

BIOMET: Fördjupade undersökningar av förorenade områden, biotillgänglighet och exponering för metaller i befolkning



Foto: Falu Kommun



Förord

Denna rapport är ett resultat av det gemensamma projektet BIOMET (*"Fördjupade undersökningar av förorenade områden, biotillgänglighet och exponering för metaller i befolkning"*) som drivits i samarbete mellan Arbets- och miljömedicin (AMM), Akademiska sjukhuset, Uppsala, Statens geotekniska institut (SGI), Falu kommun och Region Dalarna. Projektet har letts av AMM och finansierats av Naturvårdsverket (beslutades 2023-01-26, ärendenummer: NV-10608-22). Projektet har pågått mellan 2023-02-13 till 2025-03-13. Markprovtagningen utfördes hösten 2023 och våren 2024 av miljökonsult Ensucon AB. Enkätundersökningen är godkänd av Etikprövningsmyndigheten (diariernr. 2023-04393-01).

Det övergripande syftet med projektet har varit att ta fram ett fördjupat kunskapsunderlag som kan användas till att göra en aktuell hälsoriskbedömning av metallers påverkan på människor i Falun. Kunskapsunderlaget ska också tillämpas vid en översyn av Faluns specifika riktvärden för förorenad mark och de råd och riktlinjer som finns i Falun gällande metaller i förorenad mark och lokala livsmedel.

Projektet har varit indelat i olika arbetspaket (AP), där följande partners och personer deltagit:

AP1: Metallhalter i mark och markförutsättningar

- Falu kommun (AP1-ledare): Andreas Jansson, Emma Persson, Johan Sjögren
- SGI: Matilda Johansson, Yvonne Ohlsson, Pär-Erik Back, Dan Berggren Kleja
- AMM: Linda Dunder, Martin Tondel, Mario Oliveira Sanca, Tobias Nordqvist

AP2: Biotillgänglighet

- SGI (AP2-ledare): Yvonne Ohlsson, Charlotta Tiberg, Matilda Johansson, Dan Berggren Kleja
- SGI:s miljölaboratorium: Robert Selegård, Malin Ellbrandt, Marie-Louise Wirf

P3: Metallhalter i bär och svamp

- AMM (AP3-ledare): Linda Dunder
- Falu kommun: Emma Persson, Andreas Jansson, Johan Sjögren, Pär Karlsson, Thomas Jågas

AP4: Enkätundersökning

- AMM (AP4-ledare): Linda Dunder, Martin Tondel, Mario Oliveira Sanca, Tobias Nordqvist
- Region Dalarna: Johan Hallberg
- Falu kommun: Johan Sjögren

Rapporten består av redovisade underlagsrapporter i tabellen nedan, samt en fältrapport för markprovtagningen utförd av Ensicon AB (Bilaga till underlagsrapport 1).

Underlagsrapporter	Förkortad titel	Fullständig titel
<i>Underlagsrapport 1</i>	Metallhalter i mark	Metallhalter i mark – En markundersökning i Falun och ett referensområde i Enviken, Dalarnas län
<i>Underlagsrapport 2</i>	Oral biotillgänglighet	Oral biotillgänglighet – Oral biolöslighet av bly, arsenik och kadmium i jord från Falun och en jämförelse mellan två laboratoriemetoder för mätning av oral biolöslighet
<i>Underlagsrapport 3</i>	Metallhalter i bär och svamp	Metallhalter i bär och svamp i Falun och i ett referensområde i Enviken, Dalarnas län
<i>Underlagsrapport 4</i>	Enkätundersökning	Enkätundersökning i Falun – en enkät om boendemiljö, yrke, livsstil och kostvanor kopplat till metallexponering

Projektkommunikation

Det finns ett stort allmänintresse kring Falu gruva, särskilt vad gäller dess potentiella miljöpåverkan och eventuella hälsorisker. Falu kommun mottar med jämna mellanrum frågor i ämnet. Under projektets gång har en löpande dialog förts med Falu kommuns kommunikationskontor. Tillsammans har vi uppdaterat frågor och svar på kommunens webbplats för att säkerställa att informationen är aktuell och tillgänglig¹.

Ett gemensamt pressmeddelande skickades den 21 februari 2023 ut från respektive organisation. Projektinformation och projektaktiviteter har huvudsakligen kommunicerats via Falu kommuns webbplats och sociala medier, men även genom AMM Uppsalas webbplats². Intresset för projektet har varit stort – både från andra kommuner och aktörer inom förorenad mark, samt från allmänheten och media. Projektmedlemmarna har vid flera tillfällen intervjuats i radio och TV, och ett flertal artiklar har publicerats i bland annat *Dalademokraten* och *Falu-Kuriren*. Lokalpolitiker och Världsarvsrådet i Falun informerades om projektet i oktober 2023.

Den 8 december 2023 anordnade AMM Uppsala, i samarbete med SGI, ett webbsänt seminarium om förorenad mark, där en presentation av BIOMET-projektet ingick³. Seminariet lockade 232 deltagare, inklusive bland annat representanter från kommuner, länsstyrelser, konsultföretag, allmänhet och media från hela Sverige. I november 2023 presenterades BIOMET-projektet på SYMF:s (Svensk Yrkes- och Miljöhygienisk Förening) höstmöte. Preliminära provresultat om särskilt höga metallhalter i

¹Länk till frågor och svar kopplat till metallförorenad mark på Falu kommuns hemsida:

<https://www.falun.se/bygga-bo--miljo/metaller-i-mark-och-vatten/vanliga-fragor-om-metaller-i-marken.html>

² Länk till information om BIOMET-projektet på AMM:s webbsida: <https://amm uppsala.se/projekt/biomet-fordjupade-undersokningar-av-fororenade-omraden-biotillganglighet-och-exponering-av-metaller-i-befolkning/>

³ Länk till det inspelade seminariet den 8 december 2023:

<https://uppsala.instructuremedia.com/embed/4a196c13-9c73-449e-8a54-f3184a28ffdf>

gruvavfallet kommunicerades muntligt i november 2023 till Länsstyrelsen Dalarna. De höga uppmätta metallhalterna i gruvavfallet, men även de höga metallhalterna i vissa svamparter kommunicerades även till miljöavdelningen på Falu kommun. Den 13 mars 2025 genomfördes ett hybridseminarium i Falun där projektmedlemmar presenterade resultat från BIOMET-projektet⁴. Totalt deltog 223 personer, varav cirka 50 deltog på plats. Dessutom presenterades projektresultaten den 19 mars 2025 vid nätverket Renare Marks vårmöte i Göteborg.

Omnämmanden

Utöver projektgruppen har flera personer bidragit till genomförandet av BIOMET-projektet. Länsstyrelsen i Dalarna beviljade tillstånd för provtagning av gruvavfallet och samverkan har även skett med kommunikationskontoret och miljöavdelningen vid Falu kommun. Ett stort tack riktas även till Ensucon AB för ett väl genomfört fältarbete, planering, provtagning och fältrapport. Vi vill också tacka Bo Ledin på GVT (Grundvatten och avfallsteknik) som delat med sig av sin gedigna kunskap och praktisk erfarenhet av gruvförorenad mark. Vi vill också uttrycka vår uppskattning till Ingela Helmfrid vid AMM i Linköping, som generöst delat med sig av sin kunskap och material kring enkätundersökningar. Slutligen vill vi tacka Sala kommun för värdefulla råd och för att de delat med sig av ett givande exempel på hur en kommun framgångsrikt kan samverka vid målkonflikter som kan uppstå i samband med riskhantering av gruvförorenad mark, till exempel mellan miljö- och kulturaspekter.

Finansiärer

Naturvårdsverket är huvudfinansiär för projektet i sin helhet. De deltagande projektorganisationerna har även bidragit med kompletterande finansiering.



⁴ Länk till det inspelade seminariet den 13 mars 2025: <https://uppsala.instructuremedia.com/embed/a4de7888-a470-4b8f-a653-577543ea440c>

Övergripande sammanfattning

Falun har en lång industriell historia präglad av gruvdrift, vilket har lett till förhöjda halter av toxiska metaller som exempelvis bly och arsenik i mark och miljö. Föroreningarna har spridits dels genom att gruvavfallsmassor använts bland annat som fyllnadsmaterial, dels genom att stoft från den aktiva gruvverksamheten spridits med vinden och deponerats på marken runt staden. Inom ramen för BIOMET-projektet har fyra delstudier genomförts i syfte att kartlägga förekomsten av dessa metaller i mark och växter, undersöka oral biotillgänglighet av bly, arsenik och kadmium samt undersöka befolkningens kunskap och medvetenhet kring metallföroreningarna utifrån Falu kommuns råd och riktlinjer.

Metallhalter i mark

Den första delstudien fokuserade på markföroreningar i åtta grönområden samt tre typer av gruvavfall i och kring Falun. All provtagning utfördes i den ytliga jorden som människor kan komma i kontakt med. Grönområden valdes ut för provtagning för att de frekvent besöks av Faluborna, men också för att de ligger på olika avstånd från gruvan. Gruvavfallet utgjordes av slagg, kisaska och varp. Ett grönområde i Enviken utanför Falun valdes som referensområde för att representera ett område som inte påverkats av gruvverksamheten eller andra metallutsläpp. Totalt analyserades 326 markprover för halter av arsenik, barium, bly, kadmium, kvicksilver, koppar, kobolt, krom, nickel, vanadin och zink.

Kraftigt förhöjda blyhalter uppmättes i alla tre gruvavfallstyper. Nästan alla prover hade blyhalter över det Faluspecifika riktvärdet för grönområde i Falun (700 mg/kg TS). Gällande arsenikhalter, var de högsta uppmätta halterna i gruvavfallet över det Faluspecifika riktvärdet för grönområde i Falun (100 mg arsenik/kg TS). Samtliga medelvärden av bly och arsenik i alla grönområden låg under Faluspecifika riktvärden för grönområden. Dock överskrider många provpunkter i Galgberget denna gräns för bly. Galgberget är det grönområde som har högst genomsnittliga bly- och arsenikhalter, 677 mg/kg TS respektive 47,4 mg/kg TS. Både medel- och högsta uppmätta kadmiumhalter understeg riktvärdet för mindre känslig markanvändning (MKM) i samtliga gruvavfallstyper och grönområden. Ingen statistisk skillnad kunde ses i kadmiumhalter mellan grönområdena i Falun gentemot referensområdet i Enviken.

I referensområdet var halterna av arsenik, barium, koppar, kobolt, krom, nickel, vanadin och zink lägre än medelhalter i morän i Sverige, medan kadmiumhalterna var något högre. Kviksilverhalterna var något högre än bakgrundshalterna i jordbruksmark. Bly var den metall i referensområdet som avvek mest från genomsnittliga halter i Sverige (ca fyra gånger högre halter), vilket tyder antingen på någon antropogen påverkan eller högre halter i berggrunden. Dock hade alla provtagna grönområden, förutom Lugnet, statistiskt signifikant högre blyhalter än referensområdet. Galgberget, Främby udde, Stenslund och Stångtjärn hade också statistiskt signifikant högre arsenikhalter jämfört med referensområdet i Enviken.

Resultaten bekräftar att gruvavfall och vissa grönområden i Falun har metallhalter som överskrider de Faluspecifika riktvärdena för grönområde, och även de generella riktvärdena till viss del, och därmed kan innebära risker för människors hälsa, inklusive risken för akut bly- och arsenikförgiftning vid intag av gruvavfallet med särskilt höga halter.

Oral biotillgänglighet

Huvudsyftet med delstudien om biotillgänglighet var att uppskatta oral biotillgänglighet för bly, arsenik och kadmium i jord och gruvavfallsmaterial från Falun genom metallanalyser och orala biotillgänglighetstester. En målsättning var att, baserat på resultaten, ta fram representativa biotillgängligheter för olika grönområden och gruvavfallsmaterial som sedan kan användas för riskbedömningar i Falun. Detta inkluderade att undersöka om resultat från ett område eller avfall kunde extrapoleras till ett annat. Ett ytterligare syfte var att jämföra det vanligen använda UBM-testet med ett enklare test för oral biotillgänglighet (HCl-metoden).

Representativa orala biotillgängligheter för bly och arsenik kunde med UBM-testerna tas fram för respektive grönområde och gruvavfall. Dock var skillnaderna i biotillgänglighet mellan olika grönområden för stora för att kunna ange en generell biotillgänglighet eller biotillgänglighet för bly eller arsenik för grönområden i Falun. Detsamma gäller för gruvavfallen.

Baserat på medelvärden av UBM-försök blir den relativa biotillgängligheten av bly i grönområden i Falun 16–156 % beroende på område och vilken fas av UBM-testet som används. Motsvarande för gruvavfallen är 4–26 % för slagg, 0,5–14 % för varp och 24–94 % för kisaska. För beräkning av generella riktvärden används idag 60 % relativ biotillgänglighet för bly. När blyhalterna i jord är höga behöver den relativa biotillgängligheten vara mycket låg för att uppmätta halter ska underskrida ett platsspecifikt riktvärde beräknat med i övrigt samma indata som för känslig markanvändning (KM).

Nivån på biotillgänglighet för arsenik är i Falun betydligt lägre än de 100 % som nu används för beräkning av generella riktvärden med riktvärdesmodellen (som max 28 % för grönområden och 3 % för gruvavfall). Dock är inte oralt intag av arsenik styrande för det generella riktvärdet för KM. En justering med hänsyn tagen till biotillgängligheten av arsenik får därmed en begränsad påverkan på det generella riktvärdet. Däremot kan det påverka bedömningen av risken kopplat till oralt intag av jord.

När det gäller överensstämmelsen mellan HCl-metoden och UBM-metoden i Falun, varierar den beroende på metall, koncentration och vilken fas (magsäck eller tunntarm) som beaktas. För bly stämmer metoderna väl överens för magsäcksfasen. För tunntarmsfasen underskattar HCl-metoden biotillgängligheten av bly i Falun. För arsenik är överensstämmelsen mellan testerna god för båda faserna om totalhalten arsenik är över 10 mg/kg TS.

Intresset för att undersöka biotillgängligheten är stort, men det har under projektets gång blivit tydligt att det är komplext att i praktiken använda uppmätt biotillgänglighet i en platsspecifik riskbedömning av förorenade områden. I Sverige finns idag begränsad vägledning kring detta. I och med att testerna finns och redan används finns också ett behov av vägledning kopplat till hur de tillämpas och användandet av resultaten. Ett sådant stöd är efterfrågat av både konsulter och tillsynsmyndigheter. En del vägledande material har tagits fram från andra länder (till exempel USA). I Frankrike pågår arbete med att utöka existerande vägledning. I samband med den nya europeiska markstrategin lyfts nu behov av harmonisering inom EU, bland annat avseende riskbedömning av förorenade områden. Därmed kommer sannolikt nya möjligheter till samarbeten mellan medlemsländer att öppnas.

Metallhalter i bär och svamp

Falu kommun har tagit fram särskilda riktlinjer för bär- och svampplockning för att minska hälsorisker relaterade till metallföroreningar från den historiska gruvdriften. Särskilt svampar är kända för att kunna ta upp och koncentrera metaller där de växer. I denna delstudie analyserades halterna av

metaller, inklusive arsenik, bly, kadmium, kvicksilver, koppar och zink, i blåbär, lingon samt i ett antal ätliga svamparter från fem olika områden i Falun (Galgberget, Stenslund, Främby udde, Lugnet), samt från ett referensområde i Enviken som inte påverkats av gruvdriften. Totalt analyserades 68 prover av svamp, 58 prover av blåbär och 57 prover av lingon, vilket gör denna undersökning till den största när det gäller metallhalter i grödor i Falun. Metallhalterna har jämförts med tidigare uppmätta halter i bär och svamp analyserade i andra studier och sammanhang.

Resultaten visade att halterna av alla analyserade metaller i blåbär och lingon var mycket låga i samtliga provtagna områden, med de flesta värdena under laboratoriets rapporteringsgräns. För svamp påträffades däremot generellt högre halter av alla metaller, särskilt för rimskivling och karljohan, där rimskivling uppvisade de högsta halterna av arsenik och kadmium. Fem av 11 prover av rimskivling överskred EU:s försäljningsgränsvärde för kadmium i vild svamp (0,50 mg/kg). Inga svampprover överskred EU:s försäljningsgränsvärde gällande bly (0,80 mg/kg). För arsenik och kvicksilver saknas motsvarande gränsvärden. I gula kantareller och trattkantareller från Falun var halterna något högre än i vårt referensområde och i tidigare studier från icke förorenade skogsområden, men halterna var fortfarande långt under EU:s försäljningsgränsvärden för kadmium och bly i vild svamp.

En korrelationsanalys mellan markhalter och svamphalt visade inga signifikanta samband, vilket innebär att det inte går att göra uppskattningar av halter i svamp baserat på metallhalten i mark. Det är dock allmänt viktigt att exponeringen för metaller hålls så låg som möjligt, särskilt för känsliga grupper såsom barn och gravida, exempelvis genom att svamp rengörs noggrant från jord innan intag.

För att bättre bedöma riskerna i Falun krävs ytterligare provtagning, särskilt från områden med förhöjda markhalter samt fler prover av svampar som rimskivling och karljohan. En miljömedicinsk riskbedömning är nödvändig för att bedöma långtidsexponeringens inverkan på känsliga grupper och även ta hänsyn till andra potentiella källors bidrag till den sammantagna metallexponeringen. Denna studie utgör därför en viktig grund för att se över de lokala riktlinjerna för bär- och svampplockning i Falun. Projektet har inte kunnat inkludera egenodlade grönsaker på eventuellt metallkontaminerad mark i gruvans närområde.

Enkätundersökning

Den fjärde delstudien omfattade en enkätundersökning vars syfte var att ta fram data för att kunna uppskatta metallexponeringen bland invånarna i Falun samt i ett referensområde utanför Falun som inte påverkats av gruvbrytning. En ytterligare målsättning var att undersöka Falubornas riskuppfattning kring metallförorenad mark samt deras efterlevnad av lokala råd och riktlinjer för att minska de hälsorisker som är förknippade med metallexponering. Enkätundersökningen fokuserar särskilt på de toxiska metallerna bly, arsenik och kadmium.

I enkäten inkluderades frågor om boendemiljö, yrke, livsstil och kostvanor och enkäten utformades för att kunna jämföras med tidigare liknande enkätundersökningar i Sverige. I början av 2024 skickades enkäten ut till en slumpvis utvald person från 9 564 hushåll i Falun och referensområdet som inte påverkats av historisk gruvdrift. Totalt inkom 3 942 svar, vilket gav en svarsfrekvens på 41 %.

Signifikanta skillnader kunde ses gällande tobaksrökning, typ av dricksvattenkälla, jakt- och fiskevanor, svampkonsumtion respektive trädgårdsodling mellan studiepopulationen i Falun och referenspopulationen ($p < 0,0001$). Alla dessa faktorer kan påverka den sammanlagda metallexponeringen i befolkningen. I Falun var 4 % av de som svarade på enkäten dagligrökare jämfört

med 7 % i referensområdet. Nästan samtliga av Faluborna får sitt dricksvatten från det kommunala nätet, medan 35 % av invånarna i referensområdet har egen dricksvattenbrunn. När det gäller jakt och fiske har 7 % av hushållen i Falun minst en viltjägare i hushållet jämfört med 28 % i referensområdet. Över 70 % av samtliga jägare uppgav att de använder blyammunition. Knappt 5 % av Faluborna svarade att de äter lokalt fångad fisk jämfört med 1 % i referensområdet. Dubbelt så hög andel äter lokal svamp i referensområdet jämfört med i Falun (51 % jämfört med 25 %). Vad gäller lokala livsmedel odlar ca 39 % av Faluborna sina egna grönsaker, medan den siffran är högre i referensområdet där nästan 65 % odlar egna grönsaker. När det gäller medvetenhet kring de höga metallhalterna i gruvavfallet svarade 83 % av respondenterna i Falun att de vet om att området är förorenat, men endast 48 % svarade att de känner till kommunens riktlinjer för att minimera exponeringen. De flesta av respondenterna uppgav att de aldrig vistats på slagghögarna under de senaste 8 månaderna, men 15 % har vistats på slagghögarna några gånger i månaden under de senaste 8 månaderna.

Flera viktiga livsstilsfaktorer skiljer mellan Falun och referensområdet som potentiellt kan leda till högre metallhalter i befolkningen i referensområdet. Medan en majoritet av Faluborna är medvetna om de höga metallhalterna i gruvavfallet, är det endast en mindre andel som känner till de lokala riktlinjerna för att minska exponeringen och det kan därför innebära en förhöjd metallbelastning från gruvverksamheten för befolkningen i Falun jämfört med referensområdet. Halterna av bly och kadmium i blod och arsenikhalterna i urin följs upp i en studiepopulation i Falun och en i referensområdet i det pågående (2024-2027) projektet *EXPONERAD*?⁵.

Slutsatser från BIOMET-projektet

Sammanfattningsvis visar resultaten från BIOMET-projektet att flera områden i Falun har metallhalter som potentiellt kan innebära en risk för människors hälsa, med risk för akuta effekter om man skulle få i sig föroreningar via exponering för det mest förorenade gruvavfallet. Projektet understryker behovet av att uppdatera Faluspecifika riktvärden och riktlinjer kring lokal markanvändning. Det visar också på ett behov av översyn av Falu kommuns råd kring grönsaksodling och plockning av bär och svamp. Data från BIOMET kan användas för en miljömedicinsk riskbedömning. En sådan bedömning bör ha ett särskilt fokus på känsliga grupper såsom barn, unga i fertil ålder och gravida. Projektet har fokuserat på potentiell exponering i populära grönområden och gruvavfall, men för en förbättrad bild av befolkningens totala exponering vore det önskvärt med kompletterande metallanalyser av jord i bostadsområden och egenodlade grönsaker i trädgårdar i gruvans närområde. Intresset för projektet har varit stort vilket visat sig i en hög svarsfrekvens i enkäten, engagemang från Falu kommuns kommunikationskontor, ett flertal intervjuer i lokaltidningar, radio och TV, samt högt deltagande på de båda genomförda seminarierna. De samlade resultaten ger Falu kommun ett gediget underlag för att utveckla och förbättra strategier för att minska metallexponering syftande till minskad negativ hälsopåverkan av den förorenade marken. BIOMET har även lyft fram vikten av ökad samverkan mellan hälsomyndigheter och miljömyndigheter, samt behovet av att diskutera gemensamma ställningstaganden och utveckla riktlinjer för arbetet med hälsoriskbedömningar av förorenade områden.

⁵ Länk till information om det pågående (2024-2027) projektet *EXPONERAD*?: <https://www.sgi.se/sv/Forskning--larande/var-forskning/renare-mark/exponerad/>

Underlagsrapport 1: Metallhalter i mark

*- En markundersökning i Falun och ett
referensområde i Enviken*



Författare:

Mario Oliveira Sanca, Arbets- och miljömedicin Uppsala

Linda Dunder, Arbets- och miljömedicin Uppsala

Martin Tondel, Arbets- och miljömedicin Uppsala

Tobias Nordqvist, Arbets- och miljömedicin Uppsala

Emma Persson, Falu kommun

Sammanfattning

Inom ramen för BIOMET-projektet har en markundersökning utförts i Falun med syftet att undersöka föroreningshalter av framför allt de toxiska metallerna bly, arsenik och kadmium. Falun har förhöjda halter av metaller på grund av långvarig gruvdrift, varifrån spridning skett genom att gruvavfallsmassor använts bland annat som fyllnadsmaterial och att stoft från den aktiva gruvverksamheten har spridits med vinden och deponerats på marken runt staden.

Inom projektet undersöktes 8 grönområden och 3 olika gruvavfallstyper. Grönområden valdes ut för provtagning för att de frekvent besöks av Faluborna, men också för att de ligger på olika avstånd från gruvan. Gruvavfallet utgjordes av slagg, kisaska och varp. Ett grönområde i Enviken utanför Falun valdes som referensområde för att representera ett område som inte påverkats av gruvverksamheten eller andra metallutsläpp. All provtagning utfördes i den ytliga jorden som människor kan komma i kontakt med.

Totalt analyserades 326 markprover för halter av arsenik, barium, bly, kadmium, kvicksilver, koppar, kobolt, krom, nickel, vanadin och zink. Kraftigt förhöjda blyhalter uppmättes i alla tre gruvavfallstyper där nästan alla prov hade blyhalter över det Faluspecifika riktvärdet för grönområde i Falun (700 mg/kg TS). Varpen hade de högsta blyhalterna med ett genomsnitt på 4 791 mg/kg TS (n=13) och ett högsta uppmätta värde på 12 700 mg/kg TS. Gällande arsenikhalter, var de högst uppmätta halterna i gruvavfallet över det Faluspecifika riktvärdet för grönområde i Falun (100 mg arsenik/kg TS), dock var det endast slaggområde 1 som överskred denna gräns när man istället kollar på medelhalter. Medelhalten av arsenik överskred riktvärdet för mindre känslig markanvändning (MKM) på 25 mg/kg TS och således även riktvärdet för känslig markanvändning (KM) på 10 mg/kg TS i alla gruvavfallstyper.

Samtliga medelvärden av bly och arsenik i alla grönområden låg under de Faluspecifika riktvärdena för grönområden. Blyhalterna överskrider dock denna gräns i många provpunkter i Galgberget, som är det grönområde med högsta genomsnittliga bly- och arsenikhalter på 677 mg/kg TS respektive 47,4 mg/kg TS. Medelhalterna för bly överskred riktvärdet för MKM på 180 mg/kg TS i Galgberget, Stenslund och Främby udde. Medelvärdet för alla grönområden (utom referensområdet i Enviken) överskred riktvärdet för KM på 50 mg/kg TS. För arsenik överskreds riktvärdet för MKM endast i Galgberget, men i Stenslund överskreds blyriktvärdet för KM. Alla provtagna grönområden, förutom Lugnet, hade statistiskt signifikant högre blyhalter än referensområdet, vilket tyder på antropogen påverkan även utanför gruvnära områden. Galgberget, Främby udde, Stenslund och Stångtjärn hade också statistiskt signifikant högre arsenikhalter jämfört med referensområdet i Enviken. De låga halterna i Lugnet skulle kunna förklaras av dess geografiska läge. Både medel- och högsta uppmätta kadmiumhalter understeg riktvärdet för MKM i samtliga gruvavfallstyper och grönområden. Dock överskreds riktvärdet för KM gällande högsta uppmätta halter i alla gruvavfallstyper samt i alla grönområden (inklusive referensområdet i Enviken) utom Hälsingberg. Ingen statistisk skillnad kunde ses i kadmiumhalter mellan grönområdena i Falun gentemot referensområdet i Enviken.

I referensområdet var halterna av arsenik, barium, koppar, kobolt, krom, nickel, vanadin och zink lägre än bakgrundshalter i morän Sverige, medan kadmium var något högre. Kvicksilverhalterna var något högre än bakgrundshalterna i jordbruksmark. Bly var den metall i referensområdet som avvek mest från genomsnittliga halter i Sverige (ca fyra gånger högre halter), vilket tyder antingen på någon antropogen påverkan eller högre halter i berggrunden. I Falun hade grönområdena höga halter av arsenik, bly, koppar och zink, särskilt på Galgberget, där blyhalterna var 60 gånger högre än bakgrundsvärdena och zink, arsenik och koppar-halterna var också kraftigt förhöjda.

Resultaten bekräftar att gruvavfall och vissa grönområden i Falun har metallhalter som överskrider de Faluspecifika riktvärdena för grönområde, och även MKM och KM till viss del. Detta kan därmed innebära risker för människors hälsa, inklusive risken för akut bly- och arsenikförgiftning vid intag av gruvavfallet med särskilt höga halter av dessa metaller. En miljömedicinsk riskbedömning som inkluderar resultaten från biotillgänglighetsanalyserna är därför motiverad. Dessutom behövs en översyn och uppdatering av de Faluspecifika riktvärdena och råd och riktlinjer för allmänheten för att skydda befolkningen från oönskad hälsopåverkan.

Innehållsförteckning

1	Inledning	1
1.1	Historia av föroreningar.....	1
1.2	Gruvavfall	2
1.3	Faluspecifika och generella riktvärden	2
2	Material och metod.....	3
2.1	Val av typområden	3
2.2	Urval av provtagningspunkter	4
2.3	Utförande av provtagning	5
2.4	Förfarande för att ta fram ny slumpad punkt under pågående provtagning.....	6
2.5	Metallanalyser.....	6
2.6	Biotillgänglighetsanalyser.....	6
2.7	Statistisk bearbetning.....	7
3	Resultat	8
3.1	Metallhalter i gruvavfall	8
3.2	Metallhalter i grönområden	12
3.3	Markhalter av särskilt toxiska metaller.....	21
4	Diskussion.....	26
4.1	Jämförelse med tidigare markundersökningar i Falun.....	26
4.2	Jämförelse med referensområdet i Enviken och bakgrundshalter i Sverige	27
4.3	Områden med särskilt höga metallhalter	28
4.4	Metodöverbäganden	30
5	Slutsatser.....	30
6	Referenser	31

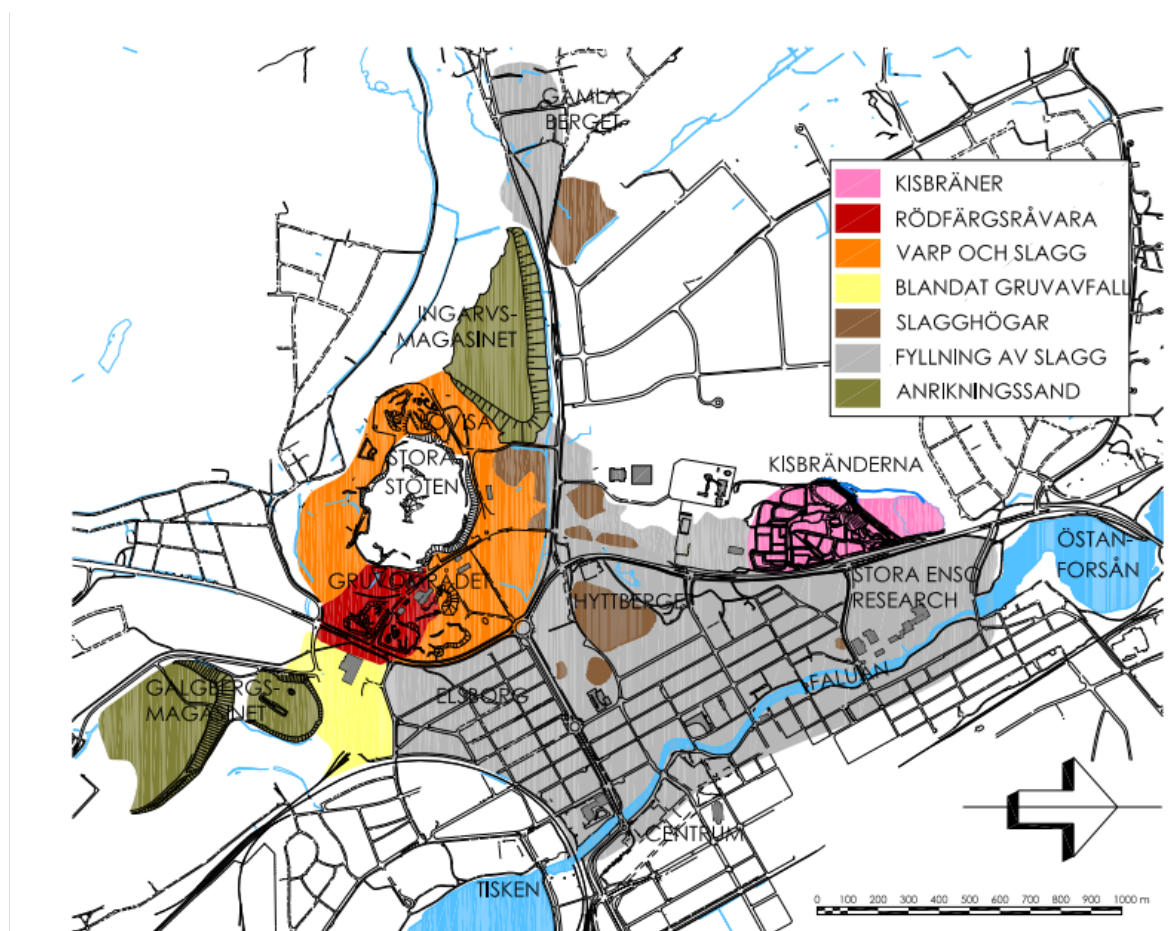
1 Inledning

1.1 Historia av föroreningar

Falun har en över tusenårig historia av gruvdrift, där koppar ursprungligen var den främsta metallen som utvanns. Utöver koppar har även zink, svavel, guld och bly brutits från gruvan. Det finns olika typer av gruvavfall utspritt i Falun idag. Restmaterialet efter utvinning och bearbetning finns dels som gruvavfallshögar i närheten av gruvan men även på andra platser, men framförallt har gruvavfallet använts som fyllnadsmaterial i stora delar av Falun (se **Figur 1**).

Gruvavfallet, som även innehöll svavel och järn, har under årens lopp oxiderat och vittrat och bildat rödjord. Rödjorden är råvaran till det röda pigmentet i Falu Rödfärg, som har tillverkats i Falun sedan 1700-talet och som tillverkas än idag. Råvarulagret för rödpigmentet, som fortfarande är en betydande föroreningskälla till vatten, flyttades närmare dagbrott "Stora Stöten" för att säkerställa att lakvattnet rinner ner i reningsanläggningen vid gruvan.

Den historiska gruvverksamheten och stoftspridningen i luften har lett till att många platser i Falun har metallhalter i mark över Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark i Sverige (Jones et al., 1998). Stoftspridningen som pågick under lång tid har resulterat i att även skogsmark utanför Falu tätort har förhöjda halter av metaller.



Figur 1. Gruvavfallets utbredning i Falu stad (Hanæus & Ledin, 2010).

1.2 Gruvavfall

Karaktären hos de olika gruvavfallen från Falu gruva har tidigare studerats i ett flertal projekt, bland annat i Falu-gruva projektet (1982–83), Varp-89 projektet (1989), och Gruvavfalls-projektet (1989–90), samt vidare inom Faluprojektet (1992–2009). Faluns gruvavfall består av både äldre och yngre typer med olika egenskaper. Det äldre avfallet har högre metallhalter på grund av låg verkningsgrad vid utvinning, medan det yngre är mer finmalt och vittrar mer. Falu gruva, som är mest känd för kopparbrytningen, har faktiskt producerat mer zink än koppar, och det yngre avfallet (som anrikningssand och kisbränder) är mer zinkrikt, medan det äldre (slaggen och varpen) är mer kopparrikt.

Slagg är en förglasad restprodukt från rostning och smältning av malm i smältverken. Slaggen innehåller även en stor andel järn och svavel, vilket gör att den vittrar, om än långsamt. Faluns slagghögar kan också innehålla varierande mängder varp och ofullständigt smält slagg, som lättare kan vittra och kan innehålla högre metallhalter. Vittringshastigheten och metallinnehållet skiljer sig mellan väl förglasad, kompakt slagg och mer porös, finkornig slagg (Hanaeus & Haglund, 2010).

Kisaskan i Falun är en restprodukt från svavelsyraproduktionen vid den tidigare svavelsyrafabriken, som var i drift från mitten av 1800-talet fram till 1993. Råvaran bestod av svavelkis som anrikades i gruvan. Svavelkisen rostades i svavelsyrafabriken genom upphettning till ca 900°C, och under rostningen förångades metaller som zink och kadmium delvis tillsammans med svavlet. De förångade metallerna kondenserades tillsammans med svaveloxider och bildade restprodukten, kisaskan, som separerades från processen. Kisaskan har en kornstorlek som motsvarar finsilt till fingrus (0,002–6,3 mm).

Varp är rester från den gamla malmsorteringsprocessen. Metallhalterna i varp varierar kraftigt men utlakningen av metaller är betydligt större från varp än från slagg (Hanaeus & Haglund, 2010).

1.3 Faluspecifika och generella riktvärden

År 1998 publicerades en rapport av Kemakta Konsult AB (Jones et al., 1998) som ett resultat av en omfattande undersökning och mätningar utförda i Falun under åren 1986–1998. Syftet var att göra en fördjupad riskbedömning av metaller i marks påverkan på människa och miljö samt att ta fram Faluspecifika riktvärden utifrån de aktuella förhållandena. De metaller som undersöktes i den tidigare studien var bly, arsenik, kadmium, kvicksilver, koppar och zink. För att undersöka påverkan på människors hälsa användes provtagningsdata och beräkningar för att bedöma exponeringsmängden genom olika exponeringsvägar (inandning av damm och ånga, intag av jord, hudupptag och intag av odlade grödor). Exponeringstiden och förutsättningarna delades upp i tre kategorier av markanvändning (bostadsmark, grönområden och verksamhetsmark) för att kunna särskilja olika typer av markanvändning. Aktuella toxikologiska data tillsammans med biotillgänglighetsanalyser beaktades också och Faluspecifika hälsoriskbaserade riktvärden fastslogs enligt tabell 1 (Jones et al., 1998). Naturvårdsverket har tagit fram generella riktvärden för förorenad mark (Naturvårdsverket, 2024) beräknade utifrån två olika typer av markanvändningsscenarier, känslig markanvändning (KM), såsom bostadsområden och lekplatser och mindre känslig markanvändning (MKM), exempelvis industri- och kontorsområden, dessa presenteras också för respektive metall i tabell 1. Det Faluspecifika riktvärdet för grönområde är det riktvärde som framförallt kommer användas vid jämförelse av våra data genom hela rapporten, men även de generella riktvärdena för KM och MKM inkluderas som referenser.

Tabell 1. Faluspecifika riktvärden för bostadsmark, grönområde och verksamhetsmark för metaller i jord samt Naturvårdsverkets generella riktvärden för känslig markanvändning (KM) respektive mindre känslig markanvändning (MKM).

Metall	mg/kg TS				
	Bostadsmark	Grönområde	Verksamhetsmark	KM	MKM
Bly	300	700	4000	50	180
Arsenik	50	100	300	10	25
Kadmium	3	5	250	0,80	12
Koppar	9000	16000	400000	80	200
Kvicksilver	2	13	100	0,25	2,5
Zink	7000	12000	800000	250	500

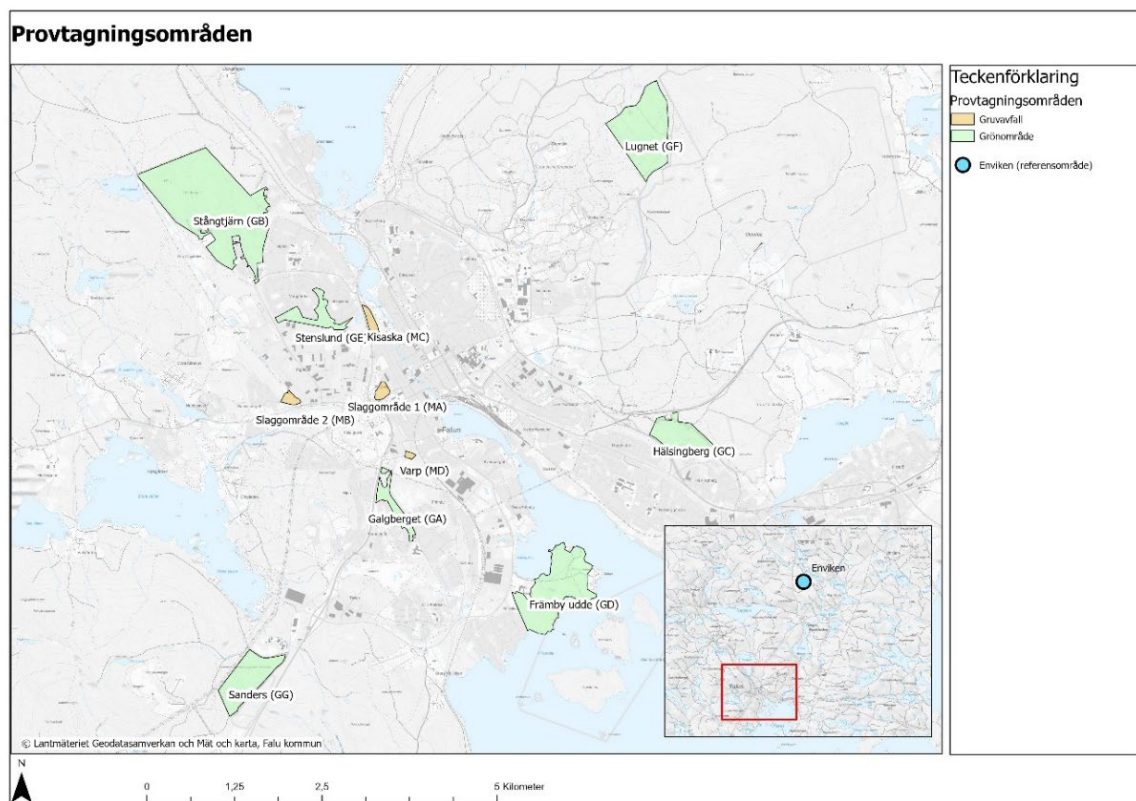
2 Material och metod

Nedan följer en sammanfattande metodbeskrivning för markundersökningen. Se bilaga 1 *”Fältrapport – Provtagning för biotillgänglighet i grönområden och gruvavfall i Falu kommun”* för en detaljerad beskrivning.

2.1 Val av typområden

I projektet valdes totalt 11 undersökningsområden ut som delades in i antingen grönområden (G) eller gruvavfall (M). Grönområdena valdes ut för att ge en god spridning avseende avstånd från gruvans dagbrott ”Stora stöten” samt för att det är områden som används av Faluborna för både rekreation och bär- och svamplockning. För gruvavfall valdes materialen slagg, kisaska och varp ut för provtagning. Referensområdet i närheten av Enviken valdes ut för att efterlikna grönområdena i och kring Falu tätort, avseende att det är ett skogsområde som används för rekreation. Däremot var det viktigt att välja ett område som saknade påverkan av föroreningar orsakade av mänsklig påverkan. Därför gjordes en undersökning kring detta genom Länsstyrelsernas EBH-karta¹ och Falu kommuns historiska register över exempelvis industrier och gruvdrift. Sammantaget gjorde det att valet för markprovtagning föll på området norr om Torsktjärnsberget i Enviken. Figur 2 visar den geografiska spridningen av samtliga utvalda provtagningsområden.

¹Länsstyrelsernas karta över förorenade områden i Sverige (EBH-kartan) - <https://ext-geoportal.lansstyrelsen.se/standard/?appid=ed0d3fde3cc9479f9688c2b2969fd38c>



Figur 2. Provtagna typområden inklusive referensområdet i Enviken. Slaggområde 1 (MA), Slaggområde 2 (MB), Kisaska (MC), Varp (MD), Galgberget (GA), Stångtjärn (GB), Hålsingberg (GC), Främby udde (GD), Stenslund (GE), Lugnet (GF), Sanders (GG), Referensområdet i Enviken (R).

2.2 Urval av provtagningspunkter

Projektet beslutade att två olika provtagningsmetoder skulle tillämpas för att fastställa provtagningspunkter inom de olika typområdena. För grönområden och slaggområden genomfördes ett slumpmässigt urval av provtagningsrutor för att säkerställa en spridning av punkterna, vilket möjliggjorde en statistisk utvärdering av dessa områden utan systematiska fel. Varje provtagningsområde delades in i 30 lika stora provtagningsrutor. Därefter slumpades en provtagningspunkt i varje provtagningsområde ut.

För kisaska och varp genomfördes riktad provtagning, då dessa områden krävde visuell inventering i fält pga. att dessa avfallstyper inte förekommer i stora sammanhängande områden utan i mindre mängder på flera olika platser. Provtagningspunkterna (13 punkter vardera för kisaska och varp) distribuerades manuellt, målet vid placeringen av provtagningspunkterna var att uppnå en lämplig rumslig fördelning av markprover för de båda typerna av gruvavfall. Ingen randomisering genomfördes, eftersom det främsta syftet var att säkerställa att rätt typ av avfall provtogs och eftersom metoden för randomisering var svår att tillämpa i fält.

För slumpmässigt val av punkter för biotillgänglighetstester användes en online-slumpgenerator för att slumpa ut 9–13 nummer i intervallet 1–30 (utan upprepning) för grönområdena och slaggområden (9–10 prov för analys per område). För varp och kisaska analyseras samtliga prov med avseende på biotillgänglighet (13 prover).

2.3 Utförande av provtagning

Markprovtagningen utfördes av Ensucan, i Falun mellan 15/06/2023 – 09/11/2023 och i referensområdet i Enviken den 14/05/2024 enligt detaljerad beskrivning i *"Fältrapport – Provtagning för biotillgänglighet i grönområden och gruvavfall i Falu kommun"* (Bilaga 1). Provtagning utfördes med spade eller för hand med handskar. För grönområden (inklusive referensområdet) togs prover ut på det ytligaste skiktet av jordprofilen (0–10 cm) efter det att humusskiktet, växtdelar och rötter plockats bort. Provtagningsgropen var 30x30 cm och erhållen volym per punkt blev maximalt 9 liter (**Figur 3**).



Figur 3. Exempelbilder från provtagningen i grönområden.

Slaggprover uttogs på 10–20 cm djup och i första hand användes en provtagningsyta på 30x30 cm men ibland behövdes större yta för att få tillräcklig provmängd och då ökades ytan gradvis till maximalt 50x50 cm (**Figur 4**). Proverna på kisaska och varp togs ut från 10 cm djup på en provtagningsyta av 30x30 cm (**Figur 5**).



Figur 4. Exempelbilder från provtagningen av slagg.



Figur 5. Exempelbilder från provtagningen av kisaska och varp.

I uttagna prover plockades eventuella stenar större än 5–10 mm manuellt bort för att minska mängden material för siktning på laboratorium. Materialet homogeniserades med spade eller för hand med handskar i plastbehållare. Därefter uttogs prov för biotillgänglighetsanalys respektive metallanalys. För biotillgänglighetsanalyser togs minst 2 kg och för metallanalys cirka 100 g. I de provpunkter där ingen analys av biotillgänglighet skulle göras uttogs sparprov på minst 1 kg.

Fältanteckningar och fotografier togs under provtagningen. Efter provtagning återställdes marken så gott som möjligt. Prover för metallanalys skickades till laboratorium, medan biotillgänglighetsprover och sparprover skickades vidare till Sveriges geotekniska instituts (SGI) miljölaboratorium i Linköping, totalt i fyra omgångar.

2.4 Förfarande för att ta fram ny slumpad punkt under pågående provtagning

För grönområden och slaggområden krävdes det vid vissa punkter att provtagningspunkten flyttades, eftersom det inte alltid var möjligt att ta prov från den slumpade punkten. Om den ursprungliga provpunkten inte kunde användas till provtagning, användes en slumpgenerator för att bestämma en riktning: norr, öst, söder eller väst och provpunkten flyttades cirka två meter i den angivna riktningen. Om det inte var möjligt att röra sig i den riktningen (t.ex. vid vatten) slumpades en ny riktning fram. Om det fortfarande fanns hinder efter förflyttningen, upprepades samma metod tills en ny lämplig provpunkt kunde identifieras. Den nya provpunkten mättes in med GPS och benämndes _ny efter provpunkten för att enkelt kunna särskilja de punkter som hade flyttats från de ursprungligen planerade.

2.5 Metallanalyser

Metallanalyser utfördes av ALS Scandinavia AB på totalt 326 jordprov. De metaller som ingick i analysen var arsenik, bly, kadmium, koppar, krom, nickel, vanadin, barium, zink och kvicksilver. På ALS laboratorium krossades materialet vid behov och siktning till <2 mm gjordes enligt ISO 11464:2006. Metallanalyser utfördes sedan med ICP-SFMS enligt SS-EN ISO 17294-2:2016 och US EPA method 200.8:1994 efter uppslutning av prov enligt S-PM59-HB.

2.6 Biotillgänglighetsanalyser

Se underlagsrapport 2 för detaljerad beskrivning kring analys av biotillgänglighet. Sammanfattningsvis, analyserades 125 prover avseende oral biotillgänglighet vid SGI:s miljölaboratorium i Linköping enligt

ISO 17924 Unified BARGE Method (UBM). Samtliga prover analyserades även enligt en förenklad metod som är på väg att standardiseras (International Organisation for Standardisation, ISO; ISO/PWI 7303 - Simplified method for oral bioaccessibility of metal(loids) in soils).

2.7 Statistisk bearbetning

Alla statistiska beräkningar utfördes med SAS 9.4M8. Deskriptiv statistik (min, median och max-värden) togs fram för samtliga data. För tydligheten anges i resultatdelen värden över 100 utan decimal, övriga värden med en decimal. Jämförelser utfördes avseende halterna av bly, arsenik och kadmium både mellan och inom olika gruvmaterial samt mellan och inom de olika grönområdena. Vid jämförelser är data under rapporteringsgränsen (LOR) dividerade med 2. På grund av bred varians inom de olika enskilda områdena logaritmerades data innan signifikanstestning med en generell linjär modell. Data justerades för multipla parjämförelser med hjälp av Tukey-Kramer-testet.

3 Resultat

Tabell 2 visar laboratoriets rapporteringsgränser (LOR) för de analyserade metallerna. I följande avsnitt presenteras deskriptiva data och jämförelser av metallhalter i och mellan de undersökta gruvavfallstyperna och grönområdena.

Tabell 2. Rapporteringsgränser (LOR) för alla analyserade metaller.

Metaller	Rapporteringsgräns (LOR) i mg/kg
Arsenik	0,50
Barium	1,0
Bly	1,0
Kadmium	0,10
Kvicksilver	0,20
Koppar	0,30
Kobolt	0,10
Krom	0,20
Nickel	0,25
Vanadin	0,20
Zink	1,0

3.1 Metallhalter i gruvavfall

Metallhalterna varierade mycket mellan respektive typ av gruvavfall. Se nedan följande avsnitt för deskriptiva data över metallhalter i respektive gruvavfallsområde. De högsta blyhalterna uppmättes i varp (12 700 mg/kg TS) och i slaggområde 1 (11 600 mg/kg TS). Slaggområde 1 hade signifikant högre halter av arsenik jämfört med de andra gruvavfallen. I kisaska uppmättes något lägre metallhalter och betydligt lägre blyhalter jämfört med de andra gruvmaterialen. I varp uppmättes betydligt och signifikant lägre halter av kadmium än i de andra gruvavfallsmaterialen. Ingen signifikant skillnad i kadmiumhalter kunde ses mellan de övriga gruvavfallstyperna. Kvicksilverhalterna var under LOR i en del av proverna från slaggområdena och i varp (se tabell 3 och 4).

Figur 6 visar korsvisa jämförelser mellan olika gruvavfall gällande bly- respektive arsenikhalter. Röd respektive blå färg motsvarar signifikant förhöjda halter av bly respektive arsenik. När jämförelse görs mellan de lodrätt utskrivna områdena med de horisontella ser man exempelvis att slaggområde 1 har signifikant högre arsenikhalter än slaggområde 2. Grå respektive orange färg motsvarar signifikant lägre halter av bly respektive arsenik, till exempel så var det signifikant lägre blyhalter i kisaska jämfört med både Slaggområde 1 och 2.

		Slaggområde 1 (MA)	Slaggområde 2 (MB)	Kisaska (MC)	Varp (MD)		
Bly	Slaggområde 1 (MA)	1	<0,0001	N.S	N.S	Slaggområde 1 (MA)	Arsenik
	Slaggområde 2 (MB)	N.S	1	N.S	N.S	Slaggområde 2 (MB)	
	Kisaska (MC)	<0,05	<0,05	1	<0,05	Kisaska (MC)	
	Varp (MD)	N.S	N.S	<0,0001	1	Varp (MD)	

Figur 6. Korsvisa jämförelser med signifikanstest för bly respektive arsenikhalter i olika grönområden. Siffror motsvarar p-värden, N.S står för non-signifikant ($p > 0,05$). Röd respektive blå färg motsvarar signifikant förhöjda halter av bly respektive arsenik. Grå respektive orange färg motsvarar signifikant lägre halter av bly respektive arsenik.

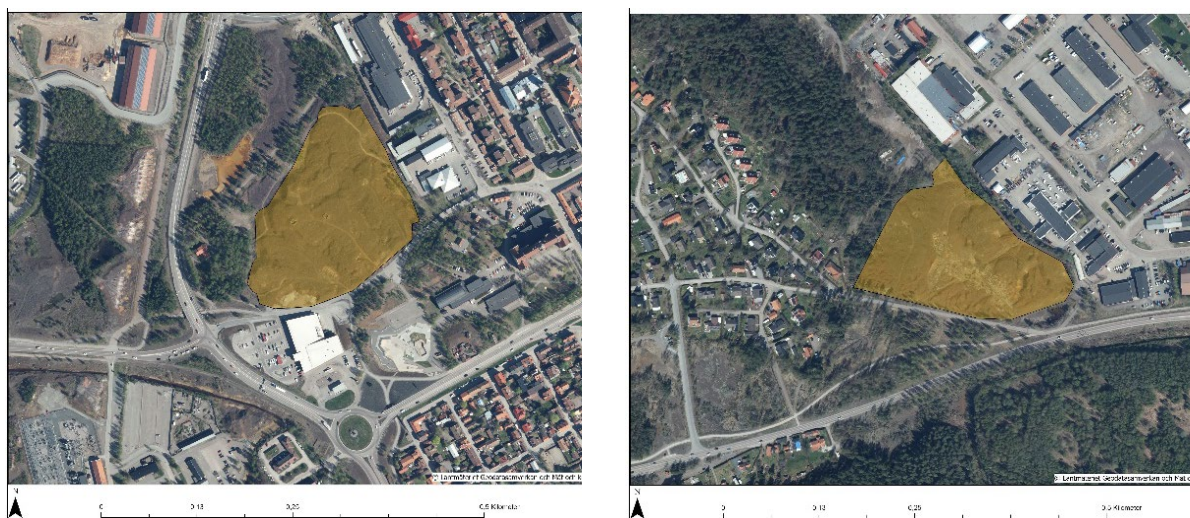
3.1.1 Slaggområden (MA och MB)

Som namnet antyder består materialet i område 1 och 2 huvudsakligen av slagg, men även en del kolbitar och sand i olika texturer, både röd och gul. Slagg provtogs från två separata områden (**Figur 7**) och tabell 3 visar deskriptiva data över metallhalter i dessa två slaggområden. Halterna av två prover gällande kvicksilver var under LOR (<0,2 mg/kg).

Tabell 3. Deskriptiva data (min, median, medel och max) av metallhalter i mark i slaggområde 1 och 2.

mg/kg TS	Slaggområde 1 (MA) (n=30)					Slaggområde 2 (MB) (n=30)				
	Antal (%) under LOR*	Min	Median	Medel	Max	Antal (%) under LOR	Min	Median	Medel	Max
Arsenik	0 (0)	35,6	101	112	207	0 (0)	13,2	52,9	64,1	235
Barium	0 (0)	23,9	43,8	54,6	156	0 (0)	22,0	44,9	50,3	98,8
Bly	0 (0)	794	2180	2555	11600	0 (0)	782	2785	2957	8400
Kadmium	0 (0)	0,4	1,5	1,6	3,0	0 (0)	0,5	1,3	1,6	4,5
Kvicksilver	2 (6,7)	<0,2	0,5	0,6	1,7	12 (40)	<0,2	0,2	0,3	1,3
Koppar	0 (0)	1160	2105	2128	3280	0 (0)	1270	2930	2902	6800
Kobolt	0 (0)	6,0	17,2	17,9	37,6	0 (0)	5,4	16,9	19,7	49,2
Krom	0 (0)	3,9	6,7	6,7	12,2	0 (0)	3,1	5,4	5,4	10,7
Nickel	0 (0)	1,2	3,0	3,2	4,8	0 (0)	1,1	2,7	2,6	4,1
Vanadin	0 (0)	10,2	23,8	23,4	37,8	0 (0)	9,6	15,7	15,9	26,5
Zink	0 (0)	488	1440	1588	4050	0 (0)	654	2100	2210	4130

*LOR = Rapporteringsgräns.



Figur 7. Kartbilder över slaggområde 1 (MA) till vänster och slaggområde 2 (MB) till höger med omgivande bebyggelse.

3.1.2 Kisaska (MC)

Som namnet antyder består detta område huvudsakligen av kisaska, som är en typ av järnoxid med höga halter av tungmetaller. Järnoxiden ger jorden dess vinröda färg (SGU, 2004). Kisaska provtogs bara från ett område (**Figur 8**) och tabell 4 visar deskriptiva data över metallhalterna. Halterna av 13 prover gällande kvicksilver var under LOR (<0,2 mg/kg).

Tabell 4. Deskriptiva data (min, median, medel och max) över metallhalter i kisaska.

Kisaska (n=13)					
mg/kg TS	Antal (%) under LOR*	Min	Median	Medel	Max
Arsenik	0 (0)	32,5	45	49,5	88,7
Barium	0 (0)	15,3	20,8	22,7	47,3
Bly	0 (0)	510	1380	1399	2740
Kadmium	0 (0)	0,4	1,0	1,2	3,4
Kvicksilver	13 (100)	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
Koppar	0 (0)	452	1040	988	1550
Kobolt	0 (0)	6,1	12,1	13,3	19,4
Krom	0 (0)	0,3	1,6	2,1	5,4
Nickel	0 (0)	0,9	1,6	2,0	4,3
Vanadin	0 (0)	1,1	2,7	3,3	9,1
Zink	0 (0)	229	504	619	2310

*LOR = Rapporteringsgräns.



Figur 8. Kartbild över området där kisaska och varp provtogs med omgivande bebyggelse.

3.1.3 Varp (MD)

Markytan i detta område kännetecknas av en gul/brungul homogen sand. Varp provtogs från två separata områden, varav det ena också utgjordes av kisaska (**Figur 8 och 9**). Tabell 5 visar deskriptiva data för metallhalter i varp. Halterna av 3 prover gällande kvicksilver var under LOR (0,2 mg/kg).

Tabell 5. Deskriptiva data (min, median, medel och max) över metallhalter i varp.

Varp (n=13)					
mg/kg TS	Antal (%) under LOR*	Min	Median	Medel	Max
Arsenik	0 (0)	8,2	84	80,5	153
Barium	0 (0)	22,4	81,4	85,8	184
Bly	0 (0)	543	4690	4791	12700
Kadmium	0 (0)	0,1	0,2	0,3	0,7
Kvicksilver	3 (23,1)	<0,2	1,1	1,2	4,7
Koppar	0 (0)	441	776	1159	5960
Kobolt	0 (0)	0,3	1,8	2,5	6,9
Krom	0 (0)	3,9	14	27,8	103
Nickel	0 (0)	0,2	1,2	1,7	5,0
Vanadin	0 (0)	3,5	13,2	14,8	36,5
Zink	0 (0)	94,6	317	366	681

*LOR = Rapporteringsgräns.



Figur 9. Kartbild över området där varp provtogs och omgivande bebyggelse.

3.2 Metallhalter i grönområden

Föroreningarna i grönområdena har främst tillkommit genom spridning via stoft, men det kan även förekomma att förorenade massor har flyttats till områdena. Generellt utgjordes marken inom grönområden av humus med en mäktighet på 1–30 cm och mossor vid en del punkter, varefter följde ett lager av mulljord. Under mulljorden förekom vanligen sand som antingen var ljusgrå i färgen alternativt rödaktig. Delar av området Stenslund var väldigt blockigt och backigt. Generellt varierade metallhalter signifikant mellan grönområdena. Se nedan följande avsnitt för deskriptiva data över metallhalter i marken i respektive grönområde. Galgberget och Stenslund stack ut med generellt högre halter av framförallt bly och arsenik, och Enviken och Lugnet hade signifikant lägre halter av dessa metaller. Kadmiumhalterna skiljde sig inte signifikant åt mellan grönområdena. För arsenik, kadmium och kobolt, men framförallt för kvicksilver, var halterna i en del av provpunkterna under LOR (se tabell 6-13).

Figur 10 visar korsvisa jämförelser mellan olika grönområden gällande bly-respektive arsenikhalter. Röd respektive blå färg motsvarar signifikant förhöjda halter, dvs Galgberget har signifikant förhöjda blyhalter jämfört med Främby udde, Galgberget har också signifikant högre arsenikhalter jämfört med alla andra grönområden. Grå respektive orange färg motsvarar signifikant lägre halter, tex har Hälsingberg signifikant lägre blyhalter än Främby udde, och Lugnet har signifikant lägre arsenikhalter jämfört med Stenslund. Alla grönområden, utom Lugnet, har signifikant högre blyhalter än referensområdet i Enviken, och samtliga grönområden i Falun har högre arsenikhalter än referensområdet i Enviken.

		Främby udde (GD)	Galgberget (GA)	Hälsingberg (GC)	Lugnet (GF)	Sanders (GG)	Stenslund (GE)	Stångtjärn (GB)	Referens-område i Enviken (R)		
Bly	Främby udde (GD)	1	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,05	N.S	<0,0001	Främby udde (GD)	Arsenik
	Galgberget (GA)	<0,0001	1	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	Galgberget (GA)	
	Hälsingberg (GC)	<0,0001	<0,0001	1	N.S	N.S	<0,0001	<0,0001	<0,0001	Hälsingberg (GC)	
	Lugnet (GF)	<0,0001	<0,0001	N.S	1	N.S	<0,0001	<0,0001	<0,0001	Lugnet (GF)	
	Sanders (GG)	<0,0001	<0,0001	N.S	<0,0001	1	<0,0001	<0,0001	<0,0001	Sanders (GG)	
	Stenslund (GE)	N.S	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	1	<0,0001	<0,0001	Stenslund (GE)	
	Stångtjärn (GB)	<0,05	<0,0001	<0,0001	<0,0001	N.S	<0,05	1	<0,0001	Stångtjärn (GB)	
	Referens-område i Enviken (R)	<0,0001	<0,0001	<0,05	N.S	<0,0001	<0,0001	<0,0001	1	Referens-område i Enviken (R)	

Figur 10. Korsvisa jämförelser med signifikanstest för bly respektive arsenikhalter i olika grönområden. Siffror motsvarar p-värden, N.S står för non-signifikant ($p > 0,05$). Röd respektive blå färg motsvarar signifikant förhöjda halter av bly respektive arsenik. Grå respektive orange färg motsvarar signifikant lägre halter av bly respektive arsenik.

3.2.1 Galgberget (GA)

Provtagningsområdet i Galgberget bestod av mestadels granskog med tjock mossas och sandig mark med större stenar och rötter. Tabell 6 visar deskriptiva data för metallhalter i Galgberget. Figur 11 visar utbredningen av vårt provtagningsområde i Galgberget och den omgivande bebyggelsen. Halterna av kvicksilver var under LOR (<0,2 mg/kg) i 3 prover.

Tabell 6. Deskriptiva data (min, median, medel och max) över metallhalter i marken i Galgberget.

Galgberget (n=30)					
mg/kg TS	Antal (%) under LOR*	Min	Median	Medel	Max
Arsenik	0 (0)	5,6	37,9	47,4	286
Barium	0 (0)	16,6	25,7	31,8	98,8
Bly	0 (0)	138	666	677	2100
Kadmium	0 (0)	0,1	0,3	0,4	1,7
Kvicksilver	3 (10)	0,1	0,5	0,6	1,7
Koppar	0 (0)	57,8	173	306	1180
Kobolt	0 (0)	0,8	2,1	2,4	6,7
Krom	0 (0)	2,2	7,5	7,6	16,9
Nickel	0 (0)	0,6	2,8	3,4	16,3
Vanadin	0 (0)	9,7	31,9	33,5	90,7
Zink	0 (0)	44,1	145	163	360

*LOR = Rapporteringsgräns.



Figur 11. Kartbild över provtagningsområdet i Galgberget (GA) och omgivande bebyggelse.

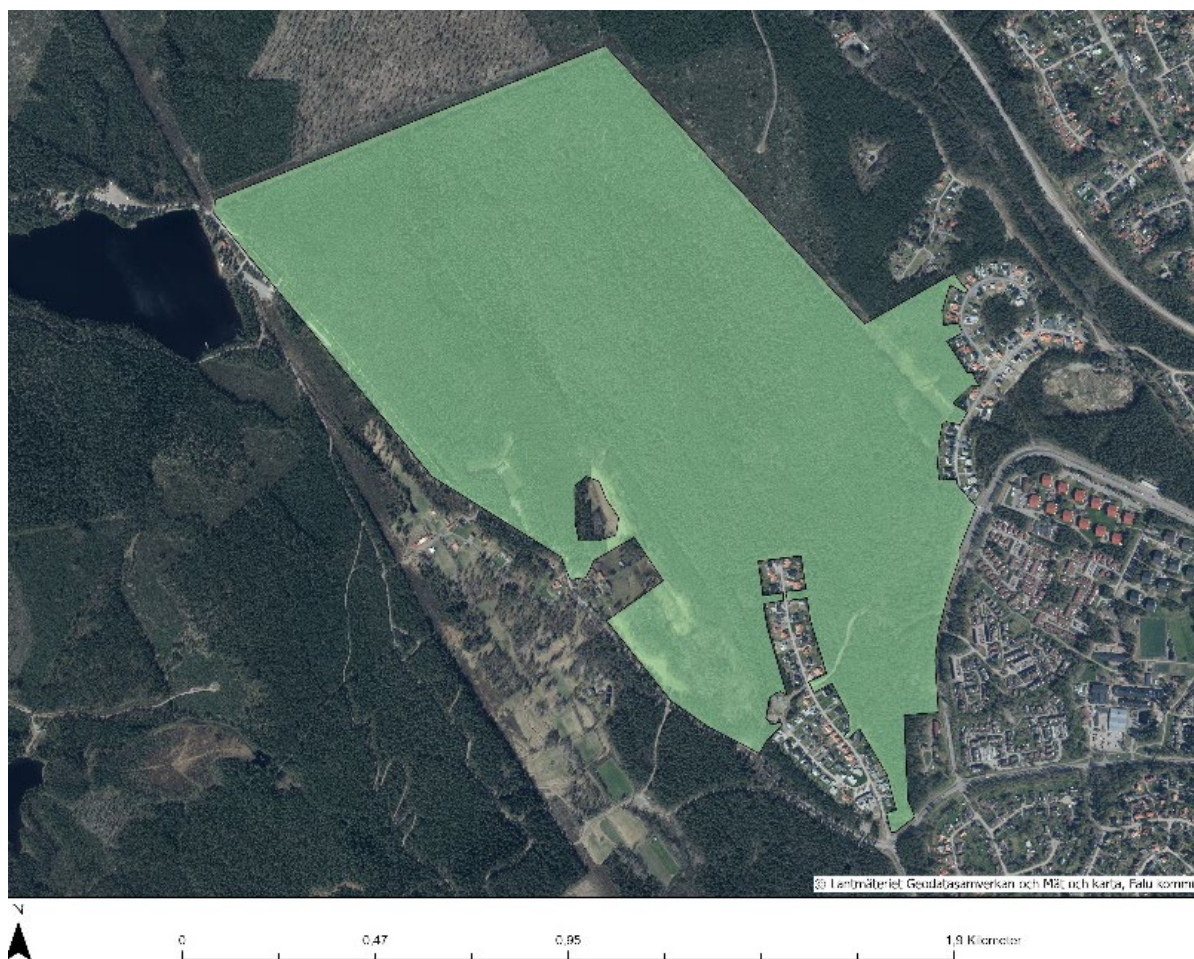
3.2.2 Stångtjärn (GB)

Provtagningsområdet i Stångtjärn bestod av tät skog med lite grusig jord, mycket organiskt material och få stenar. Tabell 7 visar deskriptiva data för metallhalter i Stångtjärn. Figur 12 visar utbredningen av vårt provtagningsområde i Stångtjärn och den omgivande bebyggelsen. Halterna av kadmium var under LOR (<0,10 mg/kg) i 4 prov, och 24 prover hade kvicksilverhalter under LOR (<0,2 mg/kg).

Tabell 7. Deskriptiva data (min, median, medel och max) över metallhalter i marken i Stångtjärn.

Stångtjärn (n=30)					
mg/kg TS	Antal (%) under LOR*	Min	Median	Medel	Max
Arsenik	0 (0)	1,4	5,5	6,2	13,3
Barium	0 (0)	10,3	26,2	29,3	103
Bly	0 (0)	54,6	125	150	508
Kadmium	4 (13,3)	0,1	0,2	0,3	1,1
Kvicksilver	24 (80)	0,1	0,1	0,2	0,8
Koppar	0 (0)	7,1	20,4	25,1	103
Kobolt	0 (0)	0,4	0,8	0,9	2,4
Krom	0 (0)	1,2	2,4	3,0	7,7
Nickel	0 (0)	0,8	1,6	1,9	4,7
Vanadin	0 (0)	3,9	9,0	11,4	21,2
Zink	0 (0)	11,7	32,2	41,2	145

*LOR = Rapporteringsgräns.



Figur 12. Kartbild över provtagningsområdet i Stångtjärn (GB) och omgivande bebyggelse.

3.2.3 Hälsingberg (GC)

Provtagningsområdet i Hälsingberg bestod av mestadels barrskog med mulljord täckt av gräs och i allmänhet ett område rikt på växtlighet, inklusive blåbär och mossor. Tabell 8 visar deskriptiva data för metallhalter i Hälsingberg. Figur 13 visar utbredningen av vårt provtagningsområde i Hälsingberg och den omgivande bebyggelsen. Halterna av kadmium var under LOR (<0,10 mg/kg) i 1 prov, och 29 prover hade kvicksilverhalter under LOR (<0,2 mg/kg).

Tabell 8. Deskriptiva data (min, median, medel och max) över metallhalter i marken i Hälsingberg.

Hälsingberg (n=30)					
mg/kg TS	Antal (%) under LOR*	Min	Median	Medel	Max
Arsenik	0 (0)	1,2	2,8	3,1	6,9
Barium	0 (0)	14,9	51,8	55,1	138
Bly	0 (0)	18,8	67,5	83,2	321
Kadmium	1 (3,3)	0,1	0,3	0,5	2,7
Kvicksilver	29 (96,7)	0,1	0,1	0,1	0,3
Koppar	0 (0)	6,0	17,9	39,6	241
Kobolt	0 (0)	0,2	2,7	5,5	87,9
Krom	0 (0)	0,7	3,7	4,6	15,1
Nickel	0 (0)	0,5	2,7	3,3	9,5
Vanadin	0 (0)	2,4	9,3	11,5	30,7
Zink	0 (0)	15,6	60,2	72,4	397

*LOR = Rapporteringsgräns.



Figur 13. Kartbild över provtagningsområdet i Hälsingberg (GC) och omgivande bebyggelse.

3.2.4 Främby udde (GD)

Provtagningsområdet i Främby udde bestod av ett skogsområde där jordmånen är rik på stenar, biologiska organismer och rötter. Tabell 9 visar deskriptiva data för metallhalter i Främby udde. Figur 14 visar utbredningen av vårt provtagningsområde i Främby udde och den omgivande bebyggelsen. Halterna av kadmium var under LOR (<0,10 mg/kg) i 1 prov, och 12 prover hade kvicksilverhalter under LOR (<0,2 mg/kg).

Tabell 9. Deskriptiva data (min, median, medel och max) över metallhalter i marken i Främby udde.

Främby udde (n=30)					
mg/kg TS	Antal (%) under LOR*	Min	Median	Medel	Max
Arsenik	0 (0)	1,8	7,3	8,9	21,9
Barium	0 (0)	17,2	36,7	35,6	64,5
Bly	0 (0)	43,1	243	276	903
Kadmium	1 (3,3)	0,1	0,3	0,3	0,9
Kvicksilver	12 (40)	0,1	0,2	0,2	0,5
Koppar	0 (0)	29,0	55,7	62,0	174
Kobolt	0 (0)	0,4	1,0	1,3	3,5
Krom	0 (0)	1,5	3,0	3,9	9,9
Nickel	0 (0)	1,1	2,3	2,8	6,0
Vanadin	0 (0)	4,8	8,7	11,8	25,2
Zink	0 (0)	32,0	53,4	55,8	116

*LOR = Rapporteringsgräns.



Figur 14. Kartbild över provtagningsområdet i Främby udde (GD) och omgivande bebyggelse.

3.2.5 Stenslund (GE)

Provtagningsområdet i Stenslund bestod av skog med tjock mull, mycket rötter och områden med grusig sand. Tabell 10 visar deskriptiva data för metallhalter i Stenslund. Figur 15 visar utbredningen av vårt provtagningsområde i Stenslund och den omgivande bebyggelsen. Halterna av kvicksilver var under LOR (<0,2 mg/kg) i 23 prover.

Tabell 10. Deskriptiva data (min, median, medel och max) över metallhalter i marken i Stenslund.

Stenslund (n=30)						
mg/kg TS		Antal (%) under LOR*	Min	Median	Medel	Max
Arsenik		0 (0)	2,6	15,8	19,0	84,3
Barium		0 (0)	14,4	26,9	41,4	122
Bly		0 (0)	43,1	216	241	517
Kadmium		0 (0)	0,1	0,3	0,4	3,5
Kvicksilver		23 (76,7)	0,1	0,1	0,2	0,6
Koppar		0 (0)	26,7	66,6	91,6	642
Kobolt		0 (0)	0,8	3,0	3,4	12,5
Krom		0 (0)	1,8	6,8	7,5	20,1
Nickel		0 (0)	0,8	3,0	4,0	9,7
Vanadin		0 (0)	7,6	19,7	21,2	82,2
Zink		0 (0)	21,5	85,0	127	811

*LOR = Rapporteringsgräns.



Figur 15. Kartbild över provtagningsområdet i Stenslund (GE) och omgivande bebyggelse.

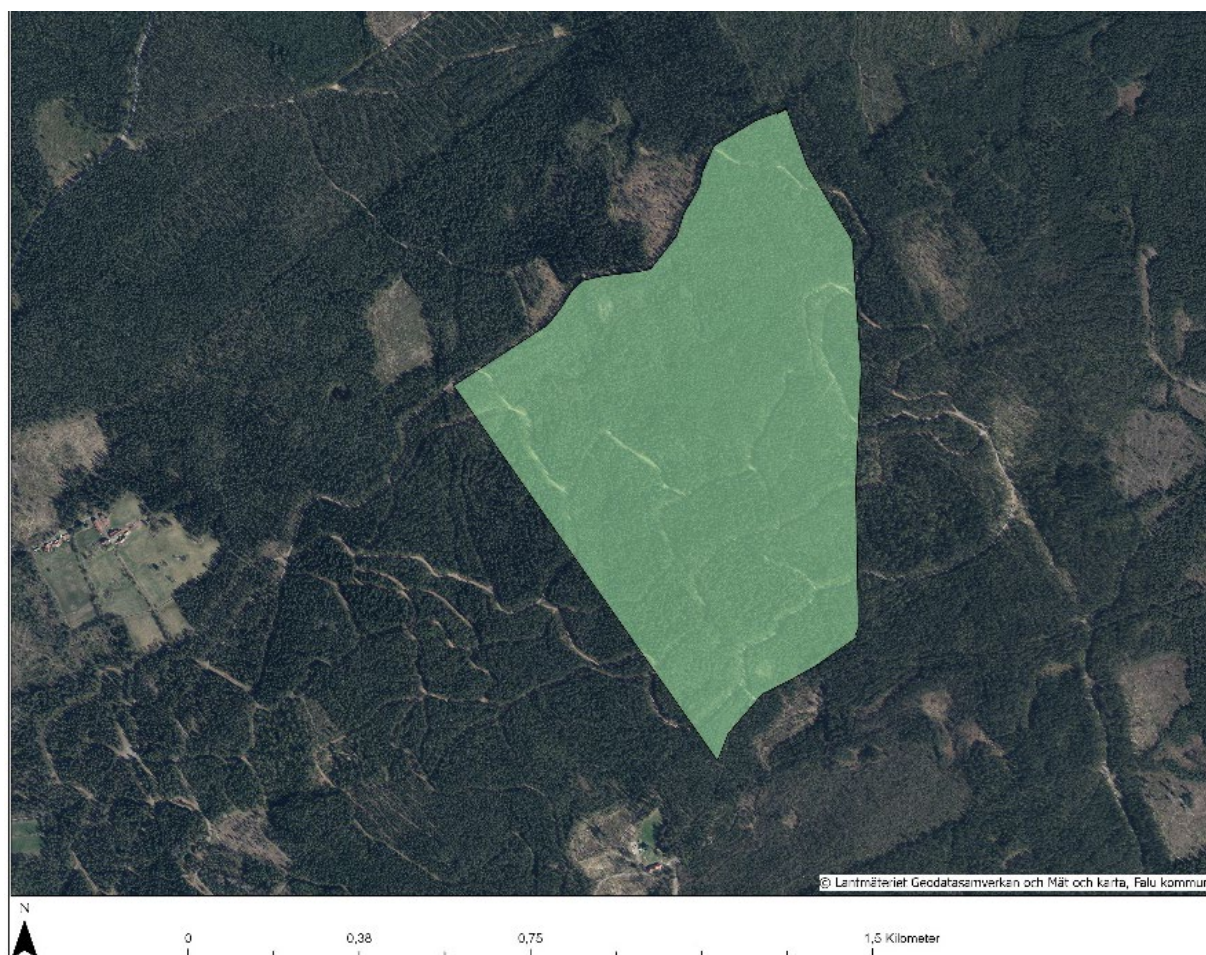
3.2.6 Lugnet (GF)

Provtagningsområdet i Lugnet bestod av barrskog med tjockt lager av vitmossa och med mullig jord och lerig sand. Tabell 11 visar deskriptiva data för metallhalter i Lugnet. Figur 16 visar utbredningen av vårt provtagningsområde i Lugnet och den omgivande bebyggelsen. Halterna av kadmium var under LOR (<0,10 mg/kg) i 5 prover, 27 prover hade kvicksilverhalter under LOR (<0,2 mg/kg) och 1 prov hade kobolthalter under LOR (<0,10).

Tabell 11. Deskriptiva data (min, median, medel och max) över metallhalter i marken i Lugnet.

Lugnet (n=30)						
mg/kg TS	Antal (%) under LOR*	Min	Median	Medel	Max	
Arsenik	0 (0)	0,5	1,7	3,3	23,1	
Barium	0 (0)	10,6	25,7	31,0	107	
Bly	0 (0)	12,1	64,6	72,2	200	
Kadmium	5 (16,7)	0,1	0,2	0,4	2,4	
Kvicksilver	27 (90)	0,1	0,1	0,1	0,3	
Koppar	0 (0)	3,5	10,5	14,7	33,8	
Kobolt	1 (3,3)	0,1	0,9	1,6	8,2	
Krom	0 (0)	0,7	3,0	4,5	41,9	
Nickel	0 (0)	0,7	1,5	2,2	13,0	
Vanadin	0 (0)	3,6	9,6	18,0	188	
Zink	0 (0)	4,6	16,1	22,4	102	

*LOR = Rapporteringsgräns.



Figur 16. Kartbild över provtagningsområdet i Lugnet (GF) och omgivande bebyggelse.

3.2.7 Sanders (GG)

Provtagningsområdet i Sanders bestod av mestadels barrskog med grå sand, mycket rötter och sten. Tabell 12 visar deskriptiva data för metallhalter i Sanders. Figur 17 visar utbredningen av provtagningsområdet i Sanders och den omgivande bebyggelsen. Halterna av kadmium var under LOR (<0,10 mg/kg) i 6 prover, och 17 prover hade kvicksilverhalter under LOR (<0,2 mg/kg).

Tabell 12. Deskriptiva data (min, median, medel och max) över metallhalter i marken i Sanders.

Sanders (n=30)					
mg/kg TS	Antal (%) under LOR*	Min	Median	Medel	Max
Arsenik	0 (0)	0,7	2,2	2,9	11,7
Barium	0 (0)	5,6	29,1	41,5	134,0
Bly	0 (0)	27,8	99,3	103	226
Kadmium	6 (20)	0,1	0,2	0,5	2,8
Kvicksilver	17 (56,7)	0,1	0,1	0,2	0,4
Koppar	0 (0)	2,6	14,7	17,5	65,0
Kobolt	0 (0)	0,2	1,0	3,3	45,7
Krom	0 (0)	1,0	3,2	4,2	15,0
Nickel	0 (0)	0,5	3,1	3,1	7,1
Vanadin	0 (0)	2,6	11,0	15,8	56,9
Zink	0 (0)	6,7	42,1	43,7	121

*LOR = Rapporteringsgräns.



Figur 17. Kartbild över provtagningsområdet i Sanders (GG) och omgivande bebyggelse.

3.2.8 Referensområde i Enviken (R)

Provtagningsområdet i referensområde Enviken bestod av mull- och rödsandig skog med stora stenar, rötter och gräs. Tabell 13 visar deskriptiva data för metallhalter i Enviken. Figur 18 visar utbredningen av provtagningsområdet i referensområdet i Enviken, här ser man att ingen bebyggelse finns i närheten. Halterna av kadmium var under LOR (<0,10 mg/kg) i 9 prov, och 28 prover hade kvicksilverhalter under LOR (<0,2 mg/kg).

Tabell 13. Deskriptiva data (min, median, medel och max) över metallhalter i marken i referensområdet i Enviken.

Referensområde i Enviken (n=30)						
mg/kg TS	Antal (%) under LOR	Min	Median	Medel	Max	
Arsenik	1 (3,3)	0,3	1,1	1,3	3,2	
Barium	0 (0)	15,5	27,8	37,5	121,0	
Bly	0 (0)	21,1	40,3	45,6	122,0	
Kadmium	9 (30)	0,1	0,1	0,2	1,0	
Kvicksilver	28 (93,3)	<0,2	<0,2	<0,2	0,3	
Koppar	0 (0)	1,8	3,7	4,5	14,2	
Kobolt	0 (0)	0,3	0,8	0,9	2,6	
Krom	0 (0)	1,6	3,2	4,1	12,5	
Nickel	0 (0)	0,5	1,3	1,7	4,1	
Vanadin	0 (0)	3,8	9,2	10,9	29,4	
Zink	0 (0)	8,3	18,9	20,9	49,8	

*LOR = Rapporteringsgräns.



Figur 18. Kartbild över provtagningsområdet i referensområdet i Enviken (R).

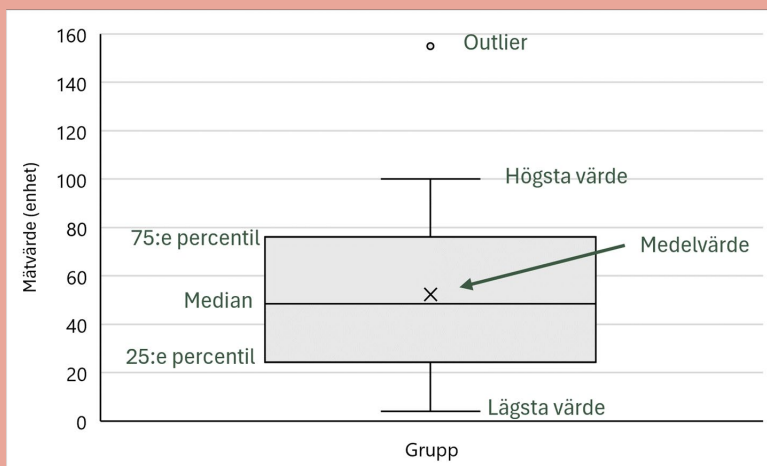
3.3 Markhalter av särskilt toxiska metaller

Följande avsnitt i rapporten kommer fokusera på de särskilt toxiska metallerna bly, arsenik och kadmium vars hälsoeffekter är väl kända och exponering behöver minska i befolkningen. Resultaten redovisas i dessa avsnitt i form av boxplottar. Faktaruta 1 förklarar hur dessa ska tolkas.

Faktaruta 1

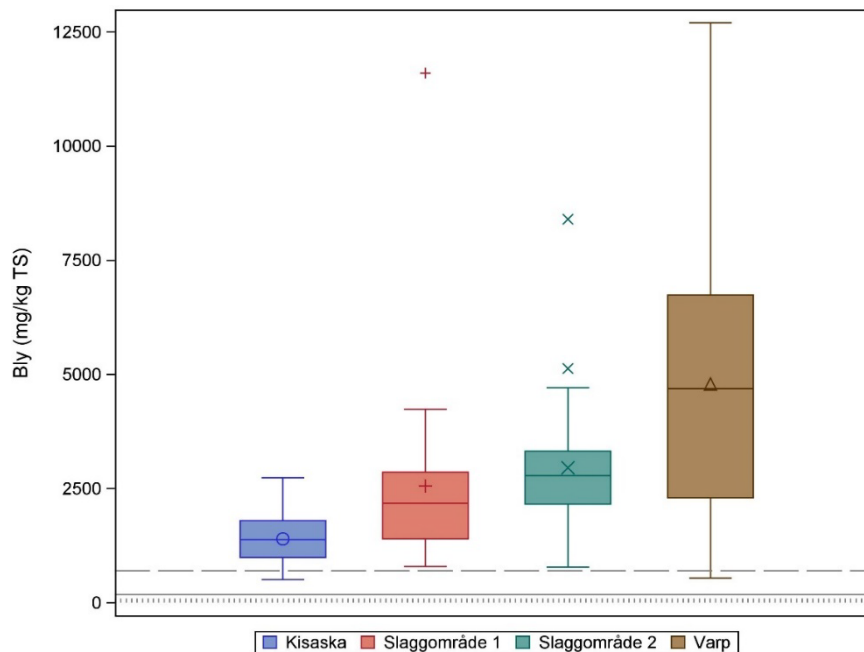
Förklaring boxplot

Resultaten i följande avsnitt illustreras som boxplottar. I figuren nedan visas vad de olika delarna i en boxplot innebär.



3.3.1 Bly

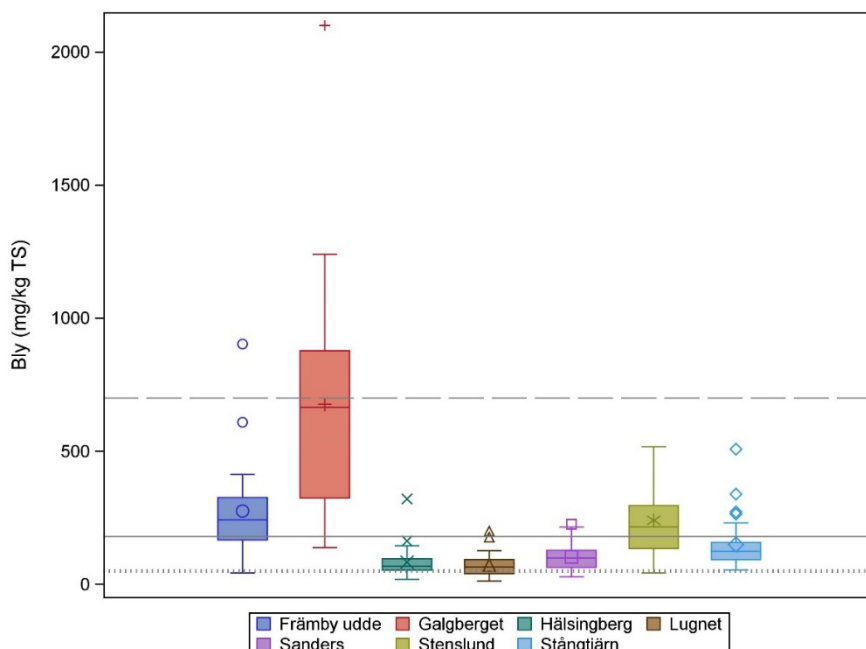
Signifikant högre blyhalter påträffades i gruvavfall jämfört med grönområden. Den högsta halten av bly hittades i varp, med ett medelvärde på 4 791 mg/kg TS och med en maxhalt på 12 700 mg/kg TS. Detta följdes tätt av slaggområde 1 och 2 med medelvärden på 2 554 respektive max 2 957 mg bly/kg TS. Kisaska hade den lägsta genomsnittliga blyhalten i gruvavfallet på 1399 mg/kg TS. Samtliga gruvavfallsområden hade medelblyhalter som överstiger både de Faluspecifika riktvärdena för grönområden och det generella riktvärdet för bly i jord för MKM, och därmed även det generella riktvärdet gällande KM. (**Figur 19**).



Figur 19.

Fördelning av blyhalter per gruvavfallsområde. Det Faluspecifika riktvärdet för grönområde på 700 mg/kg representeras av en streckad linje. Den heldragna linjen är det generella riktvärdet för MKM på 180 mg/kg och den nedersta punktlinjen är det generella riktvärdet för KM på 50 mg/kg.

I alla grönområden låg medelvärdena för bly under det Faluspecifika riktvärdet på 700 mg/kg. Dock var medelvärdet för Galgberget 676,7 mg/kg TS, vilket är strax under riktvärdet. Grönområdena Hälsingberg, Lugnet, Sanders, Stångtjärn och referensområdet i Enviken hade medelvärden under det generella riktvärdet för MKM för bly. Referensområdet i Enviken hade den lägsta genomsnittliga blyhalten på 45,6 mg/kg TS (**Figur 20**). I övriga grönområden översteg medelvärdet det generella riktvärdet för KM.

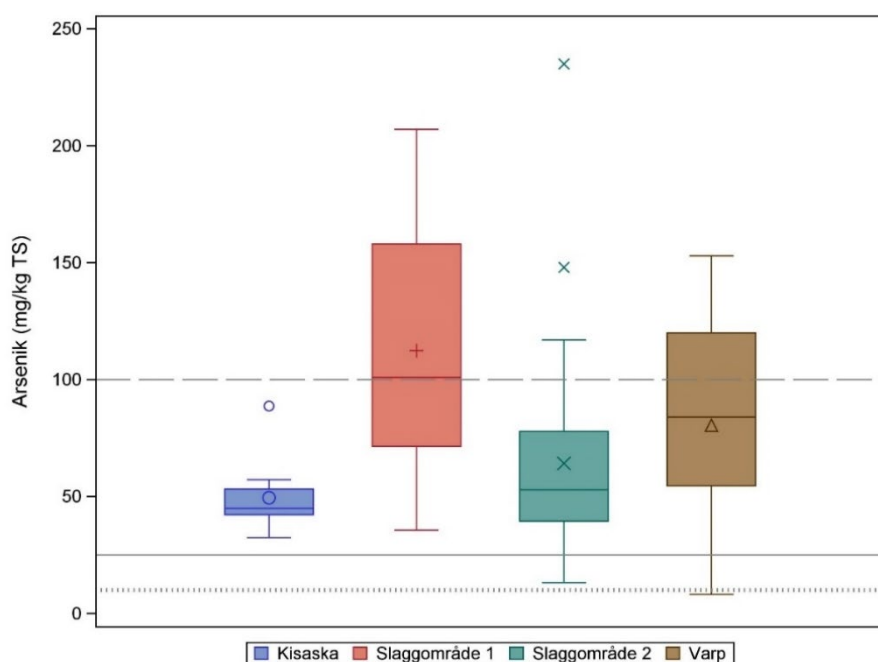


Figur 20.

Fördelning av blyhalter per grönområde. Det Faluspecifika riktvärdet för grönområde på 700 mg/kg representeras av en streckad linje. Den heldragna linjen är det generella riktvärdet för MKM på 180 mg/kg och den nedersta punktlinjen är det generella riktvärdet för KM på 50 mg/kg.

3.3.2 Arsenik

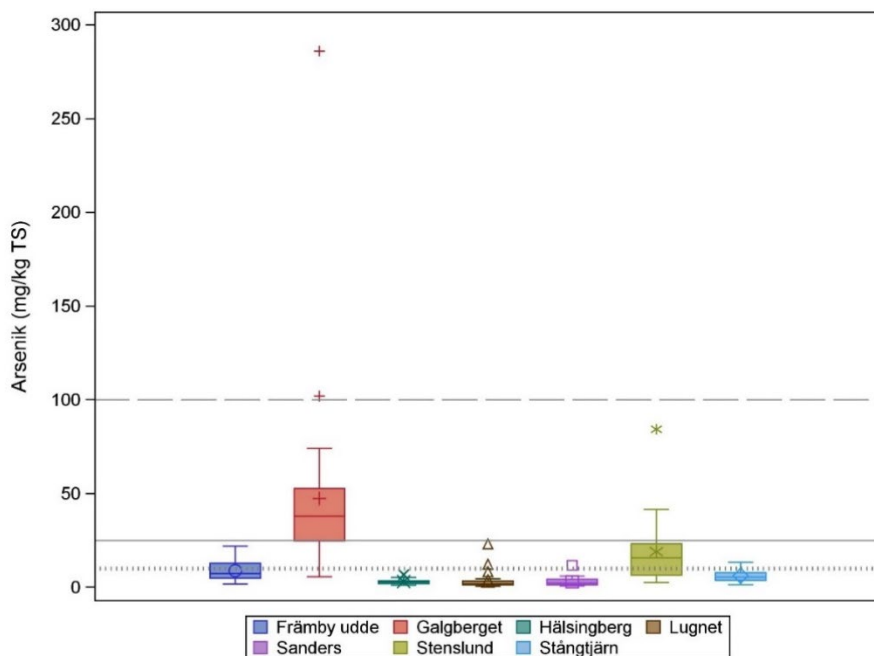
Liksom för bly hade alla gruvavfall de högsta genomsnittliga halterna av arsenik, med halter på 80,4 mg/kg TS för varp, 112,4 och 64,2 mg/kg TS för slaggområde 1 respektive 2 och 49,5 mg/kg TS för kisaska. Trots att samtliga områden med gruvavfall hade högsta uppmätta värden över det Faluspecifika riktvärdet för grönområde (100 mg arsenik/kg TS) var det endast slaggområde 1 som hade ett medelvärde över det Faluspecifika riktvärdet för grönområde. Alla gruvavfallstyper hade dock medelvärden som överskrider det generella riktvärdet gällande MKM (25 mg/kg TS), och därmed även det generella riktvärdet gällande KM (Figur 21).



Figur 21.

Fördelning av arsenikhalter per gruvavfallsområde. Det Faluspecifika riktvärdet för grönområde på 100 mg/kg representeras av den översta streckade linje. Den heldragna linjen är det generella riktvärdet gällande MKM på 25 mg/kg och den nedersta punktlinjen är det generella riktvärdet gällande KM på 10 mg/kg.

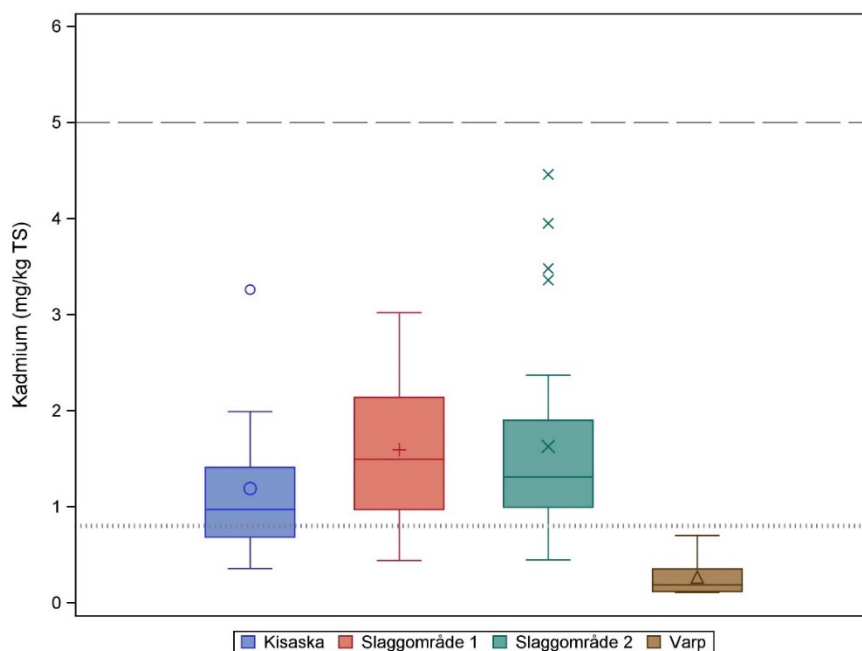
Medelvärde för samtliga grönområden ligger under det Faluspecifika riktvärdet för arsenik på 100 mg/kg. Förutom Stenslund med en genomsnittlig halt på 19,0 mg/kg TS och Galgberget med 47,4 mg/kg TS hade alla grönområden medelhalter under de gällande generella riktvärdena för MKM (25 mg/kg) och KM (10 mg/kg). Enviken var återigen det område som hade lägst arsenikhalt i marken där medelhalten var 1,34 mg/kg TS (**Figur 22**).



Figur 22. Fördelning av arsenikhalter per grönområde. Det Faluspecifika riktvärdet för grönområde på 100 mg/kg representeras av den översta streckade linje. Den heldragna linjen är det generella riktvärdet gällande MKM på 25 mg/kg och den nedersta punktlinjen är det generella riktvärdet gällande KM på 10 mg/kg.

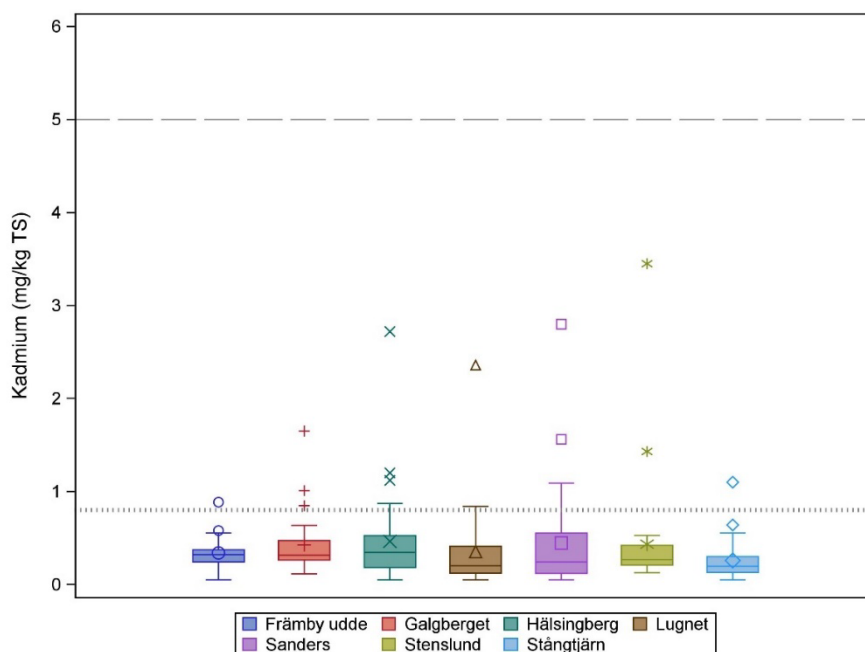
3.3.3 Kadmium

För samtliga gruvavfallstyper och grönområden låg alla medelvärden och högsta uppmätta värden för kadmium under både det Faluspecifika riktvärdet på 5 mg/kg och det generella riktvärdet gällande MKM på 12 mg/kg. Dock överskrider halten i merparten av provpunkterna i kisaska och slagg det generella riktvärdet för KM på 0,80 mg/kg (**Figur 23 och 24**).



Figur 23.

Fördelning av kadmiumhalter per gruvavfallsområde. Det Faluspecifika riktvärdet för grönområde på 5 mg/kg representeras av den övre streckade linjen. Det generella riktvärdet gällande MKM är 12 mg/kg och finns således inte utmärkt i figuren. Det generella riktvärdet för KM på 0,80 mg/kg representeras av den nedre punktlinjen.



Figur 24.

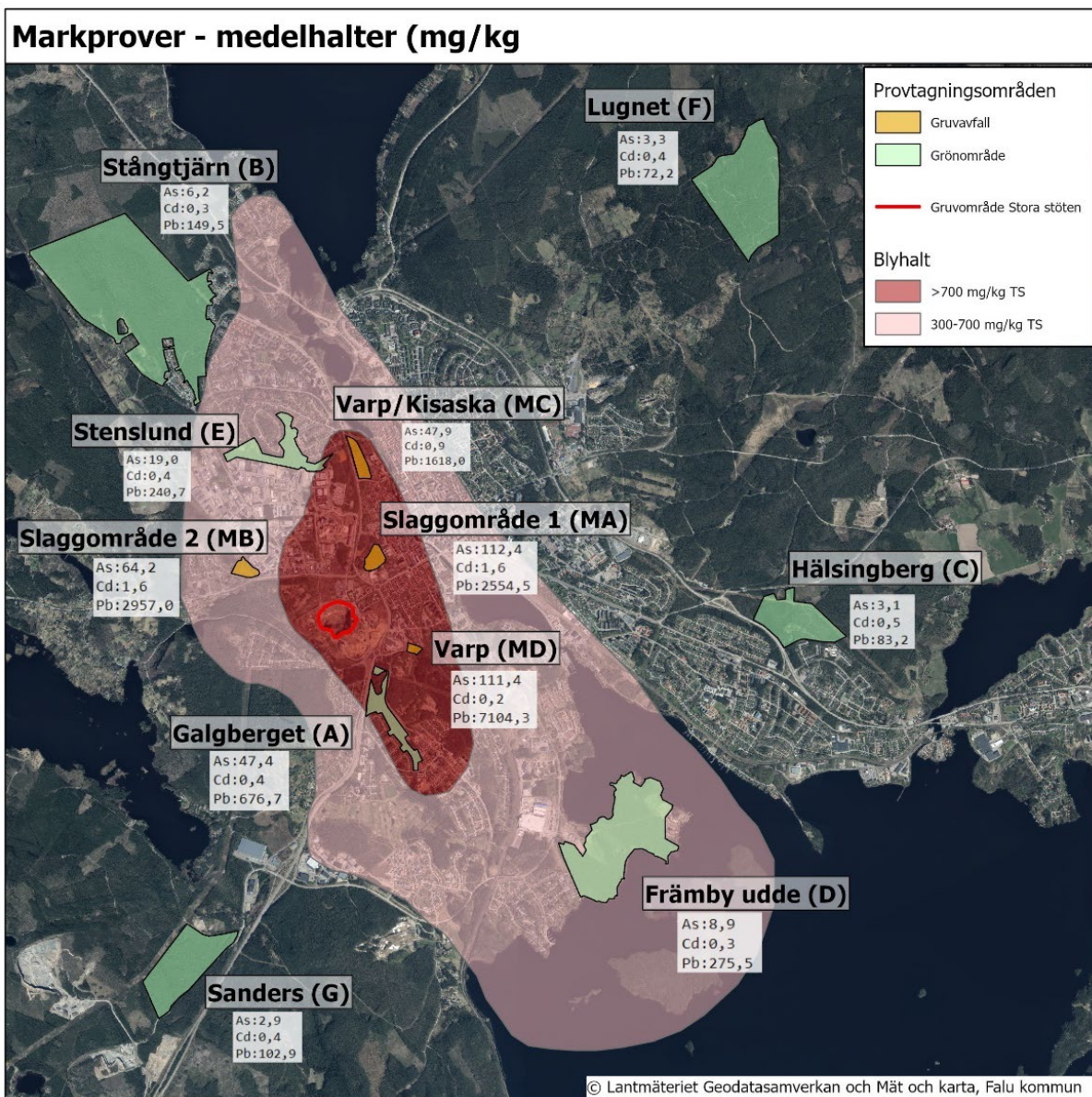
Fördelning av kadmiumhalter per grönområde. Det Faluspecifika riktvärdet för grönområde på 5 mg/kg representeras av den övre streckade linjen. Det generella riktvärdet gällande MKM är 12 mg/kg och finns således inte utmärkt i figuren. Det generella riktvärdet för KM på 0,80 mg/kg representeras av den nedre punktlinjen.

4 Diskussion

4.1 Jämförelse med tidigare markundersökningar i Falun

Ny kunskap har tillkommit rörande metallers hälsopåverkan vid låga doser. Detta har föranlett Naturvårdsverket att sänka riktvärdena för bly i mark och Livsmedelsverket sina gränsvärden för bly, arsenik och kadmium i dricksvatten. Det är därför motiverat med en förnyad markundersökning i Falun som även inkluderar gruvavfall. De tidigare markundersökningar som utförts i Falun är från 1970–80- och 90-talen. Den senaste undersökningen är från 1991 där målet var att kartlägga metallhalterna i markens ytskikt som underlag för exploatering och hälsoriskbedömning. Totalt togs 51 prover i humusskiktet från olika skogsområden runt Falu tätort (inklusive prover från referensområdet i Bjursås med obetydlig metallpåverkan) och analyserades avseende halter av arsenik, kadmium, kobolt, krom, koppar, kvicksilver, mangan, nickel, bly och zink (Sandberg, 1995). Viktigt att nämna innan man kollar på skillnader i dessa historiska prover och våra är att olika analysmetoder har använts och att våra prover inte togs i humusskiktet. Halterna i referensområdet Bjursås var högre för arsenik 2,5 mg/kg TS jämfört med 1,3 mg/kg TS i vårt referensområde i Enviken. För bly var skillnaderna större med en medelhalt på 16,4 mg/kg TS i Bjursås jämfört med 45,6 mg/kg TS i Enviken. För kadmium var medelhalterna lika för de båda referensområdena, 0,2 mg/kg TS, det ska dock nämnas att halterna i 26 av våra prov från grönområdena var under LOR. För de skogsområden som provtogs år 1991 var maxhalten av arsenik 204 mg/kg TS, för bly 2910 mg/kg TS och för kadmium var den högsta halten 1,1 mg/kg TS. Jämfört med maxhalterna 2024 är de relativt lika med högsta arsenikhalten på 286 mg/kg TS, högsta blyhalten på 2100 mg/kg TS i marken på Galgberget och högsta kadmiumhalten på 3,5 mg/kg TS i Stenslund.

När de Faluspecifika riktvärdena fastslogs 1998 togs kartor fram över Falu tätort, med isolinjer som representerar antagna blyhalter (Jones et al., 1998). Se **figur 25** som visar dessa isolinjer i förhållande till våra provtagna typområden. Innanför den inre linjen uppskattades blyhalter på minst 700 mg/kg TS runt gruvan, och mellan de båda linjerna motsvarar halterna mellan 300 och 700 mg/kg TS. Utanför den yttre isolinjen uppskattade man att nivån var lägre än 300 mg/kg TS. När vi jämför de uppskattade halterna innanför isolinjerna från 1991 med medelhalterna från våra grönområden är det en övergripande överensstämmelse där Galgberget har en medelhalt av bly på 677 mg/kg TS (innanför den inre isolinjen). Främby udde har i genomsnitt 276 mg/kg TS och Stenslund 241 mg/kg TS som båda ligger mellan isolinjerna 300-700 mg/kg. Maxhalterna av bly var högst i Galgberget, därefter följde Främby udde, Stenslund, Stångjärn, och till sist Lugnet som ännu tydligare visar avtagande blyhalter med avstånd till gruvan. År 1995 förbjöds blytillsats i bensin, men den åtföljande minskningen av tillskottet av bly från avgaser verkar inte haft så stor inverkan på blyhalterna i marken på grönområdena.



Figur 25. Karta över provtagna typområden med medelvärden för arsenik (As), kadmium (Cd) och bly (Pb). Det ljusrosa och röda fältet representerar 1998 års isolinjer som representerar de delvis uppmätta men även uppskattade blyhalter i jord.

4.2 Jämförelse med referensområdet i Enviken och bakgrundshalter i Sverige

Referensområdet i Enviken var utvalt för att kunna representera bakgrundshalterna för de olika metallerna i ett område i Dalarna som inte påverkats av gruvdrift. Alla våra provtagna grönområden (utom Lugnet) hade högre blyhalter än referensområdet, vilket skulle kunna tyda på att även områden utanför den yttre isolinjen är antropogent påverkade. Anledningen till att Lugnet har liknande låga halter som referensområdet skulle kunna vara på grund av det geografiska läget som gör att den förhärskande vindriktningen inte nått dit. När man jämför halterna i Enviken med halter av metaller i morän i övriga Sverige ser man att halterna av arsenik, barium, koppar, kobolt, krom, nickel, vanadin och zink är lägre i Enviken, medan kadmiumhalterna är något högre. I referensområdet i Enviken var det låga kvicksilverhalter med 93,3 % av proverna under LOR (<0,2 mg/kg). För kvicksilver anger

Sveriges geologiska undersökning (SGU) inga naturliga halter i morän, men i Naturvårdsverkets indata för riktvärdesmodellen anges en halt på 0,1 mg/kg TS som bakgrundshalt i jord (Naturvårdsverket, 2016). Mest avvikande av alla metaller är bly där marken i referensområdet i Enviken har ungefär fyra gånger högre halter än medianhalten för övriga län i Sverige (Appendix 2, SGU 2014), vilket tyder på att det inte är ett helt opåverkat område.

Jämför vi på motsvarande sätt de 7 grönområdena i Falun med bakgrundshalterna i morän är det framför allt arsenik, bly, koppar och zink som avviker med kraftigt förhöjda halter medan övriga metaller ligger i närheten eller under motsvarande bakgrundshalter. Bly utmärker sig genom att lägsta halten finns i Lugnet men är trots det 6 gånger förhöjt vilket kan jämföras med de högsta markhalterna i Galgberget som har 60 gångers förhöjning jämfört med bakgrundshalterna för bly i morän i Sverige (20 mg/kg TS). Galgberget har också de högsta halterna för zink, arsenik och koppar med 4–25 gångers förhöjning jämfört med bakgrundshalterna i Sverige (Appendix 2, SGU 2014).

4.3 Områden med särskilt höga metallhalter

4.3.1 Gruvavfall

Medelvärdet för arsenik var högre i alla slags gruvavfall jämfört med riktvärdet för MKM (25 mg/kg TS). Endast ett fåtal prover hade halter som underskred MKM. Blyhalterna var extremt höga i allt gruvavfall där det lägsta provet uppvisade en halt på 510 mg/kg TS och det högsta provet hade en halt på 12 700 mg/kg TS. Allt provtaget gruvavfall överskred därför riktvärdet för bly avseende MKM. Medelhalten för bly i slagg och kisaska överskred kraftigt det Faluspecifika riktvärdet för grönområde, medan varpen hade blyhalter som även överskred det plastspecifika riktvärdet för verksamhetsmark. Samtliga kadmiumprover understeg riktvärdet för MKM.

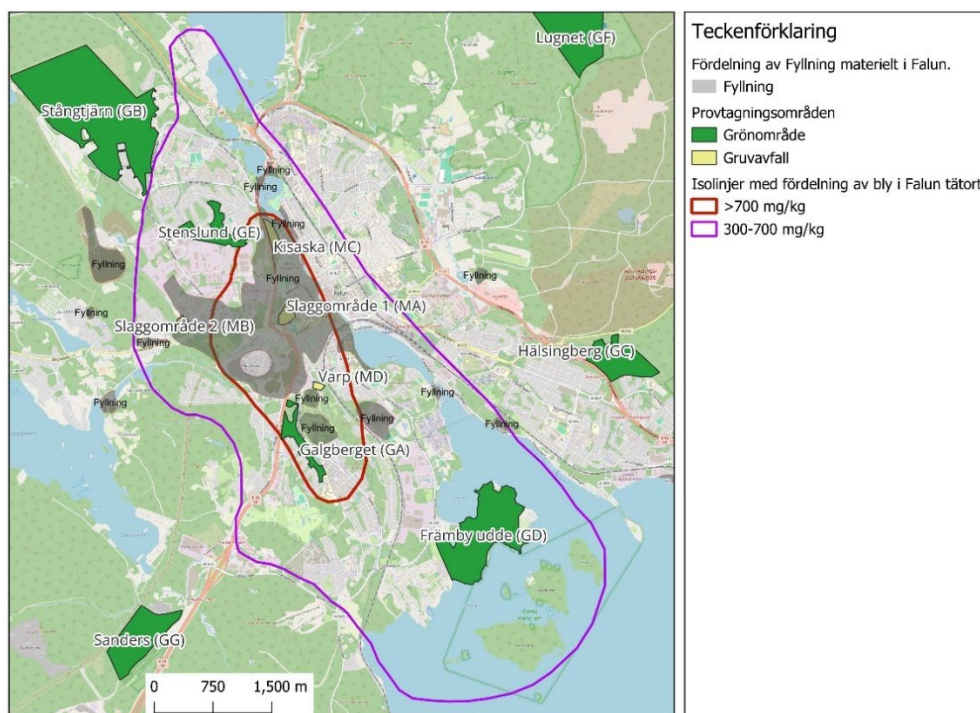
För vissa provpunkter av gruvavfallet var arsenik- och blyhalterna så höga att det finns en risk för akut förgiftning vid intag. I Naturvårdsverkets riktvärdesmodell för arsenik används en tolerabel dos för akuta effekter på 0,05 mg/kg. Beräkningar baserade på detta värde visar att övergående akuta symptom, såsom påverkan på mag-tarmkanalen, centrala nervsystemet, hjärta och kärl, lever, njurar samt blodsystem, kan uppstå hos små barn (med en kroppsvikt på cirka 10 kg) om de får i sig 5 gram jord som innehåller arsenikhalter över 100 mg/kg TS. I slaggområdena var 32 % av provpunkterna över 100 mg/kg TS och i varpen var motsvarande andel 39 %.

Bly räknas inte som ett ämne med hög akut toxicitet, därför finns inget fastställt tröskelvärde gällande akuta effekter. Enligt EFSA (2010) krävs doser över 2000 mg per kg kroppsvikt för att ge dödliga effekter. För att ett enstaka intag av 5 gram förorenad jord ska kunna nå dessa nivåer, skulle blyhalten behöva överstiga 6000 mg/kg TS. Bly har dock förmåga att lagras i kroppen och har en lång biologisk halveringstid. Stora engångsintag kan därför bidra till en ökad kroppsbörda över tid. Hög akut exponering kan orsaka symptom från mag-tarmkanalen (såsom illamående, kräkningar och magsmärtor), aptitlöshet, samt skador på lever och njurar. Arbets- och miljömedicin, Uppsala (AMM) har i en tidigare miljömedicinsk bedömning av en gruvförorenad plats i Falun kommit fram till att ett intag av 33 mg jord med en blyhalt på 9440 mg/kg skulle kunna ge upphov till akuta symptom hos barn (med en kroppsvikt på ca 15 kg) (Arbets- och miljömedicin 2023). Eftersom halterna i gruvavfallet i den aktuella undersökningen översteg 9440 mg/kg TS i en del av provpunkterna skulle akuta symptom kunna uppkomma vid ett ännu mindre intag av den mest blyförorenade jorden.

4.3.2 Grönområden

Bly- och arsenikhalterna i marken på Galgberget var avsevärt högre än i de andra undersökta grönområdena. Den genomsnittliga blyhalten på Galgberget på 677 mg/kg TS översteg riktvärdet för MKM, men var i nivå med det Faluspecifika riktvärdet för grönområde på 700 mg/kg TS. Den genomsnittliga blyhalten i Stenslund på 241 mg/kg TS och Främby udde på 276 mg/kg TS överskred riktvärdet för MKM med enstaka mätvärden som överskred det Faluspecifika riktvärdet för grönområde enbart i Främby udde. Medelvärde för arsenik överskred enbart riktvärdet för MKM på Galgberget även om enstaka provpunkter även överskred det Faluspecifika riktvärdet för grönområde. Endast två punkter i Galgberget överskred Naturvårdsverkets beräknade gräns för akuta effekter på 100 mg/kg TS.

Arsenikhalterna i Stenslund var också höga men med ett medelvärde under riktvärdet för MKM. Medelhalten för kadmium var relativt lika mellan de olika grönområdena varierande mellan 0,3 och 0,5 mg/kg TS och därmed under alla riktvärden. Medelhalten av bly i marken var kraftigt förhöjd i alla grönområden, förutom Lugnet, från mer än dubbelt så hög halt i Sanders till 15 gånger förhöjd halt i Galgberget jämfört med referensområdets medelhalt på 45,6 mg/kg TS, vilket tyder på betydande atmosfäriskt historiskt nedfall över hela Falun. Motsvarande jämförelse för arsenik uppvisade från drygt dubbel halt i Sanders upp till 36 gånger högre halt i Galgberget. En sådan jämförelse är inte meningsfull för kadmium eftersom över 90 % av proverna var under LOR där. Närvaron av fyllningsmaterial i eller nära områden i centrala staden kan lokalt ha bidragit till förhöjda halter. Med hjälp av jordartskartan från SGU (SGU, 2018) kartlade vi fördelningen av områden i Falun där fyllnadsmaterial använts (**Figur 26**). Våra kartanalyser bekräftar närvaron av fyllnadsmaterial nära Galgberget och Stenslund, medan inga av de andra grönområdena ligger nära fyllningszonerna. Inför exploatering bör historiskt källmaterial granskas samtidigt som man utför provtagning för att säkerställa att man inte tillfört gruvmaterial i områden som innefattar känslig markanvändning.



Figur 26. Kartbild över provtagna typområden som överlagrats av SGU:s distribution av fyllnadsmaterial i Falun tätort.

4.4 Metodöverbälganden

Resultaten och jämförelsen tyder på att metallhalterna i marken idag i stort sett är oförändrade jämfört med undersökningarna under 70- 80- och 90-talen eftersom det inte finns några aktiva/pågående källor till metallutsläpp. Det ska dock nämnas att man i de tidigare undersökningarna tog prover i humusskiktet, medan vi provtagit under humusskiktet. De historiskt orsakade föroreningarna från gruvverksamheten är därmed kvar bundna till marken.

En styrka med denna delstudie är att vi tagit många slumpmässigt utvalda prover i flertalet grönområden inklusive områden som är särskilt populära i rekreatiöns- och friluftssyfte för Faluborna. Provtagningsstrategin för de båda slaggområdena är jämförbar med den för grönområden, men för kisaska och varp kan vi inte med lika stor säkerhet karakterisera materialet till följd av icke slumpvis provtagning, färre prover och större spridning i metallhalter. Särskilt varp kännetecknas av den största variationen i blyhalter. I våra undersökningar, där vi ville inkludera ett referensområde som inte påverkats av gruvverksamheten, granskade vi historiska kartor för att säkerställa att marken var opåverkad av metaller. Medelhalten av bly i området är dock högre än bakgrundshalterna i Sverige, vilket tyder på att det ändå finns en antropogen påverkan. Dock kunde vi ändå se en statistisk skillnad i blyhalter mellan alla grönområden i Falun, utom Lugnet, och referensområdet i Enviken.

5 Slutsatser

Metallhalterna i de undersökta grönområdena i Falun ligger generellt i linje med vad som tidigare har kunnat förväntas baserat på tidigare miljöundersökningar i området. Framför allt noterades förhöjda halter av bly och arsenik, vilka för en del provpunkter överskrider de generella riktvärdena som gäller i Sverige. Eftersom dessa grönområden regelbundet besöks av allmänheten, finns det skäl att särskilt beakta de potentiella hälsoriskerna vid långvarig exponering.

När det gäller gruvavfallet representerar denna undersökning den första systematiska kartläggningen av sitt slag i Falun. Resultaten visar tydligt att kraftigt förhöjda blyhalter förekommer i samtliga tre typer av gruvavfall – slagg, kisaska och varp. Nästan samtliga provpunkter överskred det Faluspecifika riktvärdet för bly i grönområden (700 mg/kg TS). Även vad gäller arsenikhalter noterades att samtliga gruvavfallstyper uppvisade högsta uppmätta värden som överskrider det Faluspecifika riktvärdet för arsenik (100 mg/kg TS).

Med hänsyn till de uppmätta metallhalterna och ämnenas toxicitet bedöms arsenik och bly utgöra de största hälsoriskerna vid regelbunden vistelse i områden med förhöjda halter. För gruvavfallet finns därutöver en potentiell risk för akut hälsopåverkan vid oavsiktligt intag av det mest förorenade materialet. Mot bakgrund av detta rekommenderas en fördjupad miljömedicinsk riskbedömning, som även inkluderar resultat från biotillgänglighetsanalyser, för att möjliggöra ett välgrundat ställningstagande kring lämpliga åtgärder för att skydda befolkningen från öönskad hälsopåverkan.

6 Referenser

- EFSA (2010). *Scientific Opinion on Lead in Food*, EFSA-Q-2007-137. Antagen 18 mars 2010. EFSA Journal 2010; 8(4):1570. Europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet, Parma, Italien.
<https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2010.1570>
- Hanæus, Åsa. & Ledin, B. (2010). *Efterbehandling av gruvavfall i Falun - Sammanfattande slutrapport för Faluprojektet*. Länsstyrelsen Dalarnas län. Naturvårdsverket. www.w.lst.se. Rapport 6398.
- Hanaeus, Å., & Haglund, P. (2010). *Historisk bakgrund och genomförandet av Faluprojektet*. Länsstyrelsen Dalarnas län. Naturvårdsverket. Rapport 6399. Beställs hos Falu kommun.
- Naturvårdsverket (2016). Kemakta konsult AB. Institutet för miljömedicin. *Datablad för kvicksilver*.
<https://www.naturvardsverket.se/4ac42d/globalassets/vagledning/forenaden-omraden/riktvarden/datablad/kvicksilver-.pdf>
- Naturvårdsverket (2016). Kemakta konsult AB. Institutet för miljömedicin. *Datablad för arsenik*.
<https://www.naturvardsverket.se/4ac40a/globalassets/vagledning/forenaden-omraden/riktvarden/datablad/arsenik.pdf>
- Naturvårdsverket (2023). Kemakta konsul AB. Institutet för miljömedicin. *Datablad för bly*.
<https://www.naturvardsverket.se/4acd94/globalassets/vagledning/forenaden-omraden/riktvarden/datablad/bly.pdf>
- Naturvårdsverket. (2024). *Generella riktvärden för förorenad mark*.
<https://www.naturvardsverket.se/vagledning-och-stod/forenaden-omraden/riktvarden-for-forenaden-mark/>.
- Sandberg (1995). *Markens metallinnehåll i Falu tätort med omgivning – Redovisning av markundersökningar 1973-1993*. Miljö- och hälsoskydd Falun 1995:9. Beställs hos Falu kommun.
- Sveriges geologiska undersökning (SGU) (2018). *Jordarter 1:25 000–1:100 000*. SGU:s kartvisare.
<https://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-jordarter-25-100.html>
- Sveriges geologiska undersökning (SGU) (2014). *Geokemisk atlas över Sverige*. ISBN: 978-91-7403-258-1. <https://resource.sgu.se/dokument/mineralnaring/Geokemisk%20atlas/text/geokemisk-atlas-over-sverige.pdf>
- Statens geotekniska institut (SGI) (2004). *Karakterisering av kisaska – kiskaseförorenade områden i Sverige*. ISSN: 1100-6692 <https://www.sgi.se/globalassets/publikationer/varia/pdf/sgi-v550.pdf>
- Länsstyrelsen. *Karta över förorenade områden*. EBH-Portalen. <https://ext-geoportal.lansstyrelsen.se/standard/?appid=ed0d3fde3cc9479f9688c2b2969fd38c>
- Jones, C., Elert, M., & Christiansson, Å. (1998). *Fördjupad miljö- och hälsoriskbedömning avseende Falu tätort*. Kemakta Konsult AB. Kemakta AR 98-0.



Underlagsrapport 2: Oral biotillgänglighet

Oral biolöslighet av bly, arsenik och kadmium i jord från Falun och en jämförelse mellan två laboriemetoder för mätning av oral biolöslighet

Charlotta Tiberg, Matilda Johansson och Yvonne Ohlsson

Uppdragsledare:	Yvonne Ohlsson
Granskare:	Dan Berggren-Kleja
Handläggare:	Charlotta Tiberg, Matilda Johansson
Diariennr:	1.1-2212-1248
Uppdragsnr:	50065
Totalt antal sidor	54
Foto på omslag:	Robert Selegård, SGI

Innehållsförteckning

Sammanfattning	5
1 Inledning	7
1.1 Bakgrund	7
1.2 Syfte och målsättning	7
2 Oral biotillgänglighet	9
2.1 Relativ biotillgänglighet i riktvärdesberäkningar	10
2.2 Laboratoriemetoder för att uppskatta oral biotillgänglighet	11
3 Genomförande	12
3.1 Jordar och material	12
3.2 Provberedning	12
3.3 UBM för uppskattning av oral biotillgänglighet	12
3.4 HCl-metoden för uppskattning av oral biotillgänglighet	13
3.5 Karaktärisering av jordar och material	15
3.6 Totalhaltsanalyser	15
3.7 Statistisk bearbetning	15
4 Resultat	16
4.1 Biolöslighet i jord och material i Falun	16
4.1.1 Bly	17
4.1.2 Arsenik	19
4.1.3 Representativ biotillgänglighet	21
4.2 Bly och arsenik i olika storleksfraktioner	22
4.2.1 Storleksfraktionerna <0,25 mm och <2 mm	22
4.2.2 Totalhalter i olika storleksfraktioner	23
4.3 Karaktärisering av jord- och materialegenskaper	24
4.4 Jämförelse med förenklad metod för biolöslighet	25
4.4.1 Bly	25
4.4.2 Arsenik	26
5 Diskussion	27
5.1 Biolöslighet av bly och arsenik i Falun	27
5.2 Oral biotillgänglighet i hälsoriskbedömning	29

5.3	Jord- och materialegenskapers inverkan på biolösligheten.....	30
5.4	Metodjämförelse HCl och UBM	31
6	Slutsatser	32
6.1	Utmaningar vid praktisk tillämpning	33
6.2	Biotillgänglighet i provtagna områden och material i Falun	33
6.3	Förenklad metod för biolöslighet	34
6.4	Fortsatt arbete och kunskapsbyggande.....	34
	Referenser.....	37

Bilaga/or

1. Bilaga – Metodbeskrivning HCl-metoden
2. Bilaga – Beskrivande statistik
3. Bilaga – Totalhalter av bly, arsenik och kadmium
4. Bilaga – Mark- och materialegenskaper

Sammanfattning

Huvudsyftet med delprojektet om biotillgänglighet har varit att uppskatta oral biotillgänglighet för bly, arsenik och kadmium i jord- och gruvavfallsmaterial från Falun genom metallanalyser och orala biolöslighetstester. En målsättning var att, baserat på resultaten, ta fram representativa biotillgängligheter för olika grönområden (skogsområden) och gruvavfallsmaterial som sedan kan användas för riskbedömningar i Falun. Detta inkluderade att undersöka om resultat från ett område eller avfall kunde extrapoleras till ett annat. I så fall skulle man kunna fastställa ett värde för biotillgänglighet i till exempel "grönområden" som kunde användas för andra liknande områden i Falun, det vill säga för ytlig mineraljord i skogsområden påverkade av gruvverksamheten i Falun. En andra målsättning var att testa en ny, förenklad, laboratoriemetod "HCl-metoden" för att mäta oral biolöslighet av bly och arsenik samt undersöka om metoden har potential att delvis ersätta den vanligen använda, men mer kostsamma, UBM-metoden.

Det har under projektets gång blivit tydligt att det är komplext att integrera uppmätt biolöslighet i platsspecifik riskbedömning av förorenade områden. Det är inte självklart hur man ska omvandla en representativ biolöslighet till relativ biotillgänglighet som kan användas i den svenska riktvärdesmodellen. Genom kontakt med experter från andra europeiska länder har vi sett att många möter samma utmaningar och det blivit tydligt att det pågår en intensiv diskussion om hur uppmätt biolöslighet bör användas i riskbedömningar. Det råder ännu ingen konsensus, men intresset för att undersöka biolösligheten är stort.

Idag finns i Sverige begränsad vägledning kring hur biolöslighetstester bör användas i riskbedömningar av förorenad jord och ingenting om användning av HCl-metoden. Ett konservativt tillvägagångssätt för att ta fram representativ biotillgänglighet är att använda den fas i UBM som har högst biolöslighet och anta att hela den biolösliga andelen är biotillgänglig. Det är önskvärt att utveckla ett ramverk kring oral biotillgänglighet i riskbedömning som kan användas för olika förorenade områden, inklusive hur och när HCl-metoden kan kombineras med andra tester för att uppskatta platsspecifika biotillgängligheter på ett mer kostnadseffektivt sätt än idag. Resultaten från BIOMET utgör ett viktigt underlag i detta arbete.

Baserat på resultaten från UBM-testerna kunde representativa orala biolösligheter för bly och arsenik tas fram för respektive skogsområde och gruvavfall. (Halterna av kadmium var för låga för att det skulle vara meningsfullt att utvärdera biolösligheten.) Dock är den statistiska skillnaden mellan olika grönområden för stor för att det ska gå att ange en generell biolöslighet eller biotillgänglighet för bly eller arsenik i Falun. Detsamma gäller för gruvavfallen.

När blyhalter i jord är höga och jämförs med riktvärden framtagna med Naturvårdsverkets beräkningsverktyg krävs att biotillgängligheten är mycket låg om halterna ska underskrida beräknade riktvärden. Detta bör beaktas när man överväger att göra biotillgänglighetstester. För att nå upp i (dvs räkna upp mha platsspecifika biolösligheten) en envägskoncentration om 300 mg/kg, med i övrigt samma indata som för scenario känslig markanvändning, skulle den relativa biotillgängligheten behöva vara i storleksordningen 1 %. Baserat på medelvärden av UBM-försök blir den relativa biotillgängligheten för grönområden i Falun 16-156 % beroende på område och vilken fas

av UBM-testet som används. Motsvarande för gruvavfallen är slagg 4-26 %, varp 1-14 % och kisaska 24-94 %.

Nivån på biolöslighet för arsenik är i Falun lägre än de 100 % som nu används i riktvärdesmodellen (som max 28 % för grönområden och 3 % för gruvavfall). Dock är inte oralt intag av arsenik styrande för det generella riktvärdet för känslig markanvändning för arsenik så en justering kan få begränsad påverkan på riktvärdet.

När det gäller överensstämmelse mellan HCl-metoden och UBM i Falun, varierar HCl-metodens överensstämmelse med UBM beroende på metall, koncentration och vilken fas (magsäck eller tunntarm) som beaktas. För bly stämmer metoderna väl överens för magsäcksfasen. För tunntarmsfasen underskattar HCl-metoden biolösligheten av bly i Falun. För arsenik är överensstämmelsen mellan testerna god för båda faserna om totalhalten arsenik är över 10 mg/kg TS. Då det generella riktvärdet för arsenik vid känslig markanvändning är 10 mg/kg TS kommer det i praktiken sällan vara intressant att undersöka biolösligheten där arsenikhalterna är lägre än 10 mg/kg TS.

1 Inledning

1.1 Bakgrund

I arbetet med förorenade områden är riskbaserade riktvärden ett viktigt stöd. För vissa naturligt förekommande ämnen har sänkningar av toxikologiska referensvärden (TRV), som tolerabelt dagligt intag (TDI), resulterat i riktvärden för förorenad mark som är så låga att de kan ligga under naturliga eller antropogena efterindustriella, bakgrundshalter i mark. Detta skapar praktiska problem vid utredningar av förorenade områden och ett behov av att ta fram platsspecifika riktvärden. För metaller och metalloider som bly och arsenik är exponeringsvägen ”oralt intag av jord” ofta styrande för riktvärdet. Vid oralt intag är en viktig parameter hur stor andel av föroreningen som faktiskt tas upp i kroppen och därmed kan ge effekter, den så kallade biotillgängligheten.

Inom projektet fokuserar vi på bly, arsenik och kadmium med Falun som testplats. Den historiska gruvverksamheten har lämnat föroreningsspår i hela samhället, vilket gör att generella riktvärden för förorenad mark ofta kan förväntas överskridas. Föroreningsproblematiken hanteras därför med en kombination av lokala råd till befolkningen och särskilda angreppssätt med egna riktvärden framtagna för Falun som används till exempel vid exploatering. Eftersom toxikologiska referensvärden sänkts efter att Faluns platsspecifika riktvärden togs fram 1998 (Kemakta 1998), har Falu kommun sett ett behov av förnyat kunskapsunderlag om markhalter och risker. Parallellt har Naturvårdsverket publicerat ett nytt riktvärde för bly och vid publiceringen påpekat att det saknas kunskap om den faktiska exponering som kan uppmätas i människor jämfört med vad som uppskattas med modeller, och att mer kunskap behövs om vilken andel av föroreningen som är tillgänglig för upptag (Naturvårdsverket 2022). För att komma tillrätta med detta behövs dels mer forskning som kan ge generaliserbar kunskap, dels verktyg för att göra bedömningar i enskilda fall. Enklare och mindre kostsamma metoder att uppskatta biotillgängligheten *in vitro* (på laboratorium) av metaller och metalloider i jord är ett stöd som kan bli viktigt för riskbedömning av förorenade områden.

1.2 Syfte och målsättning

En av målsättningarna med projektet BIOMET är att utvärdera möjligheten att ta fram en representativ biotillgänglighet för olika delområden eller jordar/material, som kan användas för riskbedömningar i Falun samt undersöka om resultaten kan extrapoleras till andra områden. Ett andra syfte är att testa en förenklad laboratoriemetod (HCl-metoden) för att mäta biotillgänglighet för bly och arsenik samt utvärdera om metoden delvis kan ersätta den vanligen använda, men mer kostsamma, metoden Unified Barge Method (UBM). Med biotillgänglighet menar vi den del av ett ämne som frigörs från en matris (t.ex. jord) och blir tillgänglig för absorption i kroppen, till exempel i magsäcken eller tunntarmen (se faktaruta 1). Det har inte ingått i projektet att genomföra en litteratursammanställning avseende mätning och användande av tester för oral biotillgänglighet. Vi har ändå i viss utsträckning refererat till och kommenterat andra studier som vi känner till eller blivit uppmärksammade på.

Proverna har bestått av yttlig jord från flera grönområden (skogsområden) samt materialprover från olika typer av gruvavfall som finns ytligt förekommande i Falun (Metallhalter i mark – En markundersökning i Falun och ett referensområde i Enviken, Dalarnas län). Arbetet med testmetoder och förståelse för oral biotillgänglighet har utökats

genom ett internt metodutvecklingsprojekt inom SGI. Inom ramen för metodutvecklingsprojektet deltar SGI i en så kallad Round Robin-studie för HCl-metoden där resultat från analys av samma prover från olika laboratorier jämförs. Vi gör också fördjupade analyser av jordprover för att få ett bättre underlag för att utvärdera faktorer som kan påverka biolösligheten bland annat genom mätningar med röntgenabsorptionsspektrometri (Extended X-ray absorption spectroscopy, EXAFS) på ett litet urval av prover före och efter de två biolöslighetstesterna för att identifiera vilka kemiska former av bly som finns i proverna. Det pågående projektet "*EXPOSED?*" (2024-2027), som finansieras av Naturvårdsverkets utlysning Giftfria Kretslopp, bygger också på den data och kunskap som tagits fram inom BIOMET. Inom *EXPOSED?* mäts blyhalter i blod och arsenikhalter i urin hos boende i Falun, metoder för att förbättra humanriskbedömning av bly och arsenik undersöks och ett ramverk för att använda biotillgänglighet vid riskbedömning tas fram.

Vi planerar även att skriva en vetenskaplig artikel där vi jämför den förenklade HCl-metoden med UBM.

2 Oral biotillgänglighet

Oral biotillgänglighet är ett centralt begrepp inom toxikologi och miljövetenskap som beskriver den andel av ett ämne som, efter oral administrering, absorberas i kroppen och blir tillgänglig för biologiska processer. För metaller (hädanefter används i rapporten metaller som ett samlingsbegrepp för metaller och metalloider) i jord är kunskapen om deras biotillgänglighet avgörande för att kunna göra mer precisa riskbedömningar av föroreningsupptag, jämfört med att enbart mäta den totala halten av metaller i jorden.

För att mäta eller uppskatta biotillgänglighet finns det flera metoder, från *in vitro*-metoder (provrörstester på lab) som simulerar mänsklig matsmältning till *in vivo*-studier på djur. Dessa metoder kan ge insikt i hur mycket av en metall som faktiskt frigörs och absorberas i kroppen och därmed bidra till mer exakta riskbedömningar. I provrörstester är det biolösligheten som simuleras (se Faktaruta 1). Det är väl känt att biolösligheten och därmed biotillgängligheten påverkas av flera faktorer, inklusive ämnets kemiska form, jordens innehåll av organiskt material och andra jordegenskaper (Kelley m fl 2002). Kemisk form är avgörande, då metaller kan bindas på olika sätt i jordar och material vilket påverkar deras löslighet. Till exempel kan en metall som bly ha betydligt lägre biolöslighet om den är bunden i ett svårlösligt mineral än om den är bunden till ytor på jordpartiklar. Många metaller (bland annat bly och kadmium) binder till organiskt material och mineralytor i jorden, med en inbindning som påverkas av pH-värdet (se t.ex. Kleja mfl, 2006).

Biolöslighetstester simulerar en "generell" biolöslighet i kroppen. Steget från att metaller lösts ut i magtarmkanalen till att de absorberas och tas upp av kroppen omfattas inte. Absorptionen i magtarmkanalen kan bland annat påverkas av om metallerna är essentiella (dvs som kroppen behöver). Det finns också skillnader mellan grupper av individer (till exempel barn och vuxna) och mellan individer.

I hälsoriskbedömningar av föroreningar i jord används modeller som tar hänsyn till den relativa biotillgängligheten, det vill säga den biotillgänglighet som kan mätas eller uppskattas för föroreningen i jord i relation till den biotillgänglighet som bedömts ingå när ämnets toxikologiska referensvärde fastställdes. Mer om relativ biotillgänglighet i riktvärdesberäkningar beskrivs i avsnitt 2.1.

I Faktaruta 1 sammanfattas de olika begrepp relaterat till biotillgänglighet som är vanliga i riskbedömningssammanhang.

Faktaruta 1

Definitioner, biotillgänglighet i sammanhanget förorenad mark

Biotillgänglighet (eng. bioavailability): Den andel av ett ämne som når blodet och kan ge en effekt.

Oral biotillgänglighet: Den andel av ett ämne som når blodet när det intagits via munnen.

Biolöslighet (kallas även bioåtkomlighet/eng. bioaccessibility): Den andel av ett ämne som frigörs från en matris (t.ex. jord) och blir tillgänglig för absorption i kroppen, till exempel i magsäcken eller i tunntarmen.

Oral biolöslighet: Den andel av ett ämne, när det intagits via munnen, som frigörs från en matris och blir tillgänglig för absorption i kroppen (i till exempel magsäcken eller tunntarmen)

Relativ biotillgänglighet: Kvoten mellan biotillgängligheten i en testmatris (t.ex. jord) och biotillgängligheten i en referensmatris, t.ex. en standardlösning som används för att ta fram det toxikologiska referensvärdet.

2.1 Relativ biotillgänglighet i riktvärdesberäkningar

I Naturvårdsverkets riktvärdesmodell ingår den relativa biotillgängligheten för alla exponeringsvägar, inte bara oralt intag. Här diskuteras endast den relativa biotillgänglighetsfaktorn för oralt intag ($f_{\text{bio-or}}$). Den är satt till 100 % för alla ämnen utom bly. För bly är $f_{\text{bio-or}}$ satt 60 % (Tabell 1). Detta baseras på ett antagande om en biotillgänglig andel på 30 %, kompletterat med att biotillgängligheten i det toxikologiska referensvärdet (TRV) bedömts vara 50 % ($f_{\text{bio-or}} = 0,3/0,5$) (Kemakta och IMM, 2023). I databladerna för arsenik och kadmium (Kemakta och IMM, 2016a, 2016b) beskrivs inte den orala biotillgängligheten, men antagandet i modellen är att $f_{\text{bio-or}}$ är 100 % (Naturvårdsverket, 2023).

Vid platsspecifika justeringar är alltså viktigt att veta vilken biotillgänglighet som är relaterad till TRV. Om platsspecifik biolöslighet undersöks för att användas som indata avseende oral biotillgänglighet av bly behöver biolöslig andel av bly från platsspecifika tester delas med 0,5 (Tabell 1) för att kunna användas i Naturvårdsverkets beräkningsprogram tillsammans med aktuella toxikologiska data. För arsenik och kadmium anges inte biotillgängligheten som är relaterad till TRV i de publicerade databladerna. En utredning av förorenad jord i Glasriktet (Kemakta, 2024) rapporterar dock att biotillgängligheten för arsenik och kadmium kan vara 100 % respektive 1-10 % i underlaget för framtagande av TRV. Det är värt att notera att den relativa biotillgängligheten, om biotillgängligheten relaterad till TRV är lägre än 100 %, teoretiskt kan vara större än 100 %.

Tabell 1. Biotillgänglighetsdata som används för beräkning av Naturvårdsverkets generella riktvärden för oralt intag enligt aktuella ämnesdatablad.

	Bly	Arsenik	Kadmium
Biotillgänglighet i jord (antagen)	30 %	Ej redovisat	Ej redovisat
Biotillgänglighet som ingår i TRV	50 %	Ej redovisat	Ej redovisat
Relativ biotillgänglighet i riktvärdesmodellen	60 % (=0,3/0,5)	100 %	100 %
Referens	Datablad för bly ¹	Datablad för arsenik ² och beräkningsverktyg ³	Datablad för kadmium ⁴ och beräkningsverktyg ³

¹Kemakta och IMM, 2023, ²Kemakta och IMM, 2016a, ³Naturvårdsverket, 2023

⁴Kemakta och IMM, 2016b

2.2 Laboratoriemetoder för att uppskatta oral biotillgänglighet

Oral biotillgänglighet kan uppskattas genom att simulera oral biolöslighet i provrörstester i laboratorium. Det finns en rad olika metoder för att simulera biolöslighet genom lakning med vätskor som liknar de som finns i matsmältningssystemet (Billman mfl, 2023). UBM är standardiserad hos ISO (International Organisation for Standardization) och den som framför allt används i Sverige och är vanlig i Europa men det är en dyr och komplicerad metod vilket bland annat resulterar i att endast ett fåtal prover analyseras i de flesta fall. Om en enklare screeningmetod kan korreleras med UBM kan fler tester genomföras vilket ger ett bättre statistiskt underlag. Detta skulle möjliggöra fler biotillgänglighetstester i fler efterbehandlingsprojekt och därmed förbättra riskbedömningarna. En sådan förenklad metod (HCl-metoden) finns för närvarande som ett utkast till internationell standard hos ISO (ISO 20xx).

3 Genomförande

3.1 Jordar och material

I BIOMET har över 400 prover tagits på jord och gruvavfall (slagg, kisaska och varp) (Underlagsrapport Markhalter) Oral biotillgänglighet (bioaccessibility) analyserades på ett urval av dessa enligt UBM och HCl-metoden.

Biotillgänglighetstesterna utfördes på slumpvis utvalda prover från varje delområde Totalt 125 prover analyserades fördelat på 7 grönområden (9-10 analyser per område), 4 gruvavfall (12-13 analyser per material) och referensområde (9 analyser). Grönområdena är skogsområden (företrädevis barrskog) i Falun med omgivning där människor ofta vistas och gruvavfallen är gamla gruvavfall som ligger i dagen i Falun (Metallhalter i mark – En markundersökning i Falun och ett referensområde i Enviken, Dalarnas län).

3.2 Provberedning

Större stenar sorterades bort i fält (närmre beskrivning av provtagningen finns i fältrapporten från provtagningarna (Metallhalter i mark – En markundersökning i Falun och ett referensområde i Enviken, Dalarnas län, bilaga 1). På laboratoriet torkades alla prover i torkskåp vid 40 °C. Proverna siktades sedan till <2 mm och en andel av fraktionen <2 mm vidare till <0,25 mm. Material >2 mm har inte analyserats.

3.3 UBM för uppskattning av oral biotillgänglighet

Med UBM uppskattas oral biotillgänglighet av metaller (i första hand bly, arsenik och kadmium) genom att efterlikna de processer som sker i kroppen (mag-tarmkanalen) när vi får i oss jord som fastnat på till exempel våra händer. Metoden är *in-vivo* validerad, det vill säga validerad genom mätningar i djurförsök. För arsenik finns (så vitt vi vet) flera studier på grisar och möss. För bly och kadmium finns endast en studie på möss (se sammanställning i Billman et al. 2023).

UBM-tester utförs normalt på den jordfraktion som är mindre än 0,25 mm. Det är denna partikelstorlek vi framför allt riskerar att oavsiktligt få i oss genom att den fastnar på våra händer (Yanamoto mfl 2006). Två lakvätskor (extrakt) erhålls, en som ska simulera det som löses ut i magsäcken (Gastric phase) och en som simulera det som löses ut i tunntarmen (Gastro-Intestinal phase). Standarden anger inte några haltintervall av olika metaller som metoden validerats, eller är lämplig för, och inte heller några andra begränsande faktorer.

En kortfattad beskrivning av UBM ges nedan (se också illustration i Figur 1). Detaljerad beskrivning finns i SS-ISO 17924 (SIS, 2018).

1. Förberedelse:

- Ett siktat jordprov (<0,25 mm) delas i tre delar, ett som genomgår lakningssteg 1 och 2 nedan (uppskattar biolöslighet i magsäck), ett som genomgår lakningssteg 1-3 (uppskattar biolöslighet i tunntarm) och ett som analyseras med avseende på totalt innehåll av aktuella metaller (se avsnitt 3.6).

2. Lakning:

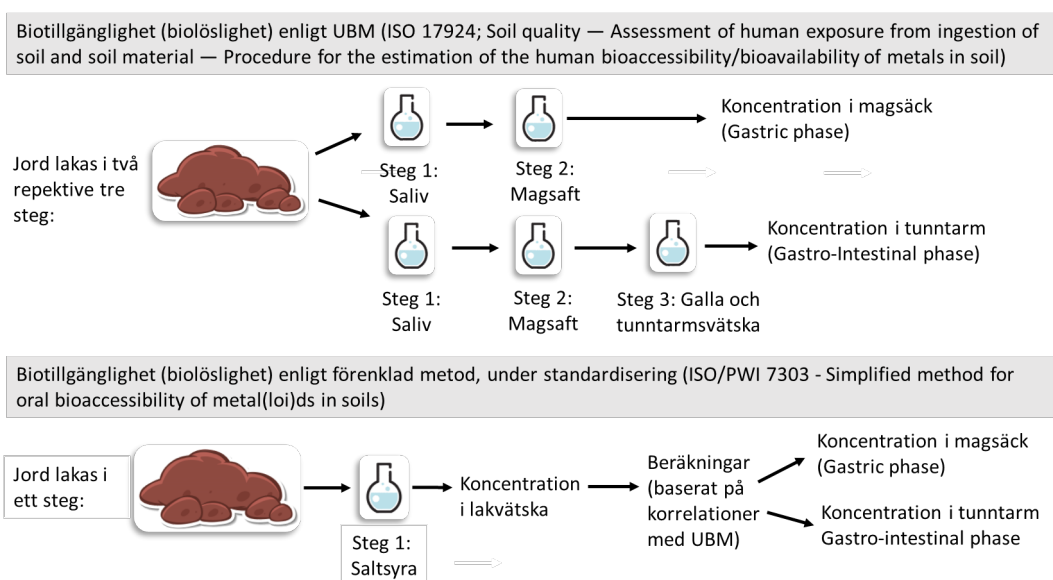
- Lakningssteg 1: Simulerar munhåla - Provet lakas med artificiell saliv.
- Lakningssteg 2: Simulerar magsäck - Provet lakas med artificiell magsaft.
- Lakningssteg 3: Simulerar tunntarm - Provet lakas med en blandning av artificiell galla och tunntarmsvätska.

3. Analys:

- Efter lakningen centrifugeras de två lakvätskorna för att separera den lösta fraktionen.
- Lösta halter av aktuella metaller analyseras i de två lakvätskorna.

4. Beräkningar:

- Den biolösliga andelen i magsäck och tunntarm av en viss metall bestäms genom att jämföra den lösta halten efter lakning med den totala halten av samma metall i jordprovet. Resultatet kan användas som en uppskattning av biotillgänglig andel.
- Den biotillgängliga andelen kan användas för att beräkna relativ biotillgänglighet, det vill säga den biotillgängliga andelen i den undersökta jorden i förhållande till den biotillgänglighet som antagits vid bestämning av toxikologiskt referensvärde.



Figur 1. Schematisk beskrivning av de två biolöslighetstesterna.

3.4 HCl-metoden för uppskattning av oral biotillgänglighet

HCl-metoden efterliknar inte kroppens processer på samma sätt som UBM. Istället bygger den på att provet lakas i ett steg med saltsyra (HCl), och förutsätter att det finns en korrelation mellan de halter som lakas ut jämfört halterna i magsäck (gastric phase) och

tunntarm (gastro-intestinal phase) i UBM. Även för HCl-metoden rekommenderas att använda jord som siktats till <0,25 mm

HCl-metoden bygger på en tidigare standardiserad metod för att uppskatta oral biotillgänglighet i inomhusdamm (Pelfrêne mfl. 2020). Försöksförhållandena i HCl-testet liknar mer de i magsäcken (lågt pH och 1 timmes extraktion i både HCl-metoden och UBM) än de i tunntarmen (högre pH och 4 timmars extraktion i UBM). I HCl-metoden används mer lakvätska jämfört med fast material (jord) än i UBM.

För testerna med HCl-metoden tog SGI:s laboratorium fram en utförandebeskrivning baserat på förslaget till standard och kommunikation med standardiseringskommittén för att reda ut några oklarheter (Bilaga 1). Förslaget till standard har nyligen varit ute för på remiss hos ISO-medlemmar (remissrundan av slutades 6 december 2024) och kan komma att uppdateras.

En kortfattad beskrivning av HCl-metoden ges nedan (se också illustration i Figur 1).

- **Förberedelse:**

- Ett siktat jordprov (<0,25 mm) delas i två delar, ett som genomgår lakningssteget och ett som analyseras med avseende på totalt innehåll av aktuella metaller (se avsnitt 3.6).

- 2. **Lakning:**

- **Steg 1:** Provet lakas med utspädd saltsyra (koncentration 78 mM).

- 3. **Analys:**

- Efter lakningen filtreras provet för att separera den lösta fraktionen.
- Lösta halter av aktuella metaller analyseras i de två lakvätskorna.

- 4. **Beräkningar:**

- Koncentrationerna i lakvattnet från saltsyralakningen, räknas om till motsvarande halt i de två faserna i UBM-testet. Detta görs med ekvationer som anges i föreslagen standard, en för magsäck och en för tunntarm för respektive ämne. Ekvationerna baseras på korrelationer mellan HCl-metoden och UBM i tidigare dataset.
- Den biolösliga andelen i magsäck och tunntarm bestäms genom att jämföra beräknad biolöslighet med den totala halten i jordprovet. Resultatet kan användas som en uppskattning av biotillgänglig andel.
- Den biotillgängliga andelen kan användas för att beräkna relativ biotillgänglighet, det vill säga den biotillgängliga andelen i den undersökta jorden i förhållande till den biotillgänglighet som antagits vid bestämning av toxikologiskt referensvärde.

Enligt förslaget till standard är tanken med HCl-metoden att den ska kunna användas på ett större antal prover för att uppskatta biotillgängligheten i ett första screeningsteg. Ett antal prover väljs sedan ut för en fördjupad studie där UBM används för att validera resultaten. Hur många prover som bör analyseras med UBM och hur dessa bör väljas ut beskrivs i nuläget inte närmare i förslaget till standard.

HCl-testet har provats på franska jordprover med olika kemiska och fysikaliska egenskaper (textur, pH, innehåll av organiskt material och karbonater) och metallkoncentrationer (Pelfrêne mfl, 2020). I förslaget till standard anges att testet kan användas för att uppskatta biotillgängligheten i jord med totalkoncentrationer av arsenik på 2 till 2600 mg/kg TS, kadmium 0,2 till 480 mg/kg TS och bly 4 till 50 000 mg/kg TS.

3.5 Karaktärisering av jordar och material

Då metallers biotillgänglighet påverkas av metallens kemiska form och jordens/materialets egenskaper karaktäriserades 40 prover mer utförligt. Proverna valdes ut slumpvis bland de 125 prover som biotillgänglighetstester utfördes på. På dessa prover mättes pH i 0,01 M CaCl_2 -lösning. Totalt organiskt kol (TOC) mättes med infraröd (IR) detektion (totalt kolinnehåll korrigerat för innehåll av karbonater). Innehållet av lågkristallina järn- och aluminiumhydroxider (det vill säga järnoxider med mycket stor ytareal och därmed stor förmåga att adsorbera metaller) uppskattades genom extraktion med ammoniumoxalat (ISO 12782-3; ISO 2012) och sulfidinnehåll analyserades med IR-spektroskopi efter att sulfat avlägsnats från provet genom lakning med natriumkarbonat. Dessutom gjordes en kvalitativ identifiering av kristallina faser (halter över 2 %) i 30 prover med röntgendiffraktion (XRD). Dessa prover valdes slumpvis från de 40 karaktäriserade proverna. Alla analyser utfördes på laboratorier som är ackrediterade enligt den internationella standarden för test- och kalibreringslaboratorier, ISO 17025 (ISO 2005).

3.6 Totalhaltsanalyser

Totalhalter i jord har analyserats i två olika fraktioner, <2 mm och <0,25 mm. Proverna analyserades efter uppslutning med kungsvatten enligt ISO 54321 (ISO 2020).

Analyserna utfördes på laboratorium ackrediterat enligt ISO 17025 (ISO 2005).

3.7 Statistisk bearbetning

Beskrivande statistik omfattande medelvärde, standardavvikelse, variationskoefficient, min-, median- och maxvärden samt 25- och 75-percentil har tagits fram avseende biolöslig koncentration för de olika undersökta områdena/avfallstyperna.

För att undersöka möjligheten att ta fram en representativ biolöslig andel för grönområden och avfallstyper kring Falun utfördes envägs ANOVA-test för att undersöka skillnader mellan de undersökta grönområdena. De statistiska testerna har utförts i Excel och en signifikansnivå på $p < 0,05$.

Avseende biolöslig andel har, utöver medelvärde, även den övre ensidiga konfidensgränsen för medelvärdet med konfidensgraden 95 % (UCLM95). UCLM95 har beräknats med Chebyshevs fördelningsfria metod i det beräkningsverktyg för statistisk utvärdering som tagits fram av Chalmers för en kurs inom kunskapsprogrammet Hållbar Sanering (Rosén m.fl., 2009).

4 Resultat

4.1 Biolöslighet i jord och material i Falun

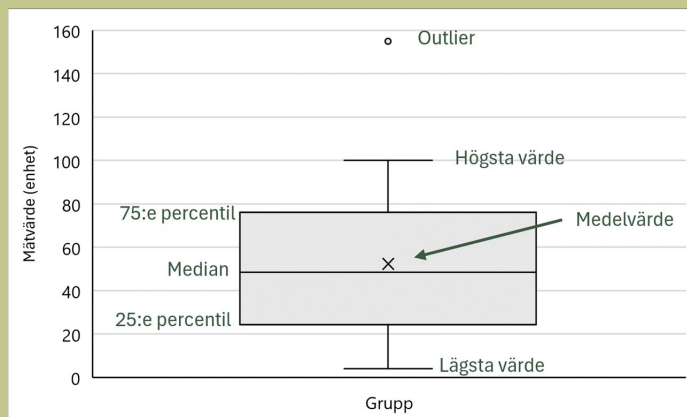
Den orala biotillgängligheten av bly och arsenik i jord och material har uppskattats med UBM. Metoden ger simulerad biolöslighet i magsäcken respektive i tunntarmen. Den biolösliga koncentrationen redovisas som metallkoncentration i mg/kg TS. Resultaten kan också relateras till totalhalten i det testade materialet och redovisas då som den biolösliga andelen i %. Då totalhalten av kadmium var låga, under den lägre gräns (<0,2 mg/kg TS) som anges som lämplig för HCl-metoden i många prover (och dessutom under rapporteringsgränsen (0,1 mg/kg)) utvärderas inte biolösligheten av kadmium.

I de följande avsnitten redovisas resultat i många fall form av boxplottar. Faktaruta 2 förklarar hur dessa samt förkortningar i figurerna ska tolkas.

Faktaruta 2

Förklaring boxplot

I figuren nedan visas vad de olika delarna i en boxplot innebär.



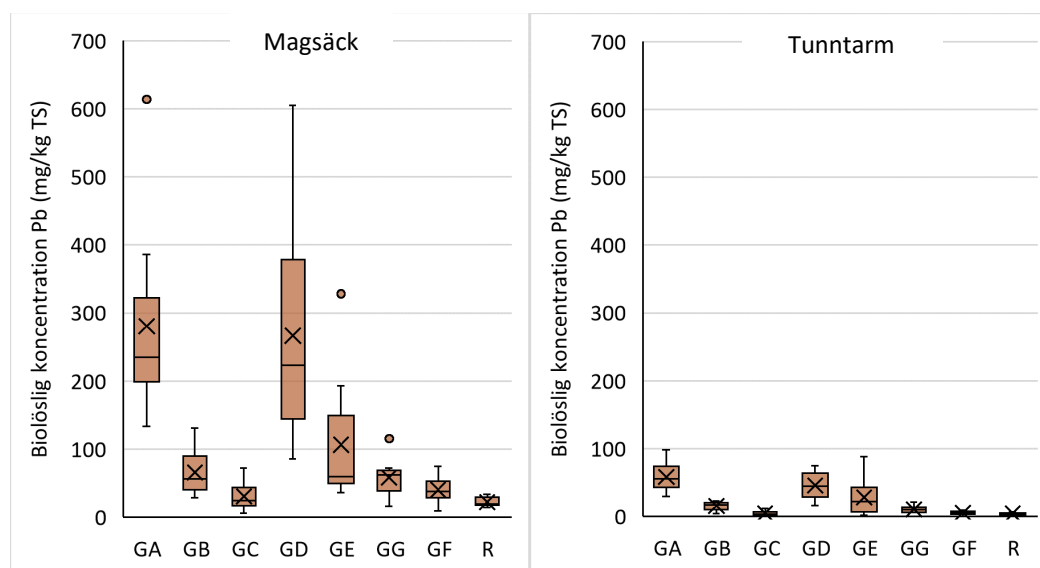
Förklaring förkortningar i resultatfigurer

Typ av område	Förkortning och namn	Antal biolöslighetstester
Grönområden	GA – Galgberget	10
	GB – Stångtjärn	10
	GC – Hälsingberg	9
	GD – Främby udde	9
	GE – Stenslund	9
	GF – Lugnet	10
	GG – Sanders	9
Material	MA – Slagg A	13
	MB – Slagg B	12
	MC – Kisaska	13
	MD – Varp	13
Referensområde	R – Enviken	9

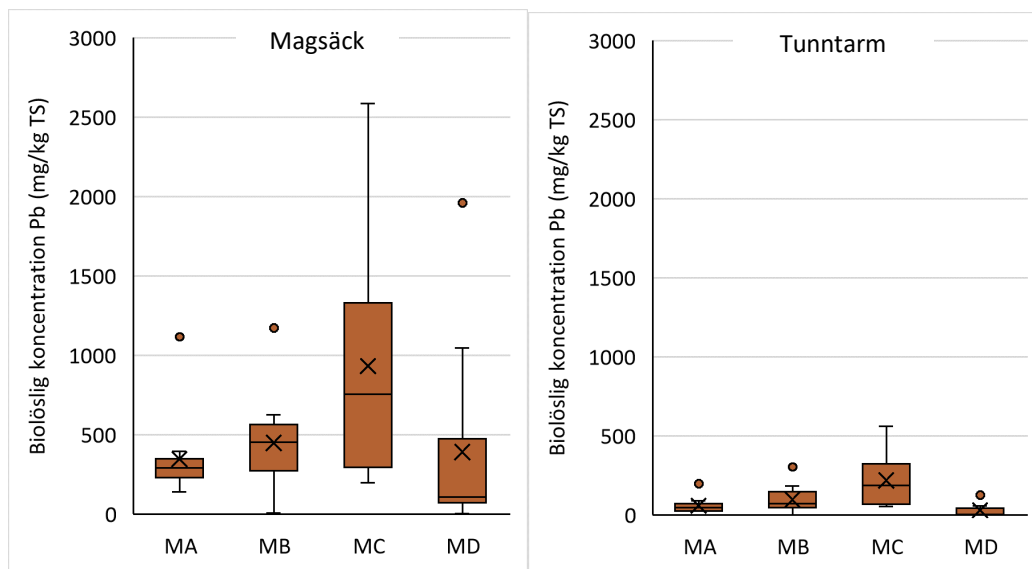
4.1.1 Bly

Resultaten avseende biolöslig koncentration för bly för grönområden visas som boxplottar i Figur 2 och för gruvavfall i Figur 3 (se Faktaruta 2 för tolkning av boxplot och förklaring av förkortningar i figurerna). I Figur 4 och Figur 5 redovisas resultaten som biolöslig andel av bly i grönområden respektive gruvavfall. Beskrivande statistik för dessa resultat redovisas i Bilaga 2.

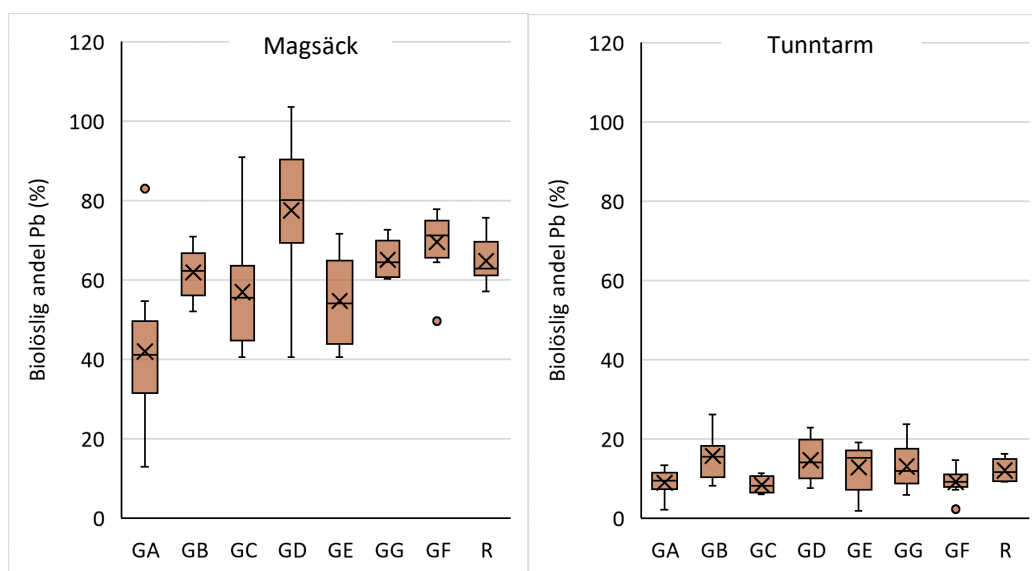
Figureorna visar att den simulerade biolösligheten av bly är högre i magsäcken än i tunntarmen, både för grönområden och gruvavfall. Det är ett förväntat resultat eftersom blyets löslighet är starkt pH-beroende och pH är betydligt lägre i magsaft än i tunntarmsvätska. Den biolösliga andelen är generellt lägre för gruvavfallen än för grönområdena. Kisaska (MC) avviker dock från de övriga avfallstyperna och har en högre biolöslig andel, mer i nivå med grönområdena. Även om den biolösliga andelen är lägre för gruvavfallen än för grönområdena är den biolösliga koncentrationen högre i gruvavfallen.



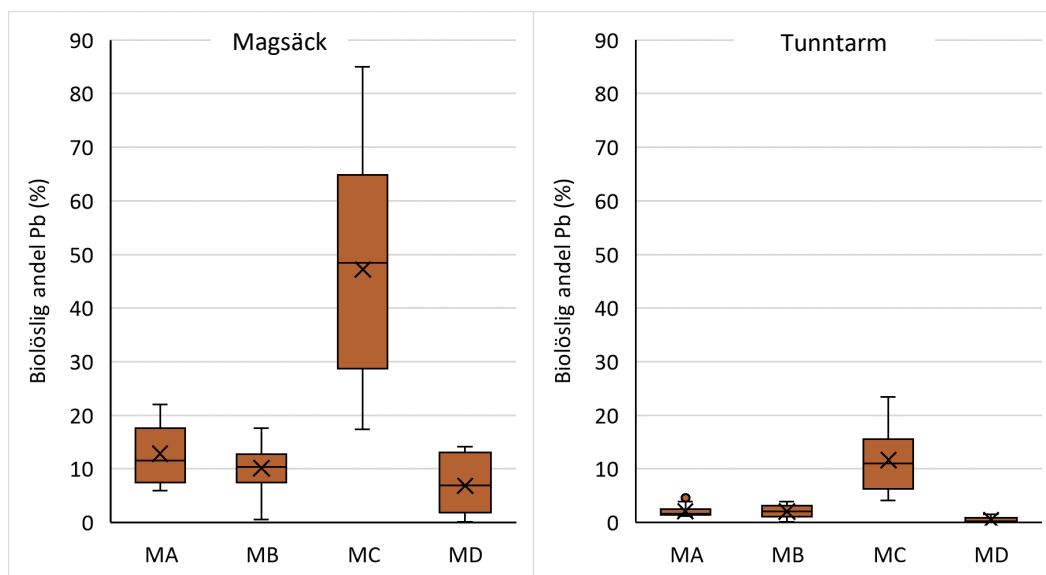
Figur 2. Biolöslig koncentration av bly i magsäcken (till vänster) respektive tunntarmen (till höger). Resultat för grönområden.



Figur 3. Biolöslig koncentration av bly i magsäcken (till vänster) respektive tunntarmen (till höger). Resultat för gruvavfall.



Figur 4. Biolöslig andel bly i magsäcken (till vänster) respektive tunntarmen (till höger). Resultat för grönområden.

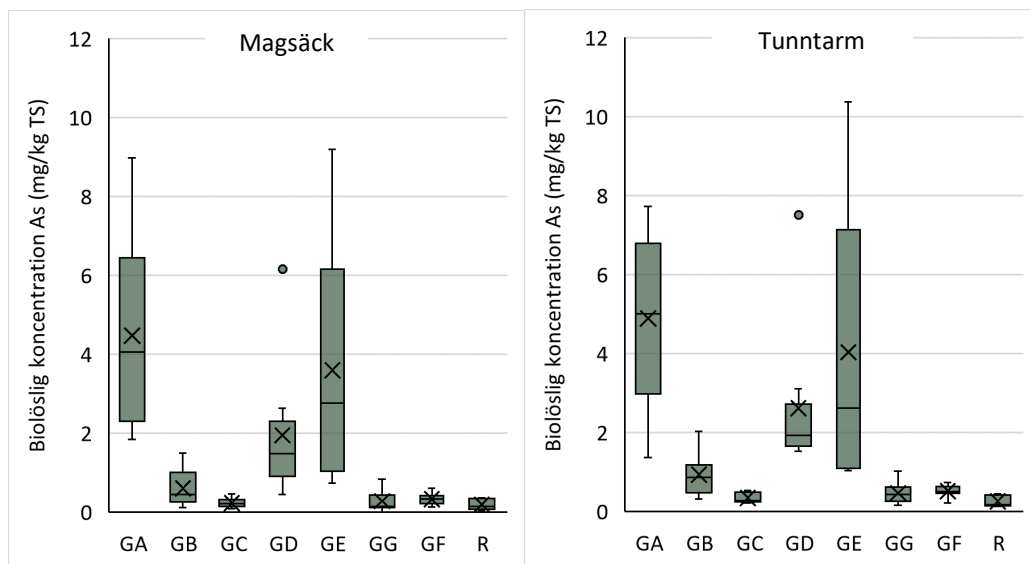


Figur 5. Biolöslig andel bly i magsäcken (till vänster) respektive tunntarmen (till höger). Resultat för gruvavfall.

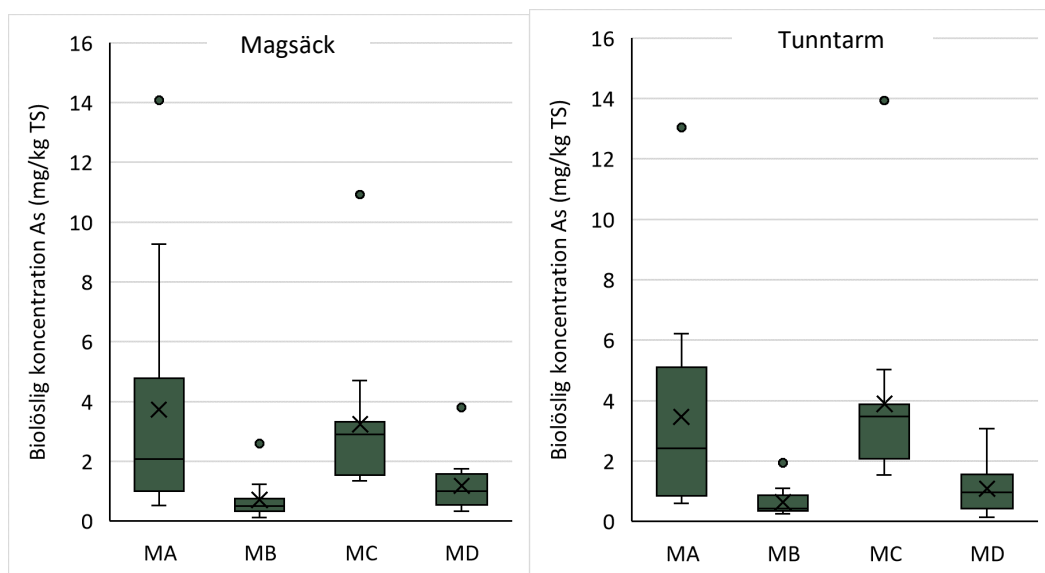
4.1.2 Arsenik

Resultat för biolöslig koncentration av arsenik i magsäck och tunntarm redovisas för undersökta grönområden i Figur 6 och gruvavfall i Figur 7. Biolöslig andel av arsenik redovisas i Figur 8 och Figur 9. Beskrivande statistik för dessa resultat redovisas i Bilaga 2. I referensområdet (R) var de uppmätta halterna i jord (fraktionen <0,25 mm) i flera prov under laboratoriets rapporteringsgräns. Det innebär att det endast går att beräkna den lägsta möjliga biolösliga andelen i dessa prov. Det går därför inte att använda dessa prover i bedömningen av den biolösliga andelen för området men eftersom såväl halter i jord som de biolösliga koncentrationerna i dessa områden är låga är detta av mindre betydelse i praktiken. Den biolösliga andelen kunde bara bestämmas för några prov från referensområdet och redovisas därför inte i Figur 8.

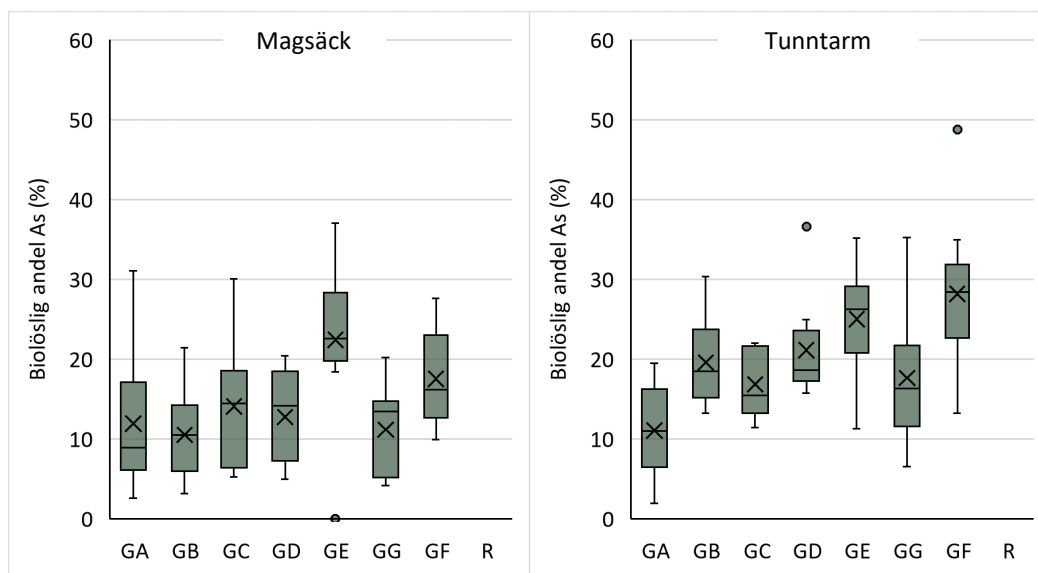
Till skillnad från bly visar resultaten för arsenik inte på stora skillnader mellan magsäck och tunntarm. Den biolösliga andelen är generellt lägre för gruvavfallen än för grönområdena. Medelvärdet av den biolösliga koncentrationen är högst i Galgberget (GA) och Stenslund (GE), men de högsta uppmätta värdena uppmäts i slagg (MA) och kisaska (MC).



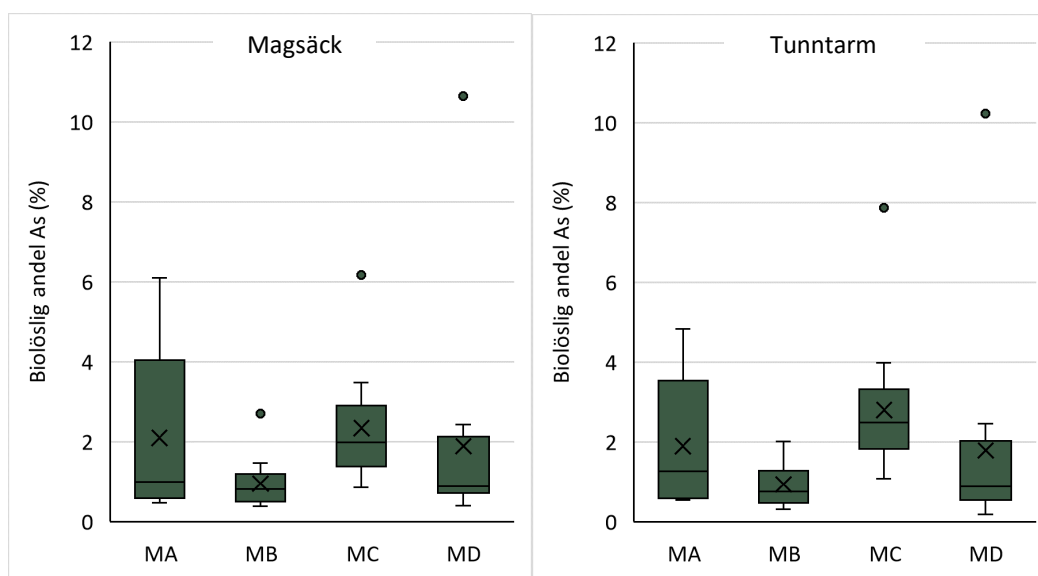
Figur 6. Biologisk koncentration av arsenik i magsäcken (till vänster) respektive tunntarmen (till höger). Resultat för grönområden.



Figur 7. Biologisk koncentration av arsenik i magsäcken (till vänster) respektive tunntarmen (till höger). Resultat för gruvavfall.



Figur 8. Biölöslig andel arsenik i magsäcken (till vänster) respektive tunntarmen (till höger). Resultat för grönområden. Inga data redovisas för referensområdet. Halten i jord var under rapporteringsgränsen för flera prov varför den biölösliga andelen inte kan beräknas.



Figur 9. Biölöslig andel arsenik i magsäcken (till vänster) respektive tunntarmen (till höger).

4.1.3 Representativ biotillgänglighet

Utifrån UBM-testerna går det att beskriva biotillgängligheten i jordprover från olika grönområden i Falun samt i olika typer av gruvavfall (Tabell 2). Som utgångspunkt antas att människor vistas i alla delar av de undersökta grönområdena i samma utsträckning, d.v.s. det är lika sannolikt att exponeras för varje jordpartikel inom ett undersökt grönområde. På samma sätt antas att det är lika sannolikt att exponeras för varje del av de undersökta förekomsterna av gruvavfall. Då kan en representativ biotillgänglighet skattas baserat på medelbiotillgängligheten i området.

Tabell 2. Medelvärden och UCLM95 (Chebyshev fördelningsfri) för biolöslig andel bly och arsenik i magsäck (G) respektive tunntarm (GI). Resultat för grönområden och gruvavfall i Falun. Inga värden redovisas för arsenik i referensområdet eftersom inte gått att beräkna biolöslig andel i de fall halterna i jord var under rapporteringsgräns.

			GA	GB	GC	GD	GE	GF	GG	R	MA	MB	MC	MD
Pb (%)	G	Medel	42	62	57	78	55	70	65	65	13	10	47	6,8
		UCLM95	67	70	79	100	71	81	72	74	20	16	73	13
	GI	Medel	9	16	8,4	15	13	9,2	13	12	2,1	2,1	12	0,49
		UCLM95	13	24	11	22	22	14	22	16	3,5	3,6	19	1,1
As (%)	G	Medel	9,8	13	12	15	23	17	9,5	-	2,1	0,96	2,3	1,9
		UCLM95	17	24	20	26	35	25	19	-	4,7	1,8	4,0	5,2
	GI	Medel	11	20	17	21	25	28	18	-	1,9	0,94	2,8	1,8
		UCLM95	19	28	23	31	35	41	30	-	3,9	1,6	4,9	5,0

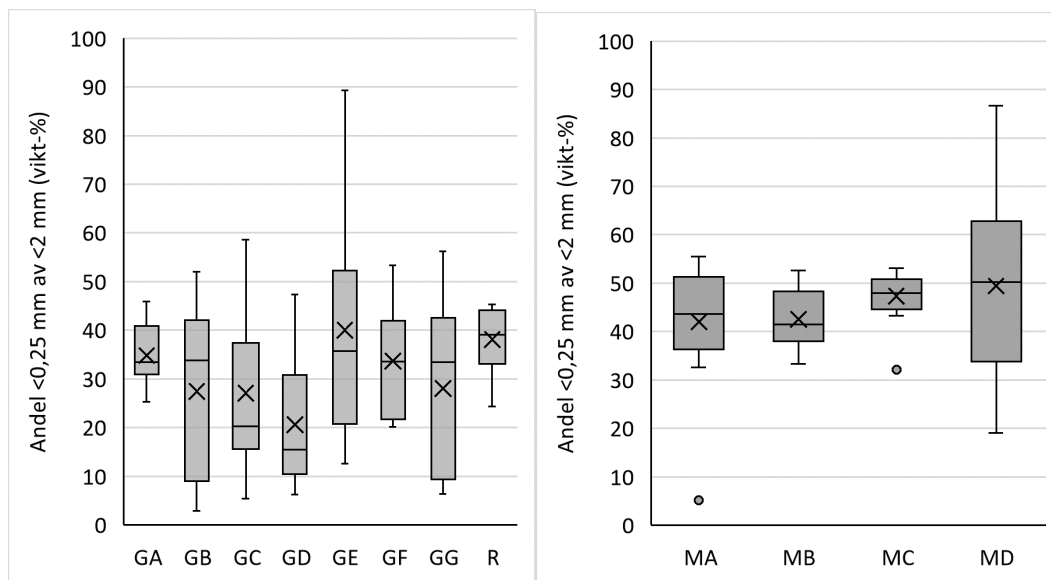
Envägs ANOVA-test har gjorts för grönområden (GA-GG) och för gruvavfallen. För bly har kisaskan (MC) har inte inkluderats i analysen för grönområden eftersom den tydligt avviker från de andra avfallstyperna (se Figur 5). För grönområden visade analysen att det finns statistiskt signifikanta skillnader i biolöslig andel bly (i magsäck [$F(6, 59) = 7,73, p < 0,001$] och i tunntarm [$F(6, 59) = 3,72, p = 0,0033$]). Även för arsenik fanns statistiskt signifikanta skillnader för biolöslig andel i magsäck [$F(6, 59) = 4,81, p < 0,001$] och i tunntarm [$F(6, 59) = 6,42, p < 0,001$].

För gruvavfallen visade resultaten att det finns statistiskt signifikanta skillnader i biolöslig andel bly (i magsäck [$F(2,35) = 5,20, p = 0,011$] och i tunntarm [$F(2,35) = 12,2, p < 0,001$]). För arsenik visade analysen inte på några statistiskt signifikanta skillnader (varken i magsäck [$F(3,47) = 1,25, p = 0,30$] eller i tunntarm [$F(3,47) = 2,16, p = 0,10$]).

4.2 Bly och arsenik i olika storleksfraktioner

4.2.1 Storleksfraktionerna <0,25 mm och <2 mm

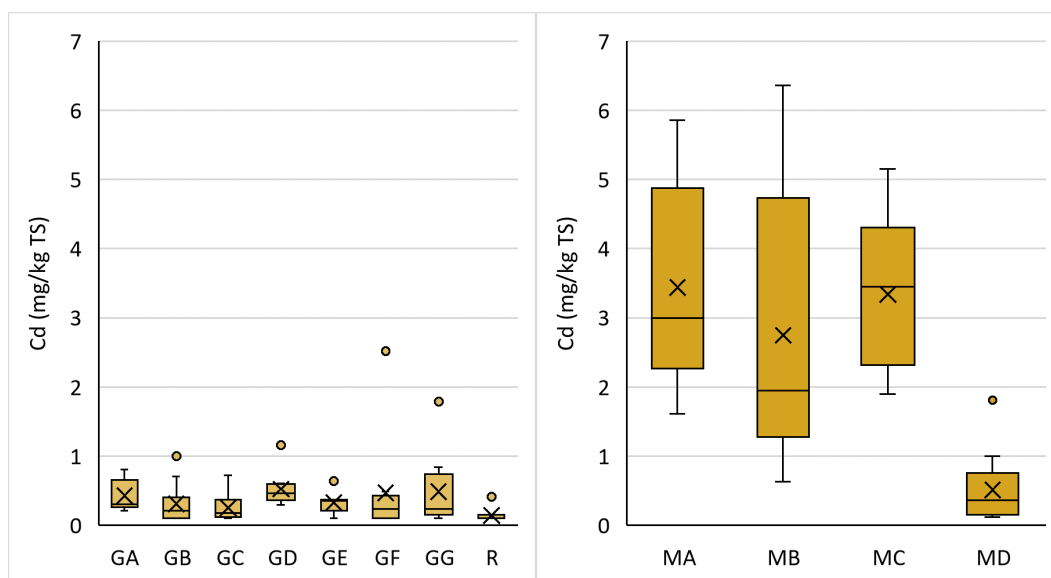
Vid provberedningen har proverna siktats till först <2 mm och därefter till <0,25 mm. I Figur 10 visas hur stor andel av fraktionen <2 mm som utgörs av fraktionen <0,25 mm. I medeltal är 20-40 % av <2 mm fraktionen <0,25 mm i jord från grönområden medan 40-50 % av fraktionen <2 mm fraktionen är <0,25 mm för materialen.



Figur 10. Andel (vikt-%) av material <2mm som är mindre än <0,25 mm.

4.2.2 Totalhalter i olika storleksfraktioner

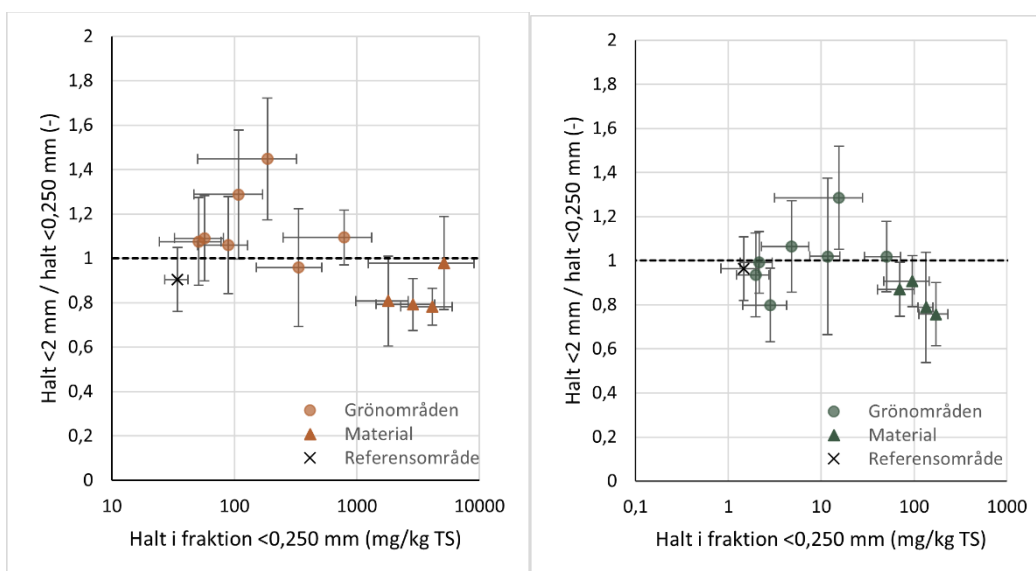
För totalhaltsanalyser i jämförelse med riktvärden analyseras storleksfraktionen <2 mm medan biolöslighetstesterna görs på storleksfraktion <0,25 mm. Halter av metaller har analyserats både i fraktionen <0,25 mm och i fraktionen <2 mm efter uppslutning med aqua regia. I Figur 11 redovisas halter av kadmium i fraktionen <0,25 mm för grönområden och gruvavfall. Resultat för arsenik och bly samt för kadmium i fraktionen <2 mm redovisas i Bilaga 3. Halterna av kadmium är förhållandevis låga med många värden under rapporteringsgränsen 0,1 mg/kg TS och kadmium diskuteras därför inte vidare i föreliggande rapport.



Figur 11. Totalhalter av kadmium i fraktionen <0,25 mm i grönområden (till vänster) och gruvavfall (till höger). Halter under rapporteringsgränsen har i beräkningar satts som lika med rapporteringsgränsen.

I Figur 12 visas kvoten mellan halter i fraktionen <2 mm och i fraktionen <0,25 mm på y-axeln och halt i fraktion <0,25 mm på x-axeln. Ett värde större än 1 visar alltså att halterna är högre i den grövre fraktionen. Halterna av bly och arsenik överensstämmer generellt väl i de två storleksfraktionerna. I undersökta gruvavfall är dock halterna av både bly och arsenik något högre i den finare fraktionen. I undersökta grönområden är blyhalterna istället något högre i den grövre fraktionen, men skillnaderna är små.

Förhållandet mellan halter i fraktionen <0,25 mm och <2 mm tillsammans med andelen material i respektive fraktion innebär generellt att för grönområden föreligger större andel arsenik och bly i det grövre materialet (>0,25 mm och <2 mm), medan det för gruvavfallen är ungefär lika stor eller något större andel i det finare materialet än i det grövre. Detta redovisas också i boxplottar i Bilaga 3.



Figur 12. Kvot mellan halt i fraktionen <2 mm och fraktionen <0,25 mm för bly (till vänster) och arsenik (till höger). Diagrammen visar medelvärde för varje undersökt område/avfallstyp med standardavvikelsen som felstaplar.

4.3 Karaktärisering av jord- och materialegenskaper

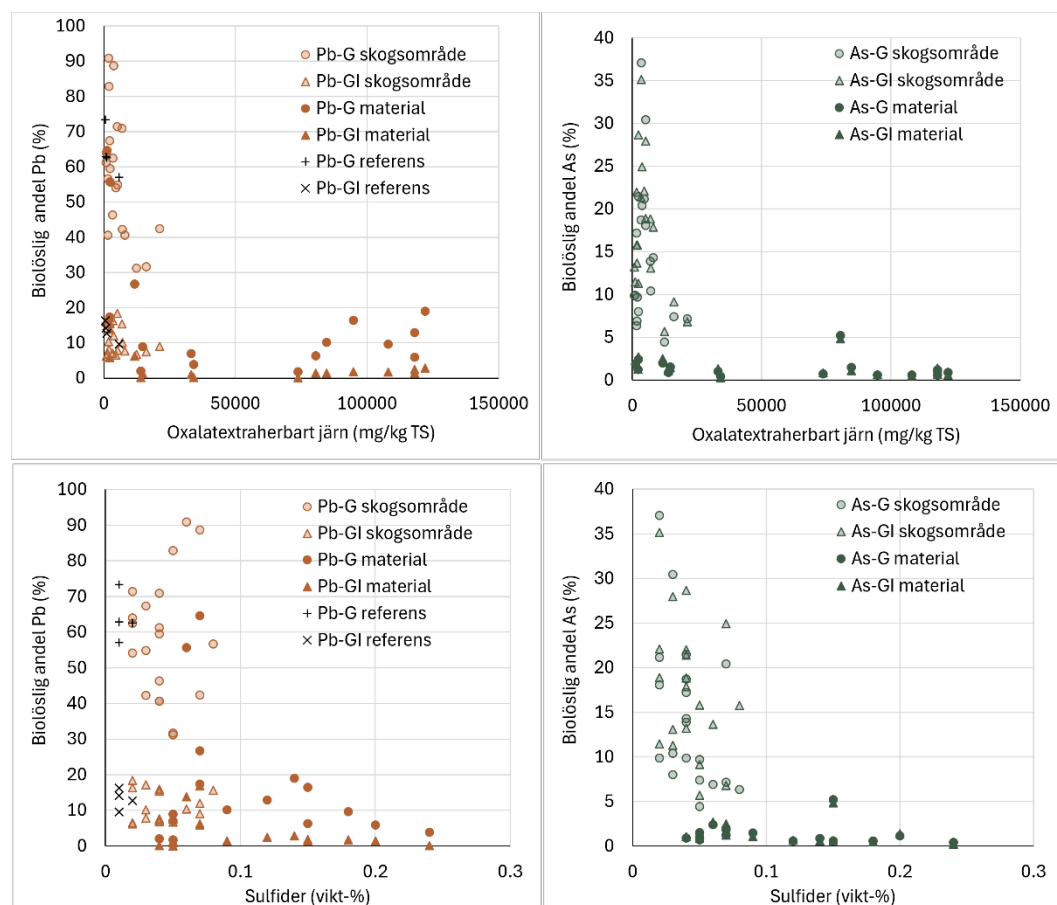
Resultaten från karaktärisering av jord- och materialegenskaper, pH, TOC, oxalatextraherbart järn, sulfider och mineral identifierade med XRD, visas i figurer i Bilaga 4 och sammanfattas kort nedan.

I skogsjordarna varierar pH-värdet i enskilda prover mellan 3,5 och 6 men de flesta värden ligger runt pH 4-5 vilket är vanligt i barrskog (Markinfo, 2024). Materialens pH-värden ligger mellan 3,2 och 4,8. Något samband mellan pH i jord eller gruvavfall och biolöslighet identifierades inte.

Halten organiskt kol (TOC) i de analyserade proverna från grönområden varierar från någon procent till över 30 % i ett prov. I varp och kisaska var TOC typiskt 0,2-1 % medan proverna från slagghögar hade upp till 13 % TOC. Proverna med de högsta TOC-halterna organiskt (>15 %) ligger i de övre intervallen för biotillgänglighet.

Halterna av oxalatextraherbart järn, som ger ett mått på mängden låg-kristallina järnoxider, är betydligt högre i slagg och varp än i skogsjordar och kisaska (MC). Även sulfidhalterna är högre i slagg och varp. Kisaska, som är en restprodukt från förbränning av mineral har även på andra lokaler visats innehålla låga sulfidhalter (Nordbäck mfl., 2004; Tiberg mfl., 2017). Samma studier visar att järn i kisaska framför allt förekommer som den kristallina järnoxiden hematit. Den biolösliga andelen av bly och arsenik är låg i proverna med de högsta halterna oxalaltextraherbart järn och sulfid (Figur 12).

Huvudmineral i alla prover är kvarts och andra silikater. Gruvavfallen innehåller även mycket järnoxider (hematit och magnetit). Mineralet jarosit identifierades i varp (Tabell 12).



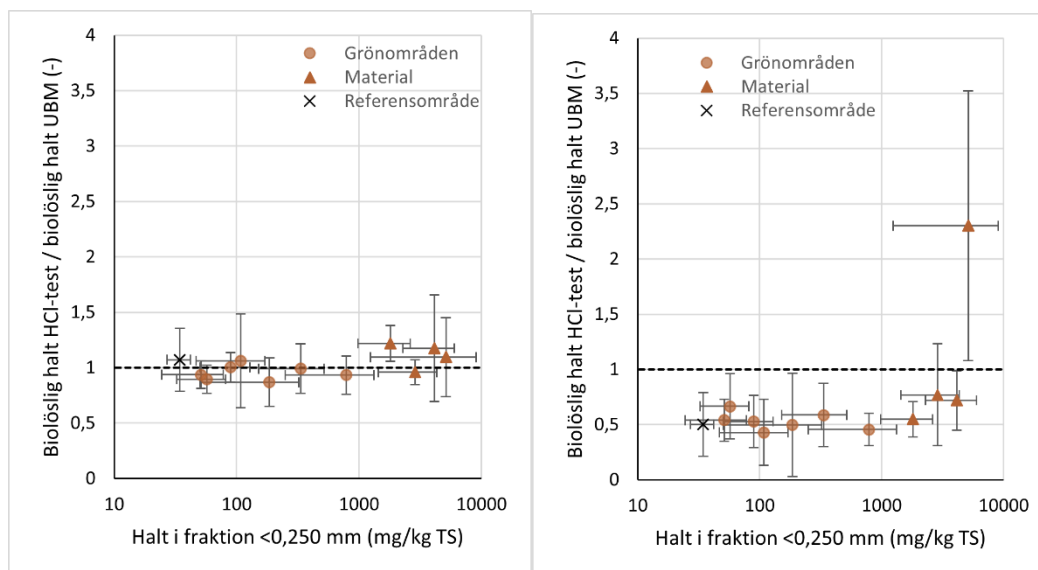
Figur 13. Biolöslig andel bly och arsenik mot oxalatextraherbart järn (övre figurer) och sulfid (undre figurer). G är Gastric phase (magsäck) och GI Gastro-Intestinal phase (tunntarm).

4.4 Jämförelse med förenklad metod för biolöslighet

4.4.1 Bly

Medelhalter för beräknad biolöslig koncentration av bly i magsäck och tunntarm från HCl-metoden jämförs med UBM i Figur 14. Diagrammet redovisar kvoten mellan resultat från HCl-metoden och UBM, dvs ett värde nära 1 visar på god överensstämmelse. Beräkningen visar generellt på en god överensstämmelse för magsäck men lite sämre för tunntarm. De biolösliga halterna underskattas något i tunntarmen i det förenklade testet jämfört med

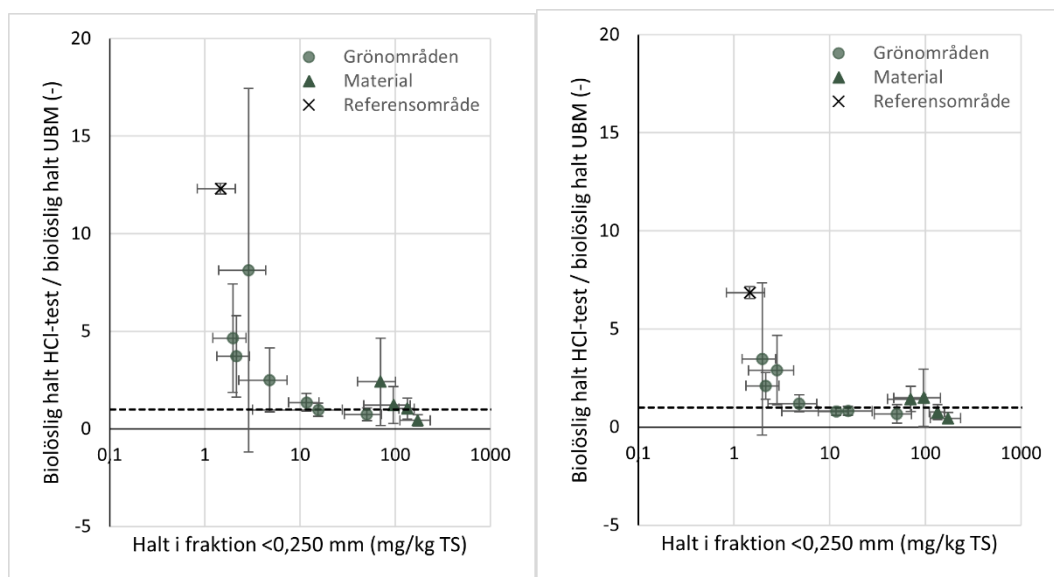
UBM. Dock är varp (MD) ett undantag, här överskattar istället det förenklade testet de biolösliga halterna. Enligt förslaget till standard redovisas överensstämmelsen mellan UBM och HCl-metoden generellt sämre för tunntarmsvätska (men eftersom det bygger på en korrelation är det för de 228 prover som korrelationen bygger på lika ofta en överskattning som underskattning).



Figur 14. Jämförelse av bly i UBM och HCl-metod: Kvot mellan resultat från HCl-test (koncentration i lakvattnet omräknad till magsäck och tunntarm, se avsnitt 3.4) och UBM plottad mot totalhalten i jorden. Resultat för magsäck visas till vänster och resultat för tunntarm till höger. Punkterna anger medelvärde för respektive område och felstaplarna anger standardavvikelse.

4.4.2 Arsenik

Medelvärden av kvoten mellan HCl-testet (beräknad biolöslig koncentration) och UBM för arsenik redovisas i Figur 15. Ett prov har uteslutits från jämförelsen avseende biolöslig koncentration i magsäck eftersom resultatet från UBM visade på en lägre halt än blankprovet. Den biolösliga halten för detta prov har satts till 0 och det går därför inte att beräkna någon kvot baserat på det värdet. Överensstämmelsen mellan UBM och HCl-metoden är huvudsakligen god, utom vid låga totalhalter i jorden. Vid låga halter överskattas den biolösliga halten med HCl-metoden jämfört med UBM. I förslaget till standard anges att det förenklade testet kan användas då totalkoncentrationen av arsenik i jorden är mellan 2 och 2600 mg/kg TS. I grönområdena är totalhalten ofta <2 mg/kg TS. Om man utesluter alla prover med en totalhalt arsenik <2 mg/kg TS i medelvärdesberäkningarna blir överskattningen mindre kvoterna hamnar närmare 1 (Bilaga 5), men HCl-testet överskattar fortfarande biolösligheten vid låga biolösliga halter.



Figur 15. Jämförelse av arsenik i UBM och HCl-test: Kvot mellan resultat från HCl-test (koncentration i lakvattnet omräknad till magsäck och tunntarm, se avsnitt 3.4) och UBM plottad mot totalhalten i jorden. Resultat för magsäck visas till vänster och resultat för tunntarm till höger. Punkterna anger medelvärde för respektive område och felstaplarna anger standardavvikelse.

5 Diskussion

5.1 Biolöslighet av bly och arsenik i Falun

Om de uttagna proven bedöms vara representativa för varje undersökt område kan medelbiolösligheten skattas med (det aritmetiska) medelvärdet. Vill man göra en mer konservativ bedömning kan istället UCLM95 användas. Ju mindre spridningen i data är, desto mindre blir skillnaden mellan medelvärdet och UCLM95. I Falun har provpunkterna slumpats ut och proverna homogeniserats noga. De bedöms vara representativa för varje område och de aritmetiska medelvärdena i Tabell 2 bör kunna användas som underlag för att ta fram relativ biotillgänglighet. För bly blir den representativa biolösliga andelen bly i skogsområden och gruvavfall 42-78 % respektive 6,8-47 % för magsäck och 8,4-16 % respektive 0,49-12 % för tunntarm. Att biolösligheten är betydligt lägre i tunntarm är i linje med andra undersökningar (se till exempel sammanställning i Billman et al. 2023) och beror på att blys löslighet är starkt pH-beroende och pH är lägre i magsäcken än i tunntarmen. För arsenik är den representativa biolösligheten liknande i magsäck och tunntarm, runt 9,5-23 % respektive 11-28 % för grönområden och 0,96-2,3 % respektive 0,94-2,8 % för gruvavfall. I de flesta fall är dock resultaten för tunntarm något högre (se Tabell 2).

Om den biolösliga andelen är liknande i flera områden kan det vara relevant att göra en samlad bedömning avseende biotillgänglighet. Den statistiska utvärderingen visade att biolösligheten för såväl bly som arsenik varierar mer mellan de olika undersökta grönområdena än inom respektive område. Det är därför inte lämpligt att beräkna en generell biolöslighet eller biotillgänglighet för "grönområden i Falun" på samma sätt som för respektive grönområde.

För gruvavfallen visar den statistiska utvärderingen precis som för grönområdena att den biolösliga andelen av bly varierar mer mellan än inom de undersökta materialtyperna. För arsenik däremot visade utvärderingen inte några statistiskt signifikanta skillnader mellan de undersökta avfallstyperna. Detta indikerar att en representativ biolöslig andel av arsenik kan tas fram för alla de undersökta avfallstyperna. Det är dock viktigt att komma ihåg att testet undersöker om någon av avfallstyperna skiljer sig från övriga, inte om avfallstyperna är lika. En bedömning av biolöslig andel för alla avfallstyper bör därför göras med försiktighet för att inte underskatta exponeringen.

I samband med de undersökningar som gjordes i Falun på 1990-talet undersöktes också blyets biolöslighet i ett examensarbete (Ahlgren, 1996). Då fanns inga standardiserade metoder för oral biolöslighet. I examensarbetet gjordes istället dels sekventiell lakning, dels lakning med saltsyra vid 37 °C vid pH 1 respektive pH 4. Det är därför svårt att jämföra med resultaten från nu utförda undersökningar. Den lösliga andelen i saltsyra vid pH 1 varierade mellan 12 och 100 % med ett medelvärde på 77 %. Baserat på resultat från lakningsstudierna i kombination med att man i studien såg en lägre föroreningsgrad i den mindre partikelfraktion ($<125\ \mu\text{m}$) uppskattades slutligen en biotillgänglig andel om 50 % i den fördjupade miljö- och hälsoriskbedömningen (Kemakta, 1998). Det är dock inte tydligt redovisat exakt hur man kom fram till detta och vi har inom projektet inte haft möjlighet att utreda det djupare. Vi har inte sett någon skillnad i motsvarande skillnad i metallkoncentrationer mellan fraktionerna $<2\ \text{mm}$ och $<0,25\ \text{mm}$ i våra resultat.

Andra undersökningar av biolöslighet i Sverige visar på liknande resultat. Kemakta (2024) har på uppdrag av Sveriges geologiska undersökning (SGU) undersökt biolöslighet i Glasriktet. Rapporten sammanställer tidigare undersökningar och redovisar nya undersökningar där bland annat olika storleksfraktioner undersökts. De tidigare undersökningarna visar på biolöslighet för bly i magsäck från enstaka procent till nästan 100 % och i tunntarm från enstaka procent till knappt 40 %. De nya undersökningarna omfattar 10 prov och visar på en mycket större biolöslighet för bly i magsäck än i tunntarm. För arsenik är biolösligheten i samma nivå i magsäck och tunntarm, dock generellt något högre i magsäck. Den biolösliga andelen i magsäck varierar för arsenik mellan ca 10 och 70 % och för bly mellan ca 30 och 70 % (ett prov har lägre andel, ca 5 %). Undersökningen omfattade 10 prov och biolöslighetstesterna har gjorts på olika fraktioner, varför de inte är helt jämförbara med resultaten från Falun.

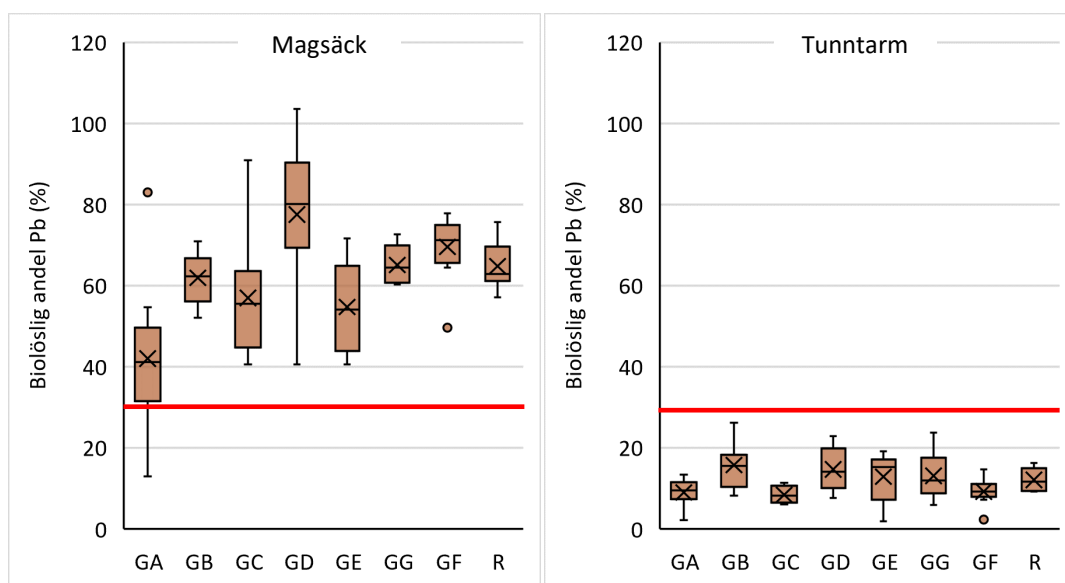
I Åmmeberg har Sweco (2018) undersökt biolösligheten i jord i anslutning till tidigare rosthytta och anrikningsverk. De undersökta proven utgörs till stor del av anrikningssand men det ingår även prov från andra avfallstyper och jord som är påverkad av verksamheten. Undersökningen redovisar bara biolöslig andel i tunntarm. Blyhalterna i jord varierade mellan 315 och 20 400 mg/kg TS och den biolösliga andelen mellan 0,2 och 36 % med ett medelvärde på 11 %. Den biolösliga andelen var alltså ungefär i nivå med den som uppmätts i grönområden och i kisaska i föreliggande undersökning och högre än den som uppmätts i övriga gruvavfall. Avseende arsenik var biolösligheten i tunntarm i Åmmeberg mellan 0,9 och 32 % med ett medelvärde på 11 %. Arsenikhalterna var mellan 9,4 och 140 mg/kg TS. Jämfört med Åmmeberg visar resultaten i föreliggande undersökning lägre biolöslighet av arsenik i gruvavfallen och högre i grönområdena.

5.2 Oral biotillgänglighet i hälsoriskbedömning

Vid hälsoriskbedömningar av markföroreningar beaktas, utöver oralt intag av jord, flera andra exponeringsvägar såsom intag av grönsaker odlade i den förorenade marken, inandning av damm, hudkontakt och intag av dricksvatten. För varje exponeringsväg beräknas en så kallad "envägskoncentration", vilket motsvarar ett riktvärde om endast en exponeringsväg vore aktuell. Eftersom flera exponeringsvägar samtidigt kan bidra till exponeringen, sammanvägs samtliga envägskoncentrationer för att slutligen fastställa ett hälsobaserat riktvärde för förorenad mark.

Med UBM-testerna simuleras den orala biolösligheten i magsäck respektive tunntarm. Resultaten kan användas för att uppskatta den orala biotillgängligheten men inkluderar inte, som beskrivits i avsnitt 2, steget från att föroreningen frigörs i kroppen till att den absorberas och tas upp i kroppen. I USA använder man i vissa fall djurförsök för att mäta biotillgängligheten direkt, även om man generellt använder EPA metod 1340 som simulerar förhållanden i magsäcken (Lambert, 2024).

När det gäller hur man bör använda resultaten från de två lakvätskorna från UBM i en hälsoriskbedömning finns det idag ingen samsyn. För beräkning av relativ biotillgänglighet är en knäckfråga är om den bör baseras på resultat från biolöslighet i mag- eller tunntarmsvätska. Det pågår en aktiv diskussion i flera länder om detta. I väntan på att den diskussionen landar behöver man i varje studie avgöra och motivera hur resultaten från biolöslighetstester används. Till exempel kan man välja att använda det värde som ger den mest konservativa bedömningen. I Figur 16 nedan ser vi biolösligheter för bly uppmätta med UBM-metoden i jordprover från grönområdena och från referensområdet för magsäcken (gastric, t.v.) och tunntarmen (gastro intestinal, t.h.). Där syns tydlig skillnad mellan biolösligheten i de två faserna. I diagrammen finns även en röd linje som visar den biolöslighet som antagits för beräkning av generella riktvärden (30 %).



Figur 16. Jämförelse av biolöslig andel bly i grönområden och den biotillgängliga andel (30 %) som nu används i riktvärdesmodellen. Till vänster magsäcken och till höger tunntarmen.

För att illustrera vad resultaten skulle kunna betyda vid användande i en riskbedömning har vi i Tabell 3 nedan isolerat exponeringsvägen oralt intag av jord och gjort ett räkneexempel på hur envägskoncentrationen¹ kan påverkas av de orala biotillgängligheter som uppmätts i jordprover analyserade med UBM i Falun. Exemplet baseras på det spann av medelvärden som beräknats från halter som uppmätts i jordprover från de ingående grönområdena och som illustrerats i Figur 16.

Tabellen visar att för känslig markanvändning är påverkan på envägskoncentrationen oralt intag av jord, och därmed det också det generella riktvärdet, måttlig i relation till de blyhalter som är vanliga i Falun. Spannet i biotillgänglighet för de olika områdena visar att en platsspecifikt beräknad envägskoncentration skulle kunna bli såväl lägre som högre än den generella envägskoncentrationen. Även med den lägsta uppmätta biolösligheten i tunntarmen (relativ biotillgänglighet 16 %) blir dock envägskoncentrationen för känslig markanvändning låg (80 mg/kg TS) i förhållande till vanligt förekommande blyhalter i marken i Falun. Om relativ biotillgänglighet baseras på resultat för magsäcksfasen blir envägskoncentrationen lägre (8-15 mg/kg) än i dagens generella riktvärde för känslig markanvändning (21 mg/kg).

Räkneexemplet ska inte tolkas som en sanning eller ett förslag, dvs vad människor faktiskt exponeras för, utan just som ett räkneexempel.

Tabell 3. Exempel på beräkning för bly med Naturvårdsverkets beräkningsverktyg för generella riktvärden för förorenad mark. "Spannet" i platsspecifik biotillgänglighet representeras av de lägsta och högsta aritmetiska medelvärdena för biolösning i de olika grönområdena. KM och MKM avser Naturvårdsverkets generella scenarier för känslig respektive mindre känslig markanvändning.

Scenario		Biotillgänglighet (%)		Envägskoncentration oralt intag (mg/kg)	
		Uppskattad	Relativ	KM	MKM
Generella antaganden		30	60	21	190
Platsspecifik biotillgänglighet	Magsäck	42-78	84-156	8-15	70-140
	Tunntarm	8-16	16-32	40-80	350-710

I den hälsoriskbedömning utfördes i Falun på 1990-talet gjordes antagandet att den relativa biotillgängligheten var 50 % (Kemakta, 1998). Detta baserades inte enbart på resultat från undersökning av biolösligheten (se även avsnitt 5.1) utan på ett utvidgat resonemang som även inkluderade blyhalten i olika storleksfraktioner i jorden samt blodblyhalter i Falun.

5.3 Jord- och materialegenskapers inverkan på biolösligheten

Metallers rörlighet och löslighet i jorden beror av deras kemiska form, vilket i sin tur kan relateras var de kommer ifrån (olika antropogena eller naturliga källor), och jordens egenskaper. När vi får i oss jord ändras de kemiska förhållandena kring jordpartiklarna drastiskt vilket påverkar i vilken former metaller förekommer. Det har visats att

¹ Det hälsobaserade riktvärdet för jord har bidrag från fler exponeringsvägar än intag av jord och "envägskoncentrationen" kan ses som det värde ett hälsobaserat riktvärde skulle kunnat ha om exponering enbart kom från den exponeringsvägen.

biolösligheten ofta är högre om metallerna kommer från en antropogen än en naturlig källa och att olika antropogena föroreningskällor kan ha olika biotillgänglighet (Billman et al. 2023). I Billman et al. (2023) sammanfattas också tidigare studier av samband mellan biolöslighet och olika fysio-kemiska parametrar, däribland pH, TOC och järnhalt/järnoxider. Det konstateras att resultaten, på grund av jordens komplexitet och de många olika interaktioner som kan ske mellan metaller och jordens beståndsdelar, varierar även för ett och samma ämne (till exempel bly och arsenik). Det går alltså inte att dra några generella slutsatser om biolöslighet baserat på enskilda jordparametrar. Däremot vet vi att jordens/materialens egenskaper ger viktiga ledtrådar till hur bly och arsenik är bundna i jorden/materialen, vilket kan ha stor betydelse.

pH är en grundläggande egenskap i jordar och material men eftersom pH är mycket lågt i magsaften bör provernas eget pH ha liten inverkan på biolösligheten. Vi ser inte heller något samband mellan pH i jordarna/materialen och biolöslighet vilket är i linje med sammanställningen i Billman et al (2023). För bly, som binder starkt till ytor både på organiskt material och järn(hydr)oxider, skulle man kunna vänta sig ett samband med TOC eller oxalatextraherbart järn. För arsenik, som inte binder till organiskt material i någon större utsträckning, men däremot till järn(hydr)oxider skulle man kunna vänta sig ett samband med oxalatextraherbart järn. Den biolösliga andelen av både bly och arsenik är låg i alla prover med högre halter av oxalatextraherbart järn (Figur 13). Ett liknande mönster finns i relation till sulfidhalterna, som följer järnhalterna (Figur 13). Det är framför allt gruvavfallen (utom kisaskan) som innehåller mer järn och sulfid men även området GA – Galgberget, nära gruvområdet, har höga halter av järn än övriga grönområden vilket stämmer med högre bly- och arsenikhalter och större deposition av partiklar från gruvan. De biolösliga andelarna i de fem prover som har högst halt organiskt material (>15 %, från grönområden) är alla höga men inte högre än i flera prover med lägre organisk halt. Att biolösligheten av delvis följer provernas egenskaper kan indikera hur de binder till den fasta fasen (till exempel till järnoxider) men det kan också vara så att provegenskaperna snarare identifierar en viss typ av material och inbindningsmekanismen är en annan, till exempel till andra svårslösliga bly- och arsenikmineral i slagg och varp. Mineralen jarosit, som är stabilt vid lågt pH och identifierats i varpen (Tabell 12) har visats kunna minska biotillgängligheten av både bly och arsenik (Scheckel mfl 2013; Sowers mfl 2023). I tidigare undersökning (Ahlgren 1996) identifierades jarosit även i lerfraktionen i 9 prover från grönområden (skogs- och parkjordar) i Falun.

Resultaten från analys av TOC-analyserna indikerar att en del prover från grönområden (de med kolhalt över ca 5 %) innehåller inslag av yttligt organiskt material (mår eller mull). Mineraljordens kolhalt i skogsmark sällan högre än 3-5 % (Markinfo 2024) men i de analyserade proverna från grönområden har flera prover över 10 % organiskt kol. Det rör sig inte om större organiska partiklar eftersom proverna siktats till <0,25 mm på laboratorium innan de analyserats. Även i provtagning av slagg har organiskt material kommit med. Troligen består de små partiklar som kunde samlas upp mellan större slaggbitar till ganska stor del av organiskt material.

5.4 Metodjämförelse HCl och UBM

När vi jämför HCl-metoden med UBM-metoden för att uppskatta biotillgängligheten av metaller i jord, ser vi att överensstämmelsen varierar beroende på metall, koncentration och vilken fas (magsäck eller tunntarm) vi tittar på.

- **Bly i magsaft:** HCl-metoden stämmer bra överens med UBM för magsäck. Detta innebär att HCl-metoden kan vara ett tillförlitligt alternativ för att simulera biolösligheten och uppskatta biotillgängligheten av bly i denna fas.
- **Bly i tunntarmsvätska:** För tunntarm underskattas biolösligheten generellt med HCl-metoden jämfört med UBM i proverna från Falun. Ofta är den runt hälften så stor med HCl-metoden som med UBM. Resultaten ser dock ut att korrelera så eventuellt kan en platsspecifik korrelation tas fram om man vill använda HCl-metoden.
- **Arsenik i magsaft och tunntarmsvätska:** HCl-metoden stämmer sämre för arsenik, särskilt vid låga biolösliga halter där biolösligheten överskattas med den förenklade metoden. I förslaget till standard anges att det förenklade testet kan användas då totalkoncentrationen av arsenik i jorden är mellan 2 och 2600 mg/kg. Om prover med totalhalt <2 mg/kg utesluts stämmer resultaten bättre med UBM men det blir fortfarande en överskattning vid låga totalhalter. Totalhalterna av arsenik i de flesta av dessa prover är dock under riktvärdet för känslig markanvändning (10 mg/kg; Figur 27), vilket gör att det i praktiken förmodligen inte finns något incitament att undersöka i denna typ av prover.
- **Kadmium:** För kadmium var totalhalterna jordproverna så låga (se 4.2.2) att överensstämmelsen inte utvärderades. Generellt (för de 201 prover som använts för att ta fram och testa regressioner i standarden) är överensstämmelsen för kadmium mycket god i G (liknande som för bly) och god även för GI (bättre än både arsenik och bly).

Resultaten visar att HCl-metoden kan vara användbar i Falun, och sannolikt för andra områden, men för att göra mer generella uttalanden behövs data från fler lokaler. Detta skulle ge en bättre förståelse för metodens tillförlitlighet och applicerbarhet på olika platser. I förslaget till standard anges att HCl-metoden är tänkt att användas som en screeningmetod i en första undersökning av biotillgänglighet och att resultaten ska verifieras med ett mindre antal UBM-test. I nuläget finns dock ingen närmare beskrivning av till exempel hur många prover som bör analyseras även med UBM i olika fall. Som parallell finns det råd när det gäller kontrollprovtagning vid klassning av massor (Back mfl 2024). En sådan rekommendation kommer att bero av hur många prover som analyserats med HCl-metoden samt hur heterogent det provtagna området är.

6 Slutsatser

Huvudsyftet med delprojektet om biotillgänglighet har varit att uppskatta relativa orala biotillgängligheter för bly, arsenik och kadmium i jord- och gruvavfallsmaterial från Falun genom metallanalyser och orala biotillgänglighetstester.

- En målsättning var att, baserat på resultaten, ta fram representativa biotillgängligheter för olika grönområden eller jordar/gruvavfallsmaterial, som sedan kan användas för riskbedömningar i Falun. Detta inkluderade att undersöka om resultat från ett område kunde extrapoleras till ett annat. Om detta vore möjligt, skulle man kunna fastställa ett värde för biotillgängligheten i till exempel ”grönområden” som generellt kunde användas på olika områden i Falun, det vill säga för ytlig mineraljord i skogsområden påverkade av gruvverksamheten i Falun.

- En andra målsättning var att testa en ny, förenklad, laboratoriemetod för att mäta biotillgänglighet för bly och arsenik samt utvärdera om metoden har potential att delvis ersätta den vanligen använda, men mer kostsamma, UBM-metoden.

Nedan sammanfattas generella och specifika slutsatser från delprojektet.

6.1 Utmaningar vid praktisk tillämpning

Det har blivit tydligt under projektets gång att det är komplext att integrera uppmätt biotillgänglighet i platsspecifik riskbedömning. Genom kontakt med experter från andra europeiska länder har vi sett att många möter samma utmaningar när det gäller användningen av biotillgänglighet. Baserat på erfarenheter från BIOMET och våra kontakter med europeiska experter kan vi konstatera följande:

- Det är inte självklart hur man ska omvandla en representativ biotillgänglighet till relativ biotillgänglighet som kan användas i den svenska riktvärdesmodellen. Under projektets gång och genom kontakter med experter från olika länder har det blivit tydligt att det pågår en diskussion om hur biotillgänglighet bör användas i riskbedömningar. Det råder (ännu) ingen konsensus, men intresset för att undersöka biotillgängligheten är stort.
- Ett konservativt tillvägagångssätt för att ta fram representativ biotillgänglighet är att använda den fas i UBM med högst biotillgänglighet och anta att hela den biotillgängliga andelen är biotillgänglig.
- Idag finns i Sverige begränsad vägledning kring hur biotillgänglighetstester bör användas i riskbedömningar av förorenad jord och ingenting om användning av HCl-metoden. Det är önskvärt att utveckla ett ramverk som kan användas för olika förorenade områden, inklusive hur och när HCl-metoden kan kombineras med andra tester för att uppskatta platsspecifika biotillgängligheter på ett mer kostnadseffektivt sätt än idag. Resultaten från BIOMET utgör ett viktigt underlag i detta arbete.
- UBM och andra in vitro-tester ger en ”generell” biotillgänglighet. Det går inte att utifrån testerna säga något om hur biotillgängligheten skiljer mellan olika grupper (till exempel vuxna och barn) eller mellan enskilda individer.

6.2 Biotillgänglighet i provtagna områden och material i Falun

När det gäller biotillgänglighet i grönområden och gruvavfall i Falun kan vi utifrån resultaten i BIOMET konstatera att:

- Representativa orala biotillgängligheter för respektive skogsområde och gruvavfall har tagits fram i projektet. Dock är den statistiska skillnaden mellan olika grönområden för stor för att det ska gå att ange en generell biotillgänglighet eller biotillgänglighet för bly eller arsenik för grönområden i Falun. Detsamma gäller för gruvavfallen.
- För bly kan föroreningsnivåer till exempel i områden påverkade av gruvverksamhet vara så höga att den biotillgängliga andelen måste vara mycket låg för att envägskoncentrationen för intag av jord ska bli lika med eller högre än föroreningsnivåerna i marken. Dessutom behöver biotillgängligheten för bly dubblas för att motsvara den *relativa* biotillgänglighet som används i riktvärdesmodellen. För att nå upp i en envägskoncentration om 300 mg/kg, med i övrigt samma indata

som för scenario känslig markanvändning, skall den relativa biotillgängligheten behöva vara i storleksordningen 1 %.

- Nivån på biolöslighet för arsenik är i Falun lägre än de 100 % som nu används i riktvärdesmodellen, representativ biolöslighet för arsenik i grönområden är max 28 % för grönområden och för gruvavfall max 3 %. Dock är oralt intag av arsenik inte styrande för riktvärdet för arsenik så en justering kan få begränsad påverkan på riktvärdet.

6.3 Förenklad metod för biolöslighet

När det gäller överensstämmelse mellan HCl-metoden och UBM och användning av HCl-metoden i Falun:

- HCl-metodens överensstämmelse med UBM-metoden varierar beroende på metall, koncentration och vilken fas (magsäck eller tunntarm) som beaktas.
- För bly stämmer HCl-metoden väl överens för magsäcks-fasen och skulle kunna användas för att uppskatta biotillgängligheten för denna fas. För tunntarms-fasen kan resultat från HCl-metoden inte användas direkt. Som nämnts ovan saknas idag en generell rekommendation kopplat till användande i Naturvårdverkets riskbedömningsmodell. I en konservativ bedömning för bly skulle resultat från magsäcksfasen användas. Om man i Falun vill använda resultat från tunntarms-fasen kan man eventuellt göra en platsspecifik korrelation mellan UBM och HCl-metoden.
- För arsenik är överensstämmelsen mellan testerna god för båda faserna om totalhalten arsenik är över 10 mg/kg TS. HCl-metoden kan då användas för screening av arseniks biotillgänglighet i Falun. Då det generella riktvärdet för arsenik vid känslig markanvändning är 10 mg/kg TS kommer det i praktiken sällan vara intressant att undersöka biolösligheten där arsenikhalterna är lägre än 10 mg/kg TS.
- I de fall nya områden eller material undersöks med det förenklade testet bör resultaten verifieras med att även UBM-test utförs på ett mindre antal prover.

6.4 Fortsatt arbete och kunskapsbyggande

Delprojektet "Oral biotillgänglighet" inom BIOMET har genererat ett stort dataunderlag om biotillgänglighet av bly, arsenik och kadmium i ytjord och gruvavfall, och testat en ny, förenklad metod för screening av biotillgänglighet. Människors exponering och upptag är komplext, likaså att utveckla ändamålsenliga modeller att använda i riskbedömning. Under arbetes gång har kunskapsluckor och behov av vägledning identifierats. SGI kommer därför att arbeta vidare med dessa frågor i flera sammanhang.

När beräknade riktvärden blir så låga att de blir svåra att tillämpa, som till exempel för bly, blir det viktigt att undersöka hur den faktiska exponeringen sker. I riskbedömningar av förorenad mark vill vi vara på den säkra sidan och undvika nivåer där effekter kan uppstå, samtidigt som vi inte vill vara alltför försiktiga och i onödan vidta åtgärder som kan medföra stora samhällskostnader. Genom exempelvis blodprovtagningar i kombination med förståelse för vilka andra exponeringar som människor utsätts för kan vi kanske förstå bättre vid vilka situationer och föroreningsnivåer exponering från förorenad jord kan

påvisas eller inte påvisas². Detta skulle kunna hjälpa oss att bättre prioritera mellan saneringsinsatser och utveckla andra angreppssätt för att skatta exponering.

Under projektet BIOMET har vi etablerat och utvecklat kontakter med en forskare i Frankrike som har erfarenhet av och bedriver forskning kring biotillgänglighetstester och de metoder vi har testat samt en belgisk expert på hälsoriskbedömning. Dessa kontakter har lett till ett nytt gemensamt projekt, *EXPOSED?* finansierat av Naturvårdsverkets utlysning "Giftfria kretslopp". Inom *EXPOSED?* försöker vi utveckla ett ramverk för användning av biotillgänglighet i riskbedömningar av förorenad mark. Parallellt genomför Arbets- och Miljömedicin (AMM) en studie av metallhalter i blod och urin. Deltagarna i studien ombeds att avstå från livsmedel som innehåller arsenik, bly och kadmium för att vi ska kunna uppskatta exponering från andra källor än livsmedel. Detta görs för att bättre förstå den faktiska exponeringen från marken i jämförelse med vad riktvärdesmodellen beräknar. Vi undersöker också riskbedömningsmetoder för bly, arsenik och kadmium för att hitta metoder som kan komplettera de som nu används i Sverige. *EXPOSED?* bygger vidare på de resultat som erhållits i BIOMET.

Genom vår samverkan med Frankrike inom *EXPOSED?* har det framkommit att ett franskt ramverk som beskriver hur resultat från tester av biolöslighet kan användas i riskbedömning av förorenad mark planeras att publiceras under 2025. Detta kan utgöra ett värdefullt underlag för arbetet med det svenska ramverk som utvecklas inom *EXPOSED?*. Om det bedöms relevant kommer råd kopplat till användning av den förenklade HCl-metoden att ingå i ramverket. Eftersom HCl-metoden i Sverige endast testats i Falun är internationella kontakter viktiga för att inkludera mer data som kan hjälpa till att validera metoden och säkerställa att den är robust och när den är tillämpbar.

Inom det europeiska nätverket SOILveR (www.soilver.eu) har det också under den tid som BIOMET pågått etablerats ett europeiskt expertnätverk kring biolöslighet och biotillgänglighet där Sverige ingår. Inom nätverket delas kunskap och erfarenheter och frågeställningar och knäckfrågor diskuteras.

En frågeställning som diskuterats under projektiden, men som inte ingått i projektet, är i vilken omfattning damning kan bidra till spridning av och exponering för metallföroreningar i Falun. I och med att gruvavfall ligger i dagen skulle damm kunna spridas. Om damning är en viktig exponeringsväg är det viktig information vid eventuella beslut om riskreducerande åtgärder. Damning studeras i viss mån i ett annat projekt (van Praagh, 2023) där BIOMET bidragit med prover.

Data från biolöslighetstester i BIOMET kommer också att utvärderas vidare inom ett internt projekt kopplat till SGI:s laboratorium. I detta projekt gör vi en fördjupad utvärdering kopplat till att förstå begränsningar och möjligheter med UBM och HCl-metoden. Vi kommer bland annat att:

- Kombinera data från BIOMET med direkta mätningar av blyformer (röntgenabsorptionsspektrometri) för att förstå vilka former av bly som löses upp i de två testerna. Det kan till exempel ge en förklaring till varför biolösligheten av bly i UBM och HCl-metoden inte stämmer överens för tunntarmsfasen för prover från Falun.

² Notera att om det kan konstateras en påverkan från exponering av förorenad jord i blodet skulle det högst sannolikt betraktas som en oacceptabel risk.

- Ta fram korrelationer för data från BIOMET och jämföra med de korrelationer som anges i förslag till standard för HCl-metoden. Är det i vissa fall lämpligt att ta fram och använda platsspecifika korrelationer?
- Göra en fördjupad jämförelse med andra dataset och litteraturdata för att undersöka i vilken mån det går att koppla markparametar och föroreningskällor till biolöslighet.

I samband med att en vetenskaplig artikel som inkluderar biolöslighetsdata från BIOMET publiceras kommer alla resultat att tillgängliggöras som ett dataset hos svensk nationell datatjänst (SND). Därifrån kan andra projekt och forskare ladda ned data och inkludera dem i vidare studier.

Referenser

- Ahlgren, M. (1996). *Undersökning i Falun av markblyets biotillgänglighet för bedömning av hälsoriskerna som blyet utgör för små barn* (Projektrapport från utbildningen i ekotoxikologi, nr 42). Uppsala universitet.
- Arbets- och miljömedicin (2025). *Metallhalter i mark – En markundersökning i Falun och ett referensområde i Enviken, Dalarnas län*. Akademiska Sjukhuset, Region Uppsala.
- Back, P.E., Norrman, J. Ladekrans, T. och von Heijne P. (2024). *Fältreplikat och provtagningssteori, Representativ provtagning av förorenad jord* (dnr 1.1-2202-0185). Statens geotekniska institut, Linköping.
- Billman, M., Hulot, C., Pauget, B., Badreddine, R., Papin, A., Pelfrène, A. (2023). *Oral bioaccessibility of PTEs in soils: A review of data, influencing factors and application in human health risk assessment*, Science of the Total Environment 896, 165263
- International Organization for Standardization (2005). *General requirements for the competence of testing and calibration laboratories* (ISO/IEC 17025: 2005)
- International Organization for Standardization (2020). *Soil, treated biowaste, sludge and waste – Digestion of aqua regia soluble fractions of elements* (ISO 54321:2020)
- International Organization for Standardization (20xx). *Draft ISO/PWI 7303 - Simplified method for oral bioaccessibility of metal(loids) in soils*.
- International Organization for Standardization (2012). *Soil quality – Parameters for geochemical modelling of leaching and speciation of constituents in soils and materials. Part 3: Extraction of aluminium oxides and hydroxides with ammonium oxalate/oxalic acid* (ISO 12782-3:2012)
- Kelley, M.E., Brauning, S.E., Schoof, R.A., och Ruby, M.V. (2002). *Assessing oral bioavailability of metals in soil*, Battelle Press
- Kemakta (1998). *Fördjupad miljö- och hälsoriskbedömning avseende Falu tätort* (Kemakta AR 98-03). Miljö- och hälsoskydd Falu kommun (Rapport MH 1998:4)
- Kemakta och IMM. (2016a). *Datablad för arsenik*, Naturvårdsverket.
<https://www.naturvardsverket.se/4ac40a/globalassets/vagledning/fororenade-omraden/riktvarden/datablad/arsenik.pdf>
- Kemakta och IMM. (2016b). *Datablad för kadmium*, Naturvårdsverket.
<https://www.naturvardsverket.se/4ac418/globalassets/vagledning/fororenade-omraden/riktvarden/datablad/kadmium.pdf>
- Kemakta och IMM. (2023). *Datablad för bly*, Naturvårdsverket.
<https://www.naturvardsverket.se/4acd94/globalassets/vagledning/fororenade-omraden/riktvarden/datablad/bly.pdf>
- Kemakta (2024). *Biotillgänglighet av metaller i marken på Glasbruksområden* (Kemakta AR 2024-19)
- Kleja, D., Elert, M., Gustafsson, J.P., Jarvis, N. (2006). *Metallers mobilitet i mark*, Naturvårdsverket, Hållbar sanering rapport 5536

- Markinfo (2024). *Kartor baserat på data från markinventeringen* som utförs av institutionen för mark och miljö, SLU. <https://www.slu.se/institutioner/mark-miljo/miljoanalys/markinfo/kartor/> Författaren/Författarna ansvarar själva för tolkningen av materialet. Sidan besökt november 2024
- Naturvårdsverket (2022). *Beslutsunderlag för justering av generella riktvärden för bly*, NV-04632-18
- Naturvårdsverket (2023-02-22). *Beräkningsverktyg* (Version 2.2). [Excel-verktyg]. <https://www.naturvardsverket.se/498c56/contentassets/680d20b5c13d44a39521ba6597e7f3fb/version-2-2-nv-berakningsprogram-rv-mark-2023-02-22.xlsm>
- Nordbäck, J., Tiberg, C., och Lindström, Å. (2004). *Karaktärisering av kisaska - Kisaskeförorenade områden i Sverige*, SGI Varia 550.
- 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
- Rosén, L., Norrman, J. och Norberg, T. (2009). *Kurs i statistisk dataanalys och tolkning av resultat, Tillämpningar inom förorenad mark* (Rapport 5897). Naturvårdsverket. <https://www.naturvardsverket.se/globalassets/media/publikationer-pdf/ovriga-pub/hallbar-sanering/undersokningsmetoder/978-91-620-5897-5.pdf>
- Scheckel mfl (2013). *Amending Soils With Phosphate As Means To Mitigate Soil Lead Hazard: A Critical Review Of The State Of The Science*. Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B (16) 6, <https://doi.org/10.1080/10937404.2013.825216>
- Sowers et al. (2023). *Potassium jarosite seeding of soils decreases lead and arsenic bioaccessibility: A path toward concomitant remediation*, PNAS 120 (50) e2311564120 <https://doi.org/10.1073/pnas.2311564120>
- Sweco (2018). *Malmhantering Åmmeberg. Hälsoriskbedömning*. (Uppdragsnummer 13002755).
- Swedish standards institute (2018). *Markundersökningar – Bedömning av humanexponering för jord och jordmaterial genom intag – Metod för uppskattning av human biotillgänglighet av metaller i jord* (ISO 17924:2018, IDT) (Rättad version 2021-09)
- Tiberg, C., Bendz, D., Theorin, G. och Kleja, D.B. (2017). *Evaluating solubility of Zn, Pb, Cu and Cd in pyrite cinder using leaching tests and geochemical modelling*, Applied Geochemistry, 85, 106-117
- van Praagh M. (2023). Pågående projekt: *Exponering, toxicitet och riskbedömning av farliga ämnen för tillsyn av cirkulär materialanvändning*. Finansierat in om naturvårdsverkets utlysning giftfria kretslopp, NV dnr: 2023-00029
- Yamamoto, N., Takahashi, Y., Yoshinaga, J., Tanaka, A., Shibata, Y. (2006). *Size Distributions of Soil Particles Adhered to Children's Hands* Arch Environ Contam Toxicol 51, 157–163 <https://doi.org/10.1007/s00244-005-7012-y>

Bilagor

1. Bilaga – Metodbeskrivning HCl-metoden

Preliminär metodbeskrivning som använts för förenklat biotillgänglighetstest i projektet BIOMET. Baseras på förslag till ISO-standard: Draft ISO/PWI 7303 - Simplified method for oral bioaccessibility of metal(loids) in soils.

METODBESKRIVNING

Föreliggande metodbeskrivning bygger på förslag till standard ISO/CD 7303:202X

Skyddsåtgärder

Arbeta i dragskåp vid hantering med HCl. Använd lämplig skyddsutrustning så som skyddsrock, handskar och skyddsglasögon.

Omfattning och tillämpningsområde

Metoden syftar till att bestämma den biolösliga halten för arsenik, bly och kadmium i jord.

Bindande referenser

Provberedning fasta material MB.2

Torrsubstans och vattenkvot MB.6

Instruktion för Syradiskning I.13

Princip

Metoden bygger på en syralakning som korrelerar med UBM-metoden (Unified BARGE method). Som extraktionslösning används endast HCl. Eluatet analyseras och den biolösliga halten beräknas med hjälp av linjär regression.

Interferenser

Mätområde

Metoden syftar till att mäta den biotillgängliga halten av arsenik, bly och kadmium.

Utrustning

Provrör syradiskas innan, se instruktion för syradiskning I.13.

Värmeskåp $37 \pm 2^\circ$

Ultraljudsbad

Analysvåg (4 decimaler)

Snabbvåg (2 decimaler)

Mätkolv

Centrifugrör (~50 ml)

Automatpipett

Referensprov

Provrörsställ

Spaltneddelare

Kemikalier och lösningar

Saltsyra 37 %, späds till 0,65 %, (78 mM) genom pipettera 6,5 ml 37% HCl och späda till 1 L med MQ-vatten.

Kalibrering

Provberedning

Behandla provet enligt MB.2.

- Lufttorka, torka vid 40°C eller använd naturfuktigt material.
- Sikta ifrån material < 0,25 mm.
- Dela ned provet om provmängden överstiger 200 g.
- Bestäm vattenkvoten på material < 0,25 mm.
- Bestäm totalhalten metaller på materialet.

Utförande

Förberedelse: Väg in 30 mg ± 1 mg prov i provrör. Efter invägning kan provrören förvaras i rumstemperatur. Ett blankprov utförs för 10 prover. Minst ett referensmaterial utförs vid varje gång som testet utförs.

Extraktion: Tillsätt 25 ml 0,65% HCl. Sätt på lock på rören och placera dem provrörsställ i ultraljudsbad för att skakas i 15 min.

Rören inkuberas i 37 grader i värmeskåp under 1 timme.

Filtrera vätskan genom ett 0,45 µm filter. Notera vikten på vätskan och förvara kylt i väntan på analys. Eluatet skickas för analys på externt laboratorium.

Resultat

Beräkning

Den extraherbara koncentrationen anges i mg/kg och beräknas enligt ekvationen nedan.

$$[ME]_{HCl} = C_{ME} \cdot V/m$$

$[ME]_{HCl}$ är den extraherbara koncentrationen metaller i jord i mg/kg.

C_{ME} är den extraherbara koncentrationen metaller i eluatet i mg/l.

V är volymen av extraktionslösningen i ml.
m är massan prov som används i gram.

Linjära regressionsmodeller används för att uppskatta den biotillgängliga halten av As, Cd och Pb i både mag- och tarmkanalen. Beräkningen utförs med hjälp av ekvationerna i tabellen nedan.

<i>Regressionsmodeller för As, Cd och Pb för att förutsäga biolösliga koncentrationer i magsäck (gastric phase, G) och tunntarm (gastro-intestinal phase, GI) från HCl-extraherbara koncentrationer. I förslag till standard anges även prediktionsintervall. De återges inte nedan.</i>		
Element	Fas	Ekvation
As	G	$\log_{10}[As]_{BA} = 0,8318 \times \log_{10}[As]_{HCl} + 0,1553$
	GI	$\log_{10}[As]_{BA} = 0,7998 \times \log_{10}[As]_{HCl} + 0,1284$
Cd	G	$\log_{10}[Cd]_{BA} = 1,0003 \times \log_{10}[Cd]_{HCl} + 0,0015$
	GI	$\log_{10}[Cd]_{BA} = 1,0293 \times \log_{10}[Cd]_{HCl} + 0,4129$
Pb	G	$\log_{10}[Pb]_{BA} = 1,0109 \times \log_{10}[Pb]_{HCl} + 0,0581$
	GI	$\log_{10}[Pb]_{BA} = 1,1050 \times \log_{10}[Pb]_{HCl} + 1,2757$

Använd beräkningsfil.

Beräkna också biotillgängligheten (biolösligheten) i % med avseende på totalhalt metaller i jord, enligt:

$$\% \text{ Biotillgängligt} = \frac{\text{Koncentration av biolöslig metall}}{\text{Koncentration av totalhalt metaller i provet}} \times 100$$

Halterna ska anges i mg/kg

Rapportering

Hänvisning till metod

Provbeteckning

Provningsresultat

Speciella egenskaper

Litteraturhänvisning

Föreliggande metodbeskrivning bygger på förslag till standard ISI/CD 7303:202X

Avfallshantering

Filter kastas i tunna för farligt avfall. Filtreringssprutor kastas i brännbart.

Revisionshistorik

Datum Sign

2. Bilaga – Beskrivande statistik

Tabell 4. Sammanfattande statistik avseende biotillgänglig koncentration bly i magsäck i prov från grönområden, inklusive referensområdet. Alla halter i mg Pb/kg TS jord.

	GA	GB	GC	GD	GE	GG	GF	R
Antal prover (N)	10	19	9	9	9	9	10	9
Medelvärde	280	66	31	270	110	58	41	23
Standardavvikelse	140	34	21	170	96	28	19	6,5
Variationskoefficient	0,48	0,51	0,67	0,64	0,9	0,47	0,46	0,29
Min	130	29	6,3	86	36	16	9,5	15
25-percentil	210	45	24	170	52	41	30	18
Median	230	56	25	220	59	62	38	20
75-percentil	300	77	34	280	110	65	49	28
Max	610	130	72	600	330	120	75	34

Tabell 5. Sammanfattande statistik avseende biotillgänglig koncentration bly i tunntarm i prov från grönområden, inklusive referensområdet. Alla halter i mg Pb/kg jord.

	GA	GB	GC	GD	GE	GG	GF	R
Antal prover (N)	10	10	9	9	9	9	10	9
Medelvärde	59	16	4,6	46	28	11	5,5	4,2
Standardavvikelse	20	5,9	3,3	20	28	5	2,7	1,6
Variationskoefficient	0,35	0,38	0,73	0,44	0,99	0,48	0,5	0,37
Min	30	4,3	1	16	1,6	5,9	0,44	2,7
25-percentil	45	12	2,4	30	7,5	6,2	3,8	3
Median	56	17	3,6	44	22	10	5,3	4
75-percentil	68	19	4,9	61	32	13	6,8	4,4
Max	99	23	12	75	88	21	9,4	7,2

Tabell 6. Sammanfattande statistik avseende biotillgänglig koncentration bly i magsäck i prov från material. Alla halter i mg Pb/kg jord.

	MA	MB	MC	MD
Antal prov (N)	12	12	13	13
Medelvärde	350	450	930	390
Standardavvikelse	250	300	740	550
Variationskoefficient	0,73	0,66	0,79	1,4
Min	140	8,6	200	4,2
25-percentil	230	310	330	75
Median	290	450	760	110
75-percentil	340	560	1200	410
Max	1100	1200	2600	2000

Tabell 7. Sammanfattande statistik avseende biotillgänglig koncentration bly i tunntarm i prov från material. Alla halter i mg Pb/kg jord.

	MA	MB	MC	MD
Antal prov (N)	12	12	13	13
Medelvärde	61	97	220	31
Standardavvikelse	49	84	160	48
Variationskoefficient	0,81	0,86	0,74	1,5
Min	25	1,2	56	0,24
25-percentil	28	54	72	3,0
Median	46	73	190	4,3
75-percentil	71	120	270	26
Max	200	300	560	140

Tabell 8. Sammanfattande statistik avseende biotillgänglig koncentration arsenik i magsäck i prov från grönområden, inklusive referensområdet. Alla halter i mg As/kg jord.

	GA	GB	GC	GD	GE	GG	GF	R
Antal prover (N)	10	19	9	9	9	9	10	9
Medelvärde	4,5	0,6	0,24	1,9	3,6	0,28	0,33	0,18
Standardavvikelse	2,4	0,47	0,12	1,7	3,0	0,26	0,13	0,13
Variationskoefficient	0,53	0,77	0,51	0,88	0,83	0,93	0,4	0,71
Min	1,8	0,11	0,091	0,45	0,73	0	0,13	0,049
25-percentil	2,5	0,30	0,19	1,2	1,1	0,12	0,24	0,082
Median	4,1	0,45	0,22	1,5	2,8	0,14	0,34	0,11
75-percentil	6,1	0,83	0,26	2,0	6,0	0,4	0,41	0,34
Max	9,0	1,5	0,46	6,2	9,2	0,84	0,60	0,36

Tabell 9. Sammanfattande statistik avseende biotillgänglig koncentration arsenik i tunntarm i prov från grönområden, inklusive referensområdet. Alla halter i mg As/kg jord.

	GA	GB	GC	GD	GE	GG	GF	R
Antal prov (N)	10	10	9	9	9	9	10	9
Medelvärde	4,9	0,94	0,35	2,6	4,0	0,47	0,52	0,25
Standardavvikelse	2,2	0,54	0,13	1,9	3,5	0,26	0,14	0,14
Variationskoefficient	0,44	0,57	0,36	0,72	0,86	0,56	0,27	0,55
Min	1,4	0,31	0,22	1,5	1,0	0,16	0,22	0,14
25-percentil	3,2	0,55	0,26	1,7	1,2	0,27	0,48	0,14
Median	5	0,86	0,28	1,9	2,6	0,44	0,51	0,17
75-percentil	6,5	1,0	0,48	2,3	7,0	0,53	0,60	0,40
Max	7,7	2,0	0,53	7,5	10	1,0	0,73	0,44

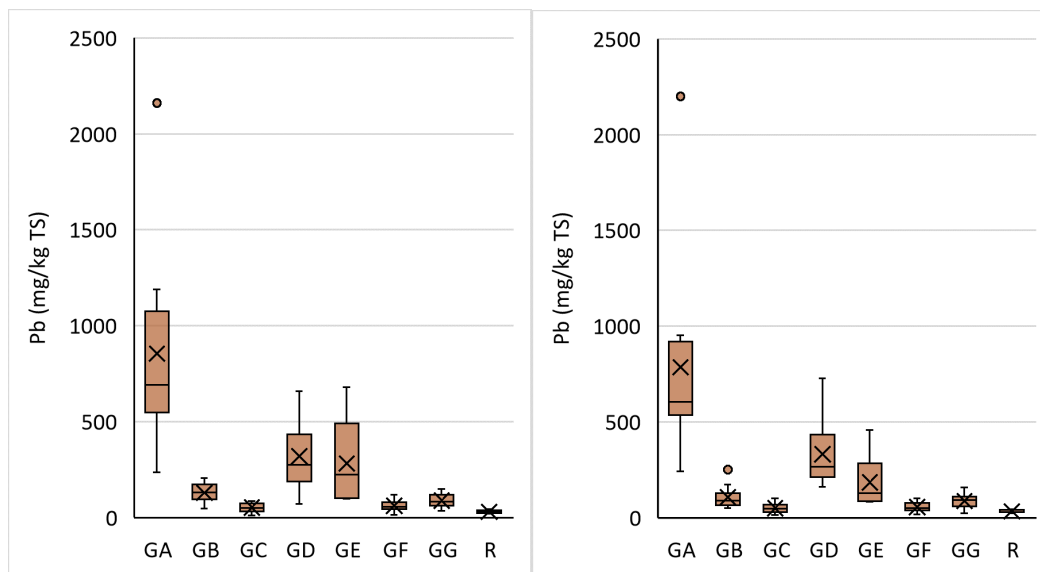
Tabell 10. Sammanfattande statistik avseende biotillgänglig koncentration arsenik i magsäck i prov från material. Alla halter i mg As/kg jord.

	MA	MB	MC	MD
Antal prov (N)	12	12	13	13
Medelvärde	3,7	0,71	3,2	1,2
Standardavvikelse	4,1	0,67	2,5	0,92
Variationskoefficient	1,1	0,94	0,77	0,78
Min	0,51	0,12	1,3	0,32
25-percentil	1,0	0,34	1,6	0,72
Median	2,1	0,50	2,9	1,0
75-percentil	4,4	0,75	3,1	1,5
Max	14	2,6	11	3,8

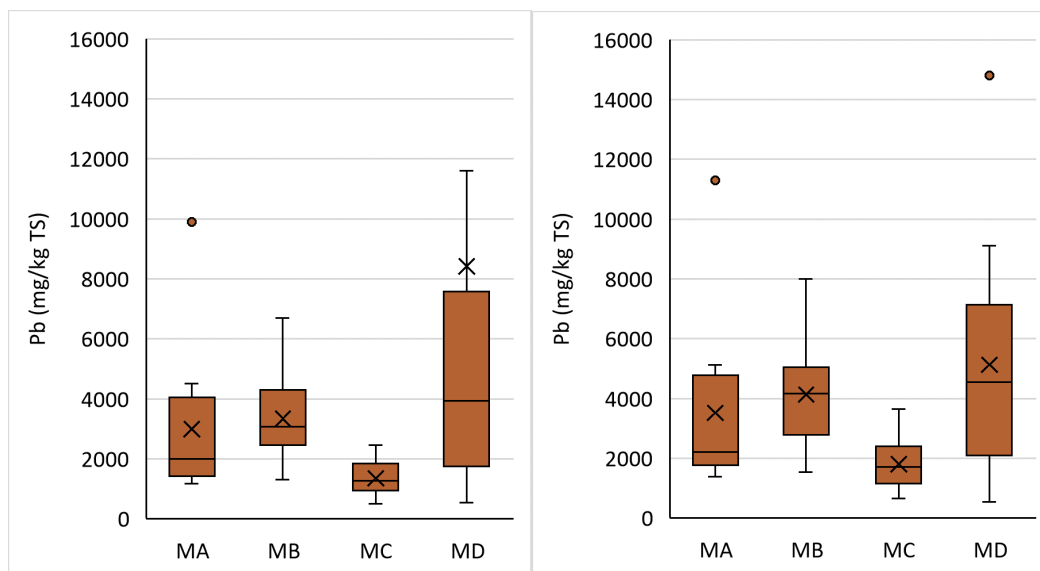
Tabell 11. Sammanfattande statistik avseende biotillgänglig koncentration arsenik i tunntarm i prov från material. Alla halter i mg As/kg jord.

	MA	MB	MC	MD
Antal prov (N)	12	12	13	13
Medelvärde	3,5	0,63	3,9	1,1
Standardavvikelse	3,6	0,49	3,2	0,81
Variationskoefficient	1,0	0,77	0,82	0,74
Min	0,59	0,25	1,5	0,14
25-percentil	0,92	0,34	2,4	0,45
Median	2,4	0,43	3,5	0,97
75-percentil	4,5	0,66	3,7	1,5
Max	13	1,9	14	3,1

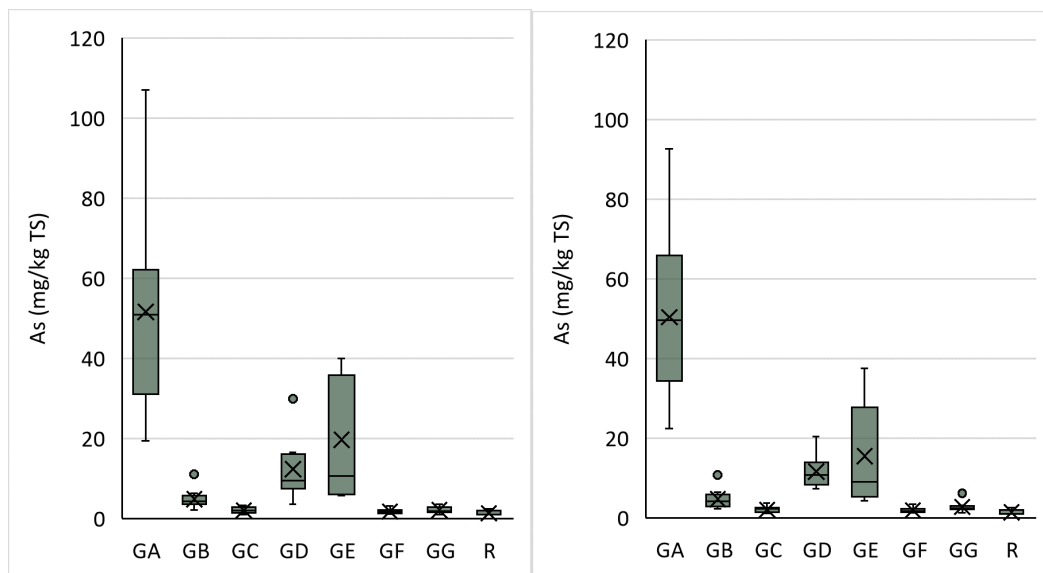
3. Bilaga – Totalhalter av bly, arsenik och kadmium



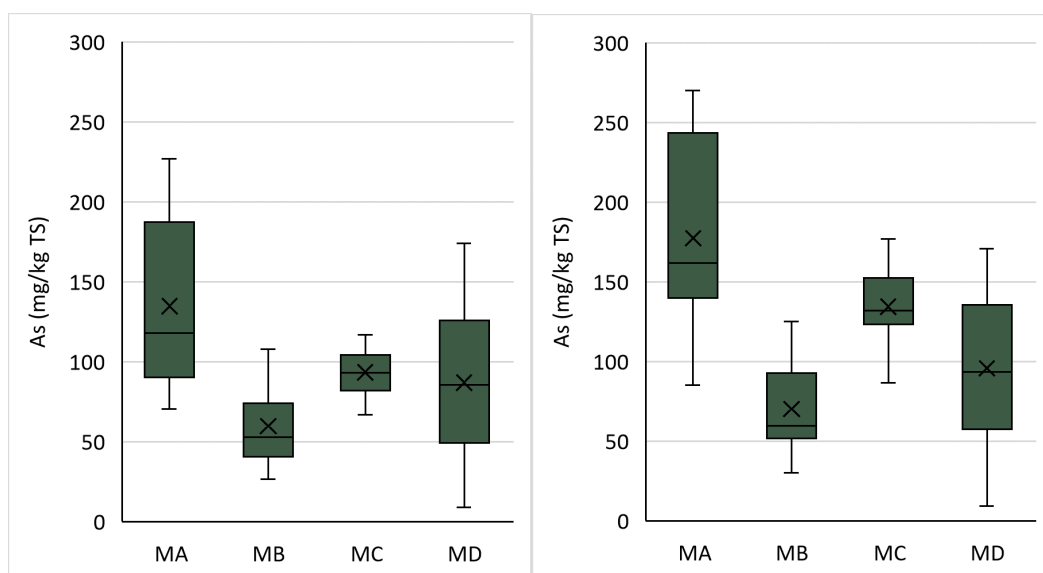
Figur 17. Koncentrationer av bly i jordfraktionen <2 mm (till vänster) och i jordfraktionen <0,25 mm (till höger). Uppslutning med aqua regia. Resultat för grönområden.



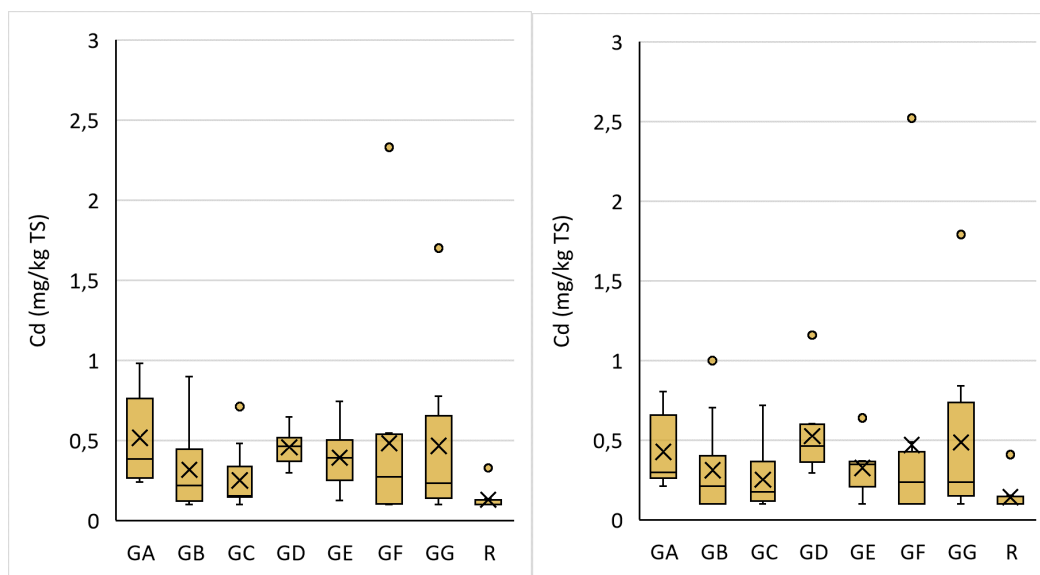
Figur 18. Koncentrationer av bly i jordfraktionen <2 mm (till vänster) och i jordfraktionen <0,25 mm (till höger). Uppslutning med aqua regia. Resultat för gruvavfall. Diagrammet till vänster har klippts för att resultaten ska synas bättre. En outlier på ca 60 000 mg/kg TS i MD har klippts bort.



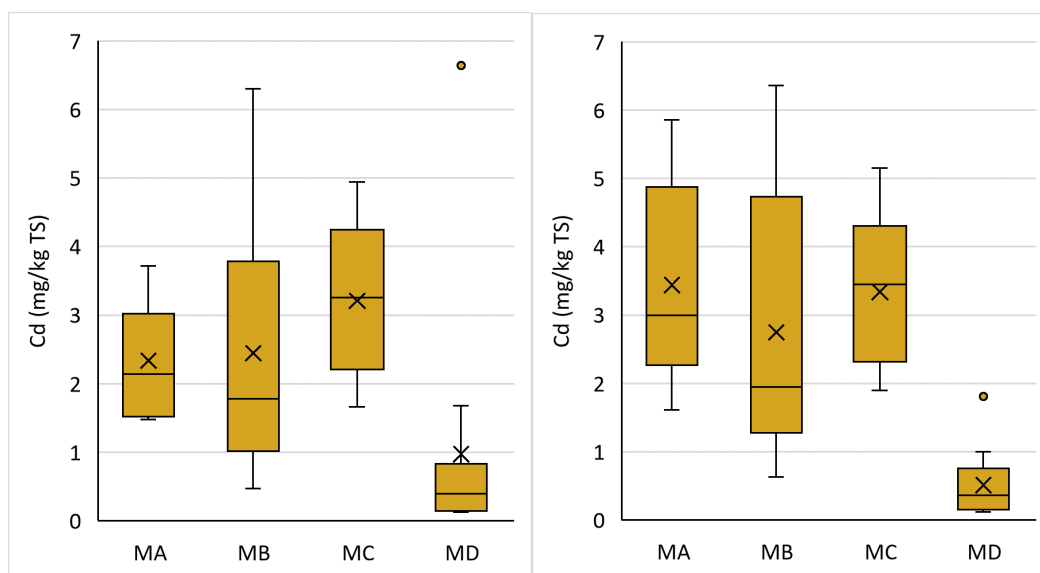
Figur 19. Koncentrationer av arsenik i jordfraktionen <2 mm (till vänster) och i jordfraktionen <0,25 mm (till höger). Uppslutning med aqua regia. Resultat för grönområden. Halter under rapporteringsgränsen redovisas här som lika med rapporteringsgränsen.



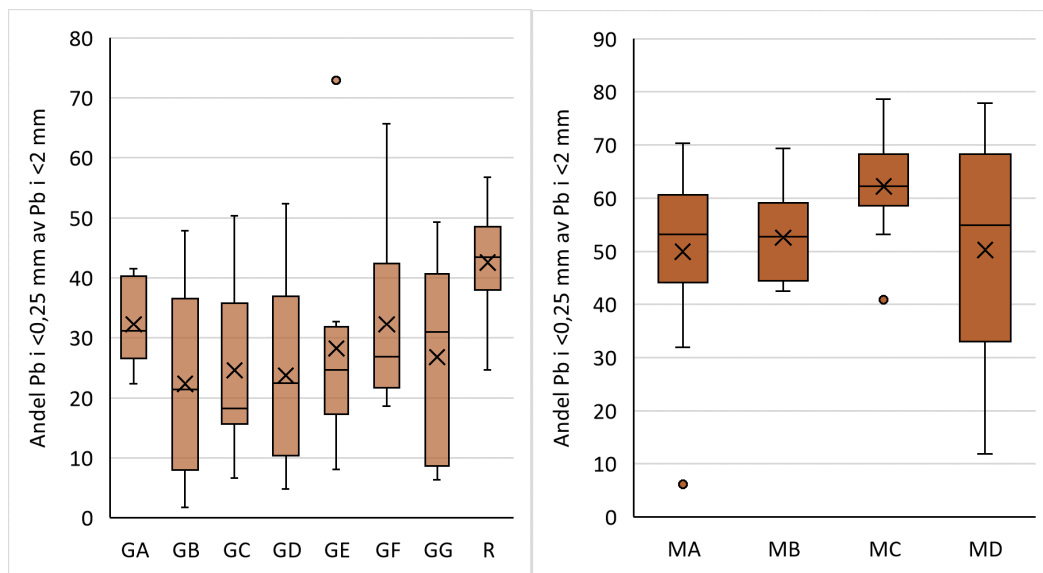
Figur 20. Koncentrationer av arsenik i jordfraktionen <2 mm (till vänster) och i jordfraktionen <0,25 mm (till höger). Uppslutning med aqua regia. Resultat för gruvavfall.



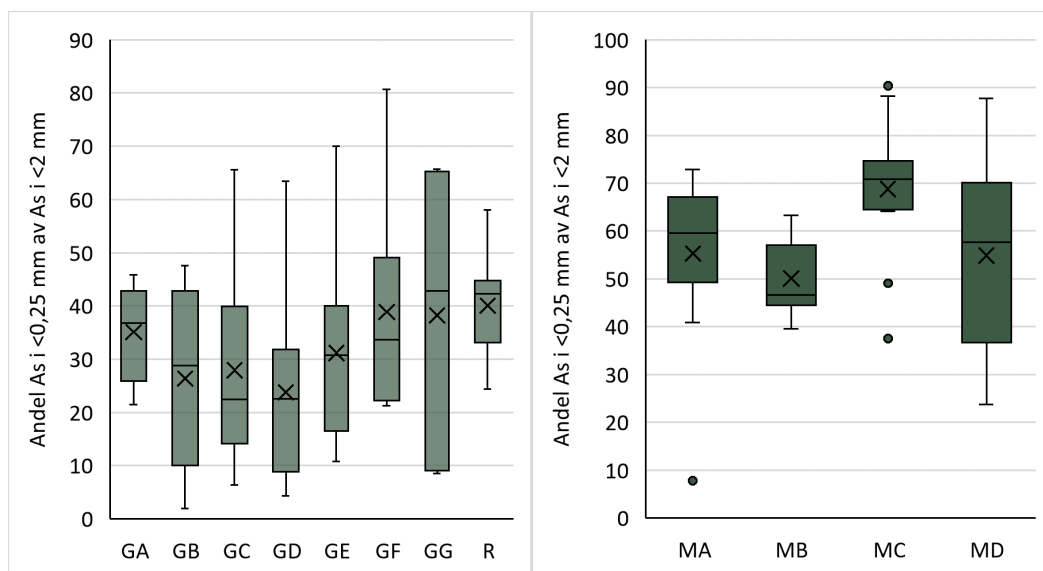
Figur 21. Koncentrationer av kadmium i jordfraktionen <2 mm (till vänster) och i jordfraktionen <0,25 mm (till höger). Uppslutning med aqua regia. Resultat för grönområden. Halter under rapporteringsgränsen redovisas här som lika med rapporteringsgränsen.



Figur 22. Koncentrationer av kadmium i jordfraktionen <2 mm (till vänster) och i jordfraktionen <0,25 mm (till höger). Uppslutning med aqua regia. Resultat för gruvavfall.



Figur 23. Andel av bly i jordfraktionen <2 mm i jordfraktionen <0,25 mm. Resultat för grönområden (till vänster) och gruvavfall (till höger).



Figur 24. Andel av arsenik i jordfraktionen <2 mm i jordfraktionen <0,25 mm. Resultat för grönområden (till vänster) och gruvavfall (till höger).

4. Bilaga – Mark- och materialegenskaper

Resultaten från karaktärisering av jord- och materialegenskaper, pH, TOC, oxalatextraherbart järn och sulfider för alla prover visas i Figur 25. Mineral identifierade med XRD visas i Tabell 12.

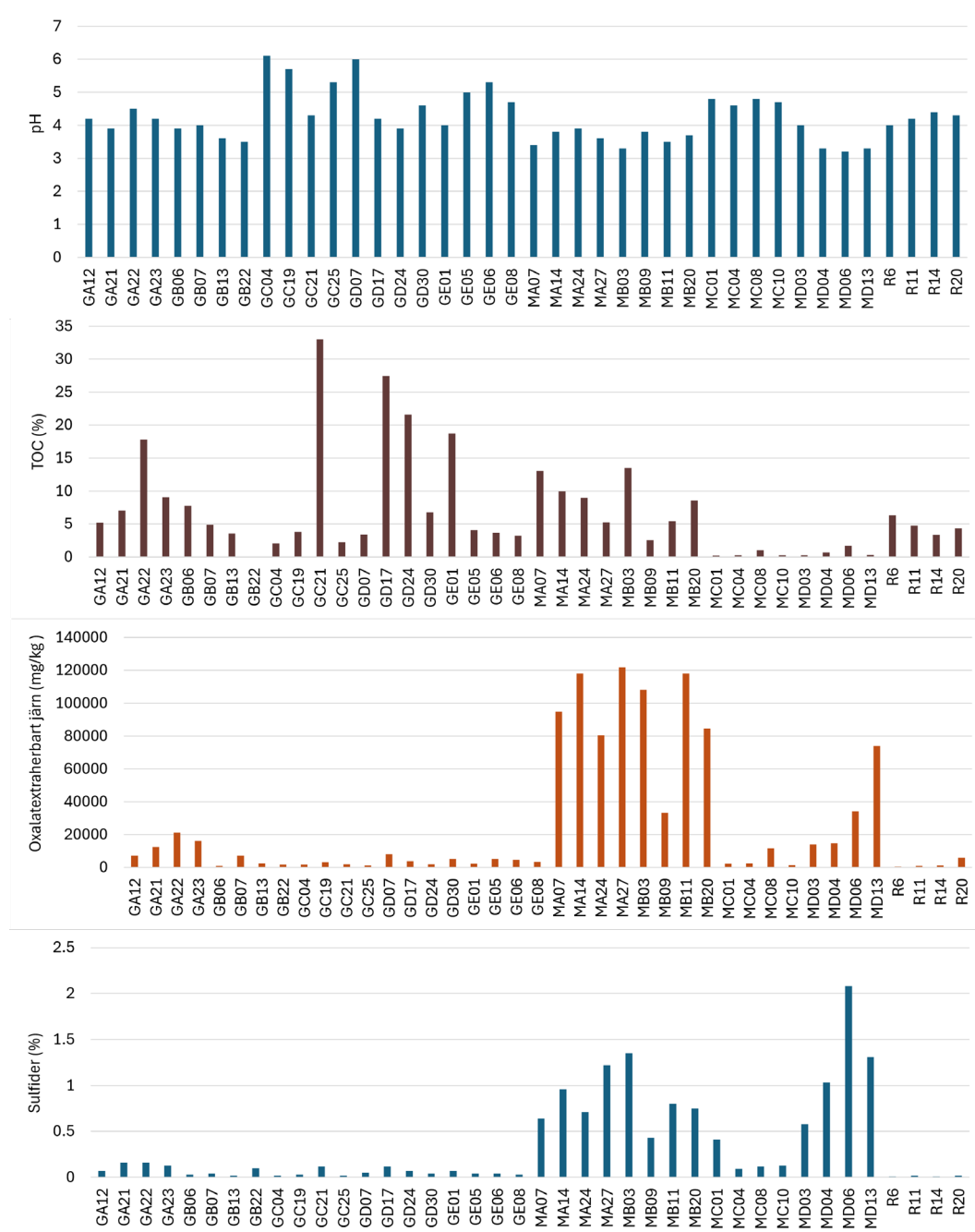
Kommentar angående uppmätta kolhalter: Mineraljordens kolhalt i skogsmark sällan högre än 3-5 % (Markinfo 2024) men i de analyserade proverna från grönområden varierar den från någon procent till över 30 % i ett prov. De prover som har en kolhalt över 5 % innehåller troligen inslag av ytligt organiskt material (mår eller mull). Det rör sig dock inte om några större partiklar eftersom proverna siktats till <0,25 mm på laboratorium innan de analyserats. Även i provtagning av slagg har organiskt material kommit med. Troligen består de små partiklarna som kunde samlas upp mellan de större slaggbitarna till ganska stor del av organiskt material som inte har sitt ursprung i slaggen.

Tabell 12. Resultat mineralanalys med XRD. Kvalitativ identifiering av halter >2 %.

	GA	GB	GC	GD	GE	MA	MB	MC	MD	R
Antal prov (N)	4	4	4	4	4	2	2	2	2	2
Amorfa	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Kvarts (SiO ₂)	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx
Övr. silikater*	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	x	xx	xx
Hematit (Fe ₂ O ₃)	-	-	-	-	-	xxx	x	xxx	x	-
Magnetit (Fe ₃ O ₄)	-	-	-	-	-	xx	x	-	x	-
Mg-hornblände (K _{0.05} Na _{0.26} Ca _{1.79} Mg _{3.52} Fe _{1.39} Al _{1.1} Si _{7.18} O ₂₂ (OH) _{1.93} F _{0.07})	-	-	-	-	-	x	x	x	x	xx
Talc (Talc-1A, Mg ₃ Si ₄ O ₁₀ (OH) ₂)	-	-	-	-	-	x	x	x	xx	-
Jarosit** Na (K _{0.78} Na _{0.26})Fe ₃ (SO ₄) ₂ (OH) ₆)	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-
Na _{1.7} Ca _{0.15} Mg _{1.0} Fe _{2.3} Al _{1.9} Si _{7.9} O ₂₂ (OH) ₂	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-

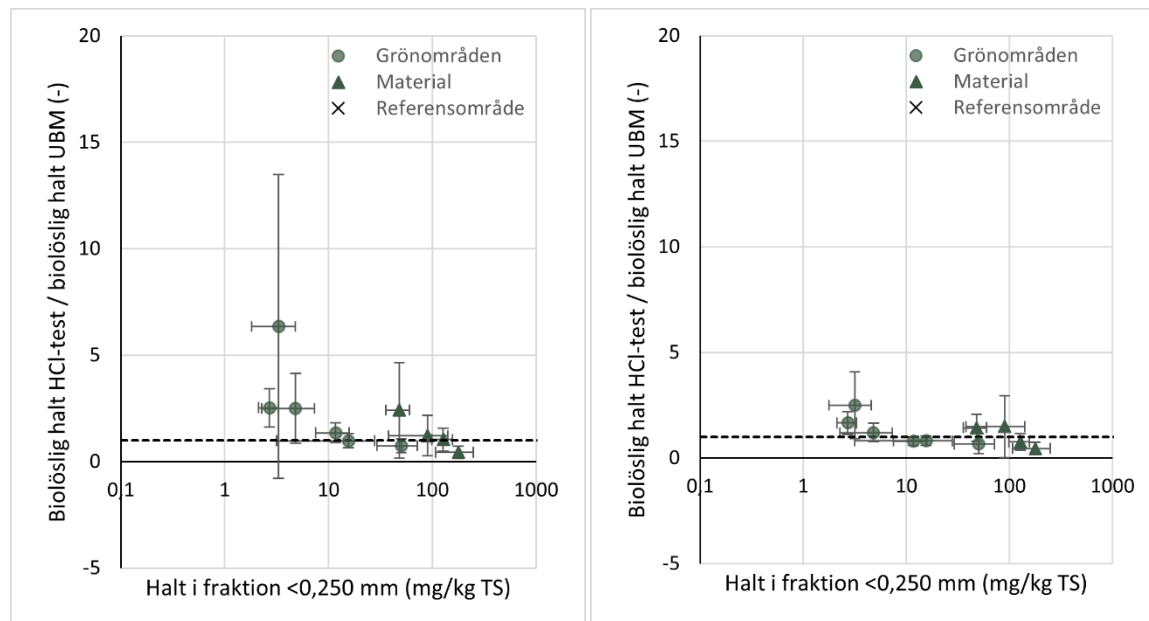
*Albit (NaAlSi₃O₈), Mikroklin (KAlSi₃O₈), Klinoklor (Mg₅Al(AlSi₃O₁₀)(OH)₈), Muskovit (KAl₂(AlSi₃O₁₀)(F,OH)₂), Tremolit (Ca₂(Mg_{5.0-4.5}Fe²⁺_{0.0-0.5})Si₈O₂₂(OH)₂), Antofyllit (Mg₂Mg₅Si₈O₂₂(OH)₂) och Sepiolit (Mg₄Si₆O₁₅(OH)₂·6H₂O).

**Na-bärande jarosit

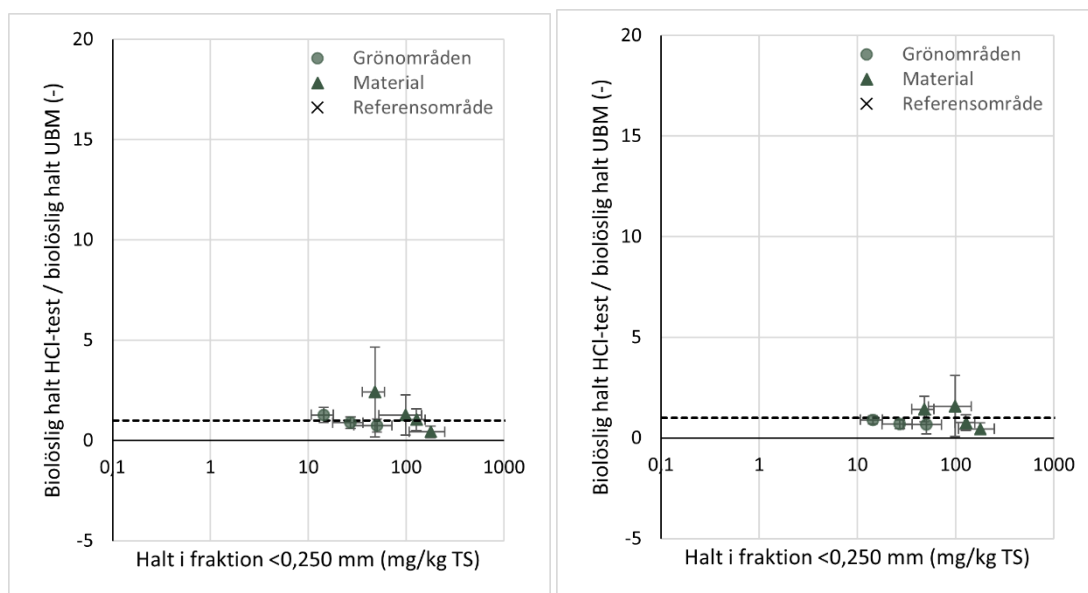


Figur 25. Resultat från jord och materialkaraktärisering.

5. Bilaga – Biolösliga halter arsenik



Figur 26. Jämförelse av arsenik i UBM och förenklat test: Kvot mellan resultat från förenklat test (HCl-test) och UBM. Resultat för magsäck visas till vänster och resultat för tunntarm till höger. Endast prov med totalhalter över 2 mg As /kg TS har inkluderats. De områden som har färre än fyra prov redovisas inte i diagrammet. Punkterna anger medelvärde för respektive område och felstaplarna anger standardavvikelse.



Figur 27. Jämförelse av arsenik i UBM och förenklat test: Kvot mellan resultat från förenklat test (HCl-test) och UBM. Resultat för magsäck visas till vänster och resultat för tunntarm till höger. Endast prov med totalhalter över 10 mg As /kg TS har inkluderats. De områden som har färre än fyra prov redovisas inte i diagrammet. Punkterna anger medelvärde för respektive område och felstaplarna anger standardavvikelse.



**STATENS
GEOTEKNISKA
INSTITUT**

Statens geotekniska institut

581 93 Linköping

www.sgi.se

E post: sgi@sgi.se

Växel: 013-20 18 00

Underlagsrapport 3:

Metallhalter i bär och svamp i Falun och ett referensområde i Enviken, Dalarnas län



Författare:

Linda Dunder, Arbets- och miljömedicin Uppsala
Emma Persson, Falu kommun

Sammanfattning

Falu kommun har tagit fram särskilda råd för bär- och svampplockning för att minska hälsorisker relaterade till metallföroreningar från den historiska gruvdriften. Särskilt svampar är kända för att kunna ta upp och koncentrera metaller där de växer. I denna delstudie analyserades halterna av metaller, inklusive arsenik, bly, kadmium, kvicksilver, koppar och zink, i blåbär, lingon samt i ett antal ätliga svamparter från fem olika områden i Falun (Galgberget, Stenslund, Främby udde, Lugnet), samt från ett referensområde i Enviken som inte påverkats av gruvdriften. Totalt analyserades 68 prover av svamp, 58 prover av blåbär och 57 prover av lingon, vilket gör denna undersökning till den största när det gäller metallhalter i grödor i Falun. Metallhalterna har också jämförts med tidigare uppmätta halter i bär och svamp analyserade i andra studier och sammanhang.

Resultaten visade att halterna av alla analyserade metaller i blåbär och lingon var mycket låga i samtliga provtagna områden, med de flesta värdena under laboratoriets rapporteringsgräns. För svamp påträffades däremot generellt högre halter av alla metaller, särskilt för rimskivling och karljohan, där rimskivling uppvisade de högsta halterna av arsenik och kadmium. Fem av 11 prover av rimskivling överskred EU:s försäljningsgränsvärde för kadmium i vild svamp (0,50 mg/kg). Inga svampprover överskred EU:s försäljningsgränsvärde gällande bly (0,80 mg/kg). För arsenik och kvicksilver finns dock inga motsvarande gränsvärden. I gula kantareller och trattkantareller från Falun var halterna något högre än i vårt referensområde och jämfört med det som uppmäts i tidigare studier från oförorenade skogsområden, men halterna var fortfarande långt under EU:s försäljningsgränsvärden för kadmium och bly i vild svamp.

En korrelationsanalys mellan markhalter och svamphalt visade inga signifikanta samband, vilket innebär att det inte går att göra uppskattningar av halter i svamp baserat på metallhalten i mark. Det är dock allmänt viktigt att exponeringen för metaller hålls så låg som möjligt, särskilt för känsliga grupper såsom barn och gravida, exempelvis genom att svamp rengörs noggrant från jord innan intag.

För att bättre bedöma riskerna i Falun krävs ytterligare provtagning, särskilt från områden med förhöjda markhalter samt fler prover av svampar som rimskivling och karljohan. En miljömedicinsk riskbedömning kan vara nödvändig för att bedöma långtidsexponeringens inverkan på känsliga grupper och även ta hänsyn till andra potentiella källors bidrag till den sammantagna metallexponeringen. Denna studie utgör därför en viktig grund för att se över de lokala råden för bär- och svampplockning i Falun.

Innehållsförteckning

1	Inledning	1
1.1	Syfte och målsättning	1
1.2	Tidigare undersökning i Falun.....	1
1.3	Områdesbeskrivning.....	2
1.4	Lagstiftning och hälsoeffekter	3
2	Metod	4
2.1	Urval av provtagningsområden och svamparter	4
2.2	Provtagningsmetodik.....	4
2.3	Kemisk analys	5
2.4	Statistisk analys	5
3	Resultat	6
3.1	Arsenikhalter i vild svamp.....	6
3.2	Kadmiumhalter i vild svamp	7
3.3	Blyhalter i vild svamp.....	8
3.4	Kvicksilverhalter i vild svamp	9
3.5	Kopparhalter i vild svamp	10
3.6	Zinkhalter i vild svamp	11
3.7	Metallhalter i blåbär och lingon	11
3.8	Korrelation mellan halter i mark och svamp.....	12
3.9	Jämförelse med metallhalter i bär och svamp från andra studier	13
4	Diskussion	17
4.1	Metallhalter i Falun och Enviken	17
4.2	Begränsningar och osäkerheter.....	18
5	Slutsatser	19
6	Referenser.....	20
Bilaga 1. Sammanställning av metallhalter i bär och svamp från Falun och referensområdet i Enviken		
22		

1 Inledning

Många områden i Falun har förhöjda halter av metaller i marken till följd av 1000-årig gruvdrift. Falu kommun har därför tagit fram särskilda råd och riktlinjer kring bland annat bär- och svampplockning för att minska hälsoriskerna kopplade till metaller¹. Enligt kommunens nuvarande riktlinjer bör man exempelvis undvika att plocka bär och svamp i områden där blyhalten i marken överstiger 700 mg/kg. Exempel på sådana områden inkluderar Galgberget och Stenslund, som ligger innanför 700 mg bly/kg respektive 300 mg bly/kg isolinjen (se Figur 1). Dessa riktlinjer baseras på undersökningar som genomfördes under 1980- och 1990-talen. Trots att dessa undersökningar utgör en viktig grund, finns det flera begränsningar i det underlag som de nuvarande rekommendationerna baseras på. Den tidigare undersökningen som behandlade metallhalter i bär och svamp inkluderade ett begränsat antal svampar och svamparter och fokuserade på enbart ett område i Falun (Jansson, 1989). Detta understryker behovet av en mer omfattande och aktuell undersökning som kan ge en mer representativ kartläggning av metallföroreningar i bär och svamp i Falun.

1.1 Syfte och målsättning

Denna delstudie syftar till att analysera metallhalter i blåbär, lingon samt i några typer av ätliga svamparter från fem olika områden i Falun och ett referensområde i Enviken. Områdena valdes ut baserat på avstånd och förhållande till förhärskande vindriktning från Falu gruva. Resultaten kan användas av Falu kommun för att utvärdera och vid behov revidera de råd och riktlinjer som redan finns gällande bär- och svampplockning. Resultaten kan också utgöra del i ett underlag för att genomföra en miljömedicinska riskbedömning, vilket i sin tur kan leda till förbättrade insatser för att skydda både invånarnas hälsa och den lokala miljön.

1.2 Tidigare undersökning i Falun

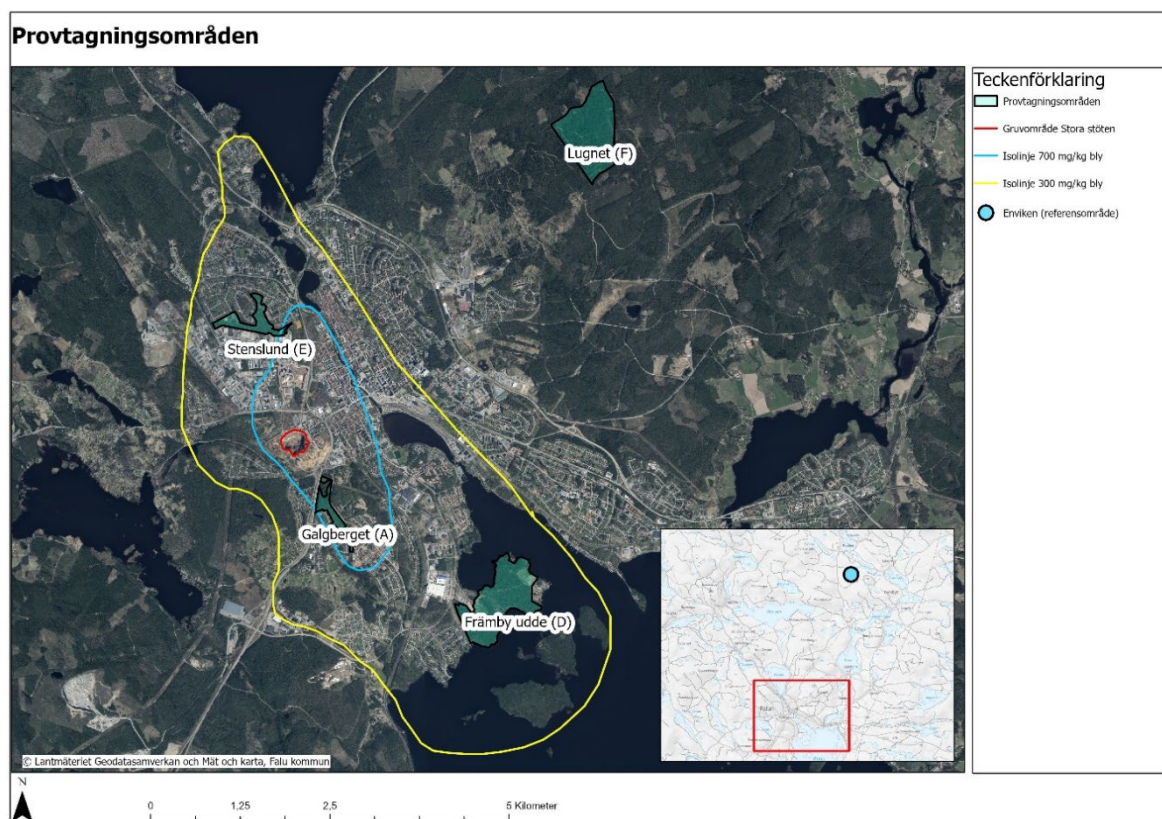
Den tidigare studien gällande metallhalter i bär och svamp från Falun utfördes år 1989 av Miljö- och hälsoskyddskontoret vid Falu kommun (Jansson, 1989). Man hade efter analyser konstaterat att jordarna i Falun innehåller höga metallhalter och man ville därför undersöka hur mycket som kunde finnas på och i växter. Nedre Gruvriset valdes ut som provtagningsområde och olika svamparter (karljohan, sandsopp, smörsopp) samt lingon samlades in för analys av bly och kadmium. Totalt analyserades 10 svampprover och 1 lingonprov. En av karljohan-svamparna uppvisade den högsta blyhalten (1,30 mg/kg). Medelvärdet av bly och kadmium i de tre karljohan-svamparna som analyserades var 0,78 mg bly/kg och 0,49 mg kadmium/kg. Intervallerna för sopparna var 0,32-1,04 mg bly/kg och 0,13-0,34 mg kadmium/kg. I rapporten konstaterades att det saknades referensmaterial från liknande svenska undersökningar vid den tiden. För att sätta resultaten i ett sammanhang hänvisade man istället till muntlig information från Livsmedelsverket i Finland, där en liknande studie genomförts. I jämförelsen bedömdes blyhalterna i svamparna från Falun vara höga, medan kadmiumhalterna bedömdes vara måttligt förhöjda. Vidare finns ett kort avsnitt om gränsvärden i rapporten där man kan läsa att dåvarande högsta tillåtna halt för bly i svamp var 0,30 mg/kg och att det saknades gränsvärde för kadmium varför man istället refererade till högsta tolerabla veckointag för kadmium vilket då var 0,45 mg för en vuxen person. Rapportens slutsats var att det inte ansågs innebära någon hälsorisk om man konsumerar svamp från det undersökta området vid enstaka

¹ <https://www.falun.se/bygga-bo--miljo/metaller-i-mark-och-vatten/rad-och-riktlinjer.html>

tillfällen. Däremot avrådde man från att äta svamp från området ofta, vilket i rapporten definierades som minst en gång i veckan (Jansson, 1989).

1.3 Områdesbeskrivning

Föroreningarna i Falun har spridits dels via gruvavfall som använts som utfyllnadsmaterial men också via stoft i luften till omkringliggande områden både under och efter gruvans aktiva år. Nedan följer en beskrivning av respektive område (Stenslund, Galgberget, Främby udde, Lugnet och Enviken) som valts ut för provtagning av bär och svamp (se Figur 1). Stenslund och Galgberget är bostadsområden med en del mindre skogsområden, cirka 4 km nordväst, respektive 2 km söder om gruvans dagbrott ("Stora stöten") i Falu tätort. I dessa områden är blyhalterna i mark höga med medelhalter på 240 mg/kg TS för Stenslund och 676 mg/kg TS för Galgberget. Främby udde är ett rekreations- och skogsområde i anslutning till sjön Runn, cirka 5 km sydost om Stora stöten. Blyhalterna i mark är höga även här med en medelhalt på 275 mg/kg TS. Lugnet är ett populärt rekreations- och fritidsområde relativt centralt i Falun, cirka 4 km nordost om Stora stöten. Av de områden vi undersökt inom Falu tätort har Lugnet den lägsta medelhalten av bly, 72 mg/kg TS. Referensområdet är ett skogsområde (Torktjärnsberget) i Enviken som ligger cirka 30 km nordost om Falun. Blyhalterna i mark är här relativt låga, (medelhalt: 45 mg/kg TS) men högre än Sveriges bakgrundshalt av bly i mark, 20 mg/kg (baseras på sammanställning av bakgrundshalter av bly i morän, sedimentjordar och jordbruksmark). Se underlagsrapport 1-Metallhalter i mark för mer detaljer.



Figur 1. Överblick över isolinjerna för bly samt våra provtagningsområdens geografiska lokalisering i förhållande till dessa. I den vita kartan visas Falun i den röda boxen och i referensområdet i Enviken som en blå punkt nordväst om Falun.

1.4 Lagstiftning och hälsoeffekter

Livsmedelsverkets senaste matkorgsundersökning från 2022 visar att marginalerna till de hälsobaserade riktvärdena för kadmium och oorganisk arsenik är små när det gäller risken för negativa hälsoeffekter (Livsmedelsverket, 2024). Detta beror dels på att riktvärdena för oorganisk arsenik nyligen har sänkts, dels på ett ökat intag av dessa ämnen via livsmedel. För bly har Europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet (EFSA) slagit fast att det inte finns någon säker undre gräns för exponering utan risk för negativa hälsoeffekter på befolkningsnivå (Schrenk et al., 2020). Enligt EFSA ligger blyexponeringen för känsliga grupper, såsom barn och gravida kvinnor, nära eller över det hälsobaserade referensvärdet på 0,5 µg bly per kilogram kroppsvikt och dag (Chain et al., 2020). Även låga blyhalter i kroppen har i samlade analyser av flera kohortstudier kopplats till negativa effekter på nervsystemets utveckling och intelligenskvot hos barn (Jørgensen, 2010).

Världshälsoorganisationen (WHO) har klassificerat oorganisk arsenik som ett cancerframkallande ämne. Långvarig exponering för dricksvatten med en arsenikhalt på 10 µg per liter uppskattas medföra en risk på cirka tre cancerfall (lung- och urinblåscancer) per 1000 personer som exponeras. Denna risk är högre än den gräns som vanligtvis anses vara acceptabel, vilket är ett extra cancerfall per 100 000 exponerade individer, en nivå som ofta används vid fastställandet av hälsobaserade riktvärden. År 2024 fastställde EFSA ett hälsobaserat riktvärde för arsenikexponering på 0,06 µg/kg kroppsvikt och dag, för risken för hudcancer. De uppskattade arsenikintagen från EFSA och Livsmedelsverket ligger nära det referensvärde som EFSA har identifierat för negativa hälsoeffekter. Därför bedömer EFSA att arsenikexponering inom EU kan innebära en hälsorisk.

För 10 procent av alla svenska barn ligger intaget av kadmium från baslivsmedel (3,0 mikrogram/kg kroppsvikt/vecka) redan över det tolerabla veckointaget (2,5 mikrogram/kg kroppsvikt/vecka). Det finns därför inget utrymme för dem att konsumera livsmedel med höga halter kadmium (Livsmedelsverket, 2024). EFSA har också dragit slutsatsen att kadmiumexponeringen generellt måste minska i populationen. Inom EU pågår därför arbete för att gränsvärdena successivt ska bli strängare.

Gräns- och riktvärden är centrala verktyg för att bedöma och begränsa de hälsorisker som kan uppstå genom exponering för olika ämnen i miljön. För främmande ämnen i livsmedel, såsom metaller, regleras EU:s försäljningsgränsvärden av EG-förordning 2023/915. Denna förordning har som huvudsyfte att skydda folkhälsan inom EU, med särskilt fokus på att skydda känsliga befolkningsgrupper som barn, äldre och gravida kvinnor. Bland de tio kemikalier som enligt WHO har störst negativ inverkan på folkhälsan återfinns de toxiska metallerna bly, kadmium, kvicksilver och arsenik. Detta understryker vikten av att övervaka och kontrollera nivåerna av dessa ämnen i våra livsmedel.

De aktuella gränsvärdena för bly och kadmium i bär och svamp finns sammanställda i tabell 1. Det är dock värt att notera att det idag inte finns några fastställda gränsvärden för arsenik och kvicksilver i livsmedel som frukt, grönsaker, bär eller svamp. Koppar och zink, å andra sidan, är essentiella metaller som kroppen behöver för att fungera normalt, vilket är anledningen till att dessa metaller inte omfattas av några gränsvärden i livsmedel.

Tabell 1. Aktuella gränsvärden för bly och kadmium i bär och svamp enligt Kommissionens förordning (EG) nr 2023/915.

Bly	(mg/kg)
Tranbär, vinbär, fläderbär och frukt av smultronträd	0,20
Annan frukt än tranbär, vinbär, fläderbär och frukt av smultronträd	0,10
Vilda svampar	0,80
Kadmium	(mg/kg)
Bär och små frukter	0,030
Vilda svampar	0,50

Notering: Samtliga gränsvärden gäller för våtvikt och efter det att livsmedlet tvättats och den ätbara delen avskilts.

2 Metod

2.1 Urval av provtagningsområden och svamparter

Provtagningsområden för bär och svamp valdes för att omfatta områden med olika intervall av metallhalter i mark. Endast områden som används av Faluborna för fritids- och rekreationssyfte valdes ut. Detta undersöktes i samarbete med en landskapsarkitekt vid Falu kommun och med hjälp av applikationen Strava² bekräftades att de utvalda områdena tillhör de populäraste områdena för fritidsaktiviteter i Falun. Vi valde två områden relativt nära gruvområdet med känt höga halter av metaller i mark (Stenslund (E) respektive Galgberget (A)) och två områden längre ifrån med lägre metallhalter (Främby udde (D) och Lugnet (F)), samt ett referensområde utanför Falun (Enviken (R)) (Se Figur 1). När det gäller svampar ville vi främst välja sådana som vi vet att personer plockar och äter. Därför valde vi framförallt gula kantareller, men kompletterade även med andra vanliga matsvampar när gula kantareller inte påträffades. Efter möten med forskare vid Uppsala universitet som analyserat miljögifter i svamp i andra projekt fick vi veta att rimskivling är en svamp som verkar ta upp mer än andra svampsorter, därför inkluderades rimskivling när de påträffades.

2.2 Provtagningsmetodik

Insamling av blåbär, lingon och svamp genomfördes i Falun vid flera tillfällen under år 2023 och 2024 (31 augusti, 7 september, 13 september, 14 september, 20 september 2023), samt i referensområdet (Torsktjärnsberget) i Enviken den 4 september 2024. Proverna togs av projektmedlemmar och två biologer vid Falu kommun. Vid provplatsen samlades blåbär och/eller lingon och/eller svamp in beroende på tillgång. Blåbär (*Vaccinium myrtillus*) och lingon (*Vaccinium vitis-idaea*) plockades oftast från flera tuvor. De svampsorter som eftersöktes var matsvampar och de svampar som hittades och samlades in var kantarell (*Cantharellus cibarius*), trattkantarell (*Craterellus tubaeformis*), stensopp (karljohan) (*Boletus edulis*) och rimskivling (*Cortinarius caperatus*). Ett svampprov består av en eller flera svampar av samma sort. På grund av begränsningar av antalet svampsorter vid respektive

² Falu kommun använder applikationen Strava som är ett analysverktyg. Strava heatmap visar var Strava-användare registrerat sina rörelser, vilket ger en bra indikation på vilka stråk och områden som används för rekreation och träning.

provplats har inte samma sorts svamp samlats in vid varje provplats. Vid osäkerheter kring svampart (framförallt rimskivling och karljohan) identifierades dessa av kommunbiologerna. Insamling skedde i provburkar (100 ml för bär och 250 ml för svamp) med tättslutande lock.

Instruktionerna för bär var att blåbär och lingon skulle tas så nära de provtagningspunkter där jordprover redan tagits för biotillgänglighetsanalys som möjligt. Målet var att samla in minst 11 svampprover, 11 blåbärprover och 11 lingonprover från varje provtagningsområde vilket uppnåddes då totalt 68 svampprover, 58 blåbärprover och 57 lingonprover samlades in. I fält noterades GPS-koordinaterna för respektive prov, samt plockdatum och svampart. Svampen borstades av och foten skars bort innan provet lades ner i provtagningsburken. För att få en aktuell jämförelse med vilka metallhalter som kan finnas i butikköpt svamp inköptes gula kantareller från 3 olika matvaruaffärer i Falun under september 2024. Samtliga prover förvarades kylt och skickades sedan i kylväskor med kylklampar till ALS i Luleå för metallanalys.

2.3 Kemisk analys

Laboratorieanalys av metaller i färska livsmedel (våtvikt) är utförd av ALS Scandinavia AB, Aurorum 10 Luleå Sverige 977 75 som är ackrediterade av SWEDAC med ackrediteringsnummer: 2030, ISO/IEC 17025. De ämnen som var högprioriterade att analyseras på grund av dess toxiska egenskaper var metallerna arsenik, kadmium, bly och kvicksilver, men även koppar och zink rapporteras eftersom de ingår i samma analyspaket. Analyslaboratoriets rapporteringsgräns (LOR) är den lägsta halten som laboratoriet rapporterar och skiljer sig åt mellan olika metaller (Tabell 2).

Tabell 2. Rapporteringsgräns för respektive metall.

Metall	LOR (mg/kg)
Arsenik (As)	0,005
Kadmium (Cd)	0,002
Bly (Pb)	0,05
Kvicksilver (Hg)	0,005
Koppar (Cu)	0,01
Zink (Zn)	0,200

Notering: LOR= Den rapporteringsgräns 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.

2.4 Statistisk analys

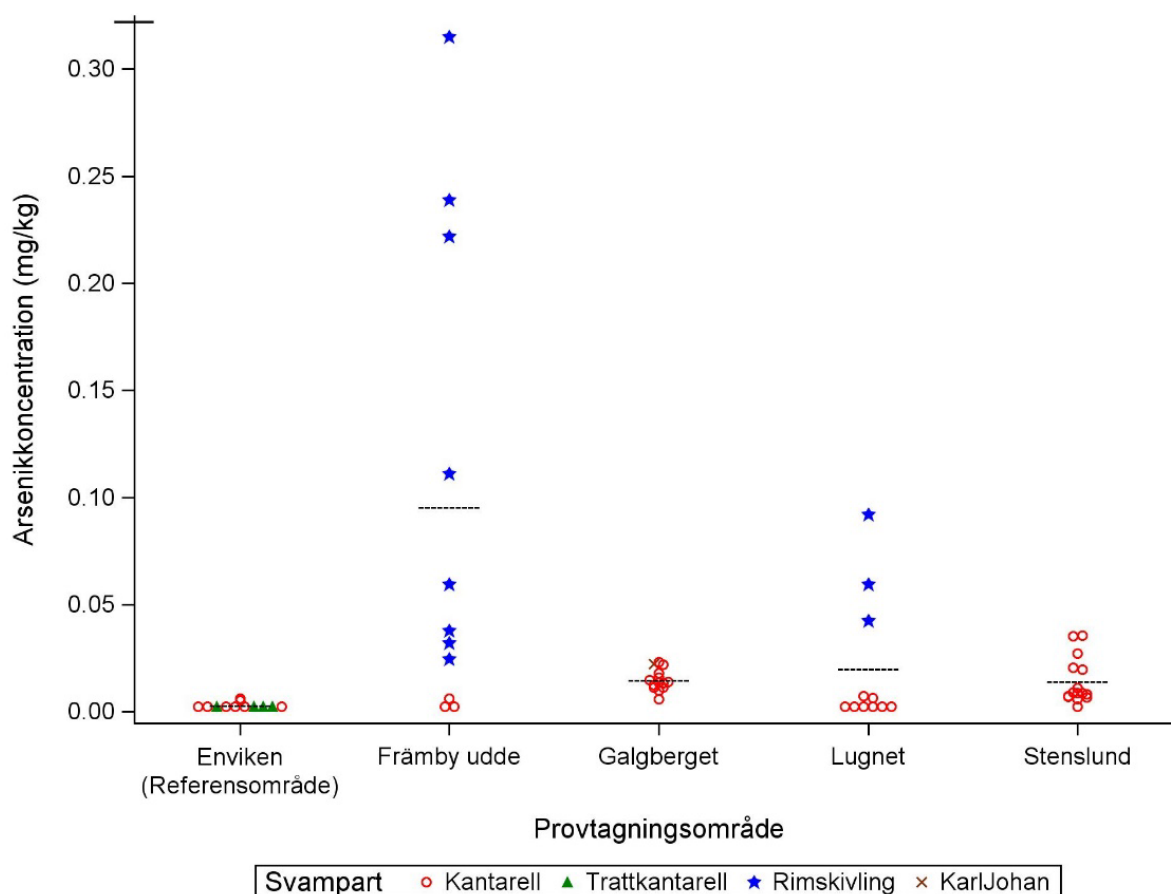
Den statistiska analysen är utförd i SAS 9.4 TS Level 1M8. Data presenteras som medelvärde, standardavvikelse samt maxvärden i figurer och tabeller. Alla metallhalter under LOR dividerades med 2 före den statistiska analysen och inkluderades i medelvärdesberäkningarna. Sambandet mellan metallhalt i mark och svamp analyserades med Pearson korrelation. För att kunna matcha ihop värdena mellan mark och svamp, har avståndet från svampproven till markproven beräknats och det kortaste avståndet till markprovet har använts för varje svampprov. För korrelationsanalyserna användes samtliga insamlade svampprover (n=68).

3 Resultat

Här presenteras en sammanställning av halterna för samtliga metaller som analyserats i bär och svamp inom ramen för denna delstudie. Samtliga statistiska analyser av metallhalter har utförts både med och utan den enda karljohansvamp som påträffades. Resultaten visade dock endast marginella skillnader mellan de två tillvägagångssätten.

3.1 Arsenikhalter i vild svamp

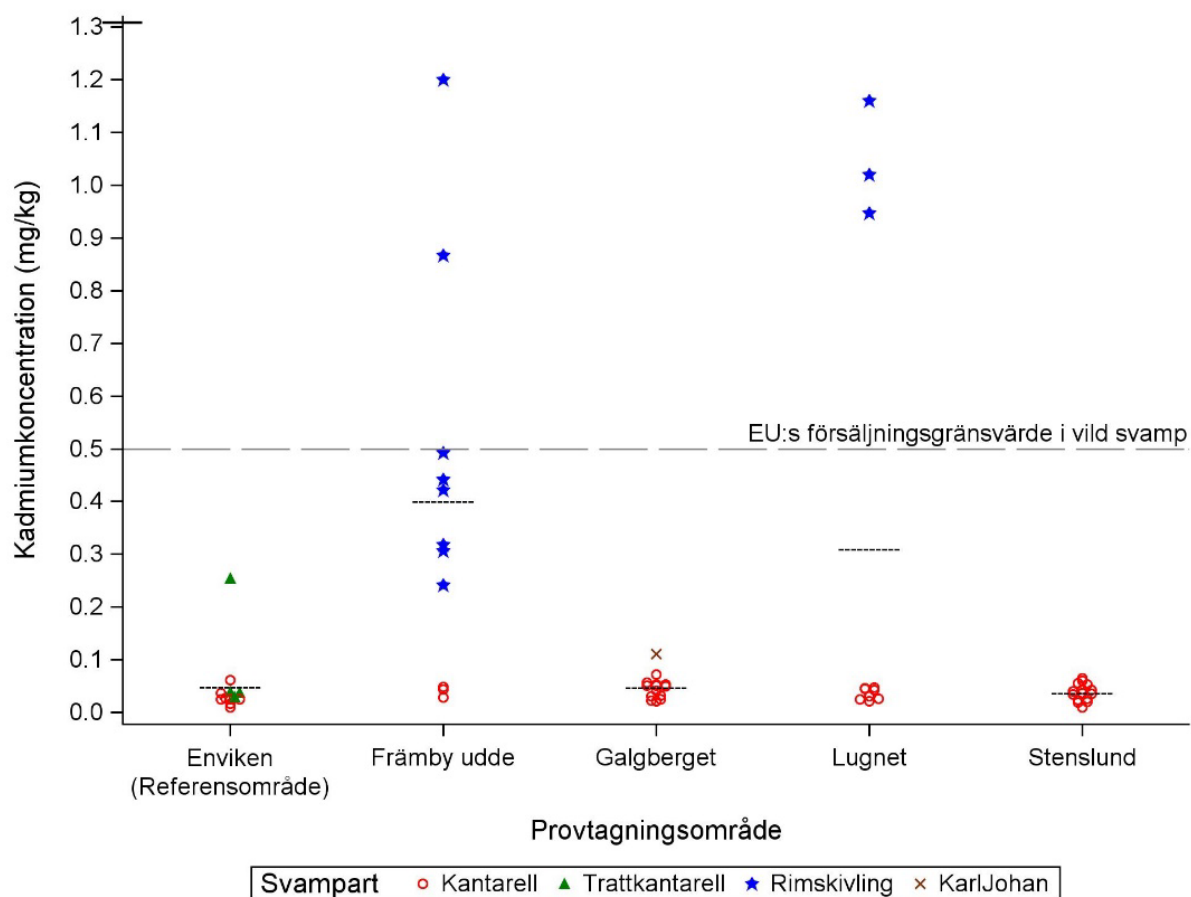
Redovisade arsenikhalter i proverna är den totala mängden arsenik då analysmetoden inte skiljer på oorganiska former som är mer toxiska, och organiska former som är mindre toxiska för människan. Figur 2 och tabell 4 i bilaga 1 visar arsenikhalter i svamp från respektive provtagningsområde. Enviken var det område med lägst medelhalt av arsenik i svamp (0,0 mg/kg). Medelvärdena i Lugnet, Stenslund och Galgberget var ganska lika (0,020; 0,014; 0,015 mg/kg, respektive). Det högsta medelvärdet hade Främby udde, 0,096 mg/kg och även det högsta maxvärdet för arsenik i svamp på 0,315 mg/kg. I figur 2 kan man också se enskilda halter för de olika svamparterna där rimskivling innehöll högre arsenikhalter än kantareller, trattkantareller och karljohan.



Figur 2. Arsenikhalter i vild svamp (kantarell, trattkantarell, rimskivling, karljohan) från respektive provtagningsområde i Falun och i referensområdet i Enviken. Det horisontella strecket anger medelvärdet för respektive provtagningsområde.

3.2 Kadmiumhalter i vild svamp

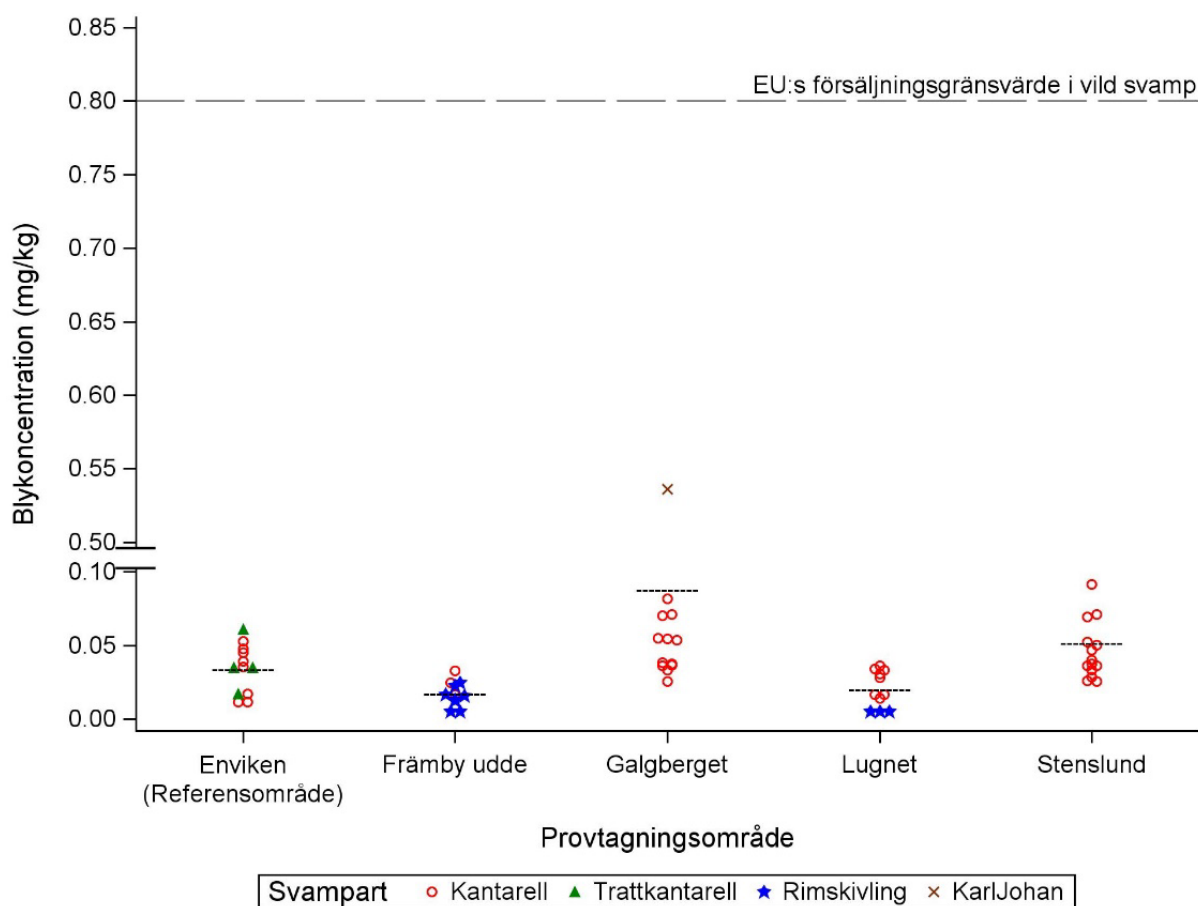
Figur 3 och tabell 4 i bilaga 1 visar kadmiumhalter i svamp från respektive provtagningsområde. Halten i fem svampprover ligger över EU:s försäljningsgränsvärde för kadmium i vild svamp (0,50 mg/kg). Stenslund och Galgberget hade något lägre medelvärde än referensområdet i Enviken, men skillnaderna var dock väldigt små (0,038; 0,048; 0,049 mg/kg, respektive). Medelvärdet för Lugnet var 0,31 mg/kg och det högsta medelvärdet var i Främby udde (0,40 mg/kg). Rimskivling var också, precis som för arsenik, den svampart som sticker ut gällande kadmiumhalter, med fem svampprover (max: 1,20 mg/kg) som ligger över EU:s försäljningsgränsvärde för kadmium i vild svamp.



Figur 3. Kadmiumhalter i vild svamp (kantarell, trattkantarell, rimskivling, karljohan) från respektive provtagningsområde i Falun och i referensområdet i Enviken. Det horisontella strecket anger medelvärdet för respektive provtagningsområde.

3.3 Blyhalter i vild svamp

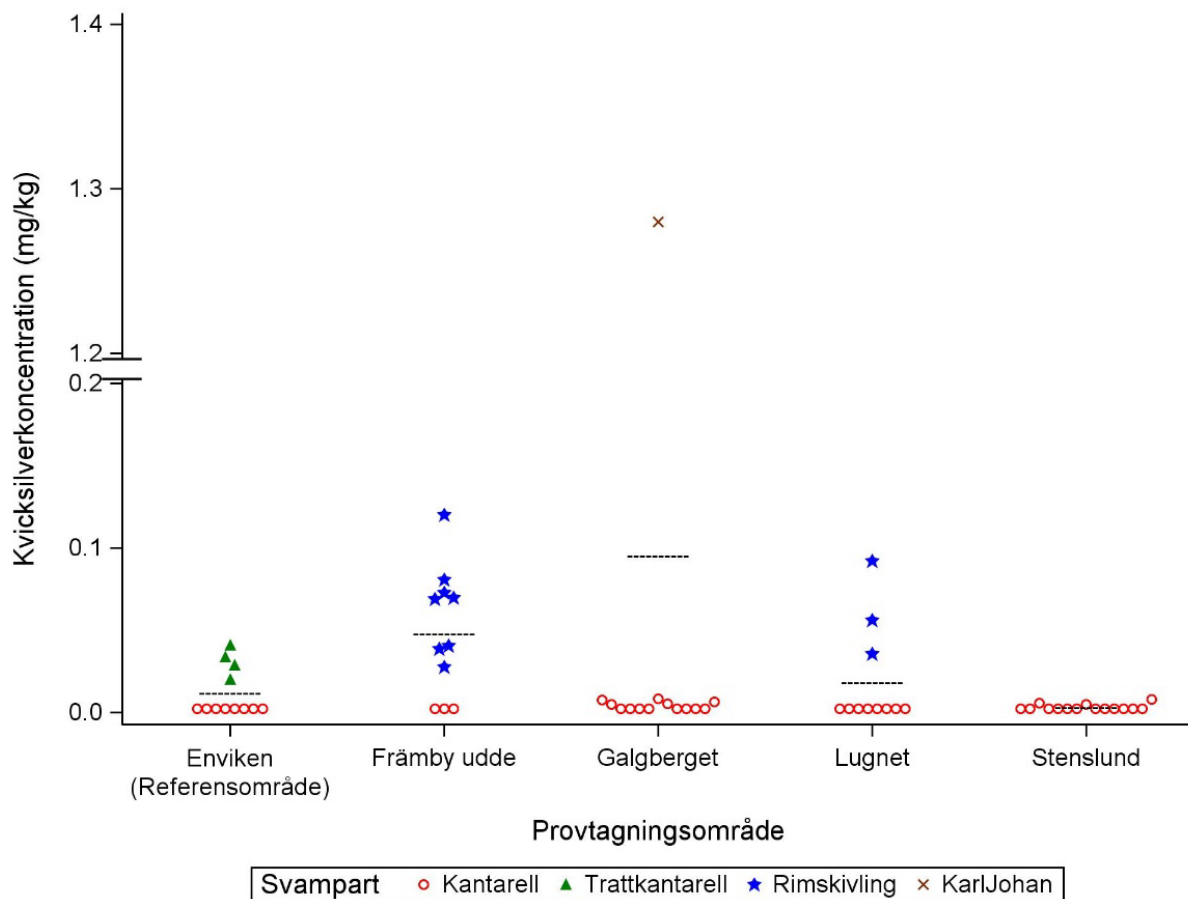
I figur 4 kan man se att samtliga svampprover ligger långt under EU:s försäljningsgränsvärde för bly i vild svamp (0,80 mg/kg). Främby udde och Lugnet har lägre medelhalt än referensområdet (0,017; 0,020; 0,034 mg/kg, respektive), men skillnaderna är inte så stora. Galgberget har det högsta medelvärdet (0,088 mg/kg) följt av Stenslund (0,052 mg/kg). Den enda karljohan-svamp som påträffades under insamlingen har den högsta blyhalten (0,54 mg/kg). Rimskivling hade inte högre blyhalt än de andra svamparterna, till skillnad mot arsenik och kadmium (Tabell 4, Bilaga 1).



Figur 4. Blyhalter i vild svamp (kantarell, trattkantarell, rimskivling, karljohan) från respektive provtagningsområde i Falun och i referensområdet i Enviken. Det horisontella strecket anger medelvärdet för respektive provtagningsområde.

3.4 Kvicksilverhalter i vild svamp

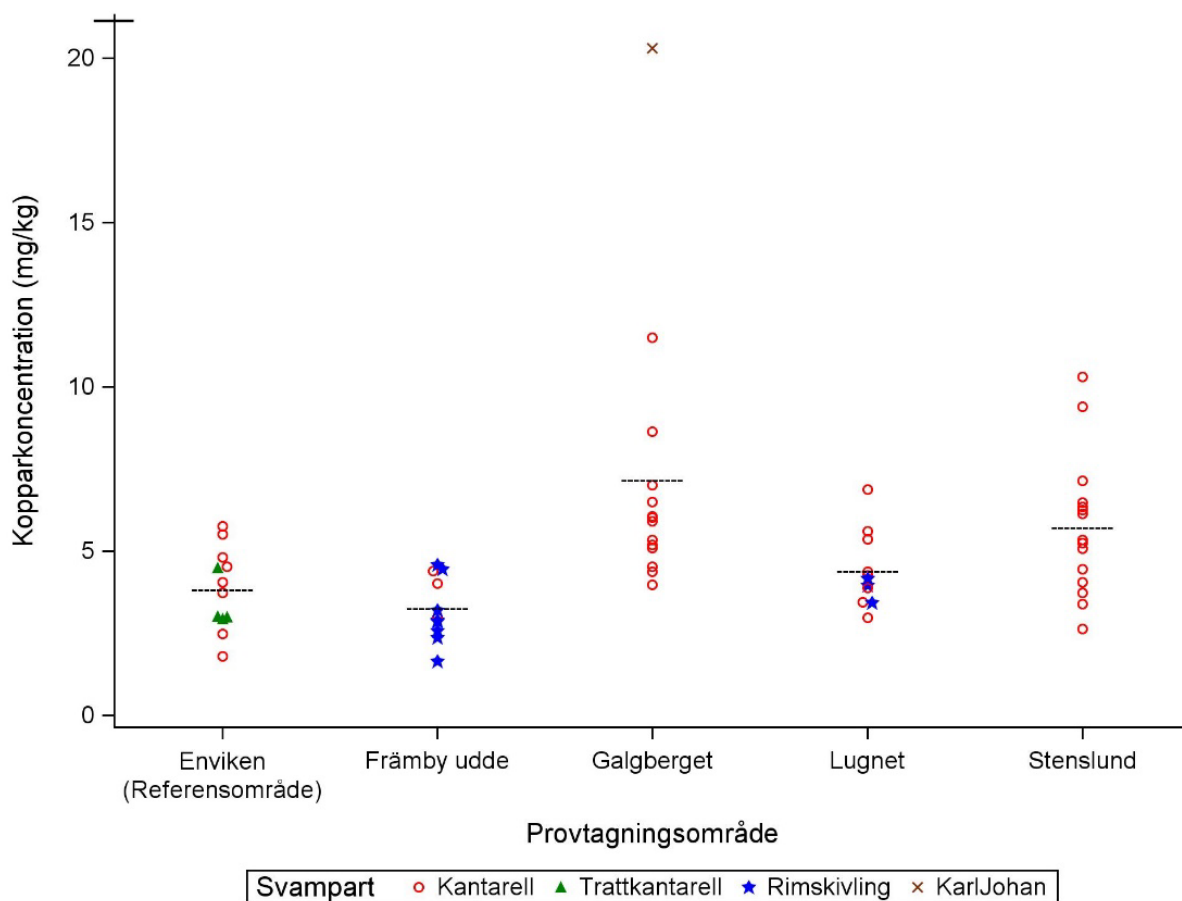
Figur 5 och tabell 4 i bilaga 1 visar kvicksilverhalter i svamp från respektive provtagningsområde. Stenslund har lägre medelvärde än referensområdet i Enviken (0,003; 0,012 mg/kg, respektive). Därefter kommer Lugnet (0,019 mg/kg), följt av Främby udde (0,048 mg/kg) och Galgberget som har det högsta medelvärdet (0,095 mg/kg). Det svampprov med högst kvicksilverhalt är karljohan med ett värde på 1,28 mg/kg.



Figur 5. Kvicksilverhalter i vild svamp (kantarell, trattkantarell, rimskivling, karljohan) från respektive provtagningsområde i Falun och i referensområdet i Enviken. Det horisontella strecket anger medelvärdet för respektive provtagningsområde.

3.5 Kopparhalter i vild svamp

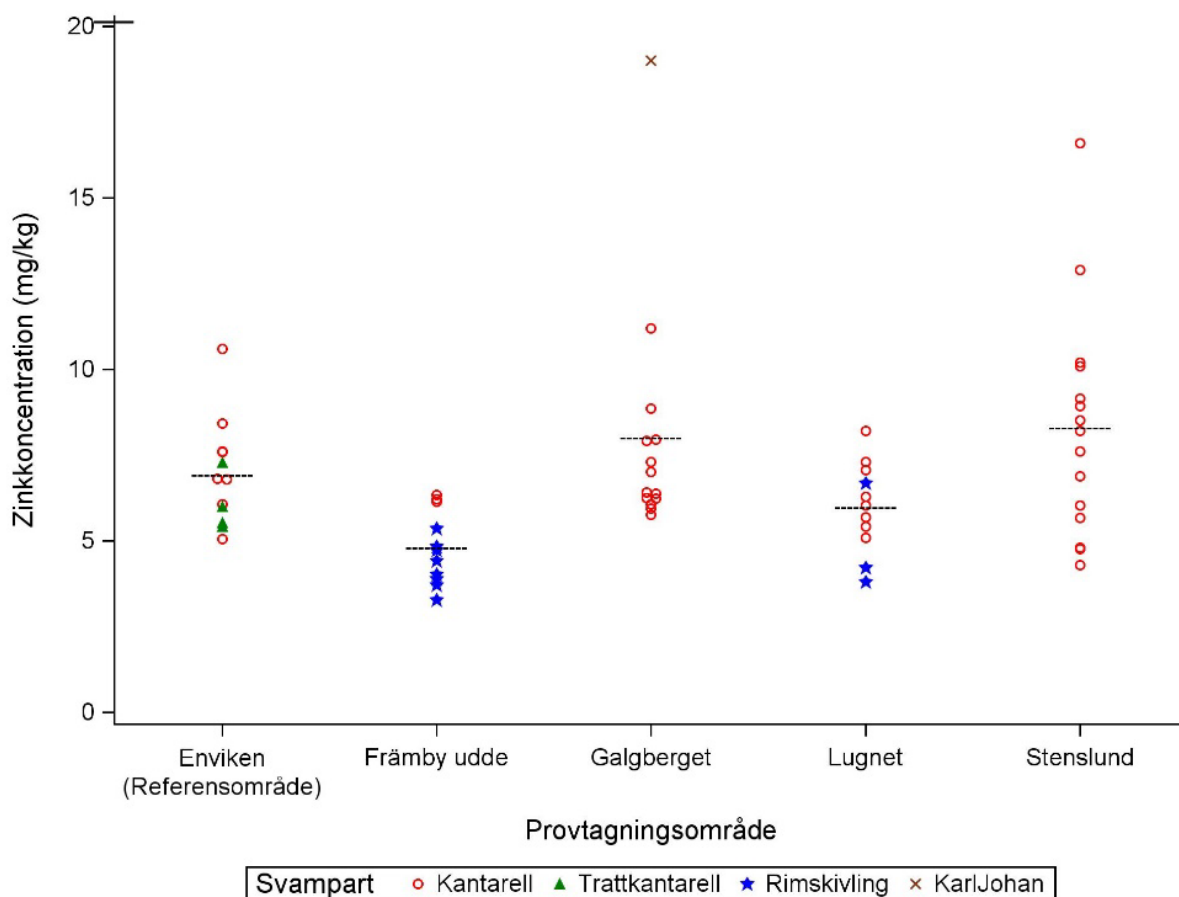
Figur 6 och tabell 4 i bilaga 1 visar kopparhalter i svamp från respektive provtagningsområde. Främby udde har det lägsta medelvärdet (3,28 mg/kg), följt av referensområdet i Enviken (3,84 mg/kg), Lugnet (4,40 mg/kg), Stenslund (5,73 mg/kg) jämfört med Galgberget som har det högsta medelvärdet (7,17 mg/kg) (Figur 7, tabell 4 i bilaga 1). Den svampart som innehåller högst kopparhalt är karljohan i Galgberget med koncentration på 20,30 mg/kg.



Figur 6. Kopparhalter i vild svamp (kantarell, trattkantarell, rimskivling, karljohan) från respektive provtagningsområde i Falun och i referensområdet i Enviken. De horisontella streckade linjerna anger medelvärdet för respektive provtagningsområde.

3.6 Zinkhalter i vild svamp

Figur 7 och tabell 4 i bilaga 1 visar zinkhalter i svamp från respektive provtagningsområde. Främby udde och Lugnet har lägre medelvärde (4,82 och 5,98 mg/kg) än referensområdet i Enviken, följt av Galgberget (8,02 mg/kg) och Stenslund som har det högsta medelvärdet (8,31 mg/kg) (Figur 8, tabell 4 i bilaga 1). Den svampart som innehåller högst zinkhalt är karljohan med en koncentration på 18,90 mg/kg.



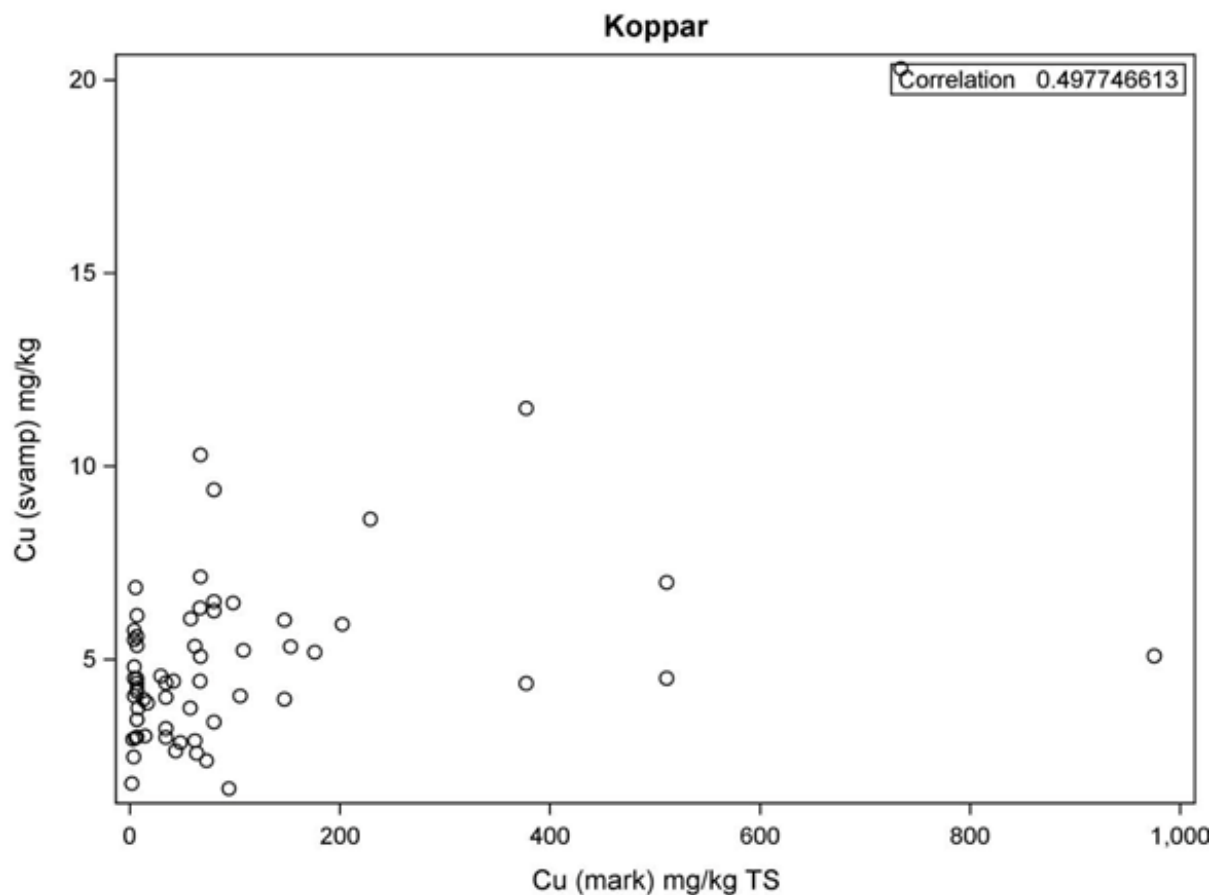
Figur 7. Zinkhalter i vild svamp (kantarell, trattkantarell, rimskivling, karljohan) från respektive provtagningsområde i Falun och i referensområdet i Enviken. De horisontella streckade linjerna anger medelvärdet för respektive provtagningsområde.

3.7 Metallhalter i blåbär och lingon

I blåbär och lingon påträffades låga halter av samtliga analyserade metaller, med många prover under LOR (Tabell 4 i bilaga 1). För lingon var arsenikhalterna under LOR i 86 % av proverna, för kadmium var alla utom ett prov under LOR, för kvicksilver var samtliga lingonprover under LOR och för bly var 95 % under LOR. Medelvärdet för koppar låg mellan 0,59-0,70 mg/kg för de olika områdena. För zink låg medelvärdet mellan 1,31-1,53 mg/kg för de olika områdena. För blåbär var 97 % av proverna under LOR gällande arsenikhalter, för kadmium var 83 % under LOR, för kvicksilver var samtliga blåbärprover under LOR och för bly var alla utom ett prov under LOR. Medelvärdet för koppar låg mellan 0,54-0,75 mg/kg för de olika områdena. För zink låg medelvärdet mellan 0,72-1,40 mg/kg för de olika områdena.

3.8 Korrelation mellan halter i mark och svamp

För cesium-137 i mark har man i Sverige efter nedfallet efter Tjernobylolyckan 1986 sett signifikanta samband mellan den ytekvivalenta markbeläggningen och medelhalt i svamp, för ett antal arter (Andersson et al., 2007), därför ville vi utföra en motsvarande korrelationsanalys gällande metallhalter i mark och svamp. På grund av att antalet insamlade svampar var begränsat, har korrelationer inte studerats per varje svampsort utan det har bara varit det övergripande sambandet som undersökts. Analysen påvisade svaga samband. Den starkaste korrelationen sågs för koppar (Figur 8) med en Pearson-korrelationskoefficient på 0,497. Korrelationen för de andra metallerna var följande: Bly, $r=0,27$; Zink, $r=0,24$; Kadmium, $r=0,016$; Kvicksilver, $r=0,002$; Arsenik, $r=-0,04$.



Figur 8. Korrelation mellan kopparhalt i mark (x-axeln) och kopparhalt i svamp (y-axeln).

3.9 Jämförelse med metallhalter i bär och svamp från andra studier

Jämförelse har genomförts av de maximalt uppmätta halterna av bly, arsenik och kadmium i blåbär, lingon och svamp från våra provtagningsområden Falun och i referensområdet i Enviken, samt butiksinköpt från Falun och vad som tidigare uppmäts i olika sammanhang, se tabeller 3a-3c. Den inköpta svampen (gul kantarell från Sverige) från Falun inkluderas dock inte i tabellen, halterna var under LOR gällande arsenik- och kvicksilverhalter, men med medelvärden för kadmium på 0,04, bly 0,03, koppar 3,49 och zink 7,64 mg/kg. Arsenik-, kadmium- och blyhalterna ligger därmed inom intervallet för halter som uppmäts i referensprover tidigare. Underlag för jämförelsen är rapporter från Livsmedelsverket där halter i både plockade och köpta grödor presenteras (Livsmedelsverket, 2016), resultat från miljömedicinska riskbedömningar gjorda av AMM Örebro av bär och svamp från förorenade områden (Arbets- och miljömedicin Örebro, 2022a, 2022b), två rapporter från förorenade områden i Sverige, inklusive referensprover för bär och svamp från områden som inte är förorenade (Arbets- och miljömedicin, 2018; Persson, 2015), samt EU:s försäljningsgränsvärden för bly och kadmium (EU-förordning 2023/915).

För arsenik och bly i blåbär, lingon och svamp från Falun och Enviken ligger halterna generellt i nivå med vad som har uppmäts i andra sammanhang i de fall där data finns att jämföra med, dock har inga tidigare mätningar hittats gällande metaller i rimskivling. Jämfört med halter från andra förorenade områden, är arsenikhalterna som uppmäts i svampen från Falun generellt lägre. Det svampprov som sticker ut i Falun gällande bly är den karljohan som påträffades med en halt på 0,54 mg/kg, vilket är liknande de halter som uppmäts i andra förorenade områden. Vid jämförelse med undersökningen i Falun från 90-talet kan man se att maxhalten av bly (1,30 mg/kg) var högre än idag. Även uppmätta kadmiumhalter i blåbär, lingon och svamp ligger i de flesta fall i samma nivå med det som uppmäts i andra fall. Dock ligger fem svampprover över EU:s försäljningsgränsvärde för kadmium i vild svamp (0,50 mg/kg). Det prov med högst maxhalt från Falun (1,20 mg/kg) är högre än samtliga tidigare uppmätta kadmiumhalter i svamp i andra sammanhang, dock har en nästan lika hög halt uppmäts i Zinkgruvan (1,10 mg/kg) men då i en annan svampart (Tabell 3c).

Om man jämför våra resultat från vårt referensområde i Enviken med andra referensdata från Sverige kan man se att våra halter ligger lite högre för arsenik i gul kantarell, för bly i blåbär och lingon. Vidare kan man se att kadmiumhalten är relativt hög i trattkantarell (0,25 mg/kg), där finns dock inga jämförelsedata, vare sig från förorenade områden som från referensområden, men om man jämför med gul kantarell så har man exempelvis uppmätt 0,33 mg/kg i trattkantarell från Glasriket (Tabell 3c).

Tabell 3a. I tabellen presenteras ett urval av arsenikhalter i bär-och svampprover från förorenade områden och referensområden och som är redovisade i olika svenska rapporter. EU:s försäljningsgränsvärden presenteras också. Antalet prov som analyserats visas inom parantes direkt efter analysvärdet. Analysvärdena representerar provernas våtvikt i mg/kg.

			Metallhalter mg/kg (N)											Gräns- värde EU mg/kg
			Förorenade områden							Referensområden			SLV 2016 ^g	
			Falun 2023 ^a	Falun 1989 ^b	Zink- gruvan 2022 ^c	Koppar- berg 2022 ^d	Munk- hyttan 2022 ^d	Glasriket 2015 ^e	Östnor 2018 ^f	Falun (Enviken) ^a 2024	Örebro 2022 ^{c,d}	Glasriket 2015 ^e		
ARSENIK	Blåbär	Max	0,01 (11)	-	<0,08 (11)	<0,08 (2)	<0,08 (7)	-	-	<0,005 (12)	<0,08 (6)	-	<0,008 (3)	-
		Medel	0,001 (11)	-	<0,08 (11)	<0,08 (2)	<0,08 (7)	-	-	0,005 (12)	<0,08 (6)	-	N.A*	-
	Lingon	Max	0,01 (11)	-	<0,08 (11)	<0,08 (3)	<0,08 (9)	-	-	<0,005 (12)	<0,08 (4)	-	<0,008 (1)	-
		Medel	0,01 (11)	-	<0,08 (11)	<0,08 (3)	<0,08 (9)	-	-	0,005 (12)	<0,08 (4)	-	N.A	-
	Kantarell	Max	0,04 (15)	-	<0,08 (6)	<0,08 (8)	-	0,023 95e (5)	-	0,01 (8)	<0,08 (3)	<0,007 (3)	-	-
		Medel	0,01 (15)	-	<0,08 (6)	<0,08 (8)	-	0,011 (5)	-	0,001 (8)	<0,08 (3)	0,01 (3)	-	-
	Trattkantarell	Max	-	-	4,3 (1)	<0,08 (2)	<0,08 (2)	0,125 95e (5)	-	<0,005 (4)	<0,08 (1)	<0,007 (2)	<0,004	-
		Medel	-	-	N.A	<0,08 (2)	<0,08 (2)	0,062 (5)	-	0,001 (4)	N.A	0,05 (2)	N.A*	-
	Rimskivling	Max	0,32 (8)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		Medel	0,13 (8)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Sopp ej artbestämd	Max	-	-	<0,08 (4)	-	0,08 (1)	-	-	-	-	-	-	-
		Medel	-	-	<0,08 (4)	-	N.A	-	-	-	-	-	-	-
	Björksopp	Max	-	-	-	-	-	0,71 95e (9)	-	-	<0,08 (1)	0,019 (2)	-	-
		Medel	-	-	-	-	-	0,32 (9)	-	-	N.A	0,18 (2)	-	-
	Sandsopp	Max	-	-	-	-	-	0,23 (8)	-	-	-	-	-	-
		Medel	-	-	-	-	-	0,16 (8)	-	-	-	-	-	-
	Smörsopp	Max	-	-	-	-	-	0,08 (4)	-	-	-	0,01 (1)	-	-
		Medel	-	-	-	-	-	0,06 (4)	-	-	-	N.A	-	-
Karljohan	Max	0,02 (1)	-	-	-	-	0,021 95e (2)	-	-	-	0,009 (1)	-	-	
	Medel	N.A	-	-	-	-	0,02 (2)	-	-	-	N.A	-	-	

Notering: N.A (eng. not applicable) = medelvärde inte tillämpligt pga. endast ett värde, N.A* - medelvärde inte tillämpligt pga. många värden under rapporteringsgränsen.

- Max- och medelvärden för osköljda bär och svampsorter insamlade i Falun under 2023 och i ett referensområde i Enviken under 2024.
- Metallhalter i livsmedel/växter. Miljö- och hälsoskyddskontoret, Falun. Dnr: 196-8265/85. 1989 (Jansson, 1989)
- Max- och medelvärden för osköljda bär och svampar. Prover insamlade från förorenat område och två referensområden (Arbets- och miljömedicin Örebro, 2022b).
- Max- och medelvärden för osköljda bär och svampar. Prover insamlade från förorenat område och två referensområden (Arbets- och miljömedicin Örebro, 2022a).
- Halten gäller 95- percentilen och medelhalter för insamlade prover. Prover insamlade från förorenat område, samt ett referensområde (Persson, 2015).
- Blyhalter i bär och svamp från ett förorenat område (Arbets- och miljömedicin Uppsala, 2018).
- Max- och medelvärden för ett urval av prover insamlade från Sverige under perioden 1974-2015 (Livsmedelsverket, 2016).

Tabell 3b. I tabellen presenteras ett urval av blyhalter i bär- och svampprover från förorenade områden och referensområden och som är redovisade i olika svenska rapporter. EU:s försäljningsgränsvärden presenteras också. Antalet prov som analyserats visas inom parantes direkt efter analysvärdet. Analysvärdena representerar provernas våtvikt i mg/kg.

			Metallhalter mg/kg (N)										SLV 2016 ^g	Gräns- värde EU mg/kg
			Förorenade områden					Referensområden						
			Falun 2023 ^a	Falun 1989 ^b	Zinkgruvan 2022 ^c	Koppar- berg 2022 ^d	Munk- hyttan 2022 ^d	Glasriket 2015 ^e	Östnor 2018 ^f	Falun (Enviken) ^a 2024	Örebro 2022 ^{c,d}	Glas- riket 2015 ^e		
BLY	Blåbär	Max	0,01 (13)	7,8 (1)	0,58 (11)	<0,04 (2)	0,08 (7)	-	<0,02 (3)	0,01 (12)	<0,04 (6)	-	-	0,10
		Medel	0,01 (13)	N.A	0,07 (11)	<0,04 (2)	N.A*	-	<0,02 (3)	0,01 (12)	<0,04 (6)	-	0,16 (12)	-
	Lingon	Max	0,10 (11)	0,05 (1)	1,60 (11)	<0,04 (3)	0,08 (9)	-	<0,009 (3)	0,01 (12)	<0,04 (4)	-	0,03 (9)	0,10
		Medel	0,01 (11)	N.A	-	<0,04 (3)	N.A*	-	<0,009 (3)	0,01 (12)	<0,04 (4)	-	0,008 (9)	-
	Kantarell	Max	0,10 (11)	-	0,21 (6)	0,09 (8)	-	0,10 (7)	0,09 (1)	0,05 (8)	<0,04 (3)	0,03 (3)	-	0,80
		Medel	1,51 (11)	-	-	0,05 (8)	-	0,08 (7)	N.A	0,03 (8)	<0,04 (3)	0,02 (3)	-	-
	Trattkantarell	Max	-	-	-	0,14 (1)	0,20 (2)	0,10 (5)	-	0,06 (4)	<0,04 (1)	0,07 (2)	0,14 (3)	0,80
		Medel	-	-	-	N.A	0,13 (2)	0,08 (5)	-	0,04 (4)	N.A	0,07 (2)	0,09 (3)	-
	Rimskivling	Max	0,02 (8)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,80
		Medel	0,01 (8)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Sopp ej artbestämd	Max	-	-	0,49 (4)	-	0,54 (1)	-	0,11 (1)	-	<0,04 (1)	-	-	0,80
		Medel	-	-	0,97 (4)	-	N.A	-	N.A	-	N.A	-	-	-
	Björksopp	Max	-	-	-	-	-	0,29 (9)	-	-	-	0,02 (2)	-	0,80
		Medel	-	-	-	-	-	0,11 (9)	-	-	-	0,01 (2)	-	-
	Sandsopp	Max	-	1,04 (2)	-	-	-	0,03 (8)	-	-	-	-	-	0,80
		Medel	-	0,68 (2)	-	-	-	0,01 (8)	-	-	-	-	-	-
Smörsopp	Max	-	0,77 (1)	-	-	-	0,14 (4)	-	-	-	0,01 (1)	0,06 (5)	0,80	
	Medel	-	N.A	-	-	-	0,09 (4)	-	-	-	N.A	0,02 (5)	-	
Karljohan	Max	0,54 (1)	1,30 (3)	-	-	0,54 (1)	0,08 (1)	-	-	<0,04 (1)	0,02 (1)	0,09 (5)	0,80	
	Medel	N.A	0,76 (3)	-	-	N.A	N.A	-	-	N.A	N.A	0,03 (5)	-	

Notering: N.A (eng. not applicable) = medelvärde inte tillämpligt pga. endast ett värde, N.A* - medelvärde inte tillämpligt pga. många värden under rapporteringsgränsen.

- Max- och medelvärden för osköljda bär och svampsorter insamlade i Falun under 2023 och i ett referensområde i Enviken under 2024.
- Metallhalter i livsmedel/växter. Miljö- och hälsoskyddskontoret, Falun. Dnr: 196-8265/85. 1989 (Jansson, 1989)
- Max- och medelvärden för osköljda bär och svampar. Prover insamlade från förorenat område och två referensområden (Arbets- och miljömedicin Örebro, 2022b).
- Max- och medelvärden för osköljda bär och svampar. Prover insamlade från förorenat område och två referensområden (Arbets- och miljömedicin Örebro, 2022a).
- Halten gäller 95- percentilen och medelhalter för insamlade prover. Prover insamlade från förorenat område, samt ett referensområde (Persson, 2015).
- Blyhalter i bär och svamp från ett förorenat område (Arbets- och miljömedicin Uppsala, 2018).
- Max- och medelvärden för ett urval av prover insamlade från Sverige under perioden 1974-2015 (Livsmedelsverket, 2016).

Tabell 3c. I tabellen presenteras ett urval av kadmiumhalter i bär- och svampprover från förorenade områden och referensområden och som är redovisade i olika svenska rapporter. EU:s försäljningsgränsvärden presenteras också. Antalet prov som analyserats visas inom parantes direkt efter analysvärdet. Analysvärdena representerar provernas våtvikt i mg/kg.

		Metallhalter mg/kg (N)											Gräns- värde EU mg/kg	
		Förorenade områden							Referensområden			SLV 2016 ^g		
		Falun 2023 ^a	Falun 1989 ^b	Zinkgruvan 2022 ^c	Koppar- berg 2022 ^d	Munk- hyttan 2022 ^d	Glasriket 2015 ^e	Östnor 2018 ^f	Falun (Enviken) ^a 2024	Örebro 2022 ^{c,d}	Glas- riket 2015 ^e			
KADMIUM	Blåbär	Max	<0,002 (13)	0,06 (1)	0,01 (11)	<0,005 (2)	0,009 (7)	-	-	<0,002 (12)	<0,005 (6)	-	0,002 (9)	0,03
		Medel	<0,002 (13)	N.A	0,02 (11)	<0,005 (2)	N.A*	-	-	<0,002 (12)	<0,005 (6)	-	0,002 (9)	-
	Lingon	Max	<0,002 (13)	0,02 (1)	0,01 (11)	<0,005 (3)	<0,005 (9)	-	-	0,001 (12)	<0,005 (4)	-	0,003 (8)	0,03
		Medel	<0,002 (13)	N.A	0,006 (11)	<0,005 (3)	<0,005 (9)	-	-	<0,001 (12)	<0,005 (4)	-	0,002 (8)	-
	Kantarell	Max	0,07 (13)	-	0,08 (6)	0,09 (8)	-	0,33 95e (7)	-	0,06 (8)	0,09 (3)	0,04 (3)	-	0,50
		Medel	0,04 (13)	-	0,05 (6)	0,03 (8)	-	0,17 (7)	-	0,03 (8)	0,07 (3)	0,04 (3)	-	-
	Trattkantarell	Max	-	-	5,43 (1)	0,10 (1)	0,04 (2)	0,45 (5)	-	0,25 (4)	0,04 (1)	0,07 (2)	0,31 (3)	0,50
		Medel	-	-	N.A	N.A	0,02 (2)	0,19 (5)	-	0,09 (4)	N.A	0,05 (2)	0,21 (3)	-
	Rimskivling	Max	1,20 (8)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,50
		Medel	0,54 (8)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Sopp ej artbestämd	Max	-	-	1,1 (4)	-	0,26 (1)	-	-	-	0,12 (1)	-	-	0,50
		Medel	-	-	0,003 (4)	-	N.A	-	-	-	N.A	-	-	-
	Björksopp	Max	-	-	-	-	-	2,0 (9)	-	-	-	0,53 (2)	-	0,50
		Medel	-	-	-	-	-	0,52 (9)	-	-	-	0,34 (2)	-	-
	Sandsopp	Max	-	0,34 (2)	-	-	-	0,32 (8)	-	-	-	-	-	0,50
		Medel	-	0,27 (2)	-	-	-	0,14 (8)	-	-	-	-	-	-
	Smörsopp	Max	-	0,13 (1)	-	-	-	0,11 95e (4)	-	-	-	0,007 (1)	-	0,50
		Medel	-	N.A	-	-	-	0,07 (4)	-	-	-	N.A	-	-
Karljohan	Max	0,11 (1)	0,55 (3)	-	-	-	0,45 95e (2)	-	-	-	0,08 (1)	-	0,50	
	Medel	-	0,45 (3)	-	-	-	0,35 (2)	-	-	-	N.A	-	-	

Notering: N.A (eng. not applicable) = medelvärde inte tillämpligt pga. endast ett värde, N.A* - medelvärde inte tillämpligt pga. många värden under rapporteringsgränsen.

- Max- och medelvärden för osköljda bär och svampsorter insamlade i Falun under 2023 och i ett referensområde i Enviken under 2024.
- Metallhalter i livsmedel/växter. Miljö- och hälsoskyddskontoret, Falun. Dnr: 196-8265/85. 1989 (Jansson, 1989)
- Max- och medelvärden för osköljda bär och svampar. Prover insamlade från förorenat område och två referensområden (Arbets- och miljömedicin Örebro, 2022b).
- Max- och medelvärden för osköljda bär och svampar. Prover insamlade från förorenat område och två referensområden (Arbets- och miljömedicin Örebro, 2022a).
- Halten gäller 95- percentilen och medelhalter för insamlade prover. Prover insamlade från förorenat område, samt ett referensområde (Persson, 2015).
- Blyhalter i bär och svamp från ett förorenat område (Arbets- och miljömedicin Uppsala, 2018).
- Max- och medelvärden för ett urval av prover insamlade från Sverige under perioden 1974-2015 (Livsmedelsverket, 2016).

4 Diskussion

I denna delstudie har halter av arsenik, bly, kadmium, kvicksilver, koppar och zink analyserats i blåbär, lingon samt i några ätliga svamparter från fem olika områden i Falun, som valts ut baserat på deras avstånd till och vindriktning från Falu gruva samt ett referensområde i Enviken. Metallhalterna har jämförts med tidigare uppmätta halter i Falun, nyligen butikköpta svampar i Falun, men även med metallhalter i bär och svamp från olika områden i Sverige.

4.1 Metallhalter i Falun och Enviken

Analysen av de toxiska metallerna bly, arsenik, kadmium och kvicksilver i blåbär och lingon från provtagningsområdena i Falun och referensområdet i Enviken visar att halterna generellt ligger i nivå med, eller under, de som rapporterats från andra delar av Sverige. De högsta koncentrationerna av samtliga metaller återfanns i svampproverna, vilket är i linje med tidigare studier som visat att svampar tenderar att absorbera mer metaller än andra växter, såsom jordbruksgrödor, grönsaker och frukt. Det som sticker ut i våra resultat är de fem rimskivlingprover med kadmiumhalter över EU:s försäljningsgränsvärde för vild svamp. Vidare uppvisade våra mätningar en relativt hög halt av bly i den enda karljohan svamp (0,54 mg/kg) som påträffades, samt förhöjd zinkhalt i samma svamp (1,20 mg/kg) som ligger betydligt högre än EU:s försäljningsgränsvärde i fisk (0,50 mg/kg). De lägsta metallhalterna i svamp återfanns i grönområdet i Enviken, vilket var förväntat då vi valde detta område till vårt referensområde med förväntat låga halter i mark. Lugnet är det enda av provtagningsområdena som ligger utanför isolinjerna för bly, därför förväntade vi oss de lägsta halterna där, efter referensområdet, dock var medelvärdena för Lugnet, Stenslund och Galgberget ganska lika, vilket var något oväntat.

I analysen ingick även zink och koppar som är essentiella metaller, men trots det finns en övre gräns för hur mycket man kan få i sig utan risk för hälsopåverkan. För zink har EFSA fastställt en övre gräns för säkert intag för vuxna till 25 mg/dag. Om man räknar på total zinkhalt i en svampmacka (200 g), med den svamp med högst zinkhalt i vår undersökning (18,90 mg/kg) blir det 3,78 mg. Det rekommenderade intaget av zink för vuxna män och kvinnor (varierar med ålder och kön) ligger mellan 9,3-12,7 mg per dag. För koppar har EFSA tagit fram en övre gräns för acceptabelt intag 5 mg/dag (EFSA., 2023). Enligt Livsmedelsverkets matkorgsundersökning från 2022 är per capita-intaget av koppar från mat, exklusive dricksvatten, ca 1,6 mg och medianvärdet för bidraget från dricksvatten är 0,61 mg/l. Detta betyder att det finns ett utrymme för kopparexponering från andra källor på mindre än 3 mg per dag. Den totala halten koppar i en svampmacka (200 g), om man skulle äta av svampen med den högsta halten från Galgberget (20,30 mg/kg) blir 4,06 mg vilket överskrider det exponeringsutrymme som finns kvar. Dock är den övre gränsen för acceptabelt intag framtaget utifrån långtidsexponering, vilket inte är realistiskt när det gäller svampintag.

Det skulle vara av stort värde om det var möjligt att förutsäga metallhalter i svamp baserat på halten i den omgivande marken, då detta skulle möjliggöra uppskattningar för större områden där människor plockar svamp. För cesium har tidigare studier visat ett samband mellan den ytekvivalenta markbeläggningen och medelhalten av cesium i svamp (Andersson et al., 2007), därför ville vi undersöka om liknande samband kunde påvisas i våra data. Korrelationsanalysen som genomfördes visade dock inga signifikanta samband mellan markhalter och svamphalter i vårt material. Den starkaste korrelationen observerades för koppar ($r=0,497$). En möjlig förklaring till att vi inte kunde identifiera några tydliga samband i våra prover kan vara den begränsade mängden data, som gjorde att vi var tvungna att analysera alla svamparter tillsammans.

Upptaget av metaller i svamp påverkas av flera faktorer, däribland svampart, jordens pH-värde, koncentrationen av organiskt material, metallhalterna i marken samt åldern på både svampens fruktkropp och mycel (Campos et al., 2009; Udochukwu et al., 2014). Rimskivling är en art som är särskilt benägen att ackumulera höga halter av metaller, inklusive kadmium, vilket i vissa områden kan göra att denna svamp ger ett relativt stort bidrag till metallexponeringen vid regelbunden konsumtion (Gebrelibanos et al., 2016). Blyhalterna i blåbär, lingon och svamp från Falun och referensområdet skiljer sig inte nämnvärt från nivåerna i andra delar av Sverige. Studier har visat att halterna skiljer på osköljda och sköljda grönsaker, bär och svampar (Augustsson et al., 2023; Arbets- och miljömedicin Örebro, 2022b), därför rekommenderas generellt att man ser till att all jord avlägsnas innan förtäring för att därigenom minska metallexponeringen från eventuellt damm eller jordrester.

4.2 Begränsningar och osäkerheter

Studien har vissa begränsningar, bland annat att spridningen av halter är stor inom provtagningsområdena och att vi har för få prover av karljohan och trattkantareller för att kunna dra slutsatser kring dessa. Bär- och svampproverna analyserades utan att först sköljas, vilket innebär att resultaten kan inkludera metallhalter från yttre jordrester. Detta skiljer sig från EU:s försäljningsgränsvärden, som gäller för sköljda prover. Det hade därför varit värdefullt att analysera både sköljda och osköljda prover. Svampproverna togs utifrån koordinaterna för markproverna, som togs tidigare under projektet. I vissa fall påträffades dock ingen svamp exakt vid markkoordinaterna. Detta är en begränsning framförallt för korrelationsanalysen, där har avståndet från svampproven till markproven beräknats och det närmsta värdet på markprovet har använts för varje svampprov.

Eftersom analysmetoden endast ger totalkoncentration av arsenik, är fördelningen mellan oorganisk, den toxiska formen, och organisk arsenik, den för människan mindre toxiska formen, i de analyserade proverna okänd. Förhållandet mellan oorganisk och organisk arsenik kan variera beroende på gröda. Forskning har exempelvis visat att det i jordgubbar sker en viss omvandling av oorganisk arsenik till organisk arsenik, som har lägre toxicitet.

Själva påverkan som ett ämne har på kroppen beror inte bara på dess koncentration utan även på dess biotillgängliga del, det vill säga den andel av metallen som kroppen faktiskt kan absorbera. Hur stor andel som är biotillgänglig beror på metallens specifika kemiska form, individens hälsotillstånd och andra faktorer. Eftersom bioåtkomligheten inte har undersökts i bär- och svampproverna kan det påverka det potentiella upptaget.

Slutligen utgör denna undersökning en ögonblicksbild av metallhalterna i de specifika provtagningsområden där bär och svamp samlats in, vilket gör resultaten representativa som stickprov snarare än som en heltäckande kartläggning. Det är därför viktigt att påpeka att metallhalterna i bär och svamp kan variera betydligt i andra delar av dessa områden samt på närliggande platser.

5 Slutsatser

Analysen av metaller i blåbär och lingon visade låga halter i Falun och i referensområdet i Enviken, med många prover under rapporteringsgränsen. För svamp, särskilt rimskivling och karljohan, påträffades högre halter, där rimskivling hade de högsta arsenik- och kadmiumhalterna, med fem prover över EU:s försäljningsgränsvärde för vild svamp. Inget samband mellan markhalt och svamphalt kunde identifieras, vilket gör det omöjligt att göra uppskattningar för större områden. Ytterligare provtagning kan komma att behövas för att bedöma risker i andra områden i Falun med höga markhalter och för att få mer data om metallhalter i rimskivling och karljohan i dessa områden. Lokala råd- och riktlinjer bör ses över baserat på aktuella data, samtidigt som hänsyn tas till osäkerheter i analyserna. En miljömedicinsk riskbedömning kan vara nödvändig för att bedöma långtidsexponering för känsliga grupper.

6 Referenser

- Andersson, P., Carlsson, M., Falk, R., Hubbard, L., Wolfram, L., Mjönes, L., Öhlén, E. (2007). *Strålmiljön i Sverige - Statens strålskyddsinstitut*. Hämtad från Avdelningen för beredskap och miljöövervakning:
<https://www.stralsakerhetsmyndigheten.se/contentassets/76e136949df04717a3940f7508ffaae0/200702-stralmiljon-i-sverige>
- Arbets- och miljömedicin, Uppsala. (2018). *Miljömedicinsk bedömning av förorenad mark i området Östnor, Mora*. Hämtad från Akademiska sjukhuset, Region Uppsala, Uppsala:
<https://ammuppsala.se/wp-content/uploads/2020/11/rapport-3-2018.pdf>
- Augustsson, A., Lundgren, M., Qvarforth, A., Hough, R., Engström, E., Paulukat, C., & Rodushkin, I. (2023). Managing health risks in urban agriculture: The effect of vegetable washing for reducing exposure to metal contaminants. *Sci Total Environ*, 863, 160996. doi:10.1016/j.scitotenv.2022.160996
- Campos JA, Tejera NA, Sánchez CJ. *Substrate role in the accumulation of heavy metals in sporocarps of wild fungi*. *Biometals*. 2009 Oct;22(5):835-41. doi: 10.1007/s10534-009-9230-7. Epub 2009 Mar 31. PMID: 19333556.
- European Food Safety Authority. S., More, S. J., Bampidis, V., Benford, D., Bragard, C., Halldorsson, T. I., Leblanc, J.-C. (2023). *Re-evaluation of the existing health-based guidance values for copper and exposure assessment from all sources*. *EFSA Journal*, 21(1), e07728. doi:<https://doi.org/10.2903/j.efsa.2023.7728>
- Jansson, B. (1989). *Halter i livsmedel/växter*. Miljö- och hälsoskyddskontoret i Falun, Falu kommun. Dnr 196-8265/85. Rapport beställd från miljöavdelningen vid Falu kommun.
- Livsmedelsverket. (2016). *Frukt, bär, grönsaker och svamp - Metaller i livsmedel - fyra decenniers analyser*. Hämtad från
https://www.livsmedelsverket.se/globalassets/publikationsdatabas/rapporter/2016/metaller-i-livsmedel---fyra-decenniers-analyser-av-frukt-bar-gronsaker-och-svamp_rapport_10_2016.pdf
- Livsmedelsverket. (2024). L 2024 nr 08: Swedish market basket study 2022 - Per capita-based analyses of nutrients and toxic compounds in market baskets and assessment of benefit or risk. Hämtad från <https://www.livsmedelsverket.se/globalassets/publikationsdatabas/rapporter/2024/l-2024-nr-08-swedish-market-basket-study-2022.pdf>
- Persson, T. (2015). Examensarbete. *Kan intaget av metaller vid konsumtion av svamp som vuxit nära glasbruk utgöra en hälsorisk?* Linnéuniversitetet. Hämtad från <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:823062/FULLTEXT02.pdf>
- Schrenk, D., Bignami, M., Bodin, L., Chipman, J. K., Del Mazo, J., Grasl-Kraupp, B., Schwerdtle, T. (2020). *Risk to human health related to the presence of perfluoroalkyl substances in food*. *Efsa j*, 18(9), e06223. doi:10.2903/j.efsa.2020.6223
- Udochukwu U., Nekpen B.O., Udnyiwe O.C., Omeje F.I. Bioaccumulation of heavy metals and pollutants by edible mushroom collected from Iselu market Benin-city. *Int. J. Curr. Microbiol. App. Sci.* 2014;3:52–57.

Arbets- och miljömedicin Örebro. (2022a). *Metaller i bär och svamp vid Ljusnarsbergssfältet i Kopparberg och Munkhyttans skjutbana, Örebro län - En miljömedicinsk riskbedömning*. Hämtad från <https://vardgivare.regionorebrolan.se/siteassets/media/arbets--och-miljomedicin/publikationer/rapporter-2022/kopparberg-o-munkhyttan-bar-svamp-2022-08-08.pdf>

Arbets- och miljömedicin Örebro. (2022b). *Metaller i bär och svamp vid Zinkgruvans samhälle, Örebro län - En miljömedicinsk riskbedömning*. Hmtad från Region Örebro län, Örebro: <https://vardgivare.regionorebrolan.se/siteassets/media/arbets--och-miljomedicin/publikationer/rapporter-2022/zinkgruvan-bar-svamp-version-2--2022-08-08.pdf>

Bilaga 1. Sammanställning av metallhalter i bär och svamp från Falun och referensområdet i Enviken

Tabell 4. Sammanställning av medelvärden för arsenik (As), kadmium (Cd), kvicksilver (Hg), bly (Pb) och zink (Zn) i blåbär, lingon och svamp (uppdelat på svampart) från olika områden i Falun och Enviken, Dalarnas län. Halterna är angivna i mg/kg. Värden markerade i grått innebär att samtliga enskilda prover för området är under analyslaboratoriets rapporteringsgräns (LOR) och de är här dividerade med 2.

			Metallhalter mg/kg																		
			As		Cd			Cu			Hg			Pb			Zn				
			N	Medel	Std	Max	Medel	Std	Max	Medel	Std	Max	Medel	Std	Max	Medel	Std	Max	Medel	Std	Max
Blåbär	Enviken	12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,75	0,20	1,26	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01	1,40	0,41	2,32	
	Främby udde	11	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,55	0,11	0,74	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01	0,82	0,19	1,20	
	Galgberget	13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,61	0,07	0,73	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01	0,92	0,13	1,16	
	Lugnet	11	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,58	0,05	0,65	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01	0,78	0,04	0,84	
	Stenslund	11	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,54	0,06	0,63	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01	0,72	0,09	0,86	
Lingon	Enviken	12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,61	0,10	0,81	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01	1,38	0,16	1,68	
	Främby udde	11	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,64	0,09	0,76	0,00	0,00	0,00	0,01	0,03	0,10	1,51	0,25	1,75	
	Galgberget	12	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,62	0,08	0,78	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01	1,53	0,18	1,86	
	Lugnet	11	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,70	0,13	0,87	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01	1,37	0,27	1,85	
	Stenslund	11	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,59	0,11	0,77	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,02	1,31	0,18	1,54	
Svamp	Enviken	Kantarell	8	0,00	0,00	0,01	0,03	0,02	0,06	4,09	1,39	5,76	0,00	0,00	0,00	0,03	0,02	0,05	7,37	1,66	10,60
		Trattkantarell	4	0,00	0,00	0,00	0,09	0,11	0,25	3,37	0,76	4,50	0,03	0,01	0,04	0,04	0,02	0,06	6,06	0,86	7,28
	Främby udde	Kantarell	3	0,00	0,00	0,01	0,04	0,01	0,05	3,80	0,73	4,40	0,00	0,00	0,00	0,02	0,01	0,03	6,24	0,10	6,35
		Rimskivling	8	0,13	0,11	0,32	0,54	0,33	1,20	3,08	1,00	4,58	0,06	0,03	0,12	0,01	0,01	0,02	4,29	0,68	5,37
	Galgberget	Kantarell	13	0,01	0,00	0,02	0,04	0,02	0,07	6,16	2,02	11,50	0,00	0,00	0,01	0,05	0,02	0,10	7,18	1,52	11,20
		Karljohan	1	0,02	N.A	0,02	0,11	N.A	0,11	20,30	N.A	20,30	1,28	N.A	1,28	0,54	N.A	0,54	19,00	N.A	19,00
	Lugnet	Kantarell	8	0,00	0,00	0,01	0,04	0,01	0,05	4,60	1,27	6,87	0,00	0,00	0,00	0,03	0,01	0,04	6,39	1,06	8,21
		Rimskivling	3	0,06	0,03	0,09	1,04	0,11	1,16	3,86	0,38	4,17	0,06	0,03	0,09	0,01	0,00	0,01	4,91	1,56	6,69
	Stenslund	Kantarell	15	0,01	0,01	0,04	0,04	0,02	0,07	5,73	2,10	10,30	0,00	0,00	0,01	0,05	0,03	0,13	8,31	3,31	16,60

Underlagsrapport 4: Enkätundersökning i Falun

– en enkät om boendemiljö, yrke, livsstil och kostvanor kopplat till metallexponering



Författare:

Linda Dunder, Arbets- och miljömedicin Uppsala

Mario Oliveira Sanca, Arbets- och miljömedicin Uppsala

Martin Tondel, Arbets- och miljömedicin Uppsala

Tobias Nordqvist, Arbets- och miljömedicin Uppsala

Johan Hallberg, Region Dalarna

Sammanfattning

Denna underlagsrapport presenterar resultaten från en enkätstudie inom ramen för BIOMET-projektet. Syftet med enkätstudien har varit att ta fram data för att kunna uppskatta metallexponeringen bland invånarna i Falun samt i ett referensområde utanför Falun som inte påverkats av gruvbrytning. En ytterligare målsättning var att undersöka Falubornas riskuppfattning kring metallförorenad mark samt deras efterlevnad av lokala råd och riktlinjer för att minska de hälsorisker som är förknippade med metallexponering. Enkätstudien fokuserar särskilt på de toxiska metallerna bly, arsenik och kadmium. I Falun förekommer dessa metaller i förhöjda halter på flera platser, dels som ett resultat av gruvavfall och gruvmassor som spridits runt om i staden, samt genom diffus atmosfärisk spridning från den tidigare gruvdriften.

I enkäten inkluderades frågor om boendemiljö, yrke, livsstil och kostvanor och enkäten utformades för att kunna jämföras med tidigare liknande enkätundersökningar i Sverige. I början av 2024 skickades enkäten ut till en slumpvis utvald person från 9 564 hushåll i Falun och referensområdet som inte påverkats av historisk gruvdrift. Totalt inkom 3 942 svar, vilket gav en svarsfrekvens på 41 %.

Signifikanta skillnader kunde ses gällande tobaksrökning, typ av dricksvattenkälla, jakt- och fiskevanor, svampkonsumtion och trädgårdsodling mellan studiepopulationen i Falun och referenspopulationen ($p < 0,0001$). Alla dessa faktorer kan påverka metallexponeringen hos befolkningen. I Falun var 4 % av de som svarade på enkäten dagligrökare jämfört med 7 % i referensområdet. Nästan samtliga av Faluborna får sitt dricksvatten från det kommunala nätet, medan 35 % av invånarna i referensområdet har egen dricksvattenbrunn. När det gäller jakt och fiske har 7 % av hushållen i Falun minst en viltjägare jämfört med 28 % i referensområdet. Över 70 % av samtliga jägare uppgav att de använder blyammunition. Knappt 5 % av Faluborna svarade att de äter lokalt fångad fisk jämfört med 1 % i referensområdet. Dubbelt så hög andel äter lokal svamp i referensområdet jämfört med i Falun (51 % jämfört med 25 %). Vad gäller lokala livsmedel odlar ca 39 % av Faluborna sina egna grönsaker, medan den siffran är högre i referensområdet där nästan 65 % odlar egna grönsaker. När det gäller medvetenhet kring de höga metallhalterna i gruvavfallet svarade 83 % av respondenterna i Falun att de vet om detta, men endast 48 % svarade att de känner till kommunens riktlinjer för att minimera exponeringen. De flesta av respondenterna uppgav att de aldrig vistats på slagghögarna under de senaste 8 månaderna, men 15 % har vistats på slagghögarna några gånger i månaden under de senaste 8 månaderna.

Flera viktiga livsstilsfaktorer skiljer mellan Falun och referensområdet som potentiellt kan leda till högre metallhalter i befolkningen i referensområdet. Medan en majoritet av Faluborna är medvetna om de höga metallhalterna i gruvavfallet, är det endast en mindre andel som känner till de lokala riktlinjerna för att minska exponeringen och det kan därför innebära en förhöjd metallbelastning från gruvverksamheten för befolkningen i Falun jämfört med referensområdet.

Innehållsförteckning

1	Inledning.....	1
2	Bakgrund	1
2.1	Bly.....	2
2.2	Arsenik.....	2
2.3	Kadmium	2
3	Metod.....	3
3.1	Val av population.....	3
3.2	Bakgrundsdata.....	4
3.3	Bearbetning av uppgifter	4
3.4	Statistik och programvaror	4
4	Resultat.....	5
4.1	Svarsfrekvens.....	5
4.2	Utbildning, yrke och familj.....	5
4.3	Socioekonomiska faktorer	7
4.4	Rökning.....	7
4.5	Dricksvatten.....	9
4.6	Trädgårdsodling.....	9
4.7	Konsumtion av lokala svampar och bär	9
4.8	Fisk och kräftor	10
4.9	Jakt	11
4.10	Användning av park- och grönområden	11
4.11	Kunskap om höga metallhalter i gruvavfallet	12
4.12	Medvetenhet kring råd och riktlinjer.....	13
4.13	Matvanor	14
5	Diskussion.....	16
5.1	Socioekonomiska faktorer	16
5.2	Beteenden och livsstil som kan leda till högre metallexponering.....	16
5.2.1	Rökning.....	16
5.2.2	Yrkesexponering	16
5.2.3	Vistelse kring typområden	17
5.2.4	Jakt och fiske	17
5.2.5	Matvanor	18
5.2.6	Dricksvatten.....	19
5.3	Riskuppfattning och riskacceptans	19
5.4	Riktlinjer för svamp/bär plockning och odling i Falun.....	20
5.5	Metodöverbäganden	21
5.6	Fortsatta studier	22
6	Slutsatser	22
7	Referenser	23

1 Inledning

Enkäter är ett grundläggande verktyg i populationsstudier för att samla in detaljerade uppgifter på individnivå, vilket möjliggör analyser för att kunna undersöka samband mellan exponering och vilka faktorer som kan förklara skillnader i exponering, såsom till exempel ålder, kön, region, kost och socioekonomiska faktorer. Detta behövs för att kunna identifiera grupper som kan ha högre risk för en viss exponering. På grund av den stora utbredningen av metallförorenad mark i Falun har Falu kommun tagit fram särskilda riktvärden samt råd och riktlinjer för att minska potentiella hälsorisker. Därför är det viktigt att befolkningen har medvetenhet kring dessa råd och att de efterföljs i så stor grad som möjligt.

I BIOMET har vi utformat ett frågeformulär för att samla in information om yrke, livsstil, fritidsintressen och specifika kostvanor som är relaterade till exponering för metaller i Falun jämfört med ett referensområde opåverkat av Falu gruva. Frågorna i formuläret har utvecklats för att resultaten ska kunna jämföras med tidigare studier på området, som exempelvis undersökningarna från Glasriktet (Helmfrid et al., 2017), eller på ett mer allmänt sätt även Miljöhälsorapporterna (Folkhälsomyndigheten 2017, 2021). Inom den hälsorelaterade miljöövervakningen (HÄMI), vars syfte är att långsiktigt övervaka miljöfaktorer som kan påverka människors hälsa, har man tagit fram en basenkät gällande exponering av organiska miljöföroreningar och metaller. Det är viktigt att enkätfrågor ställs på ett likartat sätt för att på nationell nivå kunna jämföra och sammanfoga data från olika sambandsstudier. I utvecklingen av vår enkät har vi därför granskat och tagit hänsyn till frågorna i HÄMI:s basenkät¹. Detta gör dessutom enkäten mer standardiserad och lättare att jämföra med kommande studier.

Syftet med enkätstudien i BIOMET är att ta fram data för att kunna uppskatta studiepopulationens bakgrundexponering för metaller via deras boendemiljö, livsstil, yrke och livsmedel, men vidare också att undersöka hur Faluborna idag uppfattar riskerna med den metallförorenade marken i Falun och hur de agerar i förhållande till sådant som att vistas i olika områden, konsumtion av mat från egen odling, bär- och svampkonsumtion och andra exponeringssituationer. Framåt så kommer enkätundersökningen utgöra grunden för den biomonitoreringsstudie som ingår i projektet "EXPONERAD?"² där samband kommer kunna undersökas mellan intag av lokala livsmedel och de faktiska halter som uppmäts i blod och urin i en del av befolkningen.

2 Bakgrund

Bly, arsenik och kadmium är några av de toxiska metaller som de största hälsoriskerna är kopplade till. Dessa metaller har studerats ingående, och deras påverkan på människors hälsa utvärderas regelbundet av internationella organisationer som Världshälsoorganisationen (WHO), vilket gör det särskilt viktigt att exponeringen för dessa hålls så låg som möjligt. Därför har huvudsakligen dessa tre metaller varit i fokus under projektet och nedan följer en kort beskrivning av dessa metaller kopplat till halter i livsmedel och exponering.

¹ HÄMI:s basenkät "Framtagande av enkät för HBM-projekt inom den hälsorelaterade miljöövervakningen", Maria Wennberg. <https://umu.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2%3A1724114>

²"EXPONERAD?" (2024-2027), som finansieras av Naturvårdsverkets utlysning Giftfria Kretslopp. I projektet samarbetar SGI och AMM med experter från andra europeiska länder för att ta del av deras erfarenheter och försöka ta fram ett ramverk för hur man kan använda resultat från biotillgänglighetstester i bedömning av humanrisker i förorenade områden. <https://www.sgi.se/sv/Forskning--larande/var-forskning/renare-mark/exponerad/>

2.1 Bly

Bly återfinns i alla delar av vår miljö och därmed även i våra livsmedelssystem. Trots att det är en naturligt förekommande metall kommer mycket av vår exponering från antropogena aktiviteter, inklusive användning av fossila bränslen, tidigare användning av blyhaltig bensin (äldre exponering), vissa typer av industriell verksamhet som gruvdrift och smältverk samt användning av blybaserad färg i bostäder (EPA, 2018). I livsmedelssystem återfinns bly främst i viltkött, kräfter, krabbor, hummer, vatten från privata brunnar och grönsaker som odlats på förorenad mark (EFSA, 2012). Enligt Livsmedelsverkets matkorgsundersökning från 2022 uppskattas per capita-intaget av bly från livsmedel till cirka 0,04 µg/kg/dag (Livsmedelsverket, 2024). Den europeiska livsmedelsmyndigheten (EFSA) har bestämt ett tolerabelt dagligt intag (TDI) av bly på 0,5 µg/kg kroppsvikt per dag för känsliga befolkningsgrupper (barn och gravida kvinnor) där den kritiska effekten är påverkan på nervsystemets utveckling (neurotoxicitet) och 0,63 µg/kg kroppsvikt per dag för vuxna där det är kronisk njursjukdom som är den kritiska effekten (EFSA, 2010).

2.2 Arsenik

Vissa livsmedel, särskilt ris och vissa grönsaker, kan innehålla oorganisk arsenik, eftersom växter lätt tar upp arsenik från jorden. Risbaserad modersmjölksersättning och barnmat som säljs i Sverige kan också innehålla små mängder arsenik (Livsmedelsverket, 2024). Oorganisk arsenik är den form som är toxisk för levande organismer. Oorganisk arsenik kan omvandlas till organiska arsenikföreningar i miljön, främst i den marina miljön. Fisk och skaldjur kan därför naturligt innehålla höga halter av organisk arsenik, men eftersom den formen har låg toxicitet anses de inte utgöra något hälsoproblem (Livsmedelsverket, 2024).

När det gäller intag av oorganisk arsenik via maten anger Livsmedelsverket att uppskattad exponering i Sverige är 0,05 µg/kg kroppsvikt och dag, där upp till 30 % av intaget kommer från ris (Livsmedelsverket, 2024). Den allvarigaste och mest kritiska effekten av arsenik är lungcancer, och det är denna effekt som ligger till grund för beräkningen av acceptabel risk. För att hålla sig under denna nivå av cancerfall bör exponeringen för arsenik inte överstiga 0,15 µg per kg kroppsvikt och dag, vilket definieras som "acceptabel exponering" enligt Livsmedelsverkets tidigare riskvärdering av oorganisk arsenik (Livsmedelsverket 2015).

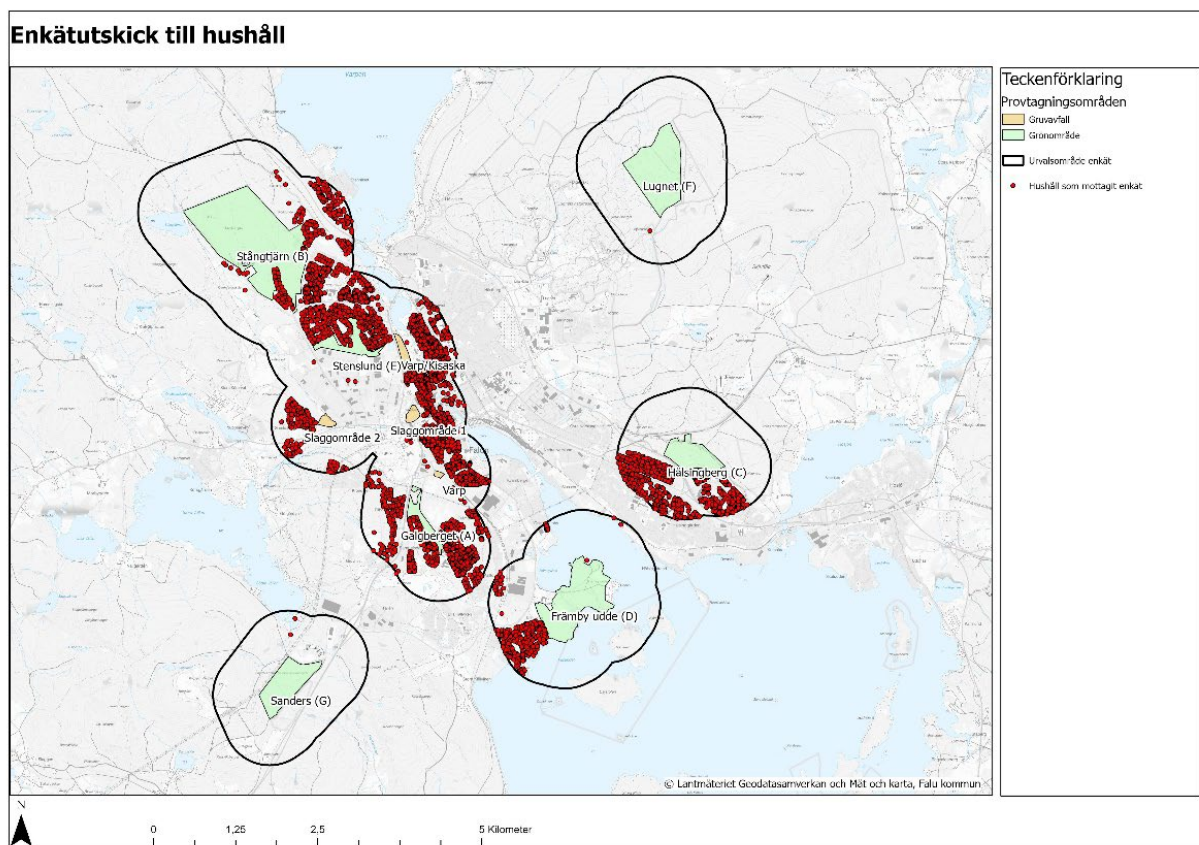
2.3 Kadmium

Kadmium kan tas upp av växternas rotsystem och återfinns därför i vegetabiliska livsmedel som vi konsumerar mycket av. Dessutom utsätts livsmedelsproducerande djur för kadmium från bete och foder av spannmål. I Livsmedelsverkets matkorgsundersökning från 2010 hittades de högsta kadmiumhalterna i spannmålsprodukter samt potatis och potatisprodukter. Andra livsmedelsprodukter med relativt höga kadmiumhalter var slaktbiprodukter, svamp och krabbkött men även tobaksrökning ingår i de största källorna till kadmiumexponering (Livsmedelsverket, 2024). När det gäller bakgrundsintaget av kadmium i Sverige visade Livsmedelsverkets matkorgsundersökning från 2022 att intaget per capita är 1,6 µg/kg kroppsvikt/vecka (Livsmedelsverket, 2024). Denna kadmiumexponering i Sveriges befolkning ligger nära det hälsobaserade tolerabla veckointaget (TVI) på 2,5 µg/kg kroppsvikt som fastställts för kadmium baserat på risken för njurskador (EFSA, 2012). Sedan EFSA fastställde sitt TVI har dock ny forskning publicerats som indikerar att njurskador kan uppkomma vid ännu lägre nivåer.

3 Metod

3.1 Val av population

Med utgångspunkt från de typområden där jordprover samlats in i projektet (Underlagsrapport 1 - Markhalter) gjordes en 700 meter avståndsbuffert runt dessa områden i Falun med hjälp av GIS-programvaran ArcGIS och som även inkluderade kommunens befolkningskarta (**Figur 1**). I januari, 2024 skickades en inbjudan till att delta i enkätundersökningen ut till en slumpmässigt utvald person från varje hushåll (N=8533) i dessa buffertområden. Deltagarna bjöds in att svara på enkäten digitalt i första hand, sedan efter cirka 3 veckor skickades en pappersversion av enkäten ut till de som dittills inte hade svarat digitalt. En referenspopulation valdes ut i Enviken och närliggande mindre samhällen på grund av deras geografiska och kulturella närhet till Falun, men med avsaknad av gruvhistoria och metallintensiva industrier som skulle kunna bidra till exponering för metaller både direkt och indirekt. I Falu kommun och stora delar av Dalarna var Enviken en av de få platser som uppfyllde dessa kriterier. På grund av den begränsade storleken på den aktuella befolkningen i Enviken inkluderades även hushåll från de närliggande samhällena Linghed och Svärdsjö, vilket resulterade i ett totalt urval om 1 031 hushåll för referensområdet.



Figur 1. Karta över samtliga typområden i Falun, ringarna representerar den 700 m avståndsbuffert som skapades för varje typområde, inom dessa valdes studiepopulationen i Falu tätort ut.

3.2 Bakgrundsdata

Självrapporterade uppgifter samlades in via enkäten om kön, ålder och högsta utbildningsnivå. Respondenternas adresser geokodades med hjälp av MMGIS och tilldelades det typområde som låg närmast bostaden och en motsvarande DeSO-kod och RegSO-kod. DeSO kan t.ex. användas för att undersöka svarsfrekvensen per typområde för att därigenom kunna beskriva underrepresentation av svar i olika områden av staden. DeSO är ett system som delar in befolkningen i mindre områden baserat på demografiska och socioekonomiska faktorer. DeSO används för att identifiera och analysera skillnader i levnadsförhållanden, utbildningsnivå, inkomst och andra socioekonomiska variabler inom en kommun eller region. RegSO används för att klassificera större geografiska områden, såsom regioner eller kommuner, baserat på deras socioekonomiska förutsättningar. RegSO hjälper till att förstå och jämföra socioekonomiska förhållanden mellan olika regioner och kan användas för att planera och genomföra regionala utvecklingsstrategier.

3.3 Bearbetning av uppgifter

I samband med inläsningen av pappersenkäterna (utfördes av Enkätfabriken) och databashantering av de digitaliserade svaren kontrollerades uppgifterna för att upptäcka orimliga svar. Enkäter från personer som hade svarat två gånger och som inte kunde kopplas till en adress uteslöts.

3.4 Statistik och programvaror

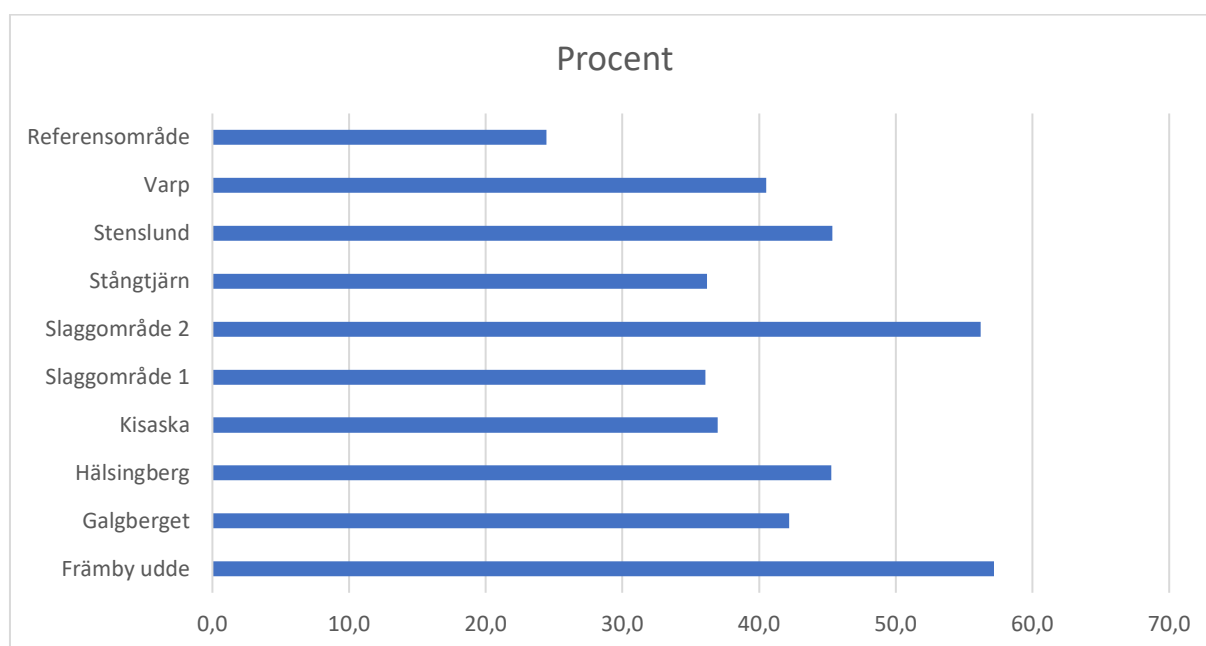
Enkätstudien är godkänd av Etikprövningsmyndigheten (diariernr. 2023-04393-01). ArcGIS användes för att skapa buffertzoner runt typområden och för att analysera geografiska data. QGIS användes för geokodning av respondenternas adresser och för att hantera geografiska informationsdata. SAS 9.4 användes för uppbyggnad av en databas och deskriptiv statistik, inklusive beräkning av svarsfrekvenser. För en del av data användes också Microsoft Excel för grundläggande statistiska beräkningar och framtagande av figurer. Slutligen användes ett χ^2 -test för att undersöka potentiella skillnader gällande beteende och livsstil mellan dels den generella befolkningen i Falu tätort och vår studiepopulation i Falun, men också vår studiepopulation i Falun jämfört med referenspopulationen.

4 Resultat

4.1 Svarsfrekvens

Av de 9 564 hushåll (8 533 från Falun, 673 från Enviken, 305 från Linghed och 53 från Svärdsjö) som ingick i befolkningsurvalet erhöles sammanlagt 3967 svar från antingen den digitala enkäten eller pappersenkäten. Av dessa togs 22 enkäter bort på grund av att de var upprepningar (personer som svarat på både den digitala enkäten och pappersenkäten) och 3 enkäter togs bort på grund av att det inte gick att identifiera respondenten. Således kvarstod totalt 3 942 enkätsvar som användes i den statistiska bearbetningen, vilket motsvarar en svarsfrekvens på 41 %. Av svaren kom 417 från referensområdet (där Enviken, Linghed och Svärdsjö ingår) och 3 525 från Falun.

Svarsfrekvensen mellan Falun och referensområdet var ganska likartad. Falun hade 41% svarsfrekvens som var nästan exakt lika som svarsfrekvensen i referensområdet som var 40 %. Om vi tittar närmare på Falun så hade Främby udde den högsta svarsfrekvensen (57 %) följt av Slaggområde 2 (56 %). Lägst svarsfrekvens hade områdena Slaggområde 1 och Stångtjärn med 36 % (**Figur 2**). Det var inte meningsfullt att räkna ut svarsfrekvensen för Lugnet (N=1) och Sanders (N=2) eftersom det var så få som fick enkäten i dessa områden.

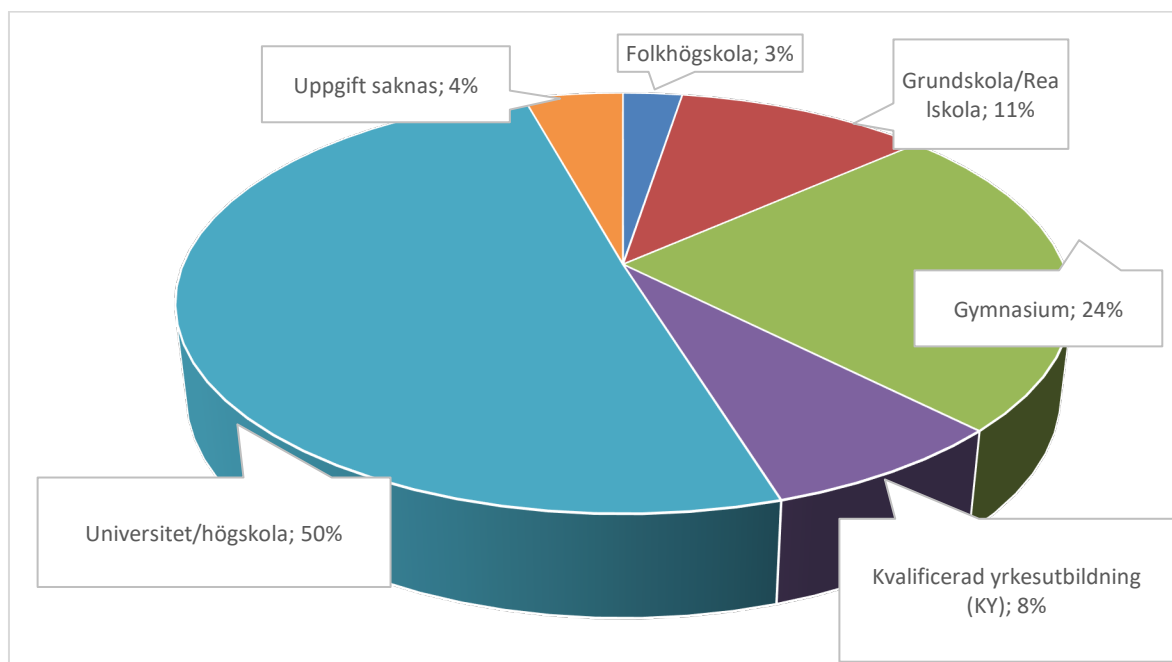


Figur 2. Procentuell svarsfrekvens per typområde.

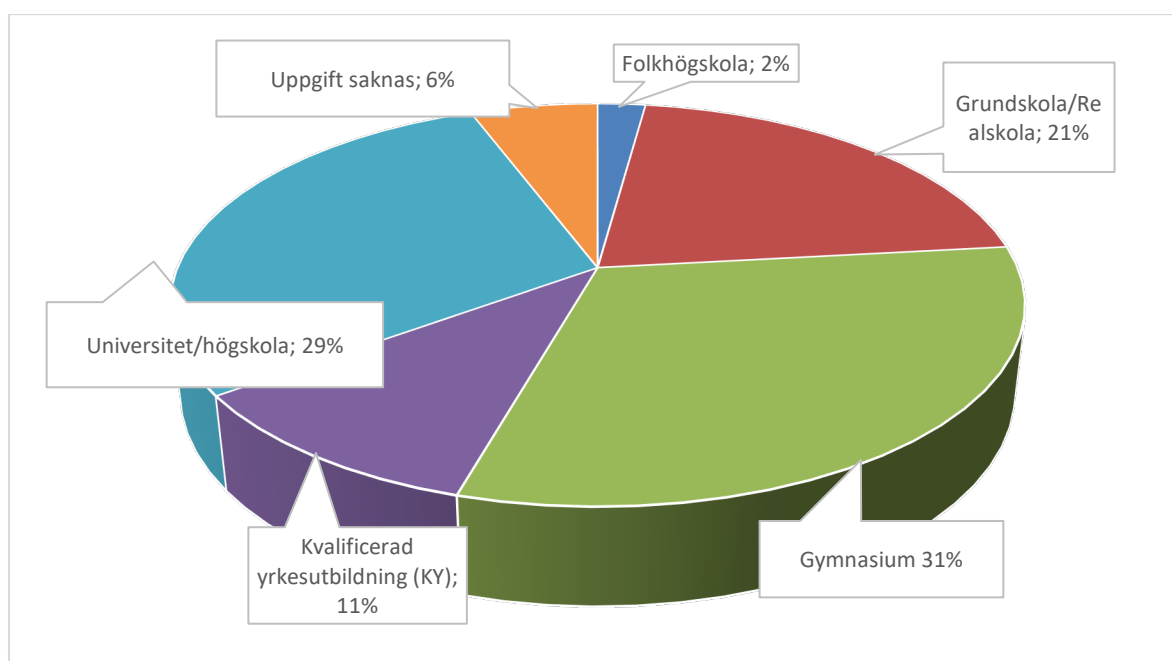
4.2 Utbildning, yrke och familj

Av samtliga svarande var det övervägande kvinnor och äldre. När det gäller utbildning rapporterade 50 % av respondenterna i Falun (**Figur 3**) och 29 % av vår referenspopulation (**Figur 4**) att de har en examen från universitet eller högskola. Denna skillnad var statistiskt signifikant ($p < 0,0001$). Vidare uppgav 25 % av de svarande i Falun att de har hemmaboende barn under 18 år. Gällande yrke, svarade 56 % av respondenterna att de varit yrkesverksamma under de senaste 8 månaderna, varav 6 % (N=121) av dessa att de hade haft en yrkesmässig exponering för tungmetaller. Utifrån fritextsvaren bedömdes 13 personer haft yrkesexponering för bly. Av dessa hade 10 blivit exponerade genom lödning och 4 hade arbetat med gruvavfall inom olika yrken. När det gäller kvicksilver kan 4 personer ha blivit exponerade genom användning av amalgam i tandvården. Ingen person bedömdes ha haft

yrkesexponering för arsenik. Övriga personer som haft metallexponering genom sitt yrke nämnde koppar, tenn, järn, nickel, silver, aluminium, kobolt, magnesium, krom, titan, guld eller zink.



Figur 3. Fördelning av högst uppnådda utbildning hos vår studiepopulation i Falun (N=3 374).



Figur 4. Fördelning av högst uppnådda utbildning hos vår referenspopulation (N=393).

4.3 Socioekonomiska faktorer

För att få en överblick över den socioekonomiska fördelningen, gällande såväl exponering som svar i enkäten, lades DeSO- och RegSO-koder till de utvalda hushållens adresser. Demografiska statistikområden (DeSO) delar in Sverige i knappt 6 000 områden baserat på befolkningstäthet. Förenklat sett delas DeSO in i tre huvudgrupper: glesbygdsområden, mindre tätorter respektive områden inom kommunens centralort. Regionala statistikområden (RegSO) är en sammanslagning av DeSO till drygt 3 000 områden utifrån socioekonomiska förhållanden. Det är Statistiska centralbyrån (SCB) som gör indelningen i DeSO och RegSO. I Falu kommun finns 37 DeSO och 19 RegSO (Boverket, 2022).

Analysen visade att 47 % av respondenterna bor i ett område med goda socioekonomiska förutsättningar och 31 % i ett område med mycket goda socioekonomiska förutsättningar medan 7 % bor i ett område med socioekonomiska utmaningar. Jämfört med de inbjudna deltagarna var svarsfrekvensen något högre i områden med mycket goda socioekonomiska förutsättningar (**Tabell 1**). Genom visuell granskning i kartmaterialet framkom inget synligt samband mellan gruvavfallets placering och de socioekonomiska områdena.

Tabell 1. Jämförelse av socioekonomiskt bostadsområde mellan de som blev inbjudna att vara med i enkätundersökningen, de svarande (inklusive referensområdet) och Falu kommuns befolkning som helhet.

RegSO (Områdestyp)	Befolkning år 2022 (%)	Inbjudna (%)	Svarande (%)
Områden med mycket goda socioekonomiska förutsättningar	14	26	31
Områden med goda socioekonomiska förutsättningar	66	46	47
Socioekonomiskt blandade områden	11	18	16
Områden med socioekonomiska utmaningar	6	10	7
Områden med stora socioekonomiska utmaningar	3	0	0
<i>Totalt</i>	<i>100</i>	<i>100</i>	<i>100</i>

4.4 Rökning

Tobaksrökning är en känd exponeringskälla för metaller, och speciellt kadmium. Rökare kan ha flera gånger högre kadmiumhalt i blod och i regel minst dubbel så mycket kadmium i njurarna jämfört med icke-rökare. När det gäller rökning hos vår studiepopulation kunde vi se en statistiskt signifikant skillnad mellan Falun och referensområdet ($p < 0,0001$). I Falun uppgav knappt 4 % att de är dagliga rökare jämfört med nästan 7 % i referensområdet (**Tabell 2a och 3a**). När det gäller könsskillnader var andelen kvinnor som röker dagligen i Falun något högre än män, medan könsrelationen var omvänd i referenspopulationen. När man delar upp svaren på åldersgrupp kan man se att rökning är vanligare i den äldre populationen (65+), både i Falun och i referensområdet (**Tabell 2b och 3b**).

Tabell 2a. Fördelning av rökare i Falun uppdelat på kön, angivet som antal och andel (%).

	Ja, dagligen	Ja, feströkare	Tidigare rökare	Aldrig rökare	Totalt
Svar saknas	0 (0)	1 (5)	7 (39)	10 (56)	18 (100)
Man	39 (3)	79 (5)	466 (31)	928 (61)	1512 (100)
Kvinna	86 (5)	66 (3)	585 (30)	1218 (62)	1955 (100)
Annat	1 (12)	0 (0)	3 (38)	4 (50)	8 (100)
<i>Totalt</i>	<i>126 (4)</i>	<i>146 (4)</i>	<i>1061 (30)</i>	<i>2160 (62)</i>	<i>3493 (100)</i>

Tabell 2b: Fördelning av rökare i Falun uppdelat på ålder, angivet som antal och andel (%).

	Ja, dagligen	Ja, feströkare	Tidigare rökare	Aldrig rökare	Totalt
Svar saknas	7 (8)	7 (8)	28 (31)	47 (53)	89 (100)
18–24	2 (2)	13 (12)	7 (7)	84 (79)	106 (100)
25–44	10 (1)	53 (7)	131 (17)	590 (75)	784 (100)
45–64	48 (5)	35 (3)	251 (23)	742 (69)	1076 (100)
65+	59 (4)	38 (3)	644 (45)	697 (48)	1438 (100)
<i>Totalt</i>	<i>126 (4)</i>	<i>146 (4)</i>	<i>1061 (30)</i>	<i>2160 (62)</i>	<i>3493 (100)</i>

Tabell 3a. Fördelning av rökare i referensområdet uppdelat på kön, angivet som antal och andel (%).

	Ja, dagligen	Ja, feströkare	Tidigare rökare	Aldrig rökare	Totalt
Svar saknas	0 (0)	0 (0)	1 (33)	2 (67)	3 (100)
Man	17 (9)	6 (3)	68 (35)	106 (54)	197 (100)
Kvinna	11 (5)	10 (5)	91 (43)	98 (47)	210 (100)
Annat	0 (0)	0 (0)	0 (0)	1 (100)	1 (100)
<i>Totalt</i>	<i>28 (7)</i>	<i>16 (4)</i>	<i>160 (39)</i>	<i>207 (50)</i>	<i>411 (100)</i>

Tabell 3b. Fördelning av rökare i referensområdet uppdelat på ålder, angivet som antal och andel (%).

	Ja, dagligen	Ja, feströkare	Tidigare rökare	Aldrig rökare	Totalt
Svar saknas	2 (18)	1 (9)	3 (27)	5 (45)	11 (100)
18–24	0 (0)	3 (43)	0 (0)	4 (57)	7 (100)
25–44	2 (4)	5 (8)	17 (28)	36 (60)	60 (100)
45–64	7 (9)	2 (2)	34 (28)	80 (65)	123 (100)
65+	17 (8)	5 (3)	106 (50)	82 (39)	210 (100)
<i>Totalt</i>	<i>28 (7)</i>	<i>16 (4)</i>	<i>160 (39)</i>	<i>207 (50)</i>	<i>411 (100)</i>

4.5 Dricksvatten

När det gäller dricksvatten visar enkätsvaren att 99 % av Faluns tätortsbefolkning har kommunalt vatten, jämfört med 65 % i referensområdet (statistiskt signifikant skillnad $p < 0,0001$) (**Tabell 4**). I referensområdet har alltså 35 % egen brunn, men vi saknar uppgifter om respondenterna provtagit sitt vatten för kemisk analys under de senaste 3 åren som rekommenderas av Livsmedelsverket.

Tabell 4. Fördelning över dricksvattenkälla i Falun och referensområdet, angivet som antal och andel (%).

Studiepopulation	Svar saknas	Kommunalt	Egen brunn	Dricker inte kranvatten	Totalt
Falun	22	3464 (99)	29 (1)	10 (0)	3503 (100)
Referensområde	9	264 (65)	143 (35)	1 (0)	408 (100)

4.6 Trädgårdsodling

När det gäller trädgårdsarbete uppgav 39 % av Faluns tätortinvånare att de odlar frukt, bär eller grönsaker, och många använder inköpt jord eller kompost. Betydligt fler personer i referenspopulationen uppgav att de ägnar sig åt trädgårdsodling (**Tabell 5**) (statistiskt signifikant skillnad, $p < 0,0001$). Av dem som har svarat ja på frågan om de odlar frukt, bär eller grönsaker i sina trädgårdar har 27 % uppgett att de använder hemmagjord kompostjord, 75 % att de använder kompost, mull eller planteringsjord som köpts i butik. Vidare uppgav 20 % att de använder handelsgödsel och 21 % svarade att de använder hemmagjord gödsel. Slutligen uppgav 11 % att de inte behandlat jorden och 2 % säger sig sakna kunskap om huruvida jorden har behandlats tidigare eller inte.

Tabell 5. Antal och andel (%) av svarande som odlar i egen trädgård.

Studiepopulation	Svar saknas	Ja	Nej	Totalt
Falun	45	1343 (39)	2137 (61)	3480 (100)
Referensområde	7	262 (64)	148 (36)	410 (100)

4.7 Konsumtion av lokala svampar och bär

I Falun uppgav 25 % av studiepopulationen att de under de senaste 8 månaderna ätit svamp från något av grönområdena (**Tabell 6a**). Av Faluborna svarade 21 % att de ätit svamp från Enviken, 21 % från Lugnet, 6 % från Främby udde, 12 % från Galgberget, 46 % från Stångtjärn, 17 % från Hälsingberg, 14 % från Sanders och 9 % att de hade ätit svamp från Stenslund. I referensområdet svarade 51 % att de hade ätit svamp från något av grönområdena (**Tabell 6a**). Av dessa, svarade 97 %, att svampen plockades i Enviken. En skillnad i svampkonsumtion kunde ses mellan åldersgrupperna, där den äldre (65+) är den grupp som svarat att de ätit mest svamp under de senaste 8 månaderna (**Tabell 6b**).

Tabell 6a. Antal och andel (%) av svarande som ätit lokal svamp från Falun.

Studiepopulation	Svar saknas	Ja	Nej	Totalt
Falun	97	848 (25)	2580 (75)	3428 (100)
Referensområde	12	205 (51)	200 (49)	405 (100)

Tabell 6b. Svampkonsumtion uppdelat på ålder i studiepopulationen i Falun, angivet som antal och andel (%).

Åldersgrupp	Ja	Nej	Totalt
18–24	29 (27)	77 (73)	106 (100)
25–44	206 (27)	564 (73)	770 (100)
45–64	266 (25)	794 (75)	1060 (100)
65+	326 (23)	1082 (77)	1408 (100)
Totalt	827 (25)	2517 (75)	3344 (100)

I Falun uppgav 39 % att de under de senaste 8 månaderna ätit bär från något av grönområdena (**Tabell 7a**). Av dessa rapporterade 18 % att de hade ätit vilda bär från Enviken, 25 % från Lugnet, 6 % från Främby udde, 12 % från Galgberget, 54 % från Stångtjärn, 18 % från Hälsingberg, 7 % från Sanders och 6 % från Stenslund. I referenspopulationen uppgav 65 % att de ätit bär från något av områdena (**Tabell 7a**) och att 65 % av bären plockades i Enviken. En skillnad i bärkonsumtion kunde ses mellan åldersgrupperna, där personer i åldrarna 25–44 år är den grupp som svarat att de ätit mest bär under de senaste 8 månaderna (**Tabell 7b**).

Tabell 7a. Bärkonsumtion i Falun och referensområdet som antal och andel (%).

Studiepopulation	Svar saknas	Ja	Nej	Totalt
Falun	168	1317 (39)	2040 (61)	3357 (100)
Referensområde	24	255 (65)	138 (35)	393 (100)

Tabell 7b. Bärkonsumtion uppdelat på ålder i studiepopulationen i Falun, angivet som antal och andel (%).

Åldersgrupp	Ja	Nej	Totalt
18–24	46 (43)	61 (57)	107 (100)
25–44	399 (51)	377 (49)	776 (100)
45–64	366 (34)	700 (66)	1066 (100)
65+	506 (36)	902 (64)	1408 (100)
Totalt	1317 (39)	2040 (61)	3357 (100)

4.8 Fisk och kräftor

I vår studiepopulation i Falun har 160 personer (5 %) svarat att de under de senaste 8 månaderna ätit fisk från någon av sjöarna runt Falun. Runn är den sjö som flest personer svarat att de fiskar i (57 %) följt av Rogsjön (30 %) och Varpan (16 %) (**Tabell 8**). Skillnaden i fisk- och kräftkonsumtion i de olika åldersgrupperna var liten (**Tabell 9**). I referensområdet har endast 5 personer (1 %) svarat att de ätit lokalt fångad fisk under de senaste 8 månaderna och de sjöar de har uppgett att de fiskat i är Runn,

Varpan och Rogsjön (**Tabell 8**). När det gäller kräftkonsumtion har knappt 5 % (N=153) av studiepopulationen i Falun uppgett att de ätit kräftor från någon av de efterfrågade sjöarna. Återigen var Runn den sjö där flest personer svarat att de fiskar sina kräftor. Det är få av respondenterna i referenspopulationen som uppgett att de någon gång under de senaste 8 månaderna ätit kräftor från Falun (2 %; N=8).

Tabell 8. Fisk- och kräftkonsumtion uppdelat på respektive sjö/vattendrag, angivet som antal och andel (%).

Studiepopulation	Runn	Faluån	Tisken	Varpan	Stora Vällan	Hosjön	Rogsjön
Falun (fisk)	94 (57)	8 (5)	7(4)	26 (16)	21 (13)	17 (11)	49 (30)
Referensområde (fisk)	1 (1)	0 (0)	0 (0)	2 (1)	0 (0)	0 (0)	2 (1)
Falun (kräftor)	80 (48)	2 (1)	2 (1)	32 (20)	15 (9)	10 (6)	38 (23)
Referensområde (kräftor)	3 (2)	0 (0)	0 (0)	3 (2)	0 (0)	0 (0)	2 (1)

Tabell 9. Antal och andel (%) av studiepopulationen i Falun som uppgett att de ätit lokal fisk och kräftor från Falun.

Åldersgrupp	Fiskkonsumtion			Kräftkonsumtion		
	Ja	Nej	Totalt	Ja	Nej	Totalt
18-24	7 (7)	99 (93)	106 (100)	10 (9)	96 (91)	106 (100)
25-44	43 (6)	734 (94)	770 (100)	38 (5)	740 (95)	778 (100)
45-64	50 (5)	1014 (95)	1060 (100)	43 (4)	1023 (96)	1066 (100)
65 +	60 (4)	1342 (96)	1408 (100)	62 (4)	1345 (96)	1407 (100)
Totalt	160 (5)	3189 (95)	3349 (100)	153 (5)	3204 (95)	3357 (100)

4.9 Jakt

Andelen jägarhushåll i studiepopulationen i Falun var 7 % och i referenspopulationen var motsvarande siffra 29 %, skillnaden var statistiskt signifikant ($p < 0,0001$) (**Tabell 10**). I Falun rapporterade 72 % att de använder blyammunition, respektive 77 % i referensområdet.

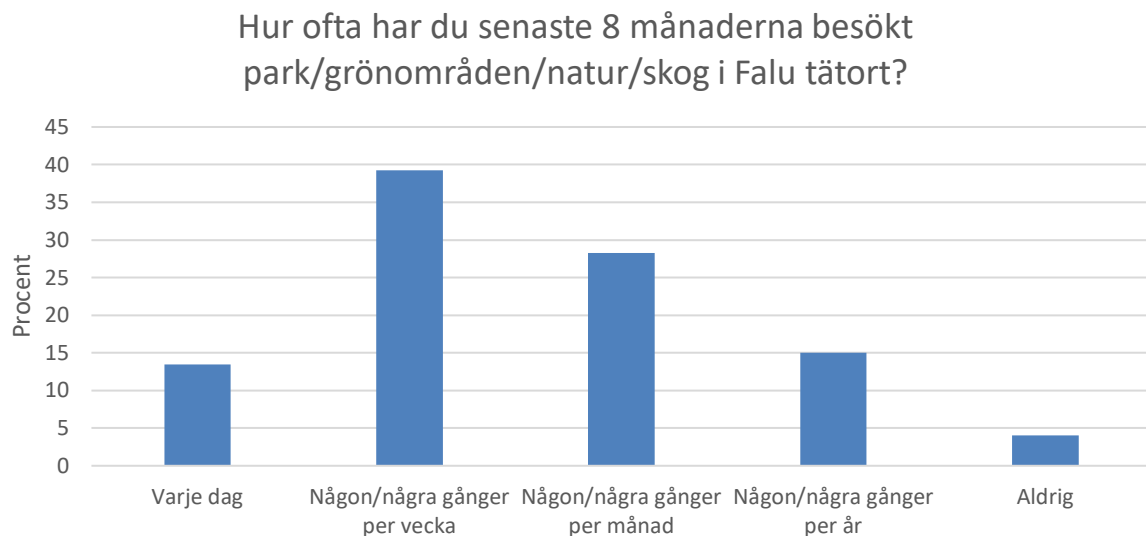
Tabell 10. Antal och andel (%) jägarhushåll i i Falun och referensområdet som antal och andel (%).

Studiepopulation	Svar saknas	Ja	Nej	Totalt
Falun	23	256 (7)	3246 (93)	3502 (100)
Referensområde	4	118 (29)	295 (71)	413 (100)

4.10 Användning av park- och grönområden

Parker, skogar och grönområden är i allmänhet viktiga i en stadsstruktur och har visat sig ge hälsofördelar för befolkningen som bor i en tät stad. I Falun har dessa områden dock också utsatts för årtal av nedfall av partiklar från gruvverksamheten. I vår totala studiepopulation

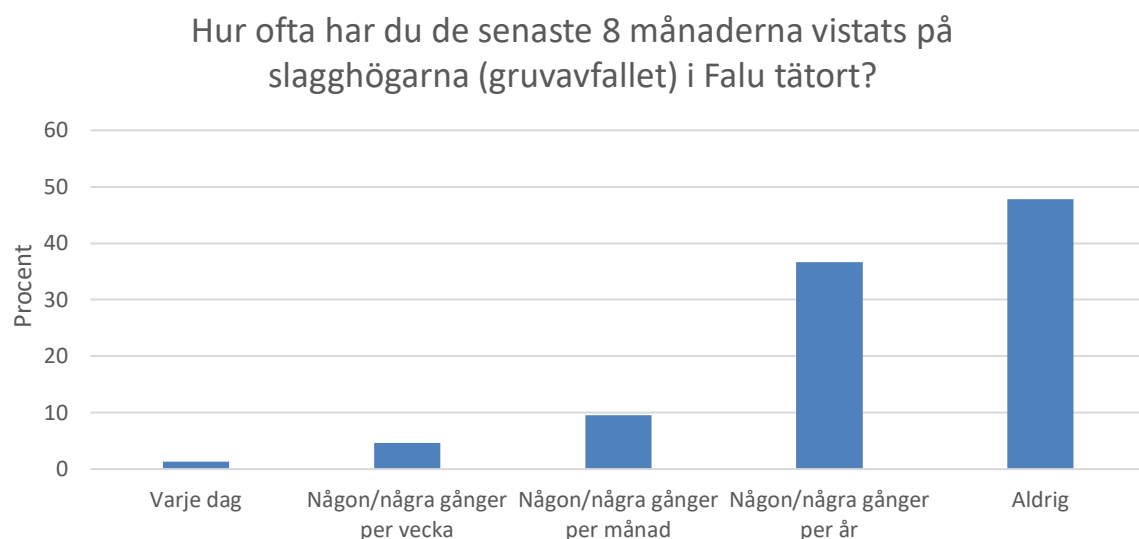
(Falun+referensområdet) uppgav 96 % (N=3344) av de svarande att de använt något grönområde i Falun och 53 % (N=1837) av dem minst en gång i veckan under de senaste 8 månaderna (**Figur 5**).



Figur 5. Frekvens kring vistelse i parker/grönområden/natur/skog i Falun.

4.11 Kunskap om höga metallhalter i gruvavfallet

Av den svarande studiepopulationen i Falun (N=2879) hade 83 % kunskap om att det finns höga halter av metaller i gruvavfallet. Vidare uppgav 52 % (N=1814) av respondenterna i Falun att de har vistats på gruvavfallshögarna minst någon gång per år. Endast 6 % av befolkningen svarade att de har vistats på dem minst en gång i veckan under de senaste 8 månaderna (**Figur 6**).

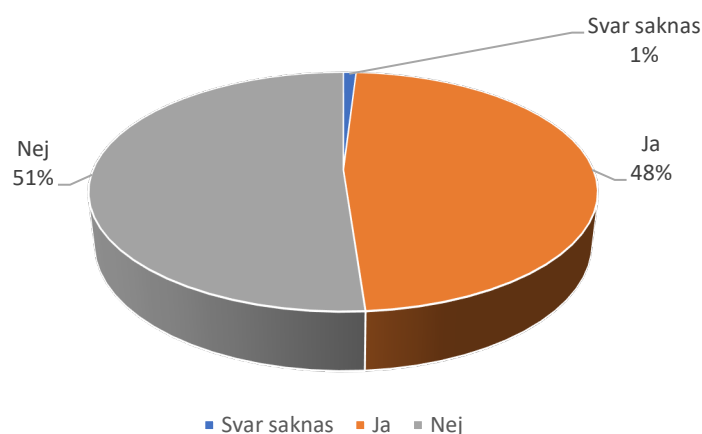


Figur 6. Frekvensen över hur ofta studiepopulationen i Falun vistats på slagghögarna i Falun under de senaste 8 månaderna.

4.12 Medvetenhet kring råd och riktlinjer

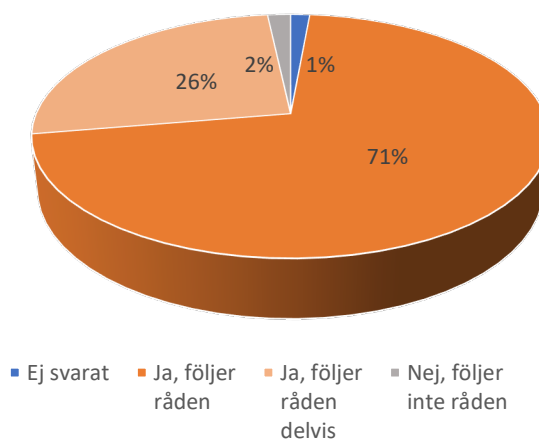
Falu kommun har särskilda riktvärden samt råd och riktlinjer för att minska hälsorisker kopplade till den höga metallhalten i marken. Dessa riktlinjer avråder exempelvis från att plocka skogsbär och svamp samt att odla på delar av Faluns mark där höga metallhalter förväntas. Trots vikten av detta uppgav bara 48 % av den svarande studiepopulationen i Falun att de hade kunskap om råden (**Figur 7**). Av de tillfrågade som kände till riktlinjerna svarade 71 % att de följer dem, 26 % att de följer dem delvis och 2 % uppgav att de inte följer dem alls trots att de känner till dem (**Figur 8**).

Känner du till de lokala råd och riktlinjer som finns i Falun för privat odling och bär och svampplockning?



Figur 7. Medvetenhet om råd och riktlinjer i studiepopulationen i Falun kopplat till den metallförorenade marken (n=3904).

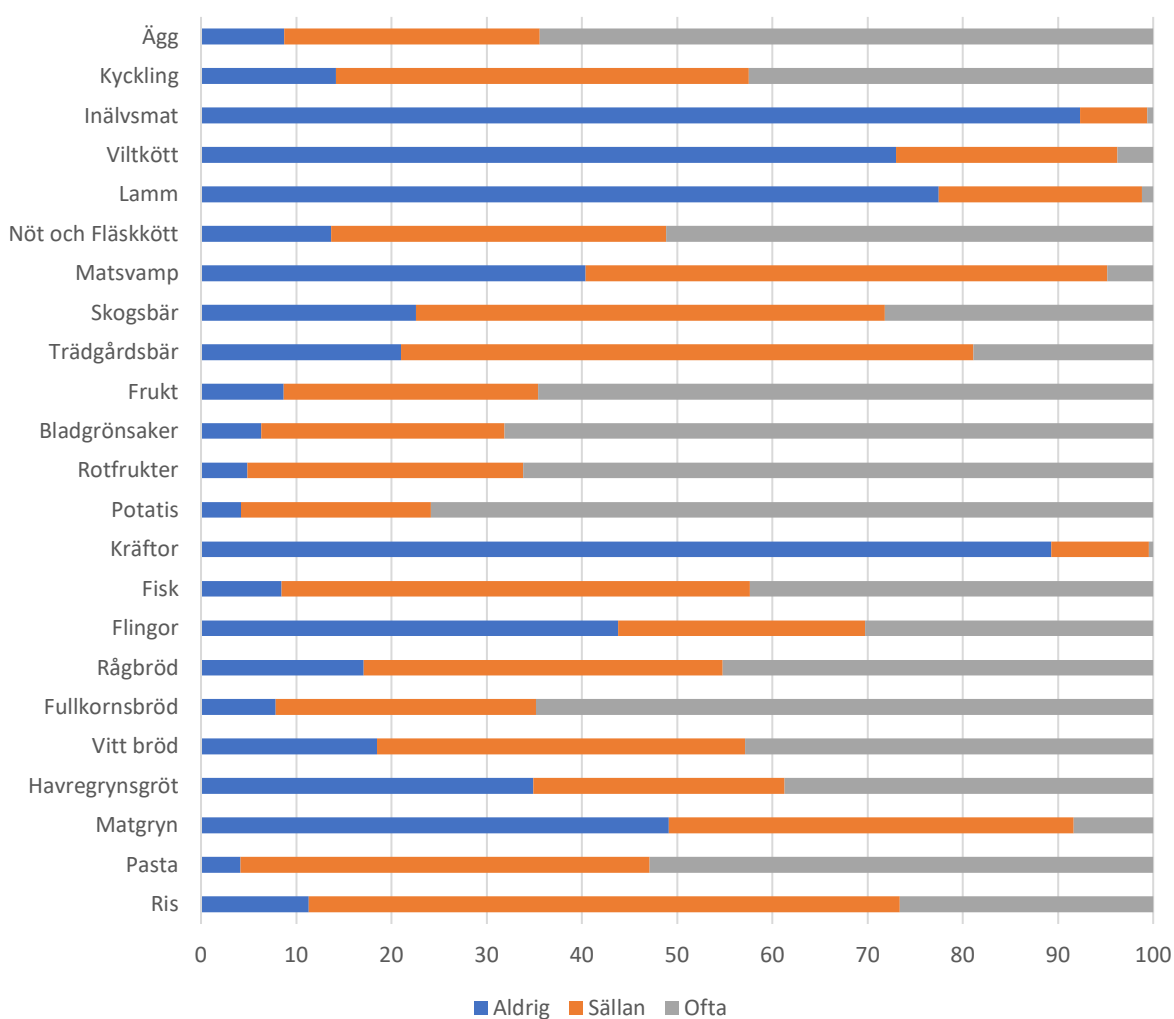
Om ja på tidigare fråga, följer du dessa råd och riktlinjer?



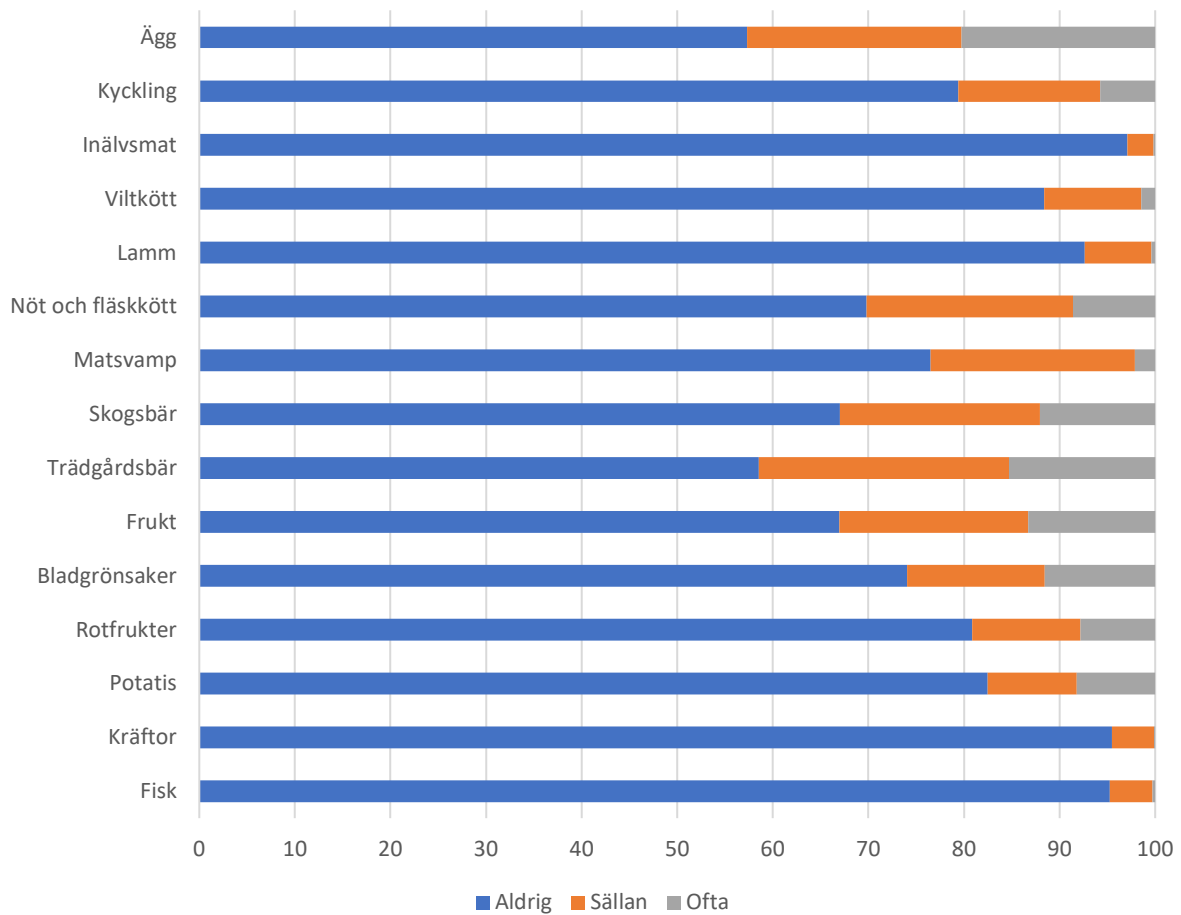
Figur 8. Efterlevnad hos studiepopulationen i Falun av de råd och riktlinjer som finns i Falun gällande den metallförorenade marken (n=1754).

4.13 Matvanor

Den europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet, EFSA, ansvarar för att samla in data kring främmande ämnen i livsmedel från medlemsländerna och därför finns data på hur halterna generellt ser ut för olika livsmedelsgrupper. Genom att ta reda på hur ofta personer äter vissa livsmedel går det att uppskatta hur stor metallexponeringen är från maten. **Figur 9** visar hur ofta studiepopulationen (Falun+referensområdet) uppgett att de äter specifika affärsköpta livsmedel som kan innehålla höga halter av metaller. Det största bidraget av kadmium får både barn och vuxna från spannmålsprodukter och potatis. När det gäller bly kommer det mesta från viltkött och för arsenik är ris och risprodukter en stor exponeringskälla. Om man tittar på dessa livsmedelsgrupper i våra enkätsvar så har ca 30 % av den svarande studiepopulationen uppgett att de äter flingor ofta (1 gång/dag+1-6 ggr/vecka) och ca 5 % att de äter potatis från affären ofta. När det gäller viltkött uppgav nästan 4 % att de äter viltkött från affären 1-6 gånger i veckan, och lite mer än 1 % att de äter viltkött från Falun 1-6 gånger i veckan. Slutligen för ris så svarade nästan 26 % att de äter ris 1-6 gånger i veckan. **Figur 10** visar hur ofta deltagarna uppgav att de äter lokala livsmedel från Falun. Cirka 20 % av de svarande äter ägg ofta, medan 15 % regelbundet konsumerar trädgårdsbär. Ungefär 13 % äter frukt ofta, 12 % äter svamp och skogsbär ofta och cirka 11 % har en frekvent konsumtion av bladgrönsaker.



Figur 9. Studiepopulationen i Falu tätorts svar gällande intagsintervall av respektive efterfrågat livsmedel producerat utanför Falun (n=3519).



Figur 10. Studiepopulationen i Falu tätorts svar gällande intagsintervall av respektive efterfrågat lokalt producerade livsmedel från Falun (n=3505).

5 Diskussion

Denna rapport beskriver en enkätstudie inom ramen för BIOMET-projektet genomförd i Falun för att undersöka invånarnas exponering för metaller via boendemiljö, yrke, livsstil och kostvanor. Studien syftar också till att kartlägga Falubornas riskuppfattning kring metallförorenad mark och deras efterlevnad av lokala riktlinjer för att minska hälsorisker. Enviken med omnejd valdes ut som referensområde och samma enkätfrågor skickades även dit för att kunna jämföra de båda studiepopulationerna.

5.1 Socioekonomiska faktorer

Personer som bor i områden med mycket goda socioekonomiska förhållanden är överrepresenterade i vårt urvalsområde jämfört med kommunen som helhet, medan de områden som har mycket stora ekonomiska utmaningar inte är det. Svarsfrekvensen följer också socioekonomiska förhållanden, vilket är vanligt när man använder frågeformulär som forskningsverktyg. Personer med högre utbildning kommer att ha mer intresse och tid att delta i undersökningar än personer med lägre utbildning. Det är dock viktigt att poängtera att urvalskriterierna för enkätutskicket baserades på geografisk närhet till våra utvalda typområden och inte var relaterade till socioekonomisk status.

Den socioekonomiska statusen återspeglas i utbildningsnivån där 53 % av de svarande uppgav att de har en universitets- eller högskoleexamen jämfört med 41% som, enligt SCB, har en eftergymnasial utbildning i Falu kommun (SCB 2023). I miljöhälsoenkäten 2015, som representerar Sveriges befolkning, var svarsfrekvensen bland de med högskoleutbildning 55 % medan svarsfrekvensen var 40% för de med grundskoleutbildning (Folkhälsomyndigheten 2017). Vi har dock inte tillgång till utbildningsnivån hos de som inte besvarat enkäten och kan därmed inte se ifall personer med högre utbildning hade högre svarsbenägenhet i vår egen enkät.

5.2 Beteenden och livsstil som kan leda till högre metallexponering

5.2.1 Rökning

Tobaksrök består av mer än 4 000 ämnen som frigörs som gaser eller partiklar vid förbränning. Bland dessa finns metallerna kadmium, bly, krom, nickel och arsenik. Enligt en rapport av Folkhälsomyndigheten uppgav 5,8 % av befolkningen under 2022 att de röker dagligen (Folkhälsomyndigheten 2023), jämfört med den något lägre siffran 4 % i vår studiepopulation i Falun och den högre siffran 7 % i vår referenspopulation. En förklaring till skillnaden skulle kunna vara den höga utbildningsnivån hos vår studiepopulation eftersom det visats att det är ungefär tre gånger vanligare med rökning bland personer med förgymnasial utbildning än bland personer med eftergymnasial eller gymnasial utbildning. När det gäller köns- och åldersfördelningen följer Faluns svarande befolkning den nationella trenden att något högre andel kvinnor än män röker dagligen och att högre andel rökare finns i åldersgruppen 65+ jämfört med andra åldersgrupper (Folkhälsomyndigheten, 2017).

5.2.2 Yrkesexponering

Yrkesmässig metallexponering kan påverka kroppsbelastningen av metaller framför allt genom inandning av metalldam, men även till viss del via hand till munkontakt om bristande handhygien. I Sverige har vi gränsvärden för metallhalter i luft och medicinska kontroller av metallhalter i kroppen. Nivågränsvärdet, den högsta tillåtna genomsnittshalten av metaller i luft under en arbetsdag, är 0,05

mg/m³ för bly (respirabel fraktion), 0,01 mg/m³ för arsenik och 0,004 mg/m³ för kadmium (AFS 2018:1). Vid arbete med bly ska arbetstagare regelbundet genomgå medicinska kontroller för att bedöma ifall de kan fortsätta arbeta på oförändrat sätt s.k. tjänstbarhet. Kvinnor under 50 års ålder får inte fortsätta att arbeta ifall blyhalten i blodet är högre än 0,5 µmol/L och för kvinnor över 50 år samt för män, oavsett ålder, är gränsen 1,5 µmol/L. Vid arbete med kadmium får halten i blodet inte vara högre än 75 nmol/L för tjänstbarhet. Motsvarande biologiska gränsvärden för arsenik saknas (AFS 2023:15). Resultaten av enkäten är svårtolkade då det inte går att avgöra ifall personerna uppgett pågående metallexponering eller om personerna uppgett att de någon gång haft en metallexponering i sitt yrkesliv. Relativt få är blyexponerade och utifrån fritextsvaren är det osannolikt att någon skulle vara högexponerad.

5.2.3 Vistelse kring typområden

Faluns långa gruvhistoria och status som kulturarv har lett till att gruvavfallsområden finns utspridda över hela staden och är fritt tillgängliga för allmänheten. Dessa områden innehåller mycket höga metallhalter (se underlagsrapport 1 – Metallhalter i mark). I vår studiepopulation uppgav 85 % att de aldrig eller nästan aldrig vistas i områden med synligt gruvavfall, medan 15 % rapporterade att de befinner sig där minst en till två gånger per månad. Även om denna information är värdefull så saknar den detaljer kring hur områdena används. Det hade varit värdefullt att samla in data om användningssätt, då exponeringen skiljer sig avsevärt mellan att snabbt passera genom avfallshögarna som en genväg och att använda dem för fritidsaktiviteter. Förutom punktföroreningar från gruvavfallsområden och slagghögar har en långvarig diffus spridning av metaller skett, vilket har lett till förhöjda metallhalter i marken flera kilometer utanför Falu tätort. Detta omfattar även skogs- och rekreationsområden som ofta används av befolkningen. I vår enkätstudie uppgav 39 % av respondenterna att de vistas i något grönområde någon/några gånger per vecka under de senaste 8 månaderna. Detta är något högre än den nationella siffran på ca 34 % under sommarhalvåret och 30 % under vinterhalvåret för mindre städer/tätorter och landsbygdskommuner (Folkhälsomyndigheten, 2025). Svenska städer är generellt sett rika på grönska, och enligt Miljöhälsoenkäten 2015 svarade knappt 4 % av invånarna i storstäder och större städer att de saknar tillgång till en park, skog eller ett friluftsområde inom gångavstånd från sin bostad. Tillgången till grönområden inom gångavstånd från bostaden har stor inverkan på hur ofta de besöks. I Miljöhälsoenkäten 2023 uppgav nästan 100 % av dem som dagligen vistas i grönområden att de har ett sådant område nära sin bostad. Bland dem som saknar grönområde inom gångavstånd svarade dock omkring 40 % att de ändå besöker ett grönområde dagligen (Folkhälsomyndigheten, 2023). Falun har många naturreservat, och under 2023 meddelade Falu kommun att sju nya reservat ska inrättas, samtliga belägna nära tätortsområden. Detta understryker vikten av effektiv riskkommunikation, särskilt i de områden där en stor del av befolkningen vistas och där bär- och svampplockning är vanligt förekommande.

5.2.4 Jakt och fiske

I Falun uppgav 7 % av respondenterna att de är jägare och/eller har minst en jägare i familjen, motsvarande siffra för vårt referensområde var 28 %. Detta kan jämföras med att det i Sverige uppskattas att cirka 10 % av befolkningen är storkonsumenter av viltkött (cirka 300 000 jägare och deras familjer) (Bjerselius et al., 2014). Jägare exponeras för blyrök vid jakt med blyammunition och man har också sett högre blyhalter i blodet hos jägare på grund av kontaminerat viltkött när blyammunition använts. Antropogent blyförorenade platser som Falun skulle kunna innebära en tillskottsexponering jämfört med icke blyförorenade platser på grund av att vilda djur betar växter och svamp som kan ha tagit upp metaller från den starkt förorenade marken. Enligt europeiska

myndigheten för livsmedelssäkerhet (EFSA, 2009) är fisk, skaldjur och alger livsmedel som i hög grad bidrar till arsenikintaget i kosten. Med undantag för vissa algarter är de dominerande arsenikföreningarna i sådana livsmedel de mindre giftiga organiska formerna. Trots detta finns det fortfarande vissa halter av oorganisk arsenik i musslor och snäckor. I Falun har 5 % av befolkningen rapporterat att de under de senaste 8 månaderna ätit fisk från något av vattendragen, och Runn är det mest populära fiskevattnet följt av Rogsjön respektive Varpan. Detta var högre än i referensområdet där endast 1 % har rapporterat att de ätit fisk från något av dessa vattendrag. När det gäller fiske beror skillnaden i svar på det geografiska avståndet mellan referensområdet och de av gruvverksamheten förorenade sjöarna. I några av de sjöar vi inkluderade i enkäten finns förorenade sediment från tidigare verksamhet, exempelvis gruvdrift som fortfarande läcker miljögifter och metaller, det gäller till exempel Tisken vid inloppet till Runn. Dalälvens vattenvårdsförening sammanställer undersökningar av metaller och organiska miljögifter i vatten och organismer i olika sjöar runt och utanför Falun. Den senaste rapporten kom 2023 och visade en minskande trend av medelhalter för zink vid 73 % av provplatserna, för kadmium vid 60 % och för bly vid 42 % av provtagningsstationerna (Dalälvens vattenvårdsförening, 2023). Medelhalterna av kadmium överskred dock gränsvärdet för kemisk ytvattenstatus i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter i Runns nordvästra och centrala del, men över tid har man sett en statistiskt signifikant minskande trend för kadmium i Runn. När det gäller bly uppmättes måttligt höga blyhalter i bottenvattnet i den nordvästra delen av Runn år 2023. Slutligen för arsenik så var årsmedelhalterna mycket låga eller låga år 2023. Analys av kvicksilver och andra metaller görs årligen i fisklever i tio individuella prover från abborrar från två sjöar i Falun, däribland Runn. Störst fokus har oftast varit på kvicksilver där den största källan består av atmosfärisk deposition, vars ursprung är långväga, globala utsläpp från tung industri och förbränning av stenkolk. Denna förorening har således ingen koppling till gruvdriften i Falun. När det gäller bly registrerades under 2023 endast halter under laboratoriets rapporteringsgräns i fisklever från abborre fångad i Runn. Det finns inga officiella gränsvärden för metallhalter i abborrlever, men en jämförelse kan göras med medelvärden från den nationella referenssjön Spjutsjön. År 2023 var koppar- och kadmiumhalterna i Runn 2,5–3 gånger högre än i Spjutsjön, medan övriga metaller (arsenik, bly, krom, nickel och zink) låg på liknande nivåer i Runn och Spjutsjön (Dalälvens vattenvårdsförening, 2023).

5.2.5 Matvanor

Livsmedel är den största exponeringskällan för metaller och därför är det viktigt att halterna hålls så låga som möjligt. Bly och kadmium är utfasningsämnen, vilket innebär att det är särskilt viktigt att minska användningen av och exponeringen för dessa metaller. Personer som äter egenodlade grönsaker, särskilt rotgrönsaker ifall man inte vidtagit jordförbättrande åtgärder, kan få en högre exponering för kadmium. Blyexponeringen blir högre i hushåll där man äter viltkött som skjutits med blyad ammunition. I industriellt förorenade områden som t.ex. i Gusum i Östergötland har det också visats att konsumenter som äter lokalodlade livsmedel har högre kadmiumutsöndring i urin jämfört med de som inte äter lokalodlade livsmedel. Sådan skillnad sågs inte för bly trots att området kontaminerats av både bly och kadmium från luftutsläpp från mässingsbruket i Gusum under flera hundra år (Helmfrid 2019). Även om andelen som odlar egna grönsaker är högre i referensområdet är det inte säkert att befolkningen där har högre blyhalter i blodet eftersom marken inte påverkats av gruvbrytningen. Däremot kan den högre andelen jägare i referensområdet bidra till i genomsnitt högre blyhalter i befolkningen jämfört med de som bor i Falun. Att äta svamp från områden med höga metallhalter i marken skulle kunna bidra till ökad exponering så även här skulle befolkningen i referensområdet i genomsnitt kunna få högre halter då andelen som äter egenplockad svamp är högre

än i Falun, men det beror på var de plockat sin svamp. Motsvarande skulle kunna gälla konsumtion av lokalt växande skogsbär. I Gusum hade befolkningen som åt lokalt plockad svamp och skogsbär högre kadmiumutsöndring i urinen jämfört med de som inte hade sådan konsumtion. För bly sågs inte sådana skillnader (Helmfrid 2019). Konsumtion av fisk från metallförorenade sjöar i Falun kan också vara en bidragande källa till metallexponering, framförallt kadmium, men eftersom antalet fiskare i referensområdet är liten är en jämförelse inte meningsfull.

5.2.6 Dricksvatten

Dricksvattnet påverkas i hög grad av kvaliteten på vattentäkten och dricksvatteninstallationerna, även de fasta installationerna. Arsenik, bly, kadmium, krom, kvicksilver och de flesta andra tungmetaller förekommer naturligt i jordskorpan och kan därför förekomma i höga koncentrationer i dricksvatten. Bly kan till och med läcka ut från material i vattenledningar. Spridning i miljön och upptag i växter och djur innebär dessutom att bevattnade livsmedel kan innehålla samma giftiga metaller.

I Sverige får de flesta sitt dricksvatten från allmänna, oftast kommunägda, dricksvattenanläggningar. Dessa anläggningar förser konsumenterna med dricksvatten via ett ledningsnät och kommunen ansvarar för att dricksvattnet är bra och säkert dvs. inte innehåller ämnen som kan påverka befolkningen negativt. Den som däremot tar sitt dricksvatten från privata brunnar ansvarar själv för att kvaliteten är god. Detta sker genom Livsmedelsverkets föreskrifter om provtagning av vatten och filtersystem.

I Miljöhälsoenkäten 2015 (Folkhälsomyndigheten, 2017) uppgav 86 % att de har kommunalt dricksvatten och 11% att de har en egen brunn, borrad eller grävd. I Falun har 99 % av befolkningen registrerat att de har kommunalt vatten, vilket är representativt för större städer. Falu energi och vatten AB, som är Faluns kommunala vattenverk följer Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten där gränsvärdet för bly är 5 µg/l, för arsenik 5 µg/l och för kadmium 0,5 µg/l. I referensområdet uppgav 65 % att de har kommunalt vatten, vilket innebär att många som bor där har egen dricksvattenbrunn där de själva ansvarar för vattenkvaliteten. I efterhand har vi diskuterat i projektet att det hade varit mycket värdefullt att inkludera en fråga i enkäten om när de senast provtagit sitt vatten med avseende på analys av metaller. Livsmedelsverket rekommenderar att provtagning ska ske minst vart tredje år, och oftare om man har små barn i hushållet. Miljöhälsorapporten från 2021 som fokuserar på barns miljörelaterade hälsa visade att 10 % av de svarande hade egen dricksvattenbrunn och ungefär 60 % av dessa hade analyserat sitt dricksvatten under de senaste tre åren (Folkhälsomyndigheten, 2021). Data visade också att det var vanligare att hushåll med små barn (4 år eller yngre) hade analyserat sitt dricksvatten än hushåll med 12-åringar. Om man skulle applicera dessa siffror på vår studiepopulation i Falun skulle det innebära att 12 av de 29 respondenter som rapporterade att de hade sitt dricksvatten från privat brun inte testat sin vattenförsörjning. På motsvarande sätt skulle teoretiskt 54 av 143 i referensområdet inte testat sitt brunnsvatten. Från och med den 1 juli 2024 sänkte Livsmedelsverket riktvärdena för flera hälsofarliga ämnen i privata dricksvattenbrunnar. Nivåerna för bly, arsenik och kadmium blev då de mest strikta inom EU. I ett metallförorenat område som Falun är det speciellt viktigt att följa upp halter av dessa toxiska metaller i dricksvatten över tid.

5.3 Riskuppfattning och riskacceptans

Riskuppfattning är den subjektiva bedömning som människor gör av en risks egenskaper och allvarlighetsgrad. Den är vanligtvis starkt beroende av inte bara kognitiv uppfattning och åtgärder som minimerar eller förvärrar exponeringen (t.ex. information om risken, att följa riktlinjer som gör att

riskerna uppfattas som mindre allvarlig, etc.) utan är också ett brett spektrum av affektiva (känslor, stämningar, etc.), kontextuella uppfattningar där risken presenteras och till och med individuella faktorer som tidigare erfarenheter och kulturella traditioner.

Beroende på hur risken uppfattas och/eller förmedlas kan befolkningen i högre grad acceptera den. Det är viktigt att nämna att acceptansen inte nödvändigtvis är beroende av hur allvarlig risken är, utan av hur den uppfattas. I vår studiepopulation uppgav 83 % att de visste att gruvavfallen innehåller höga metallhalter, vilket är en relativt hög medvetenhet, men vi vet tyvärr ingenting hur de tänker kring de risker som finns när det gäller exponering. De råd och riktlinjer som finns i Falun är en typ av riskhantering som Falu kommun rekommenderar befolkningen att följa för att minska hälsoriskerna. Dessvärre uppgav endast 48 % att de har vetskap om dessa råd och riktlinjer kring odling och bär- och svampplockning.

5.4 Riktlinjer för svamp/bär plockning och odling i Falun

Falu kommun har riktlinjer för både privat odling och insamling av svamp och vilda bär. Dessa riktlinjer avråder från att odla eller plocka i områden där höga metallhalter förväntas. Se underlagsrapport 3 – Metallhalter i bär och svamp för provtagning och analys i några av våra typområden. På grund av svampars förmåga att bioackumulera stora mängder metaller, t.ex. kadmium, bly, arsenik och kvicksilver, är det av stort intresse, inte bara för statliga institutioner som arbetar med miljömedicin och folkhälsa (t.ex. Naturvårdsverket och Livsmedelsverket), utan även för allmänheten att känna till risken för ökad metallexponering vid konsumtion av svamp plockad på kontaminerad mark. I studiepopulationen i Falun uppgav 51 % av de svarande att de inte kände till riktlinjerna. Bland dem som var medvetna om dem följde 71 % rekommendationerna, medan 26 % endast delvis efterlevde dem. Detta understryker behovet av bättre informationsspridning för att öka efterlevnaden i befolkningen. Riktlinjerna för bär- och svampplockning avråder från att plocka i områden med en blyhalt över 700 mg/kg, såsom Galgberget och Stenslund. Trots detta rapporterade 25 % av deltagarna (848 personer) att de ätit lokal svamp under de senaste åtta månaderna. Av dessa hade 12 % ätit svamp från Galgberget och 9 % från Stenslund.

Trots att bär inte ackumulerar metaller på samma sätt som svampar, äts de inte bara råa utan används också som ingredienser för att göra juice, sylt eller annan bearbetning som kan koncentrera metallinnehållet i slutprodukten. Därför är det viktigt att utföra miljömedicinska bedömningar även om metallhalter i bär skulle vara på gränsen till för höga. I Falun uppgav 39 % (1317 personer) att de, under de senaste 8 månaderna, ätit vilda bär från någon av de specificerade områdena i Falun. Av dessa hade 12 % ätit vilda bär från Galgberget och 6 % från Stenslund.

Kontaminering av livsmedelskedjan med tungmetaller är en ständigt aktuell fråga på grund av deras potentiella ackumulering i biosystemen genom förorenat vatten, jord och luft. I miljöer med höga koncentrationer av metaller i jordbruksmark eller i vatten har ackumulering i grödor fått större betydelse. I studier runt Glasriket har man sett att metallhalter i blod samvarierade med hög konsumtion av hemodlade vegetabiliska produkter (Helmfrid et al., 2017). I Falun, där det finns kända förhöjda halter av metaller i marken, på grund av den långa gruvhistorien, finns det riktlinjer som avråder från stadsodlingar på grund av risken för överexponering via livsmedel. Ett av sätten att minska upptaget av metaller via jorden är att använda alternativ jord eller att inte plantera direkt på marken. I Falun uppgav 21 % att de använder hemmagjord kompost. Om materialet till komposten kommer från egna lokalproducerade växter som vuxit på förorenad jord finns en risk att man återför metallerna till systemet och att de därmed kan ackumuleras i odlingsjorden.

5.5 Metodöverbäganden

Enkäter används ofta i epidemiologiska studier tack vare sina många fördelar. En av de främsta är möjligheten att standardisera datainsamlingen, vilket underlättar jämförelser mellan olika studier och populationer. De är dessutom kostnadseffektiva och praktiska för storskaliga undersökningar. En annan fördel är att enkäter sparar tid genom att snabbt kunna distribueras till ett stort antal deltagare, vilket möjliggör effektiv datainsamling. De är också flexibla och kan anpassas för att samla in en bred variation av information, från demografiska uppgifter till specifika beteenden och exponeringar som kan påverka hälsan. Enkätundersökningen i BIOMET behandlar enbart frågor om livsmedelsintag och har avsiktligt inga frågor om den egna hälsan. De frågeställningar som berörs kan därmed inte betraktas som särskilt integritetskränkande och därmed bedöms en eventuell risk för skada som minimal. Etikprövningsmyndigheten har också godkänt enkäten utan att anmärka på frågornas formuleringar. Genom att rikta enkäten till utvalda hushåll, istället för personer, nås fler personer eftersom ett hushåll av sluppen inte kommer få mer än en enkät.

Trots många fördelar med enkäter som verktyg finns det också flera nackdelar. En stor utmaning är risken för svarsbias, där deltagarna kan ge socialt önskvärda svar snarare än sanningsenliga. Återkallningsbias är en annan begränsning, då deltagare kan ha svårt att minnas tidigare beteenden eller exponeringar korrekt, vilket kan leda till felaktiga data. Missförstånd av frågor kan också påverka resultatens tillförlitlighet, då otydligheter kan resultera i felaktiga svar. Utformningen av en enkät av det här slaget är en balansgång mellan tillräckligt detaljerade frågor och antalet frågor för att uppnå en så hög svarsfrekvens som möjligt. Dessutom kan utbildningsnivån bland de inbjudna påverka svarsbenägenheten av enkäten där personer med högre utbildning tenderar ha större benägenhet att fullfölja omfattande enkäter.

Eftersom enkäter är ett tvärsnittswerktyg ger de en ögonblicksbild av förekomsten av beteenden, fritidsaktiviteter och uppfattningar vid tidpunkten för undersökningen. De lämpar sig därför inte för att fastställa orsakssamband, vilket innebär att resultaten bör tolkas med viss försiktighet. BIOMET enkäten skickades ut i anslutning till bär/svamp- och jaktsäsongen för att därigenom fånga den maximala konsumtionen av lokala livsmedel. Slutligen påverkas enkätresultat också av hur deltagarna tolkar frågorna – i det här fallet hur de bedömer sina egna beteenden och matvanor utifrån sin subjektiva upplevelse. Ytterligare en svaghet är att vi inte har information om deltagarnas portionsstorlek för olika livsmedel, utan endast frekvensen. Vidare kunde vi bara göra en mycket grov uppskattning av metallexponeringen från livsmedel eftersom det saknades data på metallhalter för samtliga livsmedel som produceras, samlas in och/eller jagas i Falun. Trots begränsningarna räckte det för att välja ut deltagare, med förmodad hög metallexponering, till en pågående biomonitoreringsstudie som omfattar analys av bly, kadmium och arsenik i blod och urin hos en del av befolkningen. Detta är en del av forskningsstudien EXPONERAD? som pågår mellan 2024-2027.

5.6 Fortsatta studier

Data från enkäten kommer användas i det pågående forskningsprojektet EXPONERAD?, som inkluderar en human biomonitoreringsstudie i Falun och referensområdet. Blod- och urinprover insamlades i oktober år 2024 från 300 av deltagarna i enkätstudien och analyserades avseende bly-, kadmium- och arsenikhalter. När dessa data är tillgängliga kommer korrelationsanalyser att hjälpa oss att komma närmre svaret på följande frågeställningar:

- a. Hur mycket påverkar kostvanor metallhalterna i kroppen?
- b. Samvarierar konsumtion av lokalt producerad, skördad eller jagad mat från Falun med en högre nivå av metaller i kroppen?
- c. Uppskattningsvis, hur stor andel av den totala metallexponeringen kommer från den metallförorenade marken?

6 Slutsatser

Enkätstudien visar att medan en majoritet av Faluborna är medvetna om de höga metallhalterna i gruvavfallet, är det endast en mindre andel som har vetskap om och följer de lokala riktlinjerna för att minimera exponeringen. Livsstilsfaktorer, såsom konsumtion av vilda bär, svampplockning och jakt, skiljer sig mellan Falun och referensområdet, vilket kan påverka metallexponeringen. Det finns också signifikanta skillnader i dricksvattenkälla, rökvanor och trädgårdsodling mellan de två områdena där fortsatta studier på metallbelastningen kommer att undersöka påverkan av att leva i områden påverkade av förorenad mark från gruvdrift jämfört med områden utan sådan kontaminering. Studien belyser vikten av att förstå lokala beteenden och uppfattningar i hanteringen av miljöhälsorisker. Genom att adressera de identifierade luckorna och öka medvetenheten hos allmänheten är det möjligt att minska exponeringen för skadliga metaller hos befolkningen som bor nära förorenade områden.

7 Referenser

Arbetsmiljöverket. Hygieniska gränsvärden. Arbetsmiljöverkets föreskrifter och allmänna råd om hygieniska gränsvärden. AFS 2018:1. Stockholm; AV: 2018. <https://www.av.se/globalassets/filer/publikationer/foreskrifter/hygieniska-gransvarden-afs-2018-1.pdf> [Hämtad 2025-02-10].

Arbetsmiljöverket. Arbetsmiljöverkets föreskrifter och allmänna råd (AFS 2023:15) om medicinska kontroller i arbetslivet. AFS 2023:15. Stockholm; AV: 2023. <https://www.av.se/arbetsmiljoarbete-och-inspektioner/publikationer/foreskrifter/afs-202315/> [Hämtad 2025-02-10].

Bjerselius, R., Halldin, E., Och, A., & Kautto, A. (2014). Bly i viltkött Del 4 -riskhantering. Livsmedelsverket. Livsmedelsverkets rapportserie nr 18/2014.

Boverket (2022). Segregationsbarometern. <https://segregationsbarometern.boverket.se/kommun/falun/> [Hämtad 2025-02-01].

Dalälvens vattenvårdsförbund (2023). Dalälven 2023. <http://www.dalalvensvuf.se/wp-content/uploads/Dalalven-2023.pdf>

EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM); Scientific Opinion on Lead in Food. EFSA Journal 2010; 8(4):1570. [151 pp.]. doi:[10.2903/j.efsa.2010.1570](https://doi.org/10.2903/j.efsa.2010.1570).

EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM); Scientific Opinion on Arsenic in Food. EFSA Journal 2009; 7(10):1351. [199 pp.]. doi:[10.2903/j.efsa.2009.1351](https://doi.org/10.2903/j.efsa.2009.1351).

European Food Safety Authority; Lead dietary exposure in the European population. EFSA Journal 2012; 10(7):2831. [59 pp.]. doi:[10.2903/j.efsa.2012.2831](https://doi.org/10.2903/j.efsa.2012.2831).

European Food Safety Authority, 2014. Dietary exposure to inorganic arsenic in the European population. EFSA Journal 2014; 12(3):3597, 68 pp. doi:[10.2903/j.efsa.2014.3597](https://doi.org/10.2903/j.efsa.2014.3597).

European Food Safety Authority; Cadmium dietary exposure in the European population. EFSA Journal 2012; 10 (1):2551. [37 pp.]. doi:[10.2903/j.efsa.2012.2551](https://doi.org/10.2903/j.efsa.2012.2551).

Folkhälsomyndigheten (2017). Miljöhälsorapport 2017. Solna: Folkhälsomyndigheten. <https://www.folkhalsomyndigheten.se/publikationer-och-material/publikationsarkiv/m/miljohalsorapport-2017/>.

Folkhälsomyndigheten, (2021). Miljöhälsorapport 2021. Solna: Folkhälsomyndigheten. <https://www.folkhalsomyndigheten.se/publikationer-och-material/publikationsarkiv/m/miljohalsorapport-2021/>.

Folkhälsomyndigheten, (2024). Boende- och närmiljö påverkar vår hälsa - Miljöhälsorapport 2024. Solna: Folkhälsomyndigheten. <https://www.folkhalsomyndigheten.se/publikationer-och-material/publikationsarkiv/b/boende-och-narmiljo-paverkar-var-halsa-miljohalsorapport-2024/>.

Folkhälsomyndigheten, (2025). Tillgång till vistelse i grönområden – Resultat från Miljöhälsoenkäten. Solna: Folkhälsomyndigheten. <https://www.folkhalsomyndigheten.se/publikationer-och-material/publikationsarkiv/t/tillgang-till-vistelse-i-gronomraden/?pub=140087>.

Rapport från Arbets- och miljömedicin 2/2025

BIOMET:

Fördjupade undersökningar av förorenade områden, biotillgänglighet och exponering för metaller i befolkning

Akademiska sjukhuset, 751 85 Uppsala
www.amm uppsala.se