasjonen svært lite med noen av de andre parametere. Dette kan skyldes at det ikke er noen sammenheng mellom parametere, men det kan også skyldes stor variasjon mellom metallkonsentrasjonen i prøvene. Dette vil gjøre det vanskelig å finne en tydelig trend.

Tabell 7.2 Korrelasjonstabell, laget ved hjelp av Excel. Jo nærmere 1, jo mer positivt korrelert og jo nærmere -1 jo mer negativt korrelert. Positiv og negativ korrelasjon er visualisert ved grønn farge.

	pH	Konduktivitet	Turbiditet	TOC	Pb	Cu	Zn	Sb	Fe	Ca
pH	1									
Konduktivitet	0,40	1								
Turbiditet	0,05	0,23	1							
TOC	-0,17	0,11	0,70	1						
Pb	-0,36	-0,03	-0,03	0,10	1					
Cu	-0,41	-0,02	-0,05	0,07	0,91	1				
Zn	-0,43	0,02	-0,03	0,09	0,79	0,95	1			
Sb	-0,29	-0,07	-0,04	0,03	0,87	0,85	0,76	1		
Fe	0,01	0,33	0,07	0,21	0,15	0,11	0,12	-0,05	1	
Ca	0,57	0,94	0,27	0,16	-0,13	-0,13	-0,11	-0,14	0,29	1

## 8 Prøvetakingsmetoder og biotilgjengelighet av metaller i vann

### 8.1 Teori

Prøvetaking og prøvepreparering er en stor feilkilde ved karakterisering av miljøgifter i vann. Vann i en vannmasse kan se homogen ut, men selv rent vann er ikke 100 % homogent (Gy, 2004). Konsentrasjonen av forurensning i vannet varierer, med avstand fra kilden og dybden til vannet. Konsentrasjonen av forurensningen svinger også over tid. Minimering av prøvetakings- og forberedelsesfeil kan redusere den totale feilen drastisk og dermed sikre det beste grunnlaget for beslutningstaking.

Vannprøver kan innhentes på flere måter, men den vanligste måten er ved såkalte stikkprøver. Det kan også benyttes prøvetakingsmetoder som gjør at man kan innhente en prøve som gir et gjennomsnitt over en tidsperiode. Dette kan oppnås ved for eksempel å benytte en ISCO-prøvetaker, eller passive prøvetakere. En ISCO-prøvetaker innhenter en gitt prøvemengde hver dag over en gitt periode, og vil dermed gi en gjennomsnittlig vannprøve over perioden. SorbiCell og DGT gir også gjennomsnittlige konsentrasjoner over tid. SorbiCell er sammenliknbart med filtrerte vannprøver, mens DGT skal gi en konsentrasjon som representerer den biotilgjengelige andelen av metallet. Prøver kan også prepareres på laboratoriet før analyse for å finne biotilgjengelig andel metaller. En slik metode er størrelses- og ladningsfraksjonering.

---

---

## 8.2 Metode

I tillegg til vannprøvene som ble innhentet i 2020 (Tabell 7.1) ble det i 2021 det innhentet vannprøver fra prøvepunkt STEI-73 (Figur 7.2). I dette prøvepunktet ble prøver innhentet og sammenliknet på bakgrunn av forskjellige prøvetakingsteknikker:

- ISCO
  - Blandet prøve
  - Enkeltprøver
- Stikkprøver
- SorbiCell

Første dag i felt var 24.06.21, denne dagen ble det innhentet stikkprøver, ISCO, prøver til lagring og SorbiCell ble satt ut. Andre dag i felt var to uker senere; 08.07.21. Denne dagen ble det innhentet stikkprøver, ISCO-prøver, lagrede prøver og SorbiCell. Det ble ikke satt ut nye SorbiCell, men ISCO ble satt til ny prøvetakingsrunde. Siste feltdag var 28.07.21 hvor stikkprøver, ISCO-prøver, og lagrede prøver ble innhentet.

### 8.2.1 Stikkprøver

Stikkprøver er den absolutt vanligste måten å innhente vannprøver på. Vannprøver innhentes direkte fra vannforekomsten inn i en passende prøvebeholder. I dette forsøket ble det innhentet noen totale prøver, mens noen ble filtrert gjennom et 0,45 µm filter i felt. Prøvebeholderen ble skyldt med vann fra vannforekomsten i felt en gang før prøven ble samlet.

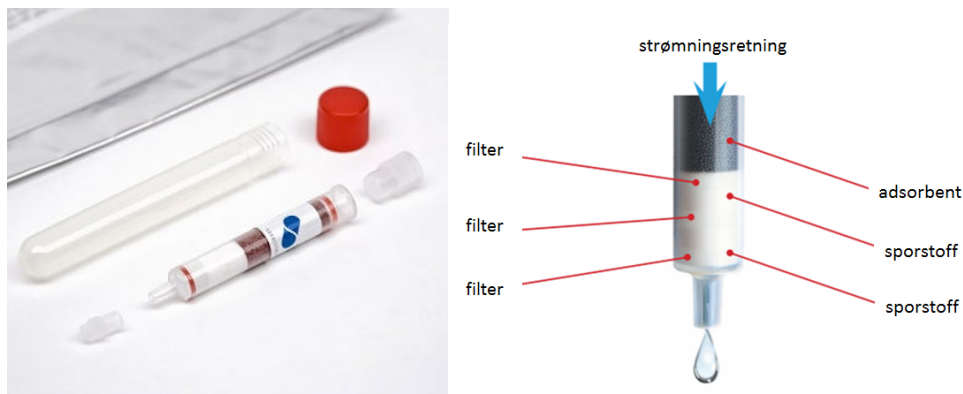
### 8.2.2 ISCO

ISCO-prøvetaker pumper automatisk prøve inn i en beholder med gitte tidsintervaller. Prøvene kan samles i hver sin beholder, eller samles i en stor beholder slik at man får en gjennomsnittsprøve over hele tidsperioden. Vannprøven kan så samles inn og analyseres etter ønsket periode. I 2020 ble det plassert ut 3 ISCO'er på 3 forskjellige prøvepunkter (Tabell 7.1) og det ble pumpet 50 ml prøve hver 6 time i prøveperioden. I 2021 ble det satt ut 3 ISCO'er i samme prøvepunkt (STEI-73), en samlet en prøve per dag, og to samlet blandprøver over en gitt periode.

### 8.2.3 Sorbicell

SorbiCell består av en porøs engangsmodul fylt med adsorbenter designet for å binde til seg spesifikke stoffer eller stoffgrupper i vannet som passerer modulen (SorbiSense, 2012). Gjennomsnittskonsentrasjoner av metaller i vannet beregnes på bakgrunn av innholdet av metaller som har blitt akkumulert i modulen, og vannmengden som har strømmet gjennom modulen i løpet av prøveperioden. SorbiCell beregner vannvolumet som strømmer gjennom modulen ved at et sporstoff løses opp proporsjonalt med vannet som passerer. En skisse av SorbiCell er vist i Figur 8.1 (Aaneby, Johnsen og Mariussen, 2018).

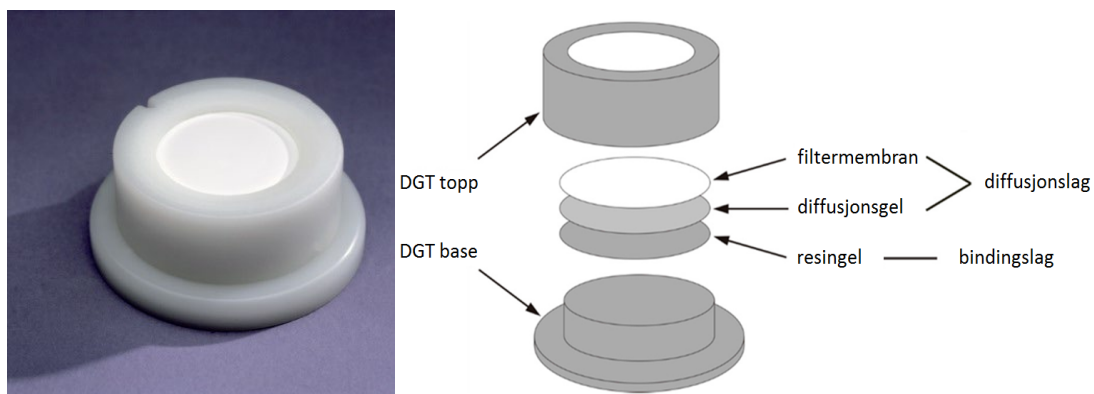
SorbiCell™ CAN av typen 072-101 (lav hydraulisk motstand, anbefalt korte prøveperioder, 8-40 dager, dybde 0,5-1 m) ble plassert ut i 30 og 24 dager i 2020 i prøvepunkt STEI-73, 94, 99, 103, 107 og 108 (Tabell 7.1). I 2021 ble 3 parallelle SorbiCell plassert ut i to uker i prøvepunkt STEI-73.



Figur 8.1 Skisse av SorbiCell (SorbiSense, 2012).

#### 8.2.4 DGT

Diffusive gradients in thin film (DGT) er en metode for å måle konsentrasjonen av biotilgjengelige metaller i vann eller jord. DGT består av et diffusjonslag som tillater diffusjon av oppløste stoffer i vannet/jordvæsken, og et bindingslag som selektivt binder de oppløste stoffene av interesse. En skisse av DGT er vist i Figur 8.2.



Figur 8.2 Bilde og skisse av DGT (Yao et al., 2016; DGT Research)

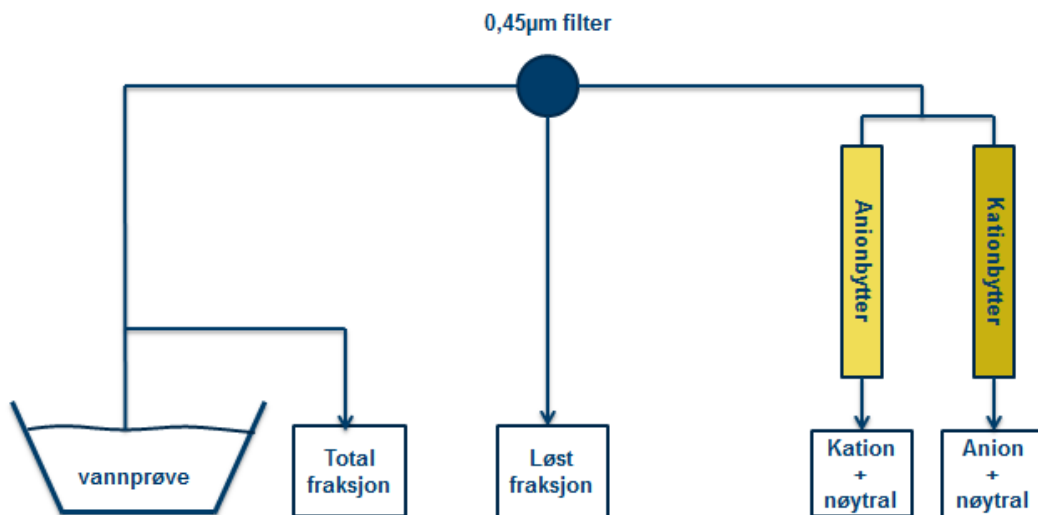
Konsentrasjonen av et metall som tas opp i DGT er direkte proporsjonal med konsentrasjonen av metallet i vannet og diffusjonshastigheten av metallet gjennom gelen i DGT (Pesavento, Alberti og Biesuz, 2009). Konsentrasjonen av metallet i vannet målt med DGT ( $C_{DGT}$ ) kan beregnes ved bruk av likning (8.1).

$$C_{DGT} = \frac{\text{Metall i gel} \times \text{tykkelse membran og gel}}{\text{diffusjonskoeffisient} \times \text{tid} \times \text{areal gel}} \quad (8.1)$$

DGT ble utplassert på prøvepunkter og datoer vist i Tabell 7.1.

### 8.2.5 Størrelse- og ladningsfraksjonering

Ved størrelses- og ladningsfraksjonering kan man finne ut i hvilken tilstand/fraksjon metallene befinner seg. I dette arbeidet ble prøvene først filtrert med et 0,45 µm filter før videre fraksjonering. Ladningsfraksjonering ble oppnådd ved å pumpe prøvene gjennom kolonner med kation- og anionbindende resin (Figur 8.3). Størrelsesfraksjonering ble utført ved ultrafiltrering i sentrifugerør med filter på 3 og 10 kDa (Merck Millipore) (Figur 8.4). Tabell 8.1 viser hvilke fraksjoner som ble funnet.



Figur 8.3 Skjematisk figur som beskriver oppsettet som benyttes ved størrelses- og ladningsfraksjonering.



Figur 8.4 Ultrafilter fra Merck Millipore.

Tabell 8.1 Størrelses- og ladningsfraksjoner av metaller i vannprøver.

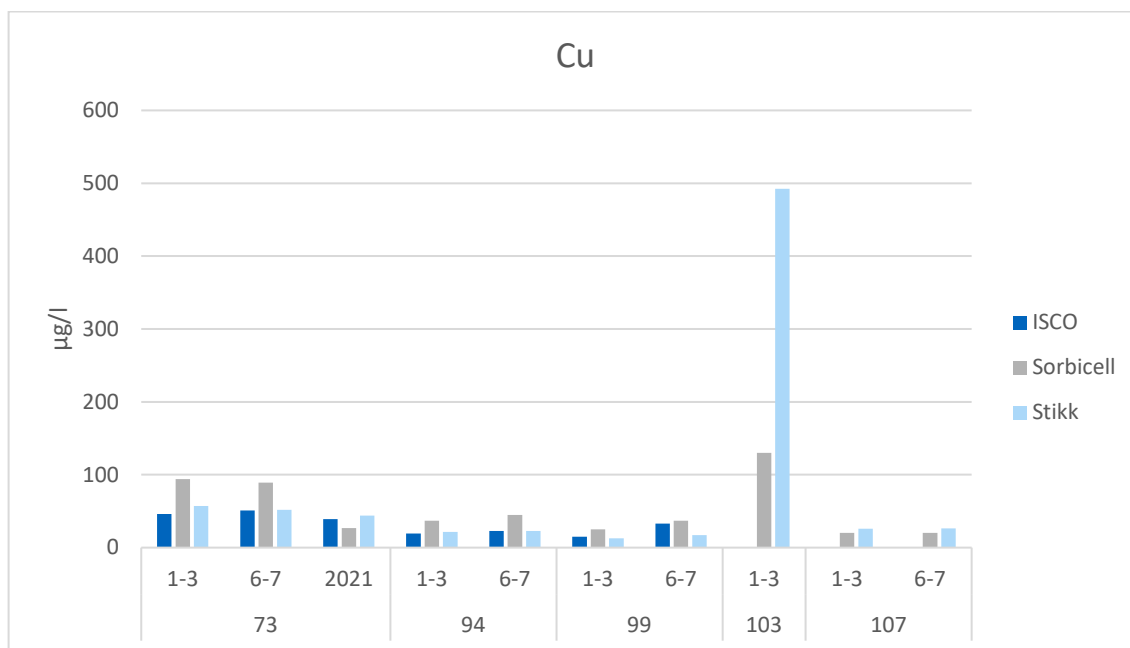
Betegnelse	Målemetode/beregning
Løst	Konsentrasjon i prøve filtrert gjennom 0,45 µm filter
Kolloider	Kolloider = Løst – Ultrafiltrert (<10 kDa)
Ultrafiltrert (<10 kDa)	Konsentrasjon i prøve filtrert gjennom 10 kDa filter
Ultrafiltrert (<3 kDa)	Konsentrasjon i prøve filtrert gjennom 3 kDa filter
Ultrafiltrert (3-10 kDa)	Ultrafiltrert (<10 kDa) – Ultrafiltrert (<3 kDa)
Kation	Løst – konsentrasjon i eluat fra kationbytterkolonne
Anion	Løst – konsentrasjon i eluat fra anionbytterkolonne
Nøytral	Løst – Kation – Anion

### 8.2.6 Kjemisk analyse

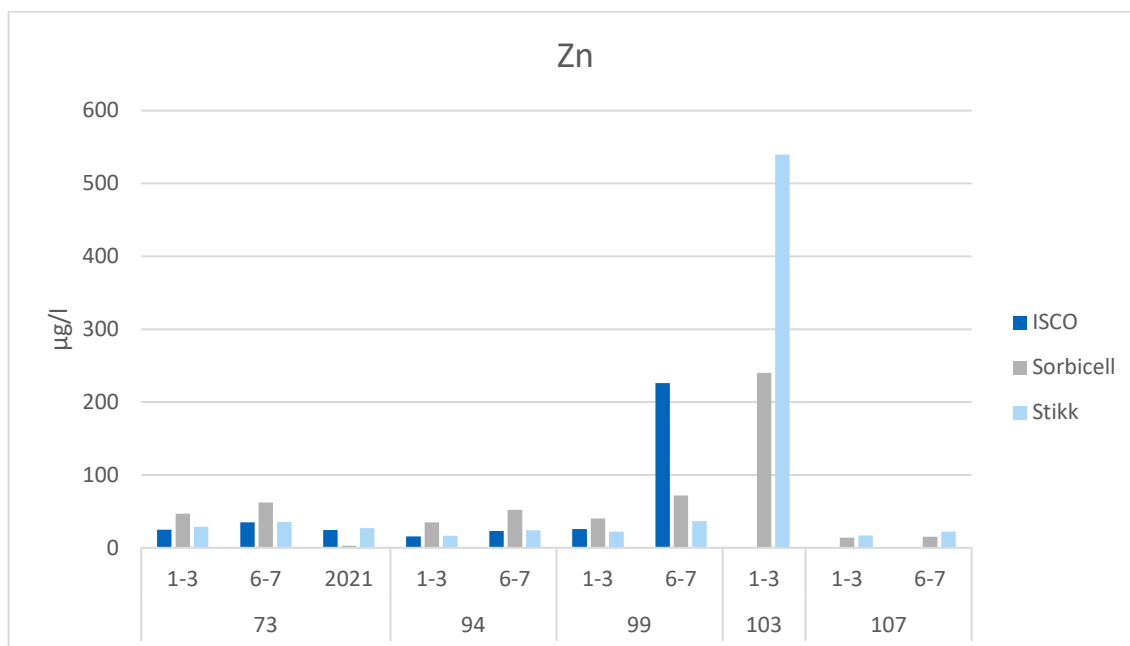
SorbiCell og DGT ble analysert av Eurofins. De resterende vannprøvene ble analysert slik som beskrevet i kapittel 7.2.2.

## 8.3 Resultater

Resultatene fra analysen av alle vannprøvene i 2021 kan ses i vedlegg B.2. Forskjellen eller likheten på stikk og ISCO er også beskrevet i et eget avsnitt (11.4) og handler mye om den årlige variasjonen. Stikk gir et øyeblikksbilde og ISCO gir en gjennomsnittlig konsentrasjon over tid. Sorbicell gir også et gjennomsnitt over en periode, men på en annen måte enn ISCO; istedenfor å samle opp en stor vannprøve bindes metallene i vannet til en sorbent. Resultatene fra ISCO-, stikk- og Sorbicell-pøvene fra 2020 og 2021 er sammenliknet i Figur 3.36-Figur 3.39. I disse figurene er stikkprøvene et gjennomsnitt av prøvene innhentet på pøvetakingsdato 1, 2 og 3, og 6 og 7.

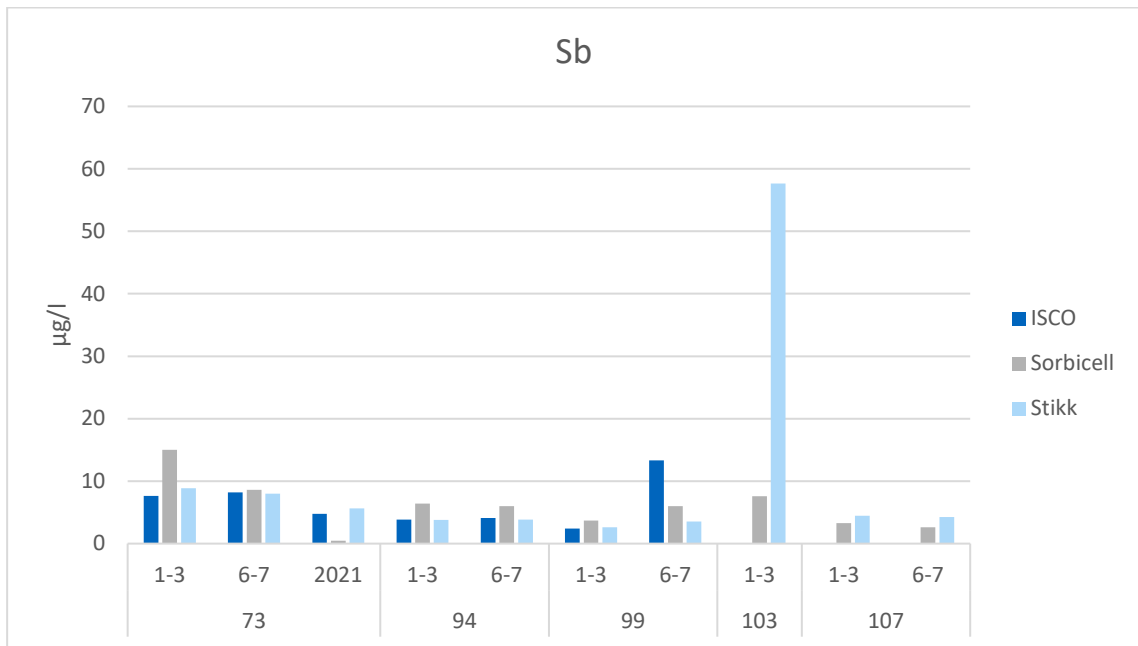


Figur 8.5 Kobberkonsentrasjon funnet ved i stikkprøver, ISCO-prøver og Sorbicell.

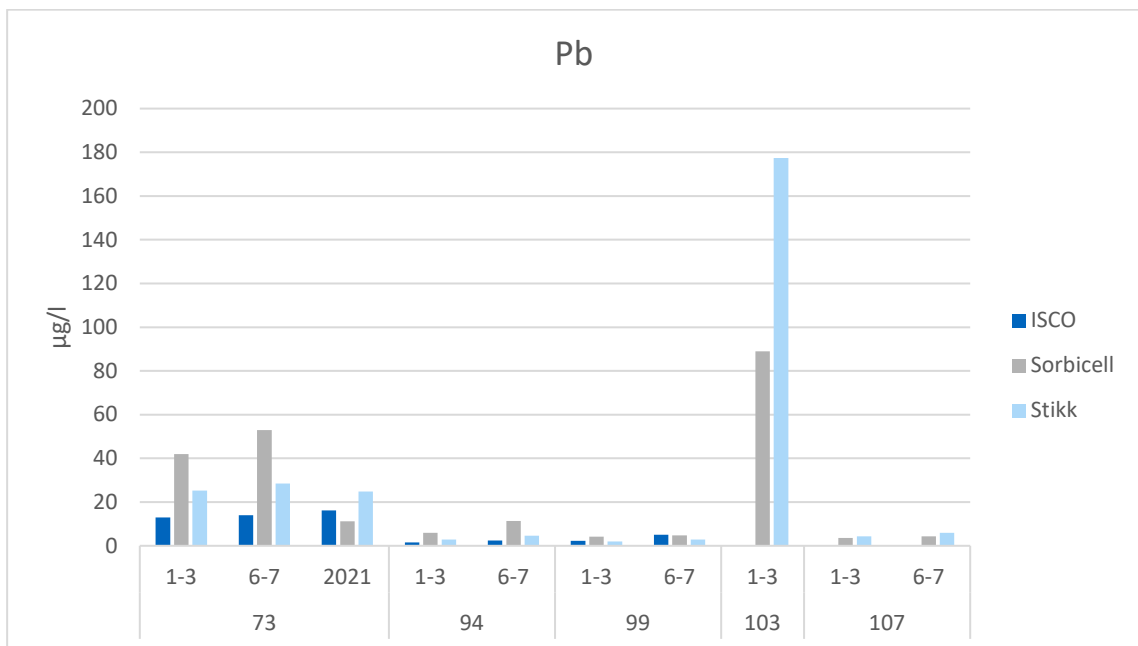


Figur 8.6 Sinkkonsentrasjon funnet ved i stikkprøver, ISCO-prøver og Sorbicell.



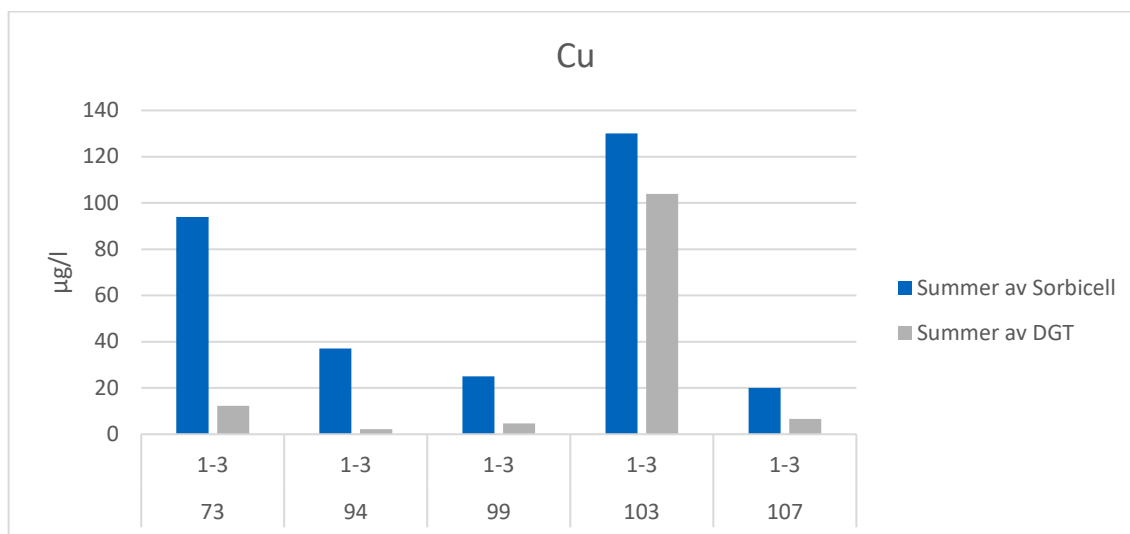


Figur 8.7 Antimonkonsentrasjon funnet ved i stikkprøver, ISCO-prøver og Sorbicell.

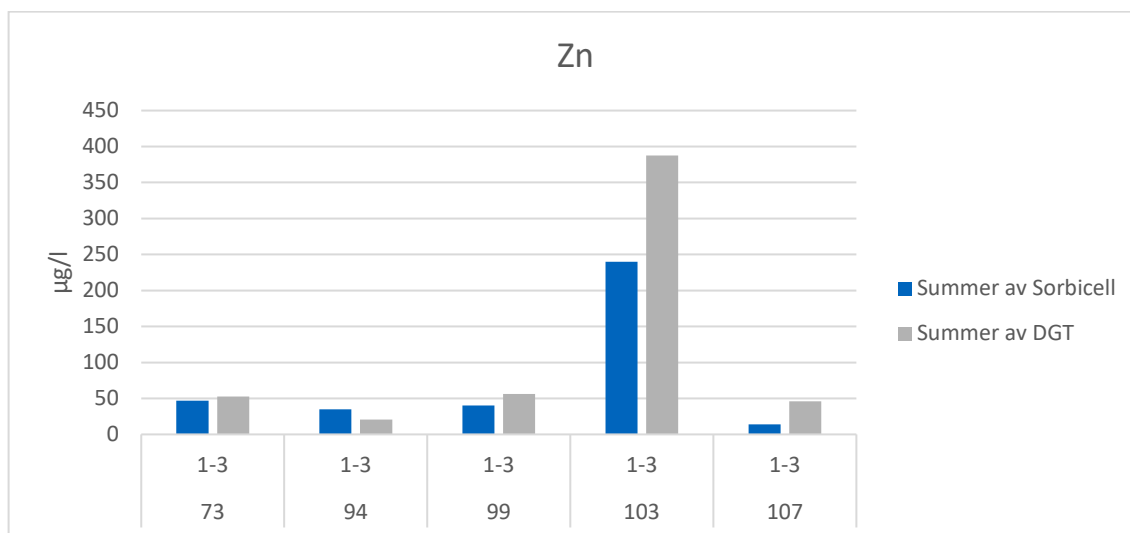


Figur 8.8 Blykonsentrasjon funnet ved i stikkprøver, ISCO-prøver og Sorbicell.

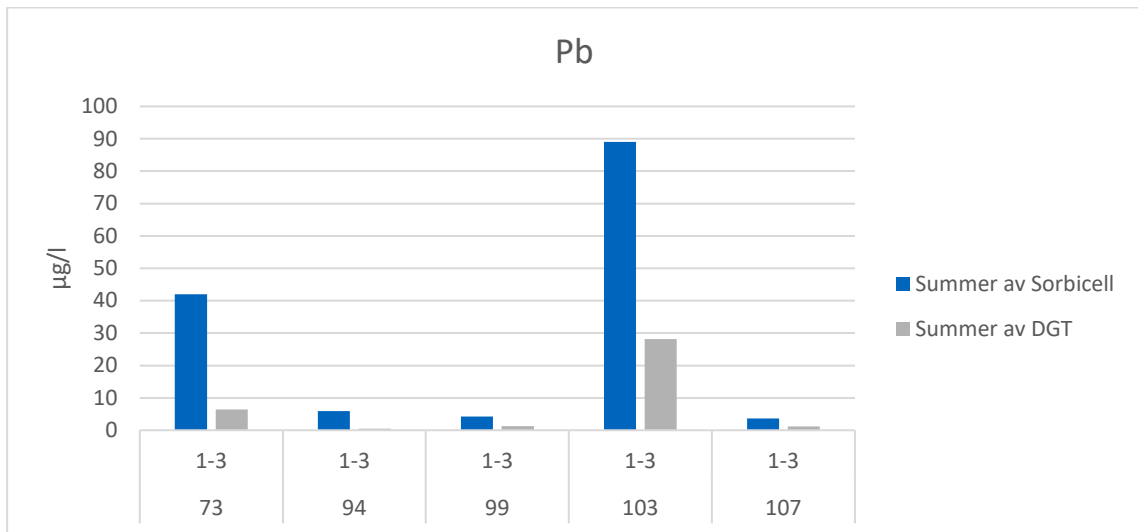
DGT skal måle den biotilgjengelige andelen av metaller, mens sorbicell skal måle den løste mengden metaller over en gitt periode. I Figur 8.9, Figur 8.10 og Figur 8.11 er metallkonsentrasjonen målt med Sorbicell og DGT sammenliknet.



Figur 8.9 Kobberkonsentrasjon funnet ved DGT og Sorbicell.

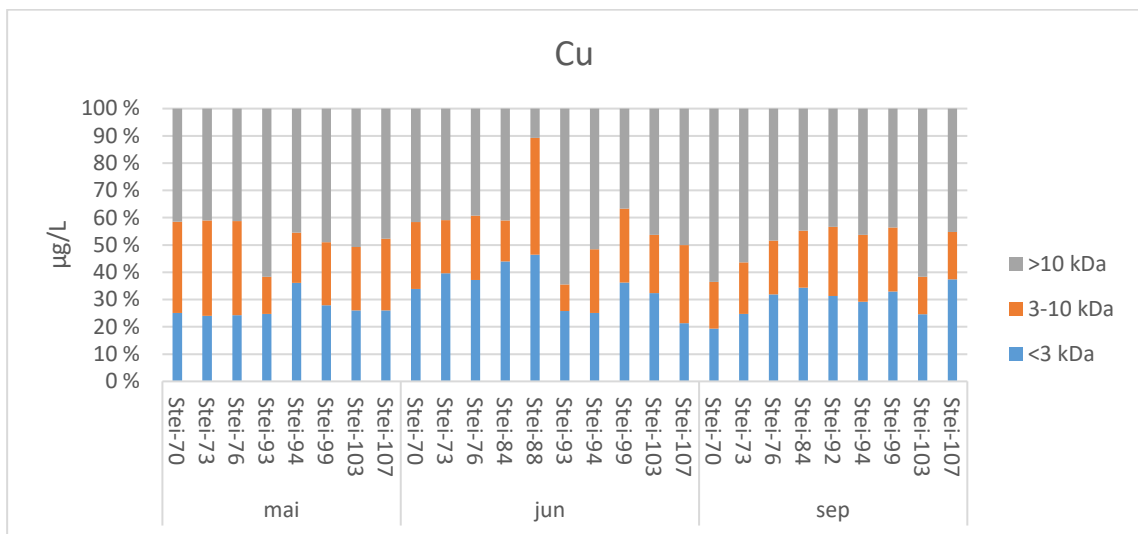


Figur 8.10 Sinkkonsentrasjon funnet ved DGT og Sorbicell.

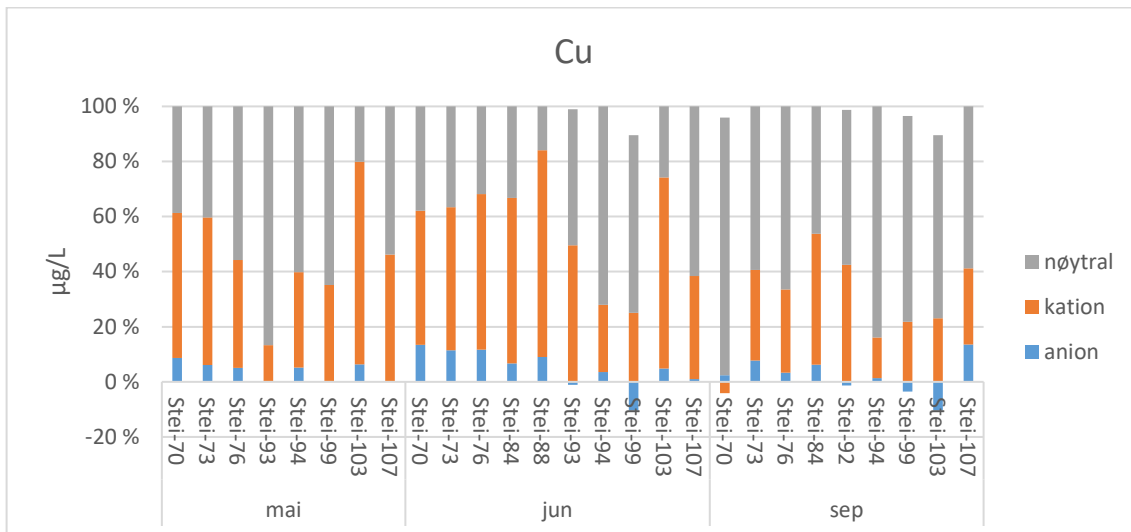


Figur 8.11 Blykonsentrasjon funnet ved DGT og Sorbicell.

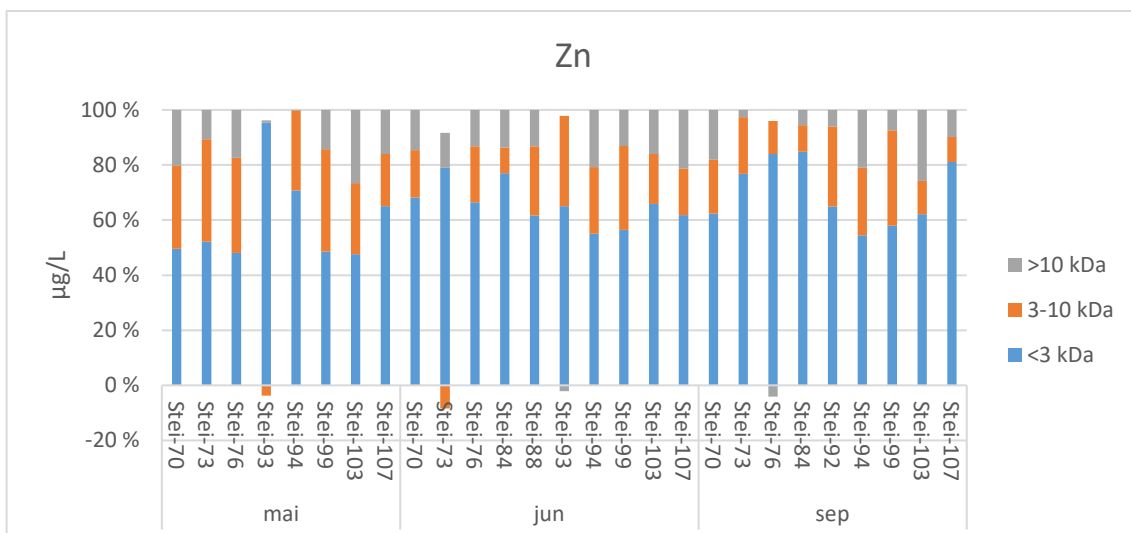
Figur 8.12-Figur 8.19 viser størrelses- og ladningsfraksjonering for kobber, sink, antimon og bly i utvalgte prøvepunkter. I Tabell 8.2 er kobber- og blykonsentrasjonen funnet i de forskjellige fraksjonene som kan anses som biotilgjengelige (kation, <3 kDa og 3-10 kDa) sammenliknet med konsentrasjonen funnet ved å bruke DGT.



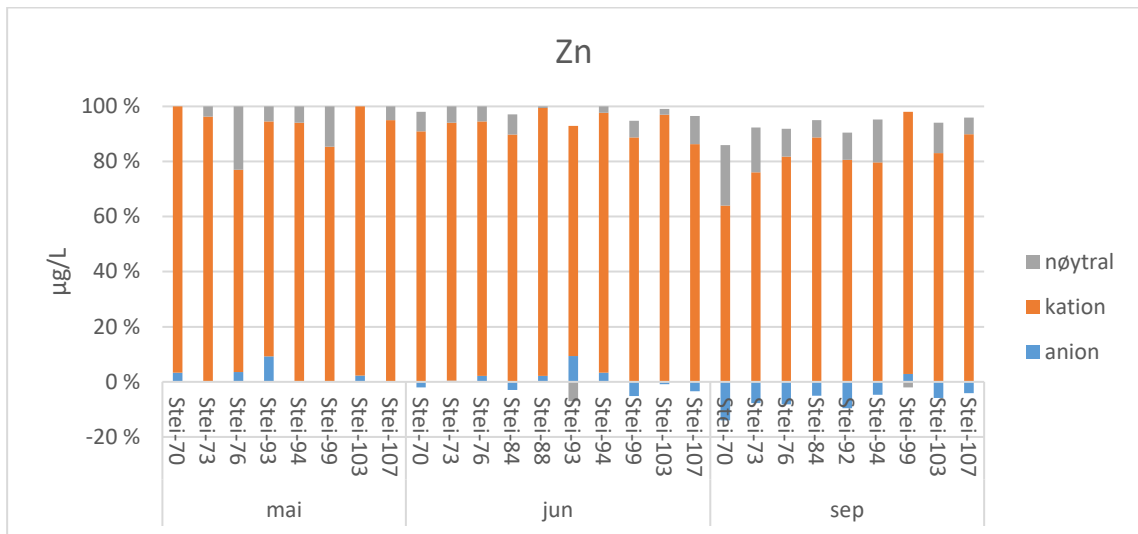
Figur 8.12 Størrelsesfraksjoner av kobber i vannprøver fra Steinsjøen, mai, juni og september 2020.



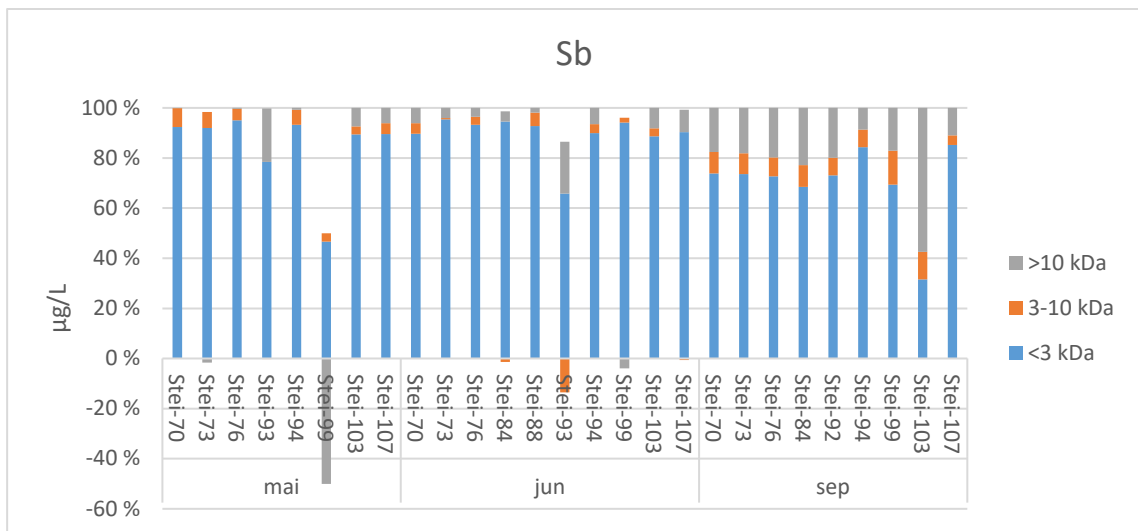
Figur 8.13 Ladningsfraksjoner av kobber i vannprøver fra Steinsjøen, mai, juni og september 2020.



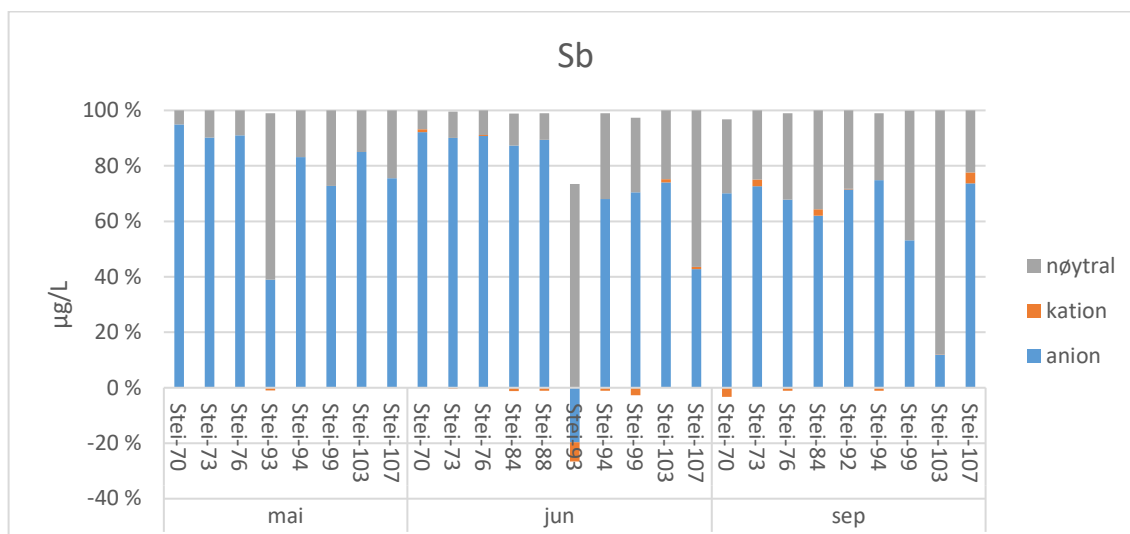
Figur 8.14 Størrelsesfraksjoner av sink i vannprøver fra Steinsjøen, mai, juni og september 2020.



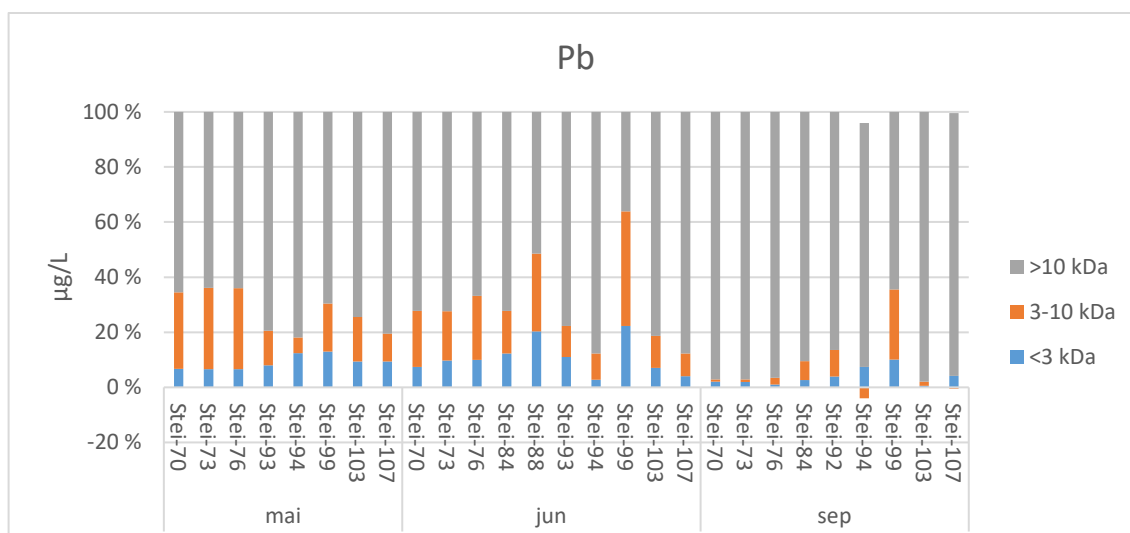
Figur 8.15 Ladningsfraksjoner av sink i vannprøver fra Steinsjøen, mai, juni og september 2020.



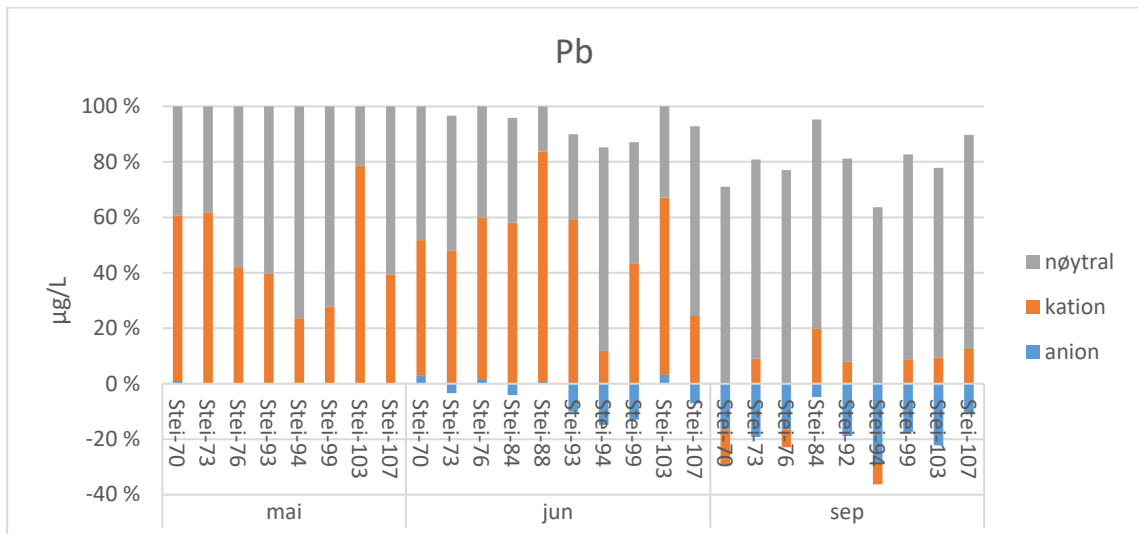
Figur 8.16 Størrelsesfraksjoner av antimon i vannprøver fra Steinsjøen, mai, juni og september 2020.



Figur 8.17 Ladningsfraksjoner av antimon i vannprøver fra Steinsjøen, mai, juni og september 2020.



Figur 8.18 Størrelsesfraksjoner av bly i vannprøver fra Steinsjøen, mai, juni og september 2020.



Figur 8.19 Ladningsfraksjoner av bly i vannprøver fra Steinsjøen, mai, juni og september 2020.

Tabell 8.2 Sammenlikning av kobber- og blykonsentrasjon funnet i forskjellige fraksjoner og DGT.

STEI	Dato	DGT	<3 kDa	3-10 kDa	>10 kDa	Kation	<3 kDa-ISCO	3-10 kDa-ISCO	>10 kDa-ISCO	Kation-ISCO
<b>Pb</b>										
73	1-2	7	1,5	7	14,8	14				
94		0,7	0,4	0,2	2,8	1				
99		0,9	0,4	0,5	2,1	0,9				
103		36	22	38	174	184				
107		1	1	0,6	4	3				
73	2-3	6	2,1	4	15	11	0,5	1,5	8,3	3
94		0,4	0,1	0,3	2,5	0,5	0,1	0,3	1,7	0,5
99		2	0,7	1,3	1,2	1,9	0,2	0,4	2,4	2
103		21	8	13	90	70				
107		0,5	0,1	0,3	2,8	0,9				
73	4-6	7	0,2	0,1	12	1				
94		0,5	0,1	-0,1	1,5	-0,3				
99		0,7	0,2	0,4	1,1	0,3				
107		0,9	0,1	0	2,3	0,3				
<b>Cu</b>										
73	1-2	11	14	21	24	31				
94		3	9	4	11	8				
99		4	5	4	8	6				
103		128	185	165	360	523				
107		6	8	8	15	15				
73	2-3	13	23	11	23	30	13	13	26	20
94		2	6	5	11	5	5	6	15	7
99		5	5	4	6	5	4	4	11	6
103		80	106	70	152	228				
107		5	6	8	14	10				
73	4-6	10	6	5	14	6				
94		2	3	2	4	2				
99		2	2	2	3	2				
107		4	4	2	5	3				



---

---

## 8.4 Diskusjon

### 8.4.1 ISCO, stikk og Sorbicell

Det forventes at Sorbicell-målingene skal være liknende ISCO-prøvene og om de viker fra hverandre, vil det forventes at ISCO er høyest, da det kan tenkes at alt ikke bindes av Sorbicell. Dette var derimot ikke tilfellet, Sorbicell-konsentrasjonene målt i 2020 var stort sett høyere enn både ISCO- og stikkprøvene for alle metallene i prøvepunkt 73, 94 og 99, bortsett fra for prøvetaking 6-7 i punkt 99 for sink og antimon. Grunnen til at man ser høyere konsentrasjon målt ved Sorbicell enn ved ISCO kan skyldes at beregningen av mengde vann som har gått gjennom Sorbicellen ikke er helt nøyaktig. Det kan også skyldes at noen metaller feller ut når vannet blir stående i ISCO-beholderen. I resultatene fra 2021 ble det generelt målt lavere metallkonsentrasjoner i Sorbicellprøvene enn i stikk- og ISCO-prøvene. Forskjellen mellom ISCO-prøver og Sorbicellprøver var størst for antimon og sink, mens det for kobber og bly ga likere resultater. I tidligere forsøk utført av FFI (Aaneby, Johnsen og Mariussen, 2018) ble det funnet at metallkonsentrasjonen målt med Sorbicell generelt var noe lavere enn konsentrasjonen målt i stikkprøver, og det ble dermed konkludert med at Sorbicell ikke tok opp den totale andelen av metaller i vann. Dette står i kontrast til målingene utført i 2020, der konsentrasjonen målt med Sorbicell stort sett var noe høyere enn konsentrasjonen målt i både stikkprøver og ISCO-prøver. Det er derfor vanskelig å konkludere angående hvilken metode som gir det mest presise og nøyaktige resultatet. Alle metodene har både positive og negative sider ved seg.

I prøvepunktene 103 og 107 var det ingen ISCO-prøvetaker. I prøvepunkt 103 hadde Sorbicell-prøvene mye lavere metallkonsentrasjon enn stikkprøvene for alle metallene, mens i prøvepunkt 107 var Sorbicell- og stikkprøvene relativt like for alle metallene. Stikkprøver viser kun et øyeblikksbilde av forurensningssituasjonen, og det kan dermed være derfor det ses en stor forskjell på stikkprøver og Sorbicellprøver i prøvepunkt 103. Stikkprøven i prøvepunkt 103 er ellers et gjennomsnitt av 3 prøvetakinger (dag 1, 2 og 3), og vil derfor gi et mer nyansert bilde enn ved innhenting av én stikkprøve. Det kan tenkes at den store forskjellen man ser i dette prøvepunktet skyldes den høye konsentrasjonen i vannet, sammen med den høye forekomsten av partikler. Det kan tenkes at Sorbicellen ble mettet, eller at den helt eller delvis ble tettet av partikler.

### 8.4.2 DGT VS. Sorbicell

For kobber og bly var konsentrasjonen ved alle prøvepunkter høyere i Sorbicell enn i DGT. Dette er forventet, da den biotilgjengelige andelen metaller er lavere enn den totale løste fraksjonen. DGT og Sorbicell kan være fornuftig å sammenlikne, da det kan gi et godt bilde av andelen av metallene i vann som er biotilgjengelige, da dette gir et bedre sammenlikningsgrunnlag enn stikkprøver og DGT. For både kobber og bly, var det lavest biotilgjengelig andel i prøvepunkt 94 (Cu-6 % og Pb-9%). I Prøvepunkt 103 var det for kobber svært høy andel biotilgjengelig kobber (80 %), det var også i dette punktet det ble funnet høyest andel biotilgjengelig bly (32 %) men denne andelen var mye lavere enn for kobber. Det som tydeligst skilte vannet i de to prøvepunktene var høy turbiditet og TOC i prøvepunkt 103,

---

---

sammenliknet med de andre prøvepunktene. Det er ikke naturlig at dette vil bidra til høy biotilgjengelighet av metaller, da organisk materiale vil binde metaller, og gjøre dem mindre biotilgjengelige. Det er ellers kun en prøve per prøvepunkt som sammenliknes, og det kan dermed ikke trekkes noen sikre slutninger.

For sink ble det målt relativt likt, eller noe høyere konsentrasjon i DGT enn i Sorbicell. Tidligere forsøk utført med DGT på forskjellige skytebaner i Norge, viste at DGT kanskje ikke egner seg så godt for sink i typiske norske vassdrag (Aaneby, Johnsen og Mariussen, 2018). Resultatet kan også skyldes at det meste, eller alt, av sink forelå som biotilgjengelig andel.

### 8.4.3 Fraksjonering og DGT

DGT kan sammenliknes med fraksjonering, da begge er en metode for å måle biotilgjengelig andel av metallet. Generelt vil mindre forbindelser være mer biotilgjengelige enn større forbindelser (Fairbrother, Wenstel, Sappington og Wood, 2007). Det kan derfor antas at <3 kDa vil være mer biotilgjengelig enn 3-10 kDa, som igjen vil være mer biotilgjengelig enn >10 kDa. Når det gjelder ladningsfraksjonene er det kationene som anses som den mest biotilgjengelige fraksjonen av bly, kobber og sink. For antimon er det mindre kjent hvilke tilstandsform som er mest biotilgjengelig, men det er ofte anionet ( $\text{Sb(OH)}^{6-}$ ) som regnes som mest biotilgjengelig (Mariussen og Johnsen, 2016a). For alle metallene så det ut til å være en viss forskjell i størrelses- og ladningsfordelingen fra prøvepunkt til prøvepunkt. Det var også en forskjell i størrelses- og ladningsfordelingen på de forskjellige prøvetakingsdatoene.

Under 50 % av alt kobber forelå i fraksjonen <3 kDa., mens en noe større andel forelå som kationer. Dette kan tyde på at i overkant 50 % av kobberet var biotilgjengelig i de fleste prøvene. For kobber var konsentrasjonen av kationer, og samlet fraksjon under <10 kDa ganske lik for mange av de innsamlede prøvene. Ofte regnes andelen <3 kDa og andelen kationisk kobber som den biotilgjengelige fraksjonen, men ut ifra disse resultatene kan det tenkes at det enten er kobber <10 kDa som er biotilgjengelig, eller at noe av det kationiske kobberet var i for stor fraksjon til at det var biotilgjengelig. Sammenliknes størrelses- og ladningsfraksjoneringen med resultatene fra DGT, så var <3 kDa og DGT ganske like, mens kation-fraksjonen ved noen tilfeller var en del høyere. Hvis en antar at DGT'en gir resultater som er nærmere den virkelige biotilgjengelige konsentrasjonen, kan det se ut til at det er <3 kDa fraksjonen som best egner seg til å finne biotilgjengelig andel av de målte fraksjonene. Dette kan tyde på at det finnes en del kationisk kobber som er i en for stor fraksjon til å tas opp i DGT'en, og dermed også ikke vil tas opp i en biotisk ligand.

Det var en veldig stor andel sink som forelå i de mindre fraksjonene (<10 kDa og < 3 kDa), og som kationer. For sink var det ikke så mye som skilte <3 kDa og kation, selv om kation generelt var noe høyere. Dette tyder på at det meste av sinken i vannet var biotilgjengelig. Sink målt med DGT var mye høyere enn både <3 kDa og kation, og i mange tilfeller også høyere enn i de totale prøvene. Resultater for sink i DGT har vist seg å gi noe upålitelige resultater, og det kan se ut til at fraksjonering gir et bedre bilde av biotilgjengelig andel sink, i alle fall i vann med liknende kjemi som Steinsjøen. Fordi <3 kDa og kation fraksjonen av sink var relativt lik, kan det tenkes at begge vil gi et relativt godt bilde av den biotilgjengelige andelen sink.

---

---

Store deler av antimon-fraksjonene forelå som det vi her har ansett som biotilgjengelig (anion og <3 kDa). Disse samstemte også ganske godt med hverandre. Det ble funnet svært lite antimon i DGT-prøvene, det kan tenkes at disse prøvene er blitt oppluttet på en måte som ikke løser opp antimonet som ble bundet til resinene, eller det kan ha blitt brukt en DGT som ikke er egnet for antimon. Fordi resultatene for <3 kDa og anioner stemte godt overens med hverandre, kan det tenkes at begge vil gi et godt estimat på biotilgjengelig andel antimon.

For bly var >50 % i størrelsesfraksjonen >10 kDa i alle utenom 1 prøve, og <20 % i størrelsesfraksjon <3 kDa bortsett fra 2 prøver. Dette tyder på at det var lite av blyet (<20 %) som var biotilgjengelig. Ser man på ladningsfraksjonene var det en større andel bly som forelå som kationer enn som <3 kDa. Sammenlikner man <3 kDa, kationer og DGT, var <3 kDa en del lavere enn det som ble funnet ved DGT, mens kation liknet mer på DGT resultatene, men var i noen prøver høyere enn det som ble funnet med DGT. Det kan dermed tenkes at noe av fraksjonen over 3 kDa også er biotilgjengelig (tas opp av DGT). Dette betyr at det å kun benytte <3 kDa kan underestimere biotilgjengeligheten til bly. En del av blyet som forelå som kationer kan for eksempel være så store fraksjoner at det ikke vil tas opp av DGT, og da kanskje heller ikke biotiske ligander. I tidligere forsøk utført av FFI (Aaneby, Johnsen og Mariussen, 2018) ble det også funnet at konsentrasjonen av metaller funnet med DGT noe lavere enn den kationiske fraksjonen. Å benytte kationer som et mål på biotilgjengelig bly kan dermed overestimere biotilgjengeligheten. Om det er DGT som gir den faktiske biotilgjengelige andelen kan ikke sies med 100 % sikkerhet, men fordi denne ligger mellom det som ble funnet i kation-fraksjonen og 3-10 kDa fraksjonen, er det nærliggende å tenke at denne gir et mer riktig estimat på biotilgjengelighet. Opptaket i en DGT ligner også mer på det som skjer i biota.

DGT etterlikner til motsetning fra de to andre metodene en biotisk ligand, og vil kunne diskriminere opptak både basert på ladning og størrelse, fraksjoneringen hver for seg gir kun et tall på enten ladning eller størrelse. Størrelses- og ladningsfraksjonering er en fin metode for å få et inntrykk av hvilke fraksjoner et metall foreligger i. Det vil også kunne gi en pekepinn på det gitte metallens biotilgjengelighet, og dermed giftighet. Metoden vil allikevel kanskje ikke gi et nøyaktig tall på biotilgjengelig andel. For å finne biotilgjengelig andel kobber og bly i en prøve er trolig DGT et bedre verktøy, da det også samler prøve over en periode. For sink og antimon så størrelses- og ladningsfraksjonering ut til å være en god metode, da resultatene for antatt biotilgjengelig andel i størrelsesfraksjonen og ladningsfraksjonen stemte godt overens med hverandre. DGT har også vist seg å være en dårlig metode for sink i typiske norske vann, mens for antimon kreves det spesiell opparbeiding av DGT prøven i etterkant. Basert på denne studien og tidligere studie utført av FFI (Aaneby, Johnsen og Mariussen, 2018), kan det tyde på at DGT kan være en god metode for å finne biotilgjengelig andel av kobber og bly. Men det er fortsatt en del ting som er usikkert når det kommer til DGT. Det vites ikke nøyaktig hvilke forbindelser DGT tar opp og nøyaktig hvor lange testperioder som er nødvendig for å oppnå stabil diffusjon, uten å mette DGTen. Grunnen til at DGT ikke fungerer optimalt for sink er heller ikke kartlagt, og det er usikkert om det som påvirker opptak av sink, også kan påvirke opptak av andre metaller. På grunn av disse usikkerhetene, bør DGT benyttes som et supplement til andre metoder, slik som Sorbicell, stikkprøver eller ISCO-prøver.

---

Det var ikke store forskjeller på størrelsesfraksjonen i stikk- og ISCO-prøver, men det var en trend at metaller forelå noe mer i de større fraksjonene i ISCO-prøver enn i stikkprøver. Dette kan tyde på at mindre partikler i noen grad kan samle seg til større partikler, og etter hvert felle ut i ISCO-prøver som blir stående. Dette kan forklare hvorfor det ble målt lavere metallkonsentrasjoner i ISCO-prøver enn i stikkprøver.

## 9 Preparering og lagringseffekter

### 9.1 Teori

Preparering og lagring av vannprøver kan potensielt påvirke kjemien i prøven før den analyseres. Når ISCO-prøver tas, blir prøvene stående ute en stund før de hentes inn til analyse. Det er blitt stilt spørsmål ved om dette kunne påvirke metallkonsentrasjonen. For eksempel metaller felle ut i løsning under lagring, i slike tilfeller kan det tenkes at prøvene bør konserveres med syre under lagring. Konservering med 1 %  $\text{HNO}_3$  er vanlig ved lagring av miljøprøver til metallanalyse,  $\text{HNO}_3$  vil senke pH-en i løsningen, noe som potensielt kan føre til mobilisering av metaller. Filtrering av prøvene vil fjerne en del av partiklene metaller enten kan adsorbere til, eller mobiliseres fra. I dette forsøket er effekten av lagring, filtrering, syrekonservering og totaloppslutning av vannprøver på metallkonsentrasjonen testet for å få en bedre forståelse av hvordan prøver best kan prepareres for å få et mest mulig nøyaktig resultat.

### 9.2 Metode

Det ble testet å tilsette  $\text{HNO}_3$  i ISCO-beholderen for å se om dette ville endre analyseresultatet, samtidig som det ble benyttet en ISCO-prøvetaker uten syrekonservering. For å kun se på lagring av prøve i felt, ble det også tatt seks stikkprøver, tre ble syrekonservert, og tre ble ikke konservert. Disse fikk stå i felt, og det ble hentet ut prøver av beholderne ved alle prøvetakingsdager (dag 0, etter 2 uker og etter 4 uker) (som beskrevet i avsnitt 8.2). Det ble tilsatt 1 % (v/v)  $\text{HNO}_3$  (67 % Suprapure) i både ISCO og lagrede prøver.

---

---

Disse prøvene ble innhentet:

- ISCO
  - Blandprøve
    - Syrekonservert i felt
    - Ikke syrekonservert i felt
  - Karusell
    - 1 prøve per dag, som var en blanding av to prøvetakinger (12 timers intervall)
- Stikkprøver
- Lagringsprøver
  - Konservert i felt
  - Ikke konservert i felt

Når vannprøver innhentes fra felt, er det første man må ta stilling til om prøven skal filtreres eller ikke og om dette skal gjøres i felt eller i laboratoriet. I dette studiet ble begge deler testet. Det er også ulik praksis når det kommer til syrekonservering og om prøven totaloppsluttes eller ikke. Dette ble også testet i dette studiet. I Figur 9.1 er prøveprepareringen som ble utført på vannprøver innhentet i 2021 beskrevet skjematisk.

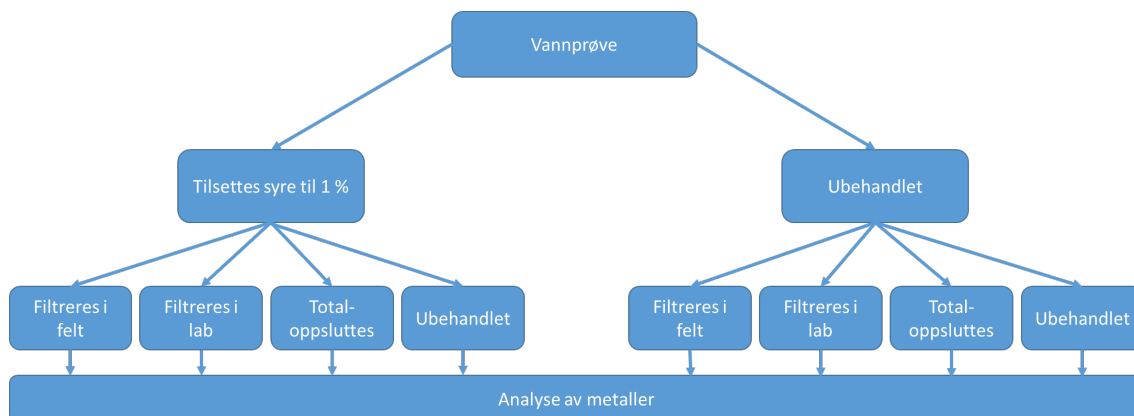
Konserverte prøver: Prøvene som ble konservert (tilsatt syre), ble konservert i felt. Dette ble gjort ved å tilsette 1 % (v/v) HNO<sub>3</sub>. Konservering gjøres for å forhindre at metaller feller ut av prøven før analyse.

Filtrerte prøver: Filtrering av prøvene ble utført ved hjelp av et 0,45 µm sprøytefilter. For en del av prøvene ble dette gjort i felt, mens for en annen del ble det utført på samme måte i laboratoriet et par dager etter prøvetaking. Filtrering gjøres for kun å analysere metaller som er løst i vannet og ikke partikler og kolloider.

Totaloppsluttede prøver: Noen av prøvene ble totaloppsluttet. Dette ble gjort ved at 10 ml prøve ble tilsatt et teflonrør. Deretter ble det tilsatt 0,5 ml HCl (30 % Suprapure) og 0,5 ml HNO<sub>3</sub> (67 % Suprapure) før prøven ble varmet opp i mikrobølgeovn (UltraWave, Milestone) til 220°C i 10 minutter. Å totaloppslutte vannprøver gjøres for å analysere den totale andelen metaller i prøven, også mindre partikler og kolloider (<0,45 µm).

Totale prøver: Den siste delen av prøven ble analysert ubehandlet. Denne fraksjonen er kalt total. At denne fraksjonen kalles total er ikke fordi den nødvendigvis gir den totale konsentrasjonen av metaller i prøven (noe som totaloppsluttet prøve gir), MEN fordi den i dette tilfellet representerer den totale uforandrede prøven. Ingen ting er filtrert bort, eller løst opp ved oppslutning.

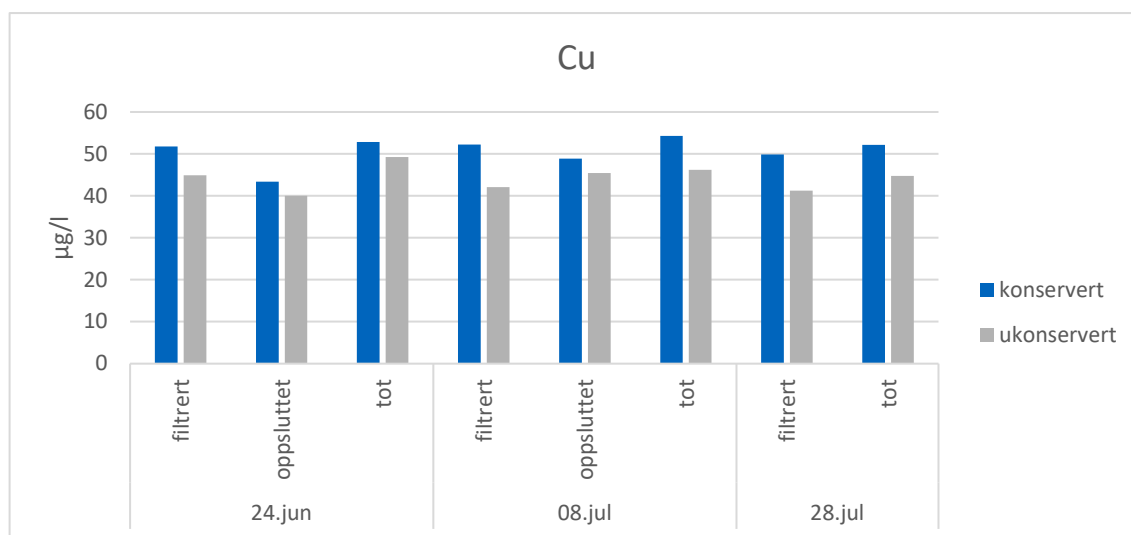
I dette studiet ble alle prøvene preparert og analysert i triplikater.



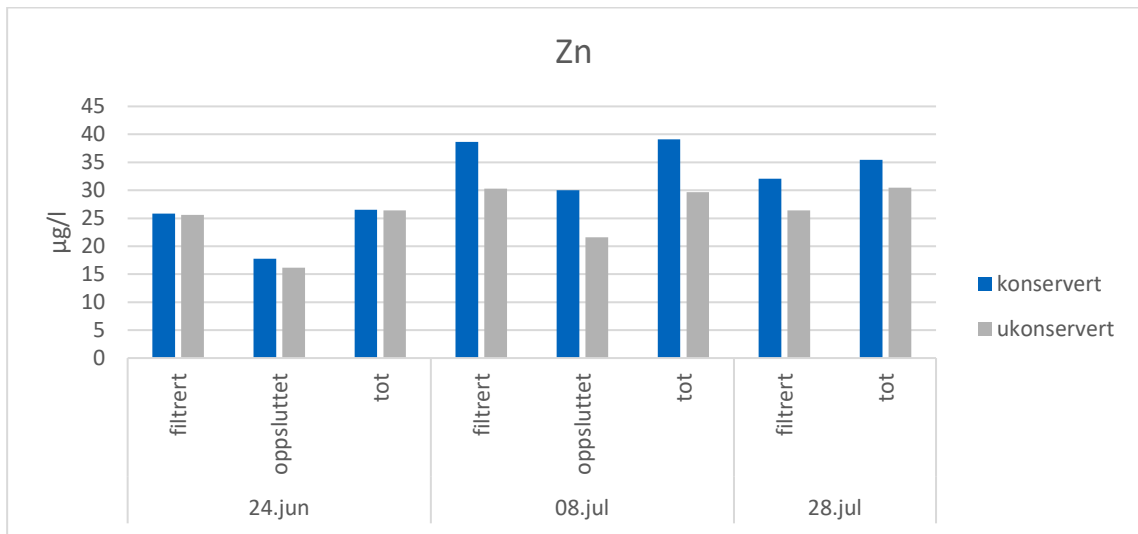
Figur 9.1 Skjematisk fremstilling av hvordan vannprøvene innhentet i 2021 ble preparert for metallanalyse.

### 9.3 Resultater

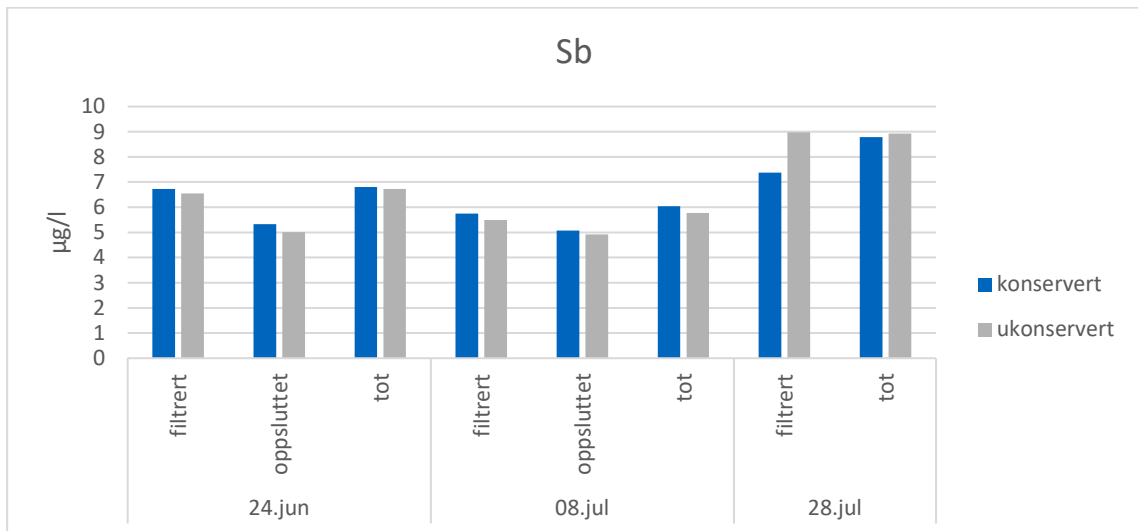
Figur 9.2-Figur 9.5 viser metallkonsentrasjonen i vannprøver som er konservert med syre sammenliknet med vannprøver som ikke er konservert med syre. I Figur 9.6-Figur 9.9 fremstilles metallkonsentrasjonen i vannprøver som er blitt lagret i felt. Effekten av å lagre prøver ble testet ved å fylle beholdere med vannprøver, 3 syrekonserverte og 3 ukonserverte. Prøvene ble analysert på dag 0, og etter 2 og 4 uker lagring i felt. Figur 9.10-Figur 9.17 viser metallkonsentrasjonen i de samme prøvene, men med forskjellige prepareringsmetoder: totaloppluttet, filtrert i felt, filtrert på lab og ingen preparering (tot), figurene er delt i prøver som er syrekonservert (0,5 % HNO<sub>3</sub>) og ukonservert.



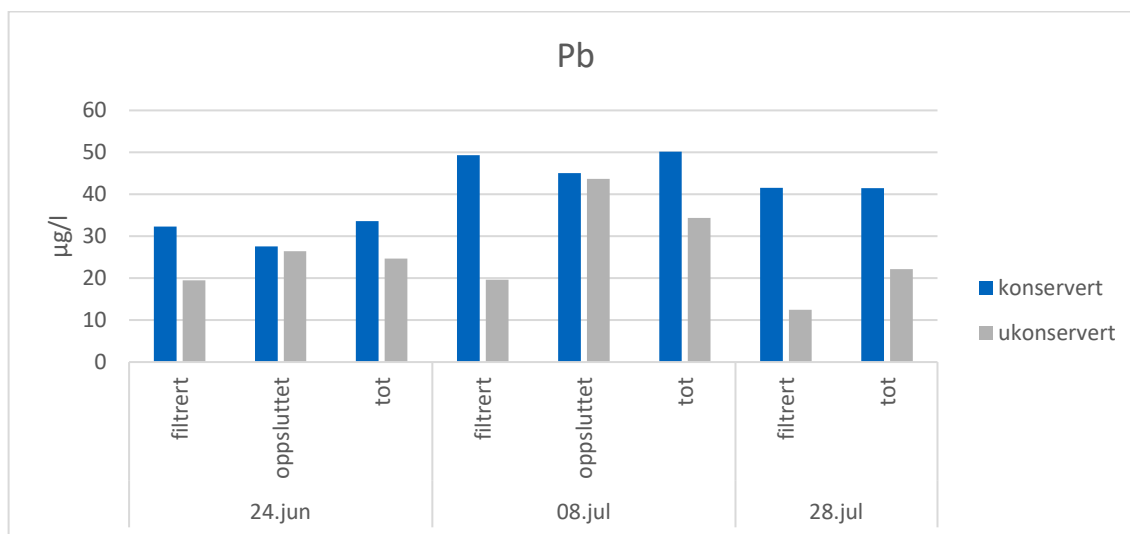
Figur 9.2 Kobberkonsentrasjon målt i vannprøver med og uten syrekonservering (HNO<sub>3</sub>).



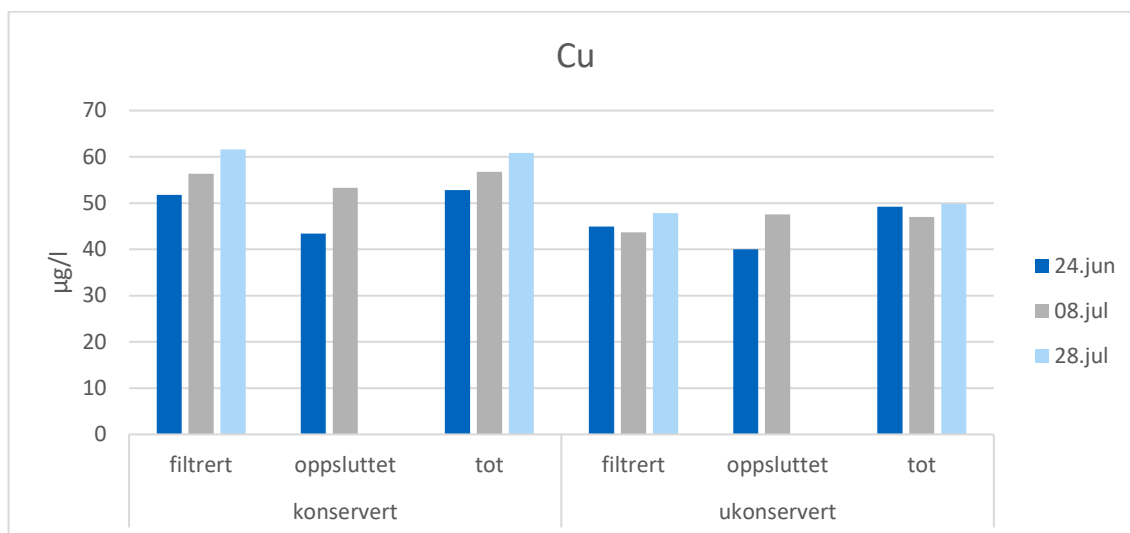
Figur 9.3 Sinkkonsentrasjon målt i vannprøver med og uten syrekonservering ( $HNO_3$ ).



Figur 9.4 Antimonkonsentrasjon målt i vannprøver med og uten syrekonservering ( $HNO_3$ ).

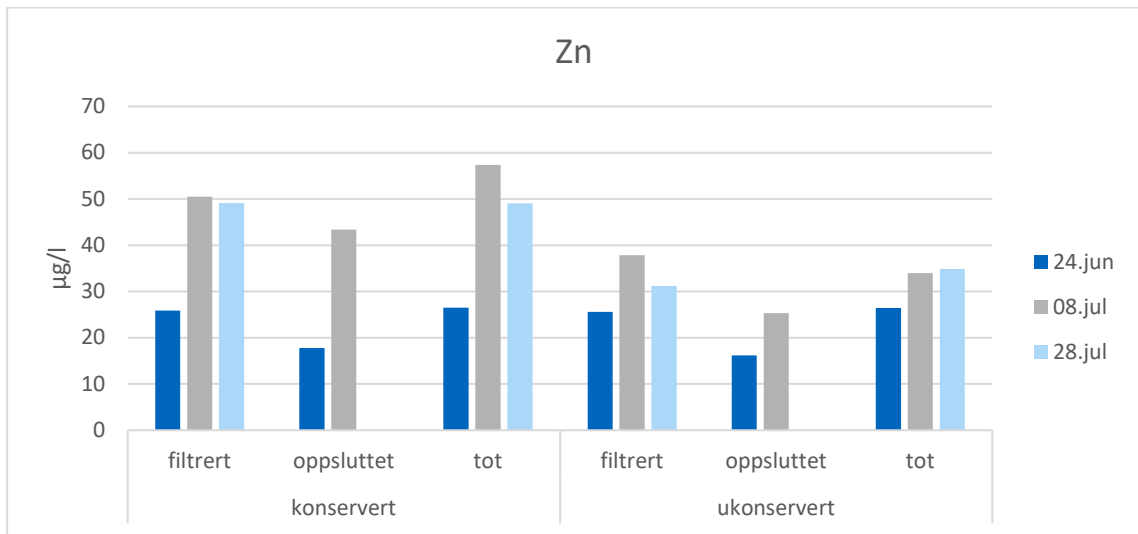


Figur 9.5 Blykonsentrasjon målt i vannprøver med og uten syrekonservering ( $HNO_3$ ).

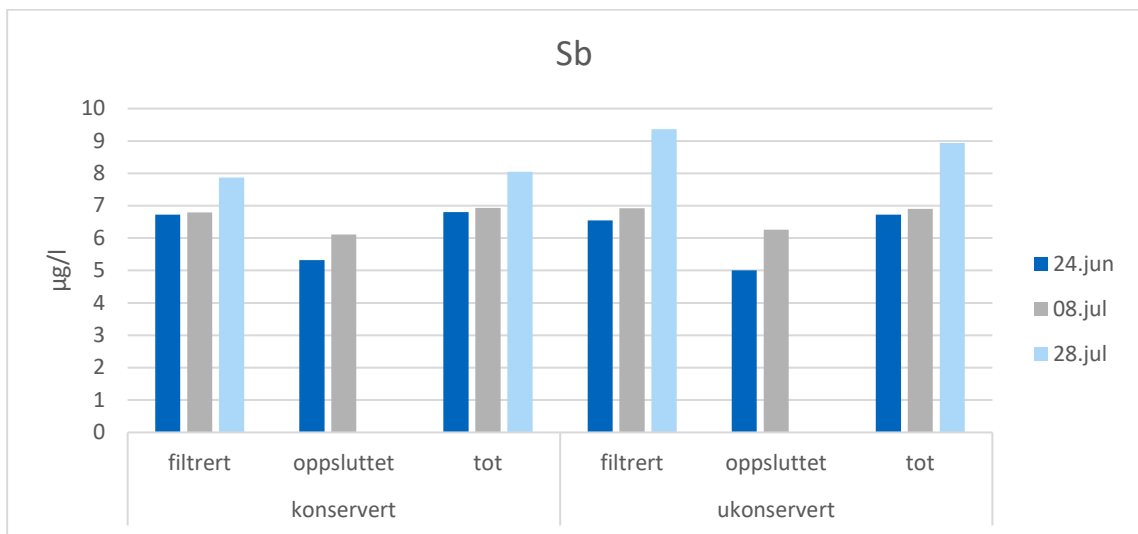


Figur 9.6 Kobberkonsentrasjon i konserverte og ukonserverte vannprøver lagret i felt.

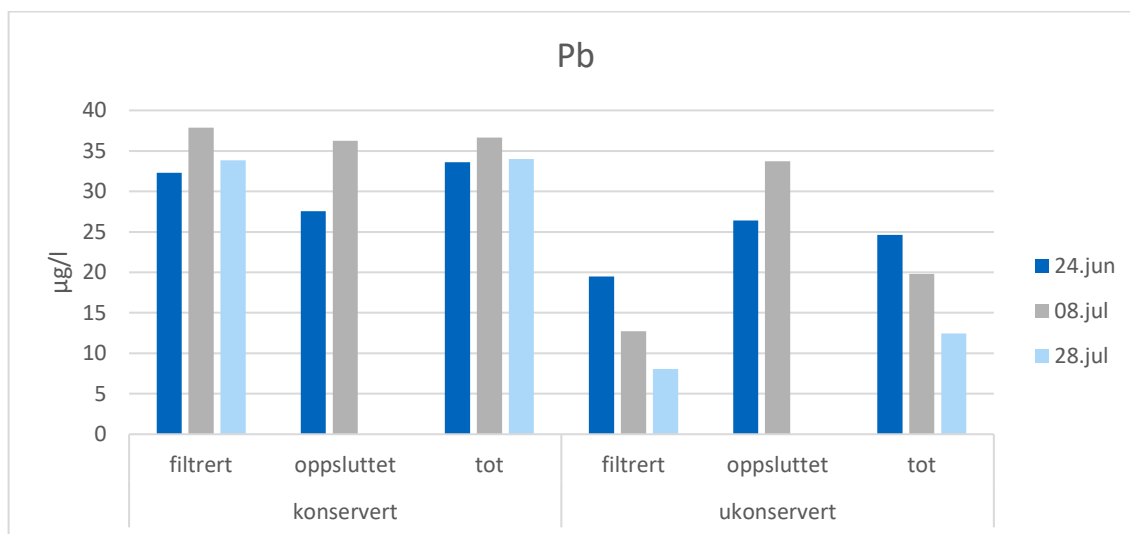




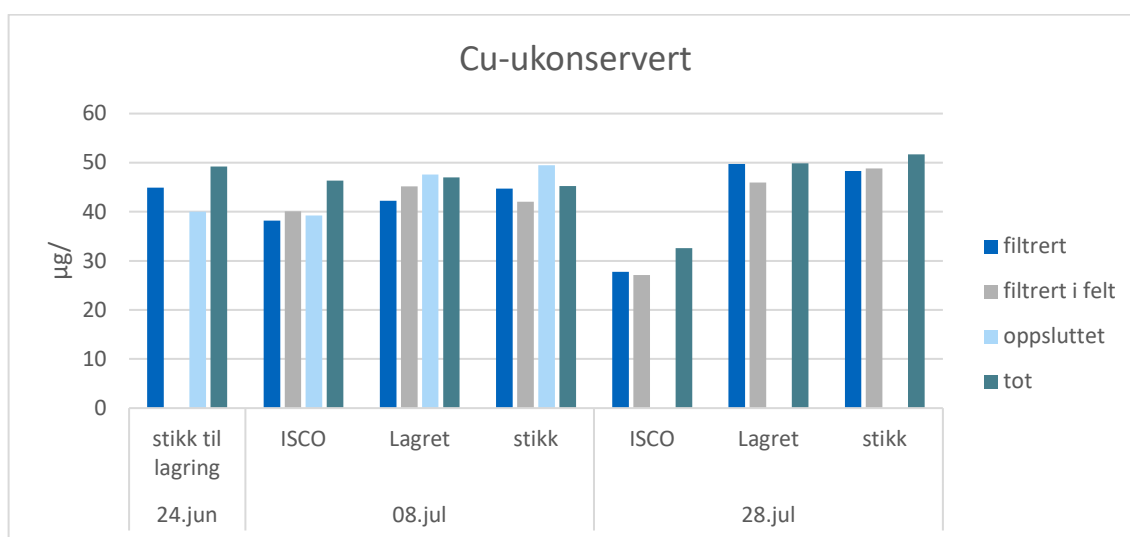
Figur 9.7 Sinkkonsentrasjon i konserverte og ukonserverte vannprøver lagret i felt.



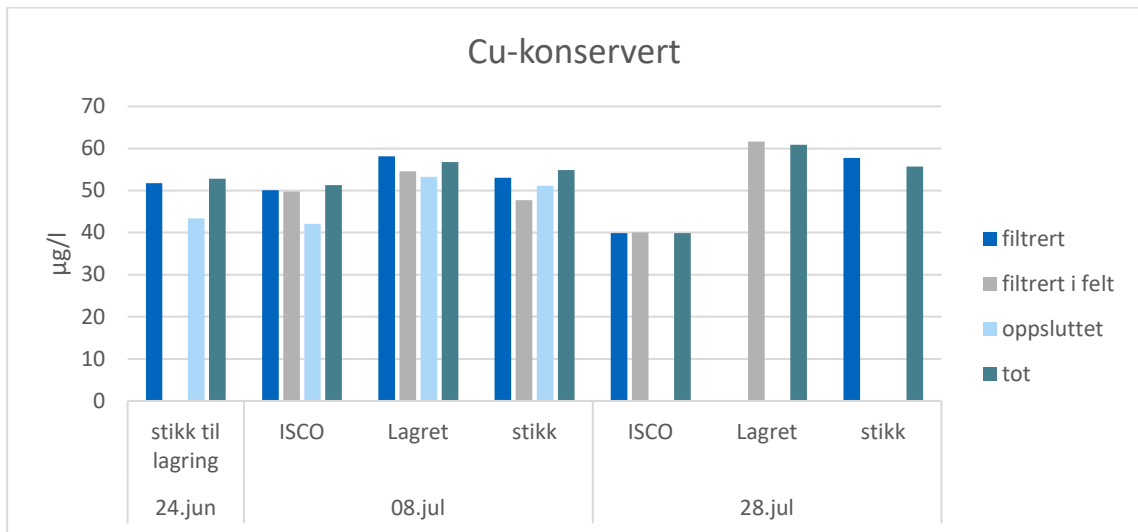
Figur 9.8 Antimonkonsentrasjon i konserverte og ukonserverte vannprøver lagret i felt.



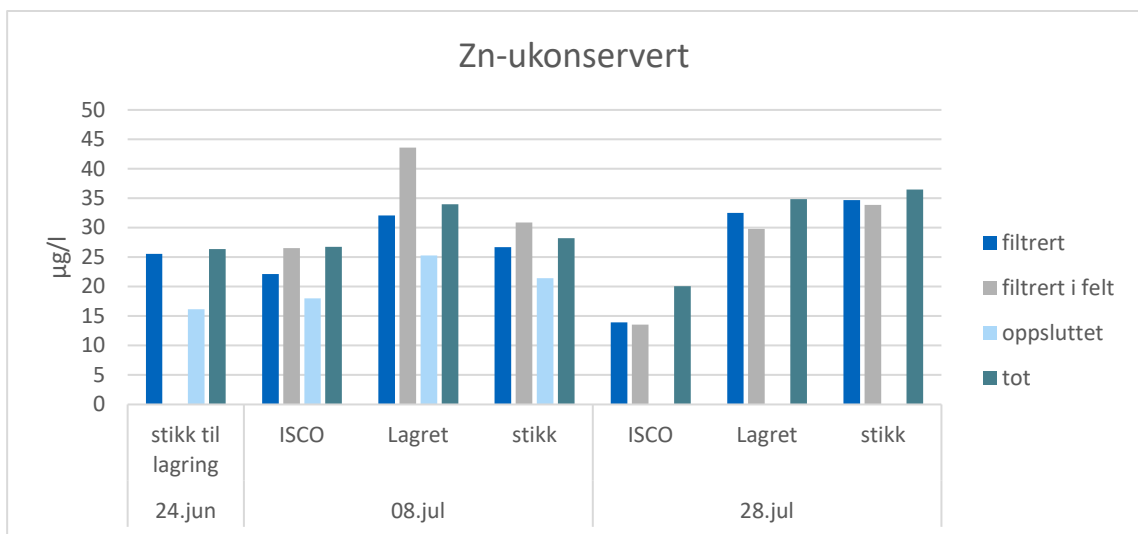
Figur 9.9 Blykonsentrasjon i konserverte og ukonserverte vannprøver lagret i felt.



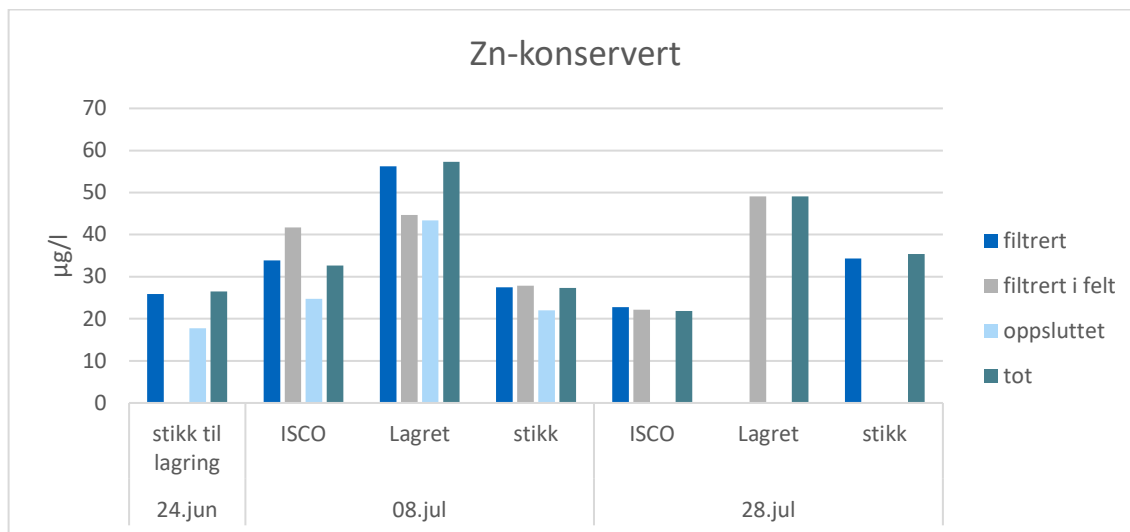
Figur 9.10 Kobberkonsentrasjon i filtrerte, oppluttede og upreparerte vannprøver i ukonserverte prøver.



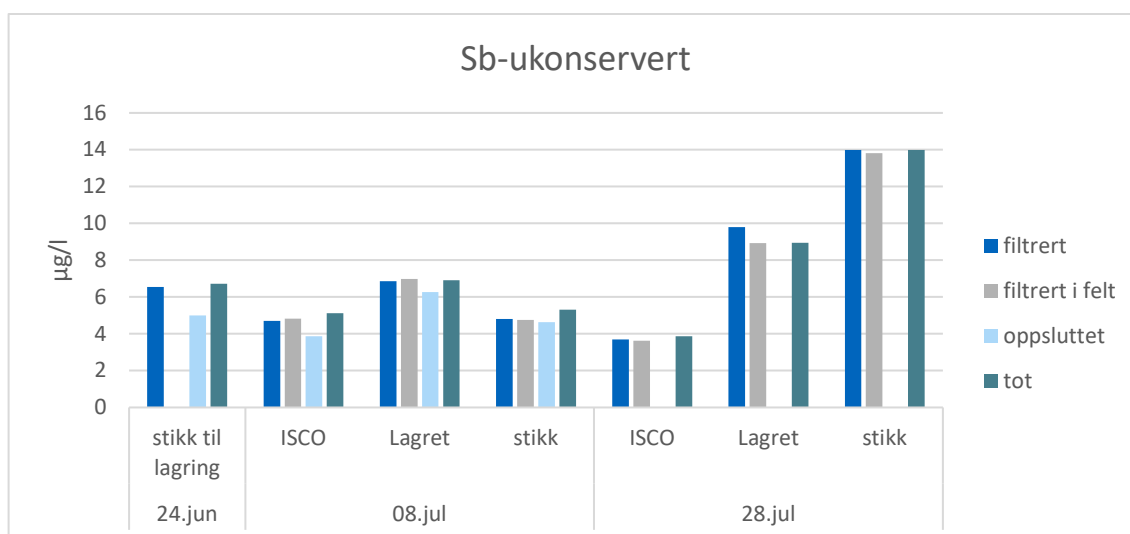
Figur 9.11 Kobberkonsentrasjon i filtrerte, oppsluttede og upreparerte vannprøver i konserverte prøver.



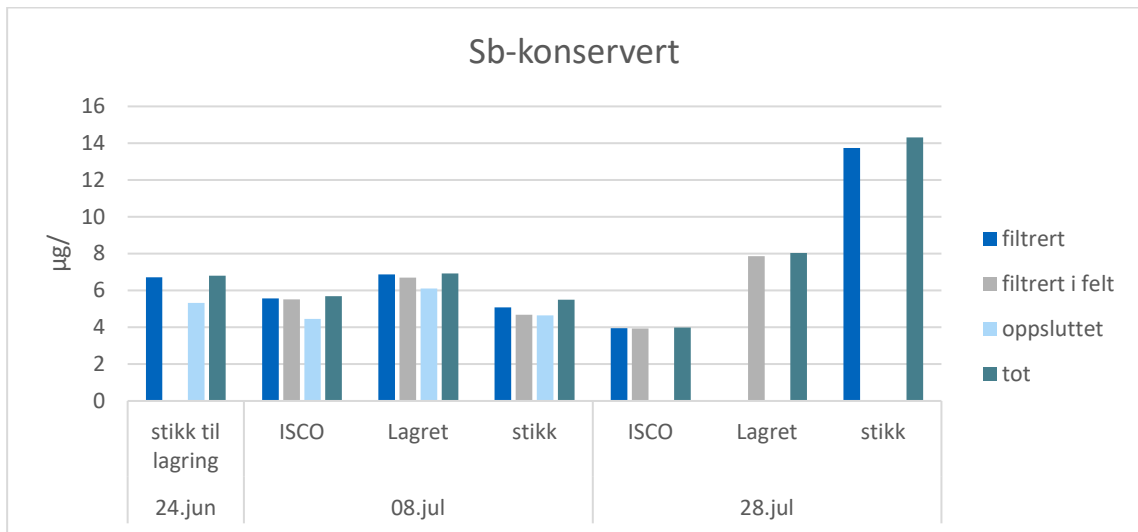
Figur 9.12 Sinkkonsentrasjon i filtrerte, oppsluttede og upreparerte vannprøver i ukonserverte prøver.



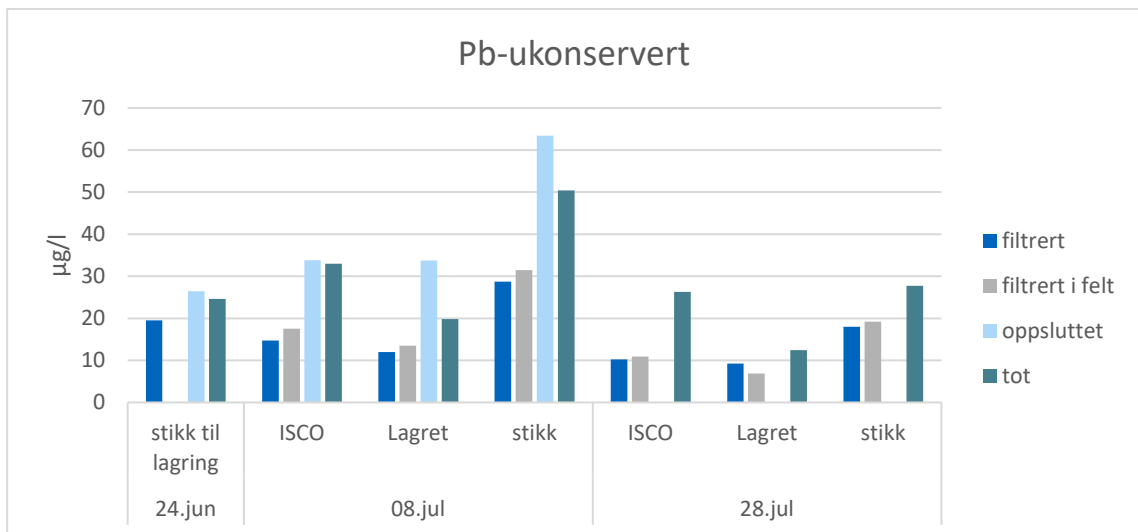
Figur 9.13 Sinkkonsentrasjon i filtrerte, oppluttede og upreparerte vannprøver i konserverte prøver.



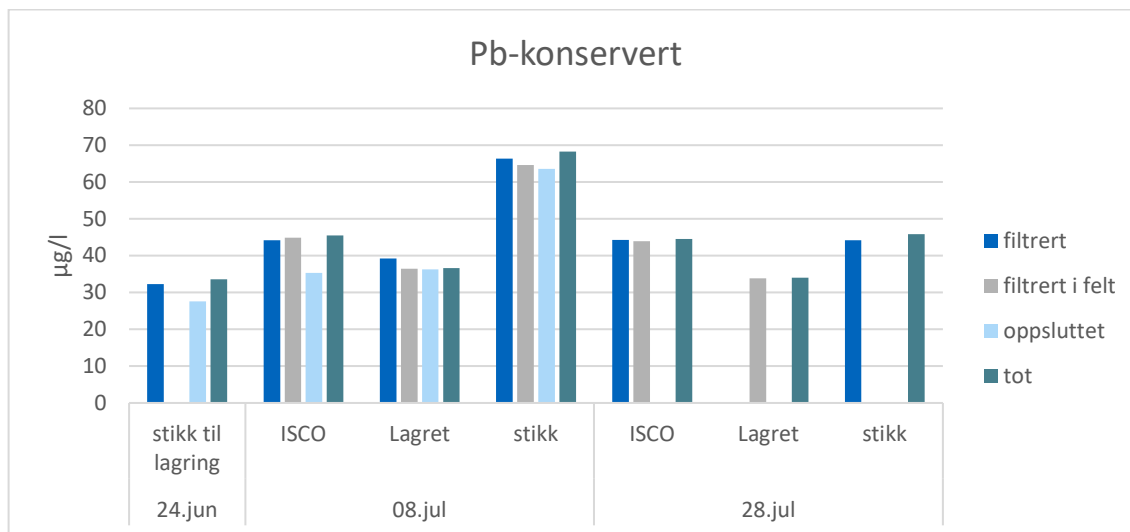
Figur 9.14 Antimonkonsentrasjon i filtrerte, oppluttede og upreparerte vannprøver i ukonserverte prøver.



Figur 9.15 Antimonkonsentrasjon i filtrerte, oppsluttede og upreparerte vannprøver i konserverte prøver.



Figur 9.16 Blykonsentrasjon i filtrerte, oppsluttede og upreparerte vannprøver i ukonserverte prøver.



Figur 9.17 Blykonsentrasjon i filtrerte, oppsluttede og upreparerte vannprøver i konserverte prøver.

## 9.4 Diskusjon

### 9.4.1 Syrekonservering

For alle metaller utenom antimon var konsentrasjonen høyere i prøver som var syrekonservert. Denne trenden var mest fremtredende for bly. Dette er forventet, da kobber, sink og bly mobiliseres ved sure forhold. Syrekonserveringen kan fungere på to måter; den kan mobilisere metaller som er bundet til partikler, og det kan forhindre at metaller i løsning feller ut.

Disse resultatene viser at det er veldig viktig å tenke gjennom hvilken preparasjonsmetode som benyttes. Er det konserverte eller ikke-konserverte prøver som gir den "riktige" konsentrasjonen? Det viktigste er kanskje å alltid følge samme prosedyre, for å kunne sammenlikne prøver med hverandre.

### 9.4.2 Lagring

For kobber endret konsentrasjonen seg svært lite over tid i prøver som ikke var konserverte. I konserverte prøver økte kobberkonsentrasjonen noe over tid. For sink var endringen i konsentrasjon over tid større enn for kobber, også her økte konsentrasjonen noe over tid, og dette var mest tydelig i de konserverte prøvene. Konsentrasjonen av antimon økte noe over tid i både konserverte og ukonserverte prøver, økningen var tydeligst i ukonserverte prøver. I de konserverte prøvene endret blykonsentrasjonen seg svært lite over tid, mens i ukonserverte prøver minket konsentrasjonen over tid i filtrerte og ufiltrerte prøver.

Disse resultatene indikerer at kobber og sink mobiliseres av syrekonservering og man kan dermed ende opp med å måle en høyere konsentrasjon enn den reelle om prøven konserveres og

---

---

lagres. Mens bly er mest stabilt i konserverte prøver, og om man lagrer ukonserverte prøver over tid, kan man risikere å måle lavere konsentrasjoner enn det som er reelt.

### **9.4.3 Filtrering og totalopplutting**

Det var liten eller ingen forskjell i kobber- og antimonkonsentrasjonen basert på de forskjellige preparasjonsmetodene. Dette gjaldt for både konserverte og ikke konserverte prøver. For sink var det noe forskjell, der det var en tendens til at totaloppluttet hadde lavest konsentrasjon. Dette er uventet, da det forventes at totaloppluttet skal representere den totale konsentrasjonen av metaller i prøvene, inkludert en del av de mindre partiklene og kolloidene. Det var ingen eller liten forskjell i blykonsentrasjonen basert på de forskjellige prepareringsmetodene i konserverte prøver. For ukonserverte prøver var det imidlertid en tydelig forskjell for bly, og det ble funnet høyest konsentrasjon i totaloppluttede prøver, etterfulgt av total (ubehandlet), lavest konsentrasjon ble funnet i filtrerte prøver. Dette tyder på at noe bly feller ut i ukonserverte prøver, som fører til at dette filtreres bort ved 0,45 µm filetering. Blykonsentrasjonen i konserverte prøver, var omtrent på samme nivå som for totaloppluttede ukonserverte prøver.

Generelt var det liten forskjell i metallkonsentrasjonen i prøver filtrert i felt samme dag, og på lab et par dager etterpå. Det er dermed ikke nødvendig å filtrere prøver i felt.

For vannkvaliteten i dette forsøket kan det tyde på at prepareringsmetode ikke er så viktig for kobber og antimon, mens for sink, og spesielt bly, kan dette være svært viktig for å få et riktig bilde av forurensningen. For bly tyder disse resultatene på at prøven enten bør totaloppluttes, eller konserveres etter filtrering for å få et riktig bilde av forurensningen. Dette kan selvfølgelig endre seg med endret vannkjemi.

## **10 Hva skjer med metallene når de renner gjennom tjern?**

### **10.1 Teori**

Et tjern kan øke sedimentasjonshastigheten av forurensende stoffer som er bundet til partikler på grunn av redusert strømningshastighet og turbulens i avrenningsbekken. Tanken er at dette vil kunne redusere den videre avrenningen og spredning av forurensningsstoffene. I tillegg kan man tenke seg at tjernet vil redusere andelen biotilgjengelige former av forurensningsstoffene ved at man får økt binding til organiske og uorganiske komponenter i vannet. Med tilstrekkelig volum blir vannets gjennomstrømningshastighet per tidsenhet kraftig redusert slik at partikler kan få tid til å sedimenteres, eller reaktive metaller får tid til å forandre tilstandsform.

---

---

## 10.2 Metode

Det ble innhentet vannprøver oppstrøms og nedstrøms de to tjernene Brenntjern og Hækatjern. Brenntjern ligger nedstrøms bane 5 og 6, og Larsmyrbekken renner gjennom denne. Hækatjern ligger nedstrøms bane 7, og Hækatjerbekken renner gjennom denne (Figur 1.2). For å få mer informasjon om hvilke fraksjoner som sedimenteres eller på annen måte forsvinner gjennom dammen, ble det utført størrelses- og ladningsfraksjonering av prøver oppstrøms og nedstrøms Hækatjern (STEI-103 oppstrøms og STEI-99 nedstrøms) og Brenntjern (STEI-73 oppstrøms og STEI-107 nedstrøms), slik som beskrevet i kapittel 8.2.5. Det ble også gjort DGT-målinger før og etter begge tjern, slik som beskrevet i kapittel 8.2.4.

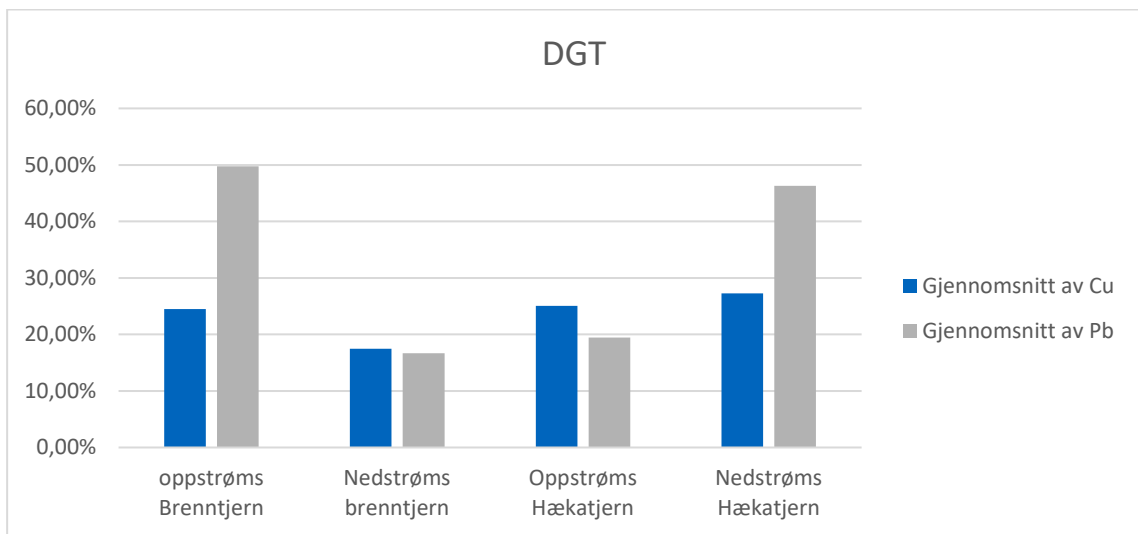
## 10.3 Resultater

Tabell 10.1 viser metallkonsentrasjoner oppstrøms og nedstrøms tjernene Brenntjern og Hækatjern samt den beregnede reduksjonen (%) i metallkonsentrasjonen som oppnås gjennom tjernene. Konsentrasjonene er gjennomsnitt fra 6 prøvetakinger gjennom 2020 (1, 2, 3, 4, 6 og 7) (Vedlegg B.2). Resultatene for DGT og størrelses- og ladningsfraksjoneringen kan ses i Tabell 8.2 og Figur 8.9 - Figur 8.19, i Figur 10.1 er gjennomsnittlig konsentrasjon av kobber og bly målt med DGT oppstrøms og nedstrøms begge tjern fremstilt.

Tabell 10.1 Gjennomsnittlig metallkonsentrasjon oppstrøms og nedstrøms Brenntjern og Hækatjern, samt den gjennomsnittlige reduksjonen av metaller gjennom tjernene.

	<b>Pb</b>	<b>Cu</b>	<b>Zn</b>	<b>Sb</b>
<b>Bane 5 og 6, Brenntjern</b>				
Oppstrøms tjern, STEI-73	24	50	30	7,4
Nedstrøms tjern, STEI-107	4,4	24	18	3,9
Reduksjon	82 %	53 %	37 %	43 %
<b>Bane 7, Hækatjern</b>				
Oppstrøms tjern, STEI-103	179	465	564	50
Nedstrøms tjern, STEI-99	2,3	13	28	2,7
Reduksjon	99 %	97 %	94 %	94 %





Figur 10.1 Gjennomsnittlig biotilgjengelig (målt med DGT) kobber og bly oppstrøms og nedstrøms Brenntjern og Hækatjern.

## 10.4 Diskusjon

### 10.4.1 Reduksjon i metallkonsentrasjonen gjennom tjern

Reduksjonen av metallkonsentrasjon i vann gjennom Hækatjern var generelt større enn reduksjonen gjennom Brenntjern. Alle metallkonsentrasjonene ble redusert med >90 % gjennom Hækatjern. Gjennom Brenntjern var reduksjonen for bly generelt god (>80 %), men den effekten var ikke like god for kobber, sink og antimon. Årsaken til forskjellene kan være flere: forholdene kan være bedre for utfelling i Hækatjern, for eksempel som følge av annen vannkjemi. Det kan også skyldes at vannet har lenger oppholdstid i Hækatjern enn i Brenntjern. I Brenntjern er innløp og utløp svær nær hverandre, slik at det kan tenkes at en del av vannet tar en snarvei, og ikke har så lang oppholdstid i tjernet. Den store reduksjonen av metaller i vannet gjennom Hækatjern kontra vannet gjennom Brenntjern kan også skyldes at den opprinnelige konsentrasjonen av metaller inn i Hækatjern var mye høyere enn metallkonsentrasjonen i vannet som gikk inn i Brenntjern. Inn i Hækatjern (STEI-103) hadde vannprøven høy turbiditet og TOC, denne var høyere enn ut av Hækatjern, og høyere enn både ut og inn av Brenntjern. Med et høyere partikkelinnhold i prøvene inn i Hækatjern kan det tenkes at disse i stor grad har sedimentert. Metaller binder seg godt til organiske partikler, og vil dermed sedimentere sammen med disse. Innsig til vannene fra andre steder enn bekkene fra skytefeltene vil også føre til en fortykning av metallkonsentrasjonen, om dette innsiget er større i Hækatjern enn i Brenntjern, vil fortykningen bli større i Hækatjern og vil kunne forklare hvorfor det her tilsynelatende forsvinner mer metaller enn fra Brenntjern. Hvorvidt dette er tilfellet eller hvor stort innsig det er fra andre steder er ikke undersøkt i forbindelse med denne rapporten. Konsentrasjonen i vannet ut fra Hækatjern og Brenntjern var relativt lik, selv om reduksjonen gjennom Hækatjern var mye større. Ingen av konsentrasjonene var innenfor miljøkvalitetsstandard for hverken

---

---

kobber, sink eller bly, men konsentrasjonen gjengitt her er den filtrerte konsentrasjonen, mens for bly er det den biotilgjengelige konsentrasjonen som er gjeldende.

#### 10.4.2 Fraksjonering før og etter tjern

All diskusjon om størrelses- og ladningsfraksjon, samt DGT i dette avsnittet handler om relativ fordeling (% av total), og ikke selve konsentrasjonene.

Det var kun små forskjeller i fraksjonene for de fire metallene i oppstrøms og nedstrøms Brenntjern (Figur 8.12-Figur 8.19). Det var en liten tendens til at den nøytrale fraksjonen av bly økte, mens kationfraksjonen minket noe gjennom begge tjernene. Bortsett fra på den siste prøvetakingen (4) gjennom Brenntjern. Størrelsesfraksjonene var ganske like oppstrøms og nedstrøms Brenntjern, men det var en tendens til noe mer >10 kDa og noe mindre 3-10 kDa bly nedstrøms enn oppstrøms tjernet. Gjennom Hækatjern minket den største fraksjonen av bly (>10 kDa) gjennom tjernet, mens bly i de mindre fraksjonene økte (<3 kDa og 3-10 kDa). DGT målingene oppstrøms og nedstrøms tjernene viste at andelen biotilgjengelig bly minket gjennom Brenntjern, men økte gjennom Hækatjern. Dette samsvarer godt med at andelen av større partikler minket gjennom Hækatjern, mens andelen av mindre partikler minket gjennom Brenntjern.

Kobber hadde omtrent samme tendens som bly for ladningsfordelingen, men var mindre tydelig. Det var veldig liten forskjell i størrelsesfordelingen til kobber oppstrøms og nedstrøms tjernene. DGT målingene oppstrøms og nedstrøms tjernene viste at slik som for bly minket den biotilgjengelige andelen kobber gjennom Brenntjern, mens den økte noe gjennom Hækatjern. Forskjellen i biotilgjengelig fraksjon (i % målt med DGT) oppstrøms og nedstrøms tjernene var mindre for kobber enn for bly, spesielt for Hækatjern.

For sink var det generelt lite forskjell oppstrøms og nedstrøms Brenntjern og det var ingen tydelig trend. Som nevnt tidligere ga DGT-målingene av sink spesielle resultater ved at de viser biotilgjengelig andel som er større enn den totale sinkkonsentrasjonen i prøven. Trenden for DGT-sink gjennom tjernene fulgte samme mønster som for kobber og bly gjennom Hækatjern ved at fraksjonen som var biotilgjengelig økte gjennom tjernet. Gjennom Brenntjern var ikke trenden like tydelig, men også her økte den biotilgjengelige andelen målt med DGT noe gjennom tjernet.

For antimon var det en trend at en større andel forelå som nøytral og mindre som anion nedstrøms tjernet enn oppstrøms tjernene. Størrelsesfraksjonene av antimon var relativt lik oppstrøms og nedstrøms tjernene, men det var en tendens til at det forelå noe mer antimon i fraksjonen >10 kDa før enn etter Hækatjern. Det ble målt svært lite antimon i DGT, resultatene fra dette er derfor ikke sikre nok til å diskutere.

At den relative biotilgjengeligheten av bly, kobber og sink så ut til å øke noe gjennom Hækatjern skyldes sannsynligvis at det er de største partiklene som lettest sedimenteres gjennom tjernet. Grunnen til at man ikke så denne trenden gjennom Brenntjern kan skyldes at den totale

---

---

konsentrasjonen av metaller ikke minket i like stor grad gjennom Brenntjern som gjennom Hækatjern.

Det var ingen tydelig trend i forskjellen i størrelses- og/eller ladningsfraksjoneringen av metaller oppstrøms Brenntjern og Hækatjern. Dette kan derfor ikke være en forklaringsparameter for hvorfor reduksjonen i metallkonsentrasjon er større gjennom Hækatjern enn Brenntjern.

## **11 Sesongvariasjon i metallkonsentrasjonen i vann**

### **11.1 Teori**

Tilstrekkelig prøvetaking er spesielt viktig ved vannforekomster i bevegelse, slik som bekker og elver, fordi den kjemiske sammensetningen kan variere fra dag til dag, og enda mer i løpet av en sesong. Episoder som kraftig regn eller tørke, tining, graving eller annet anleggsarbeid, kan påvirke metallkonsentrasjonen i stor grad, i tillegg kan metallkonsentrasjonen i avrenningsvann variere som følge av biologisk aktivitet, pH, temperatur, mm.. Strømseng og Ljønes (2003) fant for eksempel at 30 % av alle tungmetallforbindelser som ble utvasket i løpet av året, ble utvasket i løpet av vårtining, og tungmetallkonsentrasjonen i bekken økte med opptil fire ganger under nedbørsepisoder og opptil 100 ganger under graving på banen. Det kan tenkes at avrenning gjennom en sesong vil ha et generelt mønster som gjentar seg hvert år. Når det skal tas vannprøver for å kartlegge avrenningen fra et skytefelt, vil derfor ikke en stikkprøve være tilstrekkelig. Når konsentrasjonen varierer veldig fra prøvetaking til prøvetaking vil det være nødvendig å innhente mange stikkprøver for å få et representativt gjennomsnitt. En ISCO-prøvetaker er en metode for å samle inn en representativ blandprøve eller enkeltprøve (karusell) over tid.

### **11.2 Metode**

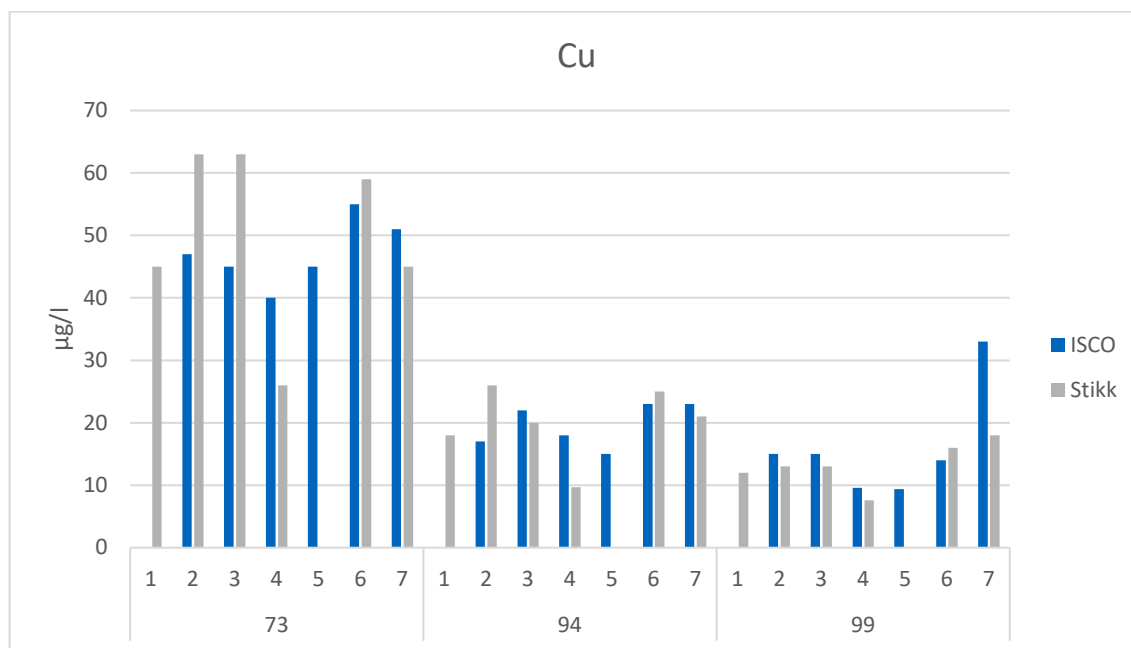
Vannprøver ble innhentet og analysert som beskrevet i avsnitt 7.2. For å se på hvordan metallkonsentrasjonen forandret seg gjennom prøvetakingsperioden ble det innhentet stikkprøver, blandede ISCO-prøver og karusell-ISCO-prøver. Ved bruk av en karusell-ISCO innhentes det en prøve hver dag, denne vil dermed fange opp variasjonen metallkonsentrasjonen og vannkjemien fra dag til dag.

### **11.3 Resultater**

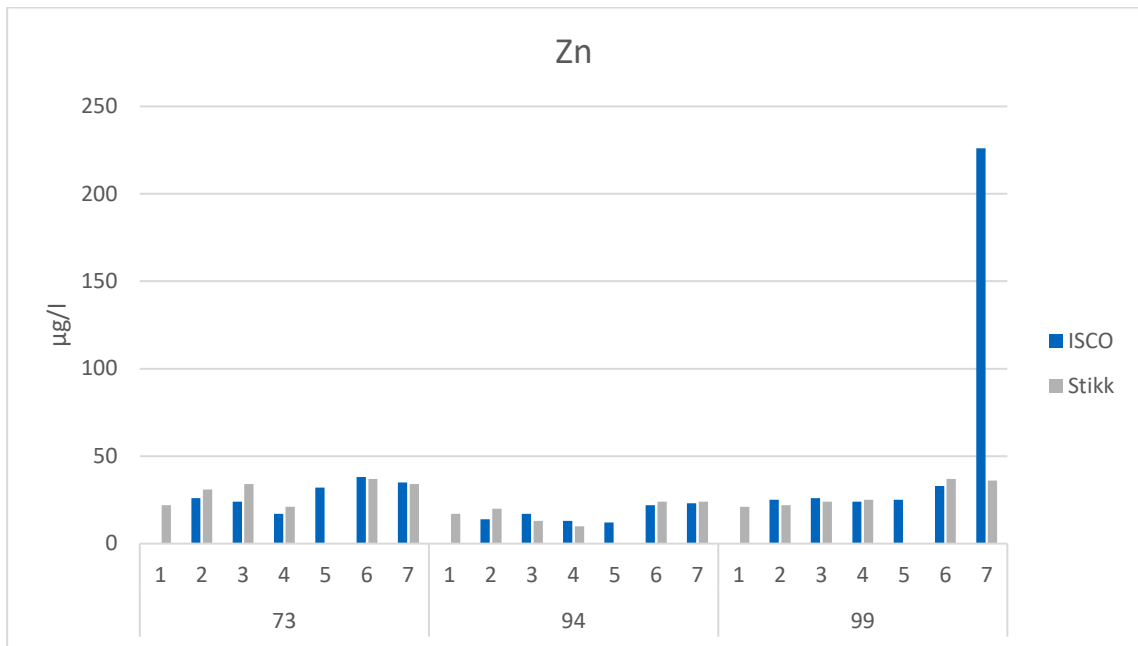
I Figur 11.1-Figur 11.4 er stikkprøver sammenliknet med ISCO-prøver. ISCO-prøvene er samlet inn i perioden mellom prøvetakingsdatoer, og bør derfor sammenliknes med stikkprøven på

samme prøvetakingsdato, og prøvetakingsdatoen før. For eksempel er stikkprøven innhentet på prøvetakingsdato 2, samlet inn mellom prøvetakingsdato 1 og 2. For å se på om det var en signifikant forskjell mellom kjemien i vann i ISCO- og stikkprøver, mellom prøvepunkter og mellom prøvetakingsdatoer, ble det utført ANOVA analyser ved hjelp av Excel. Resultatet fra disse analysene er vist i Tabell 11.1.

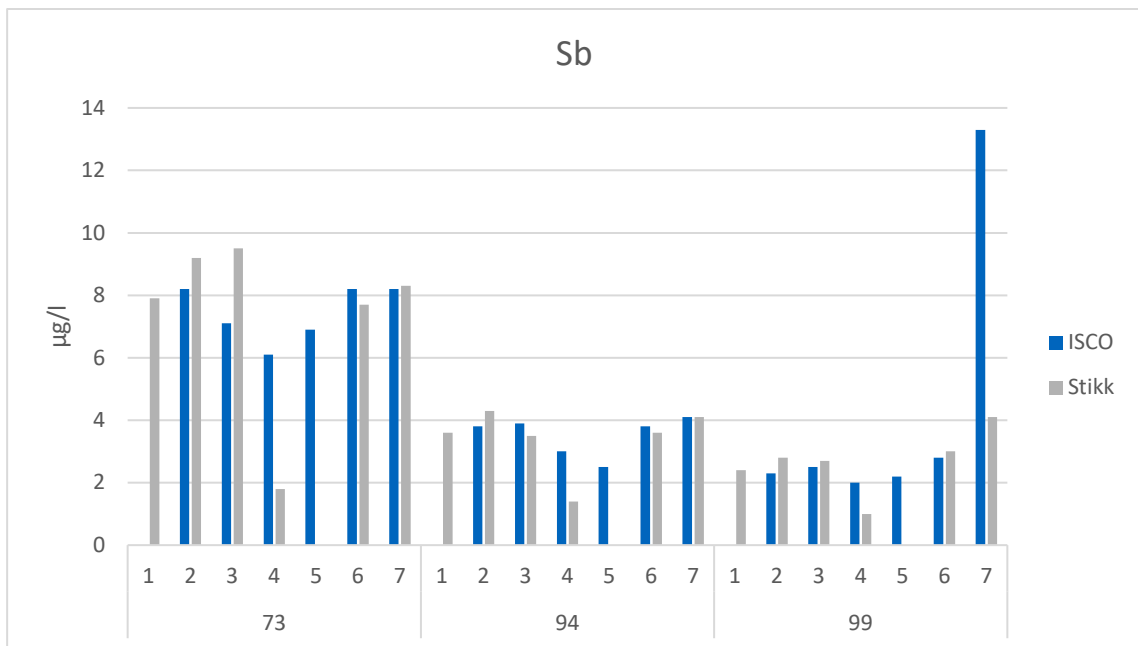
Resultatene fra ISCO-karusell, ISCO og Sorbicell innhentet i 2021 er vist i Figur 11.5-Figur 11.8. Alle prøvene i 2021 ble innhentet fra prøvepunkt STEI-73. Prøvene som sammenliknes er ukonserverte og filtrerte prøver.



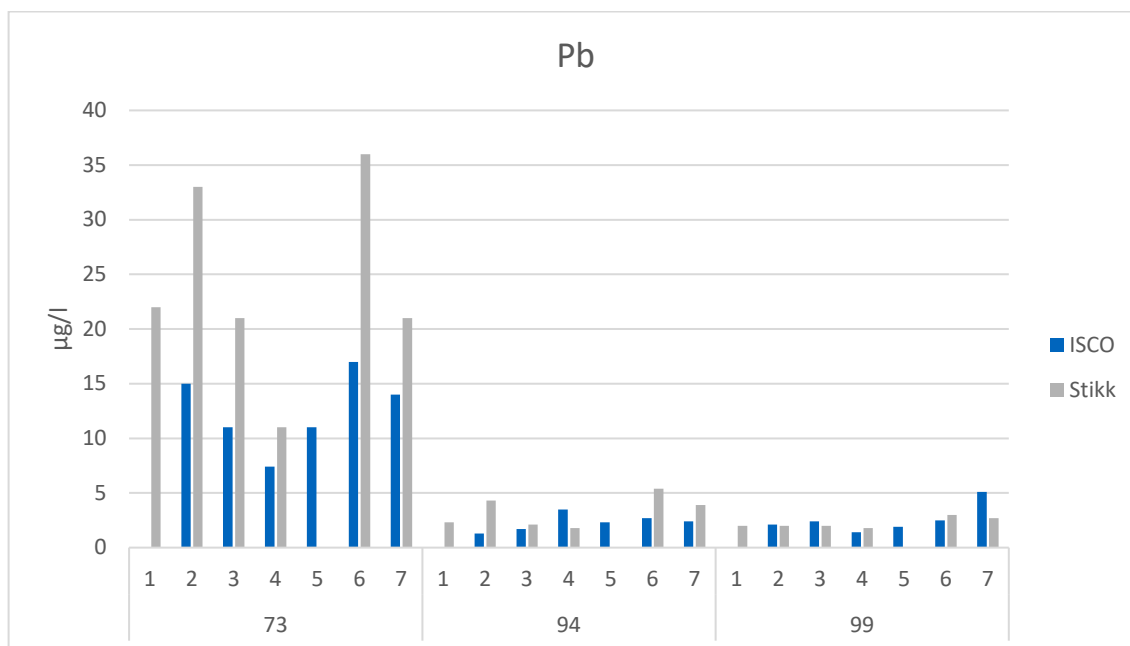
Figur 11.1 Kobberkonsentrasjon i stikkprøver og ISCO prøver i prøvepunkt Stei-73, -94 og -99. Nr. 1-7 indikerer prøvetakingsdag.



Figur 11.2 Sinkkonsentrasjon i stikkprøver og ISCO prøver i prøvepunkt Stei-73, -94 og -99. Nr. 1-7 indikerer prøvetakingsdag.



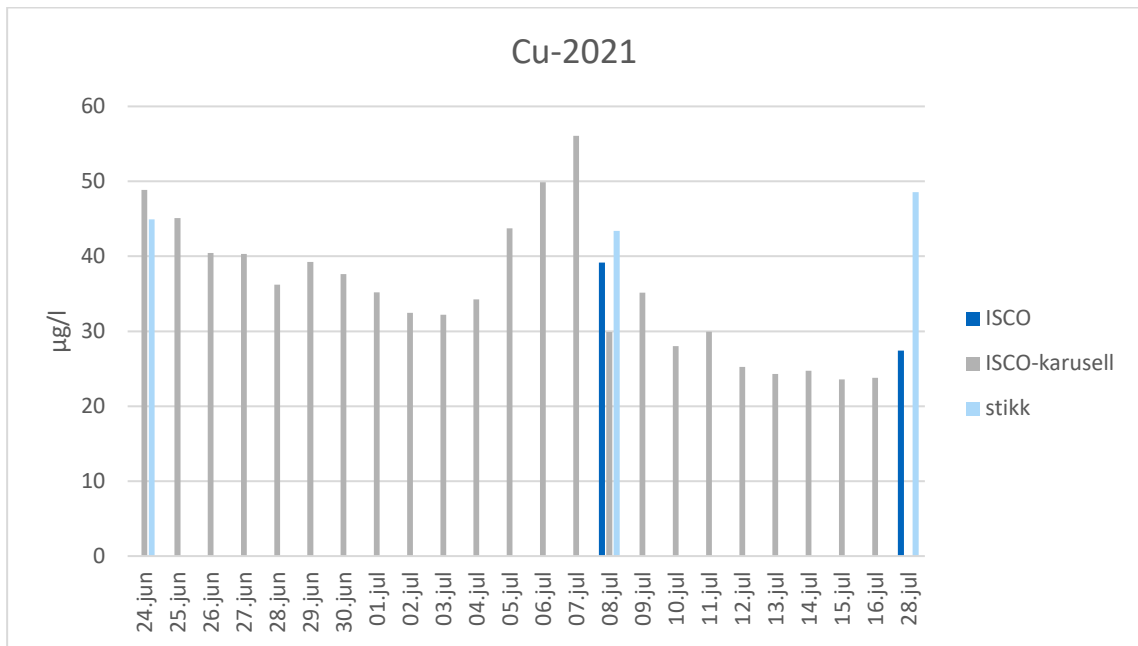
Figur 11.3 Antimonkonsentrasjon i stikkprøver og ISCO prøver i prøvepunkt Stei-73, -94 og -99. Nr. 1-7 indikerer prøvetakingsdag.



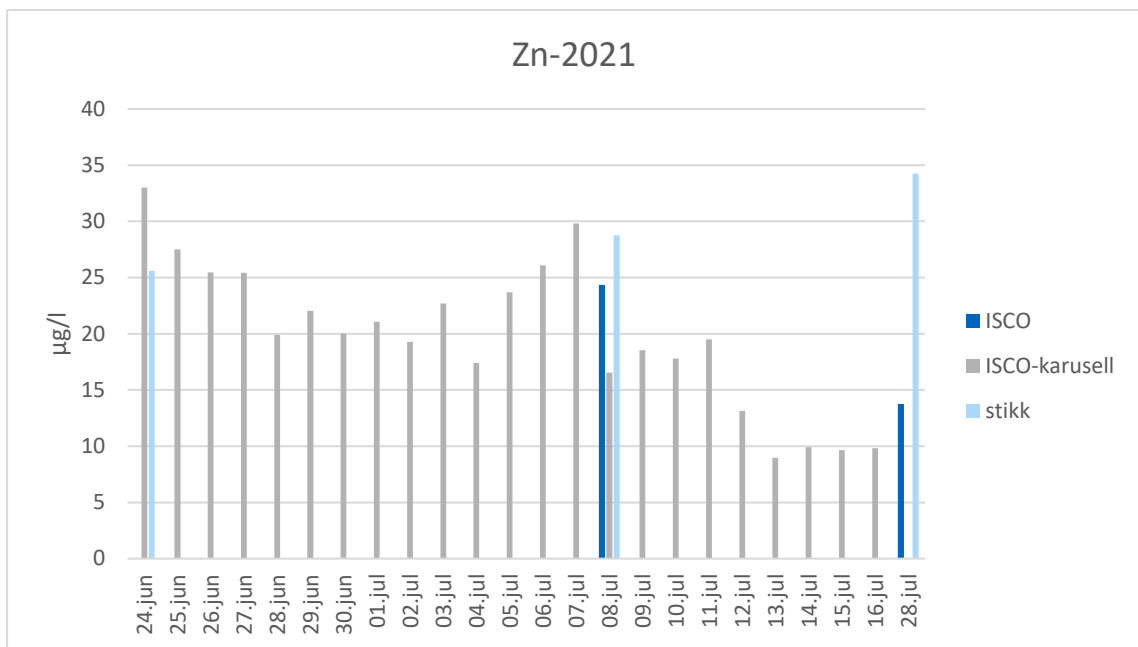
Figur 11.4 Blykonsentrasjon i stikkprøver og ISCO prøver i prøvepunkt Stei-73, -94 og -99. Nr. 1-7 indikerer prøvetakingsdag.

Tabell 11.1 Resultater fra ANOVA-analyser utført med Excel. «Nei» indikerer ingen signifikant forskjell mellom prøvene, 90 %, 95 % og 99 % indikerer signifikant forskjell mellom prøvene.

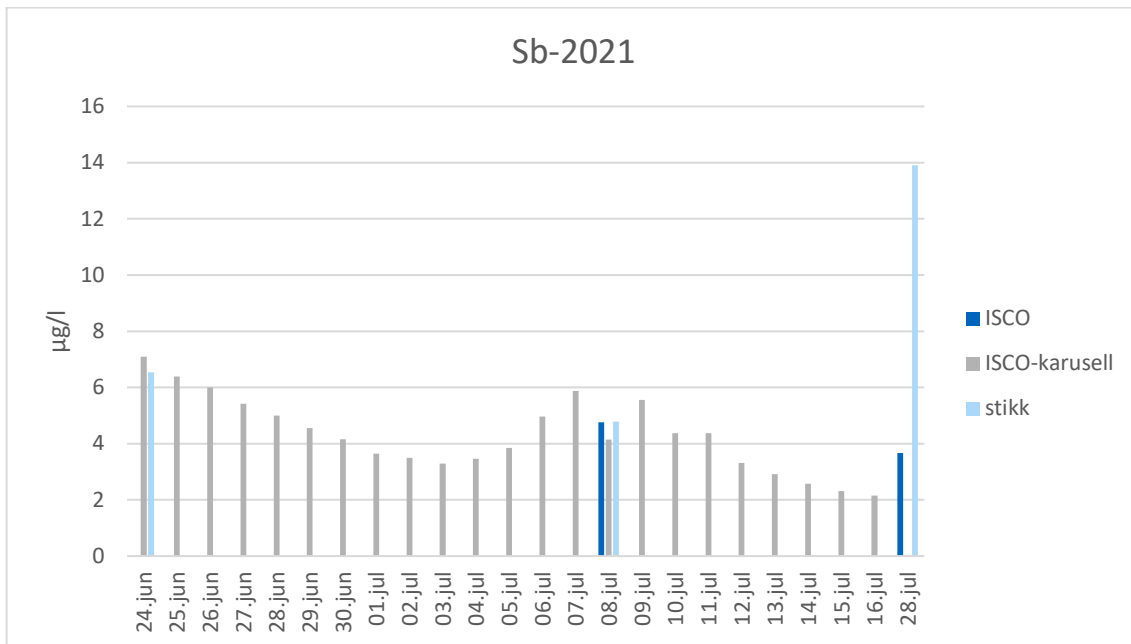
	ISCO VS. stikk	Sted	Dato
<b>pH</b>	Nei	99 %	99 %
<b>Konduktivitet</b>	Nei	95 %	99 %
<b>Turbiditet</b>	90 %	Nei	90 %
<b>TOC</b>	Nei	Nei	Nei
<b>Pb</b>	90 %	99 %	Nei
<b>Cu</b>	Nei	99 %	95 %
<b>Zn</b>	Nei	99 %	90 %
<b>Sb</b>	Nei	99 %	95 %
<b>Fe</b>	Nei	90 %	99 %
<b>Ca</b>	Nei	99 %	99 %



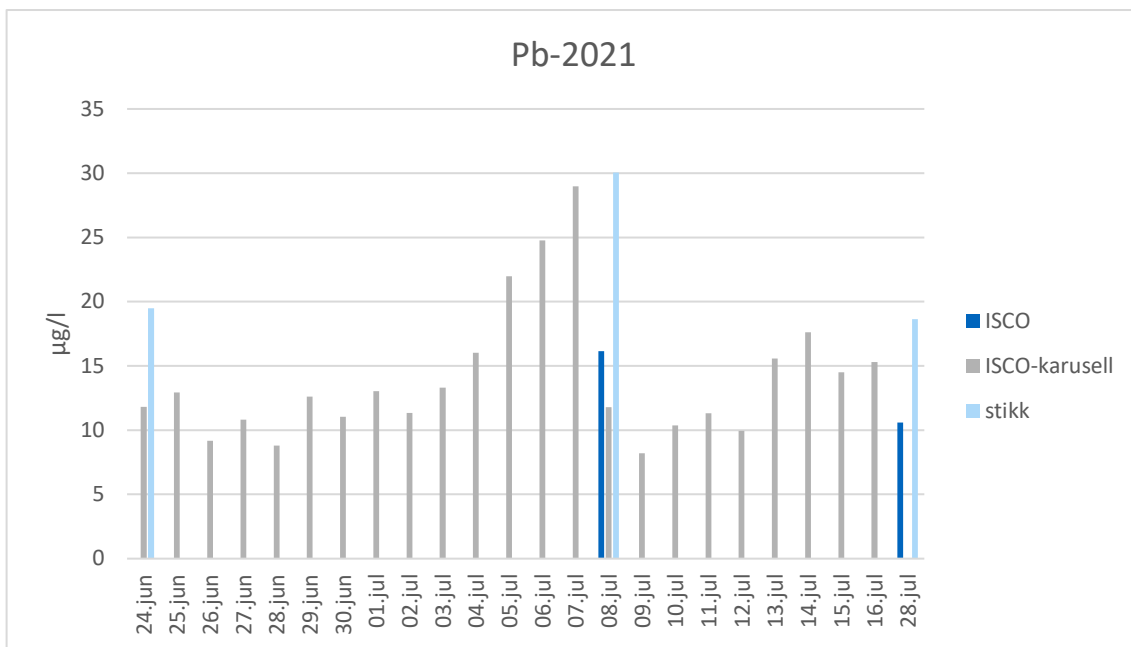
Figur 11.5 Kobberkonsentrasjon i ISCO-blandprøver, ISCO-karusell og stikkprøver innhentet i prøvepunkt 73 i 2021. Prøvene er ukonserverte og filtrerte.



Figur 11.6 Sinkkonsentrasjon i ISCO-blandprøver, ISCO-karusell og stikkprøver innhentet i prøvepunkt 73 i 2021. Prøvene er ukonserverte og filtrerte.



Figur 11.7 Antimonkonsentrasjon i ISCO-blandprøver, ISCO-karusell og stikkprøver innhentet i prøvepunkt 73 i 2021. Prøvene er ukonserverte og filtrerte.



Figur 11.8 Blykonsentrasjon i ISCO-blandprøver, ISCO-karusell og stikkprøver innhentet i prøvepunkt 73 i 2021. Prøvene er ukonserverte og filtrerte.



---

---

## 11.4 Diskusjon

Som beskrevet i avsnitt 7.4 var det stor variasjon i metallkonsentrasjonen gjennom sesongen. Denne variasjonen kan skyldes tilfeldigheter, slik som tørke eller reinskyll i forkant av prøvetaking.

Prøvepunkt 73 var det punktet som generelt hadde høyest konsentrasjon av metaller. For bly var det her (i punkt 73) en tydelig trend at konsentrasjonen i stikkprøvene var høyere enn konsentrasjonen i ISCO-prøvene. Med ANOVA ble det med 90 % signifikans vist at blykonsentrasjonen i stikkprøvene var høyere enn i ISCO-prøvene. For de andre metallene ble det ikke funnet noen signifikante forskjeller på konsentrasjonen i stikk- og ISCO-prøvene. Alle parametere bortsett fra turbiditet og TOC hadde en signifikant forskjell mellom prøvepunktene. Dette var forventet da konsentrasjonen av metaller spesielt forandrer seg gjennom skytefeltet. Det var signifikant variasjon mellom prøvetakingsdatoene for alle parametere bortsett fra TOC og bly. Dette betyr at selv om det ikke var noen signifikant forskjell mellom ISCO og stikkprøver, var det variasjon mellom prøvetakingsdatoer. Dette kan være fordi variasjonen mellom prøvetakingsdatoer som er nær i tid ikke er så forskjellig fra hverandre, så vil prøvene innhentet på forskjellig tid av sesongen være signifikant forskjellig. ISCO-prøvetakere som står ute over en kortere periode, klarer dermed kanskje ikke å fange opp variasjonen i metallkonsentrasjon som ses i løpet av sesongen. Det kan derfor tenkes at det beste alternativet er å hente inn flere stikkprøver på datoer spredt utover sesongen, eller å la ISCO-prøvetakeren samle prøve over en lengre periode, for å fange opp sesongvariasjoner i metallkonsentrasjonen.

Generelt stemte konsentrasjonen i ISCO-karusell, ISCO-blandprøve og stikkprøvene relativt godt med hverandre, unntaket var stikkprøvene fra 28. juli der det ble målt høyere konsentrasjoner av kobber, sink og antimon enn det som ble målt i ISCO-prøvene. Dette skyldtes sannsynligvis at det ikke ble tatt ISCO-karusellprøver lenger enn til 16. juli, fordi batteriet gikk flatt underveis i prøveperioden. ISCO-karusellprøvene viser variasjon i metallkonsentrasjonen fra dag til dag. Ved å se på denne er det tydelig at konsentrasjonen variere ganske mye selv over korte tidsrom, og om man henter inn en stikkprøve den ene eller den andre dagen kan ha mye så si for metallkonsentrasjonen. For eksempel varierte blykonsentrasjonen med en faktor på 3 i løpet av et par dager. Stikkprøven stemmer godt med ISCO-karusellprøven innhentet samme dag og ISCO-blandprøven stemmer godt om man ser på ISCO-karusellprøvene innhentet i hele perioden. Men med ISCO-blandprøven fanger man ikke opp variasjonen i konsentrasjon over tid, mens med stikkprøven fanger man opp øyeblikksbilde den dagen prøven innhentes.

Å innhente noen få stikkprøver i løpet av en sesong vil ikke gi et godt grunnlag for å si noe om metallkonsentrasjonen i vannforekomsten da denne kan variere mye fra dag til dag. Med tanke på at metallkonsentrasjonen kan variere med en faktor på tre innenfor en sesong, må man være svært forsiktig med å ta beslutninger på bakgrunn av en eller to stikkprøver innhentet per sesong. Standardavviket for bly i 2020 var 11,3 µg/l og for kobber 15,6 µg/l, i 2021 var standardavviket 6,5 µg Pb/l og 9,2 µg Pb/l (beregnet basert på filtrerte stikkprøver og ISCO-karusellprøver i prøvepunkt 73). Enkeltprøver vil i gjennomsnitt variere med ±

---

standardavviket, dette betyr at det er like sannsynlig å måle en blykonsentrasjon i 2020 på 12,9 µg/l som 35,4 µg/l (gjennomsnitt 24 µg/l). Selv det å se på trender over tid vil være usikkert med kun en til to stikkprøver per år. Å innhente ISCO prøve fra en to ukers periode er heller kanskje ikke nok for å fange opp den årlige variasjonen, men det vil fange opp en del av den daglige og ukentlige variasjonen man ser.

## 12 Samlet konklusjon og diskusjon av resultatene

### 12.1 Kartlegging av metaller i jord

Det var generelt liten transport av metaller nedover i jordprofilen, og forurensningen begrenser seg som regel til de 20 øverste centimeterne. Ved noen tilfeller ble det også funnet forurensning lenger ned enn 20 cm. Det vil derfor være viktig å ta prøver i dybden ved en kartlegging av metallforurensning på skytebaner. Resultatene fra forsøket med jordbor (beskrevet i avsnitt 3) tyder på at å innhente prøver med jordbor ikke bare er en enklere måte enn graving med gravemaskin, men at det også gir mindre rom for krysskontaminering mellom jordlagene. Det bør gjøres flere forsøk på flere lokasjoner, men ut ifra resultatene fra Steinsjøen, anbefales det at jordbor benyttes for kartlegging av forurensning i dybdeprofilen i jorda. Det må innhentes flere jordborprøver fra hver lokasjon som mikses til en blandet prøve, slik det også anbefales for jordprøver på overflaten. Jordens fysisk/kjemiske karakter kan ha stor innvirkning på den vertikale transporten av metaller (og annen forurensning) i jordprofilen. I dette forsøket ble det funnet at spesielt jordens hydrauliske evne; kornstørrelse, hadde innvirkning på den vertikale transporten (avsnitt 2.4).

XRF kartleggingen på bane 6 viste svært stor lokal variasjon i metallforurensning, spesielt bly. Slik stor, og til synelatende litt tilfeldig variasjon kan gjøre kartlegging utfordrende. Tett prøvetaking med XRF kan være en god metode i slike tilfeller for å danne seg et bilde av forurensningen. XRF kan være en god metode for å måle metaller i relativt tørr mineralisk jord, men standardavviket funnet i dette forsøket var allikevel relativt høyt. Om det skyldes stor lokal variasjon i forurensningen, eller om det skyldes unøyaktighet i XRF-målingene, er usikkert. I alle tilfeller kreves det flere XRF målinger for å få et nøyaktig resultat, men dette innebærer ikke at XRF nødvendigvis er en mindre tidkrevende metode enn laboratorieanalyser av én enkelt blandprøve over det samme området. Laboratorieanalyser er den best egnede metoden for å finne metallkonsentrasjonen i jordprøver, mens XRF er en god metode for å få en oversikt over et område. XRF kan benyttes for å finne hotspots, men egner seg ikke nødvendigvis til å avgrense disse.

---

---

## 12.2 Utlekking og avrenning av metaller fra skytebaner

Det ble testet tre metoder for å se på utlekking av metaller fra jord i laboratoriet.  $\text{CaCl}_2$ ,  $\text{NaNO}_3$  og vann Tabell 5.1. Det var ikke noen tydelig forskjell mellom utlekking i  $\text{CaCl}_2$  og  $\text{NaNO}_3$ , men det var en betydelig forskjell mellom disse og vann, der det lakk ut mindre i rent vann (avsnitt 5.3 og 5.4). Vann vil sannsynligvis være den beste metoden for å se på mobilitet av metaller i jorden, mens  $\text{NaNO}_3$  eller  $\text{CaCl}_2$  kan være gode metoder for å se på metaller tilgjengelig for opptak i planter og jordlevende organismer.

Det rant ut mer kobber og sink fra jord med høyere andel grove fraksjoner. Det var også en svak tendens at jord med høy TOC og lavt tørrstoffinnhold bandt metaller godt. Utlekking av bly ble i liten grad påvirket av fysisk/kjemiske forhold i jorden, og avhang i stor grad kun av jordens blykonsentrasjon. Den beste metoden for å avgjøre hvilket potensiale jorden har for å lekke metaller vil derfor være utlekkings tester, for eksempel ristetester. Man kan også til en viss grad få denne informasjonen ved å se på jordens fysisk/kjemiske parametere, men det vil være mindre treffsikkert, og fungerte dårlig for bly i dette forsøket. Ristetester vil ikke være mer tidkrevende enn å analysere både pH, TOC, CEC, kornstørrelse og tørrstoffinnhold. Disse parameterne kan ellers være nyttig å innhente i tilfeller der jorden ikke ennå er forurenset, men det vurderes hvilken type jord som egner seg til å bruke på en ny skytebane for eksempel.

Mange av de rene jordprøvene fra Steinsjøen hadde god evne til sorpsjon av kobber og bly, også filtrene testet bandt metaller godt (avsnitt 6). Noe som betyr at infiltrasjon i rene jordmasser vil kunne redusere utlekkingen av metaller fra skytefelt betraktelig. Resultatene fra dette forsøket tydet på at jord med høy CEC og TOC og lav pH band kobber og bly best. Dette trenger ikke å bety at lav pH er gunstig for å binde kobber og bly, men jord med høy TOC har ofte lav pH. Selv om infiltrasjon i rene jordmasser kan redusere konsentrasjonen av metaller som lekker ut i vann fra skytebaner, kan metallene som bindes potensielt lekkes ut over tid. Lavere utslipp over lengre tid vil ellers være mer gunstig for miljøet, da det minker sjansen for akutt forgiftning av vannlevende organismer. Det var generelt en trend at det lakk ut igjen mer metaller fra jordprøvene enn fra filterprøvene.

Avrenningen av metaller gjennom og ut av bane 5 og 6, og bane 7 på Steinsjøen varierte mye i løpet av sesongen 2020, men avrenningsmønsteret for alle metallene var allikevel relativt stabilt (avsnitt 7). Avrenningsmønsteret gjennom bane 6 stemte godt overens med forurensingsmønsteret i jorden på banen funnet ved hjelp av XRF. I Larsmyrbekken, som renner gjennom bane 5 og 6, økte metallkonsentrasjonen mest gjennom bane 6, og det så dermed ut til at avrenningen fra denne banen bidro mest til konsentrasjonen av metaller i bekken. Ut ifra de jordprøvene som ble innhentet fra banen, så det ikke ut til at metallkonsentrasjonen var vesentlig høyere på bane 6 enn på bane 5. I de jordprøvene som ble innhentet ble det funnet at jorden på bane 6 var noe mer grovkornet enn på bane 5. Dette kan føre til at vannet infiltreres mer gjennom de forurensede massene på bane 6, og slik tar med seg mer metaller derfra. På bane 6 var det også stedvis noe lavere konsentrasjon av TOC, mer tørrstoff og lavere pH, som alle kan bidra til å øke metallenes mobilitet. Utlekking fra utlekkings testene i lab (K<sub>d</sub>-verdier) varierte mer innad på banene enn mellom banene. Mer avrenning fra bane 6 enn fra bane 5 kan

---

dermed skyldes forskjell i jordens fysisk/kjemiske parametere, men det kan også skyldes: vannveien gjennom bane 6 var lengre enn gjennom bane 5, innsig av ikke-forurenset vann gjennom bane 5 eller tilfeldigheter i lokal forurensing der vannet renne gjennom banene.

### 12.3 Vannprøvetaking

Det var signifikant forskjell i metallkonsentrasjonen i vannprøver i samme prøvetakingspunkt innhentet på forskjellige dager. Bare på noen få dager varierte blykonsentrasjonen med 3x. Innhenting av en eller noen få stikkprøver i løpet av en sesong, vil derfor ikke gi et godt bilde av metallkonsentrasjonen i vannet ved et prøvepunkt. ISCO-prøver samler opp daglig variasjon, men må stå ute lenge, kanskje gjennom hele sesongen, for å fange opp sesongvariasjoner. Sorbicell kan være en enklere metode enn ISCO-prøvetaker for å finne metallkonsentrasjonen over en periode. Sorbicellprøver fra 2020 viste en høyere metallkonsentrasjon enn ISCO-prøvene fra samme periode. I prøven (triplikat) innhentet i 2021 hadde derimot Sorbicell lavere konsentrasjon enn både ISCO og stikk. I Tabell 12.2 vises en oversikt over prøvetakingsmetodene som ble testet ut på Steinsjøen.

DGT er også en metode for å få et gjennomsnitt av metaller i vann over tid på en enkelt måte, men til forskjell fra Sorbicell finner ikke DGT den totale (eller filtrerte) konsentrasjonen av metaller, men den biotilgjengelige andelen. Det kan derfor være hensiktsmessig å benytte DGT og Sorbicell sammen, da disse kan stå ute like lenge, og ved å sammenlikne resultatene kan man få et godt bilde av hvor stor del av metallene i vannet som er biotilgjengelige. DGT har i dette og et tidligere forøk (Aaneby, Johnsen og Mariussen, 2018) vist seg å ikke fungere optimalt for sink i typisk norske vann.

Størrelses og ladningsfraksjonering av metaller i vannprøver gir et godt bilde av i hvilke fraksjoner metallforurensingen foreligger. Men for å si noe om biotilgjengelig andel metaller, i alle fall kobber og bly, vil DGT være en bedre metode. Dette er fordi DGT samler opp prøve over en periode, mens ved fraksjonering av stikkprøver får man kun et øyeblikksbilde. Man kan selvfølgelig også fraksjonere prøver samlet inn med ISCO, men en del kan potensielt skje i prøvebeholderen i de ukene den står og samler inn prøve, som gjør at metallfraksjonene vil endre seg. I dette forsøket ble det funnet at størrelsesfraksjoneringen i ISCO- og stikkprøver ikke skilte seg veldig mye fra hverandre, men det var en tendens til at det forelå flere metaller i de større størrelsesfraksjonene i ISCO-prøver enn i stikkprøver. Det er også noe usikkert i hvilke fraksjoner de biotilgjengelige andelen foreligger. For sink og antimon er DGT noe vanskeligere å benytte, for antimon kreves spesiell opparbeiding, og for sink fungerer ikke DGT så godt i Norge. Vil man se på biotilgjengeligheten av disse stoffene, vil størrelses- og ladningsfraksjonering være en god metode.

Fordi ISCO-prøver blir stående ute i prøvebeholder i en periode før de hentes inn til analyse, kan det tenkes at noe av metallet feller ut fra prøven før det rekker å analyseres. Det ble testet om dette kunne forhindres ved hjelp av å tilsette syre i prøvebeholderen når den ble satt ut. Det ble funnet at både kobber-, sink-, og blykonsentrasjonen var høyere i syrekonserverte prøver, enn i ukonserverte prøver. Det ble funnet at blykonsentrasjonen holdt seg stabil ved lagring i

---

---

konserverte prøver, syren forhindret dermed at bly felte ut i prøven under lagring. For kobber og sink holdt konsentrasjonen seg stabil i ukonserverte prøver under lagring og økte i konserverte prøver. Dette tyder på at kobber og sink mobiliseres ved syrekonservering. Om man bør konservere prøver som skal lagres i en periode, slik som ISCO i felt, kommer derfor an på om man er mest interessert i kobber og sink, eller bly.

Om prøver bør filtreres i felt, på laboratoriet, totaloppsluttet eller analyseres ubehandlet kan i teorien ha mye å si for analyseresultatet. I vannkvaliteten på Steinsjøen kunne det tyde på at for kobber og antimon, hadde det ikke så mye å si hvilke prøveprepareringsmetoder som ble benyttet. For sink, og spesielt bly, varierte resultatet ut ifra hvilken prepareringsmetode som ble benyttet. For bly tydet det på at prøven enten må konserveres, eller totaloppsluttet for å få med alt av bly som er til stede i prøven. Det var ingen stor forskjell på prøver filtrert i felt, og prøver filtrert på laboratoriet noen dager etterpå. Det er derfor ikke nødvendig å filtrere prøver i felt hvis de ikke skal lagres over lengre perioder før analyse. For å forhindre at større partikler blir med i analysen, bør ellers prøvene filtreres før eventuell konservering og totaloppslutning.

## **12.4      Anbefalinger**

### **12.4.1    Videre undersøkelser**

- Sammenlikning av prøver innhentet med jordbor og gravemaskin bør gjøres flere steder.

### **12.4.2    Kartlegging av metallforurensing i jorden på skytebaner**

Tabell 12.1 oppsummerer metodene for kartlegging av metallforurensing testet ut på Steinsjøen i 2020 og 2021, i tillegg til et par kjente prøvetakingsmetoder (stikk og MIS).

Tabell 12.1 Prøvetakingsmetoder og analyse av jordprøver oppsummert.

	<b>Positivt</b>	<b>Negativt</b>	<b>Egner seg til</b>
<b>Blandprøver (MIS)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Gir nøyaktige resultater med få prøver til analyse</li> <li>• Gir gjennomsnittskonsentrasjon på et gitt område</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Viktig med preparering av prøvene på laboratoriet for godt resultat (Tørking, sikting, knusing osv.)</li> <li>• Kan være tidkrevende å innhente mange små stikkprøver (increments) på f.eks. myr</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Å finne gjennomsnittskonsentrasjon på et område</li> <li>• Kan også brukes på mindre områder istedenfor stikkprøver, da med færre små prøver som samles til én (&gt;5, avhengig av områdets størrelse)</li> </ul>
<b>Stikkprøver</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Krever lite tid</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Mange prøver til analyse hvis man skal få et godt/nøyaktig resultat</li> <li>• Er sjelden en god metode, selv på små områder bør det samles noen mindre prøver til en blandet prøve</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Mange små stikkprøver, tatt relativt tett, kan benyttes for å kartlegge et område</li> </ul>
<b>XRF</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Rask og enkel metode</li> <li>• Gir direkte resultater</li> <li>• Mulig å ta mange målinger billig</li> <li>• Lett å ta med seg i felt</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Gir mindre nøyaktige resultater enn å sende jordprøver til analyse</li> <li>• Gir ikke nøyaktige resultater i spesielt fuktige områder (myr)</li> <li>• Fare for brukerfeil</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Danne seg et bilde av metallforurensingen på et område</li> <li>• Finne, men ikke avgrense hotspots</li> <li>• Konstatere tilstedeværelse, men ikke nødvendigvis fravær av metaller</li> </ul>
<b>Jordbor</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Enkel metode å ta dybdeprøver</li> <li>• Minsker faren for kontaminering mellom jordlagene (sammenliknet med graving)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Fordi det innhentes lite prøve per jordlag ved et stikk, bør det tas flere jordborprøver fra hvert område</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Egner seg for å finne metallforurensingen nedover i jordprofilen</li> </ul>
<b>Utlekkingstester</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• En mer treffsikker metode enn å måle en mengde fysiske- og kjemiske parametere i jorden</li> <li>• Relativt enkel å utføre</li> </ul>		<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ristetester/utlekkingsstester med vann egner seg for å undersøke metallers mobilitet i jorden</li> <li>• Ristetester/utlekkingsstester med CaCl<sub>2</sub> eller NaNO<sub>3</sub> egner seg for å undersøke metallenes tilgjengelighet for opptak i planter og organismer</li> </ul>

### 12.4.3 Vannprøvetaking

Tabell 12.2 oppsummerer prøvetakingsmetodene som ble testet for vann på Steinsjøen i 2020 og 2021. I tabellen beskrives det hva som er de positive og negative sidene ved hver enkelt metode, og hva hver metode egner seg til.

Tabell 12.2 Prøvetakingsmetoder i vann oppsummert.

	<b>Positivt</b>	<b>Negativt</b>	<b>Egner seg til</b>
<b>Sorbicell</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Gir gjennomsnitt over en gitt periode uten investering i dyrt utstyr</li> <li>• Er liten og hendig (lettere å ta med seg enn en ISCO)</li> <li>• Unngår lagringseffekter (utfelling eller mobilisering)</li> <li>• Omgår problem rundt prøvepreparering</li> <li>• Krever ikke strømkilde</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Kan tettes av biofilm, partikler eller annet</li> <li>• Er ikke en direkte målemetode, og det er dermed noe mer usikkerhet i metoden</li> <li>• Binding av metaller til Sorbicell kan påvirkes av fysiske- og kjemiske parametere i vannet f.eks. ved svært høy turbiditet og TOC</li> <li>• Gir ikke daglig variasjon</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Overvåking der man ønsker gjennomsnittskonsentrasjon over en periode</li> <li>• Kan gjerne benyttes sammen med DGT for å se på både total og biotilgjengelig andel</li> <li>• Kan benyttes sammen med stikkprøver der man analyserer for andre parametere slik som TOC, pH, turbiditet etc.</li> </ul>
<b>DGT</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Er liten, hendig og enkel å bruke</li> <li>• Unngår lagringseffekter</li> <li>• Gir biotilgjengelig andel metaller</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Binding av metaller til DGT kan potensielt påvirkes av fysiske- og kjemiske parametere i vannet</li> <li>• Er ikke en direkte målemetode</li> <li>• Gir ikke daglig variasjon</li> <li>• Måler ikke total konsentrasjon i vannet</li> <li>• Fungerer ikke optimalt for sink</li> <li>• Usikkert nøyaktig hvilke forbindelser DGT tar opp</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Kan gjerne benyttes sammen med Sorbicell</li> <li>• I tilfeller der man ønsker å finne den gjennomsnittlige biotilgjengelige andelen metaller i vannet over en periode</li> </ul>
<b>ISCO /Autosampler</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Innhenter automatisk prøver over en gitt periode</li> <li>• Kan måle daglig variasjon</li> <li>• Direkte målemetode</li> <li>• Mulighet for enten gjennomsnittsprøve, eller enkeltprøver (karusell)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Relativt stort og dyrt utstyr</li> <li>• Krever strømkilde</li> <li>• Kan oppstå lagringseffekter (utfelling eller mobilisering)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Overvåking der man ønsker å se daglig variasjon</li> <li>• I tilfeller der man ønsker spesiering av vannprøven, eller å analysere flere parametere enn metaller</li> <li>• Overvåking der man ønsker gjennomsnittskonsentrasjon over en periode, men Sorbicell er et vel så godt alternativ for dette</li> </ul>

	Positivt	Negativt	Egner seg til
Stikk	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Lite lagringseffekter hvis prøven analyseres raskt</li> <li>• Enkelt å utføre (krever lite kunnskap og utstyr, og kan utføres av de fleste)</li> <li>• Direkte målemetode</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Gir kun et øyeblikksbilde</li> <li>• Kun én eller noen få stikkprøver gir usikre resultater</li> <li>• Tidkrevende om man vil ha daglig variasjon eller gjennomsnitt over lengre perioder</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Konstatere tilstedeværelse av forurensning</li> <li>• Som ledd i overvåkning der det hentes hyppige prøver gjennom en lengre periode</li> <li>• For å se på metallkonsentrasjonen under en spesiell episode (f.eks. anleggsarbeid eller vårmsmelting)</li> </ul>

#### 12.4.4 Behandling av vannprøver

- **Syrekonservering** kan mobilisere metaller bundet til partikler, eller det kan hindre metaller i å felle ut i løsning.
- **Filtrering:** Vannprøver bør filtreres, men resultatene fra denne studien tyder på at det ikke har så mye å si om de filtreres i felt eller i lab et par dager etterpå. Men dette kan være forskjellig i forskjellige vannkvaliteter.
- **Totalopplutning:** I mange tilfeller er det liten forskjell på totaloppluttet og filtrert prøve. I noen tilfeller, der det er veldig mye suspenderte partikler i vannet, kan det være stor forskjell. I de fleste tilfeller vil analyse av filtrerte prøver gi den informasjonen man trenger, fordi det er dette som omfattes av grenseverdiene for metaller i ferskvann, men en totaloppluttet prøve kan gi ytterligere informasjon.

#### 12.4.5 Tiltak og remediering

- Jord har kapasitet til å binde mye metaller, infiltrasjon gjennom ren jord kan derfor være en god metode for å redusere utlekking. Men denne jorden kan potensielt bli en kilde til utlekking over tid.
- Filtermedier holdt bedre på de adsorberte metallene enn jord gjorde i dette forsøket.

#### 12.4.6 Kjemiske parametere

- **Kornstørrelsesfordeling** gir informasjon om vertikal transport av forurensningen i jorden, større fraksjoner → mer vertikal transport.
- **Kationbyttekapasitet (CEC), pH og TOC** er viktige parametere for metallers mobilitet i jord. Generelt bidrar høy CEC og TOC til å binde metaller, og dermed minke mobiliteten, mens lav pH vil løse ut og mobilisere metaller.
  - I dette forsøket så det ut til at utlekking/mobilitet av bly ble lite påvirket av CEC, pH og TOC, men relaterte seg mest til konsentrasjonen av bly i jorda.



---

---

## 12.5 Konklusjon

Dette arbeidet hadde et svært bredt fokus, de viktigste konklusjonene fra arbeidet er oppsummert i dette avsnittet.

Resultatene fra forsøket beskrevet i denne rapporten tydet på at jordbor er en enkel og god metode for å innhente dybdeprøver, sammenliknet med å innhente dybdeprøver med gravemaskin. Prøver innhentet med jordbor og gravemaskin bør sammenliknet på flere områder før en endelig konklusjon er klar. XRF er en billig og enkel metode for å kartlegge metallforurensning på et område, men for å bestemme metallkonsentrasjon bør jordprøver sendes til laboratoriet for analyse. Jordens fysiske- og kjemiske parametere påvirker utlekkingen av metaller fra jorden, men fordi det er mange parametere som kan påvirke utlekkingen, kan det være en lite treffsikker metode for å predikere utlekking. Utlekkingstester, slik som ristetester, er en mer målrettet og treffsikker metode for å se på utlekking fra jord. Analyse av kjemiske/fysiske parametere vil ellers være en god metode for å vurdere potensialet for utlekking før forurensningen tilføres, da er TOC, CEC, tørrstoff, kornstørrelsesfordeling og pH relevante parametere. Ren jord fra Steinsjøen bandt kobber og bly godt, og infiltrasjon i rene masser kan redusere utlekking fra skytefelt. Ifølge resultatene fra disse undersøkelsene tyder det på at jord med høy CEC og TOC, og lav pH har høyest evne til å binde metaller. Filtermediene viste tilsvarende sorpsjon av kobber og bly som jordprøvene fra Steinsjøen. Avrenning fra SØF varierer mye gjennom en sesong, og innhenting av noen få vannprøver vil ikke være tilstrekkelig for å vurdere, overvåke eller kartlegge forurensningen i vannforekomsten. I ISCO-prøvetakere, som samler prøve over en gitt periode, tydet resultatene på at noe metall kan felle ut under lagring. Derfor vil Sorbicell, eventuelt sammen med DGT, være gode metoder for å overvåke forurensning over en periode. Det bør tas flere prøver gjennom sesongen for å fange opp sesongvariasjon. Om prøvene filtreres i felt eller i laboratoriet hadde liten effekt i dette studiet, men det bør utføres forsøk ved flere vannkvaliteter for å kunne konkludere. Lagring av prøvene kan ha en effekt på metallkonsentrasjonen i prøven, lagring uten syrekonservering kan føre til utfelling av metaller, mens lagring av syrekonservert prøve kan mobilisere metaller. Resultatene fra dette forsøket tydet på at bly felte ut når prøven var ukonservert, mens kobber og sink ble mobilisert når prøven var konservert. Det var en tydelig reduksjon i metallkonsentrasjonen i vannet nedstrøms tjern sammenliknet med oppstrøms.

---

---

## Vedlegg

### A Jordprøver

#### A.1 Koordinater

Tabell A.1 koordinater for jordprøver innhentet i dybden på bane 5 og 6 i 2020.

Bane	Område	UTM-sone	E	N
5	Sjakt 1	32	614691	6712934
	Sjakt 2	32	614675	6712929
	Område 1	32	614713	6712929
	Område 2	32	614712	6712937
6	Område 1	32	614697	6713047
	Sjakt 1	32	614685	6713193
	Sjakt 2	32	614678	6713190
	Sjakt 3	32	614702	6713133

#### A.2 Kationbyttekapasitet

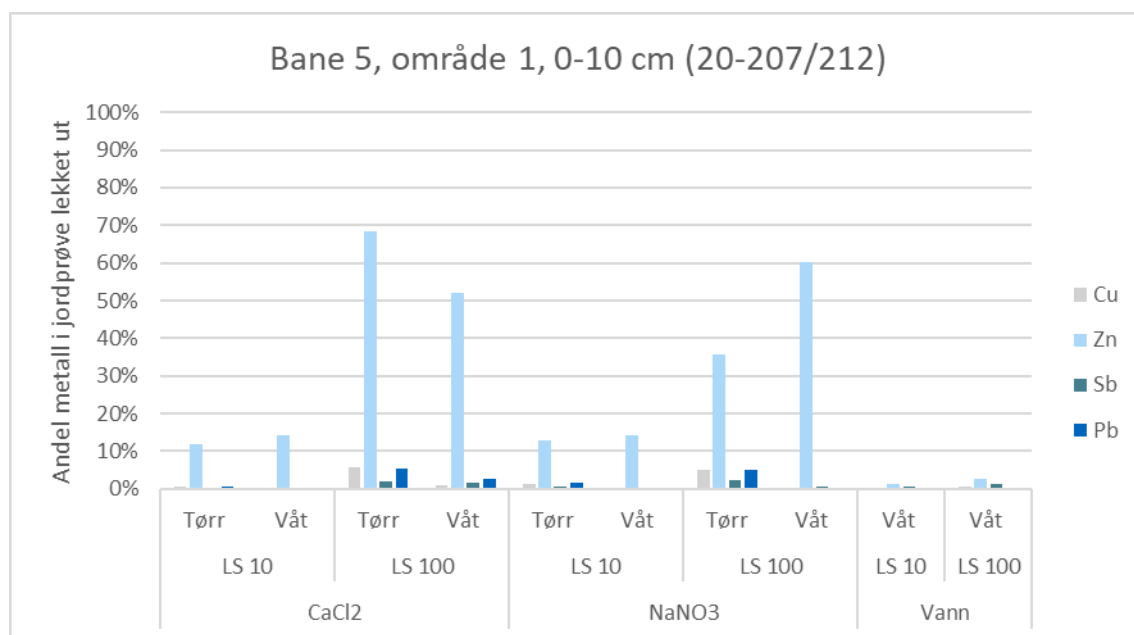
Tabell A.2 Kationbyttekapasitet i jordprøver fra bane 5.

Område	Dybde	Prøvenr.	CEC (mekv/100 g)	%			
				Ca	K	Mg	Na
Område 1	0-10 cm	20-212	64,4	16	0,2	4,9	0,1
	10-20 cm	20-208	76,1	7,1	0,1	1,9	0,1
Område 2	0-10 cm	20-213	65,5	148	0,3	2,9	0,2
Sjakt 1	0-10 cm	20-219	117	8,8	0,2	1,5	0,1
	10-20 cm	20-220	81,3	10,4	0,1	1,5	0,1
	130-150 cm	20 224	95,9	2,8	0	0,3	0,1
Sjakt 2	Morene under torv	20-225	5,74	17,1	1,2	2	0,6

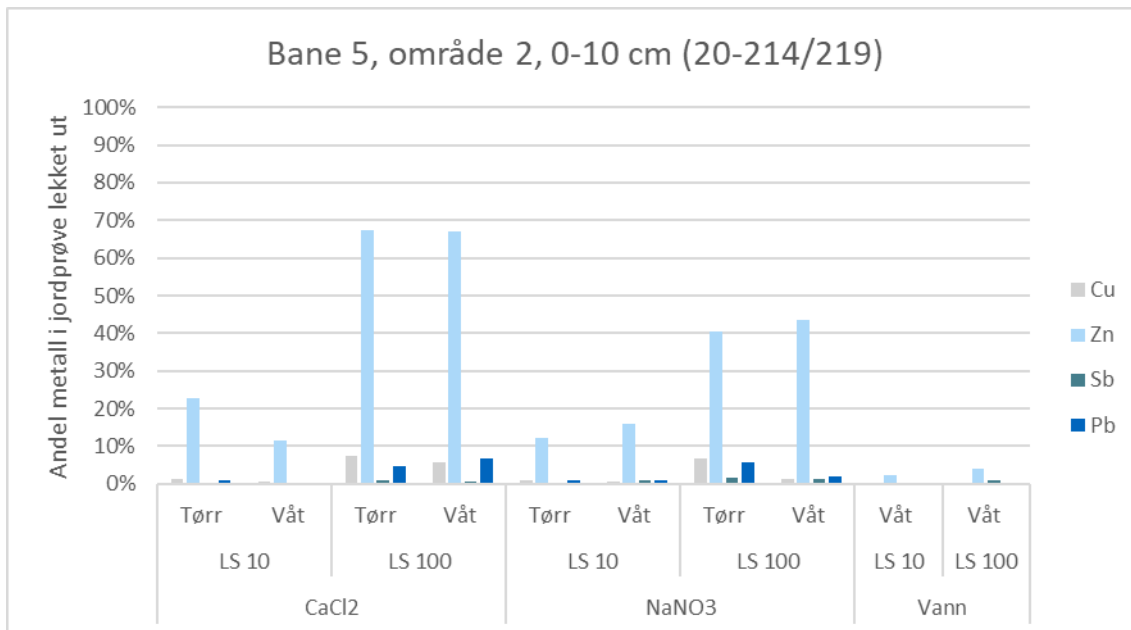
Tabell A.3 Kaitonbyttekapasitet i jordprøver fra bane 6.

Område	Dybde	Prøvenr.	CEC (mekv/100 g)	%			
				Ca	K	Mg	Na
Område 1	0-10 cm	20-227	106	2,5	0,1	0,4	0,1
	10-20 cm	20-229	65,6	6,6	0,1	1,0	0,2
Sjakt 1	0-20 cm	20-234	50,8	5,5	0,1	1,2	0,2
	30-50 cm	20-237	63,6	7,7	0,1	2,1	0,2
	150 cm	20-240	3,92	34,7	1,6	5,2	0,9
Sjakt 2	0-20 cm	20-241	4,97	2,0	0,5	0,5	0,3
	130-150 cm	20-255	2,5	8,3	1,2	1,7	0,9
Sjakt 3	100-150 cm	20-250	66,2	3,2	0,3	0,4	0,2

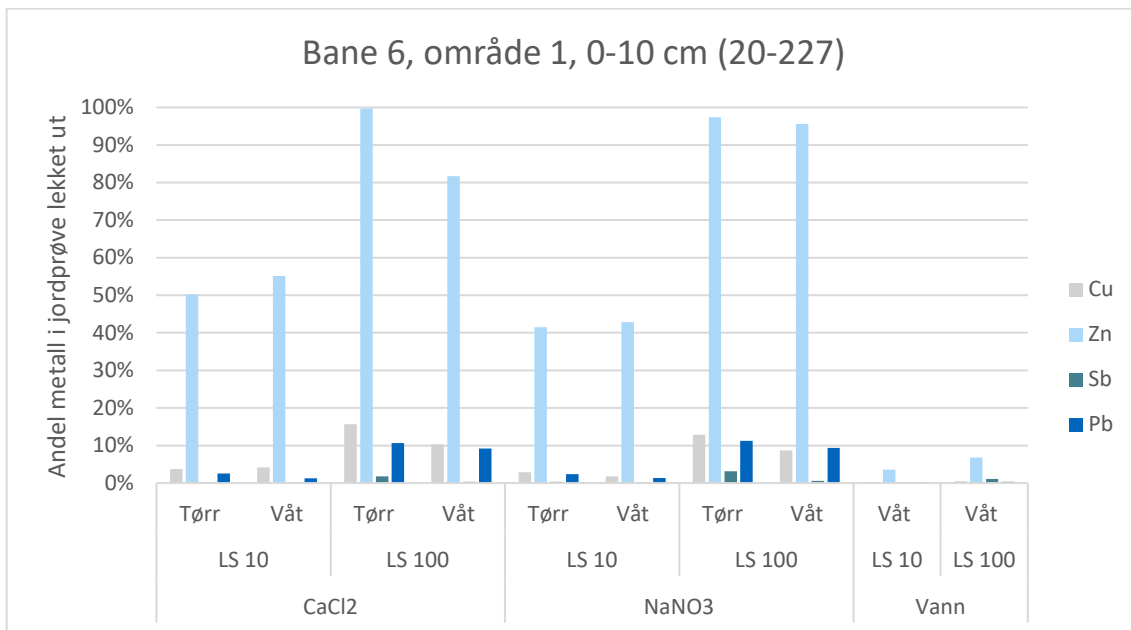
### A.3 Utlekkingstester



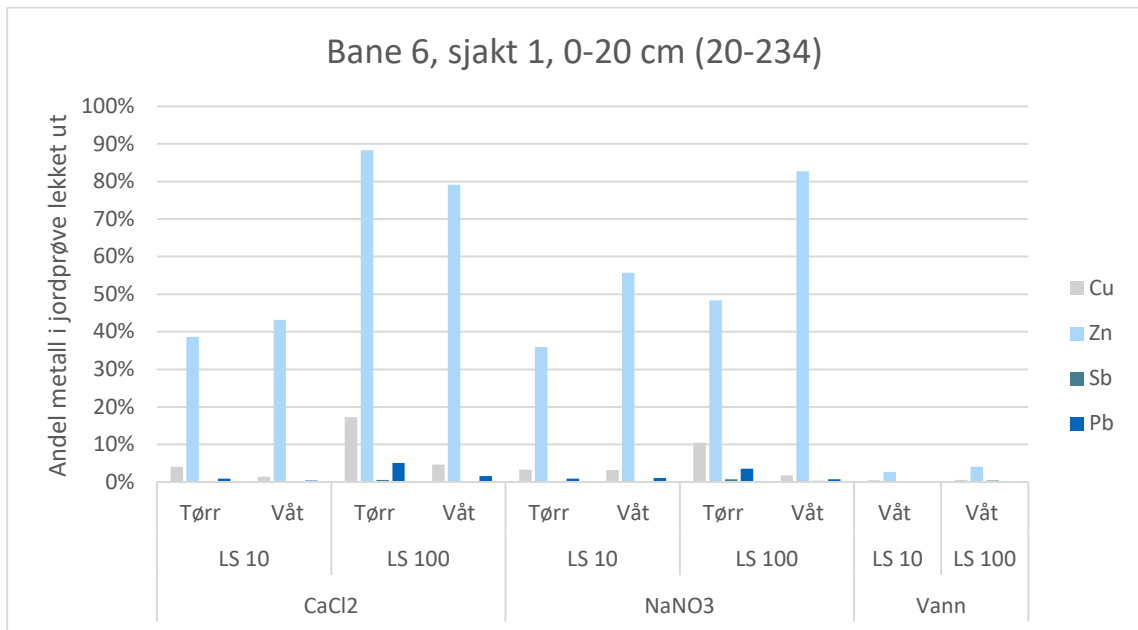
Figur A.1 Utlekking av metall fra jordprøve fra bane 5, område 1, 0-10 cm ved ulike betingelser: CaCl<sub>2</sub>, NaNO<sub>3</sub> og vann, L/S10 og L/S100, tørr og våt jord. Utlekkingen er vist som andel (%) av metallet i jordprøven som lakk ut.



Figur A.2 Utlekking av metall fra jordprøve fra bane 5, område 2, 0-10 cm ved ulike betingelser: CaCl<sub>2</sub>, NaNO<sub>3</sub> og vann, L/S10 og L/S100, tørr og våt jord. Utlekkingen er vist som andel (%) av metallet i jordprøven som lakk ut.

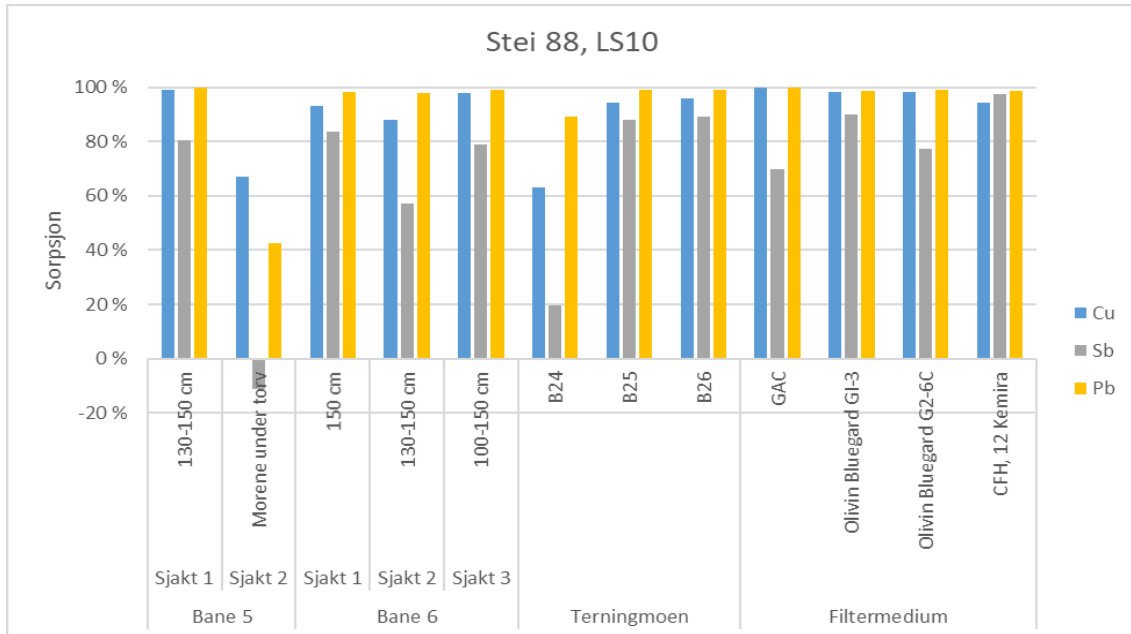


Figur A.3 Utlekking av metall fra jordprøve fra bane 6, område 1, 0-10 cm ved ulike betingelser: CaCl<sub>2</sub>, NaNO<sub>3</sub> og vann, L/S10 og L/S100, tørr og våt jord. Utlekkingen er vist som andel (%) av metallet i jordprøven som lakk ut.

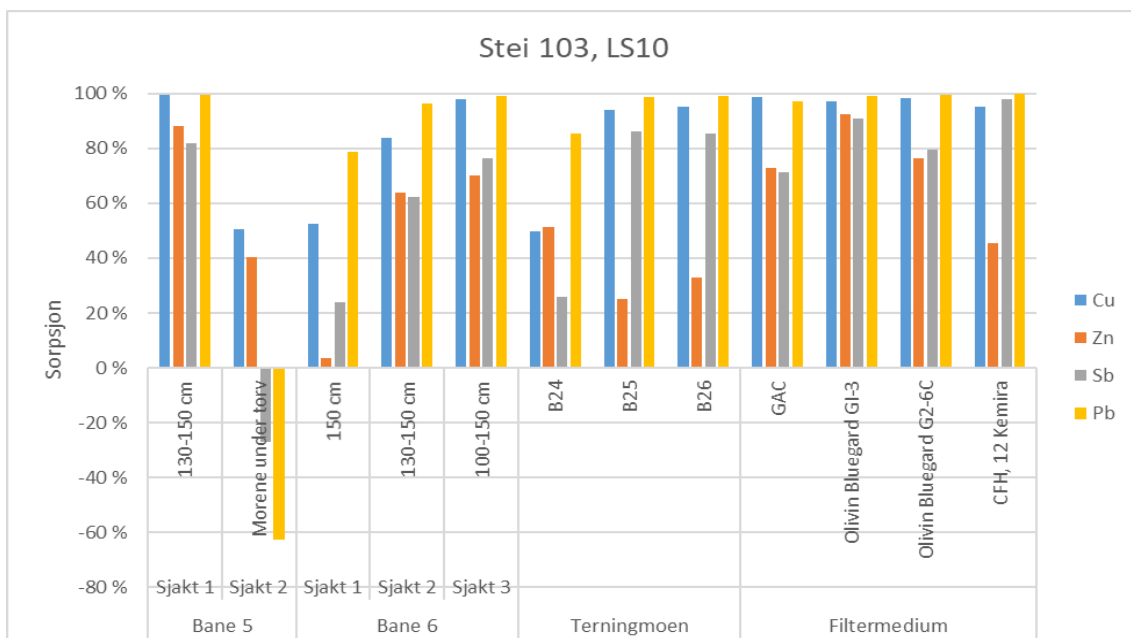


*Figur A.4 Utlekking av metall fra jordprøve på bane 6, sjakt 1, 0-20 cm ved ulike betingelser: CaCl<sub>2</sub>, NaNO<sub>3</sub> og vann, L/S10 og L/S100, tørr og våt jord. Utlekkingen vist som andel (%) av metallet i jordprøven som lakk ut.*

## A.4 Sorpsjonstester



Figur A.5 Reduksjon i konsentrasjon av kobber, antimon og sink i vannprøve fra bane 6 sammenliknet med konsentrasjonen i vannprøven før den var ristet sammen med prøvene av jord/filtermaterialer i forhold L/S10.



Figur A.6 Reduksjon i konsentrasjon av kobber, antimon og sink i vannprøve fra bane 7 sammenliknet med konsentrasjonen i vannprøven før den var ristet sammen med prøvene av jord/filtermaterialer i forhold L/S10.

---

---

## B Vannprøver

### B.1 Prøvepunkter

Tabell B.1 Beskrivelse av prøvepunkter for vann på Steinsjøen.

Punkt	Beskrivelse	Punkt	Beskrivelse
70	Nedstrøms bane	90	I bane
71	Nedstrøms bane	91	I bane
72	Nedstrøms bane	92	Oppstrøms
73	Nedstrøms bane	93	Oppstrøms
74	Nedstrøms bane	94	Ut av felt
75	Nedstrøms bane	95	Nedstrøms tjern
76	Nedstrøms bane	96	Nedstrøms tjern
77	Ut	97	Nedstrøms tjern
78	Sidebekk	98	Nedstrøms tjern
79	I bane	99	Nedstrøms tjern
80	I bane	100	Nedstrøms tjern
81	I bane	101	Nedstrøms tjern
82	I bane	102	Nedstrøms bane
83	I bane	103	Ut
84	I bane	104	I bane
85	I bane	105	I bane
86	I bane	106	Vannskille
87	I bane	107	Nedstrøms tjern
88	Kulp	108	Ut bane 4
89	I bane		

## B.2 Analyser i vann

Tabell B.2 Kjemisk innhold i alle vannprøver innhentet i 2020.

Punkt	Dato	Type	pH	Kond.	Turb.	TOC	Pb	Cu	Zn	Sb	Fe	Ca	Alk.	Cl	SO <sub>4</sub>	NO <sub>3</sub>	K	Mg	Na
70	25.05	Stikk	6,2	1,2	0,29	6,5	20	45	23	7,9	100	1,4	0,03	0,82	0,85	<5	0,11	0,19	0,85
71	25.05	Stikk	6,1	1,3	0,24	6,8	22	43	22	7,9	94	1,3							
72	25.05	Stikk	6,1	1,3	0,21	7,3	22	43	21	8,1	97	1,3							
73	25.05	Stikk	6	1,2	0,25	6,7	22	45	22	7,9	100	1,4	0,04	0,72	0,84	<5	0,11	0,18	0,84
74	25.05	Stikk	6,6	3,3	0,7	4,6	1,1	14	45	7,9	120	3,7							
75	25.05	Stikk	6,1	1,2	0,28	7,6	25	46	21	8,5	130	1,2							
76	25.05	Stikk	5,9	1,2	0,37	7,1	24	46	21	9	130	1,2	<0,03	0,91	0,78	<5	<0,1	0,17	0,81
77	25.05	Stikk	6,2	1,2	0,26	7,7	26	46	21	9	130	1,2							
78	25.05	Stikk	6,5	1,6	0,57	2,7	2,1	10	14	13	11	1,5							
79	25.05	Stikk	6,1	1,2	0,26	8,1	29	49	22	8,7	150	1,2							
80	25.05	Stikk	6,2	2,7	40	22	6,8	38	44	52	14	3,2							
81	25.05	Stikk	5,9	1,2	0,28	8	27	49	21	8,5	150	1,1							
82	25.05	Stikk	5,9	1,2	0,22	8,1	28	49	21	8,4	150	1,1							
83	25.05	Stikk	5,9	1,2	0,23	8	29	50	22	8,2	160	1,1							
84	25.05	Stikk	5,9	1,2	0,22	8,2	31	51	20	8,5	170	1							
85	25.05	Stikk	6,1	1,2	0,8	6,9	35	68	24	7,1	87	0,99							
86	25.05	Stikk	5,2	1,1	1,4	10	36	47	21	7,3	280	0,53							
87	25.05	Stikk	4,8	1,4	0,3	12	18	79	38	1,8	270	0,3							
88	25.05	Stikk	5,4	1,2	14	29	280	300	100	56	570	0,93							
89	25.05	Stikk	5,2	1,4	0,24	9,5	17	23	8,3	3	280	0,49							
90	25.05	Stikk	5	1,1	1,3	12	11	15	6,5	2,2	300	0,41							



91	25.05	Stikk	4,6	2	0,33	10	8,6	11	5	1,7	260	0,34							
92	25.05	Stikk	5	1,3	0,33	11	7	8,9	4,9	0,97	270	0,3							
93	25.05	Stikk	4,6	1,4	0,52	11	2,5	4	3,9	0,13	320	0,3	<0,03	0,97	0,32	<5	<0,1	<0,1	0,61
94	25.05	Stikk	6,7	1,7	0,58	6,5	2,3	18	17	3,6	160	2,4	0,08	1,1	0,97	87	0,26	0,28	0,92
95	25.05	Stikk	5,6	1,1	0,65	9,8	1,7	10	18	2,3	290	0,7							
96	25.05	Stikk	5,5	1,0	0,57	9,7	1,8	11	18	2,3	300	0,74							
97	25.05	Stikk	5,4	1,0	0,91	9,8	2,1	11	20	2,4	300	0,7							
98	25.05	Stikk	5,3	1,1	0,72	10	2,1	11	19	2,5	290	0,71							
99	25.05	Stikk	5,1	1,1	0,87	9,2	2	12	21	2,4	320	0,81	<0,03	0,95	0,48	<5	0,14	0,14	0,56
100	25.05	Stikk	5,6	1,1	0,9	9,8	2,2	11	20	2,5	280	0,69							
101	25.05	Stikk	5,5	1,0	1,1	9,9	2,1	11	19	2,6	270	0,73							
102	25.05	Stikk	5,1	1,9	2,3	23	210	440	410	48	380	1,2							
103	25.05	Stikk	4,9	1,9	2,3	22	250	500	430	63	250	1	<0,03	2	0,82	64	0,34	0,2	0,49
104	25.05	Stikk	4,9	1,9	3,1	26	280	610	520	68	330	1,1							
105	25.05	Stikk	5,2	1,8	3,5	29	360	640	620	140	210	1,3							
106	25.05	Stikk	5	1,2	3,3	15	11	360	330	3,5	130	0,36							
107	25.05	Stikk	6,6	1,8	0,46	5,4	3,6	21	16	4,4	130	2,2	<0,03	0,97	1,1	110	0,28	0,28	0,97
108	25.05	Stikk	6,4	2,3	0,43	6,4	3,3	14	13	3	97	3	0,08	1,3	1,6	370	0,58	0,32	0,96
70	25.05	Stikk-<3kDa					1,5	15	13	7,7									
73	25.05	Stikk-<3kDa					1,5	14	12	7,8									
76	25.05	Stikk-<3kDa					15	12	8,7	1,7									
94	25.05	Stikk-<3kDa					0,4	8,7	13	3,5									
99	25.05	Stikk-<3kDa					0,4	4,6	11	2,2									
103	25.05	Stikk-<3kDa					22	185	264	64									
107	25.05	Stikk-<3kDa					0,51	8,3	13	4,2									
70	25.05	Stikk->10kDa					14,4	25	5,4	0									

73	25.05	Stikk->10kDa					15	24	2,6	0									
76	25.05	Stikk->10kDa					26	4,5	0,0	16									
94	25.05	Stikk->10kDa					2,8	11	0,0	0									
99	25.05	Stikk->10kDa					2,1	8,0	3,4	0									
103	25.05	Stikk->10kDa					174	360	148	5,2									
107	25.05	Stikk->10kDa					4,4	15,2	3,3	0,29									
70	25.05	Stikk-3-10kDa					6,1	19,9	8,1	0,6									
73	25.05	Stikk-3-10kDa					6,8	20,7	8,9	0,5									
76	25.05	Stikk-3-10kDa					22	9,0	0,4	7,3									
94	25.05	Stikk-3-10kDa					0,2	4,4	5,6	0,2									
99	25.05	Stikk-3-10kDa					0,5	3,8	8,9	0,2									
103	25.05	Stikk-3-10kDa					38	165	143	2,3									
107	25.05	Stikk-3-10kDa					0,55	8,4	3,9	0,2									
70	25.05	Stikk-anion					0,2	5,2	0,9	7,9									
73	25.05	Stikk-anion					0	3,6	0	7,7									
76	25.05	Stikk-anion					3,2	0,9	8,6	0									
94	25.05	Stikk-anion					0	1,2	0,0	3,2									
99	25.05	Stikk-anion					0	0,0	0,0	1,9									
103	25.05	Stikk-anion					0	45	12	61									
107	25.05	Stikk-anion					0	0	0	3,7									
70	25.05	Stikk-kation					13	31	26	0									
73	25.05	Stikk-kation					14	31	23	0									
76	25.05	Stikk-kation					25	19	0	11									
94	25.05	Stikk-kation					1,0	8,4	18	0									
99	25.05	Stikk-kation					0,9	5,8	22	0									
103	25.05	Stikk-kation					184	523	553	0									

107	25.05	Stikk-kation					2,8	15	20	0									
70	25.05	Stikk-nøytral					8,7	23	0,0	0,4									
73	25.05	Stikk-nøytral					8,9	23,5	0,9	0,8									
76	25.05	Stikk-nøytral					35	6,0	0,8	15,2									
94	25.05	Stikk-nøytral					3,1	15	1,1	0,6									
99	25.05	Stikk-nøytral					2,4	11	3,7	0,7									
103	25.05	Stikk-nøytral					50	142	0,0	11									
107	25.05	Stikk-nøytral					4,3	18	1,0	1,2									
70	25.05	Stikk-filtrert					22	59	27	8,4									
73	25.05	Stikk-filtrert					23	59	24	8,2									
76	25.05	Stikk-filtrert					63	26	9,2	25									
94	25.05	Stikk-filtrert					3,4	24	19	3,8									
99	25.05	Stikk-filtrert					3,0	16	24	0,0									
103	25.05	Stikk-filtrert					233	710	555	71,3									
107	25.05	Stikk-filtrert					5,4	31	20	4,7									
73	08.06	ISCO	6,5	1,8	1,6	8,1	15	47	26	8,2	210	2,5	0,1	0,82	0,91	10	0,16	0,31	1,1
94	08.06	ISCO	6,7	1,7	0,4	6,5	1,3	17	14	3,8	130	2	0,07	0,86	1,01	100	0,26	0,29	1
99	08.06	ISCO	5,5	1,1	1,3	12	2,1	15	25	2,3	330	1,3	<0,03	0,93	0,37	16	0,18	0,16	0,64
73	08.06	Stikk	6	1,4	0,3	9,2	33	63	31	9,2	200	1,6							
94	08.06	Stikk	6,4	1,5	0,54	9,3	4,3	26	20	4,3	180	1,7							
99	08.06	Stikk	5,1	1,1	1,1	11	2	13	22	2,8	290	0,77							
103	08.06	Stikk	4,9	1,9	1,9	19	170	500	580	70	310	1,3							
107	08.06	Stikk	6,3	1,8	0,49	8,1	6,2	34	21	5,2	150	2,2							
108	08.06	Stikk	6,3	2,8	0,53	9,3	2,5	8,7	13	1,8	160	3,7							
73	09.06	DGT					6,6	11	61										
94	09.06	DGT					0,67	2,5	28										

99	09.06	DGT					0,94	4,3	44										
103	09.06	DGT					36	128	485										
107	09.06	DGT					1,3	6,2	45										
107	09.06	DGT					0,51	1,9	22										
73	24.06	DGT					6,3	13	44	0,02									
94	24.06	DGT					0,36	1,8	13	0,01									
99	24.06	DGT					1,5	4,9	68	0,006									
103	24.06	DGT					21	80	290	0,09									
107	24.06	DGT					0,49	5,3	25	0,01									
108	24.06	DGT					0,22	1,3	11	0,01									
73	24.06	ISCO	6,7	2,04	0,47	8,1	11	45	24	7,1	160	2,8							
94	24.06	ISCO	6,6	1,56	0,64	8,4	1,7	22	17	3,9	130	2							
99	24.06	ISCO	5,6	1,08	1,2	11	2,4	15	26	2,5	350	1,1							
73	24.06	ISCO-<3kDa					0,5	13	13	6,9									
94	24.06	ISCO-<3kDa					0,1	5,4	7,6	3,6									
99	24.06	ISCO-<3kDa					0,2	4,2	11	2,3									
73	24.06	ISCO->10kDa					8,3	26	4,4	0,6									
94	24.06	ISCO->10kDa					1,7	15	3,8	0,3									
99	24.06	ISCO->10kDa					2,4	10	5,4	0,2									
73	24.06	ISCO-3-10kDa					1,5	13	5,6	0,2									
94	24.06	ISCO-3-10kDa					0,3	6,4	5,8	0,2									
99	24.06	ISCO-3-10kDa					0,4	3,8	8,7	0,2									
73	24.06	ISCO-anion					0,1	4,1	0	5,2									
94	24.06	ISCO-anion					0,0	1,6	0	2,4									
99	24.06	ISCO-anion					0,4	1,0	0,3	1,5									
73	24.06	ISCO-kation					3,4	20	23	0,1									

94	24.06	ISCO-kation					0,5	7,0	15	0,1									
99	24.06	ISCO-kation					1,7	6,0	25	-0,1									
73	24.06	ISCO-nøytral					5,2	27	0,9	2,3									
94	24.06	ISCO-nøytral					1,7	18	3,0	1,6									
99	24.06	ISCO-nøytral					0,9	12	0	1,3									
73	24.06	Stikk-filtrert					10	52	23	7,7									
94	24.06	Stikk-filtrert					2,1	27	17	4,1									
99	24.06	Stikk-filtrert					3,0	19	25	2,7									
73	24.06	Sorbicell					22	49	24	7,4	250								
73	24.06	Sorbicell					20	45	23	7,6	260								
94	24.06	Sorbicell					3,3	20	18	3,4	190								
94	24.06	Sorbicell					2,6	17	17	3	140								
99	24.06	Sorbicell					1,8	12	17	1,7	290								
99	24.06	Sorbicell					2,4	13	23	2	350								
103	24.06	Sorbicell					89	130	240	7,6	1500								
107	24.06	Sorbicell					3,6	20	14	3,3	170								
108	24.06	Sorbicell					3,9	13	16	2,2	140								
70	24.06	Stikk	6,4	2,1	0,45	9,2	20	60	33	9,5	300	2,7							
72	24.06	Stikk	6,4	2,1	0,49	9,5	19	61	34	9,3	280	2,8							
73	24.06	Stikk	6,4	2,1	0,53	9,4	21	63	34	9,5	350	2,7							
76	24.06	Stikk	6,2	1,9	0,49	9,8	24	67	34	11	270	2,4							
79	24.06	Stikk	6,2	2	0,45	10	27	70	34	11	280	2,2							
84	24.06	Stikk	5,9	1,1	0,44	10	36	75	32	11	440	2							
86	24.06	Stikk	5,8	1,6	4	16	43	120	44	11	280	1,6							
88	24.06	Stikk	5,3	1,5	7	20	340	340	120	71	370	1							
89	24.06	Stikk	5,1	1,5	0,5	14	40	43	19	3,2	640	1,1							

91	24.06	Stikk	5,2	1,4	0,31	10	9	16	9,3	2,2	480	0,72						
93	24.06	Stikk	4,8	1,72	0,35	13	3,5	5,3	6,9	0,18	700	0,78						
94	24.06	Stikk	6,8	1,94	0,51	7,5	2,1	20	13	3,5	260	2,3						
99	24.06	Stikk	5,3	1,07	0,63	10	2	13	24	2,7	320	0,9						
101	24.06	Stikk	5,5	1,07	6,9	22	1,5	13	22	3	220	0,81						
102	24.06	Stikk	5,2	2,24	5,4	35	130	260	300	13	1600	2,3						
102	24.06	Stikk	4,3	3,3	0,59	30	2	2,5	13	0,18	640	1,6						
103	24.06	Stikk	5,6	2,84	5,9	27	110	380	520	36	1500	3,4						
103	24.06	Stikk	5,6	1,65	1,9	10	2,2	97	89	4	270	1,6						
106	24.06	Stikk	4,3	2,44	4	30	12	250	410	1,9	200	0,74						
107	24.06	Stikk	6,5	2,05	0,62	7,5	3	23	14	3,8	250	2,7						
108	24.06	Stikk	6,6	3,36	0,51	8,6	1	8	12	1,2	220	4,7						
70	24.06	Stikk-<3kDa					1,3	18	20	8,6								
73	24.06	Stikk-<3kDa					2,1	22	29	9,3								
76	24.06	Stikk-<3kDa					2,8	24	20	10								
84	24.06	Stikk-<3kDa					5,3	33	22	11								
88	24.06	Stikk-<3kDa					57	138	62	64								
93	24.06	Stikk-<3kDa					1,0	2,4	4,9	0,27								
94	24.06	Stikk-<3kDa					0,1	5,5	6,9	3,3								
99	24.06	Stikk-<3kDa					0,7	5,4	12,2	2,9								
103	24.06	Stikk-<3kDa					7,8	106	260	34								
107	24.06	Stikk-<3kDa					0,1	5,9	8,9	3,7								
70	24.06	Stikk->10kDa					13	23	4,4	0,59								
73	24.06	Stikk->10kDa					15	23	4,6	0,4								
76	24.06	Stikk->10kDa					19	26	4,1	0,38								
84	24.06	Stikk->10kDa					31	31	3,9	0,5								

88	24.06	Stikk->10kDa					144	32	13	1,3									
93	24.06	Stikk->10kDa					7,1	6,1	0	0,08									
94	24.06	Stikk->10kDa					2,5	11	2,6	0,2									
99	24.06	Stikk->10kDa					1,2	5,5	2,8	0									
103	24.06	Stikk->10kDa					89	152	63	3,2									
107	24.06	Stikk->10kDa					2,8	14	3,1	0,4									
70	24.06	Stikk-3-10kDa					3,7	13	5,2	0,40									
73	24.06	Stikk-3-10kDa					3,8	11	0	0,1									
76	24.06	Stikk-3-10kDa					6,6	15	6,2	0,35									
84	24.06	Stikk-3-10kDa					6,7	11	2,7	0									
88	24.06	Stikk-3-10kDa					79	127	25	3,8									
93	24.06	Stikk-3-10kDa					1,04	0,92	2,51	0									
94	24.06	Stikk-3-10kDa					0,3	5,1	3,0	0,1									
99	24.06	Stikk-3-10kDa					1,3	4,0	6,6	0,1									
103	24.06	Stikk-3-10kDa					13	70	71	1,3									
107	24.06	Stikk-3-10kDa					0,3	8,0	2,4	0,0									
70	24.06	Stikk-anion					0,52	7,39	0	8,9									
73	24.06	Stikk-anion					0	6,5	0,1	8,9									
76	24.06	Stikk-anion					0,49	7,6	0,68	9,98									
84	24.06	Stikk-anion					0	5,06	0	10,3									
88	24.06	Stikk-anion					1,7	26,8	2,2	63,9									
93	24.06	Stikk-anion					0	0	0,81	0									
94	24.06	Stikk-anion					0	0,8	0,4	2,5									
99	24.06	Stikk-anion					0	0	0	2,1									
103	24.06	Stikk-anion					3,5	16	0	29									
107	24.06	Stikk-anion					0	0,3	0	1,7									

70	24.06	Stikk-kation				9,1	27	28	0,09										
73	24.06	Stikk-kation				11	29	28	0,0										
76	24.06	Stikk-kation				16	37	28	0,04										
84	24.06	Stikk-kation				27	45	27	0										
88	24.06	Stikk-kation				233	223	98	0										
93	24.06	Stikk-kation				6,7	4,7	7,1	0										
94	24.06	Stikk-kation				0,5	5,4	12	0,0										
99	24.06	Stikk-kation				1,9	4,7	21	0										
103	24.06	Stikk-kation				70	227	389	0,5										
107	24.06	Stikk-kation				0,9	10,4	13	0,0										
70	24.06	Stikk-nøytral				8,9	20	2,2	0,66										
73	24.06	Stikk-nøytral				11	21	1,8	0,9										
76	24.06	Stikk-nøytral				11	20	1,6	0,98										
84	24.06	Stikk-nøytral				17	25	2,2	1,4										
88	24.06	Stikk-nøytral				45	47	0,6	6,8										
93	24.06	Stikk-nøytral				3,5	4,7	0	0,47										
94	24.06	Stikk-nøytral				3,0	16	0,3	1,1										
99	24.06	Stikk-nøytral				1,9	12	1,5	0,8										
103	24.06	Stikk-nøytral				36	84	8,6	9,7										
107	24.06	Stikk-nøytral				2,5	17	1,6	2,3										
70	24.06	Stikk-filtrert				18	55	30	9,6										
73	24.06	Stikk-filtrert				21	57	30	9,8										
76	24.06	Stikk-filtrert				29	65	301	11										
84	24.06	Stikk-filtrert				43	75	29	12										
88	24.06	Stikk-filtrert				280	298	101	70										
93	24.06	Stikk-filtrert				9,1	9,4	7,3	0,3										



94	24.06	Stikk-filtrert					2,8	22	12	3,6									
99	24.06	Stikk-filtrert					3,2	15	21	2,9									
103	24.06	Stikk-filtrert					110	328	394	39									
107	24.06	Stikk-filtrert					3,1	28	14,3	4,0									
73	21.09	ISCO	7	2,7	2,9	12	7,4	40	17	6,1	420	4	0,18	1,3	1,05	<5	0,17	0,48	1,4
94	21.09	ISCO	6,8	2,1	1,2	9,7	3,5	18	13	3	500	2,8	0,12	1,3	1	15	0,25	0,37	1,1
99	21.09	ISCO	5,6	1,2	5,2	16	1,4	9,6	24	2	370	1,3	<0,03	1,2	0,51	<5	0,1	0,21	0,66
70	21.09	Stikk	7,2	4,6	4,5	8,6	9,3	24	17	1,9	880	7,5							
71	21.09	Stikk	7	4,7	3,9	8,2	9,8	25	20	1,9	940	7							
72	21.09	Stikk	6,9	4,8	4,8	7,5	10	25	18	1,8	1000	7,4							
73	21.09	Stikk	6,7	5,0	4,2	7,7	11	26	21	1,8	960	7,6							
76	21.09	Stikk	6,6	4,6	6,5	8,6	12	26	23	1,9	1000	7,3							
77	21.09	Stikk	6,3	4,6	5,6	8,8	13	28	24	1,9	1200	7,3							
78	21.09	Stikk	6,2	2,4	580	250	2,8	19	18	2,3	520	3,1							
79	21.09	Stikk	6,5	4,6	12	12	15	31	26	2	1300	6,9							
80	21.09	Stikk	6,7	3,3	18	18	15	30	24	2,1	1300	6,7							
81	21.09	Stikk	7	12	220	140	2,4	19	14	1,9	200	21							
82	21.09	Stikk	6,3	4,0	11	13	20	33	26	2,2	1500	5,8							
83	21.09	Stikk	6,4	4,1	12	14	19	33	26	2,2	1500	5,9							
84	21.09	Stikk	6,1	4,3	8,2	11	24	34	24	2,2	1700	6							
86	21.09	Stikk	6,4	4,2	46	25	18	25	33	1,8	1700	5,3							
89	21.09	Stikk	5,7	2,1	17	28	14	12	18	1,9	910	1,9							
90	21.09	Stikk	5,4	1,5	2,7	13	7,2	18	9,4	1,7	670	0,81							
92	21.09	Stikk	5,8	<0,1	4,5	11	22	29	8,1	2,9	2100	0,89							
93	21.09	Stikk	5,3	1,0	37	65	7,9	7,3	4,7	0,35	1400	0,82							
94	21.09	Stikk	7,1	2,8	2,1	6,2	1,8	9,7	9,8	1,4	730	3,9							

95	21.09	Stikk	5,8	1,4	0,88	7,7	0,75	4,8	14	0,7	400	1,3							
98	21.09	Stikk	5,5	4,1	1,6	12	0,92	5,8	21	0,91	420	1,1							
99	21.09	Stikk	5,5	1,2	0,58	12	1,8	7,6	25	1	480	1,2							
100	21.09	Stikk	5,4	1,2	1,2	11	1,4	7,3	25	1,3	440	1,2							
101	21.09	Stikk	5,5	1,2	3,7	14	1,5	9,7	26	2	460	1,3							
102	21.09	Stikk	5,3	2,4	31	120	180	230	250	6,2	1600	1,6							
102	21.09	Stikk	4,2	3,3	0,48	29	0,97	1,3	14	0,11	640	1,2							
103	21.09	Stikk	6,1	5,0	15	57	140	270	260	12	6800	6,1							
104	21.09	Stikk	4,9	2,5	3,4	50	290	580	560	27	930	1,7							
106	21.09	Stikk	4,7	0,98	180	470	31	43	78	7,2	1300	2,8							
107	21.09	Stikk	6,4	3,4	4,3	7,5	2	11	15	1,5	1100	4,7							
108	21.09	Stikk	6,7	4,4	2,4	5,3	0,72	5,6	9	0,66	330	6,5							
70	21.09	Stikk-<3kDa					0,2	4,2	9,9	1,3									
73	21.09	Stikk-<3kDa					0,2	6,1	15,2	1,4									
76	21.09	Stikk-<3kDa					0,12	7,8	18	1,4									
84	21.09	Stikk-<3kDa					0,44	9,9	20	1,4									
92	21.09	Stikk-<3kDa					0,68	7,4	4,4	1,8									
94	21.09	Stikk-<3kDa					0,1	2,6	5,2	1,3									
99	21.09	Stikk-<3kDa					0,2	2,3	13,0	0,7									
103	21.09	Stikk-<3kDa					0,73	50	150	4,1									
107	21.09	Stikk-<3kDa					0,10	4,4	12	1,3									
70	21.09	Stikk->10kDa					8,1	13,7	2,9	0,3									
73	21.09	Stikk->10kDa					11,7	14,0	0,5	0,3									
76	21.09	Stikk->10kDa					11	12	0	0,38									
84	21.09	Stikk->10kDa					15	13	1,32	0,47									
92	21.09	Stikk->10kDa					15	10	0,41	0,49									

94	21.09	Stikk->10kDa					1,5	4,2	2,0	0,1									
99	21.09	Stikk->10kDa					1,1	3,1	1,7	0,2									
103	21.09	Stikk->10kDa					116	126	62	7,5									
107	21.09	Stikk->10kDa					2,2	5,3	1,5	0,18									
70	21.09	Stikk-3-10kDa					0,1	3,7	3,1	0,2									
73	21.09	Stikk-3-10kDa					0,1	4,7	4,1	0,2									
76	21.09	Stikk-3-10kDa					0,27	4,8	2,6	0,14									
84	21.09	Stikk-3-10kDa					1,15	6,0	2,3	0,18									
92	21.09	Stikk-3-10kDa					1,67	6,0	1,9	0,17									
94	21.09	Stikk-3-10kDa					0	2,2	2,3	0,1									
99	21.09	Stikk-3-10kDa					0,4	1,7	7,8	0,1									
103	21.09	Stikk-3-10kDa					1,7	28	29	1,4									
107	21.09	Stikk-3-10kDa					0	2,07	1,3	0,06									
70	21.09	Stikk-anion					0	0,4	0	1,3									
73	21.09	Stikk-anion					0	1,5	0	1,2									
76	21.09	Stikk-anion					0	0,63	0	1,19									
84	21.09	Stikk-anion					0	1,62	0	1,16									
92	21.09	Stikk-anion					0	0	0	1,75									
94	21.09	Stikk-anion					0	0,2	0	1,1									
99	21.09	Stikk-anion					0	0	0,8	0,6									
103	21.09	Stikk-anion					0	0	0	1,4									
107	21.09	Stikk-anion					0	1,5	0	1,1									
70	21.09	Stikk-kation					0	0	15	-0,1									
73	21.09	Stikk-kation					1,0	6,4	17	0,0									
76	21.09	Stikk-kation					0	5,8	21,7	0									
84	21.09	Stikk-kation					2,53	12,2	23,7	0,04									

92	21.09	Stikk-kation					1,45	9,1	7,5	0,0									
94	21.09	Stikk-kation					0	1,6	8,6	0									
99	21.09	Stikk-kation					0,3	2,4	25,7	0									
103	21.09	Stikk-kation					16,3	51,2	207	0,01									
107	21.09	Stikk-kation					0,27	3,0	15	0,06									
70	21.09	Stikk-nøytral					9,2	17,1	5,2	0,5									
73	21.09	Stikk-nøytral					8,2	11,6	3,7	0,4									
76	21.09	Stikk-nøytral					8,9	12,8	2,7	0,55									
84	21.09	Stikk-nøytral					9,6	11,9	1,7	0,67									
92	21.09	Stikk-nøytral					13,4	12,0	0,92	0,69									
94	21.09	Stikk-nøytral					2,6	9,2	1,7	0,4									
99	21.09	Stikk-nøytral					2,4	8,3	0	0,5									
103	21.09	Stikk-nøytral					118	148	27,5	10,5									
107	21.09	Stikk-nøytral					1,6	6,5	1,0	0,35									
70	21.09	Stikk-filtrert					8,4	21,6	15,8	1,8									
73	21.09	Stikk-filtrert					12,0	24,8	19,8	1,9									
76	21.09	Stikk-filtrert					11,5	24,4	20,4	1,9									
84	21.09	Stikk-filtrert					16,7	29	23,9	2,0									
92	21.09	Stikk-filtrert					17,3	23,6	6,7	2,4									
94	21.09	Stikk-filtrert					1,6	9,0	9,5	1,5									
99	21.09	Stikk-filtrert					1,8	7,1	22	1,1									
103	21.09	Stikk-filtrert					119	204	241	13,1									
107	21.09	Stikk-filtrert					2,3	11,8	15,1	1,6									
73	01.10	ISCO	6,9	2,7	4,6	12	11	45	32	6,9	420	3,7							
94	01.10	ISCO	7	2,4	1,8	9,4	2,3	15	12	2,5	480	3,2							
99	01.10	ISCO	5,3	1,4	6,4	17	1,9	9,4	25	2,2	580	1,4							

103	01.10	Stikk	4,7	2,8	1,6	22	240	590	920	61	400	2,2							
107	01.10	Stikk	6,6	2,6	1	8,3	4	23	19	4,2	270	3,6							
108	01.10	Stikk	6,6	4,24	0,65	7,8	0,91	5,1	12	1,4	220	5,8							
73	12.10	DGT					6,8	10,1	41,6	0									
94	12.10	DGT					0,45	2,4	44,2	0									
99	12.10	DGT					0,68	2,3	63	0,008									
107	12.10	DGT					0,92	4,0	37,5	0,007									
108	12.10	DGT					0,26	1,1	27	0									
73	12.10	ISCO	6,4	1,9	0,65	10	17	55	38	8,2	290	2,3							
94	12.10	ISCO	6,5	2,0	0,88	11	2,7	23	22	3,8	330	2,7							
99	12.10	ISCO	5,3	1,6	1,4	16	2,5	14	33	2,8	520	1,5							
73	12.10	Stikk	5,9	1,8	0,38	9,9	36	59	37	7,7	310	1,7							
84	12.10	Stikk	5,7	1,6	0,3	11	47	81	37	7,2	410	1,6							
94	12.10	Stikk	6,4	2,0	0,73	11	5,4	25	24	3,6	340	2,5							
99	12.10	Stikk	5,1	1,6	0,82	16	3	16	37	3	510	1,4							
103	12.10	Stikk	4,9	1,9	1,1	17	170	460	580	50	280	1,3							
107	12.10	Stikk	6,4	2,3	0,74	9,3	7,1	29	22	4,1	270	3							
108	12.10	Stikk	6,3	3,7	0,47	9,2	1,9	8,7	20	1,2	200	4,6							
73	06.11	ISCO	6,3	1,7	0,52	9	14	51	35	8,2	120	2,1							
94	06.11	ISCO	6,4	1,9	0,63	10	2,4	23	23	4,1	230	2,5							
99	06.11	ISCO	5,1	1,5	1,7	15	2,6	17	190	8,8	380	1,1							
99	06.11	ISCO	4,9	1,5	1,6	15	2,5	16	36	4,5	400	1,1							
73	06.11	Sorbicell					30	49	36	4,5									
73	06.11	Sorbicell					23	40	26	4,1									
94	06.11	Sorbicell					6,1	23	26	3									
94	06.11	Sorbicell					5,2	22	26	3									

99	06.11	Sorbicell					1,7	11	23	1,9									
99	06.11	Sorbicell					1,8	13	28	2,2									
99	06.11	Sorbicell					1,2	13	21	1,9									
107	06.11	Sorbicell					4,3	20	15	2,6									
108	06.11	Sorbicell					1,2	6,2	11	1,1									
73	06.11	Stikk	6	1,6	0,34	7,3	21	45	34	8,3	180	1,9							
94	06.11	Stikk	6,3	1,8	0,71	9,4	3,9	21	24	4,1	220	2,3							
99	06.11	Stikk	4,9	1,5	0,64	14	2,7	18	36	4,1	400	1,1							
103	06.11	Stikk	4,9	1,8	1	15	170	460	570	57	210	1,1							
107	06.11	Stikk	6,4	2,1	0,74	8,3	4,9	24	22	4,4	190	2,7							
108	06.11	Stikk	6,6	3,5	0,48	7	1,4	7,2	17	1,4	140	4,4							
73		Stikk	4,8	1,5	0,25	4,6	14	31	21,5	3,8	0,26	1,5							
73		Stikk	7,2	3,9	1,5	12	53	76	63	15	1,90	5,3							
73		Stikk	6,3	2,4	0,58	7,7	26	46	31,5	8,3	0,67	2,9							
73		Stikk	6,3	2,4	0,47	7,8	21	42	28	7,7	0,56	2,8							
94		Stikk	5,2	1,4	0,40	4,7	1,1	9,5	7	1,7	0,20	1,0							
94		Stikk	7,0	3,3	1,0	12	8,6	28	27	4,9	1,10	4,2							
94		Stikk	6,4	2,1	0,66	8	3,7	16	17	3,5	0,53	2,4							
94		Stikk	6,5	2,0	0,59	8,3	3,6	16	17	3,7	0,47	2,3							
99		Stikk	4,8	1,2	0,41	5,7	1,6	8	14	2,1	0,33	0,88							
99		Stikk	7,2	2,4	1,27	17	5,1	19	37	4,0	1,2	1,8							
99		Stikk	5,5	1,6	0,78	11	2,7	13,2	23	2,9	0,56	1,27							
99		Stikk	5,5	1,5	0,77	12	2,6	13	24	2,9	0,52	1,23							

Tabell B.3 Metallkonsentrasjon i vannprøver fra prøvepunkt STEI-73 2021.

Dato	Prøvetype	Syre	Opparbeiding	Cu	Zn	Sb	Pb
24.06.21	stikk til lagring	konservert	filtrert i lab	51,8	25,9	6,7	32,3
24.06.21	stikk til lagring	konservert	oppsluttet	43,4	17,7	5,3	27,6
24.06.21	stikk til lagring	konservert	tot	52,8	26,5	6,8	33,6
24.06.21	stikk til lagring	ukonservert	filtrert i lab	44,9	25,6	6,5	19,5
24.06.21	stikk til lagring	ukonservert	oppsluttet	40,0	16,2	5,0	26,4
24.06.21	stikk til lagring	ukonservert	tot	49,2	26,4	6,7	24,6
24.06.21	ISCO-karusell	ukonservert	filtrert	48,8	33,0	7,1	11,8
24.06.21	ISCO-karusell	ukonservert	tot	55,9	35,0	7,2	22,7
25.06.21	ISCO-karusell	ukonservert	filtrert	45,1	27,5	6,4	12,9
25.06.21	ISCO-karusell	ukonservert	tot	45,6	30,9	6,6	24,2
26.06.21	ISCO-karusell	ukonservert	filtrert	40,5	25,5	6,0	9,2
26.06.21	ISCO-karusell	ukonservert	tot	48,3	27,3	6,3	21,3
27.06.21	ISCO-karusell	ukonservert	filtrert	40,3	25,4	5,4	10,8
27.06.21	ISCO-karusell	ukonservert	tot	45,6	28,8	5,8	23,6
28.06.21	ISCO-karusell	ukonservert	filtrert	36,2	19,9	5,0	8,8
28.06.21	ISCO-karusell	ukonservert	tot	43,7	24,1	5,3	25,2
29.06.21	ISCO-karusell	ukonservert	filtrert	39,2	22,0	4,6	12,6
29.06.21	ISCO-karusell	ukonservert	tot	46,5	26,1	4,9	29,8
30.06.21	ISCO-karusell	ukonservert	filtrert	37,6	20,0	4,2	11,0
30.06.21	ISCO-karusell	ukonservert	tot	45,6	25,1	4,3	28,6
01.07.21	ISCO-karusell	ukonservert	filtrert	35,2	21,1	3,6	13,0
01.07.21	ISCO-karusell	ukonservert	tot	43,4	26,3	3,8	29,5
02.07.21	ISCO-karusell	ukonservert	filtrert	32,5	19,3	3,5	11,3
02.07.21	ISCO-karusell	ukonservert	tot	36,2	24,0	3,6	27,9
03.07.21	ISCO-karusell	ukonservert	filtrert	32,2	22,7	3,3	13,3
03.07.21	ISCO-karusell	ukonservert	tot	37,8	27,3	3,4	31,0
04.07.21	ISCO-karusell	ukonservert	filtrert	34,2	17,4	3,5	16,0
04.07.21	ISCO-karusell	ukonservert	tot	39,7	23,8	3,4	29,4
05.07.21	ISCO-karusell	ukonservert	filtrert	43,7	23,7	3,9	22,0
05.07.21	ISCO-karusell	ukonservert	tot	51,5	26,1	4,1	44,3
06.07.21	ISCO-karusell	ukonservert	filtrert	49,9	26,1	5,0	24,8
06.07.21	ISCO-karusell	ukonservert	tot	58,5	29,2	4,9	47,5
07.07.21	ISCO-karusell	ukonservert	filtrert	56,1	29,8	5,9	29,0
07.07.21	ISCO-karusell	ukonservert	tot	56,7	31,5	6,0	51,7
08.07.21	ISCO	konservert	filtrert i felt	49,8	41,7	5,5	44,8
08.07.21	ISCO	konservert	filtrert i lab	50,1	33,8	5,6	44,2
08.07.21	ISCO	konservert	oppsluttet	42,1	24,8	4,5	35,3
08.07.21	ISCO	konservert	tot	51,3	32,7	5,7	45,5

08.07.21	ISCO	ukonservert	filtrert i felt	40,1	26,5	4,8	17,5
08.07.21	ISCO	ukonservert	filtrert i lab	38,2	22,2	4,7	14,7
08.07.21	ISCO	ukonservert	oppsluttet	39,2	18,0	3,9	33,8
08.07.21	ISCO	ukonservert	tot	46,3	26,7	5,1	33,0
08.07.21	Lagret	konservert	filtrert i felt	54,5	44,7	6,7	36,4
08.07.21	Lagret	konservert	filtrert i lab	58,1	56,2	6,9	39,3
08.07.21	Lagret	konservert	oppsluttet	53,3	43,4	6,1	36,2
08.07.21	Lagret	konservert	tot	56,7	57,3	6,9	36,7
08.07.21	Lagret	ukonservert	filtrert i felt	45,2	43,6	7,0	13,5
08.07.21	Lagret	ukonservert	filtrert i lab	42,3	32,1	6,9	12,0
08.07.21	Lagret	ukonservert	oppsluttet	47,6	25,3	6,3	33,7
08.07.21	Lagret	ukonservert	tot	47,0	34,0	6,9	19,8
08.07.21	stikk	konservert	filtrert i felt	47,7	27,8	4,7	64,6
08.07.21	stikk	konservert	filtrert i lab	53,0	27,5	5,1	66,4
08.07.21	stikk	konservert	oppsluttet	51,2	22,0	4,6	63,6
08.07.21	stikk	konservert	tot	54,9	27,3	5,5	68,3
08.07.21	stikk	ukonservert	filtrert i felt	42,0	30,9	4,8	31,4
08.07.21	stikk	ukonservert	filtrert i lab	44,7	26,7	4,8	28,7
08.07.21	stikk	ukonservert	oppsluttet	49,5	21,4	4,6	63,4
08.07.21	stikk	ukonservert	tot	45,2	28,2	5,3	50,4
08.07.21	ISCO-karusell	ukonservert	filtrert	29,9	16,5	4,1	11,8
08.07.21	ISCO-karusell	ukonservert	tot	37,5	23,0	4,6	31,4
09.07.21	ISCO-karusell	ukonservert	filtrert	35,2	18,5	5,6	8,2
09.07.21	ISCO-karusell	ukonservert	tot	43,7	25,9	6,5	27,1
10.07.21	ISCO-karusell	ukonservert	filtrert	28,0	17,8	4,4	10,4
10.07.21	ISCO-karusell	ukonservert	tot	33,4	24,7	4,5	26,8
11.07.21	ISCO-karusell	ukonservert	filtrert	29,9	19,5	4,4	11,3
11.07.21	ISCO-karusell	ukonservert	tot	37,0	23,4	4,7	32,2
12.07.21	ISCO-karusell	ukonservert	filtrert	25,2	13,1	3,3	10,0
12.07.21	ISCO-karusell	ukonservert	tot	32,7	22,0	3,7	33,1
13.07.21	ISCO-karusell	ukonservert	filtrert	24,3	9,0	2,9	15,6
13.07.21	ISCO-karusell	ukonservert	tot	32,3	17,2	3,3	38,2
14.07.21	ISCO-karusell	ukonservert	filtrert	24,7	9,9	2,6	17,6
14.07.21	ISCO-karusell	ukonservert	tot	30,8	16,3	2,8	31,4
15.07.21	ISCO-karusell	ukonservert	filtrert	23,6	9,6	2,3	14,5
15.07.21	ISCO-karusell	ukonservert	tot	26,7	14,9	2,5	26,3
16.07.21	ISCO-karusell	ukonservert	filtrert	23,8	9,8	2,1	15,3
16.07.21	ISCO-karusell	ukonservert	tot	28,8	15,6	2,3	24,5
28.07.21	ISCO	konservert	filtrert i felt	40,1	22,1	3,9	43,9
28.07.21	ISCO	konservert	filtrert i lab	39,9	22,8	4,0	44,2



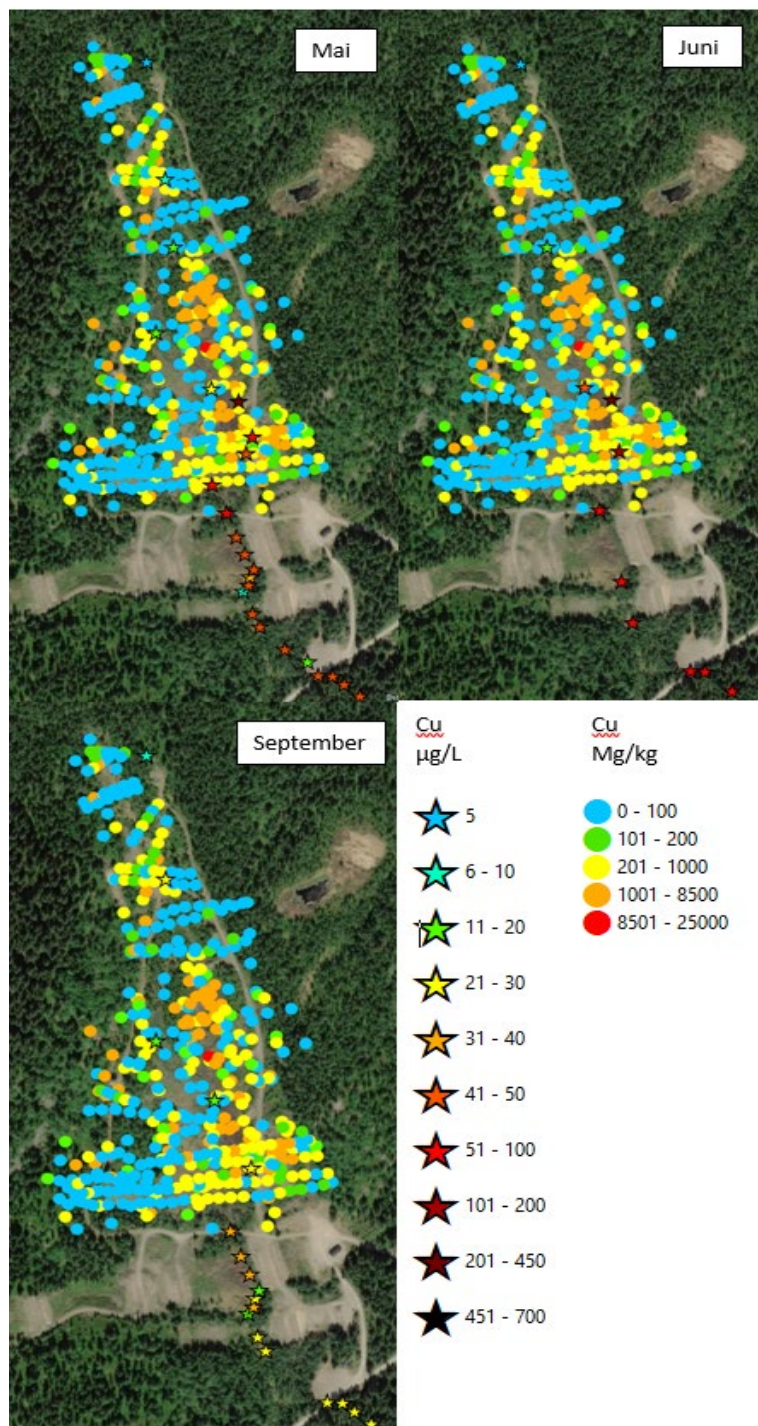
---



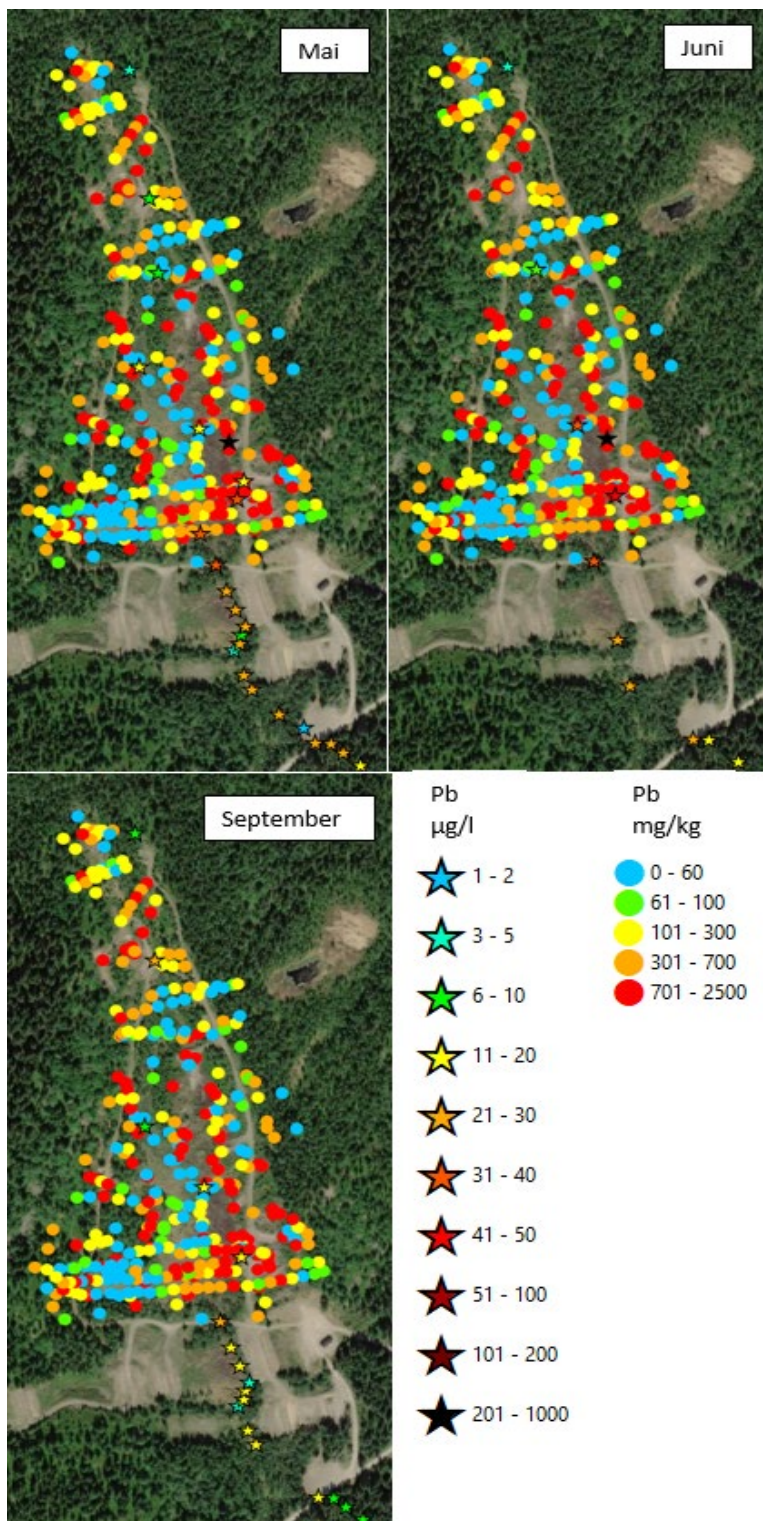
---

28.07.21	ISCO	konserververt	tot	39,9	21,9	4,0	44,5
28.07.21	ISCO	ukonserververt	filtrert i felt	27,1	13,6	3,6	10,9
28.07.21	ISCO	ukonserververt	filtrert i lab	27,7	13,9	3,7	10,2
28.07.21	ISCO	ukonserververt	tot	32,6	20,1	3,9	26,3
28.07.21	Lagret	konserververt	filtrert i felt	61,6	49,1	7,9	33,8
28.07.21	Lagret	konserververt	tot	60,9	49,1	8,0	34,0
28.07.21	Lagret	ukonserververt	filtrert i felt	46,0	29,8	8,9	6,9
28.07.21	Lagret	ukonserververt	filtrert i lab	49,7	32,5	9,8	9,2
28.07.21	Lagret	ukonserververt	tot	49,9	34,8	8,9	12,4
28.07.21	stikk	konserververt	filtrert i lab	57,8	34,3	13,7	44,2
28.07.21	stikk	konserververt	tot	55,7	35,4	14,3	45,8
28.07.21	stikk	ukonserververt	filtrert i felt	48,9	33,9	13,8	19,2
28.07.21	stikk	ukonserververt	filtrert i lab	48,3	34,7	14,0	18,0
28.07.21	stikk	ukonserververt	tot	51,7	36,5	14,0	27,8

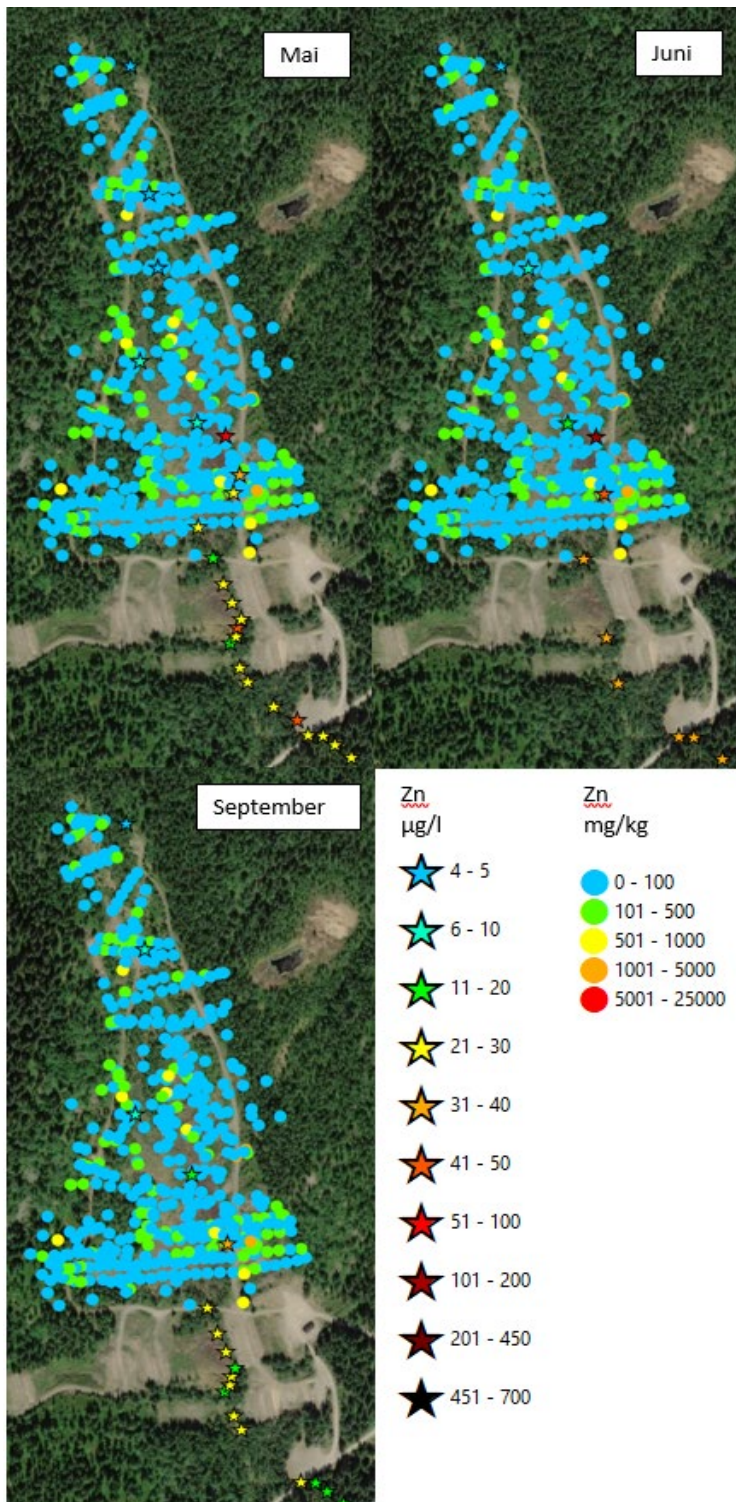
### B.3 XRF og metaller i vann



Figur B.1 Stjernene representerer avrenning av kobber fra bane 5 og 6, fargen på stjernen viser hvilke kobberkonsentrasjoner det er i avrenningsvannet. Sirklene representerer kobberkonsentrasjon i jorden målt med XRF 24.06.2020.



Figur B.2 Stjernene representerer avrenning av bly fra bane 5 og 6, fargen på stjernen viser hvilke blykonsentrasjoner det er i avrenningsvannet. Sirklene representerer blykonsentrasjon i jorden målt med XRF 24.06.2020.



Figur B.3 Stjernene representerer avrenning av sink fra bane 5 og 6, fargen på stjernen viser hvilke sinkkonsentrasjoner det er i avrenningsvannet. Sirklene representerer sinkkonsentrasjon i jorden målt med XRF 24.06.2020.

---

---

## Referanser

Brown, P. A., Gill, S. A. og Allen, S. J. (2000) Metal removal from wastewater using peat, *Water Research*, 34(16), s. 3907-3916. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00152-4](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00152-4)

Cao, X. *et al.* (2003) Weathering of lead bullets and their environmental effects at outdoor shooting ranges, *Journal of Environmental Quality*, 32(2), s. 526-534.

Comission, E. (2014) Technical Guidance to Implement Bioavailability-based Environmental Quality Standards for Metals.

DGT Research [www.dgtresearch.com](http://www.dgtresearch.com) (Hentet: 01.03.18).

Fairbrother, A., Wenstel, R., Sappington, K. og Wood, W. (2007) Framework for Metals Risk Assessment, *Ecotoxicol Environ Saf*, 68(2), s. 145-227. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2007.03.015>

Forsvarsbygg (2002) BM-rapport 4: Biologisk mangfold i Steinsjøen skyte- og øvingsfelt, Østre Toten kommune, Oppland.

Gy, P. (2004) Sampling of discrete materials—a new introduction to the theory of sampling: I. Qualitative approach, *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, 74(1), s. 7-24. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemolab.2004.05.012>

Helse- og omsorgsdepartementet (2017) *Forskrift om vannforsyning og drikkevann (Drikkevannsforskriften)*.

HVMFS (2015) Havs- og vattenmyndighetens föreskrifter om ändring i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2013:19) om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten.

Johnsen, I. V. og Aaneby, J. (2019) *Prøvetakingsstrategi -prøvetaking av masser langs vei.* (FFI-rapport 19/00264): Forsvarets Forskningsinstitut.

---

---

Klima- og miljødepartementet (2006) *Forskrift om rammer for vannforvaltningen (vannforskriften)*.

Krogstad, T. (1992) *Metoder for jordanalyser Rapport nr 6/92*: Institutt for jordfag, Norges landbrukshøgskole.

Mariussen, E., Ljønes, M. og Strømseng, A. (2011) *Testing av filtermedier for rensing av tungmetaller i avrenningsvann fra skytebaner - feltforsøk ved Steinsjøen skytefelt*. (FFI-rapport 10/00470): Forsvarets forskningsinstitutt.

Mariussen, E. og Strømseng, A. (2013) *Utredning av tungmetallforurensing på bane c i Avgrunnsdalen i Hurum Kommune*. (FFI-rapport 2013/00071): Forsvarets Forskningsinstitutt.

Mariussen, E. og Johnsen, I. V. (2016a) *Metoder for å måle og modellere biotilgjengelighet av ammunisjonsrelaterte metaller i jord og vann i skyte- og øvingsfelt*. (FFI-rapport 16/02335): Forsvarets Forskningsinstitutt.

Mariussen, E. og Johnsen, I. V. (2016b) *Stabilisering av tungmetaller i jord*. (FFI-rapport 16/00016): Forsvarets Forskningsinstitutt.

Mariussen, E., Johnsen, I. V. og Strømseng, A. (2016) *Metallforurensing i skyte- og øvingsfelt på myr og effekt av fangdam på myrpåvirket avrenningsvann*. (FFI-rapport 16/00057): Forsvarets Forskningsinstitutt.

Mariussen, E., Johnsen, I. V. og Strømseng, A. E. (2017) Distribution and mobility of lead (Pb), copper (Cu), zinc (Zn), and antimony (Sb) from ammunition residues on shooting ranges for small arms located on mires, *Environmental Science and Pollution Research*, 24(11), s. 10182-10196. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s11356-017-8647-8>

Miljødirektoratet (2009) *Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn*. (TA-2553/2009).

Miljødirektoratet (2014) *M-241 Kvalitetssikring av miljøkvalitetsstandarder*.

---

---

Miljødirektoratet (2016) *Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota - revidert 30.10.2020.*

Pesavento, M., Alberti, G. og Biesuz, R. (2009) Analytical methods for determination of free metal ion concentration, labile species fraction and metal complexation capacity of environmental waters: A review, *Analytica Chimica Acta*, 631(2), s. 129-141.  
<https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.aca.2008.10.046>

Powell, K. J. *et al.* (2007) *Chemical speciation of environmentally significant metals with inorganic ligands. PART 2: The Cu<sup>2+</sup>-OH<sup>-</sup>, Cl<sup>-</sup>, CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, and PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> systems (IUPAC Technical Report).*

Rognerud, S. (2006) *Overvåking av metallforurensning fra militære skytefelt og demoleringsplasser. Resultater fra 15 års overvåking.*

SorbiSense (2012) Produktblad SorbiCell CAN - Patenteret teknologi til passiv vandprøvetagning af metaller og næringsstoffer.

Strømseng, A. og Ljønes, M. (2002) *Miljøkartlegging av åtte skytebaner - vurdering av potensialet for mobilisering av tungmetaller.* FFI-rapport 2002/03877.

Strømseng, A. og Ljønes, M. (2003) *Periodisk avrenning av tungmetaller- En feltundersøkelse gjort ved Steinsjøen skytefelt.* (FFI-Rapport 2003/00715).

Strømseng, A., Ljønes, M., Longva, K. og Bakka, L. (2008) *Filtermedier for rensing av tungmetaller i avrenningsvann fra skytebaner - feltforsøk ved Steinsjøen skytefelt.* (FFI-Rapport 2007/01321).

Strømseng, A., Ljønes, M., Bakka, L. og Mariussen, E. (2009) Episodic discharge of lead, copper and antimony from a Norwegian small arm shooting range, *J Environ Monit*, 11(6), s. 1259-1267. <https://doi.org/10.1039/b823194j>

---

Strømseng, A. E., Ljønes, M., Bakka, L. og Mariussen, E. (2009) Episodic discharge of lead, copper and antimony from a Norwegian small arm shooting range, *Journal of Environ Monitoring*, 11(6), s. 1259-1267. <https://doi.org/10.1039/b823194j>

Vanndirektivet (2018) *Veileder 02:2018 Klassifisering av miljøtilstand i vann* Direktoratgruppen.

Vannforskriften (2006, sist endret 2015) *Forskrift om rammer for vannforvaltningen*. Tilgjengelig fra: <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446>.

Vannportalen (2015) *Veileder 02:2013 - revidert 2015: Klassifisering av miljøtilstand i vann*.

Vik, E. A. og Breedveld, G. (1999) *Veiledning om risikovurdering av forurenset grunn*. SFT.

Yao, Y. *et al.* (2016) The Combination of DGT Technique and Traditional Chemical Methods for Evaluation of Cadmium Bioavailability in Contaminated Soils with Organic Amendment, *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 13(6), s. 595. Tilgjengelig fra: <http://www.mdpi.com/1660-4601/13/6/595>.

Aaneby, J., Johnsen, I. V. og Mariussen, E. (2018) *Sammenlikning av metoder for å måle og modellere biotilgjengelighet av metaller i avrenningsvann fra skyte- og øvingsfelt*. (FFI rapport 18/02167): Forsvarest Forskningsinstitutt.

Aaneby, J. og Johnsen, I. V. (2020) *Hvordan påvirkes meitemark av blyforurenset jord fra skyte- og øvingsfelt?* (FFI-rapport 20/01623).



## Om FFI

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

## FFIs formål

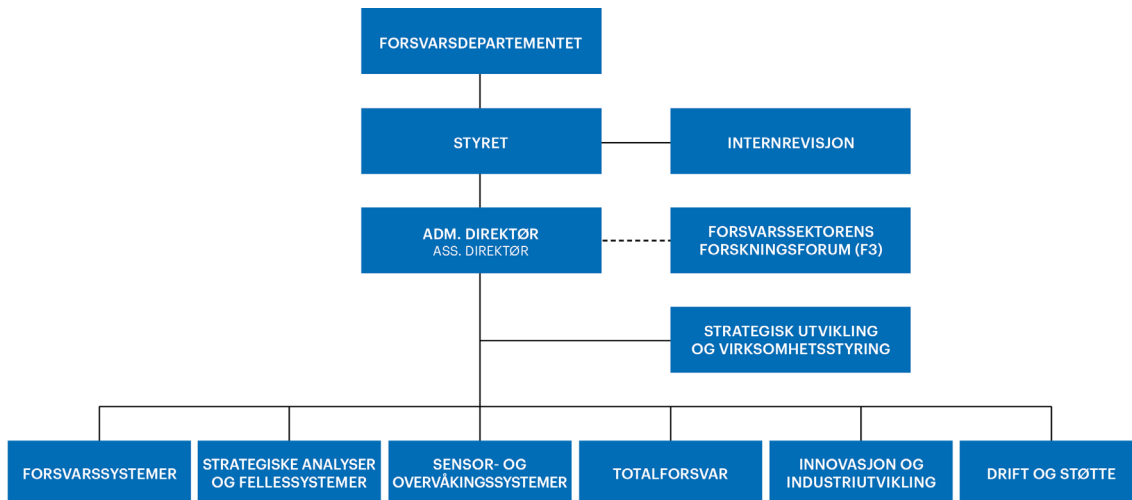
Forsvarets forskningsinstitutt er Forsvarets sentrale forskningsinstitusjon og har som formål å drive forskning og utvikling for Forsvarets behov. Videre er FFI rådgiver overfor Forsvarets strategiske ledelse. Spesielt skal instituttet følge opp trekk ved vitenskapelig og militærteknisk utvikling som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



Forsvarets forskningsinstitutt (FFI)  
Postboks 25  
2027 Kjeller

Besøksadresse:  
Kjeller: Instituttveien 20, Kjeller  
Horten: Nedre vei 16, Karljohansvern, Horten

Telefon: 91 50 30 03  
E-post: [post@ffi.no](mailto:post@ffi.no)  
[ffi.no](http://ffi.no)

Norwegian Defence Research Establishment (FFI)  
PO box 25  
NO-2027 Kjeller  
NORWAY

Visitor address:  
Kjeller: Instituttveien 20, Kjeller  
Horten: Nedre vei 16, Karljohansvern, Horten

Telephone: +47 91 50 30 03  
E-mail: [post@ffi.no](mailto:post@ffi.no)  
[ffi.no/en](http://ffi.no/en)