



UPPSALA
UNIVERSITET



UPTEC W 18008

Examensarbete 30 hp
April 2018

Nuvarande utbredning och framtida spridningsrisker av arsenik i grundvattenakviferen i Hjärtevad

Current dispersion and future proliferation
risks of arsenic in the groundwater in Hjärtevad

Elin Pöllä

REFERAT

NUVARANDE UTBREDNING OCH FRAMTIDA SPRIDNINGSRISKER AV ARSENIK I GRUNDVATTENAKVIFEREN I HJÄLTEVAD

Elin Pöllä

Arsenik är en naturligt förekommande halvmetall som orsakar stora hälsoproblem genom exponering t.ex. via dricksvatten. På grund av arseniks negativa effekter på människors hälsa sänktes den tillåtna gränsen i dricksvatten från 50 µg/l till 10 µg/l 2003 av WHO. Arsenik förekommer i huvudsak i två oorganiska former, arsenat (AsO_4^{3-}) och arsenit (AsO_3^{3-}), där arsenit är en betydligt mer mobil och toxisk form. Vilken form som dominerar påverkas i första hand av redoxförhållanden men även av pH. Reduktion från arsenat till arsenit är gynnsamma vid lägre pH och vid syrefria (reducerade) förhållanden. I Sverige har tidigare användning av arsenik, t.ex. vid impregneringsanläggningar, orsakat föroreningar som än idag ligger kvar. I Hjärtevad i Eksjö kommun drev Televerket under 1940- till 1980-talet en impregneringsanläggning för telefonstolpar. Impregneringsvätska, innehållande bland annat arsenik, kunde spridas inom området till största del på grund av en tank som började läcka under 1960-talet. En omfattande sanering med jordtvätt genomfördes 1997. Senare kontroller har dock påvisat stadigt ökade halter. Med anledning av de ökade halterna har ett arbete inletts för att kartlägga föroreningsituationen. Syftet med examensarbetet är att utvärdera grundvattenkemin i Hjärtevad genom att visualisera föroreningsföroreningsplymen, undersöka mobiliteten genom att undersöka samband mellan halten arsenik och kemiska parametrar samt göra en fördjupad analys av spridningsrisken med hjälp av K_d -värden.

Data från jord- och grundvattenprovtagningar genomförda under augusti och september 2017 bearbetades med hjälp av ArcMap och Excel. Resultatet visade att låga redoxförhållanden sannolikt har bidragit till ökad spridning av arsenik vilket till stor del förekom i den reducerade formen arsenit. De högsta halterna var koncentrerade till området kring den f.d. läckande tanken, där halter så höga som 2200 µg/l kunde uppmätas i grundvattnet. Vidare visade provtagningsresultaten att mängden förorenad jord missbedömdes vid saneringen 1997 (halter på 238 mg/kg kunde uppmätas i jorden). Slutsatsen drogs att redoxförhållanden inom området är gynnsamma för att arsenik ska förekomma i den reducerade formen arsenit, att arseniks mobilitet med stor sannolikhet är betydligt högre än vad som tidigare bedömdes samt att risker föreligger om inga åtgärder vidtas.

Nyckelord: Arsenik, arseniks mobilitet, förorenad mark, fördelningskoefficienter, ArcMap, lakförsök, impregneringsanläggningar

*Institutionen för mark och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet
Lennart Hjelm's väg 9, Box 7090, SE-750 07 Uppsala
ISSN 1401-5765*

ABSTRACT

CURRENT DISPERSION AND FUTURE PROLIFERATION RISKS OF ARSENIC IN THE GROUNDWATER IN HJÄLTEVAD

Elin Pöllä

Arsenic is a naturally occurring metalloid that causes major health problems for people affected by exposure, e.g. through their drinking water. Due to the negative effects on human health, the permissible concentration in drinking water was lowered in 2003, from 50 µg/l to 10 µg/l. Arsenic predominantly exists in two inorganic forms, arsenate (AsO_4^{3-}) and arsenite (AsO_3^{3-}), where arsenite is a more mobile and toxic. Which forms that dominates is controlled by pH and redox potential. Reduction from arsenate to arsenite is favorable at lower pH and at anoxic (reduced) conditions. In Sweden previous use of arsenic, e.g. at impregnation plants, caused pollution still affecting soils and groundwater. In Hjärtevad, Eksjö municipality, an impregnation plant for telephone poles was run by Televerket during the 1940s to 1980s. Impregnating fluid, including arsenic, was spread in the area, mainly due a leaky storage tank during the 1960s. The site was remediated in 1997 using soil washing. However, monitoring program demonstrated steadily increased levels in a well situated downstream the contaminated area. Due to the increased contamination levels of arsenic in the ground water, a detailed investigation was initiated to identify the pollution situation. The main objective was to investigate about the chemical and physical processes affecting the mobilization of arsenic. Groundwater and soil materials were sampled from the area and evaluated using ArcMap and Excel. In support of this evaluation, distribution coefficients (K_d) for soil materials from the aquifer were obtained by leaching tests performed at oxidized conditions.

The result showed that reducing conditions in the aquifer appeared to have caused increased mobilization of arsenic in the area and that large amounts of pollution was not removed at the remediation in 1997 (levels of 238 mg/kg arsenic could be detected in the soil). In the collected samples, arsenic mainly occurred in the reduced form arsenite. The highest levels in the groundwater were found in the area around the former leaky tank, where concentrations up to 2200 µg/l was measured. The conclusion was that large amounts of pollution was not removed at the remediation in 1997, and that arsenic mobility seems to be significantly higher than previously assessed and that action needs to be taken to stop the spread.

Keywords: Arsenic, arsenic mobility, contaminated soil, partition coefficients, ArcMap, leaching tests, impregnation plants

*Department of Soil and Environment, Swedish University of Agricultural Sciences
Lennart Hjelms väg 9, Box 7090, SE-750 07 Uppsala
ISSN 1401-5765*

FÖRORD

Detta examensarbete omfattar 30 hp och avslutar mina studier på civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet. Arbetet utfördes på uppdrag av Statens geotekniska institut (SGI).Handledare var Charlotta Tiberg, SGI och ämnesgranskare var Dan Berggren Kleja, institutionen för mark och miljö, SLU.

Jag vill rikta ett stort tack till Charlotta för ditt viktiga stöd och din hjälp genom hela arbetet, från planering till analys. Tack till Dan för dina värdefulla tankar, synpunkter och ditt engagemang. Tack till Peter Englöv, Sweco för värdefulla svar på frågor och synpunkter på rapporten. Tack till Philip Karlsson och Pär Hallgren, Sweco, för lärorikt deltagande på fältarbete och hjälp med tolkningar av provtagningsdata. Tack till Jerker Jarsjö och Sandra Fischer, Stockholms universitet för att jag fick ta del av era resultat från transportmodelleringen och ett givande möte om projektet. Tack till Åsa Löf och Johan Stendahl för värdefull hjälp med ArcMap. Tack till flertalet personer på SLU för hjälp med det laborativa arbetet – som Jon-Petter Gustafsson, Magnus Simonsson och Carin Sjöstedt för att nämna några.

Sist men inte minst tack Martina för samarbetet och tack till min familj för allt stöd och hjälp genom hela utbildningen.

Elin Pöllä

Uppsala, mars 2018

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

NUVARANDE UTBREDNING OCH FRAMTIDA SPRIDNINGSRISKER AV ARSENIK I GRUNDVATTENAKVIFEREN I HJÄLTEVAD

Elin Pöllä

Halvmetallen arsenik förknippas ofta med dess giftighet och den fara det innebär för människor som riskerar få i sig arsenik, t.ex. via dricksvatten. På grund av dess giftighet sänktes gränsen för hur mycket arsenik dricksvatten får innehålla 2003 från 50 µg/l till 10 µg/l (Livsmedelsverket, 2014). Dock påverkas giftigheten av vilken kemisk form arsenik har. De vanligaste formerna är arsenat med den kemiska förkortningen AsO_4^{3-} och arsenit med den kemiska förkortningen AsO_3^{3-} . Arsenit är förutom mer giftig för människan, mer rörlig i marken. Detta innebär att om det finns mycket arsenit i grundvattnet sprids det lättare till andra ställen. Är istället arsenat den dominerande formen binds arsenik lättare till markens partiklar, vilket försvårar spridningen. Vilken form som dominerar påverkas av pH-värdet i marken och om syre finns närvarande. Populärt kan man säga att förhållanden med lite eller inget syre innebär reducerade förhållanden. Är pH lågt och reducerade förhållanden råder i marken kommer arsenit att dominera, vilket gynnar spridning av arsenik.

I Sverige är förhöjda arsenikhalter sällan ett problem, jämfört med andra länder där berggrunden naturligt innehåller mer arsenik. Dock har vi förhöjda halter arsenik i grundvattnet på grund av aktiviteter människan ägnat sig åt tidigare. I Hältevad i Eksjö kommun behandlades telefonstolpar med impregneringsvätska mellan 1940- och 1980-talet. Vätskan innehöll bland annat arsenik. Under 1960-talet läckte en tank impregneringsvätska på området, vilket gjorde att mycket arsenik kunde spridas. För att få bukt med den höga arsenikhalten läckan medförde har marken sanerats, genom att jord tagits upp och tvättats. Arseniken kunde då avlägsnas och jord med betydligt lägre arsenikhalter än tidigare kunde föras tillbaka ner i jorden. Trots detta har senare provtagning visat att arsenikhalten i grundvattnet har börjat stiga igen. Därför har ett omfattande arbete inletts för att få klarhet i hur långt arseniken har hunnit spridas och vad som orsakat spridningen.

I augusti och september 2017 togs många prover i både jord och grundvatten inom området. I detta examensarbete har resultat från kemiska analyser av dessa prover utvärderats på olika sätt. GIS har använts för att visa hur halterna varierar mellan olika punkter och på olika djup. Excel har använts för att undersöka samband mellan bl.a. arsenik och redoxpotential. Förutom denna utvärdering har försök gjorts på labb för att undersöka hur mycket arsenik som frigörs från jorden vid olika värden på pH. Dessa försök kallas lakteter och ger information om hur mycket arsenik som sitter fast på markpartiklarna och hur mycket som kan lakas ut (lossna från markpartiklarna). Resultatet från grundvattenprovtagningen visade att arsenikhalten i vissa punkter är höga, 2200 µg/l. Det visade sig att det råder i huvudsak reducerade förhållanden i området och att den mobila och toxiska formen arsenit dominerar över den mindre mobila och

toxiska formen arsenat i de flesta punkter, vilket tros vara anledningen till att arsenikhalten ökat. Dessutom visade det sig att mängden arsenik i jorden missbedömts när saneringen gjordes 1997, framförallt därför att man inte beaktade effekten av de reducerade förhållandena. Slutsatsen blev att nya åtgärder behöver vidtas för att stoppa spridningen och minska halterna av arsenik i området.

ORD OCH BEGREPP

Källzon	Område som har mycket höga halter föroreningar och fungerar som en källa för spridning
Föroreningsföroreningsplym	Grundvatten innehållande förorening som spridits från en källzon
Mättad zon	Del av akviferen belägen under grundvattenytan där porerna är helt vattenfyllda
Omättad zon	Del av akviferen belägen ovanför grundvattenytan där porerna är delvis vattenfyllda

INNEHÅLL

1	INLEDNING	1
1.1	SYFTE OCH MÅL.....	2
1.2	FRÅGESTÄLLNINGAR	2
2	TEORI	3
2.1	ALLMÄNT	3
2.2	ARSENIK	5
3	OMRÅDESBESKRIVNING	8
3.1	ÖVERSIKT.....	8
3.2	GEOLOGI OCH HYDROLOGI	8
3.4	FÖRORENINGSSITUATION	10
4	METOD OCH GENOMFÖRANDE	14
4.1	PROVTAGNING I FÄLT	14
4.2	ANALYSER.....	18
4.3	BERÄKNINGAR.....	20
4.4	UTVÄRDERING	22
5	RESULTAT	24
5.1	ARSENIKHALTER I GRUNDVATTEN	24
5.2	KEMISKA FÖRHÅLLANDEN I GRUNDVATTENAKVIFEREN.....	27
5.3	FÖRDELNINGSKOEFFICIENTER (K_D) OCH OXALATEXTRAHERBARA ÄMNEN	29
6	DISKUSSION	35
6.1	ARSENIKHALTER I GRUNDVATTEN	35
6.2	KEMISKA FÖRHÅLLANDEN I GRUNDVATTENAKVIFEREN.....	35
6.3	FÖRDELNINGSKOEFFICIENTER OCH OXALATEXTRAHERBARA ÄMNEN	36
6.4	SAMMANFATTANDE DISKUSSION.....	38
7	SLUTSATS	39
8	REFERENSER	40
8.1	LITTERATUR.....	40
8.2	INTERNETREFERENSER.....	43
8.3	ÖVRIGT.....	43
BILAGA 1:	GRUNDVATTENPROVTAGNING 1	44
BILAGA 2:	GRUNDVATTENPROVTAGNING 2	50
BILAGA 3:	JORDPROVTAGNING	51
BILAGA 4:	BERÄKNINGAR	57
BILAGA 5:	GRUNDVATTENPROVTAGNING OCH JORDPROVTAGNING	58
BILAGA 6:	STATISTISK ANALYS	59

1 INLEDNING

Arsenik är en naturligt förekommande halvmetall som orsakar stora hälsoproblem för de som drabbas av exponering, t.ex. via mat och dricksvatten. I Sverige är dock de naturliga halterna mycket låga. På grund av arseniks cancerogenitet sänktes riktvärdet för arsenik i dricksvatten till 10 µg/l från tidigare 50 µg/l 2003 (SGU, 2017). Dessutom har användningen av arsenik i stort sett upphört i Sverige. Exempel på tidigare verksamheter som bidragit till att arsenik släppts ut är metallsmältverk och träimpregneringsanläggningar. Dessa verksamheter har bidragit till att många områden idag är påverkade av förhöjda halter arsenik (Karolinska institutet, 2017). Arsenik förekommer idag och väntas förekomma i framtida marksaneringsprojekt (Branzén m.fl., 2013).

De vanligast förekommande oorganiska formerna av arsenik är arsenat (AsO_4^{3-}) och arsenit (AsO_3^{3-}). Vilken form som dominerar beror på oxidations- och reduktionsförhållanden. Arsenat är mer stabil i syrerika miljöer och arsenit är mer stabil i reducerade miljöer. Lösligheten är som störst för arsenit, vilket är en viktig aspekt vid riskbedömning då det påverkar spridningsmöjligheterna (Branzén m.fl., 2013). Dessutom är arsenit mer giftig än arsenat (Martin m.fl., 2017). Syrerika förhållanden är dessutom gynnsamma för att oxidtytor som adsorberar arsenik ska förekomma, vilket bidrar till minskad löslighet (Branzén m.fl., 2013).

Från slutet på 1940-talet till början på 1980-talet drev Televerket en anläggning för impregnering av telefonstolpar i Hjaltevad, Eksjö kommun (Ekman, 2016). Som en konsekvens av verksamheten förorenades området med uppskattningsvis 3 ton arsenik. Föroreningen spreds på området från en läckande underjordisk lagringstank innehållande impregneringsvätska och från spill från impregnerat trä (Länsstyrelsen i Jönköpings län, 2017). För att få bukt med föroreningssituationen sanerades området med jordtvätt 1997, en saneringsmetod som då var relativt ny i Sverige. Saneringen medförde att 27 000 ton jordmassor behandlades till en godkänd nivå (Streipel, 2014). Efter saneringen gjordes bedömningen att halten inte förväntades öka i grundvattnet, utan snarare minska i takt med att nytt icke förorenat grundvatten tillfördes (Englöv, 2014).

Vid kontroll av föroreningssituationen efter sanering har resultat från provtagningar visat på ökade halter av arsenik i grundvatten. För att utvärdera vilka risker som förekommer har ett arbete inletts med att kartlägga föroreningssituationen. Arbetet kommer ske i etapper, där etapp 1 (genomfördes 2016) innefattade översiktlig undersökning av grundvattenkvaliteten i området uppströms och nedströms föroreningskällan, etapp 2 innefattar avgränsning av källzon och föroreningsplym och slutligen etapp 3 då eventuella åtgärder ska undersökas. Ansvariga för arbetet är Sweco samt experter från Telia Company och Stockholms universitet, Kungliga tekniska högskolan (KTH) och Statens Geotekniska Institut (SGI) (Ekman, 2016). Under hösten 2017 genomfördes etapp 2. I detta examensarbete kommer data från grundvattenprovtagningar och jordprovtagningar genomförda under etapp 2 att utvärderas.

1.1 SYFTE OCH MÅL

Syftet med examensarbetet är att utvärdera grundvattenkemin i Hjaltevad genom att visualisera föroreningsplymen, undersöka mobiliteten genom att utvärdera samband mellan halten arsenik och kemiska parametrar samt att göra en fördjupad analys av spridningsrisken med hjälp av K_d -värden.

Målet med examensarbetet är att resultatet ska fungera som ett underlag för beslut om inriktning på fortsatt provtagning och eventuella åtgärder.

1.2 FRÅGESTÄLLNINGAR

Examensarbetet inriktas på att besvara följande frågeställningar:

- Hur omfattande är spridningen av arsenik i plan- och djupled?
- Vilka kemiska parametrar påverkar arseniks mobilitet?
- Vad kan förklara de ökade halterna av arsenik i grundvattnet?
- Vilka risker finns för fortsatt spridning av arsenik? Hur kan eventuella risker undvikas på kort och lång sikt?

2 TEORI

2.1 ALLMÄNT

2.1.1 Lösta ämnens transport med grundvattnet

Hur grund- och markvatten strömmar genom jorden påverkas av storleken på gravitations- och tryckkrafterna i marken. Markvattnets lägespotential och tryckpotential bidrar till dess totala potential. Om akviferen är isotropisk, d.v.s. om den har lika hydrauliska egenskaper i alla riktningar, kommer grundvattnet att strömma från hög till låg potential (Grip & Rohde, 1994).

Förutom den totala potentialen påverkas grundvattnets hastighet av markens hydrauliska konduktivitet k [m/dygn] (Appelo & Postma, 2005). Värdet på den hydrauliska konduktiviteten beskriver hur väl en mark förmår leda vatten, vilket påverkas både av hur porsystemet ser ut och av vattenhalten. Konduktiviteten är störst då mättade förhållanden råder. Större porer innebär mindre friktion mellan vatten och porvägg, vilket medför en högre flödes hastighet desto större porerna är (Grip & Rohde, 1994).

Att ett ämne i marken befinner sig i löst form är en förutsättning för transport med grundvattnet, och därmed för spridning. När grundvattnet flödar genom marken kan ämnen fastläggas på jordpartiklarna, vilket bidrar till att dessa ämnen transporteras långsammare jämfört med grundvattnet (Appelo & Postma, 2005). Fenomenet benämns adsorption, medan det motsatta kallas desorption och innebär att ämnet lossnar från en markpartikel och går ut i vattenlösning (Berggren Kleja m.fl., 2008). De huvudsakliga adsorptionsytorna i marken är lermineral, humusämnen samt hydroxider och oxider ((hydr)oxider) (Elert m.fl., 2006). Hydroxider och oxider bildas som en konsekvens av vittring. Exempel på (hydr)oxider som påträffas i marken är järn(hydr)oxider, aluminium(hydr)oxider, titanoxider och manganoxider (Gustafsson m.fl., 2008).

2.1.2 Fördelningskonstanten (K_d -värdet)

Förhållanden mellan ett ämnes förekomst i fast fas och i löst fas i marken kan med en enkel modell beskrivas med fördelningskonstanter (K_d -värden) enligt Ekvation 1 (Elert m.fl., 2006).

$$K_d \text{ [l/kg]} = \frac{\text{halt i fast fas [mg/kg]}}{\text{halt i löst fas [mg/l]}} \quad (1)$$

Framtagna K_d -värden kan användas för att beräkna förväntade halter i fast fas och vattenfas och kan därmed förutsäga hur mycket av ett ämne som adsorberas, under specifika kemiska förhållanden (Essington, 2003). Höga K_d -värden tyder på att rörligheten är låg och låga K_d -värden tyder på en högre rörlighet mellan fast och lös fas. K_d -värden kan tas fram på olika sätt, dels genom att mäta halter i grundvatten och jord och dels genom lakteter (Naturvårdsverket, 2009a). I denna studie kommer båda metoderna att användas.

För att förutsäga i vilken utsträckning ett ämne binds till markpartiklarna är ämnets speciering viktig. Med speciering menas i vilken form eller vilka former ett ämne föreligger. Kunskap om

specieringen är viktig vid riskbedömningar, då den påverkar i vilken utsträckning ett ämne kan förväntas transporteras med grundvattnet (Branzén m.fl., 2013).

2.1.3 pH och redoxpotential

Markens pH och redoxpotential styr flertalet processer i marken, vilket påverkar ämnens löslighet och uppträdande (Branzén m.fl., 2013). En metalls adsorption till en yta är beroende av pH (Berggren Kleja m.fl., 2008). Oxidytornas laddning beror på i vilken utsträckning dess hydroxylgrupper kan binda vätejoner. Vid låga pH binds en vätejon till hydroxylgruppen och ger dem en positiv laddning. Vid högt pH binds inte vätejonen till hydroxylgruppen i samma utsträckning, och laddningen blir istället negativ. Detta medför att anjoner och katjoner binds som starkast vid lågt respektive högt pH (Gustafsson m.fl., 2008).

Redoxpotentialen är ett mått på förhållandet mellan reducerade och oxiderade ämnen i marken (Branzén m.fl., 2013). Under en redoxprocess överförs elektroner mellan olika ämnen. Det ämne som avger en elektron genomgår en oxidation och det ämne som upptar en elektron genomgår en reduktion. Reaktion 1* visar reaktionen som sker vid en reduktion i generella termer (Essington, 2003).



Där X_{ox} och X_{red} är den oxiderade respektive reducerade formen av ämnet, b och c är antalet mol av den oxiderade formen som förbrukas respektive vätejoner som förbrukas i reaktionen och a och d är antalet mol av den reducerade formen av ämnet som bildas respektive antalet mol vattenmolekyler som bildas. Ett ämnes möjlighet att genomgå en reduktion beror följaktligen på närvaron av elektroner. I generella termer benämns ett system rikt på elektroner som reducerande och system med få elektroner benämns oxiderande (Essington, 2003).

Under en redoxprocess frigörs energi. Hur mycket energi som frigörs beror på vilket ämne som reduceras. Reduktion av syre frigör mest energi och syre är därför fördelaktigt att förbruka i första hand (Branzén m.fl., 2013). Då brist på syre råder är det i första hand nitrat som reduceras istället för syre och därefter reduceras mangan. Först när mangan förbrukats sker reduktion av järn. Dock kan reaktionerna överlappa varandra och ske samtidigt (Berggren Kleja m.fl., 2008). Ju fler av dessa ämnen som konsumeras, desto mer reducerande förhållanden blir det i grundvattnet (Branzén m.fl., 2013).

Vanligtvis råder reducerade förhållanden i akviferer som är djupa, slutna eller belägna nära områden bestående av mycket ler och torv. Även akviferer med låg grundvattenomsättning kan orsaka reducerande förhållanden. En faktor som kan ge reducerade förhållanden även där det vanligtvis inte förekommer är en hög halt organiskt material. Om ett grundvatten innehåller mycket organiskt kol medför det i regel reducerade förhållanden, som en följd av att syre förbrukas då kolet oxideras av mikroorganismer (Branzén m.fl., 2013). I marker med permeabla översta jordlager

tillsätts syrgas från luften ständigt till den omättade zonen. Detta bidrar till en högre syrehalt i den övre delen av den mättade zonen (Appelo & Postma, 2005).

2.1.5 E_H-pH-diagram

Då både pH och redoxpotential (E_H) har betydelse för ett ämnes speciering brukar detta illustreras i ett s.k. E_H-pH diagram. Diagrammet visar vid vilka pH- och redoxförhållanden olika former av ämnet kan förväntas dominera. För att skapa ett E_H-pH diagram krävs nödvändig termodynamisk data som beskriver de redoxprocesser som ska illustreras. Ekvation 2 visar ekvationen för jämviktskonstanten (K_R) för reaktion 1*, Ekvation 3 visar ekvationen för den logaritmerade jämviktskonstanten och Ekvation 4 visar en omskrivning av Ekvation 3 (Essington, 2003).

$$K_R = \frac{\{X_{red}\}^a}{\{X_{ox}\}^b \{H^+\}^c \{e^-\}} \quad (2)$$

Där {X_{red}}, {X_{ox}} är aktiviteter för den reducerade formen av ämnet respektive oxiderade formen av ämnet och {H⁺} och {e⁻} är vätejonaktiviteten respektive elektronaktiviteten.

$$\log(K_R) = a * \log\{X_{red}\} - b * \log\{X_{ox}\} + c * \text{pH} + \text{pE} \quad (3)$$

$$\text{pE} = \log(K_R) - c * \text{pH} - a * \log\{X_{red}\} + b * \log\{X_{ox}\} \quad (4)$$

Där pE är den negativa logaritmen av elektronaktiviteten. Sambandet mellan pE och redoxpotentialen ges av Ekvation 5 (Essington, 2003).

$$E_H = 0,05916\text{pE} \quad (5)$$

Genom att kombinera Ekvation 4 och Ekvation 5 erhålls ett uttryck för redoxpotentialen i Ekvation 6 (Essington, 2003).

$$E_H = 0,05916 * (\log(K_R) - c * \text{pH} - a * \log\{X_{red}\} + b * \log\{X_{ox}\}) \quad (6)$$

I detta examensarbete kommer E_H-pH-diagram tas fram för arsenik och järn för att illustrera förväntad speciering med avseende på redoxpotential och pH.

2.2 ARSENIK

2.2.1 Förekomst och risker

Arsenik förekommer naturligt i berggrunden världen över. Arsenikrik jord leder i många fall till att även grundvattnet påverkas. Dock har halterna som påträffats i Sverige, som en konsekvens av arsenikrik berggrund, varit övervägande låga (SGU, 2017). Antropogena källor som leder till förorening av arsenik kan vara t.ex. gruvverksamhet och förbränning av arsenikhaltigt kol eller behandlat virke (Nriagu m.fl., 2007).

Intag av arsenik via dricksvatten medför stora hälsorisker. Arsenik är cancerogent och kan efter exponering under en längre tid orsaka tumörer i t.ex. njure, lunga och urinblåsa. Pigmentförändringar i huden har visat sig vara ett tidigt tecken på arsenikförgiftning (Ek m.fl., 2008). Tiotusentals människor världen över beräknas ha avlidit som en konsekvens av arsenikförgiftning och miljontals insjuknat. Än idag exponeras människor för så pass höga arsenikhalter att det förväntas leda till negativa hälsoeffekter. Exponering via intag av dricksvatten och mat sägs vara de exponeringsvägar som har störst betydelse (Nriagu m.fl., 2007).

Oorganiska former av arsenik är i regel mer toxiska än organiska former. Arseniks giftighet beror förutom på den totala koncentrationen på dess speciering. De vanligaste oorganiska formerna är arsenat och arsenit. Av dessa är arsenit den mest toxiska (Zhu m.fl., 2016).

2.2.2 Arseniks speciering

Vilka arsenikformer som dominerar i marken påverkas av rådande pH och redoxpotential (Fan m.fl., 2007). Med avseende på pH-förhållanden kan arsenat förväntas dominera över arsenit i marken (Martin m.fl., 2014). Vilken form av arsenik som dominerar avgörs av i hur stor utsträckning dess syraform dissocierar. Detta påverkas av rådande pH och syrans pK_a -värde (Alloway, 1990). Värdet på pK_a anger vid vilket pH 50 % av syran dissocierar. I marken kan en syras pK_a -värde ge en indikation på vilka former av ämnet som dominerar under olika pH (Gustafsson m.fl., 2008). Arsenat förekommer, till skillnad från arsenit, i olika former ($H_2AsO_4^-$, $HAsO_4^{2-}$ och AsO_4^{3-}) beroende på pH. Av dessa former är $H_2AsO_4^-$ stabil vid $pH < 9$, $HAsO_4^{2-}$ är stabil vid $pH 7-9$ och AsO_4^{3-} är stabil vid $pH < 9$. Arsenit däremot är stabil som H_3AsO_3 vid $pH < 9$. Detta medför att arsenats absorption ökar då pH minskar, medan arsenits adsorption inte påverkas av pH vid en minskning från pH 9 till 3 (Maiti m.fl., 2012).

Med avseende på redoxpotential dominerar arsenat över arsenit under oxiderade förhållanden, medan mer reducerade förhållanden är gynnsamma för att arsenit ska dominera (Fan m.fl., 2007). Studier på redoxpotentialens påverkan på arseniks speciering har visat att arseniks löslighet var låg under oxiderade förhållanden. Vid dessa förhållanden utgjorde arsenat 78 % av totala arsenikhalten. Med minskad redoxpotential (-0,2 V) ökade halten arsenit i förhållande till arsenat och utgjorde majoriteten av totala halten arsenik (Gao m.fl., 2007).

2.2.3 Faktorer som påverkar adsorptionen

Arseniks mobilitet i aqviser påverkas av i vilken utsträckning utlakning från jorden kan ske (Gao m.fl., 2007). Arsenit är förutom mer toxisk mer mobil i marken jämfört med arsenat. Närvaron av metall(hydr)oxider är avgörande för i vilken utsträckning arsenik kan adsorberas. Främst sker adsorption till järnhydroxider och aluminiumhydroxider (Martin m.fl., 2014), men även manganoxider och titanoxider är av betydelse (Gustafsson & Bhattacharya, 2007). Vanliga järn(hydr)oxider är ferrihydrit (Fe_2O_3) och götit ($FeOOH$) (Gustafsson m.fl., 2008). Oxidernas kristallinitet påverkar hur mycket arsenik som kan adsorberas. Mindre kristallina oxider adsorberar arsenik bättre jämfört med mer kristallina oxider p.g.a. att de har en större specifik yta (Martin

m.fl., 2014). Studier på arseniks adsorption till den mindre kristallina järnhydroxiden ferrihydrit och den mer kristallina järnhydroxiden götit, påvisade betydligt högre adsorption till ferrihydrit jämfört med götit (Zhang m.fl., 2017). Adsorptionen av arsenat på ferrihydrit ökar i takt med att pH sjunker, eftersom laddningen på partiklarna vid låga pH är till mesta del positiva och vid höga pH till mesta del negativa (Antelo m.fl., 2015).

Även redoxpotentialen påverkar metalloxiderna. Då redoxpotentialen sjunker reduceras järnhydroxiderna till löst järn (Fe(II)), vilket omöjliggör adsorption av arsenik och medför att arsenik går ut i lösning (Gao m. fl., 2007). Studier har påvisat korrelationer mellan arsenik och löst järn samt att syresatta grundvatten innehöll en lägre halt arsenik jämfört med grundvatten där anaeroba förhållanden rådde (Nickson m.fl., 2000). Oxidation från arsenit till arsenat är dock en långsam process, vilket gör att båda formerna kan förekomma under stora variationer i miljön (Martin m.fl., 2014).

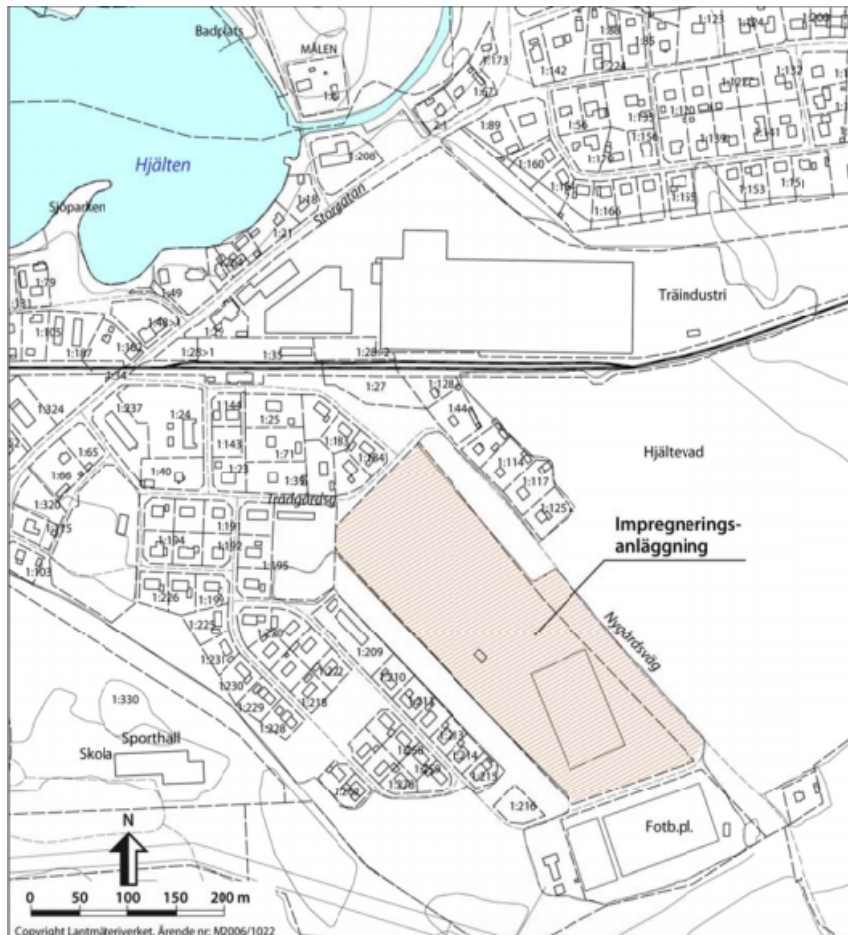
2.2.4 Generellt K_d -värde för arsenik

Riktvärdesmodellen är en modell framtaget av Naturvårdverket och används för att beräkna riktvärden för förorenad mark, i syfte att kunna bedöma huruvida saneringsåtgärder behöver vidtas inom ett förorenat område (Naturvårdsverket, 2017). Utifrån ett stort antal genomförda laktester som gjorts för riskbedömning av förorenade marker i Sverige har K_d -värden för metallers fördelning mellan fast fas och löst fas tagits fram. Fördelningsfaktorn för arsenik baserades på 83 prover från jordar där arsenikhalten varit högre än naturligt. K_d -värdet används som parametervärde i riksvärdesmodellen. Det K_d -värde som används för arsenik i riktvärdesmodellen är 300 l/kg (Naturvårdsverket, 2011b).

3 OMRÅDESBESKRIVNING

3.1 ÖVERSIKT

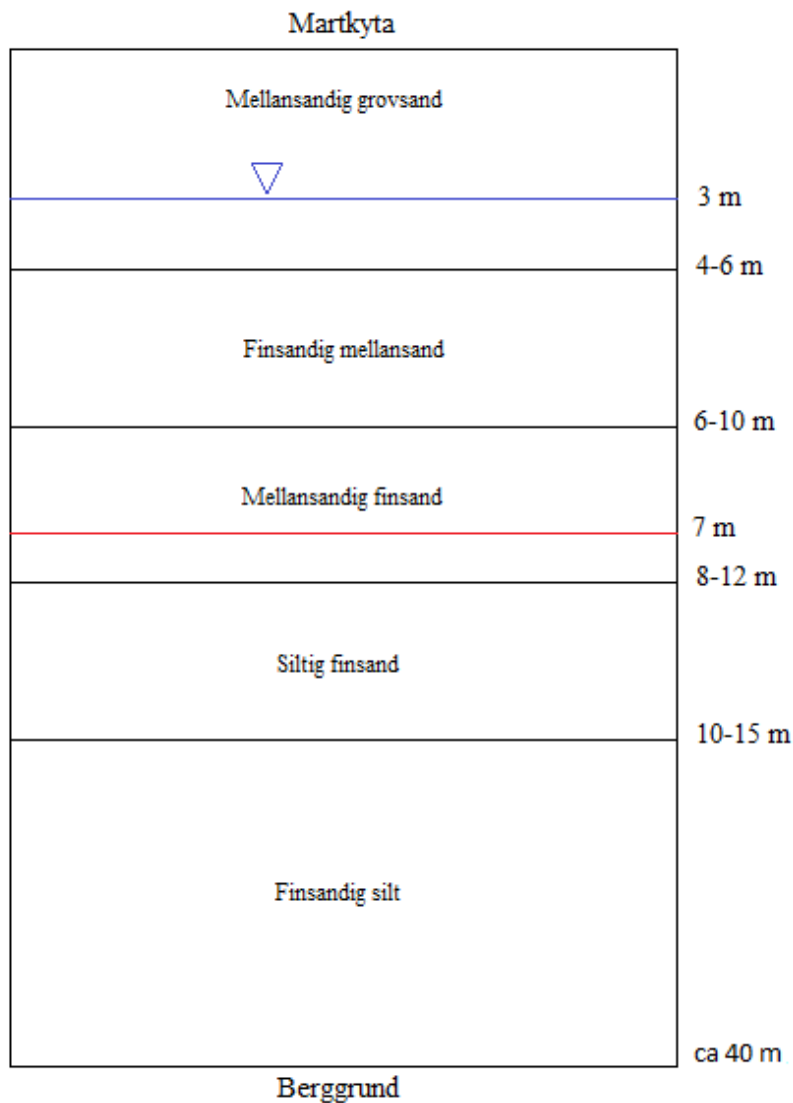
Figur 1 visar en översiktskarta över impregneringsanläggningen i Hjärtevad. Anläggningen upptog 5,3 ha, var placerad på en isälvsavlagring och omgiven av villabebyggelse (Englöv, 2012). Televerket uppförde anläggningen och bedrev en verksamhet som innefattade impregnering av telefonstolpar mellan åren 1949-1985. Impregneringen genomfördes med i huvudsak CCA-medel bestående av koppar, krom och arsenik (Englöv, 2017).



Figur 1. Översiktskarta över impregneringsanläggningen i Hjärtevad (Englöv, 2012).

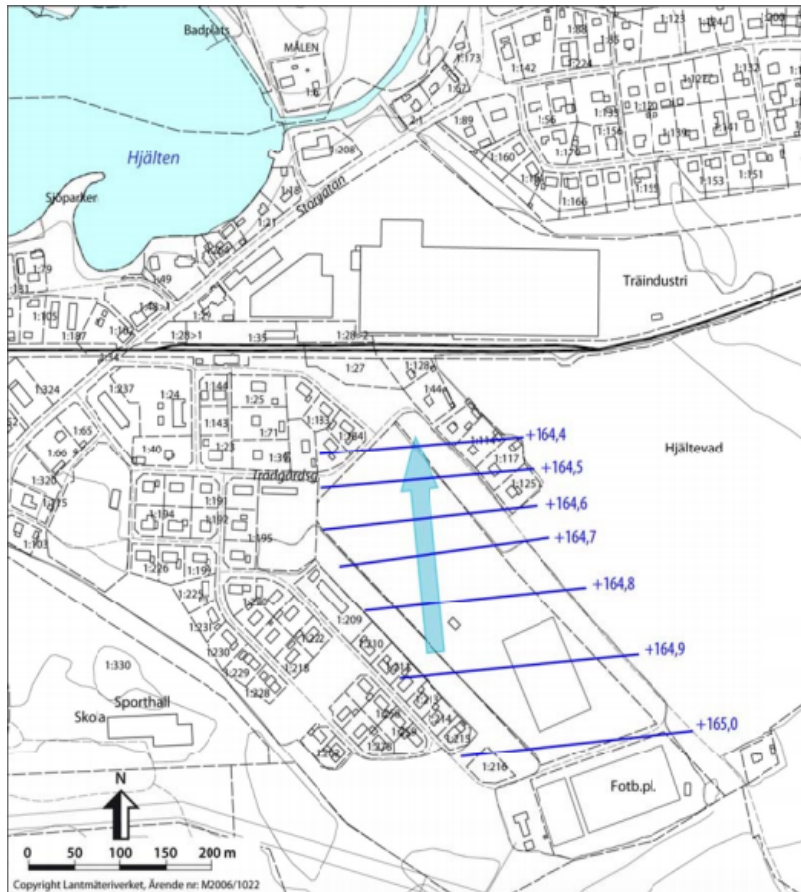
3.2 GEOLOGI OCH HYDROLOGI

Markytan innan sanering var belägen ca 167–168 m över havet. Jordlagren i området uppgår till minst 40 m (Englöv, 2017), och består av isälvs- och issjömaterial. Den generella trenden i området är att kornstorleken avtar mot djupet. Närmast markytan består jorden i huvudsak av mellansandig grovsand och närmast berggrunden av finsandig silt, se figur 2. Figuren visar även nivån för grundvattenytan och nivån för schaktbotten (se avsnitt 3.4) (Englöv, 2012).



Figur 2. Ungefärlig jordlagerföljd i Hjältevad med grundvattenytan markerad med blått och nivån för schaktbotten markerad med rött (Englöv, 2017).

Grundvattnet inom området flödar mot norr (figur 3). Dränering av grundvattenakviferen sker till Brusaån belägen ca 350 m från anläggningen. Akviferen bedömdes efter provpumpning ha likartade hydrauliska egenskaper i alla riktningar (Englöv, 2012).



Figur 3. Uppmätta grundvattennivåer (m.ö.h) (blå linjer) och bedömd flödesriktning (ljusblå pil) från 1984 (Englöv, 2012).

3.4 FÖRORENINGSSITUATION

3.4.1 Innan sanering

På 1980-talet genomfördes provtagningar i området för att få klarhet i den då rådande föroreningssituationen. Resultaten visade sammanfattat att förorening av arsenik, koppar och krom förekom i de övre jordlagren ovanför grundvattenytan på en stor del av området. Mängden arsenik i de övre jordlagren bedömdes vara 3 ton. Förorening under grundvattenytan förekom vid denna tid dessutom vid området kring den lagringstank som läckte 1967. Betydande halter arsenik i grundvattnet kunde visas. Under grundvattenytan påträffades halter på omkring 1000 µg/l i närheten av läckageplatsen (Englöv, 2012).

Efter det att läckaget hade upptäckts inleddes saneringspumpning som pågick under ca ett halvt års tid. Skyddspumpning av grundvattnet kring tanken inleddes 1985 och pågick fram tills början av 1990-talet. Pumpningen skedde genom flera brunnar, varav en är TB8 som senare använts som kontrollbrunn. Vattnet som pumpades ut behandlades därefter med luftning, vilket bildade järnoxider som arsenik kunde bindas till. Järnutfällningarna avskildes i luftningsfiltret vid ytan av infiltrationsdammar som hade anordnats för att återföra grundvattnet till akviferen. Pumpningen orsakade ökad omsättning inom området, vilket bidrog till att grundvatten med olika beskaffenhet blandades om (Englöv, 2017).

3.4.2 Sanering med jordtvätt

Slutsanering av området genomfördes 1997 genom urgrävning av förorenad jord och externt omhändertagande av massorna. För att minska mängden jord som behövde omhändertas tillämpades jordtvätt (Englöv, 2017). Vid jordtvätt avskiljs föroreningar från jorden genom bl.a. skrubbing, avvattning av sand och avskiljning av finmaterial (VBB Viak, 1998). Metoden hade visat sig vara lämplig genom försök som gjorts på jorden. Det material som avskildes samlades i en restfraktion (VBB Viak, 1996). En mobil jordtvätt placerades inom området, där förorenad yttjord och jord ner till 7 m under grundvattenytan behandlades. På nivåer djupare än 7 m under grundvattenytan hade en tydlig minskning av halten arsenik påvisats, och sanering på dessa nivåer gjordes därför inte. I djupled begränsades saneringen till det område där 1000 µg/l arsenik hade påvisats (Englöv, 2012). Restmaterialet samt jord som var så högt förorenad att tvättning inte var möjlig, transporterades till deponi. Den bortförda mängden arseniken uppgick till ca 4,6 ton, vilken bedömdes utgöra ca $\frac{2}{3}$ av den ursprungliga mängden inom området (Englöv, 2012). Målet vid sanering var att avlägsna jord med arsenikhalter på över 40 mg/kg (VBB Viak, 1998).

För att fylla igen djupschaktet togs opåverkad jord från mark belägen på den norra delen av anläggningen. Även material från ett grustag i närheten användes som återfyllnad. Den tvättade jorden och övrig jord, med arsenikhalter på 15–40 mg/kg TS, anlades som en höjdrygg inom området, d.v.s. ovan grundvattenytan. Detta lager täcktes därefter av ett 0,3 m tjockt lager krossad betong och ytterligare av ett 1 m tjockt lager jord med arsenikhalter på 0-15 mg/kg TS. Växtlighet planterades på området. En fotbollsplan anlades på området där jord hade tagits till återfyllnaden (Englöv, 2012).

3.4.3 Uppföljning och kontroll efter sanering

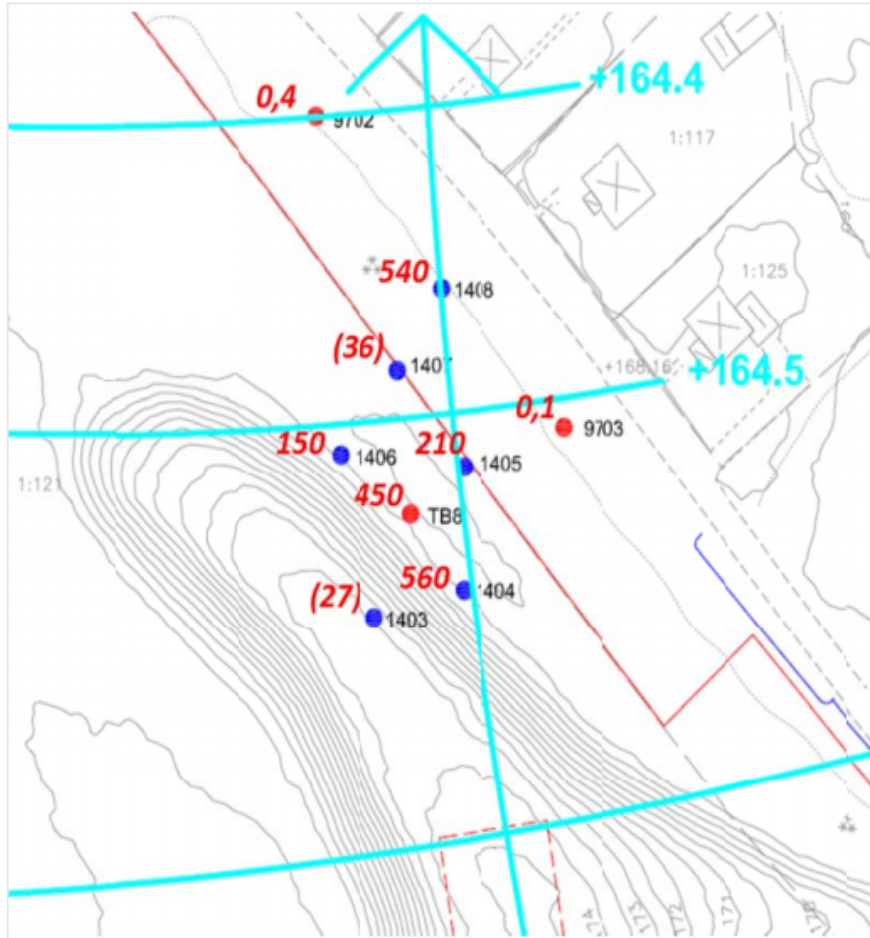
Vattenkvaliteten följdes upp efter slutsanering i flera brunnar. Brunnarna, placerade både uppströms och nedströms anläggningen, visade ingen signifikant skillnad mellan brunnar uppströms och nedströms. De föroreningar som tidvis kunde uppmätas bedömdes bero på lokal påverkan, t.ex. från impregnerat trä i brunnsöverbyggnaderna. Brunnar nådde till ett djup strax under grundvattenytan, vilket gjorde att kontrollerna enbart kunde visa på föroreningar i den övre delen av akviferen (Englöv, 2012).

Brunnar nedströms anläggningen upprättades efter saneringen för att kontrollera vattenkvaliteten. Även brunnen TB8 belägen närmare föroreningskällan ingick i kontrollprogrammet. Då brunnen var placerad närmre källan bedömdes den ge en tidig indikation på spridning. Resultaten från kontrollprogrammet visade att halten arsenik inte ökat i kontrollbrunnarna medan halten i TB8 ökat med tiden (Englöv, 2012).

Fastigheter belägna i anslutning till anläggningen är försedda med kommunalt vatten och avlopp. Dock förekommer brunnar som används till trädgårdsbevattning på fastigheterna (Englöv, 2012).

3.4.4 Grundvattenutredning 2014 och resultat från etapp 1

Med anledning av de påvisade ökade halterna i TB8 utfördes under 2014 en grundvattenutredning utifrån en provtagningsplan framtagen av Sweco. Provtagningen visade att halten arsenik var 450 µg/l i TB8 (Englöv, 2014). Figur 4 visar de högsta halter som kunde påvisas i punkterna 1403-1408 samt i TB8. Halterna i punkterna 9702 och 9703 är från kontrollprovtagning genomförd under 2013. Enligt figuren förekom höga halter arsenik i punkter som är belägna längs grundvattnets flödesriktning (Englöv, 2012).



Figur 4. Högst halt arsenik (µg/l) påvisad i grundvattnet under 2014 (punkt 1403–1408) och 2013 (punkt 9702 och 9703). Halter inom parentes är osäkra. De ljusblå linjerna visar grundvattennivåer (m.ö.h.) och den ljusblå pilen visar grundvattnets flödesriktning (Englöv, 2014).

I denna studie kommer resultatet från grundvattenmätningarna utvärderas i ArcMap för att kunna jämföra nuvarande utbredning av arsenik med tidigare uppmätta halter.

Inför etapp 1 hade det konstaterats att arseniks mobilitet påverkas av rådande reduktions- och oxidationsförhållanden. Om detta varit en konsekvens av saneringen hade inte varit möjligt att påvisa. En annan tänkbar anledning var att den anlagda fotbollsplanen bidragit till ökade halter organiskt material, vilket kan resultera i minskad redoxpotential (Berggren Kleja, 2017).

Resultat från etapp 1 visade att redoxpotentialen låg under 0,15 mV. Dessa låga värden uppmättes både uppströms och nedströms återfyllnaden, vilket tyder på att återfyllnaden inte varit huvudorsaken till ökade reducerade förhållanden. Även halten organiskt kol (TOC) visade sig vara likartad inom hela området, vilket tyder på att anläggningen av fotbollsplanen inte bör vara orsak till utlakningen (Berggren Kleja, 2017).

4 METOD OCH GENOMFÖRANDE

4.1 PROVTAGNING I FÄLT

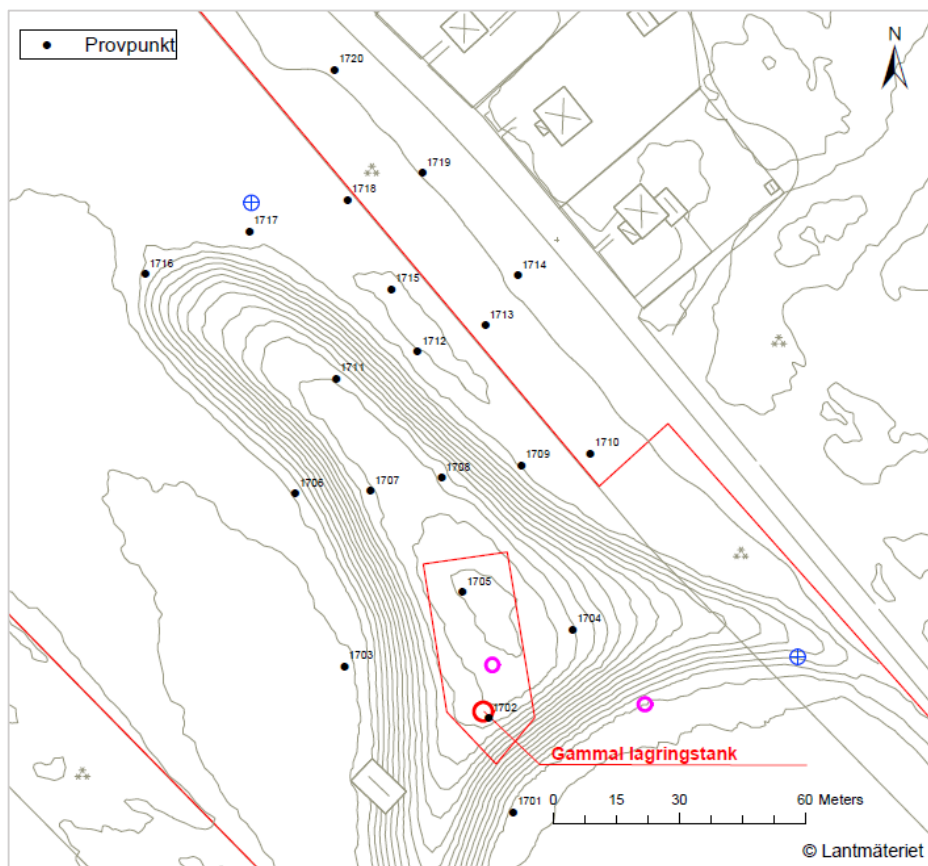
Provtagning av grundvatten gjordes under etapp två i två omgångar. Den första (grundvattenprovtagning 1) genomfördes 21–25 augusti 2017 med dynamisk grundprovtagning. Andra omgången för provtagning av grundvatten (grundvattenprovtagning 2), genomfördes i nyinstallerade grundvattenrör i samband med jordprovtagningen 19–21 och 25-28 september 2017. Tabell 1 visar en sammanfattning över genomförda provtagningar i fält. Avsnitt 4.1.1–4.1.3 ger en utförligare beskrivning av provtagningarna. Provtagningsplaner för respektive provtagning framtofs och genomfördes av Sweco.

Tabell 1. Sammanfattning av de provtagningar av grundvatten och jord som genomfördes under etapp 2.

Provtagning	Datum	Metod	Punkter
Grundvattenprovtagning 1	17.08.21–25.08.17	Dynamisk provtagning	1701-1720
Grundvattenprovtagning 2	19.09.17–21.09.17, 25.09.17-28.09.17	Provtagning i permanenta rör	1705_2, 1708_2,1709_2, 1711_2-1715_2, 1720_2
Jordprovtagning	19.09.17–21.09.17, 25.09.17-28.09.17	Provtagning med sonic borrhning	1705_2, 1708_2,1709_2, 1711_2-1715_2

4.1.1 Grundvattenprovtagning 1 (dynamisk provtagning)

Redogörelse för genomförandet av grundvattenprovtagning 1 kommer från resultatrapporten för etapp 2 (Englöv & Hallgren, 2017a). Upptaget av prover genomfördes av underleverantör NIRAS med hjälp av Geoprobeutrustning SP16. En provtagningsspets fördes ner till önskat djup, varifrån prover kunde tas upp genom pumpning. Provtagning genomfördes på 20 olika punkter (1701–1720) inom, nedströms och uppströms det utschaktade området (figur 5). I bilaga 1 ges information om koordinater för varje provpunkt. Vid varje punkt togs 3–5 prover ut ungefär varannan meter. Antalet prover valdes efter vad som ansågs nödvändigt i respektive provpunkt för att föroreningsplymen skulle kunna avgränsas. I samtliga punkter kunde prover tas enligt provtagningsplanen.



Figur 5. Provtagningspunkter för dynamisk provtagning av grundvatten genomförd 21–25 augusti 2017 (grundvattenprovtagning 1), markerade som svarta prickar. Kartan har koordinatsystemet SWEREF991500 och höjdsystemet RH70. Det utschaktade området (från saneringen) är markerat med rött runt den gamla lagringstanken.

Direkt i fält mättes temperatur, pH, elektrisk ledningsförmåga, syrehalt och redoxpotential med ett multiparameterinstrument. För att nå stabila värden omsattes vatten tills stabila värden uppnåts. Proven togs i 1 m långa temporära filter med slitsvidden 0,5 mm. En peristaltisk pump (sugande slangpump) användes vid provtagning nedanför höjdryggen. På höjdryggen användes, p.g.a. det stora avståndet till grundvattenytan, en backventilpump. Slangen fördes upp och ned i borrhållet, vilket gav ett pulserande vattenflöde. Se figur 6 för bild på utrustningen respektive uppställningen.



Figur 6. Geoopbeurustning som användes vid dynamiska grundvattenprovtagning (till vänster) och uppställning för dynamisk grundvattenprovtagning på höjdryggen (till höger).

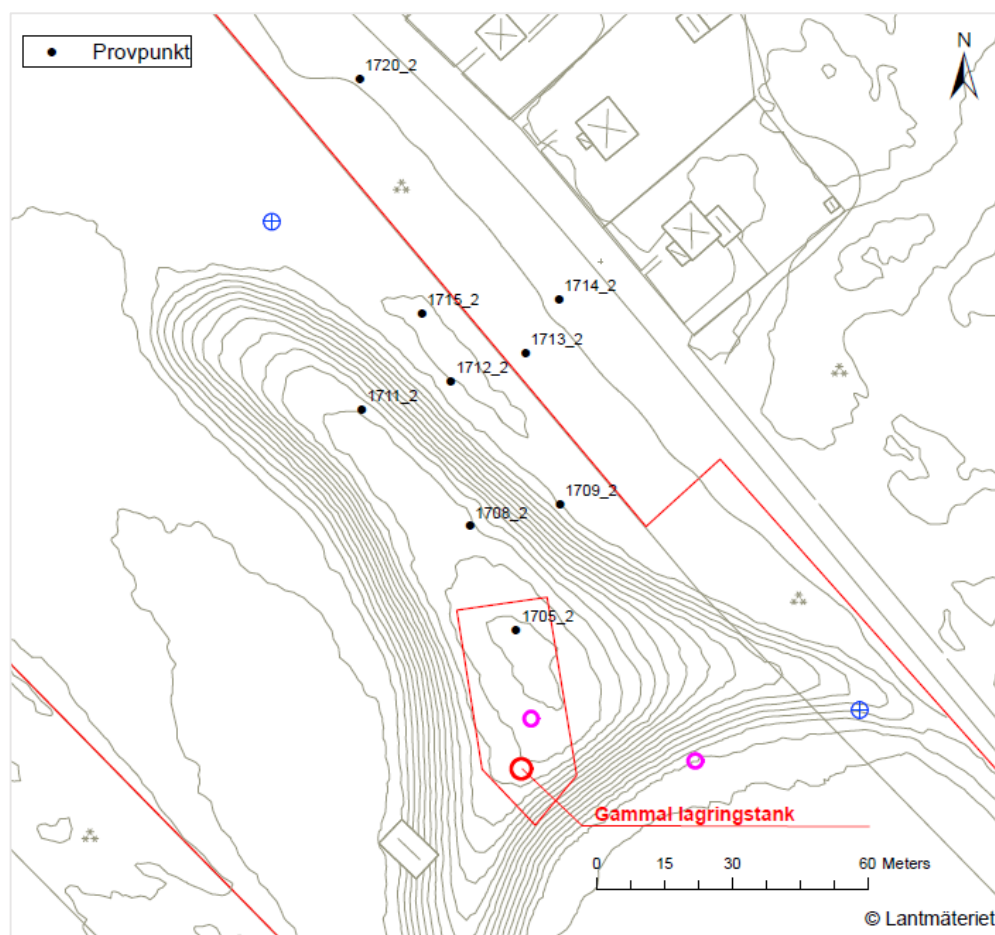
Innan proven fylldes upp i plastflaskor filtrerades de genom ett 0,45 µm membranfilter (PALL Life Science Acrodisc® Supor®). Vattenproverna skickades till ALS laboratorium i Täby. Arsenik och järn analyserades i alla provpunkter.

4.1.2 Grundvattenprovtagning 2

Redogörelse för genomförandet av grundvattenprovtagning 2 kommer från resultatrapporten för etapp 2 (Englöv & Hallgren, 2017b). Provpunkterna valdes utifrån resultat från den dynamiska provtagningen och placerades där höga halter påträffats. Syftet med provtagningen var att direkt kunna koppla höga halter i grundvattnet till motsvarande halt i jord, då även jordprovtagningen genomfördes i dessa punkter. Fasta provtagningsrör i PEH (polyeten med hög densitet) med dimensionen 50/63 mm installerades av NIRAS. Till grundvattenrören användes 1 m långa filter som placerades på samma nivå som högst halt arsenik hade erhållits på under den tidigare dynamiska grundvattenprovtagningen.

Totalt provtogs nio punkter (figur 7). Provpunkternas koordinater ges i bilaga 2. Även 1707 var påtänkt för rörinstallation men det var inte möjligt att komma ner till rätt djup med den utrustning som användes. Av praktiska skäl kunde provtagning inte genomföras i exakt samma punkt som vid grundvattenprovtagning 1. För att särskilja dessa prover från den dynamiska provtagningen lades ”_2” till efter provpunktens beteckning. Även punkterna från jordprovtagning (avsnitt 4.1.3) fick

tillägget ”_2” då grundvattenrören installerades i samma punkt som jordprovtagning tidigare genomförts.



Figur 7. Provtagningspunkter för grundvattenprovtagning 2 och jordprovtagning genomförd 19-21 och 25-28 september 2017, markerade som svarta prickar. Kartan har koordinatsystemet SWEREF991500 och höjdsystemet RH70. Det utschaktade området (från saneringen) är markerat med rött runt den gamla lagringstanken.

I samtliga grundvattenprov filtrerades halva provet genom filtret *Arsenic speciation cartridge*, vilket är ett filter som avskiljer arsenat. I resterande del av denna rapport kommer filtret benämnas arsenik-specieringsfilter. De halter arsenik som kunde mätas i de prover som filtrerats med arsenik specieringsfiler antogs ge halten arsenit, och en jämförelse mellan halten arsenat och halten arsenit var därmed möjlig att göra i dessa prover. Efter provtagning fylldes provet upp i plastflaskor och skickades till ALS för analys.

4.1.3 Jordprovtagning med sonic-borrning

Jordprovtagning genomfördes med sonic-borrning i åtta punkter mellan datumen 19–21 och 25–28 september 2017. Vid sonic-borrning används vibration för att driva ner ett foderrör till önskat djup. Därifrån kan en nästan opåverkad borrkärna erhållas. Metoden är lämplig under grundvattenytan och klarar provtagning på djupare nivåer jämfört med andra metoder (SGF, 2013).

Redogörelse för genomförandet av jordprovtagning kommer från resultatrapporten för etapp 2 (Englöv & Hallgren, 2017b). Jordprovtagning genomfördes på olika djup, i detta fall mellan nivåerna 164,5-152 m.ö.h. Totalt togs jordprover från åtta punkter. Jordprover togs i samma punkter som vattenprover vid grundvattenprovtagning 2 (figur 7), med undantag för provpunkt 1720_2 och 1714_2, där enbart vattenprover togs. Prover togs på samma djup som vid grundvattenprovtagning 2. I denna studie kommer dessa halter användas för kunna göra en direkt jämförelse mellan halten i jord och halten i grundvatten.

I punkterna belägna nedanför höjdryggen (1709_2, 1712_2, 1713_2 och 1715_2) kunde provtagning genomföras utan svårigheter på de nivåer som var planerade. I punkterna belägna uppe på höjdryggen (1705_2, 1707_2, 1708_2 och 1711_2) uppstod svårigheter vid provtagning p.g.a. att bormotståndet var för stort och provtagningen fick i flera fall avbrytas. Svårigheterna orsakades av att sten och betong föll ner i röret. Försök gjordes för att undvika problemet genom att förborra med en skruvborr, vilket hjälpte i vissa punkter. Provtagning i samtliga punkter kunde genomföras först efter att foderrör hade installerats. Efter provtagning homogeniserades (blandades) jorden innan den placerades i plastburkar och skickades till ALS där de analyserades. Utöver detta insamlades jord för att kunna genomföra lakteter i provpunkterna 1705_2, 1708_2, 1709_2, 1711_2, 1712_2, 1713_2 och 1715_2.

4.2 ANALYSER

4.2.1 Total halt i jord

Totalhalter i jord av arsenik och andra element bestämdes med analysmetoden MS-1 (analys av grundämnen i jord). Analysen gjordes på ALS laboratorium i Luleå. Provet torkades varefter upplösning skedde med salpersyra/väteperoxid. Från resultatet från analysen erhöles den totala halten arsenik i jorden, d.v.s. även arsenik starkt bundet till jordmaterialet och därför inte tillgänglig för utlakning.

4.2.2 Oxalatextraherbar halt i jord

Vissa prover analyserades med avseende på oxalatextraherbara ämnen. Analysen gjordes på ALS laboratorium i Luleå. Analys av oxalatextraherbara ämnen görs med s.k. extraktionstester, vilket ger ett bättre mått på hur mycket av föroeningen som finns bundet till aluminium-, järn- och mangan(hydr)oxider, och därmed representerar den koncentration som potentiellt kan stå i jämvikt med porvattnet. Vid genomförande av extraktionstester tillsätts ett starkt extraktionsmedel som antas lösa ut de metaller som är tillgängliga för utlakning. I detta fall användes metoden SS-EN ISO 12782-3, vilket innebär att ammoniumoxalat/oxalatsyra tillsätts. Det är egentligen är metod för att extrahera aluminium(hydr)oxider, men antogs fungera för samtliga (hydr)oxider. Extraktionstester kombineras med fördel med lakteter för att få en uppfattning om det aktuella K_d -värdet i marken (Berggren Kleja m.fl. 2008).

4.2.3 Lakteter

På SLU i Uppsala genomfördes lakteter i ett samarbete med Martina Fastlund. En utförligare beskrivning av lakteterna som genomfördes i detta examensarbete ges i rapporten *Arseniks löslighet i jordmaterial från grundvattenakviferen i Hjältevad – utvärdering med geokemisk modellering* (Fastlund, 2018).

Lakteter genomfördes på jord från 7 provpunkter. Tabell 2 visar en sammanställning över jordproverna som användes i lakteterna. Syftet med lakteterna var att undersöka hur lakningen kan förväntas bli på lång sikt under olika kemiska förhållanden, samt att förstå vilken mekanism som styr lösligheten av arsenik.

Tabell 2. Sammanställning över lakteter (punkt och djup). Djupet anger den lägsta nivån för den uttagna borrhärnan.

Provpunkt	Djup [m.ö.h.]
1705 2	157,7
1708 2	158,2
1709 2	157,5
1711 2	154,0
1712 2	157,6
1713 2	159,7
1715 2	158,7

Jorden torkades i torkrum i 5-7 dagar vid ca 40 °C innan den vägdes upp i provrör. Genom torkningen antogs att redoxkänsliga element i provet oxiderades. Detta tillsammans med att samtliga lösningar var i kontakt med luftens syre gjorde att oxiderande förhållanden antogs råda under lakteterna. Efter uppvägning (10 g jord) tillsattes 100 ml vätska i proven så att LS-kvoten (förhållandet mellan fast fas och vätskefas) 10 erhöles. I sju prover innehöll vätskan bakgrundselektrolyt (0,01 M NaNO₃) samt syra (HNO₃) eller bas (NaOH) för att uppnå pH-värden mellan 4,5 och 8. Utöver detta bereddes två nollprover som enbart innehöll bakgrundselektrolyt. Därefter jämviktades proverna i skakmaskin i 5,5 dygn. Försöket avbröts genom att proverna centrifugerades under 20 minuter vid 2500 rpm.

Efter centrifugeringen filtrerades alla prover genom ett 0,45 µm filter (samma som vid provtagningarna). Det ena nollprovet filtrerades dessutom genom ett arsenik-specieringsfilter för att avskilja arsenat. Analysen från dessa prov antogs, liksom vid grundvattenprovtagning 2, ge halten arsenit. Det andra nollprovet filtrerades inte och antogs ge totala halten arsenik. Efter filtrering skickades proverna till ALS för analys. Då antagandet gjordes att oxiderade förhållanden rådde under lakteterna förväntades enbart arsenat förekomma i proverna. pH mättes på ett ofiltrerat delprov.

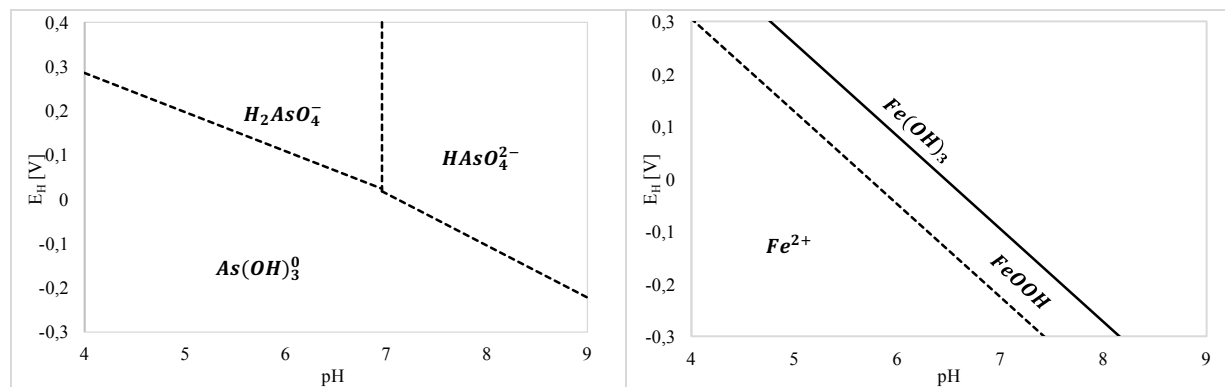
4.3 BERÄKNINGAR

4.3.1 E_H-pH-diagram

E_H-pH-diagram för arsenik, ferrihydrit och götit togs fram för att undersöka vilken speciering som kan förväntas med avseende på redoxpotential och pH. Tabell 3 visar halvcellsreaktioner och motsvarande jämviktskonstanter (K_R) med antagandet att aktiviteter är lika med koncentrationer. I tabellen anges också de koncentrationer som antagits för att räkna fram gränslinjerna i E_H-pH-diagrammen. Jämviktskonstanterna för de olika arsenikformerna erhöles från Essington (2007). För ferrihydrit och götit togs K_R från databasen i Visual MINTEQ. Gränslinjerna för ferrihydrit och götit togs fram genom att anta koncentrationen löst järn till 10 mg/l, vilket antogs ungefär motsvara aktiviteten 2*10⁻⁴. Figur 8 visar framtagna E_H-pH-diagram. Uppmätta halter pH och redoxpotential från grundvattenprovtagning 1 lades därefter in i diagrammen (figur 13).

Tabell 3. Termodynamiska beräkningar för att ta fram E_H-pH-diagram. Aktiviteten avser den lösta formen av ämnet.

Reduktionsreaktion	Log (K _R)	Aktivitet	Gränslinje
$\frac{1}{2}H_2AsO_4^- + e^- + \frac{3}{2}H^+ \rightarrow \frac{1}{2}As(OH)_3^0 + \frac{1}{2}H_2O$	10,84	[X _{ox}]=[X _{red}]	$E_H = 0,059156(10,84 - \frac{3}{2} * pH)$
$\frac{1}{2}HAsO_4^{2-} + e^- + \frac{3}{2}H^+ \rightarrow \frac{1}{2}As(OH)_3^0 + \frac{1}{2}H_2O$	14,22	[X _{ox}]=[X _{red}]	$E_H = 0,059156(14,22 - 2 * pH)$
$H_2AsO_4^- \rightarrow HAsO_4^{2-} + H^+$	-6,96	[X _{ox}]=[X _{red}]	pH=6,96
$Fe(OH)_s(s) + 3H^+ + e^- \rightarrow Fe^{2+} + 3H_2O$	15,69	2*10 ⁻⁴	$E_H = 0,059156(17,191 - 3 * pH)$
$FeOOH(s) + 3H^+ + e^- \rightarrow Fe^{2+} + 2H_2O$	13,491	2*10 ⁻⁴	$E_H = 0,059156(19,39 - 3 * pH)$



Figur 8. E_H-pH diagram som visar kritiska förhållanden för arsenik (till vänster) samt ferrihydrit och götit (till höger). De streckade linjerna illustrerar inom vilka områden respektive form kan förväntas dominera med avseende på pH och redoxpotential. I figuren till höger illustrerar den heldragna linjen förhållanden då ferrihydrit väntas reduceras till löst järn och den streckade linjen förhållanden då götit väntas reduceras till löst järn.

4.3.2 Korrigerad halt arsenik i jord

Vid jordprovtagningen erhöles även en viss mängd av ämnet löst i porvatten. När jorden torkade bidrog joner i porvattnet till den totala halten arsenik som erhöles vid jordanalysen. Innan K_d från fält beräknades korrigerades därför halten i fast fas genom att subtrahera det bidrag som porvattnet tillfört. Vid beräkningen gjordes antagandet att porerna var vattenfyllda då jorden nedfördes i plastburkarna. Mellansand är den mest frekventa jordarten inom området. Från tabellerade värden antogs den effektiva porositeten (P) för mellansand vara 0,32 (Morris och Johnsson, 1967). Den torra jordens densitet hade uppskattats till 2,70 l/kg (Englöv, 2017).

För att få den egentliga halten i den fasta fasen korrigerades halten genom att först beräkna densiteten (P_{Vf}) för det blöta provet enligt Ekvation 7.

$$P_{Vf}[\text{kg/l}] = (P_V[\text{kg/l}] * P) + (P_T \left[\frac{\text{kg}}{\text{l}} \right] * (1 - P)) \quad (7)$$

Där P_V är vattnets densitet (1 kg/l) och P_T är jordens densitet (2,70 l/kg). Därefter beräknades hur många liter blöt jord (V_{Vf}) som utgjorde 1 kg blöt jord (P_{Vf}) enligt Ekvation 8.

$$V_{Vf}[\text{l/kg}] = \frac{1}{P_{Vf}[\text{kg/l}]} \quad (8)$$

Därefter beräknades hur många kg blöt jord som utgjorde 1 l blöt jord (V_V) med Ekvation 9.

$$V_V[\text{l/kg}] = V_{Vf}[\text{l/kg}] * P \quad (9)$$

Därefter beräknades hur mycket arsenik i porvatten som förekom i 1 kg blöt jord (M_{Asv}) enligt Ekvation 10.

$$M_{Asv}[\text{mg/kg}] = V_V[\text{l/kg}] * P * L_{As} \left[\frac{\text{mg}}{\text{l}} \right] \quad (10)$$

Där L_{As} var den uppmätta halten arsenik i motsvarande grundvatten. Den korrigerade halten arsenik i jord (M_{korrr}) kunde därefter beräknas med Ekvation 11.

$$M_{korrr}[\text{mg/kg}] = M_{Asj}[\text{mg/kg}] - M_{Asv} \left[\frac{\text{mg}}{\text{kg}} \right] \quad (11)$$

Där M_{Asj} var den uppmätta halten arsenik i jorden. Utifrån den korrigerade halten i jord kunde korrigerade K_d -värden beräknas med Ekvation 1. Beräknade värden ges i bilaga 4.

4.3.3 K_d -värden

K_d -värden beräknades både från fält och från lakteter med Ekvation 1. Tabell 4 visar varifrån fast fas och löst fas erhöles från för att kunna beräkna K_d . K_d från fält beräknades för samtliga prov från grundvattenprovtagning 2 (permanenta grundvattenrör) och K_d från lakteter beräknades för samtliga prov från lakteter. För beräkning av K_d från fält användes korrigerade K_d -värden från beräkningar på korrigerad halt i jord från avsnitt 4.3.2.

Tabell 4. Sammanställning över varifrån halter från fast fas och löst fas erhöles vid beräkning av K_d från fält respektive lakteter.

K_d	Fast fas	Löst fas [mg/l]
Från fält	Oxalatextraherbar halt ¹ samt total halt arsenik från jordprovtagning ²	Halt från grundvattenprovtagning 2
Från lakteter	Oxalatextraherbar halt ¹ från jordprovtagning	Halt i eluat från lakteter

¹För punkt 1715_2 uppmättes inte oxalatextraherbar halt. Därför användes resultatet från nivån under (157,8 m) för beräkning av K_d för punkt 1715_2.

² K_d från fält beräknades dels baserat på enbart oxalatextraherbar arsenik i jorden och dels baserat på totala halten arsenik i jorden.

4.3.4 Andel arsenik i löst form

För att beräkna hur stor andel av den totala mängden arsenik som förekommer i grundvattnet beräknades hur stor andel arsenik av totala mängden arsenik i 1 liter blöt jord som förekom i löst form. Beräkningar gjordes genom att beräkna hur stor massa per liter blöt jord som utgjordes av den fasta fasen (M_J) enligt Ekvation 12.

$$M_J[\text{kg/l}] = P_T[\text{kg/l}] * (1 - P) \quad (12)$$

Därefter beräknades halten arsenik i 1 liter jord (As_{FL}) enligt Ekvation 13.

$$As_{FL} [\text{mg/l}] = As_{Fkg}[\text{mg/kg}] * M_J \quad (13)$$

Där As_{Fkg} är halten arsenik i jorden. Därefter beräknades hur stor andel i procent av den totala mängden arsenik den lösta fasen utgjorde ($As_{L\%}$) med Ekvation 14.

$$As_{L\%} = \frac{As_L}{As_{FL}} * 100 \quad (14)$$

Där As_L är halten arsenik i grundvattnet. Beräknade värden ges i bilaga 4. Beräknade värden på $As_{L\%}$ ges för varje punkt där jordprovtagning genomförts i tabell 6.

4.3.5 Övriga beräkningar

Från grundvattenprovtagning 2, där arsenik specieringsfilter används, beräknades hur stor andel i procent arsenit utgjorde i varje provpunkt ($As(III)\%$ i tabell 6). Procenten arsenit erhöles genom att dividera analysresultatet från provet som filtrerats genom arsenik specierings-filter med provet där filtrering inte skett.

För figur 20 och figur 21 i avsnitt 5.3 räknades halten oxalatextraherbara (hydr)oxider om från mg/kg till mol/kg med molekylvikterna 55,545, 26,981538, 54,938049 och 47,867 g/mol för järn(hydr)oxid, aluminium(hydr)oxid, manganoxid respektive titanoxid.

4.4 UTVÄRDERING

4.4.1 Visualisering i ArcMap

ArcMap är en applikation som används i GIS. I ArcMap kan geografisk information presenteras i olika lager på en karta. Dessutom kan data redigeras, tilldelas symboler och kartlayouter skapas (Esri, 2017). I denna studie användes ArcMap för att visualisera nuvarande föroreningsföroreningsplym i plan- och djupled, genom att proverna delades in i olika djup (1-6). Indelningen gjordes genom att nivån för provtagningsfiltrets lägsta nivå avrundades till närmaste heltal. Även halter från grundvattenutredningen 2014 användes för att kunna jämföras med halterna från 2017. Dessa djup sammanfattas i tabell 5 under avsnitt 5.1.

4.4.2 Utvärdering av samband

För att utvärdera vad som påverkar arseniks mobilitet inom området undersöktes samband i Excel mellan arsenik, procent arsenit samt K_d -värden och parametrar betydande för utlakning och spridning. I samtliga undersökta samband har K_d från fält baserats på halten oxalatextraherbart arsenik. För att undersöka om sambanden är signifikanta gjordes en statistisk analys av sambanden med *spearman rank-correlation*. Spearmans korrelationskoefficient r_s beräknades med ekvation 15 (Corder & Foreman, 2014).

$$r_s = 1 - \frac{6 \cdot \sum d_i^2}{n(n^2 - 1)} \quad (15)$$

Där d_i är skillnaden mellan de olika variablernas rankning och n är antalet prover som användes för att undersöka respektive samband. Värdet på r_s kunde därefter jämföras med tabellerade kritiska värden för att undersöka om sambandet var signifikant. För samband då n var högre än 30 användes ekvation 16 för att beräkna z -poängen (z^*) (Corder & Foreman, 2014).

$$z^* = r_s [\sqrt{n - 1}] \quad (16)$$

Värdet på z^* jämfördes därefter med kritiska värden för normalfördelningen. Beräknade värden på r_s och z^* ges i bilaga 6. Samtliga resultat från grundvattenprovtagning 1, grundvattenprovtagning 2 och jordprovtagning ges i bilaga 1, 2 och 3.

5 RESULTAT

5.1 ARSENIKHALTER I GRUNDEVATTEN

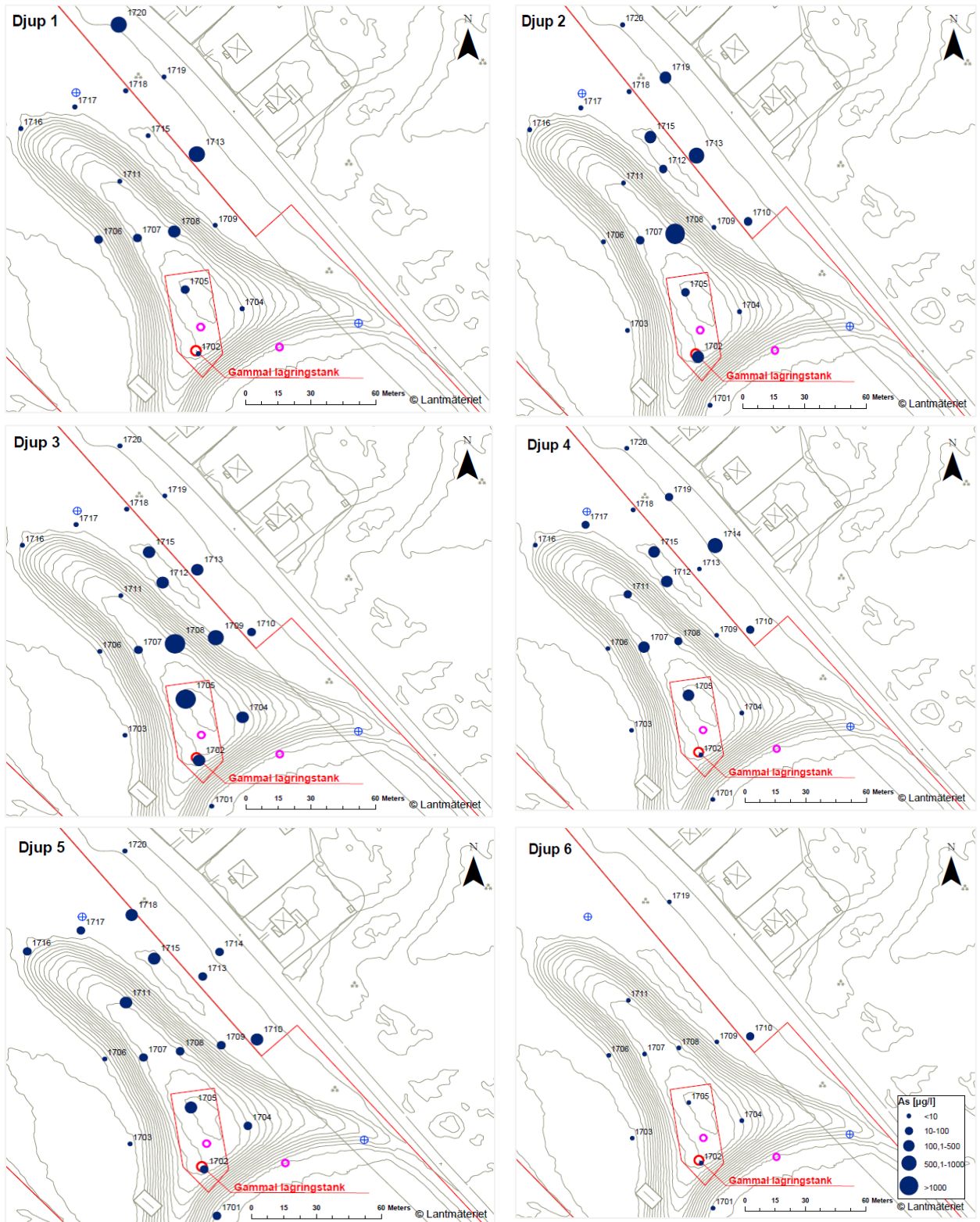
Resultaten från grundvattenprovtagning 1 visade att 41 % av proverna innehöll arsenik som var över gränsvärdet för arsenik i dricksvatten (10 µg/l), varav den högsta uppmättes till 2200 µg/l (punkt 1705). För visualisering av utbredningen i två dimensioner delades provpunkterna in i olika djup. Höjd, avstånd till markytan, avstånd till grundvattenytan och avstånd till schaktbotten för dessa djup ges i tabell 5. För att kunna göra en jämförelse med tidigare genomförd dynamisk provtagning (som gjordes vid grundvattenutredningen 2014) togs även kartor fram med dessa halter inkluderade. Kartor över respektive djup i tabell 5 ges i figur 9 och 10.

Tabell 5. Djup 1-6 och 1.14-4.14. Blåmarkerade celler avser provtagning genomförd 2017 och rödmarkerade celler avser provtagning genomförd 2014.

Djup	Höjd RH70 [m.ö.h]	Avstånd till markyta [m]	Avstånd till grundvattenyta [m]	Avstånd till schaktbotten [m]
1	161-162	5-6	2-3	3-4 över
2	159-160	7-8	4-5	1-2 över
3	157-158	9-10	6-7	0-1 under
4	155-156	11-12	8-9	2-3 under
5	154	13-14	10-11	4 under
6	152	15-16	12-13	6 under
1.14	162	6	3	3 över
2.14	160	7	4	2 över
3.14	159	8	5	1 över
4.14	157	10	7	1 under

5.1.1 Nuvarande utbredning

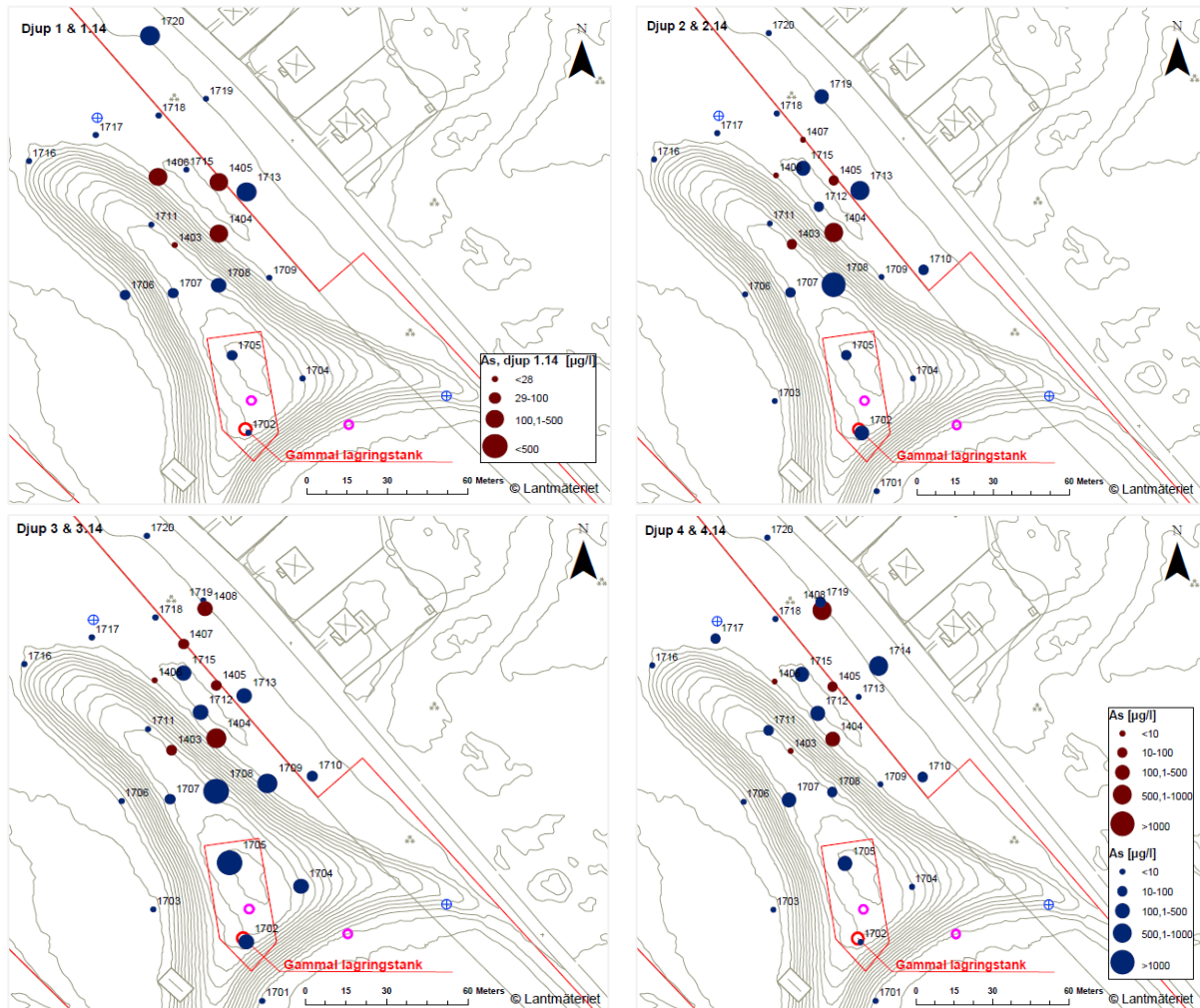
Koncentrationerna av arsenik i den övre delen av grundvattenmagasinet (djup 1) är högst (501-1000 µg/l) i punkterna 1713 och 1720, på djup 2 är halten arsenik högst (>1000 µg/l) i punkt 1708, på djup 3 är halten arsenik högst (>1000 µg/l) i punkterna 1705 och 1708, på djup 4 är halten arsenik högst (500,1-1000 µg/l) i punkt 1714, på djup 5 är halten arsenik högst (100,1-500 µg/l) i punkterna 1705, 1711, 1715 och 1718 och på djup 6 är halten arsenik högst i (10-100 µg/l) i punkt 1710 (figur 9). Anmärkningsvärt är att en tydlig haltökning sker mellan djup 2 och djup 3 (belägna strax ovan respektive strax under nivån för botten av det utschaktade området) i punkt 1705.



Figur 9. Halten arsenik för provpunkter på djup 1-6. Kartorna har koordinatsystemet SWEREF991500 och höjdsystemet RH70. Det utschaktade området (från saneringen) är markerat med rött runt den gamla lagringstanken.

5.1.2 Resultat från tidigare provtagning

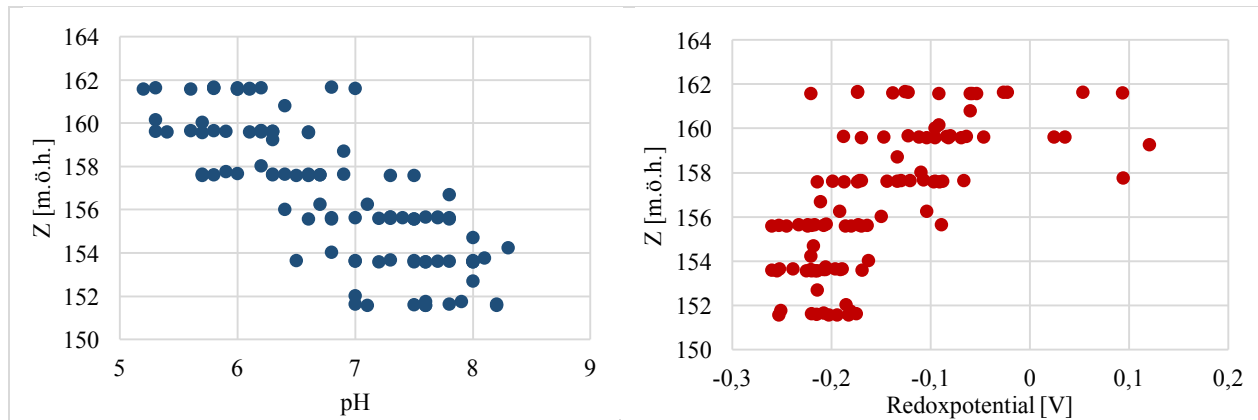
Uppmätta halter från 2014 är nivå med provtagning från 2017 i tre av fyra punkter på djup 1.14 (figur 10). På djup 2.14 är en halt i nivå med 1713 i punkt 1404. På djup 3.14 avläses högre halter jämfört med de mest närliggande punkterna från 2017. På djup 4.14 avläses markant högre halt i punkt 1408 jämfört med 1719.



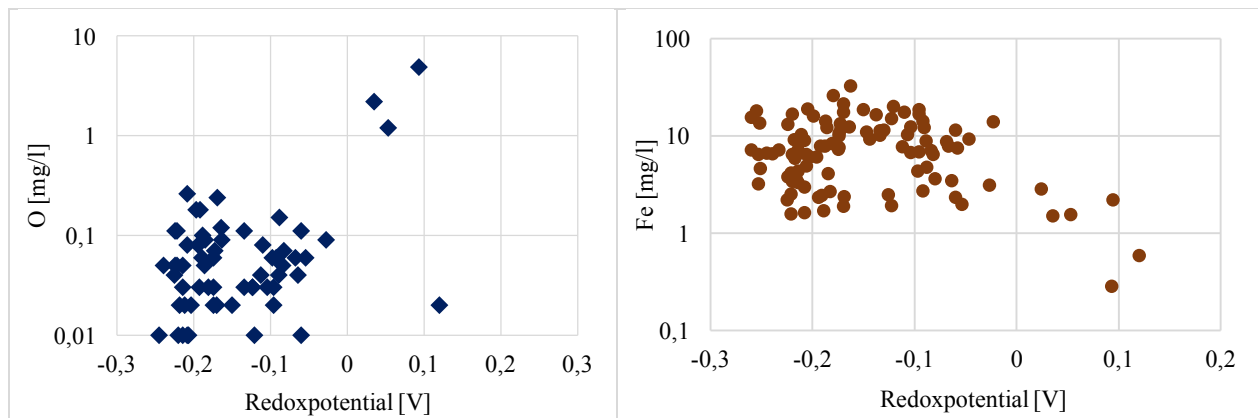
Figur 10. Halten arsenik för provpunkter på djup 1.14–4.14 (röd markering, provtagning 2014) samt halten arsenik för djup 1-4 (blå markering, provtagning 2017). Observera att djup 1.14 har en egen förklaring. För djup 2 och 2.14, 3 och 3.14 samt 4 och 4.14 ges förklaringen på kartan över djup 4 och djup 4.14. Kartorna har koordinatsystemet SWEREF991500 och höjdsystemet RH70. Det utschaktade området (från saneringen) är markerat med rött runt den gamla lagringstanken.

5.2 KEMISKA FÖRHÅLLANDEN I GRUNDVATTENAKVIFEREN

Redoxpotential och pH inom området ökar respektive minskar med djupet. I huvudsak råder reducerade förhållanden inom området ($< 0,1$ V) och pH varierar mellan ca 5-8 (figur 11). Syrefria förhållanden råder i 40 % av punkterna (samtliga syrehalter ges i bilaga 1) och halten järn i grundvattnet varierar mellan 0,3 och 33 mg/l vid grundvattenprovtagning 1 (figur 12). Signifikanta samband mellan redoxpotentialen och halten syre respektive järn i grundvattnet råder inte (figur 12).

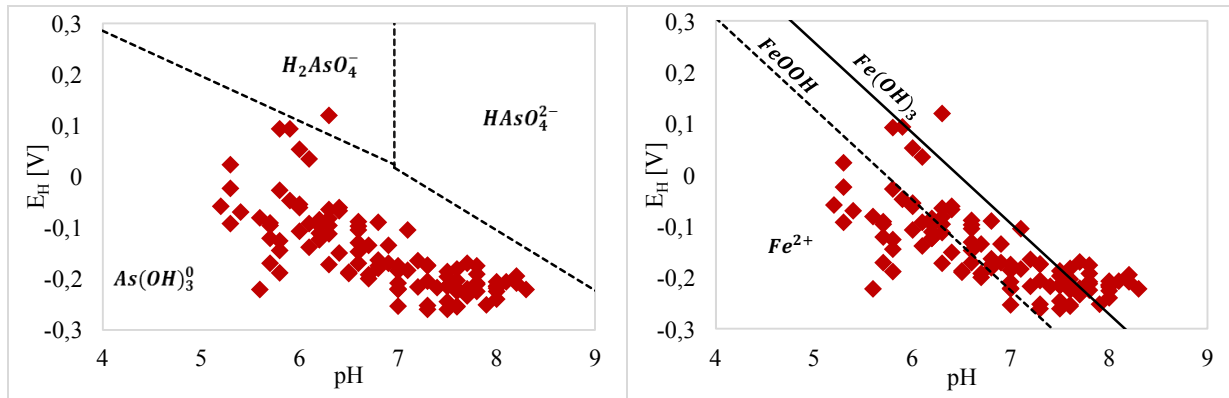


Figur 11. Samband mellan djup och pH (till vänster) respektive redoxpotential (till höger). Uppmätta halter kommer från grundvattenprovtagning 1. Med Z avses lägsta nivån av provtagningsfiltret (provtagningsfiltret är 1 m).



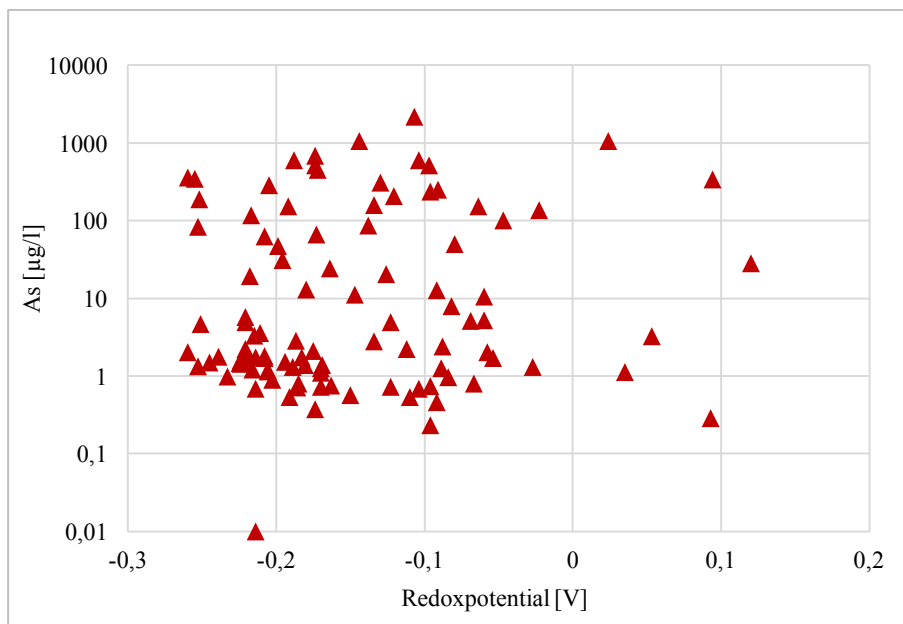
Figur 12. Samband redoxpotential och syre respektive järn. Y-axlarna är logarimerade. Uppmätta värden kommer från grundvattenprovtagning 1.

E_H -pH-diagram för arsenik, ferrihydrit och götit med inlagda värden från grundvattenprovtagning 1 visar att arsenik förväntas förekomma i form av arsenit, med de pH och redoxförhållanden som råder inom akviferen. Ferrihydrit och götit kan väntas reduceras till löst järn i vissa punkter. Ferrihydrit reduceras lättare än götit då det har en lägre löslighet (figur 13).

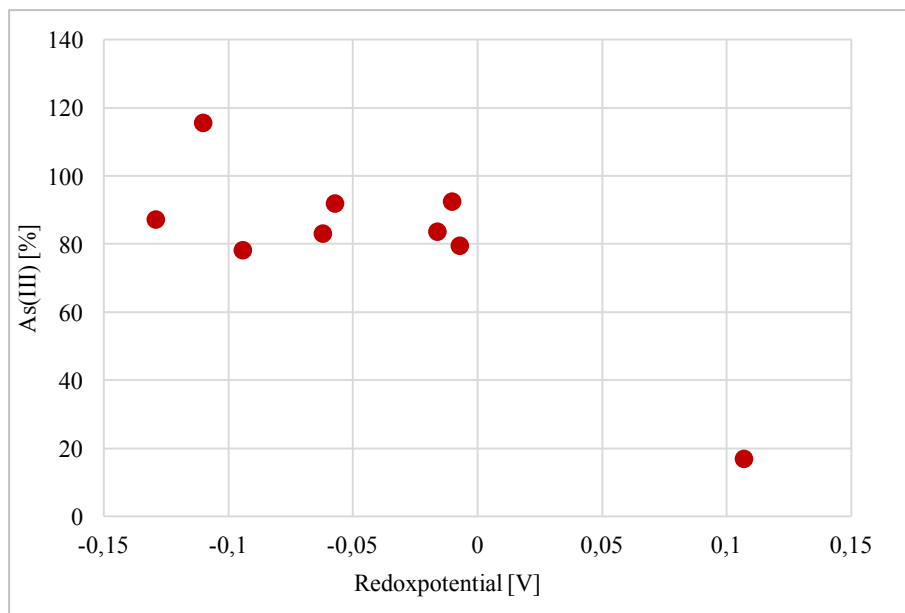


Figur 13. pH och redoxpotential från grundvatten provtagning 1 i ett E_H -pH diagram som visar kritiska förhållanden för arsenik (till vänster) samt ferrihydrit och götit (till höger). De streckade linjerna illustrerar inom vilka områden respektive form kan förväntas dominera med avseende på pH och redoxpotential. I figuren till höger illustrerar den heldragna linjen förhållanden då ferrihydrit väntas reduceras till löst järn och den streckade linjen förhållanden då götit väntas reduceras till löst järn.

Under grundvattenprovtagning 1 var 41 % av arsenikhalterna över 10 $\mu\text{g/l}$, varav den högsta uppmättes i punkt 1705 (2200 $\mu\text{g/l}$). Inget samband kan påvisas mellan arsenik och redoxpotential vid grundvattenprovtagning 1 (figur 14). Procenten arsenit i proverna från grundvattenprovtagning 2 är 78 % eller högre i alla punkter utom en. Procenten arsenit ökar med minskad redoxpotential vid grundvattenprovtagning 2 (figur 15).



Figur 14. Samband mellan redoxpotential och halter arsenik från grundvattenprovtagning 1. Y-axeln är logaritmerad.



Figur 15. Samband mellan redoxpotential och procent arsenit respektive arsenik från grundvattenprovtagning 2.

5.3 FÖRDELNINGSKOEFFICIENTER (K_d) OCH OXALATEXTRAHERBARA ÄMNEN

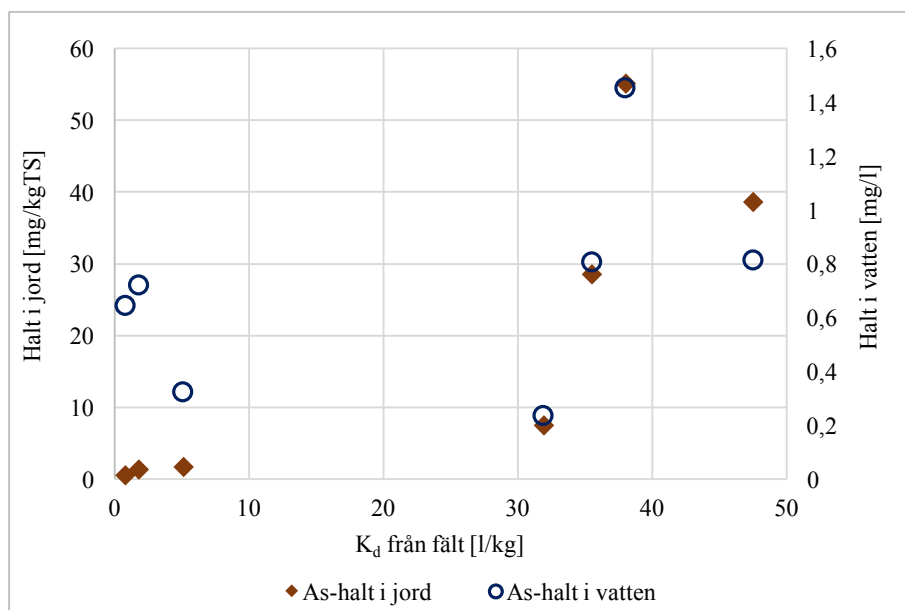
I tabell 6 visas en sammanställning över resultat från grundvattenprovtagning 2, jordprovtagning och laktester samt beräknade K_d -värden, procent arsenit (av total halt arsenik i lösning) samt procent arsenik i grundvattnet (av totala halten i jord och grundvatten). Beräknade värden på K_d från fält baserad på oxalatextraherbar halt arsenik i jorden (K_{dox} i tabellen), varierar mellan 0,8 och 47,5 l/kg. Värden på $As_L\%$ visar att en majoritet av totala halten arsenik förekommer i jorden. I punkt 1713_2 är procenten arsenik i grundvatten som störst (22,4 %).

Tabell 6. Uppmätta parametervärden och uppmätta halter arsenik från grundvattenprovtagning 2, jordprovtagning och laktester, beräknade K_d -värden, procent arsenit samt procent löst arsenik (av oxalatextraherbar halt i jord och löst arsenik). K_{dox} representerar $K_{d_{tot}}$ baserad på enbart oxalatextraherbart arsenik i jorden och $K_{d_{tot}}$ representerar K_d baserad på totala halten arsenik i jorden.

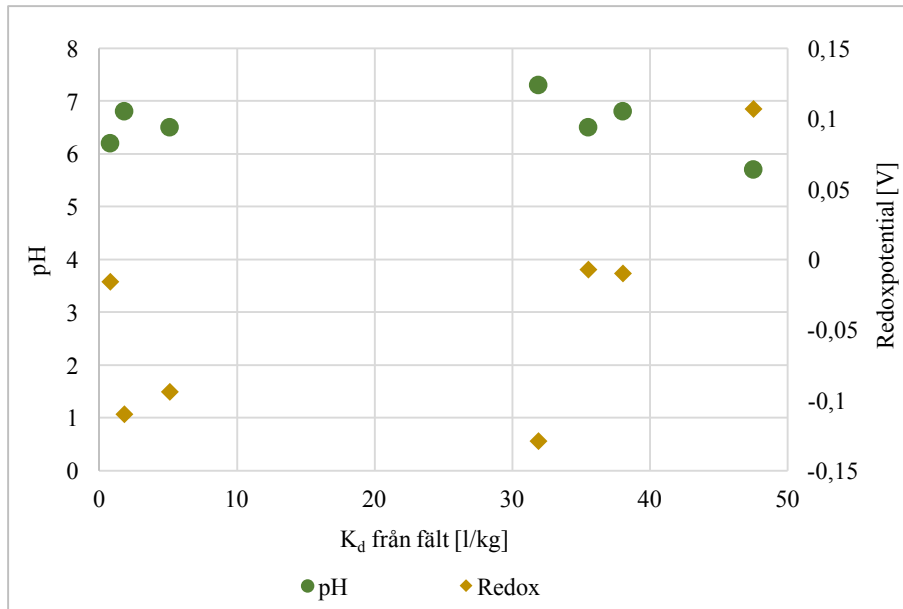
Punkt	Typ	pH	Redox [mV]	As [µg/l]	As ox. [mg/kg]	As tot. [mg/kg]	K_{dox} [l/kg]	$K_{d_{tot}}$ [l/kg]	As (III) [%]	$As_L\%$ [%]
1705_2	Fält	5,7	107	812	38,7	58,8	47,5	72,3	16,9	0,37
1705_2	Lak	6,6	Oxiderade förhållanden	11,7	38,7		1200		5,00	
1708_2	Fält	6,8	- 10	1450	55,3	74,6	38,0	51,3	92,4	0,46
1708_2	Lak	7,1	Oxiderade förhållanden	102	55,3		542		4,00	
1709_2	Fält	6,5	- 94	321	1,70	2,90	5,10	8,80	78,2	3,39
1709_2	Lak	6,6	Oxiderade förhållanden	1,10	1,70		971		24,0	
1711_2	Fält	7,3	- 129	234	7,50	15,3	31,9	65,2	87,2	0,55
1711_2	Lak	8,7	Oxiderade förhållanden	9,11	7,50		77,6		14,0	
1712_2	Fält	6,5	- 7	803	28,6	28,8	35,5	35,6	79,5	0,49
1712_2	Lak	6,6	Oxiderade förhållanden	415	28,6		58,4		13,0	
1713_2	Fält	6,2	- 16	643	0,60	1,07	0,80	1,40	83,6	22,4
1713_2	Lak	6,4	Oxiderade förhållanden	2,87	0,60		71,2		62,0	
1714_2	Fält		-57	369	-	-	-	-	91,9	-
1715_2	Fält	6,8	- 110	718	1,50	2,30	1,90	3,00	1,2	9,93
1715_2	Lak	6,1	Oxiderade förhållanden	0,88	1,50		1560		48,0	
1720_2	Fält	6,7	-62	422	-	-	-	-	82,9	-

Vidare kunde resultaten från jordprovtagningen påvisa att halten arsenik i 6 % av proverna var över 40 mg/kg varav den högsta var 238 mg/kg (punkt 1708_2).

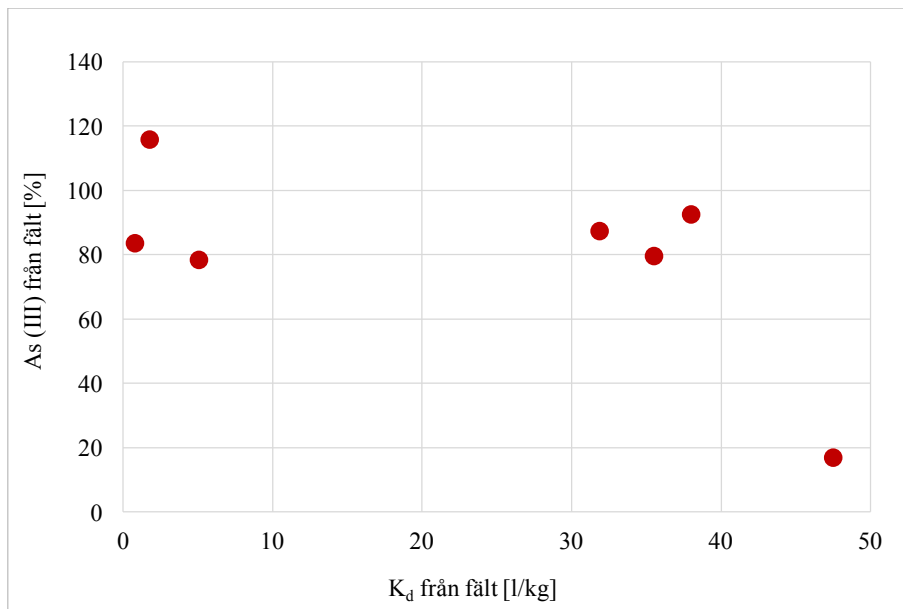
K_d från fält ökar med ökad halt i jord. Inget signifikant samband råder mellan K_d från fält och halten arsenik i grundvattnet (figur 16). Signifikanta samband kan inte påvisas mellan K_d från fält och pH respektive redoxpotential (figur 17), K_d från fält och procent arsenit (figur 18) samt K_d från fält och halt oxalatextraherbara ämnen (figur 18).



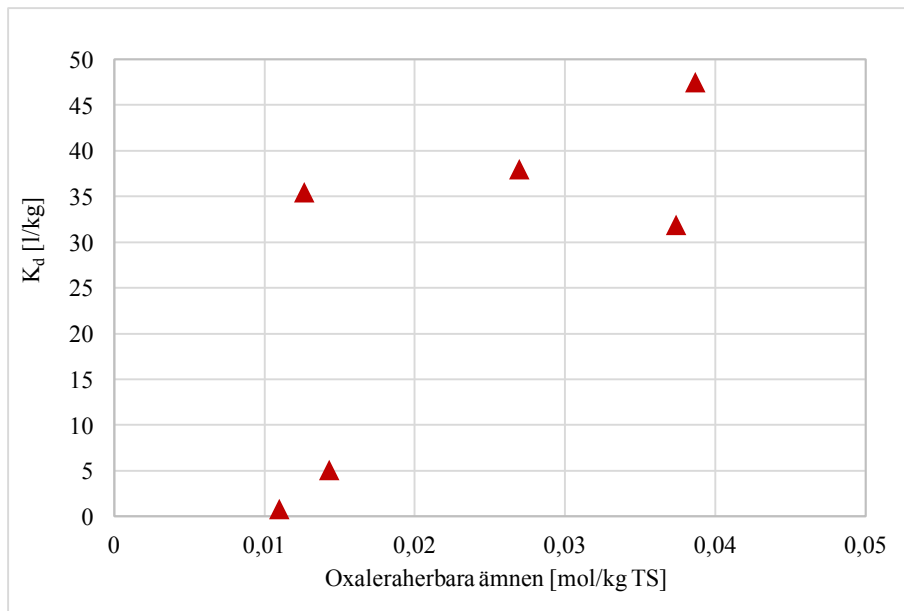
Figur 16. Samband mellan K_d från fält och arsenik i jord respektive arsenik i lösning (till vänster) samt pH respektive redoxpotential (till höger). Uppmätta värden kommer från grundvattenprovtagning 2 och jordprovtagning.



Figur 17. Samband mellan K_d från fält och arsenik i jord respektive arsenik i lösning (till vänster) samt pH respektive redoxpotential (till höger). Uppmätta värden kommer från grundvattenprovtagning 2 och jordprovtagning.

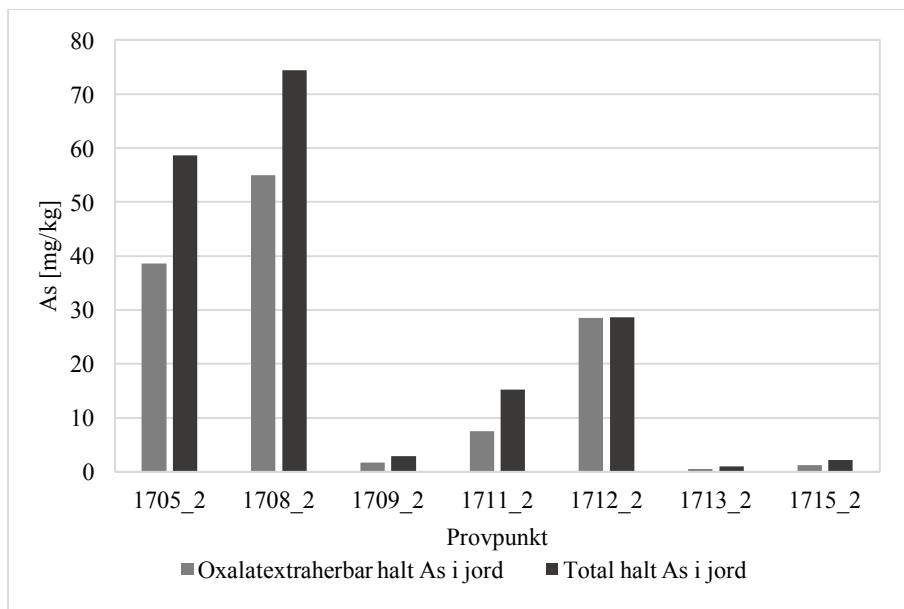


Figur 18. Samband mellan K_d från fält och arsenit i procent. Uppmätta värden kommer från grundvattenprovtagning 2 och jordprovtagning.



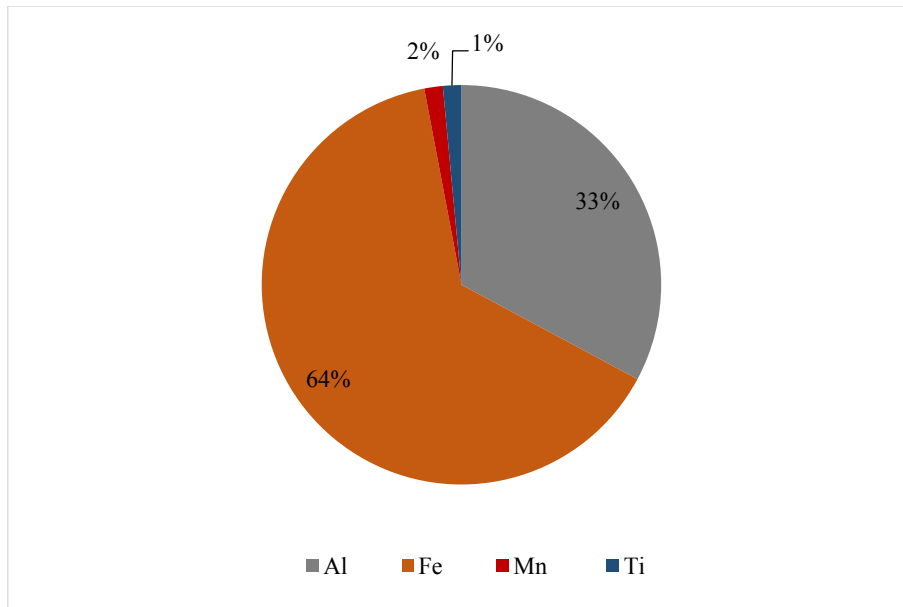
Figur 19. Samband mellan K_d från fäl och summan av oxalatextraherbart järn, aluminium, mangan och titan. Uppmätta värden kommer från grundvattenprovtagning 2 och jordprovtagning.

Oxalatextraherbar halt arsenik är hög i förhållande till totala halten arsenik i jorden i samtliga provpunkter från jordprovtagning. I punkt 1712_2 är nästan all arsenik i jorden oxalatextraherbar (figur 20).

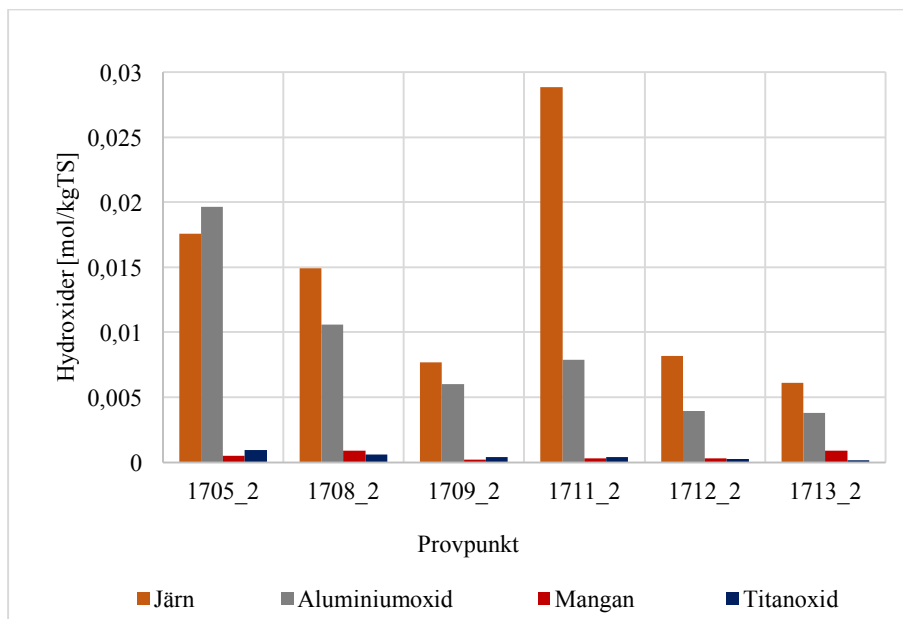


Figur 20. Uppmätta halter oxalatextraherbar halt arsenik i jord respektive total halt arsenik i jord. Uppmätta värden kommer från jordprovtagning.

Järn(hydr)oxid är den dominerande (hydr)oxiden inom området och utgör 64 % av den totala halten hydroxider (figur 21). Järn(hydr)oxid dominerar i samtliga punkter utom i 1705_2 där aluminium(hydr)oxid dominerar (figur 22).



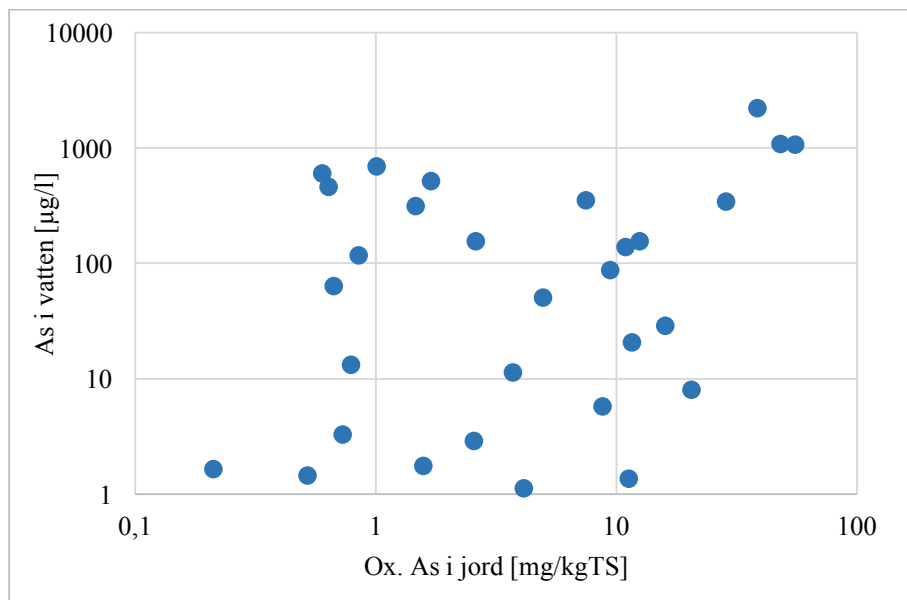
Figur 21. Fördelning mellan halten oxalatextraherbara ämnen i samtliga punkter från jordprovtagning. Fördelningen är baserad på halter omräknade till mol/kg. Samtliga uppmätta oxalatextraherbara halter ingår.



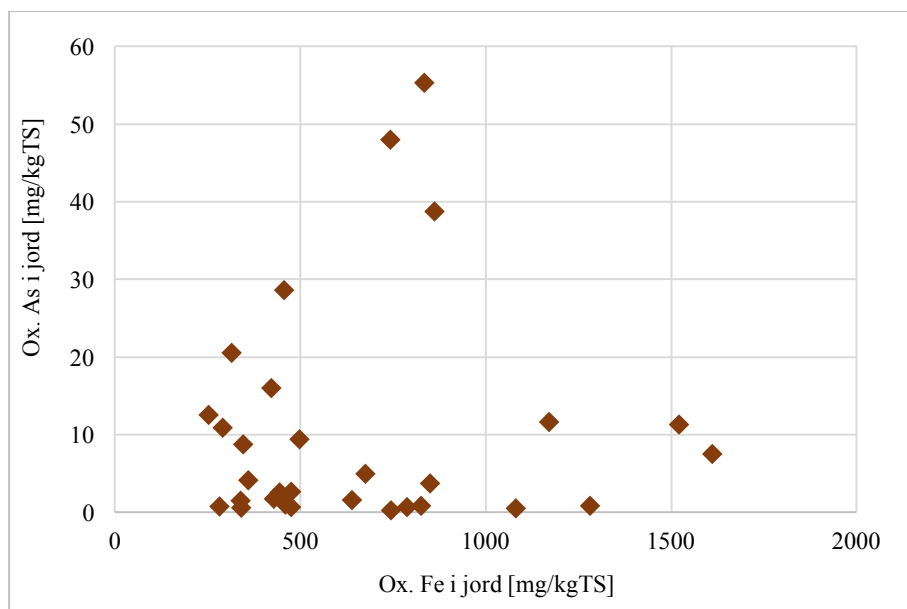
Figur 22. Fördelning mellan halten oxalatextraherbara ämnen fördelat på provpunkt. Djupet är samma som för K_d -värdena.

För att ta fram figur 23 och 24 valdes punkter ut från grundvattenprovtagning 1 och jordprovtagning där provet tagits på samma djup (djupen avrundande till närmsta heltal), för att kunna jämföra oxalatextraherbara halten arsenik i jord och halten arsenik grundvatten mellan fler punkter jämfört med vad som var möjligt med resultaten från grundvattenprovtagning 2. Djupen från jordprovtagningen och grundvattenprovtagning 2 sammanfaller inte exakt och differensen mellan punkterna i X-, Y-, och Z-led, som varierar mellan 0-3 m, ges i bilaga 5. Resultatet från dessa

punkter visar inga signifikanta samband mellan oxalatextraherbar halt arsenik i jorden och arsenik i lösning (figur 23) samt mellan oxalatextraherbart järn i jorden och oxalatextraherbart arsenik i jorden (figur 24). K_d -värdet för arsenik för dessa punkter varierar mellan 1-15000 l/kg.



Figur 23. Samband mellan halten arsenik i grundvatten och oxalatextraherbara halten arsenik i jorden. Uppmätta värden kommer från utvalda punkter från grundvattenprovtagning 1 och jordprovtagning. Axlarna är logarimerade.



Figur 24. Samband mellan oxalatextraherbar halt järn i jord och oxalatextraherbar halt arsenik i jorden. Uppmätta värden kommer från utvalda punkter från grundvattenprovtagning 1 och jordprovtagning (bilaga 5).

6 DISKUSSION

6.1 ARSENIKHALTER I GRUNDTVATTEN

För avgränsning av föroreningsplymen i planet visar de uppmätta halterna att spridning skett i grundvattnets flödesriktning (mot norr) från den läckande tanken. Spridning söderut eller västerut har inte skett (figur 9). Föroreningsplymen kan således avgränsas i sydlig och västlig riktning i förhållande till den läckande tanken. I 1720, belägen längst ifrån den läckande tanken (159 m), uppmättes halter på 500-1000 µg/l på djup 1. Avgränsning mot norr är således inte möjlig att göra med underlag från provtagning under etapp 2, vilket medför att ytterligare provtagning är nödvändig. På djup 6 är halterna relativt låga. I endast en punkt är halten över 10 µg/l. Detta indikerar på att högre halter inte kan förväntas på större djup. Vidare ses generellt avtagande halter mellan djup 4-6. Avgränsning av föroreningsplymen i djupled bör därför kunna göras vid nivån för djup 6 (ca 12-13 m under grundvattenytan).

I punkt 1705, belägen innanför det utschaktade området sker en ökning av koncentrationen arsenik i grundvattnet, från 10-100 µg/l på djup 2 (precis ovan botten av det utschaktade området) till över 1000 µg/l på djup 3 (precis i nivå med det utschaktade området). När det bestämdes hur djupt ned schaktning skulle ske vid saneringen 1997 utgicks det ifrån att halter i både grundvatten och jord hade påvisats minska betydligt under nivån 158 m. Detta baserades på resultat från provtagning som gjordes inför saneringen. Målet var att jord med halter över 40 mg/kg skulle avlägsnas (VBB Viak, 1998). Resultatet från senaste jordprovtagningen visade på halter högre än 40 mg/kg i 7 prover. Den näst högsta totala halten arsenik (189 mg/kg) uppmättes på djupet 157 m i punkt 1705_2 (provnummer 10 i bilaga 3). Resultatet tyder således på en underskattning av mängden förorenad jord.

Grundvattenprovtagningarna visade vidare att de högst uppmätta koncentrationerna förekom längre bort från den läckande tanken på djup 1 (högst koncentration i punkt 1720), jämfört med på djup 3 (högst koncentration i punkt 1705). Förklaringen kan vara att kornstorleken minskar med djupet (figur 3) och att flödes hastigheten därför kan väntas vara större i den övre delen av akviferen, vilket leder till snabbare spridning.

En jämförelse mellan resultaten från grundvattenprovtagning 1 och resultaten från grundvattenutredningen 2014 visar liknande halter vid de två provtagningstillfällena (figur 10). Vissa närliggande punkter utmärker sig, t.ex. punkt 1408 på djup 4.14 och punkt 1719 på djup 4, vilket tyder på att föroreningsplymen har spridits därifrån mellan åren 2014 och 2017. Dock ska denna jämförelse göras med försiktighet då resultaten från grundvattenutredningen 2014 inte gjordes med samma säkerhet som grundvattenprovtagning 1 (Englöv, 2017).

6.2 KEMISKA FÖRHÅLLANDEN I GRUNDTVATTENAKVIFEREN

Resultatet från grundvattenprovtagning 1 visade reducerade och delvis syrefria förhållanden råder inom området. Vid redoxpotentialer lägre än 0,8 V kan dock inget syre väntas förekomma. Samtliga uppmätta värden på redoxpotentialen var lägre än 0,8 V samtidigt som syre uppmättes i

en majoritet av punkterna. Resultatet tyder på ett mätfel, då syre inte kan förekomma vid dessa låga redoxpotentialer. Resultatet på arseniks speciering (figur 15) och förekomsten av löst järn (figur 12) tyder på att uppmätta värden på redoxpotentialen är riktiga. Den generella trenden är att redoxpotentialen minskar och att pH ökar med djupet (figur 11). Förhållandena tyder sammantaget på att förutsättningarna för att arsenik ska kunna spridas i djupled är goda, då lägre redoxpotential är gynnsamt för mobiliteten. Att arsenikhalterna inte sprids i djupled (figur 9), kan förklaras av en dålig omblandning mellan grundvatten från grundare och djupare nivåer av akviferen, vilket även har även konstaterats i tidigare undersökningar (Englöv, 2012).

Resultatet på arseniks speciering visade att arsenit är den dominerade formen av arsenik i de flesta punkter. Detta stöds även av E_H -pH diagrammet, som visade gynnsamma förhållanden för att arsenit ska dominera. Detta medför att pH-värdets betydelse för adsorptionen kan väntas vara liten, då pH främst styr adsorptionen av arsenat (Maiti m.fl., 2012). Detta kunde även visas i figur 17, då inget samband mellan pH och K_d från fält kunde visas.

Något samband mellan ökad halt arsenik och minskad redoxpotentialen gick inte att se vid grundvattenprovtagning 1 (figur 14). En trolig förklaring är att arsenikhalterna i samtliga punkter inte är tillräckligt höga för att de ska kunna mobiliseras vid mer reducerade förhållanden, vilket medför att ett samband inte kan påvisas. Efter de mätningar som gjordes på redoxpotentialen i etapp 1 konstaterades att sjunkande redoxpotential kan förklara ökade halter arsenik i grundvattnet (Berggren Kleja, 2017). Dessa mätningar var dock betydligt mer sparsamma än de omfattande mätningar som gjordes på flera nivåer i denna etapp. Samband kunde påvisas mellan procenten arsenit och redoxpotentialen vid grundvattenprovtagning 2 (figur 15). Utmärkande i figuren var att det lägsta värdet procenten arsenit (17 % i punkt 1705_2). Detta värde sammanfaller med det högsta värdet på redoxpotentialen. Resultaten är väntade då mer reducerade förhållanden gynnar reduktion från arsenat till arsenit (Gao m.fl., 2007). Under etapp 1 analyserades arseniks speciering enbart i ett prov. Resultatet visade att majoriteten av arsenik förekom i form av arsenit, vilket stämmer väl överrens med resultatet från grundvattenprovtagning 2 (Berggren Kleja, 2017).

Järn kan väntas förekomma både i form av ferrihydrit, götit och löst järn inom området (figur 13). Järnfasernas stabilitet är viktig då de är viktiga sorbenter för arsenik (Martin m.fl., 2014). Att järn(hydr)oxider lösts upp kan därför förklara arseniks ökade mobilitet. Sammantaget påverkar sjunkande redoxpotential arseniks mobilitet dels genom ökad reduktion från arsenat till arsenit och dels genom upplösning av oxider (Gao m.fl., 2007). De kemiska förhållandena inom Hjaltevad är därför gynnsamma för att både dessa processer ska kunna bidra till spridning av arsenik.

6.3 FÖRDELNINGSKOEFFICIENTER OCH OXALATEXTRAHERBARA ÄMNEN

Sammantaget är K_d från fält framtagna i denna studie låga (tabell 6). Lägst K_d från fält beräknades i punkt 1713_2 (0,8 l/kg) och 1715_2 (1,8 l/kg). I punkt 1715_2 är K_d från fält högst på ca 48 l/kg. Dessa värden kan jämföras med det generella K_d -värdet för arsenik (300 l/kg) som används i den generella riktvärdesmodellen (Naturvårdsverket 2011b). Låga värden är dock väntade då

reducerade förhållanden råder. Tidigare, i samband med saneringen 1997, uppskattades K_d i grundvattenzonen vara 50 l/kg eller lägre, baserat på provtagningar i jord och grundvatten (Englöv & Hallgren 2017c). Beräkningarna i denna studie visade på lägre K_d -värden (baserade på mätningar i fält) i samtliga punkter.

K_d från fält ökar med ökad halt arsenik i jorden (figur 16). Det indikerar på att kemiska förhållanden styr hur mycket av arsenik bundet till jordpartiklarna som desorberar. Trots att inget signifikant samband kunde visas mellan K_d från fält och redoxpotentialen (figur 17), är det troligt att redoxpotentialen har en inverkan då den i huvudsak är låg inom området, vilket är gynnsamt för spridning. Inget signifikant samband mellan oxalatextraherbara ämnen och K_d kunde visas (figur 19). En förklaring kan vara att arsenit dominerar i de flesta punkter (figur 18). Troligt är att ett samband hade gått att påvisa om arsenat varit dominerande istället för arsenit, då sorbtion har störst inverkan då arsenat dominerar (Gao m.fl., 2007).

Samtliga K_d -värden från lakteter är högre än K_d framtagna från fältdata (tabell 6). Resultatet är väntat då jorden som användes i lakteterna torkades, vilket medför att förhållandena är mer oxiderade i lakproverna jämfört med i fält. Under oxiderade förhållanden kan ett högre K_d -värde förväntas, då oxiderade förhållanden är gynnsamma för att arsenik ska förekomma i den oxiderade formen arsenat som adsorberas starkare till jorden (Gao m.fl., 2007). Samtidigt visar vissa prover på relativt låga K_d -värden. I punkterna 1711_2, 1712_2 och 1713_2 var K_d -värden från laktest lägre än K_d -värdet som tagits fram för den generella riktvärdesmodellen (Naturvårdsverket, 2011b). Resultatet tyder på att helt oxiderade förhållanden inte uppnåtts. Detta bekräftas även av analysen på arseniks speciering från lakproverna där arsenit förekom i proverna (tabell 6). Studier där flertalet K_d -värden jämförts har visat att K_d -värden från prover med föroreningar från impregneringsanläggningar tenderar bli lägre, eftersom denna arsenik tillförts som salt och därmed är tillgänglig för utlakning (Elert m.fl., 2006). Dock har K_d -värden framtagna med lakförsök på jord från träimpregneringsanläggningar i en tidigare studie varierat inom intervallet 2300-100000 l/kg i jordar med 41-1500 mg/kg arsenik. I dessa prover var arsenat den dominerande formen och det konstateras att reducerade förhållanden bidrog till ökad arsenikutlakning (Johansson, 2008). Dessa K_d -värden är betydligt högre än de som togs fram i lakförsöken i denna studie där det högsta beräknades till 1560 l/kg i punkt 1715_2. Orsaken till att K_d i denna studie är lägre kan dels vara att oxiderade förhållanden inte uppnåtts och dels att arsenikens bindning till jordpartiklarna i Hjaltevad är svag.

Inget samband kunde påvisas mellan halten arsenik i grundvatten och oxalatextraherbara halten arsenik i jord (figur 21). Dessa värden ska dock tolkas med försiktighet eftersom de är baserade både på halter från grundvattenprovtagning 1 och jordprovtagning. Dessa koordinater överensstämmer inte helt med varandra, utan koordinaterna skiljer sig åt en del (ca 0-3 m) (se bilaga 5). Inget signifikant samband kunde heller visas för samma punkter mellan oxalatextraherbart arsenik och oxalatextraherbart järn i jorden (figur 21). En förklaring kan vara att halterna inte är tillräckligt höga för att samband ska kunna visas.

6.4 SAMMANFATTANDE DISKUSSION

Av de analyserade proven är 41 % högre än gränsvärdet för arsenik i dricksvatten (10 µg/l), med den högst uppmätta halten på 2200 µg/l i punkt 1705. Höga halter förekommer även i jorden, där 6 % av de uppmätta halterna är över 40 mg/l. Vidare visar resultatet att även vid låga K_d -värden är majoriteten av arseniken i marken sorberad till jordpartiklarna (tabell 6), t.ex. i punkt 1713_2 där K_d är 0,8 l/kg förekommer 22 % av totala mängden arsenik i löst form (AsL% i tabellen). Resultatet visar att även låga halter i jorden kan ge upphov till riskabla halter i grundvattnet.

Det finns flera möjliga förklaringar till spridningen av arsenik inom området och mest troligt är att flera faktorer varit bidragande. En orsak är att betydande utlakning har skett från jord under botten av det utschaktade området. Som nämnades under avsnitt 6.1 påvisades en tydlig haltökning från nivån över och under schaktbotten i punkt 1705_2. En orsak till spridning är mycket troligt att en betydande mängd förorening lämnats kvar bundet till jordpartiklarna. Som en följd av att förhållandena varit reducerade (figur 13) har denna förorening sannolikt desorberats från jorden, och möjliggjort spridning till punkter längre nedströms lagringstanken. Huruvida förhållandena blivit mer reducerade med tiden är inte möjligt att visa då historiska mätningar på redoxpotential och syre saknas p.g.a. att utrustning inte funnits tillgänglig. Dock har historiska mätningar (under 1980-talet) på grundvattnet i anslutning till den f.d. lagringstanken visat på förekomst av järn, vilket användes för att dra slutsatsen att förhållandena där bör ha varit reducerade (Englöv, 2017).

Som nämnades i avsnitt 3.4 kunde det efter etapp 1 konstateras att återfyllnaden inte varit orsak till minskad redoxpotential och därmed till ökad spridning av arsenik inom området (Berggren Kleja, 2017). Sannolikt är dock att arseniks mobilitet missbedömdes vid saneringen. Då huvuddelen av arseniken i jorden visats vara oxalatextraherbar är den mer tillgänglig för utlakning, jämfört med om huvuddelen hade varit hårt bundet i jorden. T.ex. i punkt 1712_2, där halten oxalatextraherbar arsenik i jorden är 28,6 mg/kg, är halten i grundvattnet 803 µg/l (tabell 6). Gränsen 40 mg/kg, som var den högsta halt arsenik i jorden som godkändes vid saneringen, kan därför i efterhand ses som för hög eftersom även halter under 40 mg/kg gett upphov till kraftigt förhöjda halter i grundvattnet.

7 SLUTSATS

Slutsatsen kan dras att utbredningen av arsenik i djupled är begränsad till nivåer 12–13 m under grundvattenytan. Spridningen av arsenik i plan är omfattande då betydande halter kunde uppmätas i punkt 1720 (515 µg/l 2-3 m under grundvattenytan), belägen 159 m från den f.d. läckande tanken. För att kunna avgränsa föroreningsplymen i planet bör det uppmätta värdet i punkt 1720 verifieras. Visar verifieringen lika höga halter bör fler dynamiska provtagningar göras i anslutning till punkt 1720.

Resultaten visar tydligt att redoxpotentialen har en avgörande roll för arseniks mobilitet inom området, trots att inget direkt samband går att påvisa mellan halten arsenik och redoxpotentialen (figur 14). Förhållandena inom området är tillräckligt reducerade för att arsenik ska förekomma i den mobila formen arsenit. Dessutom visade resultaten att mängden förorenad jord missbedömdes vid saneringen 1997, vilket har möjliggjort spridning. Även arsenikens mobilitet inom området har underskattats, då även halter under 40 mg/kg ger upphov till riskabla halter i grundvattnet. Detta kan förklaras av att en stor del av arseniken i jorden förekommer i form av oxalatextraherbar halt, och därmed är potentiellt lakbar.

Då huvuddelen av arseniken i jorden är oxalatextraherbar finns risk att den kan desorbera från jorden. Den låga redoxpotentialen gynnar dessutom fortsatt utbredning av föroreningsplymen. Då föroreningsplymen är avgränsad i planet bör en långsiktig åtgärd tillämpas, t.ex. anläggning av en reaktiv barriär nedströms. Barriären kan fungera som ett skydd mot nedströms belägna brunnar. Tack vare de omfattande provtagningarna som gjorts bör den kunna placeras på ett sätt som noggrant hindrar föroreningar från att spridas längre nedströms.

8 REFERENSER

8.1 LITTERATUR

Alloway B. J. (1990). *Heavy metals in soil*. Glasgow & London. Blackie and Son.

Antelo J., Florencio A. & Fiol S. (2015). Arsenate and phosphate adsorption on ferrihydrite nanoparticles. Synergetic interaction with calcium ions. *Chemical Geology* 2010, s. 53-62.

Appelo C.A.J & Postma D. (2005). *Geochemistry, groundwater and pollution*. Upplaga 2. Amsterdam CRC Press & Taylor & Francis Group.

Berggren Kleja D. (2017). *Hjältevad – miljöutredning etapp 1*. PM. SGI. Diarienummer 2.1-1510-0660.

Berggren Kleja D., Elert M., Gustafsson J., Jarvis N. & Norrström A. (2008). *Metallers mobilitet i mark*. Naturvårdsverket rapport 5536. Tillgänglig:
<https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5536-4.pdf> [2017-08-30]

Branzén H., Vestin J., & Berggren Kleja D. (2013). *Utvärdering av grundvattenprovtagning för pH- och redoxkänsliga ämnen*. Statens geotekniska institut (SGI). Publikation 5, Linköping. Tillgänglig:
<http://www.swedgeo.se/globalassets/publikationer/sgi-publikation/sgi-p5.pdf> [2017-09-05]

Corder G.W. & Foreman D. I. (2014). *Nonparametric Statistics: A Step-By-Step Approach*. Upplaga 2. John Wiley & Sons, Incorporated. Elektronisk bok.

Englöv P. (2012). *F.d. Impregneringsanläggningen i Hjältevad. Redovisning av utförd grundvattenkontroll, utvärdering och bedömning av framkomna resultat samt förslag rörande fortsatt kontroll*. SWECO Environment AB. Uppdragsnummer 1270552000.

Englöv P. (2014). *F.d. impregneringsanläggningen i Hjältevad grundvattenutredning*. SWECO Environment AB. Uppdragsnummer

Englöv P. & Hallgren P. (2017a). *Miljöutredning etapp 2. Rapport över undersökningar utförda vid den f.d. impregneringsanläggningen i Hjältevad. Delrapport B – Dynamisk grundvattenprovtagning*. SWECO Environment AB. Uppdragsnummer 13001561-200. Malmö.

Englöv P. & Hallgren P. (2017b). *Miljöutredning etapp 2. Rapport över undersökningar utförda vid den f.d. impregneringsanläggningen i Hjältevad. Delrapport C – Jordprovtagning och provtagning i grundvattenrör*. SWECO Environment AB. Uppdragsnummer 13001561-200. Malmö.

Englöv P. & Hallgren P. (2017c). *Miljöutredning etapp 1. Förslag till handlingsplan etapp 2*. SWECO Environment AB. Uppdragsnummer 1270877100. Malmö.

Ek B., Thunholm B., Östergren I., Falk R., & Mjönes R. (2008). *Naturligt radioaktiva ämnen, arsenik och andra metaller i dricksvatten från enskilda brunnar*. Sveriges Geologiska Undersökning (SGU) & Statens Strålskyddsinstitut (SSI) SSI Rapport 2008:15. Tillgänglig: <https://www.stralsakerhetsmyndigheten.se/Global/Publikationer/Rapport/Stralskydd/2008/ssi-rapp-2008-15.pdf> [2017-08-30]

Elert M., Höglund L. & Jones C, i samarbete med Suér P., Wadsten E., Hansen J. & Groen C. (2006). *Lakteter för riskbedömning av förorenade områden*. Naturvårdsverket. Rapport 5535. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5535-6.pdf> [2017-09-04]

Essington M. E. (2003). *Soil and water Chemistry*. Boca Raton. CRC Press.

Fan M., Li N., Chuang C., Shi, Y., Brown R.C., van Leeuwen J., Banarjee K., Qu., J & Chen H. (2007). *Arsenite oxidation by ferrate in aqueous solution*. In: Bhattacharya, P., Mukherjee A., Bundschuh J., Zevenhoven R. & H. Loeppert R., R.H. (Eds.), Trace metals and other contaminants in the environment. Elsevier, s. 623-639.

Fastlund M. (2018). *Arseniks löslighet i jordmaterial från grundvattenakviferen i Hjärtevad – utvärdering med geokemisk modellering*. Sveriges landbruksuniversitet & Uppsala universitet/Civilingenjörsprogrammet i miljö och vattenteknik (Examensarbete).

Gao S., Tanji K. K., Banuelos G. S. (2007). *Processes and conditions affecting elevated arsenic concentrations in groundwater groundwaters of Tulare Basin, California, USA*. In: Bhattacharya, P., Mukherjee A., Bundschuh J., Zevenhoven R. & H. Loeppert R., R.H. (Eds.), Trace metals and other contaminants in the environment. Elsevier, s. 384-410.

Grip H. & Rohde A. (1994). *Vattnets väg från regn till bäck*. Hallgren & Fallgren Studieförlag AB. Karlshamn.

Gustafsson J.P, Jacks G., Simonsson M. och Nilsson I. (2008). *Mark- och vattenkemi - Teori*. Institutionen för mark- och vattenteknik, KTH. Stockholm.

Johansson E. (2008). *Arsenikförorenad mark efter träimpregnering Fastläggning, spridning och efterbehandling*. Chalmers Tekniska Högskola/ Civilingenjörsprogrammet i miljö och vattenteknik (Examensarbete).

Livsmedelsverket (2014). *Vägledning dricksvatten*. Tillgänglig: <https://www.livsmedelsverket.se/globalassets/produktion-handel-kontroll/vagledningarkontrollhandbocker/vagledning-dricksvatten.pdf> [2018-01-08]

Martin M., Violante A., Ajmone-Marsan F. & Barberis E. (2014). *Surface Interactions of Arsenite and Arsenate on Soil Colloids*. Soil Science Society of America Journal. Januari 2014, s. 157-170.

Meilin Z., Zeng X., Jiang Y., Fan X., Chao S., Cao H., Zhang H. (2017). *Determination of arsenic speciation and the possible source of methylated arsenic in Panax Notoginseng*. *Chemosphere* 168 s. 1677-1683.

Maiti A., Kumar Basu J., & Sirshendu D. (2012). Department of Chemical Engineering, Indian Institute of Technology, Kharagpur, Kharagpur 721302, India. *Experimental and kinetic modeling of As(V) and As(III) adsorption on treated laterite using synthetic and contaminated groundwater: Effects of phosphate, silicate and carbonate ion*. *Chemical Engineering Journal* s. 1-12. Volym 191. Elsevier.

Morris DA, Johnson AI (1967). *Summary of hydrologic and physical properties of rock and soil materials, as analyzed by the Hydrologic Laboratory of the U.S. Geological Survey 1948-60*. Geological Survey Water-supply paper 1839-D.

Naturvårdsverket (2009a). *Riskbedömning av förorenade områden. En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning*. Rapport 5977. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-5977-4.pdf>

Naturvårdsverket (2009b). *Provtagningsstrategier för förorenad jord*. Rapport 5888. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-5888-3.pdf?pid=3487> [2017-12-13]

Naturvårdsverket (2011). *Datablad för arsenik*. Kemtakta Konsult AB. Institutet för Miljömedicin.

Nriagu J. O., Bhattacharya, P., Mukherjee A., Bundschuh J., Zevenhoven R. & H. Loeppert R. (2007). *Arsenic in soil and groundwater: an overview*. In: Bhattacharya, P., Mukherjee A., Bundschuh J., Zevenhoven R. & H. Loeppert R., R.H. (Eds.), *Trace metals and other contaminants in the environment*. Elsevier, s. 384-410.

Nickson R.T., McArthur J.M., Ravenscroft P., Burgess W.G. & Ahmed K.M. (2000). *Mechanism of arsenic release to groundwater, Bangladesh and West Bengal*. *Applied Chemistry* vol. 15 ss. 403-413.

Sveriges Geologiska Undersökning (SGU) (2017). *Arsenik i brunnsvatten*. Tillgänglig: <https://www.sgu.se/grundvatten/brunnar-och-dricksvatten/anlaggning-av-brunn/arsenik-i-brunnsvatten/> [2017-08-29]

Sveriges Geotekniska förening (SGF) (2013). *Fälthandbok. Undersökning av förorenade områden*. SGF Rapport 2:2013. Stockholm.

VBB Viak AB (1998). *Efterbehandling av impregneringsanläggningen i Hjältevad*. Slutrapport. Uppdragsnummer 199R8257. Malmö.

VBB Viak AB (1996). *Efterbehandlingsåtgärder vid impregneringsanläggningen i Hältevad, Eksjö kommun. Teknisk beskrivning sam miljökonsekvensbeskrivning*. Malmö.

Zhang M., Dai M., Xia, L., & Song S. (2017). *Comparison of Arsenic Adsorption on Goethite and Amorphous Ferric Oxyhydroxide in Water*. *Water Air Soil Pollut* (2017). Volym 228. Springer International Publishing AG, s. 426-434.

8.2 INTERNETREFERENSER

Ekman J. (2016). *Trots sanering - Arsenikhalten stiger*. Smålandstidningen. Tillgänglig: <https://www.smt.se/article/trots-sanering-arsenikhalten-stiger/> [2017-09-07]

Esri (2018). *What is ArcMap?* Tillgänglig: <http://desktop.arcgis.com/en/arcmap/latest/map/main/what-is-arcmap-.htm> [2018-01-05]

Karolinska institutet (2017). *Arsenik*. Tillgänglig: <http://ki.se/imm/arsenik> [2017-12-17]

Länsstyrelsen i Jönköpings län (2017). *Hältevads impregneringsanläggning*. Tillgänglig: http://www.lansstyrelsen.se/Jonkoping/Sv/miljo-och-klimat/verksamheter-med-miljopaverkan/fororenade-omraden/efterbehandling-sanering/Pages/haltevads_impregneringsanlaggning.aspx [2017-09-07]

Naturvårdsverket (2017). *Riktvärden för förorenad mark*. Tillgänglig <http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledning/Fororenade-omraden/Riktvar-den-for-fororenad-mark/> [2018-01-14]

Streipel J. (2014). *Arsenikhalten har ökat*. Smålandstidningen. Tillgänglig: <https://www.smt.se/article/arsenikhalten-har-okat/> [2017-09-07]

8.3 ÖVRIGT

Englöv P. (2017). *Mejlkonversationer under pågående arbete*.

BILAGA 1: GRUNDVATTENPROVTAGNING 1

Tabell 1-4 visar provnummer, provpunkter, koordinater i X-, Y- och Z-led för grundvattenprovtagning 1. Nivån för Z anger nedre delen av provtagningsfiltret (filtret har längden 1 m).

Tabell 1. Provnummer, provpunkter och koordinater för punkterna 1701-1706. X- och Y-koordinater är angivna i plansystem SWEREF991500. Z-koordinater är angivna i höjdsystem RH70.

Nr	Provpunkt	X [m]	Y [m]	Z [m]
1	1701	6389720,364	170812,543	159,6
2	1701	6389720,364	170812,543	157,6
3	1701	6389720,364	170812,543	155,6
4	1701	6389720,364	170812,543	153,6
5	1701	6389720,364	170812,543	151,6
6	1702	6389742,833	170806,669	161,6
7	1702	6389742,833	170806,669	159,6
8	1702	6389742,833	170806,669	157,6
9	1702	6389742,833	170806,669	155,6
10	1702	6389742,833	170806,669	153,6
11	1702	6389742,833	170806,669	151,6
12	1703	6389755,073	170772,452	160
13	1703	6389755,073	170772,452	158
14	1703	6389755,073	170772,452	156
15	1703	6389755,073	170772,452	154
16	1703	6389755,073	170772,452	152
17	1704	6389763,917	170826,737	161,6
18	1704	6389763,917	170826,737	159,6
19	1704	6389763,917	170826,737	157,6
20	1704	6389763,917	170826,737	155,6
21	1704	6389763,917	170826,737	153,6
22	1704	6389763,917	170826,737	151,6
23	1705	6389772,754	170800,509	161,6
24	1705	6389772,754	170800,509	159,6
25	1705	6389772,754	170800,509	157,6
26	1705	6389772,754	170800,509	155,6
27	1705	6389772,754	170800,509	153,6
28	1705	6389772,754	170800,509	151,6
29	1706	6389796,21	170760,714	161,6
30	1706	6389796,21	170760,714	159,6
31	1706	6389796,21	170760,714	157,6
32	1706	6389796,21	170760,714	155,6
33	1706	6389796,21	170760,714	153,6
34	1706	6389796,21	170760,714	151,6

Tabell 2. Provnummer, provpunkter och koordinater för punkterna 1707-1713. X och Y-koordinater är angivna i plansystem SWEREF991500. Z-koordinater är angivna i höjdsystem RH70.

Nr	Provpunkt	X [m]	Y [m]	Z [m]
35	1707	6389796,927	170778,63	161,6
36	1707	6389796,927	170778,63	159,6
37	1707	6389796,927	170778,63	157,6
38	1707	6389796,927	170778,63	155,6
39	1707	6389796,927	170778,63	153,6
40	1707	6389796,927	170778,63	151,6
41	1708	6389799,972	170795,57	161,6
42	1708	6389799,972	170795,57	159,6
43	1708	6389799,972	170795,57	157,6
44	1708	6389799,972	170795,57	155,6
45	1708	6389799,972	170795,57	153,6
46	1708	6389799,972	170795,57	151,6
47	1709	6389802,915	170814,494	161,6
48	1709	6389802,915	170814,494	159,6
49	1709	6389802,915	170814,494	157,6
50	1709	6389802,915	170814,494	155,6
51	1709	6389802,915	170814,494	153,6
52	1709	6389802,915	170814,494	151,6
53	1710	6389805,779	170830,94	160,1
54	1710	6389805,779	170830,94	157,6
55	1710	6389805,779	170830,94	155,6
56	1710	6389805,779	170830,94	153,6
57	1710	6389805,779	170830,94	151,6
58	1711	6389823,622	170770,466	161,6
59	1711	6389823,622	170770,466	159,6
60	1711	6389823,622	170770,466	157,6
61	1711	6389823,622	170770,466	155,6
62	1711	6389823,622	170770,466	153,6
63	1711	6389823,622	170770,466	151,6
64	1712	6389829,983	170789,809	159,2
65	1712	6389829,983	170789,809	157,7
66	1712	6389829,983	170789,809	156,2
67	1713	6389836,265	170805,954	161,6
68	1713	6389836,265	170805,954	159,6
69	1713	6389836,265	170805,954	157,6
70	1713	6389836,265	170805,954	155,6
71	1713	6389836,265	170805,954	153,6

Tabell 3. Provnummer, provpunkter och koordinater för punkterna 1714-1720. X och y-koordinater är angivna i plansystem SWEREF991500. Z-koordinater är angivna i höjdsystem RH70.

Nr	Provpunkt	X [m]	Y [m]	Z [m]
72	1714	6389848.156	170813,677	156,2
73	1714	6389848.156	170813,677	154,2
74	1715	6389844.915	170783,53	161,6
75	1715	6389844.915	170783,53	159,6
76	1715	6389844.915	170783,53	157,6
77	1715	6389844.915	170783,53	155,6
78	1715	6389844.915	170783,53	153,6
79	1716	6389848.344	170724,985	161,6
80	1716	6389848.344	170724,985	159,6
81	1716	6389848.344	170724,985	157,6
82	1716	6389848.344	170724,985	155,6
83	1716	6389848.344	170724,985	153,6
84	1717	6389858.511	170749,817	161,6
85	1717	6389858.511	170749,817	159,6
86	1717	6389858.511	170749,817	157,6
87	1717	6389858.511	170749,817	155,6
88	1717	6389858.511	170749,817	153,6
89	1718	6389866.013	170773,203	161,6
90	1718	6389866.013	170773,203	159,6
91	1718	6389866.013	170773,203	157,6
92	1718	6389866.013	170773,203	155,6
93	1718	6389866.013	170773,203	153,6
94	1719	6389872.455	170790,899	160,8
95	1719	6389872.455	170790,899	158,7
96	1719	6389872.455	170790,899	156,7
97	1719	6389872.455	170790,899	154,7
98	1719	6389872.455	170790,899	152,7
99	1720	6389897.056	170770,045	161,6
100	1720	6389897.056	170770,045	159,6
101	1720	6389897.056	170770,045	157,6
102	1720	6389897.056	170770,045	155,6
103	1720	6389897.056	170770,045	153,6

Figurerna 4–6 visar respektive provnummers uppmätta värden och halter från grundvattenprovtagning 1.

Tabell 4. Provnummer och resultat från grundvattenprovtagning 1.

Nr	pH	Redoxpotential [mV]	Arsenik [µg/l]	Järn [mg/l]	Syre [mg/l]
1	6,2	-123	0,728	15,1	0,03
2	6,9	-170	0,728	21,6	0,02
3	7,7	-233	0,995	7,26	0
4	8,1	-206	1,19	6,46	0,01
5	7,6	-181	1,39	8,44	0,03
6	8	-206	1,16	4,92	0,03
7	7,7	-220	1,69	16,8	0
8	7,8	-175	2,1	7,28	0
9	6,2	-123	4,96	1,94	0
10	5,9	-47	101	9,34	0
11	6,3	-96	237	18,6	0
12	6,2	-110	0,535	17,7	0,03
13	6,4	-150	0,573	18,7	0,08
14	5,7	-96	0,745	16,8	0,02
15	6,8	-163	0,758	32,8	0,09
16	7	-185	0,805	4,14	0,09
17	7,2	-216	1,22	3,68	0
18	6,6	-170	1,26	17,7	0
19	7,1	-183	1,76	2,69	0
20	5,2	-58	2,03	7,53	0
21	5,4	-69	5,2	8,79	0
22	5,7	-91	251	12,2	0
23	7,9	-251	4,69	4,68	0
24	5,8	-126	20,4	2,49	0
25	5,6	-80	49,9	3,65	0
26	7,3	-252	188	13,6	0
27	7,3	-205	287	19	0
28	6	-107	2200	10,3	0
29	6,2	-96	0,234	6,88	0,11
30	7,3	-174	0,378	7,62	0,02
31	8	-214	0,693	4,35	0,03
32	7,5	-186	0,715	12,3	0,05
33	7,6	-203	0,895	6,12	0,05
34	6	-60	10,6	11,5	0,02

Tabell 5. Provnnummer och resultat från grundvattenprovtagning 1.

Nr	pH	Redoxpotential [mV]	Arsenik [µg/l]	Järn [mg/l]	Syre [mg/l]
35	7,5	-260	2,04	7,21	0
36	7,5	-215	3,35	6,56	0
37	6,6	-147	11,2	11,1	0
38	6,7	-199	47,1	16	0
39	6,1	-138	87,2	16,6	0
40	7,3	-260	358	15,5	0
41	7	-220	1,56	3,43	0
42	7	-221	4,98	4,21	0
43	7	-253	84	6,51	0
44	5,3	-23	138	14	0
45	5,8	-144	1060	9,31	0
46	5,3	24	1070	2,85	0
47	7,8	-224	1,44	13,3	0,06
48	8	-225	1,46	2,21	0,07
49	8,2	-194	1,54	2,35	0,06
50	6	-54	1,73	1,99	0,05
51	6,3	-82	8	6,49	0,04
52	6,6	-97	513	4,41	0,08
53	5,7	-121	15,9	20,2	0,06
54	8	-239	18,2	6,56	0,01
55	8,2	-208	20,1	1,64	0
56	7,3	-173	22,8	13,4	0,05
57	5,3	-92	26,1	14,2	0,08
58	5,7	-170	1,11	1,92	0,11
59	7,6	-253	1,34	3,23	0
60	6,5	-187	2,85	14,2	0
61	5,6	-221	5,73	1,58	0
62	6,8	-180	13,1	26	0
63	7,6	-255	348	18,2	0
64	6,3	120	28,6	0,594	0,02
65	6,7	-192	154	7,94	0
66	5,9	94	341	2,22	0,03
67	6,5	-189	1,32	1,72	0,06
68	7,6	-224	1,63	3,85	0,1
69	6,3	-172	457	11,9	0,07
70	5,8	-188	597	7,93	0,11
71	6,8	-174	687	10,7	0

Tabell 6. Provnnummer och resultat från grundvattenprovtagning 1.

Nr	pH	Redoxpotential [mV]	Arsenik [$\mu\text{g/l}$]	Järn [mg/l]	Syre [mg/l]
72	8,3	-221	2,24	2,55	0,06
73	7,1	-104	603	12,5	0
74	6	53	3,26	1,56	0,05
75	7	-208	63,2	8,99	1,2
76	7,4	-217	117	5,93	0,04
77	6,3	-64	155	3,5	0
78	6,6	-130	311	11,6	0
79	7,5	-214	0,01	7,27	0,01
80	6,1	-92	0,46	2,74	0
81	6,6	-104	0,687	6,79	0,03
82	7,6	-220	1,48	6,54	0,01
83	7,5	-245	1,49	6,71	0,01
84	5,8	93	0,286	0,29	0,01
85	6,1	35	1,12	1,53	4,9
86	7,7	-169	1,39	2,4	2,2
87	6,6	-88	2,42	4,81	0,15
88	7,2	-164	24,5	12,5	0,12
89	6,4	-67	0,798	7,88	0,24
90	6,2	-84	0,964	7,12	0,09
91	6,8	-89	1,27	8,96	0,05
92	5,8	-27	1,32	3,12	0,06
93	7,5	-196	31,1	6,12	0,04
94	8	-214	1,75	3,35	0,18
95	7,8	-211	3,59	10,4	0,01
96	6,4	-60	5,29	2,35	0,03
97	8	-218	19,3	9,22	0,02
98	6,9	-134	160	11,3	0,02
99	7,8	-191	0,539	2,48	0,03
100	7,8	-208	1,73	3,01	0,02
101	6,3	-112	2,22	7,84	0,04
102	6,7	-134	2,79	10,2	0,11
103	7	-174	515	10,1	0,26

BILAGA 2: GRUNDVATTENPROVTAGNING 2

Tabell 1 visar provpunkter, koordinater och resultat från grundvattenprovtagning 2. Nivån för Z anger nedre delen av provtagningsfiltret (filtret har längden 1 m).

Tabell 1. Provpunkter, koordinater och resultat från grundvattenprovtagning 2. X och Y-koordinater är angivna i plansystem SWEREF991500. Z-koordinater är angivna i höjdsystem RH70.

Provpunkt	X [m]	Y [m]	Z [m]	Arsenik [µg/l]	As(III) [µg/l]	As (III) %
1705_2	6389775,077	170804,314	157,743	812	137	0,17
1708_2	6389797,983	170794,115	158,159	1450	1340	0,92
1709_2	6389802,969	170814,032	157,483	321	251	0,78
1711_2	6389823,728	170770,131	154	234	204	0,87
1712_2	6389829,98	170789,925	157,589	803	638	0,79
1713_2	6389836,337	170806,353	159,736	643	537	0,84
1714_2	6389848,054	170813,739	156,364	369	339	0,92
1715_2	6389845,032	170783,484	158,658	718	830	1,16
1720_2	6389896,853	170769,69	161,475	422	350	0,83

BILAGA 3: JORDPROVTAGNING

Tabell 1-3 visar provnummer, provpunkter, koordinater i X, Y och Z-led för jordprovtagning. Nivån för Z anger nedre delen av jordkärnan (kärnan har längden 1 m). Tabell 4-6 visar provernas nummer och resultat från jordprovtagningen. Med provtyp vanlig avses att totalhalten av ämnen bestämts.

Tabell 1. Provnummer, provpunkter, koordinater och provtyp från jordprovtagning. X och Y-koordinater är angivna i plansystem SWEREF991500. Z-koordinater är angivna i höjdsystem RH70. Gul ifyllning avser prov som användes för beräkning av K_d -värden.

Nr	Provpunkt	X-koordinat	Y-koordinat	Provjup undre Z	Provtyp
1	1705_2	6389775,077	170804,314	163,74	vanlig
2	1705_2	6389775,077	170804,314	162,74	vanlig
3	1705_2	6389775,077	170804,314	161,74	vanlig
4	1705_2	6389775,077	170804,314	161,24	vanlig
5	1705_2	6389775,077	170804,314	160,24	vanlig
6	1705_2	6389775,077	170804,314	159,74	vanlig
7	1705_2	6389775,077	170804,314	159,74	oxalatextraherbart
8	1705_2	6389775,077	170804,314	158,74	vanlig
9	1705_2	6389775,077	170804,314	157,74	vanlig
10	1705_2	6389775,077	170804,314	156,74	vanlig
11	1705_2	6389775,077	170804,314	161,74	oxalatextraherbart
12	1705_2	6389775,077	170804,314	160,24	oxalatextraherbart
13	1705_2	6389775,077	170804,314	157,74	oxalatextraherbart
14	1707_2	6389797,927	170779,63	163,62	vanlig
15	1707_2	6389797,927	170779,63	162,62	vanlig
16	1707_2	6389797,927	170779,63	161,62	vanlig
17	1707_2	6389797,927	170779,63	160,62	vanlig
18	1707_2	6389797,927	170779,63	160,12	vanlig
19	1707_2	6389797,927	170779,63	161,62	oxalatextraherbart
20	1707_2	6389797,927	170779,63	160,12	oxalatextraherbart
21	1708_2	6389797,983	170794,115	163,9	vanlig
22	1708_2	6389797,983	170794,115	162,9	vanlig
23	1708_2	6389797,983	170794,115	161,9	vanlig
24	1708_2	6389797,983	170794,115	160,9	vanlig
25	1708_2	6389797,983	170794,115	159,9	vanlig
26	1708_2	6389797,983	170794,115	158,9	vanlig
27	1708_2	6389797,983	170794,115	157,9	vanlig
28	1708_2	6389797,983	170794,115	157,3	vanlig
29	1708_2	6389797,983	170794,115	161,9	oxalatextraherbart
30	1708_2	6389797,983	170794,115	159,9	oxalatextraherbart
31	1708_2	6389797,983	170794,115	157,9	oxalatextraherbart
32	1709_2	6389802,969	170814,032	162,06	vanlig
33	1709_2	6389802,969	170814,032	161,66	vanlig
34	1709_2	6389802,969	170814,032	160,66	vanlig
35	1709_2	6389802,969	170814,032	159,66	vanlig
36	1709_2	6389802,969	170814,032	158,66	vanlig
37	1709_2	6389802,969	170814,032	157,66	vanlig
38	1709_2	6389802,969	170814,032	156,66	vanlig
39	1709_2	6389802,969	170814,032	156,16	vanlig
40	1709_2	6389802,969	170814,032	161,66	oxalatextraherbart
41	1709_2	6389802,969	170814,032	159,66	oxalatextraherbart
42	1709_2	6389802,969	170814,032	157,66	oxalatextraherbart
43	1709_2	6389802,969	170814,032	156,16	oxalatextraherbart
44	1711_2	6389823,728	170770,131	163,62	vanlig
45	1711_2	6389823,728	170770,131	162,62	vanlig

Tabell 2. Provnummer, provpunkter, koordinater och provtyp från jordprovtagning. X och Y-koordinater är angivna i plansystem SWEREF991500. Z-koordinater är angivna i höjdsystem RH70. Gul ifyllning avser prov som användes för beräkning av K_d -värden.

Nr	Provpunkt	X [m]	Y [m]	Z [m]	Provtyp
46	1711_2	6389823,728	170770,131	161,62	vanlig
47	1711_2	6389823,728	170770,131	160,62	vanlig
48	1711_2	6389823,728	170770,131	159,62	vanlig
49	1711_2	6389823,728	170770,131	158,62	vanlig
50	1711_2	6389823,728	170770,131	157,62	vanlig
51	1711_2	6389823,728	170770,131	156,62	vanlig
52	1711_2	6389823,728	170770,131	155,62	vanlig
53	1711_2	6389823,728	170770,131	154,62	vanlig
54	1711_2	6389823,728	170770,131	153,62	vanlig
55	1711_2	6389823,728	170770,131	152,62	vanlig
56	1711_2	6389823,728	170770,131	151,62	vanlig
57	1711_2	6389823,728	170770,131	161,62	oxalatextraherbart
58	1711_2	6389823,728	170770,131	159,62	oxalatextraherbart
59	1711_2	6389823,728	170770,131	157,62	oxalatextraherbart
60	1711_2	6389823,728	170770,131	155,62	oxalatextraherbart
61	1711_2	6389823,728	170770,131	153,62	oxalatextraherbart
62	1711_2	6389823,728	170770,131	151,62	oxalatextraherbart
63	1712_2	6389829,98	170789,925	163,1	vanlig
64	1712_2	6389829,98	170789,925	162,7	vanlig
65	1712_2	6389829,98	170789,925	161,7	vanlig
66	1712_2	6389829,98	170789,925	160,7	vanlig
67	1712_2	6389829,98	170789,925	160,3	vanlig
68	1712_2	6389829,98	170789,925	159,3	vanlig
69	1712_2	6389829,98	170789,925	158,8	vanlig
70	1712_2	6389829,98	170789,925	157,8	vanlig
71	1712_2	6389829,98	170789,925	157,3	vanlig
72	1712_2	6389829,98	170789,925	156,3	vanlig
73	1712_2	6389829,98	170789,925	155,7	vanlig
74	1712_2	6389829,98	170789,925	154,7	vanlig
75	1712_2	6389829,98	170789,925	153,7	vanlig
76	1712_2	6389829,98	170789,925	152,7	vanlig
77	1712_2	6389829,98	170789,925	162,7	oxalatextraherbart
78	1712_2	6389829,98	170789,925	160,7	oxalatextraherbart
79	1712_2	6389829,98	170789,925	159,3	oxalatextraherbart
80	1712_2	6389829,98	170789,925	157,8	oxalatextraherbart
81	1712_2	6389829,98	170789,925	156,3	oxalatextraherbart
82	1712_2	6389829,98	170789,925	154,7	oxalatextraherbart
83	1712_2	6389829,98	170789,925	152,7	oxalatextraherbart
84	1713_2	6389836,337	170806,353	162,64	vanlig
85	1713_2	6389836,337	170806,353	161,64	vanlig
86	1713_2	6389836,337	170806,353	160,64	vanlig
87	1713_2	6389836,337	170806,353	159,64	vanlig
88	1713_2	6389836,337	170806,353	158,64	vanlig
89	1713_2	6389836,337	170806,353	157,64	vanlig

Tabell 3. Provnummer, provpunkter, koordinater och provtyp från jordprovtagning. X- och Y-koordinater är angivna i plansystem SWEREF991500. Z-koordinater är angivna i höjdsystem RH70. Gul ifyllning avser prov som användes för beräkning av K_d -värden.

Nr	Provpunkt	X [m]	Y [m]	Z [m]	Provtyp
90	1713_2	6389836,337	170806,353	156,64	vanlig
91	1713_2	6389836,337	170806,353	156,14	vanlig
92	1713_2	6389836,337	170806,353	161,64	oxalatextraherbart
93	1713_2	6389836,337	170806,353	159,64	oxalatextraherbart
94	1713_2	6389836,337	170806,353	157,64	oxalatextraherbart
95	1713_2	6389836,337	170806,353	156,14	oxalatextraherbart
96	1715_2	6389845,032	170783,484	162,74	vanlig
97	1715_2	6389845,032	170783,484	161,74	vanlig
98	1715_2	6389845,032	170783,484	160,74	vanlig
99	1715_2	6389845,032	170783,484	159,74	vanlig
100	1715_2	6389845,032	170783,484	158,74	vanlig
101	1715_2	6389845,032	170783,484	157,74	vanlig
102	1715_2	6389845,032	170783,484	156,74	vanlig
103	1715_2	6389845,032	170783,484	155,74	vanlig
104	1715_2	6389845,032	170783,484	154,74	vanlig
105	1715_2	6389845,032	170783,484	154,04	vanlig
106	1715_2	6389845,032	170783,484	161,74	oxalatextraherbart
107	1715_2	6389845,032	170783,484	159,74	oxalatextraherbart
108	1715_2	6389845,032	170783,484	157,74	oxalatextraherbart
109	1715_2	6389845,032	170783,484	155,74	oxalatextraherbart
110	1715_2	6389845,032	170783,484	154,04	oxalatextraherbart
111	1705_2	6389775,077	170804,314	159,74	vanlig
112	1705_2	6389775,077	170804,314	159,74	oxalatextraherbart

Tabell 4. Provnnummer och resultat från jordprovtagning. Gul ifyllning avser prov som användes för beräkning av K_d -värden.

Nr	As [mg/kg]	Fe [mg/kg]	Al [mg/kg]	Mn [mg/kg]	Ti [mg/kg]	TOC [mg/kg]
1	11,8	3410		103		
2	27,3	3910		106		
3	14,5	4040		107		0,11
4	2,68	4140		102		
5	10,3	4310		127		0,12
6	0,976	3620		99		
7	0,761	861	387	25,4	49,8	0,4
8	6,21	2920		90,2		
9	58,8	3970		97,6		
10	189	2480		63,6		
11	11,6	1170	428	29,2	37,3	
12	4,97	675	358	49,5	28,3	
13	38,7	982	530	27,3	44,3	
14	31,2	6070		101		-0,1
15	4,11	3880		73,9		
16	10,8	2790		69		-0,1
17	2,06	2340		54,5		
18	6,69	2900		61,2		
19	9,41	497	193	8,86	23,7	
20	3,72	849	192	9,49	27,4	
21	2,02	4530		323		0,16
22	28,3	4320		132		
23	15	3430		82,4		0,12
24	128	3240		88,5		
25	81,8	3280		82,8		-0,1
26	238	4580		141		
27	74,6	4310		155		
28	137	3830		74,3		
29	10,9	290	122	8,15	27	
30	48	743	178	17,5	13,5	
31	55,3	834	285	47,8	27,5	-0,1
32	17,9	4750		161		
33	2,17	3680		102		-0,1
34	0,547	2680		71,5		
35	31,8	2940		78,5		-0,1
36	5,96	2470		65,6		
37	2,9	3170		67,9		
38	1,26	3460		68,7		
39	1,54	3370		73,1		
40	1,58	638	288	22,8	22,4	
41	20,5	315	166	10	10,8	
42	1,7	428	162	11,5	20,1	
43	0,521	1080	127	10,4	11,2	
44	28,3	6600		148		0,17
45	4,19	5080		89,8		

Tabell 5. Provnnummer och resultat från jordprovtagning. Gul ifyllning avser prov som användes för beräkning av K_d -värden.

Nr	As [mg/kg]	Fe [mg/kg]	Al [mg/kg]	Mn [mg/kg]	Ti [mg/kg]	TOC [mg/kg]
46	11,6	3880		87,4		-0,1
47	14,7	4040		92,3		
48	6,42	3550		83,4		-0,1
49	4,67	3740		89,5		
50	4,45	3380		89		-0,1
51	18,1	3620		87,5		
52	1,89	3940		79,7		-0,1
53	10,4	3960		96,7		
54	15,3	4070		104		-0,1
55	2,59	4080		113		
56	20,5	4210		125		
57	8,76	346	192	9,73	37,4	
58	4,13	360	106	5,08	18,1	
59	2,56	443	94	3,37	7,68	
60	0,79	1280	110	8,66	13,1	
61	7,46	1610	212	15,7	18,6	
62	11,3	1520	260	22,3	20,9	0,25
63	26,7	4690		183		
64	18,4	4530		137		-0,1
65	0,846	2910		70,2		
66	9,01	2350		65,6		-0,1
67	8,62	2910		82,4		
68	17,2	2950		82,4		-0,1
69	22	2800		80,9		
70	28,7	3560		100		-0,1
71	19,1	3270		94,7		
72	9,4	3430		106		-0,1
73	2,52	4070		121		
74	2,17	3830		112		0,1
75	1,9	3410		103		
76	2,78	3610		100		
77	12,2	629	266	34	30,4	
78	8,09	386	88,6	11,3	10,5	
79	16	422	89,3	11,6	11,5	
80	28,6	456	106	15,5	12	
81	2,61	474	58	13,5	5,84	
82	1,11	923	77,9	26,6	8,46	
83	1,19	1430	86,2	18,9	11	0,13
84	1,59	4530		96,5		
85	1,58	3280		100		-0,1
86	1,16	2890		76,7		
87	1,07	2840		126		-0,1
88	0,966	3100		109		
89	0,923	3090		89,2		-0,1

Tabell 6. Provnnummer och resultat från jordprovtagning. Gul ifyllning avser prov som användes för beräkning av K_d -värdet.

Nr	As [mg/kg]	Fe [mg/kg]	Al [mg/kg]	Mn [mg/kg]	Ti [mg/kg]	TOC [mg/kg]
90	0,578	3760		88,2		
91	0,557	3680		80,3		
92	1,01	459	137	28	12,7	
93	0,6	340	103	50,4	7,54	
94	0,638	475	147	27,5	12,3	
95	0,211	744	90,5	7,29	6,38	-0,1
96	10	5650		167		
97	1,49	3860		91,1		-0,1
98	24,4	3760		104		
99	14,7	3080		88,1		-0,1
100	2,32	3570		98,2		
101	3,59	3920		88,1		-0,1
102	2,08	3820		80,1		
103	2,01	3870		99		-0,1
104	1,62	3990		89,4		
105	1,52	4400		104		
106	0,73	281	71,1	4,54	15	
107	12,5	253	61,9	11,1	7,73	
108	1,47	339	82,3	9,14	10	
109	0,851	825	91,6	15,5	10,7	-0,1
110	0,669	788	81,5	10,7	7,58	
111	0,976	3620		99		
112	0,761	861	387	25,4	49,8	

BILAGA 4: BERÄKNINGAR

Korrigerade halter i jord

Redogörelse för beräkningarna ges i avsnitt 4.3.2. Tabell 1 visar beräknade värden för det blöta provets densitet (P_{Vf}), 1 blöt jord per kg blöt jord (P_{Vf}), volymen vatten per massa blöt jord (V_V), massa arsenik per massa blöt jord (M_{Asv}) och korrigerade halten arsenik i jord (M_{korr}) för oxalatextraherbart arsenik. Tabell 2 visar detsamma för den totala halten arsenik.

Tabell 1. Beräknade värden för L_{As} , M_{Asv} , P_{Vf} , V_V , M_{Asv} och M_{korr} för oxalatextraherbart arsenik i jorden. Redogörelse för beräkningarna ges under avsnitt 4.3.2.

Provpunkt	L_{As} [mg/l]	M_{Asv} [mg/kg]	P_{Vf} [kg/l]	V_V [l/kg]	M_{Asv} [mg/kg]	M_{korr} [mg/kg]
1705_2	0,812	38,7	2,156	0,463821892	0,120519481	38,57948052
1708_2	1,45	55,3	2,156	0,463821892	0,215213358	55,08478664
1709_2	0,321	1,7	2,156	0,463821892	0,047643785	1,652356215
1711_2	0,234	7,5	2,156	0,463821892	0,034730983	7,465269017
1712_2	0,803	28,6	2,156	0,463821892	0,119183673	28,48081633
1713_2	0,643	0,6	2,156	0,463821892	0,095435993	0,504564007
1715_2	0,718	1,37	2,156	0,463821892	0,106567718	1,263432282

Tabell 2. Beräknade värden för L_{As} , M_{Asv} , P_{Vf} , V_V , M_{Asv} och M_{korr} för totala halten arsenik i jorden. Redogörelse för beräkningarna ges under avsnitt 4.3.2.

Provpunkt	L_{As} [mg/l]	M_{Asv} [mg/kg]	P_{Vf} [kg/l]	V_V [l/kg]	M_{Asv} [mg/kg]	M_{korr} [mg/kg]
1705_2	0,812	58,8	2,156	0,463821892	0,120519481	58,67948052
1708_2	1,45	74,6	2,156	0,463821892	0,215213358	74,38478664
1709_2	0,321	2,90	2,156	0,463821892	0,047643785	2,852356215
1711_2	0,234	15,3	2,156	0,463821892	0,034730983	15,26526902
1712_2	0,803	28,7	2,156	0,463821892	0,119183673	28,58081633
1713_2	0,643	1,07	2,156	0,463821892	0,095435993	0,974564007
1715_2	0,718	2,30	2,156	0,463821892	0,106567718	2,193432282

Andel arsenik i löst form

Redogörelse för beräkningarna ges under avsnitt 4.3.4. Tabell 3 visar beräknade värden för kg jord per l blöt jord (M_j), halten arsenik i jorden i 1 l jord (As_{FL}) och andelen i procent av den totala mängden arsenik den lösta fasen utgjorde ($As_{L\%}$).

Tabell 3. Beräknade värden för M_j , As_{FL} och $As_{L\%}$. Redogörelse för beräkningarna ges under avsnitt 4.3.4.

Provpunkt	M_j [kg/l]	As_{FL} [mg/l]	$As_{L\%}$
1705_2	1,836	0,25984	0,366835289
1708_2	1,836	0,464	0,4594134
1709_2	1,836	0,10272	3,39077045
1711_2	1,836	0,07488	0,545974749
1712_2	1,836	0,25696	0,491420039
1713_2	1,836	0,20576	22,41394336
1715_2	1,836	0,22976	9,931873984

BILAGA 5: GRUNDVATTENPROVTAGNING OCH JORDPROVTAGNING

Tabell 1 visar prover från samma djup, då djupen avrundades till närmsta heltal, från grundvattenprovtagning 1 och jordprovtagning. Dessa används i figurerna 19 och 20.

Tabell 1. Prover som provtogs på samma djup från grundvattenprovtagning 1 och jordprovtagning. Differensen mellan X, Y och Z ges i kolumnerna längst till höger.

Provpunkt	Markyta [m]	XG [m]	YG [m]	ZG [m]	Djup [m]	Provpunkt	XJ	YJ	ZJ	XG-XJ	YG-YJ	ZG-ZJ
1705	175	6389773	170801	162	13	1705_2	6389775	170804	162	-2.323	-3.805	-0.063
1705	175	6389773	170801	160	15	1705_2	6389775	170804	160	-2.323	-3.805	-0.563
1705	175	6389773	170801	158	17	1705_2	6389775	170804	158	-2.323	-3.805	-0.063
1707	174	6389797	170779	162	12	1707_2	6389798	170780	162	-1.000	-1.000	-0.004
1707	174	6389797	170779	160	14	1707_2	6389798	170780	160	-1.000	-1.000	-0.504
1708	174	6389800	170796	162	12	1708_2	6389798	170794	162	1.989	1.455	-0.262
1708	174	6389800	170796	160	14	1708_2	6389798	170794	160	1.989	1.455	-0.262
1708	174	6389800	170796	158	16	1708_2	6389798	170794	158	1.989	1.455	-0.262
1709	168	6389803	170814	162	6	1709_2	6389803	170814	162	-0.054	0.462	-0.065
1709	168	6389803	170814	160	8	1709_2	6389803	170814	160	-0.054	0.462	-0.065
1709	168	6389803	170814	158	10	1709_2	6389803	170814	158	-0.054	0.462	-0.065
1709	168	6389803	170814	156	12	1709_2	6389803	170814	156	-0.054	0.462	-0.565
1711	173	6389824	170770	162	12	1711_2	6389824	170770	162	-0.106	0.335	-0.026
1711	173	6389824	170770	160	14	1711_2	6389824	170770	160	-0.106	0.335	-0.026
1711	173	6389824	170770	158	16	1711_2	6389824	170770	158	-0.106	0.335	-0.026
1711	173	6389824	170770	156	18	1711_2	6389824	170770	156	-0.106	0.335	-0.026
1711	173	6389824	170770	154	20	1711_2	6389824	170770	154	-0.106	0.335	-0.026
1711	173	6389824	170770	152	22	1711_2	6389824	170770	152	-0.106	0.335	-0.026
1712	168	6389830	170790	159	8	1712_2	6389830	170790	159	0.003	-0.116	-0.036
1712	168	6389830	170790	158	10	1712_2	6389830	170790	158	0.003	-0.116	-0.036
1712	168	6389830	170790	156	11	1712_2	6389830	170790	156	0.003	-0.116	-0.036
1713	168	6389836	170806	162	6	1713_2	6389836	170806	162	-0.072	-0.399	0.026
1713	168	6389836	170806	160	8	1713_2	6389836	170806	160	-0.072	-0.399	0.026
1713	168	6389836	170806	158	10	1713_2	6389836	170806	158	-0.072	-0.399	0.026
1713	168	6389836	170806	156	12	1713_2	6389836	170806	156	-0.072	-0.399	-0.474
1715	167	6389845	170784	162	6	1715_2	6389845	170783	162	-0.117	0.046	-0.088
1715	167	6389845	170784	160	8	1715_2	6389845	170783	160	-0.117	0.046	-0.088
1715	167	6389845	170784	158	10	1715_2	6389845	170783	158	-0.117	0.046	-0.088
1715	167	6389845	170784	156	12	1715_2	6389845	170783	156	-0.117	0.046	-0.088
1715	167	6389845	170784	154	14	1715_2	6389845	170783	154	-0.117	0.046	-0.388

BILAGA 6: STATISTISK ANALYS

Tabell 1 visar en sammanställning över statistiska analysen som genomfördes för undersökta samband. Då antalet prover var högre än 30 beräknades z^* istället för r_s . Signifikansnivån (α) 10 % användes.

Tabell 1. Sammanställning över statistisk analys som gjordes för framtagna samband (Corder & Foreman, 2014).

Variabel 1	Variabel 2	n	rs/z*	Kritiskt värde för $\alpha=0,1$	Signifikant samband
Djup	Redoxpotential	103	7,282	1,29	Ja
Djup	pH	103	-8,016	1,29	Ja
Redox	Järn	103	-0,369	1,29	Nej
Redoxpotential	Syre	103	1,973	1,29	Ja
Redoxpotential	Arsenik	103	-0,383	1,29	Nej
Redoxpotential	As(III) %	7	-0,571	0,714	Nej
Kd från fält	Ox. Arsenik i jord	7	0,964	0,714	Ja
Kd från fält	As i lösning	7	0,6427	0,714	Nej
Kd från fält	Redoxpotential	7	0,214	0,714	Nej
Kd från fält	pH	7	-0,321	0,714	Nej
Kd från fält	As(III) %	7	0,25	0,714	Nej
Kd från fält	Oxider	6	0,607	0,829	Nej
Kd från fält	Kd från lakttest	7	-0,1428	0,714	Nej
Ox. As i jord	As i lösning	30	0,2671	0,306	Nej
Ox. Fe i jord	As i lösning	30	-0,01268	0,306	Nej

Referenser

Corder G.W. & Foreman D. I. (2014). *Nonparametric Statistics: A Step-By-Step Approach*.
Upplaga 2. John Wiley & Sons, Incorporated. Elektronisk bok.