



FFI-RAPPORT

20/01623

Hvordan påvirkes meitemark av blyforurensset jord fra skyte- og øvingsfelt?

Jorunn Aaneby
Ida Vaa Johnsen

Hvordan påvirkes meitemark av blyforurensset jord fra skyte- og øvingsfelt?

Jorunn Aaneby
Ida Vaa Johnsen

Emneord

Bly
Forurensning
Skytefelt
Toksikologi
Tungmetaller

FFI-rapport

20/01623

Prosjektnummer

543101, 543201, 550501, 550601, 550701

Elektronisk ISBN

978-82-464-3273-1

Engelsk tittel

How are earthworms affected by lead contaminated soil from shooting ranges?

Godkjennere

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

Dokumentet er elektronisk godkjent og har derfor ikke håndskreven signatur.

Opphavsrett

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

Sammendrag

Meitemark har mange viktige funksjoner i jorda, men meitemark kan påvirkes negativt av bly (Pb) og andre tungmetaller i jord. Jord i skyte- og øvingsfelt kan inneholde høye konsentrasjoner av Pb og andre metaller som stammer fra ammunisjon. Biotilgjengeligheten av Pb i ammunisjonsrester er ikke nødvendigvis sammenliknbar med biotilgjengeligheten av mer løselige blysalter, som ofte benyttes i risikovurderinger. Det er kjent at jordegenskaper som pH, innhold av totalt organisk karbon (TOC) og kationbyttekapasitet (CEC) kan påvirke meitemark og biotilgjengelighet av Pb i jorda.

I denne studien ble det undersøkt hvordan meitemark påvirkes av Pb i jord med forskjellige egenskaper. Overlevelse, vekst, reproduksjon og opptak av Pb hos meitemark (*Eisenia fetida*) ble undersøkt i jord fra fem skyte- og øvingsfelt i ulike deler av Norge. Rein og forurenset jord fra hvert skytefelt ble blandet for å oppnå jordblandinger med ulike konsentrasjoner av Pb.

Meitemarken viste høy grad (>7 av 10) av overlevelse i alle jordblandingene som ble undersøkt, både i prøvene av rein jord og i jordblandingene med konsentrasjoner av Pb opp til 3300 mg/kg. Det var en del variasjoner mellom veksten og reproduksjonen hos meitemarken i den rene jorda fra skyte- og øvingsfeltene, noe som indikerte at jordegenskapene påvirket meitemarken. Det var en tendens til at veksten hos meitemarken ble noe påvirket av Pb i jorda fra enkelte skyte- og øvingsfelt, mens reproduksjonen ble betydelig påvirket av Pb i jorda fra alle skyte- og øvingsfeltene. Antall avkom i jordblandingene avtok med økende konsentrasjon av Pb i jorda, og det ble ikke påvist betydelig reproduksjon i jord med >500 mg Pb/kg. Opptaket av Pb i meitemarken økte med konsentrasjonen av Pb i jordblandingen som meitemarken var blitt eksponert for, men opptaket ble også påvirket av jordegenskaper.

Statistiske analyser indikerte at TOC og CEC i jorda hadde en negativ påvirkning på vekst og reproduksjon hos meitemarken, mens pH hadde en positiv påvirkning. Det var en sterk korrelasjon mellom TOC og CEC i jorda, og begge disse parameterne var negativt korrelert med pH i jorda. Det var derfor vanskelig å avgjøre hvilke(n) parameter(e) som hadde størst betydning for vekst og reproduksjon hos meitemarken.

Meitemark som var blitt eksponert for jord med omtrent 1500 mg Pb/kg i fire uker ble tilbakeført i rein jord. Etter tilbakeføring kunne meitemarken i stor grad reprodusere, selv om den ikke hadde skilt ut akkumulert Pb. Resultatene indikerte at høy konsentrasjon av Pb i jorda ikke skadet reproduksjonsevnen hos meitemarken, men at avkommene ikke tolererte høy konsentrasjon av Pb og derfor ikke vokste opp i den forurensete jorda.

En risikovurdering basert på resultatene viste at dersom både meitemarken selv og dyr som spiser den skal være beskyttet (95 %), bør ikke konsentrasjonen av Pb i jorda overstige naturlig bakgrunnskonsentrasjon. Reproduksjonsforsøket viste at meitemarken ikke reproduserte i jord med høye konsentrasjoner av Pb, og om meitemarken heller ikke oppholder seg i jord med høye Pb-konsentrasjoner anses risikoen for sekundær forgiftning å være liten.

Summary

Earthworms are important for a number of soil functions, but earthworms can be adversely affected by lead (Pb) and other contaminants in the soil. Soils in shooting ranges may contain high concentrations of Pb and other metals originating from ammunition. The bioavailability of Pb in ammunition residues is not necessarily comparable to the bioavailability of more soluble Pb salts which are often used in risk assessments. Soil properties such as pH, content of total organic carbon (TOC) and cation exchange capacity (CEC) can affect earthworms and the bioavailability of Pb in soil.

This study investigated the influence of Pb on earthworms in soils with different properties. Survival, growth, reproduction and uptake of Pb in earthworms (*Eisenia fetida*) in soil from five shooting ranges in different parts of Norway was investigated. Clean and contaminated soil from each shooting range was mixed to obtain different concentrations of Pb.

The earthworms showed a high degree (>7 of 10) of survival in all the soils, both in the samples of clean soil and in the soil mixtures with concentrations of Pb up to 3300 mg/kg. Variations in the growth and reproduction of the earthworms in the clean soil samples from the different shooting ranges indicated that the soil properties affected the earthworms. The growth of the earthworms seemed to be affected by Pb in the soil from some of the shooting ranges, while Pb significantly affected the reproduction of the earthworms in the soil from all the shooting ranges. The number of juveniles in the soil mixtures decreased with increasing concentration of Pb, and no significant reproduction was detected in soil with >500 mg Pb/kg. The uptake of Pb in the earthworms increased with the concentration of Pb in the soil mixture that the earthworms had been exposed to, but the uptake was also affected by the soil properties.

Statistical analyses indicated that TOC and CEC of the soil had a negative effect on the growth and reproduction of the earthworms, while pH had a positive effect. The TOC and CEC of the soils were strongly correlated, and these parameters were negatively correlated with the soil pH. The correlations made it difficult to determine which parameter(s) that had the greatest impact on the growth and reproduction of the earthworms.

Earthworms which had been exposed to soil with approximately 1500 mg Pb/kg for four weeks were transferred to clean soil. After the transfer, the earthworms could reproduce, even if they had not excreted accumulated Pb. The results indicated that high concentration of Pb in the soil did not damage the reproductive function of the earthworms, but the juveniles did not tolerate high concentration of Pb and did not survive in the contaminated soil.

A risk assessment based on the results showed that to protect (95%) both the earthworms and the animals that eat earthworms, the concentration of Pb in the soil should not exceed natural background concentration. The reproduction results showed that the earthworms did not reproduce in soil with high concentrations of Pb, and if the earthworms do not stay in soils with high concentration of Pb, the risk of secondary poisoning can be considered small.

Innhold

Sammendrag	3
Summary	4
Forord	7
Forkortelser	8
1 Innledning	9
1.1 Bakgrunn	9
1.2 Formål	10
2 Materialer og metoder	11
2.1 Områdebeskrivelser	11
2.1.1 Vikedalsmoen	12
2.1.2 Ulven	12
2.1.3 Nyborgmoen	13
2.1.4 Terningmoen	14
2.1.5 Vaterholmen	14
2.2 Jordkarakterisering	15
2.2.1 Vannholdekapasitet	15
2.2.2 Totalt organisk karbon	16
2.2.3 pH	16
2.2.4 Kornstørrelsesfordeling	16
2.2.5 Metallinnhold	16
2.2.6 Kationbyttekapasitet	16
2.2.7 Blomsterjord	16
2.3 Meitemarkforsøk	17
2.3.1 Jordblandinger og analyser	17
2.3.2 Overlevelse, vekst og reproduksjon hos meitemark	18
2.3.3 Overføring av meitemark til rein jord etter eksponering for Pb	19
2.3.4 Metalloptak i meitemark	19
2.4 Beregning av effektkonsentrasjoner	19
2.5 Statistiske analyser	20

3	Resultater og diskusjon	21
3.1	Jordegenskaper	21
3.1.1	Jordkjemi	21
3.1.2	Metallforurensning	23
3.1.3	Kornstørrelsesfordeling	24
3.2	Overlevelse, vekst og reproduksjon hos meitemark i rein jord	26
3.2.1	Overlevelse	26
3.2.2	Vekst	27
3.2.3	Reproduksjon	28
3.3	Påvirkning av Pb i jorda på overlevelse, vekst, reproduksjon og opptak hos Pb i meitemark	31
3.3.1	Overlevelse	31
3.3.2	Vekst	32
3.3.3	Reproduksjon	34
3.3.4	Opptak av Pb	35
3.3.5	Sammenheng mellom jordegenskaper og påvirkning av Pb på meitemark	36
3.4	Tilbakeføring av meitemark i rein jord etter eksponering for Pb	37
3.4.1	Overlevelse	38
3.4.2	Vekst	39
3.4.3	Reproduksjon	40
3.4.4	Opptak av Pb	41
4	Risikovurdering	43
4.1	Effektkonsentrasjoner	43
4.2	Risiko for sekundærforgiftning	44
4.3	Vurdering av effektkonsentrasjoner og risiko for sekundærforgiftning	45
5	Oppsummering og konklusjoner	46
	Referanser	48
A	Jordblandinger	50
B	Resultater meitemarkforsøk	51

Forord

FFI har gjennomført denne studien som et oppdrag for Forsvarsbygg. Oppdraget er i sin helhet finansiert av Forsvarsbygg. Jordprøvene som ble benyttet i studien ble hentet inn fra skyte- og øvingsfelt sommeren 2018. Meitemarkforsøkene ble utført i perioden fra høsten 2018 til våren 2020. Forfatterne vil takke NIBIO, Ås for meitemark til forsøkene og Jostein Gohli ved FFI for å ha utført statistiske analyser av resultatene.

Kjeller, 22. juni 2020
Jorunn Aaneby
Ida Vaa Johnsen

Forkortelser

BCF	Bioakkumulasjonsfaktor
CEC	Kationbyttekapasitet
EC	Effektkonsentrasjon
HC5	Skadelig konsentrasjon for 5 % av unike arter
ICP-MS	Induktivt koblet plasmamassespektrometer
LOEC	Laveste observerte effektkonsentrasjon
MCP	Maksimal tillatt risikokonsentrasjon for miljøgifter i jord
NOEC	Ingen observert effektkonsentrasjon
PNEC	Predikert konsentrasjon for ingen effekter
SD	Standardavvik
SØF	Skyte- og øvingsfelt
TOC	Totalt organisk karbon
TOM	Totalt organisk materiale
WHC	Vannholdekapasitet
XRF	X-ray fluorescence

1 Innledning

1.1 Bakgrunn

Ammunisjon for håndvåpen inneholder metaller som kobber (Cu), bly (Pb), antimon (Sb) og sink (Zn). Jorda i skyte- og øvingsfelt (SØF) kan inneholde høye konsentrasjoner av disse metallene. I dag benytter Forsvaret i stor grad blyfri ammunisjon som inneholder Cu og Zn, i tillegg til kjernen av stål. Det er først de siste årene Forsvaret har gått over til blyfri ammunisjon, og bruk av blyholdig ammunisjon gjennom mange år har ført til at jorda i mange SØF inneholder høye konsentrasjoner av Pb. Metaller i jorda kan tas opp av organismer eller planter, eller de kan transporteres til nærliggende vannforekomster der de kan utgjøre en risiko for vannlevende organismer. Det har blitt påvist Pb i lever og nyrer hos fugler og pattedyr som lever i SØF, sannsynligvis på grunn av opptak gjennom insekter eller planter, eller direkte fra jord (Lewis et al., 2001).

Ved opprydding og avhending av skytebaner og -felt, må Forsvarsbygg kartlegge og risikovurdere forurensningen som finnes på det aktuelle stedet. Den totale konsentrasjonen av metaller i jorda er ikke nødvendigvis representativ for hvor stor risiko metallforurensningen utgjør for planter, dyr og økosystemet. Biotilgjengeligheten av metaller som Pb påvirkes blant annet av faktorer som jordas pH, innholdet av organisk karbon, jern (Fe) og kalsium (Ca) i jorda, kornstørrelsesfordelingen av jorda, innholdet av jern- og aluminiumhydroksider, og jordas kationbyttekapasitet (CEC) (Bradham et al., 2006, Luo et al., 2014).

Meitemark kan benyttes som en testorganisme for å undersøke biotilgjengelighet og toksisitet av tungmetaller i jord (Luo et al., 2014). Meitemark utgjør den største andelen av animalsk biomasse i jord og er viktig for en rekke funksjoner i jorda. Meitemark sørger blant annet for dannelselse av jord gjennom nedbrytning av organisk materiale (døde plante- og dyrerester), sirkulering av næringsstoffer som mineralisering av nitrogen, og klimaregulering gjennom lagring av karbon (Blouin et al., 2013). Videre bidrar meitemarken til oppbygging av jordstrukturen ved å lage ganger som er viktig for lufting og drenering av jorda, og bedrer vekstvilkårene for planter (Bakken et al., 2019). Forurensning av Pb og andre metaller i jorda kan øke dødeligheten, nedsette fertiliteten og redusere veksten hos meitemark (Žaltauskaitė og Sodienė, 2010, Luo et al., 2014). Meitemark kan akkumulere Pb, som kan påvirke proteinsyntesen i meitemarken og utgjøre en risiko for predatorer som spiser meitemarken (Zhang et al., 2014). Miljødirektoratet har foreslått prøvetaking og analyser av meitemark i forurenset grunn som blir liggende igjen i SØF etter tiltak for å undersøke om meitemarken inneholder konsentrasjoner av Pb som kan være skadelige for predatorer (Miljødirektoratet, 2017).

Det har blitt gjennomført en rekke studier der hensikten har vært å se på giftigheten av Pb og andre metaller i jord der meitemark oppholder seg. I mange av disse studiene har det blitt benyttet Pb i form av salter som har blitt tilsatt naturlig (Bradham et al., 2006) eller syntetisk jord (Žaltauskaitė og Sodienė, 2010, Langdon et al., 2005). Det har også blitt gjennomført flere

studier av meitemark i blyforurenset jord fra skyte- og øvingsfelt (Luo et al., 2014, Amundsen og Joner, 2011) og jord i nærheten av et smelteverk (Spurgeon og Hopkin, 1995). En økotoksikologisk karakterisering av forurenset jord fra Steinkjersannan SØF viste at meitemark var mest følsom for forurensning av Pb av organismene som ble undersøkt. Undersøkelsene viste også at Pb i form av salter ga større effekt på reproduksjonen hos meitemark enn Pb i forurenset jord fra skytefeltet (Amundsen og Joner, 2011). Undersøkelsene av Luo et al. (2014) viste at både konsentrasjonen av Pb og jordegenskaper som pH og innhold av organisk karbon hadde påvirkning på reproduksjonen hos meitemarken.

Toksisiteten til et stoff uttrykkes ofte som en effektkonsentrasjon (EC), dvs. konsentrasjonen av stoffet som medfører en viss effekt (%) på en testorganisme sammenliknet med en kontroll (OECD/OCDE, 2016). Spurgeon og Hopkin (1995) fant at EC₅₀ for Pb for reproduksjon (antall kokonger) hos meitemark i naturlig forurenset jord var 2131 mg/kg, mens den i syntetisk jord tilsatt Pb(NO₃)₂ ble funnet til å være 1629 mg/kg. Til sammenlikning fant Žaltauskaitė og Sodienė (2010) at EC₅₀ for Pb for reproduksjon (antall kokonger) hos meitemark i syntetisk jord tilsatt Pb(NO₃)₂ var 349 mg/kg. Resultatene viser at EC₅₀ kan variere mellom ulike typer jord, og at økotoksikologiske tester som benytter metallsalter kan overestimere effekten av forurensning i skyte- og øvingsfelt.

1.2 Formål

Tidligere studier har vist at både jordegenskaper og konsentrasjonen av metaller kan påvirke meitemark i jord. Hensikten med denne studien var å undersøke effekten av forurensning av Pb (og andre metaller) på overlevelse, reproduksjon og metalloptak i meitemark i jord fra ulike skyte- og øvingsfelt. Studien skulle bidra til å øke kunnskapen om effekten av metallforurensning på jordlevende organismer i skyte- og øvingsfelt, og gi resultater som kunne være nyttige i forbindelse med vurdering av tiltak ved avhending av skytebaner og -felt.

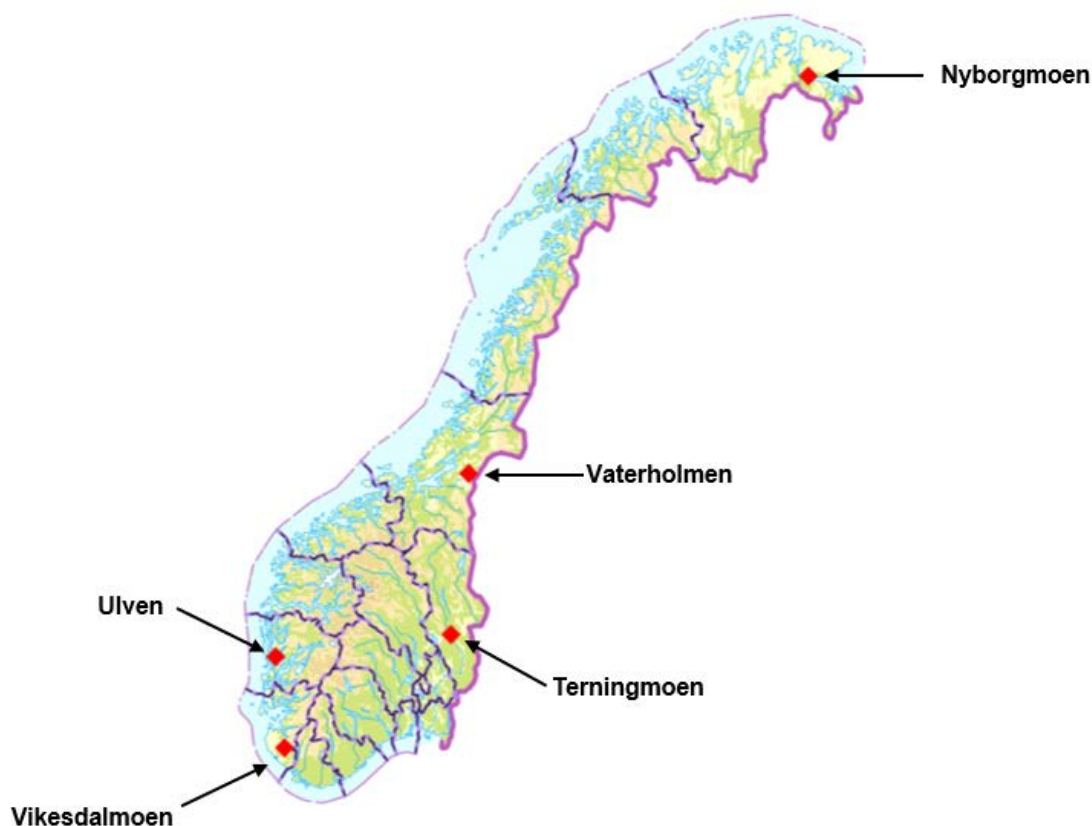
Studien omfattet:

- Undersøkelse av overlevelse, vekst og reproduksjon hos meitemark i jordblandinger med ulike grader av forurensning av Pb (og andre metaller).
- Undersøkelse av opptak av Pb (og andre metaller) i meitemark som hadde blitt eksponert for jordblandinger med ulike konsentrasjoner av metallene.
- Vurdering av hvordan ulike jordegenskaper som pH, kornstørrelsesfordeling, kationbyttekapasitet og innhold av organisk karbon påvirker overlevelse, vekst og reproduksjon hos meitemark.
- Beregning av hvilke konsentrasjoner av Pb som gir effekt på 5, 50 og 95 % (hhv. EC₅, EC₅₀ og EC₉₅) av meitemarkene i forsøkene.
- Vurdering av risiko for sekundær forgiftning av fugler som følge av inntak av meitemark i SØF basert på opptaket av Pb i meitemark.

2 Materialer og metoder

2.1 Områdebeskrivelser

Det var av interesse å gjennomføre undersøkelsene i jord med forskjellige egenskaper og det ble derfor hentet jord fra skyte- og øvingsfelt i ulike deler av landet. Det ble hentet jord fra de nedlagte feltene Vikesdalmoen, Vaterholmen og Nyborgmoen, og de aktive feltene Ulven og Terningmoen. Beliggenhet av feltene er vist i Figur 2.1. Fra hvert av feltene ble det hentet jord fra et område som var forurensset som følge av skyteaktivitet, og fra et område i nærheten som ikke var påvirket av skyteaktivitet. Konsentrasjonen av Pb og Cu i områdene det ble hentet jord fra ble analysert med XRF-instrument ved innsamling av jordprøvene for å kontrollere om jorda var forurensset eller ikke. Jordprøvene ble senere analysert for metaller i laboratoriet.

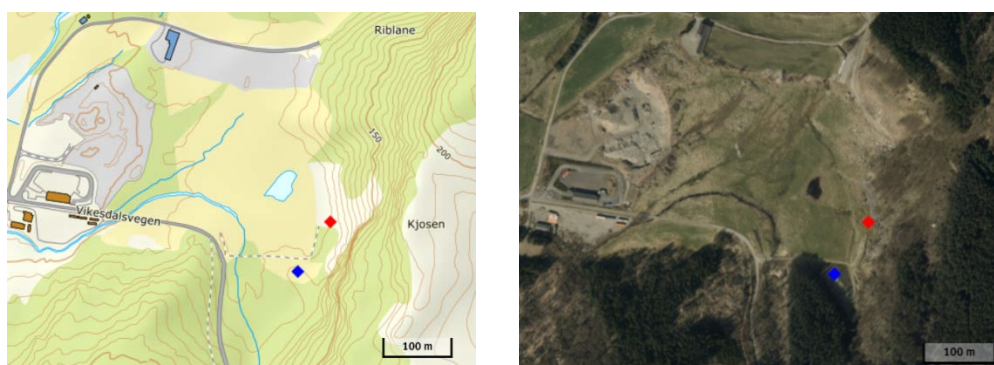


Figur 2.1 Beliggenhet av skyte- og øvingsfeltene det ble hentet jord fra.

2.1.1 Vikedalsmoen

Vikedalsmoen SØF ligger i Bjerkreim kommune i Rogaland fylkeskommune. Skyte- og øvingsfeltet besto tidligere av sju baner. Området er beskrevet i en miljøteknisk kartlegging av skyte- og øvingsfeltet av COWI i 2017 (Frøyland og Misund, 2017). De fleste banene på feltet var i bruk fra 70- og 80-tallet til begynnelsen av 2000-tallet. Alle banene, utenom en sivilbane, på feltet er nå lagt ned. Området benyttes i dag til jordbruk, beitemark og friluftsområder. Grunnen i området består av migmatittisk båndgneis, og løsmassene i terrenget består av elveavsetninger (sand og grus) og breelvavsetninger (fin sand, grus og stein).

Jordprøver fra Vikedalsmoen ble hentet 2. august 2018. Jordprøvene ble hentet fra bane 4 som tidligere var en kortholsbane. Banen ble stort sett benyttet til håndvåpen og panservernvåpen. Det har også blitt observert spor etter leirdueskyting på banen (Frøyland og Misund, 2017). Baneløpet til bane 4 ligger på breelvavsetninger, mens målområdet befinner seg på et tynt lag av morenemasser (usortert stein og sand). Forurenset jord ble hentet fra kulefangervollen (UTM-sone 33: 58,641108 nord, 6.145125 øst). Kulefangervollen var omtrent 35 meter lang og bygd opp av sandig grus og tilkjørte løsmasser. Upåvirket referansejord ble hentet i utkanten av banen (UTM-sone 33: 58.640398, 6.144524). Områdene det ble hentet jord fra er vist i Figur 2.2.



Figur 2.2 Områder for innhenting av forurenset jord (rødt punkt) og referansejord (blått punkt) på bane 4 på Vikedalsmoen SØF.

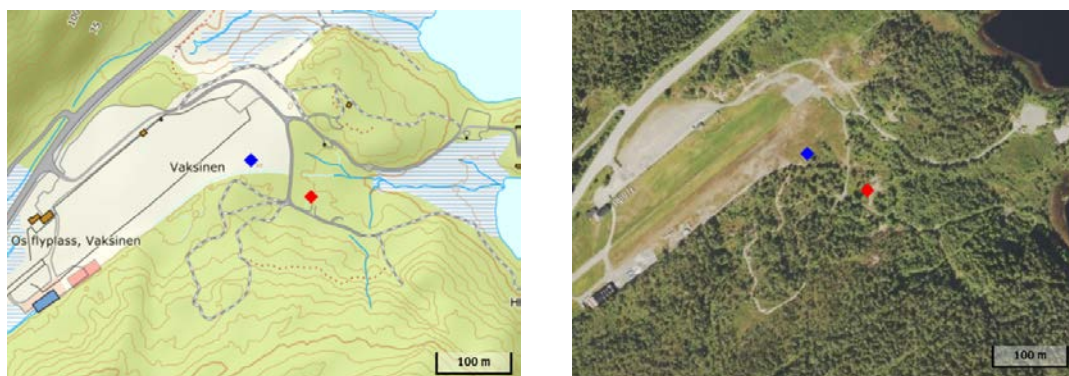
2.1.2 Ulven

Ulven SØF ligger i Bjørnafjorden kommune i Vestland fylkeskommune. Ulven ekserserplass ble etablert i 1876 da Vestlandske infanteriregiment ble flyttet hit fra Nordfjord. Under den andre verdenskrig ble Ulven benyttet som fangeleir, og etter krigen ble leiren benyttet til øving og opplæring for Tysklandsbrigaden. Senere har Ulven blitt benyttet som rekruttskole. I dag benyttes Ulven SØF hovedsakelig av Sjøforsvaret og Heimevernet. I tillegg brukes feltet av Politiet, Norske reserveoffiserers pistolklubb og det finnes flere sivile skytebaner på feltet som benyttes av Os skytterlag. Feltet har vært arena for Landsskytterstevnet ved flere anledninger.

Ulven SØF omfatter mange baner der det foregår øvelser med både håndvåpen og tyngre våpen. De eldste banene på feltet ble opprettet i 1875. I løpet av 1900-tallet ble det etablert flere baner på feltet, og de nyeste banene ble etablert rundt 1990. De eldste skytebanene hadde en uformell

karakter uten omfattende tilrettelegging, og ammunisjonsrester kan være spredt utenfor arealer som i dag oppfattes som målområder. Ulven SØF befinner seg på et område med breelvavsetninger omgitt av arealer med et tynt morenedekke som er drapert opp omliggende skråninger. Over dette nivået består terrenget for det meste av bart fjell med innslag av morene. Ifølge en kartlegging av vannkvaliteten ved Ulven SØF varierer bergartene i området og sammensetningen inkluderer metabasalt, diorittisk til granittisk gneis, migmatitt, gabbro, amfibolitt og kvartsitt (Sweco, 2009).

Jordprøvene fra Ulven ble hentet 25. juni 2018. Forurenset jord ble hentet fra målområdet på en felttskytebane (UTM-sone 33: 60.192576 nord, 5.426489 øst). Referansejord ble hentet i utkanten av Vaksinen småflyplass et stykke utenfor banene (UTM-sone 33: 60.192932 nord, 5.424988 øst). Områdene der jordprøvene ble hentet fra er vist i Figur 2.3.



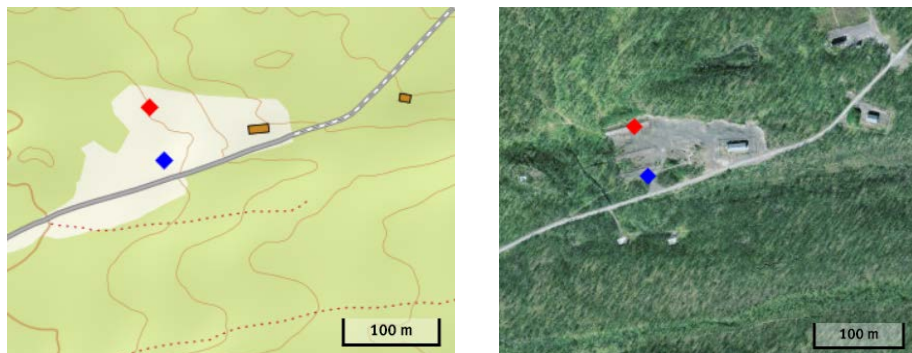
Figur 2.3 Områder for innhenting av forurenset jord (rødt punkt) og referansejord (blått punkt) på Ulven SØF.

2.1.3 Nyborgmoen

Nyborgmoen skytefelt ligger i Nesseby kommune i Troms og Finnmark fylkeskommune. Området er beskrevet i en miljøteknisk undersøkelse av skyte- og øvingsfeltet av Multiconsult i 2007 (Fürst og Olsen, 2007). Deler av skytefeltet ble tatt i bruk på slutten av 1800-tallet. Feltet ble endret og utvidet på 60- og 70-tallet. Siden 2002 har feltet kun vært benyttet av Heimevernet og sivile. Skytefeltet ligger i et område med fjellterreng med myrer, koller og daler. De høyereliggende områdene består av stein eller rygger av siltig morene. Dalene består hovedsakelig av myrer med siltig moreneavsetning med mye stein. Berggrunnen består av en skifrig bergart med et tynt løsmassedekke.

Jordprøvene fra Nyborgmoen ble hentet 23. august 2018. Jordprøvene ble hentet fra bane 3 som tidligere var en kortholdsbane der det var blitt skutt fra hold på 50 og 30 meter. Grunnen i området på bane 3 består av siltig morene og myr over fjell. Forurenset jord ble hentet fra kulefangervollen på banen (UTM-sone 33: 70.191379 nord, 28.597152 øst). Vollen er bygd opp av stedlige morenemasser med grus og små stein. Tidligere undersøkelser av massene i kulefangervollen viste at den inneholdt høye konsentrasjoner av arsen (As), krom (Cr) og nikkel (Ni), i tillegg til metaller fra skyteaktivitet. De høye konsentrasjonene av As, Cr og Ni antas å

skyldes naturlig høye bakgrunnsverdier av disse metallene i området (Fürst og Olsen, 2007). Referansejord ble hentet fra området bak standplass på samme banen som der forurenset jord ble hentet. Områdene der jordprøvene ble hentet fra er vist i Figur 2.4.



Figur 2.4 Områder for innhenting av forurenset jord (rødt punkt) og referansejord (blått punkt) på Nyborgmoen skytefelt.

2.1.4 Terningmoen

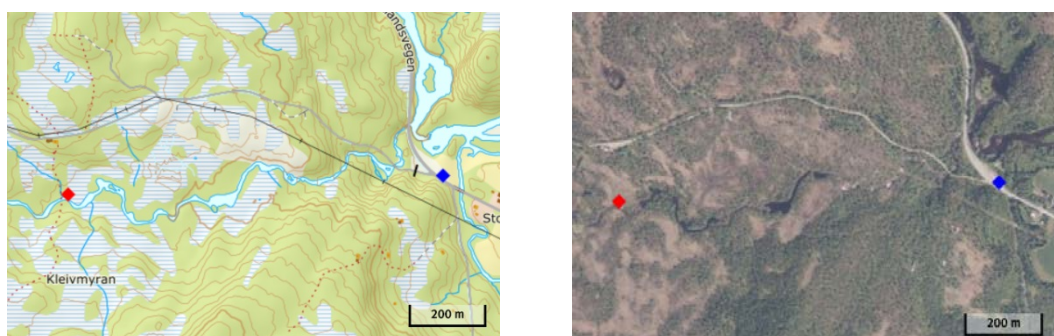
Terningmoen SØF ligger i Elverum kommune i Innlandet fylkeskommune. Terningmoen SØF er et nærøvingsfelt for lett infanteri tilknyttet Terningmoen leir. Feltet består av en rekke små og store skytebaner for ulike våpen. Flere av skytebanene er etablert uten faste etablerte fangvoller og mange er etablert på, eller i tilknytning til, myr. Skytefeltet har historie tilbake til 1887 og dekker et areal på om lag 20 km².

Jordprøvene fra Terningmoen ble hentet i juni 2018. Forurenset jord ble hentet fra bane 33 som benyttes til skyteøvelser for lag og enkeltmann. Banen kan i tillegg benyttes til ildoverfall for mindre avdelinger. Det er tillatt å bruke håndvåpen mindre enn kaliber 12,7 mm, blåplast, øvingsystem M72, 40 mm øvingsgranat og 84 mm RFK øvingsgranat på banen. Skyteavstanden på banen er 30-350 meter. Baneanlegget består av standplass (bredde 25 meter) og blenderinger for bruk av elektronisk målmateriell. Det kan settes opp skiver og figurer innen målområdet. Baneløpet er vegetert med gress, lyng og småbusker, med tydelige blenderinger ulike steder i baneløpet. Flere av steinene og knausene på banen har påmalt blink og det finnes derfor flere steder med oppskutt fjell og stein. Området rundt banen består av skog.

2.1.5 Vaterholmen

Vaterholmen SØF ligger i Verdal kommune i Trøndelag fylkeskommune. Området er beskrevet i en miljøutredning av Forsvarsbygg/Asplan Viak i 2007 (Nordal, 2007). Feltet ble etablert i 1953 og lagt ned i 1996. Det har vært 14 skytebaner på feltet, en håndgranatbane og et sprengningsfelt. Mange ulike typer våpen har blitt benyttet på feltet. Feltet ligger mellom 250 og 500 moh. Innskuddsområdene var i stor grad myr, med noen områder med tynt løsmassedekke over fjell.

Jordprøver fra Vaterholmen ble hentet 30. august 2018. Forurensset jord ble hentet fra bane 5 på feltet. Bane 5 var en selvanviserbane som ble brukt til feltmessig skyting med håndvåpen og maskingevær. Banen var mye brukt, og ble også brukt av sivile (Nordal, 2007). Forurensset jord ble hentet fra sørsiden av elva som renner gjennom banen (UTM-sone 33: 63.686509 nord, 11.926788 øst). Det var rester av sviller som har blitt benyttet til å montere selvanvisere i området der den forurensede jorda ble hentet fra. Dette var et lite område med leiraktig jord, mens det meste av terrenget rundt besto av myr. Referansejord ble hentet fra et område i nærheten av adkomstveien til feltet (UTM-sone 33: 63.687361 nord, 11.946283 øst). Områdene der jordprøvene ble hentet fra er vist i Figur 2.5.



Figur 2.5 Områder for innhenting av forurensset jord (rødt punkt) og referansejord (blått punkt) på Vaterholmen skyte- og øvingsfelt.

2.2 Jordkarakterisering

Fra hvert skytefelt ble det hentet inn mellom 15 og 30 kg forurensset og rein jord. Blomsterjord (Simontorp blomsterjord, Nordic Garden AS, Plantasjen) ble kjøpt inn til bruk som kontrolljord. All jorda ble tørket i varmeskap ved 70 °C i omtrent ett døgn og siktet gjennom en 2 mm sikt (Fritsch) før vannholdekapasitet (WHC), totalt organisk karbon (TOC), pH og kornstørrelsesfordeling i jordprøvene ble bestemt. Prøvene som skulle analyseres for metaller og kationbyttekapasitet (CEC) ble i tillegg knust i kulemølle (Retsch RM100) inntil de var visuelt homogene.

2.2.1 Vannholdekapasitet

Maksimal vannholdekapasitet ble bestemt ved å måle hvor mye vann jorda kunne holde på. En tørket prøve av jorda (10 g) ble plassert i en trakt tettet med et filterpapir for å hindre jorda i å falle gjennom. Trakten ble plassert i en målekolbe og vann (30 ml) ble helt over jorda. Trakten ble dekket med en plastfilm med noen hull for å forhindre avdamping av vann, men opprettholde atmosfærisk trykk. Etter to døgn ble vannmengden i målekolben lest av og den gjennomfuktede jorda ble veid. Vannholdekapasiteten ble beregnet ut fra vannmengden tilbakeholdt av jorda.

2.2.2 Totalt organisk karbon

Totalt organisk materiale (TOM) i jordprøvene ble bestemt ut fra glødetap som ble målt ved å brenne en tørket prøve jord (ca. 5 g) ved 550 °C i ett døgn. Differansen mellom vekten av prøven før og etter brenningen ble brukt til å beregne TOM. TOC ble beregnet ved å dividere TOM på 1,72.

2.2.3 pH

pH i jordprøvene ble målt ved bruk av metoden beskrevet i «Metoder for jordanalyser» (Krogstad, 1992). Tørket jord (10 ml) og deionisert vann (25 ml) ble tilsatt et rør og ristet for hånd til det var blandet. Blandingen fikk stå i romtemperatur til neste dag, ristet igjen, og etter 15 minutters sedimentasjon ble pH ble målt i suspensjonen.

2.2.4 Kornstørrelsesfordeling

Kornstørrelsesfordeling av jordprøvene ble bestemt ved å sikte tørket jord gjennom sikter (Fritsch) med gridstørrelse 1 mm, 500 µm, 250 µm, 125 µm og 63 µm. Hver fraksjon ble veid.

2.2.5 Metallinnhold

Jordprøvene ble analysert for Al, Fe, Ca, Mg, K, Pb, Cu, Zn og Sb ved Eurofins Environmental Testing Norway. For analyse av Pb, Cu, Zn og Sb ble metode EN ISO 17294-2 (/SS 028311, ed. 1 for Cu, Zn og Sb) benyttet. Denne metoden er ikke akkreditert for analyse av Sb. For analyse av Al, Fe, K, Ca og Mg ble metode EN ISO 11885 (/SS 028311, ed. 1 for Al, Fe, K og Ca) benyttet. Jordprøvene ble løst i HNO₃ (7 M) og varmet i autoklav, og analysert for metaller ved bruk av induktivt koblet plasma massespektrometer (ICP-MS).

2.2.6 Kationbyttekapasitet

Kationbyttekapasitet til jordprøvene ble analysert ved titrimetri (potensiometrisk) ved Eurofins Environmental Testing Norway. I tillegg til kationbyttekapasitet, ble «exchangeable» Ca, K og Mg, og estimat av Na bestemt.

2.2.7 Blomsterjord

Det var oppgitt at blomsterjorda var laget av kompostert kugjødsel (1 volumdel) og torv (2 volumdeler). Videre var det oppgitt at jorda hadde et høyt humusinnhold, og var rik på jordbakterier og plantenæring som stammer fra organisk materiale (kugjødsel). Fysiske og kjemiske egenskaper som var oppgitt for jorda er gitt i Tabell 2.1.

Tabell 2.1 Fysiske og kjemiske egenskaper for Simontorp blomsterjord (Nordic Garden AS) oppgitt på pakningen.

Parameter	
Nitrogen	85 mg/l
Fosfor	50 mg/l
Kalium	275 mg/l
Magnesium	90 mg/l
Kalsium	1800 mg/l
Totalnitrogen	120 mg/l
Tetthet	230 kg/m ³
Tørrestoff	200 g/l
Organisk innhold	65 % av tørrestoff
pH	5,5
Konduktivitet	65 mS/m

2.3 Meitemarkforsøk

2.3.1 Jordblandinger og analyser

Forurenset og rein jord fra skytefeltene ble blandet for å oppnå jordblandinger med konsentrasjoner av Pb mellom 150 og 2000 mg/kg. Konsentrasjonen av Pb i jordblandingen som ble laget for hvert sted er vist i Tabell 2.2. De faktiske konsentrasjonene av Pb i jordprøvene ble analysert i etterkant av forsøkene og viste seg å variere fra de estimerte konsentrasjonene for en del av prøvene. Det ble gjort noen justeringer av hvilke konsentrasjoner av Pb som ble laget utover i studien basert på resultatene underveis. I utgangspunktet ble det gjennomført en forsøksrunde for jorda fra hvert sted. Avslutningsvis ble det gjennomført et oppsamlingsforsøk med utvalgte konsentrasjoner fra hvert sted ut fra behov. Det ble laget 2-5 paralleller av hver jordblanding, og 3-4 paralleller av den rene referansejorda. Andelen forurenset og rein jord i de ulike blandingen er gitt i vedlegg A.

Tabell 2.2 Estimert konsentrasjon av Pb i jordblandingen som ble laget for de ulike stedene.

Sted	Estimert konsentrasjon av Pb i jordblandingen (mg/kg)
Vikesdalmoen	Ref., 250, 500, 1000, 1500*, 2000
Ulven	Ref., 150*, 250, 500, 1000, 1500*, 2000
Nyborgmoen	Ref., 150, 300, 450, 1500
Terningmoen	Ref., 150, 300, 450, 1500
Vaterholmen	Ref., 300, 450, 750*, 1500

*opsamlingsforsøk

Til hver jordblanding ble det tilsatt 5 % (w/w) blomsterjord for å sikre at det organiske innholdet i jorda var høyt nok for at meitemarken skulle trives. Det ble tilsatt 800 g jordblanding til hver testbeholder (dimensjoner: 14,5 x 9 x 18,5 cm, volum: 1,6 l). Til kontrollforsøket ble det kun benyttet 200 g blomsterjord fordi denne jorda hadde en lavere tetthet enn jorda fra skytefeltene. Jordblandingen ble tilsatt deionisert vann tilsvarende omtrent 50 % (w/w) av

jordas maksimale vannholdekapasitet samme dag som meitemarkforsøkene ble startet opp. Til blomsterjorda ble det tilsatt vann tilsvarende omtrent 60 % (w/w) av jordas maksimale vannholdekapasitet siden jorda fortsatt framsto som tørr etter at vann tilsvarende 50 % (w/w) var tilsatt.

Etter at meitemarkforsøkene var avsluttet, ble jorda i hver testbeholder tørket ved 50 °C i omtrent 24 timer før det ble tatt ut en prøve på omtrent 50 g som ble homogenisert i kulemølle (Retsch RM100) og analysert for Cu, Pb, Sb og Zn ved Eurofins Environmental Testing Norway som beskrevet i avsnitt 2.2.5. Det ble sikret representativt uttak av prøve ved at det ble benyttet såkalt «multi increment sampling». Jorda i testbeholderen ble fordelt i et tynt lag og >30 små prøver ble tatt jevnt over hele laget og samlet til én prøve.

2.3.2 Overlevelse, vekst og reproduksjon hos meitemark

Overlevelse, vekst og reproduksjon hos meitemark i jordblandingene ble undersøkt iht. OECD 222 Earthworm Reproduction Test (OECD/OCDE, 2016) med noen modifikasjoner. Meitemark av arten *Eisenia fetida* ble benyttet i forsøket. Meitemarken ble hentet fra en kultur fra Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO), Ås. *E. fetida* er en kompostmeitemark som er avhengig av menneskeskapte miljøer og tilførsel av planterester eller husdyrgjødsel for å overleve (Pommeresche et al., 2007). Rask vekst og reproduksjon gjør *E. fetida* egnet som en forsøksorganisme. Den benyttes som en indikatororganisme for økotoksikologisk testing av for eksempel EU, ISO og OECD (Santadino et al., 2014).

2.3.2.1 Overlevelse og vekst

Et utvalg meitemark med omtrent lik størrelse (ca. 200-300 mg) med klittelum ble plukket ut fra kulturen og overført til referansejord fra stedet som skulle undersøkes, og akklimatisert i denne jorda i omtrent 1 uke før oppstart av forsøket. Før tilsvarende det som skulle benyttes i forsøket ble tilsatt jorda ved oppstart av akklimatiseringsperioden. Dagen før oppstart av forsøket ble meitemarken tatt ut av jorda, skylt med deionisert vann og lagt på fuktig filterpapir over natten. Påfølgende dag ble meitemarken skylt med deionisert vann på nytt og tørket på filterpapir før hver enkelt meitemark ble veid. Det ble tilsatt 10 meitemark til hver jordblanding. Beholderne med jordblandingene ble påsatt gjennomsiktige lokk med hull for å sikre tilførsel av luft og lys, og hindre fordamping av vann. Beholderne ble veid og vekta ble brukt til å kontrollere fuktigheten i jorda gjennom forsøket. Beholderne ble plassert i et rom med konstant temperatur og fuktighet (20 °C og 55 % RH) regulert med lys (700 lm) på i 16 timer og av i 8 timer. Meitemarken ble føret med tørket og finmalt hestemøkk, første gang dagen etter forsøket ble påbegynt, og deretter én gang per uke. Ved hver føring ble omtrent 3 g hestemøkk fuktet med omtrent 5 ml deionisert vann tilsatt hver beholder.

Etter fire uker ble antall meitemark i hver jordblanding talt opp. Meitemarkene ble skylt med deionisert vann og lagt på fuktig filterpapir over natten. Påfølgende dag ble meitemarken skylt med deionisert vann på nytt og tørket på filterpapir før hver enkelt meitemark ble veid. Meitemarkene ble avlivet ved at de ble lagt i en fryser ved -80 °C.

2.3.2.2 Reproduksjon

Beholderne med jordblandingene ble stående i ytterligere fire uker. Før ble tilsatt beholderne en siste gang dagen etter at de voksne meitemarkene var tatt ut. Etter fire uker ble antall meitemarkavkom i jorda talt opp. Dette ble gjort ved at beholderne ble plassert i et varmebad ved 40 °C som gradvis ble økt til 60 °C i løpet av 30 minutter. Meitemarkavkommene i jorda beveget seg til overflaten som følge av den høye temperaturen i jorda. På overflaten ble meitemarkavkommene plukket ut og talt opp. Jordblandingene ble også gjennomført manuelt etter meitemarkavkom. Meitemarkavkommene ble avlivet ved at de ble lagt i en fryser ved -80 °C.

2.3.3 Overføring av meitemark til rein jord etter eksponering for Pb

For å undersøke om meitemark som var blitt eksponert for relativt høy konsentrasjon av Pb kunne reproducere når de ble overført til rein jord, ble meitemark som var eksponert for jord med ca. 1500 mg Pb/kg i 4 uker overført til rein jord fra samme sted. Det ble laget 4-5 paralleller av jordblandingene med 1500 mg Pb/kg for å sikre at det var tilstrekkelig mange meitemark til å overføre til 2-3 paralleller av rein jord. Overlevelse, vekst og reproduksjon hos meitemarken som var blitt overført til rein jord etter eksponering for 1500 mg Pb/kg ble bestemt etter samme prosedyre som beskrevet i avsnitt 2.3.2.

2.3.4 Metalloptak i meitemark

For å undersøke opptak av metaller i meitemarken, ble meitemarken tørket ved 60 °C til konstant vekt (ca. 24 timer). Deretter ble en prøve av meitemarken (ca. nøyaktig 0,25 g) plassert i et teflonrør og tilsatt HNO₃ (7 ml). Blandingen fikk stå over natten, og ble så tilsatt H₂O₂ (0,5 ml). Prøvene ble oppsluttet i UltraWave (Milestone) på 220 °C, og deretter analysert for Pb, Cu og Zn ved bruk av ICP-MS (iCap TQ, Thermo Fischer Scientific).

2.4 Beregning av effektkonsentrasjoner

Resultatene fra meitemarkforsøkene ble benyttet til å beregne effektkonsentrasjoner (EC). Beregningene ble utført ved å plote en effekt/konsentrasjonskurve i GraphPad (Prism 8.3.1). Programvaren beregner ECF, hvor F er en valgfri konstant (fra 1-100). For eksempel tilsvarer EC₅ konsentrasjonen der det observeres effekt hos 5 % av populasjonen (i dette tilfellet 5 % av meitemarken), sammenliknet med en referanse. I dette forsøket ble EC₅, EC₅₀ og EC₉₅ beregnet.

I tillegg til effektkonsentrasjoner basert på resultatene fra meitemarkforsøkene, ble det benyttet en "Soil PNEC Calculator" (ARCHE Consulting, Belgia) for å beregne forventet økologisk risiko av Pb i jorda.

2.5 Statistiske analyser

Overlevelse, vekst og reproduksjon hos meitemark i rein jord fra de ulike skytefeltene ble sammenliknet med ANOVA og t-test i Excel. Disse parametriske testene ble valgt fordi de er kjent for å være egnet for små datasett. For svært små datasett, som i tilfeller med kun tre observasjoner i hver gruppe, vil ikke-parametriske tester ikke kunne avdekke signifikante forskjeller mellom gruppene (Bland og Altman, 2009).

Påvirkning av metallforurensning og jordegenskaper på overlevelse, vekst og reproduksjon hos meitemarken ble undersøkt ved bruk av programvaren R (The R Foundation). Det ble benyttet modellseleksjon ved bruk av AIC (Akaike information criterion) for å identifisere de optimale modellene for å forklare variasjonen i overlevelse, vekst og reproduksjon hos meitemarken. Det ble utført to analyser. I den første analysen ble resultatene fra overlevelse, vekst og reproduksjon fra alle forsøkene inkludert og påvirkningen av metallforurensning og jordegenskaper ble undersøkt. Sterkt korrelerte prediktorvariabler ($r > 0,6$; metallkonsentrasjoner og jordegenskaper) ble ikke inkludert i de samme modellene, men evaluert gjennom separate modellseleksjonsregimer. De beste modellene, inkludert sterkt korrelerte prediktorer, ble til slutt sammenliknet (ved AIC) for å identifisere de viktigste prediktorene. I den andre analysen ble påvirkningen av jordegenskaper på overlevelse, vekst og reproduksjon hos meitemarken i referansejorda undersøkt gjennom univariate analyser.

Det ble benyttet et konfidensintervall på 95 % ($p=0,05$).

3 Resultater og diskusjon

3.1 Jordegenskaper

3.1.1 Jordkjemi

Innholdet av totalt organisk karbon, vannholdekapasitet og pH i prøvene av forurenset og rein jord fra skytefeltene, og i blomsterjorda, er vist i Tabell 3.1. Kationbyttekapasitet i prøvene er vist i Tabell 3.2, og innholdet av mineraler er vist i Tabell 3.3.

Tabell 3.1 Innhold av TOC, WHC og pH i innhentet jord fra skytefeltene og i blomsterjorda.

Sted	Jord	TOC (%)	WHC (%)	pH
Vikesdalmoen	Rein	3,5	41	4,1
	Forurenset	8,1	66	4,1
Ulven	Rein	3,5	40	5,2
	Forurenset	9,9	70	5,2
Nyborgmoen	Rein	2,1	23	4,6
	Forurenset	2,4	31	4,2
Terningmoen	Rein	1,9	31	5,6
	Forurenset	6,4	67	5,5
Vaterholmen	Rein	2,2	32	6,9
	Forurenset	5,0	50	3,8
Blomsterjord	-	54*	110	5,5*

*oppgitt på pakningen for blomsterjorda

Tabell 3.2 Kationbyttekapasitet i innhentet jord fra skytefeltene.

Sted	Jord	CEC (mmol/kg)	% av CEC			
			Ca	Mg	K	Na
Vikesdalmoen	Rein	233	2,6	1,6	0,9	0,5
	Forurenset	563	1,6	1,4	0,8	0,3
Ulven	Rein	248	3,3	4,3	0,8	1,1
	Forurenset	571	0,8	0,8	0,2	0,2
Nyborgmoen	Rein	112	10,4	10	2,4	0,4
	Forurenset	113	8,1	7,6	2,8	0,2
Terningmoen	Rein	134	7,4	2,2	2,3	0,8
	Forurenset	420	4,7	0,9	0,7	0,4
Vaterholmen	Rein	127	52,6	2,7	1,5	0,7
	Forurenset	352	1,5	0,5	0,3	0,5

Tabell 3.3 Innhold av Al, Ca, Fe, K og Mg i innhentet jord fra skytefeltene.

Sted	Jord	Konsentrasjon (mg/kg)				
		Al	Ca	Fe	K	Mg
Vikesdalmoen	Rein	12000	1600	13000	1300	3400
	Forurenset	6100	2200	9800	700	1700
Ulven	Rein	1300	5800	12000	460	5700
	Forurenset	1500	3400	13000	290	5100
Nyborgmoen	Rein	12000	1300	19000	1700	5900
	Forurenset	12000	1200	13000	1500	5600
Terningmoen	Rein	6500	2000	9000	1300	2500
	Forurenset	5100	1100	7200	770	870
Vaterholmen	Rein	16000	3100	28000	1900	7200
	Forurenset	8100	1000	14000	340	950

Generelt hadde den forurensede jorda høyere innhold av TOC enn den reine jorda fra samme sted. Høyere innhold av TOC i jorda ble gjenspeilet i høyere CEC og høyere WHC til jorda. pH i jorda virket ikke å være påvirket av innholdet av TOC. Kationbyttekapasitet ble bestemt i jordprøver som var knust, noe som vil overestimere CEC til jorda. Måling av CEC i knuste jordprøver vil i tillegg gjøre at forskjeller i partikkelsammensetning til jorda på CEC ikke vises. Samtidig kan måling av CEC i knuste jordprøver gi en indikasjon på forskjellene mellom selve mineralogien i jorda, siden det kun er mineralogien, og ikke forskjeller i partikkelsammensetning som påvirker analysen.

Jorda fra Vikesdalmoen og Ulven hadde høyest innhold av TOC av jorda fra de ulike stedene. Dette gjaldt både den reine og den forurensede jorda fra disse stedene. Jorda fra Nyborgmoen skilte seg ut ved å ha lavest innhold av TOC og lavest CEC og WHC. Det var liten forskjell i innholdet av TOC, CEC og WHC mellom forurenset og rein jord i prøvene fra Nyborgmoen.

Jorda fra samtlige av stedene hadde lav pH (<7) og det var generelt liten forskjell mellom pH i den forurensede og reine jorda fra samme sted. Unntaket var Vaterholmen, der den reina jorda hadde høyere pH enn den forurensede jorda. Den reina jorda fra Vaterholmen ble hentet et stykke utenfor skytefeltet, og sammenliknet med de øvrige stedene, var det større avstand mellom punktene der forurenset og rein jord ble henta på Vaterholmen. Dette kan forklare hvorfor det var større forskjeller i pH mellom den forurensede og reine jorda fra Vaterholmen. Jorda fra Vikesdalmoen og Nyborgmoen hadde noe lavere pH enn jorda fra Ulven og Terningmoen. Generelt var det en trend til at den reine jorda inneholdt noe høyere konsentrasjoner av mineraler enn den forurensede jorda fra samme sted. Det var større forskjeller mellom innholdet av mineraler i den reine og forurensede jorda fra Vaterholmen, enn for de øvrige stedene.

En korrelasjonsanalyse i R viste at TOC og CEC i prøvene av referansejorda var sterkt positivt korrelert. Bradham et al. (2006) sammenliknet blant annet pH, CEC og innhold av organisk karbon (OC) i 21 jordprøver og fant også en signifikant positiv korrelasjon mellom OC og CEC. Organisk karbon i jorda bidrar til CEC og det er derfor forventet at det skal være en

sammenheng mellom disse parameterne. Undersøkelsen av Bradham et al. (2006) viste at det også var en signifikant positiv korrelasjon mellom pH og CEC i jordprøvene, mens korrelasjonsanalysen i R viste at det var en svak negativ korrelasjon mellom pH og CEC i jordprøvene fra skytefeltene. Normalt er CEC i jorda relatert til pH fordi kationbyttesetene på jordpartikler er avhengig av pH (Bradham et al., 2006). En årsak til at det ikke ble funnet noen positiv korrelasjon mellom pH og CEC i jordprøvene fra skytefeltene kan være at pH ble målt i siktede jordprøver, mens CEC ble målt i jordprøver som både var siktet og knust. Det var en positiv korrelasjon mellom innholdet av Al, Fe, K og Mg i jordprøvene fra skytefeltene, mens det var en negativ korrelasjon mellom innholdet av K og Ca.

Blomsterjorda hadde høyere innhold av TOC og høyere WHC enn jorda fra skytefeltene. Dette var som ventet ut fra at jorda var opplyst å bestå av en stor andel (2/3 v/v) torv. Det ble observert at blomsterjorda hadde lavere tetthet enn jorda fra skytefeltene. Det er kjent at blomsterjord har en lav bulk tetthet (0,1-0,2 g/ml) og høy porøsitet (55 %) (Goh og Haynes, 1977). Jorda fra skytefeltene framsto som mer sandig, og sand har typisk høy bulk tetthet (1,65 g/ml) og lavere porøsitet (36 %) (Goh og Haynes, 1977).

3.1.2 Metallforurensning

Konsentrasjonen av de ammunisjonsrelaterte metallene Cu, Pb, Sb og Zn i prøvene av forurensset og rein jord fra skytefeltene, og i blomsterjorda, er vist i Tabell 3.4.

Tabell 3.4 Innhold av Cu, Pb, Sb og Zn (gjennomsnitt $\pm$ SD, $n=3$) i innhentet jord fra skytefeltene, og i blomsterjorda.

Sted	Jord	Konsentrasjon (mg/kg)			
		Cu	Pb	Sb	Zn
Vikesdalmoen	Rein	15,3 $\pm$ 0,6	9,8 $\pm$ 1,1	<0,9	38,7 $\pm$ 1,5
	Forurensset	2100 $\pm$ 1015	10667 $\pm$ 577	273 $\pm$ 12	165 $\pm$ 98
Ulven	Rein	34,0 $\pm$ 1,7	13,7 $\pm$ 1,5	<0,9	28,7 $\pm$ 1,5
	Forurensset	917 $\pm$ 165	9800 $\pm$ 1153	102 $\pm$ 7	50 $\pm$ 14
Nyborgmoen	Rein	22,0 $\pm$ 1,0	10,2 $\pm$ 1,4	<0,9	70 $\pm$ 2
	Forurensset	220 $\pm$ 53	6993 $\pm$ 551	20 $\pm$ 5	88 $\pm$ 8
Terningmoen	Rein	16,3 $\pm$ 1,5	63,0 $\pm$ 14,7	<0,9	31,3 $\pm$ 1,5
	Forurensset	1467 $\pm$ 231	20667 $\pm$ 1528	97 $\pm$ 11	160 $\pm$ 17
Vaterholmen	Rein	38,3 $\pm$ 0,6	10,6 $\pm$ 0,7	<0,9	70 $\pm$ 5
	Forurensset	1400 $\pm$ 265	3333 $\pm$ 379	7,1 $\pm$ 0,5	100 $\pm$ 26
Blomsterjord	-	10,6 $\pm$ 1,2	14 $\pm$ 0	<0,9	37,7 $\pm$ 0,6

Det var til dels store forskjeller mellom konsentrasjonene av metaller i den forurensede jorda fra de ulike stedene. Dette har sannsynligvis sammenheng med hvor belastet området det ble hentet jord fra var av skuddpåvirkning, hvilken type ammunisjon som var blitt benyttet og egenskaper ved jorda som påvirker bindingen til metallene. Den forurensende jorda fra Terningmoen hadde høyest konsentrasjon av Pb og den forurensede jorda fra Vikesdalmoen hadde høyest konsentrasjon av Sb. Høyest konsentrasjon av Cu og Zn ble påvist ved Vikesdalmoen og Ulven.

Sammenliknet med Pb, var det mindre variasjoner i konsentrasjonen av Cu, Sb og Zn mellom stedene.

Den reine jorda fra skytefeltene hadde generelt lavt innhold av Cu, Pb, Sb og Zn (tilstandsklasse 1 – meget god). Unntaket var den reine jorda fra Terningmoen som hadde et noe høyere innhold av Pb (tilstandsklasse 2 – god). Innholdet av Zn i den reine jorda fra Nyborgmoen og Vaterholmen var noe høyere enn fra de øvrige stedene, men ikke høyere enn hva som kan anses som naturlig bakgrunnsverdi i Norge (tilstandsklasse 1 – meget god) (Andersson et al., 2011, SFT, 2009). Innholdet av Cu, Pb, Sb og Zn i blomsterjorda var i samme størrelsesorden som innholdet av disse metallene i den reine jorda fra skytefeltene. Unntakene var Cu i jorda fra alle stedene utenom Vikesdalmoen, Pb i jorda fra Terningmoen, og Zn i jorda fra Nyborgmoen og Terningmoen, som var noe høyere enn i blomsterjorda.

3.1.3 Kornstørrelsesfordeling

Andelen jord i ulike størrelsesfraksjoner av prøvene av rein og forurensset jord fra skytefeltene er vist i Tabell 3.5

Tabell 3.5 Mengde jord (% av fraksjonen <2 mm) i ulike størrelsesfraksjoner av jordprøvene.

Sted	Jord	Jordmengde (%)						
		<2 mm	1-2 mm	500 µm-1 mm	250-500 µm	125-250 µm	63-125 µm	<63 µm
Vikesdalmoen	Rein	100 %	13 %	19 %	28 %	20 %	10 %	9 %
	Forurensset	100 %	14 %	16 %	21 %	19 %	10 %	18 %
Ulven	Rein	100 %	12 %	11 %	12 %	12 %	16 %	37 %
	Forurensset	100 %	14 %	15 %	17 %	11 %	10 %	30 %
Nyborgmoen	Rein	100 %	27 %	18 %	26 %	18 %	4 %	6 %
	Forurensset	100 %	27 %	19 %	24 %	16 %	6 %	7 %
Terningmoen	Rein	100 %	12 %	15 %	20 %	16 %	9 %	24 %
	Forurensset	100 %	8 %	11 %	19 %	15 %	11 %	34 %
Vaterholmen	Rein	100 %	4 %	4 %	5 %	6 %	16 %	60 %
	Forurensset	100 %	24 %	24 %	12 %	9 %	8 %	22 %

Det var relativt jevn fordeling av mengden jord i de ulike størrelsesfraksjonene. Jordprøvene fra Nyborgmoen skilte seg ut ved å ha en stor andel jord med grove partikler og en liten andel med fine partikler, mens jordprøvene fra Ulven og Terningmoen hadde mest fine partikler. Generelt var det relativt små forskjeller mellom den reine og forurensede jorda fra samme sted, med unntak av Vaterholmen der den reine jorda hadde betydelig mer fine partikler, både sammenliknet med den forurensede jorda fra dette stedet og jordprøvene fra de øvrige stedene.

Konsentrasjonen av Cu, Pb, Sb og Zn i fraksjonene <63 µm, 630-250 µm og 250-1000 µm i prøvene av forurensset og rein jord er vist i Tabell 3.6.

Tabell 3.6 Innhold av Cu, Pb, Sb og Zn i ulike størrelsesfraksjoner av jordprøvene.

Sted	Jord	Fraksjon	Konsentrasjon (mg/kg)			
			Cu	Pb	Sb	Zn
Vikesdalmoen	Rein	<63 µm	34	24	<0,90	58
		63-250 µm	17	11	<0,90	36
		250-1000 µm	15	8,3	<0,90	35
	Forurensset	<63 µm	2200	18000	590	120
		63-250 µm	880	6400	97	69
		250-1000 µm	1300	8300	110	100
Ulven	Rein	<63 µm	42	17	<0,90	38
		63-250 µm	35	14	<0,90	30
		250-1000 µm	25	11	<0,90	31
	Forurensset	<63 µm	1200	12000	30	58
		63-250 µm	830	8300	23	45
		250-1000 µm	530	5600	14	44
Nyborgmoen	Rein	<63 µm	39	24	<0,90	100
		63-250 µm	21	9,9	<0,90	58
		250-1000 µm	22	11	<0,90	71
	Forurensset	<63 µm	430	10000	36	130
		63-250 µm	180	4100	5,1	76
		250-1000 µm	200	5100	10	87
Terningmoen	Rein	<63 µm	28	82	<0,90	44
		63-250 µm	20	48	<0,90	35
		250-1000 µm	14	44	<0,90	25
	Forurensset	<63 µm	730	12000	22	120
		63-250 µm	740	12000	26	110
		250-1000 µm	1300	17000	100	140
Vaterholmen	Rein	<63 µm	55	20	<0,90	100
		63-250 µm	45	14	<0,90	63
		250-1000 µm	34	9,8	<0,90	73
	Forurensset	<63 µm	700	2000	2,4	54
		63-250 µm	660	2500	2,8	51
		250-1000 µm	4200	6800	27	310

Generelt var det høyest innhold av metaller i fraksjonen med minst kornstørrelse (<63 µm). Dette gjaldt jorda fra de fleste skytefeltene, og i både den reine og den forurensede jorda. En undersøkelse av metaller i jord av Norges geologiske undersøkelse (NGU) viste også at fraksjonen med minst kornstørrelse (<60 µm) inneholdt høyest konsentrasjon av metaller (Andersson et al., 2011). Det var ingen entydig trend når det gjaldt hvilken fraksjon som hadde lavest innhold av metaller i jordprøvene fra skytefeltene. For enkelte av skytefeltene hadde fraksjonen 63-250 µm lavest innhold av metaller, mens for andre hadde fraksjonen 250-1000 µm lavest innhold. Forskjellene gjaldt både prøvene av den reine og den forurensede jorda.

Innholdet av metaller i fraksjonen <1 mm var generelt lavere enn i fraksjonen <2 mm (Tabell 3.4). Ved analyse av jordprøver med større kornstørrelse blir store partikler som ikke er

forurensset inkludert i prøven, slik at konsentrasjonen av metallene som måles blir lavere. På samme måte kan større metallfragmenter inkluderes i prøver med større kornstørrelse, slik at konsentrasjonen av metaller blir høyere i disse prøvene.

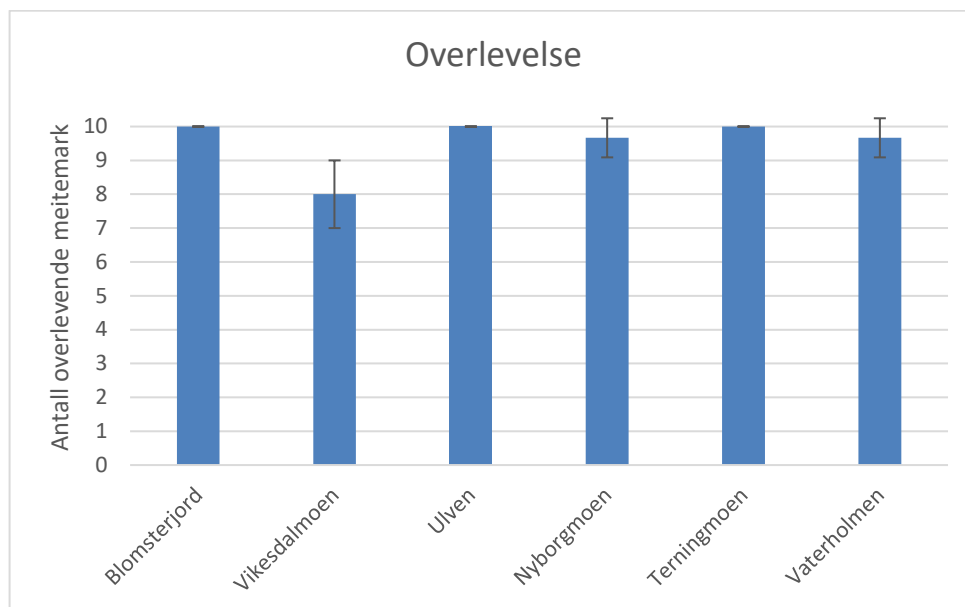
For prøvene fra Vaterholmen var konsentrasjonene av alle metallene betydelig høyere i fraksjonen 250-1000 μm enn i de andre fraksjonene. Dette kan komme av feil ved analysen eller kontaminering av prøven. Kornstørrelsesfordelingen av den forurensede jorda fra Vaterholmen skilte seg ikke vesentlig fra de andre jordprøvene. Det er verdt å merke seg at det kun ble analysert en prøve av hver av fraksjonene i jorda fra skytefeltene, og det er derfor relativt stor usikkerhet knyttet til resultatene.

3.2 Overlevelse, vekst og reproduksjon hos meitemark i rein jord

For å sammenlikne hvordan meitemarken trivdes i jorda fra de ulike skytefeltene, ble overlevelse, vekst og reproduksjon hos meitemark i rein referansejord fra skytefeltene sammenliknet med hverandre, og med blomsterjorda. Alle resultatene fra meitemarkforsøkene er gitt i vedlegg B.

3.2.1 Overlevelse

Overlevelse hos meitemarken etter 4 uker i rein jord fra skytefeltene og i blomsterjorda er vist i Figur 3.1.



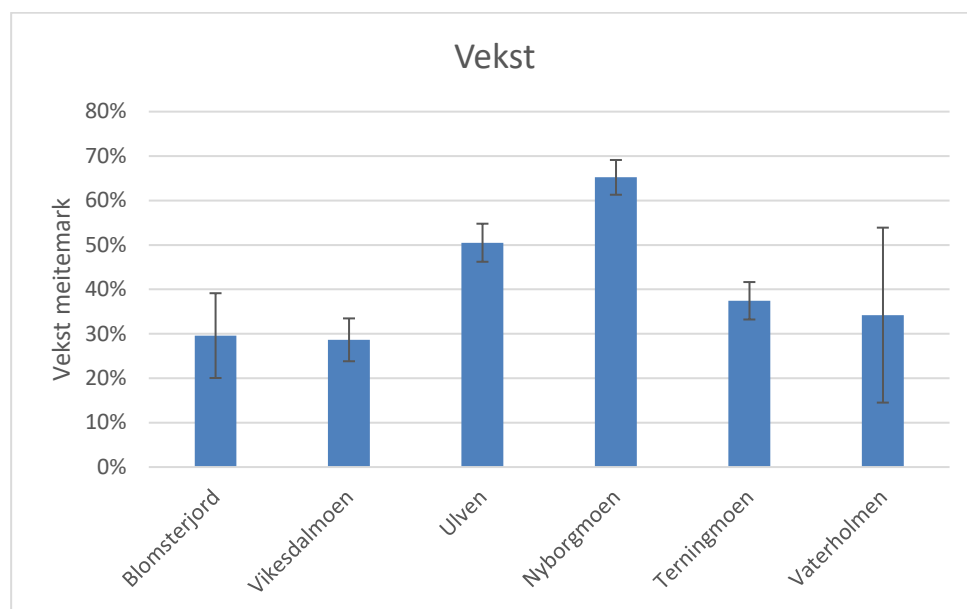
Figur 3.1 Overlevelse hos meitemark (av totalt 10 mulige) (gjennomsnitt ($n=3/4$) $\pm$ SD) i referansejord fra skytefeltene og i blomsterjord.

Meitemarken viste generelt høy grad av overlevelse, både i referansejorda fra de ulike skytefeltene og i blomsterjorda. Resultatene samsvarte i stor grad med forsøkene fra Steinkjersannan SØF som viste 100 % overlevelse hos meitemarken i referansejorda (n=4) (Amundsen og Joner, 2011).

I henhold til testprosedyren til OECD skal dødeligheten hos voksne meitemark være $\leq 10\%$ i kontrolljorda for at testresultatene skal kunne anses som gyldige. Dette kravet ble oppfylt for blomsterjorda og referansejorda fra alle stedene utenom Vikesdalmoen. Vikesdalmoen var det første stedet det ble utført meitemarkforsøk for, og meitemarken som ble benyttet i forsøkene for Vikesdalmoen kan ha vært noe eldre enn meitemarken som ble benyttet i forsøkene for de andre stedene. Lavere grad av overlevelse i jorda fra Vikesdalmoen kan også skyldes tilfeldigheter eller egenskaper ved jorda. Forskjellen mellom antall overlevende meitemark i jorda fra Vikesdalmoen og de øvrige stedene var ikke signifikant ($p > 0,05$, t-test). Referansejorda fra de ulike stedene kan ses på som en stedegen kontroll og et sammenlikningsgrunnlag for forsøkene fra hvert enkelt sted, men siden referansejorda er «naturlig» er ikke kravet om at dødeligheten skal være $\leq 10\%$ nødvendigvis direkte relevant for disse forsøkene.

3.2.2 Vekst

Gjennomsnittlig vekt hos meitemarken ved oppstart av forsøkene varierte mellom 210 og 250 mg. Vekten var noe lavere enn den anbefalte vekten på mellom 300 og 600 mg iht. testprosedyren fra OECD. Det var ingen signifikante ($p > 0,05$, t-test) forskjeller mellom gjennomsnittlig vekt hos meitemarken ved oppstart av forsøkene. Prosentvis vektøkning hos meitemarken i løpet av forsøket sammenliknet med vekten ved start er vist i Figur 3.2.



Figur 3.2 Prosentvis vektøkning hos meitemarken (gjennomsnitt ($n=3/4$) $\pm$ SD) sammenliknet med vekt ved oppstart av forsøket.

I løpet av 4 uker hadde meitemarken en vektøkning på mellom 40 og 140 mg, tilsvarende mellom 15 og 71 %, sammenliknet med vekten ved oppstart. Den relativt høye vektøkningen i løpet av forsøksperioden kom sannsynligvis av at meitemarken hadde tilgang på mer fôr og opplevde mindre grad av konkurranse i testbeholderne med ti meitemark, enn i beholderne der meitemarken hadde blitt dyrket fram før oppstart av forsøkene. Žaltauskaitė og Sodienė (2010) observerte en vektreduksjon på rundt 20 % i løpet av 4 uker i forsøk med *E. fetida*, men meitemarken i disse forsøkene var mellom 500 og 660 mg ved oppstart av forsøket, og meitemarken ble ikke fôret i løpet av testperioden. En studie av veksten hos meitemarkavkom (*E. fetida*) av Spurgeon og Hopkin (1996a) viste at meitemarken hadde en høy initiell vekst, som flatet ut etter hvert som meitemarken hadde nådd sin maksimale vekt. En annen studie av Spurgeon og Hopkin (1995) viste at *E. fetida* hadde en vektøkning på 52 % i løpet av tre uker i kontrolljord. Testprosedyren fra OECD presiserer at meitemarken skal fôres slik at vekten som minimum opprettholdes i løpet av forsøksperioden.

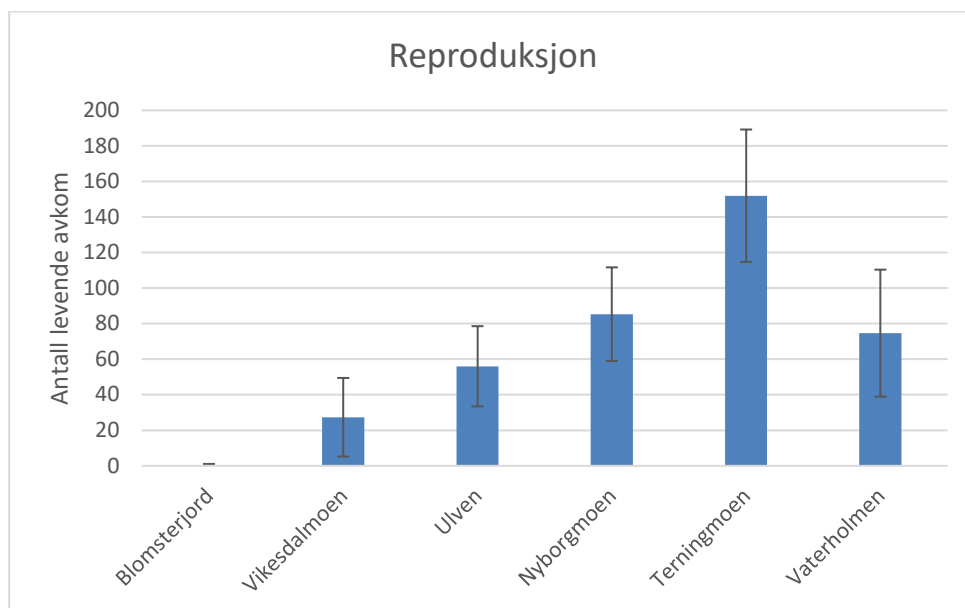
3.2.2.1 Påvirkning av jordegenskaper på vekst hos meitemarken

Det var signifikant ($p < 0,05$, t-test) høyere vekst hos meitemarken i jorda fra Ulven og Nyborgmoen enn i jorda fra Vikesdalmoen, Terningmoen og blomsterjorda. Det var store variasjoner mellom veksten hos meitemarken i de ulike parallellene for jorda fra Vaterholmen, og veksten i denne jorda var ikke signifikant forskjellig fra veksten i jorda fra de andre stedene. Det var ingen entydig sammenheng mellom egenskapene og jordtypene som viste høyest vekst hos meitemarken. Jordtypene som viste høyest vekst hadde både høy og lav TOC og CEC, og skilte seg ikke ut når det gjaldt pH, innhold av mineraler eller kornstørrelsesfordeling.

Statistisk analyse i R indikerte at TOC og CEC hadde en negativ sammenheng med veksten hos meitemarken i referansejorda, mens pH hadde en positiv sammenheng. Vekten hos meitemarken ved oppstart hadde også betydning for veksten, hvilket det ble kontrollert for i de statistiske modellene. Korrelasjonen mellom TOC, CEC og pH i jorda gjør det vanskelig å avgjøre hvilke(n) parameter(e) som har innvirkning. Det ble også utført et begrenset antall forsøk i referansejordprøvene, som gjør det vanskelig å dra sikre konklusjoner fra forsøkene.

3.2.3 Reproduksjon

Reproduksjon hos meitemark i referansejorda fra skytefeltene og i blomsterjorda er vist i Figur 3.3.



Figur 3.3 Antall avkom (gjennomsnitt ($n=3/4$) $\pm$ SD) i referansejord fra skytefeltene og i blomsterjord.

Det var store variasjoner mellom reproduksjonen hos meitemarken i jorda fra de ulike stedene og i blomsterjorda. Det var tilnærmet ingen reproduksjon i blomsterjorda, mens antall avkom i referansejorda fra skytefeltene varierte mellom 4 og 194. Den gjennomsnittlige reproduksjonen i jorda fra Vikesdalmoen var signifikant ($p<0,05$, t-test) lavere enn i jorda fra Nyborgmoen og Terningmoen, og den gjennomsnittlige reproduksjonen i jorda fra Terningmoen var signifikant ($p<0,05$, t-test) høyere enn i jorda fra Nyborgmoen, Ulven og Vikesdalmoen. De øvrige forskjellene i reproduksjonen mellom stedene var ikke signifikante. Lavere reproduksjon i jorda fra Vikesdalmoen kan ha sammenheng med lavere grad av overlevelse hos meitemarken i denne jorda.

Reproduksjonen i jorda fra Ulven, Nyborgmoen og Vaterholmen var i samme størrelsesorden som den gjennomsnittlige reproduksjonen i referansejorda i forsøket fra Steinkjersannan SØF som var på 65 avkom. Reproduksjonen i jorda fra Vikesdalmoen var noe lavere, mens reproduksjonen i jorda fra Terningmoen var noe høyere. Testprosedyren fra OECD anga at reproduksjonen skulle være ≥ 30 avkom for at testen skulle være godkjent. Dette kravet var oppfylt for alle parallellene utenom én parallell for Vikesdalmoen der det kun ble funnet 4 avkom, og én parallell for Ulven der det var 25 avkom.

3.2.3.1 Påvirkning av jordegenskaper på reproduksjon hos meitemarken

Det ble påvist høyest reproduksjon i jorda fra Terningmoen, mens høyest vekst hos meitemarken ble påvist i jorda fra Ulven og Nyborgmoen. Jorda fra Terningmoen hadde lav TOC og CEC, og relativt lav pH. Statistisk analyse i R indikerte at antall avkom i jorda hadde en negativ sammenheng med TOC og CEC i jorda, mens pH hadde en positiv sammenheng med

reproduksjonen. Dette var de samme sammenhengene som ble funnet mellom disse parameterne og veksten hos meitemarken i jorda. Korrelasjonen mellom parameterne og et forholdsvis lite datasett gjør det vanskelig å konkludere med hvilke(n) parameter(e) som hadde innvirkning.

3.2.3.2 Reproduksjon hos meitemarken i blomsterjorda

I blomsterjorda ble det kun funnet ett avkom i to av parallellene, mens ingen avkom ble funnet i de resterende to parallellene. Den lave reproduksjonen hos meitemarken i blomsterjorda kan skyldes flere årsaker. Blomsterjorda skilte seg fra jorda som ble samlet inn fra skytefeltene ved at den hadde betydelig høyere TOC og WHC. Innhold av organisk karbon og fuktighet er faktorer som er kjent for å påvirke trivselen til meitemark i jord.

Organisk materiale er mat for meitemark, og meitemark trives normalt best i moldjord som består av mye organisk materiale (Pommeresche et al., 2007). En undersøkelse av vekst og reproduksjon hos ulike arter meitemark i mineraljord med og uten et topplag med organisk jord viste at veksten og reproduksjonen ble positivt påvirket av organisk jord (García og Fragoso, 2002). Blomsterjorda som ble benyttet i forsøkene var oppgitt å inneholde omtrent 2/3 torv, som er nedbrutt organisk materiale fra myr. Til sammenlikning skulle den kunstige jorda beskrevet i testprosedyren fra OECD inneholde 10 % (w/w) torv. Den lave reproduksjon hos meitemark i blomsterjorda kan skyldes at jorda inneholdt for mye organisk materiale. Det finnes normalt lite meitemark i myr- og sandjord sammenliknet med andre jordtyper (Pommeresche et al., 2007).

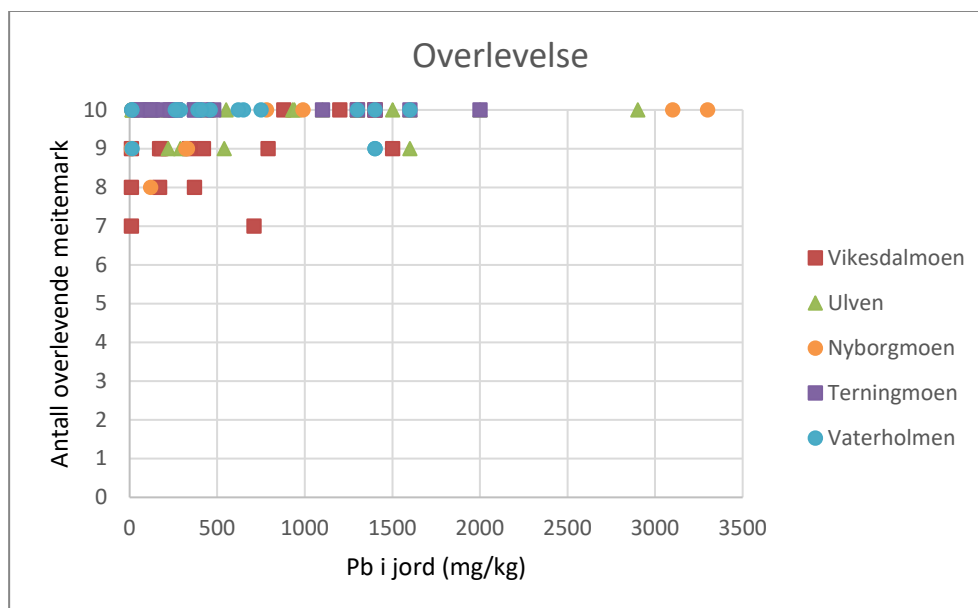
Jorda fra skytefeltene ble tilsatt vann tilsvarende 50 % (w/w) av jordas maksimale vannholdekapasitet, mens blomsterjorda ble tilsatt vann tilsvarende 60 % (w/w) av jordas maksimale vannholdekapasitet fordi blomsterjorda fortsatt framsto som tørr etter at vann tilsvarende 50 % (w/w) var tilsatt. Blomsterjorda framsto fortsatt som tørrere enn jorda fra skytefeltene etter den var tilsatt mer vann. Den lave reproduksjonen hos meitemark i blomsterjorda kan skyldes at jorda var for tørr. Fuktighet er viktig for meitemarkens aktivitet siden en stor andel (70-95 %) av meitemarken består av vann, og meitemarken puster gjennom huden (Pommeresche et al., 2007, Bakken et al., 2019). Klekking av meitemark fra kokonger går raskest i jord som er fuktig, men ikke for våt (Pommeresche et al., 2007). Det var kun reproduksjonen, og ikke overlevelsen og veksten, hos meitemarken i blomsterjorda som skilte seg fra jorda fra skytefeltene. En årsak til at kun reproduksjonen ble påvirket kan være at avkommene var mer følsomme for lav fuktighet og høyt innhold av organisk materiale enn de voksne meitemarkene. Blomsterjorda inneholdt relativt mye gjødsel som kan innebære at den hadde et høyt saltinnhold. Et høyt saltinnhold i jorda vil kunne forårsake saltstress som innebærer tørkestress og osmotisk stress som påvirker vann- og ionebalansen i meitemarken. Saltstress kan forsterkes i tørr jord. Det er ikke kjent om klekkingen av kokonger ikke fant sted i blomsterjorda, eller om avkommene døde etter klekkingen.

3.3 Påvirkning av Pb i jorda på overlevelse, vekst, reproduksjon og opptak hos Pb i meitemark

For å undersøke påvirkningen av blyforurensning på meitemark i jord fra de ulike skytefeltene, ble forurensset og rein jord fra skytefeltene blandet for å oppnå jordblandinger med konsentrasjoner av Pb mellom 150 og 2000 mg/kg. Det ble laget tre paralleller av hver konsentrasjon. Analysene av metaller i jordblandingene i etterkant av forsøkene viste at det var til dels store variasjoner mellom konsentrasjonen av metaller i de ulike parallellene, spesielt for jordblandingene med høyest konsentrasjonen av metaller. Dette kom sannsynligvis av heterogen fordeling av metallene i jorda og relativt små mengder forurensset jord som måtte tilsettes for å oppnå de ønskede konsentrasjonene. Resultatene er framstilt som funksjon av den målte konsentrasjonen av Pb i den enkelte parallellen av hver jordblanding. Resultatene fra meitemarkforsøkene i referansejorda er også inkludert i framstillingene. Alle resultatene fra meitemarkforsøkene og innholdet av metaller i jordblandingene er gitt i vedlegg B.

3.3.1 Overlevelse

Overlevelse hos meitemarken i jordblandingene med ulike konsentrasjoner av Pb fra de ulike skytefeltene er vist i Figur 3.4.



Figur 3.4 Antall overlevende meitemark (av totalt 10 mulige) etter 4 uker eksponering i jordblandinger med ulike konsentrasjoner av Pb.

Meitemarken viste generelt høy grad av overlevelse for alle konsentrasjonene av Pb som ble undersøkt. Antall overlevende meitemark varierte fra minimum 7 til maksimalt 10, og i flertallet av jordblandingene (69 av totalt 92) overlevde samtlige av meitemarkene den 4 uker lange testperioden. Terningmoen skilte seg ut ved at det var det eneste stedet der samtlige meitemark

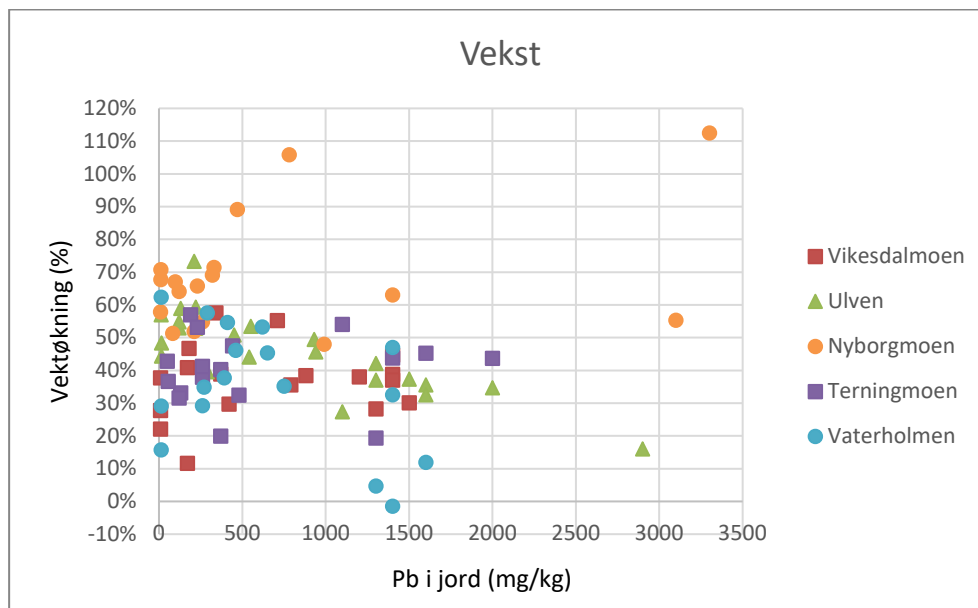
overlevde i alle jordblandingene. Meitemarken i jordblandingene fra Vikesdalmoen viste en tendens til noe lavere grad av overlevelse enn meitemarken i jorda fra de øvrige stedene. Dette gjaldt også referansejorda fra dette stedet, som tyder på at forskjellen skyldtes egenskaper ved jorda eller meitemarken som ble benyttet i dette forsøket, og ikke nødvendigvis påvirkning av Pb. Forsøket med jordblandingene med omtrent 1500 mg Pb/kg fra Vikesdalmoen ble utført i et oppsamlingsforsøk til slutt, og i dette forsøket overlevde alle 10 meitemarkene i de tre parallellene. Resultatene kan tyde på at lavere grad av overlevelse i jorda fra Vikesdalmoen skyldtes at meitemarken som ble benyttet i det første forsøket var eldre eller at det var større forskjell i alderen hos denne meitemarken.

Resultatene for overlevelse indikerte at konsentrasjoner av Pb i jorda opp til 3300 mg/kg ikke påvirket overlevelse hos meitemarken. Resultatene samsvarte med meitemarkforsøkene i jorda fra Steinkjersannan SØF som viste 100 % overlevelse for meitemark eksponert for jord med opptil 2435 mg Pb/kg (Amundsen og Joner, 2011). Spurgeon og Hopkin (1995) observerte heller ingen signifikant dødelighet hos meitemark (*E. fetida*) eksponert for jordprøver fra et industriområde med opptil 15996 mg Pb/kg i 2 uker. Dødelighet hos meitemark som følge av eksponering for forurensning har blitt ansett for å være en relativt lite sensitiv parameter, da meitemark lagrer Pb på en ikke-giftig måte og først dør når konsentrasjonen når et kritisk nivå (Morgan og Morgan, 1998). Luo et al. (2014) fant derimot en dødelighet på henholdsvis 66 og 76 % hos meitemark (*E. andrei*) som var blitt eksponert for jordprøver fra et skytefelt med 2153 og 2398 mg Pb/kg. Forsøkene fra Steinkjersannan SØF viste en dødelighet hos meitemarken på omtrent 70 % i jord med 4870 mg Pb/kg (Amundsen og Joner, 2011).

De store forskjellene i graden av overlevelse hos meitemark som har blitt eksponert for naturlig forurenset jord indikerer at andre parametere enn konsentrasjonen av Pb i jorda påvirker overlevelse hos meitemarken. Bradham et al. (2006) undersøkte overlevelse hos meitemark (*E. andrei*) i 21 prøver av naturlig, ikke-forurenset jord tilsatt 2000 mg Pb/kg i form av $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ og observerte at dødeligheten varierte fra 0 til 100 %, med et gjennomsnitt på 36 %, for de ulike jordtypene. Resultatene viste at jordegenskapene hadde en stor innvirkning på overlevelse hos meitemarken. Både Spurgeon og Hopkin (1995) og Amundsen og Joner (2011) observerte høyere dødelighet hos meitemark i jord tilsatt $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ enn i feltprøver av jord med tilsvarende konsentrasjon av Pb. Žaltauskaitė og Sodienė (2010) observerte en dødelighet på henholdsvis 30 og 55 % hos meitemark (*E. fetida*) eksponert for kunstig jord tilsatt 1000 og 2500 mg Pb/kg i form av $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$. Generelt vil biotilgjengeligheten og toksisiteten av Pb i form av $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ være høyere enn for metallisk Pb i jord (Fairbrother et al., 2007).

3.3.2 Vekst

Gjennomsnittlig vekt hos meitemarkene i hver beholder ved oppstart av forsøkene varierte mellom 150 og 280 mg, som var noe lavere enn den anbefalte vekten på mellom 300 og 600 mg iht. testprosedyren fra OECD. Det var noen signifikante ($p < 0,05$, ANOVA) forskjeller mellom gjennomsnittlig vekt hos meitemarken ved oppstart av forsøkene. Prosentvis vektøkning hos meitemarken i løpet av forsøket sammenliknet med vekten ved oppstart for jordblandingene med ulike konsentrasjoner av Pb er vist i Figur 3.5.

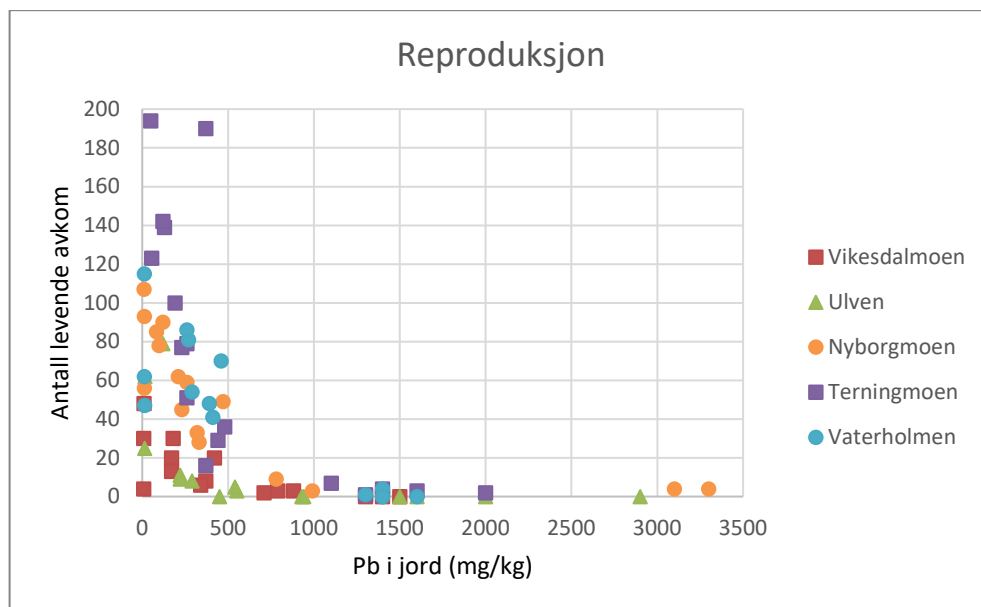


Figur 3.5 Prosentvis vektøkning hos meitemarken sammenliknet med vekten ved oppstart for eksponering i jordblandinger med ulike konsentrasjoner av Pb.

I løpet av 4 uker hadde meitemarken en vektendring på mellom -4 og +170 mg (-1 til 113 %) sammenliknet med vekten ved oppstart. Veksten hos meitemarken varierte både for jorda fra de ulike skytefeltene, og for ulike konsentrasjoner av Pb. Veksten hos meitemarken i jorda fra Nyborgmoen var generelt noe høyere enn i jorda fra de andre stedene, uavhengig av konsentrasjonen av Pb. For jorda fra Ulven og Vaterholmen var det en tendens til lavere vekst hos meitemarken som var eksponert for de høyeste konsentrasjonene av Pb. For jorda fra de øvrige stedene var det ingen klar påvirkning av Pb på veksten hos meitemarken.

I flertallet av jordblandingene var det en positiv vektøkning hos meitemarken i løpet av forsøket, med et gjennomsnitt på 45 ± 18 % for alle blandningene. Resultatene står i kontrast til studien av Luo et al. (2014) der meitemarken (*E. andrei*) viste et vekttap på mellom 5 og 50 % i løpet av 4 uker i jord fra skytefelt, med signifikant høyere vekttap hos meitemarken som var eksponert for høye konsentrasjoner av Pb (2153 og 2398 mg/kg). Žaltauskaitė og Sodienė (2010) fant også at vekten hos meitemarken (*E. fetida*) avtok i løpet av forsøksperioden på 4 uker, og vekttapet økte med økende konsentrasjon av Pb i jorda. Meitemarken i studien av Luo et al. (2014) og Žaltauskaitė og Sodienė (2010) hadde en noe høyere startvekt (hhv. 333-794 mg og 500-660 mg) enn i studien av FFI, som kan være en av årsakene til forskjellene. Spurgeon og Hopkin (1996a) observerte at meitemark (*E. fetida*) som var eksponert for jord med høye konsentrasjoner av Pb og andre metaller vokste langsommere enn meitemark som var eksponert for rein jord.

Reproduksjon hos meitemark i jordblandinger med ulike konsentrasjoner av Pb fra de ulike skytefeltene er vist i Figur 3.6.



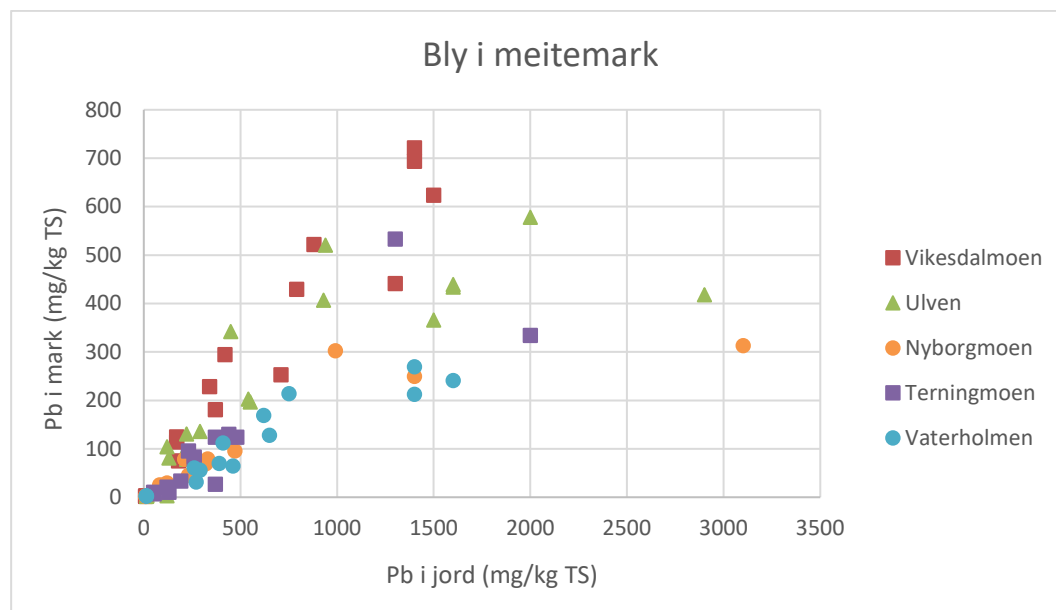
Figur 3.6 Reproduksjon hos meitemark eksponert for jordblandinger med ulike konsentrasjoner av Pb.

I motsetning til overlevelse og vekst, ble reproduksjonen hos meitemarken tydelig påvirket av innhold av Pb i jorda. Reproduksjonen avtok med økende konsentrasjon av Pb i jorda fra alle skytefeltene. Det var tilnærmet ingen reproduksjon i jordblandingen med >500 mg Pb/kg. Effekten av Pb på reproduksjonen var noe høyere enn det som ble observert i forsøket fra Steinkjersannan SØF der 20 avkom ble funnet i jorda med 2435 mg Pb/kg (Amundsen og Joner, 2011). Studien av jordprøver fra skytefelt av Luo et al. (2014) viste at konsentrasjoner av Pb opp til 656 mg/kg ikke påvirket reproduksjonen hos meitemark (*E. andrei*), mens det ikke ble funnet noen avkom i jord med >2000 mg Pb/kg. Langdon et al. (2005) fant en sammenheng mellom konsentrasjonen av Pb som hadde akkumulert i meitemarken og dødeligheten hos meitemarken. Høyere innhold av Pb i meitemarkavkommene grunnet liten størrelse kan forklare hvorfor meitemarkavkommene ikke overlevde i jordblandinger med høy konsentrasjon av Pb, mens overlevelsen hos de voksne meitemarkene ble i liten grad påvirket.

En sammenlikning av reproduksjonen hos meitemark (*E. andrei*) i 21 prøver av naturlig, ikke-forurenset jord tilsatt 2000 mg Pb/kg i form av Pb(NO₃)₂ viste at antall kokonger varierte fra 0 til 20, og i flertallet av jordprøvene ble det ikke funnet noen kokonger (Bradham et al., 2006). Den store variasjonen i reproduksjonen mellom de ulike jordtypene indikerte at biotilgjengeligheten av Pb i jorda varierte.

3.3.4 Opptak av Pb

Konsentrasjonen av Pb i meitemarken som var blitt eksponert for jordblandinger med ulike konsentrasjoner av Pb fra de ulike skytefeltene er vist i Figur 3.7. En del av meitemarkene som var eksponert for jordblandingen med høye konsentrasjoner av Pb ble overført til referansejord (se avsnitt 3.4), det ble derfor ikke målt opptak av Pb i denne meitemarken.



Figur 3.7 Konsentrasjon av Pb i meitemark eksponert for jordblandinger med ulike konsentrasjoner av Pb.

Opptaket av Pb i meitemarken økte med konsentrasjonen av Pb i jordblandingen meitemarken var blitt eksponert for. Opptaket av Pb i meitemarken varierte også mellom jorda fra de ulike skytefeltene. Meitemarken i jordblandingen fra Vikesdalmoen viste generelt høyest opptak av Pb (maks. 721 mg/kg), selv om dette ikke var jorda som hadde høyest konsentrasjon av Pb. Resultatene tyder på at andre parametere enn blykonsentrasjonen i jorda påvirket opptaket av Pb i meitemarken. Meitemarken i jordblandingen fra Vikesdalmoen viste også noe lavere grad av overlevelse enn meitemarken i de andre jordblandingen. En studie av Langdon et al. (2005) viste at meitemarken (*E. andrei*, *L. rubellus*, *A. caliginosa*) døde når konsentrasjonen av Pb i meitemarken oversteg 512 ± 196 mg/kg. Høyere opptak av Pb i meitemarken i jordblandingen fra Vikesdalmoen kan være en årsak til at det ble observert høyere dødelighet hos denne meitemarken. Jordblandingen fra Vikesdalmoen hadde lavest pH av jordblandingen. Lav pH kan ha bidratt til at Pb i denne jorda var mer biotilgjengelig (Luo et al., 2014).

Sammenlikning av reproduksjon og opptak hos Pb i meitemark (*E. andrei*) i naturlig, ikke-forurensset jord tilsatt 2000 mg Pb/kg i form av $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ av Bradham et al. (2006) viste at reproduksjonen hos meitemarken avtok når konsentrasjonen av Pb i meitemarken økte, og det var ingen reproduksjon hos meitemark med >300 mg Pb/kg. Meitemarken i jordblandingen fra

Terningmoen viste generelt lavt opptak av Pb, som samsvarte med at det ble påvist høyest reproduksjon hos meitemarken i denne jorda. Jordblandingene fra Terningmoen hadde relativt høy pH, som kan ha bidratt til at Pb i denne jorda var mindre biotilgjengelig (Luo et al., 2014).

Konsentrasjonen av Pb i meitemarken som var blitt eksponert for jord med 2000 mg Pb/kg i form av $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ i studien av Bradham et al. (2006) varierte fra 28,7 til 782 mg/kg, med et gjennomsnitt på 271 mg/kg. Den store variasjonen mellom konsentrasjonen av Pb i meitemark som var eksponert for jord med samme konsentrasjon av Pb indikerte at biotilgjengeligheten av Pb i de ulike jordtypene varierte. Opptak av Pb i meitemark kan blant annet påvirkes av innhold av leire og silt i jorda, pH, konsentrasjonen av Fe og Ca, kationbyttekapasitet og innhold av organisk karbon (Luo et al., 2014). Davies et al. (2003) undersøkte opptak av Pb i meitemark og fant at ved lave konsentrasjoner av Pb i jorda er sannsynligvis opptaket regulert, mens denne mekanismen ikke lenger fungerer når konsentrasjonen av Pb i jorda når et visst nivå.

3.3.5 Sammenheng mellom jordegenskaper og påvirkning av Pb på meitemark

Meitemarken viste generelt høy grad av overlevelse i alle jordblandingene som ble undersøkt, uavhengig av sted og innhold av Pb i jorda. Overlevelse var derfor ikke en egnet parameter til å vurdere påvirkningen av jordegenskaper og Pb på meitemark i denne studien. Det var en tendens til at veksten hos meitemarken ble noe påvirket av Pb i jorda fra Ulven og Vaterholmen, mens det ikke var noen entydig påvirkning av Pb på veksten hos meitemarken i jordblandingene fra de andre stedene. Reproduksjonen hos meitemarken ble påvirket av Pb i jorda fra alle stedene, men det var en tendens til at påvirkningen av Pb var høyest for jorda fra Ulven og minst for jorda fra Vaterholmen. Opptaket av Pb i meitemarken var generelt høyest for jorda fra Vikesdalmoen og lavest for jorda fra Vaterholmen og Nyborgmoen.

Jordblandingene fra Ulven og Vikesdalmoen hadde generelt høyest TOC og CEC av jordblandingene. Høyere innhold av organisk karbon i jorda kan bidra til et høyere innhold av løselige, organiske Pb-komplekser i jorda, og derav høyere biotilgjengelighet av Pb (Luo et al., 2014). Jordblandingene fra Vikesdalmoen hadde lavest pH av jordblandingene, mens jordblandingene fra Vaterholmen hadde høyest pH av jordblandingene. Høyere pH i jorda kan gjøre at Pb er sterkere bundet til jorda, og derav mindre biotilgjengelig (Luo et al., 2014).

Resultatene fra veksten og reproduksjonen hos meitemarken i jordblandingene med Pb samsvarte med resultatene fra veksten og reproduksjonen i referansejordprøvene som indikerte at TOC og CEC hadde en negativ påvirkning, mens pH hadde en positiv påvirkning på vekst og reproduksjon hos meitemarken. Statistiske analyser i R der resultatene fra alle forsøkene var inkludert viste at hverken konsentrasjonen av Pb, Cu og Zn, eller pH, TOC og CEC i jorda hadde noen signifikant ($p > 0,05$) påvirkning på veksten hos meitemarken. Vekten hos meitemarken ved oppstart av forsøket hadde derimot signifikant påvirkning, noe som det ble kontrollert for i modellen. Når det gjaldt reproduksjon, viste analysen i R at konsentrasjonen av både Pb og Cu, og CEC i jorda hadde en signifikant ($p < 0,05$) negativ påvirkning på antall avkom. Parameterne TOC og CEC, og Cu og Zn var for sterkt korrelerte til å kunne inkluderes i samme modell. Sammenlikning av ulike kombinasjoner av parameterne indikerte at CEC og Cu var de viktigste forklaringsvariablene for reproduksjonen hos meitemark i disse forsøkene. Det

ble ikke funnet noen signifikant påvirkning av pH i jorda på reproduksjonen ved analysen i R. Verdiene av pH, TOC og CEC som ble lagt inn i R var beregnet ut fra verdiene som ble målt i prøvene av forurenset og rein jord som jordblandingene var laget av. Verdiene er derfor usikre fordi det ikke nødvendigvis er en lineær sammenheng mellom pH, TOC og CEC. I tillegg ble CEC målt i jordprøver som var knust, noe som vil overestimere verdien av CEC.

Bradham et al. (2006) fant at både pH og CEC i jorda hadde en signifikant negativ påvirkning på overlevelse, opptak og reproduksjon hos meitemark i ulike jordtyper tilsatt 2000 mg Pb/kg i form av Pb(NO₃)₂. Videre statistiske analyser viste at påvirkningen av CEC skyldtes at CEC var sterkt korrelert med pH i jorda, og ikke påvirkningen av CEC alene. Studien av Bradham et al. (2006) viste at pH var den viktigste jordegenskapen som påvirket dødelighet og opptak av Pb i meitemark. Luo et al. (2014) fant også pH og CEC hadde en signifikant negativ påvirkning på overlevelse og reproduksjon hos meitemark i jordprøver fra skytefelt. I studien av Luo et al. (2014) var opptaket av Pb i meitemarken negativt korrelert med organisk karbon og CEC, mens påvirkningen av pH ikke var signifikant. Jordprøvene i studien av Bradham et al. (2006) hadde en pH mellom 3,8 og 7,8, mens Luo et al. (2014) undersøkte jord med pH fra 3,9 til 7,5. Til sammenlikning varierte pH i jordblandingene fra skytefeltene undersøkt av FFI fra 4,2 til 6,8. Mindre variasjon mellom pH i jordblandingene fra skytefeltene kan mulig forklare hvorfor det ikke ble funnet noen signifikant påvirkning av pH på reproduksjonen hos meitemarken i disse jordprøvene. Det kan også være at pH i jorda har mindre betydning så lenge den er innenfor toleranseområdet til meitemarken. Det har blitt rapportert at *E. fetida* trives i jord med pH mellom 4 og 7 (Edwards og Bohlen, 1996), og meitemark trives generelt dårlig i jord med pH <4 (Pommeresche et al., 2007). Studien av Luo et al. (2014) viste at reproduksjonen var lavere i jord med pH <5,9.

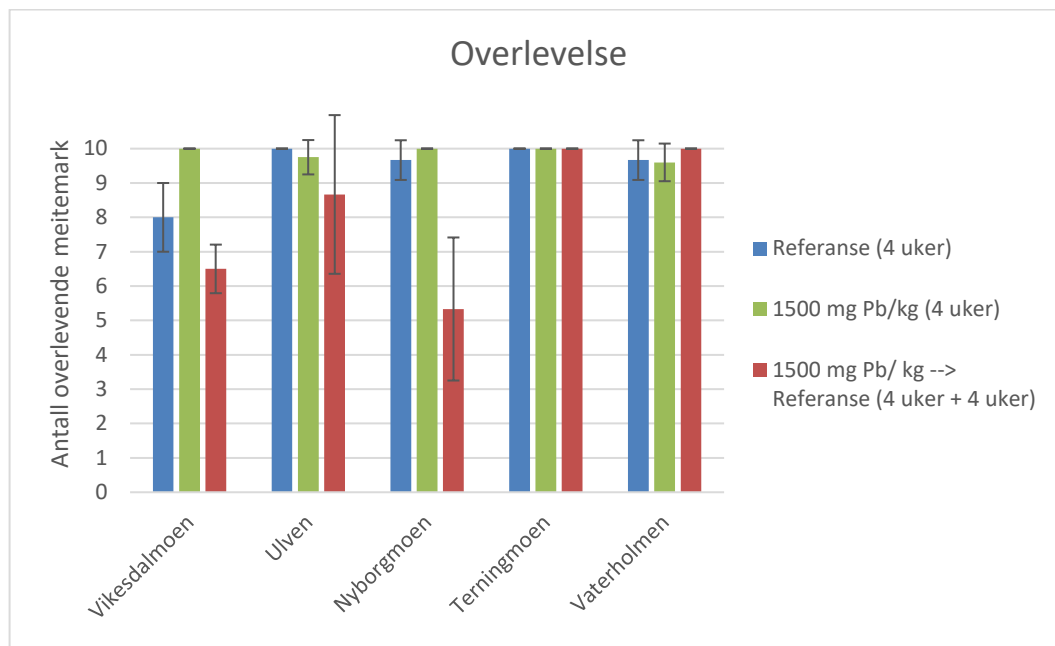
3.4 Tilbakeføring av meitemark i rein jord etter eksponering for Pb

Meitemark som var blitt eksponert for jord med rundt 1500 mg Pb/kg ble overført til rein jord for å undersøke om meitemarken kunne reprodusere i den rene jorda. Overlevelse, vekst, reproduksjon og opptak av Pb i meitemark som kun var eksponert for referansejord, meitemark som kun var eksponert for jord med 1500 mg Pb/kg og meitemark som var eksponert for jord med 1500 mg Pb/kg og deretter referansejord, ble sammenliknet med hverandre. Det var de samme meitemarkene som kun ble eksponert for jord med 1500 mg Pb/kg, og som deretter ble eksponert for referansejord, mens det var et annet utvalg meitemark som ble eksponert for kun referansejord.

Den faktiske konsentrasjonen av Pb i jordblandingene med rundt 1500 mg Pb/kg varierte mellom de ulike parallellene. Konsentrasjonen av Pb og andre metaller i jordblandingene er gitt i vedlegg B.

3.4.1 Overlevelse

Sammenlikning av overlevelse hos meitemarken som var blitt eksponert for kun referansejord, kun jord med 1500 mg Pb/kg, og jord med 1500 mg Pb/kg og deretter referansejord er vist i Figur 3.8.



Figur 3.8 Antall overlevende (gjennomsnitt $\pm$ SD) meitemark i referansejord ($n=3-4$), jord med 1500 mg Pb/kg ($n=3-5$) og referansejord etter eksponering for jord med 1500 mg Pb/kg ($n=2-3$).

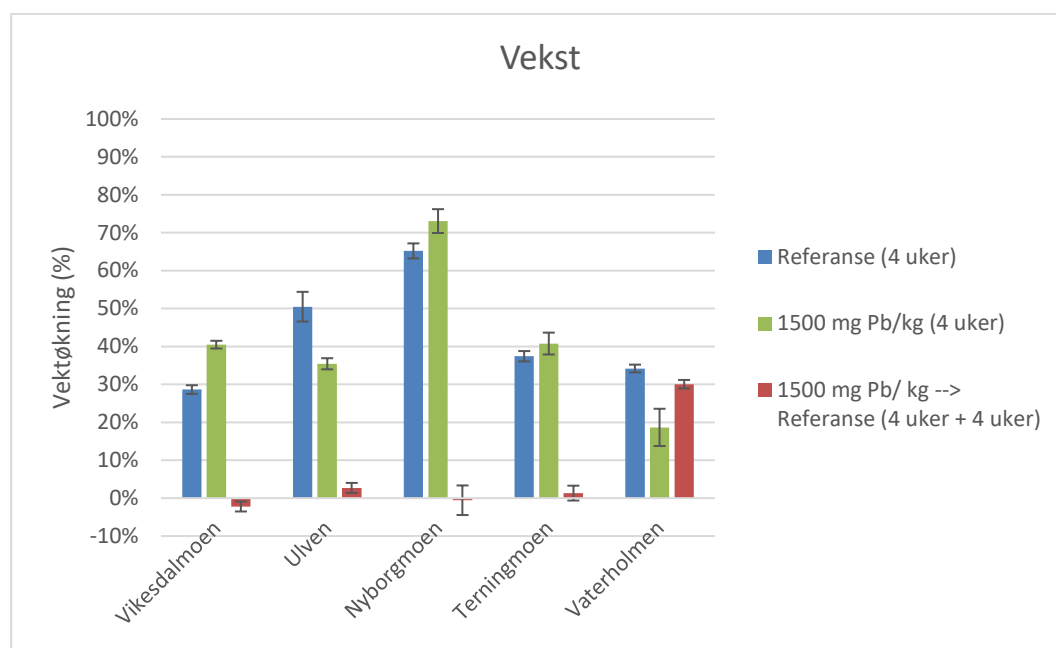
Meitemarken viste generelt høy grad av overlevelse i referansejorda fra alle stedene og i jordblandingene med 1500 mg Pb/kg. Dette er omtalt i avsnitt 3.2.1 og 3.3.1. Meitemarken som ble overført til referansejord etter eksponering for jord med 1500 mg Pb/kg viste også en generelt høy grad av overlevelse. For jorda fra Vikesdalmoen, Ulven og Nyborgmoen var det noe lavere grad av overlevelse for meitemarken som ble overført til referansejord etter eksponering for Pb, men til dels store variasjoner mellom parallellene førte til relativt stor usikkerhet i resultatene. Meitemarken som ble eksponert for 1500 mg Pb/kg og deretter referansejord ble eksponert dobbelt så lenge som meitemarken som kun ble eksponert for referansejord eller 1500 mg Pb/kg, og lavere grad av overlevelse kan skyldes høyere alder hos meitemarken.

For jorda fra Terningmoen og Vaterholmen var det like høy eller høyere grad av overlevelse hos meitemarken som ble eksponert for referansejord etter eksponering for jord med 1500 mg Pb/kg sammenliknet med meitemarken som kun var eksponert for referansejord eller jord med 1500 mg Pb/kg. Det var ingen signifikante ($p>0,05$, t-test) forskjeller mellom overlevelsen i kun

referansejord, kun jord med 1500 mg Pb/kg og jord med 1500 mg Pb/kg og deretter referansejord for noen av stedene.

3.4.2 Vekst

Sammenlikning av veksten hos meitemarken som var blitt eksponert for kun referansejord, kun jord med 1500 mg Pb/kg, og jord med 1500 mg Pb/kg og deretter referansejord er vist i Figur 3.9.



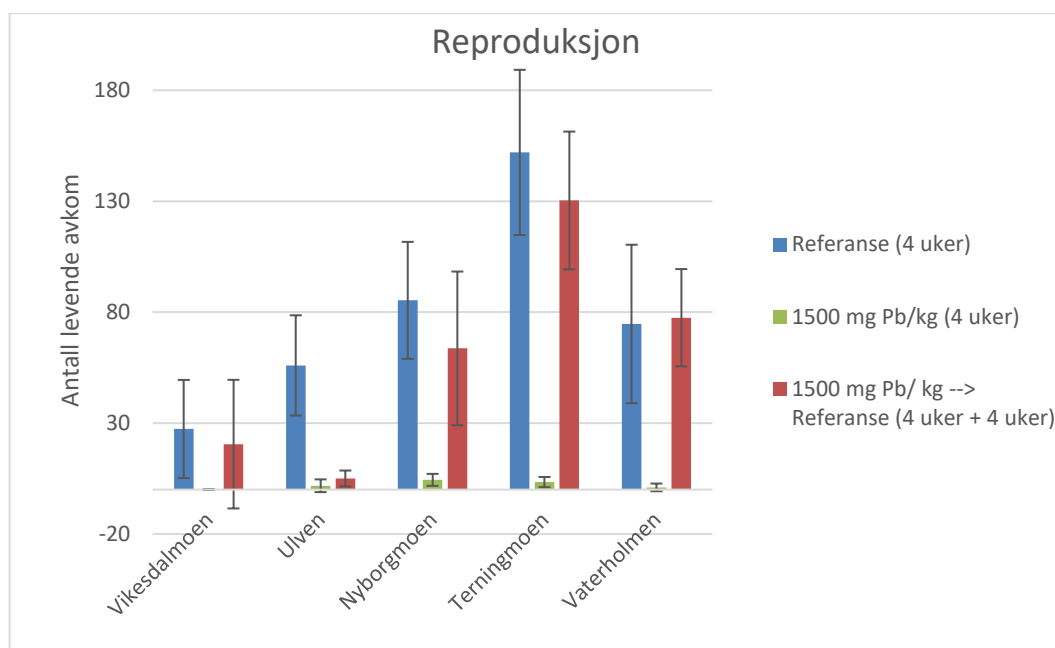
Figur 3.9 Prosentvis vektøkning hos meitemarken (gjennomsnitt $\pm$ SD) sammenliknet med vekten ved oppstart for eksponering i referansejord ($n=3-4$), jord med 1500 mg Pb/kg ($n=3-5$) og referansejord etter eksponering for jord med 1500 mg Pb/kg ($n=2-3$).

Det ble påvist vektøkning hos meitemarken i løpet av forsøksperioden, både i referansejorda og i jordblandingene med 1500 mg Pb/kg. Dette er omtalt i avsnitt 3.2.2 og 3.3.2. For alle stedene utenom Vaterholmen, viste meitemarken eksponert for 1500 mg Pb/kg ingen ytterligere vektøkning etter at den var blitt eksponert for referansejord i ytterligere 4 uker. Dette kan forklares med at meitemarken hadde nådd sin maksimale vekt i løpet av de 4 første ukene av forsøket. En studie av Spurgeon og Hopkin (1996a) viste at meitemarkavkom vokste raskt de første ukene etter oppstart av forsøket, mens veksten flatet ut etter hvert som meitemarken nådde sin maksimale vekt. For jorda fra Vaterholmen vokste meitemarken omtrent like mye (ingen signifikante forskjeller, $p>0,05$, t-test) i kun referansejord, jord med 1500 mg Pb/kg og jord med 1500 mg Pb/kg og deretter referansejord. Veksten hos meitemarken som kun var eksponert for 1500 mg Pb/kg var generelt lavere for Vaterholmen enn for de øvrige stedene, og meitemarken som ble overført til referansejord hadde en lavere vekt enn meitemarken for de

andre stedene. Mangel på fôr eller andre ukjente parametere, kan være en årsak til at meitemarken ikke nådde sin maksimale vekt i løpet av de første 4 ukene av forsøket for Vaterholmen.

3.4.3 Reproduksjon

Sammenlikning av reproduksjonen hos meitemarken som var blitt eksponert for kun referansejord, kun jord med 1500 mg Pb/kg, og jord med 1500 mg Pb/kg og deretter referansejord er vist i Figur 3.10.



Figur 3.10 Reproduksjon (gjennomsnitt $\pm$ SD) hos meitemark i referansejord ($n=3-4$), jord med 1500 mg Pb/kg ($n=3-5$) og referansejord etter eksponering for jord med 1500 mg Pb/kg ($n=2-3$).

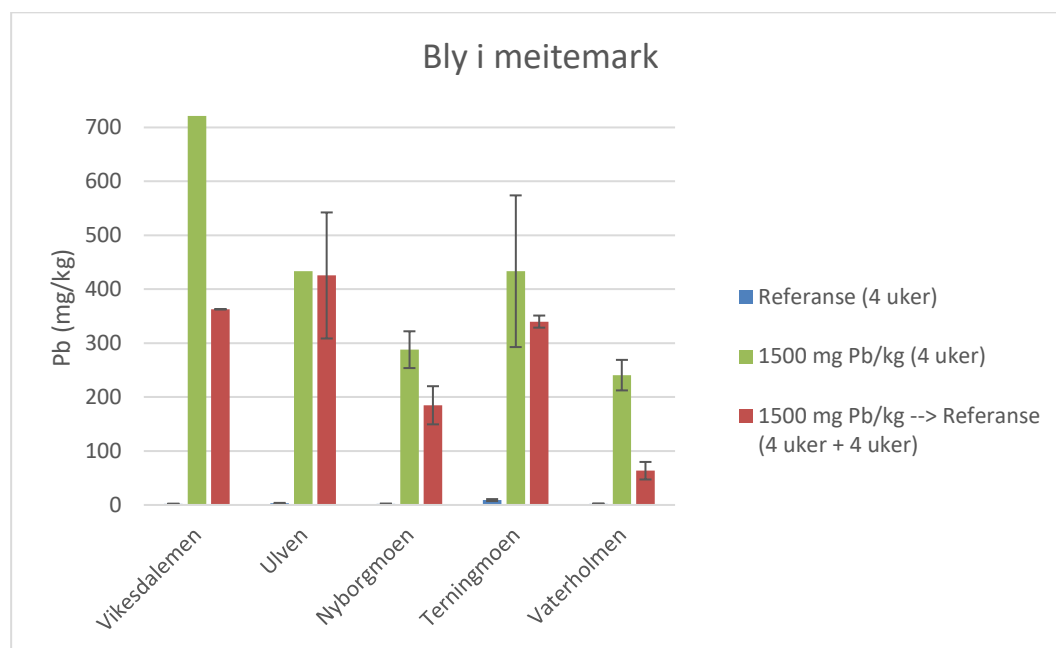
Som omtalt i avsnitt 3.3.3 avtok reproduksjonen hos meitemarken med økende konsentrasjon av Pb i jorda. Det ble ikke påvist betydelig reproduksjon hos meitemarken som var eksponert for jord med 1500 mg Pb/kg for noen av stedene. Når den samme meitemarken ble overført til rein referansejord viste den derimot tilnærmet like høy reproduksjon som meitemark som kun var eksponert for referansejord. Resultatene kan tyde på at meitemarken ikke mistet sin evne til å reproducere når den ble utsatt for høye konsentrasjoner av Pb, men at meitemarkavkommene ikke tolererte høye konsentrasjoner av Pb og derfor ikke vokste opp. Studiene av Langdon et al. (2005) og Bradham et al. (2006) viste at det var en sammenheng mellom dødeligheten og konsentrasjonen av Pb i meitemark.

Resultatene for Ulven skilte seg fra de andre stedene ved at det ikke ble observert betydelig reproduksjon hos meitemarken som ble overført til referansejord etter eksponering for jord med

1500 mg Pb/kg for dette stedet. Forsøket med tilbakeføring av meitemark i rein jord etter eksponering for jord med høy konsentrasjon av Pb ble utført samtidig for Vikesdalmoen og Ulven. I en av de to parallellene for Vikesdalmoen ble det heller ikke funnet noen avkom i overføringsforsøket, mens den andre parallellen viste tilsvarende høy reproduksjon som referansejorda. For Vikesdalmoen ble det også funnet lav reproduksjon i en av parallellene for forsøket med kun referansejord, og resultatene for overføringsforsøket for dette stedet skilte seg derfor ikke betydelig fra referanseforsøket. For Ulven ble det derimot påvist høy reproduksjon i alle parallellene for forsøket med kun referansejord, også den parallellen som ble utført samtidig med oppsamlingsforsøket. Overføringsforsøket for Vikesdalmoen og Ulven var det siste forsøket som ble utført. Det er mulig at disse meitemarkene fikk noe mindre fôr enn i de tidligere forsøkene for å sikre at fôret ikke ble brukt opp før forsøket var over, men det ble observert fôr på overflaten av jorda i flere av beholderne som indikerte at det var tilstrekkelig mye fôr. Jorda inneholdt også en del organisk karbon fra andre kilder, som også er næring for meitemarken. Det vurderes derfor som lite sannsynlig at mangel på fôr er årsaken til de avvikende resultatene for overføringsforsøket for Ulven.

3.4.4 Opptak av Pb

Sammenlikning av opptaket av Pb i meitemarken som var blitt eksponert for kun referansejord, kun jord med 1500 mg Pb/kg, og jord med 1500 mg Pb/kg og deretter referansejord er vist i Figur 3.11.



Figur 3.11 Konsentrasjon av Pb i meitemark (gjennomsnitt $\pm$ SD) eksponert for referansejord ($n=3-4$), jord med 1500 mg Pb/kg ($n=1-3$), og referansejord etter eksponering for jord med 1500 mg Pb/kg jord ($n=2-3$). For enkelte av prøvene med 1500 mg Pb/kg var det ikke tilstrekkelig antall paralleller til å beregne standardavvik.

Meitemarken som først var blitt eksponert for jord med 1500 mg Pb/kg og deretter referansejord hadde generelt lavere konsentrasjon av Pb enn meitemarken som kun var blitt eksponert for jord med 1500 mg Pb/kg. Meitemarken som var blitt eksponert for jord med 1500 mg Pb/kg og deretter referansejord hadde betydelig høyere konsentrasjon av Pb enn meitemarken som kun var blitt eksponert for referansejord. Resultatene viser at Pb som var tatt opp i meitemarken når den oppholdt seg i forurenset jord ikke ble skilt ut i løpet av 4 uker. Meitemarken i jorda fra Vikesdalmoen og Vaterholmen viste høyest reduksjon i konsentrasjonen av Pb ved overførsel til referansejord. Meitemarken i jorda fra Ulven viste ingen reduksjon i konsentrasjonen av Pb ved overførsel til referansejord, mens meitemarken i jorda fra Nyborgmoen og Terningmoen viste noe reduksjon i konsentrasjonen av Pb. For Nyborgmoen var endringen signifikant ($p < 0,05$, t-test), men ikke for Terningmoen ($p > 0,05$, t-test). For Ulven var det ikke tilstrekkelig antall paralleller av alle konsentrasjonene til å utføre statistiske beregninger. Resultatene tyder på at meitemark har evne til å kvitte seg med akkumulert Pb når den ikke lenger er eksponert for forurenset jord. Spurgeon og Hopkin (1999) fant også at meitemark (*E. fetida*) viste en langsom utskillelse av Pb når de ble overført fra forurenset til rein jord.

Meitemarken som ble eksponert for jorda fra Ulven hadde høyest konsentrasjon av Pb etter den var blitt eksponert for jord med 1500 mg Pb/kg og deretter referansejord. Meitemarken i jorda fra Ulven viste også lavest reproduksjon etter å ha blitt overført til referansejord etter eksponering for 1500 mg Pb/kg. For jorda fra de andre skytefeltene var det liten forskjell mellom reproduksjonen i referansejord og i referansejord etter at meitemarken var eksponert for jord med 1500 mg Pb/kg. Resultatene tyder på at konsentrasjonen av Pb i marken, i alle fall opp til et visst nivå (anslagsvis rundt 350 mg Pb/kg), ikke påvirket reproduksjonsevnen hos meitemarken nevneverdig. Dette står i kontrast til studien av Bradham et al. (2006) som viste at reproduksjonen hos meitemark (*E. andrei*) avtok når konsentrasjonen av Pb i meitemarken økte, og det var ingen reproduksjon hos meitemark med > 300 mg Pb/kg.

Resultatene i avsnitt 3.4.3 viste at meitemarken som var blitt eksponert for jord med høy konsentrasjon av Pb kunne reprodusere når den ble overført til rein jord. Dette var den samme meitemarken som viste relativt høy akkumulasjon av Pb. Resultatene indikerer at det først og fremst er meitemarkavkommene som påvirkes av høy konsentrasjon av Pb i jorda, og at reproduksjonsevnen hos meitemark ikke ødelegges av høy konsentrasjon av Pb, i hvert fall ikke for den eksponeringstiden som ble undersøkt i denne studien.

4 Risikovurdering

4.1 Effektkonsentrasjoner

Effektkonsentrasjoner (EC) gir informasjon om hvilken konsentrasjon av et stoff som ikke gir skadelige effekter på en viss andel av populasjonen. Det ble valgt å beregne EC framfor NOEC (ingen observert effektkonsentrasjon) og LOEC (laveste observerte effektkonsentrasjon) i denne studien, fordi NOEC og LOEC ikke egner seg til å kunne si noe om ved hvilke konsentrasjoner en effekt kan oppstå (Warne og Van Dam, 2008, Jager, 2012). NOEC er den høyeste konsentrasjonen i et forsøk som ikke gir statistisk signifikant forskjellig effekt fra referansen. Beregning av NOEC basert på enkeltforsøk er lite robust, men metoden kan gi gode svar om det benyttes samlet data fra mange studier. NOEC var spesielt uegnet i denne studien da konsentrasjonen av Pb i parallellene av jordblandingene ikke var lik, og i tillegg var det store variasjoner i effekten av Pb mellom parallellene.

I denne studien ble EC₅, EC₅₀ og EC₉₅ for Pb for meitemarken i jorda fra de ulike skytefeltene beregnet. Reproduksjon ble benyttet som endepunkt fordi denne parameteren viste størst påvirkning av Pb og variasjon mellom stedene. For de fleste stedene var det mulig å konstruere en fin effekt-konsentrasjonskurve ut fra reproduksjonsresultatene, men store variasjoner mellom parallellene gjorde at det ikke alltid var mulig å beregne en EC_x verdi. Dette gjaldt Ulven og alle stedene samlet. Verdiene av EC₅, EC₅₀ og EC₉₅ for stedene det var mulig å beregne er vist i Tabell 4.2.

Tabell 4.1 EC₅, EC₅₀ og EC₉₅ for Pb for reproduksjon hos *E. Fetida* beregnet ved hjelp av GraphPad Prism.

Sted	EC ₅ (mg Pb/kg)	EC ₅₀ (mg Pb/kg)	EC ₉₅ (mg Pb/kg)
Vikesdalmoen	63	346	1915
Ulven	-	-	-
Nyborgmoen	73	300	1232
Vaterholmen	292	488	814
Terningmoen	76	219	628

Den høyeste verdien av EC₅ ble funnet for jorda fra Vaterholmen, mens det var små variasjoner mellom EC₅ for Vikesdalmoen, Vaterholmen og Terningmoen. Resultatene samsvarer med at jorda fra Vaterholmen var et av stedene der det ble påvist minst påvirkning av Pb på reproduksjonen og opptaket av Pb i meitemarken.

Verdiene som ble funnet for EC₅₀ for Pb for jorda fra skytefeltene var betydelig lavere enn EC₅₀ på 2131 mg Pb/kg som ble funnet for meitemark i naturlig forurenset jord i en studie av Spurgeon og Hopkin (1995). Verdiene for EC₅₀ for skytefeltene var i samme størrelsesorden som EC₅₀ på 349 mg Pb/kg som ble funnet for meitemark i syntetisk jord tilsatt Pb(NO₃)₂ av Žaltauskaitė og Sodienė (2010). Kalkulatoren “Soil PNEC Calculator” (ARCHE Consulting,

Belgia) beregnet en generell PNEC for Pb i jord på 145 mg/kg. Kalkulatoren tar ikke hensyn til typen jord når den angir PNEC. Generelt vil PNEC alltid være lavere enn EC₅. For Vikesdalmoen, Nyborgmoen og Terningmoen var EC₅ som ble beregnet basert på resultatene fra meitemarkforsøkene lavere enn teoretisk beregnet PNEC, mens EC₅ for Vaterholmen var høyere.

4.2 Risiko for sekundærforgiftning

Spurgeon og Hopkin (1996b) har beskrevet en metode for å vurdere risikoen for sekundær forgiftning av pattedyr og fugler som spiser mark som lever i metallforurensset jord (i nærheten av et smelteverk). De samlet data for toksisitet av Pb fra litteratur og beregnet en gjennomsnittlig HC₅ (skadelig konsentrasjon for 5% av unike arter). Beregningene var basert på en rekke studier der det ble sett på endepunkter som død, reproduksjon og vekst. De fant en samlet HC₅ for Pb for pattedyr og fugler som spiser mark på 8,5 mg/kg i diett.

Ved hjelp av HC₅ og en bioakkumulasjonsfaktor (BCF) i mark, kan det beregnes en såkalt «maximum permissible risk concentration for the pollutant in soil (MCP)», likning 1. Ifølge Spurgeon og Hopkin (1996b) er MCP den konsentrasjonen av et stoff (her Pb) i jorda der 95 % av alle pattedyr og fugler som spiser mark er beskyttet.

$$MCP = \frac{HC5_{Predator}}{BCF_{Mark}} \quad (1)$$

BCF kan beregnes ut fra konsentrasjonen av Pb i mark og jord, likning 2.

$$BCF = \frac{Mark_{kons}}{Jord_{kons}} \quad (2)$$

Beregnet BCF og MCP for de ulike skytefeltene er vist i Tabell 4.1. Det ble tatt utgangspunkt i at HC₅ for Pb var 8,5 mg/kg slik som ble funnet av Spurgeon og Hopkin (1996b).

Tabell 4.2 BCF og MCP for henholdsvis mark og dyr som spiser mark (gjennomsnittsverdier basert på alle jordblandingene).

Sted	BCF	MCP (mg/kg)
Vikesdalmoen	0,5	21
Ulven	0,4	28
Nyborgmoen	0,2	42
Terningmoen	0,2	48
Vaterholmen	0,2	47

Beregnet MCP for Pb for jorda fra skytefeltene er lavere enn hva som anses som naturlig bakgrunnskonsentrasjon (<60 mg/kg) av Pb i jord i Norge (SFT, 2009). Akkumuleringen (BCF) av Pb i meitemarken varierte mellom stedene. Høyest BCF ble funnet for Vikesdalmoen og Ulven, dette var også stedene der det ble funnet høyest konsentrasjon av Pb i marken. BCF for meitemarken fra Nyborgmoen, Terningmoen og Vaterholmen skilte seg ikke fra hverandre.

4.3 Vurdering av effektkonsentrasjoner og risiko for sekundærforgiftning

Resultatene for EC₅ sammen med resultatene for risiko for sekundærforgiftning viste at om 95% av alle arter (både meitemarken og de dyrene som spiser meitemark) skal beskyttes, kan ikke konsentrasjonen av Pb i jorda overstige det som anses som naturlig bakgrunnskonsentrasjon. På den annen side viste reproduksjonsresultatene at meitemarken ikke reproduserte i jord med høye konsentrasjoner av Pb. Det vil sannsynligvis finnes lite meitemark i jord med høy konsentrasjon av Pb, og derfor heller ikke være stor risiko for sekundær forgiftning av dyr som spiser meitemark.

Forsøk der meitemark har fått mulighet til å velge mellom å oppholde seg i rein og forurenset jord har vist at meitemarken i mange tilfeller velger å oppholde seg i den reine jorda (Langdon et al., 2005, Lukkari og Haimi, 2005). Det er ukjent om dette også gjelder jorda fra skytefeltene i denne studien. Det kan være at meitemarken varierer mellom å oppholde seg i rein og forurenset jord der disse finnes i nærheten av hverandre. I slike tilfeller kan meitemarken reprodusere i rein jord, men likevel akkumulere Pb når den oppholder seg i forurenset jord. Om dette er tilfellet, vil dyr som spiser meitemark kunne forgiftes om de spiser store mengder meitemark med høy konsentrasjon av Pb. Det anbefales at det utføres en såkalt «avoidance test» for å bekrefte eller avkrefte om meitemark foretrekker å oppholde seg i forurenset jord fra skytefelt om de har mulighet til å unngå dette.

Denne studien har kun fokusert på påvirkning av Pb på meitemarken. Analysene av jorda fra skytefeltene og meitemarken som var blitt eksponert for de ulike jordblandingene viste at både jorda og meitemarken inneholdt Cu og Zn (resultater i vedlegg B). Metaller som Cu og Zn kan også påvirke overlevelse og reproduksjon hos meitemark (Lukkari et al., 2005). Ved en fullstendig risikovurdering av påvirkningen hos meitemark i metallforurenset jord i skyte- og øvingsfelt, bør det vurderes om effekten av påvirkningen av metaller som Cu og Zn også bør inkluderes i vurderingen.

5 Oppsummering og konklusjoner

Meitemark av arten *E. fetida* viste høy grad av overlevelse, både når den ble eksponert for rein jord fra ulike skyte- og øvingsfelt, og når den ble eksponert for jordblandinger med konsentrasjoner av Pb opp til 3300 mg/kg. Det var minimum 7 av 10 meitemark som overlevde i alle jordblandingene, og i 75 % av jordblandingene overlevde 10 av 10 meitemark den 4 uker lange forsøksperioden. Overlevelse var derfor ikke en egnet parameter til å vurdere påvirkningen av jordegenskaper og Pb på meitemark i denne studien.

Veksten og reproduksjonen hos meitemarken i rein jord fra skyte- og øvingsfeltene varierte, som indikerte at jordegenskapene hadde påvirkning på meitemarken. Det var ingen klar sammenheng mellom egenskapene og jordtypene som viste høyest vekst og reproduksjon hos meitemarken. Høyest vekst hos meitemarken ble påvist i jord med både høy og lav TOC og CEC, mens høyest reproduksjon ble påvist i en av jordtypene med lav TOC og CEC. Statistiske analyser indikerte at TOC og CEC hadde en negativ påvirkning på vekst og reproduksjon hos meitemarken, mens pH hadde en positiv påvirkning. Det var en sterk korrelasjon mellom TOC og CEC i jorda, og begge disse parameterne var svakt negativt korrelert med pH. Sterk korrelasjon mellom flere parameterne, kombinert med at det ble utført et begrenset antall forsøk i referansejord fra skyte- og øvingsfeltene, gjorde det vanskelig å konkludere med hvilke(n) parameter(e) som hadde størst påvirkning på meitemarken.

Blomsterjord var tenkt benyttet som en kontroll i studien, men meitemarken reproduiserte ikke i blomsterjorda. Årsaken til dette er ikke kjent, men det kan komme av at blomsterjorda hadde for høyt innhold av torv eller at den var for tørr.

Det var en tendens til at veksten hos meitemarken var noe lavere i jorda fra enkelte av skyte- og øvingsfeltene, men ikke alle. Reproduksjonen hos meitemarken ble betydelig påvirket av Pb i jorda fra alle skyte- og øvingsfeltene. Reproduksjonen avtok med økende konsentrasjon av Pb i jorda, og det var tilnærmet ingen reproduksjon hos meitemarken i jordblandingene med >500 mg Pb/kg. Opptaket av Pb i meitemarken økte med konsentrasjonen av Pb i jordblandingen meitemarken var blitt eksponert for, men opptaket var ikke utelukkende relatert til konsentrasjonen av Pb. Høyt innhold av TOC og lav pH i jorda så ut til å føre til høyere opptak av Pb i meitemarken. Meitemarken viste lavest vekst med økende konsentrasjon av Pb i en av jordtypene med høy TOC og CEC, og i jorda med høyest pH. Reproduksjonen ble også mest påvirket av Pb i en jordtype med høy TOC og CEC, mens jorda der Pb hadde minst påvirkning på reproduksjonen var den med høyest pH. Statistiske analyser indikerte at kun vekten hos meitemarken ved oppstart av forsøket hadde en signifikant påvirkning på veksten av meitemarken. Når det gjaldt reproduksjon, viste den statistiske analysen at Cu, Pb og CEC hadde en signifikant negativ påvirkning på antall avkom. Det anbefales å utføre supplerende forsøk for å undersøke korrelasjonen mellom jordegenskapene og hvordan de påvirker meitemark.

Meitemark som var blitt eksponert for jord med omtrent 1500 mg Pb/kg i fire uker ble tilbakeført til rein jord. Etter tilbakeføringen kunne meitemarken i stor grad reproducere,

selv om meitemarken ikke hadde skilt ut Pb som den hadde akkumulert i jorda med høy konsentrasjon av Pb. Resultatene indikerte at høy konsentrasjon av Pb i jorda og til en viss grad i meitemarken ikke skadet reproduksjonsevnen hos meitemarken, men at avkommene ikke tolererte høy konsentrasjon av Pb og derfor ikke vokste opp i den forurensede jorda.

En risikovurdering basert på resultatene fra meitemarkforsøkene viste at om 95 % av både meitemarken og dyr som spiser meitemark skal være beskyttet, bør ikke konsentrasjonen av Pb i jorda overstige naturlig bakgrunnskonsentrasjon. Meitemarkforsøkene viste at meitemarken ikke reproduserte i jord med høye konsentrasjoner av Pb, og om meitemarken heller ikke oppholder seg i jord med høy konsentrasjon av Pb anses risikoen for sekundær forgiftning å være liten.

Resultatene fra denne studien viste at meitemarken ble påvirket av forurensning av Pb i jord fra skyte- og øvingsfelt, men egenskapene til jorda hadde også stor betydning. Jordblandinger med forskjellige konsentrasjoner av Pb ble laget ved å blande rein og forurenset jord fra hvert skyte- og øvingsfelt. Ved enkelte av skyte- og øvingsfeltene inneholdt den forurensede jorda veldig høy konsentrasjon av Pb, som gjorde at svært lite av denne jorda ble tilsatt i jordblandingen for å oppnå de ønskende konsentrasjonene av Pb. Dette førte til relativt store variasjoner og usikkerhet i konsentrasjon av Pb i jordblandingen. Liten andel forurenset jord i mange av jordblandingen gjorde at parameterne i den rene framfor den forurensede jorda fra skytefeltene ble avgjørende i meitemarkforsøkene. Samtidig gjorde dette at egenskapene til jordblandingen med ulike konsentrasjoner av Pb ikke skilte seg vesentlig fra hverandre, men dette varierte med andelen rein og forurenset jord i blandingene, som varierte for de ulike skytefeltene. Ved videre studier av meitemark i jord fra skyte- og øvingsfelt, bør det vurderes om det er bedre å hente prøver av jord med konsentrasjoner av Pb det er ønskelig å teste, framfor å lage jordblandinger ut fra svært forurenset jord.

Denne studien fokuserte kun på påvirkningen av Pb i jorda på meitemarken, men de ammunisjonsrelaterte metallene Cu og Zn kan også påvirke overlevelse og reproduksjon hos meitemark i jord. Ved en fullstendig risikovurdering av påvirkningen av metallforurensning på meitemark i skyte- og øvingsfelt, bør det vurderes om påvirkningen av flere metaller bør inkluderes i vurderingen.

Referanser

- Amundsen, C. E. & Joner, E. 2011. Økotoksikologisk karakterisering av forurenset jord fra Steinkjersannan skyte- og øvingsfelt. Vol. 6 Nr. 138/2011. Bioforsk Jord og miljø.
- Andersson, M., Eggen, O., Finne, T. E. & Ottesen, R. T. 2011. Områder i Norge med høyt bakgrunnsnivå (over normverdi) - betydning for disponering av masser. NGU Rapport 2011.035. Norges geologiske undersøkelse;.
- Bakken, T., Hovde, K.-O., Sømme, L. S. & Støp-Bowitz, C. 2019. *Meitemark* [Online]. Store norske leksikon. Tilgjengelig: <https://snl.no/meitemark> [Lest: 17.10.19].
- Bland, J. M. & Altman, D. G. 2009. Analysis of continuous data from small samples. *BMJ*, 338, a3166.
- Blouin, M., Hodson, M. E., Delgado, E. A., Baker, G., Brussaard, L., Butt, K. R., Dai, J., Dendooven, L., Pérès, G. & Tondoh, J. 2013. A review of earthworm impact on soil function and ecosystem services. *European Journal of Soil Science*, 64, 161-182.
- Bradham, K. D., Dayton, E. A., Basta, N. T., Schroder, J., Payton, M. & Lanno, R. P. 2006. Effect of soil properties on lead bioavailability and toxicity to earthworms. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 25, 769-775.
- Edwards, C. A. & Bohlen, P. J. 1996. *Biology and ecology of earthworms*, Springer Science & Business Media.
- Fairbrother, A., Wenstel, R., Sappington, K. & Wood, W. 2007. Framework for metals risk assessment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 68, 145-227.
- Frøyland, L. & Misund, A. 2017. Vikesdalmoen SØF. Miljøteknisk kartlegging, risikovurdering og tiltaksplan. 0035/2017/POA. Forsvarsbygg/COWI AS.
- Fürst, C. S. & Olsen, T. S. 2007. Nyborgmoen Skytefelt. Miljøteknisk undersøkelse og risikovurdering. Rapportnr. 115216.2-1. Multiconsult.
- García, J. A. & Fragoso, C. 2002. Growth, reproduction and activity of earthworms in degraded and amended tropical open mined soils: laboratory assays. *Applied Soil Ecology*, 20, 43-56.
- Goh, K. M. & Haynes, R. 1977. Evaluation of potting media for commercial nursery production of container-grown plants: 1. Physical and chemical characteristics of soil and soilless media and their constituents. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 20, 363-370.
- Jager, T. 2012. Bad habits die hard: the NOEC's persistence reflects poorly on ecotoxicology. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 31, 228-229.
- Krogstad, T. 1992. Metoder for jordanalyser. *Rapport nr 6/92*. Institutt for jordfag, Norges landbrukshøgskole.
- Langdon, C. J., Hodson, M. E., Arnold, R. E. & Black, S. 2005. Survival, Pb-uptake and behaviour of three species of earthworm in Pb treated soils determined using an OECD-style toxicity test and a soil avoidance test. *Environmental Pollution*, 138, 368-375.
- Lewis, L., Poppenga, R., Davidson, W., Fischer, J. & Morgan, K. 2001. Lead toxicosis and trace element levels in wild birds and mammals at a firearms training facility. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 41, 208-214.
- Lukkari, T., Aatsinki, M., Väisänen, A. & Haimi, J. 2005. Toxicity of copper and zinc assessed with three different earthworm tests. *Applied Soil Ecology*, 30, 133-146.
- Lukkari, T. & Haimi, J. 2005. Avoidance of Cu-and Zn-contaminated soil by three ecologically different earthworm species. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 62, 35-41.

-
-
- Luo, W., Verweij, R. A. & van Gestel, C. A. 2014. Determining the bioavailability and toxicity of lead contamination to earthworms requires using a combination of physicochemical and biological methods. *Environmental Pollution*, 185, 1-9.
- Miljødirektoratet 2017. Tillatelse til å gjennomføre tiltak i forurenset grunn ved Ørskogfjellet skyte- og øvingsfelt, Ørskog kommune. Ref. 2015/6547. Karianne Slåtta Haugen,.
- Morgan, J. E. & Morgan, A. 1998. The distribution and intracellular compartmentation of metals in the endogeic earthworm *Aporrectodea caliginosa* sampled from an unpolluted and a metal-contaminated site. *Environmental Pollution*, 99, 167-175.
- Nordal, O. 2007. Vaterholmen skyte- og øvingsfelt, del 1 miljøutredning. Forsvarsbygg, Skifte Eiendom/Asplan Viak AS.
- OECD/OCDE 2016. OECD GUIDELINE FOR THE TESTING OF CHEMICALS. *Earthworm Reproduction Test (Eisenia fetida/Eisenia andrei)*.
- Pommeresche, R., Hansen, S., Løes, A.-K. & Sveistrup, T. 2007. Meitemark og jordforbedring. Bioforsk.
- Santadino, M., Coviella, C. & Momo, F. 2014. Glyphosate sublethal effects on the population dynamics of the earthworm *Eisenia fetida* (Savigny, 1826). *Water, Air, & Soil Pollution*, 225, 2207.
- SFT 2009. TA-2553/2009 Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn.
- Spurgeon, D. & Hopkin, S. 1999. Comparisons of metal accumulation and excretion kinetics in earthworms (*Eisenia fetida*) exposed to contaminated field and laboratory soils. *Applied Soil Ecology*, 11, 227-243.
- Spurgeon, D. J. & Hopkin, S. 1995. Extrapolation of the laboratory-based OECD earthworm toxicity test to metal-contaminated field sites. *Ecotoxicology*, 4, 190-205.
- Spurgeon, D. J. & Hopkin, S. P. 1996a. Effects of Metal-Contaminated Soils on the Growth, Sexual Development, and Early Cocoon Production of the Earthworm *Eisenia fetida*, with Particular Reference to Zinc. *Ecotoxicology and environmental safety*, 35, 86-95.
- Spurgeon, D. J. & Hopkin, S. P. 1996b. Risk assessment of the threat of secondary poisoning by metals to predators of earthworms in the vicinity of a primary smelting works. *Science of the total environment*, 187, 167-183.
- Sweco 2009. Kartlegging av vannkvalitet ved Forsvarsbygg skyte- og øvingsfelt. Sluttrapport Program Grunnforurensning 2006-2008. Rapport nr. 152030-4. In: Torgeir Mørch, R. P., Stian Sørli, Bente Breyholtz, Ella Lambertsen, Terje Farestveit, Lars Været (ed.).
- Warne, M. S. J. & Van Dam, R. 2008. NOEC and LOEC data should no longer be generated or used. *Australasian Journal of Ecotoxicology*, 14, 1.
- Žaltauskaitė, J. & Sodienė, I. 2010. Effects of total cadmium and lead concentrations in soil on the growth, reproduction and survival of earthworm *Eisenia fetida*. *Ekologija*, 56, 10-16.
- Zhang, W., Chen, L., Liu, K., Chen, L., Lin, K., Guo, J., Liu, L., Cui, C. & Yan, Z. 2014. Lead accumulations and toxic effects in earthworms (*Eisenia fetida*) in the presence of decabromodiphenyl ether. *Environmental Science and Pollution Research*, 21, 3484-3490.

A Jordblandinger

Forhold mellom forurenset, rein og blomsterjord i de ulike jordblandinger er vist i Tabell- A.1. Beregnet pH, TOC, WHC og CEC i jordblandinger basert på målte verdier i jordprøvene er vist i samme tabell. De beregnede verdiene kan være usikre fordi det ikke nødvendigvis er en lineær sammenheng mellom pH, TOC, WHC og CEC.

Tabell A.1 Forhold mellom forurenset, rein og blomsterjord i de ulike jordblandinger. Beregnet pH, TOC, WHC og CEC i jordblandinger basert på målte verdier i jordprøvene.

Sted	Blanding	Andel (%) jord			Beregnete parametere			
		Forurenset jord	Rein jord	Blomster-jord	pH	TOC (%)	WHC (%)	CEC (mmol/kg)
Vikesdalmoen	Ref.	0,0 %	95,0 %	5 %	4,17	6,03	44,45	221,4
	250	1,6 %	93,4 %	5 %	4,17	6,11	44,84	226,5
	500	3,4 %	91,6 %	5 %	4,17	6,19	45,29	232,5
	1000	7,0 %	88,0 %	5 %	4,17	6,36	46,20	244,5
	1500	14,0 %	81,0 %	5 %	4,17	6,68	47,95	267,5
	2000	14,3 %	80,7 %	5 %	4,17	6,69	48,02	268,5
Ulven	Ref.	0,0 %	95,0 %	5 %	5,22	6,03	43,50	235,6
	150	1,4 %	93,6 %	5 %	5,22	6,12	43,92	240,1
	250	2,4 %	92,6 %	5 %	5,22	6,18	44,21	243,2
	500	5,1 %	89,9 %	5 %	5,22	6,36	45,03	252,0
	1000	10,6 %	84,4 %	5 %	5,22	6,71	46,67	269,7
	1500	15,2 %	79,8 %	5 %	5,22	7,01	48,06	284,7
Nyborgmoen	Ref.	0,0 %	95,0 %	5 %	4,65	4,70	27,35	106,4
	150	2,0 %	93,0 %	5 %	4,64	4,71	27,51	106,4
	300	4,2 %	90,8 %	5 %	4,63	4,72	27,69	106,4
	450	6,4 %	88,6 %	5 %	4,62	4,72	27,86	106,5
	1500	21,5 %	73,5 %	5 %	4,56	4,77	29,07	106,6
Terningmoen	Ref.	0,0 %	95,0 %	5 %	5,60	4,51	34,95	127,3
	150	0,4 %	94,6 %	5 %	5,59	4,53	35,10	128,5
	300	1,2 %	93,8 %	5 %	5,59	4,57	35,36	130,6
	450	1,9 %	93,1 %	5 %	5,59	4,60	35,63	132,7
	1500	7,0 %	88,0 %	5 %	5,59	4,83	37,46	147,2
Vaterholmen	Ref.	0,0 %	95,0 %	5 %	6,83	4,80	35,90	120,7
	300	8,7 %	86,3 %	5 %	6,56	5,04	37,47	140,2
	450	13,2 %	81,8 %	5 %	6,42	5,17	38,28	150,4
	750	22,2 %	72,8 %	5 %	6,14	5,42	39,90	170,7
	1500	44,8 %	50,2 %	5 %	5,44	6,05	43,97	221,5

B Resultater meitemarkforsøk

Resultater fra analyser av metaller i jordblandingene meitemarkforsøkene ble gjennomført i, og resultatene fra meitemarkforsøkene (overlevelse, vekst, reproduksjon og opptak av metaller) er vist i Tabell B.1 til B.6. Forsøkene merket med * indikerer at forsøket ble gjennomført i et oppsamlingsforsøk til slutt. En del av meitemarkene som ble eksponert for jordblandingene med høye konsentrasjoner av Pb ble overført til referansejord, og det ble derfor ikke målt opptak av metaller i denne meitemarken.

Tabell B.1 Resultater fra jordanalyser og meitemarkforsøk for jorda fra Vikesdalmoen.

Sted	Estimert Pb (mg/kg)	Parallell	Målt metall i jord (mg/kg)				Gjennomsnittlig meitemark ± SD (mg)		Gjennomsnittlig vekst meitemark (mg)	Gjennomsnittlig vekst meitemark (%)	Antall overlevende	Antall avkom	Opptak i meitemark (mg/kg)		
			Pb	Cu	Sb	Zn	Før	Etter					Pb	Cu	Zn
Vikesdalmoen	Referanse	1	9,7	13	<0,90	38	257 ± 41	314 ± 52	57	22 %	9	48	2,5	14	131
	Referanse	2	9,0	18	<0,90	40	243 ± 30	311 ± 58	68	28 %	8	30	1,9	13	131
	Referanse	3	8,8	13	<0,90	38	211 ± 28	291 ± 49	80	38 %	7	4	1,7	11	137
	250	1	170	31	1,0	39	253 ± 41	282 ± 71	30	12 %	8	20	124	18	146
	250	2	170	30	1,4	38	247 ± 36	348 ± 98	101	41 %	9	13	114	20	113
	250	3	180	32	1,2	40	200 ± 21	293 ± 71	93	47 %	9	30	75	20	134
	500	1	420	49	9,8	37	251 ± 43	325 ± 61	75	30 %	9	20	294	27	134
	500	2	370	52	2,9	39	244 ± 33	340 ± 58	95	39 %	8	8	180	27	144
	500	3	340	34	2,8	69	199 ± 23	313 ± 57	114	58 %	9	6	228	29	162
	1000	1	790	100	7,4	39	239 ± 33	325 ± 52	85	36 %	9	3	429	42	130
	1000	2	880	120	9,7	44	235 ± 38	325 ± 78	90	38 %	10	3	521	36	109
	1000	3	710	110	5,6	42	201 ± 28	312 ± 75	111	55 %	7	2	253	38	134
	1500*	1	1200	150	6,8	43	232 ± 30	321 ± 37	88	38 %	10	0	-	-	-
	1500*	2	1400	160	6,8	45	252 ± 33	350 ± 100	98	39 %	10	0	721	61	132
	1500*	3	1400	160	7,9	45	243 ± 29	352 ± 82	109	45 %	10	0	-	-	-
	2000	1	1300	190	15	45	269 ± 51	345 ± 66	76	28 %	10	0	441	43	77
	2000	2	1400	200	20	45	223 ± 24	306 ± 54	83	37 %	10	0	694	48	126
	2000	3	1500	1600	21	190	231 ± 35	300 ± 46	69	30 %	9	0	624	63	135
	1500 --> Ref.*	1	10	14	<0,90	36	321 ± 37	304 ± 30	-17	-5 %	7	41	363	17	145
	1500 --> Ref.*	2	9,5	14	<0,90	37	352 ± 82	354 ± 68	2	1 %	6	0	363	15	118

Tabell B.2 Resultater fra jordanalyser og meitemarkforsøk for jorda fra Ulven.

Sted	Estimert Pb (mg/kg)	Parallell	Målt metall i jord (mg/kg)				Gjennomsnittlig vekt meitemark ± SD (mg)		Gjennomsnittlig vekst meitemark (%)	Antall overlevende	Antall avkom	Opptak i meitemark (mg/kg)		
			Pb	Cu	Sb	Zn	Før	Etter				Pb	Cu	Zn
Ulven	Referanse	1	15	33	<0,90	28	270 ± 76	400 ± 88	130	10	62	4,0	15	120
	Referanse	2	120	35	<0,90	27	242 ± 43	370 ± 65	128	10	79	2,8	16	117
	Referanse	3	13	31	<0,90	26	225 ± 28	354 ± 80	128	10	25	1,7	13	121
	Referanse*	4	15	30	<0,90	28	244 ± 28	352 ± 82	108	10	58	3,1	17	123
	150*	1	120	46	<0,90	33	255 ± 37	394 ± 91	140	10	45	104	22	93
	150*	2	130	47	<0,90	34	259 ± 40	412 ± 61	153	10	32	81	20	94
	150*	3	210	46	<0,90	33	238 ± 32	413 ± 53	175	10	44	93	20	93
	250	1	220	51	1,9	27	238 ± 38	363 ± 58	126	9	11	78	19	113
	250	2	290	50	6,7	27	258 ± 52	360 ± 65	102	9	8	136	22	108
	250	3	220	49	1,6	26	221 ± 23	353 ± 55	131	10	9	131	21	102
	500	1	450	74	3,6	28	249 ± 27	376 ± 55	127	10	0	342	27	106
	500	2	550	87	6,0	31	243 ± 36	373 ± 59	130	10	3	196	24	102
	500	3	540	84	5,2	28	266 ± 115	384 ± 85	118	9	5	203	24	110
	1000	1	1500	130	27	29	246 ± 38	337 ± 31	92	10	0	366	29	90
	1000	2	930	130	10	31	235 ± 28	351 ± 49	116	10	0	407	36	101
	1000	3	940	140	9,3	30	240 ± 36	350 ± 49	110	10	0	520	35	104
	1500*	1	1300	120	4,1	30	251 ± 42	356 ± 74	106	10	0	-	-	-
	1500*	2	1300	130	4,8	30	238 ± 42	326 ± 68	88	10	1	-	-	-
	1500*	3	1100	160	2,7	36	255 ± 29	324 ± 42	70	10	6	-	-	-
	1500*	4	1600	150	5,7	31	249 ± 28	337 ± 31	88	9	0	434	42	124
	2000	1	1600	210	22	31	234 ± 21	310 ± 77	76	10	0	439	40	87
	2000	2	2000	210	34	31	225 ± 29	303 ± 45	78	10	0	578	42	105
	2000	3	2900	210	58	30	236 ± 33	274 ± 78	38	10	0	418	49	109
	1500 --> Ref.*	1	14	33	<0,90	29	356 ± 74	351 ± 61	-6	10	1	525	25	145
	1500 --> Ref.*	2	13	34	<0,90	29	326 ± 68	339 ± 47	13	10	8	455	26	151
	1500 --> Ref.*	3	13	32	<0,90	28	324 ± 42	344 ± 56	20	6	6	297	20	124

Tabell B.3 Resultater fra jordanalyser og meitemarkforsøk for jorda fra Nyborgmoen.

Sted	Estimert Pb (mg/kg)	Parallell	Målt metall i jord (mg/kg)				Gjennomsnittlig meitemark ± SD (mg)		Gjennomsnittlig vekst meitemark		Antall overlevende	Antall avkom	Opptak i meitemark (mg/kg)		
			Pb	Cu	Sb	Zn	Før	Etter	(mg)	(%)			Pb	Cu	Zn
Nyborgmoen	Referanse	1	9,2	19	<0,90	63	221 ± 31	349 ± 43	128	58 %	9	107	1,6	11	96
	Referanse	2	11	22	<0,90	69	204 ± 24	348 ± 51	144	71 %	10	56	1,6	11	102
	Referanse	3	11	24	<0,90	74	202 ± 26	339 ± 31	137	68 %	10	93	2,7	15	127
	150	1	82	24	<0,90	68	215 ± 32	325 ± 61	110	51 %	10	85	25	14	132
	150	2	120	24	<0,90	70	218 ± 24	357 ± 57	140	64 %	8	90	29	15	134
	150	3	97	24	<0,90	69	190 ± 17	317 ± 45	127	67 %	10	78	25	14	126
	300	1	210	28	<0,90	70	226 ± 31	343 ± 62	117	52 %	10	62	78	15	129
	300	2	230	29	<0,90	72	206 ± 29	341 ± 35	135	66 %	10	45	45	11	110
	300	3	260	32	<0,90	75	192 ± 17	297 ± 40	105	55 %	10	59	51	12	96
	450	1	320	31	<0,90	73	217 ± 33	367 ± 54	150	69 %	9	33	69	12	103
	450	2	330	42	<0,90	69	216 ± 21	371 ± 36	154	71 %	9	28	79	11	104
	450	3	470	31	1,5	70	194 ± 15	366 ± 26	173	89 %	10	49	96	12	98
	1500	1	3100	87	8,4	81	219 ± 21	341 ± 34	121	55 %	10	4	313	18	101
	1500	2	1400	62	5,2	75	223 ± 21	364 ± 36	141	63 %	10	2	249	17	102
	1500	3	990	54	3,0	72	188 ± 17	278 ± 38	90	48 %	10	3	302	19	105
	1500	4	780	52	2,2	73	151 ± 9	311 ± 52	160	106 %	10	9	-	-	-
	1500	5	3300	56	14	74	149 ± 4	318 ± 46	168	113 %	10	4	-	-	-
	1500 --> Ref.	1	11	21	<0,90	69	341 ± 34	351 ± 45	10	3 %	7	60	164	10	88
	1500 --> Ref.	2	11	22	<0,90	72	364 ± 36	394 ± 46	30	8 %	6	100	164	12	100
	1500 --> Ref.	3	11	22	<0,90	72	336 ± 47	290 ± 114	-45	-14 %	3	31	226	10	93

Tabell B.4 Resultater fra jordanalyser og meitemarkforsøk for jorda fra Terningmoen.

Sted	Estimert Pb (mg/kg)	Parallell	Målt metall i jord (mg/kg)				Gjennomsnittlig vekt meitemark ± SD (mg)		Gjennomsnittlig vekst meitemark (%)		Antall overlevende	Antall avkom	Opptak i meitemark (mg/kg)		
			Pb	Cu	Sb	Zn	Før	Efter	(mg)	(%)			Pb	Cu	Zn
Terningmoen	Referanse	1	50	20	<0,90	36	239 ± 41	341 ± 60	102	43 %	10	194	10	15	90
	Referanse	2	130	21	0,97	34	256 ± 30	342 ± 48	85	33 %	10	139	10	13	83
	Referanse	3	54	24	<0,90	35	230 ± 26	314 ± 26	84	37 %	10	123	6,9	14	96
	150	1	120	28	<0,90	36	243 ± 31	320 ± 52	77	32 %	10	142	21	13	94
	150	2	190	26	<0,90	35	243 ± 30	381 ± 53	138	57 %	10	100	33	13	80
	150	3	370	25	2,2	32	251 ± 29	352 ± 73	101	40 %	10	190	26	14	82
	300	1	260	32	<0,90	36	277 ± 29	382 ± 70	105	38 %	10	79	78	17	88
	300	2	230	34	<0,90	37	230 ± 22	352 ± 35	122	53 %	10	77	95	14	75
	300	3	260	30	<0,90	37	244 ± 23	344 ± 50	100	41 %	10	51	83	16	85
	450	1	370	39	<0,90	36	247 ± 38	296 ± 45	49	20 %	10	16	124	18	98
	450	2	440	37	0,97	38	236 ± 29	349 ± 62	112	48 %	10	29	130	16	78
	450	3	480	43	<0,90	37	257 ± 34	340 ± 32	83	32 %	10	36	124	18	89
	1500	1	2000	100	4,2	41	227 ± 15	326 ± 31	99	44 %	10	2	334	27	87
	1500	2	1300	750	3,8	70	262 ± 42	312 ± 46	51	19 %	10	1	533	27	84
	1500	3	1400	81	3,2	40	236 ± 28	339 ± 50	103	44 %	10	4	-	-	-
	1500	4	1100	100	2,4	40	238 ± 28	367 ± 35	129	54 %	10	7	-	-	-
	1500	5	1600	85	5,1	40	241 ± 32	350 ± 51	109	45 %	10	3	-	-	-
	1500 --> Ref.	1	50	19	<0,90	33	339 ± 50	350 ± 40	11	3 %	10	165	352	12	106
	1500 --> Ref.	2	50	20	<0,90	35	367 ± 35	350 ± 51	-17	-5 %	10	121	330	14	116
	1500 --> Ref.	3	49	21	<0,90	34	350 ± 51	370 ± 53	20	6 %	10	105	337	13	119

Tabell B.5 Resultater fra jordanalyser og meitemarkforsøk for jorda fra Vaterholmen.

Sted	Estimert Pb (mg/kg)	Parallell	Målt metall i jord (mg/kg)				Gjennomsnittlig vekt meitemark ± SD (mg)		Gjennomsnittlig vekst meitemark		Antall overlevende	Antall avkom	Opptak i meitemark (mg/kg)		
			Pb	Cu	Sb	Zn	Før	Etter	(mg)	(%)			Pb	Cu	Zn
Vaterholmen	Referanse	1	12	38	<0,90	72	270 ± 40	313 ± 62	43	16 %	10	62	2,9	16	106
	Referanse	2	12	39	<0,90	77	256 ± 35	331 ± 62	75	29 %	10	115	1,9	16	89
	Referanse	3	13	43	<0,90	81	223 ± 33	363 ± 55	139	62 %	9	47	2,0	14	79
	300	1	290	1400	<0,90	200	255 ± 41	402 ± 76	147	58 %	10	54	56	36	72
	300	2	270	110	<0,90	76	261 ± 29	353 ± 25	91	35 %	10	81	31	34	92
	300	3	260	120	<0,90	76	259 ± 35	335 ± 23	76	29 %	10	86	60	36	72
	450	1	460	140	1,2	74	267 ± 31	390 ± 60	123	46 %	10	70	64	41	73
	450	2	390	170	<0,90	73	245 ± 24	337 ± 57	92	38 %	10	48	69	42	72
	450	3	410	130	1,2	72	256 ± 44	396 ± 81	140	55 %	10	41	112	50	68
	750*	1	750	510	1,7	100	242 ± 47	327 ± 86	85	35 %	10	2	213	81	118
	750*	2	650	320	1,5	87	249 ± 34	363 ± 84	113	45 %	10	6	128	65	120
	750*	3	620	180	1,0	71	235 ± 21	360 ± 43	125	53 %	10	9	169	79	118
	1500	1	1400	460	3,4	78	239 ± 30	351 ± 66	112	47 %	9	4	212	73	82
	1500	2	1600	380	3,7	73	265 ± 40	297 ± 53	32	12 %	10	0	241	95	120
	1500	3	1400	1100	3,2	130	257 ± 36	341 ± 64	84	33 %	10	0	269	87	127
	1500	4	1400	350	3,5	69	249 ± 31	245 ± 60	-4	-1 %	9	0	-	-	-
	1500	5	1300	480	4,5	68	252 ± 35	264 ± 78	12	5 %	10	1	-	-	-
	1500 --> Ref.	1	15	42	<0,90	81	297 ± 53	373 ± 39	76	26 %	10	62	52	28	135
	1500 --> Ref.	2	12	37	<0,90	73	264 ± 78	356 ± 37	92	35 %	10	93	75	28	133

Tabell B.6 Resultater fra jordanalyser og meitemarkforsøk i blomsterjorda.

Sted	Estimert Pb (mg/kg)	Parallell	Målt metall i jord (mg/kg)				Gjennomsnittlig meitemark ± SD (mg)		Gjennomsnittlig vekst meitemark		Antall overlevende	Antall avkom	Opptak i meitemark (mg/kg)		
			Pb	Cu	Sb	Zn	Før	Etter	(mg)	(%)			Pb	Cu	Zn
Blomsterjord	-	1	14	12	<0.90	37	241 ± 44	277 ± 70	37	15 %	10	1	2,4	10	125
	-	2	14	9,9	<0.90	39	227 ± 18	300 ± 54	74	33 %	10	0	1,3	10	122
	-	3	14	10	<0.90	38	215 ± 28	282 ± 58	67	31 %	10	1	3,5	10	130
	-	4	14	10	<0.90	38	210 ± 18	297 ± 42	87	41 %	10	0	2,5	10	125

About FFI

The Norwegian Defence Research Establishment (FFI) was founded 11th of April 1946. It is organised as an administrative agency subordinate to the Ministry of Defence.

FFI's MISSION

FFI is the prime institution responsible for defence related research in Norway. Its principal mission is to carry out research and development to meet the requirements of the Armed Forces. FFI has the role of chief adviser to the political and military leadership. In particular, the institute shall focus on aspects of the development in science and technology that can influence our security policy or defence planning.

FFI's VISION

FFI turns knowledge and ideas into an efficient defence.

FFI's CHARACTERISTICS

Creative, daring, broad-minded and responsible.

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.

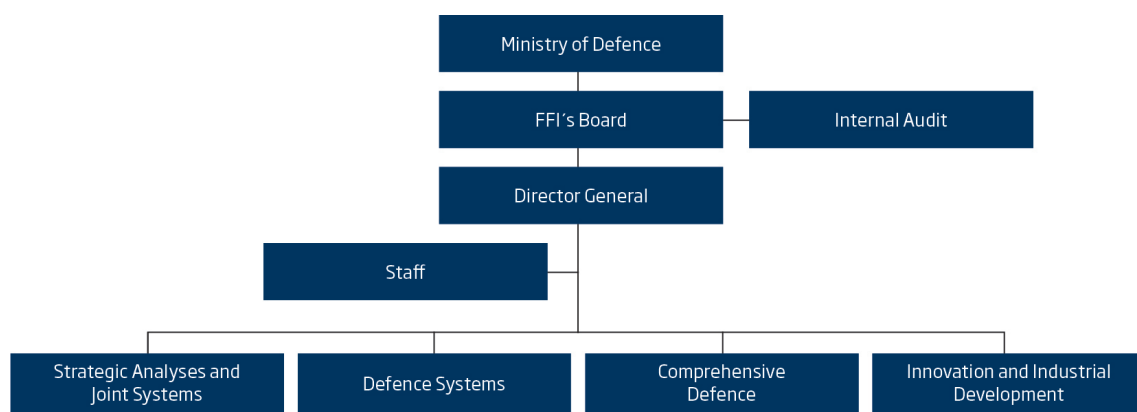
FFIs VISJON

FFI gjør kunnskap og ideer til et effektivt forsvar.

FFIs VERDIER

Skapende, drivende, vidsynt og ansvarlig.

FFI's organisation



Forsvarets forskningsinstitutt
Postboks 25
2027 Kjeller

Besøksadresse:
Instituttveien 20
2007 Kjeller

Telefon: 63 80 70 00
Telefaks: 63 80 71 15
Epost: ffi@ffi.no

Norwegian Defence Research Establishment (FFI)
P.O. Box 25
NO-2027 Kjeller

Office address:
Instituttveien 20
N-2007 Kjeller

Telephone: +47 63 80 70 00
Telefax: +47 63 80 71 15
Email: ffi@ffi.no