



FFI-RAPPORT

16/00640

Beitedyr på skyte- og øvingsfelt

eksponering og effekter av de ammunisjonsrelaterte metallene kobber og bly – en litteraturstudie

—

Ida Vaa Johnsen
Espen Mariussen
Øyvind Voie

Beitedyr på skyte- og øvingsfelt eksponering og effekter av de ammunisjonsrelaterte metallene kobber og bly – en litteraturstudie

Ida Vaa Johnsen
Espen Mariussen
Øyvind Voie

Emneord

Beitemarker
Ammunisjon
Bly
Kobber
Skytebaner
Forurensning
Forgiftning

FFI-rapport:

FFI-RAPPORT 16/00640

Prosjektnummer

518801

ISBN

P: ISBN 978-82-464-2888-8

E: ISBN 978-82-464-2889-5

Godkjent av

Øyvind Voie, forskningsleder

Janet Blatny, avdelingsjef

Sammendrag

Forsvarets skyte- og øvingsfelt inneholder metallforurensinger som bly (Pb) og kobber (Cu) fra ammunisjon. Norske skyte- og øvingsfelt er sjelden inngjerdet og kan benyttes som utmarksbeite for husdyr. Det kan derfor tenkes at det er en viss risiko ved å ha beitedyr på norske skyte- og øvingsfelt. Forurensningen vil som oftest være innenfor et avgrenset område, mellom standplass og målområdet, og ligge mellom 100–50 000 mg Pb/kg og 100–5000 mg Cu/kg tørrvekt (tv). Flere studier tyder på at planter som vokser på blykontaminert jord, vil akkumulere bly. Kobberkonsentrasjonen i jord har ikke like stor betydning for kobberopptak i planter, da det er andre mekanismer som styrer dette opptaket.

Blyforgiftning er den hyppigste formen for forgiftning hos storfe (50 %), mens kobberforgiftning står for om lag 30 % av forgiftningstilfellene. Hos sauer er det kobberforgiftning som er mest vanlig (70 %), prosenttallene er basert på overvåkning av britiske beitedyr. Kalver og lam er generelt mer utsatt enn voksne dyr. Det er sjelden man ser kronisk blyforgiftning hos drøvtyggere, men akutt blyforgiftning er ganske vanlig hos kyr etter inntak av forurenset søppel som blyholdig maling eller gamle bilbatterier. Det er rapportert flere tilfeller av blyforgiftning hos husdyr på beite. På en gård i Sveits døde fem kalver av blyforgiftning fordi området de beitet på, inneholdt en gammel skytebane. Ved et annet tilfelle i Østerrike døde tre kalver av blyforgiftning etter å ha spist askerester fra et bål. Ut ifra disse tilfellene kan det virke som om kalver tiltrekkes av og liker å beite på blyforurensede områder. En annen studie har imidlertid vist at kyr beitet saktere og mindre på områder som var forurenset med blyacetat (300 mg Pb/kg i planter (tv)) og foretrakk andre områder hvis det var mulig. Kobber er et essensielt sporelement og inngår i flere metallproteiner og enzymreaksjoner. Kobber er allikevel giftig, spesielt om kobber/molybden-forholdet i kosten er >6:1. I en norsk studie ble kobberkonsentrasjonen i leveren til 381 sauer analysert, og det ble funnet at 13 % av sauene og 4 % av lammene hadde kobberkonsentrasjon over den antatte risikogrensen for kobberforgiftning. Beitedyr kan få i seg bly og kobber både fra jorden og plantene når de beiter. Det gjennomsnittlige jordinntaket er høyere hos sauer (15–30 %) enn hos storfe (0–15 %), og er høyere ved vått vær og overbeite enn ved tørre forhold. Den mest brukte metoden for å kartlegge blyeksponering hos dyr er å måle bly i blodet. En indikator på kobbereksponering kan være mørk urin og gule slimhinner. En leverprøve er derfor den beste måten å bestemme dyrets kobbereksponering på.

I teorien kan konsentrasjonen av henholdsvis kobber og bly >50 mg/kg og 135 mg/kg (tv) i jord gi kumulative effekter hos lam. I teorien vil det ved >190 mg Cu/kg og >1900 mg Pb/kg (tv) kunne være fare for akutt forgiftning hos lam (<14 dager). Det knytter seg imidlertid stor usikkerhet til om det ved disse metallkonsentrasjonene i jorda, faktisk kan oppstå forgiftning da det blant annet er usikkert hvor biotilgjengelige metallene er, hvordan beiteatferden er og jordspisingsraten til dyrene.

Summary

The Norwegian military shooting ranges contain metal contamination such as lead (Pb) and copper (Cu) from ammunition residues. The shooting ranges are rarely fenced off and are often used as grazing pastures for livestock. This can potentially pose a risk to grazers as they can be poisoned. The contamination on a shooting range will generally be within a limited area, between the firing point and the target, and the metal concentration will be between 100–50 000 mg Pb/kg and 100–5000 mg Cu/kg (dry weight (dw)). Several studies indicate that plants growing on lead-contaminated soil will accumulate lead. The copper concentration of the soil is not equally important for the copper uptake in plants because other mechanisms will control this process.

Lead poisoning is the most common poisoning case in cattle (50%), while copper poisoning accounts for roughly 30% of the poisoning cases. Copper poisoning is the most common type of poisoning in sheep (70%). Percentages are based on monitoring of British grazers. Calves and lambs are generally more prone to poisoning than older animals. It is rare to see chronic lead poisoning in ruminants, but acute poisoning of cattle is fairly common after consumption of garbage like leaded paint or old car batteries. Several cases of lead poisoning in grazing animals are reported. On a farm in Switzerland five calves died from lead poisoning because the pasture contained an old shooting range. In another case, three calves died of lead poisoning after eating ash residues from a bonfire. From these cases it can seem that calves are attracted to and like to graze on lead-contaminated areas. However, another study showed that cattle grazed slower and less on lead acetate-contaminated areas (300 mgPb/kg in plants (dw)) and preferred uncontaminated pasture if they had a choice. Copper is an essential trace element and a part of several metal proteins and enzyme reactions. Copper can still be toxic, especially if the copper/molybdenum ratio in the feed is >6:1. In a Norwegian study, the copper concentration in the liver of totally 381 sheep was analyzed. It was found that 13% of all sheep and 4% of all lambs had copper concentration >150 mg/kg (ww), which is believed to be a risk limit for Cu poisoning. Ruminants can get copper in the diet from soil, plants and water. The average soil consumption is higher in sheep (15–30%) than in cattle (0–15%), and it is also higher in wet and/or overgrazing conditions than in dry conditions. The method most often used to identify lead exposure is to analyze lead concentration in the blood. Indications of copper poisoning might be dark urine and yellow mucosa. A liver sample is the best way to determine the animal's exposure to copper.

In theory, soil concentrations of copper and lead higher than 50 mg/kg and 135 mg/kg (dw), respectively, can potentially lead to cumulative effects in lambs. And concentrations of >190 mgCu/kg and >1900 mgPb/kg (dw) can, in theory, cause acute poisoning in lambs (<14 days). There is, however, a great deal of uncertainty associated to whether these metal concentrations in soil actually can cause poisoning as it is uncertain how bioavailable the metal is, how and where the animals graze and how much soil the animals eat.

Innhold

Sammendrag	3
Summary	4
Forord	7
1 Innledning	9
1.1 Formål	9
2 Konsentrasjoner av ammunisjonsrelaterte metaller i miljøet	10
2.1 Jord	10
2.1.1 Jord i SØF	11
2.2 Planter	12
2.2.1 Planter i SØF	13
2.3 Vann	14
2.3.1 Vann i SØF	15
3 Opptak av kobber og bly i kroppen	15
3.1 Opptak og akkumulering	15
3.2 Biomarkører for opptak og effekter av kobber og bly	17
3.2.1 Bly	17
3.2.2 Kobber	18
4 Toksisitet av kobber og bly	19
4.1 Bly	20
4.1.1 Generell toksisitet og historikk	20
4.1.2 Forgiftning av beitedyr	20
4.2 Kobber	22
4.2.1 Generell toksisitet og historikk	22
4.2.2 Forgiftning av beitedyr	23
4.3 Toksiske doser	25
5 Beiteadferd og eksponeringsruter for bly og kobber	27
6 Risikovurdering av beitedyrs eksponering for kobber og bly på SØF	31

6.1	Regelverk og grenseverdier	32
6.2	Risikoberegninger	33
6.3	Eksempler på risikovurderinger	41
6.3.1	Sveits- Risikovurdering på militær skytebaner med gress/beiteplanter – en spesifisering av håndboken “Risikovurdering og tiltak for forurenset jord– En praktisk guide”	41
6.3.2	Andre risikovurderinger	49
6.4	Anbefaling	50
7	Fare for mennesker	51
8	Andre dyr	52
8.1	Reinsdyr	52
8.2	Fugl	52
9	Oppsummering og konklusjon	53
9.1	Forslag til videre arbeid	54
9.2	Oppsummering	55
	Referanser	56
	Vedlegg	62
A	Beregningsparametere	62

Forord

Rapporten er skrevet på oppdrag fra Forsvarsbygg (FB). Oppdraget er i sin helhet finansiert av Forsvarsbygg.



1 Innledning

Ammunisjon fra håndvåpen inneholder metaller og metalloider som bly (Pb), kobber (Cu), sink (Zn) og antimon (Sb) og øving gjennom mange år fører til høye konsentrasjoner av metallene i jorden. Metallene kan også tas opp i planter, løses ut i vannet og kan føre til forurensning i nærliggende vannforekomster. I 2014 er det beregnet at det ble brukt ammunisjon som inneholdt i overkant av 75 tonn metaller i forsvarrets skyte- og øvingsfelt (SØF), hvorav 0,9 tonn antimon, 9,2 tonn bly, 58,4 tonn kobber og 7,1 tonn sink (Nybakke et al., 2015). Dette var en nedgang fra tidligere år. I 2007 ble det brukt ammunisjon som inneholdt ca. 72,5 tonn kobber, 103,3 tonn bly, 12 tonn antimon og 6,8 tonn sink (Reistad et al., 2008). Norske skyte- og øvingsfelt er sjelden avgrenset og benyttes som utmarksbeite for husdyr. Dette har blitt sett på som positivt, da beitedyr forhindrer gjengroing av banene, og bidrar til å opprettholde det biologiske mangfoldet (Gaertner et al., 2010). Bly og kobber er to av de vanligste stoffene som forårsaker forgiftning i store planteetere (Payne et al., 2004, Payne and Livesey, 2010). Disse metallene forekommer ofte i høye konsentrasjoner på SØF. Det kan derfor tenkes at det er forbundet risiko til å la beitedyr beite på Norske skyte- og øvingsfelt.

1.1 Formål

Denne rapporten er et litteraturstudium om beitedyr i SØF. Det overordnede formålet var å finne ut om det utgjør en reell risiko å la husdyr beite på nåværende eller nedlagte SØF. For å finne ut av dette skal det undersøkes om det finnes litteratur som kan gi svar på følgende spørsmål:

- Tiltrekkes beitedyrene ammunisjonsrester eller andre forurensede områder? Hvilke konsentrasjoner er det i så fall snakk om?
- Hvor mye metall kan beitende dyr få i seg ved å beite på forurensede områder (f.eks. SØF), kan dette medføre akutt eller kronisk forgiftning?
- Kan metallene bioakkumulere i dyrene?
- Hvilke biomarkører kan benyttes for å kartlegge opptak, eksponering og effekt i beitedyr?
- Hvilke grenseverdier er satt for dyrehelse i forhold til:
 - Konsentrasjon i fôr.
 - Konsentrasjon i blod, lever, nyre ol.
- Finnes det konkrete risikovurderinger for beitedyr i skyte- og øvingsfelt eller andre metallforurensede områder?

Det er gjort flest studier på kobber og bly, og rapporten vil derfor fokusere mest på disse stoffene. Bly og kobber vil sannsynligvis i stor grad også være styrende for risikoen for forgiftning av beitedyr på grunn av høy giftighet og høye miljøkonsentrasjoner i forhold til de andre metallene. For pattedyr er sink relativt lite toksisk på grunn av stor margin mellom normalinntak og toksisk konsentrasjon (Wentink et al., 1985). Konsentrasjonene av antimon i jord og vann på skyte- og øvingsfelt vil stort sett være lavere enn konsentrasjonene av kobber og

bly. Det er relativt få studier som er gjort på antimon og effekten av antimon-forurensing på mennesker og dyr er lite kjent.

2 Konsentrasjoner av ammunisjonsrelaterte metaller i miljøet

2.1 Jord

Det er utført mange studier på konsentrasjoner av tungmetaller i jord. Dette er viktig informasjon fordi det danner grunnlaget for arealbruk og risiko for eksponering for skadelige stoffer. Norges geologiske undersøkelse (NGU) har gjort studier på bakgrunnsverdier av forskjellige stoffer i jord i forskjellige områder i Norge (Ottesen et al., 2007). Jord fra bynære strøk hadde et gjennomsnittlig innhold av bly, kobber og sink på henholdsvis 73, 60 og 210 mg/kg tørrvekt (tv). Noen av jordprøvene inneholdt svært høye konsentrasjoner av metallene slik at gjennomsnittskonsentrasjonen viste et litt forhøyet nivå i forhold til forventet normalkonsentrasjon. Mediankonsentrasjonen av bly, kobber og sink lå på henholdsvis 19, 25 og 83 mg/kg (tv), og 90 % av prøvene hadde en konsentrasjon av bly, kobber og sink i jord som var lavere enn henholdsvis 90, 55 og 196 mg/kg. Jordprøver hentet utenfor tettbygde strøk, slik som landbruksjord, myr og skogsjord hadde en gjennomsnittskonsentrasjon av bly, kobber og sink på henholdsvis 22, 23 og 54 mg/kg (tv). Her var det mindre variasjon i konsentrasjonsdataene. Mediankonsentrasjonen av bly, kobber og sink lå på henholdsvis 16, 18 og 45 mg/kg (tv), og 90 % av prøvene hadde en konsentrasjon av bly, kobber og sink i jorda som var lavere enn henholdsvis 40, 36 og 54 mg/kg (tv). Undersøkelse av forurenset grunn i Oslo kommune viste gjennomsnittlig konsentrasjon av bly, kobber og sink på henholdsvis 780, 408 og 2442 mg/kg (tv), men en mediankonsentrasjon av bly, kobber og sink på henholdsvis 56, 58 og 166 mg/kg (tv). Undersøkelsen i Oslo kommune viser at det er noen få steder som har svært høye konsentrasjoner av tungmetallene, disse tilsvarer det som er funnet i Forsvarets SØF. Data for bakgrunnskonsentrasjoner av antimon i Norge er mer begrenset. Reimann et al. (2010) har imidlertid samlet litteraturdata på antimon i forskjellige typer jord fra hele verden og generelt ligger bakgrunnskonsentrasjonene av antimon på mindre enn 1 mg/kg (tv).

I Norge benyttes Miljødirektoratets helsebaserte tilstandsklasser når det skal vurderes hvor forurenset jorden er (Miljødirektoratet, 2009). Oppbyggingen av tilstandsklassene er basert på risikovurderinger i forhold til menneskelig helse på individnivå. Tilstandsklassene sier også noe om hva slags arealbruk som kan aksepteres på et område i forhold til forureningsgrad (Tabell 2.1). Tilstandsklassene sier derimot ingenting om beitedyr eller andre dyr som oppholder seg i området. I Forureningsforskriften (2004) står det at grunnen anses som forurenset om konsentrasjonen av metaller overstiger 100 mg/kg (tv) for kobber og 60 mg/kg (tv) for bly, men

at det kreves en risikovurdering for å sette akseptkriterier som bestemmer om et område må saneres. Dette er avhengig av områdets bruk.

Tabell 2.1 Oversikt over helsebaserte tilstandsklasser for metaller i jord. Tabellen viser grenseverdiene for tilstandsklassene, samt hvilket arealbruk som kan benyttes ved den gitte tilstandsklassen (Miljødirektoratet, 2009).

Tilstandsklasse	1	2	3	4	5
Beskrivelse av tilstand	Meget god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Øvre grense styres av	Normverdi	Helsebaserte akseptkriterier	Helsebaserte akseptkriterier	Helsebaserte akseptkriterier	Nivå som anses å være farlig avfall
Arealbruk (tilstandsklasse i toppjord)	Boligområder, barnehage, dyrket mark osv.	Boligområder, barnehage, dyrket mark osv.	Sentrumsområder, kontorer, forretninger ol.	Industri og trafikkarealer	
Kobber (mg/kg)	< 100	100 - 200	200 - 1000	1000 - 8500	8500 - 25000
Bly (mg/kg)	< 60	60 - 100	100 - 300	300 - 700	700 - 2500
Sink (mg/kg)	< 200	200 - 500	500 - 1000	1000 - 5000	5000 - 25000
Kadmium (mg/kg)	< 1,5	1,5 - 10	10 - 15	15 - 30	30 - 1000
Nikkel (mg/kg)	< 60	60 - 135	135 - 200	200 - 1200	1200 - 2500
Krom III (mg/kg)	< 50	50 - 200	200 - 500	500 - 2800	2800 - 25000

2.1.1 Jord i SØF

Det er gjort mange undersøkelser av ammunisjonsrelatert forurensing av jord i norske skytefelt. Konsentrasjonene av bly, kobber, antimon og sink varierer veldig og avhenger av bruksområde og hvor lenge skytefeltet har vært benyttet (Strømseng and Ljønes, 2002, Mariussen et al., 2016, Voie et al., 2010b). Konsentrasjonene av bly kan variere fra mindre enn 100 mg/kg (tv) til over 50 g/kg (tv). Konsentrasjonene av kobber er ofte noe lavere og varierer fra mindre enn 100 mg/kg (tv) til mer enn 5000 mg/kg (tv). Konsentrasjonene av metaller i jorda på en skytebane vil som oftest være innenfor et avgrenset område, som inkluderer alt fra standplass til målområde. Forurensingene vil være høyest i målområdet på skytebanen, slik som i skytevoller. Man vil likevel finne høye konsentrasjoner av metaller mellom standplass og målområde. Dette avhenger av hvor lenge banen har vært i bruk og om det gjennomføres oppryddingstiltak. Feltskytebaner dekker gjerne over et mye større areal og har mindre definerte målområder. Her vil forurensingene fra ammunisjon være heterogent spredt med mange større eller mindre svært forurensete flekker innenfor et relativt stort areal på inntil flere kvadratkilometer. Leirduebaner vil også ha en mer spredt forurensing av ammunisjonsrester (Voie et al., 2010b).

Noen skytefelt har vært brukt i flere titalls år og har gjennom årene vært gjenstand for stadige forandringer og ombygginger. Eksempler på dette kan være skytefeltet på Ørskogfjellet og på Gimlemoen som nå er nedlagt (Strømseng et al., 2014, Forsvarsbygg, 2011). Dette er skytefelt som dekker flere kvadratkilometer og som gjennom årene har hatt flere lang- og kortholdsbaner. Dette har ført til en flekkvis forurensing av tungmetaller. Ofte ligger forurensingene under et dekke av vegetasjon, og kunnskapen om hvor de gamle banene var lokalisert er borte. Det vil derfor kreves en systematisk undersøkelse av relativt store områder for å lokalisere forurensingene.

Analysene av tungmetaller i jord blir gjort på tørket og siktet materiale (< 2 mm siktefraksjon). Slike analyser tar ikke hensyn til større fragmenter av ammunisjonsrestene. Inntak av større eller mindre fragmenter av ammunisjonsrester kan sannsynligvis utgjøre en stor del av totalinntaket til et beitedyr, men det er uvisst om slike fragmenter fører til forgiftning. Større fragmenter fra ammunisjon kan i teorien også ha en tiltrekningskraft på beitedyr hvis de har en særegen og interessant smak. Graden av fragmentering vil avhenge av hardheten på vollmateriale og bruksmønsteret. Det er for eksempel vist at kuler som treffer kuler fører til økt fragmentering (Martin et al., 2014).

2.2 Planter

Opptak av ammunisjonsrelatert forurensing i planter vil variere avhengig av art, jordsmonn og graden av forurensing. Siden Cu og Zn er essensielle metaller for planter, er opptak og fordeling regulert og kobberkonsentrasjonen i jorda vil derfor som regel ha mindre innvirkning på opptaket (Evangelou et al., 2012). Bly og antimon har ingen kjente funksjoner i planter (eller dyr). Det er kjent at bly kan tas opp via kalsium(Ca)-transportører og en høy konsentrasjon av bly i jorda vil derfor kunne gi økt opptak av bly i planter. Normalverdi av bly i planter antas å ligge mellom 2-5 mg/kg (tv), mens 3-20 mg/kg (tv) antas å være normalt for kobber (Chaney, 1989, Robinson et al., 2008). Flere studier har vist opptak av bly i planter som vokser på forurenset område.

I en studie utført av Cai et al. (2009) ble overføring av metaller gjennom næringskjeden i moderat forurensete områder nær motorveier og bly-sink smelteverk undersøkt. Denne undersøkelsen viste at bly i planter økte ca. 36 ganger (fra 3,6 – 132 mg/kg) ved ca. 13 ganger økning av bly konsentrasjonen i jorden (37 – 467 mg/kg). For sink økte plantekonsentrasjonen ca. 20 ganger (41 – 895 mg/kg) ved en ca. 10 ganger (103 – 1100 mg/kg) økning i sinkkonsentrasjonen i jorda. Konsentrasjonen av kobber i den uforurensete referansejorden var 27 mg/kg, mens den var 149 mg/kg på det forurensete området. Likevel var det ingen forskjell i kobberkonsentrasjonen i planter på referansested og forurenset område.

Graden av blyopptak i planter kan avhenge av forskjellige faktorer som jordtype, planteart og klima. Evangelou et al. (2012) fant at planter tok opp mer bly i sur jord (pH 6,5) enn i basisk jord (pH 8,5). Totalkonsentrasjonen av bly var i disse to jordtypene henholdsvis 644 og 466 mg/kg (tv). Konsentrasjonene av bly i plantene i den sure jorda lå på mellom 11 og 62 mg/kg (tv). Årsakene til at planter tok opp mer bly i sur jord kan skyldes at andelen frie og mer

biotilgjengelige ioner av bly vil være høyere i sure omgivelser enn i basiske. I den basiske jorda var også konsentrasjonen av kalk høy. Dette vil sannsynligvis bidra til redusert opptak av bly ettersom bly tas opp i plantene gjennom det samme transportsystemet som Ca. I studien til Evangelou et al. (2012) ble det også målt opptak av antimon, de fant at plantene som vokste på den kalkrike jorda (195-275 µg/kg (tv)) akkumulerte mer antimon enn plantene (71-128 µg/kg (tv)) fra den sure jorda. Antimon forekommer som et anion Sb(OH)_6^- og vil i basisk jord, på grunn av frastøtingseffekter i jorda, være mindre hardt adsorbent til jorda og derfor mer tilgjengelig for opptak i planter. For kobber var det ingen forskjell i opptak i plantene. Konsentrasjonene av kobber og antimon i de to jordtypene som ble studert var relativt like, henholdsvis 57 og 19 mg/kg (tv). I studien utført av Evangelou et al. (2012) fant de også at metallkonsentrasjonen varierte signifikant mellom de forskjellige planteartene. Dette kan tyde på forskjellige mønstre for opptak og akkumulering av metaller i planter, men det kan også skyldes at plantene trives under forskjellige forhold, for eksempel i fuktig sur jord (Roggeman et al., 2013). Det er også forskjeller på hvor plantene akkumulerer metallene de tar opp. Noen planter akkumulerer metallene i røttene, mens andre i bladene. Av plantene som ble analysert i denne studien (8 plantesorter), var det gress som hadde den høyeste konsentrasjonen av bly, deretter lyng og lyssiv. Den høyeste konsentrasjonen av sink ble funnet i lyssiv, mens konsentrasjonen av kobber var relativt lik i alle plantene. Metallkonsentrasjonen i planter kan også variere med årstid. Smith et al. (2009) fant ut at konsentrasjonen av både kobber, bly og sink i planter i Wales var høyere om vinteren (januar og mars) enn resten av året. Smith et al. (2009) fant på det meste 1350 mg Pb/kg, 350 mg Zn/kg og 49 mg Cu/kg (tv) i uvaskete beiteplanter. Årsakene til at mer var akkumulert i plantene om vinteren ble tilskrevet en økning i plantebiomasse om sommeren som fører til en fortykningseffekt, ved at akkumulert metall fordeles over et større volum. En annen årsak som ble antydnet var at et våtere klima om vinteren fører til surere jord og en høyere biotilgjengelig andel av bly. Fordi det i dette tilfellet er snakk om uvaskede planter kan en stor andel av de målte metallene tilskrives jordpartikler på utsiden av plantene. Om vinteren er beitet skinnere, og været er våtere. Dette kan føre til at det er mer jord på plantenes overflate, som følger av at våt jord sprutes opp på plantene.

2.2.1 Planter i SØF

Rooney et al. (1999) fant akkumulering av bly i bygg, salat, rug, reddik og kløver fra et skytefelt med blykonsentrasjoner >4000 mg/kg (tv) i jorden. I denne studien fant Rooney et al. (1999) at konsentrasjonen av bly var om lag seksti ganger høyere i røttene enn i resten av planten, hvor konsentrasjonen var <100 mg/kg (tv). I en studie utført av Robinson et al. (2008) ble det målt metaller i ti forskjellige planter som vokste på en skytevoll på en nedlagt skytebane. Metaller ble målt i bladene på plantene og i jorden plantene vokste i. Gjennomsnittskonsentrasjonen av bly, antimon og kobber i jorden var henholdsvis 10 171 mg/kg, 5067 mg/kg og 4125 mg/kg (tv). Konsentrasjonen målt i plantene hadde ved noen tilfeller konsentrasjoner av bly og kobber over det som er vist å kunne være toksisk for beitedyr, henholdsvis 30 mg/kg og 25 mg/kg (tv) (Chaney, 1989). Disse konsentrasjonene ble funnet i vaskede planter, det antas derfor at den faktiske konsentrasjonen beitedyr vil få i seg ved å spise disse plantene vil være høyere.

I en studie utført i Sveits ble det funnet gress på en gammel skytebane som inneholdt 3900 mg Pb/kg (tv). På dette området hadde jorda en konsentrasjon på 29 550 mg Pb/kg (Braun et al., 1997). Dette viser at noen planter kan ha et svært stort potensiale for å ta opp bly hvis jorden er forurenset.

Forsvarets forskingsinstitutt analyserte metaller i gress og den underliggende jorda fra fire forskjellige skytefelt. Målingene viste en sammenheng mellom blykonsentrasjonen i jorda og innholdet i gresset (Tabell 2.2). Det var også en viss sammenheng mellom antimonkonsentrasjonen i gresset og jorda, men det var ingen tydelig sammenheng i innholdet av kobber og sink mellom jord og gress. Den høyeste konsentrasjonen som ble funnet av bly i gress var på 146 mg/kg (tv) (i uvasket gress uten røtter).

Tabell 2.2 Gjennomsnittlig konsentrasjon i tørrvekt av Pb, Cu, Sb og Zn i uvasket tørket gress og jordsmonnet under gresset (tv).

		Pb (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Sb (mg/kg)	Zn (mg/kg)	N
Skytefelt 1	Gress	146	18	2,4	53	6
	Jord	4700	680	160	82	3
Skytefelt 2	Gress	28	6,6	0,10	32	3
	Jord	710	760	15	100	3
Skytefelt 3	Gress	1,4	6,5	i.d.	26	4
	Jord	67	16	0,80	92	3
Skytefelt 4	Gress	95	18	1,8	117	3
	Jord	19000	1050	1250	160	3

Disse studiene viser at planter kan ha et stort potensiale for å ta opp metaller, primært bly, om jorden disse plantene vokser på er forurenset, også til nivåer som kan være toksiske for beitedyr. Opptaket i planter påvirkes av andre faktorer enn kun metallkonsentrasjonen i jorden. Lav pH fremmer opptak av kationiske metaller som bly, mens høy pH fremmer opptak av anioniske metaller som antimon. Andre faktorer slik som organisk innhold (OM), ionestyrke, fuktighet og jordens hydraulisk ledningsevne kan også ha en innvirkning. Type plante har også mye å si for opptak av metaller. Studiene viser også at kobberkonsentrasjonen i plantene i mindre grad styres av kobberkonsentrasjon i jorden og pH. Fordi kobber er et essensielt metall, og det er andre mekanismer som styrer opptak av kobber.

2.3 Vann

Lydersen et al. (2002) har gjort en oppsummering av konsentrasjonene av tungmetaller i overflatevann i Skandinavia. Mediankonsentrasjonen i norske vann av kobber lå på 0,34 µg/L. Omtrent 90 % av alle de målte vannforekomstene (985 vannforekomster) hadde en kobberkonsentrasjon på mindre enn 1 µg/L. Tilsvarende data ble rapportert i Sverige og Finland. Konsentrasjonene av bly i norske vann var også lave. Mediankonsentrasjonen av bly i

norske vann lå på 0,174 µg/L. Omtrent 90 % av alle de målte vannforekomstene (985 vannforekomster) hadde blykonsentrasjon < 0,868 µg/L (Lydersen et al., 2002). Tilsvarende data ble rapportert i Sverige og Finland. Bakgrunnskonsentrasjonene av antimon i vann er mindre kjent, men i følge Reimann et al. (2010) er konsentrasjonene svært lave og estimert til ca. 0,1 µg/L.

En mulig kilde for kobberforgiftning er vanlig springvann. Det benyttes ofte kobberør i vannledningsnett. Drikkevannforskriften sier at konsentrasjonen av kobber i drikkevann ikke skal overstige 100 µg/L ut fra vannanlegg og ikke overstige 1 mg/L til abonnent. Dette er konsentrasjoner av kobber som i all hovedsak er mye høyere enn det vi har funnet i avrenningsvann fra skytefelt. Vi har imidlertid ikke funnet rapporter om at husdyr har blitt forgiftet av å ha drukket springvann.

2.3.1 Vann i SØF

Konsentrasjonene av bly, kobber og antimon i avrenningsvann fra skytefelt har vært gjenstand for mangeårig overvåkning og kan være vesentlig høyere enn bakgrunnskonsentrasjonene. Konsentrasjonene i avrenningsvannet er avhengig av nærheten til kilden, størrelsen på forurensningskilden, strømningshastigheten på avrenningsvannet og fortynningseffekter. Stillestående vann og pytter kan til dels ha svært høye konsentrasjoner av ammunisjonsrelatert forurensing. Forsvarets forskningsinstitutt har utført metallanalyser av avrenningsvann fra flere skyte- og øvingsfelt. På et av skyte- og øvingsfeltene var konsentrasjonene av bly, kobber og antimon i avrenningsvann fra en av banene henholdsvis 176, 415, 65 µg/L (Mariussen et al., 2016, Mariussen et al., 2008). Dette var relativt stillestående vann nært tilknyttet skytebanen (Strømseng et al., 2009). En bekk på dette feltet drenerer vann fra tre skytebaner og har en årlig vannføring på ca. 4,4 L/s. Konsentrasjonene av bly, kobber og antimon i denne bekken lå på henholdsvis 23, 48 og 6 µg/L. Bekken renner ut i et tjern som i 2009 hadde bly, kobber og antimon-konsentrasjon på henholdsvis 2,6, 12 og 4,9 µg/L. Ettersom dette er i områder hvor det beiter sau så er det sannsynlig at både bekken og tjernet blir benyttet som vannkilder.

3 Opptak av kobber og bly i kroppen

3.1 Opptak og akkumulering

Opptak og akkumulering av metaller i kroppen er styrt av mange forskjellige faktorer som hvilken kjemisk form metallet er i, hvordan metallene er bundet til det som inntas, dyrets alder, pH og hastigheten gjennom mage-tarmsystemet. Hvis inntaket av et stoff overstiger andelen som utskilles vil stoffet akkumuleres i kroppen. Bly tas opp i tynntarmen og tolvfingertarm og skilles ut i avføring, urin og i melk (Sharpe and Livesey, 2004, Wilkinson et al., 2003). Et

inntak av 50 mg/kg kroppsvekt (kv) bly per dag kan resultere i akkumulering i beitedyr (Smith et al., 2009). Bly kan også hope seg opp i formagen hos drøvtyggere, og kan fungere som et reservoar for absorpsjon i kroppen (Byrne, 2007). Alder skal være en av de viktigste faktorene for opptak av bly. Kalver kan ha en blyabsorpsjonsrate på opptil 50-90 % sammenlignet med voksne som absorberer mindre enn 5 % av inntatt bly (Wilkinson et al., 2003, NAS, 1980). Den høye absorpsjonsraten til unge dyr kan ha en sammenheng med om de ammes (NAS, 1980).

Ved å måle akkumulering av bly i kjøtt og lever fra sauer i tre forskjellige aldersgrupper fant Rudy (2009) ut at det var høyere innhold av bly hos eldre dyr enn hos yngre dyr. En liknende studie ble utført av Alonso et al. (2000) på storfe, som også fant høyere konsentrasjon av bly i lever, nyre, muskler og blod hos voksne kyr enn hos kalver. Dette gjaldt også kobberkonsentrasjonen i lever, nyre og blod, men ikke i muskel. Disse resultatene stemmer imidlertid dårlig overens med resultatene til Bala et al. (2012), som fant at blykonsentrasjonen i lever og nyre var høyest i kyr mellom 0-2 år, mens den laveste blykonsentrasjonen ble funnet i kyr >8 år. I en studie utført av Sivertsen et al. (2009) ble prøver av lever fra slakting samlet inn fra saueflokker over hele Norge. Det ble funnet høyere kobberkonsentrasjon i leveren hos eldre sauer enn hos yngre, dette tyder på en kobberakkumulering i leveren til sau i løpet av livet. Hvorvidt man får en akkumulering av fremmedstoffer med alder avhenger av graden av eksponering i forhold til utskillelsen. Kalver og ungdyr som eksponeres vil ha et mindre totalvolum å fordele stoffene i. Hvis eksponeringen avtar, eller holdes konstant vil man etter hvert som dyret vokser få en fortyningseffekt fordi dyret får et større volum, og man kan observere lavere konsentrasjoner i vevsprøver. Opprettholdes et opptak som er litt større en utskillelsen så vil stoffene akkumulere med alder. Hvorvidt et stoff akkumulerer er også vevsavhengig. Bly akkumuleres og lagres i bein, men kan også ofte finnes i andre typer vev, som lever, nyre og muskel. Kobber akkumuleres primært i leveren (Rudy, 2009, Alonso et al., 2000).

En viktig faktor for biotilgjengeligheten av metaller er deres kjemiske form. Generelt vil for eksempel bly på organisk form tas opp lettere enn bly på uorganisk form (Wilkinson et al., 2003). Uorganisk metall vil forekomme som oksider, assosiert med organisk- og uorganisk materiale, eller som frie ioner. Bly, kobber og sink som frie ioner regnes som mer biotilgjengelig enn som oksider eller assosiert med organisk- eller uorganisk materiale. Dette styres gjerne av pH og andelen bly, kobber og sink som frie ioner vil øke ved redusert pH.

I et forsøk utført av Smith et al. (2010) ble blod og ull fra sau analysert for metaller for så å bli sammenliknet med konsentrasjonene i jord og vegetasjonen på beiteområdet. Det var en sterk korrelasjon mellom blykonsentrasjon i avføring og inntak av bly gjennom kosten. Det var imidlertid ikke en like tydelig korrelasjon mellom inntak av bly og konsentrasjon i blodet, noe som tyder på at mye av blyet passerte gjennom sauens kropp uten å tas opp. Dette kan skyldes at mesteparten av blyet kommer fra jord, og er derfor kanskje mindre biotilgjengelig.

I en studie utført av Cai et al. (2009) på storfe ble det vist at konsentrasjonen av bly i lever, nyre og muskelvev økte med henholdsvis 11, 20 og 2 ganger, når blykonsentrasjonen i fôret økte 36 ganger. I samme studie ble også kobber i lever, nyre og muskelvev målt. Det ble ikke funnet noen forhøyede verdier av kobber i kyr som beitet på forurenset område (149 mg/kg jord (tv)),

selv om også vannet var svært forurenset av kobber (880 µg/l). Plantene på dette området hadde ikke forhøyede verdier av kobber.

Kobberabsorpsjon for de fleste arter skjer for det meste i tynntarmen og tolvfingertarmen. Som for bly er absorpsjon av kobber betydelig påvirket av den kjemiske formen til kobber. I husdyr kan absorpsjonsraten være så lav som 10 %. Generelt er kobberkarbonat (CuCO_3) og vannløselige former av kobber som kobbersulfat, nitrat og klorid de formene som absorberes lettest. Metallisk kobber tas generelt opp dårlig (NAS, 1980). I Smith et al. (2010) sin studie ble det funnet en negativ korrelasjon mellom sink- og kobberkonsentrasjon i blodet og daglig inntak. Dette kan skyldes at opptak av kobber og sink er fysiologisk regulert og er i stor grad også styrt av andre faktorer enn konsentrasjon og inntak. Inntak av molybden sammen med kobber vil gjøre kobberet mindre biotilgjengelig i fordøyelsessystemet ved å danne kobbermolybden komplekser som for eksempel Cu-MoO_4 . Svovel sammen med molybden danner også tiomolybdat (MoS_4) som kan binde seg til kobber og danne uløselig CuMoS_4 (kobbertiomolybdat) (Hidiroglou et al., 1984, Buck and Sharma, 1969). Kobberkonsentrasjonen i blodet vil generelt være en dårlig indikasjon på kobberinntak, da alt overflødig kobber som blir tatt opp, finnes i leveren. Kobberkonsentrasjonen i blodet øker ikke før leverens lagringskapasitet nås og det oppstår hepatisk celledød.

3.2 Biomarkører for opptak og effekter av kobber og bly

For å finne ut om dyr er eksponert for et stoff, eller er utsatt for noen form for helserisiko på grunn av en eksponering kan det utføres analyser på forskjellige markører i vev, sekret, avføring eller utånding. Dette kalles biologisk overvåkning og kan deles i to: overvåkning av eksponering og overvåkning av effekt. Biomarkører er betegnelsen på en spesifikk måling som reflekterer interaksjonen mellom det biologiske systemet og en ytre påvirkning som er enten kjemisk, fysisk eller biologisk (Sakai, 2000). I Tabell 4.1 finnes en oversikt over normal konsentrasjon og toksisk konsentrasjon av kobber og bly i lever, nyre og blod i sau og storfe.

3.2.1 Bly

Den mest vanlige måten å bekrefte en blyeksponering på, er å analysere blyinnholdet i blodet eller vevet (Payne and Livesey, 2010). Bly i blodet er representativt for bly i det bløte vevet og benyttes ofte for å finne hvor mye bly som er absorbert i kroppen (Sakai, 2000, Payne and Livesey, 2010, Smith et al., 2010, Sanders et al., 2009). Høye verdier av bly i blodet kan opprettholdes lenge etter at blykilden er fjernet fordi det lagrede blyet skilles relativt sakte ut fra kroppen (Halveringstid på 28-36 dager i blod) (NAS, 1980, Wilkinson et al., 2003, Sakai, 2000). Bly i blodet kan også komme fra bly som er remobilisert fra bein. For drøvtyggere er normalt blyinnhold i blodet 50-250 µg Pb/l (Blakley et al., 1982). Diagnosen akutt blyforgiftning ble stilt etter å ha målt en blykonsentrasjon på 940 µg/l i blodet hos en kalv som hadde beitet på et område som tidligere ble benyttet som skytebane (Braun et al., 1997). Kalvens blykonsentrasjon i lever og nyre var henholdsvis 38 mg/kg og 30 mg/kg (vv). Kyr som hadde beitet på et område der gresset hadde en blykonsentrasjon på 198-335 mg/kg (tv) og

avløpsslam med en blykonsentrasjon på 474-526 mg/kg (tv), hadde en blykonsentrasjon i blodet på 950-184 µg/l (Dwivedi et al., 2001).

Kort oppsummert vil en blykonsentrasjon i blodet på 290 µg/l tyde på en signifikant eksponering og mer enn 350-500 µg Pb/l assosieres med synlig effekt av blyforgiftning. Om konsentrasjonen er over 620 µg/l kan diagnosen blyforgiftning stilles og død forventes ved en konsentrasjon på over 1000 µg/l (Payne and Livesey, 2010, NAS, 1980, Dwivedi et al., 2001). Blyforgiftning er likevel sett i kuer med så lite som 200 µg/l bly i blodet (Leary et al., 1970). Bly i urinen kan også si noe om eksponering for bly, og hvor mye bly som er i kroppen i tillegg til nyrefunksjon. Deltaaminolevulinsyre dehydrataseaktiviteten (ALAD-aktivitet) i røde blodceller hemmes ved blykonsentrasjoner i blod mellom 5-50 µg/100 g. ALAD aktivitet regnes som den mest sensitive biomarkøren for blyeksponering (Sanders et al., 2009, Sakai, 2000). Analyse av ALAD kan være vanskelig, da aktiviteten er svært ustabil under lagring (Sakai, 2000). Tenner og hår kan også inneholde forhøyede nivåer av bly (Wilkinson et al., 2003).

Smith et al. (2010) analyserte i sitt forsøk ull og blod for å se på sauers eksponering for bly. Det ble i denne studien konkludert med at blykonsentrasjon i blodet er en bedre metode for å måle blyeksponering enn å analysere bly i ull. Målinger viste imidlertid at det kan være store variasjoner i blykonsentrasjonen i blodet på sauer som beitet på samme område. I tillegg ble det observert overlapping mellom eksponerte dyr og ikke eksponerte dyr (Smith et al., 2010). Bly kan også akkumulere i annet vev selv om blykonsentrasjonen i blodet ser normal ut. For å få et godt bilde av en blyeksponering bør derfor annet vev også analyseres. Patra et al. (2007) utførte en liknende studie på kyr, der bly i blod og håret til kyr som beitet på forurensede områder ble analysert. Det ble funnet en korrelasjon mellom blykonsentrasjonen i blodet og håret til kyrne. I dette studiet ble det konkludert med at analyse av bly i håret til kyr kan være en god indikasjon på langvarig inntak av bly. Roggeman et al. (2013) utførte også en studie der det ble målt metaller i håret på kyr. Dette viste seg å være en god metode for å kunne si noe om metalleksponeringen til en flokk med kyr, men på grunn av store variasjoner var det ingen god metode for å kunne si noe om det enkelte dyrets akkumulering.

3.2.2 Kobber

Kobber i blod gir ingen god indikator på kobbereksponering. For å diagnostisere kobberforgiftning bør lever og nyre analyseres for kobberinnhold, da det stort sett er i leveren kobberet lagres. Lagret kobber har en halveringstid i leveren på 175 ± 91 dager, men dette varierer svært mye, og konsentrasjonen kan holde seg høy (på potensielt giftige nivåer) i over 2 år (Villar et al., 2002). Kobberkonsentrasjoner som overstiger 1000-2000 mg/kg (tv) i lever og 50 mg/kg (tv) i nyrer assosieres med forgiftning av storfe (Roubies et al., 2008). Konsentrasjoner som overstiger 1000 mg Cu/kg (tv) i lever assosieres med kobberforgiftning av sauer (NAS, 1980). Normale konsentrasjoner av kobber i blodet er ca. 0,7-1,7 mg/kg i storfe og 0,75-1,35 mg/kg hos sauer (Bradley, 1993, Buck and Sharma, 1969). Studier har også vist at typiske leverenzymmer som aspartat amino transferase (ASAT) og gamma glutamyl transferase (GGT) kan benyttes for å diagnostisere kobberforgiftning. Problemet med disse er at de kun øker like før hemolytisk krise inntreffer. Glutamat dehydrogenase ser derimot ut til å være konsistent forhøyet ved kronisk kobberforgiftning (Villar et al., 2002). Det finnes også en del

andre tegn som kan tyde på kobberforgiftning, uten at disse nødvendigvis har vitenskapelig belegg. Det kan være svarte og forstørrede nyrer, mørk farge på urinen, svampaktige skader i hjernen og gule slimhinner (Headley et al., 2008, Buck and Sharma, 1969, NAS, 1980).

Tabell 4.1 Konsentrasjoner av kobber og bly i lever, nyre og blod hos sauer og kyr.
Normalverdier og konsentrasjoner av der det er risiko for at forgiftning kan inntre

	Kobber (mg/kg)				Bly (mg/kg)			
	Sau		Storfe		Sau		Storfe	
	Normalv erdi	Risiko/fo rgiftning	Normalv erdi	Risiko/fo rgiftning	Normalv erdi	Risiko/fo rgiftning	Normalv erdi	Risiko/fo rgiftning
Lever	<300 (tv) ¹	1000 (tv) ¹ , 150 (vv) ²	<300 (tv) ¹	2000-3000 (tv) ¹	0-3 (tv) ¹	10 (tv) ¹	0-3 (tv) ¹	10 (tv) ¹
Nyre	9-15 (tv) ¹		20 (tv) ⁵	50 (tv) ³		10 ⁶	<1,8 (vv)	10 ⁶
Blod	0,75-1,35 ⁴	*	0,7-1,7 ⁵	*	0,05-0,25 ⁶	>0,35 ⁶	0,05-0,25 ⁶	>0,35 ⁶

* Denne verdien er ikke relevant da kobberkonsentrasjonen i blodet ikke stiger før forgiftningen er et faktum.

4 Toksisitet av kobber og bly

Blyforgiftning er, i følge overvåkning av britiske kyr, den desidert hyppigst forekommende forgiftningen hos storfe (~50 %), mens kobberforgiftning står for i underkant av 30 % av forgiftningstilfellene (1999-2014) (Payne et al., 2004, VIDA, 2006a, VIDA, 2014a). Hos sauer er det kobberforgiftning som er den mest hyppige formen for forgiftning (~70 %) (Guitart et al., 2010, VIDA, 2006b, VIDA, 2014b). De vanligste årsakene til kobberforgiftning av beitedyr er etter inntak av planter som er sprayet med insektmiddel som inneholder kobbersulfat som benyttes mot ormeinfeksjon og fotråte, beiting på forurensede områder, inntak av planter som tar opp uvanlig mye kobber, eller gjennom supplement i fôret (Perrin et al., 1990). Den mest typiske kilden til blyforgiftning er blybatteri og annet avfall som inneholder bly, etterfulgt av inntak av blyforurenset jord (Sharpe and Livesey, 2004, Payne and Livesey, 2010). Storfe er mer utsatt for blyforgiftning enn sauer. Dette skyldes ikke at kyrne tåler mindre bly, men fordi de ofte får i seg mer gjennom det de spiser. Av 63 rapporterte episoder med kyr som ble

¹ NAS 1980. *Mineral tolerance of domestic animals*, Washington D.C., National Academy of Science.

² 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.

³ ROUBIES, N., GIADINIS, N. D., POLIZOPOULOU, Z. & ARGIROUDIS, S. 2008. A retrospective study of chronic copper poisoning in 79 sheep flocks in Greece (1987-2007). *J Vet Pharmacol Ther*, 31, 181-3.

⁴ BUCK, W. B. & SHARMA, R. M. 1969. Copper Toxicity in Sheep. *Iowa State University Veterinarian*, 31, 4-8.

⁵ BRADLEY, C. H. 1993. Copper poisoning in a dairy herd fed a mineral supplement. *Can Vet J*, 34, 287-92.

⁶ BLAKLEY, B. R. 2013. *Overview of Lead Poisoning* [Online]. The Merck Veterinary Manual. Available: http://www.merckvetmanual.com/mvm/toxicology/lead_poison [Accessed 15.03. 2016].

blyforgiftet i Iowa (USA) fra 1965-1970 ble 29 % av dyrene forgiftet av blyholdig maling, 25 % av blyholdig olje, 11 % fra blyforurensede søppelhauger, 6 % fra fett og 5 % fra blybatterier (Leary et al., 1970). Det ble estimert i 1984 at om lag 150 000 kyr globalt eksponeres for giftige nivåer av bly, og at minst 20 000 døde av akutt forgiftning (Bala et al., 2012). Kalver og lam er generelt mer utsatt for forgiftning enn voksne dyr. Dette skyldes både en lavere lagringskapasitet i leveren, og fordi en større andel av metallene tas opp i kroppen. Ungdyr kan ha en blyabsorpsjonsrate på opptil 50-90 %, mens voksne drøvtyggere absorberer mindre enn 3 % av inntatt bly. Unge dyr har også oftere pica. Pica er inntak av substanser som ikke er mat, som for eksempel jord, ofte som følge av mineralmangel (Wilkinson et al., 2003, NAS, 1980).

4.1 Bly

4.1.1 Generell toksisitet og historikk

Bly var et av de første metallene mennesket benyttet seg av, og blyforgiftning var kjent og beskrevet allerede for over 5000 år siden. Det ble observert forgiftningen hos arbeidere i bly- og sølvgruver allerede i 460-377 før vår tidsregning (fvt) av Hippokrates. Det ble også observert forgiftning av beitedyr som beitet nær disse gruvene (Lessler, 1988). Studier viser at bly kan ha innvirkning på kognitiv utvikling og adferd, og kan derfor redusere IQ og aggresjonskontroll hos mennesker som har blitt utsatt for bly som barn eller foster (Bernhoft, 2013, Naicker et al., 2012, Jusko et al., 2008). Gjennom historien har det vært rapportert om mange forgiftningstilfeller av bly, blant annet fra sprit destillert gjennom blyapparat, vin søtet med sapa (sirup av druesaft kokt i blykar) og kar og vannrør laget av bly. Noen mener at blyforgiftning var årsaken til Romerrikets fall og heksejakten i Amerika (Lessler, 1988, Amundsen et al., 2002). Det spekuleres også i om blyutslipp fra bensin kan ha hatt en betydning for voldskriminalitet til dem som vokste opp i storbyer i USA når utslippet var på sitt verste (Bernhoft, 2013, Naicker et al., 2012, Wright et al., 2008). Ved å redusere bruken og regulere utslipp av bly til naturen har både mennesker og dyrs eksponering blitt mindre de siste årene. Men det er fortsatt en del utslipp av bly, fra blant annet brenning av kull. I tillegg er mye av blyet som tidligere ble sluppet ut fortsatt i naturen og kan være en kilde til blyforgiftning av blant annet beitende dyr (Lessler, 1988). Bly er ikke et essensielt metall for planter eller dyr, de fleste organismer har derfor ingen regulering for opptak eller utskillelse av bly.

4.1.2 Forgiftning av beitedyr

Det er sjelden man ser kronisk blyforgiftning i drøvtyggere (NAS, 1980), men akutt blyforgiftning av kyr er ganske vanlig etter inntak av forurenset søppel som blyholdig maling eller gamle bilbatterier (Leary et al., 1970). De aller fleste blyforgiftninger skjer om våren/sommeren, når dyrene settes ut på beite. Dette kan skyldes flere ting. Dyrene blyforgiftes sjelden av fôret de får om vinteren. Det kan være blykilder på beiteområdet, snøsmelting kan gjøre blyet mer tilgjengelig og økt vitamin-D-innhold i kroppen (på grunn av sollys) kan øke absorpsjon av bly. Ved snøsmelting minker både pH og ledningsevne i vannet, og dette fører til at mer kobber og bly løses ut av jorda, og gjøres mer biotilgjengelig (Leary et al., 1970, Strømseng et al., 2009). I 2008 ble det av veterinærinstituttet stadfestet 5 tilfeller av

blyforgiftning i storfe i Norge (Veterinærinstituttet, 2008). Ved akutt blyforgiftning finner man ofte størst andel bly i lever og nyre. Ved langvarig kroniske forgiftning vil bly bli lagret i beinvev (Zmudski et al., 1983, Wilkinson et al., 2003). Symptomer på akutt blyforgiftning kan være blindhet, ataksi, kramper, muskelskjelvinger, rykninger, aggressivitet, skjæring av tenner, anoreksi, spyttsekresjon, magesmerter, forstoppelse og diaré (Sharpe and Livesey, 2004). Blyforgiftning skader røde blodceller, nyrer, bein og sentralnervesystemet (Krametter-Froetscher et al., 2007). Etter en eventuell blyeksponering vil konsentrasjonen i blodet øke, fulgt av en midlertidig akkumulering i nyre og lever. Over tid vil blyet lagres mer permanent i beinvev ved at det bytter ut kalsium (Payne and Livesey, 2010). Beinvev kan fungere som en blykilde og remobilisering av bly fra beinvev kan føre til økt konsentrasjon av bly i blodet. Dette kan skje ved kalsiummangel, for eksempel under amming (Payne and Livesey, 2010, Wilkinson et al., 2003).

4.1.2.1 Tilfeller

Det er rapportert flere tilfeller av blyforgiftning av husdyr på beite. I et område i Kina nær et metallsmelteverk (Baiyin) ble det rapportert om død blant sauer og hester. Tilfellet berørte 25-40 % av dyrene i området, og 65 % av de syke dyrene døde. Ut fra tegn de syke dyrene viste (anemi, anoreksi, depresjon og generell slapphet) var det mistanke om metallforgiftning. Prøver av blant annet blod, nyre, lever og hår ble hentet fra syke dyr, samt fra friske referansedyr som beitet på et annet område. Det ble også tatt prøver av jord, vann og fôr. Det ble funnet at bly-, kadmium-, sink- og kobberkonsentrasjonen i jorda, vannet og fôret på området i nærheten av smelteverket var signifikant høyere enn på referanseområdet. Det ble estimert at hester fikk i seg 0,5-6 mg Pb/kg (kv) per dag og sauer fikk i seg 1,7-21,4 mg Pb/kg (kv) per dag. Det ble også funnet signifikant høyere blykonsentrasjon i blod, hår og vev hos dyrene som var forgiftet. Det ble derfor konkludert med at dyrene hadde dødd av blyforgiftning, med mulig innvirkning av kadmium (Liu, 2003).

På en gård i Hedmark ble et blybatteri ved et uhell blandet inn i grovfôret til 80 melkekyr og mange ungdyr. I løpet av en uke døde 1 ku og 15 kalver av blyforgiftning (nrk, 2015).

En case-studie utført av Krametter-Froetscher et al. (2007) forteller om forgiftning av kyr på utebeite ved en gård i Østerrike. Tre ett år gamle kalver døde og tre andre dyr ble sendt til veterinær med forgiftningssymptomer. Blod ble analysert og resultatene fra disse var forenelig med blyforgiftning (0,76, 0,37 og 0,454 mg Pb/kg). Blykonsentrasjonen i lever og nyre på disse dyrene var også forhøyet i to av tilfellene (26 og 159 mg Pb/kg (vv)) (se Tabell 4.1 med normal og forgiftningsverdier). Det ble også funnet små blågrå partikler i formagen til alle dyrene. Disse partiklene ble funnet igjen i bålrester på beiteområdet. Bålrestene var spredd på et område med en diameter på 15 m. Askerestene ble analysert og inneholdt mellom 700-999 mg/kg bly.

4.1.2.2 Forgiftning av beitedyr på SØF

På en gård i sveits ble fem kalver sendt ut på beite i et område nær gården. I løpet av 6 dager på beite døde to av kalvene. De tre andre dyrene døde også av blyforgiftning etter 8 dager. En av kalvene ble undersøkt klinisk og det ble funnet at kalven var akutt blyforgiftet. En blodprøve

hadde en blykonsentrasjon på 940 µg/l. Konsentrasjonen av bly i lever og nyre var henholdsvis 38 mg/kg og 30 mg/kg (våtvekt (vv)) Beiteområdet, som var på ca. 2000 m², ble undersøkt for å finne kilden til blyforgiftningen. Det ble funnet et område som tidligere ble benyttet som skytebane. Kalvene hadde tilgang til en gresstripe på omtrent 2 meter mellom blinkene og skytevoll. Dette gresset hadde blitt fullstendig beitet ned, mens området som omga skytebanen så vidt var beitet. Blykonsentrasjonen i jorda og gresset på dette området var henholdsvis 29 550 mg/kg (tv) og 3 900 mg/kg (tv). Den offisielle toleransegrensen for tungmetallkontaminert jord i sveits er 50 mg/kg (tv), mens toleransegrensen for bly i storfeføder er på 40 mg/kg (tv) (Tabell 6.1). Dette viser at det kan oppstå dødelig blyforgiftning etter bare noen dagers beiting på en skytebane kontaminert med blyammunisjon. Dette tilfellet viste også at kalver kan foretrekke å beite på kontaminerte områder (Braun et al., 1997).

Det finnes også tilfeller i Norge der kyr har blitt blyforgiftet av å beite i SØF. Sommeren 2015 ble seks kviger som hadde tilgang på et gammelt skytefelt blyforgiftet. Fire av disse døde som følge av blyforgiftningen (Bernhoft, 2016).

4.1.2.3 Eksperimentelt

Zmudski et al. (1983) utførte en studie der kalver ble eksponert for forskjellige konsentrasjoner av bly. En gruppe på 22 kalver (hannkjønn) ble delt inn i tre grupper som hver ble eksponert for henholdsvis 0, 2,7 og 5 mg Pb/kg (kv) per dag i form av blyacetat. En enkelt kalv ble føret med 20 mg Pb/kg (kv)/dag. Kalvene var mellom 9-12 uker gamle og ble føret to ganger daglig med et kommersielt melkeerstatningspreparat. Blyacetat ble blandet i ionefritt vann og gitt til kalvene mellom de to daglige føringene. Etter 7 dager viste 9 av 11 kalver føret med 5 mg/kg tegn på forgiftning. Etter 20 dager viste kalver føret med 2,7 mg/kg tegn til forgiftning. Kalven føret med 20 mg Pb/kg (kv)/dag døde den femte dagen. Fordi dette var kalver som fremdeles drakk melk, og de ble føret med bly under faste, kan større mengder bly ha blitt tatt opp enn om det hadde blitt gitt sammen med føring.

4.2 Kobber

4.2.1 Generell toksisitet og historikk

Kobber er et essensielt sporelement og inngår i flere metallproteiner og enzymreaksjoner. Den mest vanlige årsaken til kobberforgiftning er inntak av kobbersalter (for det meste kobbersulfat) eller ved inntak av kobberkontaminert vann (Bradberry, 2007). Akutt kobberforgiftning blant mennesker er svært sjelden, og forekommer oftest gjennom yrkeseksponering (f.eks. via pesticider), oppløsning av kobber fra kjeler, eller frivillig inntak som selvmordsforsøk (Franchitto et al., 2008). De vanligste årsakene til kobberforgiftning av beitedyr er inntak av planter som er sprayet med insektmiddel som inneholder kobber, kobbersulfat som benyttes mot ormeinfeksjon og fotråte, beiting på forurensede områder, inntak av planter som tar opp uvanlig mye kobber, eller gjennom supplement i føret. Selv om beitedyr får anbefalt mengde kobber i føret, kan dette likevel føre til kobberforgiftning, særlig om føret inneholder lite molybden og sulfat (Perrin et al., 1990).

4.2.2 Forgiftingning av beitedyr

Om sauefôr inneholder 30-35 mg/kg kobber, men ikke molybden, vil overflødig kobber lagres i leveren og sauene kan forgiftes (Buck and Sharma, 1969). Inntak av molybden sammen med kobber vil gjøre kobberet mindre biotilgjengelig i fordøyelsessystemet ved å danne kobber-molybden komplekser som for eksempel Cu-MoO_4 (Hidiroglou et al., 1984, Buck and Sharma, 1969). I Norge forekommer kobberforgiftingning av sau stort sett i indre strøk av landet. Dette skyldes at en del beiteplanter i disse områdene har et ugunstig forhold mellom kobber og molybden (Sauehelsenett, Sivertsen et al., 2009, Sivertsen and Plassen, 2004, Sivertsen, 2008). Det anbefales at forholdet mellom kobber og molybden i sauefôr er 6:1. Et forholdt større enn 10:1 kan forårsake kobberforgiftingning (Villar et al., 2002). Akutt kobberforgiftingning forekommer, men kronisk forgiftingning er mer vanlig og oppstår ofte hos eldre dyr som har akkumulert kobber i leveren over lang tid (Sauehelsenett, Sivertsen and Plassen, 2004, Frosli et al., 1985).

Voksne storfe antas å være svært resistente mot kobberforgiftingning fordi overskudd av kobber ganske raskt utskilles gjennom avføring. Kronisk kobberforgiftingning er derfor sjelden observert i voksent storfe, men det kan skje etter eksponering for forhøyede doser over lengre perioder. Akutt kobberforgiftingning er vanligere hos kalver (Bradley, 1993, Minervino et al., 2009).

Sauer er mer utsatt for kobberforgiftingning enn andre beitende dyr, fordi de har lav kapasitet til å lagre kobber i leveren (Bradley, 1993). I en studie utført av Sivertsen et al. (2009) ble det samlet inn leverprøver fra sauer, lam og kyr fra ulike besetninger over hele Norge.

Kobberkonsentrasjonen i leverprøvene ble analysert og det ble funnet at 13 % av alle sauene og 4 % av lammene hadde kobberkonsentrasjon over 150 mg/kg (vv) som er antatt risikogrense for kobberforgiftingning (Tabell 4.1). De høyeste kobberkonsentrasjonene ble funnet i innlandsau. Av kyrne var det ingen som hadde forhøyede konsentrasjoner av kobber i leveren, men ca. 30 hadde lave konsentrasjoner (<5 µg/g (vv)) som kan tyde på kobbermangel. Kobberkonsentrasjonen i leveren til kyrne var generelt høyere hos de som beitet på utmark, enn hos de som var på innmark/kulturbete.

I både storfe og sau lagres overflødig kobber i leveren. Kobberforgiftingning kan deles inn i to faser. En fase hvor kobberet akkumulerer i leveren fulgt av en fase med akutt sykdom. Når leverens lagringskapasitet nås, skjer en rask hepatisk celledød og kobberet slippes ut i blodet (Bradley, 1993, Minervino et al., 2009). I løpet av akkumuleringsfasen vil kobberkonsentrasjonen i leveren til sauer øke fra normal (6-279 µg/kg (tv)) til 1000-3000 µg/kg (tv). Ingen kliniske tegn til forgiftingning observeres i denne fasen, bortsett fra enkelte tegn til leverskade. Denne perioden kan vare lenge, men lengden varierer i forhold til kobbermengden dyret får i seg (noen uker til flere år). I akkumuleringsfasen vil kobberkonsentrasjonen i blodet holde seg relativt normal (700-1200 µg/l hos sau) men stige noe mot slutten. Når leverens evne til å lagre kobber nås øker konsentrasjonen av kobber i blodet til sauer 8-10 ganger normalverdien (Roubies et al., 2008, NAS, 1980). Dette fører til massiv nedbryting av røde blodceller (hemolyse), fulgt av nyre- og leversvikt. Dette kan igjen føre til gulsot (ikteri), blodmangel (anemi) og kvelning (asfyksi). Etter at kobber frigjøres i blodet, kan dyrene også vise tegn til andre forgiftingningssymptomer som anoreksi, rennende nese, magesmerter og hyppig

hvile. Dyrene dør som regel 1-5 dager etter at klinisk symptomer observeres. Fordi det tar lang tid før sykdomstegn vises, og det i tillegg ikke måles forhøyede kobbernivåer i blodet i den første perioden, kan det ta lang tid før en kobberforgiftning avdekkes (Roubies et al., 2008, NAS, 1980, Bradley, 1993, Minervino et al., 2009).

4.2.2.1 Tilfeller

Det er beskrevet flere tilfeller av kobberforgiftninger av beitedyr. Ved et tilfelle ble en flokk kyr kobberforgiftet av fôret (Perrin et al., 1990). På grunn en feil utført av fôrproduzenten, ble en flokk kyr fôret med 400-500 mg Cu/kg (tv) fôr. Fem kyr døde med tegn til kobberforgiftning, mens 39 kyr døde som følge av sekundære skader av kobbereksponeering som svekkelse og infeksjoner. 215 kyr ble sendt til slaktning som følge av svekkelse og dårlig melkeproduksjon, også på grunn av kobberforgiftning. I denne saken tok det svært lang tid før det ble avdekket at det var kobber som var problemet. Det var lav dødelighet og milde kroniske symptomer til å begynne med. Forhøyet konsentrasjon av kobber kan være vanskelig å avdekke med mindre det tas leverprøver, da kobberkonsentrasjon i blod gir en dårlig indikasjon på kobberforgiftning. Et liknende tilfelle er beskrevet av Bradley (1993) der det over en to års periode døde 9 kyr av en flokk på 63 som følge av kobberforgiftning. Det tok også her lang tid før det ble avdekket at det var kobberforgiftning som forårsaket dødsfallene. Melkekyr ble fôret med 37,5 mg/kg (tv) kobber i fôret, mens tørre kyr ble fôret med 22,6 mg/kg (tv) kobber. Dette er under både Canadas og Sveits' veiledende grense for kobber i fôret til kyr (100 mg/kg og 40 mg/kg respektivt (tv)) (Tabell 6.1).

En flokk med sauer i Animal Research Centre (ARC) i Ottawa viste i juni og juli 1981 tegn på kobberforgiftning. Kobberkonsentrasjonen i leveren var opp mot 500 mg/kg (tv) hos noen sauer. Sauene fikk fôr med en kobberkonsentrasjon på 9,8-13,6 mg/kg (tv). Denne konsentrasjonen er under det som tillates i sauefôr i Sveits (17 mg/kg (tv)) (Tabell 6.1), men flere sauer døde allikevel. Det viste seg at molybdenkonsentrasjonen i fôret var svært lav (0,1-0,3 mg/kg (tv)), noe som førte til et ufordelaktig forhold mellom kobber- og molybdeninnholdet i fôret (mellom 32:1 og 136:1). Sauene ble behandlet med et Molybdensupplement i fôret (0,1 g ammoniummolybdat og 1 g natriumsulfat per sau per dag), noe som fikk dødsfallene til å avta. Dette tyder på at det ikke bare er kobberkonsentrasjonen i fôret, men også molybden (og svovel) som avgjør om dyrene forgiftes (Hidiroglou et al., 1984).

En bonde rapporterte død av 9 søyer, 2 gravide søyer, 2 lam og 2 vær i en flokk på 50 sauer. Ytterligere to gravide søyer aborterte og døde et halvt år senere. Det ble ved hjelp av nekropsi slått fast at det var som følge av kobberforgiftning. Konsentrasjon i lever og nyre var henholdsvis 103-614 mg/kg (vv) og 26-61 mg/kg (vv). Dette er i overensstemmelse med kronisk kobberforgiftning i sau (Tabell 4.1). Det ble funnet fôrplanter med kobberkonsentrasjon på mellom 114-170 mg/kg (tv). De høye kobberkonsentrasjonene i fôret stammet for det meste fra kobbersulfat som ble benyttet som soppmiddel i fruktrær, og fra en fabrikk som slapp ut støv som inneholdt kobber i nærheten av der sauene beitet (Oruc et al., 2009).

4.2.2 Eksperimentelt

Minervino et al. (2009) delte 10 storfe inn i en kontrollgruppe (n=4) og en eksperimentell gruppe (n=6). Dyrene var 8 måneder gamle og veide ca. 170 kg. Alle dyrene, både kontrollgruppe og eksperimentell gruppe, ble føret slik at de hadde et daglig gjennomsnittlig inntak av kobber på 80 mg per dyr (0,47 mg Cu/kg (kv)). Dyrene i den eksperimentelle gruppen mottok i tillegg ekstra kobber gjennom en tube direkte inn i vommen. Vommen er det første kammeret i magesekken til en drøvtygger. Kobberdosen dyrene ble eksponert for i tillegg var 2 mg/kg (kv) per dag de første 7 dagene. Denne dosen økte med 2 mg/kg (kv) hver syvende dag frem til 105 dager, da dosen var 28 mg/kg (kv). Det ble tatt leverprøver på dag 0, 45 og 105, mens det ble tatt blodprøver åtte ganger med 15 dagers intervall. I løpet av denne perioden viste noen av dyrene i den eksperimentelle gruppen tegn til kobberforgiftning og tre av kyrne døde. Noen dyr viste ingen tegn på kobberforgiftning. Disse hadde også lavere verdi av kobber i leveren enn dyrene som viste tegn til forgiftning. Kobberkonsentrasjonen i leveren til disse dyrene var allikevel høyere enn kobberkonsentrasjonen i leveren til dyr fra kontrollgruppen. Dyrene som viste tegn til forgiftning hadde også signifikant høyere kobberkonsentrasjon i blodet de siste 30 dagene eksperimentet varte sammenlignet med dyrene som ikke viste tegn til forgiftning. Dette tyder på at det er individuelle forskjeller i kobbertoleransen og at noen dyr er mer utsatt for kobberforgiftning. Årsaker til dette kan for eksempel være evnen til å skille ut kobber fra kroppen, forskjeller i opptak fra magen, eller lagringskapasiteten i leveren. Eksperimentet viste også at en kumulativ dose på <28 mg Cu/kg (kv) per dag (gjennomsnittlig 15 mg Cu/kg kv per dag) kan være dødelig i løpet av 105 dager.

4.3 Toksiske doser

I Tabell 3.1 er doser som kan gi akutte og kumulativt toksiske doser av kobber og bly i storfe og sau samlet.

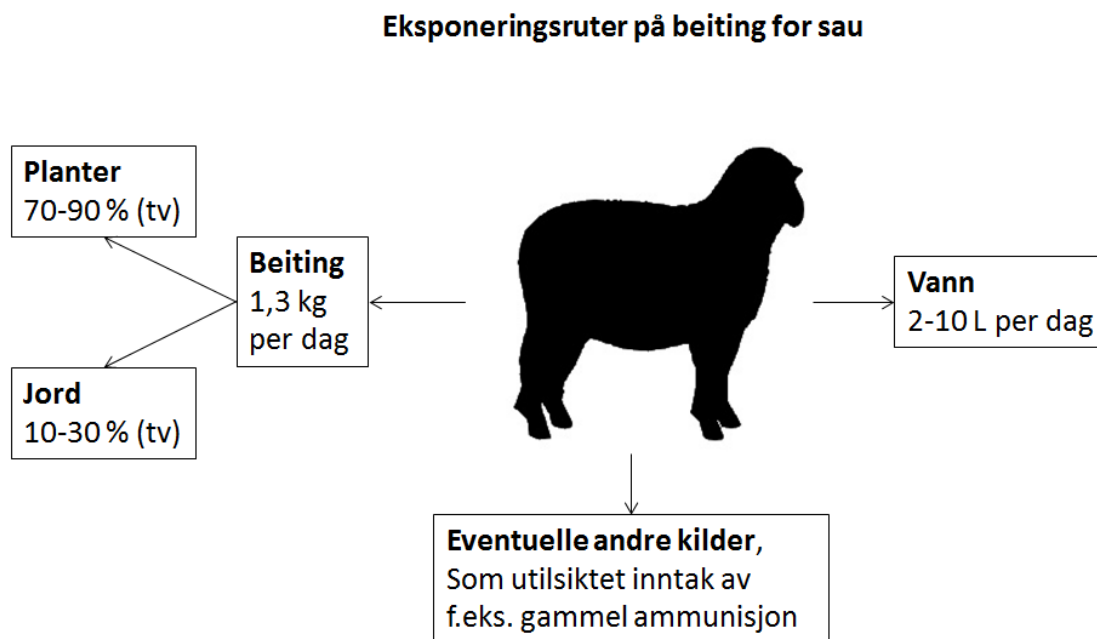
Tabell 3.1 Doser av metaller som kan gi effekt på sauer og kyr, både akutt og kumulativt.

Bly	Sau		Storfe		Kommentar
	Voksen	Lam	Voksen	Kalv	
Payne and Livesey (2010)	600-800 mg/kg kv	200-600 mg/kg kv	600-800 mg/kg kv	200-600 mg/kg kv	Akutt dødelig dose
Braun et al. (1997)				Ca. 160 mg/kg kv/d	Dødelig innen 5-8 dager
Payne and Livesey (2010)	6 mg/kg kv/d	1 mg/kg kv/d	6 mg/kg kv/d	1 mg/kg kv/d	Kronisk effekt, etter lenger eksponering
Aronson (1972)			6-7 mg/kg kv/d		Død etter 2 måneder (ca. 300 mg/kg fôr (tv))
Liu (2003)	4,4 mg/kg kv/d				Minimum kumulativ dødelig dose
Wilkinson et al. (2003)			12 mg/kg kv/d	6 mg/kg kv/d	Dødelig etter 60 dager

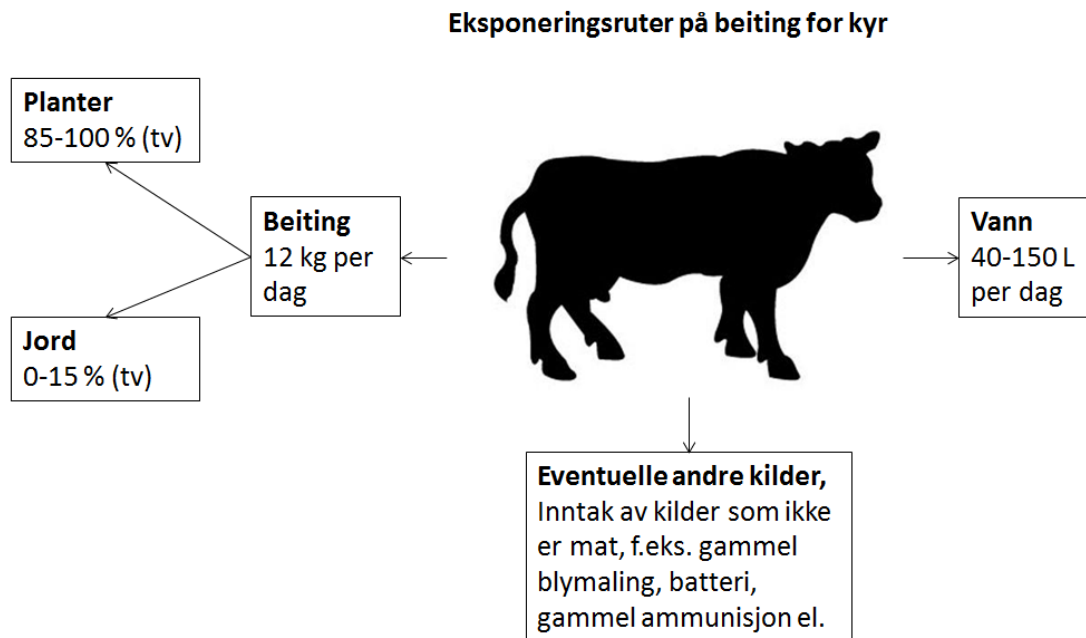
NAS (1980)	2 mg/kg kv/d				Sikkerhetsgrenseverdi (60-100 mg/d)
Zmudski et al. (1983)				2,7 og 5 mg/kg kv/d	Tegn til forgiftning etter henholdsvis 20 og 5 dager (kalver som fremdeles drakk melk)
Veterinærinstituttet and Bernhoft (2011)		0,18 mg/kg kv/d	2,7 mg/kg kv/d		Foreslått grenseverdi for henholdsvis drektige sauer og kviger (ikke drektige).
Rupflin and Krebs (2015)	0,7 mg/kg kv/d		1 mg/kg kv/d		Minimal toksisk dose i gjentakende opptak over flere måneder i form av blyacetat. 50 mg/kg (tv) i fôr
Allcroft and Laxter (1950)	1 mg/kg kv/d				Kan forårsake abort i hos søyer med allerede dårlig helse.
Kobber					
Bradley (1993)			<1 mg/kg kv/d		37,5 til melkekyr og 22,6 til andre (tv). Viste kliniske tegn på kobberforgiftning etter 2,5 år, 14 % døde
Perrin et al. (1990)			8 mg/kg kv/d		Kronisk forgiftning
Oruc et al. (2009)	20-100 mg/kg kv				Akutt forgiftning
Oruc et al. (2009)	0,35 mg/kg kv/d				Kronisk forgiftning (fôr med 15-20 mg/kg (tv), lite molybden)

5 Beiteadferd og eksponeringsruter for bly og kobber

Om beitedyr vil ta opp mest metaller gjennom planter eller jord er avhengig av flere faktorer. Men det antas ofte at størsteparten av metallforurensingene dyrene får i seg kommer fra inntak av jord (Smith et al., 2009, Voie et al., 2010b). Om jordinntaksraten er lav kan en større andel av metallene dyrene tar opp komme fra plantene. Evangelou et al. (2012) mener at om under 4 % av det daglige tørrstoffinntaket er jord, vil inntak av bly, kobber og sink hovedsakelig komme fra planter. Metallene i plantene regnes også som mer biotilgjengelige enn metallene i jorden. Det kan derfor være sannsynlig at en større andel av metallene fra plantene absorberes i dyrene, enn metallene fra jorden. Konsentrasjonen av metaller i jord og planter er ofte heterogent spredd utover et område og det kan være store variasjoner. Risikoanalyser som skal utføres på beitedyr i slike områder bør derfor ta hensyn til beitemønster og dyrenes oppførsel (Roggeman et al., 2013). Beiteadferd vil også ha mye å si for risikoen for at dyrene utsettes for metallforgiftning. Dyr som spiser en høyere andel jord eller planter som tar opp mer metaller, vil være mer utsatt. Dyr som river opp plantene med røttene vil sannsynligvis få i seg mer jord, enn dyr som kutter plantene ved røttene. Nysgjerrige dyr slik som storfe kan også være mer utsatt da de ofte smaker på søppel, som for eksempel gamle bilbatterier. Storfe er også mindre selektive når de beiter, og vil dra opp mer av planterøttene. Sauene er flinkere til å bite av gresset uten å få med planterøttene, men sauene beiter nærmere bakken enn kyrne, og vil på den måten få i seg mye jord (Payne and Livesey, 2010). Figur 5.1 og Figur 5.2 illustrerer de viktigste eksponeringsrutene for sauer og kyr når de er ute på beite.



Figur 5.1 Eksponeringsruter for metaller for sauer på beite.



Figur 5.2 Eksponeringsruter for metaller for kyr på beite.

Storfe har brede munnar og er lite selektive når de beiter, dette gjør at de kan få i seg mer giftstoffer enn andre beitedyr. I tillegg er storfe ofte nysgjerrige og smaker på stoffer som er giftige, dette gjelder spesielt unge dyr (Payne et al., 2004). Dette resulterer i at storfe kan forgiftes av blyholdig maling, brukt motorolje, gamle oljefilter, batterier, ammunisjon, linoleum eller blykontaminert jord. Denne forgiftningen er som oftest akutt (Aronson, 1972, Wilkinson et al., 2003). I tillegg til å være nysgjerrige er det mange storfe, og da spesielt kalver, som har pica. Pica betyr inntak av substanser som ikke regnes som mat og skyldes som regel mineralmangel (Zmudski et al., 1983, NAS, 1980). I noen av de rapporterte forgiftningstilfellene kan det virke som om dyrene ble tiltrukket det forgiftede området. På en gård i Sveits ble fem kalver blyforgiftet etter å ha beitet på et område som tidligere ble benyttet som skytebane. Området på den tidligere skytebanen utgjorde bare en liten del (32 m²) av det totale beiteområdet (2000 m²). Likevel var dette forurensede området fullstendig beitet ned, mens området som omga skytebanen så vidt var beitet på (Braun et al., 1997). Ved et annet tilfelle ble det rapportert at 4 av 20 storfe ble forgiftet ved inntak av blykontaminerte askerester fra et bål (Krametter-Froetscher et al., 2007). Disse tilfellene viser at om områder eller materiale med høye konsentrasjoner av giftige metaller er tilgjengelig for storfe, kan disse forgiftes. Det forurensede materialet trenger ikke å oppta et stort område for at forgiftning skal skje, i noen tilfeller kan et enkelt bilbatteri være nok (Payne and Livesey, 2010).

Årsakene til at dyr blir tiltrukket av og spiser på giftige materialer kan være at de synes det smaker godt. Blysalter på gamle batterier eller fra blyammunisjon kan kanskje ha en behagelig

salt smak. Tilfellet der askerester (Krametter-Froetscher et al., 2007) ble spist kan skyldes behov for mineraler eller å regulere magen.

I tillegg til at en del dyr kan tiltrekkes forurensninger som bilbatterier eller forurenset jord, kan også demoleringsfelt eller skytebaner tiltrekke dyr fordi de skiller seg ut fra naturen rundt. Mange dyr liker å benytte områder med tørr sand og grus som hvileplasser (Voie et al., 2010a). Vann i krater kan også benyttes som drikkevannskilde. Om dyrene beiter nevneverdig på et forurenset område har også mye med beitekvaliteten å gjøre. Beitekvalitet avhenger av hvor mye vekst det er på området, og hvilke planter som vokser der. Noen planter foretrekkes foran andre. Gress og urter vil prioriteres framfor lyng og busker. Om det vokser mer foretrukne planter på skyte- og øvingsfelt enn området rundt, vil disse sannsynligvis beites i større grad enn planter fra området som ikke er forurenset. Hva slags type område skytefeltet ligger på har derfor mye å si for om beitedyr tiltrekkes området. Myrområder vil for eksempel ikke være foretrukket som beiteområde for sauer, bortsett fra fast bakkemyr. Storfe kan derimot beite en del på grasmyr, sumpskog og storsump (Voie et al., 2010a).

Det er også studier som har vist at beitedyr kan unngå forurenset mat. Strojjan and Phillips (2002) utførte forsøk for å finne ut om kyr kunne detektere bly i fôret, og om beitemønsteret var forskjellig ved beiting på blykontaminert område, kontra område uten bly. Dette ble utført ved tre delforsøk, der hensikten med det første forsøket var å se om kyrne kunne kjenne igjen fôr som var kontaminert med bly. Her ble 8 kyr delt tilfeldig inn i to grupper på 4, der den ene gruppen ble trent opp til å velge fôr tilsatt bly til en konsentrasjon på 240 mg/kg (tv). Mens den andre gruppen ble trent til å velge fôr uten bly. Etter opplæringen valgte kyrne konsistent riktig fôr når de hadde valget mellom 4 forskjellige traue. For kyr lært opp til å velge fôr med bly var et traue fylt med blykontaminert fôr (240 mg/kg (tv)), mens de resterende tre ikke inneholdt bly. Det omvendte var tilfeller for kyr opplært til å velge fôr uten bly. Etter dette ble kyrnes evne til å detektere bly i fôret testet, ved å fortsette med det samme testopplegget, men med synkende blykonsentrasjon tilsatt fôret (240, 120, 60, 30 og 15 mg Pb/kg (tv)). Det viste seg at kyr trent til å velge blykontaminert fôr klarte å velge riktig fôrtype ned til en blykonsentrasjon på 60 mg/kg (tv). Kyrne trent til å velge fôr uten bly, valgte riktig fôrtype ned til 30 mg Pb/kg (tv). I eksperiment 2 ble to grupper à 6 kyr fordelt på to beiteområder, hvor det ene var kontaminert med bly (347 mg Pb/kg (tv)), mens det andre ikke var kontaminert (2,5 mg Pb/kg (tv)). Det viste seg at kyrne som beitet på det ukontaminerte området, beitet raskere og lenger enn kyrne som beitet på området forurenset med bly. I det siste forsøket ble alle dyrene fra forsøk 2, sluppet ut på samme beiteområde, der noen områder ikke var forurenset (10,4 mg Pb/kg (tv)), noen områder hadde lav blykonsentrasjon (304 mg Pb/kg (tv)) og noen hadde høy blykonsentrasjon (462 mg Pb/kg (tv)). Kyrne brukte mest tid på å beite på området som ikke var forurenset, og minst tid på området med høyest blyforurensning. Kyrne spiste også raskere på området som ikke var forurenset. Forsøket viser altså at kyr kan detektere bly på planter i en konsentrasjon på 30-60 mg/kg (tv) og mer. Høy blykonsentrasjon minket beitetid og frekvens (kyrne spiste mindre) i forhold til områder som ikke inneholdt bly. Dette var tilfellet når kyrne hadde mulighet til å velge bort bly, men også når blykontaminerte områder var det eneste kyrne kunne beite på. Kyr har altså evne til å detektere, og velge bort eller beite mindre på fôr som er forurenset med bly (Strojjan and Phillips, 2002).

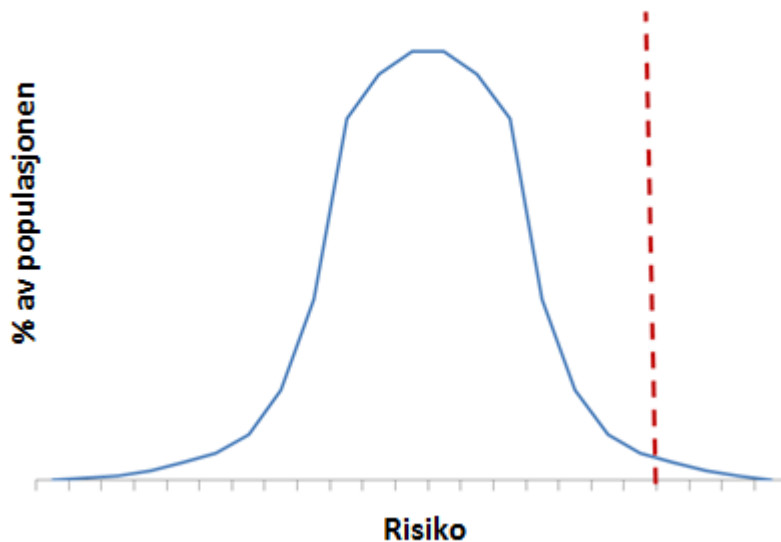
Mayland et al. (1975) beskrev en metode for å finne ut hvor mye jord kyr inntar. Metoden benytter titan som en tracer da det ofte er relativt høyt innhold av titan i jord, men svært lite i planter. Konsentrasjonen av titan i jord og avføring ble analysert, og ut i fra dette, kunne det beregnes hvor stor prosentandel av tørrstoffet kyrne inntok som var fra jord. Det ble antatt at all titan kom fra jorden og denne metoden fordrer at titan ikke tas opp i nevneverdig grad i kroppen. Smith et al. (2009) benyttet denne metoden og fant ut at sauer (i Storbritannia) inntok en noe høyere andel jord om vinteren (januar og mars), enn resten av året. Dette skyldes sannsynligvis at disse månedene er relativt våte i Wales, der forsøket ble utført, og mer jordpartikler kan derfor feste seg til plantene. Andre årsaker kan være at vekstforholdene for planter er dårligere om vinteren og at beiteområdet er dårligere slik at mer jord dras opp sammen med plantene. I mars ble det ved ett tilfelle funnet et jordinntak på hele 81,8 og 67,9 % (tv). Om man ser bort fra disse to svært høye verdiene, lå jordinntaket til sauene på mellom 0,1-44,0 % (tv). Konsentrasjonen av bly og sink var noe høyere i plantene om vinteren enn om høsten, det ble ikke observert noen forskjell i kobberkonsentrasjonen. Inntak av bly var i sauene hovedsakelig gjennom inntak av jord. Det ble observert ett unntak på det mest forurensede området hvor en større andel kom fra plantene. Totalt blyinntak på opp mot 723 mg per dag ble kalkulert for vinter/vårbeite. Dette var ca. 100 ganger høyere enn på kontrollområdet. I gjennomsnitt 66 % av alt blyet sauene fikk i seg var fra inntak av jord. Dette var ikke tilfellet for kobber og sink, der det ble funnet at kun 18 % av inntaket kom fra jord og resten fra planter (Smith et al., 2009). Dette korresponderer godt med funnene til Healy (1967) som viste at jordinntaket til sauer i New Zealand også var størst om vinteren/våren (Juli-September). Healy (1967) fant også ut at det var stor forskjell på hvor mye jord sauene inntok, i forhold til hvilken jordtype de beitet på. Gulbrun leirjord (loam), Gulbrun jord (earth), rød og brun leirjord (clay) og brun granulær leire (clay) ble assosiert med lite inntak av jord, mens Gulgrå jord (earth), silt av løse elveavleiringer som nylig er dannet (alluvium), podsolidert gulbrun jord (earth) og podsol ble assosiert med høyt jordinntak. Det antas at det er jordas struktur, drenering og om den blir gjørmete når den er våt som avgjør om den assosieres med lite eller mye jordinntak hos beitedyr. Lavest andel jord vil sannsynligvis inntas av beitedyr når de beiter på en jordtype med fast struktur, uten ujevnheter på overflaten, som drenerer vannet godt og ikke er gjørmete. Med en slik jordtype er det mindre sannsynlig at store mengder jord fester seg til planter, eller at dyrene på annen måte ufrivillig spiser jorden. Under vinterperioder der sauene inntar mest jord, kan søyene innta så mye som 400 g jord per dag (Healy, 1967). Om man regner med et inntak på 1,3 kg tørrstoff per dag innebærer dette et jordinntak på ca. 30 %. I risikovurderingen utviklet av Mailänder and Hämmann (2005) og Rupflin and Krebs (2015) ble det benyttet en jordinntaksverdi på 10-15 % for tørr jord og 20-30 % for fuktig jord for sauer.

Under gode beiteforhold antas det at storfe vil innta ca. 250 g tørr jord per dag, mens under dårlige forhold, for eksempel overbeite, kan snittet øke til så mye som 1 kg tørr jord per dag. Enkeltindivider kan innta opptil 1,3 kg tørr jord per dag (Jurjanz et al., 2012). Om man regner med et inntak av 12 kg tørrstoff per dag tilsvarer dette et jordinntak på mellom 2-10 % tørrstoff. Dette korresponderer godt med funnene til Mayland et al. (1975) som rapporterte om et jordinntak på 0,1-1,5 kg/dag og Healy (1968) på 0,25-1,25 kg/dag. Mens Thornton and Abrahams (1983) fant at det maksimale inntaket av jord for storfe var 18 %.

Om en risikovurdering skal utføres bør klima, jordsmonn og beiteområde per dyr tas hensyn til, for å kunne si noe om jordinntaket til dyrene. Dette fordi dyrene ufrivillig får i seg mer jord under fuktige forhold samt ved overbeite. Jordtype har også mye å si for hvor mye jord beitedyrene vil konsumere.

6 Risikovurdering av beitedyrs eksponering for kobber og bly på SØF

I enhver risikovurdering må en del forutsetninger tas. For eksempel kan det være stor usikkerhet rundt hvilke doser som vil gi kronisk eller akutt effekt hos dyrene. Forsøk som er gjort tidligere har kanskje benyttet metallsalter som er lettløselig og dermed også tas opp lettere i kroppen enn metaller på elementær form, eller metaller som er bundet i jordstrukturen. For å vite hva et beitedyr utsettes for må det også forutsettes hvor mye jord dyret inntar, hvor mye fôr (tv) det inntar, beitemønster (vil dyret foretrekke forurensede områder?), dyrets vekt, hvilke planter dyret inntar og hva som er metallkonsentrasjonen i dem. Alle disse parameterne er usikre, og jo mindre det vites om det spesifikke tilfellet, jo mer usikkerhet vil det være i den endelige risikovurderingen av tilfellet. Fordi det knytter seg stor usikkerhet til slike vurderinger og beregninger, er beregningene i denne rapporten utført med parametere som utgjør “worst case” tilfeller. Det vil si at jordinntaksraten som er benyttet er den maksimale for både storfe og sau. Beregningene er også utført med utgangspunkt i at dyrene kun spiser på det forurensede området. Giftige doser benyttet i utregningene er også noen av de laveste som ble funnet i litteraturen (Tabell 3.1). Dette er gjort blant annet for å undersøke om det er noen gevinst i å redusere usikkerheten i parametere som styrer eksponering ved å samle inne mer data om disse. En kan tenke seg at risikoen for en populasjon vil fordele seg i en normalkurve, omtrent slik som i Figur 6.1. Denne fordelingen skyldes blant annet ulik sensitivitet i en populasjon, men også usikkerhet rundt parametere som er styrende for eksponering som er nevnt ovenfor. Kurven for risiko vil kunne gjøres smalere ved å samle inn mer kunnskap og data om de parametere som styrer eksponering. Ved å regne ut risikoen ved “worst case” tilfeller, oppnås et akseptkriterie som vil gi tilstrekkelig beskyttelse i de aller fleste tilfeller (bak den røde stiplede linjen) og inkludert alle usikre størrelser. Dersom dette akseptkriteriet gjør at tiltakene i skyte- og øvingsfelt blir meget kostbare kan man vurdere å investere i undersøkelser som gjør at man kan operere med høyere akseptkriterier for metaller i jord.



Figur 6.1 En tenkt fordeling av risiko for forgiftning for en populasjon av beitedyr. Den røde stiplede linjen er grensen for akseptabel risiko. Denne vil kunne brukes til å beregne akseptabelt nivå av metaller i jord.

6.1 Regelverk og grenseverdier

I menneskeføde er de maksimale lovlige blykonsentrasjonene 0,5 mg/kg for innmat, 0,1 mg/kg for kjøtt og 0,02 mg/kg i melk (vv)(EC-Regulation-1881/2006). Mens den Norske grensen for blykonsentrasjon i dyrefôr er 10 mg/kg i fôrmidler og 5 mg/kg i fullfôr (12 % vanninnhold) med noen unntak (f.eks. grovfor kan inneholde 30 mgPb/kg) (Fôrvareforskriften, 2002). Dette er i tråd med EU regelverket som tillater maksimalt 5 mg Pb/kg i den totale mengden fôr, mens det tillates 10 mg Pb/kg i enkeltfôr (Statutory Instrument (1995))(Wilkinson et al., 2003). Dette er med unntak av gress, alfalfa (*Medicago sativa*) og kløver (*Trifolium spp.*), disse kan inneholde opp til 40 mg Pb/kg, mens fosfater kan inneholde opp til 30 mg Pb/kg. Dette gjelder for planter med 12 % vanninnhold (altså ikke tørrvekt) (2002/32/EC). I USA er den maksimale konsentrasjonen tillatt i fôr til storfe og sauer 30 mg Pb/kg (NAS, 1980, Wilkinson et al., 2003). I Sveits er den maksimale tillatte konsentrasjonen av bly i dyrefôr 35 mg/kg (tv) (Rupflin and Krebs, 2015, Evangelou et al., 2012). For kobber er det få land som har grenseverdier i fôret fordi kobber er et essensielt metall. Sveits har imidlertid en grense på 40 mg Cu/kg (tv) for storfe og 17 mg Cu/kg (tv) for sauer (Rupflin and Krebs, 2015). Grunnen til at det opereres med forskjellige grenseverdier for sauer og kyr, er at sauen er mer sensitiv for kobberforgiftning enn det storfe er. I Norge finnes det ingen nasjonal maksimumsgrense for kobber i dyrefôr, heller ikke EU kommisjonen har noen grense for kobberkonsentrasjonen i dyrefôr, men det Canadiske mattilsynet (Canadian feed regulations) har en veiledende grense på 100 mg/kg for kobber i

storfefôr (Bradley, 1993). Tabell 6.1 gir en oversikt over regler for kobber- og blyinnhold i fôr i forskjellige land.

Tabell 6.1 Tillat konsentrasjon av bly og kobber i dyrefôr.

Tillatt konsentrasjon i dyrefôr	Bly (mg/kg)	Kobber (mg/kg)
Norge ⁷	10 i fôrmidler 5 i fullfôr (vanninnhold 12 %)	-
EU ⁸	5 (vanninnhold 12 %)	-
USA ⁹	30	Storfe: 100, Sau: 25
Sveits ¹⁰	35 (tv)	Storfe: 40 (tv), Sau: 17 (tv)
Canada ¹¹	-	100 (tv) (storfe)

FFI har tidligere utført en risikovurdering av beitedyr på skyte- og øvingsfelt i sammenheng med at "Veileder for undersøkelse, risikovurdering, opprydning og avhending av skytebaner og øvingsfelt" ble skrevet (Voie et al., 2010b). Her ble det tatt utgangspunkt i at minimal kumulativ dose for kronisk effekt av bly for sau var 4,4 mg/kg (kv) per dag, denne verdien er hentet fra Liu (2003). For storfe, lam og kalver ble minimale kumulative dose (henholdsvis 6, 1 og 1 mg Pb/kg (kv) per dag) som kan gi kronisk effekt benyttet (Aronson, 1972). Disse verdiene er laveste dose som kan gi kronisk effekt, og veterinærinstituttet mener derfor at denne verdien ikke kan settes som et akseptkriterie, men heller nedre risikonivå. De foreslår en grense på 2,7 mg Pb/kg (kv) per dag for kviger (ca. 100 mg/kg fôr), mens de mener at en dose på 4,5 mg Pb/kg (kv) (260 mg/kg (tv)) per dag kan gi helseskader på sauefoster. Med et jordinntak på 15 % vil dette tilsvare en blykonsentrasjon i jorden på 670 mg/kg jord for kviger og 1700 mg/kg jord for gravide søyer (Veterinærinstituttet and Bernhoft, 2011).

6.2 Risikoberegninger

Tabell- A.1 i vedlegg A viser parameterne som er benyttet for utregning i dette delkapittelet. Om en antar at en skytebane er forurenset med 1000 mg/kg (tv) både bly og kobber, vil en ku kunne få i seg 3 mg/kg (kv) kobber og bly per dag om det antas tørrstoffinntak på 12 kg, jordinntak på 15 % (tv) og at kua veier 600 kg (Figur 5.2). En sau vil kunne få i seg 5,2 mg/kg (kv) kobber og bly per dag om det antas tørrstoffinntak på 1,3 kg, jordinntak på 30 % og at sauen veier 75 kg (Tabell- A.1 i vedlegg A; Figur 5.1). Dette er langt under akutt dødelig dose av både kobber og bly (Tabell 3.1), men om kobber:molybden forholdet er ufordelaktig (>6:1)

⁷ FÔRVAREFORSKRIFTEN 2002. Forskrift om fôrvarer. In: FISKERIDEPARTEMENTET, N.-O. & MATDEPARTEMENTET, L.-O. (eds.) FOR-2002-11-07-1290.

⁸ 2002/32/EC, D. 2002. DIRECTIVE 2002/32/EC Of the European Parliament and of the Council - On undesirable substances in animal feed. *Official Journal of the European Communities*.

⁹ NAS 1980. *Mineral tolerance of domestic animals*, Washington D.C., National Academy of Science.

¹⁰ RUPFLIN & KREBS 2015. Gefährdungsabschätzung auf militärischen schiessplätzen mit graslandnutzung. Armasuisse immobilien.

¹¹ BRADLEY, C. H. 1993. Copper poisoning in a dairy herd fed a mineral supplement. *Can Vet J*, 34, 287-92.

vil sannsynligvis sau kunne forgiftes av denne kobbermengden over tid (Oruc et al., 2009). Blymengden er også over det som har blitt observert som minimal kumulativ dødelig dose for i sau (4,4 mg/kg (kv)) (Liu, 2003)(Tabell 3.1). Det som er viktig å merke seg er at det ikke nødvendigvis er mengden bly dyret får i seg gjennom kosten som avgjør om dyret forgiftes. Dette avhenger av om blyet dyret får i seg tas opp i kroppen (er biotilgjengelig) eller ikke.

Beitedyr kan også få i seg metaller ved å drikke vann som er forurenset av metaller. For å kunne si noe om hvor mye av metallene dyrene får i seg som kommer fra vannet, kan man tenke seg et eksempel der vannet er meget sterkt forurenset i henhold til miljødirektoratets klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Da vil kobberkonsentrasjonen være >6 µg/l og blykonsentrasjonen være >5 µg/l. På det meste kan en ku drikke 150 L vann per dag ved stor melkeproduksjon (Figur 5.2). Da vil kuen få i seg 900 µg kobber og 750 µg bly. Dette tilsvarer 1,5 µg Cu/kg og 1,25 µg Pb/kg kroppsvekt (kv) per dag hvis kua veier 600 kg. Tilsvarende vil en sau som ammer kunne drikke opp til 10 L vann per dag (Figur 5.1), da vil sauene få i seg 60 µg kobber og 50 µg bly. Dette tilsvarer 0,8 µg Cu/kg og 0,67 µg Pb/kg (kv) per dag hvis sauene veier 75 kg. Men på skytebaner i Norge har det blitt målt enda høyere konsentrasjoner av kobber og bly i vannet. I eksempelet beskrevet i kapittel 2.3 ble det målt 176 µg Pb/l og 415 µg Cu/l (Mariussen et al., 2008, Mariussen et al., 2016). Med disse verdiene vil kyrne og sauene kunne få i seg henholdsvis 44 µg Pb/kg (kv) og 23 µg Pb/kg (kv) og 103 µg Cu/kg (kv) og 55 µg Cu/kg (kv) per dag. Sammenliknet med mengden kobber og bly dyrene kan få i seg fra forurenset jord, beskrevet i avsnittet over, er mengden fra vannet svært liten.

Planter kan også være en kilde til kobber- og blyinntak hos beitedyr. Som et eksempel benyttes plantekonsentrasjonene som ble funnet i forsøket utført av (Smith et al., 2009) (1350 mg Pb/kg og 50 mg Cu/kg (tv)). Hvis det antas en lav jordspisingsrate for sau (15 %), vil den kunne få i seg ca. 20 mg Pb/kg kv/dag og 0,7 mg Cu/kg kv/dag. Disse konsentrasjonene er over det som kan gi kroniske effekter, men under de som kan gi akutte effekter (Tabell 3.1). Dette betyr at konsentrasjonen av metaller i planter, sammen med konsentrasjonen i jord, er det som må tas hensyn til når en risikovurdering utføres.

For å regne ut konsentrasjonen av kobber og bly i jorda som vil kunne gi en effekt på dyrene ble likning (6.1) benyttet. Parametere som ble benyttet i disse utregningene finnes i Tabell- A.1 i vedlegg A.

$$J = \frac{KV \cdot FD}{F \cdot JS} \quad (6.1)$$

J-Konsentrasjon i jorda (mg/kg)

KV- Kroppsvekten til dyret (Kg)

FD-Forgiftningsdose (mg/kg kv/dag)

F-Fôrintak (tv) (Kg)

JS-Jordspisingsrate (%)

For akutt eksponering antas det en eksponeringsperiode opp til 14 dager¹², hvor det kan forekomme en akutt forgiftning etter kumulativ eksponering i en begrenset periode. For å finne minste metallkonsentrasjon i jorda som kan gi akutt dødelig dose, må derfor J i likning (6.1) deles med 14. For å finne ut hvor forurenset et område må være for at dyrene skal kunne få i seg akutt dødelig dose i løpet av 14 dager antas det at akutt dødelig dose bly er 600 mg/kg (kv) for voksne sauer og kyr (Tabell 3.1). Som en “worst case” spiser sauer 30 % jord, inntar 1,3 kg tørrstoff per dag og de veier 75 kg. Da må jorda ha en blykonsentrasjon på >8200 mg/kg (tv). Denne konsentrasjonen klassifiseres som “>svært dårlig” i følge de helsebaserte tilstandsklassene for jord (Tabell 2.1), konsentrasjonen vil være enda høyere for kyr. For å finne den samme verdien for kobber antas en akutt dødelig dose for sau på 20 mg Cu/kg (kv) (Tabell 3.1)(Oruc et al., 2009). Da må kobberkonsentrasjonen i jorda være >270 mg/kg (tv). Denne konsentrasjonen klassifiseres som “moderat” i følge de helsebaserte tilstandsklassene for jord (Tabell 2.1), denne konsentrasjonen vil også være høyere for kyr. Den samme beregningen kan utføres på minimal kumulativ/toksisk dose. Den laveste kumulative dosen for bly i Tabell 3.1 er på henholdsvis 0,7 og 1 mg/kg (kv) per dag for sau og kyr. Denne dosen er beregnet på måneders inntak av blyacetat, som vil tas opp svært mye lettere enn bly bundet til jorda eller bly på metallisk form. Dette er altså en uforholdsmessig lav toksisk dose. Liu (2003) sin minimale kumulative dødelige dose for sau på 4,4 mg/kg (kv) per dag virker i så henseende rimeligere å benytte. I dette tilfellet må blykonsentrasjonen i jorda være >850 mg/kg (tv) for at sauene skal innta en minimal kumulativ dødelig dose. Denne konsentrasjonen klassifiseres som “svært dårlig” i følge de helsebaserte tilstandsklassene for jord (Tabell 2.1). I følge Oruc et al. (2009) kan kronisk kobberforgiftning av sau forekomme ved så lave konsentrasjoner som 0,35 mg/kg (kv) per dag. Dette tilsvarer en jordforurensning på kun 67 mg/kg (tv), denne konsentrasjonen er lavere enn det som anses som forurenset grunn i følge Forurensningsforskriften (2004) (100 µg/kg) og klassifiseres som “meget god” i følge de helsebaserte tilstandsklassene for jord (Tabell 2.1). Om dette stemmer vil svært mange områder i Norge ha en kobberkonsentrasjon i jorda over det som kan gi kronisk kobberforgiftning i sau. Denne verdien gjelder kun om molybdenkonsentrasjonen er lav.

Lam og kalver antas å være mer sensitive enn voksne kyr og sauer. Det er noen usikkerheter knyttet til bruken av de toksikologiske verdiene som finnes for lam og kalver. Dette er fordi det er usikkert ved hvilket stadium (vekt/alder) disse testene er utført, dette må derfor antas, og det knyttes derfor stor usikkerhet til disse beregningene. Det antas at 200 mg Pb/kg (kv) er akutt dødelig for både lam og kalver (Tabell 3.1). Hvis det antas at et lam veier 15 kg og inntar 0,37 kg tørrstoff per dag (jordinntak på 30 %) (Tabell- A.1 i vedlegg A), må jorda ha en blykonsentrasjon på >1900 mg/kg (tv) for at et lam skal kunne bli utsatt for akutt toksisk dose bly i løpet av en dag. Denne konsentrasjonen klassifiseres som “svært dårlig” i følge de helsebaserte tilstandsklassene for jord (Tabell 2.1). Den tilsvarende kobberkonsentrasjonen i jorda må være >190 mg Cu/kg (tv) hvis det antas en akutt dødelig dose for lam på 20 mg Cu/kg (kv) (Tabell 3.1). Denne konsentrasjonen klassifiseres som “god” i følge de helsebaserte tilstandsklassene for jord (Tabell 2.1). Hvis det antas en minimum kumulativ dose for lam og kalver på 1 mg Pb/kg (kv) per dag (Tabell 3.1), kan lam få i seg denne dosen om

¹² Dette er en metodisk betraktning.

blykonsentrasjonen i jorda er over 135 mg/kg. Denne konsentrasjonen klassifiseres som “moderat” i følge de helsebaserte tilstandsklassene for jord (Tabell 2.1). Den tilsvarende konsentrasjonen for kobber vil være kun 47 mg/kg (tv) hvis det antas en kumulativ dose på 0,35 mg Cu/kg (kv) per dag, slik som for sauer. Denne konsentrasjonen er lavere enn det som defineres som forurensning i følge Forurensningsforskriften (2004) (100 µg/kg). De tilsvarende konsentrasjonene for kalver vil i alle tilfellene være høyere enn for lam (Tabell 6.2). Beregninger av den laveste konsentrasjonen i jorda som kan gi akutt og kumulative toksiske doser av kobber og bly til sau, lam, kyr og kalver, kan ses i Tabell 6.2. Det er svært viktig å understreke at disse beregningene er basert på en “worst case” der dyrene kun beiter på forurensnet område, noe som vil være svært usannsynlig. I beregningene har også svært høye verdier for jordinntak blitt benyttet (15 % for kyr og 30 % for sauer), dette er for å se hva som er den aller minste reelle konsentrasjonen som i teorien kan gi noen effekt på dyrene. De dosene som kan gi effekt som er benyttet i beregningene er også sannsynligvis noe høye, da disse ikke tar hensyn til at ikke alt metallet i jord er biotilgjengelig.

Tabell 6.2 Laveste bly og kobber konsentrasjon i jorda (tv) som kan gi akutt og kronisk forgiftning i storfe og sau, om de kun beiter på det området. Dette er et “worst case” scenario der de høyeste verdiene for jordinntak er benyttet (30 % for sau og 15 % for kyr). Parametere som er benyttet i beregningene kan ses i Tabell- A.1i vedlegg A.

		Kobber (mg/kg)		Bly (mg/kg)	
		Akutt (<14 dager)	Kumulativ (>14 dager)	Akutt (<14 dager)	Kumulativ (>14 dager)
Sau	Voksen	270	67	8200	850
	Lam ¹³	190	47	1900	135
Kyr	Voksen	-	2 700	14 000	2 000
	Kalv ¹³	-	1 800	3300	230

Konsentrasjonene som er oppgitt i Tabell 6.2 er de minste konsentrasjonene som er antatt å kunne gi effekt om dyrene kun beiter på det forurensede området, samt ved maksimalt jordinntak (15 % for kyr og 30 % for sauer). Disse forholdene kan være realistiske når man ser på akutt forgiftning (inntak i løpet av noen dager), men vil være noe urealistiske ved kumulativ forgiftning. Dette fordi det ikke er sannsynlig at dyrene kun vil beite på et forurensnet område over tid, om dette kun utgjør en del av det tilgjengelige beiteområdet. Det er også usannsynlig at jordinntaket over tid vil være på maksimalt nivå, noe som kun vil være tilfellet ved vått beite (regnvær) og/eller overbeite. Dette kan imidlertid veies opp for om man vet hvor lenge dyrene beiter på det forurensede området, og om man har en oversikt over gjennomsnittlig antall regndager på beiteområdet. En kan tenke seg at om dyrene kun beiter på det forurensede området 5 % av tiden, kan området være mer forurensnet enn om de beiter på dette området 50 % av tiden. En forenklet måte å finne ut hvor forurensnet et område kan være om dyrene kun beiter

¹³ Beregningene er usikre da det knytter seg usikkerhet rundt toksisk dose for kalver og lam.

5 % av tiden på dette området, er å gange den konsentrasjonen som kan gi kumulativ dose i Tabell 6.2, med 0,05. Dette er en forenklet tilnærming, og en slik tilnærming vil være feil hvis dyrene allikevel i en lenger periode i strekk kun beiter på de forurensede områdene. Hvis disse periodene er lange nok, vil dyrene allikevel kunne få en kronisk forgiftning, selv om de beiter på områder som ikke er forurensset den resterende tiden. For å få en mer nøyaktig verdi på konsentrasjoner i jorden som kan forvente å gi kumulativ effekt hos dyrene, kan også antall regndager innenfor en viss periode tas hensyn til. Dette kan gjøres ved at JS i likning (6.1) regnes ut som vist i likning (6.2).

$$JS = JS_T \bullet TD + JS_V \bullet RD \quad (6.2)$$

JS_T – Jordspisingsrate ved tørre forhold

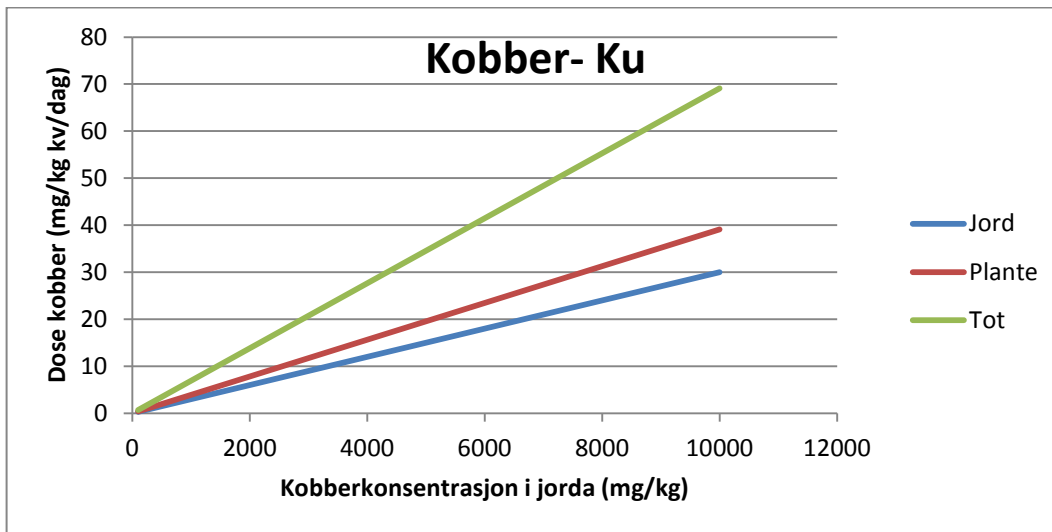
TD – Andel tørre dager

JS_V – Jordspisingsrate ved våte forhold

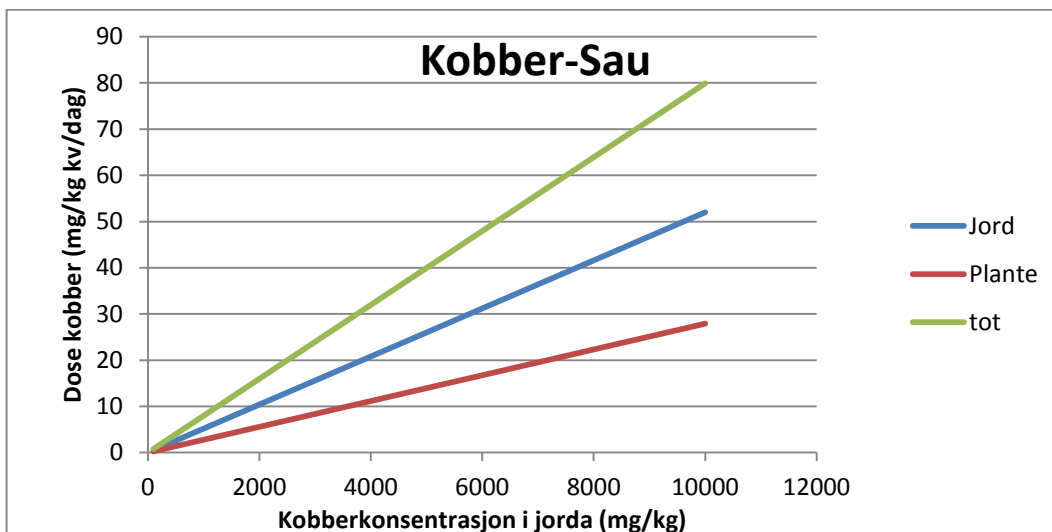
RD – Andel regndager

Dette vil gi en gjennomsnittlig jordspisingsrate. Dette er også en forenkling, og den samme problemstillingen vil gjelde her. Er det lengre perioder med mye nedbør, vil dyrene allikevel kunne få i seg doser som vil kunne gi kronisk forgiftning. Vær og beiteadferden kan variere mye i løpet av en sesong og dyrene beiter kun ute deler av året. Det kan derfor være lurt å se på disse verdiene en måned av gangen (regne ut en maksimumsverdi i forhold til den enkelte månedens vær og beiting). Hvis gjennomsnittet i løpet av et år benyttes, er det en viss sjanse for at risikoen for mulig kronisk effekt “vannes ut”. Det kan derfor være hensiktsmessig å se på den våteste beitemåneden, slik at akseptkriteriene for det enkelte området ikke settes for høyt.

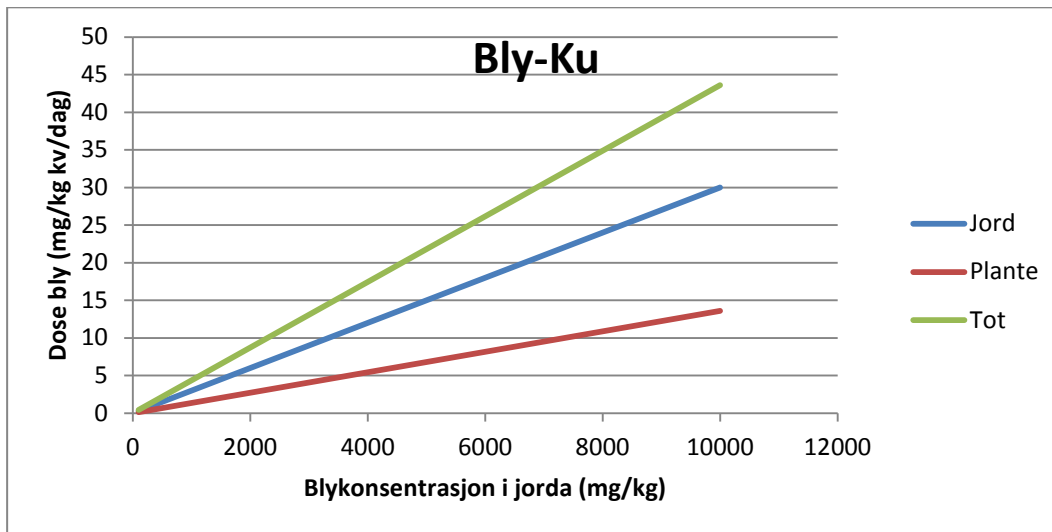
Som vist i eksemplet tidligere i dette kapittelet, er det ikke bare jordspising som kan forårsake inntak av kobber og bly, men betydelige mengder kan også komme fra planter. For å kunne sammenlikne dose metaller (mg/kg kv/dag) som kommer fra planter og jord ble det tatt utgangspunkt planters gjennomsnittlige akkumulasjonsrate av kobber (0,23) og bly (0,08) funnet i Smith et al. (2009). I Figur 6.2, Figur 6.3, Figur 6.4 og Figur 6.5 er disse plottet sammen, mot metallkonsentrasjonen i jorda. I disse plottene ble det antatt en jordspisingsrate lik som ved de foregående utregningene (storfe-15 %, sau-30 %). Andelen metaller fra planter i forhold til jord vil ha sammenheng med jordspisingsraten, og vil øke om dyrene spiser mindre jord.



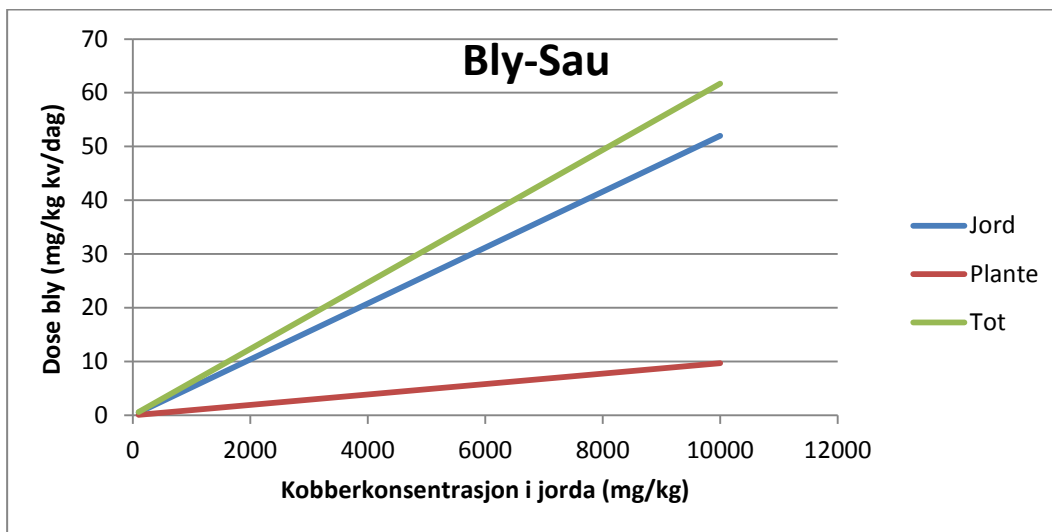
Figur 6.2 Dose kobber en ku vil få i seg ved inntak av planter, jord og totalt i løpet av en dag, plottet mot kobberkonsentrasjonen i jorda. Det er antatt en jordspisingsrate på 15 %, og en akkumulasjonsrate av kobber i plantene på 0,23. Resterende parametere kan ses i Tabell- A.1 i vedlegg A.



Figur 6.3 Dose kobber en sau vil få i seg ved inntak av planter, jord og totalt i løpet av en dag, plottet mot kobberkonsentrasjonen i jorda. Det er antatt en jordspisingsrate på 30 %, og en akkumulasjonsrate av kobber i plantene på 0,23. Resterende parametere kan ses i Tabell- A.1 i vedlegg A.



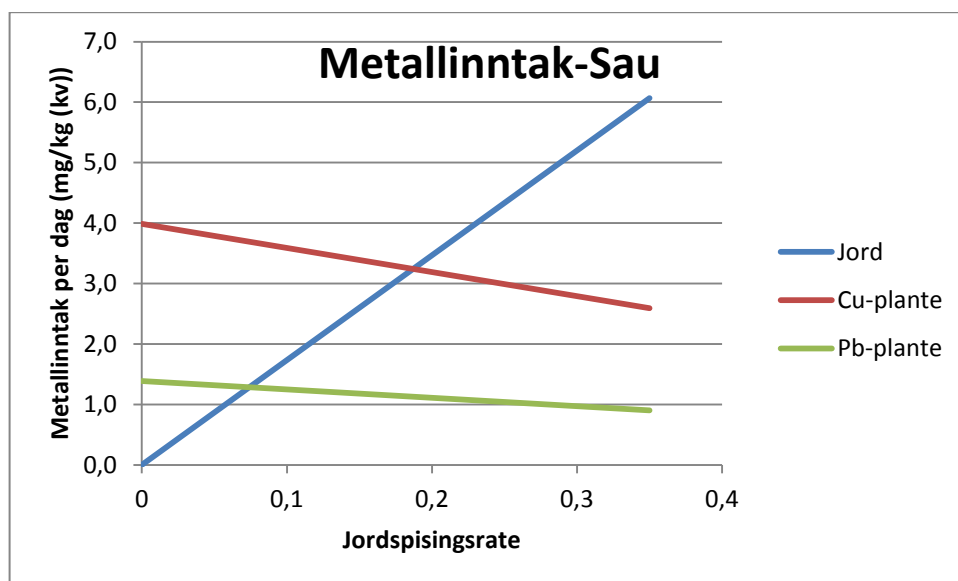
Figur 6.4 Dose bly en ku vil få i seg ved inntak av planter, jord og totalt i løpet av en dag, plottet mot blykonsentrasjonen i jorda. Det er antatt en jordspisingsrate på 15 %, og en akkumulasjonsrate av bly i plantene på 0,08. Resterende parametere kan ses i Tabell- A.1 i vedlegg A.



Figur 6.5 Dose bly en sau vil få i seg ved inntak av planter, jord og totalt i løpet av en dag, plottet mot blykonsentrasjonen i jorda. Det er antatt en jordspisingsrate på 30 %, og en akkumulasjonsrate av bly i plantene på 0,08. Resterende parametere kan ses i Tabell- A.1 i vedlegg A.

Fra Figur 6.2 er det tydelig at størsteparten av kobberet en ku inntar vil komme fra planter, om akkumulasjonsraten i planter på 0,23 stemmer. I de resterende tilfellene vil mesteparten av metallene dyrene får i seg komme fra jorden. Men det er tydelig at en stor del metaller også kan komme fra plantene. I en risikovurdering bør det derfor også tas hensyn til bidraget fra planter, spesielt når det kommer til kobber, da denne har en høy akkumulasjonsrate i planter. Andelen

metaller fra planter i forhold til jord vil ha sammenheng med jordspisingsraten, og vil øke om dyrene spiser mindre jord. Dette er illustrert i Figur 6.6 der de samme akkumulasjonsratene for kobber og bly er benyttet som eksempel (0,08 Bly og 0,23 Cu). I Figur 6.6 er dose metaller dyrene vil få ved inntak av planter og jord, plottet mot jordspisingsraten. En kobber- og blykonsentrasjon i jorda på 1 000 mg/kg (tv) er brukt i beregningene. Sau er brukt som eksempel, men grafen vil se relativt lik ut for storfe.



Figur 6.6 Metallinntak per dag for sau, fra planter og jord, i forhold til jordspisingsrate.

For å regne ut dosen et dyr blir utsatt for på et beiteområde i løpet av en periode må det tas hensyn til regndager, metallkonsentrasjon i jorda, metallkonsentrasjon i plantene, hvor lenge dyrene beiter på det forurensede område og hvilke dyr det er snakk om (sauer/lam/storfe/kalver). Likning (6.3) tar hensyn til alle disse parameterne.

$$D = \frac{J \cdot F \cdot (JS_T \cdot TD + JS_V \cdot RD) + P_K \cdot F \cdot (1 - (JS_T \cdot TD + JS_V \cdot RD))}{KV} \cdot B_R \quad (6.3)$$

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.

Ved å benytte denne likningen ved hvert enkelt tilfelle, for deretter å sammenlikne dosen med det som potensielt gir forgiftning (Tabell 3.1), kan en finne ut om det er en risiko for beitedyr på det gitte området. For å være sikker på at dyrene ikke blir utsatt for høye verdier av metaller kan det være lurt å legge inn en sikkerhetsfaktor. For å unngå en fortynningseffekt bør det ses på doser på kortere tidsintervaller enn et år, for eksempel en måned av gangen.

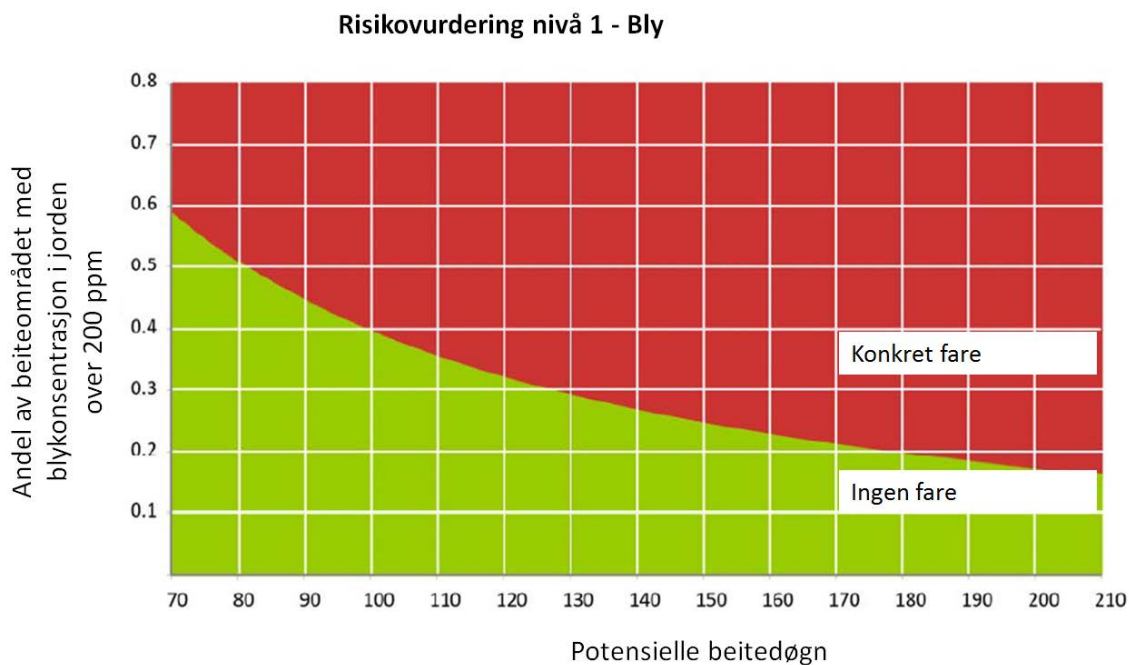
6.3 Eksempler på risikovurderinger

6.3.1 Sveits- Risikovurdering på militær skytebaner med gress/beiteplanter – en spesifikasjon av håndboken “Risikovurdering og tiltak for forurenset jord– En praktisk guide”

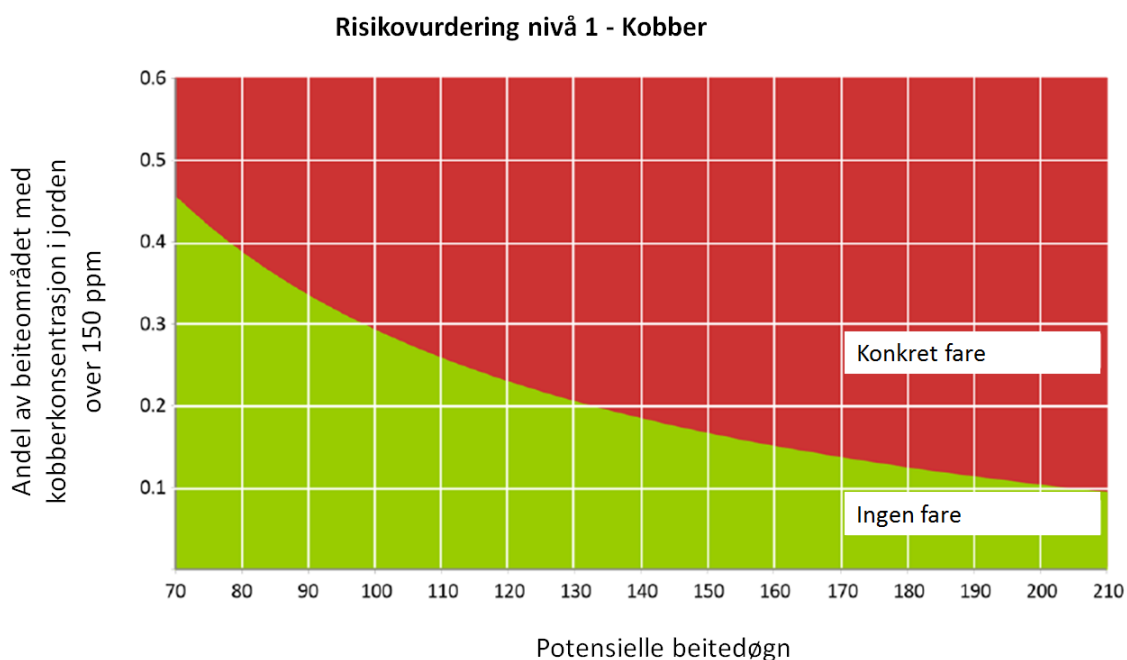
Rupflin and Krebs (2015) utviklet en risikovurdering for militære skytebaner med beiteområder for Armasuisse i Sveits. Denne risikovurderingen er utviklet på bakgrunn av den mer generelle “Manual on risk assessment and measures for polluted soils” laget av “Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape (SAEFL)” (Mailänder and Hämmann, 2005). Denne risikovurderingen tar for seg risikoen for beitedyr i forhold til kobber og bly, antimon vurderes ikke, dette er fordi det ikke finnes retningslinjer for antimon, samtidig som det menes at bly er styrende. I den sveitsiske “forskriften om jordforurensning” (Verordnung über Belastungen des Bodens vom 1. juli 1998) finnes det to forskjellige grenseverdier; en sjekkverdi for jord der det vokser fôrplanter (200 ppm Pb og 150 ppm Cu (tv)) og en saneringsverdi for landbruk og hagebruk (2000 ppm Pb og 1000 ppm Cu (tv)). Dette vil si at det på områder med saneringsbehov ([Pb]>2000 ppm, [Cu]>1000 ppm (tv)) må settes restriksjoner på bruken før saneringen er utført, mens på områder der det er funnet jord med bly>200 ppm og/eller kobber>150 ppm (tv), må utredes videre for tungmetallforurensning. Det er disse områdene som risikovurderes her. I denne risikovurderingen legges det mye vekt på brukstid; hvor lenge beiter dyrene i området i løpet av et år? Det utgår fra dette at det kun ses på kronisk forgiftning av dyrene. Det legges også vekt på hvor stor del av det totale beitearealet det forurensede området er. Ved å risikovurdere på denne måten, antar man at dyrene vil oppholde seg og spise like mye på alle deler av beiteområdet.

Risikovurderingen består av to trinn; nivå 1 og nivå 2. På nivå 1 gjøres det et grovt estimat av farepotensialet, vurderingen er her svært konservativ og maksimale verdier av jordkonsum (30 % andel jord i forhold til total konsum (tv)) og beitetid er benyttet. Fordi sau har det største jordkonsumet, og derfor utgjør det mest utsatte beitedyret, er det kun dette som vurderes på nivå 1. Dette gjøres fordi man da raskt kan utelukke områder som ikke vil utgjøre noen risiko for beitedyr. Figur 6.7 og Figur 6.8 viser hvordan risikovurderingen i trinn 1 utføres. Her trengs det

kun to parametere; antall beitedøgn i løpet av et år, og andelen av beiteområdet som har en konsentrasjon i jorden over 200 mg Pb/kg og 150 mg Cu/kg (tv).



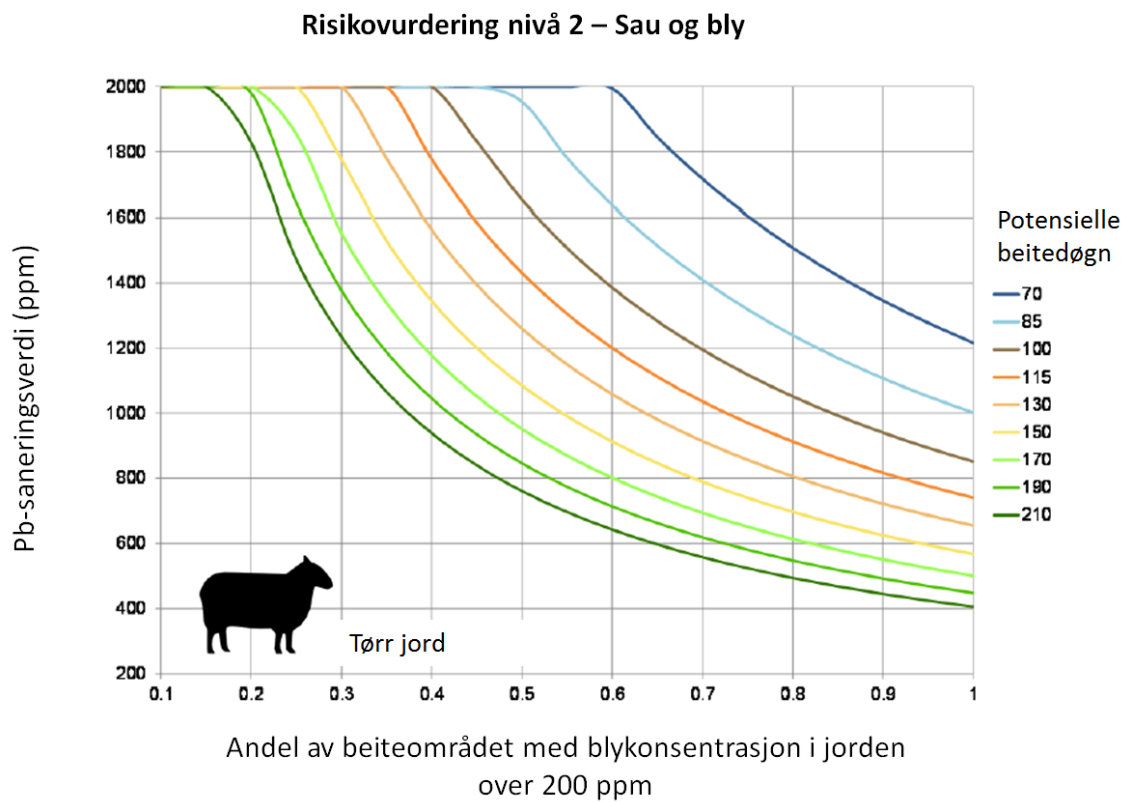
Figur 6.7 Risikovurdering trinn 1 – Bly. Potensielle beitedøgn plottet mot andelen av det benyttede arealet som overstiger 200 ppm bly i jorden. Tilfeller som havner på grønt område trenger ikke risikovurderes videre, mens tilfeller som havner på rødt område må risikovurderes videre i trinn 2.



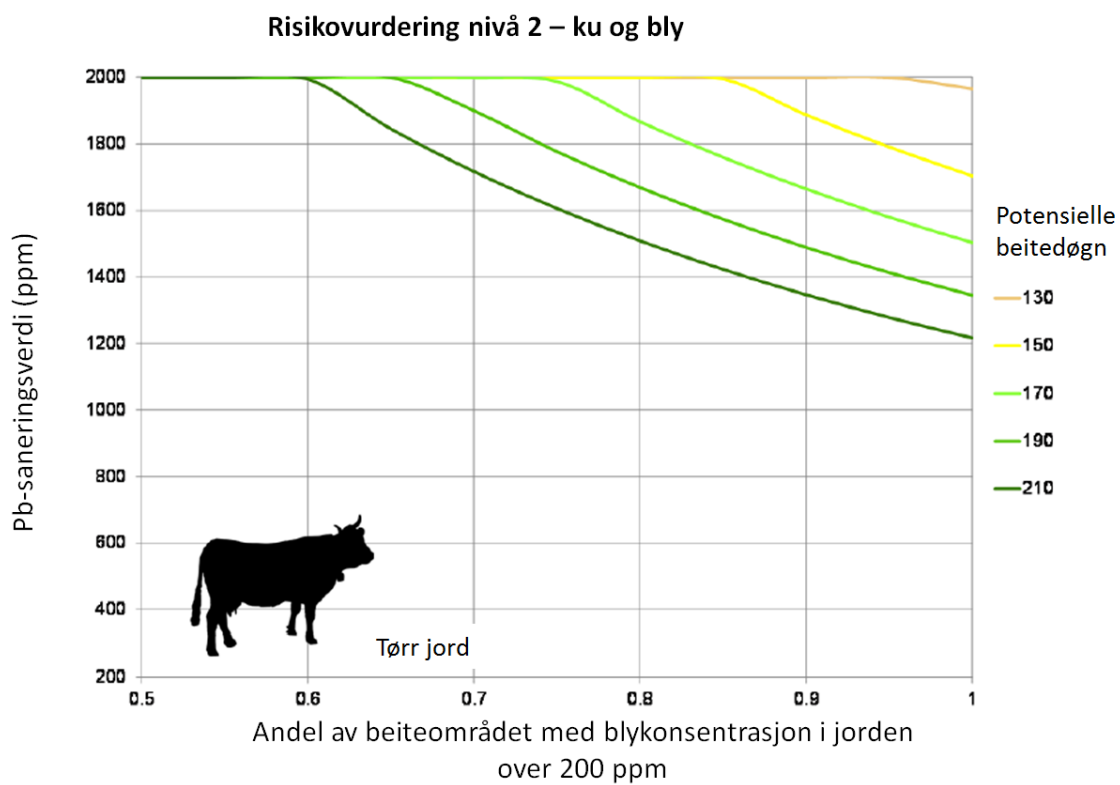
Figur 6.8 Risikovurdering trinn 1 – Kobber. Potensielle beitedøgn plottet mot andelen av det benyttede arealet som overstiger 200 ppm bly i jorden. Tilfeller som havner på grønt område trenger ikke risikovurderes videre, mens tilfeller som havner på rødt område må risikovurderes videre i trinn 2.

Trinn 2 av risikovurderingen utføres om det i trinn 1 vurderes at området kan være en reell risiko for beitedyr. Nivå 2 skiller mellom sau og storfe, fordi disse spiser forskjellige mengder jord, samt at sensitiviteten for kobber er forskjellig. På nivå 2 beregnes en saneringsverdi for det forurensede området, dette er illustrert i Figur 6.9, Figur 6.10, Figur 6.11 og Figur 6.12. Dette betyr at om konsentrasjonen i området er over den gitte saneringsverdien, må området saneres før det videre kan benyttes som beiteområde. Metallkonsentrasjonen på området må etter sanering ligge under den gitte saneringsverdien (Figur 6.9, Figur 6.10, Figur 6.11 og Figur 6.12). Denne verdien er avhengig av antall potensielle beitedøgn og andel av beiteområdet som har blykonsentrasjoner over 200 ppm (tv) eller kobberkonsentrasjon over 150 ppm (tv). Den er beregnet ut fra et jordinntak ved tørt beite, som antas å være på 15 % for sau og 5 % for storfe, og fra gjeldende sveitsiske bestemmelser for kobber og bly i fôret (Tabell 6.4; Tabell 6.1).

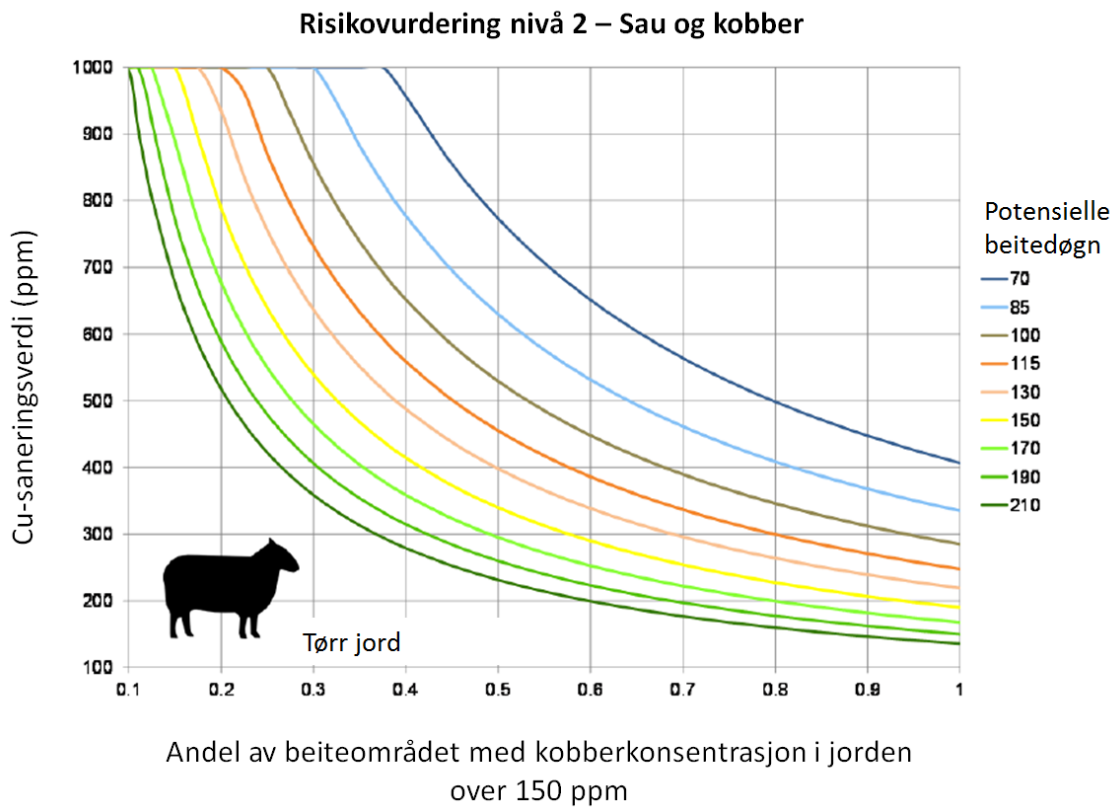
Det nevnes i risikovurderingen at om området er forurensset med både bly og kobber, vil det vurderes en høyere risiko. Det står allikevel ikke hvordan denne risikovurderingen utføres i praksis.



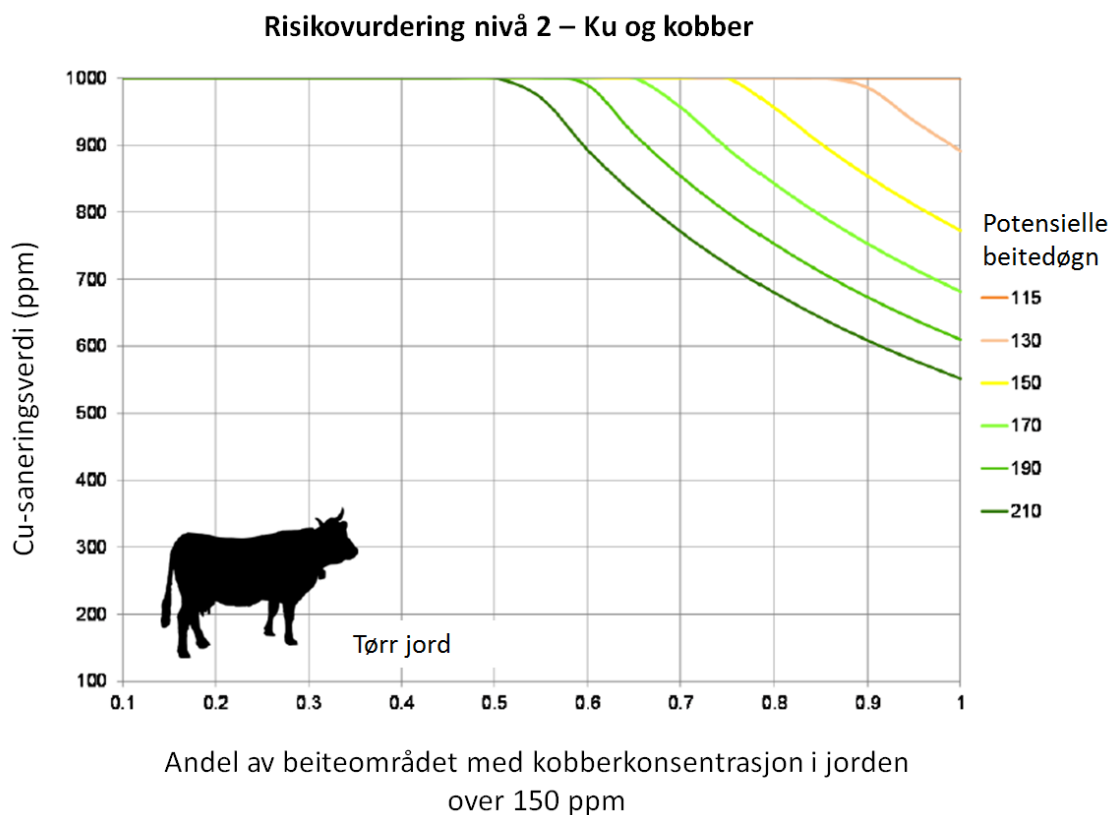
Figur 6.9 Risikoanalyse nivå 2- bly og sau. Basert på andelen av det totale forurensede området (<200 ppm) og antall beitedøgn, bestemmes saneringsverdien.



Figur 6.10 Risikoanalyse nivå 2- bly og Storfe. Basert på andelen av det totale forurensede området (<200 ppm) og antall beitedøgn, bestemmes saneringsverdien.



Figur 6.11 Risikoanalyse nivå 2- Kobber og sau. Basert på andelen av det totale forurensede området (<200 ppm) og antall beitedøgn, bestemmes saneringsverdien.



Figur 6.12 Risikioanalyse nivå 2- Kobber og storfe. Basert på andelen av det totale forurensete området (<200 ppm) og antall beitedøgn, bestemmes saneringsverdien.

Områder med Pb>2000 ppm eller Cu>1000 skal alltid saneres. Hvilken verdi det bør ha etter sanering (om det kun vurderes opp mot beiting) finnes ved hjelp av utregningene gjort i risikovurdering nivå 2.

I dette dokumentet foreligger det også en risikovurdering for eksponering av dyr som følge av at det dyrkes fôr på forurenset grunn. Her antas det at den totale konsentrasjonen av jord i silofôr, tørrfôr og høy er 3 % (tv), mens den for ferskfôr er antatt å være 7 % (tv). Det antas også at høstingen foregår under tørre forhold. I denne risikovurderingen skilles det på om det er snakk om tørrfôr/silofôr/høy eller frisk fôr, for kobber skilles det også på om det er en risikovurdering ment for storfe eller sau. Alle risikovurderingene antar tørre forhold. I Tabell 6.3 vises andel av det totale innhøstingsområdet som kan være forurenset ([Cu]>150ppm og [Pb] >200 ppm (tv)) uten at dyrene får i seg for mye kobber og bly.

Tabell 6.3 Andel av det totale innhøstingsområdet som kan være forurenset ($150 < Cu < 1000$ ppm, $200 < Pb < 2000$ ppm (tv)), uten at det fører til restriksjoner i bruken

	Bly		Kobber	
	Sau	Storfe	Sau	Storfe
Høy, silofôr, tørrfôr	100 %	100 %	25 %	70 %
Frisk fôr	50 %	50 %	15 %	50 %

Som bakgrunn for alle beregningene ligger disse antakelsene for jordkonsum hos Sauer og Storfe (Tabell 6.4). Her er også jordkonsum under fuktige forhold vist, selv om disse ikke er benyttet i beregningene. Vil man risikovurdere slike forhold, må nye beregninger med disse parameterne benyttes.

Tabell 6.4 Jordinntak direkte eller via forurensning med jordpartikler (%).

%	Storfe		Sau	
	Beiteforhold/ innhøstingsforhold			
	Tørr jord	Fuktig jord	Tørr jord	Fuktig jord
Direktekonsum (beite, grovfôr)	0-5	5-10	10-15	20-30
Avling/silofôr	0-5	10-15	0-5	10-15
Høy	0-3	5-10	0-3	5-10

I denne risikovurderingen er det ikke gjort noen toksikologiske vurderinger, men det er lagt fokus på at dyrenes konsum av tungmetaller ikke skal overstige sveitsiske grenseverdier i fôr. Risikovurderingen ser ikke på daglig opptak av tungmetaller, men på årlig gjennomsnittskonsum. Dette kan føre til at fare for akutt forgiftning overses. Man kan tenke seg det et "worst-case" scenario der dyrene i en periode kun beiter på områder forurenset med kobber og bly opp mot grenseverdien ($[Cu]=1000$ ppm og $[Pb]=2000$ ppm (tv)). Verdiene i Tabell 6.5 er hva dyrene teoretisk maksimalt kan få i seg i løpet av en dag, om de beiter på et område som har konsentrasjoner rett under restaureringsverdi når jorden er fuktig eller ved overbeite. For å vite noe om den akutte effekten dette kan ha på dyrene, kan dette sammenliknes med verdier fra litteraturen (Tabell 3.1). Dette viser at det ved slike verdier ikke er fare for akutt kobber eller blyforgiftning, for voksne dyr. Om ugunstige beiteforhold vedvarer, og dyrene beiter på det forurensete området over en periode, kan dyrene utsettes for både kobber og blyforgiftning med disse verdiene, lam og kalver vil være spesielt utsatt. Hvor lenge det må beites før en eventuell forgiftning forekommer er usikkert.

Tabell 6.5 Beregningseksempel av kobber- og blyeksponering på en dag om dyrene utsettes for konsentrasjoner opp mot de Sveitsiske grenseverdiene (2000 mg Pb/kg og 1000 mg Cu/kg (tv)).

	Sau (75 kg, kv)	Storfe (600 kg, kv)
Max. Jordinnhold	2000 mg Pb/kg jord (tv) 1000 mg Cu/kg jord (tv)	
jordinntak	0,4 kg (Jordinntaksfaktor = 30 %, fôr per dag = 1,3 kg)	1,8 kg (jordinntaksfaktor = 15 %, fôr per dag = 12 kg)
Tungmetaller i fôr	Pb: 800 mg/kg (tv) Cu: 400 mg/kg (tv)	Pb: 3600 mg/kg (tv) Cu: 1800 mg/kg (tv)
Tungmetalloptak i dyr per kg kroppsvekt og dag	Pb: 10 mg/kg kv/dag Cu: 5 mg/kg kv/dag	Pb: 6 mg/kg kv/dag Cu: 3 mg/kg kv/dag

6.3.2 Andre risikovurderinger

På Ørskogfjellet SØF har NGI (Okkenhaug and Liland, 2014) utført en risikovurdering i forhold til beitedyr (sau og hjort). Dette ble gjort ved å regne ut en fare kvotient (HQ) utfra den amerikanske EPA-metoden for økologisk risikovurdering (USEPA, 1998). Dette er forholdet mellom daglig inntak (EDI) (likning (6.5)) og konsentrasjon der ingen effekter er observert (LOAEL) (likning (6.4)).

$$HQ = \frac{EDI(\text{mg} / \text{kg} \cdot \text{dag})}{LOAL(\text{mg} / \text{kg} \cdot \text{dag})} \quad (6.4)$$

Om HQ er større enn 1 indikerer dette en risiko.

$$EDI = \sum_{i=1}^m \frac{C_i \cdot IR_i \cdot RAF_i \cdot \alpha_i}{BW} \quad (6.5)$$

C_i - Konsentrasjon i mat eller vann "i" (mg/kg)

IR_i - Inntaksrate av mat, "i", per dag (kg/dag)

RAF_i - Dimensjonsløs relativ absorpsjonsfaktor (biotilgjengelig fraksjon) av mat "i".

α_i - Fraksjonen av mat, "i", fra forurenset område iht. det totale området dyret spiser

BW - Kroppsvekt

For rådyr er $IR=0,031 \text{ g/g} \cdot \text{dag}$ $LOAL(\text{Pb})=22,4 \text{ mg/kg} \cdot \text{dag}$. For sau er $IR 0,035 \text{ g/g} \cdot \text{dag}$, den samme LOAEL faktoren kan benyttes for sau. RAF for pattedyr er 0,55. På Ørskogfjellet ble det konkludert med at beiting på de forurensede områdene ikke utgjorde noen risiko for dyrene ($HQ \ll 1$), men her ble ikke opptak som følge av direkte inntak av jord vurdert. De fleste områdene ligger også under akseptkriteriet til Voie et al. (2010b) på 1200 mg/kg (tv) jord for beitedyr på de fleste områder, men noen områder hadde metallkonsentrasjon i jorda som oversteg denne verdien.

I "Veilederen for undersøkelse, risikovurdering, opprydding og avhending av skytebaner og øvingsfelt" utførte også Voie et al. (2010b) en risikovurdering av beitedyr på skyte- og øvingsfelt. I denne risikovurderingen ble det tatt utgangspunkt i en jordspisingsrate på 15 % (tv) og minimale kumulative doser for bly (Sau: 4,4 mg/kg per dag, Kveg: 6 mg/kg per dag, diende lam og kalver: 1 mg/kg per dag). Det ble vurdert at bly var den styrende parameteren og det ble derfor ikke foretatt noen risikovurdering for kobber. De toksiske referanseverdiene som ble benyttet ble satt noe lavere enn minimum kronisk effekt dose (Sau: 4,2 mg/kg per dag og Kveg: 5,8 mg/kg per dag). Det ble antatt at dyrene spiste 2,5 % av egen kroppsvekt per dag, og at de veide 75 kg (sau) og 600 kg (kveg). Ut ifra disse parameterne ble en konsentrasjon for akseptkriterium i jorda beregnet, disse ble 1500 mg Pb/kg (tv) for kveg og 1100 mg Pb/kg (tv) for sauer. Her ble imidlertid ikke lam eller kalver tatt hensyn til.

6.4 Anbefaling

Sveits' risikovurdering er et godt utgangspunkt, men den tar ikke hensyn til hverken planter eller akutt forgiftning. Sveits benytter seg av en metode der det først utføres en forenklet risikovurdering for å utelukke tilfeller som ikke trenger å utredes videre. Dette er en god metode som vil forhindre videre utredning og risikovurdering av områder som ikke innebærer noen risiko. Det som kan fastslås er at for beitedyr trenger det ikke tas hensyn til metallforurensing i vannet, da dette ikke utgjør noen risiko. Fordi det er jord som stort sett står for den største kilden til metaller, vil dette være et naturlig sted å begynne en risikovurdering. Konsentrasjonen i plantene henger ofte også sammen med jordens konsentrasjon. En trinnvis risikovurdering kan utføres slik:

1. Om den gjennomsnittlige konsentrasjonen av jorden på en skytebane er under verdiene i Tabell 6.2 er området trygt for beitedyr, og ingen videre risikovurdering trenger å utføres.
2. Om noen av metallkonsentrasjonene overstiger disse verdiene, kan det være nødvendig å hente inn mer informasjon. Beitemønster og værforhold vil være nyttige parametere. Ved å finne ut i gjennomsnitt hvor mange regndager det gitte området har i løpet av en beitesesong kan jordspisingsraten nedjusteres og risikoen for forgiftning blir lavere. Den laveste metallkonsentrasjonen som nå vil kunne gi en effekt kan regnes ut ved å benytte likning (6.1) og (6.2). Om konsentrasjonen på skytebanen er lavere enn den utregnede konsentrasjonen trengs ingen videre risikovurdering.
3. Om en videre risikovurdering kreves bør data om dyrenes beitemønster innhentes (hvor lenge i løpet av f.eks. en måned beiter dyrene på det forurensede området). Det bør også hentes inn data om konsentrasjonen av metall i beiteplantene på skytebanen (eventuelt kan kjente akkumulasjonsrater benyttes). Videre kan likning (6.3) benyttes for å finne ut hvor mye metaller dyrene får i seg. Om denne verdien overstiger det som kan gi kjent toksisk effekt må videre risikovurdering utføres.

-
-
4. Hvor mye av metallene dyrene får i seg er egentlig biotilgjengelige? Her kan det for eksempel utføres magesaft ekstraksjon av jord og planter, dette kan gi et estimat på hvor mye som løser seg i magen på dyrene og som igjen er tilgjengelig for opptak. Videre kan disse konsentrasjonene benyttes for å igjen regne ut dosen dyrene får i seg ved hjelp av likning (6.3).
 5. Om det også med disse dataene viser seg at konsentrasjonen av metaller i jorden er så høy at det kan være fare for beitedyr bør tiltak vurderes. De tidligere utregnede parameterne i punkt 1-4 kan imidlertid benyttes for å vite hvor lav gjennomsnittskonsentrasjon av metaller området bør ha etter opprydding.

7 Fare for mennesker

I menneskeføde er de maksimale lovlige blykonsentrasjonene 0,5 mg/kg for innmat, 0,1 mg/kg for kjøtt og 0,02 mg/kg i melk (vv)(EC-Regulation-1881/2006, 2006).

Metaller i melk og kjøtt fra dyr kan potensielt finne veien til matbordet. Overflødig bly kan i noen tilfeller skilles ut i kumelken. I et forsøk ble kyr fôret med 500 mg blyacetat per dag, noe som førte til signifikant økning av blykonsentrasjonen i melka. I et forsøk utført i India, ble det tatt prøver av melk, blod og fôr til kyr som beitet innen 2 km fra industrielle områder der bly ble sluppet ut (n=146). Det ble også tatt prøver av 52 kuer som beitet på uforurensede områder. Det ble funnet at kyr med blykonsentrasjon >0,2 mg/l i blodet hadde signifikant høyere blykonsentrasjon i melka. Konsentrasjonen av bly i melka holdt seg relativt stabil ved blykonsentrasjoner i blodet <0,2 mg/l, men økte raskt ved høyere blykonsentrasjon. I dette forsøket var den høyeste konsentrasjonen av bly i melk 0,84 mg/l. Denne verdien overstiger den lovlige blykonsentrasjonen i melk. Konsentrasjonen av bly i fôr og jord på dette området var 29,1 mg/kg og 232,9 mg/kg respektivt (tv)(Swarup et al., 2005). I et brev fra Veterinærinstituttet til Mattilsynet fortelles det om en hendelse der en melkekubesetning ble blyforgiftet (Veterinærinstituttet et al., 2015). Her var ratioen mellom bly i blodet og melken mellom 0,3-0,6 og det ble påvist blykonsentrasjoner i melka fra flere av kuene som oversteg grenseverdien på 0,02 mg/kg.

Den øvre grensen for hva som er tillatt av bly i innmat (0,5 mg/kg (vv) tilsvarer om lag 2 mg/kg (tv) om det antas vanninnhold på 75 %) ligger under den øvre grensa for det som anses som normalt i lever hos storfe (<3 mg/kg (tv))(Tabell 4.1). Om dyrene da i tillegg har fått i seg bly fra forurensede områder, kan blykonsentrasjonen i leveren være høyere enn lovlig dose i menneskeføde før tegn på forgiftning inntreer, da forgiftning inntreer først ved 10 mg/kg (tv) i lever hos dyr (Tabell 4.1). Mennesker som inntar mye innmat slik som lever og nyre kan derfor få i seg tungmetaller, da det er i disse organene mye av metallene lagres (Yabe et al., 2011).

8 Andre dyr

8.1 Reinsdyr

Det er lite som er gjort når det gjelder toksikologiske studier på reinsdyr i forhold til metaller. Det finnes derimot flere studier som ser på innhold av metaller i rein. I en studie utført av Hassan et al. (2012) ble metallkonsentrasjonen i kjøtt, lever, beinmarg og talg analysert i 31 reinsdyr fra Finnmark og Nordland. Den gjennomsnittlige blykonsentrasjonen i var 7,9, 272, 28,6 og 21,8 ng/g (vv) respektive i kjøtt, lever, beinmarg og talg. Dette er godt innenfor det som er normalt for storfe (Tabell 4.1). Risikovurderinger som utføres på sau vil stort sett være styrende for de fleste beitende dyr, da sauen er sensitiv for metallforurensinger.

8.2 Fugl

På grunn av blyhagl og blyøkk har blyforgiftning vært vanlig hos andefugler, for det meste etter inntak av blyhagl. En del fugler, som ender, duer og høns, har ikke tenner, og inntar derfor småstein som maler opp maten i kråsen. Blyhagl blir ofte forvekslet med småstein (Fisher et al., 2006, Peddicord and LaKind, 2000). På grunn av forbudet mot blyhagl, har slike tilfeller blitt mindre vanlig de siste årene. Landlevende fugler er ikke like utsatt for blyforgiftning på den samme måten som vannlevende fugler. Dette har blant annet sammenheng med at disse lettere ser hva de plukker til kråsen, og forveksler sjeldnere blyhagl for småstein. Hos rovfugl er det ikke uvanlig med blyforgiftning. Kilden til blyforgiftning hos disse kan være gammel avsetning fra bly i bensin, veitrafikk, langtransporterte blyforurensinger og ammunisjon ved at de spiser skadskutt fugl (Madslie et al., 2015, Fisher et al., 2006). Veterinærinstituttet og NMBU (Norges Miljø og Biovitenskapelige Universitet) utførte en studie på blyinnhold i rovfugl (116 kongeørn, 115 havørn og 37 jaktfalk) over et tidsrom på 40 år. Det ble påvist bly i leveren hos 95 % av rovfuglene, hvorav blykonsentrasjonen hos 3,7 % var forenelig med blyforgiftning (17 kongeørn, 8 kongeørn og 1 jaktfalk). Tidligere finske og svenske studier har vist at blyforgiftning sto for så mye som henholdsvis 30 og 14 % av dødeligheten til havørn (Madslie et al., 2015). Blyforgiftning i fugler kan oppstå ved inntak av kun ett blyhagl, men avhenger av retensjonstid i kroppen og i hvilken grad haglet løses opp. På grunn av den lave pH'en i rovfuglers mage, er disse spesielt utsatt for blyforgiftning fra blyhagl, da haglet lettere vil løses opp i magen og deretter absorberes (Fisher et al., 2006). I tillegg til å være dødelig, kan blyforgiftning av fugl føre til reproduktive vanskeligheter. Blant annet har det blitt funnet en sammenheng mellom blykonsentrasjon i fugl og tynne eggskall (Fisher et al., 2006).

9 Oppsummering og konklusjon

Kyr er nysgjerrige dyr og ser ut til å tiltrekkes områder med forurensninger, som for eksempel forurensede skytebaner (Braun et al., 1997) og bålrester med bly (Krametter-Froetscher et al., 2007). I Braun et al. (1997) sin studie var det kalver som ble blyforgiftet. Kalver har oftere pica, som ofte skyldes mineralmangel, og dyr med pica kan derfor tiltrekkes områder som er forurenset med ammunisjon, da det også her vil være en del mineraler. Men tilfellet beskrevet av Braun er allikevel det eneste kjente tilfellet som er godt dokumentert der beitedyr har blitt forgiftet av å beite på skytefelt. Det finnes også kjente tilfelle i Norge, men disse er ikke dokumentert (Bernhoft, 2016). En annen studie utført av Strojjan and Phillips (2002) viste derimot at kyr beitet saktere og mindre på områder som var forurenset med bly (300 mg Pb/kg i planter) og valgte bort dette om mulig. I denne studien var bly sprayet ut over plantene. Kyrne kan ha en annen beiteadferd på områder med forurenset jord og der forurensingene er tatt opp i plantene. Sauer er ikke like nysgjerrige som kyr, og inntak av forurenset materiale vil derfor i stor grad være utilsiktet. Både kyr og sauer vil likevel kunne tiltrekkes skytebaner fordi det skiller seg fra området rundt. Skytebaner inneholder ofte områder med tørr sand og grus, og mange dyr liker å benytte slike steder som hvileplasser. Om det beites nevneverdig på skytebaner kan også ha mer å gjøre med hva slags planter som vokser der, enn om dyrene foretrekker å beite på forurensede områder. Det er likevel svært usikkert i hvilken grad dyr tiltrekkes forurensede områder, og da spesielt skytebaner, og hvorvidt de beiter der over lengre perioder. Konkrete studier for å finne ut om storfe og sauer tiltrekkes områder i SØF forurenset med kobber og bly fra ammunisjonsrester vil kunne gi informasjon om dette.

En del planter har stort potensiale for å ta opp metaller fra jorda, men akkumulasjonsraten for metaller i planter vil variere svært mye. Det vil avhenge av blant annet jordsmonn, type plante og forurensning i jorda. For å kunne si noe konkret om hva dyr får i seg fra beiteplanter i SØF, bør det derfor gjøres konkrete studier på dette. De fleste studier mener likevel at den største delen av dyrenes eksponering for metaller kommer fra jordinntak. Men som vist i kapittel 6.2 vil planter kunne være kilde til en stor del av metalloptaket til dyr, spesielt om jordinntaket er lite.

Den laveste kobberkonsentrasjonen som i teorien kan gi kumulative effekter i lam og sauer er svært lav (>70 mg/kg, se Tabell 6.2). Disse konsentrasjonene vil imidlertid sannsynligvis kun være giftig om kobber:molybden forholdet er ufordelaktig ($>6:1$). For å oppnå en akutt kobberforgiftning må konsentrasjonen i jorda overstige 270 mg/kg (tv) for sauer, og 192 mg/kg (tv) for lam. Dette gjelder hvis dyrene skal få i seg den akutte dosen på under 14 dager. Disse konsentrasjonene gjelder sannsynligvis også kun om kobber:molybden forholdet er ufordelaktig. Dette er konsentrasjoner det ikke er uvanlig å se på deler av skytebaner. Når det gjelder bly må konsentrasjonene i jorda være høyere for at det skal være fare for akutt forgiftning av beitedyr. Lam er det dyret som er mest sensitivt, og her må blykonsentrasjonen i jorda være >1900 mg/kg for at det skal være risiko for akutt forgiftning (<14 dager). Det kan også være risiko for at nysgjerrige storfe vil smake på ammunisjonsrester. Kumulativ forgiftning kan forekomme for sau, lam, kyr og kalv ved blykonsentrasjoner i jorda på henholdsvis 850, 135, 2000 og 230 mg/kg (tv). Det må understrekes at disse verdiene er regnet ut i fra et "worst case" tilfelle, der

dyrene kun beiter på det kontaminerte området og det kun beites ved vått vær. Det må også understrekes at de toksikologiske kumulative grenseverdiene som er benyttet for å regne ut disse metallkonsentrasjonene i jorden er funnet ved inntak av metaller som er mer biotilgjengelige enn metallene i jorda. Det må også understrekes at konsentrasjonene for lam og kalver som er regnet ut er svært usikre. De reelle tålegrensene for disse dyrene for metallkonsentrasjon i jord vil sannsynligvis være høyere. Verdiene i Tabell 6.1 bør derfor ikke ses på som konsentrasjoner der det oppstår toksiske effekter, men kan benyttes i en trinn 1 risikovurdering hvor formålet er å avgjøre hvilke områder som er trygge og hvilke områder som bør inngå i en trinn 2 risikovurdering.

Metoden som er mest benyttet for å kartlegge blyeksponering er å måle bly i blodet. ALAD kan også være en god måte å se på blyeksponering og effekt, men er noe vanskeligere å måle. Flere studier tyder på at bly i håret på kyr, kan være en god indikator på langvarig eksponering av en flokk. Hos sauer var bly i ullen en noe mer usikker indikator på blyeksponering.

Kobbereksponering er vanskeligere å måle, en indikator kan være mørk urin og gule slimhinner. Kobberkonsentrasjonen i blodet øker ikke før leverens evne til å lagre kobber nås, dette skjer gjerne etter lenger eksponering. Kobber i blodet er derfor ingen god indikasjon på kobbereksponering. En leverprøve er den beste måten for å kunne si noe om dyrets kobbereksponering.

Den norske grensen for bly i fullfôr er 5 mg/kg (12 % vann), med noen unntak. Tabell 6.1 oppsummerer øvrige grenser for bly i dyrefôr i andre land. Det finnes ikke noen grenseverdi for kobber i dyrefôr i Norge. Sveits og Canada har derimot øvre grenser for hva som tillates av kobber i dyrefôr. Canada har en grense for storfe på 100 mg/kg (tv), mens Sveits har en grense for storfe (40 mg/kg (tv)) og en grense for sau (17 mg/kg (tv)). NAS (1980) foreslår en maksimal tolerabel grense i fôr på 25 mg Cu/kg for sau og 100 mg Cu/kg for storfe (tv). Fordi det finnes dokumenterte tilfeller av forgiftning av dyr, som følge av kobberinntak, bør det vurderes om også Norge skal ha en grenseverdi for kobber i dyrefôr.

9.1 Forslag til videre arbeid

Ved å ha en mer presis risikovurdering kan man unngå å benytte “worst case” under beregninger. Dette kan oppnås ved å redusere usikkerheten knyttet til risiko for beitedyr i SØF, nøkkelen til dette er å vite mer om beregningsparameterne. Dyrenes beiteadferd er kanskje den mest usikre parameteren. Det finnes ingen eller få studier som tar for seg sauer og storfes beiteadferd i Norge. Det vil være viktig å vite hvor lenge en flokk med beitedyr i gjennomsnitt vil beite på en skytebane i løpet av en beitesesong. Dette vil kunne si mer presist om de er utsatt for kronisk forgiftning. Det vil også være viktig å vite hvor lenge av gangen de beiter på en skytebane. Dette vil kunne gi informasjon om dyrene er utsatt for akutt forgiftning. For å vite mer om risikoen for forgiftning er det også svært interessant å vite om dyrene tiltrekkes slike områder. Studiet til Braun et al. (1997) og Krametter-Froetscher et al. (2007) tyder på at dette kan være tilfellet. Det er ikke utført noen studier som konkret tester hypotesen om at kyr tiltrekkes forurensede skytebaner (eller annen metallforurenset jord).

Jordinntak antas å være en stor del av metallinntaket til dyr som beiter på metallforurensede områder. Fra tidligere forsøk er det funnet at jordinntak varierer mye mellom værforhold og jordtype det beites på. For å kunne gi en mer nøyaktig jordinntaksfaktor som kan benyttes i risikoberegninger, vil det være nyttig å vite hvor mye jord beitedyr får i seg på det aktuelle området. En annen viktig kilde til metallinntak hos beitedyr er planter. Det er stor forskjell på hvor mye metaller forskjellige planter akkumulerer. Det er heller ikke slik at beitedyr liker alle planter like godt. Om de beiter mye på et skytefelt kan derfor avhenge av om plantene de foretrekker vokser der. For å kunne si noe om sannsynligheten for at beitedyr vil beite på et skytefelt, vil det derfor være nyttig å vite hva slags planter som vokser der. For å kunne si noe om dyrenes eventuelle metalleksponering vil det også være viktig å vite hvor mye metaller de aktuelle plantene inneholder. For å slippe å analysere plantene på alle skytefelt, kan det utføres en akkumulasjonsstudie. Da kan typiske Norske beiteplanters evne til å ta opp metaller når de vokser i jord fra forurensede skytebaner testes.

I den forurensede jorden, vil sannsynligvis ikke alle metallene være biotilgjengelig. En studie som tester biotilgjengeligheten av forskjellige metaller i jord vil derfor kunne gi mye nyttig informasjon. Den biotilgjengelige andelen av metaller i jorden vil allikevel ikke gi svar på hvor mye som faktisk tas opp i beitedyr. For å finne ut dette må det eventuelt utføres en opptaksstudie.

9.2 Oppsummering

Etter denne litteraturstudien kan det oppsummeres med at:

- Det er stor usikkerhet knyttet til risikoen for at beitende dyr forgiftes av metaller på skytefelt da det er usikkerhet knyttet til parametere slik som:
 - Biotilgjengelig andel av metallene i både jord og planter
 - De fleste toksikologiske forsøk er utført med svært biotilgjengelig metall (metallsalter), om disse verdiene benyttes overestimeres giftigheten av jord.
 - Giftige doser for lam og kalver
 - Jordinntaksrate
 - Beiteatferd
 - Liker dyrene å beite på skytefelt?
 - Smaker de bevisst på gammel ammunisjon?
 - Akkumulasjonsrate i Norske beiteplanter
- Blyeksponering måles best ved å analysere blod, lever og nyre
- Kobbereksponering måles best ved å analysere lever
- Norsk grenseverdi for bly i fullfôr er 5 mg/kg (12 % vanninnhold)
- Norge har ingen grenseverdi for kobber i dyrefôr, men Canada og Sveits har egne grenser:
 - Canada: 100 mg/kg for storfe (tv)
 - Sveits: 40 mg/kg for storfe og 17 mg/kg for sau (tv)

Referanser

- 2002/32/EC, D. 2002. DIRECTIVE 2002/32/EC Of the European Parliament and of the Council - On undesirable substances in animal feed. *Official Journal of the European Communities*.
- ALLCROFT, R. & LAXTER, K. L. 1950. Lead as a nutritional hazard to farm livestock. *Journal of Comparative Pathology and Therapeutics*, 60, 209-218.
- ALONSO, L., BENEDITO, MIRANDA, CASTILLO, HERNÁNDEZ & SHORE 2000. Arsenic, cadmium, lead, copper and zinc in cattle from Galicia, NW Spain. *Science of the total environment*, 246, 237-248.
- AMUNDSEN, T., NÆSS, I. L., HAMMERSTRØM, J., BRUDEVOLD, R. & BJERVE, K. S. 2002. Blyforgiftning – en oversikt. *Tidsskr Nor Lægeforen*, 15, 1473-6.
- ARONSON, A. L. 1972. Lead poisoning in cattle and horses following long-term exposure to lead. *Am J Vet Res*, 33, 627-9.
- BALA, A., JUNAIDU, A. U., SALIHU, M. D., ONIFADE, K. I., MAGAJI, A. A., FALEKE, O. O., SAULAWA, M. A., MUSAWA, A. I., MOHAMMED, M., MUHAMMAD, L. U., PEWAN, S. B., ANZAKU, S. A. & EMENNA, P. 2012. Survey of Lead (Pb) Residue in Kidney and Liver of Slaughtered Cattle in Sokoto Central Abattoir, Sokoto State, Nigeria. *J Vet Adv*, 2, 132-138.
- BERNHOF, A. 2013. *Kronikk: Bly er farligere enn tidligere antatt* [Online]. Veterinærinstituttet. Available: [http://www.vetinst.no/nor/Nyheter/Kronikk-Bly-er-farligere-enn-tidligere-antatt/\(language\)/nor-NO](http://www.vetinst.no/nor/Nyheter/Kronikk-Bly-er-farligere-enn-tidligere-antatt/(language)/nor-NO) [Accessed 15.03. 2016].
- BERNHOF, A. 2016. *Blyforgiftning hos husdyr om sommeren* [Online]. Veterinærinstituttet. Available: <http://www.vetinst.no/nyheter/blyforgiftning-hos-husdyr-om-sommeren> [Accessed 21.07.16 2016].
- BLAKLEY, B. R. 2013. *Overview of Lead Poisoning* [Online]. The Merck Veterinary Manual. Available: http://www.merckvetmanual.com/mvm/toxicology/lead_poison [Accessed 15.03. 2016].
- BLAKLEY, B. R., BEREZOWSKI, J. A., SCHIEFER, H. B. & ARMSTRONG, K. R. 1982. Chronic Copper Toxicity in a Dairy Cow. *Can Vet J*, 23, 190-2.
- BRADBERRY, S. 2007. Copper. *Medicine*, 35, 608.
- BRADLEY, C. H. 1993. Copper poisoning in a dairy herd fed a mineral supplement. *Can Vet J*, 34, 287-92.
- BRAUN, U., PUSTERLA, N. & OSSENT, P. 1997. Lead poisoning of calves pastured in the target area of a military shooting range. *Schweiz Arch Tierheilkd*, 139, 403-7.
- BUCK, W. B. & SHARMA, R. M. 1969. Copper Toxicity in Sheep. *Iowa State University Veterinarian*, 31, 4-8.
- BYRNE 2007. Lead poisoning in livestock. *Primefacts 413*.
- CAI, Q., LONG, M. L., ZHU, M., ZHOU, Q. Z., ZHANG, L. & LIU, J. 2009. Food chain transfer of cadmium and lead to cattle in a lead-zinc smelter in Guizhou, China. *Environ Pollut*, 157, 3078-82.
- 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. & GOLDSCHMID, J. (eds.) *Inorganic Contaminants in the Vadose Zone*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.
- DWIVEDI, S. K., SWARUP, D., DEY, S. & PATRA, R. C. 2001. Lead poisoning in cattle and buffalo near primary lead-zinc smelter in India. *Veterinary and human toxicology*, 43, 93-94.

-
-
- EC-REGULATION-1881/2006 2006. Commission Regulation (EC) No 1881/2006 - Setting maximum levels of certain contaminants in foodstuff. *Official Journal of the European Union*.
- EVANGELOU, M. W., HOCKMANN, K., POKHAREL, R., JAKOB, A. & SCHULIN, R. 2012. Accumulation of Sb, Pb, Cu, Zn and Cd by various plants species on two different relocated military shooting range soils. *J Environ Manage*, 108, 102-7.
- FISHER, PAIN & THOMAS 2006. A review of lead poisoning from ammunition sources in terrestrial birds. *Biological Conservation*, 131, 421-432.
- FORSVARSBYGG 2011. Gimlemoen skyte- og øvingsfelt. Statusrapport september 2011.: FDSE-2010/34.
- FORURENSNINGSFORSKRIFTEN 2004. Forskrift om begrensnng av forurensning. *FOR-2004-06-01-931*. Klima- og miljødepartementet.
- FÔRVAREFORSKRIFTEN 2002. Forskrift om fôrvarer. In: FISKERIDEPARTEMENTET, N.-O. & MATDEPARTEMENTET, L.-O. (eds.) *FOR-2002-11-07-1290*.
- FRANCHITTO, N., GANDIA-MAILLY, P., GEORGES, B., GALINIER, A., TELMON, N., DUCASSE, J. L. & ROUGE, D. 2008. Acute copper sulphate poisoning: a case report and literature review. *Resuscitation*, 78, 92-6.
- FROSLIE, A., NORHEIM, G., RAMBAEK, J. P. & STEINNES, E. 1985. Heavy metals in lamb liver: contribution from atmospheric fallout. *Bull Environ Contam Toxicol*, 34, 175-82.
- GAERTNER, M., KONOLD, W. & RICHARDSON, D. M. 2010. Successional changes on a former tank range in eastern Germany: Does increase of the native grass species *Molinia caerulea* cause decline of less competitive *Drosera* species? *Journal for Nature Conservation*, 18, 63-74.
- GUITART, R., CROUBELS, S., CALONI, F., SACHANA, M., DAVANZO, F., VANDENBROUCKE, V. & BERNY, P. 2010. Animal poisoning in Europe. Part 1: Farm livestock and poultry. *Vet J*, 183, 249-54.
- HASSAN, A. A., RYLANDER, C., BRUSTAD, M. & SANDANGER, T. M. 2012. Level of selected toxic elements in meat, liver, tallow and bone marrow of young semi-domesticated reindeer (*Rangifer tarandus tarandus* L.) from Northern Norway. *Int J Circumpolar Health*, 71, 1-7.
- HEADLEY, REIS, F. D., NAKAGAWA & BRACARENSE 2008. Chronic copper poisoning in sheep from Northern Paraná, Brazil: Case report. *Ciências Agrárias, Londrina*, 29, 179-184.
- HEALY, W. B. 1967. Ingestion of soil by sheep. *Proceedings of the New Zealand Society of Animal Production*, 27, 109-120.
- HEALY, W. B. 1968. Ingestion of soil by dairy cows. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 11, 487-499.
- 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.
- INSTRUMENT, S. 1995. The Feeding Stuffs Regulations 1995. 1412. H. M. Stationery Office.
- JURJANZ, S., FEIDT, C., PEREZ-PRIETO, L. A., RIBEIRO FILHO, H. M., RYCHEN, G. & DELAGARDE, R. 2012. Soil intake of lactating dairy cows in intensive strip grazing systems. *Animal*, 6, 1350-9.
- JUSKO, T. A., HENDERSON, C. R., LANPHEAR, B. P., CORY-SLECHTA, D. A., PARSONS, P. J. & CANFIELD, R. L. 2008. Blood lead concentrations < 10 microg/dL and child intelligence at 6 years of age. *Environ Health Perspect*, 116, 243-8.

-
- 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. *Vet J*, 174, 99-105.
- LEARY, S. L., BUCK, W. B., LLOYD, W. E. & OSWEILER, G. D. 1970. Epidemiology of Lead Poisoning in Cattle. *Iowa State University Veterinarian*, 32, 112-117.
- LESSLER, M. A. 1988. Lead and Lead Poisoning from Antiquity to Modern Times. *Ohio Journal of Science*, 88, 78-84.
- LIU, Z. P. 2003. Lead poisoning combined with cadmium in sheep and horses in the vicinity of non-ferrous metal smelters. *Sci Total Environ*, 309, 117-26.
- LYDERSEN, E., LÖFGREN, S. & ARNESEN, R. T. 2002. Metals in Scandinavian Surface Waters: Effects of Acidification, Liming, and Potential Reacidification. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 32, 73-295.
- MADSLIEN, K., VIKØREN, T., BERHOFT, A., SALBU, B., TEIEN, H. C., VETERINÆRINSTITUTTET & NMBU. 2015. *RE: Bestemmelse av bly i lever hos norske rovfugler i perioden 1973-2014*. Type to ENERGI- & MILJØKOMITÉ.
- MAILÄNDER & HÄMMANN 2005. Manual on risk assessment and measured for polluted soils - Risk assessment for soils. In: PARCTICE, E. I. (ed.). Bern.
- MARIUSSEN, E., JOHNSEN, I. V. & STRØMSENG, A. E. 2016. Metallforurensning i skyte- og øvingsfelt på myr, og effekt av fangdam på myrpåvirket avrenningsvann. FFI-rapport 2016/00057.
- MARIUSSEN, E., VOIE, Ø. & STRØMSENG, A. 2008. Avhending av skytebaner og øvingsfelt lokalisert på myr. FFI-rapport 2008/02225.
- MARTIN, W. A., NESTLER, C. C., WYNTER, M. & LARSON, S. L. 2014. Bullet on bullet fragmentation profile in soils. *J Environ Manage*, 146, 369-72.
- 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.
- MINERVINO, A. H., BARRETO JUNIOR, R. A., FERREIRA, R. N., RODRIGUES, F. A., HEADLEY, S. A., MORI, C. S. & ORTOLANI, E. L. 2009. Clinical observations of cattle and buffalos with experimentally induced chronic copper poisoning. *Res Vet Sci*, 87, 473-8.
- NAICKER, N., RICHTER, L., MATHEE, A., BECKER, P. & NORRIS, S. A. 2012. Environmental lead exposure and socio-behavioural adjustment in the early teens: the birth to twenty cohort. *Sci Total Environ*, 414, 120-5.
- NAS 1980. *Mineral tolerance of domestic animals*, Washington D.C., National Academy of Science.
- NRK. 2015. *Døde etter å ha spist batteri* [Online]. nrk. Available: <http://www.nrk.no/ho/dode-etter-a-ha-spist-batteri-1.12448191> [Accessed 15.03 2016].
- NYBAKKE, E., UTSTØL-KLEIN, S., MELNES, M., PRYDZ, P. & VOIE, Ø. 2015. Forsvasssektorens miljø- og klimaregnskap for 2014. FFI-rapport 2015/00814.
- OKKENHAUG & LILAND 2014. Ørskogfjellet SØF - Miljøteknisk grunnundersøkelse, risikovurdering og tiltaksplan.
- 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. *J Vet Diagn Invest*, 21, 540-3.
- OTTESEN, R. T., ALEXANDER, J., JORANGER, T., RYTTER, E. & ANDERSSON, M. 2007. Forslag til tilstandsklasser i jord. NGU-rapport 2007.018.

-
-
- PATRA, R. C., SWARUP, D., NARESH, R., KUMAR, P., NANDI, D., SHEKHAR, P., ROY, S. & ALI, S. L. 2007. Tail hair as an indicator of environmental exposure of cows to lead and cadmium in different industrial areas. *Ecotoxicol Environ Saf*, 66, 127-31.
- PAYNE & LIVESEY 2010. Lead poisoning in sheep and cattle. *In Practice*, 32, 64-69.
- PAYNE, SHARPE & LIVESEY 2004. Recognising and investigating poisoning incidents in cattle. *Cattle practice*, 12, 193-198.
- PEDDICORD & LAKIND 2000. Ecological and human health risk at an outdoor firing range. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19, 2602-2613.
- PERRIN, D. J., SCHIEFER, H. B. & BLAKLEY, B. R. 1990. Chronic copper toxicity in a dairy herd. *Can Vet J*, 31, 629-32.
- REIMANN, C., MATSCHULLAT, J., BIRKE, M. & SALMINEN, R. 2010. Antimony in the environment: lessons from geochemical mapping. *Applied Geochemistry*, 25, 175-198.
- REISTAD, T., RINGNES, H., MYHRE, O. & LONGVA, K. S. 2008. Forsvarssektorens miljøregnskap for 2007. FFI-rapport 2008/00860.
- 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.
- ROONEY, C. P., MCLAREN, R. G. & CRESSWELL, R. J. 1999. Distribution and Phytoavailability of Lead in a Soil Contaminated with Lead Shot. *Water, Air, and Soil Pollution*, 116, 535-548.
- ROUBIES, N., GIADINIS, N. D., POLIZOPOULOU, Z. & ARGIROUDIS, S. 2008. A retrospective study of chronic copper poisoning in 79 sheep flocks in Greece (1987-2007). *J Vet Pharmacol Ther*, 31, 181-3.
- RUDY, M. 2009. The analysis of correlations between the age and the level of bioaccumulation of heavy metals in tissues and the chemical composition of sheep meat from the region in SE Poland. *Food Chem Toxicol*, 47, 1117-22.
- RUPFLIN & KREBS 2015. Gefährdungsabschätzung auf militärischen schiessplätzen mit graslandnutzung. Armasuisse immobilien.
- SAKAI, T. 2000. Biomarkers of lead exposure. *Industrial Health*, 38, 127-42.
- SANDERS, T., LIU, Y., BUCHNER, V. & TCHOUNWOU, P. B. 2009. Neurotoxic Effects and Biomarkers of Lead Exposure: A Review. *Rev Environ Health*, 24, 15-45.
- SAUEHELSENETT. *Kobberforgiftning* [Online]. Animalia. Available: <http://www.animalia.no/Sauehelsenett/Sjukdommer1/Forgiftninger/Kobberforgiftning/> [Accessed 16.03. 2016].
- SHARPE & LIVESEY 2004. An overview of lead poisoning in cattle. *Cattle practice*, 12.
- SIVERTSEN, T. 2008. Stor forskjell i opptak av kobber. *Sau og Geit*, 3.
- 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.
- SIVERTSEN, T. & PLASSEN, C. 2004. Hepatic Cobalt and Copper Levels in Lambs in Norway. *Acta Vet Scand*, 45, 69-77.
- 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.
- SMITH, K. M., DAGLEISH, M. P. & ABRAHAMS, P. W. 2010. The intake of lead and associated metals by sheep grazing mining-contaminated floodplain pastures in mid-Wales, UK: II. Metal concentrations in blood and wool. *Sci Total Environ*, 408, 1035-42.
- STROJAN, S. T. & PHILLIPS, C. J. 2002. The detection and avoidance of lead-contaminated herbage by dairy cows. *J Dairy Sci*, 85, 3045-53.
- STRØMSENG, A. & LJØNES, M. 2002. Miljøkartlegging av åtte skytebaner - vurdering av potensialet for mobilisering av tungmetaller. FFI-rapport 2002/03877.
- STRØMSENG, A., LJØNES, M., BAKKA, L. & MARIUSSEN, E. 2009. Episodic discharge of lead, copper and antimony from a Norwegian small arm shooting range. *J Environ Monit*, 11, 1259-67.
- STRØMSENG, A., LJØNES, M. & MARIUSSEN, E. 2014. Gjennomføring av ulike tiltak ved avhending av tungmetallforurensede skytebaner etablert på myr. FFI-rapport 2014/00604.
- SWARUP, D., PATRA, R. C., NARESH, R., KUMAR, P. & SHEKHAR, P. 2005. Blood lead levels in lactating cows reared around polluted localities; transfer of lead into milk. *Sci Total Environ*, 347, 106-10.
- THORNTON, I. & ABRAHAMS, P. 1983. Soil ingestion--a major pathway of heavy metals into livestock grazing contaminated land. *Sci Total Environ*, 28, 287-94.
- USEPA 1998. Guidelines for Ecological Risk Assessment. In: U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, R. A. F. (ed.). Washington, DC.
- VETERINÆRINSTITUTTET. 2008. *Framleis blyforgifting hos storfe* [Online]. Veterinærinstituttet. Available: <http://www.vetinst.no/Nyheter/Framleis-blyforgifting-hos-storfe> [Accessed 15.03. 2016].
- VETERINÆRINSTITUTTET & BERNHOFT. 2011. *RE: Tiltak i forurenset grunn - Nedrebøheia skytefelt*. Type to MATTILSYNET & GLENDE.
- VETERINÆRINSTITUTTET, BERNHOFT, A. & JARP, J. 2015. *RE: Tiltaksgrense i blyforurenset grunn med hensyn på bruk som beite*. Type to MATTILSYNET.
- VIDA 2006a. VIDA TABLE 3: CATTLE 1999 - 2006. Veterinary Investigation Diagnosis Analysis
- VIDA 2006b. VIDA TABLE 5: SHEEP 1999 - 2006. Veterinary Investigation Diagnosis Analysis.
- VIDA 2014a. VIDA TABLE 3: CATTLE 2007 - 2014 Veterinary Investigation Diagnosis Analysis.
- VIDA 2014b. VIDA TABLE 5: SHEEP 2007 - 2014. Veterinary Investigation Diagnosis Analysis.
- 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. 2010a. Beitekvalitet i skyte- og øvingsfelt. FFI-rapport 2010/00499.
- VOIE, Ø., STRØMSENG, A. E., JOHNSEN, A., ROSSLAND, H., KARSRUD, T. & LONGVA, K. 2010b. Veileder for undersøkelse, risikovurdering, opprydding og avhending av skytebaner og øvingsfelt.
- WENTINK, G. H., SPIERENBURG, T. J., DE GRAAF, G. J. & VAN EXSEL, A. C. 1985. A case of chronic zinc poisoning in calves fed with zinc-contaminated roughage. *Vet Q*, 7, 153-7.

-
-
- WILKINSON, J. M., HILL, J. & PHILLIPS, C. J. 2003. The accumulation of potentially-toxic metals by grazing ruminants. *Proc Nutr Soc*, 62, 267-77.
- WRIGHT, J. P., DIETRICH, K. N., RIS, M. D., HORNUNG, R. W., WESSEL, S. D., LANPHEAR, B. P., HO, M. & RAE, M. N. 2008. Association of Prenatal and Childhood Blood Lead Concentrations with Criminal Arrests in Early Adulthood. *Plos Medicine*, 5, 732-40.
- YABE, J., NAKAYAMA, S. M., IKENAKA, Y., MUZANDU, K., ISHIZUKA, M. & UMEMURA, T. 2011. Uptake of lead, cadmium, and other metals in the liver and kidneys of cattle near a lead-zinc mine in Kabwe, Zambia. *Environ Toxicol Chem*, 30, 1892-7.
- ZMUDSKI, BRATTON, WOMAC & ROWE 1983. Lead poisoning in cattle. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 30, 435-441.

Vedlegg

A Beregningsparametere

Tabell A.1 Beregningsparametere.

	Sau	Lam	Ku	Kalv	
Vekt (kg)	75	15	600	70	
Fôrinntak pr dag (kg)	1,3	0,45	12	2	
Jordspisingsrate	Tørt: 15 % Vått: 30 %	Tørt: 15 % Vått: 30 %	Tørt: 5 % Vått: 15 %	Tørt: 5 % Vått: 15 %	
Vanninntak per dag (L) (Opp til)	10	1	150	6	
Kumulativ dose (mg/kg kv/dag)	Pb	4,4	1	6	1
	Cu	0,35	0,35	8	8
Akutt forgiftning (mg/kg kv)	Pb	600	200	600	200
	Cu	20	20	-	-

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.

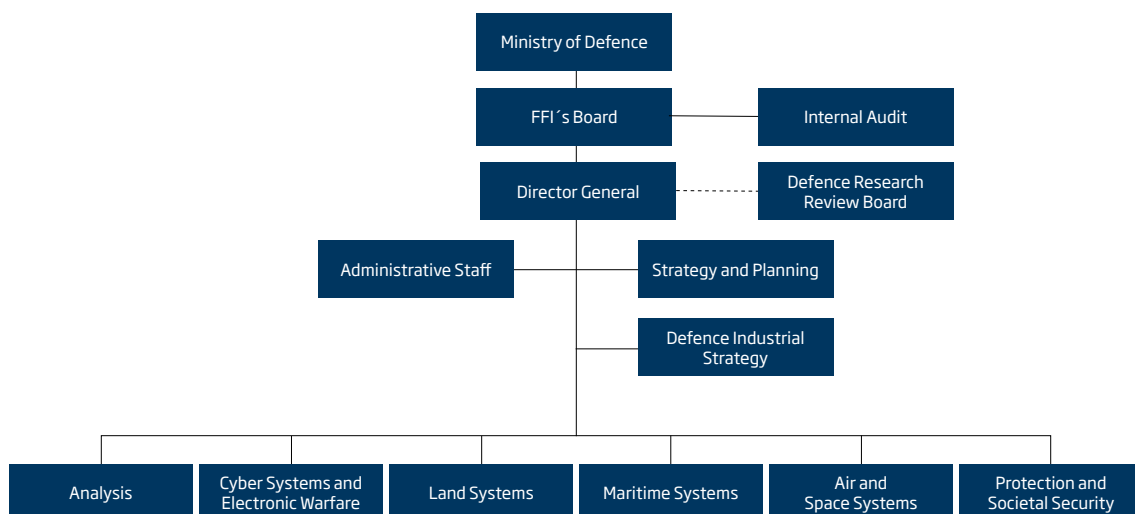
FFIs VISJON

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