



Kemakta AR 2014-17



Hälsoriskbedömning för sju järnbruk i Uppsala Län

Celia Jones och Karin Jonsson

April 2016

Kemakta Konsult AB

Box 12655, 112 93 Stockholm
Telefon: 08-617 67 00, Telefax: 08-652 16 07, Internet: www.kemakta.se

Sammanfattning

Inledning

Kemakta Konsult har på uppdrag av Länsstyrelsen i Uppsala Län genomfört undersökningar vid sju f.d. järnbruksområden i syfte att bedöma riskerna för hälsa från rester från bruksverksamheten. Tidigare undersökning av de sju järnbruksområdena har visat på föroreningar i mark, främst i de platser som är knutna till den tidigare verksamheten. Föroreningar finns även i områden där resprodukter (exempelvis slagg och aska) förekommer och utgörs huvudsakligen av metaller, främst arsenik, zink och bly, samt PAH-föreningar.

De järnbruk som undersöktes i projektet är Bennebols bruk, Vällnora bruk, Länna bruk, Strömsbergs bruk, Västlands bruk, Österby bruk och Lövsta bruk. Inom bruksområdena fanns vanligen masugn, rostugn, olika typer av smedjor, kolhus, bodar, hammare, magasin, kvarn, arbetarbostäder mm. Bruken varierar avseende hur många och vilka av de tidigare byggnaderna som finns kvar i dagsläget.

Parallellt med denna undersökning har huvudstudier av Bennebols bruk och Vällnora bruk genomförts. Resultaten från huvudstudierna har använts även i denna rapport.

Markanvändning och exponeringsscenarier

Användningen av de f.d. industriområdena varierar. Huvudsakligen används områdena som museer och utställningslokaler, strömvområde, jordbruk, badplats mm. Vid Västland (kvarn mm.), Bennebol och Vällnora finns industribyggnader som kan besökas, men tillgång till insidan av byggnaderna är begränsad och ingen personal finns på området. För dessa byggnader görs hälsoriskbedömning med avseende på markanvändning som strömvområde eller för tillfälliga besök av turister. Vid Lövsta bruk finns få industribyggnader kvar. Vid Strömsberg och Österbybruk finns ett antal byggnader som fungerar som bemannade museer eller utställningslokaler. För dessa lokaler är tillfälliga besök en aktuell markanvändning, men i de fall byggnader utnyttjas som museum eller liknande verksamhet och personal vistas i lokalerna i stor utsträckning kan denna markanvändning dominera riskbilden. Denna undersökning har inte omfattat industribyggnader vid Länna bruk.

Gemensamt för alla sju bruk är att bostadsområden ligger i anslutning till bruksområdet. I Bennebols bruk förekommer endast fritidsboende och i Länna bruk förekommer troligtvis endast permanentboende. Vid de andra bruken finns en blandning av permanent- och fritidsboende. Vid Strömsberg, Lövsta och Österbybruk finns klara gränser mellan det f.d. industriområdet och bostadsområden. Föroreningshalterna i dessa bostadsområden är generellt lägre än i industriområdena. Vid Länna bruk förekommer förhöjda föroreningshalter i samband med förekomsten av slagghaltigt material. Vid Bennebol och Vällnora bruk finns bostäder intill industriområdena och upplag av bruksrester och höga föroreningshalter har påträffats inom bostadsfastigheter. Vid Västlands bruk är bostadsområdet beläget på andra sidan ån från det f.d. industriområdet, men slagg och aska har deponerats mycket nära bostäderna.

Exponeringsvägar som identifierats är;

- Exponering genom dricksvattenkonsumtion. I dagsläget används grävda brunnar för dricksvatten vid Vällnora och Västland. I Bennebol och Lövsta används borrade brunnar som dricksvattenkällor. I Länna, Strömsberg och Österbybruk finns kommunalt vatten, men enskilda privata brunnar kan även förekomma i dessa områden
- Direkt exponering för jord eller sediment genom oralt intag, inandning av damm och hudkontakt. Direkt exponering för ytvatten vid badplatser bedöms vara av mindre vikt för den totala exponeringen.
- Inandning av ångor. I denna studie kan denna exponeringsväg vara viktig för PAH- föreningar och kvicksilver.
- Konsumtion av matfisk som fångas i närliggande sjöar. Fiske förekommer vid Vällnora och Österby bruk, Västland och troligtvis Strömsberg och Lövsta bruk.
- Konsumtion av odlade eller viltväxande växter från området (frukt, bar, svamp, grönsaker och rotsaker).
- Konsumtion av djurprodukter från djur som betar på förorenade områden. I Västland och Vällnora sker/har skett uppfödning av lamm/får och i Vällnora finns höns från vilka både ägg och kött konsumeras.
- Exponeringen för föroreningar i slaggsten. Denna exponering har bedömts vara mycket liten och därför är förekomsten av byggnader med slaggsten av mindre vikt för hälsoriskerna.

Genomförda undersökningar

Som underlag för uppskattning av exponering av människor genom de identifierade exponeringsvägarna har provtagning genomförts av jord/fyllnadsmassor, grundvatten, ytvatten, sediment, byggnader, damm/stoft, fisk, växter, djurprodukter och byggnadsmaterial (malm, slaggsten). Laktester har genomförts på markprov för att ge underlag för plats-specifika bedömningar av föroreningarnas lakbarhet. Tester har genomförts av föroreningarnas biotillgänglighet (upptagbar mängd) för människor vid oralt intag i syfte att förbättra plats-specifika bedömningar av hälsoriskerna.

Förekomst och utbredning av föroreningar

Metallföroreningar har påträffats inom stora delar av områdena, främst i samband med fyllnadsmaterial. I denna studie har förekomsten av slagg och slaggutfyllnad i det ytliga skiktet av de sju bruksområdena undersökts. Ingen omfattande undersökning har gjorts av utbredningen i ytled och djupled av material från bruksverksamhet, förutom i huvudstudierna för Bennebol och Vällnora. Undersökning av bostadsområdena prioriterades. I flera bruksområden (Bennebol, Vällnora, Västland, Länna) är utfyllnaden med slagg inte sammanhängande och slaggförekomster finns med större och mindre utbredningar i hela bruksområdet. Slagg har även använts som anläggningsmaterial, exempelvis under husgrunder. I andra bruk (exempelvis Österbybruk och Strömsberg) verkar förekomsten av rester från bruksverksamhet i bostadsområdena vara begränsad. Vid Lövstabruk förekommer bruksrester punktvis i bostadsområdet.

Fyllnadsmaterial från bruksverksamheten har olika sammansättningar och består till olika del av slagg, sot och aska, kol och andra rester som tegel. På grund av deras olika

sammansättningar visar fyllnadsmaterial varierande egenskaper vad gäller halter av metallföreningar samt föreningarnas lakbarhet och biotillgänglighet.

Vid alla bruk är arsenik den dimensionerande föreningen vad gäller hälsorisker vid samtliga markanvändningar. Vid flera bruk förekommer halter som överskrider Naturvårdsverkets riktvärde för skydd mot akuta hälsoeffekter (100 mg/kg TS), och vid vissa bruk förekommer halter över 100 mg/kg TS i yttlig jord. Vid Lövsta bruk är mark med halter över 100 mg/kg TS nu sanerat och vid Strömsberg finns halter över 100 mg/kg i yttlig jord vid endast en provpunkt. Vid Västland, Länna, Bennebol och Vällnora finns provpunkter med halter i ytjord över 100 mg/kg och vid Bennebol och Vällnora är utbredningen av massor med halter över detta riktvärde omfattande.

Zink förekommer i förhöjda halter vid de flesta bruk, men hälsoriskerna från zink är ändå begränsad till områdena med mycket höga halter i Vällnora och Bennebol. Även bly förekommer i förhöjda halter i vissa bruk (exempelvis Länna och Lövstabruk) men hälsoriskerna bedöms vara små.

I vissa bruksområden indikeras måttliga risker från andra metaller och PAH-föreningar i mark vid jämförelse av uppmätta halter i mark med bruksanpassade riktvärden.

Materialegenskaper

Materialet vid de sju f.d. bruksområdena har karaktäriserats genom laktester, tester av föreningarnas biotillgänglighet samt studier av upptag av föreningar från rotjord till växter.

Generellt för alla bruk är lakbarheten av arsenik i materialet lägre än vad som antas i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell. Rörligheten av arsenik var högst i prov av material från Länna bruk men Kd-värdet för fyllnadsmaterial var ändå dubbelt så högt som värdet i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell. Generellt för bruksområden är att lakbarheten av arsenik i slagghaltig fyllnad är lägre än lakbarheten i kolhaltigt material. Lakbarheten av arsenik i fyllnadsmassor och naturlig jord kan vara högre än i slagg och träkol.

Lakbarheten av zink i de flest prov var mycket lägre än vad som antas i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell, men i vissa prov av material med höga zinkhalter (exempelvis från ett utfyllt område i Bennebol) var lakbarheten högre. Lakbarheten av kadmium och bly var också generellt mycket lägre än lakbarheten som antas i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell. Utlakning av metaller är begränsas förmodligen av hastigheten av processer som frisätter föreningarna, exempelvis vittring. Utlakning av koppar var relativt hög från vissa materialslag; träkol, slagg, rostad malm och vissa fyllnadsmaterial.

Det är inte möjligt att dra några generella slutsatser om arseniks biotillgänglighet i olika typer av material eller vid olika bruk eftersom biotillgängligheten av arsenik varierar mellan olika material och därmed även mellan bruken. I prov av fyllnadsmaterial från Bennebol och Länna bruk var biotillgängligheten inte begränsad, medan biotillgängligheten i fyllnadsmaterial från Vällnora, Lövstabruk, Strömsberg och Västland var lägre, 3,7-57 %. I prov av träkol och material från en utfyllnad i Bennebol var biotillgängligheten mycket låg, 12 respektive 10 %. Generellt verkar biotillgängligheten av arsenik i fyllnadsmaterial vid bruksområden vara begränsad, men material kan förekomma med hög biotillgänglighet i vissa provpunkter.

För zink var biotillgängligheten i fyllnadsmaterial generellt mycket låg. Dock var biotillgängligheten högre i prov med höga totalhalter av zink från utfyllnaden vid

Bennebol, fyllnad från järnvägsbanken vid Länna bruk och i material under masugnen vid Vällnora. Även biotillgängligheten av kadmium var hög i dessa prover. I övriga prov visade kadmium låg biotillgänglighet, och biotillgängligheten av bly var låg i alla prov.

Växtupptagsfaktorer till bär och frukt för de flesta metaller var mycket lägre än för rotsaker och grönsaker. För arsenik och kobolt var uppmätta upptagsfaktorer i grönsaker mycket lägre än upptagsfaktorn som används i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell. Den generella modellen kommer därför att överskatta upptag av dessa ämnen i växter. För arsenik var upptagsfaktorn för rotsaker något högre än den som används i riktvärdesmodellen, men skillnaden är inte stor. För zink var det uppmätta upptaget i grönsaker något högre än i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell. För andra ämnen ligger uppmätta upptagsfaktorer i samma nivå som de som antas i riktvärdesmodellen.

Riskbedömning

Riskbedömningen har gjorts på olika sätt;

- Jämförelse av uppmätta föroreningshalter i jord med riktvärden för skydd av hälsa som har anpassats för f.d. järnbruksområden. Bruksanpassade riktvärden har beräknats med Naturvårdsverkets riktvärdesmodell för yttlig jord för olika markanvändningar; permanent och fritidsboende, tillfälliga besök (vid turism), personal på områden och strövområden för fritidsaktiviteter samt för djupare liggande jord. Riktvärdena för arsenik, bly, kadmium, koppar och zink tar även hänsyn till uppgifter som togs fram i denna undersökning vad gäller lakbarhet och biotillgänglighet av föroreningar på f.d. bruksområden.
- Jämförelse av uppmätta föroreningshalter i olika medier med relevanta bedömningsgrunder och gränsvärden.
- Beräkning av intaget av föroreningar som människor som vistas på bruksområden utsätts för genom exponering för mark, vatten, damm/stof samt konsumtion av växter, fisk och djurprodukter. Denna exponering jämförs med toxikologiska referensvärden för varje ämne. Toxikologiska referensvärden från Naturvårdsverkets riktvärdesmodell har använts. Naturvårdsverkets lågrisknivå motsvarar en extra livstidsrisk för cancer på 1 per 100 000. Riktvärden för arsenik som beräknas utifrån denna risknivå ligger under bakgrundshalter av arsenik i jord och därför justeras riktvärden för arsenik till 10 mg/kg TS. För arsenik har den uppskattade exponeringen jämförts även med en lågrisknivå som togs fram av den europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet (EFSA). EFSA studerade exponeringen för oorganisk arsenik i mat och dryck och uppskattar att en lågrisknivå på 1 % extra livstidsrisk cancer motsvarar ett intag mellan 0,3 och 8 µg/kg kroppsvikt och dag.

Hälsoriskerna

En sammanfattning av de hälsorisker som identifierats i nuläget visas i tabellen nedan;

Bruk	Delområde	Hälsorisker
Strömsberg	Bostäder	Låga risker från arsenik (hög halt i mycket begränsat område). Låga risker från kadmium.
	Industri	Måttliga risker från arsenik och PAH för personal i byggnader genom exponering för jord, jordgolv och stoft i byggnader.
Lövsta*	Bostäder	Låga risker från bly, kadmium och kvicksilver i mark.
Västland	Bostäder	Låga risker från arsenik (arsenikintaget under EFSA lågrisknivå)
	f.d. industriområde	Risk för akuta effekter från arsenik i ytlig jord.
Länna	Bostäder	Risk för akuttoxiska effekter från arsenik. Låga risker från bly, zink och PAH-föreningar. Måttliga risker från kadmium i jord.
	Skola och förskola	Låg risk för akuta effekter och långsiktiga effekter; halter av arsenik över 100 mg/kg TS påträffades endast i ett prov, förmodligen djupare än 30 cm under markytan.
Österbybruk	Bostäder	Låga risker från arsenik och kadmium i kvarnområdet. Måttliga risker från kvicksilver
	f.d. industriområde	Låga risker för personal från PAH i jordgolv genom inandning av stoft. Måttliga risker från arsenik och kvicksilver i jord och jordgolv.
	badplats och camping	Låga risker från arsenik
Vällnora	Bostäder	Risk för akuttoxiska effekter från arsenik. Genomsnittliga intaget av arsenik är i nivå med EFSA's lågrisknivå. Låga risker från zink i stoft under masugnen (höga halter i begränsad utsträckning).
	f.d. industriområde	Risk för akuttoxiska effekter från arsenik.
Bennebol	Bostäder	Risk för akuttoxiska effekter från arsenik. Genomsnittliga intaget av arsenik är under EFSA's lågrisknivå för fritidsboende, men om permanent boende blir aktuell kan intaget stiga. Låga risker från zink (höga halter förekommer i ett begränsat område).
	f.d. industriområde	Risk för akuttoxiska effekter från arsenik.

* Observera att badplatsen vid Lövsta bruk, där risk för akuttoxiska effekter från arsenik förekom, nu är åtgärdat.

Bruksanpassade riktvärden visar att för arsenik är exponering genom intag av dricksvatten den dominerande exponeringsvägen, följt av exponering genom konsumtion av växter från det förorenade området. För kadmium dominerar exponeringen av konsumtion av växter från det förorenade området. För bly och arsenik ger även direktintag av jord ett signifikant bidrag till den totala exponeringen. För PAH-L och PAH-M samt kvicksilver är inandning av ångor den dominerande exponeringsvägen, men halterna av dessa ämnen var generellt låga.

Om risker förekommer är det oftast direktexponering för mark (direkt oralt intag, inandning av damm och hudkontakt) som utgör dominerande exponeringsvägar. I de flesta bruk har analyser av dricksvatten och grönsaker visat att inga hälsorisker föreligger vid konsumtion. Undantagen är Vällnora (dricksvatten och växter) och Västland och Bennebol (växter). Även om arsenikhalterna i vissa växter är förhöjda vid Västland och Bennebol är riskerna låga eftersom växterna inte konsumeras i stor utsträckning.

Vid bruk där exponering för stoft i byggnader är en aktuell exponeringsväg (Strömsberg och Österbybruk) är PAH-föreningar i stoft viktigt att beakta.

Arsenik är den dominerande föroreningen vad gäller hälsorisker i alla bruk. I figur 6-2 visas det uppskattade genomsnittliga intaget av arsenik från markföroreningar för boende i de olika bruken. Uppskattningar har gjorts ifrån uppmätta halter i jord på bostadsområdena, växter, djurprodukter och dricksvatten. Där kommunalt vatten förekommer inkluderas inte intaget via dricksvatten i arsenikintaget från bruksområdet, istället antas dricksvattenkonsumtionen vara en del av exponeringen från andra källor. Figuren visar även den genomsnittliga exponeringen för oorganiskt arsenik (höga och låga värden, data från EFSA, 2009) samt EFSA:s lågrisknivå (lägre gränsen av intervallet).

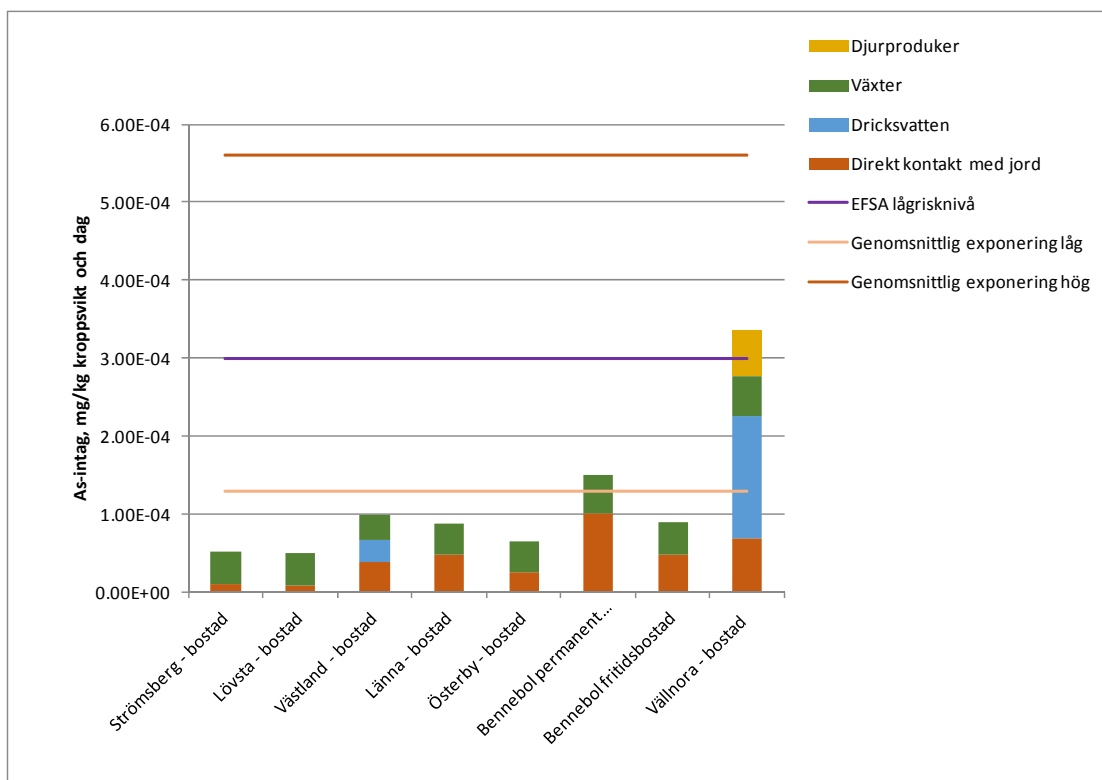
För bruk med låga halter av arsenik i bostadsområden är exponering genom direktkontakt med jord (direkt oralt intag, hudkontakt och inandning av damm) mycket begränsad (Strömsberg och Lövstabruk). För bruk där grävda brunnar används för dricksvatten är bidraget genom dricksvattenkonsumtion högst, särskilt i Vällnora, där höga halter av arsenik i markvattnet har observerats. Exponering genom intag av växter varierar endast lite från bruk till bruk, men bruksspecifika data har använts endast för Västland, Bennebol och Vällnora. Intag av arsenik genom konsumtion av djurprodukter har endast uppskattas för Vällnora eftersom ingen produktion av höns och ägg har observerats på andra områden. Även får betar på förorenade områden vid Vällnora och Västland, men arsenikhalter i prov från får var under rapporteringsgränsen.

För de flesta bruk är exponering för arsenik från det förorenade området under en tredjedel av EFSA:s lågrisknivå, och endast en liten del av bakgrundsexponeringen. I Vällnora och Bennebol är intaget från det förorenade området högre, och i Vällnora i nivå med EFSA:s lågrisknivå. En hälsoriskbedömning för dessa två bruk har gjorts i huvudstudier för dessa områden (Kemakta, 2015a och Kemakta, 2015b).

För de flesta bruk (Strömsberg, Lövsta, Västland, Länna och Österby samt fritidsboende vid Bennebol) är exponering för arsenik från förorenad mark liten i jämförelse med EFSA:s lågrisknivå. Därför är hälsoriskerna från den extra exponeringen för arsenik som förorenad mark innebär mycket låga i jämförelse till hälsoriskerna från arsenik från andra källor (främst mat och dryck).

I Vällnora (och i Bennebol om permanent boende blir aktuellt) är exponeringen från förorenad mark större. I Vällnora är exponeringen från förorenad mark i nivå med

EFSAs lågrisknivå, därför finns en risk för hälsoeffekter från arsenik. I Bennebol och Vällnora är exponeringen för arsenik från förorenad mark i samma nivå som den genomsnittliga exponeringen från andra källor, och den sammanlagda exponeringen från förorenad mark och andra källor kan ligga över EFSAs lågrisknivå även för Bennebol



Bidrag av olika exponeringsvägar till det totala intaget av arsenik från markföroreningar uppskattat för olika bruk (livstidsintegrerade intaget i mg/kg kroppsvikt och dag). Även den genomsnittliga exponeringen för oorganisk arsenik (EFSA data) och EFSAs lågrisknivå (lägre gränsen av intervallet) visas i figuren. För områden med kommunalt dricksvatten inkluderas inte intaget via dricksvatten i intaget från bruksområdet; dricksvattenkonsumtion har istället antagits vara en del av exponeringen från andra källor. För alla bruksområdena har konsumtion av växter från området antagits vara 10 % av den totala konsumtionen av rotsaker, grönsaker, bär och frukt.

Åtgärdsbehov

Klara åtgärdsbehov med avseende på hälsorisker från arsenik har påvisats vid Bennebol och Vällnora bruk. I dessa områden finns risk för akuta effekter från arsenik, och arsenikhalter i yttlig jord är mycket höga. Det finns även behov av åtgärder för att minska de långsiktiga riskerna för boende på områdena. För boende i Vällnora ligger det genomsnittliga intaget av arsenik från markföroreningar i nivå med EFSAs lågrisknivå för exponering för arsenik i mat och dricksvatten. Det genomsnittliga intaget av oorganisk arsenik i Europa ligger ungefär i samma nivå som exponering för arsenik i jord i Vällnora. Detta betyder att den extra risken för hälsoeffekter från arsenik i förorenad jord vid Vällnora ungefär är lika stor som risken från bakgrundsexponering.

För boende i Bennebol är den genomsnittliga intaget av arsenik lägre, och ligger i nedre delen av intervallet för intaget av oorganisk arsenik i Europa. Undersökningarna vid Bennebol och Vällnora har varit tillräckligt omfattande för att visa att massor med höga arsenikhalter är utbredd över en stor del av området. Det finns även behov av åtgärder med avseende på zink i begränsade delar av dessa bruksområden.

Ett potentiellt åtgärdsbehov har påvisats för Västland och Läna. Risk för akuta effekter från arsenik har påvisats även i vissa provpunkter vid dessa bruk. I Västland förekommer de högsta föroreningshalterna i det f.d. industriområdet, som i dagsläget används för jordbruk, och i Läna förekommer de högsta föroreningshalterna i bostadsområdet. Befintliga data indikerar att i dessa bruksområden är utbredningen av massor med mycket höga arsenikhalter mer begränsad än vid Bennebol och Vällnora. Områdena har inte undersökts i samma omfattning som Bennebol och Vällnora, och kompletterande provtagning behövs för att bättre karaktärisera föroreningssituationen och klargöra åtgärdsbehovet. Kompletterande undersökning behövs särskilt med avseende på utbredningen av föroreningar i djupare jord. Vid Läna bruk kan även risker från bly, zink och PAH-föreningar förekomma.

Vid Strömsberg har ett åtgärdsbehov i kolhuset tidigare konstaterats (Kemakta 2013) och tillfälliga åtgärder har genomförts. I denna undersökning har även måttliga risker från arsenik och PAH-föreningar konstaterats för personal i industriområdet, främst med avseende på exponering för jord, jordgolv i byggnader samt i stoft (damm) i byggnader. Kompletterande undersökningar behövs för att klargöra åtgärdsbehovet i industriområdet, inklusive slutliga åtgärder i kolhuset. I bostadsområdet har fyllning med en hög halt av arsenik, som kan innebära risk för akuta effekter, påträffats i ett mycket begränsat område. Åtgärder behövs för detta område för att minska risker för akuta effekter.

Vid Österbybruk har måttliga risker påvisats avseende kvicksilver i jord för boende i bostadsområdet samt avseende arsenik och kvicksilver i jordgolv och stoft för personal i det f.d. industriområdet. Kviksilverhalterna i marken är inte fullständigt utränt och kompletterande undersökningar behövs för att klargöra åtgärdsbehovet. För byggnader med jordgolv eller med mycket stoft (damm) inomhus bör åtgärder övervägas om byggnader används i stor utsträckning (exempelvis under vanliga arbetstider).

Vid Lövsta bruk har åtgärder redan genomförts vid badplatsen, där risker förekom för akuta effekter från arsenik. Förhöjda halter av arsenik, bly, kadmium och kvicksilver har påvisats i bostadsområdet. Befintliga data indikerar att hälsoriskerna från dessa metaller är låga, men föroreningssituationen är inte fullständigt kartlagt. Kompletterande provtagning av jord behövs för att klargöra riskerna och eventuellt åtgärdsbehov.

Fortsatta undersökningar och prioritering mellan bruken

Bruksområdena Bennebol och Vällnora bör prioriteras för åtgärd, eftersom mycket höga halter av arsenik förekommer i mark och det finns risk för akuta effekter vid exponering för yttlig jord. Åtgärdsförberedande undersökningar behövs för att kartlägga vilka massor som behöver åtgärdas samt för att välja optimala åtgärdsmetoder.

Vid Läna bruk och Västlands bruk finns risk för akuta effekter. Hälsoriskerna vid dessa bruk är troligen mindre än vid Bennebol och Vällnora, men föroreningssituationen är inte fullständigt kartlagt. Kompletterande utredningar av dessa områden bör prioriteras för att förbättra dataunderlaget för riskbedömning och bedömning av åtgärdsbehovet.

Även vid Strömsbergsbruk har behov av åtgärder konstaterats för industriområdet samt i en mindre del av bostadsområdet. Vid Strömsberg behövs kompletterande utredningar för att förbereda åtgärder i bostadsområdet genom att kartlägga vilka massor som behöver åtgärdas. I industriområdet behövs kompletterande utredningar för att förbättra informationen om föroreningsutbredningen och därmed förbättra underlaget för bedömning av riskerna och omfattningen av åtgärdsbehovet.

Vid Österby bruk kan risker även uppkomma från markföroreningar i det gamla kvarnområdet samt från föroreningar i jordgolv/stoft i byggnader i det f.d. industriområdet. I en tidigare undersökning (Kemakta, 2012c) har även risker från markföroreningar inom det norra industriområdet konstaterats. Kompletterande undersökningar därför behövs i dessa delar av Österby bruk för att förbättra dataunderlaget för riskbedömningen och för att bedöma behov av åtgärder.

Vid Österby bruk och Lövsta bruk indikerar befintliga data att riskerna för boende i bostadsområden är liten, och dessa bostadsområden har lägst prioritet av de sju bruksområdena. Dock är föroreningssituationen i dessa områden inte fullständigt kartlagt, och även exponeringssituationen är oklart, exempelvis avseende exponering genom konsumtion av hemodlade grönsaker, särskilt vid Österby bruk. Kompletterande provtagning och analys av mark i bostadsområdena behövs vid dessa bruk för att ge ett bättre underlag för bedömning av riskerna för boende.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

SAMMANFATTNING	3
1 INLEDNING	17
1.1 Uppdrag	17
1.2 Bakgrund	17
1.3 Syfte	17
1.4 Järnbruken	17
1.5 Projektorganisation.....	17
1.6 Rapportens upplägg	18
1.7 Tidigare undersökningar	18
2 PROJEKTETS UPPLÄGG	19
2.1 Industrihistoria – järnbruk i Uppland	19
2.2 Föroreningar.....	20
2.3 Förorenat material på bruksområden.....	20
2.4 Konceptuell modell - exponeringsvägar	20
2.4.1 Förorenade medier	22
2.4.2 Exponeringsvägar	23
2.5 Genomförda undersökningar	25
2.6 Analyser	26
3 UNDERSÖKNINGSRESULTATEN.....	28
3.1 Glödförlust och pH.....	28
3.1.1 Strömsberg	28
3.1.2 Lövstabruk	29
3.1.3 Västland	30
3.1.4 Länna	30
3.1.5 Österbybruk	31
3.1.6 Vällnora	31
3.1.7 Bennebol	32
3.2 Föroreningar i marken	33
3.2.1 Strömsberg.....	34
3.2.2 Lövstabruk	38
3.2.3 Västland	43
3.2.4 Länna	47
3.2.5 Österbybruk	53
3.2.6 Vällnora	57
3.2.7 Bennebol	61
3.3 Föroreningar i byggnadsmaterial och malm.....	65
3.4 Föroreningar i damm.....	66
3.5 Föroreningar i grundvatten.....	67
3.5.1 Strömsberg.....	68
3.5.2 Lövstabruk	68
3.5.3 Västland	69
3.5.4 Länna	70
3.5.5 Österbybruk	70
3.5.6 Vällnora	70
3.5.7 Bennebol	71
3.6 Föroreningar i ytvatten.....	72
3.6.1 Österbybruk	73
3.6.2 Vällnora	73
3.6.3 Bennebol	74
3.7 Föroreningar i sediment	74
3.7.1 Strömsberg.....	75

3.7.2	Lövstabruk	76
3.7.3	Västland	77
3.7.4	Länna	77
3.7.5	Österbybruk	78
3.7.6	Vällnora	80
3.7.7	Bennebol	82
3.8	Föroreningar i växter	83
3.8.1	Metaller	83
3.8.2	PAH-föreningar	87
3.8.3	Växtupptagsfaktorer för metaller	87
3.9	Föroreningar i ägg och kött	94
3.10	Föroreningar i fisk	94
3.11	Laktester	96
3.11.1	Val av prov för laktester	96
3.11.2	Metod	97
3.11.3	Resultat	97
3.11.4	Kd-värden	98
3.11.5	Lakbarheten och totalhalt av föroreningar	101
3.11.6	Jämförelse av eluathalter i laktester med uppmätta halter av metaller i grundvatten	102
3.11.7	Lakbarheten av olika typer av material	105
3.11.8	Likheter och skillnader mellan bruk	106
3.11.9	Val av platsspecifika Kd-värden	106
3.12	Biotillgänglighetstester	109
3.12.1	Val av prov för analys	109
3.12.2	Testmetod	109
3.12.3	Resultat	109
3.12.4	Val av platsspecifika biotillgänglighetsfaktorer	111
4	HÄLSORISKBEDÖMNING	113
4.1	Riktvärden för förorenad mark i bruksmiljöer	113
4.1.1	Modell för platsspecifika hälsoriskbaserade riktvärden	113
4.1.2	Beräknade riktvärden	117
4.2	Övriga bedömningsgrunder	117
4.2.1	Bakgrundshalter	117
4.2.2	Bedömningsgrunder för hälsorisker	118
4.2.3	Akuta effekter	119
4.3	Intag av dricksvatten	119
4.3.1	Risker i dagsläget	119
4.3.2	Risker vid konsumtion av markvatten som dricksvatten (grävda brunnar)	121
4.4	Exponering genom konsumtion av växter	124
4.4.1	Konsumtion av växter	124
4.4.2	Metallhalten i växter	125
4.4.3	Exponering genom växtintag	126
4.5	Exponering genom konsumtion av fisk	129
4.5.1	Konsumtion av fisk	129
4.5.2	Metallhalten i fisk	129
4.5.3	Uppskattad exponering	130
4.6	Konsumtion av lamm, höns och ägg	131
4.6.1	Konsumtion av lamm, höns och ägg	131
4.6.2	Metallhalterna i lamm, höns och ägg	132
4.6.3	Uppskattad exponering och riskbedömning	132
4.7	Exponering vid badplatser	134
4.8	Exponering genom inandning av damm/stoft	135
4.9	Exponering för byggnadsmaterial	136
4.10	Exponering för arsenik vid direktkontakt med jord	136
4.11	Jämförelse av arsenik intag via olika exponeringsvägar	139
4.12	Jämförelse av uppmätta halter med riktvärdena	141
4.12.1	Strömsberg	142
4.12.2	Lövstabruk	149
4.12.3	Västland	152

4.12.4	Länna	155
4.12.5	Österbybruk	165
4.12.6	Vällnora	171
4.12.7	Bennebol	175
5	SAMMANFATTANDE RISKBEDÖMNINGAR	179
5.1	Strömsberg	179
5.2	Lövstabruk	180
5.3	Västland	181
5.4	Länna	182
5.5	Österbybruk	183
5.6	Vällnora	184
5.7	Bennebol	185
5.8	Sammanfattning för sju bruksområden	187
6	GEMENSAMMA EGENSKAPER FÖR JÄRNBRUKSOMRÅDEN	190
6.1	Markanvändning och exponeringsscenarioer	190
6.2	Förekomst och utbredning av föroreningar	191
6.3	Dimensionerande föroreningar	191
6.4	Materialegenskaper	192
6.5	Dimensionerande exponeringsvägar	193
7	ÅTGÄRDSBEHOV OCH PRIORITERING MELLAN BRUKEN	197
7.1	Åtgärdsbehov	197
7.2	Fortsatta undersökningar och prioritering mellan bruken	198
8	REFERENSER	199

BILAGOR

Bilagor till fem bruk – Länna, Strömsberg, Västland, Österbybruk och Lövstabruk

Bilaga 1	Fältprotokoll
Bilaga 2	Analysresultat
Bilaga 3	Riktvärden för förorenad mark i bruksområden
Bilaga 4	Analysprotokoll

Bilagor till Bennebol

Bilaga 1	Fältprotokoll
Bilaga 2	Analysresultat
Bilaga 3	Riktvärden för förorenad mark i bruksområden
Bilaga 4	Analysprotokoll

Bilagor till Vällnora

Bilaga 1	Fältprotokoll
Bilaga 2	Analysresultat
Bilaga 3	Riktvärden för förorenad mark i bruksområden
Bilaga 4	Analysprotokoll

1 Inledning

1.1 Uppdrag

Kemakta har på uppdrag av Länsstyrelsen i Uppsala län genomfört en fördjupad hälsoriskbedömning för sju järnbruk i Uppsala län.

1.2 Bakgrund

Tidigare undersökningar av de sju järnbruken som omfattas av denna studie har visat på föroreningar i mark, främst i de platser som är knutna till den tidigare verksamheten. Föroreningar förekommer även i områden där restprodukter, exempelvis slagg och aska, från verksamheten har deponerats eller använts som utfyllnadsmaterial. Föroreningar som förekommer är huvudsakligen metaller, främst arsenik, zink och bly, samt PAH-föreningar.

1.3 Syfte

Syftet med den genomförda utredningen var att utreda:

- Vilka exponeringsvägar finns för människor som vistas på områdena? Vilka är de dimensionerande exponeringsvägarna?
- Vilka hälsorisker är förknippade med de föroreningar som finns inom bruksområdena?
- Vid vilka halter av de förekommande ämnena föreligger ett åtgärdsbehov m.a.p. hälsorisker?
- Kan egenskapsområden identifieras som är gemensamma utifrån hälsorisk för järnbruken?

Resultaten från utredningen kommer att utgöra ett underlag vid prioritering av fortsatta utredningar och åtgärder för de aktuella järnbruken.

1.4 Järnbruken

De järnbruk som behandlas i projektet är:

- Bennebols bruk
- Vällnora bruk
- Länna bruk
- Strömsbergs bruk
- Västlands bruk
- Österbybruk
- Lövstabruk

1.5 Projektorganisation

Projektet genomfördes av Kemakta Konsult AB. Fältundersökningarna genomfördes av Stig Gustavsson, AB Pentacon och Kemakta Konsult AB.

Provtagning av grönsaker, frukt, bär, fisk, kött och ägg gjordes av privata fastighetsägare och av Ida Lindén, Länsstyrelsen i Uppsala län.

De flesta analyser genomfördes av ALS Scandinavia förutom biotillgänglighetstester som genomfördes av SGI.

Då Kemakta samtidigt som detta projekt genomfört ett uppdrag med upprättandet av två huvustudier för Vällnora och Bennebol bruk har ett nära samarbete mellan dessa projekt skett under arbetets gång och resultat från de båda projekten har utnyttjas i denna rapport.

1.6 Rapportens upplägg

Kap 2 –Översikt av genomförda undersökningar

Kap 3–Sammanställning av analysresultaten för alla sju bruk. Data från denna undersökning har sammanställts med befintliga data från tidigare undersökningar. Föroreningshalter i olika medier presenteras och en förenklad bedömning av föroreningshalterna görs genom jämförelse med lämpliga bedömningsgrunder. I detta kapitel redovisas även resultaten från undersökningar som gjordes för att utreda parametrar som påverkar spridning och bioupptag av föroreningar:

- Lakbarhet av föroreningar från olika materialslag
- Biotillgänglighet av föroreningar från olika materialslag
- Växtupptag av föroreningar

Kap 4 – Hälsoriskbedömning för alla bruk. Exponeringssituationen på de sju bruken och val av exponeringsparametrar som har använts i riskbedömningarna. Framtagning av platsspecifika riktvärden för bruken, och bedömning av risker genom jämförelse av uppmätta föroreningshalter i mark med riktvärden. Fördjupad riskbedömning av enskilda exponeringsvägar.

Kap 5 – Samlad riskbedömning för varje bruk

Kap 6 – Diskussion och slutsatser.

1.7 Tidigare undersökningar

I denna rapport sammanställs resultaten från tidigare undersökningar och för Bennebol och Vällnora även resultaten från pågående huvudstudier med resultaten från föreliggande undersökningar. De tidigare undersökningarna listas nedan.

Bennebols bruk – Kemakta, 2012d; Kemakta 2015a

Vällnora bruk – Kemakta, 2012e; Ramböll, 2013a; Kemakta 2015b

Länna bruk – Ramböll 2013b.

Strömsbergs bruk – Kemakta, 2011a; WSP, 2013a.

Västlands bruk – Kemakta, 2012b; WSP, 2013b.

Österbybruk – Kemakta, 2012c

Lövstabruk – Kemakta, 2012a

2 Projektets upplägg

2.1 Industrihistoria – järnbruk i Uppland

På samtliga sju studerade platser har järnbruk tidigare bedrivits. I en vanlig processkedja krossades malmen varefter den rostades i rostgropar eller rostugn. Rostad malm blandades därefter med kol och smältes i masugnen. Därefter kunde det flytande järnet hållas upp i sandformar och bilda järntackor eller gösar. Inne i en hammare färskades och bearbetades tackjärnet till smidbart järn. Vid produktionen bildades avfallsprodukt i form av slagg. Den lättare slaggen som uppstod vid produktionen användes antingen som byggnadsmaterial i omkringliggande byggnader eller deponerades på särskilda områden eller spreds ut i omgivningarna.

Inom bruksområdena fanns vanligen masugn, rostugn, olika typer av smedjor, kolhus, jernbodar, hammare, magasin, kvarn, arbetarbostäder, labbi mm.

Bruken varierar avseende hur många och vilka av de tidigare byggnaderna som finns kvar i dagsläget.

Nedan sammanfattas vilka byggnader som finns kvar vid de olika bruken:

- Bennebols bruk – Här finns många av de tidigare industribyggnaderna kvar, så som masugn, rostugn, smedja, arbetarlängor, magasin, stall. Ruiner av ytterligare byggnader finns kvar, t.ex. kolhusruin. Bostäderna används idag som fritidsbostäder.
- Vällnora bruk – Masugnen står kvar, rostugnen finns kvar i form av en ruin på området, kvarnen och labbi är numera ombyggda till bostadshus. Kolhuset finns endast kvar i form av rampen upp till kolhuset och mindre ruinmarkeringar på marken. Bostäder används idag för permanent- och fritidsboende.
- Länna bruk – I den del av området som undersöks inom denna studie finns inga tidigare industibyggnader utan området utgörs i dag endast av bostadsområde samt förskola och skola.
- Strömsbergs bruk – Av den huvudsakliga industriella verksamheten finns i dagsläget masugnen, stångjärnssmedja, kolhus, ruin av rostugn samt ett hus för förvaring av kemikalier kallat giftrummet och kalkboden. Bostadsområdet ligger på andra sidan Tämnrån sett från industriområdet och permanent- och fritidsboende förekommer.
- Västlands bruk – Den tidigare masugnen låg där jordbrukets stall ligger idag. Logen är ett f.d. kolhus som flyttats till nuvarande plats. Ingen av de fem rostugnar som ska ha funnits i slänten nedanför masugnen finns i dagsläget kvar. En f.d. klensmedja ligger mitt emot logen på den sida om ån där bostadshuset ligger.
- Österbybruk – Här finns mycket av den tidigare bebyggelsen kvar så som vallonsmedjan, ånghammarsmedjan, klensmedja, fyra f.d. kolhus, brännstålugnar, spruthus, smedsbostäder mm. Byggnadernas användningsområde i dagsläget utgör allt från museiverksamhet till privata bostäder. Arbetarbostäder finns i ett separat område öster om bruket, mellan Herrgårdsdammen och Oppdammen.

- Lövstabruk - I dagsläget finns inga byggnader kvar där den huvudsakliga järnbruksverksamheten bedrivits. En gammal kvarn finns dock vid badplatsen och ett hammarområde i den norra delen av området. De byggnader som finns på platsen i dag är herrgården, bruksgatan med brukskontor och förvaltarbostad.

För specifik information om industrihistorian på respektive bruk hänvisas till tidigare studier (se avsnitt 1.7).

2.2 Föroreningar

De föroreningar som främst förekommer inom järnbruksområden utgörs av arsenik, metaller och PAH.

2.3 Förorenat material på bruksområden

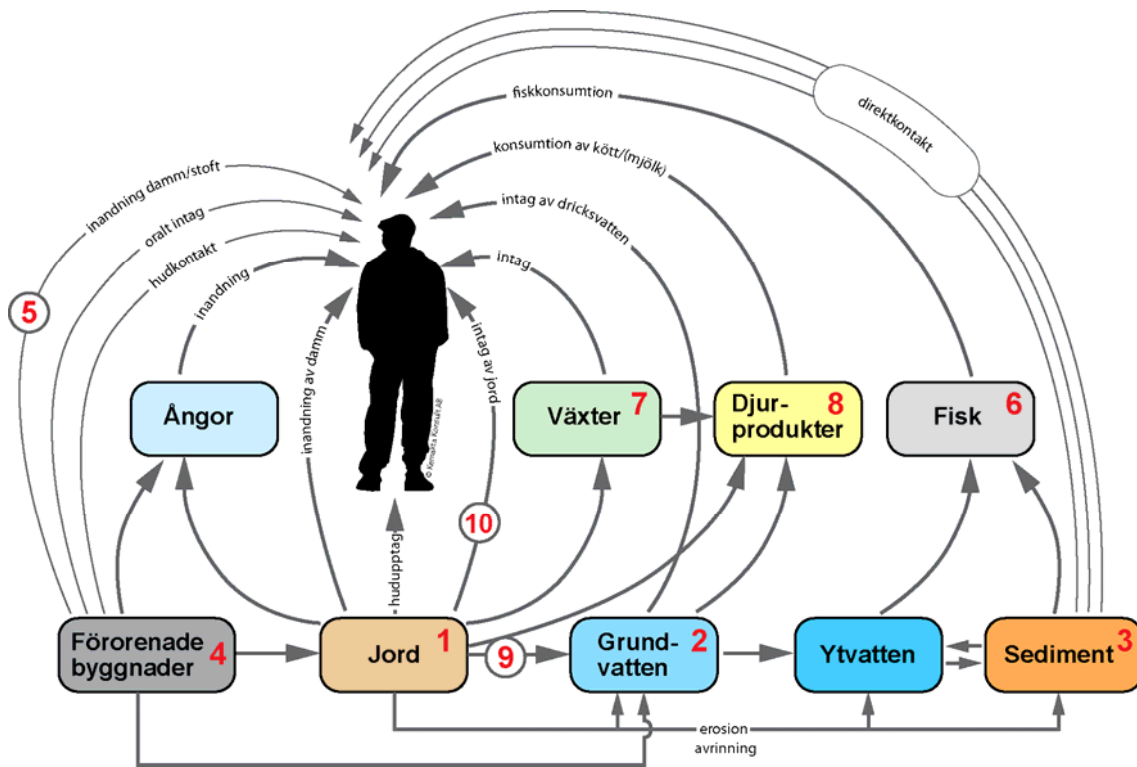
De typer av förorenat material som ofta förekommer på f.d. järnbruksområden är:

- Slagg
- Malm, rostad malm
- Kol
- Aska
- Träkol
- Byggnadsmaterial, exempelvis slaggsten.

2.4 Konceptuell modell - exponeringsvägar

I figur 2-1 visas de möjliga exponeringsvägarna för olika förorenade medier som kan förekomma vid järnbruken. De identifierade exponeringsvägarna har använts för att planera undersökningar av förorenade medier med syfte att uppskatta exponeringen för föroreningar via enskilda exponeringsvägar. Provtagning i medier samt syftet med provtagningen listas i tabell 2-1.

Alla exponeringsvägar är inte aktuella inom varje bruk. I nedanstående stycke görs en genomgång av de olika förorenade medierna och exponeringsvägarna på bruken.



Figur 2-1 Möjliga exponeringsvägar för förorenade medier vid de olika bruken (numrering av provtagna medier samt andra undersökningar är samma som numrering i Tabell 2-1).

Tabell 2-1 Genomförda undersökningar för att bedöma möjliga exponeringsvägar för olika medier.

	Medie	Provtagningssyfte
1	Jord/massor	Underlag för uppskattning av exponering av människor genom direkt oralt intag, inandning av damm (suspenderat jordpartiklar) samt hudkontakt.
2	Grundvatten	Underlag för uppskattning av exponering av människor genom konsumtion av dricksvatten.
	Ytvatten	Direkt exponeringsväg endast vid bad. Ingen konsumtion av ytvatten som dricksvatten vid bruken. Undersökt i tidigare studier.
3	Sediment	Underlag för bedömning av risker för den akvatiska miljön och för bedömning av risker för människor vid bad, fiske och båtliv.
4	Byggnader	Underlag för bedömning av risker om människor vistas i industribyggnader eller bostäder som byggts av slaggsten.
5	Damm/stoft	Underlag för bedömning av risker om människor vistas i industribyggnader.
6	Fisk/kräftor	Underlag för bedömning av risker för människor som konsumera fisk och för bedömning av risker för den akvatiska miljön.
7	Växter	Underlag för bedömning av risker vid konsumtion av frukt, bär och grönsaker som odlas/plockas på området.
8	Djur	Underlag för bedömning av risker för människor som konsumerar kött och ägg.
9	Laktester	Underlag för platsspecifik bedömning av lakbarheten av föroreningar från olika materialslag i marken. Indikation av biotillgänglighet.
10	Biotillgänglighetstester	Mätning av den platsspecifika biotillgängligheten för människor av arsenik och metaller vid oralt intag (BARGE test). Används som underlag till en förbättrad, platsspecifik bedömning av den totala exponeringen.

2.4.1 Förorenade medier

Jord

Exponering för jord sker främst för det ytliga jordsiktet. I denna undersökning har provtagningen fokuserats på yttlig jord där människor exponeras, främst bostadsområden och i vissa fall kring förskolor och skolor. Prov har även tagits från trädgårdsland. Vissa kompletterande prover togs även kring industribyggnader.

Grundvatten

Exponering för grundvatten sker främst genom intag av dricksvatten från brunnar. Prov har tagits i befintliga brunnar, både grävda och bergborrade. Även befintliga grundvattentrör har provtagits för att undersöka föroreningshalter i markgrundvatten.

Sediment

Sediment utgör en exponeringsväg främst där bad sker. Exponeringen kan ske genom hudkontakt, oralt intag och inandning av damm. Av de sju brukena finns anlagda badplatser i Österbybruk, Lövestabruk och Strömsbergs bruk. Bad sker även i mindre omfattning i Vällnora och Västland.

I Bennebol och Länna finns ingen badsjö i närheten varför exponering via sediment inte är aktuellt för dessa två bruk.

Ytvatten

Ytvatten skulle endast kunna utgöra en exponeringskälla vid bad, via intag som dricksvatten eller hudkontakt. Halter i ytvatten blir mycket sällan så höga att de utgör en risk vid bad. De halter som uppmätts inom genomförda undersökningar styrker detta resonemang. Inget direktintag av ytvatten som dricksvatten sker, förutom vid Länna bruk, där ytvattentäkten Långsjön försörjer Länna och Almunge med dricksvatten. Bäckens från bruksområdet i Länna mynnar ut i Långsjön. Provtagning av bäcken och sjön har inte gjorts inom denna studie utom inom ramen för huvudstudien för bruksområdet (Ramböll, 2012). Föroreningshalterna tyder på en allmän belastning av metaller, men nivåerna är måttliga.

Förorenade byggnader

Exponering för föroreningar i förorenade byggnader kan antingen ske genom inandning av ångor för flyktiga ämnen eller genom inandning av stoft/damm för övriga ämnen, samt genom oralt intag eller hudkontakt.

Risk för exponering av föroreningar förekommer främst vid Österbybruk och Strömsberg där byggnader som tidigare var smedjor och kolhus finns kvar och där även musei- eller andra verksamheter bedrivs.

I Bennebol och Vällnora finns masugnsbyggnaderna kvar men ingen direkt åtkomst ges till innerdelarna av dessa varför exponering endast kan ske av material som ligger på utsidan av masugnsbyggnaderna. I Bennebol finns även rostugnen kvar men denna är renoverad inomhus och damm/stoft från den tidigare verksamheten var i princip obefintlig. I smedjan i Bennebol finns dock jordgolv/stoft kvar som skulle kunna utgöra en exponeringsväg för föroreningar.

I Västland är den gamla masugnsbyggnaden ombyggd till ladugård och den ursprungliga verksamheten bedöms inte finnas kvar i den omfattningen att någon risk finns för exponering för föroreningar från tidigare verksamhet.

I Länna finns inga industribyggnader i den delen av området som ingått i denna studie.

I Lövestabruk finns inte några byggnader kvar där den huvudsakliga järnbruksverksamheten har bedrivits. En byggnad där en hammare tidigare funnits finns dock kvar i norra delen av området och en kvarn finns i den södra delen av området.

Exponering kan även ske för förorenat byggnadsmaterial, exempelvis slaggsten som producerades med bruksrester som råvara.

2.4.2 Exponeringsvägar

Dricksvatten

Endast i Vällnora och Västland sker i dagsläget intag av markgrundvatten för dricksvattenändamål och det är endast i dessa bruk som exponering av föroreningar i

markgrundvattnet i dag kan ske. Grävda brunnar finns vid Länna bruk, men dessa används inte för dricksvatten.

I Bennebol, Vällnora och Lövstabruk finns bergborrade brunnar som utgör dricksvattentäkt för områdena. Bergborrade brunnar i Bennebol och Vällnora bedöms i dagsläget inte vara påverkade av markföroreningarna och därför utgör inte intag av grundvatten en exponeringsväg för föroreningar i dessa bruk. I Lövstabruk har förhöjda halter av metaller observerats i vatten från borrhållningar vid vissa provtagningstillfällen och därför är det möjligt att exponering för föroreningar i dricksvatten från dessa brunnar kan ske.

I Länna, Österbybruk och Strömsbergs bruk förses de boende med kommunalt vatten och förorenat grundvatten från området utgör inte en direkt exponeringskälla för de boende.

Direktexponering för jord

Inom samtliga undersökta bruk förekommer förorening i jorden i olika omfattning. Människor som vistas och bor på området kan dagligen komma i kontakt och exponeras för den förorenade jorden via damning, hudkontakt och oavsiktligt intag av jord (exempelvis vid picabeteende hos små barn). Risken för damning kan begränsas delvis av olika former av marktäckning, exempelvis gräsmatta, asfalt, grus. I vissa provpunkter finns dock den gamla fyllningen i det ytligaste marklagret och vid t.ex. grävarbeten kan mer förorenade massor bli tillgängliga och risken för spridning genom damning och risken för att människor exponeras ökar.

Inandning av ångor

Inandning av ångor är en viktig exponeringsväg för flyktiga ämnen. I denna studie kan inandning av ångor vara en viktig exponeringsväg för kvicksilver och PAH-föreningar. Ingen direkt mätning av föroreningshalter i luft har gjorts i denna studie, eftersom uppmätta halter av PAH-föreningar och kvicksilver i marken var låga.

Fisk

Fisk utgör en exponeringsväg då matfisk fångas i ytvattenrecipienter dit föroreningar sprids från förorenade markområden. Fiskprov togs från Norrsjön vid Vällnora samt från tre dammar i Österbybruk. Fiske förekommer även vid andra bruk, exempelvis Västland och troligtvis Strömsberg och Lövsta.

Växter

Konsumtion av växter via intag av odlade eller viltväxande växter utgör en exponeringskälla av olika stor vikt i de olika bruken.

I dagsläget bedöms den största risken föreligga i Vällnora, då vissa boende på området har omfattande odlingar på friland samt konsumerar vilt växande växter i stor omfattning.

I Bennebol förekommer endast begränsad konsumtion av grönsaker, frukt och bär i dagsläget.

Vid tidpunkten för Kemaktas första undersökning av Västland odlade de boende i trädgårdsland intill bostadsfastigheten. I dagsläget har dessa land lagts igen och ingen odling sker. Konsumtion kan dock möjligen fortfarande ske av frukt och bär.

I Strömsbergs bruk sker odling i begränsad omfattning i bostadsområdet. Halterna i marken i bostadsdelen av detta område är dock generellt rätt låga.

I Lövstabruk sker odling på vissa av fastigheterna i dagsläget.

I Länna sker så vitt känt ingen odling i dagsläget men konsumtion sker av frukt bär i begränsad omfattning.

Ingen omfattande odling i friland kunde observeras vid fältbesöket i Österbybruk. Enstaka fruktträd och bärbuskar kan dock förekomma.

Djurprodukter

Intag av djurprodukter från djur som betar på förorenade områden, så som kött och ägg, kan utgöra en exponeringsväg.

I Västland och Vällnora sker/har skett uppfödning av lamm/får vilka utnyttjas för konsumtion.

I Vällnora har i dagsläget även en boende höns från vilka både ägg och kött konsumeras.

Vid övriga bruk sker ingen uppfödning och konsumtion av några djurprodukter i dagsläget.

Bevattnings med grundvatten

Bevattnings med förorenat grundvatten kan leda till exponering för föroreningar genom direktkontakt med jord i det bevattnade området (exempelvis i trädgårdsland) eller genom konsumtion av växter som kan ta upp föroreningar direkt från vatten på växtyterna eller från jord i det bevattnade området. Brunnar som används endast för bevattning finns i vissa bruk, exempelvis Strömsberg och Lövsta.

2.5 Genomförda undersökningar

Undersökningar har genomförts i form av provtagning av jord, grundvatten, sediment, ytvatten, stoft/damm, växter och djurprodukter i olika omfattning vid de olika bruken för att komplettera det underlag som redan fanns från tidigare studier. Då det samtidigt genomfördes två huvudstudier i Vällnora och Bennebol är provtagningen i dessa två områden mer omfattande än vid de övriga bruken.

I tabell 2-2 ges en översikt över vilka medier som provtogs inom föreliggande studie (för Vällnora och Bennebol inkluderas även undersökningarna inom huvudstudierna). I denna sammanställning har även markerats om något medie endast analyserats i tidigare studier (referenser i avsnitt 1.7).

Tabell 2-2 Översikt över vilka medier som provtogs inom föreliggande studie inom respektive bruk (för Bennebol och Vällnora inkluderas även undersökningar gjorda inom ramen för huvudstudierna). För de fall att något medie endast provtagits inom tidigare studier har detta markerats med ett T.

	Bennebol	Vällnora	Länna	Strömsberg	Västland	Österby	Lövsta
Jord/slagg/fyllnads material	X	X	X	X	X	X	X
Grundvatten	X	X		T	X	T	X
Sediment	X	X		X	T	X	T
Ytvatten	X	X				T	
Stoft/damm				X		X	
Växter	X	X	X	T	T		X
Djurprodukter		X			X	X	
Fisk		X				X	
Byggnadsmaterial (malm, slaggsten)	X	X	X	T			

I detta projekt genomfördes fältundersökningar under december 2013/januari 2014 med kompletterande provtagning av jord och grundvatten i juni 2014.

Grundvattenprov togs från tidigare installerade grundvattenrör eller från brunnar. Prov som analyserades med avseende på metaller filterades i fält. Prov från brunnar och prov som analyserades med avseende på organiska föroreningar filterades inte.

2.6 Analyser

I tabell 2-3 ges en översikt över vilka typer av analyser som har genomförts inom föreliggande studie (för Vällnora och Bennebol inkluderas även analyser gjorda inom huvudstudierna). I denna sammanställning har även markerats om någon analys endast genomförts i tidigare studier (referenser i avsnitt 2.1).

Samtliga växtprov tvättades innan analys.

Tabell 2-3 Översikt över vilka analyser som genomförts inom föreliggande studie inom respektive bruk (för Bennebol och Vällnora inkluderas även undersökningar gjorda inom ramen för huvudstudierna). För de fall att någon analys endast genomförts inom tidigare studier har detta markerats med ett T.

	Bennebol	Vällnora	Länna	Strömsberg	Västland	Österby	Lövsta
Jord/slagg/fyllnadsmaterial							
As + metaller	X	X	X	X	X	X	X
PAH	X	X	X	X	X	X	X
Laktester (metaller)	X	X	X	X	X		X
Biotillgänglighet (metaller)	X	X	X	X	X		X
Glödförlust	X	X	X	X	X	X	X
pH	X	X	X	X	X	X	X
Grundvatten							
As + metaller	X	X		T	X	T	X
PAH		X		T		T	
Ekotox	X	X					
Sediment							
As + metaller	X	X		X	T	X	T
PAH	X	X			T	X	T
Ekotox	X	X					
Ytvatten							
As + metaller	X	X				T	
Stoft/damm							
As + metaller				X		X	
PAH				X		X	
Växter							
As + metaller	X	X	X	T	T		X
PAH				T	T		
Fisk							
As + metaller		X				X	
PAH		X				X	
Djurprodukter							
As + metaller		X			X	X	
PAH		X					
Byggnadsmaterial							
As + metaller	X	X	X	T			

3 Undersökningsresultaten

I detta avsnitt sammanfattas resultaten av fältarbetet och analyserna. Protokoll från fältarbeten finns i bilaga 1 och analysresultaten visas i bilaga 2. Analysprotokollen finns i bilaga 4.

3.1 Glödförlust och pH

Analyser av glödförlust och pH gjorda inom föreliggande och tidigare studier visas nedan. pH rapporteras dels från analyser på jord samt i det fall lakteter har gjorts även pH i eluat. En varierande mängd prover har analyserats inom de olika projekten. I vissa fall finns endast ett fåtal analyser varför det inte är säkert att de beräknade medelvärdena representerar samtliga massor på området.

3.1.1 Strömsberg

Variationen i glödförlusten är stor, från ca 1% för siltig sand upp till ca 30% för fyllnadsmassor av grusig sand med inslag av bl.a. tegel, sot och kol. De flesta prover med hög glödförlust antecknats vara svartfärgade, vilket indikerar att kol finns i proverna.

pH i fyllnadsmassorna och underlagande naturlig jord varierar mellan 6,6 till 8,2. Generellt är förhållanden neutrala eller alkaliska. I endast ett prov av mullhaltig material var pH under 6,9. Eluat från lakteter av slagg visar på ett högre pH-värde, 10,5-10,7.

Tabell 3-1 Glödförlust i jord i olika material från Strömsberg.

Provpunkt	Jordart	Kommentar	Glödförlust (% av TS)
13S03 0-0,5	grSa	Osäker andel	4,3
13S06 0-0,6	saMu	Svart, tegel	10,6
13S07 0-0,6	Mu	Svart, lite tegel	12,8
13S08 0-0,5	F/(le)sigrSa		6,0
13S09 0-1,0	F/grSa	Tegel, svart, svårt med prov	15,7
13S10 0-1,0	F/grSa	Järnskrot, svart, tegel	30,1
13S14 0,6-1,0	siSa		1,4
13S17 1,0-2,0	F/grSa	Svart,	19,8
13S18 1,2-1,6	siSa	Svarta inslag	2,7
13S19 1,5-2,0	siSa		1,1
14Str1 0-0,1	F[Mu]		7,9
14Str6 0-0,1	F[Mu kol tegel]		14,7
14Str6 0,1-0,3	F[mu sa kol]		11,4
14Str7 0-0,1	F[Mu slagg tegel]		18,3

Tabell 3-2 pH i jord och eluat från laktest på material från Strömsberg.

Provpunkt	Jordart	Kommentar	pH
13S03 0-0,5	grSa		6,9
13S06 0-0,6	saMu	Svart, tegel	7
13S07 0-0,6	Mu	Svart, lite tegel	7,3
13S08 0-0,5	F/(le)sigrSa		7,2
13S09 0-1,0	F/grSa	Tegel, svart, svårt med prov	8
13S10 0-1,0	F/grSa	Järnskrot, svart, tegel	7,9
13S14 0,6-1,0	siSa		7,7
13S17 1,0-2,0	F/grSa	Svart, svårt att få upp prov	8,2
13S18 1,2-1,6	siSa	Svarta inslag	7,7
13S19 1,5-2,0	siSa		7,6
14Str1 0-0,1	F[Mu]		6,6
14Str6 0-0,1	F[Mu kol tegel]		7,5
14Str6 0,1-0,3	F[mu sa kol]		7,4
14Str7 0-0,1	F[Mu slagg tegel]		7,8
Slaggbitar Str10:1		pH i eluat L/S 2	10,7
Slaggbitar Str10:1		pH i eluat L/S 10	10,5
Str4:2 (0,3-1,0)		pH i eluat L/S 2	8
Str4:2 (0,3-1,0)		pH i eluat L/S 10	8,3

3.1.2 Lövstabruk

Ett relativt litet antal prov har analyserats för glödräst och pH inom Lövstabruk, men av de fyllnadsmassor som analyserats ligger glödförlusten runt 15% (tabell 3-3) och pH-värdet i fyllnadsmassorna i intervallet 7,3-8 (tabell 3-4).

Tabell 3-3 Glödförlust i jord i olika material från Lövstabruk.

Provpunkt	Jordart	Glödförlust (% av TS)
14Löv2 0-0,1	F[Mu kol sot]	15,7
14Löv4 0-0,1	F[Mu (kol)]	14,7
14Löv6 0,1-0,3	F[grSa kol]	11
14Löv7 0,15-0,4	F[mu kol tegel]	16,7

Tabell 3-4 pH i jord från Lövstabruk.

Provpunkt	Jordart	pH
14Löv2 0-0,1	F[Mu kol sot]	7
14Löv4 0-0,1	F[Mu (kol)]	8
14Löv6 0,1-0,3	F[grSa kol]	7,5
14Löv7 0,15-0,4	F[mu kol tegel]	7,3

3.1.3 Västland

Variationen i glödförlusten är stor, från knappt 3% i naturligt förekommande torrskorpelera upp till runt 30% i fyllnadsmaterial av kol och mullig grusig sten med slagginslag. pH-värdet i analyserade jordprov visar på samstämmiga värden, i intervallet 7,2-7,9. Även pH i eluat från lakttest ligger i denna nivå, 7,8-7,9.

Tabell 3-5 *Glödförlust i jord i olika material från Västland.*

Provpunkt	Jordart	Kommentar	Glödförlust (% av TS)
14Väs2 0-0,15	F[Mu st gr Sa]		19,5
14Väs5 0-0,1	F[Mu (kol) sa gr]		11,4
14Väs8 0-0,15	F[mu gr sa slagg]		15,8
14Väs10 0-0,15	F[mugrSt slagg]		27,6
13V04 0,2-0,6	F/grSa	Slagg svart	9,5
13V07 0-0,4	F/grSa	Slagg svart	4,5
13V10 0-0,5	F/grSa	Slagg svart	7,5
13V12 0-0,4	F/grSaMu	Tegel, ev slagg	8,8
13V12 0,4-1,0	Let		2,7
13V13 0-0,5	F/grSa	Tegel, slagg, svårt att få upp prov	7,4
13V13 0,9-1,0	F/kol	Svart. Vatten vid ca 1,0 m	31,2

Tabell 3-6 *pH i jord och eluat från lakttest på material från Västland.*

Provpunkt	Jordart	Kommentar	pH
14Väs2 0-0,15	F[Mu st gr Sa]		7,8
14Väs5 0-0,1	F[Mu (kol) sa gr]		7,6
14Väs8 0-0,15	F[mu gr sa slagg]		7,7
14Väs10 0-0,15	F[mugrSt slagg]		7,2
13V04 0,2-0,6	F/grSa	Slagg svart	7,9
13V07 0-0,4	F/grSa	Slagg svart	7,7
13V10 0-0,5	F/grSa	Slagg svart	7,6
13V12 0-0,4	F/grSaMu	Tegel, ev slagg	7,9
13V12 0,4-1,0	Let		7,9
13V13 0-0,5	F/grSa	Tegel, slagg, svårt att få upp prov	7,8
13V13 0,9-1,0	F/kol	Svart. Vatten vid ca 1,0 m	7,8
Väs9:4 (1,5-2,0)	F[sa sot slagg]	Eluat L/S 2	7,8
Väs9:4 (1,5-2,0)	F[sa sot slagg]	Eluat L/S 10	7,9

3.1.4 Länna

Endast tre prov av fyllnadsmaterial har analyserats för glödförlust och pH (tabell 3-7 och tabell 3-8). Två av fyllnadsmassorna visar på en glödförlust runt 8-9% medan det

fyllnadsprov som bestod av mull och träkol hade en betydligt högre glödförlust, ca 60%. Även när det gäller pH-värde skiljer sig provet med mull och träkol från de två andra, med ett betydligt lägre pH (tabell 3-8).

Tabell 3-7 Glödförlust i jord i olika material från Länna.

Provpunkt	Jordart	Glödförlust (% av TS)
14Län 3 0-0,15	F[Mu sa]	8,9
14Län 5 0,15-0,3	F[muSa gr]	8,4
14Län 8 0,01-0,15	F[mu Träkol]	60,4

Tabell 3-8 pH i jord från Länna.

Provpunkt	Jordart	pH
14Län 3 0-0,15	F[Mu sa]	7,1
14Län 5 0,15-0,3	F[muSa gr]	7,4
14Län 8 0,01-0,15	F[mu Träkol]	5,4

3.1.5 Österbybruk

Endast fyra prov har analyserats för glödförlust och pH i prov från Österbybruk (tabell 3-9 och tabell 3-10). Glödförlusten ligger inom intervallet 9,7-25,2 med de högsta halterna i prov som innehåller kol. pH-värdet i analyserade prov ligger i intervallet 7,2-8.

Tabell 3-9 Glödförlust i jord i olika material från Österbybruk.

Provpunkt	Jordart	Glödförlust (% av TS)
14Öst2 0,1-0,3	F[mu tegel bruk]	9,7
14Öst4 0-0,15	F[Mu tegel ngt kol]	13,6
14Öst5 0-0,15	F[Mu kol]	15,9
14Öst8 0-0,1	F[mu träkol tegel]	25,2

Tabell 3-10 pH i jord från Österbybruk.

Provpunkt	Jordart	pH
14Öst2 0,1-0,3	F[mu tegel bruk]	8
14Öst4 0-0,15	F[Mu tegel ngt kol]	7,3
14Öst5 0-0,15	F[Mu kol]	7,2
14Öst8 0-0,1	F[mu träkol tegel]	7,4

3.1.6 Vällnora

Glödförlusten i fyllnadsmaterial med inslag av slagg och kol har uppmäts inom intervallet 3,7-23,3 med ett medelvärde på 10,5 (tabell 3-11). Flera av proverna har noterats innehåller kol men ändå låga glödförlust-värdena. Den svarta färgen i dessa

prover kan vara slagg, och inte kol som har noterats i fältanteckningarna. pH värdet i jorden ligger inom spannet 6,3-8,6 där det lägsta värdet rapporteras för mull och torv och det högsta för fyllnadsmaterial innehållande kol, slagg och sand (tabell 3-12). pH i eluat rapporteras inom intervallet 6,4 upp till 10 där det högsta värdet är för slagg och det lägsta för fyllnadsmaterial innehållande kol, slagg och sand.

Tabell 3-11 Glödförlust i jord i olika material från Vällnora.

Provpunkt	Jordart	Glödförlust (% av TS)
14Väl1 0,5-1,0	F[kol sa slagg]	23,3
14Väl7 0,15-0,3	F[kol slagg]	10,2
14Väl23 0,5-1,0	F[kol slagg sa]	3,7
14Väl30 0,3-0,5	F[slaggl kol gr sa]	6,9
14Väl330-0,3	F[kol slagg]	8,7

Tabell 3-12 pH i jord och eluat från lakttest på material från Vällnora.

Provpunkt	Jordart	pH i jord	pH L/S 2	pH L/S 10
14Väl1 0,5-1,0	F[kol sa slagg]	8,1		
14Väl7 0,15-0,3	F[kol slagg]	8,4		
14Väl23 0,5-1,0	F[kol slagg sa]	8,6		
14Väl30 0,3-0,5	F[slaggl kol gr sa]	8,2		
14Väl33 0-0,3	F[kol slagg]	8,2		
14Väl3 0,15-1,5	F[kol slagg sa gr]	8,1	8,1	8,5
14Väl16 0-0,5	Mu/T vx + T + T	6,3	6,4	6,8
14Väl19 0,3-1,7	F[kol gr st tegel]	8,5	8,4	9
14Väl34 ytprov	F[sa kol slagg]	7,7	8,7	9,4
14Väl43	F[slaggl]	7,8	7,8	8,1
14Väl50	F[saMu slagg]	7,6	8,3	8,2
14Väl7 0,15-1	F[kol slagg]		8,3	8,7
14Väl30 0,15-1	F[slaggl kol gr sa]		7,8	8,1
Väl6:5 2-2,4	F[mu slagg]		8,1	8,2
Slagg Väl2	Slagg		9,9	10

3.1.7 Bennebol

Glödförlusthalterna i Bennebol spänner över ett mycket stort intervall från 7 % upp till 70 % (tabell 3-13). Den högst halten rapporteras för naturligt förekommande torv med växtdelar medan det lägsta värdet rapporteras för fyllnadsmaterial av slagg och kol (detta prov kan bestå huvudsakligen av slagg, varav den svarta färgen). pH-värden i jorden uppmäts inom intervall 6,3 för fyllnadsmaterial av träkol upp till 8,4 i fyllnadsmaterial av slagg, tegel och sten (tabell 3-14). Provet som utgörs av fyllnadsmassor av träkol är även det som gav lägst pH, 6, i eluat i lakttest, Det högsta pH-värdet i eluat uppmättes till 8,9 i fyllnadsmassor av grusig sand.

Tabell 3-13 Glödförlust i jord i olika material från Bennebol.

Provpunkt	Jordart	Glödförlust (% av TS)
14Ben7 0-0,15	T vx	70,3
14Ben11 0-0,2	F[kol slagg]	32,6
14Ben13 0,4-1,0	F[kol malm saGr]	10,4
14Ben21 0,3-0,5	F[slagg kol]	7,1
14Ben34 0,15-0,3	F[kol/sot sa]	13,5
14Ben45 0,5-1,0	F[slagg tegel st]	7,6
14Ben47 0,2-0,4	F[träkol]	49,9
14Ben57 0-0,15	F[slagg kol]	20,2

Tabell 3-14 pH i jord och eluat från laktest på material från Bennebol.

Provpunkt	Jordart	pH i jord	pH L/S 2	pH L/S 10
14Ben7 0-0,15	T vx	6,6		
14Ben11 0-0,2	F[kol slagg]	7,3		
14Ben13 0,4-1,0	F[kol malm saGr]	8,3		
14Ben45 0,5-1,0	F[slagg tegel st]	8,4		
14Ben57 0-0,15	F[slagg kol]	8,1		
14Ben13 0-1	F[kol Mu]+ F[kol malm saGr] + F[kol malm saGr]	7,8	8	8,3
14Ben28 0,15-1	F[träkol]	6,3	6	7
14Ben32 0-1	F[träkol gr sa]	7,6		
14Ben34 0,15-0,9	F[kol/sot sa]	7,6	7,8	8
14Ben39 0,15-2	F[kol saGr]+F[kol stGr]	7,9	8,1	8,5
14Ben44 0,15-0,5	F[grSa]	8,3	8,4	8,9
14Ben49 0,3-1	F[saGr kol]+F[saGr kol st]	8,2	8,7	9,4
14Ben70+71 0-0,2	F[slagg tegel kol]+F[slagg, kol]	7,3	7,2	7,4
14Ben27 0-0,5	F[Mu kol sa]+F[kol sa]		7,9	8,1
14Ben44 0,5-1,0	sagrMn		7,9	7,8
14Ben57 0-0,7	F[slagg kol]		8	8

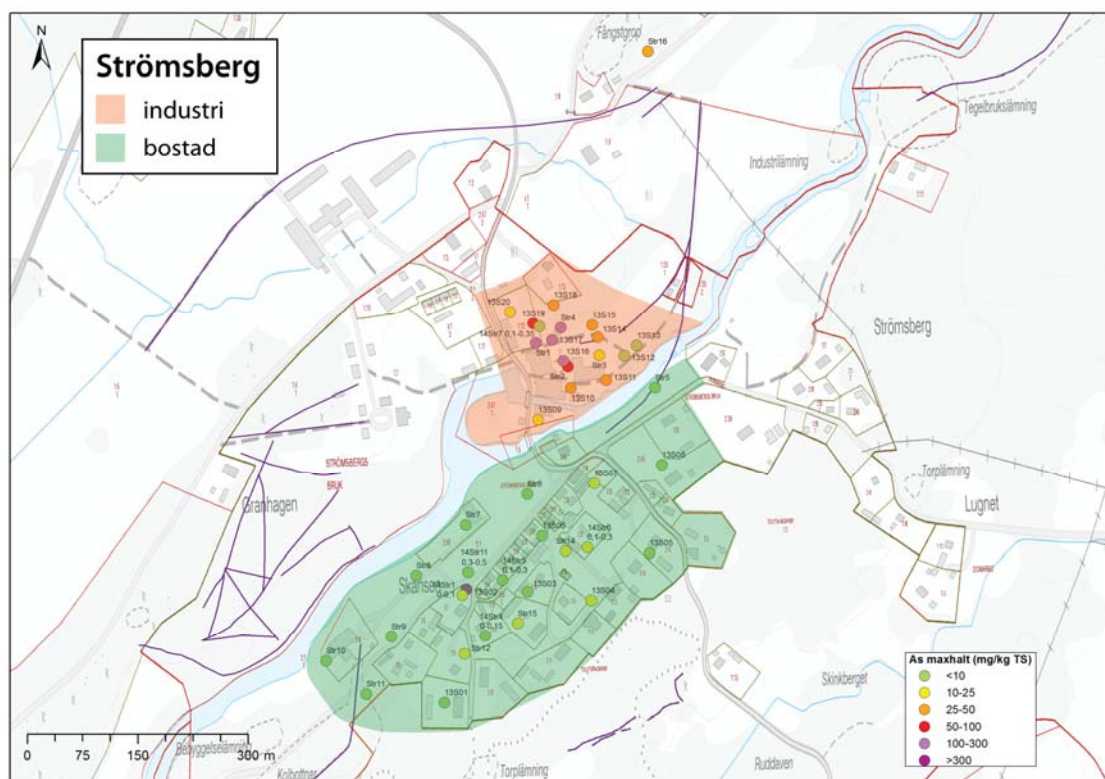
3.2 Föroreningar i marken

I detta avsnitt presenteras föroreningssituationen i marken i de olika brukena, dels med tabellerad statistik över halter samt kartor med maximala halter för arsenik samt i vissa fall även andra metaller.

Sammanställningen av medelvärde och percentiler har gjorts för ett ytligare och ett djupare skikt. Det ytligare skiktet är ca 30 cm. Då vissa prov sträcker sig över denna gräns har i vissa fall halter räknats för både det ytligare och djupare skiktet. För de flesta bruk har även en indelning gjorts i olika typer av delområden så som industriområde och bostadsområde. I vissa fall har ytterligare indelningar gjorts och för vissa bruk där boendemiljön och det fd industriområdet nästan sammanfaller har medelvärde och percentiler endast tagits fram för hela området. Endast halter över rapporteringsgräns har beaktats vid den statistiska sammanställningen.

3.2.1 Strömsberg

För Strömsberg har provpunkterna delats in i industriområdet och bostadsområdet, se Figur 3-1.



Figur 3-1 Indelning av provpunkterna i industriområdet och bostadsområdet, Strömsberg.

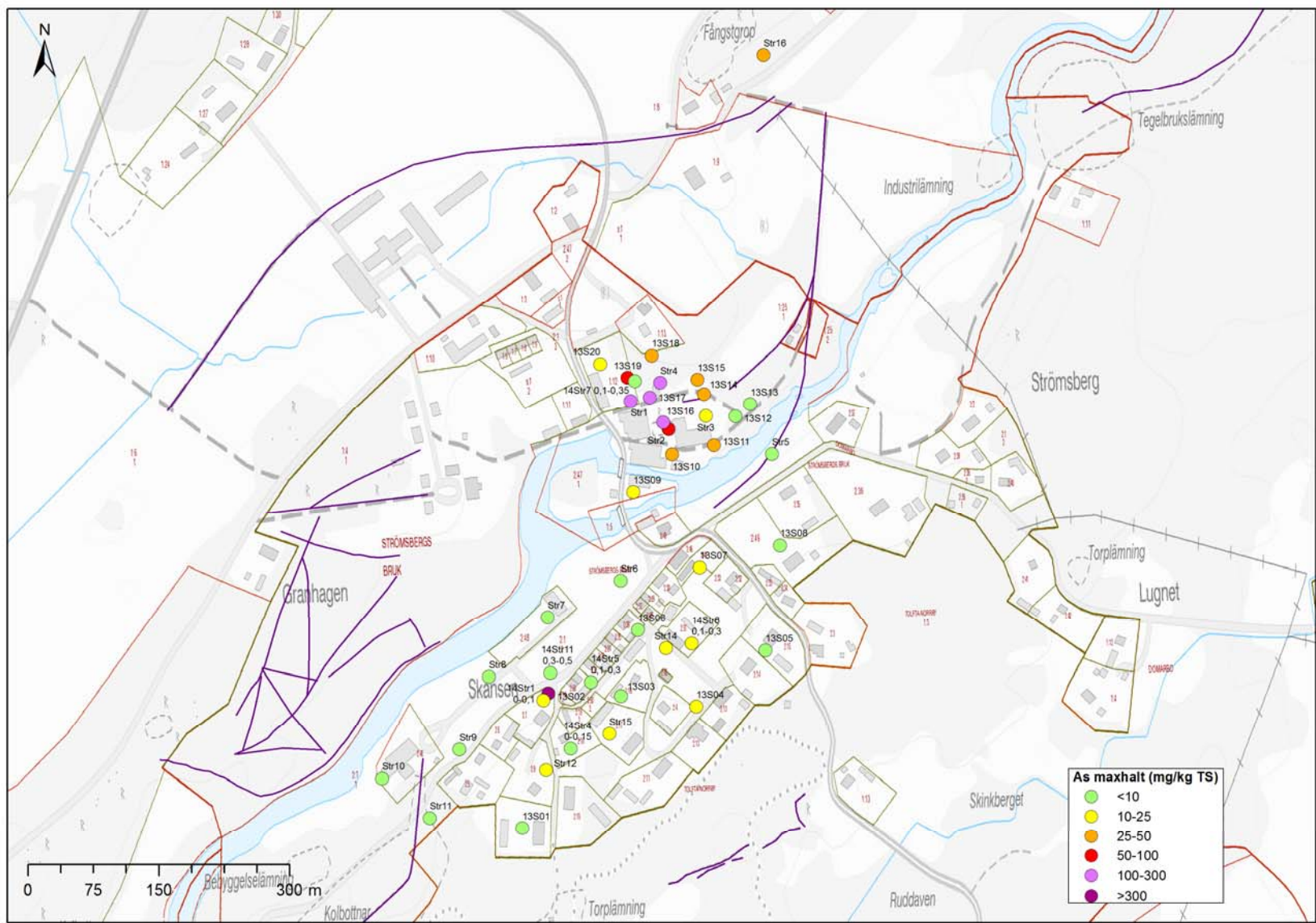
En tydlig skillnad i haltnivåer kan ses mellan industriområdet på den norra sidan ån och bostadsområdet på den södra sidan (figur 3-2). Framförallt är det arsenik, zink och till viss del PAH som överskrider riktvärdet för MKM i industriområdet och i jordgolven inne i industribyggnaderna (tabell 3-15 och tabell 3-16). Även kadmium överskrider i jordgolv inne i industribyggnaderna. I bostadsområdet är halterna generellt lägre, men en mycket hög halt av arsenik (423 mg/kg TS) uppmättes i en tidigare studie i det ytligare skiktet. Provtagningen inom föreliggande studie resulterade dock inte i samma haltnivåer i närområdet kring denna punkt, varför utbredningen får anses mycket begränsad. Utan den mycket höga halten i bostadsområdet är medelhalten av arsenik i yttlig jord endast 8 mg/kg TS (jämfört med 32 mg/kg TS i tabell 3-15). I ett antal punkter överskrider dock halten arsenik riktvärdet för KM inom bostadsområdet. I industriområdet uppmäts generellt högre halter av arsenik i det djupare skiktet än i det ytligare skiktet. I det djupare skiktet uppmäts även barium i någon provpunkt i halter över MKM.

Tabell 3-15 Föroreningshalter i det ytligare skiktet i Strömsberg (mg/kg TS). Vid beräkning av medelhalter och percentiler har endast halter över rapporteringsgräns beaktats.

	As	Ba	Pb	Cd	Co	Cu	Cr total	Hg	Ni	V	Zn	PAH L	PAH M	PAH H
Ytligare skikt industriområde														
Totalt antal	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	7	7	7
Antal >rapporteringsgräns	11	12	12	11	12	12	12	0	12	12	12	4	7	7
Medel	32,3	96,8	61,0	1,2	3,4	35,7	10,8		6,3	16,4	925	0,3	3,9	5,1
Median	26,5	79,8	40,8	0,7	3,7	22,5	10,2		7,3	14,9	302	0,2	2,0	2,2
75% percentil	43,0	139	85,4	1,1	4,4	36,7	13,5		8,3	19,2	465	0,4	4,5	5,0
95% percentil	69,6	188	171	3,9	5,5	110	19,2		10,1	34,4	4017	0,7	10,5	17
Max	86	233	179	6,5	5,68	118	22,5		10,8	46,8	8110	0,77	13,0	21
Ytligare skikt bostadsområde														
Totalt antal	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22	11	11	11
Antal >rapporteringsgräns	18	22	22	20	22	22	21	0	22	22	22	1	3	4
Medel	32,0	91,4	28,8	0,4	4,1	22,6	13,2		7,1	14,7	228	2,0	1,0	0,5
Median	9,8	83,2	26,2	0,4	4,1	20,3	12,8		7,2	15,4	138	2,0	0,3	0,4
75% percentil	12,0	125	32,6	0,5	4,9	29,2	15,6		8,5	18,2	243	2,0	1,3	0,8
95% percentil	76,3	157	68,1	1,3	6,6	39,9	18,8		12,2	22,0	556	2,0	2,1	1,2
Max	423	182	72,4	1,4	6,8	58,9	20,1		13,6	24,5	1620	2,0	2,3	1,3
Ytligare skikt jordgolvet i byggnader														
Totalt antal	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12
Antal >rapporteringsgräns	12	12	12	12	12	12	12	0	12	12	12	9	12	12
Medel	29,3	87,8	161	5,4	4,4	44,7	8,2		7,8	11,7	2087	0,6	12,1	8,2
Median	26,2	78,9	142	3,5	3,6	40,1	6,5		6,5	10,0	1206	0,3	6,0	4,4
75% percentil	49,2	98,5	199	6,8	4,8	66,2	8,9		8,9	14,9	2615	0,5	14,8	6,7
95% percentil	59,4	158	299	15,5	8,8	87,9	22,0		17,4	20,7	5801	1,9	37,9	28,6
Max	67,6	217	329	16,8	10,5	101	32,5		21,9	22,5	6950	2,8	56,0	44,0
KM	10	200	50	0,5	15	80	80	0,25	40	100	250	3	3	1
MKM	25	300	400	15	35	200	150	2,5	120	200	500	15	20	10

Tabell 3-16 Föroreningshalter i det djupare skiktet i Strömsberg (mg/kg TS). Vid beräkning av medelhalter och percentiler har endast halter över rapporteringsgräns beaktats.

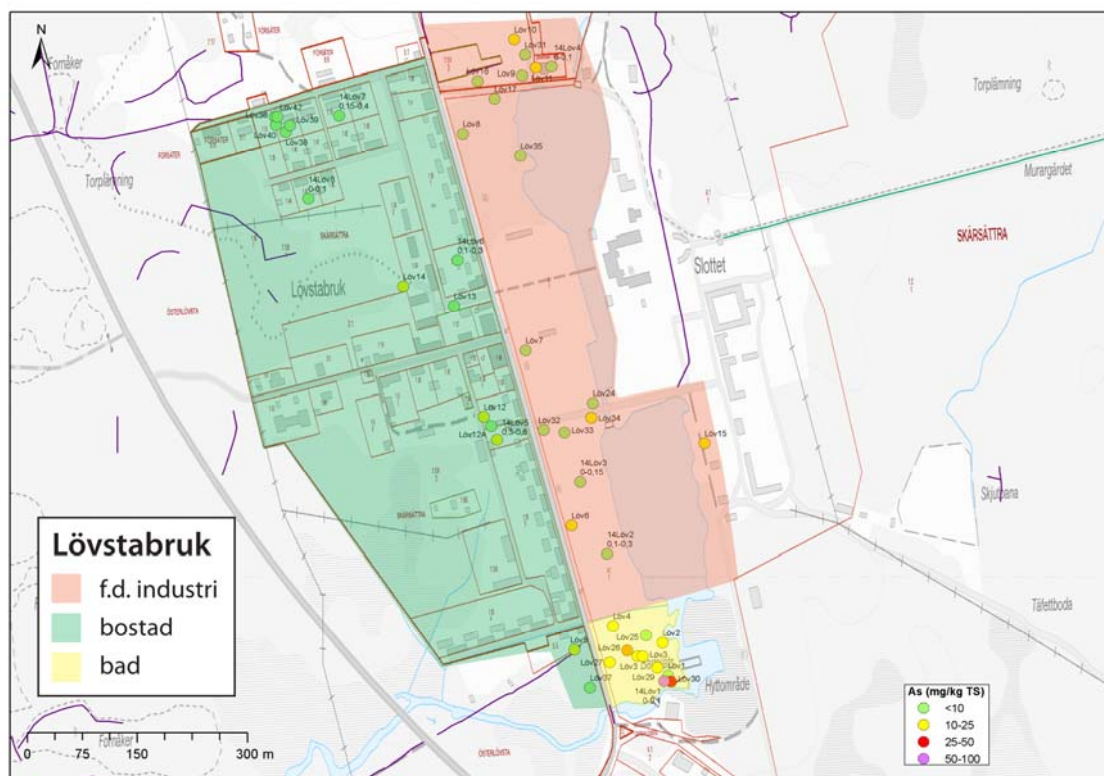
	As	Ba	Pb	Cd	Co	Cu	Cr total	Hg	Ni	V	Zn	PAH L	PAH M	PAH H
Djupare skikt industriområde														
Totalt antal	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	11	11	11
Antal >rapporteringsgräns	19	25	25	18	25	25	25	1	25	25	25	6	10	11
Medel	71,6	140	43,8	1,1	3,0	33,8	8,1	1,1	5,5	12,8	622	0,4	3,5	4,6
Median	35,9	75,3	19,2	0,7	2,5	17,3	7,4	1,1	4,4	10,5	216	0,3	1,8	2,5
75% percentil	111	112	57,8	1,2	3,3	39,1	8,1	1,1	5,1	11,7	340	0,3	4,6	4,7
95% percentil	200	237	152	2,8	5,5	121	9,1	1,1	10,0	32,9	1724	0,8	9,5	15,2
Max	203	1640	339	6,5	12,5	192	37,3	1,1	29,8	46,8	8110	0,96	13,0	21,0
Djupare skikt bostadsområde														
Totalt antal	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	3	3	3
Antal >rapporteringsgräns	9	11	11	6	11	11	11	0	11	11	11	0	0	0
Medel	7,3	58,8	17,0	0,4	4,8	15,1	14,5		8,9	15,0	132			
Median	5,1	55,9	16,0	0,2	3,5	13,8	9,2		5,9	11,3	94,8			
75% percentil	11,2	81,6	22,4	0,5	5,4	21,5	17,9		8,8	17,8	157			
95% percentil	13,2	107	28,6	0,8	9,8	23,3	31,1		21,8	28,4	359			
Max	14,0	110	32,5	0,9	10,5	23,9	31,1		23,6	28,8	466			
KM	10	200	50	0,5	15	80	80	0,25	40	100	250	3	3	1
MKM	25	300	400	15	35	200	150	2,5	120	200	500	15	20	10



Figur 3-2 Maximala halter av arsenik i jorden i Strömsberg (halter i jordgolv inne i industribyggnaderna visas ej).

3.2.2 Lövstabruk

För Lövstabruk har provpunkterna delats in i det f.d. industriområdet, bostadsområdet och badplatsen, se Figur 3-3.



Figur 3-3 Indelning av provpunkter i olika delområden; det f.d. industriområdet, bostadsområdet och badplatsen, Lövstabruk.

För arsenik uppmäts de högsta halterna i den södra delen av området, vid badplatsen. Halterna överskrider riktvärdet för MKM i några punkter och KM i ett något större antal (figur 3-4 och tabell 3-17). Halten av arsenik vid badplatsen är generellt något högre i det ytligare skiktet än i det djupare (tabell 3-17 och tabell 3-18).

I bostadsområdet (västra delen av området) uppmäts endast halter av arsenik strax ovanför riktvärdet för KM i ett mindre antal punkter. I övrigt i bostadsområdet förekommer halter över KM för flertalet ämnen medan halter över MKM uppmäts i ett fåtal punkter för barium, bly och zink. Maximala halter av bly på karta visas i figur 3-5. Halter över riktvärdet för KM uppmäts för bly framförallt i den nordvästra delen av området. Halterna av bly är generellt lägre i den östra delen av området, industriområdet och badplatsen. Orsaken till de förekommande förhöjda blyhalterna i bostadsområdet är inte klargjort.

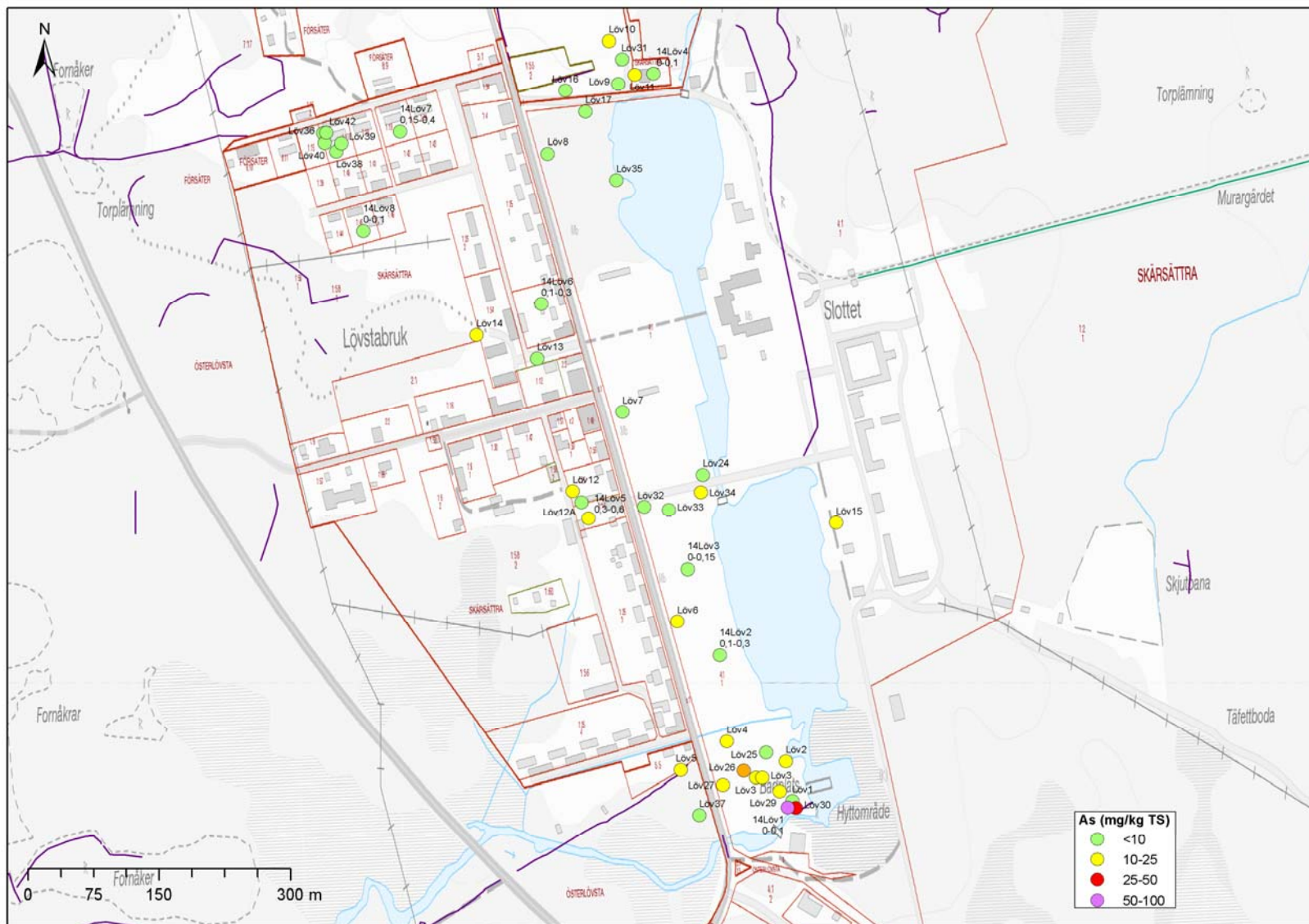
I den östra delen av området, industriområdet, uppmäts en arsenikhalt över riktvärdet för MKM (i det ytligare skiktet). Enstaka värden över KM uppmäts även i området för arsenik, bly, kadmium och PAH.

Tabell 3-17 Föroreningshalter i det ytligare skiktet i Lövstabruk (mg/kg TS). Vid beräkning av medelhalter och percentiler har endast halter över rapporteringsgräns beaktats.

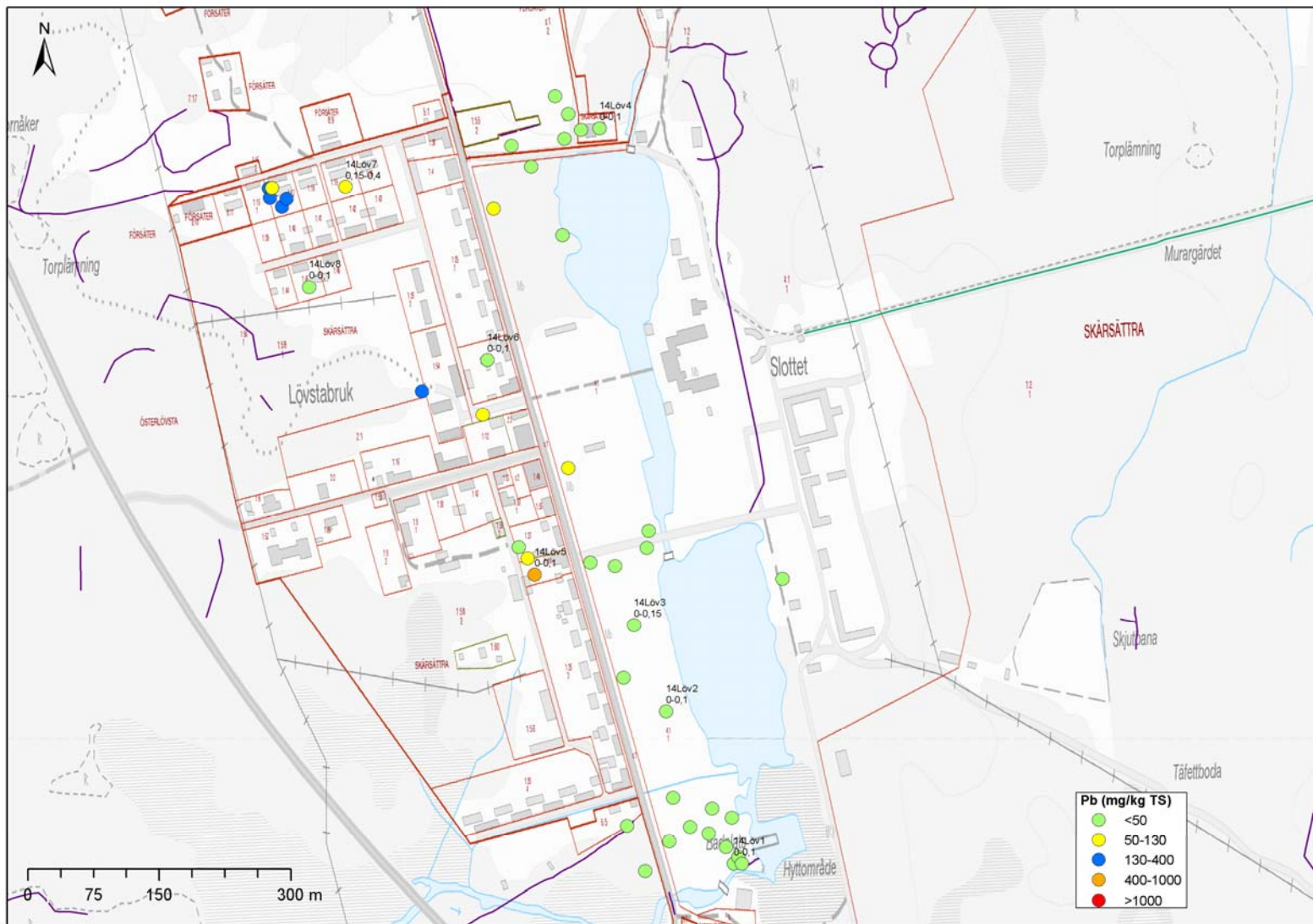
	As	Ba	Pb	Cd	Co	Cu	Cr total	Hg	Ni	V	Zn	PAH L	PAH M	PAH H
Ytligare skikt industriområde														
Totalt antal	18	18	18	18	18	18	18	18	18	18	18	15	15	15
Antal >rapporteringsgräns	17	18	18	12	18	18	18	0	18	18	18	9	14	14
Medel	6,0	79,4	23,0	0,2	2,6	18,6	6,5		4,6	10,4	87,8	0,2	2,2	1,7
25% percentil	4,3	60,0	13,5	0,2	2,5	11,6	5,4		3,8	8,3	66,2	0,1	0,5	0,3
Median	6,3	71,6	17,0	0,2	2,7	19,9	6,6		4,6	11,4	85,5	0,2	1,0	0,5
75% percentil	7,6	95,3	30,0	0,2	2,9	22,6	8,0		5,5	12,4	97,0	0,2	2,5	1,5
95% percentil	9,4	132	49,9	0,2	3,7	31,0	10,5		7,1	13,8	143	0,5	7,6	6,2
Max	11,1	151	57,5	0,3	4,14	35,4	11,3		7,17	16,7	166	0,6	10,0	7,5
Ytligare skikt bostadsområde														
Totalt antal	18	18	18	18	18	18	18	18	18	18	18	12	12	12
Antal >rapporteringsgräns	16	18	18	16	18	18	18	3	18	18	18	2	7	8
Medel	6,2	134	118	0,5	3,1	40,2	9,4	0,4	5,3	11,9	254	0,1	0,5	0,6
25% percentil	3,7	93,3	38,1	0,3	2,2	25,4	7,0	0,3	3,5	8,9	144	0,1	0,3	0,2
Median	6,4	112	73,7	0,3	3,2	36,8	8,9	0,4	5,8	11,8	164	0,1	0,5	0,4
75% percentil	7,8	158	127	0,6	3,7	44,9	12,2	0,4	6,4	13,8	295	0,1	0,7	0,9
95% percentil	10,4	259	300	1,1	4,4	76,1	14,4	0,5	8,2	18,0	684	0,1	1,0	1,2
Max	11,4	316	716	1,1	4,63	100	18,1	0,5	8,64	18,1	697	0,1	1,1	1,4
Ytligare skikt badplats														
Totalt antal	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	5	5	5
Antal >rapporteringsgräns	14	16	15	10	16	16	16	0	16	16	16	3	3	4
Medel	43,0	106	19,5	0,3	3,3	18,3	8,3		6,3	10,8	114	0,2	1,2	0,6
25% percentil	11,9	77,9	9,8	0,2	2,2	13,0	4,6		3,5	7,7	78,6	0,1	1,1	0,3
Median	23,5	97,6	18,6	0,3	2,8	20,3	5,9		4,4	8,7	116	0,2	1,2	0,6
75% percentil	49,8	147	22,0	0,4	3,8	24,5	10,9		7,2	13,8	141	0,2	1,3	0,9
95% percentil	138	197	40,8	0,5	6,3	29,8	21,3		15,1	22,9	229	0,3	1,3	1,0
Max	240	207	55,6	0,6	6,78	32,1	22		15,8	23,3	237	0,3	1,3	1,1
KM	10	200	50	0,5	15	80	80	0,25	40	100	250	3	3	1
MKM	25	300	400	15	35	200	150	2,5	120	200	500	15	20	10

Tabell 3-18 Föroreningshalter i det djupare skiktet i Lövstabruk (mg/kg TS). Vid beräkning av medelhalter och percentiler har endast halter över rapporteringsgräns beaktats.

	As	Ba	Pb	Cd	Co	Cu	Cr total	Hg	Ni	V	Zn	PAH L	PAH M	PAH H
Djupare skikt industriområde														
Totalt antal	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	14	14	14
Antal >rapporteringsgräns	12	17	17	5	17	17	17	0	17	17	17	8	11	10
Medel	8,8	78,3	20,5	0,2	2,6	26,6	6,4		4,8	9,8	73,8	0,2	0,9	0,7
Median	8,0	84,1	13,6	0,1	2,6	27,0	6,0		4,1	10,2	64,0	0,1	0,8	0,4
75% percentil	11,5	105	23,2	0,2	2,8	34,9	6,7		5,1	11,1	88,2	0,2	1,2	0,9
95% percentil	14,8	152	58,5	0,3	3,1	57,3	11,3		7,9	12,4	140	0,3	2,3	2,0
Max	15,7	158	75,9	0,3	3,3	63,7	15,6		15,5	14,3	180	0,4	3,3	2,7
Djupare skikt bostadsområde														
Totalt antal	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	11	11	11
Antal >rapporteringsgräns	8	8	8	6	8	8	8	1	8	8	8	4	6	8
Medel	8,6	124	56,1	0,5	3,1	25,7	8,2	0,4	5,1	11,3	214	0,3	1,8	1,3
Median	9,2	111	34,5	0,3	3,2	31,8	8,9	0,4	5,5	12,6	154	0,3	1,4	0,4
75% percentil	11,4	131	81,4	0,8	3,5	35,6	10,5	0,4	6,0	14,1	258	0,5	2,1	1,2
95% percentil	12,6	282	152	1,0	4,8	43,8	13,2	0,4	7,4	16,8	543	0,5	4,1	4,7
Max	12,8	353	188	1,1	5,2	46,8	13,8	0,4	7,7	17,7	571	0,5	4,8	6,0
Djupare skikt badplats														
Totalt antal	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	3	3	3
Antal >rapporteringsgräns	9	11	9	3	11	11	11	0	11	11	11	2	3	3
Medel	29,4	114	18,9	0,3	2,8	14,3	7,1		5,8	8,8	94,6	0,5	3,1	2,1
Median	13,8	100	15,4	0,3	2,6	12,5	5,2		4,7	7,7	77,0	0,5	2,6	0,6
75% percentil	16,0	120	32,0	0,4	3,0	18,0	8,0		6,3	10,4	104	0,6	4,6	3,0
95% percentil	93	213	39,3	0,4	5,2	29,2	17,1		11,6	18,6	236	0,6	6,2	5,0
Max	97	232	39,4	0,5	6,99	30,4	24,3		16,1	22,8	309	0,64	6,6	5,5
KM	10	200	50	0,5	15	80	80	0,25	40	100	250	3	3	1
MKM	25	300	400	15	35	200	150	2,5	120	200	500	15	20	10



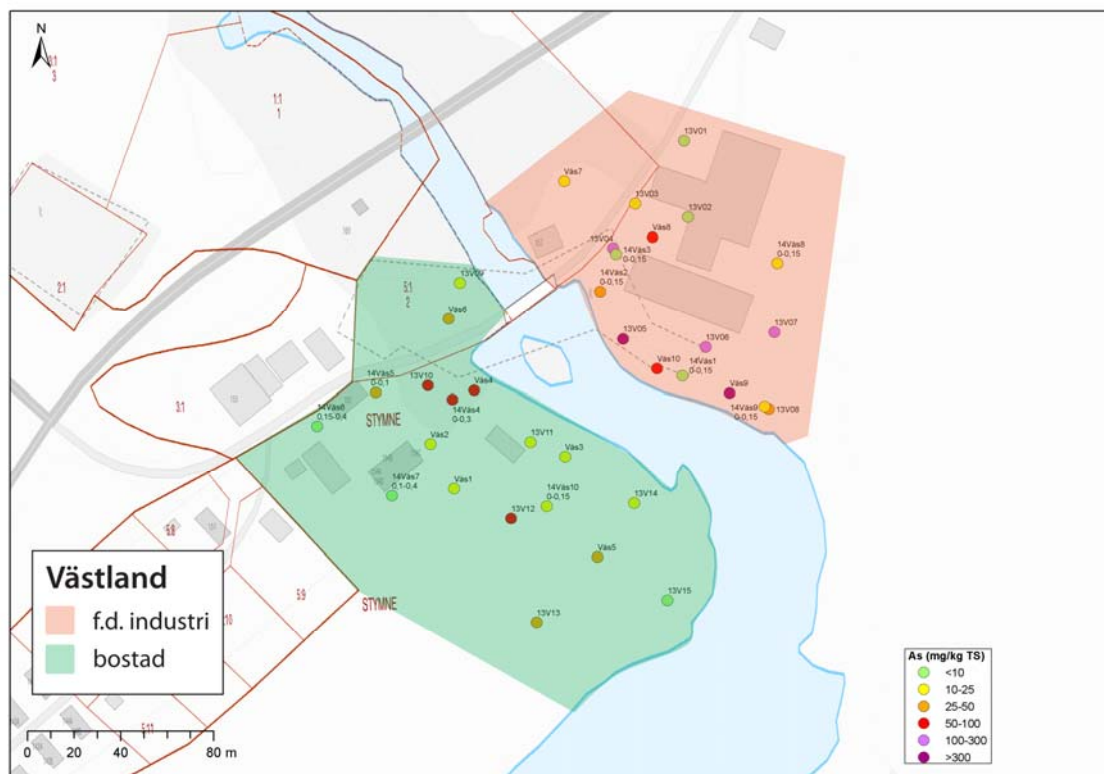
Figur 3-4 Maximala halter av arsenik i jorden i Lövsbruk



Figur 3-5 Maximala halter av bly i jorden i Lövestabruk

3.2.3 Västland

För Västland har provpunkterna delats in i industriområdet och bostadsområdet, se Figur 3-6.



Figur 3-6 Indelning av provpunkter in i bostadsområdet och det f.d. industriområdet, Västland.

Arsenikhalter över riktvärdet för såväl KM som MKM uppmäts både i området på den västra sidan av ån (bostadsområdet) och i den östra sidan (industriområdet) (figur 3-7). De högsta halterna förekommer dock i industriområdet i området kring den fd rostugnen. Högst halter uppmäts i det djupare skiktet (tabell 3-19 och tabell 3-20).

I industriområdet uppmäts även halter av zink över riktvärdet för MKM i ett fåtal punkter och för kvicksilver i en punkt.

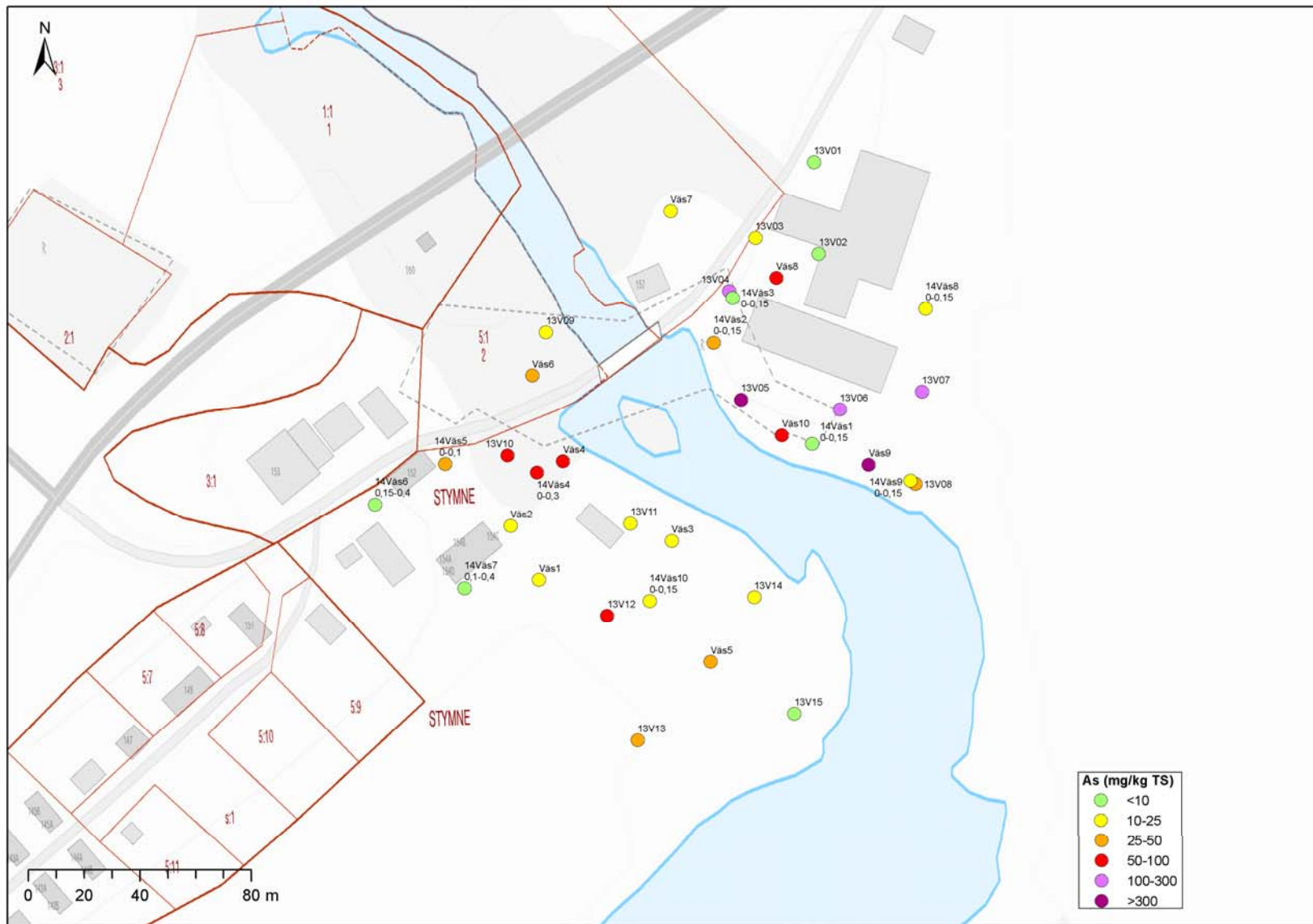
I bostadsområdet uppmäts även halter över riktvärdet för KM för bly i ett fåtal punkter och för koppar över riktvärdet för MKM i en punkt i det djupare skiktet.

Tabell 3-19 Föroreningshalter i det ytligare skiktet i Västland (mg/kg TS). Vid beräkning av medelhalter och percentiler har endast halter över rapporteringsgräns beaktats.

	As	Ba	Pb	Cd	Co	Cu	Cr total	Hg	Ni	V	Zn	PAH L	PAH M	PAH H
Ytligare skikt industriområde														
Totalt antal	19	18	19	19	19	19	19	19	19	19	19	1	1	1
Antal >rapporteringsgräns	19	18	19	18	19	19	19	0	19	19	19	1	1	1
Medel	53,4	73,0	18,7	0,6	3,8	24,3	9,8		5,9	12,7	240	0,01	0,4	0,6
Median	17,8	71,7	18,3	0,2	3,9	21,2	10,3		5,8	12,5	117	0,01	0,4	0,6
75% percentil	70,3	79,3	22,7	0,4	4,5	25,0	12,7		7,6	17,5	140	0,01	0,4	0,6
95% percentil	212	106	32,0	2,5	6,1	51,7	17,0		9,0	24,0	822	0,01	0,4	0,6
Max	254	159	40,3	5,3	8,1	69,5	18,3		13,3	24,0	1990	0,01	0,4	0,6
Ytligare skikt bostadsområde														
Totalt antal	19	18	19	19	19	19	19	19	19	19	19	6	6	6
Antal >rapporteringsgräns	19	18	19	15	19	19	19	0	19	19	19	1	4	4
Medel	30,1	80,6	26,9	0,2	3,2	18,0	9,2		5,7	12,3	102	0,0	0,2	0,2
Median	21,9	77,4	20,8	0,2	3,2	17,0	9,3		5,4	10,9	94,7	0,0	0,1	0,2
75% percentil	47,2	103	26,3	0,2	3,9	23,1	11,2		7,2	14,5	131	0,0	0,3	0,4
95% percentil	59,8	115	61,5	0,4	4,1	26,3	13,9		8,2	22,0	175	0,0	0,3	0,4
Max	67,1	117	136	0,5	4,3	27,6	15,2		8,4	22,6	234	0,04	0,4	0,4
KM	10	200	50	0,5	15	80	80	0,25	40	100	250	3	3	1
MKM	25	300	400	15	35	200	150	2,5	120	200	500	15	20	10

Tabell 3-20 Föroreningshalter i det djupare skiktet i Västland (mg/kg TS). Vid beräkning av medelhalter och percentiler har endast halter över rapporteringsgräns beaktats.

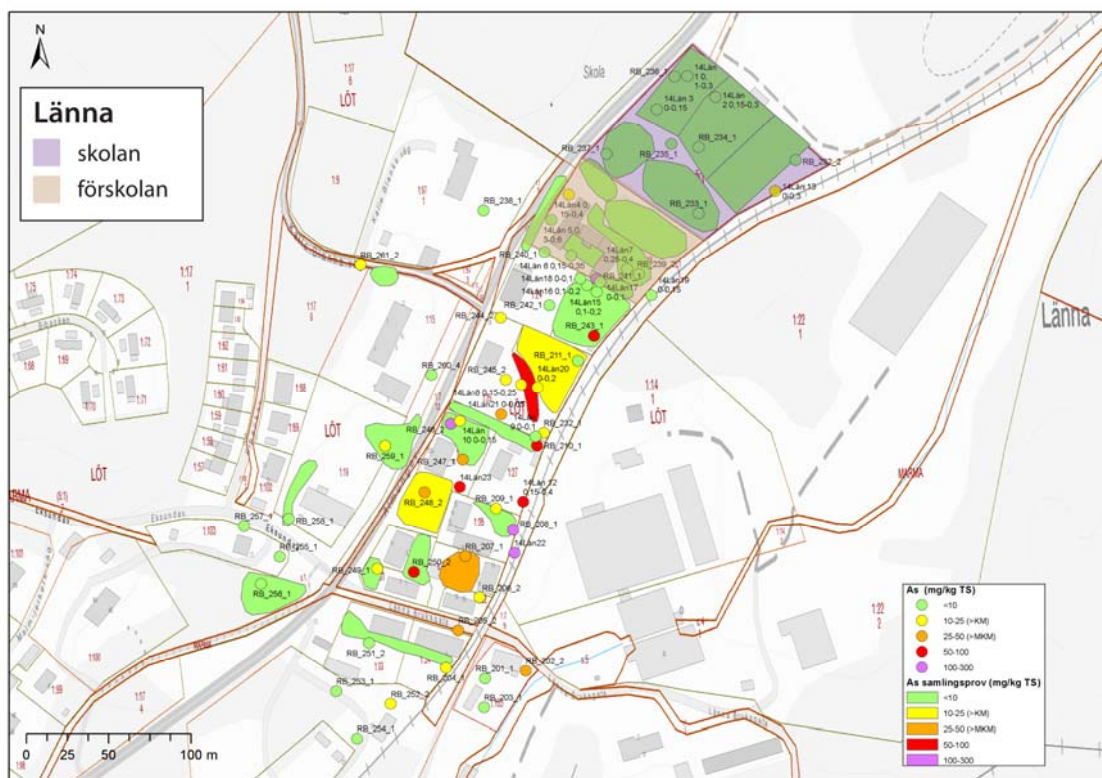
	As	Ba	Pb	Cd	Co	Cu	Cr total	Hg	Ni	V	Zn	PAH L	PAH M	PAH H
Djupare skikt industriområde														
Totalt antal	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	2	2	2
Antal >rapporteringsgräns	11	11	11	9	11	11	11	1	11	11	11	2	2	2
Medel	122,9	82,1	26,6	0,9	3,5	29,0	11,8	2,9	6,7	24,7	269	0,03	0,3	0,4
Median	25,9	69,6	13,7	0,3	3,8	18,4	9,9	2,9	8,4	14,6	121	0,03	0,3	0,4
75% percentil	119	85,7	30,6	0,7	4,5	25,9	15,8	2,9	9,8	21,8	273	0,03	0,3	0,6
95% percentil	499	180	81,1	3,2	5,2	77,8	26,1	2,9	11,7	83,9	873	0,04	0,4	0,7
Max	545	248	100	4,5	5,5	102	33,1	2,9	12,6	139	1130	0,04	0,4	0,7
Djupare skikt bostadsområde														
Totalt antal	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	4	4	4
Antal >rapporteringsgräns	10	11	11	5	11	11	11	0	11	11	11	2	4	4
Medel	16,4	88,2	16,2	0,2	3,3	39,1	10,2		6,6	10,9	93	0,0	0,1	0,2
Median	16,2	97,9	10,2	0,2	2,7	16,2	7,8		5,6	8,7	102	0,0	0,1	0,1
75% percentil	20,3	105	18,0	0,3	4,0	22,4	13,5		8,7	15,7	118	0,0	0,1	0,2
95% percentil	32,1	130	41,2	0,3	5,7	150	20,1		11,9	19,9	160	0,0	0,2	0,4
Max	40,0	148	51,7	0,37	6,9	274	20,1		13,9	20,3	175	0,02	0,2	0,4
KM	10	200	50	0,5	15	80	80	0,25	40	100	250	3	3	1
MKM	25	300	400	15	35	200	150	2,5	120	200	500	15	20	10



Figur 3-7 Maximala halter av arsenik i jorden i Västland

3.2.4 Länna

För Länna har endast förskolegården och skolgården behandlats separat vid framtagande av statistik över halter, samtliga övriga halter har räknats till bostadsområdet. Skolområdet och förskoleområdet visas i Figur 3-8.



Figur 3-8 Förskole- och skolområden, Länna.

På förskolegården uppmättes i en tidigare studie en arsenikhalt över riktvärdet för MKM, 133 mg/kg TS. Vid kompletterande provtagning inom föreliggande studie kunde dock inte dessa haltnivåer bekräftas, utan endast mycket låga halter av arsenik uppmättes. På förskolegården förekommer dessutom enstaka halter över riktvärdet för KM för koppar och nickel medan de flesta halter är mycket låga (tabell 3-21 och tabell 3-22).

I det övriga området som benämns bostadsområdet förekommer halter över MKM för arsenik, zink, barium och kadmium. Utöver detta förekommer halter över riktvärdet för KM för bly, kvicksilver och PAH.

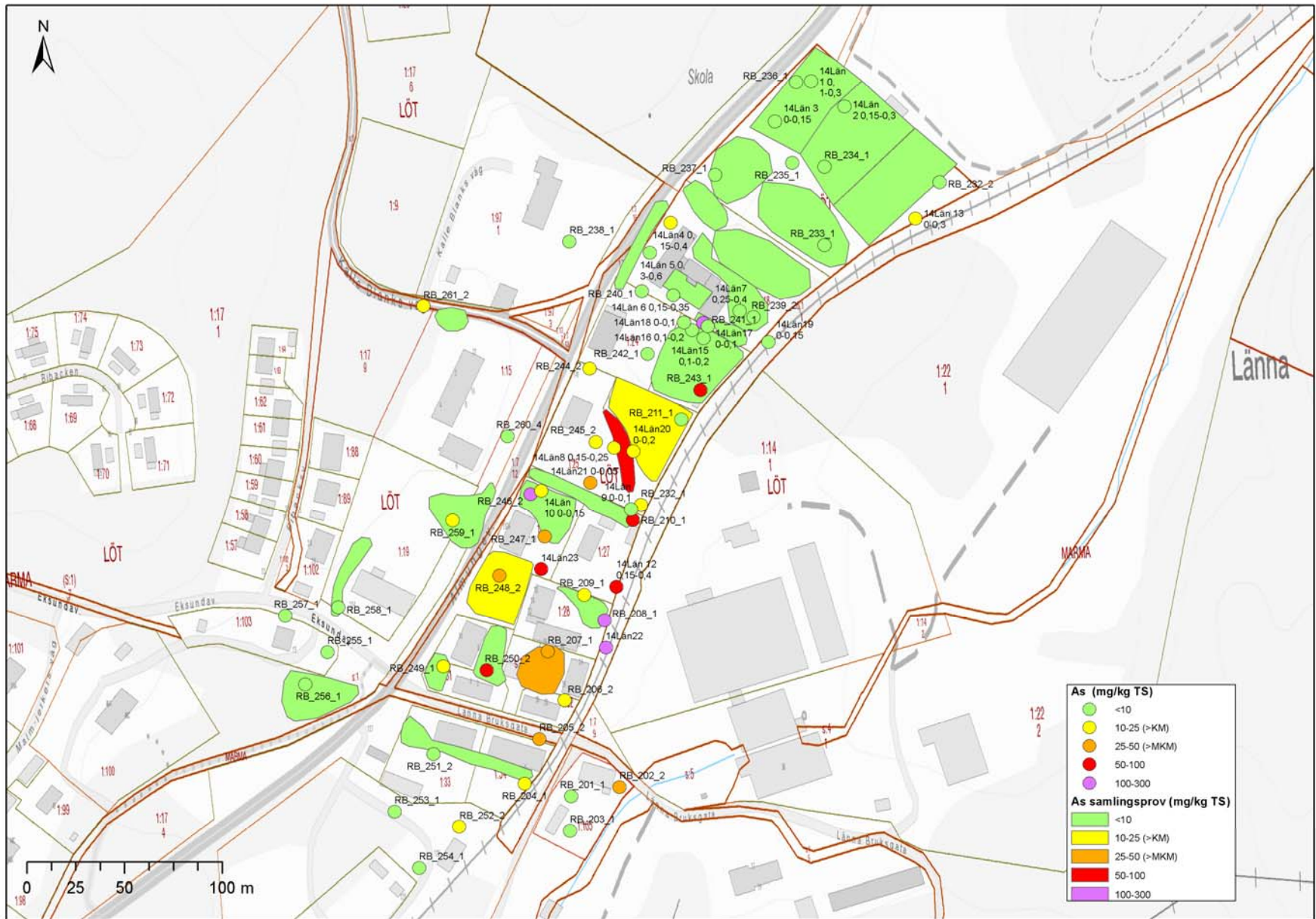
I figur 3-9 till figur 3-11 visas maxhalterna av arsenik, bly och zink i området. Arsenikhalter över riktvärdet för KM förekommer spritt i området men generellt är halterna högre i bostadsområdet än i de nordligaste delarna vid skolan och förskolan (förutom den höga halt på förskolegården som påträffats i tidigare studie). Motsvarande gäller för även för zink och bly där även de högre halterna främst förekommer i bostadsområdet och inte på skolans eller förskolans område.

Tabell 3-21 Föroreningshalter i det ytligare skiktet i Länna (mg/kg TS). Vid beräkning av medelhalter och percentiler har endast halter över rapporteringsgräns beaktats.

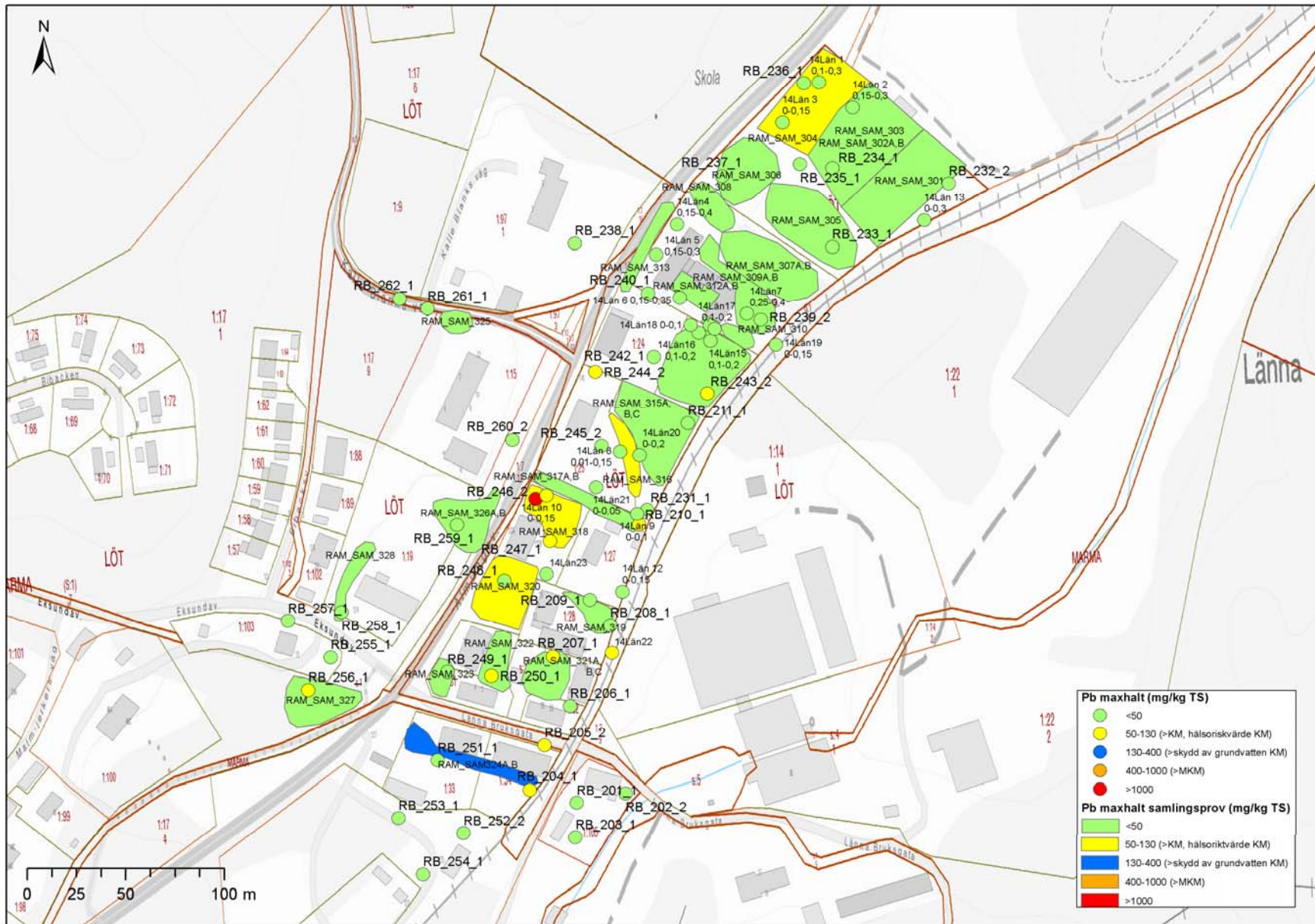
	As	Ba	Pb	Cd	Co	Cu	Cr total	Hg	Ni	V	Zn	PAH L	PAH M	PAH H
Ytligare skikt bostadsområde														
Totalt antal	88	88	88	88	17	88	88	88	88	88	88	20	20	20
Antal >rapporteringsgräns	72	88	88	79	17	88	88	2	87	88	88	10	18	20
Medel	20,5	124	31,9	1,3	5,9	22,8	16,6	0,6	10,5	20,7	484	0,8	1,9	1,2
Median	9,8	88,4	26,3	0,5	5,4	19,9	15,2	0,6	8,9	19,4	184	0,5	0,86	0,56
75% percentil	21,3	132	39,7	1,0	7,2	27,7	20,4	0,6	12,7	24,5	493	0,7	1,9	1,5
95% percentil	57,5	303	69,1	4,0	11,2	44,5	32,0	0,7	21,5	34,7	1581	2,3	6,7	3,6
Max	282	911	132	24,8	12,4	61,8	38,2	0,7	31	37,2	8730	3,5	8,0	4,6
Ytligare skikt dagis														
Totalt antal	28	28	28	28	14	28	28	28	28	28	28	0	0	0
Antal >rapporteringsgräns	18	28	28	18	14	28	28	0	28	28	28	0	0	0
Medel	11,3	57,4	17,7	0,3	8,1	21,8	18,5		12,3	22,5	76,0			
Median	4,7	57,5	17,4	0,3	8,7	17,9	18,9		12,4	23,4	75,4			
75% percentil	5,1	79,6	23,6	0,4	9,6	21,5	24,8		16,5	28,7	105			
95% percentil	25,3	98,4	34,8	0,4	10,7	27,4	30,5		20,7	33,8	128			
Max	133	120	46,6	0,4	11,0	131	38,3		26,0	38,3	138			
KM	10	200	50	0,5	15	80	80	0,25	40	100	250	3	3	1
MKM	25	300	400	15	35	200	150	2,5	120	200	500	15	20	10

Tabell 3-22 Föroreningshalter i det djupare skiktet i Länna (mg/kg TS). Vid beräkning av medelhalter och percentiler har endast halter över rapporteringsgräns beaktats.

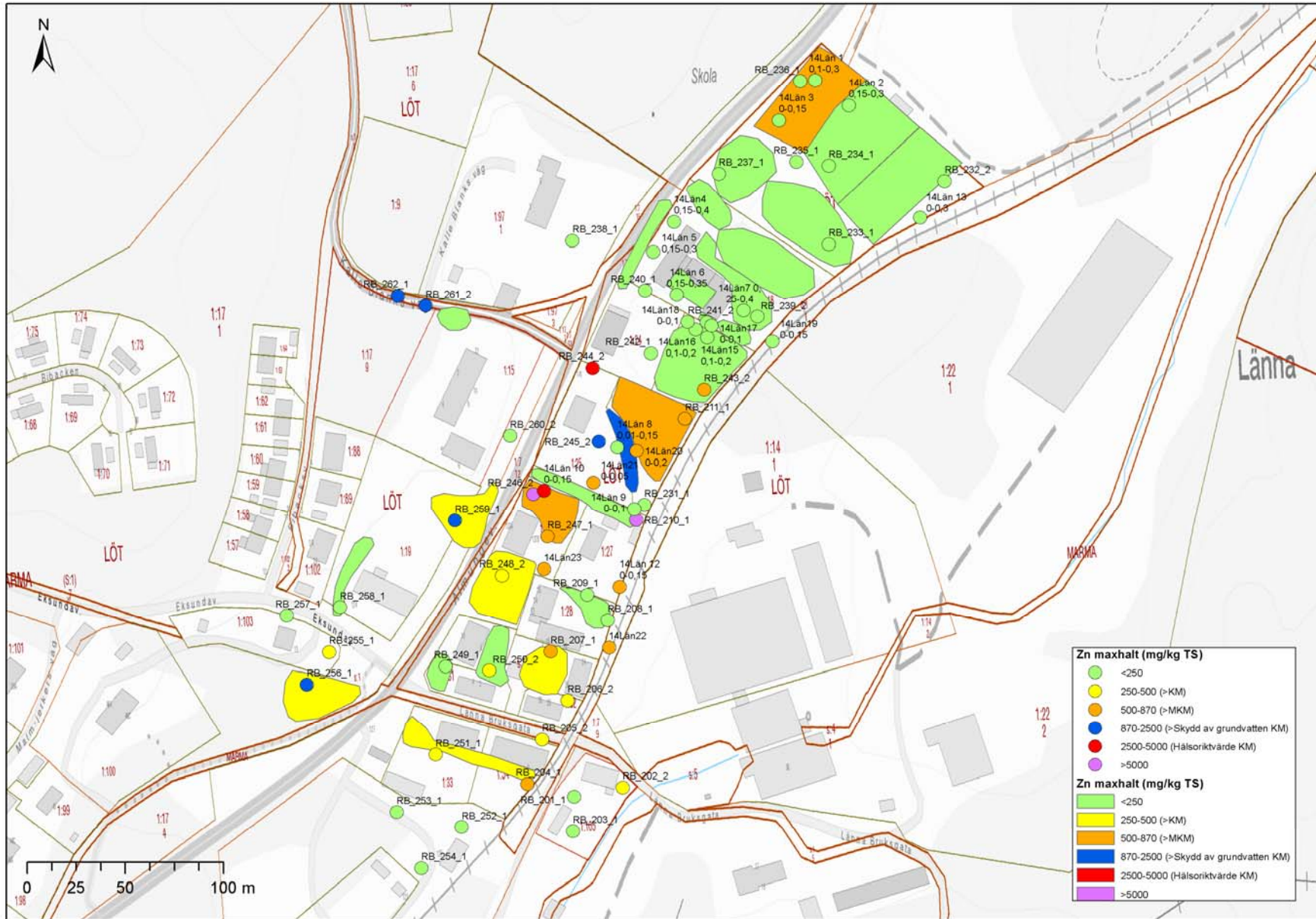
	As	Ba	Pb	Cd	Co	Cu	Cr total	Hg	Ni	V	Zn	PAH L	PAH M	PAH H
Djupare skikt bostadsområde														
Totalt antal	44	44	44	44	1	44	44	44	44	44	44	24	24	24
Antal >rapporteringsgräns	38	44	44	37	1	44	44	0	44	44	44	12	19	20
Medel	24,2	91,1	55,0	5,1	10,4	22,2	21,3		13,4	21,5	1233	0,9	2,1	1,3
Median	9,8	83,7	26,5	0,42	10,4	22,4	18,3		10,0	19,0	157	0,4	1	0,7
75% percentil	22,2	118	37,2	1,0	10,4	27,0	27,9		17,6	30,1	332	1,4	3,1	1,6
95% percentil	74,7	178	99,7	7,8	10,4	46,8	41,1		29,4	40,0	1536	2,5	6,7	4,3
Max	282	254	1070	138	10,4	50,5	48,5		37,5	46,5	38900	3,5	8,0	5,2
Djupare skikt dagis														
Totalt antal	5	5	5	5	1	5	5	5	5	5	5	0	0	0
Antal >rapporteringsgräns	5	5	5	5	1	5	5	0	5	5	5	0	0	0
Medel	30,0	120	24,8	0,2	12,8	51,1	44,3		31,7	39,3	114			
Median	4,92	115	20,2	0,178	12,8	31,9	48,6		34,2	40,9	105			
75% percentil	5,3	135	25,3	0,3	12,8	39,3	48,9		37,5	43,2	128			
95% percentil	108	156	36,4	0,4	12,8	113	63,1		48,1	51,2	133			
Max	133	161	39,2	0,45	12,8	131	66,7		50,7	53,2	134			
KM	10	200	50	0,5	15	80	80	0,25	40	100	250	3	3	1
MKM	25	300	400	15	35	200	150	2,5	120	200	500	15	20	10



Figur 3-9 Maximala halter av arsenik i jorden i Länna.



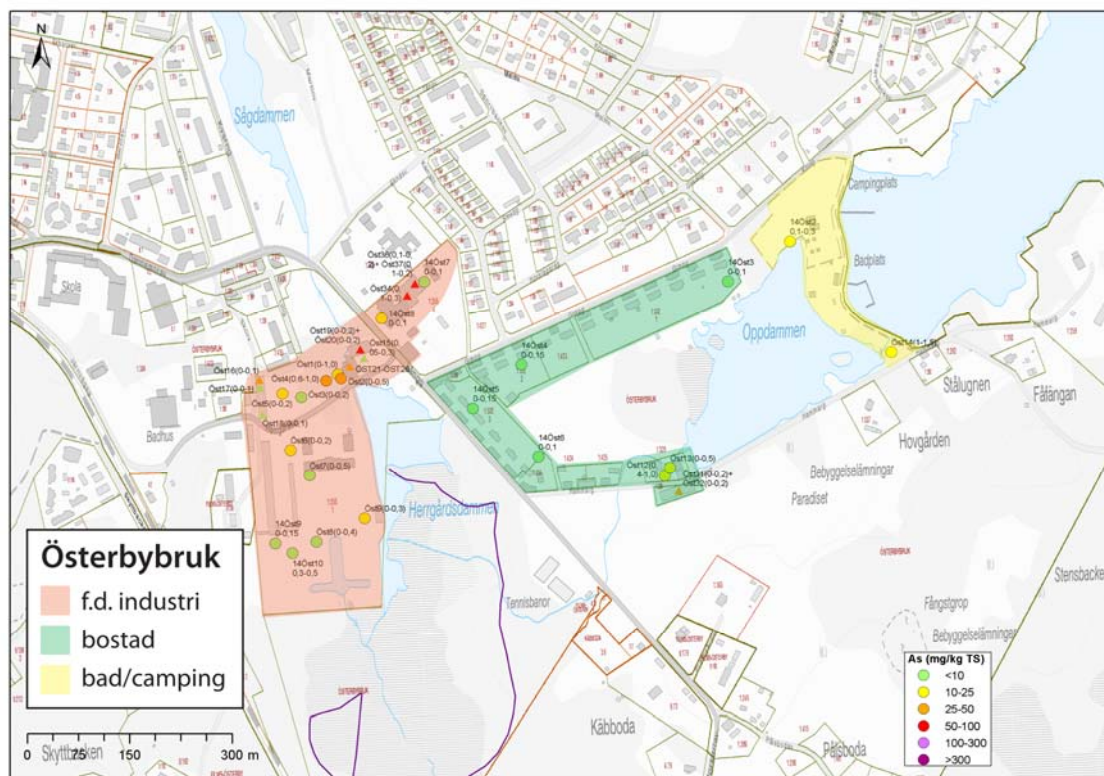
Figur 3-10 Maximala halter av bly i jorden i Lämma.



Figur 3-11 Maximala halter av zink i jorden i Länna.

3.2.5 Österbybruk

Indelning av provpunkter vid Österbybruk i olika delområden visas i Figur 3-12.



Figur 3-12 Indelning av provpunkter i det f.d. industriområdet, bostadsområdet samt badplatsen och camping. Det norra industriområdet visas inte på kartan.

I Österbybruk förekommer förhöjda halter främst i de två industriområdena där halter över MKM förekommer för en rad ämnen, främst i det yttligare skiktet (tabell 3-23 och tabell 3-24). I bostadsområdet förekommer en enstaka halt över riktvärdet för MKM för arsenik. I övrigt uppmäts lägre halter i bostadsområdet och badplatsen/campingen än i industriområdena. Halter över riktvärdet för KM förekommer dock för en rad ämnen.

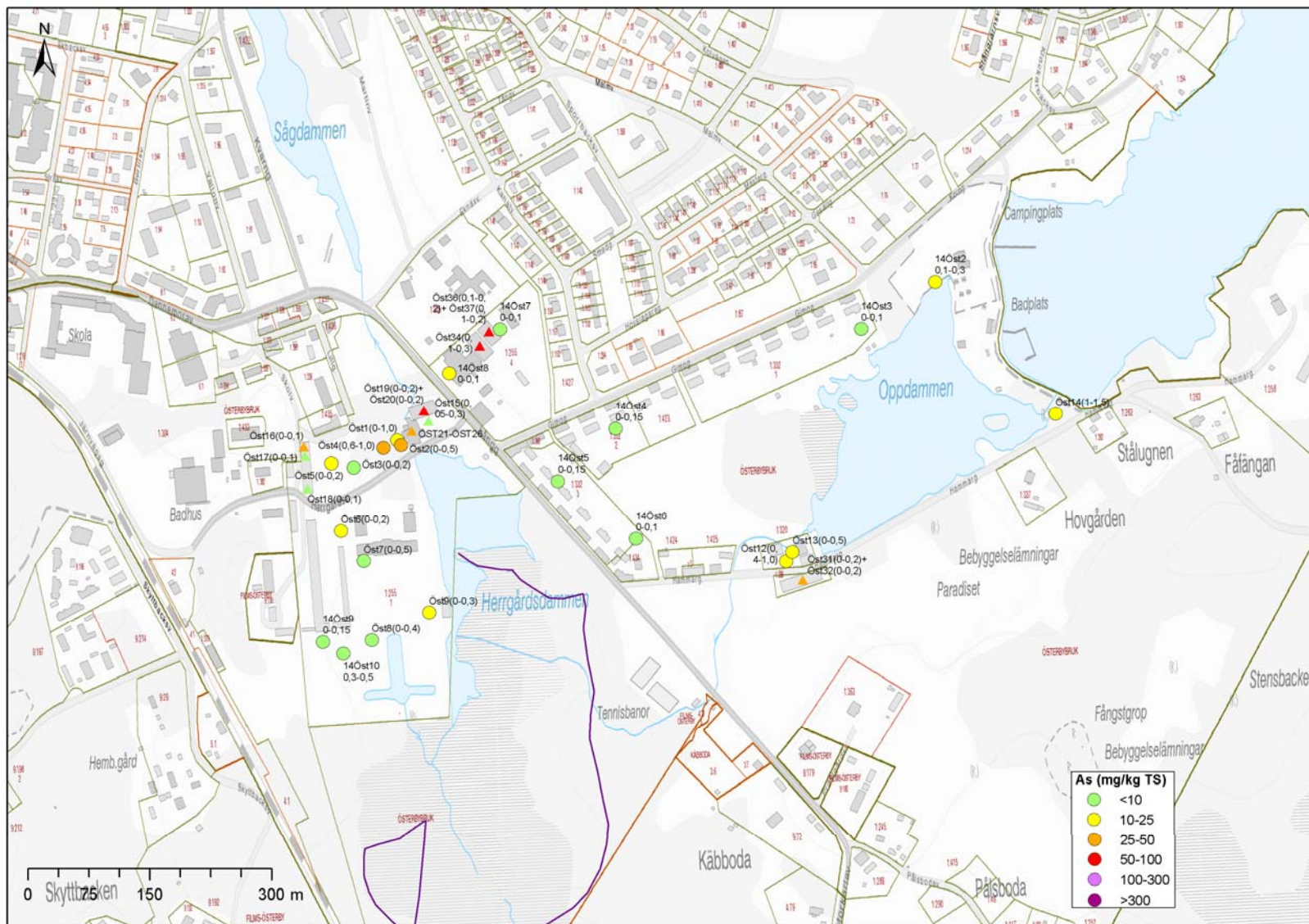
I figur 3-13 visas halterna av arsenik för det södra industriområdet och bostadsområdet (ej för det norra industriområdet vid brännstålsugnarna som undersökts tidigare).

Tabell 3-23 Föroreningshalter i det ytligare skiktet i Österbybruk (mg/kg TS). Vid beräkning av medelhalter och percentiler har endast halter över rapporteringsgräns beaktats.

	As	Ba	Pb	Cd	Co	Cu	Cr total	Hg	Ni	V	Zn	PAH L	PAH M	PAH H
Ytligare skikt industriområde														
Totalt antal	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	13	13	13
Antal >rapporteringsgräns	20	20	20	17	20	20	20	4	20	20	20	3	9	8
Medel	23,2	79,4	77,9	0,4	86,7	52,1	65,4	0,9	13,2	50,0	146	1,3	4,4	4,0
Median	10,4	79,7	58,7	0,3	5,8	30,2	12,8	0,5	8,1	14,3	146	0,5	0,9	0,7
75% percentil	31,4	107	103,5	0,5	9,4	64,2	16,7	1,1	13,0	18,1	194	1,8	2,7	4,2
95% percentil	73,1	130	196,8	0,8	102	185	473	1,9	39,9	275	236	2,9	19,1	15,1
Max	99,2	175	268,0	0,9	1590	191	611	2,0	44,2	483	261	3,2	29,0	20,0
Ytligare skikt bostadsområde														
Totalt antal	12	12	12	12	12	12	12	9	12	12	12	4	4	4
Antal >rapporteringsgräns	12	12	12	11	12	12	12	6	12	12	12	1	3	4
Medel	11,1	126	51,5	0,4	8,0	37,4	18,9	0,4	11,0	18,7	159	0,1	0,5	0,7
Median	7,7	122	47,05	0,3	4,85	40,8	14,3	0,4	6,5	18,5	170	0,1	0,4	0,5
75% percentil	9,4	140	74,0	0,5	8,2	45,2	18,7	0,5	12,3	23,8	189	0,1	0,6	0,9
95% percentil	29,8	215	91,1	0,8	20,8	55,5	47,9	0,6	27,5	31,3	252	0,1	0,7	1,3
Max	47,6	232	94,1	0,8	21,1	58,7	52,7	0,7	31,1	31,4	288	0,1	0,77	1,4
Ytligare skikt badplats/camping														
Totalt antal	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	1	1	1
Antal >rapporteringsgräns	2	2	2	2	2	2	2	0	2	2	2	0	1	1
Medel	13,8	162	79,7	0,5	14,8	48,7	24,5		17,8	28,1	186		0,4	0,8
Median	13,8	162	79,7	0,5	14,775	48,65	24,5		17,8	28,05	186		0,4	0,8
75% percentil	14,7	187	104,4	0,6	17,8	48,7	30,8		22,2	31,2	212		0,4	0,8
95% percentil	15,4	207	124,1	0,7	20,2	48,7	35,8		25,7	33,8	234		0,4	0,8
Max	15,6	212	129,0	0,7	20,8	48,7	37,1		26,6	34,4	239		0,4	0,81
Ytligare skikt norra industriområdet														
Totalt antal	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	4	4	3
Antal >rapporteringsgräns	5	5	5	5	5	5	5	0	5	5	5	3	4	3
Medel	22,3	432	108,9	0,9	82,8	60,4	90,7		99,0	53,4	500	5,8	13,4	1,3
Median	20,2	256	108,0	1,0	11,8	27,5	25,2		17,6	14,2	476	3,6	7,6	1
75% percentil	20,5	262	155,0	1,1	20,1	46,6	33,7		19,2	17,4	480	7,8	16,3	1,5
95% percentil	46,7	1172	201,4	1,4	294	162	303		350	175	874	11,2	33,7	1,9
Max	53,3	1400	213,0	1,5	362	191	370		433	215	972	12,0	38,0	2,0
KM	10	200	50	0,5	15	80	80	0,25	40	100	250	3	3	1
MKM	25	300	400	15	35	200	150	2,5	120	200	500	15	20	10

Tabell 3-24 Föroreningshalter i det djupare skiktet i Österbybruk (mg/kg TS). Vid beräkning av medelhalter och percentiler har endast halter över rapporteringsgräns beaktats.

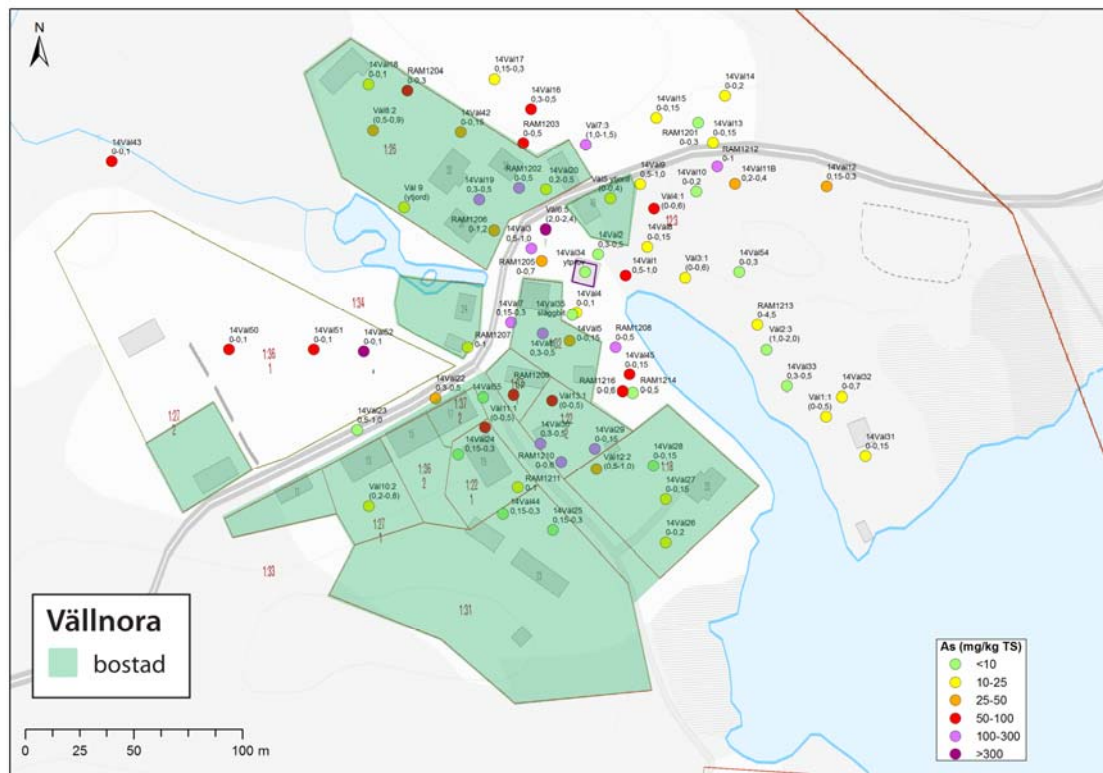
	As	Ba	Pb	Cd	Co	Cu	Cr total	Hg	Ni	V	Zn	PAH L	PAH M	PAH H
Djupare skikt industriområde														
Totalt antal	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	5	5	5
Antal >rapporteringsgräns	9	9	9	7	9	9	9	0	9	9	9	3	4	4
Medel	12,5	70,4	49,2	0,4	6,2	21,0	13,9		12,0	15,7	120	1,2	8,0	5,2
Median	10,6	58,5	24,3	0,3	4,4	20,8	12,7		6,7	14,5	109	0,2	1,3	0,3
75% percentil	18,1	91,5	51,8	0,4	10,1	22,2	17,7		10,6	18,2	141	1,7	8,4	5,4
95% percentil	24,5	114	130	0,8	10,6	39,2	25,5		31,9	27,8	195	2,9	24,9	17,1
Max	27,6	128	149	0,9	10,6	42,9	29,4		40,1	31,8	201	3,2	29,0	20,0
Djupare skikt bostadsområde														
Totalt antal	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	1	1	1
Antal >rapporteringsgräns	3	3	3	3	3	3	3	2	3	3	3	0	1	1
Medel	8,8	159	60,2	0,4	8,9	40,0	20,8	0,5	11,1	17,4	170		0,2	0,1
Median	6,98	141	80,3	0,3	3,5	43,6	12,3	0,5	5,5	10,9	169		0,2	0,1
75% percentil	9,8	186	87,2	0,5	12,1	48,2	28,1	0,6	15,0	21,2	229		0,2	0,1
95% percentil	12,0	223	92,7	0,7	18,9	51,9	40,7	0,7	22,6	29,4	276		0,2	0,1
Max	12,6	232	94,1	0,7	20,6	52,8	43,9	0,7	24,5	31,4	288		0,2	0,1
Djupare skikt badplats/camping														
Totalt antal	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	1	1	1
Antal >rapporteringsgräns	2	2	2	2	2	2	2	0	2	2	2	0	1	1
Medel	15,7	159	155	0,4	6,5	91,6	10,2		7,6	18,0	174		0,2	0,3
Median	15,7	159	155	0,4	6,5	91,6	10,2		7,6	18,0	174		0,2	0,3
75% percentil	17,2	164	161	0,4	7,3	110	11,3		8,3	19,2	181		0,2	0,3
95% percentil	18,3	169	165	0,4	7,9	125	12,3		8,9	20,2	186		0,2	0,3
Max	18,6	170	166	0,4	8,1	129	12,5		9,1	20,4	187		0,2	0,3
Djupare skikt norra industriområdet														
Totalt antal	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	1	1	1
Antal >rapporteringsgräns	5	5	5	5	5	5	5	0	5	5	5	0	1	1
Medel	55,3	161	60,0	0,5	24,0	27,1	51,3		26,4	17,1	219		0,1	0,2
Median	16,7	135	61,8	0,4	19,1	16,6	35,8		25,1	14,2	167		0,1	0,2
75% percentil	98,8	207	70,0	0,4	32,8	31,3	39,6		25,5	20,0	212		0,1	0,2
95% percentil	130	265	73,1	1,1	34,0	54,7	99,9		47,3	25,0	412		0,1	0,2
Max	138	280	73,9	1,2	34,3	60,5	115		52,8	26,3	462		0,1	0,2
KM	10	200	50	0,5	15	80	80	0,25	40	100	250	3	3	1
MKM	25	300	400	15	35	200	150	2,5	120	200	500	15	20	10



Figur 3-13 Maximala halter av arsenik i jorden i Österbybruk (Norra industriområdet visas inte på kartan).

3.2.6 Vällnora

I Vällnora har en indelning gjorts endast för ytligt och djupare liggande föroreningar. Ingen indelning har gjorts i bostadsområdet och industriområdet då dessa två område typer angränsar till varandra, se Figur 3-14.



Figur 3-14 Bostadsområden i Vällnora bruk. Industriområdet ligger centralt i Vällnora – masugnens läge markerats med en ruta på kartan.

Det är framförallt arsenik som uppmäts i halter över MKM i området men även enstaka halter av zink (tabell 3-25 och tabell 3-26). Medelhalten av arsenik är något högre i det djupare skiktet än i det ytligare. I övrigt förekommer halter över riktvärdet för KM i ett mindre antal provpunkter för en rad ämnen (tabell 3-25 och tabell 3-26).

I figur 3-15 och figur 3-16 visas maximala halter av arsenik och zink på karta över området. Höga halter av arsenik förekommer spritt i området även om det verkar vara en ansamling av högre halter kring det centrala området. Höga halter förekommer dock t.ex. även i hagen i den västra delen av området medan halterna på udden på norra sidan av viken är relativt låga.

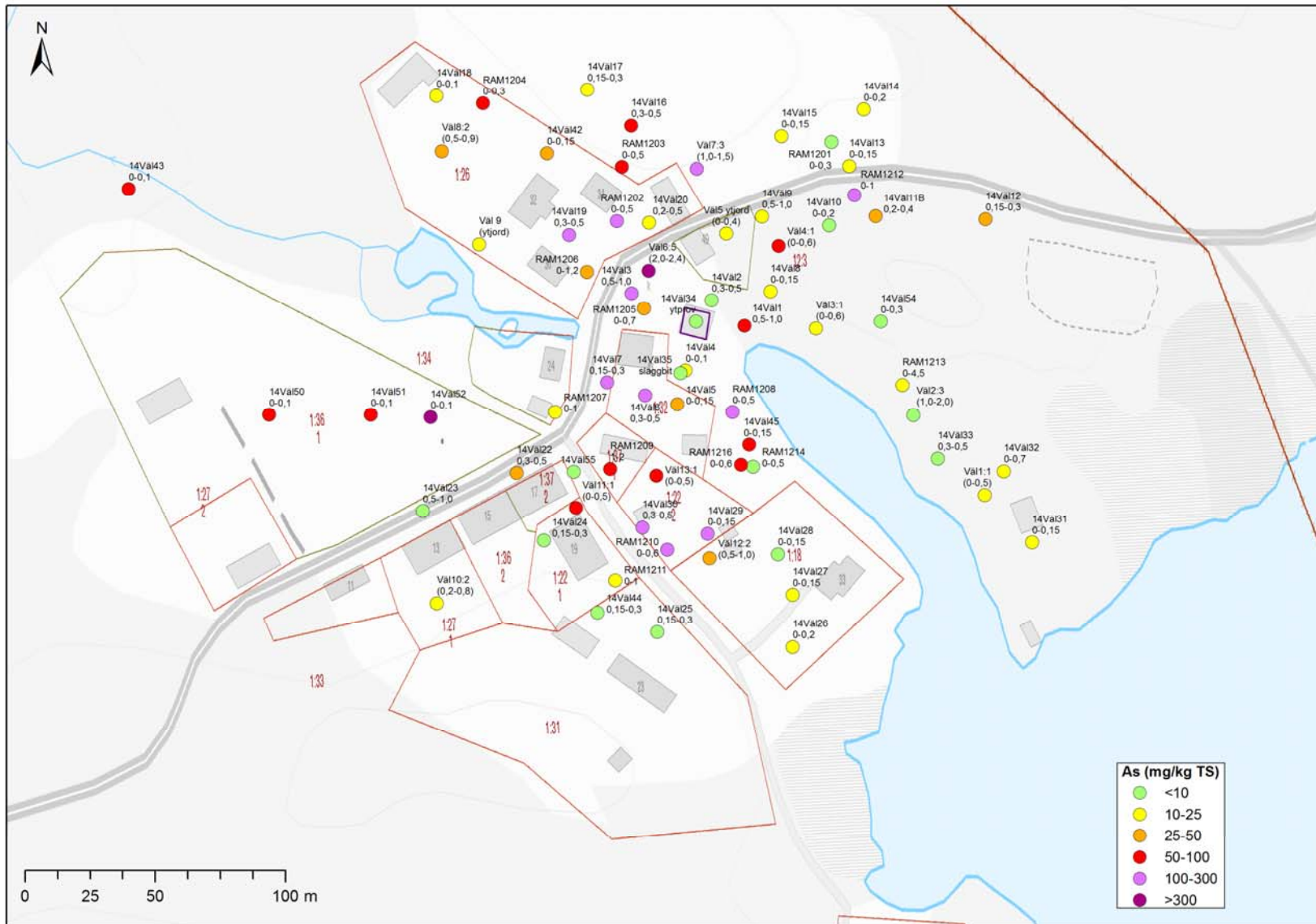
För zink uppmäts den högsta halten i material under masugnen. Övriga förhöjda halter förekommer också i det centrala området medan de flesta zinkhalterna i utkanten av området är låga (figur 3-16).

Tabell 3-25 Föroreningshalter i det ytligare skiktet i Vällnora (mg/kg TS). Vid beräkning av medelhalter och percentiler har endast halter över rapporteringsgräns beaktats. Samtliga halter i hela området har inkluderats, dock ej ren slaggsten och byggnadsmaterial.

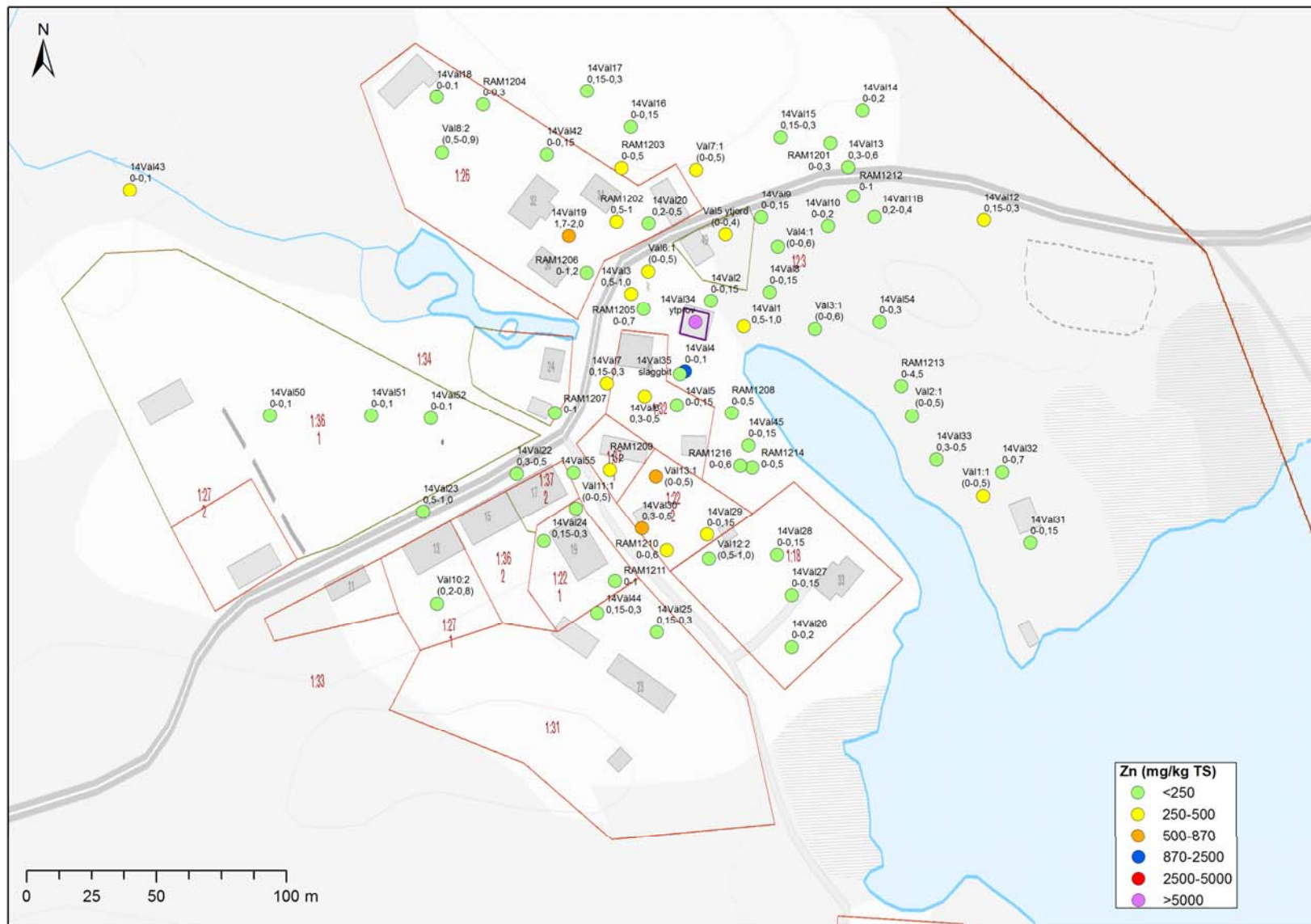
	As	Ba	Pb	Cd	Co	Cu	Cr total	Hg	Ni	V	Zn	PAH L	PAH M	PAH H
Totalt antal	64	64	64	64	49	64	64	64	64	64	64	34	34	34
Antal >rapporteringsgräns	63	64	64	62	49	64	64	2	64	64	64	14	19	21
Medel	56,7	70,5	34,2	0,4	3,0	20,2	7,5	0,5	5,2	10,0	315	0,5	1,9	0,9
Median	27,3	63,7	18,2	0,3	2,9	15,7	6,0	0,5	4,4	9,1	165	0,2	0,5	0,4
75% percentil	57,3	85,3	34,1	0,5	3,3	25,5	9,9	0,6	5,5	11,3	240	0,4	1,4	0,9
95% percentil	256	116	160	1,0	5,1	47,0	17,1	0,7	12,6	21,1	386	1,8	8,0	4,1
Max	382	273	233	1,3	6,9	84,8	20,9	0,7	14,6	27,8	8170	3,7	12,0	4,6
KM	10	200	50	0,5	15	80	80	0,25	40	100	250	3	3	1
MKM	25	300	400	15	35	200	150	2,5	120	200	500	15	20	10

Tabell 3-26 Föroreningshalter i det djupare skiktet i Vällnora (mg/kg TS). Vid beräkning av medelhalter och percentiler har endast halter över rapporteringsgräns beaktats. Samtliga halter i hela området har inkluderats, dock ej ren slaggsten och byggnadsmaterial.

	As	Ba	Pb	Cd	Co	Cu	Cr total	Hg	Ni	V	Zn	PAH L	PAH M	PAH H
Totalt antal	45	45	45	45	31	45	45	45	45	45	45	25	25	25
Antal >rapporteringsgräns	45	45	45	37	31	45	45	1	45	45	45	9	13	11
Medel	83,3	67,7	25,3	0,6	3,4	18,5	8,3	0,5	5,4	10,5	193	0,3	1,1	0,8
Median	29,6	68,4	13,9	0,3	2,7	15,3	6,4	0,5	4,2	9,1	170	0,3	0,5	0,3
75% percentil	61,9	84,7	24,6	0,8	3,2	28,8	10,0	0,5	5,4	12,0	239	0,3	0,9	0,9
95% percentil	282	114	92,3	1,6	5,8	45,3	16,5	0,5	12,4	18,6	450	0,6	3,9	2,8
Max	955	178	168	2,1	25,3	52,4	70,3	0,5	41,4	61,1	656	0,7	7,6	4,6
KM	10	200	50	0,5	15	80	80	0,25	40	100	250	3	3	1
MKM	25	300	400	15	35	200	150	2,5	120	200	500	15	20	10



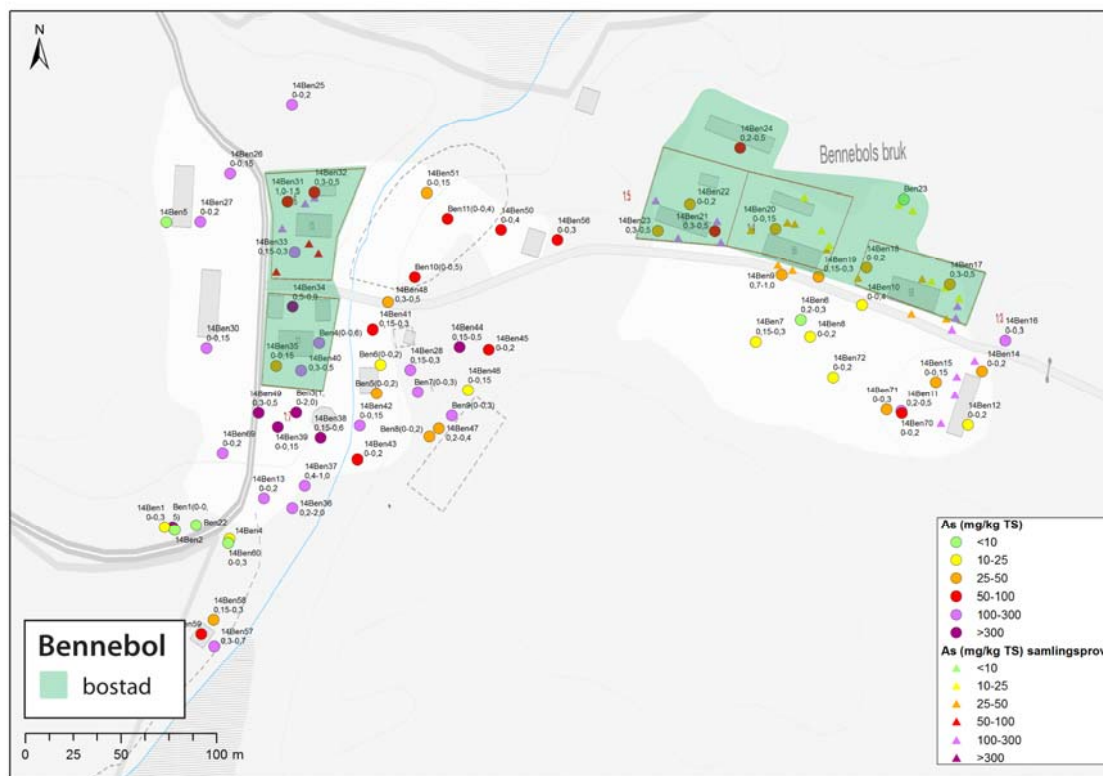
Figur 3-15 Maximala halter av arsenik i jorden i Vällnora



Figur 3-16 Maximala halter av zink i jorden i Vällnora

3.2.7 Bennebol

I Bennebol har en indelning gjorts endast för ytligt och djupare liggande föroreningar och inte mellan bostadsområden och det f.d.industriområdet då dessa områden ansluter till varandra, se Figur 3-17.



Figur 3-17 Bostadsområden, Bennbols bruk. Det f.d. industriområdet ligger huvudsakligen längs Rörsjöån, öster och söder om bosadsområdet som ligger i västra delen av området.

Halter över riktvärdet för MKM påträffas framförallt för arsenik och zink i området men även enstaka halter av bly, kadmium och koppar påträffas. För en rad ämnen överskrids riktvärdet för KM (tabell 3-27 och tabell 3-28).

Arsenikhalterna ligger på ungefär samma nivåer i såväl det ytligare lagret som det djupare. I figur 3-18 visas maximala halter av arsenik på en karta. Som framgår av figuren förekommer de allra högsta halterna i anslutning till de tidigare industriella verksamheterna i den västra delen av området. Höga halter förekommer såväl inom privata bostadsfastigheter som mer allmänna områden. I den östra delen av området är haltnivåerna generellt något lägre men även här förekommer höga halter i vissa punkter.

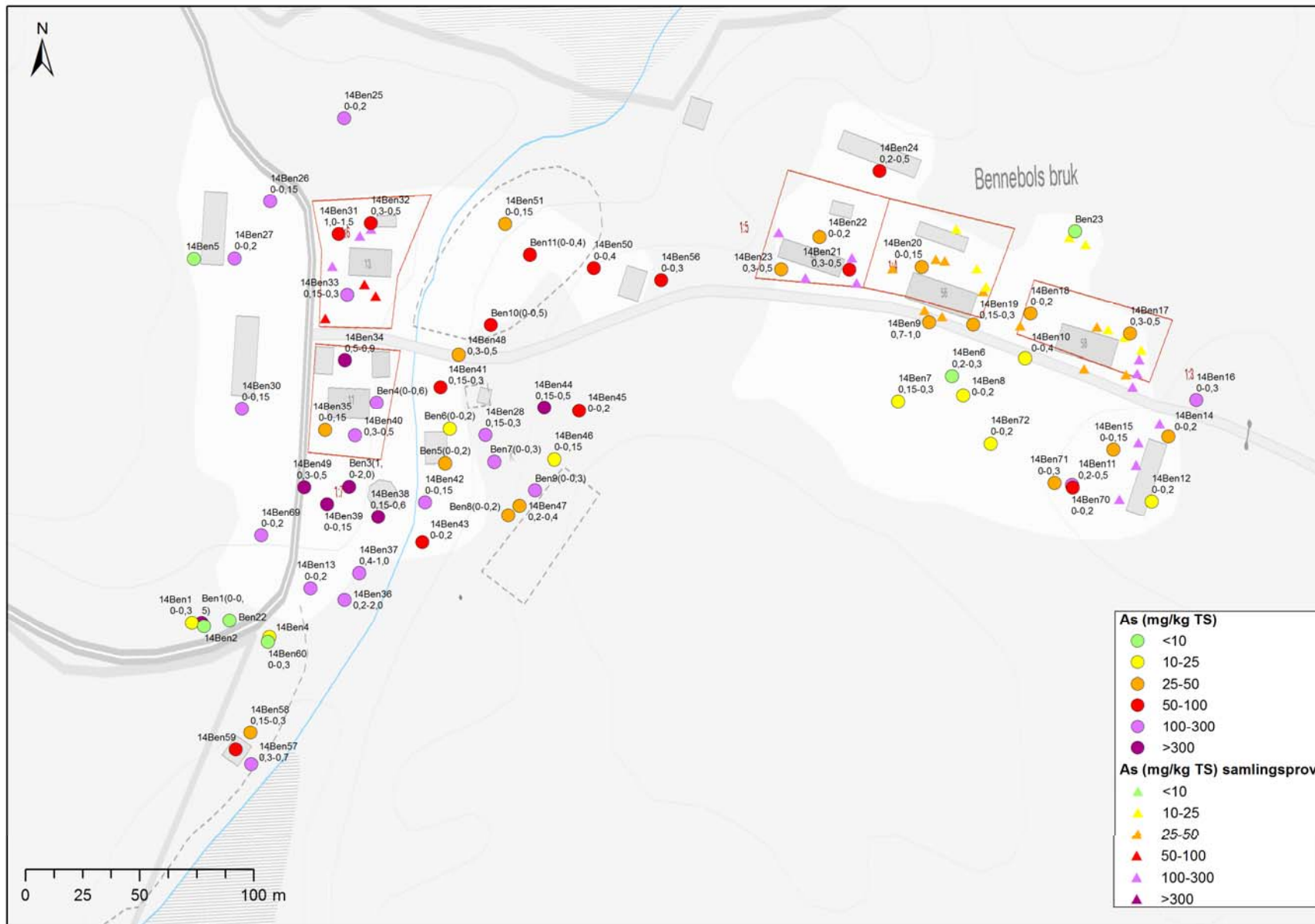
I figur 3-19 visas karta med maximala halter av zink i området. Som framgår uppmättes de allra högsta halterna i den östligaste delen av området nära en tidigare husgrund. Halterna här uppmättes till maximalt 105 000 mg/kg TS. I övrigt förekom en hög halt även i området kring rostugnen. I övrigt förekommer zink med varierande föroreningsnivåer spritt i området.

Tabell 3-27 Föroreningshalter i det yligare skiktet i Bennebol (mg/kg TS). Vid beräkning av medelhalter och percentiler har endast halter över rapporteringsgräns beaktats. Samtliga halter i hela området har inkluderats, dock ej malmhögar, ren slaggsten mm.

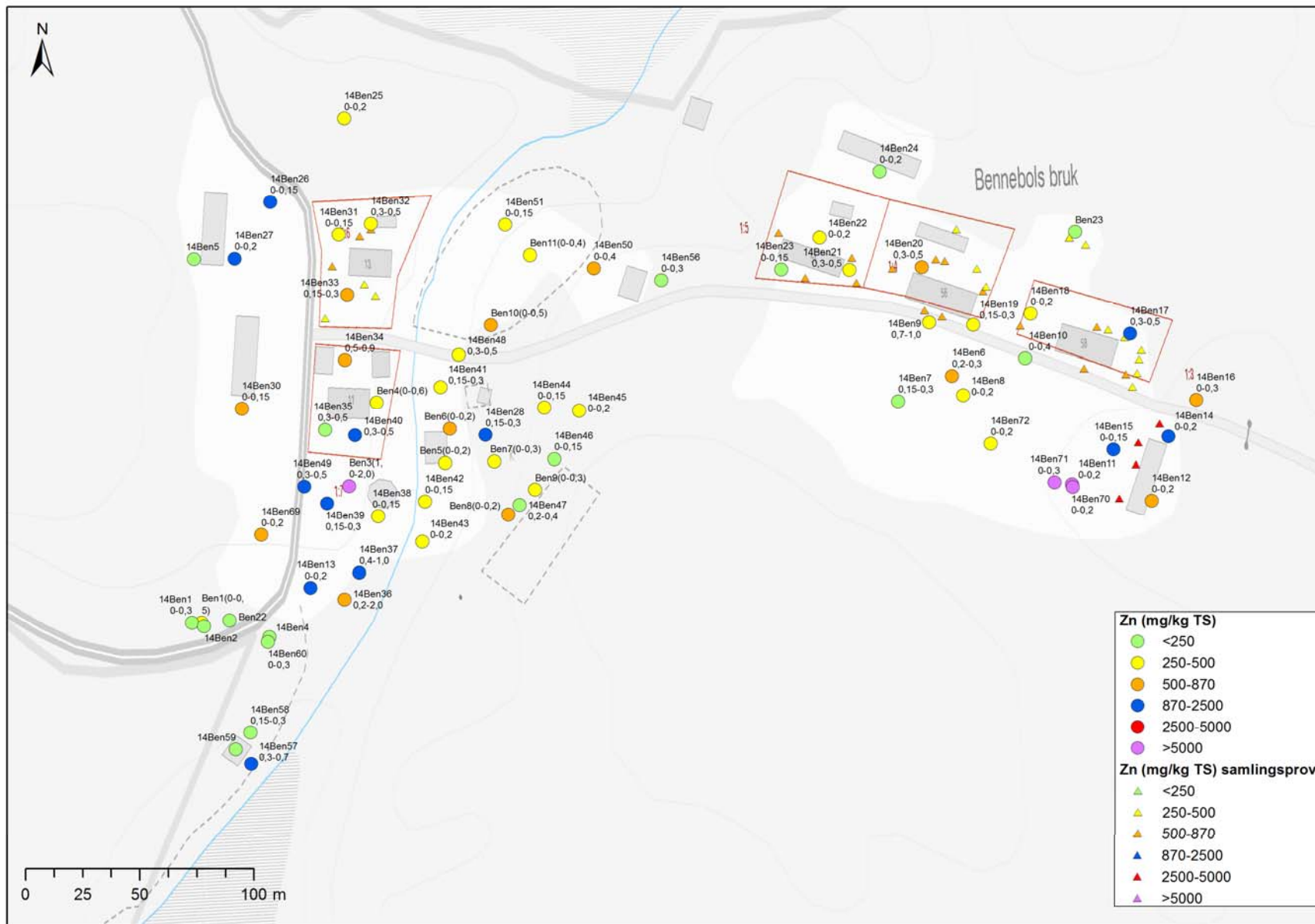
	As	Ba	Pb	Cd	Co	Cu	Cr total	Hg	Ni	V	Zn	PAH L	PAH M	PAH H
Totalt antal	85	79	85	85	85	85	85	85	85	85	85	42	42	42
Antal >rapporteringsgräns	85	79	85	83	85	85	85	7	85	85	85	6	23	23
Medel	96,0	82,0	119	2,0	4,1	39,2	6,7	0,3	4,5	9,2	3474	0,2	0,6	0,3
Median	53,7	78,1	33,4	0,8	3,4	26,3	6,0	0,2	4,1	8,8	389	0,2	0,3	0,2
75% percentil	114	100	50,8	1,2	4,4	39,7	8,0	0,3	5,1	11,3	711	0,3	0,7	0,3
95% percentil	385	152	128	6,7	7,6	93,8	13,6	0,3	9,0	17,7	2482	0,5	1,6	0,8
Max	559	183	3130	33,8	29,8	407	18,1	0,4	16,9	21,2	105000	0,5	3,1	3,0
KM	10	200	50	0,5	15	80	80	0,25	40	100	250	3	3	1
MKM	25	300	400	15	35	200	150	2,5	120	200	500	15	20	10

Tabell 3-28 Föroreningshalter i det djupare skiktet i Bennebol (mg/kg TS). Vid beräkning av medelhalter och percentiler har endast halter över rapporteringsgräns beaktats. Samtliga halter i hela området har inkluderats, dock ej malmhögar, ren slaggsten mm.

	As	Ba	Pb	Cd	Co	Cu	Cr total	Hg	Ni	V	Zn	PAH L	PAH M	PAH H
Totalt antal	66	61	66	66	66	66	66	66	66	66	66	9	9	9
Antal >rapporteringsgräns	66	61	66	59	66	66	66	4	66	66	66	0	3	2
Medel	103	83,5	39,9	1,3	4,8	39,5	11,3	0,3	6,2	12,4	955		0,3	0,1
Median	42,8	64,5	18,6	0,6	3,9	25,4	8,9	0,3	4,5	10,9	221		0,2	0,1
75% percentil	120	97,8	33,6	1,1	5,1	43,0	11,8	0,3	5,9	15,3	427		0,3	0,1
95% percentil	450	182	68,4	4,6	11,0	106	34,6	0,4	18,1	25,8	1430		0,5	0,1
Max	696	571	875	8,0	21,0	440	68,9	0,4	48,6	58,3	32400		0,5	0,2
KM	10	200	50	0,5	15	80	80	0,25	40	100	250	3	3	1
MKM	25	300	400	15	35	200	150	2,5	120	200	500	15	20	10



Figur 3-18 Maximala halter av arsenik i jorden i Bennebol



Figur 3-19 Maximala halter av zink i jorden i Bennebol

3.3 Föroreningar i byggnadsmaterial och malm

Analys av ren slaggsten, malm eller byggnadsmaterial har gjorts i prov från Bennebol, Vällnora, Länna och Strömsberg. I denna undersökning har metaller analyserats efter att proverna har uppslutits med salpetersyra. Några prov som analyserats i tidigare undersökningar har behandlats med en mer aggressiv metod innan analys, exempelvis slaggsten från Strömsberg.

I tabell 3-29 visas halterna av arsenik och metaller i ren slagg, malm eller byggnadsmaterial av slagg och murbruk från Bennebol. Det kan konstateras att endast för ett malmprov uppmättes halter av arsenik över riktvärdet för KM. Ett annat sedan tidigare analyserat malmprov visade över halter av koppar över riktvärdet för KM. I övrigt var halterna i ren slaggsten och malm låga.

I tabell 3-30 visas halterna av arsenik och metaller i ren slagg och byggnadsmaterial från rostugnen i Vällnora. Det kan konstateras att endast halter under riktvärdet för KM uppmättes.

I tabell 3-31 visas motsvarande halter i slagg från Länna. Även detta prov visar endast på halter under riktvärdet för KM.

I tabell 3-32 visas halterna i slaggsten från Strömsberg. Halterna av barium överstiger riktvärdet för KM, i övrigt är halterna låga.

Tabell 3-29 Halter av arsenik och metaller i byggnadsmaterial, slaggsten och malm från Bennebol.

Provpunkt	As	Pb	Cd	Co	Cu	Cr	Hg	Ni	V	Zn	PAH L	PAH M	PAH H
	mg/kg TS												
Ben22 malm	5,2	5,21	0,0803	10,8	99,4	16,9	<0,04	3,56	18,5	68,5			
Ben23 slaggsten	0,633	0,519	<0,01	0,215	1,84	3,09	<0,04	1,17	4,15	3,31			
14Ben2 malmhögar	4,44	11,3	0,0552	1	2,15	3,39	<0,04	2,06	7,24	54,9			
14Ben4 malmhögar	11,4	4,06	0,393	13,6	45,5	0,85	<0,04	3,29	1,02	223			
14Ben5 slaggsten + murbruk	1,48	0,461	<0,01	0,218	2,04	1,54	<0,04	1,19	1,28	4,97	<0,08	<0,13	<0,20
KM	10	50	0,5	15	80	80	0,25	40	100	250	3	3	1
MKM	25	400	15	35	200	150	2,5	120	200	500	15	20	10

Tabell 3-30 Halter av arsenik och metaller i byggnadsmaterial, slaggsten och malm från Vällnora.

Provpunkt	As	Ba	Pb	Cd	Co	Cu	Cr	Hg	Ni	V	Zn
	mg/kg TS										
14 Väl 52 slaggbitar	4,9	134	3,6	<0,10	0,58	3,16	2,39	<0,20	<5,0	1,08	3,9
14 Väl 53 Rostugn byggmaterial	<0,50	148	4,1	<0,10	0,49	3,18	2,65	<0,20	<5,0	1,21	4,7
14 Väl 35 slaggbitar	1,6	70,2	9,6	<0,10	4,45	7,43	5,45	<0,20	<5,0	8,62	12,2
KM	10	200	50	0,5	15	80	80	0,25	40	100	250
MKM	25	300	400	15	35	200	150	2,5	120	200	500

Tabell 3-31 Halter av arsenik och metaller i, slaggsten från Länna.

Provpunkt	As	Ba	Pb	Cd	Co	Cu	Cr	Hg	Ni	V	Zn
	mg/kg TS										
14Län20 slaggbitar	7,3	78,6	2,8	0,17	1	5,48	1,44	<0,20	<5,0	1,25	145
KM	10	200	50	0,5	15	80	80	0,25	40	100	250
MKM	25	300	400	15	35	200	150	2,5	120	200	500

Tabell 3-32 Halter av arsenik och metaller i, slaggsten från Strömsberg

Provpunkt	As	Ba	Pb	Cd	Co	Cu	Cr	Hg	Mo	Ni	V	Zn
	mg/kg TS											
Slaggbitar Str10:1	<3	271	3,04	<0,1	0,314	4,44	12,6	0,0147	<6	2,03	3,36	26,7
KM	10	200	50	0,5	15	80	80	0,25	40	40	100	250
MKM	25	300	400	15	35	200	150	2,5	100	120	200	500

3.4 Föroreningar i damm

Föroreningar i damm/stoft har provtagits i Österbybruk, vid Kemaktas tidigare studie och inom föreliggande studie samt i Strömsbergs bruk inom föreliggande studie.

Damm/stoft som kan finnas på väggar, bjälklag mm och har provtagits genom pensling av damm/stoft ner i provtagningskärl. Två prov (ÖstDamm1 och ÖstDamm2) uttogs på stenväggar i kolhuset norr om Herrgårdsdammen och två prov (ÖstDamm3 och ÖstDamm4) uttogs på balk, takstol och ovan pelare i kolhuset söder om Oppdammen. Inom föreliggande studie togs stoft från smedjan och jernboden (14Öst14) samt från de två kolhus som ligger angränsande till den nuvarande förskolan (14Öst11 och 14Öst12).

I Strömsberg provtogs damm/stoft i masugnsbyggnaden (14Str9) samt i stångjärns-smedjan (14Str10).

I tabell 3-33 visas halterna i damm/stoft samt en jämförelse har gjorts med generella riktvärden för mark. Halter av arsenik, bly, kobolt, zink och PAH överskrider det generella riktvärdet för MKM för jord. Högst halter av arsenik påträffas i smedjan i Österbybruk och i masugnen i Strömsberg. Högst halter av PAH påträffas i stångjärnssmedjan i Strömsberg.

Tio prov av stoft från kolhuset i Strömsberg analyserades med avseende på PAH i en tidigare undersökning (Kemakta, 2013). Kolhuset i Strömsberg är nu sanerat och därför har inte resultaten inkluderats i tabell 3-33. Medelhalten av PAH-föreningar (mg/kg TS) var 16 för PAH-L, 64 för PAH-M och 49 för PAH-H. Maxhalterna var 37 för PAH-L, 220 för PAH-M och 160 för PAH-H. Medelhalterna för alla tre PAH-fraktioner låg över de generella riktvärdena för MKM för jord, och halterna av PAH-M och PAH-H överskrider med över en faktor 3.

Tabell 3-33 Uppmätta halter av arsenik, metaller och PAH i damm/stoft i olika byggnader.

Provpunkt	As	Ba	Pb	Cd	Co	Cu	Cr	Hg	Ni	V	Zn	PAH L	PAH M	PAH H
	mg/kg TS													
ÖstDamm1	22,9	75,8	50,7	0,24	16,8	70,6	26,2	<0,2	25,1	18,6	332	<0,15	5,1	5
ÖstDamm2	29,3	107	96,8	0,56	15,4	35,7	12,3	1,35	7,6	19,1	221	3,2	9	4,3
ÖstDamm3	21,7	31,9	89,6	0,24	6,3	24,5	10,2	0,57	9,7	13,5	62,8	1,1	18	16
ÖstDamm4	6,04	71,8	48,1	0,49	3,7	22	7,5	0,95	4,9	13,3	139	1,8	7,9	4,3
14Öst14 smedja Stoft	60,7		68,1	0,34	19,1	43,3	16,8	0,14	7,6	17,9	149	0,75	11	12
14Öst14 jernbod Stoft	43,2		58,5	0,31	135	46	69,1	0,08	14,6	58,2	183	4,4	140	170
14Öst11 kolhus Stoft	16,3		397	2,04	12,1	74	64,6	0,36	22,8	15,2	1160	0,9	13	8,1
14Öst12 kolhus Stoft	2,8		23,4	0,50	2,4	15,9	6,4	0,31	5,8	2,8	193	7	9	5,1
14Str10 Stoft	47,3		272	2,09	11,2	58,6	20,8	0,32	25	27,7	793	8,2	420	650
14Str9 Stoft	58,3		468	13,5	9,2	37,6	12	0,25	22,1	15,7	5750	1,3	8,2	3,9
KM	10	200	50	0,5	15	80	80	0,25	40	100	250	3	3	1
MKM	25	300	400	15	35	200	150	2,5	120	200	500	15	20	10

3.5 Föroreningar i grundvatten

Grundvattenprov från grundvattenrör som analyserades med avseende på metaller filterades i fält. Prov från brunnar och prov som analyserades med avseende på organiska föroreningar analyserades inte.

Vid bedömning av uppmätta halter i grundvattnet vid respektive bruk har en jämförelse gjorts med SGUs bedömningsgrunder för grundvatten, SGU 2013:01.

Bedömningsgrunderna återfinns i tabell 3-35. I efterföljande stycken har således färgkodning gjorts i enlighet med denna tabell.

Tabell 3-34 SGUs bedömningsgrunder för grundvatten; SGU 2013:01.

Bedömningsgrunder för grundvatten. SGU 2013:01	As	Pb	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Zn
	µg/l							
Mycket låg halt	< 1	< 0,5	< 0,10	< 0,5	< 20	< 0,005	< 0,5	< 5
Låga halt	1 - 2	0,5 - 1	0,1 - 0,5	0,5 - 5	20 - 200	0,005 - 0,01	0,5 - 2	5 - 10
Måttlig halt	2 - 5	1 - 2	0,5 - 1	5 - 10	200 - 1000	0,01 - 0,05	2 - 10	10 - 100
Hög halt	5 - 10	2 - 10	1 - 5	10 - 50	1000 - 2000	0,05 - 1	10 - 20	100 - 1000
Mycket hög halt	> 10	> 10	> 5	> 50	> 2000	> 1	> 20	> 1000

3.5.1 Strömsberg

Tabell 3-35 visar resultaten av metallanalyser på grundvatten i Strömsberg från tidigare undersökningar (Kemakta, 2011a och WSP, 2013a).

Halterna av koppar och zink i Brunn StrBr2 klassas som höga. Brunn StrBr2 ligger inte i anslutning till järnbruket utan i ett område längre norrut där en fd handelsträdgård har legat varför halterna i detta rör inte får anses härröra från bruksverksamheten.

I övrigt uppmäts en mycket hög halt av nickel i ett grundvattenrör av metall beläget på den södra sidan av ån. Det är troligt att nickel i detta prov kommer från själva grundvattenröret. Höga halter av bly uppmättes i två brunnar på bostadsfastighetssidan om ån (södra sidan).

Måttliga halter av zink uppmäts också i flertalet brunnar på bostadsfastighetssidan och för nickel i två brunnar. Arsenik uppmäts i måttliga halter i ett grundvattenrör på industrifastighetssidan (norra sidan av ån) och i en brunn på bostadsfastighetssidan om ån.

I övrigt uppmäts låga eller mycket låga halter för övriga rör och ämnen.

Tabell 3-35 Metallhalter i grundvatten i Strömsberg från tidigare studier. Halterna har jämförts med SGUs bedömningsgrunder för grundvatten; SGU 2013:01 (visas i tabell 3-34).

Provpunkt	As	Pb	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Zn
	µg/l							
Str2 2008-12-03	3,05	0,0747	<0,002	0,344	1,37	<0,002	0,92	3,93
Str7 2008-12-03	0,232	0,0731	0,081	0,0348	2,61	<0,002	1,86	4,25
StrBr1 2008-12-03	<1	0,982	0,0991	<0,9	5,58	<0,02	1,08	37,2
StrBr2 2008-12-03	0,501	1,96	0,0248	0,128	1990	<0,002	2	135
StrBr3 2008-12-03	0,748	0,397	0,0468	0,15	6,4	<0,002	0,415	39,5
StrBr4 2008-12-03	3,38	3,95	0,106	2,24	32,1	<0,02	4,86	58,1
StrBr5 2008-12-03	<1	2,7	<0,05	3,87	7,83	<0,02	3,7	25,7
13S19 2013-06-25	0,974	0,013	0,0306	0,0405	2,07	<0,002	0,81	4,27
RB0103 2013-06-25	0,385	<0,01	0,003	0,027	0,382	<0,002	26,3	1,42

3.5.2 Lövstabruk

Tabell 3-36 visar resultaten av metallanalyser på grundvatten i Lövstabruk från tidigare undersökningar (Kemakta, 2012a) och undersökningar inom föreliggande studie.

En brunn (LövBr3) med en handpump i den norra delen av Lövstabruk, som i dagsläget inte används för dricksvattenändamål, sticker ut med mycket höga eller höga halter för flertalet ämnen. Brunnen är grävd. Såväl arsenik, bly och zink uppmäts i mycket höga halter och nickel och kadmium i höga.

I en grundvattenbrunn (Mälteriet) som utgör råvattentäkt för vattnet i området uppmättes vid ett provtagningstillfälle mycket höga halter av bly och höga halter av arsenik. Även för ytterligare en grundvattenbrunn (Råvatten VV GV-pump 3) som försörjer området med vatten uppmättes höga halter av bly. Måttliga halter av nickel förekommer också i dessa två grundvattenbrunnar.

Måttliga halter av arsenik förekommer i ett grundvattenrör i den södra delen av området (i närheten av badplatsen) och för nickel i ett grundvattenrör i den mellersta delen av området. I övrigt uppmättes endast låga eller mycket låga halter i övriga rör och ämnen.

Tabell 3-36 Metallhalter i grundvatten i Lövstabruk från föreliggande samt tidigare studier. Halterna har jämförts med SGUs bedömningsgrunder för grundvatten; SGU 2013:01 (visas i tabell 3-34).

Provpunkt	As	Pb	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Zn
	µg/l							
Löv 3 2008-12-03/04	1,46	0,0862	0,0081	0,07	1,56	<0,002	1,1	7,94
Löv 6 2008-12-03/04	2,01	0,0275	0,012	0,01	1,37	<0,002	0,5	4,23
Löv 13 2008-12-03/04	0,724	0,0364	0,0305	0,02	4,44	0,0024	2,23	3,7
Löv 11 2008-12-03/04	0,313	0,0356	0,0066	0,02	0,586	<0,002	0,366	3,63
Löv 7 2008-12-03/04	0,609	0,0268	0,0158	0,05	2,93	<0,002	0,493	2,06
LövBr1 2008-12-03/04	0,787	0,175	0,0046	0,22	1,84	0,0063	0,62	2,8
LövBr2tot 2008-12-03/04	<1	<0,6	<0,05	<0,9	2,6	<0,02	1,93	16,8
LövBr3 2008-12-03/04	11,6	12,2	2,02	7,17	81,3	0,0315	16,3	2240
Lövstabruk Mälteri 2010-02-10	7,19	15,4	0,089	0,30	24,7	<0,002	0,846	45,9
Lövstabruk Råvatten VV GV-pump 3 2010-02-10	0,914	0,962	0,032	0,09	9,82	<0,002	0,32	6,78
Lövstabruk VV GV-pump 3 2013-12-10	<4	4,63	<0,05	<0,5	41,9	<0,02	<0,5	19,7
Lövstabruk Herrgården 2013-12-10	<3	<0,2	<0,05	<0,5	<1	<0,02	<0,5	4,52
Löv Mälteriet 2013-12-10	<3	<0,2	<0,05	<0,5	<1	<0,02	<0,5	<2

3.5.3 Västland

Tabell 3-37 visar resultaten av metallanalyser på grundvatten i Västland från tidigare undersökningar (Kemakta, 2012b och WSP, 2013b).

I ett grundvattenrör på bostadssidan av området uppmättes vid två olika tillfällen (2008 och 2013) mycket höga halter av arsenik. Ytterligare i ett rör på denna sida uppmättes höga halter vid ett tillfälle. På industrisidan, uppmättes i ett grundvattenrör nära den tidigare rostugnen måttliga halter av arsenik.

I övrigt uppmättes måttliga halter av zink och nickel i ett antal grundvattenrör och i den dricksvattenbrunn som används av de boende. I övrigt uppmättes endast låga eller mycket låga halter i övriga rör och för övriga ämnen.

Tabell 3-37 Metallhalter i grundvatten i Västland från tidigare studier. Halterna har jämförts med SGUs bedömningsgrunder för grundvatten; SGU 2013:01 (visas i tabell 3-34).

Provpunkt	As	Pb	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Zn
	µg/l							
Väs 4 2008-12-03	0,46	0,044	<0,002	0,145	5,12	<0,002	0,82	14,8
Väs 5 2008-12-03	37,1	0,060	0,010	0,127	9,86	<0,002	1,4	12,9
Väs 9 2008-12-03	4,27	0,036	0,020	0,043	5,5	<0,002	3,27	5,01
VäsBr1 2008-12-03	0,86	0,211	0,056	0,165	7,94	<0,002	2,5	38,2
Väs5 2013-12-11	<3	<0,2	<0,05	<0,5	8,38	<0,02	2,3	10,2
VäsBr1 2013-12-11	<2	<0,2	0,052	<0,5	7,53	<0,02	0,96	2,81
13V13 2013-06-25	5,5	0,041	0,011	3,43	1,27	<0,002	1,25	7,15
BEF_BR 2013-06-25	0,538	0,021	0,033	0,261	3	<0,002	2,97	5,16
Väs5 2013-06-25	17,4	0,244	0,012	0,426	1	0,0024	1,99	3,12

3.5.4 Länna

Inga grundvatten rör finns inom bostadsområdet vid Länna bruk och då har ingen provtagning av grundvatten gjorts.

3.5.5 Österbybruk

I en tidigare studie (Kemakta, 2012c) togs prov från en dricksvattenbrunn i norra industriområdet (ligger utanför undersökningsområdet för denna studie) och ett grundvattenrör som installerats väster om Herrgårdsdammen. Analyserna visar att metallhalterna i var låga eller mycket låga (tabell 3-38).

Tabell 3-38 Metallhalter i grundvatten i Österbybruk från tidigare studier. Halterna har jämförts med SGUs bedömningsgrunder för grundvatten; SGU 2013:01 (visas i tabell 3-34).

Provpunkt	As	Pb	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Zn
	µg/l							
ÖstBr1 2011-06-30	<1	0,30	<0,05	<0,5	3,87	<0,02	<0,5	2,4
Öst9 2011-07-05	<1	<0,2	<0,05	<0,5	<1	<0,02	1,23	9,9

3.5.6 Vällnora

Tabell 3-39 visar resultaten av metallanalyser på grundvatten från såväl föreliggande studie som provtagning i tidigare undersökningar (Kemakta, 2012 och Ramböll, 2013a).

Generellt är det främst arsenikhalterna som är förhöjda i grundvattnet. Mycket höga halter av arsenik uppmäts såväl 2008 som 2014 i grundvattnet i närheten av fd masugnen i provpunkt Vål6. I övriga grundvattenrör uppmäts som högst måttliga halter av arsenik.

Två dricksvattenbrunnar finns på området, varav den ena VålBr1 (som används av flera hushåll i området) har provtagits vid totalt 9 tillfällen sedan 2008. Halterna i denna

brunn varierar mellan måttliga och höga halter av arsenik, och vid provtagning 2008 uppmättes halter som låg strax under dricksvattennormen.

I den andra brunnen (VälBr2), som är bergborrad, uppmättes höga halter av bly och koppar och måttliga halter av zink vid provtagning 2008 (Kemakta, 2012). Detta prov uttogs dock i kran varför dessa halter kan härleda från ledningar mm och inte markförorening.

I ett grundvattenrör (av stål), Ram1213, uppmäts måttliga halter nickel i övrigt uppmäts låga halter av zink och nickel vid vissa provpunkter, i övrigt mycket låga halter.

De fyra analyser av PAH i grundvattnet som gjorts på området sedan 2008 visar endast på halter under rapporteringsgräns.

Tabell 3-39 Metallhalter i grundvatten i Vällnora från föreliggande studie samt från Kemakta (2012) samt Ramböll (2013a). Halterna har jämförts med SGUs bedömningsgrunder för grundvatten; SGU 2013:01 (visas i tabell 3-34).

Provpunkt	As	Pb	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Zn
	µg/l							
Väl6 2008-12-04	14,5	0,053	0,0075	0,302	4,15	<0,002	1,65	4,4
VälBr1 2008-12-04	9,18	0,105	0,0035	0,186	5,34	<0,002	0,81	4,9
VälBr2 2008-12-04	<1	2,43	0,0317	0,071	1150	<0,002	1,35	95,4
VälBr1 2009-11-02	3,69	0,22	<0,002	0,161	1,16	<0,002	0,29	7,6
VälBr1 2010-01-04	2,92	0,060	<0,002	0,093	1,25	<0,002	0,35	3,2
VälBr1 2010-03-02	2,25	0,109	<0,002	0,119	1,06	<0,002	0,37	4,6
VälBr1 2010-05-03	7,62	0,073	<0,002	0,279	3,87	<0,002	0,43	2,4
VälBr1 2010-06-30	4,26	0,05	0,0035	0,103	2,01	<0,002	0,34	5,4
RAM1203GV 2012-10-23	2,88	<0,2	<0,05	<0,5	<1	<0,02	<0,5	<2
RAM1206GV 2012-10-23	1,78	<0,2	<0,05	<0,5	2,17	<0,02	1,14	5,9
RAM1213GV 2012-10-23	<1	<0,2	<0,05	<0,5	1,73	<0,02	0,85	<2
VALBr01 2012-10-23	6,26	<0,2	<0,05	<0,5	4,35	<0,02	<0,5	5,5
VälBr1 2014-06-18	3,76	0,137	0,0074	0,144	1,36	<0,002	0,27	2,7
Väl6 2014-06-18	28,6	<0,01	0,0202	0,131	1,94	<0,002	0,50	2,5
Ram1203 2014-06-18	4,11	0,018	0,0166	0,078	1,36	<0,002	0,65	2,4
Ram1213 2014-06-18	0,358	0,070	0,0032	0,058	0,54	<0,002	4,02	6,8

3.5.7 Bennebol

Tabell 3-40 visar resultaten av metallanalyser på grundvatten från såväl föreliggande studie som provtagning i tidigare undersökning (Kemakta, 2012).

Halterna av samtliga metaller var högst i BenBr3 vid provtagningen i juni 2014 och mycket högre än i övriga provpunkter och provtagningstillfällen. Halterna av bly och arsenik var vid detta tillfälle flera gånger över gränsen för mycket hög halt, och halterna av zink, krom, nickel och kvicksilver klassas som höga. Halten av koppar var förhöjd i detta prov. Brunnen är delvis öppen (har lock men det finns inget hinder för jordpartiklar att ramla ned i brunnen) och ligger i närheten av masugnen i Bennebol. Vattnet var grumligt, och är inte filtrerat. De höga uppmätta halterna är sannolikt ett resultat av

partikulärt material i provet. Halterna i samma brunn var betydligt lägre vid provtagningen 2011.

Även BenBr4 (en grävd brunn) hade en mycket hög halt av arsenik såväl i undersökningen 2014 som 2011. Halterna av zink och bly från juni 2013 klassas som hög och även kadmium var förhöjd i detta prov. Zinkhalten var högt även vid provtagning 2011.

I dagsläget används brunn BenBr1 och BenBr2 för dricksvattenändamål. Dessa brunnar är borrhå. I BenBr1 uppmättes måttliga halter av zink vid såväl provtagningen 2014 som 2011 och i övrigt endast låga eller mycket låga halter av övriga ämnen. I BenBr2 uppmättes endast mycket låga halter av samtliga metaller 2014 medan det vid provtagningen 2011 uppmättes måttliga halter av zink. Båda dessa brunnar provtogs dock genom vattenutkast varför t.ex. zink kan härstamma från ledningar och kranar.

I övrigt uppmäts måttliga halter av främst arsenik i ett grundvattenrör på området.

Analyser av PAH i grundvatten visar endast på en halt över rapporteringsgräns i grundvattenrör Ben2A för övriga PAH vid provtagningen 2011. Halten även i detta rör var dock mycket låg.

Tabell 3-40 Metallhalter i grundvatten i Bennebol från föreliggande studie samt från Kemakta (2012). Halterna har jämförts med SGUs bedömningsgrunder för grundvatten; SGU 2013:01 (visas i tabell 3-34).

Provpunkt	As	Pb	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Zn
	µg/l							
Ben2A 2014-06-18	5	0,020	0,0108	0,040	0,66	<0,002	0,76	1,5
BenBr1 2014-06-18	1,49	0,692	0,069	0,395	23,9	0,004	1,32	93,1
BenBr2 2014-06-18	<2	0,058	0,0051	0,040	0,44	<0,002	0,42	1,9
BenBr3 2014-06-18	332	53,7	0,949	19,8	114	0,074	13	650
BenBr4 2014-06-18	11,2	2,87	0,0618	0,093	40,5	<0,002	1,09	167
Ben2A 2011-07-08	2,41	<0,2	<0,05	<0,5	1,05	<0,02	1,02	2,6
BenBr1 2011-06-27	1,9	0,581	0,0918	<0,5	16,2	<0,02	1,25	92,7
BenBr2 2011-06-27	<1	<0,2	<0,05	<0,5	5,01	<0,02	0,67	24,8
BenBr3 2011-06-27	3,3	0,384	<0,05	<0,5	3,85	<0,02	<0,5	13,3
BenBr4 2011-06-27	12,5	0,51	<0,05	<0,5	29,4	<0,02	0,89	200

3.6 Föroreningar i ytvatten

För Strömsberg, Lövestabruk, Västland finns inga analyser på provtaget ytvatten. För Länna finns analyser från bäcken som rinner genom industriområdet, men endast bostadsområdet i Länna inkluderas i denna utredning. I detta avsnitt redovisas därför resultat endast från resterande tre bruk.

Vid bedömning av uppmätta halter i ytvattnet vid respektive bruk har en jämförelse gjorts med Naturvårdsverkets tillståndsklassificeringar enligt NVs rapport 4913, tabell 18. Bedömninggrunderna återfinns i tabell 3-41. I efterföljande stycken har således färgkodning gjorts i enlighet med denna tabell.

Tabell 3-41 Naturvårdsverkets tillståndsklassificering av halter i ytvatten enligt rapport 4913, tabell 18.

Bedömningsgrunder enligt NV 4913 Tabell 18	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Ni	Zn
	µg/l						
Mycket låga halter	< 0,4	< 0,2	< 0,01	< 0,5	< 0,3	< 0,7	< 5
Låga halter	0,4 - 5,0	0,2 - 1,0	0,01 - 0,10	0,5 - 3,0	0,3 - 5,0	0,7 - 15,0	5-20
Måttligt höga halter	5,0 - 15,0	1,0 - 3,0	0,10 - 0,30	3,0 - 9,0	5,0 - 15,0	15,0 - 45,0	20 - 60
Höga halter	15,0 - 75,0	3,0 - 15,0	0,30 - 1,50	9,0 - 45,0	15,0 - 75,0	45,0 - 225,0	60 - 300
Mycket höga halter	> 75,0	> 15,0	> 1,5	> 45,0	> 75,0	> 225,0	> 300,0

3.6.1 Österbybruk

Ett prov på ytvatten har provtagits i Östhammars kommuns försorg under 2013 vid simbadet. Halterna i detta prov visar på låga halter av arsenik och koppar och i övrigt på mycket låga halter (tabell 3-42).

Tabell 3-42 Halter av arsenik och metaller i ytvatten i Österbybruk. Halter klassade enligt tillståndsklassificering enligt NVs rapport 4913, tabell 18 (visas i tabell 3-41).

Provpunkt	As	Pb	Cd	Cr	Cu	Ni	Zn
	µg/l						
52.Simbadet Österbybruk, Östhammars kommun 2013-07-02	0,5	<0,5	<0,1	<1	1,6	<1	<5

3.6.2 Vällnora

I tabell 3-43 visas halterna i ytvatten i Norrsjön (14Väl36) respektive nedströms i Vällsån (14Väl37 och 14Väl38). Endast låga eller mycket låga metallhalter uppmäts såväl uppströms som nedströms. Värdena visar inte heller på något direkt påslag uppströms och nedströms bruket.

Tabell 3-43 Halter av arsenik och metaller i ytvatten i Norrsjön respektive Vällsån. Halter klassade enligt tillståndsklassificering enligt NVs rapport 4913, tabell 18 (visas i tabell 3-41).

Provpunkt	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Ni	Zn
	µg/l						
14Väl36 2014-01-09	0,359	0,135	<0,002	1,33	0,233	0,481	3,56
14Väl37 2014-01-21	0,376	0,12	<0,002	0,585	0,229	0,494	0,885
14Väl38 2014-01-21	0,407	0,149	<0,002	0,83	0,223	0,584	1,21

3.6.3 Bennebol

I tabell 3-44 visas halterna i ytvatten uppströms det huvudsakliga industriområdet i Bennebol (14Ben52 och BenPP1) respektive nedströms (14Ben53, 14Ben55, BenPP2). Provpunkterna markerade BenPP1 och BenPP2 är resultat från passiva provtagare från Kemaktas tidigare studie (Kemakta, 2012d).

För de prov som uttogs är haltnivåer ganska lika i de tre provpunkterna förutom att zinkhalten i vattnet i provpunkten nedströms industriområdet (14Ben53) visar på måttligt höga halter och ca 3 gånger högre halter än den provpunkt som befinner sig uppströms det huvudsakliga industriområdet. Även arsenik och blyhalterna var något högre i provpunkt 14Ben 53. I övriga provpunkter uppmäts låga eller mycket låga halter. För de passiva provtagarna (Kemakta, 2012d) ses ett tydligt påslag av arsenik nedströms det fd industriområdet.

Tabell 3-44 Halter av arsenik och metaller i ytvatten i vattendrag i anslutning till Bennebol. Resultat även inkluderat från Kemaktas tidigare undersökning (Kemakta, 2012d). Halter klassade enligt tillståndsklassificering enligt NVs rapport 4913, tabell 18 (visas i tabell 3-41).

Provpunkt	As	Cu	Zn	Cd	Pb	Cr	Ni
	µg/l						
14Ben52 2014-01-21	0,495	2,63	7,72	0,006	0,246	0,677	1,21
14Ben53 2014-01-21	0,551	2,43	25,2	0,0074	0,589	0,541	1,1
14Ben55 2014-01-09	0,399	1,36	1,82	<0,002	0,344	0,379	0,769
BenPP1 2011	0,029	0,05	0,447	0,0008	0,028	0,0046	0,126
BenPP2 2011	0,421	0,122	1,18	0,0010	0,013	0,0072	0,139

3.7 Föroreningar i sediment

Vid bedömning av uppmätta halter i sediment vid respektive bruk har en jämförelse gjorts med Naturvårdsverkets tillståndsklassificeringar enligt NVs rapport 4913, tabell 19. Bedömninggrunderna återfinns i tabell 3-45. I efterföljande stycken har således färgkodning gjorts i enlighet med denna tabell.

Tabell 3-45 Naturvårdsverkets tillståndsklassificering enligt NVs rapport 4913, tabell 19.

Bedömningsgrunder NV rapport 4913 Tabell 19	As	Pb	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Zn
	mg/kg TS							
Mycket låga halter	< 5	< 50	< 0,8	< 10	< 15	< 0,15	< 5	< 150
Låga halter	5 - 10	50 - 150	0,8 - 2,0	10 - 20	15 - 25	0,15 - 0,30	5 - 15	150 - 300
Måttligt höga halter	10 - 30	150 - 400	2,0 - 7,0	20 - 100	25 - 100	0,30 - 1,00	15 - 50	300 - 1000
Höga halter	30 - 150	400 - 2000	7,0 - 35,0	100 - 500	100 - 500	1,00 - 5,00	50 - 250	1000 - 5000
Mycket höga halter	> 150	> 2000	> 35,0	> 500	> 500	> 5,00	> 250	> 5000

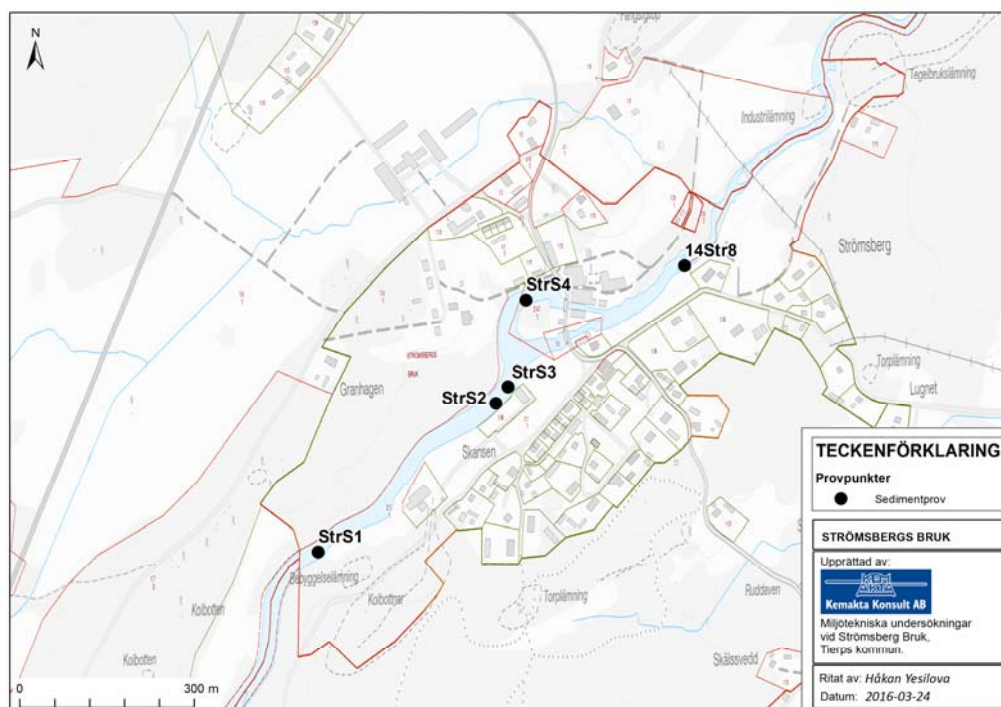
3.7.1 Strömsberg

Metallhalter i sedimenten i Tämnrån i Strömsberg visas i tabell 3-46. Provpunkternas läge visas i Figur 3-20. Måttligt höga halter påvisades för framförallt krom och nickel och till viss del av koppar medan övriga halter klassas som låga eller mycket låga. Det prov som togs inom föreliggande studie, nedströms bruket, visade på högre halter av bly än i de uppströms belägna punkterna, däremot var halterna av kadmium, krom, koppar, nickel och zink lägre än i de uppströms belägna punkterna.

Utöver metallhalterna analyserades även ett samlingsprov på ytsediment som analyserades med avseende på dioxin. Halten i detta prov var låg, 4 ng TEQ/kg TS.

Tabell 3-46 Halter av metaller i sedimenten i Tämnrån i Strömsberg. Halter klassade enligt tillståndsklassificering enligt NVs rapport 4913, tabell 19 (visas i tabell 3-45).

Provpunkt	As	Pb	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Zn
	mg/kg TS							
StrS1 (0-0,05 m)	7,38	19,5	0,471	33,6	29,3	<1	24,2	147
StrS1 (0,1-0,15 m)	5,91	18	0,408	25	22	<1	19,2	125
StrS2 (0-0,05 m)	5,99	24,4	0,539	33,8	28,7	<1	25,2	157
StrS2 (0,1-0,15 m)	5,37	15,8	0,291	25,9	16,1	<1	17	101
StrS3 (0-0,05 m)	7,49	24,8	0,522	35,1	30,3	<1	26,7	161
StrS3 (0,1-0,15 m)	7,22	28	0,497	35,9	28,3	<1	26,1	175
StrS4 (0-0,05 m)	6,16	22	0,515	34,7	30,9	<1	25	152
StrS4 (0,05-0,1 m)	5,19	21	0,281	34,2	23	<1	21,9	133
14Str8 0-5 cm	5,91	93,7	0,141	8,4	14,9	<0.2	6,76	77,7



Figur 3-20 Sediment provpunkter, Strömsberg

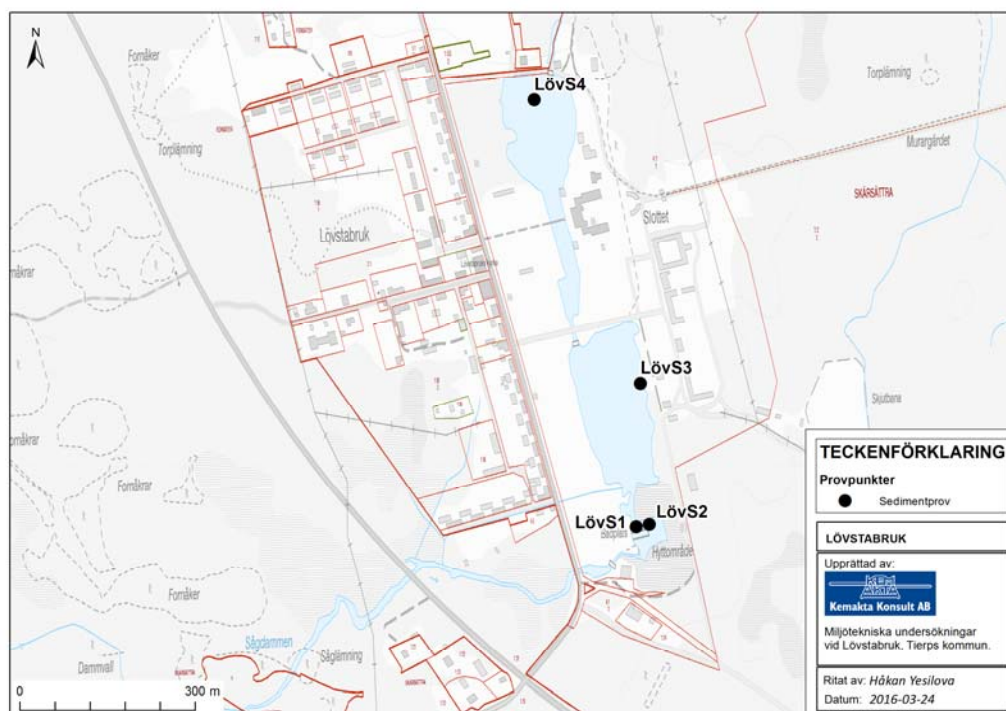
3.7.2 Lövstabruk

I tabell 3-47 visas metallhalter i sedimenten i dammarna i Lövstabruk. Provpunkternas läge visas i Figur 3-21.

Höga halter av kvicksilver uppmäts i ett prov och höga halter av koppar uppmäts i ett annat prov. Koppar och arsenik uppmäts i flera prov i måttligt höga halter. Även för zink uppmäts måttliga halter i två prov. I övrigt uppmäts endast låga eller mycket låga halter.

Tabell 3-47 Halter av metaller i sedimenten i dammarna i Lövstabruk. Halter klassade enligt tillståndsklassificering enligt NVs rapport 4913, tabell 19 (visas i tabell 3-45).

Provpunkt	As	Pb	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Zn
	mg/kg TS							
LövS1 0-5cm 090512	3,12	3,74	<0.1	4,99	2,98	<1	3,27	26,3
LövS2 0-5cm 090512	3,5	4,86	<0.1	5,59	4,22	<1	3,09	41,9
LövS2 10-15cm 090512	9,84	18,9	0,362	12,8	16	<1	7,45	128
LövS3 0-5cm 090512	12,9	43,6	0,624	6,75	118	<1	5,48	178
LövS3 15-20cm 090512	4,94	12,5	0,122	7,44	10,4	<1	4,44	54,6
LövS4 0-5cm 090512	11,7	59,3	1,42	15,5	34,4	<1	11,9	307
LövS4 10-15cm 090512	14,1	75,6	1,68	14,2	44,3	1,36	10,5	377
LövS4 25-30cm 090512	17,9	61,1	0,326	7,38	46,7	<1	3,05	207



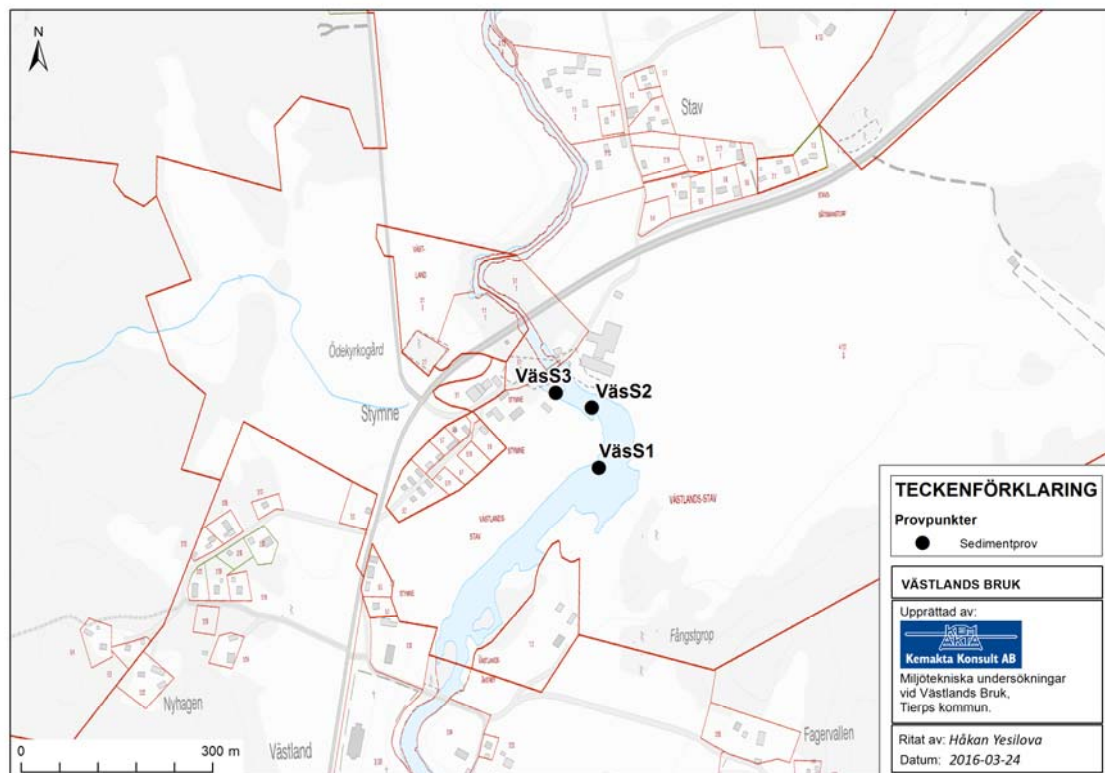
Figur 3-21 Sediment provpunkter, Lövsta bruk

3.7.3 Västland

I tabell 3-48 visas metallhalter i sedimenten i Tämnrån i Västland. Provpunkternas läge visas i Figur 3-22. Måttligt höga halter av krom och nickel påvisades medan övriga halter klassas som låga eller mycket låga.

Tabell 3-48 Halter av metaller i sedimenten i Tämnrån i Västland. Halter klassade enligt tillståndsklassificering enligt NVs rapport 4913, tabell 19 (visas i tabell 3-45).

Provpunkt	As	Pb	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Zn
	mg/kg TS							
VäsS1 0-0,05 m	5,38	16,9	0,381	25,8	24,4	<1	20,1	129
VäsS1 0,1-0,15 m	<3	10,8	0,203	15	12,6	<1	11,7	80,4
VäsS2 0-0,05 m	4,09	12,9	0,273	21,8	16	<1	14	103
VäsS2 0,1-0,15 m	5,6	21	0,445	22,3	22,4	<1	18,5	134
VäsS3 0-0,05 m	5,09	17	0,472	24	24,6	<1	18,9	119
VäsS3 0,1-0,15 m	5,44	20,4	0,451	24,1	22,5	<1	19,4	128



Figur 3-22 Sediment provpunkter, Västland

3.7.4 Länna

Det finns inget vattendrag i anslutning till det undersökta området vid Länna bruk och därför togs inga sedimentprov.

3.7.5 Österbybruk

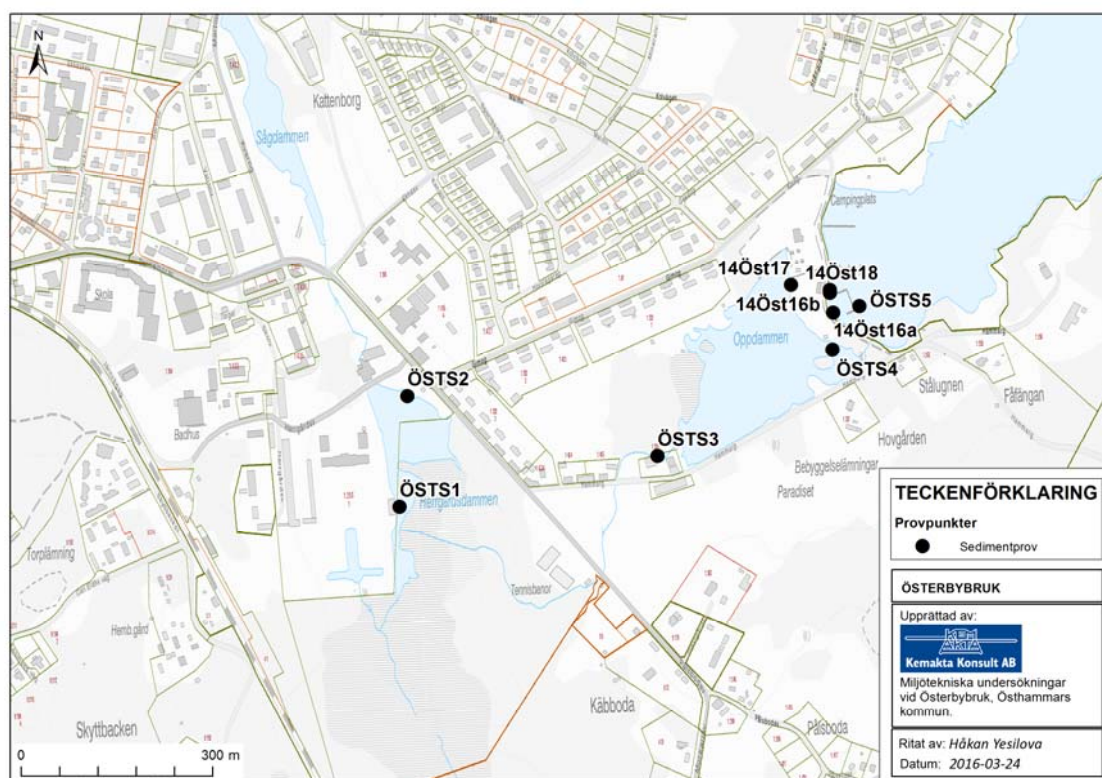
I Tabell 3-49 visas metallhalter i sedimenten i Tämnrån i Västland. Provpunkternas läge visas i Figur 3-23. Läget för sedimentprov som togs ut av Östhammarskommun ligger i närheten av badplatsen i Stordammen (nära provpunkterna 14Öst18 och OstS5), men visas inte på kartan.

Vid södra delen av Herrgårdsdammen, vid ÖstS1, visar alla parametrar på låga halter förutom koppar som visar på måttligt höga halter liksom zink på djupet 5-10 cm. Proverna från ÖstS2, norra delen av Herrgårdsdammen, visar på mycket hög halt av kvicksilver på 10-15 cm och måttligt höga halter på 0-5 cm respektive 20-25 cm. Höga halter av bly återfinns på de två djupare nivåerna. Även arsenik, koppar och zink återfinns i höga halter, på 20-25 cm, medan de grundare proven visar på måttligt höga halter. Övriga parametrar visar på låga eller mycket låga halter.

Vid badplatsen, södra delen av Stordammen, visar analyserat prov ÖstS5(0-5) på måttligt höga halter för arsenik, koppar och bly medan värdena för krom, nickel och zink klassas som låga halter. De prover som togs 2014 vid badplatsen (14Öst16, 14Öst18) visade dock endast på låga halter för samtliga ämnen.

Vid nordöstra Oppdammen, provpunkt ÖstS4, visar proverna på höga halter av zink på 10-15 cm medan halterna för zink är måttligt höga på 0-5 cm respektive 15-20 cm. Måttligt höga halter av arsenik, krom och koppar återfinns på 0-5 cm samt för bly på 10-15 cm respektive krom på 15-20 cm. Övriga värden visar på låga till mycket låga halter. De prover som togs i nordvästra delen av Oppdammen inom föreliggande undersökning visar på betydligt högre halter av koppar och nickel. Övriga metaller visade samma haltnivåer som tidigare tagna prov.

Proverna från sedimentet vid kanalen i anslutning till den före detta kvarnen söder om Oppdammen visar på höga halter av arsenik samt måttliga halter av krom, koppar, nickel och zink samt för kvicksilver på 10-15 cm. Övriga halter klassas som låga.



Figur 3-23 Sediment provpunkter, Österby bruk

Tabell 3-49 Halter av metaller i sedimenten i dammarna i Österbybruk. Halter klassade enligt tillståndsklassificering enligt NVs rapport 4913, tabell 19 (visas i tabell 3-45).

Provpunkt	As	Pb	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Zn
	mg/kg TS							
ÖstS1(0-5 cm)	7,18	57,6	1,03	16,1	64,3	0,236	12,4	247
ÖstS1(5-10 cm)	7,95	65,6	1,09	15,5	70,6	0,292	13,5	315
ÖstS2(0-5 cm)	21,6	111	0,823	13,9	53,7	0,328	14,7	371
ÖstS2(10-15 cm)	11,1	1700	0,232	13,6	64,3	6,39	7,44	381
ÖstS2(20-25 cm)	34,8	509	0,457	8,84	135	0,413	5,88	1180
ÖstS3(0-5 cm)	39,7	90	0,971	23	52	0,286	19,2	357
ÖstS3(10-15 cm)	31,3	88,2	0,928	22,3	51,8	0,382	17,2	353
ÖstS4(0-5 cm)	16,2	150	1,45	23,2	46,7	<0,2	13,6	335
ÖstS4(10-15 cm)	5,13	166	1,61	19,5	11,2	<0,2	10,6	1500
ÖstS4(15-20 cm)	1,68	20	0,224	23,2	7,68	<0,2	13,2	702
Öst5(0-5 cm)	27,7	400	0,231	11,3	36,5	<0,2	6,57	200
14Öst16 0-5 cm	1,84	4,45	<0,09	7,83	6,38	<0,2	4,87	16,4
14Öst17 0-0,5 m	18,4	64,4	1,06	54	128	<0,8	41,8	250
14Öst18 0-0,5 m	<0,5	3,01	<0,1	7,85	5,88	<0,2	3,35	21,6
Sediment Stordammen*	44	190	1,4	40	34	0,11	13	540

* Östhammars kommun

3.7.6 Vällnora

I tabell 3-50 visas halterna i sedimenten uppströms det huvudsakliga industriområdet i Norrsjöns nordligaste delar (14Väl39, VälS1, VälS2 och VälS3) respektive nedströms i Vällsån (14Väl40, VälS4, RamS1201, RamS1202, RamS1203). Provpunkternas läge visas i Figur 3-24.

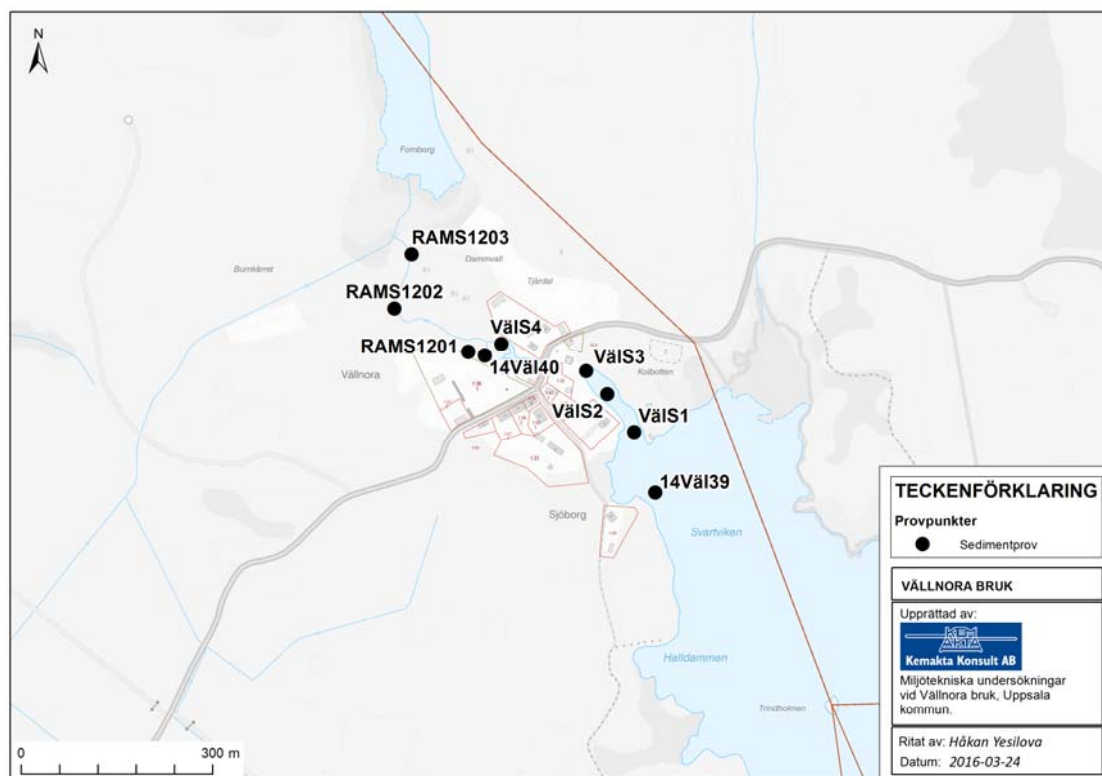
Generellt är halter av arsenik, koppar, krom, nickel och zink måttliga eller låga. I en punkt precis nedströms kvarnen uppmättes i Kemaktas tidigare studie en hög halt av nickel.

De uppmätta halterna visar inga klara tendenser till generella haltpåslag i sedimenten uppströms och nedströms dammluckorna. För arsenik är halterna något högre i viken i Norrsjön än i Vällsån. Då fyllnadsmassor, slagg mm förekommer runt viken är även punkterna uppströms dammen påverkade av den tidigare verksamheten.

I tabell 3-51 visas halterna av PAH i sedimenten från föreliggande och tidigare studier. Halterna generellt är relativt låga, men i Norrsjöns nordligaste spets förekommer halter som överskrider PNEC-värdet ("possible no effect concentration") satt av ECB (ECB, 2008).

Tabell 3-50 Halter av arsenik och metaller i sediment i uppströms liggande Norrsjön och nedströms liggande Vällsån. Resultat även inkluderat från tidigare undersökningar (Kemakta, 2012 och Ramböll, 2013a). Halter klassade enligt tillståndsklassificering enligt NVs rapport 4913, tabell 19 (visas i tabell 3-45).

Provpunkt	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn
	mg/kg TS							
VälS1 0-5cm	11,8	33,8	0,736	26	12,3	<1	12,9	159
VälS1 10-15cm	14,7	33,9	0,803	25,1	9,78	<1	11,5	174
VälS2 0-5cm	13,8	44,3	0,855	31,1	11,7	<1	14	201
VälS2 10-15cm	22,9	21,2	0,716	29,1	13,6	<1	12	345
VälS3 0-5cm	8,09	16	0,276	20,7	16,7	<1	7,73	49,7
VälS3 10-15cm	8,91	15,7	0,205	19,7	8,96	<1	7	93,7
VälS4 0-5cm	9,66	20,1	<0.1	46,4	72,6	<1	43,3	133
VälS4 10-15cm	10	23,3	0,166	54,1	85,2	<1	51,8	156
14Väl39A 0-5 cm	6,79	29,2	0,808	23,4	8,63	<0,2	13	154
14Väl39A 10-15 cm	9,21	42,9	1,1	25,9	13	<0,2	14,3	234
14Väl40 0-15 cm	5,82	27,5	0,4	35,2	19,6	<0,2	14,5	108
RAMS1201 0 - 0,25 m	7,68	27,2	0,703	45,8	25,8	<0,2	15,8	154
RAMS1201 0,25-0,37 m	5,34	17,6	0,22	28,3	29,2	<0,2	19,5	99,8
RAMS1202 0-0,30 m	6,51	15,7	0,31	42,2	45	<0,2	40,9	84
RAMS1202 0,30-0,60 m	5,3	13	0,135	27,3	36,6	<0,2	31,9	68,1
RAMS1203 0-0,30 m	5,84	14,6	0,227	29,1	34,6	<0,2	28,7	70,6
RAMS1203 0,30-0,60 m	5,7	15,5	0,135	27,6	40,6	<0,2	32,3	77



Figur 3-24 Sediment provpunkter, Vällnora bruk

Tabell 3-51 Halter av PAH i sedimenten samt jämförelse med gränsen för "possible no effect concentration" (ECB, 2008). Resultat även inkluderat från tidigare undersökningar (Kemakta, 2012 och Ramböll, 2013a).

Provpunkt	PAH-16	PAH-L	PAH-M	PAH-H
	mg/kg TS			
VäIS1 0-5 cm	1,43	0,1	0,438	0,891
VäIS2 0-5 cm	1,37	0,069	0,458	0,846
VäIS3 0-5 cm	2,12	0,024	1,03	1,06
VäIS3 10-15 cm	8,66	0,153	4,94	3,57
VäIS4 0-5 cm	0,11	0,012	0,069	0,029
14Väl39A 0-5 cm	1,1	<0,15	0,33	0,78
14Väl40 0-15 cm	0,1	<0,15	<0,25	0,1
RAMS1201 0 - 0,25 m		< 0,15	0,73	0,74
RAMS1201 0,25 - 0,37 m		< 0,15	< 0,25	< 0,25
RAMS1202 0 - 0,30 m		< 0,15	< 0,25	< 0,25
RAMS1202 0,30 - 0,60 m		< 0,15	< 0,25	< 0,25
RAMS1203 0 - 0,30 m		< 0,15	< 0,25	< 0,25
RAMS1203 0,30 - 0,60 m		< 0,15	< 0,25	< 0,25
ECB PNEC	2	1,6	3,7	1,3

3.7.7 Bennebol

I tabell 3-52 visas halterna i sedimenten uppströms det huvudsakliga industriområdet (14Ben52) respektive nedströms (BenS1, 14Ben54, 14Ben55A). Läget för sedimentprovpunkterna visas i Figur 3-25.

De högsta metallhalterna uppmäts direkt nedströms industriområdet där ån breder ut sig i ett våtmarksområde. För samtliga metaller är halterna högre i denna punkt (14Ben54) än den uppströms belägna punkten. Halten av arsenik i de översta tio centimetrarna visar på höga halter av arsenik medan halterna av koppar och zink är måttliga. Även i den provpunkt som ligger uppströms det huvudsakliga industriområdet (14Ben52) visar arsenikhalterna på måttligt höga halter och i provpunkten längst ner mot utloppet mot Norrsjön (14Ben55A) uppmäts måttliga halter av koppar och nickel. I övrigt är det låga eller mycket låga halter i denna punkt.

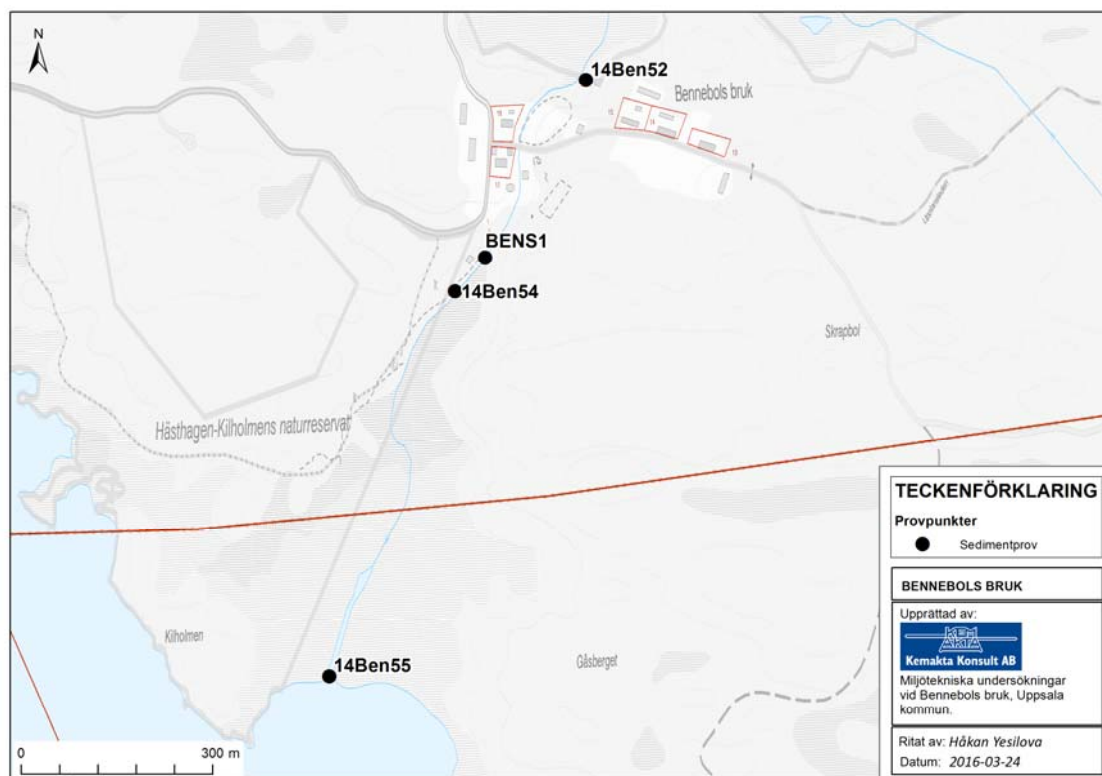
I tabell 3-53 visas halterna av PAH i sedimenten nedströms området från provtagning inom föreliggande studie som Kemaktas tidigare undersökning. Det kan konstateras att halterna är relativt låga men att det förekommer halter precis över PNEC-värdet ("possible no effect concentration") satt av ECB (ECB, 2008).

Tabell 3-52 Halter av arsenik och metaller i sediment i vattendrag i anslutning till Bennebol. Resultat även inkluderat från Kemaktas tidigare undersökning (Kemakta, 2012). Halter klassade enligt tillståndsklassificering enligt NVs rapport 4913, tabell 19 (visas i tabell 3-45).

Provpunkt	As	Cu	Zn	Cd	Pb	Hg	Cr	Ni
	mg/kg tS							
14Ben52 0-10 cm	18,2	14,5	177	0,974	19,5	<0,2	4,98	5,44
BenS1(0-5 cm)	20,3	13,8	186	0,445	28,7	<0,2	7,99	5,87
BenS1(5-10 cm)	28	18,1	296	0,531	26,1	<0,2	10,3	14,7
14Ben54 0-10 cm	33,9	60	460	1,72	113	<0,2	8,74	9,28
14Ben55A 0-5 cm	6,71	51,9	84,7	0,411	12,8	<0,2	17,9	15,1
14Ben55A 10-14 cm	2,31	39,8	14,5	0,136	6,59	<0,2	13,5	11,9

Tabell 3-53 Halter av PAH i sedimenten samt jämförelse med gränsen för "possible no effect concentration" (ECB, 2008). Resultat även inkluderat från Kemaktas tidigare undersökning (Kemakta, 2012).

Provpunkt	PAH-16	PAH-L	PAH-M	PAH-H
	mg/kg TS			
BenS1(0-5 cm)	<0,63	<0,15	<0,25	<0,23
BenS1(5-10 cm)	2,2	<0,15	1,3	0,84
14Ben54 0-10 cm	1,9	<0,15	0,52	1,4
14Ben55A 0-5 cm	0,3	<0,15	0,12	0,17
14Ben55A 10-14 cm	1,1	<0,15	0,33	0,78
ECB PNEC	2	1,6	3,7	1,3



Figur 3-25 Sediment provpunkter, Bennebol

3.8 Föroreningar i växter

3.8.1 Metaller

Metallhalter i de analyserade växterna som odlas i bruksområdena visas i tabell 3-55.

Halterna av bly och kadmium kan jämföras med gränsvärdena för vissa främmande ämnen i livsmedel (EG 1881/2006). Dessa värden anges i mg/kg våtvikt, och därför anges halterna för bly och kadmium i växterna på både torrvikts- och våtviktsbas.

Gränsvärdena för bly och kadmium i växter anges i tabell 3-54 nedan.

Tabell 3-54 Gränsvärden för bly och kadmium i växter (EG 1881/2006).

Livsmedel	Gränsvärde (mg/kg våtvikt)
Bly	
Grönsaker med undantag av kålgrönsaker, bladgrönsaker, färska örtekryddor och svamp	0,1
Kålgrönsaker, bladgrönsaker och odlad svamp	0,3
Frukt, utom bär och småfrukter	0,1
Bär och småfrukter	0,2
Kadmium	
Grönsaker och frukt, utom bladgrönsaker, färska örtekryddor, svamp, stjälkgrönsaker, pinjenötter, rotfrukter och potatis	0,05
Bladgrönsaker, färska örtekryddor, odlad svamp och rotselleri	0,2
Stjälkgrönsaker, pinjenötter, rotfrukter och potatis	0,1

Uppmätta halter av kadmium och bly som överskrider gränsvärdena markeras med färg i tabell 3-55.

Halterna av bly i vinbär från Bennebol (provtagning i tidigare undersökning, Kemakta 2012) samt i maskrosrötter och jordärtskockor från Vällnora överskrider gränsvärdena. Inga uppmätta kadmiumhalter överskrider det relevanta gränsvärdena.

Tabell 3-55 Metallhalter i växter från bruksområdena (mg/kg TS förutom där mg/kg våtvikt indikeras i tabellen)

	Ämne	TS%	As	Cd	Cd mg/kg VV	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Pb mg/kg VV	Zn
Bennebol	Röda vinbär	14,9	<0,1	<0,007	<rg	<0,007	0,0489	2,66	<0,01	5,15	0,0904	<0,06	<rg	8,05
Bennebol	Svarta vinbär	21,4	0,187	<0,006	<rg	0,0195	0,066	3,4	<0,02	16	0,0943	<0,06	<rg	11,4
Bennebol	Pepparrot		0,656	0,144	0,023	0,035	<0,125	8,188	<0,005*	18,250	<0,125	0,268	0,043	122,500
Bennebol	Vinbär	16,5	<0,2	<0,01	<rg	<0,01	<0,08	3,59	<0,03	<0,1	<0,1	8,01	1,322	5,65
Bennebol	Rabarber		0,273	0,056	0,006	0,024	<0,082	1,545	<0,003*	16,273	<0,091	<0,091	<rg	15,909
Länna	Röda vinbär	67,7	<0,1	<0,009	<rg	0,0105	0,277	5,41	<0,02	8,1	0,521	<0,07	<rg	11,7
Länna	Äpple	13,9	0,09	<0,006	<rg	<0,006	0,0631	1,29	<0,01	2,02	0,112	<0,05	<rg	1,2
Lövsta	Krusbär	13,3	<0,1	<0,008	<rg	<0,008	0,0664	2,74	<0,02	7,11	0,163	<0,06	<rg	9,38
Lövsta	Plommon	9,9	<0,1	<0,007	<rg	<0,007	0,158	5,58	<0,01	4,42	0,42	<0,05	<rg	6,67
Lövsta	Äpple	10,1	<0,1	0,0103	0,001	0,0093	<0,05	2,52	<0,02	3,31	<0,06	<0,06	<rg	2,46
Lövsta	Potatis	27,9	<0,1	0,0598	0,017	0,00641	0,0489	3,11	<0,01	4,23	0,119	<0,05	<rg	18,2
Lövsta	Rödbetor	11,7	<0,1	0,0842	0,010	0,0179	<0,05	10,1	<0,02	25,9	<0,06	0,222	0,026	120
Lövsta	Jordärtskockor	24,9	<0,1	0,0101	0,003	0,0131	0,889	7,34	<0,02	5,06	0,586	<0,07	<rg	13,9
Vällnora	Bönor Gröna	6,4	<0,1	0,0117	0,001	0,0288	0,16	7,7	<0,01	29,9	0,654	0,0682	0,004	58,5
Vällnora	Ärter	31,6	<0,1	0,0263	0,008	<0,007	0,0509	12,8	<0,01	14,5	0,34	<0,06	<rg	58,1
Vällnora	Svarta Vinbär	14,2	<0,1	<0,006	<rg	0,0224	0,166	4,26	<0,01	8,32	0,654	<0,05	<rg	15,1
Vällnora	Äpple	11	<0,1	<0,006	<rg	<0,006	0,0887	2,14	<0,01	1,66	0,119	<0,05	<rg	1,34
Vällnora	Potatis	21,2	<0,1	0,0487	0,010	0,0305	0,0951	7,89	<0,01	9,91	0,267	<0,06	<rg	26,4
Vällnora	Rödbetor	13,1	0,151	0,0423	0,006	0,0125	0,166	9,11	<0,02	16,2	0,332	<0,06	<rg	27,2
Vällnora	Morötter	8,4	0,146	0,151	0,013	0,0192	0,132	4,77	<0,01	9,67	0,269	0,058	0,005	26,5
Vällnora	Maskrosrötter	25,7	0,972	0,0726	0,019	0,124	0,472	11,2	<0,02	99,7	0,322	1,2	0,308	36,2
Vällnora	Jordärtskocka		0,408	0,027	0,006	0,063	0,195	1,573	<0,005*	25,182	0,112	0,832	0,183	16,364
Vällnora	Potatis	18,6	<0,08	0,0207	0,004	0,0098	0,0441	4,06	<0,01	9,62	0,0465	0,061	0,011	15,9
Vällnora	Persilje	12,2	1,03	0,11	0,013	0,342	1,83	8,53	0,0226	116	1,43	2,01	0,245	48,4
Vällnora	Mangold	8,8	3,7	0,857	0,075	0,164	0,708	18,1	0,0387	549	0,688	0,818	0,072	242
Vällnora	Kirskålsblad	13,7	0,184	0,0304	0,004	0,0172	0,168	8,66	<0,01	52,1	0,158	0,172	0,024	30
Vällnora	Nässelblad	18,5	0,195	0,0219	0,004	0,0228	0,211	8,59	<0,02	157	0,472	0,156	0,029	36,8
Vällnora	Hundlokeblad	13,9	0,425	0,0603	0,008	0,00974	0,128	9,74	<0,02	119	0,262	0,0912	0,013	31,2
Västland	Hallon	16,2	0,211	<0,01	<rg	<0,01	<0,08	4,73	<0,03	16	0,145	<0,1	<rg	20,7
Västland	Vinbär	17,1	<0,2	<0,01	<rg	<0,01	<0,07	3,57	<0,02	7,7	<0,1	<0,1	<rg	7,5
Västland	Jordgubbar	8,8	<0,2	<0,02	<rg	0,0188	<0,09	3,14	<0,03	36,8	<0,1	<0,1	<rg	8,84
Västland	Jordärtskocka	18,3	0,229	<0,006	<rg	0,0108	0,0398	6,58	<0,01	7,23	0,316	0,0547	0,010	16,3
Västland	Pepparrot	32,2	0,206	0,0694	0,022	0,033	0,201	3,16	<0,01	20,4	0,222	0,0954	0,031	48,1
Västland	Morötter	9,8	<0,4	<0,03	<rg	<0,03	<0,2	3,77	<0,05	11	<0,2	<0,2	<rg	14,3
Västland	Potatis	24,7	<0,2	<0,01	<rg	<0,01	<0,06	2,36	<0,02	3,62	<0,08	<0,08	<rg	6,94
Västland	Mangold sallad		0,67	0,06	0,000	0,05	0,21	8,32	0,61	45,4	<0,23	0,31	0,07	31,49
Strömsberg	Jordärtskocka	21,3	<0,09	0,0062	0,001	0,0085	0,0618	5,85	<0,01	3,82	0,199	0,0752	0,016	13,6
Strömsberg	Potatis	20,2	<0,08	0,0181	0,004	0,013	0,0323	4,06	<0,01	7,16	<0,04	0,0621	0,013	14,3

<rg = under rapporteringsgränsen

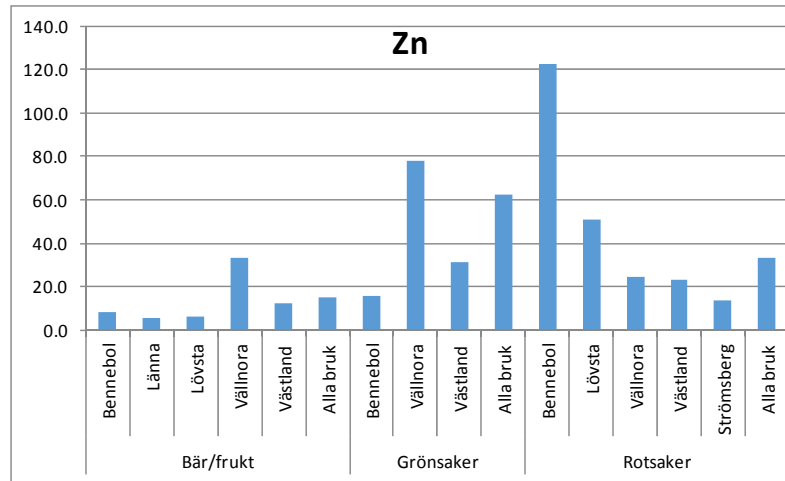
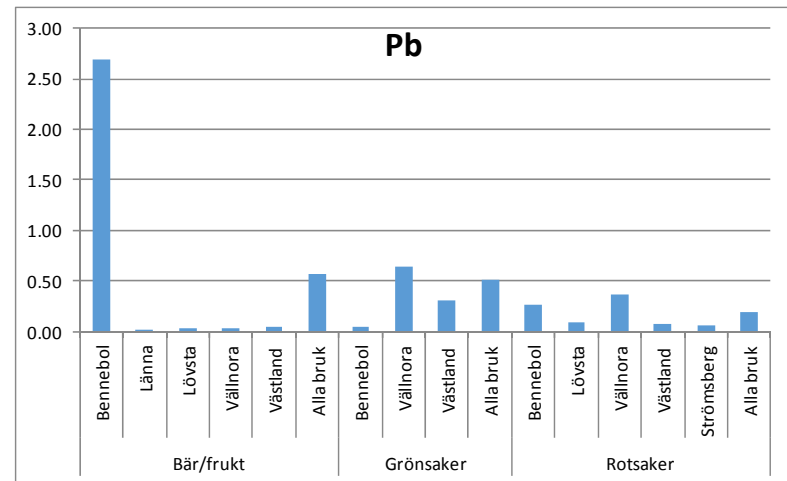
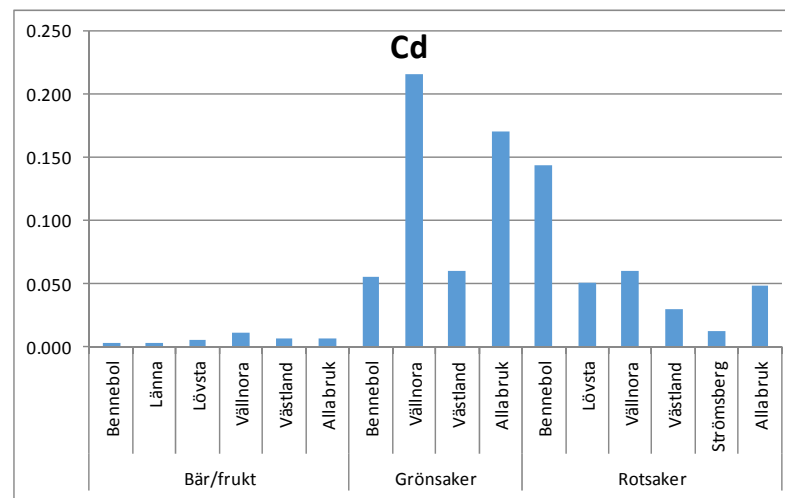
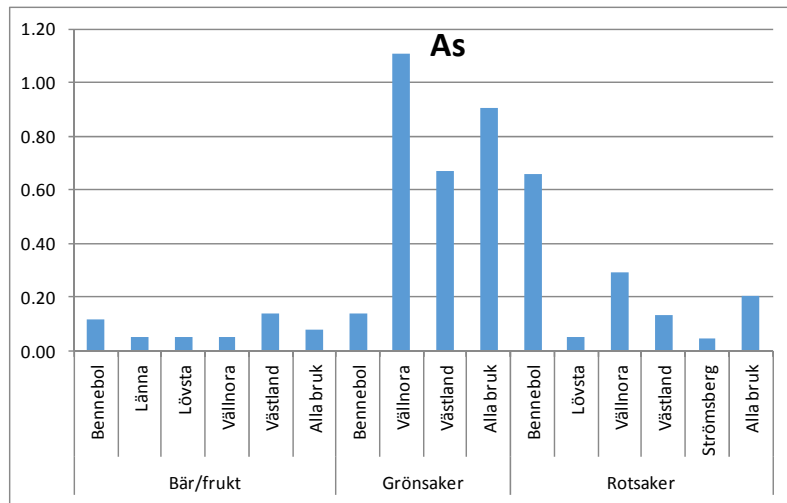
Medelhalten av metaller i olika grupper av växter har beräknats. Medelhalten har beräknats för varje bruk, och ett värde har beräknats även för alla bruk. Växterna har grupperats i följande typer:

- Bär och frukter
- Rotfrukter
- Blad- och stjälggrönsaker

Ärter och bönor har klassats som frukt och bär, eftersom växtdelen som vanligtvis äts är fruktdelen (baljdelen).

Medelvärdena visas i tabell 4-8, och för arsenik, kadmium, bly och zink även i figur 3-26.

Generellt är metallhalterna i bär och frukt mycket lägre än halterna i rotsaker eller i blad/stjälggrönsaker. Ett undantag är blyhalten i ett prov av vinbär från Bennebol (undersökning 2012), som har en mycket hög halt. Det är möjligt att denna höga blyhalt är ett resultat av ytkontaminering av jord eller vatten från en bevattningsbrunn.



Figur 3-26 Medelhalt av metaller i växter, mg/kg TS. Medelhalten visas för olika grupper av växter och olika bruk.

3.8.2 PAH-föreningar

PAH-halterna analyserades i fyra växtprov och tillhörande rotjord (tabell 3-56).

Tabell 3-56 PAH-halter (mg/kg TS) i växter och rotjord, fyra prov.

Bruk	Rotjord				Växt			
	Vällnora	Vällnora	Vällnora	Lövsta	Vällnora	Vällnora	Vällnora	Lövsta
Växt	Rödbetor	Kirskålblad	Mangold	Potatis	Rödbetor	Kirskålblad	Mangold	Potatis
naftalen	<0,100	<0,100	<0,100	<0,100	<0,0010	<0,0010	0,0013	<0,0010
acenaftilen	<0,100	<0,100	<0,100	<0,100	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010
acenaften	<0,100	<0,100	<0,100	<0,100	<0,0010	0,001	<0,0010	<0,0010
fluoren	<0,100	<0,100	<0,100	<0,100	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010
fenantren	<0,100	<0,100	<0,100	0,187	<0,0010	0,0019	<0,0010	<0,0010
antracen	<0,100	<0,100	<0,100	<0,100	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010
fluoranten	<0,100	<0,100	<0,100	0,172	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010
pyren	<0,100	<0,100	<0,100	0,176	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010
bens(a)antracen	0,055	<0,050	<0,050	0,081	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010
krysen	0,056	<0,050	<0,050	0,104	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010
bens(b)fluoranten	0,152	<0,050	0,124	0,159	<0,0010	<0,0010	<0,0070	<0,0010
bens(k)fluoranten	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010
bens(a)pyren	0,087	<0,050	0,08	0,09	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010
dibens(ah)antracen	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010
benso(ghi)perylene	0,153	<0,100	0,105	0,136	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010
indeno(123cd)pyren	0,098	<0,050	0,082	0,107	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010
PAH, summa 16	0,6	<0,63	0,39	1,2	<0,008	0,0029	0,0013	<0,008
PAH, summa L	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15	<rg	0,001	0,13	<rg
PAH, summa M	<0,25	<0,25	<0,25	0,54	<rg	0,0019	<rg	<rg
PAH, summa H	0,6	<0,23	0,39	0,68	<rg	<rg	<rg	<rg

<rg – under rapporteringsgräns

PAH-halterna i växter är låga. Endast två prover har halter över rapporteringsgränsen och i ett dessa prov var halterna fortfarande i nivå med rapporteringsgränsen. De PAH-föreningar som uppmättes i växtprover är lättare föreningar (acenaften och naftalen är PAH-L och fenantren PAH-M); inga PAH-H uppmättes i växter, även om tyngre PAH-H-föreningar uppmättes i jord i tre prov.

3.8.3 Växtupptagsfaktorer för metaller

Beräknade upptagsfaktorer (mg kg^{-1} TS växt/ mg kg^{-1} TS jord) för alla växter som analyserades i denna undersökning, samt i tidigare undersökningar vid bruksområden visas i Bilaga 2. Där halten av en metall i jord ligger under rapporteringsgränsen kan ingen upptagsfaktor beräknas. Där halten av en metall i jord ligger över rapporteringsgränsen har ett ”mindre än” värde beräknats och visas i tabellen. Dessa ”mindre än” värden har dock inte använts för beräkning av medelvärdena för flera bruk, eller för olika växtdelar.

Medelvärden för alla bruk.

Geometrisk medelvärde av de uppmätta upptagsfaktorerna för bär och frukt, rotsaker och grönsaker vid alla bruk visas i tabell 3-57 samt figur 3-27 a (As, Co, Cr, Ni och Pb) och figur 3-27b (Cd, Cu och Zn). I figuren jämförs upptagsfaktorer för rotsaker och grönsaker med upptagsfaktorer som används i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell.

Tabell 3-57 Geometrisk medelvärde av uppmätta växtupptagsfaktorer för enskilda bruk samt för sju järnbruk (mg kg^{-1} TS växt/ mg kg^{-1} TS jord).

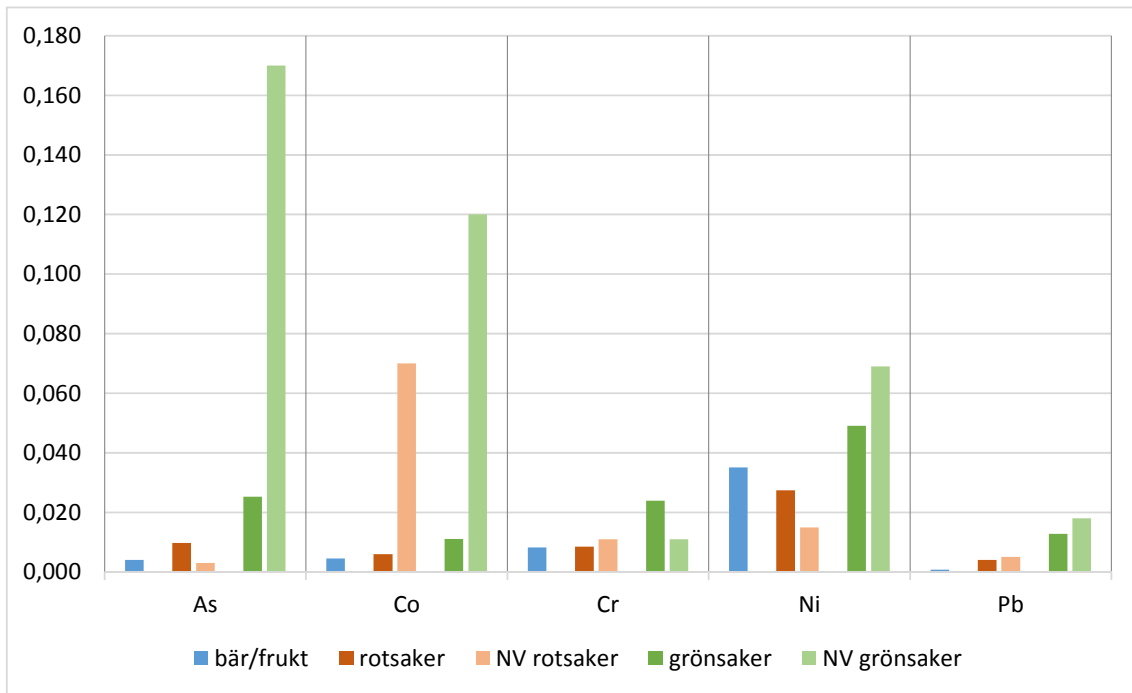
		n	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Alla	Bär och frukt	11	$2.13 \cdot 10^{-6}$	$1.54 \cdot 10^{-5}$	$4.60 \cdot 10^{-5}$	$3.63 \cdot 10^{-3}$	$9.65 \cdot 10^{-2}$	$1.36 \cdot 10^{-2}$	$1.83 \cdot 10^{-6}$	$2.49 \cdot 10^{-2}$
	Rotsaker	8	$3.19 \cdot 10^{-4}$	$1.14 \cdot 10^{-1}$	$7.20 \cdot 10^{-3}$	$1.13 \cdot 10^{-3}$	$1.70 \cdot 10^{-1}$	$2.15 \cdot 10^{-3}$	$2.37 \cdot 10^{-4}$	$1.16 \cdot 10^{-1}$
	Grönsaker	6	$4.47 \cdot 10^{-3}$	$2.18 \cdot 10^{-1}$	$1.04 \cdot 10^{-2}$	$4.59 \cdot 10^{-3}$	$3.86 \cdot 10^{-1}$	$8.11 \cdot 10^{-3}$	$2.52 \cdot 10^{-3}$	$4.35 \cdot 10^{-1}$
Bennebol	Bär och frukt	2	$6.34 \cdot 10^{-5}$		$9.00 \cdot 10^{-5}$	$7.93 \cdot 10^{-3}$	$1.14 \cdot 10^{-1}$	$2.13 \cdot 10^{-2}$		$2.33 \cdot 10^{-2}$
	Rotsaker	1	$1.98 \cdot 10^{-2}$	$2.19 \cdot 10^{-1}$	$1.10 \cdot 10^{-2}$		$2.76 \cdot 10^{-1}$		$7.06 \cdot 10^{-3}$	$4.22 \cdot 10^{-1}$
	Grönsaker	1			$1.18 \cdot 10^{-2}$		$3.01 \cdot 10^{-1}$			1.06
Länna	Bär och frukt	2			$4.11 \cdot 10^{-5}$	$7.13 \cdot 10^{-3}$	$5.28 \cdot 10^{-2}$	$2.52 \cdot 10^{-2}$		$4.52 \cdot 10^{-3}$
Lövsta	Bär och frukt	3		$3.02 \cdot 10^{-5}$	$1.52 \cdot 10^{-5}$	$6.72 \cdot 10^{-4}$	$8.38 \cdot 10^{-2}$	$1.70 \cdot 10^{-3}$		$3.05 \cdot 10^{-2}$
	Rotsaker	2		$1.77 \cdot 10^{-1}$	$5.92 \cdot 10^{-3}$	$1.12 \cdot 10^{-4}$	$1.56 \cdot 10^{-1}$	$2.21 \cdot 10^{-4}$	$4.82 \cdot 10^{-5}$	$9.10 \cdot 10^{-2}$
Vällnora	Bär och frukt	4		$1.43 \cdot 10^{-4}$	$8.00 \cdot 10^{-5}$	$6.22 \cdot 10^{-3}$	$1.33 \cdot 10^{-1}$	$3.76 \cdot 10^{-2}$	$5.24 \cdot 10^{-6}$	$5.21 \cdot 10^{-2}$
	Rotsaker	5	$1.40 \cdot 10^{-3}$	$8.42 \cdot 10^{-2}$	$7.15 \cdot 10^{-3}$	$1.15 \cdot 10^{-2}$	$1.60 \cdot 10^{-1}$	$2.48 \cdot 10^{-2}$	$2.27 \cdot 10^{-4}$	$9.93 \cdot 10^{-2}$
	Grönsaker	5	$2.40 \cdot 10^{-2}$	$2.18 \cdot 10^{-1}$	$1.01 \cdot 10^{-2}$	$2.48 \cdot 10^{-2}$	$4.06 \cdot 10^{-1}$	$4.91 \cdot 10^{-2}$	$1.21 \cdot 10^{-2}$	$3.64 \cdot 10^{-1}$
Riktvärdes- modellen	stem		$1.70 \cdot 10^{-1}$	$2.50 \cdot 10^{-1}$	$1.20 \cdot 10^{-1}$	$1.10 \cdot 10^{-2}$	$2.70 \cdot 10^{-1}$	$6.90 \cdot 10^{-1}$	$1.80 \cdot 10^{-2}$	$2.80 \cdot 10^{-1}$
	root		$3.00 \cdot 10^{-3}$	$1.60 \cdot 10^{-1}$	$7.00 \cdot 10^{-2}$	$1.10 \cdot 10^{-2}$	$3.70 \cdot 10^{-1}$	$1.50 \cdot 10^{-2}$	$5.00 \cdot 10^{-3}$	$1.00 \cdot 10^{-1}$

Generellt för alla metaller är att upptag i bär och frukt är lägre än upptaget i rotsaker och grönsaker. Undantaget är nickel, där upptaget i bär och frukt är högre än upptaget i rotsaker men lägre än upptaget i grönsaker. För kobolt och krom, är upptagsfaktorer för frukt och bär i samma storleksordning som upptagsfaktor i rotsaker, men dessa upptagsfaktorer är låga (under 0,01).

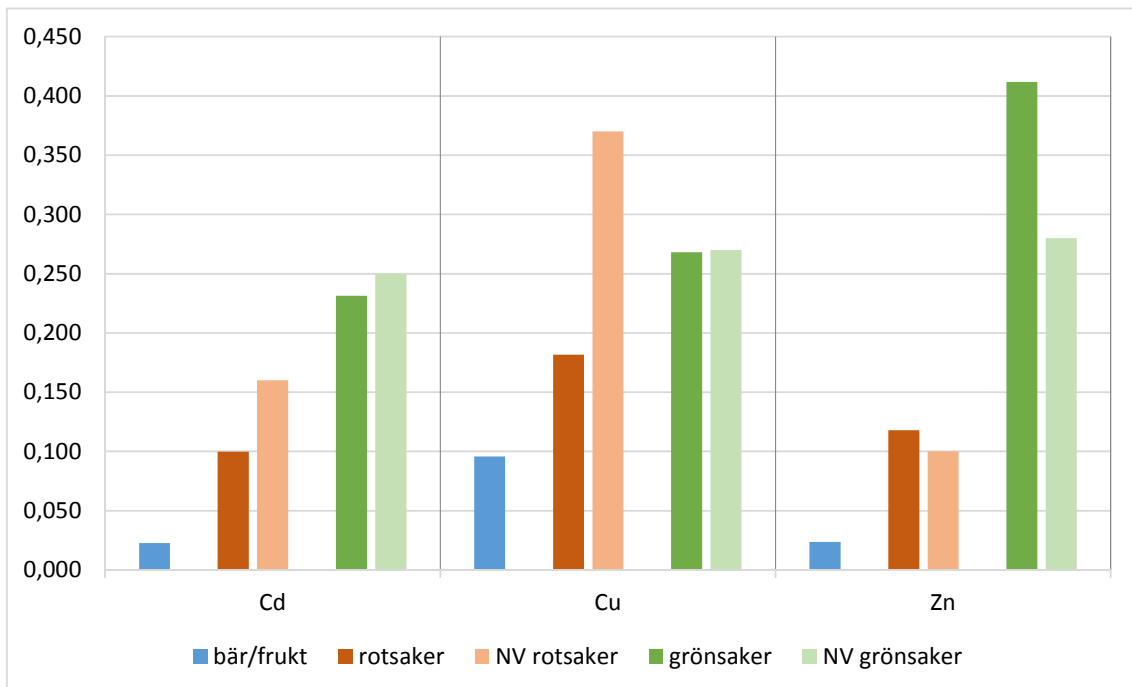
Generellt är upptagsfaktorn för rotsaker mindre än upptagsfaktorn för grönsaker, både för uppmätta värden och värden som används i riktvärdesmodellen. Naturvårdsverkets generella värden för rotsaker överskattar upptaget för koppar och kobolt, ligger i samma nivå för bly, kadmium, zink och krom, men underskattar upptaget för arsenik och nickel. De uppmätta upptagsfaktorerna för arsenik och nickel är något högre än Naturvårdsverkets generella värden, men för arsenik är både de uppmätta och generella värdena mycket låga. Detta betyder att modellen inte kommer att underskatta exponeringen genom intag av rotsaker i stor utsträckning.

För grönsaker är upptagsfaktorn i riktvärdesmodellen mycket högre än det uppmätta upptaget för arsenik och för kobolt. För dessa ämnen kommer intaget i grönsaker överskattas i stor utsträckning av riktvärdesmodellen. För andra ämnen ligger uppmätta upptagsfaktorer i samma nivå som värdet i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell (bly, kadmium, koppar, nickel) eller något högre (krom, zink). För zink kan upptaget i grönsaker underskattas av värdet i riktvärdesmodellen, men i ganska liten utsträckning.

a)



b)



Figur 3-27 Geometriska medelvärdet av uppmätta upptagsfaktorer från sju järnbruk (data från denna undersökning samt tidigare undersökningar) och jämförelse med upptagsfaktorer från Naturvårdsverkets riktvärdesmodell.

Val av upptagsfaktorer för platsspecifika beräkningar

Upptagsfaktorer för de alla växter där rotjord och ätliga växtdelar har analyserats visas i figur 3-28 a-d för arsenik, bly, kadmium och zink. Proverna är sorterade efter bruk och efter växtedel.

Generellt för alla metaller uppmättes de högsta upptagsfaktorerna för båda rotsaker och grönsaker vid Vällnora bruk. Detta kan bero på att undersökningarna vid Vällnora bruk var med omfattande än vid de andra bruken. Ingen klar skillnad i upptagsfaktorer mellan bruk kan urskiljas. De få upptagsfaktorer som kunde beräknas för Bennebol ligger inom intervallen av upptagsfaktorer för Vällnora förutom för zink i grönsaker (eller stjälvväxter), där en högre upptagsfaktor uppmättes i rabarber vid Bennebol än i Vällnora, samt kadmium och zink i rotsaker, där uppmätta faktorer vid Bennebol faktiskt är högre än upptagsfaktorerna för Vällnora. Upptagsfaktorer för arsenik, bly och zink vid bruken Länna, Lövsta och Strömsberg var låga eller kunde inte beräknas. Uppmätta upptagsfaktorer för rotsaker vid Västland var något högre än Länna, Lövsta och Strömsberg. På grund av att mycket få upptagsfaktorer kunde beräknas från flera av bruken, och ingen klar skillnad kan urskiljas mellan bruken, har geometri medelvärdet för alla bruk övervägts vid val av upptagsfaktor för beräkning av platsspecifika riktvärden.

Upptagsfaktorer har valts för att representera förhållanden vid järnbruk i Uppsala Län för arsenik, kadmium, koppar, bly och zink. För övriga metaller har inga bruksspecifika upptagsfaktorer valts eftersom halterna i mark generellt är låga och att dessa metaller inte påverkar hälsoriskbilden. De valda upptagsfaktorerna visas i tabell 3-58, tillsammans med en kort motivering för val av värdet. Diskussion om val av värdet för arsenik finns nedan.

Eftersom inga PAH-föreningar förekom i halter över rapporteringsgränsen i de fyra analyserade växtproverna samt i tillhörande rotjord var det inte möjligt att beräkna upptagsfaktorer för PAH-föreningar.

Arsenik

För arsenik finns endast en uppmätt upptagsfaktor för frukt och bär; för svarta vinbär i Bennebol. Flera prov analyserades, för Bennebol (totalt 2), Länna (2), Lövsta (3) och Vällnora (4) men arsenikhalten i växter var under rapporteringsgränsen i nästan alla prov. Detta indikerar att arsenikhalten i frukt och bär är generellt mycket lågt. Konsumtion av frukt och bär kommer därför att bidra mycket lite till det totala intaget av arsenik i växter.

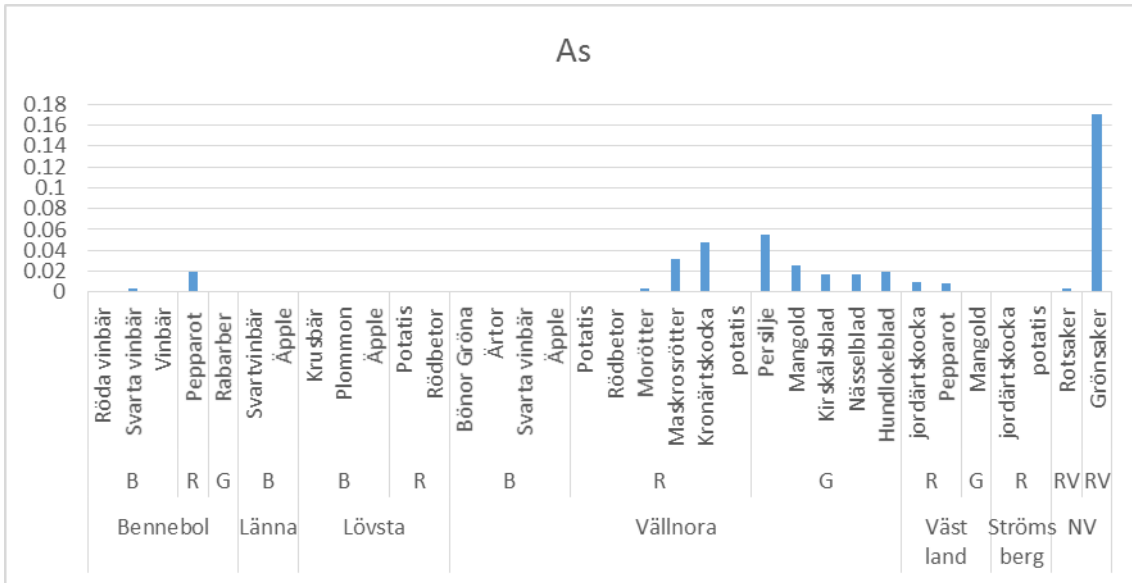
Upptagsfaktorer för rotsaker har kunnat beräknas för sju prov av tretton analyserade; från Bennebol (1), Vällnora (4) och Västland (2). Arsenikhalterna i de övriga proven var under rapporteringsgränsen. Alla uppmätta faktorer är något högre än Naturvårdverkets generella värde. Eftersom antalet uppmätta faktorer är lågt, rekommenderas inga bruksspecifika värden; men det geometriska medelvärdet för alla bruk används för alla sju bruk.

För grönsaker kunde upptagsfaktorer beräknas för sex av sju analyserade prov, från Vällnora (5) och Västland (1). Alla uppmätta faktorer är mycket lägre än Naturvårdverkets generella värde. Eftersom antalet uppmätta upptagsfaktorer är lågt, rekommenderas inga bruksspecifika värden, men det geometriska medelvärdet för alla bruk används. Detta värde är mycket lägre än värdet i Naturvårdverkets riktvärdesmodell.

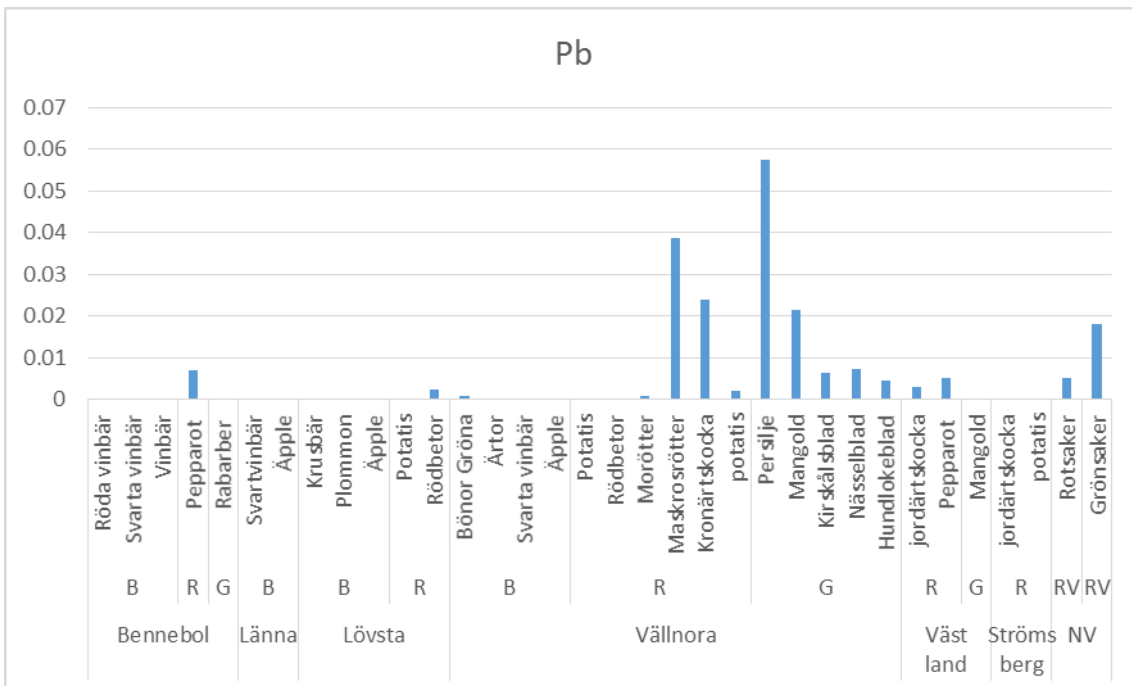
Tabell 3-58 Växtupptagsfaktorer valda för att vara representativa för sju järnbruk (mg kg⁻¹TS växt/mg kg⁻¹TS jord). Värdena i fetstil är ändringar jämfört med de generella värden i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell.

	As	Cd	Cu	Pb	Zn
bär/frukt	0,004	0,02	0,1	0,0007	0,03
	Geometriska medelvärdet för sju bruk.	Geometriska medelvärdet för sju bruk. Få data.	Geometriska medelvärdet för sju bruk. Få data.	Geometriska medelvärdet för sju bruk. Få data.	Geometriska medelvärdet för sju bruk. Få data.
rotsaker	0,01	0,16	0,2	0,005	0,1
	Geometriska medelvärdet för sju bruk. Högre än värdet i NV riktvärdesmodell.	Värdet från NV-riktvärdesmodell. Data bekräftar värdet.	Geometriska medelvärdet för sju bruk, något lägre än värdet i NV riktvärdesmodell.	Värdet från NV-riktvärdesmodell. Data bekräftar värdet.	Värdet från NV-riktvärdesmodell. Geometriska medelvärdet för sju bruk (0,12) något högre men i samma nivå.
grönsaker	0,02	0,25	0,27	0,018	0,4
	Geometriska medelvärdet för sju bruk, (stys av Vällnora –data). Lägre än värdet i NV-riktvärdesmodell.	Värdet från NV-riktvärdesmodell. Data bekräftar värdet.	Värdet från NV-riktvärdesmodell. Data bekräftar värdet.	Värdet från NV-riktvärdesmodell. Geometriska medelvärdet för sju bruk något lägre, men ungefär samma nivå.	Geometriska medelvärdet för sju bruk. Något högre än värdet från NV riktvärdesmodell.

a)

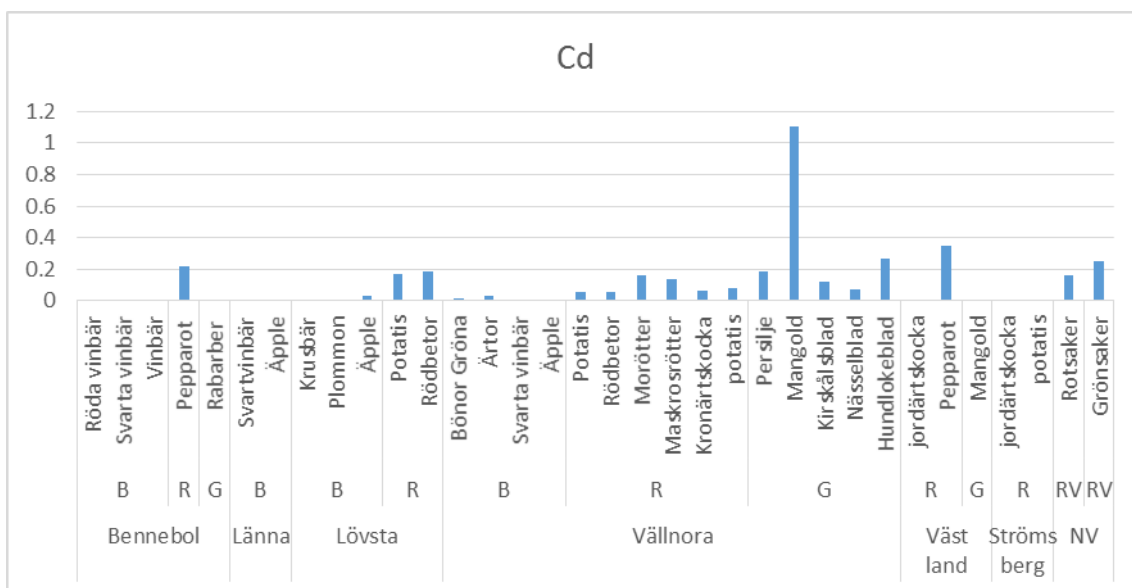


b)

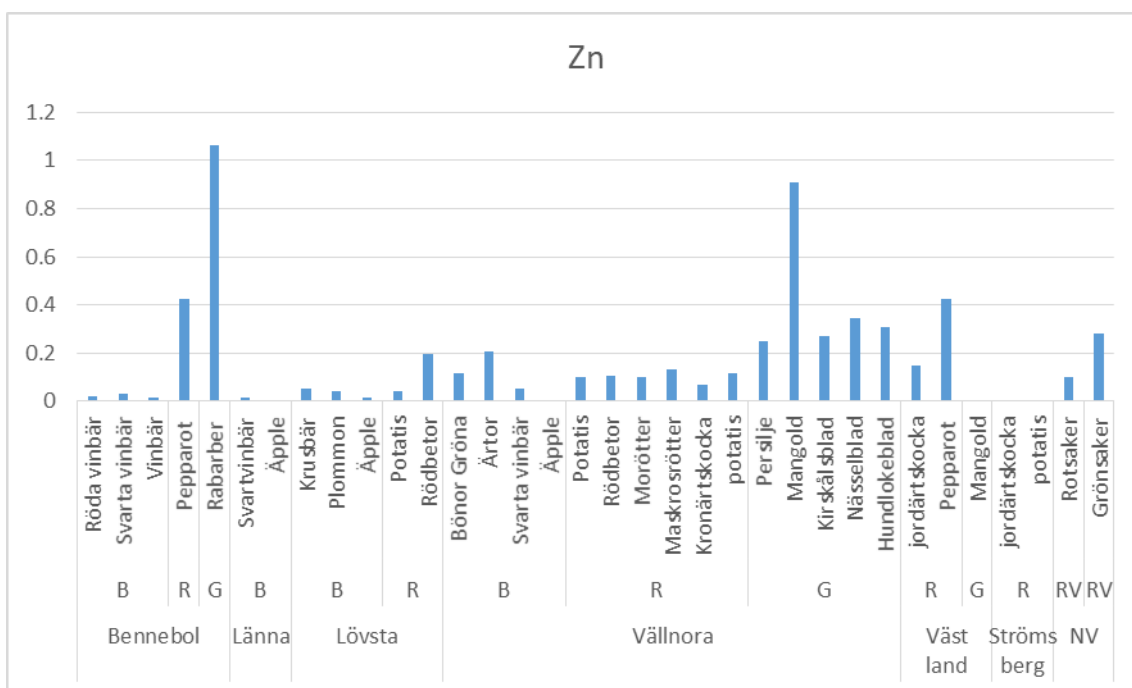


Figur 3-28 Uppmätta växtupptagsfaktorer för enskilda prov från järnbruksområden (mg kg⁻¹TS växt/mg kg⁻¹TS jord). Där ingen stapel finns var uppmätta halter under rapporteringsgränsen och upptagsfaktorn kunde inte beräknas. Växtgrupperna; B = bär och frukt, R = rotsaker, G = grönsaker och stjälksaker.

c)



d)



Figur 3-28(forts.) Uppmätta växtupptagsfaktorer för enskilda prov från järnbruksområdena ($\text{mg kg}^{-1}\text{TS}$ växt/ $\text{mg kg}^{-1}\text{TS}$ jord). Se föregående sida.

3.9 Föroreningar i ägg och kött

I denna undersökning har metallhalter analyserats i fårkött och lever från Västland samt i kött och lever från höns från Vällnora. I en tidigare undersökning (Kemakta, 2012) analyserades arsenikhalten i vävnad från lammnjure från Vällnora bruk.

Uppmätta metallhalter i kött visas i tabell 3-59. Livsmedelsverkets gränsvärden för halter av bly i ägg (LIVFS 1993:36) samt EU-gränsvärden för kadmium och bly i kött (EG 1881/2006) visas i tabellen.

Inget av proverna överskrider relevanta gränsvärden för bly och kadmium.

Tabell 3-59 Metallhalter i ägg och kött från Vällnora och Västlands bruk (mg/kg våtvikt)

	Vällnora				Västland				Gränsvärden för livsmedel		
	Höns Ägg*	Höns Kött	Höns Lever	Får Lever	Får (72) Muskel	Får (75) Muskel	Får Lever	Får Lever	Kött	Lever	Ägg
As	<0,04	0,116	0,0902	0,031	<0,027	<0,031	<0,010	<0,012			
Cd	<0,003	0,0178	0,257		<0,002	<0,002	0,020	0,021	0,05	0,5	
Co	<0,003	0,0039	0,0343		<0,002	<0,002	<0,024	<0,026			
Cr	<0,02	0,0346	<0,01		<0,013	<0,012	0,003	0,003			
Cu	0,627	1,93	3,92		0,748	0,859	111,520	342,810			
Hg	0,00917	<0,006	0,0109		0,005	<0,003	0,002	0,003			
Ni	<0,02	0,0278	<0,02		0,019	<0,019	<0,007	<0,006			
Pb	<0,02	0,0328	<0,02		0,019	<0,019	0,009	0,010	0,1		0,05
Zn	13,5	27,1	29,5		73,44	55,18	40,12	36,92			

* innandömet

3.10 Föroreningar i fisk

Metallhalter i fisk från sjöar i Österbybruk och Vällnora visas i tabell 3-60. Halterna i mg/kg TS har räknats om till halter i mg/kg våtvikt utifrån TS-halten.

Tabell 3-60 Metallhalter i fisk muskel och lever från sjöar vid Österby bruk och Vällnora

		Vällnoran Norr sjö	Vällnoran Norr sjö	Österby Oppdammen	Österby Oppdammen	Österby Stordammen	Österby Stordammen	Österby Herrgårds dammen	Österby Herrgårds dammen	Vällnora Norr sjö	Österby, Herrgårds dammen	NV4914 jämförvärde mg/kg TS lever	NV4914 jämförvärde mg/kg våtvikt muskel	NV4913 jämförvärde mg/kg våtvikt muskel
		Abborre muskel	Gädda muskel	Abborre Muskel	Gädda Muskel	Abborre Muskel	Gädda Muskel	Abborre Muskel	Gädda Muskel	Aborre Lever	Abborre Lever	abborre	abborre	gädda
As	mg/kg TS	<0,3	<0,2	<0,3	<0,2	<0,2	<0,3	<0,2	0,683	<0,2	<0,7			
Cd	mg/kg TS	<0,02	<0,01	<0,02	<0,01	<0,01	<0,02	<0,01	<0,01	0,328	0,629	0,2		
Co	mg/kg TS	<0,02	<0,01	<0,02	<0,01	<0,01	<0,02	<0,01	<0,01	0,592	0,878			
Cr	mg/kg TS	<0,09	<0,09	<0,1	<0,09	<0,08	<0,1	<0,08	<0,09	<0,08	<0,3	0,1		
Cu	mg/kg TS	0,457	0,505	0,646	0,366	0,516	0,499	0,44	0,389	6,29	18,4	7		
Hg	mg/kg TS	3,76	3,8	2,78	2,09	1,43	10,9	3,58	2,11	1,9	1,73			
Mn	mg/kg TS	0,23	3,15	0,72	2,67	0,588	4,92	0,707	4,17	10,2	26,9			
Ni	mg/kg TS	<0,1	<0,1	0,396	0,277	0,28	0,341	0,248	<0,1	<0,1	<0,4	0,06		
Pb	mg/kg TS	<0,1	<0,1	0,177	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,4	0,04		
Zn	mg/kg TS	13,4	57	14,2	50,7	13	119	14,4	51,9	96,5	98,1	65		
As	mg/kg våtvikt	<rg	<rg	<rg	<rg	<rg	<rg	<rg	0,149	<rg	<rg			
Cd	mg/kg våtvikt	<rg	<rg	<rg	<rg	<rg	<rg	<rg	<rg	0,071	0,132			
Co	mg/kg våtvikt	<rg	<rg	<rg	<rg	<rg	<rg	<rg	<rg	0,127	0,184			
Cr	mg/kg våtvikt	<rg	<rg	<rg	<rg	<rg	<rg	<rg	<rg	<rg	<rg			
Cu	mg/kg våtvikt	0,091	0,106	0,122	0,078	0,114	0,099	0,095	0,085	1,352	3,864			
Hg	mg/kg våtvikt	0,748	0,798	0,525	0,443	0,316	2,169	0,770	0,460	0,409	0,363		0,04	0,2
Mn	mg/kg våtvikt	0,046	0,662	0,136	0,566	0,130	0,979	0,152	0,909	2,193	5,649			
Ni	mg/kg våtvikt	<rg	<rg	0,075	0,059	0,062	0,068	0,053	<rg	<rg	<rg			
Pb	mg/kg våtvikt	<rg	<rg	0,033	<rg	<rg	<rg	<rg	<rg	<rg	<rg			
Zn	mg/kg våtvikt	2,67	11,97	2,68	10,75	2,87	23,68	3,10	11,31	20,75	20,60			

<rg – under rapporteringsgränsen

 Klass 1 - under jämförvärdet	 Klass 2 Låga halter, oftast förhöjd jämfört med bakgrund
 Klass 2 - liten avvikelse	 Klass 3, måttligt höga halter, förhöjda i förhållande till bakgrund
 Klass 3 - tydlig avvikelse	 Klass 4, höga halter
 Klass 4 - stor avvikelse	 Klass 5, mycket höga halter

Metallhalterna i lever har jämförts med Naturvårdsverkets jämförvärden för abborrlever (Naturvårdsverket, 1999) och för kvicksilver har halterna i muskel jämförts med jämförvärdet för gädda (Naturvårdsverket, 2000) och abborre (Naturvårdsverket, 1999). Klassningen av uppmätta halter visas i tabellen. I alla muskelprov var halten av kvicksilver över jämförvärden från Naturvårdsverket, och i fyra av åtta prov klassades de uppmätta halterna som mycket höga. Kviksilverhalter i fiskmuskel i denna nivå förekommer dock i flera vattendrag och sjöar i Sverige (se till exempel Länsstyrelsen i Norrbottens Län, 2012) och de uppmätta halterna kan vara ett resultat av diffus förorening och inte bero på utlakning från bruksområdena. Den uppmätta halten i gäddmuskel är i nivå med medelhalterna i en databas för kvicksilver i biota från ett miljöövervakningsprogram (IVL, 2015). Medelhalten för gädda i insjöar är 0,74 mg/kg våtvikt och 75-percentilen är 0,96 mg/kg våtvikt. Den uppmätta halten i abborre är något högre än medelhalten i insjöfisk i databasen (0,24 mg/kg våtvikt) men ligger kring 75-percentilen av uppmätta halter i abborre från vattendrag (0,75 mg/kg våtvikt).

Halterna av kadmium, koppar och zink överskrider jämförvärdena för abborrlever i båda leverproven. I leverprovet från Vällnora (Norrköping) klassades halten av kadmium som klass 2, liten avvikelse från jämförvärdet. I leverprovet från Herrgårdsdammen, Österbybruk klassas halten av kadmium och koppar som klass 4 – stor avvikelse från jämförvärdet. Halterna av zink i båda leverproven var i klass 3 - tydlig avvikelse från jämförvärdet.

Flera muskelprov analyserades för att ge underlag för bedömning av exponering genom fiskkonsumtion. Halterna av arsenik var under rapporteringsgränsen i alla muskelprov förutom i ett prov från gädda i Herrgårdsdammen, Österbybruk. Även halterna av kadmium var under rapporteringsgränsen i alla muskelprov och halterna av bly var under rapporteringsgränsen i alla prov utom i ett prov från abborre i Oppdammen, Österbybruk.

Det var ingen klar skillnad mellan Österbybruk och Vällnora vad gäller halterna av koppar och zink. Halterna av koppar var i samma nivå i gädda och abborre, men halterna av zink var högre i muskel från gädda än i muskel från abborre.

Halterna av PAH-föreningar analyserades i två prov av muskel från gädda; ett prov från Vällnora (Norrköping) och ett prov från Herrgårdsdammen, Österbybruk. Alla PAH-föreningar var under rapporteringsgränsen i båda proven.

3.11 Lakteter

3.11.1 Val av prov för lakteter

Lakförsök görs i syfte att undersöka i vilken omfattning miljögifter i avfall eller förorenad jord lakas ut till omgivningen.

Lakteter har genomförts som en del av undersökningen av sju järnbruksområden samt som del av två huvudstudier för Bennebol (Kemakta, 2015a) och Vällnora (Kemakta, 2015b). Av den anledningen har flera lakteter genomförts på material från Bennebol och Vällnora än från andra bruk.

Urval av prov för laktestning tog hänsyn till:

- Fördelning av prov mellan bruk. Uttag av prov från flera bruk för att undersöka om det finns likheter i lakbarhet i fyllnadsmaterial/mark mellan järnbruken. Inga prov lakades från Österbybruk eftersom föroreningshalterna generellt vara låga.

- Föroreningshalter. Prov valdes för att få en spridning i föroreningshalter för att kontrollera om lakbarheten är beroende på föroreningshalten. Generellt var föroreningshalterna i proverna från Bennebol och Vällnora högre än i proverna från de övriga brukena, varför låghaltiga prov huvudsakligen kommer från de andra fem brukena. Prov valdes huvudsakligen för att ge en spridning i arsenikhalten, men även för att ge en spridning i zinkhalten.
- Typ av material. Fyllning med olika kombinationer av slagg, kol, tegel och malm har valts. Observera att det är ibland svart att i fält skilja mellan olika typer av material i proverna. Prov av sandig grusig fyllning, utan synliga rester från industriverksamhet, har också valts. Naturlig jord under fyllning (Benn 44) samt naturlig jord från ett sankt område som är en recipient för dränering från det utfyllda området (Väll 16) har även laktestats för att kontrollera lakbarheten i jord dit föroreningar har spridits från överliggande material. Även andra typer av material har lakats:
 - Träkol - ett prov av ren träkol från Bennebol.
 - Material som fanns under masugnen i Vällnora.
 - Rostad malm från Strömsberg.
 - Malm från en malmhög utanför rostugnen vid Bennebols bruk testades som del av förstudien (Kemakta, 2012). Malmhögen, som hade höga arsenikhalter, är nu borttagen från området varför resultat från laktestet inte har inkluderats i sammanställningen som har gjorts för Bennebol. Resultaten diskuteras dock i texten i detta avsnitt.

Byggnadsmaterialet slaggsten har inte laktestats eftersom föroreningshalterna i sten var mycket låga.
- Fördelning av provpunkter mellan delområden, särskilt vid Bennebol och Vällnora. Prov har valts från olika delområden för att inkludera bostadsområden, områden för bruksverksamheten, deponi och slaggutfyllning.

Provmängden av stoft från inomhusprovtagning var inte tillräcklig för laktestning.

För att få tillräckligt med prov från ett antal provpunkter har samlingsprov bildats mellan olika skikt och i ett fall (Benn 70 och 71) mellan två provpunkter med liknande material.

3.11.2 Metod

Lakförsök genomfördes av ALS Scandinavia. Skaktester genomfördes enligt EN 12457-3, tvåstegs skaktest. Skaktesten har utförts vid L/S 2 och L/S 10 (L/S = kvot mellan mängd vatten och mängd jord i testet). Kemisk analys av fastfashalterna gjordes på lakresterna.

3.11.3 Resultat

De sammanställda resultaten från denna undersökning, samt tidigare laktester som har genomförts visas i Bilaga 2. Mängd utlakad metall per kg fastfas visas, samt eluathalter ($\mu\text{g/l}$). pH-värdet, konduktivitet och DOC halten visas tabell 3-61.

pH-värdena för eluatet vid L/S 2 och L/S10 visas i tabellen nedan. Generellt är pH-värdena ganska höga och materialet verkar vara neutralt till alkaliskt. Det finns ingen indikation av risk för försurning med de testade materialen. Provet med endast träkol

hade lägre pH (pH 6 vid L/S 2 och pH 7 vid L/S 10) och provet från våtmarken vid Vällnora har något lägre pH (pH 6,4 vid L/S 2 och 6,8 vid L/S 10).

Vissa prov av rostad malm eller slagg (från Lövsta och Stömsberg) hade mycket höga pH-värden, mellan pH 9 och pH 10,7.

Tabell 3-61 pH, konduktivitet och DOC i eluat från lakteter, järnbruksområden.

Bruk och typ av jord	Prov	L/S 2			L/S 10		
		pH	Kond. mS/m	DOC mg/kg TS	pH	Kond. mS/m	DOC mg/kg TS
Bennebol							
Kol - och malminnehåll	14Ben13 (1-3) F[kol Mu] F[kol malm saGr] F[kol malm saGr]	8	25.7	34	8.3	11.1	82.5
Kolinnehåll	14Ben27 (1-2) F[Mu kol sa] F[kol sa]	7.9	24.2	53.8	8.1	10.1	108
	14Ben34 (2-4) F[kol/sot sa]	7.8	24.9	49.6	8	11.9	91.4
	14Ben39 (2-6) F[kol saGr]	8.1	22.6	39.8	8.5	9.35	78.4
	14Ben49 (3-4) F[saGr kol] F[saGr kol st]	8.7	14.6	19.2	9.4	6.21	48.6
Slagginnehåll	14Ben57 (1-3) F[slagglag kol]	8	34.8	91.6	8	13.5	188
	14Ben70+71 F[slagglag tegel kol] F[slagglag, kol]	7.2	14.3	141	7.4	6.23	318
Naturlig jord	14Ben44 (4) sagrMn	7.9	20.6	51.4	7.8	12.6	126
Endast träkol	14Ben28 (2-4) F[träkol]	6	19.5	59	7	4.63	170
Övrig fyll	14Ben44 (2-3) F[grSa]	8.4	37.5	14.1	8.9	16.2	29
Vällnora							
Kolinnehåll	14Väl19 (2-4) F[kol gr st tegel]	8.4	25.5	18.7	9	10.5	37.6
Slaggmaterial	Slagg Väl2 Slagg	9.9	11.9	15.2	10	8.6	23.2
	14Väl43 F[slagglag]	7.8	40.1	316	8.1	19.5	421
Slagginnehåll	Väl6:5 (2,0-2,4) F[mu slagg]	8.1	40.4	158	8.2	21.2	301
	14Väl50 F[saMu slagg]	8.3	39.9	92.4	8.2	15.8	197
	14Väl3 (2-5) F[kol slagg sa gr]	8.1	22.2	13.9	8.5	10.5	31.7
	14Väl7 (2-4) F[kol slagg]	8.3	31.2	27.6	8.7	15.6	67.8
	14Väl30 (2-4) F[slagglag kol gr sa]	7.8	23.6	73.2	8.1	11.8	135
Material under masugn	14Väl34 (1) F[sa kol slagg]	8.7	357	16.4	9.4	27.6	30
Naturlig jord	14Väl16 (1-3) Mu/T vx T T	6.4	64	1060	6.8	18.1	1000
Länna							
Övrig fyll	14Län10 (1) F[grsaMu]	6.8	31.8	183	7.1	5.7	391
Kol - och malminnehåll	14Län22 F[grSa sten tegel k]	7.7	19.6	94.2	8	11.1	213
Slagginnehåll	14Län23 F[grSa kol slagg]	7.7	39.7	138	7.9	16.7	274
Lövsta							
Kolinnehåll	14Löv1 (1-2) F[Mu kol] F[saGr st kol]	7.4	123	260	7.8	31.6	371
Övrig fyll	14Löv7 (1-2) F[Mu glas tegel] F[mu kol tegel]	7.6	49.5	139	7.9	20.2	294
Slaggmaterial	Löv4:1 (0-1,0) + Löv4:2 (1,0-1,8) F[slagglag]	9	16.5	4.4	9.3	7.1	<12
Västland							
Övrig fyll	14Väs2 (1-3) F[Mu st gr Sa]	8.4	32.2	91	9	9.08	200
Sot- och slagginnehåll	Väs9:4 (1,5-2,0) F[sa sot slagg]	7.8	54.8	88	7.9	16.3	148
Strömsberg							
Rostad malm	14Str2 (2) Rostmalm	10.7	23.2	9.54	10.5	14.7	18.6
Slaggmaterial	Slaggbitar Str10:1 Slaggbitar	10.7	23	12.8	10.5	14	<19
Slagginnehåll	Str4:2 (0,3-1,0) F[saGr/slagglag]	8	34.2	44	8.3	15.8	72.1

3.11.4 Kd-värden

Fördelningen av föroreningar mellan fasta jordpartiklar och porvattenlösningen uttrycks som en fördelningsfaktor, ett Kd-värde, som uttrycks i mg förorening/kg fasta jordpartiklar per mg förorening/liter porvatten (l/kg). I denna studie har desorptions-Kd

uppmätts, genom att skaka jordprov med vatten. Kd-värdena har beräknats från resultaten av lakttesterna vid vätska-fastfas förhållanden (L/S) L/S 2 och L/S 10. L/S 10 motsvarar den långsiktiga utlakningen av ämnen från fyllnadsmaterial. L/S 2 motsvarar förhållanden som uppnås över en kortare tids lakning. De beräknade värdena visas i tabell 3-62. I tabellen jämförs de uppmätta värdena med de generella värdena i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell. Kd-värdena i riktvärdesmodellen är också baserade på resultaten av desorptions lakttester som genomförts med samma metod.

Det harmoniska medelvärdet har beräknats för olika typer av material för varje bruk och för samtliga bruk. Det harmoniska medelvärdet, som ger mindre vikt till mycket höga Kd-värden, används för att inte underskatta rörligheten av föroreningarna. En sammanfattning över Kd-värdena finns i tabell 3-64.

Medelvärden har beräknats för naturlig jord, fyllnadsmaterial, slaggmaterial, träkol, rostad malm, samt material under masugnen vid Vällnora bruk. Vid beräkning av medelvärden har det inte varit möjligt att dela fyllnadsmaterial i olika klasser; därför består gruppen fyllnadsmaterial av fyllning som innehåller slagg, sot, träkol och andra material i olika proportioner. Kommentarer finns i tabell 3-62 vad gäller synligt dominerande material i fyllnadsprover.

Tabell 3-62 Kd-värden (l/kg) beräknad från laktesterna (L/S 2 och L/S 10), alla prov (denna undersökning samt data från tidigare undersökningar). Röda rutor indikerar Kd-värdet som underskrider värdet i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell. Gråa rutor visar att inget Kd-värde kunde beräknas på grund av halter i fastfasen under rapporteringsgränsen.

			As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
			(l/kg)	(l/kg)	(l/kg)	(l/kg)	(l/kg)	(l/kg)	(l/kg)	(l/kg)
Värden i NV modell			300	200	1500	600		300	1800	600
Bennebol										
14Ben13 (1-3)	Innehåller Kol - och malm	L/S 2	1672	27876	>2432	3217		>2092	75703	34780
14Ben13 (1-3)		L/S 10	1704	>35012	>2432	11947		>2092	27194	30503
14Ben27 (1-2)	Kolinnehåll	L/S 2	1082	21341	>13272	406		5172	42045	40124
14Ben27 (1-2)		L/S 10	825	9799	>13272	1408		5870	7204	15271
14Ben34 (2-4)	Kolinnehåll	L/S 2	618	18006	>8192	541		>5172	30621	37868
14Ben34 (2-4)		L/S 10	585	19323	>8192	1263		4762	8802	17457
14Ben39 (2-6)	Kolinnehåll	L/S 2	958	9136	>7272	519		>3032	7642	13537
14Ben39 (2-6)		L/S 10	805	5671	>7272	1812		>3032	4195	6608
14Ben49 (3-4)	Kolinnehåll	L/S 2	630	4708	1026	630		>2612	10646	9694
14Ben49 (3-4)		L/S 10	815	5547	>5108	1459		>2612	6436	5238
14Ben57 (1-3)	Slagginnehåll	L/S 2	1105	8764	>3732	365		>3272	20716	34440
14Ben57 (1-3)		L/S 10	779	>11252	>3732	2955		>3272	5067	11650
14Ben70+71	Slagginnehåll	L/S 2	2488	1934	3038	420		1346	3735	3891
14Ben70+71		L/S 10	3493	3129	>5796	634		2878	5602	4777
14Ben44 (4)	Naturlig jord	L/S 2	934	>	>21412	503		>7472	16253	>12512
14Ben44 (4)		L/S 10	788	>	>21412	4214		>7472	16091	>12512
14Ben28 (2-4)	Endast träkol	L/S 2	3437	>19732	>6632	438		>2952	13561	3816
14Ben28 (2-4)		L/S 10	2526	>19732	>6632	796		>2952	6004	6791
14Ben44 (2-3)	Övrig fyll	L/S 2	2275	>13072	2777	13596		>3192	>52512	>95012
14Ben44 (2-3)		L/S 10	1558	>13072	>3633	15234		>3192	>52512	>95012
Vällnora										
14Väl19 (2-4)	Kolinnehåll	L/S 2	1814	>40412	4166	931		>6012	>78012	288603
14Väl19 (2-4)		L/S 10	1409	>40412	>7316	7862		>6012	>78012	>379512
Slagg Väl2	Slaggmaterial	L/S 2			486		69960			>4580
Slagg Väl2 -10		L/S 10			486		>88500			>4580
14Väl43	Slaggmaterial	L/S 2	3538	4761	>22412	447		3981	38045	27467
14Väl43		L/S 10	2865	>8893	>22412	2161		9691	14894	33169
Väl6:5 (2,0-2,4)	Slagginnehåll	L/S 2	6851	10592	2698	643		1760	37812	>91004
Väl6:5 (2,0-2,4)		L/S 10	5163	2275	8983	2403		3427	>37812	>91004
14Väl50	Slagginnehåll	L/S 2	2462	>4252	7894	653		3791	23984	33362
14Väl50		L/S 10	1855	>4252	>10073	1287		>6696	12181	22075
14Väl3 (2-5)	Slagginnehåll	L/S 2	2080	>19112	>6512	2435		>3812	>34112	77462
14Väl3 (2-5)		L/S 10	1342	>19112	>6512	18586		>3812	>34112	>173515
14Väl7 (2-4)	Slagginnehåll	L/S 2	1275	>11752	>4732	1009		>2052	>25162	>84512
14Väl7 (2-4)		L/S 10	1196	>11752	>4732	11010		>2052	>25162	>84512
14Väl30 (2-4)	Slagginnehåll	L/S 2	1481	14794	>16212	1544		4838	>58022	44530
14Väl30 (2-4)		L/S 10	1702	>22813	>16212	4882		>9676	28235	36831
14Väl34 (1)	Material under	L/S 2	553	>2010	>9952			>7112	>104012	1033639
14Väl34 (1)		L/S 10	848	>2010	>9952			>7112	>104012	>2305015
14Väl16 (1-3)	Naturlig jord	L/S 2	15509	2014	12143	1025		2240	77452	4389
14Väl16 (1-3)		L/S 10	14822	5197	16409	1678		3309	18954	8267

Tabell 3-62(forts)

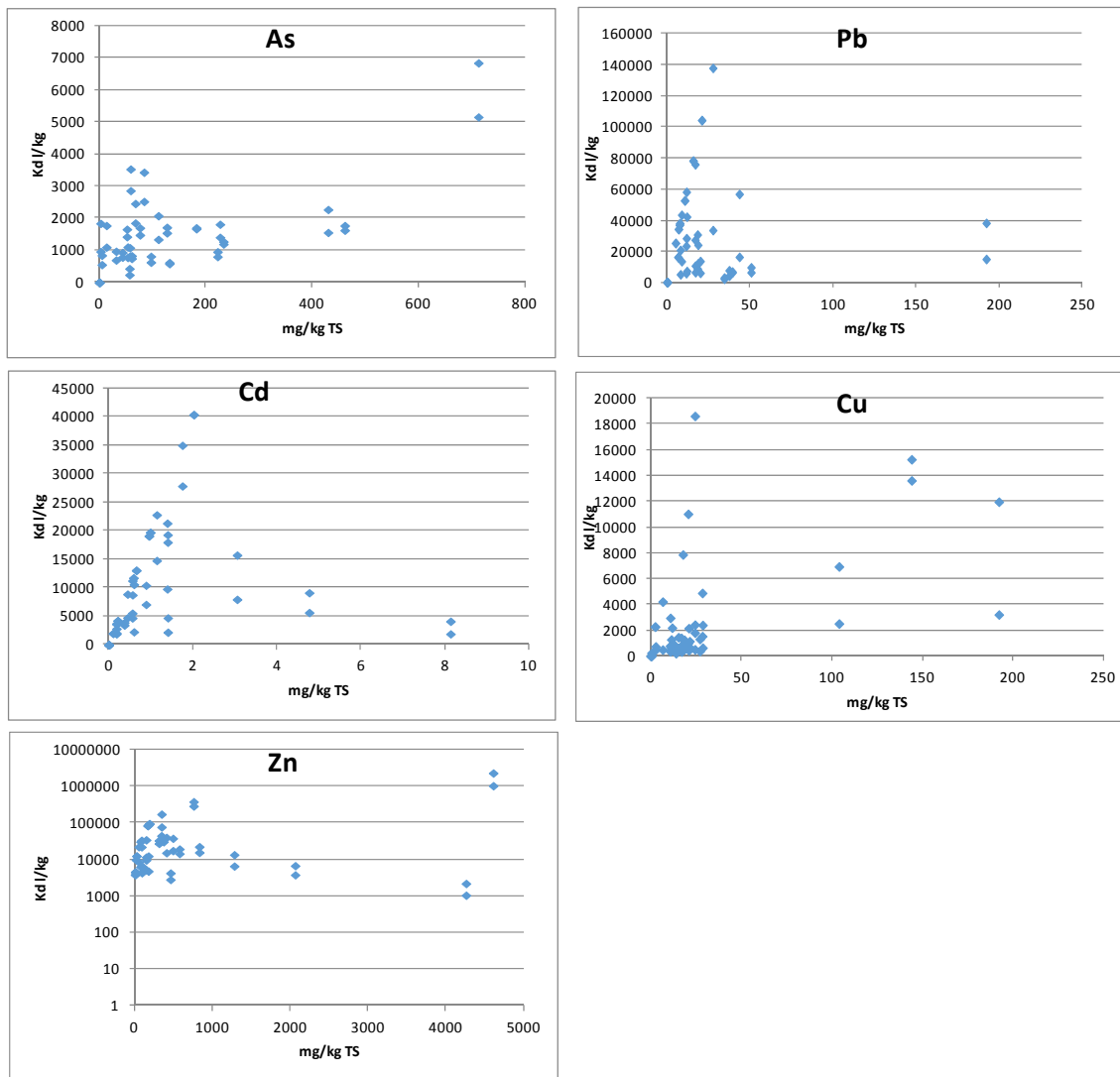
			As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
			(l/kg)	(l/kg)	(l/kg)	(l/kg)	(l/kg)	(l/kg)	(l/kg)	(l/kg)
Värden i NV modell			300	200	1500	600		300	1800	600
Länna										
14Län10 (1)	Övrig fyll	L/S 2	1775	1918	7421	595		1296	9562	1057
14Län10 (1)		L/S 10	1102	4128	3592	2198		2257	6366	2219
14Län22	Kol - och malminnehåll	L/S 2	236	2209	>10678	386		2524	2202	2831
14Län22		L/S 10	433	4730	5829	1318		4021	3013	4273
14Län23	Slagginnehåll	L/S 2	1426	10440	>26412	683		6202	56617	14507
14Län23		L/S 10	1658	7091	>26412	1155		>12776	16264	19376
Lövsta										
14LöV1 (1-2)	Kolinnehåll	L/S 2	749	3460	>13932	215		2534	>43282	4816
14LöV1 (1-2)		L/S 10	834	3913	>13932	660		5223	13483	12482
14LöV7 (1-2)	Övrig fyll	L/S 2	964	2814	7447	344		1957	6208	4335
14LöV7 (1-2)		L/S 10	1841	>3693	>10813	738		4002	6836	6657
Löv4:1 (0-1,0) + Löv4:2 (1,0-1,8)	Slaggmaterial	L/S 2			>1828	>2280		>6400		>3875
Löv4:1 (0-1,0) + Löv4:2 (1,0-1,8)		L/S 10			>1828	>2280		5644		3875
Västland										
14Väs2 (1-3)	Övrig fyll	L/S 2	972	2074	>10672	549		3263	23302	30694
14Väs2 (1-3)		L/S 10	699	1926	>10672	851		3909	5796	6345
Väs9:4 (1,5-2,0)	Sot- och slagginnehåll	L/S 2	1774	15742	>4763	2518		>4652	>137537	15610
Väs9:4 (1,5-2,0)		L/S 10	1630	7974	>4763	6933		>4652	33423	22426
Strömsberg										
14Str2 (2)	Rostad malm	L/S 2	1546	>3692	203	494		>462	>36762	22261
14Str2 (2)		L/S 10	1720	>3692	>1281	742		>462	>36762	8551
Slaggbitar Str10:1	Slaggmaterial	L/S 2			2023	49	54576			>9900
Slaggbitar Str10:1 -10		L/S 10			>2100	243	>80500			>9900
Str4:2 (0,3-1,0)	Slagginnehåll	L/S 2	2111	29448	1215	5427		>10672	>1665037	573135
Str4:2 (0,3-1,0)		L/S 10	1501	7671	1374	19272		>10672	435874	306221

3.11.5 Lakbarheten och totalhalt av föroreningar

Relationen mellan totalhalten av arsenik, kadmium, koppar, bly och zink och Kd-värdena visas i figur 3-29. Observera att Kd-värdet vid L/S 2 och L/S 10 visas för alla prov, varför två punkter visas för varje prov i graferna.

För arsenik är relationen mellan Kd-värdet och totalhalten mycket svag, och påverkas av ett prov med en hög arsenikhalt. Detta prov (från en tidigare undersökning) består av slagg och mull från Vällnora, och har mycket låg lakbarhet. Ett konstant Kd-värde med totalhalten indikerar att föroreningskällan är själva materialmatrisen som lakas och inte föroreningar som har tillförts materialet och som är sorberade till partikelytor.

Även för de andra metallerna visas ingen klar relation mellan Kd-värdet och totalhalten, vilket även här indikerar att det är materialets matris som är föroreningskällan.



Figur 3-29 Relation mellan totalhalt (mg/kg TS) och Kd-värdet. (Kd-värden vid L/S 2 och L/S 10 visas i figurerna).

3.11.6 Jämförelse av eluathalter i laktester med uppmätta halter av metaller i grundvatten

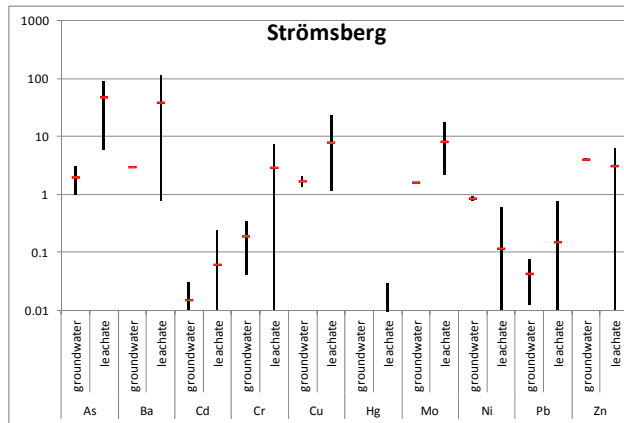
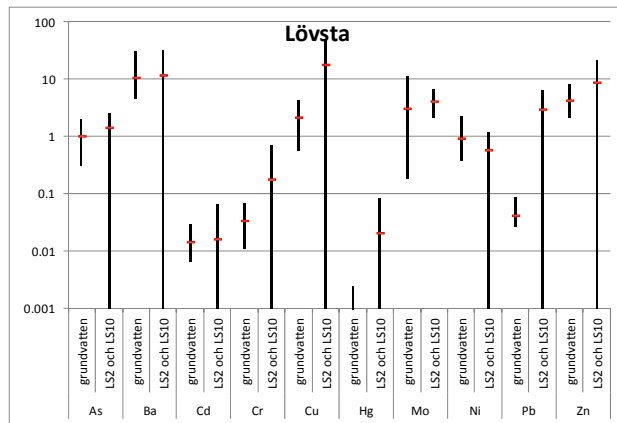
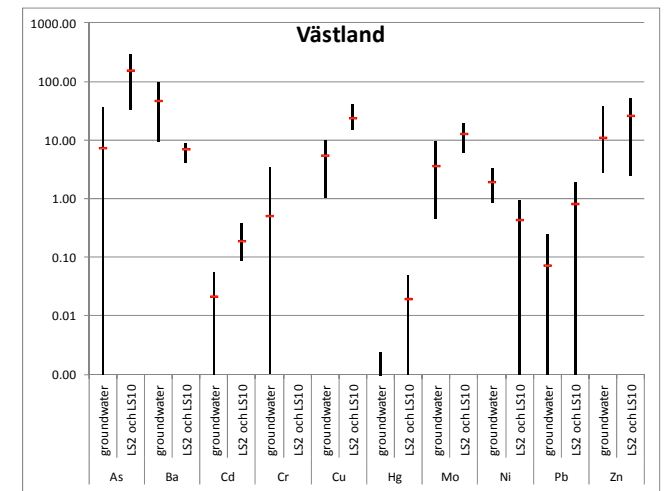
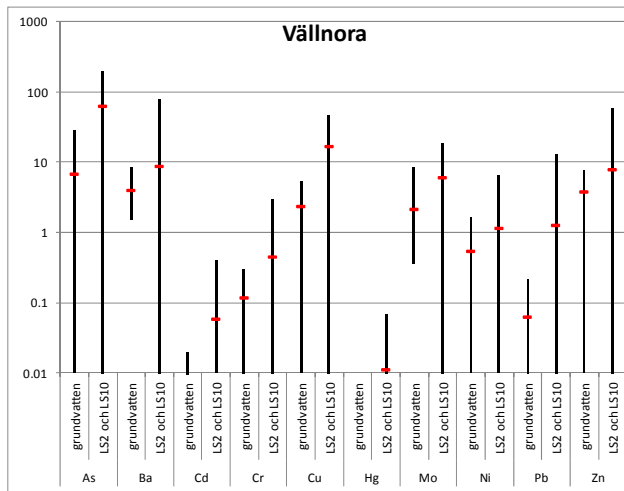
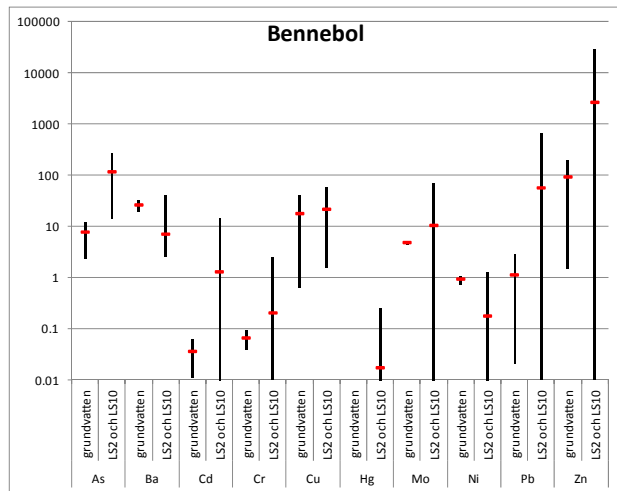
Figur 3-30 visar metallhalter som är uppmätta i grundvatten på fem järnbruksområden samt uppmätta halter i eluat vid L/S 2 och L/S 10. Endast metallhalter i grundvatten som är representativa för områdena har använts (data från bergborrade brunnar, brunnar som är mycket påverkade av ytvatten, eller brunnar som är kontaminerad med jordpartiklar har uteslutits).

Figuren visar att laktesterna generellt överskattar halterna av metaller i grundvatten, dock varierar uppmätta halter över ett stort intervall. Medelhalterna av arsenik, kadmium, bly och zink i grundvatten underskrider medelhalten i eluat från laktester i Bennebol, Vällnora och Västlands bruk. För Lövsta och Strömsbergs bruk är skillnaden inte lika stor (observera logskala i figurerna).

Flera faktorer kan förklara skillnaden mellan eluathalter och uppmätta halter i grundvatten:

- Lakttesterna är ganska aggressiva tester och den utlakade mängden metaller motsvarar utlakning över en lång tidsperiod.
- Metallhalterna i prover som lakades i lakteter är inte representativa för området som en helhet.
- Eluathalten motsvarar porvattenhalten och inte grundvattenhalten. Porvattnet kan spädas ut av markvatten som kommer utifrån det förorenade området innan det når grundvattenröret.

Jämförelsen visar dock att uppskattningar av lakning från fyllnadsmassor i järnbruksområden baserade på uppmätta Kd-värden i lakteter sannolikt inte kommer att underskatta spridningen av metaller.



Figur 3-30 Uppmätta metallhalter i jordgrundvatten samt eluathalter ($\mu\text{g/l}$) från lakteter (data från L/S 2 och L/S 10 har inkluderats).

3.11.7 Lakbarheten av olika typer av material

Slagg

Lakbarheten av arsenik i slagg är generellt lägre (högre Kd-värden) än lakbarheten i fyllnadsmaterial. Kd-värden för slagg i Bennebol (se tabell 3-63) och Vällnora är högre än Kd-värdena för fyllnadsmaterial. Även slagghaltig fyllnad i Bennebol har högre Kd-värden än kolhaltig fyllnad.

Lakbarheten av zink är generellt högre (lägre Kd-värde) i slagg än i övrigt fyllnadsmaterial, dock stämmer inte detta för slagg från Bennebol (se tabell 3-63) som hade ett mycket högt Kd-värde för zink.

Även kadmium, bly och koppar verkar ha lägre Kd-värden för slagg än fyllnadsmaterial med hänsyn till Kd-värdena för Vällnora bruk. Vid Strömsbergs bruk är Kd-värdet för koppar i slaggmateriell under Kd-värdet som finns i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell.

Tabell 3-63 Kd-värden beräknade från laktester på slagg från Bennebol (prov Benn2B) som nu är borttagen. Data från Kemakta (2012).

	Fastfashalter efter lakning mg/kg	Kd (L/S 2)* l/kg	Kd (L/S 10)* l/kg
As	580	10069	8618
Cd	36,2	>724000	>724000
Cr	0,734	926	>1468
Cu	44,8	753	3270
Ni	0,585	>1170	>1170
Pb	561	35732	173148
Zn	8910	143018	331227

*Värden rapporteras som >värden när halten i eluat är under rapporteringsgränsen.

Träkol

Endast ett prov (från Bennebol) av ren träkol lakades. Lakbarheten av arsenik var relativt låg (Kd cirka 3000 l/kg) jämfört med fyllnadsmassor. Lakbarheten av kadmium var också låg. Lakbarheten av zink, bly och koppar var ganska hög (låg Kd-värde) jämfört med andra material. För träkol är Kd-värdet för koppar under Kd-värdet som anges i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell.

Naturlig jord

Endast två prov av naturlig jord lakades, ett prov var jord under fyllnadsmassor och ett prov togs från en våtmark som dränerar ett utfyllt område. Föroreningar i båda proven har transporterats dit från fyllnadsmassor. Lakbarheten av metallerna var olika i dessa två prov, förmodligen på grund av markens olika egenskaper. I både proven var dock Kd-värdet för alla metaller högre än värdena i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell. Kd-värdet för bly var relativt högt i båda proven.

Lakbarheten av arsenik i våtmarksprovet från Vällnora var mycket lågt jämfört med andra prov i denna studie (Kd ungefär 15 000 l/kg).

Rostad malm

Endast ett prov av rostad malm (från Strömsbergs bruk) lakades. Lakbarheten av de flesta metaller låg i samma nivå som i övrigt fyllnadsmaterial, men koppar visade sig

vara relativt rörligt, med ett Kd-värde under värdet i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell.

Fyllnadsmassor

Lakbarheten av metallerna i fyllnadsmassor varierade, förmodligen på grund av fyllnadsmassornas varierande sammansättning vad gäller innehållet av slagg, träkol och andra rester. Generellt är lakbarheten av alla metaller i fyllnadsmaterial mindre än det som antas i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell.

Materialet under masugnen, Vällnora

Materialet under masugnen i Vällnora har en mycket hög halt av zink. Lakbarheten av zink är dock mycket låg (mycket högt Kd-värde). Även lakbarheten av bly var låg. Lakbarheten av arsenik och kadmium är lägre än det som antas i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell, men de uppmätta Kd-värden är bland de lägsta som observerades i denna studie.

3.11.8 Likheter och skillnader mellan bruk

Det är svårt att dra generella slutsatser vad gäller variation mellan bruken vad gäller lakbarheten av metaller, eftersom antalet tester för varje bruk är ganska få och täcker ett antal olika typer av material. Generellt för alla bruk är att lakbarheten av arsenik är lägre än vad som antas i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell. Rörligheten av arsenik var högst i Länna bruk, men Kd-värdet för fyllnadsmaterial var ändå dubbelt så högt som värdet i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell. Det harmoniska medelvärdet av Kd-värdena som uppmättes för Länna bruk i denna studie ligger i nivå med det lägsta Kd-värdet som uppmättes i tidigare studier av industriområdet vid Länna bruk (se Ramböll, 2012). Av de tre prover som lakades i denna studie, ligger Kd-värdena för två prov mitt i intervallet som uppmättes i de tidigare studierna, men ett prov som innehöll kol och malm har ett mycket lågt Kd-värde, under värdet i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell. Det är möjligt att utlakning från malmen leder till det låga Kd-värdet.

Lakbarheten av koppar är relativt hög för ett antal material på bruksområden; träkol, slagg, rostad malm och vissa fyllnadsmaterial. I ett antal prover är Kd-värdet lägre än det som anges i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell.

De relativt höga Kd-värdena för metallerna indikerar att de är inneslutna i förekommande material, särskilt i slaggmateriell. Utlakning av metaller från slagg kan därför begränsas av vittring av slaggen eller av redoxprocesser som frisätter föroreningarna. Slaggen bedöms på basis av materialets ålder och kvarvarande föroreningsinnehåll inte vara vittrings- eller oxidationskänslig. Lakning från andra material, exempelvis malm, kan ske i större utsträckning. Inga rena malmprov lakades i denna studie, eftersom malm med höga halter av aktuella metaller inte påträffades på bruksområdena.

3.11.9 Val av platsspecifika Kd-värden

Valda platsspecifika Kd-värden visas i tabell 3-65, tillsammans med korta anteckningar gällande resonemang bakom val av värdena.

Tabell 3-64 Sammanställning över Kd-värden (l/kg) för olika material och järnbruk. Gråa rutor indikerar att inget värde beräknades pga att uppmätta halter var under rapporteringsgränsen. Röda rutor indikerar Kd-värden som ligger under värdet i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell.

Bruk	Material	As (l/kg)	Ba (l/kg)	Cd (l/kg)	Cr (l/kg)	Cu (l/kg)	Hg (l/kg)	Ni (l/kg)	Pb (l/kg)	Zn (l/kg)
		300	1200	200	1500	600		300	1800	600
Bennebol										
	Naturlig jord	855	8705		21412	899		7472	16172	12512
	Endast träkol	2912	13145	19732	6632	565		2952	8323	4886
	Fyllmaterial	1018	6887	7300	3690	882		2921	9371	11790
Vällnora										
	Slaggmaterial	3166	39369	6202	951	741		5644	21407	7949
	Material under masugn	670	6045	2010	9952			7112	104012	1427254
	Fyllmaterial	1803	52196	8333	6193	1523		3514	30528	61445
	Naturlig jord	15158	2080	2903	13957	1272		2671	30455	5734
Länna										
	Fyllmaterial	644	3472	3604	7957	768		2859	5325	2851
Lövsta										
	Slaggmaterial		965000		1828	2280		5998		3875
	Fyllmaterial	972	4191	3417	10801	384		2970	9885	5982
Västland										
	Fyllmaterial	1100	10335	3360	6587	1131		4032	15833	13385
Strömsberg										
	Slaggmaterial		109535		2061	82	65051			9900
	Rostad malm	1628	1687	3692	350	593		462	36762	12356
	Fyllmaterial	1754	16921	12171	1290	8470		10672	690887	399169
Alla bruk	Naturlig jord	1619	3357	2903	16899	1054		3936	21126	7864
	Träkol	2912	13145	19732	6632	565		2952	8323	4886
	Fyllmaterial	1072	7086	4971	3802	895		3625	12170	8618
	Slaggmaterial	3166	84350	6202	1440	215	65051	5816	21407	6187
	Rostad malm	1628	1687	3692	350	593		462	36762	12356

Tabell 3-65 Val av Kd-värdet för plats specifika beräkningar

	As (l/kg)	Cd (l/kg)	Cu (l/kg)	Pb (l/kg)	Zn (l/kg)
Bennebol	1000	7000	800	7000	10000
	Baserat på Kd för fyll. Stämmer med värdet för sex bruk.	Baserat på Kd för fyll. Träkol högre. Båda värdena högre än värdet för sex bruk.	Baserat på Kd för fyll. Stämmer bra med värdet för sex bruk.	Baserat på Kd för fyll. Lägre för att ta hänsyn till att L/S 10 är lägre än L/S 2 för flera prov.	Baserat på Kd för fyll och naturlig jord. Valt värde något lägre pga Kd för träkol.
Vällnora	1800	7000	1300	25000	30000
	Baserat på Kd för fyll. Halterna generellt högre än värdet för sex bruk.	Baserat på Kd för fyll+slagg. Uppmätta värden högre än värdet för sex bruk.	Baserat på Kd för naturlig jord för att inte underskatta rörligheten.	Baserat på Kd för fyll, slagg och naturlig jord. Något lägre värde för att inte underskatta rörligheten.	Baserat på Kd för fyll, men valt värde något lägre pga Kd för slagg och naturlig jord för att inte underskatta rörligheten.
Länna	600	3500	800	5500	3000
	Baserat på Kd för fyll. Endast ett värde, som var lägre än värdet för sex bruk. Valt värde för att inte underskatta rörligheten.	Baserat på Kd för fyll. Stämmer bra med värdena för Lövsta.	Baserat på Kd för fyll. Stämmer bra med värdet för sex bruk.	Baserat på Kd för fyll. Endast ett värde, som var lägre än värdet för sex bruk. Valt värde för att inte underskatta rörligheten.	Baserat på Kd för fyll. Endast ett värde, som var lägre än värdet för sex bruk. Valt värde för att inte underskatta rörligheten.
Lövsta	1000	3500	400	6000	5000
	Baserat på Kd för fyll. Stämmer med värdet för sex bruk.	Baserat på Kd för fyll. Stämmer bra med värdena för Länna.	Baserat på Kd för fyll. Flera prov med lågt Kd.	Baserat på Kd för fyll; L/S 10-värdet är lägre än L/S 2-värdet. Stämmer med värdet för Bennebol och Länna.	Baserat på Kd för fyll och slagg. Valt värde något lägre än värdet för sex bruk för att inte underskatta rörligheten.
Västland	1000	2000	1100	16000	6000
	Baserat på Kd för fyll. Stämmer med värdet för sex bruk.	Baserat på lägsta Kd för fyll. Få prov med mycket olika Kd-värden.	Baserat på Kd för fyll. Stämmer bra med värdet för Strömsberg.	Baserat på Kd för fyll.	Baserat på Kd för fyll. L/S 10 är lägre än L/S 2-värdet. Stämmer med värdet för sex bruk.
Strömsberg	1500	3500	1100	30000	100000
	Endast två värden, men båda var högre än värdet för sex bruk.	Baserat inte på fyll, som hade mycket högt Kd-värde. Baserat på Kd för slagg och likheter med andra bruk för att inte underskatta rörligheten.	Baserat på Kd för fyll, något lägre för att inte underskatta spridningen (likhet med Västland).	Värde för fyll mycket högt, valt lägre värde (motsvarar rostad malm).	Baserat inte på Kd för fyll som har mycket högt Kd-värde. Baserat på Kd för andra material (t.ex. slagg).
Sex järnbruk	1000	5000	800	12000	6000
	Kd för fyll - lägst av alla material för att inte underskatta spridningen.	Baserat på Kd för slagg och fyll. Värden för naturlig jord och malm lägre, men dessa material representerar inte de flesta förorenade massorna.	Baserat på Kd för fyll. Värden för slagg och träkol lägre, naturlig jord högre.	Baserat på Kd för fyll. Enda materialslag med lägre värde är träkol.	Baserat på Kd för fyll justerat med hänsyn till något lägre värde för träkol. Värdena för slagg och naturlig jord i samma storleksordning.
NV riktvärdesmodell	300	200	600	1800	600

3.12 Biotillgänglighetstester

Biotillgängligheten av metaller vid oralt intag har genomförts på totalt 14 prover som en del av denna undersökning samt som en del av huvudstudierna för Bennebol och Vällnora (Kemakta, 2015 a och 2015 b).

3.12.1 Val av prov för analys

Prov valdes ut för biotillgänglighetstester för att få:

- Prov från olika bruk.
- Prov för att få en representativ bild av biotillgängligheten av metaller i fyllnadsmaterialet på bruksområdena.
- Prov av särskilda material som träkol, utfyllnad/deponin vid Bennebols bruk som har mycket höga zinkhalter, stoft/slagg under masugnen vid Vällnora, jordgolv (stoft) från museibygnad (prov från Strömsberg).

3.12.2 Testmetod

Biotillgänglighetstester har genomförts med UBM-metoden (Unified Barge Bioaccessibility Method). Metoden togs fram av en internationell arbetsgrupp BARGE (Bioaccessibility Research Group of Europe) och håller på att standardiseras och valideras. Testerna genomfördes av Statens Geotekniska Institut (SGI), som utförde den gastro-intestinala delen av testet.

Biotillgänglighetstester är *in-vitro* biomimetic tester d.v.s. skaktester genomförs under förhållanden som simulerar förhållanden i magtarmkanalen. Se INERIS (2015) för en detaljerad metodbeskrivning.

3.12.3 Resultat

Resultaten av biotillgänglighetstesterna för alla metaller visas i Bilaga 4.

I tabell 3-66 visas procenten av biotillgängliga metaller för arsenik, kadmium, koppar, bly och zink.

Tabell 3-66 Biotillgängligheten av metaller (%) i material från bruksområdena.

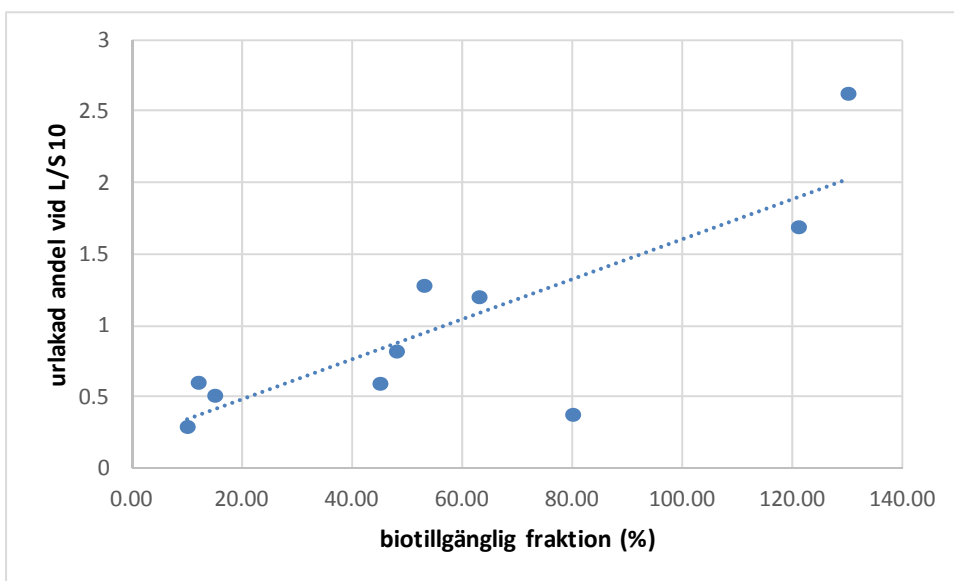
	Material	Material typ	As	Cd	Cu	Pb	Zn
14 Ben 28 (2-4)	träkol	fyll	80	5,5	15	15	8,6
14 Ben 32 (1-4)	träkol gr sa	fyll	83	26	39	4,9	5
14 Ben 34 (2-4)	F[kol/sot sa]	fyll	121	32	96	12	12
14 Ben 38 (1-3)	F[kol slagg malm]	fyll	63	43	54	2	3,7
14 Ben 44 (1)	F[Mu träkol]	kol	12	49	16	6,4	18
14 Ben 70-71	F[slag, kol] (med tegel)	deponi/masugnsstoff	10	135	85	2,1	52
14 Vål 7 (2-4)	F[kol slagg]	fyll	48	40	43	8,1	5,4
14 Vål 30 (2-4)	F[slag, kol gr sa]	fyll	45	50	67	5,3	19
14 Vål 34 (1)	F[sa kol slagg]	deponi/masugnsstoff	53	122	35	7,1	107
14 Vål 52	F[grSa slagg]	fyll	15	22	27	7,3	0
14 Län 22	F[grSa sten tegel kol malm]	fyll	130	80	139	39	50
14 Löv 5 (1-2)	F[Mu kol]/(gr)Sa kol	jord/fyll	19	17	25	11	0
14 Str 10 (golv 1)	F[(sa)Si]	golv	3,7	27	44	8,5	11
14 Väs 5 (1-2)	F[Mu (kol) sa gr]/[mu sa gr st kol]	fjord/fyll	57	22	34	8,3	0
	Högre halt i blankprovet än i provet						

För arsenik var biotillgängligheten i fyllnadsmaterial varierande mellan bruken. Vid Bennebol och Länna bruk (där fyllnadsmaterial togs från järnvägsbanken intill en bostadsfastighet) var biotillgängligheten cirka 100 % medan den var lägre i fyllnadsmaterial vid andra bruk. Ett prov av fyllnadsmaterial som innehöll mycket slagg (14 Vål 34) och ett prov som innehöll mycket kol (14 Löv 5) hade en mycket låg biotillgänglighet. Även arsenik i jordgolvet från smedjan i Strömsberg visade låg biotillgänglighet.

För zink var biotillgängligheten i fyllnadsmaterial generellt mycket låg. Dock är biotillgängligheten högre i prov från deponin vid Bennebol, fyllnad från järnvägsbanken vid Länna bruk och i material under masugnen vid Vällnora. Dessa prov har generellt högre totalhalter av zink. Även biotillgängligheten av kadmium var hög i dessa prover. I övrigt var biotillgängligheten av kadmium mellan 17 och 50 %, förutom i kolprovet, där biotillgängligheten var mycket låg.

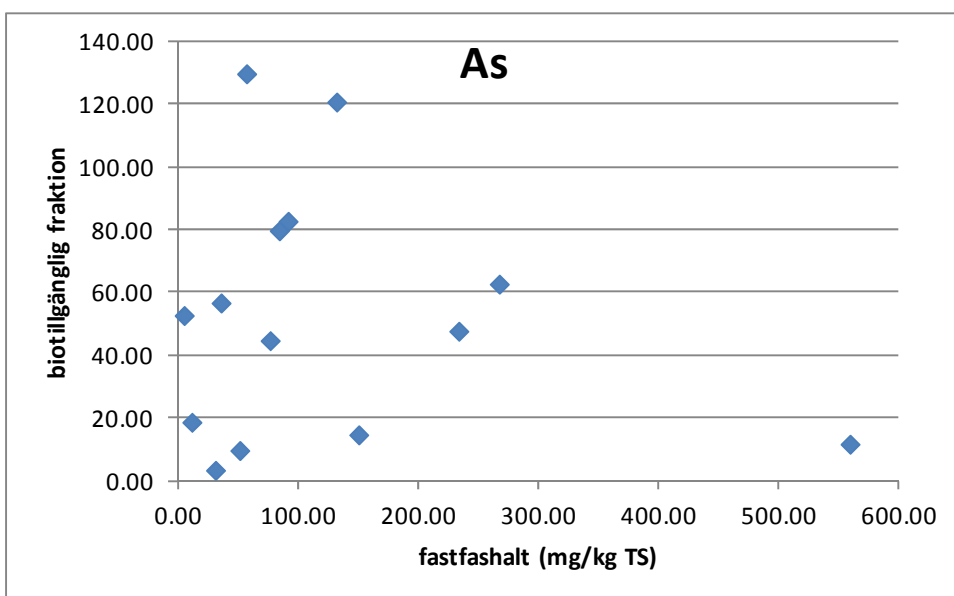
Biotillgängligheten av bly var låg i alla prov, under 20 % i alla prov förutom i fyllningen från järnvägsbanken i Länna där biotillgängligheten var något högre (39 %).

Biotillgängligheten av arsenik visar en relation med lakbarheten i de proverna som testades, se figur 3-31. En liknande relation indikerades för zink, bly och kadmium, men relationen försvagades av att analysresultaten låg under detektionsgränsen för ett antal prov. Detta indikerar att den låga rörligheten av metaller på järnbruksområden även påverkar deras biotillgänglighet.



Figur 3-31 Relation mellan biotillgängligheten av arsenik och urlakad fraktion vid L/S 10 i laktестerna.

Biotillgängligheten av alla metaller verkar vara oberoende av fastfashalten i proverna, se figur 3-32 för arsenik.



Figur 3-32 Relation mellan fastfashalt och biotillgänglighetsfraktionen (%).

3.12.4 Val av platsspecifika biotillgänglighetsfaktorer

Eftersom det finns en ganska stor osäkerhet med de uppmätta procentuella biotillgänglighetsfaktorerna, har vi valt att välja biotillgänglighetsfaktorer i ett antal intervall. Tabell 3-67 visar intervallen som vi har valt, och visar den ungefärliga påverkan på hälsoriskbaserade riktvärden vid ändring av den orala biotillgänglighetsfaktorn i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell.

Tabell 3-67 visar de valda biotillgänglighetsfaktorerna för fyllning vid Bennebol och Vällnora bruk samt generella värden för järnbruksområden. Tabellen visar även biotillgänglighetsfaktorer för särskilda material som har undersökts.

Tabell 3-67 Intervall för platsspecifika faktorer för biotillgänglighet vid oralt intag.

Relativ biotillgänglighet	Påverkan på riktvärdet av ändrad biotillgänglighet i riktvärdesmodell (multipler av riktvärdet).	Intervall som använts för val av järnbruksanpassade värden av den orala biotillgängligheten
100%	1	100%
67%	1,5	70%
50%	2	50%
33%	3	33%
20%	5	20%

Tabell 3-68 Valda platsspecifika eller materialspecifika faktorer för biotillgänglighet vid oralt intag (%).

Bruk	As	Cd	Cu	Pb	Zn
Bennebol (fyll - ej deponi)	100	33	50	20	20
Vällnora (fyll - ej masugnsstoff)	50	50	50	20	20
Övriga (ej Länna)	50	33	50	20	20
Särskilda material					
fyll (förutom Länna)	70	33	50	20	20
kol	20	50	20	20	20
deponi (Bennebol)	100	100	100	29	50
masugnsstoff (Vällnora)	50	100	50	20	100
golv (Strömsberg)	20	33	50	29	20
Länna järnväg	100	100	100	50	50

4 Hälsoriskbedömning

Hälsorisker har bedömts på tre olika sätt:

- Jämförelse av uppmätta föroreningshalter i mark med riktvärden för skydd av hälsa som är anpassade till f.d. järnbruksområden. För arsenik har två riktvärden för skydd av hälsa beaktats, för skydd mot akuta effekter samt mot långsiktiga effekter. Framtagning av riktvärden för järnbruksmiljöer beskrivs i avsnitt 4.1. Jämförelsen av uppmätta halter med framtagna riktvärden görs i avsnitt 4.12.
- Jämförelse av uppmätta föroreningshalter i olika medier med relevanta bedömningsgrunder och gränsvärden. Exempel på denna typ av jämförelse är uppmätta föroreningshalter i dricksvatten som jämförs med dricksvattennormer och uppmätta halter i växter och fisk som jämförs med gränsvärden för livsmedel. Referenser till de använda gränsvärdena och bedömningsgrunder görs i aktuella avsnitt.
- Beräkning av intaget av föroreningar genom olika exponeringsvägar utifrån uppmätta halter i olika medier; mark, vatten, damm/stoft, växter, fisk och djurprodukter. Det uppskattade intaget jämförs med toxikologiska referensvärden för varje ämne. Toxikologiska referensvärden från Naturvårdsverkets riktvärdesmodell (TDI-värden eller riskfaktorer för de genotoxiska ämnena arsenik och PAH-föreningar) har använts. För arsenik har även EFSA:s lågrisknivå för arsenik i mat och dryck använts. Toxikologiska referensvärden diskuteras i avsnitt 4.2.

Jämförelse av uppmätta halter i olika medier och beräkningar av exponering för föroreningar genom enskilda exponeringsvägar redovisas i avsnitt 4.3 till 4.10.

4.1 Riktvärden för förorenad mark i bruksmiljöer

4.1.1 Modell för platsspecifika hälsoriskbaserade riktvärden

De platsspecifika riktvärdena har beräknats med Naturvårdsverkets modell för generella riktvärden (Naturvårdsverket, 2009). Modellen beaktar olika exponeringsvägar och skyddsobjekt, och har använts för att beräkna ett hälsoriskbaserat riktvärde för samtliga exponeringsvägar (intag av jord, hudkontakt, inandning av damm, inandning av ånga, intag av dricksvatten från brunnar på området, konsumtion av bär/frukt/grönsaker som växer på området) som avser att skydda människor som vistas på området. Detta riktvärde anger en haltgräns i jorden under vilken man inte förväntar sig några negativa hälsoeffekter för vuxna eller barn vid den tänkta markanvändningen.

Observera att modellen inte har använts för att beräkna riktvärden för skydd av markmiljö, skydd av ytvatten eller skydd av grundvatten som en resurs.

Riktvärden har tagits fram för metaller samt PAH-föreningar (PAH-L, PAH-M och PAH-H).

Hälsoriskbaserade riktvärden utgår från toxikologiska referensvärden. För oralt intag av metaller och PAH-L används det tolerabla dagliga intaget, TDI, som uttrycks i mg förorening/kg kroppsvikt och dag. Referensvärden motsvarar den exponering under vilka inga hälsorisker förväntas uppkomma. Riktvärdena baseras generellt på att 50 % av TDI kan tas i anspråk av det förorenade området. För bly, kadmium och kvicksilver utgör dock intaget från övriga källor (exempelvis mat) en stor andel av TDI-värdet, varför det förorenade området endast får bidra med en mindre andel (20 %) av TDI-värdet.

Arsenik, PAH-M och PAH-H är genotoxiska ämnen, och inget tröskelvärde finns för hälsorisker. Därför används ett intag (mg förorening/kg kroppsvikt och dag) som motsvarar en lågrisknivå av en livstidsrisk för ett extra cancerfall på 100 000.

Markanvändning och exponeringsantaganden

Riktvärden har tagits fram för ett antal olika markanvändningsscenarier. I tabell 4-1 ges en sammanställning över vilka exponeringsvägar som beaktas vid beräkning av riktvärdet för skydd av hälsa.

- Permanentboende. Området användas för permanentboende, och det finns inga begränsningar vad gäller vistelsetid på området. Intag av växter som odlas på området beaktas. Exponeringsparametrar är som för de generella riktvärdena för känslig markanvändning. Två varianter av denna markanvändning har studerats avseende dricksvattenförsörjning:
 - Konsumtion av dricksvatten som tas från en brunn på området. Utspädningsfaktorn för markvatten i brunnsvatten är samma som det generella scenariot för känslig markanvändning.
 - Utan konsumtion av dricksvatten från en brunn på området (kommunalt vatten).
- Fritidsboende. Bostadsfastigheter på området används som fritidsbostäder. Intag av växter som odlas på området beaktas, och intaget antas vara i samma utsträckning som vid permanentboende. Detta för att odlingssäsongen sker under perioden då fritidsbostäder används mest. Konsumtion av dricksvatten från en brunn på området antas. Utspädningsfaktorn för markvatten i brunnsvatten är som för permanentboende (och det generella scenariot för känslig markanvändning).
- Tillfälliga besök, exempelvis vid turism på bruksområdet, barn och vuxna. För detta scenario beaktas inget intag av dricksvatten eller konsumtion av växter från området.
- Arbetare på områdena, exempelvis personal i museer eller andra anläggningar på områdena. Konsumtion av dricksvatten från en brunn på området antas, med samma utspädningsfaktor för markvatten i brunnsvatten som för permanentboende.
- Fritid/grönområde. Användning av området som strövområde för fritidsaktiviteter, inklusive bad. Konsumtion av bär/svamp antas ske i en omfattning av 1 kg/år.
- Djupare jord. Riktvärden har tagits fram för två djupnivåer, 0-0,5 m samt djupet större än 0,5 m. Riktvärdet för djupare jord är oberoende av markanvändningen. Riktvärden används för att bedöma risker i nuläget. I nuläget påverkas exponeringen av föroreningar av föroreningsdjup under markytan. Exponering för föroreningar djupare än 0,5 m är liten om inte maskinell grävning görs på området. Dock kan konstruktionsarbete och uppgrävning leda till omblandning av massor så att djupare massor blir tillgängliga för exponering.

Platsspecifika ämnesparametrar

Som en del av denna undersökning, samt undersökningar för huvudstudierna vid Vällnora bruk (Kemakta, 2015b) och Bennebols bruk (Kemakta, 2015a) har följande ämnesparametrar studerats:

- lakbarheten av metaller i mark
- biotillgängligheten av metaller vid oralt intag
- växtupptag av metaller.

Valet av ämnesparametrar för bruksområdena diskuteras i avsnitt 3.8.3, 3.11.9, och 3.12.4. Olika uppsättningar av riktvärden har beräknats; med de generella värdena i riktvärdesmodellen för ämnesparametrarna, samt med anpassade värden för bruksområden i Uppsala län (riktvärdena benämns Sjubruk, exempelvis Arsenik Sjubruk).

Platsspecifika riktvärden, som beräknas med platsspecifika ämnesparametervärden för enskilda bruk har beräknats för Bennebol och Vällnora. Dessa riktvärden presenteras i respektive huvudstudierapport (Kemakta, 2015a och 2015b). För de övriga bruken finns för lite underlag för att ta fram parametervärden för enskilda bruk, men dataunderlaget kan användas för att ta fram anpassade riktvärden för bruksområden.

Tabell 4-1 Exponeringsparametrar för beräkning av riktvärden för bruksområdena.

Exponeringsväg		KM	MKM	Järnbruksområdena						
				Fritidsboende	Permanent-boende	Permanent-boende utan gv-intag	Turism - personal	Turism - besökare	Grönområde-friluftsliv	Djupare jord (>0,5 m)
Hälsoskydd										
Intag av jord	vuxna	365	200	120	365	365	200	5	50	20
	barn	365	60	120	365	365	60	5	50	20
Hudkontakt	vuxna	120	90	120	120	120	90	5	50	20
	barn	120	60	120	120	120	60	5	50	20
Inandning av damm	vuxna	365	200	120	365	365	200	5	50	20
	barn	365	60	120	365	365	60	5	50	20
	andel av tiden inomhus	1	1	1	1	1	1	1	0	1
Inandning av ångor	vuxna	365	200	120	365	365	60	5	50	20
	barn	365	60	120	365	365		5	50	20
	andel av tiden inomhus	1	1	1	1	1	1	0	0	1
Intag av grundvatten		ja	beaktas ej	ja	ja	beaktas ej	ja	beaktas ej	beaktas ej	ja
	Utspädningsfaktor markvatten till grundvatten	14	47	14	14		47			14
Intag av växter	Vuxna (kg/d)	0,4	beaktas ej	0,4	0,4	0,4	beaktas ej	beaktas ej	0,0027	0,4
	Barn (kg/d)	0,25	beaktas ej	0,25	0,25	0,25	beaktas ej	beaktas ej	0,0027	0,25
	andel odlade på området	0,1		0,1	0,4	0,4	beaktas ej	beaktas ej	1	0,01
Exponeringsparametrar (exponeringsintensitet)		KM	MKM	KM	KM	KM	MKM	KM	KM	KM









4.1.2 Beräknade riktvärden

Beräknade riktvärden för skydd av hälsa visas i tabell 4-2. Exponeringsväg eller andra faktorer som styr riktvärdet (justering för akuttoxicitet eller justering med hänsyn till bakgrundshalten) visas i tabellen genom färgkodning. Där flera färger förekommer i en ruta är två eller fler exponeringsvägar eller andra faktorer lika styrande för riktvärdet.

Tabell 4-2 Hälsoriskbaserade riktvärden för järnbruksområden i Uppsala Län (mg/kg TS).

	Permanent Boende	Permanent boende utan gw intag	Fritidsboende	Turism - tillfälliga besök	Arbetare	Strövområde	Djupare jord
	0-0,5 m						>0,5 m
Beräknat med generella ämnesparametrar							
Arsenik utan justering *	0,38	0,74	0,41	100	0,93	8	0,73
Arsenik, justering *	10	10	10	100	10	10	10
Barium	420	500	540	81000	2000	3800	1800
Kadmium	0,48	0,67	0,51	330	1,6	5,7	1,4
Kobolt	15	22	17	5700	42	180	37
Krom tot	51000	65000	82000	ej begr.	180000	430000	190000
Koppar	2200	2400	2400	ej begr.	24000	20000	14000
Kvicksilver	0,051	0,051	0,14	3,9	0,27	7,5	0,89
Nickel	140	230	190	25000	330	1600	340
Bly	51	64	86	5800	200	420	210
Vanadin	310	470	500	37000	790	2900	840
Zink	2500	2900	2700	ej begr.	17000	24000	12000
PAH L	8,4	9,1	20	700	36	1200	74
PAH M	1,4	1,4	3,7	100	7,5	250	23
PAH H	1,1	1,1	1,3	150	11	10	8,2
Beräknat med järnbruksanpassade ämnesparametrar							
Arsenik Sjubruk, utan justering*	1,3	2,7	1,5	100	3	24	2,4
Arsenik Sjubruk, justering *	10	10	10	100	10	10	10
Bly Sjubruk	140	150	190	21000	1100	1100	890
Kadmium Sjubruk	0,72	0,73	0,75	840	29	6,6	6,4
Koppar Sjubruk	3100	3400	3500	ej begr.	31000	29000	20000
Zink Sjubruk	2600	2600	2600	ej begr.	150000	24000	23000

* justering med hänsyn till bakgrundhalten av arsenik (90-percentilen i mark i Sverige)

 intag av jord	 inandning av damm	 justering för bakgrundshalt
 hudkontakt	 intag av dricksvatten	 justering för akuttoxicitet
 inandning av ångor	 intag av växter	

4.2 Övriga bedömningsgrunder

4.2.1 Bakgrundshalter

I tabell 4-3 visas halter av metaller uppmätta i moräner i SGUs geokemiska karta (SGU, 2009) i Uppland och i Tabell 4-4 visas bakgrundshalter i grundvattnet (SGUs databas, miljöövervakning av grundvatten).

Tabell 4-3 Bakgrundshalter i moräner i Uppland enligt SGU (2009).

Ämne	Halt (mg/kg ts)
As	2-3,7
Pb	10,5-17,5
Cd	0,03-0,06
Co	5,1-6,9
Cu	8,4-12
Cr	17,2-27,6
Ni	8,5-13,1
V	19-24,7
Zn	32,2-44,1

Tabell 4-4 Halter i grundvatten ($\mu\text{g/l}$) i Uppsala Län (SGU databas, miljöövervakning av grundvatten)
<http://www.sgu.se/grundvatten/miljoovervakning-av-grundvatten/>

	medel	n	50- percentil	75- percentil	90- percentil	max
Arsenik	0,54	176	0,2715	0,47	0,884	7,8
Bly	0,32	295	0,13	0,3035	0,752	7,91
Kadmium	0,029	294	0,0245	0,025	0,05	0,45
Koppar	2,49	295	1,29	3,35	6,36	34,3
Kobolt	0,124	174	0,077	0,1525	0,2588	1,23
Krom	0,33	269	0,18	0,34	0,7012	6,53
Kvicksilver	0,0011	32	0,001	0,001	0,001	0,0038
Nickel	0,764	174	0,445	0,9975	1,681	7,1
Zink	29	294	3,6	12	49,4	1700

4.2.2 Bedömningsgrunder för hälsorisker

Uppskattad exponering för föroreningar genom olika exponeringsvägar har jämförts med toxikologiska referensvärden som används i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell (se avsnitt 4.1.1). För oralt intag av metaller och PAH-L används det tolerabla dagliga intaget, TDI, och för genotoxiska ämnen som arsenik, PAH-M och PAH-L används en lågrisknivå oral riskfaktor (Risk_{or}). Riskfaktorn för genotoxiska ämnen motsvarar en livstidsrisk för ett extra cancerfall av 1 på 100 000. Dessa toxikologiska referensvärden uttrycks i mg förorening/kg kroppsvikt och dag.

Riskbedömning för arsenik

Människor exponeras för oorganisk arsenik via dricksvatten, mark och luft, och för organiska arsenikföreningar framför allt via fisk och skaldjur. Naturligt höga arsenikhalter (över gränsvärdet för dricksvatten) förekommer i grundvatten/brunnsvatten i områden med höga arsenikhalter i berggrunden (Ek m.fl. 2008). Denna exponering leder till ett arsenikintag som är något högre än den lågrisknivån som antas vid beräkning av riktvärden. Ett exempel är exponering via dricksvatten: Risken för cancer vid

gränsvärdet för arsenik i dricksvatten, 0,01 mg/l (Socialstyrelsen, 2009), har uppskattats till 0,3 %, eller 3 per 1000 personer. Cirka 3 % av människorna i Sverige beräknas ha vatten med arsenikhalter över 0,01 mg/l (Ek m.fl. 2008).

EFSA (2009) har genomfört en bedömning av hälsorisker i Europa från arsenik i mat och dricksvatten. Intaget av oorganisk arsenik har studerats i 10 Europeiska länder. Det genomsnittliga intaget av oorganisk arsenik i Europa beräknades till 0,13 – 0,56 µg/kg kroppsvikt och dag. Barns intag (0-3 år) beräknas vara cirka 2 eller 3 gånger vuxnas intag eftersom barn konsumerar mer mat relativt deras kroppsvikt. Det högre intaget av arsenik hos barn är inte nödvändigtvis en indikation av högre risker hos barn, eftersom riskerna från arsenik är långsiktiga. Sädesslag (spannmålsprodukter) bidrog med den största delen av intaget av oorganiskt arsenik. Även växtprodukter (rot- och grönsaker, frukt, bär och nötter), drycker (bland annat fruktjuice, flaskvatten, kaffe, te, vin) var viktiga för det totala intaget. Arsenik i fisk och skaldjur består huvudsakligen av organisk arsenik, och därför är inte fisk och skaldjur viktig för hälsoriskbedömningen. Även intaget av arsenik i dricksvatten är viktigt för hälsoriskbedömningen eftersom arsenik förekommer huvudsakligen som oorganiskt arsenik.

EFSA tog fram en lågrisknivå för oorganisk arsenik i mat och dryck på 0,3-8 µg/kg kroppsvikt och dag. Jämförelse av det lägsta värdet i lågrisknivåintervallet med det genomsnittliga intaget av oorganisk arsenik visar att det finns litet eller inget utrymme för ytterligare exponering innan lågrisknivån nås. Risker för vissa människor från arsenikintag är redan i nivå 1 per 100.

EFSA:s lågrisknivå motsvarar en högre risknivå än Risk_{or}-värdet i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell. EFSA:s lågrisknivå beaktar det bakgrundsintag av oorganisk arsenik i mat och dryck och är inte framtagen för att beakta den extra risken som exponering för markföroreningar kan innebära.

4.2.3 Akuta effekter

I Naturvårdsverkets riktvärdesmodell finns ett riktvärde för skydd mot akuta effekter vid intag av arsenik i jord på 100 mg As/kg TS. Riktvärdet är baserat på data från White (1999) som rapporterar att övergående akuta symtom (bland annat illamående) kan uppkomma vid ett engångsintag motsvarande 0,035 – 0,07 mg/kg kroppsvikt. Ett engångsintag av 0,05 mg/kg kroppsvikt har valts som representativt värde. Ett intag av 0,04 mg/kg kroppsvikt/d under några veckor kan ge (normalt reversibla) mag-tarm- och hematologiska effekter samt perifer neuropati (IMM, 1990).

Dödlig dos för vuxna är 1 – 2 mg As/kg kroppsvikt (IMM, 1990) eller 0,6 mg/kg/dag (ATSDR, 1989). White (1999) anger ett intervall mellan 0,32 och 2,27 As mg/kg kroppsvikt.

Beräkningar med det valda TDAE-värdet på 0,05 mg/kg kroppsvikt indikerar att övergående akuta symtom kan uppkomma för mindre barn (10 kg) som äter 5 gram jord med arsenikhalter överstigande 100 mg/kg TS.

4.3 Intag av dricksvatten

4.3.1 Risker i dagsläget

Risker genom intag av grundvatten från brunnar på områdena i dagsläget har studerats genom att beräkna intaget av metaller i dricksvatten från befintliga brunnar. Alla brunnar som används för dricksvattenändamål och som har provtagits har beaktats. Detta inkluderar brunnar som är bergborrade brunnar.

Metallhalterna i dricksvattenbrunnar jämförs med Livsmedelsverkets gränsvärden för dricksvatten (otjänligt) i tabell 4-5. Arsenikhalten i dricksvatten underskrider gränsvärdet i alla prov, men i den grävda brunnen i Vällnora var halten arsenik i närheten av gränsvärdet vid ett provtagningstillfälle. Vid sju andra provtagningstillfällen var arsenikhalten lägre, dock är halten klart förhöjd jämfört med bakgrundshalten i Uppland.

Blyhalten i dricksvatten underskrider gränsvärde i alla prov förutom i en brunn i Lövestabruk. Denna brunn är en del av en gemensam vattentäkt. Vid en senare provtagning var halten bly under rapporteringsgränsen.

Halten av alla andra metaller var under Livsmedelsverkets gränsvärden vid samtliga provtagningstillfällen.

Även 90-percentilen av bakgrundshalterna i grundvatten i Uppland visas i tabell 4-5. Halterna av arsenik överskrider bakgrundshalterna i flera prov, och även halterna av andra metaller (förutom koppar och krom) överskrider bakgrundshalter i vissa prov.

Observera att förhöjda metallhalter har observerats i vissa brunnar på bruksområdena som inte används som dricksvatten, exempelvis en brunn vid Bennebols bruk som inte omsätts och som är relativt öppen (brunnslock finns) och kan därför kontamineras av jordpartiklar, samt brunnar i Lövestabruk som står i kontakt med ytvatten, och brunnar vid Bennebols bruk och Lövestabruk med handpump som inte används i nuläget, förutom möjligtvis för bevattning. Dessa brunnar visas inte i tabell 4-5 eftersom de inte används för dricksvatten.

Exponering av människor genom dricksvattenintag har beräknats för barn och för vuxna. Intaget av dricksvatten för vuxna antas vara 2 liter per dag, och en vuxen antas ha en kroppsvikt på 70 kg. Intaget av dricksvatten hos barn antas vara 1 liter per dag, och ett barn antas ha en kroppsvikt på 10 kg. Dessa antaganden är konsekventa med antaganden i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell. Intaget har beräknats för medelhalten av alla prov från dricksvattenbrunnar från varje bruk (för vissa bruk har endast en brunn provtagits). Vid beräkning av medelhalterna har halter under rapporteringsgränsen räknats som halva rapporteringsgränsen.

Intaget av metaller i dricksvatten visas i tabell 4-6 för samtliga bruksområden. Intaget har även uppskattats för metallhalter i dricksvatten som motsvarar 90-percentilen av uppmätta halter i grundvatten i Uppland. Intaget anges i mg metall/kg kroppsvikt och dag. Även toxikologiska referensvärden visas i tabellen. Intaget av alla metaller utom arsenik ligger långt under de toxikologiska referensvärdena, och för de metaller där intaget ligger under det toxikologiska referensvärdet förväntas inga skadliga effekter på hälsan vid konsumtion av dricksvatten.

Intaget av arsenik överskrider det toxikologiska referensvärdet i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell, vilket indikerar att hälsorisker från intag av dricksvatten ligger över den nivå som är acceptabla från förorenade områden. Konsumtion av dricksvatten vid bakgrundshalter av arsenik leder också till ett intag som överskrider det toxikologiska referensvärdet. Tabellen visar att intaget vid medelhalten i grundvatten i Uppland överskrider det toxikologiska referensvärdet. Hälsorisker från intag av arsenik i dricksvatten är därför inte specifikt för järnbruksområden (se avsnitt 4.2.2). EFSA:s lågrisknivå överskreds endast av barn som konsumerar dricksvatten vid Vällnora.

4.3.2 Risker vid konsumtion av markvatten som dricksvatten (grävda brunnar)

I dagsläget utgör grävda brunnar dricksvattenkällor vid Vällnora bruk och Västlands bruk, men vid övriga bruk används inte markvatten på bruksområdena som dricksvattenkällor i stor utsträckning. Grävda brunnar som togs med i bedömningen av risker i dagsläget (se ovan) vid Österbybruk och Strömsbergs bruk ligger utanför undersökningsområdena. Om grävda brunnar anläggs på järnbruksområdena som dricksvattenkällor i framtiden, kan hälsorisker uppkomma. För att göra en översiktlig bedömning av hälsoriskerna vid konsumtion av markvatten som dricksvatten har intaget av metaller beräknats utifrån medelhalten och maxhalten i grundvattenprov från grundvattenrör eller brunnar som är representativa för markvatten. De uppskattade intagen visas i tabell 4-7. Jämförelse med tabell 4-6 visar att intaget av metaller skulle vara generellt något högre än i dagsläget. Skillnaden för Vällnora bruk är liten, eftersom markvatten där används som dricksvatten i nuläget och den grävda brunnen har provtagits flera gånger.

Om grävda brunnar används som dricksvatten, underskrider metallintaget de toxikologiska referensvärdena med stor marginal för alla metaller utom arsenik. Intaget av arsenik skulle överskrida EFSA:s lågrisknivå med större marginal än vid användning av andra dricksvattenkällor.

Tabell 4-5 Jämförelse av uppmätta halter av metaller i dricksvattenbrunnar (µg/l) med Livsmedelsverkets gränsvärden för dricksvatten (SLVFS 2011:3 Avsnitt A) samt jämförelse mot 90-percentilen av bakgrundshalterna i grundvatten i Uppland.

	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn
Gränsvärde för otjänligt vid provtagningspunkt	10	10	5	2000	50	10	20	finns ej
90-percentilen, Uppland	0,884	0,752	0,05	34,3	0,7012	0,001	1,681	49,4
Provpunkt								
StrBr2 2008-12-03#	0,501	1,96	0,0248	1990	0,128	<0,02	2	135
VäsBr1 2008-12-03	0,86	0,211	0,0557	7,94	0,165	<0,002	2,5	38,2
VäsBr1 2013-12-11	<2	<0,2	0,0517	7,53	<0,5	<0,02	0,961	2,81
BEF_BR 2013-06-25	0,538	0,0211	0,0329	3	0,261	<0,002	2,97	5,16
ÖstBr1 2011-06-30#	<1	0,301	<0,05	3,87	<0,5	<0,02	<0,5	2,38
Lövstabruk Mälteri 2010-02-10*	7,19	15,4	0,0885	24,7	0,301	<0,002	0,846	45,9
Lövstabruk Råvatten VV GV-pump 3 2010-02-10*	0,914	0,962	0,0315	9,82	0,0904	<0,002	0,32	6,78
Lövstabruk VV GV-pump 3 2013-12-10*	<4	4,63	<0,05	41,9	<0,5	<0,02	<0,5	19,7
Lövstabruk Herrgården 2013-12-10*	<3	<0,2	<0,05	<1	<0,5	<0,02	<0,5	4,52
Löv Mälteriet 2013-12-10*	<3	<0,2	<0,05	<1	<0,5	<0,02	<0,5	<2
VälBr1 2008-12-04	9,18	0,105	0,0035	5,34	0,186	<0,002	0,805	4,87
VälBr1 2009-11-02	3,69	0,22	<0,002	1,16	0,161	<0,002	0,291	7,59
VälBr1 2010-01-04	2,92	0,0604	<0,002	1,25	0,0928	<0,002	0,35	3,17
VälBr1 2010-03-02	2,25	0,109	<0,002	1,06	0,119	<0,002	0,367	4,58
VälBr1 2010-05-03	7,62	0,073	<0,002	3,87	0,279	<0,002	0,426	2,42
VälBr1 2010-06-30	4,26	0,05	0,0035	2,01	0,103	<0,002	0,34	5,42
VALBr01 2012-10-23	6,26	<0,2	<0,05	4,35	<0,5	<0,02	<0,5	5,46
VälBr1 2014-06-18	3,76	0,137	0,00738	1,36	0,144	<0,002	0,266	2,67
VälBr2 2008-12-04*	<1	2,43	0,0317	1150	0,071	<0,002	1,35	95,4
BenBr1 2014-06-18*	1,49	0,692	0,069	23,9	0,395	0,00399	1,32	93,1
BenBr2 2014-06-18*	<2	0,0581	0,00514	0,434	0,0401	<0,002	0,42	1,88
BenBr1 2011-06-27*	1,9	0,581	0,0918	16,2	<0,5	<0,02	1,25	92,7
BenBr2 2011-06-27*	<1	<0,2	<0,05	5,01	<0,5	<0,02	0,665	24,8

* Borrade brunnar

Utanför undersökningsområdet för denna undersökning

Tabell 4-6 Uppskattad exponering för metaller (mg/kg kroppsvikt och dag) i dricksvatten från brunnar i sex bruksområden.

	Arsenik	Bly	Kadmium	Koppar	Krom	Kvick-silver	Nickel	Zink
Toxikologiska referensvärdet	$6,00 \cdot 10^{-6}$	$3,50 \cdot 10^{-3}$	$2,00 \cdot 10^{-4}$	$5,00 \cdot 10^{-1}$	15,0	$2,30 \cdot 10^{-4}$	$1,20 \cdot 10^{-1}$	$3,00 \cdot 10^{-1}$
EFSA lågrisknivå	$3,00 \cdot 10^{-4}$							
Barn	Intag - mg/kg kroppsvikt och dag							
Strömsberg	$5,01 \cdot 10^{-5}$	$1,96 \cdot 10^{-4}$	$2,48 \cdot 10^{-6}$	$1,99 \cdot 10^{-1}$	$1,28 \cdot 10^{-5}$	$1,00 \cdot 10^{-7}$	$2,00 \cdot 10^{-4}$	$1,35 \cdot 10^{-2}$
Västland	$7,99 \cdot 10^{-5}$	$1,11 \cdot 10^{-5}$	$4,68 \cdot 10^{-6}$	$6,16 \cdot 10^{-4}$	$2,25 \cdot 10^{-5}$	$4,00 \cdot 10^{-7}$	$2,14 \cdot 10^{-4}$	$1,54 \cdot 10^{-3}$
Österby	$5,00 \cdot 10^{-5}$	$3,01 \cdot 10^{-5}$	$2,50 \cdot 10^{-6}$	$3,87 \cdot 10^{-4}$	$2,50 \cdot 10^{-6}$	$1,00 \cdot 10^{-6}$	$2,50 \cdot 10^{-6}$	$2,38 \cdot 10^{-4}$
Lövsta	$2,62 \cdot 10^{-4}$	$4,24 \cdot 10^{-4}$	$3,90 \cdot 10^{-6}$	$1,55 \cdot 10^{-3}$	$9,33 \cdot 10^{-6}$	$6,40 \cdot 10^{-7}$	$2,48 \cdot 10^{-5}$	$1,56 \cdot 10^{-3}$
Vällnora	$4,49 \cdot 10^{-4}$	$3,65 \cdot 10^{-5}$	$8,34 \cdot 10^{-7}$	$1,30 \cdot 10^{-2}$	$1,31 \cdot 10^{-5}$	$2,00 \cdot 10^{-7}$	$4,69 \cdot 10^{-5}$	$1,46 \cdot 10^{-3}$
Bennebol	$1,22 \cdot 10^{-4}$	$3,58 \cdot 10^{-5}$	$4,77 \cdot 10^{-6}$	$1,14 \cdot 10^{-3}$	$2,34 \cdot 10^{-5}$	$6,25 \cdot 10^{-7}$	$9,14 \cdot 10^{-5}$	$5,31 \cdot 10^{-3}$
Medelvärde, bakgrund*	$5,40 \cdot 10^{-5}$	$3,20 \cdot 10^{-5}$	$2,90 \cdot 10^{-6}$	$2,49 \cdot 10^{-4}$	$3,30 \cdot 10^{-5}$	$1,10 \cdot 10^{-7}$	$7,64 \cdot 10^{-5}$	$2,90 \cdot 10^{-3}$
90-percentilen*	$8,84 \cdot 10^{-5}$	$7,52 \cdot 10^{-5}$	$5,00 \cdot 10^{-6}$	$3,43 \cdot 10^{-3}$	$7,01 \cdot 10^{-5}$	$1,00 \cdot 10^{-7}$	$1,68 \cdot 10^{-4}$	$4,94 \cdot 10^{-3}$
Vuxna	Intag - mg/kg kroppsvikt och dag							
Strömsberg	$1,43 \cdot 10^{-5}$	$5,60 \cdot 10^{-5}$	$7,09 \cdot 10^{-7}$	$5,69 \cdot 10^{-2}$	$3,66 \cdot 10^{-6}$	$2,86 \cdot 10^{-8}$	$5,71 \cdot 10^{-5}$	$3,86 \cdot 10^{-3}$
Västland	$2,28 \cdot 10^{-5}$	$3,16 \cdot 10^{-6}$	$1,34 \cdot 10^{-6}$	$1,76 \cdot 10^{-4}$	$6,44 \cdot 10^{-6}$	$1,14 \cdot 10^{-7}$	$6,12 \cdot 10^{-5}$	$4,40 \cdot 10^{-4}$
Österby	$1,43 \cdot 10^{-5}$	$8,60 \cdot 10^{-6}$	$7,14 \cdot 10^{-7}$	$1,11 \cdot 10^{-4}$	$7,14 \cdot 10^{-7}$	$2,86 \cdot 10^{-7}$	$7,14 \cdot 10^{-7}$	$6,80 \cdot 10^{-5}$
Lövsta	$7,49 \cdot 10^{-5}$	$1,21 \cdot 10^{-4}$	$1,11 \cdot 10^{-6}$	$4,42 \cdot 10^{-4}$	$2,67 \cdot 10^{-6}$	$1,83 \cdot 10^{-7}$	$7,09 \cdot 10^{-6}$	$4,45 \cdot 10^{-4}$
Vällnora	$1,28 \cdot 10^{-4}$	$1,04 \cdot 10^{-5}$	$2,38 \cdot 10^{-7}$	$3,72 \cdot 10^{-3}$	$3,75 \cdot 10^{-6}$	$5,71 \cdot 10^{-8}$	$1,34 \cdot 10^{-5}$	$4,18 \cdot 10^{-4}$
Bennebol	$3,49 \cdot 10^{-5}$	$1,02 \cdot 10^{-5}$	$1,36 \cdot 10^{-6}$	$3,25 \cdot 10^{-4}$	$6,68 \cdot 10^{-6}$	$1,79 \cdot 10^{-7}$	$2,61 \cdot 10^{-5}$	$1,52 \cdot 10^{-3}$
Medelvärde, bakgrund*	$1,54 \cdot 10^{-5}$	$9,14 \cdot 10^{-6}$	$8,29 \cdot 10^{-7}$	$7,11 \cdot 10^{-5}$	$9,43 \cdot 10^{-6}$	$3,14 \cdot 10^{-8}$	$2,18 \cdot 10^{-5}$	$8,29 \cdot 10^{-4}$
90-percentilen*	$2,53 \cdot 10^{-5}$	$2,15 \cdot 10^{-5}$	$1,43 \cdot 10^{-6}$	$9,80 \cdot 10^{-4}$	$2,00 \cdot 10^{-5}$	$2,86 \cdot 10^{-8}$	$4,80 \cdot 10^{-5}$	$1,41 \cdot 10^{-3}$

* bakgrundshalter i grundvatten i Uppland (SGU databas, miljöövervakning av grundvatten, <http://www.sgu.se/grundvatten/miljoovervakning-av-grundvatten/>)

Tabell 4-7 Uppskattad exponering för metaller (mg/kg kroppsvikt och dag) om markvatten används som dricksvatten, järnbruksområden.

		As	Pb	Cd	Cu	Cr	Ni	Zn
Toxikologiska referensvärdet		$6,00 \cdot 10^{-6}$	$3,50 \cdot 10^{-3}$	$2,00 \cdot 10^{-4}$	$5,00 \cdot 10^{-1}$	15,0	$1,20 \cdot 10^{-1}$	$3,00 \cdot 10^{-1}$
EFSA lågrisknivå		$3,00 \cdot 10^{-4}$						
	Halt i markvatten							
Barn								
Strömsberg	Medel	$2,01 \cdot 10^{-4}$	$4,36 \cdot 10^{-6}$	$1,53 \cdot 10^{-6}$	$1,72 \cdot 10^{-4}$	$1,92 \cdot 10^{-5}$	0	$8,67 \cdot 10^{-5}$
	Max	$3,05 \cdot 10^{-4}$	$7,47 \cdot 10^{-6}$	$3,06 \cdot 10^{-6}$	$2,07 \cdot 10^{-4}$	$3,44 \cdot 10^{-5}$	0	$9,22 \cdot 10^{-5}$
Västland	Medel	$7,35 \cdot 10^{-4}$	$7,30 \cdot 10^{-6}$	$2,15 \cdot 10^{-6}$	$5,51 \cdot 10^{-4}$	$5,11 \cdot 10^{-5}$	$2,67 \cdot 10^{-8}$	$1,94 \cdot 10^{-4}$
	Max	$3,71 \cdot 10^{-3}$	$2,44 \cdot 10^{-5}$	$5,57 \cdot 10^{-6}$	$9,86 \cdot 10^{-4}$	$3,43 \cdot 10^{-4}$	$2,40 \cdot 10^{-7}$	$3,27 \cdot 10^{-4}$
Österby*		halt < rg	halt < rg	halt < rg	halt < rg	halt < rg	halt < rg	$1,23 \cdot 10^{-4}$
Lövsta	Medel	$1,02 \cdot 10^{-4}$	$4,25 \cdot 10^{-6}$	$1,46 \cdot 10^{-6}$	$2,18 \cdot 10^{-4}$	$3,43 \cdot 10^{-6}$	$4,80 \cdot 10^{-8}$	$9,38 \cdot 10^{-5}$
	Max	$2,01 \cdot 10^{-4}$	$8,62 \cdot 10^{-6}$	$3,05 \cdot 10^{-6}$	$4,44 \cdot 10^{-4}$	$6,92 \cdot 10^{-6}$	$2,40 \cdot 10^{-7}$	$2,23 \cdot 10^{-4}$
Vällnora	Medel	$6,75 \cdot 10^{-4}$	$6,21 \cdot 10^{-6}$	$3,24 \cdot 10^{-7}$	$2,34 \cdot 10^{-4}$	$1,17 \cdot 10^{-5}$	0	$5,37 \cdot 10^{-5}$
	Max	$2,86 \cdot 10^{-3}$	$2,20 \cdot 10^{-5}$	$2,02 \cdot 10^{-6}$	$5,34 \cdot 10^{-4}$	$3,02 \cdot 10^{-5}$	0	$1,65 \cdot 10^{-4}$
Bennebol	Medel	$7,78 \cdot 10^{-4}$	$1,13 \cdot 10^{-4}$	$3,63 \cdot 10^{-6}$	$1,79 \cdot 10^{-3}$	$6,64 \cdot 10^{-6}$	0	$9,41 \cdot 10^{-5}$
	Max	$1,25 \cdot 10^{-3}$	$2,87 \cdot 10^{-4}$	$6,18 \cdot 10^{-6}$	$4,05 \cdot 10^{-3}$	$9,26 \cdot 10^{-6}$	0	$1,09 \cdot 10^{-4}$
Vuxna								
Strömsberg	Medel	$5,75 \cdot 10^{-5}$	$1,25 \cdot 10^{-6}$	$4,37 \cdot 10^{-7}$	$4,91 \cdot 10^{-5}$	$5,49 \cdot 10^{-6}$	0	$2,48 \cdot 10^{-5}$
	Max	$8,71 \cdot 10^{-5}$	$2,13 \cdot 10^{-6}$	$8,74 \cdot 10^{-7}$	$5,91 \cdot 10^{-5}$	$9,83 \cdot 10^{-6}$	0	$2,63 \cdot 10^{-5}$
Västland	Medel	$2,10 \cdot 10^{-4}$	$2,09 \cdot 10^{-6}$	$6,14 \cdot 10^{-7}$	$1,57 \cdot 10^{-4}$	$1,46 \cdot 10^{-5}$	$7,62 \cdot 10^{-9}$	$5,54 \cdot 10^{-5}$
	Max	$1,06 \cdot 10^{-3}$	$6,97 \cdot 10^{-6}$	$1,59 \cdot 10^{-6}$	$2,82 \cdot 10^{-4}$	$9,80 \cdot 10^{-5}$	$6,86 \cdot 10^{-8}$	$9,34 \cdot 10^{-5}$
Österby*		halt < rg	halt < rg	halt < rg	halt < rg	halt < rg	halt < rg	$3,51 \cdot 10^{-5}$
Lövsta	Medel	$2,92 \cdot 10^{-5}$	$1,21 \cdot 10^{-6}$	$4,17 \cdot 10^{-7}$	$6,22 \cdot 10^{-5}$	$9,79 \cdot 10^{-7}$	$1,37 \cdot 10^{-8}$	$2,68 \cdot 10^{-5}$
	Max	$5,74 \cdot 10^{-5}$	$2,46 \cdot 10^{-6}$	$8,71 \cdot 10^{-7}$	$1,27 \cdot 10^{-4}$	$1,98 \cdot 10^{-6}$	$6,86 \cdot 10^{-8}$	$6,37 \cdot 10^{-5}$
Vällnora	Medel	$1,93 \cdot 10^{-4}$	$1,77 \cdot 10^{-6}$	$9,25 \cdot 10^{-8}$	$6,68 \cdot 10^{-5}$	$3,34 \cdot 10^{-6}$	0	$1,53 \cdot 10^{-5}$
	Max	$8,17 \cdot 10^{-4}$	$6,29 \cdot 10^{-6}$	$5,77 \cdot 10^{-7}$	$1,53 \cdot 10^{-4}$	$8,63 \cdot 10^{-6}$	0	$4,71 \cdot 10^{-5}$
Bennebol	Medel	$2,22 \cdot 10^{-4}$	$3,24 \cdot 10^{-5}$	$1,04 \cdot 10^{-6}$	$5,11 \cdot 10^{-4}$	$1,90 \cdot 10^{-6}$	0	$2,69 \cdot 10^{-5}$
	Max	$3,57 \cdot 10^{-4}$	$8,20 \cdot 10^{-5}$	$1,77 \cdot 10^{-6}$	$1,16 \cdot 10^{-3}$	$2,65 \cdot 10^{-6}$	0	$3,11 \cdot 10^{-5}$

* Endast 1 prov

4.4 Exponering genom konsumtion av växter

I detta avsnitt uppskattas intaget av metaller genom konsumtion av frukt, bär, rotsaker och grönsaker som växer på bruksområdena. Intaget uppskattas utifrån uppmätta halter av metaller och jämförs med olika riktvärden för intag av metaller i mat.

4.4.1 Konsumtion av växter

En genomgång av uppgifter från Jordbruksverket (2013) och Livsmedelverket (2006 och 2012) gjordes för att uppskatta intaget av olika grupper av växter (frukt och bär, rotsaker och potatis). I detta avsnitt anges data för intag av växter i kg färskvikt.

Uppgifterna varierar mycket mellan de olika källorna, delvis på grund av att växter grupperas på olika sätt i de olika publikationerna, och delvis för att intaget av köksväxter har ökat över studieperioderna. Jordbruksverket uppger att för vuxna har intaget av köksväxter ökat med 99 % och frukt med 27 % under perioden 1980-2012.

Intaget av frukt och bär har baserats på data från Jordbruksverket som anger data för olika typer av frukt och bär. För en vuxen person uppges intaget av frukter som vanligtvis växer i Sverige (äpplen och päron samt körsbär plommon och andra stenfrukter) vara 17,5 kg/år och intag av bär (färsk och fryst) vara 4,3 kg/år. Vi har därför antagit att intaget av frukt och bär är 25 kg/år hos vuxna. Enligt Livsmedelsverket är intaget av frukt och bär hos en vuxen (128 kg/år) endast lite högre än intaget hos ett barn (118 kg/år för en 4-åring och 101 kg/år för barn i årskurs 2) och därför har vi antagit ett intag av 20 kg/år hos barn.

Intaget av rotsaker anges vara 13 kg/år enligt Jordbruksverket och intaget av potatis anges vara 84 kg/år. Livsmedelsverket anger ett något lägre intag av 8 kg rotsaker och 36 kg potatis per år. Enligt Livsmedelsverket är intaget hos barn mycket mindre, totalt 33 kg/år för rotsaker och potatis hos en 4 åring. I våra beräkningar har vi antagit ett intag av 63 kg/år hos vuxna och 33 kg/år hos barn.

Intaget av grönsaker hos vuxna uppges vara 47,5 kg/år av Livsmedelsverket och 52 kg/år av Jordbruksverket, därför används ett intag av 50 kg/år i beräkningarna. Enligt Livsmedelsverket är intaget hos barn mycket mindre, endast 14 kg/år hos 4-åringar. Vi har antagit 15 kg/år i beräkningarna.

TS-halten antas vara 12 % för frukt och bär samt grönsaker och 20 % för rotsaker vid omräkning av färskvikt till torrsvikt.

4.4.2 Metallhalten i växter

Medelhalten av metaller i olika grupper av växter har beräknats utifrån halterna som rapporterats i avsnitt 3.8, se tabell 4-8. Medelhalten har beräknats för varje bruk, och ett värde har beräknats även för följande typer av växter:

- Bär och frukter
- Rotfrukter
- Blad- och stjälkgrönsaker

Ärtor och bönor har klassats som frukt och bär, eftersom växt delen som vanligtvis äts är fruktdelen.

Där föroreningshalter ligger under rapporteringsgränsen har halten i växt antagits vara halva rapporteringsgränsen. Detta gjordes för att inte underskatta riskerna.

Halterna av arsenik i växter på bruksområden kan jämföras med genomsnittliga halter som Livsmedelsverket har rapporterat för halterna av arsenik i frukt och grönsaker i Sverige (Livsmedelsverket, 2012). Medelhalten i frukt och bär var 0,003 mg/kg färskvikt, (cirka 0,02 mg/kg TS) och för rotsaker var medelhalten i potatis mindre än 0,003 mg/kg (0,02 mg/kg TS). Medelhalten i grönsaker var mindre än 0,02 mg/kg färskvikt (cirka 0,3 mg/kg TS). Rapporteringsgränsen för många av analyserna av växter från bruksområden låg över de genomsnittliga halter som Livsmedelsverket rapporterar. För att kunna jämföra med Livsmedelsverkets data har medelvärden för arsenik även beräknats där föroreningshalter under rapporteringsgränsen räknas som noll (se Tabell 4-8).

Tabell 4-8 Medelvärden av metallhalter i olika växtgrupper och bruk (mg/kg TS).

		As	As**	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Växtdel	Bruk										
Bär/frukt	Bennebol	0,12	0,06	0,003	0,01	0,06	3,2	0,003	0,09	2,69	8,4
	Länna	0,05	0,045	0,004	0,00	0,06	2,0	0,008	0,14	0,03	5,3
	Lövsta	0,05	0	0,006	0,01	0,08	3,6	0,008	0,20	0,03	6,2
	Vällnora	0,05	0,003	0,011	0,01	0,12	6,7	0,005	0,44	0,04	33,3
	Västland	0,14	0,070	0,007	0,01	0,04	3,8	0,013	0,08	0,05	12,3
	Alla bruk	0,08	0,033	0,007	0,01	0,09	4,4	0,008	0,25	0,57	15,1
Grönsaker	Bennebol	0,14	0,273	0,056	0,02	0,04	1,5	0,005	0,05	0,05	15,9
	Vällnora	1,11	1,106	0,216	0,11	0,61	10,7	0,017	0,60	0,65	77,7
	Västland	0,67	0,67	0,060	0,05	0,21	8,3	0,610	0,13	0,31	31,5
	Alla bruk	0,91	0,925	0,171	0,09	0,47	9,1	0,100	0,46	0,52	62,3
Rotsaker	Bennebol	0,66	0,660	0,144	0,03	0,01	8,2	0,005	0,07	0,27	122,5
	Lövsta	0,05	0	0,051	0,01	0,32	6,9	0,008	0,25	0,09	50,7
	Vällnora	0,29	0,280	0,060	0,04	0,18	6,4	0,007	0,22	0,37	24,8
	Västland	0,17	0,069	0,030	0,02	0,08	3,1	0,013	0,12	0,08	23,1
	Strömsberg	0,05	0	0,012	0,01	0,05	5,0	0,005	0,11	0,07	14,0
	Alla bruk	0,21	0,132	0,049	0,03	0,15	5,8	0,008	0,19	0,20	33,5

** Halter under rapporteringsgränsen räknas som 0.

Generellt var medelhalten i frukt och bär i samma nivå som i Livsmedelsverkets data; några högre halter rapporterades från några bruk. Halterna i rotsaker och grönsaker var något högre än medelhalten i Livsmedelsverkets data.

4.4.3 Exponering genom växtintag

Det uppskattade intaget av metaller genom konsumtion av bär, rotsaker och grönsaker visas i tabell 4-10. Andelen av den totala konsumtionen som kommer från bruksområdet antas vara 40 %. Detta antagande är ett försiktigt antagande för att inte underskatta riskerna.

Intaget underskrider TDI-värdet för alla ämnen utom för arsenik. För de flesta ämnen underskrider TDI-värdet med stor marginal, men intaget av kadmium, bly och zink hos barn i områden och växtgrupper med de högsta föroreningshalterna ligger i samma nivå som TDI-värdet. För arsenik överskrider TDI-värdet vid barnens intag av alla typer av växter och bruksområden. Observera att detta gäller även växter och bruksområden där halten i växt är baserade på halva rapporteringsgränsen. Detta betyder att även där halten av arsenik är mycket lågt i växter, överskrider TDI-värdet ändå av barnens intag. Även för vuxna överskrider TDI-värdet vid intag av rotsaker och grönsaker från flera bruk. Eftersom halterna av arsenik i frukt och bär är låga, leder konsumtion av frukt och bär inte till ett intag som ligger över TDI-värdet.

För arsenik, där intag av växter med arsenik i halter under rapporteringsgränsen leder till ett intag som överskrider TDI-värdet, har vi även jämfört intaget med EFSA's lågrisknivå för intag av arsenik i mat (EFSA, 2009). Exponering av barn genom intag av växter från bruksområden överskrider EFSA-lågrisknivån i bruk där de högsta halterna i växter har uppmätts, (Bennebol och Vällnora). Om intaget av arsenik hos barn

uppskattas utifrån medelhalten av arsenik i växter över alla bruk, underskrids EFSA:s lågrisknivå.

Att 40 % av hela årets konsumtion av växtprodukter kommer från det förorenade området är ett försiktigt antagande. I Naturvårdsverkets riktvärdesmodell antas att endast 10 % av den totala konsumtionen kommer från det förorenade området. Om 10 % av den totala mängden växtprodukter som konsumeras kommer från det förorenade området är intaget lägre än EFSA-lågrisknivån (se tabell 4-9). Intag av frukt och bär leder inte i något fall till ett intag över det toxikologiska referensvärdet, men intag av rotsaker och grönsaker från tre av brukena leder till ett intag som ligger över det toxikologiska referensvärdet.

Tabell 4-9 Intag av arsenik (mg/kg kroppsvikt och dag) genom konsumtion av växter; 10% av den årliga konsumtionen antas komma från det förorenade området. För jämförelse visas toxikologiska referensvärdet från riktvärdesmodellen och EFSA:s lågrisknivå för arsenik i mat.

			Vuxna	Barn
Toxikologiska referensvärdet mg/kg och dag			$6,00 \cdot 10^{-6}$	
EFSA lågrisknivå			$3,00 \cdot 10^{-4}$	$3,00 \cdot 10^{-4}$
Bruk	n	Växtedel		
Bennebol	3	Bär/frukt	$1,39 \cdot 10^{-6}$	$9,74 \cdot 10^{-6}$
	1	Rotsaker	$3,24 \cdot 10^{-5}$	$1,62 \cdot 10^{-4}$
	1	Grönsaker	$3,29 \cdot 10^{-6}$	$1,15 \cdot 10^{-5}$
Bennebol		Total	$3,70 \cdot 10^{-5}$	$1,83 \cdot 10^{-4}$
Länna	2	Bär/frukt	$5,87 \cdot 10^{-7}$	$4,11 \cdot 10^{-6}$
Lövsta	3	Bär/frukt	<rg	<rg
	3	Rotsaker	<rg	<rg
Vällnora	4	Bär/frukt	<rg	<rg
	6	Rotsaker	$1,45 \cdot 10^{-5}$	$7,26 \cdot 10^{-5}$
	5	Grönsaker	$2,60 \cdot 10^{-5}$	$9,10 \cdot 10^{-5}$
Vällnora		Total	$4,11 \cdot 10^{-5}$	$1,68 \cdot 10^{-4}$
Västland	3	Bär/frukt	$1,61 \cdot 10^{-6}$	$1,13 \cdot 10^{-5}$
	4	Rotsaker	$8,32 \cdot 10^{-6}$	$4,16 \cdot 10^{-5}$
	1	Grönsaker	$1,57 \cdot 10^{-5}$	$5,51 \cdot 10^{-5}$
Strömsberg	2	Rotsaker	<rg	<rg
Alla bruk				
TS	15	Bär/frukt	$9,21 \cdot 10^{-7}$	$6,45 \cdot 10^{-6}$
	16	Rotsaker	$1,05 \cdot 10^{-5}$	$5,24 \cdot 10^{-5}$
	7	Grönsaker	$2,13 \cdot 10^{-5}$	$7,45 \cdot 10^{-5}$
		Total	$3,27 \cdot 10^{-5}$	$1,33 \cdot 10^{-4}$

Det genomsnittliga intaget av oorganisk arsenik i Europa uppskattas vara mellan 0,13 och 0,56 µg/kg kroppsvikt och dag (EFSA, 2009). Vid hög konsumtion (40 % av det totala växtintaget) och vid brukena där de högsta halter i växter har observerats, ligger ett barns intag (högst 0,73 µg/kg kroppsvikt och dag) över det genomsnittliga intaget.

Tabell 4-10 Intag av metaller genom konsumtion av växter från järnbruksområden (mg/kg kroppsvikt och dag); 40% av den årliga konsumtionen antas komma från det förorenade området. För jämförelse visas TDI-värdet* och för arsenik även EFSA lågrisknivå för arsenik i mat.

Ämne	Vuxna										Barn										
	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn			
TDI	6.00E-06	2.00E-04	1.40E-03	1.50E+00	5.00E-01	2.30E-04	1.20E-02	3.50E-03	3.00E-01	6.00E-06	2.00E-04	1.40E-03	1.50E+00	5.00E-01	2.30E-04	1.20E-02	3.50E-03	3.00E-01			
EFSA lågrisknivå	3.00E-04									3.00E-04											
Bruk	n	Växt	del																		
Bennebol	3	Bär/frukt		5.57E-06	<rg	5.52E-07	2.70E-06	1.51E-04	<rg	4.34E-06	1.26E-04	3.93E-04	3.90E-05	<rg	3.86E-06	1.89E-05	1.06E-03	<rg	3.04E-05	8.84E-04	2.75E-03
	1	Rotsaker		1.29E-04	2.84E-05	6.82E-06	<rg	1.62E-03	<rg	<rg	5.29E-05	2.42E-02	6.47E-04	1.42E-04	3.41E-05	<rg	8.08E-03	<rg	<rg	2.64E-04	1.21E-01
	1	Grönsaker		1.32E-05	5.23E-06	2.27E-06	<rg	1.45E-04	<rg	<rg	<rg	1.49E-03	4.60E-05	1.83E-05	7.95E-06	<rg	5.08E-04	<rg	<rg	<rg	5.23E-03
		Total		1.48E-04	3.37E-05	9.64E-06	7.84E-06	1.91E-03	<rg	2.28E-05	1.84E-04	2.61E-02	7.32E-04	1.61E-04	4.59E-05	3.89E-05	9.64E-03	<rg	1.16E-04	1.17E-03	1.29E-01
Länna	2	Bär/frukt		2.35E-06	<rg	1.64E-07	3.04E-06	9.46E-05	<rg	6.46E-06	<rg	2.48E-04	1.64E-05	<rg	1.15E-06	2.13E-05	6.62E-04	<rg	4.52E-05	9.04E-06	1.74E-03
Lövsta	3	Bär/frukt		<rg	2.86E-07	2.71E-07	3.90E-06	1.70E-04	<rg	9.60E-06	<rg	2.90E-04	<rg	2.01E-06	1.90E-06	2.73E-05	1.19E-03	<rg	6.72E-05	9.32E-06	2.03E-03
	3	Rotsaker		<rg	4.83E-06	1.17E-06	3.01E-05	6.43E-04	<rg	2.30E-05	8.83E-06	4.76E-03	<rg	1.69E-05	4.10E-06	1.06E-04	2.25E-03	<rg	8.05E-05	3.09E-05	1.67E-02
Vällnora	4	Bär/frukt		<rg	5.17E-07	6.83E-07	5.47E-06	3.16E-04	<rg	2.07E-05	1.74E-06	1.56E-03	<rg	3.62E-06	4.78E-06	3.83E-05	2.21E-03	<rg	1.45E-04	1.22E-05	1.09E-02
	6	Rotsaker		5.81E-05	1.19E-05	8.51E-06	3.63E-05	1.27E-03	1.32E-06	4.43E-05	7.27E-05	4.88E-03	2.90E-04	5.95E-05	4.25E-05	1.82E-04	6.35E-03	6.58E-06	2.22E-04	3.63E-04	2.44E-02
	5	Grönsaker		1.04E-04	2.03E-05	1.04E-05	5.72E-05	1.01E-03	1.62E-06	5.65E-05	6.10E-05	7.30E-03	3.64E-04	7.10E-05	3.65E-05	2.00E-04	3.53E-03	5.67E-06	1.98E-04	2.14E-04	2.55E-02
		Total		1.64E-04	3.27E-05	1.96E-05	9.90E-05	2.59E-03	3.17E-06	1.22E-04	1.35E-04	1.37E-02	6.71E-04	1.34E-04	8.39E-05	4.20E-04	1.21E-02	1.39E-05	5.65E-04	5.89E-04	6.09E-02
Västland	3	Bär/frukt		6.43E-06	<rg	4.51E-07	<rg	1.79E-04	<rg	3.84E-06	<rg	5.80E-04	4.50E-05	<rg	3.16E-06	<rg	1.25E-03	<rg	2.68E-05	<rg	4.06E-03
	4	Rotsaker		3.33E-05	5.88E-06	3.48E-06	1.58E-05	6.11E-04	<rg	2.38E-05	1.55E-05	4.56E-03	1.66E-04	2.94E-05	1.74E-05	7.92E-05	3.05E-03	<rg	1.19E-04	7.74E-05	2.28E-02
	1	Grönsaker		6.29E-05	5.64E-06	4.70E-06	1.97E-05	7.82E-04	5.73E-05	<rg	2.91E-05	2.96E-03	2.20E-04	1.97E-05	1.64E-05	6.90E-05	2.74E-03	2.01E-04	<rg	1.02E-04	1.04E-02
Strömsbe	2	Rotsaker		<rg	2.40E-06	2.12E-06	9.28E-06	9.77E-04	<rg	2.16E-05	1.35E-05	2.75E-03	<rg	1.20E-05	1.06E-05	4.64E-05	4.89E-03	<rg	1.08E-04	6.77E-05	1.38E-02
Alla bruk	15	Bär/frukt		3.68E-06	3.25E-07	4.74E-07	4.33E-06	2.05E-04	3.56E-07	1.15E-05	2.67E-05	7.09E-04	2.58E-05	2.27E-06	3.32E-06	3.03E-05	1.44E-03	2.49E-06	8.08E-05	1.87E-04	4.97E-03
	16	Rotsaker		4.19E-05	9.57E-06	5.13E-06	3.02E-05	1.15E-03	1.54E-06	3.76E-05	3.93E-05	6.62E-03	2.09E-04	4.79E-05	2.56E-05	1.51E-04	5.74E-03	7.71E-06	1.88E-04	1.97E-04	3.31E-02
	7	Grönsaker		8.51E-05	1.60E-05	8.45E-06	4.42E-05	8.52E-04	9.41E-06	4.27E-05	4.84E-05	5.85E-03	2.98E-04	5.61E-05	2.96E-05	1.55E-04	2.98E-03	3.29E-05	1.49E-04	1.69E-04	2.05E-02
		Total		1.31E-04	2.59E-05	1.41E-05	7.87E-05	2.21E-03	1.13E-05	9.18E-05	1.14E-04	1.32E-02	5.33E-04	1.06E-04	5.85E-05	3.36E-04	1.02E-02	4.31E-05	4.18E-04	5.53E-04	5.85E-02

* För arsenik är det toxikologiska referensvärdet en oral riskfaktor (Risk_{or})

4.5 Exponering genom konsumtion av fisk

I detta avsnitt uppskattas exponering genom konsumtion av fisk utifrån data för halterna av metaller i abborre och gädda i Norrsjön, vid Vällnora bruk samt Oppdammen, Stordammen och Herrgårdsdammen vid Österbybruk.

4.5.1 Konsumtion av fisk

Enligt jordbruksverket är den totala konsumtionen av färsk fisk 17,3 kg per person och år, och konsumtionen av sötvattenfisk är 1,4 kg per person och år. Livsmedelsverket anger den totala fiskkonsumtionen till cirka 14 kg per person och år. Barnens konsumtion är mindre, 6 kg/år för 4-åringar och cirka 7 kg/år i årskurs 2. Baserat på dessa uppgifter har vi antagit ett intag av 1,5 kg per vuxen och år av fisk från ytvattenrecipienter i närheten av bruksområdena samt 0,75 kg/ per barn och år.

Fiskare kan ha en högre konsumtion av fisk som fångas i recipientsjöarna vid järnbruksområden, varför vi även har uppskattat intaget för en högre konsumtionsnivå av 5 kg/år per vuxen och 2 kg/år per barn.

4.5.2 Metallhalten i fisk

Metallhalten i fisk antas vara medelhalten i muskel från abborre och gädda från Norrsjön, Vällnora Bruk (även nedströms Bennebols bruk) samt från tre sjöar vid Österby bruk. Halterna i enskilda prov finns i Tabell 3-60. Medelhalterna för båda bruk, samt totalt för de två bruken, visas i Tabell 4-11.

Där uppmätta halter var under rapporteringsgränsen har halten av metaller i fiskmuskel räknades som halva rapporteringsgränsen. För ett antal metaller var halterna av alla muskelprov under rapporteringsgränsen (markeras grått i Tabell 4-11).

Tabell 4-11 Medelhalter av metaller (mg/kg färskvikt) i fiskmuskel i Vällnora bruk (Norrsjön) samt i Österby bruk (Oppdammen, Stordammen och Herrgårdsdammen).

	Vällnora	Österby bruk	Alla
As	0,026	0,045	0,040
Cd	0,002	0,001	0,001
Co	0,002	0,001	0,001
Cr	0,009	0,009	0,009
Cu	0,098	0,099	0,099
Hg	0,773	0,797	0,791
Mn	0,346	0,480	0,446
Ni	0,010	0,055	0,044
Pb	0,010	0,015	0,014
Zn	7,198	9,168	8,668

Halterna av arsenik, kadmium, kobolt och krom var under rapporteringsgränsen i alla prov av fiskmuskel. I Norrsjön, vid Vällnora var även halterna av nickel och bly under

rapporteringsgränsen. De uppmätta arsenikhalterna ligger under de genomsnittliga halterna i matfisk i Sverige, 2,52 mg/kg färskvikt (Livsmedelsverket, 2012).

Den uppmätta halten av kvicksilver i gädda är högre än genomsnittliga halter i saluhållen insjögädda i Livsmedelsverkets undersökning (Livsmedelsverket, 2008) och halten i abborre är i nivå med de högsta halterna i insjöabborre i Livsmedelsverkets undersökning. Gränsvärdena för kvicksilver i livsmedel, inklusive fisk, finns i EU förordningen 1881/2006 (EU, 2006). Halterna i gädda ligger under gränsvärdet för fisk i livsmedel (1 mg/kg våtvikt) men halterna i abborre ligger över det relevanta gränsvärdet, som är lägre för abborre, 0,5 mg/kg våtvikt. De uppmätta halterna av kvicksilver i fiskmuskel är dock i nivå med halterna i en databas från miljöövervakningsprogrammet (se avsnitt 3.10) och kan vara ett resultat av diffus förorening och inte bero på utlakning från bruksområden.

Halterna av zink i fiskmuskel är i samma nivå som maxhalten som rapporterades av Livsmedelsverket (8,78 mg/kg färskvikt).

4.5.3 Uppskattad exponering

Intaget av alla metaller genom konsumtion av fisk underskrider toxikologiska referensvärden för alla metaller förutom arsenik och kvicksilver (se tabell 4-12).

Intaget av arsenik har beräknats utifrån en metallhalt som motsvarar halva rapporteringsgränsen. Även vid en låg halt (halva rapporteringsgränsen) beräknas intaget av arsenik överskrida toxikologiska referensvärdet för barn vid vanlig fiskkonsumtion och för barn och vuxna vid hög fiskkonsumtion (förutom vid Vällnora för vuxna).

För kvicksilver har Livsmedelsverket (2012) uppskattat den dagliga exponeringen till 0,1-0,3 µg/kg kroppsvikt och vecka. Fisk bidrar med cirka 82 % av det totala intaget. Intaget hos barn (cirka 0,14 µg/kg kroppsvikt och vecka) vid Vällnora och Österbybruk vid vanlig fiskkonsumtion (endast insjöfisk) ligger i nivå med det genomsnittliga totala intaget och för vuxna ligger intaget (0,04 kg kroppsvikt och vecka för vuxna) under det totala genomsnittliga intaget.

Tabell 4-12 Intaget av metaller i vuxna och barn genom fiskkonsumtion (mg/kg kroppsvikt och dag), för vanlig konsumtion och en högre konsumtionsnivå.

Ämne		Intag/dag - vuxna			Intag/dag barn		
		Vällnora	Österby	Alla	Vällnora	Österby	Alla
	EFSA lågrisknivå för arsenik	hög konsumtion					
	$3,00 \cdot 10^{-4}$						
	TDI*						
As	$6,00 \cdot 10^{-6}$	<rg	<rg	<rg	<rg	<rg	<rg
Cd	$2,00 \cdot 10^{-4}$	<rg	<rg	<rg	<rg	<rg	<rg
Cr	15,0	<rg	<rg	<rg	<rg	<rg	<rg
Cu	$5,00 \cdot 10^{-1}$	$1,92 \cdot 10^{-5}$	$1,95 \cdot 10^{-5}$	$1,94 \cdot 10^{-5}$	$5,04 \cdot 10^{-6}$	$5,15 \cdot 10^{-6}$	$5,13 \cdot 10^{-6}$
Hg	$2,30 \cdot 10^{-4}$	$1,51 \cdot 10^{-4}$	$1,56 \cdot 10^{-4}$	$1,55 \cdot 10^{-4}$	$5,39 \cdot 10^{-5}$	$5,45 \cdot 10^{-5}$	$5,44 \cdot 10^{-5}$
Ni	$1,20 \cdot 10^{-1}$	<rg	$1,09 \cdot 10^{-5}$	$8,60 \cdot 10^{-6}$	$4,24 \cdot 10^{-4}$	$4,37 \cdot 10^{-4}$	$4,34 \cdot 10^{-4}$
Pb	$3,50 \cdot 10^{-3}$	<rg	$2,91 \cdot 10^{-6}$	$2,68 \cdot 10^{-6}$	$1,89 \cdot 10^{-4}$	$2,63 \cdot 10^{-4}$	$2,44 \cdot 10^{-4}$
Zn	$3,00 \cdot 10^{-1}$	$1,41 \cdot 10^{-3}$	$1,79 \cdot 10^{-3}$	$1,70 \cdot 10^{-3}$	$5,60 \cdot 10^{-6}$	$3,04 \cdot 10^{-5}$	$2,41 \cdot 10^{-5}$
	EFSA lågrisknivå för arsenik	vanlig konsumtion					
	$3,00 \cdot 10^{-4}$						
As	$6,00 \cdot 10^{-6}$	<rg	<rg	<rg	<rg	<rg	<rg
Cd	$2,00 \cdot 10^{-4}$	<rg	<rg	<rg	<rg	<rg	<rg
Cr	15,0	<rg	<rg	<rg	<rg	<rg	<rg
Cu	$5,00 \cdot 10^{-1}$	$5,40 \cdot 10^{-7}$	$5,52 \cdot 10^{-7}$	$5,49 \cdot 10^{-7}$	$1,89 \cdot 10^{-6}$	$1,93 \cdot 10^{-6}$	$1,92 \cdot 10^{-6}$
Hg	$2,30 \cdot 10^{-4}$	$5,77 \cdot 10^{-6}$	$5,84 \cdot 10^{-6}$	$5,82 \cdot 10^{-6}$	$2,02 \cdot 10^{-5}$	$2,04 \cdot 10^{-5}$	$2,04 \cdot 10^{-5}$
Ni	$1,20 \cdot 10^{-1}$	<rg	$4,68 \cdot 10^{-5}$	$4,65 \cdot 10^{-5}$	$1,59 \cdot 10^{-4}$	$1,64 \cdot 10^{-4}$	$1,63 \cdot 10^{-4}$
Pb	$3,50 \cdot 10^{-3}$	<rg	$2,82 \cdot 10^{-5}$	$2,62 \cdot 10^{-5}$	$7,10 \cdot 10^{-5}$	$9,86 \cdot 10^{-5}$	$9,16 \cdot 10^{-5}$
Zn	$3,00 \cdot 10^{-1}$	$6,00 \cdot 10^{-7}$	$3,26 \cdot 10^{-6}$	$2,58 \cdot 10^{-6}$	$2,10 \cdot 10^{-6}$	$1,14 \cdot 10^{-5}$	$9,03 \cdot 10^{-6}$

*För arsenik är det toxikologiska referensvärdet en oral riskfaktor ($Risk_{or}$)

4.6 Konsumtion av lamm, höns och ägg

I detta avsnitt uppskattas exponeringen genom konsumtion av lammkött från Västlands bruk samt höns och ägg från Vällnora bruk.

4.6.1 Konsumtion av lamm, höns och ägg

Jordbruksverket rapporterar konsumtion av lammkött som 1,6 kg per person och år. Denna konsumtion är endast en liten del av den totala köttkonsumtion, vilket Livsmedelsverket rapporterar som 23 kg per vuxen och år och 20 kg per barn (4-åring) och år. Eftersom köttproducenterna kan ha en högre konsumtion av eget kött, har ett fall med vanlig konsumtion studerats med antaget intag av lammkött på 1,6 kg/år för vuxna och barn, samt en högre konsumtionsnivå med antaget intag på 15 kg/år för vuxna och 5 kg/år för barn.

Konsumtion av ägg ligger mellan 5 och 18,6 kg/år för vuxna och kring 2 kg/år för barn. Vi har antagit ett intag av 10 kg/år för vuxna och 5 kg/år för barn som vanlig

konsumtion. En högre konsumtionsnivå antas vara 18 kg/år för vuxna och 7 kg/år för barn.

Konsumtion av kycklingkött ligger mellan 8 och 17,7 kg/vuxna och år (data från Jordbruksverket (2013) och Livsmedelsverket (2012)) och intag hos barn ligger mellan 4 och 6 kg per år (4-åringar – årskurs 2, data från Livsmedelsverket (2006)). Vi har antagit att en vanlig konsumtionsnivå är 15 kg för vuxna och 5 kg för barn. En högre konsumtionsnivå kan förväntas vid uppfodring av egna fåglar och därför har vi även räknat med en högre konsumtionsnivå på 30 kg för vuxna och 7 kg för barn.

4.6.2 Metallhalterna i lamm, höns och ägg

Halterna av metaller i produkter visas i tabell 3-59. För höns har intaget genom konsumtion av kött beräknats. Halterna i lever har inte använts i exponeringsberäkningarna. För konsumtion av lamm har medelhalten i muskel använts för konsumtionsberäkningar.

Vid uppskattning av intaget genom konsumtion av lamm, ägg och höns har metallhalter som ligger under rapporteringsgränsen räknats som halva rapporteringsgränsen.

Arsenikhalterna var under rapporteringsgränsen i ägg och i fårkött. Halterna i ägg ligger i nivå med den genomsnittliga halten i ägg i Sverige, vilket också ligger under rapporteringsgränsen (Livsmedelsverket, 2012). Den genomsnittliga halten i kött i Sverige (inte endast fårkött) är 0,013 mg/kg färskvikt, vilket ligger under rapporteringsgränsen som erhöles i denna studie (0,03 mg/kg färskvikt). Arsenikhalterna i två prov av lammmuskel var dock under rapporteringsgränsen. Den uppmätta halten av arsenik i kött från höns är något högre, 0,116 mg/kg färskvikt.

4.6.3 Uppskattad exponering och riskbedömning

Den uppskattade exponeringen för metaller genom konsumtion av ägg, höns och lamm visas i tabell 4-13 och jämförs med toxikologiska referensvärden från riktvärdesmodellen, samt EFSA:s lågrisknivå för arsenik i mat.

Intaget av alla metaller genom konsumtion av kött och ägg från bruksområden ligger under toxikologiska referensvärden för alla metaller utom arsenik och kadmium.

Eftersom halterna av arsenik för under rapporteringsgränsen i ägg och höns, förväntas exponering genom dessa produkter vara lågt. Men även vid halva rapporteringsgränsen överskrids det toxikologiska referensintaget av arsenik genom konsumtion av ägg redan vid vanlig konsumtionsnivå och genom konsumtion av fårkött vid den högre konsumtionsnivån. Konsumtion av kött från höns leder också till ett intag som är över det toxikologiska referensvärdet, men som ligger under EFSA:s lågrisknivå.

I en tidigare undersökning analyserades arsenikhalten i lammnjure från Vällnora bruk (Kemakta, 2012e). Halten i njurar var något förhöjt jämfört med halterna i njure i två europeiska studier (Vos m.gl, 1988 och EFSA, 2009), och var över medelvärdet men under 95-percentilen från dessa studier.

För arsenik har EFSA (2009) uppskattat exponeringen för oorganisk arsenik till cirka 0,13 - 0,56 µg/kg kroppsvikt och dag. Det högsta arsenikintaget vid konsumtion av kött från höns vid bruksområden (barn, med högre konsumtionsnivå) är 0,17 µg/kg kroppsvikt och dag, och den livstidsintegrerad konsumtion är lägre (ca 0,1 µg/kg kroppsvikt och dag). Detta ligger i linje med EFSA:s bedömning att intaget av arsenik genom konsumtion av kött är en liten andel av det totala intaget.

Konsumtion av hönskött leder även till ett intag av kadmium över TDI-värdet för barn vid vanlig konsumtion och för vuxna vid hög konsumtion. För kadmium uppskattas den genomsnittliga exponeringen i Sverige till 11,2 µg/dag, vilket motsvarar 1,3 µg/kg kroppsvikt och dag. Det högsta intaget vid konsumtion av kött från höns vid bruksområden (barn med högre konsumtionsnivå) är 0,5 µg/kg kroppsvikt och dag.

Halten av zink i fårkött är högre än den genomsnittliga halten i kött i Sverige (inte endast fårkött). Livsmedelsverket (2012) anger medelhalten i kött i Sverige som 18 mg/kg färskvikt och maxhalten 21 mg/kg färskvikt, och de uppmätta halterna i fårkött från Västlands bruk var 73 och 55 mg/kg färskvikt. Den uppmätta halten i hönskött var 27,1 mg/kg färskvikt. Zinkintaget genom konsumtion av fårkött är dock inte över TDI-värdet.

Tabell 4-13 Intag av metaller (mg/kg kroppsvikt och dag) genom konsumtion av ägg, höns och lamm från bruksområden, för vanlig konsumtion och en högre konsumtionsnivå.

		Vuxna					
Ämne	EFSA lågrisknivå, As i mat	vanlig konsumtion			högre konsumtionsnivå		
		Ägg	Höns	Får	Ägg	Höns	Får
TDI*							
As	$6,00 \cdot 10^{-6}$	<rg	$5,28 \cdot 10^{-5}$	<rg	<rg	$1,06 \cdot 10^{-4}$	<rg
Cd	$2,00 \cdot 10^{-4}$	<rg	$1,51 \cdot 10^{-4}$	<rg	$1,06 \cdot 10^{-6}$	$3,02 \cdot 10^{-4}$	<rg
Co	$1,40 \cdot 10^{-3}$	<rg	$2,01 \cdot 10^{-5}$	<rg	$1,06 \cdot 10^{-6}$	$4,03 \cdot 10^{-5}$	<rg
Cr	15,0	<rg	$2,94 \cdot 10^{-6}$	<rg	$7,05 \cdot 10^{-6}$	$5,87 \cdot 10^{-6}$	<rg
Cu	$5,00 \cdot 10^{-1}$	$2,45 \cdot 10^{-4}$	$2,30 \cdot 10^{-3}$	$5,04 \cdot 10^{-5}$	$4,42 \cdot 10^{-4}$	$4,60 \cdot 10^{-3}$	$4,73 \cdot 10^{-4}$
Hg	$2,30 \cdot 10^{-4}$	$3,52 \cdot 10^{-6}$	<rg	$3,13 \cdot 10^{-7}$	$6,34 \cdot 10^{-6}$	<rg	$2,94 \cdot 10^{-6}$
Ni	$1,20 \cdot 10^{-2}$	<rg	$5,87 \cdot 10^{-6}$	$1,25 \cdot 10^{-6}$	<rg	$1,17 \cdot 10^{-5}$	$1,17 \cdot 10^{-5}$
Pb	$3,50 \cdot 10^{-3}$	<rg	$5,87 \cdot 10^{-6}$	$1,25 \cdot 10^{-6}$	<rg	$1,17 \cdot 10^{-5}$	$1,17 \cdot 10^{-5}$
Zn	$3,00 \cdot 10^{-1}$	$5,28 \cdot 10^{-3}$	$1,73 \cdot 10^{-2}$	$4,03 \cdot 10^{-3}$	$9,51 \cdot 10^{-3}$	$3,46 \cdot 10^{-2}$	$3,78 \cdot 10^{-2}$
		Barn					
Ämne	EFSA lågrisknivå, As i mat	vanlig konsumtion			högre konsumtionsnivå		
		Ägg	Höns	Får	Ägg	Höns	Får
TDI*							
As	$6,00 \cdot 10^{-6}$	<rg	$1,23 \cdot 10^{-4}$	<rg	<rg	$1,73 \cdot 10^{-4}$	<rg
Cd	$2,00 \cdot 10^{-4}$	<rg	$3,52 \cdot 10^{-4}$	<rg	<rg	$4,93 \cdot 10^{-4}$	<rg
Co	$1,40 \cdot 10^{-3}$	<rg	$4,70 \cdot 10^{-5}$	<rg	<rg	$6,58 \cdot 10^{-5}$	<rg
Cr	15,0	<rg	$6,85 \cdot 10^{-6}$	<rg	<rg	$9,59 \cdot 10^{-6}$	<rg
Cu	$5,00 \cdot 10^{-1}$	$8,59 \cdot 10^{-4}$	$5,37 \cdot 10^{-3}$	$3,53 \cdot 10^{-4}$	$1,20 \cdot 10^{-3}$	$7,52 \cdot 10^{-3}$	$1,10 \cdot 10^{-3}$
Hg	$2,30 \cdot 10^{-4}$	$1,23 \cdot 10^{-5}$	<rg	$2,19 \cdot 10^{-6}$	$1,73 \cdot 10^{-5}$	<rg	$6,85 \cdot 10^{-6}$
Ni	$1,20 \cdot 10^{-2}$	<rg	$1,37 \cdot 10^{-5}$	$8,77 \cdot 10^{-6}$	<rg	$1,92 \cdot 10^{-5}$	$2,74 \cdot 10^{-5}$
Pb	$3,50 \cdot 10^{-3}$	<rg	$1,37 \cdot 10^{-5}$	$8,77 \cdot 10^{-6}$	<rg	$1,92 \cdot 10^{-5}$	$2,74 \cdot 10^{-5}$
Zn	$3,00 \cdot 10^{-1}$	$1,85 \cdot 10^{-2}$	$4,04 \cdot 10^{-2}$	$2,82 \cdot 10^{-2}$	$2,59 \cdot 10^{-2}$	$5,66 \cdot 10^{-2}$	$8,81 \cdot 10^{-2}$

* För arsenik är det toxikologiska referensvärdet en oral riskfaktor ($Risk_{or}$)

4.7 Exponering vid badplatser

Vid badplatser exponeras människor för föroreningar i jord, i sediment och i ytvatten.

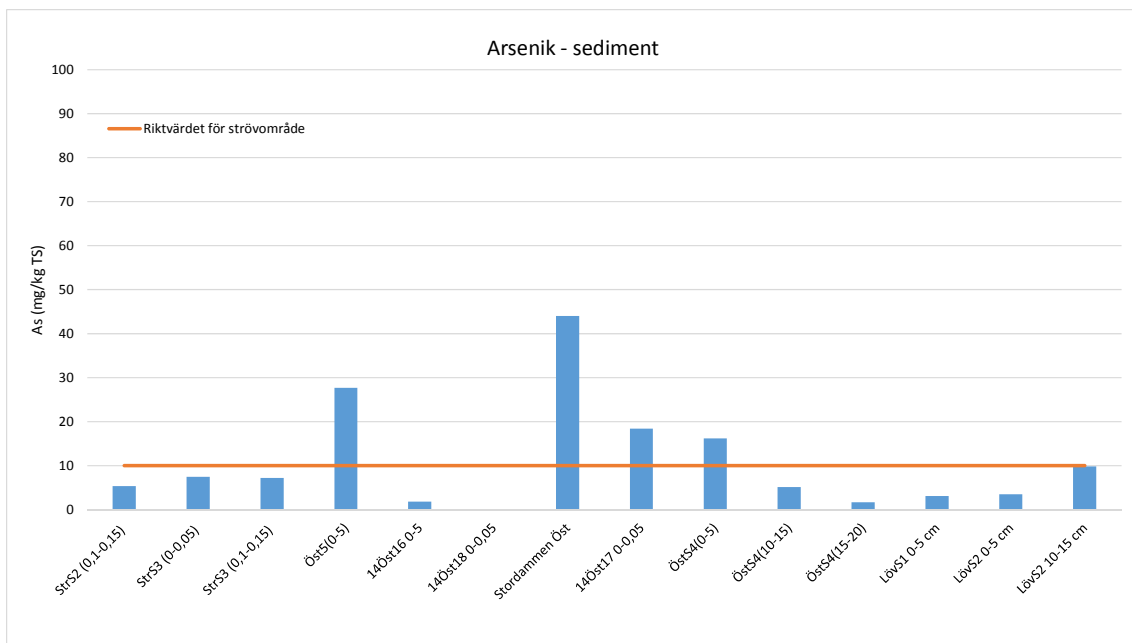
Vid badplatser kan exponering för sediment (sjöbotten i strandnära områden) ske vid bad. Riktvärdet för friluftsliv och strövområde beräknas utifrån en exponeringstid av 50 dagar per år vid samma exponeringsintensitet (kontaktgraden med den förorenade marken) som känslig markanvändning. Dessa exponeringstider bör även omfatta exponering för jord och sediment vid badplatser. I figur 4-1 visas halter i sediment vid badplatser och jämförelsen har gjorts mot riktvärdet för strövområde. Av detta framgår att halterna i 4 av 14 prov överskrider riktvärdet. Dessa punkter återfinns i Österbybruk. Arsenikhalterna i sediment i Lövstabruk och Strömsberg överskrider inte riktvärdet i någon punkt.

Arsenikhalterna i de jordprov som ligger i anslutning till badplatsen i Lövstabruk (se figur 4-11 och figur 4-12) överskrider riktvärdet i 10 av 15 prov.

I Österbybruk överskrider halterna i båda de två jordproven som är tagna i campingen/badplatsen riktvärdet (se figur 4-25 och figur 4-26).

I Strömsberg överskrider inte arsenikhalterna riktvärdet för strövområde i de punkter som ligger närmast badplatsen (Str6 och Str7 se figur 4-3 och figur 4-4).

Ingen utpräglad badplats finns i Västland, men en bastu och båtar fanns vid fältbesöket i området kring provpunkt 13V15 (figur 4-15). Arsenikhalten i jorden i denna provpunkt överskrider inte riktvärdet.



Figur 4-1 Halter av arsenik i sedimenten samt jämförelse mot riktvärdet som framtagits för mark för användning som strövområde.

Föroreningshalterna i alla analyserade ytvattenprov var mycket låga till låga förutom zink i endast ett prov där halten klassas som måttlig (se avsnitt 3.6). Metallhalterna ligger långt under dricksvattennormerna. Inga hälsorisker från exponering för vatten vid badplatser förväntas.

4.8 Exponering genom inandning av damm/stoft

Uppmätta halter av metaller och PAH-föreningar i damm/stoft rapporteras i avsnitt 3.4. För att kunna bedöma riskerna från inandning av damm inomhus har uppmätta halter jämförts med envägskoncentrationer för inandning av damm som är beräknade med riktvärdesmodellen, se Tabell 4-14. För att bedöma risker vid inandning av damm i bostäder har vi använt envägskoncentrationen för boende och för att bedöma risker för inandning i museer, utställningslokaler mm. har vi använt envägskoncentrationer för arbetare samt för tillfälliga besök.

Envägskoncentrationer är halten i mark som motsvarar exponering vid det toxikologiska gränsvärdet i modellen (TDI-värdet eller lågrisknivån) från en enda exponeringsväg, i detta fall inandning av damm. Ingen justering är gjord för exponering från andra exponeringsvägar eller källor utöver det förorenade markområdet.

Tabell 4-14 Envägskoncentrationer i jord beräknade med riktvärdesmodellen för inandning av damm.

Provpunkt	As	Ba	Pb	Cd	Co	Cu	Cr	Hg	Ni	V	Zn	PAH L	PAH M	PAH H
Halter i damm	mg/kg TS													
ÖstDamm1	22,9	75,8	50,7	0,243	16,8	70,6	26,2	<0,2	25,1	18,6	332	<0,15	5,1	5
ÖstDamm2	29,3	107	96,8	0,564	15,4	35,7	12,3	1,35	7,55	19,1	221	3,2	9	4,3
ÖstDamm3	21,7	31,9	89,6	0,243	6,33	24,5	10,2	0,565	9,71	13,5	62,8	1,1	18	16
ÖstDamm4	6,04	71,8	48,1	0,487	3,66	22	7,47	0,95	4,94	13,3	139	1,8	7,9	4,3
14Öst14 smedja Stoft	60,7		68,1	0,34	19,1	43,3	16,8	0,144	7,62	17,9	149	0,75	11	12
14Öst14 jernbod Stoft	43,2		58,5	0,31	135	46	69,1	0,0822	14,6	58,2	183	4,4	140	170
14Öst11 kolhus Stoft	16,3		397	2,04	12,1	74	64,6	0,355	22,8	15,2	1160	0,91	13	8,1
14Öst12 kolhus Stoft	2,8		23,4	0,503	2,35	15,9	6,37	0,31	5,79	2,75	193	7	9	5,1
14Str10 Stoft	47,3		272	2,09	11,2	58,6	20,8	0,316	25	27,7	793	8,2	420	650
14Str9 Stoft	58,3		468	13,5	9,21	37,6	12	0,249	22,1	15,7	5750	1,3	8,2	3,9
Envägskoncentrationer	mg/kg TS													
Boende	360	53000	27000	270	5300	53000	ej begr.	11000	1300	53000	ej begr.	210000	290	29
Arbetare	2000	290000	150000	1500	29000	290000	ej begr.	59000	7400	290000	ej begr.	ej begr.	1600	160
Tillfälligt besök	26000	ej begr.	ej begr.	19000	390000	ej begr.	ej begr.	780000	97000	ej begr.	ej begr.	ej begr.	21000	2100

Resultatet visar att metallhalterna i dammprover underskrider envägskoncentrationerna med stor marginal, varför det inte förväntas några risker med metallintag vid inandning av damm. Även halterna av PAH-L underskrider envägskoncentrationerna med stor marginal.

Halten av PAH-M i provpunkt 14Str10 (stoft i stångjärnssmedjan) överskrider envägskoncentrationen för boende och halten i ett prov av stoft från järnboden i Österbybruk (14Öst14) ligger ganska nära envägskoncentrationen för boende. Dock togs inga av dessa prov i bostäder, provpunkter ligger i lokaler som används enbart för museiverksamhet. Halterna av PAH-H i dessa två prover överskrider envägskoncentrationen för boende och även envägskoncentrationen för arbetare. Risker för hälsoeffekter på människor som tillbringar sin arbetstid i dessa lokaler kan därför inte uteslutas.

Beräknade halter av damm/stoft i luft kan jämföras med lågrisknivåer för arsenik i luft. Lågrisknivån i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell är 6,7 ng As/m³ och EU målvärdet

är 6 ng As/m³ (EU, 2004). Om halten av arsenik i inomhusluft beräknas utifrån arsenikhalten i jord med Naturvårdsverkets riktvärdesmodell motsvarar en halt i jord på 320-350 mg/kg TS dessa lågrisknivåer i luft. Medelvärdena av arsenikhalten i yttlig jord ligger under denna nivå vid alla sju bruk (se avsnitt 3.2) och därför förväntas inga risker från halterna av arsenik i luft generellt på bruksområdena.

4.9 Exponering för byggnadsmaterial

Analys av slaggsten, som används som byggnadsmaterial på bruksområdena, har genomförts på sten från fyra bruk (Bennebol, Vällnora, Länna och Strömsberg). Tillgängligheten av metaller i slaggsten för exponering förväntas vara låg, förutom på vittrade ytor, men partiklar och lösta ämnen kan finnas i marken i närheten av vittrade ytor. I undersökningar som genomfördes i denna studie var halterna av föroreningar låga, under det generella riktvärdet för känslig markanvändning, förutom barium i ett prov, som ligger mellan riktvärdena för känslig och mindre känslig markanvändning. Inga hälsorisker bedöms uppkomma på grund av exponering för slaggsten.

4.10 Exponering för arsenik vid direktkontakt med jord

Arsenikintaget vid exponering för förorenad jord har uppskattats för exponeringsvägarna direkt oralt intag av jord, hudkontakt och inhalation av dammpartiklar. Exponeringen har uppskattats på samma sätt som i riktvärdesmodellen. Tre markanvändningar har studerats; permanentboende, fritidsboende och exponering vid turism då personal i museiverksamhet som exponeras under arbetstid beaktas. Exponeringstider och värden på andra exponeringsparametrar för dessa tre scenarier är samma som vid beräkning av bruksspecifika riktvärden (se tabell 4-1). Övriga parametervärden tas från riktvärdesmodellen och sammanfattas i tabell 4-15. För direkt oralt intag av jord har en biotillgänglighetsfraktion på 0,5 antagits, baserat på biotillgänglighetstester (se avsnitt 3.12).

Tabell 4-15 Parametervärden som används vid beräkning av exponering genom direkt oralt intag, hudkontakt och inandning av damm (se även tabell 4-1 för exponeringsparametrar)

Exponeringsväg	Parameter	Enhet	Parametervärden	
			Vuxna	Barn
Alla	Kroppsvikt	kg	70	15
Direkt oralt intag	Dagligt jordintag	mg/d	50	120
Hudkontakt	Jordexponering av huden	mg/m ²	2000	2000
	Exponerad hudyta	m ²	0,5	0,5
	Hudupptagsfaktor	dim lös	0,03	0,03
Inandning av damm	Halt av jordpartiklar i luft (inomhus)	mg/m ³	0,0075	0,0075
	Anrikningsfaktor	dim.lös	5	5
	Andel damm från förorenad jord	dim.lös	0,5	0,5
	Andel av tiden som exponering sker	dim.lös	100%	100%
	Andningshastighet	m ³ /d	20	7,6
	Lungretention	dim.lös	0,75	0,75

Ett enhetsintag av arsenik (per mg/kg TS arsenik i jord) har beräknats för varje exponeringsväg samt en totalexponering för de tre exponeringsvägarna, se tabell 4-16.

Tabell 4-16 Enhetsintag av arsenik vid exponering genom direktkontakt med jord (tre exponeringsvägar)

Markanvändning	As intag per mg/kg TS i jord (mg/kg kroppsvikt och dag per mg/kg jord)				
		Exponeringsväg			Total
		Oralt intag	Hud-exponering	Inhalation av damm	
Permanent boende	Vuxna	$3,57 \cdot 10^{-7}$	$1,41 \cdot 10^{-7}$	$4,02 \cdot 10^{-9}$	$5,02 \cdot 10^{-7}$
	Barn	$4,00 \cdot 10^{-6}$	$6,58 \cdot 10^{-7}$	$7,13 \cdot 10^{-9}$	$4,66 \cdot 10^{-6}$
Fritidsboende	Vuxna	$1,17 \cdot 10^{-7}$	$1,41 \cdot 10^{-7}$	$1,32 \cdot 10^{-9}$	$2,60 \cdot 10^{-7}$
	Barn	$1,32 \cdot 10^{-6}$	$6,58 \cdot 10^{-7}$	$2,34 \cdot 10^{-9}$	$1,97 \cdot 10^{-6}$
Turism, personal	Vuxna	$7,83 \cdot 10^{-8}$	$6,34 \cdot 10^{-8}$	$1,45 \cdot 10^{-9}$	$1,43 \cdot 10^{-7}$
	Barn	$4,38 \cdot 10^{-7}$	$1,32 \cdot 10^{-7}$	$7,73 \cdot 10^{-10}$	$5,71 \cdot 10^{-7}$

Oralt intag av jord dominerar exponeringen, särskilt för barn. Även hudkontakt är relativt viktigt, särskilt vid fritidsboende. Inhalation av damm bidrar väldigt lite till den totala exponeringen.

Enhetsintaget av arsenik multipliceras med uppmätta halter av arsenik i jord för att uppskatta exponeringen vid de olika bruken och olika exponeringsscenarier. Endast data för det översta skiktet har använts (0-0,3 m). Generellt har intaget för arbetare (turism, personal) beräknats utifrån halter i jord i industriområden och intaget för scenario permanentboende utifrån halter i bostadsmark. För Länna bruk har ingen exponering beräknats för arbete på industriområdet eftersom våra undersökningar endast omfattar ett område för bostäder, skola och förskola. För Vällnora, där det inte finns någon klar uppdelning mellan industriområden och bostadsområden, har vi istället valt att använda uppmätta halter i delområdet med den högsta medelhalten av arsenik; betesmark. Scenario fritidsboende har beräknats endast för Bennebol, eftersom permanentboende förekommer på alla andra bruksområden och ger det högsta enhetsintaget. För Bennebol har vi beräknat exponering för boende utifrån uppmätta halter i hela området, eftersom industriområdet angränsar till några bostadsfastigheter. Även exponering för arbetare på industriområdet har beräknats, trots att ingen bemannad museiverksamhet finns på området idag. För Strömsberg har även exponering på arbetstid beräknats utifrån uppmätta halter i jordgolv (i museibygnader och liknande lokaler).

Generellt har 95-percentilen av uppmätta halter i industriområdena och bostadsområden använts vid beräkningarna för att inte underskatta intaget. För bostadsområdet i Strömsberg har 75-percentilen istället använts, eftersom ett prov med en mycket hög halt har en stor påverkan på 95-percentilen och medelhalten. Denna punkt har en begränsad utbredning och finns utanför bostadsfastigheter på allmän mark. För Bennebol och Vällnora, har medelhalten eller 75-percentilen används som representativ halt eftersom vi har mycket mer data för dessa områden och har valt att använda uppmätta halter från delområden med relativt höga halter.

De beräknade arsenikintagen visas i tabell 4-17. Färgkodning i tabellen visar arsenikhalter i jord som har antagits vid beräkning av intaget för de olika markanvändningarna (permanent eller tillfälligt boende eller personal i

turistverksamhet). De antagna halterna i marken har multiplicerats med enhetsintagen från tabell 4-16.

De uppskattade arsenikintagen kan jämföras med EFSA-data för intag av arsenik i mat och vatten i Europa, samt med EFSA:s lågrisknivå för intag av oorganisk arsenik. Intag över EFSA:s lågrisknivå förekommer endast för barn som bor permanent i Bennebol, och ligger i samma nivå för barn som bor permanent i Vällnora. Inga permanentboende förekommer vid Bennebol i dagsläget. För barn i Vällnora ligger intaget mitt i intervallet för dagligt intag i mat och vatten i Europa.

Tabell 4-17 Uppskattat arsenikintag via exponeringsvägarna direkt oralt intag av jord, hudkontakt och inandning av damm vid industriområden och bostadsområden i sju f.d. järnbruksområden.

	Antagen arsenikhalt i jord (mg/kg TS)			Arsenik intag (mg/kg kroppsvikt och dag)	
	Värde	Valt As halt	markanvändning*	Vuxna	Barn
EFSA referensvärden					
EFSA - diet intervall låg**				$1,30 \cdot 10^{-4}$	$5,00 \cdot 10^{-4}$
EFSA - diet intervall hög**				$1,22 \cdot 10^{-3}$	$2,66 \cdot 10^{-3}$
EFSA -låggrisknivå				$3,00 \cdot 10^{-4}$	
Bruksdelområde					
Strömsberg - industri	69,6	95 percentil	turism(personal)	$9,96 \cdot 10^{-6}$	$3,97 \cdot 10^{-5}$
Strömsberg - bostad	12	75 percentil	boende	$6,02 \cdot 10^{-6}$	$5,60 \cdot 10^{-5}$
Strömsberg - jordgolv	59,5	95 percentil	turism(personal)	$8,50 \cdot 10^{-6}$	$3,39 \cdot 10^{-5}$
Lövsta - bostad	10,4	95 percentil	boende	$5,22 \cdot 10^{-6}$	$4,85 \cdot 10^{-5}$
Lövsta - industri	21,9	95 percentil	turism(personal)	$3,13 \cdot 10^{-6}$	$1,25 \cdot 10^{-5}$
Västland - industri	70,3	95 percentil	turism(personal)	$1,01 \cdot 10^{-5}$	$4,01 \cdot 10^{-5}$
Västland - bostad	47,2	95 percentil	boende	$2,37 \cdot 10^{-5}$	$2,20 \cdot 10^{-4}$
Länna - bostad	57,5	95 percentil	boende	$2,89 \cdot 10^{-5}$	$2,68 \cdot 10^{-4}$
Österby - industri	73,1	95 percentil	turism(personal)	$1,05 \cdot 10^{-5}$	$4,17 \cdot 10^{-5}$
Österby - bostad	29,8	95 percentil	boende	$1,50 \cdot 10^{-5}$	$1,39 \cdot 10^{-4}$
Bennebol - alla	123	75-percentil	boende	$6,18 \cdot 10^{-5}$	$5,74 \cdot 10^{-4}$
			fritidsboende	$3,19 \cdot 10^{-5}$	$2,43 \cdot 10^{-4}$
Bennebol - industri	255	medel	turism(personal)	$3,65 \cdot 10^{-5}$	$1,46 \cdot 10^{-4}$
Vällnora - alla	56,7	medel	turism(personal)	$8,12 \cdot 10^{-6}$	$3,24 \cdot 10^{-5}$
Vällnora - bostad (2)	82	medel	boende	$4,12 \cdot 10^{-5}$	$3,83 \cdot 10^{-4}$

*boende = permanent boende

** Genomsnittliga intaget av oorganisk arsenik (EFSA, 2009), övre och undre gränsen av intervallet.

4.11 Jämförelse av arsenik intag via olika exponeringsvägar

Intaget vid direktexponering för jord (oralt intag, hudkontakt och inandning av damm), intag av dricksvatten, intag av växter odlat på området samt intag av ägg och höns visas i tabell 4-18 för bruk där undersökningarna har gjorts. Markanvändning som har studerats är boende.

Tabell 4-18 Jämförelse av arsenikintag (mg/kg kroppsvikt och dag) via olika exponeringsvägar (markanvändning boende).

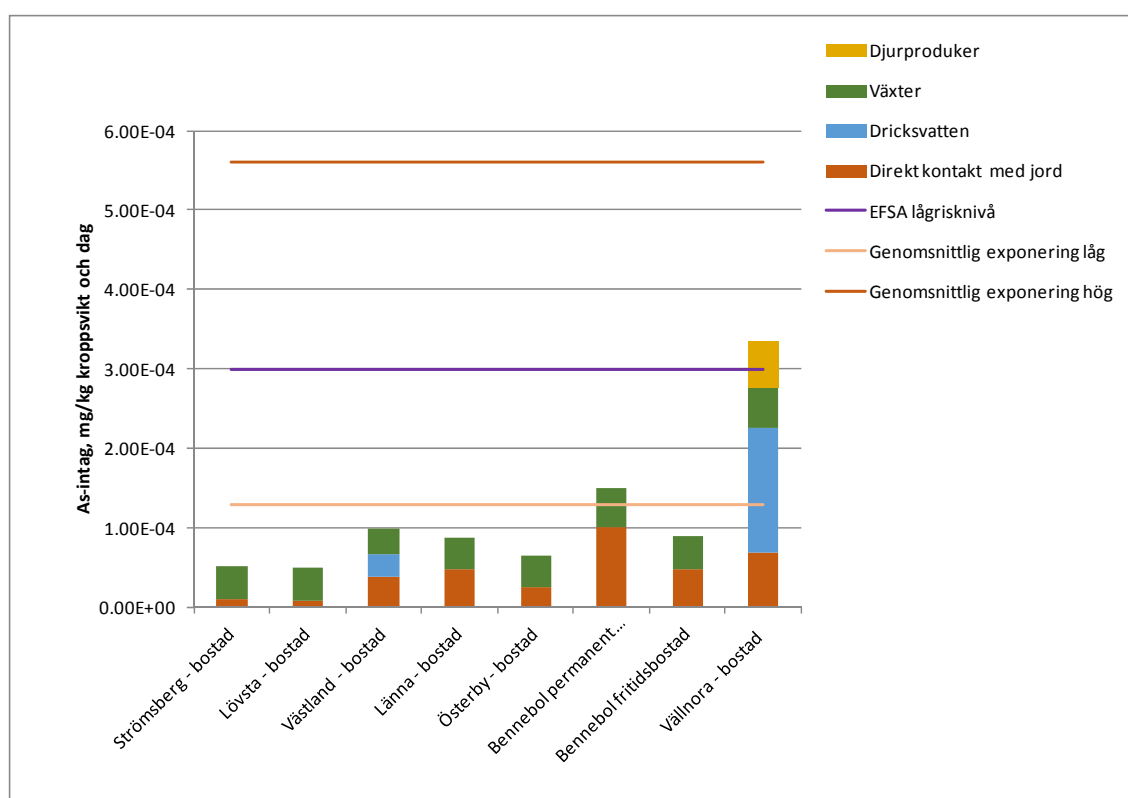
	Exponeringsväg							
	Direktkontakt (Oralt intag av jord, hudkontakt och inandning av damm)		Dricksvatten		Växter - 10 % från det förorenade området		Ägg, höns + lamm	
	Vuxna	Barn	Vuxna	Barn	Vuxna	Barn	Vuxna	Barn
Jämförelsevärden (EFSA, 2009)								
Genomsnittlig intag av oorganisk arsenik (EFSA)	1,3·10 ⁻⁴ - 5,6·10 ⁻⁴							
EFSA lågrisknivå	3,00·10 ⁻⁴							
Bruk								
Alla Bruk					3,27·10 ⁻⁵	1,30·10 ⁻⁴		
Strömsberg	6,02·10 ⁻⁶	5,60·10 ⁻⁵	1,40·10 ⁻⁵	5,00·10 ⁻⁵				
Lövsta	5,22·10 ⁻⁶	4,85·10 ⁻⁵	7,50·10 ⁻⁵	2,60·10 ⁻⁴				
Västland	2,37·10 ⁻⁵	2,20·10 ⁻⁴	2,30·10 ⁻⁵	8,00·10 ⁻⁵	2,56·10 ⁻⁵	1,08·10 ⁻⁴		
Länna	2,89·10 ⁻⁵	2,68·10 ⁻⁴						
Österby	1,50·10 ⁻⁵	1,39·10 ⁻⁴	1,40·10 ⁻⁵	5,00·10 ⁻⁵				
Bennebol permanent*	6,18·10 ⁻⁵	5,74·10 ⁻⁴	3,50·10 ⁻⁵	1,20·10 ⁻⁴	3,70·10 ⁻⁵	1,80·10 ⁻⁴		
Bennebol fritid	3,19·10 ⁻⁵	2,43·10 ⁻⁴						
Vällnora	4,12·10 ⁻⁵	3,83·10 ⁻⁴	1,30·10 ⁻⁴	4,50·10 ⁻⁴	4,10·10 ⁻⁵	1,70·10 ⁻⁴	5,30·10 ⁻⁵	1,20·10 ⁻⁴
Bakgrundshalter i gw 90-percentilen			2,50·10 ⁻⁵	8,80·10 ⁻⁵				

*Permanentboende förekommer inte

Generellt är intaget via alla exponeringsvägar under EFSA:s lågrisknivå (indikeras med markering). Undantaget är för permanentboende barn vid direktexponering för jord i Bennebol och Vällnora och vid intag av dricksvatten i Vällnora. Observera att idag bor inga barn permanent i Bennebol.

Barnens intag (i mg/kg kroppsvikt och dag) är generellt större än vuxnas intag. Det högre intaget av arsenik hos barn relativt är inte nödvändigtvis en indikation på högre risker hos barn, eftersom riskerna från arsenik är långsiktiga och relaterade till det livtidsintegrerade intaget. Vid beräkning av livstidsintegrerat intag antas en livslängd av 80 år varav 74 år som vuxen och 6 år som barn.

Det totala intaget av arsenik genom exponering för markföroreningar kan indikeras genom summering av de olika exponeringsvägarna i tabellen. Det livstidsintegrerade intaget som uppskattats utifrån exponeringsvägarna i Tabell 4-18 visas i Figur 4-2. Observera att ytterligare arsenikintag sker vid exponering för källor utöver förorenad jord, främst från konsumtion av mat som inte produceras på f.d. bruksområden. Generellt ligger intaget av oorganisk arsenik mellan 0,13 och 0,56 µg/kg kroppsvikt och dag för genomsnittliga konsumenter. Detta intervall visas i figuren. EFSA uppskattar att en lågrisknivå på 1 % extra livstidsrisk för cancer motsvarar ett intag mellan 0,3 och 8 µg/kg kroppsvikt och dag. Den lägsta gränsen av detta intervall (0,3 µg/kg) visas i figuren som EFSA:s lågrisknivå. Vid uppskattning av den totala exponeringen från bruksområden inkluderas inte intaget via dricksvatten där kommunalt vatten förekommer, istället antas dricksvattenkonsumtionen vara en del av exponeringen från andra källor. För alla områden har växter från området antagits vara 10 % av den totala konsumtionen av rotsaker, grönsaker, bär och frukt (äpplen, päron och stenfrukter).



Figur 4-2 Livstidsintegrerat intag av arsenik från förorenad mark för boende på järnbruken, uppskattat från uppmätta halter i ytlig jord. Även genomsnittlig exponering för oorganisk arsenik (upper och lägre gräns) och EFSA:s lågrisknivå visas i figuren. För områden med kommunalt vatten togs inte intaget via dricksvatten med i exponeringen från markföroreningar. Intaget av växter från området antas vara 10 % av det totala intaget.

Platsspecifika data för samtliga exponeringsvägar finns endast för Vällnora bruk, men en diskussion om det totala intaget som resulterar från exponering av markföroreningar kan även baseras på data för sju bruk (exponering genom konsumtion av växter som odlas på området), och bakgrundshalter i grundvatten (konsumtion av dricksvatten).

För boende i Strömsberg, Österbybruk, Lövsta bruk, Västland och Länna, samt för fritidsboende i Bennebol ligger det totala livstidsintegrerade intaget under EFSA:s lågrisknivå, och under bakgrundsintaget av oorganisk arsenik. Exponering för barn ligger dock i nivå med EFSA:s lågriskvärde för flera av dessa bruk. Vid dessa bruk är intag av växter från området samt direktkontakt med jord de enda exponeringsvägar som har inkluderats, förutom Västland, där dricksvatten från området bidrar till den totala exponeringen. I Strömsbergs-, Lövsta- och Österby bruk är direktkontakt med jord av mindre betydelse för de boende på grund av låga föroreningshalter i bostadsområdena. Om konsumtion sker av ägg och höns som producerades på bruksområdena kan intaget öka ytterligare, men data finns i nuläget endast för Vällnora.

Vid Bennebols bruk skulle den totala exponeringen för permanent boende vara under EFSA:s lågrisknivå, men inom intervallet för den genomsnittliga exponeringen. Detta betyder att exponering från föroreningar i jord ligger i samma nivå som exponering från andra källor, främst genom mat. Observera att ingen bor permanent i Bennebol i nuläget.

Vid Vällnora överskrider EFSA:s lågrisknivå av det totala livstidsintegrerade intaget, men exponering från markföroreningar är inom intervallet för den genomsnittliga exponeringen för oorganisk arsenik. Exponeringen domineras av intaget i dricksvatten, men bidragen från de andra exponeringsvägarna är viktiga.

Den uppskattade exponeringen för oorganisk arsenik för konsumenterna i Europa är inom intervallet av lågrisknivåvärdena, varför det finns risker för hälsoeffekter från exponering för oorganisk arsenik generellt i Europa, och inte endast på förorenade områden. Av denna anledning är det viktigt att reducera exponering för arsenik från förorenade områden så mycket som möjligt.

4.12 Jämförelse av uppmätta halter med riktvärdena

I detta avsnitt görs en bedömning av vilka hälsorisker som föreligger vid exponering för jord genom att jämföra uppmätta föroreningshalter med hälsoriskbaserade riktvärden för olika scenarier. Eftersom vi endast tar hänsyn till riktvärden för skydd av hälsa skriver vi bara "riktvärde" för hälsoriskbaserade riktvärde i detta avsnitt. För arsenik görs även en bedömning av om det föreligger en risk för akuttoxiska effekter, men då beskrivs riskerna för akuta effekter och långsiktiga effekter separat.

I efterföljande stycken går bruk för bruk igenom. Vi har valt att jämföra halten i alla analyserade jordprov med riktvärdena. De uppmätta halterna har delats in i olika delområden; industriområden kring de f.d. bruksverksamheterna samt bostadsområden. Uppmätta halter delas även in i ytskiktet (0-0,5 m) och djupare jord (djupare än 0,5 m) och jämförs med relevanta riktvärden. Riktvärden finns för flera scenarier för ytlig jord, men endast ett riktvärde finns för djupare jord.

En statistiskt baserad representativ halt för respektive område är mindre lämplig för jämförelse med riktvärden i denna studie:

- Antalet provpunkter i flera av områdena/delområdena är få med hänsyn till områdenas yta.
- Riktad provtagning genomfördes. Provtagningspunkterna fördelades för att undersöka särskilda byggnader eller typer av områden/jord, istället för att vara slumpmässigt fördelade över områdena. Därmed är det troligt att de statistiskt beräknade representativa halterna överskatta de genomsnittliga halterna i jorden som människor exponeras för.

- Höga föroreningshalter förekommer i jord med mycket begränsade områden vid vissa bruk. Hälsorisker kan uppkomma vid exponering för dessa ”hotspots”, även om en statistiskt baserad representativhalt underskrider riktvärden. För enskilda fastighetsägarna eller verksamhetsutövare är föroreningshalten (förekomsten av hotspots) på deras fastighet av större intresse än den generella föroreningssituationen.
- Föroreningars utbredning är inte sammanhängande i många områden där mindre förekomster av rester från bruksverksamhet finns något slumpmässigt fördelat inom områdena.

4.12.1 Strömsberg

Permanentboende förekommer i Strömsbergs bostadsområde, men området försörjs med kommunalt vatten, varför riktvärden för permanentboende utan uttag av grundvatten är lämpliga bedömningsgrunder för bostadsområdet. I industriområdet förekommer arbetsplatser och museiverksamhet, och därför är lämpliga bedömningsgrunder riktvärden för arbetare på området. En punkt som togs norr om industriområdet, vid en f.d. plantskola, jämförs med riktvärden för strövområden.

I figur 4-3 och figur 4-4 visas arsenikhalterna i jorden i Strömsberg indelade i skiktet <0,5 m och >0,5 m och en jämförelse med riktvärden för tillfällig turism samt för övriga beaktade markanvändningar (boendescenarier, arbetare och strövområde). För det ytligare skiktet överskrider arsenikhalten i endast ett prov riktvärdet för tillfällig turism/skydd mot akuta effekter. Detta prov togs på allmän mark inom bostadsområdet, men föroreningen har avgränsats och har en mycket begränsad utbredning. I hela området överskrider 26 prov av 47 riktvärden för övriga exponeringsscenarier (boende och arbete på området). I bostadsområde ligger uppmätta halter i nivå med riktvärdet för boende, förutom i provet som diskuteras ovan och medelhalten i prov från det ytliga skiktet är under riktvärdet. Generellt är föroreningshalterna högre i industriområdet och riktvärdet för arbetare överskrids i 9 av 12 ytliga prov. Även i byggnader är arsenikhalten i jordgolvet över riktvärdet för arbetare i 9 av 12 prov.

För det djupare skiktet (>0,5 m) överskrids riktvärdet för djupare jord i 21 av 36 prov. De prov som överskrider med stor marginal förekommer inom industriområdet, och 5 prov från industriområdet även överskrider riktvärdet för akuttoxiska effekter.

I figur 4-5 och figur 4-6 visas motsvarande grafer för zink. Zinkhalten i det ytligare skiktet ligger under riktvärdet för permanentboende i alla prov från bostadsområdet. Zinkhalterna i ytlig jord i industriområdet; även i jordgolvet i industribyggnader, ligger under riktvärden för arbetare på området och för tillfälliga besök. En mycket hög halt av zink (58 300 mg/kg TS) förekommer i en punkt och i denna punkt överskrider zinkhalten riktvärdet för strövområde. Denna punkt ligger dock inte inom bruksområdet utan norr om denna i närheten av en f.d. plantskola och det är möjligt att zink i marken härrör från plantskolans verksamhet (zink förekommer som verksamt ämne i bekämpningsmedel i plantskolor).

För det djupare skiktet överskrids inte riktvärdet för zink i djupare jord av uppmätta halter i något prov. På bruksområdet förekommer inga hälsorisker från zink i marken, men risker för hälsa kan förekomma på grund av zink i mark vid det f.d. plantskolan.

I figur 4-7 och figur 4-8 visas blyhalten för ytlig och djupare jord. Riktvärdet för permanentboende utan gv-intag överskrids inte i något prov från det ytliga skiktet i bostadsområdet. I industriområdet ligger blyhalten i alla prov under riktvärdet för

arbetare eller tillfälliga besök. De högsta halterna av bly i ytlig mark förekommer i jordgolv inne i byggnader i industriområdet, men alla uppmätta halter ligger under riktvärdena för arbetare och för tillfälliga besök. Halten av bly i provet vid den f.d. plantskolan är också förhöjd, men ligger under riktvärdet för strövområden.

För det djupare skiktet överskrids inte riktvärdet för bly i djupare jord i något prov. Halterna avseende bly i marken bedöms inte leda till några hälsorisker vid dagens markanvändning.

I figur 4-9 och figur 4-10 visas halterna av kadmium i ytlig och djupare jord. I bostadsområdet överskrids riktvärdet för permanentboende i 3 av 21 ytliga prov, men i dessa halter ligger ändå i nivå med riktvärdet. Medelvärdet inom bostadsområdet ligger under riktvärdena varför riskerna från kadmium i bostadsområdet är mycket begränsat. Uppmätta halter i jord i industriområdet underskrider riktvärden för arbetare eller tillfälliga besök i alla punkter och i endast ett prov ligger halterna i nivå med riktvärdet för strövområde. Med dagens markanvändningar bedöms därför riskerna från kadmium i jord vara begränsade. Riktvärdet för strövområde överskrids även i provpunkten från den fd plantskolan norr om bruksområdet, där även förhöjda halter av zink förekommer. Jordgolv inne i byggnader visar förhöjda kadmiumhalter, men alla halter ligger ändå under riktvärdena för arbetare eller tillfälliga besök.

För djupare jord överskrids riktvärdet för kadmium endast i en punkt i industriområdet.

Kviksilver uppmättes endast i ett prov över rapporteringsgränsen, 1,05 mg/kg TS, i det djupare skiktet, vilket överskrider hälsoriktvärdet för djupare jord på 0,89 mg/kg TS. Det bör dock observeras att rapporteringsgränsen för övriga prov var i många prov hög i förhållande till riktvärdet; 1 eller 2 mg/kg TS, och därför är föroreningsbilden avseende kvicksilver fortfarande oklar.

För PAH-M i det ytligare skiktet överskrids riktvärdet för arbetare i en punkt av sju inom industriområdet och i fem punkter av 12 i jordgolv inne i industribyggnader (masugn, stångjärnsmedja och inomhusdelen av kolhuset). Motsvarande jämförelse för PAH-H visar att riktvärdet för arbetare överskrids i ytlig jord i ett av sju prov i industriområdet och i 2 av 12 prov i jordgolv inne i industribyggnader (stångjärnsmedjan och inomhusdelen av kolhuset). Utbredningen av ytlig jord som kan ge risker från PAH-föreningar är därför relativt begränsad, men risk kan förekomma från förorenade jordgolv inne i industribyggnader. De faktiska riskerna beror på användningen av byggnader där höga PAH-halter förekommer. I dagsläget sker viss museiverksamhet i området då besök hålls inom industribyggnaderna. Även i bostadsområdet är utbredning av jord som kan ge riskerna från PAH-föreningar mycket begränsad. I bostadsområdet överskrider halten av PAH-M och PAH-H i ett prov utav 11 ytliga prov riktvärdet för permanentboende med eller utan grundvattenintag.

För djupare jord överskrider halten PAH-H riktvärdet för djupare jord i 1 punkt av 13. Punkten är belägen inom industriområdet. I övrigt överskrider inga PAH-föreningar något riktvärde.

Sammanfattningsvis konstateras att uppmätta arsenikhalter i bostadsområdet ligger under eller i nivå med riktvärdena för permanent- eller fritidsboende, varför hälsoriskerna indikeras vara låga, förutom i en punkt där en mycket hög arsenikhalt uppmättes. Provtagning indikerar dock att utbredningen av denna förorening är mycket begränsad och provpunkten ligger på allmän mark, inte innanför en bostadstomt.

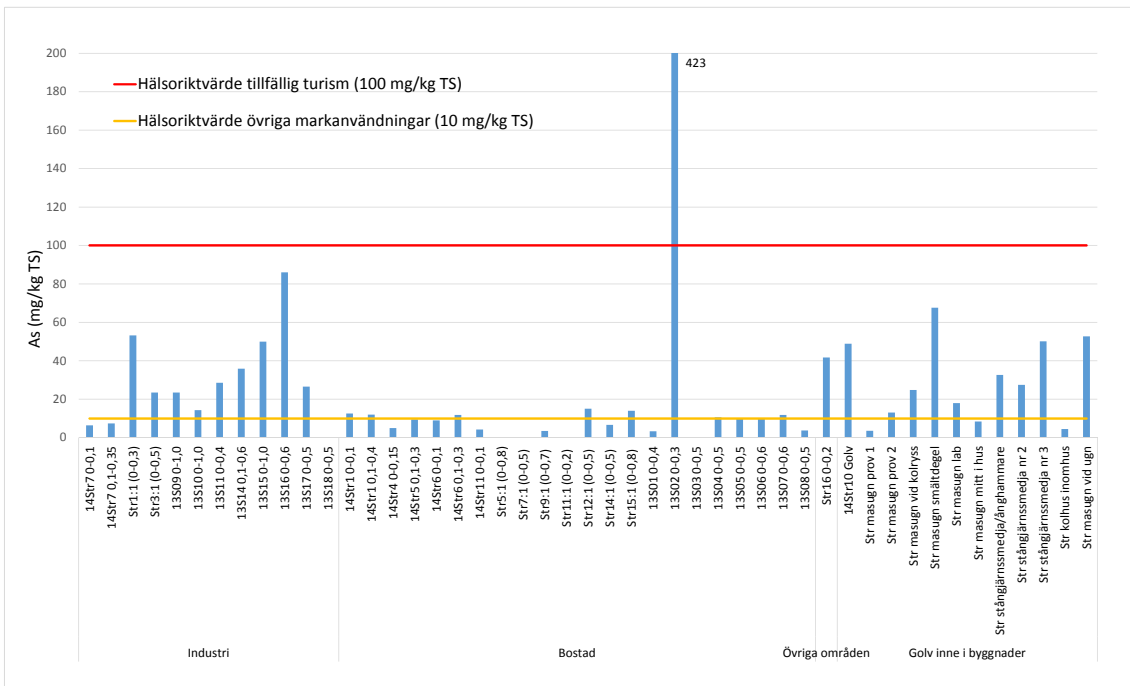
Endast ett prov har en arsenikhalt som överskrider riktvärdet för tillfällig turism, men denna punkt förekommer inte i lokaler där turism bedrivs.

För övriga markanvändningar föreligger hälsorisker inom främst industriområdet och vid exponering för golv inne i industribyggnader.

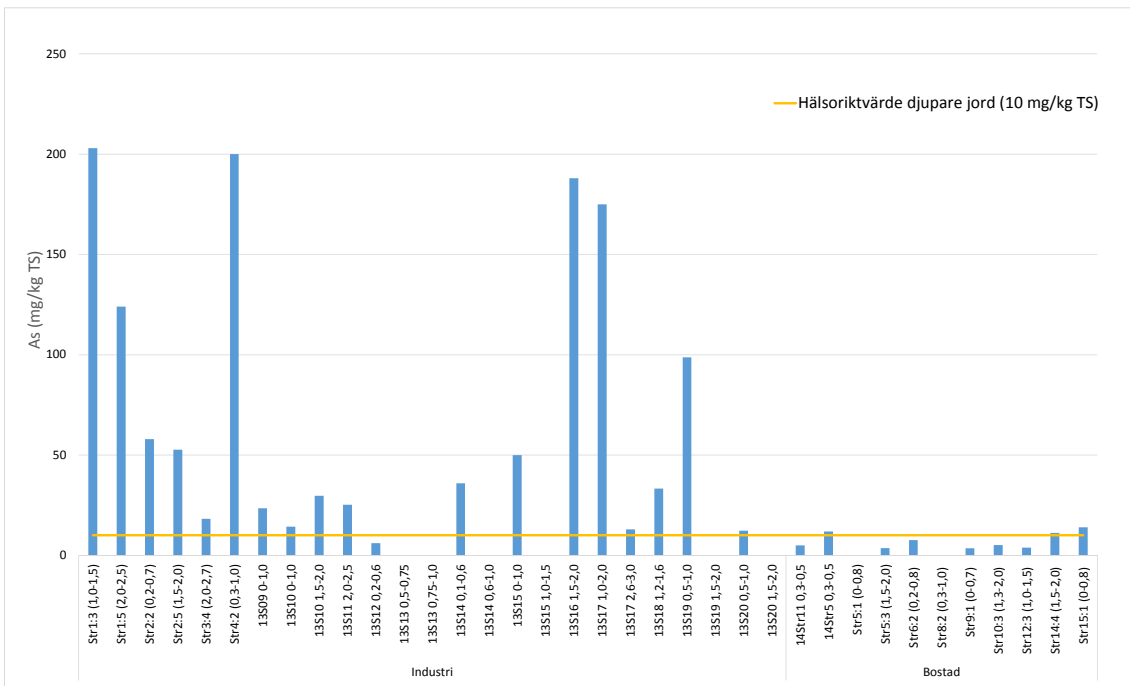
För zink är hälsoriskerna låga, eftersom de högsta halterna förekommer främst i golv inne i industribyggnader och i industriområdet, där exponering sker enligt scenarier för turism (arbete och tillfälligt besök). Detta gäller även för bly och kadmium.

För PAH är hälsoriskerna låga inom bostadsområdet då endast ett prov överskrider riktvärdet i yttlig jord för PAH-M och ett för PAH-H. Inom industriområdet är hälsoriskerna måttliga och halter över riktvärdet förekommer främst i jordgolv inne i industribyggnader där exponeringen sker enligt scenarier för arbetare eller tillfälligt besök.

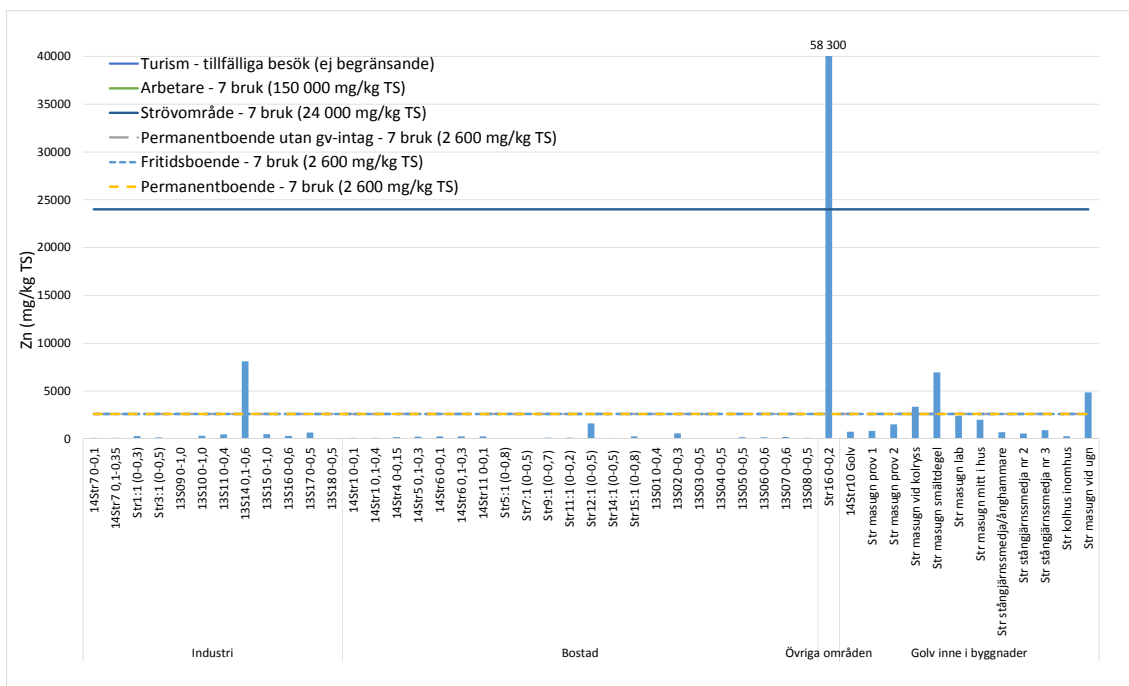
Ingen omfattande hälsorisk bedöms föreligga för kvicksilver. Det finns ingen indikation av hälsorisker, men riskbilden är något oklar pga att rapporteringsgränsen var relativt hög i förhållande till riktvärdet i många av de analyserade proven.



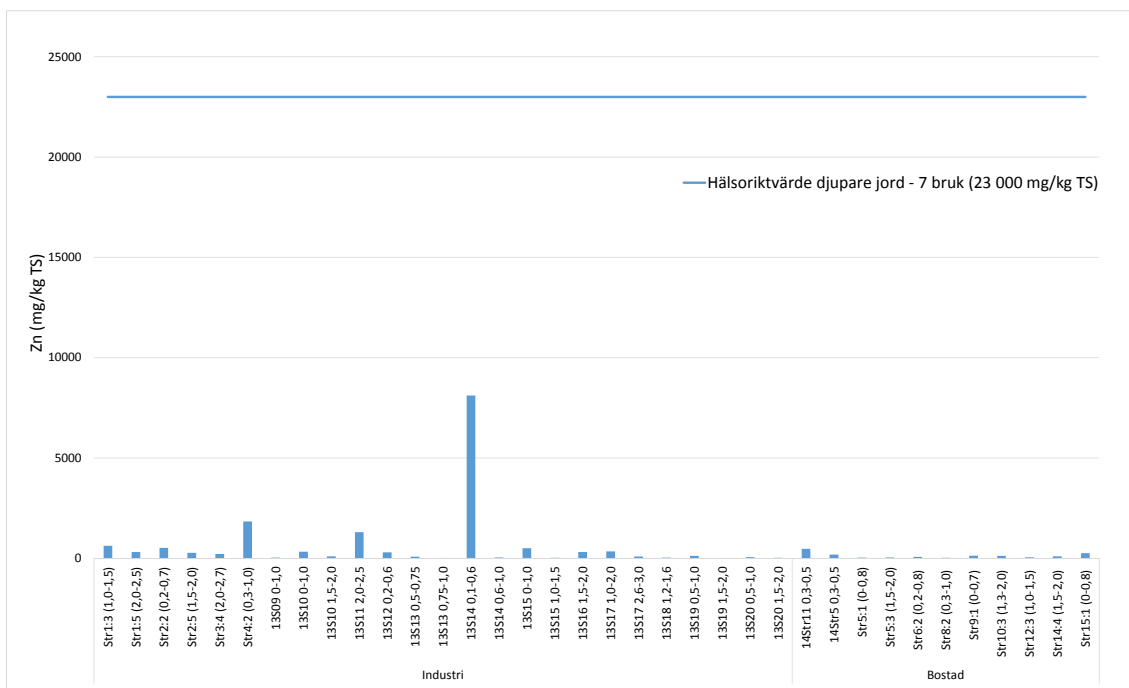
Figur 4-3 Arsenikhalten i ytliga jordprover (0-0,5 m) i Strömsberg och jämförelse med hälsoriktvärde för exponeringsscenarierna tillfällig turism samt övriga exponeringsscenarier.



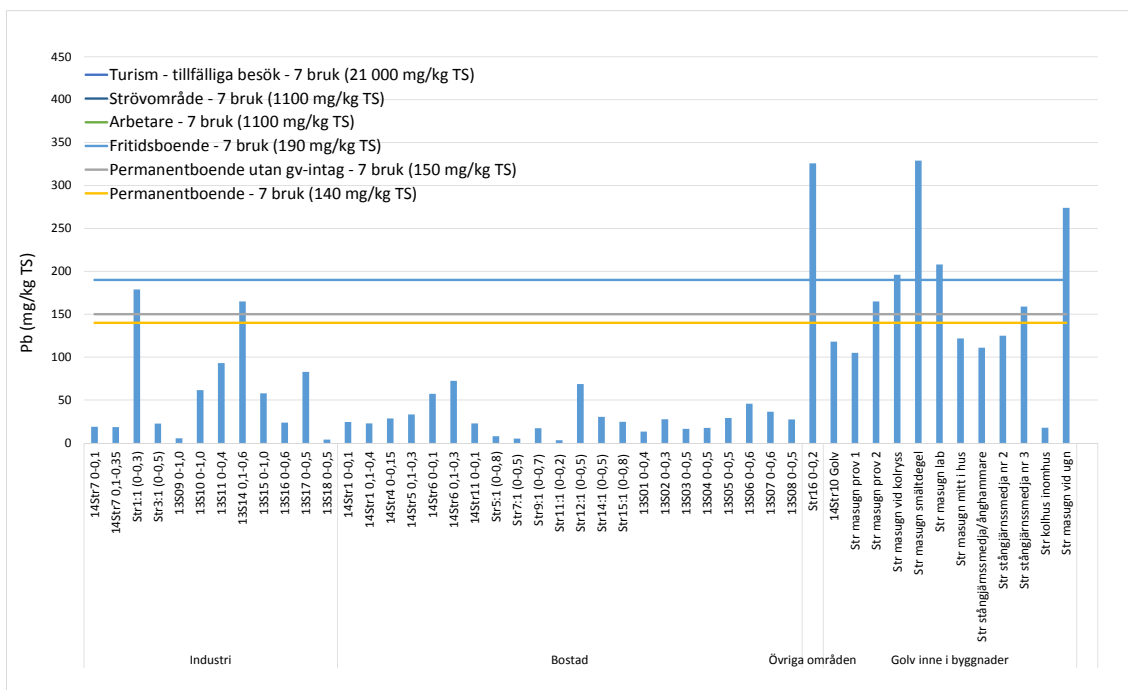
Figur 4-4 Arsenikhalten i djupare jordprover (>0,5 m) i Strömsberg och jämförelse med hälsoriktvärde för djupare jord.



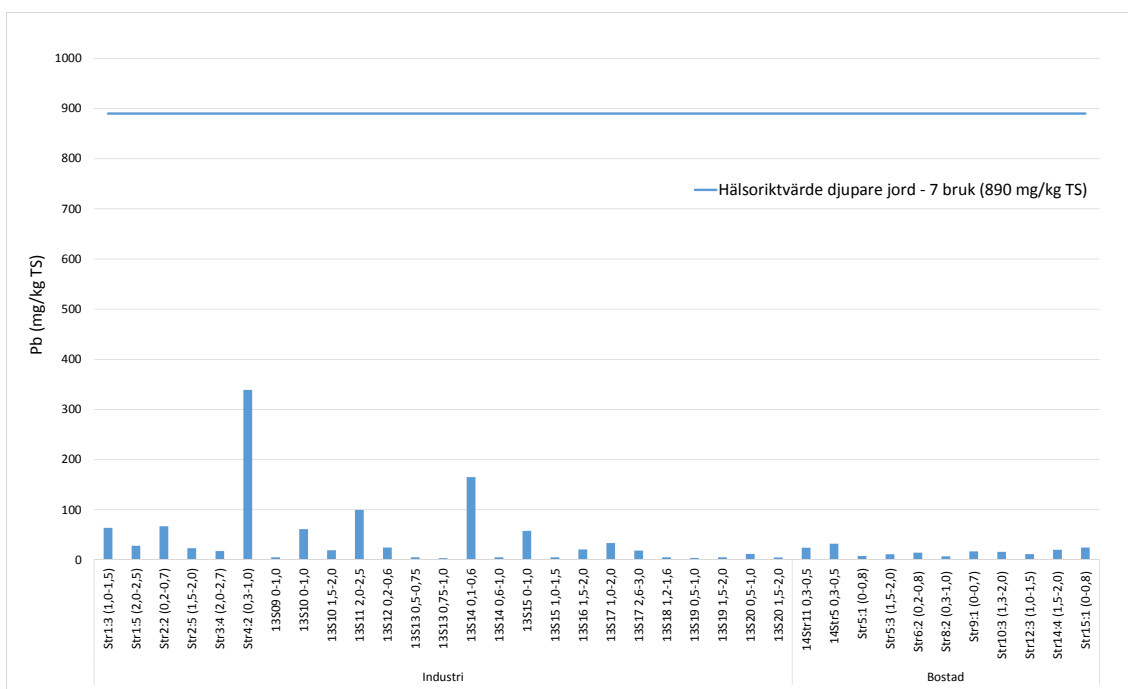
Figur 4-5 Zinkhalten i ytliga jordprover (0-0,5 m) i Strömsberg och jämförelse med hälsoriktvärde för olika exponeringsscenarier där bruksspecifika värden på ämnesparametrarna ansatts i riktvärdesmodellen.



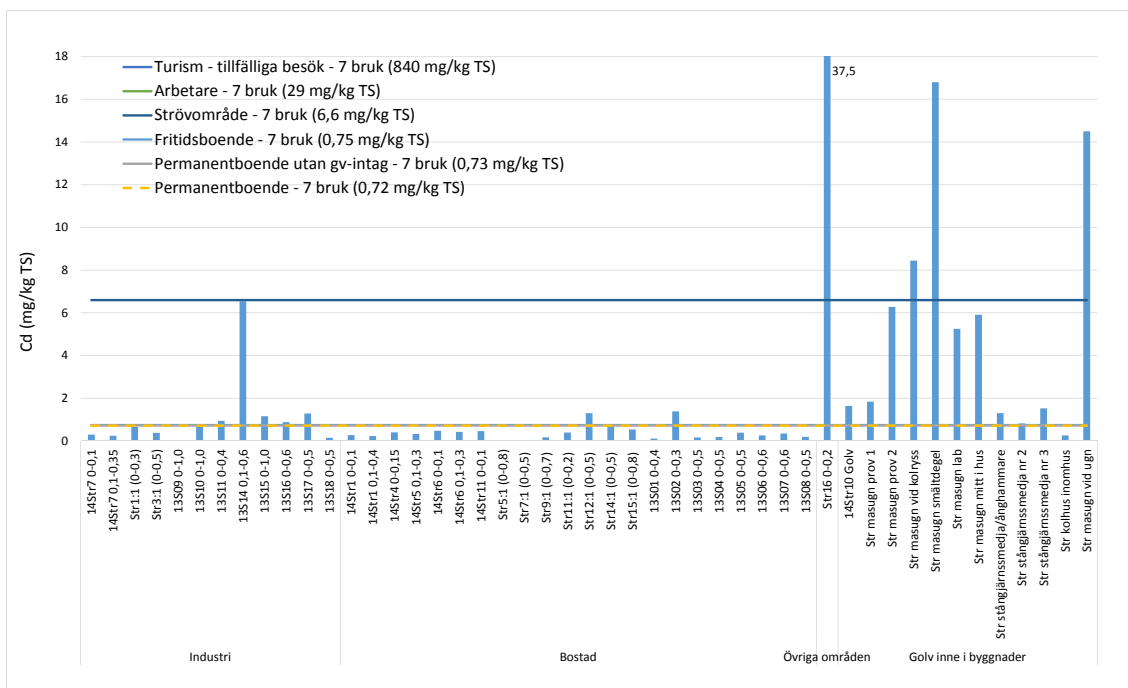
Figur 4-6 Zinkhalten i djupare jordprover (>0,5 m) i Strömsberg och jämförelse med hälsoriktvärde för djupare jord för fallet att bruksspecifika värden antagits på ämnesparametrarna.



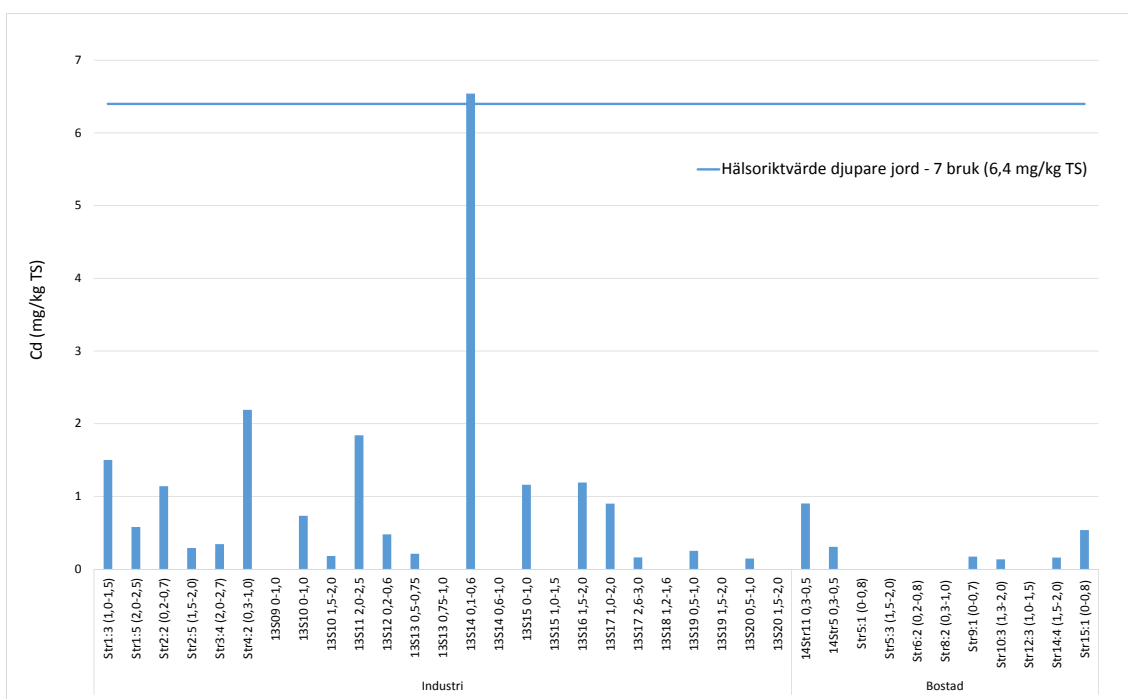
Figur 4-7 Blyhalten i ytliga jordprover (0-0,5 m) i Strömsberg och jämförelse med hälsoriktvärde för olika exponeringsscenarier där bruksspecifika värden på ämnesparametrarna ansatts i riktvärdesmodellen.



Figur 4-8 Blyhalten i djupare jordprover (>0,5 m) i Strömsberg och jämförelse med hälsoriktvärde för djupare jord för fallet att bruksspecifika värden antagits på ämnesparametrarna.



Figur 4-9 Kadmiumhalten i ytliga jordprover (0-0,5 m) i Strömsberg och jämförelse med hälsoriktvärde för olika exponeringsscenarier där bruksspecifika värden på ämnesparametrarna ansatts i riktvärdesmodellen. (De högre riktvärden, för arbetare och turism - tillfälliga besök, visas inte i figuren)



Figur 4-10 Kadmiumhalten i djupare jordprover (>0,5 m) i Strömsberg och jämförelse med hälsoriktvärde för djupare jord för fallet att bruksspecifika värden antagits på ämnesparametrarna.

4.12.2 Lövstabruk

Inom bostadsområdet vid Lövstabruk jämförs uppmätta halter med riktvärden för permanentboende med grundvattenuttag. De gamla industriområdena används nu för turiständamål samt som strövområden. Uppmätta halter jämförs därför med riktvärden för arbetare, tillfälliga besök och strövområden. En anlagd badplats finns vid det södra industriområdet och även för badplatsen är riktvärden för strövområden lämpliga bedömningsgrunder för markföroreningar. Badplatsen sanerades hösten 2015, efter det att undersökningar i detta projekt genomförts. De dåvarande föroreningshalterna vid badplatsen har inkluderats i datasammanställningen för Lövsta bruk, men efter sanering är föroreningshalterna i marken mycket lägre.

I figur 4-11 och figur 4-12 visas arsenikhalterna i jorden i Lövstabruk indelade i skiktet <0,5 m och >0,5 m och en jämförelse med riktvärden för tillfällig turism samt för övriga beaktade markanvändningar (permanentboende, permanentboende utan gv-intag, fritidsboende, arbetare och strövområde). För det ytligare skiktet överskrider arsenikhalten i endast ett prov från badplatsen riktvärdet för tillfällig turism. Riktvärdet i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell för skydd mot akuttoxiska effekter styr även riktvärdet för tillfällig turism och är 100 mg/kg TS, vilket överskreds i en punkt i det ytliga skiktet vid badplatsen. I hela området ligger arsenikhalten i 14 prov av 52 över riktvärdet för övriga exponeringsscenarioer. De flesta av dessa provpunkter ligger inom badplatsområdet och alla prov från bostadsområdet och industriområdet ligger under eller i samma nivå som riktvärden för boende, arbetare och strövområden. Därför bedömdes riskerna från arsenik i mark förekomma endast vid badplatsen. Observera att badplatsen nu är sanerad (se ovan).

För det djupare skiktet (>0,5 m) överskrider arsenikhalterna riktvärdet för djupare jord i 15 av 36 prov, men av dessa prov har många halter i samma nivå som riktvärdet och endast två prov från badplatsen ligger långt över riktvärdet. Inget prov överskrider riktvärdet för akuttoxiska effekter. Observera att badplatsen nu är sanerad (se ovan).

I figur 4-13 och figur 4-14 visas motsvarande grafer för bly. Blyhalten i 4 prov av 52 analyserade i det ytligare skiktet överskrider riktvärdet för permanentboende, permanentboende utan gv-intag samt fritidsboende, samtliga inom bostadsområdet.

Av prover från det djupare skiktet överskrids inte riktvärdet för bly i djupare jord i något prov.

Även kadmium förekommer i det ytliga skiktet i bostadsområdet i halter som överskrider riktvärdet för boende (permanentboende med eller utan gv-intag samt fritidsboende) i tre prov. Två av dessa punkter är punkter där riktvärdet för bly också överskrids. För det djupare skiktet överskrids inte riktvärdet för kadmium av uppmätta halter i något prov.

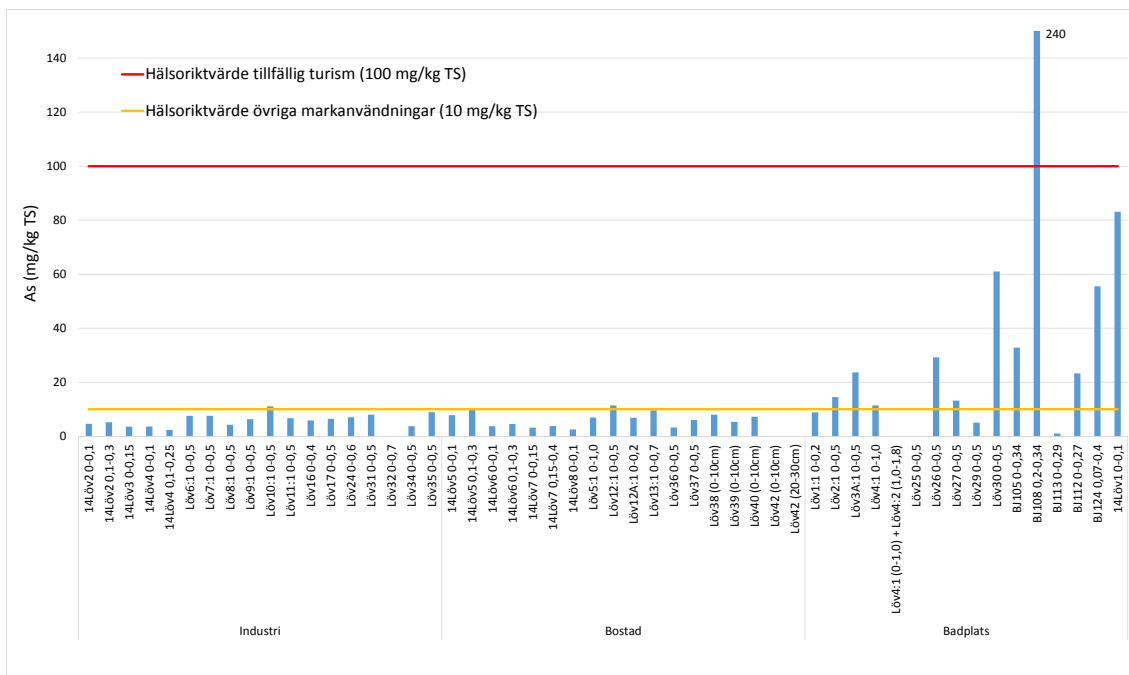
För zink överskrids inte riktvärdet för någon markanvändning för något djup.

Kvicksilver uppmättes i tre prov över rapporteringsgränsen i det ytligare skiktet och i ett prov i det djupare skiktet. I det ytligare skiktet överskrids riktvärdet för permanentboende (med eller utan gv-intag) och fritidsboende i två prov och ett prov ligger precis i nivån med riktvärdet för arbetare. I det djupare skiktet överskrids inte riktvärdet i något prov. Det ska dock observeras att många prov har en rapporteringsgräns som är hög i förhållande till riktvärdet på, 1 eller 2 mg/kg TS.

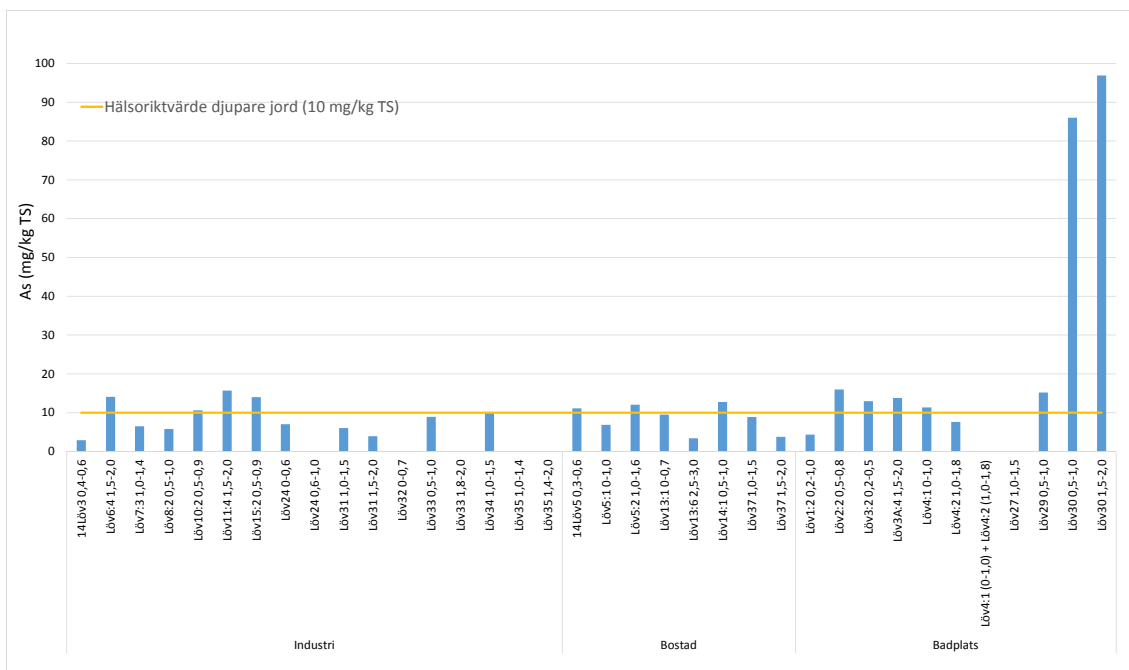
För PAH-M uppmättes en halt i det ytligare skiktet inom industriområdet som överskrider riktvärdet för arbetare. I övrigt uppmättes inga halter över respektive

riktvärde inom de olika områdena för någon PAH-förening. För djupare jord överskrids inte riktvärdet för djupare prov för någon PAH-förening.

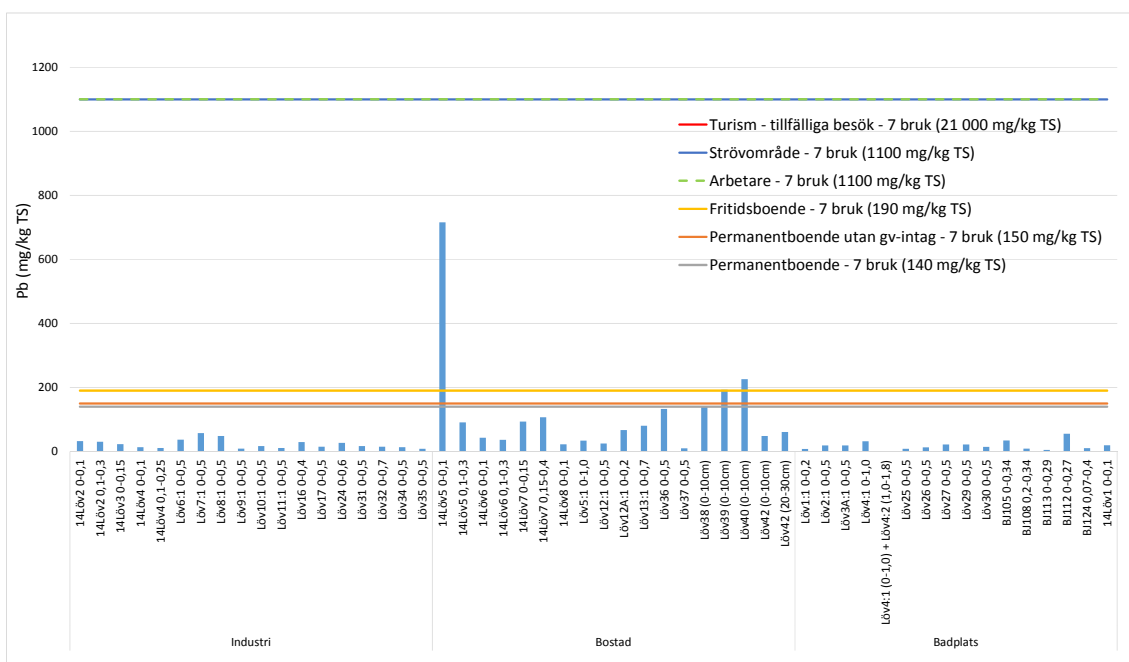
Sammanfattningsvis kan konstateras att jämförelse med hälsoriskbaserade riktvärden indikerar att hälsorisker föreligger främst vid exponering för arsenik vid badplatsen. Resultaten indikerar även att måttliga hälsorisker kan förekomma i mindre delar av bostadsområdet vid exponering för bly, kadmium och kvicksilver i ytlig jord vid såväl permanentboende som fritidsboende. För PAH visar undersökningarna att ingen omfattande hälsorisk föreligger. För zink visar uppmätta halter att inga hälsorisker föreligger.



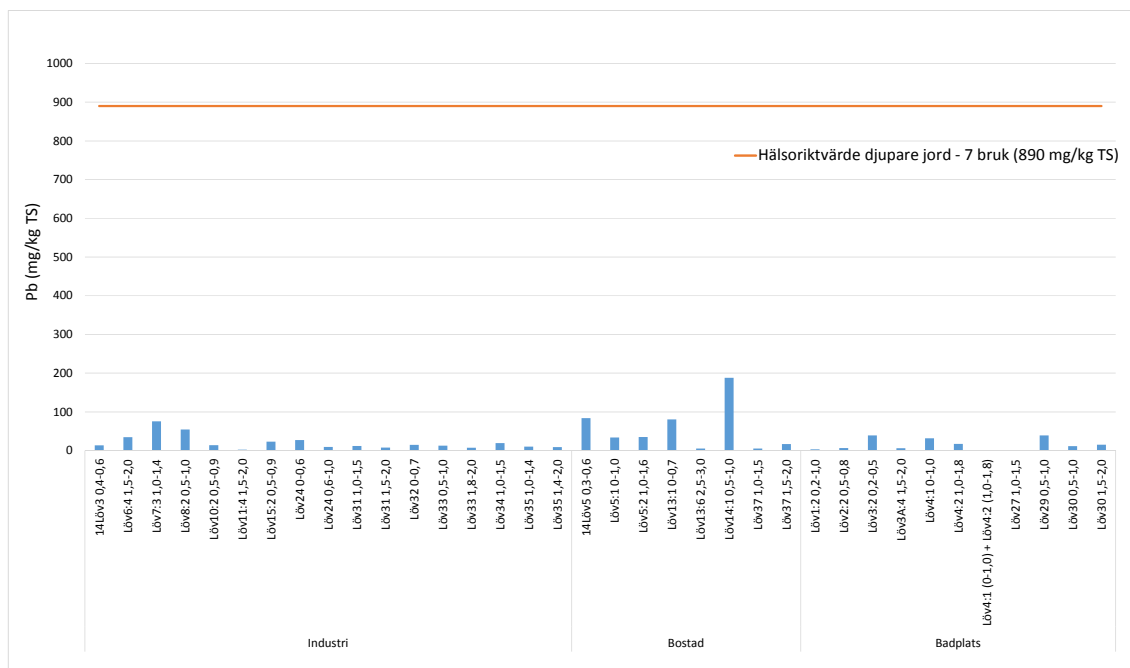
Figur 4-11 Arsenikhalten i ytliga jordprover (0-0,5 m) i Lövestabruk och jämförelse med hälsoriktvärde för exponeringsscenarierna tillfällig turism samt övriga exponeringsscenarier.



Figur 4-12 Arsenikhalten i djupare jordprover (>0,5 m) i Löfstabruk och jämförelse med hälsoriktvärde för djupare jord.



Figur 4-13 Blyhalten i ytliga jordprover (0-0,5 m) i Löfstabruk och jämförelse med hälsoriktvärde för olika exponeringsscenarier där bruksspecifika värden på ämnesparametrarna ansatts i riktvärdesmodellen.



Figur 4-14 Blyhalten i djupare jordprover (>0,5 m) i Lövestabruk och jämförelse med hälsoriktvärde för djupare jord för fallet att bruksspecifika värden antagits på ämnesparametrarna.

4.12.3 Västland

Vid Västlands bruk används det f.d. industriområdet för jordbruksändamål, och lämpliga hälsoriskbaserade bedömningsgrunder är för arbetare på området. För bostadsområdet är lämpliga bedömningsgrunder riktvärdet för permanentboende.

I figur 4-15 och figur 4-16 visas arsenikhalterna i jorden i Västland indelade i skiktet <0,5 m och >0,5 m och en jämförelse med riktvärden för tillfällig turism samt för övriga beaktade markanvändningar (permanentboende, permanentboende utan gv-intag, fritidsboende, arbetare och strövområde). I industriområdet överskrider arsenikhalten i fyra prov från det ytligare skiktet riktvärdet för tillfällig turism, och därmed överskrider riktvärdet för skydd mot akuttoxiska effekter. I dagsläget används industriområdet huvudsakligen för jordbruksändamål. Inom hela Västlandsområdet överskrider en större andel, 28 prov av 38, riktvärdet för övriga exponeringsscenarioer, inklusive för boende och arbetare på området. Halter över riktvärden påträffas inom såväl bostadsområdet som industriområdet.

För det djupare skiktet (>0,5 m) överskrider riktvärdet för djupare jord i 14 av 22 prov, inom såväl bostadsområdet som industriområdet. I tre prov inom industriområdet överskrider halterna även riktvärdet för akuttoxiska effekter.

Bly och zink uppmättes endast i halter under samtliga riktvärden.

För kadmium uppmättes inga halter över respektive riktvärde vare sig inom bostadsområdet (permanentboende eller fritidsboende) eller industriområdet (arbetare eller tillfällig turism). För det djupare skiktet överskrider inga prov hälsoriktvärdet för kadmium. Dock överskrider kadmiumhalterna i tre prov från det ytligare skiktet i industriområdet riktvärdet för boende, vilket innebär att om markanvändningen skulle

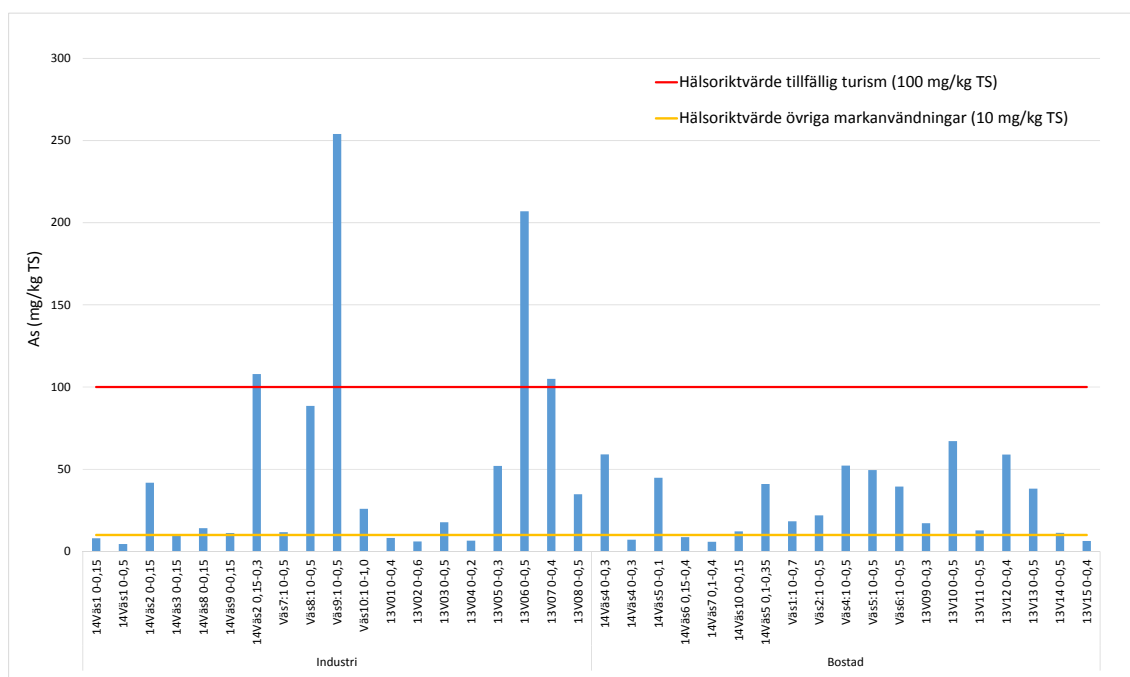
ändras på sikt så att industriområdet utnyttjas för permanent- eller fritidsboende kan hälsorisker från kadmium i marken uppkomma.

Kvicksilver uppmättes endast i ett prov över rapporteringsgränsen, och detta prov togs från det djupare skiktet. Den uppmätta halten överskred även riktvärdet för djupare jord. Det ska dock observeras att många prov har en rapporteringsgräns som är hög i förhållande till hälsoriktvärdet på, 1 eller 2 mg/kg TS, varför föroreningsbilden avseende kvicksilver ännu är oklart.

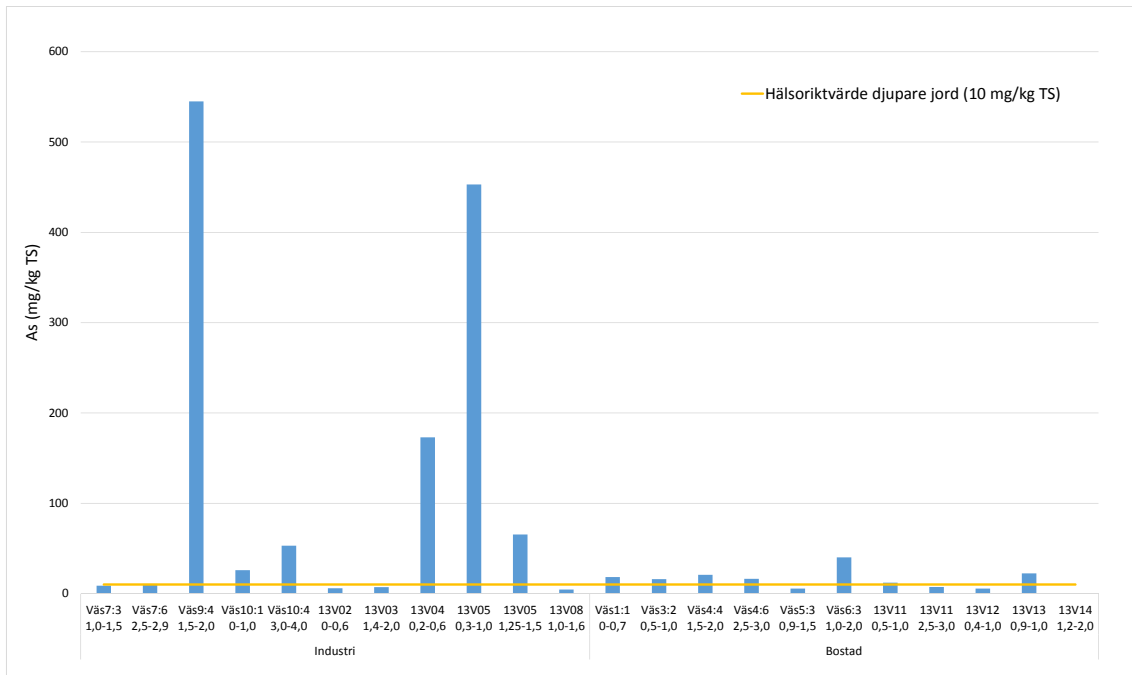
Ingen av de analyserade proven, 7 i det ytligare skiktet och 3 i det djupare skiktet, har halter av PAH-L, PAH-M eller PAH-H som överskrider något riktvärde.

Sammanfattningsvis indikerar en jämförelse av uppmätta föroreningshalter med hälsoriskbaserade riktvärden att hälsorisker föreligger främst vid exponering för arsenik vid samtliga beaktade markanvändningar. Riskerna bedöms generellt vara höga inom industriområdet eftersom arsenikhalterna i ytjorden vid fyra punkter även överskrider riktvärdet för tillfällig turism/riktvärdet för skydd mot akuttoxiska effekter.

Inga hälsorisker föreligger enligt genomförda undersökningar för bly, zink, kadmium eller PAH och i endast mycket begränsad omfattning för kvicksilver (ett prov).



Figur 4-15 Arsenikhalten i ytliga jordprover (0-0,5 m) i Västland och jämförelse med hälsoriktvärde för exponeringsscenarierna tillfällig turism samt övriga exponeringsscenarier.



Figur 4-16 Arsenikhalten i djupare jordprover (>0,5 m) i Västland och jämförelse med hälsoriktvärde för djupare jord.

4.12.4 Länna

Undersökningsområdet vid Länna består av bostadsområden samt skola och förskola, varför en jämförelse med riktvärdet för permanentboende är mest relevant.

I figur 4-17 och figur 4-18 visas arsenikhalterna i jorden i Länna indelade i skiktet <0,5 m och >0,5 m och en jämförelse med riktvärden för tillfällig turism/riktvärdet för skydd mot akuttoxiska effekter samt för övriga beaktade markanvändningar (permanentboende, permanentboende utan gv-intag, fritidsboende, arbetare och strövområde). Tre prov från det ytliga skiktet har arsenikhalter som överskrider riktvärdet för skydd mot akuttoxiska effekter. Två av dessa prov förekommer inom bostadsområdet och en halt inom förskolaneområdet. Detta indikerar att det finns en viss risk för akuttoxiska effekter vid exponering för jord vid dessa platser. Vid förskoleområdet är jorden där provet togs i nuläget övertäckt med gräsmatta för att begränsa exponeringen. Arsenikhalten i 35 prov av 116 överskrider riktvärden för boende (permanent- såväl som fritidsboende). Riktvärdet i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell för skydd mot akuttoxiska effekter (100 mg/kg) vid enstaka exponeringstillfällen styr även riktvärdet för tillfällig turism, vilket överskrids i samma provpunkter.

För det djupare skiktet (>0,5 m) överskrids riktvärdet för djupare jord i 20 av 49 prov och 3 prov överskrider riktvärdet för akuttoxiska effekter.

I figur 4-19 och figur 4-20 visas motsvarande grafer för zink. Zinkhalten i det ytligare skiktet överskrider riktvärden för permanentboende i endast 2 prov av 116 analyserade. För det djupare skiktet överskrids riktvärdet för djupare jord endast i ett av 49 prov.

I figur 4-21 och figur 4-22 visas blyhalten för ytlig och djupare jord. I det ytligare skiktet överskrids inte något riktvärde i något prov. För det djupare skiktet överskrids riktvärdet för djupare jord i endast ett av 49 prov.

I figur 4-23 och figur 4-24 visas halterna av kadmium i ytlig och djupare jord. I den ytligare jorden överskrids riktvärdet för permanentboende med eller utan gv-intag i 32 av 116 prov och i 30 prov för fritidsboende. Inom förskole- och skoleområden överskrids inga riktvärden. För övriga markanvändningar överskrids inte värdet i någon punkt. För djupare jord överskrids riktvärdet för kadmium i två punkter.

Kvicksilver uppmättes endast i två prov av 116 över rapporteringsgränsen i det ytligare skiktet. Dessa halter överskrider även riktvärdet för permanentboende med eller utan gv-intag, fritidsboende samt arbetare. Det bör dock observeras att rapporteringsgränsen för övriga prov var hög i förhållande till detta i många punkter, 1 mg/kg TS. I det djupare skiktet uppmättes inga kvicksilverhalter över rapporteringsgränsen.

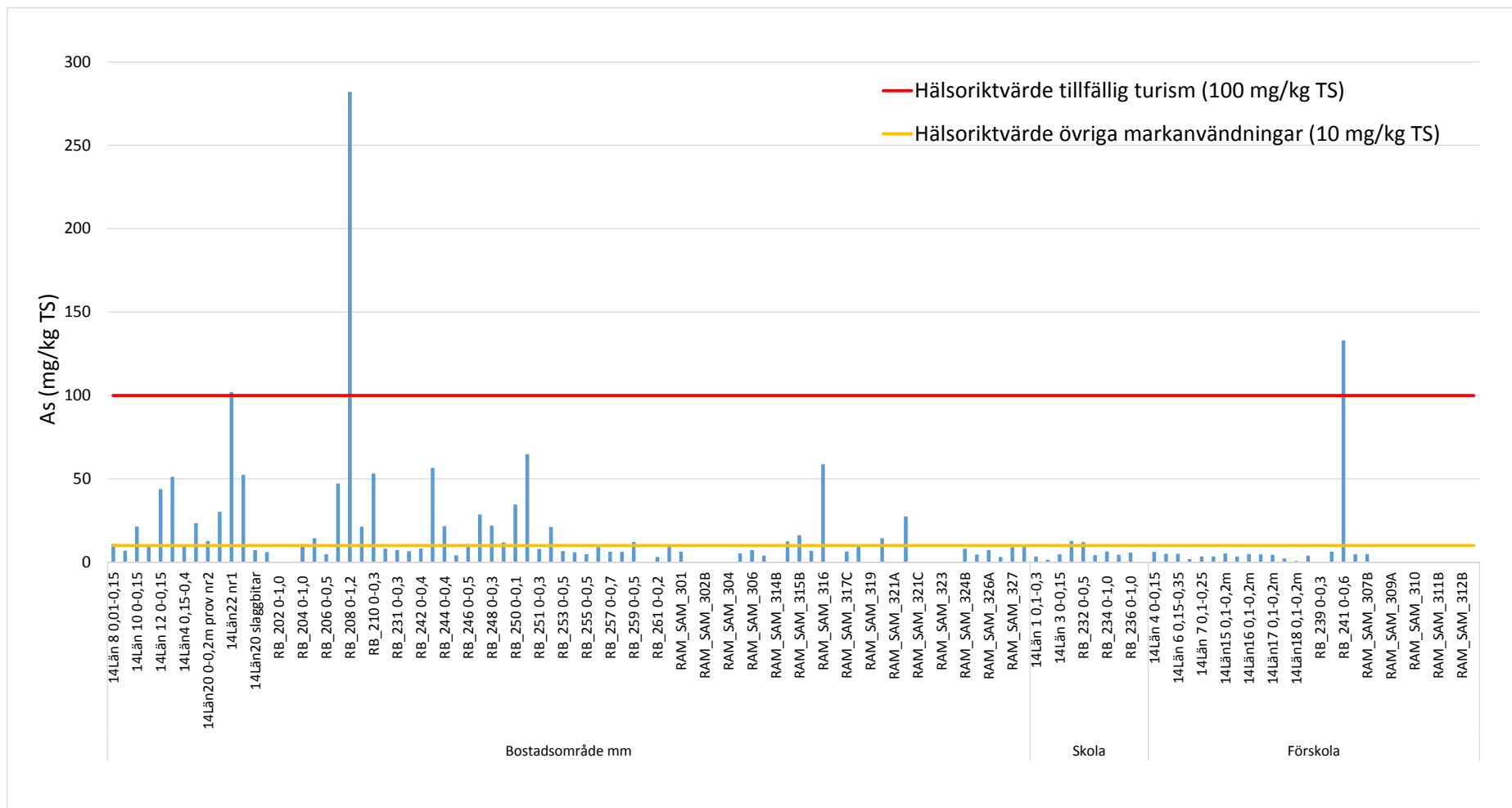
För PAH-M och PAH-H överskrids riktvärdet för permanentboende med eller utan grundvattenintag i 7 av 20 ytliga prov. Den högsta halten av PAH-M var knappt 6 gånger så hög som riktvärdet för permanentboende med eller utan grundvattenintag. Motsvarande jämförelse för PAH-H visar att den högsta halten var ca 4 gånger riktvärdet.

Sammanfattningsvis indikerar jämförelse med hälsoriskbaserade riktvärden att med markanvändning som permanentboende föreligger hälsorisker främst vid exponering för arsenik och för kadmium. Hälsorisker kan även förekomma på grund av kvicksilver men föroreningsbilden avseende kvicksilver är ännu inte klar pga höga

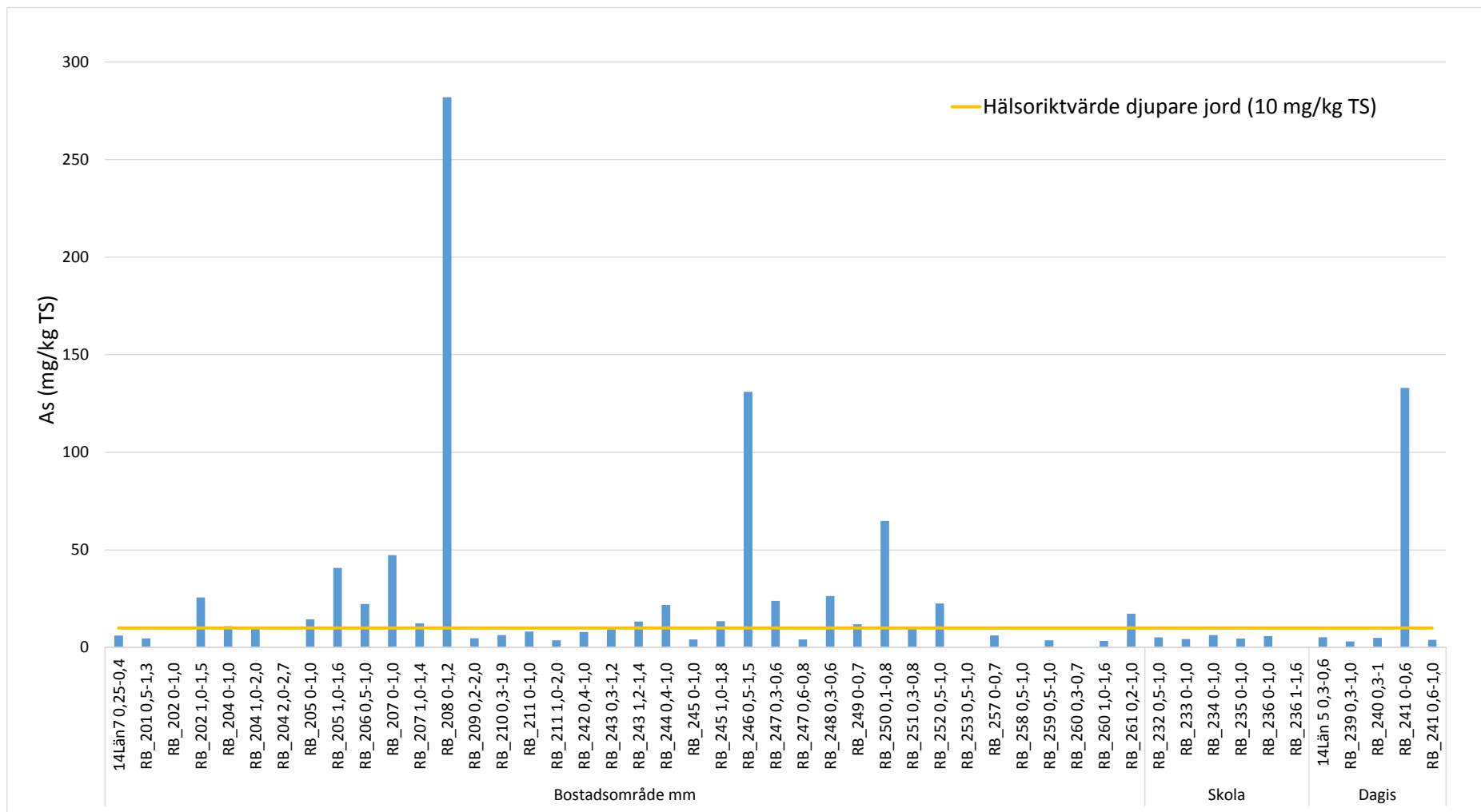
rapporteringsgränser. Hälsoriskerna förekommer främst inom bostadsområdet. Halterna av arsenik och kadmium är generellt lägre inom förskole- och skolområden. Inom förskole- och skolområdet överskrider arsenikhalten i jord riktvärdet för bostadsändamål (riktvärdet är skyddande även för markanvändning som daghem) endast i en punkt. Där är dock halten över riktvärdet vid vilken akuttoxiska effekter kan förekomma. Denna förorenade jord har mycket begränsad utbredning och i nuläget har övertäckts med gräsmatta för att förhindra exponering. Kemakta genomförde provtagning för att bekräfta och avgränsa området med höga arsenikhalter. Vid provtagningarna kunde Kemakta bekräfta de höga haltnivåer som påträffats i tidigare undersökningar inom förskoleområdet. I den tidigare provtagningen togs ut prov 0-60 cm under markytan. Kemaktas prover togs av något ytligare jord, vilket innebär att det är möjligt att material med höga arsenikhalter kan förekomma i djupare skikt i marken. Även inom bostadsområdet uppmäts arsenikhalter i två punkter över riktvärdet vid vilken akuttoxiska effekter kan förekomma.

För zink och bly är hälsoriskerna låga då riktvärden överskrids endast i enstaka prov.

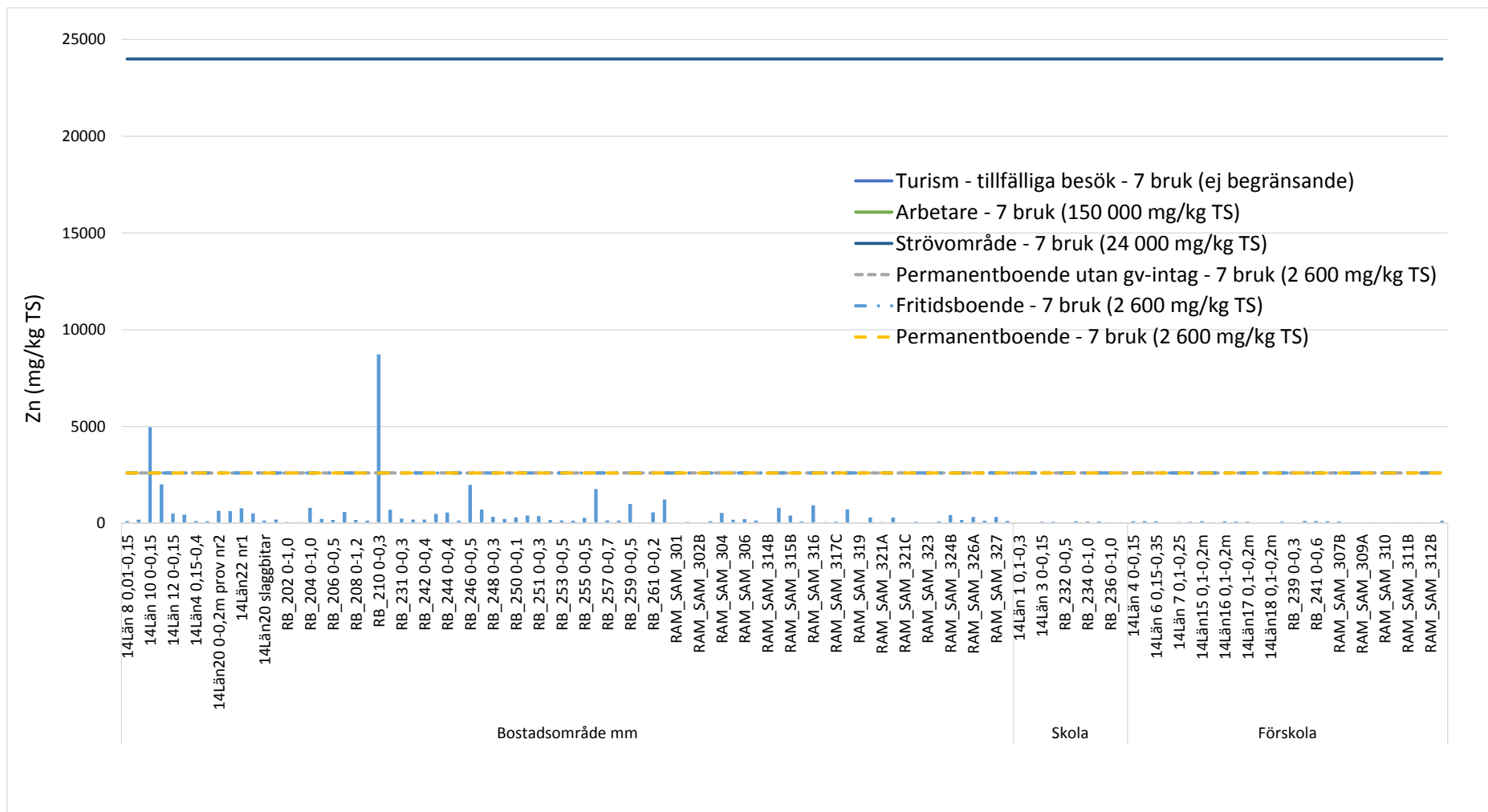
De uppmätta halterna av PAH visar att hälsorisker kan förekomma vid exponering för PAH-M och PAH-H. Då ett färre antal prov har gjorts av PAH än för metaller är det svårt att bedöma huruvida hälsoriskerna för PAH är lika omfattande som för arsenik.



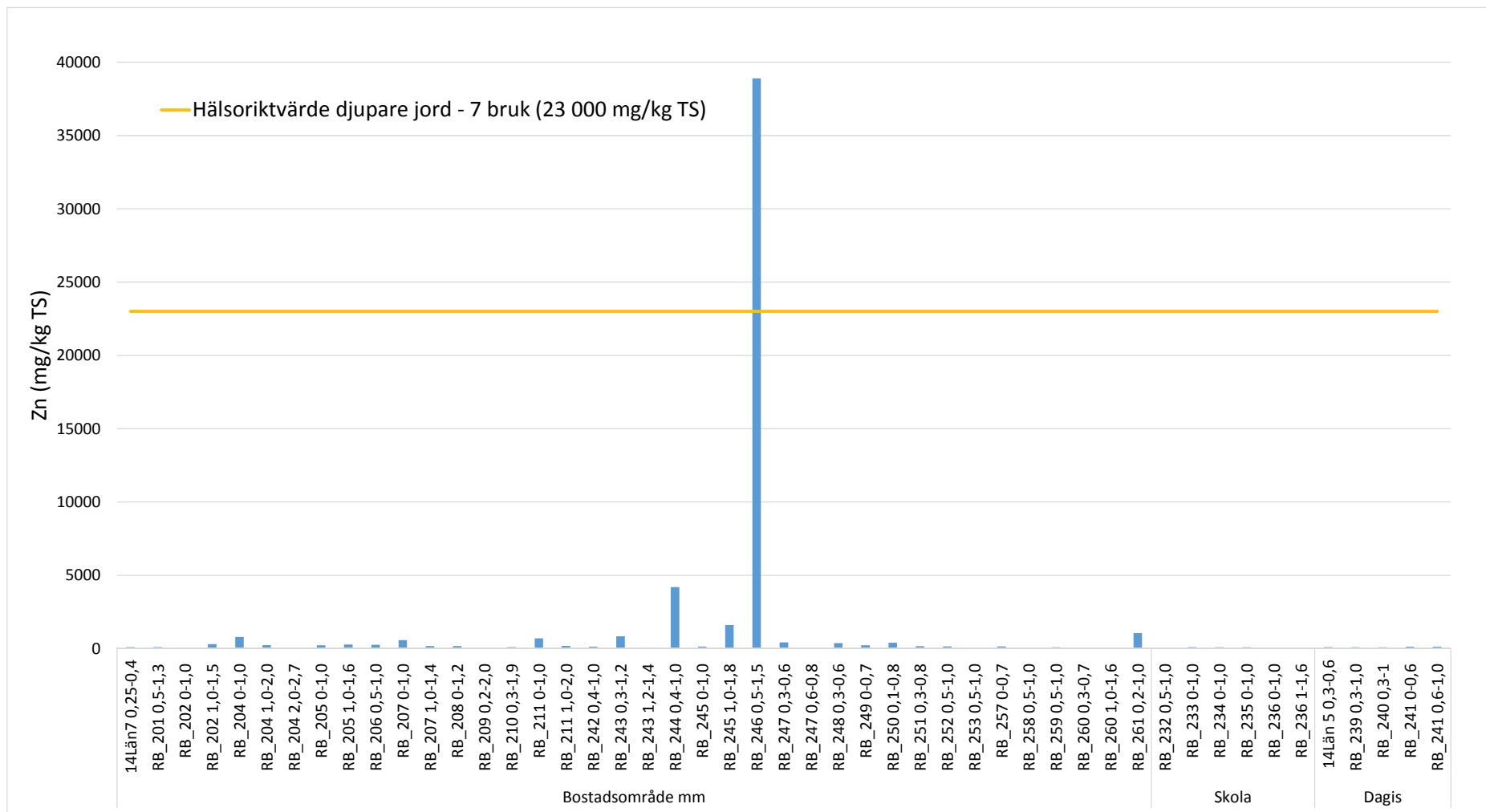
Figur 4-17 Arsenikhalten i ytliga jordprover (0-0,5 m) i Länna och jämförelse med hälsoriktvärde för exponeringsscenarierna tillfällig turism samt övriga exponeringsscenarier.



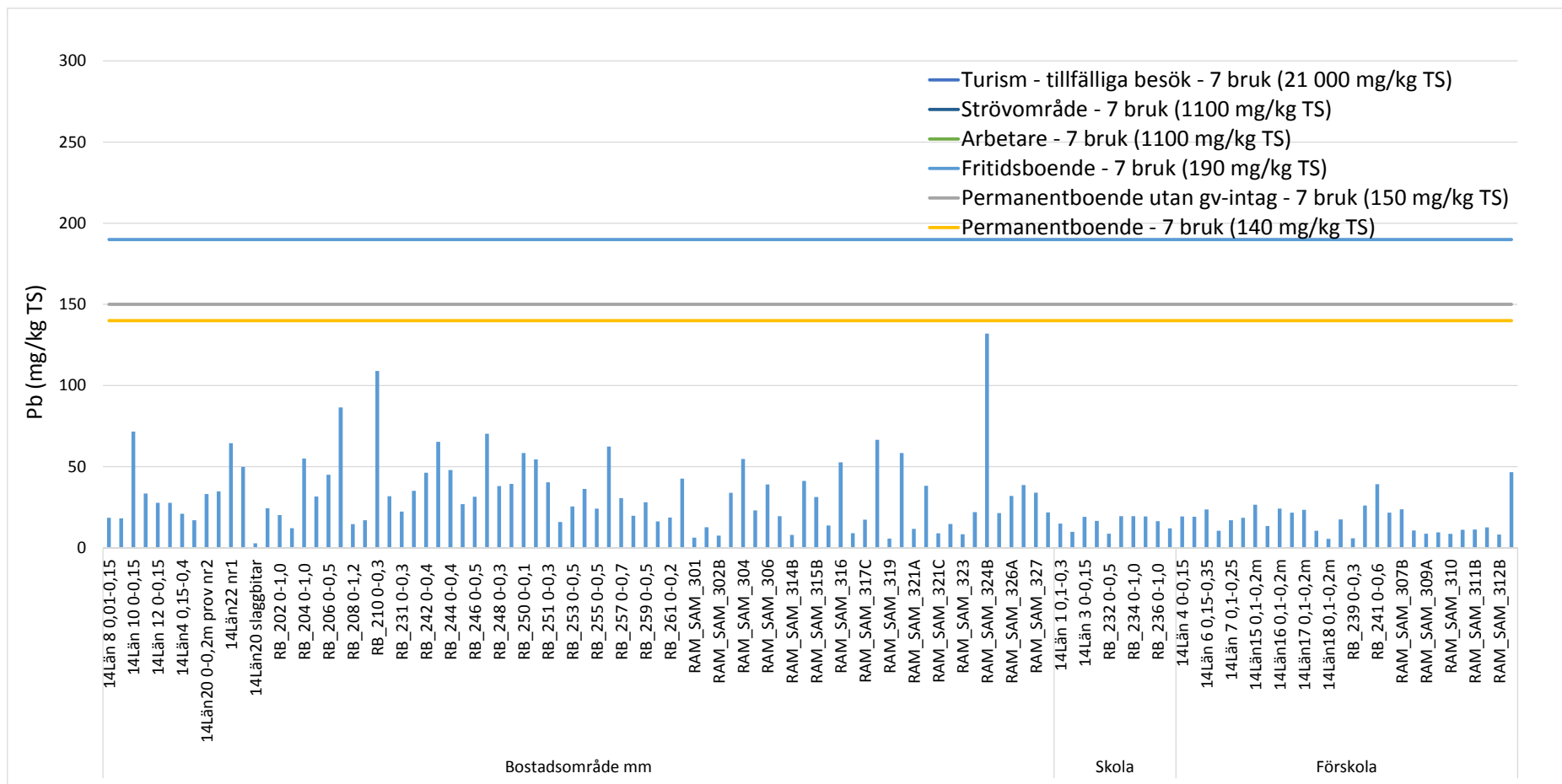
Figur 4-18 Arsenikhalten i djupare jordprover (>0,5 m) i Länna och jämförelse med hälsoriktvärde för djupare jord.



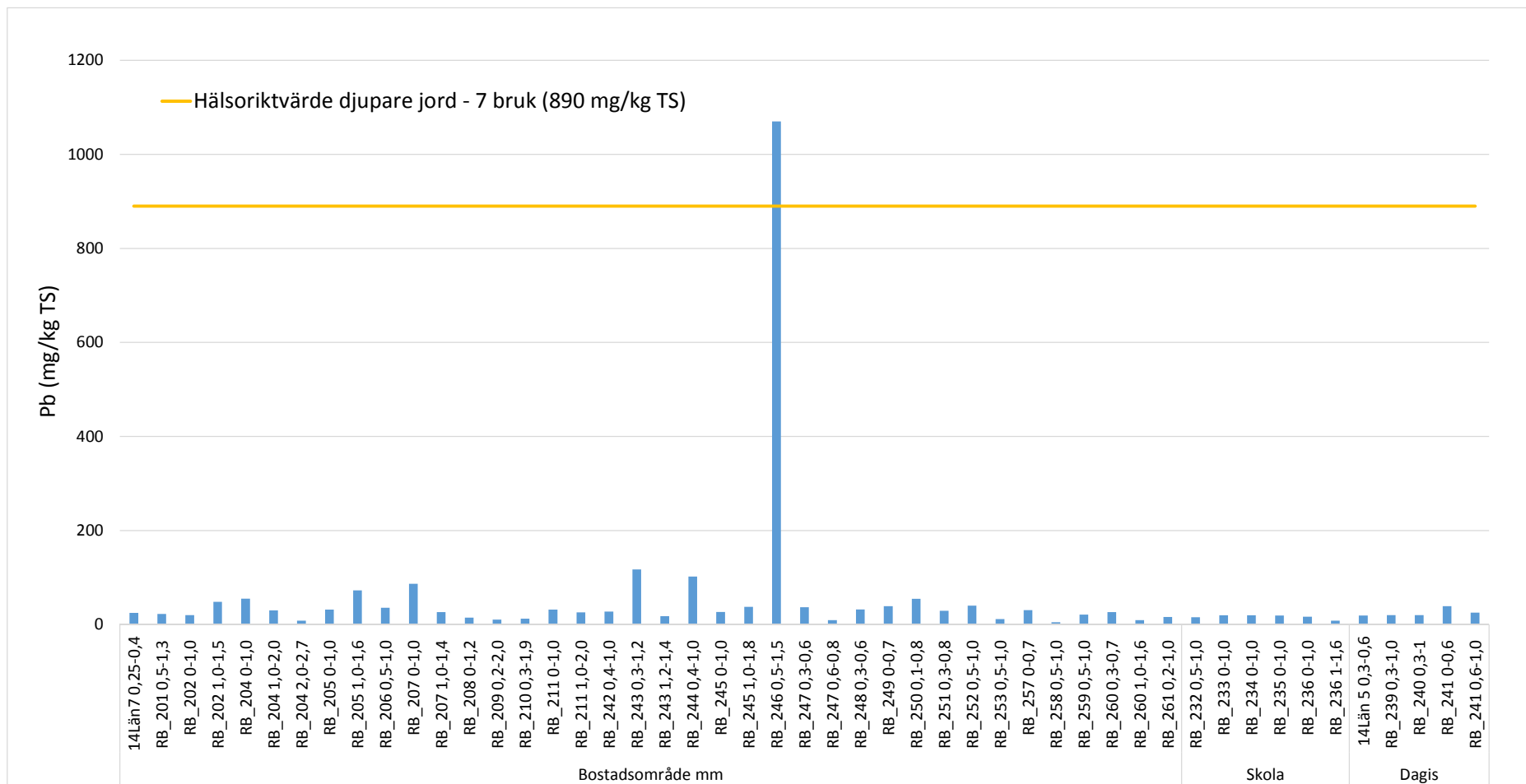
Figur 4-19 Zinkhalten i ytliga jordprover (0-0,5 m) i Länna och jämförelse med hälsoriktvärde för olika exponeringsscenarier där bruksspecifika värden på ämnesparametrarna ansatts i riktvärdesmodellen.



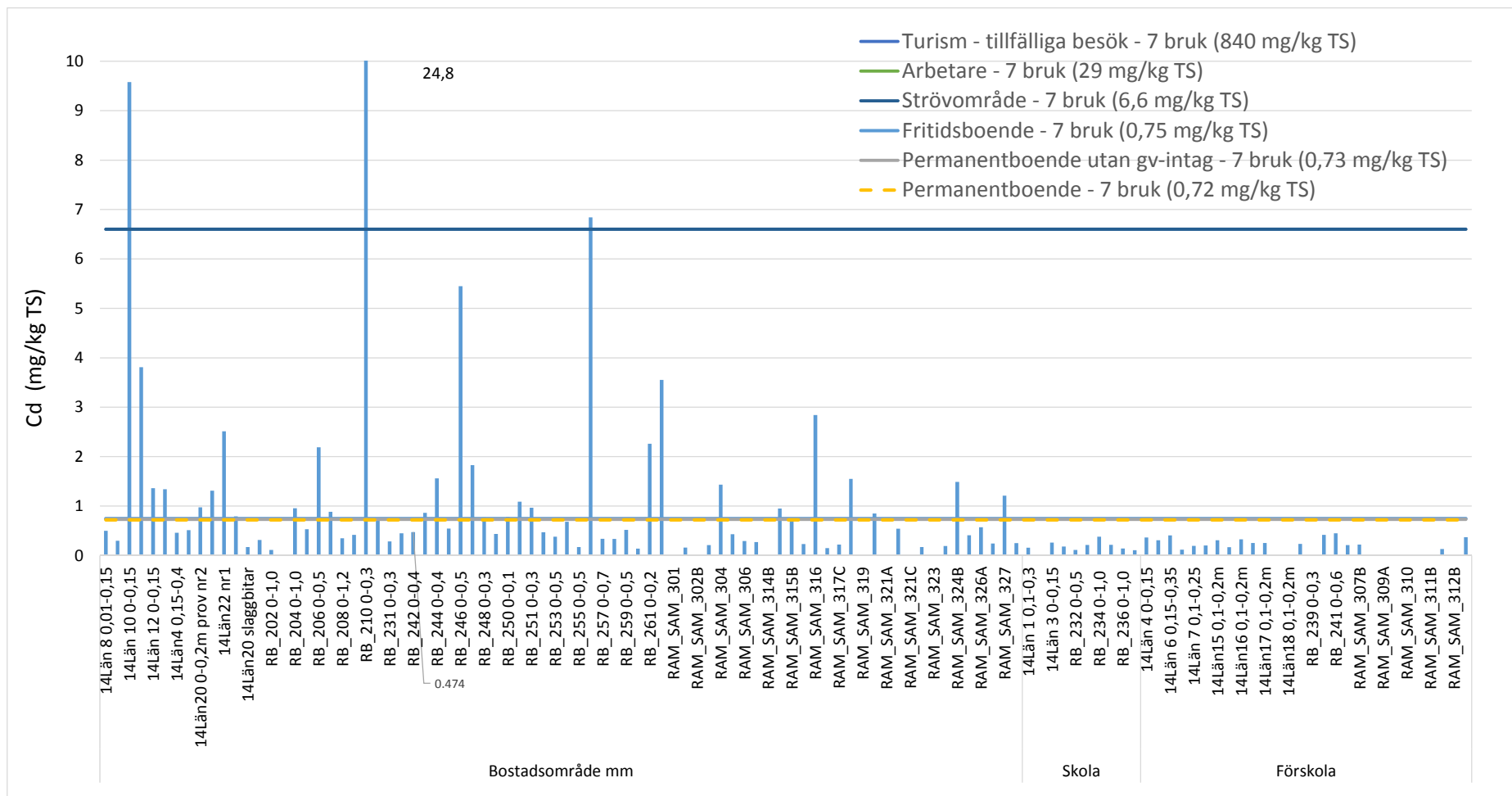
Figur 4-20 Zinkhalten i djupare jordprover (>0,5 m) i Länna och jämförelse med hälsoriktvärde för djupare jord för fallet att bruksspecifika värden antagits på ämnesparametrarna.



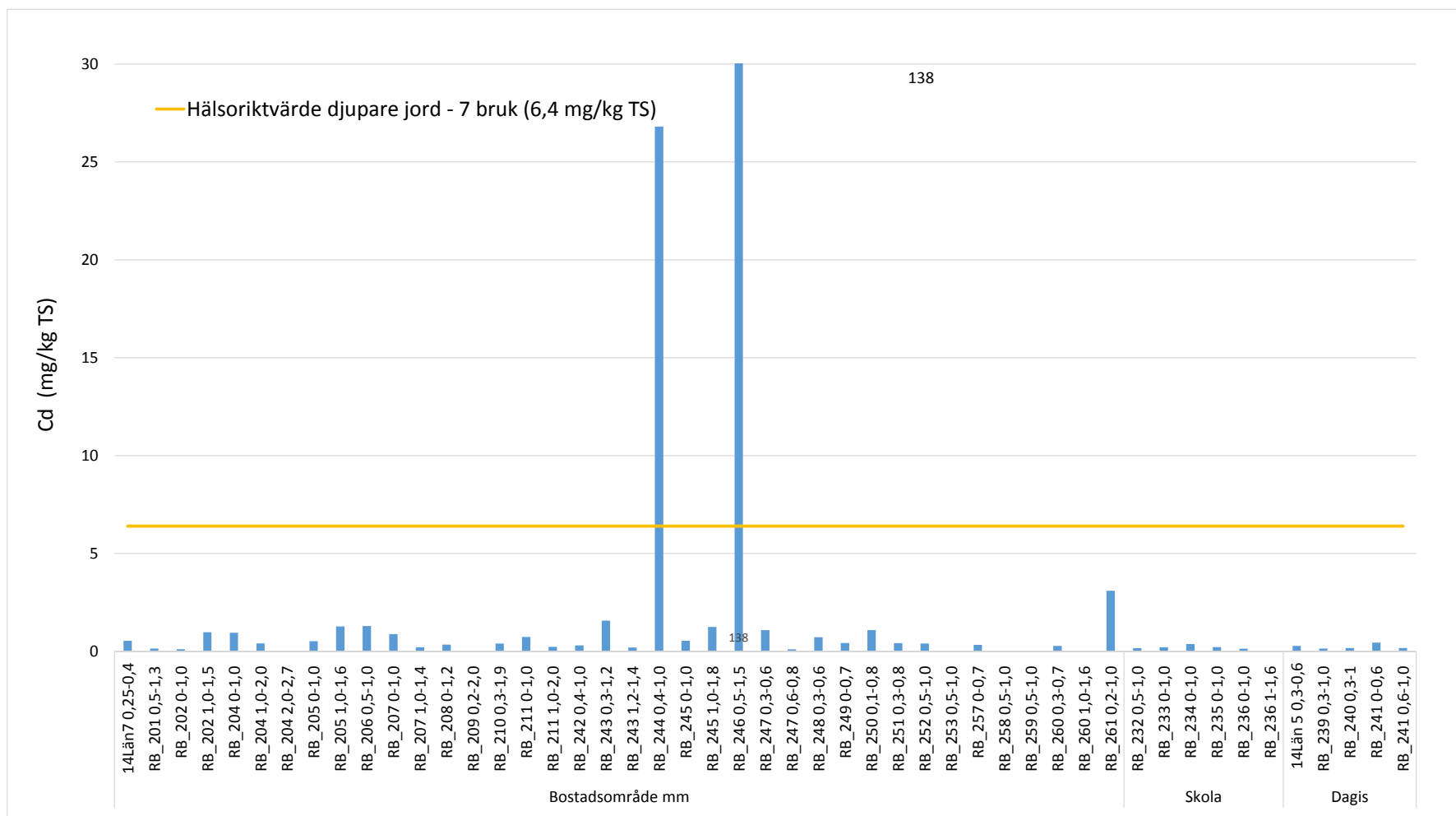
Figur 4-21 Blyhalten i ytliga jordprover (0-0,5 m) i Länna och jämförelse med hälsoriktvärde för olika exponeringsscenarier där bruksspecifika värden på ämnesparametrarna ansatts i riktvärdesmodellen.



Figur 4-22 Blyhalten i djupare jordprover (>0,5 m) i Länna och jämförelse med hälsoriktvärde för djupare jord för fallet att bruksspecifika värden antagits på ämnesparametrarna.



Figur 4-23 Kadmiumhalten i ytliga jordprover (0-0,5 m) i Läna och jämförelse med hälsoriktvärde för olika exponeringsscenarier där bruksspecifika värden på ämnesparametrarna ansatts i riktvärdesmodellen.



Figur 4-24 Kadmiumhalten i djupare jordprover (>0,5 m) i Länna och jämförelse med hälsoriktvärde för djupare jord för fallet att bruksspecifika värden antagits på ämnesparametrarna.

4.12.5 Österbybruk

I Österbybruk har undersökningar i denna studie omfattat ett område med bostadshus som byggdes för bruksarbetare. Data sammanställningen inkluderar resultaten från tidigare undersökningar (se avsnitt 1.7). Riktvärden för permanentboende är lämpliga bedömningsgrunder för detta område. I industriområdet och området kring herrgården finns ett flertal byggnader som används som museer och liknande verksamheter (trädgårdar med mera). Lämpliga bedömningsgrunder är då riktvärden för arbetare på området samt tillfälliga besök och strövområde. Vid anlagd badplats/camping jämförs uppmätta föroreningshalter lämpligen med riktvärden för strövområden.

I figur 4-25 och figur 4-26 visas arsenikhalterna i jorden i Österbybruk indelade i skiktet <0,5 m och >0,5 m och en jämförelse med riktvärden för tillfällig turism/skydd mot akuta hälsoeffekter samt för övriga beaktade markanvändningar (permanentboende, permanentboende utan gv-intag, fritidsboende, arbetare och strövområde). Inget prov i det ytligare skiktet har arsenikhalter som överskrider riktvärdet för turism och därför finns inga risker för akuta hälsoeffekter från arsenik i marken. I hela undersökningsområdet överskrider riktvärdet för övriga exponeringsscenarioer i 20 prov av 39. De högsta arsenikhalterna förekommer i industriområdet. I bostadsområdet finns flera prov som ligger i nivå med riktvärdet för permanentboende, men endast i provpunkter kring den gamla kvarnen vid utloppet av Oppdammen förekommer halter som klart överskrider riktvärdet. Hälsorisker förekommer därför i bostadsområdet i ett område som är begränsat till den gamla kvarnen i utbredning. I industriområdet indikerar en jämförelse med riktvärden för arbetare att hälsorisker kan förekomma, eftersom uppmätta halter av arsenik överskrider riktvärdet för arbetare i ungefär två tredjedelar av proverna. Det finns dock inga hälsorisker för tillfälliga besökare eftersom uppmätta arsenikhalter ligger under riktvärdet för tillfälliga besök. Vid badplatsen ligger uppmätta arsenikhalter i båda proven något över riktvärdet för strövområde och därför kan hälsorisker förekomma på sikt vid flitigt användande av badplatsen. Det finns dock inga risker för akuta hälsoeffekter eftersom arsenikhalterna ligger under riktvärdet för skydd mot akuttoxiska effekter.

För det djupare skiktet (>0,5 m) överskrider hälsoriktvärdet för arsenik för djupare jord i 12 av 19 prov och halten i 1 prov överskrider riktvärdet för skydd mot akuttoxiska effekter.

I figur 4-27 och figur 4-28 visas blyhalten för ytlig och djupare jord. I bostadsområdet överskrider inte riktvärdet för permanentboende eller fritidsboende i någon punkt. Inom industriområdet överskrider uppmätta blyhalter inte riktvärdet för arbetare. Blyhalterna vid badplatsen överskrider inte något riktvärde. För det djupare skiktet överskrider inte riktvärdet för djupare jord i något prov. Skulle dock markanvändningen på sikt ändras så att industriområden skulle utnyttjas för bostadsändamål så överskrider riktvärden för permanent- och fritidsboende av blyhalterna i 2 av 20 prov i kring den tidigare bruksverksamheten och i 2 av 5 prov i det norra industriområdet.

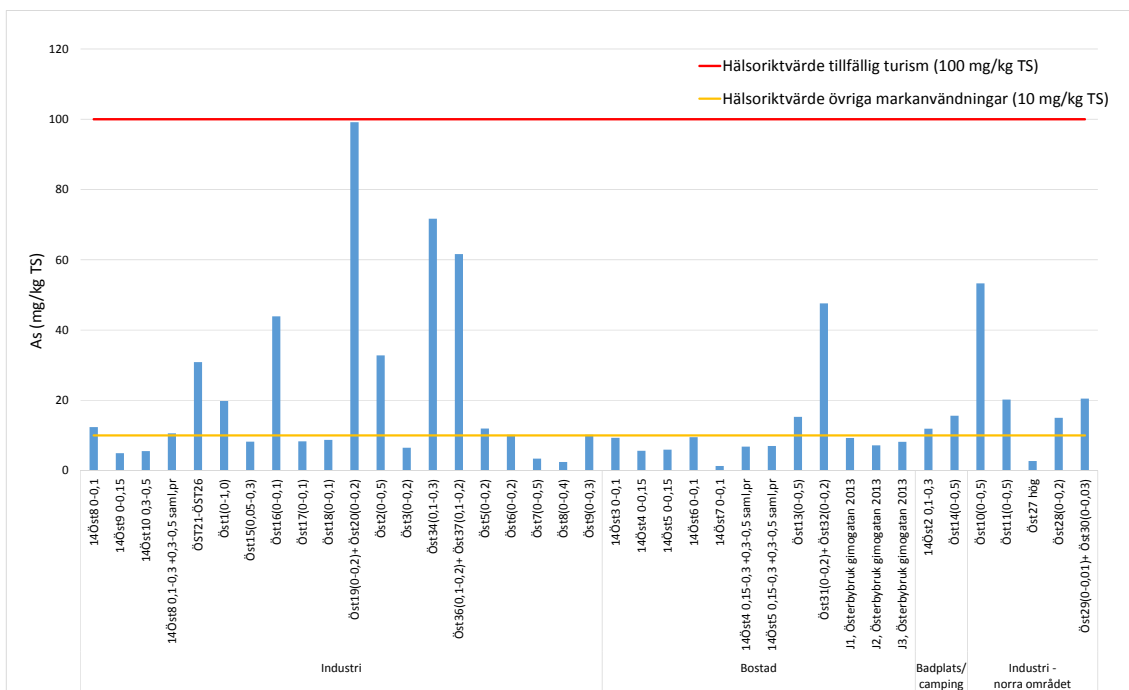
I figur 4-29 och figur 4-30 visas halterna av kadmium i ytlig och djupare jord. I den ytligare jorden i bostadsområdet överskrider riktvärdet för permanentboende med eller utan gv-intag och fritidsboende i endast ett prov från den gamla kvarnen. Ytterligare ett prov har en kadmiumhalt som ligger precis under riktvärdet. Inom industriområdet är alla uppmätta kadmiumhalter under riktvärdet för arbetare. Inom badplatsområdet överskrider uppmätta kadmiumhalter inte något riktvärde. För djupare jord överskrider inte riktvärdet för djupare jord för kadmium i någon punkt. Inga hälsorisker förväntas

förekomma från kadmium i marken med nuvarande markanvändningen. Skulle markanvändningen på sikt ändras så överskrids riktvärdet för kadmium för permanent- och fritidsboende i 3 av 5 ytliga prov i det norra industriområdet och i 2 av 20 ytliga prov i det huvudsakliga industriområdet.

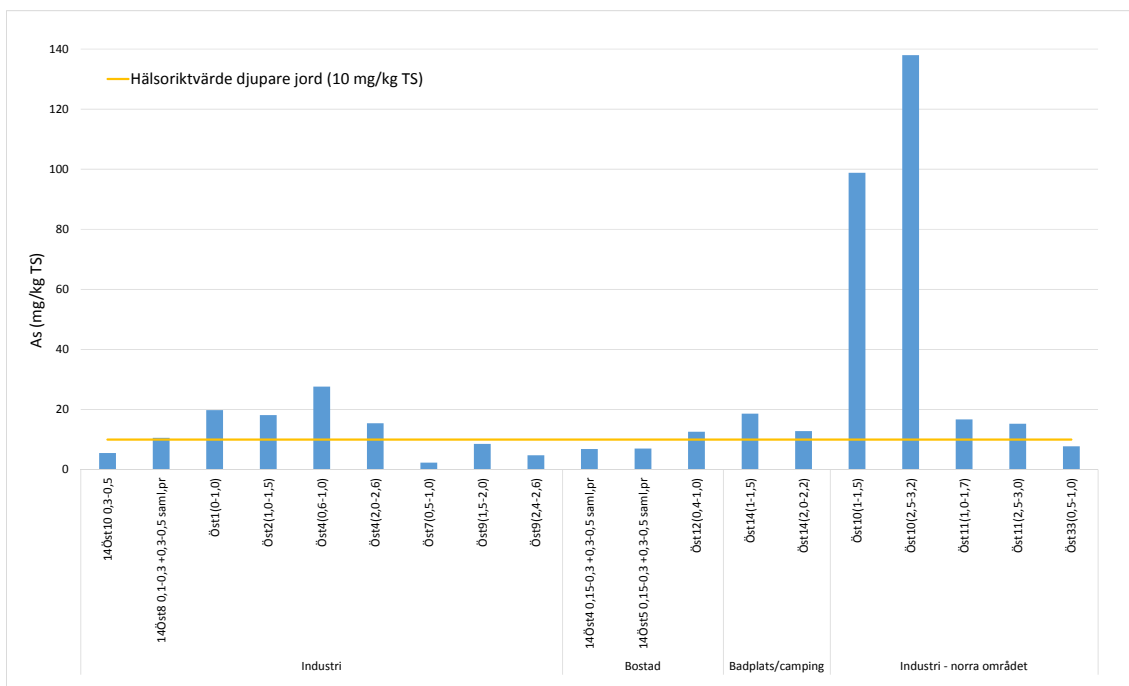
I figur 4-31 och figur 4-32 visas halterna av kvicksilver i yttlig och djupare jord. I den ytligare jorden uppmäts halter i bostadsområdet som överskrider riktvärdet för permanentboende med eller utan gv-intag och fritidsboende i 6 av 12 prov, och dessa prov ligger i bostadstomter (inte den gamla kvarnen). Inom industriområdet överskrider riktvärdet för arbetare i fyra av 20 prov (i området kring herrgården och intill tidigare masugnsområde/smedja). Därför kan hälsorisker förekomma vid exponering inom industriområdet och bostadsområdet. Inga riktvärden överskrider inom det norra industriområdet eller badplats/campingområdet. För det djupare skiktet överskrider inte riktvärdet för kvicksilver i djupare jord i något prov.

För bostadsområdet ligger halterna av PAH-H i yttlig jord i nivå med riktvärdet för permanentboende och fritidsboende i ett prov av fyra analyserade (uppmätt halt 1,4 mg/kg TS). Inom industriområdet överskrider halten av PAH-M och PAH-H riktvärdet för arbetare i endast ett prov av 13 analyserade (29 respektive 20 mg/kg TS att jämföras med riktvärde 7,5 respektive 11 mg/kg TS). I det norra industriområdet överskrider halten av PAH-M riktvärdet för arbetare i 2 av 4 prov. För det djupare skiktet överskrider halten av PAH-M och PAH-H riktvärdet för djupare jord i en av fem punkter. Det föreligger därför endast begränsade risker med avseende på exponering för PAH, dels i ett område kring masugnen/smedjan och i jordgolvet i norra industriområdet vid brännstålsugnarna.

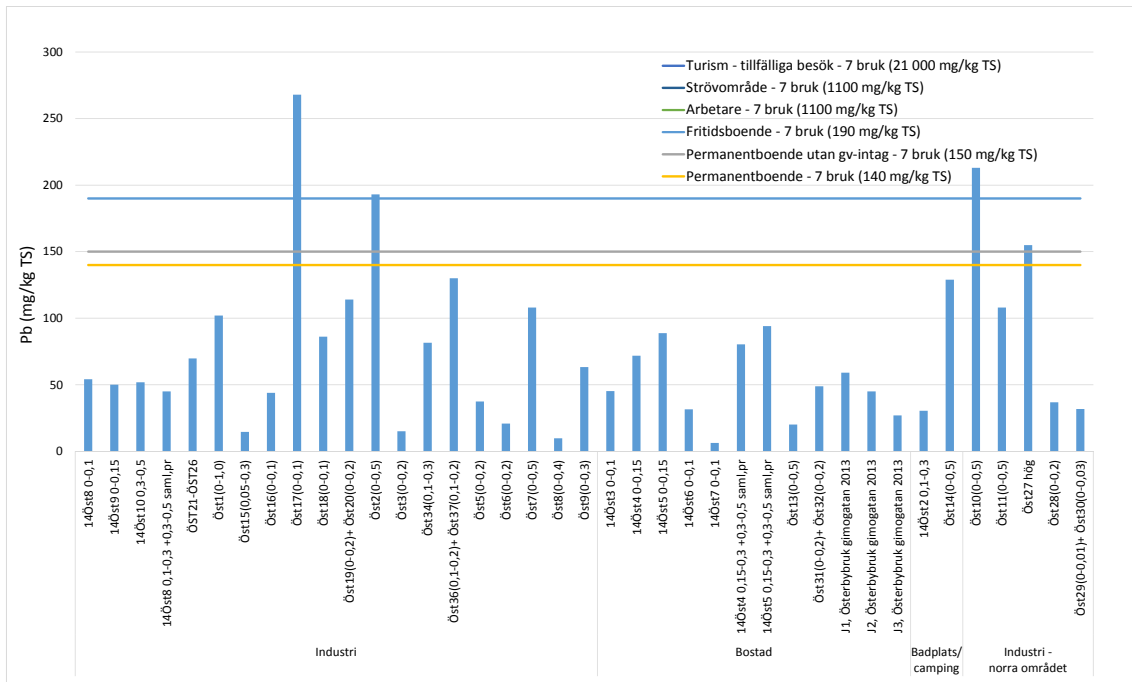
Sammanfattningsvis visar en jämförelse med hälsoriskbaserade riktvärden att hälsorisker föreligger inom den gamla kvarnen främst vid exponering för arsenik och kadmium. I det övriga bostadsområdet kan hälsorisker uppkomma på grund av exponering för kvicksilver. I industriområdet kan hälsorisker uppkomma på grund av exponering för arsenik och kvicksilver. För arsenik gäller detta främst i området kring det huvudsakliga industriområdet med smedjan/masugn samt kolhusen och för kvicksilver är det området kring det fd spruthuset. Det finns inga risker för akutttoxiska effekter eftersom alla uppmätta halter i bostads- och industriområdena ligger under riktvärdet. Baserat på analyserade prov bedöms inga hälsorisker föreligga för exponering av bly. För PAH bedöms hälsoriskerna som låga till måttliga då endast enstaka prov har visat på halter över riktvärdet. Dock är det ett färre antal prov som är analyserade med avseende på PAH än på metaller.



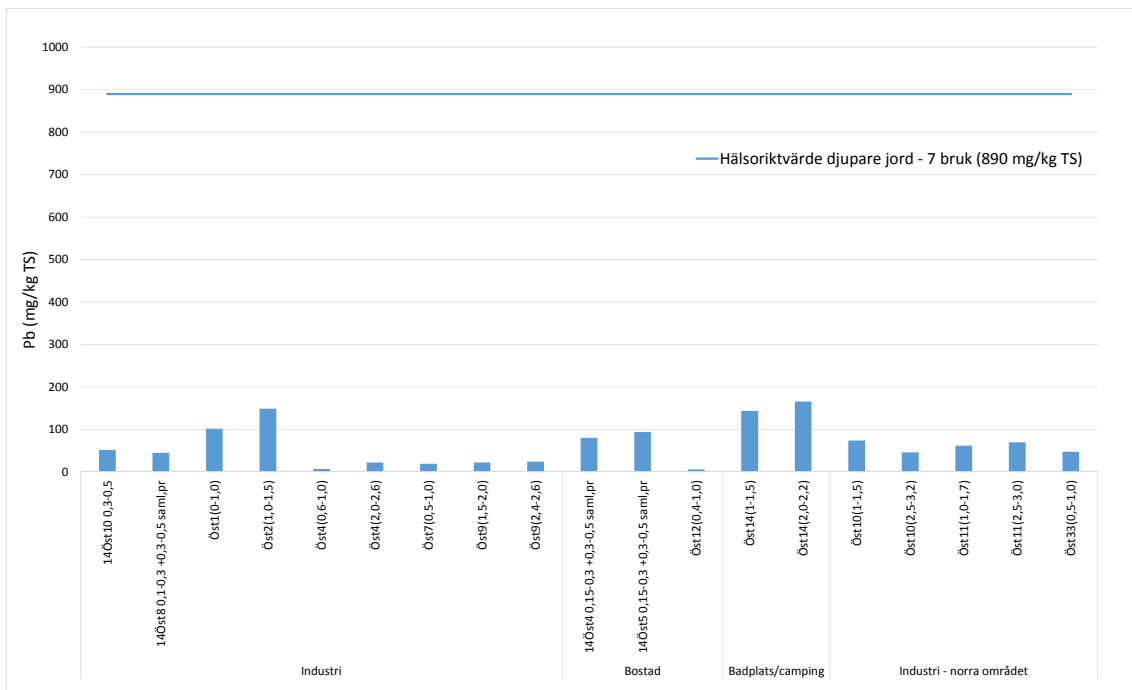
Figur 4-25 Arsenikhalten i ytliga jordprover (0-0,5 m) i Österbybruk och jämförelse med hälsoriktvärde för exponeringsscenarierna tillfällig turism samt övriga exponeringsscenarier.



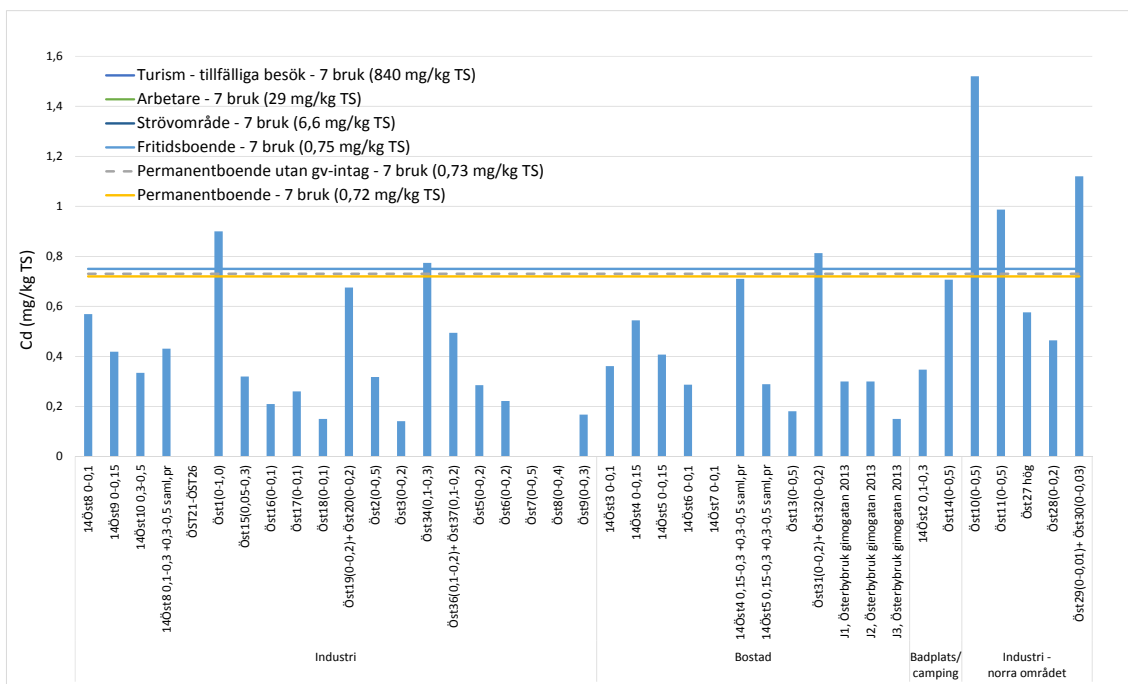
Figur 4-26 Arsenikhalten i djupare jordprover (>0,5 m) i Österbybruk och jämförelse med hälsoriktvärde för djupare jord.



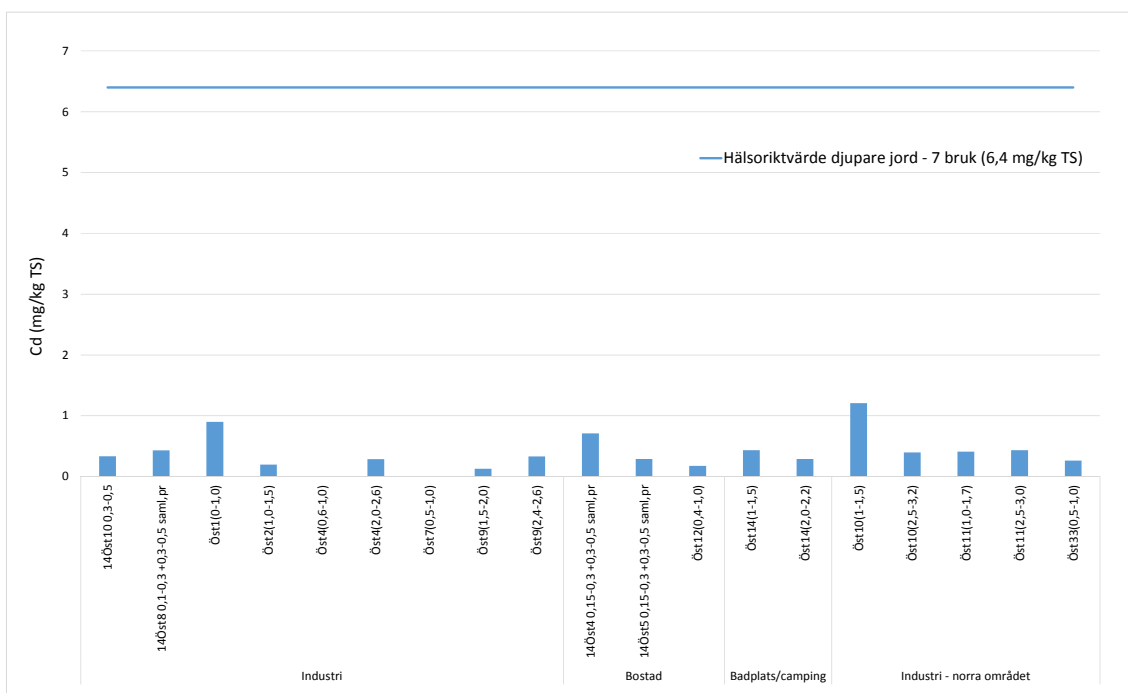
Figur 4-27 Blyhalten i ytliga jordprover (0-0,5 m) i Österbybruk och jämförelse med hälsoriktvärde för olika exponeringsscenarier där bruksspecifika värden på ämnesparametrarna ansatts i riktvärdesmodellen.



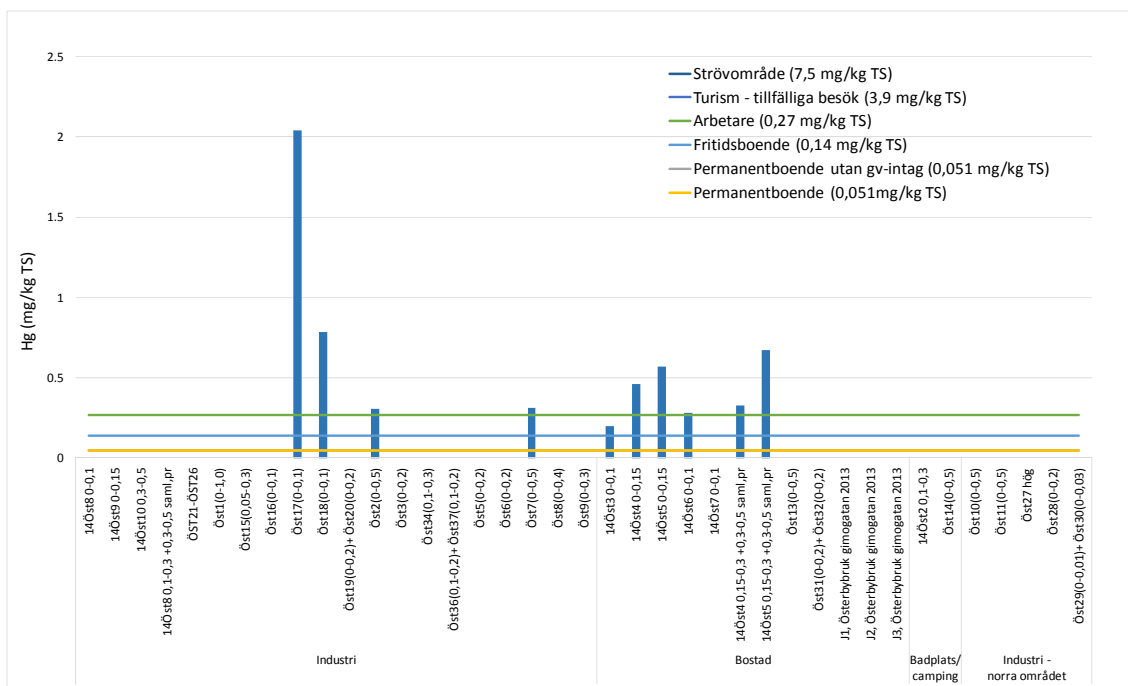
Figur 4-28 Blyhalten i djupare jordprover (>0,5 m) i Österbybruk och jämförelse med hälsoriktvärde för djupare jord för fallet att bruksspecifika värden antagits på ämnesparametrarna.



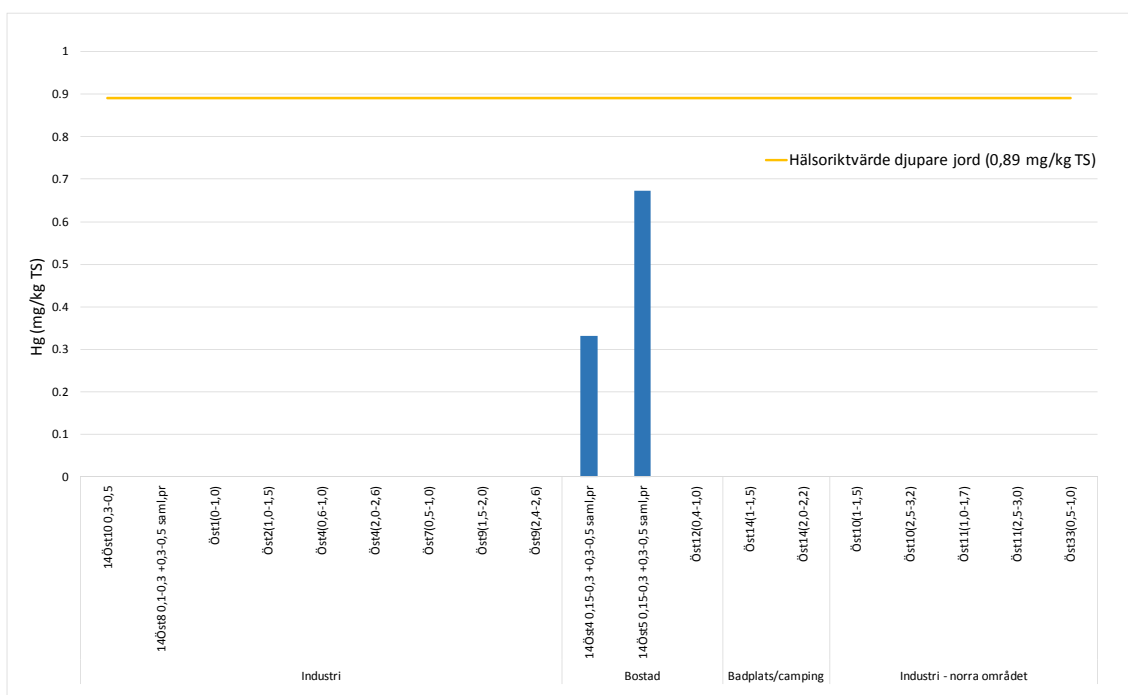
Figur 4-29 Kadmiumhalten i ytliga jordprover (0-0,5 m) i Österbybruk och jämförelse med hälsoriktvärde för olika exponeringsscenarier där bruksspecifika värden på ämnesparametrarna ansatts i riktvrdesmodellen.



Figur 4-30 Kadmiumhalten i djupare jordprover (>0,5 m) i Österbybruk och jämförelse med hälsoriktvärde för djupare jord för fallet att bruksspecifika värden antagits på ämnesparametrarna.



Figur 4-31 Kvicksilverhalten i ytliga jordprover (0-0,5 m) i Österbybruk och jämförelse med hälsoriktvärde för olika exponeringsscenarier där generella värden på ämnesparametrarna ansatts i riktvrädesmodellen.



Figur 4-32 Kvicksilverhalten i djupare jordprover (>0,5 m) i Österbybruk och jämförelse med hälsoriktvärde för olika exponeringsscenarier där generella värden på ämnesparametrarna ansatts i riktvrädesmodellen.

4.12.6 Vällnora

För Vällnora har platsspecifika riktvärden tagits fram inom ramen för genomförd huvudstudie (Kemakta, 2015b). I nedanstående stycke görs därmed en jämförelse med de platsspecifika hälsoriskbaserade riktvärden där hänsyn tas till platsspecifika exponeringsförhållanden och resultat från materialkaraktisering. Platsspecifika riktvärden togs fram för permanentboende samt tillfälligt besök. Riktvärden togs fram för olika varianter av markanvändning permanent boende. Permanent- och fritidsboende förekommer vid Vällnora. I dagsläget används en grävd brunn som en gemensam vattentäkt för flera fastigheter vilket innebär att riktvärdet för permanentboende med grundvattenuttag är lämpligt som bedömningsgrund. I huvudscenariot för Vällnora (permanent boende) antas intag av dricksvatten från den grävda brunnen på området samt en hög konsumtion av rot- och grönsaker från området, 40 %. Varianter av scenariot som studerats är en utan intag av dricksvatten från den grävda brunnen och en med en mindre konsumtion av rot- och grönsaker från området (10 %). Ingen museiverksamhet bedrivs i Vällnora och därför beaktas inte arbetare på området, men ett riktvärde för tillfälliga besök togs fram. Området har indelats i bostadsområden och allmänna områden (inklusive betesmark och hagar). I vissa delar av Vällnora är det dock svårt att dra en definitiv gräns mellan vad som används som boendeområde och allmänning då odlingsland mm ligger i direkt anslutning till boendefastigheter. Men det svårt att dra en gräns mellan vad som används och inte används som boendeområde.

I figur 4-33 och figur 4-34 visas arsenikhalter i jorden indelade i skiktet <0,5 m och >0,5 m och en jämförelse med riktvärdet för olika exponeringsscenarier (permanentboende, tillfälligt besök). I de fall ett jordprov har ett djupskikt som löper över båda djupen har denna halt representerats i båda figurerna.

Riktvärdet i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell för skydd mot akuttoxiska effekter vid enstaka exponeringstillfällen är 100 mg/kg TS. Denna halt överskrids i 8 prover av ytlig jord, varför det föreligger en risk för akuttoxiska effekter i vissa delar av området. Exponering genom direkt oralt intag är mest sannolikt för ytlig jord. Risken för akuta effekter är störst för småbarn som exponeras genom oralt intag av jord. I djupare jord överskrids riktvärdet 100 mg/kg i ett större antal prover. Av dessa prov ligger ca hälften av proverna på allmänningar/betesmarker medan resterande ligger på bostadsfastigheter.

För tillfälligt besök ligger riktvärdet på 100 mg/kg TS, vilket överskrids i 8 av totalt 67 prov i det ytligare skiktet, varför det även föreligger hälsorisker i en andel av proverna även vid endast tillfälliga besök.

För alla scenarier utom för tillfälligt besök ligger riktvärdet för arsenik på 10 mg/kg TS. För det ytliga skiktet överskrider halterna riktvärdet 10 mg/kg TS i en stor andel av analyserade prov (i 52 av 67 prov) (figur 4-33). Även i det djupare skiktet >0,5 m överskrids riktvärdet i en stor andel (37 av 45) av proverna (figur 4-34). Jämförelse av uppmätta halter med riktvärdet indikerar att hälsorisker föreligger med avseende på arsenik vid boende på området.

I figur 4-35 och figur 4-36 visas motsvarande figurer för zink där en jämförelse gjorts med riktvärdet för olika exponeringsscenarier. Som framgår av figur 4-35 överskrider endast enstaka prov (ett eller två prov) i skiktet < 0,5 m riktvärden för olika typer av boendescenarier. För det djupare skiktet > 0,5 m överskrids inte riktvärdet i någon punkt.

Sammanfattningsvis kan konstateras att för zink föreligger endast hälsorisker vid exponering för förorening i enstaka punkter (i den gamla rostugnen och i stoft under

masugnen) men inte i övrigt i området. För tillfälliga besök är riktvärdet inte begränsande för zink.

Riskerna från exponering för bly bedöms i dagsläget som låga då ett relativt begränsat antal prov överskrider riktvärdet för permanentboende. För mer detaljer se Kemakta (2015b).

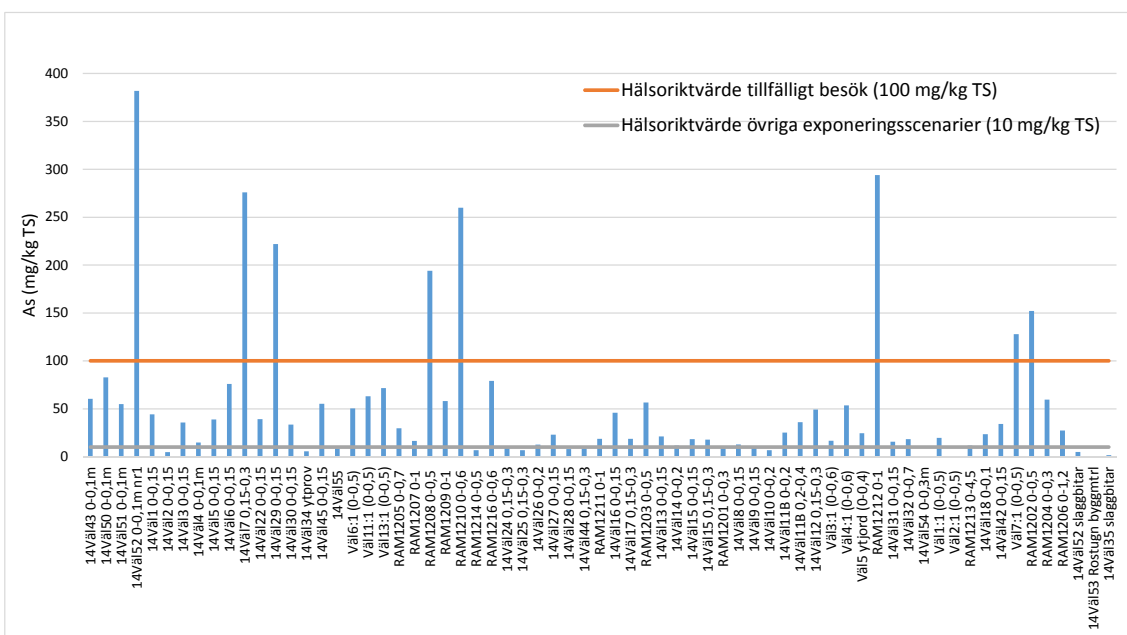
Riskerna för hälsorisker vid exponering för kadmium bedöms som måttliga trots att om en relativt stor andel av proverna överskrider riktvärdet för permanentboende. Detta är på grund av att riktvärdet styrs av exponeringsväg intag av växter från området, och vid beräkning av riktvärdet antas att 40 % av den totala konsumtionen av grönsaker, rotsaker och frukt/bar kommer från området. Vid vanlig konsumtion av växter från området (10 %, som i Naturvårdsverkets modell för känslig markanvändning) är dock riskerna låga.

Riskerna för hälsa vid exponering för PAH bedöms som måttliga. Se Kemakta (2015b) för mer detaljer.

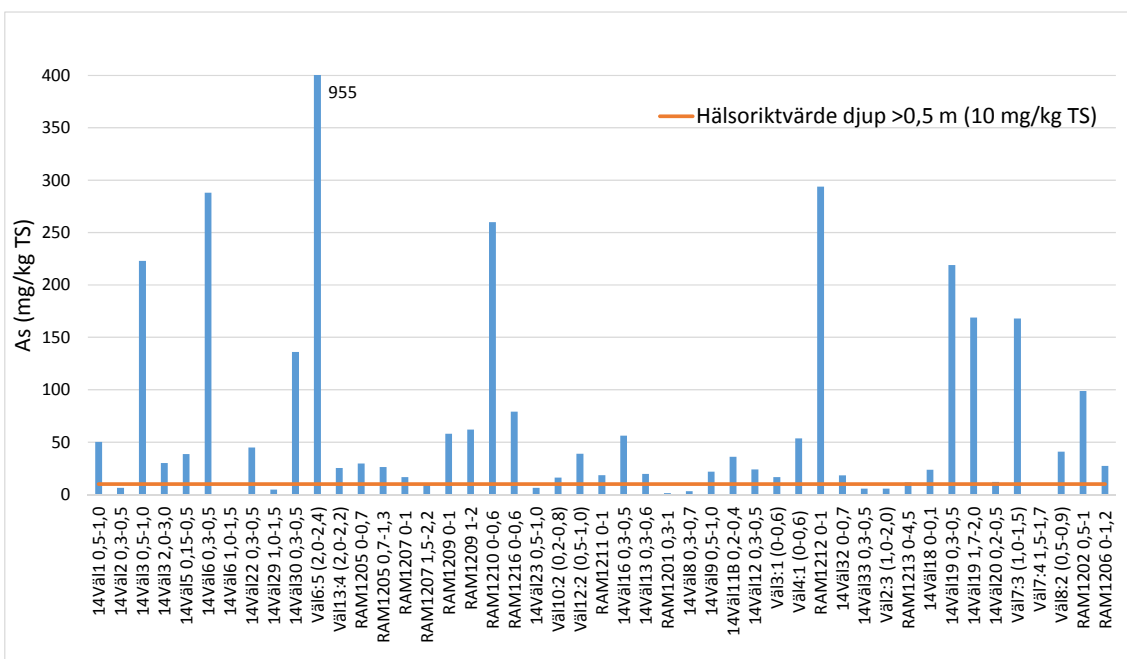
En viss risk för hälsa indikeras vid exponering för kobolt i området, framförallt om ett stort växtintag antas. Om istället ett vanligt grönsaksintag beaktas indikeras riskerna vara små. För kobolt har inga platsspecifika växtupptagsfaktor använts, men det platspecifika växtupptaget var mycket lägre än det som antas i riktvärdesmodellen. Hade platsspecifika faktorer använts alla uppmätta halter varit under riktvärdet för boende. För mer detaljer se Kemakta (2015b).

Riskerna med kvicksilverförorening bedöms i dagsläget vara små men risker kan inte helt uteslutas då omfattningen av kvicksilverföroreningar är något osäker på grund av höga rapporteringsgränser.

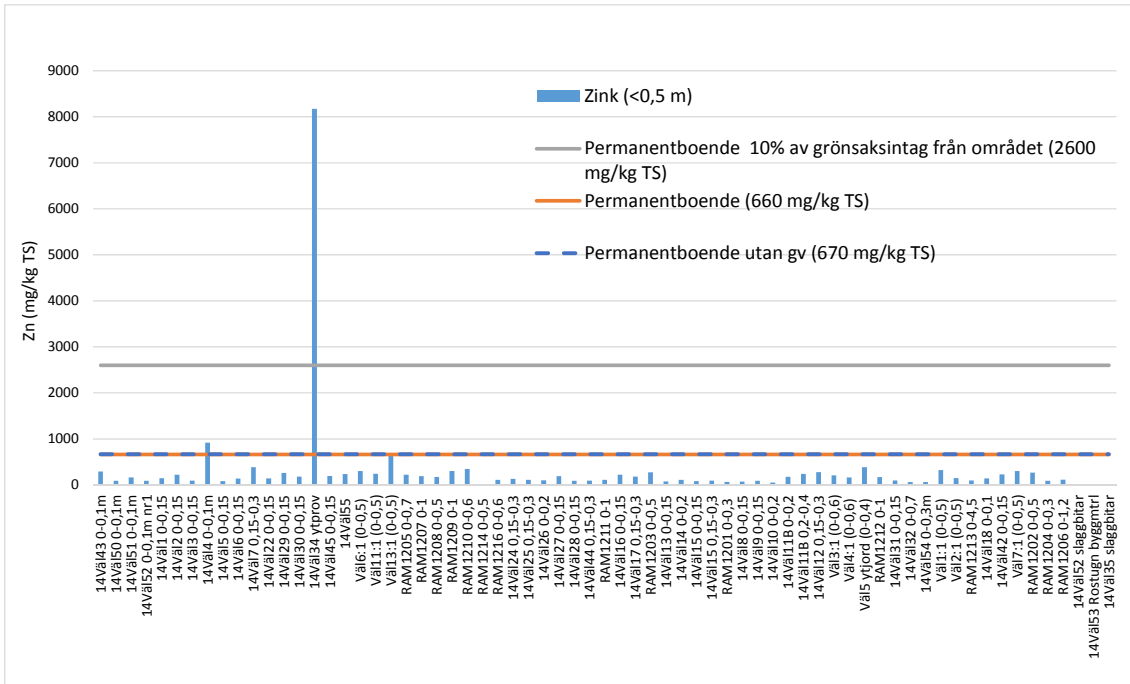
Krom, koppar, nickel och vanadin förekommer endast i halter under samtliga riktvärden för hälsa och därmed föreligger inga hälsorisker med avseende på dessa ämnen på området.



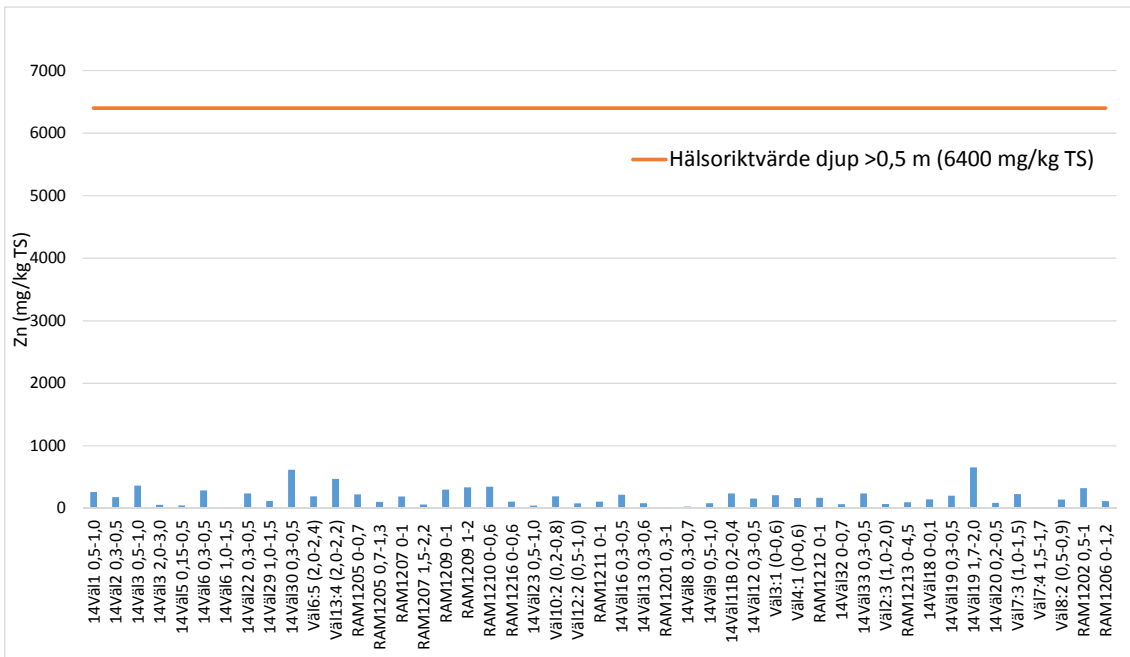
Figur 4-33 Arsenikhalten i ytliga jordprover (0-0,5 m) i Vällnora och jämförelse med platsspecifikt hälsoriktvärde för exponeringsscenarierna tillfälligt besök samt övriga exponeringsscenarier.



Figur 4-34 Arsenikhalten i djupare jordprover (>0,5 m) i Vällnora och jämförelse med platsspecifikt hälsoriktvärde för djupare jord.



Figur 4-35 Zinkhalten i ytliga jordprover (0-0,5 m) i Vällnora och jämförelse med platsspecifika hälsoriktvärden för olika exponeringsscenarier.



Figur 4-36 Zinkhalten i djupare jordprover (>0,5 m) i Vällnora och jämförelse med platsspecifikt hälsoriktvärde för djupare jord.

4.12.7 Bennebol

För Bennebol har platsspecifika riktvärden tagits fram inom ramen för genomförd huvudstudie (Kemakta, 2015a). I nedanstående stycke görs därmed en jämförelse med de platsspecifika hälsoriskbaserade riktvärden där hänsyn tas till platsspecifika exponeringsförhållanden och resultat från materialkarakterisering. Vid Bennebol förekommer fritidsboende. Två varianter av scenariot fritidsboende har studerats, med och utan dricksvatten från grävda brunnar på området. I dagsläget används inte grävda brunnar för dricksvatten, varför riktvärden för boende utan uttag av grundvatten är de lämpligaste bedömningsgrunderna. I dagsläget bor ingen permanent på området, men riktvärden togs ändå fram för permanentboende för att studera risker vid en eventuell ändring i markanvändningen. Riktvärden togs även fram för tillfälliga besök. Ingen museiverksamhet bedrivs i Bennebol och därför beaktas inte arbetare på området. Bennebol har delats in i bostadsområden och allmänna områden, men det är svårt att dra en gräns mellan vad som används och inte används som boendeområde.

I figur 4-37 och figur 4-38 visas arsenikhalter i jorden indelade i skiktet <0,5 m och >0,5 m och en jämförelse med riktvärdet för olika exponeringsscenarier (permanentboende, tillfälligt besök). I de fall ett jordprov har ett djupskikt som löper över båda djupen har denna halt representerats i båda figurerna.

Riktvärdet i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell för skydd mot akuttoxiska effekter vid enstaka exponeringstillfällen för arsenik är 100 mg/kg TS. Denna halt överskrids i 46 av totalt 138 prover, varför det föreligger en risk för akuttoxiska effekter. Denna risk är störst för småbarn som exponeras genom oralt intag av jord. Exponering genom direkt oralt intag är mest sannolik för ytlig jord. I det ytliga skiktet (<0,5 m) överskrids riktvärdet i 27 av 85 prov. Av dessa prov ligger 20 provpunkter på allmänningar, men även boende kan tillbringa en del av sin tid på allmänna områden.

För tillfälligt besök ligger riktvärdet för arsenik på 100 mg/kg TS, vilket överskrids i 27 av totalt 85 prov i det ytligaste skiktet, varför det även föreligger hälsorisker i en andel av proverna även vid endast tillfälliga besök.

För alla scenarier utom för tillfälligt besök ligger riktvärdet för arsenik på 10 mg/kg TS. För det ytliga skiktet överskrider halterna riktvärdet 10 mg/kg TS i de flesta prov (i 78 av 85 prov) (Figur 4-37). Det kan därför konstateras att hälsorisker föreligger vid såväl fritidsboende som permanentboende på området med avseende på arsenik, och att riskerna förekommer i samtliga delområden. Även för prov från det djupare skiktet (>0,5 m) överskrider den största andelen av proven riktvärdet på 10 mg/kg TS (57 av 66 prov).

I figur 4-39 och figur 4-40 visas motsvarande figurer för zink där en jämförelse gjorts med riktvärdet för olika exponeringsscenarier. Som framgår av figur 4-39 överskrider endast ett fåtal prov i skiktet < 0,5 m riktvärdet för permanentboende (4 av 85) och för fritidsboende (3 av 85). För det djupare skiktet > 0,5 m överskrids endast det hälsoriskbaserade riktvärdet för zink i en punkt. Alla prov med höga halter av zink togs från ett begränsat område som är utfyllt med material från brukstiden.

Sammanfattningsvis kan konstateras att för zink föreligger hälsorisker vid exponering för förorening i ett begränsat området i den sydöstra delen av området (det utfyllda området), men inte i området i övrigt. För tillfälliga besök är riktvärdet inte begränsande för zink.

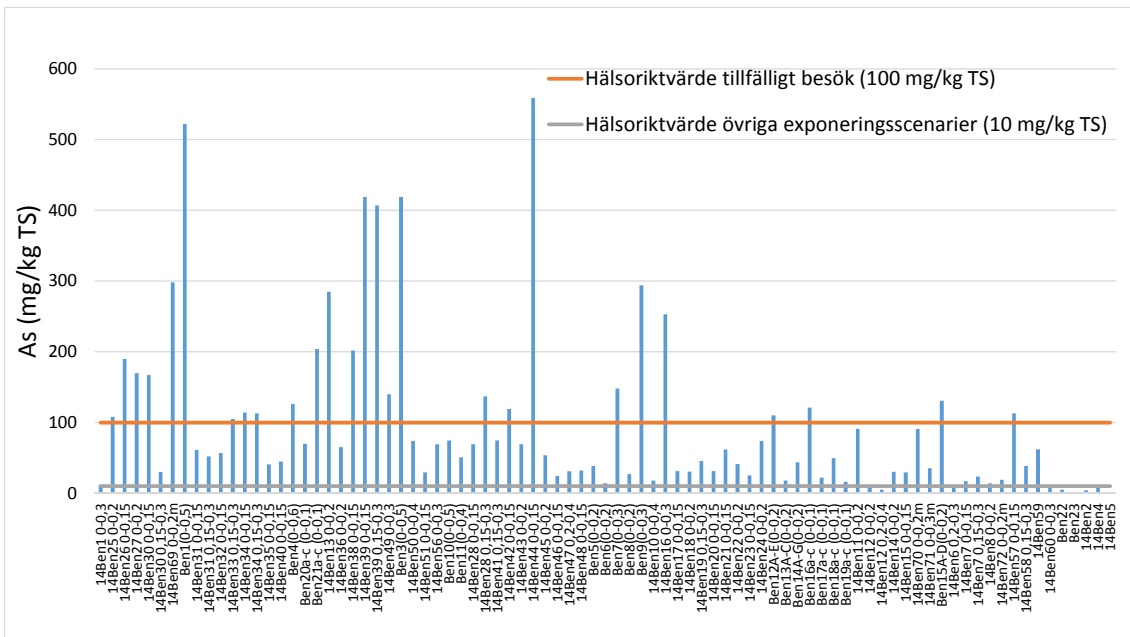
Riskerna från exponering för bly är i dagsläget endast låga då det är ett relativt begränsat antal prov som överskrider riktvärdet för permanentboende och fritidsboende och då de högsta halterna är belägna i områden där inga bostäder finns idag, i den sydöstra delen av området. För mer detaljer se Kemakta (2015a).

Trots att några prov överskrider riktvärden för fritidsboende för kadmium och kobolt bedöms hälsoriskerna från dessa ämnen som små vid nuvarande markanvändning då markgrundvatten inte används som dricksvatten och då intaget av växter från det förorenade området endast sker i liten omfattning. Se Kemakta (2015a) för mer detaljer.

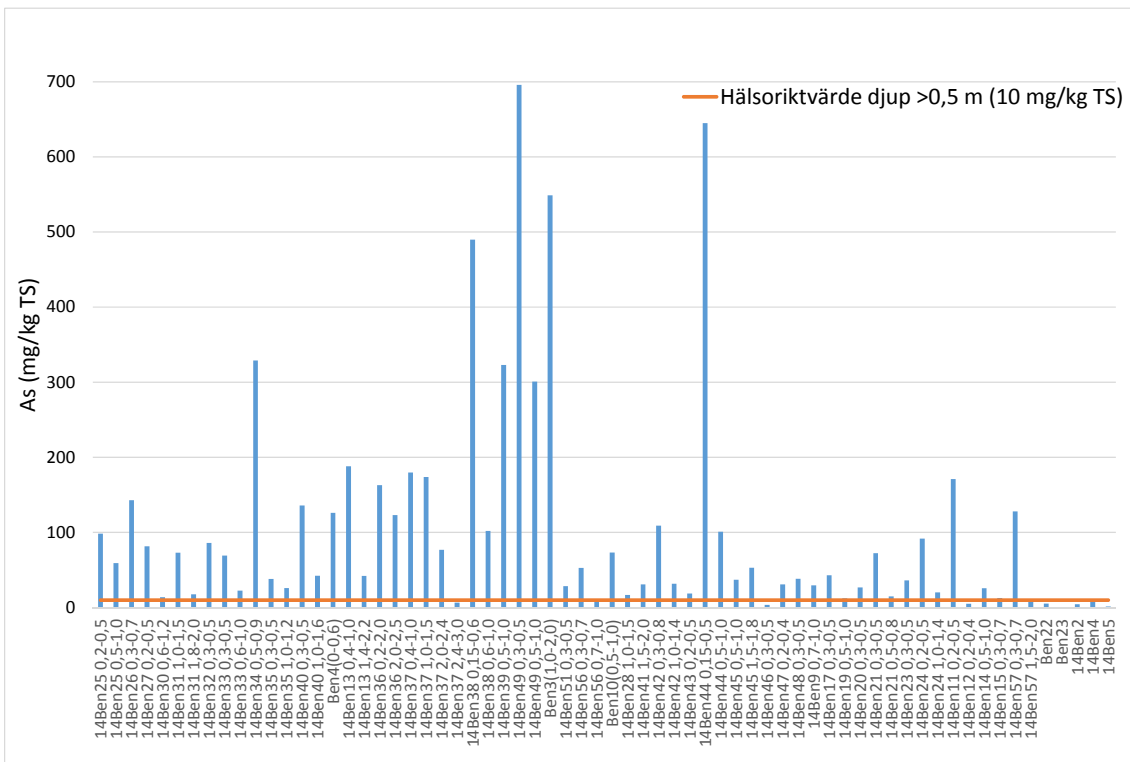
Även för PAH bedöms risken för hälsa som små då riktvärdet för fritidsboende överskrids i endast en punkt inne i den f.d. smedjan där daglig exponering inte är att förvänta. Halten överskred inte riktvärdet för tillfälliga besök. Se Kemakta (2015a) för mer detaljer.

För kvicksilver finns ingen indikation av hälsorisker på området. Dock är riskbilden något osäker på grund av höga rapporteringsgränser. Se Kemakta (2015a) för mer detaljer.

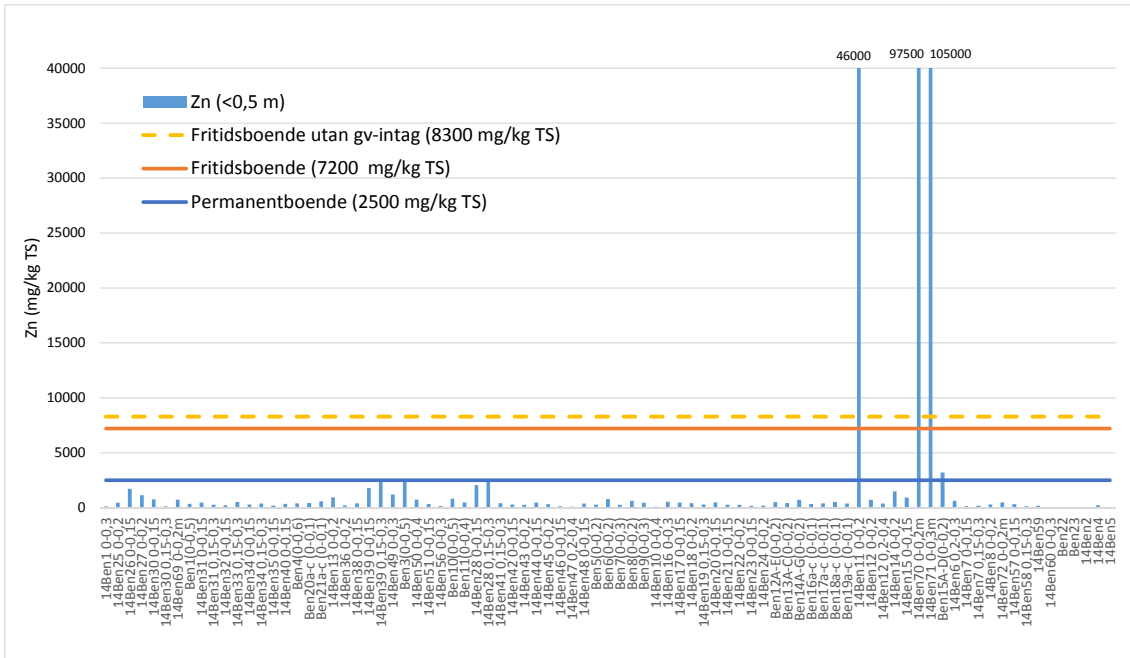
Krom, koppar, nickel och vanadin förekommer endast i halter under samtliga riktvärden för hälsa och därmed föreligger inga hälsorisker med avseende på dessa ämnen på området.



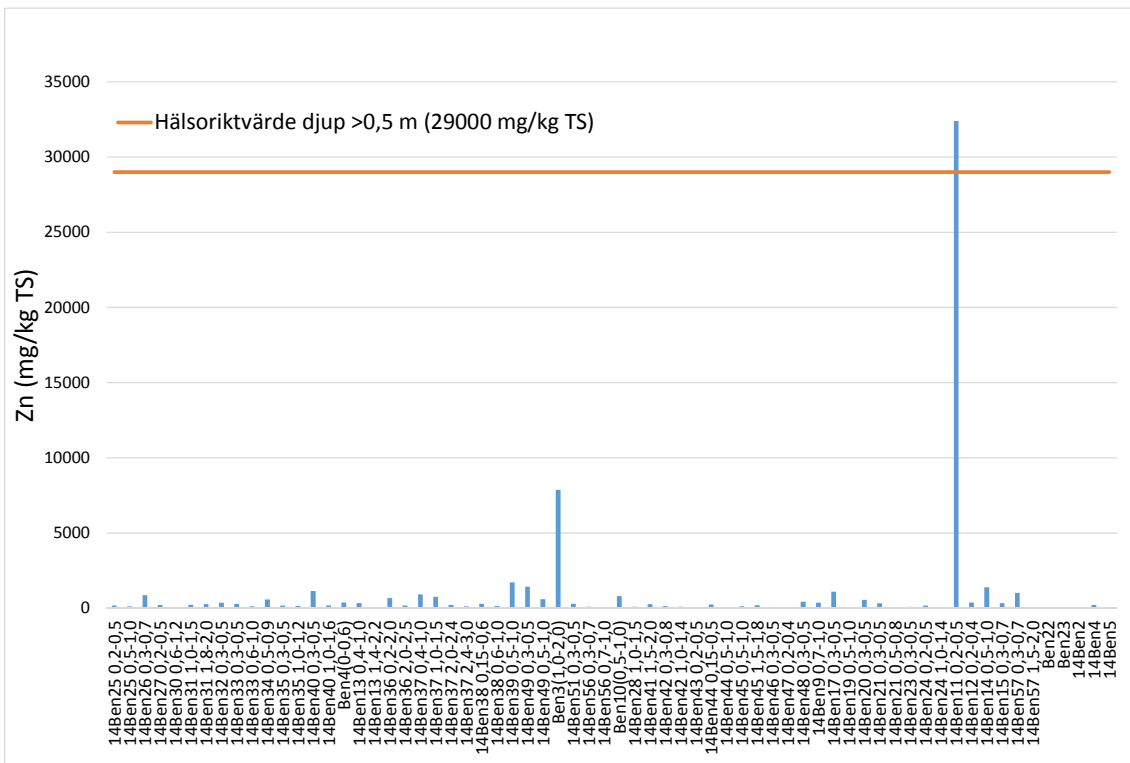
Figur 4-37 Arsenikhalten i ytliga jordprover (0-0,5 m) i Bennebol och jämförelse med platsspecifikt hälsoriktvärde för exponeringsscenarierna tillfälligt besök samt övriga exponeringsscenarier.



Figur 4-38 Arsenikhalten i djupare jordprover (>0,5 m) i Bennebol och jämförelse med platsspecifikt hälsoriktvärde för djupare jord.



Figur 4-39 Zinkhalten i ytliga jordprover (0-0,5 m) i Bennebol och jämförelse med platsspecifikt hälsoriktvärde för exponeringsscenarierna tillfälligt besök samt övriga exponeringsscenarier.



Figur 4-40 Zinkhalten i djupare jordprover (>0,5 m) i Bennebol och jämförelse med platsspecifikt hälsoriktvärde för djupare jord.

5 Sammanfattande riskbedömningar

5.1 Strömsberg

En jämförelse av uppmätta halter i jord i bostadsområdet med hälsoriskbaserade riktvärden indikerar hälsorisker på grund av arsenik endast vid ett begränsat område av fyllning med hög arsenikhalt. I det övriga bostadsområdet är hälsoriskerna låga. Hälsoriskerna från arsenik föreligger främst inom industriområdet och vid exponering för jordgolv inne i industribyggnaderna. En måttlig hälsorisk bedöms föreligga från kadmium i bostadsområdet. Låga till måttliga hälsorisker kan uppkomma vid exponering för PAH främst vid exponering för jordgolv inne i industribyggnaderna. Ingen omfattande föroreningsutbredning har påträffats av kvicksilver. Det går däremot inte att utesluta att hälsorisker på grund av kvicksilver då rapporteringsgränsen i många analyserade prov är högre än riktvärdena.

Arsenikintaget via direktkontakt med jord (oralt intag av jord, hudkontakt och inandning av damm) som uppskattats från arsenikhalter i jorden visar att intaget för såväl permanentboende, som besökande i form av turism inte överskrider EFSA:s lågrisknivå för varken barn eller vuxna för någon markanvändning. Därför är hälsoriskerna från den extra exponeringen för arsenik som förorenade mark innebär mycket låga Uppskattningar baserades på arsenikhalter i jord i bostadsområdet, industriområdet samt i jordgolv i industribyggnader.

I dagsläget har samtliga boende inom Strömsberg kommunalt vatten varför det inte föreligger några hälsorisker vid intag av dricksvatten från området. En brunn (StrBr2) som ligger utanför det huvudsakliga undersökningsområdet, norr om området, används dock vatten för dricksvattenändamål. Prov från denna brunn uppvisar dock inga halter över gränsvärdet för otjänligt dricksvatten.

För att göra en bedömning av eventuella risker om markvattnet skulle börja användas för dricksvattenändamål i området har uppskattad exponering för metaller beräknats utgående från halter i markvattnet. Vid anläggning av grävda brunnar för dricksvatten skulle arsenikintaget av boende på området öka något, men ökningen är beroende på var i området brunnen skulle anläggas. En brunn i bostadsområdet förväntas ha mycket lägre arsenikhalter än den beräknade medelhalten i grundvattnet, eftersom de flesta uppmätta halter i grundvattnet är från industriområdet.

Hälsorisker vid intag av grönsaker från området bedöms som låga baserat på att odling sker i mycket begränsad omfattning i dagsläget, att halterna i jorden i bostadsområdet är relativt låga och att halterna i de två rotgrönsaker som analyserats från området är låga. Det bör dock observeras att underlagsdata för bedömningen är begränsat.

Ingen fisk har analyserats från området varför hälsorisker vid eventuell konsumtion av fisk inte går att bedöma. Inte heller konsumeras i dagsläget några andra djurprodukter som fötts upp på området.

Den totala exponeringen för arsenik från förorenad mark för boende i Strömsberg är liten i jämförelse med EFSA:s lågrisknivå. Det innebär att hälsoriskerna från den extra exponeringen för arsenik från förorenad mark är mycket liten. Den extra exponeringen för arsenik från förorenad mark är även liten jämfört med den genomsnittliga exponeringen från andra källor, exempelvis mat och dryck.

Från jämförelsen av sedimenthalter med det hälsoriskbaserade riktvärdet för strövområde kan konstateras att inga hälsorisker bedöms finnas vid exponering av arsenik vid badplatsen.

Hälsorisker vid inandning av stoft/damm i masugnsbyggnaden (14Str9) samt i stångjärnssmedjan (14Str10) visar att inga hälsorisker förväntas från inandning av metaller i damm. Halterna PAH-H i stoftet i stångjärnssmedjan överskrider dock envägskoncentrationen för arbetare. Det går därför inte att utesluta att hälsorisker kan föreligga för en arbetare som tillbringar hela sin arbetstid i dessa lokaler, något som i dagsläget är ett konservativt antagande.

Hälsorisker vid exponering för byggnadsmaterial i form av slaggsten förväntas vara låga.

5.2 Lövstabruk

Jämförelsen av uppmätta halter i jord med hälsoriskbaserade riktvärden indikerar att inga hälsorisker föreligger vid exponering för arsenik i bostadsområdet eller industriområdet, men hälsorisker kan förkomma vid exponering för arsenik vid badplatsen. Vid badplatsen förekom risker för akuttoxiska effekter eftersom arsenikhalter över riktvärdet för skydd mot akuta effekter har uppmätts, men detta markområde är nu åtgärdat eftersom badplatsen sanerats under hösten 2015. Måttliga hälsorisker bedöms även föreligga för bly, kadmium och kvicksilver i mindre delar av bostadsområdet vid såväl permanentboende som fritidsboende.

Arsenikintag via direktkontakt med jord (oralt intag, hudkontakt och inandning av damm) som uppskattats från uppmätta halter i jord visar att intaget för såväl permanentboende som besökande (turism) inte överskrider EFSA:s lågrisknivå för varken barn eller vuxna för någon markanvändning. Uppskattningar är baserat på arsenikhalter i jorden i bostadsområdet och industriområdet

I dagsläget försörjs de boende i Lövstabruk med dricksvatten från Lövstabruk vattenverk som pumpas upp från tre bergborrade brunnar i området. Vid ett av provtagningstillfällena överskred blyhalten gränsvärdet för otjänligt vatten (vid Mälteriet). Dock var halten under rapporteringsgränsen vid det andra provtagningstillfället. I övrigt överskrider inte halterna av någon metall gränsvärdena för otjänligt vatten, även om halterna av arsenik, bly och kadmium ligger över 90-percentilen av bakgrundshalter i grundvatten i Uppland. I övrigt förekommer enskilda brunnar i området men dessa används inte för dricksvattenändamål.

Hälsorisker vid intag av grönsaker, frukt och bär från området bedöms som låga baserat på att endast låga halter förekommer i analyserade prov.

Ingen fisk har analyserats från området varför hälsorisker vid eventuell konsumtion av fisk inte går att bedöma. I dagsläget konsumeras inga andra djurprodukter som fötts upp på området.

Den totala exponeringen för arsenik från förorenad mark för boende i Lövsta bruk är liten i jämförelse med EFSA:s lågrisknivå. Det innebär att hälsoriskerna från den extra exponeringen för arsenik från förorenad mark är mycket liten. Den extra exponeringen för arsenik från förorenad mark är även liten jämfört med den genomsnittliga exponeringen från andra källor, exempelvis mat och dryck.

Från jämförelsen av sedimenthalter med det hälsoriskbaserade riktvärdet för strövmråde kan konstateras att inga hälsorisker förekommer vid exponering för arsenik i sedimenten vid badplatsen.

Det finns få industribyggnader kvar sedan verksamhetstiden vid Lövsta bruk. En hammare i norra delen av området och en kvarn söder om badplatsen (södra delen) finns kvar, och byggnaderna verkar användas periodvis som lokaler för utställning och barnverksamhet.

Inga byggnadsmaterial i form av slaggsten har analyserats från Lövstabruk, men analys av byggnadsmaterial från andra bruk har visat endast låga halter av metaller och därför förväntas inga hälsorisker från exponering för byggnadsmaterial.

5.3 Västland

Hälsorisker från arsenik i jord vid samtliga beaktade markanvändningar i Västland indikeras av en jämförelse av uppmätta halter i jord med hälsoriskbaserade riktvärden. Hälsoriskerna föreligger inom såväl bostadsområdet som inom före detta industriområdet men bedöms generellt vara något högre inom före detta industriområdet där halterna i vissa punkter är högre än i bostadsområdet. Risker för akuttoxiska effekter förekommer inom före detta industriområdet då halter i fyra punkter överskrider riktvärdet för skydd mot akuta effekter. Inga hälsorisker bedöms föreligga på grund av övriga metaller eller PAH förutom i en mycket begränsad omfattning avseende kvicksilver (en punkt).

Arsenikintaget via direktkontakt med jord (oralt intag av jord, hudkontakt och inandning av damm) uppskattat utifrån arsenikhalter i jorden visar att intaget för såväl permanentboende som besökande (turism) inte överskrider EFSA:s lågrisknivå för varken barn eller vuxna för någon markanvändning.

I dagsläget försörjs de boende inom Västlands bruk med vatten från en jordgrävd brunn i anslutning till bostadshuset. Prov från denna brunn uppvisar dock inga halter över gränsvärdet för otjänligt dricksvatten. Halterna av kadmium och nickel överskrider 90-percentilen av bakgrundshalter i grundvatten i Uppland.

För att göra en bedömning av eventuella risker med utnyttjandet av markvatten för dricksvattenändamål har uppskattad exponering för metaller beräknats utgående från halter i markvatten (vatten i grävda brunnar och grundvattenrör). Eftersom uppmätta halter av arsenik i brunnsvatten är mycket lägre än halterna i grundvattenrör är denna uppskattning av intaget via markvatten något pessimistisk. Det beräknade intaget har jämförts med toxikologiska referensvärdet från Naturvårdsverkets riktvärdesmodell. Det toxikologiska referensvärdet för arsenik överskrids för såväl vuxna som barn men inte för någon annan metall. Intaget av arsenik hos barn överskrider även EFSA:s lågrisknivå, men hos vuxna är intaget under EFSA:s lågrisknivå.

Hälsorisker vid intag av grönsaker, frukt och bär har uppskattats genom att jämföra intaget med toxikologiska referensvärden för vuxna och barn. För arsenik överskrids det toxikologiska referensvärdet för vuxna och barn för grönsaker, frukt och bär. Vid jämförelse med EFSA:s lågrisknivå konstateras dock att intaget hos vuxna och barn ligger kring en tiondedel av denna nivå, och därmed ligger i linje med bakgrundsintaget av arsenik i grönsaker.

Ingen fisk har analyserats från området, varför hälsorisker vid eventuell konsumtion av fisk inte går att bedöma.

Inga hälsorisker bedöms föreligga vid intag av färgkött som betat på området då uppmätta halter i färgkött var låga (under rapporteringsgräns).

Den totala exponeringen för arsenik från förorenad mark för boende i Västlands bruk är liten i jämförelse med EFSA:s lågrisknivå. Det innebär att hälsoriskerna från den extra exponeringen för arsenik från förorenad mark är mycket liten. Den extra exponeringen för arsenik från förorenad mark är även liten jämfört med den genomsnittliga exponeringen från andra källor, exempelvis mat och dryck.

Inga hälsorisker bedöms finnas vid exponering av arsenik i jorden vid den del av området där en bastu låg och som eventuellt används av de boende som badplats då halterna i jorden där är låga.

Få industribyggnader finns kvar från bruksverksamheten. Masugnsbyggnaden har byggts om och används idag som ladugård och inga prov på stoft/damm togs från Västland. Inandning av damm och stoft har däremot inkluderats i beräkning av hälsoriskerna från arsenik (se ovan) och det bedömdes att inga hälsorisker föreligger.

Inga byggnadsmaterial i form av slaggsten har analyserats från Västlands bruk, men analys av slaggsten från andra bruk visade mycket låga metallhalter och tillgängligheten av metaller i slaggsten bedöms vara lågt. Därför bedöms hälsorisker vid exponering för byggnadsmaterial vara mycket låga.

5.4 Länna

Jämförelsen av uppmätta halter i jord med hälsoriskbaserade riktvärden indikerar att det föreligger hälsorisker vid exponering för framförallt arsenik och kadmium inom bostadsområdet. Inom bostadsområdet uppmätts arsenikhalter som ligger över riktvärdet för skydd mot akuttoxiska effekter i två provpunkter. Hälsorisker kan även föreligga vid exponering för PAH-M och PAH-H i delar av området.

Hälsorisker i förskole- och skolområdet är låga eftersom föroreningshalterna (arsenik, bly, kadmium, zink och PAH) generellt är under riktvärden för permanentboende. Inom förskolan har halter över riktvärdet för permanentboende uppmätts i endast ett prov, där föroreningar förekommer i djupare jord (förmodligen mer än 30 cm under markytan). I detta prov var arsenikhalten även över riktvärdet för skydd mot akuttoxiska effekter. Vid senare provtagning kunde inte denna arsenikhalt bekräftas i ytlig jord, men ytterligare provtagning av djupare jord behövs för att bekräfta att föroreningen inte är utbredd.

Beräkning av uppskattat arsenikintag via direkt oralt intag av jord, hudkontakt och inandning av damm baserat på arsenikhalter i jorden i bostadsområdet visar att intaget för permanentboende inte överskrider EFSA:s lågrisknivå för varken barn eller vuxna.

I dagsläget har samtliga boende inom Länna kommunalt vatten varför det inte föreligger några hälsorisker vid intag av dricksvatten från området.

Såvitt känt finns inga enskilda brunnar i området. Inga grundvattenrör har installerats och provtagits inom området varför det inte går att göra en bedömning av eventuella risker med om markvattnet skulle börja användas för dricksvattenändamål, något som i dagsläget verkar mycket osannolikt.

Hälsorisker vid intag av bär och frukt från området bedöms som små baserat på analys av två prov av bär/frukt från Länna. För Länna är antagande att 40 % av den årliga konsumtionen kommer från området mycket konservativt eftersom grönsaksodling inte observerades i någon stor utsträckning. Detta intag skulle ge ett arsenikintag hos barn,

men inte hos vuxna i nivå med det toxikologiska referensvärdet i riktvärdesmodellen, men under EFSA:s lågrisknivå. Vid antagande att 10 % av den årliga konsumtionen kommer från det förorenade området ligger intaget av arsenik under det toxikologiska referensvärdet i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell, och därför bedöms hälsoriskerna från konsumtion av grönsaker odlade på området vara små. Även antagandet att 10 % av den årliga konsumtionen kommer från det förorenade området är försiktig eftersom odling inte verkar ske i stor omfattning.

Ingen konsumtion av fisk från närliggande recipient eller konsumtion av djurprodukter från det undersökta området sker.

Den totala exponeringen för arsenik från förorenad mark för boende i Länna är liten i jämförelse med EFSA:s lågrisknivå. Det innebär att hälsoriskerna från den extra exponeringen för arsenik från förorenad mark är mycket liten. Den extra exponeringen för arsenik från förorenad mark är även liten jämfört med den genomsnittliga exponeringen från andra källor, exempelvis mat och dryck.

Bedömning av risker vid vistelse i industribyggnader har inte heller bedömts i detta projekt. Inget byggnadsmaterial från området har analyserats, och det är oklart om förorenat byggnadsmaterial har använts inom bostadsområdet. I andra bruk har hälsoriskerna från slaggsten i byggnader bedömts vara små.

5.5 Österbybruk

Från jämförelsen av uppmätta halter i jord med hälsoriskbaserade riktvärden kan konstateras att det främst föreligger hälsorisker vid exponering för arsenik för boende vid den gamla kvarnen samt för arbetare i industriområden/museer. Det finns inga hälsorisker för tillfälliga besökare. Inom den gamla kvarnen föreligger även hälsorisker från kadmium i mark, och halten av PAH-H ligger i nivå med riktvärdet. Hälsoriskerna föreligger även för kvicksilver i yttlig jord inom delar av bostadsområdet och industriområdet. Hälsorisker på grund av PAH i mark förekommer punktvis i industriområdet.

Arsenikintaget via direktkontakt med jord (oralt intag, hudkontakt och inandning av damm) baserat på uppmätta arsenikhalter i jorden visar att intaget för såväl permanentboende som besökande i form av turism inte överskrider EFSA:s lågrisknivå för varken barn eller vuxna för någon markanvändning.

Flertalet fastigheter i Österbybruk har kommunalt vatten, och därför är hälsorisker vid intag av dricksvatten låga. En fastighet med privatbostad vid utloppet från Sågdammen har dock en privat brunn vilken provtogs 2011. Halterna av samtliga metaller i denna brunn låg under dricksvattennormen.

Inga grönsaker, frukter eller bär har analyserats från området varför det inte går att göra en bedömning av eventuella hälsorisker vid intag av sådana från området. Eftersom föroreningshalter i bostadsområdena är låga väntas föroreningshalter i växter som odlas i området vara låga.

Fisk har provtagits och analyserats från Oppdammen, Stordammen och Herrgårdsdammen. Halterna av arsenik och kadmium var under rapporteringsgränsen. Halterna av kvicksilver är förhöjda i jämförelse med genomsnittliga halter i matfisk i Sverige. Intaget av alla metaller genom konsumtion av fisk underskrider toxikologiska riktvärdena för alla metaller både för barn och vuxna.

Den totala exponeringen för arsenik från förorenad mark för boende i Österbybruk är liten i jämförelse med EFSA:s lågrisknivå. Det innebär att hälsoriskerna från den extra

exponeringen för arsenik från förorenad mark är mycket liten. Den extra exponeringen för arsenik från förorenad mark är även liten jämfört med den genomsnittliga exponeringen från andra källor, exempelvis mat och dryck.

Jämförelsen av det hälsoriskbaserade riktvärdet för strövområde med arsenikhalter i ett sedimentprov från vardera Stordammen och Oppdammen visar sedimenthalter som överskrider riktvärdet, och därmed indikerar hälsorisker vid exponering för arsenik i sediment vid badplatsen. De sedimentprover som togs av Kemakta inom föreliggande studie visade dock på mycket lägre halter. De jordprov som uttogs vid badplatsen och campingen visad på arsenikhalter som överskrider men ligger i nivå med det hälsoriskbaserade riktvärdet för strövområden. Hälsorisker från arsenik i jord och sediment vid badplatser bedöms därför som måttliga, och beroende på utbredningen av sediment med förhöjda föroreningshalter. Utbredningen går inte att bedöma med befintliga data, eftersom ett litet antal prov analyserades. Ingen risk för akuttoxiska effekter förekommer.

Hälsorisker vid inandning av stoft/damm i kolhus, smedja och jernbod visar att inga hälsorisker förväntas från metallintag vid inandning av damm. Halten av PAH-H överskrider dock envägskoncentrationen för arbetare. Det går därför inte att utesluta att hälsorisker kan föreligga för en arbetare som tillbringar hela sin arbetstid i dessa lokaler, men i dagsläget är detta ett konservativt antagande.

Inga byggnadsmaterial i form av slaggsten har analyserats från Österbybruk, men vid andra bruk har riskerna från föroreningar i slaggsten bedömts vara små.

5.6 Vällnora

En jämförelse av uppmätta halter i jord med plats specifika hälsoriskbaserade riktvärden indikerar hälsorisker vid exponering för arsenik vid samtliga beaktade markanvändningar. För permanentboende överskrider riktvärdet för en stor andel av de analyserade proverna. I ett mindre antal prov överskrider även riktvärdet för tillfälligt besök. Riktvärdet för tillfälligt besök sammanfaller även med riktvärdet över vilken risk finns för akuttoxiska effekter varför det i vissa delar av området även förekommer risk för akuttoxiska effekter. För zink förekommer endast hälsorisker vid exponering i enstaka punkter (vid platsen där den gamla rostugnen stod och i stoft under masugnen) men för tillfälliga besök förekommer inga hälsorisker avseende zink.

För vissa metaller där riktvärdena styrs av intag av metaller i grönsaker från området, är riskerna beroende på grönsakskonsumtion. Om intaget av grönsaker är högt (40 % av det totala intaget av rotsaker, grönsaker, bär, äpple, päron och stenfrukter) kan risker förekomma. Detta gäller framförallt för kadmium, men en viss risk kan även föreligga från intag av kobolt, bly och PAH-H. Om intaget av grönsaker är lägre, (10 % av det totala intaget), som antas i Naturvårdsverkets generella riktvärden för känslig markanvändning, är riskerna små. Intaget av kadmium, kobolt, och PAH-H genom konsumtion av växter som uppskattas utifrån uppmätta halter i växter från området visar dock att inga hälsorisker förekommer genom denna exponeringsväg. Detta på grund av att uppmätta halterna av dessa föroreningar i växterna var lägre än halterna som uppskattas av riktvärdesmodell.

Beräkning av uppskattat arsenikintag via direktkontakt med jord (oralt intag, hudkontakt och inandning av damm) baserat på arsenikhalter i jorden visar att intaget för permanentboende barn överskrider EFSA:s lågrisknivå för bostadsområden. För vuxna är dock intaget under denna nivå, och det livstidsintegrerade intaget ligger i samma nivå som EFSA:s lågrisknivå.

I dagsläget försörjs majoriteten av de boende av en jordgrävd brunn i området. Analyser från denna brunn visar att vid ett provtagningstillfälle (2008) låg halten av arsenik precis under gränsen för otjäntligt vatten. Vid följande provtagningar var halten lägre men samtliga mätningar i denna brunn visar på halter över 90-percentilen av bakgrundshalter i grundvatten i Uppland. Därmed är risken vid konsumtion av dricksvatten från den grävda brunnen förhöjd. För övriga metaller har inga förhöjda halter i vatten från den grävda brunnen påvisats. I en annan bergborrad brunn på området uppmättes zinkhalter över 90-percentilen för bakgrundshalter i grundvatten i Uppland. Denna haltökning kan dock komma från kranar eller dylikt.

Hälsorisker vid intag av arsenik via grönsaker från området bedöms kunna föreligga baserat på att odling och konsumtion av vilt levande växter sker i en rätt stor omfattning hos vissa boende och att arsenikhalterna i vissa växtprov är förhöjda, framförallt i grönsaker och rotsaker. För rotsaker och grönsaker är arsenikintaget uppskattat utifrån uppmätta arsenikhalter i växter att det toxikologiska referensvärdet från Naturvårdsverkets riktvärdesmodell överskrids för såväl vuxna som barn. Intaget hos barn överskrider även EFSA:s lågrisknivå. Intaget av andra metaller i växter från området ligger under de toxikologiska referensvärdena.

Fisk har provtagits och analyserats från Norrsjön. Halterna av arsenik och kadmium i fiskmuskel var under rapporteringsgränserna. För koppar, kvicksilver, mangan och zink uppmättes halter över rapporteringsgräns i fiskmuskel. Halterna av kvicksilver är förhöjda i jämförelse med genomsnittliga halter i matfisk i Sverige. Intaget av alla rapporterade metaller i fiskmuskel genom konsumtion av fisk underskrider TDI-värdet för alla metaller både för barn och vuxna.

För ett flertal av metallerna låg halterna i ägg från området under rapporteringsgränsen, inklusive arsenikhalten. Riskerna vid konsumtion av arsenik i ägg bedöms vara små, även om en arsenikhalt i ägg motsvarande halva rapporteringsgränsen ger ett intag som överskrider TDI-värdet för såväl vuxna som barn. För hönskött ligger det beräknade intaget av metaller över toxikologiska referensvärden för arsenik vid vanlig konsumtionsnivå för vuxna och för kadmium och barn. Vid den högre konsumtionsnivån överskrider även kadmiumintaget TDI-värdet för vuxna. Beräknade intaget av arsenik överskrider dock inte EFSA:s lågrisknivå.

I Vällnora är exponeringen för arsenik från förorenad mark i nivå med EFSA:s lågrisknivå. Det innebär att det kan finnas en risk för hälsoeffekter från arsenik. Den extra exponeringen för arsenik som förorenad mark innebär är i samma nivå som den genomsnittliga exponeringen från andra källor, och den sammanlagda exponeringen från förorenad mark och andra källor kan ligger över EFSA:s lågrisknivå.

Det finns ingen tillgång till gamla bruksbyggnader idag vid Vällnora (masugnen finns kvar på området, och den gamla kvarnen är ett bostadshus). Därför finns ingen risk från exponering för damm/stoft i industribyggnader.

Inga hälsorisker förväntas vid exponering för byggnadsmaterial i form av slaggsten.

5.7 Bennebol

En jämförelse av uppmätta halter i jord med platsspecifika hälsoriskbaserade riktvärden indikerar på hälsorisker vid exponering för arsenik vid samtliga beaktade markanvändningar i Bennebol. För permanentboende och fritidsboende överskrider riktvärdet för en stor andel av de analyserade proverna. I ett mindre antal (ca 1/3 av proverna) överskrider även riktvärdet för tillfälligt besök (turism). Riktvärdet för tillfälligt besök sammanfaller

även med riktvärdet över vilken risk finns för akuttoxiska effekter varför det i vissa delar av området även förekommer risk för akuttoxiska effekter. För zink förekommer endast hälsorisker vid exponering i ett begränsat utfyllt område i den sydöstra delen av området, men inte i området i övrigt. För tillfälliga besök är inte riktvärdet begränsande för zink. För övriga metaller och för PAH-föreningar indikerar jämförelsen av uppmätta halter i jord med relevanta riktvärden att hälsoriskerna är små.

Arsenikintaget via direktkontakt med jord (oralt intag, hudkontakt och inandning av damm) som uppskattas utifrån arsenikhalter i jorden visar att intaget för permanentboende barn överskrider EFSA's lågrisknivå för bostadsområden. För vuxna är dock intaget under denna nivå, och det integrerade intaget ligger under EFSA's lågrisknivå. Inget permanentboende förekommer vid Bennebol i dagsläget, och intaget hos fritidsboende ligger under EFSA's lågrisknivå för båda vuxna och barn.

I dagsläget försörjs de boende av bergborrade brunnar i området. Analyser från dessa två brunnar visar att vattnet är tjänligt med avseende på samtliga metaller. Halter av arsenik, bly, kadmium, kvicksilver och zink ligger dock över 90-percentilen av bakgrundshalter i grundvatten i Uppland.

För att göra en bedömning av eventuella risker med att markvatten används för dricksvattenändamål i området har uppskattad exponering för metaller beräknats utgående från halter i markvatten och jämförts med toxikologiska referensvärdet. Intaget hos vuxna som barn som konsumerar dricksvatten från grävda brunnar skulle överskrida det toxikologiska referensvärdet för arsenik i riktvärdesmodellen men inte för någon annan metall. Intaget av arsenik för barn (via markvatten) överskrider EFSA's lågrisknivå vid konsumtion av dricksvatten med medelhalten av arsenik i markvattnet medan den uppskattade exponeringen för vuxna underskrider EFSA's lågrisknivå. Det integrerade livstidsintaget ligger under EFSA's lågrisknivå.

Hälsorisker vid intag av arsenik i grönsaker och bär från området bedöms kunna föreligga baserat på att arsenikhalten i vissa växtprov är förhöjda, framförallt i rotsaker. För rotgrönsaker och grönsaker visar beräkningar baserat på uppmätta halter att det toxikologiska referensvärdet för arsenik överskrids för såväl vuxna som barn om 10 % av den totala konsumtionen av rotsaker, grönsaker samt frukt och bär kommer från området. Dock överskrids inte EFSA's lågrisknivå av intaget av arsenik i växter. Vid Bennebol är växtkonsumtionen sannolikt mycket liten (under 10 % av den totala konsumtionen), eftersom endast enstaka bärbuskar/örter växer direkt i marken. Annan odling sker i ditlagd jord (i pallkragar). Intaget av andra metaller i grönsaker ligger långt under toxikologiska referensvärden.

Fisk har provtagits och analyserats från Norrsjön som ligger nedströms Bennebol, men inte i direkt anslutning till området. Halterna av arsenik och kadmium låg under rapporteringsgränsen. För koppar, kvicksilver, mangan och zink uppmättes halter över rapporteringsgräns i fiskmuskel. Halterna av kvicksilver är förhöjda i jämförelse med genomsnittliga halter i matfisk i Sverige. Intaget av alla metaller genom konsumtion av fisk underskrider toxikologiska referensvärden i riktvärdesmodellen för alla metaller både för barn och vuxna.

Den totala exponeringen för arsenik från förorenad mark för fritidsboende i Bennebol är liten i jämförelse med EFSA's lågrisknivå. Hälsoriskerna från den extra exponeringen för arsenik som förorenad mark kan innebära är inom intervallet för den genomsnittliga exponeringen från andra källor, exempelvis mat och dryck. Den sammanlagda exponeringen från förorenad mark och andra källor ligger i nivå med EFSA's lågrisknivå. Det innebär att hälsoriskerna från arsenik i förorenad jord är liten.

För permanentboende i Bennebol skulle exponeringen för arsenik från förorenad mark vara högre, men fortfarande under EFSA:s lågriskenivå. Den extra exponeringen för arsenik som förorenad mark kan innebära är inom intervallet för den genomsnittliga exponeringen från andra källor, och den sammanlagda exponeringen från förorenad mark och andra källor kan ligga i samma nivå som EFSA:s lågriskenivå. Den totala risken för hälsoeffekter från arsenik för permanent boende i Bennebol bedöms vara endast lite förhöjd över riskerna från exponering för arsenik från andra källor (huvudsakligen mat och dryck). Observera att ingen bor permanent i Bennebol i dagsläge.

Halterna av arsenik i sediment uppströms och nedströms Bennebol har påvisats vara över riktvärdet för strövområden, och därför kan hälsorisker förekomma om exponering för sedimentet sker. De provtagna sedimenten ligger dock otillgängligt (i våtmarksområden) och inga anlagda badplatser finns i närheten av Bennebol. Därför bedöms inga hälsorisker förekomma vid exponering för sediment.

Inga prov på stoft/damm inne i byggnader finns från Bennebol. I dagsläget finns ingen tillgång till masugnsbyggnaden. I rostugnsbyggnaden fanns mycket lite damm/stoft vid inspektion vid provtagningstillfället. Inga hälsorisker förekommer därför i dagsläget från inandning av stoft i industribyggnader.

Inga hälsorisker förväntas vid exponering för byggnadsmaterial i form av slaggsten.

5.8 Sammanfattning för sju bruksområden

Tabell 5-1 visar en sammanfattning över riskerna i dagsläget för de olika delområden i varje bruk för relevanta markanvändningar. I rutor där ingen text förekommer har inga risker identifierats.

Tabell 5-2 visar en sammanfattning över riskerna från arsenik via olika exponeringsvägar för de sju bruken.

Tabell 5-1 Sammanfattning av risker i nuläget, sju f.d. järnbruksområden.

Bruk	Delområde	Mark-användning	Hälsorisker	Måttliga	Höga
			Låga		
Strömsberg	Bostäder	Boende	As (hög halt i mycket begränsat område). Cd	-	-
	f.d. industri	Industri	-	As, PAH (exponering för jord, jordgolv i byggnader samt stoft i byggnader).	-
		Strövområde	-	-	-
Lövsta	Bostäder	Boende	Pb, Cd och Hg (förhöjda halter, begränsad utbredning).	-	-
	f.d. industri	Turism/strövområde	-	-	As (exponering för jord vid badplatsen)*
Västland	Bostäder	Boende	As (intag under EFSA lågrisknivå).	-	-
	f.d. industri [#]	Arbetare (jordbruk)	-	-	As (risk för akuta effekter)
Länna	Bostäder	Boende	Pb, Zn (främst i djupare jord). PAH-föreningar.	Cd.	As (risk för akuta effekter)
	Skola och förskola	Skola och förskola	As (risk för akuta effekter - endast i ett prov, förorening förmodligen djupare än 30 cm).	-	-
Österbybruk	Bostäder	Boende	As, Cd (endast i ett begränsat område)	Hg.	-
	f.d. industri [#]	Arbetare	PAH (jordgolv, inandning av stoft).	As, Hg.	-
		Tillfälligt besök	-	-	-
	Badplats/camping	Strövområde	As	-	-
Vällnora	Bostäder	Boende	Zn (höga halter i begränsad utsträckning).	Genomsnittlig intag i nivå med EFSA lågrisknivå	As (risk för akuta effekter)..
	f.d. industri	Tillfälligt besök	-	-	As (risk för akuta effekter)
Bennebol	Bostäder	Boende	Zn (höga halter i ett begränsat område). Genomsnittlig intag av As under EFSA lågrisknivå	-	As (risk för akuta effekter)
	f.d. industri	Tillfälligt besök	-	-	As (risk för akuta effekter)
Generellt			Hg - kan inte uteslutas	-	-

* Badplatsen i Lövsta har nu sanerats.

[#] Risker kan förekomma vid ev. byte av markanvändning till bostäder.

Tabell 5-2 Sammanfattning av riskerna från arsenik, sju f.d. järnbruksområden

Bruk	Direct kontakt med jord	Dricksvatten	Grönsaker	Fisk	Djurprodukter	Sediment vid bad	Stoft (industribyggnader)
Strömsberg	Under EFSAs lågrisknivå	Nej (kommunalt vatten)	Nej (Odling i liten utsträckning och låga halter i mark)	Inga analyser	Förekommer inte	Nej	Måttliga risker för arbetare i byggnader
Lövsta	Under EFSAs lågrisknivå	Nej (bergborrade brunnar)	Mycket Lågt (endast låga halter i analyserade prov)	Inga analyser	Förekommer inte	Nej (badplats nu sanerat)	Förekommer inte
Västland	Risk för akuta effekter i det f.d. industriområdet. Genomsnittligt intag under EFSAs lågrisknivå.	Nej (halter under Livsmedelsverkets gränsvärden)	Lågt (i nivå med bakgrundsintaget i grönsaker)	Inga analyser	Nej	Nej	Förekommer inte
Länna	Risk för akuta effekter vid vissa punkter inom bostadsområdet. Genomsnittligt intag under EFSAs lågrisknivå.	Nej (kommunalt vatten)	Mycket lågt (odling endast i liten utsträckning).	Inga analyser	Förekommer inte	Förekommer inte	Ej undersökt
Österbybruk	Under EFSAs lågrisknivå	Nej (kommunalt vatten, en brunn med halter under Livsmedelsverkets gränsvärden).	Mycket lågt (odling endast i liten utsträckning).	Nej	Förekommer inte.	Måttligt. Höga halter i ett prov (ej bekräftad vid upp-repad provtagning).	Nej
Vällnora	Risk för akuta effekter. Genomsnittligt intag ungefär som EFSAs lågrisknivå.	Halter i nivå med Livsmedelsverkets gränsvärden kan förekomma i gemensam grävd brunn. Inga risker i bergborrade brunn.	Låga risker vid hög grönsakskonsumtion.	Nej	Låg. Under EFSAs lågrisknivå	Inga prov vid badplats. Övriga sedimentprover visa på ingen risk.	Risk från stoft under masugnen.
Bennebol	Risk för akuta effekter. Genomsnittligt intag under EFSAs lågrisknivå.	Nej (bergborrade brunnar)	Mycket lågt (odling endast i liten utsträckning).	Nej	Förekommer inte	Förekommer inte	Förekommer inte

6 Gemensamma egenskaper för järnbruksområden

En sammanfattande hälsoriskbedömning för de sju bruken har gjorts i kapitel 5, och de platsspecifika riktvärdena ger en indikation av vilka halter av de förekommande ämnena som kan medföra ett åtgärdsbehov avseende hälsorisker. I detta kapitel diskuteras likheter och skillnader mellan bruken för att försöka identifiera gemensamma egenskaper som är viktiga för hälsorisker från föroreningar i f.d. järnbruksområden.

6.1 Markanvändning och exponeringsscenarioer

Bostadsområden finns vid alla sju undersökta bruk. I Bennebol bruk förekommer endast fritidsboende och i Länna bruk förekommer troligtvis endast permanentboende. Vid de andra bruken finns en blandning av permanent- och fritidsboende.

Vid flera bruk finns klara gränser mellan det f.d. industriområdet och bostadsområden, exempelvis vid Strömsberg, Lövsta och Österbybruk (dock vid kvarnen i Österbybruk förekommer bostäder och industribyggnader i samma område). Vid dessa bruk förekommer generellt lägre föroreningshalter i bostadsområdena än i industriområdena. Vid Länna bruk har vi endast undersökt bostadsområdet, men förhöjda föroreningshalter förekommer där i samband med förekomsten av slagghaltigt material. Vid Bennebol och Vällnora bruk är det svårare att dra gränserna mellan industriområden och bostadsområden eftersom bostäder finns väldigt nära industriområdena. Vid Västlands bruk är bostadsområdet på andra sidan än från det f.d. industriområdet, men slagg och aska har deponerats mycket nära bostäderna. Vid dessa tre sista områden (Västland, Bennebol och Vällnora) kan boende med hus i närheten av industriområdet exponeras i större utsträckning för föroreningar vid industriområdet. Även i bostadsområden som ligger längre ifrån industribyggnader (exempelvis bostadsområdet i östra delen av Bennebol) kan marken vara förorenad eftersom slagg har använts för utjämning av marken innan bostadsbygge.

Industribyggnader finns kvar i varierande omfattning inom bruksområdena. Användning av industribyggnader är huvudsakligen som museer, utställningslokaler och liknande verksamheter. Vid Västland (kvarn mm.), Bennebol och Vällnora finns industribyggnader som kan besökas, men tillgång till insidan av byggnaderna är begränsad och ingen personal finns på området. Vid Bennebol är det dock möjligt att gå in i rostugnsbyggnaden och smedjan. För dessa byggnader görs hälsoriskbedömning med avseende på markanvändning som strövområde, eller för tillfälliga besök av turister. Vid Lövsta bruk finns få industribyggnader kvar. Vid Strömsberg och Österbybruk finns ett antal byggnader som fungerar som bemannade museer eller utställningslokaler. För dessa lokaler är tillfälliga besök en aktuell markanvändning, men arbetare i museer m.m. kommer att vistas i lokalerna i större utsträckning och då kan denna markanvändning dominera riskbilden. Denna undersökning har inte omfattat industribyggnader vid Länna bruk.

Exponering genom dricksvattenkonsumtion är en viktig exponeringsväg, och här finns stora skillnader i exponeringsscenarioer mellan bruken. I dagsläget används grävda brunnar för dricksvatten vid endast två bruk: Vällnora och Västland. I andra bruk används borrade brunnar som dricksvattenkällor, exempelvis Bennebol och Lövsta. I andra bruk finns kommunalt vatten, exempelvis Länna, Strömsberg, Österbybruk. Enskilda privata brunnar kan även förekomma i dessa områden (exempelvis vid kvarnen, Sågdammen i Österbybruk och bevattningsbrunnar vid Bennebol och Lövsta).

Exponeringen för föroreningar i slaggsten har bedömts vara mycket liten, och därför är förekomsten av byggnader med slaggsten av mindre vikt för hälsoriskerna.

Sammanfattningsvis, medan vissa bruk har likartade markanvändningar och exponeringsscenarier (exempelvis Österbybruk och Strömsberg) är inte bilden likadan vid alla bruk, och platsspecifika bedömningar måste göras vad gäller vilka exponeringsscenarier som förekommer vid olika delområden.

6.2 Förekomst och utbredning av föroreningar

Metallföroreningar har påträffats inom stora delar av områdena, främst i samband med fyllnadsmaterial. I dessa studier har förekomsten av slagg och slaggutfyllnad i det ytliga skiktet av de sju bruksområdena undersökts, men ingen omfattande undersökning av utbredningen i ytled och djupled av material från bruksverksamhet har gjorts. (I huvudstudier för Bennebol och Vällnora har undersökningar gjorts i syfte att avgränsa föroreningarna.) I vår undersökning prioriterades även bostadsområdena. I flera bruksområden (Bennebol, Vällnora, Västland, Länna) är utfyllnaden med slagg inte sammanhängande, och slaggförekomster finns med större och mindre utbredningar i hela bruksområdet. Slagg har även använts som anläggningsmaterial, exempelvis under husgrunder. I andra bruk (exempelvis Österbybruk och Strömsberg) verkar förekomsten av rester från bruksverksamhet i bostadsområdena vara begränsad. Vid Lövstabruk förekommer bruksrester punktvis i bostadsområdet.

Fyllnadsmaterial från bruksverksamheten har olika sammansättningar och består till olika del av slagg, sot och aska, kol och andra rester som tegel. På grund av deras olika sammansättningar visar fyllnadsmaterial varierande egenskaper vad gäller halter och sammansättning av metallföroreningar samt föroreningarnas lakbarhet och biotillgänglighet. Egenskaperna hos slagg varierar även beroende på typen av malm som har använts i bruket och processerna som genomfördes; rostning av malm introducerades för sulfidhaltig malm, men har inte alltid använts i processen. Slagg är endast en del av fyllnadsmaterialet, som även innehåller sot, aska och kolrester från processen. Sot från processen innehåller förmodligen högre halter av de relativt flyktiga metallerna, exempelvis arsenik och zink. Vid fältundersökningen, och därför i fältprotokollen, är det svårt att urskilja slagg, sot, kolrester och aska i proven. Detta betyder att innehållet av föroreningar i fyllnadsmaterial är svårt att förutse från anteckningar om typen av material som förekommer i en provpunkt.

6.3 Dimensionerande föroreningar

Vid alla bruk är arsenik den dimensionerande föroreningen vad gäller hälsorisker vid samtliga markanvändningar.

Zink förekommer vid de flesta bruk i förhöjda halter, men hälsoriskerna från zink är ändå begränsad till områdena med mycket höga halter av zink i Vällnora och Bennebol bruk. Även bly förekommer i förhöjda halter i vissa bruk (exempelvis Länna och Lövstabruk) men hälsoriskerna bedöms vara små.

I vissa bruksområden indikeras måttliga risker från andra metaller och PAH-föreningar i mark av en jämförelse av uppmätta halter i mark med bruksanpassade riktvärden.

Föroreningar där låga eller måttliga risker för hälsoeffekter har indikerats av jämförelsen av uppmätta halter med riktvärden för mark för enskilda bruk listas nedan:

Strömsberg: Cd

Lövstabruk: Pb, Cd, Hg

Västland: Hg (begränsat område)

Länna: Cd, PAH-föreningar

Österbybruk: Hg, PAH-föreningar, Cd (begränsat område)

Vällnora: Zn (begränsat område)

Bennebol: Zn (begränsat område)

I de flesta fall har analyser av dricksvatten och grönsaker inte kunnat bekräfta att hälsorisker från dessa ämnen föreligger vid intag av dricksvatten och grönsaker. Om risker förekommer är det därför direktexponering för mark (direkt oralt intag, inandning av damm och hudkontakt) som utgör de dominerande exponeringsvägarna.

Vid bruk där exponering för stoft i byggnader är en aktuell exponeringsväg (Strömsberg och Österbybruk) är PAH-föreningar i stoft viktiga föroreningar.

6.4 Materialegenskaper

pH

pH-värdet har analyserats för ett stort antal jordprover och eluat från lakteter. Generellt är pH-halterna i jord alkaliska, över pH 7 och pH värden över 8 förekommer. Eluat från lakteter kan även ha högre pH-värden, upp till pH 10, särskilt för slagghaltigt material. Enstaka jordprov med pH-värden lägre än 7 bestod av torv eller mullhaltig jord, i vissa fall innehållande kolrester.

Rörligheten av flera metaller, exempelvis bly, kadmium och zink, kommer att vara begränsad vid lägre pH-värden. Dock kan rörligheten av arsenik vara högre under alkaliska förhållanden än vid neutrala förhållanden. I bruksområden generellt var rörligheten av arsenik ändå begränsad jämfört med vad som antas i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell (se nedan).

Lakbarheten

Generellt för alla bruk är att lakbarheten av arsenik är lägre än vad som antas i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell. Rörligheten av arsenik var högst i Länna bruk men Kd-värdet för fyllnadsmaterial var ändå dubbelt så högt som värdet i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell. Generellt för bruksområden är att lakbarheten av slagghaltig fyllnad är lägre än lakbarheten i kolhaltigt material. Lakbarheten i fyllnadsmassor och naturlig jord kan vara högre än i slag och träkol.

Lakbarheten av zink i de flest prov var mycket lägre än vad som antas i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell, men i vissa prov av material med höga zinkhalter (exempelvis från ett utfyllt område i Bennebol) var lakbarheten högre. Dock i prov från Vällnora med höga zinkhalter var lakbarheten låg.

Lakbarheten av kadmium och bly var också generellt mycket lägre än lakbarheten som antas i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell.

Lakbarheten av koppar är relativt högt för ett antal material på bruksområdena; träkol, slagg, rostad malm och vissa fyllnadsmaterial.

Det fanns ingen korrelation mellan Kd-värdena och totalhalter av metaller. Detta, tillsammans med de relativt höga Kd-värdena, indikerar att metallerna är inneslutna i

förekommande material, särskilt i slaggmaterial. Utlakning av metaller begränsas förmodligen av processer som frisätter föroreningarna, exempelvis vittring och frisättning av föroreningar.

Biotillgänglighet

Biotillgängligheten av arsenik varierar mellan olika material, och eftersom olika typer av material har testats från olika bruk varierar resultaten även mellan bruken. I prov av fyllnadsmaterial från Bennebol och Länna bruk var biotillgängligheten inte begränsad, medan biotillgängligheten i fyllnadsmaterial från Vällnora, Lövestabruk, Strömsberg och Västland var lägre, kring 50 % (3,7-57 %). I prov av träkol och material från en utfyllnad i Bennebol var biotillgängligheten mycket låg, 12 respektive 10 %. Generellt verkar biotillgängligheten av arsenik i fyllnadsmaterial vid bruksområden vara begränsad, men material kan förekomma med hög biotillgänglighet på vissa bruk. Det är inte möjligt att drar några generella slutsatser om arseniks biotillgänglighet i olika typer av material eller olika bruk. Generellt verkar biotillgängligheten av arsenik vara relaterad till lakbarheten.

För zink var biotillgängligheten i fyllnadsmaterial generellt mycket låg. Dock var biotillgängligheten högre i prov från utfyllnaden vid Bennebol, fyllnad från järnvägsbanken vid Länna bruk och i material under masugnen vid Vällnora. Dessa prov har generellt högre totalhalter av zink. Även biotillgängligheten av kadmium var hög i dessa prover. I övriga prov visade kadmium låg biotillgänglighet, och biotillgängligheten av bly var låg i alla prov.

Växtupptag

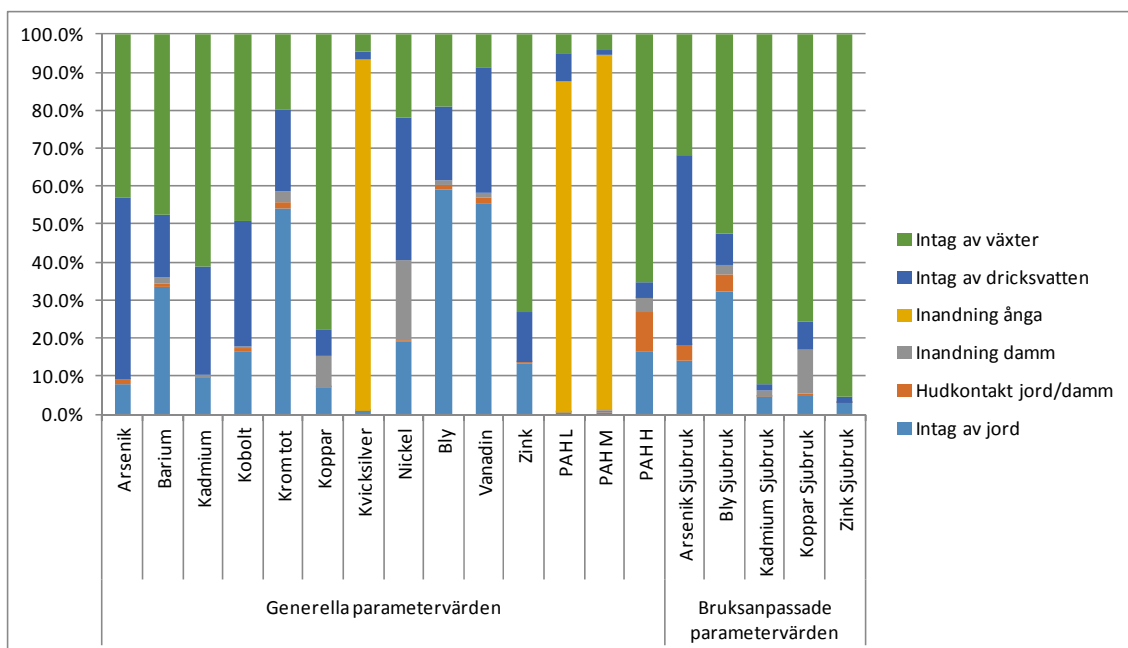
Generellt för alla metaller är att upptag i bär och frukt är mycket lägre än upptaget i rotsaker och grönsaker. Undantaget är nickel, där upptaget i bär och frukt är högre än upptaget i rotsaker, men lägre än upptaget i grönsaker. För kobolt och krom är upptagsfaktorer för frukt och bär i samma storleksordning som upptagsfaktorer i rotsaker, men dessa upptagsfaktorer är låga (under 0,01).

Generellt är upptagsfaktorn för rotsaker mindre än upptagsfaktorn för grönsaker; både för uppmätta värden och värden som används i riktvärdesmodellen. De uppmätta upptagsfaktorerna för arsenik är något högre än Naturvårdsverkets generella värde, men skillnaden är inte stor.

För grönsaker är upptagsfaktorn i riktvärdesmodellen för arsenik och för kobolt mycket högre än de uppmätta upptagsfaktorerna på bruksområden. Den generella modellen kommer därför att överskatta upptag av dessa ämnen i växter. För zink var det uppmätta upptaget något högre än i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell. För andra ämnen ligger uppmätta upptagsfaktorer i samma nivå som de som antas i riktvärdesmodellen.

6.5 Dimensionerande exponeringsvägar

Bidraget av olika exponeringsvägar till det totala intaget som beräknats med riktvärdesmodellen visas i figur 6-1. Bidraget visas för riktvärden beräknade med generella parametervärden från riktvärdesmodellen samt med ämnesspecifika parametervärden anpassade för järnbruksområden, Kd-värdet (lakbarhet), biotillgänglighet vid oralt intag samt växtupptagsfaktor.



Figur 6-1 Bidraget av olika exponeringsvägar till det totala intaget, bruksanpassade riktvärden, med och utan bruksanpassande ämnesspecifika parametervärden.

Metaller antas vara mindre lakbara vid användning av bruksanpassade parametervärden jämfört med det generella fallet. Detta gör att halter i brunnsvatten är mindre (förutom för koppar) och det relativa bidraget av intag i dricksvatten är mindre. Hudkontakt och inandning av damm blir relativt viktigare (men ändras inte i storlek) eftersom begränsad oral biotillgänglighet minskar intaget genom direktintag av jord och begränsat växtupptag minskar intaget i växter.

För arsenik, med och utan bruksanpassade ämnesspecifika parametrar, är exponering genom intag av dricksvatten den dominerande exponeringsvägen, följt av exponering genom konsumtion av växter från det förorenade området. För kadmium, zink, koppar och kobolt domineras exponeringen av konsumtion av växter från det förorenade området. För bly och arsenik (även vanadin och krom, som förekommer generellt i mycket låga halter) ger även direktintag av jord ett viktigt bidrag till den totala exponeringen. Uppmätta halter av kobolt i grönsaker visar att det faktiska bidrag av växtkonsumtion till det totala intaget på bruksområdet är mycket mindre än det som uppskattas av riktvärdesmodellen.

För bruksområden där en viktig exponeringsväg saknas, exempelvis där konsumtion av växter från området är begränsad, eller där kommunalt vatten/bergbore brunnar finns, kan det totala intaget därför bli mycket lägre än där alla exponeringsvägar förekommer.

Bruk med kommunalt dricksvatten, alternativt bergbore brunnar är Strömsberg, Lövstabruk, Länna, Österbybruk och Bennebol.

Bruk där odling av växter verkar förekomma endast i begränsad utsträckning är Bennebol. I Österby (vid bostadsområdet) och Länna har inte heller någon omfattande grönsaksodling observerats, men ingen omfattande studie av vilka odlingar som finns på områden har gjorts.

För PAH-L och PAH-M samt kvicksilver är inandning av ångor den dominerande exponeringsvägen, men halterna av dessa ämnen var generellt låga.

I figur 6-2 visas de dominerande exponeringsvägarna vid uppskattade intag av arsenik för boende i de olika brukerna. Uppskattningar har gjorts ifrån uppmätta halter i jord på bostadsområdena, växter, djurprodukter och dricksvatten. Där kommunalt vatten förekommer inkluderas inte intaget via dricksvatten i arsenikintaget från bruksområdet, istället antas dricksvattenkonsumtionen vara en del av exponeringen från andra källor. Figuren visar även den genomsnittliga exponeringen för oorganiskt arsenik (höga och låga värden, data från EFSA, 2009) samt EFSA:s lågrisknivå (lägre gränsen av intervallet).

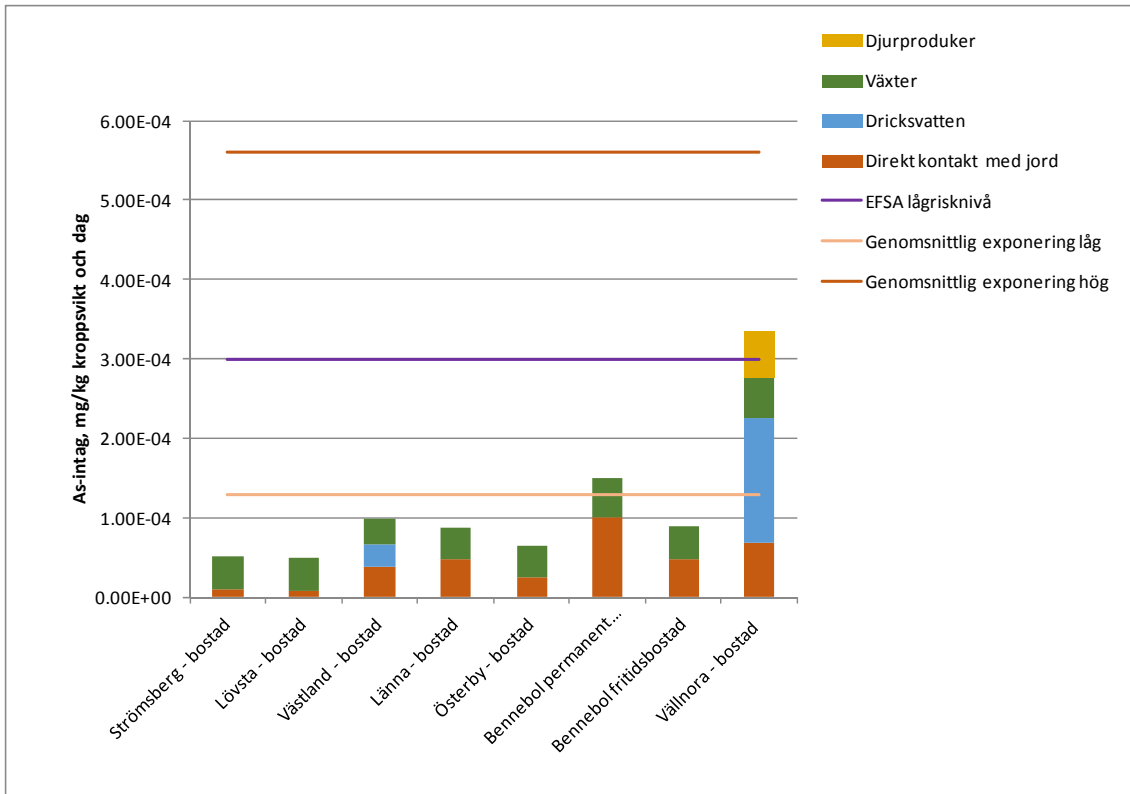
För flera områden har exponering genom konsumtion av växter uppskattats från genomsnittliga halter i växter för alla bruksområden. För alla bruksområden i figuren har konsumtion av växter från området antagits vara 10 % av den totala konsumtionen av rotsaker, grönsaker, bär och frukt (äpplen, päron och stenfrukter).

För bruk med låga halter av arsenik i bostadsområden är exponering genom direktkontakt med jord (direkt oralt intag, hudkontakt och inandning av damm) mycket begränsad (Strömsberg och Lövsstabruk). För bruk där grävda brunnar används för dricksvatten är bidraget genom dricksvattenkonsumtion högst, särskilt i Vällnora, där höga halter av arsenik i markvattnet har observerats. Exponering genom intag av växter varierar endast lite från bruk till bruk, men bruksspecifika data har använts endast för Västland, Bennebol och Vällnora. Intag av arsenik genom konsumtion av djurprodukter har endast uppskattats för Vällnora eftersom ingen produktion av höns och ägg har observerats på andra områden. Även får betar på förorenade områden vid Vällnora och Västland, men arsenikhalter i får var under rapporteringsgränsen.

För de flesta bruk är exponering för arsenik från det förorenade området under en tredjedel av EFSA:s lågrisknivå, och endast en liten del av bakgrundsexponeringen. I Vällnora och Bennebol är intaget från det förorenade området högre, och i Vällnora i nivå med EFSA:s lågrisknivå. En hälsoriskbedömning för dessa två bruk har gjorts i huvudstudier för dessa områden (Kemakta, 2015a och Kemakta, 2015b).

För de flesta bruk (Strömsberg, Lövssta, Västland, Länna och Österby samt fritidsboende vid Bennebol) är exponering för arsenik från förorenad mark liten i jämförelse med EFSA:s lågrisknivå, och därför är hälsoriskerna från den extra exponeringen för arsenik som förorenad mark innebär mycket låga. Den extra exponeringen för arsenik från förorenad mark är även liten jämfört med den genomsnittliga exponeringen från andra källor, exempelvis mat och dryck.

I Vällnora (och i Bennebol om permanent boende blir aktuellt) är exponeringen från förorenad mark större. I Vällnora är exponeringen från förorenad mark i nivå med EFSA:s lågrisknivå, därför finns en risk för hälsoeffekter från arsenik. I Bennebol och Vällnora är exponeringen för arsenik från förorenad mark i samma nivå som den genomsnittliga exponeringen från andra källor, och den sammanlagda exponeringen från förorenad mark och andra källor kan ligga över EFSA:s lågrisknivå även för Bennebol.



Figur 6-2 Bidrag av olika exponeringsvägar till det totala intaget av arsenik från förorenad mark uppskattat för olika bruk (livstidsintegrerade intaget i mg/kg kroppsvikt och dag). Även den genomsnittliga exponeringen för oorganisk arsenik (EFSA data) och EFSA:s lågrisknivå (lägre gränsen av intervallet) visas i figuren. För områden med kommunalt dricksvatten inkluderas inte intaget via dricksvatten i intaget från bruksområdet; dricksvattenkonsumtion har istället antagits vara en del av exponeringen från andra källor.

7 Åtgärdsbehov och prioritering mellan bruken

7.1 Åtgärdsbehov

Klara åtgärdsbehov med avseende på hälsorisker från arsenik har påvisats vid Bennebol och Vällnora bruk (se Tabell 5-1). I dessa områden finns risk för akuta effekter från arsenik, och arsenikhalterna i yttlig jord är mycket höga. Det finns även behov av åtgärder för att minska de långsiktiga riskerna för boende på områdena. För boende i Vällnora ligger det genomsnittliga intaget av arsenik från markföroreningar i nivå med EFSA:s lågrisk nivå för exponeringen för arsenik i mat och dricksvatten. Det genomsnittliga intaget av oorganisk arsenik i Europa ligger ungefär i samma nivå som exponering för arsenik i jord i Vällnora. Detta betyder att den extra risken för hälsoeffekter från arsenik i förorenad jord i Vällnora är ungefär lika stor som risken från bakgrundsexponering. För boende i Bennebol är det genomsnittliga intaget av arsenik lägre, och ligger i nedre delen av intervallet för intaget av oorganisk arsenik i Europa. Undersökningarna vid Bennebol och Vällnora har varit tillräckligt omfattande för att visa att massor med höga arsenikhalter är utbredd över en stor del av området. Det finns även behov av åtgärder med avseende på zink i begränsade delar av dessa bruksområden.

Ett potentiellt åtgärdsbehov har påvisats för Västland och Länna. Risk för akuta effekter från arsenik har påvisats även i vissa provpunkter vid dessa bruk. I Västland förekommer de högsta föroreningshalter i det f.d. industriområdet, som i dagsläge används för jordbruk, och i Länna förekommer de högsta föroreningshalterna i bostadsområdet. Befintliga data indikerar att i dessa bruksområden är utbredningen av massor med mycket höga arsenikhalter mer begränsad än vid Bennebol och Vällnora. Områdena har inte undersökts i samma omfattning som Bennebol och Vällnora, och kompletterande provtagning behövs för att bättre karaktärisera föroreningssituationen och klargöra åtgärdsbehovet. Kompletterande undersökning behövs särskilt med avseende på utbredningen av föroreningar i djupare jord. Vid Länna bruk kan även risker från bly, zink och PAH-föreningar förekomma.

Vid Strömsberg har ett åtgärdsbehov i kolhuset tidigare konstaterats (Kemakta 2013) och tillfälliga åtgärder har genomförts. I denna undersökning har även måttliga risker från arsenik och PAH-föreningar konstaterats för personal i industriområdet, främst med avseende på exponering för jord, jordgolv i byggnader samt i stoft (damm) i byggnader. Kompletterande undersökningar behövs för att klargöra åtgärdsbehovet i industriområdet, inklusive slutliga åtgärder i kolhuset. I bostadsområdet har fyllning med en hög halt av arsenik, som innebär risk för akuta effekter, påträffats i ett mycket begränsat område. Åtgärder behövs för detta område för att minska risker för akuta effekter.

Vid Österbybruk har måttliga risker påvisats avseende kvicksilver i jord för boende i bostadsområdet samt avseende arsenik och kvicksilver i jordgolv och stoft för personal i det f.d. industriområdet. Kviksilverhalterna i marken är inte fullständigt karaktäriserat och kompletterande undersökningar behövs för att klargöra åtgärdsbehovet. För byggnader med jordgolv eller med mycket stoft (damm) inomhus bör åtgärder övervägas om byggnader används i stor utsträckning (exempelvis under vanliga arbetstider).

Vid Lövsta bruk har åtgärder redan genomförts vid badplatsen, där risker förekom för akuta effekter från arsenik. Förhöjda halter av arsenik, bly, kadmiun och kvicksilver har

påvisats i bostadsområdet. Befintliga data indikerar att hälsoriskerna från dessa metaller är låga, men föroreningsituationen är inte fullständigt kartlagt. Kompletterande undersökningar behövs för att klargöra riskerna och eventuellt åtgärdsbehov.

7.2 Fortsatta undersökningar och prioritering mellan bruken

Bruksområdena Bennebol och Vällnora bör prioriteras för åtgärd, eftersom mycket höga halter av arsenik förekommer i mark och det finns risk för akuta effekter vid exponering för yttlig jord. Åtgärdsförberedande undersökningar behövs för att kartlägga vilka massor som behöver åtgärdas samt för att välja optimala åtgärdsmetoderna.

Vid Länna bruk och Västland finns risk för akuta effekter. Hälsoriskerna vid dessa bruk är troligen mindre än vid Bennebol och Vällnora, men föroreningsituationen är inte fullständigt kartlagt. Kompletterande utredningar av dessa områden bör prioriteras för att förbättra dataunderlaget för riskbedömning och bedömning av åtgärdsbehovet.

Även vid Strömsbergsbruk har ett åtgärdsbehov konstaterats för industriområdet samt i en mindre del av bostadsområdet. Vid Strömsberg behövs kompletterande utredningar för att förbereda åtgärder i bostadsområdet genom att kartlägga vilka massor som behöver åtgärdas. I industriområdet behövs kompletterande utredningar för att förbättra informationen om föroreningsutbredningen och därmed förbättra underlaget för bedömning av riskerna och omfattningen av åtgärdsbehovet.

Vid Österby bruk kan risker även uppkomma från markföroreningar i det gamla kvarnområdet samt från föroreningar i jordgolv/stoft i byggnader i det f.d. industriområdet. I en tidigare undersökning (Kemakta, 2012c) har även risker från markföroreningar inom det norra industriområdet konstaterats. Kompletterande undersökningar behövs därför i dessa delar av Österby bruk för att förbättra dataunderlaget för riskbedömningen och för att bedöma behov av åtgärder.

Vid Österby bruk och Lövsta bruk indikerar befintliga data att riskerna för boende i bostadsområden är litet, och dessa bostadsområden har lägst prioritet av de sju bruksområdena. Dock är föroreningsituationen i dessa områden inte fullständigt kartlagt, och även exponeringssituationen är oklart, exempelvis avseende exponering genom konsumtion av hemodlade grönsaker, särskilt vid Österby bruk. Kompletterande provtagning av mark behövs vid dessa bruk för att ge ett bättre underlag för bedömning av riskerna för boende.

8 Referenser

- ECB (2008): European Union Risk Assessment Report. Coal Tar Pitch, High Temperature – Environment. Version May 2008.
- EFSA (2009): Scientific Opinion on Arsenic in Food. EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM). EFSA Journal 2009; 7(10):135; uppdatering 1 februari 2010. European Food Safety Authority (EFSA), Parma, Italy
- EU (2004): Directive 2004/107/EC of the European Parliament and of the Council of 15 December 2004 relating to arsenic, cadmium, mercury, nickel and polycyclic aromatic hydrocarbons in ambient air.
- INERIS (2015): UBM procedure for the measurement of organic contaminant bioaccessibility from solid matrices.
- IVL (2015): Kvicksilver i biota. Databas; Miljögifter.
<http://ivl.se/tjanster/datavardskap/miljogifteribiologisktmaterialochscreening.4.7df4c4e812d2da6a41680004795.html>
- Jordbruksverket (2013): Livsmedelskonsumtion och näringsinnehåll. Uppgifter t.o.m. 2012. Statistiska meddelanden JO 44 SM 1301. Utgiven av Statistiska Central Byrån.
- Kemakta (2011a): Översiktliga undersökningar i mark, grundvatten och sediment vid f.d. Strömsbergs bruk, Uppsala län. Kemakta AR 2009-08. Reviderad slutversion 2011-05-27.
- Kemakta (2012a): Översiktliga undersökningar i mark, grundvatten och sediment vid f.d. Lövsta bruk, Uppsala län. Kemakta AR 2011-03.
- Kemakta (2012b): Översiktliga undersökningar i mark, grundvatten och sediment vid f.d. Västlands bruk, Uppsala län. Kemakta AR 2009-07. Reviderad slutversion 2012-01-27.
- Kemakta (2012c): Översiktliga undersökningar i mark, grundvatten, sediment, luft och damm vid före detta Österbybruk, Uppsala län. Kemakta AR 2012-24.
- Kemakta (2012d): Förstudie över f.d. Bennebols bruk, Uppsala län. Kemakta AR 2012-08.
- Kemakta (2012e): Översiktliga undersökningar i mark, grundvatten och sediment vid f.d. Vällnora bruk, Uppsala län. Kemakta AR 2009-09.
- Kemakta (2013): Fördjupade undersökningar samt utredning inför efterbehandlingsåtgärd av föroreningar i kolhuset, Strömsbergs bruk. Kemakta AR 2012-02.
- Kemakta (2015a): Huvudstudie, Bennebols bruk. Kemakta AR 2014-15.
- Kemakta (2015b): Huvudstudie, Vällnora bruk. Kemakta AR 2014-16.
- Livsmedelsverket (2006): Riksmaten – barn 2003. Livsmedels- och näringsintag bland barn i Sverige. Livsmedelsverket.
- Livsmedelsverket (2008): Kvicksilver i saluhållen fisk, Riksprojekt 2007. Rapport nr 12, 2008, Livsmedelsverket.
- Livsmedelsverket (2012): Riksmaten – vuxna 2010–11. Livsmedels- och näringsintag bland vuxna i Sverige. Resultat från matvaneundersökning utförd 2010–11. Livsmedelsverket.

Länsstyrelsen Norrbotten län (2012): Kvicksilver i matfisk. Mätkampanj i samarbete med Vattenården i Norrbotten, 2011.

Ramböll (2012): Huvudstudie. Miljöteknisk markundersökning och utredning. Lännaholms bruk. Löt 1:14 och Löt 1:22, Länna, Uppsala kommun. UTKAST 2012-11-27, Kontoret för samhällsutveckling, Uppsala kommun.

Ramböll (2013a): Förstudie. Miljöteknisk markundersökning och utredning. Vällnora bruk, slutversion 2013-07-02, Uppdragsnummer 61151253632000.

Ramböll (2013b): Förstudie. Översiktlig miljöteknisk markundersökning och utredning. Lännaholms bruk, Fastigheter utanför Lännaholms bruksområde, Länna, Uppsala kommun, GRANSKNINGSVERSION 2013-05-15.

Vos G, Lammers H och van Delft W (1988): Arsenic, cadmium, lead and mercury in meat, livers and kidneys of sheep slaughtered in the Netherlands. Zeitschrift für Lebensmittelluntersuchung und Forschung A, v187, pp1-7.

WSP (2013a): Förstudie f.d. Strömsbergs bruk, Uppsala län. Miljöteknisk markundersökning och riskbedömning. Uppdragsnr: 10180145. 2013-09-30.

WSP (2013b): Förstudie f.d. Västlands bruk, Uppsala län. Miljöteknisk markundersökning och riskbedömning. Uppdragsnr: 10180189. 2013-10-10.