

FFI RAPPORT

**Vertikal transport av tungmetaller i sandjord.
Mobilitet, transport og fordeling av bly, kobber,
antimon og sink i jordsmonn tilknyttet en 30 m
utendørs skytebane på Sessvollmoen**

STRØMSENG Arnljot E, LJØNES Marita

FFI/RAPPORT-2000/06191

FFIBM/720-01

Godkjent
Kjeller 22 desember 2000



Bjørn A Johnsen
Forskningssjef

**Vertikal transport av tungmetaller i sandjord.
Mobilitet, transport og fordeling av bly, kobber,
antimon og sink i jordsmonn tilknyttet en 30 m
utendørs skytebane på Sessvollmoen**

STRØMSENG Arnljot E, LJØNES Marita

FFI/RAPPORT-2000/06191

FORSVARETS FORSKNINGSINSTITUTT
Norwegian Defence Research Establishment
Postboks 25, 2007 Kjeller, Norge


FORSVARETS FORSKNINGSPINSTITUTT (FFI)
Norwegian Defence Research Establishment

UNCLASSIFIED

P O BOX 25
2007 KJELLER, NORWAY

SECURITY CLASSIFICATION OF THIS PAGE
(when data entered)

REPORT DOCUMENTATION PAGE

1) PUBL/REPORT NUMBER FFI/RAPPORT-2000/06191	2) SECURITY CLASSIFICATION UNCLASSIFIED	3) NUMBER OF PAGES 67
1a) PROJECT REFERENCE FFIBM/720/138.2	2a) DECLASSIFICATION/DOWNGRADING SCHEDULE -	
4) TITLE VERTIKAL TRANSPORT AV TUNGMETALLER I SANDJORD. MOBILITET, TRANSPORT OG FORDELING AV BLY, KOBBER, ANTIMON OG SINK I JORDSMONN TILKNYTTET EN 30 M UTENDØRS SKYTEBANE PÅ SESSVOLLMOEN (VERTICAL TRANSPORT OF HEAVY METALS IN A SANDY SOIL. MOBILITY, TRANSPORT AND SPATIAL DISTRIBUTION OF LEAD, COPPER, ANTIMONY AND SINK IN SOILS AT AN OUTDOOR ARMY SHOOTING RANGE AT SESSVOLLMOEN IN NORWAY).		
5) NAMES OF AUTHOR(S) IN FULL NAME (surname first) STRØMSENG Arnljot E, LJØNES Marita		
6) DISTRIBUTION STATEMENT Approved for public release. Distribution unlimited. (Offentlig tilgjengelig)		
7) INDEXING TERMS IN ENGLISH: _____ IN NORWEGIAN: _____ a) _____ a) _____ b) _____ b) _____ c) _____ c) _____ d) _____ d) _____ e) _____ e) _____		
THESAURUS REFERENCE:		
8) ABSTRACT The purpose of this study was to investigate spatial distribution, transport and mobility of heavy metals in sandy soils related to an outdoor army shooting range. Three soil pore water samplers and a groundwater well was installed in the ground to get samples during the season from April to November in 1999. The field experiment site was situated at Sessvollmoen in Norway. Soil water and ground water was analyzed for Sb, Pb, Cu, Zn, pH, conductivity and DOC. Soil samples were analyzed for Sb, Pb, Cu, Zn, organic matter, CEC, pH and texture. Surface concentration of heavy metals at the location was up to 1000 times greater than the background concentration found on adjacent soils with similar properties. There are large differences in total amount of heavy metals between each soil sample. In the butt it's found high concentrations of heavy metals down to 30 cm. Below that depth the concentrations is decreasing towards the background concentrations. The variation of soil water concentrations of heavy metals is influenced by precipitation. The most mobile metal due to concentrations in soil pore water was Sb and correlated with precipitation and DOC. The concentrations of Sb and Pb in soil pore water were high in wet periods while Cu and Zn were high in dry periods. The concentration of Sb in the groundwater was higher than the limit (5 µg/l) posted by European Union Council Directive on the quality of water intended for human consumption. The main conclusion from the field experiment was that the amount of transported heavy metals vertically is small, but the concentrations in periods are very high. Precipitation after dry periods seems to mobilize Sb and Pb.		
9) DATE 22 Desember 2000	AUTHORIZED BY This page only  Bjørn A Johnsen	POSITION Director of Research

ISBN-82-464-0480-6

UNCLASSIFIED

SECURITY CLASSIFICATION OF THIS PAGE
(when data entered)

INNHOOLD

	Side	
1	INNLEDNING	7
2	OMRÅDEBESKRIVELSE	8
2.1	Geografisk plassering	8
2.2	Klimatiske forhold	9
2.3	Jordsmonnbeskrivelse	9
2.4	Naturgeografi og vegetasjon	10
3	MATERIALER OG METODER	11
3.1	Prøveinnsamling	11
3.1.1	Jordprøver	11
3.1.2	Vannprøver	11
3.1.3	Biologiske prøver	12
3.2	Feltutrustning	13
3.2.1	Jordfuktighetsmålinger	13
3.2.2	Grunnvannsbrønn	14
3.2.3	Jordvæskesugere	16
3.3	Analysemetoder	19
3.3.1	Bestemmelse av tungmetaller i vann og jord	20
3.3.2	Bestemmelse av løst organisk karbon (DOC) i jordvæsken, glødetap og tørrstoffinnhold	20
3.3.3	Bestemmelse av pH i vann og jord	20
3.3.4	Bestemmelse av ledningsevne i vann	20
3.4	Statistikk	20
4	RESULTATER OG DISKUSJON	21
4.1	Fordeling av tungmetaller på skytebanen	21
4.1.1	Overflatefordeling av tungmetaller	21
4.1.2	Dybdefordeling av tungmetaller i skytevollen	24
4.2	Innholdet av tungmetaller i jordvæske og grunnvann	26
4.2.1	Antimon	27
4.2.2	Bly	32
4.2.3	Kobber	36
4.2.4	Sink	37
4.3	Isotopsammensetning av bly i kuler, jord, jordvæske og grunnvann	41
5	KONKLUSJON	43
5.1	Utstyr	43
5.2	Tungmetallfordeling	43
5.3	Tungmetalltransport	44
5.3.1	Antimon	44
5.3.2	Bly	44
5.3.3	Kobber og sink	45

5.4	Isotopsammensetning	45
-----	---------------------	----

APPENDIKS

A	KART OVER SKYTEBANER OG LOKALITETEN FOR FELTARBEIDET PÅ SESSVOLLMOEN	48
B	KVARTÆRGEOLOGISK KART OVER SESSVOLLMOEN	49
C	GRUNNVANNSKART FOR OMRÅDE SESSVOLLMOEN	50
D	OVERSIKT OVER JORDPRØVER OG ANALYSERESULTATER	51
E	OVERSIKT OVER ANALYSERESULTATER AV JORDSØYLEN TATT UT VED BORING AV GRUNNVANNSBRØNNEN	53
F	OVERSIKT OVER JORDVÆSKEPRØVER OG ANALYSERESULTATER	54
G	OVERSIKT OVER JORDFUKTIGHETSMÅLINGER	57
H	OVERSIKT OVER GRUNNVANNSPRØVER OG ANALYSERESULTATER	58
I	OVERSIKT OVER PH, LEDNINGSEVNE OG TEMPERATUR I JORDVÆSKE OG GRUNNVANN	62
J	OVERSIKT OVER KJEMISKE- OG FYSISKE JORDDATA I BORKJERNE FRA GRUNNVANNSBRØNNEN	63
K	OVERSIKT OVER PRØVER SOM BLE SENDT TIL ANALYSE AV BLYISOTOPER TIL INSTITUTT FOR ENERGITEKNIKK (IFE)	64
	Litteratur	65
	Fordelingsliste	67

Vertikal transport av tungmetaller i sandjord. Mobilitet, transport og fordeling av bly, kobber, antimon og sink i jordsmonn tilknyttet en 30 m utendørs skytebane på Sessvollmoen

1 INNLEDNING

FFI har som en del av miljøprosjektet 720 ”*utvikling av metoder for miljøanalyser i forsvaret*” arbeidet med tungmetallforurensning tilknyttet skytebaner. Etter beregninger som er gjort ved FFI bruker Forsvaret (Heimevernet, Hæren, Sjø- og Luftforsvaret) totalt 46,5 millioner skarpe skudd av kaliber 12,7 mm og mindre. Dette utgjør en deponering på ca 194 tonn bly, 80 tonn kobber, 21 tonn antimon og 9 tonn sink per år. Bly, kobber og antimon er tungmetaller som kan medføre irreversible skader på planter og dyr. Det er viktig å være klar over at det ikke bare er mengden av stoffet som avgjør hvor toksisk det enkelte metallet er for organismer, men den kjemiske forbindelsen eller tilstandsformen som metallet opptre på. Antimontrisulfid (Sb_2S_3) er ca 3,5 ganger mer akutt toksisk for rotter sammenlignet med antimontrioksid (Sb_2O_3) (1).

Bly og kobber er to metaller som bindes sterkt til kationebytteposisjonene i jord. Dette gjør at mobiliteten for bly- og kobberforbindelser er liten i naturlige jordsmonn med høy kationebyttekapasitet (CEC) (50 – 200 cmol_e/kg). Sink og antimon har i forhold til bly og kobber respektivt høy mobilitet og moderat mobilitet i jord (2). Det er gjort undersøkelser som viser at bly har større mobilitet i tilknytning til sandige sure jordsmonn med lav CEC enn i jordsmonn med høyere pH og CEC (3)(4)(5). Flyvesandsjorda på Sessvollmoen har lavt innhold av organisk materiale (OM < 3%) og leire (< 5%) som gjør at kationebyttingskapasiteten er liten (< 5 cmol_e/kg). Dette fører til at retensjonen for enkelte metaller er lavere enn for jordsmonn med høyere CEC. I området varierer pH mellom 5,7 til 6,6. Mengden og typen organisk materiale er også viktige faktorer i tillegg til redoksforholdene (E_h) i jorda. De faktorene som er nevnt er med på å styre mobiliteten, biotilgjengelighet og toksisitet for mange tungmetaller. En annen viktig faktor av betydning for den kvantitative mobiliteten og transporten av tungmetallene fra skytebaner er fragmenteringen av prosjektilene og fysisk avskrapning av forvittringsproduktene på de fragmenterte prosjektilene som skjer ved skyting. Disse forvittringsproduktene av metallene ligger som et skorpelag utenpå fragmentene. Avskrapningen og fragmenteringen vil være med på å øke forvittringshastigheten og eksponere forvittringsforbindelsene som potensielt kan løses i jordvæska. Dette gjør at tungmetall problematikk tilknyttet skytebaner er interessant og annerledes enn andre tungmetallforurensninger i jord.

I et feltforsøk på Sessvollmoen ble transport og mobilitet av tungmetallene antimon (Sb), bly (Pb), kobber (Cu) og sink (Zn) studert. Dette ble gjort ved hjelp av 3 jordvæskesugere og en grunnvannsbrønn. Undersøkelsen hadde også som mål å evaluere noen kjente brukte metoder i undersøkelse av uorganiske og organiske stoffer sin transport i jord. Samtidig ville dette øke kunnskapen om de valgte stoffenes mobilitet i umettet sone. Umettet sone er den delen av jorda som ligger over grunnvannspeilet. Sessvollmoen ble valgt på bakgrunn av at den naturlige jordarten her er sortert sand og derfor kan være utsatt for utlekking. FFI ønsket med

undersøkelsen av skytebane 6 på Sessvollmoen å klargjøre hvor stor risikoen for utlekking av de enkelte metallene er og hvilke mengder som kan lekke ut fra en kulefangervoll av sand. En annet viktige argumentene for denne undersøkelsen var spørsmålet om grunnvannsakviferen på Sessvollmoen ble påvirket av skyteaktiviteten på overflaten? Med grunnvannsakvifer menes en mettet, permeabel, geologisk enhet som det kan pumpes vann fra av en størrelse som er av praktisk betydning. På Sessvollmoen tilhører grunnvannet en del av Norges største grunnvannsmagasin og blir ansett som en viktig naturressurs (drikkevann). I de seinere årene har det derfor vært viktig å beskytte grunnvannet mot forurensning fra overflatekilder som landbruk, industri, forsvarsvirksomhet, avfallsfyllinger og aktiviteter på veier og Oslo hovedflyplass. Enkelte deler av dette grunnvannsmagasinet er allerede forurenset og delvis ødelagt for fremtidig bruk.

2 OMRÅDEBESKRIVELSE

2.1 Geografisk plassering

Miljøundersøkelsen er utført på skytebane 6 ved Sessvollmoen leir, som ligger i Ullensaker kommune på grensen til Nannestad og Eidsvoll kommune. Den geografiske og topografiske plassering av skytebanen er $60^{\circ} 14' N$ og $11^{\circ} 7' \text{Ø}$ og ca 200 meter over havet. Lokaliteten er vist i Figur 2.1.



Figur 2.1 Kart over lokaliseringen av Sessvollmoen

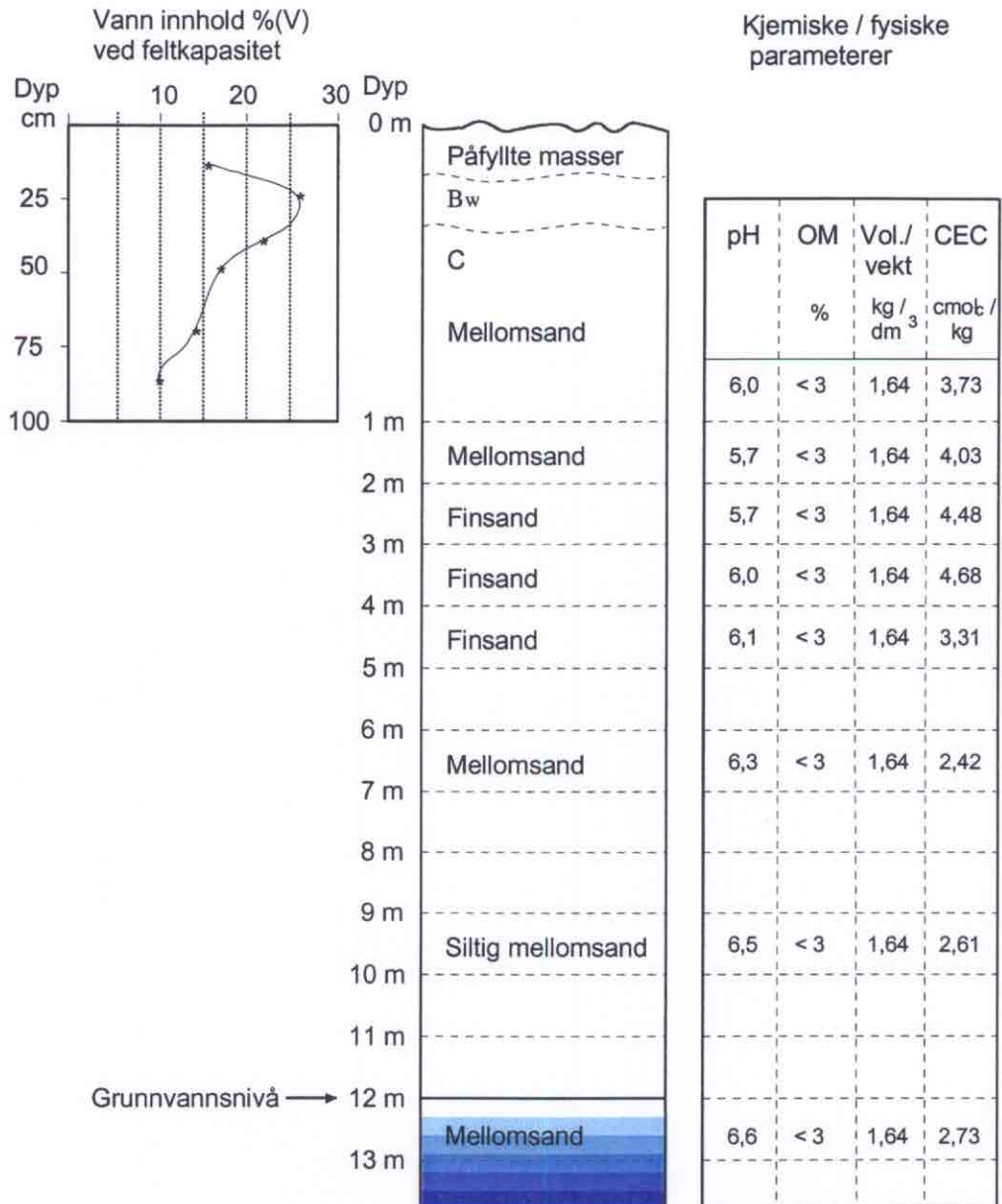
2.2 Klimatiske forhold

Generelt har området et kontinentalt klima. Det ble ikke foretatt noen meteorologiske registreringer i tilknytning til skytebanen, men opplysninger fra den nærmeste meteorologiske stasjonen som ligger på Gardermoen ca 3 km unna, er brukt som referanse. I prøvetakingsperioden var det mindre nedbør i mai, juli, august og november i forhold til normalen, mens det i juni og september var respektivt 238 % og 145 % mer nedbør enn normalen. Sommeren 1999 hadde det også en lengre tørkeperiode i midten av juli til midten av august. Den normale årsnedbøren for området er 862 mm, og den årlige gjennomsnittlige temperaturen er 3,8 °C (6). Den beregnede aktuelle evapotranspirasjonen for Romeriket er ca 355 mm i året (7).

2.3 Jordsmonnbeskrivelse

Løsmassene i området rundt skytebane 6 ble avsatt mot slutten av siste istid (ca 9400-9500 år før nåtid) (8). Fra elvene under breisen ble det spylt frem masser som ble avsatt i fjorden foran brefronten. Terrengflaten i dag ligger på 195 - 200 moh, mens marin grense er på 200 moh. Da breen trakk seg nordover, ble det liggende igjen dødisrester og dødisblokker nord for Hauerseterdelta. Mens brefronten lå ved Dal, ble det avsatt sand og noe silt rundt disse dødisrestene, og vi finner i dag en mengde dødisgroper nord for Hauerseter deltaet (f.eks Hersjøen og Aurtjern). Da havnivået sank på grunn av landhevingen, ble sandflatene rundt deltaet liggende som tørt land. Deretter tok vinden fatt i sanden og avsatte de karakteristiske flyvesanddynene nord og nord-øst for Gardermoen og vest for Sessvollmoen. Denne jorda er derfor godt sortert og består av lagdelt fin- ($d = 0,06 - 0,2$ mm) og mellomsand ($d = 0,2 - 0,6$ mm), med et innhold av organisk materiale (OM) < 3 %. Det er ingen synlig strukturdannelse av jorda i skytevollen. Jordprofilen i Figur 2.2 viser hvordan lagdelingen av jordmassene og noen kjemiske/fysiske parametere fordeler seg i dypet. Kationebyttingskapasiteten (CEC) er lav, noe som betyr at antall bindingsposisjoner for metallkationer er få. Denne egenskapen sammen med pH gjør at slike jordarter kan være utsatt for vertikal transport av metallioner (3)(4)(5). I Figur 2.2 er endringen i vanninnhold ved feltkapasitet vist. Høyt vanninnhold ved 20 - 30 centimeters dyp skyldes at her ligger det opprinnelige jordprofilen med høyere organisk innhold og større forvitningsgrad enn den påfylte massen over. Dette ble observert i felt under nedsettingen av sonder for jordfuktighetsmålinger, ved at det var ett markant mørkere lag som tilsynelatende inneholdt finere partikler enn underliggende lag (< 50 cm). Hellningsgraden på skytevollen er mellom 20 og 30°.

Den hydrauliske ledningsevnen er den evnen jordarten har til å lede vann gjennom poresystemet. Ved mettet strømming er den hydraulisk ledningsevnen for sandjorda på Sessvollmoen i størrelsesorden 10^{-2} til 10^{-3} cm/sec (9). Når væskemengden i jorda avtar vil den hydrauliske ledningsevnen også avta. Infiltrasjonsskapasiteten til jorda er den største mengden vann som kan infiltrere til en hver tid. Hvis tilførselen av nedbør er større enn infiltrasjonshastigheten vil det vannet stuves opp på jordoverflaten og gi overflateavrenning. Infiltrasjonsskapasiteten for sandjord er typisk > 20 mm/time (9).



Figur 2.2 Jordprofil med noen kjemiske (pH, CEC og OM) og fysiske (Vol/vekt og feltkapasitet) parametere fra 0 til 13 meter på skytebanen

2.4 Naturgeografi og vegetasjon

Vegetasjonen i området er bærlyngbarblandingskog. Gran og bjørk er dominerende treslag med enkelte furuer. Bunnvegetasjonen er dominert av enkelte lyngarter med innslag av enkelte grasarter (Figur 2.3).



Figur 2.3 Skytebane 6 på Sessvollmoen. Bildet er tatt mot vestsørvest og viser vegetasjonen i bakgrunn med blandingsskog av bjørk og gran. På vollen ned til venstre i bildet er det rester av årets gjeitrams.

3 MATERIALER OG METODER

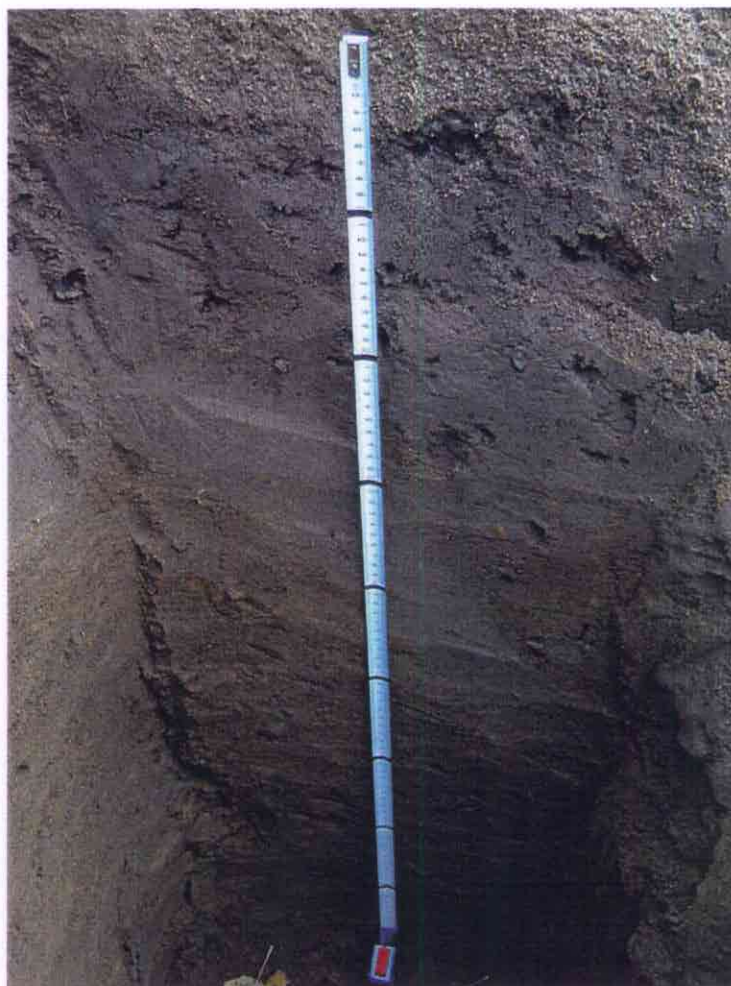
3.1 Prøveinnsamling

3.1.1 Jordprøver

Under boring av grunnvannsbrønnen ble det tatt ut kjerneprøver som ble delt inn i sjikt for ekstraksjon med salpetersyre (HNO_3). Området mellom standplass og skytevoll ble delt inn i et rutenett på 5 x 10 meter (Figur 3.2) og fra hver rute ble det tatt en jordprøve (0-10 cm). Jordprofil (vist i Figur 3.1) ble gravet ut den 18 oktober 1999, og uforstyrrete jordsøyler ble tatt ut den 5 november 1999. Den 3 desember 1999 ble det hentet ut to bakgrunnsprøver av naturlig jord fra området. Den ene ble tatt ut 150 m vest og den andre 300 m vest-nordvest for skytebane 6.

3.1.2 Vannprøver

Det ble også tatt prøver av overflatevannet fra sørenden av Aurtjern. De to bakgrunnsprøvene ble ekstrahert med HNO_3 før de, sammen med overflatevannsprøvene og noen prøver av grunnvannet ble sendt til analyse på Institutt for energiteknikk (IFE) for blyisotop analyse. I tillegg ble isotopsammensetningen for bly analysert i 7,62 mm og 9 mm prosjektiler, og i grunnvannet og jordvæsken (1, 2 og 3 meter) fra skytebanen.

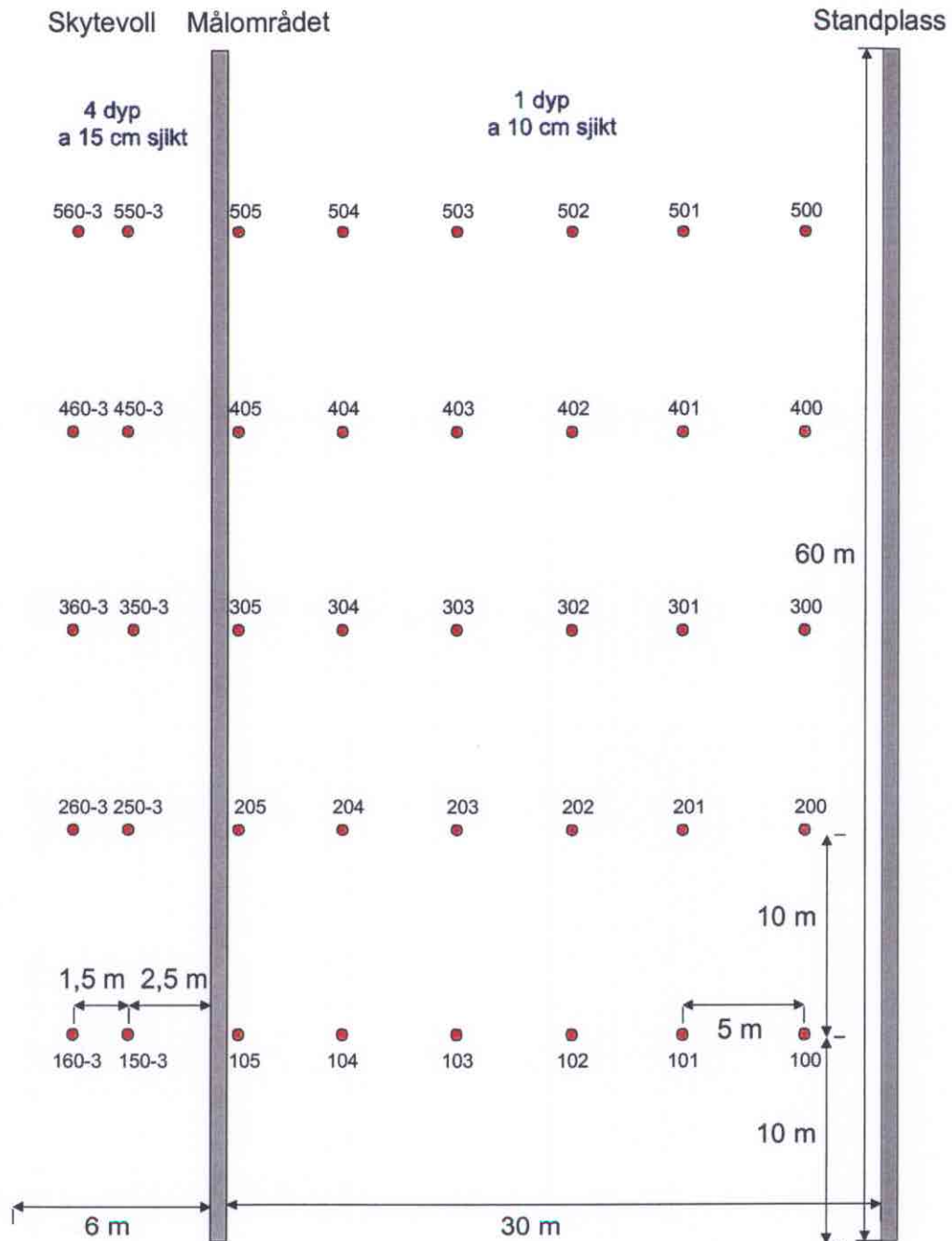


Figur 3.1 Vertikalt jordprofil på tvers av skytevollen på Sessvollmoen

3.1.3 Biologiske prøver

Rot-, stengel- og bladprøver av geitrams, osp og skogsnelle ble tatt den 7 juni 1999. Disse prøvene ble samlet inn i kantsonen rundt skytebanen. Referanseprøve av plantemateriale ble samlet 50 m vestsørvest for skytebanen. Plantene er analysert for innhold av tungmetaller og vil bli nærmere behandlet i en seinere rapport om miljørisiko forbundet med skytebaner.

Det ble satt ut musefeller rundt skytebane 6 og 8 fra den 14 oktober til 20 oktober 1999. Hensikten med dette var å fange mus som lever i nærområdet og som sannsynligvis vil være eksponert for tungmetaller som ligger på skytebanen. Det ble fanget fem skogmus (liten), to kjøttmeiser og en granmeis som vil bli analysert for tungmetaller. Resultatene vil bli behandlet nærmere i en seinere rapport om miljørisiko forbundet med skytebaner.



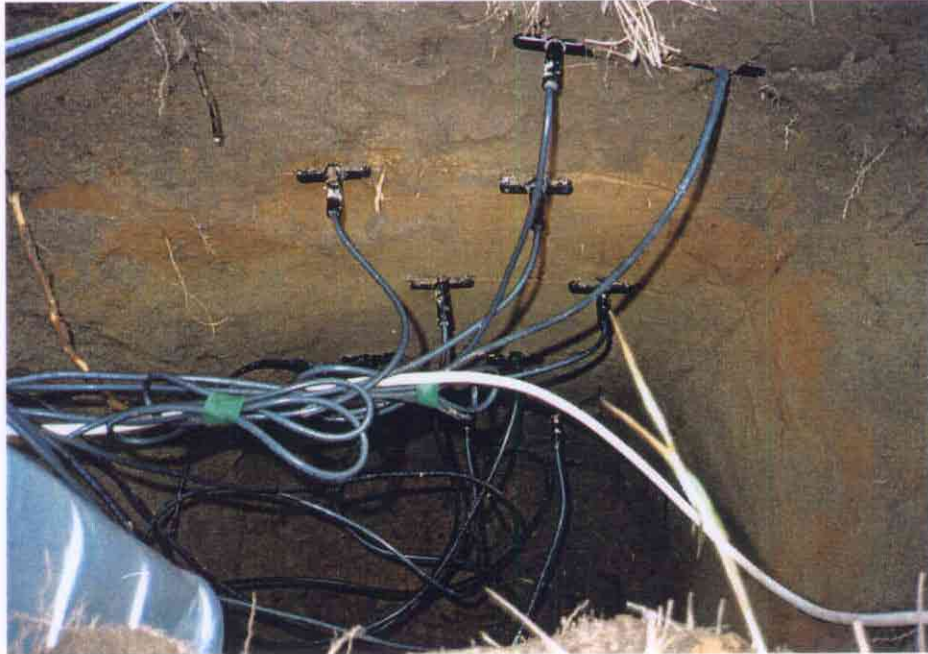
Figur 3.2 Prøvetakingsmønster for jordprøver på skytebane 6 (Sessvollmoen)

3.2 Feltutrustning

3.2.1 Jordfuktighetsmålinger

Det ble foretatt daglige jordfuktighetsmålinger i perioden 21 september til 19 november 1999. Disse målingene ble brukt til å vurdere vanninnhold ved feltpasitet (pF 2) og estimere transporthastigheten for vann i jorda i målområdet. Figur 3.3 viser hvordan jordfuktighetssondene ble plassert inn horisontalt for hver 15 cm til et dyp på 90 cm. To sonder i hver dybde. Jordfuktigheten ble registrert ved hjelp av et Trase System instrument modell 6050X1 som bruker "time domain reflectrometry" (TDR) som metode for målinger av jordfuktighet in situ. Ved hjelp av TDR instrumentet kan vanninnholdet i jorda bestemmes ut

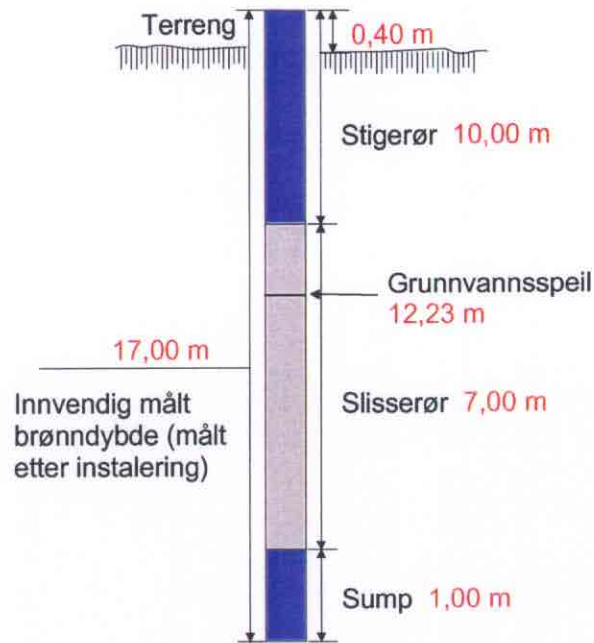
fra dielektrisitetskonstanten ved en empirisk ligning. Dielektrisitetskonstanten er beregnet fra transittiden av en elektromagnetisk bølge i et medium. Metoden er beskrevet av Topp *et al.* (10). Instrumentet ble kalibrert ved å måle jordfuktigheten i jorda og samtidig ta ut jord sylindre på 100 cm³, som ble veiet før og etter tørking i 24 timer ved 105 °C (jordfuktigheten ble oppgitt i volum %).



Figur 3.3 *Horisontal plassering av jordfuktighetssondene til TDR instrumentet for jordfuktighetsmålinger hver 15 cm ned til 90 cm.*

3.2.2 Grunnvannsbrønn

Feltarbeidet med boring av en grunnvannsbrønn foregikk i perioden 13 til 18 august 1998. Boringen ble utført av Brødrene Myhre Brønnboring under ledelse av NGI's Per Kolstad, som også bestemte typen grunnvannsbrønn. Det foreligger en egen NGI rapport fra dette oppdraget (11). På Sessvollmoen ble det installert brønnrør av typen polyetylen (PE) med Ø 63 mm. Det ble etterlatt 3 m foringsrør med borsko i grunnen som brønnbeskyttelse. Figur 3.4 viser enkelte tekniske data for den installerte brønnen på Sessvollmoen. Dybden ned til grunnvannsspeilet på skytebanen ble målt til 12,2 m (i boret grunnvannsbrønn). Grunnvannet har strømningsretning mot Hersjøen i øst- sørøstlig retning (8).



Figur 3.4 Dokumentasjon av installert grunnvannsbrønn



Figur 3.5 Feltutrustning plassert på skytebane 6. Nedgravd aluminiumskasse med vakuumpumpe og prøveflasker. TDR instrumentet som ble brukt til jordfuktighetsmåling er stående til høyre for kassen. Bak kassen vises foringsrøret til grunnvannsbrønnen

Det ble tatt ut sylindrerprøver av jord under boring av grunnvannsbrønnen. De første seks meterne ble det tatt ut en prøve for hver meter. I tillegg ble det tatt prøver ved 9-10 og 12-13 meter. Disse jordprøvene ble analysert for pH, OM, jordartsbestemmelse (fingermetoden) og kationbyttekapasiteten ved Landbrukets analysesenter på Ås. For å pumpe grunnvannet ble det brukt tre elektriske 12 V DC pumper i serie. Disse gav et pumpevolum på 5,1 liter per minutt (målt *in situ*). Grunnvannsprøver ble tatt en gang i uka i perioden 13 april til 19 november 1999. Under pumping av grunnvann ble pH og ledningsevne målt. Når disse var stabile etter ca 30 minutter ble prøven tatt. Mengden vann som ble pumpet ut før prøvetaking tilsvarte ca 5 brønnvolum.

3.2.3 Jordvæskesugere

Det ble installert tre jordvæskesugere under ledelse av Per Kolstad/NGI og Øyvind Voie/FFI den 18 august 1998. Utstyret for kontinuerlig prøvetaking fra jordvæskesugere ble plassert den 20 september 1999 av Marita Ljønes og Arnljot Strømseng. Fra jordvæskesugere ble det foretatt ukentlig avtapping av jordvæske i perioden 13 april til 17 september 1999. Etter denne datoen ble det hentet prøver 5 dager i uken fram til 19 november 1999.



Figur 3.6 Jordvæskesuger laget av PTFE som ble brukt på Sessvollmoen

Jordvæskesugere som ble brukt i feltundersøkelsen var av typen Prenart super quartz (Prenart Equipment APS, Fredriksberg, Danmark). Disse er laget av en blanding av PTFE (polytetrafluoroetylen) og kvarts pulver (Figur 3.6). Sugere er 21 mm i ytre diameter og 90 mm lange med ett 50 mm porøst område. Porediameteren i det porøse området er 5 μm . Området som blir påvirket av suget er fra 0,1 m til 0,5 m fra sugekoppen avhengig av jordas vanninnhold (12). Valget av jordvæskesugere ble gjort på bakgrunn av at adsorpsjonen av tungmetaller til denne typen porøse sugekopper er liten sammenlignet med keramisk

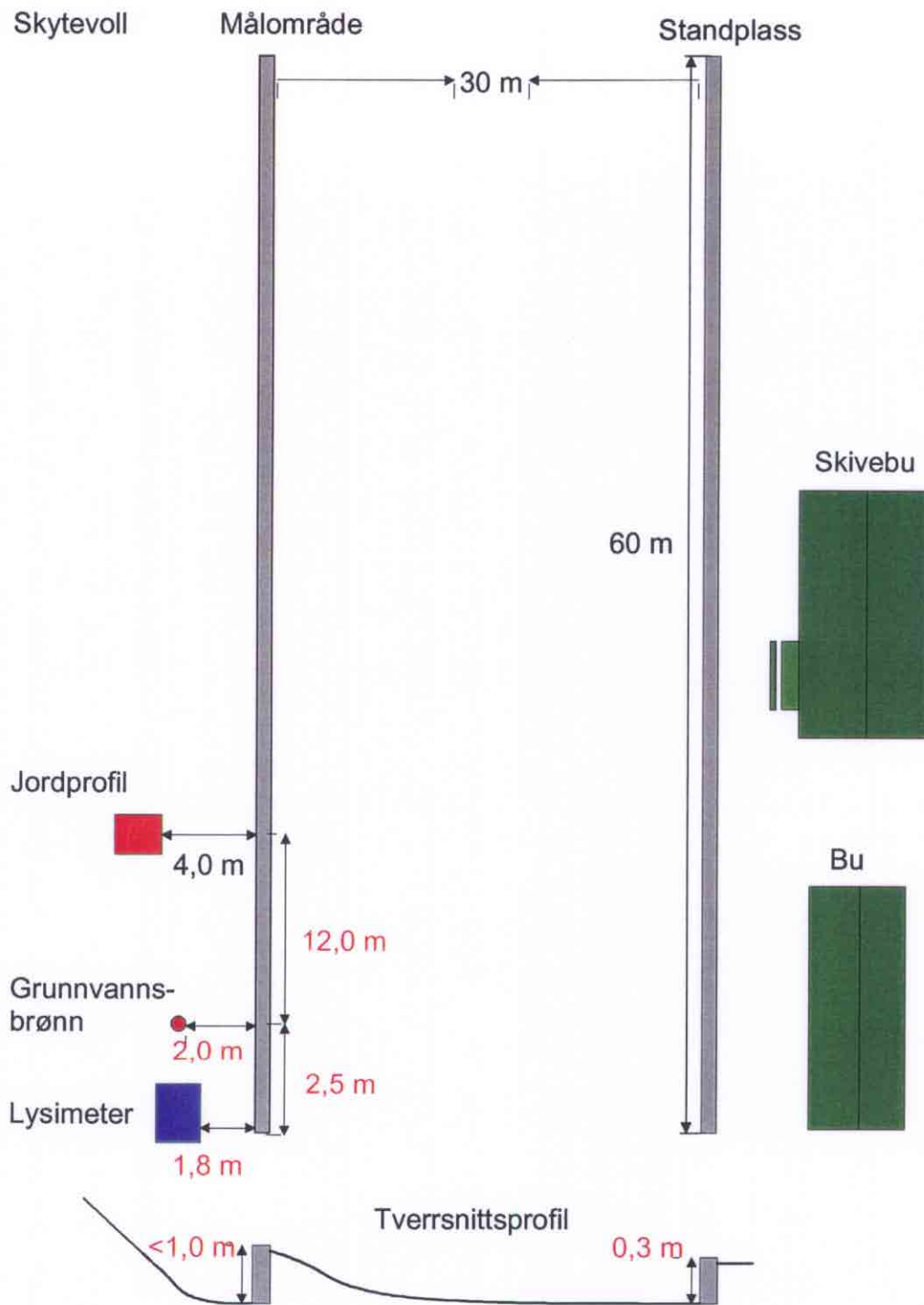
sugekopper (13). PTFE regnes for å være et kjemisk inert stoff (11). Det er derfor forutsatt i dette feltforsøket at sugekoppen ikke endrer den kjemiske sammensetningen av jordvæsken som samles. Installasjonen av sugekoppene ble gjort ved at et 5/4" stålrør ble banket vertikalt ned i bakken og jorda ble blåst ut. Filteret på sugekoppen ble mettet i en kvartssandblanding før den ble plassert ned i røret. Deretter ble jordvæskesugeren dekket av kvartssandblanding. Stålrøret ble trukket opp 10 cm og etterfylt med resten av sand/vann blanding. Røret ble fjernet og hullet ble etterfylt med lokal sand og ca 1 liter bentonitt pellets. Jordvæskesugere ble satt ned på 1, 2 og 3 m dyp. Det ble brukt en bærbar vakuumpumpe som også er produsert av Prenart Equipment. Det maksimale vakuuemet som ble satt på jordvæskesugere var -750 mbar. Ved porestørrelse 5 µm i diameter er luftinntrengings verdien (air entry value) – 600 mbar.



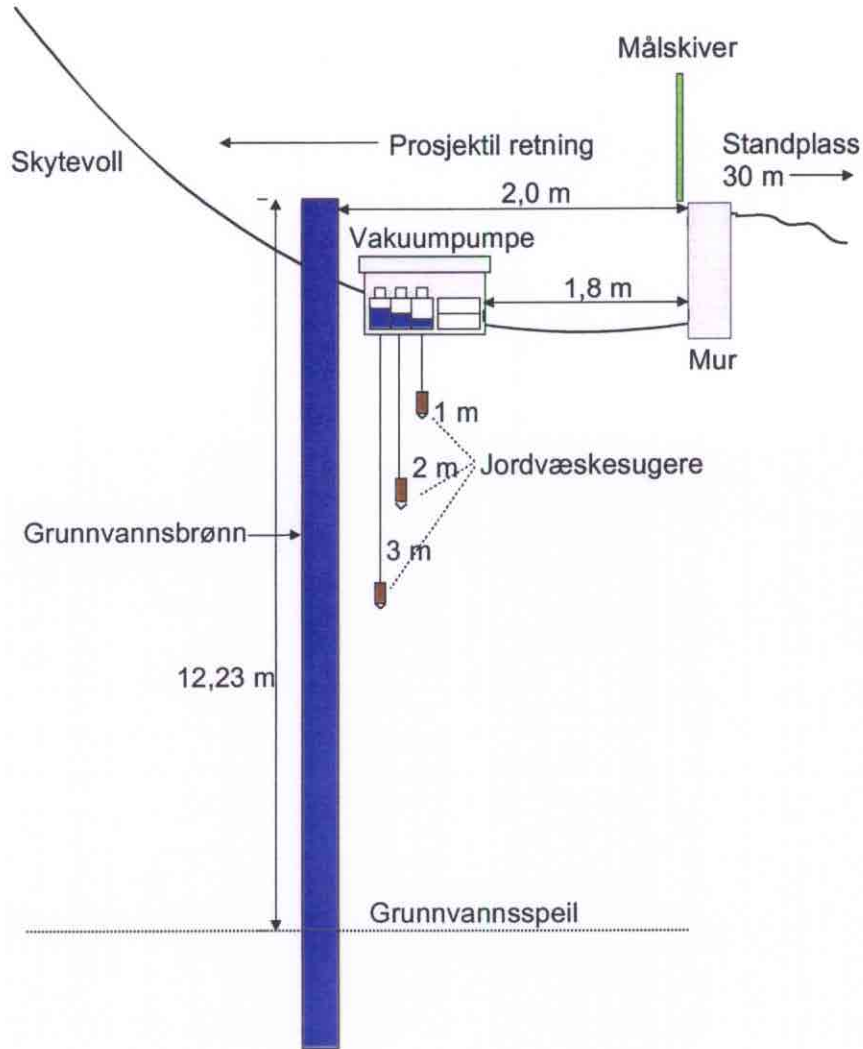
Figur 3.7 Lysimeteranlegget på Sessvollmoen. T.v bak i kassen er vakumpumpen, mens til t.v vises tidstyringsenhet. T.h vises prøvetakningsflaskene for jordvæskesugere

For styring av vakuumpumpen ble det laget en tidstyringsenhet, slik at pumpen gikk i ca 2 minutter hver halvtime hele døgnet. Dette gjorde at vakuuemet varierte fra -750 til -300 mbar mellom hver gang pumpen startet. Tidstyringsenheten og vakuumpumpen fikk driftsstrøm (220 V) fra skivebua bak standplass (Figur 3.7 og Figur 3.8).

Lysimeteranlegget ble plassert 1,8 m fra skivene og bak murkanten (Figur 3.9). Figur 3.9 viser hvordan jordvæskesugere, grunnvannsbrønnen og kassa for vakumpumpen er plassert i forhold til skytevollen hvor kulene trenger inn i jorda.



Figur 3.8 Oversiktsbilde og tverrsnitt av feltskytebane 6 og plassering av feltutstyr på Sessvollmoen



Figur 3.9 Plassering av grunnvannsbrønn og lysimeteranlegg i forhold til skytevollen

3.3 Analysemetoder

Prøvene som ble analysert ved laboratoriet på FFI ble analysert på Smith Hieftje 8000 atomabsorpsjonsspektrograf med grafittovn. Målenøyaktigheten begrenses av deteksjonsgrenser for det enkelte metall. Deteksjonsgrensen for bly er $1 \mu\text{g/l}$, kobber $0,5 \mu\text{g/l}$ og sink $2 \mu\text{g/l}$. For antimon ble deteksjonsgrensen beregnet til $5 \mu\text{g/l}$, men det var allikevel noe usikkerhet forbundet med denne verdien. Grunnvannsprøvene ble derfor analysert for antimon hos NIVA for å kunne trekke sikrere konklusjoner. NIVA har en deteksjonsgrense for antimon på $0,20 \mu\text{g/l}$. En del prøver ble også analysert på ICP ved kjemisk laboratorium ved Hærens forskyningskomando

3.3.1 Bestemmelse av tungmetaller i vann og jord

Bestemmelse av tungmetaller i vann og jord bestemt i henhold til intern metode A1 "Bestemmelse av tungmetaller i vann, jord og sediment" (14), som er basert på Norsk standard NS 4780 og NS 4781.

3.3.2 Bestemmelse av løst organisk karbon (DOC) i jordvæsken, glødetap og tørrstoffinnhold

Bestemmelse av løst organisk karbon (DOC) ble gjort ved Institutt for jord- og vannfag ved Norges Landbrukshøgskole. Glødetap og tørrstoffinnhold ble bestemt i henhold til intern metode D1 "Bestemmelse av tørrstoffinnhold og glødetap i jord og sediment" (15), som er basert på Norsk standard NS 4764.

3.3.3 Bestemmelse av pH i vann og jord

For bestemmelse av pH i vann ble det brukt et instrument av typen Hanna HI 9224. Ved prøvetaking av grunnvann ble prøven tatt i henhold til SFT's veiledning for miljøtekniske grunnundersøkelser (16). Det ble pumpet i ca 30 minutter før pH og ledningsevne var stabil og prøvene ble tatt. Pumping før prøvetaking utgjorde ca 5 brønnvolum.

Måling av pH ble gjort i en suspensjon med jord og destillert vann etter at prøvene hadde stått natta over. Det målt ut 10 ml tørket jord i en tett beholder som ble tilsatt 25 ml destillert vann som deretter ble ristet godt. Ved måling av pH ble pH-elektroden plassert slik at den ikke kom i kontakt med bunnfallet i suspensjonen.

3.3.4 Bestemmelse av ledningsevne i vann

For bestemmelse av ledningsevne i vann ble det brukt et ledningsevneinstrument av typen Hanna HI 933100. Prøvetaking av grunnvann ble utført som beskrevet i kapittel 3.3.3. brønnvolum.

3.4 Statistikk

Det ble brukt enkel statistikk for å vurdere sammenhenger mellom målte kjemiske og fysiske parametere. Både eksponensielle og lineære trendlinjer ble beregnet ved hjelp av minste kvadraters metode. R-kvadrert verdi (R^2 = determinasjonskoeffisienten) er den delen av den totale variasjonen som forklares ved hjelp av regresjonsmodellen, og ble brukt til å vurdere sammenhengen mellom de testede parametere. Ved eksponentielle trendlinjer brukes en transformert regresjonsmodell. Ved beregning av gjennomsnitt, median og standard avvik ble alle de konsentrasjonsverdiene som var under deteksjonsgrensen ved analyse, satt til halvparten av deteksjonsgrensen for å redusere overestimering. For de respektive tungmetallene er halvparten av deteksjonsgrensen satt til: antimon 2,5 µg/l, bly 0,5 µg/l, kobber 0,25 µg/l og sink 1,5 µg/l. Ved sammenligning av jordvæskkonsentrasjoner av antimon ble det brukt autokorrelasjon for å beskrive retensjonen gjennom jorda fra 1 m til 3 m.

4 RESULTATER OG DISKUSJON

Begrensningene i feltforsøket og i tallmaterialet er at det ble bare plassert en jordvæskesuger i hvert av de tre dypene. For å kompensere for dette ble prøver av jordvæsken tatt relativt hyppig. En annen begrensning er at jordvæskesugerene ble plassert ut til den ene siden av skytebanevollen hvor belastningen av prosjektiler er mindre enn den er på midten av banen. Disse to faktorene er medvirkende til usikkerheten i tallmaterialet og de konklusjoner som taes på bakgrunn av tallmaterialet i feltforsøket. Grunnvannsbrønnen kunne ha vært plassert på den andre enden av skytevollen for å ha fått en mer riktig plassering i forhold til grunnvannsstrømmen, men i samråd med skytebaneoffiseren på Sessvollmoen ble plasseringen som den ble. Forutsetningen som er satt for grunnvannsmålingene er at strømmingen av jordvæsken i umettet sone er vertikal.

4.1 Fordeling av tungmetaller på skytebanen

4.1.1 Overflatefordeling av tungmetaller

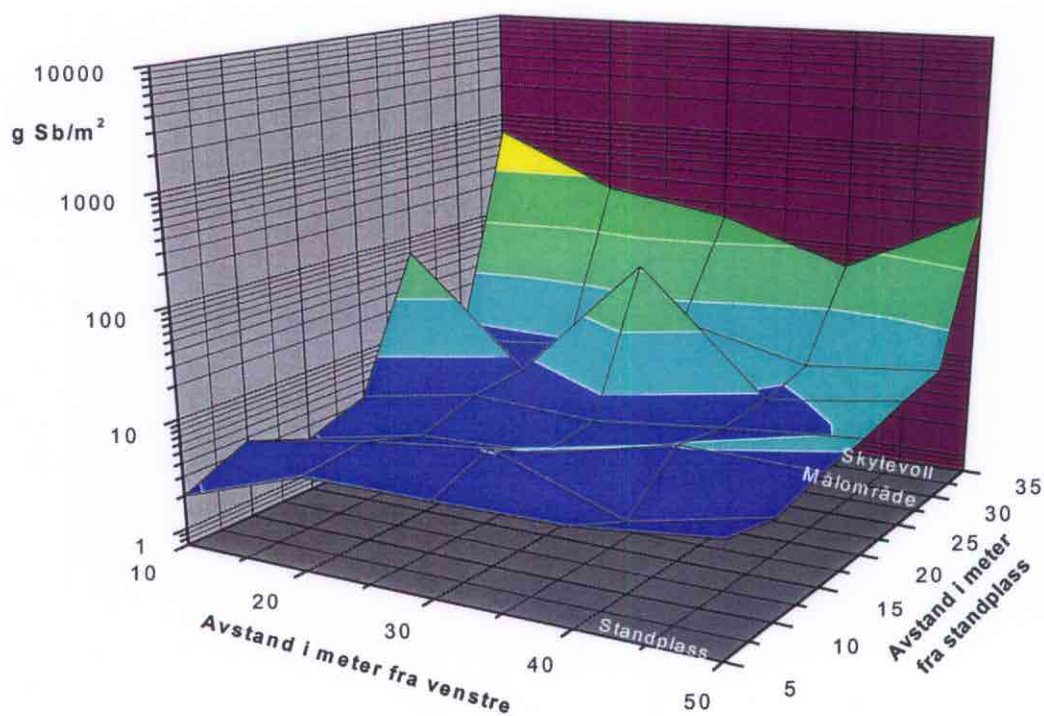
Lokalisering av jordprøver tatt mellom standplass og skytevoll er vist i Figur 3.2. Disse prøvene ble tatt ut i sjiktet 0-10 cm. Det ble også tatt ut jordprøver fra skytevollen med sjiktstørrelse på 15 cm ned til 60 cm dyp. Før jordprøven ble ekstrahert med HNO_3 ble større prosjektilfragmenter enn ca 2 mm fjernet. Ved beregning av mengder for de enkelte tungmetallene, ble konsentrasjonene i jord omregnet fra milligram per kilo (mg/kg) til gram per kvadratmeter (g/m^2). Dette gjør at sjiktkonsentrasjonen i skytevollen kan adderes sammen til en sum. Ut fra denne summen ble en grafisk fremstilling som viser fordelingen av antimon, bly, kobber og sink i overflatesjiktet vist i Figur 4.1 til Figur 4.4. I beregningene ble det brukt en jordtetthet på 1.6 kg/dm^3 . Mellom standplass og målområdet ble det ikke tatt prøver dypere enn 10 cm å redusere antall prøver. Dette forutsetter imidlertid at de aller flest kulene ikke penetrerer inn i dette området og at hovedmengden av metallene befinner seg i de øverste 10 cm. I virkeligheten er det ikke slik, da Figur 4.1 – 4.4 viser en forhøyet konsentrasjon av alle tungmetallene i vollen foran målskiven. Det er derfor tydelig at skytterene ofte skyter i vollen foran målskivene (ikke uventet) selv om det bare er en 30 meter skytebane.

Bakgrunnskonsentrasjonen av antimon, bly, kobber og sink er beregnet som et gjennomsnitt av to bakgrunnsprøver. Konsentrasjonene var respektive 1 mg/kg for antimon (0-10 cm sjikt $0,2 \text{ g/m}^2$), 11 mg/kg for bly (0-10 cm sjikt $1,8 \text{ g/m}^2$), 13 mg/kg for kobber (0-10 cm sjikt $2,1 \text{ g/m}^2$), 47 mg/kg for sink (0-10 cm sjikt $7,5 \text{ g/m}^2$). De målte bakgrunnskonsentrasjonene for de respektive metallene er normale konsentrasjoner i norske ikke forurensede jordsmonn.

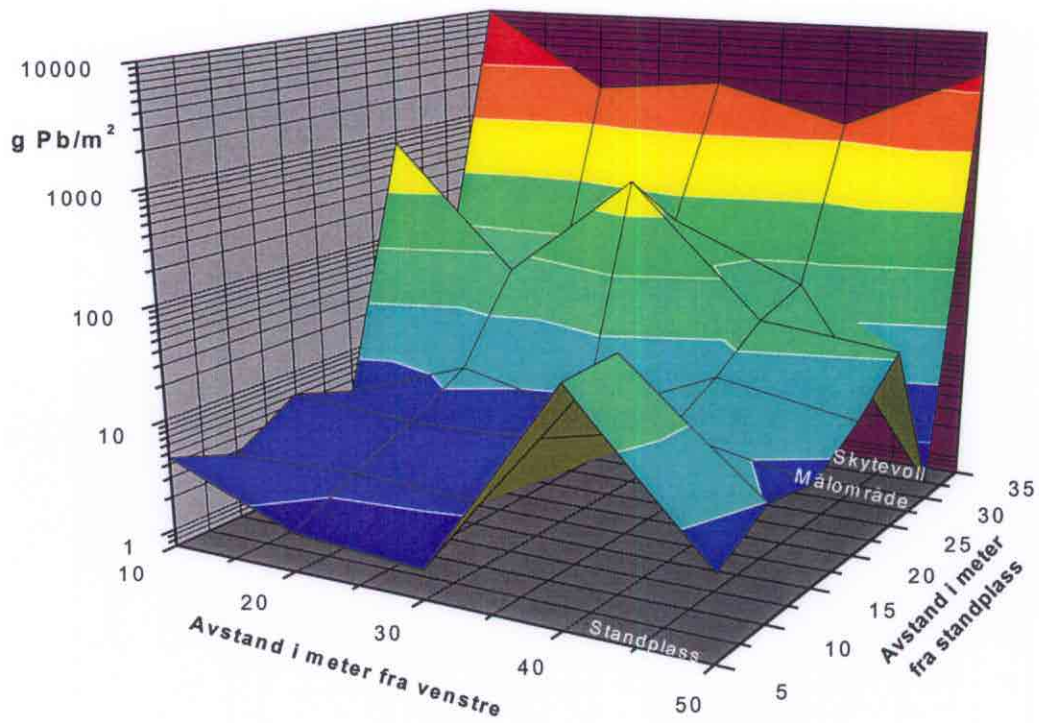
Gjennomsnitt, standardavvik og median konsentrasjonene av tungmetallene fra de øverst 10 cm av jorda mellom standplass og målområde på skytebanen er vist i Tabell 4.1. Resultatne viser at konsentrasjonen i vollen bak skivene er lavere sammenlignet med vollen foran skytebanene. Dette kommer av at i vollen er hovedmengden av tungmetallene er samlet dypere enn 10 cm. En test med lineær regresjon viser at det er meget god korrelasjon mellom konsentrasjonen av bly og antimon ($R^2 = 0,96$). Dette er et forventet resultat, da antimon er en legering med bly i prosjektilkjernen og derfor vil fragmenteringen forventes å være lik for de to metallene.

Avstand fra st. pl	n	mg/kg jord											
		Antimon			Bly			Kobber			Sink		
		$\tilde{\mu}$	\bar{x}	σ	$\tilde{\mu}$	\bar{x}	σ	$\tilde{\mu}$	\bar{x}	σ	$\tilde{\mu}$	\bar{x}	σ
5 meter	5	32*	30*	14	25	106	198	20	19	3	71	72	18
10 meter	5	34	32	12	19	117	206	16	33	38	72	67	20
15 meter	5	26*	30*	17	37	42	14	19	28	27	83	84	20
20 meter	5	34	35	11	63	62	35	22	21	7	88	32	23
25 meter	5	64	233	260	370	1840	2230	93	83	68	73	420	749
30 meter	5	56	63	30	242	368	413	84	87	17	69	76	29

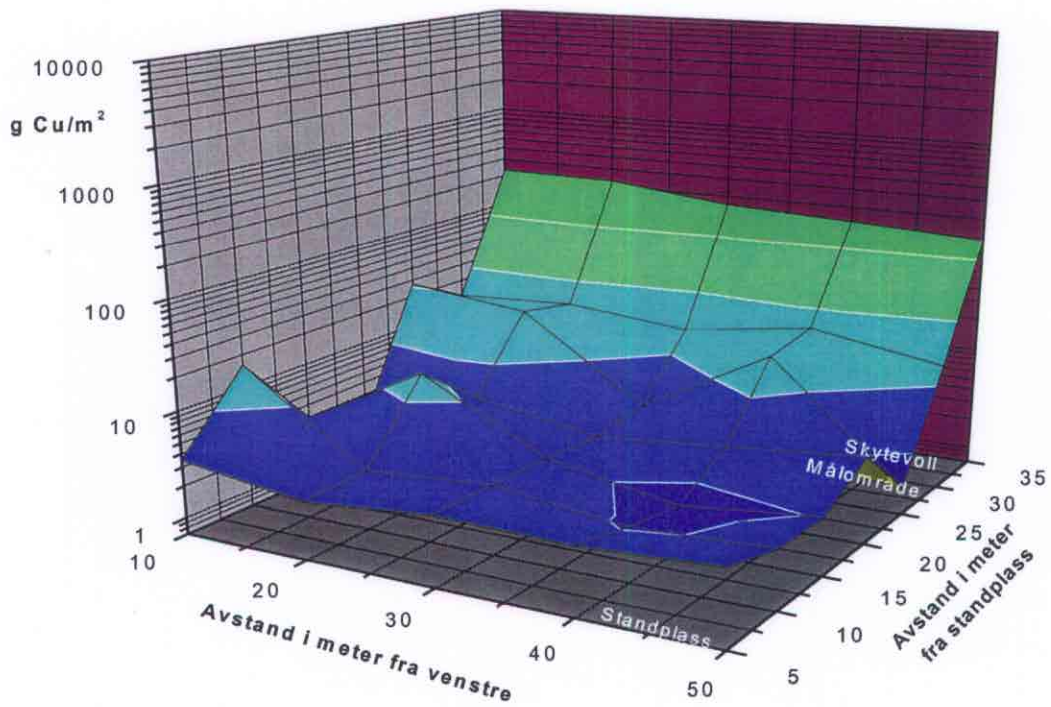
Tabell 4.1 Median, gjennomsnitt og standard avvik for konsentrasjonene av tungmetaller i jordprøvene 0-10 cm dyp mellom standplass (= st. pl) og målområde. $\tilde{\mu}$ = median, \bar{x} = gjennomsnitt, σ = standard avvik, * = en prøve under deteksjonsgrensen. Verdier under deteksjonsgrensen ble satt til halvparten av deteksjonsgrensen ved beregning av gjennomsnitt og standard avvik. Tabellen har forskjellig farge for skille de forskjellige metallene



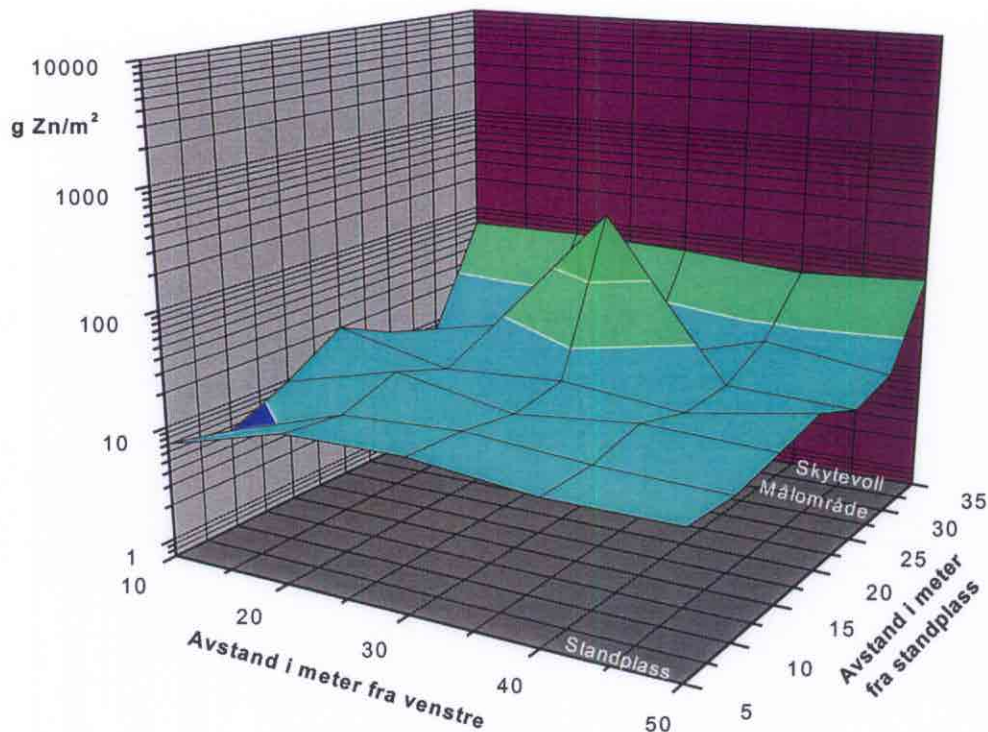
Figur 4.1 Fordelingen av antimon (g Sb/m^2) i jorda på skytebane 6 på Sessvollmoen. Målområdet ligger 30 m fra standplass



Figur 4.2 Fordeling av bly (g Pb/m^2) på skytebane 6 på Sessvollmoen. Målområdet ligger 30 m fra standplass



Figur 4.3 Fordeling av kobber (g Cu/m^2) på skytebane 6 på Sessvollmoen. Målområde ligger 30 m fra standplass



Figur 4.4 Fordeling av sink (g Zn/m²) på skytebane 6 på Sessvollmoen. Målområdet ligger 30 m fra standplass

4.1.2 Dybdefordeling av tungmetaller i skytevollen

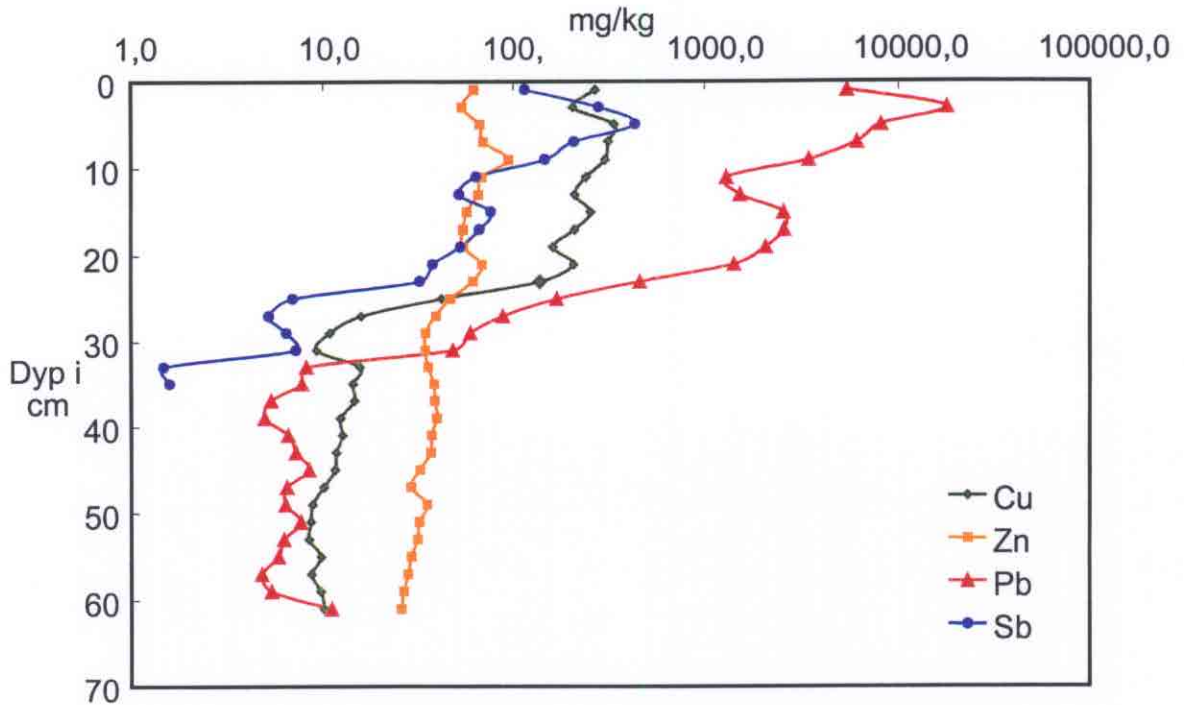
Dybdefordelingen av tungmetallene i skytevollen er vist for de øverste 60 cm i Tabell 4.2. Bly og antimon fordeler seg slik at over 90 % av totalmengden ligger i de øverste 30 cm av jorda. Kobber og sink har ikke den samme tydelige fordelingen, og reduksjonen i konsentrasjonene i de forskjellige sjiktene er ikke lik forholdet som er i legeringen mellom kobber og sink i prosjektilene. Forholdet i denne legeringen er 9:1. For sink ser det ut til at noen av de høyeste verdiene er målt i de dypeste prøvene. I forhold til de andre elementene har sink har en jevnere vertikal fordeling. En mulig årsak er et sink kan ha en større vertikal transport sammenlignet med de tre andre metallene. Adsorbsjonsrekkefølgen av bly, kobber og sink i siltig sand er målt til å være bly > kobber > sink (17). I kapittel 4.2.4 er konsentrasjonene av sink i forskjellige dyp sammenlignet med konsentrasjonene som finnes i jordvæsken.

Sjikt dyp i cm	n	mg/kg jord											
		Antimon			Bly			Kobber			Sink		
		$\tilde{\mu}$	\bar{x}	σ	$\tilde{\mu}$	\bar{x}	σ	$\tilde{\mu}$	\bar{x}	σ	$\tilde{\mu}$	\bar{x}	σ
0 – 15	10	219	621	945	4440	8740	13500	509	592	282	143	142	43
15 – 30	10	60	345	500	1470	5830	8330	262	353	278	94	104	33
30 – 45	10	39	41	13	340	331	178	167	132	73	70	67	13
45 – 60	10	44	42	10	408	433	291	129	206	223	81	227	453
		g/m ² jord											
0 - 60		58	168	235	1070	2450	3580	171	205	171	62	87	87

Tabell 4.2 Fordelingen av tungmetallene i skytevollen bak målskivene i 15 cm sjikt ned til 60 cm. Median, gjennomsnitt og standard avvik er beregnet for konsentrasjonene av tungmetaller i hvert sjikt. $\tilde{\mu}$ = median, \bar{x} = gjennomsnitt, σ = standard avvik. Totalmengden av de ulike elementene ned til 60 cm i g/m²

Det ble også foretatt målinger av tungmetaller i jordsøylen som ble tatt opp ved boring av grunnvannsbrønnen. Jorda i søylen er ikke direkte påvirket av prosjektiler som trenger inn i skytevollen, fordi brønnen ble installert slik at foringsrøret skulle ligge i skjul bak målskivene (se Figur 3.8). Jordmassen vil imidlertid være indirekte påvirket ved at jord fra områdene høyere opp i vollen kan vaskes ned med overflatevann ved kraftig nedbør og/eller når jorda er frosset og vann (smeltevann eller nedbør) infiltrerer dårligere. Jorda som ligger høyere oppe i vollen vil være direkte påvirket av skytingen og vil derfor inneholde store mengder tungmetaller som følge av deponerte prosjektiler.

Den øverste meteren av jordsøylen ble delt inn i sjikt med en tykkelse på 2 cm. Disse ble analysert for bly, kobber, antimon og sink. Resultatene av analysen er vist i Figur 4.5 og viser konsentrasjonen i de forskjellige dypene ned til 62 cm (for antimon ned til 35 cm). Det ser ut til at forholdet mellom kobber og sink er likt ned til 25 cm dyp. Etter dette synker kobber konsentrasjonene relativt raskt ned til naturlig bakgrunnsnivå for området. I legeringen mellom bly og antimon i prosjektilkjernen er mengdefordelingen ca 9:1 som dermed også burde være forventet å finne igjen i de øverste sjiktene av jordsøylen. Resultatene viser at forholdet bly og antimon er < 9 øverst i jorda. Årsaken til de lave nivåene av antimon kan være at metallets forvitningsforbindelser blir lettere vasket ut og transportert ned i jorda sammenlignet med bly. Denne hypotesen støttes opp av måleresultatene fra innholdet av antimon i jordvæsken beskrevet i kapittel 4.2.1. Figur 4.5 viser at antimon konsentrasjonene i forskjellig sjikt ned til 35 cm synker parallelt med konsentrasjonene av bly.



Figur 4.5 Dybdefordeling av antimon, bly, kobber og sink i den øverste delen av jordsøylen tatt ut ved boring av grunnvannsbrønnen

4.2 Innholdet av tungmetaller i jordvæske og grunnvann

Av de tre jordvæskesugerene som ble plassert i vollen på skytebanen gav den på 2 meter lavere konsentrasjoner i forhold til de to andre sugerene på 1 og 3 meter. De målte konsentrasjonene av tungmetaller i jordvæsken på 2 meter var lave for antimon ($\bar{x} = 8 \mu\text{g/l}$, $\sigma = 7 \mu\text{g/l}$), bly ($\bar{x} < 1 \mu\text{g/l}$) og kobber ($\bar{x} = 2 \mu\text{g/l}$, $\sigma = 4 \mu\text{g/l}$), mens for sink var det enkelte topper i konsentrasjonen med samme størrelsesorden som sink funnet i jordvæsken på 1 og 3 meter. En forklaring til forskjellen i resultatene kan være at jordvæsketransporten foregår i enkelte foretrukne kanaler i makroporene (preferential flow), selv om løsmassene i utgangspunktet ser ut til å være homogene (12). I godt strukturert jord vil vannet bevege seg raskt via makroporesystemet eller i deler av jorda med stor permeabilitet. Jordvæsken vil da kunne passere ("by pass") i kanaler som er i dårlig kontakt med suget fra jordvæskesugeren i perioder med kraftig regn (18). Selv om jordvæskesugeren på 2 meter viste et annet resultat sammenlignet med de andre sugerene, var det tendenser til at den fulgte noen av de samme trendene. Konsentrasjonene av metallene var ofte lave og nært deteksjonsgrensen for analysen.

I forsøket var målet å se tungmetallkonsentrasjonen i den delen av jordvæsken som strømmer gjennom jorda i forhold til den delen som er bedre bundet til jorda. For å se på denne fraksjonen bør det på forhånd gjøres målinger på vanninnhold i jorda ved forskjellig sug. Dette bør gjøres fordi det forteller om hvor stor andel av væsken som sitter godt bundet til de mindre porene i jorda. Det burde i tillegg også brukes en teknikk hvor suget på jordvæskesugerene endres etter jordas fluktuerende matriks sug. Dette kan gjøres ved at suget fra vakuumpumpa

reguleres på bakgrunn av kontinuerlige jordfuktighetsmålinger som senker suget ved økende vanninnhold. Et slikt prinsipp kalles "equilibrium tension lysimeters" (ETL) og har som fordel at jordvæskesugerene vil suge til seg hovedsakelig den mobile fraksjonen av jordvæska som når det er mye vann i jorda. Dette bør gjøres for å redusere endringen av de naturlige dreneringsveiene.

Jordvæsksugeren på 3 m ble plassert i et 3-4 m tykt sjikt med fin sand (se Figur 2.2). Over dette finsandssjiktet er det et mellomsandssjikt. En konsekvens for umettet porevannsstrømningen vil være at hastigheten (flux) kan endres i dette finsandssjiktet. Men en slik endring vil være helt avhengig av matrikssuget og ikke total mengde vann i jorda. Årsaken til dette er at fysiske betingelser for strømmingen endres ved forskjellig kornfordeling. I et jordsmonn med mellomsand over finsand vil det være større mengde av de små kornfraksjonene i finsanden som vil gjøre at det er flere små porer som holder sterkere på vannet. Drenerbart vann eller det vannet som transporteres vertikalt ned ved hjelp av gravitasjonen vil foregå i porer $< 30 \mu\text{m}$. Når dette porevannet er drenert vekk vil det oppnås en likevekt mellom matrikssuget (10 kPa) og gravitasjonen. Denne likevekten kalles for feltkapasitet. På grunn av at små porer holder sterkere tilbake vann enn større porer vil vanninnhold ved feltkapasitet være størst i finsand sammenlignet med mellomsand. Denne egenskapen resulterer i økt porevannsmengde i finsandslaget på Sessvollmoen i forhold til mellomsanden over ved samme matrikssug (porevannstrykk). Denne økte porevannsmengden og lavere matrikssug gjorde at mengden jordvæske som ble samlet inn via jordvæskesugeren på 3 meter var vesentlig større enn for de to andre jordvæskesugerene.

Det ble gjort målinger av ledningsevne, temperatur og pH ved prøvetakning av grunnvann. Resultatene av disse målingene er ført inn i Tabell 4.3.

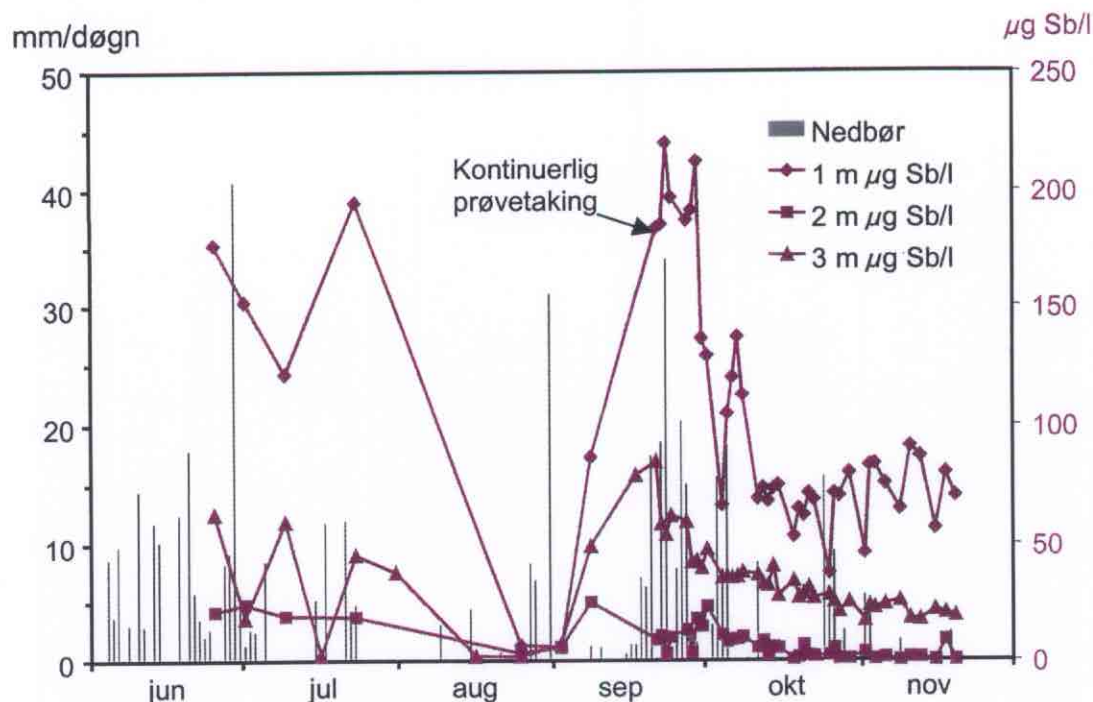
Måle parametere	N	$\tilde{\mu}$	\bar{x}	σ	min	maks
PH	21	5,6	5,6	-	5,16	6,4
Ledningsevne (μS)	22	66,1	70,4	14,6	48,6	101,7
Temperatur ($^{\circ}\text{C}$)	21	5,6	5,5	0,6	4,0	6,5

Tabell 4.3 Tabell over pH, ledningsevne (μS) og temperatur ($^{\circ}\text{C}$) i grunnvannet på Sessvollmoen i prøvetakningsperioden. $\tilde{\mu}$ = median, \bar{x} = gjennomsnitt, σ = standard avvik, min = minimumsverdi, maks = maksimum

4.2.1 Antimon

Analyseresultatene av antimon i jordvæsken viser store forskjeller i konsentrasjonene over tid (Figur 4.6). Det kan se ut til at noe av årsaken til dette er at det i prøvetakningsperioden var store variasjoner i nedbøren. Dette vil nødvendigvis påvirke jordvæsken, slik at det i perioder med mye nedbør skjer en netto transport av mobilt vann ned i jorda via de større porene i jorda.

I perioder med tørke vil transporten gradvis reduseres inntil den stanser når vanninnholdet i jorda har nådd feltkapasitet (-100 mbar) eller at jorda er i likevekt. Feltkapasiteten oppnås når

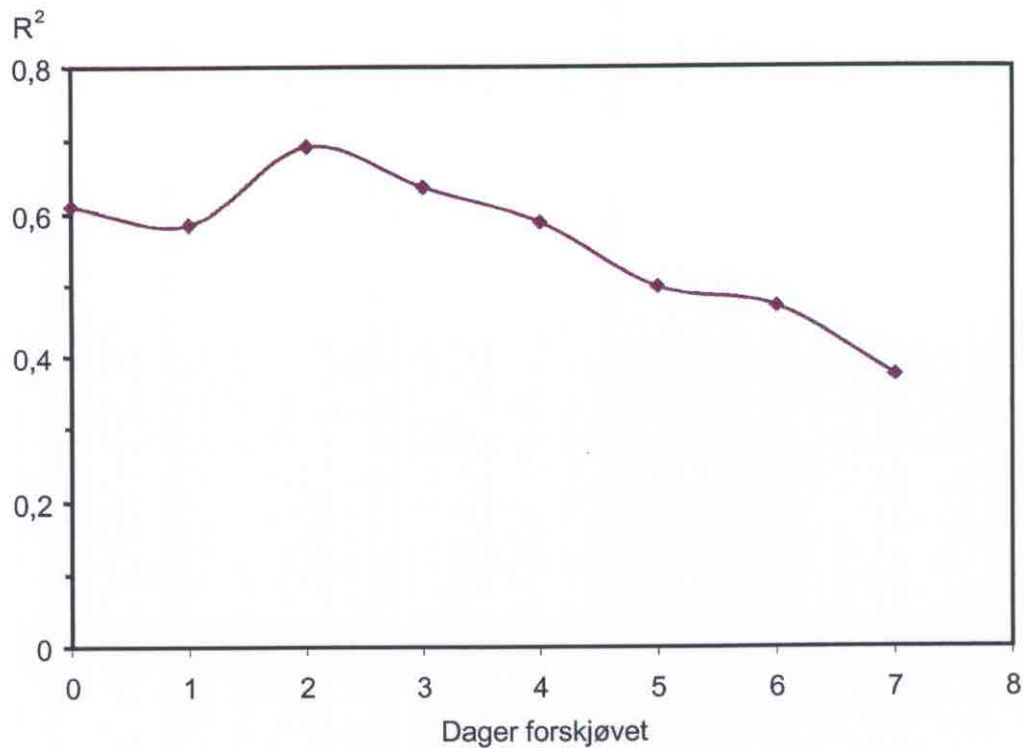


Figur 4.6 Konsentrasjonene av antimon ($\mu\text{g/l}$) i jordvæske og mengde nedbør (mm/døgn) i prøvetakingsperioden.

kreftene for å holde tilbake vann i mikroporene og på overflaten av mineralpartikler ved hjelp av adsorpsjons- og kapillærkrefter (også kalt matrikskrefter) er lik gravitasjonskraften.

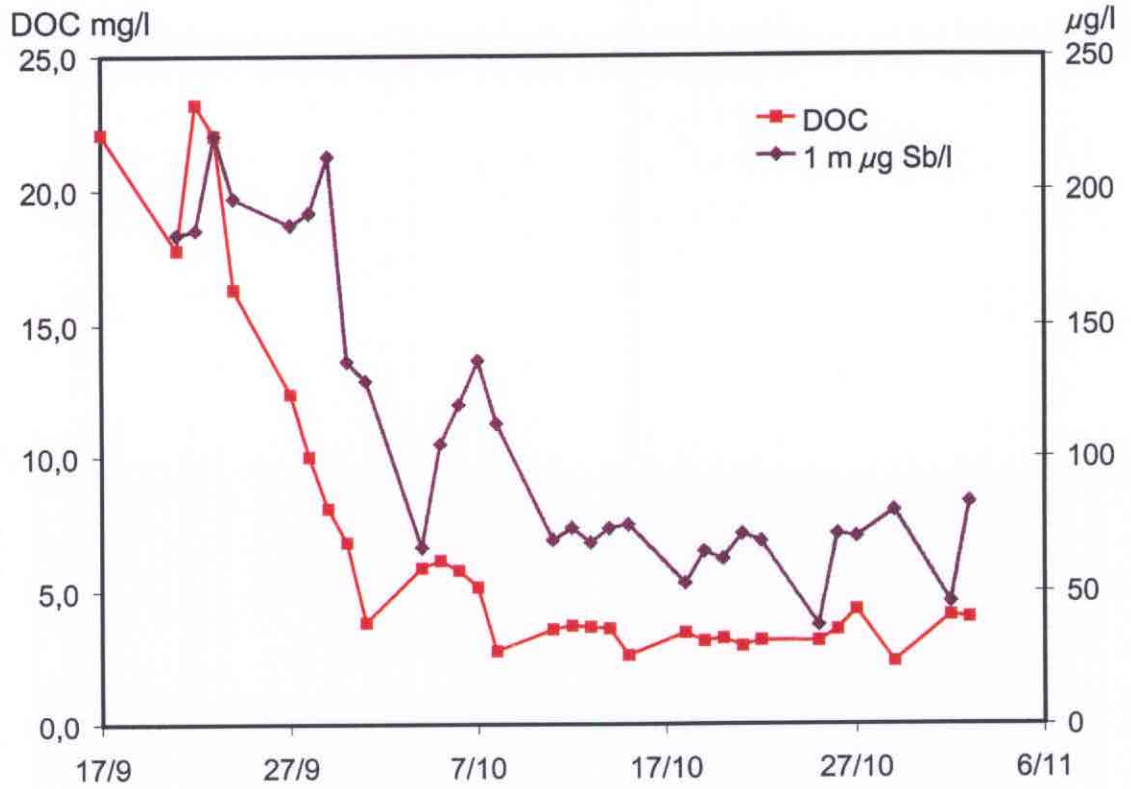
I tillegg til antimonkonsentrasjonene er også nedbørsmengde for Gardermoen i mm/døgn vist i Figur 4.6. Ved sammenligning ser ut til at det i perioder med høy nedbørsintensitet, som i slutten av juni og i september, gav høye konsentrasjoner av antimon i jordvæsken. Selv om det også i slutten av august var kraftig nedbør var denne nedbørsepisoden sannsynligvis ikke kraftig nok til å gi noen større vanntransport langt nedover i jorda. En årsak til dette var at jorda hadde lavt vanninnhold i det øverste jordlaget fra tørkeperioden i slutten av juli til starten av august, og at nedbøren som kom derfor bare gav en startende oppfuktning i det øvre laget av jorda. En annen forklaring kan være at antimon retarderes i forhold til vann i jorda.

For å sammenligne jordvæske på 1 og 3 meter ble konsentrasjonene for antimon plottet grafisk mot hverandre. Dette plottet ble deretter testet med en lineær regresjon for å beregne determinasjonskoeffisienten (R^2) mellom de målte konsentrasjonene. Beste korrelasjonen mellom de målte antimon konsentrasjonene fra de to jordvæskesugerene ble oppnådd ved å forskyve antimonkonsentrasjonene på 3 meter med 2 dager i forhold til konsentrasjonene på 1 meter (Figur 4.7). Det ser derfor ut til at transporthastigheten for antimon er ca 1 meter i døgnet og har tilnærmet samme transporthastighet som estimert hastighet av porevannet ved hjelp av TDR jordfuktighetsmåleren. Resultatet av korrelasjonen gir gode indikasjoner på at vanntransporten nedover i jorda i nedbørsrike perioder foregår i de større porene i jorda.

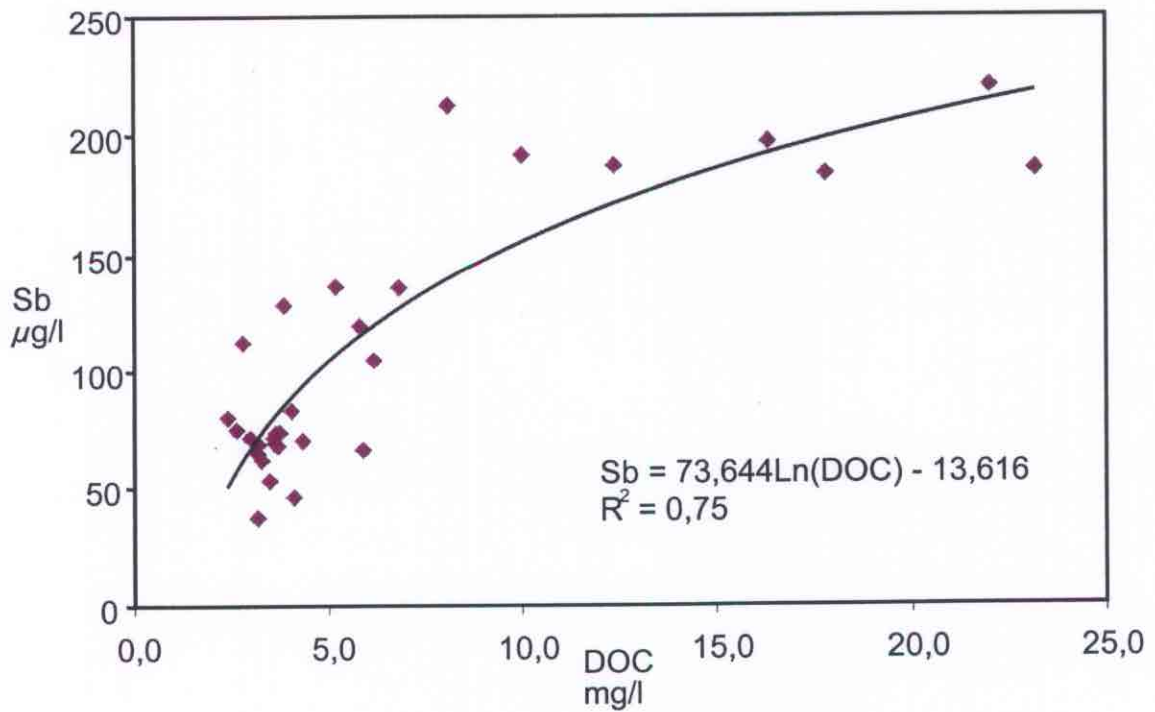


Figur 4.7 Kurven viser sammenhengen mellom jordvæskekonsentrasjonene av antimon på 1 og 3 meter i perioden med kontinuerlig vakuum (17 september til 19 november). Før hver sammenligning gjøres det en forskyvning av konsentrasjonsverdiene med en dag i forhold til hverandre.

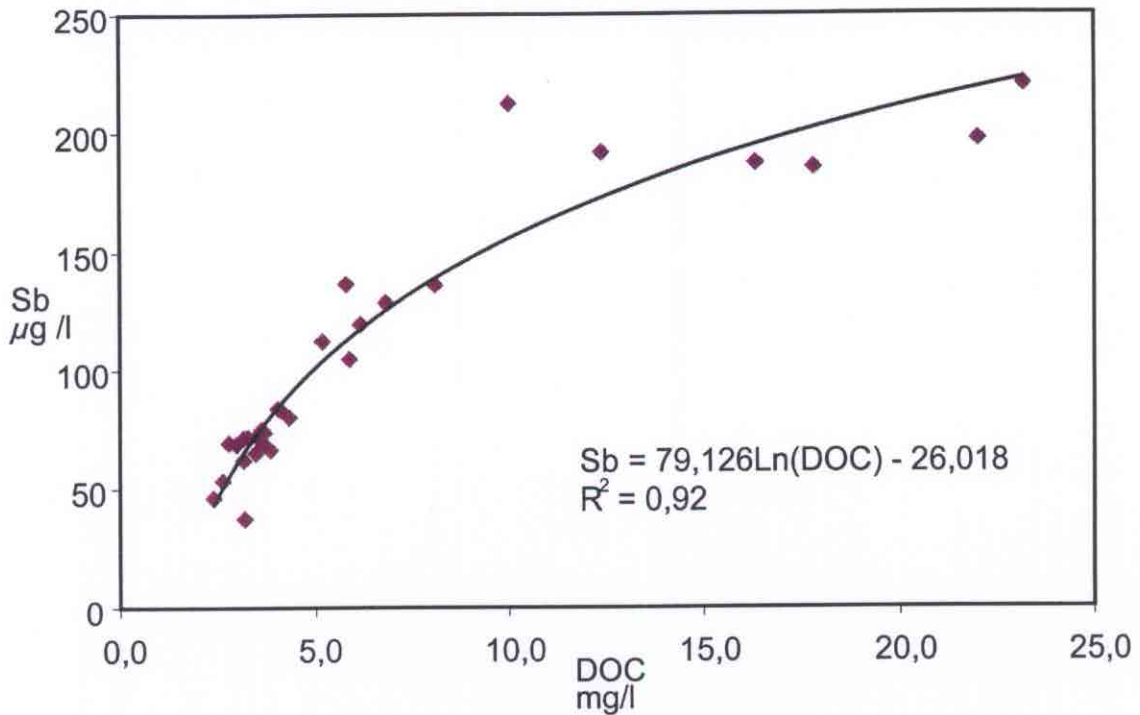
I Figur 4.8 er konsentrasjonene av antimon og DOC vist i deler av prøvetakingsperioden for jordvæsken på 1 meter. Det er tydelig at det er en forholdsvis god korrelasjon mellom antimon og DOC. Den logaritmiske korrelasjonen mellom antimon og DOC i porevann på 1 meter gav en determinasjonskoeffisient (R^2) lik 0,75 (Figur 4.9). Det vil si at 75 % av den totale variasjonen kan forklares med regresjonen. Velger vi å forskyve verdiene for DOC en dag i forhold til antimon verdiene, vil R^2 forbedre seg til 0,92 (Figur 4.10). På bakgrunn av korrelasjonen kan det se ut til at DOC er med og styrer mobilitet og transport av antimon. Allikevel er hastigheten for metallet ned til 1 meter ca 1 dag forsinket i forhold til DOC. Ved høye konsentrasjoner av DOC kan det derfor også være andre faktorer slik som endringer i redokspotensialet og pH som er med på å styre mobiliteten av antimon (2). Verdiene av antimon og DOC i porevannet på 2 og 3 meter viser ikke tilsvarende god korrelasjon.



Figur 4.8 Antimon og DOC i jordvæska på 1 m

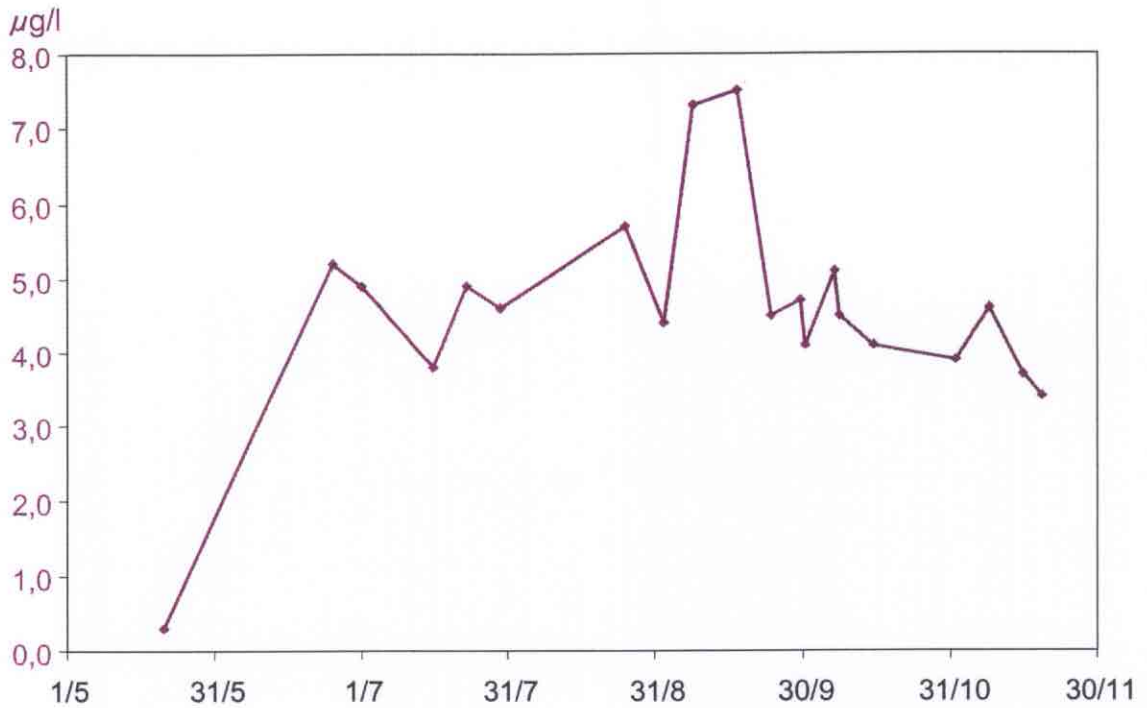


Figur 4.9 Logaritmisk korrelasjon mellom DOC og antimon på 1 m



Figur 4.10 Logaritmisk korrelasjon med 1 dags forskyving mellom DOC og antimon på 1m

I grunnvannet er konsentrasjonene av antimon høye i forhold til det som er normalt. På landsbasis er gjennomsnittet (\bar{x}) i grunnvann fra fjellbrønner $0,0033 \mu\text{g/l}$ med en maksimal konsentrasjon målt til $8,0 \mu\text{g/l}$ (19). For 473 norske innsjøer er maksimum for antimon målt til $0,36 \mu\text{g/l}$ (20). Konsentrasjonen i grunnvannet på Sessvollmoen er vist i Figur 4.11 og i måleperioden var $\bar{x} = 4,6 \mu\text{g/l}$ ($\pm 1,6 \mu\text{g/l}$ $n=19$). Sammenlignet med drikkevannskravet i Norge som er satt til $10 \mu\text{g/l}$ (21) er de målte konsentrasjonene på Sessvollmoen noe lavere. Men sammenlignet med drikkevannsdirektivet til EU og til Verdens helseorganisasjon (WHO) som er $5,0 \mu\text{g/l}$, er konsentrasjonene på Sessvollmoen urovekkende høye (22). Det er også med bakgrunn i de betydelige antimon konsentrasjonene i jordvæsken på 1 og 3 meter (1 meter: $\bar{x} = 102 \pm 55 \mu\text{g/l}$, $n = 45$, 3 meter: $34 \pm 18 \mu\text{g/l}$ $n = 49$) grunn til å tro at antimon transporteres fra jorda i skytevollen og ned til grunnvannet. I sandjord tilsvarende som på Sessvollmoen kan det ut fra resultatene fra dette feltforsøket se ut til forvitrede og fragmenterte kuler gir mobile antimon forbindelser. Disse kan transporteres relativt raskt med jordvæska og ned mot grunnvannet. En kan heller ikke se bort fra at dette problemet også gjelder andre jordarter enn sandjord. Kunnskaper omkring dette er mangelfulle og bør absolutt undersøkes nærmere på andre lokaliteter. En spredningen av antimon vil kunne føre til dårlig vannkvalitet i nærheten av lokaliteten.

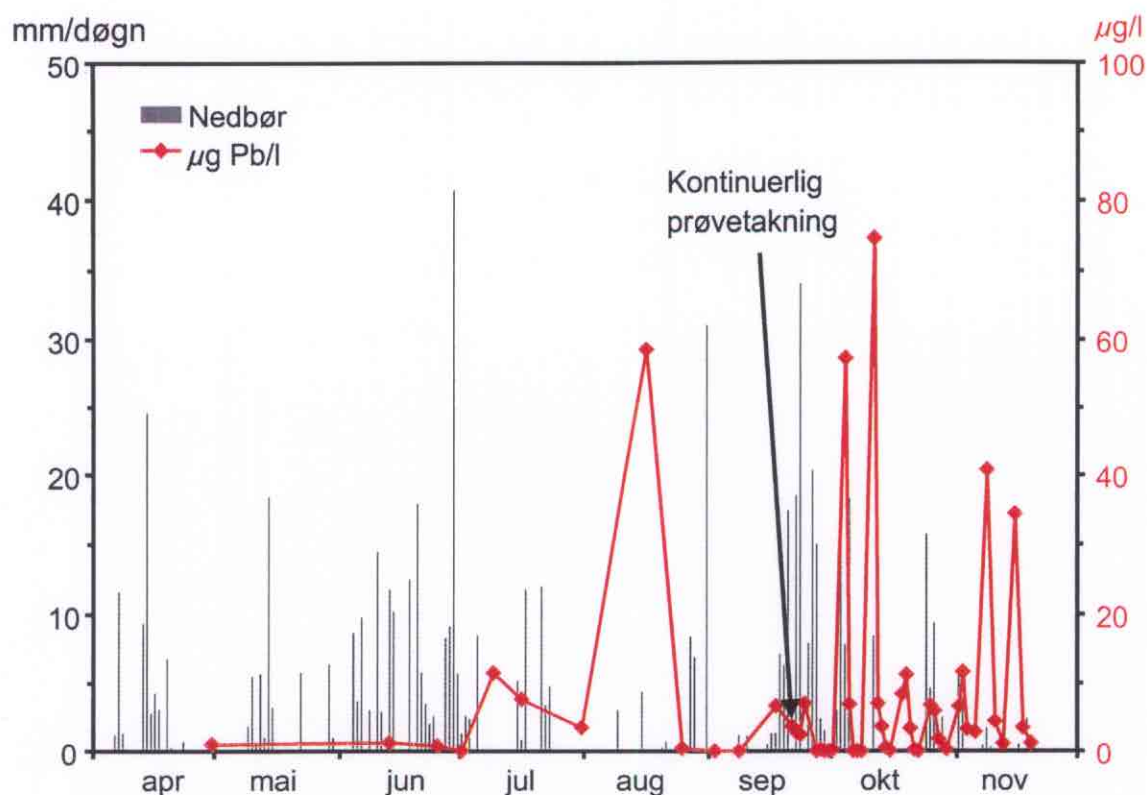


Figur 4.11 Konsentrasjonen av antimon ($\mu\text{g Sb/l}$) i grunnvannet på Sessvollmoen i prøvetakingsperioden

4.2.2 Bly

Analyseresultatene av jordvæska gav et annerledes bilde av vertikal transport og mobilitet av bly enn for antimon. Blykonsentrasjonene i jordvæsken på 2 meter viste konsentrasjoner $< 5 \mu\text{g/l}$ med unntak av en enkeltprøve på $55 \mu\text{g/l}$. Dette støtter også opp under den antagelsen at det var dårlig kapillærkontakt mellom jordvæskesugeren på 2 meter og de omliggende jordmasser. For de to andre jordvæskesugerene viste heller ikke analysen det samme bilde som for antimon, da konsentrasjonen på 1 meter var lavere enn på 3 meter. Variasjonen mellom de to sistnevnte jordvæskesugerene viste ingen korrelasjonen slik som for antimon.

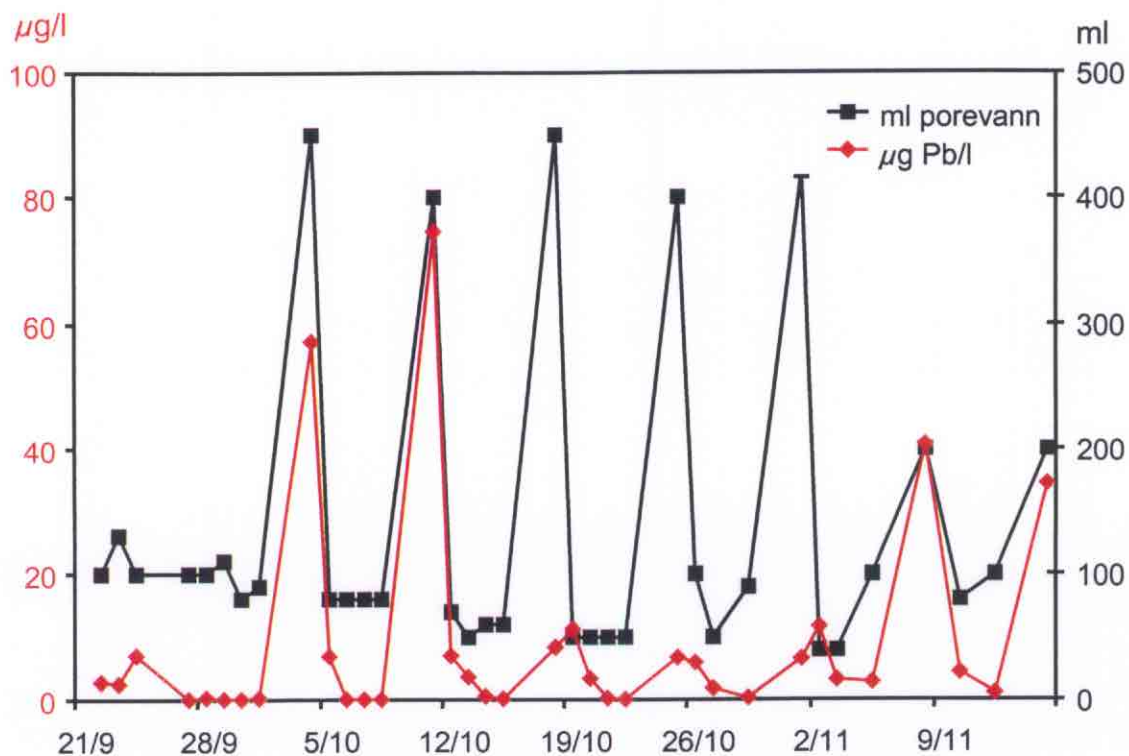
På 1 meter var det bare en enkeltepisode med høy konsentrasjon ($58 \mu\text{g/l}$) av bly i jordvæsken før kontinuerlig prøvetaking startet (Figur 4.12). Denne episoden ser ut til å ha sammenheng med tørkeperioden i slutten av juli og starten av august, og den korrelerer med den høye konsentrasjonen bly i jordvæska på 2 meter. Dette gir en indikasjon på at når det er lite jordvæske i jorda vil konsentrasjonen av bly i jordvæsken øke. En forklaring på dette kan være at jordvæsken går i likevekt med tungmetallene som sitter adsorbent til ionebyttingsposisjonene. I nedbørsperioder ser det ut til at det skjer en fortykning eller at det ikke oppnåes likevekt mellom det blyholdige jordmatrikset og jordvæsken. Dette gjør at konsentrasjonen i jordvæsken blir lavere.



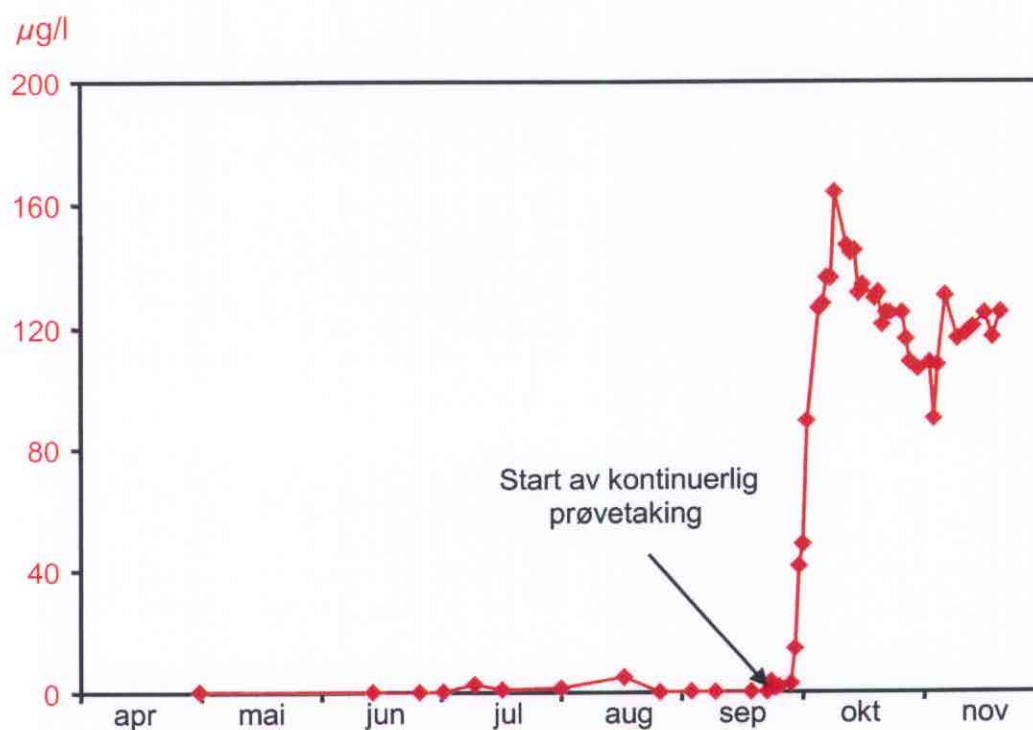
Figur 4.12 Konsentrasjonen ($\mu\text{g/l}$) av bly i jordvæsken på 1 m og nedbøren (mm/døgn) i måleperioden

Ved kontinuerlig prøvetaking viste analyseresultatene av bly i jordvæsken på 1 meter en syklisk variasjon i konsentrasjonen (Figur 4.13). En forklaring kan være at i helgene var det lengre periode (fredag - mandag) med kontinuerlig vakuum i forhold til ukedagene hvor vakuomet ble avbrutt daglig når det ble hentet prøver. Kontinuerlig vakuum i en lengre periode resulterer i at vakuomet påvirker porevannet i lenger avstand fra jordvæskesugeren. Dette førte til at det ble en større mengde jordvæske pr dag når vakuomet sto uavbrutt i en lengre perioder. En sammenligning mellom mengden porevann i samleflasken og bly konsentrasjonen viser at det er god korrelasjon mellom disse to parameterene (Figur 4.13). Ut fra dette ser det ut til at når vakuomet brytes vil væskestrømmen mot jordvæskesugeren reduseres og det tar tid for å opparbeide en ny gradient i jorda rundt jordvæskesugeren med tilsvarende omfang som før bruddet.

Bly i porevannet på 3 m viste konstant lave konsentrasjoner ($< 5 \mu\text{g/l}$) før kontinuerlig prøvetaking. Etter at kontinuerlig prøvetaking ble satt i gang gikk det 1 uke før konsentrasjonen av bly steg opp til en maksimal verdi på $164 \mu\text{g/l}$. Deretter gikk konsentrasjonen ned til ca $120 \mu\text{g/l}$ i mot slutten av måleperioden (Figur 4.14).



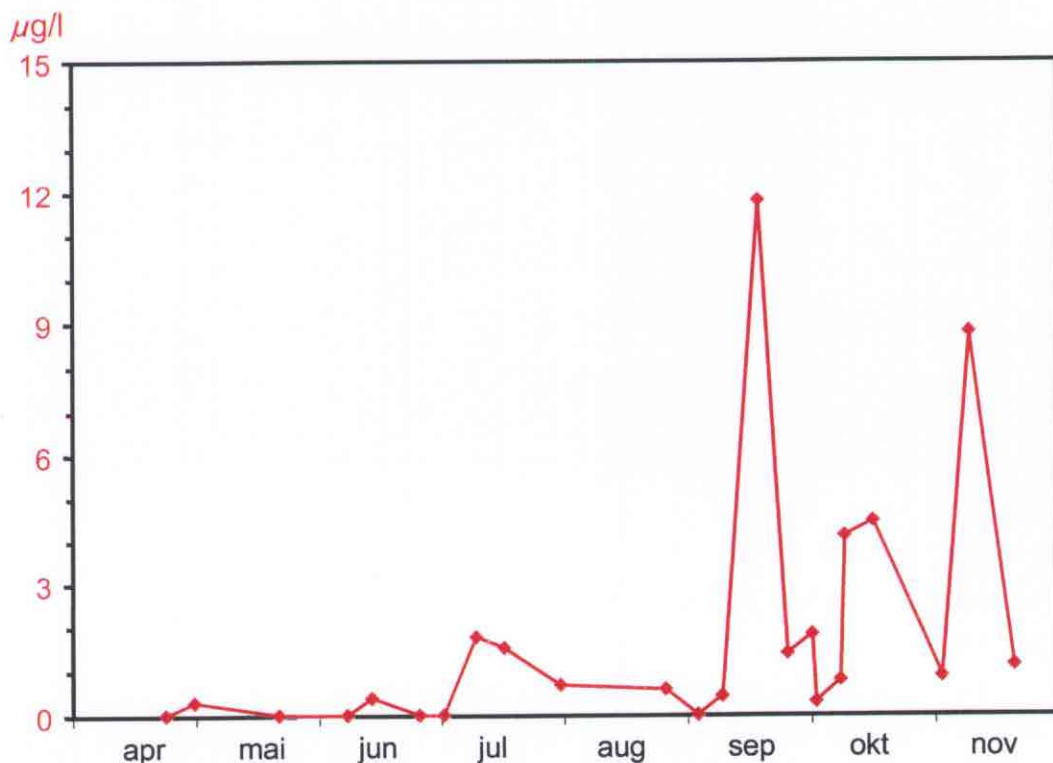
Figur 4.13 Sammenligning av mengde jordvæske i samleflaske ved prøvetaking og konsentrasjonen ($\mu\text{g/l}$) av bly i jordvæska.



Figur 4.14 Variasjonen over tid i konsentrasjonen ($\mu\text{g/l}$) av bly i jordvæskan på 3 m

I sandjord vil transport av forurenset jordvæske foregå vesentlig vertikalt ned uten større spredning til siden. Denne spredningen vil i såfall være styrt av dispersjonsprosesser som er avhengig av porevannshastigheten (23). Den kontinuerlige fragmenteringen som skjer der hvor kulene går inn vollen, gir muligheten for frigjøring av mobile forvittringsforbindelser av bly. Disse vil i perioder med mobilt vann kunne bli transportert nedover i jorda. Jordvæskesugerene i feltforsøket ble ikke plassert rett under området med kontinuerlig fragmentering fra skytingen men isteden 1,5-2,5 m nærmer standplass. Dette kan ha gjort at jordvæske med høye konsentrasjoner av mobile blyforbindelser ble transportert inn til jordvæskesugeren etter at det ble tilført kontinuerlig vakuüm. Om denne teorien er riktig så vil det derfor være en mulighet for at forurenset porevann fra skytvoller i sandjord har liten rommelig utstrekning og gir derfor kun en lokal vertikal forurensning av bly.

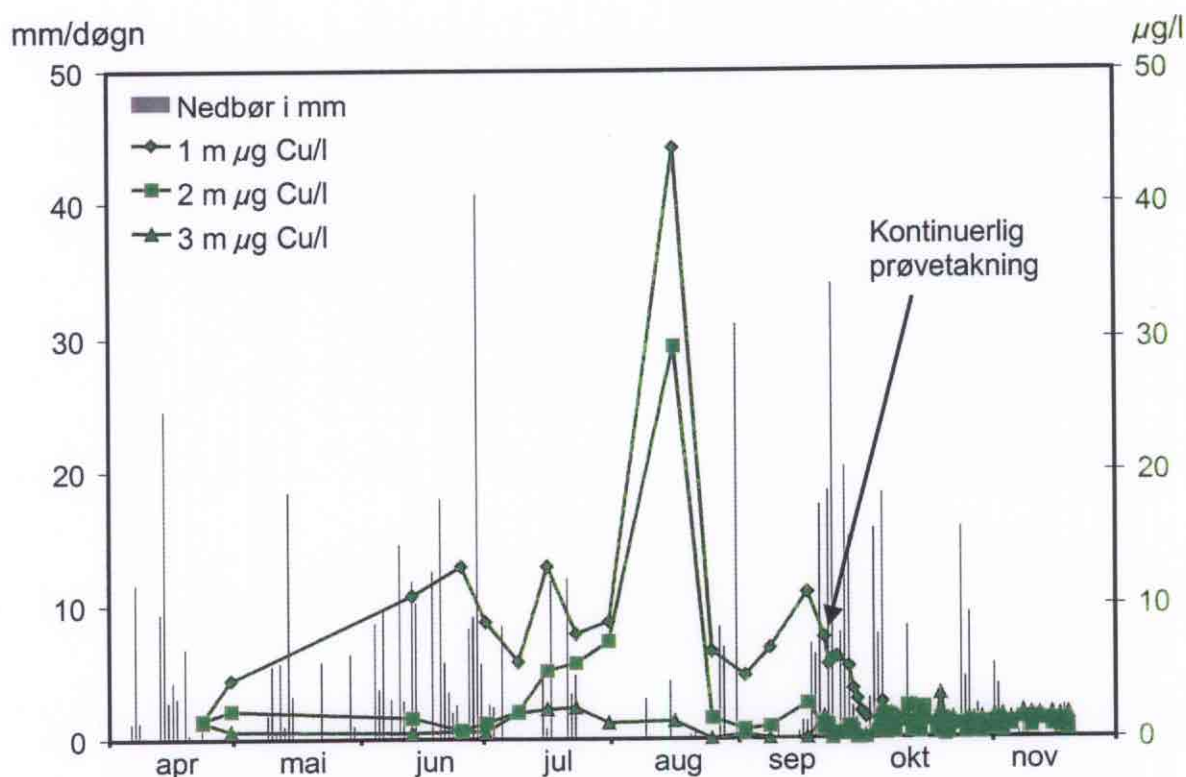
Grunnvannet på Sessvollmoen ble analysert for bly og resultatene er vist i Figur 4.15. Konsentrasjonene av bly overstiger ikke drikkevannskravet på 20 $\mu\text{g/l}$, men er "meget dårlig" i hennhold til SFT's klassifisering av tilstand (24). Variasjonen i konsentrasjonen av bly er stor i prøvetakningsperioden og viser at grunnvannet kontinuerlig blir påvirket av transporterte løste blyforbindelser fra umettet sone. Gjennomsnittskonsentrasjonene av bly er 2 $\mu\text{g/l}$, standardavvik er 3 $\mu\text{g/l}$ og median er 1 $\mu\text{g/l}$ for grunnvannet på Sessvollmoen.



Figur 4.15 Variasjonen over tid i konsentrasjonen ($\mu\text{g/l}$) av bly i grunnvannet på Sessvollmoen

4.2.3 Kobber

Kobberkonsentrasjonene i jordvæsken og i grunnvannet på Sessvollmoen var lave sammenlignet med antimon og bly. De høysete nivåene i jordvæsken kan synes å ha vært i perioder med lite nedbør og vil derfor gi en liten massetransport av kobber ned mot grunnvannet fordi det er liten vertikal transport.



Figur 4.16 Variasjonen i konsentrasjonen ($\mu\text{g/l}$) av kobber i jordvæsken over tid og nedbør i mm/døgn i måleperioden

Gjennomsnittsmengden av kobber i jordvæsken på 1 meter i måleperioden var $5,6 \mu\text{g/l}$ ($n = 53$). For 2 og 3 meter var konsentrasjonen respektive $1,8 \mu\text{g/l}$ ($n = 48$, $n = 16 <$ deteksjonsgrensen) og $1,3 \mu\text{g/l}$ ($n = 46$, $n = 7 <$ deteksjonsgrensen).

Gjennomsnittskonsentrasjonene på 2 og 3 meter er på samme nivå som konsentrasjonen i uforurenset grunnvannet fra Sessvollmoen som ligger på $1,8 \mu\text{g/l}$ ($n = 23$, $n = 2 <$ deteksjonsgrensen). Sammenlignes konsentrasjonene som er funnet i jordvæsken og grunnvannet med SFT's tilstandsklasser over metaller i vann, er jordvæsken på 1 meter "meget sterkt forurenset" mens porevannet på 2 og 3 meter og grunnvannet er "sterkt forurenset" (24). Den høyeste enkeltverdien ble målt på 1 meter og var $44 \mu\text{g/l}$. I forskrifter for drikkevann i Norge er selv denne høye konsentrasjonen innenfor kravet på $300 \mu\text{g/l}$ (kravet ved utløp fra pumpe og/eller behandlingsanlegg og deres underanlegg) (21). Krav for råvann er $20 \mu\text{g/l}$.

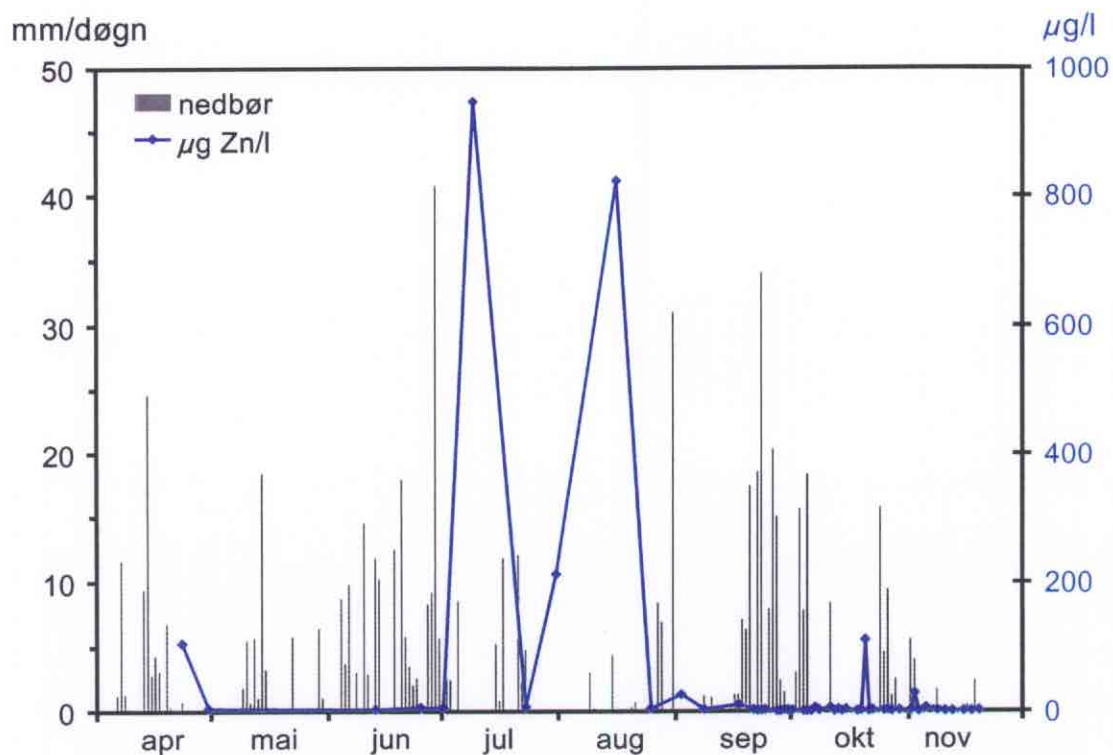
4.2.4 Sink

Sink ser ut til å ha de høyeste konsentrasjonene i jordvæsken i perioder med lite nedbør (Figur 4.17). I slike perioder er det sannsynlig mindre kvantitativ vertikaltransport av porevann i forhold til perioder med mye nedbør. I perioden juli og august var det to lengre periode uten nedbør og konsentrasjonen av sink steg kraftig i jordvæska på 1 meter. For de to andre jordvæskesugerene på 2 og 3 meter var det også perioder med høye konsentrasjoner i jordvæsken, men disse kom på et seinere tidspunkt i forhold til 1 meter. Forsinkelsen mellom jordvæskesugerene er ikke uventet siden sink vil ha en lavere transporthastighet enn porevann i et jord/væske system, fordi det vil foregå ionebytteprosesser som gir retensjon av metallet (2).

Gjennomsnittet av sink konsentrasjonen på 1 meter er 46 µg/l (medianen er 1 µg/l) og den høyeste konsentrasjonene som er målt er 946 µg/l. Om fortytning av jordvæsken alene skulle være årsak til den lave konsentrasjonen av sink i jordvæsken i perioder med mye nedbør, vil det være nødvendig å fortynne over 100 ganger. I feltforsøket ble jordfuktigheten i den øverste meteren av jorda målt (se beskrivelse i kapittel 3.2.1). Den høyeste jordfuktigheten i 15 cm dyp ble målt til 22,4 % mens den laveste var 10,7 %. Hvis det forutsettes at alt vann som finnes i jorda blir fortynnet av nedbøren vil dette gi en fortytning på 1:2 og dermed bare en halvering av metallkonsentrasjonen. I dypere lag vil det være en enda mindre variasjon i jordfuktigheten. Derfor er fortytningen for liten til at dette kan være den eneste forklaringen på de store variasjonene i konsentrasjonen av sink i jordvæska.

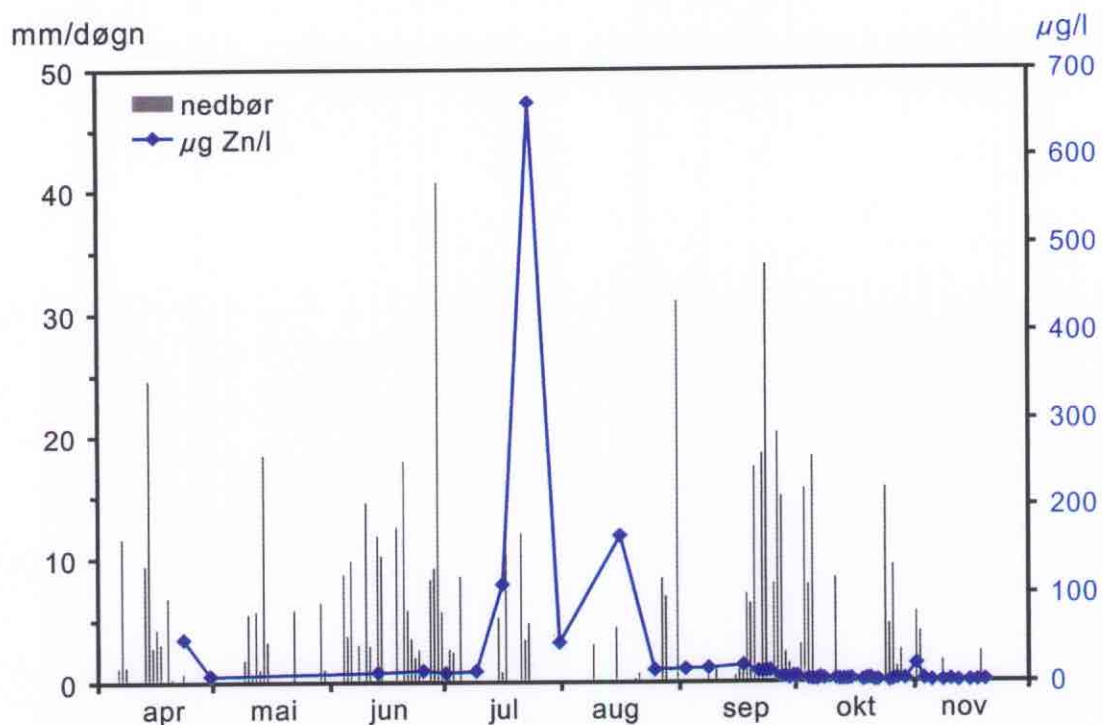
En av hypotesene kan derfor være at det i nedbørsperioder foregår en differensiert fortytning av jordvæska i de store og små porer. Ved nedbør vil vann som ikke holdes tilbake av matriksuget fra de mindre porene, følge de større porene i jorda. I de større porene vil det selv ved tørke, være en tynn film av vann på overflaten av jordpartiklene (23). Dette vannet vil være i kjemisk likevekt med tungmetallene i jordmatrikset når vanninnholdet er lavere enn feltkapasitet i perioder med lite nedbør. Feltpasitet i jord gir ingen eller svært liten vertikal vanntransport. I disse nedbørsfattige perioder og tørke vil derfor de store porene etterhvert inneholde lite vann mens de mindre porene inneholder fortsatt en stabil mengde vann. Jordvæskesugeren samler vann fra både små og store porer. Under nedbørsperioder derimot, vil de større porene etterhvert bli fylt med væske som fortynner vannkonsentrasjonen av tungmetaller som ligger på overflaten av mineralpartiklene. Systemet rekker ikke å innstilles i noen ny kjemisk likevekt og konsentrasjonen av sink som transporteres vertikalt ned i jorda vil minke betydelig. Under denne situasjonen vil jordvæskesugeren samle den største andelen av vann fra de store porene hvor vannet er lettere tilgjengelig på grunn av lavere trykkpotensiale (23).

Konsentrasjonene av sink i jordvæsken og i grunnvannet var generelt lave sammenlignet med antimon og bly. Selv med de periodisk høye nivåene som ble målt i jordvæsken under feltperioden, gir ikke dette grunn til å tro at det er en større massetransport av sink ned mot grunnvannet.

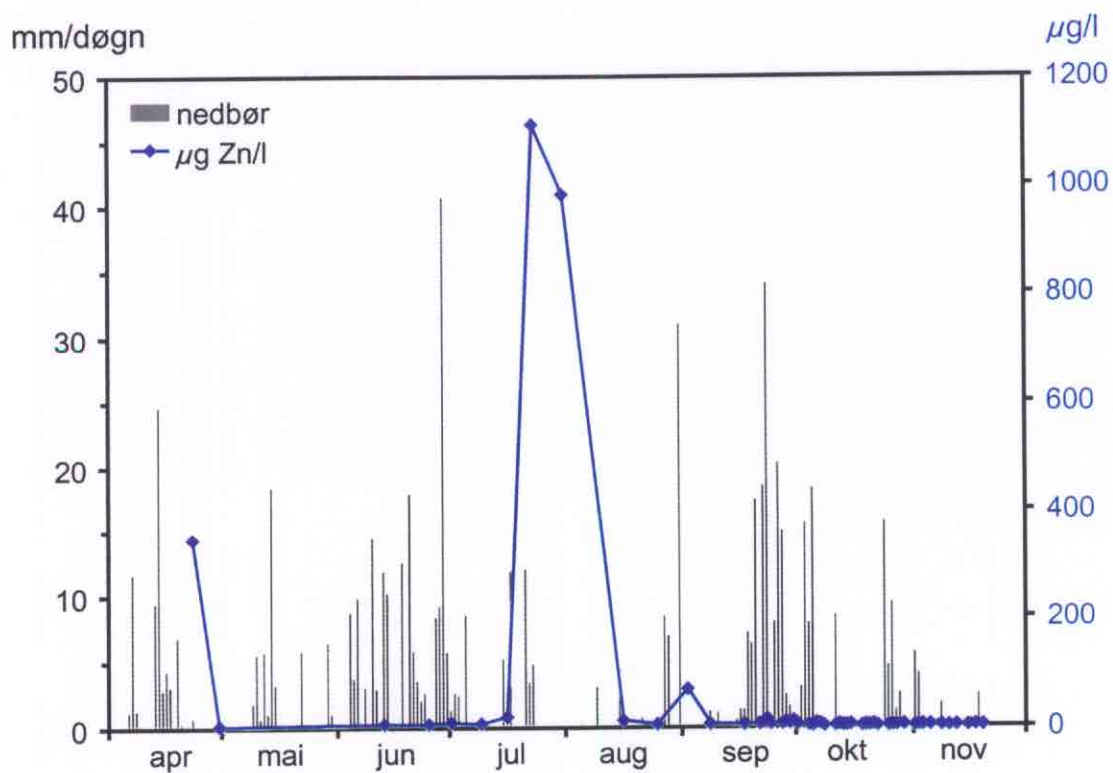


Figur 4.17 Variasjonen i konsentrasjonen ($\mu\text{g/l}$) av sink over tid i jordvæsken på 1 m og nedbør i mm/døgn

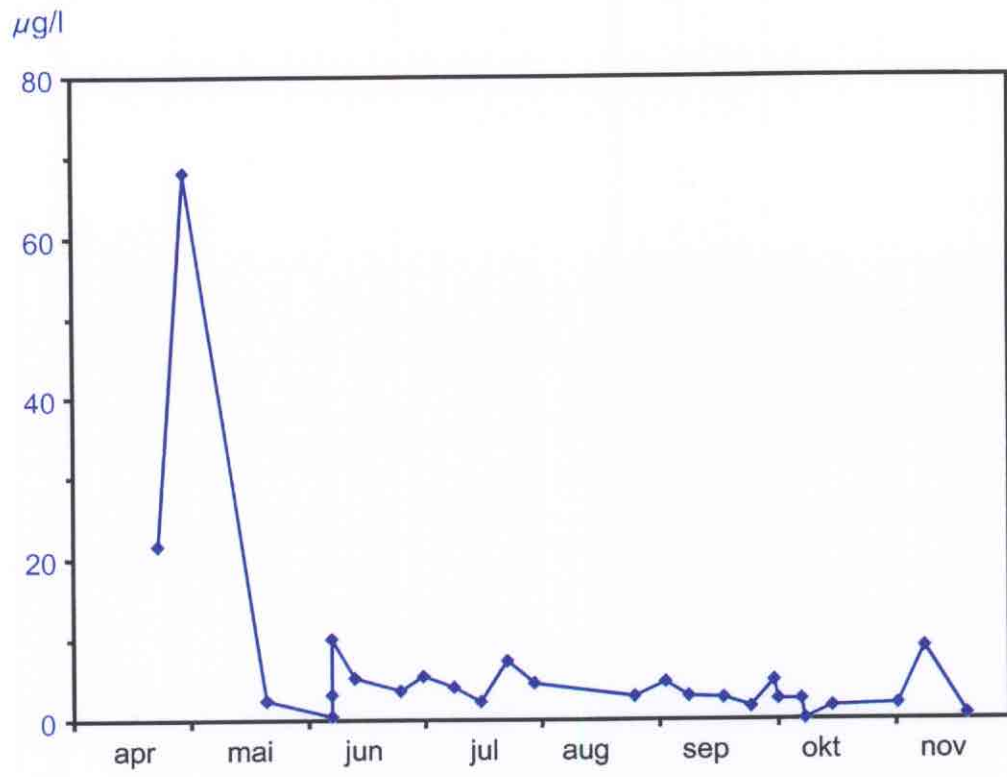
Konsentrasjonene av sink i grunnvannet på Sessvollmoen er vist i Figur 4.20. Det ser ut til at konsentrasjonen av sink var noe høyere i april enn for resten av måleperioden og over tid var gjennomsnittet på $7 \mu\text{g/l}$ (medianen var $3 \mu\text{g/l}$). Disse konsentrasjonene er lavere enn drikkevannskravet i Norge hvor den veiledende verdien er $100 \mu\text{g/l}$ (21). Målingene viser derfor en svak indikasjon på at grunnvannet er påvirket av skyteaktiviteten og tilstandsklassen etter SFT sin veiledning er "moderat forurenset" (24).



Figur 4.18 Variasjonen i konsentrasjonen ($\mu\text{g/l}$) av sink i jordvæsken over tid på 2 m og nedbør i mm/døgn



Figur 4.19 Variasjonen over tid i konsentrasjonen ($\mu\text{g/l}$) av sink i jordvæsken på 3 m og nedbør i mm/døgn

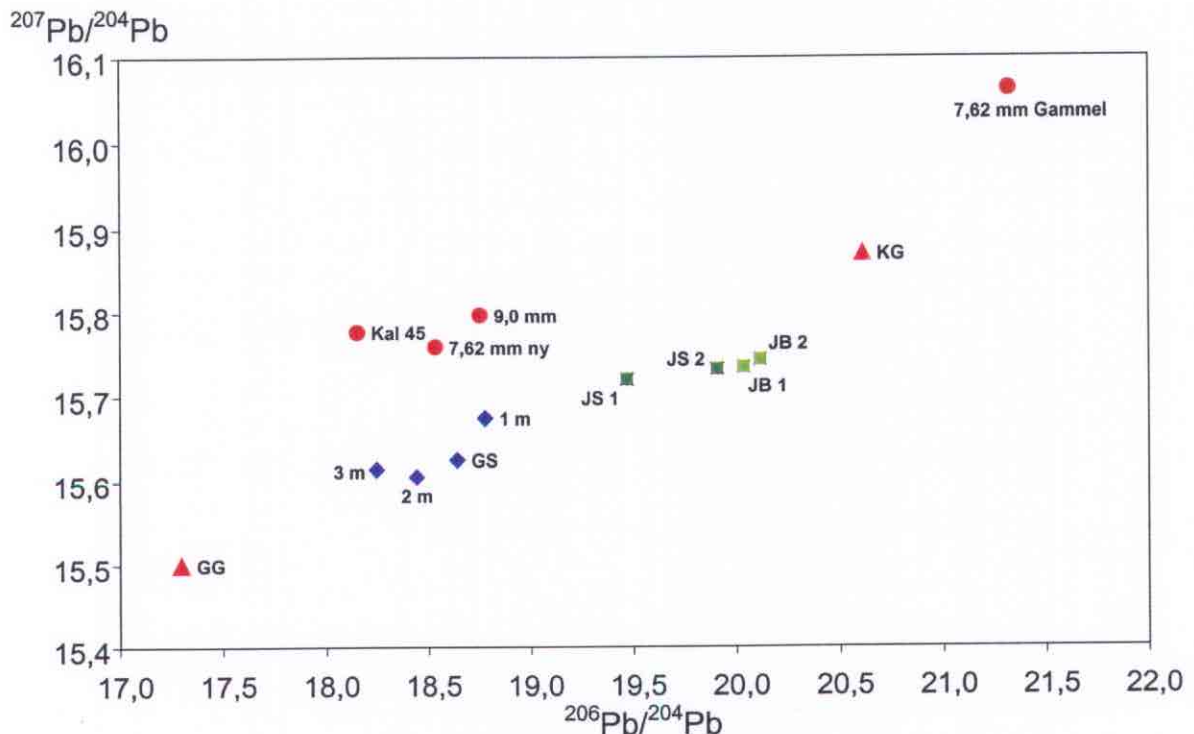


Figur 4.20 Variasjonen i konsentrasjonen ($\mu\text{g/l}$) av sink over tid i grunnvannet på Sessvollmoen

4.3 Isotopsammensetning av bly i kuler, jord, jordvæske og grunnvann

Bly inneholder en blanding av fire stabile (ikke radioaktive) isotoper med atomvekt 204, 206, 207 og 208 (24). Isotopsammensetningen av bly endres med tiden, fordi forskjellige mengder av isotopene 206, 207 og 208 dannes som et sluttprodukt av de respektive radioaktive isotopene av ^{238}U , ^{235}U og ^{232}Th . Når bly mineralene blir dannet fra jordas kjerne ved konsentrering og sammenhopning, har de en isotopsammensetning tilsvarende den geologiske epoken de blir avsatt i.

Isotopsammensetningen ble analysert på prøver fra skytebane 6 på Sessvollmoen og fra nærområdet. Prøvene var tatt fra skytevollen, porevannet på 1, 2 og 3 meter, grunnvannet under vollen og for en del utvalgte kuler. Det ble også analysert prøver fra bakgrunnsjord hvor den ene ble tatt 150 meter vest og den andre 300 m vest-nordvest for skytebanen i 15 til 40 cm dyp. For å sammenligne isotopforholdet i grunnvannet med en referanse ble en grunnvannsprøve fra Moreppen ved Gardermoen også analysert. En jordprøve fra Kastad ved Gjøvik som er jord fra naturlig blyforurensning ble også analysert. Resultatet av analysen er vist i Figur 4.21 ved forholdstallene $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ og $^{207}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$.



Figur 4.21 Forholdet mellom blyisotoper i grunnvann Gardermoen (GG), jordvæske på 1 (1 m), 2 (2 m) og 3 (3 m) meter, grunnvann fra skytebanen på Sessvollmoen (GS), jord fra skytebanevollen i 20 - 30 cm dyp (JS 1) og 30 - 40 cm (JS 2), uforurenset bakgrunnsjord (JB 1 og JB 2) og 4 prosjektiler (2 stk 7,62 mm, 1 stk 9,0 mm og 1 stk kaliber 45). I tillegg en referansejordprøve fra Kastad ved Gjøvik (KG)

Hensikten med isotopmålingene var å undersøke om det var mulig å påvise forurensning av bly fra prosjektilder i pore- og grunnvannet. Hypotesen var om blyisotopsammensetningen i pore- og grunnvann kunne sammenlignes med isotopsammensetningen i kuler. Hvis dette er tilfelle ville det ha vært mulig å bruke metoden for å bestemme blykilden ved målinger av bly i forurenset overflate- og grunnvann i tilknytning til skytebaner. Analyseresultatene av jord, kuler og vann viser stor spredning i forholdstallene av blyisotoper som derfor gjør at isotopsammensetningen ikke kan sammenlignes for å sjekke kilden til blyforurensningen. Spredningen i isotopsammensetningen i kuler kommer av at de forskjellige ammunisjonsprodusentene bruker bly fra forskjellige malmforekomster (26). Dette gjør at en produsent har varierende isotopforhold i samme type ammunisjon avhengig av blyet som er brukt. Selv jordprøvene fra skytevollen som burde ha et gjennomsnitt av de kulene som er brukt på skytebanen viste også et annet isotopforhold enn jordvæsken. Dette kan kanskje forklares med at antallet kuler som ble analysert var svært få og at jordprøven som ble tatt ut mitt på vollen hadde en annen belastning av kuler enn jorda lenger ut til siden. Figur 4.21 viser at jordprøven (JS 2) fra vollen hadde en isotopsammensetning i nærheten av det bakgrunnsprøvene hadde. Dette er et resultat av at blykonsentrasjonene fra skyteaktiviteten ikke er fordelt seg noe særlig dypere enn 30 cm, og derfor vil det meste av blyet som var i prøve JS 2 være naturlig.

5 KONKLUSJON

Gjennom prosjektet 720 "utvikling av metoder for miljøanalyser i forsvaret" ble det etablert et prøvetakingssystem for grunnvann og jordvæske på skytebane 6 på Sessvollmoen. I perioden 23 april 1999 til 19 november samme år ble det hentet inn jordvæske- og grunnvannsprøver for tungmetallanalyse. Prøvetakingssystemet bestod av tre jordvæskesugere i forskjellig dyp og en grunnvannsbrønn. En viktig målsetningen med arbeidet var å studere vertikal transport av tungmetaller i tilknytning til skytebanen. Selve etableringen av prøvetakingssystemet ble utført med hjelp fra Norges geotekniske institutt. Utstyret ble endret noe underveis for å bedre prøvetakingen. Konklusjoner basert på de nivåene som er funnet av tungmetaller i grunnvannet er gjort med bakgrunn i gjennomsnittsverdier på landsbasis og ikke bakgrunnsreferanser fra Sessvollmoen. Det var ikke tilgjengelig grunnvannsbrønn i referanseområde nær skytebanene på Sessvollmoen.

5.1 Utstyr

Bruk av jordvæskesugere og grunnvannsbrønn i undersøkelser av vertikal transport av tungmetaller i jord viste seg å være godt egnet utstyr. Jordvæskesugerene i PTFE som ble brukt adsorberer i liten grad tungmetaller og vil derfor gi et godt bilde av tungmetallinnholdet i jordvæsken. I denne undersøkelsen ble jordvæskesugerene plassert vertikalt ned i jorda. Dette gjør at det er muligheter for sprekkdannelse mellom jorda og jordvæskesugeren som igjen kan resultere i dårlig kapillarkontakt med jorda. Den dårlige kontakten vil gi muligheten for "bypass" av mobilt vann. Årsaken til mulig sprekkdannelse er at blandingen med kvartssand og vann ikke fyller opp hele tomrommet mellom jordvæskesugeren og jorda etter at den har blitt satt ned i det borede hullet. Dette kan være en årsak til at jordvæskesugeren på to meter ikke fulgte de samme trendene som de to andre væskesugerene. Problemet vil sannsynligvis reduseres ved at de settes ned på skrå i jorda. Selv om vakuemet på jordvæskesugerene i lysimeteranlegget på Sessvollmoen varierte mellom -300 til -750 mbar, viste analyseresultatene av væskeprøvene både hvordan konsentrasjonene av de forskjellige metallene varierte over tid og endringer i konsentrasjonen mellom mobilt vann i de større porene og mindre mobilt vann i de mindre porene. Etter behandlingen av analyse materialet er erfaringen at antall jordvæskesugere burde ha vært flere i de enkelte dyp. Det kunne ha vært plassert minst tre stk i hvert dyp for å få sikre resultater. For å oppveie mulighetene for feil ble det isteden tatt hyppigere prøver. De metodene som har vært benyttet har gitt verdifull kunnskap i hvordan en bør kartlegge forurensninger på skytebaner.

5.2 Tungmetallfordeling

Resultatet av fordelingen og spredning av tungmetaller i jord med partikkelstørrelsen < 2 mm på skytebane 6 ved Sessvollmoen, viser at forholdet mellom bly og kobber er forskjellig fra det forholdet som finnes i kulene. Årsaken til dette er at bly- og antimonlegeringen i kjernen er mykere enn kobber-sinklegeringen i mantelen. Dette fører til at prosjektilene lettere deler seg opp ved mekanisk påvirkning, noe som gjør at fragmenteringen av bly/antimon legeringen i kuler er vesentlig raskere enn for kobber/sink legeringen. Ved sikting vil derfor mye av

kobber-sinklegeringen bli frasiktet på grunn av at det er en større andel av fragmentene større enn 2 mm i forhold til bly-antimon. Mengden av bly og kobber i et 7,62 mm prosjektil er respektive 5,64 g og 2,75 g og utgjør henholdsvis 60 % og 29 % av totalmengden i prosjektilet. Hvis det forutsettes at det hovedsakelig brukes 7,62 mm ammunisjon ved skytebanen, så viste analyseresultatene fra skytevollen at bly i jord med partikkelstørrelse < 2 mm utgjør 87 % av gjennomsnittsmengden av de fire metallene (øverste 15 cm). Resultatene fra undersøkelsen støtter opp under hypotesen om at fragmentering av kuler er en av de viktigste faktorene for nedbryting av kuler i jord. Prosjekttilfragmentene som ligger i jorda vil ved skyting få en avskrapning i forvitringsoverflaten. Denne avskrapningen og oppdelingen gjør at overflaten i forhold til volumet øker. Dette vil føre til en økt korrosjonshastighet og med større mulighet for at blant annet organiske molekyler kan chelatere forvitningsforbindelser, noe som fører til en økning i mobilitet.

Det viste seg at 90% av bly og antimon mengden ble funnet i de øverste 30 cm av øvre jordlag. For kobber og sink er respektive 70 % og 45 % i de øverste 30 cm av jorda.

5.3 Tungmetalltransport

Generelt for alle metallene er at det ikke er noen stor massetransport av tungmetallene ned i jorda i forhold til de mengder som blir deponert på skytebanen. Men det er en spredning som kan være til bekymring for fremtidig bruk av grunnvannet som drikkevannskilde i nærheten av skytebanene på Sessvollmoen.

5.3.1 Antimon

Feltforsøket viste at den vertikale transporten av antimon i sandjord på Sessvollmoen er betydelig. Transporten skjer i pulser med relativt høye konsentrasjoner. Den høyeste konsentrasjonen målt på 3 meter var over 80 µg/l. Antimon ser ut til å være det mest mobile av de fire metallene som er undersøkt. Det kan se ut som om det er en sammenheng mellom DOC og antimon i jordvæska. På bakgrunn av korrelasjonen kan det se ut til at DOC er med og styrer mobilitet og transport av antimon. Allikevel er hastigheten for metallet ned til en meter ca en dag forsinket i forhold til DOC. Ved høye konsentrasjoner av DOC blir sammenhengen mellom antimon og DOC mer uklar. Dette resultatet viser at det også er andre faktorer som styrer mobiliteten av antimon. Transporthastigheten er estimert til å være en meter i døgnet i de øverste tre meterne av sandjorda basert på målinger av jordfuktigheten. Transporten skjer i perioder med mye nedbør og spesielt etter tørkeperioder. I grunnvannet ble det målt konsentrasjoner som var høyere (maksimalt 8 µg/l) enn EU's drikkevannsdirektiv på 5 µg/l, men lavere en dagens drikkevannskrav i Norge (10 µg/l). En kan heller ikke se bort fra at dette problemet også gjelder andre jordarter enn sandjord. Kunnskaper omkring dette er mangelfulle og bør undersøkes nærmere på andre lokaliteter.

5.3.2 Bly

Konsentrasjonene i jordvæska varierte mye over tid og dyp. De høyeste konsentrasjonene av bly ble målt på tre meter. Variasjonen mellom en og tre meter viste ingen korrelasjon slik som

for antimon. På en meter varierte konsentrasjonene av bly mye, men hadde en maksimalverdi på 75 µg/l. Det kunne se ut til at det var en sammenheng mellom prøvetakingsmetode og konsentrasjonen av bly på en meter. Dette gjorde seg utslag i at variasjonen i blykonsentrasjonene var størst når vakuemet på jordvæskesugerene var på kontinuerlig i to til tre dager. Forklaringen blir spekulasjoner men det er ikke usannsynlig at det ved lengre tids vakuem på jordvæskesugeren vil forårsake et sug på porevann i lengre avstand fra jordvæskesugeren som kan ha en høyere konsentrasjon av bly. En annen forklaring kan være at suget på -750 mbar vil frakte jordvæske som sitter bedre bundet i de mindre porene til jordvæskesugeren og at denne væsken gir de høye konsentrasjonene i prøvene. For at bly bundet til mineraloverflater og kulefragmenter skal komme i likevekt med jordvæsken er dette avhengig av at kontaktiden mellom vann og mobile forvitningsforbindelser av bly er lang nok. Kontaktiden vil for vannet i de mindre porene være lang nok, mens i de større porene som transporterer vann relativt hurtig ned ikke kommer i likevekt med blyforbindelsene. Denne teorien støttes ut fra det faktum at konsentrasjonene i jordvæsken i tørkeperiodene i juli og august gav relativt høye konsentrasjoner av bly i jordvæsken.

Konsentrasjonene som er funnet i jordvæsken og plasseringen av jordvæskesugere viser at det er et vist potensiale for at mengden som lekker ned mot grunnvannet kan være betydelig høyere enn det som er målt i dette feltforsøket. Det skal heller ikke sees bort i fra at bly også vil kunne påvirke grunnvannet ned til 12 meter etter lengre tids bruk av banen. Verdiene målt i grunnvannet av tungmetaller i feltperioden gjør at vannet klassifisert som "meget dårlig" etter SFT's forurensningsklasser.

5.3.3 Kobber og sink

Ved tørke økte konsentrasjonene av sink og kobber i jordvæsken i langt større grad enn for bly. Dette er en effekt som kan ha flere fysiske og kjemiske forklaringer. I tørre perioder vil det være lav transporthastighet i poresystemet eller det vil være likevekt i systemet slik at ikke skjer noe transport av jordvæske. Slike perioder vil gi jordvæsken tilstrekkelig oppholdstid til å gå i likevekt med forvitrede kulefragmenter og jordmatrikset. Kjemiske likevektsreaksjoner er både tids- og temperaturavhengige. I de små porene er det mer sannsynlig at væsken er i likevekt med matrikset og analyse av jordvæske tatt i perioder med tørke gir derfor et høyt kobber- og sinkinnhold. I perioder med større vanntilgang i jorda vil det mobile vannet både fortynne jordvæsken og ha kortere kontaktid med jorda. Denne effekten gjør at sink og kobber ser ut til å være lite mobile og det vil derfor ikke være stor massetransport av disse metallene i sandjorda på Sessvollmoen.

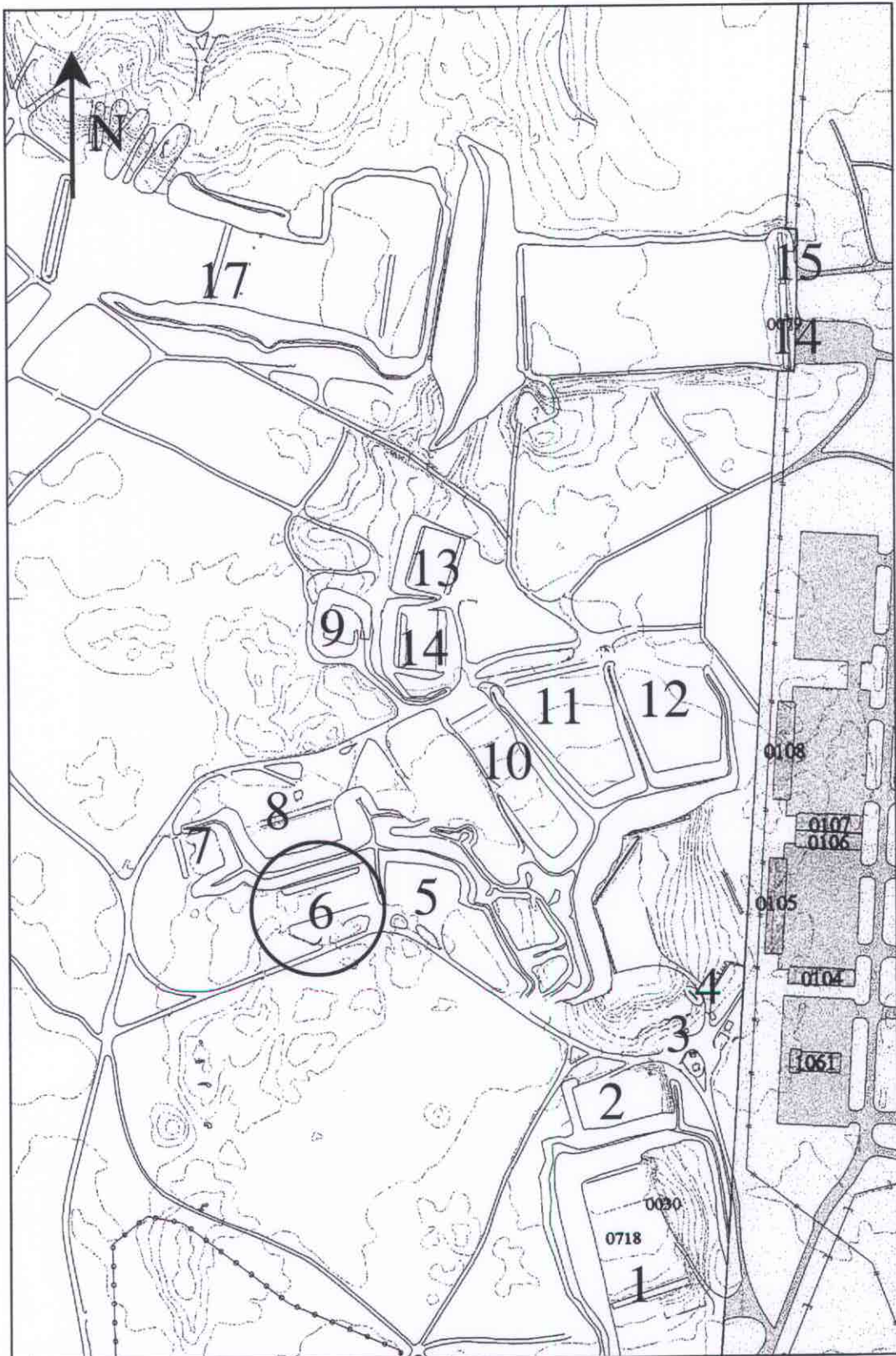
5.4 Isotopsammensetning

Det er ikke mulig med bakgrunn i de prøvene som ble analysert for isotopsammensetning, og bruke resultatene for å bestemme kilden til blyforurensningen i porevann og grunnvann på Sessvollmoen. Isotopsammensetningen av bly som brukes i produksjon av prosjektilene varierer avhengig av i hvilken tidsepoke blymalmen er avsatt i. Ammunisjonsprodusentene bruker forskjellige leverandører av bly og det er derfor sannsynlig at det bare er ved samme

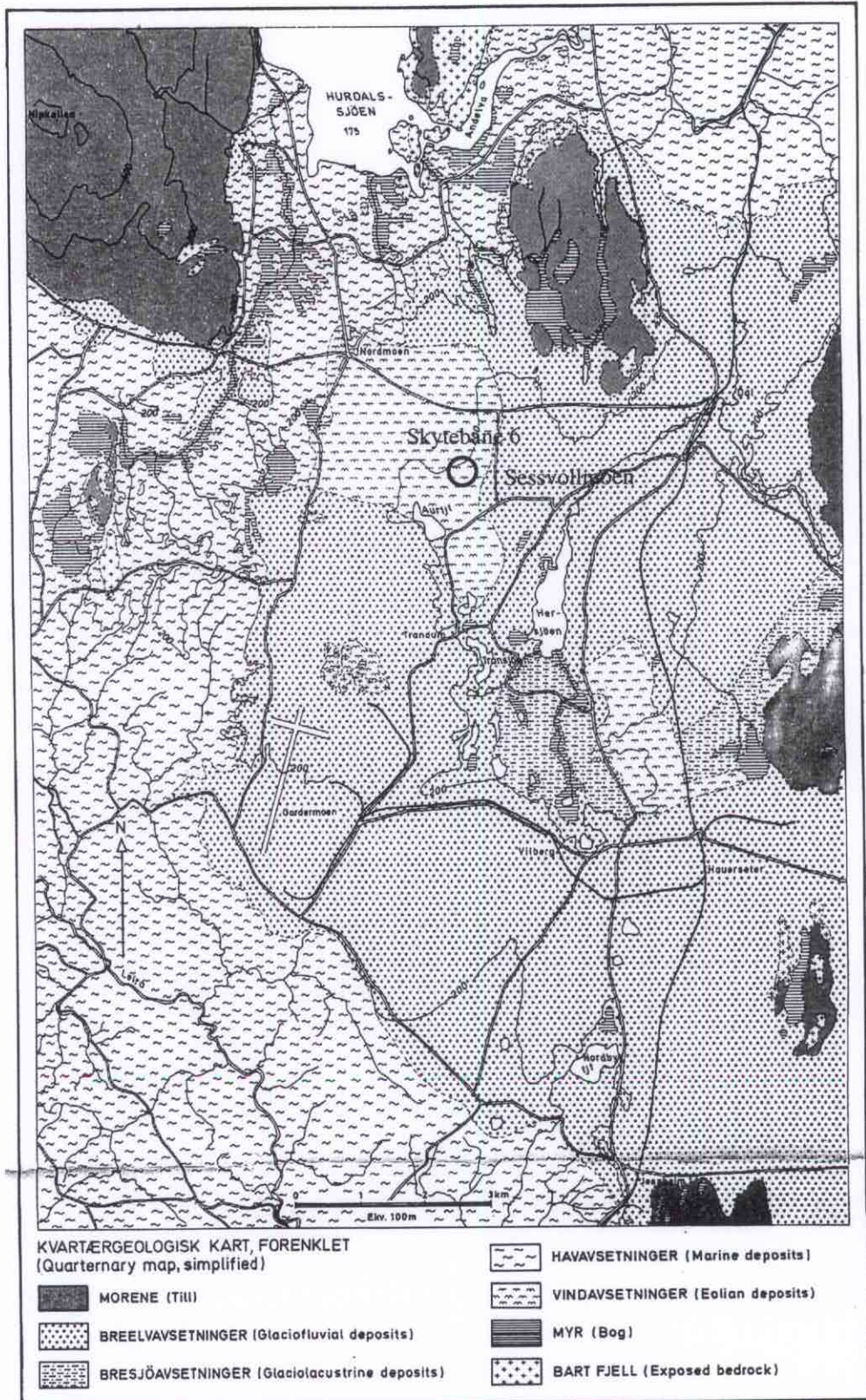
ammunisjonslot at isotopsammensetningen i kulene er like. Denne metoden anbefales ikke for å finne kilden av blyforurensningen tilknyttet skytebaner.

APPENDIKS

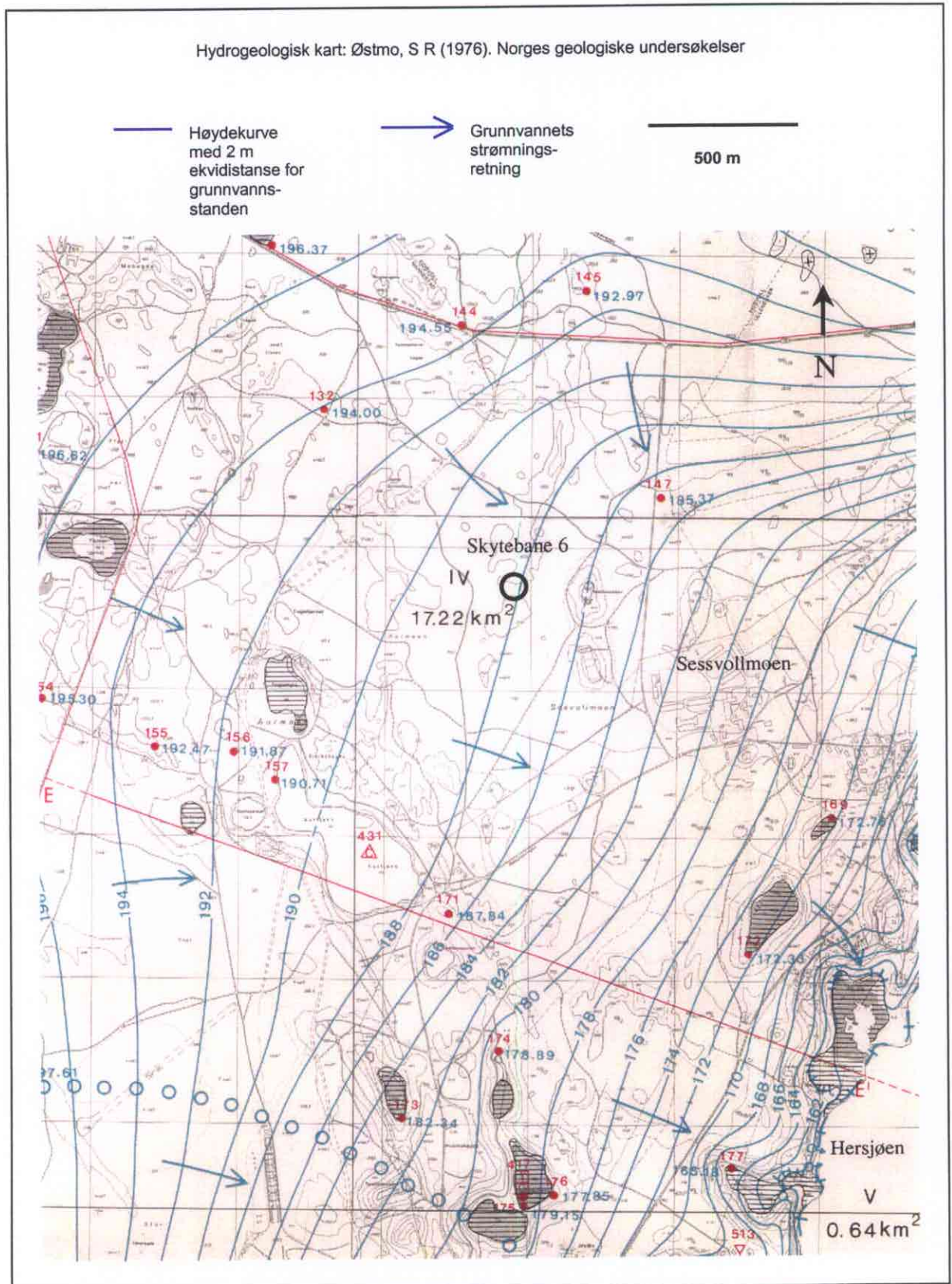
A KART OVER SKYTEBANER OG LOKALITETEN FOR FELTARBEIDET PÅ
SESSVOLLMOEN



B KVARTÆRGEOLOGISK KART OVER SESSVOLLMOEN



C GRUNNVANNSKART FOR OMRÅDE SESSVOLLMOEN



D OVERSIKT OVER JORDPRØVER OG ANALYSERESULTATER

Felt id	Beskrivelse	Prøve nr	Pb mg/kg jord	Cu mg/kg jord	Sb mg/kg jord	Zn mg/kg jord
100	0-10 cm	99-298	29	21,7	13	44
101	0-10 cm	99-299	18	99,8	23	34
102	0-10 cm	99-300	38	18,9	14	60
103	0-10 cm	99-301	24	10,5	21	125
104	0-10 cm	99-302	4970	168	429	73
105	0-10 cm	99-303	242	84,4	32	49
150	0-15 cm	99-304	5130	486	245	87
151	15-30 cm	99-305	1640	360	63	76
152	30-45 cm	99-306	579	236	38	72
153	45-60 cm	99-307	776	347	48	100
160	0-15 cm	99-308	46200	1058	3110	170
161	15-30 cm	99-309	16100	955	1020	151
162	30-45 cm	99-310	72	42,7	40	56
163	45-60 cm	99-311	22	21,4	41	58
200	0-10 cm	99-312	10	15,0	31	87
201	0-10 cm	99-313	19	15,7	36	75
202	0-10 cm	99-314	32	76,3	23	112
203	0-10 cm	99-315	63	26,6	34	75
204	0-10 cm	99-316	370	122	38	126
205	0-10 cm	99-317	184	96,3	42	69
250	0-15 cm	99-318	3738	825	488	205
251	15-30 cm	99-319	1320	287	40	99
252	30-45 cm	99-320	439	183	45	78
253	45-60 cm	99-321	398	109	51	1510
260	0-15 cm	99-322	12000	1030	1290	179
261	15-30 cm	99-323	263	88,5	40	70
262	30-45 cm	99-324	59	52,9	30	47
263	45-60 cm	99-325	532	765	37	153
300	0-10 cm	99-326	8	19,5	32	90
301	0-10 cm	99-327	17	19,2	49	86
302	0-10 cm	99-328	36	18,5	26	72
303	0-10 cm	99-329	35	17,3	29	88
304	0-10 cm	99-330	3440	20,6	591	1760
305	0-10 cm	99-331	1080	74,0	108	57
350	0-15 cm	99-332	2330	552	116	150
351	15-30 cm	99-333	719	183	50	86
352	30-45 cm	99-334	473	179	46	79
353	45-60 cm	99-335	295	109	25	60
360	0-15 cm	99-336	3410	424	134	182
361	15-30 cm	99-337	11900	240	711	102
362	30-45 cm	99-338	508	185	35	66
363	45-60 cm	99-339	622	287	37	66
400	0-10 cm	99-340	461	18,6	33	70
401	0-10 cm	99-341	486	13,6	19	72
402	0-10 cm	99-342	66	11,1	49	93
403	0-10 cm	99-343	114	21,6	39	69
404	0-10 cm	99-344	234	93,2	42	73
405	0-10 cm	99-345	334	110	56	121
450	0-15 cm	99-346	5320	394	402	129
451	15-30 cm	99-347	747	284	57	125

Felt id	Beskrivelse	Prøve nr	Pb mg/kg jord	Cu mg/kg jord	Sb mg/kg jord	Zn mg/kg jord
452	30-45 cm	99-348	197	70,5	71	78
453	45-60 cm	99-349	919	148	46	81
460	0-15 cm	99-350	5810	532	193	137
461	15-30 cm	99-351	1630	204	75	89
462	30-45 cm	99-352	305	37,9	49	47
463	45-60 cm	99-353	418	50,1	53	81
500	0-10 cm	99-354	25	22,0	45	71
501	0-10 cm	99-355	47	15,6	34	66
502	0-10 cm	99-356	37	15,1	44	83
503	0-10 cm	99-357	72	28,0	50	104
504	0-10 cm	99-358	174	8,2	64	68
505	0-10 cm	99-359	6	69,3	74	86
550	0-15 cm	99-360	158	236	74	75
551	15-30 cm	99-361	326	178	25	74
552	30-45 cm	99-362	319	180	31	76
553	45-60 cm	99-363	313	181	30	99
560	0-15 cm	99-364	3390	386	154	116
561	15-30 cm	99-365	23800	754	1370	166
562	30-45 cm	99-366	360	154	27	69
563	45-60 cm	99-367	37	44	53	63
jordprofil	0-10 cm	99-368	28000	698	1530	146
jordprofil	20-30 cm	99-369	16400	4910	1300	987
jordprofil	40-50 cm	99-370	30	54,5	59	73
jordprofil	60-70 cm	99-371	38	25,7	46	63
Bakgrunn	15- cm	99-372	11	16,3	1	53
Bakgrunn	15- cm	99-373	12	10,6	2	41
Kastad	0-15 cm	99-374	47500	149	38	431

**E OVERSIKT OVER ANALYSERESULTATER AV JORDSØYLEN TATT UT VED
BORING AV GRUNNVANNSBRØNNEN**

Prøve nr	Beskrivelse	Cu, mg/kg jord	Zn, mg/kg jord	Pb, mg/kg jord	Sb, mg/kg jord
98-412-31	2 cm	269	61	5420	115
98-412-30	4 cm	205	53	17800	280
98-412-29	6 cm	337	66	8100	435
98-412-28	8 cm	313	69	6080	208
98-412-27	10 cm	302	94	3440	146
98-412-26	12 cm	240	68	1290	64
98-412-25	14 cm	209	65	1520	52
98-412-24	16 cm	254	57	2550	76
98-412-23	18 cm	209	54	2570	66
98-412-22	20 cm	161	54	2060	53
98-412-21	22 cm	207	68	1410	38
98-412-20	24 cm	138	61	458	32
98-412-19	26 cm	41,7	46	168	7
98-412-18	28 cm	15,8	39	88	5
98-412-17	30 cm	10,9	34	59	6
98-412-16	32 cm	9,3	34	48	7
98-412-15	34 cm	15,6	35	8	2
98-412-14	36 cm	14,3	38	8	2
98-412-13	38 cm	14,6	38	5	-
98-412-12	40 cm	12,3	39	5	-
98-412-11	42 cm	12,6	37	7	-
98-412-10	44 cm	11,7	36	7	-
98-412-9	46 cm	11,5	32	8	-
98-412-8	48 cm	10,1	29	7	-
98-412-7	50 cm	8,8	35	6	-
98-412-6	52 cm	8,6	32	8	-
98-412-5	54 cm	8,4	31	6	-
98-412-4	56 cm	9,8	29	6	-
98-412-3	58 cm	8,7	28	5	-
98-412-2	60 cm	9,7	26	5	-
98-412-1	62 cm	10,1	25	11	-

F OVERSIKT OVER JORDVÆSKEPRØVER OG ANALYSERESULTATER

Prøve nr	Prøve dato	Dyp i meter	Pb µg/l	Cu µg/l	Sb µg/l	Zn µg/l
99-76	23.04.99	1	-	1,4	-	104
99-81	30.04.99	1	1	4,4	-	3
99-94	07.06.99	1	-	15,1	-	-
99-99	13.06.99	1	1	10,7	-	2
99-106	25.06.99	1	< 1	12,9	176	5
99-111	01.07.99	1	< 1	8,8	152	5
99-115	09.07.99	1	12	5,8	121	946
99-119	16.07.99	1	8	12,8	-	< 2
99-123	23.07.99	1	-	7,9	195	6
99-155	31.07.99	1	3	8,8	-	211
99-134	16.08.99	1	59	44,1	-	821
99-137	25.08.99	1	< 1	6,6	7	4
99-142	02.09.99	1	< 1	4,7	6	26
99-150	08.09.99	1	< 1	6,8	87	2
99-158	17.09.99	1	7	10,9	-	10
99-161	21.09.99	1	4	7,6	184	< 2
99-164	22.09.99	1	3	5,5	185	< 2
99-167	23.09.99	1	2	6,0	220	< 2
99-170	24.09.99	1	7	6,1	197	< 2
99-174	27.09.99	1	< 1	5,4	187	< 2
99-177	28.09.99	1	< 1	3,7	192	< 2
99-180	29.09.99	1	< 1	2,9	212	< 2
99-183	30.09.99	1	< 1	2,0	136	< 2
99-187	01.10.99	1	< 1	1,6	129	< 2
99-190	04.10.99	1	57	1,4	66	< 2
99-193	05.10.99	1	7	2,7	105	< 2
99-196	06.10.99	1	< 1	1,8	120	< 2
99-199	07.10.99	1	< 1	1,8	137	5
99-203	08.10.99	1	< 1	1,7	113	< 2
99-207	11.10.99	1	75	1,3	69	4
99-210	12.10.99	1	7	1,1	74	< 2
99-213	13.10.99	1	4	2,4	68	2
99-216	14.10.99	1	< 1	1,3	73	< 2
99-219	15.10.99	1	< 1	1,0	75	2
99-223	18.10.99	1	8	1,3	53	< 2
99-226	19.10.99	1	11	1,8	65	< 2
99-229	20.10.99	1	3	0,9	62	110
99-232	21.10.99	1	< 1	1,0	71	< 2
99-236	22.10.99	1	< 1	1,1	69	< 2
99-239	25.10.99	1	7	1,1	37	< 2
99-250	26.10.99	1	6	1,0	71	< 2
99-253	27.10.99	1	2	1,0	70	< 2
99-256	29.10.99	1	< 1	1,1	80	< 2
99-259	01.11.99	1	7	1,3	46	< 2
99-263	02.11.99	1	12	1,3	83	28
99-265	03.11.99	1	3	1,4	84	< 2
99-268	05.11.99	1	3	1,3	76	5
99-271	08.11.99	1	41	1,6	65	< 2
99-275	10.11.99	1	4	1,7	91	< 2
99-278	12.11.99	1	1	1,7	87	< 2
99-281	15.11.99	1	34	1,5	57	< 2
99-289	17.11.99	1	3	1,4	80	< 2
99-292	19.11.99	1	1	1,1	70	< 2

Prøve nr	Prøve dato	Dyp i meter	Pb µg/l	Cu µg/l	Sb µg/l	Zn µg/l
99-77	23.04.99	2	-	1,4	-	48
99-82	30.04.99	2	4	2,2	-	7
99-95	07.06.99	2	-	1,1	-	-
99-100	13.06.99	2	< 1	1,6	-	11
99-107	25.06.99	2	< 1	0,7	21	12
99-112	01.07.99	2	4	1,2	24	10
99-116	09.07.99	2	< 1	2,0	19	12
99-120	16.07.99	2	1	5,1	-	110
99-124	23.07.99	2	-	5,7	19	661
99-154	31.07.99	2	5	7,3	-	44
99-135	16.08.99	2	55	29,4	-	165
99-138	25.08.99	2	< 1	1,6	< 5	14
99-143	02.09.99	2	< 1	0,7	6	15
99-151	08.09.99	2	< 1	0,9	25	16
99-159	17.09.99	2	4	2,6	-	18
99-162	21.09.99	2	< 1	0,6	7	12
99-165	22.09.99	2	1	1,0	11	11
99-168	23.09.99	2	< 1	<0,5	< 5	12
99-171	24.09.99	2	< 1	<0,5	10	12
99-175	27.09.99	2	< 1	0,9	13	5
99-178	28.09.99	2	< 1	0,5	< 5	5
99-181	29.09.99	2	< 1	<0,5	18	4
99-184	30.09.99	2	1	<0,5	14	7
99-188	01.10.99	2	< 1	<0,5	23	6
99-191	04.10.99	2	1,4	0,5	11	3
99-194	05.10.99	2	< 1	1,7	8	2
99-197	06.10.99	2	< 1	<0,5	9	2
99-200	07.10.99	2	< 1	1,4	9	4
99-204	08.10.99	2	< 1	<0,5	10	3
99-208	11.10.99	2	< 1	2,4	5	3
99-211	12.10.99	2	< 1	0,5	8	2
99-214	13.10.99	2	< 1	0,5	< 5	2
99-217	14.10.99	2	< 1	<0,5	6	2
99-220	15.10.99	2	< 1	2,3	5	3
99-224	18.10.99	2	1	0,6	< 5	< 2
99-227	19.10.99	2	< 1	<0,5	< 5	3
99-230	20.10.99	2	< 1	<0,5	6	3
99-233	21.10.99	2	< 1	<0,5	< 5	< 2
99-237	22.10.99	2	< 1	1,0	< 5	< 2
99-240	25.10.99	2	< 1	<0,5	< 5	< 2
99-251	26.10.99	2	< 1	<0,5	5	< 2
99-254	27.10.99	2	< 1	<0,5	< 5	3
99-257	29.10.99	2	< 1	<0,5	< 5	3
99-260	01.11.99	2	< 1	0,6	< 5	20
99-266	03.11.99	2	< 1	0,5	< 5	2
99-270	05.11.99	2	< 1	0,9	< 5	< 2
99-272	08.11.99	2	< 1	1,5	-	< 2
99-276	10.11.99	2	< 1	0,8	< 5	< 2
99-279	12.11.99	2	< 1	1,3	< 5	< 2
99-282	15.11.99	2	< 1	0,9	-	< 2
99-290	17.11.99	2	< 1	0,7	8	< 2
99-293	19.11.99	2	< 1	0,6	-	< 2
99-78	23.04.99	3	-	1,3	-	344
99-83	30.04.99	3	< 1	0,6	-	2
99-101	13.06.99	3	< 1	0,5	-	5
99-108	25.06.99	3	< 1	0,6	63	5
99-113	01.07.99	3	< 1	0,5	32	8
99-117	09.07.99	3	3	2,0	60	6
99-121	16.07.99	3	< 1	2,2	< 5	18
99-125	23.07.99	3	-	2,4	45	1110
99-156	31.07.99	3	1	1,2	38	981

Prøve nr	Prøve dato	Dyp i meter	Pb $\mu\text{g/l}$	Cu $\mu\text{g/l}$	Sb $\mu\text{g/l}$	Zn $\mu\text{g/l}$
99-136	16.08.99	3	5	1,3	< 5	12
99-139	25.08.99	3	< 1	<0,5	< 5	4
99-144	02.09.99	3	< 1	<0,5	7	68
99-152	08.09.99	3	< 1	<0,5	49	4
99-160	17.09.99	3	< 1	<0,5	79	4
99-163	21.09.99	3	< 1	1,5	85	5
99-166	22.09.99	3	3	1,3	59	7
99-169	23.09.99	3	1	<0,5	54	13
99-172	24.09.99	3	2	<0,5	62	4
99-176	27.09.99	3	3	<0,5	60	5
99-179	28.09.99	3	14	<0,5	42	9
99-182	29.09.99	3	41	<0,5	43	6
99-185	30.09.99	3	48	<0,5	40	10
99-189	01.10.99	3	89	<0,5	49	4
99-192	04.10.99	3	127	1,0	36	2
99-195	05.10.99	3	128	1,1	36	< 2
99-198	06.10.99	3	136	1,4	36	6
99-201	07.10.99	3	136	1,6	36	4
99-205	08.10.99	3	164	1,5	38	< 2
99-209	11.10.99	3	147	1,2	37	< 2
99-212	12.10.99	3	144	2,4	33	3
99-215	13.10.99	3	145	1,2	32	< 2
99-218	14.10.99	3	132	1,2	41	< 2
99-221	15.10.99	3	134	1,5	28	3
99-225	18.10.99	3	130	1,3	34	< 2
99-228	19.10.99	3	132	3,3	27	2
99-231	20.10.99	3	121	1,3	29	< 2
99-234	21.10.99	3	125	1,4	32	3
99-238	22.10.99	3	125	1,5	27	< 2
99-241	25.10.99	3	125	1,4	28	< 2
99-252	26.10.99	3	116	1,4	25	< 2
99-255	27.10.99	3	109	1,4	21	< 2
99-258	29.10.99	3	107	1,5	25	< 2
99-261	01.11.99	3	109	1,7	17	< 2
99-264	02.11.99	3	90	1,6	24	2
99-267	03.11.99	3	108	1,7	23	< 2
99-269	05.11.99	3	131	1,4	24	< 2
99-273	08.11.99	3	116	2,0	26	< 2
99-277	10.11.99	3	118	1,8	18	< 2
99-280	12.11.99	3	120	1,7	17	< 2
99-283	15.11.99	3	125	1,8	22	< 2
99-291	17.11.99	3	117	1,7	21	< 2
99-294	19.11.99	3	126	1,8	19	< 2

G OVERSIKT OVER JORDFUKTIGHETSMÅLINGER

Dato	Vol % vann					
	Dyp 15 cm	Dyp 30 cm	Dyp 45 cm	Dyp 60 cm	Dyp 75 cm	Dyp 90 cm
21.09.99	15,5	23,4	21,5	15,6	14,4	8,0
22.09.99	22,4	26,1	23,5	17,5	14,9	8,7
23.09.99	16,1	24,1	22,7	17,6	16,0	13,0
24.09.99	15,0	23,9	22,0	16,4	15,2	11,2
26.09.99	16,0	23,9	22,4	16,9	15,5	12,5
27.09.99	17,7	24,4	22,7	17,4	15,3	12,4
28.09.99	15,7	24,0	22,2	16,6	15,3	11,5
29.09.99	14,8	23,9	21,6	15,8	14,5	10,0
30.09.99	14,9	23,7	21,5	15,5	14,7	9,0
01.10.99	14,1	23,7	21,1	14,7	14,1	8,2
04.10.99	16,9	23,9	22,0	16,0	14,5	9,9
05.10.99	17,0	24,3	22,4	16,9	15,4	10,3
06.10.99	15,6	24,1	21,9	16,0	14,7	10,3
07.10.99	15,0	24,1	21,6	15,4	14,3	9,0
08.10.99	14,0	23,7	21,3	15,1	13,8	8,8
11.10.99	14,0	23,6	20,9	14,0	12,7	7,2
13.10.99	13,6	23,6	20,9	12,4	12,8	7,5
14.10.99	13,3	23,6	20,9	12,6	12,7	6,8
15.10.99	13,4	23,6	20,9	12,5	12,7	7,2
18.10.99	12,7	23,5	20,5	12,4	11,7	6,5
19.10.99	12,8	23,4	20,4	13,2	12,0	6,1
21.10.99	12,1	23,3	20,3	12,7	11,5	5,9
25.10.99	16,1	23,7	21,1	12,2	11,4	6,7
29.10.99	14,2	23,6	21,1	13,0	12,9	8,1
01.11.99	14,5	23,6	20,9	12,3	12,8	6,9
02.11.99	15,2	23,7	21,0	14,1	13,0	6,8
08.11.99	12,7	23,5	20,6	12,1	12,1	6,8
10.11.99	12,6	23,4	20,4	11,6	12,1	5,8
15.11.99	11,9	23,4	20,3	12,8	10,7	5,7
19.11.99	10,7	23,2	20,0	11,5	10,2	6,1

Alle jordfuktighetsmålingene er oppgitt i vol % vann.

H OVERSIKT OVER GRUNNVANNSPRØVER OG ANALYSERESULTATER

Prøve nr	Prøve dato	Beskrivelse	Pb µg/l	Cu µg/l	Sb µg/l	Zn µg/l
99-80	23.04.99	Grunnvann	< 1	-	-	22
99-84	30.04.99	Grunnvann	< 1	-	-	68
99-122	21.05.99	Grunnvann	< 1	0,9	0,3	2
99-85	07.06.99	Grunnvann	< 1	-	-	< 2
99-98	13.06.99	Grunnvann	< 1	1,5	-	5
99-109	25.06.99	Grunnvann	< 1	1,2	5,2	4
99-110	01.07.99	Grunnvann	< 1	1,8	4,9	5
99-114	09.07.99	Grunnvann	2	1,2	-	4
99-118	16.07.99	Grunnvann	2	2,3	3,8	2
99-126	23.07.99	Grunnvann	-	1,2	4,9	7
99-153	30.07.99	Grunnvann	< 1	0,4	4,6	5
99-140	25.08.99	Grunnvann	< 1	1,4	5,7	3
99-141	02.09.99	Grunnvann	< 1	1,5	4,4	5
99-149	08.09.99	Grunnvann	< 1	0,8	7,3	3
99-157	17.09.99	Grunnvann	12	1,9	7,5	3
99-173	24.09.99	Grunnvann	1	1,2	4,5	< 2
99-186	30.09.99	Grunnvann	2	1,7	4,7	5
99-235	01.10.99	Grunnvann	< 1	2,5	4,1	3
99-202	07.10.99	Grunnvann	< 1	1,7	5,1	2
99-206	08.10.99	Grunnvann	4	2,1	4,5	< 2
99-222	15.10.99	Grunnvann	5	2,0	4,1	< 2
99-262	01.11.99	Grunnvann	< 1	3,1	3,9	< 2
99-274	08.11.99	Grunnvann	9	9,5	4,6	9
99-287	15.11.99	Grunnvann	2	2,8	3,7	< 2
99-295	19.11.99	Grunnvann	1	2,0	3,4	< 2

Antimon konsentrasjonene i grunnvannet ble analysert av NIVA

Norsk
 Institutt
 for
 Vannforskning

Postboks 173 Kjelsås
 0411 Oslo
 Tel: 22 18 51 00
 Fax: 22 18 52 00

ANALYSE RAPPORT



Navn **Forsvarets Forskningsinstitutt**
 Adresse **Postboks 25
 2027 KJELLER**

Deres referanse:
 Marita Ljønes

Vår referanse:
 Rekv.nr. 2000-77
 O.nr. O 20016 02

Dato
 01/03/00

Prøvene ble levert ved NIVAs laboratorium av oppdragsgiver, og merket slik som gjengitt i tabellen nedenfor. Prøvene ble analysert med følgende resultater (analyseusikkerhet er gitt i eget dokument):

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
1	Blank		2000.01.14	2000.02.28-2000.02.28
2	99-109		2000.01.14	2000.02.28-2000.02.28
3	99-110		2000.01.14	2000.02.28-2000.02.28
4	99-118		2000.01.14	2000.02.28-2000.02.28
5	99-122		2000.01.14	2000.02.28-2000.02.28
6	99-126		2000.01.14	2000.02.28-2000.02.28
7	99-140		2000.01.14	2000.02.28-2000.02.28

Analysevariabel	Enhet	Prøvenr Metode	1	2	3	4	5	6	7
			Antimon	µg/l	E 8-1*	<0,2	5,2	4,9	3,8

* : Analysemetoden er ikke akkreditert.

Kommentarer

1 Prøvene kom inn uten dato!

Denne analyserapporten får kun kopieres i sin helhet og uten noen form for endringer. Analyseresultatet gjelder kun for den prøven som er testet.

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2000-77

(fortsettelse av tabellen):

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
8	99-141		2000.01.14	2000.02.28-2000.02.28
9	99-149		2000.01.14	2000.02.28-2000.02.28
10	99-153		2000.01.14	2000.02.28-2000.02.28
11	99-157		2000.01.14	2000.02.28-2000.02.28
12	99-173		2000.01.14	2000.02.28-2000.02.28
13	99-186		2000.01.14	2000.02.28-2000.02.28
14	99-202		2000.01.14	2000.02.28-2000.02.28

Analysevariabel	Enhet	Metode	Prøvenr							
			8	9	10	11	12	13	14	
Antimon	µg/l	E 8-1*	4,4	7,3	4,6	7,5	4,5	4,7	5,1	

* : Analysemetoden er ikke akkreditert.

Denne analyserapporten får kun kopieres i sin helhet og uten noen form for endringer. Analyseresultatet gjelder kun for den prøven som er testet.

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2000-77

(fortsettelse av tabellen):

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
15	99-206		2000.01.14	2000.02.28-2000.02.28
16	99-222		2000.01.14	2000.02.28-2000.02.28
17	99-235		2000.01.14	2000.02.28-2000.02.28
18	99-262		2000.01.14	2000.02.28-2000.02.28
19	99-274		2000.01.14	2000.02.28-2000.02.28
20	99-287		2000.01.14	2000.02.28-2000.02.28
21	99-295		2000.01.14	2000.02.28-2000.02.28

Analysevariabel	Enhet	Prøvenr Métode	15	16	17	18	19	20	21
			Antimon	µg/l	E 8-1*	4,5	4,1	4,1	3,9

* : Analysemetoden er ikke akkreditert.

Norsk institutt for vannforskning

B. Lauritzen
Bente Lauritzen
Seksjonsleder

Denne analyserapporten får kun kopieres i sin helhet og uten noen form for endringer. Analyseresultatet gjelder kun for den prøven som er testet.

I OVERSIKT OVER PH, LEDNINGSEVNE OG TEMPERATUR I JORDVÆSKE OG GRUNNVANN

Dato	1 meter		2 meter		3 meter		Grunnvann		
	pH	µS/cm*	pH	µS/cm*	pH	µS/cm*	pH	µS/cm	°C *
16.04.99							6	85,6	5,7
23.04.99							5,38	82,4	5,7
30.04.99							6,41	86,1	5,8
07.05.99							6,28	87	5,7
21.05.99							6,34	82,2	6,1
08.06.99							5,9	81	6,5
15.06.99							5,9	88	6
24.06.99							6,02	101,7	5,6
31.06.99							5,64	79,6	5,7
15.07.99							5,53	63,7	5,5
30.07.99							5,5	65,2	5,4
09.07.99							5,36	66,9	5,6
23.07.99							6,04	68,9	6,5
24.09.99							5,76	49,7	5,9
30.09.99							5,75	48,6	5,6
06.10.99						125,9			
07.10.99						126,6			
08.10.99						106,5	5,63	57,5	5,2
11.10.99	6,62	161	5,8	35,8	5,77	125			
15.10.99					5,84	122,9	5,61	55,8	
18.10.99		121,3		34					
21.10.99							5,44	58,4	5,4
25.10.99	6,43	124,7	5,96	37,3	6,06	112,8			
29.10.99				40,2		113,3			
01.11.99	5,94	136,7	5,09	40,8	5,88	111,6	5,36	57,3	5,3
08.11.99			5,63	35,5	5,78	127,9		60,0	5,2
15.11.99							5,58	61,6	4,1
18.11.99							5,16	62,2	4

* Temperatur målt i °C. Ledningsevne målt i µS/cm.

J OVERSIKT OVER KJEMISKE- OG FYSISKE JORDDATA I BORKJERNE FRA GRUNNVANNSBRØNNEN

Dyp	0-1 meter	1-2 meter	2-3 meter	3-4 meter
Prøve nr	1,0	2,0	3,0	4,0
Leirinnhold	<5%	<5%	<5%	<5%
Moldinnhold	<3%	<3%	<3%	<3%
pH	6,0	5,7	5,7	6,0
Magnesium (Mg) mg/kg	1,3	1,2	1,1	1,5
Kalsium (Ca) mg/kg	15,7	7,7	13,6	18,2
Natrium (Na) mg/kg	0,7	0,9	0,8	0,7
Kationbyttekapasitet (CEC) cmol _e /kg	3,7	4,0	4,5	4,7
Dyp	4-5 meter	6-7 meter	9-10 meter	12-13 meter
Prøve nr	5,0	6	7	8
Leirinnhold	<5%	<5%	<5%	<5%
Moldklasse	<3%	<3%	<3%	<3%
pH	6,1	6,3	6,5	6,6
Magnesium (Mg) mg/kg	3,5	4,6	4,8	4,5
Kalsium (Ca) mg/kg	30,7	37,1	54,8	56,0
Natrium (Na) mg/kg	0,8	0,8	0,8	1,0
Kationbyttekapasitet (CEC) cmol _e /kg	3,3	2,4	2,6	2,7

**K OVERSIKT OVER PRØVER SOM BLE SENDT TIL ANALYSE AV
BLYISOTOPER TIL INSTITUTT FOR ENERGITEKNIKK (IFE)**

Prøve nummer	Material	Pb206/ Pb204	Pb207/ Pb204	Pb208/ Pb204	Pb206/ Pb207
99:86	Grunnvann	18,640	15,625	38,168	1,193
99:94	Jordvæske 1 meter	18,777	15,674	38,227	1,198
99:95	Jordvæske 2 meter	18,441	15,605	38,029	1,182
99:96	Jordvæske 3 meter	18,246	15,614	37,974	1,168
	Blykule 7.2 mm ny	18,531	15,758	38,488	1,176
	Blykule 7.62 mm gammel	21,317	16,061	40,060	1,327
	Blykule 45 kal	18,150	15,776	38,456	1,150
	Blykule 9 mm	18,751	15,796	38,980	1,187
99:297	Grunnvann	17,295	15,499	37,006	1,116
99:369	Jord i skytevoll 20-30 cm	19,470	15,720	38,568	1,238
99:370	Jord i skytevoll 40-50 cm	19,909	15,732	39,131	1,265
99:372	Bakgrunn 15-40cm	20,116	15,743	39,208	1,278
99:373	Bakgrunn 15-40cm	20,036	15,734	39,183	1,273
99:374	Kastad Gjøvik	20,612	15,869	39,426	1,299

6

Litteratur

- (1) Stokinger H E (1981): The metals, 2 Antimony In: *Patty's Industrial Hygiene and toxicology* (Eds Clayton J D, Clayton P E), Wiley Interscience, New York, 1505-1517.
- (2) McBride M B (1994): Environmental chemistry of soils, Oxford University Press, New York, 406.
- (3) Jørgensen S S, Willems M (1987): The fate of lead in soils: The transformation of lead pellets in shooting-range soils, *Ambio* 16, 1, 11-15.
- (4) Lin X, Comet B, Qvarfort u, Herbert R (1995): The chemical and mineralogical behaviour of Pb in shooting range soils from central Sweden, *Environmental Pollution* 89, 3, 303-309.
- (5) Berthelsen B, Årdal L, Steinnes E, Abrehamson G, Stuanes A (1994): Mobility of heavy metals in pine forest soils as influenced by experimental acidification, *Water, Air and Soil Pollution* 73, 29-48.
- (6) Førland E J (1993): Nedbørnormaler. Normalperiode 1961-1990, Det Norske meteorologiske institutt, rapport nr 39/93, 63.
- (7) Falkenmark M (1972): Hydrological data - Norden. Representative basin Introductory volume., Villco Trykkeri, Oslo, 293.
- (8) Longva O (1987): Norges geologiske undersøkelser, Skrifter 76, 39.
- (9) Hillel D (1980): Introduction to soil physics, Academic Press, California, 364.
- (10) Topp G C, Davis J L, Annan A P (1980): Electromagnetic determination of soil water content, Measurements in coaxial transmission lines, *Water resources Res* 16, 574-582.
- (11) Børresen M (1998): Installering av brønn og jordvæskesugere. Norges geotekniske institutt rapport 984061-1.
- (12) Grossman J, Udluft P (1991): The extraction of soil water by the suction-cup method: a review, *Journal of Soil Science* 42, 83-93.
- (13) Wenzel, W. W., R. S. Sletten, A. Brandstetter, G. Wieshammer, and G. Stinger (1997): Adsorption of trace metals by tension lysimeters: Nylon membrane vs. Porous Ceramic Cup. *J. Environ. Qual.* 26:1430-1434
- (14) Forsvarets forskningsinstitutt (1997): Bestemmelse av tungmetaller i vann, jord og sediment. A1, utgave 2.4.
- (15) Forsvarets forskningsinstitutt (2000): Bestemmelse av tørrstoffinnhold og glødetap i jord og sediment. D1, utgave 3.0.

- (16) Statens forurensingstilsyn (1991): Veiledning for miljøtekniske grunnundersøkelser. (Eds Hauge A, Breedveld G), SFT, 110.
- (17) Elliot H A, Liberati M R, Huang C P (1986): Competitive adsorption of heavy metals by soils, *Journal of Environmental Quality* **15**, 3, 215-219.
- (18) Brye K R, Norman J M, Bundy L G, Gower S T (1999): An Equilibrium Tension Lysimeter for Measuring Drainage through Soil, *Soil Sci. Soc. Am* **63**, 536-543.
- (19) Frengstad B (1999): Personlig meddelelse, NGU.
- (20) Norsk institutt for vannforskning (1996): Sporelementer i norske innsjøer. Foreløpig resultat fra 473 innsjøer. (Eds Skjelkvåle B L, Henriksen A, Vadset A, Røyset O), 3447-96, 18.
- (21) Sosial og helsedepartementet (1995): Forskrift om vannforsyning og drikkevann m.m, 68, 2 utg, 38.
- (22) Council Directive 98/83/EC on the quality of water intended for human consumption (1998): Official Journal of the European Communities.
- (23) Kutilek M, Nielsen D R (1994): Soil hydrology. Catena Verlag, Cremlingen, Germany, 370.
- (24) Statens forurensingstilsyn (1997): Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann, Forventet naturtilstand, 97:04, 31.
- (25) Stupain G W (1975): Lead isotope ratio measurements: A potential method for bullet identification, *Journal Forens. Sci. Soc* **15**, 161-164.
- (26) Andrasko J, Kopp I, Åbrink Å, Skiöld T (1993): Lead isotope ratios in lead smears and bullet fragments and application in firearm investigation, *J. Forensic Sci.* **38**, 5, 1161-1171.

FORDELINGSLISTE

FFIBM
Dato: 22 Desember 2000

RAPPORTTYPE (KRYSS AV) <input checked="" type="checkbox"/> RAPP <input type="checkbox"/> NOTAT <input type="checkbox"/> RR	RAPPORT NR. 2000/06191	REFERANSE FFIBM/720/138	RAPPORTENS DATO 22 Desember 2000
RAPPORTENS BESKYTTELSESGRAD UGRADERT		ANTALL EKS UTSTEDT 68	ANTALL SIDER 67
RAPPORTENS TITTEL VERTIKAL TRANSPORT AV TUNGMETALLER I SANDJORD. MOBILITET, TRANSPORT OG FORDELING AV BLY, KOBBER, ANTIMON OG SINK I JORDSMONN TILKNYTTET EN 30 M UTENDØRS SKYTEBANE PÅ SESSVOLLMOEN		FORFATTER(E) STRØMSENG Arnljot E, LJØNES Marita	
FORDELING GODKJENT AV FORSKNINGSSJEF: 		FORDELING GODKJENT AV AVDELINGSSJEF: 	

EKSTERN FORDELING
INTERN FORDELING

ANTALL	EKS NR	TIL	ANTALL	EKS NR	TIL
			14		FFI-Bibl
1		FO	1		Adm direktør/stabssjef
1		v/Kom kapt Jon Ole Siggerud	1		FFIE
1		v/Maj Per Siem	1		FFISYS
1		FBT/S	15		FFIBM
1		v/Torgeir Mørch	1		FFIN
1		LFK	1		Jan Ivar Botnan FFIBM
1		v/Kapt Tor Meldvold	1		Bjørn Arne Johnsen, FFIBM
1		VSD	5		Arnljot E Strømseng, FFIBM
1		v/Orlkapt Roald Hennø	2		Marita Ljønes, FFIBM
1		FBT/SV	1		Thor Engøy, FFIBM
1		v/Egil Danielsen	1		Arnt Johnsen, FFIBM
1		FBT/N	1		Øyvind Voie, FFIBM
1		v/Sven Samuelsen	1		Kjetil S Longva, FFIBM
1		FBT/T	1		Helle Rosslund, FFIBM
1		v/Hege Fuglem			FFI-veven
1		FBT/Ø			
1		v/Odd Erik Martinsen			
1		HFK			
1		v/Lt Sigrid Finsrud			
1		Sessvollmoen			
1		v/Miljøvernoffiser			

FFI-K1 Retningslinjer for fordeling og forsendelse er gitt i Oraklet, Bind I, Bestemmelser om publikasjoner