

FFI RAPPORT

ANALYSE OG VURDERING AV ULIKE TILSTANDSFORMER TIL TUNGMETALLER I AVRENNINGSBEKKER FRA SKYTEBANER

HEIER Lene Sørli, STRØMSENG Arnjot Einride, LJØNES Marita

FFI/RAPPORT-2004/02971

**ANALYSE OG VURDERING AV ULIKE
TILSTANDSFORMER TIL TUNGMETALLER I
AVRENNINGSBEKKER FRA SKYTEBANER**

HEIER Lene Sørli, STRØMSENG Arnljot Einride,
LJØNES Marita

FFI/RAPPORT-2004/02971

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

P O BOX 25
 NO-2027 KJELLER, NORWAY
REPORT DOCUMENTATION PAGE

SECURITY CLASSIFICATION OF THIS PAGE
 (when data entered)

| | | |
|---|---|----------------------------------|
| 1) PUBL/REPORT NUMBER FFI/RAPPORT-2004/02971 | 2) SECURITY CLASSIFICATION UNCLASSIFIED | 3) NUMBER OF PAGES 58 |
| 1a) PROJECT REFERENCE FFI-V/813/138.2 | 2a) DECLASSIFICATION/DOWNGRADING SCHEDULE - | |
| 4) TITLE ANALYSE OG VURDERING AV ULIKE TILSTANDSFORMER TIL TUNGMETALLER I AVRENNINGSBEKKER FRA SKYTEBANER Speciation of heavy metals in runoff streams in shooting ranges | | |
| 5) NAMES OF AUTHOR(S) IN FULL (surname first) HEIER Lene Sørli, STRØMSENG Arnljot Einride, LJØNES Marita | | |
| 6) DISTRIBUTION STATEMENT Approved for public release. Distribution unlimited. (Offentlig tilgjengelig) | | |
| 7) INDEXING TERMS IN ENGLISH: IN NORWEGIAN: | | |
| a) <u>Speciation</u> | a) <u>Spesiering</u> | |
| b) <u>Heavy metals</u> | b) <u>Tungmetaller</u> | |
| c) <u>Episodic events</u> | c) <u>Episodiske hendelser</u> | |
| d) <u>Ion exchange</u> | d) <u>Ionebytte</u> | |
| e) <u>Ultrafiltration</u> | e) <u>Ultrafiltrering</u> | |
| THESAURUS REFERENCE: | | |
| 8) ABSTRACT The aim of this work was to study the speciation of lead (Pb), copper (Cu), zink (Zn) and antimony (Sb) in selected shooting ranges, and how the speciation of these elements varied under different conditions /episodic events (i.e water discharge, pH). Three shooting ranges were selected; Steinsjøen, Avgrunnsdalen and Hengsvann. Water samples were collected during winter/spring 2003. Samples were both <i>in situ</i> size- and charge fractionated, using filtration, ultrafiltration and ion exchange. In Steinsjøen an automatic water sampler was used in addition to collect samples every 12hr during june 3-20. Samples from the automatic sampler was collected 2-3 times a week and fractionated in the lab as soon as possible. The speciation study indicated that in the investigated shooting ranges lead was mainly associated to particles and colloids. Copper was mainly found in the colloid fraction (on average 60 %) and in the <10 kDa fraction (35 %). Zink and antimony was mainly found as low molecular species, on average 60 % and 84 % respectively. A large fraction of Zn was as labile ions, while Sb was mainly present as a negative specie. When the water discharge increased an increased concentration of all elements was observed. | | |
| 9) DATE 2004-09-10 | AUTHORIZED BY This page only Bjørn Arne Johnsen | POSITION Director of Research |

ISBN-82-464-0877-1

UNCLASSIFIED

SECURITY CLASSIFICATION OF THIS PAGE
 (when data entered)

INNHOOLD

| | Side | |
|-------|---|----|
| 1 | INNLEDNING | 7 |
| 1.1 | Formål | 7 |
| 1.2 | Tilførsler og transport av metaller i skytefelt | 8 |
| 1.3 | Organisk materiale | 9 |
| 1.4 | Vurdering av vannkvalitet og mulig effekt på akvatiske organismer | 12 |
| 2 | MATERIALE OG METODER | 14 |
| 2.1 | Bakgrunn for valg av skytefelt | 14 |
| 2.2 | Områdebeskrivelser | 14 |
| 2.2.1 | Steinsjøen | 15 |
| 2.2.2 | Avgrunnsdalen | 16 |
| 2.2.3 | Hengsvann | 18 |
| 2.3 | Vannprøvetaking og fraksjoneringsteknikker | 19 |
| 2.3.1 | Fraksjonering med hensyn på størrelse | 19 |
| 2.3.2 | Fraksjonering med hensyn på ladning | 20 |
| 2.3.3 | On-line størrelse og ladningsfraksjonering | 20 |
| 2.3.4 | Definisjoner – målte og beregnede konsentrasjoner av metaller | 21 |
| 2.4 | Automatisk vannprøvetaking | 23 |
| 2.5 | Analyser | 23 |
| 3 | RESULTAT OG DISKUSJON | 24 |
| 3.1 | Steinsjøen | 24 |
| 3.1.1 | Temperatur, pH, ledningsevne og DOC | 25 |
| 3.1.2 | Bly | 27 |
| 3.1.3 | Kobber | 31 |
| 3.1.4 | Sink | 34 |
| 3.1.5 | Antimon | 36 |
| 3.2 | Avgrunnsdalen | 38 |
| 3.2.1 | Generell vannkvalitet | 38 |
| 3.2.2 | Bly | 38 |
| 3.2.3 | Kobber | 40 |
| 3.2.4 | Sink | 42 |
| 3.2.5 | Antimon | 43 |
| 3.3 | Hengsvann | 43 |
| 3.3.1 | Generell vannkvalitet | 43 |
| 3.3.2 | Kobber | 44 |
| 3.3.3 | Sink | 45 |
| 3.4 | Sammenfattende diskusjon | 46 |
| 4 | KONKLUSJON | 49 |

| | | |
|-----|---|----|
| 5 | APPENDIKS | 50 |
| A.1 | Temperatur, pH, vannføring, ledningsevne og nedbør fra Steinsjøen | 50 |
| A.2 | Teknisk rapport fra FOLAT | 51 |
| A.3 | Analyse av DOC i vann fra Steinsjøen | 58 |
| | LITTERATUR | 59 |

ANALYSE OG VURDERING AV ULIKE TILSTANDSFORMER TIL TUNGMETALLER I AVRENNINGSBEKKER FRA SKYTEBANER

1 INNLEDNING

1.1 Formål

Formålet med arbeidet har vært å kvantifisere mulige tilstandsformer for metallene bly (Pb), kobber (Cu), sink (Zn) og antimon (Sb) i avrenningsbekker fra skytefelt med ulik forurensningsgrad og jordsmonn og i hvilken grad fordelingen mellom de ulike tilstandsformene endres under ulik vannføring.

Etter som totale konsentrasjoner av sporelementer gir liten informasjon om mobilitet og biotilgjengelighet, er det nødvendig med kjennskap til hvilke tilstandsformer (specier) som er tilstede. Det er flere faktorer som er med på å avgjøre hvilke tilstandsformer som dannes. Både pH, temperatur, innhold av organisk materiale og salinitet er faktorer som er viktige for hvilke tilstandsformer som er dominerende. Konsentrasjonen og fordelingen av ulike tilstandsformer vil være en funksjon av opprinnelse (kildeterm), jordsmonnfaktorer, transport og fjerningsprosesser (eks sedimentering og biologisk opptak)(1).

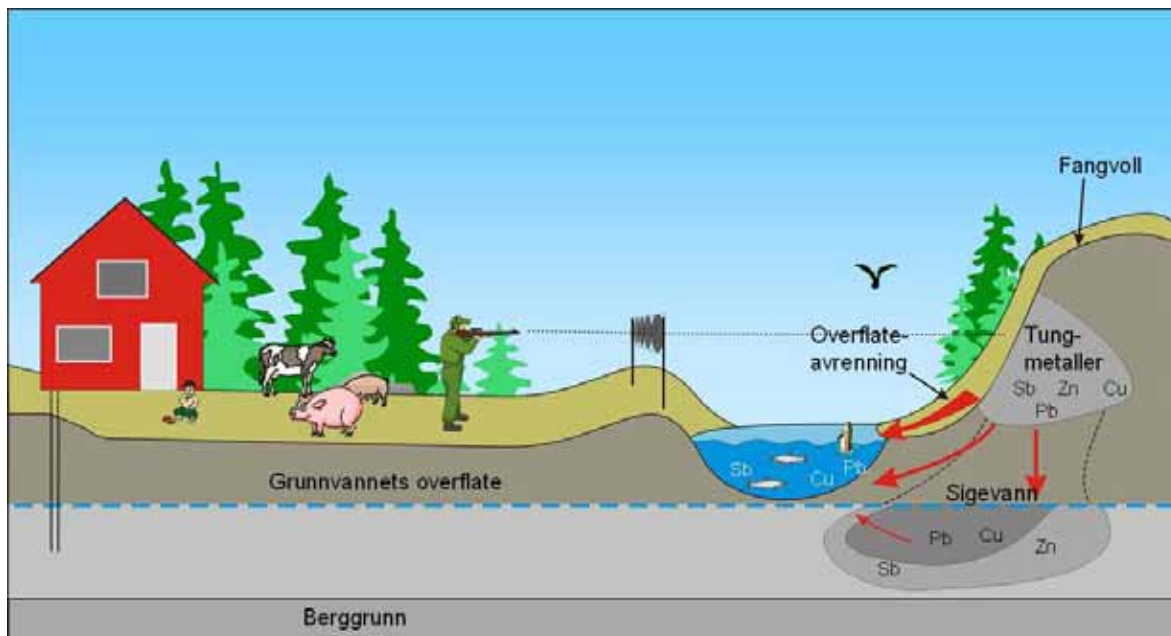
Det totale innhold av tungmetaller og andre sporelementer kan deles inn i ulike størrelsesklasser. De ulike størrelsesklassene kan igjen deles inn i ulike fraksjoner, positivt ladde, negativt ladde og uladde former. Ved å kvantifisere mengden av tungmetaller i de ulike størrelsesklassene, og samtidig få informasjon om ladningen til tungmetallene, gir det mulighet til å iverksette de mest effektive tiltak som reduserer forurensningsbelastningen for det akvatiske miljøet. Med kjennskap til dominerende tilstandsformer av tungmetaller i avrenningsbekker fra skytefelt med ulike jordsmonn er det:

- mulig å etablere tiltak som reduserer mobiliteten til tungmetallene
- lettere å velge de filtermaterialene som vil fungere best ved etablering av filtersystemer
- mulig å forbedre risikovurderingen
- mulig å bedre modeller som predikerer transport av tungmetaller ved ulike tider av året og klimatiske perioder

1.2 Tilførsler og transport av metaller i skytefelt

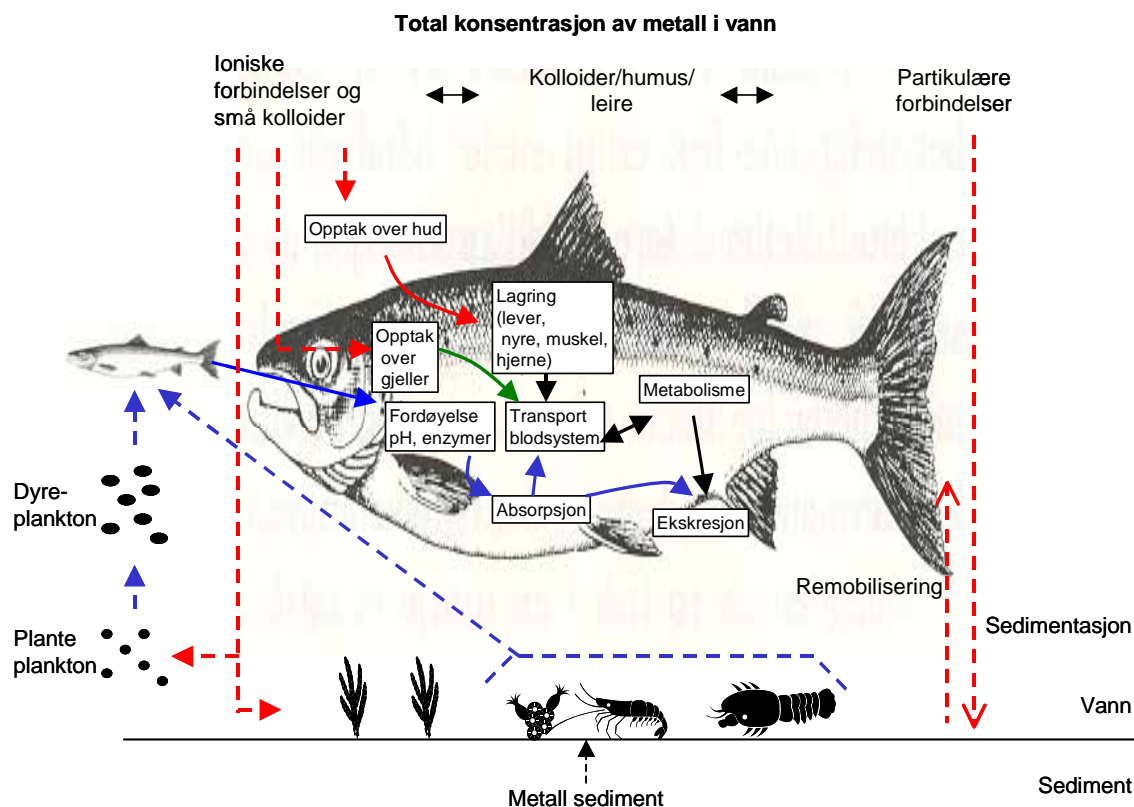
Forsvarets bruk av tradisjonell håndvåpenammunisjon fører til deponering av tungmetaller på skytebaner og i skytefelt. Prosjektilene i ammunisjonen består som regel av en mantel laget av kobber og sink, og en kjerne laget av bly og antimon. Mengden av tungmetaller i prosjektiler varierer, men for den mest brukte ammunisjonen som er 7,62 x 51 mm skarp, inneholder et enkelt prosjektil 5,65 g bly (60 %), 2,75 g kobber (29 %), 0,71 g antimon (8 %) og 0,31 g sink (3 %). I 2002 ble det deponert prosjektiler med omtrent 180 tonn tungmetaller fra skyting med håndvåpen i Forsvaret.

Tungmetallene blir i stor grad påvirket av de kjemiske og fysiske forholdene som er i jorda de havner i. Viktig i den forbindelse er den fysiske påvirkningen som nye prosjektiler påfører gamle prosjektiler i skytevoller. Dette fører til en kontinuerlig avskrapning og fragmentering av prosjektilene, som igjen fører til økt korrosjonshastighet fordi overflaten av metallene øker. Om skytebanen i tillegg har et jordsmonn som er ugunstig, kan det dannes løselige korrosjonsforbindelser av tungmetallene. Vann fra nedbør og snøsmelting vil deretter kunne vaske ut de løselige korrosjonsforbindelsene som dannes i jorda, som igjen fører 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 føre til forhøyede konsentrasjoner av tungmetaller i sedimentene. Dette kan være skadelig for dyr og planter som eventuelt lever i bekken.



Figur 1.1 Modell av de viktigste spredningsveier for tungmetallforbindelser fra fangvoller til overflateresipienter og grunnvann i nær tilknytning til skytebaner

I denne undersøkelsen har det vært fokus på vannkjemien. Figur 1.2 viser en skjematisk skisse av hvordan totalkonsentrasjonen av tungmetaller og andre sporelementer fordeler seg i det akvatiske miljøet. Som figuren viser, vil de ulike formene av metallene distribueres ulikt i dette systemet. Dette forklarer også viktigheten av å måle og kvantifisere de ulike tilstandsformene av metaller. Dette vil være grunnleggende for en vurdering av transport og biotilgjengelighet av metallene. Risikovurderinger og tiltak mot eventuelle forurensninger bør baseres på kunnskap og forståelse av metallenes ulike former og eventuelle faktorer som påvirker dette.



Figur 1.2 Skjematisk skisse av hvordan konsentrasjonene av tungmetaller og andre sporelementer fordeler seg i det akvatiske miljøet

1.3 Organisk materiale

Farge i vann kommer blant annet fra utlekking av humus forbindelser fra planter og fra organisk materiale i jord. I vann består humus av en rekke ulike forbindelser.

Organisk karbon kan deles inn i to hovedgrupper; partikulært organisk karbon og løst organisk karbon. Løst organisk karbon er en operasjonell definert verdi og er det organiske materialet som er mindre enn $0,45 \mu\text{m}$ i diameter. Dette tilsvarer en molekylvekt på 10^8 Dalton (Da). Hovedandelen av løst organisk karbon som finnes på molekylnivå er polymere organiske syrer

og kalles humusforbindelser. Humus kan deles i ulike komponenter basert på løselighet i syre og lut. De to viktigste er fulvinsyre og huminsyre. Begge er løselige i lut mens bare fulvinsyren er løselig i syre. Disse syrene er polyelektrolytter av karboksyl, hydroksyl og fenol grupper og utgjør 50 - 75 prosent av mengden løst organisk karbon og er dermed hovedandelen av organiske forbindelser i vann. Størrelsen på løste molekyler av fulvinsyrer er 2 nm i diameter.

Det finnes også det som kan kalles kolloidalt materiale i vann. Dette er store aggregater av humussyrer som er 2 - 50 nm i diameter. Ofte er disse assosiert til leirmineraler eller oksider av jern eller aluminium. Det kolloide organiske materialet er humussyredelen av de totale humus forbindelsene. Denne fraksjonen er større i molekylvekt (2000 - 100000 Da) og inneholder færre karboksyl- og hydroksylgrupper enn fulvinsyrer. Humussyrer adsorberes og bindes kjemisk til uorganiske kolloider og modifierer dermed overflaten til disse (2).

Det er den anioniske karakteren til humussyrene som fører til løseligheten i vann, bindingskapasiteten til metaller, bufferkapasiteten og andre karakteristiske egenskaper. Slike egenskaper er et resultat av dissosiasjon av karboksylsyren: $R-COOH \leftrightarrow R-COO^- + H^+$. Disse karboksylsyregruppene opptrer med en frekvens på 5 - 10 per molekyl. Ved pH mellom 6 - 8 er alle disse gruppene dissosiert, dvs på anionisk form (2).

Sporelementer slik som f eks bly og kobber kan bindes til noen av disse karboksylsyre gruppene. En karboksylsyre assosiert med en fenolgruppe kan danne et chelat eller ring struktur og binde metallioner. Mengden av metaller som kan bindes til karboksylsyregruppene er størst hos fulvinsyre, som har en ionebyttekapasitet mellom 10 og 12 mol_c/kg. For Huminsyre er bindingskapasiteten mellom 5 og 12 mol_c/kg (3).

Noen av de mest vanlige tilstandsformer av bly, kobber, sink og antimon og deres løselighet i vann ved 25 °C er vist i Tabell 1.1. De som løser seg i vann og danner kationer har også muligheten til å binde seg til organisk materiale i vann. I dette studiet har det blitt utført målinger for å si noe om i hvor stor grad de ulike metallene binder seg til humus og andre partikler i avrenningsvann fra skytebaner. Dette ble gjort for å kunne vurdere den potensielle biotilgjengeligheten av tungmetallene.

| Navn (synonym) | Kjemisk formel | Løselighet i vann: 25 °C mg/l vann |
|-----------------------------------|------------------------------|---------------------------------------|
| Bly | Pb | Ikke løselig |
| Karbonat, basisk (Hydrocerussite) | $Pb_3(CO_3)_2(OH)_2$ | Ikke løselig |
| Karbonat (Cerussite) | $PbCO_3$ | 1,1 |
| Sulfite | $PbSO_3$ | Ikke løselig |
| Sulfat (Anglesite) | $PbSO_4$ | 42,5 |
| Sulfid (Galena) | PbS | 124,4 |
| (I) Oksid (Massicote) | PbO | 23,0 |
| (II)Dioksid (Plattnerite) | PbO_2 | Ikke løselig |
| (II)Hydroksid | $Pb(OH)_2$ | 155,0 |
| Orthophosphate | $Pb_3(PO_4)_2$ | 0,1 |
| Pyrophosphate | $Pb_2P_2O_7$ | Ikke løselig |
| Pyromorphite | $Pb_5(PO_4)_3(OH, Cl, F...)$ | Ca 0,1 |
| | | |
| Kobber | Cu | Ikke løselig |
| (II) Karbonat, basisk (Azurite) | $2CuCO_3 \cdot Cu(OH)_2$ | Ikke løselig |
| (II) Karbonat, basisk (Malachite) | $CuCO_3 \cdot Cu(OH)_2$ | Ikke løselig |
| (I) oksid (Cuprite) | Cu_2O | Ikke løselig |
| (II) oksid (Tenorite) | CuO | Ikke løselig |
| (I) sulfat | Cu_2SO_4 | Ikke løselig |
| (II) sulfat (Hydrocyanite) | $CuSO_4$ | $1,43 \cdot 10^5$ |
| (I) sulfid (Chalcocite) | Cu_2S | $1 \cdot 10^{-16}$ |
| (II) sulfid (Covellite) | CuS | 0,3 |
| Orthophosphate | $Cu_3(PO_4)_2 \cdot H_2O$ | Ikke løselig |
| | | |
| Antimon | Sb | Ikke løselig |
| Antimon trioksid (Senarmontite) | Sb_2O_3 | Svært lite løselig |
| (III) hydroksid | $Sb(OH)_3$ | ? |
| Natrium antimonate (V) hydroksid | $NaSb(OH)_5$ | 300 |
| (V) Klorid | $Sb(Cl)_5$ | Ikke løselig |
| (III)Klorid | $Sb(Cl)_3$ | $6 \cdot 10^3$ |
| Sulfide, tri (stibnite) | Sb_2S_3 | 1,75 |
| | | |
| Sink | Zn | Ikke løselig |
| Karbonat | $ZnCO_3$ | 10 |
| Hydroksid | $Zn(OH)_2$ | Ikke løselig |
| Oksid | ZnO | 1,6 |
| Klorid | $ZnCl_2$ | $4,32 \cdot 10^5$ |
| Orthofosfat | $Zn(PO_4)_2$ | Ikke løselig |
| Sulfid | ZnS | $9,6 \cdot 10^{-5}$ |

Tabell 1.1 Vanlige forbindelser av bly, kobber, sink og antimon (4)

1.4 Vurdering av vannkvalitet og mulig effekt på akvatiske organismer

Ved vurdering av vannkvalitet i undersøkelsen er det benyttet SFTs ”Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann” (se Tabell 1.2) (5).

| | Tilstandsklasser | | | | |
|----------------------------|-------------------------|----------------------|----------------------|---------------------|---------------------------|
| | I | II | III | IV | V |
| Parametere | ”Ubetydelig forurenset” | ”Moderat forurenset” | ”Markert forurenset” | ”Sterkt forurenset” | ”Meget sterkt forurenset” |
| Bly ($\mu\text{g/l}$) | < 0,5 | 0,5 – 1,2 | 1,2 – 2,5 | 2,5 – 5 | > 5 |
| Kobber ($\mu\text{g/l}$) | < 0,6 | 0,6 – 1,5 | 1,5 – 3 | 3 – 6 | > 6 |
| Sink ($\mu\text{g/l}$) | < 5 | 5 – 20 | 20 – 50 | 50 – 100 | > 100 |

Tabell 1.2 SFTs klassifiseringssystem for miljøkvalitet i ferskvann

I Lydersen *et al.*, er det publisert et klassifiseringssystem for ulike metaller i norske ferskvannssystemer basert på et stort datagrunnlag fra ulike undersøkelser av ferskvannssystemer i Skandinavia (6). Systemet er primært relatert til laksefisk. Nivåer og mulige effekter av bly, kobber og sink er vist i Tabell 1.3. Denne oversikten er brukt i tillegg til Tabell 1.2 ved vurdering av vannkvaliteten.

| Parameter | Klasse 1 Svært lav | Klasse 2 Lav | Klasse 3 Medium | Klasse 4 Høy |
|----------------------------|-----------------------|-----------------|--------------------|-----------------|
| Bly ($\mu\text{g/l}$) | <1 | 1-5 | 6-15 | >15 |
| Kobber ($\mu\text{g/l}$) | <3 | 3-15 | 16-30 | >30 |
| Zn ($\mu\text{g/l}$) | <30 | 30-60 | 61-100 | >100 |
| Sb ($\mu\text{g/l}$) | ? | ? | ? | ? |

Tabell 1.3 Klassifiseringssystem for bly, kobber og sink i norske ferskvannssystemer primært relatert til laksefisk. Klasse 1: Ingen effekt på biota eller begrensinger for konsum av fisk. Klasse 2: Noen sensitive arter kan bli påvirket, ingen effekt på fisk. Klasse 3: Effekt på laksefisk, redusert antall arter med dominans av tolerante arter. Klasse 4: Ingen laksefisk og alvorlige effekter for mange andre arter. Strukturen til økosystemet er ødelagt (6)

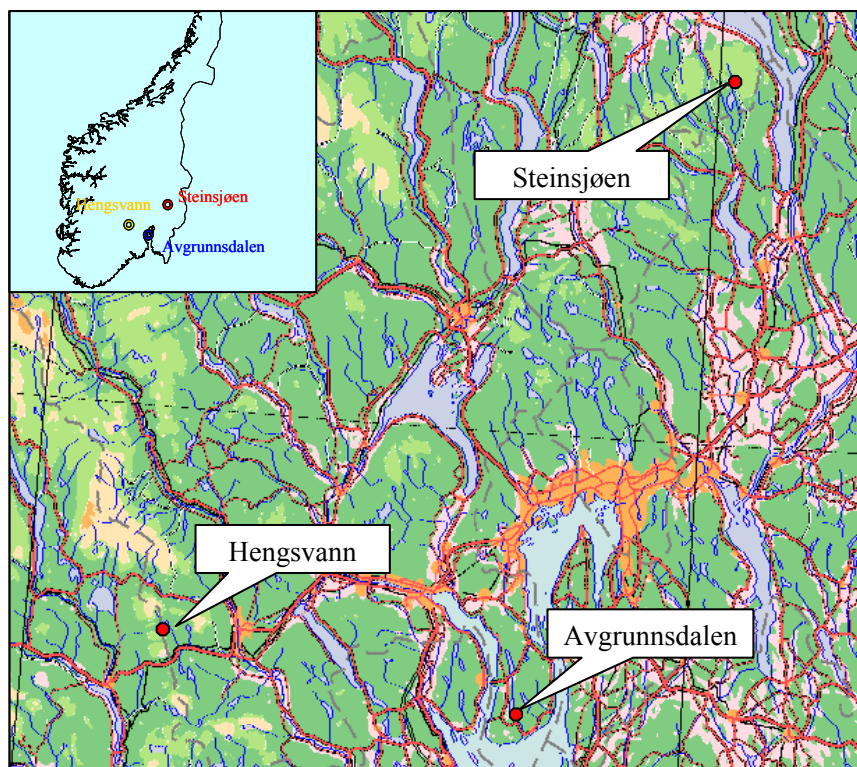
2 MATERIALE OG METODER

2.1 Bakgrunn for valg av skytefelt

Det ble valgt ut skytefelt hvor det tidligere er utført studier på avrenning av tungmetaller. Blant annet på lokaliteter hvor Norsk institutt for vannforskning (NIVA) har utført overvåking med vannmoser og hvor Forsvarets forskningsinstitutt (FFI) har utført studier på avrenning av tungmetaller fra skytebaner. Det ble valgt ut 3 skytefelt hvor vannkvaliteten skulle undersøkes. Valg av skytefelt ble også gjort på bakgrunn av konsentrasjon av tungmetaller i avrenningsbekker og beliggenhet av lokaliteten. Andre faktorer som ble vurdert av betydning for undersøkelsene, var fysiske og kjemiske parametere som pH, humusinnhold, nedbørsfeltets størrelse, jordtyper, dreneringsevne og ulik grad av forurensing.

2.2 Områdebeskrivelser

De tre skytefeltene som ble studert var Steinsjøen, Avgrunnsdalen og Hengsvann. Figur 2.1 viser beliggenheten av disse.



Figur 2.1 *Beliggenheten av Steinsjøen, Avgrunnsdalen og Hengsvann som var feltlokalitetene i studiet*

2.2.1 Steinsjøen

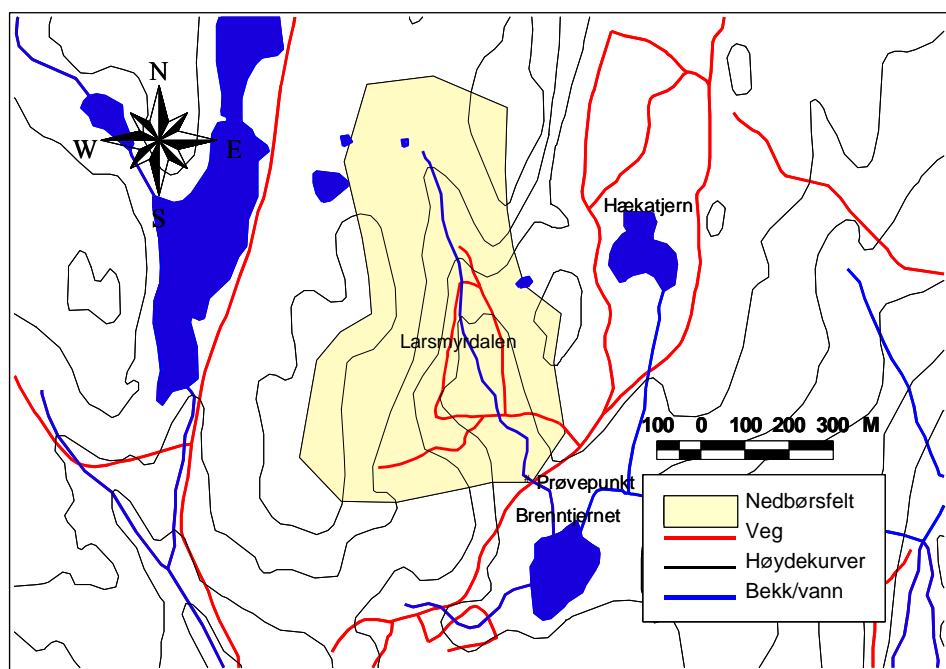
Steinsjøen skytefelt ligger i Eidsvoll og Østre Toten kommune i hhv Akershus og Oppland fylke. Steinsjøen er et fjernøvingsfelt med et areal på 11352 da og det blir brukt hele året (7).

Steinsjøen skytefelt har vært med på ”Overvåking av metallforurensing fra militære skytefelt og demoleringsplasser” siden 1991. Dette er et overvåkingsprogram hvor Forsvarsbygg har vært oppdragsgiver og Norsk institutt for vannforskning har vært utførende konsulent.

I 2001 ble det gjort en undersøkelse av FFI på hvordan tungmetallkonsentrasjonen varierer ved ulike vannføringer (snøsmeltning og nedbørsepisoder) i Larsmyrbekken som drenerer Larsmyrdalen i Steinsjøen skyte og øvingsfelt (8). Resultatene fra denne undersøkelsen viste at det var en tydelig sammenheng mellom økt vannføring og økt utlekking av tungmetaller til denne bekken.

Lokaliteten for Larsmyrdalen er vist i Figur 2.2 med nedbørsfelt, vann og bekker. Nedbørsfeltet til Larsmyrdalbekken er på ca 370 000 m² og har en estimert årlig middelvannføring på ca 4,4 l/s.

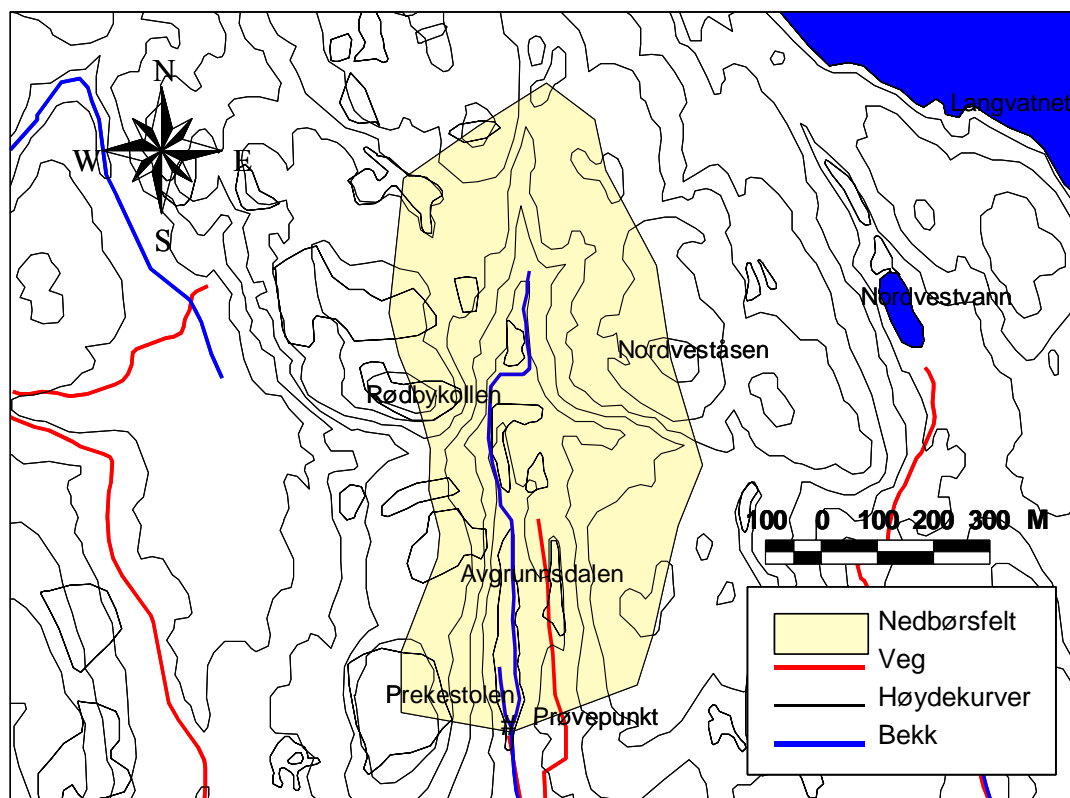
Prøvetakingen på Steinsjøen skytefelt startet den 20. februar 2003 og siste prøve ble hentet 24. juni samme år. Det ble utført 4 *in situ* feltarbeider tidlig på året (fra 20. februar til 9. mai) og en automatiske vannprøvetaker var i drift i perioden 3. juni til 20. juni. I tillegg ble en vannprøve hentet 24. juni etter en periode med mye nedbør. Denne prøven representerer flomtoppen for den aktuelle nedbørsperioden. Hvordan den automatiske vannprøvetakeren ble benyttet i undersøkelsen er beskrevet i kapittel 2.4.



Figur 2.2 Larsmyrdalen i Steinsjøen skytefelt med nedbørsfelt for prøvepunkt

2.2.2 Avgrunnsdalen

Avgrunnsdalen skyte- og øvingsfelt ligger i Hurum kommune i Buskerud. Avgrunnsdalen er et nærøvingsfelt med et areal på 906 da. Feltet er gammelt og bane c er blitt brukt siden 1917. Feltet ble undersøkt i 2001, og en nærmere beskrivelse av feltet finnes i denne rapporten (9). Nedbørsfeltet til Avgrunnsdalen er på ca 500 000 m² og har en årlig middelvannføring på 8 l/s.



Figur 2.3 Avgrunnsdalen skytefelt med nedbørsfelt for prøvepunkt

Det ble utført til sammen fire feltarbeider ved Avgrunnsdalen i perioden 14. januar 2003 – 30 april 2003. Tabell 2.1 viser en oversikt over prøvetakingsdatoer og forholdene i bekken under prøvetaking. Vannføringen er ikke målt, men er kun beskrevet utfra sammenligninger fra hver prøvetaking. Prøvetakingen i januar og februar ble noe redusert på grunn av lav lufttemperatur som hindret bruken av ultrafiltreringsutstyret.

| Prøvetakingsdato | Merknader |
|-------------------------|---|
| 14 januar 2003 | Mesteparten av bekken islagt, åpen ved prøvepunkt. Svært lav vannføring. |
| 25 februar 2003 | Bekk islagt, vannprøve gjennom hull i isen. Svært lav vannføring, snødekt i området. Periode med kaldt vær. |
| 10 april 2003 | Bekk åpen, svært lite snø igjen i området, middels vannføring. Vannkvaliteten kan være noe påvirket av snøsmelting. |
| 30 april 2003 | Perioder med mye nedbør tidligere dager, men bekk hadde lav til middels vannføring. |

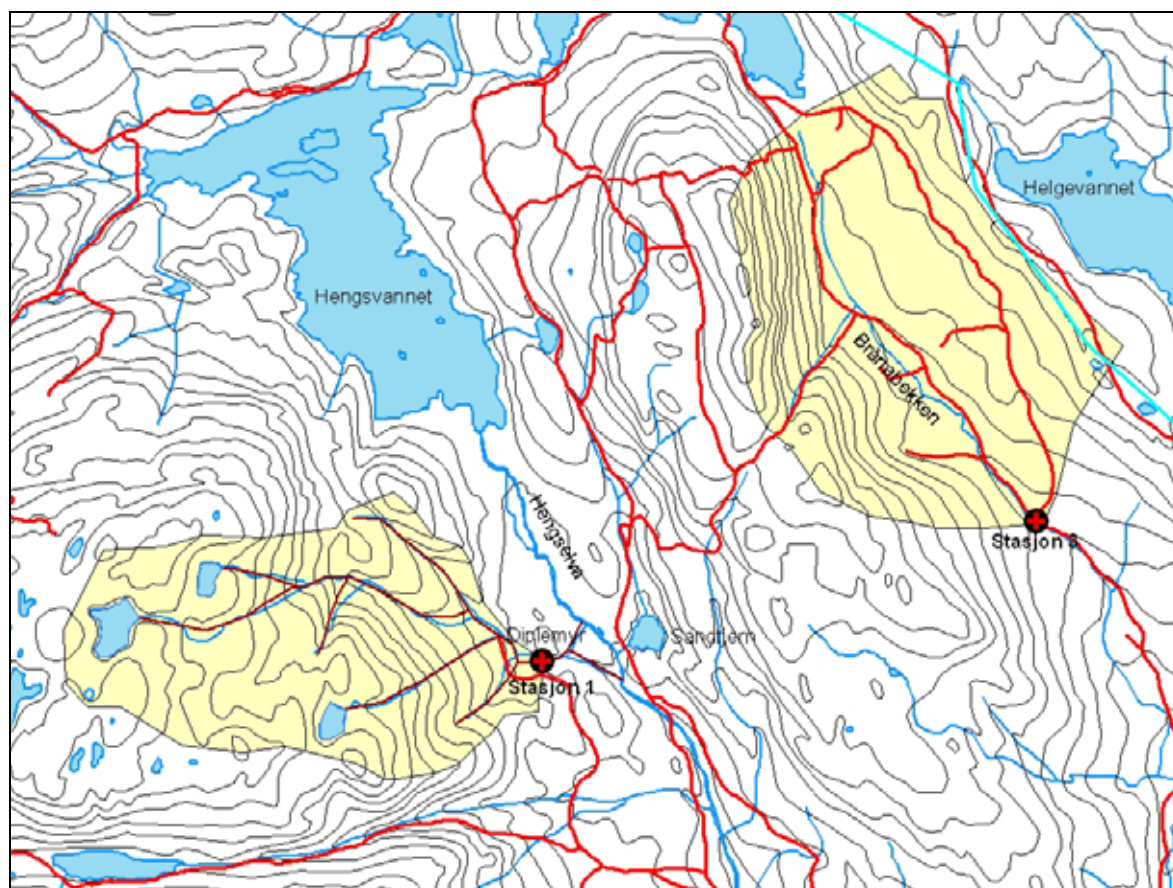
Tabell 2.1 Prøvetakingsdato og generelle forhold i bekken ved bane c i Avgrunnsdalen



Figur 2.4 Avgrunnsdalen 30. april 2003

2.2.3 Hengsvann

Hengsvann skytefelt ligger i Kongsberg og Notodden kommune i hhv Buskerud og Telemark fylke. Hengsvann er et fjernøvingsfelt med et areal på 34000 da. Feltet blir brukt hele året. Hengsvann skytefelt ble med i NIVA's overvåkingsprogram i 2001.



Figur 2.5 Prøvepunkt i Hengsvann skytefelt med nedbørsfelt

Det ble kun utført 2 prøvetakinger ved Hengsvann skytefelt. Det ble foretatt en prøvetaking under vinterforhold (snø, isdekke) og en prøvetaking under snøsmeltingsperioden. Tabell 2.2 viser en kort oversikt over prøvetakingen og forholdene i bekken.

Under prøvetakingen i februar var det kuldegrader og derfor vanskelig å gjennomføre ultrafiltrering av vannet, med påfølgende ionebytte, pga at viskositeten til vann øker betydelig ved lavere temperaturer. I tillegg frøs vannet i noen av slangene i systemet.

| Prøvetakingsdato | Merknader |
|------------------------------|--|
| 25 februar 2003 Stasjon 1 | Bekken islagt, lav vannføring |
| 10 april 2003 Stasjon 1 | Fortsatt snø i området, men mye smeltet. Vannkvalitet påvirket av snøsmelting. Middels vannføring. |
| 25 februar 2003 Stasjon 3 | Åpent i bekk ved prøvepunkt, men mye snø i området. Lav vannføring |
| 10 april 2003 Stasjon 3 | Fortsatt snø i området, men mye smeltet. Vannkvalitet påvirket av snøsmelting. Middels vannføring. |

Tabell 2.2 Prøvetakingsdato og generelle forhold i bekken ved stasjon 1 og 3 i Hengsvann

2.3 Vannprøvetaking og fraksjoneringsteknikker

Vannprøver for tungmetallanalyser ble samlet inn på forhåndsvaskede plastflasker (syrevasket med 0,05 M salpetersyre).

Det ble tatt vannprøver for måling av total konsentrasjonen, filtrert 0,45 µm og ultrafiltrert (10 kDa = 0,01 µm). Det ble i tillegg utført fraksjonering mhp ladning vha ionebyttekromotografi. Ved full prøvetaking ble det samlet inn totalt 7 ulike fraksjoner per prøvepunkt.

Tolking av data er svært relatert til hvilke metoder og prosedyrer som er benyttet, det er derfor viktig å overveie følgende i den analytiske strategien; representativ prøvetaking, fraksjoneringsteknikker, konserveringsmetoder og analysemetoder.

2.3.1 Fraksjonering med hensyn på størrelse

Størrelsefraksjonering ble utført ved hjelp av membranfiltrering og ultrafiltrering (10). Membranfiltrering ble utført ved bruk av Millipore 0,45 µm (type HA) og ved bruk av Whatman sprøytefilter (0,45 µm, PVDF Filter membran med Polypropylen forfilter).

Ultrafiltrering ble utført ved bruk av Amicon hollowfibre med en operasjonell definert porestørrelse på 10000 Da (0,01 µm). Utstyret ble vasket i hht prosedyrer (destillert vann, lut løsning, syreløsning og EDTA løsning) mellom hver prøvetaking for å hindre krysskontaminering av prøver. Det ble kjørt med en gjennomstrømning på ca 400 ml/min og et trykk på 12 psi. Trykket ble holdt konstant gjennom filtreringen.

2.3.2 Fraksjonering med hensyn på ladning

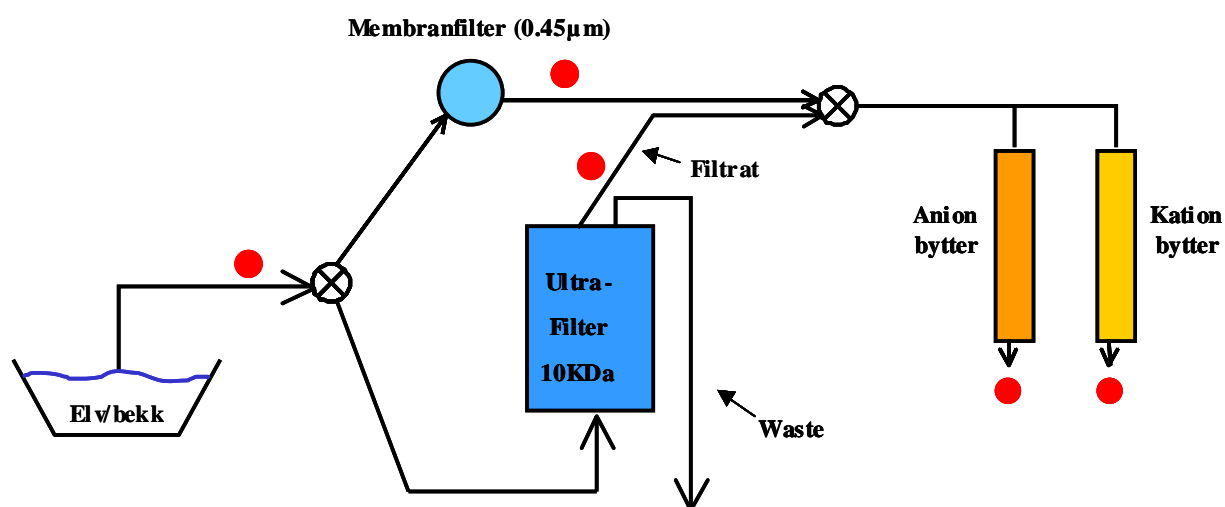
Ladningsfraksjonering ble utført ved bruk av ionebyttekromatografi. For å separere positivt ladde forbindelser og negativt ladde forbindelser ble det brukt to ulike ionebyttemasser med ulike egenskaper. For å separere positivt ladde metaller ble Amberlite IR-120 benyttet (14-52 mesh, Na-form), mens for å separere anioniske forbindelser ble ionebyttemassen AG1-X8 (Biorad, 20-50 mesh, Cl-form) benyttet. De respektive ionebyttemassene ble fylt i hver sin kolonne (Biorad), og vannprøve ble kjørt igjennom kolonnen vha en peristaltisk pumpe. Hastigheten gjennom kolonnen var 30 ml/min.

Konsentrasjonen av tungmetall adsorbent til kolonnen ble funnet ved å måle konsentrasjonen før (Me_{tot}) og etter kolonnen (Me_{eluat}). Denne differansen er andelen av metallet som sitter igjen på ionebyttemassen.

$$Me_{\text{ionebytter}} = Me_{\text{tot}} - Me_{\text{eluat}}$$

2.3.3 On-line størrelse og ladningsfraksjonering

Størrelse og ladningsfraksjoneringen ble kjørt i et on-line system. Dette er en metode utviklet ved Isotoplaboratoriet ved Norges Landbrukshøgskole. Systemet fungerer slik at vann blir pumpet direkte fra elv/bekk og gjennom membranfilter/ultrafilter, deretter blir prøven ført direkte til kolonnene med ionebyttemasse. Oppsettet av systemet er vist skjematisk i Figur 2.6. Ved å kjøre vannet direkte gjennom filter og ionebyttemasser uten lagring av prøve, fjerner man muligheten for endringer av tilstandsformen som følge av at prøver lagres. En del av utstyret ble lånt fra Norges landbrukshøgskole og er vist i felt i Figur 2.7.



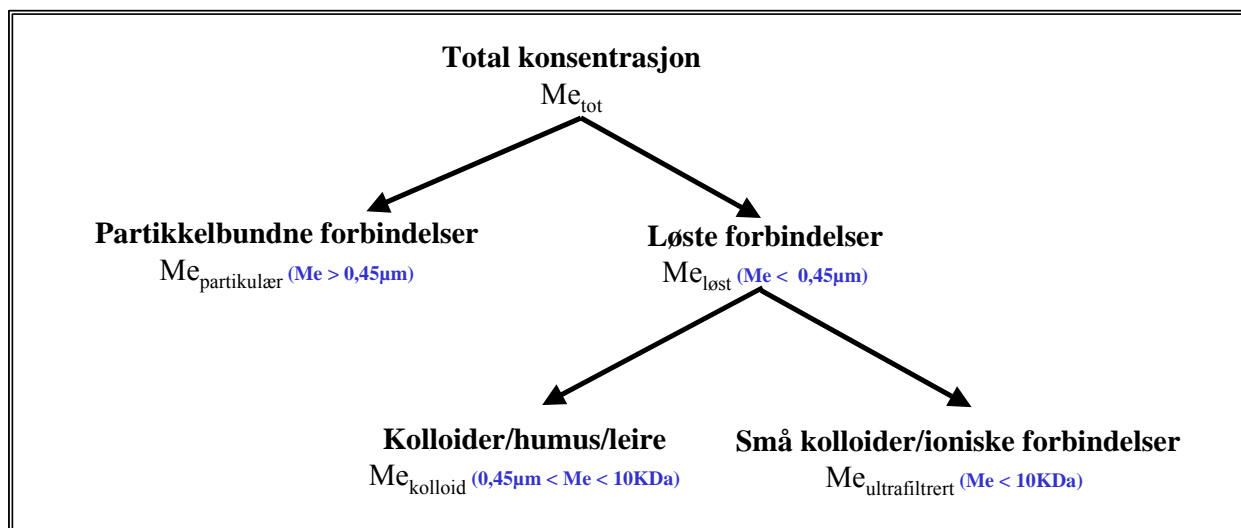
Figur 2.6 Skjematisk oppsett av fraksjoneringssystem benyttet i felt. (⊗ = peristaltisk pumpe, røde sirkler = uttak av prøver)



Figur 2.7 Steinsjøen 26. mars 2003. In situ størrelse og ladnings fraksjonering.

2.3.4 Definisjoner – målte og beregnede konsentrasjoner av metaller

Ut i fra de nevnte fraksjoneringsteknikkene beskrevet i kapittel 2.3, får man et mål på en rekke ulike former av metaller. Det vil alltid være en dynamisk "likevekt" mellom ulike former av metaller i vann. Den totale konsentrasjonen vil være en funksjon av forholdet mellom de ulike formene. Den totale konsentrasjonen kan deles inn i en løst og en partikulær form. Den løste formen skilles ved å filtrere gjennom et filter med en definert porestørrelse på $0,45\ \mu\text{m}$. De løste forbindelsene består av metaller assosiert til organisk materiale, leire, Fe/Mn komplekser og løste ioniske forbindelser etc. Kolloider defineres i denne rapporten til metaller som finnes i størrelsesfraksjon mindre en $0,45\ \mu\text{m}$, men større enn $10\ \text{kDa}$. Tabell 2.3. viser en oversikt over ulike størrelsesfraksjoner i vann, og Tabell 2.4 viser en oversikt over forkortelser og beregninger for ulike fraksjoner slik de er henvist til i resultatene.



Tabell 2.3 Oversikt over ulike størrelsefraksjoner av metaller i vann

| Forkortelser | Beskrivelse | Beregnet |
|----------------------------------|--|--|
| Me_{tot} | Den totale konsentrasjon av metallet | - |
| $Me_{løst}$ | Filtrert gjennom 0,45 µm filter | - |
| $Me_{ultrafiltrert}$ | Filtrert gjennom et ultrafilter, 10 kDa | - |
| $Me_{partikulært}$ | Metall assosiert til partikler | $Me_{tot} - Me_{løst}$ |
| $Me_{kolloid}$ | Størrelsesfraksjon: 0,45 µm > Me > 10 kDa | $Me_{løst} - Me_{ultrafiltrert}$ |
| Me_{kation} (positivt ladd) | Andelen Me som sitter igjen på kationbytterkolonnen (Amberlite IR-120) | $Me_{før\ ionebytter} - Me_{eluat}$ |
| Me_{anion} (negativt ladd) | Andelen Me som sitter igjen på anionbytterkolonnen (AG1-X8) | $Me_{før\ ionebytter} - Me_{eluat}$ |
| $Me_{nøytral}$ | Den andelen Me som går rett igjennom både kation og anionbytteren | $Me_{tot/løst/ultrafiltrert} - Me_{kation} - Me_{anion}$ |
| Me_{labilt} | Andelen av kationisk løst metall | $Me_{løst} - Me_{eluat}$ |
| $Me_{organisk}$ | Løst Me som ikke festes på kationbytteren | $Me_{løst} - Me_{labilt}$ |

Tabell 2.4 Oversikt over definisjoner av tilstandsformer til metaller brukt i rapporten og hvordan disse er beregnet

2.4 Automatisk vannprøvetaking

I Larsmyrdalbekken på Steinsjøen skytefelt ble det plassert ut en automatisk vannprøvetaker, ISCO Modell 6700 Portable Sampler. Prøvetakingsperioden startet 3. juni og ble avsluttet 20. juni. I prøvetakingsperioden ble vannprøver tatt hver 12 time, dvs to ganger i døgnet. I tillegg til vannprøvetakingen ble pH, ledningsevne, temperatur, nedbør og vannhøyde (mm) logget kontinuerlig hvert minutt med en multisonde (Ysi-sonde 600R). Vannprøvene ble hentet hver tredje dag og fraksjonert så raskt som mulig på laboratoriet.

2.5 Analyser

Det ble i tillegg til metallene Pb, Cu, Zn og Sb, målt pH, ledningsevne, temperatur, TOC/DOC (totalt og løst organisk karbon), samt en rekke andre kationer (Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na og Si).

FFI foretok analyse av Pb, Cu og Sb ved AAS-GF (Perkin Elmer Aanalyst 800 Atomic Absorption Spectrometer) med deteksjonsgrense på hhv 0,7, 0,3 og 0,5 µg/l. Resten av kationene ble analysert av Forsvarets laboratorietjenester (FOLAT) med ICP-AES. Deteksjonsgrensene for disse er gitt i appendiks A.2, teknisk rapport. Vannprøvene ble tilsatt ultrapure salpetersyre (0,5%) som konserveringsmiddel.

FFI målte pH med HI 9224 pH-meter fra Hanna Instruments. Temperatur og ledningsevne *in situ* ble målt vha HI 933100 mikroprosessor konduktivitetsmeter, også fra Hanna Instruments.

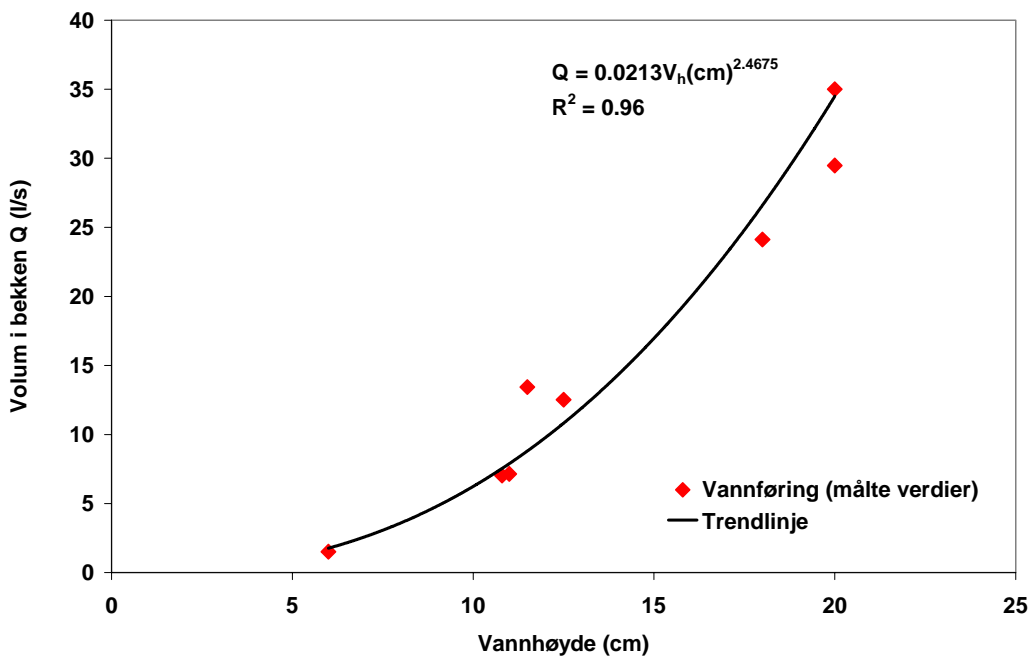
Analyser av organisk materiale i vannprøvene ble utført ved Norges landbrukshøyskole, Institutt for jord- og vannfag og ved Jordforsk.

3 RESULTAT OG DISKUSJON

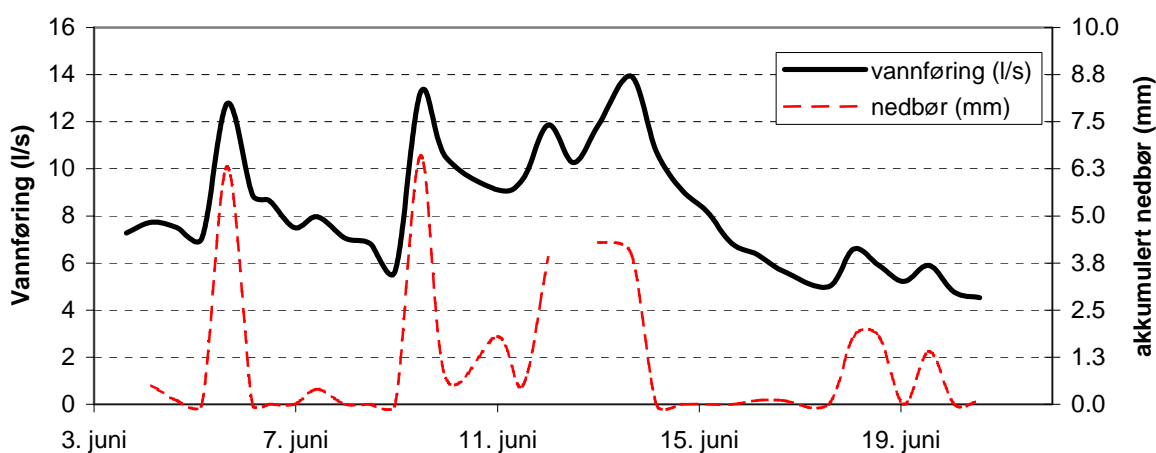
3.1 Steinsjøen

3.1.1 Nedbør og vannføring

Nedbør og vannføring ble målt, og det ble beregnet en vannføringsligning på bakgrunn av eldre data fra 2001 og nye data fra 2003. Vannføring ble estimert ut fra målt vannhastighet og tverrsnitt av bekken. I Figur 3.1 vises estimert sammenheng mellom vannhøyde og vannføring. Vannføringsligningen i Figur 3.1 gjelder innenfor intervallet 6 til 20 cm vannhøyde (1 til 35 l/s). Ved vannføringer over 35 l/s vil usikkerheten i ligningen øke. Vannføringen i bekken har en rask reaksjonstid i forhold til nedbøren i nedbørsfeltet (se Figur 3.2).



Figur 3.1 Sammenhengen mellom vannhøyde og vannføring i Larsmyrdalbekken basert på data fra 2001 og 2003

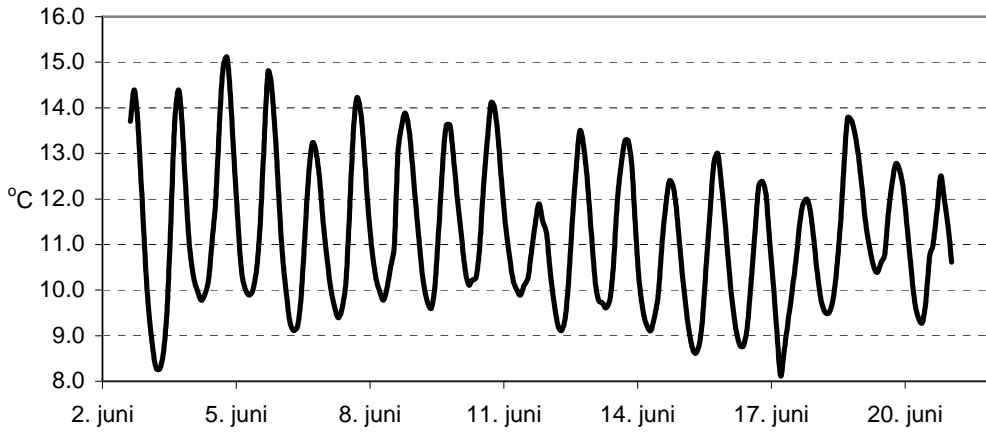


Figur 3.2 Vannføring (l/s) og nedbør (mm) i Larsmyrdalbekken i perioden 3. juni – 20. juni 2003. Nedbørsmengden er vist som akkumulert nedbør pr 12 timer, som tilsvarer mengde nedbør mellom hver prøveinnsamling

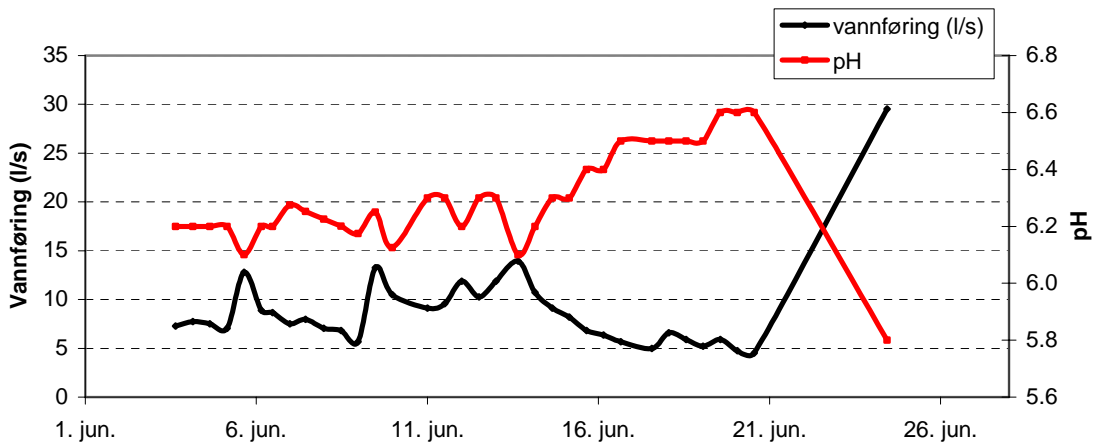
3.1.1 Temperatur, pH, ledningsevne og DOC

Temperaturen i vannet om dagen holdt seg mellom 12 - 15 °C, mens den om nattet sank til 8 – 10 °C. Det var størst forskjell mellom dag- og nattetemperatur i begynnelsen av måleperioden. Figur 3.3 viser temperaturen i Larsmyrdalbekken i måleperioden. I måleperioden ble det registrert pH verdier mellom 5,8 – 6,6 og ledningsevnen holdt seg mellom 30 og 52 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Variasjonen i pH og ledningsevne i forhold til vannføringen i bekken er vist i Figur 3.4 og Figur 3.5. Trenden er at pH og ledningsevne synker når vannføringen stiger. Det vil med andre ord si at det er surest vann og lavest ledningsevne ved høy vannføring.

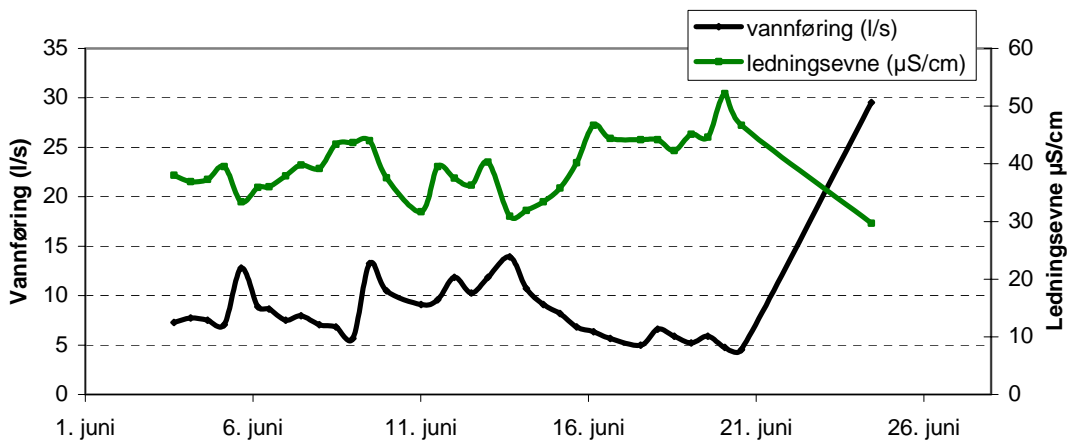
En forklaring på at pH synker i nedbørsepisoder, er at større andel av vannet i bekken blir påvirket av overflatevann med høyt innhold av mobile ioner slik som SO_4^{2-} (sulfat). Sulfat vil vaskes ut i bekken med overflatevann med høyere andel H^+ ioner sammenlignet med mengden H^+ som er i sigevann (11). Under perioder med tørke vil vannet i bekken være mest påvirket av sigevann som har høyere innhold av løste ioner slik som Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , Cl^- , SO_4^{2-} og HCO_3^- . Innholdet av disse syv ionene bestemmer ledningsevnen i vannet (11).



Figur 3.3 Temperaturvariasjon (C°) i Larsmyrdalbekken i prøveperioden.

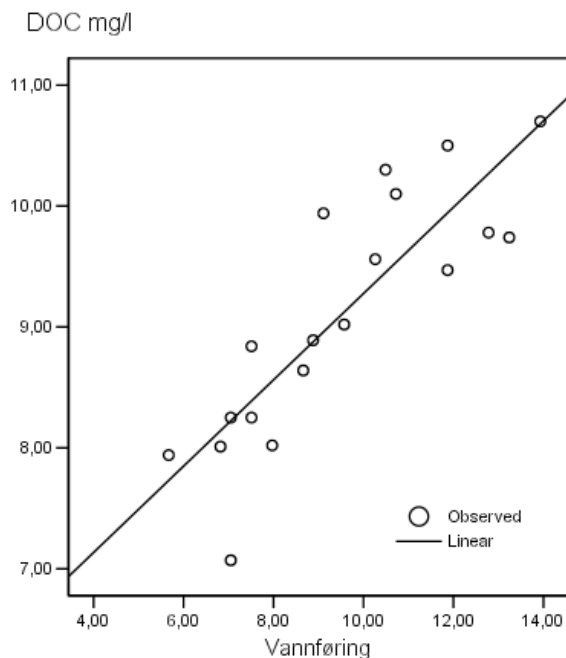


Figur 3.4 Variasjon i pH og vannføring (l/s) i Larsmyrdalbekken i prøveperioden.



Figur 3.5 Variasjon i ledningsevne ($\mu\text{S}/\text{cm}$) og vannføring (l/s) i Larsmyrdalbekken i prøveperioden

DOC ble analysert i vannprøver fra Steinsjøen i perioden 4. til 14. juni. Resultatene av analysen vises i appendiks A.3. En lineær regresjon mellom DOC og vannføringen viser en positiv korrelasjon på 72 % ($R^2 = 0,72$). Det vil si at ved økende vannføring stiger innholdet av DOC i bekken. Denne sammenhengen er vist i Figur 3.6.



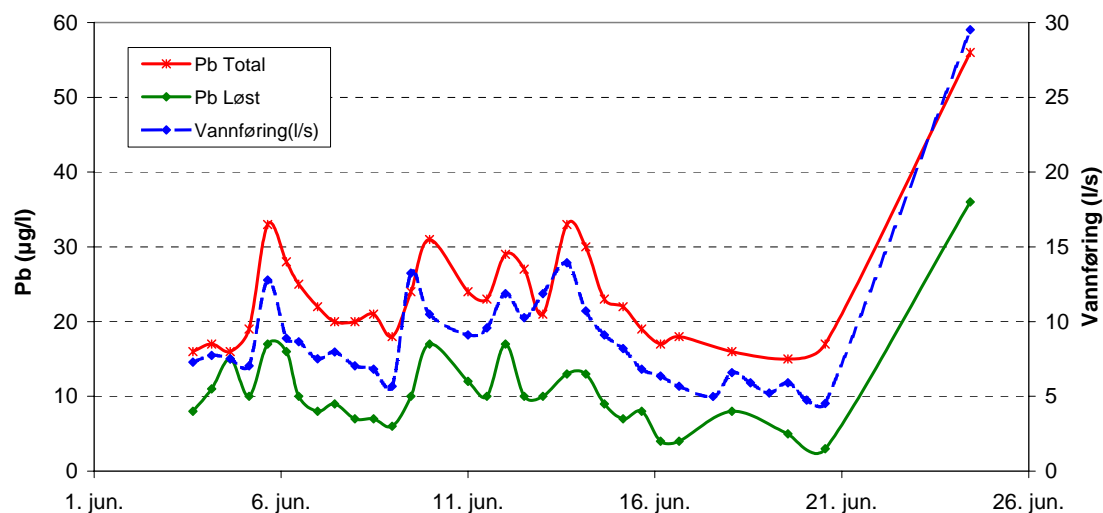
Figur 3.6 Sammenhengen mellom vannføring (l/s) og DOC (mg/l) i Larsmyrdalbekken

3.1.2 Bly

Konsentrasjonen av totalt bly varierer mellom 15-28 $\mu\text{g/L}$. I følge SFT's klassifisering av ferskvann kan bekkene da klassifiseres som meget sterkt forurenset. I følge klassifiseringssystemet til Lydersen *et al* 2002, vil slike konsentrasjoner føre til alvorlige effekter for mange arter.

Figur 3.7 viser hvordan totalt og løst bly varierer med vannføringen gjennom måleperioden. En økning i vannføringen gir økt konsentrasjon av både totalt og løst bly. Andelen av løste forbindelser utgjør i gjennomsnitt 44 % i forhold til totalt innhold, og dette forholdet varierer lite i måleperioden. Tabell 3.1 viser den lineære sammenhengen mellom de ulike fraksjonene av bly i forhold til vannføringen. Alle de ulike fraksjonene er positivt korrelert med vannføringen. Vannføringen forklarer 86 % ($R^2 = 0,86$) av variasjonen i totalt bly og 80 % ($R^2 = 0,80$) av variasjonen av løst bly. Studier som ble utført av FFI i 2001 viste tilsvarende resultat, men med en forklaringsgrad på 95 % ($R^2 = 0,95$) mellom vannføring og løst bly (8). I undersøkelsen i 2001 var det til sammenligning noe større utslag i vannføring, noe som også førte til større utslag i konsentrasjonene av bly. Modelligningen for de to studiene (se Figur 3.9) har omtrent samme stigningstall men er parallellforskjøvet i forhold til hverandre. Årsaken til dette er trolig fysiske endringer i nedbørsfeltet. Siden 2001 er det blitt foretatt graving og tilkjøring av store mengder løsmasse til to av skytebanene i Larsmyrdalen for å tilfredstille sikkerhetsmalene for

skytebanene. Massene som ble benyttet er sprengningsmasse fra målområdet på skytebane 8. Det ble også laget en maskintrasé over bekken, noe som har redusert vannhastigheten forbi skytebanene. Dette har også resultert i at vannspeilet er hevet i forhold til 2001. Disse tiltakene kan trolig være årsaken til en reduksjon på ca 7 $\mu\text{g/l}$ av løst bly i Larsmyrdalbekken sammenlignet med 2001 nivå.



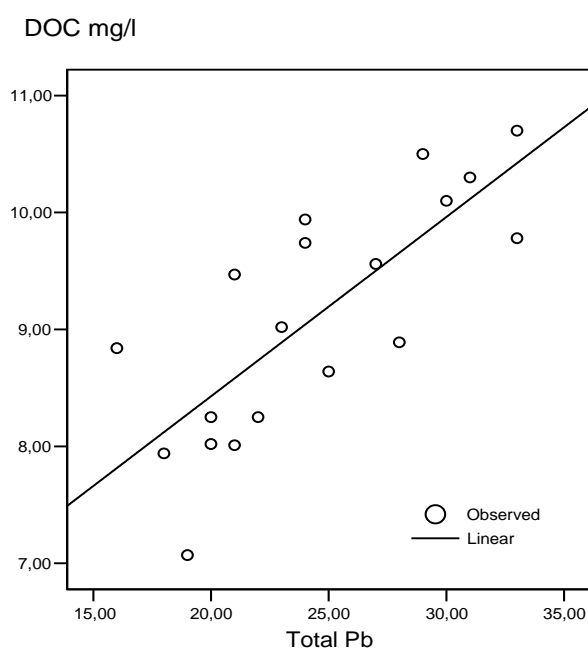
Figur 3.7 Totalt og løst bly ($\mu\text{g/l}$) under prøvetakingsperioden på Steinsjøen

| Fraksjon | N | R ² | Modell |
|-----------------------------|----|----------------|---------------|
| Pb _{tot} | 30 | 0,86 | = 1,7 Q + 7,9 |
| Pb _{løst} | 30 | 0,80 | = 1,2 Q - 0,7 |
| Pb _{kolloidial} | 24 | 0,75 | = 1,1 Q - 0,6 |
| Pb _{organisk} | 29 | 0,65 | = 0,6 Q + 1,8 |
| Pb _{ultrafiltrert} | 24 | 0,53 | = 0,1 Q + 0,3 |
| Pb _{labilt} | 18 | 0,52 | = 0,6 Q - 1,9 |
| Pb _{partikulært} | 29 | 0,33 | = 0,4 Q + 9,2 |
| Pb _{negativ} | 14 | 0,11 | = 0,1 Q + 1,5 |

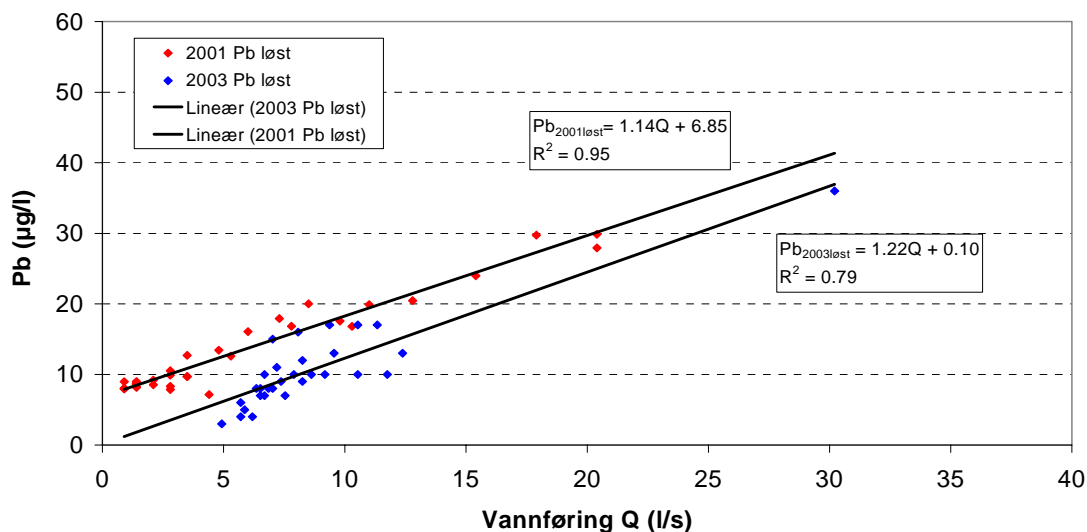
Tabell 3.1 Korrelasjon mellom vannføring (Q; l/s) og ulike fraksjoner av bly ($\mu\text{g/l}$)

For de andre fraksjonene var det noe dårligere sammenheng mellom vannføringen og konsentrasjonen av bly sammenlignet med totalt og løst bly. Den kolloidale fraksjonen er positivt korrelert med vannføringen og forklarer 75 % ($R^2 = 0,75$) av variasjonen, mens organisk bundet bly og labilt bly gav en forklaringsgrad på henholdsvis 65 % ($R^2 = 0,65$) og 52 % ($R^2 = 0,52$) med vannføringen. Figur 3.10 viser konsentrasjonen for organisk bundet bly og labilt bly

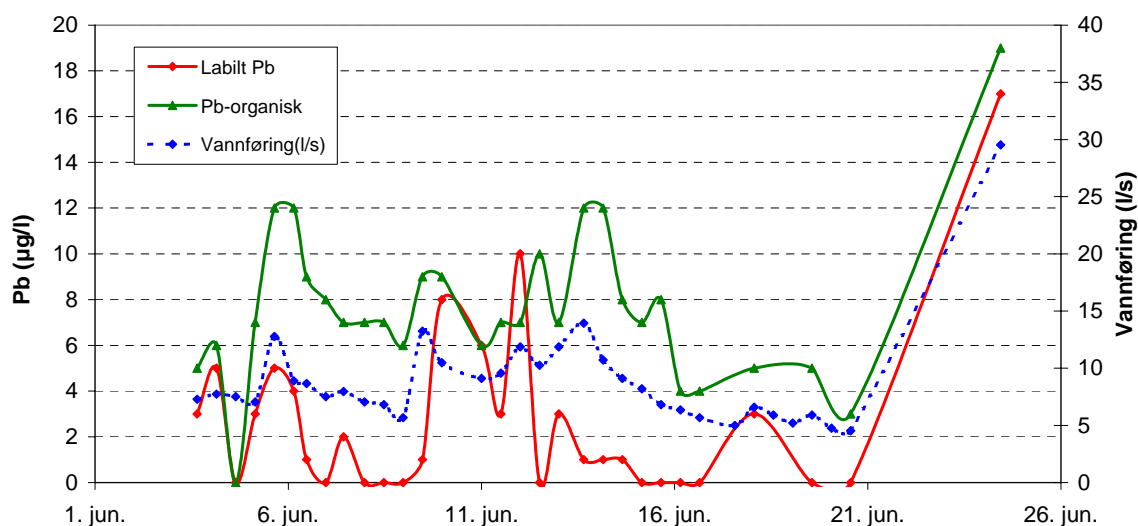
sammenlignet med vannføringen. En årsak til at disse modellene er noe mer usikre, er at de målte konsentrasjonene av organisk og labilt bly ligger relativt nært deteksjonsgrensen. En regresjonsmodell mellom totalt bly og løst organisk karbon (DOC) viser en positiv korrelasjon. DOC forklarer 60 % ($R^2 = 0,60$) av variasjonen i totalt bly i bekken. Plottet mellom de to parametrene er vist i Figur 3.8. For løst bly ble det bare oppnådd en forklaringsgrad på 43 % ($R^2 = 0,43$), som gjør at sammenhengen mellom de to parametrene er noe mer usikker. For den ultrafiltrerte fraksjonen av bly var det svært få antall prøver som oversteg deteksjonsgrensen (se appendiks A.2). I regresjonsanalysen ble disse målingene satt til 0,5 µg/l. Dette gjør at modellen blir usikker mellom vannføring og ultrafiltrert bly. Den sannsynlige årsaken til den lave forklaringsgraden er at det under flomepisoder ikke blir en markant økning i den ultrafiltrerte fraksjonen. Mesteparten av blyet som transporteres under slike episoder finnes i den kolloidale fraksjonen. Det er svært dårlig sammenheng med vannføringen og mengden bly i partikkelfraksjonen. I utgangspunktet skal denne fraksjonen være godt korrelert med vannføringen, men i dette studiet er spredningen i måleresultatene stor (se A.1). Det kan være flere årsaker til dette. En årsak kan være at hovedandelen av bly som blir transportert under nedbørsepisoder er assosiert til organisk materiale, leirminerale og oksider, og vil derfor finnes i den kolloidale størrelsesfraksjonen. Partikkelbundet bly vil derfor ikke være godt korrelert med vannføringen. En annen årsak kan være at en del av prøvene som ble tatt med den automatiske vannprøvetakeren sto noen dager før de ble behandlet, noe som kan føre til en utfelling av partikler. Lagringseffekter av prøver ble derfor undersøkt i laboratoriet på FFI. Det viste seg at det skjer en viss endring i sammensetningen av de ulike fraksjonene over tid. Tidspunktet prøven er tatt i forhold til nedbørsepisoden er også viktig for mengden suspenderte partikler i vannet. Konsentrasjonen av suspendert materiale kulminerer gjerne før flomtopper, og den er høyere på stigende vannføring enn på fallende. Dette skyldes at vannstrømmen er mer turbulent på stigende flom og derfor har større erosjonsevne.



Figur 3.8 Sammenheng mellom totalt bly (µg/l) og DOC (mg/l)



Figur 3.9 Sammenligning av måleresultater av løst bly fra undersøkelsene i 2001 og 2003



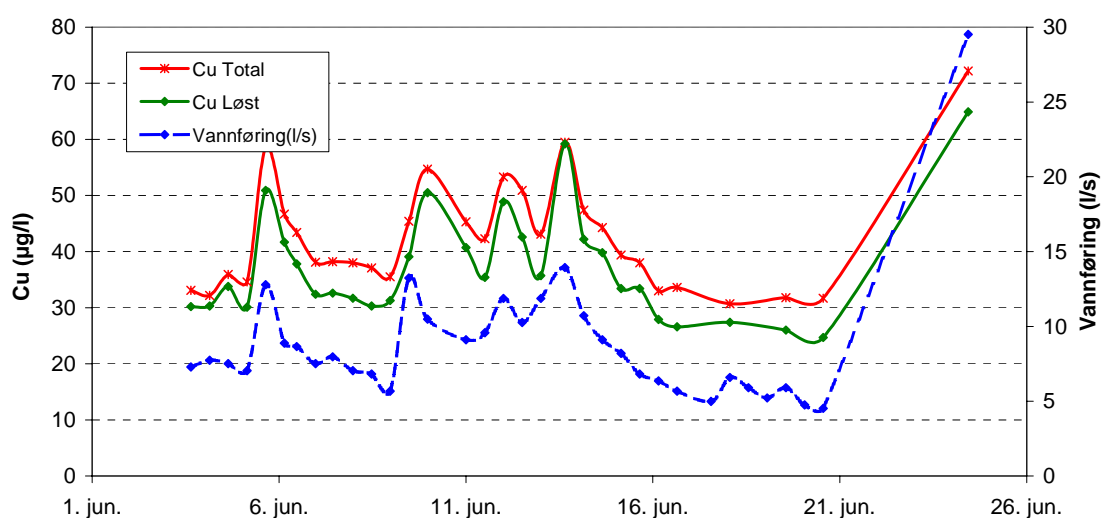
Figur 3.10 Konsentrasjonen av labilt og organisk bly sammenlignet med vannføringen i Larsmyrdalbekken

Med bakgrunn i denne undersøkelsen tyder det på at bly i avrenningsbekken er bundet hovedsakelig til partikler og kolloider. Svært lite foreligger i den ultrafiltrerte fraksjonen (små kolloider og ioniske forbindelser), som er antatt å være den mest biotilgjengelige. Under økt vannføring er det den kolloidale fraksjonen av bly som ser ut til å være den tilstandsformen av bly som viser en sammenheng med økt vannføring.

3.1.3 Kobber

Den totale konsentrasjonen av kobber varierte mellom 33 – 71 µg/l. I følge SFT klassifiseringssystem er bekken meget sterkt forurenset. Også i følge Lydersen *et al.* 2002 vil slike konsentrasjoner føre til alvorlige effekter for mange arter (Tabell 1.3).

Figur 3.11 viser tydelig at den aller største andelen av den totale mengden kobber i bekkevannet er løste forbindelser. Den logaritmiske korrelasjonen mellom totalt kobber og vannføringen er på 84 % ($R^2 = 0,84$). For løst kobber er korrelasjonen på 81 % ($R^2 = 0,81$). Andelen av løste forbindelser i forhold til totalinnholdet utgjør i gjennomsnitt 87 %. Figur 3.11 viser at dette ser ut til å holde seg forholdsvis konstant i måleperioden.

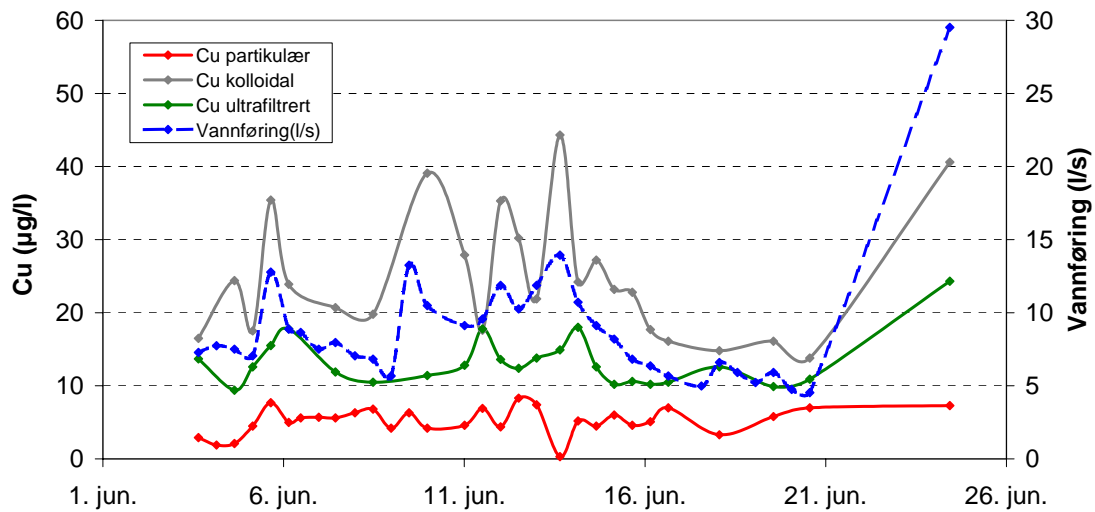


Figur 3.11 Konsentrasjonen av totalt og løst fraksjon av kobber sammenlignet med endringer i vannføringen

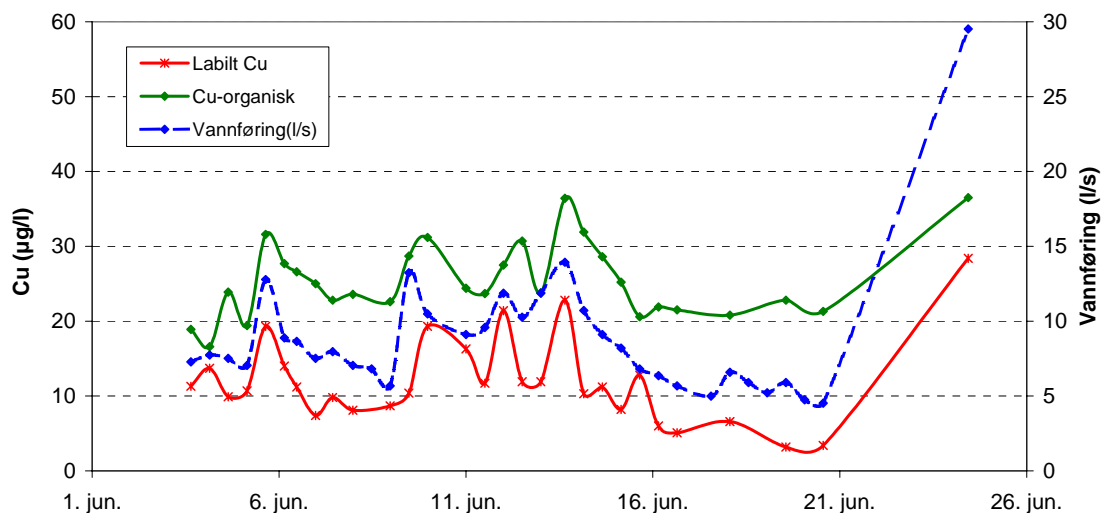
Tabell 3.2 viser de beregnede korrelasjonene mellom de ulike fraksjonene av kobber sammenlignet med vannføringen i bekken. Til forskjell fra bly er korrelasjonene, for en del fraksjoner av kobber, logaritmiske. Disse fraksjonene er positivt korrelert med vannføringen, men stigningen er avtagende med økende vannføring. Figur 3.12 viser hvordan partikkelbundet, kolloidal og ultrafiltrert fraksjon av kobber varierer med vannføringen i bekken. For kolloidal og ultrafiltrert fraksjon er det en logaritmisk korrelasjon på henholdsvis 67 % ($R^2 = 0,67$) og 62 % ($R^2 = 0,62$). Mens for den partikulære fraksjonen er det, tilsvarende som for bly ingen sammenheng mellom vannføring og konsentrasjon. For labil og organisk fraksjon av kobber forklarer vannføringen henholdsvis 72 % ($R^2 = 0,72$) og 63 % ($R^2 = 0,63$). Disse resultatene antyder at det under nedbørsepisoder blir en økt andel av biotilgjengelige tilstandsformer av kobber. Når vannføringen øker, avtar pH og dette er sannsynligvis en årsak til at disse tilstandsformene øker. Figur 3.13 viser hvordan de to fraksjonene endres med vannføringen.

| Fraksjon | N | R ² | Modell |
|-----------------------------|----|----------------|------------------|
| Cu _{tot} | 30 | 0,84 | = 25,0lnQ + 11,7 |
| Cu _{løst} | 30 | 0,81 | = 25,5lnQ - 15,7 |
| Cu _{labilt} | 29 | 0,72 | = 13,5lnQ - 17,4 |
| Cu _{kolloidal} | 24 | 0,67 | = 18,7lnQ - 16,1 |
| Cu _{Organisk} | 29 | 0,63 | = 10,9lnQ + 1,9 |
| Cu _{ultrafiltrert} | 24 | 0,62 | = 7,1lnQ - 2,3 |
| Cu _{partikulært} | 30 | 0,03 | = 0,1Q + 4,6 |
| Cu _{negativ} | 30 | 0,03 | = 0,1Q + 2,8 |

Tabell 3.2 Korrelasjon mellom vannføring (Q i l/s) og ulike fraksjoner av kobber



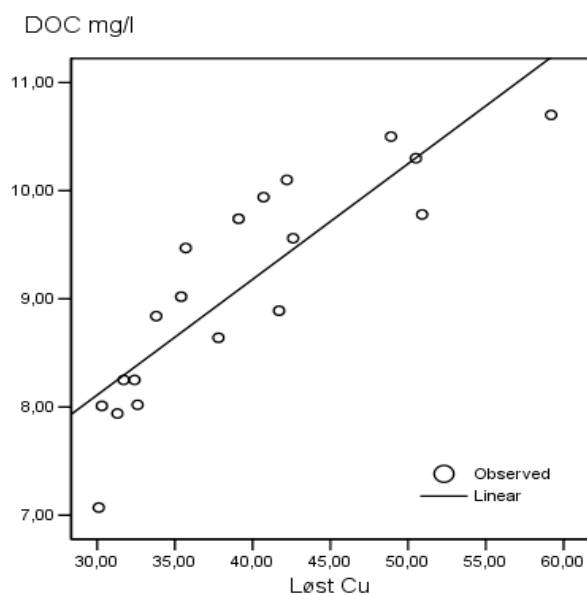
Figur 3.12 Konsentrasjonen av kobber i partikulær, kolloidal og ultrafiltrert fraksjon av kobber sammenlignet med vannføringen i bekken



Figur 3.13 Konsentrasjonene av labilt kobber og kobber bundet organisk sammenlignet med vannføringen i måleperioden

Oppsummeres resultatene fra undersøkelsene av de ulike fraksjonene av kobber, viser disse at det bare er en liten andel (13 %) kobber som er bundet til partikkelfraksjonen. Den største andelen er løste nøytrale forbindelser av kobber som er assosiert til leirmineraler/organiske forbindelser (forbindelser som elueres rett gjennom både kation- og anionbytteren). Denne fraksjonen utgjør gjennomsnittelig 67 % av de løste forbindelsene. Korrelasjonen mellom DOC i bekkevannet og løst kobber har en forklaringsgrad på 75 % ($R^2 = 0,75$). Figur 3.14 viser denne sammenhengen mellom løst kobber og DOC. Dette støtter opp under analyseresultatene, og viser at en stor andel av kobberet i den løste fraksjonen er bundet til organiske forbindelser.

I den ultrafiltrerte fraksjonen er det en større andel kobber sammenlignet med bly. Dette gjenspeiler ulike kjemiske egenskaper for de to metallene.

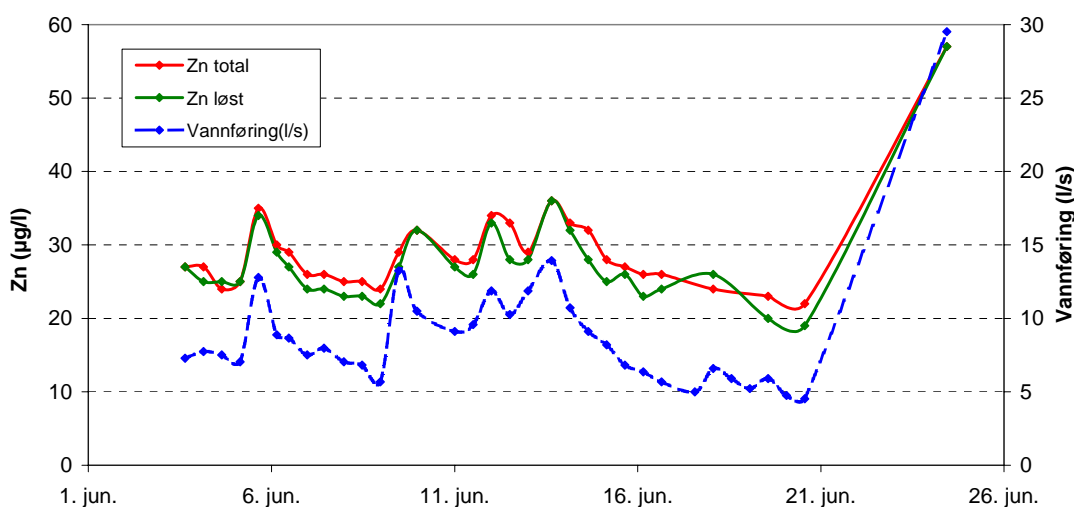


Figur 3.14 Sammenheng mellom løst kobber ($\mu\text{g/l}$) og DOC (mg/l)

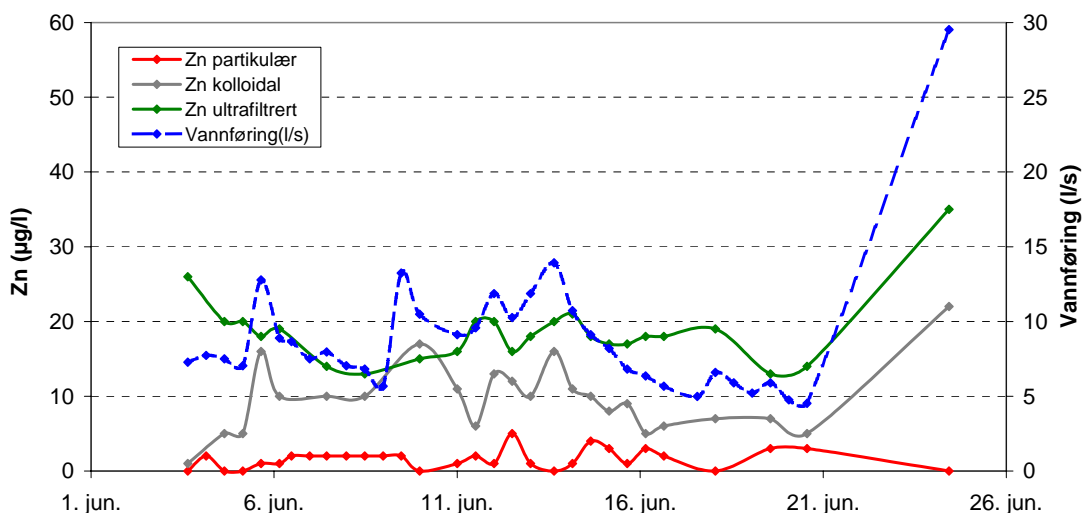
3.1.4 Sink

Konsentrasjonen av sink varierte mellom 22 - 52 µg/L. I følge SFT klassifiseringssystem er bekken markert til sterkt forurenset. I følge Lydersen et al 2002 ligger dette konsentrasjonsintervallet i deres klasse 2 "Lav", det vil si at noen sensitive arter kan bli påvirket, men ingen effekt på fisk.

Figur 3.15 viser variasjonen av totalt og løst sink ved ulik vannføring i måleperioden. Den løste fraksjon av sink utgjør 95 % av totalinnholdet av sink i bekkevannet, noe som viser at lite sink transporteres på partikler. Sammenhengen mellom total sink og vannføring i bekken er svært god og modellen har en forklaringsgrad på 92 % ($R^2 = 0,92$). Når vannføringen stiger, øker konsentrasjonen av sink. Tilsvarende er det for løste forbindelser som har en forklaringsgrad på 91 % ($R^2 = 0,91$) i forhold til vannføringen. Den løste fraksjonen består av 88 % labile former og nivået korrelerer godt med vannføringen ($R^2 = 0,86$). Hvorav 63 % av totalkonsentrasjonen ligger i den ultrafiltrerte delen av størrelsesfraksjonen, mens 33 % ligger i den kolloidale fraksjonen. Begge disse fraksjonene har relativt dårlig forklaringsgrad mot vannføring. Den ultrafiltrerte fraksjonen har en R^2 på 56 % og den kolloidale fraksjonen en R^2 på 64 %. Det viser at den kolloidale fraksjonen følger vannføringen i bekken bedre enn ultrafiltrert fraksjon. Den ultrafiltrerte fraksjonen ser ut til å stige når den partikulære fraksjonen synker. Partikkelfraksjonen utgjør 4 % av total konsentrasjonen. Kurvene over de tre størrelsesfraksjonene er vist i Figur 3.16.



Figur 3.15 Konsentrasjonene av totalt og løst fraksjon av sink sammenlignet med vannføringen i måleperioden

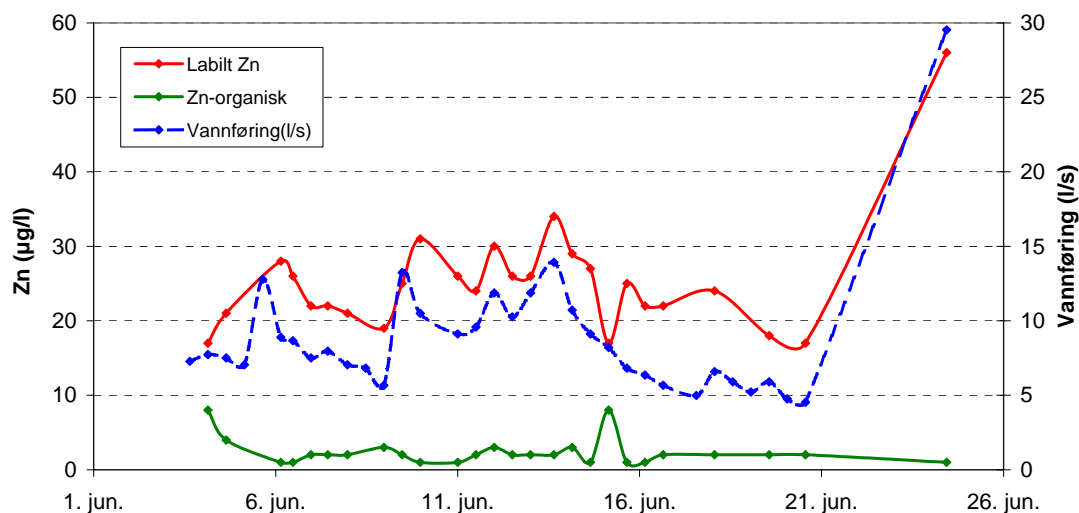


Figur 3.16 Konsentrasjonen av sink i partikulær, kolloidal og ultrafiltrert fraksjon sammenlignet med vannføringen i bekken i måleperioden

| Fraksjon | N | R ² | Modell |
|-----------------------------|----|----------------|---------------|
| Zn _{tot} | 30 | 0,92 | = 1,4Q + 16,3 |
| Zn _{løst} | 30 | 0,91 | = 1,4Q + 14,1 |
| Zn _{labilt} | 26 | 0,86 | = 1,5Q + 11,0 |
| Zn _{kolloidal} | 24 | 0,64 | = 0,8Q + 2,3 |
| Zn _{ultrafiltrert} | 24 | 0,56 | = 0,7Q + 11,9 |
| Zn _{partikulært} | 30 | 0,09 | = -0,1Q + 2,4 |
| Zn _{negativ} | 30 | 0,05 | = -0,2Q + 2,8 |
| Zn _{Organisk} | 26 | 0,03 | = 0,1Q + 2,9 |

Tabell 3.3 Sammenhenger mellom vannføring (Q i l/s) og ulike fraksjoner av sink

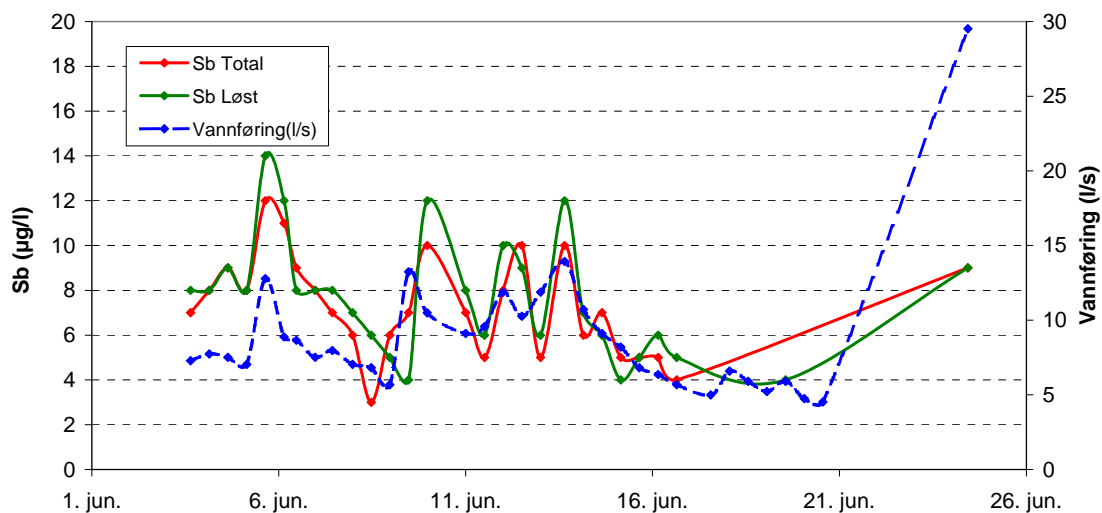
Konsentrasjonen av sink i den labile og organiske fraksjonen av sink er vist i Figur 3.17. Andelen av sink i den organiske fraksjonen er ikke påvirket av endringer i vannføringen. Det ser derfor ut til at sink i liten grad har egenskaper til å binde seg til organiske forbindelser. I målingene av bekkevannet er det ingen korrelasjon mellom løst sink og DOC.



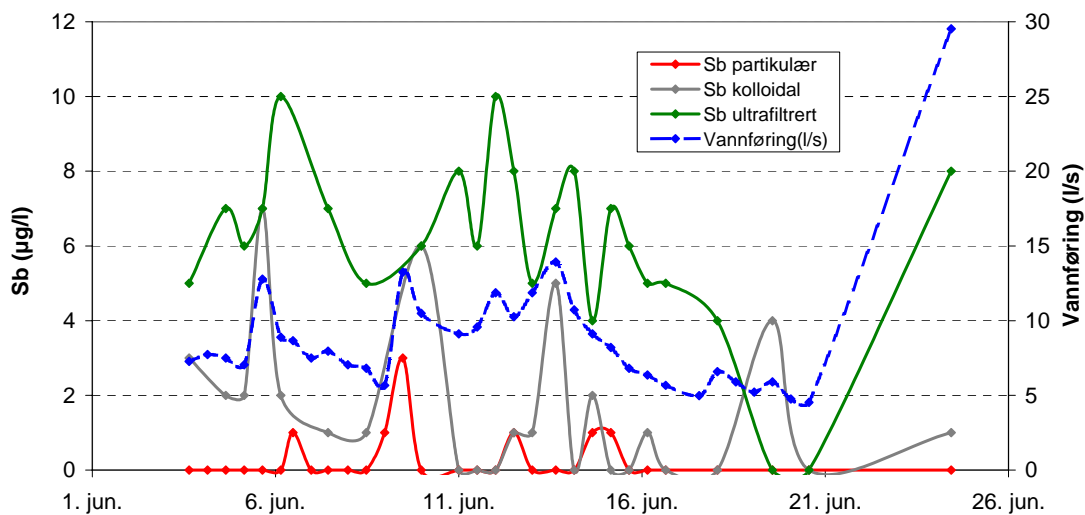
Figur 3.17 Konsentrasjonen av sink i labil fraksjon og organisk bundet fraksjon sammenlignet med vannføringen

3.1.5 Antimon

Figur 3.18 viser variasjonen i konsentrasjonen av totalt og løst antimon i forhold til vannføringen. Den løste fraksjon av antimon utgjør omtrent 100 % av totalinnholdet av antimon i bekkevannet når en tar høyde for usikkerhetene i målingene. I figuren er totalinnholdet i de aller fleste tilfeller lavere enn den løste fraksjonen. Siden det ikke er mulig, uten at løst fraksjon er forurenset, vil dette gjenspeile usikkerheten i analysen av antimon. Deteksjonsgrensen for antimon er satt til 3 µg/l. Målinger ligger over dette nivået, men siden kvantifiseringsgrensen beregnes som 3 ganger deteksjonsgrensen vil usikkerheten i målingene mellom disse grensene være noe større. Figur 3.19 viser hvordan konsentrasjonen av antimon i partikulær, kolloidal og ultrafiltrert fraksjon varierer med vannføringen. Det er ikke funnet noen gode statistiske sammenhenger mellom vannføringen og noen av de nevnte fraksjonene. Det ble funnet bedre korrelasjoner mellom vannføring og løste forbindelser i studiet utført av FFI i 2001. Det kan av figur 3.16 også se ut som om det er en tidsmessig forskyving mellom de ulike fraksjonene. Når vannføringen stiger øker andelen antimon i partikulær fraksjonen først. Deretter øker nivået av antimon i kolloidal fraksjon før nivået av antimon til slutt øker i den ultrafiltrerte fraksjon. Årsaken til dette er sannsynligvis at den kolloidale er mer påvirket av overflateavrenning, mens den ultrafiltrerte fraksjonen er mer påvirket av sivevann. Prøvene fra Steinsjøen viste også at en stor del av antimon forelå på negativt ladd form (dvs, festet seg til anionbytteren).



Figur 3.18 Konsentrasjonen av antimon i totalt og løst fraksjon sammenlignet med vannføringen i bekken i måleperioden



Figur 3.19 Konsentrasjonen av antimon i partikulær, kolloidal og ultrafiltrert fraksjon sammenlignet med vannføringen i bekken i måleperioden

3.2 Avgrunnsdalen

3.2.1 Generell vannkvalitet

Vannkvaliteten i bekken er påvirket av omkringliggende myrområder og er derfor humøs. Vannet er surt og ledningsevnen forholdsvis lav, noe som indikerer et ionefattig vann. Tabell 3.4 viser generelle vannkvalitetsparametere for prøvetakingene ved Avgrunnsdalen.

| Prøvetakingsdato/ | 14.01.2003 | 25.02.2003 | 10.04.2003 | 30.04.2003 |
|------------------------------------|------------------------------------|------------------------------------|---------------------------|---------------------------|
| Forhold under prøvetaking | Islagt, snø, lav vannføring | Snø, islagt, lav vannføring | Middels vannføring | Middels vannføring |
| pH | 6,1 | 5,9 | 5,6 | 5,6 |
| Ledningsevne (µS/cm) | 44 | 42 | 48 | 38 |
| Temperatur | 0,5 | 0 | 3,6 | 9,1 |
| Totalt organisk karbon, TOC (mg/l) | 9,5 | 8,81 | 8,26 | 11,52 |
| Løst organisk karbon, DOC (mg/l) | 10,15 | 8,82 | 7,2 | 12,11 |
| Org karbon < 10 kDa | Ikke målt | 2,85 | 4,00 | 5,07 |
| Na (mg/l) | 4,27 | 3,72 | 2,73 | 2,29 |
| K (mg/l) | 0,61 | 0,59 | 0,61 | 0,52 |
| Mg (mg/l) | 0,69 | 0,59 | 0,52 | 0,41 |
| Ca (mg/l) | 3,16 | 2,52 | 2,22 | 1,85 |
| Fe (mg/l) | 1,77 | 0,71 | 0,40 | 0,20 |
| Mn (mg/l) | 0,3865 | 0,1095 | 0,0770 | 0,0365 |
| Si (mg/l) | 0,40 | 0,35 | 0,23 | 0,19 |

Tabell 3.4 *Generelle vannkvalitetsparametere i Avgrunnsdalbekken ved de fire prøvetakingene*

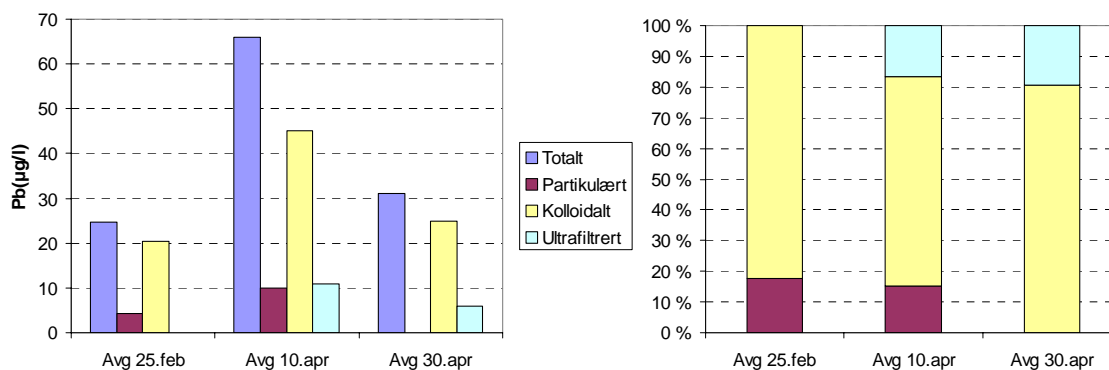
3.2.2 Bly

Konsentrasjonen av totalt bly var hhv 25, 64 og 31 µg/l ved de tre prøvetakingstidspunktene. Dette er ved alle tilfellene klassifisert som meget sterkt forurenset. Ved å bruke Lydersen et al 2002 klassifiseringssystem tilsvarer dette klasse 4 høy.

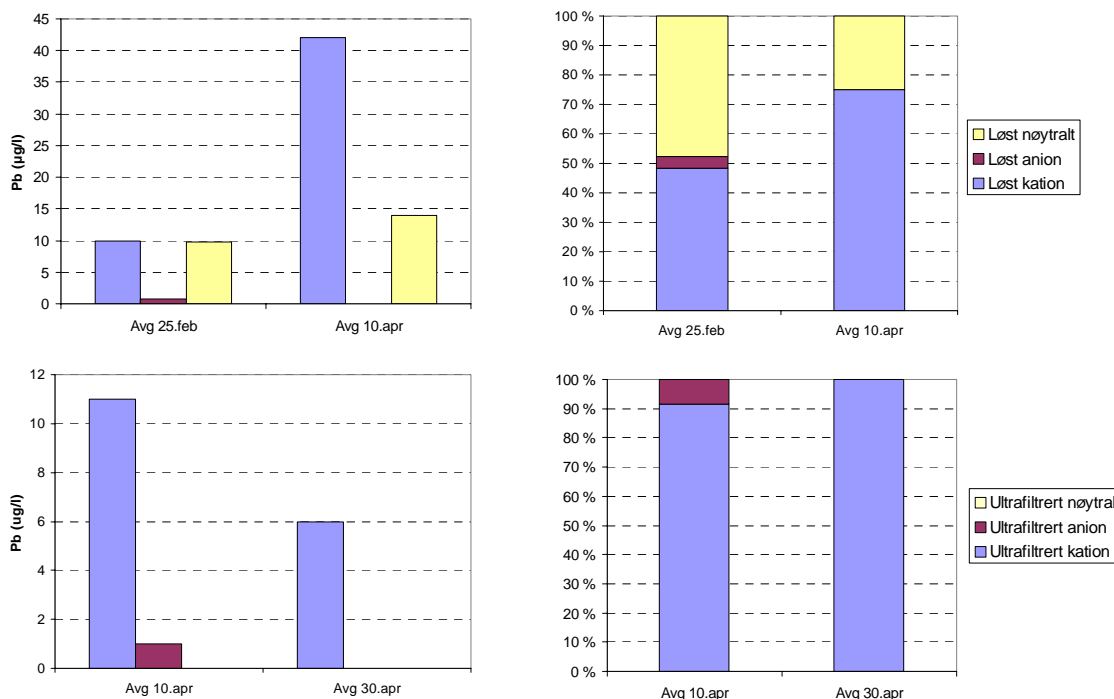
Resultatene fra Avgrunnsdalen viser, tilsvarende resultat som ved Steinsjøen, at det over tid er variasjoner i konsentrasjonen av bly i de ulike størrelsesfraksjonene i bekken. Andelen løste blyforbindelser i bekken i Avgrunnsdalen er noe høyere sammenlignet med bekken i Steinsjøen. Dette gjenspeiler trolig ulik vannkvalitet og ulikt nedbørsfelt. Det ser ut til at det skjer en størrelsesendring fra større forbindelser om vinteren til noe mindre forbindelser på slutten av

våren. Det kan være flere årsaker til dette, f.eks endringer i bekkens vanntilførsel, telen i bakken og temperaturen på bekkevannet.

Andelen biotilgjengelige former av bly øker noe mot slutten av våren. Figur 3.21 viser forholdet mellom kationer og anioner ved to ulike prøvetidspunkt. Av bly som finnes i den ultrafiltrerte fraksjonen er tilnærmet alt på kationform. Dette er antatt å være den mest biotilgjengelige formen. Nøytrale forbindelser finnes kun i kolloidalfraksjonen.



Figur 3.20 Konsentrasjonen av bly i ulike størrelsesfraksjoner ved tre prøvetidspunkt i Avgrunnsdalen (De filtrerte prøvene 30. april var kontaminert. Den kolloidale fraksjonen er derfor noe overestimert, og den partikulære underestimert).



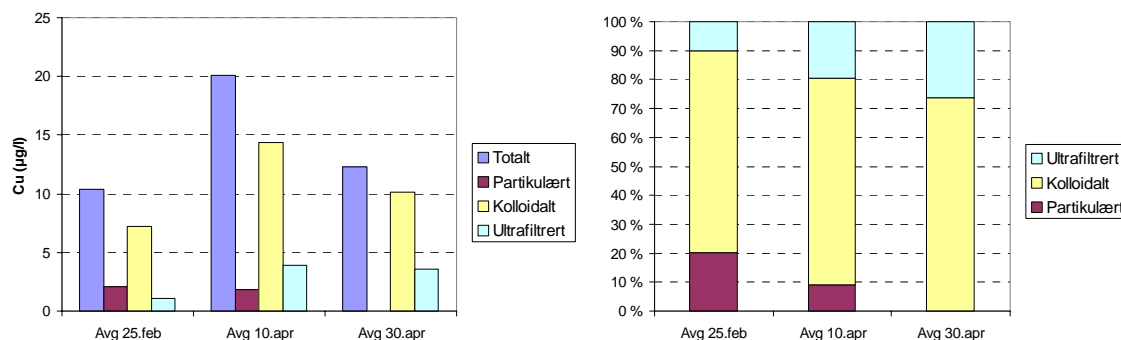
Figur 3.21 Forholdet mellom anioner, kationer og uladde forbindelser i den løste (øverste figurer) og i den ultrafiltrerte (nederste figurer) fraksjonen ved ulike tidspunkt.

3.2.3 Kobber

Den totale konsentrasjonen av kobber varierte fra 9,7 – 20,1 $\mu\text{g/l}$ (gjennomsnitt = 13,1 $\mu\text{g/l}$) ved de fire prøvetakingene, med høyeste konsentrasjon i april. Disse verdiene blir klassifisert som ”meget sterkt forurenset” ($< 6 \mu\text{g/l}$) i følge SFT’s klassifisering av tilstandsklasser. Den høyeste verdien ble målt 10. april og det var også da bekken hadde den høyeste vannføringen av de fire prøvetakingene.

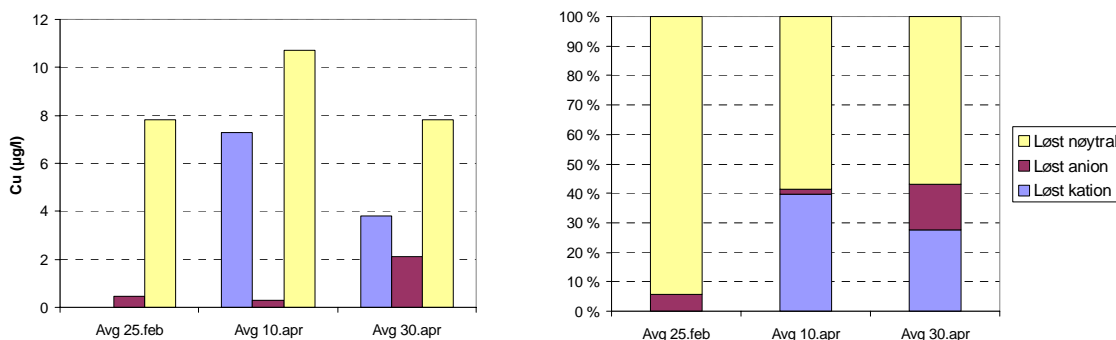
Det ble ved de tre siste prøvetakingene også målt på ulike fraksjoner av kobber for å få et bilde av variasjonen i tilstandsformer ved ulike tidspunkt. Dette vil gi informasjon om andelen av biotilgjengelig kobber.

Figur 3.22 viser hvordan fordelingen av kobber er mellom ulike størrelsesfraksjoner ved tre av prøvetakingene. Den kolloidale fraksjonen (10 kDa – 0,45 μm) er den signifikant største fraksjonen og utgjør omtrent 70 %. Dette indikerer at kobber har stor affinitet til kolloider. Partikkelbundet kobber går ned mens kobber i den ultrafiltrerte fraksjonen øker utover i måleperioden.



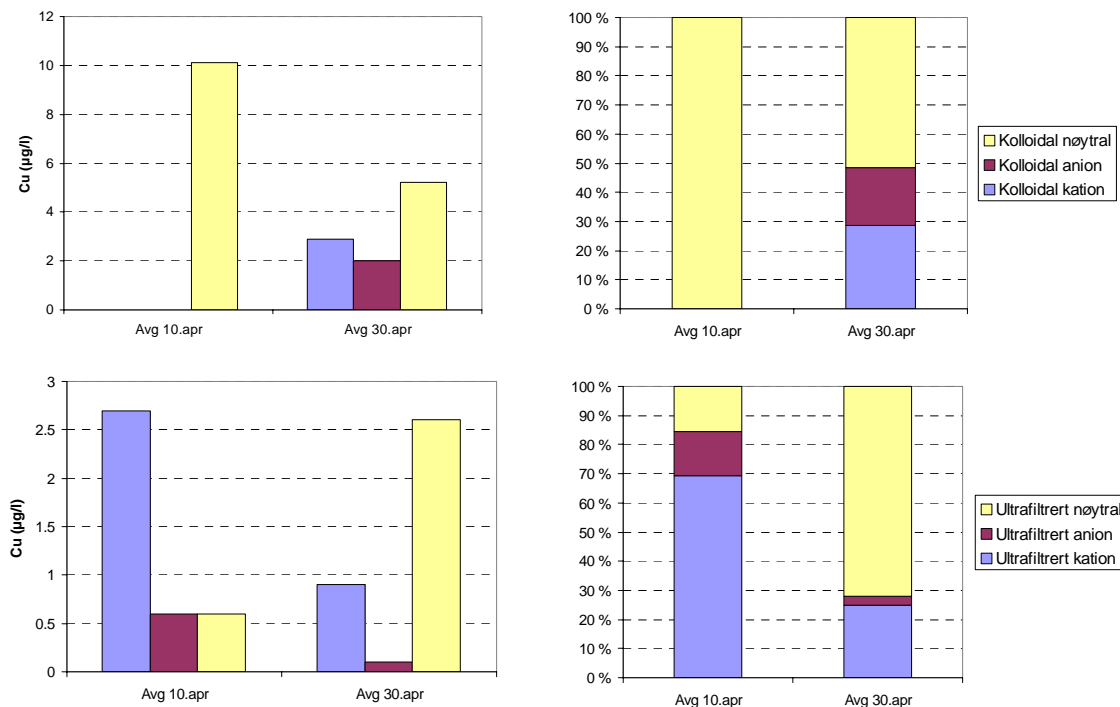
Figur 3.22 Konsentrasjon av kobber i ulike størrelsesfraksjoner og prosentvis fordeling mellom fraksjonene

Resultatene fra fraksjoneringen med ionebyttekromatografi vist i Figur 3.23, viser at av mengden løst kobber utgjør den nøytrale fraksjonen mellom 57 % og 94 %. Dette er kobber som verken blir fanget opp av en anionbytter eller kationbytter og er dermed ikke reaktivt. Dette indikerer at mye av kobberet er bundet til organisk forbindelser. Den høyeste mengden kationbyttbart, løst kobber ble målt i prøvene som ble tatt i april. Denne prøven ble målt til 40 % kationbyttbart kobber.



Figur 3.23 Konsentrasjonen av anionisk, kationisk og nøytralt kobber i den løste fraksjonen

Den løste fraksjonen av kobber ble ultrafiltrert og dermed delt inn i to fraksjoner; en høymolekylær del (kolloidal) og en lavmolekylærdel (ultrafiltrert). Det ble deretter bestemt fordelingen mellom kationer og anioner i disse to fraksjonene med ionebyttekromatografi, og Figur 3.24 viser resultatene fra de to målingene. I den kolloidale fraksjonen er det mest kobber i den nøytrale fraksjonen for de to målingene som ble gjort i april. I den ultrafiltrerte fraksjonen ser det ut til at det større usikkerhet i målingene siden konsentrasjonen av kobber grenser mot kvantifiseringsgrensen.

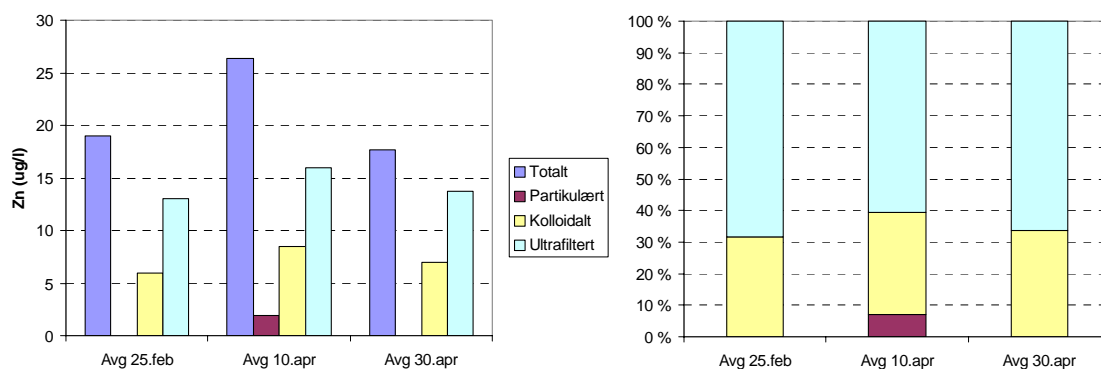


Figur 3.24 Konsentrasjonene av ulike tilstandsformer til kobber i den kolloidale (øverste) og i den ultrafiltrerte (nederste) fraksjonen ved 2 ulike prøvetakinger i Avgrunnsdalen

3.2.4 Sink

Konsentrasjonene av sink varierte mellom 18-26 $\mu\text{g/l}$ ved de 3 ulike prøvetakingene. Dette klassifiseres i følge SFT som moderat ($<20 \mu\text{g/l}$) til markert ($20-50 \mu\text{g/l}$) forurenset.

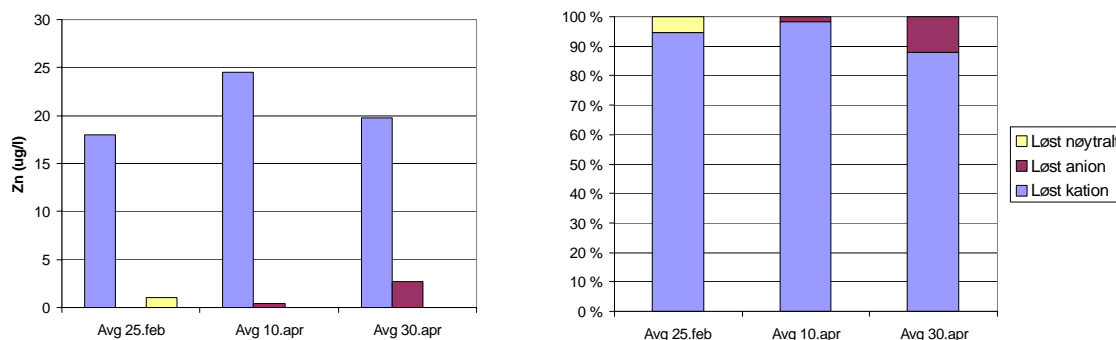
Figur 3.25 viser hvordan fordelingen av sink er mellom ulike størrelsesfraksjoner ved tre av prøvetakingene. Den ultrafiltrerte fraksjonen ($< 10 \text{ kDa}$) har størst innhold av sink og utgjør mellom 60 % og 70 %, noe som viser at en stor andel av sink finnes i den lavmolekylære fraksjonen, som ioner og assosiert til små kolloider. Resten av sinkmengden er stort sett assosiert til kolloider. Fordelingen av sink mellom ultrafiltrert og kolloidal fraksjon i bekken i Avgrunnsdalen er omtrent tilsvarende som for prøvene som ble tatt i bekken på Steinsjøen.



Figur 3.25 Fordeling av sink i ulike størrelsesfraksjoner ved 3 ulike prøvetakinger i Avgrunnsdalen

Den løste fraksjonen av sink består for det meste av labile sinkioner og utgjør omtrent 90%.

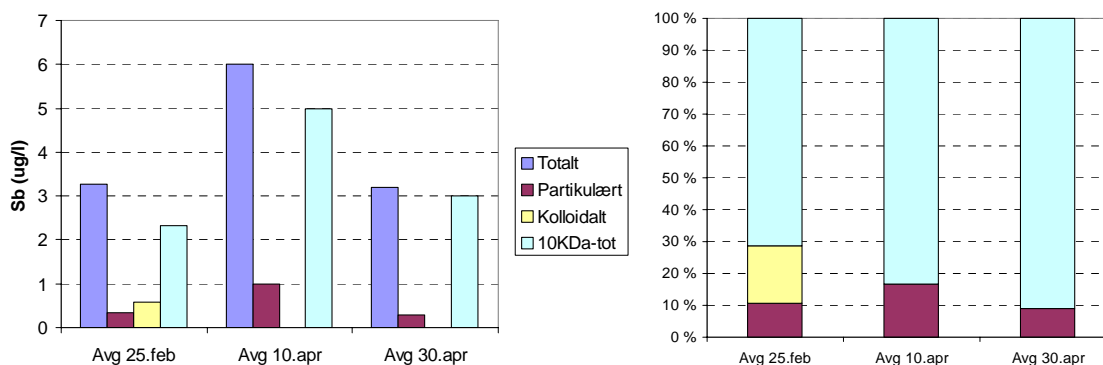
Figur 3.26 viser at en liten andel sink kan adsorbere på anionbytteren, noe som også ble observert i prøven fra Steinsjøen. Dette kan skyldes at noe sink sitter igjen i kolonne pga filtreringseffekter med høyt innhold av DOC (løst organisk karbon). Usikkerheten i målingene er også større ved målinger ned mot deteksjonsgrensen.



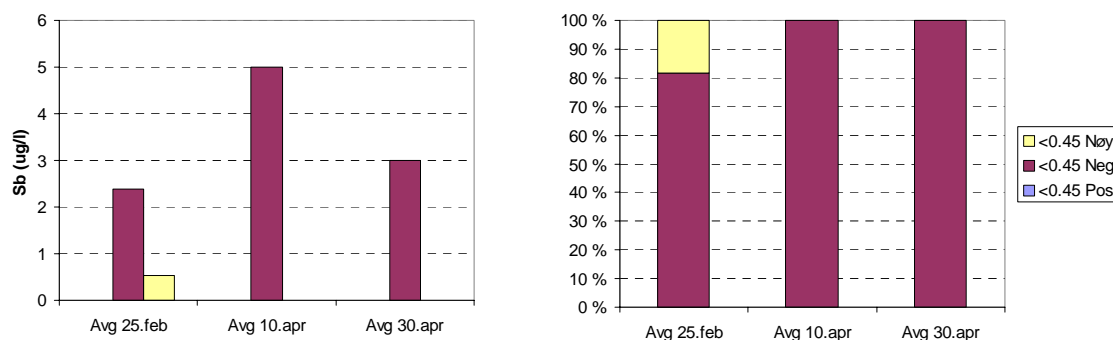
Figur 3.26 Tilstandsformer av sink i løst fraksjon.

3.2.5 Antimon

Det er lite partikkelbundet antimon i vannet og mesteparten av den løste fraksjonen har størrelser mindre enn 10 kDa (Figur 3.27). Dette betyr at antimon i liten grad har affinitet til kolloider, humus og leirminerale. Av Figur 3.28 ser en at antimon stort sett har en anionisk tilstandsform i den løste fraksjonen.



Figur 3.27 Variasjon i ulike størrelsefraksjoner av antimon ved 3 ulike prøvetakinger i Avgrunnsdalen



Figur 3.28 Tilstandsformer av antimon i løst fraksjon

3.3 Hengsvann

Det er kun presentert resultater av fraksjonering på kobber og sink i vannprøvene, da innholdet av både bly og antimon i vannprøvene var under deteksjonsgrensen.

3.3.1 Generell vannkvalitet

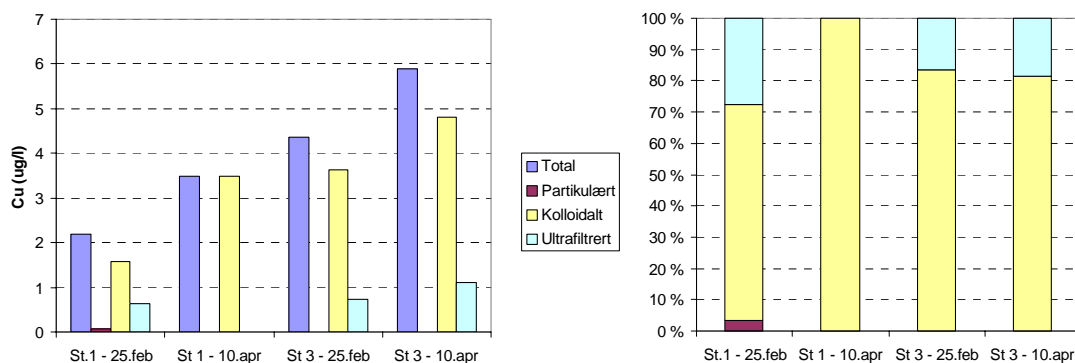
Tabell 3.5 viser generelle vannkvalitetsmålinger av de to prøvestasjonene. I Stasjon 3 på Diplemyr var pH noe lavere enn i Stasjon 1 (se Figur 2.5). Prøvene som ble tatt i smeltevannsperioden i april hadde noe lavere pH sammenlignet med prøvene tatt i januar.

| Prøvetakingsdato/ Vannføring | Stasjon 1 25 februar Lav | Stasjon 1 10 april Høy | Stasjon 3 25 februar Lav | Stasjon 3 10 april Høy |
|--|--------------------------------|------------------------------|--------------------------------|------------------------------|
| pH | 6,3 | 5,7 | 5,2 | 4,8 |
| Ledningsevne ($\mu\text{S}/\text{cm}$) | 30 | 25 | 27 | 26 |
| Temperatur | 0 | 2,8 | 0 | 1,6 |
| Totalt organisk karbon, TOC (mg/l) | 7,45 | 9,09 | 9,06 | 10,1 |
| Løst organisk karbon, DOC (mg/l) | 7,44 | 9,3 | 9,16 | 9,93 |
| Organisk karbon < 10 kDa | 2,41 | 2,76 | 3,21 | 3,21 |
| Na (mg/l) | 0,94 | 0,74 | 0,91 | 0,72 |
| K (mg/l) | 0,17 | 0,28 | 0,23 | 0,27 |
| Mg (mg/l) | 0,38 | 0,30 | 0,12 | 0,10 |
| Ca (mg/l) | 1,79 | 1,25 | 0,63 | 0,43 |
| Fe (mg/l) | 0,41 | 0,22 | 0,65 | 0,30 |
| Mn (mg/l) | 0,0305 | 0,0172 | 0,0141 | 0,0106 |
| Si (mg/l) | 0,28 | 0,23 | 0,28 | 0,22 |

Tabell 3.5 Generelle vannkvalitetsparametere i de to stasjonene ved to prøvetakinger februar og april

3.3.2 Kobber

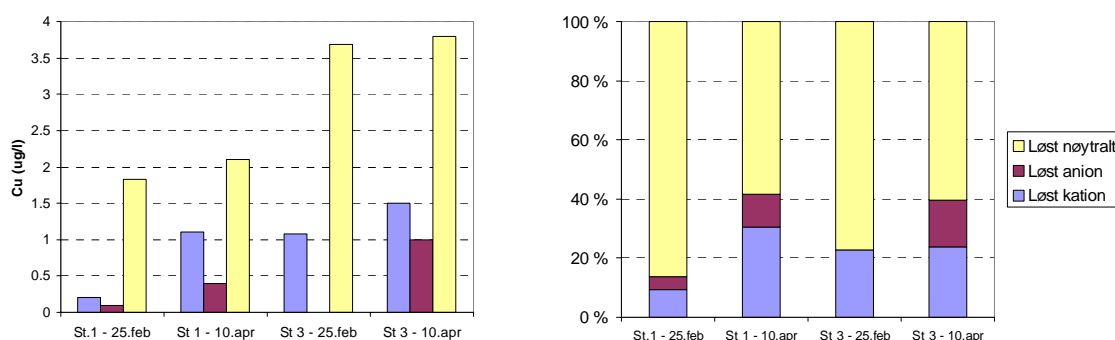
Den totale konsentrasjonen av kobber varierte fra 2,2 til 3,5 $\mu\text{g}/\text{l}$ ved stasjon 1. På stasjon 3 varierte konsentrasjonene fra 4,4 til 5,9 $\mu\text{g}/\text{l}$ (Figur 3.29). Disse verdiene blir klassifisert som ”markert forurenset” (1,5 - 3 $\mu\text{g}/\text{l}$) til ”sterkt forurenset” (3 - 6 $\mu\text{g}/\text{l}$) i følge SFT’s klassifisering av tilstandsklasser. Den høyeste konsentrasjonen ble målt 10 april, og det var også da bekken hadde den høyeste vannføringen.



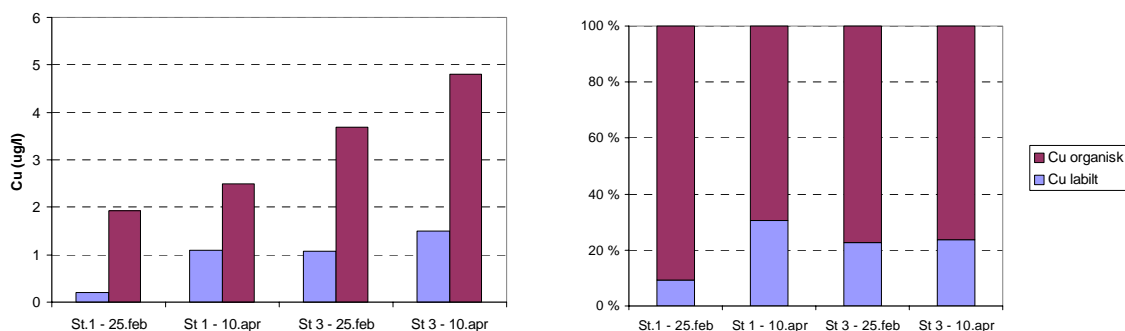
Figur 3.29 Konsentrasjonen av kobber i ulike størrelsesfraksjoner i prosentvis fordeling

Figur 3.29 viser at det meste av kobberet ved de to prøvestasjonene er bundet til kolloider. De målte konsentrasjonene er lave, og derfor er usikkerheten høy i analysene.

Figur 3.30 viser hvordan fordelingen er mellom positive, negative og nøytrale tilstandsformer av kobber i løst fraksjon ved de to prøvestasjonene. Figur 3.31 viser konsentrasjonene av labilt og organisk bundet kobber. Det meste av kobberet er bundet til organiske forbindelser, fordi det bare er en liten andel i løst fraksjon som festes på en kationbytter. Den labile fraksjonen varierer mellom 10 og 30 % på begge stasjonene. Dette er på samme nivå som i vannprøvene fra Steinsjøen og Avgrunnsdalen.



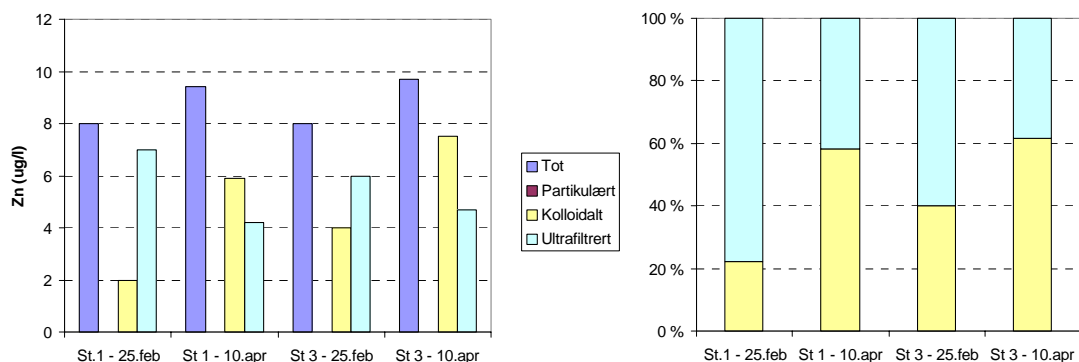
Figur 3.30 Tilstandsformene av kobber i løst fraksjon i vann fra Stasjon 1 og 3 ved to ulike tidspunkt



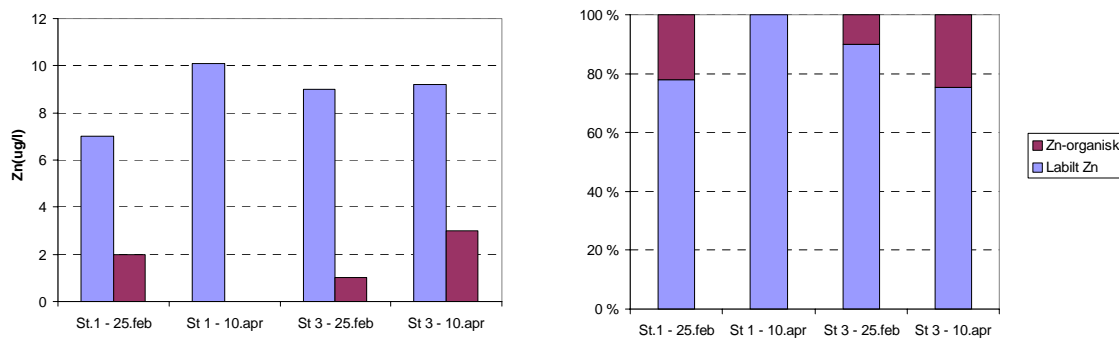
Figur 3.31 Konsentrasjonen av labilt og organisk bundet kobber i de to prøvestasjonene på Hengsvann

3.3.3 Sink

Konsentrasjonen av sink i de to bekkene ble målt til 8 – 10 µg/l og blir klassifisert som moderat fourenset i forhold til SFTs ”klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann”. Analyse av vannet i de to bekkene som ble prøvetatt på Hengsvann viser at alt sink i vannet er løst, og at mellom 40 og 80 % er forbindelser som er mindre enn 10 kDa (Figur 3.32). Det samme ble funnet både ved Steinsjøen og Avgrunnsdalen. Figur 3.32 viser fordelingen av sink under de to prøvetakingene. Figur 3.33 viser at det meste av sink i vannet er på labil form. Bare en liten andel på rundt 20 % er organisk bundet. Dette viser generelt at all sink i undersøkelsen på Hengsvann er på kation form. Dette er, som nevnt, antatt å være den mest biotilgjengelige formen.



Figur 3.32 Konsentrasjonen av sink i ulike størrelsesfraksjoner og prosentvis fordeling mellom fraksjonene



Figur 3.33 Konsentrasjonen av labilt og organisk bundet sink i de to prøvestasjonene på Hengsvann

3.4 Sammenfattende diskusjon

Undersøkelsene ble gjort under ulike perioder av året i den hensikt å vurdere endringer av tilstandsformer for metallene bly, kobber, sink og antimon i avrenningsbekker fra skytebaner. Undersøkelsen viser at den totale konsentrasjonen av metallene i bekkene kan endres mye over tid. Slike endringer ble også observert i FFIs undersøkelse fra 2001. Ved å sammenstille resultatene fra de ulike lokalitetene får en et generelt bilde av hvordan størrelsesfraksjonene av metallene fordelte seg i bekker fra skytebaner. Undersøkelsen på Steinsjøen ble utført grundigere sammenlignet med Hengsvann og Avgrunnsdalen. Dette gjør at resultatene fra Steinsjøen påvirker disse beregningene mest.

Bly

Figur 3.34 viser den prosentvise fordelingen mellom ulike størrelsesfraksjoner for de ulike metallene i forhold til totalkonsentrasjon og standard avvik. Det meste av blyet i bekkene finnes

på partikulær og kolloidal form. Tilsvarende resultat er observert i andre studier og gjenspeiler egenskapen bly har for å bindes til partikler (6). Halvparten av blyet er bundet til partikler og en fjerning av disse fra bekken ved hjelp av filtersystemer halverer totalkonsentrasjonen. Den partikulære fraksjonen av bly vil være lite biotilgjengelig, men vil kunne være en kilde til bly for dyr som spiser partikulært materiale. Noe bly foreligger som kationer eller på labil form, men mye er bundet til organiske forbindelser. Bly bundet til partikler vil sedimentere og sedimentet vil kunne fungere som et reservoar med mulighet for en resuspensjon av bly til vannmassene. Ved nedbørsepisoder med følgende økt vannføring, ble det observert økte konsentrasjoner av bly, hvorav den kolloidale fraksjonen korrelerte mest med vannføringen. Men også den labile andelen av Pb økte ved økt vannføring, noe som indikerer at også den potensielt biotilgjengelige formen av Pb øker ved episodiske hendelser.

Kobber

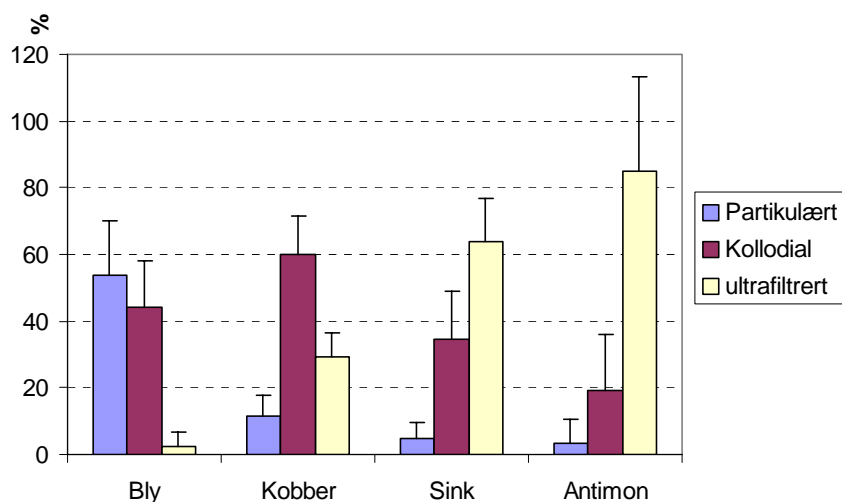
Lite kobber er bundet til partikler og mesteparten finnes i den kolloide fraksjonen. I hovedsak foreligger kobber på en nøytral form (organisk bundet/uorganiske komplekser), mens en mindre andel foreligger som labilt kobber. Dette indikerer at biotilgjengeligheten potensielt er noe større enn for bly som hovedsakelig var assosiert med partikler og kolloider. Kolloider vil kunne transporteres lenger enn partikulært materiale, da kolloider ikke sedimenterer på samme måte som partikler (jmf Stokes Lov). Kolloider er dynamiske partikler; de blir kontinuerlig generert (fysisk fragmentering og erosjon, utfelling og "kjernedannelse" i overmettede løsninger), de gjennomgår forandringer i sammensetning og blir også kontinuerlig fjernet fra vannmassene (koagulering, aggregering og utfelling, fortykning) (12). Også for kobber finner vi en økning i den labile fraksjonen ved økt vannføring, noe som indikerer en økt biotilgjengelighet.

Sink

Det er lite sink i den partikulære fraksjonen. Mesteparten av sink er i ultrafiltrert fraksjon, mens inntil halvparten foreligger kolloidalt. Den labile fraksjonen av sink er stor mens lite er bundet til organiske/uorganiske komplekser. Dette indikerer at sink potensielt er mer biotilgjengelig sammenlignet med bly og kobber i dette studiet. Zn vil også kunne transporteres over større avstander, da store deler foreligger som labilt sink som i seg selv ikke vil sedimentere. Labilt sink øker også ved økende vannføring.

Antimon

I studiet viser resultatene at den aller største andelen av antimon ikke er assosiert til partikler eller kolloider. Den største andelen er på anionisk form og opptrer derfor mest sannsynlig som hydroksid. Hydroksidet er lite biotilgjengelig for planter i jord og er derfor sannsynligvis lite tilgjengelig for akvatiske organismer (13).



Figur 3.34 Gjennomsnitt og standard avvik på størrelsesfraksjoner av bly, kobber, sink og antimon fra tre ulike lokaliteter

Ved fjerning av metaller i Larsmyrbekken med eventuelle filtersystemer er det viktig å ta høyde for episodiske hendelser, da konsentrasjonen av metallene økte ved økt vannføring. Også den labile formen av bly, kobber og sink økte ved økt vannføring, noe som indikerer at biotilgjengligheten også økte.

4 KONKLUSJON

Tilstandsformer av bly:

Bly transporteres hovedsakelig som partikler og kolloider i bekkene på Steinsjøen og Avgrunnsdalen. Gjennomsnittet for undersøkelsesperioden viste at 54 % (+/- 16 %) av blyet er bundet til partikler og 44 % (+/- 14 %) er bundet til kolloider. Bare 2 % av blyet foreligger i den ultrafiltrerte fraksjonen (< 10 kDa) som antas å være den mest biotilgjengelige formen. I Larsmyrdalen på Steinsjøen er 70 – 80% av det løste blyet (< 0,45 µm) bundet til organiske forbindelser, mens 20 – 30 % er på labil form.

Tilstandsformer av kobber:

Undersøkelsen viste at 87 % av kobberet i bekkene forelå på løst form (< 0,45 µm). Den kolloidale og ultrafiltrerte fraksjonen utgjorde henholdsvis 60 % (+/- 12 %) og 29 % (+/- 7 %). Av dette er 76 % organisk bundet (og/eller uorganiske komplekser) og 24 % på labil form. Løst kobber er godt korrelert med DOC i bekken på Steinsjøen ($R^2 = 0,75$). Ut fra dette tyder det på at kobber sannsynlig finnes i mer biotilgjengelige former i bekken sammenlignet med bly.

Tilstandsformer av sink:

Sink transporteres i de undersøkte bekkene hovedsakelig på løst form. Av total konsentrasjonen av sink i bekken var 95 % løste forbindelser. Av løste forbindelser utgjorde kolloidal og ultrafiltrert fraksjon henholdsvis 35 % (+/- 14 %) og 64 % (+/- 13 %). Resultatene i denne undersøkelsen viser at sink i liten grad har affinitet til å binde seg til organiske forbindelser, og foreligger i stor grad som labilt sink.

Tilstandsformer av antimon:

Antimon transporteres 97 % (+/- 7 %) som løste forbindelser. Av dette foreligger 85 % (+/- 28 %) i den ultrafiltrerte fraksjonen. Antimon assosieres i liten grad til organisk materiale.

Fysiske endringer i nedbørsfeltet kan endre utlekkingen av metaller:

De gravearbeidene og fysiske endringene som er utført i Larsmyrdalen etter FFIs undersøkelse av bekken i 2001, har påvirket utlekkingen av tungmetaller. Resultatene fra undersøkelsen av samme bekk i 2003 viser endring i avrenningsmønsteret av tungmetaller i forhold til vannføringen. For bly og kobber har de fysiske endringene gitt en reduksjon i konsentrasjonen av løste forbindelser i forhold til vannføringen. Disse endringene har bestått i tildekking og skjerming av myroverflatene på deler av skytebanene i Larsmyrdalen, med stein og grus. Dette gir en reduksjon i overflateavrenningen av tungmetaller. Noe av den registrerte reduksjonen i metallkonsentrasjonene kan også være en langtidsvirkning av kalkingen på skytebanene i Larsmyrdalen i 1999.

5 APPENDIKS

A.1 Temperatur, pH, vannføring, ledningsevne og nedbør fra Steinsjøen

| Journalnr | Prøvedato | pH korrigert | Temperatur C° | vannføring (l/s) | ledningsevne (uS/cm) | Akkumulert nedbør (12 timer) |
|-----------|------------------|--------------|------------------|---------------------|-------------------------|------------------------------------|
| 03-231 | 03.06.2003 15:24 | 6.20 | 14.1 | 7 | 38 | |
| 03-232 | 04.06.2003 03:24 | 6.20 | 9.9 | 8 | 37 | 0.5 |
| 03-233 | 04.06.2003 15:24 | 6.20 | 14 | 8 | 37 | 0.1 |
| 03-234 | 05.06.2003 03:24 | 6.20 | 10.3 | 7 | 40 | 0 |
| 03-235 | 05.06.2003 15:24 | 6.10 | 13.6 | 13 | 33 | 6.3 |
| 03-236 | 06.06.2003 03:24 | 6.20 | 9.7 | 9 | 36 | 0 |
| 03-240 | 06.06.2003 11:22 | 6.20 | 16.8 | 9 | 36 | 0 |
| 03-241 | 06.06.2003 23:22 | 6.28 | 11.2 | 8 | 38 | 0 |
| 03-242 | 07.06.2003 10:22 | 6.25 | 9.8 | 8 | 40 | 0.4 |
| 03-243 | 07.06.2003 23:22 | 6.23 | 11.7 | 7 | 39 | 0 |
| 03-244 | 08.06.2003 11:22 | 6.20 | 10.6 | 7 | 43 | 0 |
| 03-245 | 08.06.2003 23:22 | 6.18 | 12.5 | 6 | 44 | 0 |
| 03-246 | 09.06.2003 11:22 | 6.25 | 10.3 | 13 | 44 | 6.6 |
| 03-247 | 09.06.2003 23:22 | 6.13 | 11.8 | 10 | 38 | 0.7 |
| 03-251 | 11.06.2003 00:05 | 6.30 | 11.8 | 9 | 32 | 1.8 |
| 03-252 | 11.06.2003 12:05 | 6.30 | 10.2 | 10 | 40 | 0.5 |
| 03-253 | 12.06.2003 00:05 | 6.20 | 10.7 | 12 | 38 | 3.9 |
| 03-254 | 12.06.2003 12:05 | 6.30 | 11 | 10 | 36 | |
| 03-255 | 13.06.2003 00:05 | 6.30 | 10.6 | 12 | 40 | 4.3 |
| 03-260 | 13.06.2003 15:34 | 6.10 | 12.9 | 14 | 31 | 4 |
| 03-261 | 14.06.2003 03:34 | 6.20 | 9.4 | 11 | 32 | 0 |
| 03-262 | 14.06.2003 15:34 | 6.30 | 12.1 | 9 | 33 | 0 |
| 03-263 | 15.06.2003 03:34 | 6.30 | 9.1 | 8 | 36 | 0 |
| 03-264 | 15.06.2003 15:34 | 6.40 | 12.2 | 7 | 40 | 0 |
| 03-265 | 16.06.2003 03:34 | 6.40 | 9.5 | 6 | 47 | 0.1 |
| 03-266 | 16.06.2003 15:34 | 6.50 | 11.6 | 6 | 44 | 0.1 |
| 03-269 | 17.06.2003 13:23 | 6.50 | 10.7 | 5 | 44 | 0 |
| 03-270 | 18.06.2003 01:23 | 6.50 | 10.1 | 7 | 44 | 1.8 |
| 03-271 | 18.06.2003 13:23 | 6.50 | 11.9 | 6 | 42 | 1.8 |
| 03-272 | 19.06.2003 01:23 | 6.50 | 11.9 | 5 | 45 | 0 |
| 03-273 | 19.06.2003 13:23 | 6.60 | 11.1 | 6 | 45 | 1.4 |
| 03-274 | 20.06.2003 01:23 | 6.60 | 11.2 | 5 | 52 | 0 |
| 03-275 | 20.06.2003 13:23 | 6.60 | 10.8 | 5 | 47 | 0.1 |
| 03-276 | 24.06.2003 10:28 | 5.80 | 10.4 | 30 | 30 | |

A.2 Teknisk rapport fra FOLAT



| | | |
|---|--|---|
| Oppdragsgiver FFI Att: Marita Ljønes | | Oppdragsgivers referanse |
| Gjenpart | | |
| Tittel Bestemmelse av ulike elementer i vannprøver. | | |
| Rapportnr 030711.02 | Ordrenr 40520 | Antall sider/vedlegg 7/0 |
| Dato for mottak av oppdrag 07.07.03 | Jobbnr A-03-017-97-264 | Dato for utgivelse 14.07.03 |
| Utført av Avding Bente Tormsjø | Faglig ansvarlig Oing Tove Kristin Torstensen <i>[Signature]</i> | Sjef VLA Senioring T A Gustavsen <i>[Signature]</i> |
| Sammendrag Forsvarets laboratorietjeneste (FOLAT) har på oppdrag fra FFI bestemt innholdet av ulike elementer i vannprøver. | | |

Utdrag av rapporten må ikke gjengis uten skriftlig godkjenning fra Analytisk Laboratorium.

Adresse :
 FLO/LHK/VLA
 Postboks 10
 N-2027 KJELLER

Telefon :
 +47 63 80 80 00
 Mil: 505 8000

Telefax :
 + 47 63 80 87 58
 Mil: 505 8758

1. INNLEDNING

Forsvarets laboratorietjeneste (FOLAT) har på oppdrag fra FFI bestemt innholdet av ulike elementer i vannprøver.

2. PRØVEMETODER

Vannprøvene ble analysert i henhold til NS 4770.

3. RESULTATER

Resultatet av analysen for vannprøvene er gitt i tabell 1.

Deteksjonsgrensen (LOD) angir laveste konsentrasjon som lar seg bestemme. Den er blitt bestemt som 3 ganger standardavviket til 10 målinger av destillert vann.

Den instrumentelle usikkerheten estimeres til 2-5 %.

Tabell 1. Konsentrasjon av Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Pb, Sb, Zn og Si i vannprovene. mg/L. "–" betyr at funnet konsentrasjon er lavere enn oppgitte deteksjonsgrense.

| Provennr | Ca | Cd | Cr | Cu | Fe | K | Mg | Mn | Na | Pb | Sb | Zn | Si |
|----------------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|
| | 396,847 | 214,440 | 267,716 | 324,752 | 259,939 | 766,490 | 285,213 | 257,610 | 589,592 | 220,353 | 206,836 | 206,200 | 251,611 |
| 03-002 | 3,20 | - | - | 0,0108 | 2,01 | 0,65 | 0,71 | 0,3910 | 4,35 | 0,024 | - | 0,015 | 0,41 |
| 03-003 | 3,16 | - | - | 0,0082 | 1,77 | 0,61 | 0,69 | 0,3865 | 4,27 | 0,017 | - | 0,016 | 0,40 |
| 03-017 | 5,30 | - | - | 0,0291 | 1,17 | 0,27 | 0,63 | 0,1646 | 1,70 | 0,017 | 0,006 | 0,042 | 0,42 |
| 03-018 | 5,35 | - | - | 0,0243 | 0,84 | 0,27 | 0,63 | 0,1659 | 1,76 | 0,010 | 0,005 | 0,028 | 0,41 |
| 03-019 | 0,05 | - | - | 0,0207 | 0,45 | 0,01 | - | 0,0018 | 9,7 | 0,008 | 0,004 | 0,001 | 0,42 |
| 03-020 | 5,25 | - | - | 0,0221 | 0,80 | 0,27 | 0,63 | 0,1694 | 1,73 | 0,010 | - | 0,027 | 0,41 |
| 03-021 | 4,21 | - | - | 0,0022 | 0,32 | 0,23 | 0,51 | 0,1367 | 1,47 | - | 0,003 | 0,023 | 0,40 |
| 03-027 | 1,79 | - | - | 0,0026 | 0,41 | 0,17 | 0,38 | 0,0305 | 0,94 | - | - | 0,008 | 0,28 |
| 03-028 | 1,75 | - | - | 0,0023 | 0,29 | 0,17 | 0,38 | 0,0296 | 0,93 | - | - | 0,009 | 0,28 |
| 03-029 | 0,02 | - | - | 0,0023 | 0,24 | 0,01 | - | 0,0004 | 4,19 | - | - | 0,002 | 0,28 |
| 03-030 | 1,81 | - | - | 0,0029 | 0,30 | 0,17 | 0,38 | 0,0304 | 0,95 | - | - | 0,008 | 0,28 |
| 03-031 | 0,89 | - | - | 0,0011 | 0,16 | 0,14 | 0,19 | 0,0169 | 0,72 | - | - | 0,007 | 0,28 |
| 03-033 | 0,63 | - | - | 0,0054 | 0,65 | 0,23 | 0,12 | 0,0141 | 0,91 | - | - | 0,008 | 0,28 |
| 03-034 | 0,65 | - | - | 0,0056 | 0,64 | 0,24 | 0,12 | 0,0146 | 0,94 | 0,002 | - | 0,010 | 0,27 |
| 03-035 | 0,01 | - | - | 0,0050 | 0,26 | - | - | - | 2,87 | - | - | 0,001 | 0,29 |
| 03-036 | 0,65 | - | - | 0,0062 | 0,64 | 0,23 | 0,12 | 0,0150 | 0,91 | - | - | 0,009 | 0,28 |
| 03-037 | 0,44 | - | - | 0,0008 | 0,11 | 0,14 | 0,06 | 0,0106 | 0,58 | - | - | 0,006 | 0,28 |
| 03-038 | 2,49 | - | - | 0,0099 | 0,63 | 0,59 | 0,59 | 0,1097 | 3,71 | 0,020 | - | 0,019 | 0,35 |
| 03-039 | 0,02 | - | - | 0,0099 | 0,32 | 0,01 | - | 0,0014 | 8,7 | 0,011 | - | 0,001 | 0,36 |
| 03-040 | 2,57 | - | - | 0,0096 | 0,63 | 0,58 | 0,59 | 0,1098 | 3,78 | 0,020 | - | 0,019 | 0,35 |
| 03-041 | 1,81 | - | - | 0,0010 | 0,27 | 0,47 | 0,44 | 0,0789 | 3,09 | - | - | 0,013 | 0,35 |
| 03-045 | 2,52 | - | - | 0,0117 | 0,71 | 0,59 | 0,59 | 0,1095 | 3,72 | 0,024 | - | 0,019 | 0,35 |
| I 03-231 | 4,01 | - | - | 0,0331 | 0,55 | 0,28 | 0,45 | 0,1089 | 1,45 | 0,016 | 0,007 | 0,027 | 0,26 |
| II 03-231-1 | 3,94 | - | - | 0,0302 | 0,27 | 0,37 | 0,45 | 0,1052 | 1,54 | 0,008 | 0,008 | 0,031 | 0,26 |
| II 03-231-2 | - | - | - | 0,0189 | 0,24 | - | - | - | 6,80 | 0,005 | 0,006 | 0,001 | 0,25 |
| II 03-231-3 | 3,90 | - | - | 0,0237 | 0,23 | 0,27 | 0,44 | 0,1036 | 1,47 | 0,007 | - | 0,024 | 0,24 |
| III 03-231+232 | 3,11 | - | - | 0,0137 | 0,06 | 0,25 | 0,37 | 0,0801 | 1,23 | 0,002 | 0,005 | 0,026 | 0,23 |
| I 03-232 | 4,15 | - | - | 0,0322 | 0,70 | 0,31 | 0,47 | 0,1057 | 1,30 | 0,017 | 0,008 | 0,027 | 0,26 |
| II 03-232-1 | 4,10 | - | - | 0,0303 | 0,39 | 0,32 | 0,48 | 0,1043 | 1,42 | 0,011 | 0,008 | 0,025 | 0,26 |
| II 03-232-2 | 0,04 | - | - | 0,0166 | 0,32 | - | - | - | 6,49 | 0,006 | 0,007 | 0,008 | 0,25 |
| II 03-232-3 | 4,03 | - | - | 0,0238 | 0,27 | 0,29 | 0,47 | 0,1039 | 1,33 | 0,008 | - | 0,023 | 0,25 |
| I 03-233 | 4,17 | - | - | 0,0359 | 0,66 | 0,29 | 0,49 | 0,1160 | 1,36 | 0,016 | 0,009 | 0,024 | 0,27 |

Adresse :
FLO/LHK/VLA
Postboks 10
N-2027 KJELLER

Telefon :
+47 63 80 80 00
Mil: 505 8000

Telefax :
+47 63 80 87 58
Mil: 505 8758

| Proven | Ca 396,847 | Cd 214,440 | Cr 267,716 | Cu 324,752 | Fe 259,939 | K 766,490 | Mg 285,213 | Mn 257,610 | Na 589,592 | Pb 220,353 | Sb 206,836 | Zn 206,200 | Si 251,611 |
|----------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|--------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|
| II 03-233-1 | 4,19 | - | - | 0,0338 | 0,55 | 0,32 | 0,48 | 0,1096 | 1,41 | 0,015 | 0,009 | 0,025 | 0,26 |
| II 03-233-2 | - | - | - | 0,0239 | 0,54 | - | - | 0,0003 | 6,55 | 0,012 | 0,005 | 0,004 | 0,26 |
| II 03-233-3 | 4,17 | - | - | 0,0307 | 0,52 | 0,27 | 0,48 | 0,1088 | 1,36 | 0,014 | - | 0,023 | 0,26 |
| III 03-233 | 2,77 | - | - | 0,0094 | 0,03 | 0,20 | 0,33 | 0,0706 | 1,02 | - | 0,007 | 0,020 | 0,20 |
| I 03-234 | 4,24 | - | - | 0,0346 | 0,81 | 0,28 | 0,50 | 0,1171 | 1,38 | 0,019 | 0,008 | 0,025 | 0,27 |
| II 03-234-1 | 4,20 | - | - | 0,0301 | 0,36 | 0,32 | 0,49 | 0,1100 | 1,40 | 0,010 | 0,008 | 0,025 | 0,27 |
| II 03-234-2 | - | - | - | 0,0194 | 0,36 | - | - | - | 6,13 | 0,007 | 0,006 | - | 0,27 |
| II 03-234-3 | 4,17 | - | - | 0,0261 | 0,33 | 0,27 | 0,49 | 0,1099 | 1,38 | 0,010 | - | 0,023 | 0,26 |
| III 03-234 | 3,32 | - | - | 0,0126 | 0,04 | 0,24 | 0,40 | 0,0842 | 1,20 | 0,001 | 0,006 | 0,020 | 0,25 |
| I 03-235 | 3,52 | - | - | 0,0586 | 0,73 | 0,35 | 0,42 | 0,1255 | 1,27 | 0,033 | 0,012 | 0,035 | 0,23 |
| II 03-235-1 | 3,47 | - | - | 0,0509 | 0,29 | 0,31 | 0,42 | 0,1188 | 1,30 | 0,017 | 0,014 | 0,034 | 0,23 |
| II 03-235-2 | - | - | - | 0,0316 | 0,32 | - | - | - | 5,96 | 0,012 | 0,012 | - | 0,23 |
| II 03-235-3 | 3,51 | - | - | 0,0490 | 0,32 | 0,29 | 0,42 | 0,1181 | 1,27 | 0,016 | - | 0,034 | 0,23 |
| III 03-235 | 2,57 | - | - | 0,0155 | 0,03 | 0,24 | 0,32 | 0,0779 | 1,04 | 0,001 | 0,007 | 0,018 | 0,20 |
| I 03-236 | 3,98 | - | - | 0,0467 | 0,82 | 0,28 | 0,47 | 0,1282 | 1,36 | 0,028 | 0,011 | 0,030 | 0,25 |
| II 03-236-1 | 3,95 | - | - | 0,0417 | 0,39 | 0,27 | 0,47 | 0,1225 | 1,38 | 0,016 | 0,012 | 0,029 | 0,25 |
| II 03-236-2 | - | - | - | 0,0277 | 0,42 | - | - | - | 6,56 | 0,012 | 0,010 | 0,001 | 0,26 |
| II 03-236-3 | 3,93 | - | - | 0,0405 | 0,41 | 0,27 | 0,47 | 0,1226 | 1,37 | 0,015 | - | 0,030 | 0,25 |
| III 03-236 | 3,07 | - | - | 0,0178 | 0,06 | 0,23 | 0,38 | 0,0926 | 1,17 | 0,002 | 0,010 | 0,019 | 0,24 |
| I 03-240 | 4,09 | - | - | 0,0434 | 0,79 | 0,27 | 0,48 | 0,1391 | 1,41 | 0,025 | 0,009 | 0,029 | 0,26 |
| II 03-240-1 | 3,99 | - | - | 0,0378 | 0,30 | 0,27 | 0,48 | 0,1314 | 1,42 | 0,010 | 0,008 | 0,027 | 0,26 |
| II 03-240-2 | - | - | - | 0,0266 | 0,33 | - | - | - | 6,49 | 0,009 | 0,008 | 0,001 | 0,26 |
| II 03-240-3 | 3,94 | - | - | 0,0350 | 0,32 | 0,26 | 0,47 | 0,1332 | 1,41 | 0,013 | - | 0,027 | 0,26 |
| I 03-241 | 4,36 | - | - | 0,0381 | 0,82 | 0,28 | 0,52 | 0,1358 | 1,52 | 0,022 | 0,008 | 0,026 | 0,27 |
| II 03-241-1 | 4,22 | - | - | 0,0324 | 0,29 | 0,28 | 0,52 | 0,1322 | 1,51 | 0,008 | 0,008 | 0,024 | 0,27 |
| II 03-241-2 | 0,01 | - | - | 0,0250 | 0,34 | - | - | 0,0002 | 7,04 | 0,008 | 0,007 | 0,002 | 0,28 |
| II 03-241-3 | 4,22 | - | - | 0,0309 | 0,34 | 0,27 | 0,51 | 0,1312 | 1,52 | 0,009 | - | 0,025 | 0,27 |
| I 03-242 | 4,52 | - | - | 0,0382 | 0,90 | 0,27 | 0,54 | 0,1485 | 1,55 | 0,020 | 0,007 | 0,026 | 0,28 |
| II 03-242-1 | 4,48 | - | - | 0,0326 | 0,36 | 0,27 | 0,54 | 0,1343 | 1,57 | 0,009 | 0,008 | 0,024 | 0,28 |
| II 03-242-2 | - | - | - | 0,0228 | 0,34 | - | - | - | 7,11 | 0,007 | 0,004 | 0,002 | 0,28 |
| II 03-242-3 | 4,43 | - | - | 0,0289 | 0,32 | 0,26 | 0,53 | 0,1321 | 1,57 | 0,009 | - | 0,024 | 0,29 |
| III 03-241+242 | 3,41 | - | - | 0,0119 | 0,02 | 0,22 | 0,42 | 0,0994 | 1,30 | - | 0,007 | 0,014 | 0,27 |
| I 03-243 | 4,55 | - | - | 0,0380 | 0,90 | 0,27 | 0,55 | 0,1466 | 1,56 | 0,020 | 0,006 | 0,025 | 0,30 |
| II 03-243-1 | 4,51 | - | - | 0,0317 | 0,31 | 0,27 | 0,56 | 0,1379 | 1,61 | 0,007 | 0,007 | 0,023 | 0,29 |
| II 03-243-2 | - | - | - | 0,0236 | 0,34 | - | 0,03 | - | 7,29 | 0,007 | 0,003 | 0,002 | 0,29 |

Adresse :
FLO/LHK/VLA
Postboks 10
N-2027 KJELLER

Telefon :
+47 63 80 80 00
MII: 505 8000

Telefax :
+47 63 80 87 58
MII: 505 8758

| Prøve nr | Ca | Cd | Cr | Cu | Fe | K | Mg | Mn | Na | Pb | Sb | Zn | Si |
|----------------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|
| | 396.847 | 214.440 | 267.716 | 324.752 | 259.939 | 766.490 | 285.213 | 257.610 | 589.592 | 220.353 | 206.836 | 206.200 | 251.611 |
| II 03-243-3 | 4,46 | - | - | 0,0293 | 0,33 | 0,26 | 0,54 | 0,1397 | 1,55 | 0,009 | - | 0,025 | 0,28 |
| II 03-244 | 4,60 | - | - | 0,0371 | 1,02 | 0,27 | 0,56 | 0,1633 | 1,55 | 0,021 | 0,003 | 0,025 | 0,29 |
| II 03-244-1 | 4,58 | - | - | 0,0303 | 0,31 | 0,26 | 0,56 | 0,1537 | 1,59 | 0,007 | 0,006 | 0,023 | 0,29 |
| II 03-244-2 | 4,56 | - | - | 0,0295 | 0,36 | 0,26 | 0,57 | 0,1563 | 1,60 | 0,008 | - | 0,023 | 0,29 |
| II 03-244-3 | - | - | - | 0,0224 | 0,36 | - | - | - | 6,9 | 0,006 | 0,004 | 0,007 | 0,29 |
| III 03-243+244 | 3,57 | - | - | 0,0105 | 0,02 | 0,23 | 0,45 | 0,1114 | 1,38 | - | 0,005 | 0,013 | 0,28 |
| II 03-245 | 4,95 | - | - | 0,0355 | 0,98 | 0,27 | 0,59 | 0,1627 | 2,06 | 0,018 | 0,006 | 0,024 | 0,30 |
| II 03-245-1 | 4,83 | - | - | 0,0313 | 0,34 | 0,26 | 0,59 | 0,1461 | 2,11 | 0,006 | 0,005 | 0,022 | 0,31 |
| II 03-245-2 | - | - | - | 0,0226 | 0,35 | 0,00 | - | - | 8,74 | 0,006 | - | 0,003 | 0,30 |
| II 03-245-3 | 4,80 | - | - | 0,0291 | 0,36 | 0,27 | 0,60 | 0,1428 | 2,14 | 0,007 | - | 0,022 | 0,30 |
| II 03-246 | 4,96 | - | - | 0,0454 | 1,07 | 0,26 | 0,57 | 0,1916 | 1,47 | 0,024 | 0,007 | 0,029 | 0,27 |
| II 03-246-1 | 4,96 | - | - | 0,0391 | 0,44 | 0,27 | 0,61 | 0,1854 | 1,57 | 0,010 | 0,004 | 0,027 | 0,27 |
| II 03-246-2 | - | - | - | 0,0287 | 0,45 | - | - | - | 8,21 | 0,009 | 0,006 | 0,002 | 0,26 |
| II 03-246-3 | 4,98 | - | - | 0,0366 | 0,44 | 0,27 | 0,57 | 0,1846 | 1,55 | 0,011 | - | 0,027 | 0,26 |
| II 03-247 | 4,29 | - | - | 0,0547 | 1,02 | 0,24 | 0,51 | 0,1771 | 1,62 | 0,031 | 0,010 | 0,032 | 0,27 |
| II 03-247-1 | 4,24 | - | - | 0,0505 | 0,52 | 0,24 | 0,52 | 0,1715 | 1,77 | 0,017 | 0,012 | 0,032 | 0,27 |
| II 03-247-2 | - | - | - | 0,0312 | 0,36 | - | - | - | 7,74 | 0,009 | 0,008 | 0,001 | 0,27 |
| II 03-247-3 | 4,21 | - | - | 0,0437 | 0,36 | 0,24 | 0,51 | 0,1679 | 1,63 | 0,013 | - | 0,030 | 0,26 |
| III 03-246+247 | 3,43 | - | - | 0,0114 | 0,02 | 0,21 | 0,42 | 0,1226 | 1,35 | - | 0,006 | 0,015 | 0,25 |
| II 03-251 | 4,54 | - | - | 0,0453 | 1,03 | 0,24 | 0,55 | 0,1927 | 1,57 | 0,024 | 0,007 | 0,028 | 0,28 |
| II 03-251-1 | 4,45 | - | - | 0,0407 | 0,52 | 0,24 | 0,57 | 0,1895 | 1,65 | 0,012 | 0,008 | 0,027 | 0,29 |
| II 03-251-2 | - | - | - | 0,0244 | 0,31 | - | - | - | 6,30 | 0,006 | 0,005 | 0,001 | 0,28 |
| II 03-251-3 | 4,43 | - | - | 0,0310 | 0,28 | 0,24 | 0,54 | 0,1839 | 1,53 | 0,007 | - | 0,024 | 0,28 |
| III 03-251 | 3,60 | - | - | 0,0128 | 0,04 | 0,21 | 0,45 | 0,1463 | 1,48 | - | 0,008 | 0,016 | 0,27 |
| II 03-252 | 4,60 | - | - | 0,0423 | 1,18 | 0,24 | 0,57 | 0,2114 | 1,61 | 0,023 | 0,005 | 0,028 | 0,29 |
| II 03-252-1 | 4,54 | - | - | 0,0354 | 0,44 | 0,24 | 0,56 | 0,2088 | 1,61 | 0,010 | 0,006 | 0,026 | 0,29 |
| II 03-252-2 | - | - | - | 0,0237 | 0,44 | - | - | - | 6,82 | 0,007 | 0,003 | 0,002 | 0,28 |
| II 03-252-3 | 4,53 | - | - | 0,0304 | 0,42 | 0,24 | 0,56 | 0,2057 | 1,65 | 0,009 | - | 0,026 | 0,28 |
| III 03-252-1 | 4,03 | - | - | 0,0178 | 0,05 | 0,22 | 0,510 | 0,1786 | 1,51 | - | 0,006 | 0,020 | 0,28 |
| II 03-253 | 4,37 | - | - | 0,0533 | 1,16 | 0,23 | 0,518 | 0,2188 | 1,48 | 0,029 | 0,008 | 0,034 | 0,26 |
| II 03-253-1 | 4,36 | - | - | 0,0489 | 0,62 | 0,23 | 0,526 | 0,2053 | 1,58 | 0,017 | 0,010 | 0,033 | 0,27 |
| II 03-253-2 | 0,04 | - | - | 0,0275 | 0,41 | 0,01 | - | - | 6,41 | 0,007 | 0,006 | 0,003 | 0,26 |
| II 03-253-3 | 4,23 | - | - | 0,0415 | 0,39 | 0,22 | 0,523 | 0,2065 | 1,49 | 0,011 | - | 0,031 | 0,26 |
| III 03-253-1 | 3,41 | - | - | 0,0136 | 0,03 | 0,20 | 0,423 | 0,1595 | 1,29 | - | 0,010 | 0,020 | 0,26 |
| II 03-254 | 4,40 | - | - | 0,0509 | 1,20 | 0,24 | 0,543 | 0,2396 | 1,54 | 0,027 | 0,010 | 0,033 | 0,28 |

Adresse :
FLO/LHK/VLA
Postboks 10
N-2027 KJELLER

Telefon :
+47 63 80 80 00
Mii: 505 8000

Telefax :
+47 63 80 87 58
Mii: 505 8758

| Provenir | Ca | Cd | Cr | Cu | Fe | K | Mg | Mn | Na | Pb | Sb | Zn | Si |
|--------------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|
| | 396.847 | 214.440 | 267.716 | 324.752 | 259.939 | 766.490 | 285.213 | 257.610 | 589.592 | 220.353 | 206.836 | 206.200 | 251.611 |
| II 03-254-1 | 4,35 | - | - | 0,0426 | 0,44 | 0,23 | 0,535 | 0,2383 | 1,55 | 0,010 | 0,009 | 0,028 | 0,28 |
| II 03-254-2 | - | - | - | 0,0307 | 0,47 | - | - | 0,0003 | 6,91 | 0,010 | 0,006 | 0,002 | 0,27 |
| II 03-254-3 | 4,36 | - | - | 0,0392 | 0,47 | 0,25 | 0,531 | 0,2331 | 1,58 | 0,011 | - | 0,032 | 0,27 |
| III 03-254-1 | 3,38 | - | - | 0,0124 | 0,02 | 0,20 | 0,431 | 0,1740 | 1,34 | - | 0,008 | 0,016 | 0,27 |
| I 03-255 | 4,71 | - | - | 0,0431 | 1,37 | 0,29 | 0,593 | 0,2717 | 1,65 | 0,021 | 0,005 | 0,029 | 0,30 |
| II 03-255-1 | 4,65 | - | - | 0,0357 | 0,62 | 0,28 | 0,591 | 0,2632 | 1,77 | 0,010 | 0,006 | 0,028 | 0,28 |
| II 03-255-2 | - | - | - | 0,0238 | 0,50 | - | - | - | 7,24 | 0,007 | 0,003 | 0,002 | 0,29 |
| II 03-255-3 | 4,65 | - | - | 0,0319 | 0,49 | 0,28 | 0,577 | 0,2604 | 1,65 | 0,008 | - | 0,026 | 0,28 |
| III 03-255-1 | 3,92 | - | - | 0,0138 | 0,03 | 0,25 | 0,501 | 0,2171 | 1,49 | - | 0,005 | 0,018 | 0,28 |
| I 03-260 | 3,13 | - | - | 0,0595 | 0,80 | 0,19 | 0,405 | 0,1674 | 1,28 | 0,033 | 0,010 | 0,036 | 0,24 |
| II 03-260-1 | 3,09 | - | - | 0,0592 | 0,81 | 0,19 | 0,404 | 0,1660 | 1,28 | 0,033 | 0,012 | 0,036 | 0,24 |
| II 03-260-2 | - | - | - | 0,0364 | 0,33 | - | - | - | 5,92 | 0,012 | 0,008 | 0,002 | 0,23 |
| II 03-260-3 | 3,07 | - | - | 0,0502 | 0,31 | 0,18 | 0,396 | 0,1609 | 1,32 | 0,017 | - | 0,036 | 0,23 |
| III 03-260 | 2,15 | - | - | 0,0149 | 0,03 | 0,15 | 0,297 | 0,1151 | 1,09 | - | 0,007 | 0,020 | 0,22 |
| I 03-261 | 3,37 | - | - | 0,0474 | 1,01 | 0,18 | 0,449 | 0,1735 | 1,34 | 0,030 | 0,006 | 0,033 | 0,24 |
| I 03-261-1 | 3,30 | - | - | 0,0422 | 0,38 | 0,18 | 0,438 | 0,1634 | 1,35 | 0,013 | 0,007 | 0,032 | 0,24 |
| I 03-261-2 | - | - | - | 0,0319 | 0,47 | - | - | 0,0002 | 6,34 | 0,012 | 0,005 | 0,003 | 0,24 |
| I 03-261-3 | 3,28 | - | - | 0,0421 | 0,47 | 0,18 | 0,441 | 0,1652 | 1,38 | 0,016 | - | 0,031 | 0,24 |
| III 03-261 | 2,53 | - | - | 0,0180 | 0,06 | 0,15 | 0,354 | 0,1244 | 1,19 | - | 0,008 | 0,021 | 0,23 |
| I 03-262 | 3,74 | - | - | 0,0443 | 0,92 | 0,20 | 0,475 | 0,1894 | 1,40 | 0,023 | 0,007 | 0,032 | 0,25 |
| II 03-262-1 | 3,66 | - | - | 0,0398 | 0,31 | 0,19 | 0,471 | 0,1878 | 1,41 | 0,009 | 0,006 | 0,028 | 0,25 |
| II 03-262-2 | - | - | - | 0,0286 | 0,36 | - | - | - | 7,01 | 0,008 | 0,006 | 0,001 | 0,25 |
| II 03-262-3 | 3,64 | - | - | 0,0383 | 0,36 | 0,19 | 0,467 | 0,1859 | 1,40 | 0,011 | - | 0,028 | 0,25 |
| III 03-262 | 2,73 | - | - | 0,0126 | 0,04 | 0,16 | 0,363 | 0,1367 | 1,19 | 0,001 | 0,004 | 0,018 | 0,24 |
| I 03-263 | 4,13 | - | - | 0,0394 | 1,06 | 0,21 | 0,528 | 0,1870 | 1,50 | 0,022 | 0,005 | 0,028 | 0,27 |
| II 03-263-1 | 4,07 | - | - | 0,0334 | 0,38 | 0,21 | 0,522 | 0,1811 | 1,51 | 0,007 | 0,004 | 0,025 | 0,27 |
| II 03-263-2 | 0,15 | - | - | 0,0252 | 0,39 | 0,04 | 0,009 | 0,0048 | 6,93 | 0,007 | 0,005 | 0,008 | 0,26 |
| II 03-263-3 | 4,02 | - | - | 0,0316 | 0,40 | 0,21 | 0,518 | 0,1809 | 1,49 | 0,008 | - | 0,025 | 0,26 |
| III 03-263 | 3,25 | - | - | 0,0102 | 0,03 | 0,18 | 0,425 | 0,1448 | 1,34 | - | 0,007 | 0,017 | 0,26 |
| I 03-264 | 4,48 | - | - | 0,0380 | 1,05 | 0,22 | 0,549 | 0,2084 | 1,54 | 0,019 | 0,005 | 0,027 | 0,27 |
| II 03-264-1 | 4,39 | - | - | 0,0334 | 0,45 | 0,22 | 0,547 | 0,2053 | 1,70 | 0,008 | 0,005 | 0,026 | 0,27 |
| II 03-264-2 | - | - | - | 0,0206 | 0,36 | - | - | - | 7,70 | 0,003 | - | 0,001 | 0,27 |
| II 03-264-3 | 4,32 | - | - | 0,0292 | 0,35 | 0,22 | 0,545 | 0,2050 | 1,64 | 0,006 | - | 0,025 | 0,27 |
| III 03-264 | 3,79 | - | - | 0,0106 | 0,03 | 0,20 | 0,485 | 0,1688 | 1,49 | - | 0,006 | 0,017 | 0,28 |
| I 03-265-1 | 4,73 | - | - | 0,0330 | 1,19 | 0,23 | 0,608 | 0,2139 | 1,84 | 0,017 | 0,005 | 0,026 | 0,28 |

Adresse :
FLO/LHK/VLA
Postboks 10

Telefon :
+47 63 80 80 00
Mil: 505 8000

Telefax :
+47 63 80 87 58
Mil: 505 8758

Teknisk rapport

Rapportnr: 030711.02

| Provenr | Ca | Cd | Cr | Cu | Fe | K | Mg | Mn | Na | Pb | Sb | Zn | SI |
|-------------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|
| | 396.847 | 214.440 | 267.716 | 324.752 | 259.939 | 766.490 | 285.213 | 257.610 | 589.592 | 220.353 | 206.836 | 206.200 | 251.611 |
| II 03-265-1 | 4,66 | - | - | 0,0279 | 0,34 | 0,23 | 0,592 | 0,1889 | 1,83 | 0,004 | 0,006 | 0,023 | 0,29 |
| II 03-265-2 | - | - | - | 0,0219 | 0,47 | 0,00 | - | - | 7,6 | 0,006 | - | 0,001 | 0,28 |
| II 03-265-3 | 4,66 | - | - | 0,0269 | 0,45 | 0,23 | 0,586 | 0,1881 | 1,79 | 0,006 | - | 0,024 | 0,28 |
| III 03-265 | 4,00 | - | - | 0,0102 | 0,04 | 0,21 | 0,508 | 0,1728 | 1,57 | - | 0,005 | 0,018 | 0,28 |
| I 03-266 | 5,08 | - | - | 0,0336 | 1,35 | 0,24 | 0,626 | 0,2449 | 1,69 | 0,018 | 0,004 | 0,026 | 0,29 |
| II 03-266-1 | 4,99 | - | - | 0,0266 | 0,32 | 0,24 | 0,620 | 0,2292 | 1,71 | 0,004 | 0,005 | 0,024 | 0,29 |
| II 03-266-2 | 0,01 | - | - | 0,0215 | 0,45 | - | - | 0,0007 | 9,47 | 0,005 | - | 0,002 | 0,29 |
| II 03-266-3 | 5,00 | - | - | 0,0262 | 0,44 | 0,24 | 0,613 | 0,2297 | 1,68 | 0,006 | - | 0,023 | 0,29 |
| III 03-266 | 4,19 | - | - | 0,0105 | 0,04 | 0,22 | 0,528 | 0,1881 | 1,56 | - | 0,005 | 0,018 | 0,29 |
| I 03-270 | 5,16 | - | - | 0,0307 | 1,27 | 0,23 | 0,637 | 0,2029 | 1,68 | 0,016 | - | 0,024 | 0,30 |
| II 03-270-1 | 5,20 | - | - | 0,0274 | 0,63 | 0,23 | 0,639 | 0,1981 | 1,85 | 0,008 | - | 0,026 | 0,30 |
| II 03-270-2 | - | - | - | 0,0208 | 0,46 | - | 0,006 | - | 8,0 | 0,005 | - | 0,002 | 0,29 |
| II 03-270-3 | 5,14 | - | - | 0,0225 | 0,43 | 0,22 | 0,638 | 0,1941 | 1,76 | 0,005 | - | 0,021 | 0,30 |
| III 03-270 | 4,12 | - | - | 0,0126 | 0,03 | 0,21 | 0,537 | 0,1693 | 1,57 | - | 0,004 | 0,019 | 0,28 |
| I 03-273 | 5,26 | - | - | 0,0318 | 1,36 | 0,22 | 0,646 | 0,2092 | 1,73 | 0,015 | - | 0,023 | 0,30 |
| II 03-273-1 | 5,23 | - | - | 0,0260 | 0,40 | 0,22 | 0,645 | 0,2059 | 1,76 | 0,005 | 0,004 | 0,020 | 0,30 |
| II 03-273-2 | - | - | - | 0,0228 | 0,50 | - | - | 0,0005 | 8,0 | 0,005 | - | 0,002 | 0,29 |
| II 03-273-3 | 5,17 | - | - | 0,0253 | 0,44 | 0,22 | 0,635 | 0,2036 | 1,71 | 0,006 | - | 0,019 | 0,29 |
| III 03-273 | 4,61 | - | - | 0,0099 | 0,02 | 0,21 | 0,585 | 0,1657 | 1,65 | - | - | 0,013 | 0,30 |
| I 03-275 | 5,54 | - | - | 0,0317 | 1,38 | 0,23 | 0,682 | 0,2010 | 1,81 | 0,017 | - | 0,022 | 0,32 |
| II 03-275-1 | 5,41 | - | - | 0,0247 | 0,36 | 0,22 | 0,677 | 0,1943 | 1,84 | 0,003 | - | 0,019 | 0,31 |
| II 03-275-2 | 0,02 | - | - | 0,0213 | 0,45 | - | - | 0,0010 | 9,2 | 0,005 | - | 0,002 | 0,31 |
| II 03-275-3 | 5,43 | - | - | 0,0243 | 0,44 | 0,22 | 0,677 | 0,1944 | 1,83 | 0,005 | - | 0,019 | 0,31 |
| III 03-275 | 4,53 | - | - | 0,0109 | 0,02 | 0,21 | 0,576 | 0,1648 | 1,63 | - | - | 0,014 | 0,31 |
| I 03-276 | 2,79 | - | - | 0,0722 | 1,55 | 0,33 | 0,425 | 0,2921 | 1,10 | 0,056 | 0,009 | 0,057 | 0,20 |
| II 03-276-1 | 2,75 | - | - | 0,0649 | 0,82 | 0,32 | 0,416 | 0,2750 | 1,16 | 0,036 | 0,009 | 0,057 | 0,20 |
| II 03-276-2 | - | - | - | 0,0365 | 0,76 | - | - | - | 7,07 | 0,019 | 0,007 | 0,001 | 0,20 |
| II 03-276-3 | 2,76 | - | - | 0,0613 | 0,78 | 0,32 | 0,414 | 0,2751 | 1,15 | 0,032 | - | 0,059 | 0,20 |
| III 03-276 | 1,84 | - | - | 0,0243 | 0,10 | 0,25 | 0,300 | 0,1868 | 0,90 | 0,004 | 0,008 | 0,035 | 0,19 |
| TM 26.2 | 4,96 | - | - | 0,0138 | 0,02 | 0,21 | 1,237 | 0,0165 | 2,20 | 0,008 | - | 0,040 | 0,03 |
| Blank | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| LOD (µg/L) | 6,00 | 0,1000 | 0,6000 | 0,4000 | 7,00 | 8,00 | 2,00 | 0,2000 | 12,00 | 1,000 | 3,000 | 1,0000 | 2,000 |
| LOD (mg/L) | 0,006 | 0,0001 | 0,0006 | 0,0004 | 0,007 | 0,008 | 0,002 | 0,0002 | 0,012 | 0,001 | 0,003 | 0,001 | 0,002 |

A.3 Analyse av DOC i vann fra Steinsjøen

| Prøvenummer | Dato og klokkeslett | DOC (mg/l) |
|----------------|---------------------|------------|
| II-03-233 | 04.06.2003 15:24 | 6.84 |
| II-03-234 | 05.06.2003 03:24 | 7.07 |
| II-03-235 | 05.06.2003 15:24 | 9.78 |
| II-03-236 | 06.06.2003 03:24 | 8.89 |
| II-03-240 | 06.06.2003 11:22 | 8.64 |
| II-03-241 | 06.06.2003 23:22 | 8.25 |
| II-03-242 | 07.06.2003 11:22 | 8.02 |
| II-03-243 | 07.06.2003 23:22 | 8.25 |
| II-03-244 | 08.06.2003 11:22 | 8.01 |
| II-03-245 | 08.06.2003 23:22 | 7.94 |
| II-03-246 | 09.06.2003 11:22 | 9.74 |
| II-03-247 | 09.06.2003 23:22 | 10.3 |
| II-03-251 | 11.06.2003 00:05 | 9.94 |
| II-03-252 | 11.06.2003 12:05 | 9.02 |
| II-03-253 | 12.06.2003 00:05 | 10.5 |
| II-03-254 | 12.06.2003 12:05 | 9.56 |
| II-03-255 | 13.06.2003 00:05 | 9.47 |
| II-03-260 | 13.06.2003 15:34 | 10.7 |
| II-03-261 | 14.06.2003 03:34 | 10.1 |
| III-03-233 | 04.06.2003 15:24 | 3.03 |
| III-03-234 | 05.06.2003 03:24 | 3.47 |
| III-03-235 | 05.06.2003 15:24 | 4.09 |
| III-03-236 | 06.06.2003 03:24 | 4.69 |
| III-03-251 | 11.06.2003 00:05 | 4.47 |
| III-03-252 | 11.06.2003 12:05 | 5.4 |
| III-03-253 | 12.06.2003 00:05 | 3.96 |
| III-03-254 | 12.06.2003 12:05 | 3.3 |
| III-03-255 | 13.06.2003 00:05 | 3.96 |
| III-03-260 | 13.06.2003 15:34 | 3.66 |
| III-03-261 | 14.06.2003 03:34 | 4.4 |
| III-03-241+242 | 07.06.2003 11:22 | 3.53 |
| III-03-243+244 | 07.06.2003 23:22 | 3.09 |
| III-03-246+247 | 09.06.2003 11:22 | 3.09 |

*Analyse av DOC utført ved Jordforsk

LITTERATUR

- (1) Salbu B, Oughton D H (1995): Strategies of sampling, fractionation and analysis, In: Salbu B, Steinnes E (Eds). Trace elements in natural waters, Boca Raton, Florida, CRC Press, 41-71.
- (2) Thurman E M (1985): Organic geochemistry of natural waters, In: Developments in biogeochemistry, Dordrecht, Nijhoff, 497.
- (3) McBride M B (1994): Environmental chemistry of soils, New York, Oxford university press, 406.
- (4) Weast R C, Astle M J, Beyer W H (1986): CRC Handbook of Chemistry and Physics, 66th edition, CRC Press, Inc, Boca Raton, Florida.
- (5) Statens forurensningstilsyn (1997): Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (Eds Andersen J R, Bratli J L, Fjeld E, Faafeng B, Grande M, Hem L, Holtan H, Krogh T, Lund V, Rosland D, Rosseland B O, Aanes K J), 95:04, 41.
- (6) Lydersen E, Löfgren S and Arnesen R T (2002): Metals in scandinavian surface waters: Effects of acidification, liming and potential reacidification, Critical reviews in environmental science and technology, 32 (2&3), 73-295.
- (7) NOU (1996):8. Forsvarets skyte og øvingsfelt. Hovedrapport fra Det rådgivende utvalg til vurdering av Forsvarets øvingsmuligheter, Statens forvaltningstjeneste, Statens Trykning.
- (8) Strømseng A E, Ljønes M (2003): Periodisk avrenning av tungmetaller - En feltundersøkelse gjort ved Steinsjøen skytefelt, FFI/Rapport-2003/00715
- (9) Strømseng A E, Ljønes M (2002): Miljøkartlegging av åtte skytebaner-Vurdering av potensialet for mobilisering av tungmetaller, FFI/Rapport-2002/03877
- (10) Tanizaki Y, Shimokawa T, Yamazaki M (1992): Physicochemical speciation of trace-elements in urban streams by size fractionation, Water Research, Vol 26, No 1, 55-63.
- (11) Økland J, Økland A K (1995): Vann og vassdrag 1, Resurser og problemer, Vett & viten, Norge, 357.
- (12) Stumm W, Morgan J J (1996): Aquatic chemistry, chemical equilibria and rates in natural waters, third edition, Wiley-Interscience, 1022.
- (13) Hammel W, Debus R, Steubing L (2000): Mobility of antimony in soil and its availability to plants, Chemosphere **41**, 1791-1798.