



**FFI** Forsvarets  
forskningsinstitutt

23/02397

FFI-RAPPORT

# Biotilgjengelighet og risikovurdering av metaller i jord

– en samling av casestudier

Ida Vaa Johnsen  
Jorunn Aaneby



# **Biotilgjengelighet og risikovurdering av metaller i jord – en samling av casestudier**

Ida Vaa Johnsen  
Jorunn Aaneby

---

---

**Emneord**

Tungmetaller  
Forurensning  
Jord  
Kobber  
Bly

**FFI-rapport**

23/02397

**Prosjektnummer**

5919

**Elektronisk ISBN**

978-82-464-3512-1

**Engelsk tittel**

Bioavailability and risk assessment of metals in shooting range soil – a collection of case studies

**Godkjenner**

Øyvind Voie, *forskningsleder*  
Janet Blatny, *forskningsdirektør*

*Dokumentet er elektronisk godkjent og har derfor ikke håndskreven signatur*

**Opphavsrett**

© Forsvarets forskningsinstitutt (FFI). Publikasjonen kan siteres fritt med kildehenvisning.

---

---

## Sammen drag

Metallforurensning på skytefelt kan påvirke de økologiske forholdene i jorden og utgjøre en risiko for både mennesker og dyr som ferdes på området. Denne rapporten samler fem mindre laboratorie- og kassstudier som ikke tidligere er publisert, og som har til felles at de kan gi informasjon om biotilgjengelighet av metaller og metallers påvirkning på planter og de økologiske forholdene i jorden. De fem kassstudiene dreier seg om opptak av metaller i planter, bær og sopp, bruk av DGT i jord, ristetester for å se på biotilgjengeligheten av metaller i jord, bruk av Bait-lamina test i jord i felt og på laboratoriet og en unngåelsesstudie av meitemark.

Vi innhentet prøver av planter, bær, sopp og jord. Vi utførte tester med DGT i laboratoriet med jord som tidligere var blitt brukt til å teste opptak av metaller i meitemark. DGT er en passiv prøvetaker som kan gi informasjon om andelen metaller i jorden som er tilgjengelig for opptak i planter og biota. Bait-lamina tester ble utført både i laboratoriet og i felt, og slike tester kan sammenlikne biologisk aktivitet i jord på forskjellige områder. For å finne ut om meitemark foretrekker uforurenset jord fremfor jord forurenset med metaller, utførte vi en unngåelsestest på laboratoriet.

Samlede planteprøver fra større områder inneholdt ikke konsentrasjoner av metaller over normale verdier eller over grenseverdiene i dyrefôr. Alle bærprøvene som ble innhentet på Steinsjøen i 2021, bortsett fra én, hadde blykonsentrasjoner som oversteg EUs grenseverdi for bly i bær (0,2 mg/kg våtvekt). Et lite inntak av bær plukket på blyforurensete områder vil allikevel ikke være skadelig. All soppen vi analyserte, hadde blykonsentrasjoner som oversteg EUs grenseverdi for bly i sopp (0,8 mg/kg våtvekt), konsentrasjonen av bly i sopp var om lag 100 ganger høyere enn konsentrasjonen i bær. DGT-resultatene korrelerte med både konsentrasjon av kobber og bly i jord og med opptak i meitemark (fra en tidligere studie). I laboriestudien korrelerte resultatene fra Bait-lamina ganske godt med metallkonsentrasjonen i jorden, mens det i feltforsøket var like mye variasjon innad på hvert enkelt område som mellom områdene. Dette kan skyldes at den biologiske aktiviteten ikke endret seg markant mellom områder med høy og lav metallkonsentrasjon, eller det kan skyldes at metoden er for usikker i felt. Resultatene fra unngåelsestesten tydet på at marken ikke hadde noen tydelig preferanse for hverken forurenset eller ren jord, men datagrunnlaget er for lite til å kunne si dette sikkert.

Planteprøver kan være bedre egnet enn jordprøver for å gjøre risikovurderinger for beitende dyr på skytefelt. Imidlertid vil det i de fleste tilfeller være liten risiko for metallforgiftning av beitedyr på skyte- og øvingsfelt. Metallkonsentrasjonen i sopp og bær bør undersøkes videre på flere skytefelt for å finne ut om det bør vurderes å fraråde plukking av sopp og bær på Forsvarets skyte- og øvingsfelt. Om et skyte- og øvingsfelt inneholder mye sopp, bør dette tas hensyn til i en eventuell risikovurdering. DGT kan være en god modell for opptak i meitemark, men å kun se på metallkonsentrasjonen i jord kan også være tilstrekkelig. Bait-lamina ga veldig usikre resultater, og vi anbefaler den derfor ikke som et egnet mål på de økologiske forholdene i jorden i felt.

---

---

## Summary

Metal pollution on shooting ranges can pose a risk to both humans and animals residing in the area, and it can affect the ecologic conditions of the soil. This report contains a collection of previously unpublished small laboratory and case studies that can provide information about the bioavailability of metals and their impact on plants and the ecologic conditions of the soil. The report consists of five case studies: uptake of metals in plants, berries and mushrooms, use of DGT in soil, leaching tests to look at the bioavailability of metals in soil, use of Bait-lamina in soil in the field and in the laboratory, and an avoidance study of earthworms.

Samples of plants, berries, mushrooms, and soil were obtained from Steinsjøen shooting range. We used diffusive gradient in thin film (DGT) in a laboratory to test soil samples that had previously been tested for uptake of metals in earthworms. DGT is a passive sampler that can provide information about the proportion of metals in the soil that is available for uptake in plants and other biota. We used Bait-lamina in both laboratory and field settings. These are used to assess variations in biological activity in soil across different areas. To determine if earthworms prefer uncontaminated soil to metal-contaminated soil, we carried out an avoidance test in a lab.

Mixed plant samples from larger areas did not contain concentrations of metals above normal or limit values for animal feed. All but one of the berry samples obtained at Steinsjøen in 2021 had lead concentrations that exceeded the EU limit value for lead in berries (0.2 mg/kg wet weight). A small intake of berries picked in lead-contaminated areas will still not be harmful. All the mushrooms that were picked had lead concentrations that exceeded the EU limit value for lead in mushrooms (0.8 mg/kg wet weight), and the concentration of lead in mushrooms was about 100 times higher than the concentration in berries. DGT results correlated with both concentration of copper and lead in soil and with uptake in earthworms. In the laboratory study, the results from the Bait-lamina test correlated well with the metal concentration in the soil, while in the field, the variation within each area was the same as between the areas. This could be due to biological activity not significantly changing between areas with high and low metal concentrations, or it could suggest that the method is less reliable in the field. The results from the earthworm avoidance study were inconclusive, suggesting no clear preference in earthworms for either contaminated or clean soil. However, the data is too limited to draw definitive conclusions.

Plant samples may be better suited than soil samples in risk assessments for grazing animals. However, in most cases, there will be little risk of metal poisoning to grazing animals on firing and training ranges. The metal concentration in berries and mushrooms growing on contaminated shooting ranges should be further investigated to find out whether to advise against picking these on the Norwegian Armed Forces' shooting ranges. If a shooting range contains many mushrooms, this should be included in risk assessments. DGT can be regarded as a good model for uptake of metals in earthworms, but analysis of only the concentration in the soil may also be sufficient. The Bait-lamina results were inconclusive, and we therefore do not recommend Bait-lamina field testing as a suitable measure of the ecologic conditions of the soil.

---

---

# Innhold

<b>Sammendrag</b>	<b>3</b>
<b>Summary</b>	<b>3</b>
<b>Forord</b>	<b>7</b>
<b>1 Innledning</b>	<b>9</b>
1.1 Biotilgjengelighet og jordøkologi	9
<b>2 Metoder</b>	<b>10</b>
2.1 Område- og jordbeskrivelse	10
2.2 Planter, bær, sopp og jord	12
2.2.1 Prøvetaking	12
2.2.2 Opparbeiding	13
2.3 DGT	13
2.3.1 Forsøk	14
2.3.2 Opparbeiding	14
2.4 Ristetester	15
2.4.1 Forsøk	15
2.5 Bait-lamina	15
2.5.1 Forsøk	16
2.5.2 Avlesing	17
2.6 Unngåelsesstudie meitemark	18
2.7 Metallanalyse	19
<b>3 Resultat og diskusjon</b>	<b>19</b>
3.1 Opptak av metaller i planter	19
3.2 Bær og sopp	23
3.3 Biotilgjengelighet av metaller i jord	27
3.3.1 DGT	27
3.3.2 Ristetest	28
3.3.3 Sammenlikning av metoder for å se på biotilgjengelig andel metaller i jord	29
3.3.4 Metoder for biotilgjengelig andel metaller i jord sammenliknet med studier med meitemark	30

---

3.4	Bait-lamina	31
3.4.1	Laboratorietest	31
3.4.2	Felttest	32
3.5	Unngåelsestest meitemark	33
<b>4</b>	<b>Konklusjon og anbefalinger</b>	<b>34</b>
	<b>Vedlegg</b>	<b>36</b>
<b>A</b>	<b>Resultater fra ristetest</b>	<b>36</b>
	<b>Referanser</b>	<b>38</b>



---

---

## Forord

Forsøkene i denne rapporten er i sin helhet finansiert av Forsvarsbygg. Feltarbeidet er utført i samarbeid med Forsvarsbygg og Norges Geotekniske Institutt (NGI), disse har også vært delaktige i planlegging og gitt innspill underveis i arbeidet.

Kjeller, 8. desember 2023  
Ida Vaa Johnsen



---

---

# 1 Innledning

Skytefelt inneholder metallforurensing fra brukt ammunisjon; kobber (Cu), sink (Zn), antimon (Sb) og bly (Pb). Disse kan utgjøre en risiko for både mennesker og dyr som ferdes i området. Forurensningen kan også påvirke jordøkologien, og planter, dyr, insekter og mikroorganismer i jorda. Denne rapporten inneholder en samling av mindre laboratorie- og casestudier som har til felles at de kan gi informasjon om biotilgjengelighet av metaller, og metallers påvirkning på jordøkologi og planter.

FFI har tidligere utført et studie der det ble sett på opptak av metaller i meitemark og metallers påvirkning på vekst, overlevelse og reproduksjon i meitemark (Aaneby og Johnsen, 2020). I tillegg har FFI utført et studie på risiko for beitende dyr på skyte- og øvingsfelt (Johnsen, Mariussen og Voie, 2016; Johnsen og Mariussen, 2017; Johnsen og Aaneby, 2019), et litteraturstudie på biotilgjengeligheten av metaller i vann og jord (Mariussen og Johnsen, 2016), og et studie som sammenliknet metoder for å måle biotilgjengelighet av metaller i vann (Aaneby, Johnsen og Mariussen, 2018). Arbeidet beskrevet i denne rapporten bygger på studiene nevnt over.

Denne rapporten består av fem forskjellige case-studier:

- Opptak av metaller i planter, bær og sopp
- Bruk av DGT i jord
- Ristetester for å se på biotilgjengeligheten av metaller i jord
- Bruk av Bait-lamina i jord i felt og på laboratoriet
- Unngåelsesstudie av meitemark

Detaljer og teori om hver enkelt studie er beskrevet i metodekapittelet (avsnitt 2).

## 1.1 Biotilgjengelighet og jordøkologi

Det finnes flere definisjoner på jordøkologi, NC State University (hentet 2023) definerer jordøkologi som studien av hvordan jordorganismer interagerer med andre organismer og sitt miljø, mens Coleman, Callahan og Crossley Jr (2017) definerer jordøkologi som grensesnittet mellom biologi, kjemi og fysikk i jordsystemet.

Det finnes ingen entydig definisjon av biotilgjengeligheten av metaller i jord, men er i mange sammenhenger definert som den andelen av et stoff som kan gjøres tilgjengelig for opptak i en organisme (ASTM, 2021; Mariussen og Johnsen, 2016; Peijnenburg, Zablotskaja og Vijver, 2007). For at et stoff i jord skal kunne gjøres tilgjengelig for opptak i en organisme må det være en interaksjon mellom stoffet bundet til jord og stoffet løst i en væskefase, som for eksempel porevann eller magesyren til en organisme. Det er den andelen av stoffet som kan løses ut i en væskefase som regnes som den biotilgjengelige andelen av stoffet i jorda. Hvorvidt stoffet faktisk er tilgjengelig for opptak i en organisme avhenger av hvilken tilstandsform stoffet er løst

---

i væskefasen. Biotilgjengeligheten av et stoff i jord styres dermed av jordtypen og av det miljøet jorda til enhver tid befinner seg i. For å vurdere biotilgjengeligheten til et stoff i jord må man derfor vite hva slags organisme som eksponeres og hvordan organismen eksponeres. Den biotilgjengelige andelen av et spormetall i jord bør ideelt sett finnes ved å måle andelen av spormetallene som faktisk blir tatt opp i organismen i forhold til andelen som er i jorda. Dette er i de fleste tilfeller umulig å gjennomføre både av praktiske og økonomiske hensyn. Man må da bruke metoder som kan gi en tilnærmet beregning av den biotilgjengelige andelen. To slike metoder er selektiv ekstraksjon med et løsemiddel som simulerer det miljøet organismen eksponeres i og passive prøvetakere i jorda som skal simulere en organisme.

Spormetalloptak i planter er kompliserte prosesser som avhenger av jordtypen, spormetallet og planten selv. For å vurdere biotilgjengelighet av spormetaller- og metalloider fra jord og sediment er det gjennom årene blitt testet ut svært mange forskjellige ekstraksjonsmidler (Fedotov *et al.*, 2012). Svake ekstraksjonsmidler med fortynnede saltløsninger av for eksempel  $\text{CaCl}_2$ ,  $\text{MgCl}_2$  og  $\text{NaNO}_3$  og ammoniumacetat har tradisjonelt blitt brukt for å simulere opptak av metaller fra jord til planter. Dette skal simulere mikromiljøet, eller rhizosfæren, som utgjør grensesjiktet mellom plantens rotsystem og jordpartiklene. Spormetaller i jords biotilgjengelighet for meitemark kan vurderes med tilsvarende metoder som for planter, for eksempel en løsning av 0,01 M  $\text{CaCl}_2$  (Ma, Smith, Stephenson og Siciliano, 2009).

For at planter skal ta opp metaller, må metallene være tilgjengelige for opptak, og slik sett biotilgjengelige. Opptak av metaller i planter kan derfor være en viktig indikator for hvor biotilgjengelig metallene i jorden er. I tillegg vil konsentrasjonen av metaller i planter være viktig ved risikovurdering for beitende dyr (Johnsen og Aaneby, 2019). De fleste organismer, inkludert planter, har metoder for opptak og utskilling av elementer som er essensielle for den gitte organismen. Det er dermed ikke alltid slik at den totale- eller den biotilgjengelige konsentrasjonen av et metall i jorden korrelerer med konsentrasjonen i planten (Peijnenburg, Zablotkaja og Vijver, 2007).

## 2 Metoder

### 2.1 Område- og jordbeskrivelse

Flertallet av case-studiene i denne rapporten er utført på Steinsjøen skytefelt, eller det er benyttet jord fra dette skytefeltet. Steinsjøen skyte og øvingsfelt (SØF) ligger sørøst i Østre Toten kommune i Innlandet fylke og utgjør 11,4 km<sup>2</sup>. Området består av skog- og myrområder, med flere koller, tjern og små innsjøer og terrenget varierer fra 500 til 700 meter over havet (Forsvarsbygg, 2002). Mange av skytebanene i feltet er lokalisert på myr. Det har blitt målt metallkonsentrasjoner i avrenningsbekker siden 1999, og det er rapportert høye konsentrasjoner av kobber, sink, antimon og bly i flere av bekkene (Rognerud, 2006). Steinsjøen SØF blir i

hovedsak brukt til skyting med lette våpen (< 20 mm). I tillegg skytes det med tunge våpen opp til 84 mm og det finnes en håndgranatbane og et sprengningsfelt. Området består av relativt sure bergarter og store deler ligger på myr. Det beiter både sau og storfe på området, i tillegg jaktes det på både rype, orrfugl, elg og småvilt. Det ble hentet plante-, jord-, sopp-, og bærprøver fra bane 6 på Steinsjøen skytefelt, hvilke prøver som ble hentet fra de forskjellige områdene på banen er oppsummert i Tabell 2.1. Denne banen ligger for det meste på myr, men en del av målområdene ligger på mer fast mineralgrunn. Bane 6 er en feltskytebane med skyteavstand på 30-330 m. Banen inneholder fire skytestillinger av betong, skivevoller og kulefang av grus med støttemur i betong. Det er også benyttet noe jord som tidligere ble benyttet i meitemarkstudiet utført av FFI, disse jordtypene er godt beskrevet i Aaneby og Johnsen (2020). Hvilke jordprøver som er benyttet i de forskjellige forsøkene beskrevet i denne rapporten er oppsummert i Tabell 2.2.

Tabell 2.1 Beskrivelse av ulike prøver som er innhentet fra områdene på Steinsjøen SØF.

Sted	Beskrivelse	Forsøk
Hele bane 6		Blandprøve planter
BL-1, ved målområde bane 6	Høy blykonsentrasjon (>1000 mg/kg) valgt til Bait-lamina forsøk	Bait-lamina, planteprøver, bær
BL-2, ved målområde bane 6	Middels blykonsentrasjon (<1000 mg/kg) valgt til Bait-lamina forsøk	Bait-lamina, planteprøver
BL-3, ved målområde bane 6	Lav blykonsentrasjon (<100 mg/kg) valgt til Bait-lamina forsøk	Bait-lamina, planteprøver, sopp
1, 2, 3, 4, 5, 6, 7	Områder med relativt høy blykonsentrasjon (500-3000 mg/kg) på bane 6 valgt til planteprøver.	Planteprøver
8	Område med svært høy blykonsentrasjon (>20 000 mg/kg) i utkant av bane 6	Planteprøver, bær
Voll bane 6		Bær

Tabell 2.2 Jordprøver benyttet i forsøkene beskrevet i denne rapporten og i hvilke forsøk de forskjellige jordprøvene er benyttet.

Sted	Prøvenavn	Brukt i forsøk
Nyborgmoen	Ref.	DGT, Meitemark <sup>1</sup> , ristetest
	450	DGT, Meitemark <sup>1</sup> , ristetest
	1500	DGT, Meitemark <sup>1</sup> , ristetest
Ulven	Ref.	DGT, Meitemark <sup>1</sup> , unngåelsesstudie, ristetest
	500	DGT, Meitemark <sup>1</sup> , ristetest
	1500	DGT, Meitemark <sup>1</sup> , unngåelsesstudie, ristetest
Vaterholmen	Ref.	DGT, Meitemark <sup>1</sup> , ristetest
	450	DGT, Meitemark <sup>1</sup> , ristetest
	1500	DGT, Meitemark <sup>1</sup> , ristetest
Vikesdalmoen	Ref.	DGT, Meitemark <sup>1</sup> , unngåelsesstudie, ristetest
	500	DGT, Meitemark <sup>1</sup> , ristetest
	1500	DGT, Meitemark <sup>1</sup> , unngåelsesstudie, ristetest
Terningmoen	Ref.	DGT, Meitemark <sup>1</sup> , Bait-lamina, ristetest
	450	DGT, Meitemark <sup>1</sup> , Bait-lamina, ristetest
	1500	DGT, Meitemark <sup>1</sup> , Bait-lamina, ristetest
Steinsjøen	Bane 5, område 1, 0-10 cm	DGT, ristetest
	Bane 5, område 2, 0-10 cm	DGT
	Bane 6, område 1, 0-10 cm	DGT, ristetest
	Bane 6, område 1, 50-100 cm	Bait-lamina
	Bane 6, sjakt 2, 0-20 cm	Bait-lamina, ristetest
	Bane 6, sjakt 2, 130-150 cm	Bait-lamina
	Bane 6, sjakt 3, 0-20 cm	Bait-lamina, ristetest
	Bane 6, sjakt 3, 100-150 cm	Bait-lamina

## 2.2 Planter, bær, sopp og jord

I denne casestudien ble det sett på konsentrasjon av metaller i planter, bær og sopp på et skytefelt. På området i og rundt dette skytefeltet finnes det både hjortedyr og sau. Innsamling av planteprov er ble derfor gjort på en måte som etterlikner måten et beitende dyr vil få i seg planter på.

### 2.2.1 Prøvetaking

Over hele Steinsjøen bane 6 ble det innhentet en blandet planteprov e med  $n > 100$  ved to datoer (24.06.21 og 08.07.21). Metoden for prøvetaking baserer seg på «multi incremental sampling» (MIS), og er tenkt å etterlikne måten et beitende dyr spiser på (Walsh og Voie, 2016). I MIS innhentes det et visst antall prøver (helst  $> 60$ ) randomisert fra et prøvetakingsområde eller såkalt «decision unit», i dette tilfellet hele bane 6. Prøven besto blant annet av lyng (blåbær og tyttebær), gress/siv, myrull, orkidè (marihand), og blader og knopper fra bar- og løvtrær. Det ble

<sup>1</sup> Meitemarkstudiet utført av Aaneby, J. og Johnsen, I. V. (2020) *Hvordan påvirkes meitemark av blyforurenset jord fra skyte- og øvingsfelt?* (FFI-rapport 20/01623): Forsvarets Forskningsinstitutt.

---

---

i tillegg innhentet enkeltprøver av planter fra antatt forurensede områder, på disse områdene ble det også innhentet overflateprøver av jord. Ved tre anledninger ble det innhentet prøver av bær fra antatt forurensede områder (08.07.21, 28.07.21 og 20.09.21). Sopp-prøver ble innhentet ved en anledning (20.09.21), all sopp som ble funnet på og i nærheten av Steinsjøen bane 6 ble plukket.

### **2.2.2 Opparbeiding**

Vasking/skylling av plantep prøver før opparbeiding og analyse kan på den ene siden vaske bort høy metallkonsentrasjon om det foreligger mye jordstøv på overflaten som inneholder høye metallkonsentrasjoner, men på den andre siden har forsøk tidligere utført av FFI (Johnsen og Aaneby, 2019; Johnsen og Mariussen, 2017) funnet at vasking av plantep prøver ikke viste noen tydelig effekt og var heller en kilde til eventuell kontaminering. Det er uvaskede planter som gir det beste bildet av hva et beitende dyr vil bli utsatt for av metaller, for en risikovurdering vil derfor uvaskede planter være det som er mest relevant å se på. Om man er interessert i kun å se på opptak i planter, kan det tenkes at vasking av plantene bør vurderes.

I dette forsøket ble plantene ikke vasket. Både planter og jord ble tørket til stabil vekt ved 65 °C i ca. 48 timer. Deretter ble prøvene knust i en knusemølle (Retsch RM100) på 400 rpm i 4 min for jord og 8 min for planter til den var visuelt homogen. Ca. nøyaktig 0,3 g av den homogene massen ble veid ut (representativ prøve ble sikret ved å ta ut 5-8 delprøver forskjellige steder i prøven). Jordprøvene ble tilsatt 6 ml HCl (30 % Suprapure) og 2 ml HNO<sub>3</sub> (67 % Suprapure) og deretter oppsluttet ved 220 °C i 10 minutter i Ultrawave (Milestone). Plantep prøvene ble tilsatt 0,5 ml H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (30 % Suprapure) og 7 ml HNO<sub>3</sub> (67 % Suprapure) og oppsluttet ved 260 °C i 10 minutter i Ultrawave. Sammen med hver 12. prøve ble det oppsluttet to blanke prøver, samt et sertifisert referansemateriale (Jord: GBW07407, Institute of Geophysical and Geochemical Exploration, Langfang China, Planter). Oppsluttede prøver ble fortynnet med ultrarent vann og analysert for metaller med ICP-MS.

### **2.3 DGT**

DGT (diffusive gradients in thin film) er en passiv prøvetaker som etterlikner en biotisk ligand, og slik skal ta opp den biotilgjengelige andelen av metaller i vann og jord. DGT er mest benyttet i vann, men i dette forsøket ble DGT for benyttelse i jord testet. DGT for bruk i vann er tidligere beskrevet i Aaneby, Johnsen og Mariussen (2018). DGT for benyttelse i jord fungerer relativt likt som i vann, det man finner ved en slik metode er effektiv konsentrasjon av labile metaller. Metallene som tas opp i DGT'en kommer både fra løsning (jordvæsken) og fra solid fase (jorden), og skal være svært sammenliknbart med metaller i planter.

Tester av DGT i jordprøver ble utført i laboratoriet på jordprøver som tidligere har blitt benyttet i meitemarforsøk (Aaneby og Johnsen, 2020) og jordprøver hentet på Steinsjøen skytefelt sommeren 2020 (Tabell 2.1).

Tabell 2.3 Oversikt over jordprøver benyttet til DGT-forsøk på laboratoriet.

Sted	Område/beskrivelse	Prøvenummer	N	Cu mg/kg	Zn mg/kg	Pb mg/kg
Nyborgmoen	ref.	19-019	2	33	94	17
	450	19-028	3	31	73	320
	1500	19-031	3	193	105	1340
Ulven	ref.	18-164	2	42	51	19
	500	18-170	5	90	54	556
	1500	19-235	3	145	43	1597
Vaterholmen	ref.	19-178	2	47	88	19
	450	19-184	3	198	77	383
	1500	19-187	3	421	76	1295
Vikesdalmoen	ref.	18-137	2	25	67	14
	500	18-143	3	49	37	420
	1500	19-244	3	201	73	1241
Terningmoen	ref.	19-039	2	26	43	53
	450	19-048	3	46	44	366
	1500	19-051	3	116	52	1542
Steinsjøen	Bane 5, område 1, 0-10 cm	20-207	3	1864	291	7477
	Bane 5, område 2, 0-10 cm	20-214	3	5120	654	13773
	Bane 6, område 1, 0-10 cm	20-227	3	6398	193	19512

### 2.3.1 Forsøk

DGT forsøk ble gjort i henhold til prosedyre beskrevet av DGT Research ; mellom 60-80 g siktede (<2 mm) prøver ble veid ut og plassert i beholdere. Prøvene ble så tilsatt deionisert vann tilsvarende 100 % vannholdekapasitet, etter 24 timer ble hver prøve delt i tre petriskåler. Et tynt lag jord ble smurt utover DGT'enes overflate, før DGT forsiktig ble dyttet med overflaten ned i jorden. Skålene ble løst dekket med lokk for å unngå uttørking. Etter nøyaktig 7 døgn ble DGT'er fjernet og skylt med deionisert vann.

### 2.3.2 Opparbeiding

Resin-gelen ble tatt ut og plassert i 1 ml 1 M HNO<sub>3</sub> (Suprapur) i 24 timer. Gelen ble så fjernet og vasket med 10 ml ultrarent vann, for deretter å bli plassert i 1 ml 1 M NaOH (Suprapur) i 24 timer. Gelen ble igjen fjernet, skylt og plassert i 1,5 ml 1 M NaOH (suprapur)/ 1 M H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (Suprapur), etter 24 timer ble gelen fjernet og løsningen nøytralisert med 0,5 ml HNO<sub>3</sub> (67 % Suprapur). De tre ekstraksjonsløsningene ble mikset og fortynnet med ultrarent vann før analyse med ICP-MS.



---

---

## 2.4 Ristetester

Ristetester, også kalt ekstraksjonstester når det benyttes ekstraksjonsmidler, kan benyttes for å se på utlekking av stoffer fra jord og kan relateres til både mobilitet, biotilgjengelighet og binding av stoffer, her metaller, i jord. For å se på biotilgjengelighet av metaller i jord, må man se på hva som er lett tilgjengelig for opptak i planter og jordlevende organismer. Diverse ekstraksjonsmidler kan benyttes for å simulere metaller som er tilgjengelige for opptak i for eksempel meitemark og planter (Mariussen og Johnsen, 2016). I en slik ristetest ristes en liten mengde jord, sammen med et ekstraksjonsmiddel i en gitt tid og eluatet analyseres for metaller.

### 2.4.1 Forsøk

Ekstraksjon/ristetest med 0,01 M CaCl<sub>2</sub> og 0,1 M NaNO<sub>3</sub> ble benyttet for å se på biotilgjengelig andel av metaller i jorden. Resultatene fra ristetestene ble sammenliknet med tidligere resultater fra meitemarkforsøk (Aaneby og Johnsen, 2020) og resultatene fra DGT forsøket. Ristetestene ble utført i væske-jord-forhold 10 (LS10); 3 g (tørrvekt [tv]) jord og 30 ml ekstraksjonsløsning. Ristetestene ble utført på prøver som ikke var tørket. Jord blandet med ekstraksjonsmiddel ble blandet «topp-over-topp» i 2 timer og 30 minutter ved 16 rpm. Eluatet ble skilt fra jorda ved sentrifugering og filtrering (<0,45 µm), konservert med HNO<sub>3</sub> til 0,5 % og analysert for metaller med ICP-MS.

## 2.5 Bait-lamina

Bait-lamina test systemet er utviklet av Terra protecta GmbH, Berlin, Tyskland (Terra-Protecta, 2021) og består av PVC-strips med 16 hull som fylles med et bait-substrat som består av blant annet cellulose, kli og aktivt kull (Figur 2.1). Dette substratet spises eller brytes ned av jordlevende organismer slik som saprofager og mikroorganismer. Ved hjelp av Bait-lamina metoden kan derfor den biologiske aktiviteten i jorden sammenliknes på forskjellige områder. Fordi nedbrytingen av bait-substratet også avhenger av faktorer slik som fuktighet og temperatur er det viktig at referanseområdet ligger nær og har samme type jordsmonn, solforhold og drenering som området som skal vurderes.

---

## Bait Sticks™



Biologically Active



Biologically Non-Active

*Figur 2.1 Illustrasjonen viser en Bait-lamina strips. Fulle substratlommer (sort i figuren) betyr ingen aktivitet, mens når substratet er borte (hvitt/gjennomsiktig i figur) tyder dette på biologisk aktivitet. Bildet er hentet fra <http://www.terra-protecta.de/en> som leverer Bait-lamina.*

### 2.5.1 Forsøk

Bait-lamina ble testet både på et utvalg jordprøver på laboratoriet, og ute i felt på Steinsjøen Bane 6. Jordprøver fra Steinsjøen Bane 6 som ble innhentet sommeren 2020 og noen utvalgte jordprøver (Terningmoen) som tidligere hadde blitt benyttet til meitemarkforsøk (Aaneby og Johnsen, 2020) ble benyttet til laboratorieforsøket (Tabell 2.2). Prøvene fra Steinsjøen var relativt ferske, og hadde blitt oppbevart kjølig uten å tørkes. Disse prøvene burde derfor ha opprettholdt en del av den mikrobiologiske aktiviteten. Prøvene som tidligere var blitt benyttet til meitemarkforsøk (Terningmoen) var blitt tørket. Disse ble fuktet ca. en uke før Bait-lamina forsøket ble satt i gang, men det kan antas at mye av den mikrobiologiske aktiviteten i jorden ble borte ved tørking.

Tabell 2.4 Oversikt over jordprøvene som ble benyttet til Bait-lamina forsøk på laboratoriet og metallkonsentrasjon i disse jordprøvene.

Sted	Område/beskrivelse	Prøvenr.	Cu mg/kg	Zn mg/kg	Sb mg/kg	Pb mg/kg	Jordtype
Terningmoen	Ref.	19-040	30	43	13	120	Tørr mineralsk
	450 mg Pb/kg	19-050	43	37	-	480	Tørr Mineralsk
	1500 mg Pb/kg	19-052	110	70	-	1300	Litt fuktig mineralsk
Steinsjøen, bane 6	Område 1, 0-10 cm	20-227	6398	193	1483	19512	Fuktig myrjord
	Område 1, 50-100 cm	20-232	87	31	6	172	Fuktig myrjord
	Sjakt 2, 0-20 cm	20-241	129	89	110	915	Tørr mineralsk
	sjakt 3, 0-20 cm	20-245	821	293	115	2257	Fuktig myrjord
	Sjakt 3, 100-150 cm	20-250	15	3	1	14	Fuktig myrjord
	Sjakt 2, 130-150 cm	20-255	26,1	90,6	0,8	32,4	Mineralsk mye stein

Laboratorietestene ble utført ved å plassere jord i plastbeholdere med lokk som hadde luftehull. I hver jordprøve ble det plassert 3 stykker Bait-lamina strips, som hver har 16 bait-substrater som kan leses av. Stripsene ble avlest etter 14, 23, 28, 38 og 42 dager.

Sommeren 2021 ble Bait-lamina testet i felt på bane 6 på Steinsjøen skytefelt. 3 områder ble valgt ut på bakgrunn av blykonsentrasjon. Et felt med lav (BL-3) (<100 mg/kg), et med middels (BL-2) (<1000 mg/kg) og et med høy (BL-3) (>1000 mg/kg) blykonsentrasjon. Områder som passet kriteriene, ble funnet ved hjelp av XRF. Det ble forsøkt å velge områder som hadde relativt lik jordkvalitet, derfor ble det valgt ut områder som lå ganske nær hverandre. Det ble satt ut 9 Bait-lamina strips på området med høy blyforurensing og 8 strips på de to andre områdene. Stripsen fikk stå ute i 2 uker, før de ble avlest og samlet inn. Fra de samme områdene ble det også samlet inn jord- og planteprov for å få et nøyaktig svar på metallkonsentrasjonen og for å sammenlikne eventuell effekt funnet ved Bait-lamina og opptak i planter.

### 2.5.2 Avlesing

Stripsene ble skylt lett med deionisert vann for å fjerne jordrester fra hullene. Deretter ble de holdt opp mot lyset og det ble registrert i hvor mange av hullene bait-substratet var borte. Hullene der det var mulig å skimte lyset gjennom, men substratet ikke var helt borte ble registrert som 0,5.

---

---

## 2.6 Unngåelsesstudie meitemark

Det har tidligere blitt utført et studie av FFI der det ble sett på hvordan meitemarker påvirkes av blyforurenset jord, studien beskrevet i denne rapporten bygger på resultatene fra Aaneby og Johnsen (2020). Aaneby og Johnsen (2020) viste at blykonsentrasjonen i jorda i liten grad påvirket meitemarkens overlevelse og vekst, men det hemmet meitemarkens reproduksjon. Etter 4 ukers eksponering til blykonsentrasjoner på 1500 mg/kg, ble meitemarken overført til ren jord, i den rene jorda steg igjen reproduksjonen til normale verdier. Dette tyder på at meitemarks reproduksjonsevne ikke svekkes ved opphold i jord forurenset med bly over 4 uker, men at avkommet ikke overlever. Derfor er det relevant å finne ut om meitemarken foretrekker ikke forurenset jord fremfor jord forurenset med bly (og kobber, sink og antimon), når den har et valg. Dette kan man finne ut ved å utføre en såkalt avoidance-test, eller unngåelsestest på norsk. I en unngåelsestest plasseres meitemarken i skillet mellom forurenset jord på den ene siden, og ren jord på den andre siden. Etter en tid blir det talt opp hvor mange meitemark som befinner seg i hvilken jord.

Jorden som ble benyttet til forsøket var jorden benyttet i forsøket til Aaneby og Johnsen (2020), denne var tørket og siktet (2 mm). Jorden ble tilsatt vann tilsvarende 50 % vannholdekapasitet. 24 timer før forsøket ble marken skyldt og lagt på et filterpapir til neste dag (for å tømme tarmene). Like før forsøket ble marken skyldt igjen. I en rund beholder ble det plassert en avdeler av plast, på den ene siden ble forurenset jord tilsatt, og på den andre siden ble ren jord tilsatt. Plastavdeleren ble fjernet og 10 meitemark ble plassert i skillet mellom ren og forurenset jord. Jord fra begge sider ble skjøvet forsiktig over marken og beholderne ble dekket med plastfilm med hull, for å forhindre at marken rømte. Etter 48 timer ble plastavdeleren igjen satt ned mellom ren og forurenset jord, og marken på hver side ble telt opp. Hensikten var å utføre dette forsøket i triplikater for flere konsentrasjoner for alle stedene som tidligere hadde vært med på meitemarkstudiet (Terningmoen, Vaterholmen, Ulven, Nyborgmoen og Vikesdalmoen), men dessverre døde hele meitemarkkolonien vår av uante årsaker like etter at første runde med unngåelsestester var blitt utført. Vi sitter derfor med veldig begrenset datagrunnlag. Jordprøvene det ble utført tester på er vist i Tabell 2.3.

Tabell 2.5 Jordprøver og deres tilhørende metallkonsentrasjon benyttet. Prøvene er bolket sammen i par, og representerer de to jordtypene i hver beholder.

Sted	Prøvenavn	Prøvenummer.	Cu mg/kg	Zn mg/kg	Sb mg/kg	Pb mg/kg
Vikesdalmoen	1500	19-246	160	45	7,9	1400
	Ref	18-139	13	38	<0.90	8,8
	1500	19-244	150	43	6,8	1200
	Ref	18-137	13	38	<0.90	9,7
	1500	19-245	160	45	6,8	1400
	Ref	18-138	18	40	<0.90	9,0
	Ref	18-139	13	38	<0.90	8,8
	Ref	18-138	18	40	<0.90	9,0
Ulven	1500	19-239	120	30	4,1	1300
	Ref	18-164	31	26	<0.90	13
	1500	19-237	160	36	2,7	1100
	Ref	18-166	31	26	<0.90	13
	1500	19-236	130	30	4,8	1300
	Ref	18-165	35	27	<0.90	120
	Ref	18-166	31	26	<0.90	13
	Ref	18-165	35	27	<0.90	120

## 2.7 Metallanalyse

Analyse av metaller ble utført med induktivt koplet plasmamassespektrometer («inductively coupled plasma mass spectrometry», ICP-MS) (iCap TQ, Thermo Fischer Scientific). Metallene ble kvantifisert ved å benytte en fempunkt standardkurve. Sertifiserte referansematerialer (TM-25.4 og BATTLE-2, Environmental Canada) ble analysert samtidig med prøvene for å sikre nøyaktighet. En internstandard ble injisert sammen med prøvene for å sikre høy presisjon.

## 3 Resultat og diskusjon

### 3.1 Opptak av metaller i planter

Normal metallkonsentrasjon i planter som vokser på ikke forurensede områder er 3-20 mg Cu/kg, 2-5 mg Pb/kg og 20-40 mg Zn/kg (tv) (Chaney, 1989; Robinson *et al.*, 2008; Tsonev og Cebola Lidon, 2012). For beitende dyr er grenseverdien for bly i grønnfôr satt av EU 40 mg/kg (12 % vanninnhold, 33,6 mg/kg tv) (2002/32/EC, 2002). I EU finnes det ikke noen grenseverdi

---

---

for Cu i dyrefôr, men Sveits har en grense på 17 mg/kg (tv) for sau og 40 mg/kg (tv) for storfe (Rupflin og Krebs, 2015).

Tabell 3.1 viser metallkonsentrasjonen målt i blandede plantep prøver, og Tabell 3.2 viser metallkonsentrasjon i enkelt-plantep prøver. De blandede plantep prøvene ble innhentet på to forskjellige prøvetakingsdager, metallkonsentrasjonen var 1,07-1,25 mg Cu/kg, 15,0-12,2 mg Zn/kg, 0,027-0,089 mg Sb/kg og 0,85-2,75 mg Pb/kg. Det ble innhentet enkelt-plantep prøver ved tre datoer, metallkonsentrasjonen i plantep prøvene var mellom 0,72-22 mg Cu/kg, 3,14-71 mg Zn/kg, 0,01-4,8 mg Sb/kg og 0,13-106 mg Pb/kg (tv).

Ingen av de blandede prøvene hadde konsentrasjoner som oversteg en normal konsentrasjon av kobber og bly i planter, eller grenseverdien for metaller i dyrefôr. En av enkelt-plantep prøvene hadde konsentrasjoner av bly og kobber som oversteg grenseverdier for dyrefôr, og ytterligere to av prøvene hadde en konsentrasjon av bly som oversteg det som anses som normalt (>5 mg/kg). Det var ingen helt tydelig sammenheng mellom metallkonsentrasjon i jord og planter. Dette tyder på at metalloptak i planter avhenger av andre faktorer enn metallkonsentrasjonen i jorden, slik som plantetype eller jordens fysisk-kjemiske kvalitet. Området med desidert høyest konsentrasjon av både kobber og bly i jorden hadde også høyest konsentrasjon i plantene. Dette kan tyde på at det er en sammenheng mellom blykonsentrasjon i planter og i jord, men at denne sammenhengingen ikke er lineær. Det kan for eksempel være en terskelverdi i jorden som må nås for at blykonsentrasjonen i planten stiger. Det kan også tenkes at det bør være spesielle fysisk-kjemiske forhold i jorden, eller at noen planter tar opp mer bly enn andre planter. Ut ifra resultatene fra de blandede prøvene som ble innhentet ved to datoer, kunne det også se ut som om blykonsentrasjonen i planter endret seg med årstiden. For de andre metallene (kobber, sink og antimon) viste resultatene at konsentrasjonen i planter ikke var forskjellig på de to prøvetakingsdagene.

Å innhente plantep prøver for å si noe om risiko for beitende dyr kan være nødvendig om det er kjent at dyr beiter mye på områder som er forurensede. Tidligere studier har tydet på at beitende dyr ikke tiltrekkes de mest forurensede områdene på skytebaner (Johnsen og Aaneby, 2019; Johnsen og Mariussen, 2017), blandede prøver over et større område vil dermed gi det mest reelle bildet av hva et beitende dyr utsettes for av metaller. Både denne studien, og tidligere studier tyder på at blandede prøver over et større område på en skytebane ikke inneholder metaller over grenseverdier i dyrefôr. Med mindre man har en skytebane som er svært forurensede over et stort område, dyrene tiltrekkes de mest forurensede områdene eller dyrene spiser mye jord eller ammunisjonsrester, bør beiting på skytefelt ikke utgjøre noen risiko. Tidligere studier på flere skytebaner og et innmarksbeite i Norge tyder på at beitende dyr (sau og storfe) spiser relativt lite jord (<2 %), og blod- og leverprøver tyder på at de får i seg lite metaller selv om de har forurensede skytefelt som deler av beiteområdet sitt (Johnsen og Aaneby, 2019; Johnsen og Mariussen, 2017)

---

---

Tabell 3.1 Metallkonsentrasjon i plantepøver, blandprøve fra hele bane 6, n>100.

<b>Dato</b>		<b>Cu mg/kg</b>	<b>Zn mg/kg</b>	<b>Sb mg/kg</b>	<b>Pb mg/kg</b>
24.06.21	Gjennomsnitt	1,07	15,0	0,027	0,85
	Std	0,039	0,60	0,0070	0,033
08.07.21	Gjennomsnitt	1,25	12,2	0,089	2,75
	Std	0,019	0,48	0,0019	0,080

Tabell 3.2 Metallkonsentrasjon i jord og planteprøver fra Bane 6 på Steinsjøen Skytefelt. Opptak i planter vist ved % ratio mellom konsentrasjon i jord og planter fra samme område. Skravert rute viser plantekonsentrasjon over ansett normal konsentrasjon: 20 mg Cu/kg, 5 mg Pb/kg og 40 mg Zn/kg (Chaney, 1989; Robinson et al., 2008; Tsonev og Cebola Lidon, 2012).

Dato	Område	Plantetype	Cu mg/kg			Zn mg/kg			Sb mg/kg			Pb mg/kg		
			Planter	Jord	Plante/jord	Planter	Jord	Plante/jord	Planter	Jord	Plante/jord	Planter	Jord	Plante/jord
24.06.21	1	blandet	1,14	94	1,21 %	32,7	16	210,4 %	0,05	157	0,0 %	0,99	1597	0,1 %
24.06.21	2	lyng	1,89	193	0,98 %	6,04	16	36,7 %	0,03	96	0,0 %	3,84	1397	0,3 %
24.06.21	3	lyng	3,41	162	2,10 %	4,34	16	26,6 %	1,12	213	0,5 %	23,2	2854	0,8 %
24.06.21	4	lyng	1,11	40	2,81 %	4,69	13	37,0 %	0,02	32	0,1 %	0,79	570	0,1 %
24.06.21	5a	lyng	1,28	202	0,64 %	3,14	10	31,6 %	0,03	142	0,0 %	1,33	1699	0,1 %
24.06.21	5b	bjørk	0,72	202	0,35 %	31,4	10	315,7 %	0,01	142	0,0 %	0,21	1699	0,0 %
24.06.21	6a	lyng	0,99	213	0,46 %	5,06	10	51,6 %	0,44	53	0,8 %	10,8	928	1,2 %
24.06.21	6b	granskudd	1,09	213	0,51 %	4,51	10	46,0 %	0,02	53	0,0 %	0,34	928	0,0 %
24.06.21	6c	lyng	1,08	213	0,51 %	3,48	10	35,5 %	0,06	53	0,1 %	2,98	928	0,3 %
24.06.21	6d	bjørk	0,98	213	0,46 %	29,1	10	296,5 %	0,09	53	0,2 %	2,55	928	0,3 %
24.06.21	7a	lyng	0,97	121	0,80 %	3,26	12	26,9 %	0,06	157	0,0 %	2,91	1487	0,2 %
24.06.21	7b	granskudd	1,22	121	1,00 %	6,88	12	56,7 %	0,01	157	0,0 %	0,13	1487	0,0 %
08.07.21	BL-1	Lyng	0,99	179	0,55 %	3,70	13	28,9 %	0,11	140	0,1 %	2,09	1708	0,1 %
08.07.21	BL-2	Lyng	0,90	224	0,40 %	3,45	19	18,1 %	0,08	93	0,1 %	1,60	827	0,2 %
08.07.21	BL-3	Lyng	0,92	104	0,89 %	3,32	21	16,0 %	0,11	25	0,5 %	1,69	285	0,6 %
20.09.21	8	Lyng	22	2875	0,77 %	71	241	29,6 %	4,8	1935	0,2 %	106	26632	0,4 %



### 3.2 Bær og sopp

Bær (blåbær og tyttebær) ble plukket ved tre datoer; 08.07.21, 28.07.21 og 20.09.21, mens sopp kun ble plukket 20.09.21. I Tabell 3.3 vises resultatene for metallkonsentrasjonen målt i bær og sopp. EU's grenseverdi for bly er 0,1 mg/kg i bær og 0,8 mg/kg i viltvoksende sopp, begge i våtvekt (vv) (EC/1881/2006, 2006). Sopp er kjent for å ta opp mye tungmetaller (Kalač og Svoboda, 2000; García, Alonso og Melgar, 2009) og kan derfor potensielt få høye konsentrasjoner av bly, kobber og sink når de vokser i områder kontaminert av ammunisjon. Viltvoksende sopp kan naturlig inneholde alt fra 0,5-20 mg Pb/kg (tv), selv når de vokser i områder uten forhøyet innhold av bly, mens det er funnet konsentrasjoner opp mot 300 mg Pb/kg (tv) i sopp som vokste nær blysmelteverk (Kalač og Svoboda, 2000).

Tabell 3.3 Metallkonsentrasjon i bær og sopp plukket på og ved bane 6 på Steinsjøen skytefelt. Metallkonsentrasjonen er gitt i mg/kg vv (våtvekt) og tv (tørrvekt).

Dato	Område	Type prøve	Tørrstoffinnhold	Cu mg/kg		Zn mg/kg		Sb mg/kg		Pb mg/kg	
				tv	vv	tv	vv	tv	vv	tv	vv
08.07.21	Bane 6 voll	blåbær	16 %	0,84	0,1	1,8	0,3	0,02	0,00	0,33	0,1
28.07.21	Bane 6 voll	blåbær	18 %	8	1,3	15	2,6	0,1	0,002	2	0,4
20.09.21	8	blåbær	15 %	10	1,5	19	2,8	0,6	0,1	6	0,8
20.09.21	8	tyttebær	19 %	8	1,6	14	2,7	0,4	0,1	4	0,7
20.09.21	BL-1	blåbær	14 %	9	1,4	15	2,2	0,5	0,1	5	0,7
20.09.21	BL-3	Sopp 1	49 %	80	40	189	93	0,5	0,3	16	8,1
20.09.21	*	Sopp 2	11 %	243	27	214	24	1,9	0,2	79	8,8
20.09.21	*	Sopp 3	10 %	36	3,5	47	4,5	1,2	0,1	43	4,1
20.09.21	*	Sopp 4	9 %	279	25	255	22	1,3	0,1	90	7,9

\* Ikke målt metaller i jorden på området.

Alle bærprøvene som ble innhentet på Steinsjøen i 2021, bortsett fra en, hadde blykonsentrasjoner som oversteg EU's grenseverdi for bly i bær. Det kunne se ut til at blykonsentrasjonen ble noe høyere ut i sesongen, men det er innhentet for få prøver til å kunne slå dette fast. Konsentrasjonene er fortsatt relativt lave, og et lite inntak av bær plukket på blyforurensede områder, vil sannsynligvis ikke være skadelig. Men basert på disse resultatene bør det vurderes om det skal frarådes plukking av bær på de mest forurensede områdene på Forsvarets SØF for å være sikker. Det bør uansett utføres videre studier for å se på metalloptak

---

---

i bær, da resultatene i denne studien ikke er nok til å konkludere. Konsentrasjonen av metaller i bær og planter så ikke ut til å korrelere da lyng plukket ved prøvepunkt 8 hadde svært høy metallkonsentrasjon, mens lyng plukket ved BL-1 hadde relativt lav metallkonsentrasjon, men bær plukket på de to områdene hadde relativt lik metallkonsentrasjon.

Figur 3.1-Figur 3.4 viser bilder av soppene som ble plukket. All sopp som ble plukket hadde blykonsentrasjoner som oversteg EU's grenseverdi for bly i sopp. Det ble ikke tatt jordprøver på alle områdene der det ble plukket sopp, men en av soppene ble plukket ved område BL-3, der blykonsentrasjonen i jorda var 285 mg/kg. Dette er et lavt-moderat konsentrasjonsnivå av bly i jord på skytebaner. Dette betyr at mennesker bør være forsiktige med å sanke sopp på områder som kan være blyforurenset. Blyforgiftning er nesten alltid kronisk, og det er sjelden man ser helseeffekter etter kun en enkelt eksponering. I Miljødirektoratets verktøy for vurdering av risiko for human helse (Miljødirektoratet, 2021) benyttes en maksimalt tolererbart daglig inntak (MTDI) for bly på  $5 \times 10^{-4}$  mg/kg kv (kroppsvekt)/dag. Om man tenker seg at en person plukker sopp på en skytebane der soppene har en konsentrasjon på 8,8 mg Pb/kg slik som den mest forurensede soppene her, nås denne grensen ved å spise 4 g sopp i gjennomsnitt per dag, eller i underkant av 1,5 kg sopp i året (for en person på 70 kg). For et barn på 15 kg, vil denne grensen nås ved å spise 0,85 g sopp daglig, eller 311 g sopp i året. Dette er ikke usannsynlige scenarier om det vokser mye matsopp på et forurenset område på SØF. Da er heller ingen andre eksponeringsruter tatt med, den totale eksponeringen for personen i løpet av året vil være større enn kun fra soppene. Om personer spiser mer sopp enn det som er oppgitt i dette eksempelet, kan sjansen for toksiske effekter øke, samtidig som tiden før effekter oppstår potensielt kan reduseres. Bly har lang halveringstid i kroppen, og inntak over tid gir derfor risiko for akkumulering (EFSA, 2010). Når man snakker om grenseverdier for blyforgiftning er det derfor ofte snakk om konsentrasjonen av bly i blodet, og ikke hvor mye bly som inntas. Det vil sannsynligvis derfor være liten risiko forbundet ved inntak av bly noe høyere enn MTDI over en kort periode, hvis blyeksponeringen i forkant og etterkant er lav.



*Figur 3.1 Sopp 1, plukket ved BL-3, Steinsjøen SØF bane 6.*



*Figur 3.2 Sopp 2, plukket på Steinsjøen SØF bane 6.*



*Figur 3.3 Sopp 3, plukket på Steinsjøen SØF bane 6.*



*Figur 3.4 Sopp 4, plukket på Steinsjøen SØF bane 6.*

---

---

Dyr kan også tenkes å få i seg bly gjennom å spise sopp. Blykonsentrasjonen i soppen oversteg grenseverdien for bly i dyrefôr satt av EU på 5 mg/kg (12 % vv) i to av soppene (sopp 2 og 4) (2002/32/EC, 2002). For at lam (som er mer sensitive enn sau) skal oppnå en kronisk blyforgiftning må de innta 1 mg/kg kv/dag over tid (Payne og Livesey, 2010). Det betyr at et lam på 15 kg måtte spist 1,7 kg sopp med en konsentrasjon på 8,8 mg Pb/kg per dag over tid. Dette scenarioet er ganske usannsynlig.

Kobber har svært lav helserisiko for mennesker, og det skal svært mye til for en kobberforgiftning av mennesker inntreffer, men dyr er mer sårbare. Spesielt er sau sårbare for kobberforgiftning, kobberkonsentrasjonen i soppen funnet på Steinsjøen oversteg alle den sveitsiske grenseverdien i sauefôr (17 mg/kg tv) og tre av dem i dyrefôr generelt (40 mg/kg tv) (Rupflin og Krebs, 2015). For akutt forgiftning (20-100 mg Cu/kg kv) måtte en sau på 75 kg ha spist 37,5 kg sopp med 40 mg Cu/kg (Oruc, Cengiz og Beskaya, 2009). Dette er et lite sannsynlig scenario. For å oppnå kronisk forgiftning, må en sau på 75 kg spise nesten en halv kg av soppen med 40 mg Cu/kg hver dag over en lengre periode. Heller ikke dette virker å være et sannsynlig scenario, men sopp, sammen med andre kilder, kan potensielt være med på å bidra til kronisk kobberforgiftning av sau. På skytebaner der det vokser svært mye sopp, kan sopp være en kilde til kobber- og blyeksponering for dyr. Metallkonsentrasjonen i sopp bør derfor være en del av risikovurderingen for beitende dyr på SØF. Sannsynligvis er sopp en såpass liten del av dyrenes kost, og risikoen vil derfor i de fleste tilfeller være relativt liten.

Det er ellers ikke innhentet nok data i denne studien til å kunne si sikkert om sopp utgjør en risiko for dyr eller mennesker på Forsvarets SØF, det anbefales derfor videre studier der metallkonsentrasjonen i sopp på flere skytebaner undersøkes. Basert på resultatene i denne studien, og fordi det er kjent at sopp kan ta opp store mengder metaller, kan det tenkes at det bør gjøres visse tiltak for å unngå sanking av sopp på de mest forurensede områdene i Forsvarets SØF, i påvente av videre undersøkelser. Det kan for eksempel henges opp skilt der det opplyses om at området er forurenset, og det frarådes plukking av sopp, og eventuelt bær.

### **3.3 Biotilgjengelighet av metaller i jord**

#### **3.3.1 DGT**

Resultatene fra DGT i jord er vist i Tabell 3.4. Resultatet benevnes som  $\mu\text{g}/\text{cm}^3$ . Dette sier noe om gjennomsnittskonsentrasjonen i jordvæsken som er i kontakt med DGTen over tid, men fordi DGTen kontinuerlig tar opp metaller fra jordvæsken, skyves likevekten, og det løses ut mer metaller fra jorden. Opptak av metaller i DGT satt ut i jord kan derfor sammenliknes med metaller som er tilgjengelig for opptak i planter og jordlevende organismer. DGT er en metode som derfor kan egne seg til å se på metallers tilgjengelighet for opptak i planter og jordlevende organismer. For å se hvor godt DGT modellerer opptak i jordlevende organismer, ble resultatene sammenliknet med opptak i meitemark utført i Aaneby og Johnsen (2020). Det ble sett på sammenheng mellom metallkonsentrasjon i jord, DGT, utlekking fra ristetester med  $\text{CaCl}_2$  og  $\text{NaNO}_3$ , i tillegg til deres sammenheng med resultater fra meitemarkstudiet (vekst,

overlevelse, reproduksjon og opptak av metaller i meitemark (Aaneby og Johnsen, 2020)) ved hjelp av Kendall's tau i SPSS.

Tabell 3.4 Overflatekonsentrasjon funnet med DGT, sammenliknet med konsentrasjonen i jorden.

Jordprøve	Overflatekonsentrasjon				Konsentrasjon jord			
	Cu	Zn	Sb	Pb	Cu	Zn	Sb	Pb
	µg/cm <sup>3</sup>	µg/cm <sup>3</sup>	µg/cm <sup>3</sup>	µg/cm <sup>3</sup>	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
19-019	0,002	0,003	0,000	0,000	33	94	0,45	17
19-028	0,006	0,001	0,030	0,046	31	73	-	320
19-031	0,021	0,003	0,084	0,165	193	105	97	1340
18-164	0,003	0,003	0,000	0,001	42	51	0,90	19
18-170	0,025	0,003	0,023	0,081	90	54	53	556
19-235	0,064	0,003	0,051	0,150	145	43	138	1597
19-178	0,002	-0,003	0,000	0,000	47	88	-	19
19-184	0,046	-0,003	0,029	0,015	198	77	25	383
19-187	0,083	0,001	0,028	0,073	421	76	81	1295
18-137	0,002	-0,003	0,000	0,000	25	67	0,64	14
18-143	0,014	-0,001	0,016	0,032	49	37	-	420
19-244	0,053	0,003	0,036	0,106	201	73	103	1241
19-039	0,003	-0,002	0,002	0,004	26	43	1,9	53
19-048	0,009	-0,002	0,006	0,038	46	44	8,3	366
19-051	0,025	-0,001	0,016	0,107	116	52	34	1542
20-207	0,036	0,236	0,031	0,079	1864	291	462	7477
20-214	0,161	0,586	0,057	0,333	5120	654	779	13773
20-227	0,594	0,251	0,041	0,708	6398	193	1483	19512

### 3.3.2 Ristetest

Ristetester utført med ekstraksjonsmidler kan benyttes som en metode for å vurdere metallers tilgjengelighet for opptak i planter og jordlevende organismer. Resultatene fra ristetestene kan ses i Vedlegg A, Tabell A.1, i Tabell 3.5 vises prosent utlekking i forhold til total mengde metaller til stede i jordprøven. Den høyeste prosentandelen utlekking ble sett i jordprøvene 20-207, 20-214 og 20-227, som er jord fra Steinsjøen. Fra disse jordprøvene var det spesielt høy utlekking av sink. Kobber, antimon og bly lakk ut fra jordprøvene i mye mindre grad enn sink.

Tabell 3.5 Total mengde metaller i ekstraksjonsmiddel i forhold til total mengde metall i jordprøven.

Jordprøve nr.	CaCl <sub>2</sub>				NaNO <sub>3</sub>			
	Cu	Zn	Sb	Pb	Cu	Zn	Sb	Pb
	%	%	%	%	%	%	%	%
19-019	0,3 %	7,1 %	1,5 %	0,6 %	0,3 %	5,9 %	1,6 %	0,1 %
19-028	0,3 %	0,8 %	-	0,1 %	0,8 %	8,0 %	-	0,5 %
19-031	0,1 %	1,0 %	2,2 %	0,3 %	0,3 %	1,8 %	4,3 %	0,9 %
18-164	0,2 %	4,3 %	0,6 %	0,3 %	0,5 %	1,1 %	1,0 %	0,2 %
18-170	0,6 %	22 %	1,9 %	0,4 %	0,8 %	13 %	2,5 %	0,4 %
19-235	1,1 %	7,2 %	2,6 %	0,7 %	1,3 %	27 %	2,7 %	0,5 %
19-178	0,2 %	0,1 %	-	0,1 %	0,3 %	0,4 %	-	0,1 %
19-184	0,3 %	0,4 %	3,9 %	0,0 %	1,1 %	1,1 %	17 %	0,8 %
19-187	0,4 %	4,7 %	1,8 %	0,1 %	1,0 %	3,5 %	4,5 %	0,3 %
18-137	0,3 %	0,6 %	0,7 %	2,0 %	0,3 %	8,9 %	1,1 %	0,8 %
18-143	0,7 %	6,4 %	-	0,3 %	0,7 %	3,4 %	-	0,3 %
19-244	0,6 %	5,7 %	1,2 %	0,6 %	0,7 %	15 %	2,0 %	0,5 %
19-039	0,5 %	1,2 %	2,4 %	0,1 %	0,9 %	2,1 %	3,1 %	0,4 %
19-048	1,2 %	2,1 %	5,2 %	0,3 %	1,3 %	4,9 %	7,4 %	0,5 %
19-051	0,6 %	2,1 %	3,0 %	0,3 %	1,3 %	2,4 %	4,7 %	0,5 %
20-207	0,7 %	12 %	0,2 %	0,7 %	1,3 %	13 %	0,6 %	1,6 %
20-214	1,2 %	23 %	0,2 %	1,0 %	1,1 %	12 %	0,2 %	0,9 %
20-227	3,8 %	50 %	0,3 %	2,5 %	2,9 %	42 %	0,3 %	2,4 %

### 3.3.3 Sammenlikning av metoder for å se på biotilgjengelig andel metaller i jord

Tabell 3.5 viser resultatene fra Kendall's tau analysen (SPSS). For kobber, antimon og bly var det en positiv korrelasjon med 99 % signifikans mellom DGT resultater, resultater fra ristetester (CaCl<sub>2</sub> og NaNO<sub>3</sub>) og total konsentrasjon i jord. Det ble ikke funnet noen signifikant korrelasjon mellom den totale konsentrasjonen i jord og de andre resultatene (DGT og ristetest) for sink. Dermed kan det være tilstrekkelig å måle den totale konsentrasjonen i jord for å gjøre en vurdering av biotilgjengelig andel av kobber, antimon og bly i jord. Resultatene indikerer ikke at 100 % av metallene som måles i jord er biotilgjengelig, men at en relativt stabil andel vil være det. Selv om det ble funnet en positiv signifikant korrelasjon mellom DGT, ristetester og metallkonsentrasjon i jord, betyr det allikevel ikke at det er slik for alle jordtyper.

Resultatene fra DGT hadde en signifikant (99 %) sammenheng med metallkonsentrasjon i eluat fra utlekkingssteder med CaCl<sub>2</sub> og NaNO<sub>3</sub>, i LS10 forhold for alle metallene.

Metallkonsentrasjonen i jorden hadde også en signifikant (99 %) sammenheng med metallkonsentrasjon i eluat fra utlekkingssted med CaCl<sub>2</sub> og NaNO<sub>3</sub> (LS10) for kobber, bly og antimon, men ikke for sink.

Tabell 3.6 Korrelasjonsanalyse utført med Kendall's tau og SPSS. Grønne felter korrelerer med 99 % konfidens. Tall nær +1 indikerer positiv korrelasjon og -1 negativ korrelasjon.

		DGT	Jord	CaCl2
Cu	Jord	0,771		
	CaCl2	0,800	0,757	
	NaNO3Cu	0,877	0,804	0,888
Zn	Jord	0,354		
	CaCl2	0,802	0,243	
	NaNO3Cu	0,605	0,243	0,556
Sb	Jord	0,734		
	CaCl2	0,752	0,8	
	NaNO3Cu	0,686	0,682	0,778
Pb	Jord	0,791		
	CaCl2	0,752	0,804	
	NaNO3Cu	0,804	0,830	0,765

### 3.3.4 Metoder for biotilgjengelig andel metaller i jord sammenliknet med studier med meitemark

For å se om konsentrasjon i jord, opptak i DGT, utlekking fra ristetester og vekst-, overlevelse-, opptak- og reproduksjon i meitemark korrelerte ble det utført en Kendall's tau analyse i SPSS (Tabell 3.6). Resultatene for meitemark er hentet fra en tidligere studie utført av Aaneby og Johnsen (2020). Parameterne for opptak og avkom i meitemark korrelerte med kobber- og blykonsentrasjon funnet i jord, med DGT og ved ristetester (CaCl<sub>2</sub> og NaNO<sub>3</sub>) (99 % konfidens). Det ble kun funnet korrelasjon (95 % konfidens) mellom antall avkom og ristetester for sink. Risteteder kan derfor være en måte å se på hvordan meitemark påvirkes av sink i jorden. Det var ikke målt antimon i meitemark, men det ble funnet sammenheng mellom alle parametere og antall avkom. Fordi kobber, bly og antimon ikke er uavhengige parametere i skytebanejord, er det ikke så lett å vite hvilken av disse som påvirker reproduksjonen, eller om det er en blanding av alle metallene. Det det derimot kan se ut til, er at konsentrasjonen av disse tre metallene i jorden er tilstrekkelig for å kunne si noe om opptak av metaller i meitemark og meitemarkens reproduksjonsevne i forurenset jord. Det kan derfor se ut som om det er unødvendig med både DGT og ristetester for å gjøre vurderinger av meitemark i jord.



Tabell 3.7 Korrelasjonsanalyse utført med Kendall's tau og SPSS. Grønne felter korrelerer med 99 % konfidens og gul med 95 % konfidens. Tall nær +1 indikerer positiv korrelasjon og -1 negativ korrelasjon.

	Mark Cu	Mark Zn	Mark Pb	Vekst	Overlevelse	Avkom
Cu	DGT	0,765		-0,093	0,156	-0,703
	Jord	0,785		-0,020	0,249	-0,562
	CaCl <sub>2</sub>	0,734		-0,183	0,241	-0,567
	NaNO <sub>3</sub>	0,727		-0,081	0,228	-0,581
Zn	DGT		0,319	0,371	0,158	-0,341
	Jord		-0,183	0,295	0,011	0,106
	CaCl <sub>2</sub>		0,295	0,101	-0,054	-0,486
	NaNO <sub>3</sub>		0,314	-0,020	-0,206	-0,467
Sb	DGT			0,242	0,163	-0,448
	Jord			0,030	0,174	-0,67
	CaCl <sub>2</sub>			0,040	0,206	-0,505
	NaNO <sub>3</sub>			0,121	0,314	-0,448
Pb	DGT		0,812	0,081	0,271	-0,562
	Jord		0,87	-0,020	0,228	-0,619
	CaCl <sub>2</sub>		0,831	-0,020	0,098	-0,79
	NaNO <sub>3</sub>		0,734	0,040	0,314	-0,543

### 3.4 Bait-lamina

#### 3.4.1 Laboratorietest

Metallkonsentrasjon i jorden benyttet til forsøkene kan ses i Tabell 2.2. I de aller fleste jordprøvene ble noe av bait-substratet brutt ned over tid, noe som tyder på biologisk aktivitet. Noen av prøvene hadde ellers liten eller ingen aktivitet, selv etter 42 dager. Det ble utført statistisk analyse for å se om metallkonsentrasjon og eventuelt hvilken av metallene som påvirket den biologiske aktiviteten (Multippel regresjonsanalyse, Excel). Det var ingen tydelig sammenheng mellom nedbrutte bait-substrater og metallkonsentrasjon i jorden etter 14 dager, men fra 23-42 dager var det en tydelig korrelasjon mellom nedbrutt bait-substrat og metallkonsentrasjon (Cu, Zn og Pb). På alle datoer var det sinkkonsentrasjonen som påvirket nedbryting av bait-substrat mest, etterfulgt av kobber og deretter bly. Konsentrasjoner av metaller i jorden var ikke uavhengig av hverandre, derfor var det mest sannsynlig summen av metaller som påvirket nedbrytingen.

Tabell 3.8 Resultater fra Bait-lamina forsøk i laboratoriet. N=3 strips a 16 hull, hvert tall indikerer antall bait-substrater borte ved inspeksjon (maks 16\*3=48). Tabell 2.2 viser metallkonsentrasjon i jordprøvene.

Prøvenr.	Blykons.	14 d.			23 d.			28 d.			38 d.			42 d.		
19-040	Lav	0	0	0	0	0	0	0,5	0	0	1	0	0	1	0	0
19-050	Middels	0	0	0	2	1	0	3	1	0	3	1	1	3	1	1
19-052	Høy	1	0	0	1	1	0	1	5	2	2	6	1	7	10	2
20-227	Svært høy	3	0	0	3	0	0	7	7	8	7	8	8	11	12	12
20-232	Lav	1,5	0	0	4	0	0	6	4	5	6	4,5	6	7	4,5	6
20-241	Høy	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
20-245	Høy	1	0	0	1	0	0	2	0	0	2	1	0	3	1	0
20-250	Lav	2	0	0	7	12	6	13	15	11	15	16	13	15	16	13,5
20-255	Lav	1	0	0	7	0	0	7,5	0	0	8	0	0	8	1	0

### 3.4.2 Felttest

Metallkonsentrasjonen i jorden og plantene på området kan ses i Tabell 3.2, BL-1=Svært forurenset, BL-2= middels forurenset og BL-3= lite forurenset. I prøvene fra felt var det biologisk aktivitet ved alle områdene, det var svært store variasjoner i hvor mye av bait-substratene som var brutt ned på stripsene, noe som også førte til at det ikke var mulig å se noen forskjell i biologisk aktivitet, ved hjelp av Bait-lamina, mellom de tre områdene med forskjellig metallkonsentrasjon. Det var heller ingen statistisk signifikant forskjell mellom de tre områdene (ANOVA, Excel). Metallkonsentrasjonen (Pb, Cu, Sb og Pb) varierte mindre mellom områdene enn det som var intensjonen. Dette var fordi XRF ble benyttet for å finne passende områder, men XRF, spesielt brukt i felt er ikke alltid nøyaktig. Det kan også tenkes at jordprøvene som ble innhentet ikke ble hentet på nøyaktig samme sted som XRF ble benyttet, og på skytebaner kan lokal variasjon i metallkonsentrasjon være svært høy.

Funnet fra denne testen kan tolkes på flere måter: 1) Den biologiske aktiviteten endret seg ikke signifikant mellom området med relativt høy konsentrasjon av metaller til området med relativt lav konsentrasjon av metaller. Resultatene er ikke robuste nok til å kunne slå dette fast, da variasjonen i resultatene innad på hvert område var stor. For å finne ut om denne hypotesen stemmer, må det testes ut flere områder, med flere strips enn ved dette forsøket. 2) Metoden er for usikker da resultatene på hvert enkelt område varierte så mye at det var umulig å skille områdene fra hverandre. 3) Små lokale variasjoner i jordsmonn, vanninnhold etc. kan ha mer å si for den biologiske aktiviteten enn metallkonsentrasjonen har. 4) Lokal variasjon i metallinnhold i jorden kan bidra til at blant annet meitemark (og andre jordlevende organismer) kan leve i jorden uten å påvirkes av metallforurensningen i like stor grad som den høyeste forurensningsgraden skulle tilsi. Dette kan også bety at Bait-lamina ikke vil gi store utslag når metallforurensningen er relativt lokal.

Tabell 3.9 Resultater fra Bait-lamina forsøk i felt på Steinsjøen bane 6. Hvert tall indikerer antall bait-substrater borte ved inspeksjon. Tabell 3.2 viser metallkonsentrasjonen i jorden der Bait-lamina ble testet.

Blyforurensing jord	N	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Svært forurenset	16*9	3	2	0	3	8	3	10	0	4
Middels forurenset	16*8	10	2	3	0	2	2	1	0	-
Litt forurenset	16*8	9	7	3	6	4	8	3	0	-

### 3.5 Unngåelsestest meitemark

Resultater fra unngåelsestesten kan ses i Tabell 3.9. Jorda ble antatt å være signifikant unngått hvis >80 % av meitemarken ble funnet i kontroll-/referansejord (Lukkari og Haimi, 2005). Det var kun et tilfelle der 80 % av meitemarken ble funnet i referansejord, dette var i et kontrollforsøk der begge jordtypene var referansejord fra samme område, og i utgangspunktet burde være like. Der forurenset jord ble sammenliknet med referansejord ble det ikke ved noen tilfeller funnet at meitemarken signifikant unngikk en av jordtypene. Dette indikerer at meitemarken ikke vil unngå jord forurenset med metaller (Cu, Zn og Pb). Men fordi vi fikk kjørt færre forsøk enn ønsket, grunnet meitemarkdød, er datagrunnlaget er for lite til å konkludere.

Tabell 3.10 Resultater fra meitemark unngåelsestest. Registreringer av halve meitemark skyldes at de lå i skillet mellom de to jordtypene ved testens slutt.

Sted	Prøvenavn	Prøvenummer.	Meitemark	Prosentandel
Vikesdalmoen	1500	19-246	4	40 %
	Ref	18-139	6	60 %
	1500	19-244	3,5	35 %
	Ref	18-137	6,5	65 %
	1500	19-245	4	40 %
	Ref	18-138	7	70 %
	Ref	18-139	3	30 %
	Ref	18-138	8	80 %
Ulven	1500	19-239	4	40 %
	Ref	18-164	4	40 %
	1500	19-237	7,5	75 %
	Ref	18-166	1,5	15 %
	1500	19-236	3	30 %
	Ref	18-165	6	60 %
	Ref	18-166	6	60 %
	Ref	18-165	3	30 %

---

---

## 4 Konklusjon og anbefalinger

I dette arbeidet ble det utført undersøkelser med hensikt å finne metoder for å se på biotilgjengelighet av tungmetaller i jord. Opptak av tungmetaller i planter, bær og sopp ble også undersøkt. Biotilgjengelighet og opptak av tungmetaller er viktige parametere for å vurdere risiko for dyr, biota og mennesker. De viktigste konklusjonene fra dette arbeidet er oppsummert her:

- Ingen av de blandede planteprovne hadde konsentrasjoner som oversteg normal konsentrasjon av kobber og bly i planter, eller grenseverdien for metaller i dyrefôr.
- Det var ingen helt tydelig sammenheng mellom metallkonsentrasjon i jord og planter, men på området med desidert høyest konsentrasjon av metaller i jorden, var også konsentrasjon i plantene høyest. Dette kan skyldes:
  - o En sammenheng mellom metallkonsentrasjon i jorden og planter som ikke er lineær.
  - o Det kan være en terskelverdi i jorden som må nås før konsentrasjonen i planter stiger.
  - o Fysisk-kjemiske forhold i jorden påvirker opptak av metaller i planter mer enn metallkonsentrasjonen i jorden i seg selv.
  - o Noen planter tar opp mer metaller enn andre planter.
- Planteprovner kan være en bedre måte enn jordprøver for å gjøre risikovurderinger for beitende dyr på skytefelt, men i de fleste tilfeller vil det være liten risiko for beitende dyr på SØF. Innsamling av planteprovner vil være relevant når det er:
  - o Høy forurensning over store områder egnet for beite.
  - o Mistanke om at beitedyr tiltrekkes svært forurensede områder av ulike årsaker (svært god beitekvalitet sammenliknet med omgivelser etc.).
- Blykonsentrasjonen i bær og sopp oversteg EU's grenseverdi i flere av prøvene. Metallkonsentrasjonen i bær og sopp bør derfor undersøkes med flere prøver og på flere av Forsvarets SØF.
  - o Når flere resultater foreligger bør det gjøres en vurdering på hvorvidt det skal frarådes å plukke sopp og bær på de mest forurensede områdene på Forsvarets SØF.

- 
- 
- I påvente av mulige videre undersøkelser kan det vurderes om det skal henges opp informasjonsskilt på forurensede områder av Forsvarets SØF, der det frarådes plukking av sopp (og eventuelt bær).
  - Sopp kan være kilde til inntak av kobber og bly for beitende dyr om det er baner der det vokser mye sopp, dette bør derfor tas med i risikovurdering for beitende dyr på Forsvarets SØF.
    - På de fleste områder vil allikevel sopp som vokser på de forurensede områdene av Forsvarets SØF utgjøre en svært liten del av dyrenes totale matinntak. Risikoen for forgiftning vurderes derfor til å være liten.
  - Resultatene fra denne studien indikerer at DGT ikke gir noen tilleggsinformasjon som man ikke får ved å analysere den totale blykonsentrasjonen i jorda. DGT i jord er derfor en metode som ikke anbefales videre, da den er mye mer tidkrevende enn å analysere jorden.
  - Bait-lamina ga usikre resultater og anbefales derfor ikke som et egnet mål på jordøkologi. Metoden fungerte bedre under laboratorieforhold, som er mer stabile for alle jordtypene testet. Dette antyder at metoden er mer egnet for mer homogene områder.
  - Unngåelsesforsøkene utført på meitemark hadde et begrenset datagrunnlag fordi meitemarkkolonien døde halvveis i forsøket. Resultatene som foreligger tyder på at meitemarken ikke unngikk blyforurenset jord.

---

## **Vedlegg**

### **A Resultater fra ristetest**

Tabell A.1 Resultater fra ristetester, konsentrasjon av metaller i ekstraksjonsmiddelet etter risting.

			LS 10, CaCl <sub>2</sub>				LS10, NaNO <sub>3</sub>			
Område	Beskrivelse	Nr.	Cu µg/l	Zn µg/l	Sb µg/l	Pb µg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	Sb µg/l	Pb µg/l
Nyborgmoen	ref.	19-019	8,4	665	0,7	9,9	11,1	558	0,7	2,1
Nyborgmoen	450	19-028	10,0	61,6	82,3	43,9	23,4	585	131	160
Nyborgmoen	1500	19-031	28,4	100	209	338	63,7	188	414	1217
Ulven	ref.	18-164	10,1	217	0,5	6,3	19,8	54,5	0,9	4,8
Ulven	500	18-170	56,0	1208	99,2	249	76,5	717	132	240
Ulven	1500	19-235	155	309	365	1142	193	1165	367	780
Vaterholmen	ref.	19-178	8,0	10,7	0,6	1,4	14,9	36,1	0,8	1,1
Vaterholmen	450	19-184	63,0	27	97,6	11,1	217	82,8	429	288
Vaterholmen	1500	19-187	154	359	150	160	417	271	364	440
Vikesdalmoen	ref.	18-137	7,2	43,3	0,4	26,5	7,4	597	0,7	11,1
Vikesdalmoen	500	18-143	32,3	237	36,1	135	35,8	125	70,1	107
Vikesdalmoen	1500	19-244	111	414	120	756	131	1088	205	618
Terningmoen	ref.	19-039	11,9	53,5	4,6	4,1	22,5	91,7	5,9	21,1
Terningmoen	450	19-048	55,1	95,0	42,6	127	61,9	220	60,7	190
Terningmoen	1500	19-051	75,3	112	101	436	152	126	160	799
bane 5, område 1	0-10 cm	20-207	1357	3484	113	5303	2467	3723	256	12194
Bane 5, område 2	0-10 cm	20-214	6094	14760	123	13564	5386	7953	146	12188
Bane 6, område 1	0-10 cm	20-227	24138	9668	408	49027	18637	7994	445	46663

---

---

## Referanser

2002/32/EC (2002) *DIRECTIVE 2002/32/EC Of the European Parliament and of the Council - On undesirable substances in animal feed*. Official Journal of the European Communities. Tilgjengelig fra: <http://data.europa.eu/eli/dir/2002/32/2019-11-28>.

ASTM (2021) Standard Guide for Conducting Laboratory Soil Toxicity or Bioaccumulation Tests with the Lumbricid Earthworm *Eisenia Fetida* and the Enchytraeid Potworm *Enchytraeus albidus* (b. E1676-12(2021)): American society for testing and materials.

Chaney, R. L. (1989) Toxic Element Accumulation in Soils and Crops: Protecting Soil Fertility and Agricultural Food-Chains, i Bar-Yosef, B., Barrow, N. J. og Goldshmid, J. (red.) *Inorganic Contaminants in the Vadose Zone*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, s. 140-158.

Coleman, D. C., Callahan, M. A. og Crossley Jr, D. (2017) *Fundamentals of soil ecology*. Academic press.

DGT Research [www.dgtresearch.com](http://www.dgtresearch.com) (Hentet: 01.03.18).

EC/1881/2006 (2006) *Commission Regulation (EC) No 1881/2006 of 19 December 2006, Setting maximum levels for certain contaminations in foodstuffs*. Official Journal of the European Communities. Tilgjengelig fra: <http://data.europa.eu/eli/reg/2006/1881/2023-01-01>.

EFSA (2010) Scientific Opinion on Lead in Food - EFSA panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM), *EFSA Journal*, 8(4), s. 1570.

Fedotov, P. S. *et al.* (2012) Extraction and fractionation methods for exposure assessment of trace metals, metalloids, and hazardous organic compounds in terrestrial environments, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 42(11), s. 1117-1171.

Forsvarsbygg (2002) BM-rapport 4: Biologisk mangfold i Steinsjøen skyte- og øvingsfelt, Østre Toten kommune, Oppland.

García, M. Á., Alonso, J. og Melgar, M. J. (2009) Lead in edible mushrooms: Levels and bioaccumulation factors, *Journal of Hazardous Materials*, 167(1), s. 777-783. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.01.058>

Johnsen, I. V., Mariussen, E. og Voie, Ø. (2016) Beitedyr på skyte- og øvingsfelt - Eksponering og effekter av de ammunisjonsrelaterte metallene kobber og bly - en litteraturstudie. (FFI-rapport 16/00640).



---

---

Johnsen, I. V. og Mariussen, E. (2017) *Overvåking av sauer på Leksdal skyte- og øvingsfelt*. (FFI-rapport 17/01746).

Johnsen, I. V. og Aaneby, J. (2019) *Risikovurdering av beitedyr i Melbu skyte- og øvingsfelt - jordspising, beiteadferd og metallopptak*. (19/00376): Forsvarets Forskningsinstitutt.

Kalač, P. og Svoboda, L. r. (2000) A review of trace element concentrations in edible mushrooms, *Food Chemistry*, 69(3), s. 273-281. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0308-8146\(99\)00264-2](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0308-8146(99)00264-2)

Lukkari, T. og Haimi, J. (2005) Avoidance of Cu-and Zn-contaminated soil by three ecologically different earthworm species, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 62(1), s. 35-41.

Ma, W. K., Smith, B. A., Stephenson, G. L. og Siciliano, S. D. (2009) Development of a simulated earthworm gut for determining bioaccessible arsenic, copper, and zinc from soil, *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 28(7), s. 1439-1446.

Mariussen, E. og Johnsen, I. V. (2016) *Metoder for å måle og modellere biotilgjengelighet av ammunisjonsrelaterte metaller i jord og vann i skyte- og øvingsfelt*. (FFI-rapport 16/02335): Forsvarets Forskningsinstitutt.

Miljødirektoratet (2021) *Grunnlagsrapport - Verktøy for å vurdere risiko for menneskers helse fra forurenset grunn* ( RAPPORT M-2170 2021).

Oruc, H. H., Cengiz, M. og Beskaya, A. (2009) Chronic Copper Toxicosis in Sheep Following the Use of Copper Sulfate as a Fungicide on Fruit Trees, *Journal of Veterinary Diagnostic Investigation*, 21(4), s. 540-543. <https://doi.org/doi:10.1177/104063870902100420>

Payne, J. og Livesey, C. T. (2010) Lead poisoning in sheep and cattle, *In Practice*, 32, s. 64-69.

Peijnenburg, W. J., Zablotskaja, M. og Vijver, M. G. (2007) Monitoring metals in terrestrial environments within a bioavailability framework and a focus on soil extraction, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 67(2), s. 163-179.

Robinson, B. H. et al. (2008) Plant uptake of trace elements on a Swiss military shooting range: uptake pathways and land management implications, *Environ Pollut*, 153(3), s. 668-676. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.08.034>

---

---

Rognerud, S. (2006) *Overvåking av metallforurensning fra militære skytefelt og demoleringsplasser. Resultater fra 15 års overvåking.*

Rupflin, C. og Krebs, R. (2015) *Gefährdungsabschätzung auf militärischen schiessplätzen mit graslandnutzung.* Armasuisse immobilien.

Terra-Protecta (2021) *Bait-Lamina.* Tilgjengelig fra: <http://www.terra-protecta.de/en> (Hentet: 14.09.21 2021).

Tsonev, T. og Cebola Lidon, F. J. (2012) Zinc in plants-an overview, *Emirates Journal of Food & Agriculture (EJFA)*, 24(4).

University, N. S. (hentet 2023) *Soil Ecology.* Tilgjengelig fra: <https://cals.ncsu.edu/crop-and-soil-sciences/soil-ecology/> (Hentet: 04.07 2023).

Walsh, M. og Voie, Ø. (2016) Munitions-Related Contamination - Source and Characterization, Fate and Transport, *TR-AVT-197.*

Aaneby, J., Johnsen, I. V. og Mariussen, E. (2018) *Sammenlikning av metoder for å måle og modellere biotilgjengelighet av metaller i avrenningsvann fra skyte- og øvingsfelt.* (FFI rapport 18/02167): Forsvarest Forskningsinstitut.

Aaneby, J. og Johnsen, I. V. (2020) *Hvordan påvirkes meitemark av blyforurenset jord fra skyte- og øvingsfelt?* (FFI-rapport 20/01623): Forsvarets Forskningsinstitut.

## Om FFI

Forsvarets forskningsinstitutt ble etablert 11. april 1946. Instituttet er organisert som et forvaltningsorgan, med særskilte fullmakter underlagt Forsvarsdepartementet.

## FFIs formål

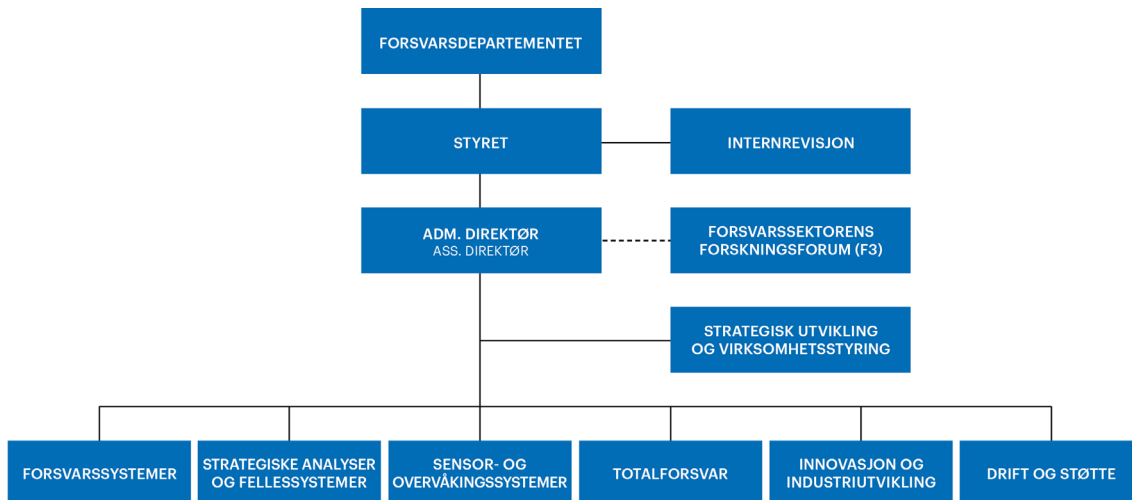
Forsvarets forskningsinstitutt er Forsvarets sentrale forskningsinstitusjon og har som formål å drive forskning og utvikling for Forsvarets behov. Videre er FFI rådgiver overfor Forsvarets strategiske ledelse. Spesielt skal instituttet følge opp trekk ved vitenskapelig og militærteknisk utvikling som kan påvirke forutsetningene for sikkerhetspolitikken eller forsvarsplanleggingen.

## FFIs visjon

FFI gjør kunnskap og ideer til et effektivt forsvar.

## FFIs verdier

Skapende, drivende, vidsynt og ansvarlig.



Forsvarets forskningsinstitutt (FFI)  
Postboks 25  
2027 Kjeller

Besøksadresse:  
Kjeller: Instituttveien 20, Kjeller  
Horten: Nedre vei 16, Karljohansvern, Horten

Telefon: 91 50 30 03  
E-post: [post@ffi.no](mailto:post@ffi.no)  
[ffi.no](http://ffi.no)

Norwegian Defence Research Establishment (FFI)  
PO box 25  
NO-2027 Kjeller  
NORWAY

Visitor address:  
Kjeller: Instituttveien 20, Kjeller  
Horten: Nedre vei 16, Karljohansvern, Horten

Telephone: +47 91 50 30 03  
E-mail: [post@ffi.no](mailto:post@ffi.no)  
[ffi.no/en](http://ffi.no/en)