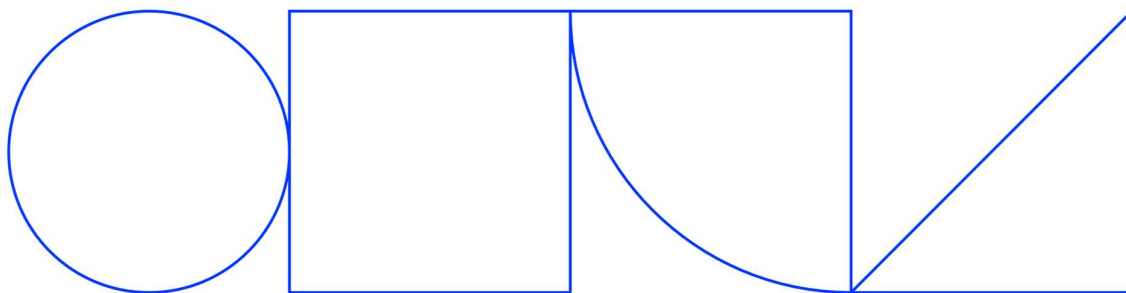


Hantering av bakgrundshalter i lerjordar

En studie av arsenik, kobolt och nickel

Ann Helén Österås, Hanna Almqvist, Johanna Rantala, Rasmus Fältmarsch, Jon Petter Gustavsson, Dan Berggren Kleja, Maria Greger
WSP, Atrax Energi och Miljö, Sveriges lantbruksuniversitet, Stockholms universitet

2025-03-05



Förord

Detta projekt har genomförts som ett samverkansprojekt mellan NCC Sverige AB, WSP Sverige AB, Atrax Energi och Miljö, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Stockholms universitet (SU) och Svenska Geotekniska Föreningen (SGF) under tiden från november 2023 till mars 2025. Det finansierades av Svenska Byggbranschens Utvecklingsfond, SBUF (SBUF projekt 14285), Naturvårdsverket, Svenska Geotekniska Föreningen (SGF) och de medverkande organisationerna. Projektledare var Ann Helén Österås, WSP Sverige AB. Huvudförfattare till rapporten var Ann Helén Österås, Hanna Almqvist, Johanna Rantala, Rasmus Fältmarsch, Maria Greger, Jon Petter Gustafsson och Dan Berggren Kleja.

Projektets arbetsgrupp har bestått av följande personer:

Ann Helén Österås och Hanna Almqvist, WSP
Rasmus Fältmarsch, Atrax
Maria Greger, SU
Jon Petter Gustavsson, SLU
Dan Berggren Kleja, SLU
Göran Samuelsson, NCC

Referensgruppen har sammanträtt vid fyra tillfällen; 2024-01-23, 2024-04-22, 2024-09-18 och 2025-01-21. Den har bestått av följande personer:

Göran Samuelsson, NCC
Per Samuelsson, NCC
Mats Fröberg, Naturvårdsverket
Mark Elert, Kemakta
Ylva Persson, Trafikverket
Anna Berg, Peab
Mats Jönsson Forssell, Peab
Elisabeth Tournie, Peab
Ing-Marie Nyström, SGU
Anna Ladenberger, SGU
Charlotta Tiberg, SGI
Malin Norin, Skanska
Anders Lindström, Svevia

Projektgruppen vill tacka SBUF, Naturvårdsverket, SGF, NCC Sverige AB samt medverkande organisationer för projektets finansiering. Vi vill också tacka alla deltagare i referensgruppen för värdefulla inspel och stöd under projektets gång.

Stockholm, mars 2025
Ann Helén Österås

Sammanfattning

I Sverige förekommer lerjordar främst i och omkring Mälardalen, Östergötland, Västra Götaland samt längs norrlandskusten. Lerjordar kan ha stor betydelse i exploaterings- och infrastrukturprojekt. Dessa jordar har ofta naturligt högre halter av metaller än mer grovkorniga jordar, vilket kan leda till att de hanteras som om de är förorenade och i onödan schaktas ur och transporteras till deponi. En särskild typ av lerjordar är sulfidleror, eller så kallade sura sulfatjordar. Dessa förekommer längs hela östkusten samt i Mälardalen och i mindre omfattning även på västkusten. Sulfidleror har försurande egenskaper, vilket kan leda till problem vid schakt.

Detta utvecklingsprojekt undersöker hanteringen av bakgrundshalter av metaller i lerjordar och deras potentiella risker för människors hälsa och miljön, och baseras på tre delprojekt med examensarbeten. Studien omfattar analyser av metallers biotillgänglighet, lakbarhet och upptag i växter samt metoder för identifiering av sulfidleror.

Bakgrundshalter i lerjordar och metallers biotillgänglighet, lakbarhet och upptag i växter

De ämnen som lyfts som återkommande problem i anläggnings- och infrastrukturprojekt är kobolt och nickel i Mälardalen samt kobolt och arsenik i Västra Götaland. Studien har därför fokuserat på arsenik, kobolt och nickel¹.

Jämfört med nationella bakgrundshalter i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell så visar resultaten från föreliggande studie att bakgrundshalterna av kobolt och nickel är förhöjda i lerjordar i Mälardalen medan bakgrundshalten av kobolt är förhöjd i lerjordar från Västra Götaland. Underlaget för Västra Götaland är begränsat, vilket kan förklara avsaknaden av förhöjda arsenikhalter. Att fastställa korrekta bakgrundshalter är avgörande för att kunna göra rättvisa bedömningar av föroreningsnivåer och för att undvika onödiga saneringsåtgärder.

Lakbarheten av arsenik, kobolt och nickel i lerjordarna var låg. Jämfört med Naturvårdsverkets generella K_d -värden var K_d -värdena för lerjordarna en 10-potens högre för arsenik och nickel och en 100-potens högre för kobolt. Det innebär att metallerna är starkt bundna till lerpartiklarna och inte frigörs så lätt till markvatten eller grundvatten. Detta visades också genom att analysera den geokemiskt aktiva halten, vilken var låg (mindre än 20 %). Den låga lösligheten och geokemiskt aktiva halten kunde förklaras med hjälp av mineralogiska undersökningar, vilka visade att metallerna var bundna i mineralgittret. Den låga lakbarheten innebär minskad risk för spridning av metaller från lerjordarna. Den geokemiskt aktiva halten kan användas som ett ytterligare bevis om lakförsök visar på höga K_d -värden.

Upptagsförsök med sallat odlad i lerjord och jord med låg lerhalt visade att ackumuleringen i skott av speciellt kobolt, men även nickel, var lägre än

¹ Arsenik är en halvmetall, men för enkelhet benämns alla tre ämnen "metaller".

Naturvårdsverkets antaganden för förorenad jord. I lerjord tenderade även ackumuleringen av arsenik i skott vara lägre, men variationen var stor och kan med nuvarande underlag inte sägas skiljas från de antaganden som görs i Naturvårdsverkets modell för förorenad jord. Ackumuleringen i sallatsrötter av kobolt, arsenik och nickel tenderade vara lägre i lerjordar än i jordar med låg lerhalt. Fortsatta upptagsstudier med olika grödor behövs för att bedöma upptaget av metaller i växter från lerjordar.

Hur stor andel av arsenik, kobolt och nickel som är biolöslig och därmed potentiellt biotillgänglig för människor vid intag av jord eller växter har också undersökts. Resultaten tyder på att biolösligheten i både jord och växter är låg. Detta kan innebära att människors exponering för arsenik, kobolt och nickel från lerjord via intag av växter och jord överskattas med Naturvårdsverkets modell. Metodutveckling för växter och validering av nyttjad metod (UBM, Unified Barge Method) för fler metaller behövs för att kunna bedöma människors exponering via intag av växter och jord.

Tillgängligheten av kobolt och nickel för markorganismer var betydligt lägre i lerjordarna än vad som antas med Naturvårdsverkets generella riktvärden, vilket visades genom beräkning av den markökologiska risken med Threshold calculator. För kobolt blev biotillgänglighetskorrigerade riktvärden för lerjord cirka fem gånger högre och för nickel cirka två gånger högre än motsvarande riktvärden för känslig (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM).

Sammanfattningsvis visar studien att Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark inte är tillämpbara på naturliga halter av arsenik, kobolt och nickel i lerjordar, eftersom biotillgängligheten och lakbarheten är lägre än vad som antas för förorenad jord i Naturvårdsverkets modell. Lerjordar med naturliga bakgrundshalter bör ses som en resurs.

Det finns ett behov av vägledning för hantering av lerjordar, både för lerjordar med naturligt förhöjda halter och för förorenade lerjordar. Detta inkluderar riktvärden och avfallskriterier som tar hänsyn till lerjordarnas unika egenskaper och de lägre risker de medför.

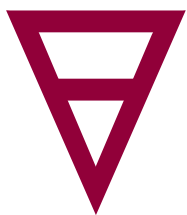
Metoder för identifiering av sulfidleror

Förekomst av sura sulfatjordar (sulfidlera) behöver bestämmas för korrekt hantering av lerjordarna. Jordarna innehåller järnsulfider som vid oxidation frigör svavelsyra och metaller, vilket innebär att de kan orsaka allvarliga miljöproblem om jordarna grävs upp och syresätts.

Tre metoder för identifiering av sulfidleror testades: inkubationsförsök, snabbtest och NAGpH-test (Net Acid Generation pH). Samtliga testade metoder kan användas för identifiering av sulfidleror. Inkubationsmetoden bedöms vara den mest tillförlitliga då den visar vad som händer med jordmaterialet över tid vid naturlig oxidation. Testet kan dock ta flera månader att utföra, vilket kan innebära problem när tidsaspekten är viktig. Snabbtestet och NAGpH-testet är betydligt snabbare och kan användas som

kompletterande metoder vid identifiering, men de ger inte lika omfattande information som inkubationsmetoden. Identifiering av sura sulfatjordar är viktig för att kunna hantera dessa på rätt sätt, och därmed undvika kraftig urlakning av metaller.

Fullständig rapport "Hantering av bakgrundshalter i lerjordar. En studie av arsenik, kobolt och nickel", finns på SGFs hemsida, rapport 1:2025; [SGF Notat – Svenska Geotekniska Föreningen](#).



Svenska Geotekniska Föreningen
Swedish Geotechnical Society

SGF Notat 1:2025

Hantering av bakgrundshalter i lerjordar

En studie av arsenik, kobolt och nickel

Inkl bilaga 1, bilaga 2-4 bifogas

Uppsala och Stockholm, 2025

Förord

Svenska Geotekniska Föreningen (SGF) är en ideell branschförening med ändamålet att främja utvecklingen av de vetenskapliga och ingenjörsmässiga aspekterna inom samhällsbyggnad som är relaterade till jord, berg, grundvatten och förorenade områden. SGF:s sektion Förorenade områden utvecklar branschen genom att hålla kurser, ta fram handböcker och driva utvecklingsprojekt.

Under 2024 har utvecklingsprojektet Hantering av bakgrundshalter i lera genomförts med syftet att ta fram underlag för att bedöma riskerna med naturliga metallhalter i lerjordar. Som del av projektet har även metoder för identifiering av sulfidleror testats. Detta notat beskriver projektet och resultaten.

Projektet har genomförts med tre examensarbeten (masternivå), varav två vid Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) och ett vid Stockholms universitet (SU). Examensarbetena har genomförts av Johanna Rantala (UU/SLU), Maysun Majhol (SU) och Fanny Holstein-Krag (UU/SLU).

Notatet har författats av Ann Helén Österås, Hanna Almqvist och Johanna Rantala (WSP), Rasmus Fältmarsch (Atrax), Maria Greger (SU), Jon Petter Gustafsson och Dan Berggren Kleja (SLU). Notatet har granskats av Helena Fürst (SGF/WSP).

En referensgrupp har bistått med värdefulla synpunkter och kunskap. Referensgruppen har bestått av: Göran Samuelsson och Per Samuelsson (NCC), Mats Fröberg (Naturvårdsverket), Mark Elert (Kemakta), Ylva Persson (Trafikverket), Anders Lindström (Svevia), Ing-Marie Nyström (SGU), Anna Ladenberger (SGU), Charlotta Tiberg (SGI), Malin Norin (Skanska), Anna Berg (Peab), Matz Jönsson (Peab) och Elisabeth Toumie (Peab).

Projektet har finansierats av Naturvårdsverket, Svenska Byggbranschens Utvecklingsfond (SBUF) och SGF samt med egen tid i projekt- och referensgrupp. Bidrag från SBUF har beviljats via NCC Sverige AB som bidrar i projektet med kunskapsspridning i entreprenörsleden.

Vår förhoppning är att resultaten från projektet ska bidra till en mer hållbar hantering av lerjordar i framtiden.

Svenska Geotekniska Föreningen

Mars 2025

Sammanfattning

I Sverige förekommer lerjordar främst i och omkring Mälardalen, Östergötland och Västra Götaland samt längs med norrlandskusten. Lerjordar kan ha stor betydelse i exploaterings- och infrastrukturprojekt. Dessa jordar har ofta naturligt högre halter av metaller än mer grovkorniga jordar, vilket kan leda till att de hanteras som om de är förorenade och i onödan schaktas ur och transporteras till deponi. En särskild typ av lerjord är sulfidleror, eller så kallade sura sulfatjordar. Dessa förekommer längs hela östkusten samt i Mälardalen och i mindre omfattning även på västkusten. Sulfidleror har försurande egenskaper, vilket vid felaktig hantering kan leda till urlakning av metaller. Detta utvecklingsprojekt undersöker hanteringen av bakgrundshalter av metaller i lerjordar och deras potentiella risker för människors hälsa och miljön. Studien omfattar analyser av metallers biotillgänglighet, lakbarhet och upptag i växter, samt metoder för identifiering av sulfidleror. De ämnen som lyfts som återkommande problem i anläggnings- och infrastrukturprojekt är kobolt och nickel i Mälardalen samt kobolt och arsenik i Västra Götaland. Studien har därför fokuserat på arsenik, kobolt och nickel¹. Studien har genomförts som tre delprojekt med tre examensarbeten.

Jämfört med nationella bakgrundshalter i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell så visar resultaten från föreliggande studie att bakgrundshalterna av kobolt och nickel är förhöjda i lerjordar i Mälardalen, medan bakgrundshalten av kobolt är förhöjd i lerjordar från Västra Götaland. Underlaget för Västra Götaland är begränsat, vilket kan förklara avsaknad av förhöjda arsenikhalter. Att fastställa korrekta bakgrundshalter är avgörande för att kunna göra rättvisa bedömningar av föroreningsnivåer och för att undvika onödiga saneringsåtgärder.

Lakbarheten av arsenik, kobolt och nickel i lerjordarna var låg. Jämfört med Naturvårdsverkets generella K_d -värden var K_d -värdena för lerjordarna en 10-potens högre för arsenik och nickel och en 100-potens högre för kobolt. Det innebär att metallerna är starkt bundna till lerpartiklarna och inte frigörs så lätt till markvatten eller grundvatten. Detta visades också genom att analysera den geokemiskt aktiva halten, vilken var låg (mindre än 20 %). Den låga lakbarheten och geokemiskt aktiva halten kunde förklaras med hjälp av mineralogiska undersökningar, vilka visade att metallerna var bundna i mineralgittret. Den låga lakbarheten innebär minskad risk för spridning av metaller från lerjordarna. Den geokemiskt aktiva halten kan användas som ett ytterligare bevis om lakförsök visar på höga K_d -värden.

Upptagsförsök med sallat odlad i lerjord och jord med låg lerhalt visade att ackumuleringen i skott av speciellt kobolt, men även nickel, var lägre än Naturvårdsverkets antaganden för förorenad jord. I lerjord tenderade även ackumuleringen av arsenik i skott vara lägre, men variationen var stor och kan med nuvarande underlag inte sägas skiljas från de antaganden som görs i Naturvårdsverkets modell för förorenad jord. Ackumuleringen i sallatsrötter av kobolt, arsenik och nickel tenderade vara lägre i lerjordar än i jordar med låg lerhalt. Fortsatta upptagsstudier med olika grödor behövs för att bedöma upptaget av metaller i växter från lerjordar.

Hur stor andel av arsenik, kobolt och nickel som är biolöslig och därmed potentiellt biotillgänglig för människor vid intag av jord eller växter har också undersökts. Resultaten tyder på att biolösligheten i både jord och växter är låg. Detta kan innebära att människors exponering för arsenik, kobolt och nickel från lerjord via intag av växter och jord överskattas med Natur-

¹ Arsenik är en halvmetall, men för enkelhet benämns alla tre ämnen ”metaller” i detta notat.

vårdsverkets modell. Metodutveckling för växter och validering av nyttjad metod (UBM, Unified Barge Method) för fler metaller behövs för att kunna bedöma människors exponering via intag av växter och jord.

Tillgängligheten av kobolt och nickel för markorganismer var betydligt lägre i lerjordarna än vad som antas med Naturvårdsverkets generella riktvärden, vilket visades genom beräkning av den markökologiska risken med Threshold calculator. För kobolt blev biotillgänglighets-korrigerade riktvärden för lerjord cirka fem gånger högre och för nickel cirka två gånger högre än motsvarande riktvärden för känslig (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM).

Tre metoder för identifiering av sulfidleror testades: inkubationsförsök, snabbtest och NAGpH-test (Net Acid Generation pH). Samtliga testade metoder kan användas för identifiering av sulfidleror. Inkubationsmetoden bedöms vara den mest tillförlitliga då den visar vad som händer med jordmaterialet över tid vid naturlig oxidation. Testet kan dock ta flera månader att utföra, vilket kan innebära problem när tidsaspekten är viktig. Snabbtestet och NAGpH-testet är betydligt snabbare och kan användas som kompletterande metoder för identifiering, men de ger inte lika omfattande information som inkubationsmetoden. Identifiering av sura sulfatjordar är viktig för att kunna hantera dessa på rätt sätt.

Sammanfattningsvis visar utvecklingsprojektet att Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark inte är tillämpbara på naturliga halter av arsenik, kobolt och nickel i lerjordar, eftersom biotillgängligheten och lakbarheten är lägre än vad som antas för förorenad jord i Naturvårdsverkets modell. Lerjordar med naturliga bakgrundshalter bör ses som en resurs. Förekomst av sura sulfatjordar behöver bestämmas för korrekt hantering av lerjordarna. Framåt finns det ett behov av vägledning för hantering av lerjordar, både för lerjordar med naturligt förhöjda halter och för förorenade lerjordar. Detta inkluderar riktvärden och avfallskriterier som tar hänsyn till lerjordarnas unika egenskaper och de lägre risker de medför.

Innehållsförteckning

<u>1</u>	<u>INLEDNING</u>	<u>1</u>
1.1	Frågeställningar	1
1.2	Avgränsningar.....	1
1.3	Organisation och finansiering.....	2
1.4	Utgångspunkter.....	2
1.5	Lerjordar i Sverige	3
<u>2</u>	<u>GENOMFÖRANDE.....</u>	<u>5</u>
2.1	Syften delprojekt.....	5
2.2	Provtagningsplatser och urval av jordar	5
2.2.1	Delprojekt 1 och 2.....	5
2.2.2	Delprojekt 3	8
2.3	Analysparametrar och -metoder.....	9
2.4	Beräkningar och modelleringar	10
2.4.1	Vidareutvecklad geokemisk modellering.....	11
<u>3</u>	<u>INGÅENDE LERJORDARS EGENSKAPER.....</u>	<u>13</u>
3.1	Kornstorleksfördelning och kol	14
3.2	Metallhalter	15
3.3	Mineralogisk sammansättning och samband med metallhalter	16
3.4	Geokemiskt aktiv halt och övriga studerade egenskaper.....	17
<u>4</u>	<u>BAKGRUNDSHALTER</u>	<u>19</u>
4.1	Naturvårdsverkets utgångspunkter för förorenad jord.....	19
4.2	Resultat och diskussion.....	20
4.3	Kunskapsluckor och osäkerheter	21
<u>5</u>	<u>SULFIDLEROR/SUR SULFATJORD.....</u>	<u>22</u>
5.1	Metoder.....	22
5.1.1	Inkubationsförsök	22
5.1.2	Snabbtest	22

5.1.3	NAGpH-test (single addition).....	23
5.2	Resultat och diskussion.....	23
5.2.1	Inkubationsförsök	23
5.2.2	Snabbtest.....	25
5.2.3	NAGpH-test.....	26
5.2.4	Jämförelse av resultat för identifieringsmetoderna	27

6 LAKBARHET..... 28

6.1	Naturvårdsverkets utgångspunkter för förorenad jord.....	28
6.2	Sammanfattning av kunskapsläget idag.....	29
6.2.1	Leror generellt.....	29
6.2.2	Sura sulfatjordar.....	30
6.3	Resultat och diskussion.....	30
6.3.1	Lakbarhet – leror generellt.....	30
6.3.2	Lakbarhet – sulfidleror.....	35
6.4	Kunskapsluckor och osäkerheter	38
6.4.1	Geokemisk modellering	38
6.4.2	Kd-värden	39

7 UPPTAG I VÄXTER..... 41

7.1	Naturvårdsverkets utgångspunkter för förorenad jord.....	41
7.2	Sammanfattning av kunskapsläget idag.....	41
7.3	Resultat och diskussion.....	42
7.4	Kunskapsluckor och osäkerheter	49

8 BIOTILLGÄNGLIGHET OCH EKOLOGISK RISKBEDÖMNING 51

8.1	Naturvårdsverkets utgångspunkter för förorenad jord.....	51
8.2	Sammanfattning av kunskapsläget idag.....	51
8.3	Resultat och diskussion.....	52
8.4	Kunskapsluckor och osäkerheter	53

9 BIOTILLGÄNGLIGHET (ORALT) FÖR MÄNNISKA 54

9.1	Naturvårdsverkets utgångspunkter för förorenad jord.....	54
9.2	Sammanfattning av kunskapsläget idag.....	54

9.3	Resultat och diskussion.....	55
9.4	Kunskapsluckor och osäkerheter	60

10 SLUTSATSER OCH FORTSATT ARBETE..... 61

10.1	Underlag till riktvärden och avfallskriterier.....	61
10.1.1	Bakgrundshalter	61
10.1.2	Spridning och geokemiskt aktiv halt.....	61
10.1.3	Biotillgänglighet och risker för markmiljön samt människors hälsa	62
10.2	Metoder för identifiering av sulfidleror	63

11 REFERENSER..... 64

Bilagor

Bilaga 1	Fördjupad information
Bilaga 2	Examensarbete delprojekt 1: Bakgrundshalter, lakbarhet och markekologisk risk i lerjord. En undersökning av kobolt och nickel i Mälardalen samt arsenik och kobolt i Västra Götaland. Examensarbete vid civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet av Johanna Rantala.
Bilaga 3	Metodbeskrivning för examensarbete i delprojekt 2 (Health risks through the intake of plants and soil with a focus on clay soil. Examensarbete vid Stockholms universitet (DEEP och ACES) av Maysun Majhol). Metod och utvärdering av resultat har justerats sedan examensarbetet togs fram, varför examensarbetet inte bifogas rapporten. Examensarbetet finns tillgängligt på ACES.
Bilaga 4	Examensarbete delprojekt 3: Metoder för identifiering av sura sulfatjordar. En jämförelse av olika metoder och metallmobilitet. Examensarbete vid civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet av Fanny Holstein-Krag.

1 INLEDNING

I stora delar av Sverige finns lerjordar som i exploaterings- och infrastrukturprojekt behöver hanteras, både vid kvarlämnande och som överskottsmassor.

Lerhaltiga jordar kan på grund av modernmateriallets ursprung och jordpartiklarnas förmåga att binda ämnen ha naturligt högre halter av bl.a. metaller än mer grovkorniga jordar. Om de innehåller sulfider kan de också ha försurande egenskaper. Det saknas dock kriterier för att bedöma risker med de naturligt höga halterna i leror, varför metallhalter i leror ofta jämförs med Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark (Naturvårdsverket, 2024a) och generella mottagningskriterier för avfall till deponi (Naturvårdsverkets handbok 2007:1), vilka är utvecklade för normaltäta jordar. Jämförvärdena relaterar till nationella bakgrundshalter i morän (och några sedimentära jordar) och är inte representativa för leror. Det här kan leda till felaktiga bedömningar om att leran är förorenad och utgör en miljö- eller hälsorisk. Det i sin tur leder till att lerjordar med naturligt förhöjda metallhalter hanteras som förorenade och i onödan schaktas ur och transporteras till deponi. Denna ohållbara hantering av naturliga massor hindrar möjligheterna till en hållbar och cirkulär hantering och leder till onödiga klimatpåverkan och onödiga kostnader.

Problemet med den ohållbara hanteringen av lerjordar grundas till stor del i en okunskap om markgeokemi och jämförvärdenas begränsningar. För att nå en hållbar hantering av finkorniga massor behövs bland annat riktvärden och avfallskriterier som på ett bättre sätt tar hänsyn till de särskilda geokemiska förhållanden som gäller för finkorniga jordarter. Detta projekt initierades för att belysa problemet och ta fram underlag som underlättar framtagande av framtida riktvärden och kriterier. Som del av projektet har tre examensarbeten genomförts.

1.1 Frågeställningar

De frågeställningar som projektet försökt besvara är följande:

- Kan Naturvårdsverkets generella riktvärden användas för bedömning av risker med naturliga halter av arsenik, kobolt och nickel i lerjordar? Om inte, hur kan riskerna då bedömas?
- Hur ser bakgrundshalterna av arsenik, kobolt och nickel ut i Mälardalen och Västra Götaland och kan dessa förklaras av mineralogin?
- Utgör bakgrundshalterna av arsenik, kobolt och nickel i lerjordar:
 - En oacceptabel spridning till grund- och ytvatten?
 - En risk för markorganismer?
 - En oacceptabel exponering av människor via intag av växter och jord?
- Hur kan sulfidleror identifieras?

1.2 Avgränsningar

Projektet är på grund av tidsramar och finansiering fokuserat till kobolt, nickel och arsenik² i lera. Det är de ämnen som lyfts som återkommande problem i anläggnings- och infrastrukturprojekt (kobolt och nickel i Mälardalen, och kobolt och arsenik i Västra Götaland). Det finns

² Arsenik är en halvmetall, men för enkelhet benämns alla tre ämnen ”metaller” i detta notat.

fler metaller, men även andra ämnen som t.ex. klorid, fluorid och sulfat som också har visats kunna vara ett problem vid omhändertagande av lerjordar.

Projektet har fokuserat på jordprover från Mälardalen, där det finns mycket lerjordar. Även jordar från Västra Götaland har inkluderats, men färre jordprover kunde samlas in från detta län.

Projektet ger inte några färdiga lösningar på identifierat problem. Det ligger på ansvariga myndigheter att ta fram vägledningar, jämförvärden och avfallskriterier. Projektet belyser problemet och ger ett underlag till ansvariga myndigheter (i första hand Naturvårdsverket) för fortsatt arbete.

1.3 Organisation och finansiering

Projektet har genomförts av en projektgrupp med representanter från WSP Sverige AB (Ann Helén Österås, Hanna Almqvist, Helena Fürst och Johanna Rantala), Atrax (Rasmus Fältmarsch), Sveriges Lantbruksuniversitet (Professor Jon Petter Gustafsson och Professor Dan Berggren Kleja) samt Stockholms universitet (Docent Maria Greger). Examensarbetare (Johanna Rantala och Fanny Holstein Krag vid Uppsala universitets civilingenjörsutbildning i miljö- och vattenteknik samt Maysun Majhol vid institutionen för miljövetenskap, Stockholms universitet) har knutits till respektive delprojekt. Göran Samuelsson, specialist inom hållbarhet och miljö på NCC ansvarar för kunskapsspridning i entreprenadleden.

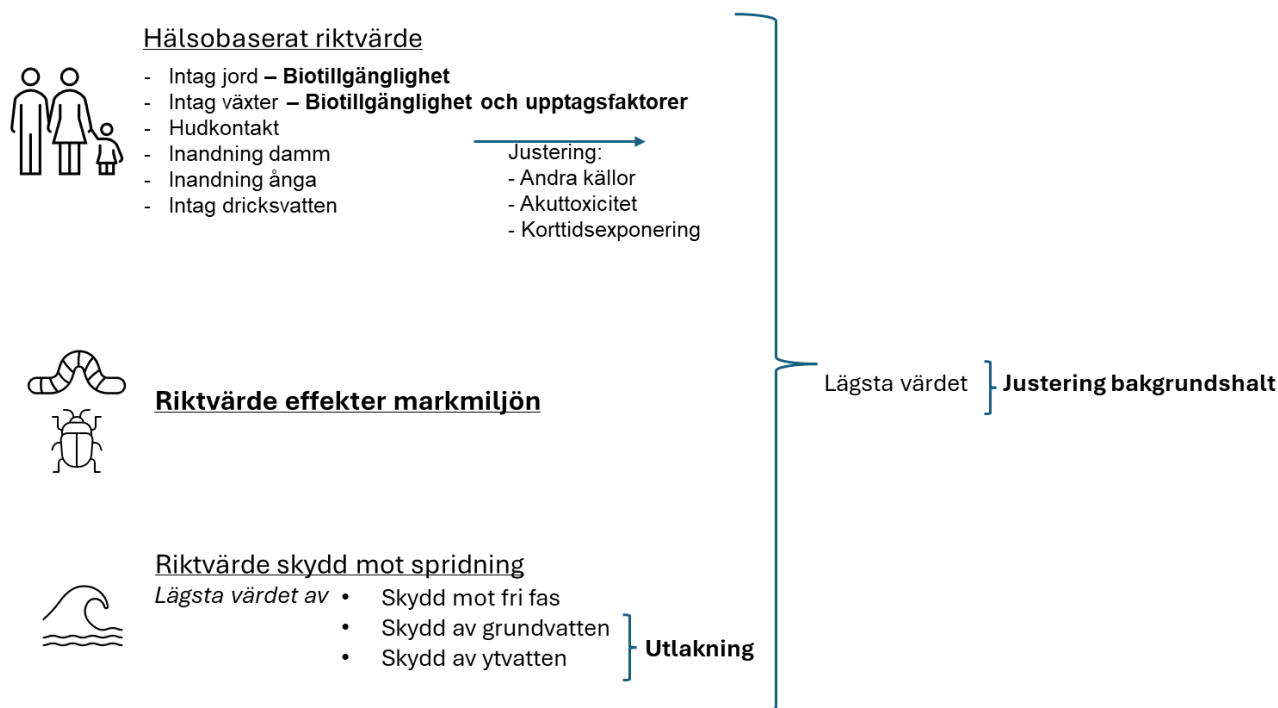
En referensgrupp bestående av representanter från Naturvårdsverket, Trafikverket, SGU, SGI, Kemakta Konsult AB, Peab Anläggning AB, Skanska Sverige AB, Svevia samt NCC har bidragit med synpunkter.

Projektet har finansierats av Naturvårdsverket och Svenska Byggbranschens Utvecklingsfond (SBUF) samt SGF. Dessutom har WSP, Atrax, SLU och referensgruppen bidragit med intern tid.

1.4 Utgångspunkter

Naturvårdsverkets modell för generella riktvärden (Naturvårdsverket, 2009) har varit utgångspunkt för problemformuleringen i detta projekt, det vill säga de skyddsobjekt som beaktas och de faktorer som är styrande för riktvärdena (Figur 1).

För kobolt, nickel och arsenik är vid en känslig markanvändning (t.ex. bostäder) intag av växter, spridning till grundvatten respektive intag av dricksvatten styrande för riktvärdena. Därför har projektet fokuserat på just dessa exponeringsvägar och skyddsobjekt. Därutöver har även människors exponering via intag av jord studerats samt biotillgänglighetsjusterade riktvärden för markmiljön tagits fram då dessa kan vara styrande för risken när t.ex. intag av växter och dricksvatten inte är aktuellt. Även den naturliga bakgrundshalten kan ha betydelse för val av riktvärde såsom för t.ex. arsenik. Naturvårdsverkets generella riktvärden justeras så att de inte blir lägre än bakgrundshalten av ämnet. Detta då ett område endast betraktas som förorenat om halten överstiger bakgrundshalten (Naturvårdsverket, 2024b). Bakgrundshalt definieras i detta sammanhang som naturlig förekomst plus diffust tillskott från mänskliga aktiviteter (såsom långväga luftburen förorening).



Figur 1. Illustration som visar Naturvårdsverkets indelning i delriktvärden för olika skyddsobjekt samt de justeringar som görs för att ta fram ett generellt eller platsspecifikt riktvärde. Med fetmarkering visas de parametrar som studerats inom aktuellt projekt.

1.5 Lerjordar i Sverige

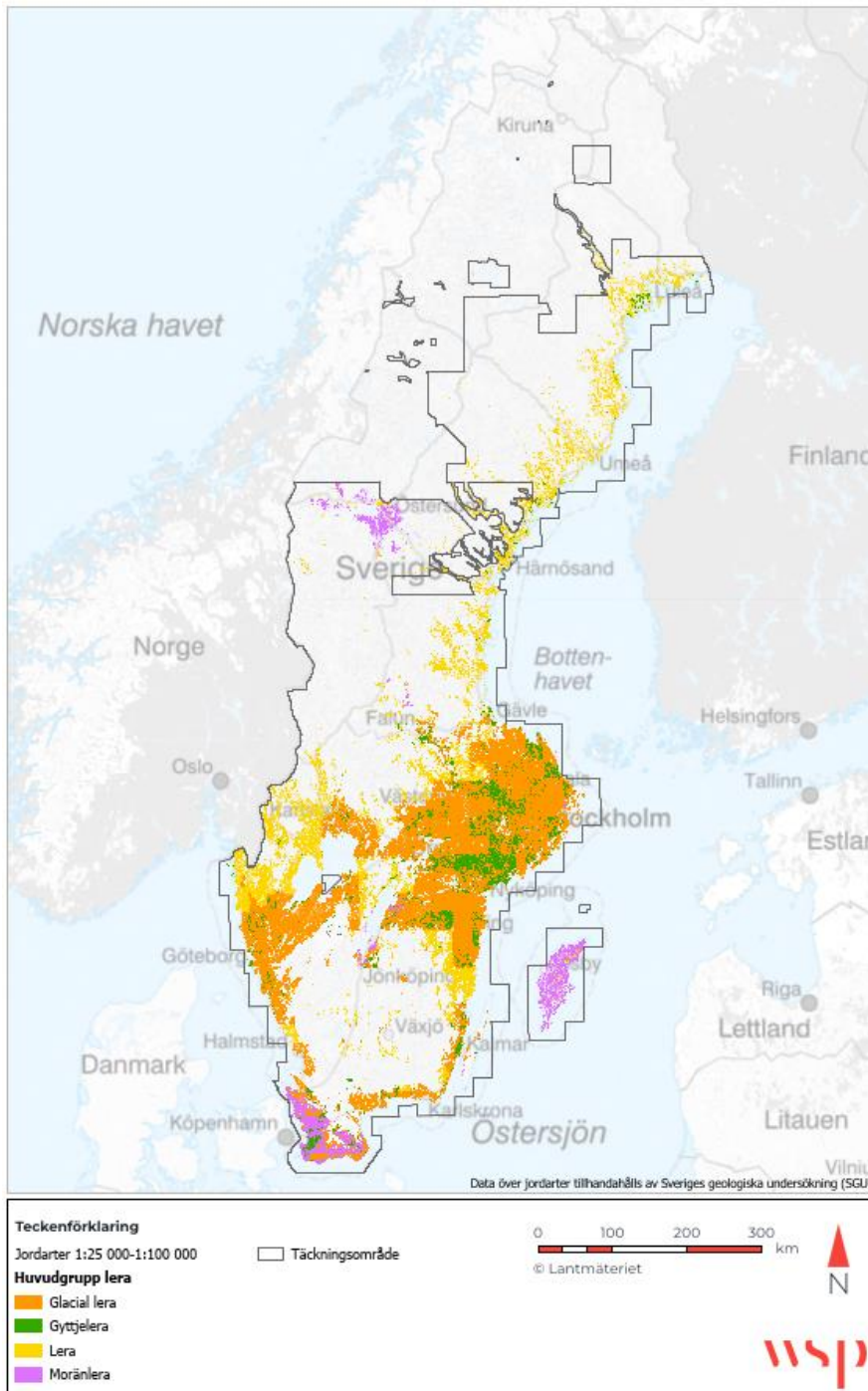
Finkorniga sediment, däribland lera, förekommer i stora delar av Sverige, se Figur 2. Den största delen av Sveriges lerjordar finns i och omkring Mälardalen och Västra Götaland, där lerorna främst utgörs av glacial lera och gyttjelera. I Skåne, på Gotland och runt Storsjön förekommer moränleror. Även längs norrlandskusten och i Värmland finns leror, vilka till del utgörs av sulfidleror.

Tidigare undersökningar och erfarenheter från branschen har visat att lerjordarna i Mälardalen ofta innehåller naturligt höga halter av kobolt och nickel medan lerorna i Västra Götaland har relativt höga halter av kobolt och arsenik. Vilka metallhalter som naturligt finns i marken beror framför allt på modern materialets ursprung, men även jordpartiklarnas förmåga att binda metaller har betydelse. Det gör att de naturliga bakgrundshalterna varierar inom landet.

Typiskt för lerjordar är att de innehåller en hög andel av ler (<0,002 mm i diameter). Den höga andelen finpartiklar gör att lerjordar är täta och kompakta, vilket påverkar jordens fysikaliska och kemiska egenskaper. Till exempel hålls vatten kvar i jorden lättare och vattenströmningen genom jorden blir långsam (SGI, 2023). I Sverige dominerar oftast kvarts och fältspat den mineralogiska sammansättningen i lerjordar (Eriksson, 2016). En hög specifik yta, i kombination med en förekomst av organiskt material och ett relativt högt pH, gör att lerjordar kan binda upp katjoner (hög katjonbyteskapacitet, CEC) som t.ex. metaller. En hög vittringshastighet gör att lerjordar kan buffra pH och bibehålla ett relativt högt pH över tid.

En särskild typ av lerjordar är sulfidleror, eller sura sulfatjordar, som de också kallas. I Norden utgörs sådana jordar oftast av gamla havssediment som på grund av landhöjningen om-

vandlats till jordar. Då syre tränger in i jorden oxideras järnsulfider, som ackumulerats i havs-sedimenten, till järnoxid och sulfat, under samtidig bildning av vätejoner (dvs. syra). Genom sina försurande egenskaper kan sura sulfatjordar bidra till surt och metallrikt lakvatten om de hanteras på olämpligt sätt (SGU, 2020). Sura sulfatjordar förekommer i Sverige längs hela östkusten samt i Mälardalen och även på västkusten (Sohlenius, 2011; Nyman m.fl., 2023).



Figur 2. Lerjordar i Sverige.

2 GENOMFÖRANDE

En litteraturstudie har utförts för att sammanställa bakgrundshalter i lerjordar och laboratorieförsök har genomförts för att bestämma totalhalter³, oral biotillgänglighet, upptagsfaktorer i sallat, löslighet samt för att skatta riktvärde för markmiljön (Figur 1). För att hitta ett tillförlitligt sätt att identifiera lerjordar som kan bidra till försurning (s.k. sulfidleror) har fält- och laboratorieförsök genomförts.

Arbetet har genomförts som tre delprojekt:

1. *Bakgrundshalter i lera samt spridning till grund- och ytvatten*
2. *Hälsorisker via intag av växter och jord*
3. *Metod för snabb identifiering av sulfidleror*

Nedan följer en översiktlig beskrivning av syften, metoder, parametrar och beräkningar som utförts i varje delprojekt och vad som binder delprojekten samman. För detaljer se respektive examenarbets rapport i Bilaga 2–4.

2.1 Syften delprojekt

I delprojekt 1 undersöktes lerjordar i Mälardalen och Västra Götaland för att bestämma bakgrundshalter av arsenik, kobolt och nickel i lerjord, undersöka hur lakbara ämnena är och vilken markökologisk risk de innebär i lerjord. Vidare undersöktes hur Naturvårdsverkets nationella riktvärden påverkas när indata till riktvärdesmodellen är anpassad till lerjord samt hur väl lakbarheten av kobolt och nickel kan förutsägas med geokemisk modellering. Detta projekt kompletterades även med undersökning av kristallstrukturen i lerjordarna.

I delprojekt 2 undersöktes hur stor andel av metaller och arsenik som är tillgängligt för upptag i växter och hur mycket som tas upp och ackumuleras av födoväxter från lerjord jämfört med andra jordarter. Vidare undersöktes även hur mycket av växtens och jordens innehåll av metaller och arsenik som är biolöslig och därmed teoretiskt tillgänglig för ackumulering i människan via oralt intag. De ämnen som undersöktes var arsenik, kadmium, kobolt, krom, koppar, nickel, bly, vanadin och zink. Sallat användes som födoämne på grund av dess kända förmåga att kunna ackumulera metaller och arsenik (Greger, 2006, Greger m.fl., 2007).

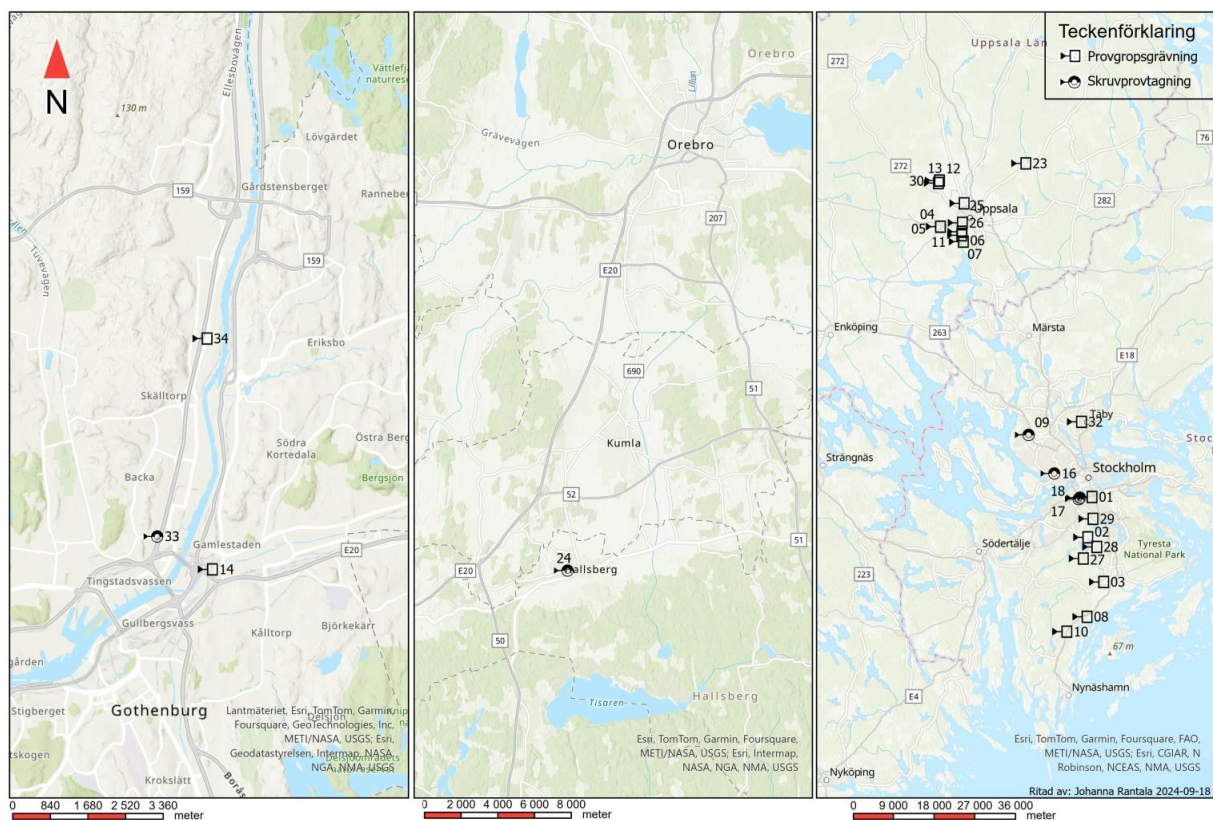
I delprojekt 3 utvärderades och jämfördes tre olika metoder för identifiering av sura sulfatjordar. Dessa var inkubationsförsök, snabbtest och NAGpH-test. Mobiliseringen och metallösligheten undersöktes även i sura sulfatjordar med fokus på arsenik, kobolt, kadmium, krom, nickel och zink. Vidare undersöktes om den pH-beroende lösligheten kunde beskrivas med geokemisk modellering.

2.2 Provtagningsplatser och urval av jordar

2.2.1 Delprojekt 1 och 2

Tjugofyra lerjordar och fem referensjordar togs ut på provtagningsplatser i Mälardalen och Västra Götaland. Provtagningslokalerna utgjordes av åkermark, parkmark och bostadsmark. I en del provtagningslokaler togs prover från två nivåer; ett ytligt och ett djupare. I andra togs endast ett prov ut och djupet varierade (Tabell 1). Se Figur 3 för samtliga provtagningsplatser.

³ Begreppet totalhalter används i denna rapport för att beskriva halter efter upparbetning med 7M HNO₃, dvs den upparbetning som ska användas för jämförelse med Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark.



Figur 3. Provtagningsplatser för lerjordar samt referensjordar i delprojekt 1 och 2. Till vänster provtagningsplatserna i Västra Götaland och i mitten samt till höger provtagningsplatser i Mälardalsområdet.

De inhämtade jordarna användes av både delprojekt 1 och delprojekt 2. Efter inledande analyser av samtliga jordar i form av bestämning av totalhalter och extraktion med 0,001 M CaCl_2 gjordes ett urval av dem för vidare analyser. Urvalet gjordes baserat på att TOC och pH skulle vara omkring de värden som anges för Naturvårdverkets standardjord, dvs. 2 % organiskt kol och pH mellan 5 och 7. Vidare valdes lerjordar som påvisade relativt höga halter arsenik, kobolt och nickel i jord och i lakvatten i jämförelse med övriga insamlade jordar. Ett urval gjordes på åtta lerjordar för delprojekt 1 respektive åtta lerjordar samt tre referensjordar för delprojekt 2. Referensjordarnas syfte var att användas som kontrolljordar med låg lerhalt för jämförelse mot lerjordarna. Sex av lerjordarna i delprojekt 2 var samma som användes i delprojekt 1. Se Tabell 1 för de utvalda jordarna till respektive delprojekt. I kapitel 3 redovisas resultat från de inledande analyserna.

Tabell 1. Förteckning över de inhämtade jordarna från Mälardalen (Md) och Västra Götaland (VG), vilka jordar som respektive delprojekt använde för vidare analys samt vilka provbenämningar som används vidare i rapporten.

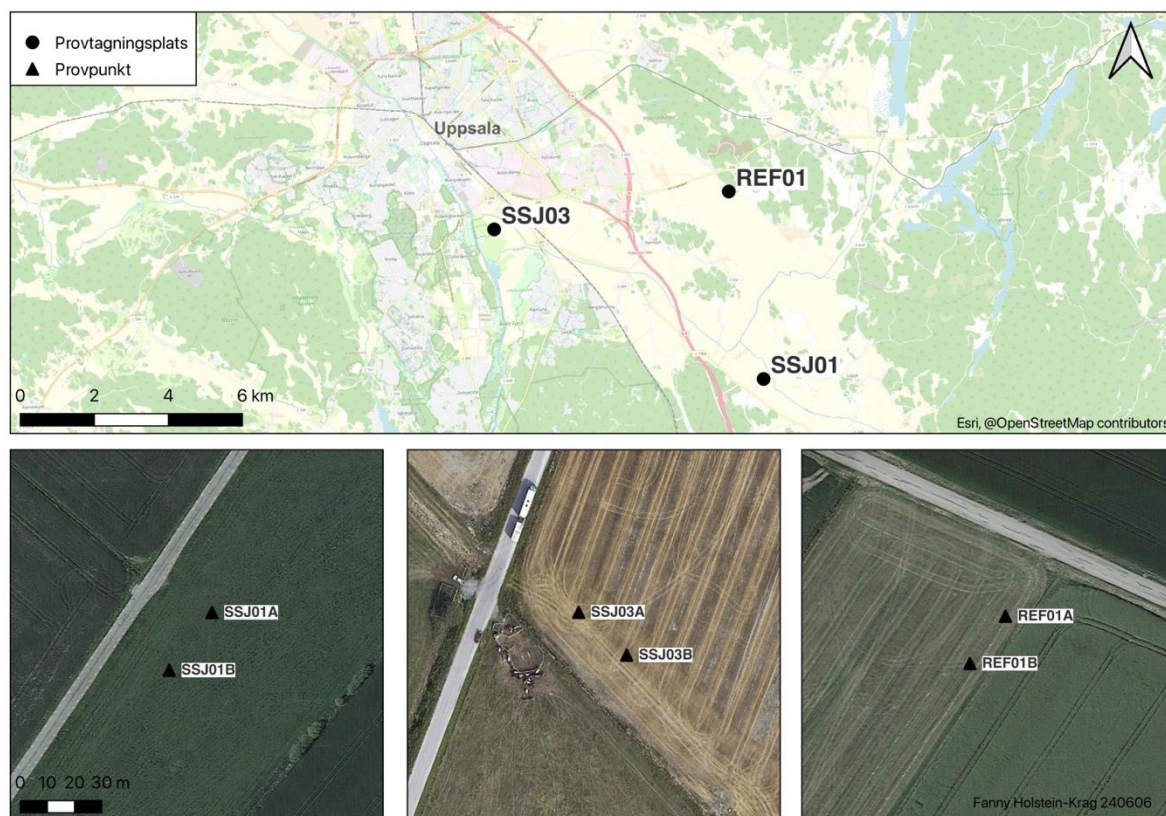
Prov nr.	Region	Typ av prov	Prel. geoteknisk benämning	Provdjup (m)	Delprojekt 1	Delprojekt 2	Provbenämning
01	Md	Referens-	grlemuSa	0,05–0,25		x	Md-Ref-01-yt
02	Md	Ytligt lerprov	Let	0,0–0,2		x	Md-02-yt
03	Md	Ytligt lerprov	saLe	0,0–0,3	(x) ¹		Md-03-yt
04	Md	Ytligt lerprov	muLet	0,05–0,3	x	x	Md-04-yt
05	Md	Djupt lerprov	Let	1,0–1,2	x		Md-05-dj
06	Md	Ytligt lerprov	saLet	0,05–0,3	x	x	Md-06-yt
07	Md	Djupt lerprov	Let	1,0–1,2	(x) ¹		Md-07-dj
08	Md	Ytligt lerprov	stLet	0,0–0,3		x	Md-08-yt
09	Md	Djupt lerprov	musiLe	1,0–2,0			
10	Md	Ytligt lerprov	Let	0,0–0,3	x	x	Md-10-yt
11	Md	Referens-	sileSa	0,1–0,3			
12	Md	Ytligt lerprov	Let	0,05–0,3			
13	Md	Djupt lerprov	Let	1,0–1,2			
14	VG	Djupt lerprov	Le	3,5			
16	Md	Djupt lerprov	Let	1,0–2,0			
17	Md	Ytligt lerprov	Let	0,0–0,5	x	x	Md-17-yt
18	Md	Djupt lerprov	Let	1,0–2,0			
22	Md	Referens-	stgrSa	0,05–0,3			
23	Md	Djupt lerprov	saLe	1,1			
24	Md	Djupt lerprov	Let	1,6–4,0	(x) ¹		Md-24-dj
25	Md	Djupt lerprov	Le	1,2–2,3			
26	Md	Referens-	F/grSa	0,0–0,3		x	Md-Ref-26-yt
27	Md	Ytligt lerprov	Let	0,0–0,2			
28	Md	Ytligt lerr-	grstLe	0,0–0,15			
29	Md	Referens-	mugrSa	0,0–0,25		x	Md-Ref-29-yt
30	Md	Ytligt lerprov	F/muLet	0,05–0,35			
32	Md	Ytligt lerprov	Le	0,2–0,5	x	x	Md-32-yt
33	VG	Ytligt lerprov	Le	0,6–0,8	x	x	VG-33-yt
34	VG	Djupt lerprov	Le	1,3–1,5	x		VG-34-dj

¹Dessa prover användes endast för mineralogisk bestämning.

2.2.2 Delprojekt 3

Till detta delprojekt användes inte samma lerjordar som i delprojekt 1 och delprojekt 2 eftersom syftet här var att analysera sura sulfatjordar.

Jordprov från tre olika platser omkring Uppsala samlades in. Vid två av platserna togs prover på sura sulfatjordar och vid en plats togs prover av en referensjord, som inte skulle innehålla sulfider, se Figur 4 för provtagningsplatserna. För varje provtagningsplats undersöktes två jordprofiler (A respektive B-profil) och sammanlagt uttogs prover från sex jordprofiler. Provtagning utfördes med handhållen jordborr ned till cirka 1 meter under den uppskattade grundvattenytan (2,0–2,4 meter under markytan). Prover uttogs med ett intervall på 20 cm.



Figur 4. Översiktskarta för området och utmärkta provtagningsplatser för sura sulfatjordar och referensjord för delprojekt 3.

2.3 Analysparametrar och -metoder

I varje delprojekt lades större fokus vid några specifika ämnen som utvärderades med avseende på frågeställningarna. Analysresultat och sammanställningar av andra ämnen och parametrar presenterades också i delprojekten, men utvärderades inte i samma utsträckning. Se Tabell 2 för vilka ämnen och parametrar som presenteras i delprojekten och vilka ämnen som huvudfokuset lades på.

Tabell 2. Fokusämnen samt övriga ämnen och parametrar för respektive delprojekt

Parametrar	Delprojekt 1	Delprojekt 2	Delprojekt 3
Fokusämnen	As, Co, Ni	As, Co, Ni	As, Co, Cd, Cr, Ni, Zn, S
Övriga ämnen	Al, Ba, Pb, F, Ca, K, Cd, Si, Cr, Cu, Hg, Fe, Mg, Mo, Na, V, Zn	Cd, Cr, Cu, Pb, V, Zn	Al, Ba, Pb, F, Ca, K, Cd, Si, Cr, Cu, Hg, Fe, Mg, Mn, Mo, Na, Sr, V, Zn
Övriga parametrar*	TS, Tot-N, Tot-C, Org-C (analyserad och beräknad), karb-C, pH	TS, Org-C (beräknad), pH	TS, Tot-N, Tot-C, Org-C (analyserad och beräknad), pH

* TS = torrsubstans, Tot-N = totalkväve, Tot-C = totalkol, Org-C = organiskt kol, Karb-C = karbonatkol.

Flera olika analysmetoder användes för att kvantifiera analysparametrarna i respektive delprojekt. Metallhalter bestämdes i jord, lak- och extraktionsvatten och/eller sallat. Analyserna har i huvudsak utförts på Eurofins och ALS, se Tabell A4.1 i bilaga 1 för detaljer om analysmetoder och laboratorieanalyser.

I **delprojekt 1** utfördes flera olika skakförsök för att bestämma lerjordarnas egenskaper. Dessa var skakförsök med 0,001 M CaCl₂ enligt ISO 21268-2:2019 (L:S=10 l/kg), pH-beroende skakförsök för fyra värden på pH-skalan (L:S = 20 l/kg), skakförsök med 0,43 M HNO₃ enligt ISO 17586:2016 (L:S = 10 l/kg), extraktion med 0,1 M BaCl₂ (L:S = 12 + 12 l/kg) enligt en förenklad version av ISO 11260 (två skakningar istället för tre) och analys av extrakt med ICP-OES (Thermo ICAP 6000) samt extraktion med 0,2 M oxalatlösning (L:S = 100 l/kg) och analys av extrakt med ICP-OES (Thermo ICAP 6000).

Efter avslutat examensarbete kompletterades delprojekt 1 med att kornstorleksfördelningen bestämdes med den s.k. PARIO-metoden av Anna Eklöv-Pettersson vid Institutionen för mark och miljö, SLU.

I **delprojekt 2** genomfördes skakförsök med jord i vatten (L:S=10, 18 h) för att bestämma den halt i jord som är biotillgänglig för växter och som relateras till total halt av ämnet i jord. Sallat odlades i utvalda jordar och metaller och arsenik bestämdes i skott och rot. Extraktion av sallat och jord (<0,25 mm) gjordes enligt den standardiserade UBM-metoden (ISO 17924:2018) för att skatta biotillgänglig halt för oralt upptag. Med UBM-metoden simuleras utlakningsprocesserna i mag-tarmkanalen genom att laka förorenad jord med artificiell saliv och magsaft samt tunntarmsvätska och galla. Metoden ger den biolösliga halten i mage (gastric) och tarm (gastro-intestinal) som används som uppskattning av biotillgänglig halt för oralt upptag. Metoden är validerad för arsenik, bly och kadmium.

I **delprojekt 3** utfördes tre tester för att identifiera sura sulfatjordar baserat på mätningar av pH; snabbtest (i fält och på laboratorium), inkubationsförsök under 13 veckor (laboratorium) och NAGpH-test på laboratorium. Med hjälp av analysresultaten kunde sedan jordarna klassificeras baserat på pH som sura eller ej sura sulfatjordar. Metoderna jämfördes sedan med varandra för att utvärdera tillförlitligheten och lämpligheten av testerna för identifiering av sura sulfatjordar och för att ge stöd för val av metod för identifiering. Metallösligheten vid oxidation av sura sulfatjordar undersöktes med olika skaktester, för att ge ökad förståelse för metallers löslighet i mark när en sur sulfatjord oxideras. Dessa var extraktion med 0,43 M HNO_3 , pH-beroende skakförsök för fyra värden på pH-skalan samt skakförsök med 0,001 M CaCl_2 på oxiderade jordprover.

Utöver de tidigare nämnda analysmetoderna undersöktes kristallstrukturen i 16 utvalda jordar⁴ med röntgenpulverdiffraktion (XRPD) vid James Hutton Institute, Aberdeen, av Stephen Hillier. Proverna maldes och spraytorkades (Hillier, 1999) innan de undersöktes med XRPD. Kvantitativ analys av erhållna data gjordes enligt den s.k. RIR-metoden (Omotoso m.fl., 2006; Butler & Hillier, 2021). För delprojekt 1 och delprojekt 2 finns dessa resultat inte inkluderade i examensarbetena.

2.4 Beräkningar och modelleringar

I varje delprojekt användes flertalet metoder och beräkningar för att uppnå delprojektens syfte.

I delprojekt 1 utvärderades lakbarheten av arsenik, kobolt och nickel genom att beräkna ett K_d -värde för varje lerjord, samt ett generellt K_d -värde för lerjord. För att få en indikation på den markökologiska risken i lerjord togs ett riktvärde för skydd av markmiljö fram med hjälp av verktyget Threshold calculator baserat på lerjordarnas katjonbyteskapacitet (CEC). Riktvärdet för skydd av markmiljö för lerjord och K_d -värdet för lerjord användes som indata till Naturvårdsverkets riktvärdesmodell version 2.2. Syftet var att se hur riktvärdena förändrades för arsenik, kobolt och nickel när indata till modellen anpassades till lerjord.

Resultaten av skakförsöken i delprojekt 1 användes för att sätta upp en modell i Visual MINTEQ för att undersöka hur väl lakbarheten kan förutsägas med modelleringen. Modelleringen utfördes genom en multiytmodell med två ytor för adsorption samt med en organisk komplexmodell. För att utvärdera modellen jämfördes den simulerade lösligheten för varje scenario med verkligt uppmätta halter i det pH-beroende skakförsöket. På grund av tidsbegränsning i slutskedet av delprojekt 1 var den modell som sattes upp i programmet och presenteras i examensarbetet inte helt utvecklad, men modellen har vidareutvecklats i efterhand (se kapitel 2.4.1).

I delprojekt 2 beräknades ”växttillgänglig” fraktion i jord, nettoupptaget i sallat, förhållandet mellan halten i jord och skott respektive rot (dvs. växtens ackumuleringsfaktor, AF, vilken motsvarar den av Naturvårdsverket nyttjade termen BCF) samt procentuell oral biotillgänglighet i mage och tarm från jord och växt. Korrelationsanalyser utfördes för att analysera samband mellan olika parametrar.

I delprojekt 3 simulerades på motsvarande sätt som i delprojekt 1 metallösligheten för kobolt och nickel i Visual MINTEQ för att få en förståelse för om geokemisk modellering kan an-

⁴ Md-02, Md-03, Md-04, Md-05, Md-06, Md-07, Md-08, Md-10, Md-17, Md-24, Md-32, Md-33, Md-34, Ref01B 1,4-1,6 m, SSJ01B 2,2-2,4 m, och SSJ03B 1,6-1,8 m

vändas för att se samband mellan jordparametrar och metaller för lerjord. Den simulerade lösligheten jämfördes, precis som i delprojekt 1, med verkligt uppmätta halter från det pH-beroende skakförsöket.

2.4.1 Vidareutvecklad geokemisk modellering

För proverna i de pH-beroende skakförsöken gjordes geokemisk modellering i syfte att undersöka om de erhållna lösta koncentrationerna av metallkationer (det vill säga för kobolt, nickel, koppar m.fl.) stämde överens med de man kan förvänta sig av dagens processinriktade geokemiska modeller. För arsenik genomfördes ingen modellering eftersom det tillkommer ytterligare parametrar (konkurrens med fosfat och organiska syror på oxidtytor) för vilka vi inte hade några bra uppskattningar inom ramen för projektet. I det kemiska jämviktsprogrammet Visual MINTEQ 4.0 (Gustafsson, 2024) byggdes en så kallad multiytmodell upp, dvs. en modell där man utgår från olika partikelytors adsorptionsegenskaper. Följande undermodeller användes:

- För bindning till organiskt material i löst såväl som i fast fas användes *Stockholm Humic Model* (Gustafsson, 2001; Gustafsson & Kleja, 2005).
- För jonbyte till lerfraktionen användes den s.k. *Gaines-Thomas*-ekvationen, som finns inlagd i Visual MINTEQ.
- För adsorption till oxidtytor användes den s.k. CD-MUSIC-modellen (Hiemstra & van Riemsdijk, 1996) med den variant för ferrihydrit som beskrivits av Gustafsson & Antelo (2022).
- För övrig speciering, t.ex. komplexbildning till oorganiska ligander i löst fas, användes konstanter från Visual MINTEQ:s termodynamiska databas.

För att sätta upp modellen behövs ett antal antaganden. I många fall bygger antagandena på resultat som fått i tidigare projekt, men en del specifika antaganden för detta projekt behövde också göras på grund av brist på data. Följande antaganden gjordes:

- Andelen aktivt organiskt material i fast fas (alltså sådant som kan binda metaller) antogs vara 55 % av totalmängden organiskt material i jorden, varav 30 % antogs vara humussyra och 25 % fulvosyra (Linde m.fl., 2007).
- Eftersom DOC inte mättes antogs att jämviktslösningen i skakförsöket innehöll 5 mg/l aktivt DOC i ytliga jordhorisonter och 2 mg/l DOC i djupa jordhorisonter. Detta är grova antaganden som väsentligt bidrar till osäkerheter i modelleringen.
- Totalmängden adsorberande Fe- och Al-oxider gavs av oxalatextraherbart Fe och Al, under antagandena att båda hade samma adsorptionsegenskaper som Fe-oxiden ferrihydrit och med en specifik yta på 611 m²/g.
- För jonbyte till lerfraktionen antogs en permanent laddning av 0,1 mol_c/kg.
- För sulfidlerorna, för vilka Al mättes i extrakten, fixerades löst Al till dessa värden. För de övriga lerjordarna, där denna information inte fanns, antogs geokemiskt aktivt Al i mmol/kg uppgå till 5,46×OC%, där OC% är jordens organiska kolhalt. Värdet är ett medelvärde för fyra lerjordar från tidigare projekt där information om Al funnits (Gustafsson m.fl., 2003). Modellen tog hänsyn till ev. utfällning av Al-hydroxid (Linde m.fl., 2007).
- Inverkan av Fe(III) togs hänsyn till genom att jämvikt med ferrihydrit antogs i samtliga jordar (Linde m.fl., 2007).
- För sulfidlerorna, där Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ och Na⁺ mättes i extrakten, fixerades de lösta koncentrationerna till dessa värden. För de övriga lerjordarna beräknades de lösta koncentrationerna av dessa joner från de BaCl₂-extraherbara halterna.

Simuleringarna med den geokemiska modellen gjordes inte för de högsta pH-värdena i de olika serierna med pH-beroende lösta data, där tillsatser med NaOH gjordes för att få högre pH-värden än de naturliga. Det beror på att vi erfarenhetsmässigt vet att löst organiskt kol förmodligen är mycket högre i dessa prover – därför gäller inte antagandet om DOC-koncentration ovan, och det finns inget bra sätt att ”gissa” dessa värden.

3 INGÅENDE LERJORDARS EGENSKAPER

I delprojekt 1 och 2 gjordes inledande analyser av insamlade jordar för att göra ett urval för fortsatta studier. I Tabell 3 redovisas pH, halt organiskt kol respektive karbonatkol samt kornstorleksfördelning och texturklass för de utvalda jordarna i respektive delprojekt. I Tabell A4.2 i bilaga 1 redovisas analysdata för samtliga insamlade jordar.

Tabell 3. Viktiga jordegenskaper för utvalda lerjordar och referensjordar (kontroller) till delprojekt 1 och 2. För förklaring till provbenämning se Tabell 1.

Jord	pH ^a	Organiskt C %	Karbonat-C %	Sand ^b %	Silt %	Lera %	Texturklass	
							USDA	Larsson (2008)
Md-Ref-01-yt ^c	7,2	10	n.d. ^d	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Md-02-yt	7,6	4,2	<0,1	16	52	32	Silty clay loam	Siltig lera
Md-04-yt	7,7	1,8	0,84	11	51	38	Silty clay loam	Siltig lera
Md-05-dj	7,9	0,82	2,3	1	44	55	Silty clay	Lera
Md-06-yt	6,7	1,4	<0,1	22	44	34	Clay loam	Siltig lera
Md-08-yt	5,9	1,5	<0,1	29	40	31	Clay loam	Siltig lera
Md-10-yt	5,7	2,9	<0,1	13	46	42	Silty clay	Lera
Md-17-yt	7,6	0,57	0,06	8,1	51	41	Silty clay	Lera
Md-Ref-26-yt ^c	8,8	0,67	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Md-Ref-29-yt ^c	5,6	8,1	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Md-32-yt	4,2	2,8	<0,1	8,1	54	38	Silty clay loam	Siltig lera
VG-33-yt	8,2	0,45	0,28	16	37	47	Clay	Lera
VG-34-dj	7,4	1,5	<0,1	1,1	44	55	Silty clay	Lera

^aHär redovisas pH-värdena i extrakt med 0,001 M CaCl₂, vilka bedöms något tillförlitligare än de i H₂O som redovisats i examensarbetet för delprojekt 1 (Bilaga 1).

^bDessa värden bygger på fraktionen < 2 mm. Halterna grus och sten var mycket låga i samtliga undersökta jordar.

^cFör dessa jordar har angivna värden bestämts med annan analys utförd av ALS där organiskt kol är beräknad från glödförlusten, se även stycke 3.1.

^dn.d. = not determined, dvs. data finns ej

3.1 Kornstorleksfördelning och kol

De jordar som valdes ut till delprojekt 1 och 2 för att representera lerjordar utgjordes alla av lerjord, se Tabell 3. Av samtliga insamlade jordar som i fält klassificerats som lerjord visade kornstorleksfördelningen att inte alla utgjordes av lerjordar (se Tabell A4.2 i Bilaga 1). Enligt det svenska klassifikationssystemet för jordarter (Larsson, 2008) utgjordes 19 av 23 insamlade finkorniga prover av antingen lera eller siltig lera. Två prover var lerig silt, medan två ytterligare prover var siltig sand – de två sistnämnda var även de med lägst lerhalt, 10,5 resp. 15,4 %. Enligt det amerikanska klassifikationssystemet för jordarter hade endast nio ”clay” som huvudord, medan de övriga 14 var någon typ av ”loam”, som är jordarter med en blandning av olika kornstorleksklasser.

Av samtliga insamlade finkorniga jordar hade 20 av 23 jordar pH-värden mellan 6 och 8,5, vilket är det normala spannet för pH i finkorniga jordar (Tabell A4.2 i Bilaga 1). Ett av de utvalda proven (Md-32) utmärkte sig med ett pH så lågt som 4,2 (Tabell 3). Det är inte klart vad som orsakat det låga pH-värdet i denna jord. Möjligen kan detta vara en ”sur sulfatjord” (se vidare delprojekt 3), men den mineralogiska analysen visade ingen detekterbar halt av pyrit. Provet togs i Mälardalen och erhöles från extern part. Enligt fältanteckningarna innehöll provet en grågrön varvig lera samt brun lera med inslag av rost. pH värdena i de tre utvalda referensjordarna till delprojekt 2 varierade mellan 5,6 och 8,8 (Tabell 3), vilket är på motsvarande nivå som för lerjordarna.

Halten organiskt kol i de finkorniga jordarna (Tabell A4.2 i Bilaga 1) var i allmänhet, som väntat, högre i de ytligt tagna jordproverna – medelvärde för dessa var 2,11 %, medan det var 0,75 % för de jordprover som togs från större djup. Vidare hade 12 av 23 jordprover detekterbara halter av karbonatkol. Tre av proverna (samtliga provtagna från större djup) innehöll mer än 2 % karbonatkol. Karbonatkol utgörs framför allt av karbonatmineralen kalcit och aragonit, se vidare i avsnitt 3.3.

De utvalda referensjordarna, som samtliga var ytliga jordprover, hade varierande halt organiskt kol (beräknad TOC), se Tabell 3. Två prover utmärkte sig med tydligt högre halt organiskt kol (8,1 och 10,2 %), medan det tredje provet hade en lägre halt organiskt kol (0,67 %) än de ytliga finkorniga jordarna. Detta var inte optimalt som kontrolljordar till delprojekt 2, men då det fanns begränsat med insamlade referensjordar (totalt fem, se Tabell 1) fanns inga möjligheter att välja ut några bättre kontrolljordar.

En observation som ligger lite vid sidan av temat i den här rapporten är att i analysprotokollen från ALS ingår ofta glödförlust som en analyserad parameter, samt en uppskattning av halten organiskt kol utifrån antagandet att den organiska kolhalten kan beräknas som 58 % av glödförlusten (analysen benämns *TOC beräknad* hos laboratorierna). Denna uppskattning av organiskt kol stämde illa med den faktiskt uppmätta halten i de finkorniga jordarna. Medelvärde för den organiska kolhalt som uppskattades på detta sätt var 2,62 %, att jämföra med medelvärde för den uppmätta halten vilken var 1,46 %. Sannolikt bidrar hydratationsvatten i lermaterial och oxider avsevärt till glödförlusten i denna typ av finkorniga jordar med relativt lågt organiskt innehåll. Avvikelsen mellan glödförlust och organiskt kol var någorlunda systematisk – det fanns ett samband mellan båda parametrarna, även om sambandet såg annorlunda ut än det som ALS räknat med. Baserat på resultaten kunde vi härleda följande ekvation för att uppskatta halten organiskt kol, C, från glödförlusten (se grafiskt i Figur A4.1 i bilaga 1):

$$\text{Org-C}[\%] = 0,5268 \times \text{GF}[\%] - 0,9118 \quad ; \quad r^2 = 0,88 \quad (1)$$

där Org-C = organiskt kol, och GF = glödförlust.

3.2 Metallhalter

Fyra av de utvalda lerjordarna hade kobolthalter som översteg Naturvårdsverkets generella riktvärden för känslig markanvändning (KM 15 mg/kg TS, se Tabell 4), även om överskridandet var måttligt – samtliga jordar hade mindre än 20 mg Co/kg TS. För nickel var det endast en jord (Md-23) av samtliga insamlade jordar som översteg KM-riktvärdet (Tabell A4.3 i Bilaga 1), som för nickel ligger på 40 mg/kg TS. När det gäller arsenik så överskreds inte KM-riktvärdet på 10 mg/kg TS för någon jord. För övriga undersökta metaller överskreds inte KM-riktvärdet förutom för en jord, Md-30, som visade klart förhöjda halter av bly, kadmium och zink. Denna jord uteslöts från vidare undersökningar då det fanns indikationer på tidigare förorenande verksamhet på platsen.

Samtliga metallhalter i utvalda referensjordar låg under KM och halter av arsenik, kobolt och nickel var lägre än i de utvalda lerjordarna, se Tabell 4. För övriga metaller kunde ingen sådan generell skillnad ses. I två av referensjordarna var halten av bly och koppar högre än i lerjordarna och i ett av dessa referensprov var även kadmium och zinkhalten högre än i övriga prover.

Tabell 4. Totalhalter metaller (uppslutning med 7M HNO₃) i utvalda jordar till delprojekt 1 och 2 [mg/kg TS]. Halterna jämförs med Naturvårdsverkets generella bakgrundshalter och generella riktvärden för känslig markanvändning (NV-KM). För förklaring till provbenämning se Tabell 1.

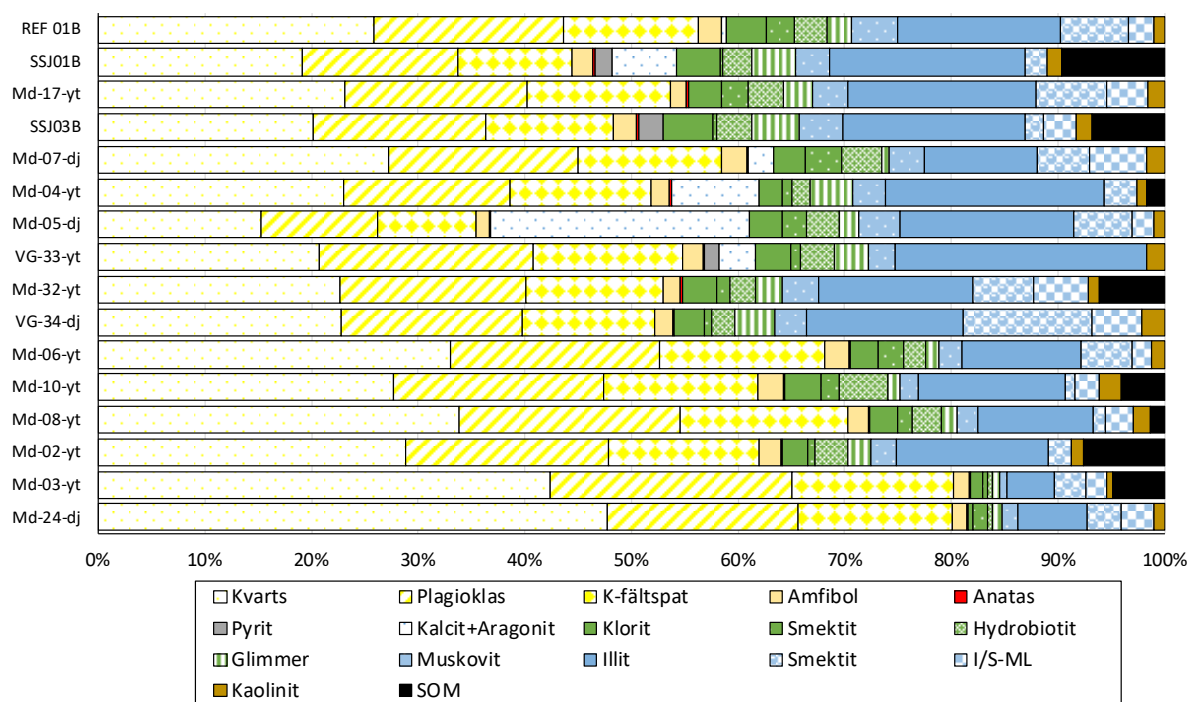
Jord	As	Co	Ni	Cd	Cu	Pb	Zn
M-Ref-01-yt	2,2	6,3	15,0	0,318	38,2	36,2	132,5
Md-02-yt	3,9	11,9	24,8	0,227	24,1	19,6	90,4
Md-04-yt	3,9	14,5	32,1	0,277	31,2	21,1	112
Md-05-dj	5,3	16,4	37,3	0,192	28,7	18,4	90,5
Md-06-yt	4,5	15,2	30,1	0,158	21,7	18,8	83,2
Md-08-yt	3,3	18,3	20,0	0,184	22,3	21,7	84,0
Md-10-yt	3,1	12,6	25,0	0,195	26,4	18,3	90,7
Md-17-yt	6,3	18,9	39,7	0,211	35,0	25,3	110
Md-Ref-26-yt	2,4	6,3	7,4	<0,01	12,1	8,3	80,3
Md-Ref-29-yt	1,6	4,2	10,9	0,242	34,7	36,4	66,9
Md-32-yt	8,4	11,5	28,2	0,1	31,8	19,6	93,6
VG-33-yt	6,5	14,6	29,9	0,125	29,8	22,9	96,4
VG-34-dj	9,9	14,4	31,9	0,1	19,6	18,2	94,0
NV bakgrund	10	10	25	0,2	30	20	70
NV-KM	10	15	40	0,8	80	50	250

Värden i gråmarkerade celler markerar de jordar som överstiger Naturvårdsverkets KM-riktvärden för förorenad mark.

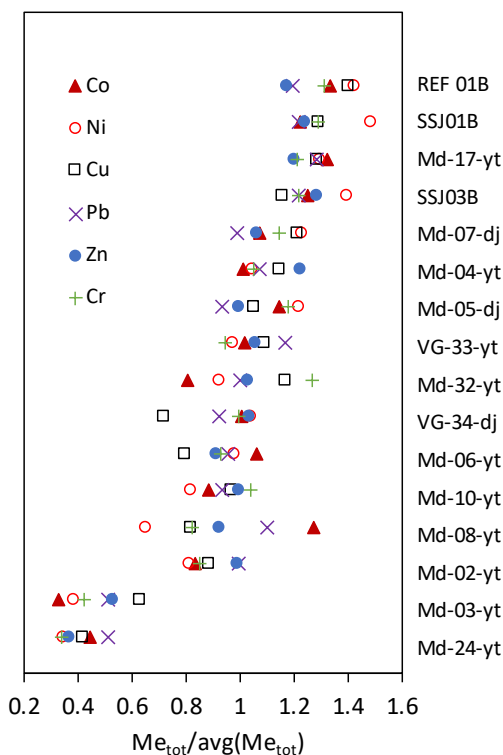
3.3 Mineralogisk sammansättning och samband med metallhalter

Den mineralogiska sammansättningen undersöktes på de utvalda lerjordarna till delprojekt 1 och 2 (Tabell 3) och tre ytterligare av alla insamlade finkorniga jordar (Md-03, Md-07 och Md-24 i Tabell A4.2 i Bilaga 1) samt tre lerjordar till delprojekt 3 (REF 01B, SSJ01B och SSJ03B).

Som väntat innehöll jordarna en stor andel kvarts och fältspater. Allra mest fanns i Md-03 och Md-24 med ca 80 %, medan Md-05 endast innehöll ca 35 % kvarts och fältspater (Figur 5). Kalcit och aragonit identifierades i flera jordar, allra mest i Md-05 där 24 % av jorden bestod av kalcit. Dessa värden stämde väl överens med värdena för karbonatkol (Tabell 3 och Tabell B i Bilaga 1). I Figur 5 och i Figur 6 är jordarna sorterade på ett sådant sätt så att jordar med relativt höga metallhalter återfinns överst. Figur 6 visar hur flera metallhalter, definierade som kvoten mellan halten metall i provet och medelhalten för alla jordar, förändras längs samma sekvens.



Figur 5. Mineralogisk sammansättning enligt röntgenpulverdiffraktion. I/S-ML = blandskiktad illit/smektit, SOM = organiskt material, di = dioktaedrisk, tri = trioktaedrisk. Fältspater visas i gul-vit-randiga mönster, dioktaedriska skiktsilikater i blått, och trioktaedriska skiktsilikater i grönt (för siffrvärden, se Tabell A4.4).



Figur 6. Metallhalter för jordarna i Tabell 3 definierade som kvoten mellan totalhalt (Me_{tot}) och medelhalten för alla jordar ($avg(Me_{tot})$). Ett värde på 1 betyder att jorden innehåller lika mycket av metallen som medelvärdet för alla jordar.

Det finns en klar tendens till att metallerna, inklusive arsenik, kobolt och nickel, koncentreras i de di- och trioktaedriska skiktsilikaterna, vilket bekräftas av statistiska samband. För kobolt och nickel fanns starka samband med summan av trioktaedriska skiktsilikater ($r^2 = 0,74$ resp. $r^2 = 0,80$). Även för koppar, zink och bly fanns motsvarande starka samband ($r^2 = 0,71$, $r^2 = 0,85$ resp. $r^2 = 0,79$). För arsenik var i stället sambandet starkare med summan av de dioktaedriska skiktsilikaterna ($r^2 = 0,62$), medan för kadmium fanns inget starkt samband med någon mineralgrupp, vilket kan tyda på att den dominerande källan för kadmium inte är geogen (utan möjligen atmosfärisk eller antropogen). Multipel linjär regression med maximalt tre mineral ledde till följande samband:

$$As_{tot} = 0,398 \times \text{Plagioklas}[\%] + 1,71 \times \text{Muskovit}[\%] + 0,363 \times \text{Smektit}(\text{di})[\%]; r^2 = 0,79$$

$$Co_{tot} = 1,60 \times \text{Klorit}[\%] + 2,45 \times \text{Smektit}(\text{tri})[\%] + 1,931 \times \text{Glimmer}[\%]; r^2 = 0,78$$

$$Ni_{tot} = 5,15 \times \text{Klorit}[\%] + 6,238 \times \text{Smektit}(\text{tri})[\%] + 4,855 \times \text{Glimmer}[\%]; r^2 = 0,91$$

Dessa resultat ger en fingervisning om hur de höga bakgrundshalterna av kobolt och nickel har uppkommit – de finkorniga jordarna i de undersökta områdena innehåller en stor andel trioktaedriska skiktsilikater (grönfärgade i Figur 5) där sannolikt kobolt och nickel substituerat för järn och magnesium i mineralens oktaederskikt.

3.4 Geokemiskt aktiv halt och övriga studerade egenskaper

För de jordar som valdes ut för studien av pH-beroende löslighet av metaller bestämdes ett antal övriga egenskaper som utgör inputparametrar för den geokemiska modellen. Det gällde bestämning av geokemiskt aktiv halt efter extraktion med 0,43 M HNO_3 enligt ISO 17586:2016, bestämning av utbytbara katjoner med 0,1 M $BaCl_2$, samt oxalatrextraherbart järn och alumi-

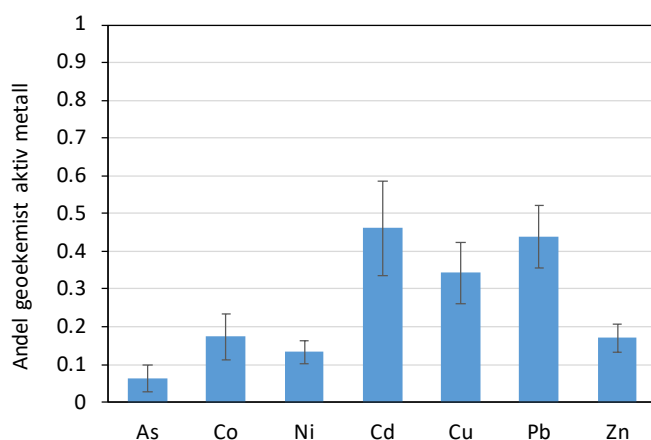
nium. Utbytbara katjoner analyserades också på referensjordarna till delprojekt 2. Tabell 5 redovisar resultaten för geokemiskt aktiv halt i utvalda lerjordar, övriga resultat visas i Tabell A4.5 i Bilaga 1.

Tabell 5. Geokemiskt aktiv halt av metaller i jordarna enligt extraktion med 0,43 M HNO₃ (mg/kg TS)

Jord	As	Co	Ni	Cd	Cu	Pb	Zn
Md-04-yt	0,21	3,04	4,51	0,17	10,3	7,80	17,8
Md-05-dj ^a	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Md-06-yt	0,12	1,99	4,54	0,074	7,97	6,29	14,3
Md-10-yt	0,15	2,39	2,82	0,11	8,71	7,39	15,0
Md-17-yt	0,19	5,04	5,99	0,10	8,07	10,9	20,6
Md-32-yt	0,61	0,94	2,16	0,021	10,6	9,44	9,72
VG-33-yt	0,86	2,94	5,00	0,057	14,9	13,5	21,6
VG-34-dj	0,71	1,95	4,29	0,047	6,09	8,29	16,7

^a Resultaten för Md-05 visas inte p.g.a. misstänkt analysfel.

Den geokemiskt aktiva halten utgör endast en mindre andel av totalhalten, se Figur 7. Detta stöder slutsatsen från den mineralogiska studien, dvs. att en stor del av metallerna är starkt bundna i markmineral och att de uppmätta halterna kan betraktas som bakgrundshalter med låg eller obefintlig mänsklig påverkan. För de tre ämnena, arsenik, kobolt och nickel är mindre än 20 % lösliga i 0,43 M HNO₃, vilket med stor sannolikhet betyder en låg biologisk tillgänglighet. Det kan dock vara viktigt att påpeka att metoden med 0,43 M HNO₃ inte är ideal för arsenik eftersom den vanligaste arsenikformen, arsenat, är en anjon som binds särskilt starkt vid lågt pH. Visserligen löses det mesta av de ytor som binder arseniken upp av salpetersyran, men inte alla. Därför är den geokemiskt aktiva andelen enligt Tabell 5 sannolikt underskattad just för arsenik (se vidare diskussion i Groenenberg m.fl., 2017). För kadmium och bly är en betydligt större andel, drygt 40 %, lös i HNO₃ vilket möjligen kan ha att göra med att källorna (särskilt för kadmium) inte enbart är minerogena, även om det kan finnas andra förklaringar också.



Figur 7. Andelen geokemiskt aktiv metall (dvs. kvoten mellan metall extraherbar i 0,43 M HNO₃ och totalhalten). Staplarna visar medelvärden ($n = 7$) med standardavvikelse.

4 BAKGRUNDSHALTER

Begreppet bakgrundshalter har sitt ursprung inom geologisk exploatering, där man var ute efter att kartlägga anomalier och potentiellt brytvärda malmer. Sedan har begreppet kommit in i miljögeokemin, där bakgrundshalter ofta används i samband med miljöriskbedömningar. En exakt definition av vad en bakgrundshalt är har visat sig vara svår att hitta – Reimann & Garrett (2005) listar inte mindre än elva olika utgångspunkter. En ofta använd definition internationellt är att bakgrundshalten ska återspegla den ”naturliga” bakgrunden, utan mänsklig påverkan. Detta är inte en oproblematisk utgångspunkt – till exempel är det svårt att identifiera exakt vad den ”naturliga” bakgrunden är. Även ”naturliga” halter kan dessutom orsaka risker för människor.

I praktiken baseras bakgrundshalter ofta på halter av ämnen som mäts upp i områden som antas ha varit utsatt för relativt låg mänsklig påverkan. Erfarenheten från geokemisk kartering har dock visat att den rumsliga variationen i metallhalter är mycket stor. Därför, för att fastställa en bakgrundshalt som gäller lokalt, behövs många prover tas inom ett område (Reimann & Garrett, 2005).

Inom det europeiska GEMAS-projektet har europeisk jordbruksmark karterats vad gäller innehåll av arsenik, kobolt och nickel, liksom av flera andra metaller (Andersson m.fl., 2014; Albanese m.fl., 2015). För arsenik, kobolt och nickel visar sig nordiska jordar, med vissa undantag, generellt sett ha en ganska låg halt, vilket kan hänga samman med mineralogin. På t.ex. Balkan är det vanligt med bakgrundshalter för kobolt som överstiger 50 mg/kg TS, vilket väsentligt överskrider KM-värdet för förorenad mark i Sverige. Detta illustrerar behovet av att utgå från bakgrundshalter som fastställs på regional eller lokal nivå, för att med större tillförlitlighet kunna fastställa mänsklig påverkan.

I Sverige baseras nationella bakgrundshalter huvudsakligen på halter i morän. Det skapar en osäkerhet när det gäller lerjordar, eftersom dessa jordmaterial kan ha en annan kvartärgeologisk historia och geografiskt ursprung. Detta är särskilt tydligt i Mälardalen, där lerjordar ofta utgörs av postglacialt deponerat material som kan ha transporterats långa sträckor, medan morän avsattes tidigare under isavsmältningen, huvudsakligen av material som transporterats från andra mer lokala källor.

4.1 Naturvårdsverkets utgångspunkter för förorenad jord

Vid Naturvårdsverkets framtagande av generella riktvärden för förorenad mark, samt vid framtagande av platsspecifika riktvärden, justeras riktvärdena så att de inte blir lägre än bakgrundshalten av ämnet. Detta då ett område endast betraktas som förorenat om halten överstiger bakgrundshalten (Naturvårdsverket, 2024b). Bakgrundshalt definieras i detta sammanhang som naturlig förekomst plus diffust tillskott från mänskliga aktiviteter (såsom långväga luftburen förorening). Naturvårdsverket har sammanställt nationella bakgrundshalter för metaller baserat på 90-percentilen av uppmätta bakgrundshalter i Sverige (för kobolt, nickel och arsenik se Tabell 6). För samtliga metaller utom arsenik, antimon och kvicksilver är bakgrundshalten baserad på halt i finfraktionen (<0,063 mm, dvs. ler och silt enligt SGFs korngruppskala) från ca 80 cm djup i morän och i sedimentära jordarter från undersökningar utförda av SGU. Då 90 % av proverna togs i morän är det halterna i morän som fått störst genomslag vid beräkningen. För arsenik har bakgrundshalten satts lägre än vad 90-percentilen indikerar, eftersom stora variationer kan förekomma lokalt och regionalt. Därför har i stället ett värde i nivå med 90-percentilen i Svealand och Götaland använts (Naturvårdsverket, 2009a). Natur-

vårdsverket påpekar att variationen i bakgrundshalter är stor och att en platsspecifik bedömning kan vara motiverad. Trots att naturligt höga halter inte utgör en föroreningsskada kan de innebära en risk, främst för människors hälsa (eftersom man antar att markekosystemet har anpassat sig till naturligt höga halter).

Tabell 6. Nationella bakgrundshalter för kobolt, nickel och arsenik (i mg/kg TS), generella riktvärden för känslig markanvändning (KM) samt styrande skyddsobjekt eller exponeringsväg för KM

Ämne	Nationell bakgrundshalt	KM	Styrande skyddsobjekt/exponeringsväg för KM
Kobolt	10	15	Hälsorisker genom intag av växter
Nickel	25	40	Skydd av grundvatten
Arsenik	10	10	Hälsorisker vid intag av dricksvatten. Uppjusterat till nationell bakgrundshalt

4.2 Resultat och diskussion

I kapitel 3 Ingående lerjordars egenskaper redovisas de metallhalter som analyserats inom ramen för detta projekt. I syfte att få en god uppfattning om de naturliga bakgrundshalterna av arsenik, kobolt och nickel i Mälardalens och Västra Götalands finkorniga jordar kompletterades dessa data med ett utdrag av data från Mark- och grödoinventeringen för Mälardalen och Västra Götaland. Dessa resultat sammanfattas i Tabell 7 (se mer utförlig redogörelse i Examensarbetet till delprojekt 1 i Bilaga 2)

Tabell 7. Nationell bakgrundshalt, bakgrundshalter för sedimentära jordar och KM-riktvärden jämfört med medel- och p90-halter (90-percentiler) i lerjordar, samt föreslagna regionala bakgrundshalter (mg/kg TS).

	As	Co	Ni
Nationell bakgrundshalt ^a	10	10	25
Bakgrundshalt sedimentära jordar ^b	8,3	16	30
KM-riktvärde för förorenad mark	10	15	40
<i>Mälardalen^c (n = 1009)</i>			
Medelhalt	4,7	10,8	20,8
p90	7,0	16,2	32,0
Föreslagen regional bakgrundshalt för lerjord	10	15	30
<i>Västra Götaland^c (n = 513)</i>			
Medelhalt	4,5	8,1	12,5
p90	6,4	12,8	19,0
Föreslagen regional bakgrundshalt för lerjord	10	15	20

^aBaserat på 90-percentiler av halter enligt Naturvårdsverket (2009a); ^bBaserat på 90-percentiler för sedimentära jordar < 2 mm (dvs ej endast lerjordar) enligt SGU (2007). ^cFrån A-horisonter i lerjordar i Uppsala, Stockholm, Södermanland, Västmanland samt Örebro län; ^cFrån A-horisonter i lerjordar i Västra Götaland.

För arsenik låg 90-percentilerna i Mark- och grödoinventeringen klart under den nationella bakgrundshalten i både Mälardalen och i Västra Götaland. Då det är tidigare känt att det finns en stor variation i arsenikhalter i lerjordar från främst Västra Götaland föreslås dock ingen justering av bakgrundshalten för arsenik, utan den föreslås sättas till samma värde som den nationella bakgrundshalten, 10 mg/kg TS, i båda regionerna. För kobolt däremot var 90-percentilerna högre än den nationella bakgrundshalten, och för Mälardalen t.o.m. högre än KM-riktvärdet, vilket är i överensstämmelse med de jordar som valts ut i projektet. Det förefaller alltså befogat att justera den lokala bakgrundshalten uppåt för kobolt, och en nivå på 15 mg/kg TS verkar vara motiverad från resultaten. För nickel var 90-percentilerna något högre än den nationella bakgrundshalten i Mälardalen, men något lägre i Västra Götaland, vilket leder till föreslagna bakgrundshalter på 30 resp. 20 mg/kg TS. Sammanfattningsvis bekräftar alltså Mark- och grödoinventeringen att kobolt är klart förhöjt i de finkorniga jordarna i de undersökta områdena, arsenik är det inte, medan nickel är något förhöjt i Mälardalen.

4.3 Kunskapsluckor och osäkerheter

Den största osäkerheten vid beräkningen av regionala bakgrundshalter för lerjord är förmodligen att den rumsliga variationen inom regionerna inte beaktats. Det är fullt möjligt att det, inom de två regionerna, går att urskilja områden där andra bakgrundshalter är motiverade utifrån resultaten i Mark- och grödoinventeringen. Inom ramen för detta projekt har vi dock inte haft möjlighet att undersöka vad en ökad rumslig upplösning skulle innebära för resultatet.

En annan möjlig osäkerhet är i vilken mån jordarna i materialet kan ha påverkats av mänskliga aktiviteter, p.g.a. lokal metallförorening. Vår bedömning är dock att denna påverkan förmodligen är liten, eftersom andelen geokemiskt aktiv metall i sju utvalda jordar var låg (Figur 7). Dessa jordar hade en genomsnittlig metallhalt som till och med var något högre än medelhalterna i Mark- och grödoinventeringens material. Det förefaller därför osannolikt att medelhalterna i Tabell 7 påverkats av mänskliga aktiviteter i någon större grad. Undantaget är MD-30-yt som togs bort ur utvärderingarna p.g.a. misstänkt förorening.

5 SULFIDLEROR/SUR SULFATJORD

Sura sulfatjordar är ett samlingsnamn för aktiv sur sulfatjord (direkt försurande) och potentiellt sur sulfatjord (Boman m.fl., 2023). Dessa har bildats naturligt sedan den senaste istiden och är ofarliga så länge de inte störs. De innehåller järnsulfider (ex. pyrit och magnetkis) som vid oxidation bildar svavelsyra (Dent & Pons, 1995), vilket gör att de kan orsaka allvarliga miljöproblem när de grävs upp och kommer i kontakt med luften. Det är alltså ur ett miljöperspektiv viktigt att kunna identifiera dessa på ett tillförlitligt och enkelt sätt.

I dagsläget använder sig fälttekniker och markmiljökonsulter av olika metoder för att identifiera sur sulfatjord. Okulär bedömning av jordprofiler och användning av Fe/S-kvoten är exempel på några bedömningsgrunder som används i syfte att identifiera sura sulfatjordar. Dessa metoder kan ha låg träffsäkerhet och är generellt förknippade med relativt stor felmarginal för identifiering av sura sulfatjordar.

Målsättningen med denna del av projektet var att utvärdera och jämföra tre olika metoder för identifiering av sura sulfatjordar. Metoderna utgjordes av:

1. Inkubationsförsök – naturlig sulfidoxidation över tid, utförs i inomhusmiljö.
2. Snabbtest – accelererad sulfidoxidation, tillsatts av väteperoxid, kan utföras inom- och utomhus.
3. NAGpH-test – accelererad sulfidoxidation, tillsatts av väteperoxid, utförs av kommersiella laboratorium. NAG=Net acid generation.

5.1 Metoder

I detta kapitel beskrivs kortfattat de metoder som nyttjats vid klassificering av sur sulfatjord. För ytterligare detaljer se Examensarbetet i Bilaga 4.

5.1.1 Inkubationsförsök

Inkubationsförsök är en välbeprövad, etablerad och tillförlitlig metod, som används internationellt och är den metod som det svensk-finska klassificeringssystemet baseras på (Boman m.fl., 2023). Inkubationsförsök, som är en typ av ett kinetiskt test, simulerar den naturliga oxidationen av sulfider och syrabildning i jorden över tid (Creeper m.fl., 2012). Den tar hänsyn till jordens naturliga buffertkapacitet med avseende på karbonater, organiskt material och lermineral. Vid inkubationsförsök mäts pH i fält och därefter får jordprover oxidera under kontrollerade förhållanden i laboratorium, med upprepade pH-mätningar under oxidationsprocessens gång (upp till 19 veckor). Är uppmätt pH <4 vid avslutat inkubationsförsök och skillnaden mellan den första och sista pH-mätningen (ΔpH) mer än 0,5 pH-enheter utgör jorden sur sulfatjord.

Inkubationsförsök utfördes under 13 veckor på en delmängd av samtliga uttagna 64 prover och i duplikat. Provernans pH uppmätt i fält vid provtagning av jordprofilerna benämns som $\text{pH}_{\text{FÄLT}}$. Uppmätt pH vid avslutat inkubationsförsök (efter 13 veckor) benämns som pH_{INK} .

5.1.2 Snabbtest

Snabbtest är en metod som ursprungligen utvecklades i Australien (Sullivan m.fl., 2018) för att identifiera sura sulfatjordar. Metoden har vidareutvecklats i Finland (Miljöministeriet 2022). Snabbtest kan användas för att identifiera sura sulfatjordar (SSJ) och testet kan utföras

både i fält och laboratorium. Sulfiderna i jordproven utsätts för en katalyserad oxidation genom att 30 % väteperoxid (H_2O_2) tillsätts, varefter pH mäts. Är uppmätt pH <3 utgör jorden sur sulfatjord.

Snabbtestet utfördes på tre jordprover för alla sex jordprofiler och i duplikat. De tre jordproverna för varje profil utgjordes av de tre nedersta skikten, som bedömdes vara i den reducerade zonen. Snabbtestet utfördes först i fält och sedan i laboratorium. De uppmätta pH-värdena efter utfört snabbtest, betecknas som pH_{FOX1} och pH_{FOX2} för fält respektive laboratorium (FO från eng. "field oxidised").

5.1.3 NAGpH-test (single addition)

NAGpH-test, som är en metod utvecklad för bergmaterial, används för att bedöma potentialen för ett material att producera syra. Metoden har under de senaste åren delvis använts i Finland i syfte att identifiera sura sulfatjordar. Likt snabbtestet utsätts ingående sulfidmineral för en katalyserad oxidation genom tillsatts av 15 % H_2O_2 i provberett material. Kemikalien får reagera med materialet över natten varefter pH mäts. Är uppmätt pH $<4,5$ utgör jorden sur sulfatjord.

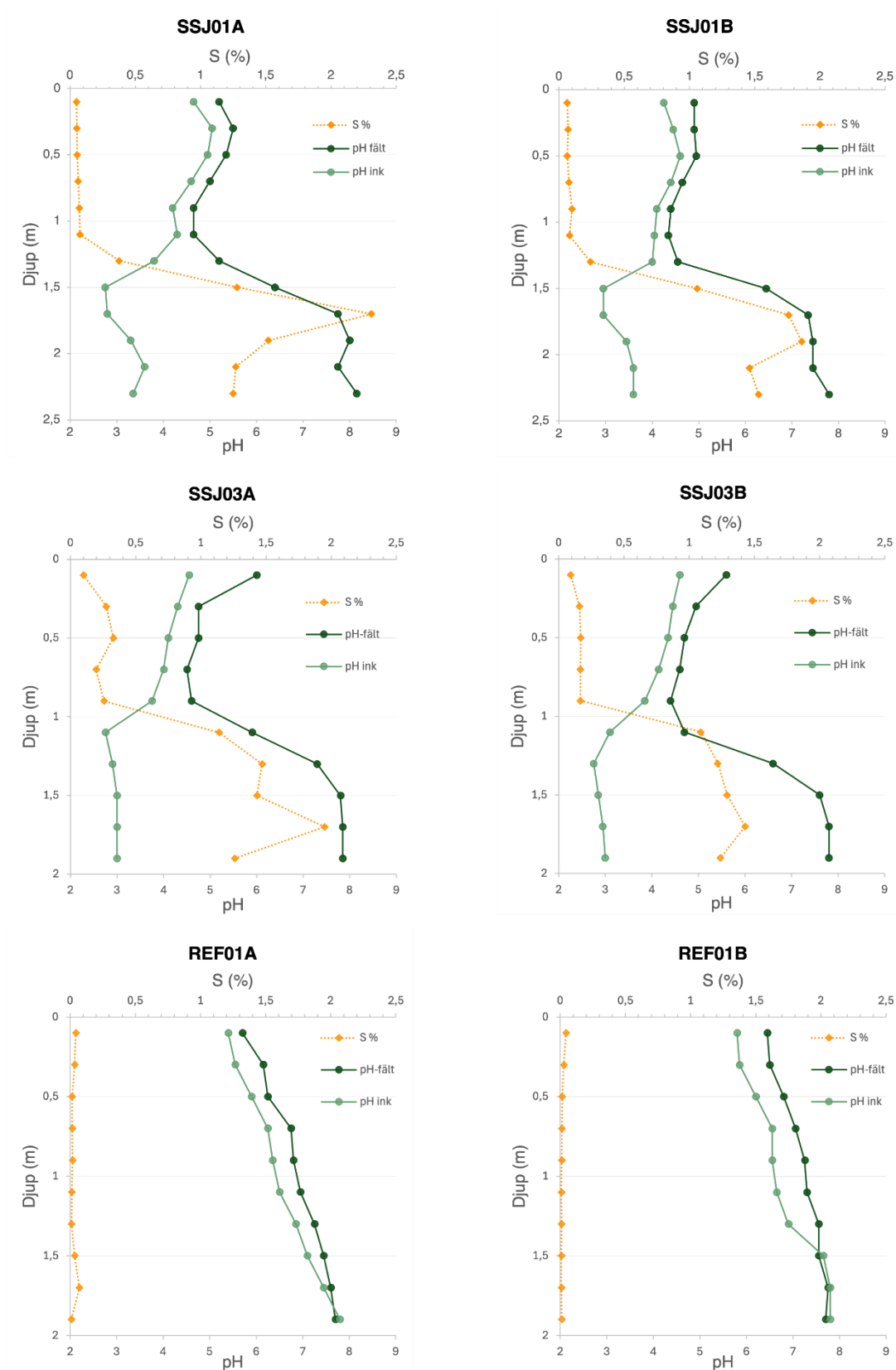
Ett jordprov från varje jordprofil (totalt sex prover) skickades till ackrediterat laboratorium för NAGpH-test. Proverna härstammade från den reducerade delen av respektive jordprofil.

5.2 Resultat och diskussion

5.2.1 Inkubationsförsök

Resultaten för inkubationsförsöket för varje jordprofil presenteras i Figur 8. Ett medelvärde beräknades för duplikaten och originalproverna och i Figur 8 redovisas S (%), $\text{pH}_{\text{FÄLT}}$ och pH_{INK} efter 13 veckors inkubation mot jorddjupet. I graferna syns en tydlig skillnad mellan sulfidhaltig siltig lera och sulfidfri siltig lera (referensproven). För SSJ01 och SSJ03 har pH sjunkit kraftigt och understigit 4 för samtliga reducerade skikt. För REF01 noteras viss variation i pH under inkubationstiden, dock ligger pH klart över gränsvärdet 4.

Sammanfattningsvis påvisar inkubationsmetoden, som är en vetenskapligt erkänd metod för identifiering av sur sulfatjord, hög tillförlitlighet för identifiering av sur sulfatjord. Inkubationsförsök är både enkelt och relativt billigt att utföra, försöken kan utföras i inomhusmiljö, det krävs inga avancerade mätinstrument eller material och i kombination med svavelanalyser är metoden mycket pålitlig. Nackdelen är framförallt tidsaspekten. Beroende av bl.a. jordmaterialets egenskaper kan inkubationsförsöket behöva pågå upp till 19 veckor innan resultat kan erhållas. Inkubationsmetoden är därför inte lämplig att använda i projekt där resultat snabbt behöver erhållas.



Figur 8. Svavelhalt [%], pH mätt i fält ($pH_{fält}$) och pH efter inkubation i 13 veckor (pH_{ink}) plottat mot jorddjupet [m] för SSJ01A, SSJ01B, SSJ03A, SSJ03B, REF01A och REF01B.

5.2.2 Snabbtest

I Tabell 8 presenteras resultat från snabbtest utförda i fält och laboratorium i duplikat (dbl). Ett pH-värde <3,0 indikerar sur sulfatjord. Från snabbtestet i fält indikerade endast prov från SSJ03A och B $pH_{FOX1} < 3,0$. För snabbtest utfört i laboratorium, indikerade samtliga jordprover för SSJ01 samt SSJ03 $pH_{FOX2} < 3,0$. Samtliga prover för referensjorden hade betydligt högre pH än gränsvärdet, och pH var generellt högre för pH_{FOX2} . För jordmaterialet som representerar SSJ01 respektive SSJ03 påvisar pH_{FOX2} att det utgör sur sulfatjord, för REF01 påvisar både pH_{FOX1} respektive pH_{FOX2} att materialet inte utgör sur sulfatjord.

Tabell 8. Resultat från snabbtest utfört i fält (pH_{FOX1}) respektive laboratorium (pH_{FOX2}) där dbl avser duplikat och värdet i parentes är skillnaden i pH jämfört med $pH_{FÄLT}$. Värden som understiger gränsvärdet 3,0 är fetmarkerade.

	Djup (m)	Provnamn	pH_{FOX1} (ΔpH)	pH_{FOX2} (ΔpH)
SSJ01A	1,8–2,0	SSJ01A	4,1 (4,0)	1,7 (6,4)
		SSJ01A dbl	4,9 (3,0)	2,1 (5,8)
	2,0–2,2	SSJ01A	5,5 (2,2)	2,2 (5,5)
		SSJ01A dbl	4,8 (3,0)	1,5 (6,3)
	2,2–2,4	SSJ01A	5,5 (2,7)	1,3 (6,9)
		SSJ01A dbl	5,6 (2,5)	1,9 (6,2)
SSJ01B	1,8–2,0	SSJ01B	5,4 (2,0)	2,0 (5,4)
		SSJ01B dbl	5,4 (2,1)	1,6 (5,9)
	2,0–2,2	SSJ01B	5,3 (2,3)	2,0 (5,6)
		SSJ01B dbl	5,1 (2,2)	2,1 (5,2)
	2,2–2,4	SSJ01B	5,5 (2,4)	2,2 (5,7)
		SSJ01B dbl	5,5 (2,2)	2,1 (5,6)
SSJ03A	1,4–1,6	SSJ03A	1,5 (6,3)	1,9 (5,9)
		SSJ03A dbl	0,9 (6,9)	1,9 (5,9)
	1,6–1,8	SSJ03A	0,9 (6,8)	1,9 (5,8)
		SSJ03A dbl	4,2 (3,8)	2,0 (6,0)
	1,8–2,0	SSJ03A	1,3 (6,5)	1,9 (5,9)
		SSJ03A dbl	2,4 (5,5)	1,9 (6,0)
SSJ03B	1,4–1,6	SSJ03B	4,7 (2,8)	2,0 (5,5)
		SSJ03B dbl	4,7 (3,0)	2,1 (5,6)
	1,6–1,8	SSJ03B	5,4 (2,3)	2,0 (5,7)
		SSJ03B dbl	4,3 (3,6)	1,8 (6,1)
	1,8–2,0	SSJ03B	4,5 (3,2)	2,1 (5,6)
		SSJ03B dbl	2,4 (5,5)	1,9 (6,0)

	Djup (m)	Provnamn	pH _{FOX1} (ΔpH)	pH _{FOX2} (ΔpH)
REF01A	1,4–1,6	REF01A	6,2 (1,2)	6,1 (1,4)
		REF01A dbl	6,3 (1,2)	6,2 (1,3)
	1,6–1,8	REF01A	6,2 (1,4)	7,7 (-0,1)
		REF01A dbl	6,1 (1,5)	7,5 (0,1)
	1,8–2,0	REF01A	6,3 (1,4)	7,7 (0)
		REF01A dbl	6,3 (1,4)	7,7 (0)
REF01B	1,4–1,6	REF01B	6,4 (1,1)	7,6 (-0,1)
		REF01B dbl	6,3 (1,3)	7,0 (0,6)
	1,6–1,8	REF01B	6,3 (1,4)	7,7 (0)
		REF01B dbl	6,3 (1,5)	7,4 (0,4)
	1,8–2,0	REF01B	6,3 (1,4)	7,7 (0)
		REF01B dbl	6,3 (1,4)	7,3 (0,4)

Resultaten från snabbtestet uppvisade signifikanta variationer avseende erhållna pH-värden för de sura sulfatjordarna (SSJ01 och SSJ03) i fält jämfört med i laboratorium. Den bakomliggande orsaken till dessa skillnader bedöms vara utomhustemperaturen. Snabbtestet i fält utfördes under kalla förhållanden (0°C) och endast 6 av 24 prover identifierades korrekt som sura sulfatjordar. Under kontrollerade förhållanden i laboratorium visade snabbtestet hög tillförlitlighet där samtliga 24 prover identifierades som sura sulfatjordar. Det förefaller som att det avkylda oxidationsmedlet som tillsattes materialet gav för långsam oxidationsprocess och därför erhöles för låga värden då snabbtestet utfördes i fält. För att erhålla tillförlitliga resultat med denna identifieringsmetod förespråkas att snabbtestet utförs i inomhusmiljö eller utomhus under varma perioder (förslagsvis sommar-höst). Fördelen med snabbtest är framför allt att resultat erhålls efter några timmar (förberedelser och utförda pH-mätningar) och metoden kan bedömas lämplig att användas då stora områden ska undersökas och en inledande, snabb bedömning efterfrågas. Nackdelen att utföra testet inomhus är bl.a. arbetsmiljörisker i form av kemikaliehantering och uppkomsten av potentiella giftiga gaser. Testet inomhus behöver utföras i dragskåp. Snabbtest är billigt att utföra och kräver likt inkubationsförsök ingen avancerad mätutrustning.

5.2.3 NAGpH-test

I Tabell 9 presenteras resultat från NAGpH-test. Gränsvärdet för att provet utgör sur sulfatjord är 4,5. Samtliga jordprover från SSJ-profilerna har pH under 4,5. Referensproven påvisar höga pH-värden >8,9.

Resultaten från NAGpH-testet har i detta projekt visat hög tillförlitlighet för identifiering av sura sulfatjordar. Det bör dock poängteras att metoden endast använts för identifieringsändamål av sex prover, vilket är ett litet antal, varför det föreligger viss osäkerhet avseende metodens tillförlitlighet för att identifiera sur sulfatjord. Nackdelen med denna identifieringsmetod är främst kostnaden att utföra analysen vid laboratorium. Användningen av NAGpH-metoden i projekt där stora ytarealer jord ska undersökas kan därför bli kostsam. Normal svarstid för

att erhålla laboratorieresultat från NAGpH-test uppgår till cirka 15 dagar, men det går att få snabbare svar till en större kostnad.

Tabell 9. Resultat från NAGpH-test samt pH mätt i fält ($\text{pH}_{\text{FÄLT}}$). pH-värden under gränsvärdet 4,5 är fetmarkerade.

Provplats	Provnamn	$\text{pH}_{\text{FÄLT}}$	NAGpH
SSJ01	SSJ01A 1,8–2,0	8,0	3,4
	SSJ01B 2,0–2,2	7,5	3,6
SSJ03	SSJ03A 1,6–1,8	7,9	3,2
	SSJ03B 1,8–2,0	7,8	3,1
REF01	REF01A 1,6–1,8	7,6	8,9
	REF01B 1,6–1,8	7,8	9,2

5.2.4 Jämförelse av resultat för identifieringsmetoderna

I Tabell 10 jämförs resultaten för de tre undersökta identifieringsmetoderna för det prov från varje jordprofil (reducerade skiktet) som analyserades för NAGpH. Ett medelvärde beräknades för duplikaten i inkubationsförsök samt snabbtest. SSJ-proverna understeg gränsvärdena med samtliga metoder förutom för snabbtest i fält (pH_{FOX1}). Intressant att notera är samstämmigheten för de uppmätta pH-värdena avseende NAGpH-test och inkubationsförsöket.

Baserat på föreliggande resultat kan det påvisas att inkubationsförsök, snabbtest utfört i laboratorium och NAGpH-test fungerar på ett tillförlitligt sätt i syfte att identifiera sur sulfatjord.

Tabell 10. Jämförelse av resultat för inkubationsförsök (pH_{INK}), snabbtest i fält och laboratorium (pH_{FOX1} respektive pH_{FOX2}) och NAGpH-test (NAGpH) samt totalhalt svavel. Fetmarkerade värden understiger gränsvärdet presenterat i parentes för klassificering av sur sulfatjord.

Provplats	Provnamn	pH_{INK} (4)	pH_{FOX1} (3)	pH_{FOX2} (3)	NAGpH (4,5)	S (%)
SSJ01	SSJ01A 1,8–2,0	3,3	4,5	1,9	3,4	1,52
	SSJ01B 2,0–2,2	3,6	5,2	2,1	3,6	1,46
SSJ03	SSJ03A 1,6–1,8	3,0	2,6	2,0	3,2	1,95
	SSJ03B 1,8–2,0	3,0	3,5	2,0	3,1	1,24
REF01	REF01A 1,6–1,8	7,4	6,2	7,6	8,9	0,0705
	REF01B 1,6–1,8	7,8	6,3	7,6	9,2	0,00922

6 LAKBARHET

I detta kapitel belyses metallernas lakbarhet. Ofta anges lakbarhet som ett K_d -värde. Det så kallade K_d -värdet är en fördelningskoefficient som anger förhållandet mellan mängden löst och mängden bunden metall:

$$Q = K_d \times c$$

där Q är mängden bunden metall, ofta i enheten mg/kg TS, medan c är den lösta koncentrationen av metallen, i mg/l. Enheten för K_d -värdet blir därför l/kg.

Eftersom fördelningen mellan löst och bunden metall är starkt beroende av pH och av ett antal andra faktorer (t.ex. konkurrerande joner, halt organiskt material m.m.) ska K_d -värdet tolkas som en ögonblicksbild av hur fördelningen mellan löst och bunden metall ser ut just där, just då. Vidare kan det sägas finnas två olika typer av K_d -värden beroende av hur Q definieras, de s.k. "sorptions"- K_d och "totalhalts"- K_d , där Q i det första fallet utgör den bundna mängd metall som befinner sig i kortsiktig jämvikt med markvattnets metallkoncentration, medan i det andra fallet utgör Q totalhalten. "Totalhalts"- K_d kan vara många gånger större än "sorptions"- K_d i de fall andelen geokemiskt aktiv metall är låg, vilket den är för arsenik, kobolt och nickel i denna studie (Tabell 5). Således råder viss begreppsförvirring när det gäller K_d -värden. I en tidigare NV-rapport föreslog Gustafsson m.fl. (2007) att "totalhalts"- K_d istället bör benämnas K_{tot} just för att undvika sammanblandning. I denna rapport, där Naturvårdsverkets riktvärdesmodell används, kommer vi dock att använda beteckningarna "totalhalts"- K_d eller endast K_d då Q avser totalhalten, och "sorptions"- K_d då Q är den geokemiskt aktiva metallhalten, för att vara konsekvent med det som anges i riktvärdesmodellen.

6.1 Naturvårdsverkets utgångspunkter för förorenad jord

Transport från förorenad mark till andra medier (grundvatten, ytvatten, inom- och utomhusluft⁵ samt växter) är en viktig del av Naturvårdsverkets beskrivning av om en förorenad jord innebär en risk eller inte (Naturvårdsverket, 2009a). För att avgöra om föroreningen innebär en risk beräknas föroreningskoncentrationen i dessa kontaktmedier. Koncentrationerna beräknas med fugacitetsmodellen och det antas vara jämvikt i marken. I ekvationen ingår ett antal jordegenskaper (vattenhalt, lufthalt, torrdensitet) och K_d -värdet för ämnet. I modellen är det alltså "totalhalts"- K_d , enligt ovan, som används.

De generella fördelningskoefficienter som används av Naturvårdsverket har tagits fram inom Hållbar Saneringsprojektet *Lakteter för riskbedömning av förorenade områden* (Elert m.fl., 2006). Där har data från ett hundratal utförda lakteter i cirka trettio svenska efterbehandlingsprojekt sammanställts. Resultaten visade stora variationer i beräknade K_d -värden, då typiskt 90 % av K_d -värdena för ett enskilt ämne varierade med en faktor 100–1000. Som ett rimligt försiktigt värde har 10-percentilen av K_d -värdena från projektet använts som generella fördelningskoefficienter i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell (undantag finns för vissa ämnen, dock ej de som är aktuella i detta projekt) (Naturvårdsverket, 2009a).

Naturvårdsverket skriver att det ibland kan finnas skäl att revidera de generella K_d -värdena och att dessa kan uppskattas från lakförsök eller genom jämförelse mellan halter i jord och

⁵ De ämnen som detta projekt fokuserar på förångas inte i någon betydande grad under naturliga förhållanden, varför transport till inom- och utomhusluft inte behandlas.

grundvatten (Naturvårdsverket, 2009a). Man anger vidare att om en integrerad analys av lakbarheten visar att denna avviker väsentligt (>50–100 %) från generella värden kan en plats-specifik justering vara motiverad.

De jordegenskaper som ingår i ekvationerna för att beräkna föroreningskoncentration i grundvatten och ytvatten har i praktiken ingen betydelse för den beräknade utlakningen av oorganiska ämnen såsom metaller. Modellen för spridning med grundvatten baseras på utspädning i de lösa jordlagren. Modellen tar inte hänsyn till nedbrytning eller fastläggning utan utspädningens storlek beror på bland annat infiltrationen, den hydrauliska konduktiviteten och den hydrauliska gradienten i akvifären. Modellen för spridning till ytvatten beräknar den utspädning som sker när föroreningen når en sjö eller ett vattendrag. Inte heller denna modell tar hänsyn till fastläggning eller nedbrytning och den antar fullständig omblandning i recipienten. Modellen för upptag av föroreningar i växter beskrivs i kapitel 0.

6.2 Sammanfattning av kunskapsläget idag

6.2.1 Leror generellt

Rent allmänt förväntas lakbarheten ha ett starkt samband med pH-värdet – för metallkationer som kobolt och nickel är ett högt pH som regel gynnsamt för sorption eftersom ytladdningen på vanliga adsorberande ytor (framför allt organiskt material, i viss mån oxider och lermineraller) då blir mer negativ. För arsenik, som i den omättade zonen i lerjordar främst förekommer som anjonen arsenat, är förhållandet det omvända, dvs. starkare adsorption vid lågt pH på grund av att oxidytorna (som står för den mesta sorptionen) då blir mer positiv.

Det finns dock en mängd andra faktorer som påverkar K_d -värdet:

- Koncentrationen löst organiskt kol (DOC) i markvattnet, vilket kan komplexbinda en hel del metaller och på så sätt hålla dessa i lösning, kan variera avsevärt beroende på jord.
- Mängden adsorberande ytor kan variera åtskilligt, vilket också påverkar K_d -värdet.
- Koncentrationen konkurrerande joner.
- Då K_d -värdet baseras på totalhalten, kan man även förvänta att andelen geokemiskt aktiv metall spelar in.

Det är få studier i litteraturen i vilka man har försökt bestämma ”totalhalts”- K_d -värden direkt, med en metodik som påminner om vår. Här har vi sammanställt några exempel där vi med hjälp av de data som redovisas kunnat beräkna geometriska medelvärden av K_d (dvs. baserade på logaritmerade värden, eftersom antagande av lognormalfördelning förmodligen är en bättre utgångspunkt än normalfördelning, se Sheppard m.fl., 2007), samt p10 (dvs. 10-percentiler baserade på antagande av lognormalfördelning). Resultaten presenteras i Tabell 11.

I en ofta citerad rapport studerade de Groot m.fl. (1998) lakbarheten av sju metaller, däribland nickel och arsenik i 46 jordar, varav 43 var från Nederländerna. De flesta av jordarna var metallförorenade och endast ett fåtal var lerjordar. Många jordar hade dessutom lågt pH. ”Totalhalts”- K_d -värden bestämdes och definierades som kvoten mellan totalhalten (bestämd med kungsvattenuppslutning) och löst metall i 0,01 M CaCl_2 . De relativt låga värden som de Groot m.fl. (1998) fick, i synnerhet för nickel, beror sannolikt till stor del just på att jordarna var förorenade varför den geokemiskt aktiva andelen metall var hög.

Sheppard m.fl. (2007) studerade lakbarheten av ett stort antal ämnen i cirka 100 kanadensiska brukade jordar med olikartade egenskaper. ”Totalhalts”- K_d -värden bestämdes som kvoten mellan totalhalt mätt efter vätefluorid-uppslutning och koncentration metall i en centrifugerad marklösning efter att jorden mättats med vatten. 10-percentilerna hos Sheppard m.fl. (2007) motsvarar ganska väl Naturvårdsverkets s.k. generella K_d -värden för kobolt och nickel (300 L kg⁻¹), men fick klart lägre värden för arsenik (63 L kg⁻¹ att jämföra med det generella K_d -värdet 300 L kg⁻¹).

Sadeghi (2020) undersökte i ett examensarbete lakbarheten hos kobolt och nickel i sex lerjordar från Uppsala. Dessa fanns i urban miljö, men utan känd metallförorening. Totalhalten bestämdes liksom löst koncentration i extrakt med 0,01 M CaCl₂. Sadeghi fick klart högre K_d -värden än de generella, och använde dessa för att beräkna ”platsspecifika” riktvärden för förorenad mark.

Tabell 11. Erhållna ”totalhalts”- K_d -värden (l/kg) i olika studier inklusive föreliggande studie: geometriska medelvärden (GM) och 10-percentiler (p10)

Referens	As		Co		Ni	
	GM	p10	GM	p10	GM	p10
De Groot m.fl. (1998)	2 092	252	-	-	399	73
Sheppard m.fl. (2007)	750	63	3 500	170	1 600	310
Sadeghi (2020)	-	-	70 700	14 200	14 600	3 600
Leror, denna rapport	19 300	4 660	285 000	42 200	23 100	4 500
NV:s generella K_d -värden		300		300		300

6.2.2 Sura sulfatjordar

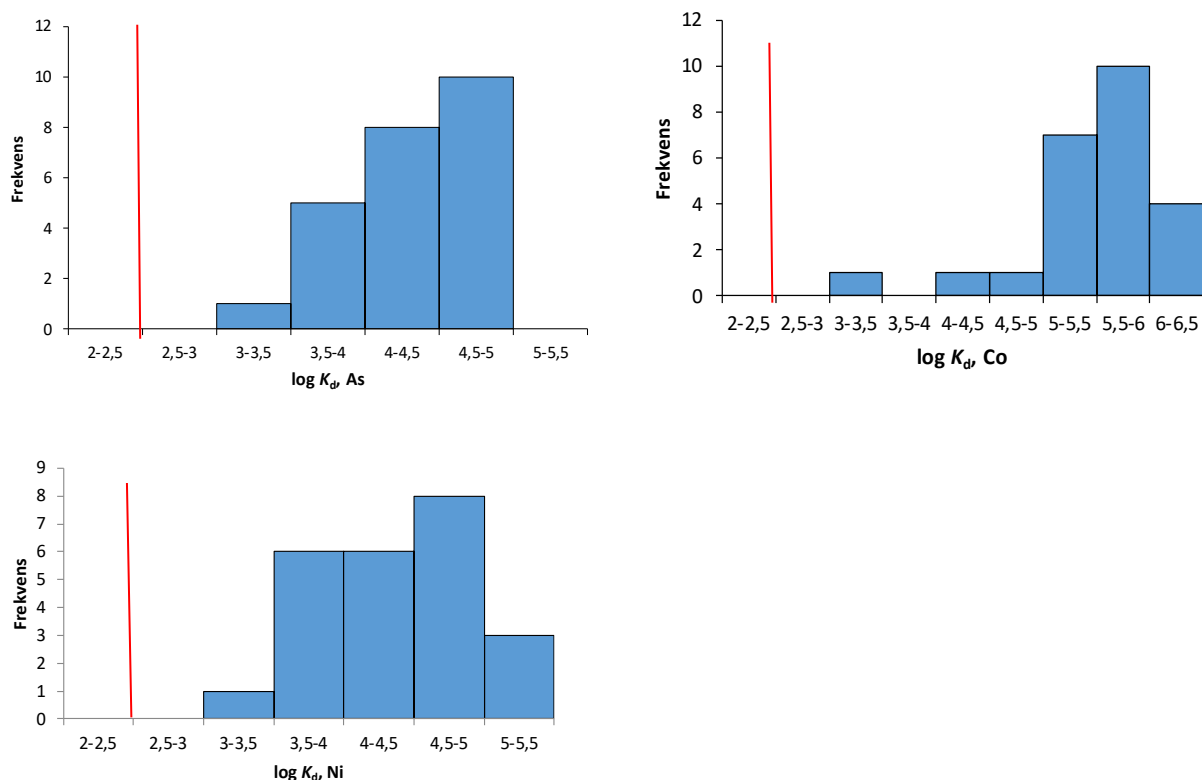
Sura sulfatjordar blir ett miljöproblem när grundvattennivån sänks, vilket främst är en följd av förändrad markanvändning och mänsklig påverkan (Boman m.fl., 2023). Järnsulfiderna i jordarna kommer i kontakt med syre och oxideras. Detta kan leda till kraftig pH-sänkning med försurning av både mark och grundvatten som påföljd (Sohlenius & Öborn, 2004; Mattbäck m.fl., 2022). Följaktligen mobiliseras metaller och andra grundämnen, och vid stor vattenförlösning kan dessa lakas ut i koncentrationer som kan påverka miljön negativt (Åström & Corin, 2000; Fälmarsch m.fl., 2008). Miljöfarliga ämnen som mobiliseras och lakas ut är exempelvis Al, Cd, Co, Cu, Mn, Ni, Sr och Zn (Sohlenius & Öborn, 2004; Fälmarsch m.fl., 2008; Åström m.fl., 2018; Mattbäck m.fl., 2022). Sundström m.fl. (2002) påvisade att utlakningen av Al, Cd, Co, Mn, Ni och Zn från sur sulfatjord i Finland är större än utsläppen från all finsk industri. Försurningen kan också leda till korrosion av olika konstruktionsmaterial som betong och stål (Pousette, 2010).

6.3 Resultat och diskussion

6.3.1 Lakbarhet – leror generellt

”Totalhalts”- K_d -värden bestämdes som kvoten mellan totalhalt och lösta halten i extrakt med 0,001 M CaCl₂. Detaljerade resultat vad gäller de lösta halterna visas i Bilaga 1. Som framgår av Figur 9 och Tabell A4.6 i Bilaga 1

var K_d -värdena högre än Naturvårdsverkets generella värden för samtliga jordar för arsenik, kobolt och nickel, och 10-percentilerna visade värden som var 15 gånger högre än de generella K_d -värdena för arsenik och nickel, och 150 gånger högre för kobolt. Antalet prover är relativt begränsat (24 stycken) vilket ger vissa osäkerheter.



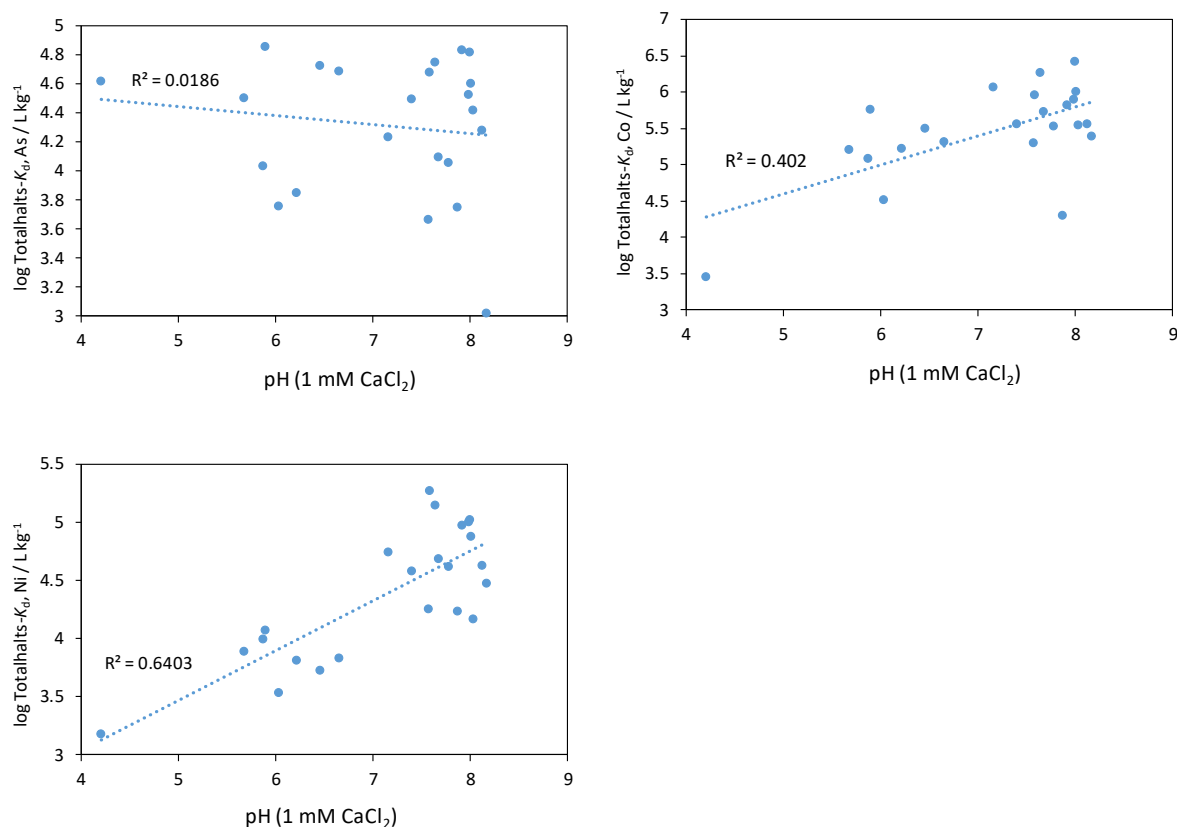
Figur 9. Frekvens av uppmätta K_d -värden (logaritmerade) för As, Co och Ni, definierade som kvot mellan totalhalt och löst koncentration i 0,001 M CaCl_2 . Den röda linjen visar de 'generella' K_d -värdena i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell, dvs $K_d = 300$ l/kg för samtliga.

”Totalhalts”- K_d -värdena är alltså relativt höga i de undersökta jordarna. Detta var inte någon överraskning eftersom en stor del av metallerna inte är geokemiskt aktiva, vilket visats i tidigare kapitel. Dessutom har lerjordar ofta ett relativt högt pH, vilket gynnar adsorptionen av kobolt och nickel, och en relativt hög vittringshastighet bidrar dessutom sannolikt till tillräckligt med Fe- och Al-oxidytor för att adsorptionen av arsenik (som arsenat) blir stark. Ändå är K_d -värdena för kobolt anmärkningsvärt höga, och betydligt högre än i någon tidigare studie som vi har kunnat hitta. Normalt sett förväntas mobiliteten av kobolt vara i samma storleksordning som den för nickel p.g.a. liknande adsorptionsegenskaper (se t.ex. Kleja m.fl., 2006), men i denna studie ligger K_d -värdet cirka 10 gånger högre.

På motsvarande sätt kunde vi även beräkna totalhalts- K_d -värden för de andra metaller som ingick i analysen för både totalhalter och lösta koncentrationer. Figur A4.2 i Bilaga 1 visar fördelningarna på samma sätt som i Figur 9. Det kan noteras att K_d -värdena för koppar i flera fall ligger klart lägre än Naturvårdsverkets generella K_d -värde. 10-percentilen hamnar på 165

l/kg, att jämföras med de 600 l/kg som är det generella K_d -värdet. Resultaten kan alltså tyda på att det generella K_d -värdet för koppar är överskattat, även om det är vanskligt att ”översätta” dessa resultat för oförorenad jord till de förorenade jordar som riktvärdesmodellen egentligen är avsedd för. Dock stöds vår slutsats av de data som redovisas i Sheppard m.fl. (2007), från vilka en 10-percentil på 230 l/kg kan beräknas. Anledningen till att K_d -värdena för koppar kan vara så låga, trots att koppar betraktas som en metall som sorberas relativt starkt (se t.ex. Kleja m.fl., 2006) är att koppar komplexbinds starkt till löst organiskt material, vilket ökar mobiliteten avsevärt.

För kobolt och nickel fanns ett tydligt samband mellan de logaritmerade totalhalts- K_d -värdena och pH, dvs. att båda metallerna generellt sett binds bättre vid högre pH, vilket är det förväntade resultatet (Figur 10). För arsenik finns däremot inget klart samband. Resultaten förbättrades inte nämnvärt om man tog in flera termer, t.ex. lerhalt, i sambanden. Sannolikt är sambandet med pH starkare om ”sorptions”- K_d -värdena används i stället, men eftersom endast en mindre andel av jordarna analyserades med 0,43 M HNO_3 kunde detta inte utvärderas fullt ut.



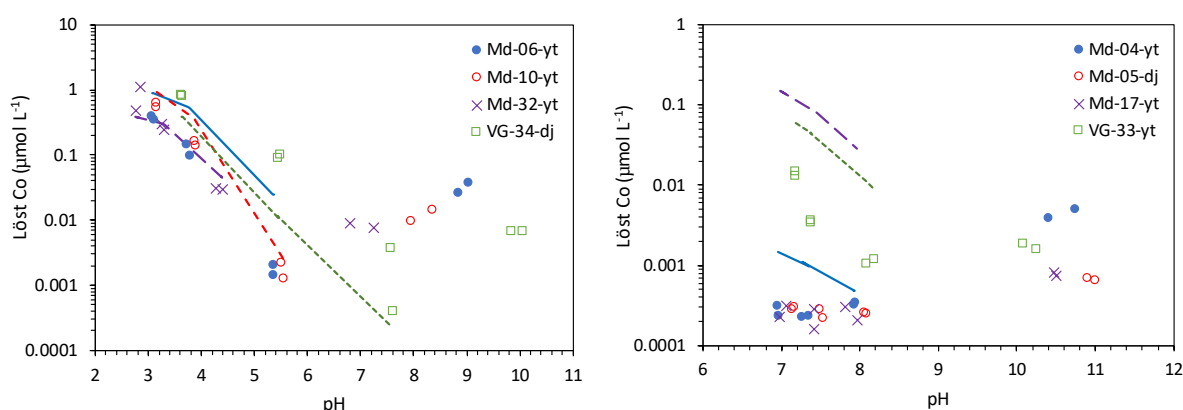
Figur 10. Uppmätta K_d -värden (logaritmerade) för As, Co och Ni, definierade som kvot mellan totalhalt och löst koncentration i 0,001 M CaCl_2 , som funktion av pH i 0,001 M CaCl_2 .

6.3.1.1 Geokemisk modellering

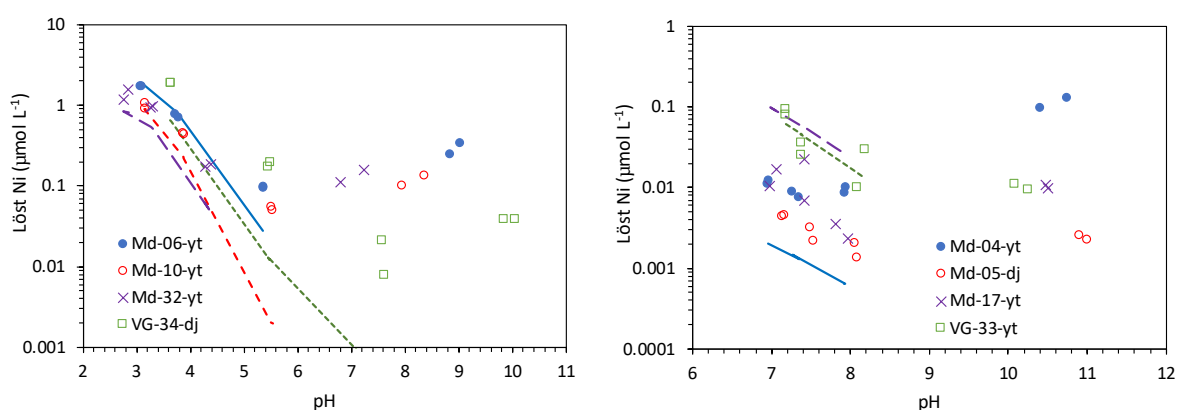
För att få en bättre uppfattning om möjliga processer, som kan reglera lösligheten av kobolt och nickel, genomfördes även pH-beroende skakförsök. I dessa jämfördes resultaten med de som förväntades utifrån geokemisk modellering, där adsorptionen av kobolt och nickel till or-

ganiskt material och oxidtytor beaktades, se vidare kapitel 2.4 . Löst organiskt kol (DOC) analyserades inte i extrakten och inte heller löst aluminium, vilket orsakar stora osäkerheter i modelleringen. Trots detta finns några intressanta observationer man kan göra utifrån de resultat som redovisas i Figur 11 (kobolt) och Figur 12 (nickel). (Ytterligare figurer som visar resultaten för kadmium, koppar och zink finns i Figur A4.3-A4.5 i Bilaga 1).

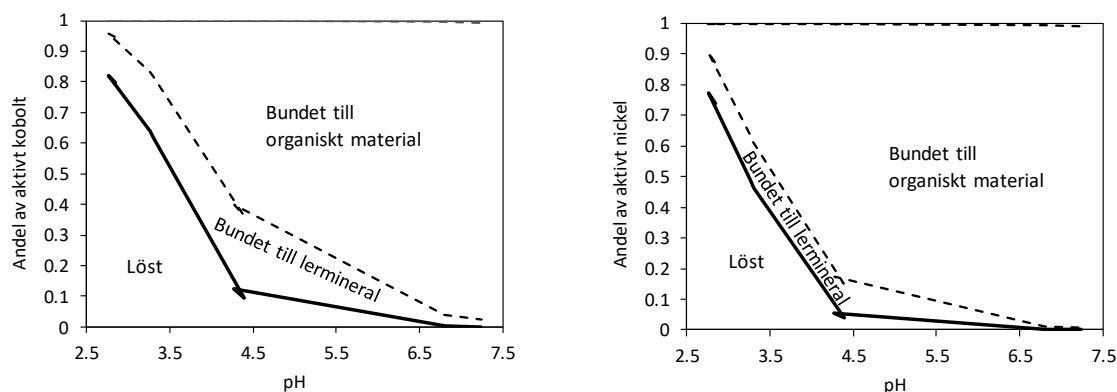
Modellsimuleringarna visar att den geokemiska modellen förmådde beskriva lösligheten av kobolt och nickel någorlunda väl för de jordar som *inte* innehöll någon kalciumkarbonat (Figur 11 vänster samt Figur 12 vänster). De simulerade lösta koncentrationerna låg inom en tiopotens från det uppmätta värdet, vilket får anses vara acceptabelt med tanke på ovan nämnda osäkerheter. Enligt modellen skulle kobolt och nickel huvudsakligen binda till organiskt material och till lermineral i dessa jordar, se exempel i Figur 13. Vid pH-värden över 8 blir även järn- och aluminiumoxider viktiga.



Figur 11. Löst kobolt som funktion av pH för åtta jordar. Vänster: jordar som inte innehåller kalciumkarbonat (d.v.s. kalcit eller aragonit). Höger: jordar med kalciumkarbonat. Symboler är uppmätta data, linjer är modellanpassningar med s.k. multiytmodell. Modellanpassning saknas för Md-05-dj p.g.a. analysfel.



Figur 12. Löst nickel som funktion av pH för åtta jordar. Vänster: jordar som inte innehåller kalciumkarbonat. Höger: jordar med kalciumkarbonat. Symboler är uppmätta data, linjer är modellanpassningar med s.k. multiytmodell. Modellanpassning saknas för Md-05-dj p.g.a. analysfel.



Figur 13. Kumulativt diagram som visar fraktionering av kobolt (vänster) och nickel (höger) i Md-32-yt som funktion av pH, enligt den geokemiska modellen.

Däremot, för de jordar som innehöll kalciumkarbonat låg de simulerade koncentrationerna av löst kobolt systematiskt åtskilligt högre än de uppmätta värdena, för Md-17-yt t.o.m. ett par tiopotenser högre. Så var inte fallet för nickel, och inte heller för de andra metallerna (Figur A4.3-A4.5 i Bilaga 1). Detta tyder på att någon okänd process bidrar till en särskilt låg löslighet för kobolt i jordar med karbonater, vilket sannolikt bidragit till de mycket höga K_d -värdena. Tre möjliga orsaker är:

- *Kobolt medfälls eller adsorberas särskilt starkt till karbonatmineral.* Dock, utifrån de värden vi har kunnat hitta i databaser och artiklar finns inget som tyder på att kobolt skulle binda särskilt starkt i karbonater jämfört med t.ex. Ni, Cu eller Zn.
- *Kobolt kan stabiliseras som Co(III) i jordar med högt pH.* Kobolt i sin trevärda form binder sannolikt mycket starkt till partikelytor i jorden och kan dessutom medfällas med t.ex. järnoxider. Det finns dock inget i litteraturen som tyder på att Co(III) är vanligt förekommande i jordar. Med de jämviktskonstanter för övergången Co(II) / Co(III) som finns i Visual MINTEQ verkar det dessutom osannolikt att Co(III) skulle existera i någon större mängd.
- *0,43 M HNO_3 löser upp en hel del kobolt som inte är geokemiskt aktivt.* På det sättet skulle det endast finnas ett mycket litet förråd kobolt som kan bidra till det lösta koboltet, vilket skulle kunna förklara det höga K_d -värdet. Men frågan är varför just kobolt (och inte t.ex. nickel, zink och koppar) skulle bete sig på det sättet. Det finns ingen idag känd mekanism eller egenskap som skulle kunna förklara detta.

Med andra ord, vi betraktar inte någon av dessa möjligheter som särskilt troliga, utifrån befintlig kunskap. Ändå finns uppenbarligen någon process som medverkar till att hålla lösligheten av kobolt mycket låg i de undersökta lerjordarna. Framtida forskning får visa vad det är som gör att kobolt i dessa lerjordar har en mycket låg löslighet.

Ingen modell sattes upp för arsenik – där ansågs osäkerheterna alltför stora för att få till meningsfulla modellsimuleringar.

6.3.2 Lakbarhet – sulfidleror

Syftet med denna del av projektet var att undersöka hur den försurning som uppstår vid en sulfidoxidation påverkar lösligheten av tungmetaller, då främst kobolt och nickel. Vi ville också undersöka huruvida den förmodade ökade lösligheten enbart är en effekt av ett sjunkande pH eller en kombination av sjunkande pH och en upplösning av tungmetallinnehållande sulfidmineral.

Som framgår av Tabell 12 var pH väsentligt lägre efter inkubationen av de sulfidinnehållande proverna än innan, mätt efter jämviktning i en lösning av 0,001 M CaCl_2 . De oxiderade proverna, som användes i detta försök, hade inkuberats under 9 veckor. Notera att oxidationshastigheten varierade för duplikaten. Referensprovet var tämligen opåverkat av inkuberingen och pH skiljde sig endast marginellt mellan replikaten.

Tabell 12. Uppmätt pH för opåverkat och inkuberat (oxiderat) prov i duplikat i 0,001 M CaCl_2

Provnamn	pH opåverkat	pH oxiderat(1)	pH oxiderat(2)
SSJ01B	6,9	3,7	5,4
SSJ03A	6,5	3,6	3,9
SSJ03B	6,6	3,7	4,9
REF01B	8,2	7,9	8,0

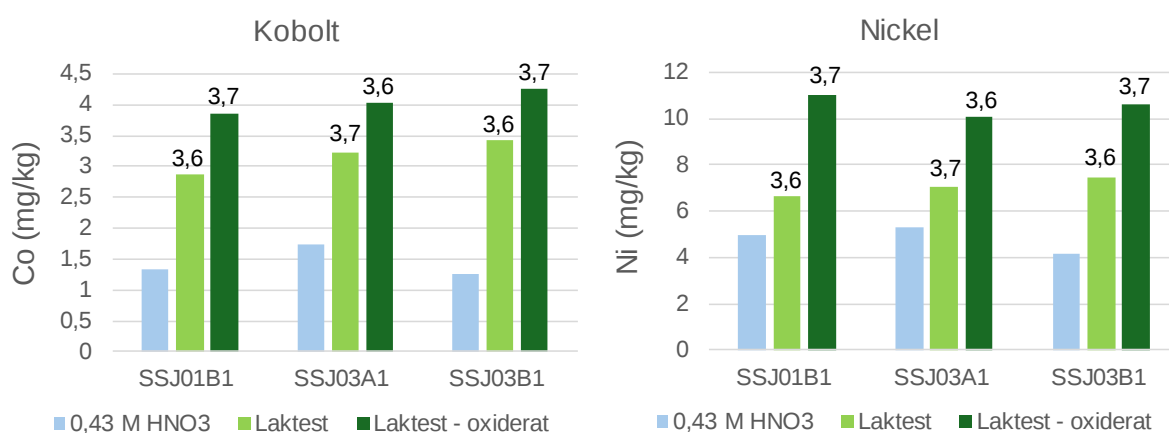
Samtliga metaller och arsenik i ”färska” prover som inte inkuberats (oxiderats) uppvisade alla en starkt pH-beroende löslighet (Figur 15). De positivt laddade metallerna uppvisade en V-formad löslighetskurva, med lägst löslighet runt pH 6–7. Den ökande lösligheten vid pH <6 kan förklaras av en ökad konkurrens mellan metalljoner och vätejoner. Den ökande lösligheten vid pH >7 beror i stället på en ökande koncentration lösta humusämnen med ökat pH, vilket ökar metallösligheten genom komplexbildning. Det observerade pH-beroendet är välkänt och belagt i ett flertal tidigare studier (se t.ex. Dijkstra m.fl., 2004 och Kleja m.fl. 2006). Det faktum att arsenik-lösligheten ökade vid ökad tillsats av syra däremot var något oväntat. I ett aerobt system bör arsenik föreligga i den oxiderade formen arsenat (H_2AsO_4^-) och den huvudsakliga fastläggningen av denna jon sker via ytkomplexbildning med olika järn- och aluminium(hydr)oxider. I ett sådant fall minskar lösligheten med sjunkande pH då oxidytans (netto)positiva laddning ökar med sjunkande pH. Varför så inte var fallet är oklart, men skulle kunna bero på att en del arsenik samutfälld med järnsulfiderna löstes vid tillsats av höga koncentrationer HNO_3 .

De inkuberade, oxiderade proverna jämviktades också i 0,001 M CaCl_2 , men utan någon tillsats av HNO_3 . Som framgår av Tabell 12 sjönk pH avsevärt i dessa prover, i nivåer jämförbara med den största tillsatsen av HNO_3 i försöken med de ”färska” proverna. För de fem metallkationerna sammanfaller den pH-beroende lösligheten relativt väl mellan de oxiderade och de ”färska” proverna (Figur 15). Detta betyder att den ökade lösligheten som erhöles i oxiderade prover i huvudsak kan förklaras av sulfidoxidationens försurande effekt. Vid en jämförelse mellan oxiderade prover med pH <4,0 och ”färska” prover med en tillsats av 0,015 M HNO_3 framgår dock att den totala mängden utlakad Ni och Co var något högre i de oxiderade proverna, trots att pH var lika i de båda laktlösningarna (Figur 14). Detta indikerar att oxidationen av sulfidmineral under den 9 veckor långa inkubationen har frigjort en del kobolt och nickel, vilka övergått i den ”geokemiskt aktiva” fraktionen. Vid pH <4 återfinns huvuddelen

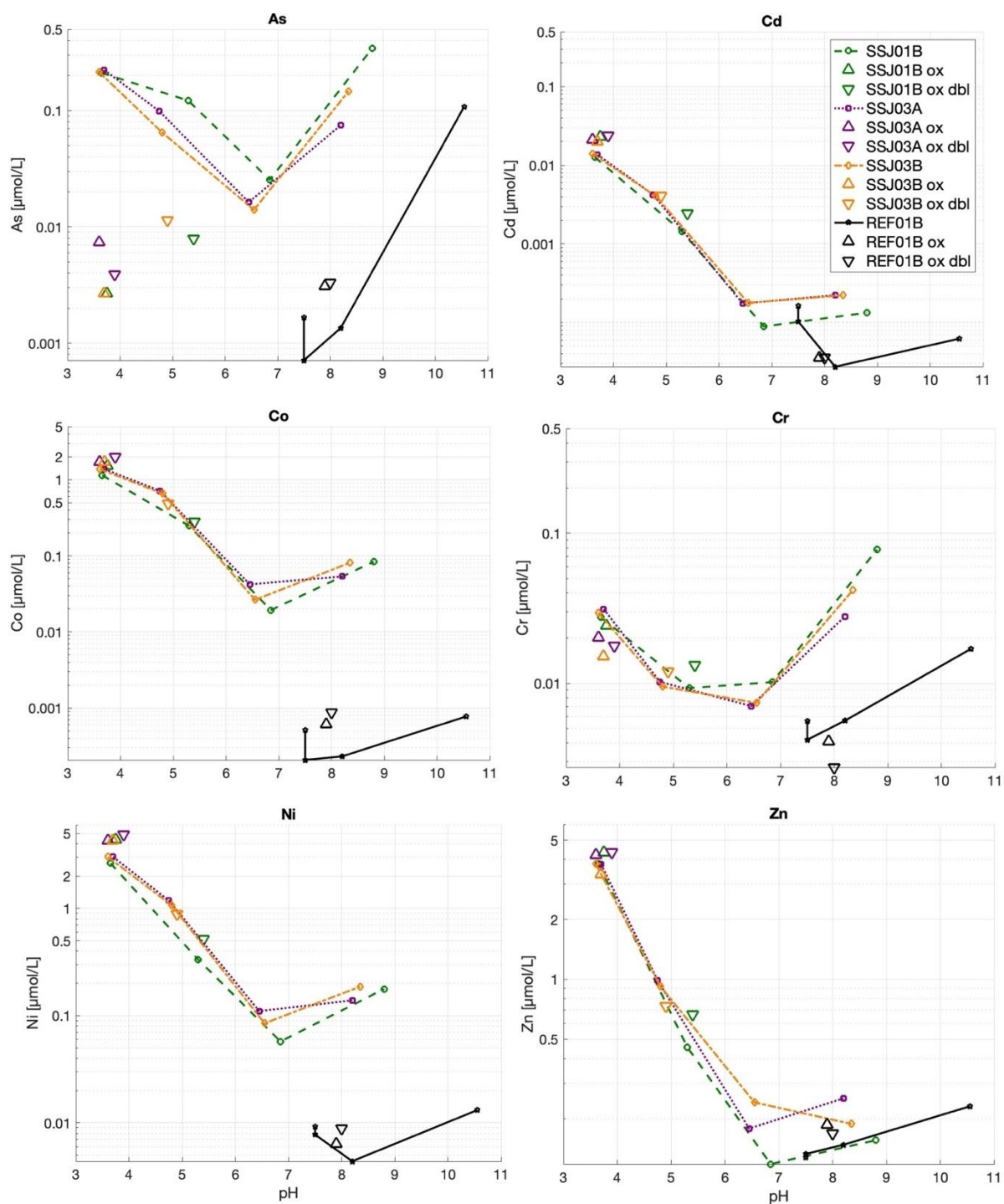
av den geokemiskt aktiva fraktionen i laktlösningen (se Figur 13). Hypotesen att en upplösning/oxidation av sulfiderna också löser upp mineralbundet kobolt och nickel, stärks av att den "geokemiskt aktiva fraktionen" mätt med en två timmars skakning i 0,43 M HNO₃ gav ännu lägre värden än vad som erhöles med 120 timmars skakning med 0,015 M HNO₃ (Figur 14). Tidsfaktorn tycks spela en avgörande roll för hur långt oxidationen hinner gå och därmed för mängden frigjord kobolt och nickel.

En intressant observation är att koncentrationen arsenik i de oxiderade proverna är väsentligt lägre än den är i de surgjorda "färska" proverna, vid motsvarande pH (Figur 15). En möjlig förklaring till skillnaden kan vara att under den 9 veckor långa inkubationen hinner arsenik, som löses upp från sulfidmineralen, binda in till de järn(hydr)oxider som bildas under inkubationen.

Resultaten indikerar således att positivt laddade tungmetaller potentiellt utgör ett miljöproblem vid torrläggning genom uppschaktning eller dränering av sura sulfatjordar, medan arsenik sannolikt inte kommer att utgöra ett problem.



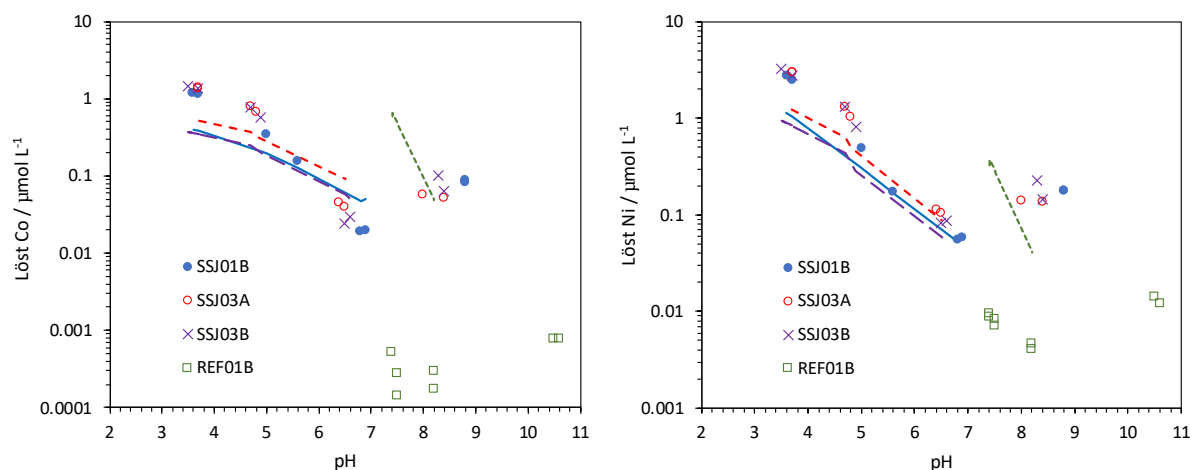
Figur 14. Koncentrationen av löst (lakbar) Co och Ni i tre sura sulfatjordar uttryckt i mg/kg torrs substans. "0,43 M HNO₃", lakning av färskt, icke-oxiderat prov under 2 timmar med 0,43 M HNO₃ enligt ISO 17586:2016. "Laktest", lakning av färskt, icke-oxiderat prov under 120 timmar i 0,001 M CaCl₂ och 0,015 M HNO₃, "Laktest-oxiderat", lakning av inkuberat/oxiderat prov under 120 timmar i 0,001 M CaCl₂. Siffrorna ovanför staplarna indikerar pH i laktlösningarna.



Figur 15. Koncentration av As, Cd, Co, Cr, Ni och Zn [$\mu\text{mol/l}$] som funktion av pH för tre sura sulfatjordar. Cirklar och linjer visar den pH-beroende lösligheten i jordprov som inte inkuberats (oxiderats) innan de jämviktades. Motsvarande inkuberade (oxide-rade) prover (i duplikat) visas som separata trianglar i motsvarande färg som linjerna och cirklar.

6.3.2.1 Geokemisk modellering

För sulfidlerorna gjordes geokemisk modellering för de pH-beroende skakförsöksresultaten på ungefär samma sätt som för de övriga lerjordarna. Resultaten för kobolt och nickel sammanfattas i Figur 16. Även för sulfidlerorna lyckades den geokemiska modellen någorlunda väl med att återge pH-beroendet och storleksordningen på sorptionen – detta gällde dock inte för den karbonatinnehållande referensjorden, där modellen överskattade sorptionen med flera storleksordningar.



Figur 16. Löst kobolt (vänster) och löst nickel (höger) som funktion av pH för tre sulfidleror och en referensjord. Symboler är uppmätta data, linjer är modellpassningar med s.k. multiytmodell.

En skillnad gentemot modelleringen för de övriga lerjordarna är att modellen för sulfidlerorna underskattade lösligheten av kobolt och nickel vid lågt pH. Det beror på att koncentrationerna i de jämviktade skakförsökslösningarna översteg den mängd som erhöles med 0,43 M HNO_3 (och som antogs vara summan av allt geokemiskt aktivt Co och Ni i modellen). Uppenbarligen fungerade inte extraktionen med 0,43 M HNO_3 som avsett för dessa jordar. Vår hypotes är att upplösning av sulfider vid lågt pH påverkat resultaten. Både extraktionen och skakförsöket genomfördes på fuktiga prover, vilket betyder att sulfiderna i proverna ej ännu oxiderats. Det är möjligt att den korta jämviktningstiden i extraktionen med 0,43 M HNO_3 (2 timmar) i jämförelse med den betydligt längre i skakförsöket (5 dygn) gjort att en större andel sulfidbunden metall lösts upp i skakförsöket, trots att pH inte var lika lågt som i extraktionen. För mer detaljerade resultat, se examensarbetet i Bilaga 4.

6.4 Kunskapsluckor och osäkerheter

6.4.1 Geokemisk modellering

Den geokemiska modelleringen innehåller förstås en rad osäkerheter. Med tanke på att organiskt material och lermineral visade sig vara de viktigaste sorberande partikelytorna, så kommer osäkerheter i dessa parametrar att ha särskilt stort genomslag. Det gäller till att börja med antagandena om DOC, som *borde* ha mätts för att få bättre test av modellen. Även antagan-

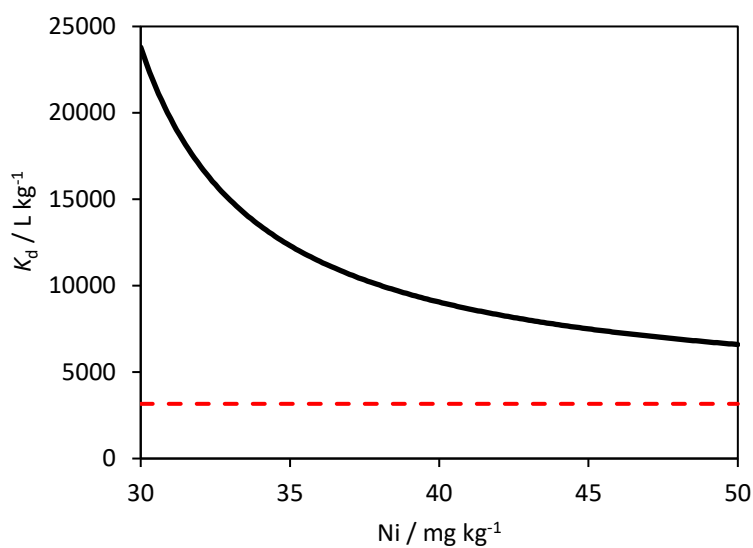
dena om andel aktivt organiskt material (55 %) är osäkert och andra procentsatser kan påverka resultatet avsevärt. Vidare är antagandet om laddningen på mineral i lerfraktionen ($0,1 \text{ mol}_c \text{ kg}^{-1}$) mycket osäkert.

Den största kunskapsluckan i modelleringen är, som kommenteras ovan, den extremt starka bindningen av kobolt i jordar med hög karbonathalt.

6.4.2 K_d -värden

En viktig diskussion när det gäller K_d -värdena är i vilken utsträckning metallförorening påverkar de K_d -värden som är mest relevanta att använda. I verkligheten, när man tar jordprov, vet man ibland inte i vilken grad jorden kan ha påverkats av någon tidigare förorening. Eftersom totalhalten innehåller en stor andel metall som är starkt bunden i mineralgitter, och som rimligen inte kan mobiliseras inom överskådlig tid, så kommer ny tillförsel av metallen att sänka det K_d -värde som bygger på totalhalter. I Figur 17 åskådliggörs hur totalhalts- K_d -värdet för nickel förändras när ytterligare nickel tillförs, och då 13 % av det ursprungliga nicklet är geokemiskt aktivt (i överensstämmelse med Figur 7). Detta scenario är relevant för de situationer då den tillförda metallen finns i en någorlunda löslig fas, dvs. den är ”geokemiskt aktiv”. Om man antar att ”sorptions”- K_d -värdet, dvs. det värde som styrs av jämvikt mellan löst metall och sorberad metall förblir oförändrat efter tillsatsen får man de kurvor som Figur 17 visar. Verkligheten kan visserligen vara mer komplicerad, i synnerhet i fall då t.ex. avfall med starkt bundet nickel tillförs marken. Poängen här är att det finns ett omvänt förhållande mellan totalhalts- K_d -värdet och den andel av metallen som är geokemiskt aktiv, vilket skapar en stor osäkerhet när det gäller hur K_d -värdet ska tolkas och tillämpas.

Det är alltså knappast en okomplicerad sak att tillämpa de K_d -värden som anges som 10-percentiler i Tabell 11. För att göra det behöver man *veta* att lerjorden inte är förorenad, vilket i praktiken kan vara svårt. Ett sätt att lösa problemet skulle vara att genomföra extraktion med $0,43 \text{ M HNO}_3$ enligt ISO 17586:2016. En låg geokemiskt aktiv halt kan användas som ett bevisled för att säkerställa att jorden inte är förorenad.



Figur 17. Förväntad förändring av K_d -värdet då ytterligare nickel tillförs det geokemiskt aktiva förrådet, då nickelhalten går från 30 till 50 mg/kg TS, under antagande att ursprunglig procentandel geokemiskt aktivt nickel är 13,3 % (enligt Figur 7), ursprungligt "totalhalts"- $K_d = 23\,800\text{ L kg}^{-1}$, "sorption"- K_d -värdet (röd streckad linje) förändras inte. Den svarta linjen visar ur "totalhalts"- K_d förändras enligt en enkel fördelningsmodell.

7 UPPTAG I VÄXTER

Vid bedömning av hälsorisker via intag av växter är det viktigt att förstå hur mycket föroreningar från jorden som växterna tar upp. Metallupptaget antas i huvudsak bero på miljöfaktorer och markförhållanden som pH, redoxpotential, innehåll av organiskt material och andelen ler i jorden (Naturvårdsverket, 2009a). Upptaget i växter är därför platsspecifikt.

7.1 Naturvårdsverkets utgångspunkter för förorenad jord

Vid beräkning av intag av växter i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell utgår upptaget i växter från att halten i växt står i jämvikt med halten i mark (Naturvårdsverket, 2009a). Biokoncentrationsfaktorer (BCF) för rottdelar och ovanjordsdelar används för att beskriva upptaget av föroreningar i växter. Värdena anges som förhållandet mellan torrsviktshalten av föroreningen i växten och torrsviktshalten av föroreningen i jorden. För metaller är BCF beräknade från datasammanställningar i RIVM 2001 och 2007 (Naturvårdsverket, 2009a). För arsenik har BCF för skott justerats 2016 baserat på en felaktig angivelse i RIVM 2001 (Kemakta & IMM, 2016).

Biokoncentrationsfaktorer för växtskott som används i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell version 2.2 för arsenik, kobolt och nickel är sammanställda i Tabell 13. Värdena är valda baserat på spridningen i data mellan olika växter och växtdelar samt med hänsyn till hur mycket olika växter och växtdelar som konsumeras. Värden för skottdelar redovisas då det är sallatsskott som undersökts i föreliggande studie. Även sallatsrötter har undersökts, men dessa är inte en rotgrönsak och därför inte jämförbara med Naturvårdsverkets antaganden för rottdelar.

Tabell 13. Naturvårdsverkets biokoncentrationsfaktorer för skott hämtade från riktvärdesmodellen version 2.2. Enhet mg/kg torr växt/mg/kg torr jord.

Ämne	BCF skott	Underlag skott
Arsenik	0,05	Justerat konsumtionsviktat medelvärde ¹
Kobolt	0,12	Konsumtionsviktat värde för grönsaker ²
Nickel	0,069	Median bladgrönsaker ²

¹ Kemakta och IMM, 2016. ²Naturvårdsverket, 2009a.

7.2 Sammanfattning av kunskapsläget idag

Växter tar upp alla ämnen från jorden, både essentiella och giftiga ämnen (Greger, 2004). Mängden de tar upp beror på hur höga halter jorden innehåller och hur tillgängliga dessa ämnen är för växten, men även växtart och -sort. Faktorer som jordens pH, organisk halt och lerhalt påverkar tillgängligheten av metaller och arsenik i marken. Lerfraktionen är basen för jordens katjonutbyteskapacitet (CEC), vilket innebär att om lerhalten är hög så har jorden en hög metallbindande förmåga (McLaughlin m.fl., 2000, Kabata-Pendias & Pendias, 2001). Därmed bör det vara svårare för växter att ta upp metaller från lerjordar än från jordar med låg lerhalt.

Vanligast är att växter tar upp ämnena från jordens porvatten och då är halten och sammansättningen av ämnen i porvattnet betydelsefulla. En del arter och sorter har dessutom utvecklat mekanismer för specifikt upptag och olika stark affinitet för vissa ämnen, som gör att ämnena lättare frisätts från jordpartiklarna. Exempelvis finns enzymer, organiska syror eller sideroforer som utsöndras av rötter som underlättar frisättningen av metaller från jordpartiklar (Marschner, 1995, Cieslinski m.fl., 1997, Awad & Römheld, 2000). Växrötter kan även bilda

ett starkare rot-CEC än det som finns i jorden och därmed frisätta metallerna för upptag (Kennedy m.fl., 1986; Han m.fl., 1998). En vanlig metod hos de flesta växter är att sänka pH kring rötterna cirka en enhet, så att katjoner lossnar från jordpartiklarna genom utbyte med vätejoner (Murányi m.fl., 1994). Växternas fysiologiska situation och utvecklingsfas kan även påverka vad som tas upp för tillfället.

Jordens koncentration påverkar halten i växten, dock inte linjärt eftersom upptagseffektiviteten hos växter minskar med ökad koncentration i jorden (Greger, 2004). Detta betyder att växtens ackumuleringsfaktor, dvs. koncentrationen i växten relaterat till koncentrationen i jorden, minskar med ökad jordkoncentration. Vidare är halten av arsenik och tungmetaller lägre i skott än i rötter, generellt är skillnaden cirka 10 gånger (Greger, 2004). Ackumuleringsfaktorn för rot blir således cirka 10 gånger högre än den för skott. Detta gäller förstås under kontrollerade betingelser när enbart jordens koncentration av metallen ändras. Ackumuleringsfaktorn kan påverkas av andra jordfaktorer än metallhalten, genom att dessa jordfaktorer påverkar upptaget.

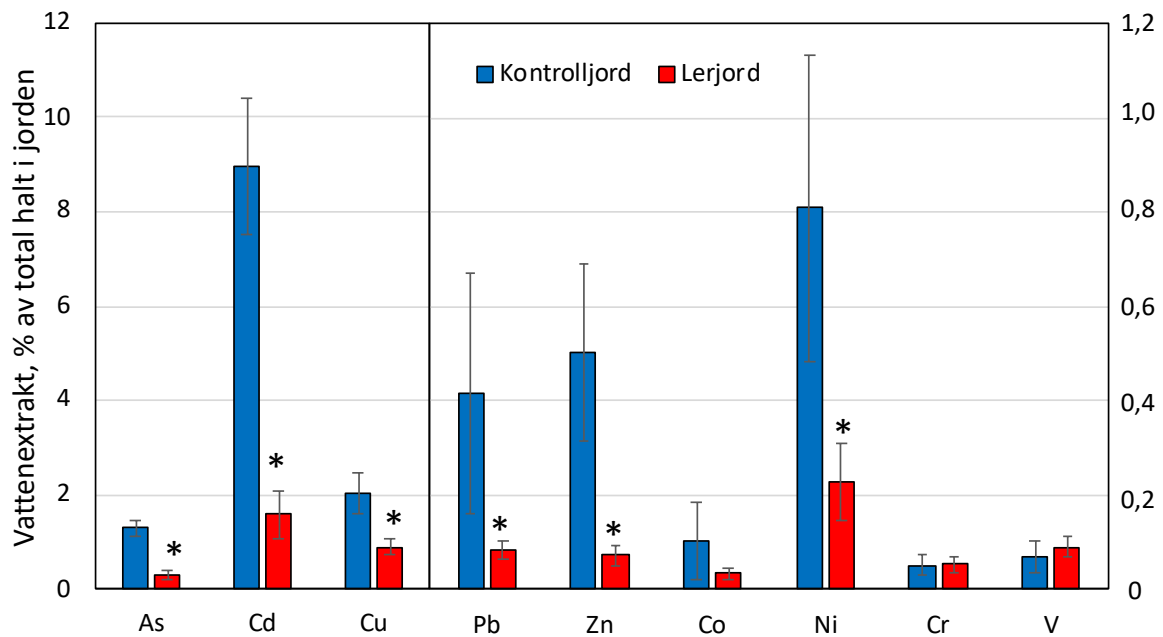
Skillnaden mellan lera och grövre jordar med låg lerhalt borde bli att lerans metallhållande förmåga minskar tillgängligheten och därmed upptaget av metaller i växter. Ackumuleringsfaktorn borde därför vara lägre i lerjord än i en jord med låg lerhalt. Eftersom olika jordfaktorer också påverkar upptaget kan en sådan effekt dock utebli, om lereffekten inte är en stark faktor.

I detta projekt har vi använt oss av sallat för att undersöka biotillgänglighetsskillnad mellan lerjord och grövre jordar med låg lerhalt (referensjord, fortsatt benämnt kontrolljord) (Tabell 1). Sallat är en av de odlingsväxter som har visat sig ha mycket hög ackumulering av olika tungmetaller och arsenik (Greger, 2006, Greger m.fl., 2007) och är därför väl lämpad för en första studie i ämnet.

7.3 Resultat och diskussion

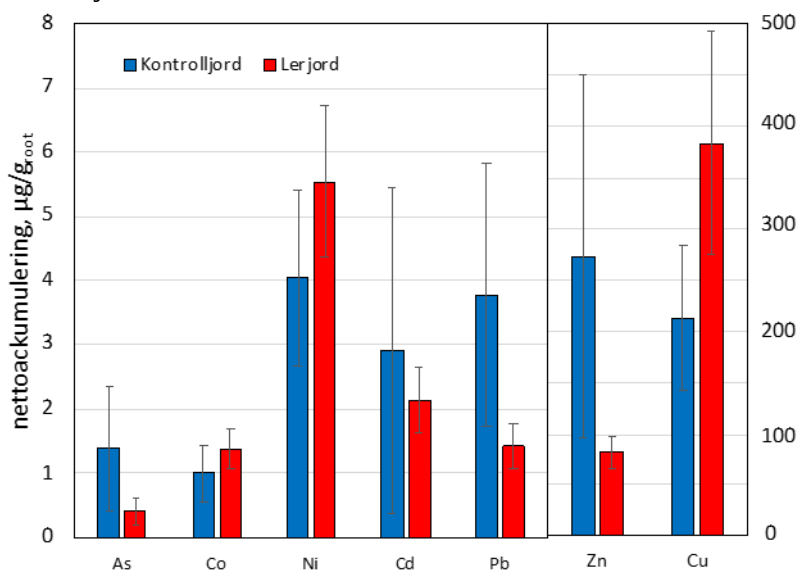
Upptag av metaller i växter beror av tillgängligheten av dessa ämnen i jorden, och den idag mest betrodda metoden att få fram växttillgänglig fraktion vid kemisk extraktion av jord är att använda vatten som extraktionsmedel. Detta anses kunna jämföras med markens porvatten och det är från detta växterna kan ta upp ämnen. Det är dock känt att växterna själva har mekanismer som gör att de kan frisätta bundna ämnen från jordpartiklarna direkt, vilket gör att det inte finns någon riktigt bra extraktionsmetod att använda för att ta fram växttillgänglig fraktion. Metallernas tillgänglighet i jord har undersökts för att jämföra med upptaget i växten.

Jämförelse av vattenextraktionsdata från lerjord och från kontrolljord (jord med låg lerhalt) visar att tillgängligheten för växter är lägre i lerjord än i kontrolljord för arsenik, kobolt och nickel, men även för andra ämnen (Figur 18). Krom och vanadin gav ingen skillnad mellan lera och kontrolljord.



Figur 18. Andelen vattenextraherbar metall av total halt i jorden $\pm$ SE (Standardfel). $n_{\text{kontroll}}=3$, $n_{\text{lera}} = 8$. *, signifikant skillnad mellan ler- och kontrolljord. Notera att det är olika skala för ämnena till höger och vänster om det vertikala strecket i diagrammet.

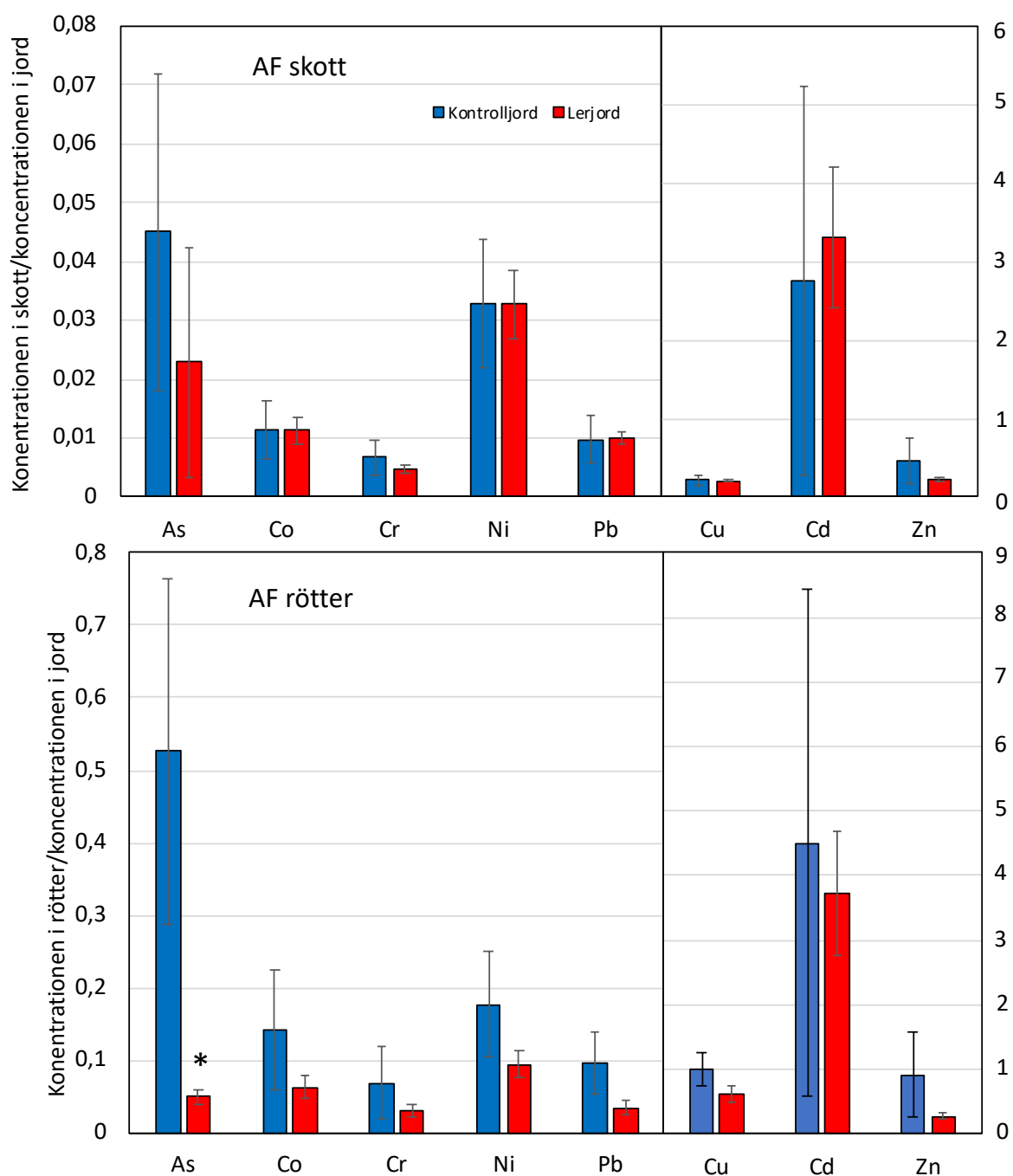
Skillnaden i växtupptag mellan lera och kontrolljord var inte lika tydlig som andel vattenextraherbar metall. Detta undersöktes bl.a. som koncentration i hela växten av olika ämnen efter upptag. Koncentrationen påverkas av hur bra växterna tillväxte, och detta skiljde sig ganska mycket mellan de olika lerjordarna. Därför beräknades en nettoackumulering, vilket är mängden metall som tagits upp per mängd rotbiomassa (Figur 19). Av ämnena arsenik, kobolt och nickel så var det enbart arsenikupptaget som tenderade att vara lägre i lerjord än i kontrolljord.



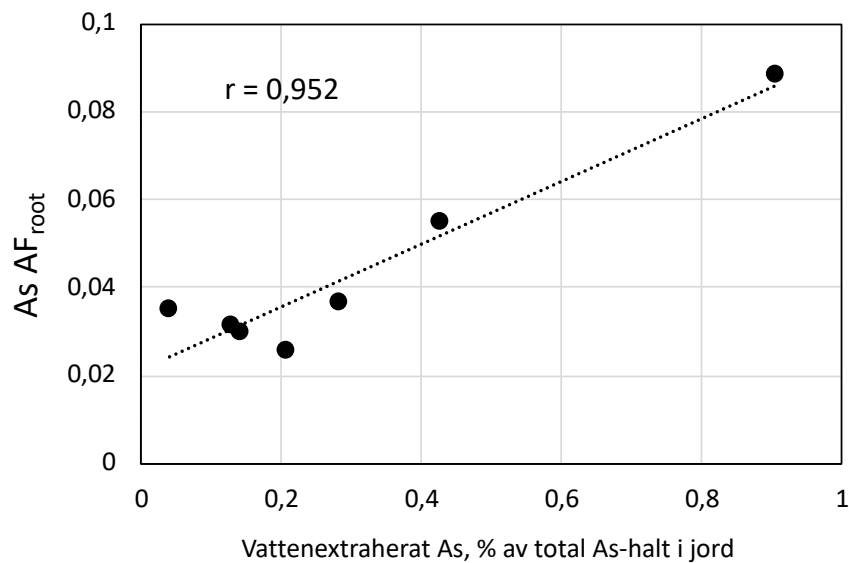
Figur 19. Nettoackumuleringen i sallat. $n_{\text{kontroll}} = 3$, $n_{\text{lera}} = 8 \pm$ SE.

Om man räknar ut ackumuleringsfaktorn, AF, för sallatsskott (motsvarande Naturvårdsverkets BCF_{stem}) så visar det inte på någon skillnad mellan lera och kontrolljord för de olika ämnena (Figur 20). De som har tendens till skillnad är arsenik och zink, där AF_{skott} är högre i kontrolljord än i lerjord. Eftersom sallat är bra på att ackumulera metaller i skottet så är det fullt möjligt att sallaten har en hög metalltransport från rot till skott som kompenserar för ett lägre rotupptag i lerjord än i kontrolljord, och därför jämnar ut skillnaden i AF_{skott} mellan lerjord och kontrolljord jämfört med AF_{rot} . En AF för rötter borde därför ge en bättre bild av växtens metallupptag. Sallatsrötter är inte relevanta för att studera exponering av människor, men för att förstå upptaget i växter och prediktera risker. För alla metaller var AF_{rot} högre för kontrolljord än för lerjord och skillnaden var signifikant för arsenik (Figur 20). För att undersöka detta vidare gjordes en korrelation av AF_{rot} för arsenik mot den vattenextraherbara arsenikhalten i lerjordarna (Figur 21). Det var en klar signifikant relation mellan dessa parametrar.

Zhou m.fl. (2016) visade att upptaget av arsenik var högst i bladgrönsaker jämfört med andra grönsaker med ett AFvärde på 0,01.



Figur 20. Ackumuleringsfaktorn (AF; koncentration i växtdel/koncentration i jord) för skott resp. rötter hos sallat av olika ämnen i jord. $n_{\text{kontroll}} = 3$, $n_{\text{lera}} = 8 \pm \text{SE}$. *, signifikant skillnad mellan ler- och kontrolljord. Vid redovisning av resultaten har avvikande värden tagits bort, vilket gör att värdena här skiljer sig något mot de som redovisas i Tabell 14 där avvikande värden är inkluderade. Notera att det är olika skala för ämnena till höger och vänster om det vertikala strecket i diagrammet.



Figur 21. Korrelation mellan ackumuleringsfaktorn för arsenik ($AsAF_{root}$) i sallatsrötter och arsenik i vattenextraktionen från 8 lerjordar, i vilken sallaten odlats. $p < 0,001$.

Ackumuleringsfaktorn för rot (AF_{rot}) ger en bättre bild av effekten på upptag, eftersom skottet, och därmed AF_{skott} , påverkas av transportfaktorn, som i sin tur kan påverkas av tillväxt och andra faktorer. AF_{rot} har ett högre värde än AF_{skott} , vilket är förväntat eftersom mycket av upptagna metaller och arsenik stannar i rötterna. Ackumuleringsfaktorn för rot säger i detta fall inte något om risken för människa, eftersom man inte äter sallatsrötter, men för förståelsen av upptagsskillnader mellan lerjord och kontrolljord ger faktorn viktig information.

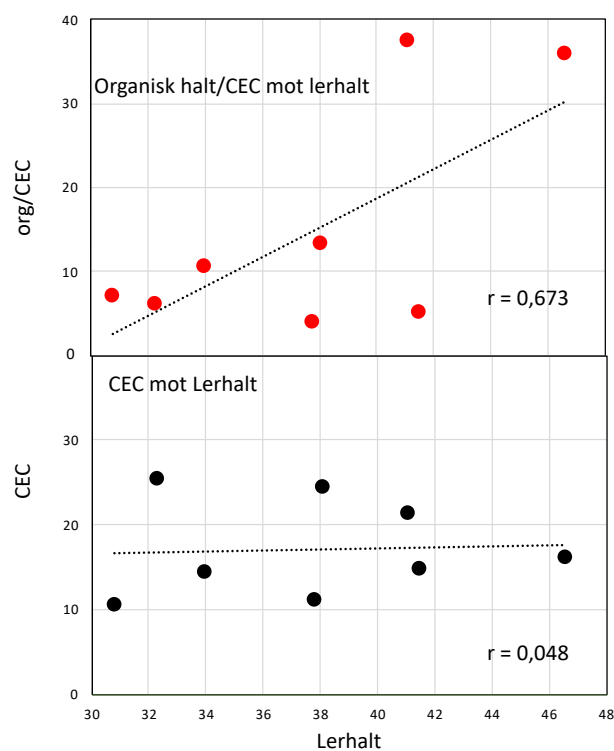
Ackumuleringsfaktorn för arsenik, kobolt och nickel i den ätbara delen, dvs. sallatsskott i detta fall, skiljer sig inte mellan kontrolljord och lerjord (Tabell 14, Figur 20). Jämfört med Naturvårdsverkets värden så är ackumuleringen av kobolt i sallatsskotten tydligt lägre och för nickel något lägre i både lerjords- och kontrolljordsodlad sallat (Tabell 14). För arsenik är variationen i AF_{skott} stor och kan därför inte sägas skiljas från de antaganden som Naturvårdsverket gör. Medelvärde för AF_{skott} i lerjord (0,023) ligger dock under Naturvårdsverkets värde (0,050) och det är bara ett av värdena som överskrider Naturvårdsverkets värde. Det stora intervallet beror antagligen på de olika jordarnas skilda effekter på tillväxt, och på de olika koncentrationerna av metaller i jorden. Det är väl känt att växtupptagsfaktorn påverkas av jordens koncentration av ämnet eftersom upptaget följer en mättnadskurva med ökad jordkoncentration (Greger, 2004). Mirecki m. fl (2015) visade att AF ofta är högre i jordar med låga metallhalter än i förorenade jordar. De visade att för sallat t.ex. var AF 1–2 för kadmium och zink i förorenad jord jämfört med 2–5 i oförorenad jord.

Tabell 14. Ackumuleringsfaktorer (AF) för arsenik, kobolt och nickel för sallatsskott i undersökningen jämfört med Naturvårdsverkets BCF för skott i riktvärdesmodellen version 2.2. Enhet mg/kg torr växt/mg/kg torr jord.

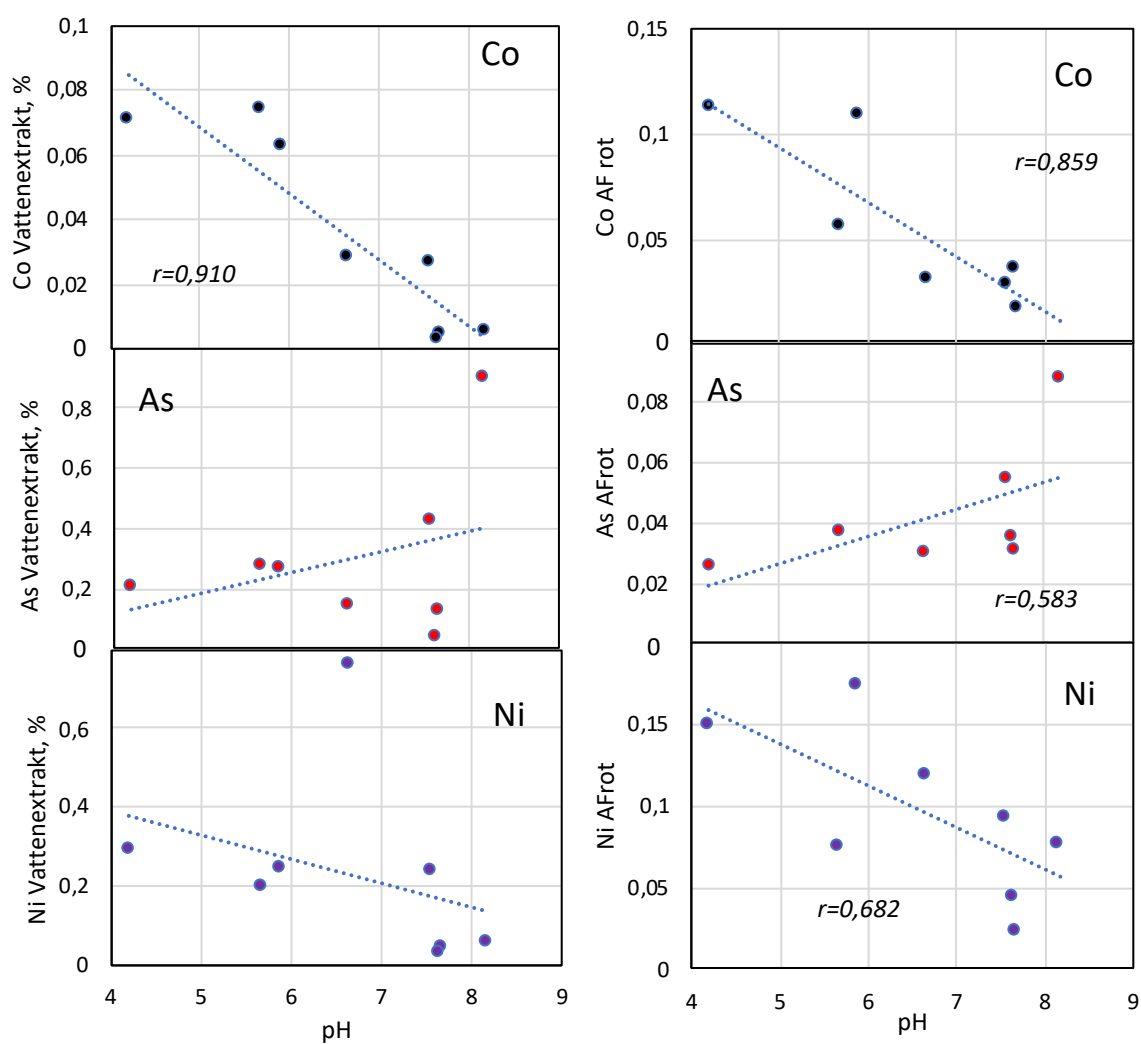
Ämnen	Undersökningen		Naturvårds- verket BCF _{skott}
	AF _{skott} medel (min – max)		
	Kontrolljord	Lerjord	
Arsenik	0,045 (0 - 0,094)	0,023 (0 - 0,130)	0,050
Kobolt	0,011 (0,004 - 0,021)	0,011 (0,004 - 0,025)	0,120
Nickel	0,033 (0,012 – 0,047)	0,033 (0,009 – 0,054)	0,069

För att studera vilka jordparametrar som påverkar upptaget av arsenik, kobolt och nickel i sallatsrötter gjordes korrelationstester med dels vattenextraherbara metaller i jord, dels AF_{rot}. De fall där tydliga trender erhöles visas i Figur 23. Metallerna i vattenextraktionen gav tydligast korrelation mot jordens pH och AF_{rot} hade ännu starkare korrelation mot pH i jorden. Tydligt var en positiv korrelation mot upptaget av arsenik och en negativ korrelation mot upptaget av nickel och kobolt, vilket innebär att upptaget av arsenik ökade med ökat pH och vice versa för nickel och kobolt. Orsaken är att arsenik föreligger i negativt laddad form medan de övriga föreligger som katjoner.

Som tidigare sagts så beror upptaget i växter på markfaktorer som pH och till viss del organiskt kol. Däremot verkar inte tidigare postulat, som säger att högre lerhalt och CEC minskar tillgängligheten av metaller (Naturvårdsverket, 2009a), stämma. Katjonutbyteskapaciteten (CEC) och lerhalten har i tidigare studier ansetts korrelera mot varandra, eftersom de fina lerpartiklarna är de som utgör basen i CEC (McBride, 1994). Dock fann vi ingen korrelation mellan lerhalt och CEC i denna studie (Figur 22). Eftersom organiskt material utgör en ganska stor del av CEC så borde kontrolljordarnas CEC påverkas av den högre organiska halten i dessa jordar och därmed också kunna ha ett högt CEC. Organiskt material kan också förklara frånvaro av korrelation mellan ler och CEC i Figur 22. Eftersom växtupptaget är påverkat av andra faktorer än CEC och organisk halt t.ex. pH (Figur 23) kan växtupptaget vara platsspecifikt trots avsaknad av korrelation med CEC och lerhalt..



Figur 22. Relationen mellan lerhalt och CEC och den mellan organisk kol/CEC och lerhalt.



Figur 23. Relationen mellan pH (1 mM CaCl₂) i jorden och (till vänster) % vattenextraherbar metall av total halt i jorden respektive (till höger) AF rot. $n=8$ lerprover. Om korrelationerna är signifikanta finns r -värden inskrivna i diagrammet.

7.4 Kunskapsluckor och osäkerheter

I föreliggande studie har endast tre jordar med låg lerhalt (kontrolljordar) använts för jämförelse mot lerjordar, vilket ger osäkerheter i utvärderingen av skillnader mellan lerjordar och kontrolljordar. Kontrolljordarna hade avvikande halt organiskt kol jämfört med lerjordarna och även jämfört med Naturvårdsverkets standardjord. Vidare har upptaget studerats i endast en art, sallat. Upptaget varierar mellan olika arter. En studie behövs där fler grödor och fler jordar (både lerjordar och kontrolljordar) studeras, också jordar med höga metallhalter (d.v.s. förorenad jord) bör inkluderas, för att få ett bättre underlag och en säkrare bedömning av upptaget i växter.

En osäkerhet i bedömningen har varit att nyttjade lerjordar haft olika egenskaper t.ex. olika täthet vilket kan påverka odlingsförutsättningarna och tillväxten. Av denna orsak skulle det behövas en standardiserad modell för odling. I ett sidoförsök prövade vi att blanda i 25 % sand, vilket ökade tillväxten av sallat i de fall då tillväxten varit undermålig, en metod som skulle kunna användas i framtida studier.

Upptagseffektiviteten minskar med ökad koncentration i jorden. Därmed kan jordens halt påverka AF (BCF) och det är därför svårt att jämföra med Naturvårdsverkets befintliga BCF-värden som är framtagande för förorenade jordar. Växtupptagsfaktorn beror på jordens koncentration och är inte linjär mot jordkoncentrationen utan böjer av i en mättnadskurva. Det är därför väsentligt att basera BCF i en sådan studie på ett brett koncentrationsområde i jorden. Detta betyder att om man ska ta reda på farligheten hos förorenade leror så bör sådana även ingå i studien.

8 BIOTILLGÄNGLIGHET OCH EKOLOGISK RISKBEDÖMNING

8.1 Naturvårdsverkets utgångspunkter för förorenad jord

I Naturvårdsverkets riktvärdesmodell för förorenad mark ingår markmiljön som ett skyddsobjekt (Naturvårdsverket, 2009b). Generella riktvärden för skydd av markmiljö vid känslig (KM) och mindre känslig (MKM) markanvändning har beräknats för en rad olika ämnen. Riktvärdena tar hänsyn till effekter i markmiljön och baseras på generella ekotoxikologiska tester på ett urval av arter (Naturvårdsverket, 2009b) presenterade av bland annat Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), U.S. Environmental Protection Agency (USEPA) och Canadian Council of ministers of the Environment (CCME) (Naturvårdsverket, 2009a). Riktvärdena för skydd av markmiljö baseras på dos-effektdata från dessa tester och de data som används baseras på icke-effekt-koncentrationer (NOEC), vilket är den koncentration där inga effekter observeras. Det finns inga möjligheter att justera indata i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell för att på så sätt få fram platsspecifika riktvärden för markmiljön (såsom kan göras för hälsorisker).

Vid framtagandet av de generella riktvärdena för skydd av markmiljön har utgångspunkten varit att markecosystemets funktioner kan uppfyllas om man skyddar en viss andel av arter/artgrupper, det vill säga att det finns en direkt koppling mellan funktion och skyddet av marklevande arter. De generella riktvärdena för känslig respektive mindre känslig markanvändning bedöms ge ett skydd för cirka 75 respektive 50 procent av de marklevande arterna inom det förorenade området (Naturvårdsverket, 2009b).

I dokumentationen till de studier Naturvårdsverkets riktvärden för skydd av markmiljö baseras på är det svårt att hitta information om vilka slags jordar som använts för testerna. I de fall information funnits för arsenik, kobolt och nickel framgår att de är baserade på olika försök med jordar bestående av en blandning av sand, silt och lera. Hur resultaten skulle se ut om tester utförts på lerjordar är därför inte kända.

För fördjupade riskbedömningar rekommenderar Naturvårdsverket en kombination av olika kemiska och biologiska undersökningsmetoder (Naturvårdsverket, 2009b), vilka sällan används i branschen.

8.2 Sammanfattning av kunskapsläget idag

Naturvårdsverkets generella riktvärden för skydd av markmiljö baseras på en stor mängd data över toxicitetstester av bland annat RIVM och USEPA och är baserade på totalhalter (Naturvårdsverket, 2009b).

Totalhalten indikerar en potentiell risk, men osäkerheten i riskbedömningen blir stor eftersom föroreningarnas så kallade biotillgänglighet kan variera mycket mellan olika förorenade områden men även inom ett och samma område. Biotillgängligheten av ett ämne påverkas av hur stor andel som är tillgänglig i marklösning samt markens kemiska och fysikaliska egenskaper t.ex. pH, organiskt material, redox och andel lermineral (Naturvårdsverket, 2009b; Berggren Kleja & Enell, 2021). En andel av föroreningen kan även vara fysiskt "otillgänglig", exempelvis genom samutfällning med järn- och aluminium(hydr)oxider eller gitterbunden i en mineralstruktur. Biotillgängligheten kan minska över tid genom "åldring" d.v.s. utfällning av mineralfaser eller genom diffusion in i markpartiklar. Se Berggren Kleja & Enell (2021), för en fördjupad diskussion om biotillgänglighet.

SGI har under flera år inom sin forskningsverksamhet fokuserat på skydd av markmiljön, vilket bl.a. resulterade i rapporten ”Ekologisk riskbedömning: Att använda kemiska biotillgänglighetsmetoder i platsspecifik ekologisk riskbedömning” (Berggren Kleja & Enell, 2021). I rapporten beskrivs två metoder för fördjupad ekologisk riskbedömning av metallerna Cd, Co, Cu, Pb, Mo, Ni och Zn respektive PAH-16. Rekommendationen för metaller är att använda verktyget Threshold calculator.

8.3 Resultat och diskussion

Ett biotillgänglighetskorrigerat riktvärde för skydd av markmiljö för de åtta utvalda lerjordarna beräknades för kobolt och nickel med excelverktyget Threshold calculator for metals in soil v.3.0 (Oorts, 2020). För scenariot KM antogs det, likt Naturvårdsverkets utgångspunkt, att 75 % av markorganismerna skyddas och för MKM att 50 % av markorganismerna skyddas.

Det lägsta av de erhållna HC-värdena (Hazardous Concentration) för KM (HC₂₅) respektive MKM (HC₅₀) valdes som riktvärde för markmiljö för lerjord, som en försiktighetsåtgärd. Detta värde motsvarar erhållna resultat för lerjorden med lägst pH och CEC. I Tabell 15 redovisas de beräknade HC-värdena för varje lerjord vid båda scenariona, det valda riktvärdet för skydd av markmiljö för lerjord samt Naturvårdsverkets riktvärden för skydd av markmiljö för kobolt och nickel.

För kobolt blir riktvärdena för lerjord cirka fem gånger och för nickel cirka två gånger högre än motsvarande riktvärden för KM och MKM. Vid jämförelse med Naturvårdsverkets riktvärden för skydd av markmiljö kan det tydligt ses att de i projektet framräknade riktvärdena är högre för naturliga halter i en lerjord, vilket tyder på att den markekologiska risken av nickel och kobolt är lägre i en lerjord.

Katjonbyteskapaciteten, vilket resultatet till stor del baseras på, ökar med ökad halt humusämnen och ökad lerhalt (Eriksson m.fl., 2011). Därmed kan en lerjord med organiskt material och lera innebära en minskad effekt på den markekologiska risken. Just detta visas även av Sadeghi (2020), som undersökte hur riktvärdena för skydd av markmiljö förändras i Threshold Calculator när lerhalten och halten organiskt kol varierades i verktyget. Resultatet visade att riktvärdet ökade med både lerhalten och halten organiskt kol, vilket alltså innebär en minskad markekologisk risk för jordar med sådant innehåll. Detta styrker således resultatet att riktvärdet för skydd av markmiljö borde vara högre för lerjordar än Naturvårdsverkets riktvärde för skydd av markmiljö som även baseras på andra jordarter.

Tabell 15. HC-värden (Hazardous Concentration) för åtta lerjordar jämfört med valt riktvärde för skydd av markmiljö för lerjord samt Naturvårdverkets riktvärde för skydd av markmiljö för kobolt och nickel

Jord	HC ₂₅ (KM) [mg/kg]		HC ₅₀ (MKM) [mg/kg]	
	Co	Ni	Co	Ni
Md-04-yt	243	304	370	542
Md-05-dj	172	218	268	392
Md-06-yt	132	170	210	306
Md-10-yt	135	174	215	313
Md-17-yt	209	263	321	470
Md-32-yt	96	127	158	230
VG-33-yt	151	193	238	347
VG-34-dj	206	259	316	463
Riktvärde för skydd av markmiljö för lerjord	96	130	160	230
Riktvärde för skydd av markmiljö enligt NV	20	70	35	120

8.4 Kunskapsluckor och osäkerheter

Naturvårdsverkets riktvärden baseras på studier av tillförd förorening medan utförd undersökning utförs på bakgrundshalter, vilket naturligt innebär att ämnenas förekomstform och tillgänglighet skiljer sig. Effektnivåerna som räknats ut med Threshold calculator är därför inte direkt tillämpbara på en lerjord. Jämförelsen som görs mot totalhalter är konservativ då denna innehåller en gitterbunden fraktion som inte är tillgänglig för markorganismer. Både det dataset som används i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell och i Threshold calculator bygger på experimentella data som bearbetats teoretiskt. HC-värdet beror starkt av jordens sorptionsegenskaper. För att ta hänsyn till dessa använder verktyget regressionsmodeller där någon (eller några) av parametrarna pH, lerhalt, halt organiskt kol och CEC (katjonbyteskapacitet) använts. Påfallande ofta används CEC-värden, vilket gör att det beräknade HC-värdet i huvudsak beror just av denna parameter. Osäkerheterna med detta förenklade förfarande är svåra att bedöma – förmodligen fungerar metoden bäst för de jordar som mest liknar genomsnittet av de jordar som ingick i kalibreringen. I bakgrundsdokumentet (ASCHE Consulting, 2020) framgår variationsvidderna för respektive ämne. För t.ex. kobolt varierade pH mellan 4,3 och 7,5, medan CEC varierade mellan 2 och 29 cmolc/kg. De studerade lerjordarna befinner sig huvudsakligen inom dessa intervall, även om de flesta är betydligt närmare den högre gränsen än den lägre.

I Threshold calculator finns data tillgängligt för ett begränsat antal ämnen (Cd, Co, Cu, Pb, Mo, Ni och Zn), vilket var anledningen till att den markökologiska risken för arsenik inte kunde undersökas med denna metod.

I Threshold calculator hanteras osäkerheter genom att ett konfidensintervall (5–95 %) anges utöver ett värde för HC, vilket ligger ungefär i mitten av det angivna konfidensintervallet. För den jord som erhöll lägst HC-värde (MD 32-yt) och som riktvärdet för skydd av markmiljö baseras på, låg intervallet 3–6 gånger högre för kobolt vid KM och 1,3–2,3 gånger högre för nickel vid KM. Vid MKM var riktvärdena för skydd av markmiljö baserat på konfidensintervallet 3,2–6,3 och 1,5–2,4 ggr högre för kobolt respektive nickel.

9 BIOTILLGÄNGLIGHET (ORALT) FÖR MÄNNISKA

Vid bedömning av hälsorisker för föroreningar i mark är ämnens biolöslighet en avgörande faktor för att bedöma vilken mängd förorening som kan tas upp i kroppen (Naturvårdsverket, 2009b). Biotillgängligheten beskriver den andel av ett ämne som efter intag adsorberas i kroppen och blir tillgänglig för biologiska processer. Vid oralt intag beror denna dels på föroreningens biolöslighet i kroppsvätskor, dels upptaget i mag-tarmkanalen. Biolösligheten och därmed biotillgängligheten påverkas av flera faktorer t.ex. ämnets kemiska och fysikaliska form och kan därför vara platsspecifik.

9.1 Naturvårdsverkets utgångspunkter för förorenad jord

Vid beräkning av riktvärden (envägskoncentrationer) för intag av jord och växter i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell beaktas föroreningens biotillgänglighet för upptag i mag-tarmkanalen (Naturvårdsverket, 2009a). Denna uttrycks som ämnets relativa biotillgänglighetsfaktor vid intag av jord ($f_{\text{bio-or}}$) respektive intag av växter ($f_{\text{bio-veg}}$). För Naturvårdsverkets generella riktvärden sattes dessa ursprungligen till 1 för alla ämnen. De relativa biotillgänglighetsfaktorerna utgår från biotillgängligheten vid bestämning av tolerabelt dagligt intag (TDI). Vid bestämning av TDI är ofta inte all förorening biologiskt tillgänglig. TDI baseras ofta på intag av föroreningar via mat eller dricksvatten samt lättlösliga föroreningar (Naturvårdsverket, 2009b). Vad biotillgängligheten var vid framtagande av TDI framgår inte av Naturvårdsverkets vägledning för förorenade områden och har inte undersökts inom ramen för detta arbete. Föroreningar i mark har vanligen en lägre biotillgänglighet än vad som har antagits vid bestämning av TDI (Naturvårdsverket, 2009b). För intag av växter anger Naturvårdsverket att det inte är sannolikt att denna parameter varierar mellan olika platser (Naturvårdsverket, 2009a).

Med ökad kunskap om ämnens biotillgänglighet i jord vid oralt intag har den relativa biotillgänglighetsfaktorn för bly justerats ned till 60 % (Kemakta & IMM, 2023). För övriga ämnen antas fortsatt att den relativa biotillgängligheten är 100 % vid intag av jord och intag av växter (Naturvårdsverkets riktvärdesmodell version 2.2).

9.2 Sammanfattning av kunskapsläget idag

Metaller i jord når oss genom oralt intag, antingen när barn och vuxna stoppar jordiga fingrar i munnen eller när vi äter grönsaker som varit odlade i jord samt även via damm som inandas och sväljs ner. I kroppen är det olika kroppsvätskor som frisätter metaller, vilka sedan kan assimileras av våra kroppar. Olika kroppsvätskor har olika pH-nivåer som påverkar metallernas beteende. Saliv, med ett pH på 6,2–7,6, är neutralt till svagt basiskt och innehåller amylas, som bryter ner kolhydrater och kan påverka metallernas löslighet. Magsaft, med ett pH på 1,5–3,5, är mycket surt på grund av saltsyra och hjälper till med proteinnedbrytning med enzymet pepsin. I denna sura miljö kan många metaller övergå från fasta till lösta former, vilket underlättar absorption av dem i kroppen. I tunntarmen stiger pH till 6,0–7,4, vilket aktiverar enzymer som lipaser och proteaser vilka är avgörande för metallupptaget. Lösligheten och komplexbildningen av metaller påverkas av det specifika pH-värdet, vilket kan förutsäga hur metaller beter sig i kroppen under matsmältningen (Dawes & Wong 2020). För de flesta metaller frigörs det mesta av den biotillgängliga fraktionen under sura förhållanden i magen (PelFRENE m.fl., 2020). Det sura tillståndet i magen kan öka metallers löslighet och rörlighet medan det alkaliska tillståndet i tunntarmen tenderar att fälla ut metallerna och därmed minska dess rörlighet. Oomen, A.G., m.fl. (2003) fann att matsmältningsenzymer interagerar med mineraler i jorden, vilket påverkar metallers biotillgänglighet. Deras studie visar att bly bunden

till lera var mindre biotillgänglig än bly bunden till jord med lägre lerhalt eftersom matsmältningsenzymer var mindre effektiva att frigöra bly från lermatrisen. Det är därför fullt möjligt att lerjord ger ifrån sig en mindre mängd metaller än jord med låg lerhalt vid oralt intag.

Den orala biotillgängligheten i växter är som i fallet med jord beroende av pH och nedbrytande enzymer i saliv, magsaft och tunntarm och därmed olika beroende på metall och växtmaterial. Troligt är att nedbrytningsenzymer påverkar den organiska vävnaden i växterna mer än jordstrukturen. Till exempel bryter pepsin i magen och pankreasenzymer i tunntarmen ned organiska vävnader, vilket tillgängliggör metallerna. Naturvårdsverkets relativa biotillgänglighet vid intag av växter är satt till 1 d.v.s. 100 % tillgänglighet antas av den förorening som var biotillgänglig vid bestämning av TDI. Vad biotillgängligheten var vid bestämning av TDI för de metaller som undersökts är inte känd, men troligen är denna högre än vad som gäller vid intag av växter. Det har t.ex. med tre olika extraktionsmetoder (INFOGEST, PBET och UMB) visats att den orala biolösligheten för arsenik i ris var cirka 75 % och för kadmium cirka 43 % (Ma m.fl., 2024)..

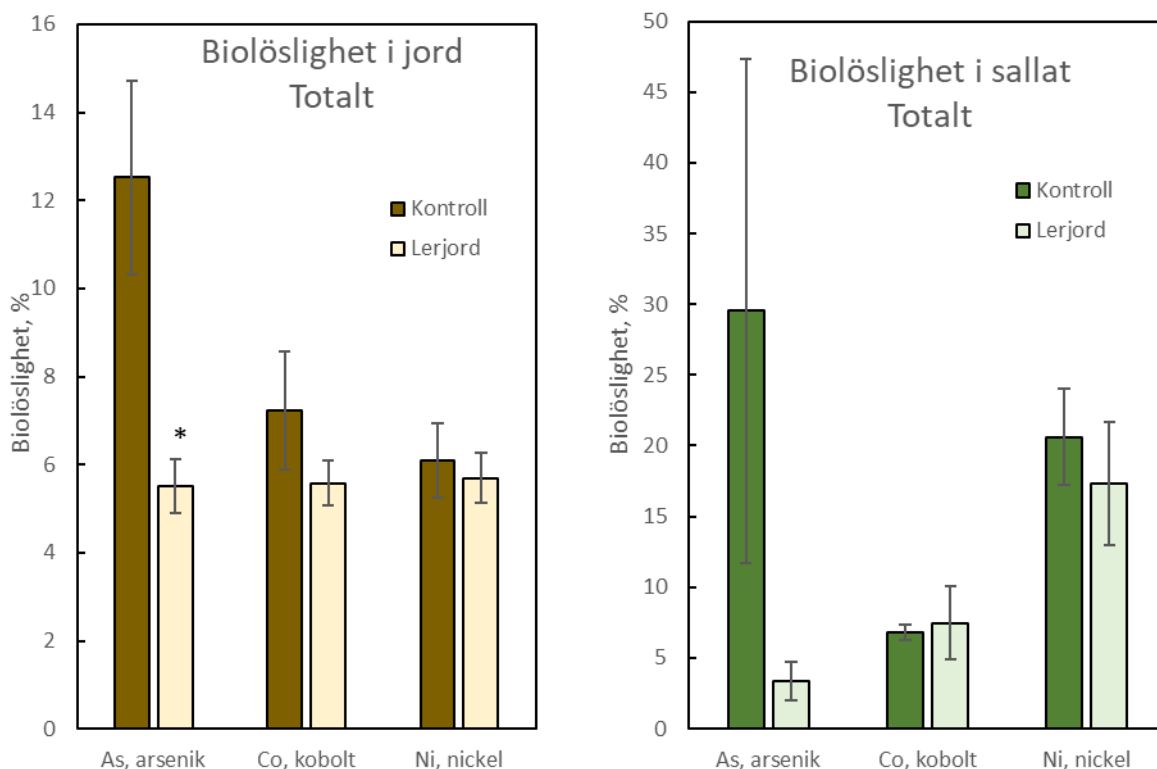
Vid studier av oralt intag har man använt extraktionstekniker som är effektiva för att tillhandahålla uppskattningar av den potentiella tillgängligheten av metaller (t.ex. Hong m.fl., 2016, se även referenser i Pelfrene m.fl., 2020). Studier av orala extraktionstester, såsom metod använd av RIVM (Carlsson m.fl., 2008), visar på oregelbundna eller icke-systematiska resultat på grund av varierande effekter av enzymer, pH-förändringar och/eller matsmältningsprocesser. Från RIVM utvecklades UBM-metoden, vilken används i detta arbete. Dock saknas välutvecklade standardiserade metoder för att undersöka oral tillgänglighet hos växter. För jord är UBM-metoden validerad för arsenik, kadmium och bly. För jämförelse med oralt jordintag användes UBM metoden även för oralt intag av metaller via sallat.

9.3 Resultat och diskussion

Oral biolöslighet i jord och växt av olika metaller och arsenik simulerades med hjälp av UBM-metoden, se avsnitt 2.3. Dessutom slogs fraktionerna samman till en total oral biolöslighet. Den totala biolösligheten räknades ut sekventiellt, där det togs hänsyn till metallhaltsminskningen i varje steg. Totala biolösligheten utvärderas här i rapporten då det inte var någon skillnad mellan de olika fraktionerna i sallat. Samma gällde biolösligheten i jord, där enbart arsenik skilde sig mellan lerjord och kontrolljord i mag- och tarmsafterna (Figur A4.6 i bilaga 1).

Orala biolösligheten utvärderades på två olika sätt, dels i relation till halten i jord respektive växt, dels i relation till mängden jord respektive växt som intas. Resultaten från dessa utvärderingar kan därför visa på olika resultat.

Totala orala biolösligheten i relation till halten i jord respektive sallatsskott för arsenik, kobolt och nickel redovisas i Figur 24 samt tillsammans med övriga undersökta metaller i Tabell 16. Resultaten visar att orala biolösligheten av arsenik, kobolt och nickel i lera är låg, <10 %, vilket sannolikt är lägre än den relativa biotillgänglighet som antas i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell. I sallat odlad i lerjord är på motsvarande sätt orala biolösligheten låg för arsenik och kobolt (<10 %) och något högre för nickel (cirka 20 %). Här finns dock osäkerhet i resultatet då nyttjad metod inte är validerad för biolöslighet i växtmaterial och inte för kobolt och nickel i jord.



Figur 24. Total biolöslighet i jord (vänster bild) och sallat (höger bild) av arsenik, kobolt och nickel hos lerjord (n=8) och kontrolljord (n=3). *Signifikant skillnad. I Figur A4.6 och A4.7 i bilaga 1 redovisas även biolösligheten uppdelat på mage och tarm.

Jämfört med jord med låg lerhalt (kontrolljord) så var orala biolösligheten i lerjord lägre för arsenik och tenderade vara lägre för kobolt och nickel (Tabell 16). I sallat tenderade även arsenik ha en lägre biolöslighet i lerjordsodlat än i kontrolljord. För kobolt och nickel sågs ingen skillnad.

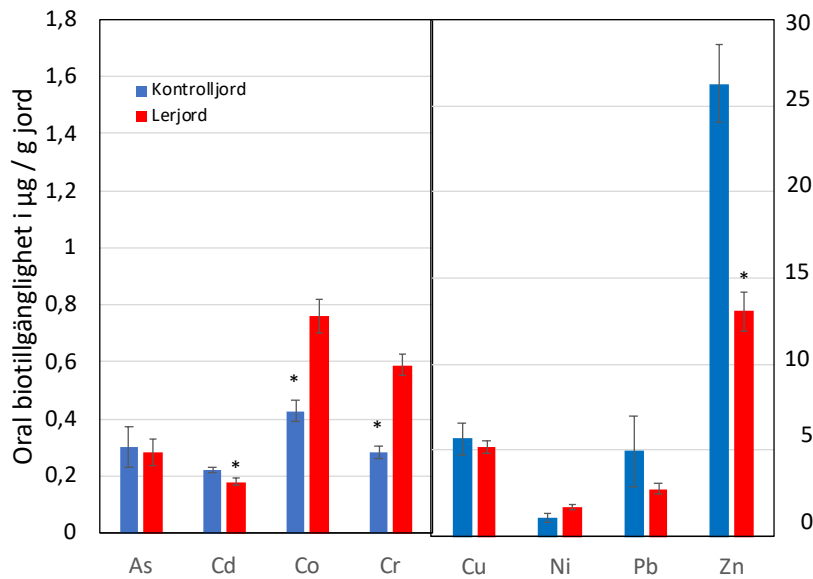
För övriga metaller visar orala biolösligheten i relation till halten i jord att tillgängligheten av kadmium är hög. För sallat var tillgängligheten stor av krom. Andelen krom ligger över 100 % i sallat odlad i kontrolljord. Värden över 100 % är osannolika. De alltför höga värdena beror sannolikt på den stora variansen i materialet. Värdena ger dock en generell bild av verkligheten. Orsaken till tillgänglighetsskillnader mellan jord och sallat är matrisen, där den organiska sallatsstrukturen är annorlunda än jordstrukturen.

Tabell 16. Andelen i % av metallerna i jorden resp. sallat som var oralt tillgängliga $\pm$ SE. $n_{\text{kontroll}}=3$, $n_{\text{lera}} = 8$. *Signifikant skillnad mellan kontrolljord och lera.

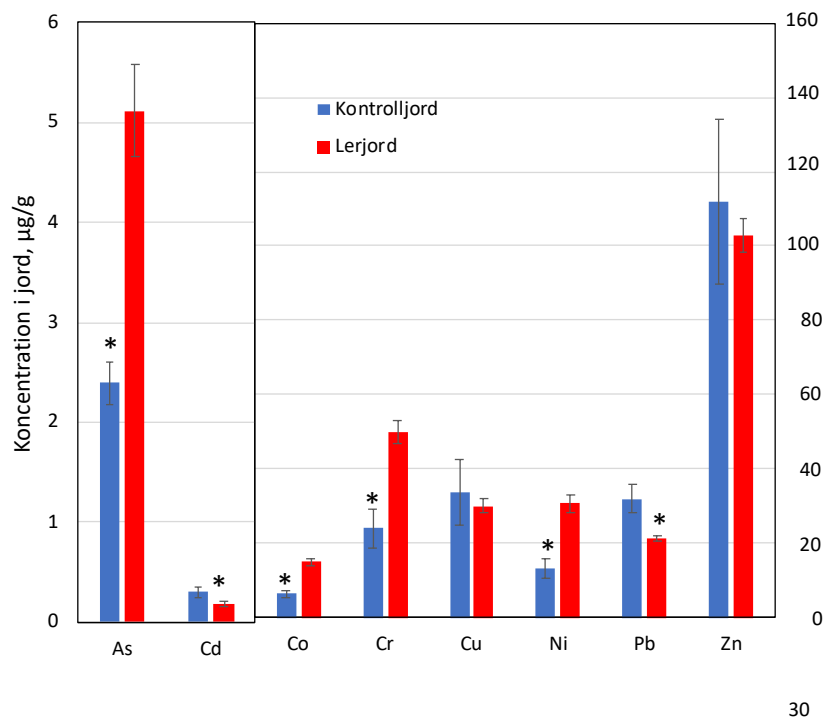
Ämne	Jord		Sallat	
	Kontroll	Lera	Kontroll	Lera
Arsenik	12 $\pm$ 2,2	6 $\pm$ 0,6*	30 $\pm$ 17	3 $\pm$ 1
Kadmium	75 $\pm$ 4,0	93 $\pm$ 5,3	72 $\pm$ 20	30 $\pm$ 11
Kobolt	7 $\pm$ 1,3	6 $\pm$ 0,5	7 $\pm$ 0,5	8 $\pm$ 3
Krom	2 $\pm$ 0,5	1 $\pm$ 0,1	173 $\pm$ 62	43 $\pm$ 11
Koppar	20 $\pm$ 6,0	19 $\pm$ 1,7	10 $\pm$ 0	13 $\pm$ 3
Nickel	6 $\pm$ 0,8	6 $\pm$ 0,6	21 $\pm$ 3	17 $\pm$ 4
Bly	14 $\pm$ 0,2	12 $\pm$ 1,2	29 $\pm$ 3	31 $\pm$ 5
Zink	25 $\pm$ 2,6	13 $\pm$ 1,4	8 $\pm$ 3	12 $\pm$ 3

Resultaten visar att den orala biolösligheten i relation till mängd jord var högre i lerjord än i kontrolljord för kobolt, medan det var ingen skillnad för arsenik och nickel (Figur 25). För övriga metaller var biolösligheten i lerjord jämfört med kontrolljord högre för krom och zink samt lägre för kadmium och vanadin.

Mängden (μg) av oralt tillgängliga metaller och arsenik i jordarna, beror inte bara på kroppens enzymer och mekanismer som frisätter metallerna från jorden utan också på halten av ämnena i jorden. Mönstret i skillnaderna mellan lera och kontrolljord för totala halten i jord överensstämmer med den för den orala biolösligheten, förutom för arsenik och zink (Figur 25 och Figur 26). Däremot var det ingen korrelation mellan oral biotillgänglighet i jord och växttillgängliga metallhalter mätt som vattenextraherbara metaller (ej visat), vilket beror på att det är olika enzymer och pH i kroppen som frisätter metallerna och inte vatten.



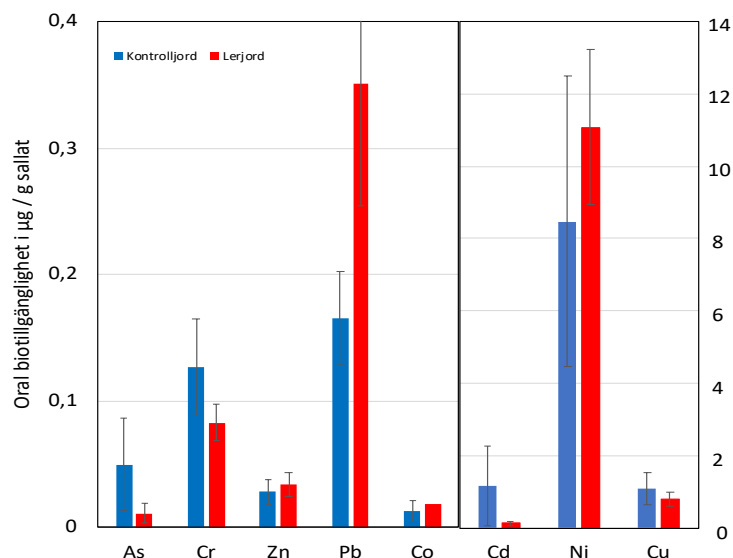
Figur 25. Oral biotillgänglighet i jord mätt som µg/g jord ±SE. $n_{\text{kontroll}}=3$, $n_{\text{lera}} = 8$ *, signifikant skillnad mellan ler- och kontrolljord. Notera att det är olika skala för ämnena till höger och vänster om det vertikala strecket i diagrammet.



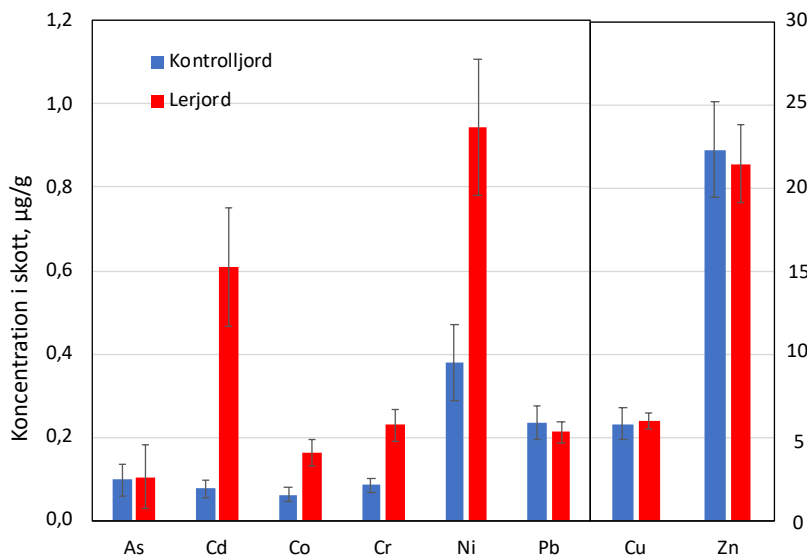
Figur 26. Koncentration av arsenik och metaller i lerjord och kontrolljord ±SE. $n_{\text{kontroll}}=3$, $n_{\text{lera}} = 8$ *, signifikant skillnad mellan ler- och kontrolljord. Notera att det är olika skala för ämnena till höger och vänster om det vertikala strecket i diagrammet.

Den orala biotillgängliga halten i sallat behandlades på samma sätt som jorden och beräknades som µg tillgänglig metall per gram sallat. Värdena kan ses i Figur 27. Det var inga signifikanta skillnader mellan lerjordsodlad och kontrolljordsodlad sallat vad gäller orala biotillgänglighet av metaller och arsenik. Även här var resultaten beroende av både biotillgänglighet av

metallerna i sallaten och sallatens koncentration av metall. Den senare skiljde sig inte nämnvärt mellan lerjordsodlat och kontrolljordsodlat, även om tendenser fanns till högre halter i lerjordsodlat än kontrolljordsodlat för kobolt och nickel samt även kadmium och krom (Figur 28).



Figur 27. Oral biotillgänglighet i sallat mätt som µg/g sallat, medelvärden ±SE. $n_{\text{kontroll}}=3$, $n_{\text{lera}}=8$ *, signifikant skillnad mellan ler- och kontrolljord. Notera att det är olika skala för ämnena till höger och vänster om det vertikala strecket i diagrammet.



Figur 28. Koncentration (µg/g sallat) av arsenik och metaller i salladsskott odlade i lerjord och kontrolljord, medelvärden ±SE. $n_{\text{kontroll}}=3$, $n_{\text{lera}}=8$ *, signifikant skillnad mellan ler- och kontrolljord. Notera att det är olika skala för ämnena till höger och vänster om det vertikala strecket i diagrammet.

9.4 Kunskapsluckor och osäkerheter

UBM-metoden som använts för undersökning av biolösligheten av metaller i jord och växt är validerad för jord och inte växt samt är validerad för endast arsenik, kadmium och bly i jord. Det ger osäkerheter i resultaten på oral biolöslighet i sallat samt andra metaller som t.ex. kobolt och nickel som undersökts i jord. Undersökningen indikerar biolösligheten av metaller från sallat och därmed vad som är teoretiskt tillgängligt vid oralt intag, men eftersom en validerad metod för växter ännu saknas (Zheng et al. 2022) är det vanskligt att jämföra dessa resultat med verkligt intag. I denna studie valdes att använda samma metod för jorden som för växtmaterialet, det vill säga UBM. Ma m.fl. (2024) använde UBM, samt två andra metoder, för undersökning av biolöslig fraktion i ris av arsenik och kadmium. De fann att metoderna inte skilde sig nämnvärt åt.

Sallat har använts för att studera upptaget i växter. Upptaget varierar mellan olika växtarter och växtdelar (rot och skott), varför fler grödor behöver undersökas för att kunna dra slutsatser om upptaget. De sallatsskott som kom från plantor odlade i kontrolljord skiljde sig inte vad gäller metallhalter från de som var odlade i lerjord. Därför var första tanken att en analys av oralt intag av sallat var oviktig. Växter odlade i olika jordar kan dock skilja sig åt på andra sett, så som struktur och metallhållande förmåga, tex cellväggs-CEC, och därmed vara svårare eller lättare att frisätta metaller ifrån med saliv, mag- eller tarmsaft. Så även om halterna i växterna inte skiljer sig mellan jordar så finns möjlighet till inverkan av jordtyp. Detta är inte mycket studerat och är därför en stor kunskapslucka.

Antalet kontrolljordar som använts i jämförelsen med lerjordarna är begränsat till tre, vilket ger en osäkerhet i resultat och jämförelsen mellan kontrolljord och lerjord. Avseende kontrolljordarna hade dessa avvikande halter av organiskt kol jämfört med lerjordarna och även Naturvårdsverkets standardjord, vilket även det ger en osäkerhet i jämförelsen med lerjordarna.

De data som presenteras här baseras på icke förorenad jord så hur den orala biotillgängligheten i sallat och jord ser ut om jordarna hade varit metallförorenade går inte att dra någon slutsats om. Vi antar att jordar med hög metallhalt har sämre metallbindande förmåga på grund av ett begränsat antal bindningsställen på jordpartiklarna för metalljonerna. En metallkontaminerad jord med hög lerhalt behöver därmed inte skilja sig nämnvärt från en med låg lerhalt vad gäller biotillgänglighet av metaller för växters upptag. För att utröna detta behöver försök göras även på förorenad jord.

10 SLUTSATSER OCH FORTSATT ARBETE

10.1 Underlag till riktvärden och avfallskriterier

Huvudfrågan i projektet har varit om Naturvårdsverkets generella riktvärden kan användas för bedömning av risker med naturliga halter av kobolt, nickel och arsenik i lerjordar. Sammantaget visar de studier som utförts att Naturvårdsverkets generella riktvärden inte är tillämpbara på naturliga halter i lerjordar, eftersom biotillgängligheten och lakbarheten är lägre än vad som antas för förorenad jord i Naturvårdsverkets modell.

Lerjordar med naturliga bakgrundshalter bör inte hanteras som ett oanvändbart avfall, utan som en resurs. Vid hantering av överskottsmassor av lera i anläggningsprojekt är det dock viktigt att bestämma om dessa är sura sulfatjordar eller inte för korrekt hantering av jorden.

Denna studie har avgränsats till naturliga bakgrundshalter i lerjordar. För bedömning av förorenade lerjordar behövs ytterligare studier. Detta eftersom metallerna i naturliga lerjordar till stor del är bundna i själva mineralgittret och eftersom en jords metallhållande förmåga kan minska med ökad koncentration av metaller. Det innebär att lakbarheten och biotillgängligheten kan öka med ökade föroreningshalter.

Det finns ett behov av vägledning för hantering av lerjordar, både för lerjordar med naturligt förhöjda halter och för förorenade lerjordar. Detta inkluderar riktvärden och avfallskriterier som tar hänsyn till lerjordarnas unika egenskaper och de lägre risker de medför.

10.1.1 Bakgrundshalter

Vid flertalet anläggnings- och infrastrukturprojekt i Mälardalen och Västra Götaland har halter av kobolt, nickel och arsenik i lera visat sig vara högre än de nationella bakgrundshalterna. Projektet har därför tittat på hur bakgrundshalterna av arsenik, kobolt och nickel ser ut i lera i Mälardalen och Västra Götaland, om dessa kan förklaras av mineralogin samt hur stor andel av totalhalten (syralakad halt) som är geokemiskt aktiv.

Projektet har visat att bakgrundshalterna av kobolt i både Mälardalen och Västra Götaland är högre än de nationella bakgrundshalter som används i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell. För nickel är halterna högre i Mälardalen och något lägre i Västra Götaland. Bakgrundshalten av arsenik, som framkommit i denna studie, ligger i båda regionerna i nivå med nationella bakgrundshalten. Som bakgrundshalt i både Mälardalen och Västra Götaland föreslås av projektet 15 mg/kg TS för kobolt, vilket är något högre än den nationella bakgrundshalten som ligger på 10 mg/kg TS. För nickel föreslås 30 mg/kg TS för Mälardalen att jämföra med nationella bakgrundshalten på 25 mg/kg TS. För arsenik föreslås ingen justering av bakgrundshalten. Det ska dock noteras att det i andra studier har påträffats tydligt förhöjda bakgrundshalter av arsenik i delar av Västra Götaland.

Huvuddelen av dessa metaller tycks vara gitterbundna i silikatmineral. De högre halterna av kobolt och nickel kan förklaras med en stor andel trioktaedriska skiktsilikater, där kobolt och nickel sannolikt substituerat för järn och magnesium i mineralens oktaederskikt.

10.1.2 Spridning och geokemiskt aktiv halt

Lakbarheten av arsenik, kobolt och nickel i lerjordar har undersökts för att bedöma om en oacceptabel spridning sker av dessa ämnen från lerjordar till grund- och ytvatten. ”Totalhalts”- K_d -värden bestämdes som kvoten mellan totalhalten och den lösta halten i extrakt med 0,001 M CaCl_2 .

K_d -värdena är högre än Naturvårdsverkets generella värden för samtliga testade lerjordar avseende arsenik, kobolt och nickel. Värdena var en tiopotens högre än de generella K_d -värdena för arsenik och nickel och en hundrapotens högre för kobolt. Den geokemiskt aktiva halten av kobolt och nickel utgör endast en mindre andel av totalhalten, mindre än 20 %. Den låga lösligheten och geokemiskt aktiva halten kan förklaras med hjälp av mineralogiska undersökningar, vilka visade att metallerna är bundna i mineralgittret. Resultaten visar att lakbarheten är låg och att spridningsrisken är acceptabel. Den låga lakbarheten beror på att den geokemiskt aktiva halten är låg. Den geokemiskt aktiva halten kan användas som ett ytterligare bevis om lakförsök visar på höga K_d -värden (låg lakbarhet).

10.1.3 Biotillgänglighet och risker för markmiljön samt människors hälsa

Biotillgängligheten för markorganismer, växter och människor har undersökts med lakförsök, beräkningar eller upptagsförsök med sallat för att bedöma ekologiska risker och hälsorisker. Genomförda undersökningar visar att biotillgängligheten av arsenik, kobolt och nickel i lerjord är låg, både för markorganismer, växter och för människor vid oralt intag av jord.

Den ekologiska riskbedömningen visade att de beräknade biotillgänglighetskorrigerade riktvärdena för kobolt och nickel för skydd av markmiljö var betydligt högre än Naturvårdsverkets riktvärde för skydd av markmiljö. För kobolt blir riktvärdena för lerjord cirka 5 gånger högre och för nickel cirka 2 gånger högre än motsvarande riktvärden för KM och MKM. Detta tyder på att den markökologiska risken av nickel och kobolt är lägre i en lerjord.

Upptagsförsöken med sallat odlad i lerjord tyder på ett lägre upptag av arsenik, kobolt och nickel i växternas rötter än för sallat odlad i jord med låg lerhalt, men ackumuleringen i skott och totala upptaget skiljde sig inte åt mellan jordarterna. I båda jordarterna var ackumuleringen i sallatsskott av speciellt kobolt, men även nickel, lägre än det som antas för skott i Naturvårdsverkets modell. I lerjord tenderade även ackumuleringen av arsenik i skott vara lägre, men variationen i ackumulering var stor, vilket gör att det med nuvarande underlag inte går att säga att det är någon skillnad mot den ackumulering som antas i Naturvårdsverkets modell. Fortsatta upptagsstudier med olika grödor behövs för att bedöma upptaget av metaller i växter från lerjordar.

Bestämningen av biolös och därmed potentiellt biotillgänglig fraktion av arsenik, kobolt och nickel i lerjord visade att biolösligheten är låg (<10 %) och troligen lägre än den relativa biotillgänglighet som antas vid intag av jord i Naturvårdsverkets modell. Här finns dock osäkerheter i resultaten avseende kobolt och nickel då metoden inte är validerad för dessa metaller. Resultaten på biolös fraktion av arsenik, kobolt och nickel i sallatsskott tyder även på en låg biotillgänglighet (< 20%). Det finns dock osäkerheter i denna bestämning då nyttjad metod (UBM) inte är validerad för växtmaterial samt att endast en art studerats. Underlaget är för litet för att med säkerhet bedöma exponeringen av människor för metallerna, men sammantaget tyder resultaten på att exponeringen av arsenik, kobolt och nickel via intag av jord och grödor från lerjordar är låg. För att få en bättre förståelse behöver en liknande undersökning, gärna med både ej förorenad och förorenad jord, göras med några olika växtslag. I detta fall användes sallat, som är känt för sin höga metallackumulering i skottet, men även andra vanligt förekommande odlingsväxter, med ett mindre extremt upptag, bör ingå.

10.2 Metoder för identifiering av sulfidleror

Tre olika metoder för identifiering av sulfidleror har testats. Resultaten visar att inkubationsförsök, snabbtest utfört i inomhusmiljö och NAGpH-test kan användas för att identifiera sulfidleror. Den främsta skillnaden mellan de tre identifieringsmetoderna är att inkubationsförsök är ett typ av kinetiskt test som visar vad som händer med jordmaterialet över tid då det genomgår naturlig oxidation jämfört med snabb- och NAGpH-test där oxidationsprocessen forceras genom tillsatts av väteperoxid. Baserat på detta resonemang bedöms inkubationsmetoden vara det tillförlitligaste testet för identifiering av sura sulfatjordar.

Inkubationsförsök, som är en vetenskapligt erkänd metod för identifiering av sur sulfatjord, är både enkel och relativt billig att utföra, försöken kan utföras i inomhusmiljö, det krävs inga avancerade mätinstrument eller material och i kombination med svavelanalyser är metoden mycket pålitlig. Nackdelen med inkubationsförsök är att det kan ta upp till 19 veckor att erhålla resultat.

Snabbtest visade sig vara tillförlitligt under kontrollerade förhållanden i inomhusmiljö, men visade sig vara känslig för kyla i fält. De främsta fördelarna som är förknippade med metoden är att resultat kan erhållas efter några timmar samt att testet är billigt att utföra. Nackdelen med att utföra snabbmetoden inomhus är framför allt behovet av tillgången till laboratorieutrustning i form av dragskåp.

Resultaten från NAGpH-testen uppvisade hög samstämmighet med inkubationsförsöken. Endast sex prover analyserades med denna metod, varför fortsatta undersökningar och underlagsdata för jordmaterial behövs innan metoden bedöms kunna erhålla acceptans för identifieringsändamål av sura sulfatjordar. Det som kan tala emot användningen av NAGpH-test som framtida identifieringsmetod är framför allt kostnaden att utföra analysen vid laboratorium. Normal svarstid för att erhålla laboratorieresultat från NAGpH-test uppgår till cirka 15 dagar, men det går att få snabbare svar till en större kostnad.

Valet av identifieringsmetod för undersökning av sura sulfatjordar bör bland annat anpassas efter ett projekts behov, ekonomiska förutsättningar, tidsram och eventuella kravställningar. För undersökning av stora områden eller längre sträckningar inom infrastruktur- och anläggningsprojekt, då en snabb och inledande bedömning krävs, kan snabbtest vara en lämplig metod att använda. I projekt där mer begränsade mängder jord kan komma att hanteras, hög tillförlitlighet efterfrågas och tidplanen inte är begränsande förespråkas användningen av inkubationsförsök som identifieringsmetod. Valet av identifieringsmetod kan i vissa fall även vara beroende av jordens egenskaper. Snabbtest och NAGpH-test rekommenderas inte att användas för lerjordar med högt innehåll av organiskt kol, eftersom väteperoxiden reagerar med organiskt material och inkonsekventa resultat kan erhållas.

11 REFERENSER

Weblänkar kontrollerade 2024-11-11

- Albanese, S., Sadeghi, M., Lima, A., Cicchella, D., Dinelli, E., Valera, P., Falconi, M., Demetriades, A., De Vivo, B., The GEMAS Project Team. (2015). GEMAS: Cobalt, Cr, Cu and Ni distribution in agricultural and grazing land soil of Europe. *Journal of Geochemical Exploration*, 154, 81-93. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2015.01.004>
- Andersson, M., Carlsson, M., Ladenberger, A., Morris, G., Sadeghi, M., Uhlbäck, J. (2014). *Geokemisk atlas över Sverige*. SGU (Sveriges Geologiska Undersökning), Uppsala.
- ARCHE Consulting (2020). *Threshold calculator for metals in soils. A global tool for terrestrial risk assessment. Background document for version 3.0*. ARCHE Consulting, Wondelgem, Belgium.
- Awad, F., Römheld, V. (2000). Mobilization of heavy metals from contaminated calcareous soils by plant born, microbial and synthetic chelators and their uptake by wheat plants. *Journal of Plant Nutrition*, 23, 1847-1855. <https://doi.org/10.1080/01904160009382147>
- Berggren Kleja, D. och Enell A., 2021, *Ekologisk riskbedömning, Att använda kemiska biotillgänglighetsmetoder i platsspecifik ekologisk riskbedömning*, Statens geotekniska institut, SGI, Linköping, 2021-11-17.
- Boman, A., Mattbäck, S., Becher, M., Yli-Halla, M., Sohlenius, G., Auri, J., Öhrling, C., Liwata-Kenttälä, P., Edén, P. (2023). Classification of acid sulfate soils and soil materials in Finland and Sweden: Re-introduction of para-acid sulfate soils. *Bulletin of the Geological Society of Finland*, 95(2), 161–186. <https://doi.org/10.17741/bgsf/95.2.004>
- Butler, B.M., Hillier, S. (2021). Automated full-pattern summation of X-ray powder diffraction data for high-throughput quantification of clay-bearing mixtures. *Clays and Clay Minerals*, 69, 38–51. <https://doi.org/10.1007/s42860-020-00105-6>
- Carlsson, C., Bendz, D., Jones, C. (2008). *Oral biotillgänglighet av arsenik, antimon och ett urval av metaller i askor*. Rapport 1056, Värmeforsk, Stockholm.
- Cieslinski, G., Van Rees, K.C.J., Szmigielska, A.M., Huang, P.M. (1997). Low molecular weight organic acids released from roots of durum wheat and flax into sterile nutrient solutions. *Journal of Plant Nutrition*, 20, 753-764. <https://doi.org/10.1080/01904169709365291>
- Crepper, N., Fitzpatrick, R., Shand, P. (2012). A simplified incubation method using chip-trays as incubation vessels to identify sulphidic materials in acid sulphate soils. *Soil Use and Management*, 28, 401-408. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2012.00422.x>
- Dawes, C., Wong, D. T. W. (2020). *Role of saliva and salivary diagnostics in the advancement of oral health*. *Journal of Dental Research*, 98(2), 133-141. <https://doi.org/10.1177/0022034518816961>
- de Groot, A.C., Peijnenburg, W.J.G.M., van den Hoop, M.A.G.T., Ritsema, R., van Veen, R.P.M. (1998). *Heavy metals in Dutch field soils: an experimental and theoretical study on equilibrium partitioning*. National Institute of Public Health and the Environment, Bilthoven, Netherlands.
- Dijkstra, J.J., Meeussen, J.C.L., Comans, R.N.J. (2004). Leaching of heavy metals from contaminated soils: an experimental and modeling study. *Environmental Science and Technology*, 38, 4390-4395. <https://doi.org/10.1021/es049885v>

- Elert, M., Fanger, G., Höglund, L. O., Jones, C., Suér, P., Wadstein, E., Bjerre-Hansen, J., Grøn, C. (2006). *Laktester för riskbedömning av förorenade områden*. Rapport 5535, Naturvårdsverket, Stockholm. <https://naturvardsverket.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2:1632356>
- Eriksson, A.K. (2016). *Phosphorus speciation in Swedish agricultural clay soils. Influence of fertilization and mineralogy*. Doktorsavhandling, Inst f mark och miljö, SLU. https://pub.epslu.se/13057/1/eriksson_ak_160212.pdf
- Eriksson, J., Dahlin, S., Nilsson, I., Simonsson, M. (2011). *Marklära*. Upplaga 1:6. Studentlitteratur.
- Fältmarsch, R., Åström, M., Vuori, K.-M. (2008). Environmental risks of metals mobilised from acid sulphate soils in Finland: a literature review. *Boreal Environment Research*, 13, 444-456. <https://www.borenv.net/BER/archive/pdfs/ber13/ber13-444.pdf>
- Greger M. (2004). Metal availability, uptake, transport and accumulation in plants. — In: *Heavy Metal Stress in Plants - From Molecules to Ecosystems* (Eds. M. N. V. Prasad, J. Hagemeyer), pp. 1-27, Springer Verlag, Heidelberg, Germany, 2nd ed.
- Greger M. (2006). *Metallupptag i växter odlade i rödfyr- och alunskifferjord*. Rapport, Länsstyrelsen Västra Götaland.
- Greger M., Malm T., Kautsky L. (2007). Heavy metal transfer from composted macroalgae to crops. *European Journal of Agronomy*, 26, 257-265. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2006.10.003>
- Groenenberg, J.E., Römkens, P.F.A.M., van Zomeren, A., Rodrigues, S.M., Comans, R.N.J. (2017). Evaluation of the single dilute (0.43 M) nitric acid extraction to determine geochemically reactive elements in soil. *Environmental Science and Technology*, 51, 2246-2253. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b05151>
- Gustafsson, J.P. (2024). *Visual MINTEQ, version 4.0. A freeware chemical equilibrium model for the calculation of metal speciation, solubility equilibria, sorption etc. for natural waters*. <https://vminteq.com>
- Gustafsson, J.P., Antelo, J. (2022). Competitive arsenate and phosphate adsorption on ferrihydrite as described by the CD-MUSIC model. *ACS Earth and Space Chemistry*, 6, 1397-1406. <https://doi.org/10.1021/acsearthspacechem.2c00081>
- Gustafsson, J.P., Elert, M., Kleja, D.B., Jarvis, N.J. (2007). *Modeller för spridning av metaller från mark till vatten*. Rapport 5741, Naturvårdsverket, Stockholm. <https://naturvardsverket.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2:1630492>
- Gustafsson, J.P. (2001). Modeling the acid-base properties and metal complexation of humic substances with the Stockholm Humic Model. *Journal of Colloid and Interface Science*, 244, 102-112. <https://doi.org/10.1006/jcis.2001.7871>
- Gustafsson, J.P., Kleja, D.B. (2005). Modeling salt-dependent proton binding by organic soils with the NICA-Donnan and Stockholm Humic models. *Environmental Science and Technology*, 39, 5372-5377. <https://doi.org/10.1021/es050333z>
- Gustafsson, J.P., Pechova, P., Berggren, D. (2003). Modeling metal binding to soils: the role of organic matter. *Environmental Science and Technology*, 37, 2767-2774. <https://doi.org/10.1021/es026249t>

- Han, Z.H., Shen, T., Korcak, R.F., Baligar V C. (1998). Iron absorption by iron-efficient and –inefficient species of apples. *Journal of Plant Nutrition*, 21, 181-190. <https://doi.org/10.1080/01904169809365392>
- Hiemstra, T., van Riemsdijk, W.H. (1996). A surface structural approach to ion adsorption: The Charge Distribution (CD) model. *Journal of Colloid and Interface Science*, 179, 488-508. <https://doi.org/10.1006/jcis.1996.0242>
- Hillier, S. (1999). Use of an air brush to spray dry samples for X-ray powder diffraction. *Clay Minerals*, 34, 127-135. <https://doi.org/10.1180/000985599545984>
- Hong, J., Wang, Y., McDermott, S., Cai, B., Aelion, C. M., Lead, J. (2016). The use of a physiologically-based extraction test to assess relationships between bioaccessible metals in urban soil and neurodevelopmental conditions in children. *Environmental Pollution*, 213, 9-17. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.01.001>
- Kabata-Pendias, A., Pendias, H. (2001). *Trace Elements in Soils and Plants*, 3rd Edition. CRC Press.
- Kemakta, IMM (2016). *Datablad för arsenik*. Naturvårdsverket, Stockholm. <https://www.naturvardsverket.se/4ac40a/globalassets/vagledning/fororenade-omraden/riktvarden/datablad/arsenik.pdf>
- Kemakta, IMM (2023). *Datablad för bly*. Naturvårdsverket, Stockholm. <https://www.naturvardsverket.se/4acd94/globalassets/vagledning/fororenade-omraden/riktvarden/datablad/bly.pdf>
- Kennedy, C.W., Smith, W.C., Ba, M T. (1986). Root cation exchange capacity of cotton cultivars in relation to aluminum toxicity. *Journal of Plant Nutrition*, 9, 1123-1133. <https://doi.org/10.1080/01904168609363514>
- Kleja, D.B., Elert, M., Gustafsson, J.P., Jarvis, N.J., Norrström, A.C. (2006). *Metallers mobilitet i mark*. Rapport 5536, Naturvårdsverket, Stockholm. <https://naturvardsverket.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2:1635862>
- Larsson, R. (2008). *Jords egenskaper*. Information 1, SGI, Linköping. <https://www.sgi.se/globalassets/publikationer/info/pdf/sgi-i1.pdf>
- Linde, M., Öborn, I., Gustafsson, J.P. (2007). Effects of changed soil conditions on the mobility of trace metals in moderately contaminated urban soils. *Water Air Soil Pollution*, 183, 69-83. <https://doi.org/10.1007/s11270-007-9357-5>
- Ma, J., Yin, N., Wang, P., Cai, X., Geng, Z., Fan, C., Sjödin, A. (2024). Bioaccessibility assessment of arsenic and cadmium in polished and unpolished rice: Comparison of three *in vitro* methods. *Food Research International*, 177, 113853. <https://doi.org/10.1016/j.foodres.2023.113853>
- Marschner, H. (1995). *Mineral nutrition of higher plants*. 2nd ed. Academic Press, London.
- Mattbäck, S., Boman, A., Sandfält, A., Österholm, P. (2022). Leaching of acid generating materials and elements from coarse- and fine-grained acid sulfate soil materials. *Journal of Geochemical Exploration*, 232, 106880. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2021.106880>
- McBride, M.B. (1994). *Environmental Chemistry of Soils*. Oxford University Press.

McLaughlin, M. J., Zarcinas, B. A., Stevens, D. P., Cook, N. (2000). Soil testing for heavy metals. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 31(11-14), 1661-1700. <https://doi.org/10.1080/00103620009370531>

Miljöministeriet (2022). *Nationell guide om byggnadsprojekt på sura sulfatjordar: Guide för beaktande av sura sulfatjordar och hantering av effekter*. Miljödepartementets publikationer 2022:3, Helsingfors. <https://urn.fi/URN:ISBN:978-952-361-222-8>

Mirecki, N., Agic, R., Sunic, L., Milenkovic, L., & Ilic, Z. S. (2015). Transfer factor as indicator of heavy metals content in plants. *Fresenius environmental bulletin*, 24(11c), 4212-4219.

Murányi, A., Seeling, B., Ladewig, E., Jungk, A. (1994). Acidification in the rhizosphere of rape seedlings and in bulk soil by nitrification and ammonium uptake. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 157, 61-65. <https://doi.org/10.1002/jpln.19941570111>

Naturvårdsverket. (2009a). *Riktvärden för förorenad mark. Modellbeskrivning och vägledning*. Rapport 5976, Naturvårdsverket, Stockholm. <https://naturvardsverket.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2:1622962>

Naturvårdsverket. (2009b). *Riskbedömning av förorenade områden. En vägledning från förenkla till fördjupad riskbedömning*. Rapport 5977, Naturvårdsverket, Stockholm. <https://www.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2:1622966>

Naturvårdsverket (2024a). *Riktvärden för förorenad mark*. Naturvårdsverket, Stockholm. <https://www.naturvardsverket.se/vagledning-och-stod/fororenade-omraden/riktvarden-for-foro-renad-mark/#E-997460152>

Naturvårdsverket (2024b). *Tillsynsvägledning Bakgrundshalter i mark*. Naturvårdsverket, Stockholm. <https://www.naturvardsverket.se/vagledning-och-stod/fororenade-omraden/bakgrundshalter-i-mark/>

Nyman, A., Johnson, A., Yu, C., Sohlenius, G., Becher, M., Dopson, M., Åström, M. (2023). A nationwide acid sulfate soil study - A rapid and cost-efficient approach for characterizing large-scale features. *Science of The Total Environment*, 869, 161845. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161845>

Oomen, A.G., Rempelberg, C.J.M., Bruil, M.A., Dobbe, C.J.G., Pereboom, D.P.K.H., Sips, A.J.A.M. (2003). Development of an in vitro digestion model for estimating the bioaccessibility of soil contaminants. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 44, 281-287. <https://doi.org/10.1007/s00244-002-1278-0>

Oorts, K. (2020). *Threshold calculator for metals in soil, a global tool for terrestrial risk assessment*. ARCHE Consulting. <https://arche-consulting.be/tools/threshold-calculator-for-metals-in-soil>

Omotoso, O., McCarty, D.K., Hillier, S., Kleeberg, R. (2006). Some successful approaches to quantitative mineral analysis as revealed by the 3rd Reynolds Cup contest. *Clays and Clay Minerals*, 54, 748-760. <https://doi.org/10.1346/CCMN.2006.0540609>

Pelfrène, A., Sahmer, K., Waterlot, C., Glorennec, P., Douay, F., Le Bot, B. (2020). Evaluation of single-extraction methods to estimate the oral bioaccessibility of metal(loid)s in soils. *Science of the Total Environment*, 727, 138553. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138553>

Pousette, K. (2010). *Miljöteknisk bedömning och hantering av sulfidjordsmassor*. Forskningsrapport, Luleå tekniska universitet. Institutionen för samhällsbyggnad och naturresurser.

Reimann, C., Garrett, R.G. (2005). Geochemical background – concept and reality. *Science of the Total Environment*, 350, 12-27. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.01.047>

RIVM. (2001). *Accumulatie van metalen in planten, een bijdrage aan de evaluatie van de interventiewaarden en locatiespecifieke risicobeoordeling van verontreinigde bodem*. RIVM report 711701 024/2001. National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven, Nederländerna.

RIVM. (2007). *Human health risks due to consumption of vegetables from contaminated sites, Towards a protocol for site-specific assessment*. RIVM report 711701 040. National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven, Nederländerna.

Sadeghi, A.R. (2020). *Cobalt and nickel concentrations in the Uppsala clay deposits – solubility and risk assessment*. Examensarbete i markvetenskap. Inst f mark och miljö, SLU, Uppsala. https://stud.epsilon.slu.se/16693/3/sadeghi_a_210414.pdf

SGI (Statens Geotekniska Institut) (2023). *Jordarter*. <https://www.sgi.se/sv/Forskning--larande/om-geoteknik-och-miljogeoteknik/geoteknik-och-markmiljo/jordmateriallara/lera-och-kvicklera/>

SGI (Statens Geotekniska Institut) (2012). *Test för oral biotillgänglighet vid SGI*. <https://www.sgi.se/globalassets/publikationer/produktblad-och-broschyrer/biotillganglighet.pdf>

SGU (Sveriges Geologiska Undersökning) (2007). *Metaller i morän och andra sediment, Östra Mälardalen med Stockholm*. Geokemiska kartan, markgeokemi K77.

SGU (Sveriges Geologiska Undersökning) (2020). *Miljöproblematik*. <https://www.sgu.se/anvandarstod-for-geologiska-fragor/geologi-i-oversiktsplanering/byggande-och-infrastruktur/miljoproblematik/>

SGU (Sveriges Geologiska Undersökning). (2024). *Acid sulfate soils – map viewer*. Sweden: Geological Survey of Sweden. <https://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-sur-sulfatjord.html>

Sohlenius, G., Öborn, I. (2004). Geochemistry and partitioning of trace metals in acid sulphate soils in Sweden and Finland before and after sulphide oxidation. *Geoderma*, 122(2–4), 167–175. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.01.006>

Sohlenius, 2011. Sulfidjordar och sura sulfatjordar – vad gör SGU? SGU rapport 2011:12. <https://resource.sgu.se/dokument/publikation/sgurapport/sgurapport201112rapport/s1112-rapport.pdf>

Sheppard, M.I., Sheppard, S.C., Grant, C.A. (2007). Solid/liquid coefficients to model trace element critical loads for agricultural soils in Canada. *Canadian Journal of Soil Science*, 87, 189-201. <https://doi.org/10.4141/S06-061>

Sullivan, L., Ward, N., Toppler, N., Lancaster, G. (2018). *National Acid Sulfate Soils Guidance: National acid identification and laboratory methods manual*. Department of Agriculture and Water Resources, Canberra, ACT. CC BY 4.0. <https://www.waterquality.gov.au/issues/acid-sulfate-soils/identification-and-laboratory-methods-manual>

Sundström, R., Åström, M., Österholm, P. (2002). Comparison of the metal content in acid sulfate soil runoff and industrial effluents in Finland. *Environmental Science and Technology*, 36(20), 4269–4272. <https://doi.org/10.1021/es020022g>

Zheng, X., Zhang, Z., Chen, J., Liang, H., Chen, X., Qin, Y., ... & Gu, M. (2022). Comparative evaluation of in vivo relative bioavailability and in vitro bioaccessibility of arsenic in leafy vegetables and its implication in human exposure assessment. *Journal of Hazardous Materials*, 423, 126909. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126909>

Zhou, H., Yang, W. T., Zhou, X., Liu, L., Gu, J. F., Wang, W. L. Zou, J-L, Tian T, Peng P-Q, & Liao, B. H. (2016). Accumulation of heavy metals in vegetable species planted in contaminated soils and the health risk assessment. *International journal of environmental research and public health*, 13(3), 289.

Åström, M., Corin, N. (2000). Abundance, sources and speciation of trace elements in humus-rich streams affected by acid sulphate soils. *Aquatic Geochemistry*, 6(3), 367–383. <https://doi.org/10.1023/A:1009658231768>

Åström, M.E., Yu, C., Peltola, P., Reynolds, J.K., Österholm, P., Nystrand, M.I., Augustsson, A., Virtasalo, J.J., Nordmyr, L., Ojala, A.E.K. (2018). Sources, transport and sinks of beryllium in a coastal landscape affected by acidic soils. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 232, 288–302. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2018.04.025>



Svenska Geotekniska Föreningen
Swedish Geotechnical Society

Hantering av bakgrundshalter i lerjordar

En studie av arsenik, kobolt och nickel

Bilaga 1

Fördjupad information som erhållits inom projektet

SAMMANSTÄLLNING METODER OCH LABBANALYSER

Tabell A4.1. Metoder och labbanalysen som använts i respektive delprojekt

	Analysmetod		Delprojekt 1		Delprojekt 2		Delprojekt 3
Jord			Labb (analyspaket)		Labb (analyspaket)		Labb (analyspaket)
	Totalhalt i jord	x	ALS (MS-1)	x	ALS (MS-1)	x	ALS (MS-1)
	Kornstorleksfördelning	x*	Soil physics laboratory, SLU	x	Soil physics laboratory, SLU	x	ALS
	XRPD-analys (bulk-mineralogi)	x*	The James Hutton Institute, Skottland			x	The James Hutton Institute, Skottland
	Inkubationsförsök					x	Egen analys
	Snabbtest (fält och laboratorium)					x	Egen analys
	NAGpH					x	ALS
Laktester	Extraktion med 0,001 M CaCl ₂	x	Lakväska till Eurofins (PSL3Q)			x	Lakväska till ALS (V-2 metaller (22) exkl. Hg)
	pH-beroende lakbarhet	x	Lakväska till ALS (V2- Bas)			x	Lakväska till ALS (V-2 metaller (22) exkl. Hg)
	Extraktion med 0,43 M HNO ₃	x	Extrakt till ALS (V2- Bas)			x	Extrakt till ALS (V-2 metaller (22) exkl. Hg)
	Extraktion med 0,1 M BaCl ₂ (CEC)	x	Egen analys KTH, ICP-OES (Thermo ICAP 6000)	x	Egen analys KTH, ICP-OES		
	Extraktion med 0,2 M oxalatlösning	x	Egen analys KTH, ICP-OES (Thermo ICAP 6000)				
	Extraktion med H ₂ O			x	Lakväska till ALS (V2-Bas inkl. Hg)		
Biotillgänglighet	Extraktion av sallat för oralt upptag (munhåla, mage, tarm)			x	ALS(E-2aaQ)		
	Extraktion av jord för oralt upptag (munhåla, mage, tarm)			x	ALS(E-2aaQ)		
Växt	Totalhalt i växt			x	ALS(M-4)		

* Analysresultatet inkluderades inte i exjobbet och utvärderades i ett senare skede

JORDEGENSKAPER OCH TOTALHALTER METALLER DELPROJEKT 1 OCH DELPROJEKT 2

Tabell A4.2. Viktigare jordegenskaper för lerjordar och referensjordar (kontroller)

Jord	pH ^a	Organiskt	Karbonat-	Sand ^b	Silt	Lera	Texturklass	
		C %	C %				USDA	Larsson (2008)
Md-Ref-01-yt ^c	7,2	10,18	n.d. ^d					
Md-02-yt	7,57	4,24	<0.1	15,7	52,1	32,3	Silty clay loam	Siltig lera
Md-03-yt	6,03	3,22	<0.1	49,8	34,9	15,4	Loam	Siltig sand
Md-04-yt	7,67	1,83	0,84	10,7	51,2	38,1	Silty clay loam	Siltig lera
Md-05-dj	7,91	0,82	2,25	1	44,4	54,6	Silty clay	Lera
Md-06-yt	6,65	1,37	<0.1	22,3	43,7	34	Clay loam	Siltig lera
Md-07-dj	7,58	0,36	0,28	13	55,1	31,9	Silty clay loam	Siltig lera
Md-08-yt	5,89	1,49	<0.1	29,2	40	30,8	Clay loam	Siltig lera
Md-09-dj	7,98	0,38	0,47	7,4	48,3	44,3	Silty clay	Lera
Md-10-yt	5,67	2,90	<0.1	12,8	45,7	41,5	Silty clay	Lera
Md-Ref-11-yt ^c	6,15	1,51	n.d.					
Md-12-yt	7,78	1,70	0,72	18,9	61,3	19,8	Silt loam	Lerig silt
Md-13-dj	8,03	0,53	2,49	7,6	55,7	36,7	Silty clay loam	Siltig lera
VG-14-dj	7,87	2,14	0,63	1	62,4	36,6	Silty clay loam	Siltig lera
Md-16-dj	8,12	0,64	0,92	2	46,1	51,9	Silty clay	Lera
Md-17-yt	7,64	0,57	0,06	8,1	50,7	41,1	Silty clay	Lera
Md-18-dj	8,01	0,43	0,76	15,4	46,8	37,8	Silty clay loam	Siltig lera
Md-Ref-22-yt ^c	4,9	3,44	n.d.					
Md-23-dj	7,16	0,72	<0.1	10,7	39,8	49,5	Clay	Lera
Md-24-dj	6,46	0,19	<0.1	13,9	60,8	25,2	Silt loam	Siltig lera
Md-25-dj	7,99	0,61	3,07	0,5	45,5	54	Silty clay	Lera
Md-Ref-26-yt ^c	8,75	0,67	n.d.					
Md-27-yt	5,87	2,51	<0.1	43,8	40	16,1	Loam	Lerig silt
Md-28-yt	6,22	2,28	<0.1	51,3	38	10,5	Loam	Siltig sand
Md-Ref-29-yt ^c	5,6	8,08	n.d.					
Md-30-yt	n.d.							
Md-32-yt	4,2	2,79	<0.1	8,1	54	37,8	Silty clay loam	Siltig lera
VG-33-yt	8,17	0,45	0,28	16,4	37	46,6	Clay	Lera
VG-34-dj	7,4	1,47	<0.1	1,1	44,4	54,5	Silty clay	Lera

^aHär redovisas pH-värdena i extrakt med 0,001 M CaCl₂, vilka bedöms något tillförlitligare än de i H₂O som redovisats i examensarbetet för delprojekt 1 (Bilaga 2).

^bDessa värden bygger på finjordsfraktionen (< 2 mm). Halterna grus och sten var mycket låga i samtliga undersökta jordar.

^cFör dessa jordar har angivna värden utvärderats med annan analys utförd av ALS

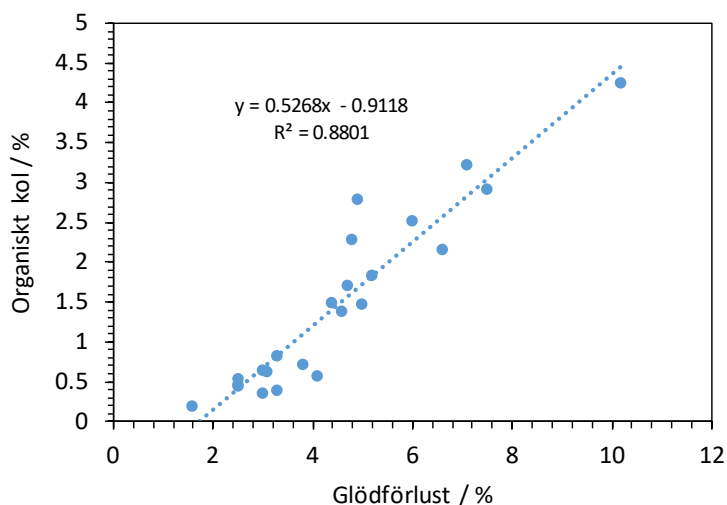
^dn.d. = not determined, dvs data finns ej

Tabell A4.3. Totalhalter metaller i jordar för delprojekt 1 och 2 [mg/kg TS]

Jord	As	Co	Ni	Cd	Cu	Pb	Zn
M-Ref-01-yt	2,2	6,3	15,0	0,318	38,2	36,2	132,5
Md-02-yt	3,9	11,9	24,8	0,227	24,1	19,6	90,4
Md-03-yt	3,7	4,7	11,7	0,306	17,1	10,0	47,9
Md-04-yt	3,9	14,5	32,1	0,277	31,2	21,1	112
Md-05-dj	5,3	16,4	37,3	0,192	28,7	18,4	90,5
Md-06-yt	4,5	15,2	30,1	0,158	21,7	18,8	83,2
Md-07-dj	7,6	15,4	37,7	0,171	33,1	19,4	97,0
Md-08-yt	3,3	18,3	20,0	0,184	22,3	21,7	84,0
Md-09-dj	4,5	16,2	31,9	0,159	34,3	21,0	101
Md-10-yt	3,1	12,6	25,0	0,195	26,4	18,3	90,7
Md-Ref-11-yt	2,8	11,3	20,6	0,135	15,8	14,6	56,8
Md-12-yt	3,5	11,6	25,3	0,258	25,1	17,1	93,5
Md-13-dj	3,2	10,4	23,5	0,149	20,0	12,5	58,1
VG-14-dj	9,0	13,9	33,7	0,109	17,4	17,5	82,2
Md-16-dj	5,4	16,3	33,2	0,151	31,1	22,2	103
Md-17-yt	6,3	18,9	39,7	0,211	35,0	25,3	110
Md-18-dj	4,7	13,0	26,5	0,145	25,7	19,0	81,2
Md-Ref-22-yt	1,1	4,1	5,3	<0,01	3,5	8,8	27,9
Md-23-dj	7,7	16,9	42,7	0,249	40,7	21,9	137
Md-24-dj	3,4	6,4	10,4	<0,01	11,3	10,0	33,2
Md-25-dj	3,8	13,6	34,6	0,151	27,3	17,2	85,3
Md-Ref-26-yt	2,4	6,3	7,4	<0,01	12,1	8,3	80,3
Md-27-yt	2,0	7,6	14,3	0,112	14,4	11,9	54,4
Md-28-yt	2,3	7,2	14,0	0,254	18,1	15,2	78,3
Md-Ref-29-yt	1,6	4,2	10,9	0,242	34,7	36,4	66,9
Md-30-yt	3,2	8,6	18,9	1,016	42,5	123	548
Md-32-yt	8,4	11,5	28,2	0,1	31,8	19,6	93,6
VG-33-yt	6,5	14,6	29,9	0,125	29,8	22,9	96,4
VG-34-dj	9,9	14,4	31,9	0,1	19,6	18,2	94,0
NV-KM	10	15	40	0,8	80	50	250

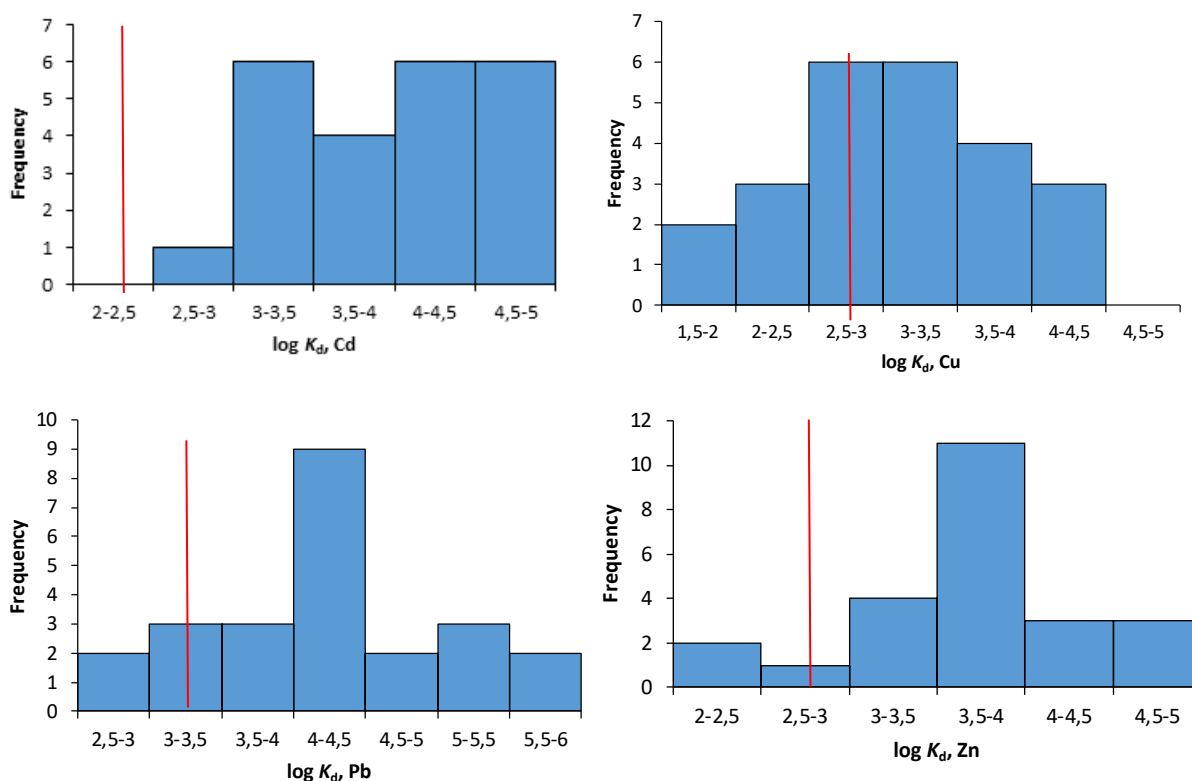
Värden i fetstil i gråmarkerade celler markerar de jordar som överstiger Naturvårdsverkets KM-riktvärden för förorenad mark.

SAMBAND GLÖDFRLUST OCH HALT ORGANISKT C



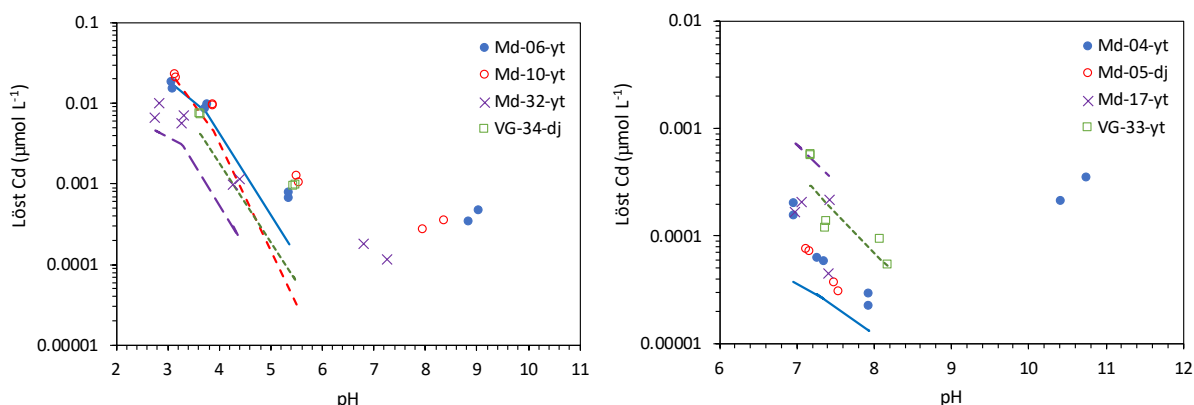
Figur A4.1. Samband mellan glödförlust och halt organiskt C för jordarna.

K_d-VÄRDEN FÖR FLER METALLER

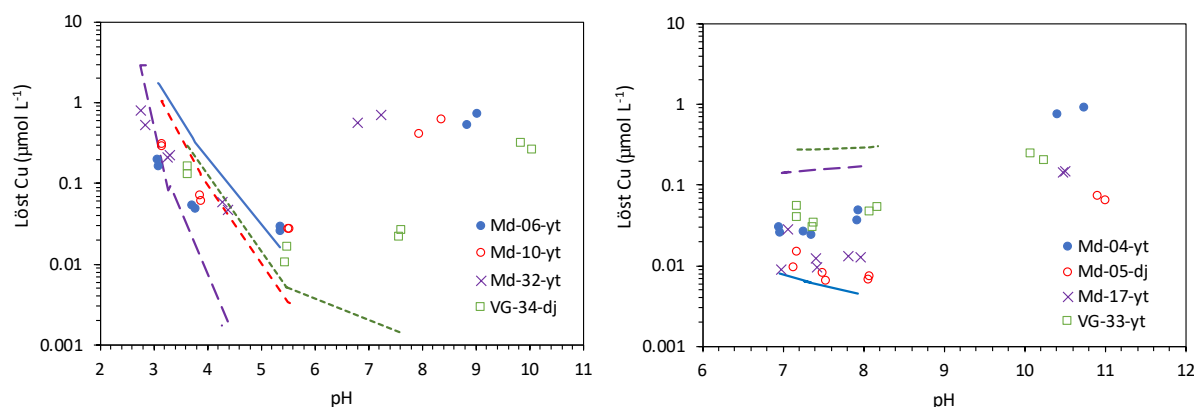


Figur A4.2. Uppmätta K_d -värden (logaritmerade) för Cd, Cu, Pb och Zn, definierade som kvot mellan totalhalt och löst koncentration i 0,001 M CaCl_2 . Den röda linjen visar de 'generella' K_d -värdena i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell, dvs $K_d = 200, 600, 1800$ och 600 L kg^{-1} för respektive metaller.

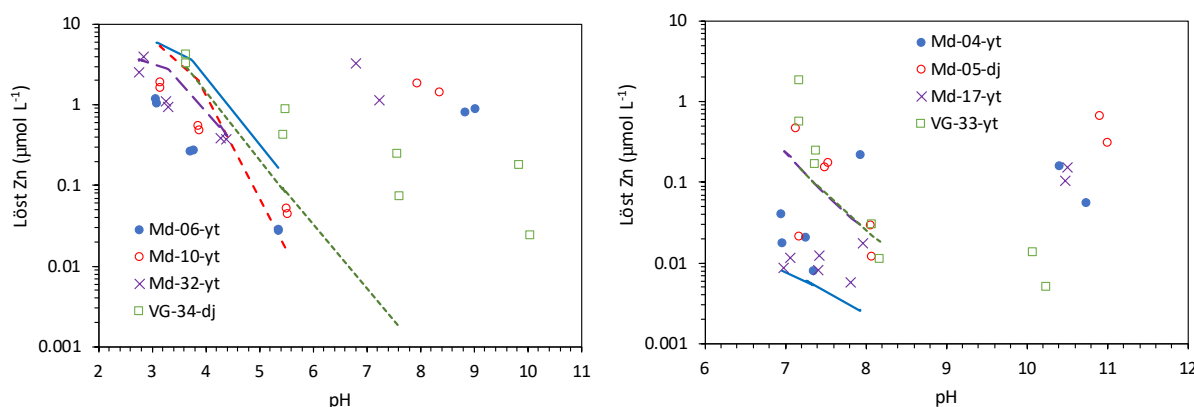
FÖRDJUPAD MODELLERING I VISUAL MINTEQ



Figur A4.3. Löst kadmium som funktion av pH för åtta jordar. Vänster: jordar som inte innehåller kalciumkarbonat (d.v.s. kalcit eller aragonit); höger: jordar med kalciumkarbonat. Symboler är uppmätta data, linjer är modellanpassningar med s.k. multiytmodell. Modellanpassning saknas för Md-05 p.g.a. analysfel.



Figur A4.4. Löst koppar som funktion av pH för åtta jordar. Vänster: jordar som inte innehåller kalciumkarbonat (d.v.s. kalcit eller aragonit); höger: jordar med kalciumkarbonat. Symboler är uppmätta data, linjer är modellanpassningar med s.k. multiytmodell. Modellanpassning saknas för Md-05 p.g.a. analysfel.



Figur A4.5. Löst zink som funktion av pH för åtta jordar. Vänster: jordar som inte innehåller kalciumkarbonat (d.v.s. kalcit eller aragonit); höger: jordar med kalciumkarbonat. Symboler är uppmätta data, linjer är modellanpassningar med s.k. multiytmodell. Modellanpassning saknas för Md-05 p.g.a. analysfel.

RESULTAT RÖNTGENDIFFRAKTION

Tabell A4.4. Resultat från röntgendiffraktion: mineralogisk sammansättning (vikts%) av finjordsfraktionen (<2 mm) av jordar från projektet. Analysen utfördes av Stephen Hillier vid James Hutton Institute, Aberdeen.

Jord	Kvarts	Plagioklas	K-fältspat	Amfibol	Anatas	Pyrit	Kalcit	Aragonit	Klorit	Smektit (tri)	Hydrobiotit	Glimmer+Verm.	Muskovit	Illit	Smektit (di)	I/S M-L	Kaolinit	Org. mtrl	Sum di	Sum tri
Md-02-yt	28.8	19	14.2	2	0.2	0	0	0	2.4	0.6	3.1	2.2	2.4	14.2	2.2	0	1.1	7.6	18.8	8.3
Md-03-yt	42.4	22.7	15.1	1.5	0.1	0	0	0	1.1	0.5	0.5	0.7	0.6	4.5	2.9	2	0.5	4.9	10	2.8
Md-04-yt	23	15.6	13.2	1.8	0.2	0	8.2	0	2.1	1	1.7	4	3	20.5	3.1	0	0.9	1.7	26.6	8.8
Md-05-dj	15.2	11	9.2	1.3	0.1	0	24.2	0	3.1	2.3	3	2.0	3.8	15.3	5.5	2	1	0	27.6	10.4
Md-06-yt	33	19.6	15.5	2.3	0.1	0	0	0	2.7	2.4	2	1.2	2.2	11.2	4.8	1.8	1.2	0	20	8.3
Md-07-dj	27.2	17.8	13.5	2.4	0.1	0	2.3	0	3	3.4	3.8	0.7	3.3	10.6	4.9	5.4	1.6	0	24.2	10.9
Md-08-yt	33.8	20.8	15.7	1.9	0.2	0	0	0	2.6	1.3	2.8	1.5	1.9	10.8	1.2	2.6	1.6	1.3	16.5	8.2
Md-10-yt	27.7	19.7	14.5	2.4	0.1	0	0	0	3.4	1.7	4.6	1.1	1.7	13.8	0.9	2.3	2.1	4	18.7	10.8
Md-17-yt	23	17	13.4	1.5	0.2	0	0.5	0	3.1	2.5	3.3	2.7	3.2	17.6	6.6	3.9	1.5	0	31.3	11.6
Md-24-dj	47.7	17.9	14.5	1.4	0.1	0	0	0	0.5	1.3	0.5	0.9	1.5	6.5	3.1	3.1	1	0	14.2	3.2
Md-32-yt	22.7	17.4	12.9	1.6	0.2	0	0	0	3.2	1.2	2.4	2.5	3.5	14.4	5.7	5.2	1	6.1	28.8	9.3
VG-33-yt	20.7	20.1	14	1.9	0.1	1.4	3.5	0	3.3	0.9	3.2	3.1	2.5	23.7	0	0	1.6	0	26.2	10.5
VG-34-dj	22.7	17	12.4	1.7	0.2	0	0	0	2.8	0.7	2.1	3.9	3	14.6	12.1	4.7	2.1	0	34.4	9.5
REF01B	25.9	17.7	12.7	2.1	0.1	0	0.4	0	3.8	2.6	3.1	2.2	4.4	15.2	6.4	2.4	1	0	28.4	11.7
SSJ03B	20.1	16.2	12	2.2	0.2	2.3	0	0	4.6	0.4	3.3	4.5	4	17.2	1.7	3	1.5	6.8	25.9	12.8
SSJ01B	19.1	14.6	10.7	2	0.2	1.6	0.1	5.9	4.1	0.3	2.7	4.1	3.2	18.3	2.1	0	1.4	9.6	23.6	11.2

Glimmer+Verm: summan av glimmer och vermikulit – vermikulit var dock alltid $\leq 0.1\%$. I/S M-L: blandskiktad illit/smektit. Sum di och sum tri: summan av dioktaedrisk resp trioktaedrisk silikatmineral.

UTBYTBARA KATJONER

Tabell A4.5. Utbytbara katjoner, extraherade med 0,1 M BaCl₂, och oxalatextraherbara ämnen för utvalda jordar

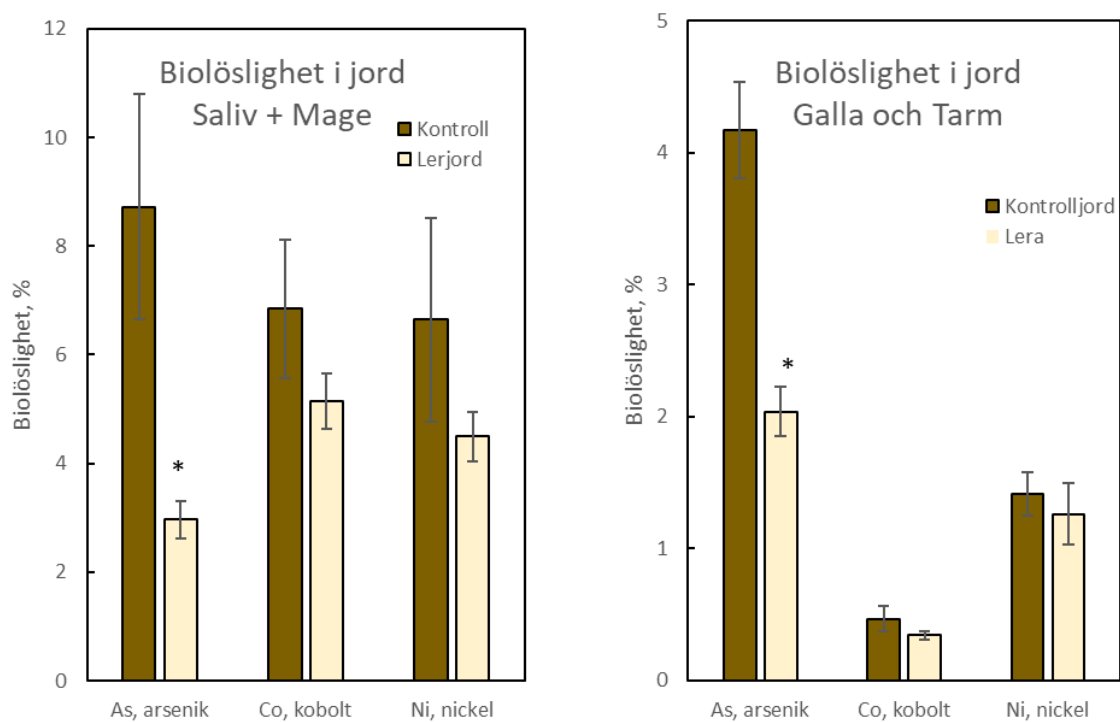
Jord	Utbytbara katjoner (cmol _c kg ⁻¹)					Oxalatextraherbara ämnen (mmol kg ⁻¹)			
	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Al ³⁺	Fe	Al	Si	P
Md-Ref-01-yt	36,6	4,0	0,03	1,2	0				
Md-02-yt	21,8	1,6	0,11	1,7	0				
Md-04-yt	22,5	1,0	0,04	0,75	0	50	48	26	19
Md-05-dj	16,8	0,60	0,16	0,38	0	41	53	26	13
Md-06-yt	12,2	1,8	0,07	0,27	0,01	111	56	23	13
Md-08-yt	7,8	1,8	0,23	0,47	0,05				
Md-10-yt	10,2	3,4	0,17	0,67	0,13	93	77	30	10
Md-17-yt	18,3	2,1	0,23	0,59	0	65	78	45	13
Md-Ref-26-yt	3,6	0,22	0,04	0,39	0				
Md-Ref-29-yt	10,4	1,2	0,26	0,88	0,08				
Md-32-yt	5,0	1,4	0,74	0,46	3,4	241	59	25	17
VG-33-yt	8,6	3,4	2,6	1,4	0,02	78	76	40	16
VG-34-dj	8,6	7,0	4,0	1,4	0	145	39	30	18

"TOTALHALTS"-K_d-VÄRDEN

Tabell A4.6. "Totalhalts"-K_d-värden (L kg⁻¹): geometriska medelvärden (GM) och 10-percentiler ed(p10) för kadmium, koppar, bly och zink.

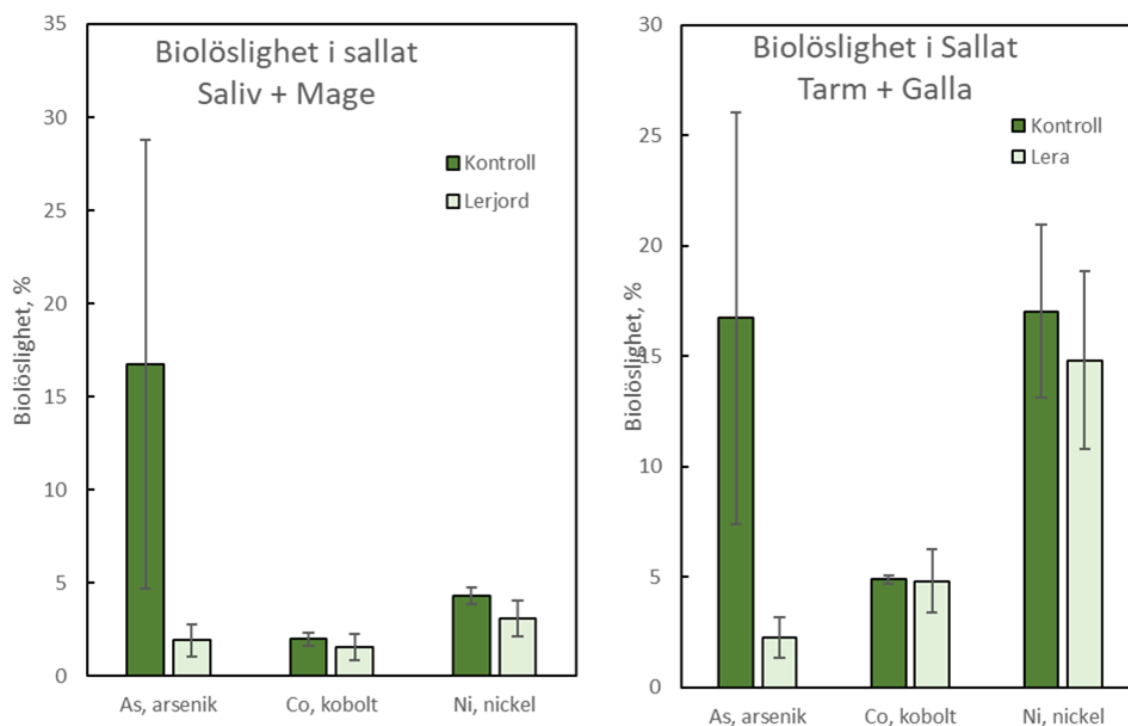
Metall	Geometriskt medelvärde	p10 (10-percentil)	NV:s generella K _d -värde
Kadmium	9 680	1 580	200
Koppar	1 290	165	600
Bly	14 800	1 570	1 800
Zink	5 150	730	600

BIOLÖSLIGHET I JORD



Figur A4.6. Biolöslighet i lerjord (n=8) och jord med låg lerhalt (kontroll, n=3). Resultaten redovisas uppdelat på saliv+mage (vänster bild) samt galla+tarm (höger bild). *Signifikant skillnad. Totala biolösligheten redovisas i rapporten.

BIOLÖSLIGHET I SALLAT (SKOTT)



Figur A4.7. Biolöslighet i sallat (skott) odlad i lerjord (n=8) eller jord med låg lerhalt (kontroll, n=3). Resultaten redovisas uppdelat på saliv+mage (vänster bild) och galla+tarm (höger bild). Totala biolösligheten redovisas i rapporten. Resultaten visar inte på någon signifikant skillnad.

Svenska Geotekniska Föreningen (SGF) bildades 1950 och består av drygt 1500 enskilda medlemmar, med minst två års praktisk erfarenhet av geoteknik. Dessutom ingår ett antal korporativa medlemmar i form av institutioner, högskolor, myndigheter, konsult- och entreprenadföretag samt tillverkare inom det geotekniska området.

SGF har till ändamål att främja utvecklingen inom geoteknik med Grundläggning, ingenjörsgologi och miljöteknik i ett nationellt och internationellt perspektiv.

Föreningen företräder i Sverige den internationella föreningen, the International Society of Soil Mechanics and Geotechnical Engineering (ISSMGE).

I SGF:s Rapport- och Notatserier utges föreningens metodbeskrivningar, monografier och dokumentation från konferenser, temadagar m.m.