

**Filtermedier for rensing av tungmetaller i  
avrenningsvann fra skytebaner.  
Feltforsøk ved Steinsjøen skytefelt**

Arljot E. Strømseng, Marita Ljønes,  
Loella Bakka og Kjetil S. Longva

FFI/RAPPORT-2007/01321

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



1) PUBL/REPORT NUMBER FFI/RAPPORT-2007/01321	2) SECURITY CLASSIFICATION UNCLASSIFIED	3) NUMBER OF PAGES 71
1a) PROJECT REFERENCE V/100701/917	2a) DECLASSIFICATION/DOWNGRADING SCHEDULE -	
4) TITLE Filtermedier for rensing av tungmetaller i avrenningsvann fra skytebaner. Feltforsøk ved Steinsjøen skytefelt  Filter medias for purification of heavy metals in runoff water from shooting ranges. Field tests at Steinsjoen shooting range		
5) NAMES OF AUTHOR(S) IN FULL (surname first) STRØMSENG Arnljot E, LJØNES Marita, BAKKA Loella, LONGVA Kjetil S		
6) DISTRIBUTION STATEMENT Approved for public release. Distribution unlimited. (Offentlig tilgjengelig)		
7) INDEXING TERMS IN ENGLISH: IN NORWEGIAN:		
a) <u>Heavy metals</u>	a) <u>Tungmetaller</u>	
b) <u>Contamination</u>	b) <u>Forurensning</u>	
c) <u>Hand weapon</u>	c) <u>Hånd våpen</u>	
d) <u>Filer medias</u>	d) <u>Filtermedier</u>	
e) <u>Antimony</u>	e) <u>Antimon</u>	
THESAURUS REFERENCE:		
8) ABSTRACT To reduce the impact of heavy metal runoff from shooting ranges, the Norwegian Defence Research Establishment (FFI) did a field study with different filter media. The tests were performed during summer 2005 and 2006 at a heavy metal polluted creek at Steinsjoen shooting area. The aim of the work was to study reduction in concentration of Pb, Cu and Sb in water filtrated trough columns filled with filter medias. Six different filter medias were tested in a field laboratory placed at a shooting range with high concentrations of heavy metals in runoff water. The six filter medias were: A) granulated peat, B) same type as A but coated with micro algae, C) activated coal, D) olivine, E) Iron oxide coated olivine (Ioco), F) Lightweight Expanded Clay Aggregate (Leca). In 2006 the field work included a pre-filter made of sand and gravel for particle filtration. The result from the filter media tests shows that the filtration efficiency changes with the water regime and time. In periods with high precipitation the filtration efficiency for Pb and Cu is greater compared to dry periods. This is probably due to the change in Pb and Cu species. For all three metals the iron coated olivine (IOCO) had the best cleaning efficiency, but in the filtrate pH was unfavorable high. The average (and standard deviation) of the filtration efficiency for Pb, Cu and Sb trough the IOCO was, 56% (23), 58% (21) and 59% (26) respectively. Of the six filter medias in this study it was only IOCO that had any sorption of antimony of importance.		
9) DATE 2008-02-26	AUTHORIZED BY This page only Jan Ivar Botnan	POSITION Director



## INNHOOLD

	<b>Side</b>
1	INNLEDNING ..... 7
1.1	Bakgrunn..... 7
1.2	Formål ..... 9
1.3	Innledning..... 9
2	METODER ..... 12
2.1	Feltlaboratorium ..... 12
2.1.1	Utstyrsoppsett og virkemåte..... 12
2.2	Forfilter ..... 15
2.3	Filtermediene ..... 16
2.3.1	Filterabsorbent AXF 30:27 (Granulert torv) (A) ..... 17
2.3.2	Modifisert filterabsorbent AXF 30:27 (B) ..... 17
2.3.3	Aktivt kull (Norit GAC 1240) (C) ..... 17
2.3.4	Olivin (Vanguard refractory grade olivine, Industrial olivine) (D) ..... 18
2.3.5	Jernoksidbelagt olivin (loco: Iron-oxide-coated olivine) (E) ..... 18
2.3.6	Leca (Lightweight Expanded Clay Aggregate) (F)..... 19
2.4	Gjennomføring av forsøk i 2005 ..... 19
2.4.1	Prøvetaking ..... 20
2.5	Gjennomføring av forsøk i 2006 ..... 20
2.5.1	Prøvetaking ..... 21
2.6	Kjemisk analyse ..... 23
3	RESULTATER OG DISKUSJON FRA FORSØK I 2005 ..... 25
3.1	Nedbør og vannføring ..... 25
3.2	Vannkvalitet i bekken, fra forfilter og etter testkolonnene ..... 25
3.2.1	Ledningsevne, pH, ORP og turbiditet..... 26
3.2.2	Pb, Cu og Sb tilført testkolonnene..... 29
3.3	Vannmengdebelastning av kolonnene ..... 29
3.4	Renseeffekt for filtermediene A, B og C ..... 30
3.4.1	Renseeffekt på Pb..... 30
3.4.2	Renseeffekt på Cu ..... 31
3.4.3	Renseeffekt på Sb..... 32
4	RESULTATER OG DISKUSJON FRA FORSØK I 2006 ..... 33
4.1	Nedbør og vannføring ..... 33
4.2	Vannkvalitet i bekken, etter forfilter og testkolonner ..... 34
4.2.1	Ledningsevne, pH, ORP og turbiditet..... 34
4.2.2	Pb, Cu og Sb i Larsmyrbekken..... 38

4.3	Vannmengdebelastning av kolonnene .....	38
4.4	Renseeffekt for filtermediene D, E og F .....	39
4.4.1	Renseeffekt på Pb.....	39
4.4.2	Renseeffekt på Cu .....	42
4.4.3	Renseeffekt på Sb.....	45
4.5	Utvasking ved høy vannbelastning gjennom filtermediene .....	47
4.6	Renseeffekt for forfilter .....	49
4.7	Sammenligning av resultater fra filterforsøk i 2005 og 2006 .....	53
4.7.1	Renseeffekt.....	53
5	KONKLUSJON OG ANBEFALING.....	54
5.1	Konklusjon.....	54
5.2	Anbefalinger .....	56
5.2.1	Testing av filtermedier .....	56
5.2.2	Levetid.....	56
5.2.3	Økt utlekking ved økt vanngjennomstrømning .....	56
5.2.4	Etterbruk av filtermedier .....	57
5.2.5	Bruk av størrelses- og ladningsfraksjonering .....	57
	APPENDIX .....	58
	REFERANSER.....	70

## **Filtermedier for rensing av tungmetaller i avrenningsvann fra skytebaner. Feltforsøk ved Steinsjøen skytefelt**

### **1 INNLEDNING**

#### **1.1 Bakgrunn**

Forsvaret bruker hvert år store mengder håndvåpenammunisjon for øvelsesskyting. Prosjektilene fra denne skytingen blir liggende igjen i Forsvarets skyte- og øvingsfelter. Håndvåpenammunisjon er ammunisjon med prosjektiler som har en diameter mindre enn 12,7 mm. De mest vanlige typene prosjektiler inneholder hovedsaklig tungmetallene bly (Pb), kobber (Cu), sink (Zn) og antimon (Sb). I prosjektilene er bly i legering med antimon i kjernen, mens kobber er i legering med sink i mantelen. Disse tungmetallene, eller spormetallene som de også blir kalt, er helse- og miljøfarlige stoffer (i denne rapporten vil spormetallene bli omtalt som tungmetaller). De vil derfor kunne forårsake skade på både helse og miljø når konsentrasjonene blir høye eller når de foreligger på form som er biotilgjengelig.

Bruken av ammunisjon i 2005 førte til en deponering av om lag 126 tonn bly, 55 tonn kobber, 14 tonn antimon i Forsvarets skyte- og øvingsfelter (1). Deponeringen av tungmetaller og andre helse- og miljøfarlige stoffer i skyte- og øvingsfeltene er blant de største miljøpåvirkningene som Forsvaret forårsaker (2). Effekten på miljøet av forurensingen fra skytebaner er som regel størst innenfor og i nærheten av innslagsområdet for prosjektilene, som i all hovedsak vil være innenfor banens skuddsektor. I bekker hvor det er tungmetallavrenning fra skytebaner, er det i studier utført av Norsk institutt for vannforskning (NIVA) påvist effekter på miljøet som f.eks skader på bunndyrsamfunnet (3). Sammenlignet med upåvirkede referansebekker hadde bunndyrsamfunnene i de undersøkte bekkene fra feltskytebaner et lavere artsantall og for en av de undersøkte bekkene var det total mangel på døgnfluer. Det ble konkludert med at dette skyldtes forurensing av tungmetaller fra skytebaner.

Forsvarets forskningsinstitutt (FFI) har gjennom ulike studier på transport, mobilitet og biotilgjengelighet av tungmetaller i jord og bekkesystemer tilegnet seg god kunnskap om forurensningsproblemet på skytebaner. Det er gjennomført studier hvor hensikten har vært å undersøke hvordan konsentrasjonene av tungmetaller endrer seg i ulike perioder av året og under episodiske hendelser. Resultatene fra flere studier viser at tungmetallkonsentrasjonene i avrenningsbekker varierer mye over tid. Det er for eksempel målt fire ganger høyere konsentrasjon av bly under en kraftig flom sammenlignet med lavvannsføring (4). Størrelses- og ladningsfordelingen av tungmetallforbindelsene endres også med endringer i vannføringen (5). Disse endringene er sannsynligvis av stor betydning for i hvilken grad tungmetallene er biologisk tilgjengelig eller ikke. Forsvarsbygg har benyttet seg av Norsk institutt for vannforskning (NIVA) for gjennomføring av en langvarig overvåking av en rekke skyte- og

øvingsfelter. Resultatene fra overvåkingen viser at det i enkelte felter er høye konsentrasjoner av tungmetaller i avrenningsvann (6). Denne overvåkingen viser at konsentrasjonen av bly, kobber og antimon varierer fra nære bakgrunnsverdier på henholdsvis ca 0,5 µg/l, 0,8 µg/l og 0,06 µg/l til opp mot henholdsvis 200 µg/l, 200 µg/l og 20 µg/l.

Den kjemiske oppførselen til tungmetallene bly, kobber og antimon i miljøet avhenger av egenskapene til stoffene og vil derfor opptre på ulike former i naturlig vann. På grunn av dette er det derfor ofte lite hensiktsmessig å fokusere på totalkonsentrasjoner når det gjelder vurdering av for eksempel mobilitet og biotilgjengelighet. Den fysisk-kjemiske fordelingen av metaller omfatter alt fra frie ioner i løsning til partikulært bundne forbindelser (spesier), og inkluderer enkle uorganiske komplekser, komplekser med organiske makromolekyler, overflatebundne metaller (kolloider og partikler) og metaller absorbert inn i mikroorganismer. Når metallene løses ut fra prosjektilene er det i mange tilfeller som frie ioner. Pb og Cu opptrer som kationer mens antimon opptrer som et oksyanion (antimonate-ion  $\text{Sb}(\text{OH})_6^-$ ). Disse ionene kan ha mange skjebner, deriblant opptak i levende organismer.

Med bakgrunn i de problemer som tungmetallavrenning kan medføre, har det derfor vært viktig å gjennomføre forskning og utvikling på ulike filter- og barriereløsninger som vil kunne benyttes i tilrettelagte fysiske systemer. Disse har som oppgave å redusere konsentrasjonene av tungmetaller i avrenning fra skytebaner. Det er allerede, gjennom flere ulike studier, gjort forsøk med ulike filtermedier for rensing av tungmetaller i avrenningsvann fra skytebaner. Forsvarsbygg har engasjert enkelte konsultantselskaper for gjennomføring av studier med blant annet leca, zeolitt, bein- og fiskebeinmel. Studiene har vært gjennomført på en slik måte at effekten av testene ikke gir noe godt grunnlag for å kunne bestemme viktige forhold slik som levetid, kapasitet og renseseffektivitet. Det er imidlertid viktig at filtermedier som testes for rensing av tungmetaller er godt dokumentert både i laboratorium og i felt under ulike forhold. Dette må gjøres for å sikre at levetiden og renseseffektiviteten er god, spesielt for tungmetallforbindelser som er biologisk tilgjengelig. Viktig er det også at systemene som etableres kan driftes på en kostnadseffektiv måte og fungerer under ulike feltforhold som f.eks ved ulike klima-, hydrogeologiske- og jordsmonnfaktorer.



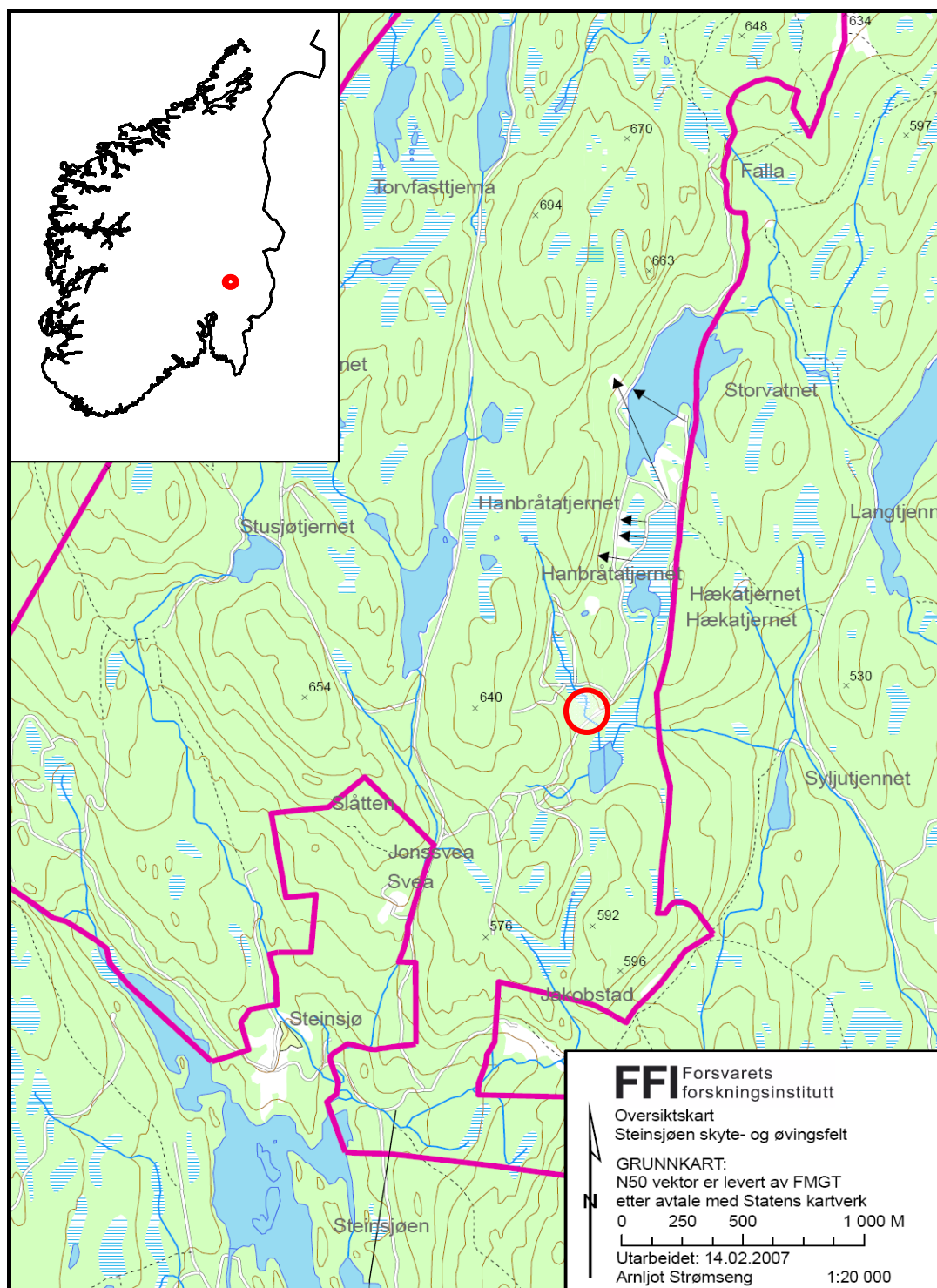
## 1.2 Formål

FFI har gjort forsøk i feltlaboratorium med ulike filtermedier både sommeren 2005 og 2006. Hovedmålet med forsøkene har vært å bestemme renseeffektivitet for filtermedier i forbindelse med utviklingen av effektive og miljøvennlige tungmetallfiltersystemer for Forsvaret. Filtersystemene skal kunne ha en høy grad av renseeffektivitet og levetid for tungmetallene bly, kobber og antimon i vann som drenerer skytebaner for håndvåpen.

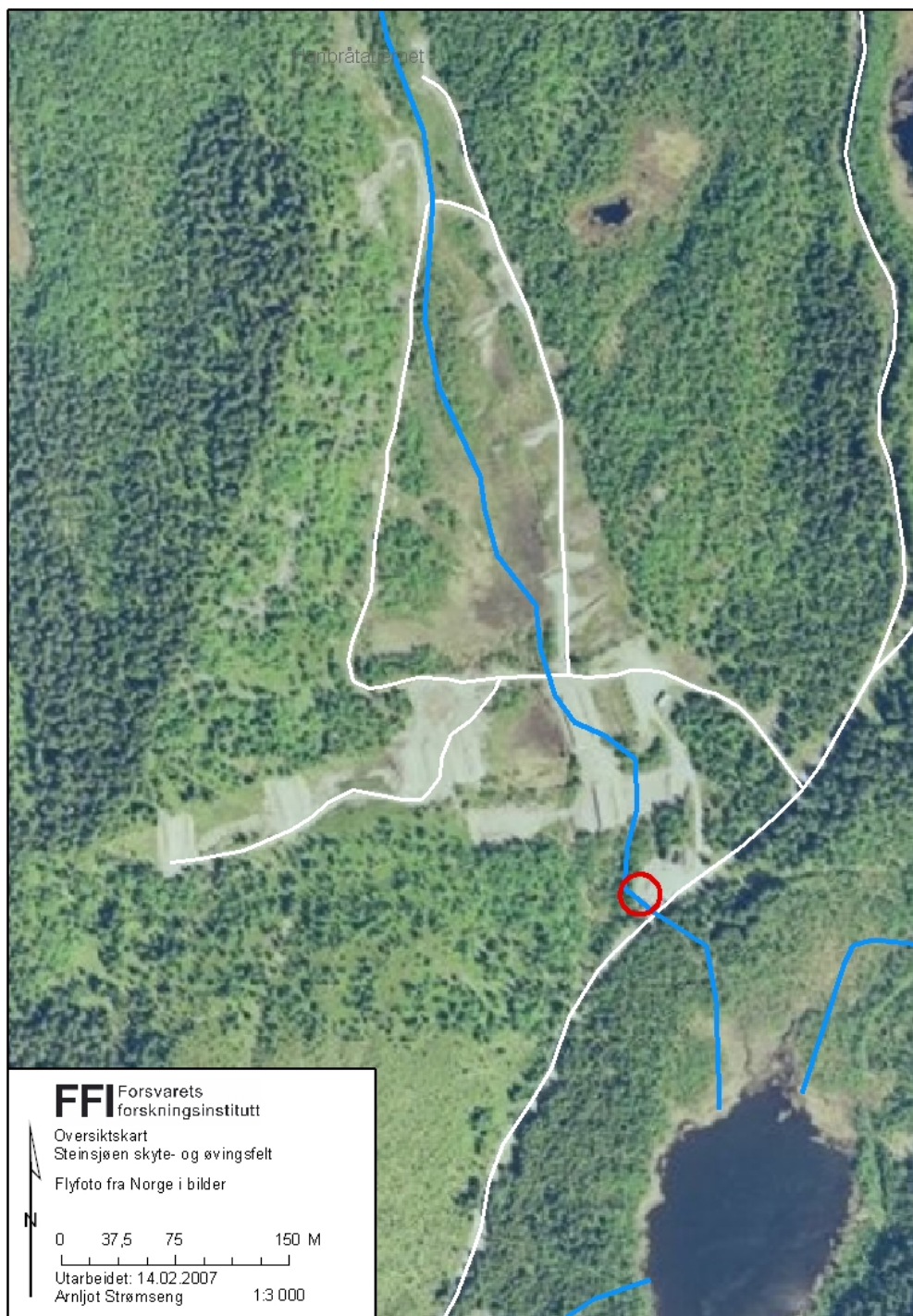
## 1.3 Innledning

Gjennom et år vil det være store variasjoner i vannkvaliteten og innholdet av tungmetaller i avrenningen fra skytebaner. De typiske tungmetallene fra denne typen områder varierer i konsentrasjon og fordeling av ulike spesier avhengig av resipientens vannføring gjennom ulike årstider og perioder. Dette gjør at filtersystemer må være robuste og tilstrekkelig effektive under alle rådende feltforhold. Dette gjør at utviklingen av filtersystemer er både komplisert og omfattende.

Denne rapporten omhandler undersøkelser som er gjort for å beskrive filtermediers evne til å rense tungmetaller fra vann. Det er ikke foretatt vurderinger av hvordan filtersystemene skal utformes for feltmessig bruk. Feltforsøkene er gjort på Steinsjøen skyte- og øvingsfelt i et område der konsentrasjonen av tungmetaller i avrenningsvann er høy. Forsøksfeltets lokalisering er vist i Figur 1.1. Klima, hydrologi, berggrunn, kvartergeologi, jordsmonn, naturgeografi og vegetasjon er nærmere beskrevet i en tidligere FFI rapport om episodiske hendelser (4). Bekken som har fått navnet Larsmyrbekken, har et begrenset nedbørsfelt og får avrenningen fra tre feltskytebaner. Denne avrenningen forurenses bekken med tungmetaller og er derfor et egnet sted for uttesting av filtermedier under ulike forhold.



Figur 1.1 Kart over forsøksfeltets lokalisering (rød ring) på Steinsjøen skyte- og øvingsfelt



Figur 1.2 Flyfoto over forsøksfeltets lokalisering (rød ring) ved Larsmyrbekken på Steinsjøen skyte- og øvingsfelt

## 2 METODER

### 2.1 Feltlaboratorium

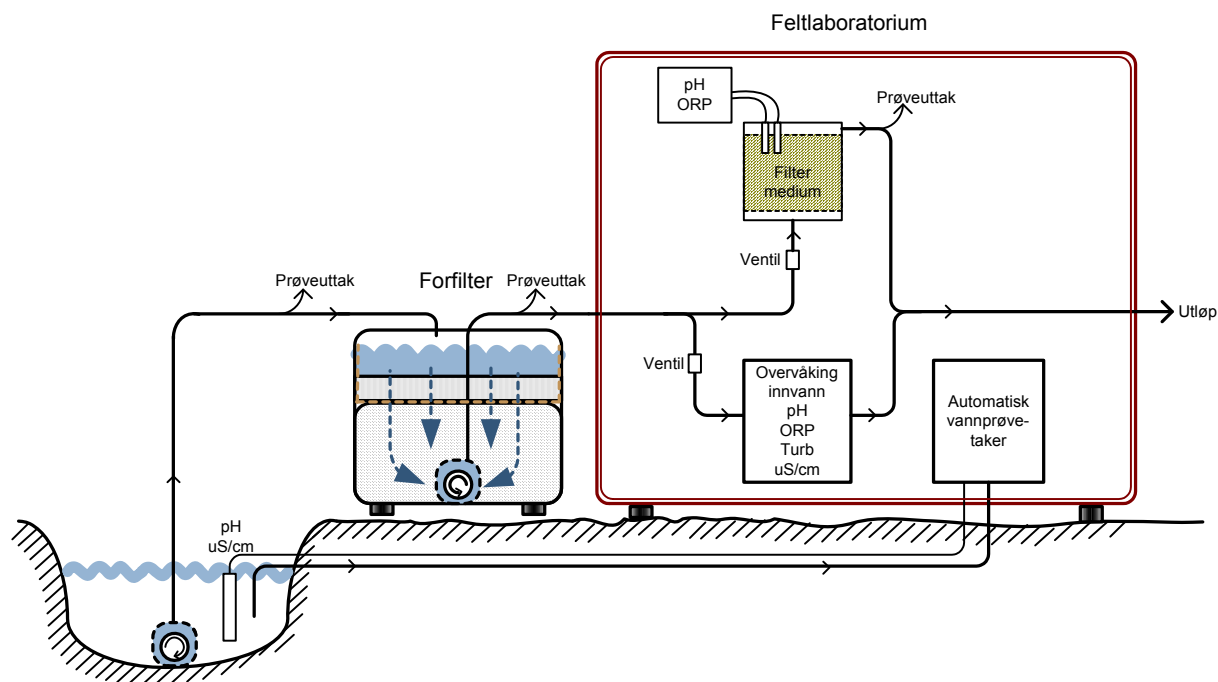
#### 2.1.1 Utstyrsoppsett og virkemåte

Våren og sommeren 2005 bygget FFI et feltlaboratorium som har fasiliteter og utstyr for å kunne utføre tester og forsøk *in situ* med ulike filtermedier (Figur 2.1). Laboratoriet, som er bygget i en konteiner, er utstyrt med ni kolonner for filtermedier og et overvåkingssystem med en automatisk lagringsenhet (ABB SM 2000) som lagrer måledata overført fra ni transmittere (merke Mettler Toledo pH2050e og Cond 7050e). Transmitterne måler og registrerer pH (Mettler Toledo Inpro 3250SG pH/orp elektrode), oksidasjons/reduksjonspotensialet (ORP) (Mettler Toledo Inpro 3250/120/pt1000 elektrode), ledningsevne (Mettler Toledo Inpro 7012) og turbiditet (Sigrist process-photometer WTM-500) i vannet som blir tilført kolonnene. Turbiditetsmåleren er selvkalibrerende, mens de andre sensorene må kalibreres jevnlig. I filtratet som kommer ut fra tre av de til sammen ni kolonnene blir det kontinuerlig registrert pH og ORP. Alle data blir lagret i samme lagringsenhet, som registrerer tid og måleverdier for ulike parametre.



Figur 2.1 *Feltlaboratorium for testing av filtermedier for rensing av vann forurenset med tungmetaller*





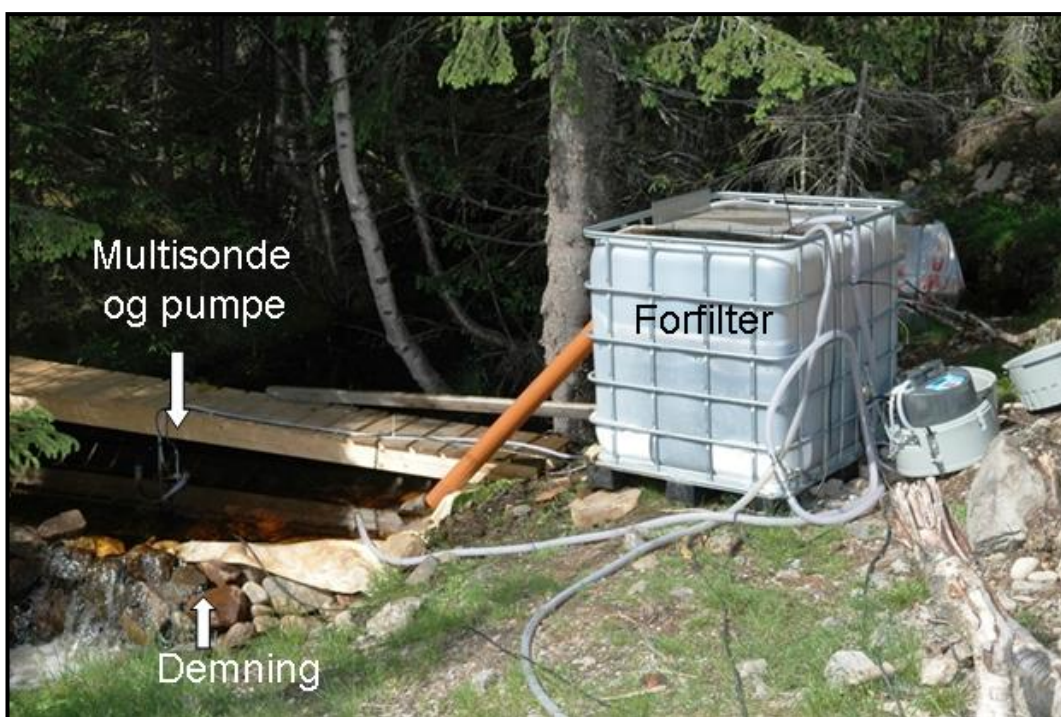
Figur 2.2 Prinsippskisse av utstyrsoppsett og virkemåte av feltlaboratoriet for testing av filtermedier

Kolonnene med filtermediet har en høyde på 30,0 cm og en diameter på 23,5 cm og er laget i PVC og rustfritt stål. Disse kolonnene har et volum for filtermediet på 13,0 liter. Kolonnene er merket med nummer fra en til ni. Under filterforsøk blir det benyttet samme filtermedium i tre og tre kolonner, slik at det samtidig kan testes tre ulike filtermedier. I tilknytning til feltlaboratoriet er det også installert en ISCO (6700C) automatisk vannprøvetaker som har muligheten til å ta både tidsproporsjonale og volumproporsjonale vannprøver i resipienten som blir benyttet i filterforsøkene. Vannprøvetakeren registrerer ved hjelp av en multiprobe (YSI 600 multiprobe) pH, ledningsevne, temperatur, vannstand i bekken (ISCO 730 flow modul) og nedbørsmengde (ISCO 674 Rain Gauge).

Tilførselen av vann fra bekken til feltlaboratoriet skjer fra en kunstig laget demning som er bygget for å heve vannstanden i bekken. Dette måtte gjøres for å sikre god kjøling for pumpen (Tsurumi pump 50PU24S) som pumper tungmetallforurenset vann til forfilteret (se kapittel 2.2 og Figur 2.2). Deretter passerer vannet gjennom et forfilter som beskrevet i kapittel 2.2 (prinsippskisse vist i Figur 2.5) og derfra videre til kolonnene i feltlaboratoriet. I kolonnene blir vannet som skal filtreres pumpet inn i bunnen av kolonnene og ført ut på toppen. Parametere som ORP og pH blir målt fra filtratet fra toppen av filterkolonnene. Vanntransporten gjennom kolonnene er kontrollert via konstant gjennomstrømningsventiler (Flowmatic RW-8) med måleområde 0,3 – 3,0 l/min. Filtratet går ut via et avløp i konteineren.



Figur 2.3 Kolonner for testing av filtermedium med oppstrøms vanngjennomstrømning

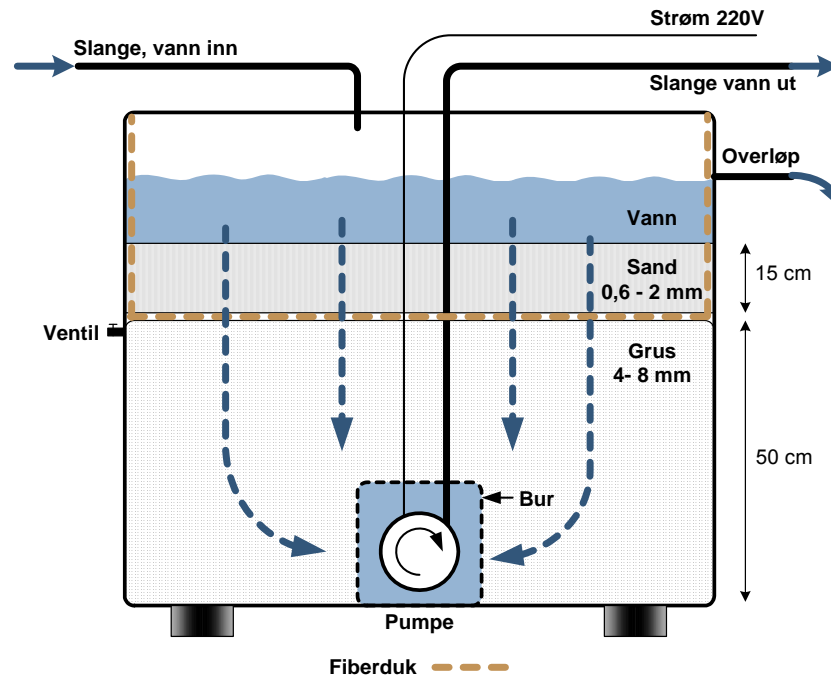


Figur 2.4 Bilde av demningen og forfilteret etablert i Larsmyrbekken på Steinsjøen i 2006. Til høyre for forfilteret var Isco vannprøvetakeren plassert

## 2.2 Forfilter

I 2005 ble det som forfilter benyttet filterpatroner av typen Millipore Polyguard 10" – 25  $\mu\text{m}$  (CT25F1050). Dette forfilteret hadde som hensikt å fjerne partikulært materiale som potensielt tetter igjen porene i filtermediet. En slik tetting ville gradvis redusere porestørrelsen og dermed den hydrauliske ledningsevne gjennom filtermediet. Under tiden testene av filtermedium foregikk, ble filterpatronene byttet ut ca annen hver dag siden disse også fikk gradvis redusert vanngjennomstrømning (tettet seg av partikler).

I 2006 ble forfilteret med 25  $\mu\text{m}$  filterpatroner byttet ut med en annen type løsning av forfilter. Dette forfilteret var laget ved hjelp av en 1 m<sup>3</sup> beholder, og ble konstruert slik Figur 2.5 viser. Vannet ble pumpet opp til forfilteret ved hjelp av en nedsenket Pumpe i bekken. Deretter ble vannet filtrert gjennom et 15 cm tykt grovsandlag (0,6 – 2 mm) før det passerte gjennom en lett permeabel fiberduk og ned i en lett drenerbar grusfraksjon (4 – 8 mm). Vannet i grusfraksjonen ble pumpet opp via en Pumpe i bunnen av plastbeholderen. Denne pumpen var bygget inn i et stålbur som var laget slik at grusfraksjonen ikke trengte seg inn i pumpehuset. Estimert oppholdstid for vann i forfilteret var ca 1 time. Det ble montert en lufteventil i overkant av grusfraksjonen for å slippe ut luft ved fylling av filteret. Ved metning av vann i alle porer blir ventilen stengt slik at pumpen lager et sug på vannet gjennom grovsandlaget. Dette øker vanngjennomstrømningen i grovsandlaget.



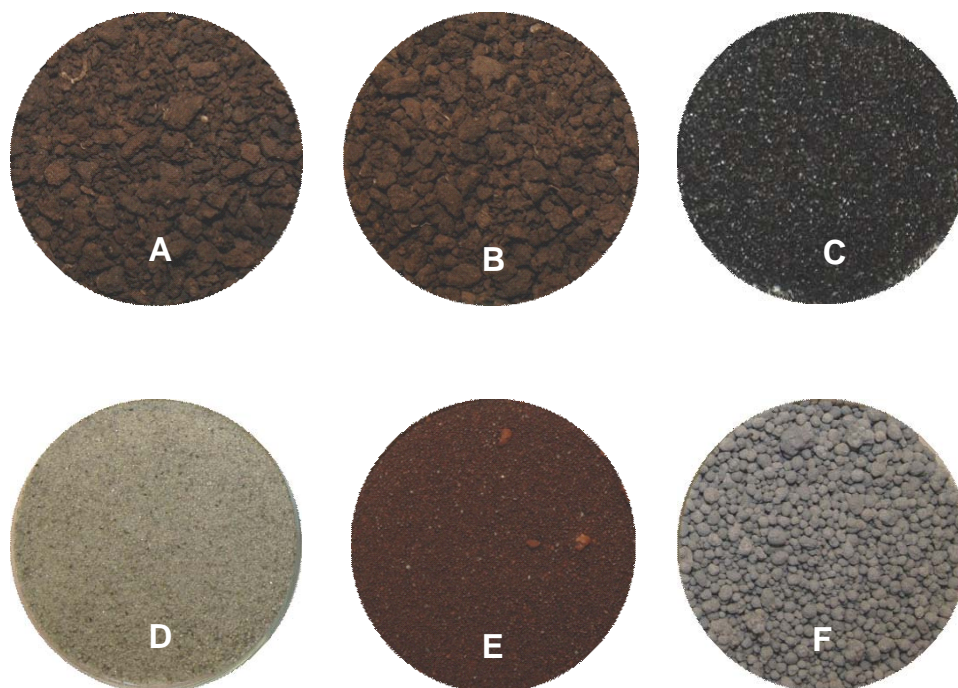
Figur 2.5 Funksjonell oppbygging av forfilter for å redusere partikulært materiale fra vann som skulle brukes i kolonneforsøk med filtermedier

## 2.3 Filtermediene

Forsøk med feltlaboratoriet er gjort med seks ulike filtermedier i to perioder sommeren 2005 og 2006. Beskrivelse av filtermediene er gjort i kapittel 2.3.1 til 2.3.6. Sommeren 2005 ble det testet to granulerte torvprodukter og en type aktivt kull, mens det sommeren 2006 ble testet to olivin produkter og et Leca produkt. Prisene som er oppgitt for de enkelte filtermediene er uten mva. I Tabell 2.1 er det en oversikt over noen generelle egenskaper og i Figur 2.5 er det bilde av filtermediene.

Filtermedium	Overflate * m <sup>2</sup> /kg	Overflate* m <sup>2</sup> /dm <sup>3</sup>	Egenvekt kg/m <sup>3</sup>	Fraksjonsstørrelse i vekt-%				
				> 2,0 mm	630 µm – 2,0 mm	500 µm – 600 µm	250 µm – 500 µm	< 250 µm
A	ib	ib	300-400	-	-	-	-	-
B	ib	ib	300-400	-	-	-	-	-
C	22	11	440	-	-	-	-	-
D	12	20	1700	0	14	19	66	3
E	12	20	1800	1	12	23	65	3
F	5	3	600	75	25	0	0	0

Tabell 2.1 Oversikt over beregnet overflate, egenvekt og kornstørrelse for de enkelte filtermediene som er testet (A=torv, B=algebelagt torv, C=aktivt kull, D=olivin, E=Ioco, F= Leca) . \* Estimert overflate er forutsatt at partiklene har kuleform. Ikke beregnet = ib



Figur 2.6 Bilder av ulike filtermedier benyttet i feltforsøk i 2005 og 2006 (A=torv, B=algebelagt torv, C=aktivt kull, D=olivin, E=Ioco, F= Leca)



### 2.3.1 Filterabsorbent AXF 30:27 (Granulert torv) (A)

Filtermedium A er en filterabsorbent med salgsnavnet ”AXON miljøfilter filterabsorbent AXF 30:27” og er en granulert torv levert av Arcon A/S i Norge for AXON-miljøteknik AB (Sverige). Dette er torv som er varmebehandlet ved ca 350 °C grader uten tilstedeværelse av oksygen. Dette gjør at torven får en type hydrofob tjæreaktig overflate. Filtermediet er i første omgang utviklet som en oljeabsorbent. Det er i utgangspunktet et godt medium til bruk under vannrensing, siden det er porøst og har relativt god hydraulisk ledningsevne. Filterabsorbenten er testet i tidligere studier som er utført av FFI, både i laboratorium og i felt (7).

Omdanningsgrad av torven er mellom 4 – 5 (Von Post skala), og det er oppgitt at den er dannet av en type *Sphagnum* torvmose og starr. Torv har generelt stor adsorpsjonskapasitet og har potensiale som adsorbent for metaller i forurenset vann (8). Adsorpsjonskapasiteten vil være avhengig av de kjemiske forholdene i vannet, blant annet pH, ionestyrke og konsentrasjon av tungmetaller. Omtrentlig kostnad for filterabsorbenten pr februar 2007 er kr 18 300 per tonn eller kr 5500 per m<sup>3</sup>.

### 2.3.2 Modifisert filterabsorbent AXF 30:27 (B)

Filtermedium B er det samme mediet som A, men torvgranulene har et dekke av ikke-levende tørkede mikroalger. Hensikten med å belegge et granulært torvprodukt med mikroalger er å øke sorpsjonskapasiteten for tungmetaller. Sorpsjon av metaller til ikke-levende biomasse blir ofte omtalt som biosorpsjon. Generelt er sorpsjonen høyere for ikke-levende biomasse sammenlignet med levende mikroorganismer, fordi det i døde organismer ikke finnes egne utskillingsmekanismer. Mekanismene ved biosorpsjon er hovedsaklig ionebytte, chelatering adsorpsjon og diffusjon gjennom cellevegger og membraner (9). Andre mekanismer som også kan påvirke renseeffektiviteten, er dannelsen av komplekser og mikroutfelling. Fordi mikroalgene er små har de et stort overflate til volum forhold, som gir dem en stor flate i kontakt med vann som inneholder tungmetaller. Hvilken av mekanismene som virker, er avhengig av hvilke organisme som brukes, opphavet og dannelsen av biomassen og vannets kjemi. Kontakttiden mellom filtermedium og det tungmetallholdige vannet, er avgjørende for om dette produktet er bedre sammenlignet med tilsvarende torv uten mikroalger. Det modifiserte torvproduktet er utviklet ved Universitetet for miljø- og biovitenskap (UMB). Omtrentlig kostnad er usikkert, siden dette ikke er et kommersielt produkt.

### 2.3.3 Aktivt kull (Norit GAC 1240) (C)

Filtermedium C er granulert aktivt kull med salgsnavnet ”Norit GAC 1240” (GAC: granular activated carbon). Produktet som er benyttet i filtertesten, er levert av Brenntag Nordic AS Chemicals (Norge) og er spesielt laget for vannrensing. Aktivt kull har en veldokumentert evne til å fjerne organiske forurensinger i blant annet vann. ”Norit GAC 1240” er et produkt som har god hydraulisk ledningsevne og en partikkelstørrelse mellom 0,5 mm til 4 mm. Den effektive partikkelstørrelsen er 0,65 mm, som betyr at 10 % av partiklene er mindre enn dette (D10). For dette produktet er det i databladet oppgitt en uniformitetskoeffisient på 1,6. Dette er en koeffisient som er beregnet ved at D60 (partikkeldiameter som utgjør 60 % av massen) deles på D10. Det aktive kullet i testen er fremstilt ved at oppmalt bitumen kull varmes opp til 540°C

uten oksygen for å fjerne urenheter. Deretter tilføres superhet damp på minimum 870°C for å gjøre det aktivt. Denne prosessen danner nettverk av porer i kullet og øker derfor kullet overflate. Typisk overflateareal er 500 – 1500 m<sup>2</sup>/g, mens egenvekten er ca 440 kg/m<sup>3</sup>. Omtrentlig kostnad pr februar 2007 er kr 17 500 tonn eller kr 7700 per m<sup>3</sup>.

Aktivt kull er en effektiv adsorbent for å fjerne mange organiske substanser fra vann. Bruk for fjerning av uorganiske stoffer er noe mer sjeldent. Enkelte studier utført i laboratorium av aktivt kull gir lovende resultater for adsorpsjon av eksempelvis As(V), Cd(II), Hg(II), Cr(V) Pb(II), Cu(II) og Zn(II) (10) - (14). I studien utført av Corapcioglu (14), hvor adsorpsjon av Pb(II), Cu(II) og Zn(II) ble undersøkt, var konklusjonen at med en god utvelgelse av typen aktivt kull og optimale operasjonelle betingelser, slik som pH og overflateladning, er det mulig å rense tungmetaller i vann med gode resultater. Dette studiet beskriver også to hovedtyper av kjemisk binding, som kan være årsaken til adsorpsjon av forskjellige metallioner til overflater på aktivt kull: kovalent binding og hydrogen binding. Den kovalente bindingen er et resultat av deling av frie elektronpar mellom overflate oksygenatom og metallatom. Dette danner bindingen O-M(II) (M = metall) (14). Hydrogenbinding er et resultat av krefter mellom overflate oksygenatomer og hydrogenatomer til hydratiserte metallioner. Disse egenskapene vil avgjøre hvor godt metallene bindes til aktivt kull.

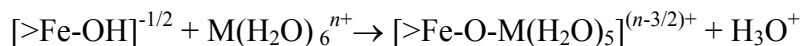
#### 2.3.4 Olivin (Vanguard refractory grade olivine, Industrial olivine) (D)

Filtermedium D er olivin som er et isomorft (mineral med ulik kjemisk sammensetning med samme krystallform) blandingsmineral mellom forsteritt (Mg<sub>2</sub>SiO<sub>4</sub>) og fayalitt (Fe<sub>2</sub>SiO<sub>4</sub>), som danner en kontinuerlig blandingsrekke (15). Vanligst er magnesiumrik olivin. Olivin er hovedmineral i magmatiske (ultramafiske) bergarter. Svært ofte er olivin helt eller delvis omdannet til andre mineraler. Ved metamorfose reagerer olivin med vann og danner serpentin og talk. Den edle varianten (krystallinsk form) av mineralet kalles peridot og kan være prismatisk, men vanligvis er den avrundet og uten plane flater. Fargen er grønn, av og til over mot gult eller brunt. Fordi jernet i olivinen oksiderer (ruster), er olivin ute i naturen nesten alltid dekket av en brun forvitringsoverflate. Binding av metaller til denne overflaten kan enten være som følge av ionebytte eller kjemisorpsjon tilsvarende som for jernoksid (se kapittel 2.3.5). Olivin er et viktig industrimineral, og Norge er den ledende produsenten i Europa. Olivin brukes som sand i stålindustrien og som slaggdanner. Olivinen som er benyttet i filterstudiene er levert av North Cape Minerals. Det er vist gjennom ulike forsøk at Olivin har evnen til å adsorbere metaller slik som blant annet kobber (Cu) og uran (U) (16)(17). Omtrentlig kostnad for filterabsorbenten pr februar 2007 er kr 900 per tonn eller kr 1530 per m<sup>3</sup>.

#### 2.3.5 Jernoksidbelagt olivin (loco: Iron-oxide-coated olivine) (E)

Filtermedium E er en olivin (med samme størrelsesfraksjon som D) belagt med jernoksid (Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>) og er et produkt som også er levert av North Cape Minerals AS (Norge). Olivin belegges med jernoksid gjennom en prosess hvor det tilsettes ulike kjemikalier for deretter å bli varmebehandlet i ulike sekvenser. Hvilke prosess som er benyttet for å belegge olivinproduktet i denne testen er ikke kjent. Jernoksid er en god, potensielt regenererbar adsorbent, og belegning av jernoksid, i dette tilfelle på olivin med en kornstørrelse fra 0,1 mm til 3 mm,

tillater mediet å bli benyttet i kolonner (18). Det er godt dokumentert at jernoksid har evnen til å filtrere og adsorbere naturlig organisk materiale (NOM) og ulike metaller, som for eksempel kobber, bly (Pb), kadmium (Cd), nikkel (Ni) og sink (Zn) (19)(20). Det er de ikke-krystallinske oksidene og hydroksider av jern som gir posisjoner (seter) for binding av metaller og overgangsmetaller (21). Binding (kjemisorpsjon) av metaller (M) til jernoksid kan beskrives i reaksjonsligningen:



Denne reaksjonen har fire egenskaper som skiller seg fra kationbytte.

1. Frigjøring av  $n$   $\text{H}^+$  ioner for hvert  $\text{M}^{n+}$  kation adsorbent.
2. Bestemte mineraler har en høy grad av spesifikk kjemisorpsjon for enkelte spormetaller.
3. Tendens til å være en irreversibel reaksjon, eller at desorpsjonsraten er mange størrelsesordner lavere enn adsorpsjonsraten.
4. En forandring i overflateladning mot en mer positiv verdi.

FFI har tidligere utført studier hvor jernspon blir blandet inn i skytebanejord forurenset med Pb, Cu, Sb og Zn. Jernet ( $\text{Fe}^0$ ) korroderte raskt og gav redusert utlekking av Pb, Cu og Sb i forhold til jord som ikke er tilført jern (22). Omtrentlig kostnad for filterabsorbenten pr februar 2007 er usikkert, siden dette per dags dato ikke er et kommersielt produkt. En antagelse på pris er ca 10 ganger Vanguard olivin (se 2.3.4).

### 2.3.6 Leca (Lightweight Expanded Clay Aggregate) (F)

Filtermedium F er Leca 2-4, som er ekspandert leire i kuler mellom 2 og 4 mm, og som er belagt med en blanding av kalsium hydroksid ( $\text{CaOH}_2$ ) og olivin. Produktet har mindre overflate per volum og vekt sammenlignet med de andre mineralske produktene som er testet. Beregning av overflate og egenvekt er vist i Tabell 2.1. Produksjonen av Leca skjer gjennom en tørking av leiren som deretter blir ekspandert, og det dannes kuler i forskjellig størrelse. Ekspansjon og kuledannelse skjer gjennom en industriprosess hvor det inngår høy temperatur (ca  $1100^\circ\text{C}$ ). Opphavsmateriale av leiren som benyttes i produksjonen er kvarts (60 %), feltspat (15 %), illitt (15 %), kloritt (7 %) og hornblende (3 %) (23). Leire har ofte stor kationbyttingskapasitet (CEC) som kan egne seg for adsorpsjon av metallioner. CEC varierer fra 3 – 150 cmol/kg avhengig av typen lerimineral (21). Omtrentlig kostnad for filterabsorbenten pr februar 2007 er usikker, siden det ikke er et kommersielt produkt.

## 2.4 Gjennomføring av forsøk i 2005

I 2005 ble renseseffekten for filtermediene A, B og C undersøkt med *in situ* kolonneforsøk i perioden fra 19 juli til 29 juli. Kolonne nr 1 til 3 ble fylt med filtermedium A, nr 4 til 6 med filtermedium B og nr 7 til 9 ble fylt med filtermedium C. Forsøkene var planlagt å gå over tre uker, men på grunn av tekniske problemer med pumpene som pumper vannet gjennom kolonnene, ble forsøket avbrutt etter 10 dager. Tre uker med den valgte oppholdstiden skulle utgjøre ca 7000 liter per kolonne, noe som er en vannmengde på ca 1000 porevolumer (estimert

porevolum på 50 %). På grunn av de samme tekniske problemene som nevnt over, var det også en driftstans underveis i forsøket. Selv med driftstansen underveis og forkortet forsøksstid, gav forsøket interessante resultater som er beskrevet i Kapittel 3. Driftstansen utgjorde ca 5 – 10 % av totaltiden for forsøket. I forsøksperioden var det flere nedbørsepisoder, noe som gjorde at vannføringen i bekken forandret seg over tid. Dette var gunstig for det gjennomførte forsøket, fordi kolonnene med filtermedier fikk ulik belastning av tungmetaller. Dette gjelder både med hensyn til konsentrasjon av metaller, størrelse, ladning og labilitet på ulike spesier.

Det ble i forsøket etterstrebet en oppholdstid på tilnærmet 30 minutter for vann som passerte gjennom kolonnene. I beregningen av vanngjennomstrømning ble det forutsatt at filtermediene har et porevolum på 50 %. Dette gav en optimal gjennomstrømning i kolonnene på 220 ml/min. Av flere ulike årsaker var det i praksis vanskelig å justere vanngjennomstrømningen i kolonnene til nøyaktig 220 ml/min. Blant annet klarte ikke pumpene som ble benyttet å generere et trykkfall over flowventilene (minimum 1 bar trykkfall over ventilen), noe som dermed gjorde justeringen av gjennomstrømning vanskelig. I tillegg var justeringen av gjennomstrømningshastighet lavere enn det optimale justeringsområdet for ventilen (optimale område for flowventilen er 0,3 – 3 l/min). Gjennomstrømningen i kolonnene ble derfor akseptert selv om denne lå mellom 210 til 270 ml/min. Under forsøket endret gjennomstrømningen av vann seg mellom hver prøvetaking. Dette var sannsynligvis på grunn av at porene i filtermediene endret hydraulisk ledningsevne som følge av ekspansjon og tetting av porer. På grunn av dette, måtte gjennomstrømningen i enkelte av kolonnene justeres ved prøvetidspunkt. Etter justering ble det ventet minst en halv time før en prøve med vann ble tatt.

#### 2.4.1 Prøvetaking

I kolonneforsøk med filtermediene A, B og C ble det tatt ut vannprøver av vannet inn og ut av kolonnene. Til alle vannprøver ble det benyttet 100 ml flasker i HDPE (high density polyethylene). Bortsett fra de vannprøvene som skulle gå til analyse av totalinnholdet av tungmetaller, ble vannprøvene filtrert med et sprøytefilter på 0,45 µm for analyse av løste tungmetaller. Dette førte til at en prøvetaking i forsøket gav til sammen 20 vannprøver for hvert prøvetidspunkt. I tillegg ble det automatisk tatt prøve hver 12 time (tidsproporsjonalt) av bekkevannet ved hjelp av en ISCO automatisk vannprøvetaker.

### 2.5 Gjennomføring av forsøk i 2006

I 2006 ble renseseffekten for filtermediene D, E og F undersøkt med *in situ* kolonneforsøk i perioden 9 juni til 13 juli. Kolonne nr 1 til 3 ble fylt med filtermedium D, nr 4 til 6 med filtermedium E og nr 7 til 9 ble fylt med filtermedium F. Forsøkene ble avbrutt i perioden 14 juni til 20 juni på grunn av lav vannstand i bekken (overoppheting av pumpe). Til sammen pågikk forsøket i 28 dager. I løpet av perioden forsøket pågikk, ble multisonden til ISCO ødelagt (26 juni). Dette var sannsynligvis forårsaket av en overspenning i nettspenningen etter et lynnedslag. Etter denne datoen er det derfor ikke kontinuerlige målinger av pH, ledningsevne og temperatur i bekken. Klimaet i forsøksperioden inneholdt flere nedbørsepisoder som gjorde

at vannføringen og vannkvaliteten i bekken forandret seg over tid. Dette var gunstig for å sjekke filteregenskapene ved høy vannføring med høye nivåer av tungmetaller.

Det ble i forsøket etterstrebet en oppholdstid på tilnærmet 30 minutter for vann som passerte gjennom kolonnene (220 ml/min), men vannmengden i forsøket varierte mellom 100 ml/min og 400 ml/min. Årsaken til dette er den samme som for forsøket i 2005 (beskrevet i kapittel 2.4).

### 2.5.1 Prøvetaking

Det ble tatt tidsproporsjonale vannprøver med ISCO to ganger i døgnet fra Larsmyrbekken. Ved prøvetaking fra kolonnene ble det tatt en prøve for bestemmelse av totalinnholdet av tungmetaller og en filtrert prøve for bestemmelse av den løste fraksjonen av tungmetaller. Den sistnevnte prøven ble filtrert med konstant strømming (10 ml/min) gjennom et 0,45 µm sprøytefilter (Millipore Millex-HP, hydrophilic PES 0,45 µm), en sprøytepumpe (NE-1000) og en trykkmåler (Figur 2.7). Det ble skiftet filter når trykkmåleren mellom sprøyte og filter viste et mottrykk på 10 psi, for å unngå at den nominelle størrelsen til filteret ble endret vesentlig. Ved prøvetaking ble det tatt vannprøver foran forfilteret, etter forfilteret og ut av alle kolonnene. Til alle vannprøver ble det benyttet 100 ml flasker i HDPE.

Det ble også gjennomført en størrelsesfraksjonering og ionebytte 29 juni, 3 og 10 juli. Dette ble gjort på vannet fra bekken, etter forfilter og i filtratet fra en kolonne med de enkelte filtermediene D, E og F. Fraksjoneringen ble utført med to forskjellige teknikker for å sammenligne disse metodene. Den ene fraksjoneringen ble utført ved hjelp av et 0,45 µm membranfilter (90 mm, filter HAWP09000 Millipore) og et 10 kDa hulfiberfilter (Microza SP UF module SPL-0053, PALL). Deretter ble det utført ionebytte for hvert av filtratene (Figur 2.8). Det ble benyttet en kation- og en anionbytter til dette. Kationbytterten var Amberlite IR-120 (Na- form, 14-52 mesh), mens anionbytterten var AG-1-X8 (Cl-form, 20-50 mesh). Prinsippet for denne spesieringen er vist i Figur 2.9. Inndelingen i størrelsesfraksjoner er som følger:

- **Partikulært** bundet metall (metaller bundet til partikler > 0,45 µm)
- **HMM** (high molecular mass species) er kolloidalt bundet metall (metaller bundet til kolloider med størrelser fra 10 kDa til 0,45 µm)
- **LMM** (low molecular mass species) er < 10 kDa (frie metalleioner eller metaller som er bundet til forbindelser < 10 kDa)

Den andre teknikken som ble benyttet kalles "Size charge fractioning" (SCF). Til dette benyttes en sprøyte med et 0,45 µm sprøytefilter (Millex-HP, hydrophilic PES, Millipore) og en ionebyttermasse. Det ble benyttet to ulike ionebyttermasser i forsøket (20-40 mesh). En sterk kationbytter (sulfonsyre) og en chelex adsorbent. En fraksjonering består av tre vannprøver, en ufiltrert totalprøve, en filtrert prøve og en filtrert, ionebyttet prøve. Resultatene fra kjemisk analyse av de tre fraksjonene gir da informasjon om hvor stor andel av metallet som partikkelbundet, frie ioner/labile og anioniske/humus bundet.

Det vil i denne rapporten ikke være en fullstendig behandling av resultatene fra størrelsesfraskjoneingen og ionebytte, siden dette er en del av en mastergradsoppgave og er rapportert i forbindelse med dette (24). Noen resultater vil allikevel bli behandlet i denne rapporten for å forklare noe av resultatene fra forsøkene i 2006.



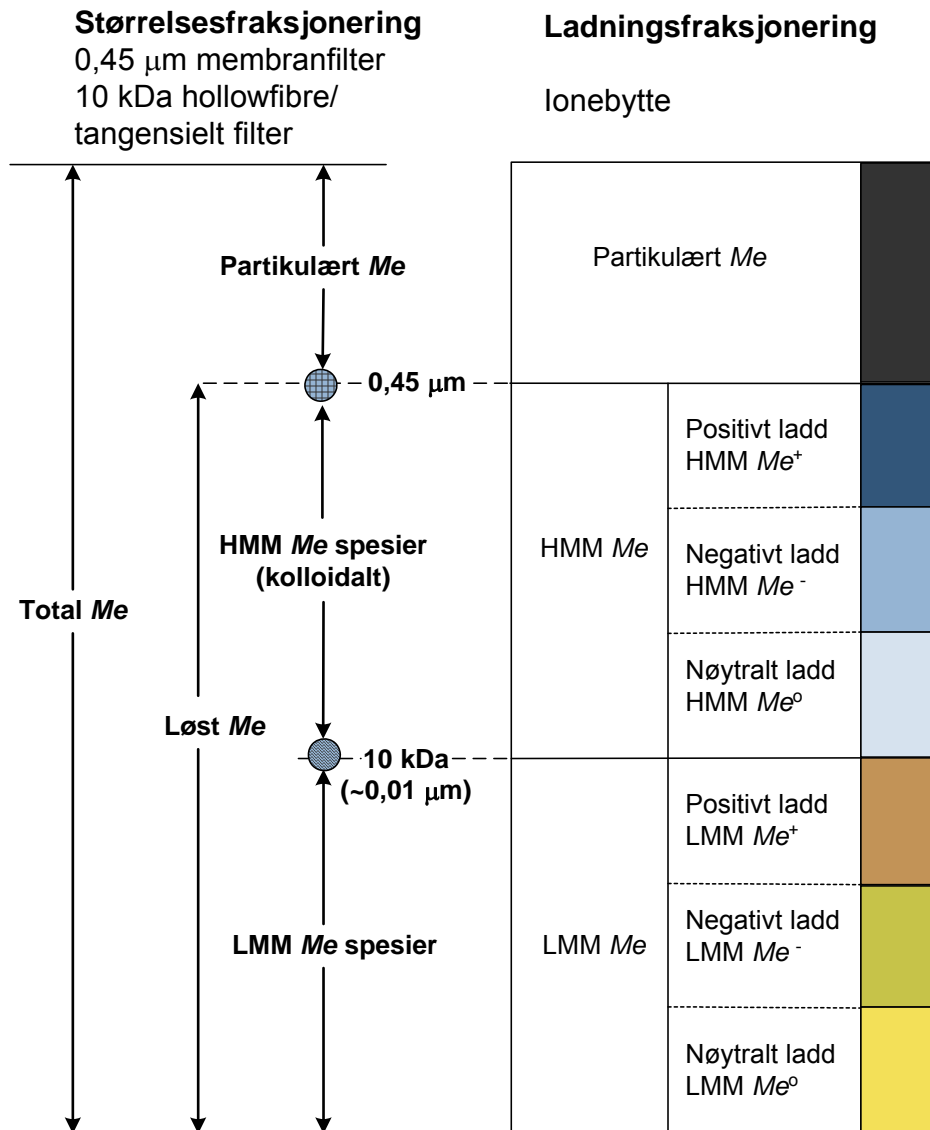
Figur 2.7 Sprøytepumpe og trykkmåler som ble benyttet for filtrering av vann med  $0,45 \mu\text{m}$  filter



Figur 2.8 Pumpe, Ionebytter og filterholder for 0,45  $\mu\text{m}$  filter med diameter på 90 mm

## 2.6 Kjemisk analyse

Det ble foretatt analyser av Pb, Cu og Sb med både GF-AAS (Perkin Elmer Analyst 800 Atomic Absorption Spectrometer) og med ICP-MS (Perkin Elmer SCIEX ELAN 6000, autosampler AS-90 og kvadropol) ved UMB (Universitetet for miljø- og biovitenskap). Deteksjonsgrense for Pb, Cu og Sb ved GF-AAS analysen er hhv 0,3, 0,3 og 0,4  $\mu\text{g/l}$  og for ICP-MS er deteksjonsgrensen lavere enn for GF-AAS. Alle vannprøver som skulle analyseres for tungmetaller ble tilsatt ultrapure salpetersyre (0,5 %) som konserveringsmiddel.



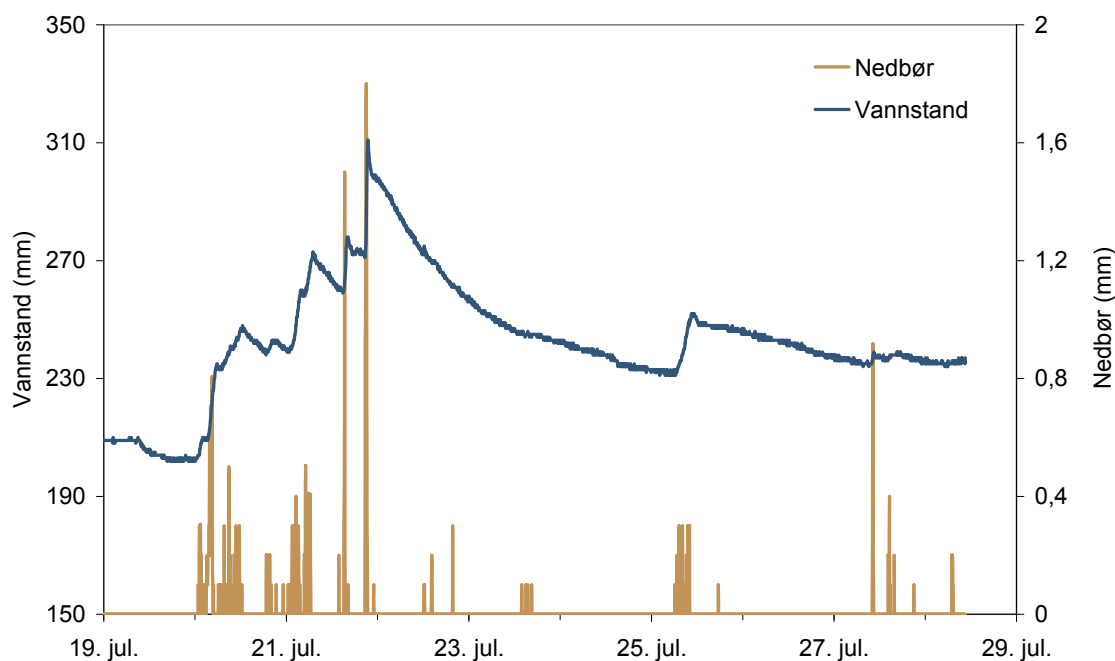
Figur 2.9 Prinsippet for størrelsesfraksjonering ved bruk av 0,45  $\mu\text{m}$  membranfilter og 10 kDa hulfiberfilter kombinert med ladningsfraksjonering ved bruk av ionebytte (Me=metall, HMM = high molecular mass, LMM = low molecular mass). Det er også angitt fargekoder som er benyttet for de ulike fraksjonene i rapporten



### 3 RESULTATER OG DISKUSJON FRA FORSØK I 2005

#### 3.1 Nedbør og vannføring

I forsøksperioden var det flere episoder med nedbør som gjorde at vannstanden i bekken steg. Spesielt stor økning var det under nedbørsepisodene fra 20 juli til 21 juli. I denne episoden steg vannet i den oppdemte bekken med ca 11 cm. Det ble ikke foretatt estimering av vannmengden som gikk i bekken til enhver tid. Dette gjør at vannstanden (referanse høyde) kun gir et uttrykk for relativ vannføring.



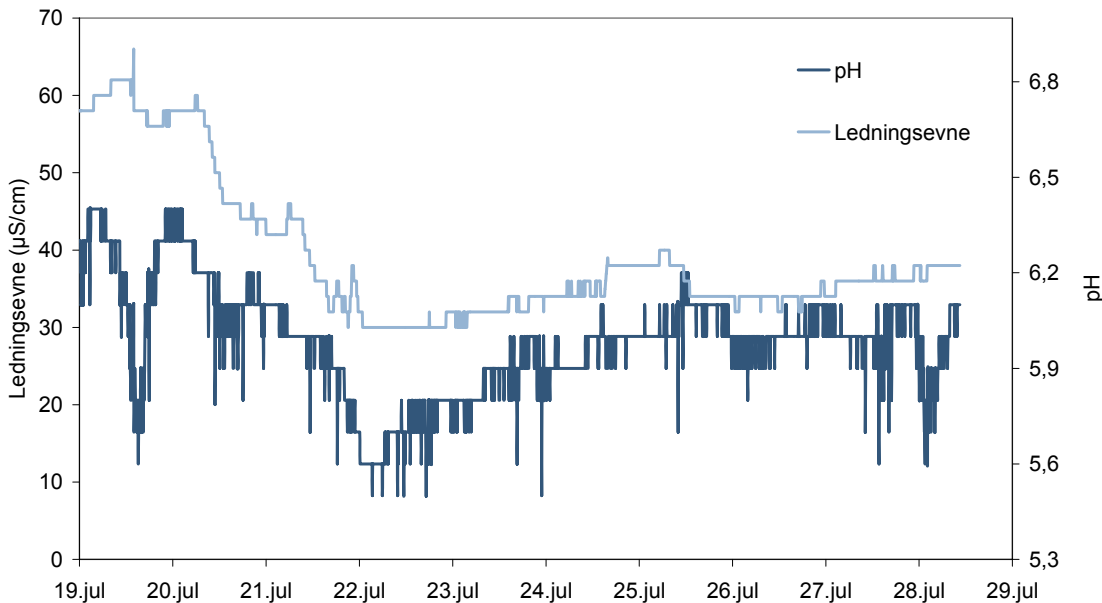
Figur 3.1 Vannstand og nedbør på Steinsjøen under perioden med filterforsøk

#### 3.2 Vannkvalitet i bekken, fra forfilter og etter testkolonnene

Gjennom testperioden varierte vannkvaliteten for enkelte av de målte vannkvalitetsparametrene relativt mye. Dette skyldes at vannføringen i bekken ved nedbør endres. I bekken ble pH, ledningsevne og temperatur, som nevnt tidligere, målt ved hjelp av en multisonde som var koblet til den automatiske vannprøvetakeren. Resultatene fra målingene av pH med multisonden er noe usikre, men er beskrevet i kapittel 3.2.1. Det kan se ut som om sensoren i multisonden for måling av pH ikke fungerte måleteknisk tilfredsstillende. Det er usikkert hva som var årsaken til dette.

### 3.2.1 Ledningsevne, pH, ORP og turbiditet

Resultatene fra pH målingene er vist i Figur 3.2 og viser en variasjon i pH fra 5,5 til 6,3. De målingene som er usikre er spesielt knyttet til dataene fra 19 juli, da det ble foretatt en kalibrering av sensoren. I tiden etter kalibreringen falt pH med 0,5 pH enheter for deretter å stige opp til samme nivå som før kalibrering. Denne ”dippen” tok ca 12 timer og det var ingen endringer i vannføring i bekk som skulle tilsi at pH skulle respondere på denne måten. Det er derfor usikkert hva som var årsaken til denne pH responsen.



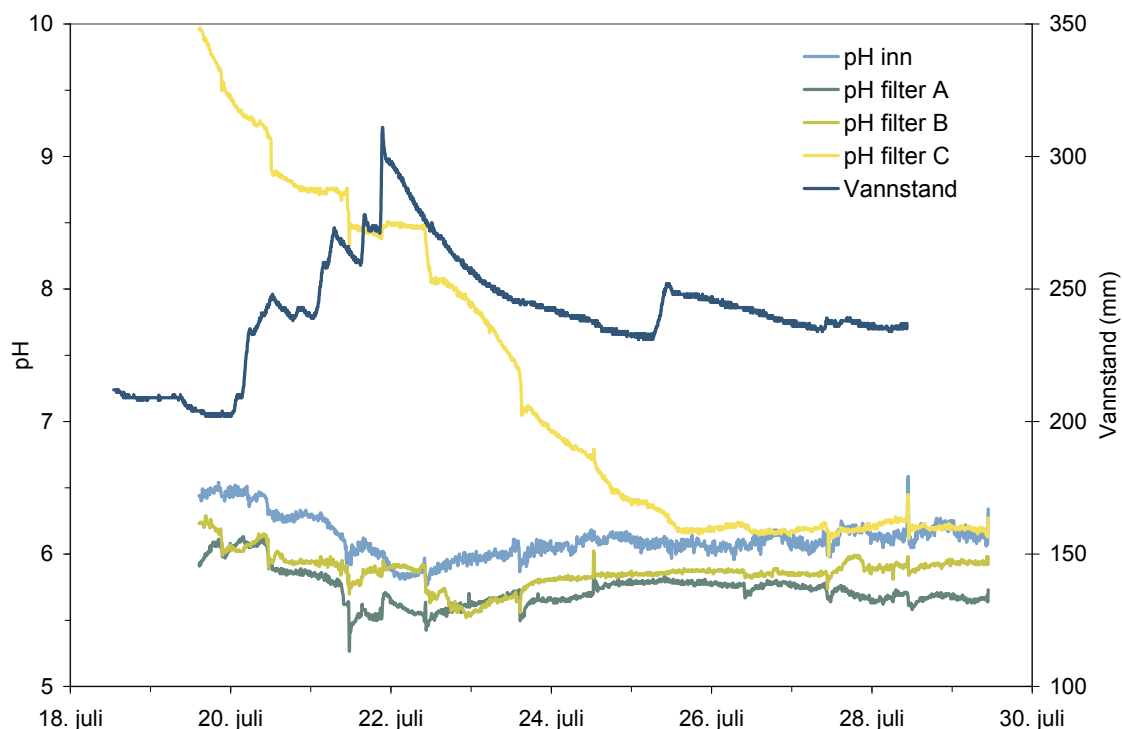
Figur 3.2 Ledningsevne og pH i Larsmyrbekken under forsøket i 2005.

Den 20 juli begynte det å regne og vannstanden i bekken steg. Dette resulterte i at pH sank etter hvert som vannstanden steg. Etter kulminering av vannstanden begynte pH å stige.

Ledningsevnen i bekken fulgte samme trend som pH. Det vil si at ledningsevnen sank med stigende vannstand i bekken for så å stige etter kulminering av vannstanden. Ledningsevnen i bekken varierte i forsøksperioden fra ca 30  $\mu\text{S}/\text{cm}$  til ca 60  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Årsaken til nedgangen i pH og ledningsevne i nedbørsperioder er at andelen av vannet i bekken som kommer fra overflateavrenning øker i forhold til andelen sigevann. Dette gjør at ionestyrken i vannet reduseres og gir lavere ledningsevne. Nedgangen i pH skyldes at nedbørsvann har lavere pH sammenlignet med sigevannet på Steinsjøen.

Figur 3.3 viser hvordan pH i innvannet og utvannet fra kolonnene A (torv), B (algebelagt torv) og C (aktivt kull) endret seg i forsøksperioden. Stigende vannføring i bekken som følge av nedbør gir en senkning av pH inn og ut av kolonnene. Dette tyder på at filtermediene ikke bufferer vannet i særlig grad. Tendensen er at filter A og B senker pH med 0,2 til 0,5 pH-enheter under forsøksperioden. Mot slutten av forsøksperioden nærmet pH i utvannet fra de ulike kolonnene seg det samme som pH i innvannet. Vannet ut fra filter A hadde noe lavere pH sammenlignet med filter B. I filter C var det en svært stor endring i både pH og ORP i løpet av

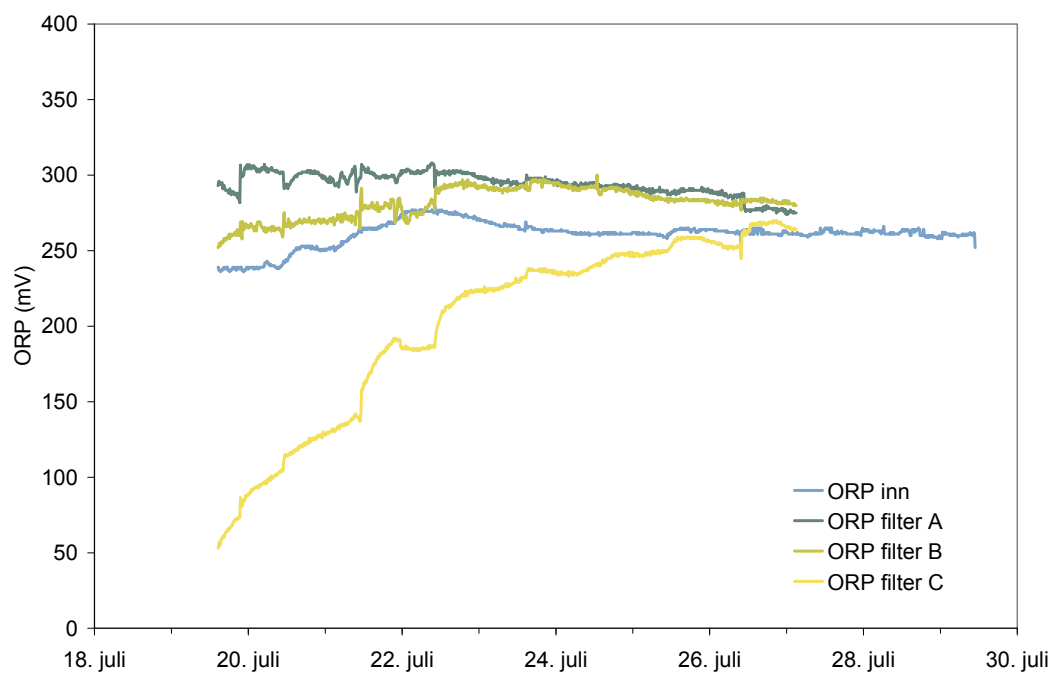
forsøksperioden. ORP steg fra -160 mV til +50 mV, mens pH ble redusert fra 10,0 til 6,2 i løpet av de 6 første dagene av forsøksperioden (Figur 3.4). Dette indikerer at filtermediet var svært reaktivt i den første delen av forsøket, men at denne evnen etter hvert ble redusert.



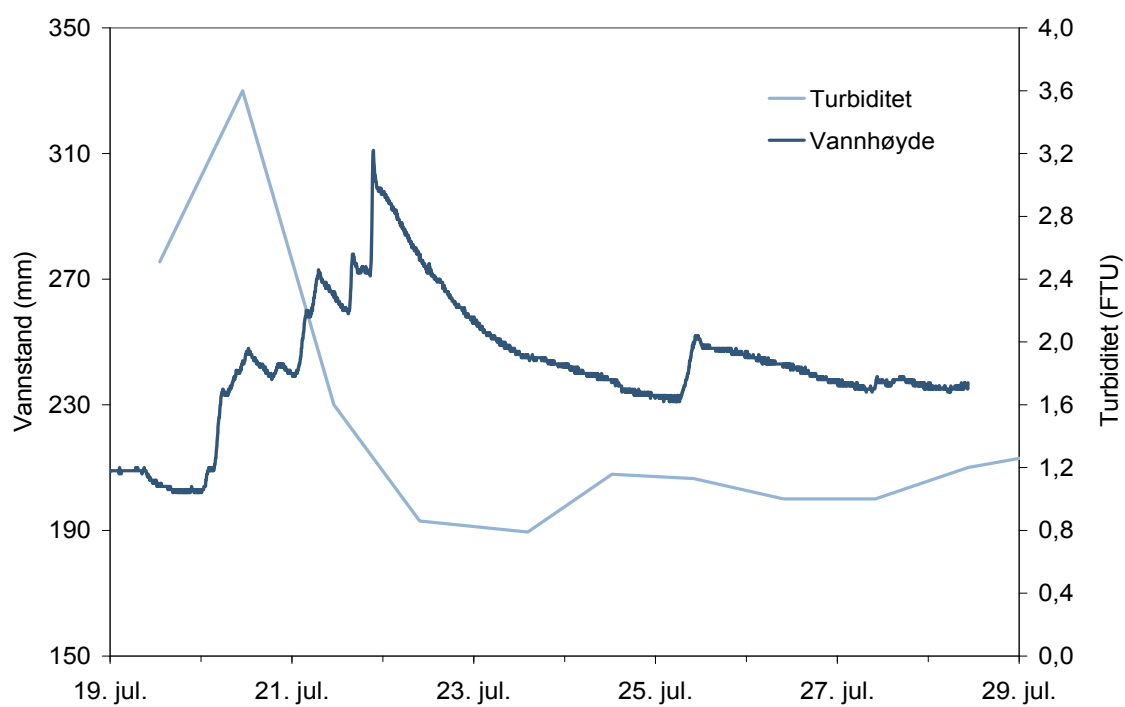
Figur 3.3 Vannstand (mm) i bekken og pH i vannet (etter forfilter) som går inn til filter A, B og C og i det behandlede vannet ut fra de samme filterne

ORP målingene er vist i Figur 3.4. Nivåene av ORP ut av Filtermedium A og B var noe høyere sammenlignet med innvannet. Det er en tendens til at ORP stiger under nedbørsepisodene med påfølgende økning av vannføringen i bekken. Dette skyldes mer løst  $O_2$  i vannet som følge av større vannstrøm i bekken og tilførsel av overflatevann rikt på oksygen. For Filtermedium C var ORP ved forsøkstart lavere enn -150 mV. Etter 6 dager hadde ORP nådd samme nivå som for innvannet.

Turbiditeten etter forfilteret ble lest av under hver prøvetaking og resultatene viser at når vannmengden i bekken øker, synker turbiditeten (se Figur 3.5).



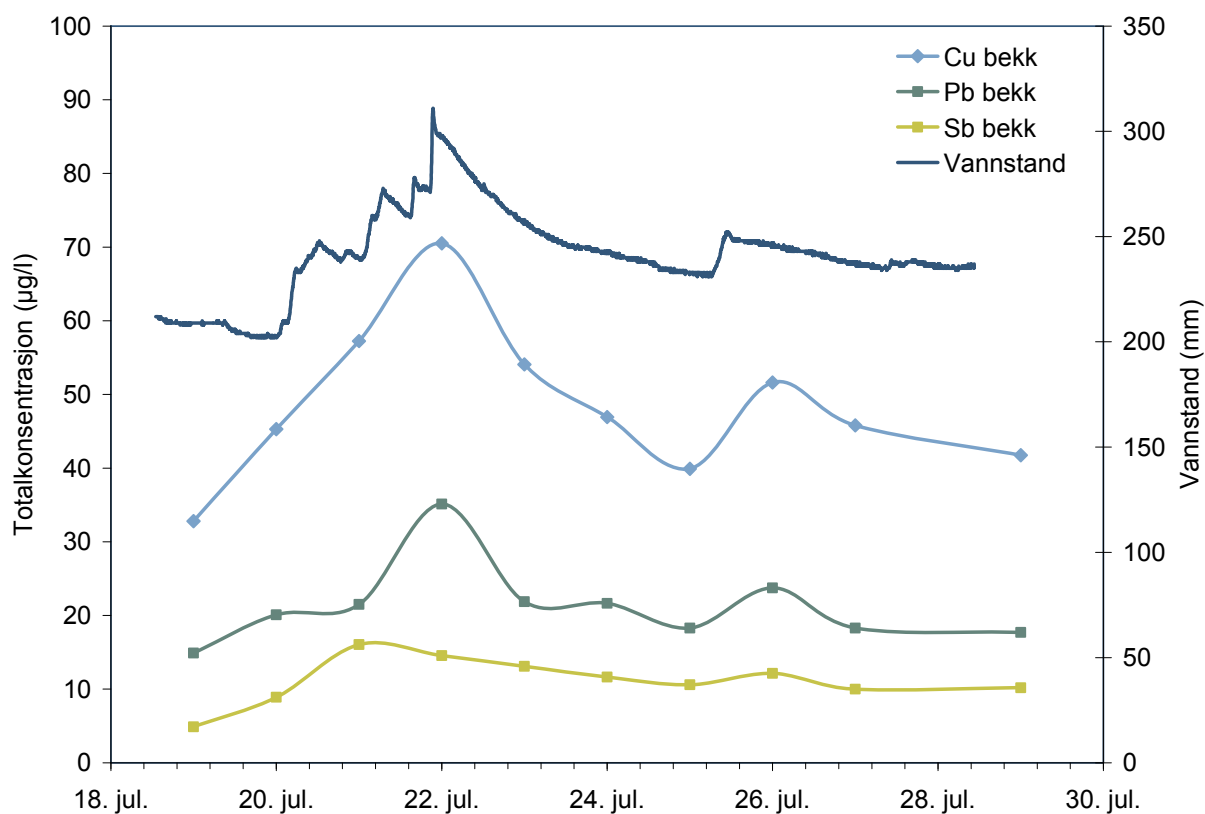
Figur 3.4 ORP (mV) i vann inn og ut av filter A, B og C under forsøket



Figur 3.5 Vannstand i bekken og turbiditet (FTU) i vannet etter forfilter som ble tilført filter A, B og C avlest under prøvetaking

### 3.2.2 Pb, Cu og Sb tilført testkolonnene

Konsentrasjonen av Pb, Cu og Sb etter forfilteret fra 19 til 29 juli er vist i Figur 3.6. Fra tidligere studier av episodiske hendelser er det vist at variasjonen i konsentrasjon av tungmetallene Pb, Cu og Sb er positivt korrelert med vannstanden (4). I forsøksperioden var det en tilsvarende respons, en økt vannføring gav økte konsentrasjoner av disse metallene. Hvilke former (spesier) metallene opptrer på før og etter filtrene ble ikke undersøkt i dette studiet, unntagen at det ble gjort en filtrering med 0,45 µm sprøytefilter. Fra studier som ble utført av FFI i 2003 (Steinsjøen) og 2005 (Avgrunnsdalen) er det vist at økende vannføring gir en endring i tungmetallspesiene (5). I disse studiene er det spesielt HMM+ spesiene av bly (labil form) som øker under nedbørsepisoder og til en viss grad LMM+. Konsentrasjonen av Cu varierte i innvannet fra 33 µg/l til 71 µg/l, Pb varierte fra 14,9 µg/l til 35,1 µg/l og Sb varierte fra 4,9 µg/l til 16,1 µg/l.



Figur 3.6 Totalkonsentrasjonen (µg/l) av Cu, Pb og Sb i vannet som ble tilført filtermediene i kolonnene under forsøket

### 3.3 Vannmengdebelastning av kolonnene

Den totale mengden vann som passerer gjennom kolonnene med filtermateriale i et forsøk er kalt vannmengdebelastning (antall liter). Gjennomsnitt av vannmengdebelastningen for det enkelte filtermedium og standard avvik er vist i Tabell 3.1, og er som nevnt tidligere basert på tre kolonner. Det var liten variasjon mellom de tre kolonnene med samme filtermedium, og det var også liten variasjon i vannbelastning mellom de tre filtermediene (standard avvik +/- 3 %).

I den siste kolonnen i Tabell 3.1 er forholdet mellom vannmengde (liquid) og fast (solid) materiale på vektbasis vist. Dette forholdet kalles L/S.

Kolonne nr	Filtermedium	Gjennomsnittlig ( $\bar{x}$ ) vannmengdebelastning pr kolonne (Standardavvik +/-)	L/S Gjennomsnitt (std avvik +/-)	Gjennomsnittlig overflatebelastning l/cm <sup>2</sup>
1, 2, 3	A	2840 (31)	676 (7)	6,6
4, 5, 6	B	2940 (67)	701 (16)	6,8
7, 8, 9	C	2790 (55)	498 (10)	6,4

Tabell 3.1 Oversikt over gjennomsnittlig vannmengdebelastning (l) og L/S som har passert igjennom kolonnene med filtermedium A (torv), B (algebelagt torv) og C (aktivt kull) i forsøksperioden. Høyre kolonne viser volum vann per kvadrat centimeter filteroverflate (overflatebelastning)

### 3.4 Renseeffekt for filtermediene A, B og C

Tabell 3.2 viser den gjennomsnittlige renseseffektiviteten for de ulike filtermediene A (torv), B (algebelagt torv) og C (aktivt kull). Alle verdiene er basert på et gjennomsnitt av tre kolonner med standardavvik i parentes. Av disse resultatene ser det ut til at filtermedium C hadde den beste gjennomsnittlige renseseffektiviteten for alle de tre tungmetallene som det ble analysert for. Resultatene viser at renseseffekten for filtermedium A, B og C er omtrent lik for Pb, men filtermedium C har bedre gjennomsnittlig renseseffekt for Cu og Sb. Det relativt store standardavviket på beregnet renseseffektivitet skyldes at renseseffektiviteten varierte mye i løpet av forsøket.

Metall	Renseeffekt % (std avvik +/-)		
	Filtermedium A	Filtermedium B	Filtermedium C
Pb	55 (15)	53 (17)	57 (18)
Cu	40 (9)	42 (11)	55 (18)
Sb	3 (7)	3 (6)	20 (32)

Tabell 3.2 Gjennomsnittlig renseseffekt (%) for filtermedium A, B og C

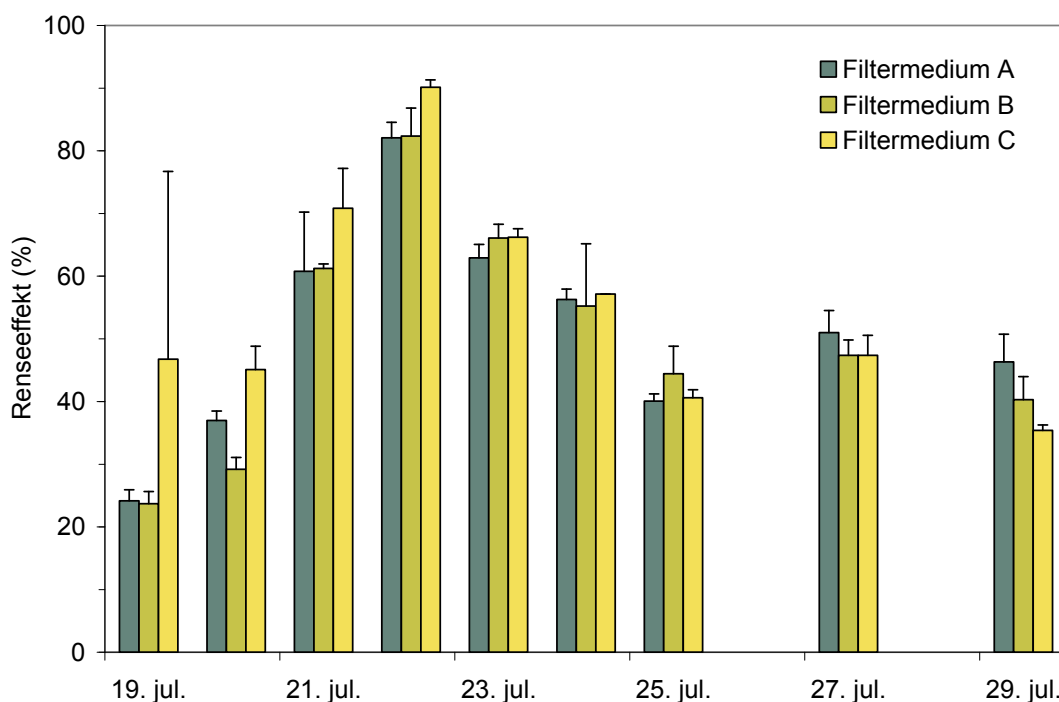
I kapittel 3.4.1 – 3.4.3 er det gjort en nærmere vurdering av de enkelte tungmetallenes konsentrasjonsreduksjon (i %) i vannet som ble filtrert gjennom filtermedium A, B og C ved ulike prøvetakinger.

#### 3.4.1 Renseeffekt på Pb

Konsentrasjonen av Pb ut av kolonnene med de ulike filtermediene er vist i Figur 3.7. Det viser seg at renseseffekten endres over tid, der den høyeste renseseffekten blir registrert den 22 juli. Dette er på samme tidspunkt som de høyeste konsentrasjonene av Pb er målt i innvannet. Det kan derfor se ut til at konsentrasjonen og renseseffekten er positivt korrelert med hverandre. Årsaken til denne tilsynelatende sammenhengen kan være:

- a. Ved økende vannføring øker andelen labilt (reaktivt) bly som lettere vil adsorbere til filtermediene. Dette er den mest sannsynlige årsaken for den gode renseeffektiviteten.
- b. For filtermedium A og B tar det noen dager med vanngjennomstrømning før filtermediene blir fullstendig oppfuktet og ekspandert. Det innebærer sannsynligvis at den fysiske filtreringen av partikulært bundet bly øker med økende ekspansering. Dette skjer inntil filtermediet når et ekspansjonsmaksimum.

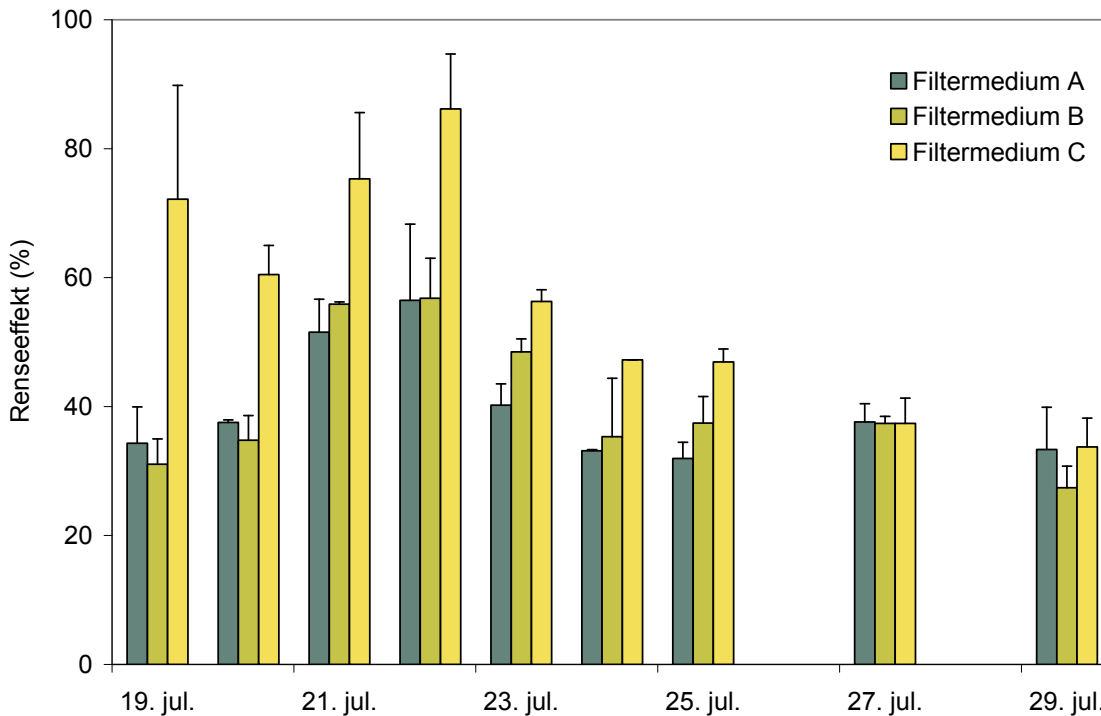
For alle filtermediene er renseeffektiviteten omtrent like for Pb i forsøksperioden. For de enkelte prøvetidspunktene er det også relativt lave standardavvik i de tre kolonnene med likt filtermedium.



Figur 3.7 Renseeffekt på Pb for filtermedium A, B og C (med standard avvik,  $n=3$ )

### 3.4.2 Renseeffekt på Cu

Konsentrasjonen av Cu ut av kolonnene med de ulike filtermediene er vist i Figur 3.8. Filtermedium C har den høyeste renseeffekten på Cu i starten, men dette ser ut til å avta noe mot slutten av forsøket. Om dette sees i sammenheng med ORP, er den tilsynelatende reaktiviteten for dette filtermediet i første del av forsøket forklaringen på renseeffektiviteten, men denne effekten avtar raskt. Renseeffekten for A og B er omtrent like, og noe høyere renseeffekt for filtermedium C. Maksimal renseeffekt under forsøket er 86 % for filtermedium C.

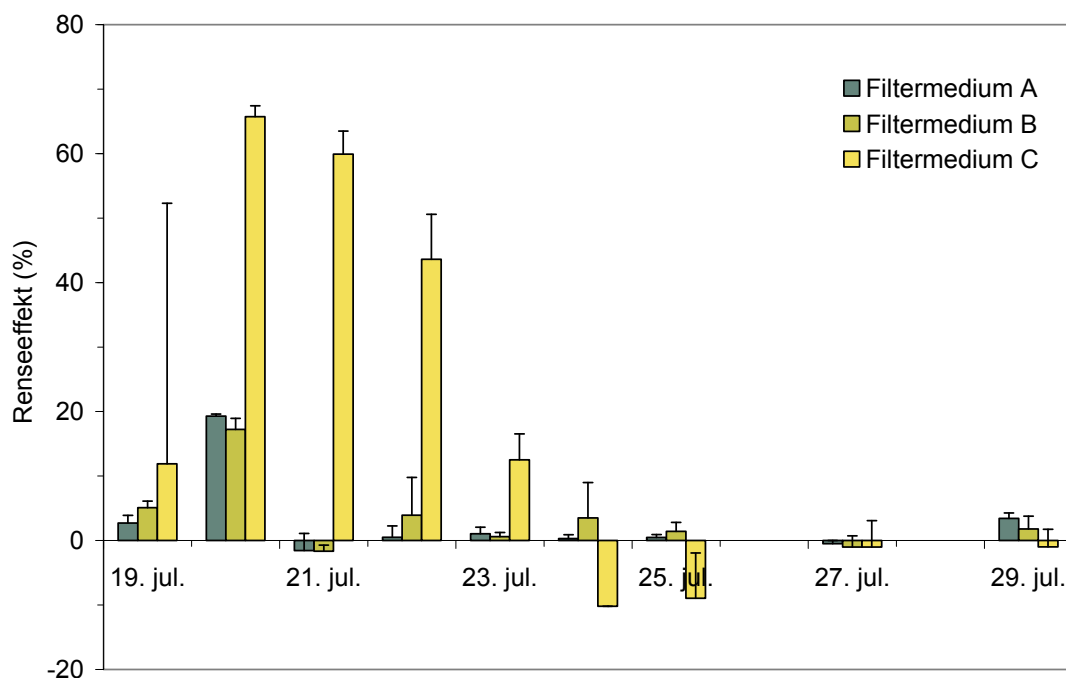


Figur 3.8 Renseeffekt på Cu for filtermedium A, B og C (med standard avvik,  $n=3$ )

### 3.4.3 Renseeffekt på Sb

Konsentrasjonen av Sb ut av kolonnene med de ulike filtermediene er vist i Figur 3.9. Filtermedium C har den høyeste renseeffekten (65 %) for Sb i starten, men denne effekten avtar etter bare fire dager. Hva som er årsaken til at filtermedium C har evnen til å binde Sb i den første perioden av forsøket er usikkert, siden det ikke er aktive seter for anionbytte. Det er derfor grunn til å tro at denne adsorpsjonen av Sb er forårsaket av en fysisk adsorpsjon til overflaten av dette mediet. For filtermedium A og B er det ingen nevneverdig renseeffekt på Sb. Tidligere studier av Sb spesier viser at Sb foreligger på anionisk form i LMM fraksjonen ( $\text{Sb}(\text{OH})_6^-$ ) (5). Dette gjør at Sb oppfører seg som en svært mobil forbindelse i jord og andre medier med kationebyttingskapasitet (21). Mobiliteten kan muligens sammenlignes med hvordan kloridioner ( $\text{Cl}^-$ ) transporteres i jord.



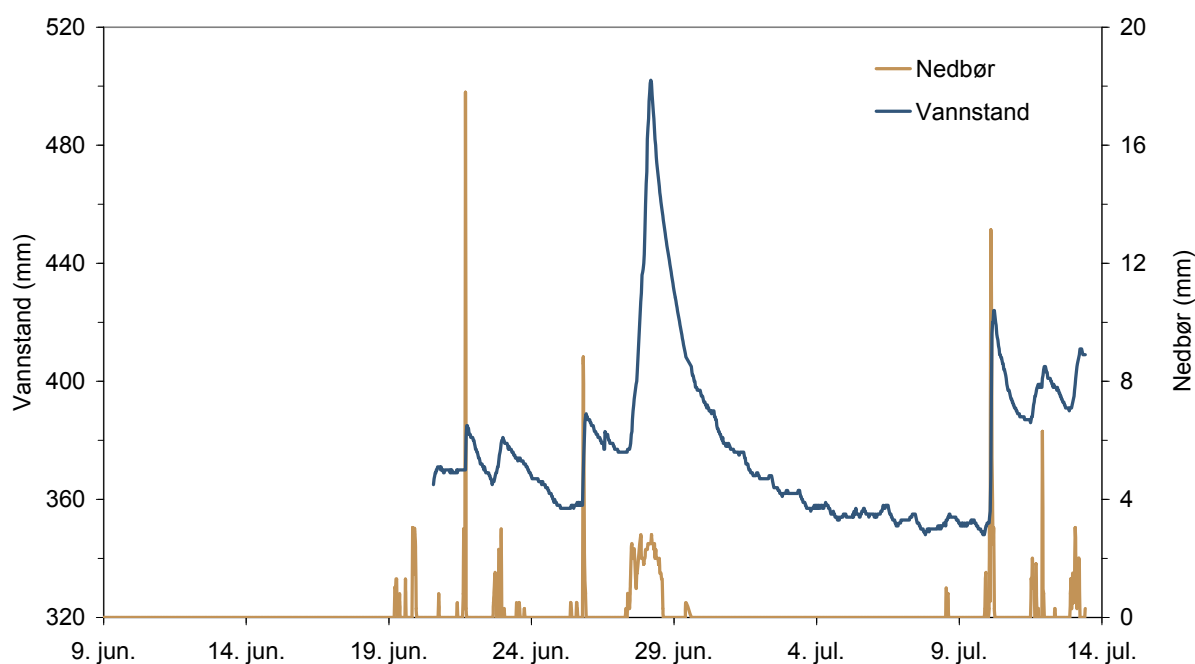


Figur 3.9 Renseeffekt på Sb for filtermedium A, B og C (med standard avvik, n=3)

## 4 RESULTATER OG DISKUSJON FRA FORSØK I 2006

### 4.1 Nedbør og vannføring

Sensoren og utstyret for måling av vannstand ble først etablert og startet den 20 juni. Det ble ikke utført estimater av vannføring i bekken. Tidligere studier viser at målt vannstand i bekken og målt nedbør gir en god indikasjon på hvordan vannføringen er i forhold til årlig middelvannføring. Gjennom forsøksperioden var det flere episoder med nedbør som gjorde at vannstanden i bekken steg. Spesielt stor økning var det under nedbørsepisoden fra 27 juni til 28 juni. I denne episoden steg vannet i den oppdemte delen av bekken med ca 12,5 cm. Det ble ikke foretatt estimater av vannmengden (l/s). Dette gjør at vannstanden bare kan sees på som og et uttrykk for relativ vannføring (en referanse høyde). Vannstand målt i 2005 kan ikke direkte sammenlignes med vannstand for 2006. Årsaken til dette er at demningen i bekken ble bygget noe høyere i 2006 sammenlignet med 2005 og dermed økte dybden av bekkevannet i demningen. Endringen i demningshøyde forventes ikke å endre vannkvaliteten i bekken.

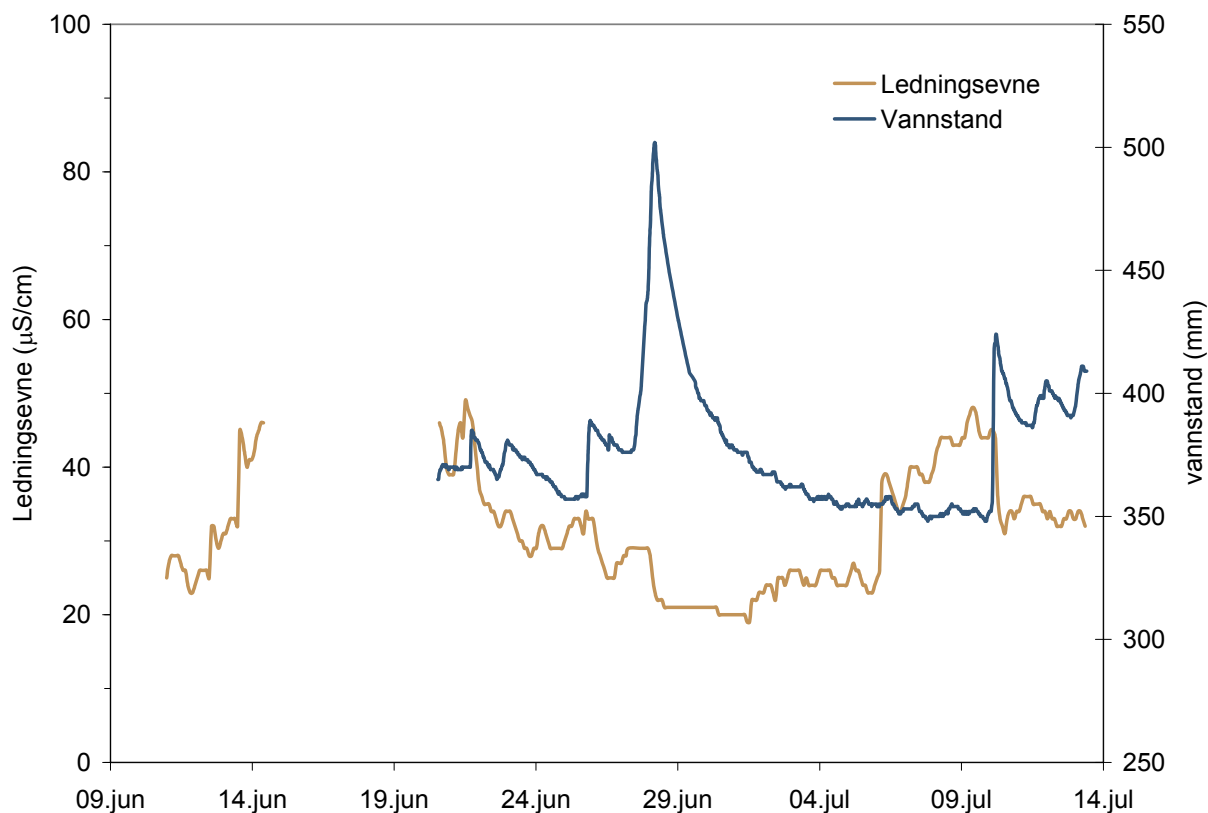


Figur 4.1 Vannstand i bekken og nedbør på Steinsjøen i forsøksperioden med filtermediene D, E og F. I perioden fra 9 juni til 20 juni var vannstandsmåleren ikke installert

## 4.2 Vannkvalitet i bekken, etter forfilter og testkolonner

### 4.2.1 Ledningsevne, pH, ORP og turbiditet

Figur 4.2 viser hvordan ledningsevnen i bekkevannet etter forfilteret varierer med vannstanden i bekken gjennom forsøksperioden. Ledningsevnen ser ut til å halveres i perioder med stor vannføring sammenlignet med perioder med liten vannføring. Siden vannets evne til å lede strøm gjenspeiler totalmengden av oppløste ioner, vil en målt reduksjon av ledningsevne vise at mengden frie ioner i bekkevannet reduseres. Færre frie ioner som konkurrerer om bindingsposisjoner i filtermediene vil muligens øke sjansen for at tungmetallene Pb, Cu og Sb i vannet kan adsorberes til filtermediene. I kapittel 4.4.1 til 4.4.3 blir renseeffekten under forskjellige perioder av forsøket i 2006 gjennomgått.



Figur 4.2 Ledningsevne ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) og vannstand (mm) i Larsmyrbekken under forsøksperioden

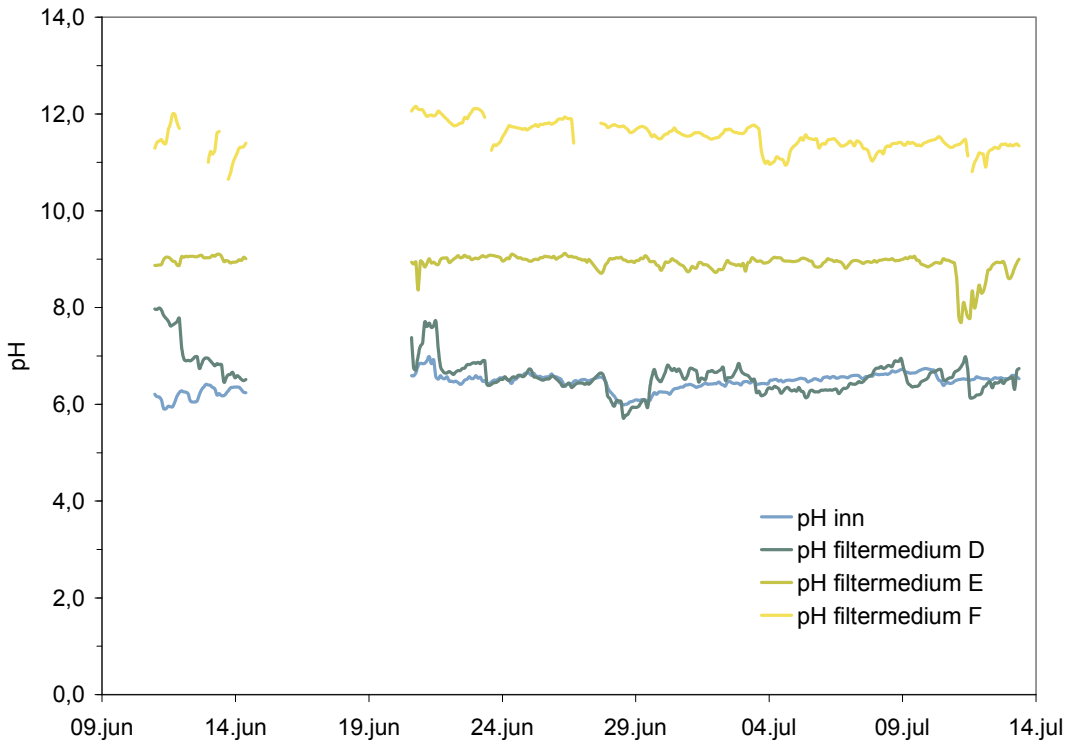
Figur 4.3 viser hvordan pH i vannet var etter forfilter og inn på testkolonnene med filtermateriale (pH inn), og pH i det filtrerte vannet ut fra de ulike filtermediene D, E og F. Der det ikke er kontinuerlig linje i grafen, og et opphold mellom målingene har det ikke vært registrert målinger. Dette er enten som følge av at det har vært feil på målesystemene eller at det har vært stans i vanntilførselen til kolonnene. Feil på målesystemene kan f.eks. ha inntruffet ved strømavbrudd.

De registrerte målingene av pH i innvannet varierer fra pH 6,0 til 6,9, noe som er noe høyere enn det som ble registrert i 2005. Det ble registrert en liten nedgang under flomeepisoden den 29 juni. Dette er tilsvarende det som ble observert i 2005 at pH sank under en flomepisode. Vannet ut av filtermedium D hadde en pH som ved oppstart lå opp i mot 8,0. Noen dager etter nærmet pH seg samme nivå som på innvannet og var 6,5 ved slutten av forsøksperioden. Tilsvarende som for innvannet hadde pH i vannet fra kolonne D en liten nedgang under flomeepisoden den 29 juni. Vannet ut fra filtermedium E hadde en pH omkring 9,0 i hele forsøksperioden, foruten under den siste nedbørsepisoden den 10 juli. I denne perioden sank pH til under 8,0 i en kortere periode. For filtermedium F var det en tendens til en svakt synkende pH gjennom hele forsøksperioden fra omtrentlig pH 12,0 til pH 11,0.

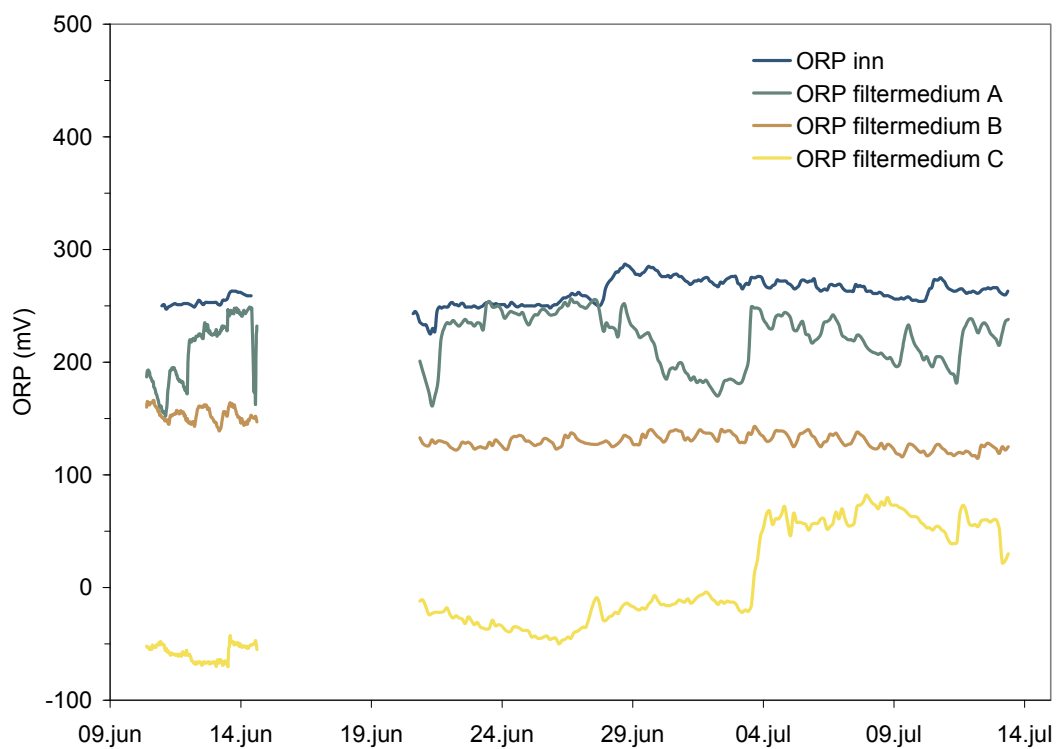
ORP i innvannet og ut av de ulike filterkolonnene er vist i Figur 4.4. Gjennomsnittet for innvannet var 260 mV (+/- 11 mV). Gjennomsnittet for filtermedium D, E og F var henholdsvis

220 mV, 140 mV og -20 mV. Dette indikerer at de to mest reaktive filtermediene var E og F.

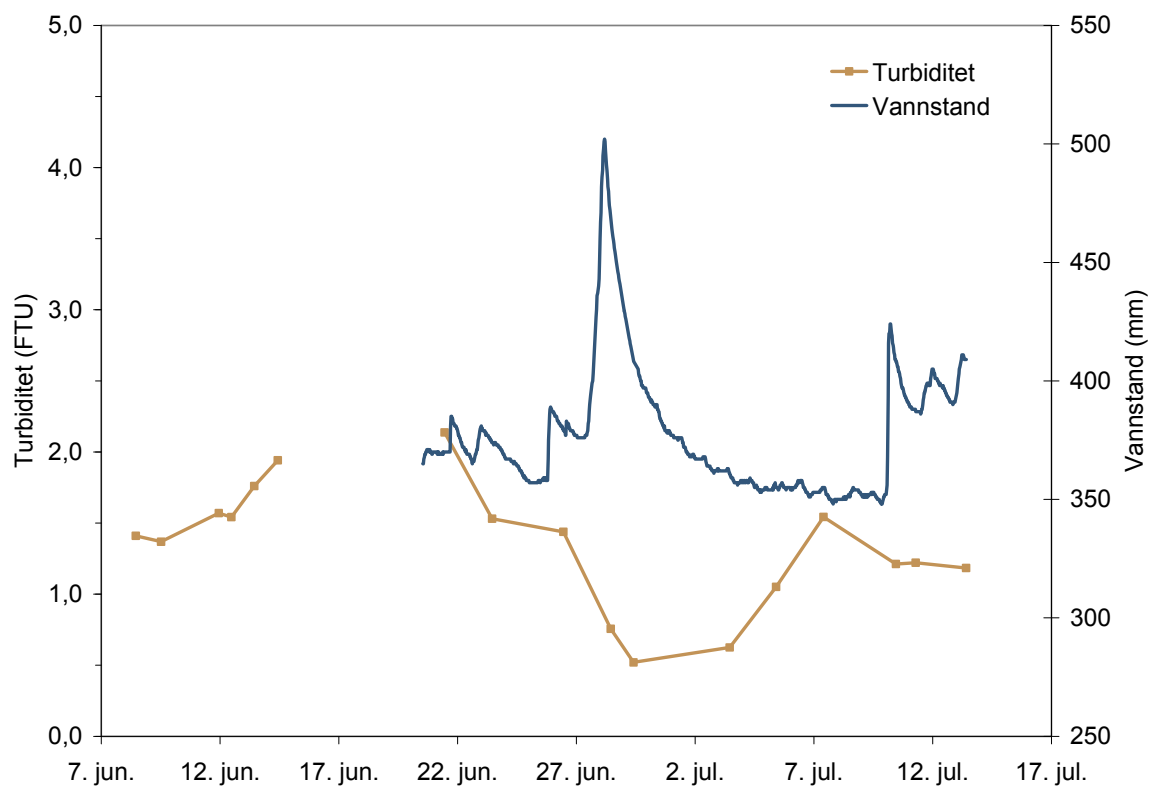
Turbiditeten etter forfilteret ble lest av under hver prøvetaking, og resultatene viser at når vannmengden i bekken øker, synker turbiditeten (se Figur 4.5). Dette er tilsvarende resultat som målingene av turbiditet i 2005.



Figur 4.3 *pH i vann inn og ut av filtermedie D (olivin), E (IOCO) og F (Leca) under forsøket*



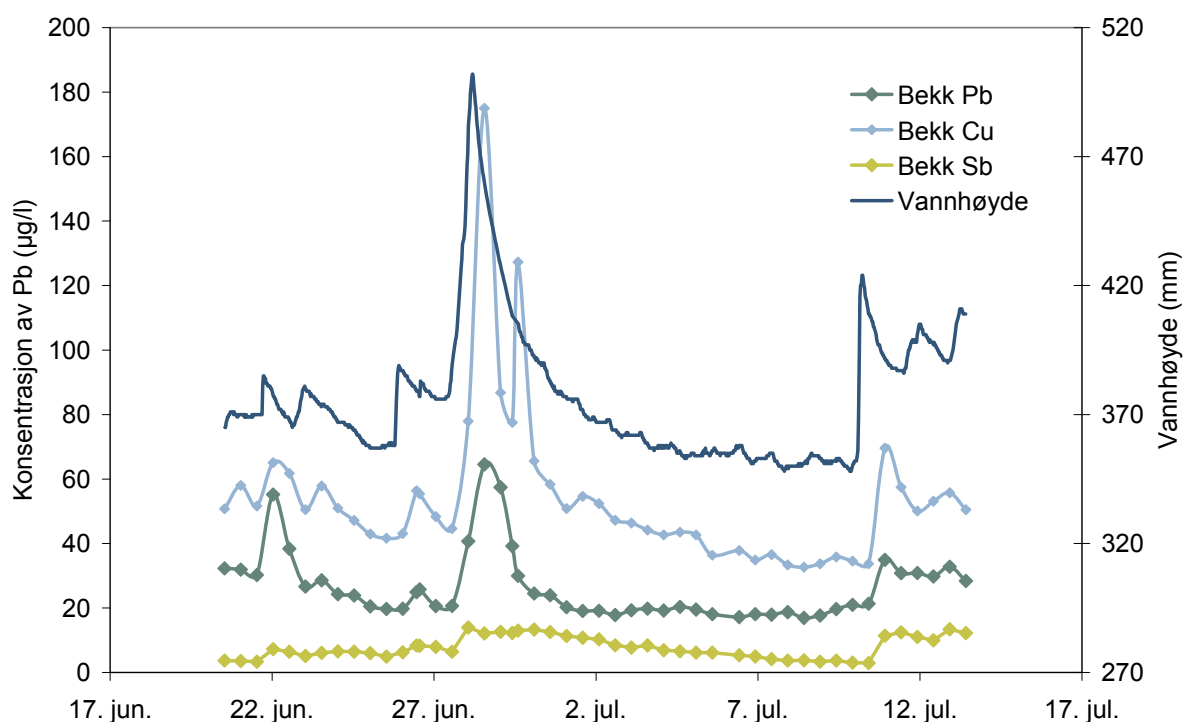
Figur 4.4 ORP (mV) i vann inn og ut av filter D, E og F under forsøket



Figur 4.5 Vannstand i bekken og turbiditet (FTU) i vannet som ble tilført filtermedium D, E og F under prøvetaking

#### 4.2.2 Pb, Cu og Sb i Larsmyrbekken

Det var også gjennom forsøksperioden i 2006 store variasjoner i konsentrasjonen av tungmetallene Pb, Cu og Sb i Larsmyrbekken. Konsentrasjonene av Pb, Cu og Sb øker med stigende vannføring i bekken. Konsentrasjonen av Pb øker mest (prosentvis) når vannføringen øker i nedbørsepisoder. Responstiden er rask på denne lokaliteten siden nedbørsfeltet er begrenset i omfang (4). Nedgangen i konsentrasjon (raten) av de enkelte metallene ser ut til å være noe forskjellig. Pb synker raskere ned mot den konsentrasjonen det var før nedbørsepisoden startet sammenlignet med Cu og Sb, som har en tendens til å bruke lengre tid på å komme ned til nivået før nedbørsepisoden.



Figur 4.6 Total konsentrasjonen ( $\mu\text{g/l}$ ) av Cu, Pb og Sb og vannføring i Larsmyrbekken fra 20 juni til 13 juli

#### 4.3 Vannmengdebelastning av kolonnene

I forsøksperioden var det variasjoner i gjennomstrømningshastigheten av vann i kolonnene. Denne endringen skjer sannsynligvis pga endringer i porøsiteten i filtermediene grunnet utfelling av partikler som kan være av både organisk- og uorganiskmateriale. Denne endringen i hastighet kan ha hatt konsekvenser for renseseffektiviteten for filtermediene. I Tabell 4.1 er det estimert en gjennomsnittlig vannmengdebelastning (l) for hvert av filtermediene D, E og F. Det er også beregnet et L/S forhold og en overflatebelastning ( $\text{l}/\text{cm}^2$ ). Standardavviket for vannmengdebelastningen mellom tre kolonner med samme filtermedium var fra 5 % til 11 %. Denne variasjonen i vannmengdebelastning er antatt og kunne være årsak til noe av variasjonen i renseseffekten for de ulike filtermediene (se kapittel 4.4).

Kolonne nr	Filtermedium	Gjennomsnittlig ( $\bar{x}$ ) vannmengdebelastning (l) pr kolonne (+/-)	Gjennomsnittlig L/S (+/-)	Gjennomsnittlig overflatebelastning l/cm <sup>2</sup>
1, 2, 3	D	8060 (900)	365 (41)	18,6
4, 5, 6	E	7060 (390)	319 (18)	16,3
7, 8, 9	F	7090 (340)	321 (15)	16,4

Tabell 4.1 Oversikt over gjennomsnittlig vannmengde (l) med standardavvik i parentes (+/-) og L/S (l/kg) som har passert gjennom kolonnene med filtermedium D, E og F i forsøksperioden. Høyre kolonne viser volum vann per kvadratcentimeter filter overflate (overflatebelastning)

#### 4.4 Renseeffekt for filtermediene D, E og F

Tabell 4.2 viser den gjennomsnittlige renseeffektiviteten for de ulike filtermediene D, E og F. Alle verdiene er basert på et gjennomsnitt av tre kolonner med standardavvik i parentes. Av disse resultatene ser det ut til at filtermedium E hadde den beste gjennomsnittlige renseeffektiviteten for alle de tre tungmetallene som det ble analysert for. Det relativt store standardavviket på beregnet renseeffektivitet skyldes at renseeffektiviteten varierte mye i løpet av forsøket. Sammenlignet med forsøket som ble gjennomført i 2005 var det ingen av de andre filtermediene som gav større reduksjon av Sb i vannet enn filtermedium E.

Metall	Renseeffekt % (std avvik +/-)		
	Filtermedium D	Filtermedium E	Filtermedium F
Pb	39 (12)	57 (23)	41 (22)
Cu	34 (17)	58 (21)	31 (18)
Sb	10 (13)	59 (26)	19 (20)

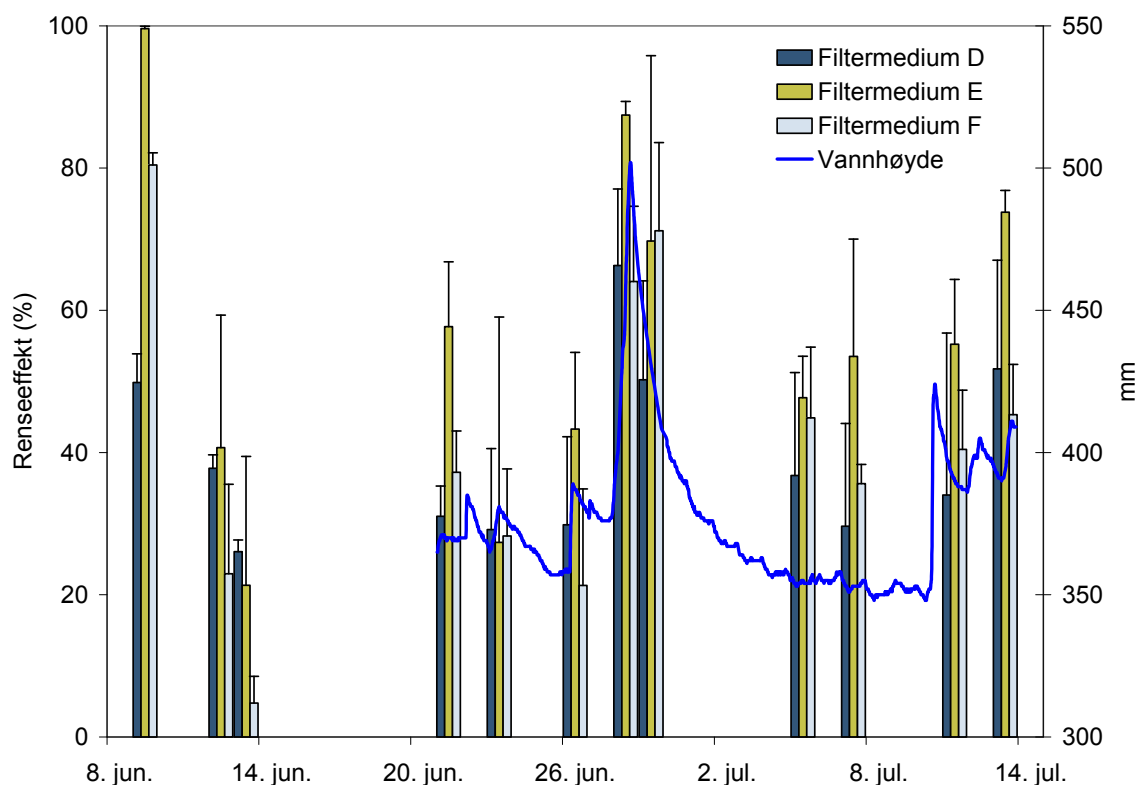
Tabell 4.2 Gjennomsnittlig renseeffekt (%) for filtermedium D, E og F med standardavvik i parentes

I kapittel 4.4.1 – 4.4.3 er det gjort en nærmere vurdering av de enkelte tungmetallenes konsentrasjonsreduksjon (i %) i vannet som ble filtrert gjennom filtermedium D, E og F ved ulike prøvetakinger.

##### 4.4.1 Renseeffekt på Pb

Figur 4.7 viser renseeffekter på Pb gjennom filtermediene ved ulike prøvetakinger. I figuren er det også lagt inn målt vannstand for å vise at variasjonen på vannføring kan endre renseeffektiviteten på Pb. Renseeffekten er aller høyest ved starten av forsøket og avtar noe etter noen dagers drift. Dette skyldes sannsynligvis at filteroverflaten er mest reaktiv i starten, da overflaten av filtermediene ikke er dekket av verken bio-film eller partikulært materiale. I den første perioden, da det ikke automatisk ble målt vannstand, var det synkende vannhøyde i Larsmyrbekken som gjorde at anlegget måtte stanses i perioden 14 juni til og med 20 juni. I perioder med lav vannføring i bekken, vil vannet hovedsaklig være påvirket av sigevann. Dette

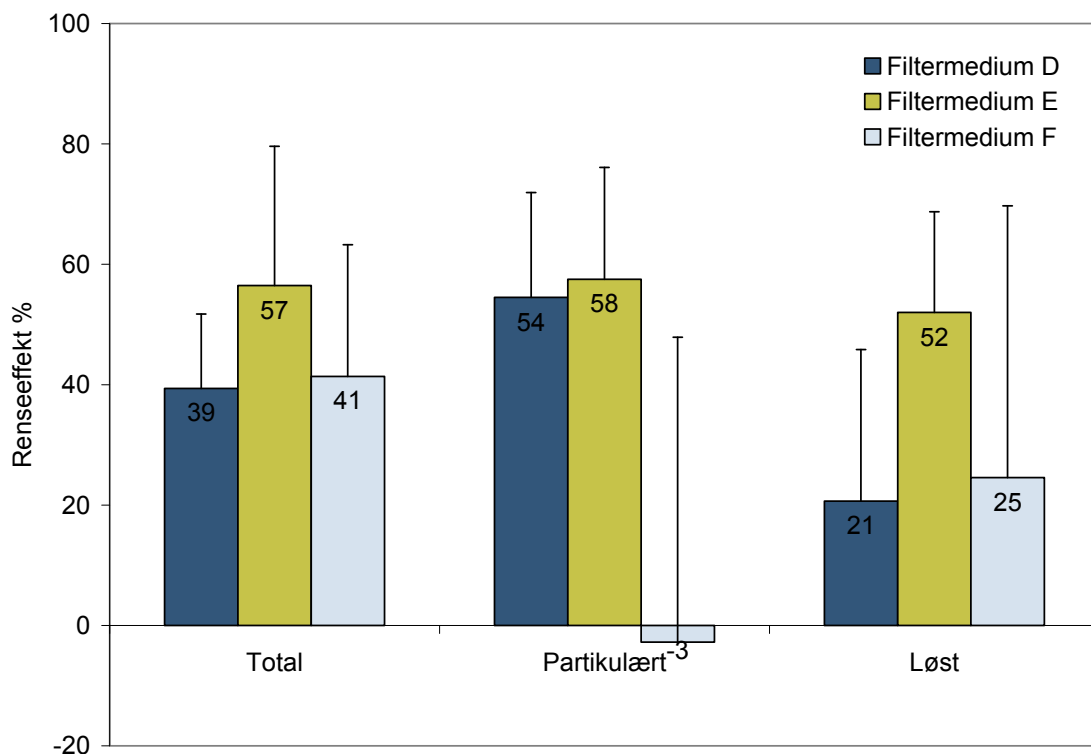
har som nevnt tidligere innvirkning på ionestyrke og pH sammenlignet med perioder med høyvannsføring, hvor også andelen overflatevann er stor (se kapittel 4.2.1). Det kan se ut til at renseseffektiviteten på Pb for alle filtermediene øker i perioder med mye vann i bekken. Det ser ikke ut til at dette kan forklares med tilfeldig redusert hastighet av vann gjennom de ulike kolonnene. Det er derfor grunn til å tro at dette skyldes endringer i vannkvaliteten ved høy vannføring sammenlignet med lav vannføring. Fra tidligere studier av episodiske hendelser og spesiering av bekkevannet i Larsmyrbekken, er det vist at andelen løst labilt Pb (HMM+ og LMM+) øker i nedbørsepisodene (5). Det at den labile fraksjonen øker, kan være en forklaring på at renseseffektiviteten i forsøkene økte for filtermedium D, E og F under høy vannføring.



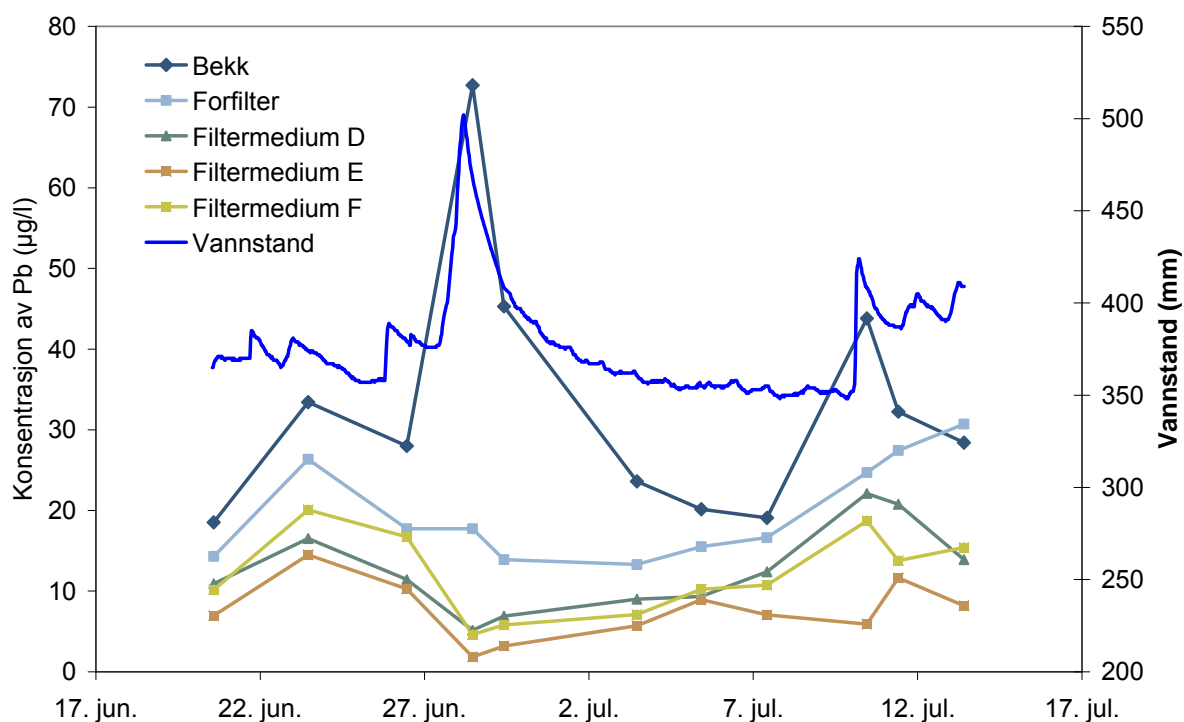
Figur 4.7 Renseeffekt på Pb for filtermedium D, E og F (med standard avvik,  $n=3$ ). Figuren viser også hvordan vannstanden (mm) i bekken varierte under forsøket

Figur 4.8 viser den gjennomsnittlige renseseffekten for totalt, partikulært og løst Pb for filtermediene D, E og F. Verdiene som er beregnet for total konsentrasjon av Pb er basert på et gjennomsnitt av 12 prøvetakinger fra tre kolonner ( $n=36$ ) for hvert filtermedium gjennom hele forsøksperioden. Konsentrasjonen av partikulært og løst Pb er beregnet med bakgrunn i resultatene fra prøvetaking der vannet fra en kolonne for hvert av filtermediene ble filtrert gjennom et  $0,45 \mu\text{m}$  filter. Dette ble gjort ved alle prøvetakinger hvor filtrering ble gjennomført ( $n=7$ ). Figur 4.9 viser hvordan konsentrasjonene av Pb var i bekken i deler av testperioden sammenlignet med konsentrasjonen i vannet ut av forfilteret og ut av filterkolonnene. Konsentrasjonen av Pb ut av de tre filtermediene oversteg ikke  $20 \mu\text{g/l}$ . Den laveste Pb konsentrasjonen som ble målt ut av filtermediene var  $1,8 \mu\text{g/l}$ . Som nevnt tidligere ble dette målt i perioden hvor bekkekonsentrasjonen av Pb var som høyest ( $73 \mu\text{gPb/l}$ ).



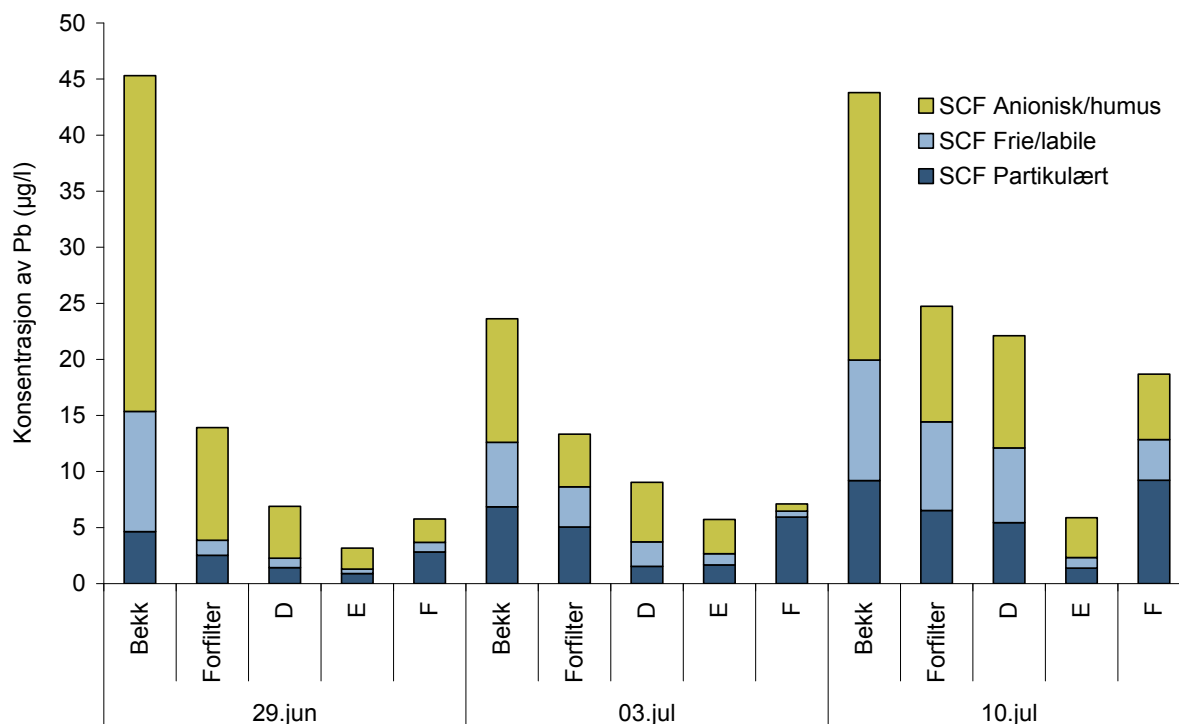


Figur 4.8 Gjennomsnittlig renseeffekt med standardavvik for totalt ( $n=36$ ), partikulært ( $n=7$ ) og løst ( $n=7$ ) Pb for filtermedium D, E og F



Figur 4.9 Vannstand og konsentrasjonen av Pb i bekk, fra forfilter og fra de enkelte filtermediene D (Olivin), E (Ioco) og F (Leca) i perioden 20 juni til 13 juli. Resultatene er fra kolonne 1, 4 og 7 (dette er de kolonnene hvor pH og ORP blir logget for hvert enkelt filtermedium)

Resultatene av tre prøvetakinger (29 juni, 3 og 10 juli) med bruk av SCF på vann fra bekken, etter forfilteret og ut av filterkolonnene er vist i Figur 4.10. For Pb er det en nedgang i alle fraksjonene av Pb gjennom både forfilter og filterkolonner. Som nevnt tidligere er fraksjonen som antas å være mest biotilgjengelig den labile fraksjonen av metallene. Resultatene fra de tre prøvetakingene viser en gjennomsnittlig reduksjon av frie og labile blyioner på 50 % gjennom forfilteret. Tilsvarende var det gjennom filtermedium E en gjennomsnittlig reduksjon av denne fraksjonen på 77 %. For de tre prøvetakingene var vannføringen den 29 juni og 10 juli svært høy i forhold til den tredje juli. Disse resultatene viser også en sterk indikasjon på at bly i vannet under høy vannføring i Larsmyrdalbekken er mer reaktivt sammenlignet med lavvannføring.

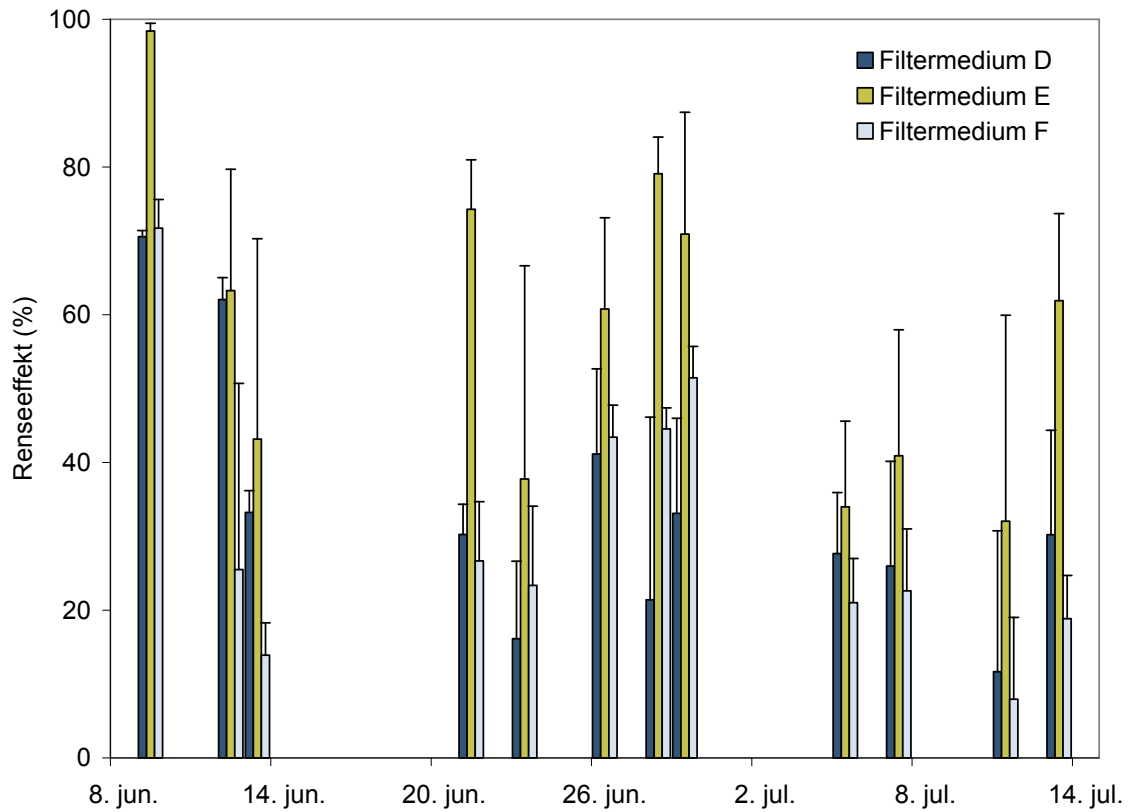


Figur 4.10 Størrelses- og ladningsfraksjonering av Pb i bekk, etter forfilter og etter filtermediene D (Olivin), E (Ioco) og F(Leca) ved bruk av SCF- teknikk

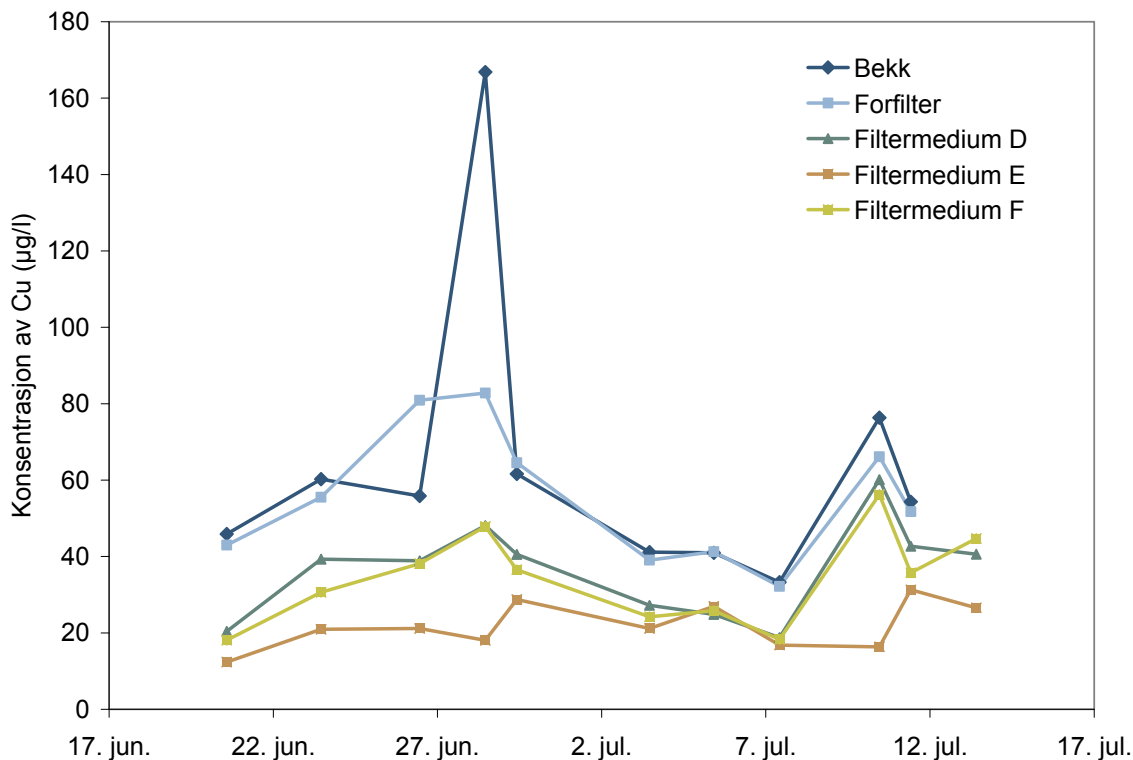
#### 4.4.2 Renseeffekt på Cu

Figur 4.11 viser renseeffekten på Cu for filtermediene ved ulike prøvetakinger. Renseeffekten var størst ved starten av forsøket, noe som også ble observert for Pb. Deretter ble renseeffekten redusert etter noen dagers drift. Beste resultater for rensing av Cu ble oppnådd med filtermedium E som hadde en gjennomsnittlig renseeffekt på 58 %. De to andre filtermediene D og F hadde en renseeffekt på henholdsvis 34 % og 31 %. Det kan synes som om at renseeffekten for filtermedium E til en viss grad kan ha en sammenheng med vannføringen i bekken. Ved lav vannføring kan det se ut til at renseeffektiviteten er lavere sammenlignet med nedbørsperioder hvor det var høy vannføring og renseeffekten var noe høyere, tilsvarende det som ble funnet for Pb (jf 4.4.1). Det er derfor grunn til å tro at dette skyldes endringer i vannkjemien og i de ulike spesiene av Cu under høy vannføring i forhold til ved lav vannføring.

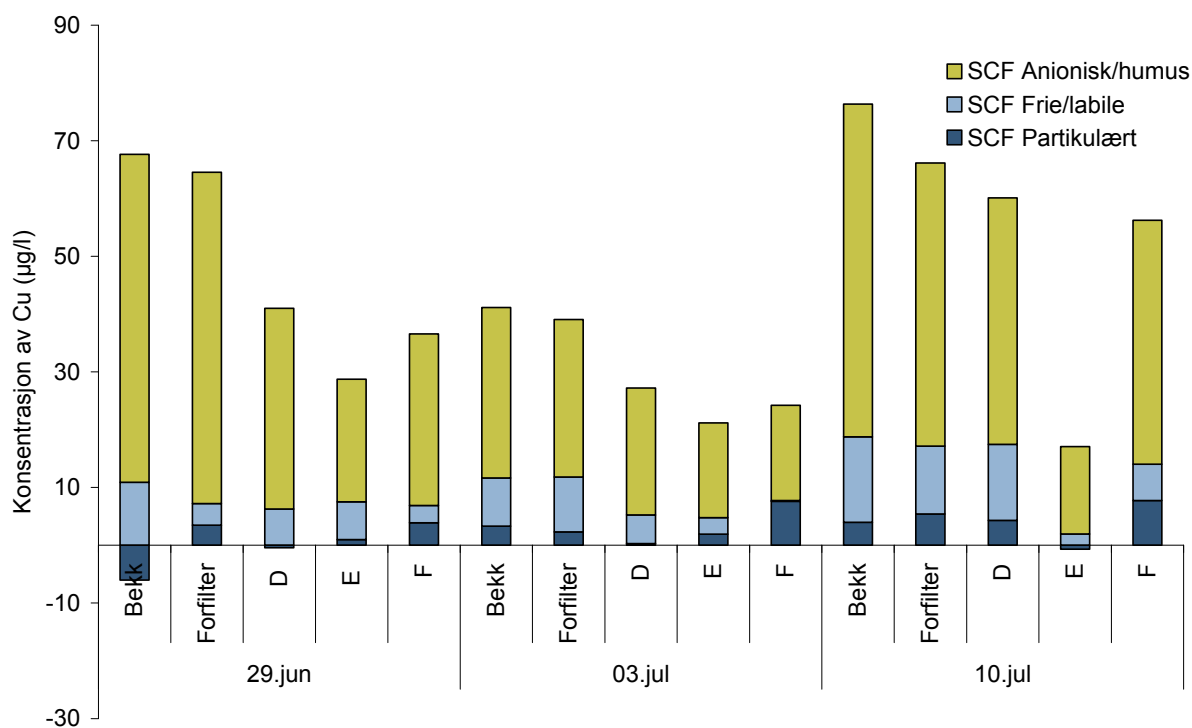
Figur 4.12 viser konsentrasjonene av Cu i bekken i deler av testperioden sammenlignet med konsentrasjonen i vannet ut av forfilteret og ut av filterkolonnene. Konsentrasjonen av Cu ut av de tre filtermediene var på det høyeste ca 40  $\mu\text{g/l}$ . Den laveste Cu konsentrasjonen som ble målt ut av filtermediene var 12  $\mu\text{g/l}$  (Ioco) og den høyest var 48  $\mu\text{g/l}$  (olivin og Leca). Dette var på samme tidspunkt som konsentrasjonen i bekken var på sitt høyeste med 166  $\mu\text{g/l}$ .



Figur 4.11 Renseeffekt på Cu for filtermedium D, E og F (med standardavvik,  $n=3$ ).



Figur 4.12 Konsentrasjonen av Cu i bekk, fra forfilter og fra de enkelte filtermediene D (Olivin), E (Ioco) og F (Leca) i perioden 20 juni til 11 juli. Resultatene er fra kolonne 1, 4 og 7 (dette er de kolonnene hvor pH og ORP blir logget for hvert enkelt filtermedium)

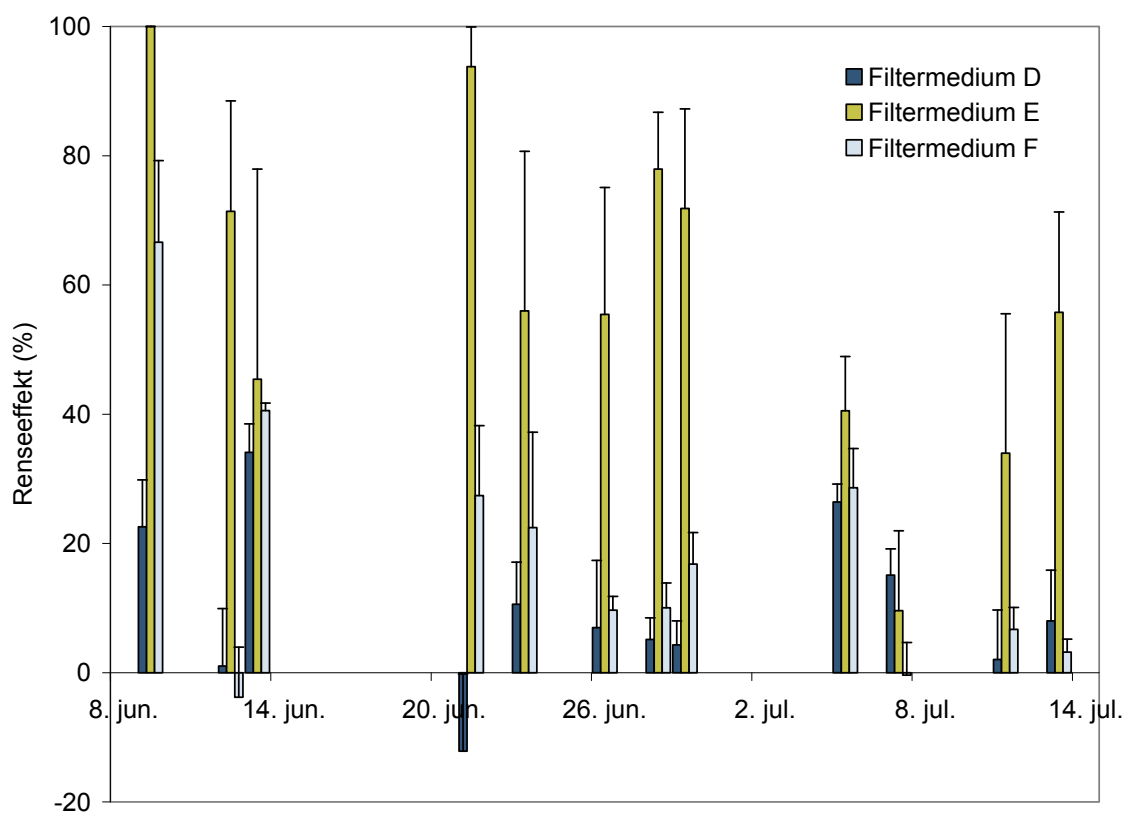


Figur 4.13 Størrelses- og ladningsfraksjonering av Cu i bekk, etter forfilter og etter filtermediene D (Olivin), E (Ioco) og F(Leca) ved bruk av SCF- teknikk

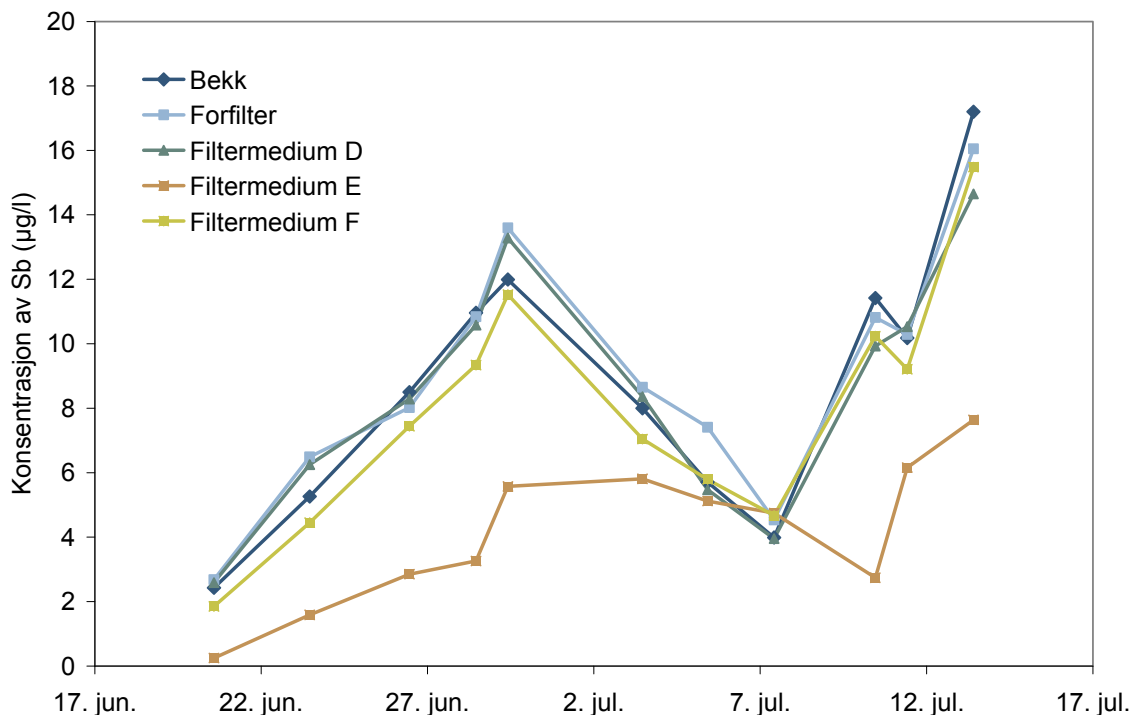
Resultatene av tre prøvetakinger (29 juni, 3 og 10 juli) med bruk av SCF på vann fra bekken, etter forfilteret og ut av filterkolonnene er vist i Figur 4.13. Under de tre prøvetakingene med SCF var hovedandelen av Cu er i fraksjonen som enten er anionisk eller bundet til humus. Fraksjonen labilt eller fritt kobber utgjør ca 20 % av kobberinnholdet i bekken under de tre prøvetakingene. Partikkelfraksjonen for bekken under prøvetaking den 29 juni ble negativ på grunn av at totalprøven viste lavere innhold av Cu sammenlignet med filtrert (0,45 µm filter) prøve. Dette resultatet er sannsynligvis forårsaket av en kombinasjon av kontaminering og analyseusikkerhet. Det er filter E som viser den beste renseseffekten i alle fraksjoner for de tre prøvetakingene. Det er en tendens til at filtereffekten er best under høy vannføring.

#### 4.4.3 Renseeffekt på Sb

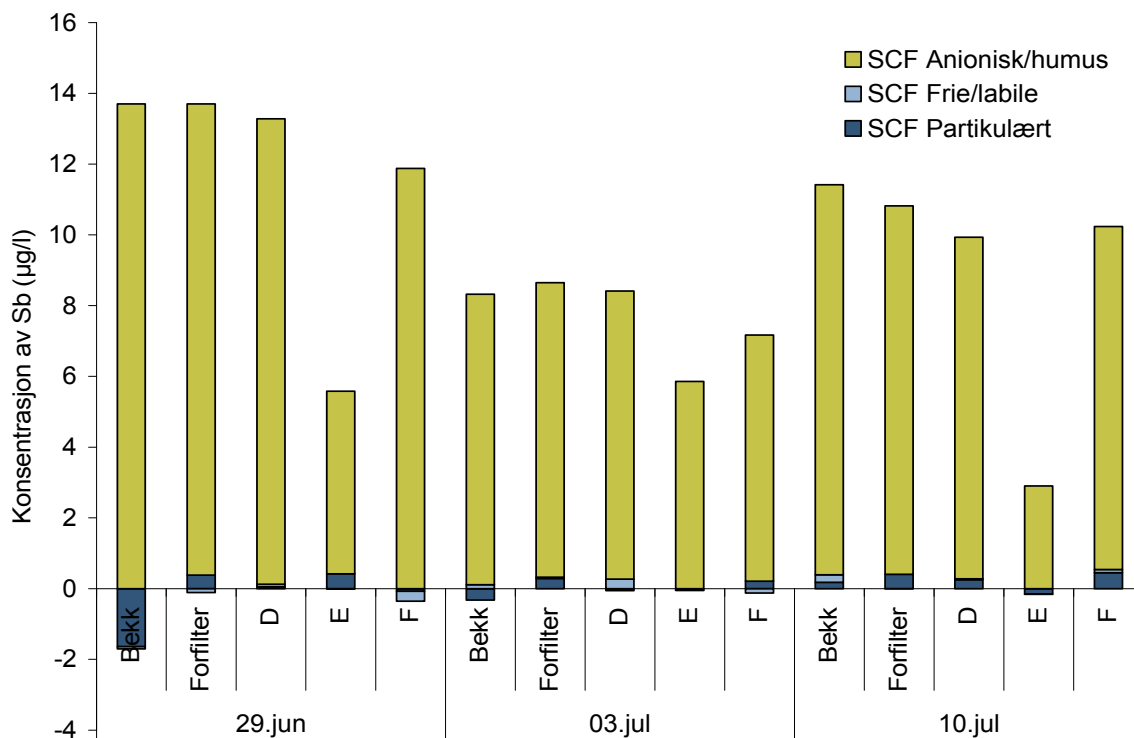
Figur 4.14 viser beregninger av renseseffekt på Sb gjennom filtermediene ved ulike prøvetakinger. Av de tre filtermediene var det bare filtermedium E som viste Sb rensing av betydning. Gjennomsnittet for filtermedium E er på 59 % (+/-26 %) renseseffektivitet. Det ser ikke ut til at det er noen tydelig sammenheng mellom renseseffekt og vannføring. For de to andre filtermediene D og F var renseseffekten på hhv 10 % (+/-13 %) og 19 % (+/-20 %). Renseeffekt for filtermedium D og F blir negativ ved noen prøvetakinger. Det er noe usikkert hva dette resultatet skyldes, men det kan ha vært en utvasking fra filtrene. Usikkerheten i analysene er ca 10% og kan også være en årsak for resultatet.



Figur 4.14 Renseeffekt på Sb for filtermedium D, E og F (med standard avvik, n=3)



Figur 4.15 Konsentrasjonen av Sb i bekk, fra forfilter og fra de enkelte filtermediene D (Olivin), E (Ioco) og F (Leca) i perioden 20 juni til 11 juli. Resultatene er fra kolonne 1, 4 og 7 (dette er de kolonnene hvor pH og ORP blir logget for hvert enkelt filtermedium)



Figur 4.16 Størrelses- og ladningsfraksjonering av Sb i bekk, etter forfilter og etter filtermediene D (Olivin), E (Ioco) og F (Leca) ved bruk av SCF- teknikk

Resultatene av tre prøvetakinger (29 juni, 3 og 10 juli) med bruk av SCF på vann fra bekken, etter forfilteret og ut av filterkolonnene er vist i Figur 4.16. Under de tre prøvetakingene med SCF var hovedandelen av Sb er i fraksjonen som enten er anionisk eller bundet til humus. Av tidligere studier av vannet i Larsmyrbekken som gjennomført ved FFI viser disse at Sb foreligger som en anionisk forbindelse. Av de tre prøvetakingene ser man at det er bare filtermedium E som gir renseeffekt av betydning på Sb i vannet fra Larsmyrbekken.

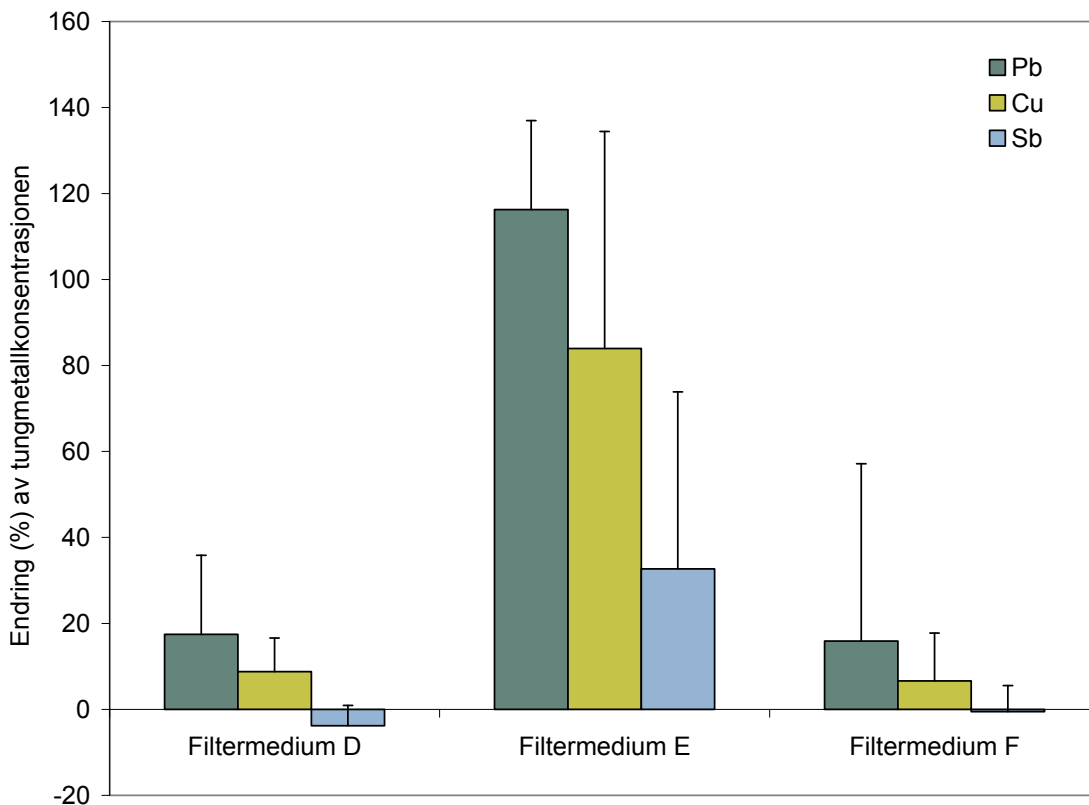
#### **4.5 Utvasking ved høy vannbelastning gjennom filtermediene**

Ved beregninger av renseeffekt for filtermediene ble det ved noen enkelte prøvetakinger en negativ renseeffekt. Dette hadde sammenheng med at konsentrasjonen i vannet inn på filtermediene var lavere enn konsentrasjon ut av filtermediene, noe som kan skyldes utvasking av metallforbindelser fra filtermediene. Det ble derfor gjort et forsøk den 11 juli hvor gjennomstrømningen i alle kolonnene med filtermedier ble økt. Dette ble gjort ved at gjennomstrømningsventilene ble åpnet helt, slik at vannet kunne strømme fritt gjennom alle kolonnene. Responsen på gjennomstrømningen var ikke lik for alle kolonnene, noe som sannsynligvis skyldes at filtermediene i kolonnen hadde forskjellig permeabilitet etter en måneds filtrering av vann (se Tabell 4.3). Det ble dermed vanskelig å sammenligne resultatene av utvaskingen for det enkelte filtermedium på bakgrunn av forskjellig gjennomstrømning.

Effekten av å øke gjennomstrømningen ble en økning i konsentrasjonen av totalt Pb i åtte av ni kolonner (se Figur 4.18). For løst Pb var det også en generell økning, men denne var mye lavere sammenlignet med totalt Pb. Det var filtermedium E som viste den største utvaskingen av Pb under testen (se Figur 4.17). På Cu var effekten av høy vannbelastning gjennom filtermediene tilsvarende som for Pb, men det var et noe lavere gjennomsnitt. Det var omtrent like stor andel partikkelbundet Cu som løst Cu som ble vasket ut av filteret. Filtermedium E hadde også for Cu den største endringen i konsentrasjon. Det er derfor grunn til å tro at utvaskingen av Pb, Cu og Sb fra filtermateriale skyldes at noe av akkumulert partikulært og kolloidalt materialet ble vasket ut av filteret når gjennomstrømningen ble økt. Årsaken til utvaskingen kan være at de akkumulerte forbindelsene (partikler og kolloider) ikke er kjemisk bundet til overflater, men kun blir fysisk holdt tilbake i poresystemet i filtermediet, og deretter vaskes ut av filtermediene med den økte vanngjennomstrømningen. Det må understrekes at tiden denne effekten av utvaskingen varer, ikke ble undersøkt i forsøket. I ettertid ansees dette som et viktig moment i undersøkelser med filtermaterialer. Dette fenomenet er ikke undersøkt i tilstrekkelig grad. På grunn av at dette kan ha stor betydning for et filters totale renseeffekt bør dette undersøkes for et utvalg av filtermedier.

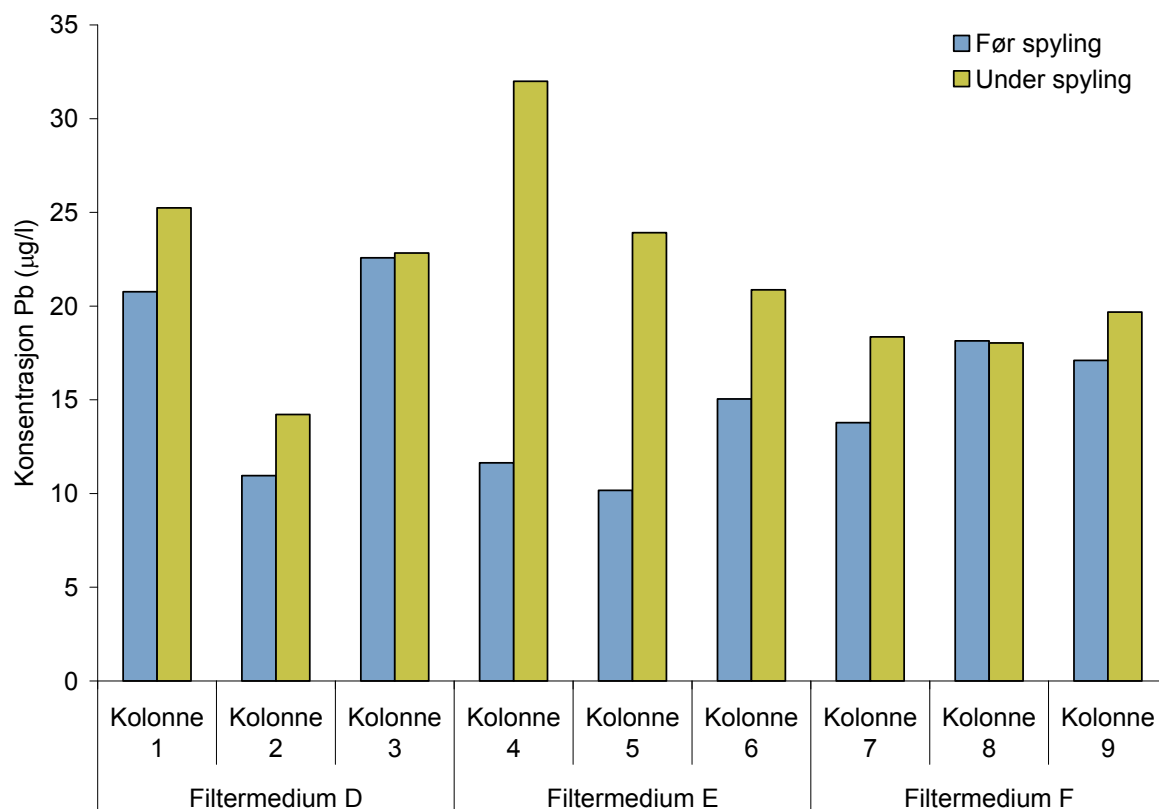
Kolonne nr (filtermedium)	Vanngjennomstrømning (ml/min)			Antall ganger økning
	Før spyling	Under spyling	Endring	
1 (D = Olivin)	140	520	380	3,7
2 (D = Olivin)	120	120	0	1,0
3 (D = Olivin)	170	320	150	1,9
4 (E = IOCO)	100	700	600	7,0
5 (E = IOCO)	100	540	440	5,4
6 (E = IOCO)	100	300	200	3,0
7 (F = Leca)	30	580	550	19,3
8 (F = Leca)	180	420	240	2,3
9 (F = Leca)	120	500	380	4,2

Tabell 4.3 Oversikt over gjennomstrømningen av vann (ml/min) før og under spyling av filtermediene i testkolonnene, samt antall ganger volumet økte under spyling sammenlignet med før spyling



Figur 4.17 Effekten ved økt vanngjennomstrømning i filtermedium D (olivin), E (Ioco) og F (Leca) på Pb, Cu og Sb. Figuren viser endring av metallkonsentrasjonene i % i forhold til før økt vanngjennomstrømning. Resultatene er basert på et gjennomsnitt av tre kolonner med filtermedium. Siden den økte vanngjennomstrømningen ikke var lik for alle filtermediene er det vanskelig å fastslå med sikkerhet forskjellen mellom filtermediene i økt utvasking av metallene ved økt vanngjennomstrømning





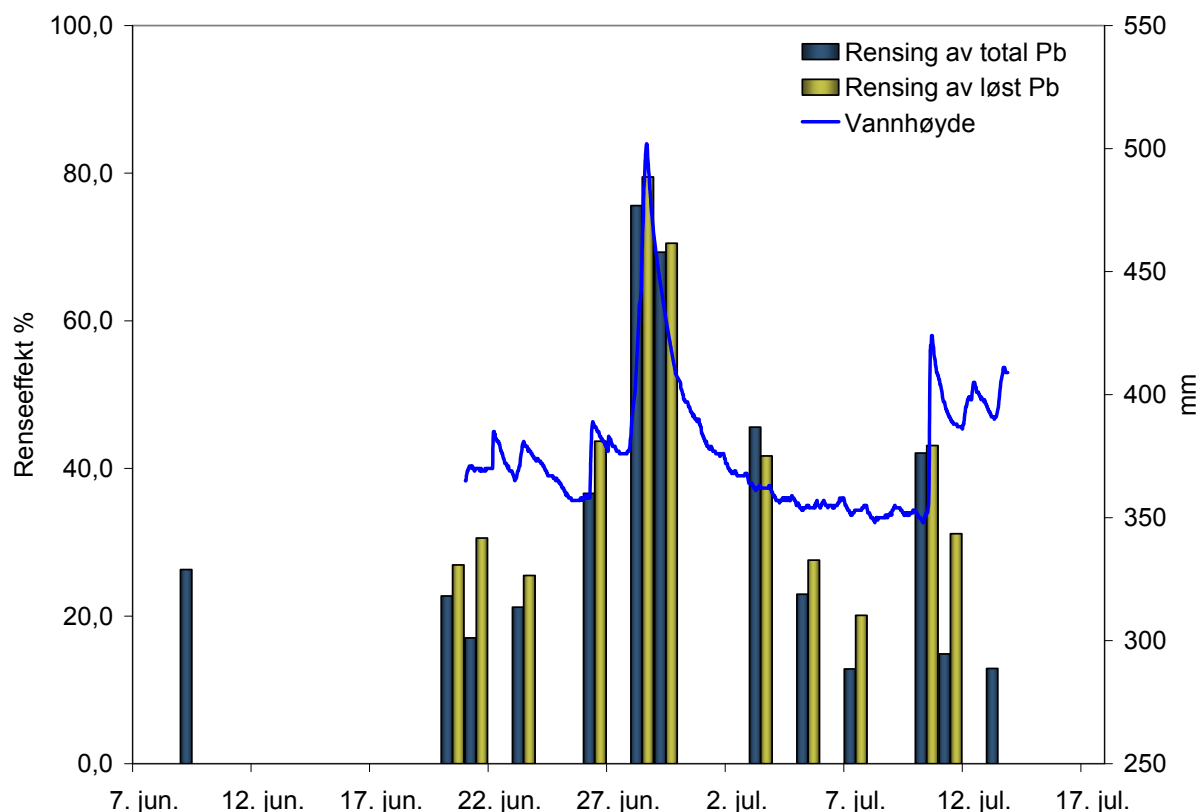
Figur 4.18 Oversikt over endringen i konsentrasjonen ( $\mu\text{g/l}$ ) av Pb ut av hver enkelt kolonne når gjennomstrømningen ble økt. Filtermedium E hadde den største økningen i Pb konsentrasjonen ut under spyling

#### 4.6 Renseeffekt for forfilter

Forfilteret med sand som filtermedium ble testet i 2006. Filteret hadde som nevnt innledningsvis, som formål å fjerne partikulært materiale fra vannet før kolonnene med de ulike filtermediene som skulle testes. Resultatene av renseseffekten for dette filteret er vist i Tabell 4.4. Det er Pb som får den største gjennomsnittlige renseseffekten. Også her er det stort standardavvik siden renseseffekten på Pb varierer fra 13 til 78 % (se Figur 4.19). Når det gjelder Cu er variasjonen stor, noe som kommer av at renseseffektiviteten varierer fra -44 til 50 %. Dette gjør også at gjennomsnittet for rensing gjennom filteret blir lavt og med et relativt stort standardavvik. Generelt opptrer Cu på løst form noe som gjør at forventet renseseffekt er mindre sammenlignet med Pb. Den høyest målte renseseffekten på både Pb og Cu ble oppnådd under nedbørsepisoden den 29 juni. Det ble observert mye partikulært materiale på toppen av forfilteret etter noen dagers drift. Dette er partikler som kunne gitt tetting av porer i kolonnene med filtermateriale. Det ser ut til at forfilteret reduserer både den partikulære og løste fraksjonen av de undersøkte metallene i samme grad.

Element	Renseeffekt % (std avvik +/-)	
	Total (n = 13)	Løst (n = 8)
Pb	33 (22)	40 (19)
Cu	8 (22)	10 (18)
Sb	-3 (17)	-3 (13)

Tabell 4.4 Gjennomsnittlig renseseffekt i % med standardavvik for totalt og løst Pb, Cu og Sb for forfilteret med filtermedium av sand

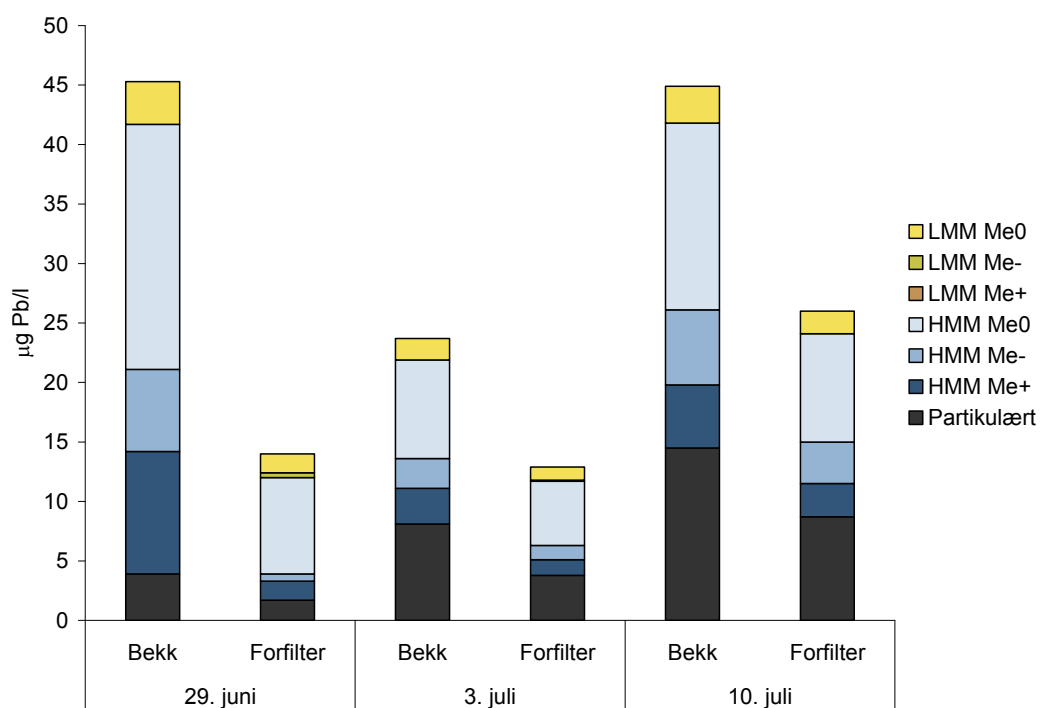


Figur 4.19 Renseeffekt på totalt og løst Pb for forfilteret. Det ble ikke foretatt filtrering med 0,45  $\mu$ m filter den 7 juni og 13 juli

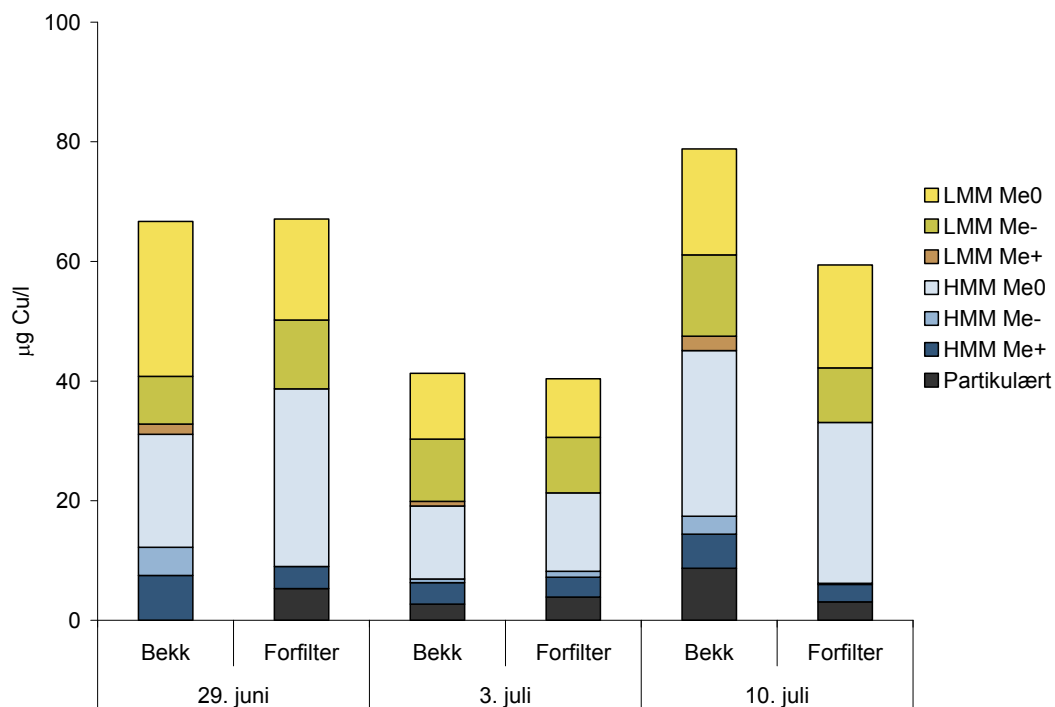
*In situ* størrelses- og ladningsfraksjonering av vannet inn og ut av forfilteret ble foretatt 29 juni, 3 og 10 juli. I Figur 4.20 er resultatene for Pb i vann inn og ut av forfilter illustrert. Forfilteret hadde som funksjon å redusere mengden partikler i vannet før vannet gikk inn i testkolonnene, men resultatene viser at filtreringen også reduserer den kolloidale (HMM) fraksjonen. LMM fraksjonen er tilnærmet uforandret. For Pb var det omtrent 50 % av partikulært bundet bly som ble fjernet i forfilteret. Figur 4.21 og Figur 4.22 viser resultatene av størrelses- og ladningsfraksjoneringen Cu og Sb. For disse to elementene er det ingen større endringer av fraksjonene gjennom forfilteret. Det er fraksjonen HMM og LMM som dominerer både for Cu og Sb, noe som viser at Cu og Sb i liten grad bindes til partikler. Ved beregninger av de ulike fraksjonene av Pb, Cu og Sb på bakgrunn av de kjemiske analysene, var det enkelte av fraksjonene som ga negative verdier. Dette kan det være ulike årsaker til, men de mest

sannsynlige er usikkerheten i analysen av tungmetaller og at prøven kan være utsatt for forurensinger (krysskontaminering). Spesielt gjør dette seg gjeldene for fraksjonering av Cu og Sb. Negative verdier er derfor satt til null.

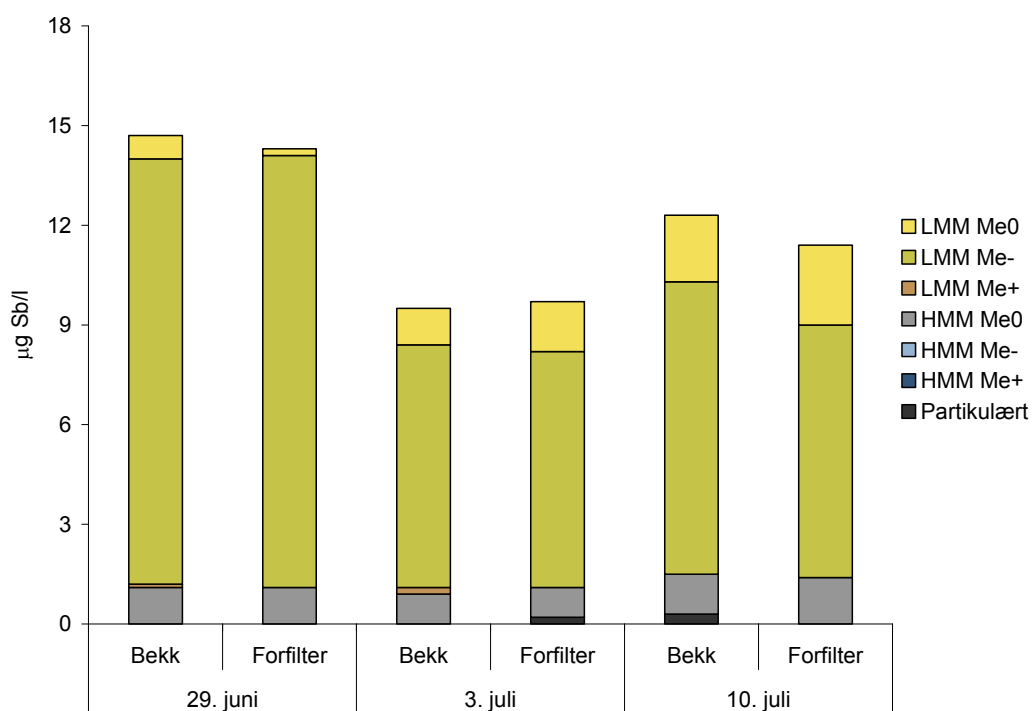
Målingene av pH og ledningsevne inn eller ut av filteret viser at det ikke skjer noen vesentlig endring gjennom forfilteret. Som et eksempel gav måling 13 juni kl 0930 en pH inn fra bekken 6,3 og pH 6,2 ut av forfilteret. Et gjennomsnitt av ledningsevnen for 13 juni viste 38  $\mu\text{S}/\text{cm}$  inn og 37  $\mu\text{S}/\text{cm}$  ut av filteret. Selv om det tas høyde for en times oppholdstid i forfilteret viser målingene relativt små forskjeller. Som nevnt tidligere ble dessverre multisonden som var plassert i bekken ødelagt den 25 juni (muligens som følge av lynneslag i nærheten) og det er etter dette ingen registreringer fra denne.



Figur 4.20 Resultater fra størrelses og ladningsfraksjonering av Pb i vann inn og ut av forfilteret. Den største andelen av bly ser ut til å foreligge på kolloidal form (HMM)



Figur 4.21 Resultater fra størrelses- og ladningsfraksjonering av Cu i vann inn og ut av forfilteret. Cu spesiene i prøvetidspunktene ser ut til å passere forfilteret uendret. Halvparten av Cu konsentrasjonen er i fraksjonen < 10 kDa (LMM) og med en stor nøytral andel



Figur 4.22 Resultater fra størrelses- og ladningsfraksjonering av Sb i vann inn og ut av forfilteret. Sb spesiene i prøvetidspunktene ser ut til å passere forfilteret uendret, og foreligger i hovedsak som LMM-

## 4.7 Sammenligning av resultater fra filterforsøk i 2005 og 2006

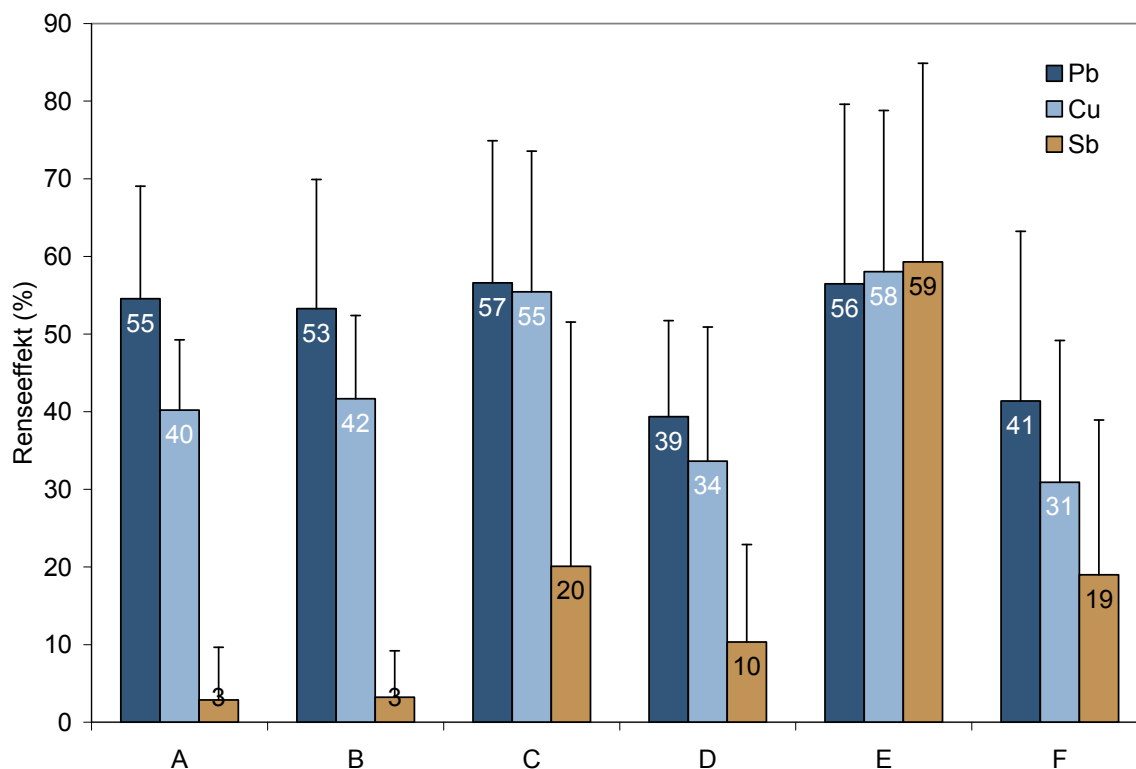
### 4.7.1 Renseeffekt

Forsøkene i 2006 gikk over en lengre tidsperiode sammenlignet med forsøkene i 2005. Dette gjør at resultatene for 2006 er noe bedre med tanke på å kunne predikere hvordan renseeffektiviteten for filtermediene endres over tid. Resultatene i begge forsøkene viser at renseeffekten av Pb er avhengig av om det er stor eller liten vannføring i bekken. Dette resultatet kan sannsynligvis ha å gjøre med flere ulike forhold. Blant annet viste målinger som ble gjort under flom at ledningsevnen synker. Det er dermed færre løste ioner i vannet, noe som kanskje gjør at en høyere andel Pb spesier kan adsorberes til filtermediet på grunn av færre andre konkurrerende forbindelser. En annen sannsynlig forklaring på den økte renseeffekten under flom er at andelen av den labile fraksjonen av Pb (HMM+) og Cu øker (5) sammenlignet med tørke. Dette vil bidra til å øke adsorpsjonen av bly og kobber siden de labile formene regnes for å være de reaktive.

Ved å sammenligne renseeffekten på Pb for alle filtermediene (Figur 4.23), ser det ut til at filtermedium A, B, C og E har omtrent det samme gjennomsnittet. Tatt i betraktning at forsøkslengden i 2005 var kortere enn 2006, er det filtermedium E som virker best med hensyn til renseeffekt. Når det gjelder pH i vannet ut av dette filteret er den høy (ca pH 9). Dette kan gjøre at vannkvaliteten likevel er for dårlig. Sannsynligvis vil også jerninnholdet i utvannet være forhøyet siden filtermediet er belagt med jernoksid. Det ble ikke utført målinger av jern i vannet, verken inn eller ut av filtermediene.

For Cu er det filtermedium C og E som gir best renseeffekt med et gjennomsnitt på henholdsvis 55 % og 58 %. Filtermedium C har hatt kortere forsøksstid sammenlignet med E, slik at sistnevnte filtermedium ser ut til å ha lengre levetid. Standardavviket er relativt høyt, noe som sannsynligvis skyldes at vannkvaliteten og Cu spesiene endres i forsøksperioden.

Ved størrelsesfraksjonering og ionebytte på avrenningsvann fra feltskytebaner på Steinsjøen, viser det seg at den største andelen av Sb spesier er i fraksjonen  $< 10$  kDa og på en negativ form (LMM-). Disse egenskapene gjør at filtermedier som har negative overflater og muligheten for kationbytte, ikke er egnede medier for ad(b)sorpsjon av antimonforbindelser som ofte er negativt ladde molekyler (formen er sannsynlig  $\text{Sb}(\text{OH})_6^-$ ). Dette illustreres i Figur 4.23, der det kun er filtermedium E som gir sorpsjon av Sb av betydning.



Figur 4.23 Gjennomsnittlig renseeffekt på Pb, Cu og Sb for de seks filtermediene A – F (A=Torv, B=Algebelagt torv, C=Aktivt kull, D=Olivin, E=IOCO, F=Leca)

## 5 KONKLUSJON OG ANBEFALING

### 5.1 Konklusjon

Målet med forsøkene sommeren 2005 og 2006 var å teste i hvilken grad ulike filtermedier har evne til å rense sigevann og overflatevann fra skytebaner som inneholder tungmetallene Pb, Cu og Sb. Det ble gjennomført kolonneforsøk med seks forskjellige filtermedier i bekkevann som avvanner tre ulike feltskytebaner i Steinsjøen skyte- og øvingsfelt. Bekkevann ble benyttet istedenfor sigevann, da dette ga større sikkerhet til vannforsyning for de gjennomførte filtertestene. Forsøkene som er gjennomført, har gitt et noe overraskende resultat ved at renseeffektiviteten for Pb og Cu korrelerte positivt med økende vannføring i bekken for samtlige av de testede mediene. Feltforsøket i 2005 gikk over en relativt kort periode, og det er derfor knyttet noe mer usikkerhet til disse sammenlignet med forsøkene i 2006. I punktene under er de viktigste konklusjonene av forsøkene i 2005 og 2006 oppsummert.

- Forfilteret med grovsand virker lovende og etter hensikten. Det ble observert mye partikulært materiale på toppen av forfilteret etter noen dagers drift. Dette er partikler som potensielt kunne gitt tetting av porer i kolonnene med filtermateriale. Det var ikke store problemer med tetting av forfilteret.

- Forfilterets renseeffektivitet på Pb varierte mellom 13 og 75 %, med et gjennomsnitt på 33 %. Renseeffekten endrer seg over tid og med vannkvaliteten i Larsmyrbekken. Spesielt er det nedbørsepisoder med påfølgende økning i vannføringen som ser ut til gi økt renseeffektivitet. Det er omtrent lik renseeffekt på partikulære og løste forbindelser av Pb.
- Renseeffekten på Pb og Cu for alle de testede filtermediene ser ut til å endre seg over tid og med vannkvaliteten i Larsmyrbekken. Spesielt er det nedbørsepisoder med påfølgende økning i vannføringen som ser ut til gi økt renseeffektivitet. Dette kan ha sammenheng med at de reaktive (labile) formene av Pb og Cu øker, og at andelen av andre forbindelser reduseres på grunn av stor tilførsel av overflatevann til bekken i disse nedbørsepisodene. Oppholdstiden for vannet i bekken fra skytebanene og ned til feltlaboratoriet reduseres på grunn av økende hastighet på vannet under disse episodene. Dette vil ha innvirkning på blant annet de kjemiske likevektssystemene for Pb og Cu forbindelsene. En tendens er at labiliteten reduseres ved synkende vannstand.
- Lavvannsføring med høyere ledningsevne, pH og turbiditet gir dårligere renseeffekt for alle metallene i forsøket. Dette kan ha sammenheng med at vannkvaliteten i disse periodene i større grad er påvirket av sigevann. Sigevann inneholder flere andre ”konkurrerende” forbindelser, og den labile fraksjonen av Pb og Cu ser ut til å være lavere i perioder med lavvannsføring. En annen viktig tendens, er at labiliteten reduseres ved synkende vannstand i bekken. Dette kan ha med at oppholdstiden for vannet mellom skytebanene og feltlaboratoriet øker ved synkende vannstand. Dette gir tid til at små humusforbindelser og høyt innhold av flerverdige ioner ved fnokking kan danne kolloider og partikler. Dette gjenspeiler sannsynligvis den økte turbiditeten under lavvannsføring
- Den generelle trenden for alle filtermediene, er en nedgang i renseeffektivitet over tid. Levetid (driftstid) kan ikke estimeres på bakgrunn av de gjennomførte testene. For å bestemme levetid bør det vurderes andre testoppsett.
- Jernbelagt olivin (E), som ble benyttet som filtermedium i forsøket, som ble gjennomført i 2006, ser ut til å ha god renseeffekt på de metallene som det har vært fokus på (Pb, Cu og Sb) i forhold til de andre filtermediene i forsøket. Dette gjelder spesielt for Sb hvor renseeffekten er god sammenlignet med de andre fem filtermediene. I analysen av vann ut fra filteret oversteg ikke konsentrasjonen av Sb 5 µg/l, som er dagens drikkevannskrav. En uheldig effekt ved filtermediet er at pH ble for høy ut av filteret. Filtermediet er det mest kostbare av de filtermediene som ble testet.
- Bruk av størrelsesfraksjonering og ionebytte i forsøkene med filtermedier gav økt kunnskap om egenskapene til filtermediene, men er noe ressurs- og tidkrevende å gjennomføre. Ved lave konsentrasjoner av tungmetaller i vann, vil analyseusikkerheten og faren for kontaminering i felt gjøre at beregningene kan bli noe usikre og

massebalansen ikke alltid blir helt slik den bør være (summen av alle størrelses- og ladningsfraksjoner skal bli lik total konsentrasjonen av metallet som analyseres). Størrelsesfraksjonering ved hjelp av SCF (Size charge fractioning) er derimot en mindre tid- og ressurskrevende metode å gjennomføre, og gir et bedre bilde på kjemiske endringer av tungmetallene gjennom et filtermedium, sammenlignet med tradisjonell filtrering av vann gjennom et 0,45 µm filter. Sannsynligheten for å få en riktig massebalanse ved hjelp av denne teknikken er noe letter sammenlignet med metoden over. Begge de benyttede teknikkene gav bedre forståelse av hvilke effekt filtermediene har på det forurensede vannet som filtreres.

## 5.2 Anbefalinger

### 5.2.1 Testing av filtermedier

Tester med filtermedier for rensing av tungmetaller i avrenningsvann fra skytebaner må gjøres i felt, og over en lengre tidsperiode. Dette må gjøres fordi de ulike fysiske og kjemiske forhold i felt er vanskelige å gjenskape i et laboratorium. Forsøk FFI har gjort, viser at forurenset vann som er hentet fra lokaliteter med tungmetallavrenning fra skytebaner, vil få en endret størrelses- og ladningsfordeling ved lagring, noe som igjen innvirker i stor grad på renseseffektiviteten for et filtermedium. Studiene som FFI har gjennomført, viser at et filtermedium ofte har svært god renseseffektivitet for tungmetaller i starten. Denne effekten avtar relativt raskt, noe som gjør det viktig å gjennomføre filtertester over tid for å kunne avgjøre egenskapene til filtermediet. En test av et filtermedium bør som en anbefaling minst gjennomføres med en overflatebelastning tilsvarende 1 l/cm<sup>2</sup>, og en volumbelastning (væskevolum/filtervolum) på 50 for å vurdere hvilke renseseffektivitet filtermediet kan oppnå over tid. Oppholdstiden i slike tester kan eventuelt optimaliseres ved renseseffekt vs gjennomstrømning eller det kan benyttes f.eks en standard oppholdstid. Det kan også benyttes en fluxtetthet (q) på 0,01 m/s som bestemmer at vannet som passerer gjennom filtermassen alltid har en lik hastighet.

### 5.2.2 Levetid

Tester for å bekrefte den virkelige levetiden for et filtermedium må skje i storskala forsøk ved aktuelle lokaliteter hvor det eventuelt skal foretas rensing av tungmetallholdig sigevann. Dette må gjøres fordi det alltid er variasjoner i vannkvaliteten (kjemiske og fysiske parametere) ifra en lokalitet til en annen.

### 5.2.3 Økt utlekking ved økt vanngjennomstrømning

Ved tester av filtermedier er det etter lengre tids bruk sannsynligvis nødvendig å se på om utlekkingen av tungmetaller øker i forbindelse med økt vanngjennomstrømning i filtermediene. Studiene FFI har gjort viser at det potensielt kan skje en økt utlekking ved økt vanngjennomstrømning av filtermediet. Det må understrekes at disse studiene er av begrenset omfang og sier ikke noe om varigheten av de økte konsentrasjonene ut av filteret.



#### 5.2.4 Etterbruk av filtermedier

Etter at et filtermedium mister sin sorpsjonsevne (blir mettet) er det flere alternative løsninger for avhending av mediet. For organiske filtermedier er det for eksempel mulig med forbrenning med en eventuell deponering av aske eller kompostering i anlegg med avrenningssikring være en tilfredsstillende løsning. For mineralske produkter kan deponering eller innblanding i skytebanevoller være en mulig løsning. Et filtermedium slik som olivin vil etter hvert fragmenteres gjennom fysisk påvirkning av prosjektiler og derfor være gunstig for blant annet å holde pH høy, slik at forvittringsproduktene av tungmetallene i minst mulig grad blir mobile. Samtidig vil også dette muligens kunne øke bindingskapasiteten til vollmassene. alternativt vil det kunne deponeres på mottak som er godkjent for denne typen avfall.

#### 5.2.5 Bruk av størrelses- og ladningsfraksjonering

Bruk av størrelses- og ladningsfraksjonering (ionebytte) i forsøk med filtermedier gir økt kunnskap for vurdering av hvilke prosesser og mekanismer som kan være involvert for sorpsjon av tungmetaller til et filtermedium. Det er også behov for å benytte slike teknikker for å vurdere hvilke filtermedier som vil egne seg til ved ulike lokaliteter. Metodene er ofte noe tid- og ressurskrevende å gjennomføre slik at bør derfor benyttes i begrenset omfang.

## Appendix



FORSVARETS FORSKNING SINSTITUTT  
Avdeling Beskyttelse

Dato: 23 Mars 2007

Analyserapport

Side 1 av 12

Analyserapportmal versjon 2.6 15.05.98 LHB

## Analyserapport

### Analyse av tungmetaller

Oppdragsgiver: FFI

Antall prøver: 469

Adresse:

Mottatt dato:

Anmerkninger:

Analyserapporten gjelder følgende analyser:

Analyseparameter	Metodeidentitet	Omfattes av akkreditering	Måleområde Pb	Usikkerhet, %
Tungmetaller	A1	Nei	1,0 – 40 µg /l	15

Denne analyserapporten består av i alt 8 sider. Analyserapporten gjelder analyse av prøvene slik de ble mottatt av FFI. Rapporten kan ikke gjengis i utdrag uten skriftlig godkjenning av FFI. Analysemetoden kan rekvireres fra FFI.

Kjeller, 23 Mars 2007

  
Arnljot E Strømseng  
Forsker

Saksbehandler : Marita Ljønes

Innvalg : 63 80 7838

Telefax : 63 80 78 11

Organisasjonsnr: 970 963 340 MVA

Adresse : Postboks 25, 2007 Kjeller

Sentralbord : 63 80 70 00

Mil retn nr: 0505

Bankgiro: 7101.05.00030

Postgiro: 0801 5045745



### ANALYSE AV TUNGMETALLER I VANN

Instrument: ICP-MS (2005) AAS-GF (2006)

Operator: Loella Bakka (2005) og Marita Ljønes (2006)

Prøvedato	Beskrivelse	Medium	Behandling	Prøve ID	Pb, µg/l	Cu, µg/l	Sb, µg/l
19.07.2005	Kolonne 1	A) Torv	0,45 µm	05-309	7,6	20,1	4,9
20.07.2005	Kolonne 1	A) Torv	0,45 µm	05-329	8,5	26,7	7,5
21.07.2005	Kolonne 1	A) Torv	0,45 µm	05-350	4,2	21,6	15,6
22.07.2005	Kolonne 1	A) Torv	0,45 µm	05-370	4,2	22,1	14,0
23.07.2005	Kolonne 1	A) Torv	0,45 µm	05-390	6,3	29,2	12,7
24.07.2005	Kolonne 1	A) Torv	0,45 µm	05-410	6,7	28,3	11,5
25.07.2005	Kolonne 1	A) Torv	0,45 µm	05-433	8,1	27,4	10,6
27.07.2005	Kolonne 1	A) Torv	0,45 µm	05-473	6,5	25,2	10,1
29.07.2005	Kolonne 1	A) Torv	0,45 µm	05-525	7,3	23,6	10,1
19.07.2005	Kolonne 1	A) Torv	Total	05-308	11,5	23,4	4,7
20.07.2005	Kolonne 1	A) Torv	Total	05-328	13,0	28,3	7,2
21.07.2005	Kolonne 1	A) Torv	Total	05-349	6,1	24,5	15,8
22.07.2005	Kolonne 1	A) Torv	Total	05-369	5,3	22,1	14,2
23.07.2005	Kolonne 1	A) Torv	Total	05-389	8,5	33,5	12,9
24.07.2005	Kolonne 1	A) Torv	Total	05-409	9,9	31,6	11,7
25.07.2005	Kolonne 1	A) Torv	Total	05-432	11,2	28,4	10,6
27.07.2005	Kolonne 1	A) Torv	Total	05-472	8,5	27,7	10,1
29.07.2005	Kolonne 1	A) Torv	Total	05-524	10,0	25,9	9,8
19.07.2005	Kolonne 2	A) Torv	0,45 µm	05-311	7,2	18,5	4,9
20.07.2005	Kolonne 2	A) Torv	0,45 µm	05-331	8,0	26,4	7,2
21.07.2005	Kolonne 2	A) Torv	0,45 µm	05-352	6,4	28,8	16,9
22.07.2005	Kolonne 2	A) Torv	0,45 µm	05-372	8,2	29,9	14,6
23.07.2005	Kolonne 2	A) Torv	0,45 µm	05-392	5,5	28,0	12,8
24.07.2005	Kolonne 2	A) Torv	0,45 µm	05-412	6,0	26,9	11,6
25.07.2005	Kolonne 2	A) Torv	0,45 µm	05-435	7,6	25,0	10,5
27.07.2005	Kolonne 2	A) Torv	0,45 µm	05-475	6,5	25,2	10,0
29.07.2005	Kolonne 2	A) Torv	0,45 µm	05-527	6,2	24,3	9,7
19.07.2005	Kolonne 2	A) Torv	Total	05-310	11,0	20,6	4,8
20.07.2005	Kolonne 2	A) Torv	Total	05-330	12,4	28,4	7,2
21.07.2005	Kolonne 2	A) Torv	Total	05-351	9,8	29,8	16,4
22.07.2005	Kolonne 2	A) Torv	Total	05-371	6,7	31,3	14,6
23.07.2005	Kolonne 2	A) Torv	Total	05-391	7,6	30,2	12,8
24.07.2005	Kolonne 2	A) Torv	Total	05-411	9,1	31,5	11,5
25.07.2005	Kolonne 2	A) Torv	Total	05-434	10,8	26,3	10,5
27.07.2005	Kolonne 2	A) Torv	Total	05-474	8,7	28,1	10,0
29.07.2005	Kolonne 2	A) Torv	Total	05-526	8,6	25,5	9,8
20.07.2005	Kolonne 3	A) Torv	0,45 µm	05-333	8,1	27,3	7,3
21.07.2005	Kolonne 3	A) Torv	0,45 µm	05-354	6,2	28,4	16,5
22.07.2005	Kolonne 3	A) Torv	0,45 µm	05-374	5,2	32,0	14,6
23.07.2005	Kolonne 3	A) Torv	0,45 µm	05-394	6,0	29,6	12,8
24.07.2005	Kolonne 3	A) Torv	0,45 µm	05-414	6,2	28,1	11,6
25.07.2005	Kolonne 3	A) Torv	0,45 µm	05-437	7,9	25,9	10,6



Prøvedato	Beskrivelse	Medium	Behandling	Prøve ID	Pb, µg/l	Cu, µg/l	Sb, µg/l
27.07.2005	Kolonne 3	A) Torv	0,45 µm	05-477	7,2	27,4	10,0
29.07.2005	Kolonne 3	A) Torv	0,45 µm	05-529	7,4	28,0	10,1
19.07.2005	Kolonne 3	A) Torv	Total	05-312	11,4	19,9	4,8
20.07.2005	Kolonne 3	A) Torv	Total	05-332	12,6	28,1	7,1
21.07.2005	Kolonne 3	A) Torv	Total	05-353	9,4	28,8	16,7
22.07.2005	Kolonne 3	A) Torv	Total	05-373	6,9	38,4	14,7
23.07.2005	Kolonne 3	A) Torv	Total	05-393	8,2	33,5	13,1
24.07.2005	Kolonne 3	A) Torv	Total	05-413	9,4	31,8	11,6
25.07.2005	Kolonne 3	A) Torv	Total	05-436	10,9	26,8	10,5
27.07.2005	Kolonne 3	A) Torv	Total	05-476	9,7	30,1	10,0
29.07.2005	Kolonne 3	A) Torv	Total	05-528	9,9	31,1	10,0
19.07.2005	Kolonne 4	B) Torv	0,45 µm	05-315	7,8	23,1	4,8
20.07.2005	Kolonne 4	B) Torv	0,45 µm	05-335	8,6	27,3	7,5
21.07.2005	Kolonne 4	B) Torv	0,45 µm	05-356	5,7	25,2	16,4
22.07.2005	Kolonne 4	B) Torv	0,45 µm	05-376	4,2	25,1	14,8
23.07.2005	Kolonne 4	B) Torv	0,45 µm	05-396	5,4	25,8	13,1
24.07.2005	Kolonne 4	B) Torv	0,45 µm	05-416	6,1	26,1	11,6
25.07.2005	Kolonne 4	B) Torv	0,45 µm	05-439	7,0	22,0	10,0
27.07.2005	Kolonne 4	B) Torv	0,45 µm	05-479	6,8	25,8	10,1
29.07.2005	Kolonne 4	B) Torv	0,45 µm	05-531	7,5	27,7	10,2
19.07.2005	Kolonne 4	B) Torv	Total	05-314	11,7	23,7	4,7
20.07.2005	Kolonne 4	B) Torv	Total	05-334	14,4	30,6	7,2
21.07.2005	Kolonne 4	B) Torv	Total	05-355	8,5	25,2	16,4
22.07.2005	Kolonne 4	B) Torv	Total	05-375	5,9	28,0	14,4
23.07.2005	Kolonne 4	B) Torv	Total	05-395	7,3	29,2	13,0
24.07.2005	Kolonne 4	B) Torv	Total	05-415	8,9	29,0	11,4
25.07.2005	Kolonne 4	B) Torv	Total	05-438	10,1	24,3	10,3
27.07.2005	Kolonne 4	B) Torv	Total	05-478	9,6	29,0	10,0
29.07.2005	Kolonne 4	B) Torv	Total	05-530	10,6	31,0	10,2
19.07.2005	Kolonne 5	B) Torv	0,45 µm	05-317	7,8	21,2	5,0
20.07.2005	Kolonne 5	B) Torv	0,45 µm	05-337	9,2	27,2	7,5
21.07.2005	Kolonne 5	B) Torv	0,45 µm	05-358	5,7	24,4	16,5
22.07.2005	Kolonne 5	B) Torv	0,45 µm	05-378	5,0	28,7	14,6
23.07.2005	Kolonne 5	B) Torv	0,45 µm	05-398	5,6	26,3	12,7
24.07.2005	Kolonne 5	B) Torv	0,45 µm	05-418	6,5	27,6	11,7
25.07.2005	Kolonne 5	B) Torv	0,45 µm	05-441	7,7	24,1	10,8
27.07.2005	Kolonne 5	B) Torv	0,45 µm	05-481	7,2	26,3	10,3
29.07.2005	Kolonne 5	B) Torv	0,45 µm	05-533	7,6	26,4	10,0
19.07.2005	Kolonne 5	B) Torv	Total	05-316	11,2	23,0	4,6
20.07.2005	Kolonne 5	B) Torv	Total	05-336	14,5	30,7	7,4
21.07.2005	Kolonne 5	B) Torv	Total	05-357	8,3	25,4	16,3
22.07.2005	Kolonne 5	B) Torv	Total	05-377	7,9	35,7	13,0
23.07.2005	Kolonne 5	B) Torv	Total	05-397	7,9	27,7	12,9
24.07.2005	Kolonne 5	B) Torv	Total	05-417	12,1	35,4	10,4
25.07.2005	Kolonne 5	B) Torv	Total	05-440	11,0	26,8	10,6
27.07.2005	Kolonne 5	B) Torv	Total	05-480	10,1	28,9	10,0
29.07.2005	Kolonne 5	B) Torv	Total	05-532	11,2	31,4	10,1
19.07.2005	Kolonne 6	B) Torv	0,45 µm	05-319	8,3	18,7	4,7



Prøvedato	Beskrivelse	Medium	Behandling	Prøve ID	Pb, µg/l	Cu, µg/l	Sb, µg/l
20.07.2005	Kolonne 6	B) Torv	0,45 µm	05-339	9,1	24,0	7,5
21.07.2005	Kolonne 6	B) Torv	0,45 µm	05-360	5,6	23,9	16,1
22.07.2005	Kolonne 6	B) Torv	0,45 µm	05-380	3,8	21,5	14,4
23.07.2005	Kolonne 6	B) Torv	0,45 µm	05-400	5,2	24,3	12,8
24.07.2005	Kolonne 6	B) Torv	0,45 µm	05-420	5,5	23,9	11,4
25.07.2005	Kolonne 6	B) Torv	0,45 µm	05-443	6,9	21,7	10,5
27.07.2005	Kolonne 6	B) Torv	0,45 µm	05-483	6,7	25,1	10,0
29.07.2005	Kolonne 6	B) Torv	0,45 µm	05-535	7,1	25,7	10,1
19.07.2005	Kolonne 6	B) Torv	Total	05-318	11,2	21,2	4,7
20.07.2005	Kolonne 6	B) Torv	Total	05-338	13,8	27,5	7,5
21.07.2005	Kolonne 6	B) Torv	Total	05-359	8,2	24,8	16,1
22.07.2005	Kolonne 6	B) Torv	Total	05-379	4,8	28,5	14,5
23.07.2005	Kolonne 6	B) Torv	Total	05-399	7,0	26,9	13,1
24.07.2005	Kolonne 6	B) Torv	Total	05-419	8,0	27,4	11,7
25.07.2005	Kolonne 6	B) Torv	Total	05-442	9,4	24,1	10,5
27.07.2005	Kolonne 6	B) Torv	Total	05-482	9,2	28,1	10,3
29.07.2005	Kolonne 6	B) Torv	Total	05-534	9,9	28,5	9,8
19.07.2005	Kolonne 7	C) Akt.kull	0,45 µm	05-321	5,9	10,3	3,2
20.07.2005	Kolonne 7	C) Akt.kull	0,45 µm	05-341	7,0	16,0	3,2
21.07.2005	Kolonne 7	C) Akt.kull	0,45 µm	05-362	5,1	18,1	7,1
22.07.2005	Kolonne 7	C) Akt.kull	0,45 µm	05-382	2,7	13,7	7,1
23.07.2005	Kolonne 7	C) Akt.kull	0,45 µm	05-402	5,7	22,1	11,9
24.07.2005	Kolonne 7	C) Akt.kull	0,45 µm	05-422	6,5	22,5	12,9
25.07.2005	Kolonne 7	C) Akt.kull	0,45 µm	05-445	8,1	20,6	11,9
27.07.2005	Kolonne 7	C) Akt.kull	0,45 µm	05-485	7,9	23,4	11,6
29.07.2005	Kolonne 7	C) Akt.kull	0,45 µm	05-537	8,3	25,3	10,1
19.07.2005	Kolonne 7	C) Akt.kull	Total	05-320	10,1	12,6	3,1
20.07.2005	Kolonne 7	C) Akt.kull	Total	05-340	11,8	19,2	3,2
21.07.2005	Kolonne 7	C) Akt.kull	Total	05-361	7,5	19,2	7,0
22.07.2005	Kolonne 7	C) Akt.kull	Total	05-381	3,7	16,7	7,0
23.07.2005	Kolonne 7	C) Akt.kull	Total	05-401	7,7	25,0	11,9
24.07.2005	Kolonne 7	C) Akt.kull	Total	05-421	9,3	25,1	12,8
25.07.2005	Kolonne 7	C) Akt.kull	Total	05-444	11,0	21,6	11,9
27.07.2005	Kolonne 7	C) Akt.kull	Total	05-484	11,3	27,0	11,5
29.07.2005	Kolonne 7	C) Akt.kull	Total	05-536	11,6	29,7	10,0
19.07.2005	Kolonne 8	C) Akt.kull	0,45 µm	05-323	6,0	10,6	3,4
20.07.2005	Kolonne 8	C) Akt.kull	0,45 µm	05-343	6,2	15,4	3,1
21.07.2005	Kolonne 8	C) Akt.kull	0,45 µm	05-364	4,3	13,1	6,3
22.07.2005	Kolonne 8	C) Akt.kull	0,45 µm	05-384	2,2	3,8	8,6
23.07.2005	Kolonne 8	C) Akt.kull	0,45 µm	05-404	5,4	20,3	11,3
25.07.2005	Kolonne 8	C) Akt.kull	0,45 µm	05-447	8,0	20,4	12,2
27.07.2005	Kolonne 8	C) Akt.kull	0,45 µm	05-487	7,5	22,4	12,4
29.07.2005	Kolonne 8	C) Akt.kull	0,45 µm	05-539	8,1	23,3	10,4
19.07.2005	Kolonne 8	C) Akt.kull	Total	05-322	10,9	12,2	3,3
20.07.2005	Kolonne 8	C) Akt.kull	Total	05-342	11,0	19,0	3,1
21.07.2005	Kolonne 8	C) Akt.kull	Total	05-363	6,5	15,3	6,4
22.07.2005	Kolonne 8	C) Akt.kull	Total	05-383	3,7	6,7	8,5
23.07.2005	Kolonne 8	C) Akt.kull	Total	05-403	7,3	23,0	11,5



Prøvedato	Beskrivelse	Medium	Behandling	Prøve ID	Pb, µg/l	Cu, µg/l	Sb, µg/l
25.07.2005	Kolonne 8	C) Akt.kull	Total	05-446	11,0	21,8	12,1
27.07.2005	Kolonne 8	C) Akt.kull	Total	05-486	10,4	25,6	12,2
29.07.2005	Kolonne 8	C) Akt.kull	Total	05-538	11,3	26,4	10,4
19.07.2005	Kolonne 9	C) Akt.kull	0,45 µm	05-325	0,9	1,7	6,9
20.07.2005	Kolonne 9	C) Akt.kull	0,45 µm	05-345	5,1	11,9	2,9
21.07.2005	Kolonne 9	C) Akt.kull	0,45 µm	05-366	2,8	32,7	5,9
22.07.2005	Kolonne 9	C) Akt.kull	0,45 µm	05-386	1,2	2,9	8,9
23.07.2005	Kolonne 9	C) Akt.kull	0,45 µm	05-406	5,1	19,3	10,6
25.07.2005	Kolonne 9	C) Akt.kull	0,45 µm	05-449	7,8	18,8	10,8
27.07.2005	Kolonne 9	C) Akt.kull	0,45 µm	05-489	7,5	21,5	12,3
29.07.2005	Kolonne 9	C) Akt.kull	0,45 µm	05-541	8,1	22,7	10,6
19.07.2005	Kolonne 9	C) Akt.kull	Total	05-324	2,8	2,4	6,6
20.07.2005	Kolonne 9	C) Akt.kull	Total	05-344	10,3	15,6	2,9
21.07.2005	Kolonne 9	C) Akt.kull	Total	05-365	4,8	7,7	5,8
22.07.2005	Kolonne 9	C) Akt.kull	Total	05-385	3,0	6,0	9,0
23.07.2005	Kolonne 9	C) Akt.kull	Total	05-405	7,1	23,3	11,0
25.07.2005	Kolonne 9	C) Akt.kull	Total	05-448	10,6	20,3	10,7
27.07.2005	Kolonne 9	C) Akt.kull	Total	05-488	10,2	23,6	12,1
29.07.2005	Kolonne 9	C) Akt.kull	Total	05-540	11,4	27,1	10,5
20.07.2005	Vann inn		0,45 µm	05-327	11,3	40,4	8,9
21.07.2005	Vann inn		0,45 µm	05-368	11,6	50,7	15,7
22.07.2005	Vann inn		0,45 µm	05-388	18,5	67,7	14,3
23.07.2005	Vann inn		0,45 µm	05-408	12,7	50,9	13,1
24.07.2005	Vann inn		0,45 µm	05-428	12,4	43,8	11,9
25.07.2005	Vann inn		0,45 µm	05-451	12,2	37,1	10,7
26.07.2005	Vann inn		0,45 µm	05-471	13,9	47,3	12,1
27.07.2005	Vann inn		0,45 µm	05-491	11,7	40,2	10,2
29.07.2005	Vann inn		0,45 µm	05-543	11,4	39,3	10,0
20.07.2005	Vann inn		Total	05-326	20,1	45,3	8,9
21.07.2005	Vann inn		Total	05-367	21,5	57,0	16,0
22.07.2005	Vann inn		Total	05-387	35,1	70,7	14,5
23.07.2005	Vann inn		Total	05-407	21,9	54,4	13,0
24.07.2005	Vann inn		Total	05-427	21,7	47,3	11,7
25.07.2005	Vann inn		Total	05-450	18,3	39,9	10,6
26.07.2005	Vann inn		Total	05-470	23,7	51,6	12,1
27.07.2005	Vann inn		Total	05-490	18,3	45,6	10,0
29.07.2005	Vann inn		Total	05-542	17,7	41,4	10,2



Prøvedato	Beskrivelse	Medium	Behandling	Prøve ID	Pb, µg/l	Cu, µg/l	Sb, µg/l
20.06.2006	Bekk		0,45 µm	06-372	6,1	38,4	1,9
21.06.2006	Bekk		0,45 µm	06-415	16,1	61,0	2,6
22.06.2006	Bekk		0,45 µm	06-448	23,4	53,1	6,4
26.06.2006	Bekk		0,45 µm	06-494	19,4	52,8	8,1
28.06.2006	Bekk		0,45 µm	06-511	71,0	153,0	10,7
05.07.2006	Bekk		0,45 µm	06-693	10,6	36,0	5,2
07.07.2006	Bekk		0,45 µm	06-713	8,5	21,7	4,1
11.07.2006	Bekk		0,45 µm	06-788	21,2	45,0	9,5
20.06.2006	Bekk		0,45 µm an	06-375	8,3	30,0	7,1
20.06.2006	Bekk		0,45 µm kat	06-374	8,4	33,9	3,0
20.06.2006	Bekk		10 KDa	06-373	0,3	14,9	7,7
20.06.2006	Bekk		10 KDa an	06-377	1,2	15,3	2,8
20.06.2006	Bekk		10 KDa kat	06-376	0,1	13,8	2,2
09.06.2006	Bekk		Total	06-318	17,5	41,8	4,4
12.06.2006	Bekk		Total	06-333	20,0	42,5	3,5
12.06.2006	Bekk		Total	06-334	19,4	42,6	3,5
13.06.2006	Bekk		Total	06-354	18,4	51,3	3,1
20.06.2006	Bekk		Total	06-371	18,5	45,9	2,4
21.06.2006	Bekk		Total	06-414	25,7	72,3	3,3
21.06.2006	Bekk		Total	06-416	27,3	66,5	2,2
23.06.2006	Bekk		Total	06-447	33,4	60,3	5,3
26.06.2006	Bekk		Total	06-493	28,0	55,8	8,5
28.06.2006	Bekk		Total	06-506	72,7	166,8	11,0
29.06.2006	Bekk		Total	06-534	43,9	81,5	12,5
05.07.2006	Bekk		Total	06-692	20,2	41,0	5,7
07.07.2006	Bekk		Total	06-712	19,1	33,3	4,0
11.07.2006	Bekk		Total	06-787	32,2	54,3	10,2
13.07.2006	Bekk		Total	06-833	35,2	63,2	17,2
20.06.2006	Forfilter		0,45 µm	06-379	4,4	29,7	2,6
21.06.2006	Forfilter		0,45 µm	06-418	11,2	54,4	2,4
23.06.2006	Forfilter		0,45 µm	06-450	17,4	49,8	6,0
26.06.2006	Forfilter		0,45 µm	06-496	10,9	47,0	7,7
28.06.2006	Forfilter		0,45 µm	06-512	14,6	82,6	11,1
05.07.2006	Forfilter		0,45 µm	06-695	7,7	34,7	5,0
07.07.2006	Forfilter		0,45 µm	06-715	6,8	28,2	3,9
11.07.2006	Forfilter		0,45 µm	06-790	14,6	44,0	10,4
20.06.2006	Forfilter		0,45 µm an	06-382	7,4	25,1	0,2
20.06.2006	Forfilter		0,45 µm kat	06-381	8,4	28,1	2,5
20.06.2006	Forfilter		10 KDa	06-380	0,2	21,9	2,4
20.06.2006	Forfilter		10 KDa an	06-384	0,6	9,4	0,0
20.06.2006	Forfilter		10 KDa kat	06-383	0,1	13,3	2,1
09.06.2006	Forfilter		Total	06-319	12,9	37,0	4,8
12.06.2006	Forfilter		Total	06-335	39,4	73,7	3,6
12.06.2006	Forfilter		Total	06-336	16,4	43,8	3,3
13.06.2006	Forfilter		Total	06-355	13,7	51,8	4,9
20.06.2006	Forfilter		Total	06-378	14,3	43,0	2,7
21.06.2006	Forfilter		Total	06-417	21,4	61,0	2,4
23.06.2006	Forfilter		Total	06-449	26,3	55,5	6,5



Prøvedato	Beskrivelse	Medium	Behandling	Prøve ID	Pb, µg/l	Cu, µg/l	Sb, µg/l
26.06.2006	Forfilter		Total	06-495	17,7	80,9	8,0
28.06.2006	Forfilter		Total	06-507	17,7	82,8	10,8
29.06.2006	Forfilter		Total	06-544	12,9	68,0	12,0
05.07.2006	Forfilter		Total	06-694	15,5	41,3	7,4
07.07.2006	Forfilter		Total	06-714	16,6	32,2	4,5
11.07.2006	Forfilter		Total	06-789	27,4	51,8	10,3
13.07.2006	Forfilter		Total	06-834	30,7	58,2	16,1
12.06.2006	Bekk		0,45 µm	06-352	7,8	40,7	2,9
07.06.2006	ISCO 1		Total	06-329	14,3	43,1	4,5
08.06.2006	ISCO 2		Total	06-330	14,1	41,5	4,7
08.06.2006	ISCO 3		Total	06-331	15,5	41,2	5,0
09.06.2006	ISCO 4		Total	06-332	15,8	39,1	4,5
09.06.2006	ISCO 5		Total	06-346	16,3	44,4	4,7
10.06.2006	ISCO 6		Total	06-347	15,7	39,8	4,3
10.06.2006	ISCO 7		Total	06-348	16,5	43,4	4,4
11.06.2006	ISCO 8		Total	06-349	17,1	42,7	5,3
11.06.2006	ISCO 9		Total	06-350	18,3	42,8	4,0
12.06.2006	ISCO 10		Total	06-351	16,2	46,6	3,6
12.06.2006	ISCO 11		Total	06-365	15,4	49,1	3,0
13.06.2006	ISCO 12		Total	06-366	17,7	50,8	3,1
13.06.2006	ISCO 13		Total	06-367	17,3	49,9	2,7
14.06.2006	ISCO 14		Total	06-368	16,4	52,2	3,0
14.06.2006	ISCO 15		Total	06-369	16,5	46,5	2,6
15.06.2006	ISCO 16		Total	06-406	14,4	47,3	2,5
15.06.2006	ISCO 17		Total	06-407	14,1	44,9	2,4
16.06.2006	ISCO 18		Total	06-408	15,5	44,9	2,4
16.06.2006	ISCO 19		Total	06-409	12,6	38,9	2,4
17.06.2006	ISCO 20		Total	06-410	13,3	44,1	2,3
17.06.2006	ISCO 21		Total	06-411	12,6	42,6	2,4
18.06.2006	ISCO 22		Total	06-412	13,1	39,4	2,3
18.06.2006	ISCO 23		Total	06-413	12,2	39,8	2,2
19.06.2006	ISCO 24		Total	06-433	14,0	37,8	1,8
20.06.2006	ISCO 25		Total	06-477	32,3	50,8	3,7
21.06.2006	ISCO 26		Total	06-478	31,9	58,0	3,6
21.06.2006	ISCO 27		Total	06-479	30,2	51,6	3,3
22.06.2006	ISCO 28		Total	06-480	55,2	65,1	7,2
22.06.2006	ISCO 29		Total	06-519	38,4	61,8	6,4
23.06.2006	ISCO 30		Total	06-520	26,7	50,5	5,1
23.06.2006	ISCO 31		Total	06-521	28,6	57,8	6,1
24.06.2006	ISCO 32		Total	06-522	24,3	51,0	6,6
24.06.2006	ISCO 33		Total	06-523	23,9	47,2	6,5
25.06.2006	ISCO 34		Total	06-524	20,5	42,9	6,0
25.06.2006	ISCO 35		Total	06-525	19,7	41,6	4,9
26.06.2006	ISCO 36		Total	06-526	19,8	43,1	6,3
26.06.2006	ISCO 37		Total	06-527	25,0	56,4	8,4
26.06.2006	ISCO 38		Total	06-528	25,8	55,4	8,3
27.06.2006	ISCO 39		Total	06-529	20,6	48,4	8,0
27.06.2006	ISCO 40		Total	06-530	20,7	44,7	6,4





Prøvedato	Beskrivelse	Medium	Behandling	Prøve ID	Pb, µg/l	Cu, µg/l	Sb, µg/l
28.06.2006	ISCO 41		Total	06-531	40,7	77,9	13,9
28.06.2006	ISCO 42		Total	06-532	64,6	175,0	12,1
29.06.2006	ISCO 43		Total	06-533	57,5	86,8	12,6
29.06.2006	ISCO 44		Total	06-595	39,2	77,6	12,3
29.06.2006	ISCO 45		Total	06-596	30,0	127,3	13,0
30.06.2006	ISCO 46		Total	06-597	24,5	65,6	13,3
30.06.2006	ISCO 47		Total	06-598	24,0	58,4	12,6
01.07.2006	ISCO 48		Total	06-599	20,2	50,8	11,3
01.07.2006	ISCO 49		Total	06-600	19,1	54,6	10,8
02.07.2006	ISCO 50		Total	06-667	19,2	52,4	10,3
02.07.2006	ISCO 51		Total	06-668	17,8	47,2	8,4
03.07.2006	ISCO 52		Total	06-669	19,3	46,4	7,8
03.07.2006	ISCO 53		Total	06-670	19,8	44,2	8,4
04.07.2006	ISCO 54		Total	06-671	19,2	42,7	6,9
04.07.2006	ISCO 55		Total	06-672	20,4	43,5	6,6
05.07.2006	ISCO 56		Total	06-673	19,5	42,7	6,1
05.07.2006	ISCO 57		Total	06-722	18,1	36,4	6,2
06.07.2006	ISCO 58		Total	06-723	17,2	37,8	5,3
06.07.2006	ISCO 59		Total	06-724	18,1	34,9	5,0
07.07.2006	ISCO 60		Total	06-725	17,9	36,6	4,2
07.07.2006	ISCO 61		Total	06-726	18,7	33,4	3,7
08.07.2006	ISCO 62		Total	06-727	17,0	32,7	3,8
08.07.2006	ISCO 63		Total	06-728	17,7	33,7	3,4
09.07.2006	ISCO 64		Total	06-729	19,7	35,8	3,7
09.07.2006	ISCO 65		Total	06-730	21,0	34,6	3,0
10.07.2006	ISCO 66		Total	06-731	21,3	33,7	2,9
10.07.2006	ISCO 67		Total	06-827	35,0	69,6	11,4
11.07.2006	ISCO 68		Total	06-828	30,8	57,5	12,4
11.07.2006	ISCO 69		Total	06-829	30,9	50,1	11,0
12.07.2006	ISCO 70		Total	06-830	29,8	53,1	10,0
12.07.2006	ISCO 71		Total	06-831	32,8	55,8	13,4
13.07.2006	ISCO 72		Total	06-832	28,4	50,5	12,2
12.06.2006	Kolonne 1	D) Olivin	0,45 µm	06-353	5,4	15,3	3,2
20.06.2006	Kolonne 1	D) Olivin	0,45 µm	06-386	4,6	20,4	2,2
22.06.2006	Kolonne 1	D) Olivin	0,45 µm	06-452	12,7	39,3	5,3
26.06.2006	Kolonne 1	D) Olivin	0,45 µm	06-482	9,2	38,9	7,1
28.06.2006	Kolonne 1	D) Olivin	0,45 µm	06-508	4,7	48,1	10,7
05.07.2006	Kolonne 1	D) Olivin	0,45 µm	06-675	5,0	24,9	5,3
07.07.2006	Kolonne 1	D) Olivin	0,45 µm	06-701	6,9	18,8	3,8
11.07.2006	Kolonne 1	D) Olivin	0,45 µm	06-792	13,6	42,7	9,9
20.06.2006	Kolonne 1	D) Olivin	0,45 µm an	06-389	7,6	15,2	0,0
20.06.2006	Kolonne 1	D) Olivin	0,45 µm kat	06-388	7,4	20,7	2,1
21.06.2006	Kolonne 1	D) Olivin	0,45 µm sprøyte	06-421	8,0	33,2	2,0
20.06.2006	Kolonne 1	D) Olivin	10 KDa	06-387	0,1	11,8	1,7
20.06.2006	Kolonne 1	D) Olivin	10 KDa an	06-391	0,3	5,3	0,0
20.06.2006	Kolonne 1	D) Olivin	10 KDa kat	06-390	0,1	10,6	1,9
09.06.2006	Kolonne 1	D) Olivin	Total	06-320	5,9	10,8	3,4
12.06.2006	Kolonne 1	D) Olivin	Total	06-337	10,3	15,7	2,9



Prøvedato	Beskrivelse	Medium	Behandling	Prøve ID	Pb, µg/l	Cu, µg/l	Sb, µg/l
13.06.2006	Kolonne 1	D) Olivin	Total	06-356	9,9	33,0	3,3
20.06.2006	Kolonne 1	D) Olivin	Total	06-385	10,9	30,9	2,6
21.06.2006	Kolonne 1	D) Olivin	Total	06-419	13,8	40,8	2,7
23.06.2006	Kolonne 1	D) Olivin	Total	06-451	16,5	41,8	6,3
26.06.2006	Kolonne 1	D) Olivin	Total	06-481	11,4	56,3	8,3
28.06.2006	Kolonne 1	D) Olivin	Total	06-497	5,1	45,8	10,6
29.06.2006	Kolonne 1	D) Olivin	Total	06-535	7,2	48,3	11,3
03.07.2006	Kolonne 1	D) Olivin	Total	06-603	8,3	29,1	7,6
05.07.2006	Kolonne 1	D) Olivin	Total	06-674	9,3	27,4	5,5
07.07.2006	Kolonne 1	D) Olivin	Total	06-700	12,4	25,5	4,0
11.07.2006	Kolonne 1	D) Olivin	Total	06-791	20,8	48,6	10,5
13.07.2006	Kolonne 1	D) Olivin	Total	06-835	13,9	40,6	14,6
09.06.2006	Kolonne 2	D) Olivin	Total	06-321	6,7	11,2	4,1
12.06.2006	Kolonne 2	D) Olivin	Total	06-338	9,8	16,2	3,4
13.06.2006	Kolonne 2	D) Olivin	Total	06-357	10,3	34,7	3,4
21.06.2006	Kolonne 2	D) Olivin	Total	06-423	14,7	41,4	2,3
22.06.2006	Kolonne 2	D) Olivin	Total	06-453	17,4	44,9	5,8
26.06.2006	Kolonne 2	D) Olivin	Total	06-483	10,9	37,8	6,6
28.06.2006	Kolonne 2	D) Olivin	Total	06-498	4,6	86,5	9,9
29.06.2006	Kolonne 2	D) Olivin	Total	06-536	4,4	35,7	11,2
03.07.2006	Kolonne 2	D) Olivin	Total	06-604	6,9	20,6	8,9
05.07.2006	Kolonne 2	D) Olivin	Total	06-676	7,8	28,4	5,2
07.07.2006	Kolonne 2	D) Olivin	Total	06-702	9,0	18,7	3,6
11.07.2006	Kolonne 2	D) Olivin	Total	06-793	11,0	34,7	9,2
11.07.2006	Kolonne 2	D) Olivin	0,45 µm	06-794	8,5	31,1	8,9
13.07.2006	Kolonne 2	D) Olivin	Total	06-836	10,6	32,4	13,6
09.06.2006	Kolonne 3	D) Olivin	Total	06-322	6,8	10,7	3,6
12.06.2006	Kolonne 3	D) Olivin	Total	06-339	10,4	18,1	3,3
13.06.2006	Kolonne 3	D) Olivin	Total	06-358	10,1	36,0	3,0
21.06.2006	Kolonne 3	D) Olivin	Total	06-424	15,6	45,4	2,9
23.06.2006	Kolonne 3	D) Olivin	Total	06-454	22,1	53,0	5,4
26.06.2006	Kolonne 3	D) Olivin	Total	06-484	15,0	48,8	7,5
28.06.2006	Kolonne 3	D) Olivin	Total	06-499	8,2	62,9	10,4
29.06.2006	Kolonne 3	D) Olivin	Total	06-537	7,7	52,5	12,0
03.07.2006	Kolonne 3	D) Olivin	Total	06-605	8,6	36,1	8,2
05.07.2006	Kolonne 3	D) Olivin	Total	06-678	12,3	33,8	5,7
07.07.2006	Kolonne 3	D) Olivin	Total	06-703	13,7	27,3	4,0
11.07.2006	Kolonne 3	D) Olivin	Total	06-795	22,6	53,8	10,5
11.07.2006	Kolonne 3	D) Olivin	0,45 µm	06-796	13,5	46,6	10,2
13.07.2006	Kolonne 3	D) Olivin	Total	06-837	19,9	48,9	16,1
20.06.2006	Kolonne 4	E) loco	0,45 µm	06-393	2,3	12,4	0,4
20.06.2006	Kolonne 4	E) loco	0,45 µm an	06-396	3,7	8,3	0,0
20.06.2006	Kolonne 4	E) loco	0,45 µm kat	06-395	4,3	10,8	1,6
20.06.2006	Kolonne 4	E) loco	10 KDa	06-394	0,0	6,6	1,3
20.06.2006	Kolonne 4	E) loco	10 KDa an	06-398	0,4	4,4	0,0
20.06.2006	Kolonne 4	E) loco	10 KDa kat	06-397	0,0	7,4	0,0
21.06.2006	Kolonne 4	E) loco	0,45 µm sprøyte	06-426	4,7	10,9	0,2
23.06.2006	Kolonne 4	E) loco	0,45 µm	06-456	9,3	21,0	1,7



Prøvedato	Beskrivelse	Medium	Behandling	Prøve ID	Pb, µg/l	Cu, µg/l	Sb, µg/l
26.06.2006	Kolonne 4	E) loco	0,45 µm	06-486	6,5	21,2	2,7
28.06.2006	Kolonne 4	E) loco	0,45 µm	06-509	1,5	18,1	3,1
05.07.2006	Kolonne 4	E) loco	0,45 µm	06-681	4,1	26,9	5,1
07.07.2006	Kolonne 4	E) loco	0,45 µm	06-705	3,8	16,8	4,5
11.07.2006	Kolonne 4	E) loco	0,45 µm	06-798	7,4	31,3	5,9
09.06.2006	Kolonne 4	E) loco	Total	06-323	0,0	0,3	0,0
12.06.2006	Kolonne 4	E) loco	Total	06-340	11,1	21,5	1,4
13.06.2006	Kolonne 4	E) loco	Total	06-359	11,8	37,5	2,6
20.06.2006	Kolonne 4	E) loco	Total	06-392	7,0	16,3	0,3
21.06.2006	Kolonne 4	E) loco	Total	06-425	10,6	16,7	0,0
23.06.2006	Kolonne 4	E) loco	Total	06-455	14,5	21,8	1,6
26.06.2006	Kolonne 4	E) loco	Total	06-485	10,3	32,5	2,9
28.06.2006	Kolonne 4	E) loco	Total	06-500	1,8	19,3	3,3
29.06.2006	Kolonne 4	E) loco	Total	06-538	2,5	32,4	5,4
03.07.2006	Kolonne 4	E) loco	Total	06-606	5,5	18,7	5,1
05.07.2006	Kolonne 4	E) loco	Total	06-680	8,9	31,1	5,1
07.07.2006	Kolonne 4	E) loco	Total	06-704	7,0	18,3	4,7
11.07.2006	Kolonne 4	E) loco	Total	06-797	11,6	36,7	6,2
13.07.2006	Kolonne 4	E) loco	Total	06-838	8,2	26,6	7,6
09.06.2006	Kolonne 5	E) loco	Total	06-324	0,1	0,4	0,0
12.06.2006	Kolonne 5	E) loco	Total	06-341	6,2	7,9	0,3
13.06.2006	Kolonne 5	E) loco	Total	06-360	7,9	13,2	1,1
21.06.2006	Kolonne 5	E) loco	Total	06-427	6,9	11,2	0,2
22.06.2006	Kolonne 5	E) loco	Total	06-457	14,1	29,3	2,3
26.06.2006	Kolonne 5	E) loco	Total	06-487	8,1	21,4	2,5
28.06.2006	Kolonne 5	E) loco	Total	06-501	2,5	20,0	2,6
29.06.2006	Kolonne 5	E) loco	Total	06-539	7,8	16,0	3,0
03.07.2006	Kolonne 5	E) loco	Total	06-607	2,7	10,6	3,4
05.07.2006	Kolonne 5	E) loco	Total	06-682	7,1	21,9	4,0
07.07.2006	Kolonne 5	E) loco	Total	06-706	5,4	13,9	3,7
11.07.2006	Kolonne 5	E) loco	Total	06-799	10,2	20,1	5,0
11.07.2006	Kolonne 5	E) loco	0,45 µm	06-800	6,2	18,6	4,3
13.07.2006	Kolonne 5	E) loco	Total	06-839	8,9	25,7	9,3
09.06.2006	Kolonne 6	E) loco	Total	06-325	0,1	1,0	0,0
12.06.2006	Kolonne 6	E) loco	Total	06-342	11,8	18,8	1,1
13.06.2006	Kolonne 6	E) loco	Total	06-361	12,5	37,6	4,3
21.06.2006	Kolonne 6	E) loco	Total	06-428	9,6	19,2	0,3
23.06.2006	Kolonne 6	E) loco	Total	06-458	28,8	52,6	4,7
26.06.2006	Kolonne 6	E) loco	Total	06-488	11,9	41,3	5,4
28.06.2006	Kolonne 6	E) loco	Total	06-502	2,4	12,6	1,4
29.06.2006	Kolonne 6	E) loco	Total	06-540	1,5	11,0	1,8
03.07.2006	Kolonne 6	E) loco	Total	06-608	25,3	43,3	3,2
05.07.2006	Kolonne 6	E) loco	Total	06-684	8,3	28,7	4,1
07.07.2006	Kolonne 6	E) loco	Total	06-707	10,8	24,8	3,8
11.07.2006	Kolonne 6	E) loco	Total	06-801	15,1	48,8	9,3
11.07.2006	Kolonne 6	E) loco	0,45 µm	06-802	9,5	41,4	9,1
13.07.2006	Kolonne 6	E) loco	Total	06-840	7,0	14,3	4,4
20.06.2006	Kolonne 7	E) loco	0,45 µm	06-400	0,0	18,1	1,9



Prøvedato	Beskrivelse	Medium	Behandling	Prøve ID	Pb, µg/l	Cu, µg/l	Sb, µg/l
20.06.2006	Kolonne 7	E) loco	0,45 µm an	06-403	0,6	5,7	0,0
20.06.2006	Kolonne 7	E) loco	0,45 µm kat	06-402	0,0	29,7	2,8
20.06.2006	Kolonne 7	E) loco	10 KDa	06-401	0,0	13,4	2,5
20.06.2006	Kolonne 7	E) loco	10 KDa an	06-405	0,0	2,5	0,0
20.06.2006	Kolonne 7	E) loco	10 KDa kat	06-404	0,0	14,5	1,7
21.06.2006	Kolonne 7	E) loco	0,45 µm sprøyte	06-430	0,2	20,8	1,4
23.06.2006	Kolonne 7	E) loco	0,45 µm	06-460	4,2	30,6	5,1
26.06.2006	Kolonne 7	E) loco	0,45 µm	06-490	6,1	38,1	7,3
28.06.2006	Kolonne 7	E) loco	0,45 µm	06-510	3,8	47,8	9,6
05.07.2006	Kolonne 7	E) loco	0,45 µm	06-687	2,5	25,8	5,2
07.07.2006	Kolonne 7	E) loco	0,45 µm	06-709	2,1	18,3	4,5
11.07.2006	Kolonne 7	E) loco	0,45 µm	06-804	4,6	35,8	9,3
09.06.2006	Kolonne 7	E) loco	Total	06-326	2,7	8,8	1,3
12.06.2006	Kolonne 7	E) loco	Total	06-343	14,5	39,9	3,3
13.06.2006	Kolonne 7	E) loco	Total	06-362	13,5	44,7	2,9
20.06.2006	Kolonne 7	E) loco	Total	06-399	10,2	41,0	1,9
21.06.2006	Kolonne 7	E) loco	Total	06-429	12,1	39,1	1,5
23.06.2006	Kolonne 7	E) loco	Total	06-459	20,1	45,1	4,5
26.06.2006	Kolonne 7	E) loco	Total	06-489	16,7	49,5	7,4
28.06.2006	Kolonne 7	E) loco	Total	06-503	4,6	43,6	9,3
29.06.2006	Kolonne 7	E) loco	Total	06-541	3,1	32,2	9,6
03.07.2006	Kolonne 7	E) loco	Total	06-609	6,1	21,1	6,3
05.07.2006	Kolonne 7	E) loco	Total	06-686	10,2	34,7	5,8
07.07.2006	Kolonne 7	E) loco	Total	06-708	10,7	25,6	4,7
11.07.2006	Kolonne 7	E) loco	Total	06-803	13,8	41,1	9,2
13.07.2006	Kolonne 7	E) loco	Total	06-841	15,4	44,7	15,5
09.06.2006	Kolonne 8	F) Leca	Total	06-327	2,6	11,0	2,3
12.06.2006	Kolonne 8	F) Leca	Total	06-344	10,4	19,9	3,6
13.06.2006	Kolonne 8	F) Leca	Total	06-363	13,1	46,7	2,9
21.06.2006	Kolonne 8	F) Leca	Total	06-431	13,5	47,3	2,0
22.06.2006	Kolonne 8	F) Leca	Total	06-461	20,6	46,8	6,1
26.06.2006	Kolonne 8	F) Leca	Total	06-491	12,8	45,3	7,1
28.06.2006	Kolonne 8	F) Leca	Total	06-504	6,2	48,3	10,2
29.06.2006	Kolonne 8	F) Leca	Total	06-542	5,5	36,2	10,7
03.07.2006	Kolonne 8	F) Leca	Total	06-610	27,4	59,0	96,5
05.07.2006	Kolonne 8	F) Leca	Total	06-688	8,2	33,3	4,9
07.07.2006	Kolonne 8	F) Leca	Total	06-710	11,1	27,2	4,3
11.07.2006	Kolonne 8	F) Leca	Total	06-805	18,2	50,1	9,7
11.07.2006	Kolonne 8	F) Leca	0,45 µm	06-806	5,6	37,6	9,2
13.07.2006	Kolonne 8	F) Leca	Total	06-842	19,3	51,2	15,3
09.06.2006	Kolonne 9	F) Leca	Total	06-328	2,3	11,6	1,2
12.06.2006	Kolonne 9	F) Leca	Total	06-345	12,9	38,1	3,1
13.06.2006	Kolonne 9	F) Leca	Total	06-364	12,5	42,2	3,0
21.06.2006	Kolonne 9	F) Leca	Total	06-432	14,6	47,7	1,7
23.06.2006	Kolonne 9	F) Leca	Total	06-462	16,0	35,8	4,5
26.06.2006	Kolonne 9	F) Leca	Total	06-492	12,3	42,5	7,2
28.06.2006	Kolonne 9	F) Leca	Total	06-505	8,4	45,9	9,7
29.06.2006	Kolonne 9	F) Leca	Total	06-543	2,5	30,6	9,8

**FORSVARETS FORSKNINGSINSTITUTT**  
**Avdelig Beskyttelse**

Dato: 23 mars 2007

Analyserapport

Side 12 av 12

Analyserapportmal versjon 2.6 15.05.98 LHB

Prøvedato	Beskrivelse	Medium	Behandling	Prøve ID	Pb, µg/l	Cu, µg/l	Sb, µg/l
03.07.2006	Kolonne 9	F) Leca	Total	06-611	8,4	30,7	9,1
05.07.2006	Kolonne 9	F) Leca	Total	06-690	7,2	29,9	5,2
07.07.2006	Kolonne 9	F) Leca	Total	06-711	10,2	21,9	4,7
11.07.2006	Kolonne 9	F) Leca	Total	06-807	17,1	51,7	9,9
11.07.2006	Kolonne 9	F) Leca	0,45 µm	06-808	6,4	38,0	9,5
13.07.2006	Kolonne 9	F) Leca	Total	06-843	15,6	45,9	15,9

## Referanser

- (1) Cristiansen M, Reistad T, Isdal T, Longva K S (2007): Forsvarets miljøregnskap for 2006, FFI/Rapport-200//01349, ugradert.
- (2) Forsvarsdepartementet (2002): Handlingsplan, Forsvarets miljøvernarbeid, ISBN 82-7924-040-3, 30 s.
- (3) Rognerud S, Bækken T (2002): Overvåking av metallforurensning fra militære skytefelt og demoleringsplasser. Resultater fra 11 års overvåking. NIVA-rapport 4512-2002, 59.
- (4) Strømseng A E, Ljønes M (2003): Periodisk avrenning av tungmetaller - En feltundersøkelse gjort ved Steinsjøen skytefelt, FFI/Rapport-2003/00715, ugradert.
- (5) Heier L S, Strømseng A E, Ljønes M (2004): Analyse og vurdering av ulike tilstandsformer til tungmetaller i avrenningsbekker fra skytebaner, FFI/RAPPORT-2004/02971, Ugradert.
- (6) Rognerud S (2006): Overvåking av metallforurensning fra militære skytefelt og demoleringsplasser, Resultater fra 15 års overvåking, NIVA-rapport, ISBN 82-577-4636-3, 44.
- (7) Strømseng A E, Ljønes M, Christiansen M (2005): Fullskala filtertester med termisk behandlet torv for rensing av tungmetallforurenset vann i steinsjøen skytefelt, FFI/Notat-2005/02140, Ugradert
- (8) Ringquist L, Øborn I (2002): Copper and zinc adsorption onto poorly humified *Sphagnum* and *Carex* peat, *Water Research* **36**, 2233-2242.
- (9) Gavrilescu M (2004): Removal of heavy metals from the environment by biosorption, *Engineering in Life Sciences*, **4**, 3, 219-232.
- (10) Chuang C L, Fan M, Xu M, Brown R C, Sung S, Saha B, C P Hyang (2005): Adsorption of arsenic (V) by activated carbon prepared from oat hulls, *Chemosphere* **61**, 4, 478-483.
- (11) Huang C P, Ostovic F B (1978): Removal of Cadmium(II) by activated carbon adsorption, *Journal of the environmental engineering*, **104**, 5, 863-878.
- (12) Huang C P, Blankenship D W (1984): The removal of mercury(II) from dilute aqueous solution by activated carbon, *Water Research*, **18**, 1, 37-46.
- (13) Huang C P, Wu M H (1977): The removal of chromium (VI) from dilute aqueous solution by activated carbon, *Water Research*, **11**, 8, 673-679.
- (14) Corapciglu M O, Huang C P (1987): The adsorption of heavy metals onto hydrous activated carbon, *Water Research*, **21**, 9, 1031-1044.
- (15) Garmo T T (1995): Norsk Steinbok, norske mineraler og bergarter, Univeristetsforlaget, Drammen, 300.

- (16) Kleiv R A, Thornill M (2004): Adsorptive retention of copper from acidic mine water at the disused sulphide mine at Løkken, central Norway-initial experiments using olivine, *Minerals engineering* **17**, 195-203.
- (17) El Aamrani F Z, Duro L, de Pablo J, Bruno J (2002): Experimental study and modeling of the sorption of uranium (VI) onto olivine-rock, *Applied Geochemistry* **17** (4), 399-408.
- (18) Bayley R P, Bennet T, Benjamin M M (1992): Sorption onto and recovery of Cr(VI) using Iron-oxide-coated sand, *Water Science and Technology* **26**, (5-6), 1239-1244.
- (19) Mcmeen C R, Benjamin M M (1997): NOM removal by slow sand filtration through iron oxide-coated olivine, *Journal American Water Works Association* **89**, (2), 57-71.
- (20) Benjamin M M, Sletten R S, Bailey R P, Bennet T (1996): Sorption and filtration of metals using iron-oxide-coated sand, *Water Research* **30**, (11), 2609-2620.
- (21) Brady N C, Weil R R (1996): The nature and properties of soils, Prentice Hall, New Jersey, 740.
- (22) Strømseng A E, Ljønes M (2002): Miljømessige vurderinger av blyfri ammunisjon - Utvaskingsforsøk med forurenset jord, FFI/RAPPORT-2002/00818, Ugradert
- (23) Rutherford G K (1987): Results of analyses of two clay samples used by a/s Norsk leca in production of insulation materials, *Applied clay science* **2**, 193-198.
- (24) Bakka L (2007): Bruk av størrelse- og ladningsfraksjonering in situ for å vurdere filtermedier som sorbenter for metaller i vann - en undersøkelse gjort ved et militært skytefelt, Masteroppgave ved Universitetet for miljø- og biovitenskap, 84.