

FFI-RAPPORT

17/01746

Overvåking av sauer på Leksdal skyte- og øvingsfelt

—
Ida Vaa Johnsen
Espen Mariussen

Overvåking av sauer på Leksdal skyte- og øvingsfelt

Ida Vaa Johnsen,
Espen Mariussen

Emneord

Beitemarker
Ammunisjon
Bly
Kobber
Skytebaner
Forurensning
Forgiftning

FFI-rapport

FFI-RAPPORT 17/01746

Prosjektnummer

5231

ISBN

P: 978-82-464-3006-5

E: 978-82-464-3007-2

Godkjent av

Øyvind Voie, forskningsleder

Janet Blatny, avdelingsjef

Sammen drag

Forsvarets skyte- og øvingsfelt (SØF) inneholder metallforurensinger som bly (Pb) og kobber (Cu) fra ammunisjonsrester. Norske SØF er sjelden inngjerdet og kan derfor være en del av utmarksbeitet for dyr fra nærliggende gårder. I denne studien ble sauer som beiter i Leksdal SØF overvåket for å få mer kunnskap om beitemønsteret. Sauene ble overvåket ved at en del av dem ble merket med GPS. I tillegg ble det satt opp viltkameraer på noen utvalgte områder, som tok bilder og film når sauene beveget seg foran dem. Deler av tre baner (bane R, J og U) ble valgt ut til overvåking. Det ble samlet jord-, gress- og avføringsprøver fra de overvåkede skytebanene, og det ble også hentet jord og gress fra et referanseområde utenfor skytefeltet. Disse prøvene ble hentet inn ved hjelp av en såkalt «multi increment sampling»-metode. Leverprøver fra lam som beitet i og utenfor skytefeltet ble også innhentet etter slaktning.

Jordprøvene ble tørket, siktet, knust, oppsluttet og analysert med ICP MS (inductively coupled plasma mass spectrometry). Gresset, leveren og avføringen ble behandlet på tilsvarende måte, med unntak av siktingen. Halvparten av gresset ble i tillegg vasket før tørking. Ut i fra dataene ble jordinntaksraten til sauene beregnet ved å sammenlikne titaninnholdet i jorden og avføringen. En teoretisk inntatt dose kobber og bly, både kronisk og akutt, ble beregnet ved hjelp av jordinntaksraten, værd data og data funnet ved GPS-målinger. Kobber/molybdenforholdet i plantene ble også beregnet da dette kan ha innvirkning på risikoen for at sauene forgiftes av kobber. Det ble også beregnet akkumulasjonsrate for kobber og bly i gresset.

Metallkonsentrasjonen i jorden fra bane J var lavest (Cu-42 mg/kg, Pb-41 mg/kg), mens metallkonsentrasjonen i jorden fra bane R var høyest (Cu-580 mg/kg, Pb-7189 mg/kg). Bane U hadde en metallkonsentrasjon mellom disse (Cu-279 mg/kg, Pb-347 mg/kg). Alt gresset hadde lav metallkonsentrasjon, med unntak av det vaskede gresset fra bane R. Med unntak av den ene prøven på bane R var det liten forskjell i metallkonsentrasjonen i vasket og uvasket gress. Det var også liten forskjell i metallkonsentrasjonen i gresset fra de forskjellige banene. Det ble funnet et noe høyt kobber/molybden-forhold på bane R (18) og U (32), noe som kan øke opptak av kobber i sau. Jordspisingsraten som ble beregnet, var svært lav (<1 %). Det ble funnet liten risiko for kronisk kobber- og blyforgiftning av dyrene som beitet på banene. Ved sammenhengende beiting i 14 dager på den mest forurensede banen (bane R), viste beregningene at eksponeringen for kobber kan medføre akutte effekter. Men resultatene fra kamera- og GPS-overvåkingen viser at dette er svært usannsynlig- ingen sauer beiter kun på et område i lenger perioder. Blykonsentrasjonen var tilnærmet null i leveren hos alle lammene. Kobberkonsentrasjonen var i en del tilfeller høyere enn det som anses som normalt, men ingen hadde tegn til forgiftning. Dette kan skyldes et høyt Cu/Mo-forhold i kosten. Lammene som beitet inne på skytefeltet, hadde for øvrig signifikant lavere kobberkonsentrasjon i leveren enn lammene som beitet andre steder. Det kan derfor konkluderes med at det ikke er større risiko for metallforgiftning ved beiting inne på Leksdal SØF i forhold til beiting på andre områder i nærheten. Ut ifra de overvåkningsdataene som er samlet i denne studien, kan det se ut som om sauer ikke tiltrekkes av områder som er forurensset av metaller. Det ser for øvrig heller ikke ut til at de misliker å beite på slike områder.

Summary

The Norwegian military shooting ranges contains metal contamination, like lead (Pb) and copper (Cu), from ammunition residue. The shooting ranges are rarely fenced and can hence be a part of the pasture for animals from nearby farms. In this study, sheep grazing on Leksdal shooting range was monitored to gather knowledge about their grazing pattern. The sheep were monitored by GPS, in addition to wildlife cameras put up on three ranges taking pictures whenever sheep would move in front of them. Parts of three ranges (R, J and U) were selected for monitoring. Samples of soil, grass, and feces were collected from the monitored areas, and soil and grass samples were also collected from a reference area outside the shooting range. The samples were collected using a method called "multi increment sampling". Liver samples from lambs were also collected during slaughtering.

The soil samples were dried, sieved, crushed/homogenized, digested and analyzed using ICP-MS. The grass, liver and feces samples were treated similarly, minus the sieving. Half of the grass was also washed before drying. From the data collected, the soil ingestion rate was calculated comparing titanium concentration in soil and feces. Using the soil ingestion rate, weather data, and data from the GPS measurements, a theoretical ingested dose, both acute and chronic, of copper and lead was calculated. The copper/molybdenum rate in plants (grass) was calculated because this can have an impact on the risk of copper poisoning in sheep. The accumulation rate of copper and lead in the grass was also calculated.

The metal concentration in the soil from range J was the lowest (Cu-42 mg/kg, Pb-41 mg/kg), while the concentration on range R was highest (Cu-580 mg/kg, Pb-7189 mg/kg). The metal concentration on range U was between range J and R (Cu-279 mg/kg, Pb-347 mg/kg). The metal concentration was low in all of the grass samples, except washed grass from range R. With the exception of this one sample from range R, the difference between the metal concentration in washed and unwashed grass was small, and the difference in metal concentration in the grass from different ranges was also small. The copper/molybdenum rate on ranges R and U were high (18 and 32 respectively), which can increase the uptake of copper in sheep. The soil ingestion rate calculated was very low (<1%). The risk of chronic poisoning for both copper and lead was found to be minimal for the animals grazing on the ranges. By continuous grazing on the heaviest polluted range (R), the calculations showed that exposure to copper could cause acute poisoning. This is highly unlikely as the results from both the GPS and wildlife cameras showed that no sheep grazed on one area for longer periods. The concentration of lead in the liver of the lambs that had grazed on the shooting ranges was close to zero. In some of the lambs, the copper concentration in the liver was above what is considered normal, but none had signs of poisoning. The elevated copper concentrations could have been caused by the high Cu/Mo-rate. The lambs grazing inside the shooting ranges had significantly lower copper concentration in the liver than the lambs grazing elsewhere. It can therefore be concluded that the risk of metal poisoning of sheep grazing inside Leksdal shooting range is no bigger than for the sheep grazing in surrounding areas. From the data found in this study, it can appear as though sheep are not attracted to areas polluted by metals, but it does not look as though the sheep dislike grazing on such areas.

Innhold

Sammendrag	3
Summary	4
Forord	7
1 Innledning	9
1.1 Lokasjon	9
1.2 Grenseverdier	11
2 Metoder	13
2.1 Kartlegging av sauenes beiteadferd	13
2.2 Innsamling av jord, gress og avføring	14
2.3 Prøveopparbeiding og analyse	15
2.4 Beregninger	16
2.4.1 Jordinntaksrate	16
2.4.2 Doseberegning	17
3 Resultater og diskusjon	17
3.1 Metall	17
3.1.1 Jord	17
3.1.2 Gress	18
3.1.3 Avføring	19
3.1.4 Lever	20
3.2 Overvåkning	22
3.2.1 Viltkamera	22
3.2.2 GPS	26
3.3 Beregninger	32
3.3.1 Jordspisingsrate	32
3.3.2 Gress	33
3.3.3 Doseberegninger	35
3.4 Samlet diskusjon	38
3.4.1 Usikkerhet og forbedringspotensialer	39
4 Anbefaling og konklusjon	40

Vedlegg	42
A GPS koordinater for prøvetaking	42
B Værdata	43
C Analyserapport metaller	48
C.1 Gress, jord og avføring	48
C.2 Lever	52
D ANOVA-analyse	59
Referanser	60

Forord

Studien er i sin helhet finansiert av Forsvarsbygg (FB). FFI vil takke de lokale bøndene Peder Veiseth og Arne Stene, samt Nortura Malvik for samarbeidet.



1 Innledning

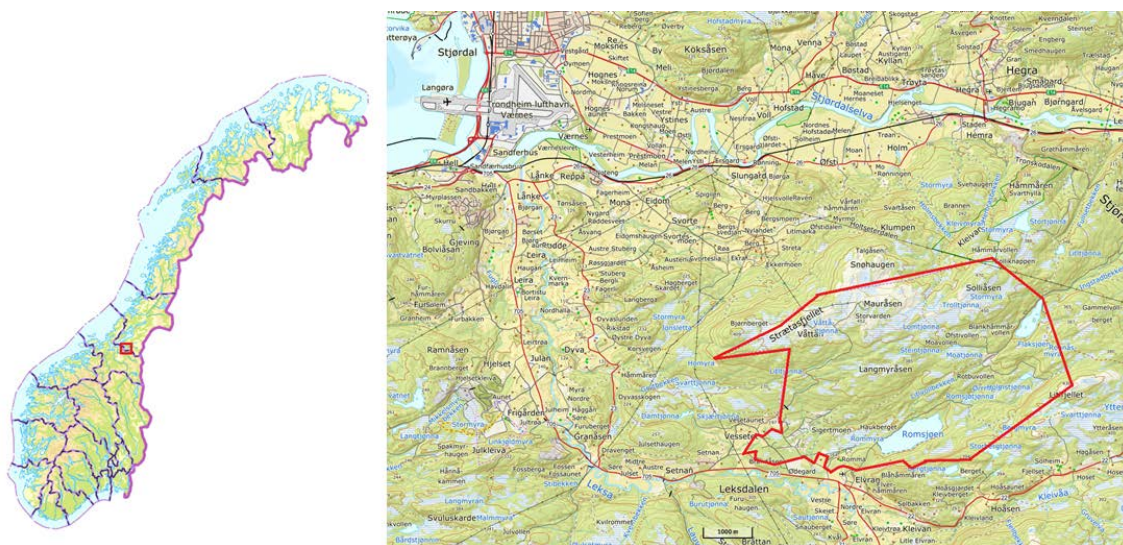
Forsvarets skyte- og øvingsfelt (SØF) inneholder metallforurensinger, som bly (Pb) og kobber (Cu), fra ammunisjonsrester. Norske SØF er sjelden inngjerdet og kan derfor være en del av utmarksbeite for dyr fra nærliggende gårder. Våren 2016 utførte FFI et litteraturstudium som omhandlet forgiftning av beitedyr i SØF. I denne litteraturstudien ble det konkludert med at det er stor usikkerhet knyttet til risikoen for at dyr forgiftes av metaller på norske skytefelt (Johnsen et al., 2016). For å få mer kunnskap om denne risikoen trengs det mer kunnskap om flere parametere slik som for eksempel dyrenes beiteadferd, jordinntaksrate, og akkumulering av metaller i norske beiteplanter. I denne studien ble derfor sauer som beiter i Leksdal skyte- og øvingsfelt overvåket, for å få mer kunnskap om sauenes beitemønster. Sauene ble overvåket ved at en del av disse ble merket med GPS, i tillegg ble det valgt ut områder på skytebanene der det ble satt opp viltkameraer som tok bilder og film når sauene beveget seg foran disse. I denne studien ble det i tillegg tatt jord-, gress- og avføringsprøver. Det vil gi informasjon om forurensningsgrad på de aktuelle områdene, jordspisingsrate og innhold av metaller i gresset. Det ble hentet leverprøver fra lam som ble slaktet for å se om disse hadde akkumulert bly eller kobber gjennom beitesesongen. Det ble hentet leverprøver fra dyr som beitet både i og utenfor SØF.

1.1 Lokasjon

Skyte- og øvingsfeltet som ble brukt i denne studien var Leksdal SØF som ligger i Stjørdal kommune i Nord-Trøndelag (Figur 1.1). Leksdal SØF har et areal på 6300 daa og en sikkerhetssone på 14 000 daa. Skytefeltet har vært i bruk siden 1895 og vegetasjonen som ikke er fjernet består for det meste av barskog med blåbær- og småbregngranskog (Forsvarsbygg, 2003). Området inneholder også en del myr. Området ble valgt fordi sauer beiter inne på området. Studien ble gjennomført med god hjelp fra de lokale sauebøndene, Peder Veiseth og Arne Stene.

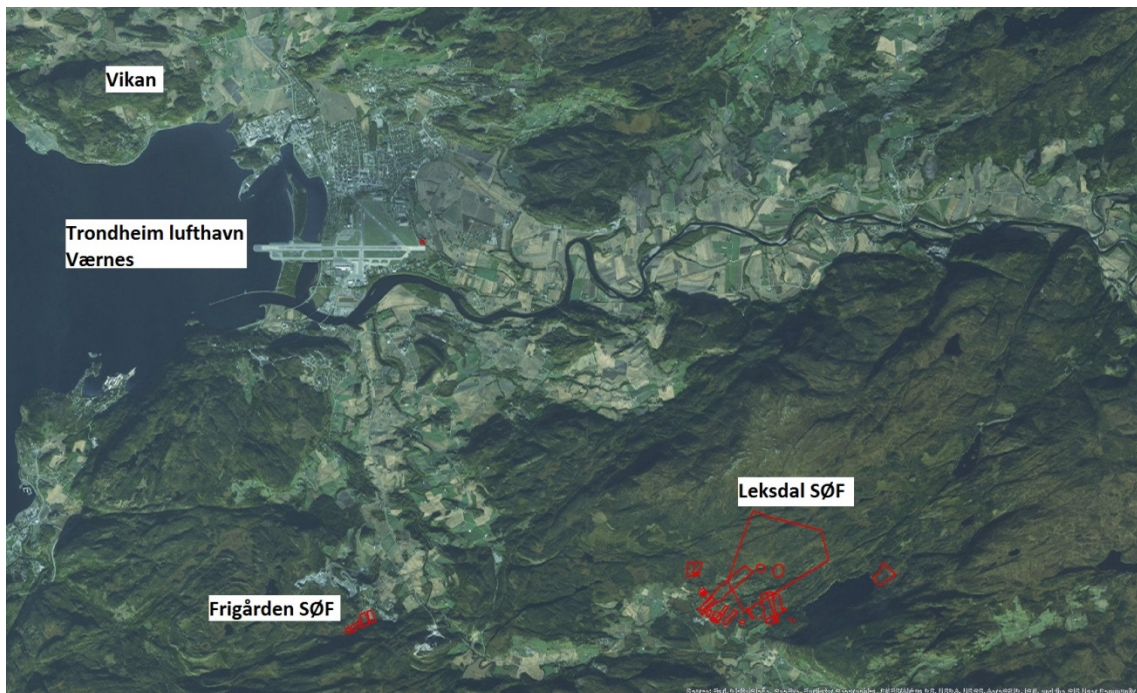
Området sauene har tilgang til har både feltbaner og basiskytebaner med oppbygde kulefang. Etter lang tids bruk finnes det avgrensede områder som for eksempel kulefang og målområder på skytebanene, der det finnes til dels svært høye konsentrasjoner av ammunisjonsrester. Leksdal skytefelt består av ca. 10 baner, ingen av banene har ikke blitt systematisk kartlagt med hensyn til metallforurensing. Av disse banene ble tre baner valgt ut for overvåking: bane J, U og R. Området rundt bane J er dominert av finkornete jordarter fra isavsmeltingstiden mens områdene ved bane R og U har mer grovkornede jordarter og myrområder.

Sauene ble sluppet på utmarksbeite på forskjellige tidspunkter mellom sent mai-tidlig juli, og gikk på beitet fram til tidlig oktober før dyra ble samlet inn på innmarksbeite. Beiteområdet er avgrenset av gjerde mot innmark og deler av skytefeltet. Mot nord og øst beiter sauene fritt.



Figur 1.1 Geografisk plassering av Leksdal skyte- og øvingsfelt (kartverket.no).

Tre av skytebanene i Leksdal SØF ble valgt ut til overvåking og analyse. Det ble valgt tre relativt forskjellige baner for å få et godt bilde av sauenes beitemønster, og akkumulering av metaller i planter på forskjellige områder. Banene som ble valgt var bane R, bane J og bane U1-U4. Bane R ligger delvis på myr og blir lite brukt. Bane J er en feltbane der det skytes på flere hold ut til ca. 1000 m. Banen har flere målområder med forskjellig avstand til standplass. Denne banen ligger ikke på myr og består for det meste av mineraljord. Bane U1-U4 er en feltbane som hovedsakelig ligger på myr. Et oversiktsbilde over banene foreligger i Figur 2.1. Gårdbruker Veiseth, som vi overvåket sauene til, hadde sauer på beite i og rundt Leksdal SØF, samt på Vikan (se Figur 1.2).



Figur 1.2 Oversiktsbilde over Leksdal SØF og Vikan, der gårdbruker hadde sauer på beite. Trondheim lufthavn Værnes og Frigården SØF er også vist på kartet (Finn.no).

1.2 Grenseverdier

For å kunne si noe om resultatene fra denne studien, kan det være nyttig å ha noen referanseverdier å forholde seg til. Konsentrasjon av metaller i gress kan sammenliknes med grenseverdier for metaller i fôr (Tabell 1.3). For bly har Norge og EU egne retningslinjer for hvor mye Pb det kan være i dyrefôr, dette er derimot ikke tilfellet for Cu. Sveits og USA har egne retningslinjer for Cu som kan benyttes som referanserammer i dette forsøket. Det kan også være nyttig å vite hvor mye metaller som anses som giftig dose. Her er det gjort flere studier med forskjellige utfall (Tabell 1.1). Dette kan skyldes bruk av forskjellige former av metaller som har forskjellig biotilgjengelighet. For å vite hvilken metallkonsentrasjon som indikerer forgiftning eller akkumulering i leveren, er det også viktig å vite hvilke konsentrasjoner som anses som normale (Tabell 1.2). Metallkonsentrasjon i jord sammenliknes ofte med helsebaserte tilstandsklasser utviklet av Miljødirektoratet (Miljødirektoratet, 2009).

Tabell 1.1 Doser som er antatt å kunne gi akutt og kronisk forgiftning i sauer og lam. Kronisk forgiftning defineres som mer enn 14 dagers eksponering, mens akutt forgiftning defineres som mindre enn 14 dagers eksponering. Tabellen er hentet fra (Johnsen et al., 2016).

		Kronisk (>14 dager)		Akutt (<14 dager)	
		Sau	Lam	Sau	Lam
Kobber¹	Dose per kg kroppsvekt (mg/kg kv) /dag	0,26-0,35*	-	20-100	-
	Konsentrasjon i fôr (mg/kg)	15-20*	-	82-412**	-
Bly²	Dose per kg kroppsvekt (mg/kg kv)	6 /dag	1 /dag	600-800	200-600
	Konsentrasjon i fôr (mg/kg)	346	33	2470-3300**	476-1430**

*Kun ved for lite molybden i fôret.

**Om man antar 14 dagers eksponering.

Tabell 1.2 Normal- og forgiftningskonsentrasjon av kobber og bly i lever hos sau. Tabellen er hentet fra (Johnsen et al., 2016).

mg/kg	Normalverdi	Risiko/forgiftning
Kobber	<300 (tv) ³	1000 (tv) eller 150 (vv) ⁴
Bly	<3 (tv) ³	10 (tv) ³

¹ ORUC, H. H., CENGIZ, M. & BESKAYA, A. 2009. Chronic Copper Toxicosis in Sheep Following the Use of Copper Sulfate as a Fungicide on Fruit Trees. *Journal of Veterinary Diagnostic Investigation*, 21, 540-543.

² PAYNE & LIVESEY 2010. Lead poisoning in sheep and cattle. *In Practice*, 32, 64-69.

³ NAS 1980. *Mineral tolerance of domestic animals*, Washington D.C., National Academy of Science.

⁴ SIVERTSEN, T., LIERHAGEN, S., WAALER, T., BERHOFT, A., GARMO, T. H. & STEINNES, E. Sporelementer i lever fra sau, lam og kjøttfe i Norge – variasjon etter beitested og andre faktorer. Husdyrforsøksmøte, 2009. 519-522.

Tabell 1.3 Grenseverdier for kobber og bly i fôr i Norge (EU), Sveits og USA. Tabellen er hentet fra (Johnsen et al., 2016).

mg/kg	Norge (EU) ⁵	Sveits ⁶	USA ⁷
Kobber	-	17 (tv)	25 (tv)
Bly	5 (vanninnhold 12 %)	35 (tv)	30 (tv)

2 Metoder

2.1 Kartlegging av sauenes beiteadferd

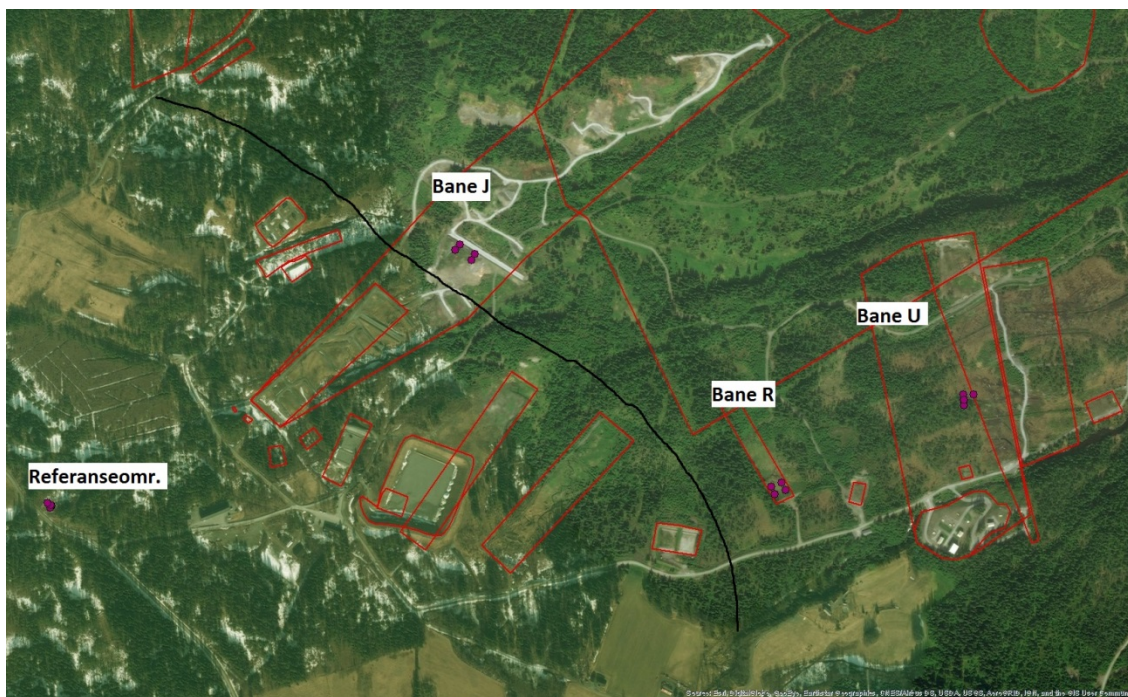
For å kunne si noe om sauenes beiteadferd ble det satt opp viltkameraer på tre av banene i Leksdal SØF (Bane R, J og U1-U4 Figur 2.1). Disse kameraene tok bilde og film ved bevegelse, med minimum 10 minutters mellomrom. På bane J ble det satt opp to viltkameraer (kamera 1 og 2), begge bak en av skytebanevollene lengst unna standplass. Grunnen til at disse ble plassert bak skytevollene var fordi kameraene ikke skulle bli skutt på når det var aktivitet på banen. På bane R ble det satt opp et kamera til venstre ca. 20 meter innover banen fra standplass (kamera 3). Dette var det hovedsakelig to grunner til: området lenger inn på banen besto av myr som er et område sauer sjelden beveger seg inn på. Kulefang, der konsentrasjonen av metaller oftest er høyest på skytebaner, var del av et blindgjengerområde som var gjerdet inn, og derfor utilgjengelig for både oss og sauene. På bane U1-U4 ble det satt opp et kamera bak en naturlig knaus brukt som målområde midt på banen (kamera 4), dette var også for å unngå at kamera skulle få skader under aktivitet på banen. Bane J, R og U er avmerket i Figur 2.1. Det er viktig å merke seg at sauens bevegelsesmønster er begrenset av gjerde som krysser skytebaneområdet. Kameraene ble satt ut 06.07.16 og tatt ned igjen 13.09.16. En del av sauene var også merket med GPS og det var slik mulig å følge disse sauenes bevegelsesmønster gjennom beiteperioden. I alt 14 sauer var GPS-merket og bevegelsene til disse sauene ble visualisert ved hjelp av ArcMap. Det ble logget mellom 1-8 GPS-punkter per sau per dag. Leksdal SØF er delvis avgrenset med et gjerde, sauene kunne derfor ikke bevege som fritt på hele feltet. Bane U og R ligger på området sauene hadde ubegrenset tilgang til, mens den nedre delen av bane J er

⁵ FÔRVAREFORSKRIFTEN 2002. Forskrift om fôrvarer. In: FISKERIDEPARTEMENTET, N.-O. & MATDEPARTEMENTET, L.-O. (eds.) FOR-2002-11-07-1290.

⁶ RUPFLIN & KREBS 2015. Gefährdungsabschätzung auf militärischen schiessplätzen mit graslandnutzung. Armasuisse immobilien.

⁷ NAS 1980. *Mineral tolerance of domestic animals*, Washington D.C., National Academy of Science.

innenfor inngjerdinger, og derfor utilgjengelig for sauene. Den omtrentlige plasseringen av gjerdet er tegnet inn i Figur 2.1.



Figur 2.1 Bilde av Leksdal SØF. Banene er rammet inn med rødt. Områdene som ble overvåket og undersøkt i denne studien er merket på bildet med lilla. En omtrentlig plassering av gjerdet som krysser skytebaneområdet er tegnet inn i svart. Fremstillingen er laget i ArcMap 10.4.

2.2 Innsamling av jord, gress og avføring

Det ble hentet inn både jord- og gressprøver fra de tre skytebanene (Figur 2.1), samt fra et referanseområde utenfor skyte- og øvingsfeltet. Det ble også samlet inn avføringsprøver i og rundt de aktuelle skytebanene. I vedlegg A finnes GPS-koordinater for alle prøvetakingsområdene. Alle prøvene ble innhentet 22. og 23.08.16.

Teknikken som ble benyttet under jord- og gressprøvetaking kalles “multi increment sampling (MIS)”. Denne teknikken går ut på at det tas et visst antall prøver innenfor et avgrenset område, en såkalt “decision unit (DU)”. Alle prøvene fra dette området samles til en blandprøve. Man får slik en gjennomsnittskonsentrasjon over området uten å måtte preparere og analysere mange prøver. Antall prøver som benyttes for å danne en blandprøve bør være over 50 stykker, men jo flere prøver man tar, jo mindre usikkerhet vil man få. Jordprøvene ble samlet ved å benytte en liten hagespade/skje, for å forsikre at omtrent samme mengde prøve ble hentet i hvert prøvepunkt ble det alltid tatt en strøken skje. Prøvene ble tatt fra de 5 øverste centimeterne av

jordlaget. Gressprøver ble samlet ved at disse ble klippet noen centimeter over roten med en saks. Plantene ble ikke artsbestemt.

På bane J ble det tatt prøver av vollen der kameraene sto og et lite område foran denne. Det ble tatt prøver i et område som strakk seg 30 meter langs vollen og var 13 meter bredt. Inne i dette området ble det samlet 91 prøver av både gress og jord, som til sammen utgjorde blandprøvene. Det ble også tatt en blandprøve av jord med prøver kun fra vollen. Denne blandprøven inneholdt 60 prøver. I og rundt denne skytebanen var det mye sauer, og derfor også mye saueavføring. Det ble innhentet avføring fra dette området som også ble samlet til en blandprøve. Avføringen som ble samlet var relativt fersk, og deler som hadde vært i kontakt med jord eller sand ble ikke samlet.

På bane R ble et område foran standplass på 13x30 m prøvetatt. Det ble tatt til sammen 70 gress- og jordprøver på dette området som ble samlet sammen til hver sin blandprøve. Også på denne banen var det en del saueavføring, og denne ble samlet som beskrevet ovenfor.

Bane U1-U4 er lokalisert på myr, og det viste seg noe utfordrende å ta representative jordprøver her, da de om lag 20-50 øverste centimeterne var delvis uomdannet mose. Planteprøvene som ble tatt fra denne banen var en form for myrull. Prøvetakingsområdet var på 10x20 m og det ble tatt 50 prøver av jord og myrull til blandprøver. På og rundt denne banen var det lite tegn til sauer, og det ble ikke funnet avføring.

Det ble også tatt referanseprøver like utenfor skytefeltet. Det ble tatt 49 jord- og gressprøver i et område på 7x7 m (Figur 2.1). Dette området besto av mineralsk jord med tykt gressdekke.

Det ble innhentet leverprøver fra lammene som ble slaktet. Dette ble gjort i samarbeid med Nortura Malvik, som tok prøvene for oss under slakting. Leverprøvene ble frosset ned sammen med ID-brikken til det aktuelle lammet, før de ble sendt til FFI.

2.3 Prøveopparbeiding og analyse

Jordprøvene ble tørket ved 105°C i et døgn ved ankomst til FFI. Deretter ble disse siktet gjennom en 2 mm sikt (Fritsch) og til slutt knust (homogenisert) ved hjelp av en kulemølle (Retsch RM100). Knusingen foregikk på 300 rpm i 5-10 minutter (til alt var visuelt homogent). Grunnen til at det ikke ble brukt en fast knusetid, var at jorden med høyt organisk innhold trengte noe lenger tid for å homogeniseres. Avføringsprøvene ble tørket og knust på samme måte som jordprøvene. Jord- og avføringsprøvene ble oppsluttet ved hjelp av en Ultrawave (Milestone). 0,3-0,5 g prøve ble veid opp i teflonrør og tilsatt 5 ml HNO₃ (Ultraren 67 %) og 1 ml HF (38-40 % puris) i hver prøve. Prøvene ble så varmet opp til 260°C under trykk og holdt på denne temperaturen i 10 minutter.

Halvparten av gresset i hver blandprøve ble vasket, mens halvparten gikk videre til analyse uten å vaskes. Gresset ble vasket ved å putte dette i egnede plastbeholdere med tett lokk sammen med ultrarent vann. Beholderne ble så plassert på en rotator. Gresset ble skylt i 24 timer, vannet

ble byttet 2 ganger under denne tiden. Gressprøvene ble så tørket på 60°C i 2 døgn for deretter å bli homogenisert i kulemølle på 400 rpm i 10 minutter. Gressprøvene ble også oppsluttet ved hjelp av en Ultrawave (Milestone). 0,2-0,4 g ble veid opp i teflonrør og tilsatt 3 ml HNO₃ og 6 ml HCl. Prøvene ble så varmet opp til 260°C under trykk.

Leveren ble ved ankomst til FFI tint før den ble veid. Det ytterste laget av leveren ble fjernet for å ta bort eventuell forurensning fra slakt og frakt. Deretter ble leveren tørket i varmeskap ved 60°C i til stabil vekt (ca. 72 timer). Prøvene ble veid før og etter tørking for å finne tørrstoffinnholdet i leveren. Prøvene ble så homogenisert i kulemølle (Retsch RM100) ved 300 rpm i 5 minutter før hver prøve ble veid ut (ca. 0,3 g). Alle prøvene ble oppsluttet med 7 ml HNO₃ (Ultraren 67 %) i en Ultrawave (Milestone) ved 220 °C.

Prøvene ble så fortynnet og analysert for metaller ved hjelp av ICP-MS (inductively coupled plasma mass spectrometry) (Thermo x-series 2). Alle prøvene ble oppsluttet og analysert i triplikater. I analysen ble det benyttet en 4 punkts standardkurve og internstandard. For ytterligere kvalitetssikring ble det benyttet fire forskjellige sertifiserte referansematerialer, tre vann (TMDA-53.3, TM-23.4 og AES-07, fra Environmental Canada) og en for jord (GBW07407, Institute of Geophysical and Geochemical Exploration, Langfang China), som ble oppsluttet sammen med de andre prøvene.

2.4 Beregninger

2.4.1 Jordinntaksrate

For å beregne hvor mye jord en sau spiser, kan man benytte en metode som er beskrevet av både Mayland et al. (1975) og Smith et al. (2009). I denne metoden benyttes titan (Ti) som en indikator på hvor mye jord en sau har fått i seg gjennom kosten. Titan kan benyttes fordi den hverken tas opp i planter eller kroppen, slik at forholdet mellom titan i avføring og titan i jord, vil si noe om jordspisingsrate. En annen faktor som må tas hensyn til er plantefordøyingsgraden, denne antas av Smith et al. (2009) å være 72 %, mens Mayland et al. (1975) mener at alt fra 60-75 % er normalt hos sau. I denne rapporten benyttes 70 %. Likningen som benyttes for å beregne % jordinntak er:

$$\% \text{Jordinntak} = \frac{(1 - Pf)Ti_A \times 100}{Ti_J - Pf \times Ti_A} \quad (2.1)$$

Pf - Plantefordøyingsgrad (70 %)

Ti_A-Ti konsentrasjon i avføring

Ti_J - Ti konsentrasjon i jord

2.4.2 Doseberegning

For å beregne dosen en sau får i seg kan metoden beskrevet i Johnsen et al. (2016) benyttes. Denne beregningsmetoden tar hensyn til både jordspisingsrate, værforhold (tørt/vått) og andel av tiden sauene beiter på det gitte området. Dette er en forenklet tilnærming, da det også er andre forhold som spiller inn på sauenes jordspisingsrate enn om det er tørt eller vått vær. Sannsynligvis vil også tettheten av sau på området, type beiteplanter, beitekvalitet, jordsmonn og tid på året også spille inn på hvor mye jord sauene spiser, og slik også dosen metaller de vil få i seg per dag. Denne beregningen gir en gjennomsnittlig dose per dag. For å få en total dose, kan det ganges opp med antall dager.

$$D = \frac{J \times F \times (JS_T \times TD + JS_V \times RD) + P_k \times F \times (1 - (JS_T \times TD + JS_V \times RD))}{KV} \times B_R \quad (2.2)$$

D - Dose dyrene får i seg i løpet av en dag (mg/kg kv/dag)

J - Metallkonsentrasjon i jorda (mg/kg)

F - Mengde fôr dyret spiser per dag (tv) (kg)

JS_T – Jordspisingsrate ved tørre forhold

TD – Andel tørre dager

JS_V – Jordspisingsrate ved våte forhold

RD – Andel regndager

KV- Kroppsvekten til dyret (Kg)

P_k – Metallkonsentrasjon i plantene mg/kg (tv) (om den ikke er kjent så kan akkumulasjonsrater på 0,23 (Cu) og 0,08 (Pb) i forhold til jord benyttes).

B_R – Andel av tiden dyrene beiter på det forurensede området.

3 Resultater og diskusjon

3.1 Metall

3.1.1 Jord

Metallkonsentrasjon i jordprøvene kan ses i Tabell 3.1, rådata fra metallanalysen kan ses i vedlegg C.1. Metallkonsentrasjonene på referanseområdet var som forventet lave, og falt alle innenfor det som anses som normalt, eller “meget god” i forhold til miljødirektoratets helsebaserte tilstandsklasser (Miljødirektoratet, 2009). Metallkonsentrasjonen funnet i jorden på bane J var svært lav og var på nivå med det som ble analysert i jorda på referanseområdet. Både for kobber og bly kunne jorda klassifiseres som “meget god” i henhold til miljødirektoratets helsebaserte tilstandsklasser. Dette er heldig i forhold til at det var mye sau som beitet på akkurat denne skytebanen. Det er imidlertid noe uheldig med tanke på denne studien, da denne

banen ikke vil gi oss noe bilde av hvor vidt sau liker å beite på områder (skyttebaner) som er metallforurenset. Jorden på bane R hadde en markant høyere konsentrasjon av Cu, Pb, Zn og Sb enn jorden på bane J. Jorden på bane R kunne klassifiseres som “moderat” med tanke på kobberkonsentrasjonen og “>svært dårlig” (farlig avfall) med tanke på blykonsentrasjon (Miljødirektoratet, 2009). I jorden på bane U lå konsentrasjonen av kobber og bly mellom det som ble funnet på bane J og R, og jorden kunne klassifiseres som “moderat” med tanke på kobber og “dårlig” med tanke på bly. På alle banene ble det kun prøvetatt jord fra et lite område, det er dermed ikke sikkert at konsentrasjonen funnet i dette forsøket representerer den gjennomsnittlige konsentrasjonen på banene.

Tabell 3.1 Metallkonsentrasjon (Ti, Cu, Zn, Sb og Pb) målt i jord på bane J, R og U på Leksdal SØF, samt et referanseområde utenfor Leksdal SØF (se GPS-koordinater i vedlegg A) (Prøvene er ikke representative for hele baneområdet). Fullstendig analyserapport foreligger i vedlegg C.1.

mg/kg	Ti	Cu	Zn	Sb	Pb
Bane J	3382 ± 541	42 ± 5	64 ± 5	1,0 ± 0,1	41 ± 6
Bane J, kun voll	3869 ± 353	49 ± 2	62 ± 3	0,7 ± 0,1	27 ± 2
Bane R	3696 ± 291	580 ± 44	434 ± 32	839 ± 211	7189 ± 1827
Bane U	97 ± 9	279 ± 18	308 ± 19	6,8 ± 0,5	347 ± 26
Referanseområde	1899 ± 82	18 ± 1	78 ± 4	1,9 ± 0,5	55 ± 1

3.1.2 Gress

Det ble målt metallkonsentrasjon i både vasket og uvasket gress, dette kan ses i Tabell 3.2, rådata fra analyser kan ses i Vedlegg C.1. Med unntak av i prøven fra bane R var forskjellen i metallkonsentrasjonen mellom vasket og uvasket gress veldig liten. Dette tyder på at det var lite jord festet på gresset. I prøven fra bane R ble det målt en svært høy bly- og antimonkonsentrasjon i vasket gress, mens konsentrasjonene var lave i uvasket gress. Jorda på bane R var sterkt forurenset og den høye konsentrasjonen i denne prøven kan skyldes kontaminering fra jorda som ikke vasket bort. Jorda på denne banen var en blanding mellom mineralsk og organisk (humus). Bortsette fra det vaskede gresset fra bane R, oversteg ingen av blykonsentrasjonene i gress grenseverdien for bly i fôr (Tabell 1.3). I det vaskede gresset fra bane R ble det også funnet relativt høye konsentrasjoner av Cu, Zn og Sb, noe som styrker antakelsen om at det var en jordpartikkel som ga den høye blykonsentrasjonen i gresset. Det vil derfor være mer riktig å benytte konsentrasjonen fra det uvaskede gresset når resultatene vurderes. Metallkonsentrasjonene i gresset så heller ikke ut til å være forskjellig på de forskjellige banene. Ingen av de målte kobberkonsentrasjonene i gresset oversteg hverken den sveitsiske eller den amerikanske grenseverdien for kobber i sauefôr (Tabell 1.3). Det finnes ingen forskrifter eller regler for sink eller antimon i fôr i Norge. Både bly- og

kobberkonsentrasjonen var innenfor eller under det som anses som normalt i planter, henholdsvis 2-5 mg Pb/kg og 3-20 mg Cu/kg (tv) (Chaney, 1989, Robinson et al., 2008, Johnsen et al., 2016).

Tabell 3.2 Metallkonsentrasjon (Cu, Zn, Mo, Sb og Pb) målt i vasket og uvasket gress fra bane J, R og U på Leksdal SØF, samt et referanseområde utenfor Leksdal SØF (se GPS-koordinater i vedlegg A). Fullstendig analyserapport foreligger i Vedlegg C.1.

mg/kg		Cu	Zn	Mo	Sb	Pb
Bane J	Vasket	8,2 ± 0,4	27 ± 3	1,9 ± 0,1	0,20 ± 0,01	1,6 ± 0,3
	Uvasket	6,8 ± 0,7	40 ± 4	1,3 ± 0,02	0,13 ± 0,01	1,4 ± 0,3
Bane R	Vasket	11,9 ± 0,9	120 ± 8	1,5 ± 0,1	2,3 ± 0,1	29 ± 2
	Uvasket	4,3 ± 0,5	89 ± 9	0,24 ± 0,05	0,154 ± 0,001	1,26 ± 0,02
Bane U	Vasket	4,2 ± 0,2	85 ± 3	0,16 ± 0,03	0,13 ± 0,03	1,3 ± 0,1
	Uvasket	4,9 ± 0,2	42 ± 3	0,15 ± 0,03	0,12 ± 0,04	1,3 ± 0,1
Referanse- område	Vasket	5,3 ± 0,3	46 ± 2	0,17 ± 0,02	0,12 ± 0,02	1,4 ± 0,1
	Uvasket	6,4 ± 0,7	42 ± 4	1,6 ± 0,06	0,13 ± 0,01	1,5 ± 0,2

3.1.3 Avføring

Metallkonsentrasjon i avføringsprøvene kan ses i Tabell 3.3, rådata fra metallanalyse kan ses i vedlegg C.1. Konsentrasjonen av kobber, sink og bly var relativt lik i avføring hentet fra de to banene. Titankonsentrasjonen var derimot markant høyere i avføring fra bane J enn i avføring fra bane R. Dette skyldes ikke forskjellig titankonsentrasjon i jorda på bane R og bane J, da denne var relativt lik (Tabell 3.1). Dette kan derimot skyldes forskjell i jordsmonnet, som igjen fører til forskjellig jordspisingsrate. Bane J vil sannsynligvis ha mer silt i overflaten enn bane R der overflaten er eldre.

Tabell 3.3 Metallkonsentrasjon (Ti, Cu, Zn og Pb) målt i avføring funnet i og rundt bane J og R. Fullstendig analyserapport kan foreligge i vedlegg C.1.

mg/kg	Ti	Cu	Zn	Pb
Bane J	46 ± 2	19 ± 2	177 ± 8	5 ± 1
Bane R	11,9 ± 0,2	23 ± 5	140 ± 4	4,0 ± 0,1

3.1.4 Lever

Det ble målt kobber- og blykonsentrasjon i lever fra i alt 33 sauer, hvorav 23 beitet noe inne på skytefeltet (stor-Veiseth), 9 beitet utenfor skytefeltet (Vikan og hjemme), mens det er uvisst hvor den siste sauen beitet. Det ble utført en enveis ANOVA analyse ved hjelp av Excel for å finne ut om det var forskjell i metallkonsentrasjonen i lam som hadde beitet på skytefeltet, og lam som ikke hadde beitet på skytefeltet i løpet av sesongen (vedlegg D). ANOVA analysen ble utført med et konfidensintervall på 95 %. Det ble funnet en signifikant forskjell i kobberkonsentrasjonen i leveren til sauer som hadde beitet inne på skytefeltet, kontra sauer som beitet utenfor skytefeltet ($p < 0,05$). Mest kobber ble funnet i sauen som hadde beitet utenfor SØF. Dette kan skyldes naturlig høy kobberkonsentrasjon i området, mindre molybden i beiteplantene på disse områdene eller kobberforurensning fra en annen kilde enn SØF. Det kan også spekuleres i om dette skyldes en høyere jordspisingsrate hos sauer som beiter på innmarksbeite. Det ble i alt målt forhøyede kobberkonsentrasjoner (> 300 mg/kg TV) i 8 av lammene som beitet på SØF, og i 6 av lammene som beitet på Vikan. Ingen av lammene hadde imidlertid kobberkonsentrasjoner i leveren forenelig med kobberforgiftning (> 1000 mg/kg TV). Blykonsentrasjonene funnet i leveren til lammene var i alle tilfeller svært lavt, og ingen konsentrasjoner oversteg det som er normalt hos sauer. Det var heller ingen signifikant forskjell i blykonsentrasjon målt i lever hos lam som hadde beitet i SØF enn hos lam som hadde beitet utenfor SØF ($p > 0,05$).

Tabell 3.4 Resultat av leveranalyse av lam som hadde beitet i og utenfor Leksdal SØF. Tabellen viser kobber- og blykonsentrasjon målt i lever (tv), % tørrstoff i lever, lam nr. (øremerke) og beiteområdet lammene beitet på. Dyrene som beitet på Stor-Weiseth beitet inne på Leksdal SØF (kart), mens dyrene som beitet på Vikan beitet ikke inne på skytefeltet (Figur 1.2). Analyserapport finnes i vedlegg C.2.

Beiteområde	Lam nr.	Cu (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Tørrstoff (%)
Stor-Weiseth	60003	118 ± 11	0,4 ± 0,3	29 %
Stor-Weiseth	60005	269 ± 27	0,18 ± 0,04	29 %
Stor-Weiseth	60007	468 ± 61	0,4 ± 0,5	33 %
Stor-Weiseth	60008	123 ± 16	0,17 ± 0,03	33 %
Ukjent	60009	362 ± 30	0,4 ± 0,3	30 %
Vikan	60010	191 ± 18	0,12 ± 0,09	31 %
Vikan	60012	543 ± 39	0,3 ± 0,4	31 %
Stor-Weiseth	60013	404 ± 10	0,23 ± 0,06	27 %
Stor-Weiseth	60014	253 ± 25	0,5 ± 0,5	27 %
Stor-Weiseth	60015	307 ± 47	0,06 ± 0,04	28 %
Stor-Weiseth	60017	278 ± 43	0,3 ± 0,5	32 %
Stor-Weiseth	60019	124 ± 12	0,10 ± 0,05	32 %
Stor-Weiseth	60021	515 ± 37	0,10 ± 0,02	31 %
Vikan	60024	182 ± 23	0,1 ± 0,1	31 %
Vikan	60025	509 ± 62	0,11 ± 0,02	29 %
Stor-Weiseth	60027	206 ± 25	0,13 ± 0,01	31 %
Stor-Weiseth	60028	344 ± 44	0,19 ± 0,04	31 %
Stor-Weiseth	60029	335 ± 62	0,7 ± 0,2	30 %
Stor-Weiseth	60030	373 ± 47	0,14 ± 0,06	31 %
Stor-Weiseth	60031	217 ± 26	0,1 ± 0,02	29 %
Stor-Weiseth	60034	158 ± 13	0,2 ± 0,2	30 %
Hjemme	60035	196 ± 39	0,07 ± 0,05	33 %
Stor-Weiseth	60038	196 ± 40	0,2 ± 0,1	30 %
Stor-Weiseth	60039	188 ± 51	0,2 ± 0,1	31 %
Stor-Weiseth	60040	195 ± 41	0,3 ± 0,4	31 %
Vikan	60042	348 ± 44	0,2 ± 0,2	30 %
Vikan	60043	347 ± 54	0,2 ± 0,4	16 %
Vikan	60044	437 ± 91	0,3 ± 0,4	30 %
Vikan	60045	679 ± 142	0,2 ± 0,3	30 %
Stor-Weiseth	60046	292 ± 53	0,3 ± 0,4	31 %
Stor-Weiseth	60048	204 ± 32	0,5 ± 0,4	32 %
Stor-Weiseth	60051	459 ± 60	0,6 ± 0,5	31 %
Stor-Weiseth	60052	243 ± 52	0,2 ± 0,4	29 %
Gjennomsnitt	Stor-Weiseth	273 ± 111	0,3 ± 0,16	-
	Vikan og hjemme	381 ± 166	0,19 ± 0,08	-

3.2 Overvåkning

3.2.1 Viltkamera

Resultater fra overvåkning med viltkamera kan ses i Tabell 3.5. Kamera nummer 2 på bane J veltet 15.07. og ble satt opp igjen 23.08. Dette kameraet var derfor operativt i 30 dager (06.07.-15.07. og 23.08.-13.09.) mens de andre kameraene var operative i 69 dager (06.07.-13.09.). Figur 3.1, Figur 3.2, Figur 3.3 og Figur 3.4 er eksempler på bilder som ble tatt av viltkameraene på de tre banene. Disse bildene, sammen med de andre bildene og filmene som ble tatt, viser at sauene tydelig beiter på både bane J og R. På bane U ble det tatt få bilder av sau (4 stykker), men ved alle tilfellene det forvillet seg sau ut på denne banen, beitet disse der.



Ltl Acorn 0004 ● 053F 012C 09/07/2016 06:43:35

Figur 3.1 Bilde tatt med viltkamera nummer 1 på bane J. Bildet ble tatt 07.09.16 klokken 06:43.



Ltl Acorn 0001 ● 078F 026C 07/11/2016 13:29:38

Figur 3.2 Bilde tatt med viltkamera nummer 2 på bane J. Bildet ble tatt 11.07.16 klokken 13:38.



Ltl Acorn 0003 ● 053F 012C 07/14/2016 21:13:29

Figur 3.3 Bilde tatt med viltkamera nummer 3 på bane R. Bildet ble tatt 14.07.16 klokken 21:13.



Ltl Acorn 0002 ○ 062F 017C 07/15/2016 18:52:06

Figur 3.4 Bilde tatt med viltkamera nummer 1 på bane U. Bildet ble tatt 15.07.16 klokken 18:52.

Det ble tatt antall bilder som ble tatt med viltkameraet gjennom hele perioden, dette kan relateres til antall sau som gikk i området kameraene var satt opp. Det ble også beregnet andelen dager det ble tatt bilder av sau og hvor mange sau som var på hvert bilde fra de enkelte kameraene (Tabell 3.5). Ut i fra disse parameterne kan det gjøres en vurdering på om områdene som ble overvåket er attraktive beiteplasser for sauer i området. Det kan virke som om bane J var den mest populære beiteplassen av de områdene vi undersøkte. Her ble det tatt bilder av sauer 80 og 90 % av dagene, med henholdsvis kamera nummer 1 og 2. Dette var også banen med høyest gjennomsnittlig antall bilder per dag (2,1 og 3), og høyeste antall sau per bilde (3,2 og 2,8 i gjennomsnitt). Bane J var også den banen der den gjennomsnittlige besøkslengden var lengst (40 og 73 minutter på kamera 1 og 2 respektivt). Andelen av besøkene som varte lenger enn 10 minutter var også høy på bane J (kamera 1: 43 % og kamera 2: 56 %). Bane R var også et relativt populært beiteområde, og det ble tatt bilder av sau 70 % av dagene med i gjennomsnitt 1,4 sau per bilde. Den gjennomsnittlige beitetiden var på 27 minutter på bane R, men kun en relativt liten andel av besøkene varte lenger enn 10 min. Dette kan tyde på at mange av sauene som beitet på denne banen kun gikk igjennom og ikke primært beitet på dette området. På bane U ble det tatt få bilder av sau (4 stykker), og det var kun sau der 3 dager i løpet av hele perioden (4 %). Dette kan henge sammen med at denne banen og området rundt er noe mer myrpreget enn de to andre, da sauer sjeldent beveger seg på myr og heller ikke liker å beite der (Voie et al., 2010). Den banen sauene beitet mest på var bane J. Den delen av banen vi overvåket, og hentet jord- og gressprøver fra, hadde relativt lav konsentrasjon av både kobber og bly i jorda (Tabell 3.1 og Figur 2.1). Det vil derfor ikke være noen fare for at sauene forgiftes ved å beite på denne delen av banen. Det er for øvrig usikkert hvordan konsentrasjonen av metaller er på andre deler av denne skytebanen. Bane R hadde en kobber- og blykonsentrasjon i

jorda som var mye høyere enn bane J. Disse konsentrasjonene kan i teorien føre til forgiftning av beitedyr, men da kun med en betydelig jordspisingsrate. I dette forsøket ble det funnet veldig lav jordspisingsrate, og det ble ikke funnet noen forhøyede konsentrasjoner av kobber og bly i gresset. Alle beregningene her er basert på bilder tatt av viltkameraer, informasjonen representerer derfor kun det som er innenfor synlig område for hvert kamera, dette er kun et lite område på hver bane.

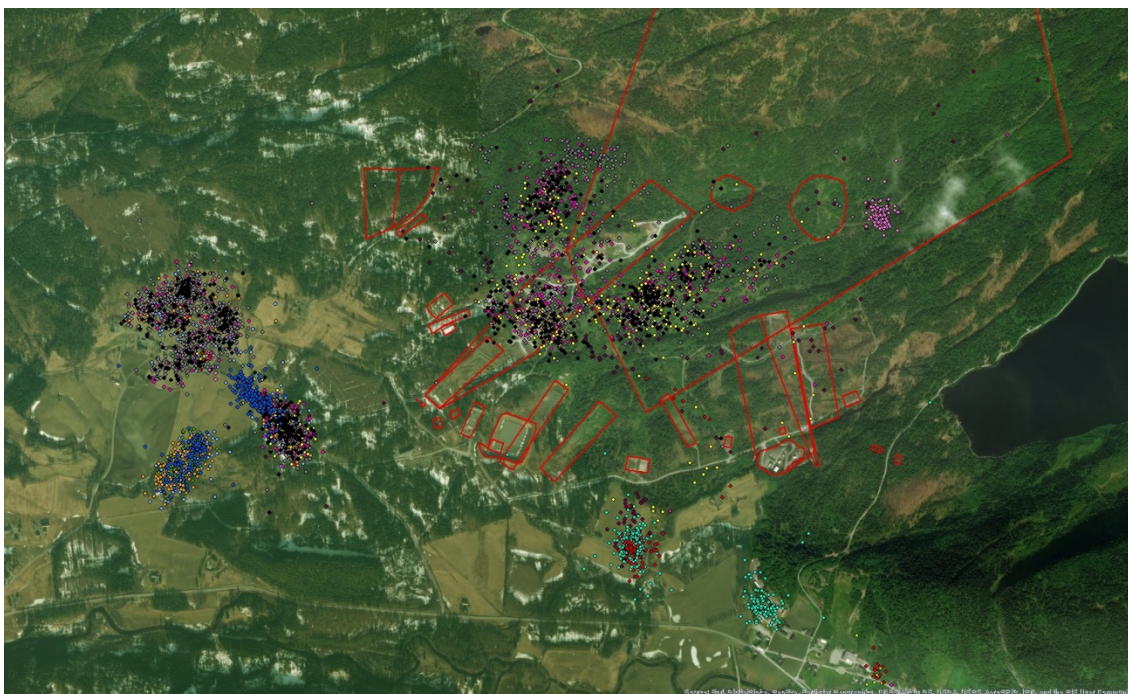
Tabell 3.5 Fremstilling av data fra viltkameraene. Tabellen viser antall bilder tatt per dag, andel dager det var sau på de enkelte banene (antall dager det ble fotografert sau), gjennomsnittlig (og median) antall sauer per bilde, gjennomsnittlig besøkslengde og andel besøk som varte lenger enn 10 minutter (andelen besøk der det ble tatt mer enn et bilde). Alle beregningene er basert på informasjon fra viltkameraer plassert ut på banene.

	Kamera 1 Bane J	Kamera 2 Bane J	Kamera 3 Bane R	Kamera 4 Bane U
Antall bilder per dag (gjennomsnitt)	2,1	3	1,4	0,06
Andel dager det ble tatt bilde av sau	0,8	0,9	0,7	0,04
Antall sauer per bilde	Gjennomsnitt	3,2	2,8	1,7
	Median	1	2	1
Gjennomsnittlig besøkslengde (min)	40	73	27	4
Andel besøk med varighet >10 min*	0,43	0,56	0,21	0,33

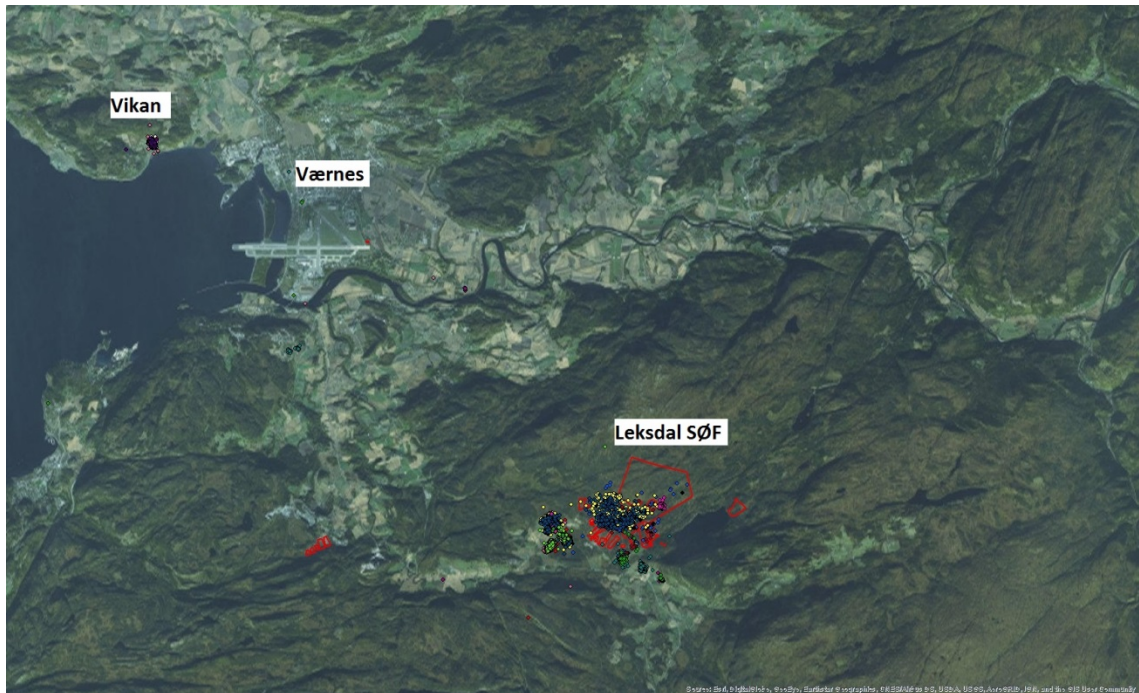
*Mer enn 1 bilde.

3.2.2 GPS

Av de 14 sauene bonden hadde GPS-merket, var det 5 stykker som beitet på Vikan og 9 stykker som beitet noe på skytefeltet, av disse beitet 5 stykker for det meste inne på/ved skytebanene (Figur 3.5 og Figur 3.6). I Figur 3.5 vises GPS-punktene til sauene som beitet i og rundt Leksdal SØF, mens Figur 3.6 også viser området kalt Vikan, lokalisert på andre siden av Værnes. Av de 5 sauene som beitet på skytebanene, var det 4 stykker som hadde lam. GPS-punktene til sauene som beveget seg på skytefeltet er vist i hver sin figur (Figur 3.7, Figur 3.8, Figur 3.9, Figur 3.10 og Figur 3.11). Sauenes posisjon ble registrert mellom 1-8 ganger per døgn, registreringene var spredt jevnt utover døgnetimer. Det var utplassert 3-4 saltsteiner i området. En var plassert ved veien nord-øst i feltet (trolig der man kan se en klynge med rosa prikker på kartet i Figur 3.5), mens plasseringen av de 2-3 andre er usikker.



Figur 3.5 Sauer i og rundt Leksdal SØF. Hver farge indikerer posisjonen til en bestemt sau. Fremstilt ved hjelp av ArcMap. Samlingen med prikker til venstre i bilde er fra innmarksbeite.



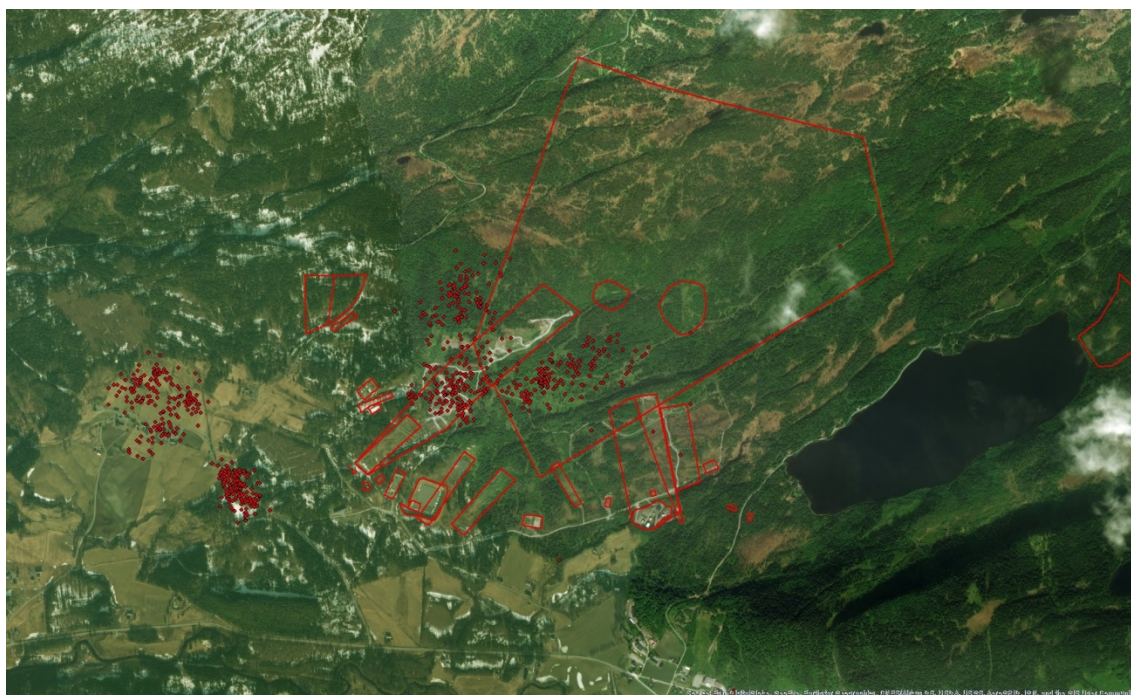
Figur 3.6 Oversikt over hele beiteområdet benyttet av sauebonden (Veiseth). Mesteparten av sauene beitet enten på innmarksbeite eller inne på Leksdal SØF, noen sauer beitet også på området merket med Vikan.

Sau nummer 5 beitet på utmarksbeite fra 28.05.16-04.08.16, og innmarksbeite fra 04.08.16-05.09.16 (Figur 3.7). I løpet av perioden sauen var på utmarksbeite ble det registrert 244 GPS-punkter, av disse var 206 inne på skytefeltet. 52 av GPS punktene var på skytebaner; 10 på bane U, og 40 på bane J, 1 på bane R og 1 på en annen bane. Sau nummer 5 hadde ikke lam. Om man ser på tiden sauen var på utmarksbeite ble ca. 21 % av tiden tilbragt på skytebaner.



Figur 3.7 Sau nummer 5 beitet inne på Leksdal SØF. Denne sauen hadde ikke lam.

Sau nummer 6 beitet på utmarksbeite fra 18.07.16-04.10.16, og på innmarksbeite fra 24.05.16-17.07.16 og 04.10.16-25.10.16 (Figur 3.8). I løpet av perioden sauen beitet på utmark ble det registrert 426 GPS-punkter, av disse var kun et av punktene utenfor skytefeltet. 144 av disse GPS-punktene var på en skytebane; 2 på bane U, og 142 på bane J. Om man ser på tiden sauen var på utmarksbeite ble ca. 34 % av tiden tilbragt på en skytebane. Sau nummer 6 hadde to lam, 60040 og 60041, lam nummer 60041 var et søyelam, og ble ikke slaktet høsten 2016.



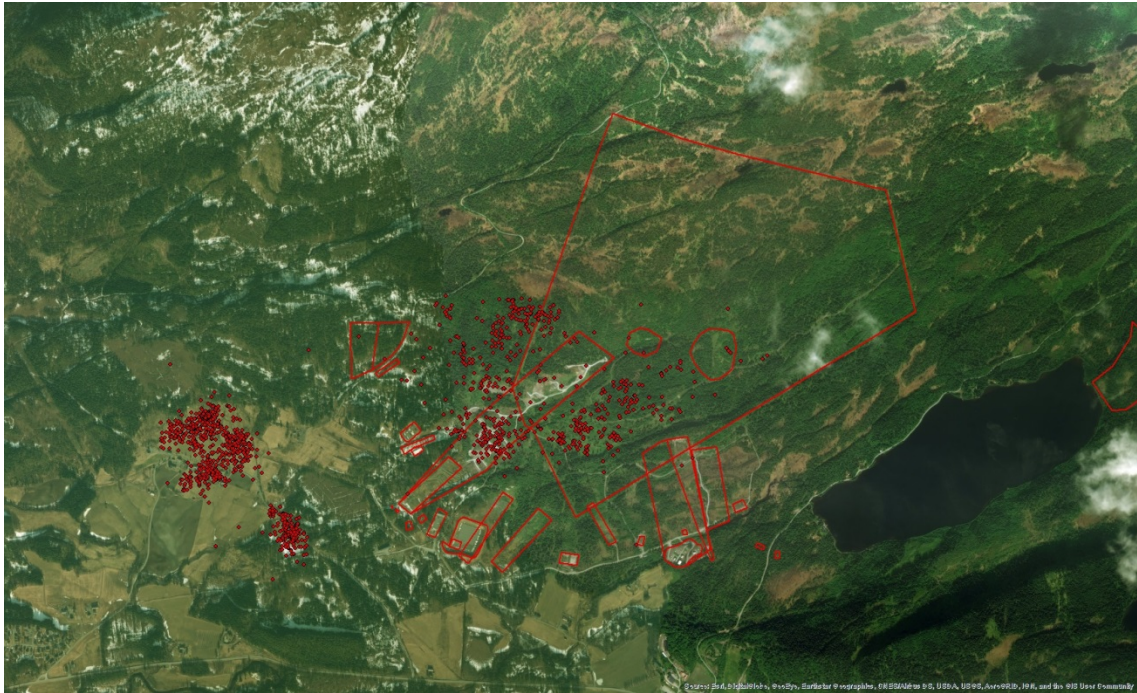
Figur 3.8 Sau nummer 6 beitet inne på Leksdal SØF. Denne sauen hadde lam med ID-nummer; 60040 og 60041. Samlingen med prikker til venstre i bilde er fra innmarksbeite på begynnelsen og slutten av sesongen (24.05.16-17.07.16 og 04.10.16-25.10.16).

Sau nummer 7 beitet på utmarksbeite fra 23.06.16-08.09.16, og på innmarksbeite fra 28.05.16-22.06.16 (Figur 3.9). I perioden sauen beitet på utmarksbeite ble det registrert 367 GPS-punkter inne på skytefeltet, og 9 punkter utenfor. Det ble registrert 85 punkter på skytebaner; 5 på bane U, 1 på en annen bane og 79 på bane J. Om man ser på tiden sauen var på utmarksbeite ble ca. 23 % av tiden tilbragt på skytebaner. Sau nummer 7 hadde lam med ID-nummer 60014 og 60015.



Figur 3.9 Sau nummer 7 beitet inne på Leksdal SØF. Denne sauene hadde lam med ID-nummer; 60014 og 60015. Samlingen med prikker til venstre i bilde er fra innmarksbeite på begynnelsen av sesongen (28.05.16-22.06.16).

Sau nummer 8 beitet på utmarksbeite fra 23.06.16-24.09.16, og på innmarksbeite 28.05.16-22.06.16 og 25.09.16-25.10.16 (Figur 3.10). I perioden sauene beitet på utmarksbeite ble det registrert 613 GPS-punkter, hvor 611 av disse var inne på skytefeltet. 141 GPS-punkter ble registrert på skytebaner; 2 på andre baner, 2 på bane U og 137 på bane J. Om man ser på tiden sauene var på utmarksbeite ble ca. 23 % av tiden tilbragt på skytebaner. Sau nummer 8 hadde lam med ID-nummer 60026 og 60027, lam nummer 60026 var et søyelam, og ble ikke slaktet høsten 2016.



Figur 3.10 Sau nummer 8 beitet inne på Leksdal SØF. Denne sauen hadde lam med ID-nummer; 60026 og 60027. Samlingen med prikker til venstre i bilde er fra innmarksbeite på begynnelsen og slutten av sesongen (28.05.16-22.06.16 og 25.09.16-25.10.16).

Sau nummer 9 beitet på utmarksbeite fra 23.06.16-12.09.16, og på innmarksbeite fra 29.05.16-22.06.16 og 13.09.16-25.10.16 (Figur 3.11). I løpet av perioden sauen var på utmarksbeite, ble det registrert 426 GPS-punkter, hvor alle var inne på Leksdal SØF. Det ble registrert 92 GPS-punkter inne på skytebaner; 90 på bane J og 2 på andre baner. Om man ser på tiden sauen var på utmarksbeite ble ca. 22 % av tiden tilbragt på skytebaner. Sau nummer 8 hadde lam med ID-nummer 60003 og 60004, lam nummer 60004 var et søyelam, og ble ikke slaktet høsten 2016.



Figur 3.11 Sau nummer 9 beitet inne på Leksdal SØF. Denne sauene hadde lam med ID-nummer; 60003 og 60004. Samlingen med prikker til venstre i bilde er fra innmarksbeite på begynnelsen og slutten av sesongen (29.05.16-22.06.16 og 13.09.16-25.10.16).

Alle sauene som beitet i Leksdal SØF oppholdt seg på skytebaner i mellom 21-34 % av tiden de var på utmarksbeite. I mesteparten av denne tiden var det bane J sauene oppholdt seg på. Denne banen var den av banene som var minst forurenset (Tabell 3.1). Det kan derfor ikke ut i fra GPS-dataene konkluderes med at sauer tiltrekkes områder forurenset med kobber og bly fra skyteaktivitet.

3.3 Beregninger

3.3.1 Jordspisingsrate

I tidligere studier har det blitt funnet jordspisingsraten til sauer under forskjellige forhold. Smith et al. (2009) fant en jordspisingsrate i sau som varierte fra 0,1 % i sommerhalvåret, da været var relativt tørt, og opp til 40 % i vinterhalvåret når været var relativt vått. Det opereres med forskjellige jordspisingsrater når beregninger utføres, Rupflin and Krebs (2015) i Sveits benyttet en jordspisingsrate på 10-15 % ved tørt vær og 20-30 % ved vått vær, mens Eriksen et al. (2009) benyttet 5 %.

Ved å benytte likning (2.1) og konsentrasjonene av Ti i avføring og jord, som står i Tabell 3.1 og Tabell 3.3 kan man finne jordspisingsraten til sauene på skytefeltet i den aktuelle perioden (22-23.12.16). Den beregnede jordspisingsraten er fremstilt i Tabell 3.6. Jordspisingsraten

beregnet i denne studien var på nivå med det laveste av det som har blitt rapportert ved liknende forsøk tidligere (Smith et al., 2009). Dette skyldes sannsynligvis tørt vær og frodige beiteforhold. Områdene der sauene beitet på Leksdal var svært frodige, og hadde ingen tegn til overbeite. Overbeite vil kunne øke jordspisingsraten, det vil også fuktig vær kunne gjøre. De dagene vi hentet prøver var været svært tørt, noe som kan føre til at mindre jord festet utenpå planter og gress. I følge Yr.no hadde det ikke kommet noen betydelig mengde nedbør på fem dager. Denne teorien styrkes av den fraværende forskjellen i metallkonsentrasjon i vasket og uvasket gress (Tabell 3.2). Fordi det kun ble hentet prøver ved en anledning i løpet av beitesesongen, er det uvisst hva som ville vært jordspisingsraten ved våtere forhold. Det som imidlertid kan sies, er at den laveste jordspisingsraten som bør benyttes for sau i Norge <1 %.

Tabell 3.6 Beregnet jordspisingsrate for sauer på bane J og R på Leksdal SØF. Beregningen ble utført ved hjelp av likning (2.1) og titaninnhold målt i jord (Tabell 3.1) og avføring (Tabell 3.3).

	Bane J	Bane R
Jordspisingsrate (%)	0,4	0,1

3.3.2 Gress

3.3.2.1 Akkumulasjonsrate

Forholdet mellom metallkonsentrasjon i jorda og i gresset kan ses i Tabell 3.7. Det så ikke ut til å være noen direkte sammenheng mellom metallkonsentrasjon i jorda og metallkonsentrasjon i gresset (om man ser bort fra den høye konsentrasjonen i det uvaskede gresset fra bane R). Gresset som ble analysert ble klippet noen centimeter over bakken fordi dette likner mest på den måten sauene spiser (Payne and Livesey, 2010). Hadde røttene også blitt analysert kan det tenkes at man hadde sett en større akkumulering av metaller i gresset, da noen planter lagrer metallene i røttene (Roggeman et al., 2013).

Tabell 3.7 Beregnet forhold mellom metallkonsentrasjon målt i gress og jord fra bane J, R og U på Leksdal SØF, og referanseområde utenfor Leksdal SØF. Beregningene er basert på metallkonsentrasjon i jord (Tabell 3.1) og metallkonsentrasjon i vasket gress (Tabell 3.2).

Gress/jord	Cu	Zn	Sb	Pb
Bane J	0,2	0,4	0,2	0,04
Bane R	0,02	0,3	0,003	0,004
Bane U	0,02	0,3	0,02	0,004
Referanseområde	0,3	0,6	0,06	0,03

3.3.2.2 Kobber/molybden-forhold

Beitedyr som får anbefalt mengde kobber i kosten, kan likevel kobberforgiftes om molybdeninnholdet i fôret er lavt (Perrin et al., 1990). Molybden (Mo) binder seg til kobber, og gjør kobberet mindre biotilgjengelig (Hidiroglou et al., 1984, Buck and Sharma, 1969). Det anbefales et Cu/Mo forhold i kosten til sauer på 6:1, om forholdet er 10:1 eller høyere kan det være risiko for kobberforgiftning, selv om konsentrasjonen av kobber i fôret ikke er høyere enn anbefalt (Johnsen et al., 2016, Villar et al., 2002). Omvendt kan sauene oppleve kobbermangel hvis Cu/Mo-forholdet blir for lavt. Cu/Mo-forholdet i gresset på skytebanene i Leksdal kan ses i Tabell 3.8. Det ble kun beregnet Cu/Mo-forhold i uvasket gress, da dette er det sauene vil beite. Selv om det ikke ble avdekket noen høye kobberkonsentrasjoner i gresset, ser Cu/Mo forholdet ut til å ha vært relativt høyt en del steder. På bane J og på referanseområdet var Cu/Mo-forholdet innenfor det som er anbefalt, mens på de andre banene var Cu/Mo-forholdet høyt i gressprøvene. På bane R var forholdet mellom Cu og Mo høyere enn 10:1, som sies å være grensen for når det kan være risiko for kobberforgiftning. Plantene i dette forsøket ble ikke artsbestemt, forskjellen i Cu/Mo-forholdet mellom banene kan derfor skyldes at det er forskjellige plantetyper på de forskjellige banene.

Tabell 3.8 Forholdet mellom kobber- og molybdenkonsentrasjonen i det uvasket gresset fra banene på Leksdal SØF. Beregnet fra konsentrasjonene i Tabell 3.2.

Cu/Mo	
Bane J	4,5
Bane R	17,7
Bane U	31,6
Referanseområde	4,1

3.3.3 Doseberegninger

3.3.3.1 Kronisk dose

Forskning viser at lett regn kan være med på å skylle plantene rene for jord, mens kraftig regn kan sprute jord opp på plantene. Om været er svært tørt kan dette medføre at jord virvler opp å setter seg på plantene. Det har allikevel blitt funnet at det er ved vått vær beitedyr får i seg mest jord. Dette kan skyldes at dyrene selv skitner til plantene ved å bevege seg rundt på beiteområdene (Smith et al., 2009, Herling and Andersson, 1996). Beiteintensiteten har derfor mye å si for jordspisingsrate og dermed dosen metaller dyrene får i seg.

For å beregne metalledosen sauene på Leksdal SØF fikk i seg i løpet av beitesesongen 2016, kan likning (2.2) benyttes. Da trengs en rekke parametere slik som metallkonsentrasjon i gress (Tabell 3.2) og jord (Tabell 3.1), jordspisingsrate (Tabell 3.6), andel av tiden sauene beitet på det gitte området (kapittel 3.2.2) og andelen tørre og våte dager.

Fordi jordspisingsraten avhenger av om været er tørt eller vått, ble værdata hentet inn fra yr.no. Disse kan ses i vedlegg B. Ut i fra disse ble det beregnet andel tørre og våte dager for hele perioden (28.05.16-04.10.16), og for perioden hver enkelt sau var på beite (kapittel 3.2.2). Alt over 1 mm nedbør per døgn ble ansett som vått, mens omvendt ble alt under 1 mm nedbør per døgn ansett som tørt. Andelen våte dager for hele perioden var 0,4, andelen for hver enkelt sau kan ses i Tabell- B.2 i vedlegg B. GPS-overvåkingen av sauene, beskrevet i kapittel 3.2.2, gir informasjon om andel tid sauene benyttet på de forurensede områdene (skyttebaner).

Jordspisingsraten som ble funnet i dette forsøket ble benyttet som JS_T (jordspisingsrate for tørre dager) i denne beregningen (Tabell 3.6), jordspisingsraten som ble funnet på bane R ble også benyttet for bane U, da både bane R og U var på myr. For våte dager ble en jordspisingsrate på 30 % benyttet. Det må understrekes at 30 % jordspisingsrate ble benyttet fordi det ikke ble funnet noen konkret jordspisingsrate for våte forhold i dette forsøket da alle prøvene ble hentet under tørre forhold. Fordi det på Leksdal var svært frodig beite, vil 30 % sannsynligvis være en svært konservativ tilnærming.

Det ble benyttet en kroppsvekt på 75 kg og det ble antatt et tørrstoffinntak på 1,3 kg per døgn. Det ble ut i fra disse forutsetningene beregnet en gjennomsnittlig dagsdose for sauene (Tabell 3.9). Denne tar hensyn til gjennomsnittlig eksponering under hele beiteperiode og kan sammenliknes med grenseverdier for kronisk eksponering. Bidragene fra alle banene ble beregnet ut i fra hvor mye sauene oppholdt seg på hver enkelt bane, bidragene ble så slått sammen til en sum som utgjorde den totale gjennomsnittlige dagsdosen til den enkelte sau. Alle beregningene ble utført på voksne sauer.

Ingen av de daglige dosene som det ble beregnet at sauene kunne få i seg på Leksdal SØF oversteg det som antas å kunne gi kronisk forgiftning (Tabell 1.1).

Tabell 3.9 Teoretisk beregnet daglig dose for sauene som beitet på Leksdal SØF, ved kronisk eksponering (eksponering over hele beiteperioden). Tabellen viser også dosen metaller sauene minst må få i seg for å få en kronisk forgiftning.

mg/kg kv/dag		Bly	Kobber
Sau 5	Bane J	0,021	0,041
	Bane R	0,121	0,011
	Bane U	0,029	0,025
	Total	0,171	0,077
Sau 6	Bane J	0,033	0,060
	Bane R	-	-
	Bane U	0,006	0,005
	Total	0,039	0,065
Sau 7	Bane J	0,035	0,062
	Bane R	0,094	0,008
	Bane U	0,013	0,011
	Total	0,142	0,081
Sau 8	Bane J	0,026	0,047
	Bane R	-	-
	Bane U	0,003	0,002
	Total	0,029	0,049
Sau 9	Bane J	0,030	0,052
	Bane R	-	-
	Bane U	-	-
	Total	0,030	0,052
Forgiftningsdoser		6	0,26-0,35

3.3.3.2 Teoretisk akutt dose

Det ble også beregnet dagsdose og total dose for 14 dager (akutt eksponering) i en tenkt situasjon der sauene kun beitet på en skytebane i henholdsvis 1 og 14 dager (Tabell 3.10). For å beregne akutt dose ble også likning (2.2) benyttet, men det ble ikke ganget med andelen tid

dyrene beitet på den bestemte banen, da det ble antatt at dette var 100 % av tiden. I denne beregningen ble det benyttet 50 % våte dager, da dette var det meste som ble funnet i løpet av perioden for noen av sauene (Tabell- B.2, sau nummer 9). Resultatene fra denne beregningen kan sammenliknes med grenseverdier for akutt forgiftning (Tabell 1.1). Grenseverdiene for akutt forgiftning baserer seg på forgiftning etter én dose. I denne beregningen gjøres det en metodisk betraktning der det antas at all forgiftning som skjer på under 14 dager kan antas å være akutt. Her tas det ikke hensyn til metallet dyret vil skille ut i løpet av disse 14 dagene. Det bør derfor tas hensyn til at noe av metallet også vil skilles ut når man sammenlikner dosene beregnet for 14 dagers eksponering i Tabell 3.10 med dosene i Tabell 1.1.

Ut fra både GPS-koordinatene og bildene fra viltkameraene var det tydelig at sauene ikke beitet kun på ett område over lengre perioder. Det vil derfor være svært usannsynlig at noen av sauene vil få i seg dosene beregnet her. Ingen av dagsdosene oversteg dosene som antas å kunne gi akutt forgiftning. Dosene beregnet for 14 dagers eksponering oversteg ved ett tilfelle det som antas å kunne gi akutt kobberforgiftning i sau. Som sagt er ikke utskillingen av stoffet i løpet av 14 dager tatt hensyn til, og fordi den aktuelle overtredelsen var svært liten, er det liten sannsynlighet for akutt kobberforgiftning blant sauene som beitet på Leksdal SØF. Denne teoretiske forgiftningen kunne finne sted om sauene kun beitet på bane R i 14 dager. På GPS-overvåkingen var det tydelig at ingen av de sauene som ble overvåket kun beitet på ett område i hverken 1 eller 14 dager. Dette ble også støttet av viltkameraet som var plassert på bane R. I følge dette kameraet var det sauer som beitet på bane R i gjennomsnitt i 38 minutter per dag (1,4 ganger * 27 minutter, Tabell 3.5). Det ble ved ingen tilfeller observert sauer på bane R i en hel dag i strekk.

Tabell 3.10 Teoretisk beregnet daglig dose og dose i løpet av 14 dager, for sauene som beitet på Leksdal SØF, ved akutt eksponering (ved beiting kun på forurenset område). Tabellen viser også dosen metaller sauene minst må få i seg for å få en akutt forgiftning.

mg/kg kv	Bly		Kobber	
	Maks per dag	Maks 14 dager*	Maks per dag	Maks 14 dager*
Bane J	0,13	1,82	0,23	3,2
Bane R	19,2	269	1,7	23,8
Bane U	0,92	13	0,79	11,1
Forgiftningsdose	600-800		20-100	

*Her er det ikke tatt hensyn til at noe av metallet også vil skilles ut i løpet av 14 dager.

3.4 Samlet diskusjon

GPS-målinger og viltkameranene ga et samlet inntrykk av hvor sauene trivdes best å beite/oppholde seg, dette var bane J. I følge viltkameraene var bane R litt mindre populær blant sauene enn bane J, men mer populær enn bane U. Mens i følge GPS-målingene var bane U mer populær enn bane R. Denne forskjellen skyldes sannsynligvis at viltkameraer kunovervåker et begrenset område. Dette er ikke tilfellet med GPS. Bane U er også betraktelig større enn bane R, og det går også en vei gjennom bane U. Det kan derfor tenkes at sauene beveger seg gjennom bane U, uten at det beites noe særlig der. Det kan uansett fastslås at på de områdene på banen der det ble innhentet gress- og jordprøver, var området på bane R hyppigere beitet enn området på bane J.

Det var svært tørt vær i Leksdal SØF både før og under prøvetakingen, det var også svært frodig beite under perioden prøvene ble hentet, en del av resultatene kan være preget av dette. Blant annet var det svært lite forskjell i metallkonsentrasjonen i vasket og uvasket gress, det ble også funnet jordspisingsrate hos sauene som var svært lav (0,1-0,4 %). Dette styrker teorien om at det ved tørt vær vil være festet lite jord til plantene, og at sauenes jordspisingsrate er lav ved slike forhold, slik som sett i blant annet Smith et al. (2009). Men fordi vi kun har prøver fra en tørr periode, kan det ikke konkluderes med at dette er grunnen til den lave jordspisingsraten, da dette ikke kan sammenliknes med noe annet. Jordspisingsraten henger naturligvis sammen med hvor mye jord som er festet til gressets overflate, da dette er den største kilden til jord i kosten til sauer. Den lave jordspisingsraten kan for øvrig skyldes flere ting enn det tørre været, som for eksempel frodige beiteområder og lite nedbeiting. Dette kan også variere med årstid, og det kan tenkes at beitet ikke er like frodig i september som i juli, når vi tok prøvene. Det må understrekes at selv om det ble funnet svært lav jordspisingsrate under de gitte forholdene dette forsøket ble utført under, kan det ikke sies noe om jordspisingsraten under andre værforhold eller årstider i Leksdal SØF. Denne jordspisingsraten kan være representativt for beitet på Leksdal under hele beitesesongen, eller det kan variere med både vær og årstid. Fordi vi ikke vet hva jordspisingsraten vil være ved vått vær, benyttes den mest konservative verdien (30 %) for å ha en sikkerhetsmargin. For å kunne si noe mer konkluderende angående jordspisingsrate burde det vært hentet inn prøver flere ganger i løpet av sesongen, helst under forskjellige værforhold gjerne også på innmarksbeite, der det ofte er større beitepress. Det kan allikevel konkluderes med at jordspisingsraten ved tørre forhold i Leksdal, og sannsynligvis andre steder i Norge, er lavere enn tidligere antatt. Jordspisingsraten som vanligvis har blitt benyttet for sau er 5-30 % avhengig av vær, årstid og og/eller overbeite. I denne studien ble det vist at ved gode beiteforhold og tørt vær, vil jordspisingsraten for sau mest sannsynlig være så lav som <1 %. Titankonsentrasjonen som ble benyttet for å beregne jordspisingsraten til sauene var konsentrasjonen i skytebanejorden, og i avføring hentet på og rundt den aktuelle banen. Fordi sauene kun i gjennomsnitt oppholdt seg på de overvåkede områdene av banene i mellom 4-73 minutter av gangen i følge viltkamera og i mellom 21-34 % av tiden på skytebaner i følge GPS målinger, kan det antas at de også har spist gress (og eventuelt jord) fra andre områdene enn der vi har målt Ti. Titankonsentrasjonen på referanseområdet var noe lavere (1899 ± 82 mg/kg) enn titankonsentrasjonen på bane R (3696 ± 291 mg/kg) og J (3382 ± 541 mg/kg). Om denne titankonsentrasjonen benyttes for å beregne jordspisingsraten i dette tilfellet, ville

jordspisingsraten blitt 0,74 %, altså fortsatt <1 %. Titankonsentrasjonen på bane U (97 ± 9 mg/kg) var betraktelig lavere de andre stedene, og viser at titankonsentrasjonen i jorda kan forandre seg mye over et relativt lite område. Dette skyldes sannsynligvis at jorden på denne banen for det meste besto av myrjord, med svært lite mineralsk innhold. Denne banen var imidlertid et område sauene beitet lite på. For å få en bedre indikasjon på jordspisingsraten ville kanskje den beste metoden være å følge sauenes lokasjon via GPS i et par dager før prøvetaking, for deretter å ta blandprøver fra områdene sauene har beitet, eller ta en blandprøve over et større område. For å få en bedre indikasjon kan det lønne seg å ta jord- og avføringsprøver på innmarksbeite, da dette er et avgrenset område.

Det området det ble beitet hyppigst og mest på i denne overvåkingen var bane J. Dette støttes både av GPS-data og fra viltkameraene plassert på banene. Denne banen ble utvidet i 2008 og har derfor relativt lave metallkonsentrasjoner i den tilgjengelige delen av banen, og ut i fra dette, kan det ikke konkluderes med at sauer foretrekker å beite på områder som er forurenset. Det kan være andre grunner til at dyrene ble tiltrukket bane J, og ofte tiltrekkes voller på skytebaner generelt. Som for eksempel at disse områdene ofte er sandige og åpne slik som foreslått av Voie et al. (2010). Det ble for øvrig også beitet en del på bane R (ca. 70 % av dagene). På denne banen var det relativt høy konsentrasjon av både kobber (580 mg/kg) og bly (7189 mg/kg) i jorda. Det ble for øvrig målt svært lite metaller i gresset, både i vasket og uvasket. Dette gjaldt selv på baner med høy metallkonsentrasjon i jorda, det ser derfor ut som om gress akkumulerer lite metaller, selv i svært metallholdig jord. Det kan derfor tyde på at sauene allikevel ikke har fått i seg store mengder metaller gjennom å beite på bane R. Det er for øvrig usikkert om konsentrasjonen av metaller i uvasket gress også var lav under våtere perioder, da det kun ble hentet prøver under en tørr periode med god beitekvalitet.

I følge doseberegningene utført for Leksdal SØF, var det svært liten risiko for kronisk forgiftning av beitedyr, med hverken kobber eller bly. Ved sammenhengende beiting i 14 dager på den mest forurensete banen (bane R), viste beregningene at eksponeringen for kobber kan medføre akutte effekter. Dette er for øvrig svært usannsynlig i følge resultater fra overvåking med GPS og viltkameraer, som tydelig viser at ingen sauer kun beiter på ett område i lenger perioder (ikke engang en hel dag). Denne beregningen tok heller ikke hensyn til utskilling av metallet fra kroppen i løpet av de 14 dagene. Selv med høye bly- og kobberkonsentrasjoner på noen av banene sauene beitet, ble det ikke funnet tegn til hverken bly eller kobberforgiftning i leveren til noen av lammene vi fikk inn leverprøver fra. Blykonsentrasjonen var tilnærmet null i alle tilfeller. Kobberkonsentrasjonen var i en del tilfeller over det som anses som normalt (>500 mg/kg TV), men ingen hadde tegn til kobberforgiftning (>1000 mg/kg TV) og kan skyldes et høyt Cu/Mo-forhold i kosten. Lammene som beitet inne på skytefeltet hadde for øvrig signifikant lavere kobberkonsentrasjon i leveren enn lammene som beitet andre steder. Det kan derfor konkluderes med at det ikke er knyttet større risiko for metallforgiftning ved beiting inne på Leksdal SØF i forhold til beiting på andre områder i nærheten.

3.4.1 Usikkerhet og forbedringspotensialer

Som tidligere diskutert knytter det seg fortsatt en del usikkerhet til sauenes jordspisingsrate da prøver kun ble tatt ved et tilfelle. Det knytter seg derfor også usikkerhet til doseberegningene

utført i dette forsøket, og eventuelt ved senere beregninger. For en helt nøyaktig doseberegning kreves flere studier der jordspisingsrate beregnes under flere vær- og beiteforhold, samt årstider. Jordprøver burde også innhentes fra et større område som bedre beskriver sauenes beitemønster. Det er også mulig at flere typer beiteplanter burde blitt analysert for metaller. Når det gjelder jordprøvene, ble disse forbehandlet, oppsluttet og analysert med en anerkjent metode som gir liten usikkerhet i metallkonsentrasjonen funnet (MIS). Selve prøvetakingen av jorden kunne blitt utført på en mer optimal måte, hadde vi hatt korrekt utstyr tilgjengelig. Vaskingen av gress viste seg noe utfordrende, da det kunne se ut som om all jorden ikke alltid ble vasket bort. I et videre arbeid bør det derfor kanskje ses på andre metoder for å vaske gresset fritt for jord. Om liknende forsøk skal gjentas, anbefales det også å innhente blodprøver både før og etter beiteperioden, da dette vil kunne gi et ennå tydeligere svar på hvor mye bly dyrene inntar på beite og om det er risiko for forgiftning. For å få et bedre inntrykk av dyrenes beitemønster kunne det blitt benyttet flere viltkameraer. På Leksdal SØF var det knyttet en del utfordringer til å få plassert disse da banen fortsatt benyttes. Kameraer måtte derfor plasseres på områder der disse ikke ble beskutt.

4 Anbefaling og konklusjon

På banene som ble overvåket var det i jorden fra bane J metallkonsentrasjonen var lavest (Cu-42 mg/kg, Pb-41 mg/kg), mens metallkonsentrasjonen i jorden fra bane R var høyest (Cu-580 mg/kg, Pb-7189 mg/kg), bane U hadde en metallkonsentrasjon mellom disse (Cu-279 mg/kg, Pb-347 mg/kg). Alt gresset hadde lav metallkonsentrasjon, med unntak av det vaskede gresset fra bane R. Med unntak av den ene prøven på bane R var det liten forskjell i metallkonsentrasjonen i vasket og uvasket gress, det var også liten forskjell i metallkonsentrasjonen i gresset fra de forskjellige banene. Akkumuleringen av metaller i gress funnet i dette forsøket tyder på at metallkonsentrasjon i gresset ikke har sammenheng med metallkonsentrasjon i jorda. Det ble funnet et noe høyt kobber/molybden-forhold på bane R (18) og U (32) som kan øke opptak av kobber i sau.

Blykonsentrasjonene funnet i leveren til lammene var i alle tilfeller svært lavt, og ingen konsentrasjoner oversteg det som anses som normalt. Det var heller ingen signifikant forskjell i blykonsentrasjon målt i lever hos lam som hadde beitet i SØF enn hos lam som hadde beitet utenfor SØF ($p > 0,05$). Kobberkonsentrasjonen i leveren til lammene var i flere av tilfellene over det som anses som normalt, men var ikke ved noen tilfeller forenelig med forgiftning. Dette kan skyldes det høye kobber/molybden-forholdet i beiteplanter i området. Det ble for øvrig funnet en signifikant forskjell ($p < 0,05$) i kobberkonsentrasjonen i leveren til lam som hadde beitet i og utenfor skytefeltet, der konsentrasjonen var høyest hos lam som hadde beitet utenfor skytefeltet. Det kan spekuleres i om dette skyldes en høyere jordspisingsrate hos sauer som beiter på innmarksbeite. Det anbefales å finne ut om dette er tilfellet ved eventuelt videre arbeid.

Både fra GPS- og kameraovervåkning var det tydelig at bane J var den mest populære banen blant sauene. Dette området var ikke spesielt forurenset og det kan derfor konkluderes med at sauene ikke ble tiltrukket dette området på grunn av høy metallforurensing. Det ser for øvrig heller ikke ut til at de misliker å beite på slike områder. Det kan være andre grunner til at dyrene ble tiltrukket bane J, og ofte tiltrekkes voller på skytebaner generelt. Som for eksempel at disse områdene ofte er sandige og åpne. Det kan også konkluderes med at jordspisingsraten (<1 %) funnet under de gitte forhold på Leksdal SØF var lavere enn det som har blitt benyttet i tidligere risikovurderinger både i Norge og utlandet (5-30 %)(Smith et al., 2009, Eriksen et al., 2009, Rupflin and Krebs, 2015). Det kan også tenkes at dette vil være tilfellet for andre områder i Norge. Det anbefales å utføre flere forsøk der jordspisingsraten til sau (og for øvrig andre beitedyr slik som kyr), analyseres i flere områder, ved flere værforhold og årstider. Det ble funnet liten risiko for kronisk forgiftning, av både kobber og bly, hos dyrene som beitet på banene. Ved sammenhengende beiting i 14 dager på den mest forurensete banen (bane R), viste beregningene at eksponeringen for kobber kan medføre akutte effekter. Dette er for øvrig svært usannsynlig i følge resultater fra overvåkning med GPS og viltkameraer, som tydelig viser at ingen sauer kun beiter på ett område i lenger perioder. Det anbefales en videre utredning av årsaken til at sau (og kyr) tiltrekkes voller på skytebaner, og om dette kan føre til metallforgiftning.

Det kan konkluderes med at det ikke er knyttet større risiko for metallforgiftning ved beiting inne på Leksdal SØF i forhold til beiting på andre områder i nærheten.

Vedlegg

A GPS koordinater for prøvetaking

Tabell A.1 GPS-koordinater tatt ved hjørnene på prøvetakingsområdet på bane J, R og U, samt referanseområder.

	Hjørne	E	N	Høyde
Bane J	1	602380,764	7032203,73	175
	2	602372,739	7032194,19	175
	3	602401,628	7032176,53	176
	4	602407,097	7032187,85	178
Bane R	1	602945,724	7031785,17	179
	2	602938,647	7031797,95	166
	3	602956,719	7031805,97	163
	4	602964,628	7031793,22	160
Bane U	1	603271,954	7031951,78	203
	2	603288,000	7031970,88	185
	3	603269,690	7031970,29	185
	4	603271,655	7031961,06	184
Referanseområde	1	601680,405	7031724,27	181
	2	601678,026	7031720,48	169
	3	601679,513	7031726,10	177
	4	601673,569	7031729,63	173

B Værdata

Tabell B.1 Nedbørsdata for Værnes i studieperioden sommeren 2016, data er hentet fra Yr.no.

Dato	Nedbørsmengde mm (24 Timer)
28.05.16	0,0
29.05.16	0,0
30.05.16	1,4
31.05.16	0,0
01.06.16	0,0
02.06.16	0,0
03.06.16	0,0
04.06.16	0,0
05.06.16	0,0
06.06.16	0,0
07.06.16	0,0
08.06.16	0,0
09.06.16	0,0
10.06.16	0,3
11.06.16	0,0
12.06.16	0,0
13.06.16	0,0
14.06.16	0,0
15.06.16	0,2
16.06.16	0,2
17.06.16	0,0
18.06.16	0,2
19.06.16	2,5
20.06.16	7,3
21.06.16	1,9
22.06.16	4,3
23.06.16	0,0
24.06.16	0,0
25.06.16	6,1
26.06.16	0,0

Dato	Nedbørsmengde mm (24 Timer)
27.06.16	4,0
28.06.16	3,4
29.06.16	1,6
30.06.16	0,3
01.07.16	1,3
02.07.16	0,2
03.07.16	19,7
04.07.16	2,5
05.07.16	0,0
06.07.16	0,2
07.07.16	1,4
08.07.16	0,2
09.07.16	0,0
10.07.16	0,0
11.07.16	0,2
12.07.16	1,0
13.07.16	3,1
14.07.16	7,4
15.07.16	0,0
16.07.16	0,0
17.07.16	12,4
18.07.16	1,7
19.07.16	0,3
20.07.16	0,3
21.07.16	0,0
22.07.16	0,0
23.07.16	1,9
24.07.16	1,5
25.07.16	0,7
26.07.16	0,8
27.07.16	11,6
28.07.16	1,4
29.07.16	3,9
30.07.16	4,1

Dato	Nedbørsmengde mm (24 Timer)
31.07.16	0,2
01.08.16	3,3
02.08.16	5,4
03.08.16	4,6
04.08.16	0,0
05.08.16	2,1
06.08.16	0,2
07.08.16	0,1
08.08.16	6,1
09.08.16	1,3
10.08.16	5,0
11.08.16	0,1
12.08.16	5,5
13.08.16	5,6
14.08.16	2,6
15.08.16	0,0
16.08.16	0,7
17.08.16	0,1
18.08.16	0,0
19.08.16	0,1
20.08.16	0,0
21.08.16	0,0
22.08.16	0,0
23.08.16	0,0
24.08.16	0,0
25.08.16	0,9
26.08.16	0,0
27.08.16	12,0
28.08.16	3,8
29.08.16	0,0
30.08.16	4,1
31.08.16	6,8
01.09.16	5,2
02.09.16	11,0
03.09.16	1,0

Dato	Nedbørsmengde mm (24 Timer)
04.09.16	14,6
05.09.16	0,8
06.09.16	0,0
07.09.16	3,7
08.09.16	0,5
09.09.16	0,0
10.09.16	4,8
11.09.16	14,1
12.09.16	9,3
13.09.16	0,0
14.09.16	0,0
15.09.16	1,4
16.09.16	0,0
17.09.16	0,0
18.09.16	0,8
19.09.16	0,0
20.09.16	0,0
21.09.16	0,0
22.09.16	0,0
23.09.16	0,0
24.09.16	1,6
25.09.16	0,0
26.09.16	0,0
27.09.16	0,0
28.09.16	0,0
29.09.16	1,2
30.09.16	8,0
01.10.16	15,4
02.10.16	5,6
03.10.16	5,3
04.10.16	0,0

Tabell B.2 Antall og andel våte og tørre dager i perioden den enkelte sauene var på utmarksbeite, samt for hele perioden (28.05.16-04.10.16). Beregnet ved hjelp av GPS-data og værdata fra yr.no (Tabell- B.1).

	Sau 5	Sau 6	Sau 7	Sau 8	Sau 9	Hele perioden
Vått	27	36	38	43	41	53
Tørt	42	43	40	51	41	78
Total	69	79	78	94	82	131
Andel våte dager	0,39	0,46	0,49	0,46	0,50	0,40
Andel tørre dager	0,61	0,54	0,51	0,54	0,50	0,60

C Analyserapport metaller

C.1 Gress, jord og avføring



Forsvarets forskningsinstitutt
Avdeling Beskyttelse og samfunnsikkerhet

Dato: 19.12.16

Analyserapport

Side 1 av 4

Analyserapport

Oppdragsgiver:

Antall prøver: 43

Anmerkninger: Analyse av jord, gress og saueavføring

Analyserapporten gjelder følgende analyser:

Analyse- parametere	Metode identitet	Måleområde µg/l
Titan, Ti	A1	0,1-1000
Kobber, Cu	A1	0,1-1000
Sink, Zn	A1	0,1-1000
Molybden, Mo	A1	0,1-1000
Antimon, Sb	A1	0,1-1000
Bly, Pb	A1	0,1-1000

Denne analyserapporten består av i alt 4 sider. Analyserapporten gjelder analyse av prøvene slik de ble mottatt av FFI. Rapporten kan ikke gjengis i utdrag uten skriftlig godkjenning av FFI.

Kjeller, 19.12.16

Ida Vaa Johnsen

Saksbehandler: Ida Vaa Johnsen

Innvalg : 63 80 78 04

Telefax : 63 80 75 09

Organisasjonsnr: 970 963 340 MVA

Adresse : Postboks 25, 2007 Kjeller

Sentralbord : 63 80 70 00

Mil retn nr: 0505

Bankgiro: 7101.05.00030
Postgiro: 0801 5045745



ANALYSE AV METALLER

Instrument: ICP-MS, Thermo Xseries 2

Operatør: Ida Vaa Johnsen

<i>FFI-nr</i>	<i>Proveidentifikasjon</i>
16-421-1U	Gress, Uvasket, Bane J
16-421-2U	Gress, Uvasket, Bane J
16-421-3U	Gress, Uvasket, Bane J
16-422-1U	Gress, Uvasket, Bane R
16-422-2U	Gress, Uvasket, Bane R
16-422-3U	Gress, Uvasket, Bane R
16-423-1U	Gress, Uvasket, Bane U
16-423-2U	Gress, Uvasket, Bane U
16-423-3U	Gress, Uvasket, Bane U
16-424-1U	Gress, Uvasket, Referanseområde
16-424-2U	Gress, Uvasket, Referanseområde
16-424-3U	Gress, Uvasket, Referanseområde
16-421-1V	Gress, Vasket, Bane J
16-421-2V	Gress, Vasket, Bane J
16-421-3V	Gress, Vasket, Bane J
16-422-1V	Gress, Vasket, Bane R
16-422-2V	Gress, Vasket, Bane R
16-423-1V	Gress, Vasket, Bane U
16-423-2V	Gress, Vasket, Bane U
16-423-3V	Gress, Vasket, Bane U
16-424-1V	Gress, Vasket, Referanseområde
16-424-2V	Gress, Vasket, Referanseområde
16-424-3V	Gress, Vasket, Referanseområde
16-429-1	Jord, Bane J
16-429-2	Jord, Bane J
16-429-3	Jord, Bane J
16-430-1	Jord, Bane J, kun voll
16-430-2	Jord, Bane J, kun voll
16-430-3	Jord, Bane J, kuin voll
16-431-1	Jord, Bane R
16-431-2	Jord, Bane R
16-431-3	Jord, Bane R

Analyse av metaller



16-432-1	Jord, Bane U
16-432-2	Jord, Bane U
16-432-3	Jord, Bane U
16-433-1	Jord, Referanseområde
16-433-2	Jord, Referanseområde
16-433-3	Jord, Referanseområde
16-434-1	Avføring, Bane J
16-434-2	Avføring, Bane J
16-434-3	Avføring, Bane J
16-435-1	Avføring, Bane R
16-435-2	Avføring, bane R

FFI-nr.	Ti µg/g	Cu µg/g	Zn µg/g	Sb µg/g	Pb µg/g
16-421-1U	7,4	6,9	43,5	0,12	1,7
16-421-2U	6,9	5,7	36,4	0,12	1,1
16-421-3U	6,0	5,6	39,5	0,14	1,3
16-422-1U	1,2	4,6	95,1	0,15	1,3
16-422-2U	1,3	4,0	82,3	0,15	1,3
16-423-1U	2,7	4,6	39,6	0,07	1,3
16-423-2U	3,6	4,9	42,9	0,14	1,1
16-423-3U	3,3	5,1	44,6	0,15	1,4
16-424-1U	7,6	7,1	44,9	0,14	1,7
16-424-2U	7,4	5,8	37,4	0,12	1,4
16-424-3U	7,2	6,2	43,7	0,13	1,4
16-421-1V	7,3	8,5	30,1	0,21	1,3
16-421-2V	7,4	8,3	26,8	0,19	1,6
16-421-3V	7,7	7,8	24,5	0,21	1,8
16-422-1V	18,7	11,4	119	2,2	29,4
16-422-2V	20,7	13,0	129	2,5	30,9
16-422-3V	18,4	11,3	113	2,2	26,9
16-423-1V	2,9	4,0	81,7	0,13	1,3
16-423-2V	1,4	4,3	88,3	0,10	1,1
16-423-3V	1,1	4,4	85,5	0,16	1,4
16-424-1V	3,5	5,0	44,3	0,11	1,5
16-424-2V	3,5	5,4	45,5	0,15	1,5
16-424-3V	4,4	5,5	48,0	0,11	1,3
16-429-1	2772	36	58,0	1,1	33,7
16-429-2	3801	46	68,9	1,1	45,6
16-429-3	3573	44	64,6	0,92	42,8

Analyse av metaller



16-430-1	4252	51	65,4	0,76	28,8
16-430-2	3557	46	59,3	0,68	25,2
16-430-3	3799	49	60,8	0,67	28,4
16-431-1	3558	564	421	609	5254
16-431-2	3499	547	410	885	7431
16-431-3	4031	630	471	1023	8884
16-432-1	107	295	327	7,2	371
16-432-2	88	260	288	6,3	319
16-432-3	96	282	310	6,9	351
16-433-1	1911	18	80,1	2,5	54,4
16-433-2	1974	19	81,2	1,8	55,6
16-433-3	1811	17	73,6	1,5	54,5
16-434-1	47	21	185	0,16	5,4
16-434-2	47	20	176	0,10	4,7
16-434-3	43	18	169	0,08	3,5
16-435-1	12	19	137	0,09	4,2
16-435-2	12	27	143	0,13	3,9

C.2 Lever



Forsvarets forskningsinstitutt
Avdeling Beskyttelse og samfunnssikkerhet

Dato: 16.03.17

Analysereport

Side 1 av 7

Analysereport

Oppdragsgiver:

Antall prøver: 99

Anmerkninger: Analyse av filtre fra skytters
pustesone.

Analysereporten gjelder følgende analyser:

Analyse- parametere	Metode identitet	Måleområde µg/l
Kobber, Cu	A1	0,1-100
Bly, Pb	A1	0,1-100

Denne analysereporten består av i alt 3 sider. Analysereporten gjelder analyse av prøvene slik de ble mottatt av FFI. Rapporten kan ikke gjengis i utdrag uten skriftlig godkjenning av FFI.

Kjeller, 16.03.17

Ida Vaa Johnsen

Saksbehandler : Ida Vaa Johnsen

Innvalg : 63 80 78 04

Telefax : 63 80 75 09

Organisasjonsnr: 970 963 340 MVA

Adresse : Postboks 25, 2007 Kjeller

Sentralbord : 63 80 70 00

Mil retn nr: 0505

Bankgiro: 7101.05.00030

Postgiro: 0801 5045745



ANALYSE AV METALLER

Instrument: ICP-MS, Thermo Xseries 2

Operator: Ida Vaa Johnsen

<i>FFI-nr</i>	<i>Prøveidentifikasjon</i>
17-029-1	Lever fra slaktet lam nr. 60003
17-029-2	Lever fra slaktet lam nr. 60003
17-029-3	Lever fra slaktet lam nr. 60003
17-030-1	Lever fra slaktet lam nr. 60005
17-030-2	Lever fra slaktet lam nr. 60005
17-030-3	Lever fra slaktet lam nr. 60005
17-031-1	Lever fra slaktet lam nr. 60007
17-131-2	Lever fra slaktet lam nr. 60007
17-031-3	Lever fra slaktet lam nr. 60007
17-032-1	Lever fra slaktet lam nr. 60008
17-032-2	Lever fra slaktet lam nr. 60008
17-032-3	Lever fra slaktet lam nr. 60008
17-033-1	Lever fra slaktet lam nr. 60009
17-033-2	Lever fra slaktet lam nr. 60009
17-033-3	Lever fra slaktet lam nr. 60009
17-034-1	Lever fra slaktet lam nr. 60010
17-034-2	Lever fra slaktet lam nr. 60010
17-034-3	Lever fra slaktet lam nr. 60010
17-035-1	Lever fra slaktet lam nr. 60012
17-035-2	Lever fra slaktet lam nr. 60012
17-035-3	Lever fra slaktet lam nr. 60012
17-036-1	Lever fra slaktet lam nr. 60013
17-036-2	Lever fra slaktet lam nr. 60013
17-036-3	Lever fra slaktet lam nr. 60013
17-037-1	Lever fra slaktet lam nr. 60014
17-037-2	Lever fra slaktet lam nr. 60014
17-037-3	Lever fra slaktet lam nr. 60014
17-038-1	Lever fra slaktet lam nr. 60015
17-038-2	Lever fra slaktet lam nr. 60015
17-038-3	Lever fra slaktet lam nr. 60015
17-039-1	Lever fra slaktet lam nr. 60017
17-039-2	Lever fra slaktet lam nr. 60017
17-039-3	Lever fra slaktet lam nr. 60017
17-040-1	Lever fra slaktet lam nr. 60019

Analyse av metaller



17-040-2	Lever fra slaktet lam nr. 60019
17-040-3	Lever fra slaktet lam nr. 60019
17-041-1	Lever fra slaktet lam nr. 60021
17-041-2	Lever fra slaktet lam nr. 60021
17-041-3	Lever fra slaktet lam nr. 60021
17-042-1	Lever fra slaktet lam nr. 60024
17-042-2	Lever fra slaktet lam nr. 60024
17-042-3	Lever fra slaktet lam nr. 60024
17-043-1	Lever fra slaktet lam nr. 60025
17-043-2	Lever fra slaktet lam nr. 60025
17-043-3	Lever fra slaktet lam nr. 60025
17-044-1	Lever fra slaktet lam nr. 60027
17-044-2	Lever fra slaktet lam nr. 60027
17-044-3	Lever fra slaktet lam nr. 60027
17-045-1	Lever fra slaktet lam nr. 60028
17-045-2	Lever fra slaktet lam nr. 60028
17-045-3	Lever fra slaktet lam nr. 60028
17-046-1	Lever fra slaktet lam nr. 60029
17-046-2	Lever fra slaktet lam nr. 60029
17-046-3	Lever fra slaktet lam nr. 60029
17-047-1	Lever fra slaktet lam nr. 60030
17-047-2	Lever fra slaktet lam nr. 60030
17-047-3	Lever fra slaktet lam nr. 60030
17-048-1	Lever fra slaktet lam nr. 60031
17-048-2	Lever fra slaktet lam nr. 60031
17-048-3	Lever fra slaktet lam nr. 60031
17-049-1	Lever fra slaktet lam nr. 60034
17-049-2	Lever fra slaktet lam nr. 60034
17-049-3	Lever fra slaktet lam nr. 60034
17-050-1	Lever fra slaktet lam nr. 60035
17-050-2	Lever fra slaktet lam nr. 60035
17-050-3	Lever fra slaktet lam nr. 60035
17-051-1	Lever fra slaktet lam nr. 60038
17-051-2	Lever fra slaktet lam nr. 60038
17-051-3	Lever fra slaktet lam nr. 60038
17-052-1	Lever fra slaktet lam nr. 60039
17-052-2	Lever fra slaktet lam nr. 60039
17-052-3	Lever fra slaktet lam nr. 60039

Analyse av metaller



17-053-1	Lever fra slaktet lam nr. 60040
17-053-2	Lever fra slaktet lam nr. 60040
17-053-3	Lever fra slaktet lam nr. 60040
17-054-1	Lever fra slaktet lam nr. 60042
17-054-2	Lever fra slaktet lam nr. 60042
17-054-3	Lever fra slaktet lam nr. 60042
17-055-1	Lever fra slaktet lam nr. 60043
17-055-2	Lever fra slaktet lam nr. 60043
17-055-3	Lever fra slaktet lam nr. 60043
17-056-1	Lever fra slaktet lam nr. 60044
17-056-2	Lever fra slaktet lam nr. 60044
17-056-3	Lever fra slaktet lam nr. 60044
17-057-1	Lever fra slaktet lam nr. 60045
17-057-2	Lever fra slaktet lam nr. 60045
17-057-3	Lever fra slaktet lam nr. 60045
17-058-1	Lever fra slaktet lam nr. 60046
17-058-2	Lever fra slaktet lam nr. 60046
17-058-3	Lever fra slaktet lam nr. 60046
17-059-1	Lever fra slaktet lam nr. 60048
17-059-2	Lever fra slaktet lam nr. 60048
17-059-3	Lever fra slaktet lam nr. 60048
17-060-1	Lever fra slaktet lam nr. 60051
17-060-2	Lever fra slaktet lam nr. 60051
17-060-3	Lever fra slaktet lam nr. 60051
17-061-1	Lever fra slaktet lam nr. 60052
17-061-2	Lever fra slaktet lam nr. 60052
17-061-3	Lever fra slaktet lam nr. 60052



FFI-nr.	Cu µg/filter	Pb µg/filter
17-029-1	103	0,7
17-029-2	125	0,3
17-029-3	121	0,2
17-030-1	237	0,2
17-030-2	258	0,2
17-030-3	292	0,2
17-031-1	383	0,9
17-131-2	490	0,1
17-031-3	526	0,1
17-032-1	103	0,2
17-032-2	115	0,2
17-032-3	134	0,2
17-033-1	323	0,7
17-033-2	391	0,2
17-033-3	381	0,2
17-034-1	176	0,2
17-034-2	177	0,0
17-034-3	200	0,2
17-035-1	495	0,8
17-035-2	591	0,1
17-035-3	537	0,1
17-036-1	410	0,3
17-036-2	392	0,2
17-036-3	401	0,2
17-037-1	233	1,1
17-037-2	229	0,2
17-037-3	280	0,1
17-038-1	271	0,0
17-038-2	262	0,1
17-038-3	354	0,1
17-039-1	250	0,9
17-039-2	235	0,0
17-039-3	331	0,1
17-040-1	111	0,0
17-040-2	118	0,1
17-040-3	134	0,1
17-041-1	469	0,1
17-041-2	502	0,1
17-041-3	552	0,1



17-042-1	160	0,1
17-042-2	165	0,1
17-042-3	208	0,2
17-043-1	487	0,1
17-043-2	433	0,1
17-043-3	570	0,1
17-044-1	206	0,1
17-044-2	175	0,1
17-044-3	236	0,1
17-045-1	310	0,2
17-045-2	304	0,2
17-045-3	395	0,2
17-046-1	318	0,6
17-046-2	301	0,5
17-046-3	427	0,9
17-047-1	349	0,1
17-047-2	323	0,2
17-047-3	429	0,1
17-048-1	200	0,1
17-048-2	191	0,1
17-048-3	246	0,1
17-049-1	153	0,1
17-049-2	143	0,5
17-049-3	171	0,1
17-050-1	165	0,0
17-050-2	159	0,1
17-050-3	227	0,1
17-051-1	216	0,1
17-051-2	138	0,1
17-051-3	224	0,1
17-052-1	124	0,1
17-052-2	168	0,1
17-052-3	234	0,1
17-053-1	138	0,0
17-053-2	197	0,0
17-053-3	236	0,9
17-054-1	309	0,1
17-054-2	323	0,1
17-054-3	408	0,4
17-055-1	290	0,1
17-055-2	350	0,0

Analyse av metaller



17-055-3	419	0,0
17-056-1	435	0,2
17-056-2	376	0,0
17-056-3	566	0,1
17-057-1	520	0,1
17-057-2	630	0,0
17-057-3	857	0,1
17-058-1	254	0,1
17-058-2	250	0,1
17-058-3	365	0,1
17-059-1	184	0,3
17-059-2	178	0,8
17-059-3	249	0,0
17-060-1	439	0,0
17-060-2	410	1,1
17-060-3	526	0,1
17-061-1	233	0,1
17-061-2	178	0,0
17-061-3	303	0,1

D ANOVA-analyse

Tabell- D.1 Enveis ANOVA-analyse kobberkonsentrasjonen i leveren til to grupper lam. SØF-gruppen har beitet noe innenfor Leksdal SØF, mens Ikke-gruppen har beitet enten på Vikan eller hjemme (altså ikke på skytefeltet).

Cu						
Anova: Single Factor						
SUMMARY						
Groups	Count	Sum	Average	Variance		
SØF	23	6269,441	272,5844	12879,21		
Ikke	9	3432,843	381,4269	30862,01		
ANOVA						
Source of Variation	SS	df	MS	F	P-value	F crit
Between Groups	76633,36	1	76633,36	4,335785	0,045946	4,170877
Within Groups	530238,7	30	17674,62			
Total	606872,1	31				

Tabell- D.2 Enveis ANOVA-analyse blykonsentrasjonen i leveren til to grupper lam. SØF-gruppen har beitet noe innenfor Leksdal SØF, mens Ikke-gruppen har beitet enten på Vikan eller hjemme (altså ikke på skytefeltet).

Pb						
Anova: Single Factor						
SUMMARY						
Groups	Count	Sum	Average	Variance		
SØF	23	6,153313	0,267535	0,028108		
ikke	9	1,694518	0,18828	0,008038		
ANOVA						
Source of Variation	SS	df	MS	F	P-value	F crit
Between Groups	0,040633	1	0,040633	1,785579	0,191513	4,170877
Within Groups	0,682687	30	0,022756			
Total	0,72332	31				

Referanser

- BUCK, W. B. & SHARMA, R. M. 1969. Copper Toxicity in Sheep. *Iowa State University Veterinarian*, 31, 4-8.
- CHANEY, R. L. 1989. Toxic Element Accumulation in Soils and Crops: Protecting Soil Fertility and Agricultural Food-Chains. In: BAR-YOSEF, B., BARROW, N. J. & GOLDSHMID, J. (eds.) *Inorganic Contaminants in the Vadose Zone*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.
- ERIKSEN, G. S., AMUNDSEN, C. E., BERNHOFT, A., EGGEN, T., GRAVE, K., HALLING-SØRENSEN, B., KÄLLQVIST, T., SOGN, T. & SVERDRUP, L. 2009. Risk assessment of contaminants in sewage sludge applied on norwegian soils - Opinion of the Panel on Contaminants in the Norwegian Scientific Committee for Food Safety. Vitenskapskomiteen for mattrygghet, VKM.
- FORSVARSBYGG 2003. Biologisk mangfold i Leksdal og Frigård skyte- og øvingsfelter, Stjørdal kommune, Nord-Trøndelag. Forsvarsbygg Eiendomsforvaltning.
- FÔRVAREFORSKRIFTEN 2002. Forskrift om fôrvarer. In: FISKERIDEPARTEMENTET, N.-O. & MATDEPARTEMENTET, L.-O. (eds.) *FOR-2002-11-07-1290*.
- HERLING, A. H. & ANDERSSON, I. 1996. Soil ingestion in farm animals - A review. Sveriges lantbruksuniversitet, Institut för jordbrukets biosystem och teknologi.
- HIDIROGLOU, M., HEANEY, D. P. & HARTIN, K. E. 1984. Copper Poisoning in a Flock of Sheep. Copper Excretion Patterns after Treatment with Molybdenum and Sulfur or Penicillamine. *Can Vet J*, 25, 377-82.
- JOHNSEN, I. V., MARIUSSEN, E. & VOIE, Ø. 2016. Beitedyr på skyte- og øvingsfelt - Eksponering og effekter av de ammunisjonsrelaterte metallene kobber og bly - en litteraturstudie.
- MAYLAND, FLORENCE, ROSENAU, LAZAR & TURNER 1975. Soil ingestion by cattle on semiarid range as reflected by titanium analysis of feces. *Journal of range management*, 28, 448-452.
- MILJØDIREKTORATET 2009. Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn.
- NAS 1980. *Mineral tolerance of domestic animals*, Washington D.C., National Academy of Science.
- ORUC, H. H., CENGIZ, M. & BESKAYA, A. 2009. Chronic Copper Toxicosis in Sheep Following the Use of Copper Sulfate as a Fungicide on Fruit Trees. *Journal of Veterinary Diagnostic Investigation*, 21, 540-543.
- PAYNE & LIVESEY 2010. Lead poisoning in sheep and cattle. *In Practice*, 32, 64-69.
- PERRIN, D. J., SCHIEFER, H. B. & BLAKLEY, B. R. 1990. Chronic copper toxicity in a dairy herd. *Can Vet J*, 31, 629-32.
- ROBINSON, B. H., BISCHOFBERGER, S., STOLL, A., SCHROER, D., FURRER, G., ROULIER, S., GRUENWALD, A., ATTINGER, W. & SCHULIN, R. 2008. Plant uptake of trace elements on a Swiss military shooting range: uptake pathways and land management implications. *Environ Pollut*, 153, 668-76.
- ROGGEMAN, S., VAN DEN BRINK, N., VAN PRAET, N., BLUST, R. & BERVOETS, L. 2013. Metal exposure and accumulation patterns in free-range cows (*Bos taurus*) in a contaminated natural area: Influence of spatial and social behavior. *Environ Pollut*, 172, 186-99.
- RUPFLIN & KREBS 2015. Gefährdungsabschätzung auf militärischen schiessplätzen mit graslandnutzung. Armasuisse immobilien.

-
-
- SIVERTSEN, T., LIERHAGEN, S., WAALER, T., BERHOFT, A., GARMO, T. H. & STEINNES, E. Sporelementer i lever fra sau, lam og kjøttfe i Norge – variasjon etter beitested og andre faktorer. Husdyrforsøksmøte, 2009. 519-522.
- SMITH, K. M., ABRAHAMS, P. W., DAGLEISH, M. P. & STEIGMAJER, J. 2009. The intake of lead and associated metals by sheep grazing mining-contaminated floodplain pastures in mid-Wales, UK: I. Soil ingestion, soil-metal partitioning and potential availability to pasture herbage and livestock. *Sci Total Environ*, 407, 3731-9.
- VILLAR, D., CARSON, T. L., JANKE, B. H., PALLARÉSD, F. J., FERNÁNDEZ, G. & KINKER, J. A. 2002. Retrospective Study of Chronic Copper POisoning in Sheep. *An Vet (murcia)*, 18, 53-60.
- VOIE, Ø., ROSEF, L., REKDAL, Y. & LONGVA, K. S. 2010. Beitekvalitet i skyte- og øvingsfelt. FFI-rapport 2010/00499.

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.

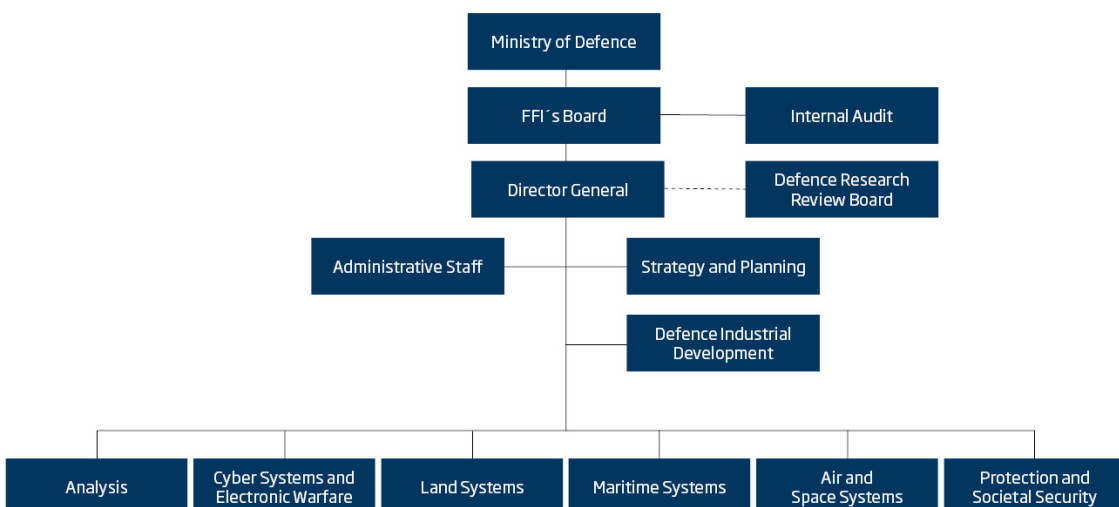
FFIs VISJON

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