Svenska Geotekniska Föreningen
Swedish Geotechnical Society

SGF Notat 1:2025

Hantering av bakgrundshalter i lerjordar

En studie av arsenik, kobolt och nickel

Inkl bilaga 1-4

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 samhällsbyggande 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 nickel[1]. 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 markekologiska 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).

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

1 INLEDNING 1

1.1 Frågeställningar 1
1.2 Avgränsningar 1
1.3 Organisation och finansiering 2
1.4 Utgångspunkter 2
1.5 Lerjordar i Sverige 3

2 GENOMFÖRANDE 5

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

3 INGÅENDE LERJORDARS EGENSKAPER 13

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

4 BAKGRUNDSHALTER 19

4.1 Naturvårdsverkets utgångspunkter för förorenad jord 19
4.2 Resultat och diskussion 20
4.3 Kunskapsluckor och osäkerheter 21

5 SULFIDLEROR/SUR SULFATJORD 22

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 modermaterialets 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 onödig 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 arsenik[2] 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 universitets) har knutits till respektive delprojekt. Göran Samuelsson, specialist inom hållbarhet och miljö på NCC ansvarar för kunskapsspridning i entreprenadleden.

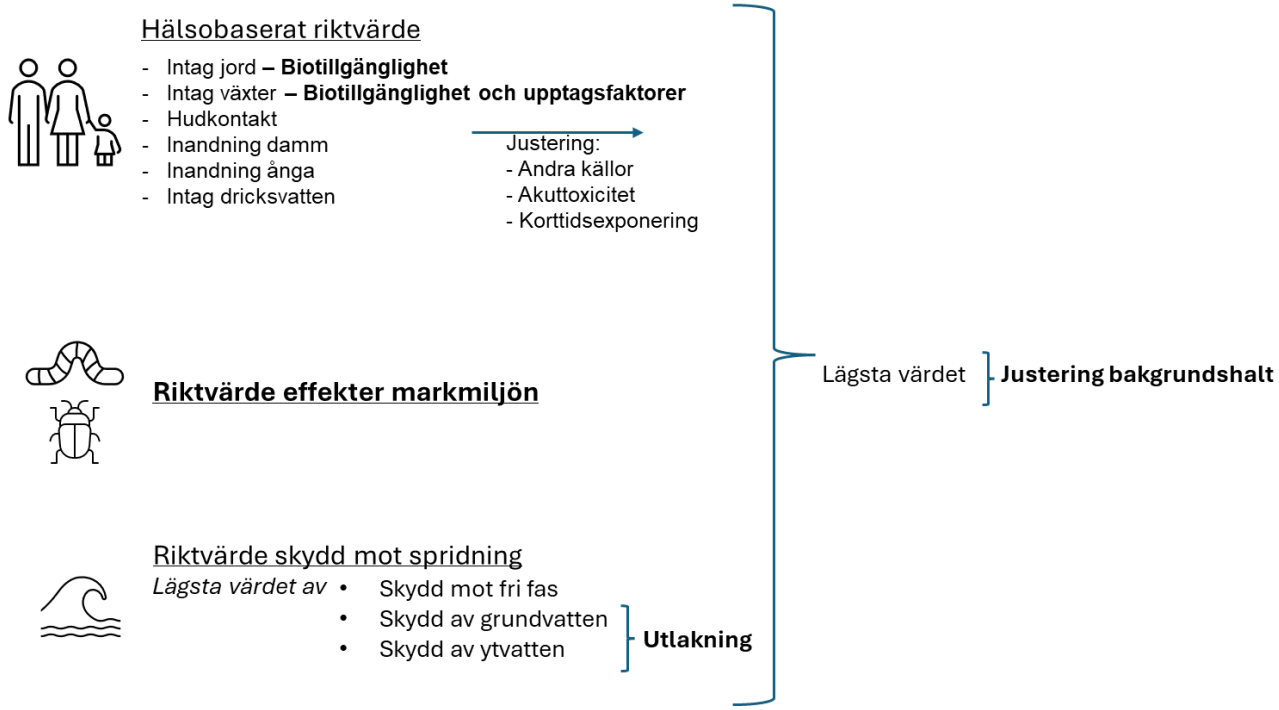
En referensgrupp bestående av representanter från Naturvårdsverket, Trafikverket, SGU, SGI, Kemakta Konsult AB, Peab Anläggning AB, Skanska Sverige AB, Svevia samt NCC har bidragit med synpunkter.

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

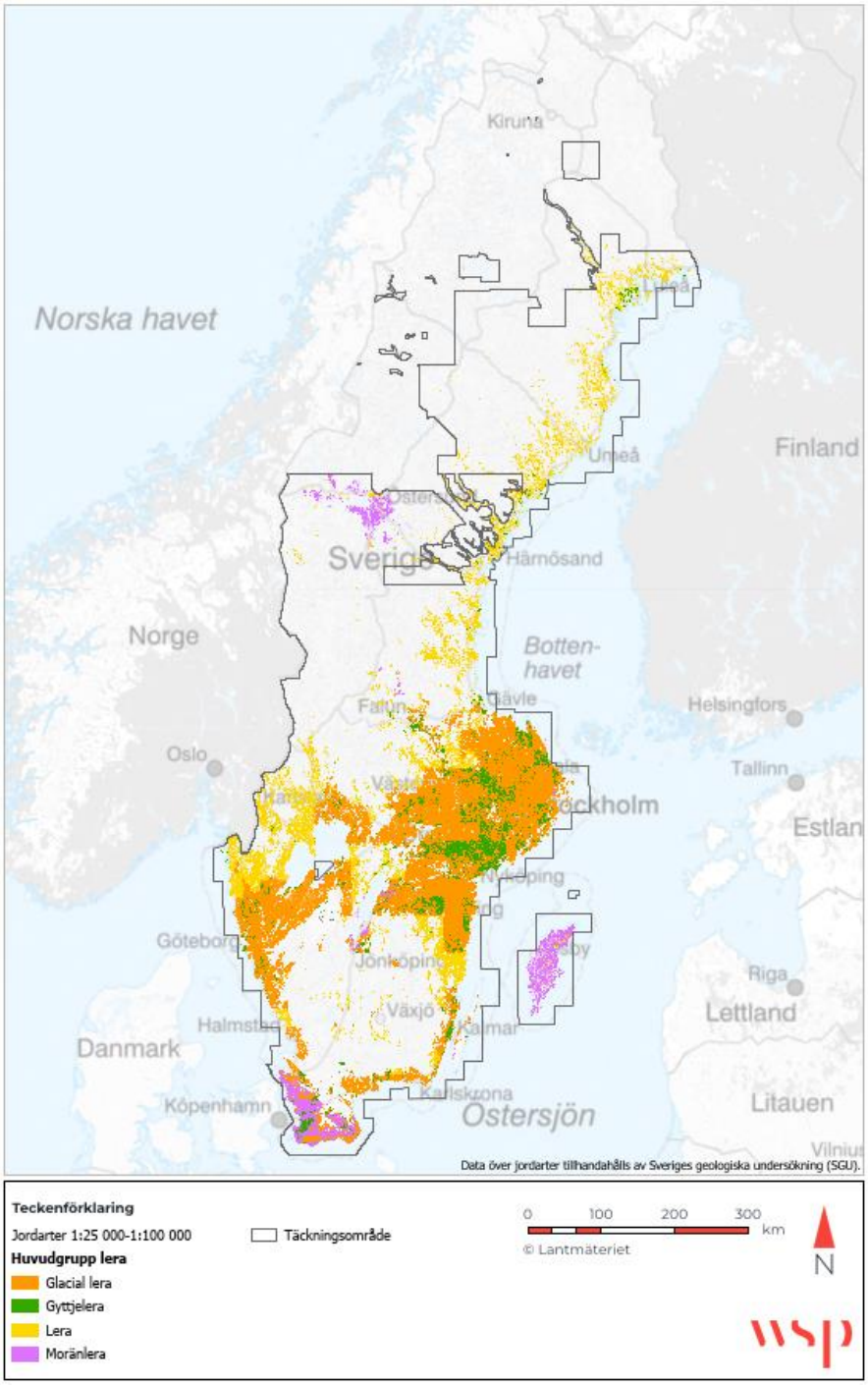
Finkorniga sediment, däribland lera, förekommer i stora delar av Sverige, se Figur 2. Den största delen av Sveriges lerjordar finns i och omkring Mälardalen och Västra Götaland, där lerorna främst utgörs av glacial lera och gyttjelera. I Skåne, på Gotland och runt Storsjön förekommer moränleror. Även 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 modermaterialets 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 fältspater 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 havssedimenten, 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 totalhalter[3], 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 examenarbetes 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 markekologisk 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).

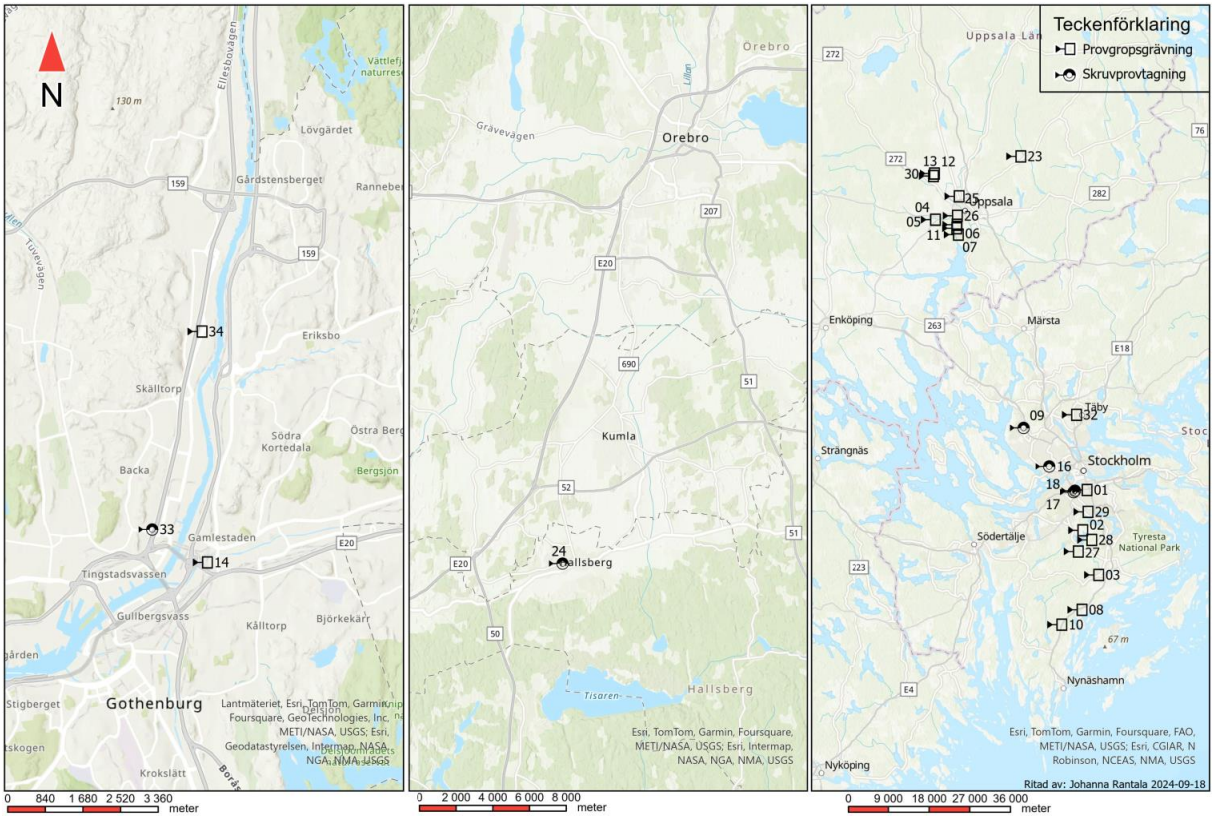
I delprojekt 3 utvärderades och jämfördes tre olika metoder för identifiering av sura sulfatjordar. Dessa var inkubationsförsök, snabbtest och NAGpH-test. Mobiliseringen och metallösligheten undersöktes även i sura sulfatjordar med fokus på arsenik, kobolt, kadmium, krom, nickel och zink. Vidare undersöktes 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 HNO_3, dvs den upparbetning som ska använda 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.

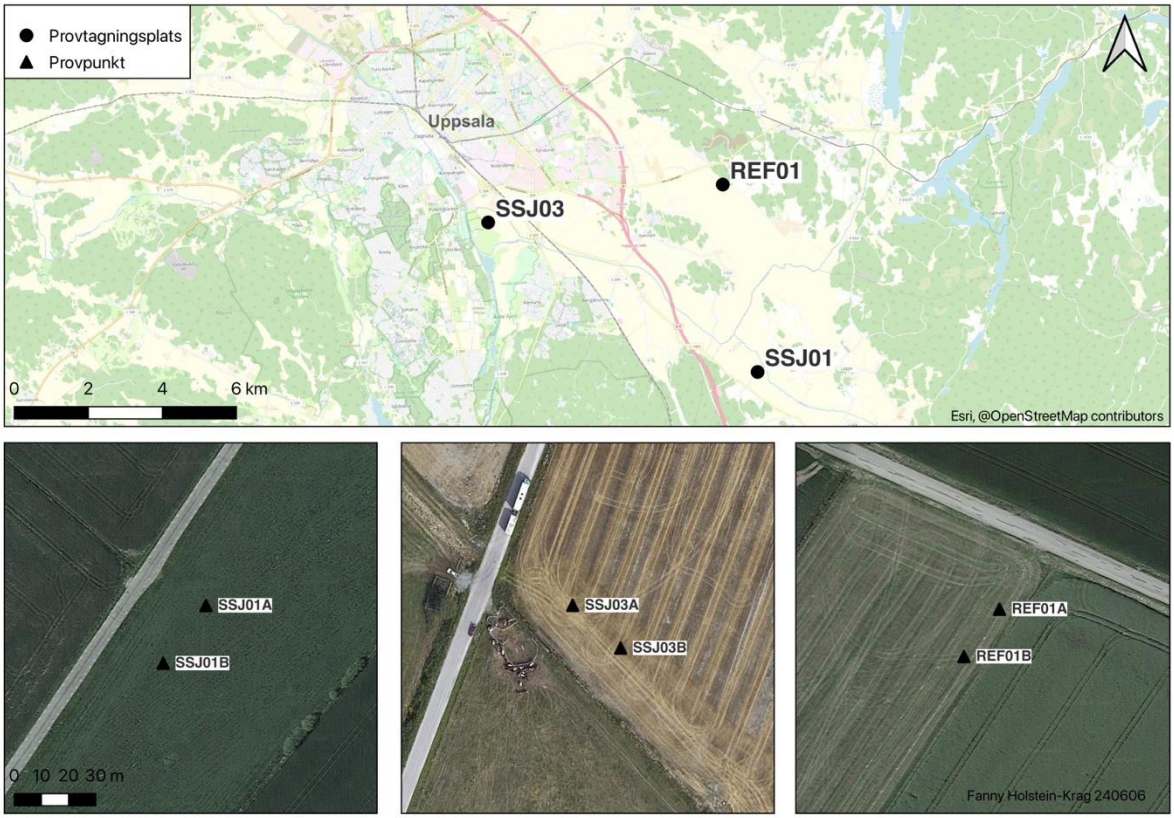
Prov nr.	Region	Typ av prov	Prel. geoteknisk benämning	Provdjup (m)	Delprojekt 1	Delprojekt 2	Provbenämning
01	Md	Referens-	grlemuSa	0,05–0,25		x	Md-Ref-01-yt
02	Md	Ytligt lerprov	Let	0,0–0,2		x	Md-02-yt
03	Md	Ytligt lerprov	saLe	0,0–0,3	(x)[1]		Md-03-yt
04	Md	Ytligt lerprov	muLet	0,05–0,3	x	x	Md-04-yt
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

[1]Dessa 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 $CaCl_2$ 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 HNO_3 enligt ISO 17586:2016 (L:S = 10 l/kg), extraktion med 0,1 M $BaCl_2$ (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 avlutat 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 jordar[4] 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 markekologiska 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 metallkatjoner (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 oxidytor) 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 oxidytor 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 fåtts 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 m^2/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 Ca^{2+}, Mg^{2+}, 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 $BaCl_2$-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

[a]Här redovisas pH-värdena i extrakt med 0,001 M $CaCl_2$, vilka bedöms något tillförlitligare än de i H_2O som redovisats i examensarbetet för delprojekt 1 (Bilaga 1).

[b]Dessa värden bygger på fraktionen < 2 mm. Halterna grus och sten var mycket låga i samtliga undersökta jordar.

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

[d]n.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 erhölls 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 – medelvärdet 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. Medelvärdet för den organiska kolhalt som uppskattades på detta sätt var 2,62 %, att jämföra med medelvärdet för den uppmätta halten vilken var 1,46 %. Sannolikt bidrar hydratationsvatten i lermineral 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):

$$\text{Org-C}[\%] = 0{,}5268 \times \text{GF}[\%] - 0.9118 \quad ; r^2 = 0.88 \qquad (1)$$

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 HNO_3) 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.

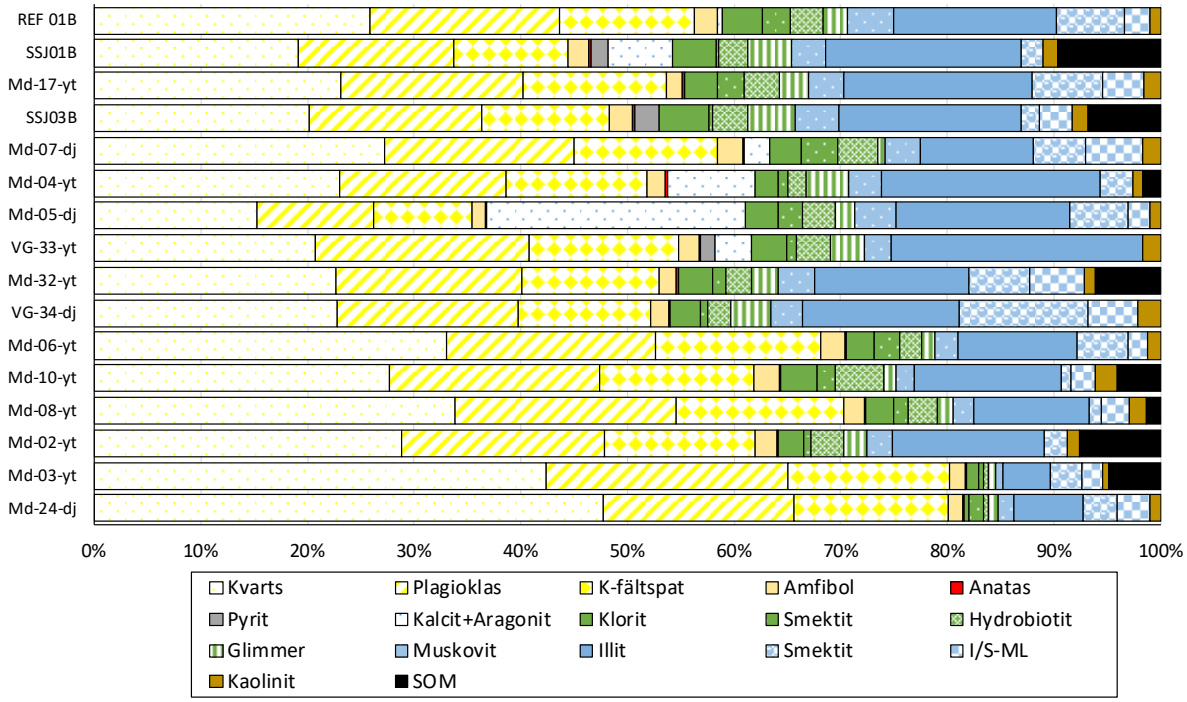
Jord	As	Co	Ni	Cd	Cu	Pb	Zn
M-Ref-01-yt	2,2	6,3	15,0	0,318	38,2	36,2	132,5
Md-02-yt	3,9	11,9	24,8	0,227	24,1	19,6	90,4
Md-04-yt	3,9	14,5	32,1	0,277	31,2	21,1	112
Md-05-dj	5,3	16,4	37,3	0,192	28,7	18,4	90,5
Md-06-yt	4,5	15,2	30,1	0,158	21,7	18,8	83,2
Md-08-yt	3,3	18,3	20,0	0,184	22,3	21,7	84,0
Md-10-yt	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.

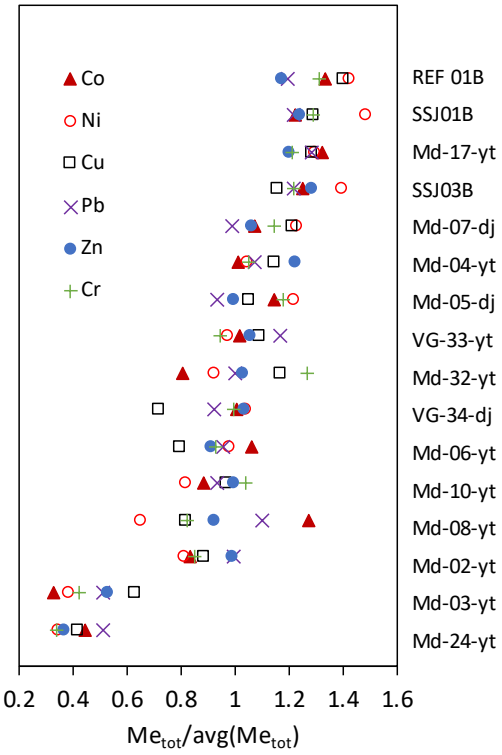
3.3 Mineralogisk sammansättning och samband med metallhalter

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 siffervärden, 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, koncentrerats i de di- och trioktraedriska 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 dioktraedriska 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×Plagioklas[%] + 1,71×Muskovit[%] + 0,363×Smektit(di)[%]; r^2 = 0,79

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

Ni_{tot} = 5,15×Klorit[%] + 6,238×Smektit(tri)[%] + 4,855×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 oxalatextraherbart järn och alumi-

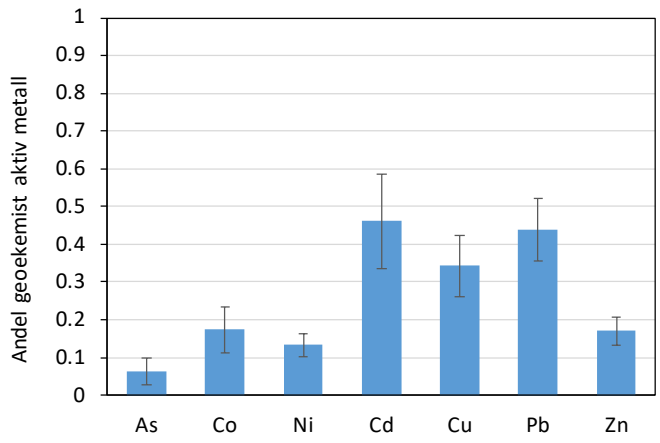
nium. Utbytbara katjoner analyserades också på referensjordarna till delprojekt 2. Tabell 5 redovisar resultaten för geokemiskt aktiv halt i utvalda lerjordar, övriga resultat visas i Tabell A4.5 i Bilaga 1.

Tabell 5. Geokemiskt aktiv halt av metaller i jordarna enligt extraktion med 0,43 M HNO_3 (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 HNO_3, vilket med stor sannolikhet betyder en låg biologisk tillgänglighet. Det kan dock vara viktigt att påpeka att metoden med 0,43 M HNO_3 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 %, löslig i HNO_3 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 HNO_3 och totalhalten). Staplarna visar medelvärden (*n* = 7) med standardavvikelser.

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 innehållet 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
Mälardalen[c] (*n* = 1009)			
Medelhalt	4,7	10,8	20,8
p90	7,0	16,2	32,0
Föreslagen regional bakgrundshalt för lerjord	10	15	30
Västra Götaland[c] (*n* = 513)			
Medelhalt	4,5	8,1	12,5
p90	6,4	12,8	19,0
Föreslagen regional bakgrundshalt för lerjord	10	15	20

[a]Baserat på 90-percentiler av halter enligt Naturvårdsverket (2009a); [b]Baserat på 90-percentiler för sedimentära jordar < 2 mm (dvs ej endast lerjordar) enligt SGU (2007). [c]Från A-horisonter i lerjordar i Uppsala, Stockholm, Södermanland, Västmanland samt Örebro län; [c]Från 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. Provernas pH uppmätt i fält vid provtagning av jordprofilerna benämns som $pH_{FÄLT}$. 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.

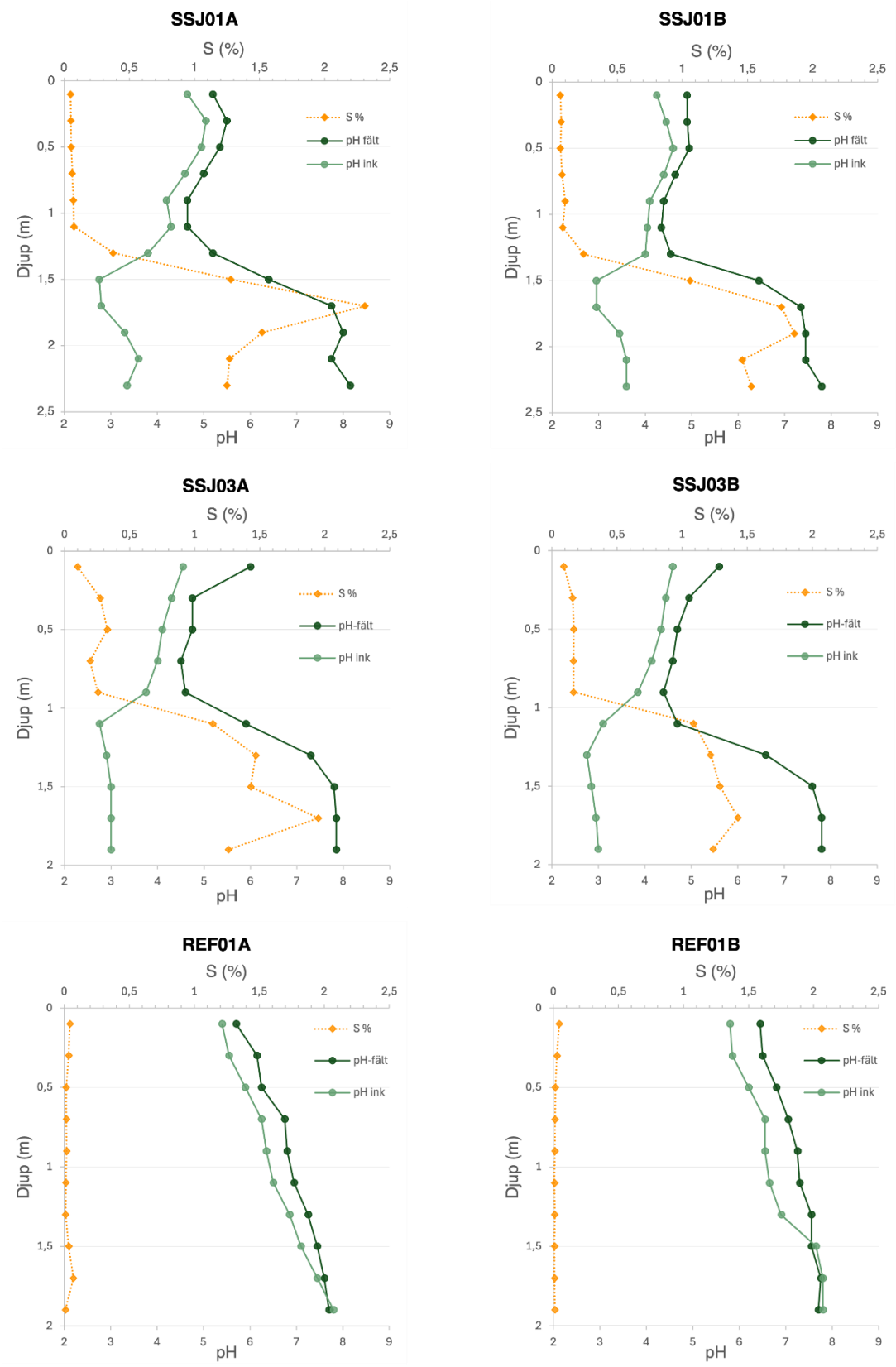
Ett jordprov från varje jordprofil (totalt sex prover) skickades till ackrediterat laboratorium för NAGpH-test. Proverna härstammade från den reducerade delen av respektive jordprofil.

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 (%), $pH_{FÄLT}$ 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 ($pH_{F\ ÄLT}$) 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 erhölls 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 ($pH_{FÄLT}$). pH-värden under gränsvärdet 4,5 är fetmarkerade.

Provplats	Provnamn	$pH_{FÄLT}$	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 utomhusluft[5] 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 *Laktester för riskbedömning av förorenade områden* (Elert m.fl, 2006). Där har data från ett hundratal utförda laktester 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 platsspecifik 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 metallkatjoner 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 lermineral) 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 $CaCl_2$. 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 Kd-värden		300		300		300

6.2.2 Sura sulfatjordar

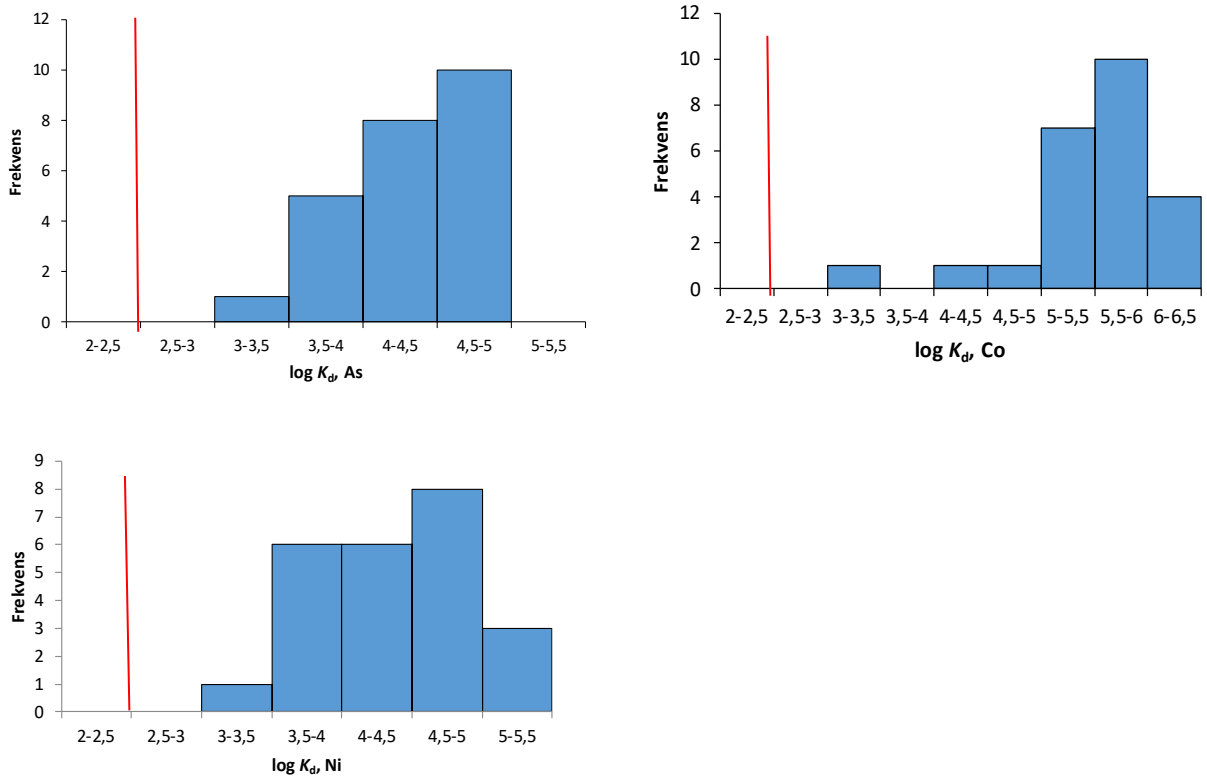
Sura sulfatjordar blir ett miljöproblem när grundvattennivån sänks, vilket främst är en följd av förändrad markanvändning och mänsklig påverkan (Boman m.fl., 2023). Järnsulfiderna i jordarna kommer i kontakt med syre och oxideras. Detta kan leda till kraftig pH-sänkning med försurning av både mark och grundvatten som påföljd (Sohlenius & Öborn, 2004; Mattbäck m.fl., 2022). Följaktligen mobiliseras metaller och andra grundämnen, och vid stor vattenföring kan dessa lakas ut i koncentrationer som kan påverka miljön negativt (Åström & Corin, 2000; Fältmarsch m.fl., 2008). Miljöfarliga ämnen som mobiliseras och lakas ut är exempelvis Al, Cd, Co, Cu, Mn, Ni, Sr och Zn (Sohlenius & Öborn, 2004; Fältmarsch 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 $CaCl_2$. 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.



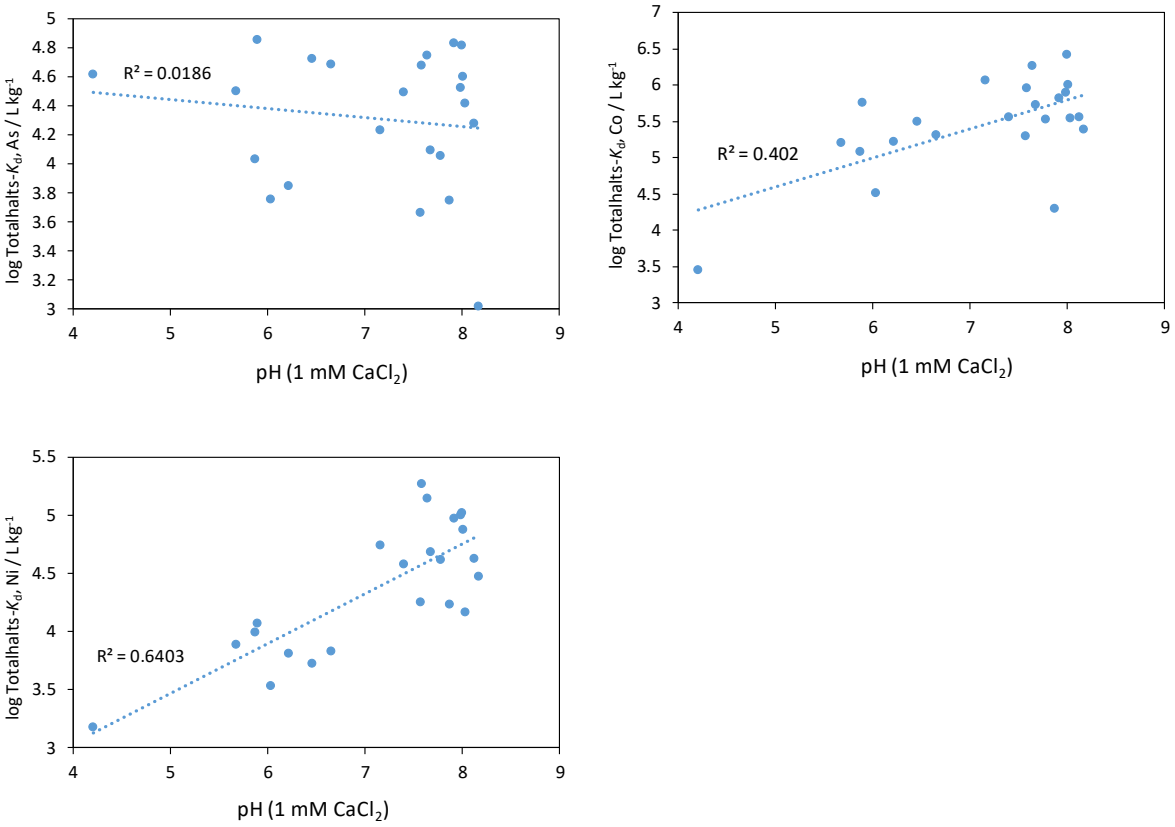
Figur 9. Frekvens av uppmätta K_d -värden (logaritmerade) för As, Co och Ni, definierade som kvot mellan totalhalt och löst koncentration i 0,001 M $CaCl_2$. Den röda linjen visar de 'generella' K_d-värdena i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell, dvs K_d = 300 l/kg för samtliga.

"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 Kd-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.



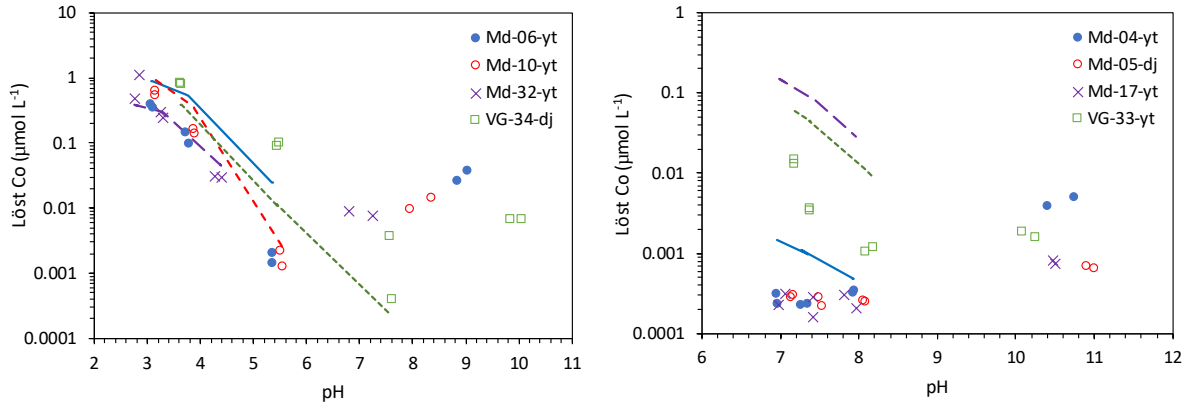
Figur 10. Uppmätta K_d-värden (logaritmerade) för As, Co och Ni, definierade som kvot mellan totalhalt och löst koncentration i 0,001 M $CaCl_2$, som funktion av pH i 0,001 M $CaCl_2$.

6.3.1.1 Geokemisk modellering

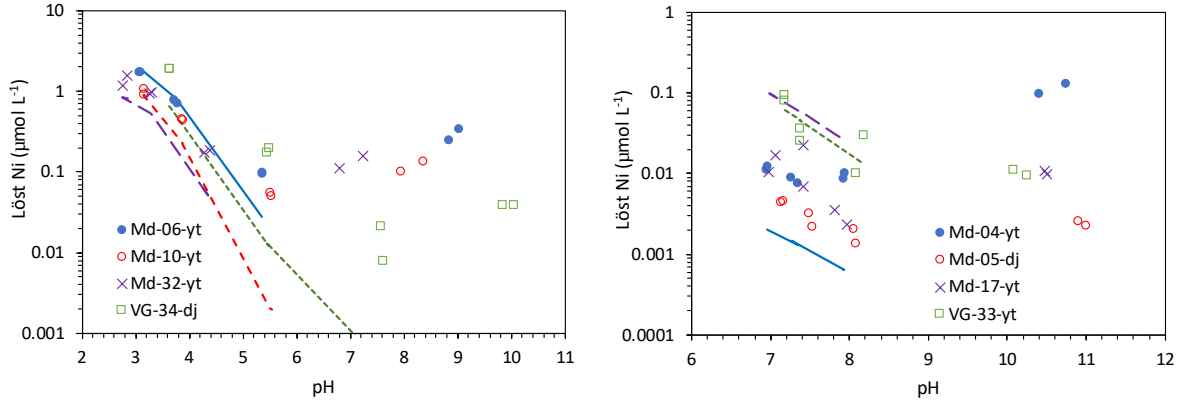
För att få en bättre uppfattning om möjliga processer, som kan reglera lösligheten av kobolt och nickel, genomfördes även pH-beroende skakförsök. I dessa jämfördes resultaten med de som förväntades utifrån geokemisk modellering, där adsorptionen av kobolt och nickel till or-

ganiskt material och oxidytor 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).

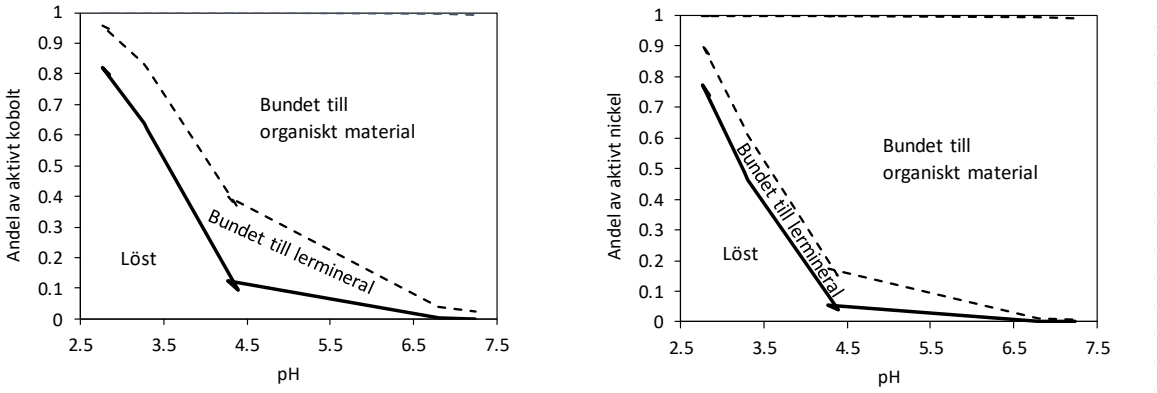
Modellsimuleringarna visar att den geokemiska modellen förmådde beskriva lösligheten av kobolt och nickel någorlunda väl för de jordar som *inte* innehöll någon kalciumkarbonat (Figur 11 vänster samt Figur 12 vänster). De simulerade lösta koncentrationerna låg inom en tiopotens från det uppmätta värdet, 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

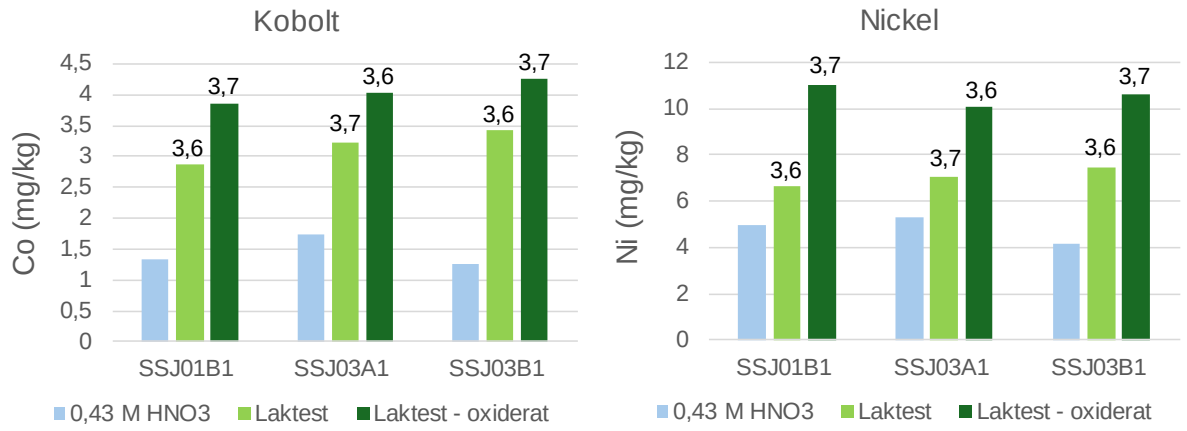
Samtliga metaller och arsenik i ”färska” prover som inte inkuberats (oxiderats) uppvisade alla en starkt pH-beroende löslighet (Figur 15). De positivt laddade metallerna uppvisade en V-formad löslighetskurva, med lägst löslighet runt pH 6–7. Den ökande lösligheten vid pH <6 kan förklaras av en ökad konkurrens 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 metallkatjonerna sammanfaller den pH-beroende lösligheten relativt väl mellan de oxiderade och de ”färska” proverna (Figur 15). Detta betyder att den ökade lösligheten som erhölls 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 laklösningarna (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

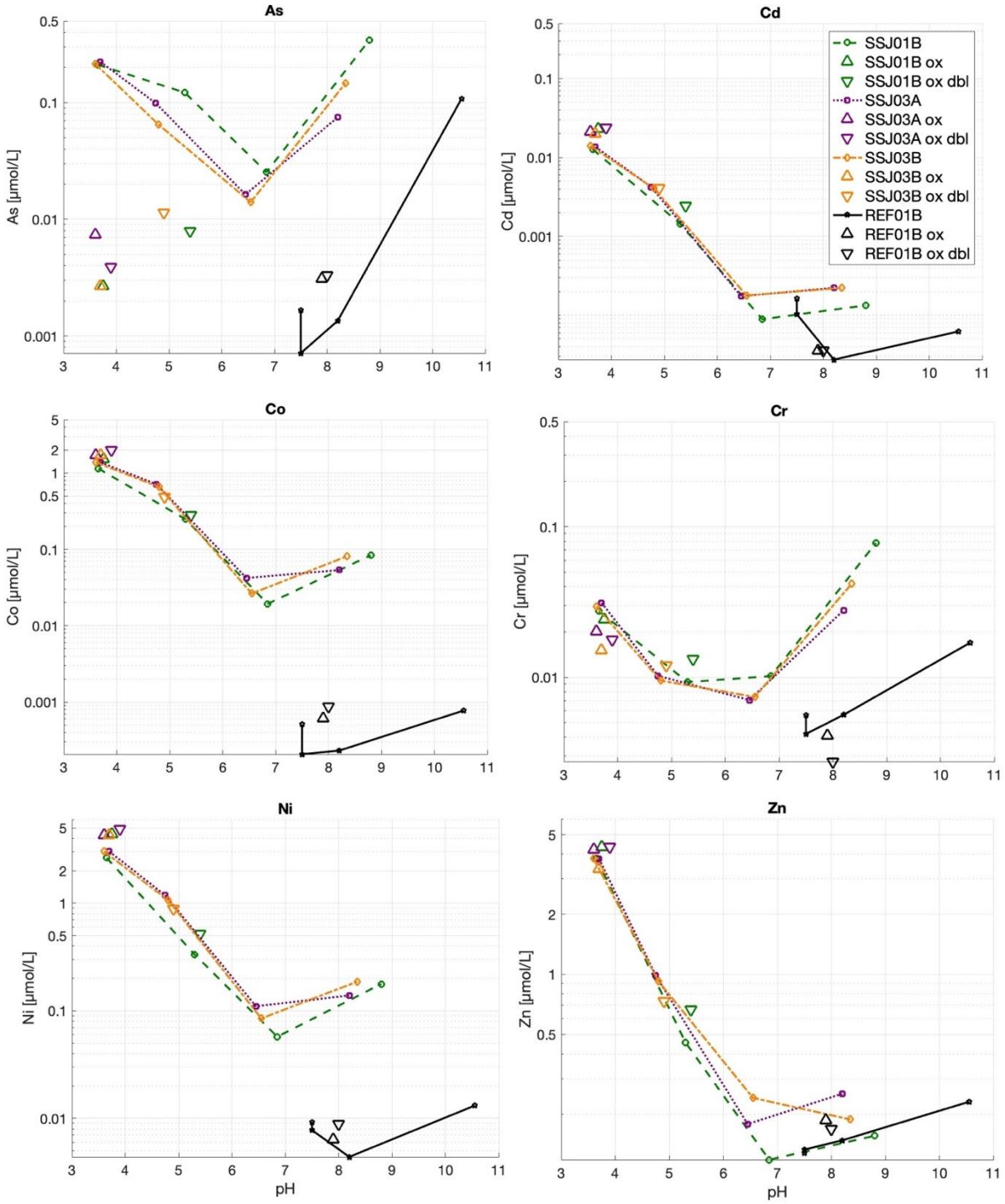
av den geokemiskt aktiva fraktionen i laklösningen (se Figur 13). Hypotesen att en upplösning/oxidation av sulfiderna också löser upp mineralbundet kobolt och nickel, stärks av att den ”geokemiskt aktiva fraktionen” mätt med en två timmars skakning i 0,43 M HNO_3 gav ännu lägre värden än vad som erhölls med 120 timmars skakning med 0,015 M HNO_3 (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.



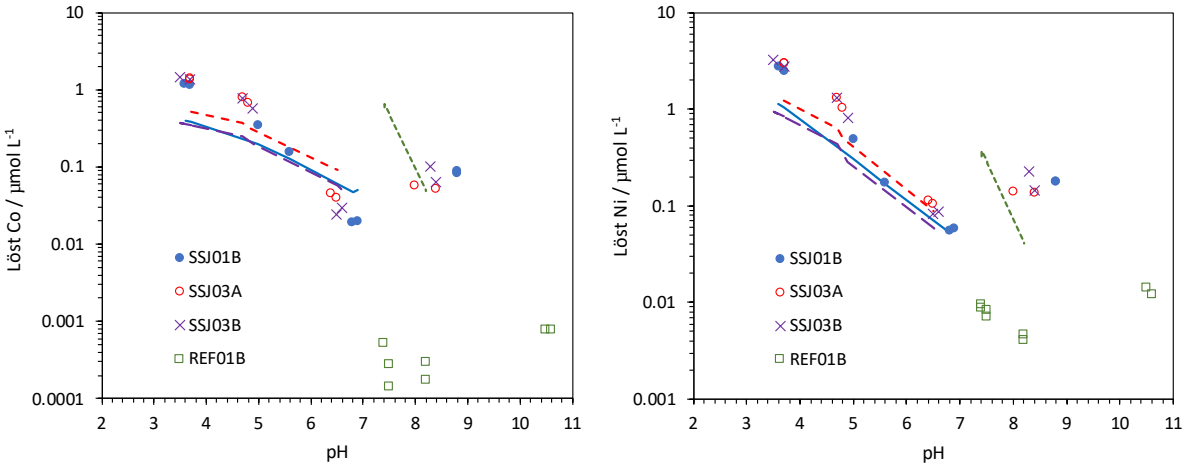
Figur 14. Koncentrationen av löst (lakbar) Co och Ni i tre sura sulfatjordar uttryckt i mg/kg torrsubstans. ”0,43 M HNO_3”, lakning av färskt, icke-oxiderat prov under 2 timmar med 0,43 M HNO_3 enligt ISO 17586:2016. ”Laktest”, lakning av färskt, icke-oxiderat prov under 120 timmar i 0,001 M $CaCl_2$ och 0,015 M HNO_3, ”Laktest-oxiderat”, lakning av inkuberat/oxiderat prov under 120 timmar i 0,001 M $CaCl_2$. Siffrorna ovanför staplarna indikerar pH i laklösningarna.



Figur 15. Koncentration av As, Cd, Co, Cr, Ni och Zn [µmol/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 (oxiderade) 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 modellanpassningar 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 erhölls 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-

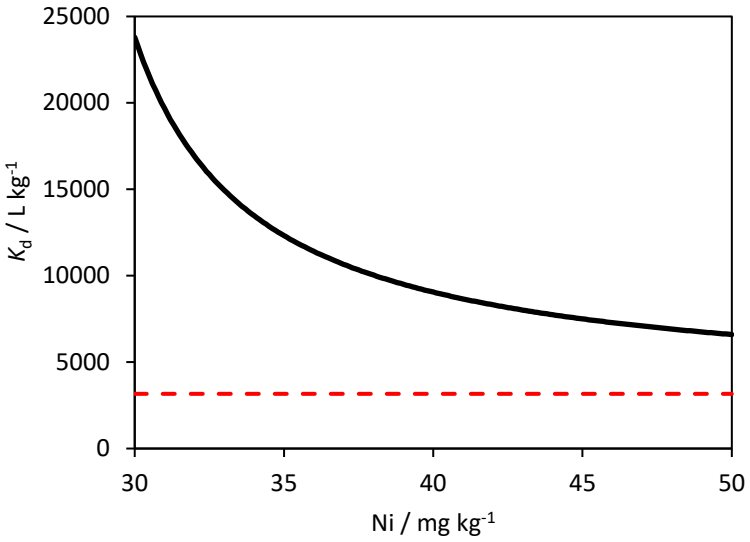
dena om andel aktivt organiskt material (55 %) är osäkert och andra procentsatser kan påverka resultatet avsevärt. Vidare är antagandet om laddningen på mineral i lerfraktionen (0,1 $mol_c\ kg^{-1}$) mycket osäkert.

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

6.4.2 Kd-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 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 L kg^{-1}, ”sorptions”-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 rotdelar och ovanjordsdelar används för att beskriva upptaget av föroreningar i växter. Värdena anges som förhållandet mellan torrviktshalten av föroreningen i växten och torrviktshalten 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 rotdelar.

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. [2]Naturvårdsverket, 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 siderofor som utsöndras av rötter som underlättar frisättningen av metaller från jordpartiklar (Marschner, 1995, Cieslinski m.fl., 1997, Awad & Römheld, 2000). Växtrötter 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.

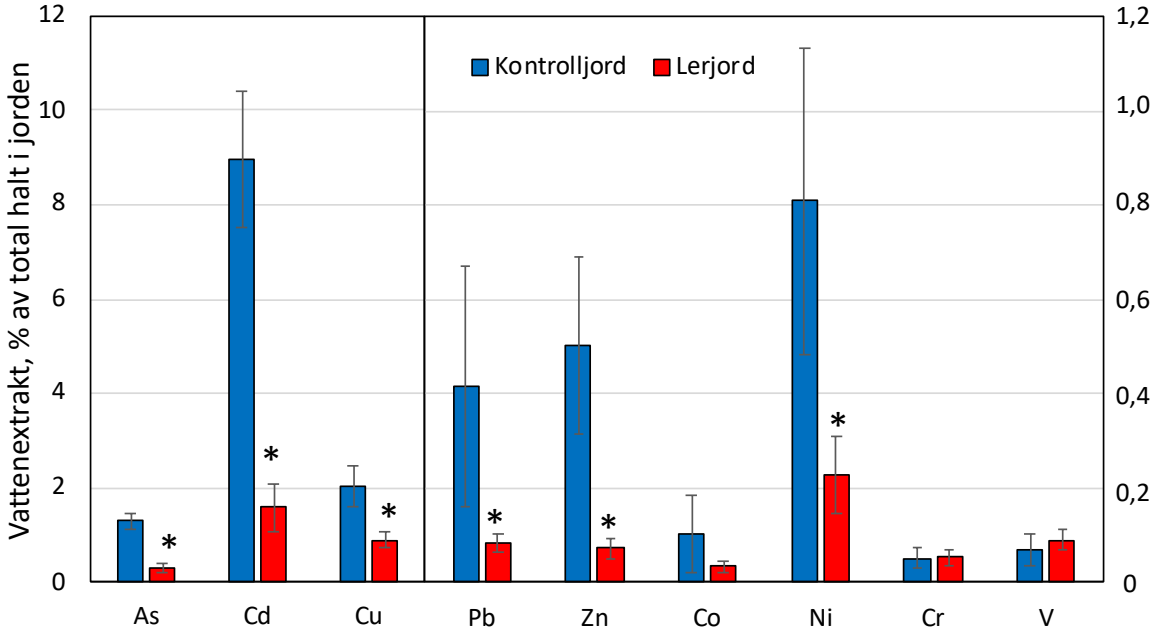
Skillnaden mellan lera och grövre jordar med låg lerhalt borde bli att lerans metallhållande förmåga minskar tillgängligheten och därmed upptaget av metaller i växter. Ackumuleringsfaktorn borde därför vara lägre i lerjord än i en jord med låg lerhalt. Eftersom olika jordfaktorer också påverkar upptaget 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

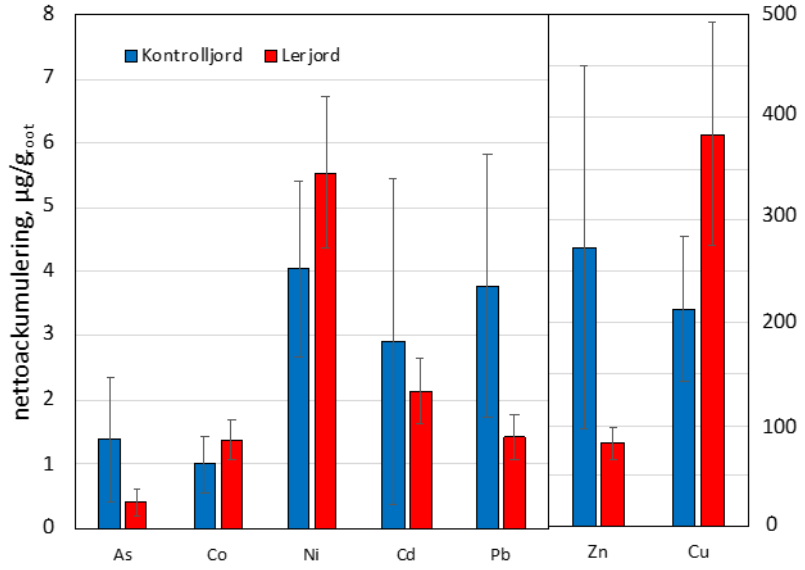
Upptag av metaller i växter beror av tillgängligheten av dessa ämnen i jorden, och den idag mest betrodda metoden att få fram växttillgänglig fraktion vid kemisk extraktion av jord är att använda vatten som extraktionsmedel. Detta anses kunna jämföras med markens porvatten och det är från detta växterna 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 ±SE (Standardfel). $n_{kontroll}$=3, n_{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.

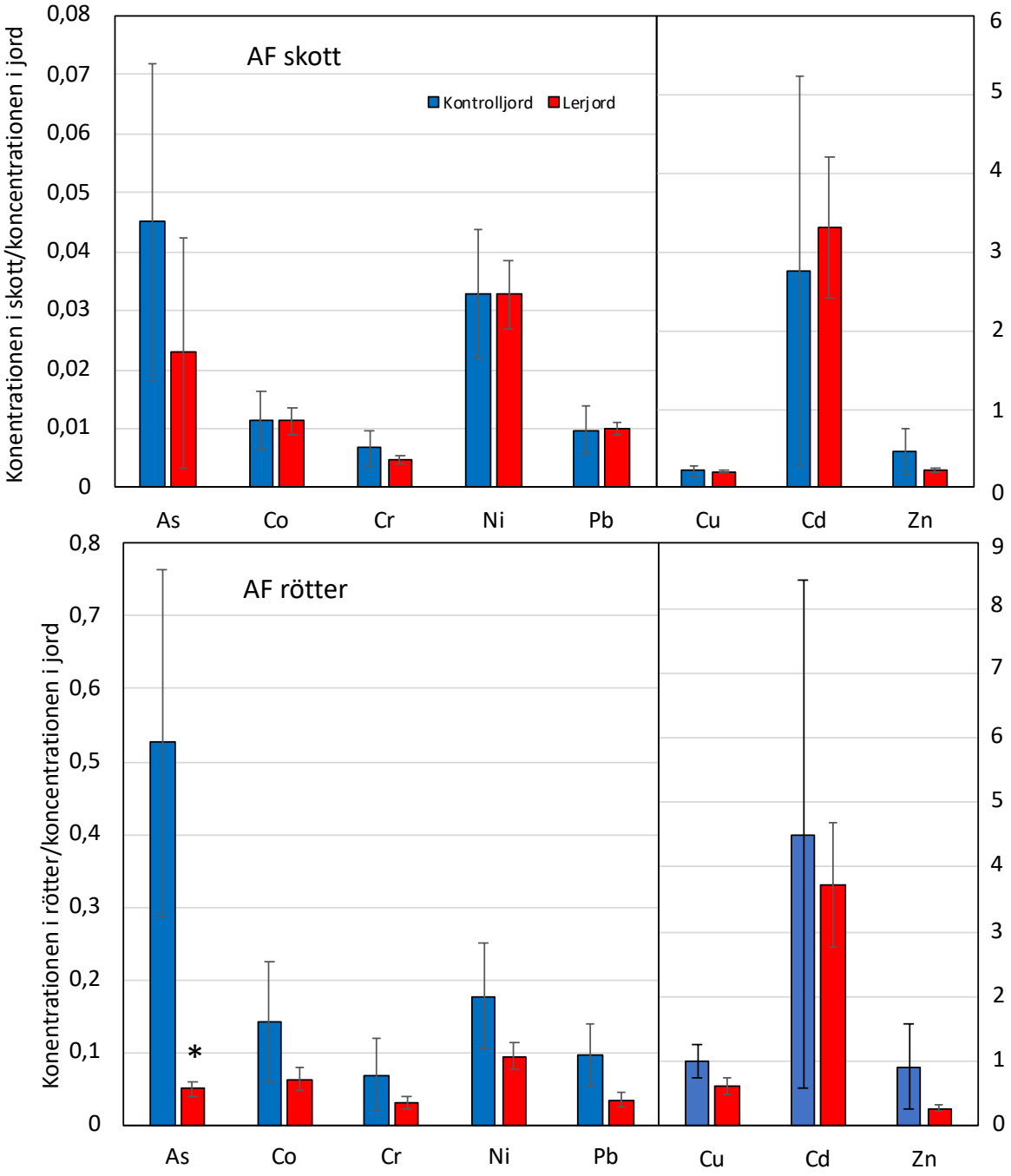
Skillnaden i växtupptag mellan lera och kontrolljord var inte lika tydlig som andel vattenextraherbar metall. Detta undersöktes bl.a. som koncentration i hela växten av olika ämnen efter upptag. Koncentrationen påverkas av hur bra växterna tillväxte, och detta skiljde sig ganska mycket mellan de olika 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.



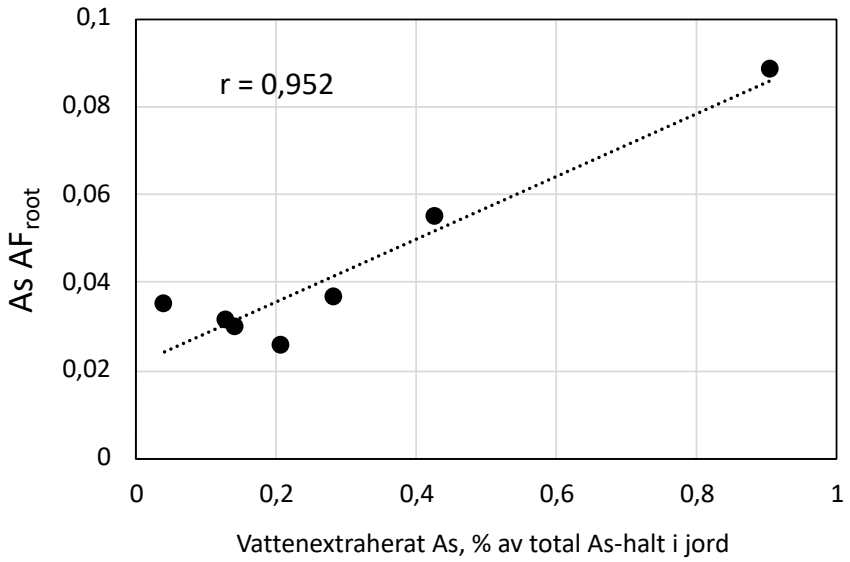
Figur 19. Nettoackumuleringen i sallat. $n_{kontroll}$ = 3, n_{lera} = 8 ±SE.

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. $n_{kontroll}$ = 3, n_{lera} = 8 ±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.

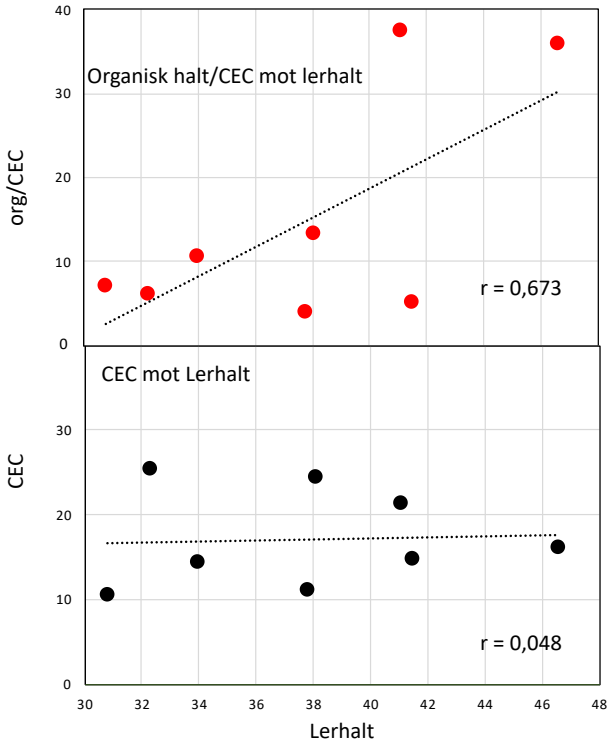
Ackumuleringsfaktorn för arsenik, kobolt och nickel i den ätbara delen, dvs. sallatsskott i detta fall, skiljer sig inte mellan kontrolljord och lerjord (Tabell 14, Figur 20). Jämfört med Naturvårdsverkets värden så är ackumuleringen av kobolt i sallatsskotten tydligt lägre och för nickel något lägre 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. Medelvärdet 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.

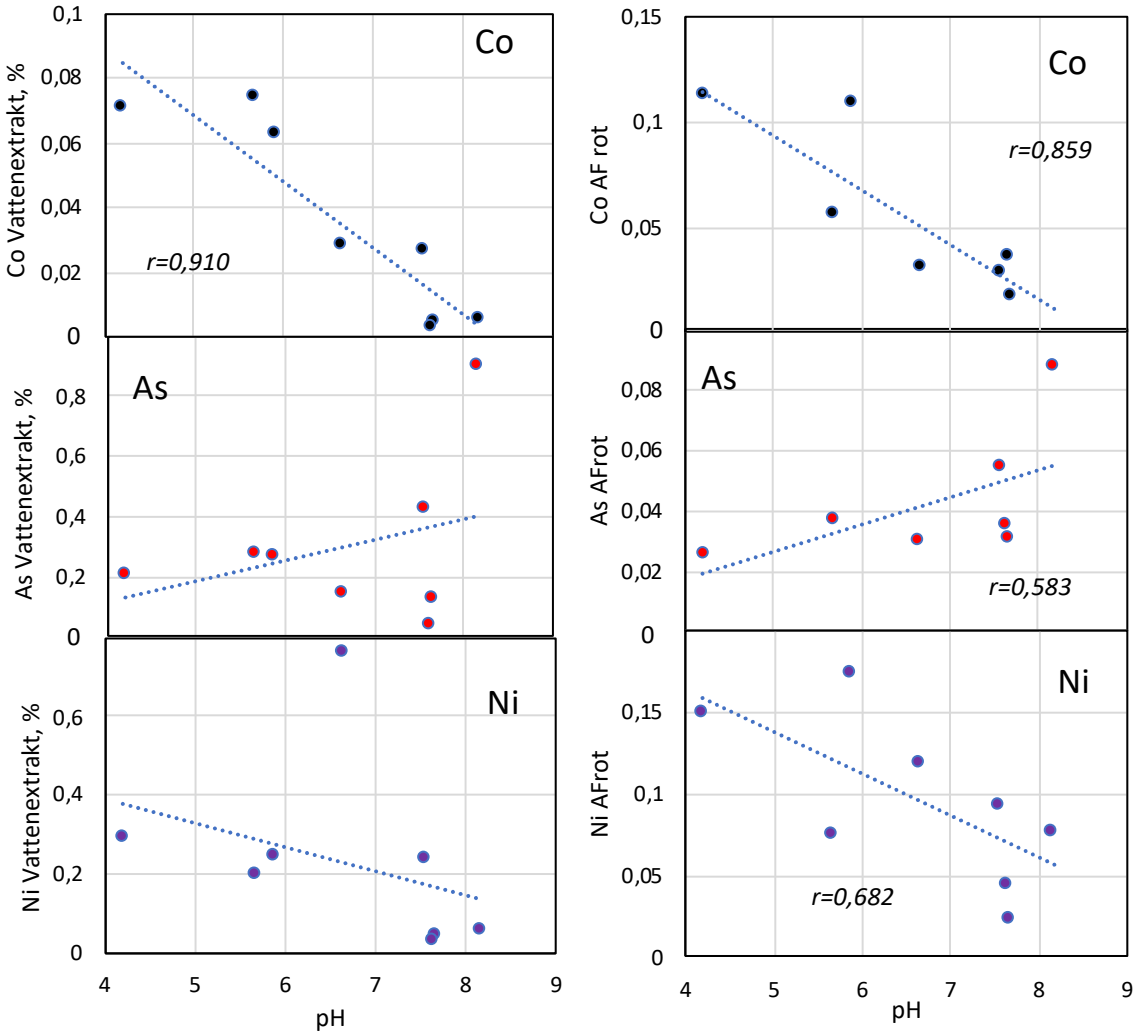
Ämnen	Undersökningen AF_{skott} medel (min – max)		Naturvårds-verket BCF_{skott}
	Kontrolljord	Lerjord	
Arsenik	0,045 (0 - 0,094)	0,023 (0 - 0,130)	0,050
Kobolt	0,011 (0,004 - 0,021)	0,011 (0,004 - 0,025)	0,120
Nickel	0,033 (0,012 – 0,047)	0,033 (0,009 – 0,054)	0,069

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 erhölls 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/CECoch lerhalt.



Figur 23. Relationen mellan pH (1 mM $CaCl_2$) 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 markekosystemets 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 (Naturvårdverket, 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 (HC_{25}) respektive MKM (HC_{50}) 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 markekologiska 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 angiva 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 ämnenas 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 ($f_{bio\text{-}or}$) respektive intag av växter ($f_{bio\text{-}veg}$). 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 nedbrytningsenzymerna 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)..

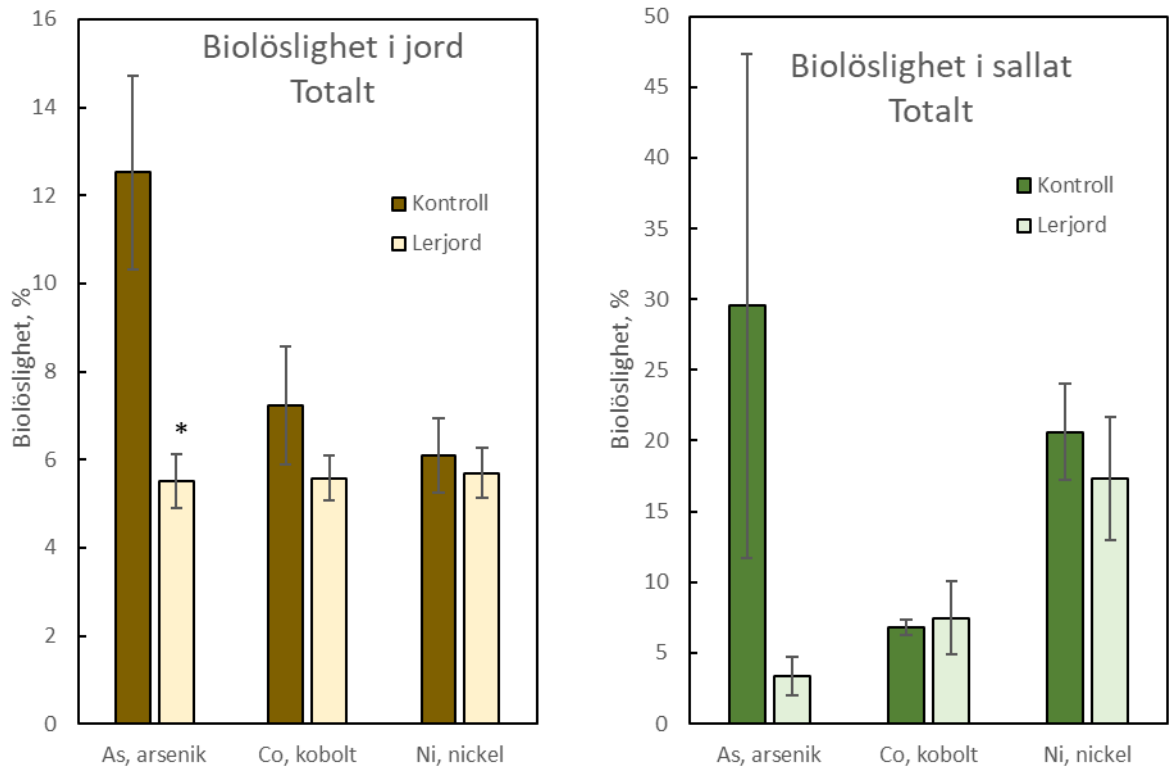
Vid studier av oralt intag har man använt extraktionstekniker som är effektiva för att tillhandahålla uppskattningar av den potentiella tillgängligheten av metaller (t.ex. Hong m.fl., 2016, se även referenser i Pelfrene m.fl., 2020). Studier av orala extraktionstester, såsom metod använd av RIVM (Carlsson 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.

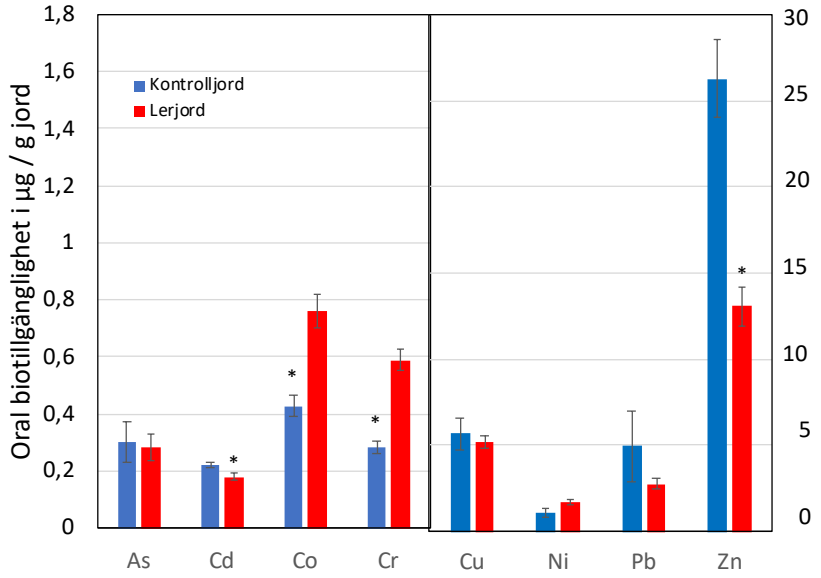
För övriga metaller visar orala biolösligheten i relation till halten i jord att tillgängligheten av kadmium är hög. För sallat var tillgängligheten stor av krom. Andelen krom ligger över 100 % i sallat odlad i kontrolljord. Värden över 100 % är osannolika. De alltför höga värdena beror sannolikt på 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 ±SE. $n_{kontroll}$=3, n_{lera} = 8. *Signifikant skillnad mellan kontrolljord och lera.

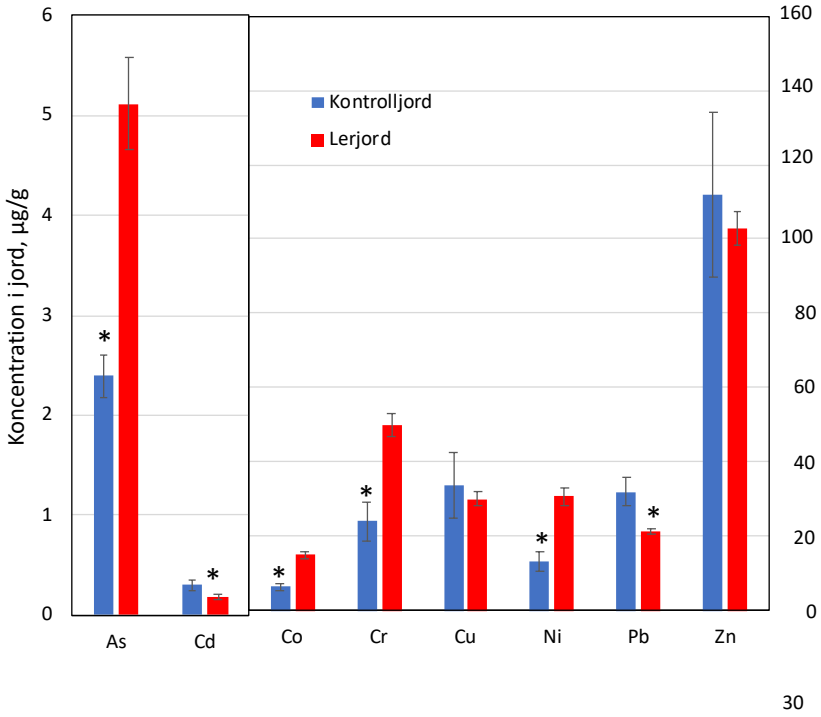
Ämne	Jord		Sallat	
	Kontroll	Lera	Kontroll	Lera
Arsenik	12 ± 2,2	6 ± 0,6*	30 ± 17	3 ± 1
Kadmium	75 ± 4,0	93 ± 5,3	72 ± 20	30 ± 11
Kobolt	7 ± 1,3	6 ± 0,5	7 ± 0,5	8 ± 3
Krom	2 ± 0,5	1 ± 0,1	173 ± 62	43 ± 11
Koppar	20 ± 6,0	19 ± 1,7	10 ± 0	13 ± 3
Nickel	6 ± 0,8	6 ± 0,6	21 ± 3	17 ± 4
Bly	14 ± 0,2	12 ± 1,2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



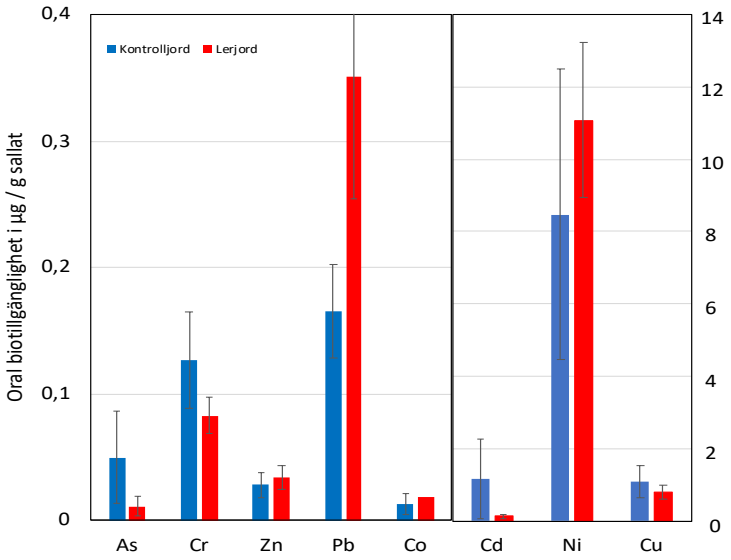
Figur 25. Oral biotillgänglighet i jord mätt som µg/g jord ±SE. $n_{kontroll}$=3, n_{lera} = 8 *, signifikant skillnad mellan ler- och kontrolljord. Notera att det är olika skala för ämnena till höger och vänster om det vertikala strecket i diagrammet.



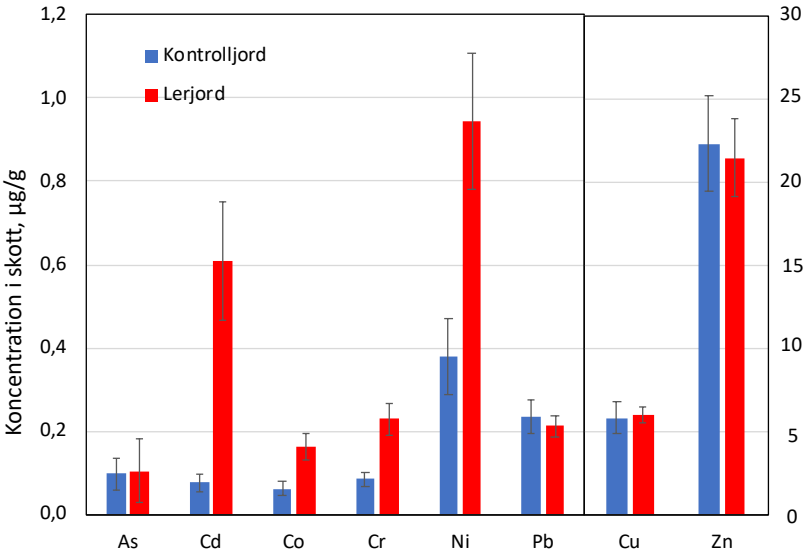
Figur 26. Koncentration av arsenik och metaller i lerjord och kontrolljord ±SE. $n_{kontroll}$=3, n_{lera} = 8 *, signifikant skillnad mellan ler- och kontrolljord. Notera att det är olika skala för ämnena till höger och vänster om det vertikala strecket i diagrammet.

Den orala biolösliga 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 tillgängligheten 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. $n_{kontroll}$=3, n_{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. $n_{kontroll}$=3, n_{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 markekologiska 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 biolöslig 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 biolöslig 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

Creeper, 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.epsilon.slu.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*, 59, 5372-5377. https://doi.org/10.1021/es0503332

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 förenklad 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-fororenad-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., Rompelberg, 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 för 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

Pelfrêne, 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 labbanalyser 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 (bulkmineralogi)	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	Lakvätska till Eurofins (PSL3Q)			x	Lakvätska till ALS (V-2 metaller (22) exkl. Hg)
	pH-beroende lakbarhet	x	Lakvätska till ALS (V2- Bas)			x	Lakvätska 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_2O			x	Lakvätska 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 C	Karbonat-C	Sand[b]	Silt	Lera	Texturklass	
		%	%	%	%	%	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

[a]Här redovisas pH-värdena i extrakt med 0,001 M $CaCl_2$, vilka bedöms något tillförlitligare än de i H_2O som redovisats i examensarbetet för delprojekt 1 (Bilaga 2).

[b]Dessa värden bygger på finjordsfraktionen (< 2 mm). Halterna grus och sten var mycket låga i samtliga undersökta jordar.

[c]För dessa jordar har angivna värden utvärderats med annan analys utförd av ALS

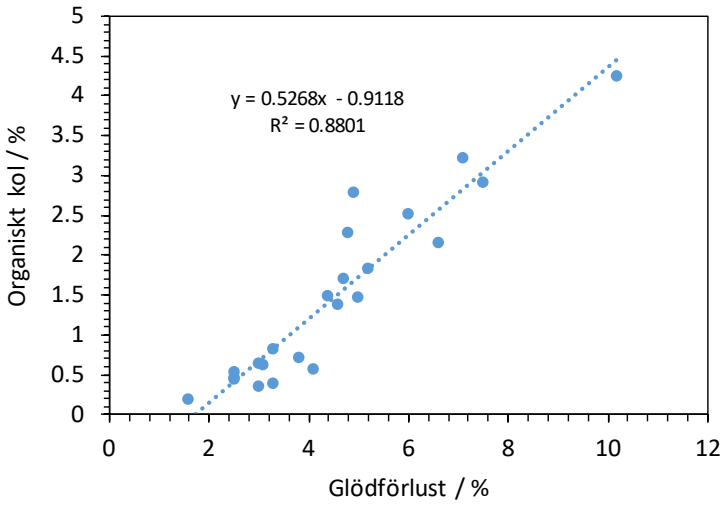
[d]n.d. = not determined, dvs data finns ej

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

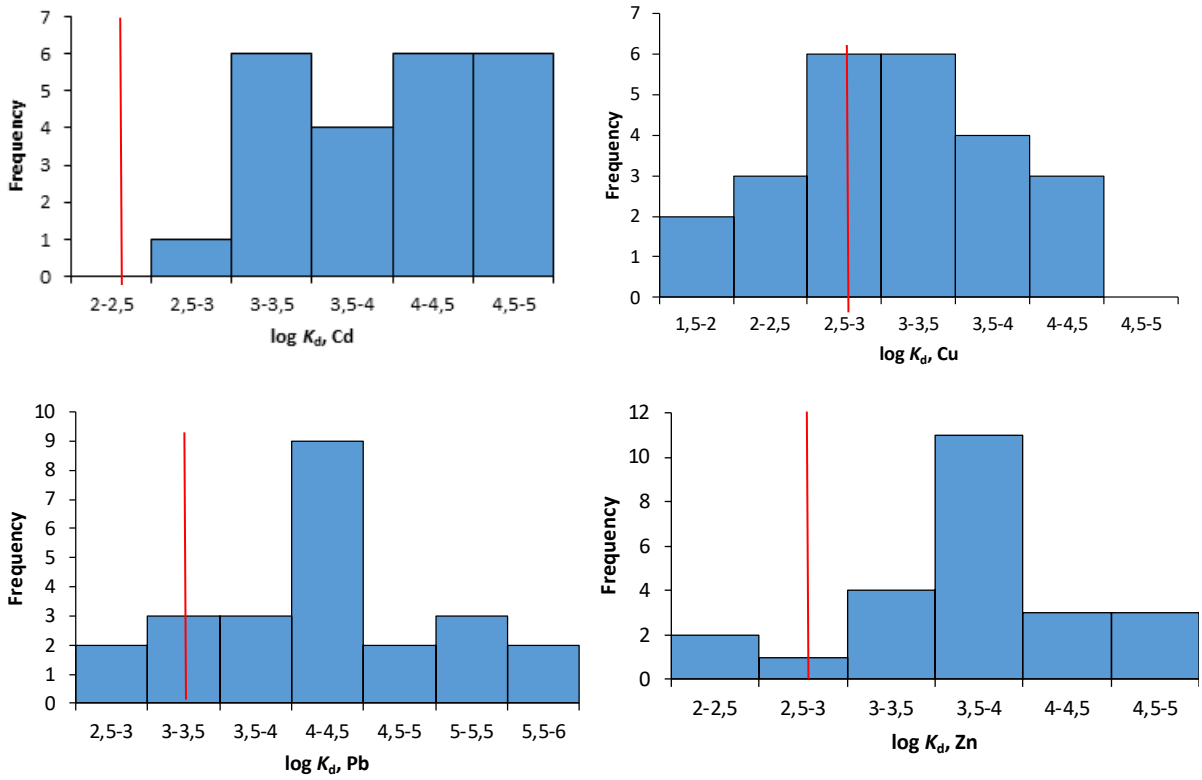
Värden i fetstil i gråmarkerade celler markerar de jordar som överstiger Naturvårdsverkets KM-riktvärden för förorenad mark.

SAMBAND GLÖDFRLUST OCH HALT ORGANISKT C



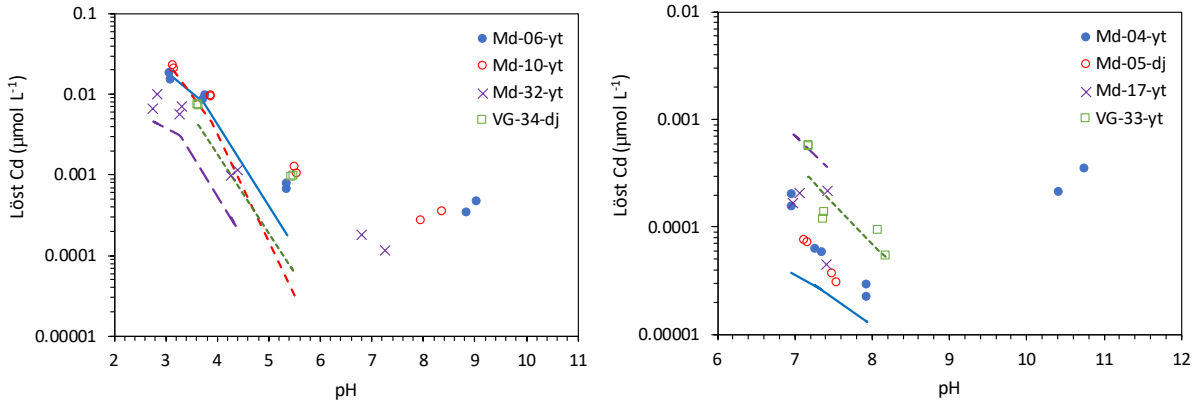
Figur A4.1. Samband mellan glödförlust och halt organiskt C för jordarna.

K_d-VÄRDEN FÖR FLER METALLER

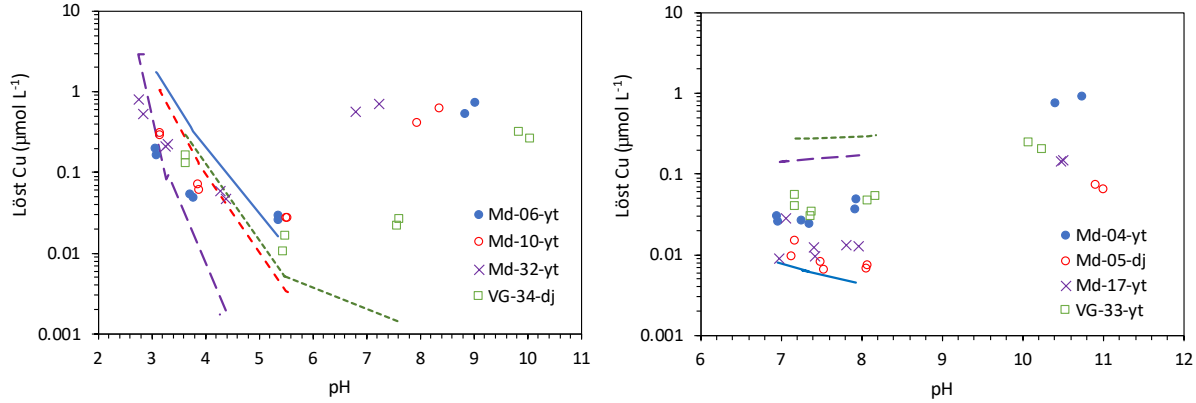


Figur A4.2. Uppmätta K_d-värden (logaritmerade) för Cd, Cu, Pb och Zn, definierade som kvot mellan totalhalt och löst koncentration i 0,001 M $CaCl_2$. Den röda linjen visar de 'generella' K_d-värdena i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell, dvs K_d = 200, 600, 1800 och 600 L kg^{-1} för respektive metaller.

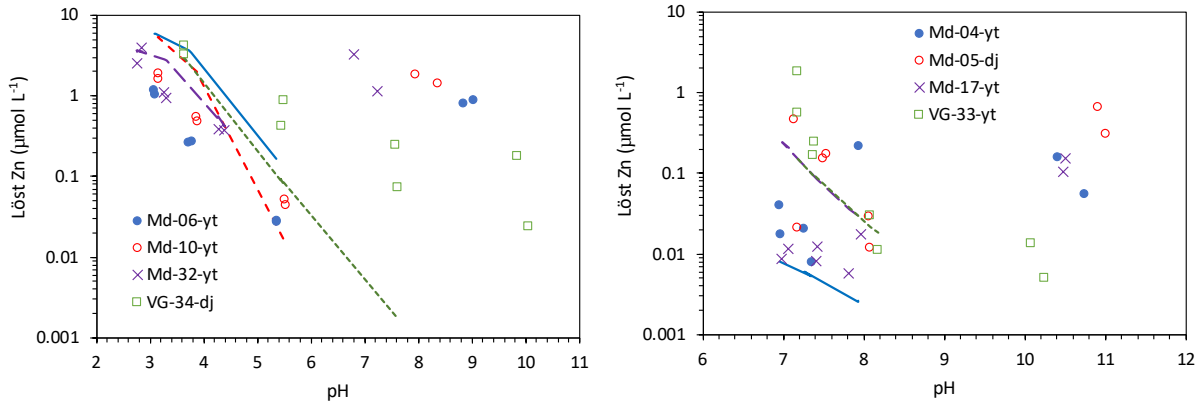
FÖRDJUPAD MODELLERING I VISUAL MINTEQ



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 ≤ 0.1%. I/S M-L: blandskiktad illit/smektit. Sum di och sum tri: summan av dioktraedriska resp trioktaedriska silikatmineral.

UTBYTBARA KATJONER

Tabell A4.5. Utbytbara katjoner, extraherade med 0,1 M $BaCl_2$, och oxalatextraherbara ämnen för utvalda jordar

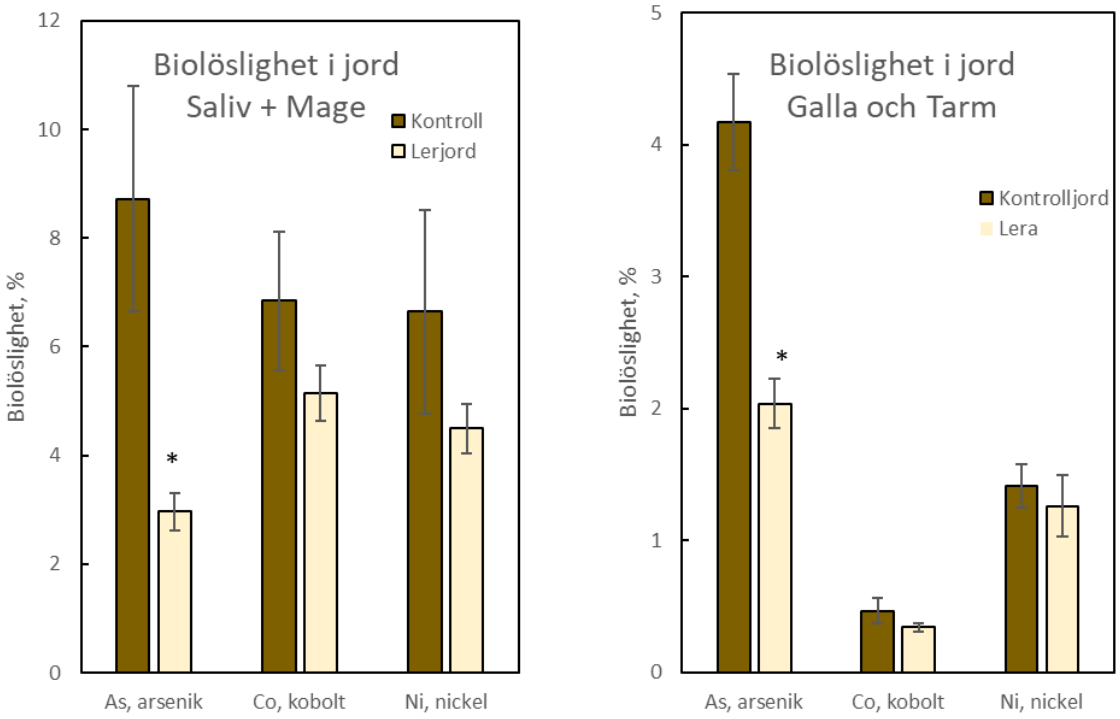
Jord	Utbytbara katjoner ($cmol_c\ kg^{-1}$)					Oxalatextraherbara ämnen ($mmol\ kg^{-1}$)			
	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^{+}	K^{+}	Al^{3+}	Fe	Al	Si	P
Md-Ref-01-yt	36,6	4,0	0,03	1,2	0				
Md-02-yt	21,8	1,6	0,11	1,7	0				
Md-04-yt	22,5	1,0	0,04	0,75	0	50	48	26	19
Md-05-dj	16,8	0,60	0,16	0,38	0	41	53	26	13
Md-06-yt	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.

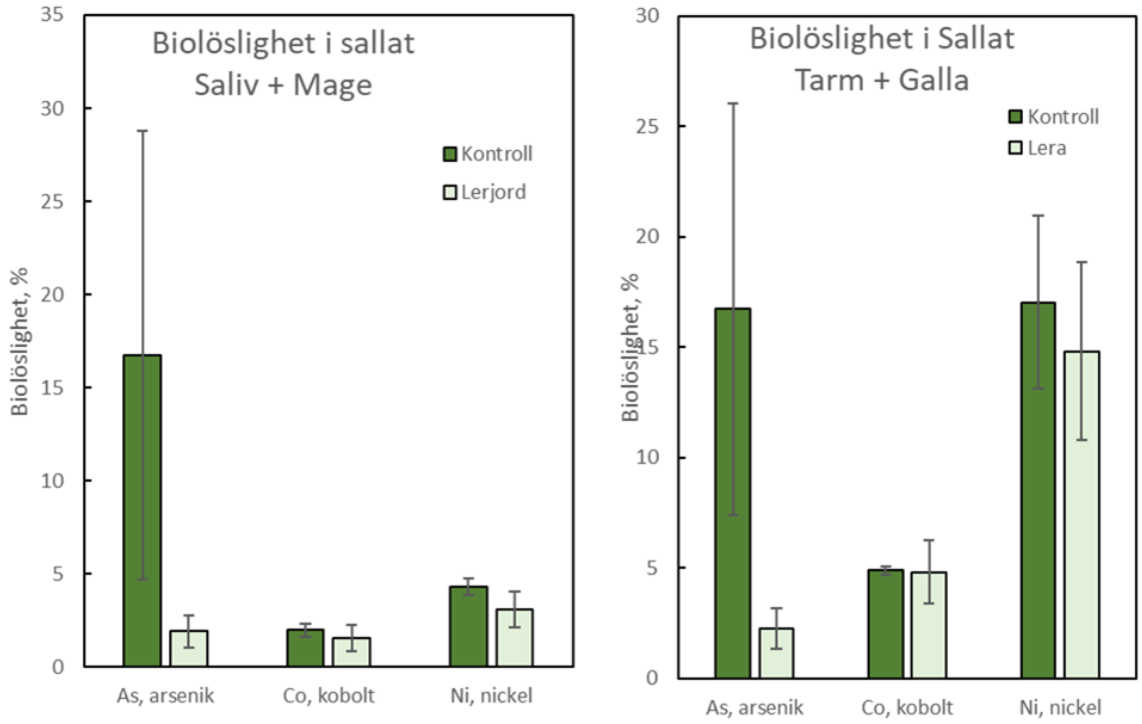
Metall	Geometriskt medelvärde	p10 (10-percentil)	NV:s generella K_d-värde
Kadmium	9 680	1 580	200
Koppar	1 290	165	600
Bly	14 800	1 570	1 800
Zink	5 150	730	600

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, ingenjörsgeologi 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.

Svenska Geotekniska Föreningen
Swedish Geotechnical Society

Hantering av bakgrundshalter i lerjordar

En studie av arsenik, kobolt och nickel

Bilaga 2

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.

UPTEC W 24017
Examensarbete 30 hp
Maj 2024

Bakgrundshalter, lakbarhet och markekologisk risk i lerjord

En undersökning av kobolt och nickel i Mälardalen samt arsenik och kobolt i Västra Götaland

Johanna Rantala

Civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik

UPPSALA UNIVERSITET

SLU

Background levels, leachability and ecological risks in clay soil – an investigation of cobalt and nickel in Mälardalen and arsenic and cobalt in Västra Götaland

Johanna Rantala

Abstract

In the clay soils of Mälardalen and Västra Götaland naturally high levels of cobalt and nickel as well as arsenic and cobalt, respectively, have been documented. With the current background levels and generic guideline values in soil these natural clay soils may be incorrectly assessed as contaminated in the risk assessment and subject to unnecessary remediation. The aim of this project was to determine the background levels of these potentially toxic elements in clay soil by use of data from the Swedish Crop and Soil Inventory and by the data of this study. In addition, the project aimed to gain a better understanding of the leachability and ecological risks in clay soil for a more sustainable risk assessment.

The background levels of cobalt and nickel in Mälardalen was determined to be 16.2 mg/kg DM and 32 mg/kg DM, respectively. Hence, the background levels in Mälardalen can be considered naturally high for these metals. In Västra Götaland, the background levels of arsenic and cobalt was determined to be 6.4 mg/kg DM and 12.8 mg/kg DM, respectively. The background level of Co can be considered naturally high but the background level of As is lower than the national background level according to the Swedish EPA, showing that the levels of arsenic the clay soils of Västra Götaland were not naturally high.

Several batch experiments were conducted. According to these, the leachability was low for arsenic, cobalt and nickel. A K_d value describing the leachability was calculated, showing that the elements were tightly bound in clay soil. When input data to the Swedish EPA´s guideline model was adapted to clay soil, the guideline values for cobalt and nickel increased. For arsenic, no change could be seen. Hence, for cobalt and nickel, higher levels could be allowed in the clay soil before an unacceptable risk occurs. See Table 1 for the suggested guideline values in clay soil as well as the K_d values for arsenic, cobalt and nickel.

Table 1. Recommended guideline values in clay soil and K_d values for arsenic, cobalt and nickel

	Arsenic	Cobalt	Nickel
Guideline value in clay soil (sensitive land use) [mg/kg DM]	10	20	120
Guideline value in clay soil (less sensitive land use) [mg/kg DM]	15	150	250
K_d value (p10) [L/kg DM]	5 800	51 000	6 000

The solubility was simulated in Visual MINTEQ which can be used as a tool to gain insight into the leachability in a soil. For the investigated clay soils the models overestimated the solubility and poor fits were obtained for cobalt and nickel. It was not possible to explain with the geochemical model why the metals were found to bind so tightly in the clay soil.

Keywords: Background levels, leachability, clay soil, arsenic, cobalt, nickel, geochemical modeling, risk assessment

Teknisk-naturvetenskapliga fakulteten

Uppsala universitet, Utgivningsort Uppsala

Handledare: Hanna Almqvist Ämnesgranskare: Jon Petter Gustafsson

Examinator: Sahar Dalahmeh

REFERAT

Bakgrundshalter, lakbarhet och markekologisk risk i lerjord - En undersökning av kobolt och nickel i Mälardalen samt arsenik och kobolt i Västra Götaland

Johanna Rantala

I Mälardalens och Västra Götalands lerjordar har tidigare naturligt höga halter av kobolt och nickel respektive arsenik och kobolt uppmätts. Med dagens nationella bakgrundshalter och generella riktvärden kan de naturliga lerjordarna i riskbedömningen felaktigt bedömas som förorenade och kan då behöva saneras i onödan. Projektet syftade till att bestämma bakgrundshalter för dessa ämnen i lerjord i Mälardalen och Västra Götaland med hjälp av data från Mark- och grödoinventeringen samt med data från denna studie. Vidare syftade studien till att undersöka lakbarheten av ämnena och den markekologiska risken för en mer hållbar riskbedömning.

Bakgrundshalterna av kobolt och nickel i Mälardalen bestämdes till 16,2 mg/kg TS respektive 32 mg/kg TS vilket visade att bakgrundshalterna i Mälardalen är naturligt höga för kobolt och nickel. I Västra Götaland bestämdes bakgrundshalterna för arsenik och kobolt till 6,4 mg/kg TS respektive 12,8 mg/kg TS. Bakgrundshalten av Co är naturligt hög i lerjorden men bakgrundshalten av As är lägre än Naturvårdsverkets nationella bakgrundshalt, vilket visar att halten As inte är naturligt hög i lerjord i Västra Götaland.

Flera skakförsök utfördes som visade att lakbarheten av arsenik, kobolt och nickel var låg. Ett K_d-värde för att beskriva lakbarheten beräknades som visade att ämnena binds hårt i lerjord. När indata till Naturvårdsverkets riktvärdesmodell anpassades till lerjord ökade riktvärdena i jord för kobolt och nickel. För arsenik skedde ingen förändring. För kobolt och nickel innebär detta att högre halter kan tillåtas i jorden innan en oacceptabel risk uppstår vid jämförelse med dagens generella riktvärden. Se tabell 1 för de föreslagna riktvärdena i lerjord tillsammans med K_d-värdena för arsenik, kobolt och nickel.

Tabell 1. Rekommenderade riktvärden i lerjord och K_d-värden för arsenik, kobolt och nickel

	Arsenik	Kobolt	Nickel
Riktvärde i lerjord (KM) [mg/kg TS]	10	20	120
Riktvärde i lerjord (MKM) [mg/kg TS]	15	150	250
K_d-värde (p10) [l/kg TS]	5 800	51 000	6 000

Lösligheten simulerades i Visual MINTEQ, en programvara som kan användas för att visualisera lakbarheten i en jord. För de undersökta lerjordarna överskattade modellerna lösligheten och dåliga anpassningar erhölls för kobolt och nickel. Det gick inte att förklara med den använda modellen varför metallerna binds så hårt till lerjorden.

Nyckelord: Bakgrundshalter, lakbarhet, lerjord, arsenik, kobolt, nickel, geokemisk modellering, riskbedömning

Institutionen för mark och miljö, markkemi. Sveriges Lantbruksuniversitet

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

När du promenerat förbi en byggarbetsplats i centrum eller tittat ned i en schakt brukar du då tänka att jorden där kan vara full av metaller? Nej, det kanske de flesta inte gör men det är faktum. Metaller finns naturligt i Sveriges berggrund och kan frigöras och finnas i jorden som en bakgrundshalt. Eftersom berggrunden och jordarter varierar i olika delar av landet varierar också bakgrundshalterna. I lerjordar är ofta bakgrundshalterna större än i mer grovkorniga jordar. Tidigare observationer har visat att halterna kobolt och nickel varit höga i lerjordar i Mälardalen, precis som bakgrundshalterna av arsenik och kobolt i Västra Götalands lerjordar.

När exempelvis ett nytt bostadsområde ska byggas utreds jorden i området för att undersöka närvaron av föroreningar och vilka risker de kan medföra för människans hälsa, markmiljön grundvattnet och ytvattnet. En jord anses vara förorenad om halten av ett ämne i jord överstiger bakgrundshalten. Vid en riskbedömning jämförs halterna med generella riktvärden som tagits fram för två olika markanvändningar, känslig markanvändning och mindre känslig markanvändning. De lerjordar som har en naturligt hög halt av arsenik, kobolt eller nickel kan då bedömas som förorenade trots att ämnena förekommer helt naturligt. Sanering av förorenade jordar är både ekonomiskt kostsamt och belastande för miljön då det ofta kräver många transporter. Om en lerjord felaktigt bedöms som förorenad sker detta helt i onödan vilket inte är hållbart.

Dagens nationella bakgrundshalter för metaller baseras främst på undersökningar i moränjordar och har ofta inte visat sig applicerbara för lerjord. För att främja en hållbar riskbedömning var ett syfte med projektet att skapa en bättre bild av bakgrundshalter i lerjord för kobolt och nickel i Mälardalen och arsenik och kobolt i Västra Götaland. Syftet var även att undersöka ämnenas lakbarhet i lerjord, det vill säga ämnenas benägenhet att frigöras från jorden och lösas i markvattnet. Detta för att få en förståelse för ämnenas rörlighet och vilken påverkan de har på markekosystemet i jorden. Slutligen undersöktes även hur väl lakbarheten kan förutsägas med geokemisk modellering med enkla jordparametrar som indata.

Bakgrundshalterna av arsenik, kobolt och nickel i lerjord baserades på data erhållen från den nationella Mark- och grödoinventeringen och data av halter från lerjordar som provtogs i detta projekt. Bakgrundshalterna av kobolt och nickel i Mälardalen bestämdes till 16,2 mg/kg TS respektive 32 mg/kg TS. Dessa bakgrundshalter är 62 % samt 28 % större än Naturvårdsverkets nationella bakgrundshalter för kobolt respektive nickel vilket visar att bakgrundshalterna i Mälardalen är naturligt höga. I Västra Götaland bestämdes bakgrundshalterna för arsenik och kobolt till 6,4 mg/kg TS respektive 12,8 mg/kg TS. Bakgrundshalten av Co är naturligt hög i lerjorden men bakgrundshalten av As är lägre än dagens nationella bakgrundshalt, vilket visar att halten As inte är naturligt hög i lerjord i Västra Götaland.

Försök i labb med olika lösningar utfördes för att undersöka lakbarheten av ämnena och hur mycket som kan spridas till grund- och ytvatten. Resultaten visade att endast en liten del av arsenik, kobolt och nickel frigjordes från jorden och löste sig i vattnet. Ämnena visade sig alltså bindas hårt till lerjorden. Risken för en negativ effekt på markekosystemet är alltså lägre i lerjord och dessutom riskerar mindre av ämnena att spridas till grund- och ytvattnet. Det i sin tur leder till en lägre risk att vi människor utsätt för föroreningarna som potentiellt kan vara farliga.

Att utlakning från lerjordar innebär en lägre risk för markekosystemet undersöktes också genom att beräkna ett riktvärde för skydd av markmiljö. Ett sådant värde används i riskbedömningen för att visa när oacceptabla risker för markmiljön kan uppstå. Enligt beräkningarna var den markekologiska risken lägre i de undersökta lerjordarna vid jämförelse med dagens generella riktvärden för skydd av markmiljö, som även baseras på andra jordarter.

För att få en övergripande blick av vilka halter av arsenik, kobolt och nickel som kan tillåtas i lerjord utan att människans hälsa, markmiljön eller grund- och ytvattnet utsätts för oacceptabla risker, bestämdes nya riktvärden för lerjord. Riktvärdena för lerjord jämfördes med dagens generella riktvärden och resultatet visade att för kobolt och nickel kan högre halter tillåtas i jorden innan en oacceptabel risk uppstår.

Lösligheten av kobolt och nickel simulerades genom geokemisk modellering för att se hur väl modeller kan förutspå ämnens löslighet i mark. För de undersökta lerjordarna kunde dåliga anpassningar för kobolt och nickel ses när tre olika modellscenarier undersöktes. Med den använda modellen kunde inte lösligheten förutsägas särskilt väl och det gick inte att förklara med den använda modellen varför metallerna binds så hårt till lerjorden

Med dessa resultat är förhoppningen att det ger en ökad förståelse för arsenik, kobolt och nickels egenskaper i lerjordar, för att i framtiden uppnå en mer hållbar riskbedömning av dem och således undvika onödig påverkan på miljön och främja en cirkulär hantering av lerjordar.

FÖRORD

Detta examensarbete var ett delprojekt i ett större utvecklingsprojekt som genomförs inom SGF och gjordes på uppdrag av WSP Sverige AB i samarbete med Sveriges lantbruksuniversitet SLU. Projektet finansierades med medel från Naturvårdsverket, Svenska Byggbranschens Utvecklingsfond (SBUF) och Svenska Geotekniska Föreningen (SGF), stort tack till er. Examensarbetet omfattade 30 hp och utgjorde den sista delen i utbildningen på civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala Universitet och SLU. Hanna Almqvist, specialist inom riskbedömning och riskvärdering vid WSP Sverige AB, har varit handledare och professor Jon Petter Gustafsson vid institutionen för mark och miljö har varit ämnesgranskare. Sahar Dalahmeh vid institutionen för geovetenskaper på Uppsala Universitet har varit examinator.

Jag vill rikta ett stort tack till Hanna på WSP som har varit en fantastisk handledare och bollplank och bidragit med peppande energi under hela arbetets gång. Jag vill även tacka Jon Petter på SLU som också kommit med goda råd, givande diskussioner och stöd under arbetet. Jag vill även tacka medarbetarna på WSPs Uppsalakontor för ett väl omhändertagande i en ny miljö. Dessutom vill jag tacka datavärdskapet jordbruksmark vid SLU och Naturvårdsverket för att jag fick ta del av data från Mark- och grödoinventeringen.

Med detta projekt avslutas mina fem studieår på universitetet och jag är otroligt glad över att ha få träffat så många fina vänner under denna tid. Slutligen vill jag även tacka min underbara familj och sambo som alltid uppmuntrat och stöttat mig i alla lägen.

Johanna Rantala
Uppsala, maj 2024

Copyright © Johanna Rantala och Institutionen för mark- och miljö, Sveriges Lantbruksuniversitet
UPTEC W 24 017, ISSN 1401-5765
Digitalt publicerad i DiVA, 2024, genom institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet.
(http://www.diva-portal.org/)

ORDLISTA

Anjon	Negtivt laddad jon
CEC	Katjonbyteskapacitet (eng. cation exchange capacity)
DOC	Löst organiskt kol (eng. dissolved organic carbon)
Fh-FCD	Ferrihydrite CD-MUSIC model, sorptionsmodell för järn(hydr)oxider i Visual MINTEQ
(Hydr)oxider	Hydroxider och oxider
Katjon	Positivt laddad jon
Lakbarhet	Förorening frigörs från jorden och övergår till lösning i markvattnet
NV	Förkortning av Naturvårdsverket
PZNC	Punkten för noll nettoladdning, pH-värde där nettoladdningen på en yta är noll (eng. point of zero net charge)
SHM	Stockholm Humic Model, organisk komplexmodell i Visual MINTEQ
SOM	Fast organiskt material (eng. soil organic material)
TOC	Totalt organiskt kol (eng. total organic carbon)

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1. INLEDNING 1

1.1 SYFTE & FRÅGESTÄLLNINGAR 2

2. TEORI 3

2.1 MINERALPARTIKLAR & JORDARTSINDELNING 3
2.2 BINDNING OCH EGENSKAPER HOS BESTÅNDSDELAR I JORDEN 3
2.3 ARSENIK, KOBOLT & NICKEL 5
2.4 LAKBARHET 7
2.5 RISKBEDÖMNING AV FÖRORENAD MARK 7
2.6 NATURVÅRDSVERKETS RIKTVÄRDESMODELL & GENERELLA RIKTVÄRDEN 8
2.7 THRESHOLD CALCULATOR 10

3. METODIK 11

3.1 UTTAG AV LERJORDAR 11
3.2 URVAL AV ÅTTA JORDAR FÖR VIDARE UNDERSÖKNING 13
3.3 SAMMANSTÄLLNING AV BAKGRUNDSHALTER I LERJORD 13
3.4 LABORATIVT ARBETE 14
3.5 LAKBARHET & MARKEKOLOGISK RISK FÖR LERJORD 18
3.6 RIKTVÄRDEN FÖR LERJORD 19
3.7 GEOKEMISK MODELLERING I VISUAL MINTEQ 20

4. RESULTAT 22

4.1 INHÄMTADE LERJORDAR 22
4.2 URVAL AV ÅTTA LERJORDAR FÖR VIDARE UNDERSÖKNING 23
4.3 SAMMANSTÄLLNING AV BAKGRUNDSHALTER I LERJORD 24
4.4 LABORATIVT ARBETE 26
4.5 LAKBARHET 32
4.6 MARKEKOLOGISK RISK 36
4.7 RIKTVÄRDEN FÖR LERJORD 36
4.8 GEOKEMISK MODELLERING 40

5. DISKUSSION 44

5.1 SAMMANSTÄLLNING AV BAKGUNDSHALTER I LERJORD 44
5.2 LAKBARHET 45
5.3 MARKEKOLOGISK RISK 47
5.4 RIKTVÄRDEN FÖR LERJORD 48
5.5 GEOKEMISK MODELLERING 50

6. SLUTSATSER 52

7. REFERENSER 53

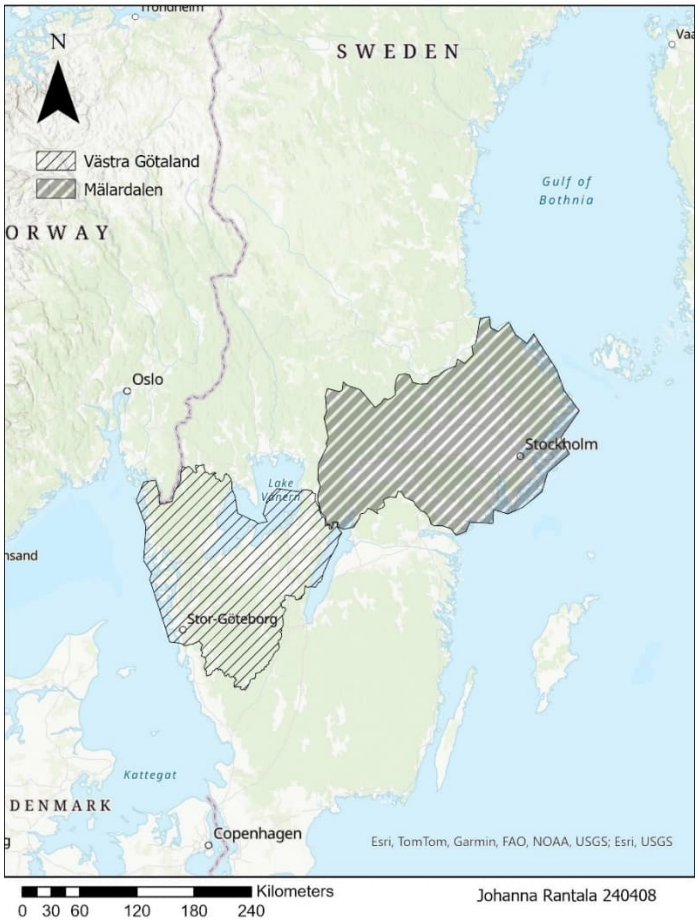
BILAGOR .....

BILAGA A – ANALYSSVAR TOTALHALT I JORD .....
BILAGA B - BAKGRUNDSHALTER I UPPSALA, STOCKHOLM, SÖDERMANLAND, VÄSTMANDLANDS & ÖREBRO LÄN .....
BILAGA C – DATA FRÅN LABORATIVT ARBETE .....
BILAGA D – K_D-VÄRDEN .....
BILAGA E - ORGINALDATA .....

1. INLEDNING

I riskbedömningar av förorenad mark ingår det att bedöma hälsorisker samt risk för utlakning och spridning av föroreningar (Elert et al. 2006). Lakbarheten är därför en viktig faktor som underlag till bedömningen (Elert et al. 2006) eftersom den visar på den mängd metaller som kan lösas upp i markvattnet och som därmed kan tas upp av växter eller lakas ut till grund- och ytvatten (Berggren Kleja et al. 2006). Naturvårdsverket har tagit fram generella riktvärden för förorenad mark som vid riskbedömningar kan jämföras med uppmätta halter i jord för att bedöma risken för negativa effekter på människan, miljö eller naturresurser (Naturvårdsverket 2009a). Dessa generella riktvärden har tagits fram för ett antal olika ämnen och justerats med avseende på de nationella bakgrundshalterna för ämnena i Sverige för att inte överskrida dem (Naturvårdsverket 2009a). De nationella bakgrundshalterna är framtagna främst baserat på morän (ibid.) vilket kan leda till problem vid riskbedömningar gällande metall- och halvmetallhalter i lerjord.

Naturliga bakgrundshalter av metaller och halvmetaller varierar inom Sverige och kan ibland överstiga Naturvårdsverkets riktvärden för förorenade områden (Andersson 2007). I Mälardalen ingår Stockholms län, Uppsala län, Södermanlands län, Örebro län samt Västmanlands län och Västra Götaland innefattar Västra Götalands län. Se figur 1 för områdenas läge i Sverige.



Figur 1. Mälardalen och Västra Götalands läge i Sverige. Det gråskuggade randiga området visar Mälardalen och det ljusa randiga området visar Västra Götaland.

I Mälardalen och Västra Götaland domineras jordarten främst av finkorniga sediment (Nilsson u.å.) utgörande av jordarterna finmo, mjäla och lera (Sveriges lantbruksuniversitet 2020). Stora områden i Mälardalen och Västra Götaland utgörs också av glaciala och postglaciala leror (SGU 2020b). Tidigare studier har visat naturligt höga halter av kobolt och nickel omkring Mälardalen (Eriksson et al. 2017) samt höga halter av arsenik och kobolt i Västra Götaland (Andersson 2006). Det finns trots detta lite information om bakgrundshalterna av dessa ämnen i Mälardalen och Västra Götaland så ytterligare undersökningar samt sammanställning av redan befintlig information krävs för att få en bättre bild av bakgrundhalterna. Det är även viktigt med mer information kring metallernas lakbarhet i lerjorden för att öka förståelsen för ämnenas löslighet och medförande risker för exempelvis markorganismer. Detta undersöks i projektet genom en rad olika skakförsök på lerjordar för att undersöka lakbarheten och den markekologiska risken för att sedan modellera lösligheten i det kemiska jämviktsprogrammet Visual MINTEQ för att undersöka hur väl lakbarheten kan förutsägas genom modellering.

En ytterligare anledning till att detta projekt är av vikt är att de naturligt förhöjda halterna i lerjordarna i dessa områden ofta innebär att jordarna felaktigt behandlas som förorenade. Lerjordar med naturligt höga halter av dessa ämnen kommer då schaktas ur och transporteras till deponi i onödan. Denna hantering är ohållbar och leder till onödiga kostnader samt klimatpåverkan och därför undersöktes även hur de generella riktvärdena påverkas när indata till Naturvårdsverkets riktvärdesmodell baseras på lerjord. Detta examensarbete utgjorde ett av tre delprojekt i ett utvecklingsprojekt som handlar om hantering av bakgrundshalter i lera och genomförs inom SGF. Syftet med utvecklingsprojektet var att främja en hållbar och cirkulär hantering av lerjordar genom att ta fram underlag och kriterier anpassade efter lerjordars egenskaper.

1.1 SYFTE & FRÅGESTÄLLNINGAR

Syftet med detta projekt var att skapa en bättre bild av bakgrundshalter av kobolt och nickel i lerjord i Mälardalen samt av kobolt och arsenik i Västra Götaland samt att undersöka lakbarheten av dem för att förstå hur rörliga ämnena är och vilken markekologisk risk de kan innebära vid utlakning. En jämförelse har även gjorts i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell där riktvärden för markmiljön samt lakbarheten har justerats baserat på lerjordar för att se hur de generella riktvärdena påverkas. Projektet ämnade även att undersöka i vilken mån det går att förutsäga lakbarheten av metallerna med enkla jordparametrar genom att undersöka lösligheten med hjälp av geokemisk modellering i Visual MINTEQ.

Frågeställningarna som projektet ämnar besvara är:

- Vad är bakgrundshalterna av kobolt och nickel i lerjord Mälardalen och arsenik och kobolt i lerjord i Västra Götaland?
- Hur lakbara är arsenik, kobolt och nickel, hur stor markekologisk risk innebär de i lerjordar och hur påverkas de generella riktvärdena om indata till Naturvårdsverkets riktvärdesmodell baseras på lerjordar?
- Hur väl kan lakbarheten för metallerna kobolt och nickel förutsägas med det kemiska jämviktsprogrammet Visual MINTEQ?

2. TEORI

I detta avsnitt presenteras bakgrundsinformation och teori gällande de ämnen som behandlas i arbetet.

2.1 MINERALPARTIKLAR & JORDARTSINDELNING

Markens fasta material kan bestå av mineralpartiklar av olika storlek samt organiskt material som humus (Eriksson et al. 2011). En viss jord tilldelas en jordart beroende på storleksfördelningen hos mineralpartiklarna men även beroende på innehållet av organiskt material (ibid.). En jordart innehåller ofta flera kornfraktioner (SGI 2023). Korngruppsskalor kan användas för att beskriva en jordarts kornstorleksfördelning (Eriksson et al. 2011) och följande beskrivning av kornstorlekar baseras på SGFs korngruppsskala. Fraktionen *finjord* består av ler och/eller silt med kornstorlekarna ≤ 0,002 mm respektive 0,002–0,063 mm (SGI 2023). Fraktionen *grovjord* innehåller sand och/eller grus med kornstorlekar >0,063 mm för sand och >2–63 mm för grus. Underfraktionerna sten, block och stora block bygger upp fraktionen *mycket grov jord* där kornstorleken för sten är >63–200 mm, för block >200–630 mm och för stora block >630 mm (ibid.). En jord tilldelas jordarten lerjord om lerhalten är minst 15 % (Eriksson et al. 2011).

Kalcit ($CaCO_3$) är ett bergartsbildande mineral som vittrar lätt. I de jordar $CaCO_3$ förekommer kan det ha en stor påverkan på exempelvis pH i marken eftersom det har en buffrande effekt (Eriksson et al. 2011). $CaCO_3$ kan även benämnas karbonatkol (Eriksson 2021) och är det begrepp som kommer användas fortsättningsvis.

Olika jordarter innehåller alltså olika stora mineralpartiklar vilket kan ge en jordart olika egenskaper. Lerjordar har ett stort innehåll av små mineralpartiklar. Innehållet av karbonatkol kan vara en viktig parameter för lakbarheten i en jord och påverkar framför allt en jords pH-värde.

2.2 BINDNING OCH EGENSKAPER HOS BESTÅNDSDELAR I JORDEN

Mobiliteten hos metaller och halvmetaller styrs av interaktioner med beståndsdelar i jorden (Caporale & Violante 2015). Markens minsta beståndsdelar är kolloider bestående av lermineral, Fe- och Al-(hydr)oxider samt humusämnen (Eriksson et al. 2011). Dessa partiklar fungerar som jonbytare och beroende på markpartiklarnas egenskaper binds jonerna olika hårt. Bindningen sker antingen genom jonbyte eller adsorption genom ytkomplexbindning (ibid.).

Adsorption innebär att det sker en ackumulation av joner i lösning på ytan av en fast jordpartikel (Draszawka Bolzan 2015). Vid adsorption är det hela tiden jämvikt mellan den mängd som adsorberats och koncentrationen av jonerna i lösning (Berggren Kleja et al. 2006). Bildning av ytkomplex sker främst på ytor som har motsatt laddning än jonens laddning. Vid jonbyte binds lösta katjoner elektrostatiskt till en partikelyta med negativ ytladdning, exempelvis humusämnen eller lermineral (ibid.).

Adsorption av joner är pH-beroende där katjoner adsorberas starkare vid högre pH medan anjoner adsorberas starkare vid lägre pH, detta på grund av att många partikelytors variabla laddningar är pH-beroende (Berggren Kleja et al. 2006). Vid högre pH minskar antalet positiva laddningar på markpartiklarnas ytor vilket då främst gynnar katjoners adsorption (Caporale & Violante 2015). Halten DOC, löst organiskt kol, i markvattnet kan påverka adsorptionen då en högre halt ger en sämre adsorption eftersom metallerna i stället komplexbinds till löst organiskt material (Berggren Kleja et al. 2006).

2.2.1 Lermineral

I lerfraktionen av jorden finns främst lermineraler men även mineralerna fältspat och kvarts (Gustafsson et al. 2007). Lermineral, vilket är vittringsprodukter av primära mineral, byggs upp av silikater bestående av oxider med kisel (Si) (Eriksson et al. 2011). Illit och vermikulit är exempel på två vanliga lermineral i Sverige (Gustafsson et al. 2007). Dessa mineral är sekundära skiktsilikater av typ 2:1 vilket innebär att de byggs upp av två tetraederskikt bestående av silikater och ett oktaederskikt däremellan som består av syre, hydroxider (OH^-) samt katjoner (Eriksson et al. 2011). Bildandet av lermineral har skett genom att katjoner, som exempelvis kalium, har vittrat och lakats ur vilket har lett till att ytorna är negativt laddade och har en negativ överskottsladdning (Gustafsson et al. 2007). När kaliumet lakats ur balanseras däremot laddningen genom att andra katjoner tar kaliumets plats i skiktet (Eriksson et al. 2011).

Både permanenta och variabla laddningar finns hos lermineral i marken (Eriksson et al. 2011). De permanenta laddningarna är alltid negativa och kallas permanent eftersom laddningen kommer vara konstant över tid och är kopplad till långsamma mineralomvandlingar. De variabla laddningarna finns på lermineralets kantpartier och är pH-beroende. Dessa laddningar har uppstått genom att en Si-OH-grupp i lermineralets uppbyggnad sönderfallit vilket resulterat i fria OH-grupper på lermineralets kant. Dessa OH-grupper fungerar som svaga syror eller baser och när pH minskar kommer OH-grupperna att ta upp en H^+-jon vilket leder till att antalet positiva laddningar på ytan ökar. Vid markens naturliga pH-värde (4–8) har de flesta grupperna sönderfallit och lermineralen har då oftast har en negativ nettoladdning (ibid.).

Lermineral har partikelytor med hög specifik yta vilket gynnar adsorptionsförmågan (Gustafsson et al. 2007). På lermineralets negativa ytor kan katjoner bindas genom jonbyte, men eftersom jonbyte är en svag adsorptionsmekanism innebär det att metallerna relativt enkelt kan bli utkonkurrerade av lösta joner (ibid.).

Sammantaget är alltså lermineral en viktig beståndsdel för bindning av katjoner, som Co och Ni, i mark och med den höga specifika ytan har lermineralet stor förmåga att binda dem främst genom jonbyte.

2.2.2 Humusämnen

Vid nedbrytning av organiskt material bildas humusämnen som består av låg- och högmolekylära organiska molekyler med funktionella grupper som OH-grupper och karboxylgrupper (COOH-grupper) (Eriksson et al. 2011). Dessa organiska molekyler består av humussyror (HA), fulvosyror (FA) och huminer och har betydelse för markens metallbindningsegenskaper. Humusämnena kan bilda komplex på oxidytor och komplex med metalljoner vilket påverkar metallers löslighet i marken (ibid.).

Humusämnen har variabla laddningar och samtliga laddningar på en humuspartikel är pH-beroende (Eriksson et al. 2011). pH-beroendet uppstår på grund av COOH-grupper och OH-grupper som sönderfaller. I naturliga jordar är nettoladdningen på organiskt material oftast negativ men vid pH under 3, vilket är det organiska materialets PZNC (point of zero net charge), blir nettoladdningen i stället positiv. Det är då fler positiva laddningar än negativa laddningar på partikelytan. Vid ett högre pH-värde ökar antalet negativa laddningar (ibid.). Humusämnens löslighet ökar vid ett högre pH vilket påverkar metallernas adsorption till ytorna och bundna metaller kan då frigöras och gå ut i lösning igen som fria joner (Berggren Kleja et al. 2006).

Humusämnen kan bilda komplex med lermineral (Eriksson et al. 2011). Humus har hög specifik yta (Jernlås 1985) och högt antal laddningar per kg humusämnen vilket innebär att även en liten mängd i marken kan ha en stor betydelse för bindningen av katjoner i naturliga jordar (Eriksson et al. 2011). Humusämnen kan både finnas löst i markvattnet och bilda komplex med metaller men kan även vara aggregerade som partiklar och då binda metaller genom adsorption (Berggren Kleja et al. 2006).

Sammanfattningsvis har humusämnen har alltså en stor betydelse för bindningen av framför allt katjoner i mark och den stora laddningstätheten påverkar därmed lakbarheten av Co och Ni i marken.

2.2.3 Järn- & aluminium(hydr)oxider

Fe- och Al-(hydr)oxider bildas genom utfällning när primärmineralen vittrat (Eriksson et al. 2011). Dessa föreningar är svårlösliga och i dem ingår de trevärda jonerna Fe(III) eller Al(III). Exempel på Fe- och Al-(hydr)oxider är ferrihydrit respektive gibbsit. Även allofan och imogolit, som är vanliga i svenska jordar, kan ses som Al-(hydr)oxider trots att de egentligen är en sorts Al-silikatmineral (ibid.).

Laddningen på dessa partikelytor är variabla och är vid naturliga pH-värden i marken positiv (Eriksson et al. 2011). PZNC för Al- och Fe- (hydr)oxider ligger mellan pH 7 och 9 och vid normalt pH i mark (4–8) är de positiva laddningarna oftast fler än de negativa varför partikelytan då får en positiv nettoladdning (ibid.). Partikelytorna har hög specifik yta och binder främst anjoner vid normalt pH i mark (Jernlås 1985). Vid lågt pH kan dessa (hydr)oxider lösas upp (Eriksson et al. 2011). Al-(hydr)oxiderna har en större löslighet och löses upp vid pH omkring 4,5 medan Fe-(hydr)oxiderna inte löses upp förrän vid pH 3 (ibid.).

Fe- och Al-(hydr)oxider är alltså viktiga markpartiklar för att binda framför allt As men även Co och Ni i marken genom ytornas variabla laddningar.

2.2.4 Katjonbyteskapacitet

Till markens negativt laddade ytor binds katjoner elektrostatiskt, t.ex. $Ca^{2+,}$ Mg^{2+}, K^{+}, Na^{+}, Al^{3+} och H^{+}. Markens kapacitet att binda dessa katjoner kallas katjonbyteskapacitet (CEC) (Eriksson et al. 2011). CEC representerar summan av alla negativa laddningar som finns på partikelytorna i marken och kan bestämmas genom lakförsök. Lakförsöket sker med tillsats av $BaCl_2$ där katjonerna i den tillsatta extraktionslösningen adsorberas till markpartiklarna och byter plats med de ursprungliga katjonerna. Summan av de ursprungliga katjonernas laddning som var adsorberade till ytan, dvs summan av $Ca^{2+,}$ Mg^{2+}, K^{+}, Na^{+}, Al^{3+} och H^{+}, blir därmed ett mått på CEC. CEC varierar med pH eftersom markpartiklarnas variabla laddning också beror på pH vilket då påverkar antalet negativa laddningar som finns hos markpartiklarna (ibid.).

Sammantaget är CEC ett mått på antalet laddningar hos lermineralet, humusämnena och Fe- och Al-(hydr)oxiderna och kan ge en indikation på hur mycket katjoner som kan bindas till marken.

2.3 ARSENIK, KOBOLT & NICKEL

Nedan presenteras egenskaperna hos arsenik, kobolt och nickel i jord samt metallernas farlighet för människa och miljö.

2.3.1 Arsenik

Arsenik (As) är en halvmetall där As(III) och As(V) är de vanligaste formerna (Bibaswan et al. 2021). Vanliga arsenikföreningar är arsenat (AsO_4^{-3}) och arsenit (AsO_3^{-3}). As finns naturligt i jordskorpan och hittas i flera olika mineral däribland arsenater och oxider. Genom exempelvis vittring av sediment och berggrund kan As frigöras till jorden och kan då transporteras till vatten genom desorption från jordens partikelytor (ibid.). Mängden As i jorden beror på moderberggrunden, klimatet samt formen As (Nriagu et al. 2007). Höga halter As i berggrunden förekommer i Västra Götaland men även på fler platser i Sverige (SGF u.å.). Höga halter As har även hittats i sulfidleror i Mälardalen (ibid.). As återfinns i både jord, luft, mat och vatten kommande från naturliga eller antropogena källor (Nriagu et al. 2007). Människan exponeras främst av As genom intag av dricksvatten samt intag av mat (ibid.). Ämnet är toxiskt för vattenlevande organismer och ibland även för växter (Naturvårdsverket 2024). Långvarig exponering av As kan vara cancerframkallande för människor (ibid.).

As binder till marken genom adsorption till lermineral, organiskt material samt till (hydr)oxider (Andersson et al. 2014). Arsenikens mobilitet styrs av mineralytornas adsorptionskapacitet vilket i sin tur beror på faktorer som pH och typ av mineral (Nriagu et al. 2007). As binds starkt i marken vid förekomst av Fe- och Al(hydr)oxider (Berggren Kleja et al. 2006) men lakbarheten av As påverkas av (hydr)oxidernas löslighet och studier har visat att vid upplösning av Fe-(hydr)oxider i marken kan det As som var bundet frigöras och gå ut i lösning (Nriagu et al. 2007). Fosfatjoners bindning till Fe- och Al(hydr)oxider har också en påverkan på As lakbarhet då fosfatjonen konkurrerar med arsenatjonen om bindningsytor och således påverkar bindningen av As (Violante & Pigna 2002).

Jordens kornstorlek är en viktig faktor gällande arseniks fördelning och mobilitet (Nriagu et al. 2007). Finkorniga jordar, alltså jordar med mindre kornstorlek, har en större ytarea och kan därmed adsorbera mer av ämnet. Av samma anledning är därför också närvaron av lermineral och Fe-, Al-(hydr)oxider viktigt för att binda den As som finns i lösning (ibid.).

2.3.2 Kobolt

Kobolt (Co) är ett grundämne som uppträder i valenstillstånden Co(II) och Co(III) (Barceloux & Barceloux 1999) men där Co(II) oftare förekommer i miljön och är mer rörlig (Woosward et al. 2018). I vattenmiljö dominerar jonformen Co^{2+} men återfinns även i komplexform (Berggren Kleja et al. 2006). Kobolt förekommer naturligt i jorden (Barceloux & Barceloux 1999) och hittas ofta tillsammans med nickel (Ni) (Hawkins 2001). Co hittas som spårelement i moderberggrunden och höga koncentrationer har hittats i Mälardalens postglaciala leror samt i Sveriges östra och västra kustregioner (Andersson et al. 2014). Co finns naturligt i människor, djur och växter men kan vid för höga halter ha negativa effekter (SGU 2020a). Människan kan exponeras av Co genom intag av mat och vatten men även genom inandning av damm och via hudkontakt. Vid exponering av för höga halter Co kan både människans hud, hjärta och lungor påverkas negativt. Höga halter Co i växter kan ha en negativ effekt på växtens fotosyntes (ibid.).

Co är mobilt vid lågt pH och transporteras då med markvattnet ut till vattendrag (Andersson et al. 2014). Hur stor del som kan lösas och lakas ur beror på faktorer som närvaro av lermineral för adsorption, bildning av organiska komplex, bindning till Fe-(hydr)oxider (Berggren Kleja et al. 2006) samt närvaron av humusämnen (Woodward et al. 2018). Generellt binds Co starkt i marken vid högt pH (Berggren Kleja et al. 2006).

2.3.3 Nickel

Ni är ett grundämne som förekommer naturligt i berggrunden och höga halter har hittats i Mälardalens postglaciala leror samt i Sveriges östra och västra kustregioner (Andersson et al. 2014). Människan exponeras främst för Ni via intag av dricksvatten och mat i form av exempelvis växter (SGU 2024). Ni är ett viktigt spårämne för människan men för höga halter kan leda till allergiutbrott eller cancer i luftvägarna (Ding et al. 2022). Ni är också viktigt för växter och djur men kan vara toxiskt för vattenlevande organismer (SGU 2024).

Egenskaperna hos Ni är liknande som för Co (Berggren Kleja et al. 2006) och ämnet är mobilt vid låga pH-värden (Andersson et al. 2014), det vill säga att Ni binds starkt till marken vid högt pH (Berggren Kleja et al. 2006). Mobiliteten av Ni styrs av adsorption till lermineral samt bindning till Fe-(hydr)oxider (Andersson et al. 2014) men Ni binds även till Al-(hydr)oxider och organiskt material (Berggren Kleja et al. 2006). Ni förekommer främst i jonform, Ni^{2+}, i vatten (ibid.).

2.4 LAKBARHET

Lakbarhet innebär att en förorening frigörs från jorden och hamnar i den mobila fasen, det vill säga i mark- eller grundvattnet (Elert et al. 2006). Lakbarheten kan variera beroende på markmineralet (ibid.). Om ämnet är hårt bundet till markmineralet indikerar det en låg lakbarhet (Gustafsson et al. 2007). Ett K_d-värde anges i enheten [l/kg TS] och beskriver lakbarheten av ett ämne i jorden (Elert et al. 2006). Ett värde på K_d kan fås från laktester och relaterar till förhållandet mellan halten av ett ämne i fast fas och halten i porvatten (löst fas). Halten förorening i porvattnet kan erhållas efter skakförsök med 0,001 M $CaCl_2$-lösning och ett högt K_d-värde indikerar att lakbarheten är låg (ibid.). Ett K_d-värde för en jord kan beräknas enligt ekvation (1),

$$K_d\ [\frac{l}{kg}\mathrm{TS}] = \frac{Halt\ i\ fast fas\ [\frac{mg}{kg} TS]}{Halt\ i\ löst\ fas\ [\frac{mg}{l}]} \qquad (1)$$

som baseras på rapporten *Laktester för riskbedömning av förorenade områden* (Elert et al. 2006). *Halt i fast fas* representerar halter i fasta jordprover och *Halt i löst fas* är halter som uppmättes i lösning efter extraktion med 0,001 M $CaCl_2$.

Laktester kan ge en uppskattning av hur stor del av metallerna som är lösliga (Berggren Kleja et al. 2006) och som riskeras att spridas till grund- och ytvatten (Gustafsson et al. 2007). K_d-värden kan användas i olika betydelser (ibid.) men i denna studie används det för att beskriva utlakningen och lösligheten av metallerna As, Co och Ni i jord.

2.5 RISKBEDÖMNING AV FÖRORENAD MARK

En riskbedömning görs om ett område är förorenat och det finns risk för att människans hälsa, miljö eller naturresurser påverkas negativt på kort eller lång sikt (Naturvårdsverket 2009b). Det vill säga, om det finns risk för att något av de fyra skyddsobjekten; människan, markmiljön, grundvattnet eller ytvattnet påverkas negativt (Naturvårdsverket 2009a). Ett område anses vara förorenat om uppmätta halter av föroreningen överskrider bakgrundshalterna av ämnet eller om det finns annat underlag som pekar på att området är förorenat (Naturvårdsverket 2009b). Riskbedömningen uppskattar vilka risker föroreningssituationen medför och används som underlag för att ta fram efterbehandlingsåtgärder för att minska föroreningens halter eller göra de mindre tillgänglig till en nivå som inte anses utgöra en risk. Att en förorening anses utgöra en risk innebär att föroreningen finns eller kan transporteras till en plats via spridning i mark,

vatten eller luft och utgöra en skada för människans hälsa, miljö eller naturresurser så att negativa effekter kan uppstå. Däremot måste vissa risker accepteras och risknivån sätts baserat på skyddsobjektet (ibid.). I riskbedömningen används generella eller platsspecifika riktvärden som jämförs med uppmätta halter av föroreningen som undersöks (Naturvårdsverket 2009a).

2.6 NATURVÅRDSVERKETS RIKTVÄRDESMODELL & GENERELLA RIKTVÄRDEN

Naturvårdsverkets riktvärdesmodell kan användas vid riskbedömning för att erhålla generella riktvärden eller platsspecifika riktvärden för olika föroreningar (Naturvårdsverket 2009b). Naturvårdsverket har tagit fram generella riktvärden som motsvarar den föroreningshalt i marken som inte anses medföra oacceptabla risker för människors hälsa, miljön eller naturresurser (Naturvårdsverket 2009b). De generella riktvärden finns framtagna för en rad kemiska ämnen och föroreningar i mark. De generella riktvärdena beräknas utifrån ett hälsobaserat riktvärde, riktvärde för skydd av markmiljö, riktvärde för skydd av grundvatten samt riktvärde för skydd av ytvatten. För organiska föroreningar beaktas även ett riktvärde för skydd mot fri fas (Naturvårdsverket 2009a). Det lägsta värdet för delriktvärdena väljs som ett slutligt riktvärde och är då styrande för riktvärdet. Om det styrande riktvärdet är lägre än bakgrundshalten av ämnet justeras riktvärdet upp till bakgrundshalten (ibid.).

I delriktvärdet för skydd av människors hälsa, som är det hälsobaserade riktvärdet, beaktas de exponeringsvägar som tar hänsyn till de risker människor kan utsättas för (Naturvårdsverket 2009a). Detta genom envägskoncentrationerna intag av jord, hudkontakt, inandning av damm, inandning av ångor, intag av växter och intag av dricksvatten. Inandning av ångor beaktas endast vid flyktiga föroreningar och beaktas därmed inte för As, Co eller Ni. När det kommer till delriktvärdet för skydd av markmiljö tas hänsyn till att markekosystemet ska kunna ”ha förmåga att utföra de funktioner som önskas vid den tänkta markanvändningen”. Med markekosystemet i beaktande har ett riktvärde för skydd av markmiljö har bestämts och baseras på ekotoxikologiska data. För skydd av grundvatten och skydd av ytvatten beräknas riktvärdena utifrån att inte överstiga givna haltkriterier för grund- och ytvatten (ibid.).

De generella riktvärdena finns beräknade för två olika markanvändningar, känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM) (Naturvårdsverket 2009a). KM kan till exempel vara bostäder och skolor där människor av alla åldrar ska kunna vistas på platsen hela sin livstid och grundvatten och ytvatten skyddas. Dessutom ska markmiljön skyddas vilket definieras som att 75 % av de marklevande arterna på området ska skyddas. Vid MKM kan markanvändningen exempelvis vara kontor eller industri och där vistas yrkesverksamma människor på området under arbetstid och barn och äldre människor vistas där endast tillfälligt. Vid MKM beaktas inte intag av dricksvatten och intag av växter i det hälsobaserade riktvärdet för skydd av människors hälsa. Vid MKM skyddas 50 % av de marklevande arterna, grundvatten 200 m nedströms området samt ytvattnet (ibid.).

Om förhållandena på den aktuella platsen avviker från de i riktvärdesmodellen bör platsspecifika riktvärden tas fram genom att justera indataparametrar i modellen för att efterlikna förutsättningarna på platsen som ska undersökas (Naturvårdsverket 2009b). För metaller, däribland As, Co och Ni, är Naturvårdsverkets generella riktvärden för mark främst baserade på normaltäta jordarter som exempelvis silt- och sandjordar, sandig-siltig morän, siltmorän och sandmorän (Naturvårdsverket 2009a).

2.6.1 Nationella bakgrundshalter

Bakgrundshalterna som används i riktvärdesmodellen är huvudsakligen framtagna baserat på studier av morän men även på några sedimentära jordarter (Naturvårdsverket 2009a).
Bakgrundshalterna i modellen grundar sig i uppmätta naturliga bakgrundshalter av metaller rapporterade av SGU som utfört en rikstäckande markgeokemisk kartering (Andersson 2007). I SGU:s undersökning har halter av metaller uppmätts i 12 815 provpunkter för morän och i 1474 prover för sedimentära jordarter (<2 mm) (Naturvårdsverket 2009a). Bakgrundshalterna i riktvärdesmodellen är beräknade utifrån 90-percentilen (p90) av SGU:s uppmätta bakgrundshalter för alla metaller utom antimon, arsenik och kvicksilver. Bakgrundshalten av arsenik varierar mycket i Sverige med naturligt höga halter i Norrland samt i södra Sverige omkring Östergötland och Västergötland vilket medfört att den nationella bakgrundshalten presenterad i SGU:s rikstäckande undersökning för arsenik är större än många regionala bakgrundshalter. Den nationella bakgrundshalten för arsenik har då i stället exempelvis valts i nivå med p90 av regionala undersökningar som gjorts i Svealand och Götaland (ibid.). Se tabell 1 för nationella bakgrundshalter av As, Co och Ni tillsammans med respektive KM- och MKM-riktvärde.

Tabell 1. Nationell bakgrundshalt samt riktvärden för KM och MKM i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell för metallerna As, Co och Ni (Naturvårdsverket 2009a)

Ämne	Nationell bakgrundshalt [mg/kg TS]	KM [mg/kg TS]	MKM [mg/kg TS]
Arsenik (As)	10	10	25
Kobolt (Co)	10	15	35
Nickel (Ni)	25	40	120

2.6.2 K_d-värden

Utlakningen av föroreningar bestäms i riktvärdesmodellen av K_d-värdet och baseras på totalhalten i jord (Naturvårdsverket 2009b). De K_d-värden som används i riktvärdesmodellen för metaller är framtagna inom projektet *Hållbar sanering* och redovisas i rapporten *Laktester för riskbedömning av förorenade områden* (Elert et al. 2006). Inom projektet har laktester utförts på flera olika jordarter, exempelvis morän, sand, och silt, och K_d-värdet för ett ämne har beräknats genom att ta kvoten av halt i fast fas och halt i löst fas. Halten i löst fas motsvarar halten i markens porvatten (ibid.). Det generella K_d-värdet för varje metall som används i riktvärdesmodellen har beräknats genom att ta 10-percentilen (p10) av de beräknade K_d-värdena, detta som ett försiktighetsmått för att inte underskatta utlakningen (Naturvårdsverket 2009a). I riktvärdesmodellen ingår K_d-värdet vid beräkningarna av spridning till grund- och ytvatten men även för envägskoncentrationen intag av dricksvatten vilket ingår i skyddsobjektet människans hälsa (Naturvårdsverket 2009b). Se tabell 2 för de K_d-värden som används i riktvärdesmodellen för As, Co och Ni.

Tabell 2. K_d-värden för As, Co och Ni i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell (Naturvårdsverket 2009a)

Ämne	K_d [l/kg TS]
Arsenik (As)	300
Kobolt (Co)	300
Nickel (Ni)	300

2.6.3 Riktvärden för skydd av markmiljö

I riktvärdesmodellen har även riktvärden för att skydda markmiljön har tagits fram för KM och MKM (Naturvårdsverket 2009a). Dessa benämns E_{KM} samt E_{MKM} [mg/kg]. Riktvärdena för skydd av markmiljö baseras på en rad olika datasammanställningar och det lägsta NOEC- (no observed effect concentration) eller LOEC- (lowest observed effect concentration) värdet har använts tillsammans med en säkerhetsfaktor. I de fall dataunderlaget varit tillräckligt har i stället en fördelning använts. För KM har ett riktvärde valts utifrån att skydda 75 % av arterna och för MKM ska 50 % skyddas (ibid.). I riktvärdesmodellen återges riktvärdet för skydd av markmiljö för KM och MKM direkt under delriktvärdet *Markmiljö* och påverkar inte de andra delriktvärdena (Naturvårdsverket 2009a). Riktvärden för skydd av markmiljö har tagits fram baserat på olika jordarter med en blandning av sand, silt och lera (RIVM 1997; RIVM 2001; RIVM 2005). Se tabell 3 för Naturvårdsverkets generella riktvärden för skydd av markmiljö för KM och MKM för As, Co och Ni.

Tabell 3. Riktvärden för skydd av markmiljö vid KM och MKM för metallerna As, Co och Ni (Naturvårdsverket 2009a)

Ämne	E_{KM} [mg/kg]	E_{MKM} [mg/kg]
Arsenik (As)	20	40
Kobolt (Co)	20	35
Nickel (Ni)	70	120

2.7 THRESHOLD CALCULATOR

Threshold Calculator är ett verktyg för riskbedömning av metaller i jord och används för att erhålla ekotoxikologiska gränsvärden där överskridande halter ger toxiska effekter på markorganismer (Oorts 2020). De erhållna gränsvärdena kan användas för att bestämma ett riktvärde för skydd av markmiljö för en jord med liknande tillvägagångssätt som Naturvårdsverkets riktvärde för skydd av markmiljö är framtaget (Berggren Kleja & Enell 2021). Verktyget innefattar data testad på producenter, konsumenter och nedbrytare vilket innebär att de ekotoxikologiska gränsvärdena kan bestämmas genom artkänslighetsfördelningar (SSD). Verktyget innefattar därför alla grupper av markorganismer som växter, invertebrater och mikroorganismer och kan beräkna dessa gränsvärden för en rad olika metaller, däribland Co och Ni. As finns däremot inte implementerad i verktyget. Inför beräkningarna i verktyget väljs vilka grupper av markorganismer som ska tas hänsyn till samt vilken storlek på effekten de ursprungliga toxicitetsdata ska utgå från, exempelvis EC10 (ibid.). EC betyder ”effect concentration” och EC10 beskriver koncentrationen när 10 % av organismerna påverkas (Scheunert 1993). EC10 kan i verktyget användas likställt till NOEC eftersom datainnehållet för dem är samma i verktyget (Oorts 2020) vilket även rekommenderas av Berggren Kleja & Enell (2021).

Indataparametrar för metallerna i verktyget är metallhalt i jord, pH, halt organiskt kol [%], lerhalt [%] samt katjonbyteskapaciteten [$cmol_c$/kg] (Oorts 2020). En procentsats p måste också väljas beroende på scenariot och 1-p [%] beskriver andelen arter som ska skyddas. Denna procentsats ingår i HC_p och betyder ”hazardous concentration at p %”. HC_p anger då den koncentration som anses säker för markorganismerna och används vid beräkningarna i verktyget. Resultatet fås i form av PNEC- (predicted no effect concentration) värden (ibid.). För Co och Ni beräknas PNEC-värdena endast utifrån angiven katjonbyteskapacitet om sådan

uppgetts och andra indata som pH och lerhalt tas då inte hänsyn till. Om katjonbyteskapaciteten inte finns att tillgå kan verktyget beräkna den utifrån övriga indataparametrar som pH, lerhalt och halt organiskt kol (ibid.).

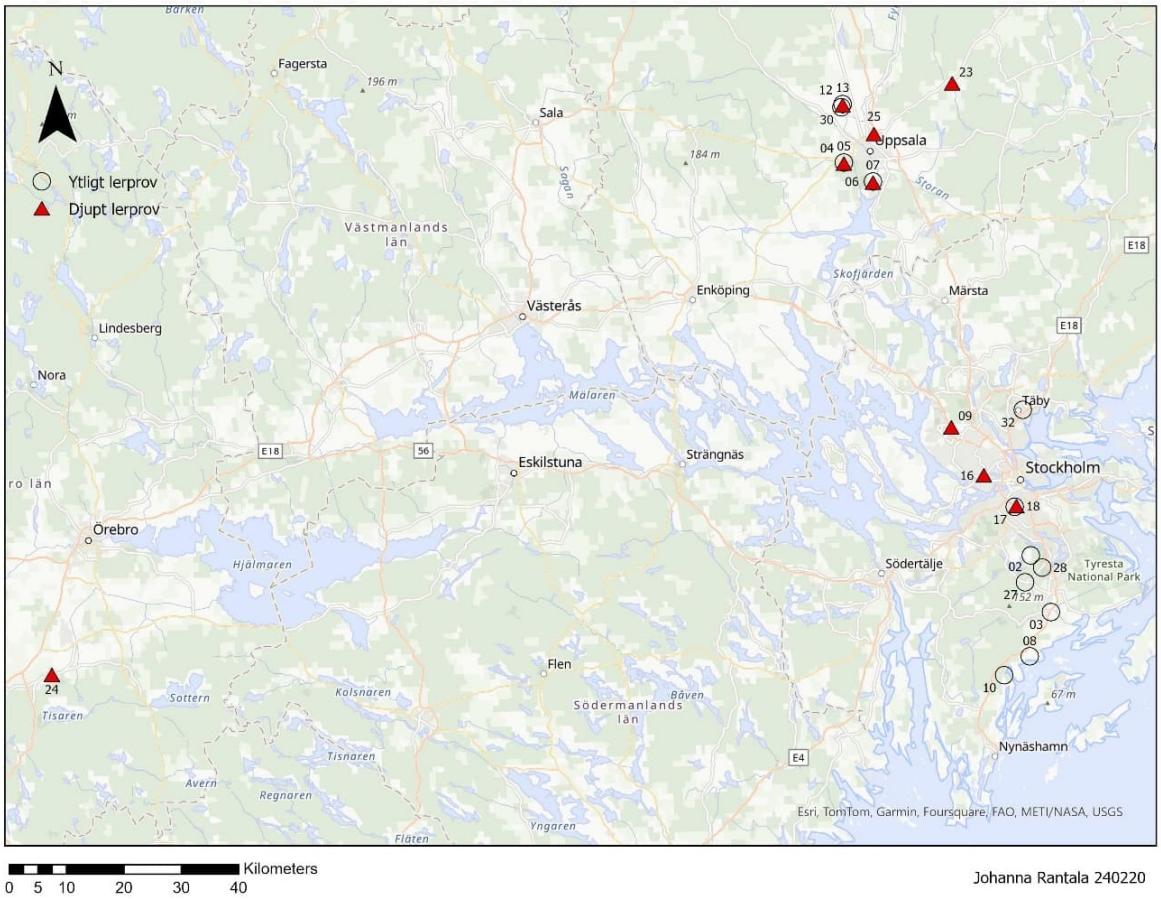
Dataunderlaget kan hämtas från två olika dataset, EU REACH Regulation och Open (global) (Oorts 2020). När Open(global) väljs tas ingen hänsyn till säkerhetsfaktorer vid beräkningen av PNEC-värdet vilket det görs i EU REACH Regulation. Däremot, för att kunna välja vilken effektnivå och HC_p som önskas måste Open(global) väljas. När EU REACH Regulation väljs kan inte andelen arter som ska skyddas väljas fritt utan då antas det att 95 % av arterna skyddas (ibid.). När SSDer används för att beräkna PNEC-värden rekommenderas det att använda en säkerhetsfaktor mellan 1–5 (Sorgog & Kamo 2019) men säkerhetsfaktorer väljs godtyckligt och är inte vetenskapligt framtagna (Naturvårdsverket 2009b).

3. METODIK

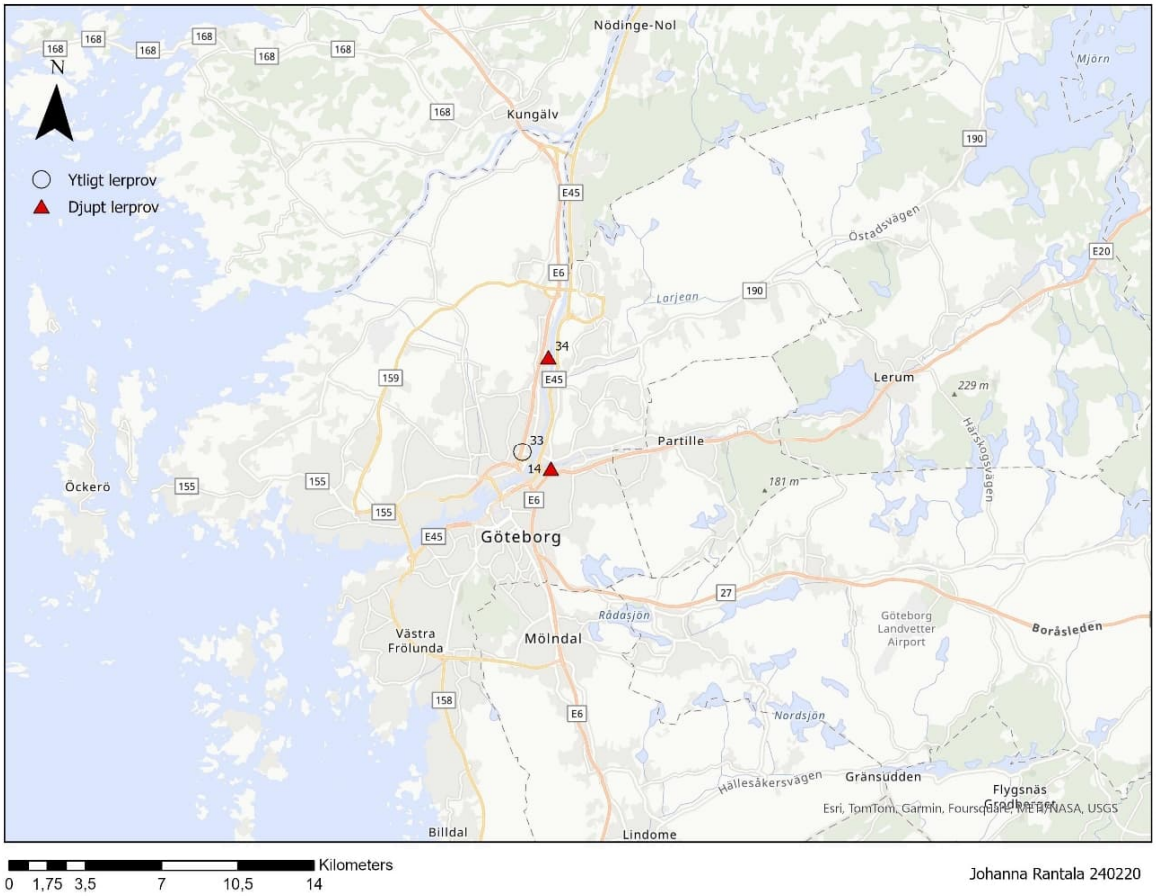
Nedan presenteras den metodik som använts i projektet för att uppfylla syftet och besvara frågeställningarna.

3.1 UTTAG AV LERJORDAR

Uttag av lerjordar gjordes i november 2023 – januari 2024 på 21 provtagningsplatser i Mälardalen och tre i Västra Götaland, se figur 2 och figur 3 för en översikt av provtagningsplatserna. WSP Sverige AB ansvarade för inhämtningen av proverna och de skickades sedan till SLU för förvaring i kylrum. Lerjordarna inhämtades på två olika djup och kallades för ytliga och djupa jordar. De ytliga lerjordarna inhämtades på ett maximalt djup på 1 m under markytan och de djupa på ett djup större än 1 m under markytan. Totalt inhämtades 14 ytliga lerprover och 10 djupa lerprover.



Figur 2. Provtagningsplatser för uttag av lerjordar i Mälardalen. De ihåliga cirklarna representera ytliga lerprover och de röda trianglarna djupa lerprover. Sifforna som visas bredvid provplatserna är en förkortning av lerjordsnamnen.



Figur 3. Provtagningsplatser för uttag av lerjordar i Västra Götaland. De ihåliga cirklarna representera ytliga lerprover och de röda trianglarna djupa lerprover. Sifforna som visas bredvid provplatserna är en förkortning av lerjordsnamnen.

3.2 URVAL AV ÅTTA JORDAR FÖR VIDARE UNDERSÖKNING

Åtta av de inhämtade lerproverna valdes ut för djupare analyser med avseende på lakbarhet och markekologisk risk för att besvara andra och tredje frågeställningen. Urvalet gjordes baserat på de analysresultat som erhölls för totalhalten av ämnena i jord enligt avsnitt 3.4.1 och baserat på de lakvatten som analyserades efter extraktion med 0,001 M $CaCl_2$ enligt avsnitt 3.4.2. De parametrar som beaktades vid urvalet var pH, andel TOC, totalhalten av As, Co och Ni i jord samt den lakbara mängden As, Co och Ni. Gällande pH och TOC valdes de lerjordar som hade värden omkring de värden på TOC och pH som de jordar Naturvårdsverkets riktvärdesmodell baseras på, det vill säga jordar med 2% organiskt kol (Naturvårdsverket 2009a) och med ett pH-värde mellan 5 och 7 (Naturvårdsverket 2009b). Parametrarna TOC och pH bedömdes därmed att få variera omkring 2–3 för TOC och omkring ungefär 5 och 9 för pH för att fortfarande vara jämförbara med de som används i riktvärdesmodellen. Sett till mängden As, Co och Ni valdes de lerjordar som hade relativt höga halter i jord och i lakvattnet.

3.3 SAMMANSTÄLLNING AV BAKGRUNDSHALTER I LERJORD

En sammanställning gjordes för att bestämma bakgrundshalter av Co och Ni i Mälardalen och As och Ni i Västra Götaland i lerjord, se figur 1 för de undersökta områdena.

Data erhölls från Mark- och grödoinventeringen och från de inhämtade lerjordarna i detta projekt. Bakgrundshalterna sammanställdes först individuellt för respektive dataset och medelvärden och p90 beräknades för samtliga ämnen. All data sammanställdes sedan till ett

dataset för att beräkna en sammanvägd bakgrundshalt för ämnena i lerjord. De halter som i detta projekt presenteras som bakgrundshalter i lerjord baseras på beräkningen utifrån p90 för att efterlikna hur dagens nationella bakgrundshalter är beräknade enligt Naturvårdsverket. Nedan presenteras hur varje individuellt dataset har behandlats vid sammanställningen.

3.3.1 Data från Mark- och grödoinventeringen

Mark-och grödoinventeringen innefattar en rikstäckande undersökning över åkerareal som gjorts i tre omdrev mellan åren 1988–1997, 2000–2007 och 2011–2017 med syftet att beskriva svensk jordbruksmarks tillstånd (Eriksson 2021). Ett matjordsprov (0–20 cm), ett alvprov (40–60 cm) samt ett kärnprov av grödan togs på varje provtagningsplats. Matjorden analyserades med avseende på bland annat Tot-C, pH, utbytbara katjoner, jordart samt en rad metaller däribland As, Co och Ni. Alvjorden har endast analyserats med avseende på jordart i omdrev 2 och 3 (ibid.) och med avseende på metallhalter i omdrev 1 (Eriksson et al. 1997).

Data från Mark- och grödoinventeringen ägs av Naturvårdsverket och erhölls från datavärdskapet jordbruksmark vid SLU. De data som begärdes ut innefattade alla provtagningsomgångar (omdrev 1, 2 och 3), halter i jord (främst As, Co, Ni), pH, utbytbara katjoner, halt organiskt kol samt jordart för både matjorden och alven. Detta begärdes ut för Uppsala län, Stockholm län, Södermanland län, Västmanland län och Örebro län som tillsammans utgör Mälardalen och data begärdes även ut för region Västra Götaland.

De data som erhölls innehöll även halter i andra jordarter än lerjord och eftersom denna sammanställning endast baserades på lerjordar filtrerades alla provpunkter bort där jordarten inte var någon slags lera. Provpunkter där jordarten inte hade bestämts filtrerades även de bort. De ämnen som sammanställdes var As, Co och Ni. För de värden där den angivna halten var lägre än den detekterbara gränsen och redovisades med ett ”mindre än”-tecken (<), användes ett värde som var hälften av det lägsta detekterbara värdet. Ett medelvärde och p90 beräknades för varje undersökt län och även för Mälardalen respektive Västra Götaland. För Mälardalen baserades sammanställningen på 1009 datapunkter och för Västra Götaland på 513 datapunkter.

För alven var de data som fanns inte kompletta för alla omdrev, och det gick inte att se vilken jordart respektive halt tillhörde. Därför är denna sammanställning endast baserad på halter i matjorden där det med säkerhet gick att säga att en halt hade uppmätts i en lerjord.

3.3.2 Inhämtade lerjordar

Resultaten som erhölls efter analys av totalhalten As, Co och Ni i lerjordarna enligt avsnitt 3.4.1 sammanställdes också för Mälardalen och Västra Götaland. Ett medelvärde och p90 beräknades för områdena. För Mälardalen baserades sammanställningen på 20 datapunkter och för Västra Götaland på 3 datapunkter.

3.4 LABORATIVT ARBETE

I detta avsnitt presenteras provhanteringen av lerjordarna och även de skakförsök och extraktioner som utfördes.

3.4.1 Homogenisering av lerprover & metallanalys

De 24 lerjordar som inhämtats homogeniserades och vägdes upp i provpåsar för att skickas på laboratorieanalys till ALS Life Sciences för att bestämma totalhalten av metaller i jorden. Analysen utfördes genom lakning med 7 M HNO_3 med avseende på As, barium (Ba), kadmium (Cd), Co, krom (Cr), koppar (Cu), kvicksilver (Hg), Ni, bly (Pb), vanadin (V) och zink (Zn)

samt parametrarna torrsubstans vid 105°C, pH, mättemperatur pH, glödförlust (GF) och totalt organiskt kol (TOC) beräknad.

Innan proverna skickades in på analys homogeniserades de genom att jorden finfördelades och blandades om. Därefter togs prover på 150 g ut för varje jord. Provtagningen gjordes systematiskt med metoden Incremental Sampling Methodology (ISM). Därav utfördes provtagningen i ett rutnät med proportionen 5 × 6 rutor där en ruta motsvarade ett delprov med en vikt på 5 g. Totalt 30 delprover togs ut för att få det totala provet på 150 g vilket gjordes för varje lerjord i duplikat.

Jordproverna homogeniserades och vägdes upp en åt gången och arbetsytan med tillhörande redskap för hanteringen städades efter varje uppvägning av en ny jord för att inte riskera korskontamination.

3.4.2 Malning och torkning av lerjordar

Lerproverna, totalt 24 stycken, torkades i 9 dagar i ett torkrum i 40°C för att sedan analyseras i efterföljande skakförsök och extraktioner. Efter torkningen kontrollerades proverna så de verkligen torkat och maldes sedan genom att en kolv pressades ned på provet i en automatisk kvarn och siktades sedan genom en inbyggd 2 mm sikt. Det kvarnen inte kom åt att mala när kolven pressades ned togs ut och mortlades för hand och siktades sedan med en 2 mm sikt.

Under torkningstiden erhölls resultatet för totalhalten i lerjordarna där det visade sig att jordprov 30 var förorenat med avseende på flera metaller. Ett nytt besök gjordes på platsen som visade att leran var antropogent förorenad. Därför ansågs lerjorden inte vara naturlig och inga fortsatta undersökningar gjordes på jordprovet då det inte uppfyllde kriterierna för projektet.

3.4.3 Extraktion med 0,001 M $CaCl_2$

Skakförsök utfördes med 0,001 M $CaCl_2$ och gjordes för 23 lerjordar för att undersöka hur stor del av As, Co och Ni som lakas ur lerjorden. Extraktionen gjordes enligt det standardiserade skaktestet ISO 21268-2:2019 som innebär skakning av jordprovet vid L:S=10 (L:S = kvoten lösning:jord, enhet l/kg). Skakförsöken gjordes på naturfuktiga lerprov i duplikat. Därav märktes 46 stycken syradiskade 50 ml centrifugrör med jordprovets specifika benämning. Till varje centrifugrör tillsattes 4,00 g fuktig jord av respektive jordprov tillsammans med 40 ml $CaCl_2$. Proverna placerades sedan i en vändskak i 24 h.

Efter proverna skakats i 24 h centrifugerades de i 25 minuter vid 3500 rpm. En pH-meter kalibrerades och efter centrifugeringen mättes pH-värdet för respektive prov. Resterande lakvatten filtrerades med ett 0,2 µm Acrodisc PF filter genom att provet sögs upp i en spruta och sedan trycktes ut genom filtret i ett slutkärl för provet märkt med korrekt benämning. Ungefär 20–22 ml lakvatten tillsattes till provkärlet. Slutligen, för att konservera provet, tillsattes 30 % HNO_3 till provkärlet så att koncentrationen HNO_3 i lakvattnet blev 1 % med en tillåten felmarginal på 10 %. Volymen 30 % HNO_3 som skulle tillsättas lakvattnet erhölls genom att volymen i provkärlet dividerades med 30. Lakvattnet skickades sedan till Eurofins för analys av As, Ba, Pb, Cd, Co, Cu, Cr, Ni, V och Zn.

Mellan varje nytt jordprov sköljdes pH-elektroden, pipetten, sprutan samt filtret med Milli-Q vatten för att undvika korskontamination.

3.4.4 pH-beroende lakbarhet

För de åtta utvalda lerjordarna gjordes skakförsök och extraktion av As, Co och Ni för att se hur lakbarheten av dem varierar med pH och för att kunna kalibrera en modell i Visual

MINTEQ. Fyra värden på pH-skalan studerades. Skaktestet gjordes i duplikat vilket innebär att försöket gjordes på totalt 64 lerprover.

För varje lerjord märktes åtta syradiskade 50 ml centrifugrör med lerjordarnas namn samt bokstaven A–H. För varje lerjord tillsattes 2,00 g fuktig jord till dessa uppmärkta centrifugrör. Därefter tillsattes en varierande mängd 0,002 M $CaCl_2$, 0,03 M HNO_3, 0,03 M NaOH samt avjoniserat vatten för att få fyra värden på pH-skalan, se tabell 4 för den volym lösningar som tillsattes till varje provrör. Den totala koncentrationen av $CaCl_2$ i varje centrifugrör var 0,001 M när alla lösningar tillsatts.

Proverna placerades sedan i en vändskak i fem dygn och därefter stannades vändskaken och proverna centrifugerades i 25 minuter i 3500 rpm. En pH-meter kalibrerades och när centrifugeringen var klar mättes pH-värdet för respektive prov. Resterande lakvatten filtrerades genom ett förfilter kopplat till ett 0,2 µm Acrodisc PF filter genom att provet sögs upp i en spruta och sedan trycktes ut genom filtret i ett slutkärl för provet märkt med korrekt benämning. Slutligen, för att konservera provet, tillsattes 30 % HNO_3 till provkärlet så att koncentrationen HNO_3 i lakvattnet blev 1 % med en tillåten felmarginal på 10 %. Volymen 30 % HNO_3 som skulle tillsättas lakvattnet erhölls genom att volymen i provkärlet dividerades med 30. Lakvattnet skickades sedan för analys av metaller till ALS med provpaketet V2 bas vilket innefattar analys av As, Ba, Vd, Co, Cr, Cu, molybden (Mo), Ni, Pb, V och Zn.

Mellan varje nytt jordprov sköljdes pH-elektroden, pipetten, sprutan samt båda filtrena med Milli-Q vatten för att undvika korskontamination.

Tabell 4. Volym av respektive lösning till respektive provrör för de åtta lerproverna

	0,002 M $CaCl_2$	0,03 M HNO_3	0,03 M NaOH	Avjoniserat vatten
Rör A & B	20 ml	10 ml		10 ml
Rör C & D	20 ml	4 ml	-	16 ml
Rör E & F	20 ml	-	-	20 ml
Rör G & H	20 ml	-	5 ml	15 ml

3.4.5 Extraktion med 0,43 M HNO_3

För de åtta utvalda lerproverna undersöktes den mängd Co och Ni som är geokemiskt aktiv och som sitter ytlig bundet och potentiellt kan frigöras. Denna mängd representerar det som potentiellt kan lakas ur jorden och kan lösas upp i markvattnet och således kan finnas tillgängligt för växtupptag eller spridas till grund- och ytvatten (Berggren Kleja et al. 2006). Extraktionen gjordes enligt ISO 17586:2016.

Extraktionen utfördes i duplikat och för varje lerjord märktes två syradiskade 50 ml centrifugrör med varje lerjords namn. Därefter tillsattes 3,00 g lufttorkad jord till respektive centrifugrör tillsammans med 30 ml 0,43 M HNO_3. Centrifugrören placerades sedan i en vändskak i 2 h. Därefter centrifugerades dem i 20 minuter med 3000 rpm och supernatanten filtrerades med ett 0,2 µm Acrodisc PF filter ned i slutkärlet. Lakvattnet skickades sedan för analys till ALS med provpaketet V2 bas vilket innefattar analys av As, Ba, Cd, Cr, Cu, Mo, Ni, Pb, V och Zn.

Mellan varje nytt jordprov sköljdes all utrustning samt filtret med Milli-Q vatten för att undvika korskontamination.

3.4.6 Extraktion med 0,1 M $BaCl_2$

Extraktionen utfördes enligt den internationella standarden ISO 11260 men delvis förenklad genom att proverna endast skakades två gånger i stället för tre gånger som ISO-standarden föreskriver. Analysen syftade till att undersöka jordens katjonbyteskapacitet, CEC, och gjordes för de åtta utvalda lerjordarna.

Extraktionen utfördes i duplikat och för varje lerjord märktes två syradiskade 50 ml centrifugrör med varje lerjords namn. För varje lerjord tillsattes 2,50 g lufttorkad jord till de uppmärkta centrifugrören. En 0,1 M $BaCl_2$ lösning bereddes och 30 ml av lösningen tillsattes i respektive provrör. Därefter placerades proverna i vändskak och skakades i 1 h. Proverna centrifugerades sedan i 3500 rpm i 25 minuter och supernatanten hälldes över i varsin 100 ml flaska. Till varje lerprov adderades sedan igen 30 ml 0,1 M $BaCl_2$ och därefter skakades proverna på nytt i 1 h. Precis som tidigare centrifugerades proverna i 3500 rpm i 25 minuter för att sedan på samma sätt hälla över supernatanten till varje lerprovs 100 ml flaska. Därefter filtrerades extrakten med ett 0,2 µm Acrodisc PF filter ned i en 20 ml burk för att sedan spädas 10 gånger i en ny uppsättning märkta 20 ml burkar.

Dessa lakvatten analyserades sedan med ICP-OES (Thermo ICAP 6000) på KTH för att få halterna av metallerna Ca, K, Mg, Na och Al. CEC för varje lerjord beräknades sedan enligt ekvation (2),

$$CEC\ \left[\frac{cmol_c}{kg\ TS}\right] = \sum_i^n \frac{C_i\left[\frac{mg}{l}\right] \times V_e[l]}{M_i\left[\frac{g}{mol}\right] \times m_j\,[kg]} \times laddning \times 100 \times TS \qquad (2)$$

där *C* står för den uppmätta halten av Ca, K, Mg, Na eller Al, V_e står för den extraktionsvolym som användes under skakförsöket, *M* står för molmassan, m_j står för den mängd jord som tillsattes i skakförsöket, *laddning* står för varje katjons respektive laddning, *TS* är varje lerjords torrsubstans, *i* står för varje metall och *n* är antalet analyserade metaller.

Halten H^+ kan även bidra till katjonbyteskapaciteten men har främst betydelse i sura jordar (Razzaghi et al. 2021). På grund av detta antogs det att jordarnas CEC representeras väl av de övriga utbytbara katjonerna som analyserades då pH-värdet i de flesta jordar inte var så lågt att det skulle ha en särskild påverkan.

3.4.7 Extraktion med 0,2 M oxalatlösning vid pH 3

Extraktionen utfördes i enlighet med den metod som beskrivs i *Methods of soil analysis* (van Reeuwijk 2002) för att bestämma mängden Fe och Al som är bundet till icke-kristallina former av Al, Fe och Si (Rennert et a. 2021). Det representerar den mängd Fe och Al som är bundet till icke-kristallina Fe- och Al- (hydr)oxider (Rennert & Lenhardt 2022), som är komplexbundet till organiskt material (McKeague & Day 1965) samt bundet till silikatmineral som allofan och imogolit (Rennert 2022). Extraktion med oxalat löser upp Fe och Al då bindningarna till dem blir svagare vid ett lägre pH (Rennert & Lenhardt 2022) och de aktiva ytorna löses då upp (Eveborn et al. 2012). Extraktionen frigör även mängden bunden fosfor (P) i jorden (ibid.). Under hela processen var proverna täckta och placerade i mörker för att endast lösa upp de icke-kristallina formerna av Al och Fe (McKeague & Day 1965). Extraktionen gav alltså summan av de Fe- och Al-(hydr)oxider som finns i lerjordarna tillsammans med mängden P och användes som indata i den geokemiska modelleringen.

Extraktionen utfördes för de åtta utvalda lerjordarna i duplikat. Till ett 250 ml syradiskat centrifugrör tillsattes 1,50 g jordprov som sedan kläddes in i aluminiumfolie för att skapa ett helt mörkt klimat i röret. En 0,2 M oxalatlösning bereddes genom att tillsätta 0,2 M oxalsyra

till en 0,2 M ammoniumoxalatlösning under samtidig pH-mätning tills pH var 3. Därefter tillsattes 150 ml av oxalatlösningen till respektive centrifugrör och rören granskades noga för att se till att hela röret inklusive locket var helt täckt i folie. Proverna placerades sedan i en vändskak och skakades i 4 h. Efter 4 h fördes ungefär 35 ml av varje prov över till ett mindre 50 ml syradiskat centrifugrör och centrifugerades sedan i 3000 rpm i 20 minuter. Därefter hälldes supernantanen över till mindre 20 ml burkar som även de förvarades mörkt. Supernantanten filtrerades därefter med ett 0,2 µm Acrodisc PF filter och 2,53 g av filtratet tillsattes till det slutliga provkärlet tillsammans med 10 ml avjonat vatten, detta gav 5 gånger utspädning. Dessa lakvatten analyserades sedan med ICP-OES (Thermo ICAP 6000) på KTH för att bestämma halterna Fe, Al, Si och fosfor (P).

3.4.8 Analys av organiskt kol

För att erhålla den analyserade mängden organiskt kol, som användes som indata till den geokemiska modelleringen, lämnades 23 lerjordar som torkats, malts och siktats in till mark- och växtlaboratoriet på SLU. Analyser utfördes med avseende på torrsubstans (TS), total kväve (Tot-N), total kol (Tot-C), organiskt kol (Org-C), och även total kväve, total kol och organiskt kol av TS. Andelen karbonatkol, Karb-C erhölls även med beräkning enligt ekvation (3),

$$Karb\text{-}C\ [\%\ av\ TS] = Tot\text{-}C - Org\text{-}C \qquad (3)$$

där *Karb-C* är andelen karbonatkol, *Tot-C* är andelen totalt kol och *Org-C* är andelen organiskt kol i lerjordarna.

En jämförelse gjordes även mellan TOC beräknad baserad på glödförlust som erhölls enligt avsnitt 3.4.1 och analyserad Org-C med anledning för att se förhållandet mellan dessa. När TOC baserat på glödförlust beräknas för lerjordar kan den totala mängden organiskt kol överestimeras (Tuffour et al. 2014). Metoden innefattar att jordprover förbränns vid höga temperaturer för att erhålla halten organiskt kol genom glödförlusten, men när lerjord upphettas kan också kristallvatten i lermineralen avgå. Följaktligen, kan kristallvattnets förlust felaktigt antas som organiskt kol och halten överestimeras därmed i lerjorden (ibid.). Av denna anledning var det av vikt att även analysera mängden organiskt kol, Org-C, i lerjordarna för att få den faktiska halten. Den analyserade halten organiskt kol, som mäts genom att koldioxid i förbränningsgaserna från jordproverna analyseras, anses vara mer noggrann och tillförlitlig (Konen et al. 2002).

3.5 LAKBARHET & MARKEKOLOGISK RISK FÖR LERJORD

För att undersöka hur de generella riktvärdena för KM och MKM förändras vid lerjordar beräknades ett K_d-värde för lerjord samt riktvärden för skydd av markmiljö för lerjord.

3.5.1 Beräkning av K_d-värde för lerjord

K_d-värden för alla undersökta lerjordar beräknades enligt ekvation (1) baserat på totalhalterna i jorden och halterna som uppmättes i lösning efter extraktion med 0,001 M $CaCl_2$.

För att sedan få ett K_d-värde generellt för lerjord beräknades p10 samt det harmoniska medelvärdet av de experimentella K_d-värdena och användes som ingångsdata i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell. Även ett K_d-värde baserat på p10 av log-normalfördelningen beräknades som jämförelse. För datasetet i denna studie bestämdes inte vilken fördelning K_d-värdena följde men det antogs att de följer en log-normalfördelning (Sheppard et al. 2009). P10 beräknades utifrån de experimentiella K_d-värdena eftersom liknande metodik användes vid beräkning av de generella K_d-värdena som idag används i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell. Även ett harmoniskt medelvärde av K_d beräknades

eftersom det är ett rekommenderat tillvägagångssätt om K_d-värden från flera försök ska viktas till ett totalt K_d-värde (Gustafsson et al. 2007).

3.5.2 Beräkning av riktvärden för skydd av markmiljö för lerjord

För att beräkna ett riktvärde för skydd av markmiljö för lerjordar bestämdes PNEC-värden för de åtta utvalda lerjordarna med verktyget Threshold Calculator. Detta enligt den vägledning som presenteras i rapporten *Ekologisk riskbedömning* (Berggren & Enell 2021) samt med hjälp av verktygets beskrivande bakgrundsdokument (Oorts 2020). Ett riktvärde för skydd av markmiljö togs endast fram för metallerna Co och Ni eftersom det inte fanns data för As implementerat i verktyget. PNEC-värden togs fram för KM och MKM, det vill säga för HC_{25} respektive HC_{50} baserat på EC_{10} som effektnivå. HC_{25} innebär att 75 % av markorganismerna skyddas vilket gäller för KM och HC_{50} innebär att 50 % av markorganismer skyddas vilket gäller för MKM.

Med detta tillvägagångssätt och indata i verktyget är denna metodik i stort sett den samma som den som använts när Naturvårdsverkets riktvärden för skydd av markmiljö för KM och MKM tagits fram (Berggren Kleja & Enell 2021).

För metallerna Co och Ni var CEC styrande för PNEC-värdet enligt verktyget och därav angavs de beräknade CEC-värdena för jordarna tillsammans med den totala metallhalten för respektive lerjord i verktyget. Beräkningarna gjordes baserat på växter, invertebrater samt mikroorganismer för datasetet kallat Open(global).

De beräknade PNEC-värdena motsvarar ett riktvärde för skydd av markmiljö i varje lerjord. För att bestämma ett riktvärde för skydd av markmiljö för Co och Ni i lerjord valdes det lägsta erhålla PNEC-värdet i form av en försiktighetsåtgärd. Ett värde bestämdes för både KM och MKM och det valda värdet representerade riktvärdet för skydd av markmiljö för Co och Ni i lerjord.

3.6 RIKTVÄRDEN FÖR LERJORD

För att se hur de generella riktvärdena för As, Co och Ni i jord påverkas om indata till Naturvårdsverkets riktvärdesmodell baseras på lerjordar togs fem scenarier fram. De indataparametrar som justerades i riktvärdesmodellen var K_d-värdet samt riktvärdet för skydd av markmiljö. Dessa var beräknade med avseende på lerjordar enligt avsnitt 3.5.1 respektive 3.5.2. Se tabell 5 för de fem olika scenarierna.

Tabell 5. Uppsättning av scenarier som användes i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell tillsammans med respektive källa. NV innebär att värdet kommer från Naturvårdsverket, TC att det är beräknat med verktyget Threshold Calculator, p10 är 10-percentilen och HMV det harmoniska medelvärdet

	Källa	Källa	Källa
	K_d-värde	E_{KM}	E_{MKM}
Scenario 1	p10	NV	NV
Scenario 2	HMV	NV	NV
Scenario 3	NV	TC	TC
Scenario 4	p10	TC	TC
Scenario 5	HMV	TC	TC

För att se vilken enskild påverkan K_d-värdet hade på riktvärdena justerades värdet för As, Co och Ni i modellen enligt scenario 1 och 2. K_d-värdet för varje ämne var samma vid KM och MKM. För att undersöka vilken enskild påverkan riktvärdet för skydd av markmiljö hade när

värdet var baserat på lerjord justerades E_{KM} och E_{MKM} i modellen för Co och Ni enligt scenario 3. Ett riktvärde för skydd av markmiljö för As kunde inte kunde erhållas och därför baseras riktvärdet för lerjord endast på ett förändrat K_d värde för As. För att erhålla ett riktvärde för Co och Ni för lerjord justerades både K_d-värdet och riktvärdet för skydd av markmiljö samtidigt enligt scenario 4 och 5.

Resultaten som erhölls från Naturvårdsverkets riktvärdesmodell analyserades för samtliga scenarier för att få en förståelse för vilken parameter som verkar styrande för riktvärdet. De jämfördes även med Naturvårdsverkets generella riktvärden för As, Co och Ni för att undersöka hur de generella riktvärdena förändrades för lerjord.

3.7 GEOKEMISK MODELLERING I VISUAL MINTEQ

Visual MINTEQ är en geokemisk modell av typen specieringsmodell och kan ge information om hur metaller fördelar sig mellan olika former i vatten samt om utfällningar kan bildas (Berggren Kleja et al. 2006). Modellen kan användas för att få en uppfattning om vad som styr metallers löslighet. I modellen finns en termodynamisk databas med kemiska jämviktskonstanter för att beskriva bland annat komplexbildning, redoxreaktioner och utfällningar (ibid.). I modellen finns dessutom humuskomplexmodeller integrerade för att modellera hur metaller komplexbinds till DOC (Gustafsson 2022).

För att undersöka hur väl lakbarheten för Co och Ni kan förutsägas med Visual MINTEQ (version 3.0) sattes tre modellscenarier upp i programmet. Modelleringen gjordes för de åtta utvalda jordarna för fyra pH-värden. De simulerade lösta Co- och Ni-halterna jämfördes sedan med de uppmätta halterna i extraktionen som uppskattade den pH-beroende lakbarheten för metallerna enligt avsnitt 3.4.4.

För samtliga scenarier utfördes modelleringen genom en multiytmodell med två ytor för adsorption samt med en organisk komplexmodell. Följande modellbeskrivning gäller för och ligger som grund för samtliga modellscenarier.

Adsorptionen av Co och Ni modellerades genom två ytor för adsorption. Detta genom adsorptionsmodellerna Fh-FCD (Gustafsson & Antelo 2022) samt Fixed-Charge site, som beskriver bindningsplatserna till ferrihydrit och lermineral. Halten Fe som uppmättes i oxalatextraktionen användes för att beskriva summan Fe-(hydr)oxider och därmed ferrihydrit i den specifika jorden. Lerhalten antogs godtyckligt till att vara 30 % i alla jordar. Antagandet gjordes eftersom analyssvar för lerjordarnas kornstorleksfördelning inte kunde levereras inom projektets tidsram. Det antogs även att den permanenta katjonbyteskapaciteten i lerfraktionen var 0,1 mol_c/kg ler (Eriksson et al. 2011). I modelleringen togs även hänsyn till metallernas komplexbildning till organiskt material genom ytkomplexmodellen Stockholm Humic Model (SHM) (Gustafsson 2001). SHM tar hänsyn till fast och löst organiskt material, SOM och DOC, och i modellen antas det att det endast är fulvosyror (FA), och inte humussyror (HA) som kan lösas upp (Gustafsson 2022). I den fasta fasen finns en blandning av humus- och fulosyror (ibid.). Det organiska materialet antogs innehålla 50 % organiskt C. Halten organiskt C erhölls efter analys av lerjordarna. Halten DOC antogs vara 10 mg/l för de ytliga jordarna och 5 mg/l för de djupa jordarna och det antogs att allt aktivt löst organiskt material var DOC. Se varje specifikt modellscenario för mängden aktivt SOM och andelen FA och HA. I modellen antogs även att det var jämvikt mellan Fe-(hydr)oxiden ferrihydrit och Al-(hydr)oxider. Jämvikten lades till för samtliga modellscenarior under ”infinite solid phase” genom att ferrihydrit och

$AlOH_3$(soil) lades till i modellen. För pH-värden under ungefär 4 fungerade inte antagandet då lösligheten för Al blev för stor och därför lades i stället halten Al^{3+}, som uppmättes i oxalatextraktionen, in i modellen. Detta gjordes för lerjordarna 06, 10, 32 samt 34 som alla hade pH-värden under 4.

Med denna beskrivning som grundparametrar i modellen togs tre modellscenarior fram för att undersöka lösligheten, och därav lakbarheten av Co och Ni.

1. För modellscenario 1 matades all indata in enligt tabell 6. Det antogs i modellscenariot att 55 % av SOM var aktivt eftersom allt av det fasta organiska materialet inte alltid kan antas vara aktivt (Gustafsson 2022). Mängden HA och FA i fast fas antogs vara 30 respektive 25 % av det organiska materialet i lerjordarna i enlighet med Linde (2007).
2. För modellscenario 2 lades P in i jämviktsystemet för att se vilken påverkan P i form av fosfat kan ha på lösligheten av metallerna i lerjordarna. Som indata användes halten oxalatlösligt P för respektive jord och resterande indata var samma som modellscenario 1, enligt tabell 6.
3. För modellscenario 3 antogs 100 % av SOM vara aktivt för att se det organiska materialets påverkan på metallernas löslighet. Mängden humussyra och fulvosyra i det aktiva organiska materialet antogs vara 50 % vardera enligt Tiberg et al. (2016). Resterande indata hölls samma som för modellscenario 1, enligt tabell 6.

Resultaten från laboratorieanalyserna bearbetades, enhetsomvandlades och behandlades i Visual MINTEQ för att undersöka hur väl metallernas lakbarhet kan simuleras med hjälp av tillgängliga komplexmodeller och enkla markparametrar som exempelvis pH och uppmätt halt organiskt kol. Se tabell 6 för indataparametrarna med tillhörande källa för modellen.

Tabell 6. De parametrar som användes som indata till Visual MINTEQ tillsammans med enhet och källa för parametervärdet

Parameter	Enhet	Källa
pH	[-]	Skakförsök, pH-beroende enligt avsnitt 3.4.4
Na^+	[mM]	Tillsatt Na enligt avsnitt 3.4.4 & Na i CEC enligt avsnitt 3.4.6
NO^{3-}	[mM]	Tillsatt HNO_3 enligt avsnitt 3.4.4
Cl^-	[M]	Tillsatt $CaCl_2$ i Skakförsök, pH-beroende enligt avsnitt 3.4.4
Ca^+	[mM]	Tillsatt $CaCl_2$ enligt avsnitt 3.4.4, CEC enligt avsnitt 3.4.6
Mg^{2+}	[mM]	CEC enligt avsnitt 3.4.6
K^+	[mM]	CEC enligt avsnitt 3.4.6
Co^{2+}	[µM]	Extraktion av geokemiskt aktiv fraktion enligt avsnitt 3.4.5
Ni^{2+}	[µM]	Extraktion av geokemiskt aktiv fraktion enligt avsnitt 3.4.5
Al^{3+}	[mM]	Extraktion med oxalatlösning enligt avsnitt 3.4.7
FA	[g/l]	Antagande, se beskrivning för respektive modellscenario
HA	[g/l]	Antagande, se beskrivning för respektive modellscenario
Fe i Ferrihydrit	[mM]	Fe från extraktion med oxalatlösning enligt avsnitt 3.4.7
DOC	[mg/l]	Antagande:10 mg/ för ytliga jordar, 5 mg/l för djupa jordar
ler	[mM]	Antagande: 30 % lerhalt

För att kunna utvärdera modellanpassningarna och jämföra de simulerade halterna med de verkliga halterna beräknades RMSE (root mean square logarithmic error) för varje modellscenario och lerjord. Värdet anger felet mellan de logaritmerade simulerade halterna och de logaritmerade verkliga halterna och ju mindre värde desto bättre har modellen kunnat förutsäga verkligheten (Haque et al. 2023). RMSE beräknades enligt ekvation (4),

$$RMSE = \sqrt{\sum_{i=1}^{n}(log(C_{Mi}) - \log(C_{Vi}))^2} \quad (4)$$

där C_M är den modellerade halten av ämnet, C_v är den verkligt uppmätta halten av ämnet i skakförsöket, i är indexet för varje halt och n är antalet halter i serien.

4. RESULTAT

I detta avsnitt presenteras de resultat som erhållits i projektet.

4.1 INHÄMTADE LERJORDAR

I tabell 7 visas resultaten från analysen av totalhalten i jorden för As, Co och Ni tillsammans med pH-värdet för de 24 lerjordarna. Se bilaga A för ett komplett analysresultat med avseende på alla analyserade ämnen.

Det kan ses att inga uppmätta halter överstiger Naturvårdsverkets nationella bakgrundshalt för As. För Co överstiger 19 uppmätta halter Naturvårdsverkets nationella bakgrundshalter varav åtta dessutom överstiger KM. Endast en uppmätt halt överstiger KM-värdet för Ni och 17 av de uppmätta halterna är högre än det nationella bakgrundsvärdet för Ni.

Tabell 7. pH och halter av As, Co och Ni för samtliga provtagna lokaler tillsammans med dess förkortning. De fetstilta värdena representerar de halter som överskrider Naturvårdsverkets nationella bakgrundshalter och de rödmarkerade värdena representerar de halter som dessutom överstiger Naturvårdsverkets generella riktvärden för KM

Lerjordsnamn	Förkortn. lerjords-namn	pH	As [mg/kg TS]	Co [mg/kg TS]	Ni [mg/kg TS]
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_02	02	7,1	3,9	**11,9**	24,8
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_03	03	6,4	3,7	4,7	11,7
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_04	04	8,4	3,9	**14,5**	**32,1**
23_Mälardalen_Lera_Djupt_05	05	8,7	5,3	**16,4**	**37,3**
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_06	06	6,2	4,5	**15,2**	**30,1**
23_Mälardalen_Lera_Djupt_07	07	8,4	7,6	**15,4**	**37,7**
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_08	08	6,4	3,3	**18,3**	**20,0**
23_Mälardalen_Lera_Djupt_09	09	8,6	4,5	**16,2**	**31,9**
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_10	10	6,0	3,1	**12,6**	25,0
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_12	12	8,4	3,5	**11,6**	**25,3**
23_Mälardalen_Lera_Djupt_13	13	8,7	3,2	**10,4**	**23,5**
23_Västra Götaland_Lera_Djupt_14	14	8,4	9,0	**13,9**	**33,7**
23_Mälardalen_Lera_Djupt_16	16	8,6	5,4	**16,3**	**33,2**
23_Mälardalen_Lera_ytligt_17	17	8,2	6,3	**18,9**	**39,7**
23_Mälardalen_Lera_Djupt_18	18	8,6	4,7	**13,0**	**26,5**
23_Mälardalen_Lera_Djupt_23	23	8,0	7,7	**16,9**	**42,7**
23_Mälardalen_Lera_Djupt_24	24	6,9	3,4	6,4	10,4
23_Mälardalen_Lera_Djupt_25	25	8,7	3,8	**13,6**	**34,6**
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_27	27	6,5	2,0	7,6	14,3
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_28	28	6,9	2,3	7,2	14,0
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_30	30	7,3	3,2	8,6	18,9
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_32	32	4,8	8,4	**11,5**	**28,2**
23_Västra Götaland_Lera_Ytligt_33	33	8,7	6,5	**14,6**	**29,9**
23_Västra Götaland_Lera_Djupt_34	34	8,2	9,9	**14,4**	**31,9**

4.2 URVAL AV ÅTTA LERJORDAR FÖR VIDARE UNDERSÖKNING

Åtta lerprover valdes ut för vidare undersökningar efter den initiala totalhaltsanalysen i samtliga lerjordar och skakförsöket med 0,001 M $CaCl_2$. Se tabell 8 för de åtta utvalda jordarna tillsammans med halterna As, Co och Ni samt TOC beräknad och pH. Lerjord 04 och 05 är från samma lokal men ena är ytligt och andra djupt och detsamma gäller för lerjord 33 och 34.

Tabell 8. De åtta utvalda lerjordarna, och dess halter As, Co, Ni, TOC (beräknad), pH samt området lerjordarna hämtades från

Lerjords-namn	As [mg/kg TS]	Co [mg/kg TS]	Ni [mg/kg TS]	TOC [% TS]	pH	Område
04	3,9	14,5	32,1	3,0	8,4	Mälardalen
05	5,3	16,4	37,3	1,9	8,7	Mälardalen
06	4,5	15,2	30,1	2,6	6,2	Mälardalen
10	3,1	12,6	25,0	4,4	6,0	Mälardalen
17	6,3	18,9	39,7	2,4	8,2	Mälardalen
32	8,4	11,5	28,2	2,9	4,8	Mälardalen
33	6,5	14,6	29,9	1,4	8,7	Västra Götaland
34	9,9	14,4	31,9	2,9	8,2	Västra Götaland

I tabell 9 presenteras den motivering som låg bakom varför dessa jordar valdes ut. Förutom det som motiveringen anger beaktades även parametrarna TOC och pH som bedömdes vara tillåtet att variera omkring 2–4 för TOC och omkring ungefär 5 och 9 för pH, vilket kan ses i tabell 8.

Tabell 9. De åtta utvalda lerjordarna tillsammans med motivering för urvalet

Lerjordsnamn	Djup/ytlig	Motivering
04	Ytlig	Co & Ni överstiger nationell bakgrundshalt
05	Djup	Co överstiger KM och Ni överstiger nationell bakgrundshalt men relativt lite metaller i lösning
06	Ytlig	Co över KM och Ni överstiger nationell bakgrundshalt, relativt mycket löst Ni
10	Ytlig	Co överstiger nationell bakgrundshalt, relativt mycket löst Ni
17	Ytlig	Co överstiger KM & Ni överstiger nationell bakgrundshalt men relativt lite metaller i lösning
32	Ytlig	Co & Ni överstiger nationell bakgrundshalt, mest Co och Ni i lösning
33	Ytlig	Co & Ni överstiger nationell bakgrundshalt, mest As i lösning
34	Djup	Co & Ni överstiger nationell bakgrundshalt

4.3 SAMMANSTÄLLNING AV BAKGRUNDSHALTER I LERJORD

En sammanställning gjordes av bakgrundshalter i lerjordar baserat på data erhållen från Mark- och grödoinventering samt från lerjordar inhämtade till detta projekt. I följande avsnitt presenteras sammanställningen från respektive datakällor tillsammans med bakgrundshalter av As, Co och Ni i lerjord.

4.3.1 Sammanställning av Mark- och grödoinventeringen

Sammanställningen av Mark- och grödoinventeringen visas i tabell 10 där medelvärden och p90 beräknade för samtliga ämnen för lerjordarna i Mälardalen och Västra Götaland presenteras. För Mälardalen kan det ses att bakgrundshalterna för Co överstiger Naturvårdsverkets nationella bakgrundshalter för både medelvärdet och p90 och för Ni överstiger p90 de nationella bakgrundshalterna. För Västra Götaland överstiger endast p90 för Co Naturvårdsverkets nationella bakgrundshalter. Medelvärden och p90 av halterna av As, Co och Ni i matjorden beräknades även separat för länen Uppsala, Stockholm, Södermanland, Västmanland, Örebro och Västra Götaland, se bilaga B.

Tabell 10. Medelvärde samt 90-percentilen för As, Co och Ni i Mälardalen samt Västra Götaland baserat på data från Mark- och grödoinventeringen. De fetstilta värdena representerar de halter som överskrider Naturvårdsverkets nationella bakgrundshalter

Område	As [mg/kg TS]	Co [mg/kg TS]	Ni [mg/kg TS]	Antal provpunkter
Mälardalen				1009
Medelvärde	4,7	**10,8**	20,6	
p90	7,0	**16,1**	**31,0**	
Västra Götaland				513
Medelvärde	4,5	8,1	12,4	
p90	6,2	**12,5**	18,0	

4.3.2 Sammanställning av bakgrundshalter i inhämtade lerjordar

I tabell 11 presenteras det beräknade medelvärdet samt p90 av de inhämtade lerjordarna för Mälardalen respektive Västra Götaland. För Mälardalen kan det ses att samtliga värden för Co och Ni överstiger Naturvårdsverkets nationella bakgrundshalter men att bakgrundshalten för As ligger under den nationella bakgrundshalten. Detsamma gäller för Västra Götaland men där kan det ses att medelvärdet av bakgrundshalterna är större för As, Co och Ni än för Mälardalen.

Tabell 11. Medelvärde samt 90-percentilen för As, Co och Ni i Mälardalen samt Västra Götaland för de inhämtade lerproverna i detta projekt. De fetstilta värdena representerar de halter som överskrider Naturvårdsverkets nationella bakgrundshalter

Område	As [mg/kg TS]	Co [mg/kg TS]	Ni [mg/kg TS]	Antal provpunkter
Mälardalen				20
Medelvärde	4,5	**12,9**	**27,1**	
p90	7,6	**17**	**37,9**	
Västra Götaland				3
Medelvärde	8,5	**14,3**	**31,8**	
p90	9,7	**14,5**	**33,3**	

4.3.3 Bakgrundshalter av arsenik, kobolt & nickel i lerjord

I tabell 12 och tabell 13 presenteras de sammanställda bakgrundshalterna i lerjord för Mälardalen respektive Västra Götaland med avseende på data både från Mark- och grödoinventeringen och från de inhämtade lerjordarna. Halterna beräknat enligt p90 är de halter som representerar bakgrundshalterna i lerjord men medelvärdet presenteras även för jämförelse.

För Mälardalen baseras de sammanvägda halterna för As, Co och Ni på totalt 1029 datapunkter. För As, Co och Ni bestämdes bakgrundshalterna i lerjord till 7,0 mg/kg TS, 16,2 mg/kg TS respektive 32 mg/kg TS. Bakgrundshalten av As i lerjord är lägre än Naturvårdsverkets nationella bakgrundshalt. För Co överstiger bakgrundshalten i lerjord både den nationella bakgrundshalten och riktvärdet för KM. För Ni kan det konstateras att bakgrundshalten i lerjord också överstiger den nationella bakgrundshalten.

Tabell 12. Medelvärde och p90 för As, Co och Ni i Mälardalen baserat på data från Mark- och grödoinventeringen och lerjordar inhämtade i detta projekt. De fetstilta värdena representerar de halter som överskrider Naturvårdsverkets nationella bakgrundshalter och de rödmarkerade värdena representerar de halter som dessutom överstiger Naturvårdsverkets generella riktvärden för KM

	As [mg/kg TS]	Co [mg/kg TS]	Ni [mg/kg TS]
Medelvärde	4,7	**10,8**	20,8
Bakgrundshalt i lerjord (p90)	7,0	**16,2**	**32,0**

För Västra Götaland baseras de sammanvägda halterna på totalt 516 datapunkter. För As, Co och Ni bestämdes bakgrundshalterna i lerjord till 6,4 mg/kg TS, 12,8 mg/kg TS respektive 19 mg/kg. I Västra Götaland kan det konstateras att bakgrundshalterna av As och Ni för lerjord inte överstiger Naturvårdsverkets nationella bakgrundshalter. För Co kan det ses att bakgrundshalten i lerjord överstiger den nationella bakgrundshalten.

Tabell 13. Medelvärde och p90 för As, Co och Ni i Västra Götaland baserat på data från Mark- och grödoinventeringen och lerjordar inhämtade i detta projekt. De fetstilta värdena representerar de halter som överskrider Naturvårdsverkets nationella bakgrundshalter

	As [mg/kg TS]	Co [mg/kg TS]	Ni [mg/kg TS]
Medelvärde	4,5	8,1	12,5
Bakgrundshalt i lerjord (p90)	6,4	**12,8**	19,0

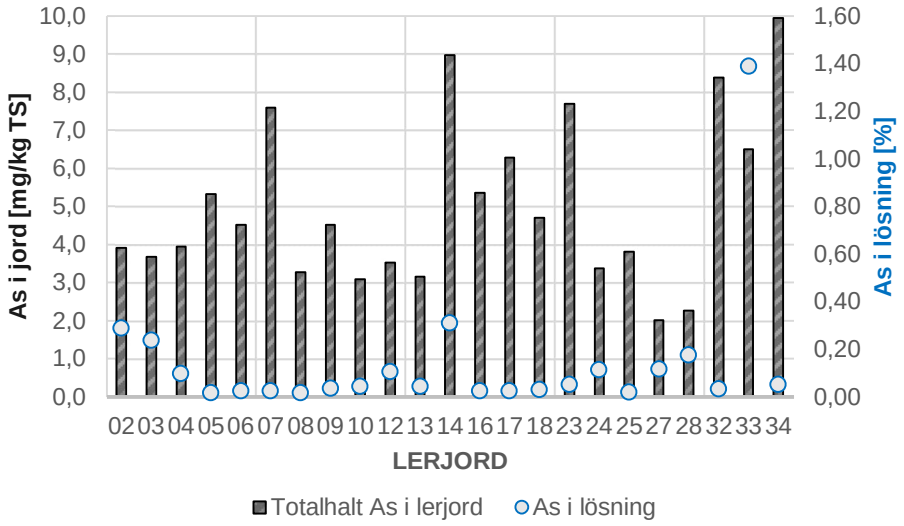
4.4 LABORATIVT ARBETE

I detta avsnitt presenteras resultaten av de analyser och laborativa arbeten som utförts.

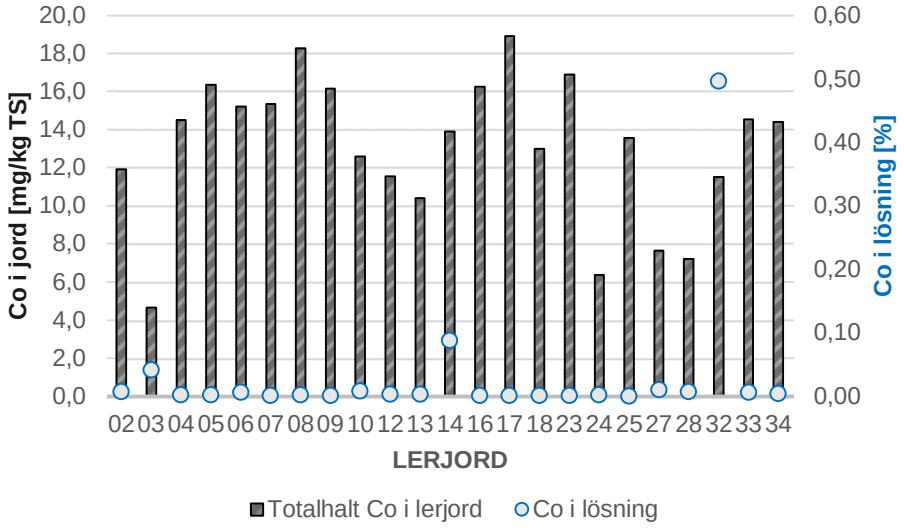
4.4.1 $CaCl_2$-extraherbart arsenik, kobolt & nickel

I figur 4–6 visas andelen av ämnena som lakats ur efter extraktion med 0,001 M $CaCl_2$ i förhållande till totalhalten i jord. Se bilaga C.1 för kompletta analysresultat för samtliga ämnen för respektive lerjord.

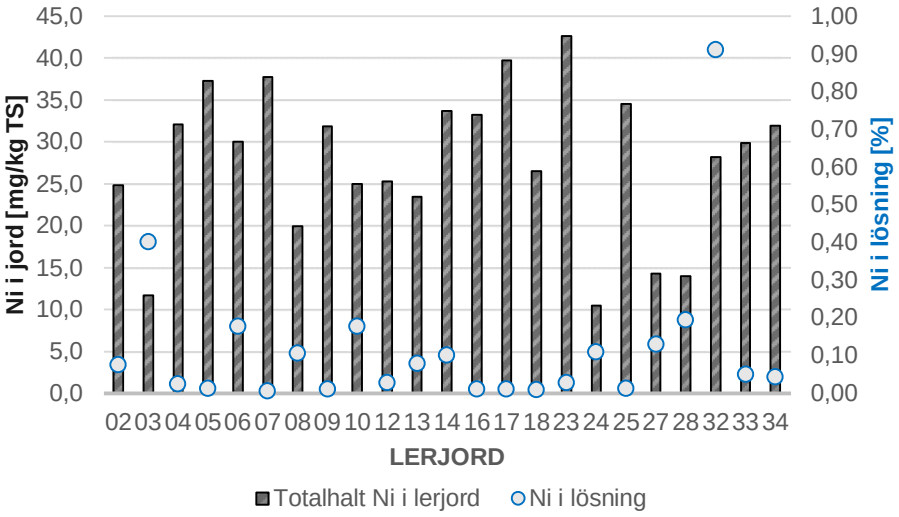
För As kan det ses att andelen lakbart As varierar i lerjordarna. Mest As lakades ur jord 33 där 1,4 % av totalhalten lakats ur. I övriga lerjordar lakades mellan 0,02–0,3 % As ut. För Co var utlakningen låg där andelen utlakat Co låg mellan 0,001–0,087 % för alla lerjordar utom lerjord 32 där 0,5 % av totalhalten Co i jorden lakats ur. För Ni var också utlakningen störst i lerjord 32 där 0,91 % av totalhalten lakats ur. I övriga jordar varierade andelen lakbart Ni mer där lakbarheten låg mellan 0,01 % och 0,4 % av totalhalten.



Figur 4. Andel As som lakats ur lerjordarna i förhållande till totalhalt As i respektive lerjord. Staplarna visar totalhalten i jord i [mg/kg TS] och punkterna andelen As i lösning efter extraktion med 0,001 M $CaCl_2$ i [%].



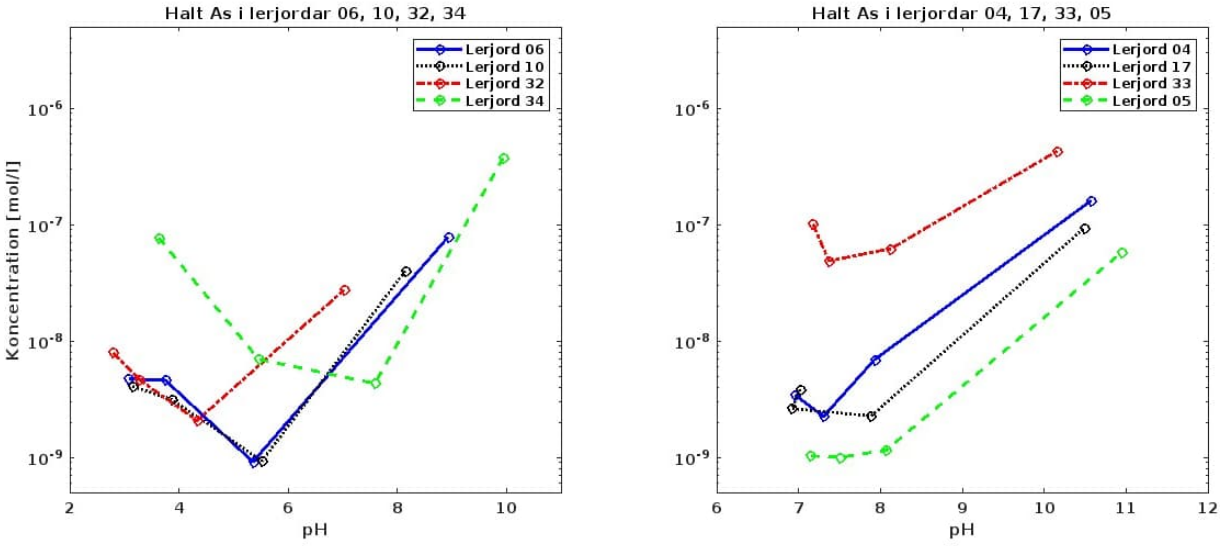
Figur 5. Andel Co som lakats ur lerjordarna i förhållande till totalhalt Co i respektive lerjord. Staplarna visar totalhalten i jord i [mg/kg TS] och punkterna andelen Co i lösning efter extraktion med 0,001 M $CaCl_2$ i [%].



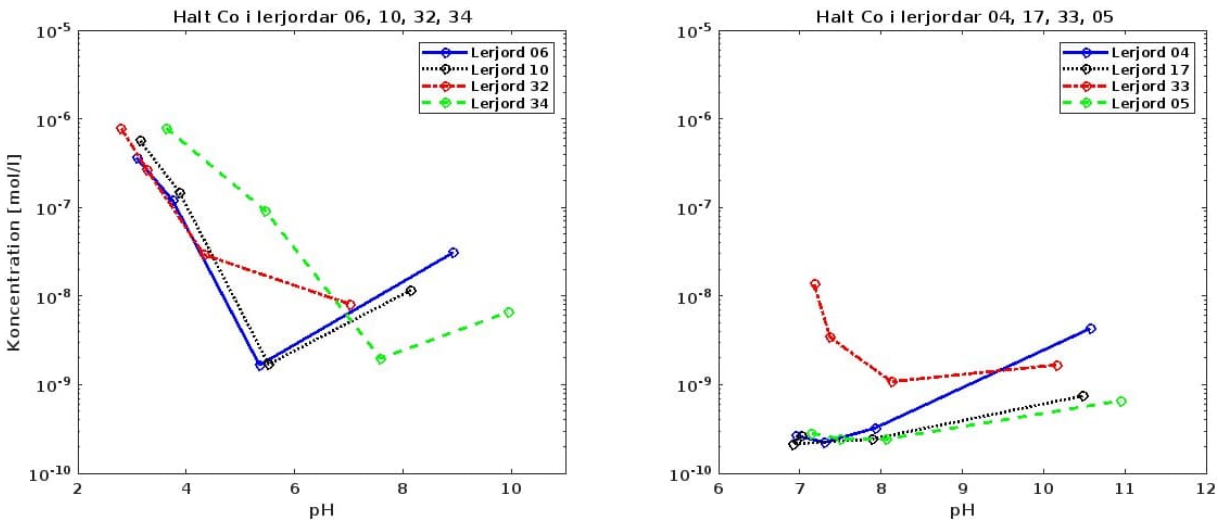
Figur 6. Andel Ni som lakats ur lerjordarna i förhållande till totalhalt Ni i respektive lerjord. Staplarna visar totalhalten i jord i [mg/kg TS] och punkterna andelen Ni i lösning efter extraktion med 0,001 M $CaCl_2$ i [%].

4.4.2 pH-beroende lakbarhet

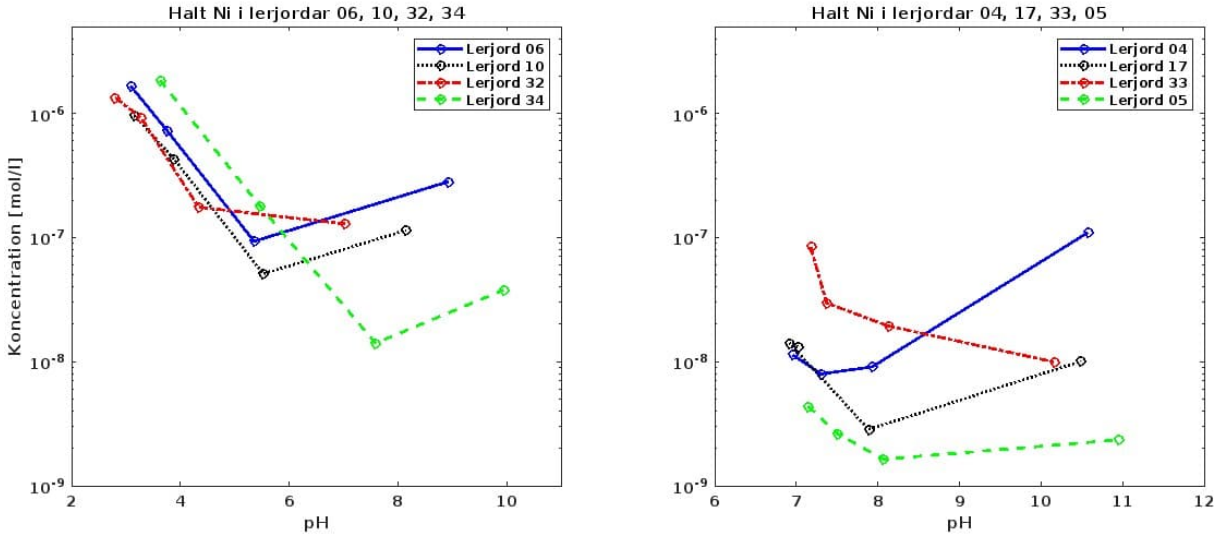
Medelvärdet av duplikaten av de erhållna halterna As, Co och Ni i lakvatten beräknades för ämnena, se bilaga C.2 för kompletta analysresultat. För att visualisera den pH-beroende lakbarheten plottades koncentrationen av As, Co och Ni som en funktion av det pH-värde som uppmättes vid extraktionen enligt avsnitt 3.4.4. Se figur 7 för hur halten As varierar med pH i de åtta utvalda lerjordarna. Se figur 8 för hur Co varierar med pH i lerjordarna och figur 9 för hur halten Ni varierar med pH.



Figur 7. Till vänster visas koncentrationen As i fyra av de åtta utvalda jordarna 06, 10, 32 samt 34 och hur halten varierar med pH. Till höger visas koncentrationen As i de resterande 4 lerjordarna, 04, 17, 33 samt 05 och hur halten varierar med pH. På x-axeln visas pH-värdena och y-axeln visar koncentrationerna av metallerna i en logaritmisk skala.



Figur 8. Till vänster visas koncentrationen Co i fyra av de åtta utvalda jordarna 06, 10, 32 samt 34 och hur halten varierar med pH. Till höger visas koncentrationen Co i de resterande 4 lerjordarna, 04, 17, 33 samt 05 och hur halten varierar med pH. På x-axeln visas pH-värdena och y-axeln visar koncentrationerna av metallerna i en logaritmisk skala.



Figur 9. Till vänster visas koncentrationen Ni i fyra av de åtta utvalda jordarna 06, 10, 32 samt 34 och hur halten varierar med pH. Till höger visas koncentrationen Ni i de resterande 4 lerjordarna, 04, 17, 33 samt 05 och hur halten varierar med pH. På x-axeln visas pH-värdena och y-axeln visar koncentrationerna av metallerna i en logaritmisk skala.

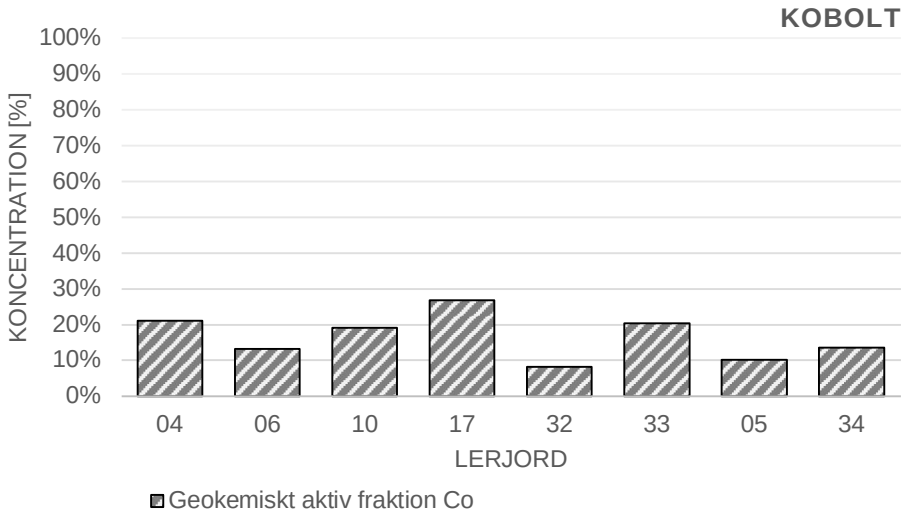
I figur 7, 8 och 9 kan det ses att för fyra av lerjordarna varierar pH mellan ungefär 3 och 10 och för de resterande fyra lerjordarna varierar pH-värdet mellan ungefär 7 och 10. För tre av de ytliga lerjordarna och för en av de djupa erhölls en större pH-variation, med pH mellan 3 och 10. Resultatet för dessa lerjordar (06, 10, 32 och 34) visas till vänster i figur 7, 8 och 9 och resultatet för de lerjordar med lägre pH-variation visas i högra delen av figurerna.

För de jordar där en större pH-variation uppnåddes kan det ses relativt tydligt att halterna Co och Ni i lösning ökar vid lägre pH (figur 8 och 9). Det kan även ses att halten As i lösning ökar vid högre pH (figur 7). Detta kan också ses för de jordar där en lägre pH-variation erhölls men inte lika tydligt.

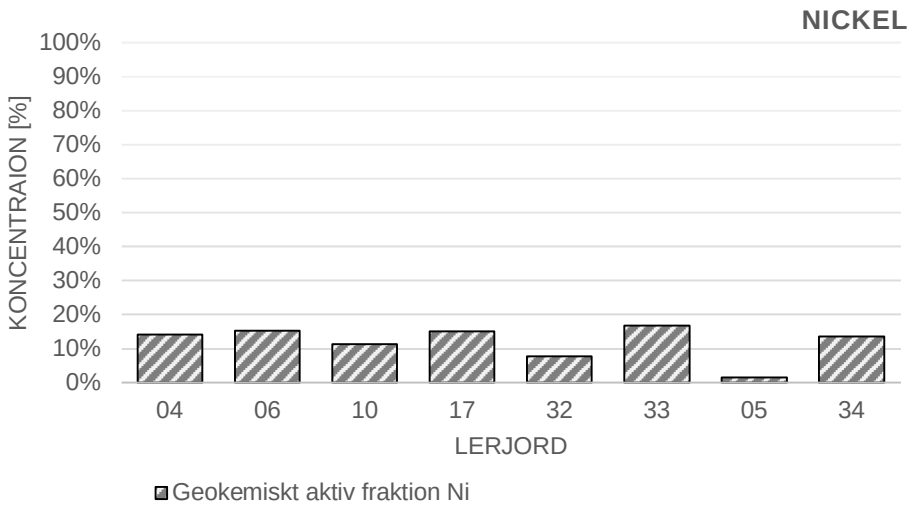
4.4.3 Geokemiskt aktiv fraktion Co & Ni

Den mängd Co och Ni som sitter ytligt bundet på partikelytorna och som potentiellt kan frigöras erhölls och eftersom varje lerjords extrakt analyserades i duplikat beräknades medelvärdet av duplikaten för att få ett samlat värde för varje ämne. Se bilaga C.3 för kompletta analysresultat med angivna halter.

I figur 10 och figur 11 visas den geokemiskt aktiva fraktionen Co respektive Ni i jämförelse med de totala halterna av metallerna. Det kan ses att andelen geokemiskt aktiv Co är större än andelen geokemiskt aktiv Ni. Den geokemiskt aktiva fraktionen Co varierar mellan 8,2 % och 27 % av den totala halten i jord och den geokemiskt aktiva fraktionen Ni ligger mellan 1,5 % och 17 % av den totala halten i jord. Den största geokemiskt aktiva fraktionen Co uppmättes i lerjord 17 och för Ni uppmättes den största geokemiskt aktiva fraktionen i lerjord 33.



Figur 10. Den geokemiskt aktiv fraktionen Co baserat på extraktion med 0,43 M HNO_3 i jämförelse med den totala halten Co i jord.



Figur 11. Den geokemiskt aktiva fraktionen Ni baserat på extraktion med 0,43 M HNO_3 i jämförelse med den totala halten Ni i jord.

4.4.4 Katjonbyteskapacitet

Medelvärdet av halterna Al, Ca, K, Mg och Na i de åtta utvalda lerjordarna beräknades för varje duplikat. Katjonbyteskapaciteten beräknades därefter och visas i tabell 14. Se bilaga C.4 för kompletta analysresultat med avseende på respektive ämne.

Tabell 14. Katjonbyteskapaciteten för de åtta utvalda jordarna

Lerjordsnamn	Katjonbyteskapacitet [$cmol_c$/kg TS]
04	24,0
05	14,1
06	14,4
10	21,0
17	10,7
32	15,8
33	17,8
34	20,6

4.4.5 Oxalatlösligt Fe- och Al & fosfat

Medelvärdet av halterna Al, Fe, P och Si beräknades för duplikaten och halterna Fe och Al representerar de Fe- och Al-(hydr)oxider som finns i lerjordarna. Koncentrationerna Al, Fe och P i respektive lerjord visas i tabell 15. Se bilaga C.5 för kompletta analysresultat.

Tabell 15. Koncentrationer Al, Fe och P för de åtta utvalda jordarna

Lerjordsnamn	Al [mmol/kg TS]	Fe [mmol/kg TS]	P [mmol/kg TS]
04	48	49	19
05	52	40	13
06	56	110	13
10	76	92	10
17	77	64	13
32	58	236	16
33	75	78	16
34	39	142	17

4.4.6 Organiskt kol & karbonatkol

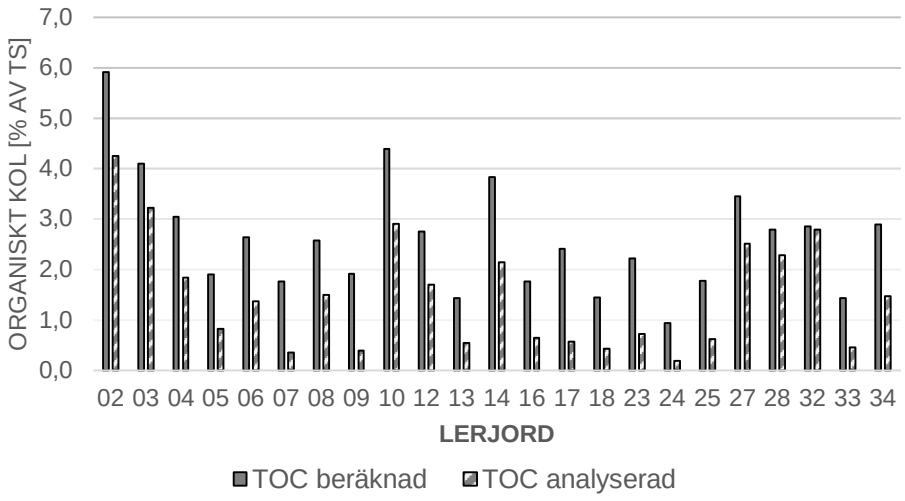
Tabell 16 visar kolinnehållet i de åtta utvalda lerjordarna. Det totala kolinnehållet är uppdelat i andel organiskt kol och karbonatkol. Det kan ses att fördelningen av organiskt kol och karbonatkol varierar mellan lerjordarna där högst andel karbonatkol uppmättes i lerjord 05 och var 2,25 % av TS. Högst andel organiskt kol uppmättes i lerjord 32 och var 2,79 % av TS. Se bilaga C.6 för kompletta analysresultat för samtliga 23 lerjordar.

Tabell 16. Analyserat totalt kolinnehåll och organiskt kolinnehåll i de åtta utvalda lerjordarna tillsammans med andelen karbonatkol

Lerjordsnamn	Tot-C [% TS]	Org-C [% TS]	Karb-C [% TS]
04	2,68	1,83	0,84
05	3,07	0,82	2,25
06	1,39	1,37	0,02
10	2,96	2,90	0,05
17	0,63	0,57	0,06
32	2,81	2,79	0,02
33	0,73	0,45	0,28
34	1,48	1,47	0,01

4.4.7 Jämförelse mellan beräknad & analyserad andel organiskt kol

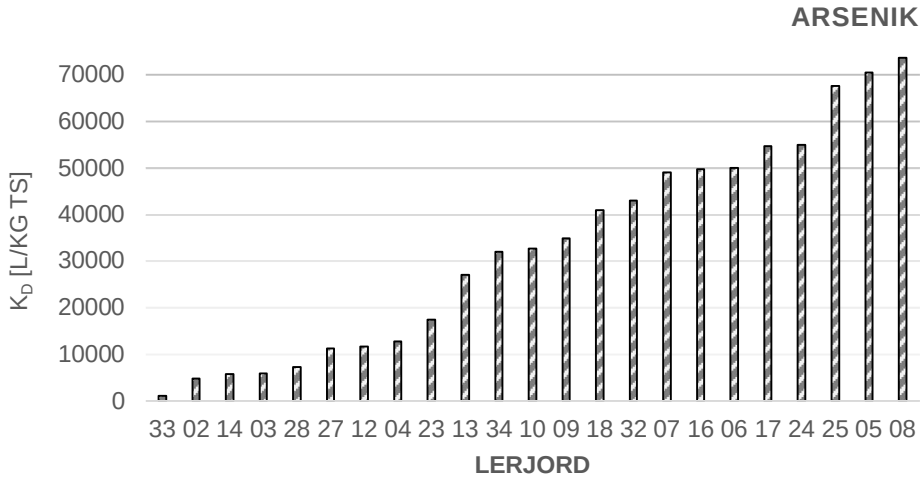
Vid jämförelse mellan TOC beräknad baserad på glödförlust och analyserad Org-C, kan det ses att TOC beräknad är större för samtliga lerjordar, se figur 12.



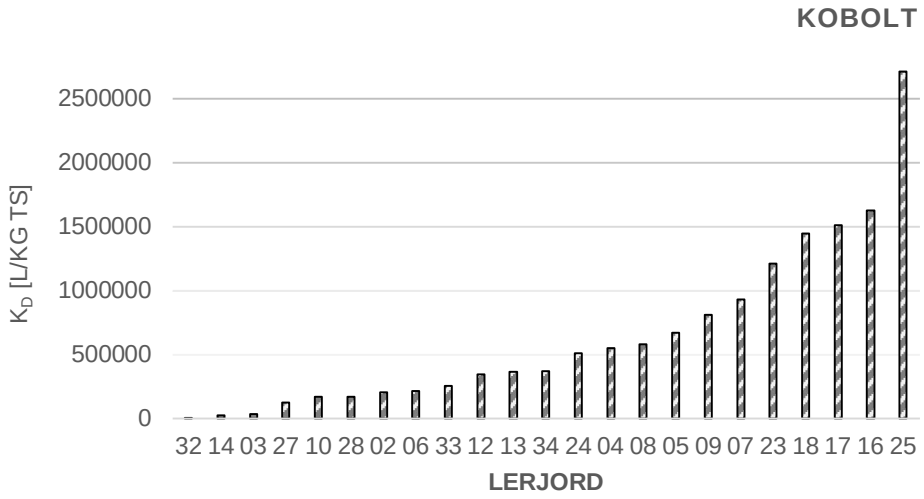
Figur 12. Jämförelse mellan TOC beräknad baserat på glödförlust och Org-C analyserad. De gråa staplarna visar TOC beräknad och de grårandiga staplarna visar analyserad Org-C.

4.5 LAKBARHET

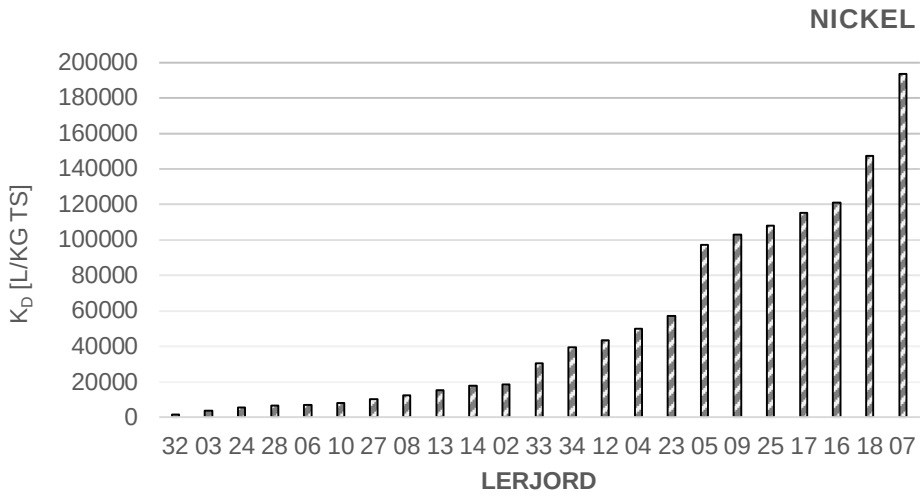
För att kvantifiera lakbarheten av As, Co och Ni beräknades ett K_d-värde för varje ämne som beskriver utlakningen av dem från lerjorden. Ett K_d-värde för As, Co och Ni beräknades för samtliga lerjordar. Se bilaga D för respektive lerjords K_d-värde. Figur 13, 14 och 15 visar variationen och fördelningen av de beräknade K_d-värdena för samtliga jordar för As, Co respektive Ni. För As varierar K_d-värdena mellan ungefär 1 100 och 74 000 l/kg TS. För Co varierar K_d-värdena mellan ungefär 3000 och 2 700 000 l/kg TS. För Ni varierar K_d-värdena mellan ungefär 1 500 och 190 000/kg TS. Det kan ses att för Co är det främst ett K_d-värde, för lerjord 25, som är betydligt större än övriga värden.



Figur 13. Fördelningen och variationen av beräknade K_d-värden för samtliga undersökta lerjordar för As. X-axeln anger lerjordsnamnet och y-axeln K_d-värdet.

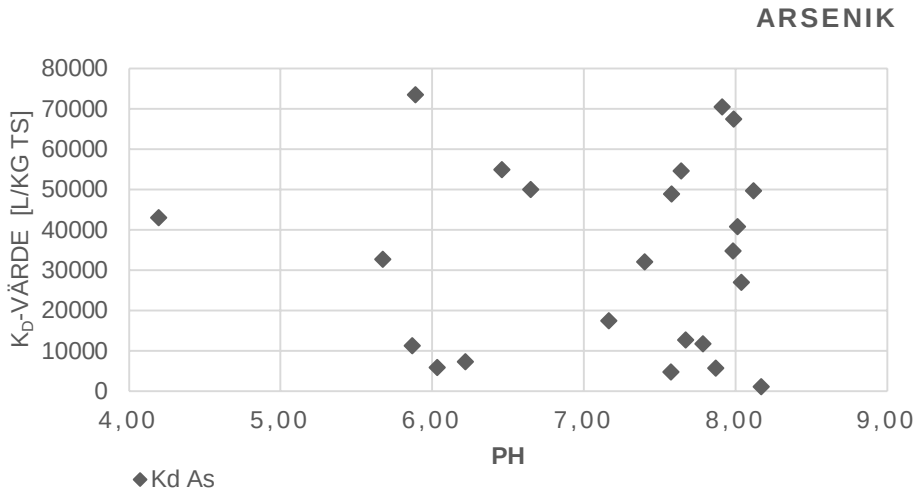


Figur 14. Fördelningen och variationen av beräknade K_d-värdena för samtliga undersökta lerjordar för Co. X-axeln anger lerjordsnamnet och y-axeln K_d-värdet.

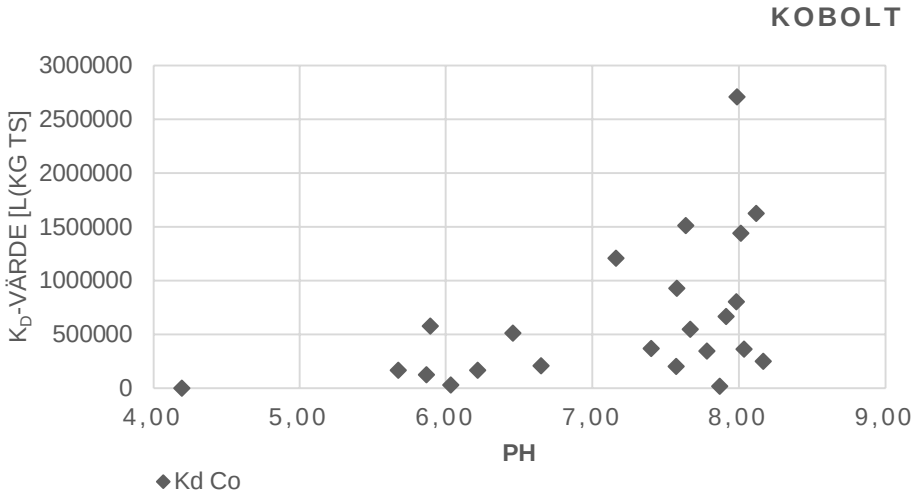


Figur 15. Fördelningen och variationen av beräknade K_d-värdena för samtliga undersökta lerjordar för Ni. X-axeln anger lerjordsnamnet och y-axeln K_d-värdet.

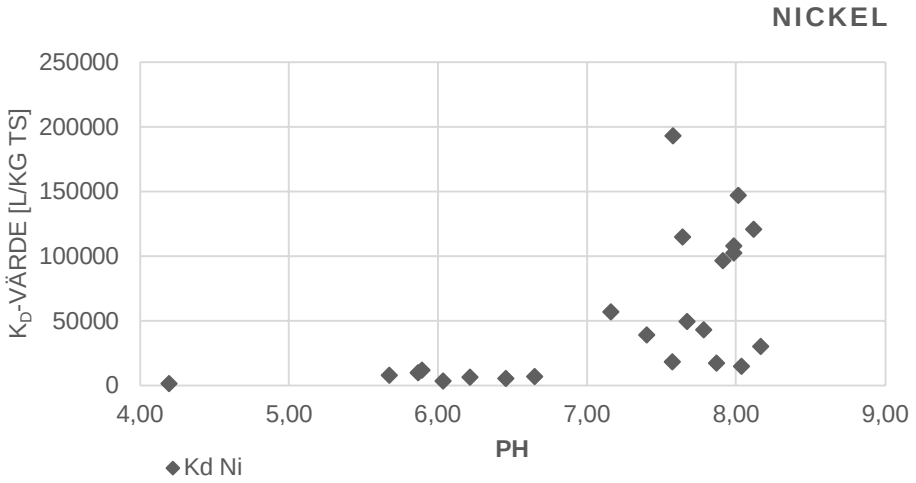
För att undersöka hur K_d-värdena, och därmed lakbarheten, varierar med pH plottades de beräknade K_d -värdena för As, Co samt Ni mot lerjordarnas naturliga pH-värde uppmätt vid extraktionen enligt avsnitt 3.4.3, se figur 16, 17 och 18. För Co och Ni kan det ses att K_d-värdena är lägre vid pH under 7 och för pH-värden över 7 är det en större spridning på K_d-värdenas storlek. För As har K_d-värdena en stor spridning för samtliga pH-värden.



Figur 16. De beräknade K_d-värdena för As mot de uppmätta pH-värdena vid $CaCl_2$ extraktionen vid naturlig pH i lerjorden.



Figur 17. De beräknade K_d-värdena för Co mot de uppmätta pH-värdena vid $CaCl_2$ extraktionen vid naturlig pH i lerjorden.



Figur 18. De beräknade K_d-värdena för Ni mot de uppmätta pH-värdena vid $CaCl_2$ extraktionen vid naturlig pH i lerjorden.

4.5.1 K_d-värde för lerjord

Baserat på de beräknade K_d-värdena togs ett K_d-värde för lerjordar fram. K_d-värdet beräknades på tre olika sätt där ett K_d-värde motsvarade p10, ett K_d-värde motsvarade p10 av log-normalfördelningen och ett K_d-värde motsvarade det harmoniska medelvärdet av samtliga K_d-värden. De beräknade K_d-värdena för lerjord visas i tabell 17 tillsammans med det nuvarande K_d-värdet i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell.

Det kan ses vid jämförelse att de beräknade K_d-värdena baserat på lerjordarna är betydligt högre än Naturvårdsverkets generella K_d-värden. Det kan även ses att K_d beräknat utifrån det harmoniska medelvärdet nästan är dubbelt så stort som p10 för As och Ni. För Co är värdena betydligt mer lika varandra.

Tabell 17. K_d-värden för lerjordar samt Naturvårdsverkets generella K_d-värden

	K_d As [l/kg TS]	K_d Co [l/kg TS]	K_d Ni [l/kg TS]
p10	5 800	51 000	5 700
p10 log-normal-fördelning	5 600	44 000	4 800
Harmoniskt medelvärde	10 000	48 000	11 000
Naturvårdsverkets generella K_d-värde (p10)	300	300	300

4.6 MARKEKOLOGISK RISK

Verktyget Threshold Calculator användes för att beräkna ett riktvärde för skydd av markmiljö vid KM och MKM för de åtta utvalda jordarna. För att få ett riktvärde för skydd av markmiljö för lerjord valdes det lägsta PNEC-värdet för KM och MKM. Se tabell 18 för PNEC-värdet för respektive lerjord samt det valda riktvärdet för skydd av markmiljö för lerjord vid KM och MKM.

För Co bestämdes riktvärdet för skydd av markmiljö för lerjord till 96 mg/kg samt 158 mg/kg vid KM respektive MKM. För Ni bestämdes riktvärdet för skydd av markmiljö för lerjord till 127 mg/kg samt 230 mg/kg vid KM respektive MKM.

Tabell 18. PNEC-värden för de åtta utvalda jordarna tillsammans med det valda riktvärdet för skydd av markmiljö för lerjord och Naturvårdsverkets generella riktvärde för skydd av markmiljö för Co och Ni

Lerjordsnamn	$PNEC_{KM}$ [mg/kg]		$PNEC_{MKM}$ [mg/kg]	
	Co	Ni	Co	Ni
04	243	304	370	542
05	172	218	268	392
06	132	170	210	306
10	135	174	215	313
17	209	263	321	470
32	96	127	158	230
33	151	193	238	347
34	206	259	316	463
Riktvärde för skydd av markmiljö för lerjord	96	127	158	230
Riktvärde för skydd av markmiljö enligt NV	20	70	35	120

4.7 RIKTVÄRDEN FÖR LERJORD

Riktvärden för lerjord för ämnena As, Co och Ni togs fram för KM och MKM genom att ändra indata i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell för 5 olika scenarier anpassade efter lerjord. Ett riktvärde för skydd av markmiljö för As baserat på lerjord kunde inte beräknas på grund av att data för As inte fanns implementerat i Threshold Calculator. Riktvärden för As erhölls därmed endast i de scenarier där K_d-värdet förändrades.

4.7.1 Scenario 1 – förändring av K_d (p10)

I scenario 1 förändrades endast de ingående K_d-värdena för As, Co och Ni. Det beräknade p10 användes för K_d. Resterande indataparametrar var oförändrade från ursprungsvärdena för KM

samt MKM. Se tabell 19 för delriktvärdena, det sammanvägda riktvärdet för lerjord och Naturvårdsverket generella riktvärde för As, Co och Ni.

Varken KM- eller MKM-riktvärdet för As förändras när K_d-värdet ökade. För Co ökade riktvärdet för KM till 20 mg/kg TS och det kan ses att riktvärdet för skydd av markmiljö är den styrande parametern. Vid MKM förblir riktvärdet detsamma och även där är riktvärdet för skydd av markmiljö styrande för det avrundade riktvärdet. Riktvärdet för Ni ökar till 70 mg/kg TS vid KM när K_d-värdet anpassas till lerjordar och det kan ses att riktvärdet för skydd av markmiljö är styrande för det avrundade riktvärdet. Vid MKM förändras inte riktvärdet och det kan ses att riktvärdet för skydd av markmiljö är styrande.

Tabell 19. Riktvärden för lerjord när enbart K_d-värdet ändrats beräknat genom p10, för KM och MKM tillsammans med delriktvärden för hälsa, markmiljö, skydd av grundvatten, skydd av ytvatten, den nationella bakgrundshalten och generella riktvärdet för As, Co och Ni. De gråmarkerade cellerna representerar de delriktvärden som är styrande för det generella riktvärdet för lerjord

	Människans hälsa	Mark-miljö	Skydd av grundvatten	Skydd av ytvatten	Bakgrunds-halt [mg/kg]	Sammanvägt riktvärde, lerjord [mg/kg TS]	Generellt riktvärde [mg/kg TS]
KM							
As	1,5	20	420	7 000	10	10	10
Co	22	20	3 700	41 000	10	20	15
Ni	220	70	830	23 000	25	70	40
MKM							
As	25	40	1 400	7 000	10	25	25
Co	720	35	12 000	41 000	10	35	35
Ni	2 400	120	2 700	23 000	25	120	120

4.7.2 Scenario 2 – förändring av K_d (Harmoniskt medelvärde)

I scenario 2 förändrades endast de ingående K_d-värdena för As, Co och Ni. Det harmoniska medelvärdet av K_d användes. Resterande indataparametrar var oförändrade från ursprungsvärdena för KM samt MKM. Se tabell 20 för delriktvärdena, det sammanvägda riktvärdet för lerjord och Naturvårdsverket generella riktvärde.

Det kan ses att varken KM- eller MKM-riktvärdet för As förändras när K_d-värdet ökade. För Co ökar riktvärdet för KM till 20 mg/kg TS och det kan ses att riktvärdet för skydd av markmiljö är den styrande parametern. Vid MKM förblir riktvärdet detsamma och även där är riktvärdet för skydd av markmiljö styrande för det avrundade riktvärdet. Riktvärdet för Ni ökar till 70 mg/kg vid KM när K_d-värdet anpassas till lerjordar och det kan ses att riktvärdet för skydd av markmiljö är styrande för det avrundade riktvärdet. Vid MKM förändras inte riktvärdet och det kan ses att riktvärdet för skydd av markmiljö är styrande.

Tabell 20. Riktvärden för lerjord när enbart K_d-värdet ändrats beräknat genom det harmoniska medelvärdet, för KM och MKM tillsammans med delriktvärden för hälsa, markmiljö, skydd av grundvatten, skydd av ytvatten, den nationella bakgrundshalten och generella riktvärdet för As, Co och Ni. De gråmarkerade cellerna representerar de delriktvärden som är styrande för det generella riktvärdet för lerjord

	Människans hälsa	Mark-miljö	Skydd av grundvatten	Skydd av ytvatten	Bakgrunds-halt [mg/kg]	Sammanvägt riktvärde, lerjord [mg/kg TS]	Generellt riktvärde [mg/kg TS]
KM							
As	1,6	20	740	12 000	10	10	10
Co	22	20	3400	38 000	10	20	15
Ni	220	70	1600	45 000	25	70	40
MKM							
As	25	40	2400	12 000	10	25	25
Co	720	35	11 000	38 000	10	35	35
Ni	2400	120	5200	45 000	25	120	120

4.7.3 Scenario 3 – Förändring av riktvärde för skydd av markmiljö

I scenario 3 förändrades endast riktvärdet för skydd av markmiljö för KM och MKM. För KM var riktvärdet för skydd av markmiljö 96 mg/kg och 130 mg/kg för Co respektive Ni och för MKM var riktvärdet för skydd av markmiljö 158 mg/kg respektive 230 mg/kg. Resterande indataparametrar var oförändrade från ursprungsvärdena för KM samt MKM. Se tabell 21 för delriktvärdena, det sammanvägda riktvärdet för lerjord och Naturvårdsverket generella riktvärde.

Det kan ses att när endast riktvärdet för skydd av markmiljö förändras för att vara anpassad till lerjord förändras inte riktvärdena för Co och Ni vid KM. För Co styrs riktvärdet av människans hälsa och för Ni styrs riktvärdet av skydd av grundvatten. Vid MKM är markmiljön den styrande parametern och riktvärdena för Co och Ni har ökat till 70 mg/kg TS respektive 150 mg/kg TS när riktvärdet för skydd av markmiljö förändrades.

Tabell 21. Riktvärden för lerjord när enbart riktvärdet för skydd av markmiljö för KM respektive MKM ändrats beräknat med datasetet Open(global) i Threshold Calculator. Detta tillsammans med delriktvärden för hälsa, markmiljö, skydd av grundvatten, skydd av ytvatten, den nationella bakgrundshalten och generella riktvärdet för Co och Ni. De gråmarkerade cellerna representerar de delriktvärden som är styrande för det generella riktvärdet för lerjord

	Människans hälsa	Mark-miljö	Skydd av grundvatten	Skydd av ytvatten	Bakgrunds-halt [mg/kg]	Sammanvägt riktvärde, lerjord [mg/kg TS]	Generellt riktvärde [mg/kg TS]
KM							
Co	15	96	22	240	10	15	15
Ni	140	130	43	1200	25	40	40
MKM							
Co	720	160	70	240	10	70	35
Ni	2400	230	140	1200	25	150	120

4.7.4 Scenario 4 – Förändring av K_d-värdet (p10) & riktvärde för skydd av markmiljö

I scenario 4 förändrades riktvärdet för skydd av markmiljö för KM och MKM samt K_d-värden beräknade utifrån p10. Resterande indataparametrar var oförändrade från ursprungsvärdena för KM samt MKM. Se tabell 22 för delriktvärdena, det sammanvägda riktvärdet för lerjord och Naturvårdsverket generella riktvärde.

Vid KM kan det kan ses att riktvärdena för Co och Ni ökat till 20 mg/kg TS respektive 120 TSmg/kg. För Co styr människans hälsa riktvärdet och för Ni styrs riktvärdet av markmiljön. Vid MKM styrs riktvärdena att markmiljön och riktvärdena har för Co och Ni ökat till 150 mg/kg TS respektive 250 mg/kg TS.

Tabell 22. Riktvärden för lerjord när K_d-värdet beräknat genom p10 samt riktvärdet för skydd av markmiljö för KM respektive MKM ändrats anpassat till lerjord. Riktvärdena för skydd av markmiljön är beräknade med datasetet Open (global) i Threshold Calculator. Detta tillsammans med delriktvärden för hälsa, markmiljö, skydd av grundvatten, skydd av ytvatten, den nationella bakgrundshalten och generella riktvärdet för Co och Ni. De gråmarkerade cellerna representerar de delriktvärden som är styrande för det generella riktvärdet för lerjord

	Människans hälsa	Mark-miljö	Skydd av grundvatten	Skydd av ytvatten	Bakgrunds-halt [mg/kg]	Sammanvägt riktvärde, lerjord [mg/kg TS]	Generellt riktvärde [mg/kg TS]
KM							
Co	22	96	3700	41 000	10	20	15
Ni	220	130	830	23 000	25	120	40
MKM							
Co	720	160	12 000	41 000	10	150	35
Ni	2400	230	2700	23 000	25	250	120

4.7.5 Scenario 5 - Förändring av K_d-värdet (HMV) & riktvärde för skydd av markmiljö

I scenario 5 förändrades riktvärdet för skydd av markmiljön för KM och MKM samt K_d-värden beräknade utifrån det harmoniska medelvärdet. Resterande indataparametrar var oförändrade från ursprungsvärdena för KM samt MKM. Se tabell 23 för delriktvärdena, det sammanvägda riktvärdet för lerjord och Naturvårdsverket generella riktvärde.

Resultatet för scenariot speglar resultaten för scenario 4. Vid KM kan det ses att riktvärdena för både Co och Ni har ökat till 20 mg/kg TS respektive 120 mg/kg TS. För Co styr människans hälsa riktvärdet och för Ni styrs riktvärdet av markmiljön. Vid MKM styrs riktvärdena av markmiljön och har för Co och Ni ökat till 150 mg/kg TS respektive 250 mg/kg TS.

Tabell 23. Riktvärden för lerjord när K_d-värdet beräknat genom det harmoniska medelvärdet samt riktvärdet för skydd av markmiljö för KM respektive MKM ändrats anpassat till lerjord. Riktvärdena för skydd av markmiljön är beräknade med datasetet Open (global) i Threshold Calculator. Detta tillsammans med delriktvärden för hälsa, markmiljö, skydd av grundvatten, skydd av ytvatten, den nationella bakgrundshalten och generella riktvärdet för Co och Ni. De gråmarkerade cellerna representerar de delriktvärden som är styrande för det generella riktvärdet för lerjord

	Människans hälsa	Mark-miljö	Skydd av grundvatten	Skydd av ytvatten	Bakgrunds-halt [mg/kg]	Sammanvägt Riktvärde, lerjord [mg/kg TS]	Generellt riktvärde [mg/kg TS]
KM							
Co	22	96	3400	38 000	10	20	15
Ni	220	130	1600	45 000	25	120	40
MKM							
Co	720	160	11 000	38 000	10	150	35
Ni	2400	230	5200	45 000	25	250	120

4.7.6 Riktvärden för lerjord

Tabell 24 visar riktvärdena för lerjord när K_d-värden för As, Co och Ni och riktvärden för skydd av markmiljön för Co och Ni har beräknats för lerjord och använts som indata till Naturvårdsverkets riktvärdesmodell. I tabell 24 visas även Naturvårdsverkets generella riktvärden för ämnena. Riktvärdena för lerjord för Co och Ni motsvarar de riktvärden som erhölls för scenario 4 och 5, där både K_d-värdena och riktvärdena för skydd av markmiljö i riktvärdesmodellen anpassades till lerjord. För As motsvarar riktvärdet för lerjord de riktvärden som erhölls i scenario 1 och 2 när endast K_d-värdet anpassades till lerjord. För KM är riktvärdet för lerjord 10 mg/kg TS, 20 mg/kg TS och 120 mg/kg TS för As, Co respektive Ni. För MKM är riktvärdet 25 mg/kg TS, 150 mg/kg TS och 250 mg/kg TS för As, Co respektive Ni. Det kan ses att samtliga riktvärden för lerjord för Co och Ni är större än Naturvårdsverkets generella riktvärden men för As skedde ingen förändring.

Tabell 24. Riktvärden för lerjord baserat på ett K_d-värde och riktvärde för skydd av markmiljö anpassat efter lerjord tillsammans med det generella riktvärdet. För As baseras riktvärdet för lerjord endast på en förändrat K_d-värde

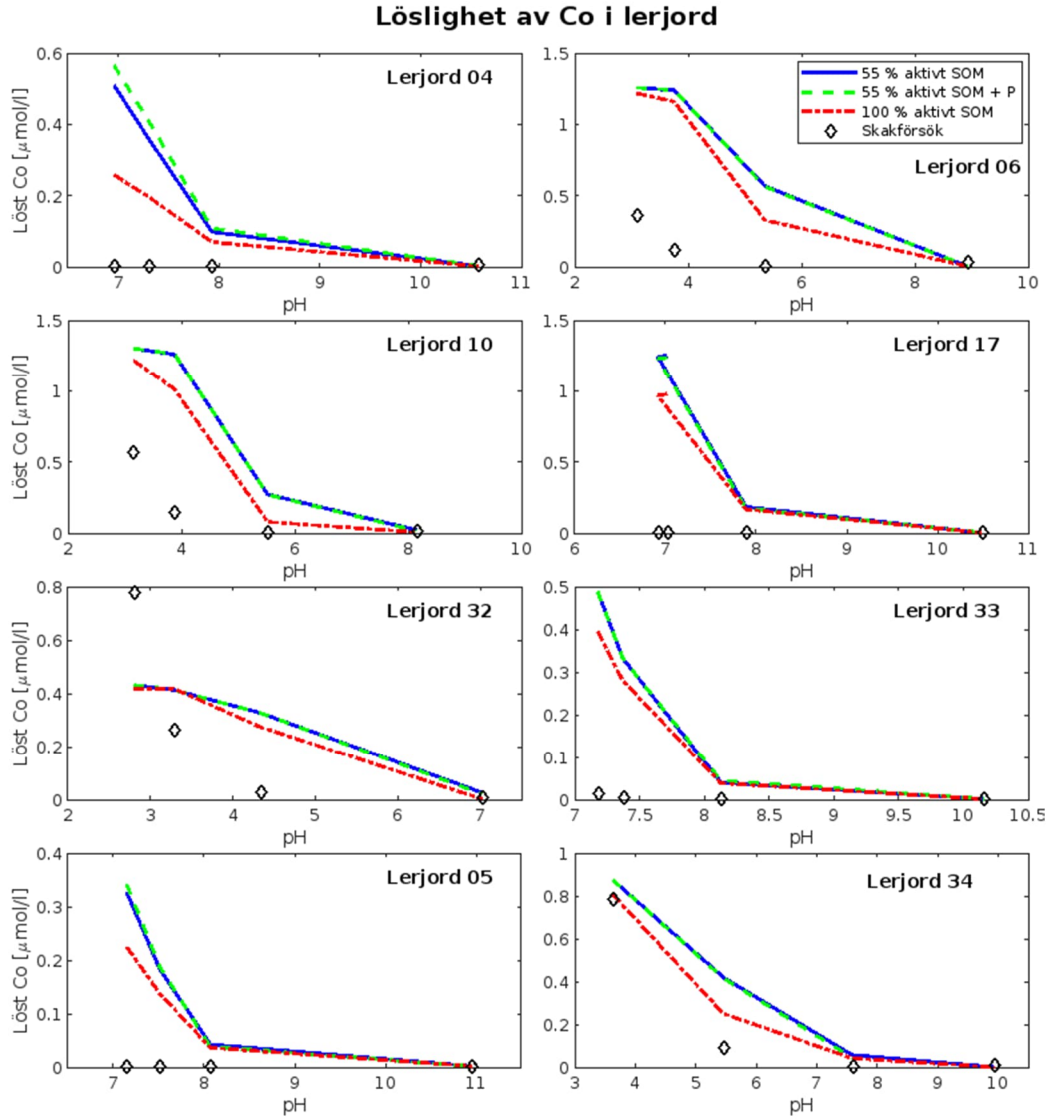
	As [mg/kg TS]	Co [mg/kg TS]	Ni [mg/kg TS]
KM			
Riktvärde för lerjord	10	20	120
NV generellt riktvärde	10	15	40
MKM			
Riktvärde för lerjord	25	150	250
NV generellt riktvärde	25	35	120

4.8 GEOKEMISK MODELLERING

Lösligheten av Co och Ni modellerades för tre olika scenarier. Ett modellscenario där det antogs att 55 % av det fasta organiska materialet var aktivt, ett där 55 % av det fasta organiska materialet var aktivt och att P i form av fosfat kunde påverka lösligheten samt ett scenario där 100 % av det fasta organiska materialet antogs vara aktivt. I figur 19 visas den simulerade och verkliga lösligheten för Co i lerjord för samtliga modellscenarier och i figur 20 visas lösligheten i lerjordarna för Ni. Den simulerade lösligheten av Co och Ni jämfördes med motsvarande

halter som uppmätts i de pH-beroende skakförsöket. För att bestämma hur väl de simulerade halterna motsvarade de verkliga halterna beräknades RMSE för respektive modellscenario och lerjord, se tabell 25 och tabell 26 för RMSE för Co respektive Ni.

Enligt figur 19 och tabell 25 kan det ses att för Co lyckades inte modellerna förutsäga lösligheten i de flesta lerjordar. För samtliga modellscenerier tenderar modellen att överskatta lösligheten av Co, framför allt för de tre lägsta pH-värdena. Den modellerade lösligheten stämmer bäst överens med de uppmätta halterna för lerjord 32, detta för modellscenariot med 55 % aktivt SOM + P med RMSE på 0,58.

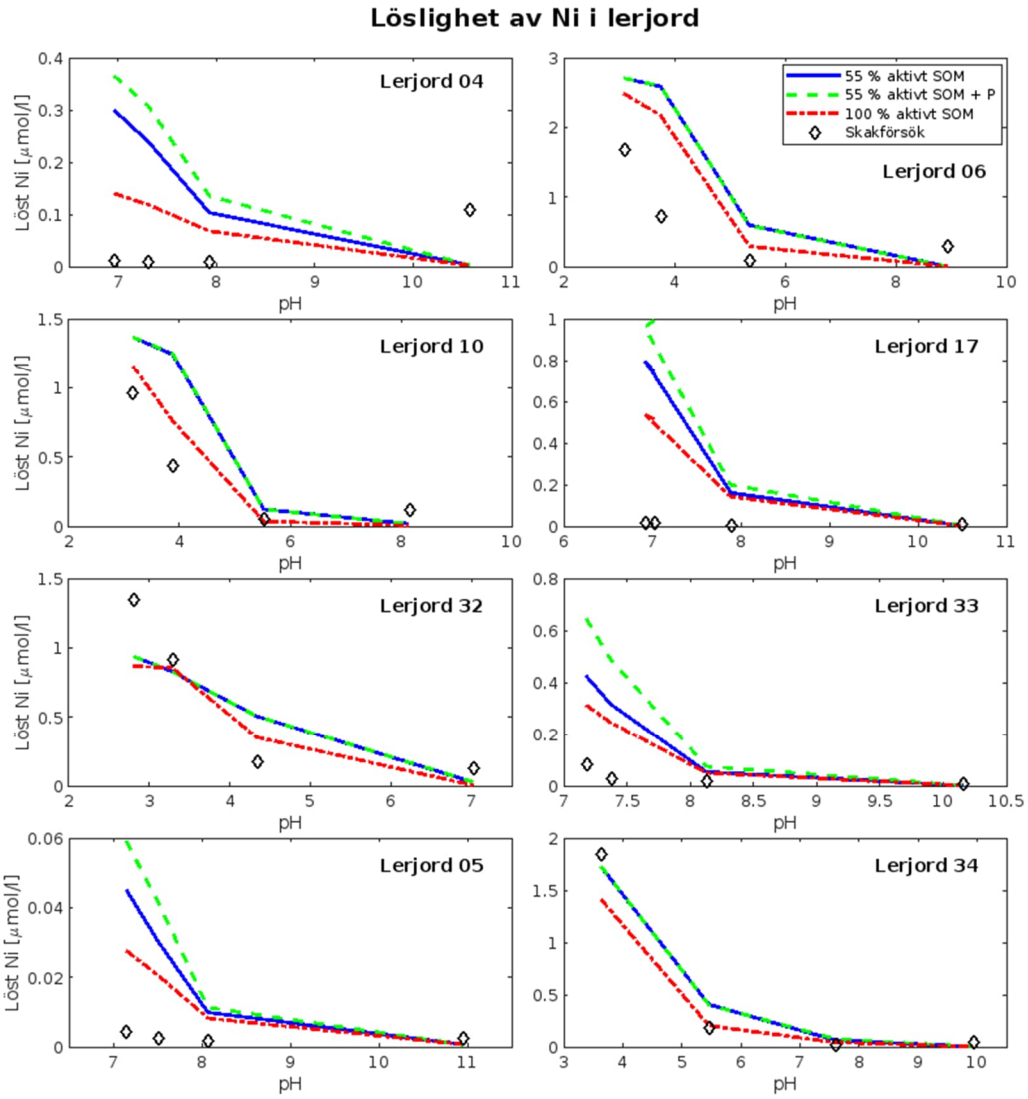


Figur 19. Lösligheten av Co för tre olika modellscenarier för de åtta utvalda lerjordarna. Den blåa linjen visar lösligheten för Co när 55 % av det fasta organiska materialet antas vara aktivt, den streckade gröna linjen visar lösligheten av Co när 55 % av det fasta organiska materialet antas vara aktivt samt när fosfat finns tillgängligt i lerjorden och den streckade röda linjen visar lösligheten när 100 % av det fasta organiska materialet antas vara aktivt.

Tabell 25. Modellscenariornas RMSE för respektive lerjord för Co

Lerjord	RMSE 55 % aktivt SOM	RMSE 55 % aktivt SOM + P	RMSE 100 % aktivt SOM
32	0,60	0,58	0,61
34	1,02	0,89	0,94
10	1,22	1,21	0,96
06	1,48	1,50	1,38
33	1,49	1,50	1,43
05	2,39	2,39	2,29
04	2,61	2,65	2,41
17	3,01	3,01	2,94

För Ni kan det också ses att modellen överskattar lösligheten i de flesta lerjordar för samtliga modellscenarier enligt figur 20. Den modellerade lösligheten stämmer bäst överens med de uppmätta halterna för lerjord 32, detta för modellscenariot med 55 % aktivt SOM med RMSE på 0,43. Det kan även ses att modellanpassningen är bättre för Ni än Co vid jämförelse av RMSE mellan metallerna.



Figur 20. Lösligheten av Ni för tre olika modellscenarier för de åtta utvalda lerjordarna. Den blåa linjen visar lösligheten för Ni när 55 % av det fasta organiska materialet antas vara aktivt, den streckade gröna linjen visar lösligheten av Ni när 55 % av det fasta organiska materialet antas vara aktivt samt när fosfat finns tillgängligt i lerjorden och den streckade röda linjen visar lösligheten när 100 % av det fasta organiska materialet antas vara aktivt.

Tabell 26. Modellscenariornas RMSE för respektive lerjord för Ni

Lerjord	RMSE 55 % aktivt SOM	RMSE 55 % aktivt SOM + P	RMSE 100 % aktivt SOM
32	0,43	0,52	0,80
10	0,51	0,61	0,68
33	0,83	0,76	0,77
05	0,87	1,49	0,74
34	1,07	0,92	1,06
06	1,11	1,12	1,06
04	1,41	1,57	1,25
17	1,55	1,66	1,44

5. DISKUSSION

5.1 SAMMANSTÄLLNING AV BAKGUNDSHALTER I LERJORD

Bakgrundshalter för As, Co och Ni visas i tabell 12 för Mälardalen och tabell 13 för Västra Götaland. Bakgrundshalterna i lerjord för de undersökta ämnena som presenteras i detta projekt baseras på p90 för att efterlikna den metodik som användes vid framtagandet av Naturvårdsverkets nationella bakgrundshalter. Bakgrundshalterna i lerjord för Co och Ni bestämdes till 16,2 mg/kg TS respektive 32 mg/kg TS i Mälardalen och är 62 % respektive 28 % större än Naturvårdsverkets nationella bakgrundshalter för Co respektive. Resultatet visar att bakgrundshalterna i Mälardalen är naturligt höga för metallerna Co och Ni. Bakgrundhalten för Co i lerjord överstiger dessutom det generella riktvärdet för KM. Lerjorden skulle då i en riskbedömning kunna bedömas som förorenad när exempelvis marken ska användas för bostäder trots att lerjorden är helt naturlig. I Västra Götaland bestämdes bakgrundshalterna för As och Co till 6,4 mg/kg TS respektive 12,8 mg/kg TS. Bakgrundshalten av Co i Västra Götaland är 28 % större än Naturvårdsverkets nationella bakgrundshalter vilket visar att bakgrundshalten är naturligt hög i Västra Götaland. Bakgrundshalten av As är lägre i lerjord än Naturvårdsverkets nationella bakgrundshalter vilket betyder att denna sammanställning inte har påvisat naturligt höga halter av As i Västra Götaland.

Sammanställningen av bakgrundshalterna i lerjord baserades på data från Mark- och grödoinventeringen och från lerjordar inhämtade i projektet. Antalet provpunkter skiljde sig markant mellan dessa två datakällor för både Mälardalen och Västra Götaland. Trots att antalet provpunkter skiljer sig åt mellan de olika datakällorna var variationen av halterna relativt liten för Mälardalen. För Västra Götaland var variationen däremot betydligt större mellan datakällorna där både bakgrundshalterna av Co och Ni visade sig överskrida de nationella bakgrundshalterna för de inhämtade lerjordarna. Variationen kan tyda på att dessa ämnen inte är homogent fördelade i Västra Götaland och att vissa specifika områden kan ha naturligt höga bakgrundshalter medan andra områden har lägre halter.

Trots att huvudsyftet var att undersöka halterna av Co och Ni i Mälardalen samt As och Co i Västra Götaland har även bakgrundshalter för As erhållits i Mälardalen och Ni i Västra Götaland. I både Mälardalen och Västra Götaland var bakgrundhalterna i lerjord lägre än Naturvårdsverkets nationella bakgrundshalt för As respektive Ni.

Utöver p90 har också medelvärdet av bakgrundshalterna beräknats i områdena för jämförelse. Beräkningarna visade att bakgrundshalterna i lerjord för Co i Mälardalen kan anses naturligt höga även baserat på medelvärdet men för övriga ämnen var bakgrundshalterna beräknat med medelvärde lägre än de nationella bakgrundshalterna.

I och med denna sammanställning har syftet uppfyllts genom att en bättre bild av bakgrundshalterna av As, Co och Ni erhållits i Mälardalen och Västra Götaland. Däremot är denna sammanställning utförd baserat på ett begränsat antal datapunkter och eftersom provtagningen inte utförts med statistiska metoder går det inte med säkerhet att säga att dessa halter gäller för hela Mälardalen eller Västra Götaland. Trots detta, ges en god indikation på vad bakgrundshalterna av de undersökta ämnena faktiskt är i områdena. En viktig notering är även att denna sammanställning utgår från att lerjordarna är naturliga och inte antropogent förorenade. För de lerjordar som inhämtades till projektet kunde det säkerställas, då exempelvis det visade sig att lerjord 30 var antropogent förorenad, men eftersom projektet inte kontrollerat övriga jordar i sammanställningen går det inte att säkerställa att all data är baserat på naturliga

lerjordar. Däremot baseras övriga data på lerjordar i åkermark och bedömdes ändå vara naturliga och således vara relevant för sammanställningen av bakgrundshalter.

5.2 LAKBARHET

I detta avsnitt diskuteras lakbarheten och lösligheten av As, Co och Ni samt faktorer som kan påverkan på detta.

5.2.1 Skakförsök

För att undersöka metallernas lakbarhet gjordes två skakförsök med $CaCl_2$. Ena skakförsök gav en indikation på metallernas lakbarhet vid dess naturliga pH-värde och det andra skakförsöket gjordes med tillsatts av syra och bas för att se hur lakbarheten påverkas av en pH-variation i lerjorden.

Skakförsök med 0,001 M $CaCl_2$ gjordes under 24 h och bedöms kunna ge en bild av lakbarheten där lösningen återspeglar markporvattnet i lerjorden (Elert et al. 2006). I figur 4–6 visas andelen lakbart As, Co och Ni i lerjordarna och det kunde konstateras att det endast är en väldigt liten mängd av ämnena som riskerar att laka ur lerjorden och spridas till grund- och ytvatten eller tas upp av växter. Lakbarheten för dessa ämnen är således förhållandevis låg. De flesta lerjordar hade ett pH-värde mellan 5,7 och 8,2, förutom en lerjord, lerjord 32, som hade ett pH-värde på 4,2. Det låga pH-värdet för lerprov 32 kan förklara varför den största utlakningen av Co och Ni skedde i det lerprovet. Vid lägre pH adsorberar Co och Ni svagare till partikelytorna vilket ger en större mängd av dessa metaller i marklösningen. I lerjord 33, där störst mängd As hade lakats ur, var pH-värdet störst och var 8,2. För As kan däremot inte samma slutsats dras, alltså att den stora utlakningen beror på pH. Detta, eftersom för andra lerjordar med liknande pH-värden inom intervallet 8,1–8,0 var lakbarheten betydligt lägre och varierade mellan 0,02 och 0,04 % av totalhalten As. Det kunde inte ses något samband mellan totalhalt metall i jord och mängd utlakad metall. Det går exempelvis inte att säga att det sker störst utlakning i den jord som har störst totalhalt metall i jord.

För att vidare undersöka hur metallernas lakbarhet påverkas av pH i marken gjordes ett skakförsök där pH varierades i lerjordarna. se figur 7, 8 samt 9 för hur halterna As, Co samt Ni varierar i lösning för fyra olika pH-värden. För fyra av jordarna erhölls en större pH-variation men för de fyra resterande lerjordarna gick pH-värdet inte under 7. En förklaring till varför pH inte lyckades gå under 7 för dessa jordar, trots att alla lerjordar erhöll samma syratillsats, kan vara att dessa jordar innehöll en större andel karbonatkol än övriga jordar vilket verkar buffrande. För de lerjordar med högre innehåll av karbonatkol kommer metallerna Co och Ni vara mindre lösliga och risken för utlakning är mindre vid plötsliga pH-förändringar i marken.

För As kan det i figur 7 ses att halten i lösning ökar vid ett högre pH vilket stämmer väl överens med teorin. Däremot kan det även ses att halterna ökar igen vid ett lägre pH och att en v-formad kurva bildas. Anledningen till kurvans v-form är att As främst binder till Fe- och Al-(hydr)oxider som vid ett lägre pH löses upp från markpartikeln, hamnar i lösning och således frigör As-joner som även de hamnar i lösning. För Al-(hydr)oxider sker upplösningen vid pH under ungefär 4,5 och för Fe-(hydr)oxider vid pH under 3 (Eriksson et al. 2011) och det kan ses tydligt i figur 7 att halterna As i lösning ökar kring dessa pH-värden. Resultatet styrker således att dessa partikelytor är viktiga faktorer som påverkar As bindning i jord. I vänstra delen av figur 7 kan det däremot ses att halten As i lösning ökar något redan vid ungefär pH 5,5 för lerjord 34, trots att Fe och Al-(hydr)oxiderna inte löses upp förrän vid pH 3 och 4,5. Detta kan ha andra förklaringar som mätfel eller misstag vid utförandet då duplikaten för lerjord 34 visade

olika koncentrationer där ena duplikatet innehöll nästan dubbelt så stor As-koncentration som det andra vid ungefär samma pH-värde. Medelhalten As påverkas således av detta och en missvisande bild kan då ges av halten As i lösning vid detta pH-värde för denna jord.

I figur 8 och figur 9 ses hur halten Co och Ni varierar med pH. För dessa metaller kan det ses att halten i lösning ökar vid ett lägre pH vilket stämmer överens med teorin. Även för dessa ämnen kan det ses att punkterna formar v-formade kurvor där lösligheten ökar något vid högre pH. Anledningen till detta är att Co och Ni, som är katjoner, binder till humusämnen på partikelytor och vid ett högre pH löses de senare upp vilket frigör Co och Ni som går ut i lösning (Berggren Kleja et al. 2005). Resultatet styrks av Dijkstra et al. (2004) som har erhållit liknande resultat med v-formade löslighetskurvor för de undersökta katjonerna Ni, Cu, Zn, Cd och Pb. Resultat visar även på att humusämnen är en viktig beståndsdel i jord för att binda Co och Ni.

5.2.2 Järn- och aluminium(hydr)oxider i lerjordarna

Summan av Fe- och Al-(hydr)oxider analyserades efter extraktion med oxalatlösning. Även halten oxalatlösligt P erhölls. Halterna visas i tabell 15. Halten P beskriver den mängd fosfatjoner som konkurrar med As om bindningsplatser och ger således en indikation på As lakbarhet. Fosfatjonen konkurrerar om (hydr)oxidytornas bindningsplatser med arsenatjonen och därför är risken större för utlakning av As i lerjordar med högre halt P. Halten Fe kopplat till Fe-(hydr)oxider varierade mycket i lerjordarna och i de jordar där halten var högre bör metallernas lakbarhet vara mindre eftersom det finns ett större antal bindningsplatser för adsorption. Halten analyserat Al kopplat till Al-(hydr)oxider varierade betydligt mindre för lerjordarna och är även de viktiga beståndsdelar i jorden för As mobilitet.

5.2.3 K_d-värde för lerjord

I figur 13–15 ses hur K_d-värdena varierar för varje jord för As, Co och Ni. Variationen är stor för samtliga ämnen vilket visar att ämnenas lakbarhet kan ha stor variation i olika lerjordar.

För As kunde det ses att K_d-värdet var näst störst i jord 05 vilket indikerar en låg lakbarhet av As. Eftersom As främst binder till Fe- och Al-(hydr)oxiderna i marken kan det då tänkas att det bör vara en hög halt (hydr)oxider i denna jord men vid jämförelse med halterna i tabell 15 är halten Fe den lägsta uppmätta halten i de åtta utvalda jordarna och halten Al är också relativt låg i jämförelse med övriga halter. Antingen kan detta betyda att det finns andra parametrar som har stor betydelse för bindningen och lakbarheten hos As men det kan även ge en indikation på att även ”låga” halter av Fe- och Al-(hydr)oxider kan ha en stor påverkan. Det kunde även ses att halten P var relativt låg i denna jord vilken även kan ha betydelse för lakbarheten av As då konkurrensen om bindningsplatser mellan fosfatjonen och arsenatjonen då minskar.

Ett K_d-värde för lerjord beräknades baserat på 23 lerjordar för As, Co och Ni. Tre olika sammanvägda K_d-värden beräknades baserat på samtliga lerjordar genom, p10, p10 av log-normalfördelningen samt genom det harmoniska medelvärdet, se tabell 17. P10 beräknades för att efterlikna den metod som använts när det generella K_d-värdet bestäms i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell. Det har däremot visat sig att K_d-värden ofta följer en log-normalfördelning (Sheppard et al. 2009) och därför beräknades även ett sådant K_d-värde för alla lerjordar. Det finns även rekommendationer att om ett K_d-värde ska fastställas för flera lakförsök så bör ett harmoniskt medelvärde användas (Gustafsson et al. 2007) och därför beräknades även det. I detta projekt kunde det inte fastställas att K_d-värdena följde en specifik fördelning och det framkom även att ett harmoniskt medelvärde framför allt lämpar sig när laktester gjorts på jordar inom ett mindre begränsat geografiskt område och därför inte är den metod som bör

användas när det kommer till ett K_d-värdet som ska representera lerjordar generellt. Med dessa anledningar bör K_d-värdet beräknat enligt p10 vara det värde som bäst representerar ett K_d-värde för lerjord och är det föreslagna beräkningssättet för framtida arbeten enligt denna studie.

De beräknade K_d-värdena jämfördes även med de uppmätta pH-värdena för att undersöka om det gick att förutse en viss lerjords K_d-värde baserat på pH i jordens markvatten. Ett lägre K_d-värde indikerar en större lakbarhet och i figur 17 och 18 kan det ses att K_d-värdena är lägre vid pH under 7 för Co och Ni. För pH-värden över 7 ses däremot en större spridning på K_d-värdenas storlek. För As har K_d-värdena en stor spridning för samtliga pH-värden, se figur 16. Utifrån resultatet går det därmed inte att koppla ett visst K_d-värde till pH men för Co och Ni gavs en indikation på att K_d-värdet är lägre för lägre pH-värden vilket innebär en större lakbarhet av metallerna. Liknande trend har visats för Ni enligt en studie där det kunde ses att K_d-värdet för en variation av olika jordar ökade med ett ökat pH (Vasiluk et al. 2019 se Anderson & Christensen 1988).

5.3 MARKEKOLOGISK RISK

Den markekologiska risken och därmed ett riktvärde för skydd av markmiljö för lerjordar uppskattades med verktyget Threshold Calculator för metallerna Co och Ni, se tabell 18. För att bestämma ett riktvärde för skydd av markmiljö för lerjord valdes det lägsta av de erhålla PNEC-värdena för KM och MKM. Det lägsta värdet valdes som en form av försiktighetsprincip för att inte underskatta risken.

För Co bestämdes riktvärdet för skydd av markmiljö till 96 mg/kg vid KM samt 158 mg/kg vid MKM. Vid jämförelse med Naturvårdsverkets generella riktvärde för skydd av markmiljö är riktvärdet för skydd av markmiljö för lerjord 380 % större för Co vid KM och 351 % större vid MKM. För Ni bestämdes riktvärdet för skydd av markmiljö till 127 mg/kg vid KM och 230 mg/kg vid MKM, vilket innebär att riktvärdet för skydd av markmiljö för lerjord är 81 % vid KM och 92 % större vid MKM för Ni. Baserat på dessa lerjordar anses den markekologiska risken därmed vara lägre för dessa än de jordar som Naturvårdsverkets generella riktvärden för skydd av markmiljö baseras på.

Riktvärden för skydd av markmiljö för lerjord bestämdes baserat på lerjordarnas CEC vilket motsvarar antalet bindningsplatser för adsorption. Eftersom beräkningen är baserad på just lerjordens egenskaper är de beräknade riktvärdena för skydd av markmiljö även representativa för lerjord. CEC ökar med ökad halt humusämnen och ökad lerhalt (Eriksson et al. 2011) och därmed kan en lerjord med organiskt material innebära en minskad effekt på den markekologiska risken. Just detta visas även av Sadeghi (2020) som undersökte hur gränsvärdena för skydd av markmiljö förändras i Threshold Calculator när lerhalten och halten organiskt kol varierades i verktyget. Resultatet visade att gränsvärdet 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 är större för lerjordar än Naturvårdsverkets riktvärde för skydd av markmiljö som även baseras på andra jordarter.

Bestämningen gjordes baserat på toxicitetsdata för växter, evertebrater och mikrobiologiska processer genom en artkänslighetsfördelning vilket är möjligt när det finns ett stort dataset för flera taxonomiska grupper (Oorts 2020). Med verktyget har alltså markmiljöns funktioner tagits hänsyn till utifrån flera organismer för att ge ett tillförlitligt gränsvärde för markmiljön.

Den geokemiskt aktiva fraktionen Co och Ni bestämdes och illustreras i figur 10 och 11. Resultatet visade att det endast är en liten del av den totala metallhalten i dessa lerjordar som potentiellt kan frigöras från jorden och som därmed kan ha en påverkan på den markekologiska risken.

Som tidigare nämnts ger K_d-värdet en indikation på metallers lakbarhet men är även en parameter som kan ge en uppfattning om växters upptag av metaller från jorden (Sheppard et al 2009; Ibrahim & El Afandi 2020). Växter kan exempelvis ta upp föroreningar genom rötterna via markens porvatten och då spelar halten tillgängliga metaller i porvattnet stor roll för växtupptaget (Swartjes et al. 2007). K_d-värdet kan då vara en parameter för att uppskatta hur stor andel metaller som kan lakas ur jorden till markvattnet och som då eventuellt riskeras tas upp av växterna och påverka den markekologiska risken. Eftersom de beräknade K_d-värdena var större för lerjordarna som undersöktes i detta projekt än Naturvårdsverkets generella K_d-värde tyder det på att den markekologiska risken är lägre i lerjord, vilket bör tas hänsyn till vid riskbedömning av föroreningar i lerjord. Resultatet styrks även av studier som har visat att ett högre K_d-värde ger ett minskat växtupptag av PFAS (Li et al. 2024).

5.4 RIKTVÄRDEN FÖR LERJORD

För att undersöka hur de generella riktvärdena i jord för As, Co och Ni, som är huvudsakligen är baserade på normaltäta jordar, förändras när hänsyn tas till lerjordar justerades K_d-värdet och riktvärdet för skydd av markmiljö i riktvärdesmodellen. Nya riktvärden för lerjordar kunde då erhållas och presenteras i tabell 24. Vid jämförelse med dagens generella riktvärden i jord kunde det för As konstateras att riktvärdet för lerjord inte förändrades. För Co bestämdes riktvärdet för lerjord till 20 mg/kg TS vid KM och 150 mg/kg TS vid MKM vilket är en ökning på 33 % respektive 330 % vid jämförelse med dagens generella riktvärden. För Ni bestämdes riktvärdet för lerjord till 120 mg/kg TS vid KM och 250 mg/kg TS vid MKM vilket är en ökning på 200 % respektive 110 %. Det finns alltså en markant skillnad mellan de halter som kan tillåtas av Co och Ni i lerjord vid jämförelse med de normaltäta jordarna som de generella riktvärdena idag främst baseras på.

För lerjordar kan högre halter av Co och Ni ackumuleras i marken, utan att oacceptabla risker förekommer, än vad de generella riktvärdena i dagsläget anger. Det innebär alltså att dagens generella riktvärden för Co och Ni överskattar riskerna för dessa metaller i lerjord och i riskbedömningar kan då lerjordar felaktigt klassas som förorenade, vilket kan leda till att området måste saneras. Schakt och deponi är en av de vanligaste efterbehandlingsmetoderna för metallförorenad jord, men dessa metoder förbrukar både energi och resurser genom långa transporter och deponering av naturens material (Åtgärdsportalen u.å.). Att sanera ett område i onödan är därmed både ekonomiskt ohållbart och påverkar klimatet negativt. För att nå en hållbar hantering av lerjordar bör generella riktvärden specifikt för lerjordar tas fram som de verksamma i branschen kan använda för att hållbart kunna riskbedöma lerjordar.

5.4.1 Riktvärde för As i lerjord

För As kunde inget riktvärde för skydd av markmiljö beräknas varför riktvärdet för lerjord endast baseras på ett förändrat K_d-värde enligt scenario 1 och 2.

För As förblev riktvärdet för lerjord detsamma som det generella riktvärdet vid både KM och MKM. För KM och MKM kunde det ses att människans hälsa var styrande för riktvärdet och ett förändrat K_d-värde anpassat efter lerjord hade inte tillräcklig påverkan för att förändra riktvärdet. Vid KM påverkar K_d-värdet delriktvärdet för människans hälsa genom intag av

dricksvatten och ett förändrat K_d-värde resulterade i en högre envägskoncentration och gav därmed ett ökat delriktvärde för människans hälsa. Trots det, var delriktvärdet på 1,5 mg/kg TS lägre än bakgrundshalten och riktvärdet för lerjord vid KM justerades därmed upp till bakgrundshalten på 10 mg/kg TS. Skulle bara hälsorisker tas hänsyn till i riskbedömningen skulle alltså riktvärdet vara betydlig lägre än vad det är idag. Resultatet tyder på att K_d-värdet inte är den parameter som har störst påverkan för riktvärdet för As.

Ett riktvärde för skydd av markmiljö kunde inte erhållas för As. Utifrån resultatet kan det ses att även om ett sådan värde fanns skulle det inte påverka de generella riktvärdena eftersom människans hälsa var styrande vid både KM och MKM.

5.4.2 Riktvärde för Co i lerjord

Riktvärdena i lerjord för Co visas i tabell 24. För Co är människans hälsa styrande för riktvärdet vid KM och ger ett ökat riktvärde för lerjord. Ökningen beror på att K_d-värdet ingår i ekvationen för envägskoncentrationen intag av dricksvatten. Intag av dricksvatten är den näst lägsta envägskoncentrationen efter intag av växter, och ökar delriktvärdet människans hälsa vilket därmed ger ett ökat riktvärde för lerjord. För en lerjord kan alltså högre halter tillåtas innan en oacceptabel risk uppstår. Resultatet visar också att för KM kommer människans hälsa i form av växtupptag vara det begränsande skyddsobjektet när det kommer till riktvärdet för lerjord eftersom varken K_d-värdet eller riktvärdet för skydd av markmiljö påverkar envägskoncentrationen intag av växter i modellen (Naturvårdsverket 2009a). Men som tidigare nämnts, har K_d-värdet egentligen en indirekt påverkan då det anger hur stor andel av metallerna i jorden som riskeras att hamna i markvattnet och som således finns tillgängligt för växtupptag. I riktvärdesmodellen är denna aspekt däremot inget som tas hänsyn till.

5.4.3 Riktvärde för Ni i lerjord

Riktvärdena i lerjord för Ni visas i tabell 24. När endast K_d-värdet för Ni baserat på lerjord förändrades i riktvärdesmodellen enligt scenario 1 och 2 ökade riktvärdet för KM men förblev detsamma vid MKM. Vid MKM förändrades inte riktvärdet för lerjord från det generella riktvärdet eftersom markmiljön är styrande för riktvärdet och påverkas inte av ett förändrat K_d-värde. När endast riktvärdet för skydd av markmiljö för Ni i stället förändrades enligt scenario 3 skedde ingen förändring av riktvärdet för lerjord vid KM eftersom skydd av grundvatten då var styrande. Vid MKM ökade riktvärdet för lerjord när riktvärdet för skydd av markmiljö ökade anpassat efter lerjord. Skydd av grundvatten var då det styrande skyddsobjektet och begränsade riktvärdet vid både KM och MKM.

När både K_d-värdet och riktvärdet för skydd av markmiljö förändras i riktvärdesmodellen anpassat efter lerjord enligt scenario 4 och 5 ökade riktvärdena för KM och MKM betydligt med skydd av markmiljö som styrande delriktvärden i båda fallen. Resultatet visade därmed att K_d-värdet, men framför allt riktvärdet för skydd av markmiljö, har stor påverkan på riktvärdena för Ni.

5.4.4 K_d-värdets påverkan

För Ni och As var K_d beräknat med det harmoniska medelvärdet större än p10 och för Co var K_d beräknade med det harmoniska medelvärdet lägre än p10. Trots detta, är de resulterande riktvärdena samma för scenario 1 och 2 och även 4 och 5. Beräkningssättet för K_d spelar alltså ingen roll för riktvärdet enligt resultatet. Det kan ses en skillnad i delriktvärdena skydd av grundvatten och skydd av ytvatten men eftersom de skyddsobjekten inte är styrande för riktvärdet för dessa ämnen påverkar de inte resultatet. I delriktvärdet människans hälsa ingår

K_d-värdet i ekvationen för intag av dricksvatten vid KM vilket påverkar delriktvärdet men skillnaden mellan K_d-värdena är för liten för att ge utslag på riktvärdet. Som tidigare nämnts framkom det däremot att p10 är mest lämplig att användas vid beräkning av K_d-värde för lerjord, och är det värde som bör användas vid eventuella framtida undersökningar.

5.4.5 pH-variation i jorden

Lösligheten av Co och Ni varierar med pH och det kan påverka lämpligheten av att använda riktvärdena för lerjord på platser där pH-värdet i jorden är lågt. För jordar med lägre pH-värden ökar lösligheten för ämnena och därför är riktvärdena för lerjord inte helt applicerbara för sådana förhållanden. Då bör det aktuella området utvärderas på annat sätt. Ett exempel på platser där riktvärdena för lerjord eventuellt inte bör användas är i områden där sulfidlera finns, som ofta har ett väldigt lågt pH-värde (SGU 2020c).

De framtagna riktvärdena för lerjord i detta arbete är framtagna för de inhämtade lerjordarna där pH oftast låg omkring 6 och 8 för de naturliga lerjordarna, vilket inte är särskilt lågt. Enligt en undersökning som gjorts med hjälp av Mark- och grödoinventeringen och presenteras i rapporten *Tillståndet i svensk åkermark och gröda* (Eriksson 2021) har pH-värdet visat sig vara stabilt under en lång tidsperiod baserat på undersökta jordar i Sverige. I jorden finns däremot en naturlig säsongsvariation av pH över året där pH kan sjunka och stiga mellan årstiderna med omkring 0,2-0,3 pH-enheter (Murdock & Call 2006). Trots den naturliga pH-variationen över året bör ändå riktvärdena för lerjord kunna användas året om då pH-värdet återgår till ett stabilt värde och eftersom pH-variationen ofta är väldigt låg över säsongerna.

5.5 GEOKEMISK MODELLERING

Tre modellscenarier sattes upp i Visual MINTEQ för att se hur väl lakbarheten av Co och Ni kunde förutsägas med geokemisk modellering. Lakbarheten speglar halten metaller i lösning och en högre halt i lösning innebär en högre lakbarhet. De modellerade halterna jämfördes med de uppmätta halterna i skakförsök med 0,001 M $CaCl_2$ och visas i figur 19 och 20. För att utvärdera modellresultaten beräknades RMSE vilket visas i tabell 25 för Co och tabell 26 för Ni för samtliga lerjordar och modellscenarier.

Generellt sett erhölls relativt dåliga anpassningar och modellerna kunde inte förutsäga lakbarheten för kobolt och nickel särskilt väl. RMSE användes för att kunna jämföra modellscenarierna med varandra för att säga vilket scenario som simulerade lakbarheten bäst. Värdet användes också om indikation på hur väl lakbarheten kunde förutsägas då en anpassning anses vara bättre med ett mindre värde på RMSE. För samtliga modellscenarier och lerjordar var RMSE relativt högt vilket innebär att modellerna inte lyckades förutsäga lakbarheten. Det kan även ses tydligt i de modellanpassningar som visas i figur 19 och 20. Modellen tenderade att överskatta lösligheten för de flesta pH-värden för samtliga modellscenarier men det kunde ses att de modellerade halterna stämde bättre överens med de verkliga halterna för Ni än för Co.

Det var inte möjligt med den information som fanns i modellen att förklara varför framför allt Co binds så hårt i lerjordar. Modellen överskattade också lösligheten av Ni vilket också tyder på att det kan finnas andra mekanismer som inte togs hänsyn till i modelleringen som påverkar lakbarheten. Det går alltså att få en övergripande inblick i metallernas lakbarhet utifrån den geokemiska modelleringen men utifrån den indata och de modellparametrar som användes kunde inte en god förutsägelse av lakbarheten erhållas med modellering i Visual MINTEQ. Relativt dåliga modellanpassningar erhölls vid jämförelse med de verkliga halterna i lösning

och för att erhålla bättre anpassningar kan modellen behöva utvidgas eller andra antaganden göras, det gjordes däremot inte i detta projekt.

6. SLUTSATSER

Bakgrundshalterna av Co och Ni i lerjord i Mälardalen bestämdes till 16,2 mg/kg TS respektive 32 mg/kg TS. Dessa halter överstiger Naturvårdsverkets nationella bakgrundshalter och det kan konstateras att halterna Co och Ni är naturligt höga i lerjord i Mälardalen. Bakgrundshalterna av As och Co i lerjord i Västra Götaland bestämdes till 6,4 mg/kg TS respektive 12,8 mg/kg TS. Enligt denna sammanställning är bakgrundshalten av Co naturligt hög i Västra Götaland men bakgrundshalten av As anses inte vara naturligt hög då halten är lägre än den nationella bakgrundshalten.

Den undersökning som gjorts av ämnenas lakbarhet har visat att As, Co och Ni har låg lakbarhet i lerjordar. Skakförsöken och de K_d-värden som beräknades för lerjord visade att dessa ämnen binds betydligt hårdare i lerjordar än vad Naturvårdsverkets generella K_d-värde visar, som även baseras på andra jordarter. Lakbarheten var dessutom pH-beroende där lösligheten ökade vid minskat pH för Co och Ni och ökade vid ökat pH för As. Markpartiklar som Fe- och Al-(hydr)oxider, humusämnen och lermineral har stor betydelse för ämnenas lakbarhet utifrån litteraturen.

Den markekologiska risken för Co och Ni visade sig vara lägre i lerjordar då de erhållna riktvärdena för skydd av markmiljö för lerjord var betydligt högre vid jämförelse med Naturvårdsverkets riktvärden för skydd av markmiljö. Ett riktvärde för skydd av markmiljö för As kunde inte fastställas i lerjord och därför kan den markekologiska risken för As inte bedömas utifrån detta. Sett till att även lakbarheten har en indirekt påverkan på den markekologiska risken indikerar den låga lakbarheten i lerjord också en lägre markekologisk risk för As, Co och Ni.

När indata till Naturvårdsverkets riktvärdesmodell baserades på lerjordar ökade riktvärdena för Co och Ni vid både KM och MKM. De erhålla riktvärdena för lerjord för Co var 33 % större vid KM och 330 % större vid MKM. För Ni var de erhållna riktvärdena 200 % större vid KM och 110 % större vid MKM. För As förblev riktvärdet för lerjord samma som Naturvårdsverkets generella riktvärde både vid KM och MKM.

Med enkla jordparametrar och med de modellscenarior som sattes upp i den geokemiska modelleringen kunde inte lakbarheten för Co och Ni förutsägas särskilt väl. Modellanpassningarna överskattade lösligheten för samtliga modellscenarier och lerjordar. Modellanpassningarna var bättre för Ni än Co men det går inte att förklara med den modellering som utfördes i Visual MINTEQ varför framför allt Co, men även Ni, binds så hårt som de gör i lerjordarna.

7. REFERENSER

Andersson, M. (2007). *Geokemiska kartan, Markgeokemi, Metaller i morän och andra sediment från Varberg till Lidköping*. (Rapport K45). Sveriges Geologiska Undersökning. https://resource.sgu.se/dokument/publikation/k/k45rapport/k45-rapport.pdf [24-01-24]

Andersson, M., Carlsson, M., Ladenberger, A., Morris, G., Sadeghi, M. & Uhlbäck, J. (2014). *Geokemisk atlas över Sverige*. Sveriges Geologiska Undersökning. https://resource.sgu.se/dokument/mineralnaring/Geokemisk%20atlas/text/geokemisk-atlas-over-sverige.pdf [24-05-12]

Barceloux, D. G. & Barceloux, Dr. D. (1999). Cobalt. *Journal of Toxicology: Clinical Toxicology*. 37(2), 201-216. https://doi.org/10.1081/CLT-100102420

Berggren Kleja, D., Elert, M., Gustafsson, J.P., Jarvis, N., Norrström, A.C. (2006). *Metallers mobilitet i mark*. (Rapport 5536). Naturvårdsverket. https://www.naturvardsverket.se/4ac3ad/globalassets/media/publikationer-pdf/ovriga-pub/hallbar-sanering/riskbedomning/620-5536-4.pdf [24-01-24]

Bibaswan, S., Sayantani, P. & Sk Imran, A. (2021). Review on double-edged sword nature of arsenic: its path of exposure, problems, detections, and possible removal techniques. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*. 103(11), 2512-2532. https://doi.org/10.1080/03067319.2021.1895134

Caporale, A.G., Violante, A. (2015). Chemical Processes Affecting the Mobility of Heavy Metals and Metalloids in Soil Environments. *Current Pollution Reports*. 2, 15-27. https://doi.org/10.1007/s40726-015-0024-y

Ding, S., Guan, D.X., Dai, Z.H., Su, J., Teng H.H., Ji, J., Liu, Y., Yang, Z & Ma L.Q. (2022). Nickel bioaccessibility in soils with high geochemical background and anthropogenic contamination. *Environmental Pollution.* 310. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119914

Draszawka-Bolzan, B (2015). Heavy metals in soil. *World news of Natural sciences.* 2 (2015), 20-37. Heavy Metals in Soils (worldnewsnaturalsciences.com) [24-05-12]

Elert, M., Fanger, G., Höglund, L.O., Jones, C., Suer, P., Wadstein, E., Bjerre-Hansen, J., Groen, C. (2006). *Laktester för riskbedömning av förorenade områden*. (Rapport 5535). Naturvårdsverket. https://www.naturvardsverket.se/globalassets/media/publikationer-pdf/ovriga-pub/hallbar-sanering/riskbedomning/620-5535-6.pdf [24-01-22]

Eriksson, J. (2021). *Tillståndet i svensk åkermark och gröda, Data från 2011-2017.* (Ekohydrologi 168). Institutionen för mark och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet. https://res.slu.se/id/publ/111796

Eriksson, J., Andersson, A. & Andersson, R. (1997). *Tillståndet i svensk åkermark.* (Rapport 4778). Naturvårdsverket.

Eriksson, J., Dahlin, S., Nilsson, I. & Simonsson, M. (2011). *Marklära*. Upplaga 1:6. Författarna och studentlitteratur.

Eriksson, J., Dahlin, S., Sohlenius, G., Söderström, M., Öborn, I. (2017). Spatial patterns of essential trace element concentrations in Swedish soils and crops. *Geoderma Regional*. 10, 163-174. https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2017.07.001

Eveborn, D., Gustafsson, J.P., Elmefors, E., Ljung, E., Yu, L. & Renman, G. (2012). *Kvantifiering av fosforläckage frånmarkbaserade avloppssystem*. JTI-Institutet för jordbruks- och miljöteknik. https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:959914/FULLTEXT01.pdf [24-04-09]

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(1), 102-112. https://doi.org/10.1006/jcis.2001.7871

Gustafsson, J.P. (2022). *Visual MINTEQ 4.0 user guide*. Vminteq40 download – OneDrive (sharepoint.com) [24-05-02]

Gustafsson, J.P. & Antelo, J. (2022). Competitive phosphate and arsenate adsorption on ferrihydrite as described by the CD-MUSIC model. *ACS Earth Space Chem*. 6(5), 1397-1406. https://doi.org/10.1021/acsearthspacechem.2c00081

Gustafsson, J.P., Elert, M., Berggren Kleja, D., Jarvis, N. (2007). *Modeller för spridning av metaller från mark till vatten*. (Rapport 5741). Naturvårdsverket. https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1630492/FULLTEXT01.pdf [24-01-22]

Haque Md.A., Saha, D., Al-Bawei, S.S., Paul, L.C., Rahman, Md.A., Alshanketi, F., Alhazmi, A., Rambe, A.H., Zakariya, M.A & Ba Hashwan, S.S. (2023). Machine Learning-Based Technique for Resonance and Directivity Prediction of UMTS LTE Band Quasi Yagi Antenna. *Heliyon*. 9(9). https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e19548

Hawkins, M. (2001) Why we need cobalt. *Applied Earth Science*. 110(2), 66-70. https://doi.org/10.1179/aes.2001.110.2.66

Ibrahim, N. & El Afandi, G. (2020). Phytoremediation uptake model of heavy metals (Pb, Cd and Zn) in soil using Nerium oleander. *Heliyon*. 6 (7). https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04445

Jernlås, R. (1985). Transport av bekämpningsmedel efter markapplicering. (85:2). Sveriges Lantbruksuniversitet. https://res.slu.se/id/publ/30648 [24-06-11]

J. O. Nriagu, P. Bhattacharya, A. B. Mukherjee, J. Bundschuh, R. Zevenhoven & R. H. Loeppert (2007). Arsenic in soil and groundwater: an overwiew. *Trace Metals and other Contaminants in the Environment*. 9, 3-60. https://doi.org/10.1016/S1875-1121(06)09001-8

Konen, M., Jacobs P.M., Burras, L., Talaga, B.J. & Mason J.A. (2002). Equations for predicting soil organic carbon using loss-on-ignition for north central U.S. soils. *Soil Science Society of America Journal*. 66(6), 1878-1881. https://doi.org/10.2136/sssaj2002.1878

Larsson, R. (2008). *Jords egenskaper*. Statens geotekniska institut. https://www.sgi.se/globalassets/publikationer/info/pdf/sgi-i1.pdf [24-01-25]

Li, Y., Zhi, U., Weed, R., Broome, S.W., Knoppe, D.R.U. & Duckworth, O.W. (2024). Commercial compost amendments inhibit the bioavailability and plant uptake of per-

and polyfluoroalkyl substances in soil-porewater-lettuce systems. *Environmental International*. 186. https://doi.org/10.1016/j.envint.2024.108615

McKeague, J. A. & Day, J. H. (1965). Diothionite- and oxalate-extractable Fe and Al as aids in differentiating various classes of soils. *Canadian Journal of Soil Science*. 46(1), 13-22. https://doi.org/10.4141/cjss66-003

Naturvårdsverket (2009a). *Riktvärden för förorenad mark, modellbeskrivning och vägledning*. (Rapport 5976). Naturvårdsverket. https://www.naturvardsverket.se/4ac260/globalassets/media/publikationer-pdf/5900/978-91-620-5976-7.pdf [24-01-18]

Naturvårdsverket (2009b). *Riskbedömning av förorenade områden, en vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning*. (Rapport 5977). Naturvårdsverket. https://www.naturvardsverket.se/4ad068/globalassets/media/publikationer-pdf/5900/978-91-620-5977-4.pdf [24-01-18]

Naturvårdsverket (2024). *Fakta om arsenik och arsenikföroreningar*. https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/miljofororeningar/metaller/fakta-om-arsenik-och-arsenikforeningar/ [24-05-10]

Nilsson, Å. (u.å.). *Dominerade jordartsklass*. [Kartografiskt material]. Sveriges Lantbruksuniversitet. https://www.slu.se/institutioner/mark-miljo/miljoanalys/markinfo/markprofil/jordart/ [24-01-25]

Oorts, K. (2020). *Threshold calculator for metals in soil, a global tool för terrestrial risk assessment*. ARCHE Consulting. Background document threshold calculator for metals in soil v.3 (arche-consulting.be) [24-04-03]

Razzaghi, F., Arthur, E. & Moosavi, A.A (2021). Evaluating models to estimate cation exchange capacity of calcareous soils. *Geoderma*. 400. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115221

Rennert, T., Dietel, J., Heilek, S., Dohrmann, R. & Mansfeldt, T. (2021). Assessing poorly crystalline and mineral-organic species by extracting Al, Fe, Mn, and Si using (citrate-) ascorbate and oxalate. *Geoderma*. 397. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115095

Rennert, T. & Lenhardt, K. R. (2022). Does phase separation quantitatively affect Al, Fe, and Si extraction from soil using acid oxalate?. *Geoderma*. 412. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.115728.

RIVM (1997). *Maximum Permissible Concentrations and Negligible Concentrations for metals, taking Background Concentrations into account.* (Report no. 601501001) National Institute of Public Health and the Environment.

RIVM (2001). *Ecotoxicology serious risk concentration for soil, sediment and (ground)water, updated proposal for first series of compounds.* (RIVM report 711701020). National Institute for Public Health and the Environment.

RIVM (2005). *Environmental risk limits for nine trace elements.* (RIVM report 601501029). National Institute for Public Health and the Environment.

Sadeghi, A.R. (2020). *Cobalt and nickel concentrations in the Uppsala clay deposits, solubility and risk assessment*. (2020:22). Sveriges lantbruksuniversitet. https://stud.epsilon.slu.se/16693/3/sadeghi_a_210414.pdf [24-05-23]

Scheunert, I. (1993). Ecotoxicological Testing. *Handbook of Hazardous Materials, Academic Press.* 223-232. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-189410-8.50024-9

SGF (u.å.). *Arsenik (As).* https://atgardsportalen.se/arsenik-as/ [24-05-10]

SGF (2022). *ISM Incremental Sampling Methodology (ISM).* https://www.fororenadeomraden.se/index.php/undersoekningsstrategier/provtagningsstrategier/ism-enligt-itrc [24-01-23]

SGI (2023). *Jordarter*. https://www.sgi.se/sv/Forskning--larande/om-geoteknik-och-miljogeoteknik/geoteknik-och-markmiljo/jordmateriallara/lera-och-kvicklera/ [24-03-12]

SGU (2020a). *Mineralmarknaden 2021, Tema: Kobolt.* (Periodiska publikationer 2021:1). Sveriges Geologiska Undersökning https://resource.sgu.se/dokument/publikation/pp/pp202101rapport/pp2021-1-rapport.pdf [24-05-10]

SGU (2020b). *Postglaciala finkorniga sediment*. https://www.sgu.se/om-geologi/jord/fran-istid-till-nutid/landhojning-fran-havsbotten-till-lerslatt/postglaciala-finkorniga-sediment/ [24-05-10]

SGU (2020c). *Sur sulfatjord, en potenitell miljöbov.* https://www.sgu.se/samhallsplanering/risker/sulfidjordar-en-potentiell-miljobov/ [24-06-10]

SGU (2024). *Nickel.* https://www.sgu.se/anvandarstod-for-geologiska-fragor/bedomningsgrunder-for-grundvatten/grundvattnets-kvalitet--oorganiska-amnen/nickel/ [24-05-10]

Sheppard, S., Long, J., Sanipelli, B. & Sohlenius, G. (2009). *Solid/liquid partition coefficients (Kd) for selected soils and sediments at Forsmark and Laxemar-Simpevarp*. (R-09-27). Svensk kärnbränslehantering. Solid/liquid partition coefficients (Kd) for selected soils and sediments at Forsmark and Laxemar-Simpevarp (skb.com) [24-04-29]

SLU (2020). *Jordart*. https://www.slu.se/institutioner/mark-miljo/miljoanalys/markinfo/markprofil/jordart/#share-box-header [24-01-25]

Sorgog, K. & Kamo, M. (2019). Quantifying the precision of ecological risk: Conventional assessment factor method vs. species sensitivity distribution method. *Ecotoxicology and Environmental Safety.* 183. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109494

Swartjes, F.A., Dirven-Van Breemen, E.M., Otte, P.F., Van Beelen, P., Rikken, M.G.J., Tuinstra, J., Spijker, J. & Lijzen, J.P.A. (2007). *Human health risks due to consumption of vegetables from contaminated sites.* (RIVM report 711701940). Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu. https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701040.pdf [24-04-24]

Tiberg, C., Kumpiene, J., Gustafsson J.P., Marsz, A., Persson, I., Mench, M. & Kleja, D.B. (2016). Immobilization of Cu and As in two contaminated soils with zero-valent iron, Long-term performance and mechanisms. *Applied Geochemistry*. 67, 144-152. https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2016.02.009

Tuffour, H., Yeboah, I., Bonsu, M., Adjei-Gyapong, T., Khalid, A.A., Abubakari, A. & Ocansey, C. (2014). Soil Organic Carbon: Relating the Walkley-Black Wet Oxidation Method to Loss on Ignition and Clay Content. *International journal of Scientific Research in Knowledge*. 2(5), 249-256. http://dx.doi.org/10.12983/ijsrk-2014-p0249-0256

van Reeuwijk, L.P. (2002). *Methods of soil analysis.* 6 uppl., International Soil Reference and Information Centre. https://www.isric.org/sites/default/files/ISRIC_TechPap09.pdf [24-04-09]

Vasiluk, L., Sowa, J., Ford, F., Dutton, M.d. & Hale, B. (2019). Bioaccessibility estimates by gastric SBRC method to determine relationships to bioavailability of nickel in ultramafic soil. *Science of The Total Environment*. 673, 685-693. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.059

Violante, A. & Pigna, M. (2002). Competitive Sorption of Arsenate and Phosphate on Different Clay Minerals and Soils. *Soil Science Society of America Journal*. 66(6), 1788-1796. https://acsess.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2136/sssaj2002.1788

Åtgärdsportalen (u.å.). *Schaktsanering och behandling – Fördjupad beskrivning.* Svenska Geotekniska Föreningen. https://atgardsportalen.se/schaktsanering-och-behandling-fordjupad-beskrivning/ [24-05-16]

BILAGOR

BILAGA A – ANALYSSVAR TOTALHALT I JORD

Tabell A.1 visar de analysresultat som erhölls efter analys av de i 24 inhämtade lerjordarna för arsenik (As), barium (Ba), kadmium (Cd), kobolt (Co), krom (Cr), koppar (Cu), kvicksilver (Hg), nickel (Ni), bly (Pb), vanadin (V) och zink (Zn).

Tabell A.1. Analysresultat i jord med avseende på arsenik (As), barium (Ba), kadmium (Cd), kobolt (Co), krom (Cr), koppar (Cu), kvicksilver (Hg), nickel (Ni), bly (Pb), vanadin (V) och zink (Zn) för samtliga inhämtade lerprover i enheten mg/kg TS

Lerjordsnamn	As [mg/kg TS]	Ba [mg/kg TS]	Cd [mg/kg TS]	Co [mg/kg TS]	Cr [mg/kg TS]	Cu [mg/kg TS]	Hg [mg/kg TS]	Ni [mg/kg TS]	Pb [mg/kg TS]	V [mg/kg TS]	Zn [mg/kg TS]
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_02	3,9	106,5	0,2	11,9	40,4	24,1	0,1	24,8	19,6	52,5	90,4
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_03	3,7	61,7	0,3	4,7	20,0	17,1	0,1	11,7	10,0	27,8	47,9
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_04	3,9	139,0	0,3	14,5	50,0	31,2	0,1	32,1	21,1	58,7	111,5
23_Mälardalen_Lera_Djupt_05	5,3	165,5	0,2	16,4	56,0	28,7	0,1	37,3	18,4	66,1	90,5
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_06	4,5	108,0	0,2	15,2	44,0	21,7	0,1	30,1	18,8	52,3	83,2
23_Mälardalen_Lera_Djupt_07	7,6	145,5	0,2	15,4	54,5	33,1	0,1	37,7	19,4	66,1	97,0
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_08	3,3	100,5	0,2	18,3	39,0	22,3	0,1	20,0	21,7	51,5	84,0
23_Mälardalen_Lera_Djupt_09	4,5	110,5	0,2	16,2	49,3	34,3	0,1	31,9	21,0	70,5	101,0
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_10	3,1	130,5	0,2	12,6	49,3	26,4	0,1	25,0	18,3	64,2	90,7
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_12	3,5	123,0	0,3	11,6	39,8	25,1	0,1	25,3	17,1	47,1	93,5
23_Mälardalen_Lera_Djupt_13	3,2	107,0	0,1	10,4	36,0	20,0	0,1	23,5	12,5	43,4	58,1
23_Västra Götaland_Lera_Djupt_14	9,0	66,9	0,1	13,9	48,8	17,4	0,1	33,7	17,5	70,3	82,2

Lerjordsnamn	As [mg/kg TS]	Ba [mg/kg TS]	Cd [mg/kg TS]	Co [mg/kg TS]	Cr [mg/kg TS]	Cu [mg/kg TS]	Hg [mg/kg TS]	Ni [mg/kg TS]	Pb [mg/kg TS]	V [mg/kg TS]	Zn [mg/kg TS]
23_Mälardalen_Lera_Djupt_16	5,4	105,5	0,2	16,3	55,1	31,1	0,1	33,2	22,2	72,6	103,0
23_Mälardalen_Lera_ytligt_17	6,3	122,0	0,2	18,9	57,4	35,0	0,1	39,7	25,3	74,9	109,5
23_Mälardalen_Lera_Djupt_18	4,7	87,0	0,1	13,0	44,7	25,7	0,1	26,5	19,0	57,8	81,2
23_Mälardalen_Lera_Djupt_23	7,7	188,0	0,2	16,9	62,5	40,7	0,1	42,7	21,9	71,7	137,0
23_Mälardalen_Lera_Djupt_24	3,4	56,2	0,1	6,4	16,1	11,3	0,1	10,4	10,0	28,1	33,2
23_Mälardalen_Lera_Djupt_25	3,8	159,0	0,2	13,6	52,4	27,3	0,1	34,6	17,2	60,1	85,3
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_27	2,0	64,2	0,1	7,6	28,5	14,4	0,1	14,3	11,9	37,1	54,4
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_28	2,3	70,5	0,3	7,2	25,3	18,1	0,1	14,0	15,2	32,1	78,3
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_30	3,2	224,0	1,0	8,6	32,2	42,5	0,5	18,9	123,0	34,3	547,5
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_32	8,4	114,0	0,1	11,5	60,1	31,8	0,1	28,2	19,6	71,9	93,6
23_Västra Götaland_Lera_Ytligt_33	6,5	123,5	0,1	14,6	44,8	29,8	0,1	29,9	22,9	66,6	96,4
23_Västra Götaland_Lera_Djupt_34	9,9	99,5	0,1	14,4	47,3	19,6	0,1	31,9	18,2	75,9	94,0

Tabell A.2 visar de analysresultat som erhölls efter analys av de i 24 inhämtade lerjordarna för parametrarna torrsubstans vid 105°C, pH, mättemperatur pH, Glödförlust (GF) samt TOC beräknad.

Tabell A.2. Analysresultat med avseende på torrsubstans vid 105 °C, pH, mättemperatur pH, glödförlust (GF) och TOC beräknad

Lerjordsnamn	torrsubstans vid 105°C [%]	pH	Mättemp-eratur pH [°C]	Glödförlust (GF) [% TS]	TOC, beräknad [% TS]
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_02	72,8	7,1	21,5	10,2	5,9
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_03	71,7	6,4	21,5	7,1	4,1
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_04	79,5	8,4	21,4	5,2	3,0
23_Mälardalen_Lera_Djupt_05	77,6	8,7	21,4	3,3	1,9
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_06	80,4	6,2	21,3	4,6	2,6
23_Mälardalen_Lera_Djupt_07	78,7	8,4	21,3	3,0	1,8
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_08	78,5	6,4	21,4	4,4	2,6
23_Mälardalen_Lera_Djupt_09	82,2	8,6	21,6	3,3	1,9
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_10	71,4	6,0	21,3	7,5	4,4
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_12	81,5	8,4	21,5	4,7	2,8
23_Mälardalen_Lera_Djupt_13	82,8	8,7	21,4	2,5	1,4
23_Västra Götaland_Lera_Djupt_14	56,0	8,4	21,3	6,6	3,8
23_Mälardalen_Lera_Djupt_16	76,5	8,6	21,6	3,0	1,8
23_Mälardalen_Lera_ytligt_17	75,5	8,2	21,5	4,1	2,4
23_Mälardalen_Lera_Djupt_18	79,9	8,6	21,6	2,5	1,4
23_Mälardalen_Lera_Djupt_23	76,8	8,0	21,5	3,8	2,2
23_Mälardalen_Lera_Djupt_24	82,0	6,9	21,5	1,6	0,9
23_Mälardalen_Lera_Djupt_25	71,1	8,7	21,4	3,1	1,8
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_27	75,8	6,5	21,4	6,0	3,5
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_28	77,7	6,9	21,5	4,8	2,8
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_30	72,2	7,3	21,7	8,5	4,9
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_32	70,2	4,8	21,6	4,9	2,9
23_Västra Götaland_Lera_Ytligt_33	66,5	8,7	21,4	2,5	1,4
23_Västra Götaland_Lera_Djupt_34	58,8	8,2	21,3	5,0	2,9

BILAGA B - BAKGRUNDSHALTER I UPPSALA, STOCKHOLM, SÖDERMANLAND, VÄSTMANDLANDS & ÖREBRO LÄN

Data för matjorden som erhölls från datavärdskapet jordbruksmark vid SLU sammanställdes och bakgrundshalter för As, Co och Ni fastställdes. Tabell B.1 visar medelvärden av bakgrundshalterna av As, Co och Ni i matjorden i länen Uppsala, Stockholm, Södermanland, Västmanland, Örebro och Västra Götaland och tabell B.2 visar 90-percentilen (p90) av As, Co och Ni för samma län. De fetstilta värden markerar de halter som överstiger Naturvårdsverkets nationella bakgrundshalter för respektive ämne. De nationella bakgrundshalterna för As, Co och Ni är 10 mg/kg, 10 mg/kg respektive 25 mg/kg och de generella riktvärdena för KM är 10 mg/kg, 15 mg/kg respektive 40 mg/kg.

Det kan ses att inga halter för As överstiger Naturvårdsverkets nationella bakgrundshalter för medelvärdet eller p90. För medelvärdet av Co är bakgrundshalterna större än de nationella bakgrundshalterna för länen Uppsala, Stockholm, Södermanland och Västmanland. När p90 beräknades överstiger alla värden Naturvårdsverkets nationella bakgrundshalter för Co. Inga bakgrundshalter av Ni överstiger de nationella bakgrundshalterna för det beräknade medelvärdet men för p90 överstiger halterna Naturvårdsverkets nationella bakgrundshalter i Uppsala län, Stockholm län, Södermanland län samt Västmanland län.

Tabell B.1. Medelvärden av As, Co och Ni i Uppsala, Stockholm, Södermanland, Västmanland, Örebro & Västra Götaland län för matjorden. De fetstilta värdena representerar de halter som överskrider Naturvårdsverkets nationella bakgrundshalter

	Medelvärde [mg/kg TS]			
Län	As	Co	Ni	Antal provpunkter
Uppsala	4,75	**12,05**	25,00	302
Stockholm	5,07	**10,10**	20,56	145
Södermanland	4,06	**10,12**	18,37	232
Västmanland	4,86	**12,06**	21,49	186
Örebro	5,36	8,35	14,18	144
Västra Götaland	4,50	8,10	12,37	513

Tabell B.2. 90-percentilen av As, Co och Ni i Uppsala, Stockholm, Södermanland, Västmanland, Örebro & Västra Götaland län för matjorden. De fetstilta värdena representerar de halter som överskrider Naturvårdsverkets nationella bakgrundshalter

	p90 [mg/kg TS]			
Län	As	Co	Ni	Antal provpunkter
Uppsala	7,29	**16,59**	**35**	302
Stockholm	6,6	**14,42**	**31**	145
Södermanland	6,09	**13,78**	**27**	232
Västmanland	6,9	**17,5**	**31**	186
Örebro	9,12	**12,74**	23,7	144
Västra Götaland	6,2	**12,5**	18	513

BILAGA C – DATA FRÅN LABORATIVT ARBETE

I denna bilaga presenteras den data som erhållits från det laborativa arbetet genom olika försök och analyser enligt avsnitt 3.4.

Bilaga C.1 – Analyssvar efter extraktion med 0,001 M $CaCl_2$ vid naturligt pH

Lakvattnet som erhölls från extraktion med 0,001 M $CaCl_2$ skickades in till Eurofins för analys av arsenik (As), barium (Ba), bly (Pb), kadmium (Cd), kobolt (Co), koppar (Cu), krom (Cr), nickel (Ni), vanadin (V) och zink (Zn). Resultatet visas i tabell B31.

Tabell B.1.1. Analyserade halter arsenik (As), barium (Ba), bly (Pb), kadmium (Cd), kobolt (Co), koppar (Cu), krom (Cr), nickel (Ni), vanadin (V) och zink (Zn)i lakvatten efter extraktion med 0,001 M $CaCl_2$ vid naturligt pH

Lerjordsnamn	As [mg/l]	Ba [mg/l]	Pb [mg/l]	Cd [mg/l]	Co [mg/l]	Cu [mg/l]	Cr [mg/l]	Ni [mg/l]	V [mg/l]	Zn [mg/l]
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_02_A	0,00077	0,02	0,0025	0,000012	0,000064	0,036	0,00023	0,0015	0,0014	0,027
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_02_B	0,00087	0,018	0,000079	0,000007	0,000054	0,0043	0,000084	0,0012	0,0015	0,0017
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_03_A	0,00064	0,04	0,0025	0,00012	0,00015	0,018	0,00047	0,0035	0,0011	0,025
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_03_B	0,00061	0,03	0,0013	0,000095	0,00013	0,02	0,0012	0,0032	0,0011	0,023
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_04_A	0,00026	0,014	0,000084	0,000004	0,000026	0,0035	0,00031	0,00056	0,0014	0,0015
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_04_B	0,00036	0,013	0,0055	0,000008	0,000027	0,028	0,00047	0,00073	0,0018	0,021
23_Mälardalen_Lera_Djupt_05_A	0,000076	0,0096	0,003	0,000008	0,000026	0,043	0,00042	0,00065	0,00023	0,035
23_Mälardalen_Lera_Djupt_05_B	0,000075	0,0089	0,00042	<0,0000040	0,000023	0,0055	0,00059	0,00012	0,00024	0,0047
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_06_A	0,000081	0,012	0,00081	0,000048	0,000055	0,012	0,00045	0,0037	0,0001	0,012
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_06_B	0,0001	0,015	0,0022	0,000077	0,000089	0,032	0,00081	0,0049	0,00012	0,027
23_Mälardalen_Lera_Djupt_07_A	0,00016	0,0087	0,000038	<0,0000040	0,000017	0,00083	0,000071	0,00021	0,00018	0,001
23_Mälardalen_Lera_Djupt_07_B	0,00015	0,01	0,000067	<0,0000040	0,000016	0,0016	0,00006	0,00018	0,00018	0,0014
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_08_A	0,000041	0,021	0,000066	0,000049	0,000021	0,0016	0,00011	0,0015	0,000073	0,0035
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_08_B	0,000048	0,021	0,00013	0,000075	0,000042	0,0033	0,000088	0,0018	0,000089	0,0061
23_Mälardalen_Lera_Djupt_09_A	0,00012	0,006	0,0012	0,000005	0,000027	0,017	0,0059	0,00031	0,00034	0,013
23_Mälardalen_Lera_Djupt_09_B	0,00014	0,011	0,002	0,000009	0,000013	0,029	0,00017	0,00031	0,00031	0,022
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_10_A	0,00012	0,031	0,012	0,00012	0,000076	0,18	0,00088	0,0037	0,00017	0,14
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_10_B	0,000069	0,04	0,00013	0,000088	0,000076	0,0025	0,000084	0,0026	0,00012	0,0064
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_12_A	0,00032	0,018	0,00064	0,000006	0,000036	0,01	0,0008	0,00064	0,0017	0,0075
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_12_B	0,00028	0,038	0,000098	<0,0000040	0,000031	0,0036	0,00048	0,00053	0,0016	0,0014

Lerjordsnamn	As [mg/l]	Ba [mg/l]	Pb [mg/l]	Cd [mg/l]	Co [mg/l]	Cu [mg/l]	Cr [mg/l]	Ni [mg/l]	V [mg/l]	Zn [mg/l]
23_Mälardalen_Lera_Djupt_13_A	0,00014	0,011	0,033	0,000066	0,000037	0,46	0,0019	0,0029	0,00032	0,36
23_Mälardalen_Lera_Djupt_13_B	0,000093	0,011	0,0011	<0,000040	0,00002	0,015	0,00027	0,00019	0,00031	0,013
23_Västra Götaland_Lera_Djupt_14_A	0,0016	0,014	0,0031	0,000015	0,00067	0,039	0,0009	0,0021	0,014	0,031
23_Västra Götaland_Lera_Djupt_14_B	0,0015	0,013	0,000054	0,000007	0,00069	0,0022	0,00025	0,0017	0,012	0,0017
23_Mälardalen_Lera_Djupt_16_A	0,000096	0,0026	0,00088	<0,000040	0,00001	0,013	<0,000050	0,00016	0,00024	0,01
23_Mälardalen_Lera_Djupt_16_B	0,00012	0,0025	0,0033	0,000009	0,00001	0,044	0,00011	0,00039	0,00029	0,036
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_17_A	0,00012	0,0038	0,00023	<0,000040	0,000012	0,0037	0,000065	0,00022	0,00024	0,0038
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_17_B	0,00011	0,0032	0,000036	<0,000040	0,000013	0,00088	0,000087	0,00047	0,00023	0,0014
23_Mälardalen_Lera_Djupt_18_A	0,0001	0,003	0,00005	<0,000040	0,000013	0,00075	0,00023	0,00013	0,00028	0,0013
23_Mälardalen_Lera_Djupt_18_B	0,00013	0,0025	0,0014	0,000006	<0,000010	0,019	0,00022	0,00023	0,0003	0,017
23_Mälardalen_Lera_Djupt_23_A	0,00042	0,013	0,000045	0,000005	0,000015	0,0029	0,00014	0,00077	0,0022	0,00089
23_Mälardalen_Lera_Djupt_24_A	0,000055	0,0075	0,0009	0,000046	<0,000010	0,013	0,00074	0,0013	0,00019	0,012
23_Mälardalen_Lera_Djupt_23_B	0,00046	0,013	0,00034	0,000005	0,000013	0,0061	0,000097	0,00073	0,002	0,0042
23_Mälardalen_Lera_Djupt_24_B	0,000068	0,006	0,026	0,000064	0,00002	0,33	0,0035	0,0025	0,00016	0,28
23_Mälardalen_Lera_Djupt_25_A	0,000059	0,015	0,0039	0,00001	<0,000010	0,049	0,00059	0,00046	0,00021	0,042
23_Mälardalen_Lera_Djupt_25_B	0,000054	0,016	0,0017	0,000005	<0,000010	0,018	0,0007	0,00018	0,00021	0,018
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_27_A	0,0002	0,023	0,0063	0,000059	0,000065	0,086	0,00026	0,0016	0,00031	0,071
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_27_B	0,00016	0,024	0,0016	0,000044	0,000058	0,023	0,00059	0,0012	0,00041	0,02
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_28_A	0,00032	0,036	0,014	0,000089	0,00005	0,2	0,0015	0,0026	0,00073	0,16
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_28_B	0,0003	0,031	0,0016	0,000064	0,000035	0,024	0,00065	0,0016	0,00071	0,024
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_30_A	0,0008	0,013	0,017	0,000088	0,000025	0,24	0,0016	0,0022	0,0048	0,19
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_30_B	0,00066	0,013	0,00054	0,000057	0,000014	0,0066	0,00011	0,00096	0,005	0,02
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_32_A	0,0002	0,068	0,00043	0,00027	0,0047	0,0041	0,00039	0,02	0,00004	0,02
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_32_B	0,00019	0,076	0,00067	0,00023	0,0033	0,0036	0,0003	0,016	0,000026	0,028
23_Västra Götaland_Lera_Ytligt_33_A	0,0061	0,0022	0,00078	0,000022	0,000058	0,014	0,00041	0,00097	0,017	0,0088
23_Västra Götaland_Lera_Ytligt_33_B	0,0059	0,0023	0,0015	0,000021	0,000058	0,023	0,00089	0,001	0,016	0,016

Lerjordsnamn	As [mg/l]	Ba [mg/l]	Pb [mg/l]	Cd [mg/l]	Co [mg/l]	Cu [mg/l]	Cr [mg/l]	Ni [mg/l]	V [mg/l]	Zn [mg/l]
23_Västra Götaland_Lera_Djupt_34_A	0,00031	0,0019	0,0027	0,000022	0,000041	0,039	0,001	0,00095	0,00076	0,03
23_Västra Götaland_Lera_Djupt_34_B	0,00031	0,0018	0,00032	0,000018	0,000037	0,0036	0,00026	0,00068	0,00065	0,0036

Bilaga C.2 – pH-beroende lakbarhet

Den pH-beroende lakbarheten undersöktes genom extraktion av metallerna med 0,002 M $CaCl_2$ och varierande mängd HNO_3, NaOH och H_2O för att undersöka lakbarheten för fyra värden på pH-skalan i duplikat. Tabell B.2.1 visar rådata för halterna arsenik (As), barium (Ba), kadmium (Cd), kobolt (Co), krom (Cr), koppar (Cu), molybden (Mo), nickel (Ni), bly (Pb), vanadin (V) och zink (Zn) i lakvattnet tillsammans med det pH-värde som uppmättes vid extraktionen för de åtta utvalda lerjordarna.

Tabell B.2.1. Rådata för halterna arsenik (As), barium (Ba), kadmium (Cd), kobolt (Co), krom (Cr), koppar (Cu), molybden (Mo), nickel (Ni), bly (Pb), vanadin (V) och zink (Zn) i lakvattnet tillsammans med det pH-värde som uppmättes vid extraktionen

Lerjordsnamn	As [µg/l]	Ba [µg/l]	Cd [µg/l]	Co [µg/l]	Cr [µg/l]	Cu [µg/l]	Mo [µg/l]	Ni [µg/l]	Pb [µg/l]	V [µg/l]	Zn [µg/l]	pH
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_04_A	0,253	63,7	0,0226	0,0179	0,637	1,91	0,262	0,636	0,0377	1,66	2,66	6,954
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_04_B	0,261	64,7	0,0175	0,0133	0,637	1,62	0,216	0,695	0,017	1,8	1,13	6,958
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_04_C	0,171	33,8	0,00658	0,0133	0,47	1,53	0,357	0,43	0,0138	1,37	0,517	7,35
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_04_D	0,165	34,8	0,00713	0,013	0,576	1,69	0,447	0,505	0,0168	1,32	1,35	7,26
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_04_E	0,678	26,3	0,0033	0,0197	0,322	3,04	0,798	0,571	0,024	2,08	14,4	7,935
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_04_F	0,358	95,4	0,00249	0,0185	0,416	2,34	0,793	0,494	0,0217	1,41	85,9	7,923
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_04_G	10,9	8,69	0,024	0,223	1,06	48,2	2,69	5,56	0,53	76,2	10,4	10,409
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_04_H	13,2	5,02	0,039	0,284	1,29	58,9	2,9	7,3	0,742	93,8	3,62	10,74
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_06_A	0,384	804	2,1	23	2,03	12,7	<0.05	96,9	2,71	0,44	78,3	3,071
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_06_B	0,324	786	1,7	19,8	1,85	10,4	<0.05	99	2,23	0,325	68,9	3,096
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_06_C	0,348	236	0,967	8,42	0,352	3,41	<0.05	44,9	0,454	0,194	17,4	3,724
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_06_D	0,341	201	1,1	5,66	0,325	3,08	<0.05	40,8	0,318	0,182	17,9	3,777
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_06_E	0,0736	16,7	0,0877	0,115	0,0883	1,61	<0.05	5,48	0,0318	0,097	1,85	5,355
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_06_F	0,0632	14,9	0,0754	0,0808	0,0685	1,87	<0.05	5,45	0,0317	0,0929	1,77	5,356
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_06_G	4,83	139	0,0389	1,51	6,2	33,6	3,02	14	3,58	8,48	52	8,835
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_06_H	6,87	151	0,0534	2,14	8,52	46	2,81	19,1	4,86	13,8	58,3	9,03
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_10_A	0,302	1730	2,34	35,8	1,64	19,9	<0.05	61,2	3,83	0,37	125	3,154
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_10_B	0,308	1440	2,63	30,6	1,46	18,6	<0.05	51,8	3,58	0,397	107	3,148
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_10_C	0,253	380	1,08	9,5	0,456	4,47	<0.05	25,7	0,504	0,224	35,6	3,871
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_10_D	0,216	371	1,06	7,97	0,434	3,9	<0.05	25	0,379	0,186	31,9	3,881
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_10_E	0,0699	37,3	0,142	0,129	0,125	1,73	<0.05	3,09	0,0804	0,144	3,39	5,507

Lerjordsnamn	As [µg/l]	Ba [µg/l]	Cd [µg/l]	Co [µg/l]	Cr [µg/l]	Cu [µg/l]	Mo [µg/l]	Ni [µg/l]	Pb [µg/l]	V [µg/l]	Zn [µg/l]	pH
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_10_F	0,0698	32,9	0,117	0,071	0,103	1,75	<0.05	2,89	0,0495	0,115	2,91	5,538
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_10_G	2,74	97,9	0,0305	0,558	2,91	26,2	1,29	5,72	2,18	4,7	121	7,951
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_10_H	3,28	102	0,0398	0,816	4,23	40	1,71	7,7	2,77	7,34	94,7	8,351
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_17_A	0,348	18,4	0,0231	0,0179	0,13	1,78	1,31	0,962	0,0366	0,921	0,746	7,061
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_17_B	0,229	15,4	0,0189	0,0131	0,168	0,567	0,946	0,587	0,0391	0,721	0,574	6,982
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_17_C	0,212	8,12	0,00503	0,00913	0,166	0,784	1,57	0,391	0,0355	0,528	0,536	7,413
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_17_D	0,182	9,46	0,0242	0,0161	0,0938	0,599	0,279	1,26	0,0359	0,452	0,804	6,418
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_17_E	0,192	3,44	<0.003	0,017	0,159	0,827	3,01	0,201	0,0424	0,38	0,374	7,811
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_17_F	0,148	2,15	<0.002	0,0116	0,0984	0,813	2,18	0,133	0,0266	0,239	1,16	7,965
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_17_G	7,41	5,18	<0.006	0,0459	0,444	9,06	6,9	0,616	0,0901	32	6,83	10,473
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_17_H	6,55	7,17	<0.004	0,0422	0,373	9,51	5,69	0,563	0,176	26,6	9,94	10,501
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_32_A	0,641	737	1,14	63,8	5,19	33,9	0,0726	89,7	6,92	0,619	260	2,844
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_32_B	0,543	555	0,737	28	7,27	51,9	<0.2	67,7	15,3	0,789	167	2,756
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_32_C	0,329	308	0,634	17	1,41	13,4	<0.05	52,9	4,04	0,157	73,1	3,26
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_32_D	0,365	306	0,8	14,1	1,41	14,1	<0.05	54,7	3,48	0,213	61,8	3,303
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_32_E	0,166	89,2	0,129	1,69	0,338	2,95	<0.05	10,7	0,42	0,0349	24,8	4,389
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_32_F	0,144	97,1	0,109	1,75	0,367	3,69	<0.05	9,91	0,507	0,0257	25	4,274
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_32_G	2,35	77,2	0,0205	0,51	3,77	36	1,22	6,24	1,2	1,18	216	6,801
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_32_H	1,75	48,9	0,0129	0,444	4,08	45,4	4,92	8,86	0,867	1,06	73,7	7,246
23_Västra Götaland_Lera_Ytligt_33_A	7,68	114	0,0636	0,857	0,224	3,53	3,34	5,3	0,0373	27	121	7,175
23_Västra Götaland_Lera_Ytligt_33_B	7,4	56	0,0652	0,754	0,259	2,51	3,46	4,61	0,0216	25,7	37	7,178
23_Västra Götaland_Lera_Ytligt_33_C	3,67	36	0,0155	0,21	0,196	2,18	3,06	1,43	0,0197	14,9	16,2	7,374
23_Västra Götaland_Lera_Ytligt_33_D	3,62	36,7	0,0136	0,193	0,766	1,9	3,72	2,05	0,0179	14,3	11	7,369
23_Västra Götaland_Lera_Ytligt_33_E	4,35	38,4	0,0105	0,0594	0,19	3	3,79	0,582	0,0546	13,3	1,95	8,079
23_Västra Götaland_Lera_Ytligt_33_F	4,95	58	0,00606	0,0681	1,03	3,35	3,61	1,69	0,0536	14,5	0,729	8,178
23_Västra Götaland_Lera_Ytligt_33_G	30,1	2,29	<0.003	0,0906	1,32	12,8	4,36	0,541	0,256	113	0,331	10,242
23_Västra Götaland_Lera_Ytligt_33_H	34	1,92	<0.003	0,106	1,45	15,9	4,02	0,626	0,375	124	0,876	10,078
23_Mälardalen_Lera_Djupt_05_A	0,0519	59,6	0,00819	0,0174	0,424	0,953	0,216	0,263	0,0365	0,31	1,37	7,167
23_Mälardalen_Lera_Djupt_05_B	0,102	170	0,00857	0,016	0,478	0,602	0,263	0,25	0,0433	0,281	30,8	7,126

Lerjordsnamn	As [µg/l]	Ba [µg/l]	Cd [µg/l]	Co [µg/l]	Cr [µg/l]	Cu [µg/l]	Mo [µg/l]	Ni [µg/l]	Pb [µg/l]	V [µg/l]	Zn [µg/l]	pH
23_Mälardalen_Lera_Djupt_05_C	0,067	149	0,00344	0,0126	0,233	0,418	0,339	0,126	0,0397	0,238	11,4	7,533
23_Mälardalen_Lera_Djupt_05_D	0,0828	155	0,00416	0,0161	0,254	0,521	0,38	0,181	0,0356	0,253	10	7,487
23_Mälardalen_Lera_Djupt_05_E	0,0858	111	<0.002	0,0145	0,156	0,427	0,864	0,115	0,0337	0,269	1,91	8,059
23_Mälardalen_Lera_Djupt_05_F	0,0868	108	<0.002	0,0142	0,208	0,463	0,832	0,0771	0,0318	0,266	0,773	8,081
23_Mälardalen_Lera_Djupt_05_G	4,42	72,8	<0.002	0,0402	0,26	4,63	1,41	0,146	0,0298	42,5	43,4	10,906
23_Mälardalen_Lera_Djupt_05_H	4,29	103	<0.002	0,0375	0,336	4,17	2,24	0,129	0,029	52	20,2	10,999
23_Västra Götaland_Lera_Djupt_34_A	5,54	130	0,856	47,3	0,722	10,3	0,0883	108	0,81	4,8	273	3,623
23_Västra Götaland_Lera_Djupt_34_B	5,99	131	0,812	45,4	1,1	8,25	<0.05	108	0,73	4,31	213	3,637
23_Västra Götaland_Lera_Djupt_34_C	0,664	82,5	0,11	5,71	0,24	1,05	0,214	11,4	0,0956	0,474	57,1	5,48
23_Västra Götaland_Lera_Djupt_34_D	0,381	70,5	0,105	5,08	0,467	0,66	0,236	9,73	0,0614	0,38	27,9	5,44
23_Västra Götaland_Lera_Djupt_34_E	0,329	79	<0.006	0,21	0,407	1,37	6,5	1,2	0,0459	0,655	16,3	7,573
23_Västra Götaland_Lera_Djupt_34_F	0,316	69,2	<0.006	0,0227	0,11	1,68	6,89	0,451	0,0404	0,578	4,77	7,604
23_Västra Götaland_Lera_Djupt_34_G	26,2	7,9	<0.01	0,382	2,4	16,5	13,3	2,24	1,2	88,4	1,58	10,049
23_Västra Götaland_Lera_Djupt_34_H	29,9	17,9	<0.01	0,393	2,73	20	13	2,19	0,566	99,7	11,8	9,841

Bilaga C.3 – Extraktion med 0,43 M HNO_3

Den geokemiskt aktiva fraktionen Co och Ni undersöktes genom extraktion med 0,43 M HNO_3 i duplikat för de åtta utvalda lerjordarna. Lakvattnet skickades in på analys för arsenik (As), barium (Ba), kadmium (Cd), kobolt (Co), krom (Cr), koppar (Cu), molybden (Mo), nickel (Ni), bly (Pb), vanadin (V) och zink (Zn). Tabell B.3.1 visar data för de analyserade halterna.

Tabell B.3.1. Halterna arsenik (As), barium (Ba), kadmium (Cd), kobolt (Co), krom (Cr), koppar (Cu), molybden (Mo), nickel (Ni), bly (Pb), vanadin (V) och zink (Zn) i lakvattnet tillsammans med det pH-värde som uppmättes vid extraktionen

Lerjordsnamn	As [mg/kg TS]	Ba [mg/kg TS]	Cd [mg/kg TS]	Co [mg/kg TS]	Cr [mg/kg TS]	Cu [mg/kg TS]	Mo [mg/kg TS]	Ni [mg/kg TS]	Pb [mg/kg TS]	V [mg/kg TS]	Zn [mg/kg TS]
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_04_A	0,21	61,02	0,17	2,97	1,40	9,87	<0,02	4,41	7,60	6,72	19,45
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_04_B	0,21	61,91	0,17	2,96	1,42	10,17	<0,02	4,38	7,60	6,92	15,21
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_06_A	0,12	44,57	0,07	1,95	3,28	7,81	<0,02	4,45	6,16	5,09	13,64
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_06_B	0,12	43,78	0,07	1,94	3,31	7,77	<0,02	4,42	6,13	5,04	14,33
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_10_A	0,14	70,27	0,10	2,30	2,32	8,43	<0,02	2,62	7,14	5,50	14,49
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_10_B	0,14	70,08	0,10	2,35	2,49	8,50	<0,02	2,85	7,21	5,72	14,59
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_17_A	0,18	29,79	0,09	4,65	3,10	7,58	<0,02	5,68	10,26	8,15	19,63
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_17_B	0,19	31,97	0,10	5,17	3,24	8,13	<0,02	5,98	10,95	8,71	20,52
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_32_A	0,57	22,78	0,02	0,88	3,91	9,97	0,07	1,99	8,95	6,46	9,44
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_32_B	0,60	23,17	0,02	0,91	3,96	10,36	0,07	2,13	9,10	6,60	9,15
23_Västra Götaland_Lera_Ytligt_33_A	0,84	13,24	0,05	2,87	2,30	14,83	<0,02	4,88	12,75	7,79	20,46
23_Västra Götaland_Lera_Ytligt_33_B	0,85	17,89	0,06	2,88	2,32	14,23	<0,02	4,89	13,54	7,97	21,65
23_Mälardalen_Lera_Djupt_05_A	0,01	36,05	0,07	1,74	0,02	0,11	0,003	0,58	0,06	0,08	1,07
23_Mälardalen_Lera_Djupt_05_B	0,01	34,36	0,07	1,49	0,01	0,04	0,004	0,47	0,01	0,03	0,48
23_Västra Götaland_Lera_Djupt_34_A	0,69	11,80	0,04	1,87	1,71	5,84	0,03	4,07	8,04	9,37	15,93
23_Västra Götaland_Lera_Djupt_34_B	0,68	10,52	0,05	1,91	1,71	5,94	0,04	4,23	7,98	9,54	16,32

Bilaga C.4 – Extraktion med 0,1 M $BaCl_2$ (Katjonbyteskapacitet)

För att bestämmas katjonbyteskapaciteten för de åtta utvalda lerjordarna utfördes extraktion med 0,1 M $BaCl_2$ och lakvattnet analyserades sedan med ICP-OES på KTH med avseende aluminium (Al), kalcium (Ca), Kalium (K), Magnesium (Mg) och Natrium (Na). Tabell B.4.1 visar medelvärdet av de uppmätta halterna i duplikaten i $cmol_c$/kg TS.

Tabell B.4.1. Analyserade halter aluminium (Al), kalcium (Ca), Kalium (K), Magnesium (Mg) och Natrium (Na) för de åtta utvalda lerjordarna med ICP-OES.

Lerjordsnamn	Al [$cmol_c$/kg TS]	Ca [$cmol_c$/kg TS]	K [$cmol_c$/kg TS]	Mg [$cmol_c$/kg TS]	Na [$cmol_c$/kg TS]
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_04	0,00	22,26	0,74	0,98	0,04
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_06	0,01	12,02	0,27	1,73	0,07
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_10	0,13	10,01	0,66	3,40	0,16
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_17	0,00	18,09	0,58	2,10	0,23
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_32	3,30	4,89	0,45	1,32	0,72
23_Västra Götaland_Lera_Ytligt_33	0,02	8,52	1,43	3,31	2,56
23_Mälardalen_Lera_Djupt_05	0,00	16,65	0,38	0,60	0,16
23_Västra Götaland_Lera_Djupt_34	0,00	8,43	1,42	6,88	3,92

Bilaga C.5 – extraktion med 0,2 M oxalatlösning vid pH 3

För att bestämma summan av de Fe- och Al-(hydr)oxider i de åtta utvalda lerjordarna utfördes extraktion med 0,2 M oxalatlösning och lakvattnet analyserades sedan med ICP-OES på KTH med avseende aluminium (Al), järn (Fe), fosfor (P) och kisel (Si). Tabell B.5.1 visar medelvärdet av de uppmätta halterna i duplikaten i mmol/kg TS.

Tabell B.5.1. Analyserade halter aluminium (Al), järn (Fe), fosfor (P) och kisel (Si) för de åtta utvalda lerjordarna med ICP-OES.

Lerjordsnamn	Al [mmol/kg TS]	Fe [mmol/kg TS]	P [mmol/kg TS]	Si [mmol/kg TS]
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_04	48	49	19	25
23_Mälardalen_Lera_Djupt_05	52	40	13	26
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_06	56	110	13	23
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_10	76	92	10	30
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_17	77	64	13	44
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_32	58	236	16	24
23_Västra Götaland_Lera_Ytligt_33	75	78	16	40
23_Västra Götaland_Lera_Djupt_34	39	142	17	29

Bilaga C.6 – Analys av TS, kolhalt & kvävehalt

Torkade, malda och siktade prover av lerjordarna lämnades in till Växt- och Marklaboratoriet på SLU för analys av torrsubstans analyserad (TS), total kväve (Tot-N), total kol (Tot-C), organiskt kol (Org-C), och även total kväve, total kol och organiskt kol av TS. Se tabell B.7.1 för de erhållna resultaten.

Tabell B.6.1. av torrsubstans analyserad (Ts), total kväve (Tot-N), total kol (Tot-C), organiskt kol (Org-C), och även total kväve, total kol och organiskt kol av TS för de 23 naturliga lerjordarna inhämtade i projektet.

Lerjordsnamn	TS [%]	Tot-N [%]	Tot-C [%]	Org-C [%]	Tot-N [% av TS]	Tot-C [% av TS]	Org-C [% av TS]
23_Mälardalen_Lera_ytligt_02	98,51	0,37	4,22	4,18	0,37	4,28	4,24
23_Mälardalen_Lera_ytligt_03	98,79	0,24	3,22	3,18	0,24	3,26	3,22
23_Mälardalen_Lera_ytligt_04	98,74	0,17	2,64	1,81	0,17	2,68	1,83
23_Mälardalen_Lera_djupt_05	99,03	0,03	3,04	0,81	0,03	3,07	0,82
23_Mälardalen_Lera_ytligt_06	98,82	0,13	1,37	1,36	0,13	1,39	1,37
23_Mälardalen_Lera_djupt_07	98,94	0,04	0,63	0,35	0,04	0,64	0,36
23_Mälardalen_Lera_ytligt_08	98,96	0,11	1,51	1,47	0,11	1,52	1,49
23_Mälardalen_Lera_djupt_09	98,93	0,03	0,84	0,38	0,03	0,85	0,38
23_Mälardalen_Lera_ytligt_10	98,56	0,21	2,91	2,86	0,21	2,96	2,90
23_Mälardalen_Lera_ytligt_12	98,96	0,16	2,39	1,68	0,16	2,41	1,70
23_Mälardalen_Lera_djupt_13	99,34	0,02	3,00	0,53	0,02	3,02	0,53
23_Västra Götaland_Lera_djupt_14	97,68	0,12	2,71	2,09	0,12	2,78	2,14
23_Mälardalen_Lera_djupt_16	99,05	0,03	1,55	0,64	0,03	1,56	0,64
23_Mälardalen_Lera_ytligt_17	98,66	0,06	0,62	0,56	0,06	0,63	0,57
23_Mälardalen_Lera_djupt_18	99,30	0,02	1,18	0,43	0,02	1,19	0,43
23_Mälardalen_Lera_djupt_23	98,83	0,09	0,73	0,71	0,09	0,74	0,72
23_Mälardalen_Lera_djupt_24	99,35	0,01	0,19	0,19	0,01	0,19	0,19
23_Mälardalen_Lera_djupt_25	99,24	0,02	3,66	0,61	0,02	3,69	0,61
23_Mälardalen_Lera_ytligt_27	99,12	0,16	2,52	2,49	0,16	2,55	2,51
23_Mälardalen_Lera_ytligt_28	99,23	0,17	2,30	2,27	0,17	2,32	2,28
23_Mälardalen_Lera_ytligt_32	97,78	0,33	2,75	2,73	0,33	2,81	2,79
23_Västra Götaland_Lera_ytligt_33	98,84	0,04	0,72	0,44	0,04	0,73	0,45
23_Västra Götaland_Lera_djupt_34	98,33	0,13	1,46	1,44	0,14	1,48	1,47

Utifrån värden på Tot-C och Org-C i tabell A91 beräknades andelen karbonatkol (Karb-C) genom att beräkna skillnaden mellan dessa, se tabell B.7.2 för andelen Karb-C i respektive lerjord.

Tabell B.6.2. Andelen karbonatkol (Karb-C) i respektive lerjord beräknat utifrån skillnaden mellan andelen totalt kol och organiskt kol

Lerjordsnamn	Karb-C [% TS]
23_Mälardalen_Lera_ytligt_02	0,04
23_Mälardalen_Lera_ytligt_03	0,03
23_Mälardalen_Lera_ytligt_04	0,84
23_Mälardalen_Lera_djupt_05	2,25
23_Mälardalen_Lera_ytligt_06	0,02
23_Mälardalen_Lera_djupt_07	0,28

Lerjordsnamn	Karb-C [% TS]
23_Mälardalen_Lera_ytligt_08	0,04
23_Mälardalen_Lera_djupt_09	0,47
23_Mälardalen_Lera_ytligt_10	0,05
23_Mälardalen_Lera_ytligt_12	0,72
23_Mälardalen_Lera_djupt_13	2,49
23_Västra Götaland_Lera_djupt_14	0,63
23_Mälardalen_Lera_djupt_16	0,92
23_Mälardalen_Lera_ytligt_17	0,06
23_Mälardalen_Lera_djupt_18	0,76
23_Mälardalen_Lera_djupt_23	0,03
23_Mälardalen_Lera_djupt_24	0,01
23_Mälardalen_Lera_djupt_25	3,07
23_Mälardalen_Lera_ytligt_27	0,03
23_Mälardalen_Lera_ytligt_28	0,03
23_Mälardalen_Lera_ytligt_32	0,02
23_Västra Götaland_Lera_ytligt_33	0,28
23_Västra Götaland_Lera_djupt_34	0,01

BILAGA D – K_D-VÄRDEN

Ett K_d-värde beräknade för samtliga jordar för att kunna bestämma ett K_d -värde för lerjord. K_d -värdet beräknades genom att ta kvoten mellan halt As, Co eller Ni fast fas och halten av ämnet i löst fas efter extraktion med 0,001 M $CaCl_2$. Se tabell A41 för de beräknade K_d-värdena tillsammans med det uppmätta pH-värdet för varje lerjord.

Tabell D.1. Beräknade K_d -värden för samtliga jordar inhämtade i projektet tillsammans med det uppmätta pH-värdet i extraktionen med 0,001 M $CaCl_2$

Lerjordsnamn	Förkortn. lerjords-namn	K_d As [l/kg TS]	K_d Co [l/kg TS]	K_d Ni [l/kg TS]	pH
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_02_A	2	4774	201 695	18 370	7,57
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_03_A	3	5896	33 286	3 478	6,03
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_04_A	4	12 710	547 170	49 690	7,67
23_Mälardalen_Lera_Djupt_05_A	5	70 464	667 347	96 883	7,91
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_06_A	6	50 000	211 111	6988	6,65
23_Mälardalen_Lera_Djupt_07_A	7	48 968	930 303	193 333	7,58
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_08_A	8	73 596	579 365	12 091	5,89
23_Mälardalen_Lera_Djupt_09_A	9	34 808	807 500	102 742	7,98
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_10_A	10	32 646	165 789	7 937	5,67
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_12_A	12	11 733	344 776	43 162	7,78
23_Mälardalen_Lera_Djupt_13_A	13	27 082	364 912	15 178	8,03
23_Västra Götaland_Lera_Djupt_14_A	14	5 787	20 441	17 711	7,87
23_Mälardalen_Lera_Djupt_16_A	16	49 630	1 625 000	12 0727	8,12
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_17_A	17	54 609	1 512 000	115 072	7,64
23_Mälardalen_Lera_Djupt_18_A	18	40 870	1 444 444	147 222	8,01
23_Mälardalen_Lera_Djupt_23_A	23	17 500	1 207 143	56 867	7,16
23_Mälardalen_Lera_Djupt_24_A	24	54 878	510 400	5 495	6,46
23_Mälardalen_Lera_Djupt_25_A	25	67 522	2 710 000	107 969	7,99
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_27_A	27	11 222	124 309	10 214	5,87
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_28_A	28	7 306	169 765	6 643	6,22
23_Mälardalen_Lera_Ytligt_32_A	32	42 974	2875	1 567	4,20
23_Västra Götaland_Lera_Ytligt_33_A	33	1 083	250 862	30 355	8,17

Lerjordsnamn	Förkortn. lerjords-namn	K_d As [l/kg TS]	K_d Co [l/kg TS]	K_d Ni [l/kg TS]	pH
23_Västra Götaland_Lera_Djupt_34_A	34	32 048	369 231	39 141	7,40

BILAGA E - ORGINALDATA

I denna bilaga presenteras de orginaldata i form av analysrapporter som erhölls efter prover skickats in till ALS och Eurofins.

Bilaga E.1 – Analysrapport totalhalt i lerjord

På följande sidor finns den analysrapport som erhölls efter analys av totalhalten i jord.

Denna rapport ersätter tidigare utfärdad rapport med samma nummer.

Analyscertifikat

Ordernummer	: **ST2403448**	Sida	: 1 av 4
Version	: **1**		
Kund	: **WSP Sverige AB**	Projekt	: 10363985 - SGF Hantering av bakgrundshalter i lera
Kontaktperson	: Emelie Olofsson	Beställningsnummer	: 10363985
Adress	: Dragarbrunnsgatan 41 753 20 Uppsala Sverige	Provtagare Provtagningspunkt Ankomstdatum, prover	: ---- : ---- : 2024-02-01 17:00
E-post	: emelie.olofsson@wsp.com	Analys påbörjad	: 2024-02-02
Telefon	: ----	Utfärdad	: 2024-02-06 10:45
C-O-C-nummer (eller Orderblankett-nummer)	: ----	Antal ankomna prover	: 2
Offertnummer	: ST2022SE-WSP-SVE0007 (OF221194)	Antal analyserade prover	: 2

Generell kommentar

Denna rapport ersätter eventuella tidigare rapporter med denna referens. Resultaten gäller för de inskickade proverna. Alla sidor i denna rapport har kontrollerats och godkänts före utfärdande av rapporten.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultatet gäller endast materialet såsom det har mottagits, identifierats och testats. Laboratoriet tar inget ansvar för information i denna rapport som har lämnats av kunden, eller resultat som kan ha påverkats av sådan information. Beträffande laboratoriets ansvar i samband med uppdrag, se vår webbplats www.alsglobal.se

Orderkommentar

Version 1 - ändringen avser ändrat provnamn

Signatur	*Position*
Niels-Kristian Terkildsen	Laboratoriechef

Ackred. nr 2030
Provning
ISO/IEC 17025

Laboratorium	: ALS Scandinavia AB	hemsida	: www.alsglobal.se
Adress	: Rinkebyvägen 19C 182 36 Danderyd Sverige	E-post Telefon	: info.ta@alsglobal.com : +46 8 5277 5200

Analysresultat

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_32_A**
Laboratoriets provnummer **ST2403448-001**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **JORD**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
MS-1						
As, arsenik	**9.55**	± 1.91	mg/kg TS	0.500	MS-1	ST
Ba, barium	**126**	± 23.3	mg/kg TS	1.00	MS-1	ST
Cd, kadmium	**0.103**	± 0.056	mg/kg TS	0.100	MS-1	ST
Co, kobolt	**12.4**	± 2.30	mg/kg TS	0.100	MS-1	ST
Cr, krom	**67.7**	± 12.4	mg/kg TS	0.200	MS-1	ST
Cu, koppar	**36.6**	± 6.76	mg/kg TS	0.300	MS-1	ST
Hg, kvicksilver	**<0.2**	----	mg/kg TS	0.200	MS-1	ST
Ni, nickel	**29.9**	± 5.52	mg/kg TS	0.200	MS-1	ST
Pb, bly	**21.7**	± 4.29	mg/kg TS	1.00	MS-1	ST
V, vanadin	**82.2**	± 15.0	mg/kg TS	0.200	MS-1	ST
Zn, zink	**105**	± 19.5	mg/kg TS	1.00	MS-1	ST
Fysikaliska parametrar						
MS-1						
torrsubstans vid 105°C	**66.2**	± 3.97	%	1.00	TS-105	ST
S-pH						
pH	**4.7 ***	----	-	1.0	J-pH	ST
mättemperatur pH	**21.5 ***	----	°C	15.0	J-pH	ST
TOCB						
Glödförlust (GF)	**5.47**	± 0.33	% TS	0.10	TOC-ber	ST
TOC, beräknad	**3.17**	± 0.19	% TS	0.10	TOC-ber	ST

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_32_B**
Laboratoriets provnummer **ST2403448-002**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **JORD**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
MS-1						
As, arsenik	**7.21**	± 1.48	mg/kg TS	0.500	MS-1	ST
Ba, barium	**102**	± 18.9	mg/kg TS	1.00	MS-1	ST
Cd, kadmium	**<0.1**	----	mg/kg TS	0.100	MS-1	ST
Co, kobolt	**10.6**	± 1.96	mg/kg TS	0.100	MS-1	ST
Cr, krom	**52.4**	± 9.62	mg/kg TS	0.200	MS-1	ST
Cu, koppar	**27.0**	± 5.02	mg/kg TS	0.300	MS-1	ST
Hg, kvicksilver	**<0.2**	----	mg/kg TS	0.200	MS-1	ST
Ni, nickel	**26.5**	± 4.90	mg/kg TS	0.200	MS-1	ST
Pb, bly	**17.5**	± 3.52	mg/kg TS	1.00	MS-1	ST
V, vanadin	**61.6**	± 11.3	mg/kg TS	0.200	MS-1	ST
Zn, zink	**82.2**	± 15.3	mg/kg TS	1.00	MS-1	ST
Fysikaliska parametrar						
S-pH						
pH	**4.9 ***	----	-	1.0	J-pH	ST
mättemperatur pH	**21.7 ***	----	°C	15.0	J-pH	ST
TOCB						
Glödförlust (GF)	**4.37**	± 0.26	% TS	0.10	TOC-ber	ST
TOC, beräknad	**2.53**	± 0.15	% TS	0.10	TOC-ber	ST
torrsubstans vid 105°C	**74.1**	± 4.45	%	1.00	TS-105	ST

Metodsammanfattningar

Analysmetoder	*Metod*
J-pH*	Bestämning av pH i jord, behandlat bioavfall och slam enligt ISO 10390: 2021 utg. 3
MS-1	Bestämning av metaller i fasta prover. Torkning/siktning enligt SS-ISO 11464:2006 utg. 2 utförd före analys. Torkning/malning enligt SS-EN 15002:205 utg 2 utförd före analys. Uppslutning enligt SS 028150:1993 utg. 2 på värmeblock med 7 M HNO3. Analys enligt SS EN ISO 17294-2:2016 utg. 2 mod. med ICP-SFMS.
TOC-ber	TOC beräknad utifrån glödgningsförlust baserad på "Van Bemmelen" faktorn. Glödgningsförlust beräknad 100-glödgningsrest (%). Glödgningsrest bestämd enl. SS-EN 15935:2021 utg2.
TS-105	Bestämning av torrsubstans (TS) enligt SS-EN 15934:2012 utg 1.

Beredningsmetoder	*Metod*
PP-TORKNING*	Enligt ISO 11464:2006 utg. 2

Nyckel: **LOR** = Den rapporteringsgräns (LOR) som anges är standard för respektive parameter i metoden. Rapporteringsgränsen kan påverkas vid t.ex. spädning p.g.a. matrisstörningar, begränsad provmängd eller låg torrsubstanshalt.

MU = Mätosäkerhet

* = Asterisk efter resultatet visar på ej ackrediterat test, gäller både egna lab och underleverantör

Mätosäkerhet:

Mätosäkerheten anges som en utvidgad osäkerhet (enligt definitionen i "Evaluation of measurement data- Guide to the expression of uncertainty in measurement", JCGM 100:2008 Corrected version 2010) beräknad med täckningsfaktor lika med 2 vilket ger en konfidensnivå på ungefär 95%.
Mätosäkerhet anges endast för detekterade ämnen med halter över rapporteringsgränsen.

Mätosäkerhet från underleverantör anges oftast som en utvidgad osäkerhet beräknad med täckningsfaktor 2. För ytterligare information kontakta laboratoriet.

Utförande laboratorium (teknisk enhet inom ALS Scandinavia eller anlitat laboratorium (underleverantör)).

	Utf.
ST	*Analys utförd av* ALS Scandinavia AB, Rinkebyvägen 19C Danderyd Sverige 182 36 Ackrediterad av: SWEDAC Ackrediteringsnummer: 2030, ISO/IEC 17025

Analyscertifikat

Ordernummer	: **ST2402194**	Sida	: 1 av 21
Kund	: **WSP Sverige AB**	Projekt	: 10363985-SGF Hantering av bakgrundshalter i lera
Kontaktperson	: Emelie Olofsson	Beställningsnummer	: 36561063
Adress	: Dragarbrunnsgatan 41 753 20 Uppsala Sverige	Provtagare Provtagningspunkt Ankomstdatum, prover	: --- : --- : 2024-01-24 17:00
E-post	: emelie.olofsson@wsp.com	Analys påbörjad	: 2024-01-29
Telefon	: ---	Utfärdad	: 2024-02-02 16:20
C-O-C-nummer (eller Orderblankett-nummer)	: ---	Antal ankomna prover	: 19
Offertnummer	: ST2022SE-WSP-SVE0007 (OF221194)	Antal analyserade prover	: 19

Generell kommentar

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultatet gäller endast materialet såsom det har mottagits, identifierats och testats. Laboratoriet tar inget ansvar för information i denna rapport som har lämnats av kunden, eller resultat som kan ha påverkats av sådan information. Beträffande laboratoriets ansvar i samband med uppdrag, se vår webbplats www.alsglobal.se

Signatur	*Position*
Niels-Kristian Terkildsen	Laboratoriechef

Ackred. nr 2030
Provning
ISO/IEC 17025

Laboratorium	: ALS Scandinavia AB	hemsida	: www.alsglobal.se
Adress	: Rinkebyvägen 19C 182 36 Danderyd Sverige	E-post Telefon	: info.ta@alsglobal.com : +46 8 5277 5200

Analysresultat

Provbeteckning **23_Västra Götaland_Lera_Djupt_34_A**
Laboratoriets provnummer **ST2402194-001**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **JORD**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Provberedning						
MS-1						
Siktning/mortling	**Ja**	––	-	-	S-PP-siev/grind	LE
Torkning	**Ja**	––	-	-	S-PP-dry50	LE
Provberedning						
P-7MHNO3-HB						
Uppslutning	**Ja**	––	-	-	S-PM59-HB	LE
Metaller och grundämnen						
MS-1						
As, arsenik	**10.2**	± 1.4	mg/kg TS	0.500	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	**102**	± 13	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	**0.108**	± 0.016	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	**14.5**	± 1.9	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	**48.6**	± 6.8	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	**19.7**	± 2.7	mg/kg TS	0.300	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	**<0.2**	––	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Ni, nickel	**32.4**	± 4.6	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	**18.0**	± 2.2	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
V, vanadin	**76.7**	± 9.6	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	**93.9**	± 13.4	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Fysikaliska parametrar						
MS-1						
torrsubstans vid 105°C	**58.8**	± 3.53	%	1.00	TS-105	ST
S-pH						
pH	**8.2** *	––	-	1.0	J-pH	ST
mättemperatur pH	**21.2** *	––	°C	15.0	J-pH	ST
TOCB						
Glödförlust (GF)	**5.00**	± 0.30	% TS	0.10	TOC-ber	ST
TOC, beräknad	**2.90**	± 0.17	% TS	0.10	TOC-ber	ST

Provbeteckning **23_Västra Götaland_Lera_Djupt_34_B**
Laboratoriets provnummer **ST2402194-002**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **JORD**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Provberedning						
MS-1						
Siktning/mortling	**Ja**	––	-	-	S-PP-siev/grind	LE
Torkning	**Ja**	––	-	-	S-PP-dry50	LE
Provberedning						
P-7MHNO3-HB						
Uppslutning	**Ja**	––	-	-	S-PM59-HB	LE
Metaller och grundämnen						
MS-1						
As, arsenik	**9.67**	± 1.28	mg/kg TS	0.500	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	**96.9**	± 12.4	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	**<0.1**	––	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	**14.3**	± 1.9	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	**46.0**	± 6.4	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	**19.5**	± 2.7	mg/kg TS	0.300	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	**<0.2**	––	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Ni, nickel	**31.4**	± 4.5	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	**18.3**	± 2.3	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
V, vanadin	**75.0**	± 9.4	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	**94.1**	± 13.4	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Fysikaliska parametrar						
S-pH						
pH	**8.2** *	––	-	1.0	J-pH	ST
mättemperatur pH	**21.4** *	––	°C	15.0	J-pH	ST
TOCB						
Glödförlust (GF)	**4.97**	± 0.30	% TS	0.10	TOC-ber	ST
TOC, beräknad	**2.88**	± 0.17	% TS	0.10	TOC-ber	ST
torrsubstans vid 105°C	**58.8**	± 3.53	%	1.00	TS-105	ST

Provbeteckning **23_Västra Götaland_Lera_Ytligt_33_A**
Laboratoriets provnummer **ST2402194-003**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **JORD**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Provberedning						
MS-1						
Siktning/mortling	**Ja**	––	-	-	S-PP-siev/grind	LE
Torkning	**Ja**	––	-	-	S-PP-dry50	LE
Provberedning						
P-7MHNO3-HB						
Uppslutning	**Ja**	––	-	-	S-PM59-HB	LE
Metaller och grundämnen						
MS-1						
As, arsenik	**5.75**	± 0.76	mg/kg TS	0.500	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	**119**	± 15	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	**0.132**	± 0.019	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	**14.1**	± 1.9	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	**41.4**	± 5.8	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	**27.8**	± 3.8	mg/kg TS	0.300	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	**<0.2**	––	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Ni, nickel	**29.2**	± 4.2	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	**22.4**	± 2.8	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
V, vanadin	**63.9**	± 8.0	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	**88.7**	± 12.6	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Fysikaliska parametrar						
S-pH						
pH	**8.7** *	––	-	1.0	J-pH	ST
mättemperatur pH	**21.5** *	––	°C	15.0	J-pH	ST
TOCB						
Glödförlust (GF)	**2.48**	± 0.15	% TS	0.10	TOC-ber	ST
TOC, beräknad	**1.44**	± 0.09	% TS	0.10	TOC-ber	ST
torrsubstans vid 105°C	**67.0**	± 4.02	%	1.00	TS-105	ST

Provbeteckning **23_Västra Götaland_Lera_Ytligt_33_B**
Laboratoriets provnummer **ST2402194-004**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **JORD**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Provberedning						
MS-1						
Siktning/mortling	**Ja**	––	-	-	S-PP-siev/grind	LE
Torkning	**Ja**	––	-	-	S-PP-dry50	LE
Provberedning						
P-7MHNO3-HB						
Uppslutning	**Ja**	––	-	-	S-PM59-HB	LE
Metaller och grundämnen						
MS-1						
As, arsenik	**7.24**	± 0.96	mg/kg TS	0.500	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	**128**	± 17	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	**0.118**	± 0.017	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	**15.0**	± 2.0	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	**48.2**	± 6.7	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	**31.8**	± 4.4	mg/kg TS	0.300	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	**<0.2**	––	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Ni, nickel	**30.6**	± 4.4	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	**23.4**	± 2.9	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
V, vanadin	**69.3**	± 8.7	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	**104**	± 15	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Fysikaliska parametrar						
S-pH						
pH	**8.6** *	––	-	1.0	J-pH	ST
mättemperatur pH	**21.3** *	––	°C	15.0	J-pH	ST
TOCB						
Glödförlust (GF)	**2.47**	± 0.15	% TS	0.10	TOC-ber	ST
TOC, beräknad	**1.43**	± 0.08	% TS	0.10	TOC-ber	ST
torrsubstans vid 105°C	**66.0**	± 3.96	%	1.00	TS-105	ST

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_08_B**
Laboratoriets provnummer **ST2402194-005**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **JORD**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Provberedning						
MS-1						
Siktning/mortling	**Ja**	––	-	-	S-PP-siev/grind	LE
Torkning	**Ja**	––	-	-	S-PP-dry50	LE
Provberedning						
P-7MHNO3-HB						
Uppslutning	**Ja**	––	-	-	S-PM59-HB	LE
Metaller och grundämnen						
MS-1						
As, arsenik	**3.01**	± 0.40	mg/kg TS	0.500	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	**87.0**	± 11.2	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	**0.189**	± 0.027	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	**24.1**	± 3.2	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	**36.7**	± 5.1	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	**17.9**	± 2.5	mg/kg TS	0.300	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	**<0.2**	––	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Ni, nickel	**17.7**	± 2.5	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	**22.1**	± 2.8	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
V, vanadin	**48.5**	± 6.1	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	**77.1**	± 11.0	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Fysikaliska parametrar						
S-pH						
pH	**6.4** *	––	-	1.0	J-pH	ST
mättemperatur pH	**21.4** *	––	°C	15.0	J-pH	ST
TOCB						
Glödförlust (GF)	**4.47**	± 0.27	% TS	0.10	TOC-ber	ST
TOC, beräknad	**2.59**	± 0.16	% TS	0.10	TOC-ber	ST
torrsubstans vid 105°C	**78.3**	± 4.70	%	1.00	TS-105	ST

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_10_A**
Laboratoriets provnummer **ST2402194-006**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **JORD**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Provberedning						
MS-1						
Siktning/mortling	**Ja**	––	-	-	S-PP-siev/grind	LE
Torkning	**Ja**	––	-	-	S-PP-dry50	LE
Provberedning						
P-7MHNO3-HB						
Uppslutning	**Ja**	––	-	-	S-PM59-HB	LE
Metaller och grundämnen						
MS-1						
As, arsenik	**3.16**	± 0.42	mg/kg TS	0.500	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	**136**	± 18	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	**0.201**	± 0.029	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	**13.1**	± 1.7	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	**51.1**	± 7.1	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	**27.3**	± 3.8	mg/kg TS	0.300	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	**<0.2**	––	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Ni, nickel	**27.0**	± 3.9	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	**18.8**	± 2.4	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
V, vanadin	**66.7**	± 8.3	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	**94.4**	± 13.4	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Fysikaliska parametrar						
S-pH						
pH	**6.0** *	––	-	1.0	J-pH	ST
mättemperatur pH	**21.3** *	––	°C	15.0	J-pH	ST
TOCB						
Glödförlust (GF)	**7.94**	± 0.48	% TS	0.10	TOC-ber	ST
TOC, beräknad	**4.61**	± 0.28	% TS	0.10	TOC-ber	ST
torrsubstans vid 105°C	**70.8**	± 4.25	%	1.00	TS-105	ST

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_10_B**
Laboratoriets provnummer **ST2402194-007**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **JORD**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Provberedning						
MS-1						
Siktning/mortling	**Ja**	––	-	-	S-PP-siev/grind	LE
Torkning	**Ja**	––	-	-	S-PP-dry50	LE
Provberedning						
P-7MHNO3-HB						
Uppslutning	**Ja**	––	-	-	S-PM59-HB	LE
Metaller och grundämnen						
MS-1						
As, arsenik	**3.01**	± 0.40	mg/kg TS	0.500	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	**125**	± 16	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	**0.189**	± 0.027	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	**12.1**	± 1.6	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	**47.4**	± 6.6	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	**25.4**	± 3.5	mg/kg TS	0.300	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	**<0.2**	––	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Ni, nickel	**23.0**	± 3.3	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	**17.8**	± 2.2	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
V, vanadin	**61.6**	± 7.7	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	**87.0**	± 12.4	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Fysikaliska parametrar						
S-pH						
pH	**6.0** *	––	-	1.0	J-pH	ST
mättemperatur pH	**21.3** *	––	°C	15.0	J-pH	ST
TOCB						
Glödförlust (GF)	**7.15**	± 0.43	% TS	0.10	TOC-ber	ST
TOC, beräknad	**4.15**	± 0.25	% TS	0.10	TOC-ber	ST
torrsubstans vid 105°C	**71.9**	± 4.31	%	1.00	TS-105	ST

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_30_A**
Laboratoriets provnummer **ST2402194-008**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **JORD**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Provberedning						
MS-1						
Siktning/mortling	**Ja**	––	-	-	S-PP-siev/grind	LE
Torkning	**Ja**	––	-	-	S-PP-dry50	LE
Provberedning						
P-7MHNO3-HB						
Uppslutning	**Ja**	––	-	-	S-PM59-HB	LE
Metaller och grundämnen						
MS-1						
As, arsenik	**3.46**	± 0.46	mg/kg TS	0.500	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	**249**	± 32	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	**1.16**	± 0.16	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	**9.23**	± 1.23	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	**34.9**	± 4.9	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	**46.1**	± 6.4	mg/kg TS	0.300	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	**0.566**	± 0.134	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Ni, nickel	**20.5**	± 2.9	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	**138**	± 17	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
V, vanadin	**37.9**	± 4.7	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	**605**	± 86	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Fysikaliska parametrar						
S-pH						
pH	**7.3** *	––	-	1.0	J-pH	ST
mättemperatur pH	**21.6** *	––	°C	15.0	J-pH	ST
TOCB						
Glödförlust (GF)	**8.52**	± 0.51	% TS	0.10	TOC-ber	ST
TOC, beräknad	**4.94**	± 0.30	% TS	0.10	TOC-ber	ST
torrsubstans vid 105°C	**72.0**	± 4.32	%	1.00	TS-105	ST

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_30_B**
Laboratoriets provnummer **ST2402194-009**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **JORD**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Provberedning						
MS-1						
Siktning/mortling	**Ja**	––	-	-	S-PP-siev/grind	LE
Torkning	**Ja**	––	-	-	S-PP-dry50	LE
Provberedning						
P-7MHNO3-HB						
Uppslutning	**Ja**	––	-	-	S-PM59-HB	LE
Metaller och grundämnen						
MS-1						
As, arsenik	**3.02**	± 0.40	mg/kg TS	0.500	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	**199**	± 26	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	**0.872**	± 0.123	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	**8.01**	± 1.06	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	**29.4**	± 4.1	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	**38.9**	± 5.4	mg/kg TS	0.300	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	**0.474**	± 0.112	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Ni, nickel	**17.2**	± 2.5	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	**108**	± 13	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
V, vanadin	**30.6**	± 3.8	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	**490**	± 70	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Fysikaliska parametrar						
S-pH						
pH	**7.3** *	––	-	1.0	J-pH	ST
mättemperatur pH	**21.7** *	––	°C	15.0	J-pH	ST
TOCB						
Glödförlust (GF)	**8.52**	± 0.51	% TS	0.10	TOC-ber	ST
TOC, beräknad	**4.94**	± 0.30	% TS	0.10	TOC-ber	ST
torrsubstans vid 105°C	**72.3**	± 4.34	%	1.00	TS-105	ST

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Djupt_25_A**
Laboratoriets provnummer **ST2402194-010**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **JORD**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Provberedning						
MS-1						
Siktning/mortling	**Ja**	––	-	-	S-PP-siev/grind	LE
Torkning	**Ja**	––	-	-	S-PP-dry50	LE
Provberedning						
P-7MHNO3-HB						
Uppslutning	**Ja**	––	-	-	S-PM59-HB	LE
Metaller och grundämnen						
MS-1						
As, arsenik	**3.76**	± 0.50	mg/kg TS	0.500	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	**134**	± 17	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	**0.149**	± 0.022	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	**12.8**	± 1.7	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	**47.0**	± 6.6	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	**23.4**	± 3.2	mg/kg TS	0.300	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	**<0.2**	––	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Ni, nickel	**30.7**	± 4.4	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	**14.8**	± 1.9	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
V, vanadin	**52.4**	± 6.5	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	**72.1**	± 10.2	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Fysikaliska parametrar						
S-pH						
pH	**8.7** *	––	-	1.0	J-pH	ST
mättemperatur pH	**21.3** *	––	°C	15.0	J-pH	ST
TOCB						
Glödförlust (GF)	**3.14**	± 0.19	% TS	0.10	TOC-ber	ST
TOC, beräknad	**1.82**	± 0.11	% TS	0.10	TOC-ber	ST
torrsubstans vid 105°C	**70.8**	± 4.25	%	1.00	TS-105	ST

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Djupt_25_B**
Laboratoriets provnummer **ST2402194-011**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **JORD**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Provberedning						
MS-1						
Siktning/mortling	**Ja**	––	-	-	S-PP-siev/grind	LE
Torkning	**Ja**	––	-	-	S-PP-dry50	LE
Provberedning						
P-7MHNO3-HB						
Uppslutning	**Ja**	––	-	-	S-PM59-HB	LE
Metaller och grundämnen						
MS-1						
As, arsenik	**3.87**	± 0.51	mg/kg TS	0.500	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	**184**	± 24	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	**0.152**	± 0.022	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	**14.3**	± 1.9	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	**57.7**	± 8.1	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	**31.2**	± 4.3	mg/kg TS	0.300	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	**<0.2**	––	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Ni, nickel	**38.4**	± 5.5	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	**19.5**	± 2.4	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
V, vanadin	**67.8**	± 8.5	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	**98.4**	± 14.0	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Fysikaliska parametrar						
S-pH						
pH	**8.7** *	––	-	1.0	J-pH	ST
mättemperatur pH	**21.4** *	––	°C	15.0	J-pH	ST
TOCB						
Glödförlust (GF)	**2.96**	± 0.18	% TS	0.10	TOC-ber	ST
TOC, beräknad	**1.72**	± 0.10	% TS	0.10	TOC-ber	ST
torrsubstans vid 105°C	**71.3**	± 4.28	%	1.00	TS-105	ST

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Djupt_24_A**
Laboratoriets provnummer **ST2402194-012**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **JORD**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Provberedning						
MS-1						
Siktning/mortling	**Ja**	––	-	-	S-PP-siev/grind	LE
Torkning	**Ja**	––	-	-	S-PP-dry50	LE
Provberedning						
P-7MHNO3-HB						
Uppslutning	**Ja**	––	-	-	S-PM59-HB	LE
Metaller och grundämnen						
MS-1						
As, arsenik	**2.77**	± 0.37	mg/kg TS	0.500	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	**44.6**	± 5.7	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	**<0.1**	––	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	**4.78**	± 0.64	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	**14.6**	± 2.0	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	**11.2**	± 1.6	mg/kg TS	0.300	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	**<0.2**	––	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Ni, nickel	**9.48**	± 1.36	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	**7.84**	± 0.98	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
V, vanadin	**24.0**	± 3.0	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	**29.7**	± 4.2	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Fysikaliska parametrar						
S-pH						
pH	**6.9** *	––	-	1.0	J-pH	ST
mättemperatur pH	**21.6** *	––	°C	15.0	J-pH	ST
TOCB						
Glödförlust (GF)	**1.54**	± 0.09	% TS	0.10	TOC-ber	ST
TOC, beräknad	**0.89**	± 0.05	% TS	0.10	TOC-ber	ST
torrsubstans vid 105°C	**82.9**	± 4.97	%	1.00	TS-105	ST

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Djupt_24_B**
Laboratoriets provnummer **ST2402194-013**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **JORD**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Provberedning						
MS-1						
Siktning/mortling	**Ja**	––	-	-	S-PP-siev/grind	LE
Torkning	**Ja**	––	-	-	S-PP-dry50	LE
Provberedning						
P-7MHNO3-HB						
Uppslutning	**Ja**	––	-	-	S-PM59-HB	LE
Metaller och grundämnen						
MS-1						
As, arsenik	**3.98**	± 0.53	mg/kg TS	0.500	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	**67.8**	± 8.7	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	**<0.1**	––	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	**7.98**	± 1.06	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	**17.6**	± 2.5	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	**11.4**	± 1.6	mg/kg TS	0.300	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	**<0.2**	––	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Ni, nickel	**11.4**	± 1.6	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	**12.2**	± 1.5	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
V, vanadin	**32.2**	± 4.0	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	**36.6**	± 5.2	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Fysikaliska parametrar						
S-pH						
pH	**6.8** *	––	-	1.0	J-pH	ST
mättemperatur pH	**21.3** *	––	°C	15.0	J-pH	ST
TOCB						
Glödförlust (GF)	**1.67**	± 0.10	% TS	0.10	TOC-ber	ST
TOC, beräknad	**0.97**	± 0.06	% TS	0.10	TOC-ber	ST
torrsubstans vid 105°C	**81.0**	± 4.86	%	1.00	TS-105	ST

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Djupt_23_A**
Laboratoriets provnummer **ST2402194-014**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **JORD**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Provberedning						
MS-1						
Siktning/mortling	**Ja**	––	-	-	S-PP-siev/grind	LE
Torkning	**Ja**	––	-	-	S-PP-dry50	LE
Provberedning						
P-7MHNO3-HB						
Uppslutning	**Ja**	––	-	-	S-PM59-HB	LE
Metaller och grundämnen						
MS-1						
As, arsenik	**7.88**	± 1.04	mg/kg TS	0.500	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	**201**	± 26	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	**0.252**	± 0.036	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	**18.2**	± 2.4	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	**67.2**	± 9.4	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	**41.5**	± 5.7	mg/kg TS	0.300	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	**<0.2**	––	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Ni, nickel	**44.8**	± 6.4	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	**21.2**	± 2.6	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
V, vanadin	**76.4**	± 9.5	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	**140**	± 20	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Fysikaliska parametrar						
S-pH						
pH	**8.0** *	––	-	1.0	J-pH	ST
mättemperatur pH	**21.6** *	––	°C	15.0	J-pH	ST
TOCB						
Glödförlust (GF)	**3.90**	± 0.23	% TS	0.10	TOC-ber	ST
TOC, beräknad	**2.26**	± 0.14	% TS	0.10	TOC-ber	ST
torrsubstans vid 105°C	**77.1**	± 4.63	%	1.00	TS-105	ST

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Djupt_23_B**
Laboratoriets provnummer **ST2402194-015**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **JORD**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Provberedning						
MS-1						
Siktning/mortling	**Ja**	––	-	-	S-PP-siev/grind	LE
Torkning	**Ja**	––	-	-	S-PP-dry50	LE
Provberedning						
P-7MHNO3-HB						
Uppslutning	**Ja**	––	-	-	S-PM59-HB	LE
Metaller och grundämnen						
MS-1						
As, arsenik	**7.52**	± 1.00	mg/kg TS	0.500	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	**175**	± 23	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	**0.246**	± 0.035	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	**15.6**	± 2.1	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	**57.8**	± 8.1	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	**39.9**	± 5.5	mg/kg TS	0.300	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	**<0.2**	––	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Ni, nickel	**40.5**	± 5.8	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	**22.5**	± 2.8	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
V, vanadin	**67.0**	± 8.4	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	**134**	± 19	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Fysikaliska parametrar						
S-pH						
pH	**7.9** *	––	-	1.0	J-pH	ST
mättemperatur pH	**21.4** *	––	°C	15.0	J-pH	ST
TOCB						
Glödförlust (GF)	**3.73**	± 0.22	% TS	0.10	TOC-ber	ST
TOC, beräknad	**2.16**	± 0.13	% TS	0.10	TOC-ber	ST
torrsubstans vid 105°C	**76.4**	± 4.58	%	1.00	TS-105	ST

Provbeteckning **23_Västra Götaland_Lera_Djupt_14_A**
Laboratoriets provnummer **ST2402194-018**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **JORD**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Provberedning						
MS-1						
Siktning/mortling	**Ja**	––	-	-	S-PP-siev/grind	LE
Torkning	**Ja**	––	-	-	S-PP-dry50	LE
Provberedning						
P-7MHNO3-HB						
Uppslutning	**Ja**	––	-	-	S-PM59-HB	LE
Metaller och grundämnen						
MS-1						
As, arsenik	**9.94**	± 1.32	mg/kg TS	0.500	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	**66.5**	± 8.5	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	**0.116**	± 0.017	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	**13.6**	± 1.8	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	**49.8**	± 7.0	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	**17.8**	± 2.5	mg/kg TS	0.300	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	**<0.2**	––	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Ni, nickel	**33.9**	± 4.8	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	**17.1**	± 2.1	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
V, vanadin	**72.8**	± 9.1	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	**82.2**	± 11.7	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Fysikaliska parametrar						
S-pH						
pH	**8.4** *	––	-	1.0	J-pH	ST
mättemperatur pH	**21.2** *	––	°C	15.0	J-pH	ST
TOCB						
Glödförlust (GF)	**6.52**	± 0.39	% TS	0.10	TOC-ber	ST
TOC, beräknad	**3.78**	± 0.23	% TS	0.10	TOC-ber	ST
torrsubstans vid 105°C	**56.0**	± 3.36	%	1.00	TS-105	ST

Provbeteckning **23_Västra Götaland_Lera_Djupt_14_B**
Laboratoriets provnummer **ST2402194-019**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **JORD**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Provberedning						
MS-1						
Siktning/mortling	**Ja**	––	-	-	S-PP-siev/grind	LE
Torkning	**Ja**	––	-	-	S-PP-dry50	LE
Provberedning						
P-7MHNO3-HB						
Uppslutning	**Ja**	––	-	-	S-PM59-HB	LE
Metaller och grundämnen						
MS-1						
As, arsenik	**8.00**	± 1.06	mg/kg TS	0.500	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	**67.2**	± 8.6	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	**0.102**	± 0.015	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	**14.2**	± 1.9	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	**47.7**	± 6.7	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	**17.0**	± 2.3	mg/kg TS	0.300	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	**<0.2**	––	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Ni, nickel	**33.4**	± 4.8	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	**17.8**	± 2.2	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
V, vanadin	**67.8**	± 8.5	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	**82.2**	± 11.7	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Fysikaliska parametrar						
S-pH						
pH	**8.4** *	––	-	1.0	J-pH	ST
mättemperatur pH	**21.4** *	––	°C	15.0	J-pH	ST
TOCB						
Glödförlust (GF)	**6.67**	± 0.40	% TS	0.10	TOC-ber	ST
TOC, beräknad	**3.87**	± 0.23	% TS	0.10	TOC-ber	ST
torrsubstans vid 105°C	**55.9**	± 3.36	%	1.00	TS-105	ST

Metodsammanfattningar

Analysmetoder	*Metod*
S-PP-dry50	Torkning av prov vid 50°C.
S-PP-siev/grind	Jord siktas <2mm enligt ISO 11464:2006. Slam och sediment homogeniseras genom mortling.
S-SFMS-59	Analys av metaller i jord, slam, sediment och byggnadsmaterial med ICP-SFMS enligt SS-EN ISO 17294-2:2023 och US EPA Method 200.8:1994 efter uppslutning av prov enligt S-PM59-HB.
J-pH*	Bestämning av pH i jord, behandlat bioavfall och slam enligt ISO 10390: 2021 utg. 3
TOC-ber	TOC beräknad utifrån glödgningsförlust baserad på "Van Bemmelen" faktorn. Glödgningsförlust beräknad 100-glödgningsrest (%). Glödgningsrest bestämd enl. SS-EN 15935:2021 utg2.
TS-105	Bestämning av torrsubstans (TS) enligt SS-EN 15934:2012 utg 1.

Beredningsmetoder	*Metod*
S-PM59-HB	Upplösning i 7M salpetersyra i hotblock enligt SE-SOP-0021.

Nyckel: **LOR** = Den rapporteringsgräns (LOR) som anges är standard för respektive parameter i metoden. Rapporteringsgränsen kan påverkas vid t.ex. spädning p.g.a. matrisstörningar, begränsad provmängd eller låg torrsubstanshalt.

MU = Mätosäkerhet

* = Asterisk efter resultatet visar på ej ackrediterat test, gäller både egna lab och underleverantör

Mätosäkerhet:

Mätosäkerheten anges som en utvidgad osäkerhet (enligt definitionen i "Evaluation of measurement data- Guide to the expression of uncertainty in measurement", JCGM 100:2008 Corrected version 2010) beräknad med täckningsfaktor lika med 2 vilket ger en konfidensnivå på ungefär 95%.
Mätosäkerhet anges endast för detekterade ämnen med halter över rapporteringsgränsen.

Mätosäkerhet från underleverantör anges oftast som en utvidgad osäkerhet beräknad med täckningsfaktor 2. För ytterligare information kontakta laboratoriet.

Utförande laboratorium (teknisk enhet inom ALS Scandinavia eller anlitat laboratorium (underleverantör)).

	Utf.
LE	*Analys utförd av* ALS Scandinavia AB, Aurorum 10 Luleå Sverige 977 75 Ackrediterad av: SWEDAC Ackrediteringsnummer: 2030, ISO/IEC 17025
ST	*Analys utförd av* ALS Scandinavia AB, Rinkebyvägen 19C Danderyd Sverige 182 36 Ackrediterad av: SWEDAC Ackrediteringsnummer: 2030, ISO/IEC 17025

Analyscertifikat

Ordernummer	: **ST2402185**	Sida	: 1 av 39
Kund	: **WSP Sverige AB**	Projekt	: 10363985-SGF Hantering av bakgrundshalter i lera
Kontaktperson	: Emelie Olofsson	Beställningsnummer	: 36561036
Adress	: Dragarbrunnsgatan 41 753 20 Uppsala Sverige	Provtagare Provtagningspunkt Ankomstdatum, prover	: --- : --- : 2024-01-24 17:00
E-post	: emelie.olofsson@wsp.com	Analys påbörjad	: 2024-01-29
Telefon	: ---	Utfärdad	: 2024-02-05 16:24
C-O-C-nummer (eller Orderblankett-nummer)	: ---	Antal ankomna prover	: 37
Offertnummer	: ST2022SE-WSP-SVE0007 (OF221194)	Antal analyserade prover	: 37

Generell kommentar

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultatet gäller endast materialet såsom det har mottagits, identifierats och testats. Laboratoriet tar inget ansvar för information i denna rapport som har lämnats av kunden, eller resultat som kan ha påverkats av sådan information. Beträffande laboratoriets ansvar i samband med uppdrag, se vår webbplats www.alsglobal.se

Signatur	*Position*
Niels-Kristian Terkildsen	Laboratoriechef



SWEDAC ACKREDITERING
Ackred. nr 2030
Provning
ISO/IEC 17025

ilac-MRA

Laboratorium	: ALS Scandinavia AB	hemsida	: www.alsglobal.se
Adress	: Rinkebyvägen 19C 182 36 Danderyd Sverige	E-post Telefon	: info.ta@alsglobal.com : +46 8 5277 5200

Analysresultat

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_ytligt_17_A**
Laboratoriets provnummer **ST2402185-001**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **JORD**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Provberedning						
MS-1						
Siktning/mortling	**Ja**	––	-	-	S-PP-siev/grind	LE
Torkning	**Ja**	––	-	-	S-PP-dry50	LE
Provberedning						
P-7MHNO3-HB						
Uppslutning	**Ja**	––	-	-	S-PM59-HB	LE
Metaller och grundämnen						
MS-1						
As, arsenik	**5.38**	± 0.71	mg/kg TS	0.500	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	**114**	± 15	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	**0.212**	± 0.030	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	**18.4**	± 2.5	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	**53.9**	± 7.5	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	**32.6**	± 4.5	mg/kg TS	0.300	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	**<0.2**	––	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Ni, nickel	**37.6**	± 5.4	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	**25.1**	± 3.1	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
V, vanadin	**71.2**	± 8.9	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	**106**	± 15	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Fysikaliska parametrar						
MS-1						
torrsubstans vid 105°C	**76.3**	± 4.58	%	1.00	TS-105	ST
S-pH						
pH	**8.2** *	––	-	1.0	J-pH	ST
mättemperatur pH	**21.6** *	––	°C	15.0	J-pH	ST
TOCB						
Glödförlust (GF)	**4.46**	± 0.27	% TS	0.10	TOC-ber	ST
TOC, beräknad	**2.59**	± 0.16	% TS	0.10	TOC-ber	ST

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_ytligt_17_B**
Laboratoriets provnummer **ST2402185-002**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **JORD**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Provberedning						
MS-1						
Siktning/mortling	**Ja**	––	-	-	S-PP-siev/grind	LE
Torkning	**Ja**	––	-	-	S-PP-dry50	LE
Provberedning						
P-7MHNO3-HB						
Uppslutning	**Ja**	––	-	-	S-PM59-HB	LE
Metaller och grundämnen						
MS-1						
As, arsenik	**7.18**	± 0.95	mg/kg TS	0.500	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	**130**	± 17	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	**0.210**	± 0.030	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	**19.4**	± 2.6	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	**60.9**	± 8.5	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	**37.4**	± 5.2	mg/kg TS	0.300	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	**<0.2**	––	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Ni, nickel	**41.8**	± 6.0	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	**25.4**	± 3.2	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
V, vanadin	**78.6**	± 9.8	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	**113**	± 16	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Fysikaliska parametrar						
S-pH						
pH	**8.2** *	––	-	1.0	J-pH	ST
mättemperatur pH	**21.4** *	––	°C	15.0	J-pH	ST
TOCB						
Glödförlust (GF)	**3.83**	± 0.23	% TS	0.10	TOC-ber	ST
TOC, beräknad	**2.22**	± 0.13	% TS	0.10	TOC-ber	ST
torrsubstans vid 105°C	**74.6**	± 4.47	%	1.00	TS-105	ST

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Djupt_16_A**
Laboratoriets provnummer **ST2402185-003**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **JORD**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Provberedning						
MS-1						
Siktning/mortling	**Ja**	––	-	-	S-PP-siev/grind	LE
Torkning	**Ja**	––	-	-	S-PP-dry50	LE
Provberedning						
P-7MHNO3-HB						
Uppslutning	**Ja**	––	-	-	S-PM59-HB	LE
Metaller och grundämnen						
MS-1						
As, arsenik	**5.05**	± 0.67	mg/kg TS	0.500	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	**104**	± 13	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	**0.139**	± 0.020	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	**16.0**	± 2.1	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	**54.0**	± 7.5	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	**30.3**	± 4.2	mg/kg TS	0.300	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	**<0.2**	––	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Ni, nickel	**31.8**	± 4.6	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	**21.4**	± 2.7	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
V, vanadin	**71.3**	± 8.9	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	**101**	± 14	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Fysikaliska parametrar						
S-pH						
pH	**8.6** *	––	-	1.0	J-pH	ST
mättemperatur pH	**21.3** *	––	°C	15.0	J-pH	ST
TOCB						
Glödförlust (GF)	**3.10**	± 0.18	% TS	0.10	TOC-ber	ST
TOC, beräknad	**1.80**	± 0.11	% TS	0.10	TOC-ber	ST
torrsubstans vid 105°C	**76.7**	± 4.60	%	1.00	TS-105	ST

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Djupt_16_B**
Laboratoriets provnummer **ST2402185-004**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **JORD**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Provberedning						
MS-1						
Siktning/mortling	**Ja**	––	-	-	S-PP-siev/grind	LE
Torkning	**Ja**	––	-	-	S-PP-dry50	LE
Provberedning						
P-7MHNO3-HB						
Uppslutning	**Ja**	––	-	-	S-PM59-HB	LE
Metaller och grundämnen						
MS-1						
As, arsenik	**5.67**	± 0.75	mg/kg TS	0.500	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	**107**	± 14	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	**0.162**	± 0.023	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	**16.5**	± 2.2	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	**56.2**	± 7.8	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	**31.8**	± 4.4	mg/kg TS	0.300	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	**<0.2**	––	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Ni, nickel	**34.6**	± 5.0	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	**22.9**	± 2.9	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
V, vanadin	**73.9**	± 9.2	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	**105**	± 15	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Fysikaliska parametrar						
S-pH						
pH	**8.6** *	––	-	1.0	J-pH	ST
mättemperatur pH	**21.8** *	––	°C	15.0	J-pH	ST
TOCB						
Glödförlust (GF)	**2.98**	± 0.18	% TS	0.10	TOC-ber	ST
TOC, beräknad	**1.73**	± 0.10	% TS	0.10	TOC-ber	ST
torrsubstans vid 105°C	**76.2**	± 4.57	%	1.00	TS-105	ST

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Djupt_18_A**
Laboratoriets provnummer **ST2402185-005**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **JORD**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Provberedning						
MS-1						
Siktning/mortling	**Ja**	––	-	-	S-PP-siev/grind	LE
Torkning	**Ja**	––	-	-	S-PP-dry50	LE
Provberedning						
P-7MHNO3-HB						
Uppslutning	**Ja**	––	-	-	S-PM59-HB	LE
Metaller och grundämnen						
MS-1						
As, arsenik	**4.96**	± 0.66	mg/kg TS	0.500	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	**92.2**	± 11.8	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	**0.153**	± 0.022	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	**13.4**	± 1.8	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	**45.6**	± 6.4	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	**26.9**	± 3.7	mg/kg TS	0.300	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	**<0.2**	––	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Ni, nickel	**27.3**	± 3.9	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	**19.3**	± 2.4	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
V, vanadin	**60.0**	± 7.5	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	**83.8**	± 11.9	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Fysikaliska parametrar						
S-pH						
pH	**8.6** *	––	-	1.0	J-pH	ST
mättemperatur pH	**21.8** *	––	°C	15.0	J-pH	ST
TOCB						
Glödförlust (GF)	**2.44**	± 0.15	% TS	0.10	TOC-ber	ST
TOC, beräknad	**1.42**	± 0.08	% TS	0.10	TOC-ber	ST
torrsubstans vid 105°C	**79.8**	± 4.79	%	1.00	TS-105	ST

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Djupt_18_B**
Laboratoriets provnummer **ST2402185-006**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **JORD**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Provberedning						
MS-1						
Siktning/mortling	**Ja**	––	-	-	S-PP-siev/grind	LE
Torkning	**Ja**	––	-	-	S-PP-dry50	LE
Provberedning						
P-7MHNO3-HB						
Uppslutning	**Ja**	––	-	-	S-PM59-HB	LE
Metaller och grundämnen						
MS-1						
As, arsenik	**4.44**	± 0.59	mg/kg TS	0.500	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	**81.8**	± 10.5	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	**0.137**	± 0.020	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	**12.6**	± 1.7	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	**43.8**	± 6.1	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	**24.5**	± 3.4	mg/kg TS	0.300	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	**<0.2**	––	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Ni, nickel	**25.7**	± 3.7	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	**18.6**	± 2.3	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
V, vanadin	**55.6**	± 6.9	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	**78.6**	± 11.2	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Fysikaliska parametrar						
S-pH						
pH	**8.6** *	––	-	1.0	J-pH	ST
mättemperatur pH	**21.4** *	––	°C	15.0	J-pH	ST
TOCB						
Glödförlust (GF)	**2.52**	± 0.15	% TS	0.10	TOC-ber	ST
TOC, beräknad	**1.46**	± 0.09	% TS	0.10	TOC-ber	ST
torrsubstans vid 105°C	**79.9**	± 4.79	%	1.00	TS-105	ST

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Djupt_09_A**
Laboratoriets provnummer **ST2402185-007**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **JORD**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Provberedning						
MS-1						
Siktning/mortling	**Ja**	––	-	-	S-PP-siev/grind	LE
Torkning	**Ja**	––	-	-	S-PP-dry50	LE
Provberedning						
P-7MHNO3-HB						
Uppslutning	**Ja**	––	-	-	S-PM59-HB	LE
Metaller och grundämnen						
MS-1						
As, arsenik	**4.42**	± 0.59	mg/kg TS	0.500	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	**117**	± 15	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	**0.167**	± 0.024	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	**16.3**	± 2.2	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	**49.7**	± 6.9	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	**35.7**	± 4.9	mg/kg TS	0.300	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	**<0.2**	––	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Ni, nickel	**34.0**	± 4.9	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	**21.3**	± 2.7	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
V, vanadin	**72.5**	± 9.1	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	**102**	± 15	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Fysikaliska parametrar						
S-pH						
pH	**8.6** *	––	-	1.0	J-pH	ST
mättemperatur pH	**21.6** *	––	°C	15.0	J-pH	ST
TOCB						
Glödförlust (GF)	**3.25**	± 0.20	% TS	0.10	TOC-ber	ST
TOC, beräknad	**1.89**	± 0.11	% TS	0.10	TOC-ber	ST
torrsubstans vid 105°C	**82.7**	± 4.96	%	1.00	TS-105	ST

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Djupt_09_B**
Laboratoriets provnummer **ST2402185-008**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **JORD**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Provberedning						
MS-1						
Siktning/mortling	**Ja**	––	-	-	S-PP-siev/grind	LE
Torkning	**Ja**	––	-	-	S-PP-dry50	LE
Provberedning						
P-7MHNO3-HB						
Uppslutning	**Ja**	––	-	-	S-PM59-HB	LE
Metaller och grundämnen						
MS-1						
As, arsenik	**4.63**	± 0.61	mg/kg TS	0.500	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	**104**	± 13	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	**0.150**	± 0.022	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	**16.0**	± 2.1	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	**48.8**	± 6.8	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	**32.8**	± 4.5	mg/kg TS	0.300	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	**<0.2**	––	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Ni, nickel	**29.7**	± 4.3	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	**20.6**	± 2.6	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
V, vanadin	**68.4**	± 8.5	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	**100**	± 14	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Fysikaliska parametrar						
S-pH						
pH	**8.5** *	––	-	1.0	J-pH	ST
mättemperatur pH	**21.5** *	––	°C	15.0	J-pH	ST
TOCB						
Glödförlust (GF)	**3.31**	± 0.20	% TS	0.10	TOC-ber	ST
TOC, beräknad	**1.92**	± 0.12	% TS	0.10	TOC-ber	ST
torrsubstans vid 105°C	**81.7**	± 4.90	%	1.00	TS-105	ST

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_27_A**
Laboratoriets provnummer **ST2402185-009**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **JORD**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Provberedning						
MS-1						
Siktning/mortling	**Ja**	––	-	-	S-PP-siev/grind	LE
Torkning	**Ja**	––	-	-	S-PP-dry50	LE
Provberedning						
P-7MHNO3-HB						
Uppslutning	**Ja**	––	-	-	S-PM59-HB	LE
Metaller och grundämnen						
MS-1						
As, arsenik	**2.08**	± 0.28	mg/kg TS	0.500	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	**66.7**	± 8.6	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	**0.114**	± 0.017	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	**7.81**	± 1.04	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	**28.8**	± 4.0	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	**15.0**	± 2.1	mg/kg TS	0.300	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	**<0.2**	––	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Ni, nickel	**14.6**	± 2.1	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	**12.2**	± 1.5	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
V, vanadin	**37.2**	± 4.6	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	**55.2**	± 7.9	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Fysikaliska parametrar						
S-pH						
pH	**6.4** *	––	-	1.0	J-pH	ST
mättemperatur pH	**21.5** *	––	°C	15.0	J-pH	ST
TOCB						
Glödförlust (GF)	**6.15**	± 0.37	% TS	0.10	TOC-ber	ST
TOC, beräknad	**3.57**	± 0.21	% TS	0.10	TOC-ber	ST
torrsubstans vid 105°C	**75.7**	± 4.54	%	1.00	TS-105	ST

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_27_B**
Laboratoriets provnummer **ST2402185-010**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **JORD**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Provberedning						
MS-1						
Siktning/mortling	**Ja**	––	-	-	S-PP-siev/grind	LE
Torkning	**Ja**	––	-	-	S-PP-dry50	LE
Provberedning						
P-7MHNO3-HB						
Uppslutning	**Ja**	––	-	-	S-PM59-HB	LE
Metaller och grundämnen						
MS-1						
As, arsenik	**1.96**	± 0.26	mg/kg TS	0.500	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	**61.7**	± 7.9	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	**0.109**	± 0.016	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	**7.48**	± 1.00	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	**28.1**	± 3.9	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	**13.8**	± 1.9	mg/kg TS	0.300	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	**<0.2**	––	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Ni, nickel	**14.0**	± 2.0	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	**11.6**	± 1.4	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
V, vanadin	**37.0**	± 4.6	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	**53.5**	± 7.6	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Fysikaliska parametrar						
S-pH						
pH	**6.5** *	––	-	1.0	J-pH	ST
mättemperatur pH	**21.2** *	––	°C	15.0	J-pH	ST
TOCB						
Glödförlust (GF)	**5.75**	± 0.34	% TS	0.10	TOC-ber	ST
TOC, beräknad	**3.33**	± 0.20	% TS	0.10	TOC-ber	ST
torrsubstans vid 105°C	**75.9**	± 4.55	%	1.00	TS-105	ST

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_28_A**
Laboratoriets provnummer **ST2402185-011**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **JORD**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Provberedning						
MS-1						
Siktning/mortling	**Ja**	––	-	-	S-PP-siev/grind	LE
Torkning	**Ja**	––	-	-	S-PP-dry50	LE
Provberedning						
P-7MHNO3-HB						
Uppslutning	**Ja**	––	-	-	S-PM59-HB	LE
Metaller och grundämnen						
MS-1						
As, arsenik	**2.22**	± 0.29	mg/kg TS	0.500	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	**72.7**	± 9.3	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	**0.269**	± 0.038	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	**7.68**	± 1.02	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	**26.3**	± 3.7	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	**19.4**	± 2.7	mg/kg TS	0.300	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	**<0.2**	––	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Ni, nickel	**14.8**	± 2.1	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	**15.8**	± 2.0	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
V, vanadin	**32.6**	± 4.1	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	**81.9**	± 11.6	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Fysikaliska parametrar						
S-pH						
pH	**6.8** *	––	-	1.0	J-pH	ST
mättemperatur pH	**21.7** *	––	°C	15.0	J-pH	ST
TOCB						
Glödförlust (GF)	**4.77**	± 0.29	% TS	0.10	TOC-ber	ST
TOC, beräknad	**2.77**	± 0.17	% TS	0.10	TOC-ber	ST
torrsubstans vid 105°C	**77.8**	± 4.67	%	1.00	TS-105	ST

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_28_B**
Laboratoriets provnummer **ST2402185-012**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **JORD**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Provberedning						
MS-1						
Siktning/mortling	**Ja**	––	-	-	S-PP-siev/grind	LE
Torkning	**Ja**	––	-	-	S-PP-dry50	LE
Provberedning						
P-7MHNO3-HB						
Uppslutning	**Ja**	––	-	-	S-PM59-HB	LE
Metaller och grundämnen						
MS-1						
As, arsenik	**2.31**	± 0.31	mg/kg TS	0.500	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	**68.2**	± 8.8	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	**0.239**	± 0.034	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	**6.75**	± 0.90	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	**24.3**	± 3.4	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	**16.8**	± 2.3	mg/kg TS	0.300	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	**<0.2**	––	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Ni, nickel	**13.1**	± 1.9	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	**14.6**	± 1.8	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
V, vanadin	**31.6**	± 3.9	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	**74.7**	± 10.6	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Fysikaliska parametrar						
S-pH						
pH	**6.9** *	––	-	1.0	J-pH	ST
mättemperatur pH	**21.3** *	––	°C	15.0	J-pH	ST
TOCB						
Glödförlust (GF)	**4.85**	± 0.29	% TS	0.10	TOC-ber	ST
TOC, beräknad	**2.81**	± 0.17	% TS	0.10	TOC-ber	ST
torrsubstans vid 105°C	**77.5**	± 4.65	%	1.00	TS-105	ST

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_06_A**
Laboratoriets provnummer **ST2402185-017**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **JORD**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Provberedning						
MS-1						
Siktning/mortling	**Ja**	––	-	-	S-PP-siev/grind	LE
Torkning	**Ja**	––	-	-	S-PP-dry50	LE
Provberedning						
P-7MHNO3-HB						
Uppslutning	**Ja**	––	-	-	S-PM59-HB	LE
Metaller och grundämnen						
MS-1						
As, arsenik	**4.39**	± 0.58	mg/kg TS	0.500	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	**107**	± 14	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	**0.151**	± 0.022	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	**15.0**	± 2.0	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	**43.4**	± 6.1	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	**20.8**	± 2.9	mg/kg TS	0.300	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	**<0.2**	––	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Ni, nickel	**29.9**	± 4.3	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	**18.1**	± 2.3	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
V, vanadin	**50.7**	± 6.3	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	**80.0**	± 11.4	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Fysikaliska parametrar						
S-pH						
pH	**6.3** *	––	-	1.0	J-pH	ST
mättemperatur pH	**21.2** *	––	°C	15.0	J-pH	ST
TOCB						
Glödförlust (GF)	**4.65**	± 0.28	% TS	0.10	TOC-ber	ST
TOC, beräknad	**2.70**	± 0.16	% TS	0.10	TOC-ber	ST
torrsubstans vid 105°C	**80.5**	± 4.83	%	1.00	TS-105	ST

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_06_B**
Laboratoriets provnummer **ST2402185-018**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **JORD**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Provberedning						
MS-1						
Siktning/mortling	**Ja**	––	-	-	S-PP-siev/grind	LE
Torkning	**Ja**	––	-	-	S-PP-dry50	LE
Provberedning						
P-7MHNO3-HB						
Uppslutning	**Ja**	––	-	-	S-PM59-HB	LE
Metaller och grundämnen						
MS-1						
As, arsenik	**4.66**	± 0.62	mg/kg TS	0.500	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	**109**	± 14	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	**0.165**	± 0.024	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	**15.4**	± 2.1	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	**44.6**	± 6.2	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	**22.6**	± 3.1	mg/kg TS	0.300	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	**<0.2**	––	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Ni, nickel	**30.2**	± 4.3	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	**19.4**	± 2.4	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
V, vanadin	**53.8**	± 6.7	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	**86.4**	± 12.3	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Fysikaliska parametrar						
S-pH						
pH	**6.1** *	––	-	1.0	J-pH	ST
mättemperatur pH	**21.4** *	––	°C	15.0	J-pH	ST
TOCB						
Glödförlust (GF)	**4.45**	± 0.27	% TS	0.10	TOC-ber	ST
TOC, beräknad	**2.58**	± 0.15	% TS	0.10	TOC-ber	ST
torrsubstans vid 105°C	**80.3**	± 4.82	%	1.00	TS-105	ST

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_04_A**
Laboratoriets provnummer **ST2402185-021**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **JORD**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Provberedning						
MS-1						
Siktning/mortling	**Ja**	––	-	-	S-PP-siev/grind	LE
Torkning	**Ja**	––	-	-	S-PP-dry50	LE
Provberedning						
P-7MHNO3-HB						
Uppslutning	**Ja**	––	-	-	S-PM59-HB	LE
Metaller och grundämnen						
MS-1						
As, arsenik	**3.73**	± 0.49	mg/kg TS	0.500	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	**133**	± 17	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	**0.283**	± 0.040	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	**13.7**	± 1.8	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	**48.5**	± 6.8	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	**30.0**	± 4.1	mg/kg TS	0.300	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	**<0.2**	––	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Ni, nickel	**31.4**	± 4.5	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	**20.3**	± 2.5	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
V, vanadin	**57.4**	± 7.2	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	**109**	± 16	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Fysikaliska parametrar						
S-pH						
pH	**8.4** *	––	-	1.0	J-pH	ST
mättemperatur pH	**21.4** *	––	°C	15.0	J-pH	ST
TOCB						
Glödförlust (GF)	**5.49**	± 0.33	% TS	0.10	TOC-ber	ST
TOC, beräknad	**3.18**	± 0.19	% TS	0.10	TOC-ber	ST
torrsubstans vid 105°C	**79.6**	± 4.78	%	1.00	TS-105	ST

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_04_B**
Laboratoriets provnummer **ST2402185-022**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **JORD**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Provberedning						
MS-1						
Siktning/mortling	**Ja**	––	-	-	S-PP-siev/grind	LE
Torkning	**Ja**	––	-	-	S-PP-dry50	LE
Provberedning						
P-7MHNO3-HB						
Uppslutning	**Ja**	––	-	-	S-PM59-HB	LE
Metaller och grundämnen						
MS-1						
As, arsenik	**4.15**	± 0.55	mg/kg TS	0.500	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	**145**	± 19	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	**0.271**	± 0.039	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	**15.3**	± 2.0	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	**51.4**	± 7.2	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	**32.4**	± 4.5	mg/kg TS	0.300	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	**<0.2**	––	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Ni, nickel	**32.7**	± 4.7	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	**21.9**	± 2.7	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
V, vanadin	**60.0**	± 7.5	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	**114**	± 16	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Fysikaliska parametrar						
S-pH						
pH	**8.3** *	––	-	1.0	J-pH	ST
mättemperatur pH	**21.3** *	––	°C	15.0	J-pH	ST
TOCB						
Glödförlust (GF)	**5.00**	± 0.30	% TS	0.10	TOC-ber	ST
TOC, beräknad	**2.90**	± 0.17	% TS	0.10	TOC-ber	ST
torrsubstans vid 105°C	**79.3**	± 4.76	%	1.00	TS-105	ST

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_12_A**
Laboratoriets provnummer **ST2402185-023**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **JORD**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Provberedning						
MS-1						
Siktning/mortling	**Ja**	––	-	-	S-PP-siev/grind	LE
Torkning	**Ja**	––	-	-	S-PP-dry50	LE
Provberedning						
P-7MHNO3-HB						
Uppslutning	**Ja**	––	-	-	S-PM59-HB	LE
Metaller och grundämnen						
MS-1						
As, arsenik	**3.45**	± 0.46	mg/kg TS	0.500	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	**124**	± 16	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	**0.270**	± 0.039	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	**11.7**	± 1.6	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	**41.3**	± 5.8	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	**26.0**	± 3.6	mg/kg TS	0.300	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	**<0.2**	––	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Ni, nickel	**26.6**	± 3.8	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	**17.7**	± 2.2	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
V, vanadin	**48.1**	± 6.0	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	**95.5**	± 13.6	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Fysikaliska parametrar						
S-pH						
pH	**8.3** *	––	-	1.0	J-pH	ST
mättemperatur pH	**21.2** *	––	°C	15.0	J-pH	ST
TOCB						
Glödförlust (GF)	**4.67**	± 0.28	% TS	0.10	TOC-ber	ST
TOC, beräknad	**2.71**	± 0.16	% TS	0.10	TOC-ber	ST
torrsubstans vid 105°C	**81.4**	± 4.88	%	1.00	TS-105	ST

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_12_B**
Laboratoriets provnummer **ST2402185-024**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **JORD**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Provberedning						
MS-1						
Siktning/mortling	**Ja**	––	-	-	S-PP-siev/grind	LE
Torkning	**Ja**	––	-	-	S-PP-dry50	LE
Provberedning						
P-7MHNO3-HB						
Uppslutning	**Ja**	––	-	-	S-PM59-HB	LE
Metaller och grundämnen						
MS-1						
As, arsenik	**3.59**	± 0.48	mg/kg TS	0.500	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	**122**	± 16	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	**0.245**	± 0.035	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	**11.4**	± 1.5	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	**38.2**	± 5.3	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	**24.1**	± 3.3	mg/kg TS	0.300	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	**<0.2**	––	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Ni, nickel	**23.9**	± 3.4	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	**16.5**	± 2.1	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
V, vanadin	**46.0**	± 5.8	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	**91.5**	± 13.0	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Fysikaliska parametrar						
S-pH						
pH	**8.4** *	––	-	1.0	J-pH	ST
mättemperatur pH	**21.7** *	––	°C	15.0	J-pH	ST
TOCB						
Glödförlust (GF)	**4.82**	± 0.29	% TS	0.10	TOC-ber	ST
TOC, beräknad	**2.79**	± 0.17	% TS	0.10	TOC-ber	ST
torrsubstans vid 105°C	**81.6**	± 4.90	%	1.00	TS-105	ST

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Djupt_13_A**
Laboratoriets provnummer **ST2402185-025**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **JORD**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Provberedning						
MS-1						
Siktning/mortling	**Ja**	––	-	-	S-PP-siev/grind	LE
Torkning	**Ja**	––	-	-	S-PP-dry50	LE
Provberedning						
P-7MHNO3-HB						
Uppslutning	**Ja**	––	-	-	S-PM59-HB	LE
Metaller och grundämnen						
MS-1						
As, arsenik	**3.25**	± 0.43	mg/kg TS	0.500	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	**108**	± 14	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	**0.159**	± 0.023	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	**10.5**	± 1.4	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	**36.6**	± 5.1	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	**20.2**	± 2.8	mg/kg TS	0.300	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	**<0.2**	––	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Ni, nickel	**23.5**	± 3.4	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	**12.6**	± 1.6	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
V, vanadin	**44.3**	± 5.5	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	**60.3**	± 8.6	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Fysikaliska parametrar						
S-pH						
pH	**8.7** *	––	-	1.0	J-pH	ST
mättemperatur pH	**21.2** *	––	°C	15.0	J-pH	ST
TOCB						
Glödförlust (GF)	**2.32**	± 0.14	% TS	0.10	TOC-ber	ST
TOC, beräknad	**1.35**	± 0.08	% TS	0.10	TOC-ber	ST
torrsubstans vid 105°C	**83.2**	± 4.99	%	1.00	TS-105	ST

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Djupt_13_B**
Laboratoriets provnummer **ST2402185-026**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **JORD**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Provberedning						
MS-1						
Siktning/mortling	**Ja**	––	-	-	S-PP-siev/grind	LE
Torkning	**Ja**	––	-	-	S-PP-dry50	LE
Provberedning						
P-7MHNO3-HB						
Uppslutning	**Ja**	––	-	-	S-PM59-HB	LE
Metaller och grundämnen						
MS-1						
As, arsenik	**3.06**	± 0.41	mg/kg TS	0.500	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	**106**	± 14	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	**0.139**	± 0.020	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	**10.3**	± 1.4	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	**35.4**	± 5.0	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	**19.7**	± 2.7	mg/kg TS	0.300	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	**<0.2**	––	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Ni, nickel	**23.4**	± 3.4	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	**12.4**	± 1.5	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
V, vanadin	**42.5**	± 5.3	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	**55.8**	± 7.9	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Fysikaliska parametrar						
S-pH						
pH	**8.7** *	––	-	1.0	J-pH	ST
mättemperatur pH	**21.5** *	––	°C	15.0	J-pH	ST
TOCB						
Glödförlust (GF)	**2.59**	± 0.16	% TS	0.10	TOC-ber	ST
TOC, beräknad	**1.50**	± 0.09	% TS	0.10	TOC-ber	ST
torrsubstans vid 105°C	**82.4**	± 4.94	%	1.00	TS-105	ST

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Djupt_07_A**
Laboratoriets provnummer **ST2402185-027**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **JORD**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Provberedning						
MS-1						
Siktning/mortling	**Ja**	––	-	-	S-PP-siev/grind	LE
Torkning	**Ja**	––	-	-	S-PP-dry50	LE
Provberedning						
P-7MHNO3-HB						
Uppslutning	**Ja**	––	-	-	S-PM59-HB	LE
Metaller och grundämnen						
MS-1						
As, arsenik	**7.30**	± 0.97	mg/kg TS	0.500	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	**143**	± 18	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	**0.175**	± 0.025	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	**15.8**	± 2.1	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	**52.6**	± 7.4	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	**31.2**	± 4.3	mg/kg TS	0.300	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	**<0.2**	––	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Ni, nickel	**38.1**	± 5.5	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	**19.0**	± 2.4	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
V, vanadin	**64.1**	± 8.0	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	**93.9**	± 13.4	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Fysikaliska parametrar						
S-pH						
pH	**8.4** *	––	-	1.0	J-pH	ST
mättemperatur pH	**21.2** *	––	°C	15.0	J-pH	ST
TOCB						
Glödförlust (GF)	**3.13**	± 0.19	% TS	0.10	TOC-ber	ST
TOC, beräknad	**1.82**	± 0.11	% TS	0.10	TOC-ber	ST
torrsubstans vid 105°C	**78.6**	± 4.72	%	1.00	TS-105	ST

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Djupt_07_B**
Laboratoriets provnummer **ST2402185-028**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **JORD**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Provberedning						
MS-1						
Siktning/mortling	**Ja**	––	-	-	S-PP-siev/grind	LE
Torkning	**Ja**	––	-	-	S-PP-dry50	LE
Provberedning						
P-7MHNO3-HB						
Uppslutning	**Ja**	––	-	-	S-PM59-HB	LE
Metaller och grundämnen						
MS-1						
As, arsenik	**7.88**	± 1.04	mg/kg TS	0.500	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	**148**	± 19	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	**0.166**	± 0.024	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	**14.9**	± 2.0	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	**56.3**	± 7.9	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	**34.9**	± 4.8	mg/kg TS	0.300	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	**<0.2**	––	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Ni, nickel	**37.3**	± 5.3	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	**19.8**	± 2.5	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
V, vanadin	**68.1**	± 8.5	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	**100**	± 14	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Fysikaliska parametrar						
S-pH						
pH	**8.3** *	––	-	1.0	J-pH	ST
mättemperatur pH	**21.3** *	––	°C	15.0	J-pH	ST
TOCB						
Glödförlust (GF)	**2.94**	± 0.18	% TS	0.10	TOC-ber	ST
TOC, beräknad	**1.71**	± 0.10	% TS	0.10	TOC-ber	ST
torrsubstans vid 105°C	**78.8**	± 4.72	%	1.00	TS-105	ST

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Djupt_05_A**
Laboratoriets provnummer **ST2402185-031**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **JORD**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Provberedning						
MS-1						
Siktning/mortling	**Ja**	––	-	-	S-PP-siev/grind	LE
Torkning	**Ja**	––	-	-	S-PP-dry50	LE
Provberedning						
P-7MHNO3-HB						
Uppslutning	**Ja**	––	-	-	S-PM59-HB	LE
Metaller och grundämnen						
MS-1						
As, arsenik	**4.99**	± 0.66	mg/kg TS	0.500	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	**164**	± 21	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	**0.203**	± 0.029	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	**16.3**	± 2.2	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	**54.5**	± 7.6	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	**27.4**	± 3.8	mg/kg TS	0.300	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	**<0.2**	––	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Ni, nickel	**35.7**	± 5.1	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	**18.4**	± 2.3	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
V, vanadin	**65.1**	± 8.1	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	**89.4**	± 12.7	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Fysikaliska parametrar						
S-pH						
pH	**8.7** *	––	-	1.0	J-pH	ST
mättemperatur pH	**21.4** *	––	°C	15.0	J-pH	ST
TOCB						
Glödförlust (GF)	**3.24**	± 0.19	% TS	0.10	TOC-ber	ST
TOC, beräknad	**1.88**	± 0.11	% TS	0.10	TOC-ber	ST
torrsubstans vid 105°C	**77.6**	± 4.66	%	1.00	TS-105	ST

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Djupt_05_B**
Laboratoriets provnummer **ST2402185-032**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **JORD**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Provberedning						
MS-1						
Siktning/mortling	**Ja**	––	-	-	S-PP-siev/grind	LE
Torkning	**Ja**	––	-	-	S-PP-dry50	LE
Provberedning						
P-7MHNO3-HB						
Uppslutning	**Ja**	––	-	-	S-PM59-HB	LE
Metaller och grundämnen						
MS-1						
As, arsenik	**5.65**	± 0.75	mg/kg TS	0.500	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	**167**	± 22	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	**0.180**	± 0.026	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	**16.4**	± 2.2	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	**57.4**	± 8.0	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	**30.0**	± 4.1	mg/kg TS	0.300	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	**<0.2**	––	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Ni, nickel	**38.9**	± 5.6	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	**18.3**	± 2.3	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
V, vanadin	**67.0**	± 8.4	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	**91.6**	± 13.0	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Fysikaliska parametrar						
S-pH						
pH	**8.7** *	––	-	1.0	J-pH	ST
mättemperatur pH	**21.3** *	––	°C	15.0	J-pH	ST
TOCB						
Glödförlust (GF)	**3.32**	± 0.20	% TS	0.10	TOC-ber	ST
TOC, beräknad	**1.92**	± 0.12	% TS	0.10	TOC-ber	ST
torrsubstans vid 105°C	**77.6**	± 4.66	%	1.00	TS-105	ST

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_02_A**
Laboratoriets provnummer **ST2402185-033**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **JORD**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Provberedning						
MS-1						
Siktning/mortling	**Ja**	––	-	-	S-PP-siev/grind	LE
Torkning	**Ja**	––	-	-	S-PP-dry50	LE
Provberedning						
P-7MHNO3-HB						
Uppslutning	**Ja**	––	-	-	S-PM59-HB	LE
Metaller och grundämnen						
MS-1						
As, arsenik	**3.84**	± 0.51	mg/kg TS	0.500	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	**110**	± 14	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	**0.237**	± 0.034	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	**11.9**	± 1.6	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	**40.4**	± 5.6	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	**24.3**	± 3.3	mg/kg TS	0.300	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	**<0.2**	––	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Ni, nickel	**24.2**	± 3.5	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	**19.7**	± 2.5	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
V, vanadin	**52.5**	± 6.6	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	**91.6**	± 13.0	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Fysikaliska parametrar						
S-pH						
pH	**6.9** *	––	-	1.0	J-pH	ST
mättemperatur pH	**21.3** *	––	°C	15.0	J-pH	ST
TOCB						
Glödförlust (GF)	**9.54**	± 0.57	% TS	0.10	TOC-ber	ST
TOC, beräknad	**5.53**	± 0.33	% TS	0.10	TOC-ber	ST
torrsubstans vid 105°C	**73.1**	± 4.38	%	1.00	TS-105	ST

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_02_B**
Laboratoriets provnummer **ST2402185-034**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **JORD**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Provberedning						
MS-1						
Siktning/mortling	**Ja**	––	-	-	S-PP-siev/grind	LE
Torkning	**Ja**	––	-	-	S-PP-dry50	LE
Provberedning						
P-7MHNO3-HB						
Uppslutning	**Ja**	––	-	-	S-PM59-HB	LE
Metaller och grundämnen						
MS-1						
As, arsenik	**3.99**	± 0.53	mg/kg TS	0.500	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	**103**	± 13	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	**0.217**	± 0.031	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	**11.9**	± 1.6	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	**40.4**	± 5.7	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	**23.9**	± 3.3	mg/kg TS	0.300	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	**<0.2**	––	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Ni, nickel	**25.4**	± 3.6	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	**19.4**	± 2.4	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
V, vanadin	**52.4**	± 6.5	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	**89.2**	± 12.7	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Fysikaliska parametrar						
S-pH						
pH	**7.3** *	––	-	1.0	J-pH	ST
mättemperatur pH	**21.7** *	––	°C	15.0	J-pH	ST
TOCB						
Glödförlust (GF)	**10.8**	± 0.65	% TS	0.10	TOC-ber	ST
TOC, beräknad	**6.28**	± 0.38	% TS	0.10	TOC-ber	ST
torrsubstans vid 105°C	**72.5**	± 4.35	%	1.00	TS-105	ST

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_03_A**
Laboratoriets provnummer **ST2402185-035**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **JORD**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Provberedning						
MS-1						
Siktning/mortling	**Ja**	––	-	-	S-PP-siev/grind	LE
Torkning	**Ja**	––	-	-	S-PP-dry50	LE
Provberedning						
P-7MHNO3-HB						
Uppslutning	**Ja**	––	-	-	S-PM59-HB	LE
Metaller och grundämnen						
MS-1						
As, arsenik	**3.80**	± 0.50	mg/kg TS	0.500	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	**65.8**	± 8.5	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	**0.310**	± 0.044	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	**4.91**	± 0.65	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	**20.8**	± 2.9	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	**17.7**	± 2.5	mg/kg TS	0.300	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	**<0.2**	––	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Ni, nickel	**12.4**	± 1.8	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	**10.4**	± 1.3	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
V, vanadin	**29.6**	± 3.7	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	**50.4**	± 7.2	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Fysikaliska parametrar						
S-pH						
pH	**6.3** *	––	-	1.0	J-pH	ST
mättemperatur pH	**21.4** *	––	°C	15.0	J-pH	ST
TOCB						
Glödförlust (GF)	**7.05**	± 0.42	% TS	0.10	TOC-ber	ST
TOC, beräknad	**4.09**	± 0.24	% TS	0.10	TOC-ber	ST
torrsubstans vid 105°C	**71.8**	± 4.31	%	1.00	TS-105	ST

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_03_B**
Laboratoriets provnummer **ST2402185-036**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **JORD**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Provberedning						
MS-1						
Siktning/mortling	**Ja**	––	-	-	S-PP-siev/grind	LE
Torkning	**Ja**	––	-	-	S-PP-dry50	LE
Provberedning						
P-7MHNO3-HB						
Uppslutning	**Ja**	––	-	-	S-PM59-HB	LE
Metaller och grundämnen						
MS-1						
As, arsenik	**3.57**	± 0.47	mg/kg TS	0.500	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	**57.5**	± 7.4	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	**0.301**	± 0.043	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	**4.41**	± 0.59	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	**19.1**	± 2.7	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	**16.4**	± 2.3	mg/kg TS	0.300	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	**<0.2**	––	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Ni, nickel	**10.9**	± 1.6	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	**9.52**	± 1.19	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
V, vanadin	**25.9**	± 3.2	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	**45.4**	± 6.5	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Fysikaliska parametrar						
S-pH						
pH	**6.4** *	––	-	1.0	J-pH	ST
mättemperatur pH	**21.5** *	––	°C	15.0	J-pH	ST
TOCB						
Glödförlust (GF)	**7.06**	± 0.42	% TS	0.10	TOC-ber	ST
TOC, beräknad	**4.10**	± 0.24	% TS	0.10	TOC-ber	ST
torrsubstans vid 105°C	**71.6**	± 4.30	%	1.00	TS-105	ST

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_08_A**
Laboratoriets provnummer **ST2402185-037**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **JORD**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Provberedning						
MS-1						
Siktning/mortling	**Ja**	––	-	-	S-PP-siev/grind	LE
Torkning	**Ja**	––	-	-	S-PP-dry50	LE
Provberedning						
P-7MHNO3-HB						
Uppslutning	**Ja**	––	-	-	S-PM59-HB	LE
Metaller och grundämnen						
MS-1						
As, arsenik	**3.54**	± 0.47	mg/kg TS	0.500	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	**114**	± 15	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	**0.178**	± 0.026	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	**12.4**	± 1.7	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	**41.2**	± 5.8	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	**26.6**	± 3.7	mg/kg TS	0.300	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	**<0.2**	––	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Ni, nickel	**22.2**	± 3.2	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	**21.2**	± 2.6	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
V, vanadin	**54.5**	± 6.8	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	**90.8**	± 12.9	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Fysikaliska parametrar						
S-pH						
pH	**6.4** *	––	-	1.0	J-pH	ST
mättemperatur pH	**21.4** *	––	°C	15.0	J-pH	ST
TOCB						
Glödförlust (GF)	**4.40**	± 0.26	% TS	0.10	TOC-ber	ST
TOC, beräknad	**2.55**	± 0.15	% TS	0.10	TOC-ber	ST
torrsubstans vid 105°C	**78.6**	± 4.71	%	1.00	TS-105	ST

Metodsammanfattningar

Analysmetoder	*Metod*
S-PP-dry50	Torkning av prov vid 50°C.
S-PP-siev/grind	Jord siktas <2mm enligt ISO 11464:2006. Slam och sediment homogeniseras genom mortling.
S-SFMS-59	Analys av metaller i jord, slam, sediment och byggnadsmaterial med ICP-SFMS enligt SS-EN ISO 17294-2:2023 och US EPA Method 200.8:1994 efter uppslutning av prov enligt S-PM59-HB.
J-pH*	Bestämning av pH i jord, behandlat bioavfall och slam enligt ISO 10390: 2021 utg. 3
TOC-ber	TOC beräknad utifrån glödgningsförlust baserad på "Van Bemmelen" faktorn. Glödgningsförlust beräknad 100-glödgningsrest (%). Glödgningsrest bestämd enl. SS-EN 15935:2021 utg2.
TS-105	Bestämning av torrsubstans (TS) enligt SS-EN 15934:2012 utg 1.

Beredningsmetoder	*Metod*
S-PM59-HB	Upplösning i 7M salpetersyra i hotblock enligt SE-SOP-0021.

Nyckel: **LOR** = Den rapporteringsgräns (LOR) som anges är standard för respektive parameter i metoden. Rapporteringsgränsen kan påverkas vid t.ex. spädning p.g.a. matrisstörningar, begränsad provmängd eller låg torrsubstanshalt.

MU = Mätosäkerhet

* = Asterisk efter resultatet visar på ej ackrediterat test, gäller både egna lab och underleverantör

Mätosäkerhet:

Mätosäkerheten anges som en utvidgad osäkerhet (enligt definitionen i "Evaluation of measurement data- Guide to the expression of uncertainty in measurement", JCGM 100:2008 Corrected version 2010) beräknad med täckningsfaktor lika med 2 vilket ger en konfidensnivå på ungefär 95%.
Mätosäkerhet anges endast för detekterade ämnen med halter över rapporteringsgränsen.

Mätosäkerhet från underleverantör anges oftast som en utvidgad osäkerhet beräknad med täckningsfaktor 2. För ytterligare information kontakta laboratoriet.

Utförande laboratorium (teknisk enhet inom ALS Scandinavia eller anlitat laboratorium (underleverantör)).

	Utf.
LE	*Analys utförd av* ALS Scandinavia AB, Aurorum 10 Luleå Sverige 977 75 Ackrediterad av: SWEDAC Ackrediteringsnummer: 2030, ISO/IEC 17025
ST	*Analys utförd av* ALS Scandinavia AB, Rinkebyvägen 19C Danderyd Sverige 182 36 Ackrediterad av: SWEDAC Ackrediteringsnummer: 2030, ISO/IEC 17025

Bilaga E.2 - Analysrapport extraktion med 0,001 M $CaCl_2$

Eurofins Environment Testing Sweden AB
Box 737
531 17 Lidköping

Tlf: +46 10 490 8110
Fax: +46 10 490 8051

Ackred. nr 1125
Provning
ISO/IEC 17025

WSP Earth & Environment - [3662]
Emelie Olofsson
Dragarbrunnsgatan 41A
753 20 UPPSALA

AR-24-SL-022800-01

EUSELI2-01250419
Kundnummer: SL7653576

Uppdragsmärkn.
10363985

Analysrapport

Provnummer:	**177-2024-02060799**	Ankomsttemp °C Kem	11
Provbeskrivning:		Provtagningsdatum**	2024-02-02
Matris:	Lakvatten	Provtagare**	JR
Provet ankom:	2024-02-06		
Utskriftsdatum:	2024-02-08		
Analyserna påbörjades:	2024-02-06		
Provmärkning:	23_Mälardalen_Lera_Djupt_05_A		

Analys	Resultat	Enhet	Mäto.	Metod/ref	
Arkivering kyl max 4°C, 3 mån	**1.0**				a)*
Arsenik As (end surgjort)	**0.000076**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Barium Ba (end surgjort)	**0.0096**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Bly Pb (end surgjort)	**0.0030**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kadmium Cd (end surgjort)	**0.0000080**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kobolt, Co (end surgjort)	**0.000026**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Koppar Cu (end surgjort)	**0.043**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Krom Cr (end surgjort)	**0.00042**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Nickel Ni (end surgjort)	**0.00065**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Vanadin, V (end surgjort)	**0.00023**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Zink Zn (end surgjort)	**0.035**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)

Utförande laboratorium/underleverantör:
a) Eurofins Environment Testing Sweden AB, SWEDEN, ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125

Kopia till:
hanna.almqvist@wsp.com (hanna.almqvist@wsp.com)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

AR-003v63

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Paola Rydell, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Eurofins Environment Testing Sweden AB
Box 737
531 17 Lidköping

Tlf: +46 10 490 8110
Fax: +46 10 490 8051

Ackred. nr 1125
Provning
ISO/IEC 17025

WSP Earth & Environment - [3662]
Emelie Olofsson
Dragarbrunnsgatan 41A
753 20 UPPSALA

AR-24-SL-022801-01

EUSELI2-01250419
Kundnummer: SL7653576

Uppdragsmärkn.
10363985

Analysrapport

Provnummer:	**177-2024-02060800**	Ankomsttemp °C Kem	11
Provbeskrivning:		Provtagningsdatum**	2024-02-02
Matris:	Lakvatten	Provtagare**	JR
Provet ankom:	2024-02-06		
Utskriftsdatum:	2024-02-08		
Analyserna påbörjades:	2024-02-06		
Provmärkning:	23_Mälardalen_Lera_Djupt_05_B		

Analys	Resultat	Enhet	Mäto.	Metod/ref	
Arkivering kyl max 4°C, 3 mån	**1.0**				a)*
Arsenik As (end surgjort)	**0.000075**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Barium Ba (end surgjort)	**0.0089**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Bly Pb (end surgjort)	**0.00042**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kadmium Cd (end surgjort)	**< 0.0000040**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kobolt, Co (end surgjort)	**0.000023**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Koppar Cu (end surgjort)	**0.0055**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Krom Cr (end surgjort)	**0.00059**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Nickel Ni (end surgjort)	**0.00012**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Vanadin, V (end surgjort)	**0.00024**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Zink Zn (end surgjort)	**0.0047**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)

Utförande laboratorium/underleverantör:
a) Eurofins Environment Testing Sweden AB, SWEDEN, ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125

Kopia till:
hanna.almqvist@wsp.com (hanna.almqvist@wsp.com)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

AR-003v63

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Paola Rydell, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Eurofins Environment Testing Sweden AB
Box 737
531 17 Lidköping

Tlf: +46 10 490 8110
Fax: +46 10 490 8051

Ackred. nr 1125
Provning
ISO/IEC 17025

WSP Earth & Environment - [3662]
Emelie Olofsson
Dragarbrunnsgatan 41A
753 20 UPPSALA

AR-24-SL-022804-01

EUSELI2-01250419
Kundnummer: SL7653576

Uppdragsmärkn.
10363985

Analysrapport

Provnummer:	**177-2024-02060803**	Ankomsttemp °C Kem	11
Provbeskrivning:		Provtagningsdatum**	2024-02-02
Matris:	Lakvatten	Provtagare**	JR
Provet ankom:	2024-02-06		
Utskriftsdatum:	2024-02-08		
Analyserna påbörjades:	2024-02-06		
Provmärkning:	23_Mälardalen_Lera_Djupt_07_A		

Analys	Resultat	Enhet	Mäto.	Metod/ref	
Arkivering kyl max 4°C, 3 mån	**1.0**				a)*
Arsenik As (end surgjort)	**0.00016**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Barium Ba (end surgjort)	**0.0087**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Bly Pb (end surgjort)	**0.000038**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kadmium Cd (end surgjort)	**< 0.0000040**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kobolt, Co (end surgjort)	**0.000017**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Koppar Cu (end surgjort)	**0.00083**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Krom Cr (end surgjort)	**0.000071**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Nickel Ni (end surgjort)	**0.00021**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Vanadin, V (end surgjort)	**0.00018**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Zink Zn (end surgjort)	**0.0010**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)

Utförande laboratorium/underleverantör:
a) Eurofins Environment Testing Sweden AB, SWEDEN, ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125

Kopia till:
hanna.almqvist@wsp.com (hanna.almqvist@wsp.com)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

AR-003v63

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Paola Rydell, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Eurofins Environment Testing Sweden AB
Box 737
531 17 Lidköping

Tlf: +46 10 490 8110
Fax: +46 10 490 8051

Ackred. nr 1125
Provning
ISO/IEC 17025

WSP Earth & Environment - [3662]
Emelie Olofsson
Dragarbrunnsgatan 41A
753 20 UPPSALA

AR-24-SL-022805-01

EUSELI2-01250419
Kundnummer: SL7653576

Uppdragsmärkn.
10363985

Analysrapport

Provnummer:	**177-2024-02060804**	Ankomsttemp °C Kem	11
Provbeskrivning:		Provtagningsdatum**	2024-02-02
Matris:	Lakvatten	Provtagare**	JR
Provet ankom:	2024-02-06		
Utskriftsdatum:	2024-02-08		
Analyserna påbörjades:	2024-02-06		
Provmärkning:	23_Mälardalen_Lera_Djupt_07_B		

Analys	Resultat	Enhet	Mäto.	Metod/ref	
Arkivering kyl max 4°C, 3 mån	**1.0**				a)*
Arsenik As (end surgjort)	**0.00015**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Barium Ba (end surgjort)	**0.010**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Bly Pb (end surgjort)	**0.000067**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kadmium Cd (end surgjort)	**< 0.0000040**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kobolt, Co (end surgjort)	**0.000016**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Koppar Cu (end surgjort)	**0.0016**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Krom Cr (end surgjort)	**0.000060**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Nickel Ni (end surgjort)	**0.00018**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Vanadin, V (end surgjort)	**0.00018**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Zink Zn (end surgjort)	**0.0014**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)

Utförande laboratorium/underleverantör:
a) Eurofins Environment Testing Sweden AB, SWEDEN, ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125

Kopia till:
hanna.almqvist@wsp.com (hanna.almqvist@wsp.com)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

AR-003v63

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Paola Rydell, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Eurofins Environment Testing Sweden AB
Box 737
531 17 Lidköping

Tlf: +46 10 490 8110
Fax: +46 10 490 8051

Ackred. nr 1125
Provning
ISO/IEC 17025

WSP Earth & Environment - [3662]
Emelie Olofsson
Dragarbrunnsgatan 41A
753 20 UPPSALA

AR-24-SL-022808-01

EUSELI2-01250419
Kundnummer: SL7653576

Uppdragsmärkn.
10363985

Analysrapport

Provnummer:	**177-2024-02060807**	Ankomsttemp °C Kem	11
Provbeskrivning:		Provtagningsdatum**	2024-02-02
Matris:	Lakvatten	Provtagare**	JR
Provet ankom:	2024-02-06		
Utskriftsdatum:	2024-02-08		
Analyserna påbörjades:	2024-02-06		
Provmärkning:	23_Mälardalen_Lera_Djupt_09_A		

Analys	Resultat	Enhet	Mäto.	Metod/ref	
Arkivering kyl max 4°C, 3 mån	**1.0**				a)*
Arsenik As (end surgjort)	**0.00012**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Barium Ba (end surgjort)	**0.0060**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Bly Pb (end surgjort)	**0.0012**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kadmium Cd (end surgjort)	**0.0000050**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kobolt, Co (end surgjort)	**0.000027**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Koppar Cu (end surgjort)	**0.017**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Krom Cr (end surgjort)	**0.0059**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Nickel Ni (end surgjort)	**0.00031**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Vanadin, V (end surgjort)	**0.00034**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Zink Zn (end surgjort)	**0.013**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)

Utförande laboratorium/underleverantör:
a) Eurofins Environment Testing Sweden AB, SWEDEN, ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125

Kopia till:
hanna.almqvist@wsp.com (hanna.almqvist@wsp.com)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

AR-003v63

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Paola Rydell, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Eurofins Environment Testing Sweden AB
Box 737
531 17 Lidköping

Tlf: +46 10 490 8110
Fax: +46 10 490 8051

Ackred. nr 1125
Provning
ISO/IEC 17025

WSP Earth & Environment - [3662]
Emelie Olofsson
Dragarbrunnsgatan 41A
753 20 UPPSALA

AR-24-SL-022809-01

EUSELI2-01250419
Kundnummer: SL7653576

Uppdragsmärkn.
10363985

Analysrapport

Provnummer:	**177-2024-02060808**	Ankomsttemp °C Kem	11
Provbeskrivning:		Provtagningsdatum**	2024-02-02
Matris:	Lakvatten	Provtagare**	JR
Provet ankom:	2024-02-06		
Utskriftsdatum:	2024-02-08		
Analyserna påbörjades:	2024-02-06		
Provmärkning:	23_Mälardalen_Lera_Djupt_09_B		

Analys	Resultat	Enhet	Mäto.	Metod/ref	
Arkivering kyl max 4°C, 3 mån	**1.0**				a)*
Arsenik As (end surgjort)	**0.00014**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Barium Ba (end surgjort)	**0.011**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Bly Pb (end surgjort)	**0.0020**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kadmium Cd (end surgjort)	**0.0000090**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kobolt, Co (end surgjort)	**0.000013**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Koppar Cu (end surgjort)	**0.029**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Krom Cr (end surgjort)	**0.00017**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Nickel Ni (end surgjort)	**0.00031**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Vanadin, V (end surgjort)	**0.00031**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Zink Zn (end surgjort)	**0.022**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)

Utförande laboratorium/underleverantör:
a) Eurofins Environment Testing Sweden AB, SWEDEN, ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125

Kopia till:
hanna.almqvist@wsp.com (hanna.almqvist@wsp.com)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

AR-003v63

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Paola Rydell, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Eurofins Environment Testing Sweden AB
Box 737
531 17 Lidköping

Tlf: +46 10 490 8110
Fax: +46 10 490 8051

Ackred. nr 1125
Provning
ISO/IEC 17025

WSP Earth & Environment - [3662]
Emelie Olofsson
Dragarbrunnsgatan 41A
753 20 UPPSALA

AR-24-SL-022815-01

EUSELI2-01250442
Kundnummer: SL7653576

Uppdragsmärkn.
10363985

Analysrapport

Provnummer:	**177-2024-02060894**	Ankomsttemp °C Kem	11
Provbeskrivning:		Provtagningsdatum**	2024-02-02
Matris:	Lakvatten	Provtagare**	JR
Provet ankom:	2024-02-06		
Utskriftsdatum:	2024-02-08		
Analyserna påbörjades:	2024-02-06		
Provmärkning:	23_Mälardalen_Lera_Djupt_13_A		

Analys	Resultat	Enhet	Mäto.	Metod/ref	
Arkivering kyl max 4°C, 3 mån	**1.0**				a)*
Arsenik As (end surgjort)	**0.00014**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Barium Ba (end surgjort)	**0.011**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Bly Pb (end surgjort)	**0.033**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kadmium Cd (end surgjort)	**0.000066**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kobolt, Co (end surgjort)	**0.000037**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Koppar Cu (end surgjort)	**0.46**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Krom Cr (end surgjort)	**0.0019**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Nickel Ni (end surgjort)	**0.0029**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Vanadin, V (end surgjort)	**0.00032**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Zink Zn (end surgjort)	**0.36**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)

Utförande laboratorium/underleverantör:
a) Eurofins Environment Testing Sweden AB, SWEDEN, ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125

Kopia till:
hanna.almqvist@wsp.com (hanna.almqvist@wsp.com)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

AR-003v63

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Paola Rydell, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Eurofins Environment Testing Sweden AB
Box 737
531 17 Lidköping

Tlf: +46 10 490 8110
Fax: +46 10 490 8051

Ackred. nr 1125
Provning
ISO/IEC 17025

WSP Earth & Environment - [3662]
Emelie Olofsson
Dragarbrunnsgatan 41A
753 20 UPPSALA

AR-24-SL-022816-01

EUSELI2-01250442
Kundnummer: SL7653576

Uppdragsmärkn.
10363985

Analysrapport

Provnummer:	**177-2024-02060895**	Ankomsttemp °C Kem	11
Provbeskrivning:		Provtagningsdatum**	2024-02-02
Matris:	Lakvatten	Provtagare**	JR
Provet ankom:	2024-02-06		
Utskriftsdatum:	2024-02-08		
Analyserna påbörjades:	2024-02-06		
Provmärkning:	23_Mälardalen_Lera_Djupt_13_B		

Analys	Resultat	Enhet	Mäto.	Metod/ref	
Arkivering kyl max 4°C, 3 mån	**1.0**				a)*
Arsenik As (end surgjort)	**0.000093**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Barium Ba (end surgjort)	**0.011**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Bly Pb (end surgjort)	**0.0011**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kadmium Cd (end surgjort)	**< 0.0000040**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kobolt, Co (end surgjort)	**0.000020**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Koppar Cu (end surgjort)	**0.015**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Krom Cr (end surgjort)	**0.00027**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Nickel Ni (end surgjort)	**0.00019**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Vanadin, V (end surgjort)	**0.00031**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Zink Zn (end surgjort)	**0.013**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)

Utförande laboratorium/underleverantör:
a) Eurofins Environment Testing Sweden AB, SWEDEN, ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125

Kopia till:
hanna.almqvist@wsp.com (hanna.almqvist@wsp.com)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

AR-003v63

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Paola Rydell, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Eurofins Environment Testing Sweden AB
Box 737
531 17 Lidköping

Tlf: +46 10 490 8110
Fax: +46 10 490 8051

Ackred. nr 1125
Provning
ISO/IEC 17025

WSP Earth & Environment - [3662]
Emelie Olofsson
Dragarbrunnsgatan 41A
753 20 UPPSALA

AR-24-SL-022821-01

EUSELI2-01250442
Kundnummer: SL7653576

Uppdragsmärkn.
10363985

Analysrapport

Provnummer:	**177-2024-02060900**	Ankomsttemp °C Kem	11
Provbeskrivning:		Provtagningsdatum**	2024-02-02
Matris:	Lakvatten	Provtagare**	JR
Provet ankom:	2024-02-06		
Utskriftsdatum:	2024-02-08		
Analyserna påbörjades:	2024-02-06		
Provmärkning:	23_Mälardalen_Lera_Djupt_16_A		

Analys	Resultat	Enhet	Mäto.	Metod/ref	
Arkivering kyl max 4°C, 3 mån	**1.0**				a)*
Arsenik As (end surgjort)	**0.000096**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Barium Ba (end surgjort)	**0.0026**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Bly Pb (end surgjort)	**0.00088**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kadmium Cd (end surgjort)	**< 0.0000040**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kobolt, Co (end surgjort)	**0.000010**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Koppar Cu (end surgjort)	**0.013**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Krom Cr (end surgjort)	**< 0.000050**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Nickel Ni (end surgjort)	**0.00016**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Vanadin, V (end surgjort)	**0.00024**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Zink Zn (end surgjort)	**0.010**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)

Utförande laboratorium/underleverantör:
a) Eurofins Environment Testing Sweden AB, SWEDEN, ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125

Kopia till:
hanna.almqvist@wsp.com (hanna.almqvist@wsp.com)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

AR-003v63

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Paola Rydell, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Eurofins Environment Testing Sweden AB
Box 737
531 17 Lidköping

Tlf: +46 10 490 8110
Fax: +46 10 490 8051

Ackred. nr 1125
Provning
ISO/IEC 17025

WSP Earth & Environment - [3662]
Emelie Olofsson
Dragarbrunnsgatan 41A
753 20 UPPSALA

AR-24-SL-022822-01

EUSELI2-01250442
Kundnummer: SL7653576

Uppdragsmärkn.
10363985

Analysrapport

Provnummer:	**177-2024-02060901**	Ankomsttemp °C Kem	11
Provbeskrivning:		Provtagningsdatum**	2024-02-02
Matris:	Lakvatten	Provtagare**	JR
Provet ankom:	2024-02-06		
Utskriftsdatum:	2024-02-08		
Analyserna påbörjades:	2024-02-06		
Provmärkning:	23_Mälardalen_Lera_Djupt_16_B		

Analys	Resultat	Enhet	Mäto.	Metod/ref	
Arkivering kyl max 4°C, 3 mån	**1.0**				a)*
Arsenik As (end surgjort)	**0.00012**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Barium Ba (end surgjort)	**0.0025**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Bly Pb (end surgjort)	**0.0033**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kadmium Cd (end surgjort)	**0.0000090**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kobolt, Co (end surgjort)	**0.000010**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Koppar Cu (end surgjort)	**0.044**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Krom Cr (end surgjort)	**0.00011**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Nickel Ni (end surgjort)	**0.00039**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Vanadin, V (end surgjort)	**0.00029**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Zink Zn (end surgjort)	**0.036**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)

Utförande laboratorium/underleverantör:
a) Eurofins Environment Testing Sweden AB, SWEDEN, ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125

Kopia till:
hanna.almqvist@wsp.com (hanna.almqvist@wsp.com)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

AR-003v63

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Paola Rydell, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Eurofins Environment Testing Sweden AB
Box 737
531 17 Lidköping

Tlf: +46 10 490 8110
Fax: +46 10 490 8051

Ackred. nr 1125
Provning
ISO/IEC 17025

WSP Earth & Environment - [3662]
Emelie Olofsson
Dragarbrunnsgatan 41A
753 20 UPPSALA

AR-24-SL-022825-01

EUSELI2-01250442
Kundnummer: SL7653576

Uppdragsmärkn.
10363985

Analysrapport

Provnummer:	**177-2024-02060904**	Ankomsttemp °C Kem	11
Provbeskrivning:		Provtagningsdatum**	2024-02-02
Matris:	Lakvatten	Provtagare**	JR
Provet ankom:	2024-02-06		
Utskriftsdatum:	2024-02-08		
Analyserna påbörjades:	2024-02-06		
Provmärkning:	23_Mälardalen_Lera_Djupt_18_A		

Analys	Resultat	Enhet	Mäto.	Metod/ref	
Arkivering kyl max 4°C, 3 mån	**1.0**				a)*
Arsenik As (end surgjort)	**0.00010**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Barium Ba (end surgjort)	**0.0030**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Bly Pb (end surgjort)	**0.000050**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kadmium Cd (end surgjort)	**< 0.0000040**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kobolt, Co (end surgjort)	**0.000013**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Koppar Cu (end surgjort)	**0.00075**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Krom Cr (end surgjort)	**0.00023**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Nickel Ni (end surgjort)	**0.00013**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Vanadin, V (end surgjort)	**0.00028**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Zink Zn (end surgjort)	**0.0013**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)

Utförande laboratorium/underleverantör:
a) Eurofins Environment Testing Sweden AB, SWEDEN, ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125

Kopia till:
hanna.almqvist@wsp.com (hanna.almqvist@wsp.com)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

AR-003v63

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Paola Rydell, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Eurofins Environment Testing Sweden AB
Box 737
531 17 Lidköping

Tlf: +46 10 490 8110
Fax: +46 10 490 8051

Ackred. nr 1125
Provning
ISO/IEC 17025

WSP Earth & Environment - [3662]
Emelie Olofsson
Dragarbrunnsgatan 41A
753 20 UPPSALA

AR-24-SL-022826-01

EUSELI2-01250442
Kundnummer: SL7653576

Uppdragsmärkn.
10363985

Analysrapport

Provnummer:	**177-2024-02060905**	Ankomsttemp °C Kem	11
Provbeskrivning:		Provtagningsdatum**	2024-02-02
Matris:	Lakvatten	Provtagare**	JR
Provet ankom:	2024-02-06		
Utskriftsdatum:	2024-02-08		
Analyserna påbörjades:	2024-02-06		
Provmärkning:	23_Mälardalen_Lera_Djupt_18_B		

Analys	Resultat	Enhet	Mäto.	Metod/ref	
Arkivering kyl max 4°C, 3 mån	**1.0**				a)*
Arsenik As (end surgjort)	**0.00013**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Barium Ba (end surgjort)	**0.0025**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Bly Pb (end surgjort)	**0.0014**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kadmium Cd (end surgjort)	**0.0000060**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kobolt, Co (end surgjort)	**< 0.000010**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Koppar Cu (end surgjort)	**0.019**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Krom Cr (end surgjort)	**0.00022**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Nickel Ni (end surgjort)	**0.00023**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Vanadin, V (end surgjort)	**0.00030**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Zink Zn (end surgjort)	**0.017**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)

Utförande laboratorium/underleverantör:
a) Eurofins Environment Testing Sweden AB, SWEDEN, ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125

Kopia till:
hanna.almqvist@wsp.com (hanna.almqvist@wsp.com)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

AR-003v63

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Paola Rydell, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Eurofins Environment Testing Sweden AB
Box 737
531 17 Lidköping

Tlf: +46 10 490 8110
Fax: +46 10 490 8051

Ackred. nr 1125
Provning
ISO/IEC 17025

WSP Earth & Environment - [3662]
Emelie Olofsson
Dragarbrunnsgatan 41A
753 20 UPPSALA

AR-24-SL-022827-01

EUSELI2-01250442
Kundnummer: SL7653576

Uppdragsmärkn.
10363985

Analysrapport

Provnummer:	**177-2024-02060906**	Ankomsttemp °C Kem	11
Provbeskrivning:		Provtagningsdatum**	2024-02-02
Matris:	Lakvatten	Provtagare**	JR
Provet ankom:	2024-02-06		
Utskriftsdatum:	2024-02-08		
Analyserna påbörjades:	2024-02-06		
Provmärkning:	23_Mälardalen_Lera_Djupt_23_A		

Analys	Resultat	Enhet	Mäto.	Metod/ref	
Arkivering kyl max 4°C, 3 mån	**1.0**				a)*
Arsenik As (end surgjort)	**0.00042**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Barium Ba (end surgjort)	**0.013**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Bly Pb (end surgjort)	**0.000045**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kadmium Cd (end surgjort)	**0.0000050**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kobolt, Co (end surgjort)	**0.000015**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Koppar Cu (end surgjort)	**0.0029**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Krom Cr (end surgjort)	**0.00014**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Nickel Ni (end surgjort)	**0.00077**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Vanadin, V (end surgjort)	**0.0022**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Zink Zn (end surgjort)	**0.00089**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)

Utförande laboratorium/underleverantör:
a) Eurofins Environment Testing Sweden AB, SWEDEN, ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125

Kopia till:
hanna.almqvist@wsp.com (hanna.almqvist@wsp.com)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

AR-003v63

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Paola Rydell, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Eurofins Environment Testing Sweden AB
Box 737
531 17 Lidköping

Tlf: +46 10 490 8110
Fax: +46 10 490 8051

Ackred. nr 1125
Provning
ISO/IEC 17025

WSP Earth & Environment - [3662]
Emelie Olofsson
Dragarbrunnsgatan 41A
753 20 UPPSALA

AR-24-SL-022829-01

EUSELI2-01250442
Kundnummer: SL7653576

Uppdragsmärkn.
10363985

Analysrapport

Provnummer:	**177-2024-02060908**	Ankomsttemp °C Kem	11
Provbeskrivning:		Provtagningsdatum**	2024-02-02
Matris:	Lakvatten	Provtagare**	JR
Provet ankom:	2024-02-06		
Utskriftsdatum:	2024-02-08		
Analyserna påbörjades:	2024-02-06		
Provmärkning:	23_Mälardalen_Lera_Djupt_23_B		

Analys	Resultat	Enhet	Mäto.	Metod/ref	
Arkivering kyl max 4°C, 3 mån	**1.0**				a)*
Arsenik As (end surgjort)	**0.00046**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Barium Ba (end surgjort)	**0.013**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Bly Pb (end surgjort)	**0.00034**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kadmium Cd (end surgjort)	**0.0000050**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kobolt, Co (end surgjort)	**0.000013**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Koppar Cu (end surgjort)	**0.0061**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Krom Cr (end surgjort)	**0.000097**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Nickel Ni (end surgjort)	**0.00073**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Vanadin, V (end surgjort)	**0.0020**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Zink Zn (end surgjort)	**0.0042**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)

Utförande laboratorium/underleverantör:
a) Eurofins Environment Testing Sweden AB, SWEDEN, ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125

Kopia till:
hanna.almqvist@wsp.com (hanna.almqvist@wsp.com)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

AR-003v63

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Paola Rydell, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Eurofins Environment Testing Sweden AB
Box 737
531 17 Lidköping

Tlf: +46 10 490 8110
Fax: +46 10 490 8051

Ackred. nr 1125
Provning
ISO/IEC 17025

WSP Earth & Environment - [3662]
Emelie Olofsson
Dragarbrunnsgatan 41A
753 20 UPPSALA

AR-24-SL-022828-01

EUSELI2-01250442
Kundnummer: SL7653576

Uppdragsmärkn.
10363985

Analysrapport

Provnummer:	**177-2024-02060907**	Ankomsttemp °C Kem	11
Provbeskrivning:		Provtagningsdatum**	2024-02-02
Matris:	Lakvatten	Provtagare**	JR
Provet ankom:	2024-02-06		
Utskriftsdatum:	2024-02-08		
Analyserna påbörjades:	2024-02-06		
Provmärkning:	23_Mälardalen_Lera_Djupt_24_A		

Analys	Resultat	Enhet	Mäto.	Metod/ref	
Arkivering kyl max 4°C, 3 mån	**1.0**				a)*
Arsenik As (end surgjort)	**0.000055**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Barium Ba (end surgjort)	**0.0075**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Bly Pb (end surgjort)	**0.00090**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kadmium Cd (end surgjort)	**0.000046**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kobolt, Co (end surgjort)	**< 0.000010**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Koppar Cu (end surgjort)	**0.013**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Krom Cr (end surgjort)	**0.00074**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Nickel Ni (end surgjort)	**0.0013**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Vanadin, V (end surgjort)	**0.00019**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Zink Zn (end surgjort)	**0.012**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)

Utförande laboratorium/underleverantör:
a) Eurofins Environment Testing Sweden AB, SWEDEN, ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125

Kopia till:
hanna.almqvist@wsp.com (hanna.almqvist@wsp.com)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

AR-003v63

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Paola Rydell, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

AR-003v63

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Eurofins Environment Testing Sweden AB
Box 737
531 17 Lidköping

Tlf: +46 10 490 8110
Fax: +46 10 490 8051

Ackred. nr 1125
Provning
ISO/IEC 17025

WSP Earth & Environment - [3662]
Emelie Olofsson
Dragarbrunnsgatan 41A
753 20 UPPSALA

AR-24-SL-022830-01

EUSELI2-01250442
Kundnummer: SL7653576

Uppdragsmärkn.
10363985

Analysrapport

Provnummer:	**177-2024-02060909**	Ankomsttemp °C Kem	11
Provbeskrivning:		Provtagningsdatum**	2024-02-02
Matris:	Lakvatten	Provtagare**	JR
Provet ankom:	2024-02-06		
Utskriftsdatum:	2024-02-08		
Analyserna påbörjades:	2024-02-06		
Provmärkning:	23_Mälardalen_Lera_Djupt_24_B		

Analys	Resultat	Enhet	Mäto.	Metod/ref	
Arkivering kyl max 4°C, 3 mån	**1.0**				a)*
Arsenik As (end surgjort)	**0.000068**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Barium Ba (end surgjort)	**0.0060**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Bly Pb (end surgjort)	**0.026**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kadmium Cd (end surgjort)	**0.000064**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kobolt, Co (end surgjort)	**0.000020**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Koppar Cu (end surgjort)	**0.33**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Krom Cr (end surgjort)	**0.0035**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Nickel Ni (end surgjort)	**0.0025**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Vanadin, V (end surgjort)	**0.00016**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Zink Zn (end surgjort)	**0.28**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)

Utförande laboratorium/underleverantör:
a) Eurofins Environment Testing Sweden AB, SWEDEN, ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125

Kopia till:
hanna.almqvist@wsp.com (hanna.almqvist@wsp.com)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

AR-003v63

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Paola Rydell, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Eurofins Environment Testing Sweden AB
Box 737
531 17 Lidköping

Tlf: +46 10 490 8110
Fax: +46 10 490 8051

Ackred. nr 1125
Provning
ISO/IEC 17025

WSP Earth & Environment - [3662]
Emelie Olofsson
Dragarbrunnsgatan 41A
753 20 UPPSALA

AR-24-SL-022831-01

EUSELI2-01250442
Kundnummer: SL7653576

Uppdragsmärkn.
10363985

Analysrapport

Provnummer:	**177-2024-02060910**	Ankomsttemp °C Kem	11
Provbeskrivning:		Provtagningsdatum**	2024-02-02
Matris:	Lakvatten	Provtagare**	JR
Provet ankom:	2024-02-06		
Utskriftsdatum:	2024-02-08		
Analyserna påbörjades:	2024-02-06		
Provmärkning:	23_Mälardalen_Lera_Djupt_25_A		

Analys	Resultat	Enhet	Mäto.	Metod/ref	
Arkivering kyl max 4°C, 3 mån	**1.0**				a)*
Arsenik As (end surgjort)	**0.000059**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Barium Ba (end surgjort)	**0.015**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Bly Pb (end surgjort)	**0.0039**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kadmium Cd (end surgjort)	**0.000010**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kobolt, Co (end surgjort)	**< 0.000010**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Koppar Cu (end surgjort)	**0.049**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Krom Cr (end surgjort)	**0.00059**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Nickel Ni (end surgjort)	**0.00046**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Vanadin, V (end surgjort)	**0.00021**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Zink Zn (end surgjort)	**0.042**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)

Utförande laboratorium/underleverantör:
a) Eurofins Environment Testing Sweden AB, SWEDEN, ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125

Kopia till:
hanna.almqvist@wsp.com (hanna.almqvist@wsp.com)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

AR-003v63

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Paola Rydell, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Eurofins Environment Testing Sweden AB
Box 737
531 17 Lidköping

Tlf: +46 10 490 8110
Fax: +46 10 490 8051

Ackred. nr 1125
Provning
ISO/IEC 17025

WSP Earth & Environment - [3662]
Emelie Olofsson
Dragarbrunnsgatan 41A
753 20 UPPSALA

AR-24-SL-022832-01

EUSELI2-01250442
Kundnummer: SL7653576

Uppdragsmärkn.
10363985

Analysrapport

Provnummer:	**177-2024-02060911**	Ankomsttemp °C Kem	11
Provbeskrivning:		Provtagningsdatum**	2024-02-02
Matris:	Lakvatten	Provtagare**	JR
Provet ankom:	2024-02-06		
Utskriftsdatum:	2024-02-08		
Analyserna påbörjades:	2024-02-06		
Provmärkning:	23_Mälardalen_Lera_Djupt_25_B		

Analys	Resultat	Enhet	Mäto.	Metod/ref	
Arkivering kyl max 4°C, 3 mån	**1.0**				a)*
Arsenik As (end surgjort)	**0.000054**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Barium Ba (end surgjort)	**0.016**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Bly Pb (end surgjort)	**0.0017**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kadmium Cd (end surgjort)	**0.0000050**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kobolt, Co (end surgjort)	**< 0.000010**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Koppar Cu (end surgjort)	**0.018**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Krom Cr (end surgjort)	**0.00070**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Nickel Ni (end surgjort)	**0.00018**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Vanadin, V (end surgjort)	**0.00021**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Zink Zn (end surgjort)	**0.018**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)

Utförande laboratorium/underleverantör:
a) Eurofins Environment Testing Sweden AB, SWEDEN, ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125

Kopia till:
hanna.almqvist@wsp.com (hanna.almqvist@wsp.com)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

AR-003v63

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Paola Rydell, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Eurofins Environment Testing Sweden AB
Box 737
531 17 Lidköping

Tlf: +46 10 490 8110
Fax: +46 10 490 8051

Ackred. nr 1125
Provning
ISO/IEC 17025

WSP Earth & Environment - [3662]
Emelie Olofsson
Dragarbrunnsgatan 41A
753 20 UPPSALA

AR-24-SL-022794-01

EUSELI2-01250419
Kundnummer: SL7653576

Uppdragsmärkn.
10363985

Analysrapport

Provnummer:	**177-2024-02060793**	Ankomsttemp °C Kem	11
Provbeskrivning:		Provtagningsdatum**	2024-02-02
Matris:	Lakvatten	Provtagare**	JR
Provet ankom:	2024-02-06		
Utskriftsdatum:	2024-02-08		
Analyserna påbörjades:	2024-02-06		
Provmärkning:	23_Mälardalen_Lera_Ytligt_02_A		

Analys	Resultat	Enhet	Mäto.	Metod/ref	
Arkivering kyl max 4°C, 3 mån	**1.0**				a)*
Arsenik As (end surgjort)	**0.00077**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Barium Ba (end surgjort)	**0.020**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Bly Pb (end surgjort)	**0.0025**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kadmium Cd (end surgjort)	**0.000012**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kobolt, Co (end surgjort)	**0.000064**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Koppar Cu (end surgjort)	**0.036**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Krom Cr (end surgjort)	**0.00023**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Nickel Ni (end surgjort)	**0.0015**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Vanadin, V (end surgjort)	**0.0014**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Zink Zn (end surgjort)	**0.027**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)

Utförande laboratorium/underleverantör:
a) Eurofins Environment Testing Sweden AB, SWEDEN, ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125

Kopia till:
hanna.almqvist@wsp.com (hanna.almqvist@wsp.com)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

AR-003v63

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Paola Rydell, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Eurofins Environment Testing Sweden AB
Box 737
531 17 Lidköping

Tlf: +46 10 490 8110
Fax: +46 10 490 8051

Ackred. nr 1125
Provning
ISO/IEC 17025

WSP Earth & Environment - [3662]
Emelie Olofsson
Dragarbrunnsgatan 41A
753 20 UPPSALA

AR-24-SL-022795-01

EUSELI2-01250419
Kundnummer: SL7653576

Uppdragsmärkn.
10363985

Analysrapport

Provnummer:	**177-2024-02060794**	Ankomsttemp °C Kem	11
Provbeskrivning:		Provtagningsdatum**	2024-02-02
Matris:	Lakvatten	Provtagare**	JR
Provet ankom:	2024-02-06		
Utskriftsdatum:	2024-02-08		
Analyserna påbörjades:	2024-02-06		
Provmärkning:	23_Mälardalen_Lera_Ytligt_02_B		

Analys	Resultat	Enhet	Mäto.	Metod/ref	
Arkivering kyl max 4°C, 3 mån	**1.0**				a)*
Arsenik As (end surgjort)	**0.00087**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Barium Ba (end surgjort)	**0.018**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Bly Pb (end surgjort)	**0.000079**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kadmium Cd (end surgjort)	**0.0000070**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kobolt, Co (end surgjort)	**0.000054**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Koppar Cu (end surgjort)	**0.0043**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Krom Cr (end surgjort)	**0.000084**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Nickel Ni (end surgjort)	**0.0012**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Vanadin, V (end surgjort)	**0.0015**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Zink Zn (end surgjort)	**0.0017**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)

Utförande laboratorium/underleverantör:
a) Eurofins Environment Testing Sweden AB, SWEDEN, ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125

Kopia till:
hanna.almqvist@wsp.com (hanna.almqvist@wsp.com)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

AR-003v63

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Paola Rydell, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

AR-003v63

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Eurofins Environment Testing Sweden AB
Box 737
531 17 Lidköping

Tlf: +46 10 490 8110
Fax: +46 10 490 8051

Ackred. nr 1125
Provning
ISO/IEC 17025

WSP Earth & Environment - [3662]
Emelie Olofsson
Dragarbrunnsgatan 41A
753 20 UPPSALA

AR-24-SL-022796-01

EUSELI2-01250419
Kundnummer: SL7653576

Uppdragsmärkn.
10363985

Analysrapport

Provnummer:	**177-2024-02060795**	Ankomsttemp °C Kem	11
Provbeskrivning:		Provtagningsdatum**	2024-02-02
Matris:	Lakvatten	Provtagare**	JR
Provet ankom:	2024-02-06		
Utskriftsdatum:	2024-02-08		
Analyserna påbörjades:	2024-02-06		
Provmärkning:	23_Mälardalen_Lera_Ytligt_03_A		

Analys	Resultat	Enhet	Mäto.	Metod/ref	
Arkivering kyl max 4°C, 3 mån	**1.0**				a)*
Arsenik As (end surgjort)	**0.00064**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Barium Ba (end surgjort)	**0.040**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Bly Pb (end surgjort)	**0.0025**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kadmium Cd (end surgjort)	**0.00012**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kobolt, Co (end surgjort)	**0.00015**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Koppar Cu (end surgjort)	**0.018**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Krom Cr (end surgjort)	**0.00047**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Nickel Ni (end surgjort)	**0.0035**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Vanadin, V (end surgjort)	**0.0011**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Zink Zn (end surgjort)	**0.025**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)

Utförande laboratorium/underleverantör:
a) Eurofins Environment Testing Sweden AB, SWEDEN, ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125

Kopia till:
hanna.almqvist@wsp.com (hanna.almqvist@wsp.com)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

AR-003v63

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Paola Rydell, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Eurofins Environment Testing Sweden AB
Box 737
531 17 Lidköping

Tlf: +46 10 490 8110
Fax: +46 10 490 8051

Ackred. nr 1125
Provning
ISO/IEC 17025

WSP Earth & Environment - [3662]
Emelie Olofsson
Dragarbrunnsgatan 41A
753 20 UPPSALA

AR-24-SL-022797-01

EUSELI2-01250419
Kundnummer: SL7653576

Uppdragsmärkn.
10363985

Analysrapport

Provnummer:	**177-2024-02060796**	Ankomsttemp °C Kem	11
Provbeskrivning:		Provtagningsdatum**	2024-02-02
Matris:	Lakvatten	Provtagare**	JR
Provet ankom:	2024-02-06		
Utskriftsdatum:	2024-02-08		
Analyserna påbörjades:	2024-02-06		
Provmärkning:	23_Mälardalen_Lera_Ytligt_03_B		

Analys	Resultat	Enhet	Mäto.	Metod/ref	
Arkivering kyl max 4°C, 3 mån	**1.0**				a)*
Arsenik As (end surgjort)	**0.00061**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Barium Ba (end surgjort)	**0.030**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Bly Pb (end surgjort)	**0.0013**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kadmium Cd (end surgjort)	**0.000095**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kobolt, Co (end surgjort)	**0.00013**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Koppar Cu (end surgjort)	**0.020**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Krom Cr (end surgjort)	**0.0012**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Nickel Ni (end surgjort)	**0.0032**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Vanadin, V (end surgjort)	**0.0011**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Zink Zn (end surgjort)	**0.023**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)

Utförande laboratorium/underleverantör:
a) Eurofins Environment Testing Sweden AB, SWEDEN, ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125

Kopia till:
hanna.almqvist@wsp.com (hanna.almqvist@wsp.com)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

AR-003v63

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Paola Rydell, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Eurofins Environment Testing Sweden AB
Box 737
531 17 Lidköping

Tlf: +46 10 490 8110
Fax: +46 10 490 8051

Ackred. nr 1125
Provning
ISO/IEC 17025

WSP Earth & Environment - [3662]
Emelie Olofsson
Dragarbrunnsgatan 41A
753 20 UPPSALA

AR-24-SL-022798-01

EUSELI2-01250419
Kundnummer: SL7653576

Uppdragsmärkn.
10363985

Analysrapport

Provnummer:	**177-2024-02060797**	Ankomsttemp °C Kem	11
Provbeskrivning:		Provtagningsdatum**	2024-02-02
Matris:	Lakvatten	Provtagare**	JR
Provet ankom:	2024-02-06		
Utskriftsdatum:	2024-02-08		
Analyserna påbörjades:	2024-02-06		
Provmärkning:	23_Mälardalen_Lera_Ytligt_04_A		

Analys	Resultat	Enhet	Mäto.	Metod/ref	
Arkivering kyl max 4°C, 3 mån	**1.0**				a)*
Arsenik As (end surgjort)	**0.00026**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Barium Ba (end surgjort)	**0.014**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Bly Pb (end surgjort)	**0.000084**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kadmium Cd (end surgjort)	**0.0000040**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kobolt, Co (end surgjort)	**0.000026**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Koppar Cu (end surgjort)	**0.0035**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Krom Cr (end surgjort)	**0.00031**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Nickel Ni (end surgjort)	**0.00056**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Vanadin, V (end surgjort)	**0.0014**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Zink Zn (end surgjort)	**0.0015**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)

Utförande laboratorium/underleverantör:
a) Eurofins Environment Testing Sweden AB, SWEDEN, ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125

Kopia till:
hanna.almqvist@wsp.com (hanna.almqvist@wsp.com)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

AR-003v63

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Paola Rydell, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Eurofins Environment Testing Sweden AB
Box 737
531 17 Lidköping

Tlf: +46 10 490 8110
Fax: +46 10 490 8051

Ackred. nr 1125
Provning
ISO/IEC 17025

WSP Earth & Environment - [3662]
Emelie Olofsson
Dragarbrunnsgatan 41A
753 20 UPPSALA

AR-24-SL-022799-01

EUSELI2-01250419
Kundnummer: SL7653576

Uppdragsmärkn.
10363985

Analysrapport

Provnummer:	**177-2024-02060798**	Ankomsttemp °C Kem	11
Provbeskrivning:		Provtagningsdatum**	2024-02-02
Matris:	Lakvatten	Provtagare**	JR
Provet ankom:	2024-02-06		
Utskriftsdatum:	2024-02-08		
Analyserna påbörjades:	2024-02-06		
Provmärkning:	23_Mälardalen_Lera_Ytligt_04_B		

Analys	Resultat	Enhet	Mäto.	Metod/ref	
Arkivering kyl max 4°C, 3 mån	**1.0**				a)*
Arsenik As (end surgjort)	**0.00036**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Barium Ba (end surgjort)	**0.013**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Bly Pb (end surgjort)	**0.0055**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kadmium Cd (end surgjort)	**0.0000080**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kobolt, Co (end surgjort)	**0.000027**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Koppar Cu (end surgjort)	**0.028**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Krom Cr (end surgjort)	**0.00047**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Nickel Ni (end surgjort)	**0.00073**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Vanadin, V (end surgjort)	**0.0018**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Zink Zn (end surgjort)	**0.021**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)

Utförande laboratorium/underleverantör:
a) Eurofins Environment Testing Sweden AB, SWEDEN, ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125

Kopia till:
hanna.almqvist@wsp.com (hanna.almqvist@wsp.com)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

AR-003v63

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Paola Rydell, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Eurofins Environment Testing Sweden AB
Box 737
531 17 Lidköping

Tlf: +46 10 490 8110
Fax: +46 10 490 8051

Ackred. nr 1125
Provning
ISO/IEC 17025

WSP Earth & Environment - [3662]
Emelie Olofsson
Dragarbrunnsgatan 41A
753 20 UPPSALA

AR-24-SL-022802-01

EUSELI2-01250419
Kundnummer: SL7653576

Uppdragsmärkn.
10363985

Analysrapport

Provnummer:	**177-2024-02060801**	Ankomsttemp °C Kem	11
Provbeskrivning:		Provtagningsdatum**	2024-02-02
Matris:	Lakvatten	Provtagare**	JR
Provet ankom:	2024-02-06		
Utskriftsdatum:	2024-02-08		
Analyserna påbörjades:	2024-02-06		
Provmärkning:	23_Mälardalen_Lera_Ytligt_06_A		

Analys	Resultat	Enhet	Mäto.	Metod/ref	
Arkivering kyl max 4°C, 3 mån	**1.0**				a)*
Arsenik As (end surgjort)	**0.000081**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Barium Ba (end surgjort)	**0.012**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Bly Pb (end surgjort)	**0.00081**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kadmium Cd (end surgjort)	**0.000048**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kobolt, Co (end surgjort)	**0.000055**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Koppar Cu (end surgjort)	**0.012**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Krom Cr (end surgjort)	**0.00045**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Nickel Ni (end surgjort)	**0.0037**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Vanadin, V (end surgjort)	**0.00010**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Zink Zn (end surgjort)	**0.012**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)

Utförande laboratorium/underleverantör:
a) Eurofins Environment Testing Sweden AB, SWEDEN, ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125

Kopia till:
hanna.almqvist@wsp.com (hanna.almqvist@wsp.com)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

AR-003v63

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Paola Rydell, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Eurofins Environment Testing Sweden AB
Box 737
531 17 Lidköping

Tlf: +46 10 490 8110
Fax: +46 10 490 8051

Ackred. nr 1125
Provning
ISO/IEC 17025

WSP Earth & Environment - [3662]
Emelie Olofsson
Dragarbrunnsgatan 41A
753 20 UPPSALA

AR-24-SL-022803-01

EUSELI2-01250419
Kundnummer: SL7653576

Uppdragsmärkn.
10363985

Analysrapport

Provnummer:	**177-2024-02060802**	Ankomsttemp °C Kem	11
Provbeskrivning:		Provtagningsdatum**	2024-02-02
Matris:	Lakvatten	Provtagare**	JR
Provet ankom:	2024-02-06		
Utskriftsdatum:	2024-02-08		
Analyserna påbörjades:	2024-02-06		
Provmärkning:	23_Mälardalen_Lera_Ytligt_06_B		

Analys	Resultat	Enhet	Mäto.	Metod/ref	
Arkivering kyl max 4°C, 3 mån	**1.0**				a)*
Arsenik As (end surgjort)	**0.00010**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Barium Ba (end surgjort)	**0.015**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Bly Pb (end surgjort)	**0.0022**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kadmium Cd (end surgjort)	**0.000077**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kobolt, Co (end surgjort)	**0.000089**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Koppar Cu (end surgjort)	**0.032**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Krom Cr (end surgjort)	**0.00081**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Nickel Ni (end surgjort)	**0.0049**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Vanadin, V (end surgjort)	**0.00012**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Zink Zn (end surgjort)	**0.027**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)

Utförande laboratorium/underleverantör:
a) Eurofins Environment Testing Sweden AB, SWEDEN, ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125

Kopia till:
hanna.almqvist@wsp.com (hanna.almqvist@wsp.com)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

AR-003v63

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Paola Rydell, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Eurofins Environment Testing Sweden AB
Box 737
531 17 Lidköping

Tlf: +46 10 490 8110
Fax: +46 10 490 8051

Ackred. nr 1125
Provning
ISO/IEC 17025

WSP Earth & Environment - [3662]
Emelie Olofsson
Dragarbrunnsgatan 41A
753 20 UPPSALA

AR-24-SL-022806-01

EUSELI2-01250419
Kundnummer: SL7653576

Uppdragsmärkn.
10363985

Analysrapport

Provnummer:	**177-2024-02060805**	Ankomsttemp °C Kem	11
Provbeskrivning:		Provtagningsdatum**	2024-02-02
Matris:	Lakvatten	Provtagare**	JR
Provet ankom:	2024-02-06		
Utskriftsdatum:	2024-02-08		
Analyserna påbörjades:	2024-02-06		
Provmärkning:	23_Mälardalen_Lera_Ytligt_08_A		

Analys	Resultat	Enhet	Mäto.	Metod/ref	
Arkivering kyl max 4°C, 3 mån	**1.0**				a)*
Arsenik As (end surgjort)	**0.000041**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Barium Ba (end surgjort)	**0.021**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Bly Pb (end surgjort)	**0.000066**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kadmium Cd (end surgjort)	**0.000049**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kobolt, Co (end surgjort)	**0.000021**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Koppar Cu (end surgjort)	**0.0016**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Krom Cr (end surgjort)	**0.00011**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Nickel Ni (end surgjort)	**0.0015**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Vanadin, V (end surgjort)	**0.000073**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Zink Zn (end surgjort)	**0.0035**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)

Utförande laboratorium/underleverantör:
a) Eurofins Environment Testing Sweden AB, SWEDEN, ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125

Kopia till:
hanna.almqvist@wsp.com (hanna.almqvist@wsp.com)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

AR-003v63

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Paola Rydell, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Eurofins Environment Testing Sweden AB
Box 737
531 17 Lidköping

Tlf: +46 10 490 8110
Fax: +46 10 490 8051

Ackred. nr 1125
Provning
ISO/IEC 17025

WSP Earth & Environment - [3662]
Emelie Olofsson
Dragarbrunnsgatan 41A
753 20 UPPSALA

AR-24-SL-022807-01

EUSELI2-01250419
Kundnummer: SL7653576

Uppdragsmärkn.
10363985

Analysrapport

Provnummer:	**177-2024-02060806**	Ankomsttemp °C Kem	11
Provbeskrivning:		Provtagningsdatum**	2024-02-02
Matris:	Lakvatten	Provtagare**	JR
Provet ankom:	2024-02-06		
Utskriftsdatum:	2024-02-08		
Analyserna påbörjades:	2024-02-06		
Provmärkning:	23_Mälardalen_Lera_Ytligt_08_B		

Analys	Resultat	Enhet	Mäto.	Metod/ref	
Arkivering kyl max 4°C, 3 mån	**1.0**				a)*
Arsenik As (end surgjort)	**0.000048**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Barium Ba (end surgjort)	**0.021**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Bly Pb (end surgjort)	**0.00013**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kadmium Cd (end surgjort)	**0.000075**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kobolt, Co (end surgjort)	**0.000042**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Koppar Cu (end surgjort)	**0.0033**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Krom Cr (end surgjort)	**0.000088**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Nickel Ni (end surgjort)	**0.0018**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Vanadin, V (end surgjort)	**0.000089**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Zink Zn (end surgjort)	**0.0061**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)

Utförande laboratorium/underleverantör:
a) Eurofins Environment Testing Sweden AB, SWEDEN, ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125

Kopia till:
hanna.almqvist@wsp.com (hanna.almqvist@wsp.com)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

AR-003v63

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Paola Rydell, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Eurofins Environment Testing Sweden AB
Box 737
531 17 Lidköping

Tlf: +46 10 490 8110
Fax: +46 10 490 8051

Ackred. nr 1125
Provning
ISO/IEC 17025

WSP Earth & Environment - [3662]
Emelie Olofsson
Dragarbrunnsgatan 41A
753 20 UPPSALA

AR-24-SL-022811-01

EUSELI2-01250442
Kundnummer: SL7653576

Uppdragsmärkn.
10363985

Analysrapport

Provnummer:	**177-2024-02060890**	Ankomsttemp °C Kem	11
Provbeskrivning:		Provtagningsdatum**	2024-02-02
Matris:	Lakvatten	Provtagare**	JR
Provet ankom:	2024-02-06		
Utskriftsdatum:	2024-02-08		
Analyserna påbörjades:	2024-02-06		
Provmärkning:	23_Mälardalen_Lera_Ytligt_10_A		

Analys	Resultat	Enhet	Mäto.	Metod/ref	
Arkivering kyl max 4°C, 3 mån	**1.0**				a)*
Arsenik As (end surgjort)	**0.00012**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Barium Ba (end surgjort)	**0.031**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Bly Pb (end surgjort)	**0.012**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kadmium Cd (end surgjort)	**0.00012**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kobolt, Co (end surgjort)	**0.000076**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Koppar Cu (end surgjort)	**0.18**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Krom Cr (end surgjort)	**0.00088**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Nickel Ni (end surgjort)	**0.0037**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Vanadin, V (end surgjort)	**0.00017**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Zink Zn (end surgjort)	**0.14**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)

Utförande laboratorium/underleverantör:
a) Eurofins Environment Testing Sweden AB, SWEDEN, ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125

Kopia till:
hanna.almqvist@wsp.com (hanna.almqvist@wsp.com)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

AR-003v63

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Paola Rydell, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Eurofins Environment Testing Sweden AB
Box 737
531 17 Lidköping

Tlf: +46 10 490 8110
Fax: +46 10 490 8051

Ackred. nr 1125
Provning
ISO/IEC 17025

WSP Earth & Environment - [3662]
Emelie Olofsson
Dragarbrunnsgatan 41A
753 20 UPPSALA

AR-24-SL-022812-01

EUSELI2-01250442
Kundnummer: SL7653576

Uppdragsmärkn.
10363985

Analysrapport

Provnummer:	**177-2024-02060891**	Ankomsttemp °C Kem	11
Provbeskrivning:		Provtagningsdatum**	2024-02-02
Matris:	Lakvatten	Provtagare**	JR
Provet ankom:	2024-02-06		
Utskriftsdatum:	2024-02-08		
Analyserna påbörjades:	2024-02-06		
Provmärkning:	23_Mälardalen_Lera_Ytligt_10_B		

Analys	Resultat	Enhet	Mäto.	Metod/ref	
Arkivering kyl max 4°C, 3 mån	**1.0**				a)*
Arsenik As (end surgjort)	**0.000069**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Barium Ba (end surgjort)	**0.040**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Bly Pb (end surgjort)	**0.00013**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kadmium Cd (end surgjort)	**0.000088**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kobolt, Co (end surgjort)	**0.000076**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Koppar Cu (end surgjort)	**0.0025**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Krom Cr (end surgjort)	**0.000084**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Nickel Ni (end surgjort)	**0.0026**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Vanadin, V (end surgjort)	**0.00012**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Zink Zn (end surgjort)	**0.0064**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)

Utförande laboratorium/underleverantör:
a) Eurofins Environment Testing Sweden AB, SWEDEN, ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125

Kopia till:
hanna.almqvist@wsp.com (hanna.almqvist@wsp.com)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

AR-003v63

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Paola Rydell, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Eurofins Environment Testing Sweden AB
Box 737
531 17 Lidköping

Tlf: +46 10 490 8110
Fax: +46 10 490 8051

Ackred. nr 1125
Provning
ISO/IEC 17025

WSP Earth & Environment - [3662]
Emelie Olofsson
Dragarbrunnsgatan 41A
753 20 UPPSALA

AR-24-SL-022813-01

EUSELI2-01250442
Kundnummer: SL7653576

Uppdragsmärkn.
10363985

Analysrapport

Provnummer:	**177-2024-02060892**	Ankomsttemp °C Kem	11
Provbeskrivning:		Provtagningsdatum**	2024-02-02
Matris:	Lakvatten	Provtagare**	JR
Provet ankom:	2024-02-06		
Utskriftsdatum:	2024-02-08		
Analyserna påbörjades:	2024-02-06		
Provmärkning:	23_Mälardalen_Lera_Ytligt_12_A		

Analys	Resultat	Enhet	Mäto.	Metod/ref	
Arkivering kyl max 4°C, 3 mån	**1.0**				a)*
Arsenik As (end surgjort)	**0.00032**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Barium Ba (end surgjort)	**0.018**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Bly Pb (end surgjort)	**0.00064**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kadmium Cd (end surgjort)	**0.0000060**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kobolt, Co (end surgjort)	**0.000036**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Koppar Cu (end surgjort)	**0.010**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Krom Cr (end surgjort)	**0.00080**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Nickel Ni (end surgjort)	**0.00064**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Vanadin, V (end surgjort)	**0.0017**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Zink Zn (end surgjort)	**0.0075**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)

Utförande laboratorium/underleverantör:
a) Eurofins Environment Testing Sweden AB, SWEDEN, ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125

Kopia till:
hanna.almqvist@wsp.com (hanna.almqvist@wsp.com)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

AR-003v63

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Paola Rydell, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Eurofins Environment Testing Sweden AB
Box 737
531 17 Lidköping

Tlf: +46 10 490 8110
Fax: +46 10 490 8051

Ackred. nr 1125
Provning
ISO/IEC 17025

WSP Earth & Environment - [3662]
Emelie Olofsson
Dragarbrunnsgatan 41A
753 20 UPPSALA

AR-24-SL-022814-01

EUSELI2-01250442
Kundnummer: SL7653576

Uppdragsmärkn.
10363985

Analysrapport

Provnummer:	**177-2024-02060893**	Ankomsttemp °C Kem	11
Provbeskrivning:		Provtagningsdatum**	2024-02-02
Matris:	Lakvatten	Provtagare**	JR
Provet ankom:	2024-02-06		
Utskriftsdatum:	2024-02-08		
Analyserna påbörjades:	2024-02-06		
Provmärkning:	23_Mälardalen_Lera_Ytligt_12_B		

Analys	Resultat	Enhet	Mäto.	Metod/ref	
Arkivering kyl max 4°C, 3 mån	**1.0**				a)*
Arsenik As (end surgjort)	**0.00028**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Barium Ba (end surgjort)	**0.038**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Bly Pb (end surgjort)	**0.000098**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kadmium Cd (end surgjort)	**< 0.0000040**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kobolt, Co (end surgjort)	**0.000031**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Koppar Cu (end surgjort)	**0.0036**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Krom Cr (end surgjort)	**0.00048**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Nickel Ni (end surgjort)	**0.00053**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Vanadin, V (end surgjort)	**0.0016**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Zink Zn (end surgjort)	**0.0014**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)

Utförande laboratorium/underleverantör:
a) Eurofins Environment Testing Sweden AB, SWEDEN, ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125

Kopia till:
hanna.almqvist@wsp.com (hanna.almqvist@wsp.com)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

AR-003v63

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Paola Rydell, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Eurofins Environment Testing Sweden AB
Box 737
531 17 Lidköping

Tlf: +46 10 490 8110
Fax: +46 10 490 8051

Ackred. nr 1125
Provning
ISO/IEC 17025

WSP Earth & Environment - [3662]
Emelie Olofsson
Dragarbrunnsgatan 41A
753 20 UPPSALA

AR-24-SL-022823-01

EUSELI2-01250442
Kundnummer: SL7653576

Uppdragsmärkn.
10363985

Analysrapport

Provnummer:	**177-2024-02060902**	Ankomsttemp °C Kem	11
Provbeskrivning:		Provtagningsdatum**	2024-02-02
Matris:	Lakvatten	Provtagare**	JR
Provet ankom:	2024-02-06		
Utskriftsdatum:	2024-02-08		
Analyserna påbörjades:	2024-02-06		
Provmärkning:	23_Mälardalen_Lera_Ytligt_17_A		

Analys	Resultat	Enhet	Mäto.	Metod/ref	
Arkivering kyl max 4°C, 3 mån	**1.0**				a)*
Arsenik As (end surgjort)	**0.00012**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Barium Ba (end surgjort)	**0.0038**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Bly Pb (end surgjort)	**0.00023**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kadmium Cd (end surgjort)	**< 0.0000040**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kobolt, Co (end surgjort)	**0.000012**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Koppar Cu (end surgjort)	**0.0037**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Krom Cr (end surgjort)	**0.000065**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Nickel Ni (end surgjort)	**0.00022**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Vanadin, V (end surgjort)	**0.00024**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Zink Zn (end surgjort)	**0.0038**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)

Utförande laboratorium/underleverantör:
a) Eurofins Environment Testing Sweden AB, SWEDEN, ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125

Kopia till:
hanna.almqvist@wsp.com (hanna.almqvist@wsp.com)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

AR-003v63

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Paola Rydell, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Eurofins Environment Testing Sweden AB
Box 737
531 17 Lidköping

Tlf: +46 10 490 8110
Fax: +46 10 490 8051

Ackred. nr 1125
Provning
ISO/IEC 17025

WSP Earth & Environment - [3662]
Emelie Olofsson
Dragarbrunnsgatan 41A
753 20 UPPSALA

AR-24-SL-022824-01

EUSELI2-01250442
Kundnummer: SL7653576

Uppdragsmärkn.
10363985

Analysrapport

Provnummer:	**177-2024-02060903**	Ankomsttemp °C Kem	11
Provbeskrivning:		Provtagningsdatum**	2024-02-02
Matris:	Lakvatten	Provtagare**	JR
Provet ankom:	2024-02-06		
Utskriftsdatum:	2024-02-08		
Analyserna påbörjades:	2024-02-06		
Provmärkning:	23_Mälardalen_Lera_Ytligt_17_B		

Analys	Resultat	Enhet	Mäto.	Metod/ref	
Arkivering kyl max 4°C, 3 mån	**1.0**				a)*
Arsenik As (end surgjort)	**0.00011**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Barium Ba (end surgjort)	**0.0032**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Bly Pb (end surgjort)	**0.000036**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kadmium Cd (end surgjort)	**< 0.0000040**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kobolt, Co (end surgjort)	**0.000013**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Koppar Cu (end surgjort)	**0.00088**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Krom Cr (end surgjort)	**0.000087**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Nickel Ni (end surgjort)	**0.00047**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Vanadin, V (end surgjort)	**0.00023**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Zink Zn (end surgjort)	**0.0014**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)

Utförande laboratorium/underleverantör:
a) Eurofins Environment Testing Sweden AB, SWEDEN, ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125

Kopia till:
hanna.almqvist@wsp.com (hanna.almqvist@wsp.com)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

AR-003v63

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Paola Rydell, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Eurofins Environment Testing Sweden AB
Box 737
531 17 Lidköping

Tlf: +46 10 490 8110
Fax: +46 10 490 8051

Ackred. nr 1125
Provning
ISO/IEC 17025

WSP Earth & Environment - [3662]
Emelie Olofsson
Dragarbrunnsgatan 41A
753 20 UPPSALA

AR-24-SL-022833-01

EUSELI2-01250442
Kundnummer: SL7653576

Uppdragsmärkn.
10363985

Analysrapport

Provnummer:	**177-2024-02060912**	Ankomsttemp °C Kem	11
Provbeskrivning:		Provtagningsdatum**	2024-02-02
Matris:	Lakvatten	Provtagare**	JR
Provet ankom:	2024-02-06		
Utskriftsdatum:	2024-02-08		
Analyserna påbörjades:	2024-02-06		
Provmärkning:	23_Mälardalen_Lera_Ytligt_27_A		

Analys	Resultat	Enhet	Mäto.	Metod/ref	
Arkivering kyl max 4°C, 3 mån	**1.0**				a)*
Arsenik As (end surgjort)	**0.00020**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Barium Ba (end surgjort)	**0.023**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Bly Pb (end surgjort)	**0.0063**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kadmium Cd (end surgjort)	**0.000059**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kobolt, Co (end surgjort)	**0.000065**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Koppar Cu (end surgjort)	**0.086**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Krom Cr (end surgjort)	**0.00026**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Nickel Ni (end surgjort)	**0.0016**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Vanadin, V (end surgjort)	**0.00031**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Zink Zn (end surgjort)	**0.071**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)

Utförande laboratorium/underleverantör:
a) Eurofins Environment Testing Sweden AB, SWEDEN, ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125

Kopia till:
hanna.almqvist@wsp.com (hanna.almqvist@wsp.com)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

AR-003v63

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Paola Rydell, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Eurofins Environment Testing Sweden AB
Box 737
531 17 Lidköping

Tlf: +46 10 490 8110
Fax: +46 10 490 8051

Ackred. nr 1125
Provning
ISO/IEC 17025

WSP Earth & Environment - [3662]
Emelie Olofsson
Dragarbrunnsgatan 41A
753 20 UPPSALA

AR-24-SL-022834-01

EUSELI2-01250442
Kundnummer: SL7653576

Uppdragsmärkn.
10363985

Analysrapport

Provnummer:	**177-2024-02060913**	Ankomsttemp °C Kem	11
Provbeskrivning:		Provtagningsdatum**	2024-02-02
Matris:	Lakvatten	Provtagare**	JR
Provet ankom:	2024-02-06		
Utskriftsdatum:	2024-02-08		
Analyserna påbörjades:	2024-02-06		
Provmärkning:	23_Mälardalen_Lera_Ytligt_27_B		

Analys	Resultat	Enhet	Mäto.	Metod/ref	
Arkivering kyl max 4°C, 3 mån	**1.0**				a)*
Arsenik As (end surgjort)	**0.00016**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Barium Ba (end surgjort)	**0.024**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Bly Pb (end surgjort)	**0.0016**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kadmium Cd (end surgjort)	**0.000044**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kobolt, Co (end surgjort)	**0.000058**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Koppar Cu (end surgjort)	**0.023**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Krom Cr (end surgjort)	**0.00059**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Nickel Ni (end surgjort)	**0.0012**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Vanadin, V (end surgjort)	**0.00041**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Zink Zn (end surgjort)	**0.020**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)

Utförande laboratorium/underleverantör:
a) Eurofins Environment Testing Sweden AB, SWEDEN, ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125

Kopia till:
hanna.almqvist@wsp.com (hanna.almqvist@wsp.com)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

AR-003v63

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Paola Rydell, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Eurofins Environment Testing Sweden AB
Box 737
531 17 Lidköping

Tlf: +46 10 490 8110
Fax: +46 10 490 8051

Ackred. nr 1125
Provning
ISO/IEC 17025

WSP Earth & Environment - [3662]
Emelie Olofsson
Dragarbrunnsgatan 41A
753 20 UPPSALA

AR-24-SL-022835-01

EUSELI2-01250442
Kundnummer: SL7653576

Uppdragsmärkn.
10363985

Analysrapport

Provnummer:	**177-2024-02060914**	Ankomsttemp °C Kem	11
Provbeskrivning:		Provtagningsdatum**	2024-02-02
Matris:	Lakvatten	Provtagare**	JR
Provet ankom:	2024-02-06		
Utskriftsdatum:	2024-02-08		
Analyserna påbörjades:	2024-02-06		
Provmärkning:	23_Mälardalen_Lera_Ytligt_28_A		

Analys	Resultat	Enhet	Mäto.	Metod/ref	
Arkivering kyl max 4°C, 3 mån	**1.0**				a)*
Arsenik As (end surgjort)	**0.00032**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Barium Ba (end surgjort)	**0.036**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Bly Pb (end surgjort)	**0.014**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kadmium Cd (end surgjort)	**0.000089**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kobolt, Co (end surgjort)	**0.000050**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Koppar Cu (end surgjort)	**0.20**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Krom Cr (end surgjort)	**0.0015**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Nickel Ni (end surgjort)	**0.0026**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Vanadin, V (end surgjort)	**0.00073**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Zink Zn (end surgjort)	**0.16**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)

Utförande laboratorium/underleverantör:
a) Eurofins Environment Testing Sweden AB, SWEDEN, ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125

Kopia till:
hanna.almqvist@wsp.com (hanna.almqvist@wsp.com)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

AR-003v63

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Paola Rydell, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Eurofins Environment Testing Sweden AB
Box 737
531 17 Lidköping

Tlf: +46 10 490 8110
Fax: +46 10 490 8051

Ackred. nr 1125
Provning
ISO/IEC 17025

WSP Earth & Environment - [3662]
Emelie Olofsson
Dragarbrunnsgatan 41A
753 20 UPPSALA

AR-24-SL-022836-01

EUSELI2-01250442
Kundnummer: SL7653576

Uppdragsmärkn.
10363985

Analysrapport

Provnummer:	**177-2024-02060915**	Ankomsttemp °C Kem	11
Provbeskrivning:		Provtagningsdatum**	2024-02-02
Matris:	Lakvatten	Provtagare**	JR
Provet ankom:	2024-02-06		
Utskriftsdatum:	2024-02-08		
Analyserna påbörjades:	2024-02-06		
Provmärkning:	23_Mälardalen_Lera_Ytligt_28_B		

Analys	Resultat	Enhet	Mäto.	Metod/ref	
Arkivering kyl max 4°C, 3 mån	**1.0**				a)*
Arsenik As (end surgjort)	**0.00030**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Barium Ba (end surgjort)	**0.031**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Bly Pb (end surgjort)	**0.0016**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kadmium Cd (end surgjort)	**0.000064**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kobolt, Co (end surgjort)	**0.000035**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Koppar Cu (end surgjort)	**0.024**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Krom Cr (end surgjort)	**0.00065**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Nickel Ni (end surgjort)	**0.0016**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Vanadin, V (end surgjort)	**0.00071**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Zink Zn (end surgjort)	**0.024**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)

Utförande laboratorium/underleverantör:
a) Eurofins Environment Testing Sweden AB, SWEDEN, ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125

Kopia till:
hanna.almqvist@wsp.com (hanna.almqvist@wsp.com)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

AR-003v63

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Paola Rydell, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Eurofins Environment Testing Sweden AB
Box 737
531 17 Lidköping

Tlf: +46 10 490 8110
Fax: +46 10 490 8051

Ackred. nr 1125
Provning
ISO/IEC 17025

WSP Earth & Environment - [3662]
Emelie Olofsson
Dragarbrunnsgatan 41A
753 20 UPPSALA

AR-24-SL-022837-01

EUSELI2-01250442
Kundnummer: SL7653576

Uppdragsmärkn.
10363985

Analysrapport

Provnummer:	**177-2024-02060916**	Ankomsttemp °C Kem	11
Provbeskrivning:		Provtagningsdatum**	2024-02-02
Matris:	Lakvatten	Provtagare**	JR
Provet ankom:	2024-02-06		
Utskriftsdatum:	2024-02-08		
Analyserna påbörjades:	2024-02-06		
Provmärkning:	23_Mälardalen_Lera_Ytligt_30_A		

Analys	Resultat	Enhet	Mäto.	Metod/ref	
Arkivering kyl max 4°C, 3 mån	**1.0**				a)*
Arsenik As (end surgjort)	**0.00080**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Barium Ba (end surgjort)	**0.013**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Bly Pb (end surgjort)	**0.017**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kadmium Cd (end surgjort)	**0.000088**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kobolt, Co (end surgjort)	**0.000025**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Koppar Cu (end surgjort)	**0.24**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Krom Cr (end surgjort)	**0.0016**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Nickel Ni (end surgjort)	**0.0022**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Vanadin, V (end surgjort)	**0.0048**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Zink Zn (end surgjort)	**0.19**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)

Utförande laboratorium/underleverantör:
a) Eurofins Environment Testing Sweden AB, SWEDEN, ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125

Kopia till:
hanna.almqvist@wsp.com (hanna.almqvist@wsp.com)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

AR-003v63

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Paola Rydell, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Eurofins Environment Testing Sweden AB
Box 737
531 17 Lidköping

Tlf: +46 10 490 8110
Fax: +46 10 490 8051

Ackred. nr 1125
Provning
ISO/IEC 17025

WSP Earth & Environment - [3662]
Emelie Olofsson
Dragarbrunnsgatan 41A
753 20 UPPSALA

AR-24-SL-022838-01

EUSELI2-01250442
Kundnummer: SL7653576

Uppdragsmärkn.
10363985

Analysrapport

Provnummer:	**177-2024-02060917**	Ankomsttemp °C Kem	11
Provbeskrivning:		Provtagningsdatum**	2024-02-02
Matris:	Lakvatten	Provtagare**	JR
Provet ankom:	2024-02-06		
Utskriftsdatum:	2024-02-08		
Analyserna påbörjades:	2024-02-06		
Provmärkning:	23_Mälardalen_Lera_Ytligt_30_B		

Analys	Resultat	Enhet	Mäto.	Metod/ref	
Arkivering kyl max 4°C, 3 mån	**1.0**				a)*
Arsenik As (end surgjort)	**0.00066**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Barium Ba (end surgjort)	**0.013**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Bly Pb (end surgjort)	**0.00054**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kadmium Cd (end surgjort)	**0.000057**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kobolt, Co (end surgjort)	**0.000014**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Koppar Cu (end surgjort)	**0.0066**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Krom Cr (end surgjort)	**0.00011**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Nickel Ni (end surgjort)	**0.00096**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Vanadin, V (end surgjort)	**0.0050**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Zink Zn (end surgjort)	**0.020**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)

Utförande laboratorium/underleverantör:
a) Eurofins Environment Testing Sweden AB, SWEDEN, ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125

Kopia till:
hanna.almqvist@wsp.com (hanna.almqvist@wsp.com)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

AR-003v63

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Paola Rydell, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Eurofins Environment Testing Sweden AB
Box 737
531 17 Lidköping

Tlf: +46 10 490 8110
Fax: +46 10 490 8051

Ackred. nr 1125
Provning
ISO/IEC 17025

WSP Earth & Environment - [3662]
Emelie Olofsson
Dragarbrunnsgatan 41A
753 20 UPPSALA

AR-24-SL-022839-01

EUSELI2-01250442
Kundnummer: SL7653576

Uppdragsmärkn.
10363985

Analysrapport

Provnummer:	**177-2024-02060918**	Ankomsttemp °C Kem	11
Provbeskrivning:		Provtagningsdatum**	2024-02-02
Matris:	Lakvatten	Provtagare**	JR
Provet ankom:	2024-02-06		
Utskriftsdatum:	2024-02-08		
Analyserna påbörjades:	2024-02-06		
Provmärkning:	23_Mälardalen_Lera_Ytligt_32_A		

Analys	Resultat	Enhet	Mäto.	Metod/ref	
Arkivering kyl max 4°C, 3 mån	**1.0**				a)*
Arsenik As (end surgjort)	**0.00020**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Barium Ba (end surgjort)	**0.068**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Bly Pb (end surgjort)	**0.00043**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kadmium Cd (end surgjort)	**0.00027**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kobolt, Co (end surgjort)	**0.0047**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Koppar Cu (end surgjort)	**0.0041**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Krom Cr (end surgjort)	**0.00039**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Nickel Ni (end surgjort)	**0.020**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Vanadin, V (end surgjort)	**0.000040**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Zink Zn (end surgjort)	**0.020**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)

Utförande laboratorium/underleverantör:
a) Eurofins Environment Testing Sweden AB, SWEDEN, ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125

Kopia till:
hanna.almqvist@wsp.com (hanna.almqvist@wsp.com)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

AR-003v63

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Paola Rydell, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Eurofins Environment Testing Sweden AB
Box 737
531 17 Lidköping

Tlf: +46 10 490 8110
Fax: +46 10 490 8051

Ackred. nr 1125
Provning
ISO/IEC 17025

WSP Earth & Environment - [3662]
Emelie Olofsson
Dragarbrunnsgatan 41A
753 20 UPPSALA

AR-24-SL-022840-01

EUSELI2-01250442
Kundnummer: SL7653576

Uppdragsmärkn.
10363985

Analysrapport

Provnummer:	**177-2024-02060919**	Ankomsttemp °C Kem	11
Provbeskrivning:		Provtagningsdatum**	2024-02-02
Matris:	Lakvatten	Provtagare**	JR
Provet ankom:	2024-02-06		
Utskriftsdatum:	2024-02-08		
Analyserna påbörjades:	2024-02-06		
Provmärkning:	23_Mälardalen_Lera_Ytligt_32_B		

Analys	Resultat	Enhet	Mäto.	Metod/ref	
Arkivering kyl max 4°C, 3 mån	**1.0**				a)*
Arsenik As (end surgjort)	**0.00019**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Barium Ba (end surgjort)	**0.076**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Bly Pb (end surgjort)	**0.00067**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kadmium Cd (end surgjort)	**0.00023**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kobolt, Co (end surgjort)	**0.0033**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Koppar Cu (end surgjort)	**0.0036**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Krom Cr (end surgjort)	**0.00030**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Nickel Ni (end surgjort)	**0.016**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Vanadin, V (end surgjort)	**0.000026**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Zink Zn (end surgjort)	**0.028**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)

Utförande laboratorium/underleverantör:
a) Eurofins Environment Testing Sweden AB, SWEDEN, ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125

Kopia till:
hanna.almqvist@wsp.com (hanna.almqvist@wsp.com)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

AR-003v63

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Paola Rydell, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Eurofins Environment Testing Sweden AB
Box 737
531 17 Lidköping

Tlf: +46 10 490 8110
Fax: +46 10 490 8051

Ackred. nr 1125
Provning
ISO/IEC 17025

WSP Earth & Environment - [3662]
Emelie Olofsson
Dragarbrunnsgatan 41A
753 20 UPPSALA

AR-24-SL-022817-01

EUSELI2-01250442
Kundnummer: SL7653576

Uppdragsmärkn.
10363985

Analysrapport

Provnummer:	**177-2024-02060896**	Ankomsttemp °C Kem	11
Provbeskrivning:		Provtagningsdatum**	2024-02-02
Matris:	Lakvatten	Provtagare**	JR
Provet ankom:	2024-02-06		
Utskriftsdatum:	2024-02-08		
Analyserna påbörjades:	2024-02-06		
Provmärkning:	23_Västra Götaland_Lera_Djupt_14_A		

Analys	Resultat	Enhet	Mäto.	Metod/ref	
Arkivering kyl max 4°C, 3 mån	**1.0**				a)*
Arsenik As (end surgjort)	**0.0016**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Barium Ba (end surgjort)	**0.014**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Bly Pb (end surgjort)	**0.0031**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kadmium Cd (end surgjort)	**0.000015**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kobolt, Co (end surgjort)	**0.00067**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Koppar Cu (end surgjort)	**0.039**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Krom Cr (end surgjort)	**0.00090**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Nickel Ni (end surgjort)	**0.0021**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Vanadin, V (end surgjort)	**0.014**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Zink Zn (end surgjort)	**0.031**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)

Utförande laboratorium/underleverantör:
a) Eurofins Environment Testing Sweden AB, SWEDEN, ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125

Kopia till:
hanna.almqvist@wsp.com (hanna.almqvist@wsp.com)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

AR-003v63

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Paola Rydell, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Eurofins Environment Testing Sweden AB
Box 737
531 17 Lidköping

Tlf: +46 10 490 8110
Fax: +46 10 490 8051

Ackred. nr 1125
Provning
ISO/IEC 17025

WSP Earth & Environment - [3662]
Emelie Olofsson
Dragarbrunnsgatan 41A
753 20 UPPSALA

AR-24-SL-022818-01

EUSELI2-01250442
Kundnummer: SL7653576

Uppdragsmärkn.
10363985

Analysrapport

Provnummer:	**177-2024-02060897**	Ankomsttemp °C Kem	11
Provbeskrivning:		Provtagningsdatum**	2024-02-02
Matris:	Lakvatten	Provtagare**	JR
Provet ankom:	2024-02-06		
Utskriftsdatum:	2024-02-08		
Analyserna påbörjades:	2024-02-06		
Provmärkning:	23_Västra Götaland_Lera_Djupt_14_B		

Analys	Resultat	Enhet	Mäto.	Metod/ref	
Arkivering kyl max 4°C, 3 mån	**1.0**				a)*
Arsenik As (end surgjort)	**0.0015**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Barium Ba (end surgjort)	**0.013**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Bly Pb (end surgjort)	**0.000054**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kadmium Cd (end surgjort)	**0.0000070**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kobolt, Co (end surgjort)	**0.00069**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Koppar Cu (end surgjort)	**0.0022**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Krom Cr (end surgjort)	**0.00025**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Nickel Ni (end surgjort)	**0.0017**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Vanadin, V (end surgjort)	**0.012**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Zink Zn (end surgjort)	**0.0017**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)

Utförande laboratorium/underleverantör:
a) Eurofins Environment Testing Sweden AB, SWEDEN, ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125

Kopia till:
hanna.almqvist@wsp.com (hanna.almqvist@wsp.com)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

AR-003v63

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Paola Rydell, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Eurofins Environment Testing Sweden AB
Box 737
531 17 Lidköping

Tlf: +46 10 490 8110
Fax: +46 10 490 8051

Ackred. nr 1125
Provning
ISO/IEC 17025

WSP Earth & Environment - [3662]
Emelie Olofsson
Dragarbrunnsgatan 41A
753 20 UPPSALA

AR-24-SL-022843-01

EUSELI2-01250442
Kundnummer: SL7653576

Uppdragsmärkn.
10363985

Analysrapport

Provnummer:	**177-2024-02060922**	Ankomsttemp °C Kem	11
Provbeskrivning:		Provtagningsdatum**	2024-02-02
Matris:	Lakvatten	Provtagare**	JR
Provet ankom:	2024-02-06		
Utskriftsdatum:	2024-02-08		
Analyserna påbörjades:	2024-02-06		
Provmärkning:	23_Västra Götaland_Lera_Djupt_34_A		

Analys	Resultat	Enhet	Mäto.	Metod/ref	
Arkivering kyl max 4°C, 3 mån	**1.0**				a)*
Arsenik As (end surgjort)	**0.00031**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Barium Ba (end surgjort)	**0.0019**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Bly Pb (end surgjort)	**0.0027**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kadmium Cd (end surgjort)	**0.000022**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kobolt, Co (end surgjort)	**0.000041**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Koppar Cu (end surgjort)	**0.039**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Krom Cr (end surgjort)	**0.0010**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Nickel Ni (end surgjort)	**0.00095**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Vanadin, V (end surgjort)	**0.00076**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Zink Zn (end surgjort)	**0.030**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)

Utförande laboratorium/underleverantör:
a) Eurofins Environment Testing Sweden AB, SWEDEN, ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125

Kopia till:
hanna.almqvist@wsp.com (hanna.almqvist@wsp.com)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

AR-003v63

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Paola Rydell, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Eurofins Environment Testing Sweden AB
Box 737
531 17 Lidköping

Tlf: +46 10 490 8110
Fax: +46 10 490 8051

Ackred. nr 1125
Provning
ISO/IEC 17025

WSP Earth & Environment - [3662]
Emelie Olofsson
Dragarbrunnsgatan 41A
753 20 UPPSALA

AR-24-SL-022844-01

EUSELI2-01250442
Kundnummer: SL7653576

Uppdragsmärkn.
10363985

Analysrapport

Provnummer:	**177-2024-02060923**	Ankomsttemp °C Kem	11
Provbeskrivning:		Provtagningsdatum**	2024-02-02
Matris:	Lakvatten	Provtagare**	JR
Provet ankom:	2024-02-06		
Utskriftsdatum:	2024-02-08		
Analyserna påbörjades:	2024-02-06		
Provmärkning:	23_Västra Götaland_Lera_Djupt_34_B		

Analys	Resultat	Enhet	Mäto.	Metod/ref	
Arkivering kyl max 4°C, 3 mån	**1.0**				a)*
Arsenik As (end surgjort)	**0.00031**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Barium Ba (end surgjort)	**0.0018**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Bly Pb (end surgjort)	**0.00032**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kadmium Cd (end surgjort)	**0.000018**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kobolt, Co (end surgjort)	**0.000037**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Koppar Cu (end surgjort)	**0.0036**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Krom Cr (end surgjort)	**0.00026**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Nickel Ni (end surgjort)	**0.00068**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Vanadin, V (end surgjort)	**0.00065**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Zink Zn (end surgjort)	**0.0036**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)

Utförande laboratorium/underleverantör:
a) Eurofins Environment Testing Sweden AB, SWEDEN, ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125

Kopia till:
hanna.almqvist@wsp.com (hanna.almqvist@wsp.com)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

AR-003v63

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Paola Rydell, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Eurofins Environment Testing Sweden AB
Box 737
531 17 Lidköping

Tlf: +46 10 490 8110
Fax: +46 10 490 8051

Ackred. nr 1125
Provning
ISO/IEC 17025

WSP Earth & Environment - [3662]
Emelie Olofsson
Dragarbrunnsgatan 41A
753 20 UPPSALA

AR-24-SL-022841-01

EUSELI2-01250442
Kundnummer: SL7653576

Uppdragsmärkn.
10363985

Analysrapport

Provnummer:	**177-2024-02060920**	Ankomsttemp °C Kem	11
Provbeskrivning:		Provtagningsdatum**	2024-02-02
Matris:	Lakvatten	Provtagare**	JR
Provet ankom:	2024-02-06		
Utskriftsdatum:	2024-02-08		
Analyserna påbörjades:	2024-02-06		
Provmärkning:	23_Västra Götaland_Lera_Ytligt_33_A		

Analys	Resultat	Enhet	Mäto.	Metod/ref	
Arkivering kyl max 4°C, 3 mån	**1.0**				a)*
Arsenik As (end surgjort)	**0.0061**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Barium Ba (end surgjort)	**0.0022**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Bly Pb (end surgjort)	**0.00078**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kadmium Cd (end surgjort)	**0.000022**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kobolt, Co (end surgjort)	**0.000058**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Koppar Cu (end surgjort)	**0.014**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Krom Cr (end surgjort)	**0.00041**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Nickel Ni (end surgjort)	**0.00097**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Vanadin, V (end surgjort)	**0.017**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Zink Zn (end surgjort)	**0.0088**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)

Utförande laboratorium/underleverantör:
a) Eurofins Environment Testing Sweden AB, SWEDEN, ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125

Kopia till:
hanna.almqvist@wsp.com (hanna.almqvist@wsp.com)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

AR-003v63

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Paola Rydell, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Eurofins Environment Testing Sweden AB
Box 737
531 17 Lidköping

Tlf: +46 10 490 8110
Fax: +46 10 490 8051

Ackred. nr 1125
Provning
ISO/IEC 17025

WSP Earth & Environment - [3662]
Emelie Olofsson
Dragarbrunnsgatan 41A
753 20 UPPSALA

AR-24-SL-022842-01

EUSELI2-01250442
Kundnummer: SL7653576

Uppdragsmärkn.
10363985

Analysrapport

Provnummer:	**177-2024-02060921**	Ankomsttemp °C Kem	11
Provbeskrivning:		Provtagningsdatum**	2024-02-02
Matris:	Lakvatten	Provtagare**	JR
Provet ankom:	2024-02-06		
Utskriftsdatum:	2024-02-08		
Analyserna påbörjades:	2024-02-06		
Provmärkning:	23_Västra Götaland_Lera_Ytligt_33_B		

Analys	Resultat	Enhet	Mäto.	Metod/ref	
Arkivering kyl max 4°C, 3 mån	**1.0**				a)*
Arsenik As (end surgjort)	**0.0059**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Barium Ba (end surgjort)	**0.0023**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Bly Pb (end surgjort)	**0.0015**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kadmium Cd (end surgjort)	**0.000021**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Kobolt, Co (end surgjort)	**0.000058**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Koppar Cu (end surgjort)	**0.023**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Krom Cr (end surgjort)	**0.00089**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Nickel Ni (end surgjort)	**0.0010**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Vanadin, V (end surgjort)	**0.016**	mg/l	20%	EN ISO 17294-2:2016.	a)
Zink Zn (end surgjort)	**0.016**	mg/l	25%	EN ISO 17294-2:2016.	a)

Utförande laboratorium/underleverantör:
a) Eurofins Environment Testing Sweden AB, SWEDEN, ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125

Kopia till:
hanna.almqvist@wsp.com (hanna.almqvist@wsp.com)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

AR-003v63

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Paola Rydell, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.
Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avviklese i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/

Bilaga E.3 - Analysrapport pH-beroende lakbarhet

Analyscertifikat

Ordernummer	: **LE2403361**	Sida	: 1 av 34
Kund	: **WSP Sverige AB**	Projekt	: 3656-10363985
Kontaktperson	: Emelie Olofsson	Beställningsnummer	: 10363985
Adress	: Dragarbrunnsgatan 41 753 20 Uppsala Sverige	Provtagare Provtagningspunkt Ankomstdatum, prover	: ---- : ---- : 2024-03-01 14:15
E-post	: emelie.olofsson@wsp.com	Analys påbörjad	: 2024-03-04
Telefon	: ----	Utfärdad	: 2024-03-06 16:03
C-O-C-nummer (eller Orderblankett-nummer)	: ----	Antal ankomna prover	: 64
Offertnummer	: ST2022SE-WSP-SVE0007 (OF221194)	Antal analyserade prover	: 64

Generell kommentar

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultatet gäller endast materialet såsom det har mottagits, identifierats och testats. Laboratoriet tar inget ansvar för information i denna rapport som har lämnats av kunden, eller resultat som kan ha påverkats av sådan information. Beträffande laboratoriets ansvar i samband med uppdrag, se vår webbplats www.alsglobal.se

Signatur	*Position*
Emma Engstrom	Laboratoriechef

Ackred. nr 2030
Provning
ISO/IEC 17025

Laboratorium	: ALS Scandinavia AB	hemsida	: www.alsglobal.se
Adress	: Aurorum 10 977 75 Luleå Sverige	E-post Telefon	: emma.engstrom@alsglobal.com : +46 920 28 99 00

Analysresultat

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_04_A**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-001**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**0.253**	± 0.033	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**63.7**	± 9.5	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**0.0226**	± 0.0034	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**0.0179**	± 0.0039	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**0.637**	± 0.096	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**1.91**	± 0.26	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**0.262**	± 0.039	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**0.636**	± 0.096	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**0.0377**	± 0.0058	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**1.66**	± 0.25	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**2.66**	± 0.46	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_04_B**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-002**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**0.261**	± 0.034	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**64.7**	± 9.6	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**0.0175**	± 0.0027	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**0.0133**	± 0.0035	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**0.637**	± 0.096	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**1.62**	± 0.22	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**0.216**	± 0.032	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**0.695**	± 0.105	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**0.0170**	± 0.0031	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**1.80**	± 0.27	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**1.13**	± 0.22	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_04_C**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-003**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**0.171**	± 0.024	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**33.8**	± 5.0	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**0.00658**	± 0.00129	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**0.0133**	± 0.0035	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**0.470**	± 0.071	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**1.53**	± 0.21	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**0.357**	± 0.053	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**0.430**	± 0.066	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**0.0138**	± 0.0028	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**1.37**	± 0.20	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**0.517**	± 0.133	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_04_D**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-004**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**0.165**	± 0.023	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**34.8**	± 5.2	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**0.00713**	± 0.00135	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**0.0130**	± 0.0035	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**0.576**	± 0.087	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**1.69**	± 0.23	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**0.447**	± 0.066	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**0.505**	± 0.077	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**0.0168**	± 0.0031	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**1.32**	± 0.19	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**1.35**	± 0.25	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_04_E**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-005**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**0.678**	± 0.084	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**26.3**	± 3.9	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**0.00330**	± 0.00099	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**0.0197**	± 0.0041	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**0.322**	± 0.049	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**3.04**	± 0.42	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**0.798**	± 0.118	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**0.571**	± 0.087	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**0.0240**	± 0.0040	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**2.08**	± 0.31	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**14.4**	± 2.4	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_04_F**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-006**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**0.358**	± 0.045	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**95.4**	± 14.2	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**0.00249**	± 0.00093	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**0.0185**	± 0.0040	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**0.416**	± 0.063	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**2.34**	± 0.32	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**0.793**	± 0.117	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**0.494**	± 0.076	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**0.0217**	± 0.0037	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**1.41**	± 0.21	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**85.9**	± 14.4	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_04_G**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-007**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**10.9**	± 1.3	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**8.69**	± 1.30	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**0.0240**	± 0.0036	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**0.223**	± 0.031	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**1.06**	± 0.16	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**48.2**	± 6.6	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**2.69**	± 0.40	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**5.56**	± 0.83	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**0.530**	± 0.078	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**76.2**	± 11.2	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**10.4**	± 1.7	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_04_H**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-008**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**13.2**	± 1.6	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**5.02**	± 0.75	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**0.0390**	± 0.0058	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**0.284**	± 0.040	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**1.29**	± 0.19	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**58.9**	± 8.1	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**2.90**	± 0.43	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**7.30**	± 1.09	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**0.742**	± 0.108	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**93.8**	± 13.8	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**3.62**	± 0.62	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_06_A**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-009**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**0.384**	± 0.048	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**804**	± 120	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**2.10**	± 0.31	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**23.0**	± 3.2	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**2.03**	± 0.31	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**12.7**	± 1.8	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**<0.05**	----	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**96.9**	± 14.4	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**2.71**	± 0.40	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**0.440**	± 0.065	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**78.3**	± 13.1	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_06_B**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-010**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**0.324**	± 0.041	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**786**	± 117	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**1.70**	± 0.25	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**19.8**	± 2.8	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**1.85**	± 0.28	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**10.4**	± 1.4	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**<0.05**	----	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**99.0**	± 14.7	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**2.23**	± 0.33	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**0.325**	± 0.048	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**68.9**	± 11.6	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_06_C**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-011**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**0.348**	± 0.044	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**236**	± 35	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**0.967**	± 0.141	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**8.42**	± 1.17	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**0.352**	± 0.053	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**3.41**	± 0.47	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**<0.05**	----	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**44.9**	± 6.7	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**0.454**	± 0.066	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**0.194**	± 0.029	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**17.4**	± 2.9	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_06_D**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-012**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**0.341**	± 0.043	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**201**	± 30	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**1.10**	± 0.16	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**5.66**	± 0.79	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**0.325**	± 0.049	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**3.08**	± 0.42	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**<0.05**	----	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**40.8**	± 6.1	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**0.318**	± 0.047	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**0.182**	± 0.027	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**17.9**	± 3.0	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_06_E**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-013**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**0.0736**	± 0.0146	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**16.7**	± 2.5	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**0.0877**	± 0.0128	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**0.115**	± 0.016	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**0.0883**	± 0.0140	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**1.61**	± 0.22	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**<0.05**	----	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**5.48**	± 0.82	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**0.0318**	± 0.0050	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**0.0970**	± 0.0145	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**1.85**	± 0.33	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_06_F**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-014**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**0.0632**	± 0.0138	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**14.9**	± 2.2	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**0.0754**	± 0.0111	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**0.0808**	± 0.0116	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**0.0685**	± 0.0112	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**1.87**	± 0.26	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**<0.05**	----	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**5.45**	± 0.81	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**0.0317**	± 0.0050	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**0.0929**	± 0.0139	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**1.77**	± 0.31	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_06_G**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-015**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**4.83**	± 0.59	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**139**	± 21	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**0.0389**	± 0.0058	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**1.51**	± 0.21	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**6.20**	± 0.93	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**33.6**	± 4.6	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**3.02**	± 0.45	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**14.0**	± 2.1	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**3.58**	± 0.52	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**8.48**	± 1.25	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**52.0**	± 8.7	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_06_H**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-016**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**6.87**	± 0.84	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**151**	± 23	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**0.0534**	± 0.0079	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**2.14**	± 0.30	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**8.52**	± 1.28	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**46.0**	± 6.3	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**2.81**	± 0.41	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**19.1**	± 2.8	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**4.86**	± 0.71	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**13.8**	± 2.0	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**58.3**	± 9.8	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_10_A**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-017**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**0.302**	± 0.039	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**1730**	± 258	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**2.34**	± 0.34	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**35.8**	± 5.0	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**1.64**	± 0.25	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**19.9**	± 2.7	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**<0.05**	----	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**61.2**	± 9.1	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**3.83**	± 0.56	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**0.370**	± 0.055	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**125**	± 21	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_10_B**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-018**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**0.308**	± 0.039	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**1440**	± 214	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**2.63**	± 0.39	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**30.6**	± 4.2	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**1.46**	± 0.22	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**18.6**	± 2.6	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**<0.05**	----	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**51.8**	± 7.7	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**3.58**	± 0.52	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**0.397**	± 0.059	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**107**	± 18	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_10_C**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-019**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**0.253**	± 0.033	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**380**	± 57	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**1.08**	± 0.16	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**9.50**	± 1.32	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**0.456**	± 0.069	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**4.47**	± 0.61	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**<0.05**	----	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**25.7**	± 3.8	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**0.504**	± 0.074	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**0.224**	± 0.033	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**35.6**	± 6.0	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_10_D**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-020**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**0.216**	± 0.029	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**371**	± 55	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**1.06**	± 0.16	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**7.97**	± 1.11	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**0.434**	± 0.065	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**3.90**	± 0.54	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**<0.05**	----	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**25.0**	± 3.7	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**0.379**	± 0.055	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**0.186**	± 0.028	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**31.9**	± 5.3	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_10_E**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-021**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**0.0699**	± 0.0143	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**37.3**	± 5.6	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**0.142**	± 0.021	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**0.129**	± 0.018	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**0.125**	± 0.019	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**1.73**	± 0.24	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**<0.05**	----	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**3.09**	± 0.46	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**0.0804**	± 0.0119	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**0.144**	± 0.021	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**3.39**	± 0.58	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_10_F**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-022**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**0.0698**	± 0.0143	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**32.9**	± 4.9	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**0.117**	± 0.017	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**0.0710**	± 0.0103	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**0.103**	± 0.016	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**1.75**	± 0.24	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**<0.05**	----	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**2.89**	± 0.43	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**0.0495**	± 0.0075	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**0.115**	± 0.017	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**2.91**	± 0.50	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_10_G**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-023**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**2.74**	± 0.34	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**97.9**	± 14.6	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**0.0305**	± 0.0045	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**0.558**	± 0.078	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**2.91**	± 0.44	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**26.2**	± 3.6	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**1.29**	± 0.19	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**5.72**	± 0.85	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**2.18**	± 0.32	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**4.70**	± 0.69	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**121**	± 20	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_10_H**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-024**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**3.28**	± 0.40	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**102**	± 15	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**0.0398**	± 0.0059	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**0.816**	± 0.113	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**4.23**	± 0.64	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**40.0**	± 5.5	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**1.71**	± 0.25	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**7.70**	± 1.15	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**2.77**	± 0.41	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**7.34**	± 1.08	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**94.7**	± 15.9	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_17_A**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-025**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**0.348**	± 0.044	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**18.4**	± 2.8	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**0.0231**	± 0.0035	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**0.0179**	± 0.0039	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**0.130**	± 0.020	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**1.78**	± 0.25	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**1.31**	± 0.19	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**0.962**	± 0.144	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**0.0366**	± 0.0057	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**0.921**	± 0.136	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**0.746**	± 0.161	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_17_B**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-026**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**0.229**	± 0.030	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**15.4**	± 2.3	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**0.0189**	± 0.0029	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**0.0131**	± 0.0035	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**0.168**	± 0.026	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**0.567**	± 0.083	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**0.946**	± 0.140	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**0.587**	± 0.089	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**0.0391**	± 0.0060	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**0.721**	± 0.106	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**0.574**	± 0.140	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_17_C**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-027**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**0.212**	± 0.028	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**8.12**	± 1.21	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**0.00503**	± 0.00113	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**0.00913**	± 0.00328	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**0.166**	± 0.025	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**0.784**	± 0.111	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**1.57**	± 0.23	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**0.391**	± 0.061	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**0.0355**	± 0.0055	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**0.528**	± 0.078	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**0.536**	± 0.135	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_17_D**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-028**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**0.182**	± 0.025	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**9.46**	± 1.41	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**0.0242**	± 0.0036	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**0.0161**	± 0.0038	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**0.0938**	± 0.0148	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**0.599**	± 0.087	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**0.279**	± 0.041	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**1.26**	± 0.19	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**0.0359**	± 0.0056	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**0.452**	± 0.067	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**0.804**	± 0.169	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_17_E**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-029**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**0.192**	± 0.026	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**3.44**	± 0.51	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**<0.003**	----	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**0.0170**	± 0.0038	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**0.159**	± 0.024	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**0.827**	± 0.117	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**3.01**	± 0.45	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**0.201**	± 0.035	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**0.0424**	± 0.0065	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**0.380**	± 0.056	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**0.374**	± 0.119	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_17_F**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-030**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**0.148**	± 0.021	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**2.15**	± 0.32	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**<0.002**	----	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**0.0116**	± 0.0034	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**0.0984**	± 0.0154	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**0.813**	± 0.115	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**2.18**	± 0.32	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**0.133**	± 0.027	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**0.0266**	± 0.0043	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**0.239**	± 0.035	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**1.16**	± 0.22	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_17_G**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-031**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**7.41**	± 0.90	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**5.18**	± 0.77	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**<0.006**	----	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**0.0459**	± 0.0071	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**0.444**	± 0.067	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**9.06**	± 1.24	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**6.90**	± 1.02	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**0.616**	± 0.093	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**0.0901**	± 0.0133	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**32.0**	± 4.7	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**6.83**	± 1.15	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_17_H**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-032**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**6.55**	± 0.80	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**7.17**	± 1.07	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**<0.004**	----	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**0.0422**	± 0.0066	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**0.373**	± 0.056	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**9.51**	± 1.30	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**5.69**	± 0.84	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**0.563**	± 0.086	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**0.176**	± 0.026	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**26.6**	± 3.9	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**9.94**	± 1.67	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_32_A**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-033**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**0.641**	± 0.079	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**737**	± 110	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**1.14**	± 0.17	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**63.8**	± 8.9	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**5.19**	± 0.78	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**33.9**	± 4.7	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**0.0726**	± 0.0116	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**89.7**	± 13.4	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**6.92**	± 1.01	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**0.619**	± 0.091	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**260**	± 44	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_32_B**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-034**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**0.543**	± 0.067	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**555**	± 83	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**0.737**	± 0.108	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**28.0**	± 3.9	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**7.27**	± 1.09	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**51.9**	± 7.1	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**<0.2**	----	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**67.7**	± 10.1	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**15.3**	± 2.2	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**0.789**	± 0.116	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**167**	± 28	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_32_C**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-035**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**0.329**	± 0.042	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**308**	± 46	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**0.634**	± 0.093	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**17.0**	± 2.4	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**1.41**	± 0.21	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**13.4**	± 1.8	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**<0.05**	----	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**52.9**	± 7.9	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**4.04**	± 0.59	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**0.157**	± 0.023	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**73.1**	± 12.2	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_32_D**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-036**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**0.365**	± 0.046	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**306**	± 46	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**0.800**	± 0.117	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**14.1**	± 2.0	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**1.41**	± 0.21	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**14.1**	± 1.9	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**<0.05**	----	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**54.7**	± 8.1	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**3.48**	± 0.51	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**0.213**	± 0.032	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**61.8**	± 10.4	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_32_E**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-037**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**0.166**	± 0.023	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**89.2**	± 13.3	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**0.129**	± 0.019	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**1.69**	± 0.23	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**0.338**	± 0.051	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**2.95**	± 0.41	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**<0.05**	----	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**10.7**	± 1.6	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**0.420**	± 0.062	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**0.0349**	± 0.0057	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**24.8**	± 4.2	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_32_F**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-038**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**0.144**	± 0.021	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**97.1**	± 14.5	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**0.109**	± 0.016	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**1.75**	± 0.24	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**0.367**	± 0.055	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**3.69**	± 0.51	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**<0.05**	----	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**9.91**	± 1.48	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**0.507**	± 0.074	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**0.0257**	± 0.0045	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**25.0**	± 4.2	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_32_G**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-039**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**2.35**	± 0.29	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**77.2**	± 11.5	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**0.0205**	± 0.0031	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**0.510**	± 0.071	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**3.77**	± 0.57	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**36.0**	± 4.9	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**1.22**	± 0.18	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**6.24**	± 0.93	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**1.20**	± 0.18	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**1.18**	± 0.17	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**216**	± 36	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_32_H**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-040**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**1.75**	± 0.21	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**48.9**	± 7.3	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**0.0129**	± 0.0021	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**0.444**	± 0.062	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**4.08**	± 0.61	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**45.4**	± 6.2	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**4.92**	± 0.73	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**8.86**	± 1.32	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**0.867**	± 0.127	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**1.06**	± 0.16	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**73.7**	± 12.3	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Västra Götaland_Lera_Ytligt_33_A**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-041**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**7.68**	± 0.94	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**114**	± 17	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**0.0636**	± 0.0094	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**0.857**	± 0.119	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**0.224**	± 0.034	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**3.53**	± 0.49	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**3.34**	± 0.49	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**5.30**	± 0.79	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**0.0373**	± 0.0058	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**27.0**	± 4.0	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**121**	± 20	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Västra Götaland_Lera_Ytligt_33_B**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-042**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**7.40**	± 0.90	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**56.0**	± 8.4	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**0.0652**	± 0.0096	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**0.754**	± 0.105	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**0.259**	± 0.039	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**2.51**	± 0.35	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**3.46**	± 0.51	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**4.61**	± 0.69	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**0.0216**	± 0.0037	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**25.7**	± 3.8	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**37.0**	± 6.2	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Västra Götaland_Lera_Ytligt_33_C**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-043**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**3.67**	± 0.45	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**36.0**	± 5.4	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**0.0155**	± 0.0024	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**0.210**	± 0.029	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**0.196**	± 0.030	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**2.18**	± 0.30	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**3.06**	± 0.45	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**1.43**	± 0.21	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**0.0197**	± 0.0034	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**14.9**	± 2.2	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**16.2**	± 2.7	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Västra Götaland_Lera_Ytligt_33_D**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-044**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**3.62**	± 0.44	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**36.7**	± 5.5	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**0.0136**	± 0.0022	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**0.193**	± 0.027	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**0.766**	± 0.115	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**1.90**	± 0.26	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**3.72**	± 0.55	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**2.05**	± 0.31	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**0.0179**	± 0.0032	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**14.3**	± 2.1	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**11.0**	± 1.9	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Västra Götaland_Lera_Ytligt_33_E**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-045**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**4.35**	± 0.53	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**38.4**	± 5.7	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**0.0105**	± 0.0018	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**0.0594**	± 0.0088	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**0.190**	± 0.029	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**3.00**	± 0.41	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**3.79**	± 0.56	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**0.582**	± 0.089	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**0.0546**	± 0.0082	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**13.3**	± 2.0	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**1.95**	± 0.34	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Västra Götaland_Lera_Ytligt_33_F**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-046**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**4.95**	± 0.60	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**58.0**	± 8.7	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**0.00606**	± 0.00123	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**0.0681**	± 0.0099	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**1.03**	± 0.16	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**3.35**	± 0.46	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**3.61**	± 0.53	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**1.69**	± 0.25	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**0.0536**	± 0.0081	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**14.5**	± 2.1	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**0.729**	± 0.159	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Västra Götaland_Lera_Ytligt_33_G**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-047**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**30.1**	± 3.7	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**2.29**	± 0.34	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**<0.003**	----	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**0.0906**	± 0.0129	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**1.32**	± 0.20	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**12.8**	± 1.8	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**4.36**	± 0.64	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**0.541**	± 0.082	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**0.256**	± 0.038	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**113**	± 17	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**0.331**	± 0.116	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Västra Götaland_Lera_Ytligt_33_H**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-048**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**34.0**	± 4.2	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**1.92**	± 0.29	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**<0.003**	----	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**0.106**	± 0.015	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**1.45**	± 0.22	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**15.9**	± 2.2	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**4.02**	± 0.59	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**0.626**	± 0.095	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**0.375**	± 0.055	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**124**	± 18	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**0.876**	± 0.178	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Djupt_05_A**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-049**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**0.0519**	± 0.0131	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**59.6**	± 8.9	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**0.00819**	± 0.00147	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**0.0174**	± 0.0039	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**0.424**	± 0.064	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**0.953**	± 0.134	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**0.216**	± 0.032	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**0.263**	± 0.043	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**0.0365**	± 0.0057	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**0.310**	± 0.046	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**1.37**	± 0.25	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Djupt_05_B**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-050**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**0.102**	± 0.017	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**170**	± 25	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**0.00857**	± 0.00152	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**0.0160**	± 0.0038	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**0.478**	± 0.072	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**0.602**	± 0.087	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**0.263**	± 0.039	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**0.250**	± 0.041	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**0.0433**	± 0.0066	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**0.281**	± 0.042	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**30.8**	± 5.2	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Djupt_05_C**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-051**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**0.0670**	± 0.0141	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**149**	± 22	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**0.00344**	± 0.00100	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**0.0126**	± 0.0035	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**0.233**	± 0.035	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**0.418**	± 0.064	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**0.339**	± 0.050	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**0.126**	± 0.026	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**0.0397**	± 0.0061	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**0.238**	± 0.035	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**11.4**	± 1.9	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Djupt_05_D**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-052**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**0.0828**	± 0.0153	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**155**	± 23	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**0.00416**	± 0.00105	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**0.0161**	± 0.0038	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**0.254**	± 0.039	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**0.521**	± 0.077	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**0.380**	± 0.056	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**0.181**	± 0.032	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**0.0356**	± 0.0055	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**0.253**	± 0.037	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**10.0**	± 1.7	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Djupt_05_E**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-053**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**0.0858**	± 0.0155	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**111**	± 17	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**<0.002**	----	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**0.0145**	± 0.0036	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**0.156**	± 0.024	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**0.427**	± 0.065	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**0.864**	± 0.128	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**0.115**	± 0.025	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**0.0337**	± 0.0053	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**0.269**	± 0.040	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**1.91**	± 0.34	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Djupt_05_F**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-054**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**0.0868**	± 0.0156	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**108**	± 16	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**<0.002**	----	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**0.0142**	± 0.0036	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**0.208**	± 0.032	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**0.463**	± 0.069	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**0.832**	± 0.123	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**0.0771**	± 0.0210	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**0.0318**	± 0.0050	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**0.266**	± 0.039	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**0.773**	± 0.164	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Djupt_05_G**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-055**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**4.42**	± 0.54	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**72.8**	± 10.8	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**<0.002**	----	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**0.0402**	± 0.0064	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**0.260**	± 0.039	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**4.63**	± 0.64	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**1.41**	± 0.21	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**0.146**	± 0.028	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**0.0298**	± 0.0047	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**42.5**	± 6.3	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**43.4**	± 7.3	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Djupt_05_H**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-056**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**4.29**	± 0.52	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**103**	± 15	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**<0.002**	----	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**0.0375**	± 0.0060	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**0.336**	± 0.051	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**4.17**	± 0.57	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**2.24**	± 0.33	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**0.129**	± 0.026	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**0.0290**	± 0.0046	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**52.0**	± 7.7	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**20.2**	± 3.4	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Västra Götaland_Lera_Djupt_34_A**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-057**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**5.54**	± 0.68	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**130**	± 19	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**0.856**	± 0.125	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**47.3**	± 6.6	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**0.722**	± 0.109	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**10.3**	± 1.4	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**0.0883**	± 0.0138	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**108**	± 16	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**0.810**	± 0.118	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**4.80**	± 0.71	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**273**	± 46	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Västra Götaland_Lera_Djupt_34_B**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-058**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**5.99**	± 0.73	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**131**	± 20	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**0.812**	± 0.119	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**45.4**	± 6.3	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**1.10**	± 0.17	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**8.25**	± 1.13	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**<0.05**	----	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**108**	± 16	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**0.730**	± 0.107	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**4.31**	± 0.64	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**213**	± 36	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Västra Götaland_Lera_Djupt_34_C**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-059**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**0.664**	± 0.082	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**82.5**	± 12.3	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**0.110**	± 0.016	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**5.71**	± 0.79	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**0.240**	± 0.036	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**1.05**	± 0.15	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**0.214**	± 0.032	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**11.4**	± 1.7	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**0.0956**	± 0.0141	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**0.474**	± 0.070	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**57.1**	± 9.6	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Västra Götaland_Lera_Djupt_34_D**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-060**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**0.381**	± 0.048	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**70.5**	± 10.5	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**0.105**	± 0.015	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**5.08**	± 0.71	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**0.467**	± 0.070	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**0.660**	± 0.095	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**0.236**	± 0.035	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**9.73**	± 1.45	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**0.0614**	± 0.0092	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**0.380**	± 0.056	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**27.9**	± 4.7	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Västra Götaland_Lera_Djupt_34_E**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-061**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**0.329**	± 0.042	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**79.0**	± 11.8	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**<0.006**	----	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**0.210**	± 0.029	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**0.407**	± 0.061	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**1.37**	± 0.19	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**6.50**	± 0.96	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**1.20**	± 0.18	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**0.0459**	± 0.0070	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**0.655**	± 0.097	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**16.3**	± 2.7	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Västra Götaland_Lera_Djupt_34_F**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-062**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**0.316**	± 0.040	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**69.2**	± 10.3	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**<0.006**	----	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**0.0227**	± 0.0044	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**0.110**	± 0.017	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**1.68**	± 0.23	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**6.89**	± 1.02	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**0.451**	± 0.069	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**0.0404**	± 0.0062	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**0.578**	± 0.085	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**4.77**	± 0.81	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Västra Götaland_Lera_Djupt_34_G**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-063**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**26.2**	± 3.2	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**7.90**	± 1.18	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**<0.01**	----	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**0.382**	± 0.053	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**2.40**	± 0.36	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**16.5**	± 2.3	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**13.3**	± 2.0	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**2.24**	± 0.33	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**1.20**	± 0.18	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**88.4**	± 13.0	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**1.58**	± 0.28	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Västra Götaland_Lera_Djupt_34_H**
Laboratoriets provnummer **LE2403361-064**
Provtagningsdatum / tid **ej specificerad**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**29.9**	± 3.7	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**17.9**	± 2.7	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**<0.01**	----	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**0.393**	± 0.055	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**2.73**	± 0.41	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**20.0**	± 2.7	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**13.0**	± 1.9	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**2.19**	± 0.33	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**0.566**	± 0.083	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**99.7**	± 14.7	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**11.8**	± 2.0	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Metodsammanfattningar

Analysmetoder	*Metod*
W-SFMS-5A	Analys av metaller i sötvatten med ICP-SFMS enligt SS-EN ISO 17294-2:2023 och US EPA Method 200.8:1994. Provet är surgjort med 1 ml HNO3 (suprapur) per 100 ml före analys.

Nyckel: **LOR** = Den rapporteringsgräns (LOR) som anges är standard för respektive parameter i metoden. Rapporteringsgränsen kan påverkas vid t.ex. spädning p.g.a. matrisstörningar, begränsad provmängd eller låg torrsubstanshalt.

MU = Mätosäkerhet

* = Asterisk efter resultatet visar på ej ackrediterat test, gäller både egna lab och underleverantör

Mätosäkerhet:

Mätosäkerheten anges som en utvidgad osäkerhet (enligt definitionen i "Evaluation of measurement data- Guide to the expression of uncertainty in measurement", JCGM 100:2008 Corrected version 2010) beräknad med täckningsfaktor lika med 2 vilket ger en konfidensnivå på ungefär 95%.
Mätosäkerhet anges endast för detekterade ämnen med halter över rapporteringsgränsen.

Mätosäkerhet från underleverantör anges oftast som en utvidgad osäkerhet beräknad med täckningsfaktor 2. För ytterligare information kontakta laboratoriet.

Utförande laboratorium (teknisk enhet inom ALS Scandinavia eller anlitat laboratorium (underleverantör)).

	Utf.
LE	*Analys utförd av* ALS Scandinavia AB, Aurorum 10 Luleå Sverige 977 75 Ackrediterad av: SWEDAC Ackrediteringsnummer: 2030, ISO/IEC 17025

Bilaga E.4 - Analysrapport extraktion med 0,43 M HNO_3

Analyscertifikat

Ordernummer	: **LE2403368**	Sida	: 1 av 10
Kund	: **WSP Sverige AB**	Projekt	: 3656-10363985
Kontaktperson	: Emelie Olofsson	Beställningsnummer	: 10363985
Adress	: Dragarbrunnsgatan 41 753 20 Uppsala Sverige	Provtagare Provtagningspunkt Ankomstdatum, prover	: ---- : ---- : 2024-03-01 14:15
E-post	: emelie.olofsson@wsp.com	Analys påbörjad	: 2024-03-04
Telefon	: ----	Utfärdad	: 2024-03-06 14:52
C-O-C-nummer (eller Orderblankett-nummer)	: ----	Antal ankomna prover	: 16
Offertnummer	: ST2022SE-WSP-SVE0007 (OF221194)	Antal analyserade prover	: 16

Generell kommentar

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultatet gäller endast materialet såsom det har mottagits, identifierats och testats. Laboratoriet tar inget ansvar för information i denna rapport som har lämnats av kunden, eller resultat som kan ha påverkats av sådan information. Beträffande laboratoriets ansvar i samband med uppdrag, se vår webbplats www.alsglobal.se

Signatur	*Position*
Emma Engstrom	Laboratoriechef

Ackred. nr 2030
Provning
ISO/IEC 17025

Laboratorium	: ALS Scandinavia AB	hemsida	: www.alsglobal.se
Adress	: Aurorum 10 977 75 Luleå Sverige	E-post Telefon	: emma.engstrom@alsglobal.com : +46 920 28 99 00

Analysresultat

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_04_A_1**
Laboratoriets provnummer **LE2403368-001**
Provtagningsdatum / tid **2024-02-29**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**21.0**	± 2.6	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**6180**	± 921	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**16.9**	± 2.5	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**301**	± 42	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**142**	± 21	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**1000**	± 137	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**<2**	----	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**447**	± 67	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**770**	± 112	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**681**	± 100	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**1970**	± 330	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_04_B_1**
Laboratoriets provnummer **LE2403368-002**
Provtagningsdatum / tid **2024-02-29**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**21.0**	± 2.6	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**6270**	± 934	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**17.1**	± 2.5	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**300**	± 42	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**144**	± 22	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**1030**	± 142	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**<2**	----	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**444**	± 66	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**770**	± 112	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**701**	± 103	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**1540**	± 257	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_06_A_1**
Laboratoriets provnummer **LE2403368-003**
Provtagningsdatum / tid **2024-02-29**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**12.6**	± 1.5	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**4510**	± 672	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**7.20**	± 1.05	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**197**	± 27	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**332**	± 50	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**790**	± 108	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**<2**	----	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**450**	± 67	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**623**	± 91	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**515**	± 76	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**1380**	± 230	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_06_B_1**
Laboratoriets provnummer **LE2403368-004**
Provtagningsdatum / tid **2024-02-29**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**12.0**	± 1.5	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**4430**	± 660	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**7.36**	± 1.08	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**196**	± 27	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**335**	± 50	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**786**	± 108	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**<2**	----	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**447**	± 67	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**620**	± 91	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**510**	± 75	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**1450**	± 243	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_10_A_1**
Laboratoriets provnummer **LE2403368-005**
Provtagningsdatum / tid **2024-02-29**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**14.4**	± 1.8	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**7130**	± 1060	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**10.6**	± 1.5	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**233**	± 32	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**235**	± 35	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**855**	± 117	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**<2**	----	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**266**	± 40	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**724**	± 106	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**558**	± 82	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**1470**	± 247	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_10_B_1**
Laboratoriets provnummer **LE2403368-006**
Provtagningsdatum / tid **2024-02-29**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**14.6**	± 1.8	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**7110**	± 1060	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**10.3**	± 1.5	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**238**	± 33	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**253**	± 38	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**862**	± 118	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**<2**	----	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**289**	± 43	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**732**	± 107	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**580**	± 86	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**1480**	± 248	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_17_A_1**
Laboratoriets provnummer **LE2403368-007**
Provtagningsdatum / tid **2024-02-29**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**18.5**	± 2.3	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**3020**	± 450	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**9.24**	± 1.35	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**471**	± 65	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**314**	± 47	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**768**	± 105	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**<2**	----	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**576**	± 86	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**1040**	± 151	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**826**	± 122	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**1990**	± 334	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_17_B_1**
Laboratoriets provnummer **LE2403368-008**
Provtagningsdatum / tid **2024-02-29**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**18.8**	± 2.3	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**3240**	± 482	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**9.86**	± 1.44	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**524**	± 73	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**328**	± 49	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**824**	± 113	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**<2**	----	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**606**	± 90	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**1110**	± 162	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**883**	± 130	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**2080**	± 349	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_32_A_1**
Laboratoriets provnummer **LE2403368-009**
Provtagningsdatum / tid **2024-02-29**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**58.3**	± 7.1	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**2330**	± 347	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**2.05**	± 0.30	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**90.3**	± 12.5	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**400**	± 60	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**1020**	± 139	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**6.83**	± 1.01	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**204**	± 30	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**915**	± 134	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**661**	± 98	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**965**	± 162	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Ytligt_32_B_1**
Laboratoriets provnummer **LE2403368-010**
Provtagningsdatum / tid **2024-02-29**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**61.1**	± 7.5	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**2370**	± 353	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**2.08**	± 0.31	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**93.2**	± 12.9	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**405**	± 61	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**1060**	± 146	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**7.13**	± 1.05	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**218**	± 33	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**931**	± 136	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**675**	± 100	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**936**	± 157	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Västra Götaland_Lera_Ytligt_33_A_1**
Laboratoriets provnummer **LE2403368-011**
Provtagningsdatum / tid **2024-02-29**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**84.9**	± 10.4	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**1340**	± 200	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**5.39**	± 0.79	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**290**	± 40	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**233**	± 35	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**1500**	± 205	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**<2**	----	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**494**	± 74	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**1290**	± 188	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**788**	± 116	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**2070**	± 347	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Västra Götaland_Lera_Ytligt_33_B_1**
Laboratoriets provnummer **LE2403368-012**
Provtagningsdatum / tid **2024-02-29**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**85.6**	± 10.4	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**1810**	± 269	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**5.83**	± 0.85	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**291**	± 40	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**235**	± 35	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**1440**	± 197	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**<2**	----	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**495**	± 74	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**1370**	± 200	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**806**	± 119	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**2190**	± 367	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Djupt_05_A_1**
Laboratoriets provnummer **LE2403368-013**
Provtagningsdatum / tid **2024-02-29**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**1.48**	± 0.18	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**3640**	± 543	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**7.46**	± 1.09	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**176**	± 24	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**1.77**	± 0.27	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**11.0**	± 1.5	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**0.315**	± 0.047	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**58.4**	± 8.7	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**5.94**	± 0.87	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**7.98**	± 1.18	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**108**	± 18	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Mälardalen_Lera_Djupt_05_B_1**
Laboratoriets provnummer **LE2403368-014**
Provtagningsdatum / tid **2024-02-29**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**1.43**	± 0.18	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**3470**	± 517	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**7.22**	± 1.06	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**150**	± 21	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**0.682**	± 0.103	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**4.21**	± 0.58	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**0.422**	± 0.062	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**47.6**	± 7.1	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**0.563**	± 0.082	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**2.77**	± 0.41	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**48.2**	± 8.1	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Västra Götaland_Lera_Djupt_34_A_1**
Laboratoriets provnummer **LE2403368-015**
Provtagningsdatum / tid **2024-02-29**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**70.3**	± 8.6	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**1200**	± 179	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**4.48**	± 0.66	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**190**	± 26	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**174**	± 26	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**594**	± 82	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**3.55**	± 0.52	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**414**	± 62	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**818**	± 120	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**953**	± 140	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**1620**	± 272	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Provbeteckning **23_Västra Götaland_Lera_Djupt_34_B_1**
Laboratoriets provnummer **LE2403368-016**
Provtagningsdatum / tid **2024-02-29**
Matris **LAKNING**

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
V-2-Bas						
As, arsenik	**69.3**	± 8.5	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	**1070**	± 160	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	**4.78**	± 0.70	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	**194**	± 27	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	**174**	± 26	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	**604**	± 83	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	**3.68**	± 0.54	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	**430**	± 64	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	**812**	± 119	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	**970**	± 143	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Zn, zink	**1660**	± 278	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE

Metodsammanfattningar

Analysmetoder	*Metod*
W-SFMS-5A	Analys av metaller i sötvatten med ICP-SFMS enligt SS-EN ISO 17294-2:2023 och US EPA Method 200.8:1994. Provet är surgjort med 1 ml HNO3 (suprapur) per 100 ml före analys.

Nyckel: **LOR** = Den rapporteringsgräns (LOR) som anges är standard för respektive parameter i metoden. Rapporteringsgränsen kan påverkas vid t.ex. spädning p.g.a. matrisstörningar, begränsad provmängd eller låg torrsubstanshalt.

MU = Mätosäkerhet

* = Asterisk efter resultatet visar på ej ackrediterat test, gäller både egna lab och underleverantör

Mätosäkerhet:

Mätosäkerheten anges som en utvidgad osäkerhet (enligt definitionen i "Evaluation of measurement data- Guide to the expression of uncertainty in measurement", JCGM 100:2008 Corrected version 2010) beräknad med täckningsfaktor lika med 2 vilket ger en konfidensnivå på ungefär 95%.
Mätosäkerhet anges endast för detekterade ämnen med halter över rapporteringsgränsen.

Mätosäkerhet från underleverantör anges oftast som en utvidgad osäkerhet beräknad med täckningsfaktor 2. För ytterligare information kontakta laboratoriet.

Utförande laboratorium (teknisk enhet inom ALS Scandinavia eller anlitat laboratorium (underleverantör)).

	Utf.
LE	*Analys utförd av* ALS Scandinavia AB, Aurorum 10 Luleå Sverige 977 75 Ackrediterad av: SWEDAC Ackrediteringsnummer: 2030, ISO/IEC 17025

Svenska Geotekniska Föreningen
Swedish Geotechnical Society

Hantering av bakgrundshalter i lerjordar

En studie av arsenik, kobolt och nickel

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 3. Metodbeskrivning delprojekt 2

Justerat utdrag från Examensarbete Maysun Mayhol "**Health Risks Through the Intake of Plants and Soil with a Focus on Clay Soil"** 2024.

2 Method

2.1 Collection of Clay and Control Soils

Sampling of clay soils took place between November 2023 and January 2024 at sites in Mälardalen and three sites in Västra Götaland (Table 1). The collected samples were then sent to SLU for storage in a cold room. The clay soils were collected from superficial clay soils, from a maximum depth of 1 meter below the surface.

Table 1. Sample locations, three controls (1,26,29) and eight clay (2,4,6,8,10,17,32,33), names, soil texture, Clay% for just clay samples, and CEC.

Soil	Name	Sand (%)	Silt (%)	Clay (%)	CEC
Mälardalen-Ref-(control)-Superficial 01	1	----	----	----	41.87
Mälardalen_clay- Superficial 02	2	15.7	52.1	32.3	25.17
Mälardalen_clay- Superficial 04	4	10.7	51.2	38.1	24.31
Mälardalen_clay- Superficial 06	6	22.3	43.7	34	14.27
Mälardalen_clay- Superficial 08	8	29.2	40	30.8	10.43
Mälardalen_clay-Superficial_10	10	12.8	45.7	41.5	14.57
Mälardalen_clay- Superficial 17	17	8.1	50.7	41.1	21.29
Mälardalen_(control)_26	26	-------	------	------	4.28
Mälardalen_(control)_29	29	------	-----	------	12.84
Mälardalen_clay-_ Superficial _32	32	8.1	54	37.8	10.93
Västra Götaland_clay-Superfiecial_33	33	16.4	37	46.6	16.03

2.2 Soil Analysis

The soil was analysed for total and available heavy metal and arsenic content to determine how much was in the soil and how much was available. The first step involved drying the samples at room temperature, grinding them, sieving them through a 2 mm mesh, and preparing them for further analysis. All sample quantities were sent for analysis to determine the total content of heavy metals and CEC. Next, we extracted minerals from soil samples with water and sent the solution to the laboratory. The laboratory used was the ALS Lab. The metal concentration is here denoted,

2.2.1 Total Metal Analysis

The total metal and arsenic contents of the soils were analyses in the 11 soils and 2 replicates resulting in a total of 44 samples.

2.2.2 Water Extraction

We extracted the minerals using milliQ water by weighing 2 grams from each sample and adding 20 mm of milliQ water. The mixture was shaken for 18 hours in a shaking device, and the solution was then sent to the laboratory for analysis (Wang et al. 2025).

Bioavailability was calculated according to Eq. 1:

$$\textit{Bioavailability (\%)} = \textit{(Extracted concentration /total concentration) x 100}. \quad \text{(Eq. 1)}$$

2.2.3 CEC

Cation Exchange Capacity (CEC) is a measure of a soil's ability to hold and exchange positively charged ions, known as cations. These cations include essential nutrients like calcium (Ca^{2+}), magnesium (Mg^{2+}), potassium (K^{+}), and sodium (Na^{+}) [10]. The CEC for each soil sample was determined at SLU using a slightly modified version of the ISO 11260 method, involving 0.1 M BaCl2. The procedure was simplified by performing two shaking steps instead of three. After the extraction, the leachate was analyzed at KTH, and the CEC was calculated using standard methods. This analysis aimed to assess the soil's cation exchange capacity (CEC).

Soil samples were extracted in duplicate using 2.50 g of air-dried soil in acid-washed tubes. A 0.1 M BaCl2 solution was added, and samples were shaken, centrifuged, and the supernatant transferred. This process was repeated, followed by filtration and dilution of the extracts.

These leachates were analyzed using ICP-OES (Themo ICAP 6000) at KTH to measure the concentrations of Ca, K, Mg, Na, and Al. CEC is measured in moles of electric charge $cmol_c/kg$ and was calculated for each soil according to formula Eq. 2:

$$\textit{CEC (Cmolc/ kg DW)} = \sum \left(C_i \times V_e / M_i \times mj\right) \times charging \times 100 \times DW \quad \text{(Eq. 2)}$$

Where C_i indicates the measured concentration of Ca, K, Mg, Na, or Al, V_e indicates the extraction volume used during the shaking test, M_i indicates the molar mass, mj indicates the amount of soil added to the shaking test; charge indicates the respective charge of each of the cations (constants from literature); DW is the dry matter of each clay soil, “i” indicates each metal.

2.3 Plant Cultivation and Analysis

In order to find out the availability of metals and arsenic in the different soils plants were planted in the soils and thereafter analysed on the uptake of metal and arsenic.

We planted 44 lettuce samples in small pots and grew them for approximately 8 weeks, from February 22 to 28 March 2024. Lettuce was chosen for this experiment because of its known tendency to accumulate heavy metals and arsenic. We aimed to determine the accumulation factor and net uptake. Each pot contained 4 plants, with the pot dimensions measuring 5 cm x 5 cm x 4 cm, resulting in a total volume of 100 cm^3 (or 100 ml). The plants were grown at Stockholm University, specifically in the Deep department.

In the greenhouse, the temperature was typically maintained between 20-25°C during the day. At night, the temperature was slightly lower, generally between 15-20°C, to simulate natural conditions and reduce plant stress. The relative humidity in the greenhouse was kept between 50-70%. Light levels varied, with artificial lighting used to supplement natural light, and light I intensities ranged from 400-800 µmol m^2/s PAR (Photosynthetically Active Radiation) based on the plants' requirements.

After harvesting, we washed the plants carefully with distilled water, removed all small soil particles, and separated them into roots and leaves, allowing them to dry at room temperature for two weeks at least. The amount of plant material collected was insufficient for analyzing the total heavy metal content in the lettuce or for conducting an oral test. Consequently, we replanted a new set of lettuce, the same as above.

Various calculations for lettuce, Eqs. 3 - 10:

$$Total\ amount_{shoot}\ (mg) = Conc._{shoot} \times DW_{shoot} \quad (Eq.\ 3)$$

$$Total\ amount_{root}\ (mg) = Conc._{root} \times DW_{root} \quad (Eq.\ 4)$$

$$Total\ amount_{plant}\ (mg) = Total\ amount_{shoot} + Total\ amount_{root}\ (mg) \quad (Eq.\ 5)$$

$$Translocation\ (\%) = (Total\ amount_{shoot} / Total\ amount_{plant}) \times 100. \quad (Eq.\ 6)$$

$$Accumulation\ factor = Conc._{shoot} / Conc._{soil} \quad (Eq.\ 7)$$

$$Distribution\ to\ shoots = Conc._{shoot} / Conc._{root} \quad (Eq.\ 8)$$

$$Net\ Accumulation\ (mg/Kg\ DW_{root}) = Total\ amount_{plant} / DW_{root} \quad (Eq.\ 9)$$

$$Concentration\ in\ plant\ (mg/Kg\ DW_{plant}) = Total\ amount_{plant} / DW_{plant} \quad (Eq.\ 10)$$

2.4 Oral Bioavailability Experiment

One aspect of this project involved studying the literature on oral extraction methods and selecting the most appropriate one for assessing the oral bioavailability of metals. These methods are designed to simulate the complex digestive process to evaluate how contaminants, such as heavy metals, are absorbed from ingested materials. Various *in vitro* methods attempt to replicate human digestion by considering factors like pH levels, enzyme presence, and the duration of each digestive stage. However, no single method can fully mimic human physiology.

2.4.1 Preparation of Simulated Fluids

We prepared four different digestive fluids:

- Simulated saliva fluid.
- Simulated gastric fluid.
- Simulated duodenal fluid.
- Simulated bile fluid.

All simulated fluids are combinations of separately prepared 500 ml solutions containing either inorganic or organic reagents, with the addition of solid constituents. These solutions were mixed thoroughly for 3 hours or until the reagents dissolved completely.

2.4.2 The Preparation Simulated Saliva Fluid

The first preparation was saliva fluid; the details are in Tables 6, 7, and 8) [11]. The composition of the inorganic solution, the organic solution, and the solid chemical reagents required to prepare 1000 ml of saliva fluid are given in Tables 2, 3, and 4 respectively.[11]

Table 2. Inorganic saliva phase reagent (500 ml)

Reagent	Final Concentration (mg/l)
KCl	1792
$NaH_2PO_4.2H_2O$	1776
KSCN	400
Na_2SO_4	1140
NaCl	596
NaOH (1.0 M)	144

Table 3. Organic saliva phase reagent (500 ml)

Reagent	Final Concentration (mg/l)
Urea	400

Table 4. Additional constituents for saliva phase reagent

Reagent	Final Conc. (mg/l)
α-Amylase	145
Mucin	50.0
Uric acid	15.0

We added the chemical reagents to a suitable container according to the amounts listed in Table 4. At the same time, we poured the separately prepared 500 ml volumes of the inorganic and organic saliva phase reagents into the bottle containing the solid reagents. we mixed everything thoroughly with a magnetic stirrer for at least 3 hours until the reagents were completely dissolved. The fluid was stored at room temperature overnight before starting the bioaccessibility extractions.

2.4.3 Simulated Gastric Fluid

The composition of the inorganic solution, the organic solution, and the solid chemical reagents required to prepare 1000 ml of gastric fluid are given in Tables 5, 6, and 7, respectively [11].

Table 5. Inorganic Gastric Phase Reagent (500 ml).

Reagent	Final Concentration (mg/l)
NaCl	5504
$NaH_2PO_4.2H_2O$	533
KCl	1649
$CaCl_2.2H_2O$	799
NH_4Cl	612
HCl (37%)	0.31%

Table 6. Organic Gastric Phase Reagent (500 ml).

Reagent	Final Concentration (mg/l)
D (+)-Glucose	1300
D-Glucuronic acid	40.0
Urea	170
D (+)-Glucosamine hydrochloride	660

Table 7. Additional Constituents for Gastric Phase Reagent.

Reagent	Final Concentration (mg/l)
Bovine serum albumin	1000
Mucin	3000
Pepsin	1000

We added the chemical reagents to a suitable container according to the amounts listed in Table 7 At the same time, we poured the separately prepared 500 ml volumes of the inorganic and organic gastric phase reagents into the bottle containing the solid reagents. We then mixed everything thoroughly with a magnetic stirrer for at least 3 hours until the reagents were completely dissolved. The fluid was then stored at room temperature overnight before starting the bioaccessibility extractions [11].

2.4.4 Simulated Duodenal Fluid

The composition of the inorganic solution, the organic solution, and the solid chemical reagents required to prepare 1000 ml of duodenal fluid are given in Tables 8, 9, and 10, respectively [11].

Table 8. Inorganic Duodenal Phase Reagent (500 ml).

Reagent	Final Concentration (mg/l)
NaCl	14,024
$NaHCO_3$	11,214
KH_2PO_4	160
KCl	1,129
$MgCl_2 \cdot 6H_2O$	100
HCl (37%)	0.01%

Table 9. Organic Duodenal Phase Reagent (500 ml).

Reagent	Final Concentration (mg/l)
Urea	200

Table 10. Additional Constituents for Duodenal Phase Reagent.

Reagent	Final Concentration (mg/l)
$CaCl_2 \cdot 2H_2O$	200
Bovine Serum Albumin	1000
Pancreatin	3000
Lipase	500

We added the chemical reagents to a suitable container according to the amounts listed in Table 10 At the same time, we poured the separately prepared 500 ml volumes of the inorganic and organic duodenal phase reagents into the bottle containing the solid reagents. We then mixed everything thoroughly with a magnetic stirrer for at least 3 hours until the reagents were completely dissolved. The fluid was then stored at room temperature overnight before starting the bioaccessibility extractions.

2.4.5 Simulated Bile Fluid

The composition of the inorganic solution, the organic solution, and the solid chemical reagents required to prepare 1000 ml of bile fluid are given in Tables 11, 12, and 13 respectively.

Table 11. Inorganic Bile Phase Reagent (500 mL).

Reagent	Final Concentration
NaCl	10,518 mg/L
$NaHCO_3$	11,570 mg/L
KCl	753 mg/L
HCl	0.01%

Table 12. Organic Bile Phase Reagent (500 mL).

Reagent	Final Concentration
Urea	500 mg/L

Table 13. Additional Constituents for Bile Phase Reagent (1000 mL).

Reagent	Final Concentration
$CaCl_2 \cdot 2H_2O$	222 mg/L
Bovine Serum Albumin	1800 mg/L
Bile	6000 mg/L

We added the chemical reagents to a suitable container according to the amounts listed in Table 13. At the same time, we poured the separately prepared 500 mL volumes of the inorganic and organic bile phase reagents into the bottle containing the solid reagents. We then mixed everything thoroughly with a magnetic stirrer for at least three hours until the reagents were completely dissolved. The solution was then stored at room temperature overnight before starting the Bioaccessibility extraction [11].

2.4.6 Sample Preparation Procedure

-Saliva Phase

- We switched on the incubator at least 2 hours before beginning the bioaccessibility extraction and set the temperature to (37 ± 2) °C.
- We weighed 0.6 g of dry (dried in room temperature for 7 days), soft soil and placed it into a suitable centrifuge tube. There were 11 samples, with four replications for each.
- We added 9 ml of saliva to the soil sample in the centrifuge tube and placed it in the incubator at (37 ± 2) °C for 15 minutes. After incubation, we centrifuged it at 1000 g for 15 minutes.
- We transferred the supernatant into a new tube, labeling it as Saliva (A, B, C, D). We kept it in the refrigerator at < 8 °C and sent it to the ALS lab for analysis by ICP-MS/AES [11].

-Gastric Phase

- We switched on the incubator and set the temperature to (37 ± 2) °C.
- We weighed 0.6 g of dry, soft soil placed it into a suitable centrifuge tube and We added 9 ml of saliva to the soil.
- We added 13.5 ml of gastric fluid to the first tube, which now contained 9 ml of saliva and 0.6 g of soil as a mixture.
- We checked that the final pH of the mixed saliva and gastric phase was 1.20 ± 0.05, adjusting with either 1.0 M NaOH or 37% HCl as needed, and rechecked an aliquot of the mixture.
- We placed the centrifuge tubes in the incubator and incubated the samples using rotation at (37 ± 2) °C for 1 hour.
- We centrifuged the samples for 15 minutes, then transferred the clear solution to a new tube, stored it in the refrigerator at < 8 °C, and sent it to the ALS lab for analysis by ICP-MS/AES.

-Gastrointestinal Phase

- We switched on the incubator and set the temperature to (37 ± 2) °C.
- We weighed 0.6 g of dry, soft soil and placed it into a suitable centrifuge tube.
- We added 27.0 ml of simulated duodenal fluid and 9.0 ml of simulated bile fluid to each centrifuge tube using a pipette.
- We capped each centrifuge tube and manually shook them to thoroughly mix the soil and simulated fluids.
- We checked the pH (which should be stable at 6.3 ± 0.05) and adjusted it with 1.0 M NaOH or 37% HCl as necessary.
- We placed the centrifuge tubes in the incubator and incubated the samples using end-over-end rotation at (37 ± 2) °C for 4 hours.
- We removed the supernatant, preserved it by pipetting it into a container, stored it at <8 °C, and sent it to the ALS lab for analysis by ICP-MS/AES [11].

Calculations

For both Soil & Lettuce

This study analysed Saliva, Gastric (=saliva+stomach) and Intestinal (=intestinal+bile) fractions. To separate the Stomach-fraction from the Gastric, the analysed Saliva fraction was subtracted from the Gastric fraction (Eqs. 14, 18),

Concentrations of metals in Saliva, Gastric and Intestinal fractions from lettuce and soil

$$Conc_{saliva_soil}\ (\mu g/gDW_{soil}) = Conc_{saliva_soil} \times DW_{soil} \quad \textit{(Eq. 12)}$$

$$Conc_{gastric_soil}\ (\mu g/gDW_{soil}) = Conc_{gastric_soil} \times DW_{soil} \quad \textit{(Eq. 13)}$$

$$Conc_{stomach_soil} = Conc_{gastric_soil} - Conc_{saliva_soil} \quad \textit{(Eq. 14)}$$

$$Con_{intestinal_soil}\ (\mu g/gDW_{soil}) = Conc_{intestinal_soil} \times DW_{soil} \quad \textit{(Eq. 15)}$$

$$Conc_{saliva_lettuce}\ (\mu g/gDW_{lettuce}) = Conc_{saliva_lettuce} \times DW_{lettuce} \quad \textit{(Eq. 16)}$$

$Conc_{gastric_lettuce}\ (\mu g/gDW_{lettuce}) = Conc_{gastric_lettuce} \times DW_{lettuce}$ *(Eq. 17)*

$Conc_{stomach_soil} = Conc_{gastric_lettuce} - Conc_{saliva_lettuce}$ *(Eq. 18)*

$Conc_{intestinal_lettuce}\ (\mu g/gDW_{lettuce}) = Conc_{intestinal_lettuce} \times DW_{lettuce}$ *(Eq. 19)*

Note: The raw concentration data comes from the ALS analysis

Bioaccessibility (%) of metals extracted from lettuce and soil with either Saliv, Stomach or Intestinal, separately.

$Bioaccess_{saliva_soil}\ (\%) = 100\ x\ Conc_{saliva_soil} / Conc_{soil}$ *(Eq. 20)*

$Bioaccess_{stomach_soil}\ (\%) = 100\ x\ Conc_{stomach_soil} / Conc_{soil}$ *(Eq. 21)*

$Bioaccess_{intestinal_soil}\ (\%) = 100\ x\ Conc_{intestinal_soil} / Conc_{soil}$ *(Eq. 22)*

$Bioaccess_{saliva_lettuce}\ (\%) = 100\ x\ Conc_{saliva_lettuce} / Conc_{lettuce}$ *(Eq. 23)*

$Bioaccess_{stomach_lettuce}\ (\%) = 100\ x\ Conc_{stomach_lettuce} \times / Conc_{lettuce}$ *(Eq. 24)*

$Bioaccess_{intestinal_lettuce}\ (\%) = 100\ x\ Conc_{intestinal_lettuce} / Conc_{lettuce}$ *(Eq. 25)*

Note: The concentration data for soil and lettuce comes from the ALS analysis

Total Bioaccessibility (%) of metals extracted from lettuce and soil sequentially Saliva, Stomach and Intestinal, i.e. Saliv -> Stomach -> Intestinal, where the soil/lettuce sample follows the whole sequence.

$Gastro\ Total\ Bioaccess_{saliv->stomach_soil}\ (\%) =$

$Bioaccess_{saliva_soil} + Bioaccess_{stomach_soil} * (100 - Bioaccess_{saliva_soil} / 100)$ *(Eq. 26)*

$Gastrointestinal\ Total\ Bioaccess_{saliv->stomach->intestinal_soil}\ (\%) =$

$Bioaccess_{saliv->stomach_soil} + Bioaccess_{stomach_soil} * (100 - Bioaccess_{saliv->stomach_soil} / 100)$ *(Eq. 27)*

$Gastro\ Total\ Bioaccess_{saliv->stomach_soil}\ (\%) =$

$Bioaccess_{saliva_soil} + Bioaccess_{stomach_soil} * (100 - Bioaccess_{saliva_soil} / 100)$ *(Eq. 28)*

$Gastrointestinal\ Total\ Bioaccess_{saliv->stomach->intestinal_soil}\ (\%) =$

$Bioaccess_{saliv->stomach_soil} + Bioaccess_{stomach_soil} * (100 - Bioaccess_{saliv->stomach_soil} / 100)$ *(Eq. 29)*

Note: the value ”100” in formulas, Eq. 20 – Eg. 29, is due to the use of percentage calculations.

2.5 Statistical Calculations

All tests were performed with 4 replicates, except for the total concentration in soil in which we used 2 replicates. When using a total concentration in the calculation, the average value of the 2 samples was used.

All statistical analyses were performed using Microsoft Excel version 2024 (version 18025.20104) and JMP version 16. The data were analyzed to assess the statistical significance, variability, and

correlation between variables, sample size was 11, each with 4 duplicates except for the dry soil which had 2 duplicates. The following methods were employed:

- **Tests**

The student's *t*-tests and Tukey Cramer were performed in hypothesis testing. *P*-values were calculated.

- **Standard Error (SE)**

The standard error was calculated to find the variability. Combined standard errors for ratios were determined using the "delta method*"*.

- **Correlation Coefficient (r) according to Pearson.**

P-values were calculated. The level of significance where set to $P < 0.05$, n = 3-8.

References:

Wang, Z, Tang, W., Ding, X., Dong, Q., Guo, Y., Liu, G., Liu, Y., Liang, Y., Yin, Y., Cai, Y., Jiang, G. 2025. Different extractable pools of Cd and Pb in agricultural soil under amendments: Water-soluble concentration sensitively indicates metal availability, Journal of Environmental Sciences, 150: 297-308.

[11] Standard - Soil Investigations - Assessment of Human Exposure to Soil and Soil Materials through Ingestion - Method for Estimating Human Bioavailability of Metals in Soil (ISO 17924:2018, IDT) (Corrected Version 2021-09) SS-ISO 17924:2018 - Swedish Institute for Standards, SIS

Svenska Geotekniska Föreningen
Swedish Geotechnical Society

Hantering av bakgrundshalter i lerjordar

En studie av arsenik, kobolt och nickel

Bilaga 4

Metoder för identifiering av sura sulfatjordar. En jämförelse av olika metoder och metallmobilitet.

Examensarbete vid civilin-genjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet av Fanny Holstein-Krag.

UPTEC W 24044
Examensarbete 30 hp
September 2024

UPPSALA UNIVERSITET

SLU

Metoder för identifiering av sura sulfatjordar

En jämförelse av olika metoder och metallmobilitet

Fanny Holstein-Krag

UPPSALA UNIVERSITET

SLU

Identification of acid sulfate soils – a comparison between different methods and the metal solubility

Fanny Holstein-Krag

Abstract

Acid sulfate soils are environmentally harmful due to acidification and metal leaching, which necessitates reliable identification methods. The traditional incubation method typically takes 9 to 19 weeks and is therefore time-consuming. In this project, the incubation method was compared to two faster alternatives: the rapid oxidation test and the NAGpH-test. Both alternative methods use hydrogen peroxide as an oxidizing agent. Additionally, the metal solubility was investigated and subsequently geochemically modeled.

The incubation method, while taking 13 weeks to complete, provided reliable results for the identification of acid sulfate soils. The rapid oxidation test was a fast and simple method and could be useful for large infrastructure projects. However, the reliability of the method is strongly temperature dependent. The reliability decreased significantly at cold temperatures around 0°C when performed in the field. Therefore, cold conditions are a limitation for the method. Under controlled laboratory conditions, the rapid oxidation test proved to be reliable. The NAGpH method showed promising results, with the pH closely aligned with the incubation pH. The rapid oxidation test and the NAGpH-test can be used as identification methods for acid sulfate soils. However, the methods are not suitable in highly organic soils. The choice of the method used for identifying acid sulfate soils, should be guided by the specific objectives of the project as well as the characteristics of the soils.

When acid sulfate soil was oxidized, it led to an increase in the solubility of Cd, Co, Cr, Ni and Zn, while the leaching of As decreased. The metal solubility in oxidized samples corresponded well to the solubility in reduced samples at corresponding pH. The change in metal solubility is mainly explained by the decrease in pH, when the sulfides oxidize. The solubility of Co and Ni was modelled with Visual MINTEQ, and the predictions were fairly accurate for the examined acid sulfate soils.

Keywords: Acid sulfate soil, identification, incubation method, $pH_{FOX,}$ NAGpH, metal solubility, leaching, geochemical modeling

Teknisk-naturvetenskapliga fakulteten

Uppsala universitet, Utgivningsort Uppsala

Handledare: Rasmus Fältmarsch Ämnesgranskare: Dan Berggren Kleja

Examinator: Fritjof Fagerlund

REFERAT

Metoder för identifiering av sura sulfatjordar – en jämförelse av olika metoder och metallmobilitet

Fanny Holstein-Krag

Sura sulfatjordar utgör ett miljöproblem globalt och i Sverige genom försurning och metallutlakning. Det finns därför ett behov av att tillförlitligt kunna identifiera dessa jordar. Traditionella inkubationsförsök är tidskrävande och tar 9–19 veckor. För att undersöka snabbare alternativ, har i detta projekt inkubationsförsök jämförts med två andra metoder: snabbtest och NAGpH-test. Dessa metoder använder väteperoxid som oxidationsmedel. Vidare undersöktes metallösligheten och utlakningen från sura sulfatjordar som också geokemiskt modellerades.

Inkubationsförsöket på laboratorium var tidskrävande (tog 13 veckor), men gav tillförlitliga resultat för att kunna identifiera sura sulfatjordar. Resultaten från snabbtest, visade att det är en snabb och enkel metod som kan vara användbar i infrastrukturprojekt där stora mängder jordmassor behöver hanteras. Det uppmärksammades att snabbtestet är starkt temperatur-beroende och att vid kallare temperaturer cirka 0°C, försämrades dess tillförlitlighet signifikant. Snabbtestet utfört under kontrollerade laboratorieförhållanden gav dock tillförlitliga resultat. NAGpH-test utfördes på ett mindre urval prover än för inkubationsförsök och snabbtest. Resultaten var lovande med pH-värden som överensstämde väl med de från inkubationsförsöket. Snabbtest och NAGpH-test är inte lämpliga för identifiering av högorganiska jordar. Båda metoderna har potential att användas som identifieringsmetod för sura sulfatjordar i stället för inkubationsförsök, men val av metod styrs av ett projekts specifika syfte och förutsättningar.

Vid oxidation av sura sulfatjordar, ledde detta till en ökad metallöslighet och utlakning av metallerna Cd, Cr, Co, Ni och Zn, men en minskad utlakning av As. Metallösligheten i oxiderade prover överensstämde väl med metallösligheten i opåverkade (reducerade) prover vid motsvarande pH. pH bekräftades som den styrande faktorn för metallösligheten, till följd av sulfidoxidationen. Metallösligheten av Co och Ni simulerades med Visual MINTEQ och för sura sulfatjordar kunde modellen väl beskriva processerna som styr metallösligheten.

Nyckelord: Sur sulfatjord, sulfidjord, SSJ, identifiering, inkubationsförsök, $pH_{FOX,}$ NAGpH, metallöslighet, geokemisk modellering

Institutionen för mark och miljö, Sveriges Lantbruksuniversitet
Lennart Hjelms väg 9, Box 7014, SE-750 07 Uppsala

FÖRORD

Detta examensarbete har genomförts som en del i ett större utvecklingsprojekt inom Svenska Geotekniska Föreningen (SGF), på uppdrag av Atrax Energi & Miljö AB och Sveriges lantbruksuniversitet. Finansiärer för projektet var Naturvårdsverket, Svenska Byggbranschens Utvecklingsfond (SBUF) och SGF. Omfattningen var 30 högskolepoäng och det var den avslutande delen på civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet och Sveriges lantbruksuniversitet. Handledare för examensarbetet var Rasmus Fältmarsch på Atrax Energi & Miljö AB och ämnesgranskare var Dan Berggren Kleja vid institutionen för mark och miljö på Sveriges Lantbruksuniversitet.

Jag vill rikta ett stort tack till Rasmus för din expertis, stöttning och engagemang genom hela arbetets gång. Jag vill även tacka Dan för dina värdefulla synpunkter och vägledning. Stort tack till Jon Petter Gustafsson vid institutionen för mark och miljö, för din tid och hjälp med laborationer och modellering. Ett till tack till Jarkko Linnamaa på Atrax för att du uthärdade kyliga dagar i fält. Jag vill också tacka Alexandra Nyman vid Linnéuniversitetet för tillgång till data för urval av provtagningsplatser. Slutligen vill jag tacka Anton Boman på GTK för din hjälp och att du kom med behövlig input angående klassificeringen av sura sulfatjordar.

Fanny Holstein-Krag
Uppsala, september 2024

Copyright © Fanny Holstein-Krag och Institutionen för mark- och miljö, Sveriges Lantbruksuniversitet
UPTEC W 24044, ISSN 1401-5765
Digitalt publicerad i DiVA, 2024, genom institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet.
(http://www.diva-portal.org/)

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Runt om i världen, inklusive Sverige, finns det olika jordar som är skadliga för miljön. En sådan jord är sura sulfatjordar. Dessa har bildats naturligt sedan den senaste istiden och är ofarliga så länge de inte störs. Problem kan dock uppstå när exempelvis nya vägar och broar ska byggas och dessa behöver grävas upp eller när marker dräneras. När sura sulfatjordar kommer i kontakt med luften reagerar specifika mineraler så kallade järnsulfider som innehåller järn och svavel, med syret och bildar svavelsyra. Denna syra gör att marken och vattnet blir surt, vilket påverkar omgivningen. Försurningen kan orsaka allvarliga problem för miljön. Metaller som annars hålls kvar i marken kan börja röra på sig och ansamlas i farligt höga halter. Då kan fisk i vattendragen ta skada och dö, även byggmaterial som betong kan börja lösas upp genom korrosion. Sura sulfatjordar förekommer längs med alla kuster i Sverige och stöts på allt oftare. För att förhindra att miljön skadas av att dessa jordar störs, är det viktigt att kunna identifiera dessa så att de kan hanteras på ett säkert sätt.

Vanligtvis har en metod som kallas för inkubationsförsök använts internationellt och i Sverige för att identifiera sura sulfatjordar. Detta är en tillförlitlig metod för identifiering, men en stor nackdel är att den kan ta upp till 19 veckor att genomföra. Metoden går ut på att man efterliknar naturliga förhållanden och låter jordprover få komma i kontakt med syre och får reagera under en längre tid. Denna reaktion kallas för oxidation. Efter det mäts pH som är ett mått på surheten i jorden. I samhället vi lever i idag, är det oftast inte möjligt att vänta så länge på ett resultat. Därför har jag i detta projekt jämfört den långsamma metoden, inkubationsförsök, med två snabbare metoder. Dessa kallas för snabbtest och NAGpH-test.

I stället för att låta jordprover reagera med syre långsamt, används ett ämne kallat väteperoxid. Väteperoxiden gör samma sak som syret men mer aggressivt. Därför går reaktionen snabbare. Sedan mäts pH precis som för inkubationsförsöket. Snabbtestet utfördes både ute i fält och inne i laboratorium. Metoden visade sig vara känslig för temperaturen ute i fält och vid 0^{o}C, bromsades reaktionen, vilket gav otillförlitliga resultat. Däremot fungerade metoden i labbmiljö, då jordprover tillförlitligt kunde identifieras som sur sulfatjord eller inte. Den andra metoden NAGpH gav lovande resultat för identifiering och dessa stämde väl överens med motsvarande pH i inkubationsförsök. Resultaten för jämförelsen visade därför att alla tre metoder kunde identifiera sura sulfatjordar. Valet av metod bör dock baseras på i vilket syfte som identifieringen ska utföras. Om stora områden med jord behöver identifieras kan snabbtestet vara fördelaktigt om det tas till hänsyn för temperaturbegränsningen.

Utöver att identifiera sura sulfatjordar, undersöktes det också mängden metall som frigörs från marken vid oxidation. Denna frigörelse av metaller från marken till grund- och ytvatten kallas för utlakning, då metallerna läcker ut och transporteras bort. Denna process styrs av hur rörlig metallen blir, vilket i sin tur påverkas av surheten. När metaller lakas ut från jorden är de som giftigast för växter och djur. De metallerna som undersöktes var arsenik, kadmium, kobolt, krom, nickel och zink. När jordprover av sura sulfatjordar fick oxidera, var metallerna mycket mer lösliga än i prover som inte hade oxiderat och var opåverkade. Resultaten visade därför att metallerna kadmium, kobolt, krom, nickel och zink lakades ut i betydligt högre halter än för

opåverkade prover. Detta jämfördes också med jord som inte var sur sulfatjord och utlakningen från dessa jordar var mycket mindre. Att högre halter frigjordes berodde på försurningen som uppstår när järnsulfiderna oxiderades. En surare miljö gör att jorden inte kan hålla fast metallerna lika väl. Det är dock tvärtom för just arsenik som blir mer löslig vid mer basiska förhållanden. Det som bestämmer hur metaller binds till marken eller frigörs, påverkas främst av mängd organiskt material, hur mycket lera jorden innehåller och vad för olika mineral den består av.

I projektet undersöktes det också om lösligheten av metallerna kobolt och nickel kunde förutspås med en modell i Visual MINTEQ. Modellen kunde simulera metallösligheten och fånga de övergripande processerna som sker i marken för sura sulfatjordar. Däremot när samma sak gjordes för referensjorden som inte var sur sulfatjord, lyckades inte lösligheten förutsägas lika väl. Vidare kunde den därför inte beskriva hur metallerna hålls fast i marken i en större utsträckning.

ORDLISTA

CEC	Katjonbyteskapacitet (eng. cation exchange capacity)
DOC	Löst organiskt kol (eng. dissolved organic carbon)
Ej SSJ	Jord som inte klassificeras som sura sulfatjordar
Fh-FCD	Adsorptionsmodell för järn(hydr)oxider i Visual MINTEQ
GF	Glödförlust (eng. LOI)
Hydr(oxider)	Hydroxider och oxider
Inkubation	I denna rapport, jordprover som får oxidera med syret i luften i laboratorium
Inkubationsförsök	I denna rapport, identifieringsmetod för sura sulfatjordar med syre
NAG	Net Acid Generation
NAGpH	Uppmätt pH efter NAGpH-test
NAGpH-test	I denna rapport, identifieringsmetod för sura sulfatjordar med väteperoxid (15 %)
Oxiderat prov	Prov som oxiderats i nio veckor i inkubationsförsök
Para-SSJ	Underkategori av sura sulfatjordar, som är mindre försurande än sura sulfatjordar
$pH_{FÄLT}$	Uppmätt pH vid provtagning i fält
pH_{FOX}	Uppmätt pH efter snabbtest
pH_{INK}	Uppmätt pH efter avslutat inkubationsförsök, i denna rapport efter 13 veckor
Opåverkat prov	Prov som var opåverkat (reducerat) och ej oxiderat i inkubationsförsök
RMSE	Root mean square error
SHM	Stockholm Humic Model, en organisk komplexmodell i Visual MINTEQ
Snabbtest	I denna rapport, identifieringsmetod för sura sulfatjordar med väteperoxid (30 %)
Specialprov	Prover som valts ut för vidare kemiska analyser
SSJ	Sura sulfatjordar, ett samlingsnamn för både aktiv sur sulfatjord (sulfatjord) och potentiellt sur sulfatjord (hypersulfidjord)
TOC	Totalt organiskt kol (eng. total organic carbon)
TS	Torrsubstans
XRPD	X-ray Powder Diffraction

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1 INLEDNING ... 1

1.1 SYFTE OCH FRÅGESTÄLLNINGAR ... 2

2 BAKGRUND ... 3

2.1 SURA SULFATJORDAR ... 3

2.1.1 Förekomst och bildning ... 3

2.1.2 Mineralogi ... 4

2.1.3 Klassificering ... 5

2.2 ÖVERSIKT AV BEFINTLIGA KARAKTERISERINGSMETODER ... 6

2.2.1 Svavelhalt ... 6

2.2.2 Inkubationsförsök ... 6

2.2.3 Snabbtest ... 6

2.2.4 NAGpH-test ... 6

2.2.5 Trafikverkets bedömning ... 6

2.3 MILJÖPROBLEM ... 7

2.4 METALLÖSLIGHET ... 7

2.4.1 Processer som påverkar metallöslighet ... 7

2.4.1 Kadmium (Cd), Kobolt (Co), Nickel (Ni) och Zink (Zn) ... 8

2.4.2 Arsenik (As) och Krom (Cr) ... 8

3 METODER OCH MATERIAL ... 9

3.1 PROVTAGNING I FÄLT ... 9

3.2 ANALYSER ... 10

3.2.1 Kemiska analyser ... 10

3.2.2 Specialprover ... 10

3.2.3 XRPD-analys ... 10

3.2.4 Kornstorleksfördelning ... 11

3.3 IDENTIFIERINGSMETODER ... 11

3.3.1 Inkubationsförsök ... 11

3.3.2 Snabbtest ... 12

3.3.3 NAGpH-test ... 12

3.3.4 Korrelationsanalys av identifieringsmetoderna ... 12

3.4 KLASSIFICERING AV SUR SULFATJORD ... 13

3.5 LAKTESTER OCH METALLMOBILITET ... 14

3.5.1 Extraktion med 0,43 M HNO_3 ... 14

3.5.2 pH-beroende lakbarhet ... 14

3.5.3 Extraktion med 0,001 M $CaCl_2$ av oxiderade prover 15
3.6 MODELLERING I VISUAL MINTEQ 15
3.6.1 Modellparametrar 15
3.6.2 Modellvalidering 18
4 RESULTAT 19
4.1 PROVTAGNING I FÄLT 19
4.2 KEMISK KARAKTÄRISERING AV SSJ01, SSJ03 OCH REF01 19
4.2.1 Kemiska analyser 19
4.2.2 Specialprover 21
4.2.3 XRPD-analys 21
4.3 IDENTIFIERINGSMETODER 22
4.3.1 Inkubationsförsök 22
4.3.2 Snabbtest 24
4.3.3 NAGpH-test 25
4.3.4 Jämförelse av resultat för identifieringsmetoderna 26
4.4 KLASSIFICERING 27
4.5 LAKTESTER OCH METALLMOBILITET 28
4.5.1 Geokemiskt aktiv fraktion 28
4.5.2 Utlakad fraktion 30
4.5.3 Jämförelse av opåverkade och oxiderade specialprover 30
4.4 MODELLERING I VISUAL MINTEQ 34
4.4.1 Katjonbyteskapacitet 34
4.4.2 Kobolt och nickel 35
5 DISKUSSION 38
5.1 PROVTAGNING I FÄLT 38
5.2 KEMISKA ANALYSER 38
5.2.1 Totalhalter 38
5.2.2 Svavelhalt 38
5.2.3 TOC 39
5.2.3 XRPD-analys 39
5.3 IDENTIFIERINGSMETODER 39
5.3.1 Inkubationsförsök 39
5.3.2 Snabbtest 40
5.3.3 NAGpH-test 40
5.3.4 Jämförelse av identifieringsmetoder 41

5.4 KLASSIFICERING AV SULFIDJORD 42

5.5 METALLMOBILITET 42

5.5.1 Jämförelse av metallöslighet mellan opåverkat och oxiderat prov 43

5.6 MODELLERING I VISUAL MINTEQ 44

5.6.1 Katjonbyteskapacitet 44

5.6.2 Kobolt och nickel 44

6 SLUTSATSER 46

REFERENSER 48

BILAGOR 52

BILAGA A – TOTALHALTER I JORD 52

BILAGA B –KLASSIFICERING AV JORDPROFILER 56

BILAGA C – DATA FÖR METALLMOBILITET 62

Bilaga C.1 – Analyssvar från extraktion med 0,43 M HNO_3 62

Bilaga C.2 – Analyssvar från pH-beroende laktest 63

Bilaga C.3 – Analyssvar från extraktion med 0,001 M $CaCl_2$ av oxiderade prover 67

BILAGA D – Katjonbyteskapacitet 68

1 INLEDNING

Sura sulfatjordar (SSJ) utgör ett globalt miljöproblem. Dessa jordar innehåller järnsulfider som vid oxidation bildar svavelsyra (Dent & Pons 1995). Detta leder till en kraftig pH-sänkning och försurning av både mark och grundvatten (Sohlenius & Öborn 2004; Mattbäck et al. 2022). Följaktligen mobiliseras miljöfarliga metaller, som vid stor vattenföring, lakas ut i koncentrationer som påverkar miljön negativt (Åström & Corin 2000; Fältmarsch et al. 2008). Påföljderna blir försämrad vattenkvalitet och skador på akvatiska ekosystem (Toivonen et al. 2020) inklusive fiskdöd (Erixon 2009) samt ökad risk för korrosion av infrastruktur (Pousette 2010). Detta är omfattande negativa miljöeffekter kopplade till sura sulfatjordar och de beskrivs därför som ”the nastiest soils in the world” (Dent & Pons 1995).

Sura sulfatjordar är ett samlingsnamn som innefattar aktiv sur sulfatjord (direkt försurande) och potentiellt sur sulfatjord (Boman et al. 2023). Förekomsten av sura sulfatjordar i världen uppskattas till cirka 50 miljoner ha (Michael et al. 2017). I Sverige förekommer sur sulfatjord längs hela östkusten, från norr till söder, samt i Mälardalen och även på västkusten (SGU 2024; Nyman et al. 2023). Utbredningen i Sverige på jordbruksmark, har uppskattats till 140 000 ha (Öborn 1994). Sura sulfatjordar utgör därmed en betydande miljörisk i stora delar av landet. Jordarna förekommer naturligt och har bildats från sulfidrika sediment som har avsatts under den senaste istiden (Becher et al. 2019; Nyman et al. 2023). De negativa miljöeffekterna uppstår när jorden kommer i kontakt med syre och sulfiderna oxiderar. Detta sker vanligtvis vid markavvattning eller uppgrävning av jorden vid olika infrastrukturprojekt (Boman et al. 2023). Det är därför väsentligt att sura sulfatjordar effektivt kan identifieras. Fram tills nyligen har forskning om sur sulfatjord varit mer omfattande i länder som Finland och Australien. Där har utförlig kartläggning, utveckling av identifieringsmetoder samt hållbar hantering prioriterats (Edén et al. 2023; Miljöministeriet 2022; Sullivan et al. 2018). Länge var kartläggningen i Sverige begränsad till Norrlandskusten (SGU 2024), men under de senaste åren har forskningen i Sverige ökat. Detta inkluderar mer övergripande kartläggning (Nyman et al. 2023) och utredning om hantering av dessa jordar (Trafikverket 2023).

Den metod som främst används och rekommenderas för undersökning av sura sulfatjordar är inkubationsförsök. Metoden är enkel att genomföra, men också tidskrävande då jorden oftast behöver oxideras i minst nio veckor. Detta begränsar användbarheten i infrastrukturprojekt, som inte utförs i ett forskningssyfte. Då sura sulfatjordar påträffas mer frekvent i Sverige, finns det ett behov av snabbare, men ändå tillförlitliga identifieringsmetoder. Detta för att säkerställa hållbar hantering av sura sulfatjordar utan negativ miljöpåverkan. Därför undersöks två alternativa identifieringsmetoder för sura sulfatjordar i detta projekt. Utöver identifiering, studeras också metallmobiliteten i sura sulfatjordar och hur metallösligheten påverkas av oxidationsprocessen. Detta är en viktig miljöaspekt för att kunna bedöma metalläckaget från dessa jordar och således bättre kunna förstå miljöbelastningen. Vidare kan modellering vara ett användbart verktyg för att simulera metallutlakning från sura sulfatjordar.

1.1 SYFTE OCH FRÅGESTÄLLNINGAR

Syftet med examensarbetet var att utvärdera och jämföra tre olika metoder för identifiering av sura sulfatjordar. Metoderna var inkubationsförsök, snabbtest och NAGpH-test. Detta för att utreda om SSJ kunde identifieras på ett tillförlitligt, träffsäkert och enkelt sätt som är praktiskt tillämpbart i olika projekt. Vidare undersöktes även mobiliseringen av metaller och metallösligheten i sura sulfatjordar. Syftet var att utöka förståelsen för hur utlakning av metaller påverkas vid oxidation av järnsulfider. Därför jämfördes metallösligheten i opåverkad (reducerad) och oxiderad sur sulfatjord. Slutligen undersöktes det också om metallösligheten kunde beskrivas med hjälp av geokemisk modellering, specifikt med Visual MINTEQ (Gustafsson 2022).

Frågeställningar som projektet ämnar besvara:

1. Hur tillförlitliga är de tre olika metoderna för identifiering av sura sulfatjordar?

2. Kan snabbtest användas som en tillräckligt tillförlitlig metod för att identifiera sura sulfatjordar?

3. Hur påverkas metallösligheten vid oxidation av sura sulfatjordar?

4. Är det möjligt att beskriva den pH-beroende lösligheten av kobolt och nickel i sura sulfatjordar med den geokemiska modellen Visual MINTEQ?

2 BAKGRUND

2.1 SURA SULFATJORDAR

2.1.1 Förekomst och bildning

I Sverige har sura sulfatjordar främst bildats från sulfidhaltiga sediment med mycket organiskt material som avsatts på Östersjöns botten och följaktligen sedan torrlagts med den isostatiska landhöjningen (Becher et al. 2019). Därför förekommer sur sulfatjord främst i områden som låg under Litorinahavets högsta kustlinje, som nåddes för cirka 8000 år sedan (figur 1). Sulfidmineral kan också bildas från sjösediment och bildningsprocessen är fortfarande pågående i grunda kustområden (Edén et al. 2023). Sur sulfatjord är främst kartlagd längs med norrlandskusten, men förekomsten är mer utbredd längs med hela Östersjökusten (SGU 2024), Mälardalen (Bayard & Moon 2014), Skåne (Åbjörnsson et al. 2018), västkusten (Bergström 2023 och i Västergötland (Nyman et al. 2023).



Figur 1. Karta för den marina gränsen i Sverige, vilket är områden där sura sulfatjordar har högst sannolikhet att påträffas.

Sedimenten består av järnsulfider i form av monosulfider (FeS) och/eller pyrit (FeS_2) (Becher et al. 2019). FeS är vanligast i norra Sverige och kännetecknas av svart färg, medan i Mälardalen och söderut utgörs sedimenten främst av pyrit som oftast är mer mörkgrå/grå till färgen. Bildningen av sulfidmaterial kräver vattenmättade, anaeroba och reducerande förhållanden. Processen kan sammanfattas som: sulfat (från havsvatten) + järn (från sötvatten eller bottensediment) + bakterier + energi (från organiskt material) bildar järnsulfider (Edén et al. 2023). Den fullständiga reaktionen för bildning av monosulfid visas i ekvation 1:

$$FeOOH + SO_4^{2-} + \frac{9}{4}CH_2O + 2H^+ \rightarrow FeS + \frac{9}{4}CO_2 + \frac{15}{4}H_2 \quad (1)$$

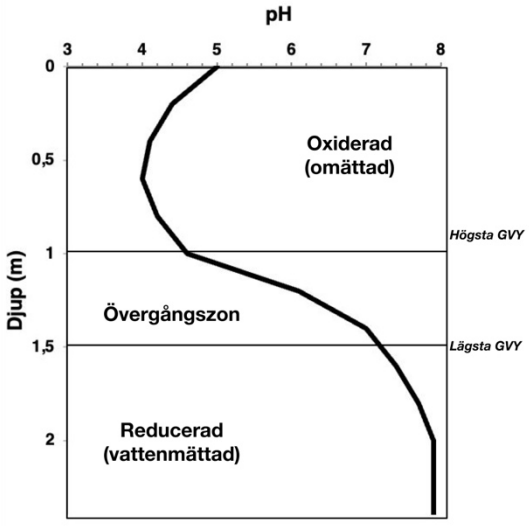
Pyrit har sedan bildats när monosulfider reagerar med svavel, se ekvation 2:

$$FeS + H_2S \rightarrow H_2 + FeS_2 \quad (2)$$

Under reducerande förhållanden (vattenmättade) är sulfider kemiskt stabila och utgör ingen miljörisk (Edén et al. 2023). När sulfider torrläggs och syresätts, oxiderar sulfider till sulfat och svavelsyra (H_2SO_4) produceras. Oxidationsprocessen är komplex med flera reaktionssteg bestående av både kemisk oxidation samt mikrobiell aktivitet. Oxidationen är beroende av både tillgång av syre samt vatten (Pousette 2010). Oxidationsreaktionen för pyrit är generellt långsammare än för monosulfider och den för pyrit förenklas i ekvation 3 (Edén et al. 2023):

$$4FeS_2 + 15O_2 + 14H_2O \rightarrow 4Fe(OH)_3 + 8H_2SO_4 \quad (3)$$

En typisk jordprofil för sur sulfatjord i Sverige och Finland har flera olika horisonter. Det översta lagret består av matjord och är cirka 30 cm djupt, och pH är relativt neutralt på grund av kalkning (Boman et al. 2023). Under detta lager följer en brunfärgad, gulfläckig horisont, där pH sjunker till cirka 4. Övergångszonen är gråaktig och pH ökar till följd av mer reducerade förhållanden. Slutligen finns en reducerad horisont som är mörkgrå/svart färgad och har högst pH. Detta kan förenklas till tre olika zoner: en oxiderad zon där förhållandena är omättade, en övergångszon där grundvattenytan varierar samt en reducerade zon som är vattenmättad (Pousette 2010), se figur 2.



Figur 2. Typisk jordprofil för SSJ med pH i fält samt de olika zonerna: oxiderad, övergång samt reducerad.

2.1.2 Mineralogi

En jord består av olika mineral, lerpartiklar samt organiskt material och den specifika sammansättningen beror på de geologiska förhållanden under vilka den har bildats (Larsson 2008). Bulkmineralogin i en jord påverkar dess egenskaper som textur, struktur, pH och

jonbyteskapacitet. Utöver sulfider består sura sulfatjordar av fler mineral, där illit är det vanligaste i Sverige. Andra förekommande mineraler är olika kiselföroreningar som kvarts, fältspat, glimmer, klorit, kaolinit, samt kalcit. Sura sulfatjordar som innehåller kalcit ($CaCO_3$), förbättrar jordens buffertförmåga genom att neutralisera försurningen och motverka pH-sänkningen i jorden (Trafikverket 2023).

2.1.3 Klassificering

Sura sulfatjordar är ett paraplybegrepp och innefattar många olika typer av jordar. Den traditionella indelningen av sur sulfatjord är: potentiellt sur sulfatjord samt aktiv (eller faktisk) sur sulfatjord (Boman et al. 2023). Detta särskiljer mellan reducerade och oxiderade förhållanden. Indelningen används dock inte i internationella klassificeringssystem eller i den svensk-finska systemet, i stället används hypersulfidmaterial (för reducerat) respektive sulfatmaterial (för oxiderat). Den svensk-finska klassificeringen är en anpassning av det förslagna systemet av the International Acid Sulfate Soils Working group (Sullvian et al. 2010). Det har utvecklats för att mer exakt kunna kategorisera de specifika sura sulfatjordar som förekommer i Sverige och Finland (Boman et al. 2023). Huvudindelningen är: ej SSJ, SSJ och para-SSJ. Det särskiljs också mellan minerogena jordarter (lera, silt och sand) samt organiska jordarter med > 20% organiskt material. I organiska jordarter förekommer mer organiska syror vilket också bidrar till pH-sänkning, därför används ett lägre gränsvärde pH < 3. Para-SSJ är en ny kategori som innefattar jordar som är gränsfall för att klassas som SSJ, men ändå kan vara måttligt försurande. SSJ och para-SSJ delas vidare in efter jordartstyp i kategorierna organisk, finkornig, grovkornig och osorterad, eftersom miljörisken kan variera mellan dem. Klassificeringen sammanfattas i tabell 1 nedan.

Tabell 1. Klassificering av sura sulfatjordar utifrån det senaste svensk-finska klassificeringssystemet (Boman et al. 2023).

<table>
<tr><th>Material</th><th>Förklaring</th><th colspan="2">Huvudklass</th><th>Jordtyp</th></tr>
<tr><td>Sulfid</td><td>≥ 0,01 % S i sulfidform</td><td rowspan="2">Ej SSJ</td><td rowspan="3"></td><td rowspan="2"></td></tr>
<tr><td>Hyposulfid</td><td>Kan inte orsaka kraftig eller måttlig försurning vid oxidation av sulfider</td></tr>
<tr><td>Hypersulfid</td><td>Kan orsaka kraftig försurning vid oxidation av sulfider</td><td rowspan="3">SSJ</td><td rowspan="4">Finkornig < 63 µm
Grovkornig ≥ 63 µm
Osorterad (morän)
Organisk (GF >20%)</td></tr>
<tr><td>Parahypersulfid</td><td>Kan orsaka måttlig försurning vid oxidation av sulfider</td><td rowspan="2">Para-SSJ</td></tr>
<tr><td>Parasulfat</td><td>pH i fält ≤ 4–4,5 (3–3,5 organisk jord) till följd av oxidation av sulfider</td></tr>
<tr><td>Sulfatjord</td><td>pH i fält < 4 (< 3 organisk jord) till följd av oxidation av sulfider</td><td></td></tr>
</table>

2.2 ÖVERSIKT AV BEFINTLIGA KARAKTERISERINGSMETODER

2.2.1 Svavelhalt

Analys av svavelhalt kan indikera om jorden är sur sulfatjord. Den totala svavelhalten i ett reducerat jordprov korrelerar väl med sulfidhalten (Visuri et al. 2021). Begränsningar finns då svavel även kan finnas i organisk form, vilket inte ger samma försurning som sulfider. Detta avser lera, torv och grovkorniga jordar. Trafikverket (2023) delar in sur sulfatjord efter tre olika halter: < 0,1 % (försumbar försurningsrisk), 0,1–0,4 % (låg till hög försurningsrisk) och > 0,4 % (mycket hög försurningsrisk). Trafikverkets indelning utgår ifrån att hantera och schakta jordmassor.

2.2.2 Inkubationsförsök

I Sverige används pH-mätningar med inkubation av jordprover främst som metod för att identifiera och klassificera sura sulfatjordar. Inkubationsförsök är en etablerad metod som används internationellt och är den metod som det svensk-finska klassificeringssystemet baseras på (Boman et al. 2023). Inkubationsförsök simulerar den naturliga oxidationen av sulfider och syrabildning i jorden (Creeper et al. 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. Den traditionella metoden tar 9–19 veckor.

2.2.3 Snabbtest

Snabbtest är ytterligare en metod som ursprungligen utvecklades i Australien (Sullivan et al. 2018a) för att identifiera sura sulfatjordar och har sedan vidareutvecklats i Finland (Miljöministeriet 2022). Snabbtest kan användas för att identifiera SSJ både i fält och laboratorium. Sulfiderna i jordproven utsätts för en katalyserad oxidation med 30-procentig väteperoxid (H_2O_2), varefter pH mäts.

2.2.4 NAGpH-test

En annan metod som används i Finland är NAGpH-test (Net Acid Generation pH). Metoden har traditionellt används för bedömning av syrapotenialen i sulfidberg och utförs av kommersiella laboratorier (Miljöministeriet 2022). I Finland används versionen ”single addition”, och jordproven oxideras med 15-procentig väteperoxid. Efter oxidationen mäts pH. Både NAGpH-test och snabbtest utförs med oxidationsmedlet väteperoxid, men metodiken och koncentrationen av väteperoxid skiljer sig åt.

2.2.5 Trafikverkets bedömning

Trafikverket (2023) har utvecklat en metod för att bedöma sura sulfatjordars potentiella försurningspotential utifrån syftet: hållbar hantering av förorenade jordmassor som behöver schaktas. Metodiken inkluderar analys av Fe, S, Ca, pH och jordart. En viktig bedömnings-parameter är Fe/S-kvoten. Två pH-mätningar utförs; en direkt i fält eller på laboratorium (opåverkad jord) och en efter att provet har luftats samt torkat (24 h senare). För prover där försurningspotentialen är svårbedömd rekommenderas utökad analys med laktest enligt MRM-metoden. Då bedöms försurningspotentialen efter uppmätt pH efter att jorden lakats i 10 aeroba

steg. Hastigheten på pH-sänkningen samt lägsta pH kan vidare indikera försurningshastighet samt försurningsnivå. Utifrån detta klassas jorden efter den potentiella försurningsrisken i en av sju klasser.

2.3 MILJÖPROBLEM

Sura sulfatjordar blir ett miljöproblem när grundvattennivån sänks, vilket främst är en följd av förändrad markanvändning och mänsklig påverkan (Boman et al. 2023). Markavvattning för jord- och skogsbruk, muddring och urgrävning för infrastruktur har bidragit till att sur sulfatjord oxiderats. Försurningseffekten till följd av sur sulfatjord beror på mängd svavelsyra som produceras vid oxidation och jordens buffringskapacitet (Pousette 2010). Buffringskapaciteten påverkas av katjonbyteskapaciteten (CEC), organiskt material och förekomsten av karbonater (Boman et al. 2023).

Från sura sulfatjordar frigörs metaller och andra grundämnen som lakas ut i höga koncentrationer i avrinningsvattnet. Miljöfarliga ämnen som lakas ut är exempelvis Al, Cd, Co, Cu, Mn, Ni, Sr och Zn, vilket förorenar närliggande områden och negativt påverkar ekosystemen (Sohlenius & Öborn 2004; Fältmarsch et al. 2008; Åström et al. 2018; Mattbäck et al. 2022). Detta har lett till fiskdöd (Erixon 2009) och kan även påverka människors hälsa (Ljung et al. 2009). Utlakningen av Al, Cd, Co, Mn, Ni och Zn från sura sulfatjordar i Finland är större än utsläppen från all finsk industri (Sundström et al. 2002). Försurningen kan också leda till korrosion av olika konstruktionsmaterial som betong och stål (Pousette 2010). Ytterligare en miljörisk med sur sulfatjord är att det höga innehållet av organiskt material samt kväve under oxidationsprocessen kan bidra till växthusgasutsläpp av CO_2, N_2O och SO_2 (Westerberg et al. 2016) samt läckage av nitrat till grundvattnet (Yli-Halla et al. 2020). SSJ är också problematiskt ur ett geotekniskt perspektiv och således svårhanterade vid infrastrukturprojekt (Trafikverket 2023). Jordarna har oftast hög vattenhalt, vilket gör materialet instabilt med låg hållfasthet och ökad risk för sättningar (Pousette 2010).

2.4 METALLÖSLIGHET

2.4.1 Processer som påverkar metallöslighet

Metallösligheten styrs av markens geokemi. Metaller binds i marken till små suspenderade partiklar såsom organiskt material, (hydr)oxider och lermineral (Berggren Kleja et al. 2006). De kan också förekomma som utfällningar eller så finns jonerna i löst form. Fördelningen av de olika kemiska formerna som metallerna finns i mark och grundvatten behövs för riskbedömning. Den fria metalljonen är generellt den mest biotillgängliga och toxiska formen. I löst form förekommer metaller antingen som fria joner eller i lösta komplex. De lösta komplexen bildas mellan metaller och olika anjoner i vattnet. Den viktigaste typen bildas med humusämnen som är högmolekylära organiska syror och detta bidrar till transporten av metaller. Utfällningar bildas när metalljoner förekommer i högre koncentration än vad markvattnet kan hålla löst. Utfällningar är av särskild betydelse vid reducerande förhållanden då metaller bildar sulfider. Vid högt pH kan utfällningar även bildas med (hydr)oxider och karbonater.

Adsorption är en process när metalljoner binder till en fast yta i marken (Berggren Kleja et al. 2006). Lösta metalljoner är i jämvikt med den adsorberade mängden. Adsorptionen påverkas främst av ytkomplexbildning men även av jonbyte. Ytkomplexbildning avser metaller som binder starkt till ytan av (hydr)oxider (järn, aluminium eller mangan) och humusämnen. Denna process är starkt pH-beroende, då jonernas och ytornas laddning påverkas av pH vilket styr bildningen av ytkomplex. Anjoner adsorberas starkare vid lågt pH och katjoner vid högt pH. Metallkatjoner binds till humusämnen vid lägre pH än oxider och kan därför vara en styrande process. Dessa komplex löses upp vid högt pH, vilket kan bidra till en ökad metallöslighet. Adsorptionen påverkas av konkurrerande joner som Al och Ca vilket kan påverka i vilken utsträckning en metall adsorberas. Vid jonbyte sker ett jonbyte mellan katjon i lösning och en katjon bunden till ytan av lermineral och humusämnen som är negativt laddade. Bindningen mellan katjoner och ytan är elektrostatisk. Katjonbyteskapacitet (CEC) är ett mått för hur mycket katjoner marken kan binda (Stendahl 2024). De utbytbara katjonerna är främst $Ca^{2+,}$ Mg^{2+}, K^{+} Na^{+}, H^{+} och Al^{+}.

2.4.1 Kadmium (Cd), Kobolt (Co), Nickel (Ni) och Zink (Zn)

I sura sulfatjordar är totalhalten av Cd, Co, Ni och Zn oftast inte högre än i andra lerjordar (Sohlenius & Öborn 2004). Dessa metaller förekommer i viss utsträckning bundet till sulfider och vid oxidation frigörs dessa vilket ökar metallösligheten. De kemiska beteenden för Cd, Co, Ni och Zn är lika varandra och domineras av den katjoniska formen, men de förekommer även i komplex med karbonater och humusämnen (Berggren Kleja et al. 2006). Komplexbildning till organiskt material samt järn- aluminium- och manganoxider förekommer också vid höga pH. Sammanfattningsvis så är metallerna relativt lättlösliga vid lågt pH och mindre lösliga vid högt pH.

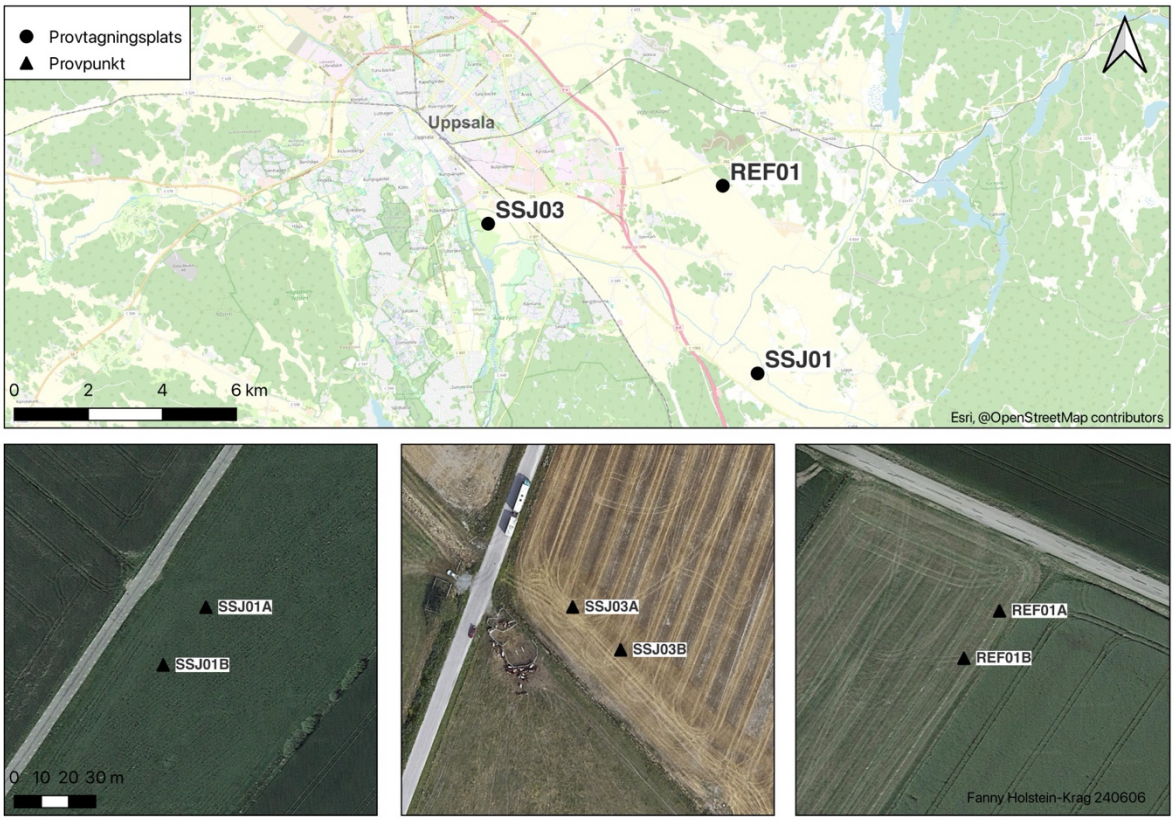
2.4.2 Arsenik (As) och Krom (Cr)

Cr och As är mindre metallösliga i sur sulfatjord än Cd, Co, Ni och Zn och förekommer främst i anjonisk form (Sohlenius & Öborn 2004). Vid pH 4,5–6,2 förekommer As som As(V), men också som As(III) vid låga pH. As(V) adsorberas starkt till järn- och aluminiumoxider vid pH < 8 och As(III) vid pH > 7 (Berggren Kleja et al. 2006). Cr kan båda vara löst som Cr(III) (vid lågt pH) och Cr(VI) (vid högt pH). Cr(VI) adsorberas till järn- och aluminiumoxider (pH < 6). Cr(III) bildar också komplex med organiskt material och är i formen Cr(III) mindre lösligt medan Cr(VI) har högre metallöslighet (Berggren Kleja et al. 2006). Metallösligheten för As och Cr är mer komplex jämfört med den för Cd, Co, Ni och Zn (Sohlenius & Öborn 2004).

3 METODER OCH MATERIAL

3.1 PROVTAGNING I FÄLT

Fältarbetet utfördes den 2 och 3 april 2024. Jordprover togs från tre olika områden nära Uppsala. I två av områdena förekom det sura sulfatjordar och dessa benämns som SSJ01 och SSJ03. Det tredje området, REF01, var en referensjord som inte skulle innehålla sulfider. Provplatserna valdes ut baserat på tidigare kartläggning av sura sulfatjordar (Nyman et al. 2023; Bayard & Moon 2014). För samtliga provtagningsplatser undersöktes två jordprofiler för varje plats, sammanlagt sex jordprofiler. Avstånden mellan provpunkterna A och B var 26 m, 25 m respektive 22 m för SSJ01, SSJ03 och REF01. I figur 3 redovisas provtagningsplatser och provpunkterna. Vädret vid provtagningen var båda dagarna cirka 0°C med frisk till hård vind. Den 2 april då proverna SSJ01 och REF01 togs, var det molnigt med kortvarigt snöfall. Den 3 april när SSJ03 provtogs, var det halvklart.



Figur 3. Översiktskarta för området och utmärkta provtagningsplatser samt placering av provpunkter

Provtagningen utfördes med en handhållen auger som var 1 m lång och kunde förlängas till 2,5 m. Augerns innerdiameter var endast 2 cm och därför borrades det fyra hål intill varandra för varje profil. Provmängden från de fyra borrhålen lades ihop till en enda jordprofil. Det totala djupet för varje jordprofil blev 2,0–2,4 m, vilket var cirka 1 m under den uppskattade grundvattenytan. Uttag av jordprover togs med ett intervall på 20 cm. Sammanlagt togs 64 jordprover och provmängden var ca 200 g per prov. Dessa förvarades i plastpåsar och homogeniserades. I fält mättes pH för varje jordprov med en WTW pH 3110 och uttag gjordes för inkubationsförsök och snabbtest. Resterande delmängdjord förvarades i plastpåsar för senare analyser. I fält observerades jordtyp, färg, struktur, lukt, grundvattennivå och nivå för

reducerad zon genom okulär bedömning. Jordprofilerna och omgivningen fotograferades. I tabell 2 sammanfattas information för provtagningsplatserna

Tabell 2. Provtagningsinformation för provtagningsplatserna.

Provtagningsplats	Jordtyp	Provtagningsdatum	Totalt provdjup (m)	M ö.h.
SSJ01A	Gyttjelera	2 april 2024	0,0 – 2,4	8,0
SSJ01B	Gyttjelera	2 april 2024	0,0 – 2,4	8,0
SSJ03A	Gyttjelera	3 april 2024	0,0 – 2,0	0,4
SSJ03B	Gyttjelera	3 april 2024	0,0 – 2,0	0,0
REF01A	Postglacial lera	2 april 2024	0,0 – 2,0	10
REF01B	Postglacial lera	2 april 2024	0,0 – 2,0	10

3.2 ANALYSER

I detta avsnitt redovisas de analyser som genomförts på jordproverna samt urval av så kallade specialprover.

3.2.1 Kemiska analyser

En delmängd av alla 64 jordprover analyserades initialt vid det ackrediterade laboratoriet ALS Scandinavia. Proverna torkades vid 50ºC och proverna siktades till < 2 mm enligt ISO 11464:2006 och homogeniserades genom mortling. Sedan lakas de i 7M HNO_3 och halterna korrigerades till TS 105 ºC. Metallanalysen utfördes med ICP-SFMS och proverna analyserades för 11 metaller: As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, V och Zn. Ämnena Fe och S, samt torrsubstans (TS), glödförlust (GF) och glödrest (GR) vid 550°C analyserades också. Totalt organiskt kol (TOC) beräknades för proverna utifrån glödgningsförlust enligt SS-EN15935:2021 utg2, vilket inte är ett ackrediterat test. Van Bemmelen-faktorn användes för att omvandla GF till TOC, och då antas organiskt material innehålla 58 % kol. Därför bestämdes TOC också enligt direkt metod; CSN ISO 10694 för specialproverna.

3.2.2 Specialprover

Av de 64 proverna valdes fyra prover ut för vidare analyser med avseende på metallmobilitet. Dessa benämns som specialprover**.** Urvalet syftade att representera en variation av sura sulfatjordar. Proverna valdes ut baserat på följande kriterier**:**

- Tre sura sulfatjordsprover och ett referensprov
- Minst ett prov från varje provtagningsområde
- Prov från de tre nedersta (reducerade) skikten
- Varierande svavelhalt för sura sulfatjordsprover
- Varierande halt TOC

3.2.3 XRPD-analys

Jordarnas bulkmineralogi analyserades med X-ray Powder Diffraction (XRPD) vid The James Hutton Institute. Ett prov från SSJ01, SSJ03 och REF01 analyserades. De olika faserna i det

polykristallina materialet kvantifierades och resultaten är ackrediterade enligt GM003 och GM004.

3.2.4 Kornstorleksfördelning

Ett prov från varje profil (samma som för specialproverna), analyserades för kornfördelning i 7 mätpunkter för 0,002–0,063 mm. Analysen utfördes av ALS Scandinavia enligt F.d. SS027123 mod. och F.d. SS027124 mod. Utifrån resultatet beräknades lerhalten (%) i proverna som viktprocenten < 0,002 mm.

3.3 IDENTIFIERINGSMETODER

De tre identifieringsmetoderna som utfördes var inkubationsförsök, snabbtest och NAGpH-test. För samtliga pH-mätningar i fält och i laboratorium på SLU, användes en WTW pH-meter 3310 med en Hamilton flatelektrod. Innan varje mättillfälle kalibrerades pH-mätaren i två steg med buffertlösningar för pH 7 och 4.

3.3.1 Inkubationsförsök

Metodiken för inkubationsförsök i detta projekt utgick ifrån Creeper et al. (2012). En delmängd av de 64 homogeniserade proverna, överfördes till inkubationslådor (chip trays) och duplikat togs för varje enskilt prov. Dessa fylldes i 5–10 mm tjocka lager för varje prov och inkuberades vid SLU, se figur 4. Proverna fick oxidera i rumstemperatur under fuktiga förhållanden (nära fältkapacitet) genom regelbunden tillsatts av avjoniserat vatten. Proverna fick sedan genomgå naturlig aerobisk oxidation under 9 veckor. pH-mätningar utfördes veckovis direkt i inkubationslådorna, genom att jordproverna först fuktades med avjoniserat vatten. Efter 9 veckor fortsatte inkubationen, då flera prover inte uppfyllde kriterierna för att klassificeras som SSJ (pH mellan 4,0 och 6,5). Nya mätningar gjordes efter 10, 11 och 13 veckor. Proverna klassificerades sedan enligt det svensk-finska systemet vilket sammanfattas i avsnitt 3.4. Provernas pH uppmätt i fält vid provtagning av jordprofilerna benämns som $pH_{FÄLT}$. Uppmätt pH vid avslutat inkubationsförsök (efter 13 veckor) benämns som pH_{INK}.



Figur 4. De 128 proverna i inkubationslådor.

3.3.2 Snabbtest

Metodiken för snabbtest i detta projekt, baserades på det finska miljöministeriets vägledning avseende identifiering av sura sulfatjordar (Miljöministeriet 2022). Snabbtest är inte en lämplig metod för jord som innehåller mycket organiskt material (GF > 20 %). 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 (från eng. ”field oxidised”).

2 ml av varje jordprov användes för experimentet och mättes upp med en avkapad spruta och tillsattes i 50 ml provrör. 2 ml motsvarar cirka 1 g torrsubstans. 30 % H_2O_2 med pH justerat till 4,9–5,0 med 0,1M NaOH, tillsattes i omgångar om 1 ml till provet med 10 minuters mellanrum, för att reaktionen skall jämnas ut innan nästa tillsats. Vid kraftig reaktion och om materialet började koka våldsamt, tillsattes några ml avjoniserat vatten. Totalt tillsattes 5 ml H_2O_2. Efter att reaktionen pågått i 1h (±5 min), mättes pH i provet. Skillnad i pH uppmätt i fält samt efter snabbtest (ΔpH) och intensiteten på reaktionen, kan indikera om prover är SSJ. Om provet är SSJ börjar det vanligtvis koka, bubbla och ryka, se figur 5 för uppställning.



Figur 5. Snabbtest utfört i fält (vänster) och i laboratorium (höger).

3.3.3 NAGpH-test

I detta arbete skickades sex jordprover, ett prov från varje jordprofil till det ackrediterade laboratoriet ALS Scandinavia. Proverna som skickades var specialproverna samt ett prov vardera från profilerna SSJ01A och REF01A. Proverna torkades innan de krossades till < 2 mm, och sedan maldes till 85 % < 75 µm. NAGpH-testen (single addition) utfördes genom att 250 ml 15 % väteperoxid tillsätts till 2,5 g provmaterial. Detta fick reagera över natten, och sedan kokades provet och efter det svalnat mättes pH, vilket betecknas som NAGpH.

3.3.4 Korrelationsanalys av identifieringsmetoderna

Sambandet mellan totalhalt svavel och det lägsta pH-värdet för de reducerade skikten undersöktes med en korrelationsanalys. Analysen utfördes för inkubationsförsök, snabbtest (fält och laboratorium) samt NAGpH-test med Spearmans rangkorrelation. Spearmans valdes då den kan hantera icke normalfördelade data och icke-linjära samband (Yadolah 2010). Metoden

kvantifierar styrkan och riktningen i ett monotoniskt samband, vilket i detta fall var för variablerna svavel och pH. Korrelationskoefficienten varierar mellan -1 (perfekt negativt samband) och 1 (perfekt positivt samband) och 0 indikerar ingen korrelation. P-värdet beräknades tillsammans med korrelationskoefficienten och anger signifikansen i sambandet (att det inte beror på slumpen). För värden under 0,05 indikeras en statistisk signifikans. Samtliga beräkningar utfördes i MATLAB.

3.4 KLASSIFICERING AV SUR SULFATJORD

Utifrån de olika identifieringsmetoderna, klassades jordarna som SSJ om följande pH understegs: för snabbtest och NAGpH-test om pH understeg 3 respektive 4,5 (Miljöministeriet 2022) och under 4 efter inkubation (Boman et al. 2023). Denna klassificering utfördes endast för de reducerade skikten. Gränsen är lägre för snabbtest än vid inkubationsförsök, då tillsatsen av väteperoxid orsakar en snabbare samt kraftigare pH-sänkning är den som förekommer vid naturlig oxidation. En profil klassades som SSJ om minst ett jordprov understeg gränsvärdet. Detta sammanställs nedan i tabell 3.

Tabell 3. Gränsvärden för klassificering av SSJ utifrån inkubationsförsök, snabbtest samt NAGpH-test.

Klassificering	pH_{INK}	pH_{FOX}	NAGpH
SSJ	< 4	< 3	< 4,5

Från inkubationsförsöket klassades jordarna även utifrån det senaste svensk-finska systemet av Boman et al. 2023. Först klassades jordprofilerna för varje 20 cm skikt efter typ av material baserat på pH och svavelhalt, vilket sammanfattas i tabell 4.

Tabell 4. Klassificering av material utifrån det senaste klassificeringssystemet i Sverige och Finland för minerogena jordarter (Boman et al. 2023). $pH_{FÄLT}$ är uppmätt pH i fält och pH_{INK} är pH från avslutat inkubationsförsök. ΔpH är skillnaden mellan $pH_{FÄLT}$ och pH_{INK} som måste uppnås.

Material	$pH_{FÄLT}$	pH_{INK}	ΔpH	S (%)
Ej sulfid	-	-	-	<0,01
Sulfid	-	-	-	≥0,01
Hyposulfid	≥4,0	≥4,6	-	≥0,01
Hypersulfid	≥4,0	<4,0	≥0,5	≥0,01
Parahypersulfid	>4,5	4,0–4,5	≥0,5	≥0,01
Parasulfat	4,0–4,5	4,0–4,5	<0,5	-
Sulfat	<4,0	-	-	-

När alla skikten i jordprofilen hade klassats efter material, kunde de sedan klassas efter huvudklassen. Sammanfattningsvis klassas jorden som *Ej SSJ* om profilen endast består av ej sulfidmaterial, sulfidmaterial eller hyposulfidmaterial. *Para-SSJ* om jorden består av minst ett skikt (≥ 15 cm) parasulfatmaterial och/eller parahypersulfidmaterial (men inga lager av sulfatmaterial eller hypersulfidmaterial). Vidare klassas det som *SSJ* om jorden består av minst ett skikt sulfatmaterial och/eller parasulfatmaterial tillsammans med hypersulfidmaterial och/eller endast hypersulfidmaterial. *Para-SSJ* och *SSJ* kan därefter delas därefter in om de är aktiva och syraproducerande som *parasulfatjordar* respektive *sulfatjordar* eller om de potentiellt kan bli syraproducerande som *hypersulfidjordar* respektive *parahypersulfidjordar*.

Slutligen delas de in utefter jordtyp: finkornig, grovkornig, osorterad och organisk. Detta sammanfattas i tabell 5 nedan.

Tabell 5. Klassificering av SSJ efter huvudklass, underklass och jordtyp (Boman et al. 2023).

Material	Huvudklass	Underklass			Jordtyp
Ej sulfid **Sulfid** **Hyposulfid**	Ej SSJ				
Hypersulfid	SSJ		Hypersulfidjord	Potentiell sur sulfatjord	Finkornig < 63 µm Grovkornig ≥ 63 µm Osorterad (morän) Organisk (GF >20%)
Parahypersulfid		Para-SSJ	Parahypersulfidjord		
Parasulfat			Parasulfatjord	Aktiv sur sulfatjord	
Sulfat			Sulfatjord		

3.5 LAKTESTER OCH METALLMOBILITET

Metallmobiliteten i jordarna undersöktes genom att olika laktester utfördes. Specialproven användes för försöken som utgjordes av tre SSJ-prover och ett referensjordsprov. I samtliga fall så utfördes experimenten i duplikat, dvs två upprepningar per prov. Resultaten för duplikaten analyserades och ett medelvärde beräknades. Prov från alla laktester analyserades på ALS med analyspaket V-2 metaller (22) exklusive Hg för ämnena: Al, As, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, Si, Sr, V, och Zn. Metoderna för analysen var W-AES-1A för Ca, Fe, K, Mg, Na och Si och W-SFMS-5A för övriga metaller.

3.5.1 Extraktion med 0,43 M HNO_3

En extraktion med 0,43 M HNO_3 utfördes på specialproverna, för att kvantifiera mängden metall som är ytligt bundet till jorden och därför potentiellt kan frigöras. Metoden ger den geokemiskt aktiva fraktionen av metallen, vilket behövdes för att undersöka metallernas löslighet. Extraktionsmetoden som följdes var enligt ISO 17586:2016. Delmängder av specialproverna användes som var opåverkade av oxidation (reducerade).

3,00 g fuktig jord vägdes upp för varje specialprov och i duplikat i 50 ml centrifugrör med lock. Sedan tillsattes 30,0 ml 0,43 M HNO_3, och rören skakades i skakapparat i två timmar. Proven centrifugerades vid 3000 rpm i 20 min. Proven filtrerades med ett 0,2 µm Acrodisc PF filter ner i 20 ml scintillationsburkar. Proverna skickades sedan på analys.

3.5.2 pH-beroende lakbarhet

pH-beroende laktest utfördes för att undersöka hur lösligheten av As, Cd, Co, Cr, Ni och Zn beror på pH i jordproverna. Fyra olika pH-miljöer skapades med hjälp av salpetersyra (HNO_3), natriumhydroxid (NaOH), kalciumklorid ($CaCl_2$) och avjoniserat vatten. Detta utfördes på de fyra specialproverna i duplikat, sammantaget 32 prover för fyra steg på pH-skalan. Delmängder av specialproverna användes som var opåverkade av oxidation (reducerade). Resultatet från detta försök användes för att analysera hur metallösligheten beror på pH.

Lösningar av 0,002 M $CaCl_2$, 0,03 M HNO_3 och 0,03 M NaOH blandades. För varje specialprov vägdes 2,00 g fuktig jord upp i åtta 50 ml centrifugrör med lock. Lösningarna tillsattes enligt

tabell 6 nedan för varje jordprov. Rören skakades i en skakapparat i fem dygn och centrifugerades vid 3000 rpm i 20 min. pH-metern kalibrerades och pH mättes i lakvattnet för varje prov. Lakvattnet filtrerades med ett 0,2 µm Acrodisc PF filter ned i en 20 ml scintillationsburk. Proven konserverades slutligen genom att 30 % HNO_3 tillsattes till slutkoncentrationen 1%, sedan analyserades proverna.

Tabell 6. Volym lösning som tillsattes till varje provrör för de fyra specialproverna samt vilket pH-steg det motsvarar.

Lösning Volym	**0,002 M $CaCl_2$ ml**	**0,03 M HNO_3 ml**	**0,03 M NaOH ml**	**Avjoniserat vatten ml**
pH-steg 1	20	10	0	10
pH-steg 2	20	4	0	16
pH-steg 3	20	0	0	20
pH-steg 4	20	0	5	15

3.5.3 Extraktion med 0,001 M $CaCl_2$ av oxiderade prover

För specialproverna i duplikat som oxiderat i inkubationsförsöket i nio veckor, utfördes extraktion med 0,001 M $CaCl_2$. Detta var samma neutrala lösning som tillsattes för pH-steg 3 i försöket med pH-beroende lakbarhet se avsnitt 3.5.2, tabell 6. Detta utfördes för att kunna jämföra metallösligheten mellan det opåverkade (reducerade) och det oxiderade provet. Försöket utfördes som beskrivet i avsnitt 3.5.2 men endast för pH-steg 3.

3.6 MODELLERING I VISUAL MINTEQ

Geokemisk modellering utfördes med Visual MINTEQ för att utvärdera metallösligheten. Visual MINTEQ ver. 4.0 (4.05) användes som är en specieringsmodell och kvantifierar metallers olika kemiska former i vatten samt utfällningsreaktioner (Berggren Kleja et. al 2006). Modellen baseras på kemisk jämvikt med undermodeller för hur metaller binder till ytor för ytkomplexbildning, komplexbildning till organiskt material samt lermineral (Gustafsson et al. 2007). Modelleringen begränsades till Co och Ni och användes för att simulera metallösligheten under olika förhållanden. De fyra specialproven modellerades för de fyra pH-stegen från det pH-beroende laktestet och modellresultaten jämfördes med dessa analysresultat.

3.6.1 Modellparametrar

För organisk komplexbildning användes modellen SHM (Stockholm Humic Model). Modellen innefattar fast organiskt kol och löst organiskt kol samt att de består av humusämnena fulvosyra och humussyra (Gustafsson & Antelo 2022). SHM antar sedan att endast fulvosyra löses upp. Adsorptionen modellerades med två ytor Fh-FCD för ferrihydrit, som är en Fe-(hydr)oxid, respektive Fixed-charge site för lermineral. Kemisk jämvikt antogs för ferrihydrit och Al-(hydr)oxid.

Det fanns inte tillräckligt med provmaterial för att bestämma katjonbyteskapaciteten (CEC) med en separat extraktion (exempelvis med 0,1M $BaCl_2$). Därför uppskattades CEC från extraktion med 0,43M HNO_3 (avsnitt 3.5.1) som summan av Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^+ och Na^+. CEC [$cmol_c$/kg TS] beräknades enligt ekvation 4,

$$CEC = \sum_{i}^{n} \frac{C_i \times V \times z_i}{m_i} \quad (4)$$

där C_i är koncentration katjon [cmol/l], V volym lakvätska [l], z laddning på katjonen och m_i är jordmassan [kg TS]. CEC uppskattades också utifrån bulkmineralogin erhållen med XRPD-analysen (avsnitt 3.2.3) med CEC för de olika markkomponenterna. Medianvärden användes för CEC angivna i ett intervall (tabell 7). CEC [$cmol_c/kg$] beräknades enligt ekvation 5,

$$CEC = \sum_{i}^{n} \frac{M_{CEC} \times F}{100} \quad (5)$$

där M_{CEC} är medianvärdet för markkomponentens CEC och F är vikt-% av markkomponenten i jordarna.

Tabell 7. CEC [$cmol_c/kg$] för olika mineral och organiskt material (TOC) (Rennert et al. 2020; Appelo & Postma 2004).

Mineral	CEC [$cmol_c/kg$]
Kvarts	0–2,8
Plagioklas	0,9
Illit	9–50
Kalifältspat	3,7
Smektit	40–150
Muskovit	52
Klorit	1–50
Hydrobiotit	17
Illit/Smektit – Mixed Layered	15–90
Glimmer	17
Kaolinit	0,9–40
Kalcit	0,2–1,3
Pyrit	1,5
TOC	150–400

Vid modelleringen i Visual MINTEQ användes CEC beräknad enligt ekvation 4 ovan. I tabell 8 nedan presenteras antaganden som gjordes och sammanfattning av parametrar som användes som indata i modelleringen.

Tabell 8. Parametrar och antaganden för simulerade specialprover i Visual MINTEQ.

Parameter	Referens
pH	Uppmätt pH (avsnitt 3.5.2)
Komplexbildning med organiskt material (SHM)	
Organiskt kol (SOC)	TOC analyserad (avsnitt 3.2.1)
Löst organiskt kol (DOC)	Antagande: 5 mg/l
FA (fulvosyra)	Antagande: 50 % (Tiberg et al. 2016)
HA (humussyra)	Antagande: 50 % (Tiberg et al. 2016)
Aktiv DOM (löst organisk substans) som är FA	Antagande: 50 %
Adsorption (Ytkomplexbildning)	
Fe i ferrihydrit	- Adsorptionsmodell: Fh-FCD (Gustafsson & Antelo 2022) - [Fe] från extraktion med 0,43M HNO_3 (avsnitt 3.5.1)
Jonbytesgrupper lermineral	- Adsorptionsmodell: Fixed-charge site - Antagande: CEC (permanent) lermineral 0,1 mol/kg ler (Eriksson et al. 2011) - Lerhalt från kornstorleksfördelning (avsnitt 3.2.4)
Kemisk jämvikt med (hydr)oxider	
Al^{3+}	Jämvikt med $Al(OH)_3$ (soil)
Fe^{3+}	Jämvikt med ferrihydrit (aged)
Katjonbyteskapacitet (CEC)	
Ca^{2+}	Från extraktion med 0,43M HNO_3 (avsnitt 3.5.1), korrigerad för tillsatt 0,002M $CaCl_2$ (avsnitt 3.5.2)
Mg^{2+}	Från extraktion med 0,43M HNO_3 (avsnitt 3.5.1)
K^+	Från extraktion med 0,43M HNO_3 (avsnitt 3.5.1)
Na^+	Från extraktion med 0,43M HNO_3, (avsnitt 3.5.1), korrigerad för tillsatt 0,03M NaOH (avsnitt 3.5.2)
Korrigerade koncentrationer	
NO_3^-	Från tillsatt 0,03 M HNO_3 (avsnitt 3.5.2)
Cl^-	Från tillsatt 0,002M $CaCl_2$ (avsnitt 3.5.2)
Geokemiskt aktiv fraktion	
Co^{2+}	Från extraktion med 0,43M HNO_3 (avsnitt 3.5.1)
Ni^{2+}	Från extraktion med 0,43M HNO_3 (avsnitt 3.5.1)

3.6.2 Modellvalidering

RMSE (Root Mean Square Error) beräknades för att kvantifiera skillnaden mellan uppmätt data (laktest) och predikterade data (modell). Lägre RMSE indikerar en bättre modellanpassning och ger ett kvantitativt mått på modellens noggrannhet. RMSE för modellen beräknades enligt ekvation 6,

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}(y_{Ui} - y_{Pi})^2} \quad (6)$$

där n är antal datapunkter, y_{Ui} och y_{Pi} är uppmätt respektive predikterade data för den i:te datapunkten (Hodson 2022).

4 RESULTAT

4.1 PROVTAGNING I FÄLT

Från den okulära bedömningen som utfördes i fält, bedömdes båda profilerna för SSJ01 och SSJ03 bestå av sulfidhaltig siltig lera, (su)siLe. Det fanns ingen märkbar skillnad mellan profilerna för SSJ01 och vid 1,4 m djup övergick färgen till mörkgrå. För SSJ01 var A betydligt mörkare grå/svart från 1,4 m djup, jämfört med B. Då vädret var kallt och blåsigt, kunde ingen lukt uppfattas från jorden. Samtliga SSJ-profiler följde typiska pH för sura sulfatjordar med pH mellan 4,5–5,5 för att sedan öka med djupet vid den uppskattade grundvattenytan till pH 8 (se figur 8 för pH-variation genom hela jordprofilen). För REF01 bedömdes profilerna inte innehålla sulfidhaltig lera, utan vara siltig lera, siLe. Lägsta pH för profil REF01A och B uppmättes i det översta skiktet och pH sjönk sedan genom hela profilen med djupet. I tabell 9 nedan sammanställs resultat från provtagningen samt jordartsklassificering och lerhalt från kornfördelningsanalysen.

Tabell 9. Sammanställning av lägsta uppmätta pH i fält, motsvarande djup, uppskattad grundvattenyta (GVY), jordartsklassificering samt lerhalt. Sulfidhaltig siltig lera förkortas (su)siLe, siltig lera som siLe och lera som Le.

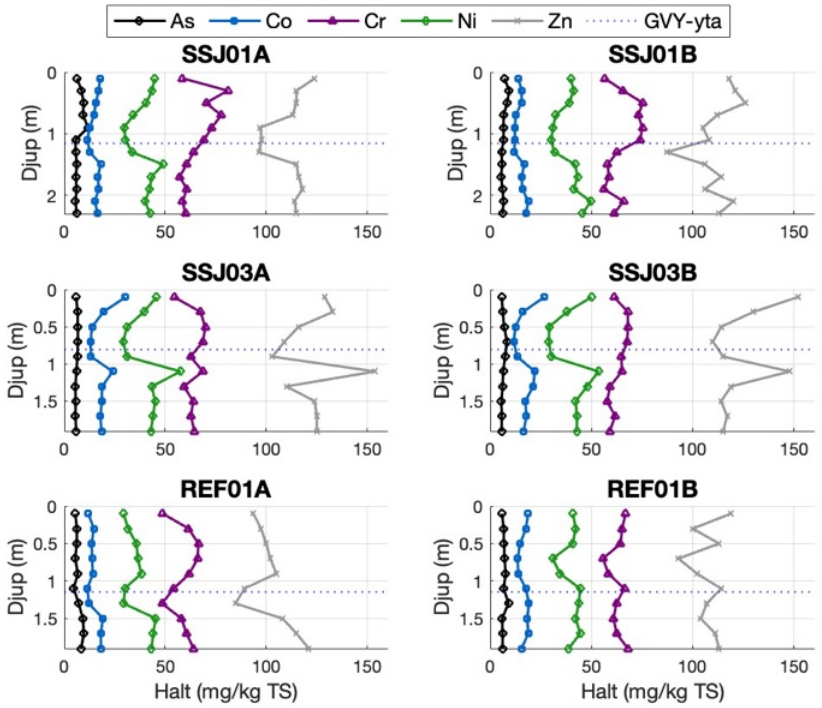
Provpunkt	Lägsta $pH_{FÄLT}$	Djup vid lägsta $pH_{FÄLT}$ (m)	Djup till GVY (m)	Jordarts-klassificering (okulär)	Jordarts-klassificering (analyserad)	Lerhalt (%)
SSJ01A	4,6	0,8-1,0	1,0-1,3	(su)siLe	-	-
SSJ01B	4,3	0,8-1,0	1,0-1,3	(su)siLe	siLe	37
SSJ03A	4,4	0,8-1,0	0,7-0,8	(su)siLe	Le	40
SSJ03B	4,4	0,8-1,0	0,7-0,8	(su)siLe	siLe	37
REF01A	5,5	0,0-0,2	1,0-1,3	siLe	-	-
REF01B	6,2	0,0-0,2	1,0-1,3	siLe	siLe	27

4.2 KEMISK KARAKTÄRISERING AV SSJ01, SSJ03 OCH REF01

I detta avsnitt presenteras resultat från de kemiska analyserna för grundämneskoncentrationer, specialprover och från den mineralogiska karaktäriseringen med XRPD-analys.

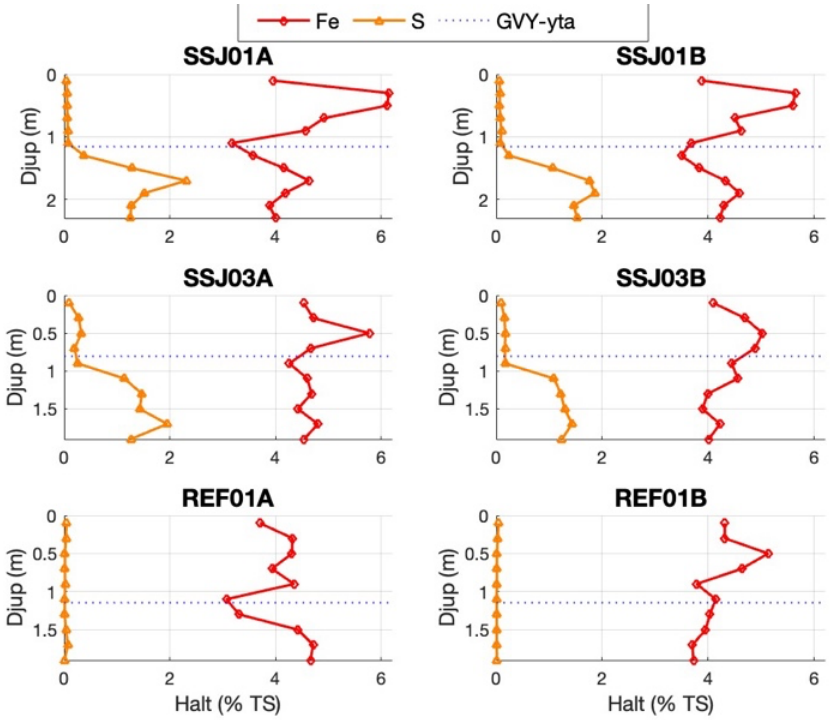
4.2.1 Kemiska analyser

I figur 6 nedan presenteras variationerna av As, Co, Cr, Ni och Zn med djupet för varje provpunkt för samtliga jordprofiler. Alla sex profiler har liknande totalhalter för de fem metallerna. Halterna är genom profilen relativt konstanta, men lägre vid den uppskattade grundvattenytan. Betydligt högre halter noteras för Ni och Zn, främst i SSJ03A och B strax under den uppskattade grundvattenytan (GVY-yta).



Figur 6. Totalhalt [mg/kg TS] As, Co, Cr, Ni och Zn i jordprofilerna SSJ01A, SSJ01B, SSJ03A, SSJ03B, REF01A och REF01B. Uppskattade GVY-ytan visas också.

I figur 7 presenteras halterna för Fe och S. Järnhalterna ligger runt 4 % för samtliga jordar med högst halt Fe för SSJ01 vid 0,5 m djup. Svavelhalten är låg ner till grundvattenytan för SSJ01 och SSJ03, men ökar sedan kraftigt vilket indikerar övergångszon följt av reducerad zon. För REF01 är koncentrationen S låg genom hela profilen.



Figur 7. Totalhalt [% TS] Fe och S i jordprofilerna SSJ01A, SSJ01B, SSJ03A, SSJ03B, REF01A och REF01B. Uppskattade GVY-ytan visas också.

4.2.2 Specialprover

De fyra specialproven som valdes ut presenteras i tabell 10 nedan, med totalhalter av S, Fe samt pH uppmätt i fält ($pH_{FÄLT}$). Resultat för TOC analyserad (TOC_A), TOC beräknad (TOC_B), ΔTOC presenteras också. Totalhalten svavel för SSJ-proven varierar mellan 12400 och 19500 mg/kg TS och är låg för referensjorden. En stor skillnad påvisas mellan TOC_A och TOC_B, där TOC_B är betydligt högre för samtliga prover.

Tabell 10. Totalhalt S, Fe, samt $pH_{FÄLT}$, TOC_A, TOC_B och ΔTOC för specialproverna.

Provnamn	**$pH_{FÄLT}$**	**S [mg/kg TS]**	**Fe [mg/kg TS]**	**TOC_A [% TS]**	**TOC_B [% TS]**	**ΔTOC**
SSJ01B 2,0–2,2 m	7,5	14600	42900	3,11	4,34	1,23
SSJ03A 1,6–1,8 m	7,9	19500	48000	2,65	4,04	1,39
SSJ03B 1,8–2,0 m	7,8	12400	40100	3,23	5,57	2,34
REF01B 1,6–1,8 m	7,8	92,2	37000	0,92	2,05	1,13

4.2.3 XRPD-analys

Nedan i tabell 11, presenteras bulkmineralogin för det prov för varje profil som analyserades. Tri står för trioktaedrisk, di för dioktaedrisk, I/S-ML för **(**Illit/Smektit – Mixed Layered) och Amorf-O för amorf-organisk. De tre jordproverna har en liknande mineralogisk sammansättning men det finns skillnader mellan dem. Kvarts var den mest förekommande mineralen för samtliga prover, följt av plagioklas, illit och kalifältspat. Smektit(Di) och Smektit(Tri) varierar mellan proverna och är högst i referensprovet. Pyrit och Aragonit detekterades endast i SSJ-proven, och ingen kalcit fanns i SSJ03B. Muskovit, klorit(tri) och hydrobiotit fanns i alla prover med mindre variation mellan proverna. Amorfo-O detekterades inte i referensprovet.

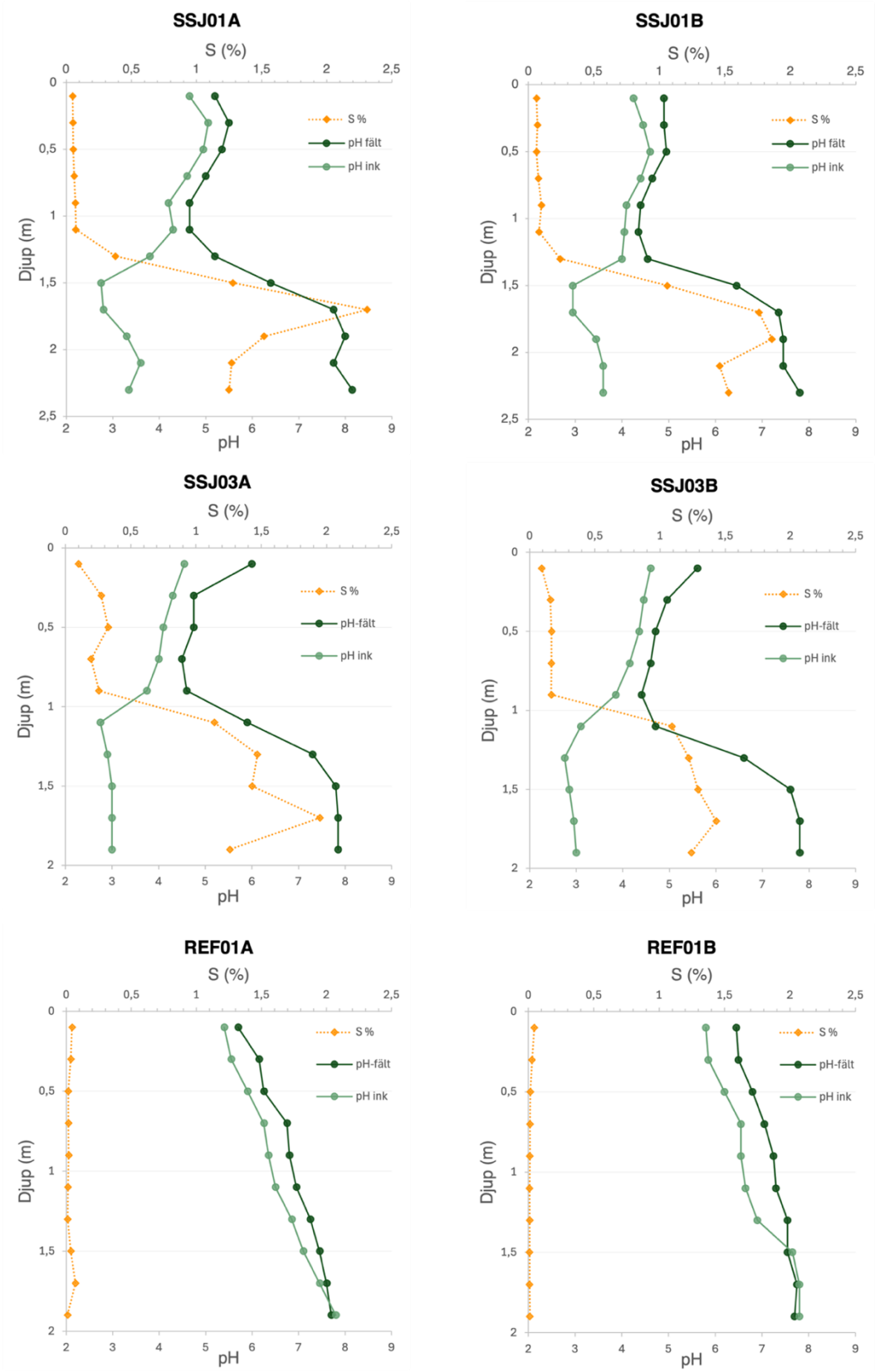
Tabell 11. Mineralkompositionen i vikt-% för varje prov. Icke-lermineral är markerade i kursiv och NaN indikerar att mineralet inte detekterades.

Mineral	SSJ01B 2,2–2,4 m	SSJ03B 1,6–1,8 m	REF01B 1,4–1,6 m
Kvarts	19,1	20,1	25,9
Plagioklas	14,6	16,2	17,7
Illit	18,3	17,2	15,2
Kalifältspat	10,7	12,0	12,7
Smektit(Di)	2,1	1,7	6,4
Muskovit	3,2	4,0	4,4
Klorit(Tri)	4,1	4,6	3,8
Hydrobiotit	2,7	3,3	3,1
Smektit(Tri)	0,3	0,4	2,6
I/S-ML	NaN	3,0	2,4
Glimmer(Tri)	4,1	4,5	2,2
Amfibol	2,0	2,2	2,1
Kaolinit	1,4	1,5	1,0
Kalcit	0,1	NaN	0,4
Anatas	0,2	0,2	0,1
Pyrit	1,6	2,3	NaN
Aragonit	5,9	NaN	NaN
Vermikulit	NaN	NaN	NaN
Amorfo-O	9,6	6,8	NaN
Di(sum)	23,6	25,9	28,4
Tri(sum)	11,2	12,8	11,7
Total	100	100	100

4.3 IDENTIFIERINGSMETODER

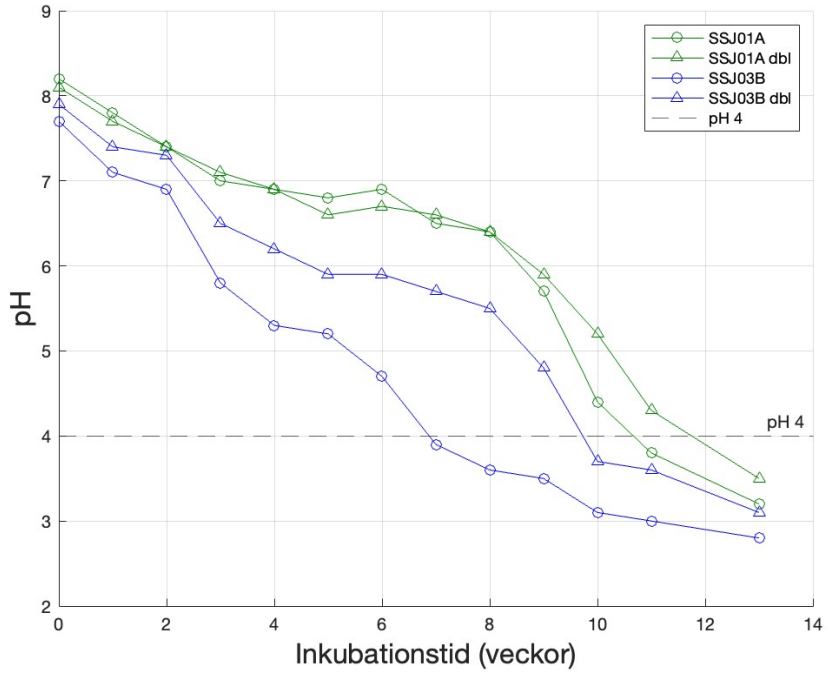
4.3.1 Inkubationsförsök

Resultaten för inkubationsförsöket för varje jordprofil presenteras nedan. Ett medelvärde beräknades för duplikaten och i figur 8 redovisas S (%), $pH_{FÄLT}$ och pH_{INK} efter 13 veckors inkubation mot djupet. 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 en svag minskning i pH under inkubationstiden, men pH understiger inte gränsvärdet 4.



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

Efter nio veckors inkubation hade vissa prover pH mellan 4,0 och 6,5. Därför fortsattes inkubationen och efter 13 veckor understeg alla reducerade SSJ-prover pH 4 med $\Delta pH \geq 0,5$. En tydlig variation i oxidationshastigheten observerades, då pH i duplikaten sjönk olika snabbt. Detta presenteras för ett urval av proverna i figur 9 nedan. För SSJ01A och SSJ01A dbl följde provernas pH varandra väl tills vecka nio, då pH i duplikatet sjönk snabbare. Det slutgiltiga pH skiljde sig med 0,3 men båda understiger 4. I provet SSJ03B sjönk pH betydligt snabbare än i dess duplikat (SSJ03B dbl), och pH understeg 4 redan efter sju veckor jämfört med 10 veckor. Noterbart är att för proverna SSJ01A och SSJ01A dbl skedde ingen signifikant pH-sänkning mellan veckorna 5–8.



Figur 9. Förändring i pH över tid för SSJ01A 2,2–2,4 m och SSJ03B 1,6–1,8 m i duplikat (dbl). Den horisontella streckade linjen markerar gränsvärdet vid pH 4.

4.3.2 Snabbtest

I tabell 12 nedan presenteras resultat från snabbtest utförda i fält och laboratorium i duplikat (dbl). Ett pH-värde < 3,0 indikerar SSJ. 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}.

Tabell 12. Uppmätt pH efter snabbtest i fält (pH_{FOX1}) respektive laboratorium (pH_{FOX2}), där dbl indikerar duplikat. Värdet i parentes är ΔpH jämfört med $pH_{FÄLT}$ och pH_{FOX1} respektive pH_{FOX2}. Värden som understiger gränsvärdet 3,0 är fetmarkerade.

Provpunkt	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)**
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)

4.3.3 NAGpH-test

Nedan i tabell 13 presenteras resultat från NAGpH-test. Gränsvärdet för att provet skulle klassas som SSJ var 4,5. Samtliga jordprover från SSJ-profilerna har pH under 4,5. Referensproven påvisar höga pH-värden > 8,9.

Tabell 13. Resultat från NAGpH-test med pH-värden under gränsvärdet 4,5 fetmarkerade samt pH mätt i fält ($pH_{FÄLT}$).

Provplats	Provnamn	$pH_{FÄLT}$	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

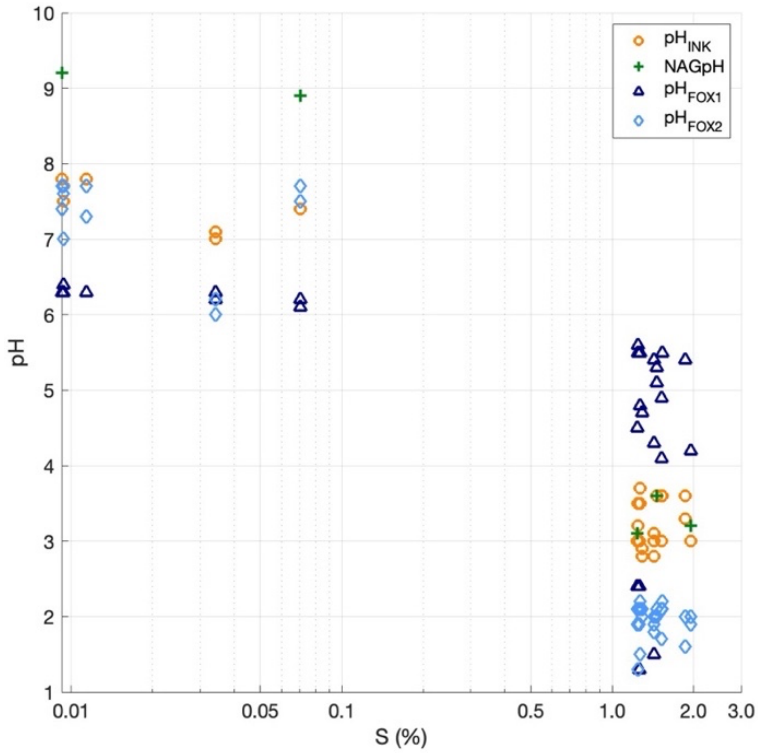
4.3.4 Jämförelse av resultat för identifieringsmetoderna

Nedan i tabell 14 jämförs resultaten för de tre undersökta identifieringsmetoderna för det prov från varje jordprofil 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.

Tabell 14. 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 SSJ.

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

I figur 10 visualiseras spridning av svavelhalter och pH för de tre identifieringsmetoderna för de reducerade skikten. Spearmans rangkorrelation för S och pH_{INK} var -0,63 ($p<0,000038$), S och NAGpH var -0,70 ($p<0,0242$), S och pH_{FOX1} var -0,68 ($p<0,0000044$) och för S och pH_{FOX2} var -0,65 ($p<0,000016$). Samtliga metoder indikerar en stark negativ korrelation, att när S ökar, minskar pH och det låga p-värdet påvisar statistisk signifikans.



Figur 10. pH plottat mot total svavelhalt (%) i logaritmisk skala för de reducerade skikten. pH visas för pH_{INK} (efter 13 veckor) NAGpH, pH_{FOX1} samt pH_{FOX2}.

4.4 KLASSIFICERING

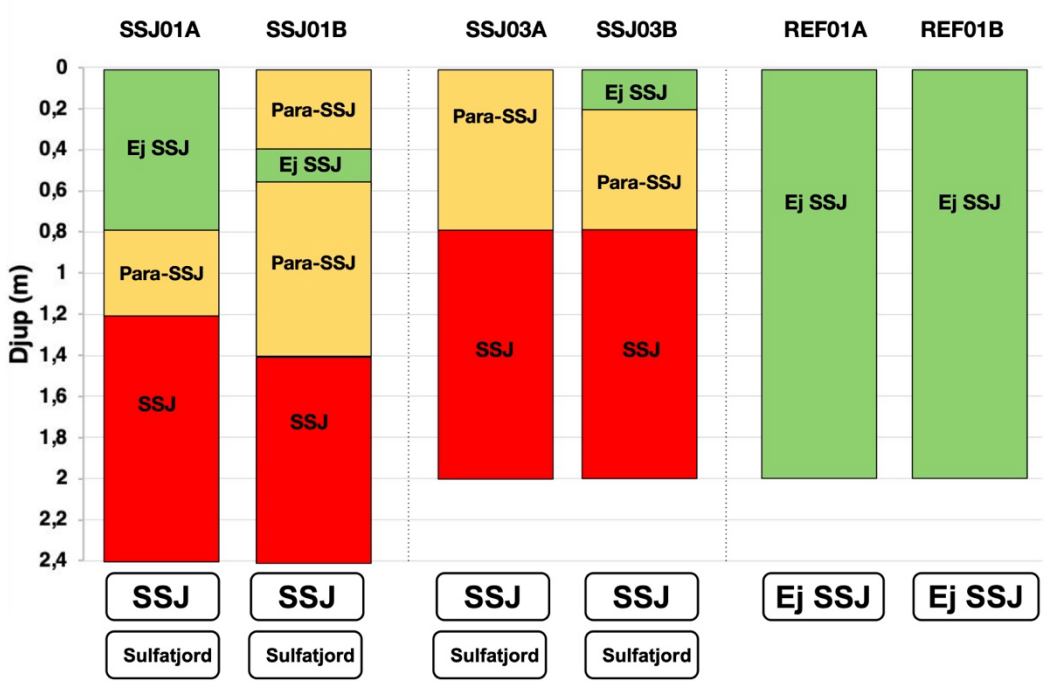
Nedan presenteras den sammanställda klassificeringen för de tre reducerade skikten för varje jordprofil (tabell 15). En profil klassades som SSJ om minst ett jordprov från varje profil understeg gränsvärdet. Lägsta uppmätta pH-värden för varje profil för samtliga identifieringsmetoder presenteras, tillsammans med högsta samt lägsta svavelhalten för skikten.

Tabell 15. Sammanställning av resultat för inkubationsförsök (pH_{INK}), snabbtest i fält och laboratorium (pH_{FOX1} respektive pH_{FOX2}) och NAGpH-test (NAGpH) samt total svavelhalt (max- och minvärden). Fetmarkerade värden understiger gränsvärdet presenterat i parentes för klassificering av SSJ.

Parameter	SSJ01A	SSJ01B	SSJ03A	SSJ03B	REF01A	REF01B
pH_{INK} (4)	**3,0**	**3,3**	**3,0**	**2,8**	7,0	7,5
pH_{FOX1} (3)	4,1	5,1	**0,9**	**2,4**	6,1	6,3
pH_{FOX2} (3)	**1,3**	**1,6**	**1,9**	**1,8**	6	7
NAGpH (4,5)	**3,4**	**3,6**	**3,2**	**3,1**	8,9	9,2
S (%) max	1,52	1,86	1,95	1,43	0,0705	0,0114
S (%) min	1,25	1,46	1,26	1,24	0,00937	0,00922
Klassificering	SSJ	SSJ	SSJ	SSJ	Ej SSJ	Ej SSJ

Utifrån det svensk-finska klassificeringssystemet (Boman et al. 2023), klassades samtliga jordprofiler för varje 20 cm skikt efter material och sedan efter huvudklass och underklass. Klassificering för alla skikt genom hela profilen för alla djup, visualiseras i figur 11. Oxiderade

zonen för SSJ01A bestod av hyposulfid (Ej SSJ), följt av lager som både var parasulfat och/eller parasulfid (Para-SSJ) i övergångszonen, följt av hypersulfidmaterial i reducerade zonen (SSJ). SSJ01B hade först parahypersulfidmaterial, följt av hyposulfid och sedan likt SSJ01A, parasulfat följt av hypersulfidmaterial. I SSJ03 fanns det parahypersulfid- och parasulfatmaterial direkt (första skiktet hyposulfid för SSJ03B), följt av hypersulfidmaterial (SSJ) från 0,8 m djup. Förekomsten av både parasulfatmaterial samt hypersulfidmaterial, gör att de klassas som sulfatjord utöver SSJ och inte som hypersulfidjord. De klassas också som finkorniga utifrån okulär bedömning samt resultat från kornstorleksanalysen. För REF01 klassades alla prov som Ej SSJ, då 15 av 20 skikt var hyposulfidmaterial. Dessa innehöll mer än 0,01% S, men pH understeg aldrig 4 respektive 4,5. Resterande fem prov var ej sulfidmaterial (S < 0,01%). Se bilaga B.1–B.6 för fullständig bedömning av material i samtliga skikt.



Figur 11. Klassificering av jordprofilerna SSJ01A, SSJ01B, SSJ03A, SSJ03B, REF01A och REF01B enligt Boman et al. 2023.

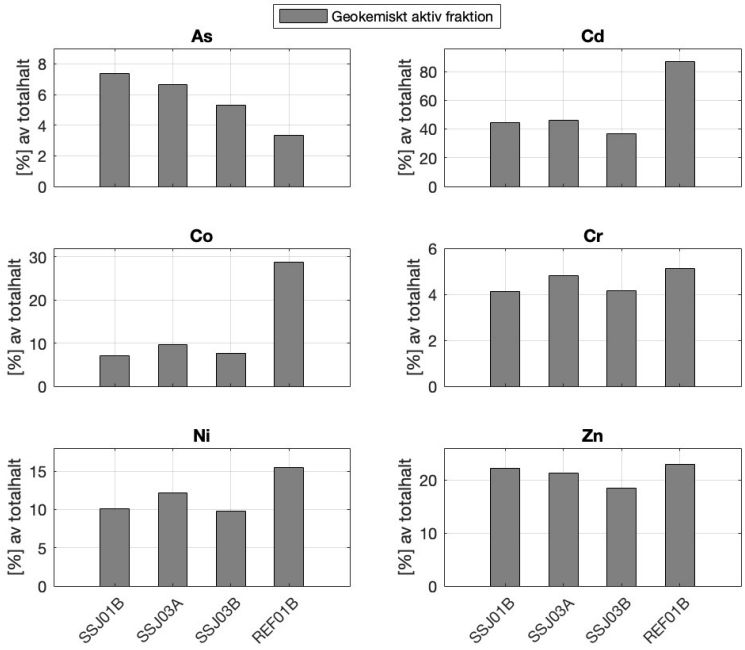
4.5 LAKTESTER OCH METALLMOBILITET

4.5.1 Geokemiskt aktiv fraktion

Den geokemiskt aktiva fraktionen av ämnena As, Cd, Co, Cr, Ni och Zn (figur 12) beräknades från medelvärdet av duplikaten från extraktion med 0,43M HNO_3. Resultatet från ena duplikatet (dbl) för SSJ01B, användes inte då ett felaktigt värde först rapporterats från ALS Scandinavia. För SSJ01B beräknades därför inget medelvärde utan värdet användes från det andra provet. Fullständiga analysresultat finnes i bilaga C.1.

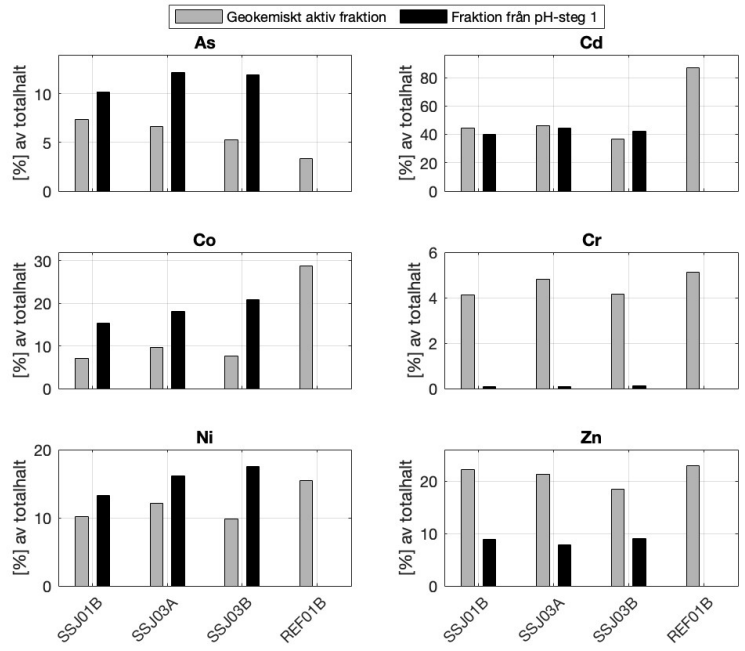
Referensjorden påvisar större geokemisk aktiv fraktion av samtliga ämnen förutom As. För As varierarar den mellan 3,4 och 7,4 %, och för Cd och Co är den 2 gånger större respektive 3–4 i

REF jämfört med SSJ. För Cr varierar den mellan 4,1 och 5,1 %, för Ni (9,8–15,5) och för Zn (18,5–22,9).



Figur 12. Geokemiskt aktiv fraktion [%] för As, Cd, Co, Cr, Ni och Zn i förhållande till totalhalt för specialprover.

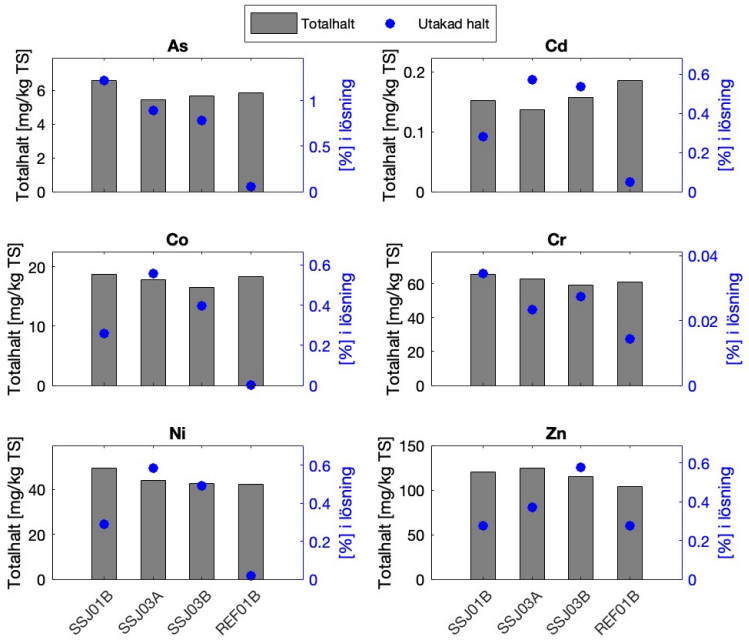
Den geokemiskt aktiva fraktionen för metallerna jämfördes mot fraktionen för pH-steg 1 (den suraste lösningen i pH-beroende laktest). Resultatet visas i figur 13, där det observeras att för As, Co och Ni uppmätts högre halter från pH-steg 1 jämfört med den geokemiskt aktiva fraktionen för SSJ-proverna.



Figur 13. Geokemiskt aktiv fraktion [%] samt fraktion från pH-steg 1 [%] för As, Cd, Co, Cr, Ni och Zn i förhållande till totalhalt för specialprover.

4.5.2 Utlakad fraktion

I figur 14 presenteras utlakningsgraden av As, Cd, Co, Cr, Ni och Zn i opåverkade (reducerade) specialprover med 0,001M $CaCl_2$. Den utlakade halten uttrycks som en procentandel av totalhalten. Jämförelsen visar att resultaten skiljer sig både mellan SSJ-proverna samt referensen. För samtliga metaller är lakbarheten lägst för referensprovet och för Cr och Zn är det minst skillnad mellan SSJ och REF. SSJ01B har störst utlakning av As och Cr, medan SSJ03A och SSJ03B har högst utlakning av Cd, Co, Ni och Zn.



Figur 14. Utlakad halt av As, Cd, Co, Cr, Ni och Zn [% i lösning] för specialproverna jämfört med totalhalt [mg/kg TS].

4.5.3 Jämförelse av opåverkade och oxiderade specialprover

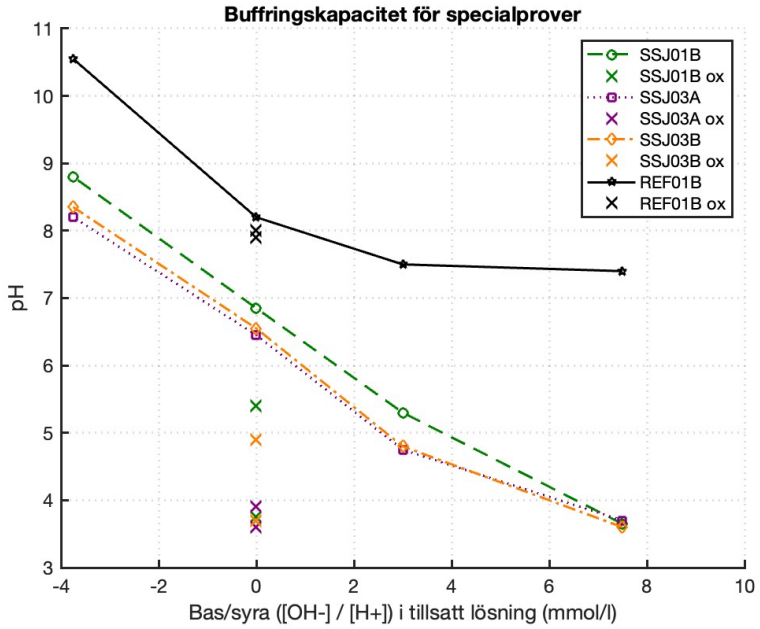
Nedan i tabell 16 presenteras de olika pH-värdena som uppmättes för specialproverna, både opåverkade och oxiderade i lösning med 0,001M $CaCl_2$. De oxiderade specialproverna togs efter 9 veckors inkubation från inkubationsförsöket, där oxidationshastigheten varierade för duplikaten. För SSJ-proverna var pH lägre för de oxiderade proverna och under 4, förutom för SSJ01B dbl samt SSJ03B dbl. Referensprovets pH skiljde sig endast med 0,2 respektive 0,3 pH-enheter för opåverkat och oxiderat.

Tabell 16. Uppmätt pH för opåverkat och oxiderat specialprov i duplikat (betecknat som dbl) i 0,001M $CaCl_2$.

Provnamn	pH opåverkat	pH oxiderat	pH oxiderat dbl
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

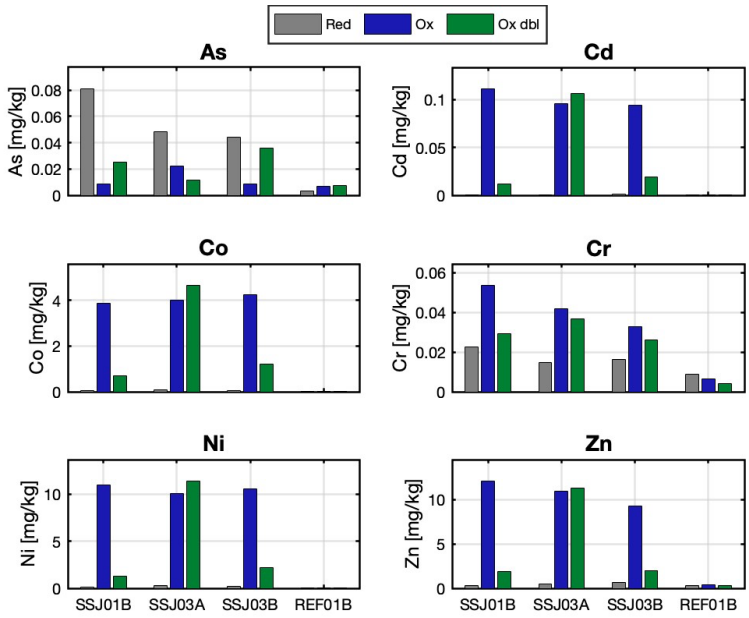
Specialprovernas buffringskapacitet presenteras nedan i figur 15 med de oxiderade proverna plottade för jämförelse. Jämförelsen mellan opåverkade och oxiderade SSJ-prover visar att oxidationen har lett till en pH-sänkning. För fyra av de proverna motsvarar deras pH det i den

suraste lösningen för opåverkade proverna. För de två övriga motsvarar pH det i den mindre sura lösningen och för REF01B motsvarar oxiderat pH detsamma som i neutral lösning. Referensprovet påvisar en hög buffringskapacitet vid sur lösning och oxidationen påverkar inte denna. SSJ01A, SSJ03A och SSJ03B har betydligt lägre buffringskapacitet än REF01B.



Figur 15. Buffringskapacitet för opåverkade specialprover när bas och syra tillsattes (negativ [OH^-] / positiv [H^+]). Buffringskapaciteten för oxiderade prover är insatta i en punkt.

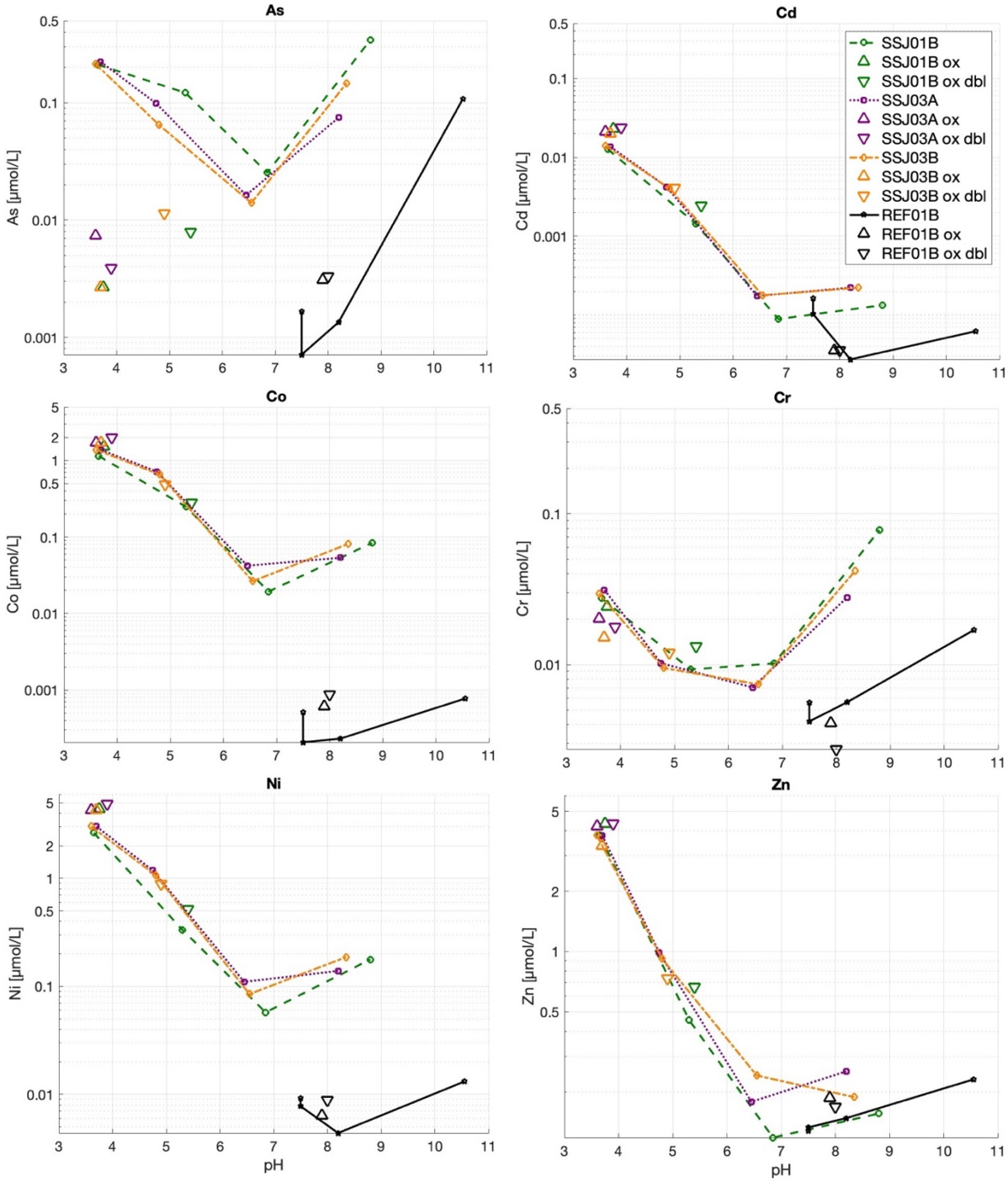
Figur 16 nedan, visar en jämförelse av utlakningshalten för As, Cd, Co, Cr, Ni och Zn i opåverkat specialprov och oxiderat specialprov i duplikat med 0,001M $CaCl_2$. För referensprovet var metallhalterna betydligt lägre än för SSJ-proverna, särskilt Cd, Co och Ni vars halter är för låga för att synas i grafen (< 0,007 mg/kg TS). Det finns ingen signifikant skillnad mellan halterna i opåverkat och oxiderat prov. För SSJ-proverna utmärker sig As från övriga metaller, då den opåverkade halten är högre än oxiderade. För övriga metaller är de utlakade halterna betydligt högre för oxiderade prover. Variationer i halterna observeras för oxiderat och oxiderat dbl, där pH skillnaderna var stora för SSJ01B samt SSJ03B (se tabell 16).



Figur 16. Jämförelse av utlakad halt av As, Cd, Co, Cr, Ni och Zn [mg/kg TS] för opåverkat specialprov (Red) och oxiderat specialprov (Ox) i duplikat i 0,001M $CaCl_2$. Dbl betecknar duplikat.

Nedan i figur 17 visualiseras jämförelsen av metallöslighetens pH-beroende för As, Cd, Co, Cr, Ni och Zn mellan oxiderade och opåverkade specialprover. För de opåverkade proverna beräknades medelvärdet av de två duplikaten för de uppmätta koncentrationerna för respektive pH-steg, se bilaga C.2–C.6 för fullständigt analysresultat. pH varierar mellan 3 och 9 för de opåverkade SSJ-proverna och för REF mellan 7 och 11. Generellt har referensjorden betydligt lägre koncentrationer av metallerna än SSJ-proverna. Jämförelsen mellan oxiderat och opåverkat prov avläses genom att metallösligheten för oxiderade prover motsvarar den tredje punkten i figuren räknat från vänster, vilket är koncentrationen vid pH-steg 3 i pH-beroende laktest. Resultatet visas för oxiderade proverna i duplikat, eftersom de efter nio veckors inkubation hade olika pH (se tabell 16). Dessa betecknas som ”ox” och ”ox dbl” efter provnamnet. För fyra av SSJ-proverna motsvarar oxiderat pH samma pH som i pH-steg 1 för opåverkade specialprover.

För SSJ-proverna är beteendet för Cd, Co, Cr, Ni och Zn konsekvent; metallösligheten av de oxiderade proverna är högre än för opåverkade. Metallösligheten för de oxiderade proverna motsvarar den för opåverkade prover vid samma pH som störst volym syra tillsattes (pH-steg 1). De två proverna som inte fullständigt oxiderat med pH 5,4 och 4,9 följer trendlinjerna med motsvarande metallöslighet vid samma pH för opåverkat prov. Metallösligheten för REF01B liknar den för de opåverkade proven vid det tredje pH-steget, med små variationer. As uppvisar ett avvikande resultat jämfört med övriga metaller. Metallösligheten av As i oxiderade SSJ-proverna är lägre än opåverkade vid samma pH. As och Cr har en ökad löslighet vid både låga pH (under 4) och höga (över 6) med en V-formad kurva. Cd, Co, Ni och Zn är mest lösliga vid låga pH.



Figur 17. Koncentration av As, Cd, Co, Cr, Ni och Zn [µmol/l] i logaritmisk skala som funktion av pH för specialproverna. Punkterna och linjerna visar opåverkade specialprover i 4 pH-steg. De oxiderade specialprovarna i duplikat (dbl) visas som separata trianglar i motsvarande färg som linjerna och punkterna.

4.4 MODELLERING I VISUAL MINTEQ

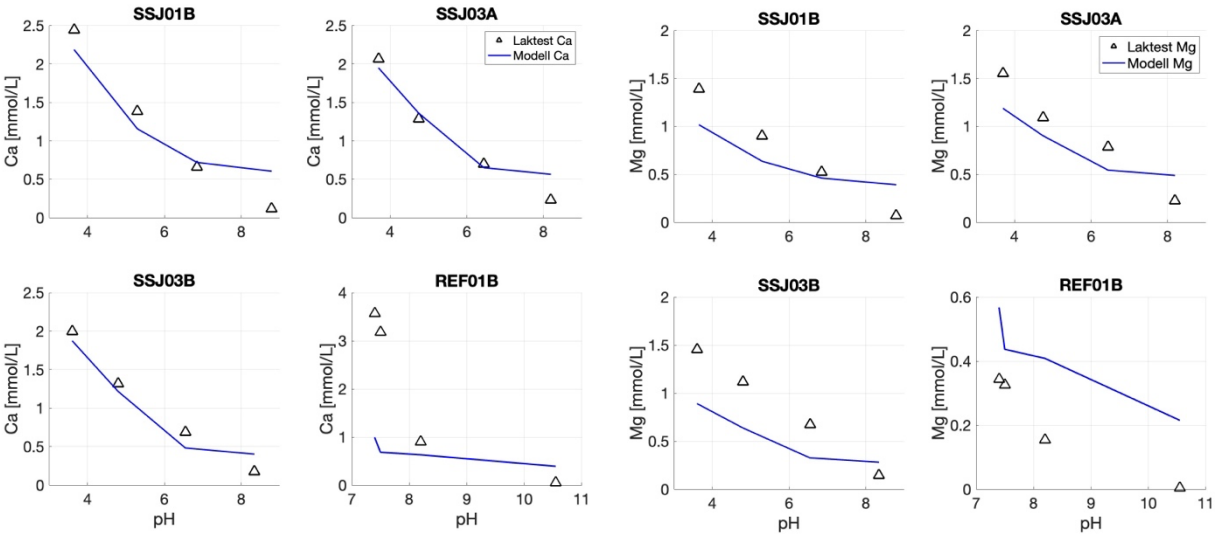
4.4.1 Katjonbyteskapacitet

Katjonbyteskapaciteten bestämdes med två metoder: utifrån extraktion med 0,43M HNO_3 och jordarnas bulkmineralogi från XRPD-analys. Likartade resultat erhölls för båda metoderna (tabell 17). Den största skillnad observerades för REF01B, där CEC överskattades med XRPD jämfört med HNO_3.

Tabell 17. CEC beräknat från extraktion med 0,43M HNO_3 och utifrån XRPD-analys.

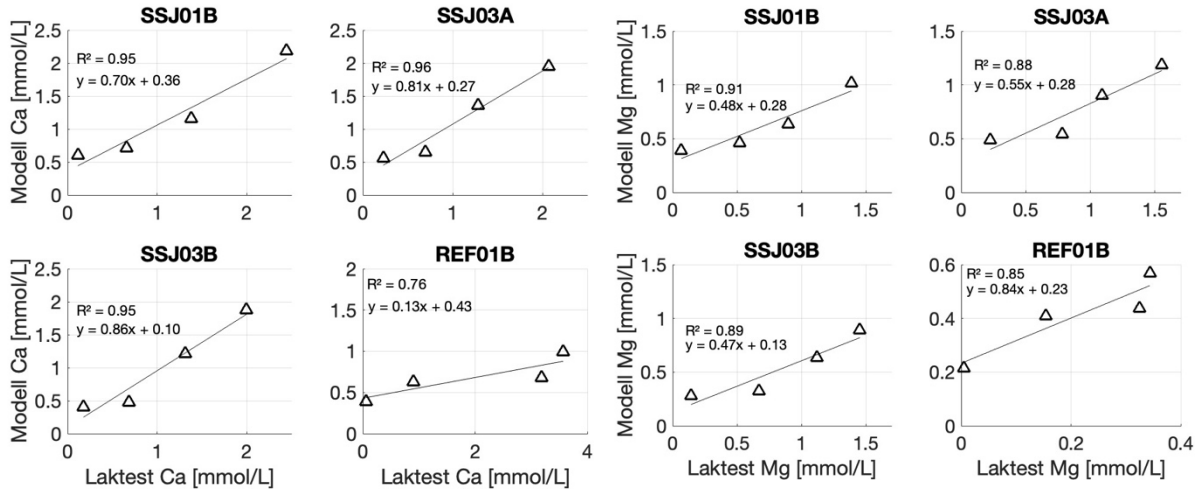
Provnamn	CEC (HNO_3) [$cmol_c/kg$]	CEC (XRPD) [$cmol_c/kg$]
SSJ01B	24,7	21,3
SSJ03A	23,8	-
SSJ03A	20,7	22,8
REF01	15,4	22,3

Vid modellering av kobolt och nickels metallöslighet, användes resultat för CEC från extraktion med 0,43M HNO_3. I figur 18 visas den modellerade koncentrationen av Ca och Mg tillsammans med uppmätta värden från pH-beroende laktest. Det finns en relativt god överensstämmelse för Ca med uppmätt data, för REF01B underskattades Ca inledningsvist. Mg underskattades för SSJ-proverna, medan de överskattades för REF01B.



Figur 18. Modellerad koncentration av Ca respektive Mg [mmol/l] vid olika pH jämfört med uppmätta värden från laktest.

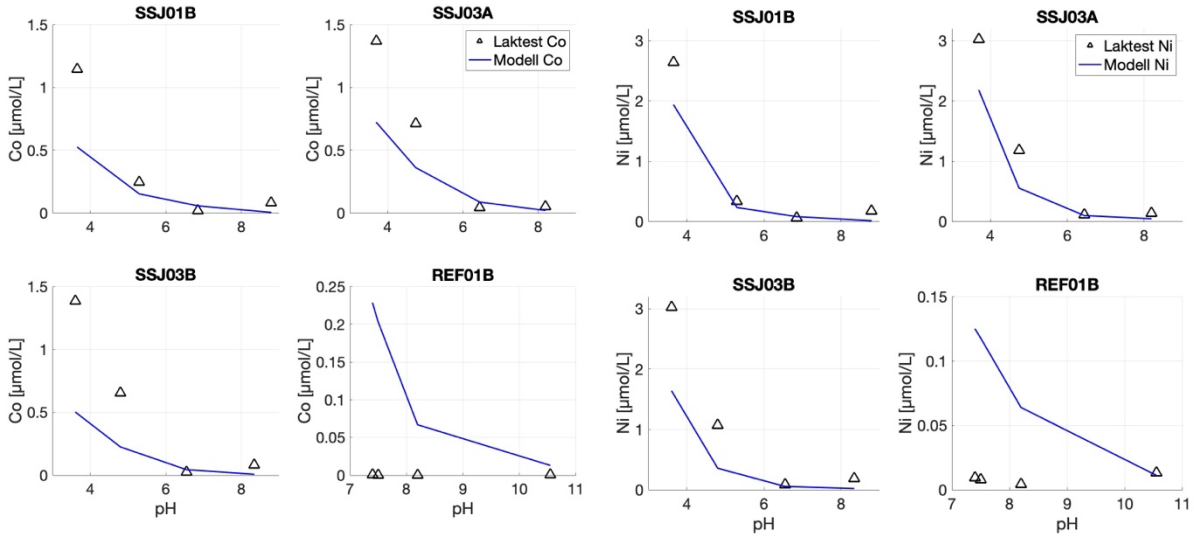
Höga R^2-värden erhölls för de linjära regressionerna (figur 19) varierande mellan 0,85 och 0,96. Ett undantag var Co i REF01B, där anpassningen var 0,76.



Figur 19. Modellerade värden av Ca och Mg [mmol/l] plottade mot uppmätta värden från pH-beroende laktestet.

4.4.2 Kobolt och nickel

Den modellerade metallösligheten av Co och Ni i Visual MINTEQ visas i figur 20 tillsammans med den uppmätta metallösligheten från pH-beroende laktest. Modellen simulerar lösligheten av Co väl för SSJ-proverna och bäst för SSJ01B och SSJ03A, vilket stödjs av RMSE värdena (tabell 15). Vid det lägsta pH-värdet underskattas lösligheten och är cirka hälften av den uppmätta. REF01B har lågt uppmätta koncentrationer av löst Co som är relativt konstanta vid det höga pH-intervallet. Detta lyckas inte simuleras i modellen. Precis som för Co är modellen bättre anpassad för metallösligheten av Ni för SSJ-proverna och det finns relativt god överrensstämmelse mellan laktest- och modellvärdena. SSJ01B har bäst anpassning och simulerar den kraftiga minskningen vid låga pH väl och sedan den mer gradvisa minskningen vid neutrala och höga pH. För SSJ-proverna underskattar modellen initialt lösligheten, men vid högre pH finns det god överrensstämmelse. Modellen simulerar REF01B sämst för metallösligheten av Ni. Den sämsta anpassningen för metallösligheten av Co och Ni för SSJ-proverna är SSJ03B. Detta tydliggörs av RMSE (tabell 18).

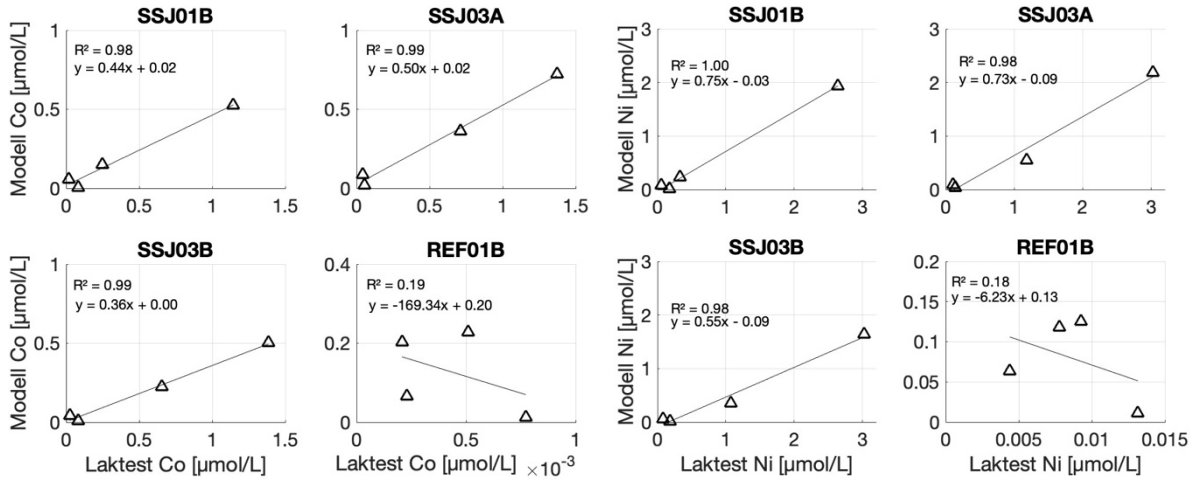


Figur 20. Modellerad metallöslighet av Co och Ni [µmol/l] vid olika pH jämfört med uppmätta värden från laktest.

Tabell 18. Beräknat RMSE för modelleringen av Co och Ni.

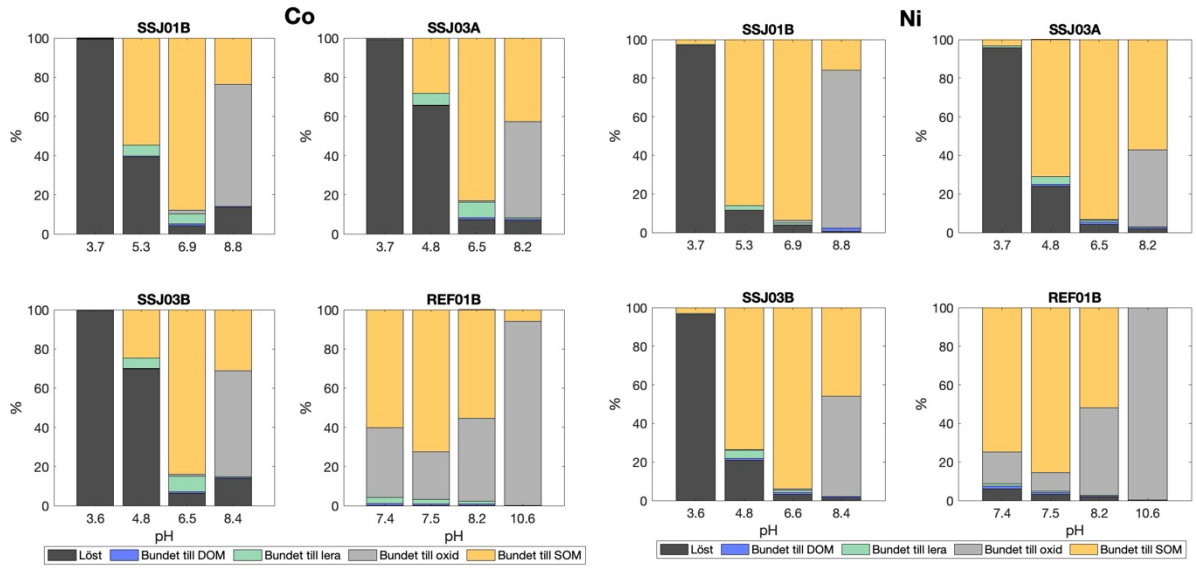
Provnamn	RMSE Co	RMSE Ni
SSJ01B	0,316	0,365
SSJ03A	0,370	0,527
SSJ03B	0,493	0,784
REF01B	0,156	0,085

I figur 21 visas jämförelsen mellan modellerade och uppmätta värden för Co och Ni vid 4 olika pH-steg. Att modellen kan beskriva metallösligheten av Co och Ni för SSJ-proverna bekräftas av de höga R^2-värdena nära 1. Vidare bekräftas den sämre anpassningen för REF01B vid höga pH, med en mycket svag korrelation mellan uppmätta och modellerade värden.



Figur 21. Modellerade värden av Co och Ni [µmol/l] plottade mot uppmätta värden från pH-beroende laktestet i 4 pH-steg.

I figur 22 visas de olika kemiska formerna av Co och Ni. Formerna visas för löst form, löst med organiskt material (bundet till DOM), bundet till lera, Fe- och Al-hydr(oxider) (bundet till oxid) och till fast organiskt material (bundet till SOM). Co och Ni förutspåddes att främst finnas som fria joner i löst form vid pH < 4 (> 95%), och även för Co vid pH < 4,8 (> 65 %). Vid pH 4,8–7,5 dominerade komplexbildning till organiskt material (55–95%). När pH ökade till över 8, förutspåddes den bundna formen till hydr(oxider) dominera (50–99,9 %) för både Co och Ni. Lermineral förväntas binda Co vid pH 4,8–8,2 mellan 1,5 till 8 % och för Ni 0,4–4 %. Co och Ni bundet till DOC förutspås vara liten och mindre än 1,6 %.



Figur 22. Modellerad fördelning av Co (vänster) och Ni (höger) mellan formerna, lösta fria joner (Löst), löst med organiskt material (bundet till DOM), bundet till lera, Fe- och Al-hydr(oxider) (bundet till oxid) och till fast organiskt material (bundet till SOM) för de olika pH-värdena.

5 DISKUSSION

5.1 PROVTAGNING I FÄLT

Fältprovtagningen visade tydliga skillnader mellan sulfidförande leror och sulfidfria leror. Alla profiler klassificerades som siltiga leror eller leror och SSJ-profilerna utmärkte sig med den observerade mörkgråa till svarta färg vid djup under den uppskattade grundvattenytan. Färgen gav en tydlig indikation om att SSJ01A och SSJ03 troligtvis innehöll sulfider. Vidare bekräftades detta av de initiala pH-mätningarna i fält, med lågt pH i oxidationszonen varpå pH ökade kraftigt med djupet från grundvattenytan. Detta indikerade oxidation av sulfider i den övre delen av profilen, följt av en övergångszon samt en reducerad zon. En liknande pH-gradient saknades i referensjordsprofilerna.

5.2 KEMISKA ANALYSER

5.2.1 Totalhalter

Analys av profilernas totalhalter av grundämnen, visade inga signifikanta skillnader för As, Cd, Co, Cr, Ni och Zn mellan SSJ och referens. Däremot obesvarades lägre halter av As, Co, Ni och Zn vid den uppskattade grundvattenytan, vilket tyder på att utlakning har varit störst vid de djupen. I SSJ03 noterades en markant ökning av Ni och Zn strax under grundvattenytan i, vilket kan bero på en sekundär utfällning av mineralen (Haldar 2017).

5.2.2 Svavelhalt

Den analyserade svavelhalten påvisade som förväntat en stor skillnad mellan SSJ-profilerna samt referensen. De lägre halterna ovanför grundvattenytan, indikerar oxidation av sulfider till sulfat och den kraftiga ökningen med djupet indikerar övergångszon och reducerad zon. För referensprovet var den som förväntat låg genom hela den vertikala profilen. Men för de flesta proverna översteg dessa 0,01% (variation mellan 0,001 och 0,07 %), vilket gör att REF01A och REF01B klassificeras som hyposulfidmaterial (Boman et al. 2023). Det innebär dock inte att de direkt klassificeras som SSJ, om inte $pH_{FÄLT}$ eller pH_{INK} understiger 4 (Boman et al. 2023). Visuri et al. 2021 har dragit slutsatsen att för finkorniga material är det sannolikt SSJ om svavelhalten är större än 0,2 % och troligtvis ej SSJ om S < 0,03 %. Utifrån detta har REF01 svavelhalter inom ett intervall där svavelhalt som ensam parameter, inte är tillräcklig för att entydigt identifiera sura sulfatjordar.

Trafikverket använder en tredelad klassificering baserad på svavelhalt: S < 0,1 % (försumbar försurningsrisk), S 0,1–0,4 % (låg till hög försurningsrisk) och S > 0,4 % (mycket hög försurningsrisk) (Trafikverket 2023). Dessa gränsvärden har fastställts för att effektivt hantera stora mängder sur sulfatjord vid schaktning. Enligt denna klassificering skulle REF01 inneha försumbar försurningsrisk, vilket överensstämmer med resultat från samtliga identifierings-metoder. Vidare skulle också SSJ01A vara i linje med den svensk-finska klassificeringen (figur 11), där de oxiderade skikten har försumbar försurning, följt av ett lager låg till hög försurningsrisk och mycket hög försurningsrisk i de reducerade skikten. Det finns dock skillnader mellan systemet med avseende på, vid vilket djup och hur tjocka dessa skikt är. SSJ01B avviker mer än A, då den enligt Trafikverket (2023) skulle ha försumbar försurningsrisk ner till 1,2 m djup. Inkubationsförsöket visar dock att det förekommer

försurande skikt inom det djupet, därför är försurningsrisken högre än vad svavelhalten ensam indikerar. Trafikverket föreslår dock inte att svavelhalt som ensam parameter är tillräcklig. Resultaten i denna rapport bekräftar det, men visar också att svavelhalten tillsammans med pH-mätningar är en viktig parameter och kan ge en bättre helhetsbild av jordarnas försurningspotential.

5.2.3 TOC

Resultaten för TOC visade en betydande skillnad mellan den beräknade metoden och den direkta metoden. TOC_B (beräknat) överskattades kraftigt för samtliga prover. Den beräknade metoden som inte är ackrediterad och utgår från glödgningsförlust kan påverkas av förlust av vatten förutom organiskt material. Vidare antas att organiskt material innehåller 58 % kol, vilket kan vara en förenkling för de undersökta jordarna. Resultatet påvisar att den beräknade metoden inte är lämplig för att bestämma TOC för de undersökta lerjordarna.

5.2.3 XRPD-analys

Från XRPD-analysen påvisades tydliga skillnader i bulkmineralogin för SSJ01, SSJ03 och REF01. Pyrit detekterades endast i SSJ01 och SSJ03 vilket bekräftade att de var sulfidhaltiga. En högre andel pyrit detekterades i SSJ03 jämfört med SSJ01 och ingen kalcit eller aragonit fanns i SSJ03. SSJ03 hade en något lägre buffringskapacitet än SSJ01 och oxidations-hastigheten i inkubationsförsöket var också snabbare. Detta kan således förklaras av avsaknaden av karbonatmineral och mer pyrit i SSJ03.

5.3 IDENTIFIERINGSMETODER

5.3.1 Inkubationsförsök

Inkubationsförsök utfördes i duplikat för samtliga prover. För de flesta proverna skiljde sig inte resultatet med mer än 0,2 pH enheter, vilket är en typisk variation för pH-mätningar i jordprov (Visuri et al. 2021). Inkubationsförsöket gav tillförlitliga resultat för att identifiera de olika jordprofilerna som SSJ eller ej SSJ. Om försiktighetsmått tillämpas vid bedömningen, att endast ett prov från profilen behöver ha $pH_{INK} < 4$ skulle profilerna SSJ01A, SSJ01B, SSJ03A och SSJ03B identifieras som SSJ efter nio veckor.

Variationer i oxidationshastighet mellan duplikat, vilket visades i figur 9, kan förklaras av skillnader i provtjocklek, inhomogenitet och provets fuktighet. Provtjockleken, trots att den var avsedd att vara 5–10 mm, varierade sannolikt något mellan proverna vilket kan ha påverkat oxidationshastigheten. Detta stöds av tidigare forskning som visat att provtjockleken kan optimeras till 2 mm för att påskynda oxidationsprocessen och avsevärt minska inkubationstiden till 3 veckor för finkorniga jordar (Visuri et al. 2021). Inkubationslådorna var inte helt täta vilket gjorde att proverna lätt torkade ut och behövde vattnas regelbundet. För att simulera den verkliga oxidationen av sulfider ska proverna hållas nära fältkapacitet, och svårigheten under inkubationen var att bibehålla denna och inte vattna för mycket eller låta proverna torka ur. Oxidationsprocessen av sulfider är komplex (Edén et al. 2023) och att oxidationshastigheten varierade kan därför bero på detta med minskad mikrobiologisk aktivitet, förändrad porstruktur samt förändrad redoxpotential (Pousette 2010). Inkubationsförsök som identifieringsmetod är tidskrävande och processen behöver ständigt övervakas så att proverna hålls fuktiga.

5.3.2 Snabbtest

Snabbtest i fält visade en begränsad samstämmighet med resultaten i laboratorium för identifiering av SSJ. Endast 6 av SSJ-proverna indikerade SSJ med snabbtest i fält jämfört med samtliga 24 i laboratorium. För proverna som sjönk under gränsvärdet i fält, observerades en tydlig reaktion då de började koka, bubbla och ryka. 19 av 24 prover som sjönk under gränsvärdet i laboratorium påvisade synlig reaktion. Således behöver en tydlig reaktion inte påvisa SSJ. Vid analys av ΔpH observerades ett tydligt samband för de prover som indikerade SSJ, där ΔpH var > 5. Vidare var ΔpH större för SSJ i fält som inte indikerade SSJ jämfört med ΔpH för alla referensprover.

Snabbtest i fält påvisades vara påverkat av väderförhållanden och temperatur. Reaktionens temperaturkänslighet omnämns inte i den finska miljöministeriets vägledningen avseende identifiering av sulfidförande lerjordar (Miljöministeriet 2022). Resultaten i denna studie visade att vid låga temperaturer på cirka 0°C, erhålls inkonsekventa resultat för att korrekt kunna identifiera SSJ jämfört med snabbtest i laboratorium. Dessa resultat stödjer den temperaturkänslighet som beskrivits i Australiens riktlinjer för identifiering av SSJ (Sullivan et al. 2018b). Där belyses även att reaktionstiden kan ta upp till en 1 h i kalla väderförhållanden. I detta examensarbete var dock inte 1 h tillräcklig reaktionstid vid låga temperaturer.

Solen började skina och temperaturen steg under fältarbetet, när snabbtest utfördes för SSJ03A samt B. Då erhölls de resultat som indikerade SSJ, vilket understryker väteperoxidens temperaturberoende och stödjer även rekommendationerna i de australienska riktlinjerna att använda rumstempererad väteperoxid, samt att provrör kan placeras i varmt vatten eller under direkt solljus om ingen reaktion sker (Sullivan et al. 2018b). I en annan rapport har en omgivningstemperatur under 5°C observerats som en gräns för långsammare reaktionshastighet (Visuri et al. 2021).

Snabbtest i fält behöver därför utföras med försiktighet vid kallare temperaturer, då resultaten annars riskerar att bli felaktiga. Snabbtestet som identifieringsmetod av SSJ är därför inte en tillförlitlig metod i fält vid temperaturer runt 0°C. Från resultaten i laboratorium bedöms det vara en tillförlitlig metod, då samtliga SSJ-prover identifierades korrekt och referensproverna som ej SSJ.

5.3.3 NAGpH-test

NAGpH-test identifierade båda profilerna för SSJ01 och SSJ03 som syraproducerande SSJ. pH-värden från NAGpH korrelerade väl med de lägsta pH-värdena uppmätta under inkubationen. Den maximala skillnaden mellan NAGpH och pH_{INK} var 0,2, vilket tyder på att metoden likt inkubationsförsök väl simulerar den naturliga försurningen. Däremot uppvisade REF01 betydligt högre NAGpH jämfört med pH_{INK} med skillnaderna 1,5 respektive 1,4. Detta kan bero på att den detekterade kalciten i provet, snabbt neutraliserat väteperoxiden. Reaktionstiden för NAGpH-test är betydligt kortare jämfört med reaktionstiden för inkubationsförsök. NAGpH-test orsakar en intensivare oxidation än vid inkubation, vilket kan leda till reaktioner som inte sker under naturliga förhållanden.

Antalet prover som testades med NAGpH var begränsat, vilket gör det svårt att dra generella slutsatser i detta arbete. Men överenstämmelsen från resultatet för SSJ jämfört med referensproverna, styrker ändå att dessa jordar identifierades korrekt med NAGpH. En begränsning med metoden likt för snabbtest är om jordproverna har TOC högre än 5–7 %. Detta kan leda till felaktiga resultat då väteperoxiden också reagerar med organiskt material och kan bilda organiska syror (Amira 2002). De undersökta proverna hade TOC mellan 0,9 och 3,23 %, vilket är inom ett intervall där metoden anses vara lämplig.

5.3.4 Jämförelse av identifieringsmetoder

Det finns en god samstämmighet mellan resultaten från snabbtest i laboratorium, inkubationsförsök och NAGpH för att identifiera SSJ. Referensproverna med låg svavelhalt < 0,1 %, har betydligt högre pH-värden och över gränsvärdena, för alla identifieringsmetoder. Detta indikerar att ingen av metoderna ger falskt positiva resultat. Med Spearmans rangkorrelation utvärderades sambandet för totalhalt svavel i de reducerade skikten och de olika pH-värdena för inkubationsförsök, snabbtest samt NAGpH. Resultatet varierade mellan -0,63 och -0,70, vilket påvisade en stark negativ korrelation och samtliga korrelationer var statistiskt signifikanta.

Inkubationsförsök motsvarar bäst den pH-sänkning som naturligt sker vid oxidation. Således erhålls en realistisk bild av försurningspotentialen. Metoden är dock tidskrävande, vilket gör den mindre lämplig när SSJ snabbt behöver identifieras. Trots begränsningarna för snabbtest gällande temperatur och för jordar med högt organiskt innehåll (GF > 20 %), kan det vara en användbar identifieringsmetod. Tillförlitligheten för identifiering av SSJ med snabbtest skulle därför förbättras om den kombineras med analys av S och organiskt material. Fördelen med snabbtest är att det är en enkel och tidseffektiv metod, då den kan utföras direkt ute i fält eller på laboratorium. Det krävs en liten mängd provmaterial och resultat erhålls efter endast 1 h. Snabbtest kan vara ett användbart verktyg för preliminära undersökningar och vid screening av stora områden. Således en lämplig metod för stora infrastrukturprojekt där omfattande jordmassor behöver identifieras. Tillförlitligheten av NAGpH-testen begränsas precis som snabbtest av hög halt organiskt material. Resultaten i detta arbete påvisade att metoden var tillförlitlig och överensstämde väl för SSJ med pH_{INK}. Liknande resultat har erhållits av Ilonen (2021). Metoden kräver dock analys av ett externt laboratorium, vilket i dagsläget inte utförs för jordprover utan endast bergmaterial.

Trafikverket (2023) föreslår ett identifieringssystem baserat på försurningspotential, med analys av halter av S, Fe och Ca samt pH(init) uppmätt direkt och efter 24 h luftning pH(ox). pH-mätningar efter 24 h luftning, ger inte en realistisk bild av försurningspotentialen av SSJ bestående av främst pyrit. Pyrit oxiderar långsammare än monosulfider (Boman et al. 2010), vilket har noterats i detta examensarbete, då det tog det flera veckor för pH att understiga 4,3. För likande jordar bestående av främst pyrit som undersökts i detta arbete skulle snabbtest bättre och mer tillförlitligt kunna indikera SSJ än pH efter 24 h luftning. Således för att förbättra identifieringen av SSJ som domineras av pyrit i södra Sverige (Becher et al. 2019), bör det övervägas om snabbtest eller NAGpH ger bättre uppskattningar av försurningspotentialen än pH(ox) efter 24 h luftning.

5.4 KLASSIFICERING AV SULFIDJORD

Inga skikt hade $pH_{FÄLT}$ under 4, således förekom det inte sulfatmaterial. Däremot påvisades skikt i SSJ01 och SSJ03 vara parasulfat samt parasulfid i oxiderade och övergångszonen. Hypersulfid förekom i den reducerade zonen för samtliga SSJ-profiler. Då skikt av både parasulfat, parahypersulfid samt hypersulfid fanns, klassades profilerna som SSJ och mer specifikt som sulfatjord (aktiv). Detta då de har en direkt försurande effekt och inte endast en potentiell försurande påverkan. Vidare kategoriserades de som finkornig SSJ baserat på kornstorleksfördelningen. Finkornig sur sulfatjord bedöms vara den mest försurade jordtypen (Sundström et al. 2002). Referensprofilerna klassades som ej SSJ till följd av att ingen försurningspotential påvisades i inkubationsförsöket med $pH_{INK} > 4{,}6$.

En mätosäkerhet på cirka 0,1–0,2 pH-enheter noterades vid inkubationsförsöket som genomfördes i duplikat för alla skikt. Dessa små skillnader påverkade bedömningen av vissa skikt främst i övergångszonen, men även oxiderade zonen. Skikten klassades som parasulfat om $\Delta pH < 0{,}5$ och pH_{INK} mellan 4 och 4,5 eller direkt som parasulfat om $pH_{FÄLT}$ var 4–4,5, däremot som parahypersulfid om $\Delta pH \geq 0{,}5$. Vidare är det endast 0,1 pH-enheter mellan klassificering för hyposulfid och parahypersulfid, vilket till följd av mätosäkerheten försvårar bedömningen. Enligt bedömningssystemet klassades de två översta skikten för SSJ01B som parahypersulfid. Det är dock troligt att den uppmätta svavelhalten på cirka 0,06 % främst förekommer i sulfatform och inte sulfidform, eftersom skiktet är beläget nära ytan och långt över grundvattenytan borde eventuella sulfider redan ha oxiderat. Avståndet mellan provpunkterna A och B var endast 26 m, men ändå uppvisade de olika resultat för de övre skikten. Detta understryker att det förekommer lokala variationer som påverkar bedömningen av de olika materialen i SSJ. I detta projekt som fokuserat på att identifiera sura sulfatjordar, är det inte avgörande om några enskilda skikt klassificeras som parasulfat eller parahypersulfid, då denna distinktion blir mer relevant vid en detaljerad riskbedömning.

5.5 METALLMOBILITET

Referensjorden påvisade en större geokemisk aktiv fraktion av metallerna Cd, Co, Cr, Ni och Zn och största skillnaden var för Cd, Co och Ni jämfört med SSJ-proverna. Extraktionen med 0,43M HNO_3 utfördes på fuktiga prover, alltså opåverkade av oxidation och reducerade innan försöket. Eftersom Co och Ni förekommer som sulfider (Åström 1998), är det troligt att dessa metaller inte hann lösas upp fullständigt under den korta extraktionstiden på 2 timmar. Detta förklarar varför det uppmättes högre koncentrationer av As, Co och Ni från det pH-beroende laktestet (pH-steg 1) med en längre extraktionstid på 5 dygn. Denna lösning var dock mindre sur (tillsats av 0,03M HNO_3) jämfört med 0,43M HNO_3. Resultaten påvisar att extraktionstiden var mer avgörande än surheten i lösningen, för att frigöra As, Co och Ni från sulfidmineralen. Följaktligen underskattades den geokemiskt aktiva fraktionen av As, Co och Ni för SSJ-proverna.

Den utlakade fraktionen av metallerna som lakas ut ur specialproverna vid 0,001M $CaCl_2$ (figur 14), visade att från SSJ lakas en högre andel metaller ut jämfört med referensen. Detta påvisar en ökad risk av mobilisering av metallerna As, Cd, Co, Cr, Ni och Zn från SSJ. För ämnena Cr

och Zn var utlakade halter relativt jämna mellan SSJ och referens. Totalhalterna påvisade inga stora skillnader mellan referens och SSJ, så därför har inte detta påverkat den utlakade halten.

5.5.1 Jämförelse av metallöslighet mellan opåverkat och oxiderat prov

I figur 16 presenterades resultaten för utlakad halt av As, Cd, Co, Cr, Ni och Zn i neutral lösning som representerade det naturliga porvattnet (Elert et al. 2006). Utlakade halter för referensprovet var låga och påvisade ingen signifikant skillnad mellan opåverkat och oxiderat prov, vilket var förväntat då inga sulfider oxiderades. As utmärkte sig från övriga metaller, då en större metallöslighet påvisades i opåverkade SSJ-prov. Detta stämmer dock med teorin om att lösligheten ökar vid alkaliska förhållanden, då As främst förkommer i anjonisk form (Berggren Kleja et al. 2006). För övriga metaller var metallösligheten signifikant högre i oxiderade prover. Detta tyder på att försurningen till följt av oxidation av sulfider är den dominerande faktorn för metallösligheten. Jämförelsen mellan oxiderade duplikat visade en god överenstämmelse för SSJ03A, där skillnaden i uppmätta pH i lösningen var minst (3,7 respektive 3,9). För SSJ01B och SSJ03B var skillnaderna i utlakade halter betydande (pH varierade med mer än 1,2 för duplikaten), vilket understryker metallöslighetens pH-beroende. Utlakningen var således störst för de oxiderade proverna med lägst pH.

Det pH-beroende laktestet för opåverkade (reducerade) prover visade att metallerna i SSJ-proverna hade högre metallmobilitet jämfört med referensen. Då referensprovet inte kom ner i lägre pH än 7,4, tyder det på en högre buffringskapacitet jämfört med SSJ. Generellt för de studerade metallerna gäller att vid låga pH ökar metallösligheten och således rörligheten i marken. Att metallösligheten ökade vid låga pH beror på att mindre mängd adsorberas till järn- och aluminium(hydr)oxider, organiskt material samt lerpartiklar. Sedan påvisades en svag ökning av metallösligheten för Cd, Co, Ni och Zn vid pH > 7, vilket avviker från den minskande trenden. Detta kan förklaras av att adsorptionen minskar vid mer alkaliska förhållanden, då metallerna i större utsträckning komplexbinds till löst organiskt material (Berggren Kleja et al. 2006). Dessa komplexbildningar är mer betydande vid högt pH, då koncentrationen DOC ökar (Dijkstra et al. 2004). As och Cr uppvisar ett mer komplext pH-beroende med en tydligare V-formad kurva, där lösligheten är som störst både vid låga pH samt höga pH. Enligt teorin adsorberas As starkt till järn- och aluminium(hydr)oxider vid pH < 8 och pH < 6 för Cr (Berggren Kleja et al. 2006), vilket förklarar den ökade metallösligheten vid höga pH. Den höga lösligheten vid låga pH beror troligtvis på upplösning av järn- och aluminium(hydr)oxider som följaktligen frigör As (Bayard et al. 2006).

Vid jämförelse av opåverkade och oxiderade specialprover i förhållande till det pH-beroende laktestet, var metallösligheten starkt pH-beroende. Den oxiderade metallösligheten var inte signifikant högre eller lägre än motsvarande vid samma pH för opåverkat prov. Således var lösligheten konsekvent vid jämförbara pH-nivåer för metallerna Cd, Co, Cr, Ni och Zn. Metallösligheten i sura sulfatjordar påverkas av sulfidoxidationen och försurningen. De två oxiderade proverna som inte fullständigt oxiderat (pH 5,4 respektive 4,9), följde trendlinjerna väl, vilket förstärker att lösligheten styrs av pH-sänkningen i sura sulfatjordar. För As var lösligheten lägre för oxiderade SSJ-prover, vilket förklaras av att As i stor utsträckning var

bundet till järn- och aluminium(hydr)oxider. I lösning med HNO_3 löstes dock dessa upp och en högre metallöslighet påvisades därför för opåverkat prov.

5.6 MODELLERING I VISUAL MINTEQ

5.6.1 Katjonbyteskapacitet

Katjonbyteskapaciteten för specialproven uppskattades med två olika metoder: dels utifrån koncentrationerna från extraktion med 0,43M HNO_3 och utifrån jordens bulkmineralogi (XRPD). Detta behövdes som indata till modelleringen för Co och Ni metallöslighet i Visual MINTEQ, då det styr mängden katjoner som binds till marken. Resultaten visade att CEC från de två metoderna överensstämde väl för SSJ-proverna. Den största skillnaden noterades för REF01, där den var högre med XRPD, vilket kan bero på en högre andel smektit i det provet. För flera av mineralen och organiskt material, var intervallen för typiska CEC-värden stora och därför användes medianvärden. Om minimi- eller maxvärden hade använts, skulle CEC blivit avsevärt lägre respektive högre. CEC uppskattat med 0,43M HNO_3 tillämpades i Visual MINTEQ, eftersom det fanns data för samtliga specialprover och även för fördelningen mellan Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^+ och Na^+. Modelleringen visade att koncentrationerna Ca överensstämde relativt väl med uppmätt data för SSJ-proverna. Dock underskattades Mg för SSJ-proverna, medan de överskattades för referensprovet.

5.6.2 Kobolt och nickel

Visual MINTEQ kunde beskriva lösligheten av Co och Ni för SSJ-proverna väl. Indata för Co och Ni i modellen var den uppmätta geokemiskt aktiva fraktionen. I figur 13 visades dock att denna koncentration var betydligt lägre än den som uppmättes vid pH-steg 1 från pH-beroende laktest. Detta resulterade i att modellen underskattade lösligheten av Co och Ni vid låga pH, till följd av att för låga koncentrationer användes som indata. Därmed kunde inte en god anpassning erhållas vid det lägsta pH-värdet. För SSJ-proverna fanns det en stark positiv korrelation mellan modellerade och uppmätta värden. Detta indikerade att modellen kunde beskriva de grundläggande processerna som styr metallösligheten. De styrande processerna var komplexbildning till fast organiskt material vid pH 4,8–7,5, och vid pH > 7,5 ytkomplexbildning till Fe- och Al-hydr(oxider). RMSE användes för att kvantifiera hur väl modellen simulerar metallösligheten. RMSE visade att modellen lyckades beskriva metallösligheten för både Co och Ni bäst för SSJ01B och sämst för SSJ03B.

För referensprovet med ett smalare och högt pH-intervall, var modellens prediktiva förmåga sämre för både Co och Ni. RMSE för REF01B och Co var 0,156, vilket var lägre än för SSJ03B (0,493). Koncentrationsintervallet för referensprovet var dock mycket smalare, vilket innebär att det absoluta felet är förhållandevis litet, men det relativa felet är större än för SSJ03B. Korrelationen är vidare mycket svag för REF01B, vilket tyder på att modellen inte kan beskriva metallösligheten för dessa lerjordar med hög buffringskapacitet. Bindningen av Co och Ni till marken underskattas och till följd så överskattas lösligheten, trots att modellen simulerar en hög grad adsorption (98,7–99,9 % för Co och 92,5–99,8 % för Ni) vid pH 7,4–8,2.

Den sämre anpassningen för referensprovet påverkas av det höga pH-intervallet jämfört med pH-intervallet för SSJ. Komplexbildningen till (hydr)oxider är mer betydande vid höga pH,

vilket främst påverkar referensjorden. Data för Al^{3+} och Fe^{3+} från extraktion med 0,43M HNO_3 kan ha varit otillräcklig för att användas som indata till modellen. Vanligtvis bestäms Al^{3+} och Fe^{3+} med oxalatlösning (Rennert et al. 2021). Extraktion med 0,43M HNO_3, ger den geokemiskt aktiva fraktionen, vilket innebär att en större mängd förmodligen extraheras än endast den bunden till (hydr)oxider. Således borde inte detta vara en större felkälla till den dåliga anpassningen, då lösligheten ändå underskattas. Detta tyder på att fler parametrar än de som använts i modellen påverkar den starka bindningen till lerjorden. I modellen togs det inte hänsyn till Mn-(hydr)oxider, silikatmineral eller kalcit. Dessa parametrar skulle eventuellt kunna ge en bättre anpassning om de användes som indata till modellen.

6 SLUTSATSER

Inkubationsförsök visade en hög tillförlitlighet för identifiering av sura sulfatjordar. Samtliga prover i de reducerade skikten från SSJ01 och SSJ03 identifierades som sura sulfatjordar med $pH_{INK} < 4$. Variationer förekom i oxidationshastighet för duplikaten, men de slutgiltiga pH_{INK} erhölls utan signifikanta skillnader över tid (13 veckor). Referensjorden identifierade som ej sura sulfatjordar och lägsta uppmätta pH_{INK} var 5,5 i de översta skikten av profilerna.

Snabbtest utfört i fält uppvisade ett starkt temperaturberoende för oxidationsmedlet väteperoxid. Vid 0°C erhölls inkonsekventa resultat för identifiering av sura sulfatjordar. Förekomsten av sura sulfatjordar underskattades, då endast 6 av 24 prover identifierades korrekt som sura sulfatjordar i fält. Detta resulterade i lägre tillförlitlighet för metoden, jämfört med snabbtest utfört i laboratorium. Under kontrollerade förhållanden i laboratorium visade snabbtest hög tillförlitlighet för identifiering av sura sulfatjordar. Samtliga 24 prover identifierades som sura sulfatjordar. Snabbtest som identifieringsmetod är därför begränsad vid kallare temperaturer, och för att säkerställa tillförlitliga resultat bör den utföras under kontrollerade förhållanden i laboratorium eller med försiktighet vid temperaturer kring 0°C.

NAGpH-testen utfördes för färre prov än snabbtest och inkubationsförsök, men visade en hög tillförlitlighet för de analyserade proverna. Metoden identifierade de fyra SSJ-proverna som sura sulfatjordar och visade en god korrelation med pH_{INK}. Detta indikerar att den likt inkubationsförsöket återspeglar den naturliga försurningen väl.

Ytterligare en begränsning för snabbtest och NAGpH-test är för högorganiska jordar, då oxidationen av organiskt material konsumerar väteperoxiden. Tillförlitligheten för metoderna förbättras därför med kombinerad analys av S och TOC. Valet av identifieringsmetod bör därför baseras på ett projekts specifika krav och jordens egenskaper. För större infrastrukturprojekt då en snabb och inledande bedömning krävs, kan snabbtest vara en lämplig identifieringsmetod.

Vid oxidation av reducerad sulfidjord ökade metallösligheten för metallerna Cd, Co, Cr, Ni och Zn. Den ökade metallösligheten styrs av pH-sänkningen till följd av sulfidoxidation. Metallösligheten för oxiderade prover överensstämde väl med metallösligheten för opåverkade (reducerade) prover när stark syra tillsattes och pH-värdena var jämförbara. Den ökade metallösligheten i sura sulfatjordar bedöms främst bero på försurningen och är starkt pH-beroende. As avvek från övriga metaller och blev mer löslig under alkaliska förhållanden, vilket innebar att metallösligheten var störst för opåverkat prov. Resultaten påvisar att utlakning av Cd, Co, Cr, Ni och Zn, är problematisk för sura sulfatjordar då oxidationen leder till högre metallöslighet.

Med den geokemiska modellen Visual MINTEQ beskrevs lösligheten väl för Co och Ni i sura sulfatjordar för olika pH. Vid låga pH underskattades dock metallösligheten, vilket berodde på att för låga koncentrationer av Co och Ni användes som indata. Modellen lyckades beskriva de dominerande processerna som styr lösligheten, vilket var komplexbildning till fast organiskt material samt järn- och aluminium(hydr)oxider. Bindning till lermineral och löst organiskt

material var mindre betydande för metallösligheten. De modellerade värdena korrelerade starkt till uppmätta värden. Dock kunde modellen inte beskriva lösligheten för referensjorden under alkaliska förhållanden. Lösligheten överskattades och modellen kunde inte simulera den starka bindningen till lerjorden.

REFERENSER

Amira. (2002). *ARD Test Handbook. Project P387A. Prediction and Kinetic Control of Acid Mine Drainage.* AMIRA International Limited, Melbourne, Australia.

Appelo, C. A. J., & Postma, D. (2004). *Geochemistry, groundwater and pollution*. CRC press.

Bayard, C., & Mood, L. K. (2014). *Förekomsten av sura sulfatjordar i Mälardalen - en pilotstudie utförd åt SGU*. Uppsala universitet, Institutionen för geovetenskaper.

Bayard, R., Chatain, V., Gachet, C., Troadec, A., & Gourdon, R. (2006). Mobilisation of arsenic from a mining soil in batch slurry experiments under bio-oxidative conditions. *Water Research*. 40(6), 1240–1248. https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2006.01.025

Becher, M., Sohlenius, G., & Öhrling, C. (2019). *Sur sulfatjord – egenskaper och utbredning.* https://www.sgu.se/globalassets/vagledning2/vatmarksatgarder/sgu-2019-sur-sulfatjord---egenskaper-och-utbredning.pdf

Berggren Kleja, D., Elert, M., Gustafsson, J.P., Jarvis, N., & Norrström, A.C. (2006). *Metallers mobilitet i mark.* (Rapport 5536). Naturvårdsverket. https://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:kth:diva-53359

Bergström, J. (2023). *THE FIRST ACTIVE ACID SULFATE SOIL FOUND OUTSIDE THE BALTIC BASIN, IN VISKA VALLEY WEST COAST OF SWEDEN.* Göteborgs universitet, Institutionen för geovetenskaper. https://hdl.handle.net/2077/78536

Boman, A., Fröjdö, S., Backlund, K., & Åström, M. E. (2010). Impact of isostatic land uplift and artificial drainage on oxidation of brackish-water sediments rich in metastable iron sulfide. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. *74*(4), 1268–1281. https://doi.org/10.1016/J.GCA.2009.11.026

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

Creeper, N., Fitzpatrick, R., & Shand, & P. (2012). *A simplified incubation method using chip-trays as incubation vessels to identify sulphidic materials in acid sulphate soils.* https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2012.00422.x

Dent, D. L., & Pons, L. J. (1995). A world perspective on acid sulphate soils. *Geoderma*. 67(3–4), 263–276. https://doi.org/10.1016/0016-7061(95)00013-E

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(16), 4390–4395. https://doi.org/10.1021/es049885v

Edén, P., Boman, A., Mattbäck, S., Auri, J., Yli-Halla, M., & Österholm, P. (2023). Mapping, impacts, characterization and extent of acid sulfate soils in Finland. *Bulletin of the Geological Society of Finland. 95(2), 135–160*. https://doi.org/10.17741/bgsf/95.2.003

Elert, M., Fanger, G., Höglund, L.O., Jones, C., Suer, P., Wadstein, E., Bjerre-Hansen, J., Groen, C. (2006). *Laktester för riskbedömning av förorenade områden*. (Rapport 5535). Naturvårdsverket. https://www.naturvardsverket.se/globalassets/media/publikationer- pdf/ovriga-pub/hallbar-sanering/riskbedomning/620-5535-6.pdf [24-08-10]

Eriksson, J., Dahlin, S., Nilsson, I. & Simonsson, M. (2011). *Marklära*. Upplaga 1:6. Studentlitteratur.

Erixon, P. (2009). *Klimatstyrda sulfidoxidationer som orsak till surhet och höga metallhalter i vattendrag i norra Sverige*. Luleå tekniska universitet. https://www.lansstyrelsen.se/publikation?entry=_2009__14&context=31

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.

Gustafsson, J.P. (2022). *Visual MINTEQ 4.0 user guide*. VM_UserGuide40 [24-06-10]

Gustafsson, J.P., & Antelo, J. (2022). *Competitive phosphate and arsenate adsorption on ferrihydrite as described by the CD-MUSIC model*. ACS Earth Space Chem. 6(5), 1397-1406. https://doi.org/10.1021/acsearthspacechem.2c00081

Gustafsson, J.P., Elert, M., Berggren Kleja, D., & Jarvis, N. (2007). *Modeller för spridning av metaller från mark till vatten.* (Rapport 5741). Naturvårdsverket. https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1630492/FULLTEXT01.pdf

Haldar, S. K. (2017). Genetic Model: PGE–Nickel–Chromium. *Platinum-Nickel-Chromium Deposits*. Elsevier. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-802041-8.00009-2

Hodson, T. O. (2022). Root-mean-square error (RMSE) or mean absolute error (MAE): when to use them or not. *Geoscientific Model Development*. *15*(14), 5481–5487. https://doi.org/10.5194/GMD-15-5481-2022

Ilonen, E. (2021). *Happamien sulfaattimaiden hapettuminen, Reaktioihin vaikuttavat tekijät, tutkimusmenetelmät ja ympäristöriskien hallinta.* (Examensarbete) LAB-ammattikorkeakoulu. https://urn.fi/URN:NBN:fi:amk-2021091117693

Larsson, R. (2008). *Jords egenskaper*. Statens geotekniska institut. https://www.sgi.se/globalassets/publikationer/info/pdf/sgi-i1.pdf [24-06-14]

Ljung, K., Maley, F., Cook, A., & Weinstein, P. (2009). Acid sulfate soils and human health—A Millennium Ecosystem Assessment. *Environment International.* 35(8), 1234–1242. https://doi.org/10.1016/J.ENVINT.2009.07.002

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

Michael, P., Fitzpatrick, R., Reid, R. (2017). Effects of live wetland plant macrophytes on acidification, redox potential and sulphate content in acid sulphate soils. *Soil Use and Management.* 33. https://doi.org/10.1111/sum.12362

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

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

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

Rennert, T., Dietel, J., Heilek, S., Dohrmann, R., & Mansfeldt, T. (2021). Assessing poorly crystalline and mineral-organic species by extracting Al, Fe, Mn, and Si using (citrate-) ascorbate and oxalate. *Geoderma*. 397, 115095. https://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2021.115095

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

Stendahl, Johan. (2024). *Katjonbyteskapacitet och basmättnadsgrad.* https://www.slu.se/institutioner/mark-miljo/miljoanalys/markinfo/markkemi/katjonbyteskapacitet-och-basmattnadsgrad/ [2024-08-10]

Sullivan, L. A., Fitzpatrick, R. W., Bush, R. T., Burton, E. D., Shand, P. & Ward, N. J. (2010). *The classification of acid sulfate soil materials: further modifications.* Southern Cross GeoScience Technical Report. 310. Southern Cross University, Lismore, NSW, Australia. http://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/nrcs142p2_051509.pdf

Sullivan, L., Ward, N., Toppler, N. & Lancaster, G. (2018a*). 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/sites/default/files/documents/identification-laboratory-methods.pdf

Sullivan, L., Ward, N, Toppler, N. & Lancaster, G. (2018b) *National Acid Sulfate Soils guidance: National acid sulfate soils sampling and identification methods manual*. Department of Agriculture and Water Resources, Canberra ACT. CC BY 4.0. https://www.waterquality.gov.au/sites/default/files/documents/sampling-identification-methods_1.pdf

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://pubs.acs.org/doi/full/10.1021/es020022g

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

Tiberg, C., Kumpiene, J., Gustafsson, J. P., Marsz, A., Persson, I., Mench, M., & Kleja, D. B. (2016). Immobilization of Cu and As in two contaminated soils with zero-valent iron – Long-term performance and mechanisms. *Applied Geochemistry*. *67*, 144–152. https://doi.org/10.1016/J.APGEOCHEM.2016.02.009

Toivonen, J., & Boman, A. (2024). Discharge of potentially toxic elements from acid sulfate soils in western Finland: Conflict between water protection and land use? *Regional Studies in Marine Science*. *71*, 103426. https://doi.org/10.1016/J.RSMA.2024.103426

Toivonen, J., Hudd, R., Nystrand, M., & Österholm, P. (2020). Climatic effects on water quality in areas with acid sulfate soils with commensurable consequences on the reproduction of burbot (Lota lota L.). *Environmental Geochemistry and Health*. *42*(10), 3141–3156. https://doi.org/10.1007/s10653-020-00550-1

Trafikverket (2023). *Effektiv bedömning och hantering av sulfidjordar*. 2023:219. https://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:trafikverket:diva-15948

Visuri, M., Nystrand, M., Auri, J., Österholm, P., Nilivaara, R., Boman, A., Räisänen, J., Mattbäck, S., Korhonen, A., & Ihme, R. (2021). *Maastokäyttöisten tunnistusmenetelmien kehittäminen happamille sulfaattimaille. Tunnistus-hankkeen loppuraportti*. http://hdl.handle.net/10138/336344

Westberg, V. (toim), Bonde, A., Haldin, L., Koivisto, A.-M., Mäensivu, M., Mäkinen, M., & Teppo, A. (2016). *Vesien tila hyväksi yhdessä : Kokemäenjoen-Saaristomeren-Selkämeren vesienhoitoalueen vesienhoitosuunnitelma vuosiksi. 2016–2021*. https://www.doria.fi/handle/10024/123563

Yli-Halla, M., Virtanen, S., Regina, K., Österholm, P., Ehnvall, B., & Uusi-Kämppä, J. (2020). Nitrogen stocks and flows in an acid sulfate soil. *Environmental Monitoring and Assessment*. *192*(12), 1–20. https://doi.org/10.1007/s10661-020-08697-1

Åbjörnsson, K., Stenberg, M., & Sohlenius, G. (2018). *Järn-och aluminiumurlakningar från invallningar–en undersökning av tre områden i Skåne.* Skåne: Länsstyrelsen.

Åström, M. (1998). Partitioning of transition metals in oxidised and reduced zones of sulphide-bearing fine-grained sediments. *Applied Geochemistry*. *13*(5), 607–617. https://doi.org/10.1016/S0883-2927(97)00093-0

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

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

Öborn, I. (1994). *Morphology, chemistry, mineralogy, and fertility of some acid sulfate soils in Sweden*. PhD Dissertation. Department of Soil Sciences. Reports and Dissertations 18, Swedish University of Agricultural Sciences.

BILAGOR

BILAGA A – TOTALHALTER I JORD

Tabell A.1 presenterar totala grundämneskoncentrationer för As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Hg och Ni för samtliga skikt i jordprofilerna SSJ01A, SSJ01B, SSJ03A, SSJ03B, REF01A och REF01B. Proverna skickades till ALS Scandinavia.

Tabell A.1. Rådata för totalhalter för As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Hg och Ni.

Provnamn	As [mg/kg TS]	Ba [mg/kg TS]	Cd [mg/kg TS]	Co [mg/kg TS]	Cr [mg/kg TS]	Cu [mg/kg TS]	Hg [mg/kg TS]	Ni [mg/kg TS]
SSJ01A 0,0-0,2 m	6,33	125	0,336	17,8	58,5	31,8	<0.2	44,8
SSJ01A 0,2-0,4 m	8,53	130	0,209	17	80,9	31	<0.2	43,4
SSJ01A 0,4-0,6 m	9,55	142	0,145	15,6	70,2	31,2	<0.2	40,6
SSJ01A 0,6-0,8 m	9,33	140	<0.1	14,7	77,7	34,6	<0.2	34,2
SSJ01A 0,8-1,0 m	11,7	128	<0.1	12,6	73,1	34,6	<0.2	29,6
SSJ01A 1,0-1,2 m	5,57	123	<0.1	11,4	69,2	38,4	<0.2	30,3
SSJ01A 1,2-1,4 m	5,61	120	0,108	12,7	64,1	43,1	<0.2	33,4
SSJ01A 1,4-1,6 m	6,17	106	0,271	18	60,6	38,9	<0.2	48,9
SSJ01A 1,6-1,8 m	5,7	106	0,129	16,6	57,1	31,6	<0.2	43,2
SSJ01A 1,8-2,0 m	6,08	109	0,133	17	60,7	34,4	<0.2	42,3
SSJ01A 2,0-2,2 m	5,56	108	0,125	15,2	58,6	32,4	<0.2	40
SSJ01A 2,2-2,4 m	6,06	113	0,116	16,5	60	35,1	<0.2	42,4
SSJ01B 0,0-0,2 m	7	113	0,318	13,9	56,6	31,9	<0.2	39,7
SSJ01B 0,2-0,4 m	9,36	126	0,253	15,5	65,6	33,6	<0.2	41,2
SSJ01B 0,4-0,6 m	8,36	143	0,192	15,5	75,3	35	<0.2	39
SSJ01B 0,6-0,8 m	6,62	125	<0.1	12,5	73,1	32,9	<0.2	32,3
SSJ01B 0,8-1,0 m	6,57	134	<0.1	12,2	75,1	34,8	<0.2	31
SSJ01B 1,0-1,2 m	6,57	123	<0.1	12,2	74	42,5	<0.2	30,1
SSJ01B 1,2-1,4 m	5,58	113	<0.1	11,8	62,7	37,7	<0.2	31,6
SSJ01B 1,4-1,6 m	5,83	110	0,149	16,8	58	33,2	<0.2	41,9
SSJ01B 1,6-1,8 m	5,38	107	0,148	15,5	58,6	32,3	<0.2	43,1
SSJ01B 1,8-2,0 m	6,04	99,6	0,116	15,9	56,2	30,3	<0.2	41,3
SSJ01B 2,0-2,2 m	6,6	128	0,152	18,8	65,8	37	<0.2	49,7
SSJ01B 2,2-2,4 m	6,1	116	0,144	17,5	61,1	35,2	<0.2	45,6
SSJ03A 0,0-0,2 m	5,8	134	0,182	30,3	54,4	30,1	<0.2	45,7
SSJ03A 0,2-0,4 m	6,64	145	0,126	19,4	67,4	33	<0.2	39,4
SSJ03A 0,4-0,6 m	6,68	138	<0.1	13,7	69,8	32,4	<0.2	31,1
SSJ03A 0,6-0,8 m	6,74	113	<0.1	13	68,7	26,6	<0.2	29,1
SSJ03A 0,8-1,0 m	6,49	109	<0.1	13,2	62,5	29,3	<0.2	30,9
SSJ03A 1,0-1,2 m	5,99	115	0,344	24	68,6	37,8	<0.2	57,6
SSJ03A 1,2-1,4m	5,46	95,3	0,158	18,7	59,2	29,9	<0.2	43,3
SSJ03A 1,4-1,6 m	5,6	107	0,154	18,6	63,8	33,3	<0.2	45
SSJ03A 1,6-1,8 m	5,46	102	0,137	17,8	62,7	32,8	<0.2	43,9

SSJ03A 1,8-2,0 m	5,92	116	0,134	18,4	64,4	33,2	<0.2	42,9
SSJ03B 0,0-0,2 m	5,63	138	0,254	26,8	61,2	35,3	<0.2	50,1
SSJ03B 0,2-0,4 m	6,22	142	0,132	16,1	67,9	31,9	<0.2	37,9
SSJ03B 0,4-0,6 m	6,83	118	<0.1	12,4	67,9	32,1	<0.2	29,1
SSJ03B 0,6-0,8 m	8,28	130	<0.1	11,6	67,7	30,1	<0.2	28,9
SSJ03B 0,8-1,0 m	7,36	124	<0.1	13,3	64,8	30,9	<0.2	30,2
SSJ03B 1,0-1,2 m	6,41	110	0,286	22	65	32,5	<0.2	53,5
SSJ03B 1,2-1,4 m	6,09	99,8	0,234	21,2	59,2	28,9	<0.2	47,8
SSJ03B 1,4-1,6 m	5,53	101	0,194	17,3	57,7	31,5	<0.2	42,2
SSJ03B 1,6-1,8 m	5,67	102	0,179	17,9	61,7	31,6	<0.2	42,8
SSJ03B 1,8-2,0 m	5,66	102	0,157	16,5	59	30,9	<0.2	42,7
REF01A 0,0-0,2 m	5,48	117	0,179	11,9	48,7	28,8	<0.2	29,4
REF01A 0,2-0,4 m	6,19	124	0,178	14,6	61,6	31,2	<0.2	31,6
REF01A 0,4-0,6 m	6,15	121	<0.1	13,6	66,4	31,3	<0.2	35,7
REF01A 0,6-0,8 m	5,4	127	0,118	13,7	66	29,2	<0.2	36,4
REF01A 0,8-1,0 m	6,65	118	0,177	14,2	62	29,5	<0.2	38,1
REF01A 1,0-1,2 m	4,64	109	0,159	11,4	54,2	28,4	<0.2	30
REF01A 1,2-1,4 m	7,14	119	0,14	12,2	48,4	28,8	<0.2	29,4
REF01A 1,4-1,6 m	9,2	159	0,214	19,1	58	38,3	<0.2	45,3
REF01A 1,6-1,8 m	9,68	162	0,199	18,1	60,5	40,4	<0.2	44
REF01A 1,8-2,0 m	8,32	174	0,221	18	64	39,9	<0.2	43,2
REF01B 0,0-0,2 m	5,74	147	0,498	18,7	66,9	41,2	<0.2	40,9
REF01B 0,2-0,4 m	5,74	132	0,22	15,5	67,9	37,6	<0.2	38,8
REF01B 0,4-0,6 m	6,7	126	0,126	17,6	65,1	29,8	<0.2	42,2
REF01B 0,6-0,8 m	6,81	134	0,161	14,8	64,4	32,4	<0.2	40,7
REF01B 0,8-1,0 m	7,07	113	0,157	13,5	55,7	28,6	<0.2	30,9
REF01B 1,0-1,2 m	7,6	126	0,149	13,8	58,3	33,8	<0.2	34,4
REF01B 1,2-1,4 m	6,65	158	0,19	17,6	66,2	39,4	<0.2	44,4
REF01B 1,4-1,6 m	9,02	162	0,188	19,1	62,3	38,3	<0.2	43,7
REF01B 1,6-1,8 m	5,84	165	0,186	18,3	60,9	36,4	<0.2	42,2
REF01B 1,8-2,0 m	6,12	186	0,228	18,8	62,4	39,3	<0.2	44,4

Tabell A.2 presenterar totala grundämneskoncentrationer för Pb, V, Zn, Fe och S i samtliga skikt i jordprofilerna SSJ01A, SSJ01B, SSJ03A, SSJ03B, REF01A och REF01B. Glödförlust (GF), torrsubstans (TOC) samt TOC beräknad visas också

Tabell A.2. Rådata för totalhalter för Pb, V, Zn, Fe och S, samt GF, TS och TOC.

Provnamn	Pb [mg/kg TS]	V [mg/kg TS]	Zn [mg/kg TS]	Fe [mg/kg TS]	S [mg/kg TS]	GF vid 550°C [% TS]	TS vid 105°C [%]	TOC beräknad [% TS]
SSJ01A 0,0-0,2 m	27,1	73,6	124	39500	491	7,83	76,4	4,54
SSJ01A 0,2-0,4 m	29	76,2	115	61400	519	6,48	73,4	3,76
SSJ01A 0,4-0,6 m	33,4	83,7	115	61100	542	5,37	70,1	3,12
SSJ01A 0,6-0,8 m	31,1	90,9	113	49200	619	5,13	65	2,98
SSJ01A 0,8-1,0 m	28,6	84	97,1	45600	707	5,16	61,2	2,99
SSJ01A 1,0-1,2 m	27,3	72,2	97,8	31700	746	5,08	52,2	2,95
SSJ01A 1,2-1,4 m	25,6	66,7	96,3	35800	3770	7,48	47,1	4,34
SSJ01A 1,4-1,6 m	23,4	64,1	115	41600	12800	8,24	48,9	4,78
SSJ01A 1,6-1,8 m	23,1	61,4	116	46300	23100	8,18	47,4	4,74
SSJ01A 1,8-2,0 m	23,5	63,7	118	41800	15200	7,33	46,7	4,25
SSJ01A 2,0-2,2 m	22,6	62,6	114	38800	12700	7,44	45,9	4,32
SSJ01A 2,2-2,4 m	23,3	63,7	115	40000	12500	7,66	44,8	4,44
SSJ01B 0,0-0,2 m	26,7	67,7	118	38800	625	9,17	71,1	5,32
SSJ01B 0,2-0,4 m	30,9	77,5	121	56400	686	7,35	70,8	4,26
SSJ01B 0,4-0,6 m	31,1	87,7	126	55900	625	6	69,5	3,48
SSJ01B 0,6-0,8 m	26,8	76	112	45000	767	5,22	62,7	3,03
SSJ01B 0,8-1,0 m	26,6	79,9	105	46200	994	5,25	53	3,05
SSJ01B 1,0-1,2 m	28,2	78,3	108	36800	804	5,16	51,2	2,99
SSJ01B 1,2-1,4 m	25,5	64,8	87,2	34900	2420	7,14	47,2	4,14
SSJ01B 1,4-1,6 m	23,3	62,2	106	38300	10600	7,69	48,2	4,46
SSJ01B 1,6-1,8 m	22,7	60,2	114	43200	17600	7,48	47,2	4,34
SSJ01B 1,8-2,0 m	20,8	61,7	106	45900	18600	7,18	46,4	4,17
SSJ01B 2,0-2,2 m	26,2	70,2	120	42900	14600	7,49	45	4,34
SSJ01B 2,2-2,4 m	23,9	64	113	42200	15300	7,85	44,9	4,55
SSJ03A 0,0-0,2 m	26	77	129	45300	990	7,93	68,4	4,6
SSJ03A 0,2-0,4 m	29,1	78,6	133	47100	2740	6,73	65,2	3,9
SSJ03A 0,4-0,6 m	30,4	83,1	116	57700	3280	5,76	59	3,34
SSJ03A 0,6-0,8 m	20	73,5	109	46700	1960	5,85	55,6	3,39
SSJ03A 0,8-1,0 m	23,1	70,5	103	42600	2570	6,16	51,6	3,57
SSJ03A 1,0-1,2 m	28,1	73,3	154	46000	11400	6,78	48,2	3,93
SSJ03A 1,2-1,4m	21,6	67,5	110	46800	14700	7,08	47,6	4,11
SSJ03A 1,4-1,6 m	25,1	68	124	44200	14300	6,95	45,3	4,03
SSJ03A 1,6-1,8 m	24,6	64,9	125	48000	19500	6,97	45,2	4,04
SSJ03A 1,8-2,0 m	25,6	69	125	45400	12600	7,32	45,1	4,24
SSJ03B 0,0-0,2 m	29,2	78,3	152	40900	923	8,91	68,6	5,16

SSJ03B 0,2-0,4 m	26,4	76,4	130	46900	1590	7,09	64,1	4,11
SSJ03B 0,4-0,6 m	30,8	75,4	114	50200	1680	6,05	60,2	3,51
SSJ03B 0,6-0,8 m	32,1	75,4	110	48800	1670	5,97	55,9	3,46
SSJ03B 0,8-1,0 m	20,7	74,2	115	44400	1660	6,41	49	3,72
SSJ03B 1,0-1,2 m	25,2	70,2	148	45600	10900	6,35	48,4	3,68
SSJ03B 1,2-1,4 m	23,5	64,6	119	39900	12200	7,26	50,4	4,21
SSJ03B 1,4-1,6 m	23	64,7	114	38900	12900	6,84	45,6	3,97
SSJ03B 1,6-1,8 m	23,9	65,3	117	42200	14300	6,98	45,3	4,05
SSJ03B 1,8-2,0 m	23,5	65	115	40100	12400	9,6	44	5,57
REF01A 0,0-0,2 m	26,1	65,2	93,6	37000	436	9,3	70,7	5,39
REF01A 0,2-0,4 m	27,1	72,9	97,4	43200	341	7,86	72,3	4,56
REF01A 0,4-0,6 m	27,3	72,4	100	43100	151	4,39	75,2	2,55
REF01A 0,6-0,8 m	25,8	70	102	39300	159	4,27	73,5	2,48
REF01A 0,8-1,0 m	24,5	68,6	105	43500	180	4,18	71,7	2,43
REF01A 1,0-1,2 m	22	52,7	89,2	30700	128	3,62	72,7	2,1
REF01A 1,2-1,4 m	21	54,3	84,8	33100	98,5	3,25	72,8	1,88
REF01A 1,4-1,6 m	22,4	66,7	108	44200	342	3,49	65,6	2,02
REF01A 1,6-1,8 m	24,2	68,5	115	47100	705	3,6	65,1	2,09
REF01A 1,8-2,0 m	25	71,7	121	46600	93,7	3,74	63,7	2,17
REF01B 0,0-0,2 m	29,8	75,2	119	43100	446	9,05	70,1	5,25
REF01B 0,2-0,4 m	27,8	71,9	113	43100	276	6,31	71	3,66
REF01B 0,4-0,6 m	23,7	73,3	100	51300	150	5,16	69,8	2,99
REF01B 0,6-0,8 m	25,8	70,4	113	46300	128	5,02	65,5	2,91
REF01B 0,8-1,0 m	22,4	59,5	93	37800	115	4,08	68,6	2,36
REF01B 1,0-1,2 m	22,5	62,5	102	41400	88	3,75	65,7	2,18
REF01B 1,2-1,4 m	24	75,9	114	40300	104	4,12	67,9	2,39
REF01B 1,4-1,6 m	23,5	73,4	107	39500	93,4	3,99	64,6	2,31
REF01B 1,6-1,8 m	21,8	70	104	37000	92,2	3,53	64,4	2,05
REF01B 1,8-2,0 m	23,7	73,3	111	37200	114	3,69	63,4	2,14

BILAGA B –KLASSIFICERING AV JORDPROFILER

Nedan i tabell B.1–B.6 presenteras den fullständiga klassificeringen av de sex jordprofilerna utifrån det svensk-finska systemet (Boman et al. 2023).

Tabell B.1. Bedömning för samtliga skikt för SSJ01A.

Provnamn	Djup (m)	$pH_{FÄLT}$	pH_{INK}	ΔpH	S (%)	Material	Klass	Kommentar
SSJ01A	0-0,2	5,1	4,6	0,5	0,0491	Hyposulfid	Ej SSJ	≥0,01% S pH_{INK} ≥ 4,6
SSJ01A_dbl		5,3	4,7	0,6				
SSJ01A	0,2-0,4	5,5	5	0,5	0,0519	Hyposulfid	Ej SSJ	
SSJ01A_dbl		5,5	5,1	0,4				
SSJ01A	0,4-0,6	5,3	4,9	0,4	0,0542	Hyposulfid	Ej SSJ	
SSJ01A_dbl		5,4	5	0,4				
SSJ01A	0,6-0,8	5	4,6	0,4	0,0619	Hyposulfid	Ej SSJ	
SSJ01A_dbl		5	4,6	0,4				
SSJ01A	0,8-1,0	4,7	4,2	0,5	0,0707	Parasulfat / Parahypersulfid	Para-SSJ	Dbl bedöms som parasulfat då ΔpH < 0,5
SSJ01A_dbl		4,6	4,2	0,4				
SSJ01A	1,0-1,2	4,7	4,3	0,4	0,0746	Parasulfat	Para-SSJ	ΔpH ≥0,5 och pH_{INK} 4–4,5
SSJ01A_dbl		4,6	4,3	0,3				
SSJ01A	1,2-1,4	5,3	3,7	1,6	0,377	Hypersulfid	SSJ	ΔpH ≥0,5 och pH_{INK} < 4
SSJ01A_dbl		5,1	3,9	1,2				
SSJ01A	1,4-1,6	6,4	2,7	3,7	1,28	Hypersulfid	SSJ	
SSJ01A_dbl		6,4	2,8	3,6				
SSJ01A	1,6-1,8	7,8	2,7	5,1	2,31	Hypersulfid	SSJ	
SSJ01A_dbl		7,7	2,9	4,8				
SSJ01A	1,8-2,0	8,1	3	5,1	1,52	Hypersulfid	SSJ	
SSJ01A_dbl		7,9	3,6	4,3				
SSJ01A	2,0-2,2	7,7	3,5	4,2	1,27	Hypersulfid	SSJ	
SSJ01A_dbl		7,8	3,7	4,1				
SSJ01A	2,2-2,4	8,2	3,2	5	1,25	Hypersulfid	SSJ	
SSJ01A_dbl		8,1	3,5	4,6				
Huvudklass: SSJ, sulfatjord (aktiv SSJ)								

Tabell B.2. Bedömning för samtliga skikt för SSJ01B.

Provnamn	Djup (m)	$pH_{FÄLT}$	pH_{INK}	ΔpH	S (%)	Material	Klass	Kommentar
SSJ01B	0-0,2	4,8	4,2	0,6	0,0625	Parahypersulfid	Para-SSJ	ΔpH ≥0,5 och pH_{INK} 4–4,5,
SSJ01B_dbl		5	4,3	0,7				
SSJ01B	0,2-0,4	4,9	4,4	0,5	0,0686	Parahypersulfid	Para-SSJ	
SSJ01B_dbl		4,9	4,5	0,4				
SSJ01B	0,4-0,6	4,9	4,6	0,3	0,0625	Hyposulfid	Ej SSJ	≥0,01% S pH_{INK} ≥ 4,6
SSJ01B_dbl		5	4,6	0,4				
SSJ01B	0,6-0,8	4,6	4,4	0,2	0,0767	Parasulfat	Para-SSJ	ΔpH < 0,5 och pH_{INK} 4–4,5 eller $pH_{FÄLT}$ 4–4,5
SSJ01B_dbl		4,7	4,4	0,3				
SSJ01B	0,8-1,0	4,5	4,1	0,4	0,0994	Parasulfat	Para-SSJ	
SSJ01B_dbl		4,3	4,1	0,2				
SSJ01B	1,0-1,2	4,4	4,1	0,3	0,0804	Parasulfat	Para-SSJ	
SSJ01B_dbl		4,3	4	0,3				
SSJ01B	1,2-1,4	4,6	3,9	0,7	0,242	Parasulfat/ Parahypersulfid	Para-SSJ	Dbl uppfyller parasulfat
SSJ01B_dbl		4,5	4,1	0,4				
SSJ01B	1,4-1,6	6,6	2,9	3,7	1,06	Hypersulfid	SSJ	ΔpH ≥0,5 och pH_{INK} < 4
SSJ01B_dbl		6,3	3	3,3				
SSJ01B	1,6-1,8	7,5	2,9	4,6	1,76	Hypersulfid	SSJ	
SSJ01B_dbl		7,2	3	4,2				
SSJ01B	1,8-2,0	7,4	3,3	4,1	1,86	Hypersulfid	SSJ	
SSJ01B_dbl		7,5	3,6	3,9				
SSJ01B	2,0-2,2	7,6	3,6	4	1,46	Hypersulfid	SSJ	
SSJ01B_dbl		7,3	3,6	3,7				
SSJ01B	2,2-2,4	7,9	3,6	4,3	1,53	Hypersulfid	SSJ	
SSJ01B_dbl		7,7	3,6	4,1				
Huvudklass: SSJ, sulfatjord (aktiv SSJ)								

Tabell B.3. Bedömning för samtliga skikt för SSJ03A.

Provnamn	Djup (m)	$pH_{FÄLT}$	pH_{INK}	ΔpH	S (%)	Material	Klass	Kommentar
SSJ03A	0-0,2	5,9	4,6	1,3	0,099	Parahypersulfid	Para-SSJ	ΔpH ≥0,5 och pH_{INK} 4–4,5,
SSJ03A_dbl		6,1	4,5	1,6				
SSJ03A	0,2-0,4	4,5	4,2	0,3	0,247	Parasulfat/ parahypersulfid	Para-SSJ	Dbl parahypersulfid
SSJ03A_dbl		5	4,4	0,6				
SSJ03A	0,4-0,6	4,9	4,1	0,8	0,328	Parahypersulfid	Para-SSJ	ΔpH ≥0,5 och pH_{INK} 4–4,5,
SSJ03A_dbl		4,6	4,1	0,5				
SSJ03A	0,6-0,8	4,5	4	0,5	0,196	Parasulfat & parahypersulfid	Para-SSJ	Kan klassas som båda
SSJ03A_dbl		4,5	4	0,5				
SSJ03A	0,8-1,0	4,8	3,6	1,2	0,257	Hypersulfid	SSJ	ΔpH ≥0,5 och pH_{INK} < 4
SSJ03A_dbl		4,4	3,9	0,5				
SSJ03A	1,0-1,2	5,9	2,8	3,1	1,14	Hypersulfid	SSJ	
SSJ03A_dbl		5,9	2,7	3,2				
SSJ03A	1,2-1,4	7,2	2,9	4,3	1,47	Hypersulfid	SSJ	
SSJ03A_dbl		7,4	2,9	4,5				
SSJ03A	1,4-1,6	7,8	3	4,8	1,43	Hypersulfid	SSJ	
SSJ03A_dbl		7,8	3	4,8				
SSJ03A	*1,6-1,8*	*7,7*	3	4,7	1,95	Hypersulfid	SSJ	
SSJ03A_dbl		*8*	3	5				
SSJ03A	1,8-2,0	7,8	3	4,8	1,26	Hypersulfid	SSJ	
SSJ03A_dbl		7,9	3	4,9				
Huvudklass: SSJ, sulfatjord (aktiv SSJ)								

Tabell B.4. Bedömning för samtliga skikt för SSJ03B.

Provnamn	Djup (m)	$pH_{FÄLT}$	pH_{INK}	ΔpH	S (%)	Material	Klass	Kommentar
SSJ03B	0-0,2	5,4	4,6	0,8	0,0923	Hyposulfid	Ej SSJ	≥0,01% S pH_{INK} ≥ 4,6
SSJ03B_dbl		5,8	4,6	1,2				
SSJ03B	0,2-0,4	4,8	4,5	0,3	0,159	Parasulfat / Parahypersulfid	Para-SSJ	Dbl parahypersulfiid
SSJ03B_dbl		5,1	4,4	0,7				
SSJ03B	0,4-0,6	4,7	4,3	0,4	0,168	Parasulfatjord	Para-SSJ	ΔpH < 0,5 och $pH_{FÄLT}$ 4–4,5
SSJ03B_dbl		4,7	4,4	0,3				
SSJ03B	0,6-0,8	4,6	4,2	0,4	0,167	Parasulfat / Parahypersulfid	Para-SSJ	Dbl parahypersulfiid
SSJ03B_dbl		4,6	4,1	0,5				
SSJ03B	0,8-1,0	4,4	3,9	0,5	0,166	Hypersulfid	SSJ	ΔpH ≥0,5 och pH_{INK} < 4
SSJ03B_dbl		4,4	3,8	0,6				
SSJ03B	1,0-1,2	4,7	3,1	1,6	1,09	Hypersulfid	SSJ	
SSJ03B_dbl		4,7	3,1	1,6				
SSJ03B	1,2-1,4	6,6	2,7	3,9	1,22	Hypersulfid	SSJ	
SSJ03B_dbl		6,6	2,8	3,8				
SSJ03B	1,4-1,6	7,5	2,8	4,7	1,29	Hypersulfid	SSJ	
SSJ03B_dbl		7,7	2,9	4,8				
SSJ03B	1,6-1,8	7,7	2,8	4,9	1,43	Hypersulfid	SSJ	
SSJ03B_dbl		7,9	3,1	4,8				
SSJ03B	1,8-2,0	7,7	3	4,7	1,24	Hypersulfid	SSJ	
SSJ03B_dbl		7,9	3	4,9				
Huvudklass: SSJ, sulfatjord (aktiv SSJ)								

Tabell B.5. Bedömning för samtliga skikt för REF01A.

Provnamn	Djup (m)	$pH_{FÄLT}$	pH_{INK}	ΔpH	S (%)	Material	Klass	Kommentar
REF01A	0-0,2	5,5	5,2	0,3	0,0436	Hyposulfid	Ej SSJ	≥0,01% S pH_{INK} ≥ 4,6
REF01A_dbl		5,9	5,6	0,3				
REF01A	0,2-0,4	6	5,4	0,6	0,0341	Hyposulfid	Ej SSJ	
REF01A_dbl		6,3	5,7	0,6				
REF01A	0,4-0,6	6	5,8	0,2	0,0151	Hyposulfid	Ej SSJ	
REF01A_dbl		6,5	6	0,5				
REF01A	0,6-0,8	6,6	6,2	0,4	0,0159	Hyposulfid	Ej SSJ	
REF01A_dbl		6,9	6,4	0,5				
REF01A	0,8-1,0	6,7	6,3	0,4	0,018	Hyposulfid	Ej SSJ	
REF01A_dbl		6,9	6,4	0,5				
REF01A	1,0-1,2	6,9	6,5	0,4	0,0128	Hyposulfid	Ej SSJ	
REF01A_dbl		7	6,5	0,5				
REF01A	1,2-1,4	7,2	6,8	0,4	0,00985	Ej sulfidmaterial	Ej SSJ	< 0,01% S
REF01A_dbl		7,3	6,9	0,4				
REF01A	1,4-1,6	7,4	7	0,4	0,0342	Hyposulfid	Ej SSJ	≥0,01% S pH_{INK} ≥ 4,6
REF01A_dbl		7,5	7,1	0,4				
REF01A	1,6-1,8	7,6	7,4	0,2	0,0705	Hyposulfid	Ej SSJ	
REF01A_dbl		7,6	7,4	0,2				
REF01A	1,8-2,0	7,7	7,7	0	0,00937	Ej sulfidmaterial	Ej SSJ	< 0,01% S
REF01A_dbl		7,7	7,7	0				
Huvudklass: Ej SSJ								

Tabell B.6. Bedömning för samtliga skikt för REF01B.

Provnamn	Djup (m)	$pH_{FÄLT}$	pH_{INK}	ΔpH	S (%)	Material	Klass	Kommentar
REF01B	0-0,2	6,2	5,6	0,6	0,0446	Hyposulfid	Ej SSJ	≥0,01% S pH_{INK} ≥ 4,6
REF01B_dbl		6,7	6,1	0,6				
REF01B	0,2-0,4	6,5	5,9	0,6	0,0276	Hyposulfid	Ej SSJ	
REF01B_dbl		6,5	5,9	0,6				
REF01B	0,4-0,6	6,8	6,1	0,7	0,015	Hyposulfid	Ej SSJ	
REF01B_dbl		6,8	6,3	0,5				
REF01B	0,6-0,8	7	6,5	0,5	0,0128	Hyposulfid	Ej SSJ	
REF01B_dbl		7,1	6,6	0,5				
REF01B	0,8-1,0	7,4	6,5	0,9	0,0115	Hyposulfid	Ej SSJ	
REF01B_dbl		7,1	6,6	0,5				
REF01B	1,0-1,2	7,3	6,7	0,6	0,0088	Ej sulfidmaterial	Ej SSJ	< 0,01% S
REF01B_dbl		7,3	6,8	0,5				
REF01B	1,2-1,4	7,5	6,9	0,6	0,0104	Hyposulfid	Ej SSJ	≥0,01% S pH_{INK} ≥ 4,6
REF01B_dbl		7,6	7	0,6				
REF01B	1,4-1,6	7,5	7,5	0	0,00934	Ej sulfidmaterial	Ej SSJ	< 0,01% S
REF01B_dbl		7,6	7,7	-0,1				
REF01B	1,6-1,8	7,7	*7,8*	-0,1	0,00922	Ej sulfidmaterial	Ej SSJ	
REF01B_dbl		7,8	7,8	0				
REF01B	1,8-2,0	7,7	7,8	-0,1	0,0114	Hyposulfid	Ej SSJ	≥0,01% S pH_{INK} ≥ 4,6
REF01B_dbl		7,7	7,8	-0,1				
Huvudklass: Ej SSJ								

BILAGA C – DATA FÖR METALLMOBILITET

Nedan presenteras data från laktester och undersökning av metallmobilitet enligt avsnitt 3.5.

Bilaga C.1 – Analyssvar från extraktion med 0,43 M HNO_3

Tabell C.1 visar den geokemiskt aktiva fraktionen för ämnena Al, As, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, Si, Sr, V, och Zn analyserat för specialproverna på ALS Scandinavia i duplikat (dbl). Värdena för SSJ01B 2,0–2,2 m användes inte, då de först rapporterats felaktigt.

Tabell C.1. Halterna arsenik Al, As, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, Si, Sr, V, och Zn.

		SSJ01B 2,0–2,2		SSJ03A 1,6–1,8		SSJ03B 1,8–2,0		REF01B 1,6–1,8	
Ämne	**Enhet**		**dbl**		**dbl**		**dbl**		**dbl**
Al	mg/kg TS	2821	2865	2795	2815	2606	1919	2879	2833
As	mg/kg TS	0,4877	0,4636	0,3835	0,3427	0,3403	0,2606	0,1879	0,2045
Ba	mg/kg TS	21,10	22,09	15,73	14,50	13,98	10,12	73,78	74,84
Ca	mg/kg TS	4418	4155	3346	3305	2973	2152	29543	26513
Cd	mg/kg TS	0,0671	0,0691	0,0630	0,0628	0,0625	0,0526	0,1453	0,1773
Co	mg/kg TS	1,341	1,338	1,871	1,589	1,484	1,043	5,015	5,545
Cr	mg/kg TS	2,712	2,799	3,019	3,019	2,757	2,145	3,151	3,075
Cu	mg/kg TS	0,6386	0,5161	0,2203	0,1838	0,2951	0,2262	14,63	15,45
Fe	mg/kg TS	3324	3543	3733	3468	3188	2326	3000	3272
K	mg/kg TS	717,3	732,6	871,1	846,6	814,2	618,2	518,1	478,7
Mg	mg/kg TS	2231	2231	2468	2407	2197	1650	1591	1477
Mn	mg/kg TS	282,1	284,3	432,5	403,9	340,3	245,6	277,2	363,6
Mo	mg/kg TS	0,02187	0,02187	0,02040	0,02040	0,02154	0,02154	0,0303	0,0303
Na	mg/kg TS	916,4	907,6	1022,0	993,5	1051,2	758,2	186,3	172,7
Ni	mg/kg TS	5,030	4,943	5,549	5,120	4,890	3,489	6,075	6,969
P	mg/kg TS	636,4	649,5	636,5	646,7	549,3	413,6	354,5	289,4
Pb	mg/kg TS	12,51	12,66	11,34	11,28	9,930	7,884	11,62	11,7261
Si	mg/kg TS	1756	1828	1877	1858	1708	1351	1863	1818
Sr	mg/kg TS	32,81	32,59	29,78	29,38	28,00	20,31	33,63	30,60
V	mg/kg TS	8,989	9,360	8,935	8,670	7,927	6,074	6,908	7,863
Zn	mg/kg TS	26,68	26,03	26,72	26,52	23,69	18,85	24,24	23,33

Bilaga C.2 – Analyssvar från pH-beroende laktest

Tabell C.2–C.5 visar koncentrationer från det pH-beroende laktestet för ämnena Al, As, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, Si, Sr, V, och Zn analyserat för opåverkade (reducerade) specialprover på ALS Scandinavia i duplikat (dbl). Prover som slutar på 1–2 är duplikat för pH-steg 1, 3–4 är duplikat för pH-steg 2, 5–6 är duplikat för pH-steg 3 och 7–8 är duplikat för pH-steg 4.

Tabell C.2. Koncentrationer Al, As, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, Si, Sr, V, Zn och pH i SSJ01B.

Ämne	Enhet	SSJ01B1	SSJ01B2	SSJ01B3	SSJ01B4	SSJ01B5	SSJ01B6	SSJ01B7	SSJ01B8
Al	µg/L	3220	2280	94,2	21,3	37,2	14,6	86,5	117
As	µg/L	14,3	17,3	9,28	8,96	2,09	1,71	24	27,4
Ba	µg/L	154	131	34,1	23,3	8,31	9,37	3,67	3,92
Ca	mg/L	96,3	99,7	56,2	54,7	23,7	29,2	4,84	4,45
Cd	µg/L	1,51	1,33	0,204	0,119	<0.01	<0.01	<0.01	<0.02
Co	µg/L	68,2	66,7	20,2	8,99	1,12	1,15	5,06	4,8
Cr	µg/L	1,5	1,36	0,515	0,45	0,549	0,51	4,12	3,99
Cu	µg/L	2,48	4,68	4,19	3,03	4,48	4,79	37,9	33,7
Fe	mg/L	6,55	2,72	0,0784	0,0225	0,0144	0,0109	0,105	0,125
K	mg/L	10,8	9,6	6,79	6,75	5,59	5,49	3,59	3,9
Mg	mg/L	33,5	34	22	21,7	12,2	13,2	1,71	1,59
Mn	µg/L	4810	4840	2610	1950	268	348	18,9	7,3
Mo	µg/L	0,255	0,144	1,98	7,04	11,4	11,8	15,3	17,3
Na	mg/L	19,2	19,2	16,4	17,3	16,5	17,1	83,4	89,4
Ni	µg/L	162	148	28,9	10,2	3,3	3,44	10,4	10,4
P	µg/L	1300	1380	413	382	106	97,9	960	929
Pb	µg/L	5,92	4,53	0,43	0,206	0,119	0,0873	0,615	0,83
Si	mg/L	14,4	14	6	6,15	5,14	5,32	6,56	7,01
Sr	µg/L	552	556	298	284	137	158	27,5	27,8
V	µg/L	14	7,86	8,64	15,9	5,82	5,15	48	55,2
Zn	µg/L	271	227	38,3	21,4	4,54	10,9	8,05	12,3
pH		3,6	3,7	5	5,6	6,8	6,9	8,8	8,8

Tabell C.3. Koncentrationer Al, As, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, Si, Sr, V, Zn och pH i SSJ03A.

Ämne	Enhet	SSJ03A1	SSJ03A2	SSJ03A3	SSJ03A4	SSJ03A5	SSJ03A6	SSJ03A7	SSJ03A8
Al	**µg/L**	3440	3060	360	192	50,1	42,7	69,3	89,5
As	**µg/L**	16,5	17	5,3	9,48	1,32	1,12	2,92	8,28
Ba	**µg/L**	112	102	34,7	28,5	12,3	11,2	9,65	6,12
Ca	**mg/L**	84,9	80,8	53	49,8	28,6	27,4	11,3	7,04
Cd	**µg/L**	1,58	1,48	0,521	0,431	0,0192	<0.02	<0.03	<0.02
Co	**µg/L**	79,4	82,2	45,6	38,5	2,65	2,31	2,97	3,34
Cr	**µg/L**	1,76	1,49	0,489	0,574	0,407	0,326	1,12	1,78
Cu	**µg/L**	7,09	6,11	2,29	2,63	3,19	3,7	13,6	17,5
Fe	**mg/L**	5,15	4,42	0,468	0,195	0,0234	0,0124	0,056	0,0544
K	**mg/L**	22,8	11,9	9,59	8,48	8,32	8,01	7,24	6,2
Mg	**mg/L**	38,6	36,9	28,2	24,9	19,8	18,3	7,28	3,68
Mn	**µg/L**	7280	7240	5090	4380	705	704	71,6	4,01
Mo	**µg/L**	0,226	0,266	0,943	1,35	14,4	16	31,2	27,2
Na	**mg/L**	22,9	22	21,8	19,3	23,4	21,4	91	92,5
Ni	**µg/L**	177	178	77,4	61,6	6,74	6,19	8,08	8,23
P	**µg/L**	1660	1450	230	273	87,9	79	182	313
Pb	**µg/L**	13,1	6,45	1,11	0,892	0,151	0,126	0,341	0,328
Si	**mg/L**	16	14,9	6,85	6	5,69	5,24	6,9	6,03
Sr	**µg/L**	534	516	332	297	182	169	78,3	46,8
V	**µg/L**	14,6	12,4	4,46	5,75	1,86	1,75	9,5	16,6
Zn	**µg/L**	255	240	69,9	59,1	12,1	11,2	20,3	12,7
pH		3,7	3,7	4,7	4,8	6,4	6,5	8,4	8

Tabell C.4. Koncentrationer Al, As, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, Si, Sr, V, Zn och pH i SSJ03B.

Ämne	Enhet	SSJ03B1	SSJ03B2	SSJ03B3	SSJ03B4	SSJ03B5	SSJ03B6	SSJ03B7	SSJ03B8
Al	µg/L	2660	3750	397	126	36,4	29,7	117	194
As	µg/L	16	16,2	4,37	5,35	1,01	1,09	11,1	10,9
Ba	µg/L	98,9	116	34,3	27,5	10,5	12,2	7,47	5,71
Ca	mg/L	78,8	81,3	55,7	49,8	29,9	25	5,59	8,64
Cd	µg/L	1,48	1,69	0,585	0,33	<0.02	<0.02	<0.02	<0.03
Co	µg/L	78,2	85,1	44,4	32,9	1,42	1,69	3,69	5,86
Cr	µg/L	1,36	1,71	0,506	0,481	0,351	0,419	2,06	2,29
Cu	µg/L	7,09	4,23	3,12	2,64	4,34	3,27	21,6	22,8
Fe	mg/L	3,05	6,31	0,286	0,0936	0,0116	0,0129	0,0784	0,0904
K	mg/L	16,3	12,5	10,5	10,2	8,23	8,12	5,73	6,65
Mg	mg/L	34,9	35,8	27,6	26,8	16,5	16,2	2,34	4,63
Mn	µg/L	6140	6070	4190	3930	422	568	4,45	184
Mo	µg/L	0,197	0,261	0,966	1,92	15,8	17,3	24,3	31,7
Na	mg/L	23,1	23	23,1	22,6	21,3	21,2	96,8	93
Ni	µg/L	162	193	78,5	47,4	4,88	5,08	8,51	13,4
P	µg/L	1690	1380	233	259	71,8	73,8	434	422
Pb	µg/L	5,48	7,82	1,1	0,582	0,112	0,102	0,519	0,604
Si	mg/L	14,9	15,7	6,97	6,8	4,87	4,92	6,25	6,59
Sr	µg/L	515	531	358	325	191	160	37,4	60,1
V	µg/L	9,96	16,4	3,93	5,93	1,96	2,38	20,3	19,4
Zn	µg/L	231	265	68,6	52,3	14,2	17,3	15,9	8,68
pH		3,7	3,5	4,7	4,9	6,5	6,6	8,4	8,3

Koncentration Mn och Co saknas för REF01B2 på grund av ett analysfel.

Tabell C.5. Koncentrationer Al, As, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, Si, Sr, V, Zn och pH i REF01B.

Ämne	Enhet	REF01B1	REF01B2	REF01B3	REF01B4	REF01B5	REF01B6	REF01B7	REF01B8
Al	**µg/L**	31	3,81	26	5,72	7,5	5,66	154	129
As	**µg/L**	<0.2	<0.05	0,0568	<0.05	0,104	0,0981	8,55	7,61
Ba	**µg/L**	48,9	61,3	52	47,9	15,1	13,9	6,36	4,09
Ca	**mg/L**	124	162	131	124	37	35,1	2,81	1,62
Cd	**µg/L**	<0.01	0,0182	0,0111	0,0121	0,00348	0,00267	<0.008	<0.006
Co	**µg/L**	0,03		0,0162	0,0082	0,0101	0,0171	0,0453	0,0457
Cr	**µg/L**	0,324	0,26	0,237	0,2	0,26	0,325	1,28	0,482
Cu	**µg/L**	2,32	0,566	0,646	0,679	0,911	1,04	13,2	12,3
Fe	**mg/L**	0,044	0,00148	0,0204	0,00518	0,00296	0,00147	0,0254	0,0325
K	**mg/L**	4,38	2,56	3,08	2,34	1,96	1,67	0,517	0,466
Mg	**mg/L**	8,94	7,76	8,16	7,65	3,84	3,63	0,125	<0.09
Mn	**µg/L**	1,36		1,96	0,224	0,0987	0,0806	0,374	0,382
Mo	**µg/L**	0,484	0,492	0,578	0,49	2,23	2,29	6,84	6,77
Na	**mg/L**	5,04	3,38	4,05	3,89	4,5	4,26	62,6	62,3
Ni	**µg/L**	0,566	0,522	0,42	0,492	0,243	0,272	0,707	0,836
P	**µg/L**	6,15	16,9	8,04	3,88	5,7	7,05	287	263
Pb	**µg/L**	0,131	0,0454	0,104	0,0502	0,0522	0,0416	0,0979	0,12
Si	**mg/L**	2,96	2,72	2,81	2,65	1,97	1,86	6,84	6,25
Sr	**µg/L**	176	194	175	164	56,9	53,6	4,25	2,48
V	**µg/L**	0,142	0,0699	0,124	0,0661	0,0837	0,0746	17,7	14,8
Zn	**µg/L**	7,03	9,62	9,06	8,3	10,5	8,8	20,3	9,82
pH		7,4	7,4	7,5	7,5	8,2	8,2	10,6	10,5

Bilaga C.3 – Analyssvar från extraktion med 0,001 M $CaCl_2$ av oxiderade prover

Tabell C.6 visar koncentrationer för extraktion med 0,001 M $CaCl_2$ av oxiderade prover för ämnena Al, As, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, Si, Sr, V, och Zn analyserat på ALS Scandinavia i duplikat (dbl). Koncentration P saknas för SSJ01B 2,0–2,2 m på grund av ett analysfel.

Tabell C.6. Koncentrationer Al, As, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, Si, Sr, V, Zn och pH för oxiderade specialprover i duplikat (dbl).

		SSJ01B 2,0–2,2 m		SSJ03A 1,6–1,8 m		SSJ03B 1,8–2,0 m		REF01B 1,6–1,8 m	
Ämne	**Enhet**		**dbl**		**dbl**		**dbl**		**dbl**
Al	**µg/L**	4250	185	4040	2490	2700	192	15,1	10,6
As	**µg/L**	<0.2	0,591	0,556	0,293	<0.2	0,85	0,232	0,247
Ba	**µg/L**	103	32	115	103	92,2	25,2	11	10,2
Ca	**mg/L**	106	63,2	69,1	101	76	41,1	28,3	29,8
Cd	**µg/L**	2,61	0,275	2,4	2,66	2,24	0,457	<0.004	<0.004
Co	**µg/L**	90,6	16,5	101	117	101	28,7	0,0362	0,0513
Cr	**µg/L**	1,26	0,686	1,05	0,92	0,786	0,62	0,213	0,143
Cu	**µg/L**	28,9	4,58	27,6	3,8	14,1	3,2	1,89	2,01
Fe	**mg/L**	20,3	0,792	19,7	20	10,1	0,635	0,00282	0,00197
K	**mg/L**	12,7	8,73	15,6	17,7	15,3	8,76	1,5	1,4
Mg	**mg/L**	35,4	30,4	45	62,2	47,3	26,5	2,73	2,81
Mn	**µg/L**	6500	3110	11700	14300	10300	4450	2,68	3,72
Mo	**µg/L**	<0.2	1,14	<0.2	<0.2	<0.2	0,828	3,34	3,96
Na	**mg/L**	21,7	26,1	29,3	42,1	33,5	25,2	3,65	3,7
Ni	**µg/L**	258	30,4	252	286	252	51,8	0,374	0,517
P	**µg/L**		72,1	20,2	34,7	22,9	78,5	11,2	12,3
Pb	**µg/L**	6,87	0,365	7,32	3,45	3,97	0,487	0,0683	0,0435
Si	**mg/L**	10,7	7,34	9,27	13,8	9,61	6,08	2,2	2,5
Sr	**µg/L**	627	373	581	829	643	301	40,7	42,8
V	**µg/L**	0,786	0,799	0,832	0,5	0,472	1,2	0,205	0,168
Zn	**µg/L**	283	43,6	275	283	221	48	12,2	11
pH		3,7	5,4	3,6	3,9	3,7	4,9	7,9	8,0

BILAGA D – Katjonbyteskapacitet

Katjonbyteskapaciteten för specialproverna beräknades från koncentrationerna Ca, Mg, K och Na från extraktion med 0,43 M HNO_3. I tabell D.1 presenteras medelvärden för duplikaten.

Tabell D.1. Beräknad total katjonbyteskapacitet (CEC) för specialproverna och koncentrationerna Ca, Mg, K och Na.

Provnamn	Ca [$cmol_c/kg$]	Mg [$cmol_c/kg$]	K [$cmol_c/kg$]	Na [$cmol_c/kg$]	Total CEC [$cmol_c/kg$]
SSJ01B	10,5	8,72	1,74	3,79	24,7
SSJ03A	7,91	9,57	2,09	4,18	23,8
SSJ03B	7,67	7,53	1,74	3,74	20,7
REF01B	7,33	6,12	1,24	0,76	15,4

Katjonbyteskapaciteten för specialproverna beräknades också från bulkmineralogin erhållen med XRPD-analys, resultatet visas i tabell D.2.

Tabell D.2. Medianvärde för katjonbyteskapaciteten CEC för markkomponenterna (mineral och organiskt material) M_{CEC} (Rennert et al. 2020; Appelo & Postma 2004), fraktionen F av markkomponenten för jordarna SSJ01B, SSJ03B och REF01B, beräknad CEC för varje markkomponent samt total CEC.

Markkomponent	M_{CEC} [$cmol_c/kg$]	F_{SSJ01B} (%)	F_{SSJ03B} (%)	F_{REF01B} (%)	CEC_{SSJ01B} [$cmol_c/kg$]	CEC_{SSJ03B} [$cmol_c/kg$]	CEC_{REF01B} [$cmol_c/kg$]
Kvarts	1,4	19,1	20,1	25,9	0,27	0,28	0,36
Plagioklas	0,9	14,6	16,2	17,7	0,13	0,15	0,16
Illit	30	18,3	17,2	15,2	5,49	5,16	4,56
Kalifältspat	3,7	10,7	12	12,7	0,40	0,44	0,47
Smektit	95	2,4	2,1	9,0	2,28	2,00	8,55
Muskovit	52	3,2	4,0	4,4	1,66	2,08	2,29
Klorit	26	4,1	4,6	3,8	1,03	1,15	0,95
Hydrobiotit	17	2,7	3,3	3,1	0,46	0,56	0,53
I/S-ML	52,5	0	3	2,4	0,00	1,58	1,26
Glimmer	17	4,1	4,5	2,2	0,70	0,77	0,37
Kaolinit	25	1,4	1,5	1,0	0,35	0,38	0,25
Kalcit	0,7	0,1	0	0,4	0,00070	0	0,0028
Pyrit	1,5	1,6	2,3	0	0,02	0,03	0
TOC	275	3,11	3,23	0,92	8,55	8,88	2,53
Total CEC [$cmol_c/kg$]					21,34	23,45	22,28