

FFI RAPPORT

RISIKOVURDERING AV TUNGMETALLFORURENSNING PÅ EN UTENDØRS SKYTEBANE

VOIE Øyvind Albert, STRØMSENG Arnljot

FFI/RAPPORT-2000/06166

FFIBM/720

Godkjent
Kjeller 5 desember 2000

Bjørn Arne Johnsen
Forskningsjef

**RISIKOVURDERING AV
TUNGMETALLFORURENSNING PÅ EN
UTENDØRS SKYTEBANE**

VOIE Øyvind Albert, STRØMSENG Arnljot

FFI/RAPPORT-2000/06166

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

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

SECURITY CLASSIFICATION OF THIS PAGE
 (when data entered)

1) PUBL/REPORT NUMBER FFI/RAPPORT-2000/06166	2) SECURITY CLASSIFICATION UNCLASSIFIED	3) NUMBER OF PAGES 35
1a) PROJECT REFERENCE FFIBM/720/138.2	2a) DECLASSIFICATION/DOWNGRADING SCHEDULE -	
4) TITLE RISIKOVURDERING AV TUNGMETALLFORURENSNING PÅ EN UTENDØRS SKYTEBANE (RISK ASSESSMENT OF HEAVY METAL POLLUTION AT AN OUTDOOR FIRING RANGE)		
5) NAMES OF AUTHOR(S) IN FULL (surname first) VOIE Øyvind Albert, STRØMSENG Arnljot		
6) DISTRIBUTION STATEMENT Approved for public release. Distribution unlimited. (Offentlig tilgjengelig)		
7) INDEXING TERMS IN ENGLISH: IN NORWEGIAN:		
a) <u>Risk assessment</u>	a) <u>Risikovurdering</u>	
b) <u>Heavy metals</u>	b) <u>Tungmetaller</u>	
c) <u>Firing range</u>	c) <u>Skytebane</u>	
d) <u>Pollution</u>	d) <u>Forurensning</u>	
e) <u>Soil</u>	e) <u>Grunn</u>	
THESAURUS REFERENCE:		
8) ABSTRACT Risk assessment of heavy metal pollution was carried out at an outdoor firing range at Sessvollmoen, Norway. The assessment is based on the supervisor published by SFT (Statens forurensningstilsyn). The results indicate no health risk from the heavy metals deposited at the firing range. The concentration of Pb in the butt exceeds the acceptable risk by 200%, however, the human activity in the specific area is low. There might be a health risk caused high air lead and copper levels caused by the firing activity. However, the air concentrations of heavy metals during firing have not been measured. The groundwater was influenced by the pollution. Especially the concentrations of Sb and Zn were higher than normal. All concentrations were below the acceptable concentration for drinking water. However, we suggest that the groundwater should not be used as a resource for drinking water. Some plants have high concentrations of heavy metal, indicating a possible exposure to grazing animals. The concentration of heavy metals in small mammals was normal except for one mice that had elevated levels of Pb and Sb in the lung and the liver. The area should never be used as grazing land.		
9) DATE 5 December 2000	AUTHORIZED BY This page only Bjørn Arne Johnsen	POSITION Director of Research

ISBN-82-464-0468-7

UNCLASSIFIED

SECURITY CLASSIFICATION OF THIS PAGE
 (when data entered)

INNHOOLD

	Side	
1	INNLEDNING	7
2	PROBLEMBESKRIVELSE	7
2.1	Informasjon om området	7
2.2	Miljømål	8
2.3	Kildebeskrivelse	9
2.4	Spredningsrelatert informasjon	9
2.5	Effektrelatert informasjon	10
3	FORENKLET RISIKOVURDERING	11
3.1	Antimon	11
3.2	Undersøkelsesresultater	12
4	UTVIDET RISIKOVURDERING (TRINN 2)	14
4.1	Identifisering av uønskede hendelser	14
4.2	Kilde- og arealanalyse	15
4.3	Spredning- og transportanalyse	16
4.4	Eksponeringsanalyse	16
4.5	Konsekvens og konklusjon.	19
4.6	Helserisiko forbundet med forhøyede luftkonsentrasjoner av bly	20
4.7	Økologisk risikovurdering	21
5	UTVIDET RISIKOVURDERING (TRINN 3)	21
5.1	Spredningsanalyse	21
5.2	Økologisk risikovurdering	22
5.2.1	Eksponeringsanalyse	22
5.2.2	Spredningsanalyse	22
6	KONKLUSJON	24
	APPENDIKS	26
A	OVERSIKT OVER JORDPRØVER OG ANALYSERESULTATER	26
B	OVERSIKT OVER JORDVÆSKEPRØVER OG ANALYSERESULTATER	27
C	OVERSIKT OVER GRUNNVANNSPRØVER OG ANALYSERESULTATER	30
D	PARAMETRE BENYTTET VED VURDERING AV TRANSPORT OG REAKSJONSMEKANISMER	31

E	PARAMETRE OG EKSPONERINGSVEIER BENYTTET VED VURDERING AV EKSPONERING AV MENNESKE	31
	Litteratur	33
	Fordelingsliste	35

RISIKOVURDERING AV TUNGMETALLFORURENSNING PÅ EN UTENDØRS SKYTEBANE

1 INNLEDNING

I militære skyte- og øvingsfelter deponeres det betydelige mengder av tungmetaller og andre komponenter som er giftige i svært lave konsentrasjoner. Spesielt gjelder dette skytebanene rundt omkring i landet der skytevollene som regel har vært i bruk over et langt tidsrom. Tidligere vurderinger av utendørs skytebaner har vist at bly fra skytebaner kan være biotilgjengelige for lokale små pattedyr (1). Det er også vist toksiske effekter på nærlevende frosk (2). En omfattende overvåking har påvist høye konsentrasjoner i resipienter fra norske militære skytefelt og demoleringsplasser. Overvåkingen har basert seg på vannmoser som indikator (3). Det er derfor tilrådelig å foreta en vurdering av eventuell risiko for effekter på miljø eller helse av denne driften. En skytebane ved Sessvollmoen leir ble valgt som modell for en slik risikovurdering.

Risikovurderingen er utført i henhold til Statens forurensningstilsyns (SFT) veiledning for risikovurdering av forurenset grunn (4). Denne veilederen vil bli referert i teksten som "veilederen". Veiledningen benytter en trinnvis risikovurdering med mulighet til å avslutte på hvert trinn. På trinn 1 (forenklet risikovurdering) benyttes normverdier for mest følsomt arealbruk. På trinn 2 (utvidet risikovurdering basert på beregning av eksponering) kan stedsspesifikke data benyttes, men alle endringer av standardverdier skal begrunnes med målinger av dokumentert kvalitet eller av observasjoner på lokaliteten etterfulgt av ekspertvurderinger. Det er også mulighet til å gå videre til trinn 3, hvor det inkluderes omfattende målinger og innsamling av data fra lokaliteten.

2 PROBLEMBESKRIVELSE

2.1 Informasjon om området

Risikovurderingen er utført på skytebane 6 ved Sessvollmoen leir, som ligger i Ullensaker kommune på grensen til Nannestad og Eidsvoll kommune. Skytebane 6 er en av Forsvarets kortbaner og er 50 meter bred og 30 meter lang. Vegetasjonen i området består av bærlyngbarblandingsskog som består mest av gran og bjørk, men også noe furu. Skogbunnvegetasjonen består av forskjellige lyng og gressarter. Området er fortsatt tiltenkt

militær virksomhet de neste årene. Arealbruken er således ikke kategorisert som mest følsomt ettersom det er begrenset ferdsel i området av mennesker. Det er ikke noe flora i området som man ser på som spesielt viktig å bevare. Figur 2.1 viser et oversiktsbilde over skytebane 6 på Sessvollmoen.



Fig. 2.1 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 geitrams

2.2 Miljømål

På Sessvollmoen tilhører grunnvannet en del av Norges største grunnvannsmagasin og blir ansett som en viktig drikkevannsressurs. I de seinere åra har det derfor vært viktig å beskytte grunnvannet mot forurensningskilder som landbruk, industri, forsvarsvirksomhet avfallsfyllinger, veier og Oslo hovedflyplass. Enkelte deler av dette grunnvannsmagasinet er allerede forurenset og delvis ødelagt for fremtidig bruk. Miljømål for området er derfor at grunnvannet ikke skal bli forurenset. Det er viktig at personer og dyr som ferdes i området ikke blir eksponert for uakseptable nivåer av bly eller andre tungmetaller som kan true helse eller miljø. Det bør poengteres at eksponering av mennesker i forbindelse med utendørs skytebaner hovedsakelig skjer gjennom inhalasjon av bly og kobber avgitt til luft ved avfiring av skudd (5,6). Kobberkledd kuler senker eksponeringen av bly (7). Derfor må vi inkludere dette i den totale helsevurderingen av skytebanen.

2.3 Kildebeskrivelse

Skytebane 6 har vært brukt nærmest daglig i ca 25 år og er fortsatt i bruk. Det er forventet at det er deponert minst 3 tonn prosjektiler langs den 50 meter lange vollen. Det er i selve vollen og i området rundt målskivene at man forventer de høyeste tungmetallkonsentrasjonene, men også i området mellom standplass og skytevollen er det forventet at det er deponert tungmetaller. Prosjektilene som benyttes er i 80 % av tilfellene AG3 ammunisjon (7,62 mm). I et slikt prosjektil utgjør bly (Pb) 60 %, kobber (Cu) 30 %, sink (Zn) 3 % og antimon (Sb) 7 %. Det er derfor sannsynlig at det i skytevollen er omtrent 1800 kg bly, 900 kg kobber, 90 kg sink og 210 kg antimon. Alle disse tungmetallene er klassifisert som miljøfarlige stoffer.

2.4 Spredningsrelatert informasjon

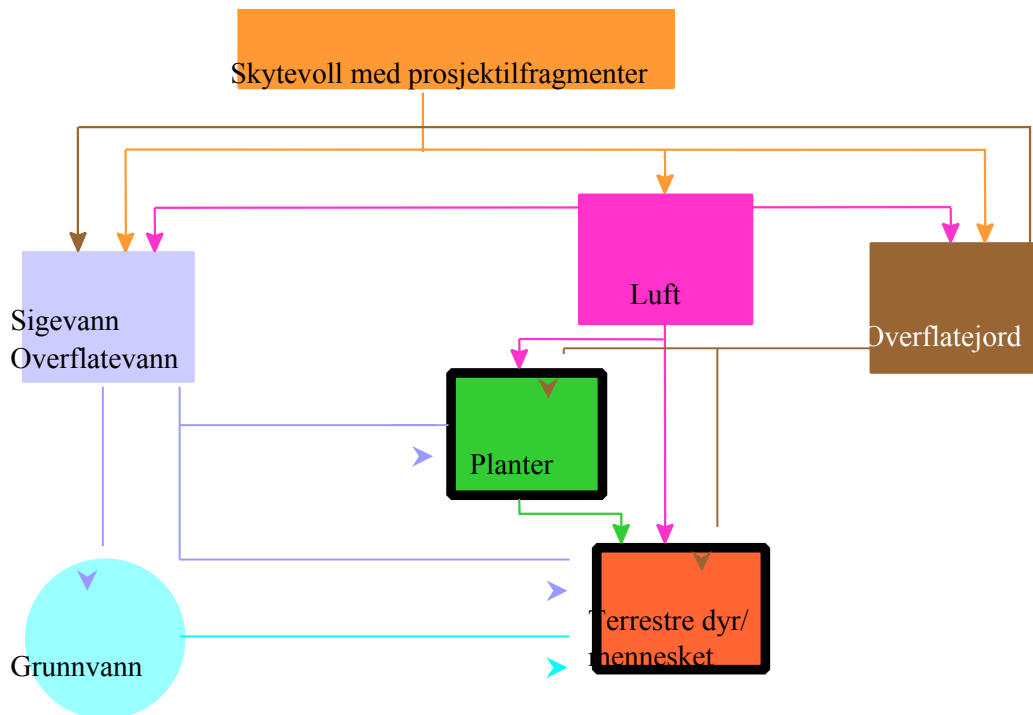
Løsmassene i området rundt skytebane 6 ble avsatt mot slutten av siste istid (8). Fra elvene under breisen ble det spylt frem masser som ble avsatt i fjorden foran brefronten. Da havnivået sank på grunn av landhevingen, ble sandflatene rundt deltaet liggende som tørt land. Deretter tok vinden fatt i sanden og avsatte de karakteristiske flyvesanddynene nord og nordøst for Gardermoen og vest for Sessvollmoen. Denne jorda er derfor godt sortert og består av lagdelt fin- (0,06-0,2 mm) og mellomsand (0,2-0,6 mm), med et innhold av organisk materiale på < 3 % (9). Det er ingen synlig strukturdannelse av jorda i skytevollen. I slike avsatte løsmasser er kationebyttingskapasiteten lav, noe som gjør at bindingsposisjoner for metallkationer er få. Denne egenskapen gjør at slike jordarter kan være utsatt for vertikal transport av metallioner.

Det er ingen påviselig resipient i nærheten av skytebanen (9). Alt vann drenerer rett ned til grunnvannsakviferen. Ved mett jordvæskestrømming er den hydrauliske ledningsevnen for sandjorda i størrelsesorden 0,1-0,01 cm/sec (10). Når væskemengden i jorda avtar vil den hydrauliske kapasiteten også avta. Infiltrasjonskapasiteten til jorda er den største mengden vann som kan infiltrere til enhver tid. Dersom tilførselen av vann er større enn infiltrasjonshastigheten vil vannet stuves opp på jordoverflaten og gi overflateavrenning. Infiltrasjonskapasiteten for sandjord er typisk > 20 mm/time (10).

Skytevollen består av påfylt sandholdig masse. Disse massene er utsatt for kraftige fysiske forstyrrelser under skytingen og tungmetallene kan således spres med luftbåret støv. Graving og andre menneskeskapte fysiske forstyrrelser kan også bidra til en viss omrøring av løsmassene og bidra til spredningen av tungmetallene. Generelt har Øvre Romerike et kontinentalt klima. Den normale årsnedbøren for området er 862 mm, og den årlige gjennomsnittlige temperaturen er 3,8°C (11). Den aktuelle evotranspirasjonen for Øvre Romeriket er 355 mm i året (12).

2.5 Effektrelatert informasjon

I Figur 2.2 er mulige resipienter og endepunkter av forurensningen på skytebanen listet opp.



Figur 2.2 Modell som viser de aktuelle eksponeringsveier og mottagere

Det ble målt bakgrunnskonsentrasjoner av de aktuelle tungmetallene fra prøver tatt 150 m vest og 300 m øst/nordøst for skytebanen. Prøvene representerer en blandprøve fra 0-15 cm og analyseresultatene for disse prøvene er vist i Tabell 2.1.

Lokalitet	Pb (mg/kg jord)	Cu (mg/kg jord)	Sb (mg/kg jord)	Zn (mg/kg jord)
150 m vest	11	16	1	53
300 m øst	12	11	2	41

Tabell 2.1 Bakgrunnskonsentrasjoner i prøver tatt 150 m vest og 300 m øst/nordøst for skytebanen.

I Nord Amerika er antimonkonsentrasjonen i luft $0,6 \text{ ng/m}^3$ på ubebygde områder, mens den varierer mellom $160\text{-}8340 \text{ ng/m}^3$ i bynære områder (13). Konsentrasjonen av antimon i ferskvann og sjøvann er rundt $0,2 \text{ }\mu\text{g/l}$, og konsentrasjoner på opp til 100 mg/kg er funnet i planter (13). Leveren som et eksempel på dyrevev, inneholder $0,002 \text{ mg/kg}$ med en tendens til å øke med alderen (13).

3 FORENKLET RISIKOVURDERING

Ut fra den mengde prosjektiler som er deponert kan en gjøre et anslag over mengden av bly, kobber, sink og antimon i skytevollen. Siden det daglig deponeres prosjektiler av tungmetaller er sannsynligheten for at en i overflatejorden vil finne høye konsentrasjoner av bly, kobber, sink og antimon stor.

Stoff	Bakgrunnsverdier i Norge	Normverdier (mg/kg)
Bly (Pb)	8,5-107,4	60
Sink (Zn)	25-104	100
Kobber (Cu)	6-27	100

Tabell 3.1 Normverdier for mest følsomt arealbruk (4)

3.1 Antimon

Antimon er et metall som ikke inngår i SFTs veileder. Derfor var det nødvendig å samle inn data om dette stoffet fra andre kilder. Humantoksikologiske data er listet opp i Tabell 3.2, mens økotoksikologiske data er listet opp i Tabell 3.3 (14).

Parameter	Verdi
Stoff	Antimon (Sb)
Organisk	Nei
Henrys konstant (H)	4×10^{-4}
Jord/vann fordelingskoeffisient (K_d (l/kg)).	2×10^{-4}
Biokonsentrasjonsfaktor i fisk (BCF_{fisk})	1×10^2
Biokonsentrasjonsfaktor i plantestengel ($BCF_{stengel}$)	1×10^{-1}
Maksimalt tolererbart daglig inntak (MTDI (mg/kg/d))	4×10^{-4}
Referanseverdi for inhalasjon (RfC (mg/m ³))	5×10^{-1}
Referansekonsentrasjon for hudkontakt (fdu (mg/kg/d))	8×10^{-1}

Tabell 3.2 Parametre for beregning av helserisiko av antimon i grunnen

Test	Art	Resultat	Referanse
Jordtest alge (EC ₅₀)	<i>Chlorococcum infusionum</i>	125 mg/kg jord	(15)
Vanntest alge (EC ₅₀)	<i>Chlorococcum infusionum</i>	43 mg/l	(15)
Vanntest bakterie (EC ₅₀)	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	59 mg/l	(15)
Vanntest krepsdyr (EC ₅₀)	<i>Daphnia magna</i>	8 mg/l	(15)
Vanntest bakterie (EC ₅₀)	<i>Vibrio fisheri</i>	7 mg/l	(15)
Marsvin (LD ₅₀ , ip)		150 mg/kg kroppsvekt	(16)
Rotte (LD ₅₀ , ip)		100 mg/kg kroppsvekt	(16)
Fiskelarve (LC ₅₀ , 48t)	<i>Oreochromis mossambicus</i>	35,5 mg/l	(17)

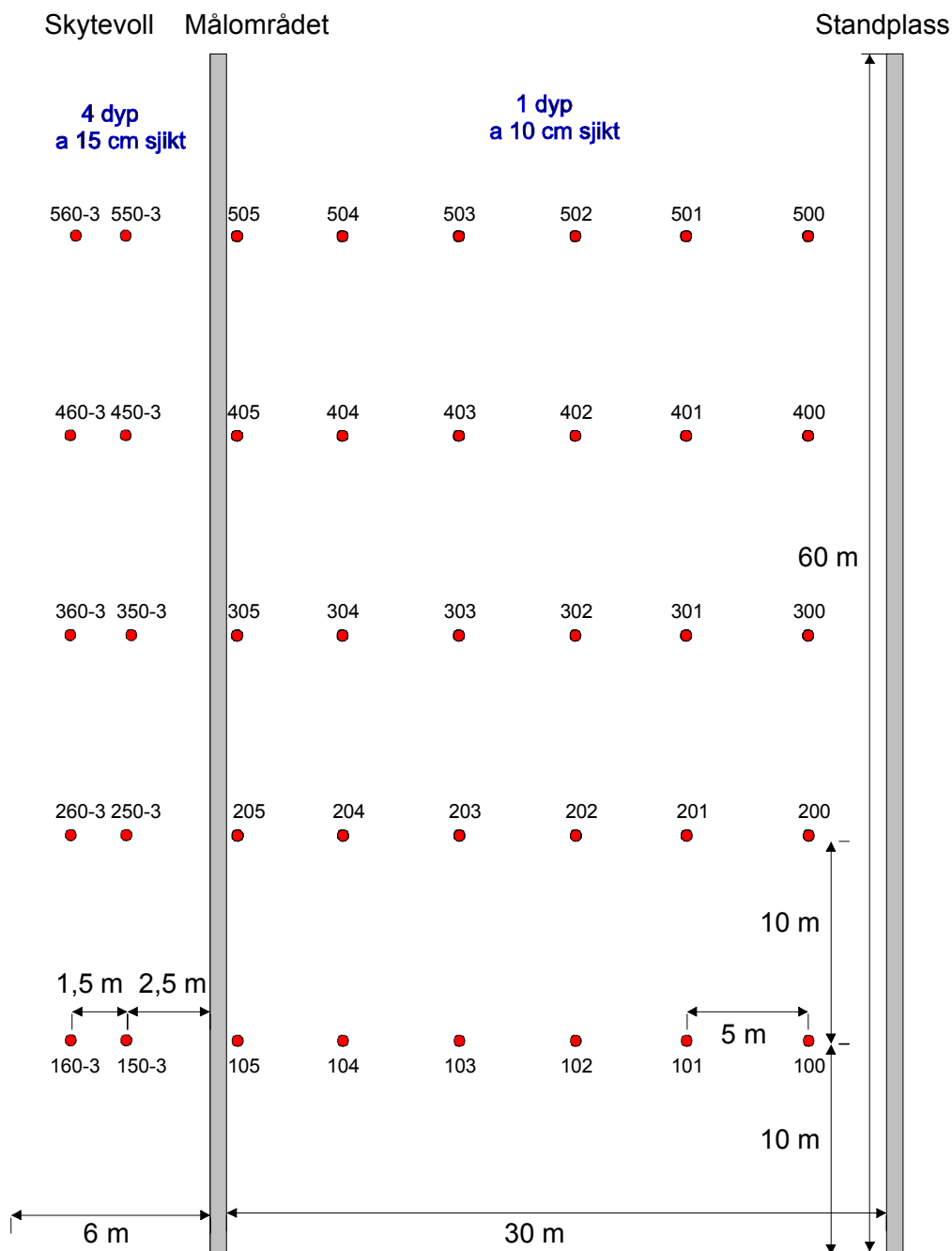
Tabell 3.3 Parametre for beregning av økologisk risiko av antimon i grunnen

Antimon er forholdsvis giftig for mennesker og har vist seg å akkumulere i lunger hos gruvearbeidere (18). Antimon kan lett tas opp i røtter på planter når det befinner seg i løselige former (19). Det er påvist noe vesentlig akkumulering av antimon i fisk. Sammenliknet med kobber kan det ut fra Tabell 3.3 se ut som om antimon er mer giftig for pattedyr enn akvatiske organismer.

Beregninger utfra de humantoksikologiske verdiene i Tabell 3.2 viser at normkonsentrasjonen for mest følsomt arealbruk bør være 3 mg/kg.

3.2 Undersøkelserresultater

Under boring av grunnvannsbrønn ble det tatt ut kjerneprøver som ble delt inn i sjikt for analyse. Området mellom standplass og skytevoll ble delt inn i et rutenett på 5 × 10 meter (Figur 3.2) og fra hver rute ble det tatt en jordprøve. Disse prøvene var blandprøver fra de 10 øverste cm.



Figur 3.2 Prøvetakingsmønster for jordprøver på skytebane 6, Sessvollmoen.

Den maksimale jordkonsentrasjonen av tungmetallene er summert i Tabell 3.4 og 3.5, mens resten av resultatene er vist i Appendiks A, B og C.

Område	Pb (mg/kg jord)	Cu (mg/kg jord)	Sb (mg/kg jord)	Zn (mg/kg jord)
Skytebane	5130	487	591	1760
Voll	46200	1060	3110	1510
Norm	60	100	3	100

Tabell 3.4 Maksimumskonsentrasjoner av Pb, Cu, Sb og Zn i jord på skytebane 6, Sessvollmoen

Dyp (cm)	Pb (mg/kg jord)	Cu (mg/kg jord)	Sb (mg/kg jord)	Zn (mg/kg jord)
0-10	28000	698	1530	146
20-30	16400	4910	1300	987
40-50	30	54,5	59	73
60-70	38	25,7	46	63

Tabell 3.5 Konsentrasjoner av Pb, Cu, Sb og Zn i jord i forskjellige dyp under kildeområdet i skytevollen

Alle de analyserte stoffene overskrider normverdiene for mest følsom arealbruk. Under 40 cm er konsentrasjonen av Pb, Cu og Zn under normverdien for mest følsomt arealbruk, mens Sb fortsatt er langt over. Fremtidig arealbruk på lokaliteten er fortsatt skytebane, og det er dermed ikke relevant å foreta en beslutning med bakgrunn i de beregnede normverdiene som er basert på mest følsom arealbruk, da disse forutsetter eksponering gjennom alle definerte eksponeringsveier som er beskrevet i veiledningen.

Risikovurderingen utvides til trinn 2, da det vurderes å være sannsynlig at mer data kan endre konklusjonen med hensyn på risikobildet til lokaliteten.

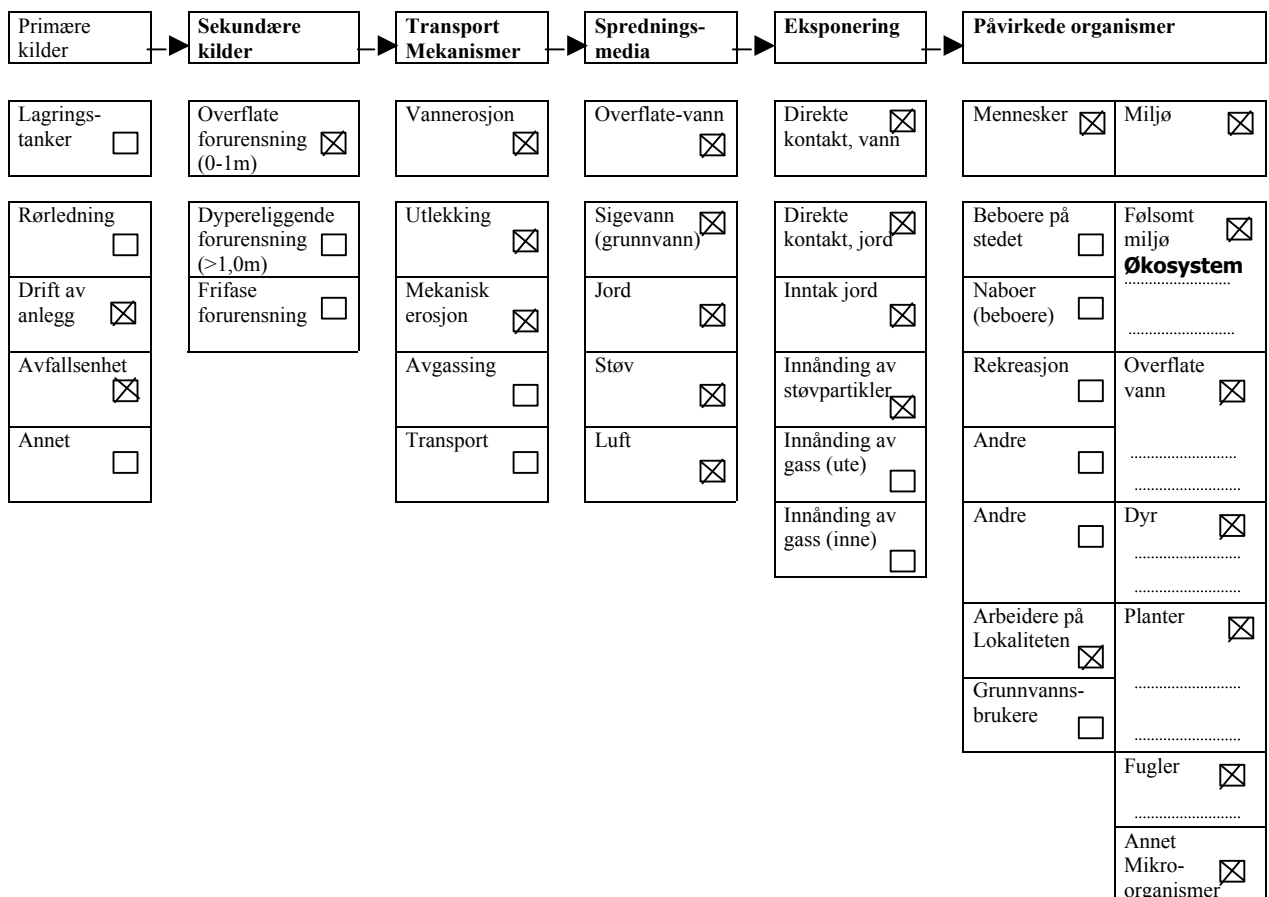
4 UTVIDET RISIKOVURDERING (TRINN 2)

4.1 Identifisering av uønskede hendelser

Følgende uønskede hendelser kan oppstå:

- Brukere av skytebanen kan eksponeres i en grad som påvirker helsa
- Grunnvannet kan bli forurenset og ødelagt som fremtidig drikkevannskilde
- Lokal fauna kan bli påvirket av forurensningen

Identifisering av uønskede hendelser utføres delvis ved å benytte eksponeringsskjemaet nedenfor.



Figur 4.1 Eksponeringsskjema til utvelgelse av aktuelle eksponeringsveier på lokaliteten

De viktigste spredningsveiene fra påvist forurensning på lokaliteten er funnet å være:

- Utlekking av forurensning og innblanding i grunnvannet
- Mekanisk erosjon av forurenset jord og transport som støv

Sannsynligheten for at de uønskede hendelsene som her er identifisert skal inntreffe og konsekvensen av dette, vurderes gjennom kilde-/areal-, spredning-/transport- og eksponeringsanalyse.

4.2 Kilde- og arealanalyse

Analysene viser høye konsentrasjoner i hele området fra standplass og frem til skytevollen. Skytevollen bør vurderes som et kildeområde for seg ettersom det er her mesteparten av tungmetallene deponeres. En analyse av jorden i dypet under skytevollen viste at konsentrasjoner av alle tungmetallene var under normverdiene for mest følsomt arealbruk fra og med 40-50 cm dyp. Det betyr at dersom man fjerner de øverste 40-50 cm reduserer man konsentrasjonen av Pb, Cu og Zn til normverdi for mest følsomt arealbruk. Konsentrasjoner av Sb vil etter dette fortsatt være betydelig høyere enn normverdi.

4.3 Spredning- og transportanalyse

En mulig spredningsvei er utlekking av tungmetaller og innblanding med grunnvannet. Ved å benytte beregningsmodellene fra veilederen, er det mulig å gjøre en beregning av belastningen på grunnvannet. Forutsetningene benyttet i beregningene er stedsspesifikke verdier som er hentet fra veiledningen. Verdiene er gjengitt i Appendiks D og E.

Resultatet av beregningene for konsentrasjoner av tungmetaller i grunnvannet sammen med drikkevannsnormer er presentert i Tabell 4.1.

	Pb (mg/l)	Cu (mg/l)	Zn (mg/l)	Sb (mg/l)
Grunnvann (Maks)	4300	200	1600	6000
Grunnvann (Middel)	230	33	130	400
Drikkevannsnorm*	20	100	100	10
Krav til råvann*	50	20	500	-

*Tabell 4.1 Beregnede konsentrasjoner i grunnvann og drikkevannsnormer for Pb, Cu, Sb og Zn (*20)*

Basert på gjennomsnittsverdier for tungmetallene i jord, blir konsentrasjonen av Pb, Zn og Sb i grunnvann beregnet til å være høyere enn normen for drikkevann i Norge, mens konsentrasjonen av Cu er under drikkevannsnormen (19). Konsentrasjonen er også beregnet til å være over kravet til råvann (19) for både Pb og Cu. Grunnvannet ligger 12,5 m under bakkenivå og det er ikke sikkert at disse beregningene er reelle verdier. Det er derfor tatt prøver av grunnvannet og prøver av jordvæsken på 1, 2 og 3 meters dyp for å kontrollere en eventuell utlekking. Dette blir imidlertid beskrevet i en utvidet risikovurdering (Trinn 3) i et senere kapittel.

4.4 Eksponeringsanalyse

Det er beregnet nye stedsspesifikke akseptkriterier for lokaliteten, basert på de eksponeringsveiene som er relevante for lokaliteten. En gjennomgang av eksponeringsveier er utført ved å bruke eksponeringsskjema vist i Figur 4.1.

Følgende eksponeringsveier er aktuelle for lokaliteten:

- Direkte kontakt med forurenset jord, C_{du}
- Oralt inntak av forurenset jord, C_{is}
- Innånding av forurenset støv, C_{id}

Eksposering av militært personell som benytter skytebanen vil være mulig gjennom hudkontakt, oralt inntak av jord og prosjektilrester og innånding av forurensete støvpartikler. Det tas ikke hensyn til eventuelle sivile personer som ferdes i området ettersom dette er et militært område. Skyteinstruktører har vært en risikogruppe når det gjelder blyforurensning (7), men denne eksponeringen er vesentlig fra bly avgitt til luft ved avfiring av skudd. Derfor er også denne eksponeringsveien inkludert i rapporten.

Ved hjelp av standardverdier og verdier for akseptabelt daglig inntak gitt i veiledningen, er det beregnet en akseptabel konsentrasjon av enkeltkomponentene i jorden forutsatt livstidseksponering. Delkonsentrasjonene fra de enkelte eksponeringsveiene summeres, og summen er lik den totale eksponeringen ved mest følsom arealbruk. I beregningen av stedsspesifikke akseptkriterier for ulike komponenter, hentes delkonsentrasjonene for den enkelte eksponeringsvei fra tabell 20 i veiledningen. Kun de aktuelle eksponeringsveiene inkluderes i beregningen av akseptkriteriene.

Følgende ligning (ligning 36 i veiledningen) er brukt i beregning av normverdiene for mest følsom arealbruk.

$$C_{he} = \frac{1}{\frac{1}{C_{is}} + \frac{1}{C_{du}} + \frac{1}{C_{id}} + \frac{1}{C_{iv}} + \frac{1}{C_{gw}} + \frac{1}{C_{ig}} + \frac{1}{C_{if}}}$$

der

C_{is} = referanse-jordkonsentrasjonen for oralt inntak av jord

C_{du} = referanse-jordkonsentrasjonen for hudkontakt med jord

C_{id} = referanse-jordkonsentrasjonen for innånding av støv

C_{iv} = referanse-jordkonsentrasjonen for innånding av gasser

C_{iw} = referanse-jordkonsentrasjonen for inntak av drikkevann

C_{ig} = referanse-jordkonsentrasjonen for inntak av grønnsaker

C_{if} = referanse-jordkonsentrasjonen for inntak av fisk/skalldyr

Akseptkriteriene for lokaliteten beregnes som den additive virkningen av delkonsentrasjonene fra C_{du} , C_{is} og C_{id} . I Tabell 4.2 er resultatene for den stedsspesifikke risikovurderingen vist. Tabell 4.3 viser de parameterne som er endret samt begrunnelsen for endringen som er utført i forhold til mest følsomt arealbruk. Beregningen er gjort i henhold til det offisielle beregningsprogrammet fra SFT på internett (21).

Komponent	Delkonsentrasjoner for de aktuelle eksponeringsveiene (mg/kg tørrstoff)			Stedsspesifikk C_{he} (mg/kg tørrstoff)
	Hudkontakt (C_{du})	Oralt inntak (C_{is})	Innånding av støv (C_{id})	
Bly (Pb)	$2,2 \times 10^5$	$1,7 \times 10^4$	$4,5 \times 10^5$	$1,5 \times 10^4$
Kobber (Cu)	i.r.	$8,5 \times 10^6$	$1,2 \times 10^9$	$8,5 \times 10^6$
Antimon (Zn)	$6,5 \times 10^6$	$6,8 \times 10^3$	$4,5 \times 10^8$	$6,8 \times 10^3$
Sink (Pb)	$6,5 \times 10^7$	$1,7 \times 10^7$	$2,3 \times 10^9$	$1,3 \times 10^7$

i.r. = ikke relevant for denne komponenten.

Tabell 4.2 Beregne stedsspesifikke akseptkriterier for human helse (C_{he}) for lokaliteten

Parametre	Standard verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse
Eksposeringstid for oralt inntak, innhalasjon av støv	365 dager/år	60 dager/år	Intervju med skytebaneleder. Eksposering gjelder kun voksne
	8 timer/dag	4 timer/dag	
Eksposeringstid for hudkontakt	45 dager/år	45 dager/år	Intervju med skytebaneleder
	8 timer/dag	4 timer/dag	
Luftinnhold i jord	0,2 l luft/l jord	0,3 l luft/l jord	Beregnet verdi
Jordas porøsitet	40 %	50 %	Beregnet verdi
Tykkelse av akvifer	10 m	12 m	Målt
Bredde av forurenset område vinkelrett på grunnvannstrøm	7,34	50 m	Målt

Tabell 4.3 Endrede parametre i henhold til aktuell arealbruk

4.5 Konsekvens og konklusjon.

En sammenlikning mellom målte konsentrasjoner av tungmetaller i jord og stedsspesifikke normverdier er vist i Tabell 4.4.

Komponent	Målte konsentrasjoner i jordprøver (mg/kg tørrstoff)			Sammenligningsgrunnlag (mg/kg tørrstoff)	
	C _s øvre	C _s middel	C _s nedre	Normverdi	Stedsspesifikk C _{he}
Pb	46200	2500	6	60	$1,5 \times 10^4$
Cu	1060	182	8,2	100	$8,5 \times 10^6$
Sb	3110	208	13	3	$6,8 \times 10^3$
Zn	1760	137	34	100	$1,3 \times 10^7$

Tabell 4.4 Sammenstilling av beregnede stedsspesifikke akseptkriterier for human helse og målte konsentrasjoner i jord

Høyeste målte jordkonsentrasjonen av bly (46200 mg/kg) overskrider den stedsspesifikke normverdien med 200 %, mens middelveien er over fem ganger lavere enn den

stedsspesifikke normverdien. Den utvidete risikovurderingen (Trinn 2) indikerer derfor at det er en mulig risiko for hyppige brukere av banen (60 dager i året og 4 timer per dag). Det er det orale opptaket som er den viktigste eksponeringsveien og bestemmer den stedsspesifikke normverdien. Dersom man reduserer aktiviteten til under 20 dager i året blir det imidlertid ingen risiko for brukere av skytebanen. Ved bruk av skytebanen oppholder soldatene seg mesteparten av tiden på standplass, hvor konsentrasjonen av bly er mye lavere (C_s øvre = 5130 mg/kg). Det er derfor forventet at den reelle eksponeringen ligger under den stedsspesifikke normverdien. Det er derfor ikke forventet noen helserisiko forbundet med bruk av skytebanen i forbindelse med de høye jordkonsentrasjonene av bly. Dersom det i fremtiden blir en omregulering i arealbruken, må det foretas en ny risikovurdering.

4.6 Helserisiko forbundet med forhøyede luftkonsentrasjoner av bly

Ved avfiring av ammunisjon vil det avgis bly og kobberstøv til luften. Målinger ved FBI Academy, Virginia, USA, viste at instruktører som jobbet ved 7 utendørs skytebaner og 2 innendørs skytebaner i gjennomsnitt var eksponert for en luftkonsentrasjon av Pb på $0,012 \text{ mg/m}^3$ (6). Vi har forutsatt denne luftkonsentrasjon av bly på skytebane 6, Sessvollmoen i den følgende risikovurderingen.

Den midlere eksponeringen blir regnet ut etter følgende formel.

$$\text{Midlere inhalering} = f_{\text{exp}} \times \text{luftkonsentrasjon}$$

$$\text{Midlere inhalering} = 1 \times 10^{-3} \text{ mg/m}^3$$

Luftkonsentrasjon av Pb (mg/m^3)	Midlere inhalering (mg/m^3)	Referanseverdi for inhalasjon (mg/m^3)
$1,2 \times 10^{-2}$	1×10^{-3}	5×10^{-4}

Tabell 4.5 Eksposering for bly i forbindelse med avfiring av ammunisjon sammenliknet med myndighetens normverdi for inhalasjon

Tabell 4.5 viser at inhalasjonen overskrider den fastsatte normverdien med 100 %. Dette innebærer en mulig helserisiko forbundet med skyting. Tidligere er det bare påvist helseeffekter på innendørs skytebaner (7). Det er ikke utført noen egne målinger av luftkonsentrasjonene til bly og kobber. Dette bør gjøres før det tas noen endelig konklusjon på denne type risiko.

4.7 Økologisk risikovurdering

Økotoksikologiske grenseverdier er gitt i veilederen, eller kan regnes ut ved hjelp av veilederen dersom man har tilstrekkelig med økotoksikologiske data. Dersom man skal beskytte alle organismer i jorden må man benytte referansekonsentrasjoner som er vist i Tabell 4.6.

Stoff	PNEC jord	Referanse
Pb	10 mg/kg	(4)
Cu	10 mg/kg	(4)
Sb	0,4 mg/kg	Beregnet (Tabell 3.2 og 3.3)
Zn	10 mg/kg	(4)

Tabell 4.6 Referansekonsentrasjoner i jord av Pb, Cu, Sb og Zn for terrestre organismer.

Konsentrasjonene av tungmetaller målt på lokaliteten overskrider referansekonsentrasjonene i jord for terrestre organismer. I miljømålene er det ikke listet opp noen organismer som skal beskyttes. Likevel er det av interesse å vite om metallene i jorden kan tas opp i organismer, slik at de kan forårsake skade i fauna som ferdes i området. Dette blir diskutert i en utvidet risikovurdering (Trinn 3).

5 UTVIDET RISIKOVURDERING (TRINN 3)

5.1 Spredningsanalyse

På bakgrunn av spredningsanalysen til grunnvannet (Kap. 4.3), ble det tatt prøver av grunnvannet under skytevollen. Det ble også tatt prøver av jordvæsken på 1, 2 og 3 meter ved å benytte jordvæskesugere (Prenartsonder). Analyseresultatene for grunnvannet og jordvæsken er vist i Tabell 5.1. Resten av resultatene er vist i Appendiks B og C.

Dyp	Pb (mg/l)	Cu (mg/l)	Sb (mg/l)	Zn (mg/l)
Jordvæske (1m)	59	44,1	220	946
Jordvæske (2m)	55	29,4	63	1110
Jordvæske (3m)	164	2,4	85	10
Grunnvann (12,5m)	12	2,3	8	68
Drikkevannsnorm	20	100	10	100
Råvann	50	20	-	500

Tabell 5.1 Maksimumskonsentrasjoner av Pb, Cu, Sb og Zn i jordvæske og grunnvann under skytevollen på skytebane 6, Sessvollmoen

Analysen av jordvæsken viser at det foregår en viss transport av tungmetaller ned mot grunnvannet. Prøvene av grunnvannet viser at alle konsentrasjoner av tungmetaller er under det som er drikkevannsnormen og krav til råvann. Konsentrasjonene av antimon og til dels sink tyder imidlertid på at grunnvannet er påvirket av tungmetallforurensningen.

Drikkevannsnormen i Norge er også under bearbeidelse og det skal vurderes om normen for antimon skal settes ned til 5 µg/l. Dette tyder på at grunnvannet under skytebanene på Sessvollmoen ikke umiddelbart kan utnyttes som drikkevannsressurs.

5.2 Økologisk risikovurdering

5.2.1 Eksponeringsanalyse

Med bakgrunn i de høye jordkonsentrasjonene av tungmetaller (Tabell 3.4 og 3.5) er det grunn til å tro at dyr som ferdes i området kan eksponeres. Eksponeringsveien antas i hovedsak å være oralt inntak av forurenset jord og prosjektilfragmenter. Eksponering vil også kunne foregå via overflatevann som benyttes til drikkevann. Også inhalering av tungmetallforurenset støv er en aktuell eksponeringsvei. Inntak via planter som vokser på vollen bør også vurderes som eksponeringsvei. Det er ikke foretatt målinger av tungmetaller i overflatevannet.

5.2.2 Spredningsanalyse

For å kunne si noe om mulig eksponering fra inntak av planter ble det tatt prøver av rot, stengel eller blad fra geitrams, osp og skogsnelle i nærheten av skytebanen. Resultatene etter analyse av disse prøvene for tungmetaller er vist i Tabell 5.2.

Plante	Pb (mg/kg tørrvekt)		Cu (mg/kg tørrvekt)		Zn (mg/kg tørrvekt)	
	skytevoll	referanse	skytevoll	referanse	skytevoll	referanse
Geitrams,blader	40	3	14,0	6,00	36	37
Geitrams,rot	500	27	55,0	12,0	60	25
Osp, blader	70	40	15,0	18,0	290	280
Skogsnelle, stengel	1000	5	74,0	15,0	200	70
Skogsnelle, rot	3900	22	320	8,00	200	40

Tabell 5.2 Tungmetaller i planter fra skytebane 6, Sessvollmoen

Resultatene viser forhøyede verdier av bly i geitrams og skogsnelle. Det er sannsynlig at andre planter i skytebaneområder som spises av dyr kan ha forhøyede verdier av tungmetaller. Det er tidligere vist at dyr som beiter i skytebaneområder har dødd av tungmetallforurensning (22).

For å si noe om en eventuell akkumulering av tungmetaller i smågnagere i området, ble det satt opp musefeller. Det ble fanget fem skogmus som ble analysert for tungmetaller og resultatene fra disse analysene er vist i Tabell 5.3

Organ	Pb (mg/kg tørrstoff)	Cu (mg/kg tørrstoff)	Sb (mg/kg tørrstoff)	Zn (mg/kg tørrstoff)
Lever	3 ± (6)	20,2 ± (14,4)	4 ± (9)	135 ± (121)
Lunge	2 ± (5)	29,3 ± (12,3)	3 ± (7)	194 ± (34)
Nyrer	< 1	30,1 ± (15,9)	< 1	169 ± (109)
Normalt vevsinnhold	2	7,7	6	138

Tabell 5.3 Tungmetaller i skogmus fanget på skytebane 6, Sessvolmoen. Verdiene er gjennomsnitt ± standardavvik

Kun i en mus ble det påvist konsentrasjoner over deteksjonsgrensen i lunge og lever av tungmetallene bly og antimon, noe som kan tyde på at denne musen har hatt tilholdssted i nærheten av en skytebane. Ellers var det ikke store forskjeller fra det som er normalt, noe som tyder på liten akkumulering av tungmetaller i smågnagere.

Bly og kobber er forholdsvis lite giftige for pattedyr. Unntaket er for sau, der kobber er forholdsvis giftig. Bly er forholdsvis giftig for akvatiske organismer, mens kobber er meget giftig. Sink er lite giftig for både pattedyr og akvatiske organismer. Det er lite tilgjengelig data

om antimon, men det virker som om antimon er lite giftig for virvelløse dyr, mens det har høyere giftighet for virveldyr. Giftighetsdata er angitt i Tabell 5.4. Både bly og kobber ser ut til å akkumuleres hos de fleste organismer.

Organisme	Pb	Cu	Zn	Sb
Alger, EC ₅₀ , mg/l	0,15	0,002	10 (LC ₅₀)	43
Virvelløse dyr, LC ₅₀ , mg/l	0,02	0,01	0,16	8
Fisk, LC ₅₀ , mg/l	0,2	0,02	0,35	35,5
Rotte, LD ₅₀ , mg/kg	130	140	350	100
Fisk, LOEC, mg/l	0,04	0,01	0,26	-

Tabell 5.4 Giftighetsdata for bly, kobber, sink og antimon

Inntak av bly er en av de viktigste årsaker til forgiftning av fe. Fatal blyforgiftning er rapportert for husdyr som har beitet i målområdet til en militær skytebane (22). Bruk av skytebaner/skytefelt til slikt bruk er derfor ikke anbefalt. Det er viktig at det ikke høstes sopp og bær fra slike områder. Videre bør området sikres for allmenn tilgjengelighet, især for barn. Det er anbefalt at jorden på slike steder enten bør ligge på stedet, eller fjernes og behandles i henhold til spesialavfallforskrifter (22).

6 KONKLUSJON

I militære skyte- og øvingsfelter deponeres det betydelige mengder av tungmetaller som er giftige i svært lave konsentrasjoner. Spesielt gjelder dette skytebanene rundt omkring i landet der skytevollene som regel har vært i bruk over et langt tidsrom. Med bakgrunn i dette er det blitt utført en risikovurdering av en utendørs skytebane på Sessvollmoen. Risikovurderingen er utført i henhold til SFTs veiledning for risikovurdering av forurenset grunn. Med bakgrunn i de vurderinger som er gjort er det lite sannsynlig at skytebanen utgjør noen helserisiko utfra dagens arealbruk. Enkelte blykonsentrasjoner på lokaliteten overskrider normverdiene for aktuell arealbruk med 200 %, men dette er i selve skytevollen hvor den menneskelige aktiviteten er lav. Utfra tidligere luftmålinger på skytebaner kan det muligens være en helserisiko forbundet med høye luftkonsentrasjoner av bly og kobber forårsaket av avfyring av skudd. Det er imidlertid ikke målinger av tungmetaller i luft under skyting på skytebane 6, på Sessvollmoen.

Det er vist at grunnvannet under lokaliteten er påvirket av tungmetallforurensningen og har relativt høye verdier av sink og antimon. Selv om disse verdiene ligger under dagens drikkevannsnorm og krav til råvann, blir det anbefalt at grunnvann fra skytebaneområder ikke uten videre utnyttes som drikkevannsressurs.

Det ble målt høye konsentrasjoner av tungmetaller i planter på lokaliteten og det ble også påvist at en mus hadde forhøyde vevsnivåer av tungmetaller. Ettersom det ikke er definert noen organismer i området som skal beskyttes, blir ikke dette tatt hensyn til ved dagens arealbruk.

Dersom det en gang i fremtiden blir aktuelt å endre arealbruken, må man foreta en ny risikovurdering. Ved å fjerne det øverste jordlaget (20-30 cm) på skytebanen vil man kunne senke miljørisikoen betraktelig.

Området må aldri benyttes til beite eller matproduksjon, ettersom slike omdisponeringer av arealbruk tidligere har gitt giftskader på beitende dyr (22).

APPENDIKS

A 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	240	84,4	32	49
150	0-15 cm	99-304	5130	487	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	1060	3110	171
161	15-30 cm	99-309	16100	955	1020	151
162	30-45 cm	99-310	72	41,7	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	123	38	126
205	0-10 cm	99-317	184	96,3	42	69
250	0-15 cm	99-318	3740	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	11900	1029	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	1190	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

Felt id	Beskrivelse	Prøve nr	Pb mg/kg jord	Cu mg/kg jord	Sb mg/kg jord	Zn mg/kg jord
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
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	167
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

B 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	-	105
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

Prøve nr	Prøve dato	Dyp i meter	Pb µg/l	Cu µg/l	Sb µg/l	Zn µg/l
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	74	< 2
99-219	15.10.99	1	< 1	1,0	75	2
99-223	18.10.99	1	8	1,3	54	< 2
99-226	19.10.99	1	11	1,8	65	< 2
99-229	20.10.99	1	3	1,0	62	110
99-232	21.10.99	1	< 1	1,0	72	< 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
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	1,0	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	0	14
99-143	02.09.99	2	< 1	1,0	6	15
99-151	08.09.99	2	< 1	1,0	25	16
99-159	17.09.99	2	4	2,6	-	18
99-162	21.09.99	2	< 1	1,0	0	12
99-165	22.09.99	2	1	1,0	11	11
99-168	23.09.99	2	1	0	0	12
99-171	24.09.99	2	< 1	0	10	13
99-175	27.09.99	2	< 1	1,0	13	5
99-178	28.09.99	2	< 1	1,0	0	5
99-181	29.09.99	2	< 1	0	18	4
99-184	30.09.99	2	1	0	14	7

Prøve nr	Prøve dato	Dyp i meter	Pb µg/l	Cu µg/l	Sb µg/l	Zn µg/l
99-188	01.10.99	2	< 1	0	23	6
99-191	04.10.99	2	1	1,0	11	3
99-194	05.10.99	2	< 1	1,7	8	2
99-197	06.10.99	2	< 1	1,0	9	2
99-200	07.10.99	2	< 1	1,4	9	4
99-204	08.10.99	2	< 1	0	10	3
99-208	11.10.99	2	< 1	2,4	5	3
99-211	12.10.99	2	< 1	1,0	8	2
99-214	13.10.99	2	< 1	1,0	0	2
99-217	14.10.99	2	< 1	0	6	2
99-220	15.10.99	2	< 1	2,3	5	3
99-224	18.10.99	2	1	1,0	0	< 2
99-227	19.10.99	2	< 1	0	0	3
99-230	20.10.99	2	< 1	0	6,	3
99-233	21.10.99	2	< 1	0	0	< 2
99-237	22.10.99	2	< 1	1,0	0	< 2
99-240	25.10.99	2	< 1	0	0	< 2
99-251	26.10.99	2	< 1	0	5	< 2
99-254	27.10.99	2	< 1	0	0	3
99-257	29.10.99	2	< 1	0	0	3
99-260	01.11.99	2	< 1	1,0	0	20
99-266	03.11.99	2	< 1	1,0	0	2
99-270	05.11.99	2	< 1	1,0	0	< 2
99-272	08.11.99	2	< 1	1,5	-	< 2
99-276	10.11.99	2	< 1	1,0	0	< 2
99-279	12.11.99	2	< 1	1,3	0	< 2
99-282	15.11.99	2	< 1	1,0	-	< 2
99-290	17.11.99	2	< 1	1,0	9	< 2
99-293	19.11.99	2	< 1	1,0	-	< 2
99-78	23.04.99	3	-	1,3	-	344
99-83	30.04.99	3	< 1	1,0	-	2
99-101	13.06.99	3	< 1	1,0	-	5
99-108	25.06.99	3	< 1	1,0	63	5
99-113	01.07.99	3	< 1	1,0	32	8
99-117	09.07.99	3	3	2,0	60	6
99-121	16.07.99	3	< 1	2,2	0	18
99-125	23.07.99	3	-	2,4	45	1111
99-156	31.07.99	3	1	1,2	38	981
99-136	16.08.99	3	5	1,3	0	12
99-139	25.08.99	3	< 1	0	0	4
99-144	02.09.99	3	< 1	0	7	68
99-152	08.09.99	3	< 1	0	49	4
99-160	17.09.99	3	< 1	0	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	54	13
99-172	24.09.99	3	2	0	62	4
99-176	27.09.99	3	3	0	60	5
99-179	28.09.99	3	14	0	42	9
99-182	29.09.99	3	41	0	43	6
99-185	30.09.99	3	48	0	40	10
99-189	01.10.99	3	89	0	48	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	146	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	<
99-218	14.10.99	3	132	1,2	41	< 2

Prøve nr	Prøve dato	Dyp i meter	Pb µg/l	Cu µg/l	Sb µg/l	Zn µg/l
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

C 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	1,0	0	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	4
99-110	01.07.99	Grunnvann	< 1	1,8	5	5
99-114	09.07.99	Grunnvann	2	1,2	-	4
99-118	16.07.99	Grunnvann	2	2,3	4	2
99-126	23.07.99	Grunnvann	-	1,2	5	7
99-153	30.07.99	Grunnvann	< 1	0	5	5
99-140	25.08.99	Grunnvann	< 1	1,4	6	3
99-141	02.09.99	Grunnvann	< 1	1,5	4	5
99-149	08.09.99	Grunnvann	< 1	1,0	7	3
99-157	17.09.99	Grunnvann	12	1,9	8	3
99-173	24.09.99	Grunnvann	1	1,2	5	< 2
99-186	30.09.99	Grunnvann	2	1,7	5	5
99-235	01.10.99	Grunnvann	< 1	2,5	4	2
99-202	07.10.99	Grunnvann	< 1	1,7	5	2
99-206	08.10.99	Grunnvann	4	2,0	5	< 2
99-222	15.10.99	Grunnvann	4	2,0	4	< 2
99-262	01.11.99	Grunnvann	< 1	3,1	4	< 2
99-274	08.11.99	Grunnvann	9	9,5	5	9
99-287	15.11.99	Grunnvann	2	2,8	4	< 2
99-295	19.11.99	Grunnvann	1	2,0	3	< 2

Antimon konsentrasjonene i grunnvannet ble analysert av NIVA

D PARAMETRE BENYTTET VED VURDERING AV TRANSPORT OG REAKSJONSMEKANISMER

Parametre	Symbol	Standardverdier
<u>Jordspesifikke data:</u>		
Vanninnhold i jord	θ_w	0,2 l vann/l jord
Luftinnhold i jord	θ_a	0,2 l luft/l jord
Jordas tetthet	ρ_s	1,7 kg/l
Fraksjon organisk karbon i jord	f_{oc}	0,01 (1%)
Jordas porøsitet	ε	0,4
<u>Fortynning i innendørs luft:</u>		
Innvendige volum av huset	V_{hus}	240 m ³
Innlekkingshastigheten av poreluft	L	2,4 m ³ /d
Arealet under huset	A	100 m ²
Dybde til forurensning	Z	0,5 m
Utskiftningshastigheten for luft i huset	l	12 d ⁻¹
Diffusiviten i ren luft	D_o	0,7 m ² /d
<u>Fortynning til grunnvann:</u>		
Jordas hydrauliske konduktivitet	k	10 ⁻⁵ m/s
Lengde forurenset område i grunnvannstrømmens retning	L_{gw}	50 m
Avstand fra det forurensete området til brønnen	X	0 m
Hydraulisk gradient	i	0,02 m/m
Infiltrasjonshastigheten	I	0,075 m/år
Tykkelsen av akvifer	d_a	10 m
Tykkelse av blandingssone i akvifer	d_{mix}	5,87 m
<u>Fortynning til overflatevann:</u>		
Vannføring i overflatevannet	Q_{sw}	500.000 m ³ /år
Bredden av det forurensete området i vinkelrett på retning av grunnvannstrømmen	L_{sw}	7,34 m
Grunnvannstrømning fra det forurensete området til overflatevannet	Q_{di}	271,7 m ³ /år

E PARAMETRE OG EKSPONERINGSVEIER BENYTTET VED VURDERING AV EKSPONERING AV MENNESKE

Parametre	Symbol	Standardverdier
<u>Oralt inntak av jord ²⁾:</u>		
Gjennomsnittlig daglig jordinntak, barn	DI_{is}	150 mg/d
Gjennomsnittlig daglig jordinntak, voksne	DI_{is}	50 mg/d
Fraksjon eksponeringstid	f_{exp}	1 (365 d/år)
Langtids jordinntak pr. kg kroppsvekt, barn	R_{is}	10 mg/(kg·d)
Langtids jordinntak pr. kg kroppsvekt, voksne	R_{is}	0,714 mg/(kg·d)
Integrert livstids inntak av jord	R_{is}	1,599 mg/(kg·d)
<u>Hudopptak ²⁾:</u>		
Eksponering for jord, barn		5100 mg/m ²
Eksponering for jord, voksne		5100 mg/m ²
Eksponert hudareal, barn		0,28 m ²
Eksponert hudareal, voksne		0,17 m ²
Gjennomsnittlig daglig hudeksponering for jord, barn	DI_{du}	1428 mg/d
Gjennomsnittlig daglig hudeksponering for jord, voksne	DI_{du}	867 mg/d
Fraksjon eksponeringstid, barn	f_{exp}	0,219 (80 d/år)
Fraksjon eksponeringstid, voksne	f_{exp}	0,123 (45 d/år)
Langtids hudeksponering pr. kroppsvekt, barn	R_{du}	20,866 mg/(kg·d)
Langtids hudeksponering pr. kroppsvekt, voksne	R_{du}	1,525 mg/(kg·d)
Integrert livstids hudeksponering	R_{du}	3,369 mg/(kg·d)
<u>Innånding av støv ²⁾:</u>		
Konsentrasjon av støv i innåndet luft, barn	C_{ad}	0,041 mg/m ³
Konsentrasjon av støv i innåndet luft, voksne	C_{ad}	0,041 mg/m ³
Pustehastighet, barn	PH	7,6 m ³ /d
Pustehastighet, voksne	PH	20 m ³ /d

Parametre	Symbol	Standardverdier
Lungeretensjon, barn	LR	75%
Lungeretensjon, voksne	LR	75%
Fraksjon eksponeringstid	f_{exp}	1 (365 d/år)
Langtids innånding av støv pr. kroppsvekt, barn	R_{id}	0,0156
Langtids innånding av støv pr. kroppsvekt, voksne	R_{id}	0,0088 mg/(kg·d)
Integrert livstids innånding av støv	R_{id}	0,0094 mg/(kg·d)
<u>Innånding av gasser ²⁾:</u>		
Pustehastighet, barn	PH	7,6 m ³ /d
Pustehastighet, voksne	PH	20 m ³ /d
Fraksjon eksponeringstid	f_{exp}	1 (365 d/år)
Langtids innånding av gasser pr. kroppsvekt, barn	R_{iv}	507 (m ³ /(kg·d)) / (g/m ³)
Langtids innånding av gasser pr. kroppsvekt, voksne	R_{iv}	286 (m ³ /(kg·d)) / (g/m ³)
Integrert livstids innånding av gasser	R_{iv}	307 (m ³ /(kg·d)) / (g/m ³)
<u>Inntak drikkevann ²⁾:</u>		
Gjennomsnittlig daglig inntak av drikkevann, barn	DI_{iw}	1 l/d
Gjennomsnittlig daglig inntak av drikkevann, voksne	DI_{iw}	2 l/d
Fraksjon eksponeringstid	f_{exp}	1 (365 d/år)
Langtids inntak av drikkevann pr. kroppsvekt, barn	R_{iw}	0,067 l/(kg·d)
Langtids inntak av drikkevann pr. kroppsvekt, voksne	R_{iw}	0,028 l/(kg·d)
Integrert livstids inntak av drikkevann	R_{iw}	0,032 l/(kg·d)
<u>Inntak grønnsaker ²⁾:</u>		
Gjennomsnittlig daglig inntak av grønnsaker, barn	DI_{ig}	0,15 kg/d
Gjennomsnittlig daglig inntak av grønnsaker, voksne	DI_{ig}	0,29 kg/d
Fraksjon eksponeringstid	f_{exp}	1 (365 d/år)
Fraksjon av inntak av grønnsaker dyrket på det forurensede området	f_h	0,3 (30%)
Fraksjon av blad/stengel-grønnsaker i totalt grønnsaker	f_{blad}	0,5 (50%)
Fraksjon av rotgrønnsaker i totalt grønnsaker	f_{rot}	0,5 (50%)
Langtids inntak av grønnsaker pr. kroppsvekt, barn	R_{ig}	0,01 kg/(kg·d)
Langtids inntak av grønnsaker pr. kroppsvekt, voksne	R_{ig}	0,004 kg/(kg·d)
Integrert livstids inntak av grønnsaker	R_{ig}	0,0047 kg/(kg·d)
<u>Inntak fisk/skalldyr ²⁾:</u>		
Gjennomsnittlig daglig inntak av fisk og skalldyr, barn	DI_{if}	0,07 kg/d
Gjennomsnittlig daglig inntak av fisk og skalldyr, voksne	DI_{if}	0,14 kg/d
Fraksjon eksponeringstid	f_{exp}	1 (365 d/år)
Fraksjon av fisk fra nærliggende resipient	f_f	1 (100%)
Langtids inntak av fisk og skalldyr pr. kroppsvekt, barn	R_{if}	0,0047 kg/(kg·d)
Langtids inntak av fisk og skalldyr pr. kroppsvekt, voksne	R_{if}	0,002 kg/(kg·d)
Integrert livstids inntak av fisk og skalldyr	R_{if}	0,0022 kg/(kg·d)

Generelt ved beregning av inntak benyttes for barn kroppsvekt 15 kg, alder 0-6 år og total eksponeringstid 6 år. For voksne benyttes kroppsvekt 70 kg, alder 7-64 år og total eksponeringstid 57 år.

Litteratur

1. Stansley W, Roscoe D E (1996): The uptake of lead in small mammals and frogs at a trap and skeet range. *Arch Environ Cont Toxicol.* **30(2)**, 220-226.
2. Stansley W, Kosenak M A, Huffman J E, Roscoe D E, (1997): Effects of lead-contaminated surface water from a trap and skeet range on frog hatching and development. *Environ Poll.* **96(1)**, 69-74.
3. Rognerud S (2000): Overvåking av metallforurensning fra militære skytefelt og demoleringsplasser. NIVA-RAPPORT LNR 4209-2000.
4. Statens forurensningstilsyn (1999): Veiledning 99:01a. Risikovurdering av forurenset grunn. ISBN 82-7655-159-9. 103 s.
5. Peddicord R K, LaKind J S (2000): Ecological and human health risks at an outdoor firing range. *Environ Toxicol Chem.* **19(10)**, 2602-2613.
6. Barsan M E, Miller A (1996): Health hazard evaluation report No. HETA-91-0346-2572, FBI Academy, Quantico, Virginia, pp 33.
7. Tripathi R K, Sherertz P C, Llewellyn G C, Armstrong C W (1991): Lead-exposure in outdoor firearm instructors. *Am J Publ Health.* **81(6)**, 753-755.
8. Longva O (1987): Norges geologiske undersøkelser. *Skrifter* **76**, 39.
9. Strømseng A, Ljønes M (2000): 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. FFI-RAPPORT 2000/06191 (ugradert).
10. Hillel D (1980): Introduction to soil physics, Academic Press, California, 364.
11. Førland E J (1993): Nedbørnormaler. Normalperiode 1961-1990, Det Norske meteorologiske institutt, rapport nr 39/93, 63.
12. Falkenmark M (1972): Hydrological data – Norden. Representative basin Introductory volume., Vilco Trykkeri, Oslo, 293.
13. Léonard A, Gerber G B (1996): Mutagenicity, carcinogenicity and teratogenicity of antimony compounds. *Mutat Res.* **366**, 1-8.

14. Risk assessment information system (RAIS, 2000): (INTERNETT)
http://risk.lsd.ornl.gov/rap_hp.shtml
15. Hammel W, Steubing L, Debus R (1998): Assessment of the ecotoxic potential of soil contaminants by using a soil-algae test. *Ecotox Environ Saf.* **40**, 173-176.
16. Lundberg I (1978): Antimon. En litteraturstudie över medicinska och toxicologiske erfarenheter. *Arbete och Hälsa.* **1**, 1-35.
17. Lin H C, Hwang P P (1998): Acute and chronic effects of antimony chloride (SbCl₃) on Tilapia (*Oreochromis mossambicus*) larvae. *Bull Environ Contam Toxicol.* **61**, 129-134.
18. Gerhardsson L, Brune D, Nordberg G, Wester P (1982): Antimony in lung, liver and kidney tissue from deceased smelter workers. *Scand J Work Environ Health.* **8**, 201-208.
19. He M, Yang J (1999): Effects of different forms of antimony on rice during the period of germination and growth and antimony concentrations in rice tissue. *Sci Tot Environ.* **243**, 149-155.
20. Sosial- og helsedepartementet (1995): Forskrift om vannforsyning og drikkevann m.m. 2. utg. Gyldendal Norsk Forlag. Oslo.
21. Statens forurensingstilsyn (2000): Risikovurdering av forurenset grunn (INTERNETT)
<http://risiko-forurensetgrunn.ffi.no>
22. Braun U, Pusterla N, Ossent P (1997): Lead poisoning of calves pastured in the target area of a military shooting range. *Schweiz Arch F Tierheil.* **139(9)**, 403-407.

FORDELINGSLISTE

FFIBM **Dato:** 5 desember 2000

RAPPORTTYPE (KRYSS AV)		RAPPORT NR.	REFERANSE	RAPPORTENS DATO	
<input checked="" type="checkbox"/> RAPP	<input type="checkbox"/> NOTAT	<input type="checkbox"/> RR	2000/06166	FFIBM/720/138.2	5 desember 2000
RAPPORTENS BESKYTTELSESGRAD			ANTALL EKS UTSTEDT	ANTALL SIDER	
UGRADERT			63	35	
RAPPORTENS TITTEL			FORFATTER(E)		
RISIKOVURDERING AV TUNGMETALLFORURENSNING PÅ EN UTENDØRS SKYTEBANE			VOIE Øyvind Albert, STRØMSENG Arnljot		
FORDELING GODKJENT AV FORSKNINGSSJEF:			FORDELING GODKJENT AV AVDELINGSSJEF:		

EKSTERN FORDELING

INTERN FORDELING

ANTALL	EKS NR	TIL	ANTALL	EKS NR	TIL
1		LFK	14		FFI-Bibl
1		v/Kapt Tor Melvold	1		Adm direktør/stabssjef
1		HFK	1		FFIE
1		v/Lt Sigrid Finsrud	1		FFISYS
1		FBT/SV	15		FFIBM
1		v/Egil Danielsen	5		Øyvind Voie FFIBM
1		FO	1		Bjørn Arne Johnsen FFIBM
1		v/ Kom kapt Jon Ole Siggerud	1		Jan Ivar Botnan FFIBM
1		v/Maj Per Sien	1		Kjetil Sager Longva FFIBM
1		FBT/S	1		Arnljot Strømseng FFIBM
1		v/Oing Torgeir Mørch	1		Thor Engøy FFIBM
1		VSD	1		Arnt Johnsen FFIBM
1		v/Orlkapt Roald Hennø	1		Helle Kristin Rosslund FFIBM
1		INGR/FABCS	1		Marita Ljønes FFIBM
1		v/Miljøoffiser	1		FFIN
1		Sessvollmoen			FFI-veven
1		v/ Miljøoffiser			

FFI-K1

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