



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

FFI-RAPPORT

20/00151

Sauebeiting på områder med vegetasjon som er tilsatt jord med og uten tungmetaller

— en eksperimentell studie

Geir Steinheim¹
Nicolai H. Jørgensen¹
Jorunn Aaneby
Ida Vaa Johnsen
Øyvind Voie
Øystein Holand¹

¹ Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU)

Sauebeiting på områder med vegetasjon som er tilsatt jord med og uten tungmetaller – en eksperimentell studie

Geir Steinheim¹
Nicolai H. Jørgensen¹
Jorunn Aaneby
Ida Vaa Johnsen
Øyvind Voie
Øystein Holand¹

Forsvarets forskningsinstitutt (FFI)

¹ Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU)

18. februar 2020

Emneord

Beitemarker
Dyr
Forurensning
Jord
Metaller
Skytefelt

FFI-rapport

20/00151

Prosjektnummer

532001

Elektronisk ISBN

978-82-464-3241-0

Engelsk tittel

Sheep grazing on areas with soil – with or without heavy metals – added to the vegetation – an experimental study

Godkjenner

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

Dokumentet er elektronisk godkjent og har derfor ikke håndskreven signatur.

Opphavsrett

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

Sammendrag

Dyr som beiter i utmark i Norge vil kunne komme i kontakt med aktive og nedlagte skytebaner. Kontakten kan utgjøre en risiko for dyra ved at tungmetaller som bly (Pb) og kobber (Cu) som har akkumulert i jorda tas opp sammen med beitet. Dyr kan velge å spise jord, men de kan også ufrivillig få i seg jord som har festet seg til beiteplanter. Det er begrenset kunnskap og forskning om husdyrs beiteatferd på skytebaner.

I denne studien ble det undersøkt hvordan sau valgte å beite når de hadde tilgang på beitevegetasjon med og uten tilsatt jord, og beitevegetasjon tilsatt jord med høyt eller lavt innhold av tungmetaller. Jorda som ble benyttet i studien var hentet fra to ulike skytebaner. Studien var et finskalaforsøk hvor ulike valg av beite innebar lik tidskostnad for sauene – de hadde alltid alle alternativene tilgjengelige innenfor fire meter.

Forsøkene der sau fikk velge mellom områder med beitevegetasjon med og uten tilsatt jord viste at sauene foretrakk å beite på områdene uten tilsatt jord, spesielt i begynnelsen når det var rikelig med vegetasjon tilgjengelig. Etter hvert beitet dyrene mer på områdene tilsatt jord. Sauene unngikk i stor grad å beite vegetasjon med tilsatt jord når de hadde et alternativ uten tilsatt jord tilgjengelig.

Forsøkene der sau fikk velge mellom områder med beitevegetasjon tilsatt fire ulike jordtyper viste at sauene beitet mest på områdene tilsatt en av jordtypene med høyt innhold av Pb og Cu. Denne jorda hadde grovere partikkelsammensetning enn de andre tre jordtypene, og høyere innhold av flere mineraler (Na, Ca). Sauene beitet trolig mest på områdene tilsatt jorda som var mest grovkornet fordi denne jorda festet seg til vegetasjonen i mindre grad enn de andre jordtypene. Høyere innhold av Pb og Cu i denne jorda kan også ha virket tiltrekkende på sauene, men dette vurderes som lite sannsynlig. Det høyere innholdet av Na og Ca kan ha bidratt til økt preferanse for denne jorda.

Et kontrollert forsøk med standardisert jord vil kunne gi svar på om høyt tungmetallinnhold i jorda i seg selv kan virke tiltrekkende på beitende sau. For å forstå hvordan sauers beitevalg påvirkes av tungmetaller i jord på en større romlig skala, er det behov for videre studier som inkluderer feltforsøk i utmark.

Summary

Wild and domestic ruminants in Norway might encounter active and closed-down shooting ranges on rangeland pastures. The encounter can represent a risk to grazing animals through exposure to soil where heavy metals such as lead (Pb) and copper (Cu) have accumulated. Animals may choose to ingest soil, but they can also have an involuntary intake through soil stuck to vegetation. Livestock grazing behaviour on shooting ranges is not well studied and understood.

This study has investigated how sheep chose to forage when they had access to pasture with or without added soil, and pasture added soil with high or low heavy metal concentrations. The soils used in the study were collected from two different shooting ranges. The trials were conducted on a fine spatial scale, where different foraging decisions carried low and equal costs for the animals: they always had all alternatives available within four meters.

The trial where the sheep had access to pasture with and without soil showed that the sheep preferred to graze areas without soil added to the vegetation, especially in the beginning when the vegetation was plentiful. As the clean areas were grazed, the sheep shifted towards grazing the soil-contaminated areas more. The sheep avoided grazing vegetation with soil added when given an alternative with less soil.

The trial where the sheep had access to pasture added four different soils showed that the sheep grazed most on the areas added one of the soils with high concentrations of Pb and Cu. This soil had a coarser particle matrix than the three other soils, and higher concentrations of several minerals (Na, Ca). Most likely, the sheep preferred grazing on the areas with the coarse soil because this soil stuck less to the plants than the other soils. The higher content of Pb and Cu in this soil may also have had an effect, though this is considered unlikely. The higher content of Na and Ca may have contributed to the preference for this soil.

A highly controlled small-scale experiment with standardized soils might estimate sheep preference or avoidance of high concentrations of Pb and Cu *per se*. Further studies should include rangeland area setups to study animal foraging decisions on a larger spatial scale.

Innhold

Sammendrag	3
Summary	4
Forord	6
1 Innledning	7
2 Materialer og metoder	8
2.1 Jord, jordprøver og -analyser	8
2.2 Forsøksdyr	8
2.3 Forsøksfelt	9
2.3.1 Forsøk A – jord eller ikke jord	11
2.3.2 Forsøk B – fire jordtyper	11
2.4 Registreringer	11
2.5 Data og statistisk metode	12
3 Resultater	14
3.1 Beskrivelse av jordtypene	14
3.2 Jord eller ikke jord	15
3.3 Valg mellom fire jordtyper	16
4 Diskusjon	19
4.1 Jordegenskaper	19
4.2 Beiteforsøk A – jord eller ikke jord	19
4.3 Beiteforsøk B – fire jordtyper	20
5 Konklusjoner	22
Referanser	23
Vedlegg A Jordprøver	25
Vedlegg B Jordanalyser	26

Forord

Denne studien er et samarbeidsprosjekt mellom Forsvarets forskningsinstitutt (FFI) og Institutt for husdyr- og akvakulturvitenskap (IHA) ved Fakultet for biovitenskap (Biovit) ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU). Studien er finansiert av Forsvarsbygg. Beiteforsøkene ble gjennomført på NMBU sommeren 2017. Jordprøvene som ble brukt i forsøkene ble samlet inn og analysert av FFI i 2017. Rapporten er utarbeidet av NMBU med støtte fra FFI.

Jorunn Aaneby, 18. februar 2020.

1 Innledning

I Norge er rundt 1700 sivile og militære skytebaner i bruk i dag, mens omtrent 1400 lokaliteter er uten aktivitet (Futura 2014). Ammunisjon fra håndvåpen inneholder flere potensielt skadelige metaller, bl.a. bly (Pb) og kobber (Cu), som etter lang tids øvingsvirksomhet kan finnes i tilstrekkelige mengder lokalt i jordsmonnet til å representere en fare for beitedyr. Metallene kan tas opp i planter som så beites, eller løses i vann som drikkes, men det antas vanligvis at beitedyr eksponeres sterkest gjennom inntak av jord (Abrahams & Steigmajer 2003; Smith m.fl. 2009; Voie m.fl. 2010). Braun m.fl. (1997) dokumenterte forgiftning av kalver etter beiting i målområdet på en skytebane i Sveits.

Norske militære skyte- og øvingsfelt, aktive og nedlagte, er ofte tilgjengelige for beitende husdyr som vil bruke disse som en del av sitt beite (som observert av Johnsen m.fl. 2018), og slik kan utsettes for risiko (Johnsen m.fl. 2016). Norsk sau går fritt i utmarka om sommeren, og vil være det av husdyra våre som oftest vil komme i kontakt med forurensede lokaliteter.

Beitedyr kan velge å spise enkelte typer jord, for å dekke underskudd på mineraler (Healy 1968; Herlin & Andersson 1996) eller for å regulere fordøyelsen på ulike måter (Kreulen 1985; Herlin & Andersson 1996). Et slikt bevisst inntak av jord vil ofte skje på faste lokaliteter med 'salt licks' (Kreulen 1985) som dyra besøker med jevne mellomrom.

Beitedyr vil ha et 'ufrivillig' jordinntak gjennom å spise plantemateriale forurenset med jord. Hvor mye jord dyra slik får i seg sammen med beitegrøden vil avhenge av mange faktorer, bl.a. type beitedyr (størrelse, beiteatferd), type jord, grad av beitepress, og fuktighet (oversikt i Herlin & Andersson 1996).

Beiting av jord vil øke hvis det er knapphet på beitevegetasjon, og spesielt sau vil beite helt ned mot jordoverflata ved førmangel. I norsk utmark vil det sjelden være et høyt beitetrykk, men tvert imot de fleste steder være rom for langt flere beitedyr enn i dag (Rekdal 2012). Dette kan forklare hvorfor Johnsen m.fl. (2018) fant et lavt jordinntak hos sau i et utmarksområde i Trøndelag: Under en halv prosent av tørrstoffet var jord, og forfatterne antyder at det lave inntaket kom av at beitet var frodig, og at det ikke var tegn til overbeiting. Det er også vist at jordspisingsraten kan være lav ved innmarksbeiting i Norge (Johnsen og Aaneby 2019).

Johnsen m.fl. (2018) observerte at sauene som beitet på skytebaner oppholdt seg en del på vollene bak målområdet, altså på sterkt forurenset mark. Dette studiet konkluderte med at dyra ikke viste noen unngåelse av slike forurensede voller, men at det ikke kunne trekkes noen konklusjon rundt spørsmålet om forurensning i seg selv kan ha virket tiltrekkende (Johnson m.fl. 2018).

I denne studien ble det undersøkt hvordan forurensning med jord påvirker valg av beiteplass hos sau, hvis dyra får velge mellom beiteflekker med eller uten tilført jord graset, og mellom beiteflekker tilført ulike typer rein eller metallforurenset jord.

2 Materialer og metoder

2.1 Jord, jordprøver og -analyser

Jord ble hentet fra to militære treningsfelt for håndvåpen, lokalisert i henholdsvis Sessvollmoen i Akershus og Rygge i Østfold. Fra hver lokalitet ble det hentet forurenset jord fra voll bak målskiver, og i tillegg fra et nærliggende sted der det ikke var forventet å finne forurensning fra øvingsvirksomheten; til sammen fire jordtyper. Jorda ble pakket i sekker og fraktet til Norges Universitet for biovitenskap (NMBU) i Ås, hvor beiteforsøkene ble gjort.

Det ble tatt ut prøver (500 – 900 g) av de fire jordtypene, for analyse av metallinnhold ved Forsvarets forskningsinstitutt (FFI). Ved ankomst FFI ble jordprøvene tørket ved 105 °C i ett døgn. Jordprøvene ble veid før og etter tørking, og vektforskjellen ble brukt til å bestemme tørrstoffinnholdet i prøvene, se Vedlegg A.

Vanligvis siktes tørkede jordprøver gjennom en 2 mm sikt før de homogeniseres, oppsluttes og analyseres. Flere av jordtypene (hovedsakelig de forurenkede typene) i denne studien inneholdt mange store partikler som vil fjernes fra jordprøvene når de siktes. Her var det også av interesse å undersøke forureningsgraden i jorda sauene ble eksponert for, dvs. med partikler.

Jordprøvene ble derfor delt i to deler der den ene halvparten ble siktet gjennom en 2 mm sikt (Fritsch), mens den andre ikke ble siktet. Både siktede og usiktede prøver ble så homogenisert (knust) med kulemølle (Retsch RM100) ved 400 rpm i omtrent 5 minutter, til alt var visuelt homogent. I de siktede prøvene ble prosjektiler i de forurenkede prøvene fjernet fra prøven som en del av sikteprosessen. I de usiktede prøvene ble synlige prosjektiler i de forurenkede prøvene fjernet fra prøvene for hånd før homogenisering. Andeler jord <2 mm, partikler >2 mm og prosjektilinnhold ble bestemt.

Homogeniserte jordprøver ble oppsluttet med Ultrawave (Milestone). En prøve (0,3-0,5 g) av jorda ble veid opp i teflonrør og tilsatt 6 ml HCl (30 %) og 2 ml HNO₃ (67 %). Prøvene ble varmet til 220 °C under trykk og holdt på denne temperaturen i 10 minutter. Sammen med hver 12. prøve ble det oppsluttet to blanke prøver, samt et sertifisert referansemateriale (GBW07407, Institute of Geophysical and Geochemical Exploration, Langfang China). Oppsluttede prøver ble fortynnet med milliQ vann og analysert for metaller med ICP-MS (inductively coupled plasma mass spectrometry) (Thermo X-series II). Alle prøvene ble oppsluttet og analysert i triplikater. I analysen ble det benyttet en firepunkts standardkurve og internstandard. For ytterligere kvalitetssikring ble det benyttet tre forskjellige sertifiserte referansematerialer for vann (TMDA-53.3, TM-23.4 og AES-07, fra Environmental Canada).

2.2 Forsøksdyr

Bruken av forsøksdyr var godkjent av Mattilsynet. Forsøket var designet slik at det ikke skulle oppstå helseproblemer hos dyra, og vi observerte ikke redusert velferd hos noen av dyra under eller etter forsøksperioden.

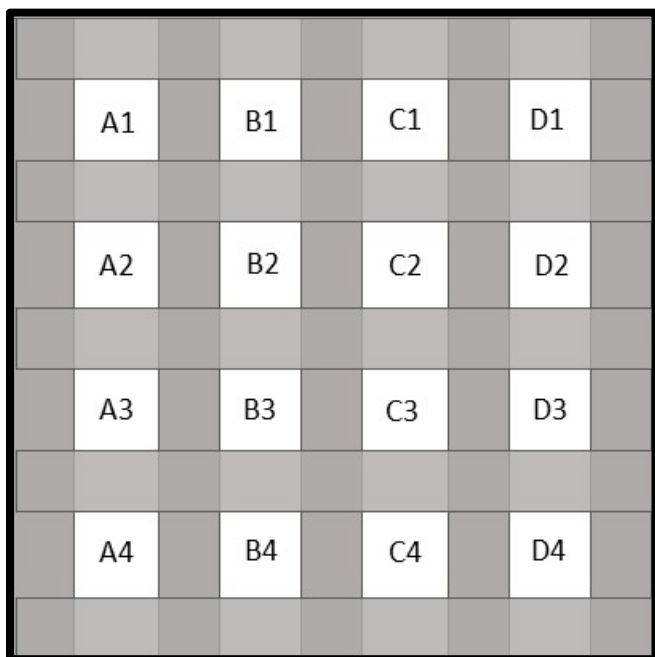
Til sammen ni søyer av den vanligste sauerasen i Norge, 'norsk kvit sau' (NSG 2018), ble brukt i forsøket. Rasen representerer rundt 75 % av all sau som beiter i norsk utmark. To av søyene var 2 ½ år gamle, resten 1 ½ år. Ingen av søyene hadde gått med lam sist sommer. Levendevekt på dyra var 60-80 kg. Alle søyene var i godt hold og uten kjente helseproblemer. Vi brukte voksne dyr for i størst mulig grad å unngå stress og frykt, for å kunne observere ubesværet beiteatferd. At det ikke gikk lam i flokken er likevel en forskjell fra en realistisk situasjon i utmark. Søyene hadde gått sammen i flere uker før forsøket begynte, som del av en større flokk.

Dyra hadde ikke anledning til å beite de siste tre timene før start på forsøkene. Slik ønsket vi å nærme oss en realistisk appetitt-tilstand hos fritt beitende sau etter en natts hvile. Utenom observasjonsøktene gikk dyra fritt på beite i nærheten av forsøksfeltene. Alle ni forsøksdyra gikk samlet i en flokk både under og utenom forsøkene; antall dyr var dermed stort nok til å tillate en naturlig beiteatferd, inkludert normal beitefrekvens og varighet på beiteøkter (Penning m.fl. 1993). Søyene fikk mineraltilskudd tilpasset beiteforholdene [fri tilgang standard 'hvit saltstein' m/ natrium (Na), kalsium (Ca), magnesium (Mg), fosfor (P), mangan (Mn), sink (Zn), jod (I), selen (Se) og kobolt (Co)] utenom observasjonsøktene, og de ble ikke føret med kraftfôr; tilgangen på fôr (bare beite) og mineraler (saltstein) var dermed på viktige måter lik som for sauer på utmarksbeite.

Fra starten ble det observert ubesværet og naturlig bevegelse hos dyra, de så ikke ut til å forstyrres av verken observatører eller markdekking.

2.3 Forsøksfelt

Forsøkene ble gjort på et homogent kulturbeite (Norderås i Ås kommune) dominert av raigras. Beitet var høstet mekanisk en måned tidligere og typisk lengde på gresset var 8-12 cm. Området hadde ikke blitt beitet denne sesongen. Hvert forsøksfelt var 17 m x 17 m (289 m²). I forsøk A ble det brukt tre felt (ett nytt for hver av de tre forsøksdagene), i forsøk B ble det brukt ett felt. Feltene lå i umiddelbar nærhet til hverandre.



Figur 2.1 Forsøksfelt 17 m x 17 m (289 m²). Permanent nettinggjerde rundt ytterkantene, fiberduk (grå) i 1,6 m bredde lagt oppå beitet deler feltet inn i 16 beiteruter (hvite) á 2,2 m x 2,2 m (4,8 m²).

Forsøksfeltet ble inngjerdet med nettinggjerder av solid, permanent type, uten strøm. Den nederste delen av gjerdet ble dekket med fiberduk for å unngå forsøk på beiting under og gjennom gjerdet; dette ble gjort etter at to dagers innledende observasjoner / tilvenning viste at søyene tidvis trodde at gresset var grønnere på den andre siden av gjerdet (data fra disse to dagene ble ikke brukt i analysene).

Hvert felt ble delt inn i 16 kvadratiske beiteruter á 2,2 m x 2,2 m (4,8 m²), med striper med fiberduk (1,6 m bredde) mellom og utenfor beiterutene (Figur 2.1). Duk ble brukt for å lette observasjonene og for å redusere kontaminasjon mellom ruter. Duken var myk og lydløs ved tråkk; den ble klemt og tråkket flatt ned mot bakken og så festet med >200 teltplugger. Graset i beiterutene ble i liten grad berørt av arbeidet med feltet fordi stripene med duk ble brukt som transportveier.

Forsøksfeltene ble gjort klare om ettermiddagen dagen før de skulle brukes, inkludert tilførsel av jord (behandlinger). Mengde jord (≈24 liter) per beiterute med påstrødd jord tilsvarte et 0,5 cm tykt lag. Jord ble påført for hånd, så jevnt som mulig, og graset i ruta ble deretter raket over slik at den tilførte jorda ble jevnet ut, og slik at jord ikke ble liggende oppå graset og bøye det ned. Det meste av jorda ble dermed liggende på bakken, under grasstråene. Noe jord festet seg til graset.

2.3.1 Forsøk A – jord eller ikke jord

Her valgte forsøksdyra mellom ruter uten påstrødd jord og ruter med påstrødd jord. Bare én jordtype ble brukt: Ikke forurenset jord fra Sessvollmoen (Sessvollmoen-R). Behandlingene ble fordelt systematisk (sjakkbrettmønster) mellom beiterutene, med påstrødd jord i A1, A3, B2, B4, C1, C3, D2, D4 (Figur 2.1).

Søyene ble observert tre ganger i det samme feltet, 36-minutters økter med 25 min pause (dyra ventet på henger) mellom hver gang. Jord ble ikke lagt på mellom øktene, og det ble ikke ryddet vekk sauemøkk. Rutene ble dermed i økende grad beitet ned (hvis de ble valgt av forsøksdyra); tråkk og forurensning med møkk økte også med økende tid dyra tilbragte i rutene.

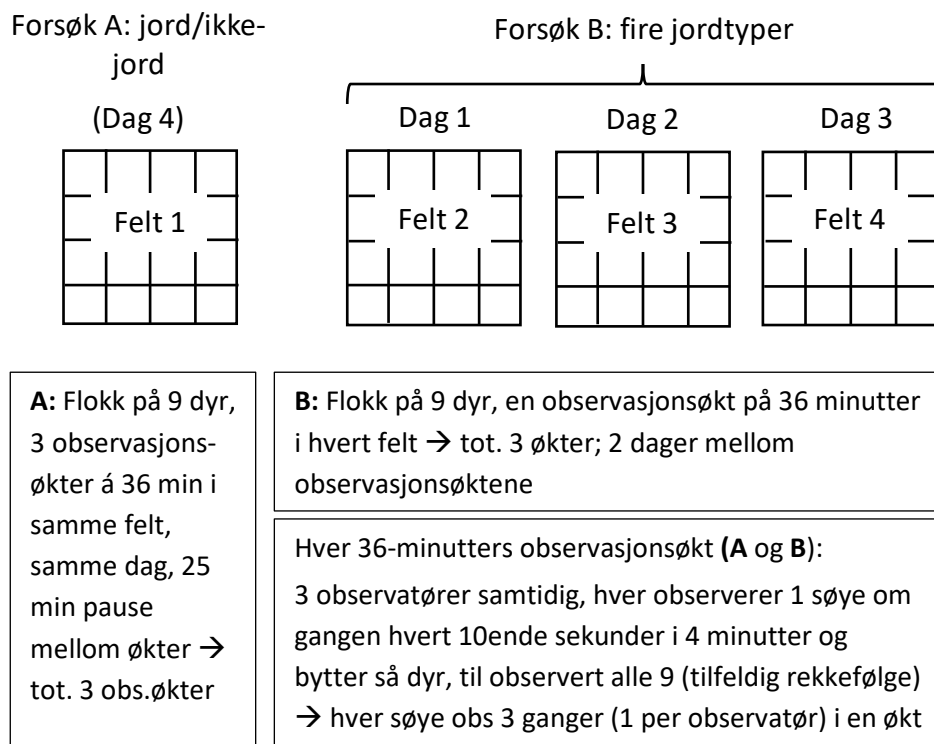
2.3.2 Forsøk B – fire jordtyper

Sauene fikk velge mellom beiteruter tilført én av fire typer jord: ikke forurenset jord fra Rygge (Rygge-R), forurenset jord fra Rygge (Rygge-F), ikke forurenset jord fra Sessvollmoen (Sessvollmoen-R) og forurenset jord fra Sessvollmoen (Sessvollmoen-F). En beiterute med hver jordtype ble tilfeldig fordelt i hver kvadrant (fjerdedel) av hvert forsøksfelt: Kvadrant 1 med beiteruter A1, B1, A2, og B2; kvadrant 2 m/ ruter C1, D1, C2, og D2; osv. (Figur 2.1).

2.4 Registreringer

Det ble brukt en fokaldyr-metode, med tids-sampling med svært hyppige observasjoner. Denne typen registrering gir gode estimat for andel av tid brukt på beiting på ulike typer beiteruter (Martin & Bateson 1993). Tre observatører deltok i forsøket, disse observerte samtidig, og hver observatør fulgte en søye om gangen og registrerte atferd (beiting eller ikke-beiting) og posisjon i feltet (beiterute A1, ..., D4, eller 'på fiberduk') hvert 10ende sekund i fire minutter (24 observasjoner: 1 skjema). Tre av de ni søyene ble dermed til enhver tid observert. Deretter byttet observatøren til en ny søye og gjorde 24 observasjoner på denne. Hver observatør observerte alle søyene en gang per observasjonsøkt, slik at hvert dyr ble observert (3 x 4=) 12 minutter i hver økt. Hver observatør observerte dermed aktivt i 9x4 minutter, og med ca. 1 minutt mellom hver søye for å bytte skjema, identifisere neste søye på observasjonslista m.m., var dyra inne i feltet i totalt ca 45 minutter før alle observasjonene var utført. Hvilken observatør som observerte hvilket dyr når, var randomisert, men slik at hver observatør fulgte hver av de ni søyene én gang i løpet av en økt, og at en søye ikke skulle observeres av mer enn en observatør samtidig.

Figur 2.2 gir en skjematisk oversikt over forsøksoppsett for forsøk A og B.



Figur 2.2 Forenklet oppsummering av forsøksoppsett.

2.5 Data og statistisk metode

Skjema (4-minutters observasjonsomgang av en søye) med mindre enn 10 (av maksimalt 24) observasjoner med beiting ble ikke tatt med i datagrunnlaget fordi dette kunne tyde på at dyret hadde blitt distraherert eller på annen måte ikke var i modus for kontinuerlig beitevalg. Dette dreide seg om fire skjema (av totalt 81) for forsøket med fire jordtyper; i forsøket med jord eller ikke jord hadde alle de 81 skjemaene ti eller flere beiteobservasjoner. Input til analysene var summerte skjema, hvor bare observasjoner av beiting i beiterutene var tatt med: Proporsjoner beiting i jord/ikke jord (forsøk A), eller proporsjoner av de fire jordtypene (forsøk B). Vi brukte SAS/STAT versjon 9.4 (SAS Inc., Cary, NC, USA) til tilrettelegging, beskrivende statistikk og analyser.

Analysene ble gjort med generelle lineære modeller med både faste og tilfeldige effekter (alle var klassevariabler), ved hjelp av Mixed-prosedyren i SAS. Med to eller fire kategorier av responsvariabelen har vi avhengighet mellom proporsjonene. Her hadde dyra likevel mulighet til å velge ytterligere en kategori, ikke beite, selv om denne ikke er tatt med i analysene bidrar den til å løse opp avhengigheten, og vi valgte derfor å bruke slike modeller uten transformering av responsene, fordi det gir mer informative og lettere tolkbare resultater.

Modell 1: Jord eller ikke jord

$$\text{andel_beiting} = \text{beitetype} + \text{beitetype} * \text{repetisjon} + \text{søye} * \text{beitetype} + e$$

andel_beiting – antall beiteobservasjoner på en beitetype dividert med totalt antall beiteobservasjoner (0,0 – 1,0) for en søye i en 4-minutts observasjonsøkt (=1 skjema)

beitetype – 2 typer: Beite med tilført jord eller beite uten tilført jord

beitetype*repetisjon – samspill mellom beitetype (se over) og repetisjon (1, 2 eller 3).

søye*beitetype – random effekt av samspill mellom individuell søye (1, 2, ..., 9) og beitetype

e – restvariansen, variasjon ikke forklart av modellen

Alle effekter er klasseeffekter, **beitetype*repetisjon** er samspillet mellom beitetype og repetisjon og modellerer eventuell forskjell mellom beitetyperne i hvordan andelen varierer mellom repetisjonene, f.eks. øker eller minker andel beiting av beitetype ‘med jord’ fra økt til økt? **søye*jordtype** er den tilfeldige effekten av samspill mellom søye og beitetype, og tillater at effekt av søye estimeres separat for hver jordtype. Til slutt er **e** restvariasjonen som ikke blir forklart av modellen.

Modell 2: Fire jordtyper

$$\text{andel_beiting} = \text{jordtype} + \text{jordtype} * \text{dag} + \text{søye} * \text{jordtype} + e$$

hvor variablene er som for modell 1, bortsett fra **jordtype** (klassevariabel) som er en av de fire typene jord som ble tilsatt forsøksrutene, og at **dag** (1, 2 eller 3) erstatter ‘repetisjon’ for å understreke at det nå er snakk om en 36-min observasjonsøkt / repetisjon per dag (og dag= forsøksfelt – se Figur 2.2).

3 Resultater

3.1 Beskrivelse av jordtypene

Det ble funnet tydelige forskjeller i partikkelstørrelsesfordelingen (over og under 2 mm) mellom de fire jordtypene (Vedlegg A, Tabell A.2). I rein jord fra Sessvollmoen ble det ikke funnet partikler >2mm, mens for forurenset jord fra samme sted var 10 % av tørrstoffet partikler >2 mm. Jordtypene fra Rygge hadde en større andel partikler >2 mm: 28% av t.s. for rein jord, og 77 % for forurenset jord. De forurensete jordtypene inneholdt begge en del prosjektiler, henholdsvis 4 % og 13 % av vekt tørrstoff for jord fra Sessvollmoen og Rygge.

Tabell 3.1 viser det målte innhold av kobber, bly, og noen utvalgte metaller og mineraler i a) usiktet og b) siktet jord. I denne tabellen fremkommer innhold av elementer som regnes som makro- og mikronæringsstoffer i ernæring av sau. For fullstendige analyseresultat, se vedlegg B.

Tabell 3.1 *Innhold av kobber, bly og utvalgte metaller og mineraler (mg/kg tørrstoff), gjennomsnitt med standardavvik (SD) i de fire jordtypene, a) usiktet og b) siktet (fjernet partikler > 2 mm) jord, -R er rein jord, -F er jord forurenset av skyteaktivitet. For fullstendige analyseresultater, se vedlegg B.*

a) Usiktet jord

	Sessvollmoen-R		Sessvollmoen-F		Rygge-R		Rygge-F	
	Gj.snitt	SD	Gj.snitt	SD	Gj.snitt	SD	Gj.snitt	SD
²⁰⁸ Pb	21,0	0,2	2601	1439	9	4	5591	649
⁶³ Cu	13,8	0,6	156	2	21	9	3650	146
²³ Na*	333	25	507	5	1602	720	5326	156
²⁴ Mg*	4530	209	5973	93	10595	4667	25423	589
³⁹ K*	6092	400	7561	151	7991	3558	5297	153
⁴⁴ Ca*	5110	201	5950	118	14339	6380	35459	1288
⁵⁶ Fe	20174	718	23243	500	39191	17219	49286	1551
⁵⁹ Co	6,1	0,4	8,4	0,4	18	8	35,8	0,9
⁶⁴ Zn	42	1	78,3	0,1	72	31	137	25

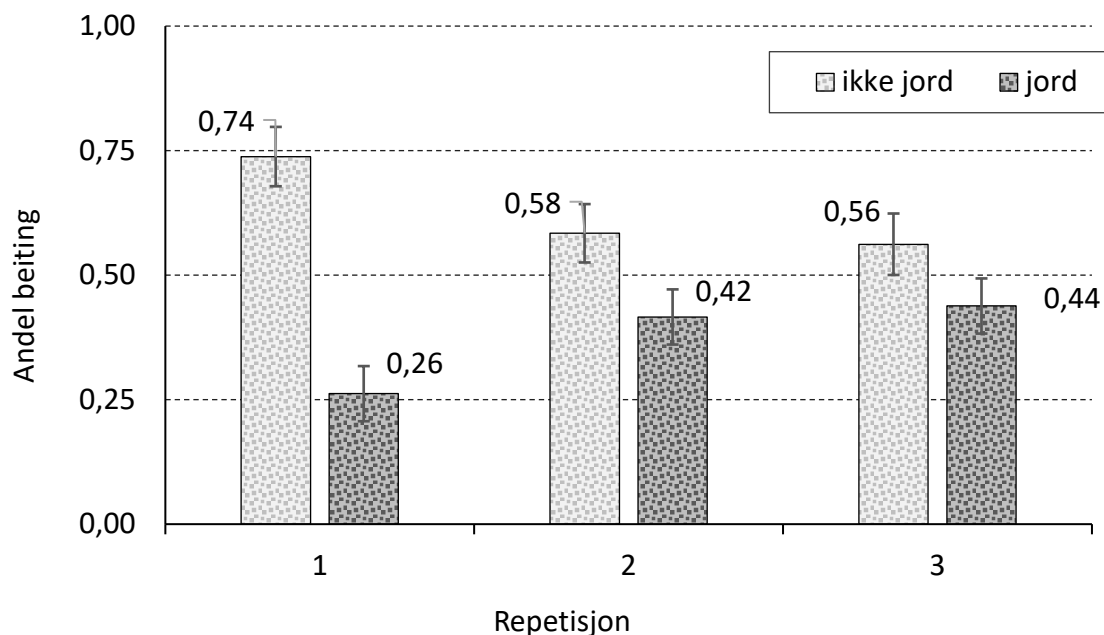
b) Siktet jord

	Sessvollmoen-R		Sessvollmoen-F		Rygge-R		Rygge-F	
	Gj.snitt	SD	Gj.snitt	SD	Gj.snitt	SD	Gj.snitt	SD
²⁰⁸ Pb	32,8	0,3	3604	1337	12,8	0,4	11559	261
⁶³ Cu	23,2	0,7	212	9	23,5	0,6	11371	1428
²³ Na*	656	14	506	11	3125	93	5962	62
²⁴ Mg*	5033	138	5983	96	14603	458	26689	200
³⁹ K*	6816	207	7455	101	12244	351	6460	31
⁴⁴ Ca*	5925	148	6158	109	20350	629	36887	398
⁵⁶ Fe	22993	804	23245	359	54283	1049	56126	311
⁵⁹ Co	7,2	0,2	8,6	0,3	24,9	0,7	37,4	0,4
⁶⁴ Zn	46	2	87	1	96	4	499	162

* makromineraler for sau

3.2 Jord eller ikke jord

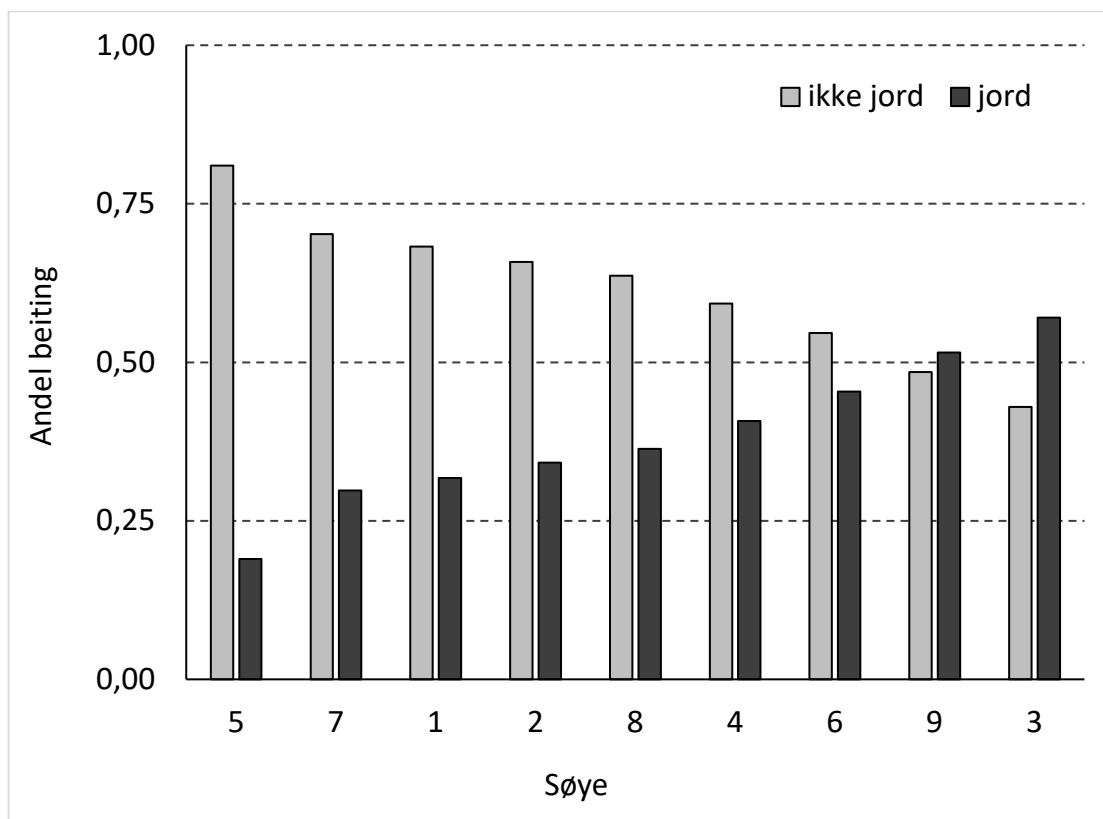
Det var signifikant effekt av beitetype (dvs. jord eller ikke jord) på beitevalg [nominator degrees of freedom (ndf) = 1, denominator degrees of freedom (ddf) = 15, $p < 0,001$] og andel beiting på beiteruter der det ikke var strødd ut jord var 0,628 som var større enn der det var strødd ut jord (andel beiting 0,372).



Figur 3.1 Andel av beitetid (\pm standardfeil) i beiteruter med påstrødd jord (jord) og uten tilført jord (ikke jord), korrigerede snitt (least square means) basert på 9 søyer som beitet i 3 påfølgende repetisjoner i samme forsøksfeltet, med 25 min pause mellom øktene.

Det var et signifikant samspill (ndf = 4, ddf = 79, $P = 0,018$) mellom jordtype og repetisjon (beiteøkt) (Figur 3.1), beitevalgene til søyene endret seg altså mellom de tre repetisjonene. I repetisjon 1, der mengde og kvalitet på graset var likt for de to beitetypene, var andelen av beiting der det ikke var tilført jord på 0,74. For hver repetisjon gikk beiting på ruter uten tilført jord ned, mens andel beitetid brukt på jordpåstrødder ruter økte. Parvise t-tester viste at det var signifikant mer bruk av ruter uten påstrødd jord i første repetisjon ($p < 0,001$) og en sterk tendens til det samme i repetisjon to ($p = 0,045$), men ikke i siste omgang ($p = 0,160$), selv om ruter uten jord ble beitet mest også her.

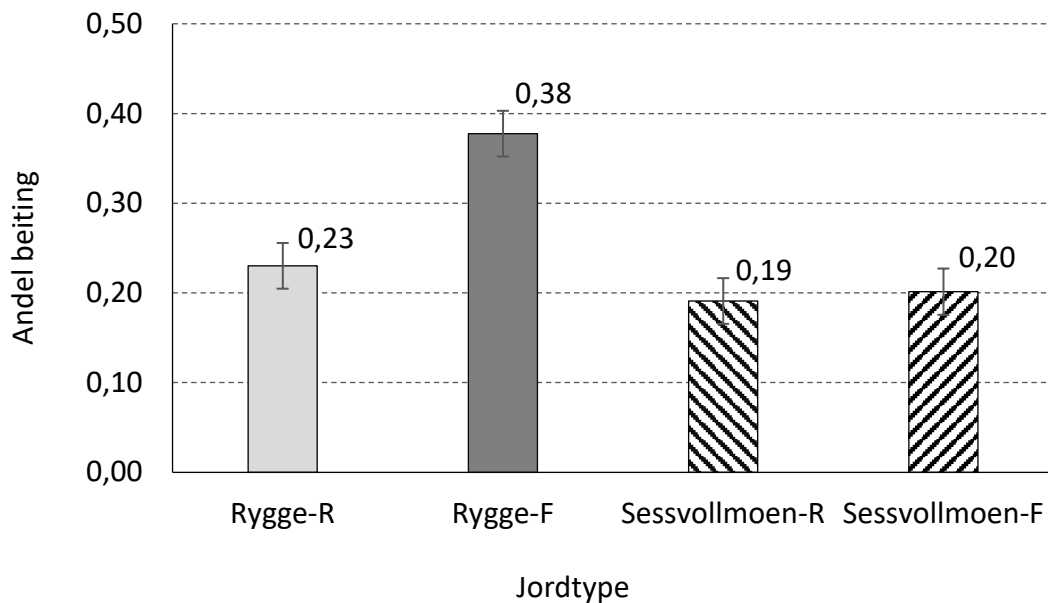
Sju av de ni søyene brukte beiteruter der jord ikke var tilført mest (Figur 3.2). Effekt av individuell søye var dog ikke signifikant (Wald-test av random effekt: $Z = 1,16$; $P = 0,122$). Restvariansen var på 0,071.



Figur 3.2 Andel av beitetid i beiteruter med og uten tilført jord, per søye (søye er random effekt). Samlet for de tre øktene, til sammen 9 observerte 4-minutters perioder per søye. Sortert etter økende andel beiting på 'jord'.

3.3 Valg mellom fire jordtyper

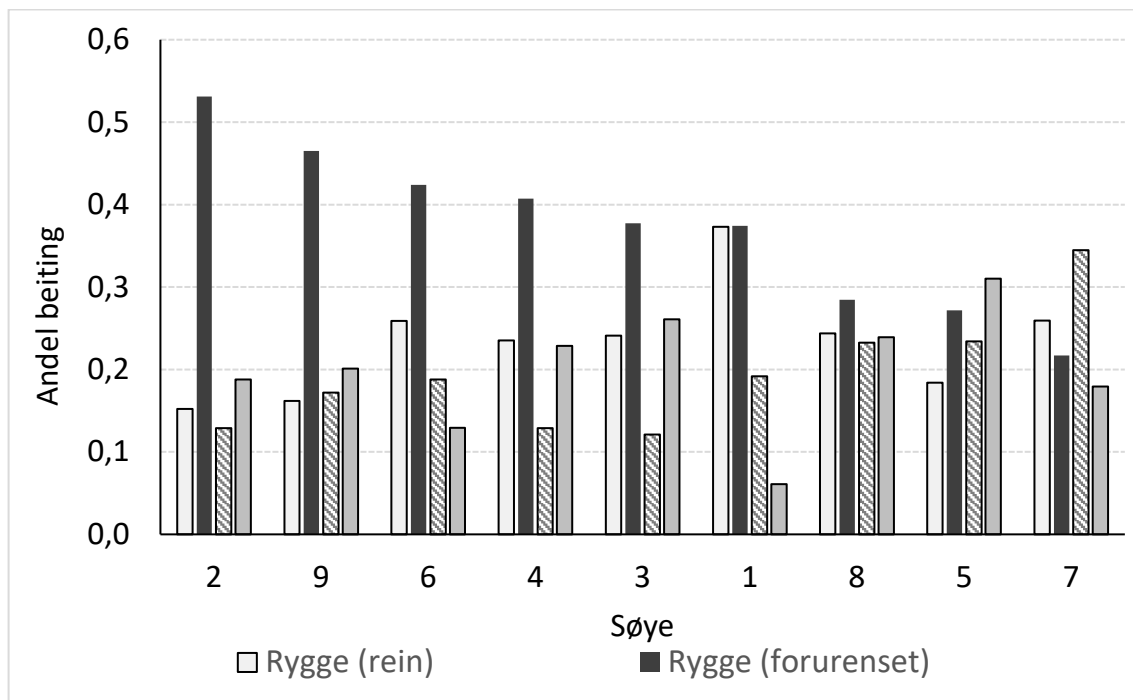
Jordtype (dvs. forurenset og rein jord fra Sessvollmoen og Rygge) hadde en signifikant effekt på beitevalget (ndf= 3, ddf= 15, $P < 0,001$), det var signifikante forskjeller (parvise t-tester) mellom Rygge forurenset og de tre andre typene (alle $p < 0,01$), men ingen forskjeller (alle $p > 0,294$) mellom Rygge rein, Sessvollmoen rein og Sessvollmoen forurenset (Figur 3.3).



Figur 3.3 Andel av beitetid i beiteruter med de 4 jordtypene; least square means \pm standardfeil. Postskript -R er rein jord, -F betyr forurenset (av skyteaktivitet). Beskrivelse av jordtypene i tabell 1.

Det ble ikke funnet noen effekt av samspill mellom jordtype og dag (ndf= 8, ddf= 79, p 0,303); det så altså ikke ut til at søyenes valg mellom jordtypene endret seg mellom dagene.

Sju av de ni forsøksdyrene beitet i gjennomsnitt mest i ruter med tilsatt jord av type Rygge-forurenset (Figur 3.4); effekten av søye var ikke signifikant ($Z= 0,25$, $P= 0,402$). Restvariansen var 0,044.



Figur 3.4 Andel av beitetid brukt på de fire jordtypene, per søye, sortert etter andel beiting på type Rygge-forurenset. Tre 4-minutters registreringer per dag i tre dager, for hver av de 9 søyene.

4 Diskusjon

4.1 Jordegenskaper

Konsentrasjonen av metaller og mineraler i de siktede prøvene var generelt høyere enn i de usiktede prøvene. Dette kan forklares med at i de usiktede prøvene ble større partikler, som for eksempel steiner, som ikke inneholder metall-forurensning, homogenisert sammen med resten av prøven og fortynnet forurensningen i prøven. Årsaken til at det også var forskjeller i konsentrasjonen av metaller og mineraler i siktet og usiktet prøve fra Sessvollmoen rein, der ingen partikler ble fjernet ved sikting, er ikke kjent. Relativt små prøvemengder og stor heterogenitet i jorda kan ha spilt inn.

Den forurensede jorda fra Rygge (Rygge-F) skilte seg ut fra de andre typene (Vedlegg A, Tabell A.2). Den var grovest, med 77 % av vekt t.s. bestående av partikler >2 mm, dette i kontrast til rein jord fra samme lokalitet (28 % >2 mm) og de to typene fra Sessvollmoen (rein og forurenset, hhv. 0 % og 10 %). Dette tyder på at jordtypene fra Rygge ikke har samme opprinnelse, sannsynligvis er jorda som danner voll her ikke tatt fra helt nærliggende lokalitet. Forurenset jord fra skytevoll i Rygge hadde også mye høyere konsentrasjoner av bly og kobber (Tabell 3.1) sammenliknet med tilsvarende jord fra Sessvollmoen, henholdsvis 2-3 (bly) og 20-50 (kobber) ganger mer. Innholdet av ernæringsrelevante mineraler varierte mellom jordtypene. Generelt hadde jord fra Rygge, og spesielt den forurensede typen, et høyt innhold av natrium, magnesium og kalsium. De store forskjellene mellom de to jordtypene fra Rygge, i grovhet og innhold av mineraler, representerer en utfordring når resultatene fra beiteforsøket skal vurderes.

Ut fra mengde frasiktede partikler (>2mm) var forurenset jord fra Rygge mye grovere enn de andre jordtypene, deretter fulgte rein jord fra Rygge, forurenset jord fra Sessvollmoen, og rein jord fra Sessvollmoen. Grovhet er sannsynligvis viktig for jordtypenes tendens til å feste seg til beitevegetasjonen; dette stemte med ikke-systematiske visuelle observasjoner: De grovere jordtypene endte i større grad opp på jordoverflata under graset etter påføring i beiterutene. Mer generell vurdering av jordtypers festeevne vil kreve flere opplysninger, bl.a fordeling av grovhetsfraksjoner innen jordtype, og mengde humus.

4.2 Beiteforsøk A – jord eller ikke jord

Forsøksdyra foretrakk å beite der det ikke var tilsatt jord. I første repetisjonen, da beitegraset ikke var påvirket av beiting, trakk eller møkk, tilbrakte søyene tre fjerdedeler av beitetida i slike 'reine' ruter (merk at det vil ha vært en viss mengde jord festet til graset også her på grunn av nedbør og vind tidligere i sesongen), selv om rutene med tilsatt jord ikke framsto visuelt som tydelig forurenset. Konklusjonen er klar: Et frodig beite med lite jord festet til graset ble foretrukket framfor samme beitegraset med noe mer jord på. I repetisjon to og tre ble forskjellen mellom bruken av 'reine' og jordtilsatte ruter stadig mindre; det er vanskelig å tolke dette som annet enn at kvantiteten av reint beite gikk ned (ble spist), samtidig som kvaliteten ble redusert på grunn av trakk og forurensning med møkk og urin.

Forsøket ble gjort med bare én type jord (uten forurensning fra skyteaktivitet). Vi tror likevel resultatet kan generaliseres til mange typer jord og forhold. Dette vil være en faktor når jordinntaksrate hos beitedyr skal modelleres: Vegetasjon med mye jord på vil trolig være mindre attraktiv som beite enn nærliggende beiteflekker med mindre jord. Under vanlige forhold på utmarksprege beite forventes det at heterogen finskala topografi, mikroklima og bruk vil gi betydelig romlig variasjon i mengde jord som fester seg til plantene og at det slik vil innebære små kostnader for et beitedyr å velge alternativt beite; dette er imidlertid ikke dokumentert.

4.3 Beiteforsøk B – fire jordtyper

Når forsøksdyra valgte mellom beite med fire ulike jordtyper skilte beiteruter med forurenset jord fra Rygge seg klart ut og ble beitet signifikant mer enn alle de andre tre typene, mens det ikke var innbyrdes forskjeller mellom de andre tre typene. At søyene oppfattet Rygge-forurenset som forskjellig fra de andre typene stemmer overens med at den skilte seg mest ut i grovhetsgrad og innhold av mineraler og metaller.

Rygge-forurenset inneholdt generelt 2-3 ganger så mye Na, Ca, Mg og Co som Rygge-rein, og 5-20 ganger så mye av disse stoffene som jordtypene fra Sessvollmoen (Tabell 3.1 og vedlegg B). Å velge å spise vegetasjon forurenset av jord med høyt innhold av disse og andre ernæringsrelevante mineraler kan se ut til å være adaptivt for beitedyr, spesielt når knapphet på beite gir generelt lavt inntak av beiteplanter (Healy 1968; Herlin & Andersson 1996). Bevisst og valgt spising av jord hos ungulater er dokumentert fra naturlige 'salt licks', begrensede lokaliteter med jord med høyt innhold av viktige mineraler det er knapphet på i beitevegetasjonen (f.eks. Klaus & Schmidg 1998; Ayotte m.fl. 2006). Forsøksdyra hadde fri tilgang på mineraltilskudd i form av saltslikkestein, og alle individene vil mest sannsynlig ha hatt tilstrekkelige nivå av makro- og mikromineraler, dermed er det lite sannsynlig at mineralinnhold i jordtypene var avgjørende for dyras beitevalg, selv om det ikke kan utelukkes helt. Vi observerte heller ikke søyer som så ut til å forsøke å spise jord fra under grasdekket.

Det er uklart om husdyr blir tiltrukket av planter eller jord med høyt bly- eller kobberinnhold. Det er mange eksempler på at sau og storfe har blitt forgiftet etter å ha slikket på blybatterier (f.eks. Payne & Livesey 2010), eller spist blyholdig aske fra søppelbrenning (storfe: Krametter-Froetscher 2007), men vanskelig å vite om blyet i seg selv eller andre stoffer, f.eks. rester av batterisyre, har vært avgjørende for dyrets valg av beite. Det virker imidlertid klart at sau og storfe i mange situasjoner ikke viser sterk unngåelse av beitegras og/eller jordmateriale med høyt innhold av bly (Braun m.fl. 2007; Krametter-Froetscher 2007; Johnsen m.fl. 2018). Strojan & Phillips (2002) fant at melkekyr var i stand til å oppdage, og delvis valgte å unngå å beite på beiteflekker med tilsatt bly (konsentrasjon 67-102 mg Pb per kg nyslått gras); her ble imidlertid bly tilsatt graset som blyacetat utblandet i vann.

Forsøksdyra så altså ikke ut til å søke å spise jord per se, spørsmålet blir om de foretrakk beitegras 'krydret' med jord med høyt kobber- og blyinnhold. Dette kan ikke utelukkes fordi vi ikke kan skille på sikkert vis mellom effekt av jordas grovhet (og dermed klebrighet, til

beitegraset) og effekten av bly- og kobberforurensning. En indikasjon på at kobber og bly ikke var avgjørende ser vi i at sauene ikke prefererte den forurensede jorda fra Sessvollmoen over de to ikke-forurensede typene. Det kan likevel tenkes at eventuell preferanse først opptrer over en viss terskelverdi: Blyinnholdet i forurensede jord fra Rygge var mer enn dobbelt så høyt som i forurensede jord fra Sessvollmoen; for kobber var forskjellen enda større, hhv 50 og 20 ganger mer i siktet og usiktet forurensede jord fra Rygge.

Det er sannsynlig at forsøksdyra beitet mest på beitegras tilsatt jord med svært høyt innhold av bly og kobber, og av mineraler som natrium og kalsium, fordi denne jorda var grov og dermed i mindre grad enn de andre jordtypene klistret seg til beitegraset. Hvis dette stemmer vil det være riktigere å si at de unngikk den i mindre grad enn de andre jordtypene, ikke at den ble preferert. Det er likevel mulig at svært høye konsentrasjoner av bly og/eller kobber gjør jord tiltrekkelig for sau og andre beitedyr, og kontrollerte forsøk, med standardisert tilsetning av forurensninger trengs for å kunne konkludere sikkert. Det bør også undersøkes om beitevalg på den fine skalaen i dette forsøket reflekteres i valg på et større nivå i utmarka.

5 Konklusjoner

Beiteforsøk der sau fikk velge mellom områder med beitevegetasjon med og uten tilsatt jord viste at sauene foretrakk å beite på områdene uten tilsatt jord, spesielt når det var rikelig med vegetasjon tilgjengelig. Resultatene indikerer at vegetasjon med mye jord trolig vil være mindre attraktiv som beite enn nærliggende beite med mindre jord. Dette er en faktor som bør tas i betraktning ved beregning av jordinntaksrate hos beitedyr.

Beiteforsøk der sau fikk velge mellom områder tilsatt forurenset og rein jord fra to skytefelt viste at sauene i størst grad beitet på områdene med en av de forurensete jordtypene. Årsaken til at sauene beitet mest på områdene tilsatt denne jorda kom sannsynligvis av at denne jorda var grov og dermed festet seg til beitevegetasjonen i mindre grad enn de andre jordtypene. Høyere innhold av metallene Pb og Cu, og mineralene Na og Ca, i denne jorda kan også ha spilt en rolle.

Referanser

- Abrahams, P. W. & Steigmajer, J. 2003. Soil ingestion by sheep grazing the metal enriched floodplain soils of Mid-Wales. *Environmental Geochemistry and Health* 25, 17–24
- Ayotte, J.B., Parker, K.L., Arocena, J.M. & Gillingham, M.P. 2006. Chemical composition of lick soils: function of soil ingestion by four ungulate species. *Journal of Mammalogy* 87, 878-888
- Braun, U., Pusterla, N. & Ossent, P. 1997. Lead poisoning of calves in the target area of a military shooting range. *Schweizer Archiv Für Tierheilkunde*, 139 403-407
- Futura 2014. Kunnskapsstatus og kunnskapsbehov knytt til grunnforureining ved skytebaner: Utgreiing om problemomfang og kunnskapsgrunnlag. Futura rapport 2014/609.
- Healy, W. B. 1968. Ingestion of soil by dairy cows. *New Zealand Journal of Agriculture Research* 11, 487–499.
- Herlin, A.H. & Andersson, I. 1996. Soil ingestion in farm animals: a review. Sveriges lantbruksuniversitet, Inst for jordbrukets biosystem och teknologi, Rapport 105. Lund 1996.
- 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. FFI-rapport 16/00640
- Johnsen, I.V., Mariussen, E. & Voie, Ø. 2018. Assessment of copper and lead by sheep grazing on a shooting range for small arms: a case study. *Environmental Science and Pollution Research*, Published online 11-April 2018
- Johnsen, I.V. & Aaneby, J. 2019. Soil intake in ruminants grazing on heavy-metal contaminated shooting ranges. *Science of the Total Environment* 687, 41-49
- Klaus, G. & Schmid, B. 1986. Geophagy at natural licks and mammal ecology: a review. *Mammalia* 62, 482- 498
- Krametter-Froetscher, R. Tataruch, F., Hauser, S., Leschnik, M., Url, A. & Baumgartner, W. 2007. Toxic effects seen in a herd of beef cattle following exposure to ash residues contaminated by lead and mercury. *The Veterinary Journal* 174, 99–105
- Kreulen, D.A. 1985. Lick use by large herbivores: a review of benefits and banes of soil consumption. *Mammal Revue* 15, 107-123
- Martin, P. & Bateson, P. 1993. *Measuring behaviour. An introductory guide.* Second Edition. Cambridge University Press

NSG 2018. Sauerasene i Norge (Norsk Sau og Geit). URL: www.nsg.no/saueraser-i-norge/category719.html (besøkt 17-desember 2018)

Payne, J. & Livesey, C. 2010. Lead poisoning in cattle and sheep (Veterinary Laboratories Agency, UK). In *Practice* 32, 64-69

Penning, P.D., Parsons, A.J., Newman, J.A. Orr, R.J. & Harvey, A. 1993. The effect of group size on grazing time in sheep. *Applied Animal Behaviour Science* 37, 101-109

Rekdal, Y. 2012. Stort uutnyttet potensiale i utmarksbeite. *Nationen*, URL: <https://www.nationen.no/article/stort-uutnyttet-potensiale-i-utmarksbeite/> (besøkt 21-desember 2018)

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. *Science of the Total Environment* 407, 3731-9

Strojan, S.T. & Phillips, C.J. 2002. The detection and avoidance of lead-contaminated herbage by dairy cows. *Journal of Dairy Science* 85, 3045-3053

Voie, Ø., Strømseng, A. E., Johnsen, A., Rossland, H., Karsrud, T. & Longva, K. 2010. Veileder for undersøkelse, risikovurdering, opprydding og avhending av skytebaner og øvingsfelt. FFI-rapport 2010/00116.

Vedlegg A Jordprøver

Tabell A.1 Jordprøver fra de to lokalitetene; -F er jord fra voll bak skyteskiver, -R er fra nærliggende, ikke forurenset sted. Våt- og tørrvekt, med tørrstoffprosent.

Jordtype	Våtvekt (g)	Tørrvekt (g)	% tørrstoff
Sessvollmoen-R	635	570	90 %
Sessvollmoen-F	843	767	91 %
Rygge-R	545	498	91 %
Rygge-F	832	792	95 %

Tabell A.2 Partikkelstørrelsesfordeling av jordprøvene fra de to lokalitetene; -F er jord fra voll bak skyteskiver, -R er fra nærliggende, ikke forurenset sted.

Jordtype	Jordprøve		Ble siktet ut		Prosjektiler fjernet	
	Usiktet (g)	Siktet (g)	g	%	g	%
Sessvollmoen-R	285	278	0	0	0	0
Sessvollmoen-F	370	346	39	10	14	4
Rygge-R	248	180	70	28	0	0
Rygge-F	343	90	307	77	53	13

Vedlegg B Jordanalyser

Tabell B.1 Analyseresultater homogeniserte jordprøver med gjennomsnitt og standardavvik, fra de fire jordtypene. Se avsnitt 2.1 for metodikk.

Prøvebeskrivelse	Prøve #	Konsentrasjon (mg/kg)										
		²³ Na	²⁴ Mg	²⁷ Al	³⁹ K	⁴⁴ Ca	⁴⁷ Ti	⁴⁹ Ti	⁵¹ V	⁵² Cr	⁵⁵ Mn	⁵⁶ Fe
Sessvollmoen, rein, siktet	1	670	5144	23769	7002	6065	1010	987	83	260	371	23627
	2	656	5078	23328	6855	5939	1077	1078	80	260	369	23263
	3	642	4878	22429	6593	5770	1077	1084	77	244	349	22089
	Gj.snitt	656	5033	23176	6816	5925	1055	1050	80	255	363	22993
	St.avvik	14	138	683	207	148	39	55	3	9	13	804
Sessvollmoen, rein, usiktet	1	352	4553	21528	6250	5234	1110	1222	75	64	341	20512
	2	343	4727	21971	6388	5218	1038	1051	75	66	355	20661
	3	305	4310	19835	5636	4879	930	940	68	59	330	19349
	Gj.snitt	333	4530	21111	6092	5110	1026	1071	73	63	342	20174
	St.avvik	25	209	1127	400	201	90	142	4	3	13	718
Sessvollmoen, forurenset, siktet	1	497	5943	21995	7385	6128	831	816	77	165	465	23041
	2	503	5913	22198	7409	6066	944	945	78	164	463	23035
	3	518	6093	22765	7571	6278	956	963	79	173	477	23659
	Gj.snitt	506	5983	22319	7455	6158	910	908	78	167	468	23245
	St.avvik	11	96	399	101	109	69	80	1	5	8	359
Sessvollmoen, forurenset, usiktet	1	501	6076	22836	7665	6055	1018	1028	81	162	494	23709
	2	508	5945	22802	7631	5971	923	940	78	160	489	23305
	3	511	5897	22165	7388	5822	811	802	76	154	475	22715
	Gj.snitt	507	5973	22601	7561	5950	917	923	78	159	486	23243
	St.avvik	5	93	378	151	118	103	114	2	4	10	500
Rygge, rein, siktet	1	3131	14768	24726	12280	20526	2347	2335	145	200	872	54340
	2	3216	14956	24860	12575	20871	2556	2537	154	206	884	55301
	3	3029	14085	23375	11876	19651	2070	2069	139	194	850	53206
	Gj.snitt	3125	14603	24320	12244	20350	2324	2313	146	200	869	54283
	St.avvik	93	458	822	351	629	244	235	7	6	17	1049
Rygge, rein, usiktet	1	2039	13492	20706	10266	18226	1919	1927	130	136	797	49844
	2	1996	13081	19993	9815	17814	2360	2337	133	132	785	48403
	3	771	5212	7972	3891	6976	1031	1045	52	51	308	19326
	Gj.snitt	1602	10595	16224	7991	14339	1770	1770	105	106	630	39191
	St.avvik	720	4667	7155	3558	6380	677	661	46	48	279	17219
Rygge, forurenset, siktet	1	5997	26823	43190	6495	37331	2382	2383	137	300	820	56395
	2	5890	26459	42798	6435	36762	2331	2326	134	300	815	55785
	3	5998	26784	42563	6449	36566	2169	2142	135	299	822	56198
	Gj.snitt	5962	26689	42850	6460	36887	2294	2284	135	299	819	56126
	St.avvik	62	200	317	31	398	111	126	2	0	3	311
Rygge, forurenset, usiktet	1	5500	26022	42622	5410	36823	2188	2170	133	244	734	50931
	2	5198	24844	40423	5123	34264	2002	2033	128	233	692	47849
	3	5280	25403	41115	5357	35291	1890	1851	131	243	709	49079
	Gj.snitt	5326	25423	41387	5297	35459	2027	2018	131	240	712	49286
	St.avvik	156	589	1124	153	1288	151	160	2	6	21	1551

Tabell B.1 forts.

Prøvebeskrivelse	Prøve #	Konsentrasjon (mg/kg)									
		⁵⁹ Co	⁶⁰ Ni	⁶³ Cu	⁶⁴ Zn	⁶⁵ Cu	⁶⁶ Zn	¹¹¹ Cd	¹²¹ Sb	¹²³ Sb	²⁰⁸ Pb
Sessvollmoen, rein, siktet	1	7	32	24	46	24	45	0,2	0,6	0,6	33
	2	7	33	23	48	23	45	0,1	0,5	0,5	33
	3	7	34	22	44	22	44	0,2	0,5	0,5	33
	Gj.snitt	7,2	32,7	23,2	46,0	23,4	44,3	0,2	0,5	0,5	32,8
	St.avvik	0,2	1,2	0,7	1,7	1,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,3
Sessvollmoen, rein, usiktet	1	6	28	14	43	14	42	0,1	0,1	0,2	21
	2	6	28	14	43	13	43	0,3	0,2	0,1	21
	3	6	26	14	41	13	40	0,3	0,2	0,2	21
	Gj.snitt	6,1	26,9	13,8	42,2	13,6	41,7	0,3	0,2	0,2	21,0
	St.avvik	0,4	1,2	0,6	1,3	0,6	1,6	0,1	0,0	0,1	0,2
Sessvollmoen, forurenset, siktet	1	8	33	209	89	203	89	0,2	456	461	3889
	2	9	33	206	85	205	86	0,4	547	555	4776
	3	9	36	222	87	218	92	0,3	244	253	2147
	Gj.snitt	8,6	34,2	212,4	86,9	208,9	89,0	0,3	415,7	422,8	3604
	St.avvik	0,3	1,6	8,6	1,9	8,3	2,7	0,1	155,3	154,5	1337
Sessvollmoen, forurenset, usiktet	1	9	35	159	78	159	81	0,4	260	264	2164
	2	8	35	156	78	154	80	0,3	175	177	1431
	3	8	34	154	78	151	80	0,4	432	441	4208
	Gj.snitt	8,4	34,5	156,3	78,3	154,8	80,0	0,4	289	294	2601
	St.avvik	0,4	0,9	2,3	0,1	4,2	0,5	0,0	131	135	1439
Rygge, rein, siktet	1	25	38	23	95	24	93	0,0	0,3	0,2	13
	2	26	42	24	101	24	99	0,1	0,2	0,2	13
	3	24	37	23	93	23	93	0,0	0,2	0,2	12
	Gj.snitt	24,9	39,0	23,5	96,5	23,6	95,1	0,1	0,2	0,2	12,8
	St.avvik	0,7	2,3	0,6	4,3	0,2	3,5	0,0	0,1	0,0	0,4
Rygge, rein, usiktet	1	23	32	25	88	24	88	0,2	0,2	0,1	12
	2	23	31	27	90	26	88	0,1	0,2	0,2	12
	3	9	13	10	36	10	34	0,0	0,0	0,0	5
	Gj.snitt	18,3	25,5	20,6	71,5	19,9	70,0	0,1	0,1	0,1	9,4
	St.avvik	8,2	10,9	9,5	31,0	8,4	31,0	0,1	0,1	0,1	4,2
Rygge, forurenset, siktet	1	38	121	10582	386	10340	391	0,1	314	317	11388
	2	37	118	13019	684	12839	696	0,2	295	296	11430
	3	37	114	10513	427	10392	443	0,3	305	305	11859
	Gj.snitt	37,4	117,7	11371	499	11191	510	0,19	304	306	11559
	St.avvik	0,4	3,8	1428	162	1428	163	0,09	10	11	261
Rygge, forurenset, usiktet	1	37	117	3654	166	3581	161	0,1	122	123	5100
	2	35	111	3503	122	3451	119	0,2	169	170	6327
	3	36	114	3794	125	3725	119	0,1	140	141	5346
	Gj.snitt	35,8	114,4	3650	137	3586	133	0,15	143	145	5591
	St.avvik	0,9	2,9	146	25	137	25	0,01	24	23	649

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.

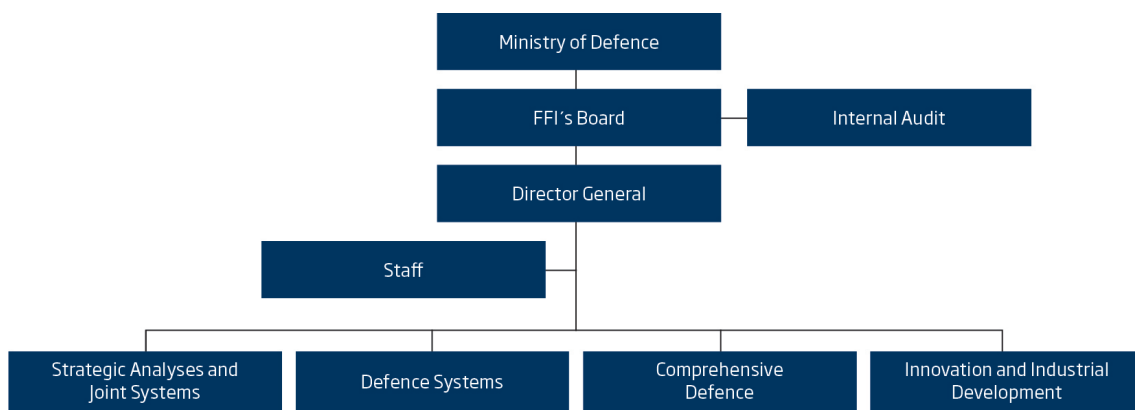
FFIs VISJON

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