

# **FFI RAPPORT**

## **PERIODISK AVRENNING AV TUNGMETALLER - En feltundersøkelse gjort ved Steinsjøen skytefelt**

STRØMSENG Arnljot Einride, LJØNES Marita

**FFI/RAPPORT-2003/00715**



FFIBM/813/138.2

Godkjent  
Kjeller 13. Februar 2003

Bjørn Arne Johnsen  
Forskningsjef

**PERIODISK AVRENNING AV TUNGMETALLER -  
En feltundersøkelse gjort ved Steinsjøen skytefelt**

STRØMSENG Arnljot Einride, LJØNES Marita

FFI/RAPPORT-2003/00715

**FORSVARETS FORSKNINGSINSTITUTT**  
**Norwegian Defence Research Establishment**  
Postboks 25, 2027 Kjeller, Norge







**INNHOOLD**

	<b>Side</b>
1	INNLEDNING OG BAKGRUNN ..... 7
2	GENERELL VANNKJEMI OG HYDROLOGI..... 8
2.1	Ledningsevne..... 8
2.2	Surhetsgrad (pH)..... 8
2.3	Hydrologi og vannkvalitet ..... 9
3	MATERIALER OG METODER..... 10
3.1	Områdebeskrivelse av Steinsjøen skytefelt..... 10
3.1.1	Lokalisering ..... 10
3.1.2	Klima ..... 11
3.1.3	Hydrologi ..... 12
3.1.4	Berggrunnen ..... 12
3.1.5	Kvartærgeologi og jordsmonn ..... 13
3.1.6	Naturgeografi og vegetasjon ..... 13
3.2	Feltarbeid og utstyr ..... 13
3.2.1	Utstyr og oppsett ..... 13
3.2.2	Prøvetakingsperioder og hyppighet..... 15
3.2.3	Etterarbeid av prøver i laboratorium..... 16
4	RESULTATER OG DISKUSJON ..... 16
4.1	Vannføring og nedbør ..... 16
4.2	Ledningsevne og pH ..... 19
4.3	Smeltevann og nedbørens innvirkning på konsentrasjonen av tungmetaller ..... 21
4.3.1	Bly ..... 22
4.3.2	Antimon ..... 23
4.3.3	Kobber..... 24
4.4	Oppsummering av vannføring og vannkvalitet ..... 25
4.5	Innvirkning av graving på konsentrasjonen av tungmetaller..... 26
5	KONKLUSJON OG SAMMENDRAG ..... 29
5.1	Betydning av vårsmelting ..... 29
5.2	Betydning av nedbør ..... 29
5.3	Betydning av fysiske inngrep..... 29
5.4	Implikasjoner for dimensjonering av eventuelle rensetiltak ..... 30
6	APPENDIX ..... 31
A	VANNPRØVER OG ANALYSERESULTATER ..... 31

LITTERATUR .....	32
FORDELINGSLISTE .....	34



## **PERIODISK AVRENNING AV TUNGMETALLER - En feltundersøkelse gjort ved Steinsjøen skytefelt**

### **1 INNLEDNING OG BAKGRUNN**

Forsvarets bruk av tradisjonell håndvåpenammunisjon fører til tungmetallforurensning av skytebaner og skytefelt. Prosjektilene i ammunisjonen består som regel av en mantel laget av kobber og sink, og en kjerne laget av bly og antimon. De deponerte tungmetallene blir i stor grad påvirket av de kjemiske og fysiske forholdene som er i jorda de havner i. Hvis banen har et jordsmonn som er ugunstig, kan det dannes løselige korrosjonsforbindelser. Vann fra nedbør og snøsmelting vil deretter kunne vaske ut de løselige korrosjonsforbindelsene som dannes i jorda, og føre til en avrenning av tungmetaller til bekker og elver. Denne forurensingen vil som regel fortynnes relativt raskt og ha en relativt begrenset utbredelse. Et stykke nedstrøms i bekken vil tungmetallene som er bundet til partikler kunne havne i sedimentene og dermed bli oppkonsentrert. Denne oppkonsentreringene kan være skadelig for dyr og planter som eventuelt lever i bekken.

Miljøeffekten av forurensning fra skytebaner er størst innenfor innslagsområdet for prosjektilene, som i all hovedsak vil være innenfor banens skuddsektor. I bekker fra skytebaner med avrenning av tungmetaller, er det påvist miljøeffekter og skader på bunndyrsamfunnet (1). I forhold til upåvirkede referansebekker hadde bunndyrsamfunnet i de undersøkte bekkene fra feltskytebanene et lavere artsantall og i en av bekkene var det totalt mangel på døgnfluer.

Det stilles stadig strengere krav fra miljømyndighetene vedrørende spredning av forurensning til naturmiljøet. Dette gjør at også Forsvaret må gjennomføre tiltak for å redusere sine miljøpåvirkninger, blant annet i forbindelse med skyting med håndvåpen. Studiene i denne rapporten er gjort for å øke kunnskapen rundt tungmetallavrenning fra skytebaner. Det har vært knyttet en usikkerhet til hvordan tungmetallkonsentrasjonen og vannføring i avrenningsbekker fra skytebaner varierer gjennom året. Det har også vært viktig å få klarhet i hvordan episodiske hendelser, slik som vårflom og nedbør, virker inn på vannkvaliteten i avrenningsbekker. Slik kunnskap er viktig for å kunne vurdere miljørisiko, samt for å kunne dimensjonere eventuelle tiltak for å rense eller hindre spredning av tungmetaller fra skytebanene.

Med bakgrunn i de nevnte problemstillingene, ble det utført et feltstudie ved Steinsjøen skytefelt i Oppland. Det ble gjennom en periode på vår og forsommeren 2001 og en periode på høsten 2001, utført prøvetaking og analyse av bekkevann som drenerer flere feltskytebaner. Det ble gjort analyse av tungmetallene bly, kobber og antimon.

## 2 GENERELL VANNKJEMI OG HYDROLOGI

### 2.1 Ledningsevne

Vannets saltholdighet er forårsaket av flere ulike forhold. Konsentrasjonen av salter (oppløste ioner) gjenspeiler kjemisk sammensetning av berggrunn og løsmasser, tilførsler fra luft, nedbørmengder, biologiske, fysiske og kjemiske prosesser i selve vannforekomsten (2). Vannets evne til å lede elektrisk strøm (også kalt konduktivitet) er avhengig av totalmengden av oppløste ioner (2). Konduktiviteten blir kalt spesifikk ledningsevne i limnologisk sammenheng og er enkel å måle. Ledningsevnen er oppgitt i mikro-Siemens per cm ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) eller milli-Siemens per m ( $\text{mS}/\text{m}$ ) (som er en tiendepart av tilsvarende verdier oppgitt i  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ). Ledningsevnen er temperaturavhengig og øker rundt 2 % per grad. Derfor må temperaturen som de målte verdiene er justert til oppgis, og som regel brukes  $25^\circ\text{C}$ . Dette kalles referansetemperaturen.

I bekker og elver vil ledningsevnen variere i forhold til endringer i den relative andelen av avløpsbidrag som tilføres (3). Generelt vil det være et inverst forhold mellom ledningsevne og vannføring. Forklaringen på dette er at i perioder med liten eller ingen nedbør vil bekkevannet hovedsakelig være påvirket av sigevann og grunnvann. Under slike forhold har vannet i bekken relativt høy ledningsevne, dvs at vannet har høyt ioneinnhold. I nedbørsperioder vil vannføringen øke, og det vil bli en større andel vann i bekken som tilføres fra overflatene i dreneringsområdet. Dette vannet vil inneholde færre løste ioner, og dermed ha lavere ledningsevne. Ved kysten kan dette bildet bli omvendt på grunn av at nedbøren kan inneholde sjøsalter.

Det er innholdet av syv ioner som hovedsakelig bestemmer hvilken ledningsevne vannet får. Disse ionene er: kalsium ( $\text{Ca}^{2+}$ ), magnesium ( $\text{Mg}^{2+}$ ), natrium ( $\text{Na}^+$ ), kalium ( $\text{K}^+$ ), klorid ( $\text{Cl}^-$ ), sulfat ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) og karbonat ( $\text{HCO}_3^-$ ) (2). Innholdet av disse ionene kan benevnes med mg/l eller mekv/l. Mekv/l beskriver mengden av ioneladninger man får ved å dividere mg/l med molekylvekt og multiplisere med ionets ladning.

Før måling av ledningsevne bør instrumentet kalibreres med en standard som er innen samme området for ledningsevne som vannet som ønskes målt. For ferskvann bør en bruke en  $10 \mu\text{S}/\text{cm}$  ( $1 \text{ mS}/\text{m}$ ) standard, for brakkvann en  $100 \mu\text{S}/\text{cm}$  ( $10 \text{ mS}/\text{m}$ ) standard, og for sjøvann en  $500 \mu\text{S}/\text{cm}$  ( $50 \text{ mS}/\text{m}$ ) standard (5).

### 2.2 Surhetsgrad (pH)

Surhetsgraden (pH) i ferskvann har betydning for både kjemiske og biologiske forhold (2). Surhetsgraden styrer kjemiske prosesser, som for eksempel løseligheten av plantenæringsstoffer og skadelige tungmetaller, og virker på biologiske prosesser som ioneopptak og ionebalanse. Surhetsgraden brukes ofte som mål for miljøet og økosystemet i vann, og vil i mange tilfeller fortelle om vannets miljøtilstand. Vannets surhetsgrad måles som den negative logaritmen til  $\text{H}_3\text{O}^+$  aktiviteten ( $\text{pH} = \text{hydrogenion-potensialet}$ ) som i praksis vil si konsentrasjonen til  $\text{H}^+$

ionene i vannet (4). Måleområdet for pH er mellom 1 og 14. Vann er basisk når pH er over 7, og surt når pH er under 7. Det er nøytralt ved pH 7.

### 2.3 Hydrologi og vannkvalitet

Bekker får tilførsel av vann fra nedbør, overflatevann, sigevann (også kalt markvann) og grunnvann. Andelen vann fra disse tilførselskildene, kalt avløpsbidrag, varierer over tid og gir endringer i både kjemiske og fysiske faktorer i bekkevannet. Vann i naturen kan i kjemisk sammenheng deles inn i tre hovedtyper basert på innholdet av de dominerende anioner, som er bikarbonat ( $\text{HCO}_3^-$ ), sulfat ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) og klorid ( $\text{Cl}^-$ ) (3).

Nedbør har hovedsakelig kontakt med atmosfæren, noe som gjør at den alltid er mettet med  $\text{O}_2$  og  $\text{CO}_2$ . Nedbør karakteriseres som enten sulfatvann eller kloridvann. Hvilken nedbørstype som er dominerer er avhengig av havvannets påvirkning av atmosfæren og utslipp av  $\text{SO}_2$ -holdig røyk. Nedbør langs kysten vil være kloridvann, mens nedbør i nærheten av industriområder kan være sulfatvann. Kationer i kloridvannet er som regel dominert av natriumioner, men magnesiumioner forekommer også i relativt store mengder. Sulfatvann vil domineres av  $\text{H}^+$  ioner noe som vises ved lav pH. Generelt har nedbør lav ledningsevne på grunn av relativt lavt innhold av ioner.

Overflatevann har kontakt med atmosfæren og markoverflaten. Sammensetningen av dette vannet vil derfor være påvirket av atmosfærens innhold av stoffer, og av markoverflatens geologi og vegetasjon. Dyr og planter kan også påvirke sammensetningen av vannet. Overflatevannet har større innhold av løste stoffer sammenlignet med nedbøren. Oftest karakteriseres slikt vann som bikarbonatvann, men sulfatvann og kloridvann kan også forekomme i nedbørsfelt med stor myrprosent, eller i felt med lite oppløselig berggrunn (kvartsitt, granitt).

Sigevann er påvirket av løsmassene i undergrunnen. Sammensetningen av slikt vann vil derfor være preget av løsmassene og jordsmonnets sjiktning. Det er vanskelig å si noe spesifikt om sammensetningen til slikt vann, siden løsmassene og jordsmonnet har mange typer struktur og mektighet, og derfor består av en blanding av ulike mineraler og organisk materiale. I tillegg vil kontakttiden for vannet være avhengig av permeabiliteten (vanngjennomtrengingsevnen) i jorda.

Grunnvannet er i kontakt med berggrunn og løsmasser. Kontakttiden er lang i forhold til sigevannets kontakt med jorda. Dette gjør at sammensetningen av grunnvannet gjenspeiler geokjemiske forhold i undergrunnen. Generelt vil det være lavt innhold av organisk materiale, få eller ingen dyre- og planterester, høy ledningsevne og høyt innhold av  $\text{CO}_2$ , jern og mangan i grunnvannet.

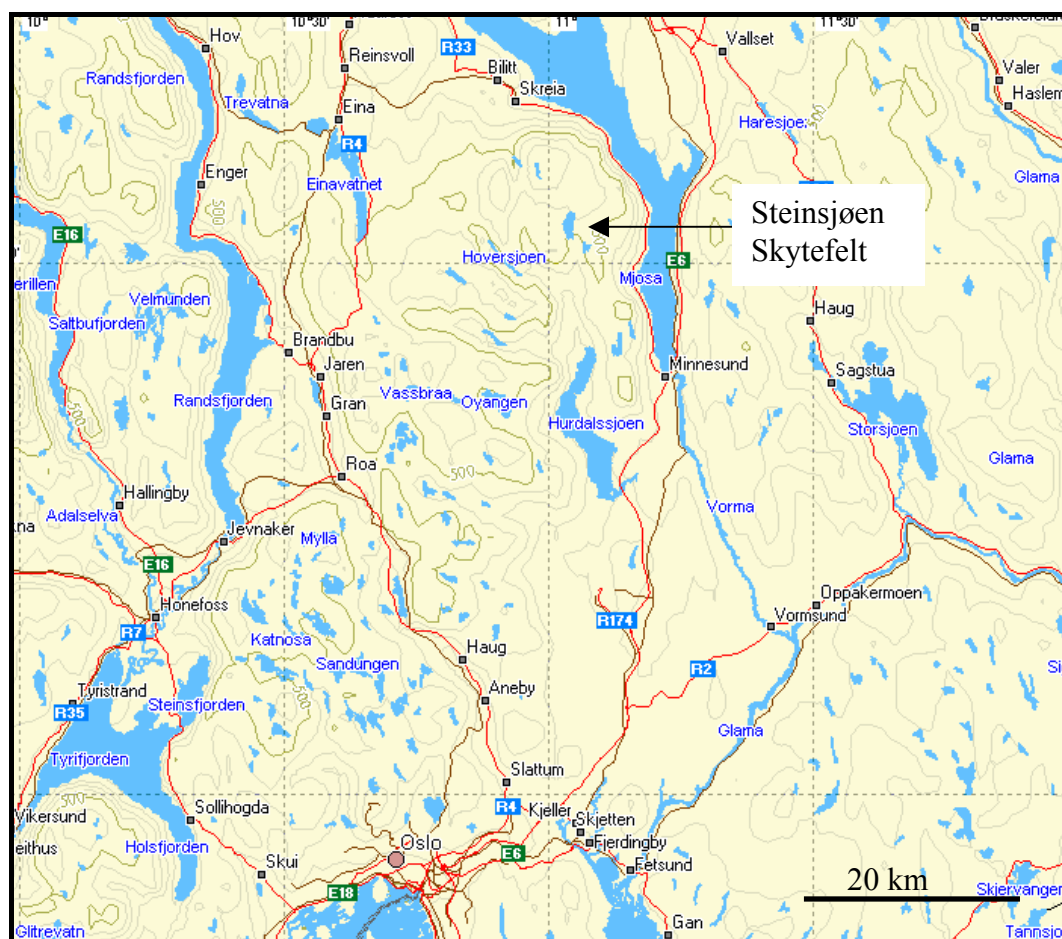
### 3 MATERIALER OG METODER

#### 3.1 Områdebeskrivelse av Steinsjøen skytefelt

Steinsjøen skytefelt er et fjernøvningsfelt for forsvarsavdelinger i det sentrale Østlandsområdet. Feltet på 11300 dekar er et privat område og ble leid i 1968. Feltet nyttes av avdelinger som selv ikke disponerer eget felt. Det blir brukt til øving med håndvåpen (MP 5, AG 3), maskingevær (MG 3), tungmitraljøse (12,7), håndgranater og lette panservernraketter (M 72).

##### 3.1.1 Lokalisering

Undersøkelsen ble utført inne på Steinsjøen skytefelt, som ligger i Østre Toten kommune på grensen til Eidsvoll kommune. Posisjonene til lokaliteten ligger på 67°12' 82'' N og 06°14'78'' Ø (WGS 84) og er vist i Figur 3.1.



Figur 3.1 Kart over plassering av Steinsjøen skytefelt

Feltarbeidet ble utført i Larsmyrdalen 554 moh. Larsmyrbekken, som renner gjennom Larsmyrdalen, ble valgt på bakgrunn av at den har vært overvåket med vannmoser siden 1991 (6). Bekken er interessant fordi avrenningsvannet har innholdt stigende konsentrasjoner av tungmetaller gjennom overvåkingsperioden. I denne dalen ligger det fire feltskytebaner (bane 5, 5A, 6 og 6A) for øving av "laget i forsvar" (feltskytebane 5 vises i Figur 3.2).



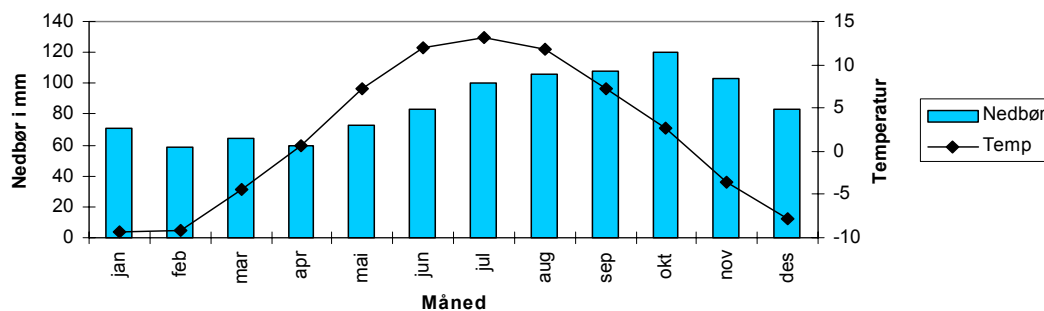
Figur 3.2 Feltskytebane 5 i Larsmyrdalen. Foran myra på bildet renner Larsmyrbekken

### 3.1.2 Klima

Området har et kontinentalt klima. Det foretas ikke meteorologiske registreringer i tilknytning til skytefeltet. Opplysninger fra de nærmeste meteorologiske stasjonene og nedbørskart er derfor brukt som referanser. Nedbørskartene over Østlandet viser at en normal årlig nedbør for skytefeltet ligger på mellom 800 og 1000 mm (7). På Gardermoen målestasjon i Ullensaker kommune er normal årsnedbør på 862 mm. Denne stasjonen er 202 moh og er derfor ikke best egnet som referanse for nedbøren i feltet. Derimot er nedbørsstasjon i Jeppedalen i Hurdal kommune bedre egnet. Stasjonen er geografisk lokalisert til 60° 22' N og 10° 55' Ø. Stasjonen ligger 480 moh, på samme side av Skreikampen som Steinsjøen skytefelt. Her er den normale årsnedbøren 1030 mm. Målestasjon Østre Toten, som er geografisk lokalisert til 60° 42' N og 10° 52' Ø, har en normal årsnedbør på 600 mm. Denne stasjonen ligger 264 moh, nord for Skreikampen, det vil derfor være mindre nedbør her enn i skytefeltet. Ut fra dette antas det at årsnedbør i skytefeltet ligger på mellom 900 til 1100 mm i et normalår. Nedbøren i området er størst fra juli til november.

Fordampningskartet over Østlandet viser en årlig fordampning på ca. 300 mm. På Romerike er den aktuelle evotranspirasjonen (fordampning) 355 mm i året. Den årlige avrenningen er 15 l/s km<sup>2</sup>, noe som tilsvarer 473 mm nedbør (8).

De normale månedsmiddeltemperaturene er fra perioden 1961 - 1990. Figur 3.3 viser månedsmiddeltemperaturene for Steinsjøen, og er estimert ut fra klimadata fra Gardermoen klimastasjon (7). Normal årsmiddeltemperatur for skytefeltet er 1,7 °C estimert fra samme klimadata. Forutsetningen for dette estimatet er at temperaturen gjennomsnittlig synker med 0,6 °C (fuktig adiabatisk temperatur-gradient) for hver 100 meter stigning. Fra november til mars faller nedbøren antagelig i hovedsak som snø, da gjennomsnittstemperaturen for en måned i denne perioden er under 0 °C.



Figur 3.3 Klimadata for Steinsjøen skytefelt med månedlige temperaturnormaler estimert ut fra Gardermoen klimastasjon og nedbørsnormaler fra Jeppedalen (Jeppedalen er nærmeste målestasjon for nedbør).

### 3.1.3 Hydrologi

Larsmyrbekken har et nedbørsfelt på omtrent 0,25 km<sup>2</sup>. Bekken har en årlig avrenningsmengde på omtrent 100 000 m<sup>3</sup> med utgangspunkt i en årlig avrenning på 15 l/s km<sup>2</sup> (8). Bekken får tilførsel av vann fra overflatevann, sigevann og grunnvann, som med en felles betegnelse kalles avløpsbidrag. I nedbørs- og smeltevannsperioden vil avløpsbidraget fra tilførselskilden til bekken endres i forhold til perioder uten nedbør. Vannkvaliteten i bekken kan derfor være forskjellig i de ulike periodene. De målinger som er gjort av vannkvalitet, vannføring, ledningsevne og pH er beskrevet i kapittel 4.

### 3.1.4 Berggrunnen

Området ligger geologisk sett i den nordligste delen av Oslofeltet, med magmatiske bergarter av permisk alder. I det utvalgte feltet finnes det mest dyp- og gangbergarter som er biotittgranitt og nordmarkitt (10). Nordmarkitt er en spesiell variant av syenitt, som inneholder alkalipyroksen (aegirin) eller alkalihornblende (arfvedsonitt) (11). Biotittgranitt kjennetegnes ved høyt innhold av feltspater og et betydelig innhold av kvarts ved siden av biotitt. Stein fra berggrunnen i prøvelfeltet (målområdet 330 m), var en finkornet syenitt (12). Denne inneholder mineralene kvarts, alkalihornblende, plagioklas og alkalifeltspat. Ingen av disse mineralene inneholder kobber, bly, sink eller antimon (13).

I kontaktsoner mellom forskjellige bergarter kan det opptre mineralforekomster dannet ved kontaktmetamorfose (14). På kart over mineralforekomster over Oslofeltet er det en rekke jernoksid forekomster (hematitt, magnetitt) sør - øst for skytefeltet. Også molybdensulfid (MoS<sub>2</sub>), scheelitt (CaWO<sub>4</sub>) og bly-, sink- og kobbersulfider finnes i de samme områdene. I en fjellskjæring ved et gammelt panservernraketfelt (kalt felt E), ble det påvist kobberkis under en befarings av skytefeltet i 1973 (15). Fjellet rundt feltskytebane 5 bestod av en intrusjon av grovkrystalinsk, mørk kjelsåsitt.

Geologien i dreneringsfeltet til Larsmyrbekken kan derfor føre til en noe forhøyet bakgrunnskonsentrasjon av kobber pga kobberkisholdige bergarter. Det er derimot usannsynlig med en forhøyet bakgrunnskonsentrasjon av bly og sink, da de registrerte forekomstene av disse ligger langt unna feltet.

### 3.1.5 Kvartærgeologi og jordsmonn

Under istiden beveget isen seg mot sør - sørøst i området Larsmyrdalen (16). Isen var på sitt største omtrent 2 - 3 km tykk. Da den forsvant fra området for ca 9000 år siden, ble det liggende tilbake et tynt og usammenhengende dekke med morenemateriale i åssidene. Nede i bekkedalene ble det liggende igjen et lag med breelvavsetninger og sidemorener over et lag med kompakt bunnmorene (17). Disse bunnmorenene er lite permeable for vann, og dette gjorde seg gjeldende under myrdannelsen i området. Det er noen små dreneringsspor i Larsmyrdalen, og en glasifluvial (breelv) avsetning sør for skytebane 5.

### 3.1.6 Naturgeografi og vegetasjon

Larsmyrbekken renner mot sør-sørøst. Gran er det dominerende treslaget i området med innslag av bjørk. Boniteten for skogen er middels (bonitet = vekstvilkår for skog). Undervegetasjonen øverst i dalsidene er av typen lågurt dominert av ulike grasarter med enkelte innslag av urter. I fuktigere drag finner en innslag av enkelte arter tilhørende høgstaudetypen f eks tyrihjelms. Lenger ned i lisdene med litt grovere løsmasser, kommer en over i mer næringsfattige vegetasjonstyper på ryggene, som blåbærgranskog og bærlyngbarblandingsskog med en mer næringskrevende vegetasjon i søkkene. Myrområdene nær Larsmyrbekken er sigevannspåvirket, og vegetasjonen er dominert av ulike grasarter, f eks blåtopp. Vegetasjonstypen tilhører trolig typen mellom-myr.

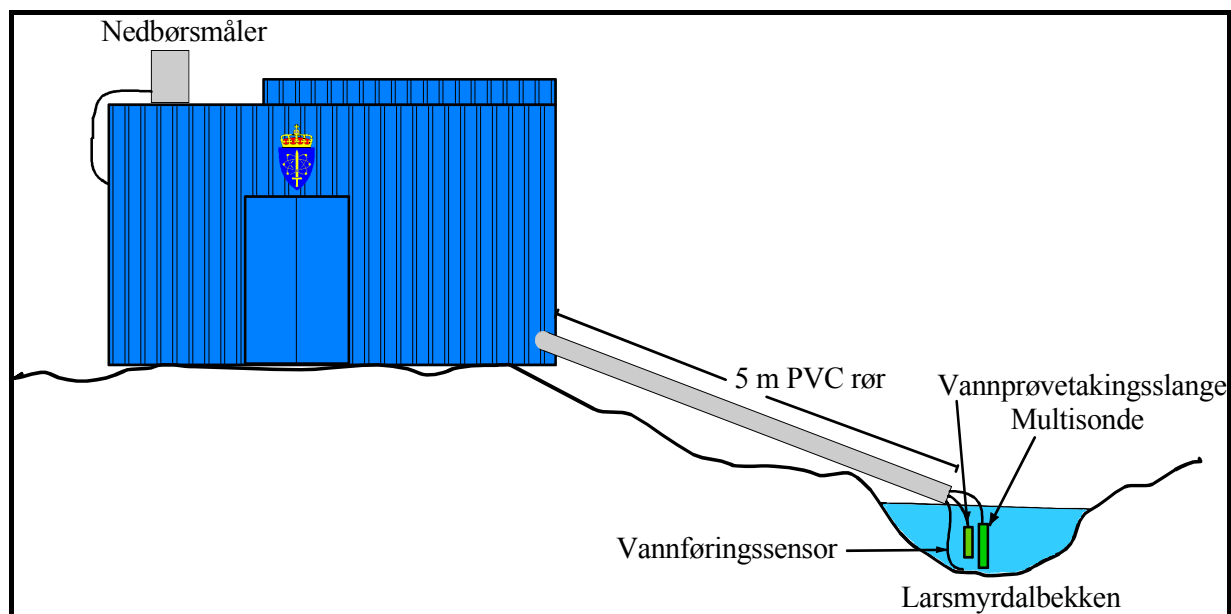
## 3.2 Feltarbeid og utstyr

### 3.2.1 Utstyr og oppsett

Utstyret som ble benyttet under studiet ble først testet i laboratorium før det ble plassert ut og kalibrert i felt. Utstyret ble plassert ut slik Figur 3.4 viser.

Utstyret som ble benyttet i studiet:

- Isco 6700 automatisk vannprøvetaker
- YSI 600R multisonde for tilkobling til vannprøvetakeren. Denne sonden måler pH, ledningsevne, løst O<sub>2</sub> og temperatur
- Nedbørsmåler 674 (rain gauge) for tilkobling til vannprøvetakeren
- Isco 730 vannføringssensor (bubbler flow modul)
- Flowlink dataprogram for behandling av data fra Isco vannprøvetakeren
- Hurtig dataoverføringsenhet 581 RTD (rapid transfer device)
- Lastecontainer for plassering av utstyr
- 220 V/AC Honda generator



Figur 3.4 Plassering av vannprøvetaker i container ved Larsmyrbekken på Steinsjøen skytefelt

Den automatiske vannprøvetakeren var tilkoblet en multisonde og en vannføringssensor. Noe av utstyret som ble brukt i studiene er vist i Figur 3.5.

Vannføringen i Larsmyrbekken ble målt med en automatisk vannhøydemåler, som ble plassert ut mellom to steiner i bekken. Hensikten med vannhøydemåleren var å registrere variasjoner i vannføringen i perioden det ble tatt vannprøver. Til dette ble det benyttet en vannføringssensor av typen Isco 730 bubbler flow modul.





Figur 3.5 *Bilde A: multisonden plassert i bekken. Bilde B: containeren som ble benyttet for plassering av vannprøvetakeren. Bilde C: røret for beskyttelse av slanger og ledninger som gikk ned til bekken. Bilde D: vannprøvetakeren og multisonden*

Vannføringen i bekken ble regnet ut ved å måle vannhøyden, vannhastigheten og tverrsnittet av bekken. Vannhastigheten ble estimert ved å bruke en relativt grov metode. Det ble plassert en dott mose i midten av bekken et stykke oppstrøms for en meterstokk. Tiden som mosen brukte på passere meterstokken ble målt, og gav den omtrentlige vannhastigheten i midten av bekken. Etter 5 gjentatte målinger ble det lagd en vannføringsligning som ble brukt til å estimere vannføringen i bekken.

Nedbøren i måleperioden ble målt med en nedbørsmåler som var tilkoblet vannprøvetakeren. Måleren har en sensitivitet på 0,1 mm og en nøyaktighet på 1,5 %.

### 3.2.2 Prøvetakingsperioder og hyppighet

Vannprøver ble samlet inn med den automatiske vannprøvetakeren. Prøvetakingsperioden under vårsmelting og under første del av sommeren varte fra 1 april til 21 juni. På grunn av

nattefrost ble prøvene fra 1 til 9 april samlet inn manuelt, for deretter å bli samlet inn med prøvetakeren. I vårmeltingsperioden var prøvetakingsfrekvensen av vann på 12 timer.

I perioden fra 17 oktober til 24 oktober høsten samme år ble det foretatt undersøkelser av vannkvaliteten i bekken mens det pågikk gravearbeid på skytebane 5. Gravearbeidet ble utført i forbindelse med etablering av leca-filtersystem. Prøver av vann ble i denne perioden tatt hver fjerde time.

### 3.2.3 Etterarbeider av prøver i laboratorium

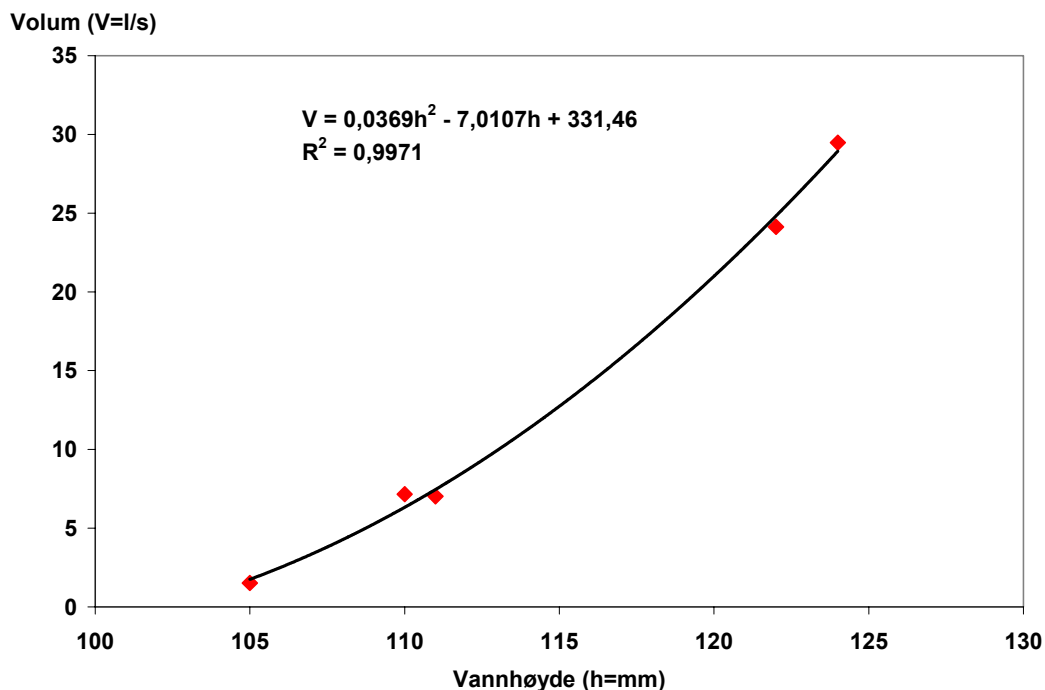
Prøvene ble hentet og fraktet til FFI, og loggdata ble nedlastet fra prøvetakeren. Vannprøvene ble filtrert gjennom et 0,45 µm filter, og konservert med konsentrert ultra pure salpetersyre (HNO<sub>3</sub>) til 0,5 %. Det viste seg i ettertid at filtrene som ble brukt til filtreringen avga sink til filtratet, noe som gjør at sink ikke vil bli omhandlet i denne rapporten. Deretter ble konsentrasjonene av bly, kobber og antimon bestemt ved hjelp av ICP-MS (NIVA) og AAS-grafittovn (FFI).

## 4 RESULTATER OG DISKUSJON

### 4.1 Vannføring og nedbør

Vannføringen ble registrert under begge prøveperiodene. På grunn av uidentifisert feil på vannhøydemåleren ble det i to ulike perioder registrert feil vannhøyde. Første periode gikk fra 30 mai kl 08:00 til 1 juni kl 09:30, og andre periode gikk fra 8 juni kl 12:30 til 11 juni kl 10:00. Vannhøyden (mm) som ble registrert i disse periodene, ble ved hjelp av en vannføringsligning omregnet til l/s og er vist i Figur 4.2. De blå stiplede linjene i figuren viser antatt vannføring i de to periodene hvor det ble registrert feil vannhøyde.

Vannføringsligningen som ble laget med bakgrunn i målinger av vannhastighet er vist i Figur 4.1. Denne ligningen er gjeldende, og har en anslått usikkerhet på 20 % innenfor området 105 til 124 mm vannhøyde. Ligningen ble også benyttet for vannhøyder høyere enn 124 mm, men usikkerheten i disse beregningene er minst 30 %.

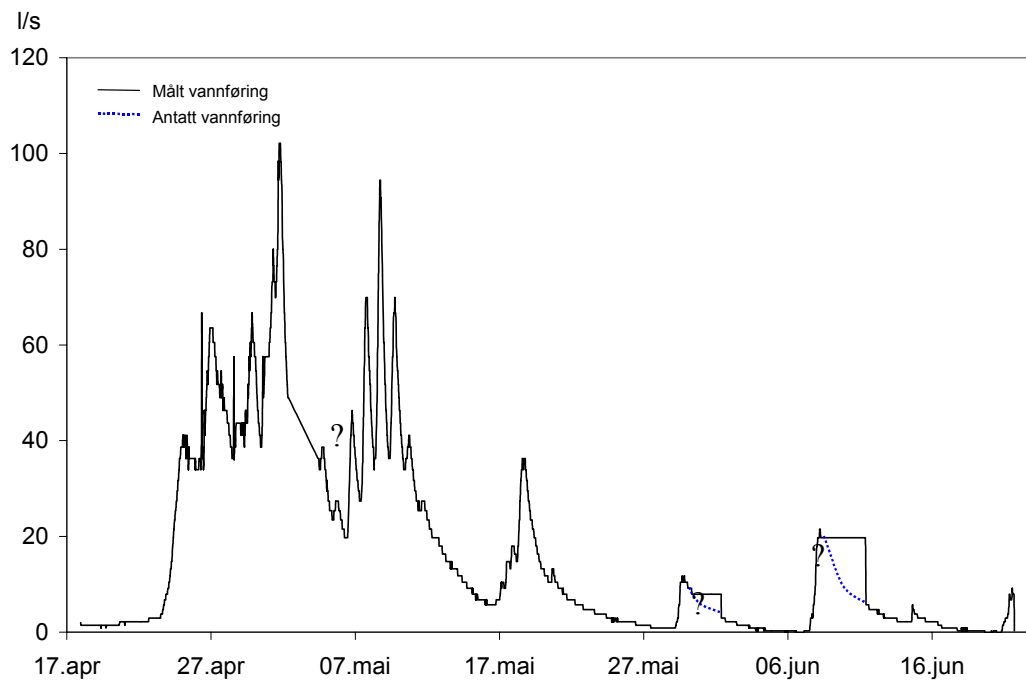


Figur 4.1 Sammenheng mellom vannhøyde og volum vann i Larsmyrbekken. Den svarte trendlinjen er beregnet ved hjelp av minste kvadraters metode (som er gitt ved formelen  $y = b + c_1x + c_2x^2 + \dots + c_6x^6$  hvor  $b$  og  $c_1 \dots c_6$  er konstanter)

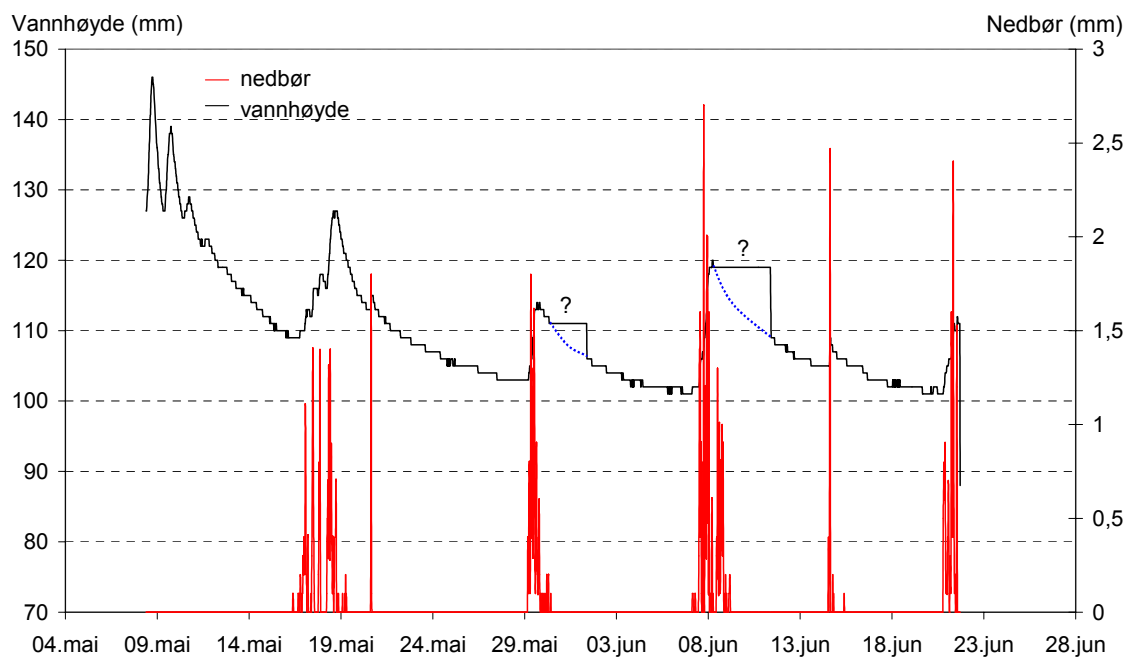
Vannføringen under feltarbeidet våren 2001 er vist i Figur 4.2. Figuren viser en tydelig vårflokk med varighet på omtrent tre uker (23 april til 16 mai) på Steinsjøen. Fra og med 7 mai til 16 mai var det store daglige variasjoner i vannføringen. Deretter startet det en opptørking av nedbørsfeltet, og vannføringen sank gradvis helt til vannføringen på nytt steg som følge av den første nedbørsepisoden i måleperioden. Etter vårflokkmen var det 5 nedbørsepisoder som gav større eller mindre utslag i vannføringen.

Nedbøren som ble målt, er vist i Figur 4.3. I løpet av feltperioden fra 15 mai til 22 juni regnet det til sammen 108 mm. Som nevnt i kapitlet om hydrologi er nedbørsfeltet til Larsmyrbekken omtrent 0,25 km<sup>2</sup>. Nedbøren som falt i nedbørsfeltet under måleperioden utgjorde dermed en gjennomsnittlig avrenning på 8 l/s, dersom en ikke tar hensyn til fordampning. I samme periode ble det beregnet gjennomsnittlig vannføring på 6 l/s med bakgrunn i vannhøydemålinger og den estimerte vannføringsligningen (se Figur 4.1).

Vannføringen under gravearbeidet på høsten var relativt høy (10 til 30 l/s), og målingene viste en svakt avtagende vannføring i løpet av måleperioden.



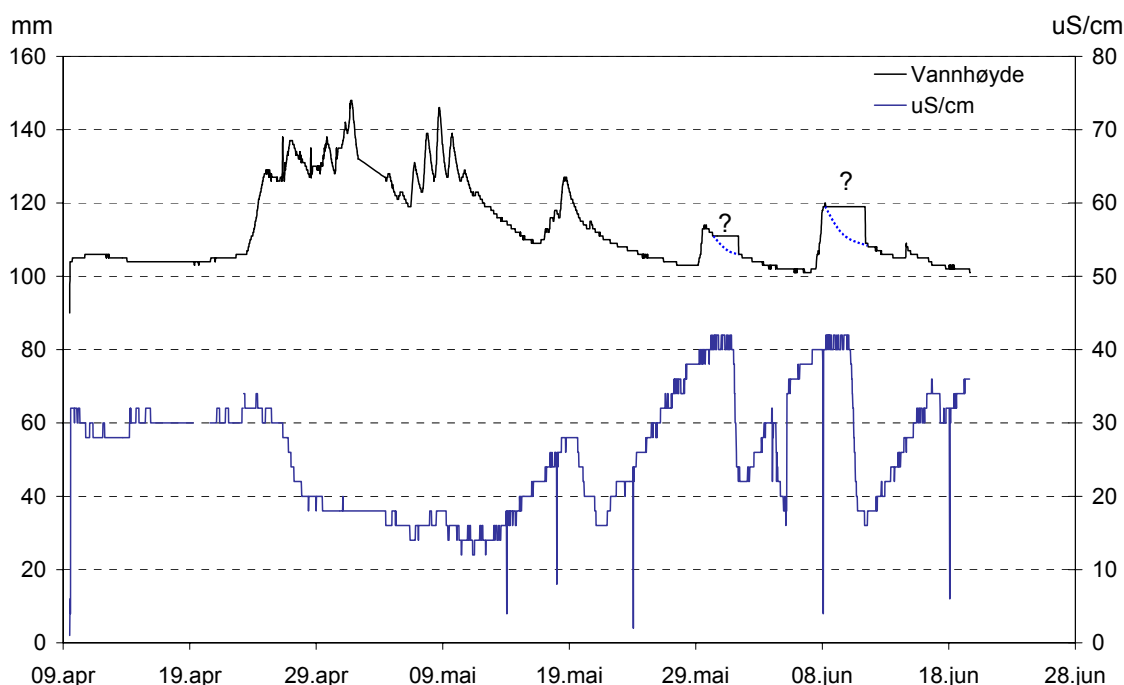
Figur 4.2 Estimert hydrogram for Larsmyrbekken fra 18 april til 21 juni 2001. De tre spørsmålstegetene viser perioder med feilregistrering av vannhøyde



Figur 4.3 Nedbørens påvirkning på vannhøyden i Larsmyrbekken i perioden 4 mai til 22 juni 2001. Vannhøyde og nedbør er vist i mm.

## 4.2 Ledningsevne og pH

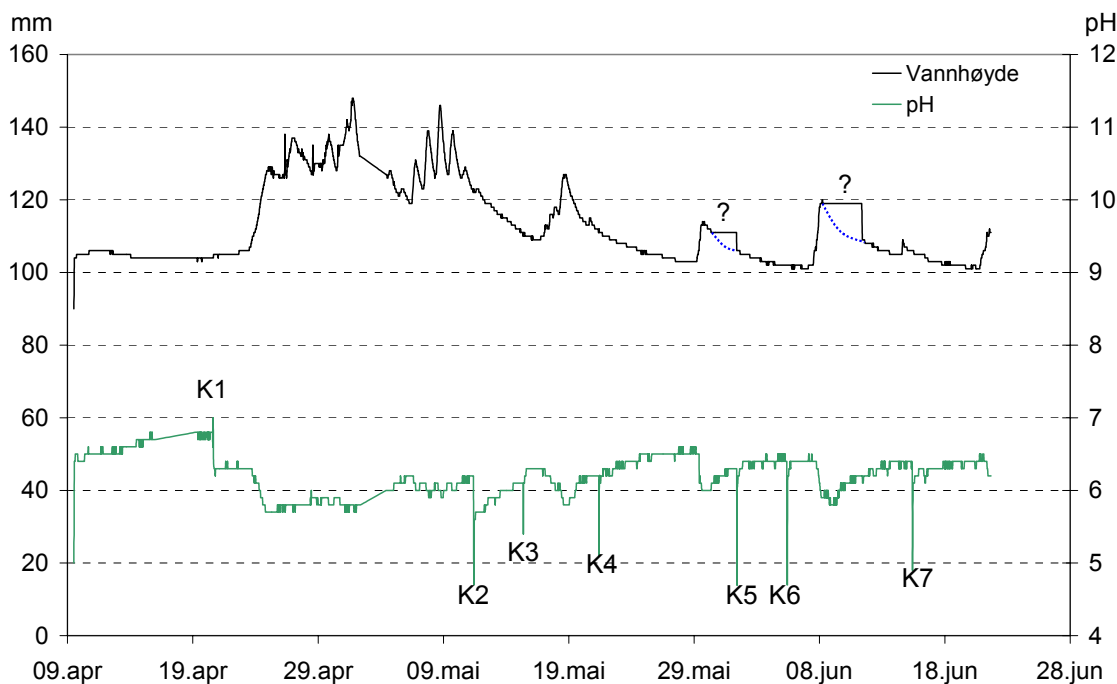
Figur 4.4 viser ledningsevnen i bekkevannet i den første perioden (17 april - 22 juni). Ledningsevnen var omtrent  $30 \mu\text{S}/\text{cm}$  før smeltevannsperioden (dvs før 23 april). Da snøen i nedbørsfeltet smeltet, førte dette til en økt vannføring i bekken, og en reduksjon i bekkevannets ledningsevne ( $< 20 \mu\text{S}/\text{cm}$ ). Da vannføringen avtok, førte dette til en økning i ledningsevnen fram til de påfølgende nedbørsepisodene i mai og juni (se Figur 4.3). Disse episodene førte til at vannføringen igjen økte, og resulterte i redusert ledningsevne i bekkevannet. Årsaken til nedgangen i ledningsevne, er at bekken får større andel vann tilført via smeltevann som har lavt ioneinnhold, som nevnt i kapittel 2.1. Det samme gjelder under nedbørsepisoder hvor bekken får en større andel overflatevann.



Figur 4.4 Ledningsevne- og vannhøydemålinger i perioden 9 april til 16 juni 2001

Under episoder med nedbør og smeltevann vil det som nevnt bli en økende andel tilførsel av overflatevann, noe som for Larsmyrbekken også resulterte i en lavere pH i vårsmeltingsperioden og utover begynnelsen av sommeren (se Figur 4.5). Nedbørsvannet er også noe surere sammenlignet med sigevann, og fører til en nedgang i pH under nedbørsepisodene.

Selv om pH-meteret hadde en tendens til å drifte litt når det gikk lang tid mellom kalibreringene, var ikke denne driften stor nok til å forklare de store variasjonene i pH under ulike vannføringer.



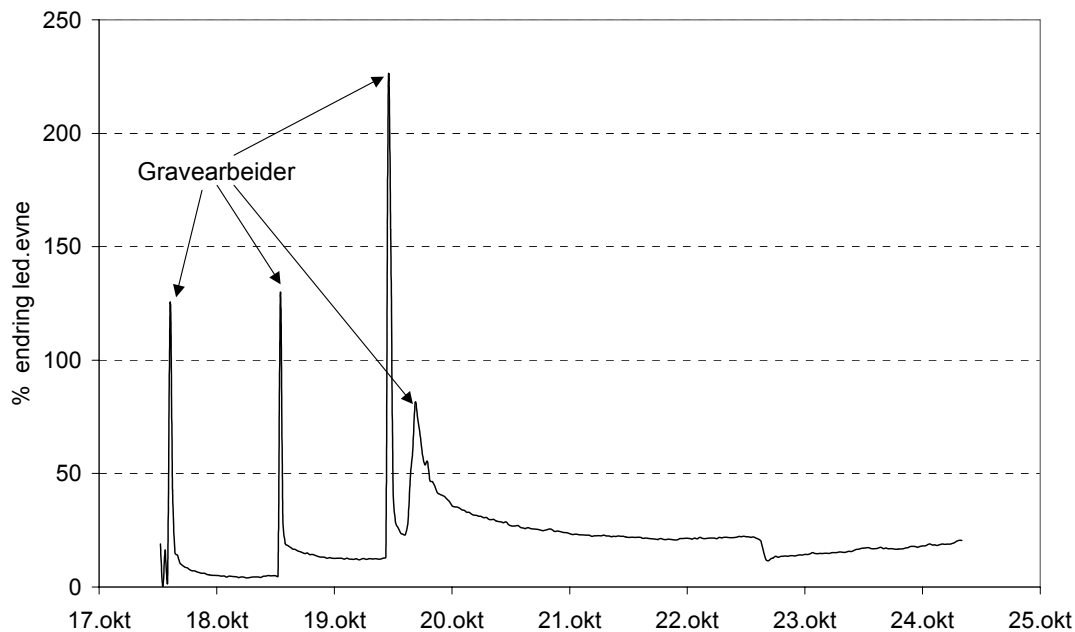
Figur 4.5 Vannhøyde og pH i perioden 9 april til 16 juni 2001. K1 til K7 er kalibreringer av pH

Det ble også foretatt målinger av pH og ledningsevne i høstperioden fra 17 til og med 24 oktober. Disse målingene ble foretatt under gravearbeidet i forbindelse med etablering av to typer leca vannfiltersystemer i tilknytning til feltskytebane 5.

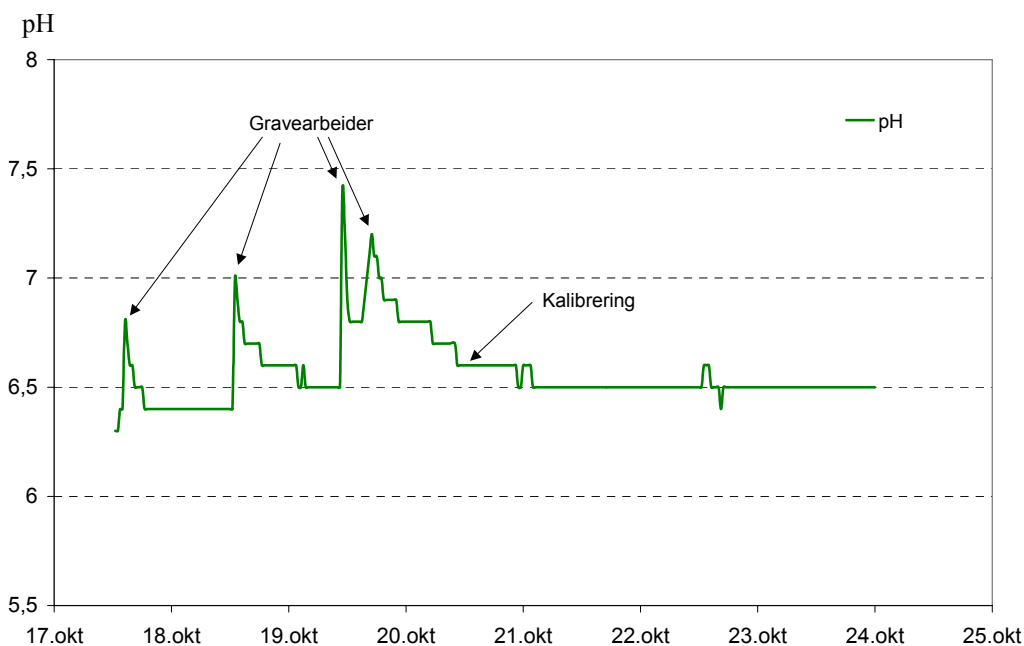
I denne måleperioden oppstod det en feil under kalibrering av ledningsevne, slik at dataene som ble registrert var feil. Det er derfor, i beskrivelse av resultater, bare tatt med endringer i % i forhold til registrert ledningsevne ved start.

Måleresultatene viser at det er store endringer i ledningsevnen under selve gravearbeidet. Etter endt graving sank ledningsevnen raskt ned til et nivå på omtrent 20 til 30 % over det nivået som var før graving. Deretter ser det ut til at ledningsevnen synker langsomt. Det ble foretatt graving i tilknytning til bekken i totalt tre dager. En annen mulig årsak til den økte ledningsevnen er den økte mengden humusstoffer, som ble tilført bekken på grunn av gravingen i bekkesedimentene og i myra.

Forandringer i pH er tilsvarende forandringene for ledningsevnen (se Figur 4.7). Under graving stiger pH raskt for deretter å synke ned til omtrent samme nivå som før graving. Årsakene til den kraftige økningen i ledningsevne og pH, skyldes mest sannsynlig utvasking av løselige salter og humusstoffer. De løste saltene foreligger i dette tilfellet som karbonater. Karbonatene er rester fra et tidligere forsøk på å redusere utlekkingen av tungmetaller til bekken. Det ble da forsøkt laget en kalksperre ved å tilføre bekken en mengde granulat av dolomittkalk som skulle gi økt pH, og dermed øke utfelling og dannelsen av mindre løselige blyforbindelser.



Figur 4.6 *Endringer i ledningsevnen (endring i %) under gravearbeid*



Figur 4.7 *Endringer i pH under gravearbeid*

### 4.3 Smeltevann og nedbørens innvirkning på konsentrasjonen av tungmetaller

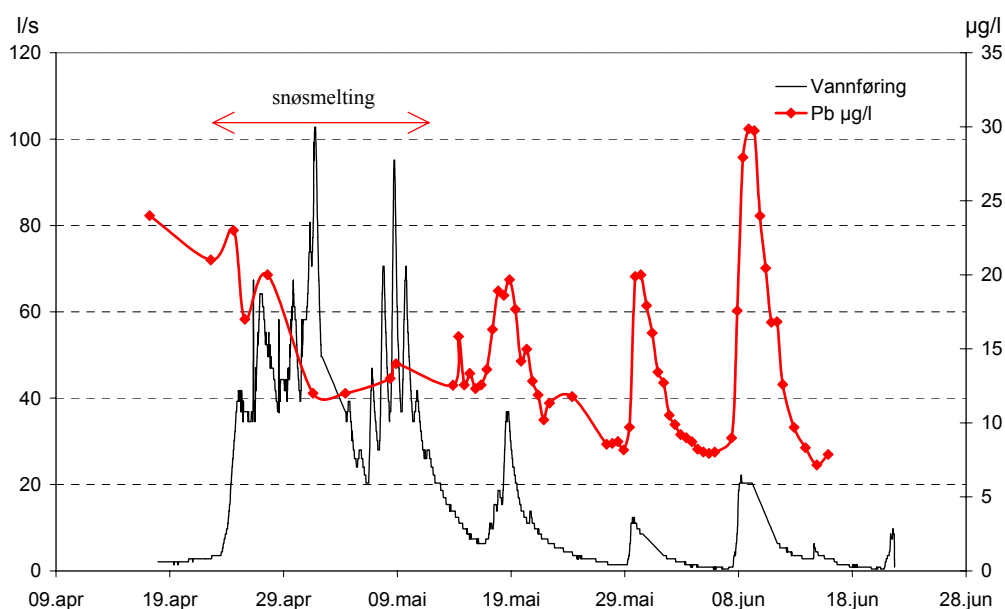
Det ble tatt prøver av bekken i perioden før vårmeltingen på Steinsjøen. I denne perioden med lav vannføring, og hvor vannet i bekken i stor grad var påvirket av tilførsel av sigevann, var gjennomsnittlig konsentrasjon av bly (Pb), kobber (Cu) og antimon (Sb) respektive 14 µg/l, 48 µg/l og 9 µg/l (Tabell 4.1). Resultatene fra analysen av vannprøvene samt registrering av pH og ledningsevne fra bekken, er samlet i appendix.

	N	Median $\tilde{\mu}$	Gjennomsnitt $\bar{x}$	Standard avvik $\sigma$	Min	maks
Pb ( $\mu\text{g/l}$ )	61	13	14	6	7	30
Sb ( $\mu\text{g/l}$ )	61	9	9	3	6	20
Cu ( $\mu\text{g/l}$ )	61	41	48	22	26	92

Tabell 4.1 Tabell over median, gjennomsnitt, standard avvik, minimum og maksimum av konsentrasjonene til bly, kobber og antimon i måleperioden

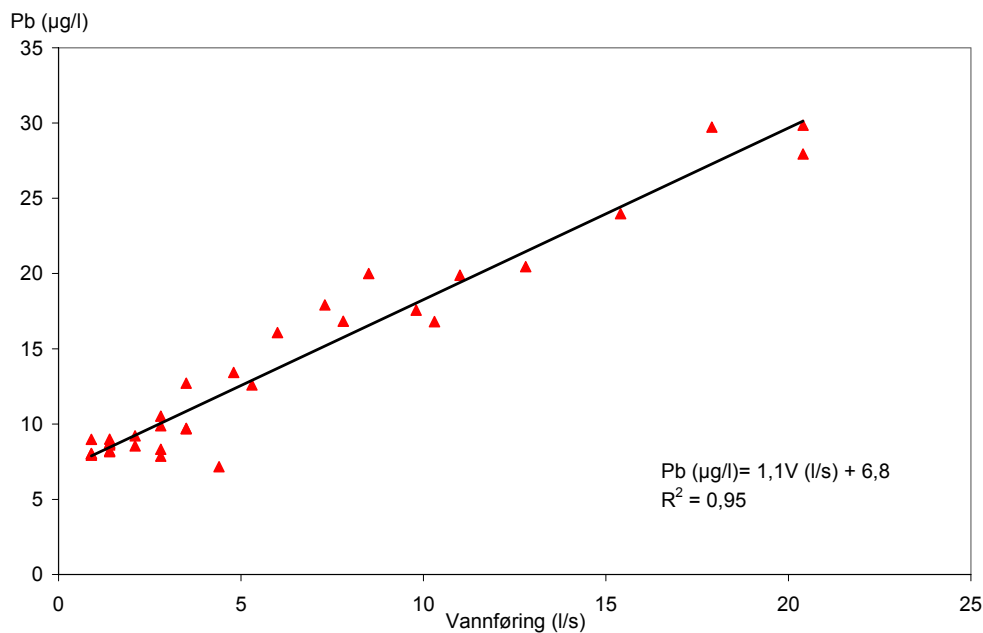
#### 4.3.1 Bly

Under måleperioden på våren og forsommeren varierte mengden løst bly i bekkevannet fra 7  $\mu\text{g/l}$  til 30  $\mu\text{g/l}$ . Dette er en økning på over 4 ganger. Variasjonen i blykonsentrasjonen og vannføringen i bekken er vist i Figur 4.8. Figuren viser tydelig at det i smeltevannperioden ikke er noen klar sammenheng mellom vannføringen og blykonsentrasjonen i bekkevannet. Derimot er det god sammenheng mellom blykonsentrasjonen og vannføringen i bekken under de to vannføringspulsene mellom 29 mai og 15 juni. Av Figur 4.8 ser en hvordan konsentrasjonen av bly øker når vannføringen øker. I Figur 4.9 er vannføringen og blykonsentrasjonen sammenlignet under de to nedbørspulsene. I figuren er det også laget en korrelasjonslinje. Denne korrelasjonslinjen er beskrevet av en korrelasjonsmodell med en forklaringsgrad på 95 % (dvs  $R^2 = 0,95$ ).



Figur 4.8 Endringer i konsentrasjonen av løst bly sammenlignet med vannføringen i Larsmyrbekken under vårsmeltingsperioden og nedbørsepisoder

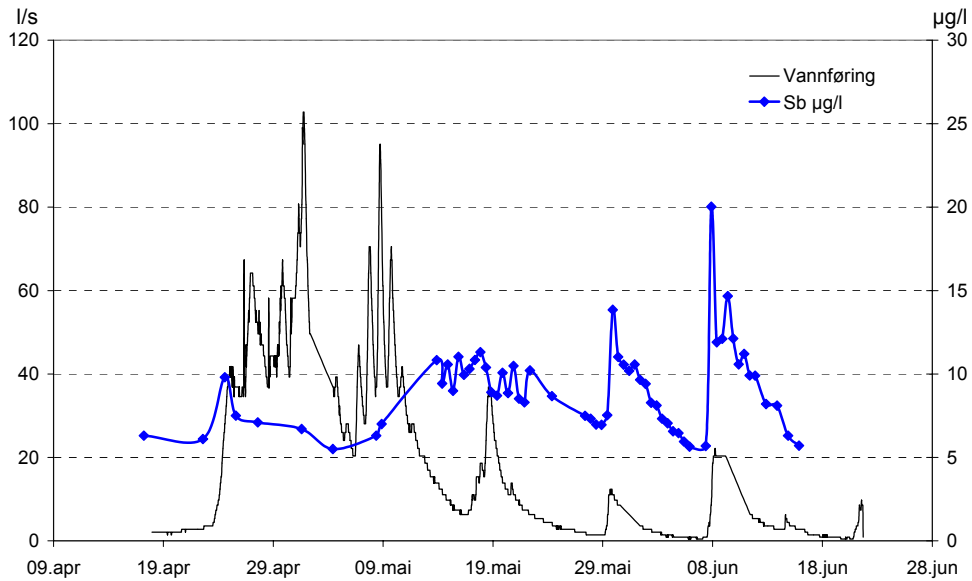




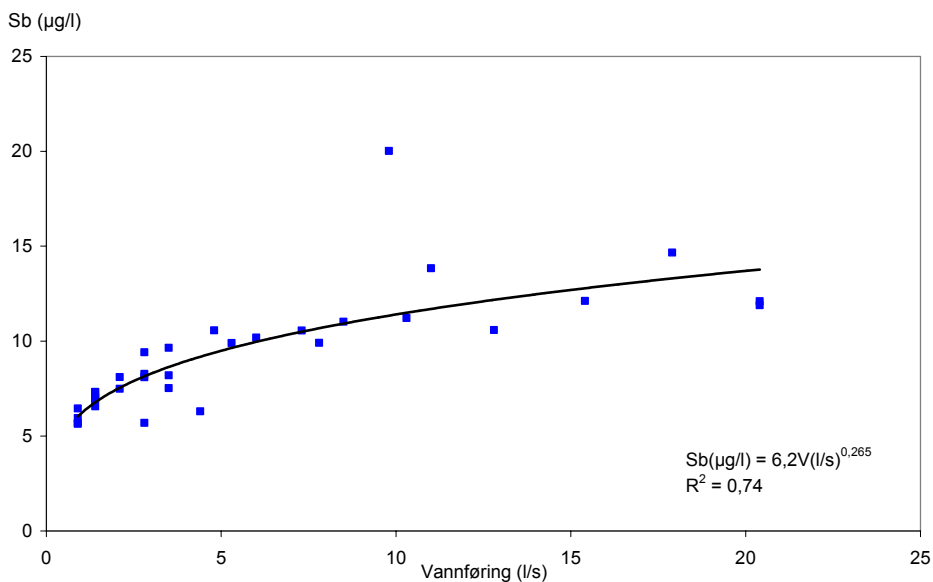
Figur 4.9 Sammenhengen mellom vannføringen og konsentrasjonen av løst bly i bekkevannet etter vårflommen

#### 4.3.2 Antimon

Under måleperioden på våren og forsommeren varierte mengden løst antimon i bekkevannet fra 6 µg/l til 20 µg/l. Forandringen i antimonkonsentrasjonen var noe lavere enn for bly, men fra laveste til høyeste konsentrasjon var likevel forandringen på over 3 ganger. Sammenhengen mellom variasjonen i konsentrasjonen av løst antimon og mengde vann i bekken, er vist i Figur 4.10. Figuren viser tydelig at det under smeltevannperioden ikke er noen sammenheng mellom vannføring og konsentrasjonen av antimon. Derimot ser det ut til å være en sammenheng mellom konsentrasjonen av antimon og vannføringen i bekken under de to nedbørspulsene mellom 29 mai og 15 juni. Av Figur 4.10 ser en at konsentrasjonen av antimon i vannet øker ved økt vannføring. I Figur 4.11 er vannføringen og antimonkonsentrasjonen sammenlignet under de to nedbørspulsene. I samme figur er det også tegnet inn en korrelasjonslinje. Denne korrelasjonslinjen er beskrevet av en korrelasjonsmodell som har en forklaringsgrad på 74 % (dvs  $R^2 = 0,74$ ). Det tyder derfor på at nedbørsepisoder i dette skytefeltet, og i skytefelt med tilsvarende forhold, er avgjørende for hvor mye antimon som havner i en eventuell avrenningsbekk.



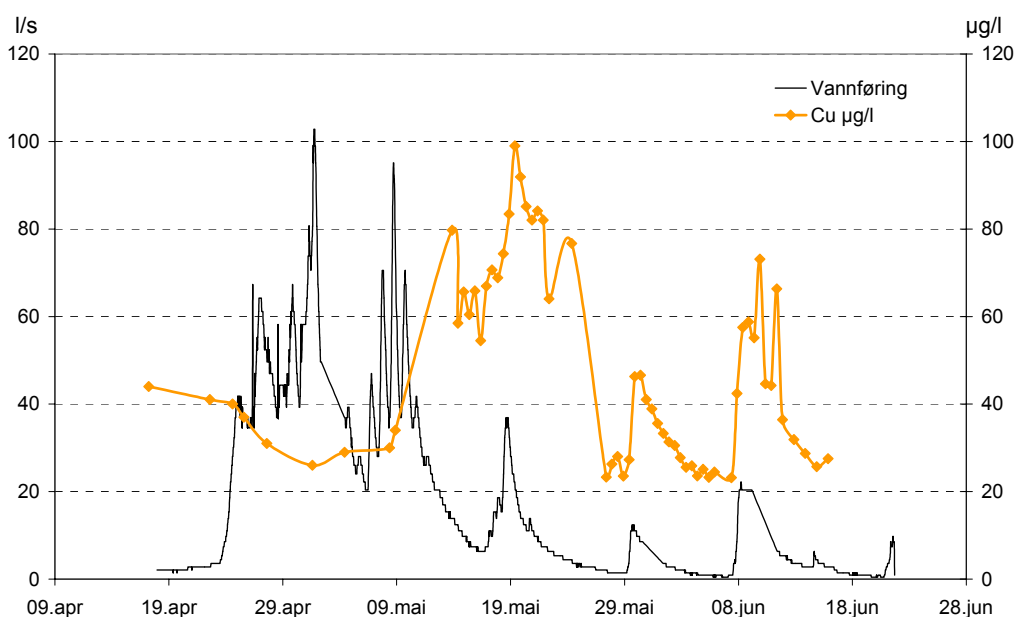
Figur 4.10 *Endringer i antimonkonsentrasjonen under vårflommen og under nedbørsepisoder i Larsmyrbekken*



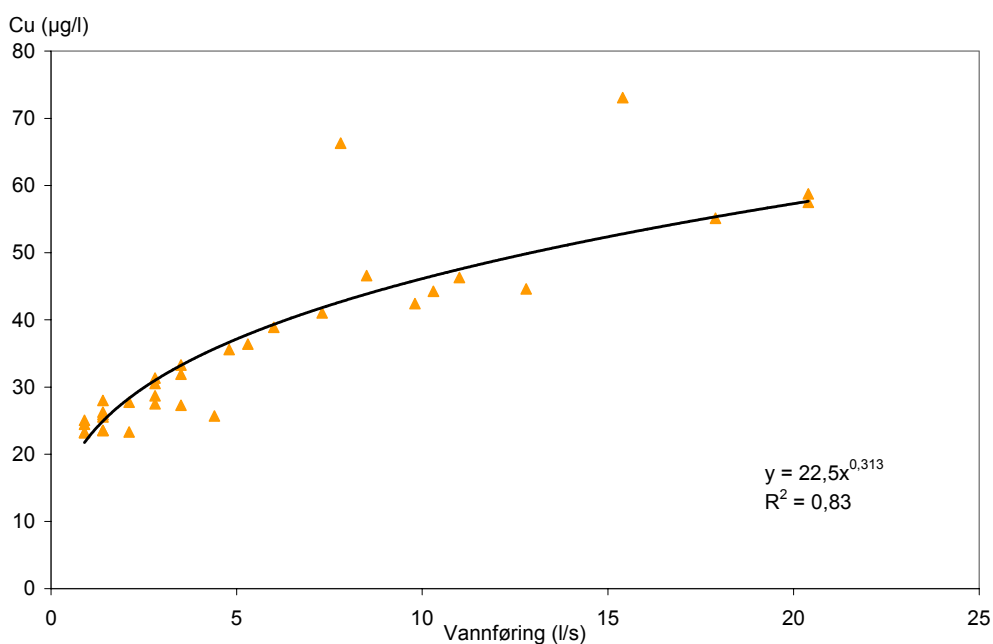
Figur 4.11 *Sammenhengen mellom vannføringen og konsentrasjonen av løst antimon i bekkevannet etter vårflommen*

### 4.3.3 Kobber

Kobberkonsentrasjonen i bekken endret seg tilsvarende med det som tidligere er beskrevet for bly og antimon (se Figur 4.12). Den maksimale endringen fra laveste konsentrasjon til høyeste konsentrasjon var på over 3 ganger. Laveste konsentrasjon var 26 µg/l, mens den høyeste konsentrasjonen var 92 µg/l. I de to nedbørsepisodene mellom 29 mai og 15 juni var det god sammenheng mellom løst kobber og vannføring i bekken. Det blir funnet tilsvarende korrelasjon som beskrevet for bly og antimon, der korrelasjonen mellom vannføringen og kobberkonsentrasjonen i bekken gav en  $R^2$  på 0,84.



Figur 4.12 Endringer i kobberkonsentrasjonen under vårflommen og under nedbørsepisoder i Larsmyrbekken



Figur 4.13 Sammenhengen mellom vannføringen og konsentrasjonen av løst kobber i bekkevannet etter vårflommen

#### 4.4 Oppsummering av vannføring og vannkvalitet

I forbindelse med nedbørsepisodene under feltarbeidet viste konsentrasjonen av bly, kobber og antimon i bekkevannet en proporsjonal økning med vannføringen. For bly ble den beste korrelasjonen beskrevet med en lineær sammenheng, for de to andre metallene ble det en ikke

lineær sammenheng. Som beskrevet i de foregående kapitlene vil derfor vannføringen i bekken være avgjørende for konsentrasjonen av de nevnte tungmetallene. Om man tar en vannprøve under lav vannføring vil dette kunne utgjøre en forskjell i konsentrasjon på 3 til 4 ganger i forhold til prøve tatt ved høy vannføring.

Med bakgrunn i konsentrasjoner av de ulike metallene og under ulik vannføring, ble det også beregnet totale mengder av løst bly, kobber og antimon som transporteres i bekken i løpet av et år og i ulike perioder av året. Total mengde antimon er på 1,5 kg/år, mens total mengde kobber er på 9,1 kg/år. De ulike periodene er vist i Tabell 4.2. Studiene viser at vårflommen er svært betydningsfull med hensyn på mengden av tungmetaller som transporteres i bekken. I denne perioden transporteres rundt 30 % av den totale mengden tungmetall som transporteres med bekken hvert år.

Resultatene gjenspeiler hvor viktig det er å dimensjonere eventuelle rensetrinn fra skytebaner til høy vannføring og ikke til lav vannføring. Som nevnt er den høyeste vannføringen i bekken under vårflommen. Det er derfor viktig å dimensjonere eventuelle rensetiltak, som etableres i tilknytning til avrenningsbekker, til vannføringen i denne perioden. En slik dimensjonering vil selvfølgelig være svært avhengig av de konkrete grenseverdiene som settes, med bakgrunn i miljømålene som er satt for tiltakene. En mer inngående vurdering av hvordan vannføring og konsentrasjonen av metall har implikasjoner for eventuelle rensetiltak, beskrives i kapittel 5.4.

Element	Vinter- halvåret (kg)	Smeltevanns- perioden (kg)	Sommer- halvåret (kg)	Årlig avrenning (kg)	Andel avrenning i smeltevannsperioden (%)
<b>Bly</b>	0,8	1,1	1,3	3,2	33
<b>Kobber</b>	1,4	2,6	5,1	9,1	28
<b>Antimon</b>	0,2	0,5	0,8	1,5	33

*Tabell 4.2 Oversikt over mengden løst bly, kobber og antimon som transporteres i Larsmyrbekken i ulike perioder av året. Kolonnen til høyre viser hvor stor andel som transporteres i smeltevannsperioden i forhold til årlig totalavrenning*

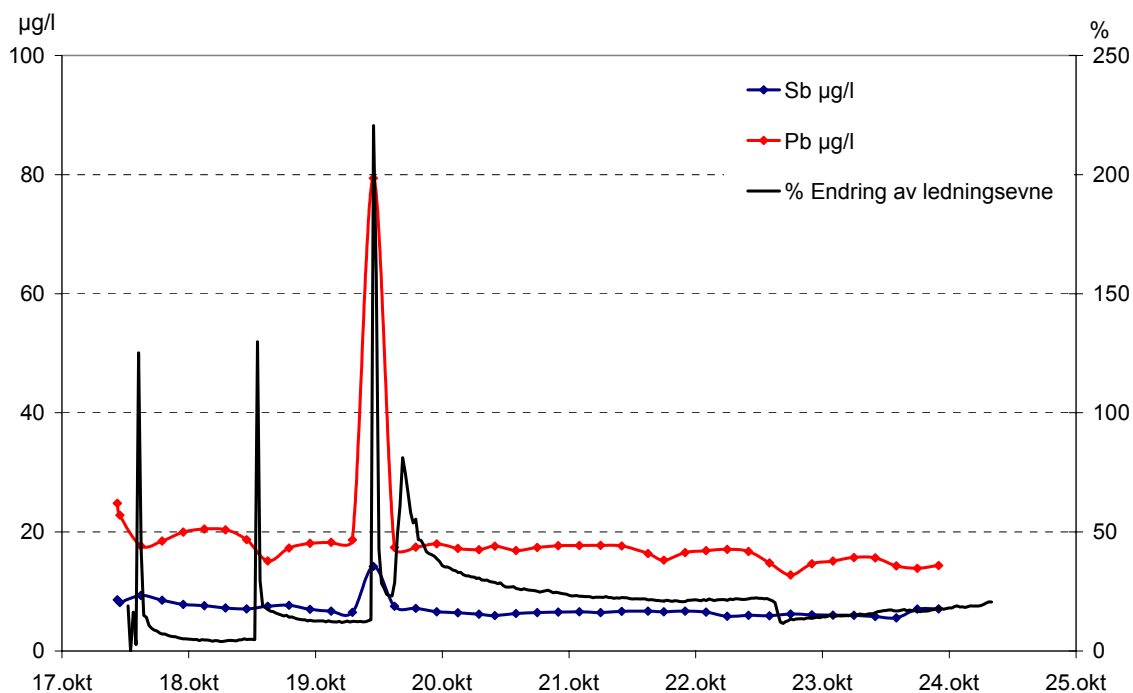
Under det første feltarbeidet ble det også analysert et begrenset antall prøver hvor totalinnholdet av de ulike tungmetallene ble analysert. Resultatene viser at for kobber og antimon foreligger disse på henholdsvis 86 og 99 % som løste forbindelser (<45µm), noe som viser at kobber og antimon har liten affinitet til partikler. For bly er det omtrent 45 % som er bundet til partikkelfraksjonen, mens resten er løst.

#### **4.5 Innvirkning av graving på konsentrasjonen av tungmetaller**

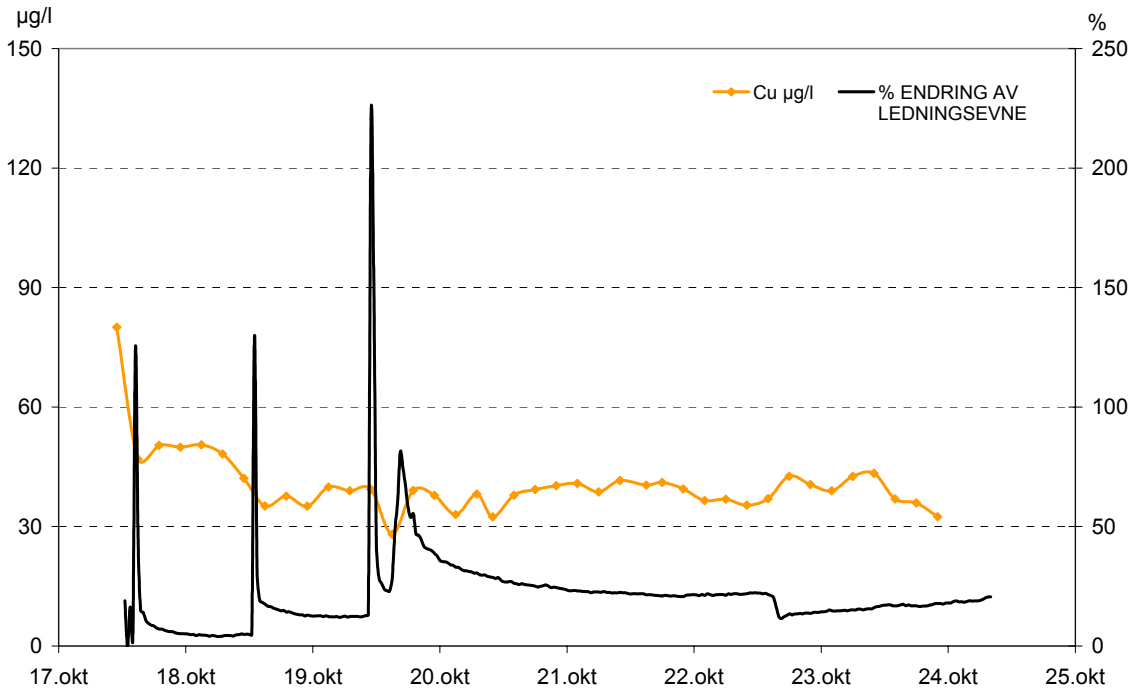
Det ble tatt vannprøver hver fjerde time av bekkevannet før under og etter graving i tilknytning til bekken. Disse prøvene ble analysert for bly, kobber og antimon. Resultatene fra analysene av de filtrerte prøvene er vist i Figur 4.14 og Figur 4.15. Analyseresultatene er vist i

appendix A. Resultatene viser at konsentrasjonen av tungmetaller i bekken ikke blir påvirket utover selve tidspunktet for gravearbeidene. Under prøvetaksperioden ble det bare tatt en vannprøve hvor konsentrasjonen av løste blyforbindelser var fire ganger høyere sammenlignet med gjennomsnittet av alle de andre målingene. Selv om det kun var en prøve som viste økning i konsentrasjonen av løst bly, er det likevel sannsynlig at det også under de to andre dagene med gravearbeider ble en økning i konsentrasjonen av løste blyforbindelser i bekkevannet under selve gravingen. Årsaken til at dette ikke ble registrert var at det ikke ble tatt prøver direkte under graving disse dagene.

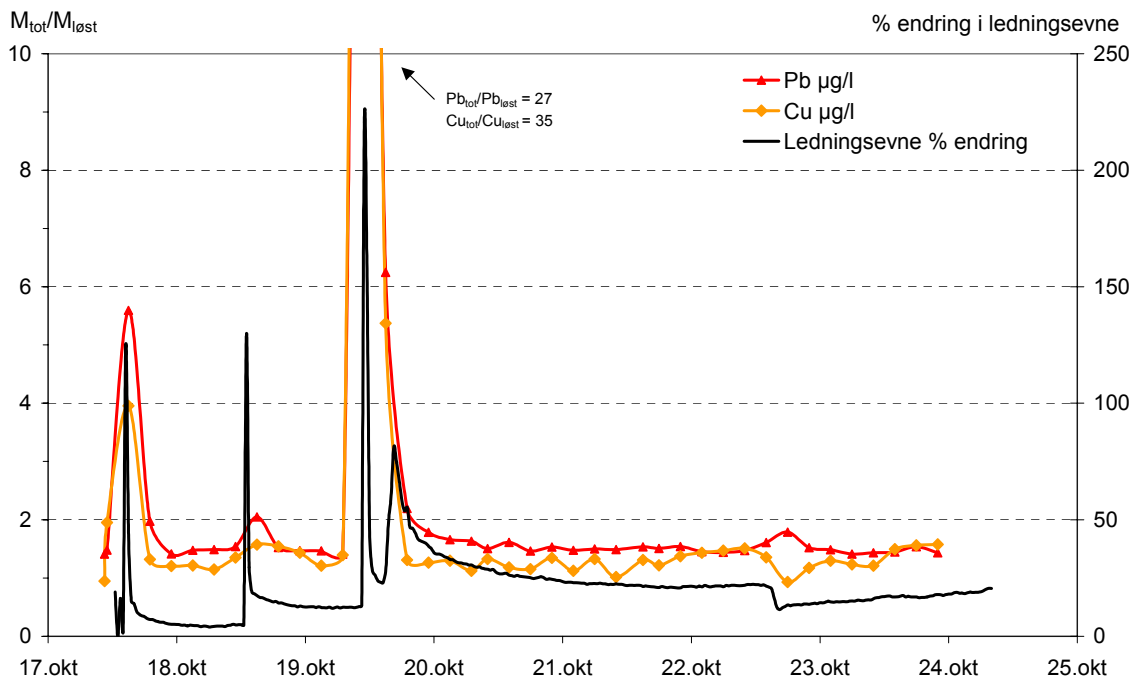
Totalinnholdet av metaller i vannet viser også at det under gravingen ble frigjort partikkelbundet bly og kobber. Dette er illustrert i Figur 4.16 ved at forholdstallet mellom totalinnhold og løste forbindelser av bly og kobber er sammenlignet med den relative endringen av ledningsevnen i bekken under samme periode. Figuren viser at det er en økning i andelen partikkelbundet tungmetall i prøvene tatt rett etter graveperioden. Som nevnt tidligere var det kun under den siste dagen med graving at det ble tatt prøver av vann direkte under graving. Det ble også visuelt observert et høyt humusinnhold i denne vannprøven. Figur 4.16 viser at det er 27 ganger mer bly bundet til humuspartikler sammenlignet med det som er løst. For antimon ble det ikke registrert tilsvarende endringer i forholdet mellom totalinnhold og løst forbindelser. Ut fra dette ser det derfor ut til at antimonforbindelser som tilføres bekken i større grad enn bly- og kobberforbindelser finnes i størrelsesfraksjonen  $< 0,45 \mu\text{m}$ , og derfor i liten grad bindes til humus og jordpartikler slik som bly og kobber gjør. Årsaken til dette, er at antimon opptrer anionisk ( $\text{Sb}(\text{OH})_6^-$ ) under slike forhold som på Steinsjøen (18). Dermed vil også evnen til å binde seg til organiske humussyrer være liten. Bly som opptrer som toverdige kation vil derimot i større grad kunne binde seg til humussyrer og partikler med negativt ladde overflater (18).



Figur 4.14 Endringer i konsentrasjonen av bly og antimon sammenlignet med endringer i ledningsevne under graving i tilknytning til Larsmyrbekken



Figur 4.15 Endring i konsentrasjonene av kobber sammenlignet med endringer i ledningsevne under graving i tilknytning til Larsmyrbekken



Figur 4.16 Forholdstall mellom totalkonsentrasjonen ( $M_{tot}$ ) og konsentrasjonen løste kobber- og blyforbindelser ( $M_{løst}$ ) sammenlignet med endring i ledningsevne.

## 5 KONKLUSJON OG SAMMENDRAG

Dette studiet ble utført for å øke kunnskapen og bedre forståelsen av hvordan konsentrasjonen av bly, kobber og antimon varierer gjennom ulike perioder av året i avrenningsbekker fra skytebaner. Denne kunnskapen er viktig for å kunne forutsi variasjoner i avrenningen av tungmetaller ved Forsvarets skytebaner, som eventuelt kan ha problemer knyttet til avrenning av tungmetaller. I tillegg er det kunnskap som er viktig for å kunne bestemme graden av innsats i forbindelse med eventuelle rens tiltak. Steinsjøen med Larsmyrbekken ble valgt som felt for gjennomføring av dette studiet fordi det gjennom flere år har vært utført overvåking, undersøkelser og tiltak i tilknytning til dette skytefeltet. Det er også et felt hvor det er målt høy avrenning av tungmetaller fra skytevirksomhet i Norge.

### 5.1 Betydning av vårsmelting

Studiet viser at for løste forbindelser av bly, kobber og antimon er vårflommen svært betydningsfull. I denne perioden transporteres rundt 30 % av totalmengden av de løste tungmetallforbindelsene som transporteres i bekken gjennom året. Resultatene viser også at konsentrasjonen av bly i bekken ble redusert fra før vårflommen til under vårflommen. Konsentrasjonen av bly sank i denne perioden med opptil 50 %. For antimon og kobber var endringene i denne perioden noe mindre.

### 5.2 Betydning av nedbør

Resultatene viser at for løste forbindelser av bly, kobber og antimon fører nedbørepisoder til store variasjoner i konsentrasjonsnivåene i avrenningsbekken fra skytebanen. Metallkonsentrasjonen i bekken økte med opptil fire ganger under nedbørsepisoder. Det ble funnet en positiv sammenheng mellom vannføringen i bekken og konsentrasjonen av metaller i bekken. Mengden og intensiteten av nedbør i nedbørsfeltet styrer derfor indirekte hvor stor konsentrasjonen av løste metaller kan bli i bekken. Intensiteten og varigheten av nedbøren er bestemmende for graden av overflateavrenning. Resultater fra dette studiet viser at den største endringen i bly- og kobberkonsentrasjonen skjer under nedbørsepisoder. Bly og kobber binder seg i større grad til partikler enn antimon. Dette gjenspeiler også konsentrasjonene i jordsmonnet fordi det er større andel bly og kobber i forhold til antimon. I andre studier er det målt tilsvarende store endringer i innholdet av kvikksølv i bekker under kraftige nedbørsepisoder (19). Slike perioder har vist seg å ha stor effekt på metall som binder seg til partikler.

### 5.3 Betydning av fysiske inngrep

Som forventet viste studiet at graving i nær tilknytning til bekken som avvanner skytebanen, gav økt innhold av løste og partikulære forbindelser av bly. Det er som regel den partikulære fraksjonen av tungmetallene som øker mest under graving. Totalkonsentrasjonen av bly i bekken økte 100 ganger under graving. For kobber ble det en økning på 30 ganger. Antimon viste bare en økning på i underkant av 6 ganger. For antimon er det den løste fraksjonen som er

mest signifikant. Dette gjenspeiler sannsynligvis bare mengden av de ulike tungmetallene som er deponert i jorda i målområdet for prosjektilene.

#### 5.4 Implikasjoner for dimensjonering av eventuelle rensetiltak

Resultater fra studiene som er utført, gir god kunnskap om betydningen av episodiske hendelser og for avrenning av tungmetaller. Kunnskapen er avgjørende dersom det skal etableres ulike tiltak for å oppnå redusert utlekking av tungmetaller fra skytebaneområdene, og ved etablering av tiltak for å rense tungmetaller som allerede har havnet i, og forurenset, avvanningsbekker. Resultatene fra studiene viser at dersom tiltak skal settes inn i avrenningsbekker, er det viktig å dimensjonere disse tiltakene for perioder med høy vannføring. Det ble ut fra resultatene i dette studiet gjort beregninger på dimensjonering av rensetrinn med bakgrunn i å kunne oppnå en total renseeffekt gjennom et år på over 90 %. Forutsetningen for beregningene er at rensingen var 100 % når vannføring var under et visst nivå. Konklusjonen fra beregningene var at om dette rens målet skal oppnås, må det minimum dimensjoneres etter 50 % av maksimal vannføring. Dette gjør at tiltak sannsynligvis blir store og kostbare. Det vil derfor være nyttig å redusere mengden vann som blir forurenset. Ved hjelp av avskjæringsgrøfter og drenering av områder som ikke påvirkes av tungmetaller fra skytingen, vil en unngå at dette vannet blir forurenset. En annen mulig løsning er å lage større dammer som reduserer toppene i vannføringen, spesielt under vårflommen. Disse vil med stor sannsynlighet også gi en renseeffekt for tungmetaller som er bundet til partikler (vha sedimentasjon) og derfor kunne virke som en fangdam.

Anbefalte tiltak for å redusere avrenning av tungmetaller fra feltskytebaner.

##### A. Reduksjon av overflateavrenning av tungmetaller:

1. Etablere fast vegetasjon på jordoverflaten der denne er fjernet eller ødelagt
2. Sørg for at overflatevann ikke får for lang transportveg
3. Hellingsgraden må være minst mulig
4. Øke pH i jorda, slik at løseligheten av korrosjonsproduktene fra tungmetaller blir lavest mulig

##### B. Reduksjon av tungmetaller i sigevann:

1. Etablere avskjæringsgrøfter med sigevannsfiltere og barrierer
2. Øke infiltrasjonsevnen til jorda på lokaliteten slik at overflatevannet kan drenere ned gjennom jordmassen, og dermed filtreres (dette vil øke muligheten for at metallene adsorberes til jorda før de havner i bekken)
3. Sørg for det ikke kommer vann fra områdene utenfor lokaliteten og inn på innslagsområdet for prosjektiler
4. Etablere sigevannsfilterbarrierer som er gode for både bly, kobber, sink og antimon

##### C. Reduksjon av tungmetaller i avrenningsbekker:

1. Kanalisere vann som ikke er forurenset med tungmetaller utenom det forurensede området
2. Etablere gode bekkevannsfiltere som er dimensjonert for stor vannføring
3. Etablere fangdammer slik at partikkelbundne tungmetaller kan sedimentere



## 6 APPENDIX

## A VANNPRØVER OG ANALYSERESULTATER

\*Korrigert pH beregnet ved å forutsette at driften på registreringen av pH var lineær mellom kalibreringstidspunktene.

Dato og tid	Filtrert	Ikke filtrert	Pb µg/l	Sb µg/l	Cu µg/l	pH u/korrigert	pH korrigert*	Ledn uS/cm	Temp	Vannhøyde
17.04.2001 05:30	x		24,0	6,3	44,0	6,8	6,3	30	0,3	104
22.04.2001 14:17	x		21,0	6,1	41,0	6,3	6,3	32	1,4	105
24.04.2001 14:17	x		23,0	9,8	40,0	5,8	5,7	22	0,1	123
25.04.2001 14:17	x		17,0	7,5	37,0	5,7	5,5	20	0,1	127
27.04.2001 14:15	x		20,0	7,1	31,0	5,8	5,6	18	0,1	132
01.05.2001 14:08	x		12,0	6,7	26,0	5,8	5,5	16	0,4	142
04.05.2001 10:04	x		12,0	5,5	29,0	6	5,6	16	0,6	127
08.05.2001 09:04	x		13,0	6,3	30,0	6,1	5,6	14	1,6	127
08.05.2001 21:04	x		14,0	7,0	34,0	5,9	5,4	14	1,8	141
13.05.2001 21:04	x		12,5	10,8	79,7	6	6	22	9,7	115
14.05.2001 09:04	x		15,8	9,4	58,5	6	5,9	22	6,1	114
14.05.2001 21:04	x		12,6	10,6	65,6	6,1	6	24	8,3	112
15.05.2001 08:49	x		13,3	9,0	60,4	6,1	6	24	6,2	111
15.05.2001 08:49		x	20,4	9,4	88,2	6,1	6	28	6,2	111
15.05.2001 20:49	x		12,3	11,0	65,9	6,3	6,3	28	8,8	110
16.05.2001 08:49	x		12,6	10,0	54,5	6,3	6,3	28	5,8	109
16.05.2001 20:49	x		13,6	10,3	66,9	6,3	6,3	28	5,8	110
17.05.2001 08:49	x		16,3	10,8	70,7	6,2	6,2	24	5,3	112
17.05.2001 20:49	x		18,9	11,3	68,8	6,1	6,1	20	6,4	118
18.05.2001 08:49	x		18,6	10,4	74,3	6	5,9	18	5,9	121
18.05.2001 08:49		x	38,6	10,4	87,6	6	5,9	18	5,9	121
18.05.2001 20:49	x		19,7	8,9	83,5	5,8	5,7	16	6,5	125
18.05.2001 20:49		x	37,2	8,5	117,2	5,8	5,7	16	6,5	125
19.05.2001 08:49	x		17,7	8,7	99,0	5,9	5,8	18	5,8	120
19.05.2001 08:49		x	31,2	8,9	81,6	5,9	5,8	18	5,8	120
19.05.2001 20:49	x		14,2	10,1	91,9	6,1	6	20	7,8	115
20.05.2001 08:49	x		15,0	8,9	85,1	6,2	6,1	22	5,1	113
20.05.2001 20:49	x		12,8	10,5	82,0	6,2	6	22	6,7	113
21.05.2001 08:49	x		11,9	8,5	84,1	6,2	6	22	3,6	111
21.05.2001 08:49	x (sakte)		10,2	8,3	82,0	6,2	6	22	3,6	111
21.05.2001 20:49	x		11,3	10,2	64,1	6,3	6,3	26	8,1	110
22.05.2001 08:49	x		11,8	8,7	76,7	6,2	6,2	26	5,2	109
24.05.2001 08:49	x		10,0	8,5	28,0	6,4	6,4	32	5,6	107
27.05.2001 09:27	x		8,6	7,5	23,3	6,5	6,5	40	6,5	104
27.05.2001 21:27	x		8,6	7,3	26,3	6,6	6,6	42	8,8	103
28.05.2001 09:27	x		8,7	7,0	28,0	6,5	6,4	42	7,2	103
28.05.2001 21:27	x		8,2	7,0	23,5	6,6	6,6	40	8,2	103
29.05.2001 09:37	x		9,7	7,5	27,3	6,5	6,4	38	6,6	106
29.05.2001 21:37	x		19,9	13,8	46,3	6	5,9	22	7	113
30.05.2001 09:37	x		20,0	11,0	46,6	6,1	6	22	6,5	111
30.05.2001 21:37	x		17,9	10,6	41,0	6,2	6,1	24	7,1	
31.05.2001 09:37	x		16,1	10,2	38,9	6,2	6,1	26	6,8	
31.05.2001 21:37	x		13,4	10,6	35,6	6,3	6,2	30	9	
01.06.2001 09:37	x		12,7	9,7	33,3	6,3	6,2	32	6,9	106
01.06.2001 21:37	x		10,5	9,4	31,3	6,4	6,4	22	8,7	105
02.06.2001 09:37	x		9,9	8,3	30,5	6,3	6,3	18	6	105
02.06.2001 21:37	x		9,2	8,1	27,8	6,4	6,4	36	8,2	104
03.06.2001 09:37	x		9,0	7,3	25,6	6,4	6,4	36	5,9	103
03.06.2001 21:37	x		8,7	7,1	25,9	6,4	6,4	38	8,2	103
04.06.2001 09:37	x		8,2	6,6	23,6	6,4	6,4	38	5,7	103
04.06.2001 21:37	x		8,0	6,5	25,1	6,5	6,5	40	9,3	102
05.06.2001 09:37	x		7,9	6,0	23,3	6,4	6,4	38	6,7	102
05.06.2001 21:37	x		8,0	5,7	24,5	6,4	6,4	42	7,4	102
07.06.2001 09:04	x		9,0	5,7	23,2	6,5	6,5	42	7,3	102
07.06.2001 21:04	x		17,6	20,0	42,4	6,3	6,3	28	8,4	111
08.06.2001 09:04	x		27,9	11,9	57,5	5,9	5,9	18	7,5	119
08.06.2001 20:53	x		29,9	12,1	58,8	5,8	5,7	16	7,7	119
09.06.2001 09:04	x		29,7	14,7	55,1	5,8	5,7	18	6,8	
09.06.2001 20:53	x		24,0	12,1	73,1	6,1	6	20	9,5	
10.06.2001 08:53	x		20,5	10,6	44,6	6,1	6	22	7	
10.06.2001 20:53	x		16,8	11,2	44,2	6,1	6	24	9,1	
11.06.2001 08:53	x		16,8	9,9	66,3	6,2	6,1	24	7,2	
11.06.2001 20:53	x		12,6	9,9	36,4	6,2	6,1	28	9,7	108
12.06.2001 20:53	x		9,7	8,2	31,9	6,3	6,1	32	9,7	106
13.06.2001 20:53	x		8,3	8,1	28,7	6,4	6,2	34	10,5	105
14.06.2001 20:53	x		7,2	6,3	25,7	6,4	6,2	30	9,9	107
15.06.2001 20:53	x		7,9	5,7	27,5	6,2	6	32	9,7	105

## Litteratur

- (1) Norsk institutt for vannforskning (2002): Overvåking av metallforurensning fra militære skytefelt og demoleringsplasser. Resultater fra 11 års overvåking. S Rognerud, T bækken. 59.
- (2) J Økland, K A Økland (1998): Vann og vassdrag 3. Kjemi, fysikk og miljø, Vett og viten as, Asker, 109-170.
- (3) O Grøterud (1979): Hydrologi - vannkvalitet, Landbruksbokhandelen - NLH, Ås, 103.
- (4) D A McQuarrie, P A Rock (1991): General Chemistry, W H Freeman and Company, New York, 635-648.
- (5) YSI Incorporated (1999): Environmental Monitoring Systems Operations Manual, 6-series. 263.
- (6) Norsk institutt for vannforskning (1993): Vannforurensning fra skytefelt. Overvåkning av kobber og bly i 1992. Rognerud S.
- (7) Det norske meteorologiske institutt (1993): Nedbørnormaler, normalperiode 1961-1990. E J Førland, 63.
- (8) Norges vassdrag og energiverk (1987): Avrenningskart over Norge, Blad 2, Trykt av Statens kartverk.
- (9) J Otnes, E Ræstad (1978): Hydrologi i praksis. 2 utg., Ingeniørforlaget, Oslo, 313.
- (10) Norges geologiske undersøkelser (1973): Preliminære berggrunnskart Hamar, NP 31. Gvein Ø, Sverdrup T, Skålvoll H, 32-16, 1:250 000.
- (11) C Oftedahl (1979): Petrografi, Et kompendium for studenter ved Norges tekniske høyskole, Annen reviderte utgave, Trondheim, 104.
- (12) M Heim (1999): Personlig meddelelse, Norges landbrukshøgskole.
- (13) T T Garmo (1998): Norsk steinbok, Universitetsforlaget, Oslo, 300.
- (14) Norges geologiske undersøkelser (1978): The Oslo paleodrift. Dons J A, Larsen B T, Bulletin 45, 337, 199.
- (15) Norsk institutt for vannforskning (1978): Undersøkelser av mulig tungmetallforgiftning i forbindelse med Forsvarets skytefelt. Havre G N, Nygård J J, Semb G, 0-96/73, 26.
- (16) J L Sollid, Trollvik J A (1991): Kart Oppland fylke, kvartærgeologi og geomorfologi, 1:250 000, Institutt for naturgeografi, Universitetet i Oslo.
- (17) Norges geologiske undersøkelser (1976): Toten, kvartærgeologisk kart 1916 III - M, Follestad B, 1:50 000.
- (18) M B McBride (1994): Environmental Chemistry of Soils, Oxford University Press, New York, 406.

- (19) D C Whyte, J W Kirchner (2000): Assessing water quality impacts and cleanup effectiveness in streams dominated by episodic mercury discharge, *Science of the total environment* **260**, 1-3, 1-9.

## FORDELINGSLISTE

**FFIBM**
**Dato:** 13. Februar 2003

RAPPORTTYPE (KRYSS AV)		RAPPORT NR.	REFERANSE	RAPPORTENS DATO	
<input checked="" type="checkbox"/> RAPP	<input type="checkbox"/> NOTAT	<input type="checkbox"/> RR	2003/00715	FFIBM/813/138.2	13. Februar 2003
RAPPORTENS BESKYTTELSESGRAD			ANTALL EKS UTSTEDT	ANTALL SIDER	
UGRADERT			41	34	
RAPPORTENS TITTEL			FORFATTER(E)		
PERIODISK AVRENNING AV TUNGMETALLER - En feltundersøkelse gjort ved Steinsjøen skytefelt			STRØMSENG Arnljot Einride, LJØNES Marita		
FORDELING GODKJENT AV FORSKNINGSSJEF			FORDELING GODKJENT AV AVDELINGSSJEF:		
Bjørn Arne Johnsen			Jan Ivar Botnan		

### EKSTERN FORDELING

### INTERN FORDELING

ANTALL	EKS NR	TIL	ANTALL	EKS NR	TIL
1		FO	9		FFI-Bibl
1		v/ Kom kapt Jon Ole Siggerud	1		FFI-ledelse
1		v/ Maj Eldar Elvebu	1		FFIE
1		Forsvarsbygg	1		FFISYS
1		v/ Torgeir Mørch	3		FFIBM
			1		FFIN
1		v/ Harald Bjørnstad	1		Forfattereksemplar
1		v/ Odd Erik Martinsen	7		Restopplag FFI-bibl
1		v/ Grete Rasmussen	<b>ELEKTRONISK FORDELING:</b>		
1		v/ Are Vestli			FFI-veven
1		FLO/Sjø	1		Jan Ivar Botnan (JIB)
1		v/ Avd ing Harald Juvik	1		Bjørn Arne Johnsen (BAJ)
1		FLO/Luft	1		Arnljot Einride Strømseng (ASg)
1		v/ Maj Walter Blix	1		Kjetil Sager Longva (KSL)
1		FLO/Land	1		Arnt Johnsen (AJo)
1		v/ Kapt Sigrid Finsrud	1		Hege Ringnes (HRi)
1		6 DIV	1		Marita Ljønes (MLj)
1		v/ Kapt Øystein Løvlie	1		Helle Kristin Rosslund (HRO)

FFI-K1

Retningslinjer for fordeling og forsendelse er gitt i Oraklet, Bind I, Bestemmelser om publikasjoner for Forsvarets forskningsinstitutt, pkt 2 og 5. Benytt ny side om nødvendig.