



FFI-RAPPORT

16/00057

Metallforurensing i skyte- og øvingsfelt på myr og effekt av fangdam på myrpåvirket avrenningsvann

—
Espen Mariussen
Ida Vaa Johnsen
Arnljot Strømseng

Metallforurensing i skyte- og øvingsfelt på myr og effekt av fangdam på myrpåvirket avrenningsvann

Espen Mariussen
Ida Vaa Johnsen
Arnljot Strømseng

Emneord

Myrer
Skytefelt
Tungmetaller
Antimonforbindelser
Sedimentasjon
Avrenning

FFI-rapport:

FFI-RAPPORT 16/00057

Prosjektnummer

1310

ISBN

P: ISBN 978-82-464-2710-2

E: ISBN 978-82-464-2711-9

Godkjent av / Approved by

Øyvind Albert Voie, *forskningsleder/Research Manager*
Janet Martha Blatny, *avdelingssjef/Division Director*

Sammendrag

Mange skyte- og øvingsfelt i Norge er plassert på myrområder. Flere av myrene er sterkt forurenset. Myrer har et stort utlekkingspotensiale for tungmetaller på grunn av stor vanngjennomstrømming og høye konsentrasjoner av løst organisk materiale som metallene kan adsorberes til. Lovverket begrenser deponering av avfall med høyt organisk innhold. En stor utfordring er derfor hva man skal gjøre med den forurensete jorda hvis den må fjernes. Myrer er også sårbare områder på grunn av lang restaureringstid, noe som gjør det spesielt utfordrende å drive opprydding der. Det er relativt liten kunnskap om metallforurensingen fra myr, både om hvordan tungmetaller spres i myra og om spredningspotensialet i forskjellige myrtyper. Det er også liten kunnskap om hvilke oppryddingstiltak som er hensiktsmessige å gjennomføre innenfor forsvarlige kostnadsrammer, og som er tilstrekkelig skånsomme for et sårbart naturmiljø.

I dette arbeidet ble metallforurensingen undersøkt i seks skyte- og øvingsfelt lagt på myr for å se på avrenningsmønsteret og distribusjonen av forurensningene i forskjellige myrtyper. I tillegg gjennomførte vi en studie av avrenningen fra Avgrunnsdalen skytefelt for å se nærmere på effekten av en sedimentasjonsdam som ble etablert for å redusere tungmetallavrenningen.

Uavhengig av type myr lå forurensingen av ammunisjonsrester i all hovedsak i de øverste 20 cm av jordlaget. Til tross for at mange av feltene har vært i bruk mange år og til dels var svært forurenset av metaller, har det vært liten bevegelse av forurensing nedover i jordsøylen, også i jordvæsken. Spredning av forurenset vann skjer derfor hovedsakelig via overflateavrenning. Vanntransport via kanaler i myra, som dannes av planterøtter og jordlag med mindre grad av omdannet torvmateriale, kan gi økt transport av forurenset jordvann nedover i jordsøylen. Feltene som fortsatt var i aktiv bruk, hadde de høyeste jordvæskeskonsentrasjonene av ammunisjonsrelatert forurensing. En sur myr som Diplemyr på Hengsvann hadde relativt sett en høy jordvæskeskonsentrasjon av kobber i forhold til hva som var deponert i jorda. Dette indikerer at sure, næringsfattige myrer har et større spredningspotensial enn mer alkaliske rikmyrer. I overflatevannet var det en trend mot økte konsentrasjoner av Sb og relativt sett lavere konsentrasjoner av Cu og Pb med økende pH. Surt miljø vil derfor sannsynligvis øke utlekkingen av Cu og Pb.

På Avgrunnsdalen skyte- og øvingsfelt ble det etablert en sedimentasjonsdam som et tiltak for å redusere avrenningen av ammunisjonsrelatert forurensing. Dammen bidro til å redusere utlekkingen med ca. 30 % de to første årene etter etablering, men effekten avtok over tid. Effekten skyldes sannsynligvis en begrenset adsorpsjonskapasitet i sedimnt. Dammen reduserte bratte økninger i forurensningskonsentrasjonene i avrenningsvannet i forbindelse med store nedbørsmengder. Dette skyldes sannsynligvis at forurensete partikler som er virvlet opp, får tid til å sedimenteres i dammen før de fraktes videre. Myrvann inneholder mye småpartikulært og kolloidalt organisk materiale som i liten grad vil sedimenteres i dammen på grunn av lav egenvekt. Effekten av en sedimentasjonsdam som et permanent avhendingstiltak for å redusere avrenningen fra forurenset myr vil derfor sannsynligvis være begrenset. En sedimentasjonsdam kan imidlertid være nyttig under et avhendingstiltak for å redusere pulser av forurensing.

Summary

In Norway, several shooting ranges are placed on mires. Mires were considered to be less valuable areas and relatively easy to maintain due to slow revegetation. Several of these ranges are highly contaminated with ammunition residues after being used for decades. Due to the high load of water in the mires and the accumulation of peat, of which the pollutants may be adsorbed to, the mires have a high leaking potential of metals and metalloids to downstream areas. Humic substances from peat have a high binding capacity of metals, and are very mobile in the aquatic environment. Peatlands are very vulnerable to intervention, and it may take several decades to restore damaged mires. Due to its high content of organic materials, there are very strict regulations on where and how contaminated peat can be deposited at waste sites. In this project we investigated the contamination of ammunition residues from small arms on six shooting ranges placed on different mires. A more thorough investigation was performed at Avgrunnsdalen shooting range. Here, a sedimentation pond was established in order to reduce the discharge of ammunition residues from the range.

The pollutants from the deposited ammunition were primarily found in the upper 20 cm soil layer of all the mires, both in the soil and soil water. Many of the ranges have been used for decades and the migration of the pollutants vertically in the soil column has been relatively slow.

Channels in the mires, made by plant roots or by the soil layer of less decomposed materials, may increase the rate of transport of contaminated soil water into the deeper soil layers and the ground water. The spread of metals from the deposited small arms ammunition is probably by surface runoff. The highest concentrations of the elements Pb, Cu and Sb were found in the soil water from the ranges Steinsjøen (poor and acidic mire) and Mauken (rich and less acidic mire). These ranges are still in use as shooting ranges. In surface water with high pH (pH ~7), the trend was high concentrations of Sb and lower relative concentrations of Cu and Pb. Mires with poor and acidic characteristics probably have an increased potential of environmental spread of contaminants from ammunition residues from small arms.

In the first two years after the establishment of the sedimentation pond at Avgrunnsdalen shooting range, the discharge of Cu and Pb was reduced with more than 30% and Sb with approximately 20%. By the third year the effect of the pond had decreased significantly. The observed effect of the pond is probably partly a result of adsorption of the metals to the bottom floor, which may imply that the pond has a limited capacity. The pond had no effect on the charge distribution of the different elements.

The pond reduced large fluctuations in the runoff concentrations of Pb, Cu and Zn due to episodic events, such as during heavy precipitation and construction work, which may lead to increased levels of particulate matter in the creek. Suspended particulate matter will probably be deposited due to less current and turbulence of the water through the pond. Runoff water from mires contains high loads of small-sized particulate matter and colloids with low density and weight, and will only to a minor degree be deposited on the bottom floor of a sedimentation pond. A sedimentation pond will therefore, probably, have a limited effect as a permanent measure to reduce discharge of contaminated water from a shooting range.

Innhold

Forord	6
1 Innledning	7
1.1 Bakgrunn	7
1.2 Formål	8
2 Materialer og metode	10
2.1 Områdebeskrivelse	10
2.1.1 Avgrunnsdalen skyte- og øvingsfelt	10
2.1.2 Kjoselvdalen skyte- og øvingsfelt	10
2.1.3 Mauken skyte- og øvingsfelt	10
2.1.4 Steinsjøen skyte- og øvingsfelt	12
2.1.5 Tittelsnes skyte- og øvingsfelt	13
2.1.6 Hengsvann skyte- og øvingsfelt	14
2.2 Prøvetaking	15
2.3 Oppsetting av kunstig fangdam	17
2.4 Prøveopparbeidelse og analyse	17
2.5 Sekvensiell ekstraksjon	18
2.6 Måling av pH i jord	18
2.7 Statistikk	19
3 Resultater og diskusjon	20
3.1 Kartlegging av avrenning fra skytefelt på myr	20
3.2 Karakterisering av jord og jordvæske fra de forskjellige skytefeltene	25
3.2.1 Karakterisering av myr	25
3.2.2 Ammunisjonsrester i jord og jordvæske	26
3.2.3 Prøvetaking av jordvæske	30
3.3 Metallkonsentrasjonen i vannhull	34
3.4 Bindingsmekanismer for Pb, Cu, Sb og Zn i torvjord	34
3.5 Avrenning fra bane c på Avgrunnsdalen etter avhendingstiltak og effekt av sedimentasjonsdam	36
3.5.1 Avrenning fra myra	36
3.5.2 Effekt av sedimentasjonsdam	37
3.6 Effekt av kunstig rensedam på myrpåvirket avrenningsvann	44
4 Konklusjon	49
5 Referanser	50
Vedlegg A	54

Forord

Denne studien ble gjort under to FFI-prosjekter henholdsvis 1310 tiltak mot metallforurensing i SØF (TIMMS), og 377801 mobilisering og transport av tungmetaller fra feltskytebaner. Begge finansiert av Forsvarsbygg. Formålet med studien har vært å studere forurensningsdynamikken på skytebaner lagt på myr, og se nærmere på effekten av forskjellige avhendingstiltak på sterkt forurenset myr. Studien startet opp sommeren 2011 med feltarbeider på Avgrunnsdalen.

Forfatterne vil takke en rekke personer som har vært behjelpelig med innsamling av prøvematerialer. Særlig takk til Marita Ljønes fra FFI som har samlet inn prøvematerialer fra flere av skytefeltene. I tillegg har sommerstudentene Ingvild Gudim fra Universitetet i Oxford og Sigurbjörg Hjartardottir fra Høgskolen i Oslo bidratt med prøveinnsamling og prøvebearbeiding.

Kjeller, januar 2016

Espen Mariussen

1 Innledning

1.1 Bakgrunn

I Norge er det omtrent 65 militære skytefelt for trening med håndvåpen. I disse feltene er det mer enn 500 skytebaner (NOU 2004). Det er i skytefeltene deponert ammunisjonsrester som kan utgjøre en trussel mot planter, dyr og mennesker som ferdes i områdene. Mange skyte- og øvingsfelt i Norge er plassert på myrområder. Årsakene til dette var at myr ble sett på som mindre verdifulle utmarksområder og var lettere tilgjengelig til formålet. Myr har også en langsom gjenvækst av plante- og buskvekster og skytefeltene var derfor lette å vedlikeholde. De siste årene har det kommet strengere krav til kontroll av forurenset avrenning fra skyte- og øvingsfelt. Mange skytefelt er også lagt ned og skal avhendes. Noen felt er etablert på leid grunn og skal tilbakeføres til eier, andre skytefelt er forsvarlets eiendom og skal legges ut for salg. Det skal derfor gjennomføres oppryddingstiltak på en rekke skytefelt, både aktive og nedlagte. Tiltakene må imidlertid være hensiktsmessige og innen forsvarlige kostnadsrammer. Myrer er sårbare naturområder på grunn av lang restaureringstid. En omfattende fjerning av forurenset torv kan derfor permanent ødelegge en myr, og plante- og dyrelivet knyttet til myra. Dette gjelder særlig i skytefelt som dekker store arealer. Det er også begrensninger i lovverket for deponering av avfall med høyt organisk innhold. En stor utfordring er derfor hva man skal gjøre med de forurensete jordmassene. Dette gjør myrer spesielt utfordrende å gjøre oppryddingstiltak på.

Myrer har et 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 m. fl., 2000). Forskjellige humusstoffer vil løse seg fra torvmateriale, og avrenningsvann og jordvæske fra myrer 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 Pb og Cu (Cao m. fl., 2003). Det finnes relativt liten kunnskap om dynamikken i metallforurensingen på myr, både om hvordan tungmetaller spres i myra og om spredningspotensialet i forskjellige myrtyper. I mineraljord er det kjent at spredningspotensialet er avhengig av mineralsammensetningen i jorda, surhetsgrad og fysiske forhold som blant annet nedbør og temperatur. For eksempel er det vist at jord fra sure bergarter har et større utlekkingspotensiale av metaller som Cu og Pb fra ammunisjon mens mer kalkrike basiske bergarter har et større utlekkingspotensiale for Sb (Jørgensen og Willems, 1987; Conesa m. fl., 2010; Sanderson, m. fl., 2012; Martin m. fl., 2013; Hockmann m. fl., 2015; Mariussen m. fl., 2014; Mariussen og Johnsen 2016). Flere studier på ammunisjonsforurenset mineraljord har også vist at det er relativt liten transport av ammunisjonsrester vertikalt i jordsøylen (Jørgensen og Willems, 1987; Sanderson, m. fl., 2012; , Cao m. fl., 2003). Det er grunn til å tro at mange av de samme mekanismene for utlekking av metaller fra mineraljord også gjelder for myrjord. En viktig forskjell mellom mineraljordsområder og myrområder er imidlertid myras høye innhold av organisk materiale samt myras høye vannmetning. De store mengdene med vann som lagres i en myr vil gi den et svært høyt potensiale for utlekking og videre spredning av forurensinger, både

vertikalt nedover i jordsøylen og grunnvannet, og horisontalt over større arealer. En myr kan i større grad ha anaerobe forhold på grunn av høy vannmetning noe som kan bidra til redusert oksidasjon og nedbryting av ammunisjonsrestene (Jørgensen og Willems, 1987).

Karakteristisk for myrområder er at det er våtmarker som over tid har akkumulert mye organisk torvmateriale. Avhengig av hvilket klassifiseringssystem man benytter har en myr et torvlag som er mer en 30 cm dypt (Rydin og Jeglum, 2006). Det finnes mange forskjellige typer myrer, men de kan deles inn i to hovedtyper, såkalte regnvannsmyrer (ombrogene myrer) hvis tilførsel av vann kun skjer gjennom nedbør, og jordvannsmyrer (minerotrofe myrer) som også påvirkes av grunnvannsspeilet som har vært i kontakt med den underliggende berggrunnen.

Regnvannsmyrene er svært sure og næringsfattige myrer (pH 3,5-4,2), mens egenskapene til jordvannsmyrene gjenspeiles av den underliggende berggrunnen og kan være sure (pH 4-5,5) og næringsfattige, og basiske (pH 6,8-8) og næringsrike (Mariussen m. fl., 2008). Myrer har en kompleks hydrologi. Vannet i myra består av overflatevann som er direkte eksponert for atmosfæren, grunnvannet som henviser til vannet under grunnvannspeilet og sonen som til enhver tid er mettet av vann og har lavt innhold av oksygen, og jordvann som ligger mellom grunnvannspeilet og overflatevannet. Jordvannsonen er umettet og i kontakt med luft. Den hydrauliske ledningsevnen faller generelt svært raskt fra overflaten og nedover i myra. I henhold til Rydin og Jeglum (2006) vil selv svakt nedbrutt materiale nær myras overflate gi en betydelig motstand for vannstrømmen. I mettede soner med lite nedbrutt materialer i torvmosemyr er det målt hydraulisk ledningsevne på 10-4-10-6 m s⁻¹, i sterkt nedbrutt torv med fine porer er det målt hydraulisk ledningsevne på 10-7-10-10 m s⁻¹. Det er i myrer også observert større, eller mindre vannkanaler med en mye høyere vannstrøm. Slike vannhull kan oppstå fra røtter og trestammer, eller underliggende lag med dårlig nedbrutt organisk materiale. Det er uklart hva slike vannkanaler betyr for hydrologien i en myr og om vannet i disse primært gjenspeiler karakteristikkene til overflatevannet eller grunnvannet. Studier på skytefelt har imidlertid vist at rotsystemer fra planter kan bidra til økt transport av forurensinger nedover i jordsøylen (Sanderson m. fl., 2012).

1.2 Formål

De militære skytefeltene i Norge er underlagt et overvåkingsprogram der avrenningen av ammunisjonsrelatert forurensing blir målt i avrenningsbekker fra skytefeltene (for eksempel Strømseng og Ljønes, 2002; Rognerud 2006; Forsvarsbygg 2010). Det er imidlertid gjort lite kartlegging av hvordan tungmetallforurensingen er distribuert på skytefelt som er lagt på myr og hvordan forurensingene fordeler seg i jordsøylen. Det er også behov for å vite mer om hvordan spredningspotensialet av de ammunisjonsrelaterte forurensingene avhenger av myrtypen. Dette er viktig for å kunne evaluere hvilke tiltak som bør settes inn for å redusere spredning av forurensinger i etablerte skytefelt som er lokalisert på eller i tilknytning til myr, og i skytefelt som skal avhendes. Dette gir også viktig informasjon om hvor mye jordmasse man må forvente å fjerne fra en forurenset myr ved opprydding av et skytefelt, og for å få bedre kostnadsestimer for avhendingen. I dette arbeidet ble distribusjonen av metallforurensingen i seks forskjellige skyte- og øvingsfelt lagt på myr undersøkt. Det ble tatt systematiske jordprøver for å se på horisontal og vertikal distribusjon av metaller. Videre ble det samlet jordvæskeprøver i de samme sjiktene for å se om metallene i overveiende grad spres via overflateavrenning, eller

om det også forekommer en spredning vertikalt nedover i jordsøylen. Det ble analysert vannprøver hentet fra bekker som renner gjennom skytefeltet for å se på avrenningsmønsteret fra feltet. På noen av feltene ble vann fra vannkanaler i myra analysert. Det ble i tillegg gjennomført en mer grundig studie av avrenningen fra bane c på Avgrunnsdalen skytefelt som er lagt på en myr. Her har avrenningen av tungmetaller blitt overvåket gjennom flere år.

Et tiltak for å redusere spredning av forurenset avrenningsvann er å etablere sedimentasjonsdammer. Sedimentasjonsdammer blir benyttet for å fange opp avrenningsepisoder av sterkt forurenset vann fra veier og vask av tunneler (Meland m. fl., 2010; Meland, 2010), og for å redusere forurensingene i avrenningsvann fra blant annet gruveindustri (Johnson og Hallber, 2005; Mayes m. fl., 2008). I forbindelse med et avhendingstiltak på Avgrunnsdalen skytefelt ble det etablert en sedimentasjonsdam rett nedenfor den gamle standplassen. Sedimentasjonsdammen ble etablert med tanke på å redusere utlekkingen av tungmetaller fra skytefeltet. Dette var en fin mulighet for å teste om dette er et effektivt tiltak for å redusere spredning av ammunisjonsrelatert avrenning fra et skytefelt under tiltaksperioden og i etter at tiltaket ble gjennomført. Hvis en sedimentasjonsdam kan redusere utlekkingen av forurenset vann fra et skytefelt kan dette være et kostnadseffektivt tiltak i forbindelse med avhending.

2 Materialer og metode

2.1 Områdebeskrivelse

2.1.1 Avgrunnsdalen skyte- og øvingsfelt

Avgrunnsdalen skyte- og øvingsfelt ligger i Hurum kommune i Buskerud. Avgrunnsdalen var et nærøvingsfelt med et areal på 693 da. Nedbørsfeltet til Avgrunnsdalen er på ca. 500 000 m² og har en årlig middelvannføring på ca. 8 L/s (Heier m. fl., 2009). Forvaltningsmyndighet har vært Østlandet sjøforsvarsdistrikt (ØSD), men Skifte Eiendom i Forsvarsbygg tok i 2004 over eiendomsforvaltningen (Forsvarsbygg 2005, 2007a). Feltet er gammelt og har vært benyttet siden 1917. Skytefeltet skal ikke ha vært benyttet siden 2004. Den undersøkte skytebanen, bane c, ble etablert i tilknytning til en myr som ligger i bunnen av en dal. Myra har et areal på ca. 10 000 m². Gjennom myra i dalen renner en bekk på langs av skytebanen (se kartet i Fig. 2.1, og Mariussen og Strømseng, 2013). Fjellgrunnen i området er drammensgranitt. Myra kan karakteriseres som en fattig minerogen myr. Banen har vært brukt til feltskyting mot faste figurer/skiver eller selvanvisere. Maksimal skyteavstand var på 330 m. På banen var det kun tillatt med våpen som har kaliber < 12,7 mm, samt skyting med M-72 øvingssystem og 12,7 mm mitraljøse med blåplast. Årlig belastningsmengde var på mellom 50 - 100 000 skudd. Det ble våren 2013 etablert en fangdam på ca. 75 x 25 meter, ca. 100 meter nedstrøms standplassen, for å redusere utlekkingen av tungmetaller i forbindelse med avhendingstiltak som ble utført på banen.

2.1.2 Kjoselvdalen skyte- og øvingsfelt

Kjoselvdalen skyte- og øvingsfelt var tidligere en del av Grøtsund Fort som ble etablert av tyskerne under 2. verdenskrig (Fig 2.2). Grøtsund Fort ble nedlagt i 1993. Skytebanen i Kjoselvdalen har vært i bruk siden 50-tallet og fungert som en gevær- og feltskytebane. Skytefeltet ligger i myrlendt terreng og den underliggende berggrunnen består av granat-, muskovitskifer og gneis, med såkalt øye- og slirestruktur (Forsvarsbygg, 2012). Selve myra er lokalisert over et mer eller mindre tykt morenelag og kan karakteriseres som en middels rik myr påvirket av kystklimaet. Prøvetakingen ble gjort på baneområde 2 (Forsvarsbygg, 2012).

2.1.3 Mauken skyte- og øvingsfelt

Mauken skytefelt ligger i Målselv kommune i Troms fylke (Fig 2.3). Deler av feltet er lokalisert på myr som sannsynligvis kan karakteriseres som rikmyrsområde. Prøvetakingen ble utført på bane 9 (Strømseng og Ljønes, 2002). Undersøkelser av tungmetaller er gjort i avrenningsvann fra flere prøvestasjoner. FB gjorde undersøkelser i 2006 og fant ikke sterkt forhøyede nivåer av bly, men i to av feltene ble det målt Cu-konsentrasjoner høyere enn 6 µg /L (Forsvarsbygg, 2007b). NIVA har på oppdrag fra FB gjort målinger ved tilsvarende lokaliteter siden 1992 hvorav en lokalitet fra myrpåvirket bekk har forhøyete nivåer av Pb og Cu. I 2004 ble det målt over 10 µg/L Pb og 8 µg/L Cu i denne bekken (Rognerud, 2006). FFI målte tilsvarende konsentrasjoner i 2001 (Strømseng og Ljønes, 2002).

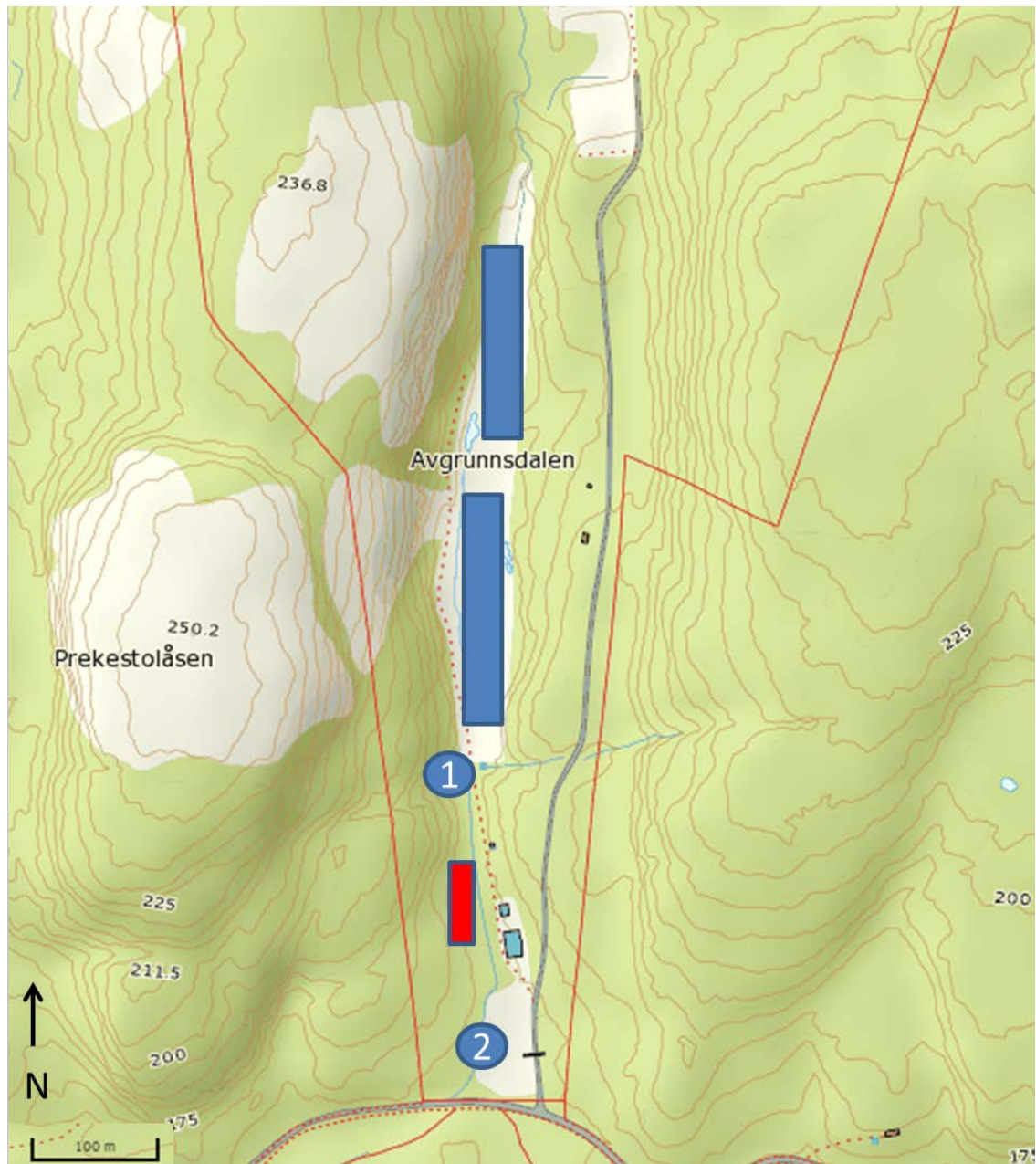


Fig 2.1 Figuren vise områdekart over bane c på Avgrunnsdalen. I området skravert i blått ble det tatt ut jordprøver og jordvæske i tre vertikale sjikt, henholdsvis 0-15 cm, 15-30 cm og 30-45 cm. I prøvepunktene 1 og 2 ble det tatt prøver av avrenningsvannet fra myra, beskrevet som hhv oppstrøms og nedstrøms for sedimentasjonsdam. Sedimentasjonsdammen er skravert i rødt (kart: Statens kartverk).

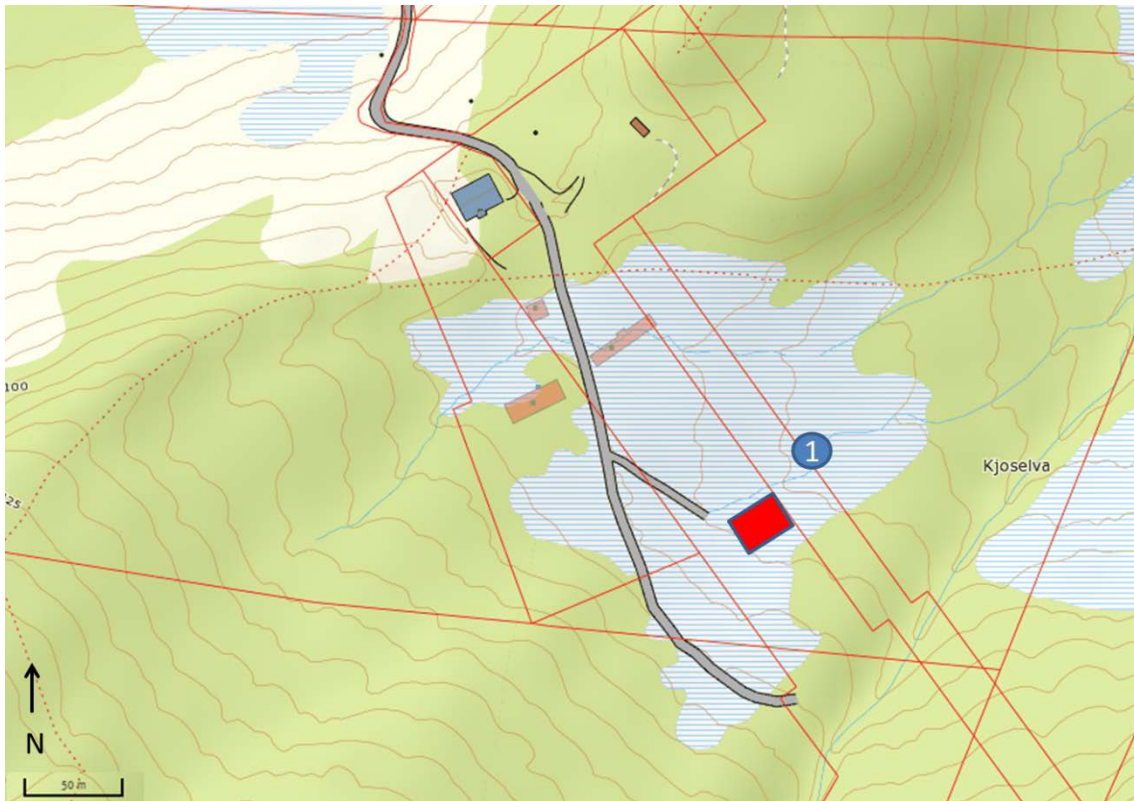


Fig 2.2 Figuren vise områdekart over Kjoselvdalen skytefelt. I området skravert i rødt ble det tatt ut jordprøver og jordvæske i tre vertikale sjikt, henholdsvis 0-15 cm, 15-30 cm og 30-45 cm. I prøvepunkt 1 ble det tatt prøver av avrenningsvannet fra myra. (kart: Statens kartverk).

2.1.4 Steinsjøen skyte- og øvingsfelt

Steinsjøfeltet ligger i Østre Toten kommune i Oppland fylke og dekker ca. 11 km². Området rundt Steinsjøen er dekket av store skog- og myrområder og berggrunnen består av granitt/granodioritt, syenitt/kvartssyenitt og monzonitt/-kvartsmonzonitt (Forsvarsbygg 2010). Løsmassedekket består hovedsakelig av tynt morenedekke, samt torv og myr. Mange av skytebanene på Steinsjøen er lagt på myr og området inngår i den såkalte høymyrregionen. Myra som ble undersøkt kan karakteriseres som fattig minerogen myr (Fig. 2.4). NIVA har på oppdrag fra FB gjennom 15 år målt sterkt forhøyede konsentrasjoner av Pb og Cu i avrenningsbekker på Steinsjøen som er myrpåvirket. I måleområdet Hækatjern ble det målt mer enn 100 µg/L Pb og Cu (Rognerud, 2006). FB gjennomførte tilsvarende studier i 2006 og de høyeste nivåene ble målt ved myrlokaliteter i konsentrasjoner opp til 40 µg/L Pb og 50 µg/L Cu (Forsvarsbygg 2007b). FFI har hatt gående flere prosjekter på Steinsjøen og målt høye Pb, Cu og Sb verdier i Larsmyrbekken som er en dreneringsbekk fra flere skytebaner (Strømseng og Ljønes, 2003; Strømseng m. fl., 2005; Strømseng m. fl., 2008). Konsentrasjonene varierer etter graden av vannføring i bekken, men fra den siste studien i 2007 lå konsentrasjonene av Pb, Cu og Sb på ca. hhv 15, 40 og 10 µg/L.



Fig 2.3 Figuren vise områdekart over bane 9 på Mauken skytefelt. I området skravert i blått ble det tatt ut jordprøver og jordvæske i tre vertikale sjikt, henholdsvis 0-15 cm, 15-30 cm og 30-45 cm. I prøvepunkt 1 ble det tatt prøver av avrenningsvannet fra myra. (kart: Statens kartverk).

2.1.5 Tittelsnes skyte- og øvingsfelt

Tittelsnes skyte- og øvingsfelt ligger i Sveio kommune i Hordaland (Fig 2.5). Skytefeltet ble opprettet på 1950-tallet og stengt i 2005. Feltet utgjorde to skytebaner som dekker ca. 50 mål og lå i all hovedsak på myr- og skogdekket området (Garmo, 2015; Forsvarsbygg, 2013). Berggrunnen består av såkalt granodioritisk gneis og glimmerskifer med et ganske tynt dekke av løsmasser. Myra på skytebanen kan karakteriseres som middels fattig minerogen myr påvirket av kystklimaet.

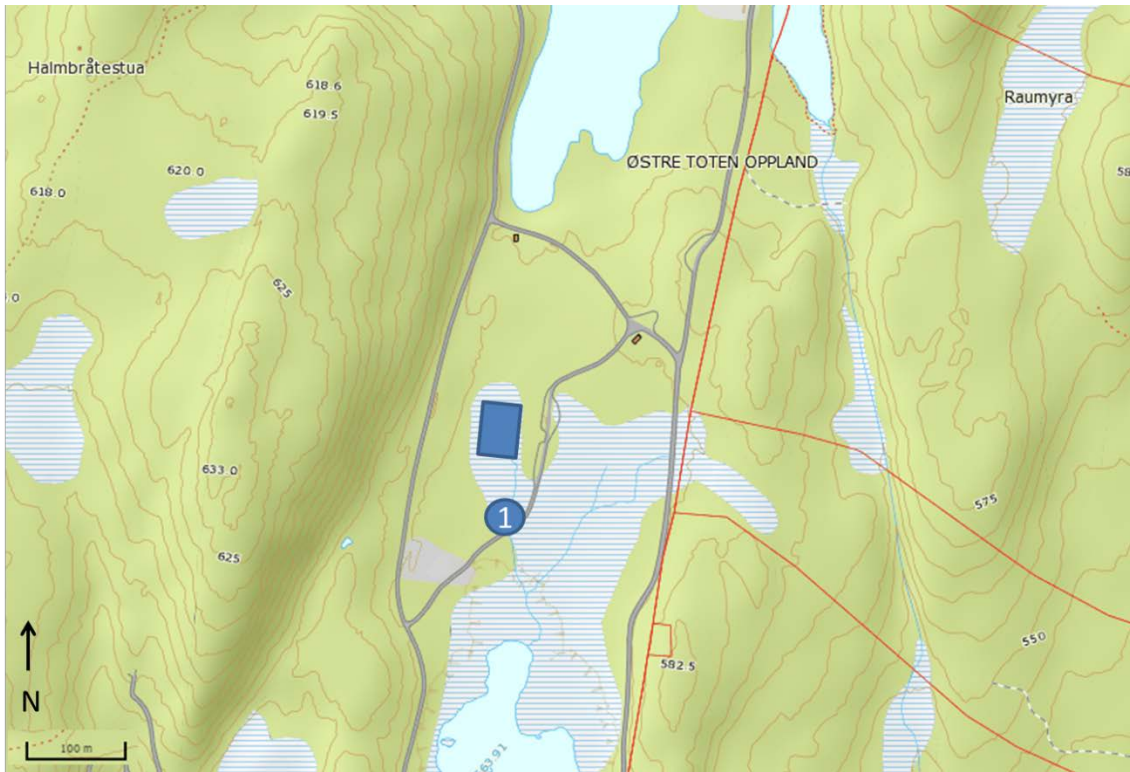


Fig 2.3 Figuren vise områdekart over bane 7 på Steinsjøen skytefelt. I området skravert i blått ble det tatt ut jordprøver og jordvæske i tre vertikale sjikt, henholdsvis 0-15 cm, 15-30 cm og 30-45 cm. I prøvepunkt 1 ble det tatt prøver av avrenningsvannet fra myra. (kart: Statens kartverk).

2.1.6 Hengsvann skyte- og øvingsfelt

Heistadmoen og Hengsvann skytefelt ligger i Kongsberg og Notodden kommune i henholdsvis Buskerud og Telemark fylke (Fig 2.6). Feltet er på ca. 37 km², hvorav 25 km² ligger i Kongsberg kommune. Feltet ble tatt i bruk rett etter 2. verdenskrig og er gradvis blitt utvidet. Berggrunnen i området består hovedsakelig av sure bergarter som gneiss og granitt. I tillegg til skog, er det er mye torv og myr i området. På grunn av de sure bergartene er det i all hovedsak fattigmyrer (Forsvarsbygg, 2014). Det er målt Pb og Cu i avrenningsbekker herfra siden 1999 (Rognerud, 2006). Det fremkommer ikke i den rapporten informasjon om graden av myrpåvirkning. To målepunkter på hhv Heistadmoen og Hengsvatn har hatt høye konsentrasjoner av tungmetaller med opptil 40 µg/L Pb og 100 µg/L Cu. Det ble observert stor grad av fortykning nedstrøms for målepunktene. Undersøkelsen vår i denne studien ble utført på Diplemyr skytebane som kan karakteriseres som en fattig minerogen myr (Fig. 2.6)

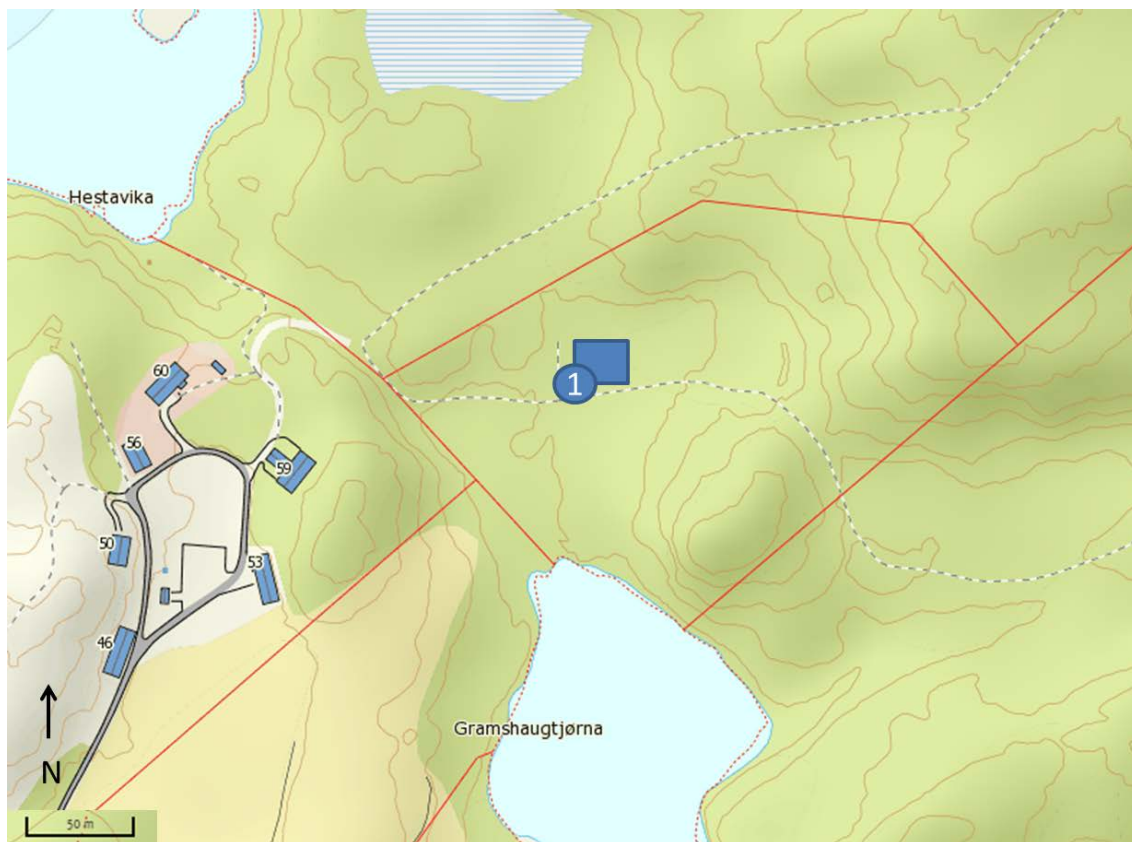


Fig 2.4 Figuren vise områdekart over Tittelsnes skytefelt. I området skravert i blått ble det tatt ut jordprøver og jordvæske i tre vertikale sjikt, henholdsvis 0-15 cm, 15-30 cm og 30-45 cm. I forkant av punkt 1 ble det tatt prøver av avrenningsvannet fra to bekker som rant gjennom myra. (kart: Statens kartverk).

2.2 Prøvetaking

På hver skytebane ble det etablert et nettverk av prøvepunkter som dekket et gitt areal. Prøver ble innhentet fra henholdsvis Avgrunnsdalen (52 prøvepunkter som dekket et areal på ca. 5000 m², sommeren 2011), Steinsjøen (56 prøvepunkter som dekket et areal på ca. 1000 m², sommeren 2011), Mauken (35 prøvepunkter som dekket et areal på ca. 600 m², sommeren 2012), Diplemyr (25 prøvepunkter som dekket et areal på ca. 400 m² sommeren 2013), Kjoselvdalen (20 prøvepunkter som dekket et areal på ca. 300 m², høsten 2012) og Tittelsnes (24 prøvepunkter som dekket et areal på ca. 400 m², sommeren 2013). Innenfor hvert areal ble det etablert minst 20 prøvepunkter som ble fordelt med en avstand på ca. 5 meter fra hverandre. I hvert prøvepunkt ble det tatt jord- og jordvæskeprøver i tre vertikale sjikt, henholdsvis på overflaten (0-15 cm), 15-30 cm og 30-45 cm under overflaten. Jordvæske ble samlet opp av såkalte Rhizon jordvæskesugere. En Rhizon jordvæskesuger tar opp jordvæske under vakuum og har i følge produsent en porestørrelse på 0,1 µm. Vakuomet ble satt med en 50 ml sprøyte. På Avgrunnsdalen ble Rhizon jordvæsketakere bare benyttet i jordoverflaten. Det ble imidlertid tatt ut jordvæske fra alle tre sjiktene ved å kryste jordprøvene. Det krystede vannet ble deretter

filtrert gjennom et 0,45 µm filter på laboratoriet. Alle vannprøvene ble konserverert med ultraren konsentrert salpetersyre til en sluttkonsentrasjon på 0,65 %. Jordprøvene ble samlet inn i polyetylen zip-lock-poser og lagt på fryser før videre behandling. I tillegg til jord- og jordvæske ble det tatt vannprøver fra bekker som rant gjennom skytefeltene for å få et bilde av avrenningen ut fra feltene. Det ble tatt både vannprøver for å måle totalinnholdet av metaller og innholdet av metaller i filtrerte prøver. Alle vannprøvene ble konserverert med konsentrert salpetersyre (sluttkonsentrasjon 0,65 % HNO₃).

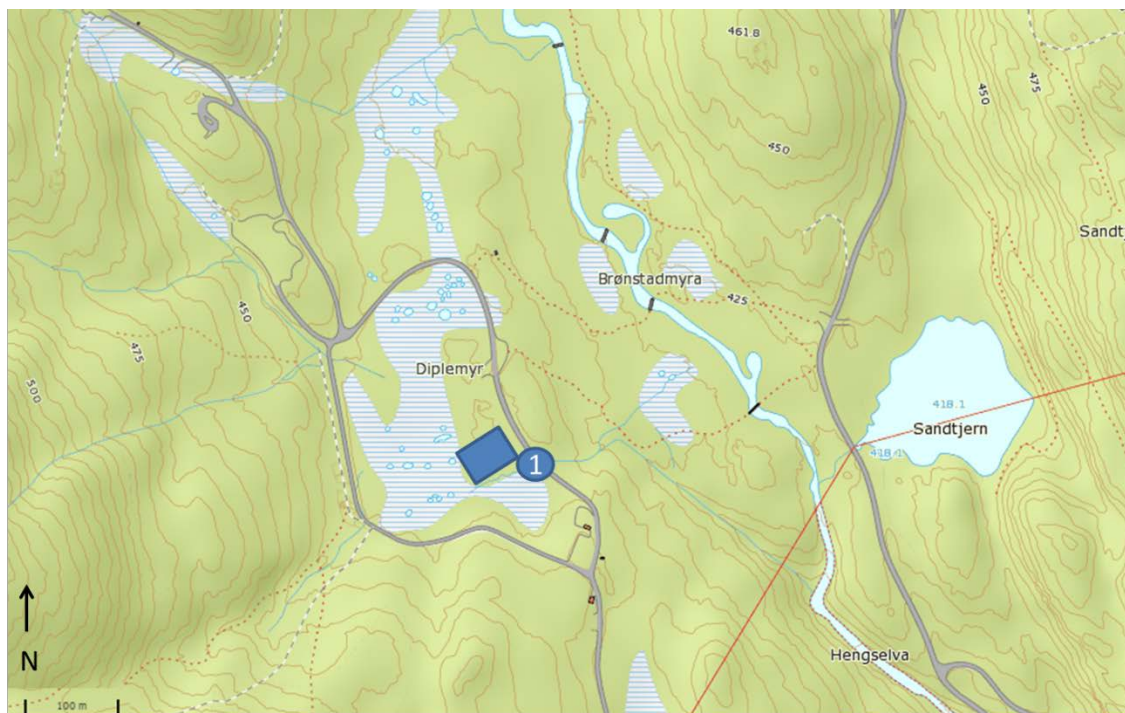


Fig 2.5 Figuren viser områdekart over Diplemyr skytefelt på Hengsvann. I området skravert i blått ble det tatt ut jordprøver og jordvæske i tre vertikale sjikt, henholdsvis 0-15 cm, 15-30 cm og 30-45 cm. I prøvepunkt 1 ble det tatt prøver av avrenningsvannet som rant gjennom myra. (kart: Statens kartverk).

I Avgrunnsdalen har det gjennom årene 2011-2015 blitt gjennomført en mer grundig undersøkelse av avrenningen fra skytefeltet. Dette ble gjort i forbindelse med avhendingstiltak som ble påbegynt våren 2013. I utløpsbekken på Avgrunnsdalen ble det plassert en ISCO vannprøvetaker som tok en vannprøve om dagen i perioden fra 4. mai 2011 til 23. juni 2011 (punkt 1, Fig 2.1). Av praktiske årsaker ble denne ISCO-vannprøvetakeren flyttet til ca. 100 meter nedstrøms for sedimentasjonsdammen i årene 2013-2015 (punkt 2, Fig. 2.1). Gjennom sommersesongen 2013 til 2015 ble det i tillegg tatt ukentlig vannprøver oppstrøms og nedstrøms (punkt 1 og 2, Fig 2.1) for sedimentasjonsdammen for å kunne vurdere effekten av dammen. Sommeren 2015 ble et sett med vannprøver gjenstand for ladningsfraksjonering ved hjelp av ionebytterkromatografi. Filtrert vann (0,45µm) ble ført gjennom en kationbytterkolonne (Amberlite IR 120) og en anionbytterkolonne (AGI-X8) med en hastighet på ca. 20 ml/min.

Ladningsfraksjoneringen ble gjort på vann hentet fra standplassen på Avgrunnsdalen og rett nedstrøms for sedimentasjonsdammen for å se om ladningsfraksjonene hadde forandret seg. Tabell 2.1 viser en oversikt over metallenes tilstandsform i vann og hvordan man beregner de. Organisk innhold i vannprøver fra Avgrunnsdalen skytefelt ble analysert av en akkreditert kommersiell aktør, Eurofins.

Tabell 2.1 Oversikt over metallers tilstandsformer og hvordan de regnes ut.

Fraksjon	Beskrivelse	Beregning
Total	Total konsentrasjon av metall i vann	
Løst	Konsentrasjon av metall i vann filtrert gjennom 0,45 μm filter	
Partikulært	Metall assosiert til partikler	Total \div løst
Kation	Andelen som sitter igjen på kationbytteren	Løst \div andel ut av kationbytter
Anion	Andelen som sitter igjen på anionbytteren	Løst \div andel ut av anionbytter
Nøytral	Andelen som går gjennom både anion og kationbytter	Løst \div (kation + anion)

2.3 Oppsetting av kunstig fangdam

Et basseng fra Intex® (Rektangulært Ultraramme-basseng) på ca. 20 m³ ble satt opp ved standplassen på Avgrunnsdalen (Fig 2.1). Bassenget var ca. 5.5 m langt, 2,5 m bredt og 1,4 m dypt. Vannet ble pumpet inn i den ene kortenden av bassenget og rant ut fra den andre enden. Vannet hadde en teoretisk oppholdstid på ca. 24 timer i bassenget. Prøver ble tatt av innløpsvannet og utløpsvannet fra bassenget. Vannprøvene ble filtrert og gjennomgikk en ladningsfraksjonering for å se om bassenget påvirket andelen partikulært bundet metall og metallenes ladningsforhold. I løpet av forsøksperioden ble det i bassenget satt inn en siltgardin (TeleEnviro® 70/70, 90 μm levert av Mørenot i Karmsund) i bassenget for bedre å fange opp partikler i vannet og bremse vanngjennomstrømmingen gjennom bassenget.

2.4 Prøveopparbeidelse og analyse

Torv ble tørket ved 105 °C i ca. ett døgn og knust for hånd i zip-posen som den tørkede jorda ble lagret i. Et utvalg av jordprøvene ble deretter syreoppluttet for analyse av metaller. Syreopplutningen foregikk ved å veie ut en gitt mengde tørket finpartikulært myrjord (ca. 0,3 g) som ble overført til teflonbelagte ekstraksjonsbeholdere for mikrobølgeopplutning. Deretter ble det tilsatt kongevann (3 ml ultraren salpetersyre og 9 ml 30 % HCl) før prøvene ble oppluttet i mikrobølgeovn. Etter opplutning ble hver prøve fortynnet til 50 ml med ionebyttet vann og deretter fortynnet ytterligere for analysen. Analyser av forskjellige elementer ble utført på ICP-MS (Thermo X-series II). For å sikre korrekte analyser ble det benyttet

referansematerialer med kjent innhold av metaller. I tillegg ble det opparbeidet og analysert referanseprøver for jord med kjent innhold av metaller. Ytterligere detaljer rundt analyse og prøveoppbevaring står beskrevet i Mariussen (2012).

2.5 Sekvensiell ekstraksjon

Overflødig vann fra en torvprøve ble klemt ut med håndkraft i et rent papirklede. Vanninnholdet i torva ble deretter målt i én del, mens en annen del av torva ble gjenstand for sekvensiell ekstraksjon etter en metode av Le Tessier m. fl., (1978) som seinere ble modifisert av Oughton m. fl., (1992) og Kennedy m. fl., (1997). Skjematisk prosedyre for ekstraksjon av forskjellige fraksjonene og hva de representerer er oppsummert i Tabell 2.2. Ca. 2 g (våtvekt) jord ble ekstrahert i 6 fraksjoner i en væske-faststoff fordeling på 15 (LS15). Fraksjon 1 ble ekstrahert med ultrarent vann i 1 time med en roterende blandemaskin (10 rpm). Blandingen ble deretter sentrifugert i 10 minutter (5000 rpm). Vannet ble dekantert og filtrert gjennom et 0,45µm filter og konservert med konsentrert salpetersyre (sluttkonsentrasjon på 0,65%). Den sentrifugerte torva ble deretter tilsatt 1 M ammonium acetat (CH₃COONH₄, pH 7) og blandet med en roterende blandemaskin (10rpm) i 2 timer. Blandingen ble deretter sentrifugert i 10 minutter (5000 rpm), prøven dekantert og filtrert gjennom et 0,45µm filter. Torva ble deretter tilsatt 1 M ammonium acetat justert til pH 5 med eddiksyre (fraksjon 3) og blandet sammen i 2 timer med en roterende blandemaskin (10 rpm). Blandingen ble deretter sentrifugert i 10 minutter (5000 rpm), prøven dekantert og filtrert gjennom et 0,45µm filter. Den sentrifugerte torva ble deretter tilsatt 0,04 M hydroksylaminoklorid løst i 25% eddiksyre (pH 3) og blandet sammen i 2 timer med en roterende blandemaskin. Prøven ble deretter varmet opp til 80°C på vannbad og inkubert videre i 6 timer. Blandingen ble deretter sentrifugert i 10 minutter (5000 rpm), prøven dekantert og filtrert gjennom et 0,45µm filter (fraksjon 4). Den sentrifugerte torva ble så tilsatt 30% hydrogen peroksid (LS 7.5 av opprinnelig mengde torv) og inkubert ved 80°C på vannbad i ca. 5,5 timer. Prøven ble deretter tilsatt 3.2 M ammonium acetat løst i 20% ultraren HNO₃ (LS 2.5 av opprinnelig mengde torv) og satt på benk i ca. 30 minutter. Blandingen ble deretter sentrifugert i 10 minutter (5000 rpm), prøven dekantert og filtrert gjennom et 0,45µm filter (fraksjon 5). Restfraksjonen av torv ble deretter vasket to ganger med ultrarent vann og tørket natta over (105 °C) på forhåndsveide beger. Den tørkede restfraksjonen ble deretter veid og totaloppløst med konge vann som beskrevet ovenfor.

2.6 Måling av pH i jord

Ca. 5 ml tørket og knust torv og 50 ml ultrarent vann ble blandet ved hjelp av en roterende blandemaskin (10 rpm) i 24 timer. Vann- og jordblandingen ble deretter satt på benk i minst 15 minutter før pH ble målt ved å plassere pH-elektroden ned i jordvæsken.

Tabell 2.2 Prosedyre for sekvensiell ekstraksjon av jordprøver.

Ekstraksjons- steg	Fraction	Reagenser	pH	Tid (h)	Temp. (°C)
Fraksjon 1	Vannløselig	20 ml H ₂ O		1	20
Fraksjon 2	Reversibelt bundet	20 mL 1 M NH ₄ Ac	7,0	2	20
Fraksjon 3	Reversibelt bundet, assosiert med karbonater	20mL 1 M NH ₄ Ac (pH justert med HAc)	5,0	2	20
Fraksjon 4	Lett reduserbart materiale (Fe/Mn hydroksider)	20 mL 0.04 M NH ₂ OH•HCl i 25% HAc	3,0	6	80
Fraksjon 5	Oksiderbare komponenter, bundet til organisk material	a) 15 mL 30% H ₂ O ₂ (pH justert med HNO ₃) b) 5 mL 3,2 M NH ₄ Ac i 20% HNO ₃	2,0	a) 5,5 b) 0,5	a) 80 b) 20
Fraksjon 6	Hardt bundet og syreoppløselig	10 mL kongevann		0,2	200

2.7 Statistikk

Korrelasjonsanalyser (Pearson), sammenligninger mellom grupper (Student-t) og regresjonsanalyser ble utført ved hjelp av GraphPad Prism 5. Andre analyser ble utført med Microsoft Excel 2003.

3 Resultater og diskusjon

3.1 Kartlegging av avrenning fra skytefelt på myr

Analyse av avrenningen fra de forskjellige myrene viste at graden av forurensing varierte veldig. Resultatene fra disse målingene viser konsentrasjonene i avrenningsbekkene på én enkel dag og gir kun et øyeblikksbilde av forurensingen (Tabell 3.1). Avrenningsvannet fra Steinsjøen hadde svært høye metallkonsentrasjoner med en totalkonsentrasjon på henholdsvis 176 µg/L, 415 µg/L, 65 µg/L og 629 µg/L av Pb, Cu, Sb og Zn. Disse svært høye konsentrasjonene av metaller skyldes sannsynligvis et nesten stillestående vann som fløyt over en svært opprevet og forurenset torvoverflate. På Mauken inneholdt bekkene henholdsvis 7,3 µg/L, 11, µg/L, 8,3 µg/L og 5,7 µg/L av Pb, Cu, Sb og Zn. På Tittelsnes løp det to bekker gjennom skytefeltet. Den sure bekkene inneholdt henholdsvis 7,5 µg/L, 86, µg/L, 0,34 µg/L og 53 µg/L av total Pb, Cu, Sb og Zn, mens den mer alkaliske bekkene inneholdt henholdsvis 18 µg/L, 19, µg/L, 1,8 µg/L og 12 µg/L av total Pb, Cu, Sb og Zn. Det var mye høyere konsentrasjoner av Cu og Zn i den sure bekkene. Denne bekkene fløt langs den tidligere standplassen der det var mye rester etter patronhylser. Disse er av messing, som er en legering av kobber og sink, og kan, i tillegg til lav pH i vannet, forklare de høye Cu og Zn konsentrasjonene. Den sure bekkene hadde også en høyere relativ konsentrasjon av Pb i forhold til Sb sammenlignet med den mer alkaliske bekkene. Det er godt kjent at løseligheten av Sb øker mens løseligheten av Pb går ned med økende pH (for eksempel Johnson m. fl., 2005). Disse to bekkene gir derfor et godt bilde av betydningen av pH for metallavrenningen fra skytefelt. Avrenningen på Diplemyr på Hengsvann hadde relativt sett en veldig høy konsentrasjon av Cu i forhold til Pb. Vannet her var svært surt med pH på rundt 4,3 og konsentrasjonene av Ca og Mg var lav. Det ionefattige og sure vannet kan gjenspeile den næringsfattige berggrunnen i området og myrpåvirkningen. Årsaken til den høye Cu-konsentrasjonen i forhold til Pb konsentrasjonen er ikke klar, men kan skyldes det sure miljøet. Fra Kjoselvdalen ble det målt i filtrerte prøver ettersom vannprøvene var grumsete av partikler. Her viste analysene en konsentrasjon på henholdsvis 1,9 µg/L, 36, µg/L, 3,9 µg/L og 273 µg/L av Pb, Cu, Sb og Zn. Avrenningsvannet herfra hadde en høy relativ konsentrasjon av Sb, noe som kan tilskrives en høyere pH i vannet. Med unntak av Avgrunnsdalen var konsentrasjonene av Cu høyere enn Pb i avrenningsvannet. Det er vanskelig å spekulere rundt årsakene til dette, men det kan skyldes fysisk-kjemiske forhold i myra som pH og sammensetning av andre elementer og mineraler, eller forskjellig mengder deponerte rester av hylser og blyfri ammunisjon som har et høyt Cu-innhold. Et høyt innhold av klor i vannet kan for eksempel i teorien redusere Pb-utlekkningen. Klor danner sammen med Pb blyklorid som er et relativt tungt løselig salt. Ved å gjøre en ristetest av blyhagl med forskjellige mengder HCl i vannet ble mindre bly løst ut i 3M HCl enn 0,1 M HCl, noe som indikerer at oppløsningen av metallisk bly går seinere med tilstedeværelsen av klor. Klor ble ikke analysert, men Avrenningsvannet fra Kjoselvdalen og Tittelsnes var påvirket av kystklimaet med et høyt natriuminnhold. Havsalt består i hovedsak av natriumklorid. En oversikt over konsentrasjonene av andre målte elementer (Na, Mg, Ca, Fe, Al og Mn) fra de forskjellige avrenningsbekkene er vist i Tabell 3.1. Vannet fra Kjoselvdalen og Tittelsnes hadde høye konsentrasjoner av Na noe som indikerer en påvirkning av sjøsprøyt fra kysten. Vannet fra Mauken og Kjoselvdalen hadde høye konsentrasjoner av Ca, noe som karakteriserer mer rike myrer som ligger på kalkrik

berggrunn. Avrenningsvannet fra Steinsjøen og Hengsvann hadde lave konsentrasjoner av de fleste elementene noe som er karakteristisk for en sur og fattig myr.

På Avgrunnsdalen ble det i mellom 4. mai og 23. juni 2011 tatt to daglige vannprøver ved standplass (Mariussen og Strømseng, 2013). Gjennomsnittlig konsentrasjon av Pb, Cu, Sb og Zn denne perioden var henholdsvis 23 µg/L, 19 µg/L, 2,8 µg/L og 21 µg/L. Avrenningsvannet her var generelt ganske surt med en pH på rundt 5,5. Sammenlignet med avrenningsvannet fra de andre myrene, hadde vannet herfra et lavt innhold av Ca og Mg, relativt høye konsentrasjoner av Fe og middels høye Na-konsentrasjoner. Avgrunnsdalen skytefelt er lokalisert ca. 5 km fra kysten og kan være noe påvirket av kystklima. I årene 2013-2015 ble det plassert en ISCO-vannprøvetaker ca. 70 meter nedstrøms sedimentasjonsdammen på Avgrunnsdalen.

Vannprøvetakeren tok to daglige vannprøver i perioden mai til oktober. Analysene viste stor variasjon i vannkonsentrasjonen av Pb, Cu, Sb og Zn, i tillegg til andre metaller (Fig 3.1 og 3.2, Fig A.1, Vedlegg A). Ved nedbør økte konsentrasjonen av Pb, Cu og Sb, mens konsentrasjonen gikk ned under tørkeperioder. Konsentrasjonen av andre metaller i bekken (Fig 3.2 og A.1) viste også store dag til dag variasjoner og viser hva klimaet kan bety for elementkonsentrasjonen i vannet. Somrene 2013 og 2014 kan regnes som en henholdsvis våt og tørr sommer. Tilsvarende episodiske hendelser er også vist på Steinsjøen skyte- og øvingsfelt og på Terningmoen (Strømseng m. fl., 2009; Mariussen m. fl., 2015). Ved å se på forholdet mellom 95% percentilen (høyeste konsentrasjon) og 5% percentilen (laveste konsentrasjon) i konsentrasjonen av Pb, Cu, Sb og Zn i filtrerte prøver for årene 2013 og 2014 varierte Pb (3.1 og 2.6) og Zn (2.6 og 2.6) mindre i vannkonsentrasjonen enn Cu (5.4 og 3.4) og Sb (3.8 og 4.4). Konsentrasjonen av Cu og Sb i bekken ser altså ut til å øke mer under episodiske hendelser enn konsentrasjonen av Pb og Zn. Årsakene til dette kan være de respektive metallenes følsomhet for endringer i pH i bekkevannet. I tillegg til daglige målinger med en ISCO-prøvetaker, ble det også tatt ukentlige vannprøver i 2013-2015 på samme sted. Korrelasjonsanalyse av disse målingene av Pb, Cu, Sb og Zn i avrenningsvannet viste, med noen få unntak, at vannkonsentrasjonen av Pb, Cu og Sb korrelerte med pH (Fig 3.3 + Fig A.2 og A.3). Sinkkonsentrasjonen korrelerte ikke med pH (Fig A.4). Det var kanskje uventet at Sb var negativt korrelert med pH, ettersom Sb har vist seg mer mobil og har høyere løselighet ved høy pH. Dette kan skyldes at de episodiske økningene ikke bare skyldes pH i seg selv, men den økte vannstanden og vannføringen i elva ved nedbørsperioder. Selv om pH kanskje er den viktigste faktoren for det generelle avrenningsmønsteret av Pb, Cu og Sb, kan det være andre faktorer enn pH som er viktigst under episodiske konsentrasjonsøkninger under nedbørsperioder. Mesteparten av ammonisjonsrestene er avsatt i det øverste overflatelaget og ved regnskyll vil en større andel av ammonisjonsrestene bli mettet med vann. Den episodiske økningen man ser ved store regnskyll skyldes derfor sannsynligvis en større vanntransport i øvre overflatelag av forurenset jord som beskrevet i Strømseng m. fl., (2009). Faktorer som kan bidra til økt avrenning under nedbørsperioder er økt transport av metaller bundet til småpartikulært og kolloidalt materiale, redusert pH som bidrar til økt løselighet av noen av metallene, og større andel av forurensningene som kommer i kontakt med vann og går i oppløsning. Ved kraftige regnskyll vil sannsynligvis også større partikler som følge av erosjonsprosesser bidra til episodiske hendelser. For å få et tilfredsstillende bilde av kontamineringsgraden i en avrenningsbekk er det derfor viktig å gjøre gjentagende analyser av vannet i en periode som inkluderer både våte og tørre perioder.

Tabell 3.1 Totalkonsentrasjonen av 10 elementer og pH i avrenningsvannet fra 6 skytebaner som er lokalisert på myr. Resultatene er fra 1 måling utført på den dagen feltarbeidet på myrene ble gjennomført og representerer et øyeblikksbilde av elementkonsentrasjonen i bekken. Tallet i parentes er forholdet mellom Pb og Cu, og Pb og Sb. På Tittelsnes (T) løp det to bekker gjennom skytefeltet. Resultatene for Kjoselvdalen (K) er for filtrerte prøver.

Skytebane	Pb (µg/L)	Cu (µg/L)	Sb (µg/L)	Zn (µg/L)	Na (mg/L)	Mg (mg/L)	Ca (mg/L)	Al (mg/L)	Fe (mg/L)	Mn (µg/L)	pH
A*	28	14 (2)	3,1 (9,0)	18	3,6	0,53	1,9	0,35	0,77	65	5,85
S	176	415 (0,4)	65 (2,7)	629	0,83	0,42	1,4	0,44	0,53	109	4,77
M	7,3	11 (0,7)	8,3 (0,9)	5,7	1,9	1,2	8,8	0,06	0,36	36	7,14
T-1	18	19 (0,9)	1,8 (10)	12	8,9	1,5	1,9	0,19	0,49	4,6	6,20
T-2	7,5	86 (0,09)	0,34 (22)	53	6,7	0,84	1,0	0,44	0,67	6,9	4,64
K	1,9	36 (0,05)	3,9 (0,50)	273	6,5	3,6	22	0,03	0,03	4,2	7,00
H	3,9	12 (0,33)	0,39 (10)	9,1	0,62	0,97	0,42	0,40	0,47	11	4,46

*A=Avgrunnsdalen, S = Steinsjøen, M = Mauken, T = Tittelsnes, K = Kjoselvdalen, H=Diplemyr

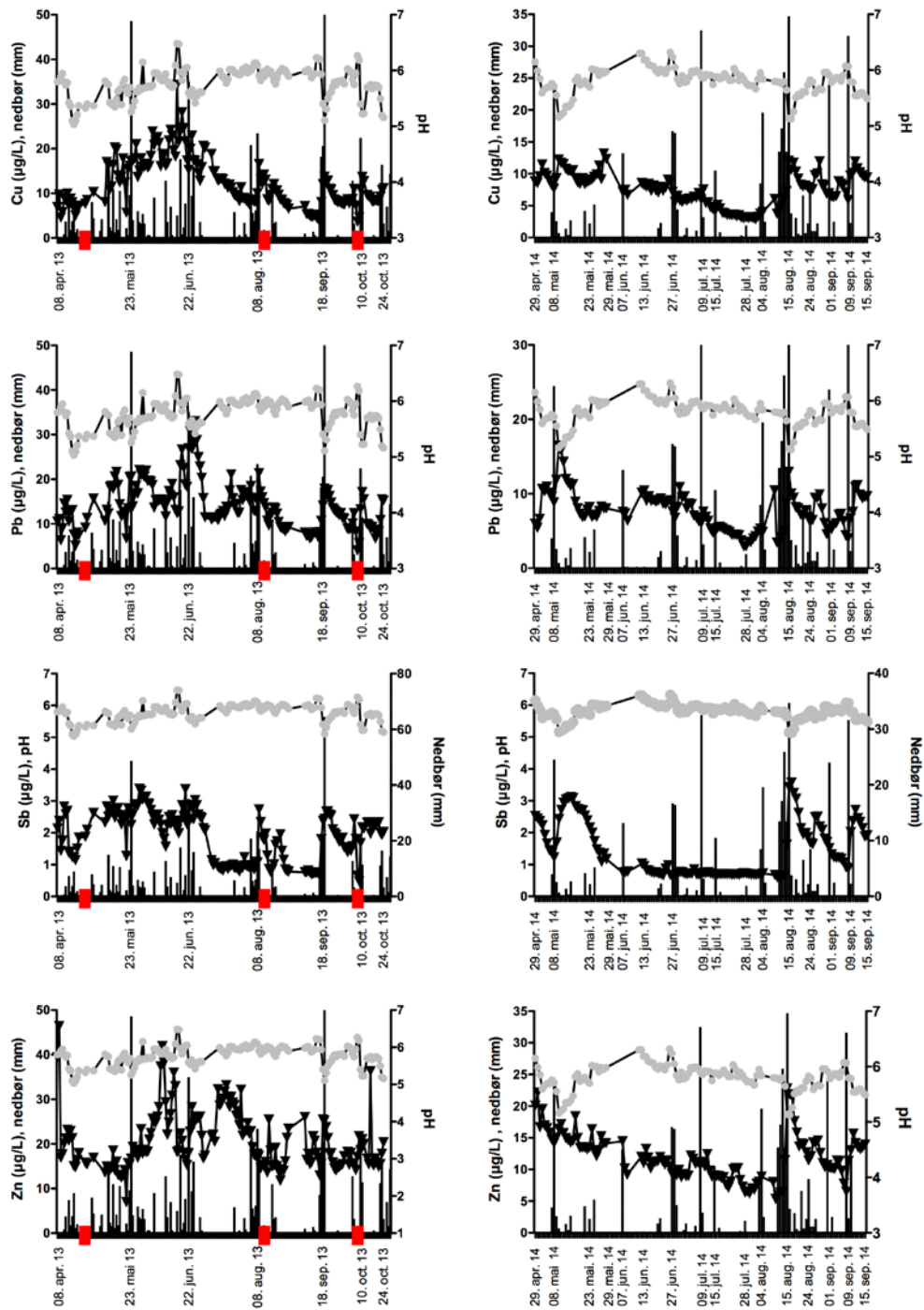


Fig 3.1 Daglige konsentrasjoner av Cu, Pb, Sb og Zn ($\mu\text{g/L}$), og pH (pH) i filtrerte prøver av avrenningsvannet fra Avgrunnsdalen skyte- og øvingsfelt i 2013 og 2014. Prøvene ble tatt med en ISCO-vannprøvetaker i prøvepunkt 2 som vist i Fig 2.1. Vertikale stolper er nedbørsdata fra Sande i Vestfold. Rød skravert boks på figuren markerer perioder det ble utført avhendingstiltak på myra.

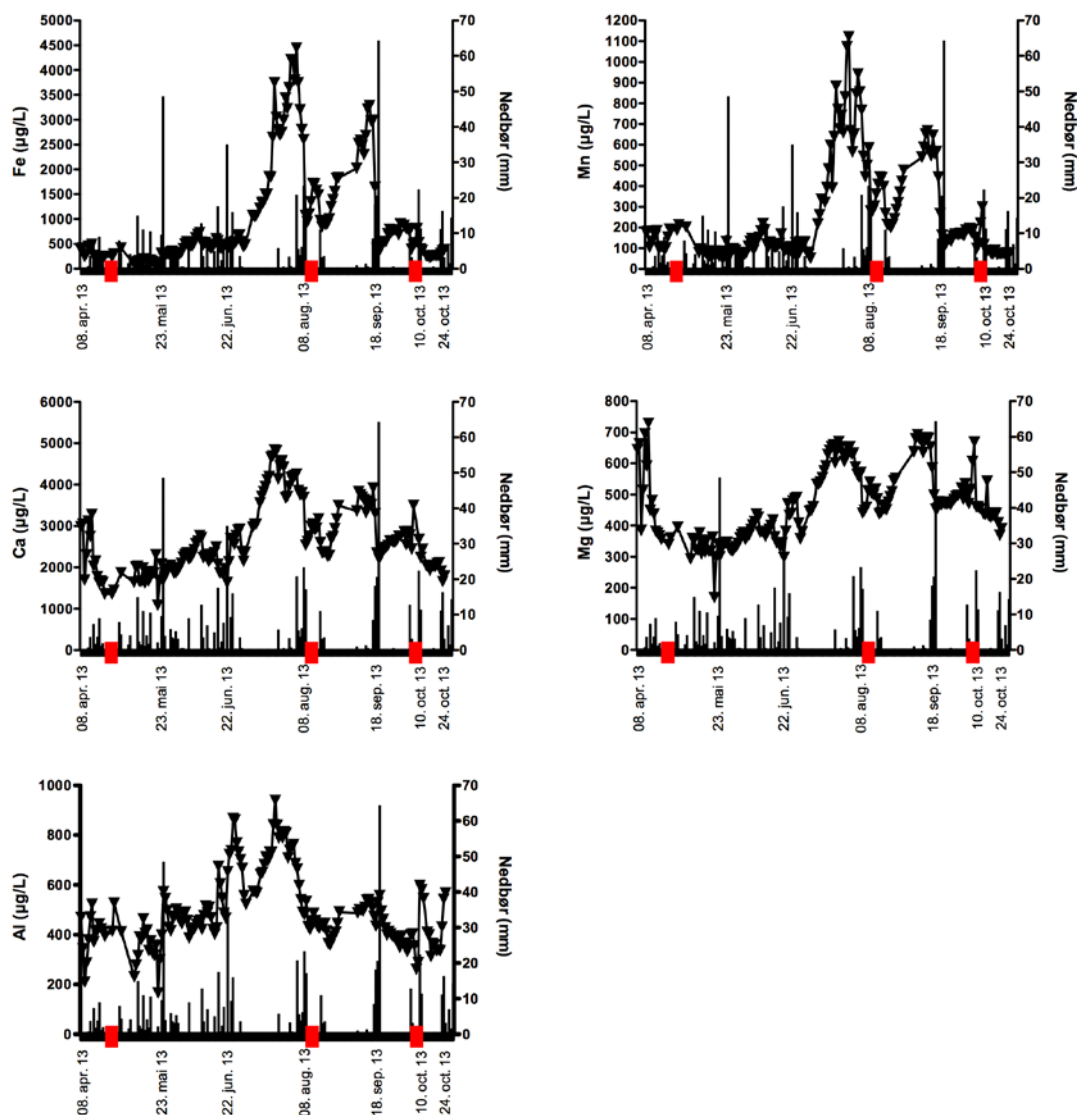


Fig 3.2 Daglige konsentrasjoner av Fe, Mn, Ca, Mg, Al ($\mu\text{g/L}$), og pH (pH) i filtrerte prøver av avrenningsvannet fra Avgrunnsdalen skyte- og øvingsfelt i 2013. Prøvene ble tatt med en ISCO-vannprøvetaker i prøvepunkt 2 som vist i Fig 2.1. Vertikale stolper er nedbørsdata fra Sande i Vestfold. Rød skravert boks på figuren markerer perioder det ble utført avhendingstiltak på myra.

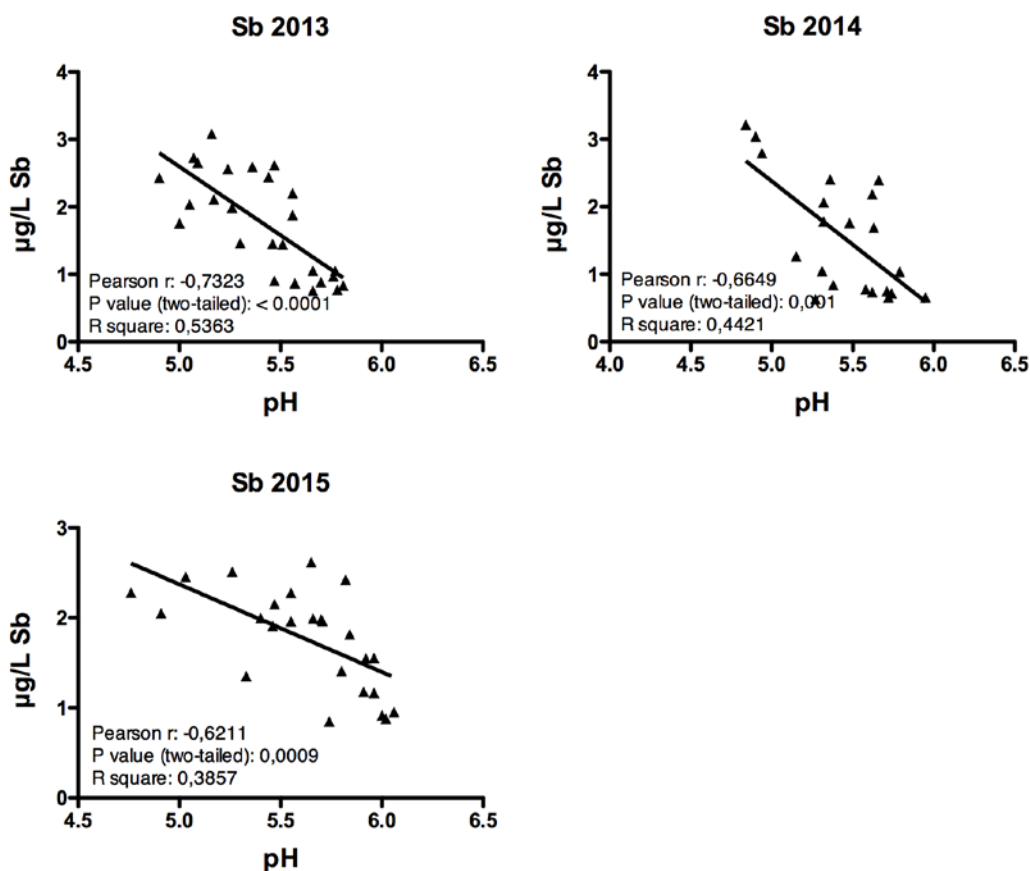


Fig 3.3 Konsentrasjonen av Sb i filtrerte prøver som funksjon av pH ved standplassen på Avgrunnsdalen. $P < 0.05$ (Pearson korrelasjonsanalyse) viser signifikant korrelasjon mellom konsentrasjon av Sb og pH i bekken.

3.2 Karakterisering av jord og jordvæske fra de forskjellige skytefeltene

3.2.1 Karakterisering av myr

Det ble tatt jord- og jordvæskeprøver fra 6 forskjellige myrer. Tabell 3.2 og 3.3 viser innholdet av Ca, Mg, Al, Fe, Mn, Na og K i torva og jordvæsken i tre vertikale jordsjikt, samt den målte pH i jorda. Myrer klassifiseres ut fra vannkjemien og planteliv (Rydin og Jeglum, 2006). I denne studien ble det ikke samlet inn data på arts mangfoldet i de forskjellige myrene, men en grov klassifisering kan gjøres basert på vannkjemien i myrene. Regnvannsmyrer er svært sure (pH 3,5-4,2) og har lavt innhold av kalsium. Dette er myrer der tilførsel av vann kun skjer gjennom nedbør og er ofte dype myrer. Jordvannsmyrer, kan grovt klassifiseres inn i fattige myrer (pH 4-5,5) og rikmyrer (pH > 5). Dette er myrer som, i tillegg til nedbørsvann, får tilført vann som har vært i kontakt med den underliggende mineraljorda. Kalsiuminnholdet i overflatevann fra jordvannsmyrer varierer veldig fra mindre enn 1 mg/L i svært fattige myrer til mer enn 50 mg/L i

ekstremt rike myrer. Avrenningsvannet fra de forskjellige myrene i vår studie hadde en pH på mellom 4,5 og 7,1 (Tabell 3.1), og Ca-innholdet varierte på mellom 0,4 mg/L i avrenningsvannet fra Diplemyr på Hengsvann til 22 mg/L i avrenningsvannet fra Kjoselvdalen. Målingene av vannkjemien er kun fra én måling og vil derfor være en grov tilnærming. På Tittelsnes rant det to bekker gjennom skytefeltet, en med veldig surt vann og en bekk med nær nøytralt vann. Bekken med det sure vannet gikk langs med standplassen, mens den andre bekken rant gjennom feltet vi tok myrprøver fra. Overflatevannet fra Kjoselvdalen og Tittelsnes hadde noe høyere konsentrasjoner av Na, noe som sannsynligvis skyldes påvirkning fra kystklimaet med tilførsel av sjøsprøyt. Vannet fra Avgrunnsdalen hadde litt høyere Na konsentrasjoner i avrenningsvannet, sammenlignet med myrene fra Mauken, Steinsjøen og Hengsvann noe som kanskje også kan tilskrives påvirkning av kystklima. Ut fra vannkjemien kan vi derfor grovt klassifisere myrene på følgende måte. Diplemyra på Hengsvann og myra på Steinsjøen kan karakteriseres som svært fattige jordvannsmyrer, myra på Avgrunnsdalen kan karakteriseres som en fattig jordvannsmyr, myra på Tittelsnes kan karakteriseres som en middels fattig jordvannsmyr påvirket av kystklimaet, myra på Mauken kan karakteriseres som moderat rik myr, mens myra på Kjoselvdalen kan karakteriseres som en rik myr påvirket av kystklima. Det ble på laben målt pH i jordvæsken i det tørkede materiale fra de forskjellige myrene som viste mindre forskjeller mellom de forskjellige myrene. Alle myrene i vår undersøkelse hadde en pH i jordvæsken på mellom ca. 4 og 5, og konsentrasjonsforskjellene i Ca var også mindre i jordvæsken (Tabell 3.3). I henhold til Sjørs og Gunnarsson (2002) er ofte pH i jordvæsken lavere enn i avrenningsvannet. Torv består av mange forskjellige organiske nedbrytningsprodukter fra planterester. Dette er karbohydrater, proteiner, polyfenoler (humussyrer, lignin) og fettstoffer. Den største andelen er såkalte humusstoffer som er viktig for karakterisering av torvmateriale. Humus er tungt nedbrytbart, spesielt i det oksygenfattige myrtiljøet, og opprettholder lav pH på omgivelsene. Av andre elementer enn Ca, Mg og Na så hadde torva i toppjordlaget fra Avgrunnsdalen høye konsentrasjoner av Fe. Torva og jordvæsken fra Mauken hadde lave konsentrasjoner av Mn. Torva fra Tittelsnes og Kjoselvdalen hadde høye konsentrasjoner av Fe og Al.

3.2.2 Ammunisjonsrester i jord og jordvæske

Med unntak av torva fra Hengsvann inneholdt jorda fra alle skytefeltene svært høye konsentrasjoner av ammunisjonsrester. Særlig blykonsentrasjonen var høy (Tabell 3.4). Den lave konsentrasjonen av ammunisjonsrester på Hengsvann kan tyde på at feltet som ble undersøkt har vært lite belastet av skyteaktivitet. Mellom 90 og 99 % av ammunisjonsrestene lå i overflatejorda (øverste 15 cm). Sannsynligvis er en enda større andel samlet på overflatelaget ettersom konsentrasjonene som rapporteres her er i knust torvjord. Innholdet i jorda av fragmenter større enn ca. 2 mm blir derfor ikke tatt hensyn til. Sett i lys av at en skytebane i Avgrunnsdalen har vært brukt i mer enn 100 år, så har det vært svært liten transport av ammunisjonsrester nedover i jordprofilen. Med unntak av prøvene fra Kjoselvdalen og Hengsvann var det en tilsvarende konsentrasjonstrend i jordvæskeprøvene (Tabell 3.5). Ved fire av myrene sank konsentrasjonen av Pb, Cu, Sb og Zn i jordvæsken raskt og mer enn 90 % av forurensingene var lokalisert øverst i jordkolonnen. Dette er tilsvarende som har blitt observert i ammunisjonsforurenset mineraljord (Jørgensen og Willems, 1987; Clausen og Korte, 2009; Sanderson, m. fl., 2012; Cao m. fl., 2003).

Ved å sammenligne jord- og jordvæskekonsentrasjonen av Pb, Cu og Sb mellom de forskjellige skytefeltene var det noen forskjeller. Torva fra Avgrunnsdalen og Steinsjøen hadde de høyeste konsentrasjonene av Pb og Cu i jorda, mens Steinsjøen og Mauken hadde den høyeste jordkonsentrasjonen av Sb og de høyeste jordvæskekonsentrasjonene av Pb, Cu og Sb (basert på prøver tatt med Rhizonsamlere). Mauken og Steinsjøen er to felt som fortsatt er aktive og har sannsynligvis mer av ferskt deponert ammunisjon. Man kan spekulere på om nylig deponert materiale vil lekke mer enn gammelt materiale. Historiske målinger fra Avgrunnsdalen (Heier m. fl., 2009; Strømseng og Ljønes, 2002) har vist at avrenningen av ammunisjonsrelatert forurensing gradvis har avtatt til tross for at myra fortsatt er sterkt forurenset av ammunisjonsrester. Årsakene til dette er nok sammensatt, og kan skyldes fysiske forhold som mindre erosjon og oppvirvling av forurenset torvmateriale. Det kan også skyldes nedbrytningshastigheten av ammunisjonsfragmenter. Betydningen av størrelsen på fragmenter er best beskrevet for bly, men tilsvarende mekanismer kan sannsynligvis også gjelde for kobber og sink. En høy fragmenteringsgrad vil øke utlekkingen av bly på grunn av økt overflateareal i forhold til massen på fragmentet, og øke oksidasjonsprosesser av metallisk bly til mer mobile oksidasjonsprodukter (Hardison Jr, m. fl., 2004). Fragmenteringsgraden av ammunisjonen avhenger av hardheten til treffpunktet. Høy skyteaktivitet vil i seg selv også kunne øke fragmenteringsgraden av ammunisjonen på grunn av at kulene treffer hverandre (Martin m. fl., 2014). Hardison Jr, m. fl., (2004) observerte en mye større nedbrytningshastighet av små blyfragmenter enn store. De forklarte dette med at større blyfragmenter ble dekket av et beskyttende belegg av blymineraler som hindret videre nedbrytning av metallisk bly innenfor belegget. Små fragmenter derimot var for små til at et slikt beskyttende belegg ble dannet og ble dermed ganske raskt fullstendig omdannet til forskjellige mer eller mindre mobile blymineraler. Utlekkingen vil da bli høyere fra nylig deponert materiale på grunn av at de små fragmentene raskere vil gå i oppløsning. Hvilke blymineraler som dannes avhenger av miljøet blyet er deponert i, men kan være Pb-karbonater [PbCO_3 og $\text{Pb}_3(\text{CO}_3)_2(\text{OH})_2$] og PbSO_4 som er mobile i vann (Cao m. fl., 2003). Sure jordtyper vil antageligvis framskynde denne prosessen (Cao m. fl., 2003; Sanderson m. fl., 2012). Man vil derfor over tid, slik som observert på Avgrunnsdalen, forvente en gradvis nedgang i utlekkingen av bly hvis skyteaktiviteten stopper. Antimon har en veldig forskjellig kjemi fra Pb og Cu. Utlekkingstester på forurenset jord har vist at Sb har et mye høyere utlekkingspotensiale enn Pb og Cu (Sanderson m. fl., 2012; Mariussen, 2012; Martin 2013), og er tilsynelatende mer mobilt i vann. Utlekkingen av Sb vil, i motsetning til Cu og Pb, øke med økende pH i jorda (Sanderson m. fl., 2012; Martin m. fl., 2013; Hockmann m. fl., 2015). Imidlertid vil sannsynligvis utlekkingen av Sb fra blyammunisjonen også gradvis avta etter hvert som det dannes et beskyttende lag på overflaten av blyammunisjonen og vannet i mindre grad greier å trenge inn i kula og løse Sb ut.

Tabell 3.2 Gjennomsnittlig (\pm SD, median i parentes) konsentrasjonen av forskjellige grunnstoffer i tre vertikale lag fra seks skytefelt på myr samt pH i jordvæsken vist som median.

Sted	Fe (g/kg)	Mn (mg/kg)	Al (g/kg)	Ca (g/kg)	Mg (g/kg)	pH	N
A 0-15 cm	12 \pm 9,3 (8,4)	190 \pm 110 (160)	10 \pm 7,0 (6,6)	5,2 \pm 2,8 (5,0)	1,4 \pm 1,6 (0,87)	4,34	13
A 15-30 cm	2,7 \pm 1,8 (2,4)	130 \pm 130 (110)	7,9 \pm 8,8 (3,7)	4,8 \pm 2,8 (4,8)	0,89 \pm 0,45 (0,94)	4,24	12
A 30-45 cm	1,9 \pm 1,7 (1,0)	70 \pm 80 (40)	8,1 \pm 10 (3,4)	4,1 \pm 2,3 (4,7)	0,89 \pm 0,54 (0,82)	4,12	11
S 0-15 cm	7,4 \pm 4,4 (6,5)	200 \pm 130 (170)	6,4 \pm 3,3 (5,6)	3,3 \pm 1,7 (3,1)	0,79 \pm 0,81 (0,60)	4,10	30
S 15-30 cm	3,0 \pm 2,3 (2,8)	120 \pm 80 (90)	8,1 \pm 5,8 (6,0)	2,5 \pm 1,2 (2,3)	0,55 \pm 0,44 (0,40)	3,80	23
S 30-45 cm	3,3 \pm 2,9 (2,9)	90 \pm 120 (70)	11 \pm 7,6 (8,5)	1,5 \pm 0,54 (1,6)	0,73 \pm 0,90 (0,29)	3,80	19
T 0-15 cm	16 \pm 6,9 (17)	340 \pm 250 (200)	15 \pm 6,9 (13)	9,4 \pm 4,0 (8,3)	2,5 \pm 1,4 (2,1)	4,86	12
T 15-30 cm	13 \pm 6,7 (12)	270 \pm 180 (240)	20 \pm 11 (19)	9,8 \pm 3,4 (9,3)	3,1 \pm 2,6 (1,8)	4,88	12
T 30-45 cm	15 \pm 6,3 (16)	390 \pm 190 (370)	28 \pm 12 (24)	13 \pm 3,4 (13)	3,8 \pm 2,8 (2,9)	4,84	12
M 0-15 cm	7,5 \pm 3,1 (7,1)	50 \pm 60 (40)	2,4 \pm 0,95 (2,2)	14 \pm 4,4 (14)	1,0 \pm 0,49 (0,84)	4,69	10
M 15-30 cm	4,3 \pm 1,4 (4,2)	20 \pm 9 (20)	2,1 \pm 0,82 (1,9)	14 \pm 5,1 (14)	0,80 \pm 0,19 (0,76)	4,63	11
M 30-45 cm	3,5 \pm 1,2 (3,2)	20 \pm 5 (20)	1,9 \pm 0,37 (1,8)	13 \pm 5,1 (15)	0,80 \pm 0,13 (0,78)	4,70	10
K 0-15	27 \pm 16 (27)	370 \pm 360 (310)	15 \pm 6,1 (15)	12 \pm 2,9 (13)	4,6 \pm 2,5 (4,7)	4,94	12
K 15-30	13 \pm 15 (5,7)	370 \pm 600 (130)	15 \pm 11 (11)	9,9 \pm 4,5 (8,1)	4,0 \pm 4,6 (1,7)	4,72	12
K 30-45	14 \pm 11 (12)	470 \pm 380 (420)	20 \pm 10 (18)	14 \pm 6,5 (13)	6,3 \pm 5,1 (5,1)	4,78	12
H 0-15	12 \pm 8,3 (9,0)	50 \pm 20 (50)	10 \pm 2,2 (10)	1,3 \pm 0,60 (1,3)	0,41 \pm 0,16 (0,45)	4,14	13
H 15-30	5,0 \pm 2,1 (4,2)	70 \pm 40 (60)	12 \pm 4,7 (13)	2,0 \pm 1,0 (1,7)	0,65 \pm 0,39 (0,61)	4,08	13
H 30-45	5,1 \pm 2,1 (5,9)	70 \pm 50 (70)	13 \pm 8,4 (11)	2,2 \pm 1,2 (2,0)	0,65 \pm 0,43 (0,63)	4,20	13

Tabell 3.3 Gjennomsnittlig konsentrasjon (\pm SD, median i parentes) av forskjellige grunnstoffer i jordvæsken fra tre vertikale lag fra seks skytefelt på myr. Prøvene fra Avgrunnsdalen ble tatt ved å klemme vannet ut av torva. Ett prøvesett av jordvæske fra Avgrunnsdalen (merket med *) ble imidlertid tatt med Rhizon jordvæskeprøvetraker for sammenligning.

Sted	Fe (mg/L)	Mn (μ g/L)	Al (mg/L)	Ca (mg/L)	Mg (mg/L)	Na (mg/L)	K (mg/L)	pH	N
A 0-15 cm*	0,11 \pm 1,2 (0,52)	100 \pm 180 (63)	0,34 \pm 0,17 (0,33)	2,2 \pm 0,91 (1,6)	0,57 \pm 0,50 (0,44)	2,5 \pm 0,55 (2,4)	0,48 \pm 0,24 (0,44)	4,34	55
A 0-15 cm	0,80 \pm 1,5 (0,35)	94 \pm 200 (47)	0,70 \pm 1,2 (0,41)	3,5 \pm 3,7 (2,5)	0,50 \pm 0,47 (0,34)	14 \pm 6,6 (14)	1,2 \pm 2,6 (0,59)	4,34	20
A 15-30 cm	0,19 \pm 0,14 (0,14)	43 \pm 39 (30)	0,47 \pm 0,34 (0,37)	3,4 \pm 1,8 (3,5)	0,47 \pm 0,28 (0,40)	15 \pm 4,1 (14)	0,78 \pm 1,1 (0,38)	4,24	19
A 30-45 cm	0,14 \pm 0,12 (0,09)	39 \pm 45 (26)	0,47 \pm 0,36 (0,31)	4,6 \pm 3,3 (4,1)	0,61 \pm 0,42 (0,57)	17 \pm 7,3 (15)	2,2 \pm 3,9 (1,1)	4,12	20
S 0-15 cm	0,70 \pm 2,4 (0,12)	240 \pm 140 (230)	0,52 \pm 0,33 (0,46)	4,0 \pm 1,9 (3,4)	1,0 \pm 0,51 (0,93)	1,1 \pm 0,32 (1,1)	1,1 \pm 0,82 (1,0)	4,10	54
S 15-30 cm	1,4 \pm 2,2 (0,69)	115 \pm 117 (92)	0,57 \pm 0,27 (0,55)	2,0 \pm 1,2 (1,6)	0,58 \pm 0,35 (0,52)	1,2 \pm 0,33 (1,1)	0,56 \pm 0,22 (0,55)	3,80	40
S 30-45 cm	1,9 \pm 2,2 (1,0)	87 \pm 136 (44)	0,67 \pm 0,48 (0,59)	1,5 \pm 0,71 (1,6)	0,41 \pm 0,31 (0,34)	1,2 \pm 0,33 (1,2)	0,47 \pm 0,18 (0,47)	3,80	38
T 0-15 cm	0,69 \pm 0,89 (0,43)	22 \pm 12 (21)	0,63 \pm 1,0 (0,39)	1,8 \pm 0,86 (1,5)	0,93 \pm 0,36 (0,80)	6,8 \pm 1,9 (6,7)	1,7 \pm 1,5 (1,2)	4,86	24
T 15-30 cm	1,6 \pm 1,8 (0,76)	28 \pm 19 (27)	0,52 \pm 0,64 (0,31)	2,4 \pm 1,4 (2,1)	1,1 \pm 0,48 (1,2)	8,8 \pm 2,6 (9,6)	0,79 \pm 0,42 (0,73)	4,88	24
T 30-45 cm	2,5 \pm 2,5 (1,2)	36 \pm 22 (34)	0,31 \pm 0,25 (0,18)	3,2 \pm 2,3 (2,2)	1,4 \pm 0,38 (1,3)	11 \pm 2,1 (11)	0,52 \pm 0,34 (0,46)	4,84	19
M 0-15 cm	0,38 \pm 0,49 (0,21)	16 \pm 16 (11)	0,09 \pm 0,07 (0,07)	6,3 \pm 2,8 (6,8)	0,87 \pm 0,41 (0,83)	1,8 \pm 0,29 (1,8)	1,8 \pm 1,3 (1,5)	4,69	35
M 15-30 cm	1,1 \pm 0,75 (0,93)	10 \pm 7,7 (8,2)	0,08 \pm 0,05 (0,08)	7,3 \pm 4,0 (6,3)	0,78 \pm 0,29 (0,70)	1,9 \pm 0,22 (1,9)	1,0 \pm 0,61 (1,0)	4,63	30
M 30-45 cm	1,2 \pm 0,81 (1,2)	11 \pm 5,3 (10)	0,06 \pm 0,03 (0,04)	8,1 \pm 3,9 (7,7)	0,96 \pm 0,28 (0,92)	2,0 \pm 0,21 (2,0)	0,73 \pm 0,51 (0,63)	4,70	30
K 0-15 cm	0,53 \pm 0,65 (0,27)	17 \pm 15 (14)	0,09 \pm 0,03 (0,09)	2,9 \pm 1,2 (2,8)	0,52 \pm 0,27 (0,80)	3,9 \pm 0,78 (4,0)	0,11 \pm 0,10 (0,09)	4,94	20
K 15-30 cm	1,5 \pm 1,3 (0,95)	38 \pm 28 (32)	0,10 \pm 0,03 (0,10)	4,9 \pm 1,9 (4,6)	1,3 \pm 0,33 (1,3)	5,0 \pm 0,51 (4,9)	0,14 \pm 0,14 (0,10)	4,72	20
K 30-45 cm	2,4 \pm 1,7 (2,1)	62 \pm 47 (48)	0,12 \pm 0,06 (0,11)	6,6 \pm 2,7 (6,5)	1,6 \pm 0,48 (1,5)	5,7 \pm 0,59 (5,7)	0,18 \pm 0,24 (0,11)	4,78	20
H 0-15	0,41 \pm 0,51 (0,19)	4,8 \pm 2,1 (4,5)	0,46 \pm 0,22 (0,45)	1,5 \pm 0,89 (1,2)	0,18 \pm 0,06 (0,18)	0,61 \pm 0,23 (0,67)	1,4 \pm 0,64 (1,5)	4,14	24
H 15-30	0,35 \pm 0,52 (0,14)	4,6 \pm 2,2 (4,1)	0,63 \pm 0,29 (0,58)	1,5 \pm 0,71 (1,6)	0,16 \pm 0,06 (0,15)	0,80 \pm 0,44 (0,70)	0,86 \pm 0,64 (0,59)	4,08	24
H 30-45	0,25 \pm 0,41 (0,10)	5,4 \pm 2,7 (4,8)	0,58 \pm 0,22 (0,56)	1,7 \pm 0,86 (1,5)	0,15 \pm 0,06 (0,14)	0,83 \pm 0,46 (0,69)	0,58 \pm 0,62 (0,34)	4,20	25

Jordvæskekonsentrasjonen av Pb, Cu og Sb hentet fra Kjoselvdalen og Hengsvann var jevnere fordelt nedover i jordsøylen. Dette er to myrtyper som er svært forskjellige, både med hensyn til graden av forurensing og karakter. Myra på skytefeltet i Kjoselvdalen var sterkt forurenset, men hadde lave konsentrasjoner i jordvæsken, mens myra på Hengsvann var lite forurenset, men hadde relativt sett høye konsentrasjoner i jordvæsken. Myra i Kjoselvdalen hadde mange av de samme karakterene som myra på Tittelsnes. Begge myrene kan karakteriseres som rike minerotrofe myrer med påvirkning av kystklima. Jordvæskekonsentrasjonene av Pb, Cu og Sb under det øverste jordlaget på Kjoselvdalen og Tittelsnes var også ganske lik (hvis man ser på mediankonsentrasjonen). Den lave konsentrasjonen av Pb og Cu i jordvæsken fra toppjordlaget i myra fra Kjoselvdalen kan vær på grunn av mer alkaliske forhold. Avrenningsvannet fra denne myra hadde en relativt høy pH og høyt innhold av kalsium, og pH i jordvæsken herfra var blant de minst sure. Myra på Hengsvann er svært sur noe som kan fremme oppløsningen og transport av metaller. Myra på Hengsvann var også ganske grunn, og ved 40-50 cm dybde kom man til et mineraljordsjikt. Man skal derfor ikke se bort i fra at det også kan være et bidrag fra berggrunnen/løsmassene under.

3.2.3 Prøvetaking av jordvæske

Jordvæsken fra Avgrunnsdalen ble klemt ut for hånd og representerer sannsynligvis derfor et grovere estimat av metallkonsentrasjonen i jordvæska. Selv om disse prøvene ble filtrert (0,45 µm) for analyse ble det avsatt ganske mye organisk materiale i prøverørene under lagring. Konsentrasjonen av metaller i disse prøvene er derfor trolig overestimert sammenlignet med tilsvarende jordvæskeprøver tatt med Rhizom jordvæskeprøvetaker. For å sammenligne prøvetakingsmetodikk ble det også tatt prøver med Rhizon jordvæskeprøvetakere ved samsvarende prøvepunkter på myra. Forskjellen i metallkonsentrasjonene mellom de to prøvetakingsmetodene kan også si noe om hvordan elementene er bundet til torvjorda. Metallkonsentrasjonen i jordvæsken tatt med Rhizon prøvetagere var en faktor på 9,16, 6 og 3 lavere enn for prøver klemt ut for hånd, for henholdsvis Pb, Cu, Sb og Zn (Tabell 3.5). For de andre elementene var forskjellen mye mindre (Tabell 3.3). I henhold til produsent har Rhizon-prøvetakerne en porestørrelse på 0,1 µm. De krystede prøvene ble filtrert gjennom et standardfilter med porestørrelse på 0,45 µm. Ved krysting av prøvene vil en større andel partikulært materiale bli prøvetatt på grunn av mekanisk press. Til tross for at prøvene ble filtrert er det grunn til å tro at de krystede prøvene hadde en større innhold av småpartikulært og løst organisk materiale. Metaller som i stor grad er assosiert med partikulært og kolloidalt organisk materiale vil derfor forekomme i høyere konsentrasjoner i de krystede prøvene.

Tabell 3.4 Gjennomsnittlig (\pm SD, median i parentes) konsentrasjonen av Pb, Cu, Sb og Zn i tre vertikale jordsjikt fra seks skytefelt på myr samt pH i jordvæsken vist som median.

Skytebane	Pb (g/kg)	Cu (g/kg)	Sb (mg/kg)	Zn (g/kg)	pH	N
A 0-15 cm	6,3 \pm 4,9 (4,7)	0,80 \pm 0,48 (0,71)	170 \pm 11 (140)	0,43 \pm 0,36 (0,30)	4,34	13
A 15-30 cm	0,57 \pm 1,2 (0,13)	0,25 \pm 0,54 (0,03)	30 \pm 50 (7)	0,20 \pm 0,45 (0,04)	4,24	12
A 30-45 cm	0,15 \pm 0,29 (0,04)	0,02 \pm 0,02 (0,01)	6 \pm 10 (2)	0,03 \pm 0,02 (0,02)	4,12	11
S 0-15 cm	13 \pm 10 (11)	5,2 \pm 2,9 (4,3)	830 \pm 1100 (520)	1,1 \pm 0,65 (1,0)	4,10	30
S 15-30 cm	0,36 \pm 0,82 (0,11)	0,19 \pm 0,33 (0,06)	40 \pm 50 (20)	0,18 \pm 0,19 (0,15)	3,80	23
S 30-45 cm	0,06 \pm 0,06 (0,04)	0,04 \pm 0,05 (0,03)	4 \pm 5 (2)	0,03 \pm 0,06 (0,01)	3,80	19
T 0-15 cm	2,3 \pm 1,5 (2,6)	0,62 \pm 0,60 (0,41)	50 \pm 50 (30)	0,14 \pm 0,19 (0,08)	4,86	12
T 15-30 cm	0,39 \pm 0,77 (0,11)	0,58 \pm 1,5 (0,09)	30 \pm 70 (4)	0,11 \pm 0,14 (0,06)	4,88	12
T 30-45 cm	0,11 \pm 0,15 (0,04)	0,03 \pm 0,02 (0,02)	2 \pm 2 (2)	0,05 \pm 0,03 (0,03)	4,85	12
M 0-15	1,4 \pm 1,8 (0,52)	0,78 \pm 1,1 (0,34)	175 \pm 180 (140)	0,22 \pm 0,20 (0,15)	4,69	11
M 15-30	0,13 \pm 0,17 (0,05)	0,05 \pm 0,05 (0,03)	10 \pm 10 (7)	0,01 \pm 0,01 (0,01)	4,63	12
M 30-45	0,05 \pm 0,03 (0,05)	0,03 \pm 0,02 (0,02)	4 \pm 4 (3)	0,01 \pm 0,01 (0,01)	4,70	10
K 0-15	2,5 \pm 1,9 (2,1)	1,1 \pm 1,1 (0,57)	80 \pm 10 (3)	0,22 \pm 0,16 (0,17)	4,94	12
K 15-30	0,03 \pm 0,05 (0,01)	0,09 \pm 0,06 (0,07)	1 \pm 2 (1)	0,03 \pm 0,03 (0,02)	4,72	12
K 30-45	0,02 \pm 0,02 (0,01)	0,06 \pm 0,03 (0,06)	< 0,001	0,03 \pm 0,03 (0,03)	4,78	12
H 0-15	0,26 \pm 0,26 (0,13)	0,05 \pm 0,07 (0,04)	0,02 \pm 0,03 (0,005)	0,03 \pm 0,03 (0,005)	4,14	13
H 15-30	0,03 \pm 0,01 (0,03)	0,01 \pm 0,01 (0,01)	0,001 \pm 0,001 (0,001)	0,001 \pm 0,001 (0,001)	4,08	13
H 30-45	0,03 \pm 0,02 (0,03)	0,01 \pm 0,01 (0,01)	0,001 \pm 0,001 (0,001)	0,001 \pm 0,001 (0,001)	4,20	13

Tabell 3.5 Gjennomsnittlig konsentrasjon (\pm SD, median i parentes) av Pb, Cu, Sb og Zn i jordvæsken fra tre vertikale jordsjikt fra seks skytefelt på myr. Prøvene fra Avgrunnsdalen ble tatt ved å klemme vannet ut av torva. Ett prøvesett av jordvæske fra Avgrunnsdalen (merket med *) ble imidlertid tatt med Rhizon jordvæskeprøvetraker for sammenligning.

Skytebane	Pb ($\mu\text{g/L}$)	Cu ($\mu\text{g/L}$)	Sb ($\mu\text{g/L}$)	Zn ($\mu\text{g/L}$)	N
A 0-15 cm*	75 \pm 81 (43)	16 \pm 19 (12)	24 \pm 28 (13)	77 \pm 52 (65)	20
A 0-15 cm	552 \pm 389 (378)	860 \pm 2610 (189)	108 \pm 128 (70)	200 \pm 139 (166)	55
A 15-30 cm	113 \pm 327 (36)	93 \pm 431 (18)	65 \pm 336 (9,1)	183 \pm 111 (156)	49
A 30-45 cm	63 \pm 165 (27)	61 \pm 277 (16)	12 \pm 23 (5,4)	265 \pm 228 (207)	46
S 0-15 cm	2500 \pm 4100 (1100)	900 \pm 1200 (600)	150 \pm 93 (150)	1600 \pm 1300 (1300)	54
S 15-30 cm	130 \pm 420 (8,3)	25 \pm 18 (21)	15 \pm 16 (9,1)	190 \pm 230 (100)	40
S 30-45 cm	14 \pm 36 (4,5)	18 \pm 18 (21)	5,5 \pm 6,0 (4,3)	62 \pm 38 (57)	38
T 0-15	65 \pm 44 (49)	57 \pm 28 (46)	8,9 \pm 9,0 (6,5)	82 \pm 54 (63)	24
T 15-30	22 \pm 47 (2,2)	11 \pm 17 (5,4)	1,7 \pm 2,0 (0,74)	68 \pm 40 (46)	24
T 30-45	7,1 \pm 12 (3,4)	4,6 \pm 5,6 (2,3)	0,42 \pm 0,36 (0,27)	40 \pm 27 (33)	19
M 0-15 cm	470 \pm 1200 (110)	260 \pm 900 (76)	120 \pm 120 (66)	170 \pm 160 (130)	35
M 15-30 cm	82 \pm 150 (34)	33 \pm 37 (22)	14 \pm 22 (8,6)	62 \pm 53 (43)	30
M 30-45 cm	28 \pm 33 (15)	19 \pm 34 (6,3)	3,6 \pm 3,6 (2,5)	36 \pm 13 (31)	30
K 0-15	3,0 \pm 2,7 (2,4)	3,6 \pm 2,8 (3,0)	2,9 \pm 3,2 (1,3)	44 \pm 32 (32)	20
K 15-30	3,0 \pm 5,4 (2,0)	1,3 \pm 0,88 (1,2)	1,0 \pm 1,3 (0,57)	41 \pm 35 (36)	20
K 30-45	4,4 \pm 6,6 (2,2)	1,8 \pm 1,8 (1,2)	0,40 \pm 0,33 (0,30)	37 \pm 35 (29)	20
H 0-15	5,5 \pm 4,5 (4,8)	32 \pm 26 (25)	3,5 \pm 4,9 (1,7)	72 \pm 24 (62)	24
H 15-30	4,9 \pm 5,9 (3,5)	24 \pm 20 (17)	0,92 \pm 0,94 (0,53)	81 \pm 40 (74)	24
H 30-45	3,1 \pm 2,7 (2,1)	25 \pm 27 (10)	0,59 \pm 0,35 (0,52)	77 \pm 36 (73)	25

Tabell 3.6 Gjennomsnittlig konsentrasjon (\pm SD, median i parentes) av forskjellige elementer i gjenfylte vannhull fra Steinsjøen, Tittelsnes og Hengsvann. Tallene er sammenlignet med konsentrasjonen av de samme elementene i jordvæskeprøvene tatt i det nederste 30-45 cm jordlaget.

Element	Steinsjøen (vannhull)	Steinsjøen (jordvæske)	Tittelsnes (vannhull)	Tittelsnes (jordvæske)*	Hengsvann (vannhull)	Hengsvann (jordvæske)
Pb ($\mu\text{g/L}$)	340 \pm 220 (340)	14 \pm 36 (4,5)	75 \pm 57 (60)	7,1 \pm 12 (3,4)	3,6 \pm 3,3 (2,2)	3,1 \pm 2,7 (2,1)
Cu ($\mu\text{g/L}$)	500 \pm 380 (390)	18 \pm 18 (21)	43 \pm 41 (34)	4,6 \pm 5,6 (2,3)	7,4 \pm 7,7 (5,4)	25 \pm 27 (10)
Sb ($\mu\text{g/L}$)	88 \pm 74 (50)	5,5 \pm 6,0 (4,3)	6,8 \pm 8,9 (2,8)	0,42 \pm 0,36 (0,27)	1,5 \pm 0,90 (1,2)	0,59 \pm 0,35 (0,52)
Zn ($\mu\text{g/L}$)	390 \pm 260 (340)	62 \pm 38 (57)	19 \pm 14 (15)	40 \pm 27 (33)	23 \pm 8,2 (20)	77 \pm 36 (73)
Fe ($\mu\text{g/L}$)	690 \pm 430 (530)	1900 \pm 2200 (1000)	800 \pm 670 (570)	2500 \pm 2500 1200	430 \pm 400 (210)	205 \pm 410 (100)
Mn ($\mu\text{g/L}$)	100 \pm 32 (100)	87 \pm 136 (44)	23 \pm 15 (16)	36 \pm 22 (34)	6,8 \pm 5,7 (4,4)	5,4 \pm 2,7 (4,8)
Al ($\mu\text{g/L}$)	800 \pm 370 (820)	670 \pm 480 (590)	460 \pm 340 (400)	310 \pm 250 (180)	820 \pm 260 (820)	580 \pm 220 (560)
Ca ($\mu\text{g/L}$)	1900 \pm 420 (1800)	1500 \pm 7100 (1600)	1500 \pm 520 (1400)	3200 \pm 2300 (2200)	750 \pm 450 (550)	1700 \pm 860 (1500)
Mg ($\mu\text{g/L}$)	480 \pm 120 (400)	410 \pm 310 (340)	1000 \pm 360 (950)	1400 \pm 380 (1300)	90 \pm 50 (80)	150 \pm 60 (140)
Na ($\mu\text{g/L}$)	740 \pm 70 (730)	1200 \pm 330 (1200)	7100 \pm 2100 (7000)	11000 \pm 2100 (11000)	680 \pm 270 (560)	830 \pm 460 (690)
K ($\mu\text{g/L}$)	310 \pm 140 (310)	470 \pm 180 (470)	640 \pm 350 (640)	520 \pm 340 (460)	320 \pm 200 (280)	580 \pm 620 (340)

3.3 Metallkonsentrasjonen i vannhull

Noen av hullene som ble gravet ut på Steinsjøen, Tittelsnes og Hengsvann ble raskt fylt med vann fra sprekker i hullveggene. Dette kan være vann fra vannkanaler i myra. Slike vannhull kan oppstå fra røtter og trestammer, eller underliggende jordlag med dårlig nedbrutt organisk materiale (Rydin og Jeglum, 2006). Konsentrasjonene av metaller i vannet fra disse hullene varierte ganske mye. Gjennomsnittskonsentrasjonen av Pb, Cu og Sb i vannhullene fra Steinsjøen og Hengsvann var ganske lik gjennomsnittskonsentrasjonen av metaller i bekkene som rant gjennom feltene (Tabell 3.6). Dette tyder på at vannet i disse hullene kommer fra overflatevann og ikke fra grunnvannet, eller fra jordvæsken. Metallkonsentrasjonene i vannet som rant inn hullene på Tittelsnes varierte veldig og konsentrasjonene av Pb, Cu og Sb var nærmere konsentrasjonene som ble målt i jordvæsken fra det øvre jordlaget. Ved å sammenligne konsentrasjonene av andre grunnstoffer så er det vanskelig å avgjøre hvor vannet fra disse kanalene kommer fra, men konsentrasjonene av ammunisjonsrelaterte metaller var gjennomgående høyere i dette vannet enn i jordvæsken i dypere jordlag (Tabell 3.6 for sammenligning). Dette tyder på at dette vannet kommer fra overflatevann, eller jordvæske fra det øvre jordlaget. Det er vanskelig å vurdere betydningen av slike vannkanaler som kilde til spredning av tungmetallforurensning fra ammunisjon. Mange av innsigene lå imidlertid relativt dypt i jordprofilen >40 cm og slike kanaler kan derfor sannsynligvis bidra til en økt vertikal transport av forurensinger til dypere jordlag. I en studie av Knechtenhofet m. fl., (2003) ble det vist at forurenset vann fra det øvre jordlaget fra et sterkt forurenset skytefelt, raskere ble ledet dypere ned i jordprofilen via rotsystemene til planter.

3.4 Bindingsmekanismer for Pb, Cu, Sb og Zn i torvjord

I et skytefelt på myr ligger forurensingene under mer eller mindre i vannmettede forhold i torvjord. Humusstoffer kan utgjøre 80 % av totalt karbon i torv og består av i all hovedsak fenoler og karboksylsyrer med varierende molekylstørrelse med en negativ ladningsstruktur (Mariussen m. fl., 2008). Pb, Cu og Zn som løses ut fra ammunisjonen forekommer som positivt ladete kationer i vann og vil kunne adsorberes til de negativt ladede humusstoffene (Stumm og Morgan, 1996; Brown m. fl., 2000; Pedrot m. fl., 2008). Fordi Sb primært er i form av et oksyanion, $Sb(OH)_6^-$ (Filella m. fl., 2002) kunne man kanskje forvente en større vertikal migrasjon på grunn av frastøtingsmekanismer med humusstoffer i torva. I en studie av Steely m. fl., (2007) ble det funnet at Sb som var assosiert med humusstoffer i skytebaneforurenset jord begrenset den vertikale migrasjonen nedover i jordsøylen. Mekanismene for hvordan Sb adsorberes til slike humusstoffer er ikke kjent, men Sb kan adsorberes til jernforbindelser (Johnson m. fl., 2005). Det var en del jern i den undersøkte torva fra alle myrene, spesielt i det øvre sjiktet (Tabell 3.2), som kan ha bidratt med å redusere mobiliteten til Sb nedover i jordsøylen. Noe av jernet kan stamme fra skyteaktiviteten i tillegg til det som er naturlig forekommende.

For å få et bedre innblikk i bindingsmekanismene til Pb, Cu, Sb og Zn i torvjorda gjennomgikk jorda en sekvensiell ekstraksjon. På denne måten kan man få en indikasjon på hvor metallene er bundet og hvor hardt de er bundet. Andelen av metaller i hver fraksjon ble beregnet ut fra totalinnholdet i jordprøven. Bare en liten andel av Pb, Cu, Sb og Zn ble løst ut i den

vannløselige fraksjonen (Tabell 3.7). Pb og Zn bandt seg ganske likt til torva, med en høy andel bundet til den utbyttbare fraksjonen (~ 70%) som regnes for å være den mest biotilgjengelige fraksjonen (fraksjon 2 og 3). Fraksjon 2 er assosiert med svakt bundne metaller som kan frigjøres ved ionebytting, mens fraksjon 3 regnes som den pH-følsomme fraksjonen. En relativt stor andel av Cu (~ 30%) var bundet til fraksjon 3. Den store andelen Pb, Cu og Zn bundet til den utbyttbare fraksjonen kan indikere at disse metallene kan mobiliseres under forhold som fører til redusert pH, som for eksempel ved nedbørsperioder. pH i jord- og jordvæske er sannsynligvis en av de viktigste faktorene for avrenning av ammunisjonsrester fra skytefelt. En stor andel av Cu (~ 50%) var også bundet til fraksjonen assosiert med den mindre mobile oksiderbare fraksjonen (Fraksjon 5). Dette kan være binding til organisk materiale. Tilsvarende bindingskarakter av Cu er også observert i sedimentavsetninger (Kwon m. fl., 2013; Mariussen m. fl., 2016). I sedimentavsetninger fra et vann på det tidligere skytefeltet Gimlemoen (Mariussen m. fl., 2016) var den største andelen av Pb og Zn bundet til den oksiderbare fraksjonen, men en stor andel var også assosiert med den mindre mobile Fe- og Mn-fraksjonen. I torva fra Avgrunnsdalen var den største andelen av Pb og Zn bundet til den utbyttbare fraksjonen (Tabell 3.7). En forskjell mellom disse to områdene, sedimentavsetningene på Gimlemoen og torva på Avgrunnsdalen, er avstanden til forurensningskilden. Den forurensede myra er i mer eller mindre direkte kontakt med forurensningene, mens bunnsedimentene på en innsjø mottar forurensningene via avrenningsbekker. Avsetningene i et vann vil også være mer selektiv og utgjøre én spesiell fraksjon av avrenningen, for eksempel bare partikler over en viss størrelse eller ladning. Over tid er det også sannsynlig at tungmetallene gradvis adsorberes til mindre mobile fraksjoner i jorda. I en studie av Guo m. fl., (2011) ble det vist at andelen av utbyttbar og karbonatbundet Cu i kobberforurenset i jord over tid gikk ned, mens andelen mindre biotilgjengelig Fe/Mn-bundet og organisk bundet kobber gikk opp. En stor andel av Sb var også bundet til den oksiderbare organiske fraksjonen (fraksjon 5) i torva fra Avgrunnsdalen. Dette kan synes noe uventet ettersom det er vist at Sb i stor grad forekommer som den negativt ladete antimonat ([Sb(OH)₆-]), og man vet at Sb også har en sterk affinitet til Fe- og Mn-oksider. Sekvensiell ekstraksjon av mineraljord fra forurenset jord hentet fra Gimlemoen viste at en stor andel nettopp var bundet til den reduserbare fraksjonen (Fe- og Mn-oksider) og den utbyttbare fraksjonen. Torv og sedimentavsetninger er jord med svært høyt innhold av organisk materiale og bindingsmekanismene vil nødvendigvis være forskjellig fra mineraljord. Dette vil også gjøre seg utslag i den relative fordelingen av metallene mellom de forskjellige fraksjonene, ettersom mineraljord som oftest har et svært lavt innhold av organisk materiale. Torva fra Avgrunnsdalen inneholdt også mye jern. Den sekvensielle ekstraksjonen viste at jernet i hovedsak var fordelt mellom de lite mobile fraksjonene, henholdsvis den reduserbare, organiske og i restfraksjonen (Tabell A.1., Vedlegg A). Jern kan bestå av mange forskjellige former og det vil ha betydning for hvordan det assosieres med andre metaller, som for eksempel Sb. Studier som er gjort har videre vist at Sb ofte er assosiert med organiske humusstoffer i forurenset jord (Steely m. fl., 2007; Vleek m. fl., 2011). Mekanismene for dette synes uklart, men i arbeidet til Steely m. fl. (2007) ble det vist at humussyrer var involvert i oksidasjonen av treverdige Sb(III) til femverdige Sb(V). De foreslo at humussyrene i denne oksidasjonsprosessen bandt opp og reduserte mobiliteten til Sb. Jern kan være involvert i denne prosessen. Som vist nedenfor i Figur 3.6 spiller sannsynligvis pH også en rolle, ettersom en større andel av Sb assosieres med partikulært materiale med økende pH i avrenningsvannet fra Avgrunnsdalen.

Tabell 3.7 Sekvensiell ekstraksjon av torv fra Avgrunnsdalen skytebane. Tabellen viser den gjennomsnittlige andelen (\pm SD, median i parentes) av Pb, Cu, Sb og Zn som er bundet til forskjellige fraksjoner i forhold til totalinnholdet av de samme elementene.

	Pb (%)	Cu (%)	Sb (%)	Zn (%)	N
Fraksjon 1	0,06 \pm 0,02 (0,07)	0,23 \pm 0,06 (0,24)	1,1 \pm 0,62 (1,2)	1,6 \pm 0,77 (1,8)	12
Fraksjon 2	36 \pm 9,9 (39)	9,2 \pm 4,2 (10)	0,93 \pm 0,55 (0,99)	38 \pm 15 (42)	12
Fraksjon 3	34 \pm 26 (37)	34 \pm 27 (34)	3,3 \pm 27 (2,8)	29 \pm 26 (30)	12
Fraksjon 4	10 \pm 1,6 (10)	6,8 \pm 5,3 (5,9)	8,2 \pm 7,1 (6,9)	7,6 \pm 2,4 (8,0)	12
Fraksjon 5	9,2 \pm 1,7 (9,4)	51 \pm 16 (46)	56 \pm 27 (66)	3,8 \pm 1,5 (3,5)	12
Fraksjon 6	0,35 \pm 0,43 (0,13)	0,96 \pm 0,82 (0,51)	25 \pm 23 (18)	9,6 \pm 8,2 (8,4)	12

3.5 Avrenning fra bane c på Avgrunnsdalen etter avhendingstiltak og effekt av sedimentasjonsdam

3.5.1 Avrenning fra myra

Det ble våren 2013 gravet ut en sedimentasjonsdam ca. 100 meter nedstrøms den gamle standplassen der avrenningsvann fra skytefeltet renner ut. I løpet av sommeren ble et blindgjengerfelt på siden av myra ryddet og avrenningsbekken som renner gjennom skytefeltet fikk et mer definert bekkeløp ved at deler av bekken ble gjort litt dypere og bredere. Dette ble gjort for å få mindre spredning av vannet utover myra. På seinsommeren ble deler av myra dekket med ren torv for å redusere overflateavrenning av forurenset partikulært materiale og dermed stabilisere forurensingene. Torva ble fordelt på områder som manglet vegetasjon og var sterkt forurenset. Tanken er også at denne torva skal gjøre det lettere for plantevekster å etablere seg på myra. Tett vegetasjon vil være et godt erosjonsdempende og stabiliserende tiltaket hvis man ikke skal fjerne forurensingene. Tabell 3.8 viser totalkonsentrasjonen i utløpsvannet ved standplass av Pb, Cu, Sb og Zn gjennom en drøy måned i mai 2011. Tabell A.2 viser konsentrasjonene i filtrerte prøver. I 2013 var avrenningen av Pb betydelig høyere enn i 2011, mens avrenningen av Cu, Zn og Sb var relativt uforandret. I 2014 og 2015 var avrenningen av Pb tilbake til verdiene som ble målt i 2011. Årsakene til de høye konsentrasjonene av Pb i avrenningsvannet i 2013 kan skyldes arbeidet på og rundt skytebanen. Blant annet så økte vannstanden litt i myra på grunn av etableringen av fangdammen. De laveste konsentrasjonene av Pb, Cu og Sb ble målt i 2014. Variasjoner i metallkonsentrasjoner i avrenningsbekken kan også skyldes årstidsvariasjoner som mengden nedbør. Våren og forsommeren 2013 hadde mye nedbør, mens sommeren 2014 var tørt og varm. Avrenningen i 2015 var på nivå med 2011 hvilket tyder på at tiltakene som ble gjort på myra i 2013 foreløpig har hatt en marginal virkning. Det antas at avrenningen gradvis vil avta etter hvert som myra blir gjengrodd av ny vegetasjon slik at forurensingene stabiliseres.

3.5.2 Effekt av sedimentasjonsdam

En sedimentasjonsdam er ment å skulle 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 dammen vil redusere andelen biotilgjengelige former av forurensningsstoffene ved at man får økt binding til organiske og uorganiske komponenter i vannet. En sedimentasjonsdam er i prinsippet bare et kunstig basseng i en bekk som har et såpass stort volum at vannets gjennomstrømningshastighet per tidsenhet blir kraftig redusert slik at partikler kan få tid til å sedimenteres, eller reaktive metaller får tid til å forandre tilstandsform. Strømningsforholdene i et sedimentasjonsbasseng kan manipuleres ved for eksempel å plassere hindringer i bassenget for å redusere den lineære flyten i bekken og øke strømningslengden på vannet i dammen, man kan installere såkalte siltgardiner i dammen for å fange opp en større andel partikler, eller man kan manipulere med vannkjemien i dammen ved å tilsette kjemikalier eller tildekke bunnen med reaktivt materiale. Dammen kan være begrodd med vegetasjon (Mayes m. fl., 2008). Vegetasjonen kan binde opp forurensningene enten ved å øke sedimenteringsraten av metallbundne partikler og kolloider, gjennom direkte opptak eller ved at metallene adsorberes til plantens rotsystem (Weis og Weis, 2004, Lee m. fl., 2007). Sedimentasjonsdammer er mye brukt i forbindelse med avrenning fra gruveindustrien (Johnson og Hallber, 2005; Mayes m. fl., 2008), og veivesenet i Norge benytter slike dammer for å fange opp avrenninger fra vei og veitrafikk (Meland m. fl., 2010; Meland, 2010).

Vannprøver ble tatt regelmessig oppstrøms og nedstrøms for sedimentasjonsdammen på Avgrunnsdalen. Figur 3.4 og 3.5 viser den totale metallkonsentrasjonen i avrenningsvannet oppstrøms og nedstrøms for dammen fra hver prøvetaking i 2013 og 2014. Store episodiske endringer i metallkonsentrasjonen oppstrøms for dammen var mindre synlige nedstrøms for dammen. De største endringene i vannkonsentrasjonene kan tilskrives partikulært materiale, ettersom endringene var mindre tydelige i filtrert vann (Fig 3.4 og 3.5). Dette tyder på at dammen kan bidra til å redusere store endringer i totalkonsentrasjonen av metaller ved episodiske hendelser som for eksempel ved kraftige regnskyll, eller anleggsarbeider som kan føre til økt innslag av partikulært materiale (Strømseng m. fl., 2009). Gjennomsnittlig konsentrasjon av Pb, Cu, Sb og Zn, samt TOC og andre elementer oppstrøms og nedstrøms for dammen er vist i Tabell 3.8 og Tabell A.1. I årene 2013 - 2015 var konsentrasjonen av Pb og Cu signifikant lavere nedstrøms for dammen enn oppstrøms, både i den totale og løste vannfraksjonen, men dette var ikke tilfelle for Sb eller Zn. Tabell 3.9 viser den prosentvise forskjellen i konsentrasjonene oppstrøms og nedstrøms for dammen. I 2015 var konsentrasjonsforskjellen av Pb og Cu oppstrøms og nedstrøms for sedimentasjonsdammen mindre enn i 2013 og 2014. Det kan tyde på at effekten av sedimentasjonsdammen gradvis avtar.

Det kan være flere årsaker til at man observerer en konsentrasjonsnedgang av metaller gjennom fangdammen. Det kan skyldes en fortykningseffekt på grunn av innsig av rent vann og økt sedimentasjon av partikulært bundet metall. En tredje årsak kan være adsorpsjon av metall til overflateaktive komponenter på bunnen av dammen. Ettersom forandringen i konsentrasjonen av Pb, Cu, Zn og Sb gjennom dammen var forskjellig kan effekten sannsynligvis ikke bare

tilskrives en fortyningseffekt. Ved å sammenligne andelen partikulært bundet Pb, Cu, Sb og Zn oppstrøms og nedstrøms for sedimentasjonsdammen i årene 2013-2015 (Tabell 3.10), var det en forskjell i andelen Cu som var partikulært bundet, men ingen signifikante forskjeller i andelen partikulært bundet Pb, Sb og Zn. En interessant observasjon var at Zn i all hovedsak ikke var bundet til partikler ($> 0,45 \mu\text{m}$). Andelen partikulært bundet Cu i vannet nedstrøms for dammen ble redusert i 2013 og 2014 i forhold til andelen partikulært bundet Cu oppstrøms for dammen. Tilsvarende trend ble imidlertid ikke observert i 2015, der andelen partikulært bundet Cu tvert imot økte. Dette kan tyde på at en viss andel av partikulært bundet Cu ble sedimentert i dammen i 2013 og 2014. Dette kunne ikke visualiseres i TOC-målingene ettersom det ikke var forskjeller i konsentrasjonen av TOC oppstrøms og nedstrøms for dammen. Til tross for at det er relativt mye organisk materiale i avrenningsvannet tyder dette på at dammen har liten evne til å fremme sedimentasjon av metall bundet til organisk materiale størrelse. Reduksjonen i metallkonsentrasjonen i avrenningsbekken skyldes derfor sannsynligvis delvis en fortyningseffekt og adsorpsjon av metaller på overflateaktive stoffer på bunnen av dammen. Den reduserte effekten av dammen i 2015 kan tyde på at dammens kapasitet til å fange opp metaller på denne måten er i ferd med å bli mettet.

Den totale konsentrasjonen av metaller i vann sier nødvendigvis ikke så mye om vannets giftighet. Dette er fordi det er stor forskjell på metallenes biotilgjengelighet i vann i forhold til hvilken kjemisk form metallet er i og hva metallet eventuelt er bundet til. Disse egenskapene påvirker også metallenes mobilitet i vann. For å få mer informasjon om metallenes biotilgjengelighet og mobilitet kan det utføres en størrelses og ladningsfraksjonering. Dette vil gi kunnskap om hvorvidt metallene finnes løst ($<0,45 \mu\text{m}$) eller partikulært bundet ($>0,45 \mu\text{m}$), og om de befinner seg i negativ (som anioner), positiv (som kationer) eller nøytral form. Den partikulære fraksjonen vil være lite biotilgjengelig og vil i teorien sedimentere, men også småpartikulært og kolloidalt bundet metall i den filtrerte fraksjonen vil sannsynligvis ha en lav biotilgjengelighet. Metallene som er løst i vann som er filtrert gjennom et filter, som regel med porestørrelse på $0,45 \mu\text{m}$, defineres ofte som den løste fraksjonen. Metallene i denne fraksjonen kan deles inn i en labil biotilgjengelig fraksjon og en fraksjon som er bundet til organiske eller uorganiske kolloider. Det er de labile formene av metallene som regnes som de mest toksiske, og Pb og Cu forekommer her som frie positivt ladete kationer. Antimon vil i vann ikke forekomme som et fritt ion, men som et negativt ladet oksyanion i tillegg til å være assosiert med løste kolloider. Ved å gjøre en ladningsfraksjonering av vannet med kation- og anionbytter kan man beregne andelen av metallene som er i de forskjellige fraksjonene. Tabell 2.1 viser oversikt over metallenes tilstandsform i vann og hvordan man beregner de.

Ladningsegenskapene til Pb, Cu, Zn og Sb ble målt i $0,45 \mu\text{m}$ filtrat av avrenningsvann oppstrøms og nedstrøms for sedimentasjonsdammen (Tabell 3.11). Sedimentasjonsdammen førte ikke til noen signifikante forandringer i ladningsfordelingen av Cu, Pb, Sb og Zn. Pb (~70 %) og Zn (~90%) var primært på kationisk form, med en mindre andel i nøytral form. Den største andelen av Cu var i nøytral form (~50%), fulgt av en relativt jevn fordeling mellom kationisk (~30%) og anionisk form (~20%). Ca. 90 % av Sb i avrenningsvannet var i anionisk form. Bly, kobber og sink vil i anionisk og nøytral form sannsynligvis være assosiert med organisk materiale, eller uorganiske kolloider og være lite biotilgjengelig, men svært mobilt. Antimon vil i nøytral form sannsynligvis også være assosiert med organiske, eller uorganiske kolloider.

Tabell 3.8 Gjennomsnittlig konsentrasjon (\pm SD, median i parentes) av Pb, Cu, Sb, Zn og TOC oppstrøms (OS) og nedstrøms (NS) for sedimentasjonsdammen på Avgrunndalen. Resultatene er vist for ufiltrerte prøver. Stjerner markerer statistisk signifikant forskjell mellom oppstrøms og nedstrømsmålingene ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$ (t-test, lik varians).

År	Pb ($\mu\text{g/L}$)	Cu ($\mu\text{g/L}$)	Sb ($\mu\text{g/L}$)	Zn ($\mu\text{g/L}$)	TOC (mg/L)	N
OS 2011	23 \pm 4,9 (22)	19 \pm 8,9 (16)	2,8 \pm 0,44 (2,7)	21 \pm 5,8 (19)		51
OS 2013	35 \pm 15 (32)***	17 \pm 6,0 (14)***	2,2 \pm 0,86 (2,3)	18 \pm 9,2 (16)	18 \pm 10 (16)	26
OS 2014	23 \pm 4,8 (22)***	13 \pm 4,2 (12)***	2,0 \pm 1,0 (1,5)	17 \pm 4,1 (16)***	20 \pm 13 (18)	21
OS 2015	26 \pm 6,5 (25)***	15 \pm 2,8 (15)**	2,0 \pm 0,70 (2,2)	21 \pm 9,9 (18)**	17 \pm 5,7 (16)	26
NS 2013	22 \pm 6,5 (22)	12 \pm 3,6 (12)	1,8 \pm 0,76 (1,8)	16 \pm 3,7 (17)	19 \pm 6,7 (17)	26
NS 2014	14 \pm 4,7 (14)	7,8 \pm 2,3 (8,1)	1,6 \pm 0,82 (1,4)	12 \pm 2,5 (13)	21 \pm 12 (19)	21
NS 2015	19 \pm 5,4 (18)	13 \pm 2,7 (13)	1,8 \pm 0,57 (2,0)	15 \pm 3,0 (15)	16 \pm 3,8 (15)	26

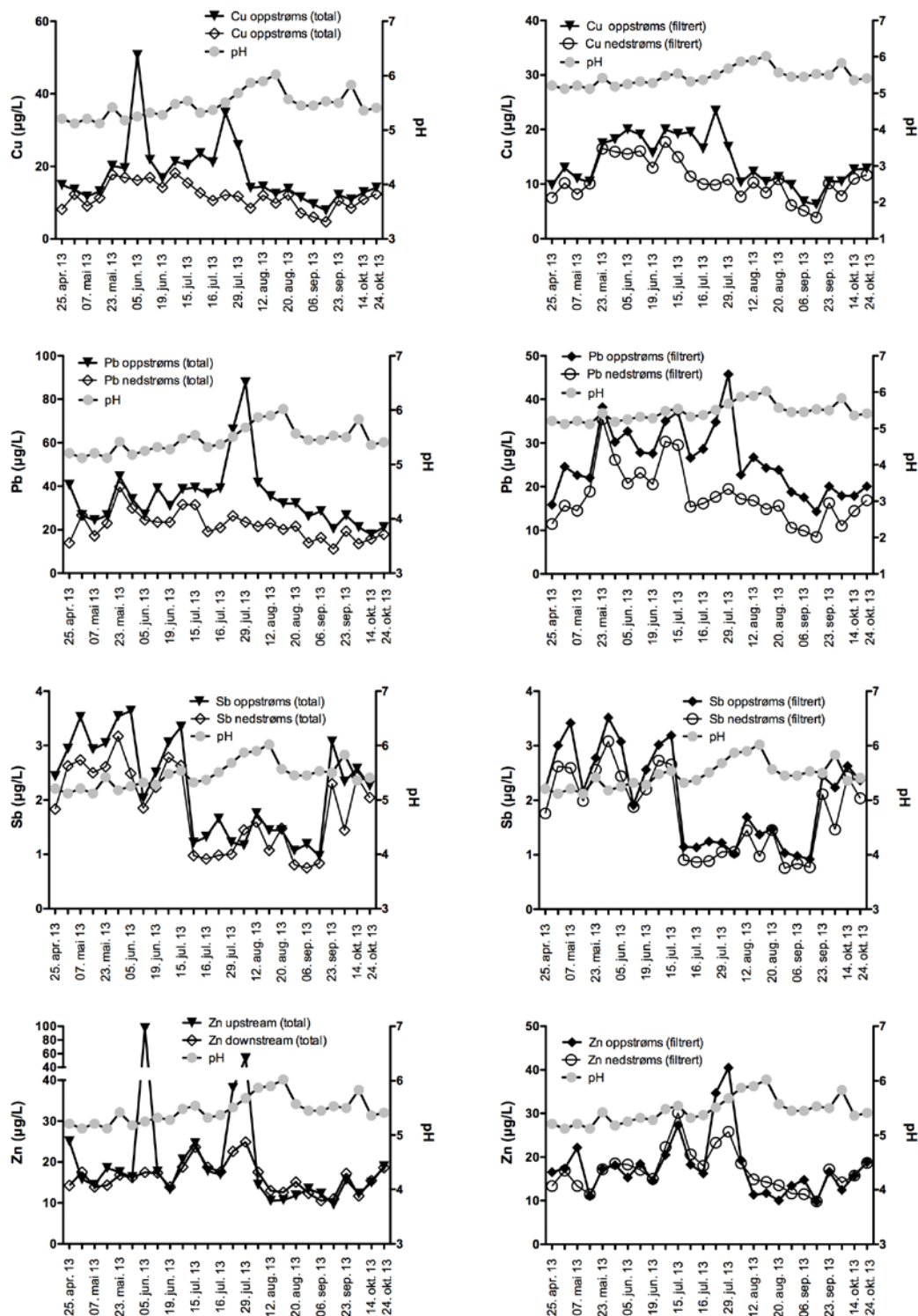


Fig 3.4 Dag til dag variasjoner i metallkonsentrasjonen oppstrøms og nedstrøms for sedimentasjonsdammen på Avgrunnsdalen i 2013, og avrenningsvannets pH. Figuren viser konsentrasjonene i både filtrert og ufiltrert (total) vann.

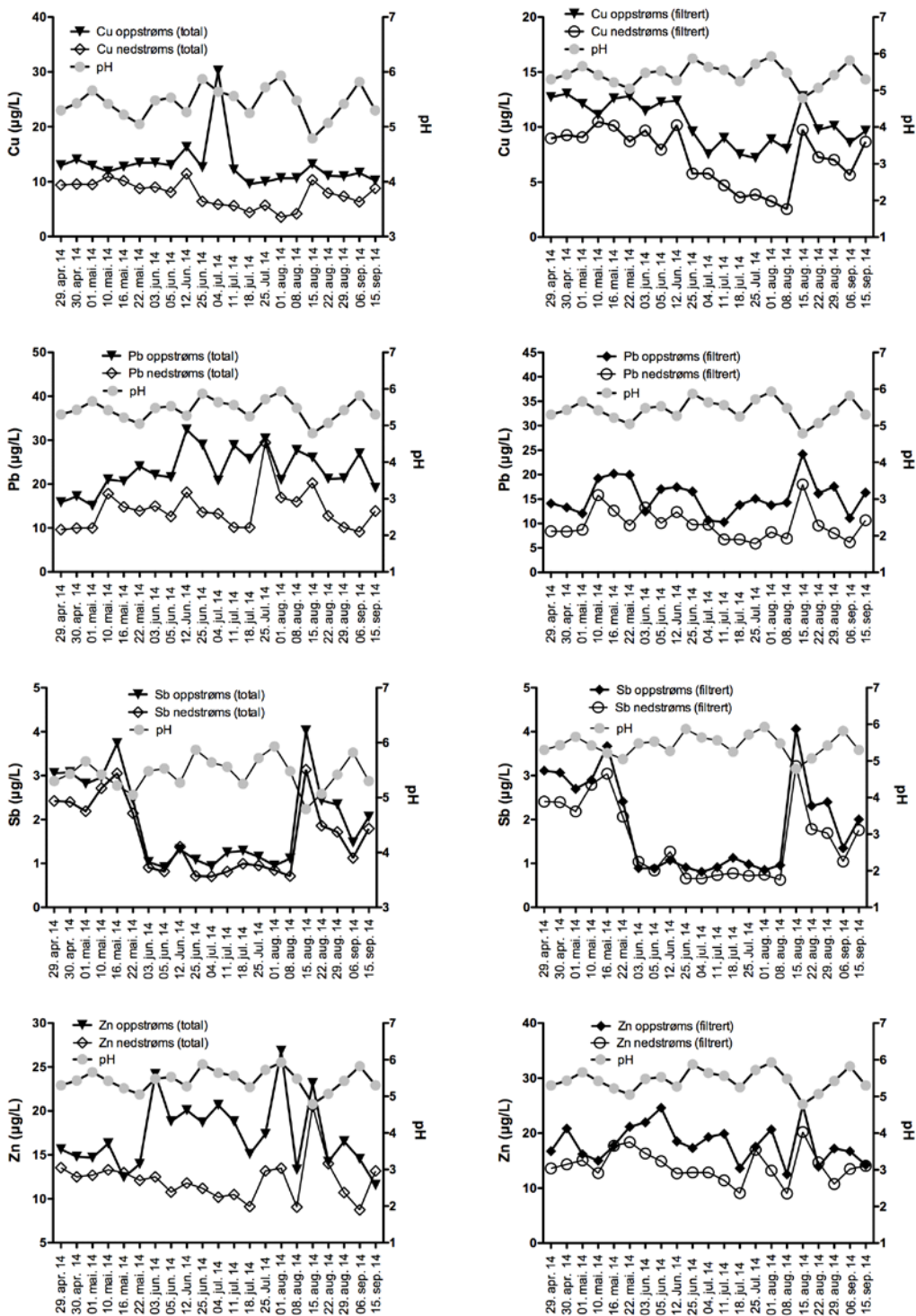


Fig 3.5 Dag til dag variasjoner i metallkonsentrasjonen oppstrøms og nedstrøms for sedimentasjonsdammen på Avgrunnsdalen i 2014, og avrenningsvannets pH. Figuren viser konsentrasjonene i både filtrert og ufiltrert (total) vann.

Tabell 3.9 Gjennomsnittlig (\pm SD, median i parentes) reduksjon i vannkonsentrasjonen av Pb, Cu, Sb og Zn nedstrøms for sedimentasjonsdammen på Avgrunnsdalen i forhold til oppstrømskonsentrasjonene. Reduksjonene er beregnet for både filtrerte (F) og ufiltrerte (UF) prøver.

År	Pb (%)	Cu (%)	Sb (%)	Zn (%)	N
UF 2013	33 \pm 18 (34)	27 \pm 16 (21)	17 \pm 13 (16)	2,0 \pm 20 (1,0)	26
UF 2014	38 \pm 16 (40)	38 \pm 18 (33)	20 \pm 9,7 (22)	27 \pm 19 (32)	21
UF 2015	25 \pm 16 (17)	13 \pm 10 (11)	6,0 \pm 12 (6,9)	18 \pm 25 (8,2)	26
F 2013	31 \pm 13 (34)	24 \pm 16 (22)	16 \pm 9,9 (14)	4,1 \pm 25 (-0,6)	26
F 2014	36 \pm 16 (40)	32 \pm 16 (29)	17 \pm 14 (20)	22 \pm 14 (26)	21
F 2015	16 \pm 13 (16)	6,9 \pm 12 (9,6)	3,0 \pm 14 (6,3)	15 \pm 25 (5,3)	26

Tabell 3.10 Gjennomsnittlig (\pm SD, median in parentes) andel av Pb, Cu, Sb and Zn som var partikulært bundet oppstrøms og nedstrøms for sedimentasjonsdammen på Avgrunnsdalen i årene 2013-2015.

År	Pb (%)	Cu (%)	Sb (%)	Zn (%)	N
OS 2013	23 \pm 15 (24)	15 \pm 10 (14)	5,6 \pm 9,6 (4,5)	~ 0	26
OS 2014	31 \pm 19 (24)	16 \pm 16 (12)	7,8 \pm 7,8 (4,9)	~ 0	21
OS 2015	16 \pm 14 (13)	3,9 \pm 7,3 (3,9)	1,8 \pm 3,2 (1,1)	~ 0	26
NS 2013	19 \pm 10 (18)	9,0 \pm 5,0 (8,2)**	4,4 \pm 7,6 (2,4)	~ 0	26
NS 2014	28 \pm 17 (25)	8,5 \pm 11 (4,5)	4,8 \pm 8,6 (3,6)	~ 0	21
NS 2015	22 \pm 22 (15)	10 \pm 10 (6,9)*	3,7 \pm 8,0 (2,3)	~ 0	26

Tabell 3.11 Gjennomsnittlig ladningsfordeling av Pb, Cu, Sb og Zn i filtrert avrenningsvann (0,45 µm) hentet fra innløpet (inn) og utløpet (ut) av sedimentasjonsdammen på Avgrunnsdalen skytefelt. Den nøytrale fraksjonen er innholdet i den filtrerte prøven fratrukket den anioniske og kationiske andelen. Resultatene er vist som prosent ± SD med medianverdiene i parentes.

	Kationisk	Anionisk	Nøytral	N
Pb inn	66 ± 15 (73)	~0	33 ± 17 (30)	8
Pb-ut	67 ± 9,0 (69)	~0	34 ± 24 (25)	8
Cu-inn	33 ± 4,3 (32)	20 ± 12 (19)	46 ± 14 (46)	8
Cu-ut	33 ± 6,7 (30)	24 ± 14 (24)	46 ± 18 (49)	8
Sb-inn	1,0 ± 3,6 (1,0)	82 ± 16 (90)	17 ± 16 (9,8)	8
Sb-ut	1,0 ± 3,0 (1,0)	89 ± 7,0 (92)	11 ± 6,2 (9,1)	8
Zn-inn	91 ± 23 (97)	~0	11 ± 33 (1,7)	8
Zn-ut	91 ± 8,4 (95)	~0	10 ± 12 (9,1)	8

Kort oppsummert har tiltaket som ble gjennomført på bane c i 2013 foreløpig ikke gitt noen synlige effekter på avrenningen av ammunisjonsrelatert forurensing fra håndvåpenammunisjon. Banen ble tildekket med ren torv for å redusere overflateavrenningen av metaller fra ammunisjonen. Arealet som ble tildekket var relativt lite i forhold til det totale forurensede arealet, men en gradvis reduksjon i utlekkingen er å forvente i takt med økt revegetering av området. Fangdammen på Avgrunnsdalen hadde de to første årene en reduserende effekt på metallkonsentrasjonen i avrenningsvannet. Effekten kan sannsynligvis tilskrives adsorpsjon av metallene på overflateaktive komponenter på bunnen av dammen, for eksempel humusstoffer og leirpartikler i jord som ble blottlagt når dammen ble gravet ut. I tillegg kan man ikke se bort i fra at innsig av grunnvann og små bekker kan ha bidratt til en fortykningseffekt. Dammen hadde i tillegg en evne til å redusere store episodiske hendelser ved å fremme sedimentering av oppvirvlet materiale. Slike episodiske hendelser kan oppstå ved kraftige regnskyll, eller anleggsarbeid. En økning i partikulært materiale ble blant annet observert i en avrenningsbekk på Steinsjøen skyte- og øvingsfelt i forbindelse med anleggsarbeider på området (Strømseng et al., 2009). Dammen hadde liten evne til å fremme sedimentering av småpartikulært og kolloidalt materiale. Det skyldes sannsynligvis at det småpartikulære materialet består av humusstoffer med lav egenvekt. Det var derfor ingen reduksjon av organisk materiale i vannet gjennom dammen. Dammen bidro heller ikke til å endre på metallionenes ladningsfordeling ved at en høyere andel metall ble omdannet til mindre biotilgjengelige former. En fangdam som et permanent tiltak for å redusere avrenning av metaller fra et myrområde synes derfor som et mindre effektivt tiltak. En fangdam kan imidlertid være nyttig i anleggsperioden for å redusere effekten av store episodiske hendelser ved at oppvirvlete større partikulært materiale får muligheten til å sedimenteres før det transporteres videre nedover i bekkesystemet.

3.6 Effekt av kunstig rensedam på myrpåvirket avrenningsvann

Fangdammen som ble etablert på Avgrunnsdalen kan bli påvirket av mange faktorer som kan gi et falskt bilde på effekten av dammen som en sedimenteringsdam. Innsig av reint vann fra grunnvann eller små bekker fra siden kan virke fortynnende på forurensingene og oppholdstiden på vannet i dammen kan variere på grunn av varierende vannføring i bekken. Det ble derfor satt opp et basseng på ca. 20 m³ ved utløpet av skytebanen som ble fylt med vann fra avrenningsbekken med en pumpe. Bassenget var ca. 5.5 m langt, 2,5 meter bredt og 1,4 meter dypt. Vannet ble pumpet inn i den ene kortenden av bassenget og rant ut fra den andre enden. Vannet hadde en teoretisk oppholdstid på ca. 24 timer i bassenget. Vannprøver ble tatt av innløpsvannet og utløpsvannet fra bassenget. Vannprøvene ble filtrert og gjennomgikk en ladningsfraksjonering for å se om bassenget påvirket andelen partikulært bundet metall og metallenes ladningsforhold. I løpet av forsøksperioden ble det i bassenget også satt inn en siltgardin for bedre å fange opp partikler i vannet og bremse vanngjennomstrømmingen. Bassenget, med eller uten siltgarding, hadde ingen signifikant effekt på konsentrasjonen av metaller i vannet (Tabell 3.12). Bassenget hadde heller ingen effekt på andelen partikulært bundet metall (Tabell 3.13). Forsøket med bassenget gikk gjennom hele sommeren og høsten og i perioden forsøket med siltgardin ble gjennomført var andelen av partikulært bundet metall mye lavere enn i perioden før (Tabell 3.13). Seinsommeren og høsten 2015 hadde flere nedbørsperioder og pH i vannet fra utløpsbekken gikk ned. Den lave andelen partikulært bundet Pb og Cu kan derfor tilskrives pH-endringene i bekken og ikke at siltgarden hadde noen signifikant effekt på tilbakeholdelsen av partikulært bundet Pb og Cu. Andelen av mange metaller som er partikulært bundet er styrt blant annet av pH. For både bly og kobber, og til en viss grad Sb var det var en sterk sammenheng mellom pH og andelen som var partikulært bundet (Fig 3.6) i avrenningsvannet fra Avgrunnsdalen. Selv om totalorganisk innhold, eller metallkonsentrasjonen ikke ble redusert gjennom bassenget ble det på bunnen av bassenget og på siltgarden sedimentert et tynt lag med mørkt organisk materiale. Dette sedimentlaget ble analysert for metaller og viste en relativ høy konsentrasjon av Pb, men forholdsmessig lave konsentrasjoner av Cu, Zn og Sb (Tabell 3.14). Dette er tilsvarende som ble observert i toppsediment fra en skytebanepåvirket innsjø på Gimlemoen (Mariussen m. fl., 2016), og viser at Cu, Zn og Sb i liten grad er bundet til partikler som sedimenteres. Pb derimot oppkonsentreres i sedimentet. Også metaller som Al og Fe var oppkonsentrert i sedimentet. Al og Fe var også sammen med Pb de av metallene som i størst grad var assosiert med partikulært materiale (Tabell A.3). Dette kan være med på å forklare hvorfor man får en selektiv opphopning av disse elementene i det sedimenterte materialet i bassenget. Sedimentasjonshastigheten er imidlertid svært lav og bidrar sannsynligvis ikke i vesentlig grad til å redusere totalmengden bly som er i avrenningsvannet. Har man muligheten for å manipulere pH i rensedammen kan man kanskje øke sedimenteringen av metaller i avrenningsvannet. Ved å øke pH i en rensedam med for eksempel tungt oppløselig kalk kan man forvente økt sedimentering av forurensningsstoffene. Det er også vist at tilsetning av flokkuleringsmidler som for eksempel forskjellige aluminiumsprodukter kan fremme

sedimentering av partikulært bundet metall (Strømseng m. fl., 2009b), men det fordrer at man har tilgang til en elektrisitetskilde slik at man får en god innblanding av flokkuleringsmiddelet.

Tabell 3.12 Gjennomsnittlig (\pm SD) totalkonsentrasjon av Pb, Cu, Sb and Zn i innløpet og utløpet av sedimentasjonsbasseng med og uten siltgarding i bassenget.

Basseng	Pb ($\mu\text{g/L}$)	Cu ($\mu\text{g/L}$)	Sb ($\mu\text{g/L}$)	Zn ($\mu\text{g/L}$)	TOC	pH	N
Inn uten siltgardin	26 \pm 7,0	16 \pm 2,8	1,5 \pm 0,51	26 \pm 15	19 \pm 4,1*	5,68	14
Ut uten siltgarding	24 \pm 5,1	15 \pm 2,5	1,5 \pm 0,43	31 \pm 17	17 \pm 3,8	5,76	14
Inn med siltgardin	28 \pm 4,9	16 \pm 3,8	2,3 \pm 0,22	14 \pm 3,2	15 \pm 2,3	5,16	6
Ut med siltgardin	26 \pm 3,2	15 \pm 2,8	2,4 \pm 0,23	14 \pm 2,1	15 \pm 2,2	5,13	6

*TOC ble målt i fire prøver uten siltgarding og 5 prøver med siltgardin

Tabell 3.13 Gjennomsnittlig (\pm SD, median i parentes) andel av Pb, Cu, Sb and Zn som var partikulært bundet oppstrøms og nedstrøms for basseng med og uten siltgardin på Avgrunnsdalen.

Basseng	Pb (%)	Cu (%)	Sb (%)	Zn (%)	pH	N
Inn uten siltgardin	28 \pm 19 (27)	10 \pm 14 (10)	7,2 \pm 9,1 (3,8)	~0	5,68	14
Ut uten siltgarding	34 \pm 16 (40)	11 \pm 6,4 (11)	7,7 \pm 5,6 (6,4)	~0	5,76	14
Inn med siltgardin	8,7 \pm 6,8 (5,6)	4,2 \pm 7,7 (2,9)	0,94 \pm 2,5 (1,0)	~0	5,16	6
Ut med siltgardin	4,6 \pm 2,8 (3,4)	1,3 \pm 2,3 (1,3)	0,50 \pm 3,2 (0)	~0	5,13	6

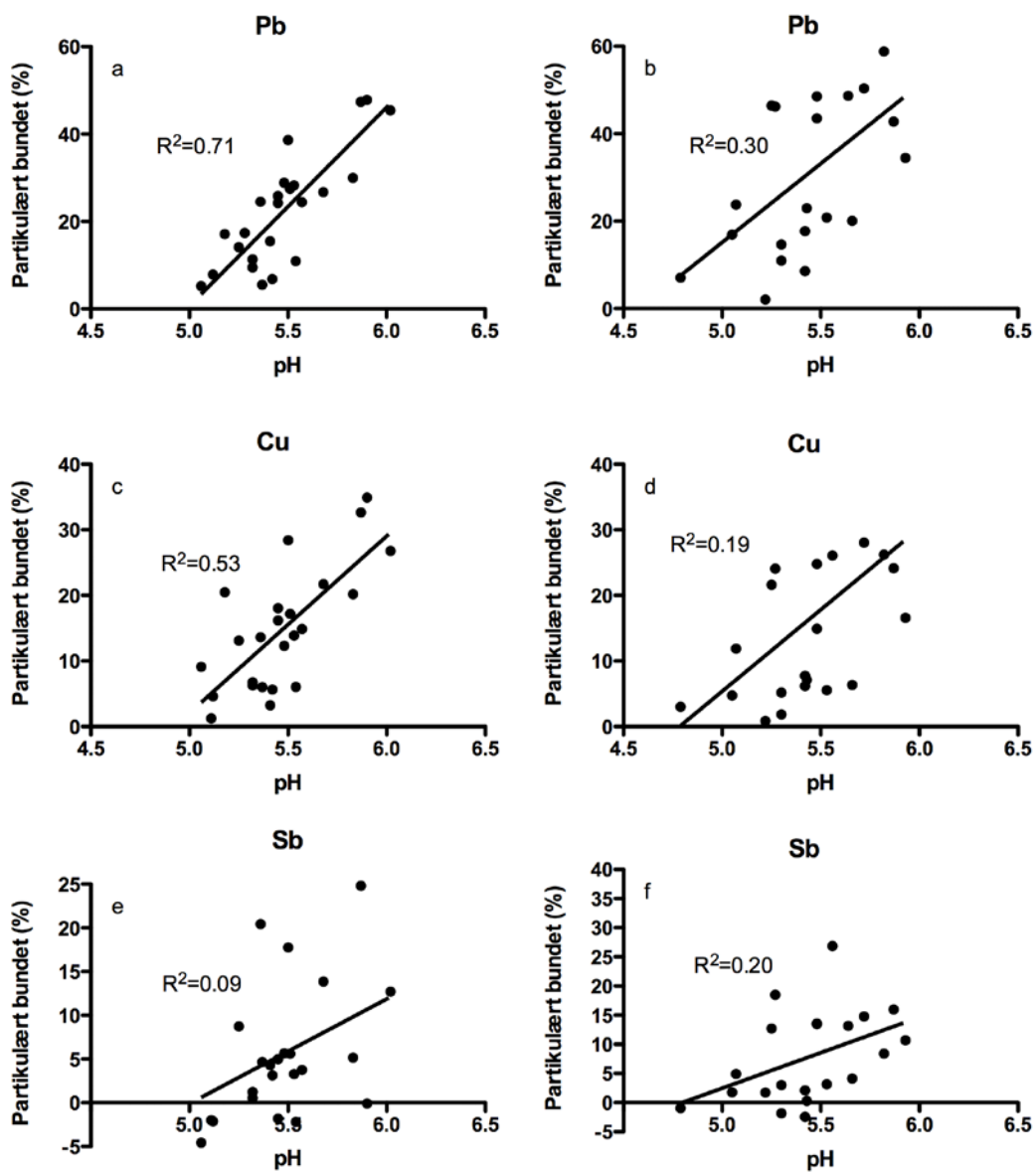


Fig 3.6 Andelen partikulært bundet Pb, Cu og Sb i avrenningsvannet ved standplass som funksjon av pH i årene 2013 og 2014.

Tabell 3.14 Konsentrasjonen av forskjellige elementer i oppsamlet sediment fra rensbasseng. Resultatet er fra opplutning av en prøve.

Mg (g/kg)	Al (g/kg)	K (mg/kg)	Ca (g/kg)	Mn (g/kg)	Fe (g/kg)	Cu (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Sb (mg/kg)	Pb (g/kg)
1,1	17	809	8,5	2,7	192	243	228	17	1,6

Det ble videre gjennomført ladningsfraksjonering av innløp og utløpsvannet fra rensedbassenget, med og uten siltgardin. Endringene i de forskjellige ladningsfraksjonene gjennom rensedammen var små, både uten (Tabell 3.15) og med (Tabell 3.16) siltgardin i bassenget. Det ble observert en trend der andelen labilt kation av Cu ble redusert gjennom bassenget uten siltgardin (Tabell 3.15). Andelen Cu ble beregnet til ca. 45 % i innløpsvannet, mens andelen ut av bassenget ble beregnet til 31 %. Samtidig gikk andelen nøytralt Cu opp. Det var en høyere andel kationisk Cu i innløpsvannet til bassenget i denne eksperimentperioden enn det som ble observert i inn- og utløpsvannet til den utgravde fangdammen (Tabell 3.11) og kan bero på tilfeldigheter. Måledataene på innløpsvannet til fangdammen er hentet fra samme sted som innløpsvannet til rensedbassenget og er i prinsippet det samme vannet. Innsettingen av siltgardin hadde imidlertid ingen effekt på ladningsfordelingen av metallene. En interessant observasjon var at andelen nøytral Sb var relativt høy i måleperioden uten siltgardin (Tabell 3.15), men lav i perioden med siltgardin (Tabell 3.16). Dette kan tilskrives pH-endringen i vannet i under forsøket som beskrevet ovenfor. Dette styrker antagelsen om at Sb er assosiert med kolloidalt materiale enten av organisk eller uorganisk forbindelse som foreslått i Steely m. fl., (2007).

*Tabell 3.15 Gjennomsnittlig ladningsfordeling av Pb, Cu, Sb og Zn i filtrert avrenningsvann (0,45 µm) hentet fra innløpet (inn) og utløpet (ut) av bassenget på Avgrunnsdalen skytefelt. Den nøytrale fraksjonen er innholdet i den filtrerte prøven fratrukket den anioniske og kationiske andelen. Resultatene er vist som prosent ± SD med medianverdiene i parentes. Stjerner markerer statistisk signifikant forskjell mellom inn- og utvannet * $p < 0,05$ (t-test, lik varians).*

	Kationisk	Anionisk	Nøytral	pH	N
Pb inn	68 ± 7,5 (67)	5,7 ± 3,8 (14)	26 ± 13 (31)	5,75	6
Pb-ut	53 ± 21 (60)	~0	47 ± 25 (40)	5,82	6
Cu-inn	45 ± 9,1 (42)	17 ± 6,2 (17)	38 ± 11 (38)	5,75	6
Cu-ut	31 ± 6,2 (32)*	18 ± 5,8 (18)	50 ± 6,5 (53)*	5,82	6
Sb-inn	2,2 ± 9,6 (7,3)	56 ± 7,0 (57)	41 ± 12 (41)	5,75	6
Sb-ut	3,5 ± 3,5 (2,5)	64 ± 8,9 (63)	33 ± 7,2 (36)	5,82	6
Zn-inn	99 ± 1,0 (99)	~0	~0±	5,75	6
Zn-ut	99 ± 1,2 (99)	~0	~0±	5,82	6

Tabell 3.16 Gjennomsnittlig ladningsfordeling av Pb, Cu, Sb og Zn i filtrert avrenningsvann (0,45 µm) hentet fra innløpet (inn) og utløpet (ut) av bassenget på Avgrunnsdalen skytefelt med siltgardin. Den nøytrale fraksjonen er innholdet i den filtrerte prøven fratrukket den anioniske og kationiske andelen. Resultatene er vist som prosent ± SD med medianverdiene i parentes.

	Kationisk	Anionisk	Nøytral	pH	N
Pb inn	63 ± 8,0 (67)	8,1 ± 6,9 (6,7)	28 ± 11 (29)	5,10	6
Pb-ut	60 ± 5,6 (57)	8,5 ± 6,1 (7,9)	31 ± 9,5 (32)	5,13	6
Cu-inn	31 ± 5,2 (30)	17 ± 12 (18)	53 ± 17 (52)	5,10	6
Cu-ut	29 ± 7,8 (31)	21 ± 8,4 (20)	50 ± 15 (49)	5,13	6
Sb-inn	~0	87 ± 2,4 (86)	13 ± 5,0 (14)	5,10	6
Sb-ut	1,6 ± 2,4 (2,0)	85 ± 2,1 (85)	13 ± 1,4 (13)	5,13	6
Zn-inn	95 ± 2,0 (96)	~0	~0	5,10	6
Zn-ut	96 ± 2,8 (97)	~0	~0	5,13	6

4 Konklusjon

I denne studien ble forurensing og avrenning fra skytefelt på forskjellige myrområder undersøkt. Forurensingene fra deponert ammunisjon befant seg i stor grad i det øverste 10-20 cm jordlaget. Til tross for at flere av feltene har blitt benyttet som skytefelt i mange tiår og var tildels sterkt forurensete har det vært liten migrasjon av forurensningsstoffer nedover i jordsøylen, både i jordvæsken og i jorda. Den hydrauliske ledningsevnen i en myr er svært lav, men kanaler i myra som kan dannes av røtter fra planter og trær, og lag med mindre nedbrutt torvmateriale kan øke hastigheten på vannet. Slike kanaler i myra ser ut til å lede forurenset overflatevann nedover i dypere jordlag i myra. Hvilken betydning slik transport av forurenset vann gjennom kanaler har for spredning av forurensninger er ikke kjent. Avrenning fra skytefeltene via overflatevann er pH-avhengig og undersøkelsen viste at sure myrer har et større potensial for spredning av forurensing fra ammunisjon enn mer alkaliske rike myrer. I tillegg så det ut som om skytefelt som fortsatt var i aktivt bruk hadde høyere avrenning enn nedlagte felt. Dette kan skyldes at skytefelt i aktiv bruk har høyere erosjon på grunn av større skader på myroverflaten, eller at nylig deponert ammunisjon forvitrer og løser seg raskere ut i vann enn ammunisjon på grunn av at det over tid legger seg et beskyttende oksidlag utenpå ammunisjonsrestene.

Torv har både et høyt potensial for binding av metaller, men også et stort potensial for spredning av metaller ved at avrenningsvann fra myrer har et høyt innhold av organisk materiale, både i kolloidal og småpartikulær form. Metaller og metalloider som Pb, Cu, Zn og Sb kan i større eller mindre grad være bundet til organisk materiale. For å redusere avrenning av metallforurenset vann er det foreslått å benytte sedimentasjonsdammer for å øke sedimentering og utfelling av metallene. På Avgrunnsdalen ble det gravet ut en sedimentasjonsdam i forbindelse med et avhendingsprosjekt. Dammen reduserte konsentrasjonen av Pb og Cu med ca. 35 % og Sb-konsentrasjonen i avrenningen med ca. 20 % de to første årene etter etablering. Effekten avtok til mellom 10 % og 20 % reduksjon i Pb og Cu-konsentrasjonen og ca. 5% reduksjon i Sb konsentrasjonen det tredje året etter etablering. Sedimentasjonsdammen hadde ingen effekt på innholdet av organisk materiale i avrenningsvannet. Ladningsfraksjonering av innløps- og utløpsvannet fra dammen viste ingen endringer i metallenes ladningsfordeling gjennom dammen. Dammen hadde imidlertid en evne til å redusere store episodiske økninger i konsentrasjonen av Pb, Cu og Zn som følge av kraftig nedbør og/eller anleggsarbeid på myra. Ved slike hendelser kan det virvles opp mye partikulært materiale som sedimenteres i dammen. Ved normal og mindre endringer i vannføringen vil småpartikulært materiale i avrenningsvannet fra myr ha for lav egenvekt til at de i noen særlig grad vil sedimentere. Etablering av en sedimentasjonsdam som et permanent tiltak for å redusere metallavrenning fra et skytefelt lagt på myr synes derfor ikke å være et spesielt effektivt tiltak. Det kan imidlertid være fornuftig å etablere en midlertidig dam under et avhendingstiltak for å redusere effekten av episodiske økninger i forurensingsnivået i avrenningsbekker som følge av tiltaket.

5 Referanser

- Brown PA, Gill SA, Allen SJ (2000). Metal removal from wastewater using peat. *Wat. Res.* 16, 3907-3917.
- Cao XD, Ma LQ, Chen M, Hardison DW, Harris WG (2003). Weathering of lead bullets and their environmental effects at outdoor shooting ranges. *J. Environ. Qual.* 32, 526-534
- Clausen J and Korte N (2009) The Distribution of Metals in Soils and Pore Water at Three US Military Training Facilities. *Soil Sed. Contam.* 18, 546-563
- Conesa HM, Wieser M, Gasser M, Hockmann K, Evangelou MW, Studer B, Schulin R (2010). Effects of three amendments on extractability and fractionation of Pb, Cu, Ni and Sb in two shooting range soils. *J Hazard Mater.* 181, 845-850.
- Filella, M. Belzile N. Chen, Y. W. (2002) Antimony in the environment: a review focused on natural waters II. Relevant solution chemistry, *Earth-Science Reviews* 59, 265-285
- Forsvarsbygg (2005). Biologisk mangfold, Avgrunnsdalen skyte- og øvingsfelt, Hurum kommune, Buskerud. BM-rapport nr 49-2003
- Forsvarsbygg (2007a). Forsvarsbygg Skifte eiendom. Miljøutredning av skyte- og øvingsfelt. Avgrunnsdalen skyte- og øvingsfelt. Del 1 miljøkartlegging.
- Forsvarsbygg (2007b). Avrenning fra Forsvarets skyte- og øvingsfelt. Overvåking av vannforurensing. Program Grunnforurensning 2006-2007, Rapportnr. 152030-2 SWECO Grøner.
- Forsvarsbygg (2010). Avrenning fra Forsvarets skyte- og øvingsfelt. Overvåking av vannforurensing. Program Tungmetallovervåking 1991-2009.
- Forsvarsbygg (2012). Kjoselvdal skytebane, Tromsø kommune, Miljøteknisk grunnundersøkelse. FBSE-2011/24.
- Forsvarsbygg (2013). Tittelsnes SØF, Sveio kommune. Tiltaksplan. FBSE-2013/04.
- Forsvarsbygg (2014). Biologisk mangfold i Hengsvann skyte- og øvingsfelt, Kongsberg, Buskerud. BM-RAPPORT 8.
- Garmo (2015). Overvåking av avrenning fra nedlagte skyte- og øvingsfelt. NIVA-rapport 6786-2015. ISBN 978-82-577-6521-7.
- Guo, G, Yuan T; Wang W, Li D, Wang J (2011). Effect of aging on bioavailability of copper on the fluvo aquic soil. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 8, 715-722
- Hardison DW Jr, Ma LQ, Luongo T, Harris WG. (2004). Lead contamination in shooting range soils from abrasion of lead bullets and subsequent weathering. *Sci Total Environ.* 328, 175-83.
- Heier LS, Lien IB, Strømseng AE, Ljønes M, Rosseland BO, Tollefsen KE, Salbu B. (2009). Speciation of lead, copper, zinc and antimony in water draining a shooting range--time dependant metal accumulation and biomarker responses in brown trout (*Salmo trutta* L.) *Sci Total Environ.* 407, 4047-4055.

-
-
- Hockmann K, Tandy S, Lenz M, Reiser R, Conesa HM, Keller M, Studer B, Schulin R. (2015). Antimony retention and release from drained and waterlogged shooting range soil under field conditions. *Chemosphere*. 134, 536-43.
- Johnson DB, Hallberg KB (2005). Acid mine drainage remediations options: a review. *Sci. Tot. Environ.* 338, 3-14.
- Johnson CA, Moench H, Wersin P, Kugler P, Wenger C (2005). Solubility of antimony and other elements in samples taken from shooting ranges. *J. Environ. Qual.* 34, 248–254.
- Jørgensen ST og Willems M (1987). The fate of lead in soils: The transformation of lead pellets in shooting range soils. *Ambio* 16, 11-15.
- Kennedy, VH, Sanchez, AL, Oughton, DH, Rowland, AP (1997). Use of single and sequential chemical extractants to assess radionuclide and heavy metal availability from soils for root uptake. *Analyst*, 122, R89-R100.
- Knechtenhofer LA Xifra, IO, Scheinost AC, Fluhler H, Kretzschmar, R (2003). Fate of heavy metals in a strongly acidic shooting-range soil: small-scale metal distribution and its relation to preferential water flow. *J. Plant. Nutr. Soil Sci.* 166, 84-92.
- Kwon OH, Jung K, Yoo K, Park JH, Cho UK (2013). Analysis of chemical forms of heavy metals in contaminated soil by sequential extraction methods. *Geosys. Engin.* 16, 305-308
- Le Tessier A, Campbell PGC, Bisson M (1979). Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace-metals. *Anal. Chem.* 51, 844-851.
- Mariussen E, Voie ØA, Strømseng AE (2008). Avhending av skyte- og øvingsfelt lagt på myr. FFI-rapport-2008/02225, ISBN: 978-82-464-1487-4.
- Mariussen E (2012). Analysis of antimony (Sb) in environmental samples. FFI-rapport 2012/00347, ISBN: 978-82-464-2049-3
- Mariussen E og Strømseng AE (2013). Utredning av tungmetallforurensing på bane c i Avgrunnsdalen i Hurum kommune. FFI-rapport 2013/00071. ISBN 978-82-464-2205-3, 29 pages.
- Mariussen E, Ljønes M, og Strømseng AE (2014). Testing av sorbenter for stabilisering av jord. FFI-rapport 2014/00542. ISBN 978-82-464-2378-4, 29 pages.
- Mariussen E, Johnsen IV, Strømseng AE (2015). Selective adsorption of lead, copper and antimony in runoff water from a small arms shooting range with a combination of charcoal and iron hydroxide. *J. Environ. Manag.* 150, 281–287.
- Mariussen E, Johnsen IV (2016). Stabilisering av tungmetaller i jord. FFI-rapport 2016/ In Prep
- Mariussen E, Heier LS, Teien HC, Pettersen MN, Holth TF, Salbu B, and Rosseland BO (2016). An ecotoxicological survey of brown trout (*Salmo trutta*) in a small lake at a former Norwegian shooting range for small arms. In prep
- Martin WA, Lee LS, Schwab P. (2013). Antimony migration trends from a small arms firing range compared to lead, copper, and zinc. *Sci Total Environ.* 463-464, 222-228.
- Martin WA, Nestler CC, Wynter M, Larson SL (2014). Bullet on bullet fragmentatio in soils. *J. Environ. Manag.* 146, 369-372.

-
- Meland S. Ecotoxicological Effects of Highway and Tunnel Wash Water Runoff. 2010:25. Doktorgradsavhandling ved Universitetet for Miljø og Biovitenskap (UMB), Ås, 2010, pp. 86.
- Meland S, Borgstrøm R, Heier LS, Rosseland BO, Lindholm O, Salbu B. (2010). Chemical and ecological effects of contaminated tunnel wash water runoff to a small Norwegian stream. *Sci Total Environ.* 408, 4107-4217.
- Mayes WM, Batty LC, Younger PL, Jarvis AP, Kõiv M, Vohla C, Mander U (2008). Wetland treatment at extremes of pH: A review. *Sci Tot Environ.* 407, 3944-3957
- NOU (2004). Forsvarets skyte- og øvingsfelt. Norges offentlige utredninger, 2004: 27.
- Oughton MI, Salbu B, Riise G, Lien H, Østby G, Noren A (1992). Radionuclide mobility and bioavailability in Norwegian and Soviet soils. *Analyst*, 117, 481-486.
- Pédrot M, Dia A, Davranche M, Bouhnik-Le Coz M, Henin O, Gruau G (2008). Insights into colloid-mediated trace element release at the soil/water interface, *J. Colloid Interface Sci.* 325 187-197.
- Rognerud, S. (2006). Overvåking av metallforurensning fra militære skytefelt og demoleringsplasser. Resultater fra 15 års overvåking. NIVA; rapport 2006; ISBN: 82-577-4876-5
- Rydin H., Jeglum J. (2006). The biology of peatlands. Oxford UK, Oxford University press. ISBN 0-19-852871-X
- Sanderson P, Naidu R, Bolan N, Bowman M, McLure S (2012). Effect of soil type on distribution and bioaccessibility of metal contaminants in shooting range soils. *Sci Total Environ.* 438, 452-462.
- Sjörs H og Gunnarsson U (2002). Calcium and pH in north and central Swedish mire waters. *J. Ecol.* 90, 650-657.
- Steely S, Amarasiriwardena D, Xing B. (2007). An investigation of inorganic antimony species and antimony associated with soil humic acid molar mass fractions in contaminated soils. *Environ Pollut.* 148, 590-598.
- Strømseng AE, Ljønes M, and Mariussen E (2009). Episodic discharge of lead, copper and antimony from a Norwegian small arm shooting range. *J. Environ. Monit.* 11, 1259-1267.
- Strømseng AE, Ljøne M, Mariussen E (2009). Vurdering av tungmetallinnholdet i vannprøver fra testanlegg for fellingskjemikalier på Terningmoen i 2008. [Norwegian]. FFI-rapport-2009/00356. ISBN: 978-82-464-1515-4.
- Strømseng AE, Ljønes M, Bakka L, Longva KS (2008). Filtermedier for rensing av tungmetaller i avrenningsvann fra skytebaner - feltforsøk ved Steinsjøen skytefelt. FFI/Rapport 2007/01321. ISBN: 978-82-464-1325-9
- Strømseng AE, Ljønes M, Christiansen M (2005). Fullskala filtertest med termisk behandlet torv for rensing av tungmetallforurenset vann i Steinsjøen skytefelt. FFI/Notat-2005/02140.
- Strømseng AE, Ljønes M (2003). Periodisk avrenning av tungmetaller- En feltundersøkelse gjort ved Steinsjøen skytefelt. FFI/Rapport 2003/00715 ISBN 82-464-0690-6.

-
-
- Strømseng A E, Ljønes M (2002): Miljøkartlegging av åtte skytebaner-Vurdering av potensialet for mobilisering av tungmetaller. FFI/Rapport-2002/03877, ISBN: 82-464-0650-7
- Stumm W, J.J. Morgan JJ (1996). Aquatic Chemistry: Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters, 3rd edition, John Wiley and Sons, Inc., New York, 1996, p. 1005.
- Van Vleek B, Amarasiriwardena D, Xing B (2011). Investigation of distribution of soil antimony using sequential extraction and antimony complexed to soil-derived humic acids molar mass fractions extracted from various depths in a shooting range soil. *Microchim. J.* 97, 68-73.
- Weis JS, Weis P (2004). Metal uptake, transport and release by wetland plants: implications for phytoremediation

Vedlegg A

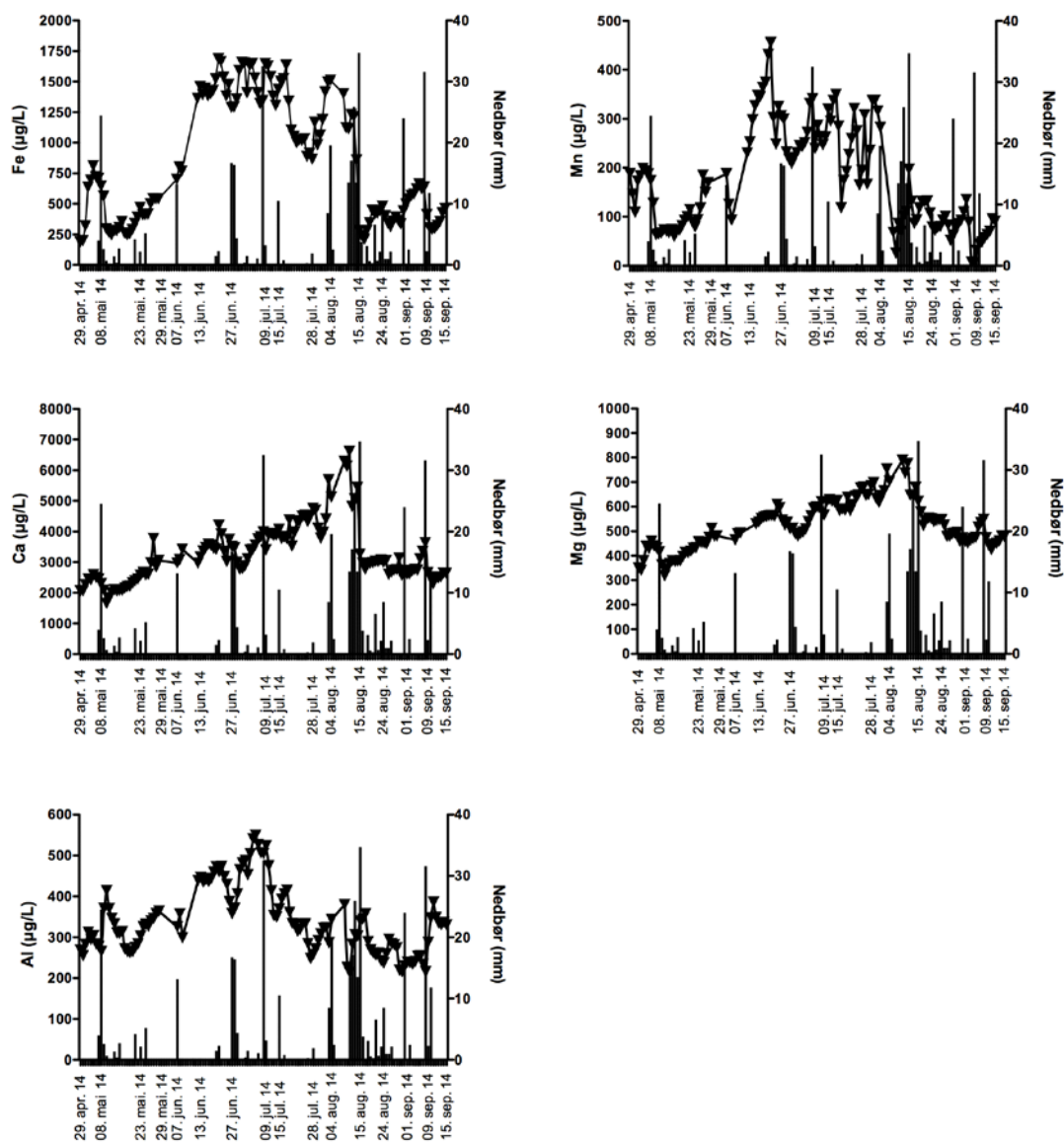


Fig A.1 Daglige konsentrasjoner av Fe, Mn, Ca, Mg, Al () i filtrerte prøver av avrenningsvannet fra Avgrunnsdalen skyte- og øvingsfelt i 2014. Prøvene ble tatt med en ISCO-vannprøvetaker i prøvepunkt 2 som vist i Fig 2.1. Vertikale stolper er nedbørsdata fra Sande i Vestfold.

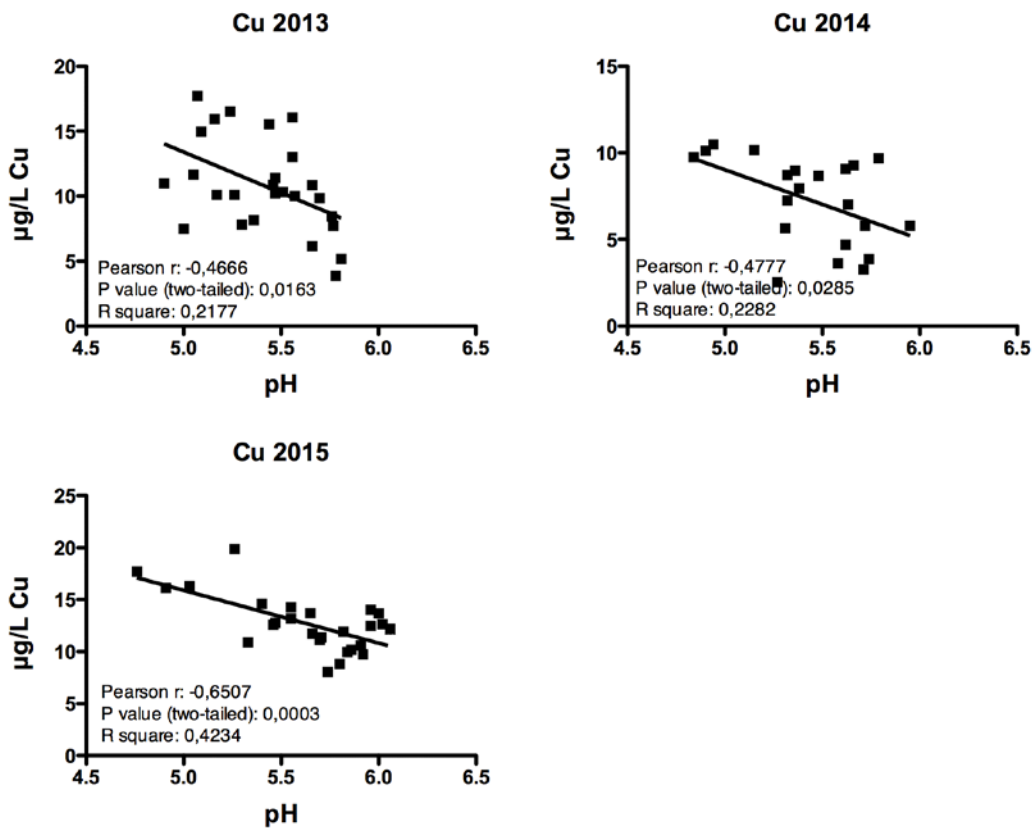


Fig A.2 Konsentrasjonen av Cu i filtrerte prøver som funksjon av pH ved standplassen på Avgrunnsdalen i årene 2013-2015. $P < 0.05$ (Pearson korrelasjonsanalyse) viser signifikant korrelasjon mellom konsentrasjon av Cu og pH i bekken.

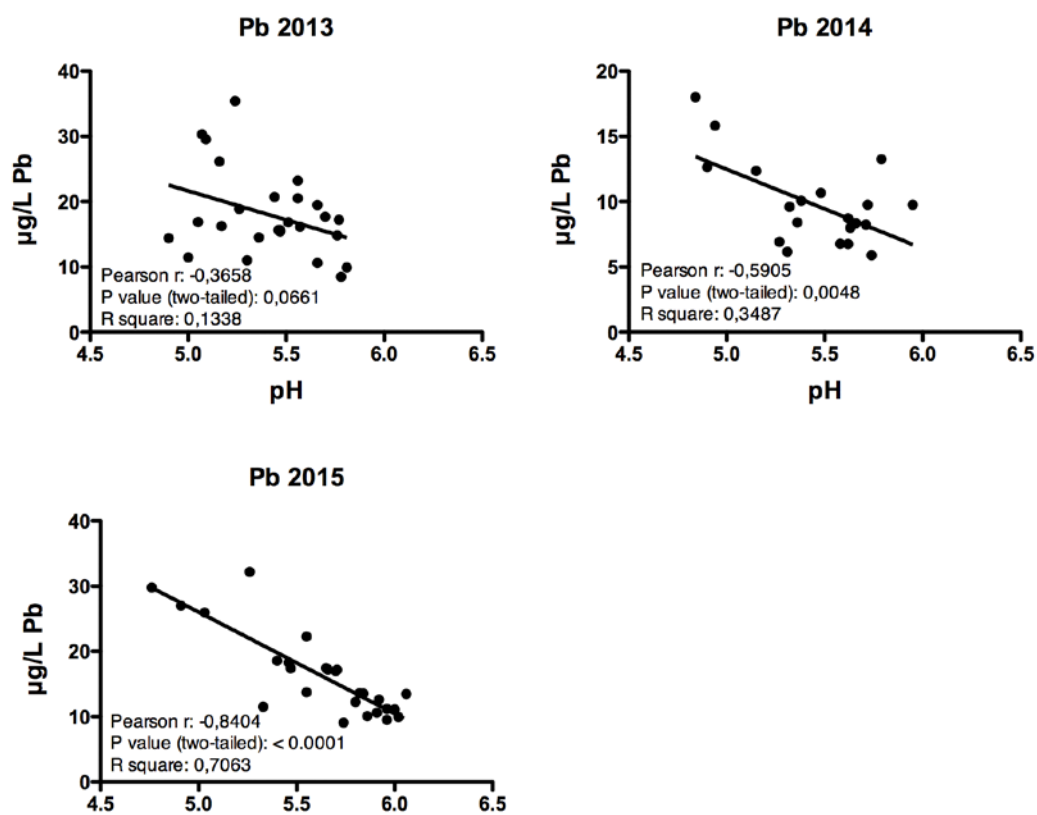


Fig A.3 Konsentrasjonen av Pb i filtrerte prøver som funksjon av pH ved standplassen på Avgrunnsdalen i årene 2013-2015. $P < 0.05$ (Pearson korrelasjonsanalyse) viser signifikant korrelasjon mellom konsentrasjon av Pb og pH i bekken.

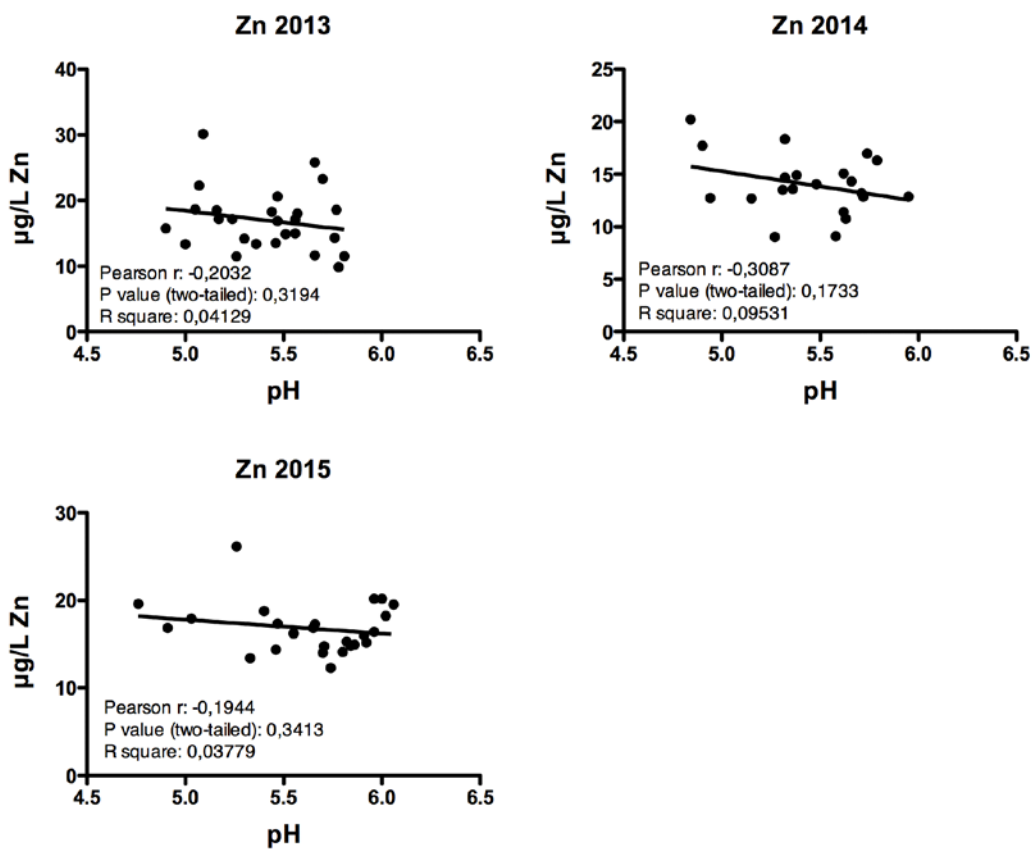


Fig A.4 Konsentrasjonen av Zn i filtrerte prøver som funksjon av pH ved standplassen på Avgrunnsdalen i årene 2013-2015. $P < 0.05$ (Pearson korrelasjonsanalyse) viser signifikant korrelasjon mellom konsentrasjon av Zn og pH i bekken.

Tabell A.1 Sekvensiell ekstraksjon av torv fra Avgrunnsdalen skytebane. Tabellen viser den gjennomsnittlige andelen (\pm SD, median i parentes) av Mg, Al, Ca, Mn og Fe som er bundet til forskjellige fraksjoner i forhold til totalinnholdet av de samme elementene.

	Mg (%)	Al (%)	Ca (%)	Mn (%)	Fe (%)	N
Fraksjon 1	1,7 \pm 0,92 (1,9)	0,08 \pm 0,03 (0,08)	2,5 \pm 0,52 (2,2)	2,0 \pm 0,85 (1,8)	0,04 \pm 0,03 (0,04)	12
Fraksjon 2	20 \pm 12 (18)	0,27 \pm 0,13 (0,27)	52 \pm 9,5 (56)	35 \pm 13 (36)	0,10 \pm 0,06 (0,09)	12
Fraksjon 3	4,5 \pm 3,8 (3,1)	16 \pm 6,9 (19)	18 \pm 5,6 (16)	13 \pm 7,1 (11)	10 \pm 8,4 (7,7)	12
Fraksjon 4	2,5 \pm 1,0 (2,1)	15 \pm 5,7 (17)	6,4 \pm 3,6 (5,1)	9,7 \pm 6,7 (6,3)	32 \pm 15 (32)	12
Fraksjon 5	4,4 \pm 4,5 (3,0)	25 \pm 12 (24)	5,9 \pm 2,7 (4,8)	3,8 \pm 2,3 (2,5)	22 \pm 13 (21)	12
Fraksjon 6	68 \pm 20 (70)	46 \pm 19 (43)	16 \pm 12 (13)	38 \pm 22 (32)	37 \pm 23 (32)	12

Tabell A.2 Gjennomsnittlig konsentrasjon (\pm SD, median i parentes) av Pb, Cu, Sb, Zn og TOC oppstrøms (OS) og nedstrøms (NS) for sedimentasjonsdammen på Avgrunndalen. Resultatene er vist for filtrerte prøver.

År	Pb ($\mu\text{g/L}$)	Cu ($\mu\text{g/L}$)	Sb ($\mu\text{g/L}$)	Zn ($\mu\text{g/L}$)	N
OS 2011	20 \pm 5,2 (17)	16 \pm 3,4 (15)	2,8 \pm 0,41 (2,8)	23 \pm 7,6 (20)	51
OS 2013	26 \pm 7,8 (24)	14 \pm 4,6 (13)	2,1 \pm 0,85 (2,2)	18 \pm 7,1 (17)	26
OS 2014	16 \pm 3,5 (15)	10 \pm 2,0 (10)	1,9 \pm 1,1 (1,4)	18 \pm 3,5 (18)	21
OS 2015	20 \pm 7,5 (18)	14 \pm 3,2 (14)	2,0 \pm 0,75 (2,3)	22 \pm 9,4 (18)	26
NS 2013	18 \pm 6,5 (17)	11 \pm 3,6 (10)	1,8 \pm 0,75 (1,8)	17 \pm 17 (4,7)	26
NS 2014	9,8 \pm 3,1 (9,6)	7,3 \pm 2,6 (8,0)	1,6 \pm 0,86 (1,3)	14 \pm 2,8 (14)	21
NS 2015	16 \pm 6,4 (14)	13 \pm 2,7 (13)	1,8 \pm 0,58 (2,0)	17 \pm 2,9 (16)	26

Tabell A.3 Gjennomsnittlig (\pm SD, median i parentes) andel av Mg, Ca, Al, Mn og Fe som var partikulært bundet oppstrøms og nedstrøms for basseng med og uten siltgardin på Avgrunnsdalen.

Basseng	Mg (%)	Ca (%)	Al (%)	Mn (%)	Fe (%)	pH	N
Inn uten siltgardin	~0	~0	17 \pm 12 (14)	~0	43 \pm 14 (42)	5,68	14
Ut uten siltgarding	1,0 \pm 2,0 (1,4)	1,2 \pm 2,3 (1,6)	18 \pm 11 (19)	1,1 \pm 2,0 (1,9)	48 \pm 14 (52)	5,76	14
Inn med siltgardin	~0	~0	3,0 \pm 3,1 (2,2)	~0	8,2 \pm 11 (7,7)	5,16	6
Ut med siltgardin	~0	~0	1,1 \pm 1,1 (1,1)	~0	13 \pm 4,0 (12)	5,13	6

About FFI

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

FFI's MISSION

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

FFI's VISION

FFI turns knowledge and ideas into an efficient defence.

FFI's CHARACTERISTICS

Creative, daring, broad-minded and responsible.

Om FFI

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

FFIs FORMÅL

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

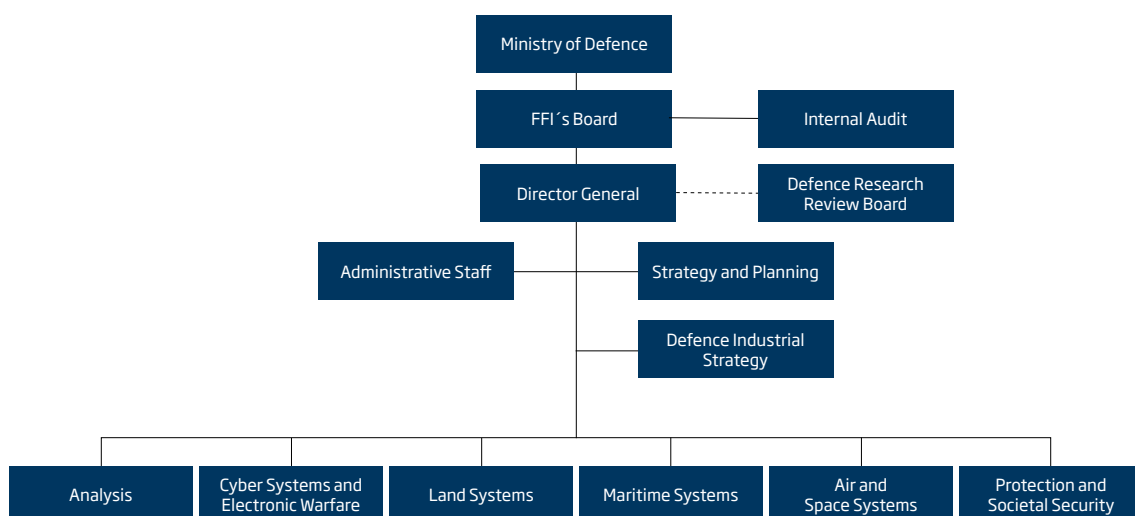
FFIs VISJON

FFI gjør kunnskap og ideer til et effektivt forsvar.

FFIs VERDIER

Skapende, drivende, vidsynt og ansvarlig.

FFI's organisation



Forsvarets forskningsinstitutt
Postboks 25
2027 Kjeller

Besøksadresse:
Instituttveien 20
2007 Kjeller

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

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

Office address:
Instituttveien 20
N-2007 Kjeller

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