



Kemakta AR 2005-24

Reviderad riskbedömning och riskvärdering för Elnaryd fd impregneringsanläggning, Alvesta kommun

Gabriella Fanger, Karin Jonsson, Mark Elert, Bertil Grundfelt och Lars Olof Höglund

2005-11-25

Kemakta Konsult AB

Box 12655, 112 93 Stockholm

Telefon: 08-617 67 00, Telefax: 08-652 16 07, Internet: www.kemakta.se

Innehållsförteckning

SAMMANFATTNING	2
1 BAKGRUND	3
1.1 RESULTAT AV HUVUDSTUDIEN 2002	3
1.2 KONSEKVENSER AV NYA UTREDNINGAR UNDER 2004-2005	3
1.3 INNEHÅLL I FÖRELIGGANDE RAPPORT	3
2 UTFÖRDA UTREDNINGAR INOM PROJEKT ELNARYD	4
3 UPPDATERAD RISKBEDÖMNING	6
3.1 FÖRORENINGSSITUATIONEN – FÖRÄNDRAD RISKBILD	6
3.1.1 Föroreningssituationen i mark	6
3.1.2 Mängder av föroreningar	5
3.1.3 Föroreningssituationen i grund- och ytvatten	6
3.1.4 Föroreningssituationen utanför fastighetsgränsen	10
3.2 FÖRUTSÄTTNINGAR FÖR RISKBEDÖMNING FÖR ELNARYD 1:16	10
3.3 RESULTAT AV UPPDATERAD RISKBEDÖMNING	10
3.3.1 Spridningsförlopp	11
3.3.2 Hydrologiska förutsättningar för spridning	11
3.3.3 Spridning i dagsläget	14
3.3.4 Reviderade läckageberäkningar	15
3.3.5 Tidsförlopp – när ses effekter i dricksvattenbrunnarna?	17
3.3.6 Risk för förorening av berggrunden	18
3.3.7 Uppskattning av acceptabla läckage från området	18
3.4 SAMMANFATTNING	20
3.5 RISKBEDÖMNING FÖR ANVÄNDNING AV JORD PÅ ARINGSÅSDEPONIN	20
3.6 SLUTSATSER RÖRANDE RISKER OCH ÅTGÄRDSBEHOV	21
4 UNDERLAG FÖR NY RISKVÄRDERING	22
4.1 RISKVÄRDERING 2002	22
4.2 BEHOV AV RISKREDUKTION – NY BEDÖMNING	22
4.3 JÄMFÖRELSE AV NYA ÅTGÄRDSALTERNATIV	23
4.3.1 Urgrävning	23
4.3.2 Inkapsling	24
4.3.3 Jordtvätt	24
4.4 MILJÖKONSEKVENSER MED OLIKA ÅTGÄRDSALTERNATIV	25
4.4.1 Riskreduktion för åtgärder genom urschaktning - arsenik	25
4.4.2 Riskreduktion för åtgärder genom urschaktning – kreosot/PAH	26
4.4.3 Kommentarer	27
4.4.4 Risk för återförorening vid kvarlämnande av föroreningar	27
4.4.5 Inkapsling	27
4.4.6 Jordtvätt	28
4.4.7 Sammantagen bedömning av miljökonsekvenser	29
4.5 MILJÖPÅVERKAN VID ÅTGÄRD SAMT JÄMFÖRANDE KOSTNADER	30
5 VIDARE ARBETEN	32
6 REFERENSER	33
BILAGA 1 Karta över platser för vattenprovtagning i Elnarydområdet.	
BILAGA 2 Bedömning av möjlighet att tillföra större volymer förorenad jord till Aringsåsdeponin.	
BILAGA 3 Figur med schaktområden för åtgärdsalternativ 5 samt utbredning av spont för alternativ 5 och 6.	
BILAGA 4 Figur med provtagningspunkter på 0-3 m respektive 3-7 meters djup.	

Sammanfattning

Under 2001-2002 gjordes undersökningar vid det fd impregneringsområdet i Elnaryd som visade att marken och grundvattnet innehåller höga halter av föroreningar, framför allt av arsenik och kreosot men även av zink, koppar och krom. Upp till 12 ton arsenik och 16 ton kreosot (PAH-16) kan finnas i marken. Riskbedömningen visade att åtgärder krävs för att minska risken för negativa hälsoeffekter vid vistelse på området och på längre sikt även pga spridning till dricksvattenbrunnar nedströms området.

Kommunen ansökte 2003 om bidrag för efterbehandlingsåtgärder genom urschaktning av förorenad jord ner till de åtgärdsgränser, dvs resthalter av arsenik och PAH i jorden, som föreslagits i huvudstudien och som syftade till att långsiktigt reducera spridningen av framför allt arsenik till acceptabla nivåer. Naturvårdsverket beviljade finansiering, dock för en åtgärd med ett mer ambitiöst åtgärdsgränsmål.

I samband med förberedande undersökningar under 2004 samt vid projekteringen under 2005 upptäcktes nya områden med djupt liggande arsenik- och kreosotförorening, ställvis ända ner till berg. Ett omhändertagande av de ökade volymerna förorenade massor medför en väsentligt större kostnad än vad som uppskattats tidigare.

På grund av föroreningens ökade omfattning har frågan väckts om man kan återgå till de ursprungliga åtgärdsgränserna, eller andra optimerade åtgärdsgränser, under förutsättning att kraven på reduktion av spridningen bibehålls. Frågan har utretts genom att en ny riskbedömning och riskvärdering har utförts som redovisas i denna rapport. Riskvärderingen syftar till att jämföra miljönyttan med olika åtgärder och värdera den mot de tekniska förutsättningarna samt kostnaderna.

De åtgärdsalternativ som jämförts är urschaktning till olika resthalter (åtgärdsgränser), inkapsling av förorenad jord på platsen (slitsmurar av bentonit/cement respektive sekantpilar) och jordtvätt med återläggning av renade massor. De tekniska förutsättningarna samt kostnader för åtgärderna har utretts av Sweco och redovisas i en separat rapport (Sweco, 2005b). Miljökonsekvenserna redovisas i föreliggande rapport.

Riskbedömningen och gjorda spridningsberäkningar visar att läckaget av i första hand arsenik måste minska med ca 80 % från Elnarydområdet för att spridningen på lång sikt inte skall ge upphov till halter som överskrider dricksvattennormer i brunnar nedströms området. Ett möjligt alternativ för att åstadkomma detta är att gräva ur förorenad jord och transportera till en deponi på annan plats. Att kombinera urgrävning med jordtvätt i syfte att kunna återlägga den behandlade jorden är att föredra ur resurshushållningssynpunkt. En separat åtgärdsutredning har visat att användning av andra tvättvätskor än vatten troligen är nödvändigt med hänsyn till att både arsenik och PAH skall åtgärdas. Tvättning med olika vätskor har inte bedömts vara en beprövad teknik. Preliminära kostnadsuppskattningar har även visat att jordtvätt kan bli lika dyrt som uppgrävning och deponering. Åtgärder som syftar till att kapsla in föroreningen har inte bedömts vara lämpliga eftersom kvarlämnande av föroreningar innebär en stor osäkerhet rörande risken för läckage av föroreningar på längre sikt. Dessutom medför kvarlämnande av stora mängder föroreningar restriktioner för markanvändningen.

1 Bakgrund

1.1 Resultat av huvudstudien 2002

Det fd impregneringsområdet i Elnaryd, Vislanda i Alvesta kommun är pga den tidigare verksamheten förorenat av arsenik och kreosot (PAH). Vid den riskbedömning som utfördes i projektets huvudstudie (Kemakta, 2002) konstaterades att det finns en risk både vid vistelse på markområdet men även för spridning av föroreningar från området, framför allt av arsenik. Nedströms det förorenade området ligger fastigheter med brunnar som utnyttjas för dricksvattenuttag. Tagelåsen löper genom området och sammanstrålar några kilometer nedströms med Alvestaåsen. Det finns därmed viktiga skyddsobjekt nära området. Åtgärder har bedömts nödvändiga för att inga negativa hälsoeffekter ska uppstå i dagsläget eller på sikt. Efterbehandling genom urschaktning av ca 17 000 m³ förorenad jord föreslogs i huvudstudien till en kostnad av ca 34 miljoner. Bedömningen av föroreningssituationen baserades på åtgärdsförberedande undersökningar och jordprovtagning som skedde under 2001 (Swedpower, 2001) samt 2002 (Kemakta, 2002).

1.2 Konsekvenser av nya utredningar under 2004-2005

I samband med förberedande undersökningar inför saneringen av markområdet i Elnaryd upptäcktes under sommaren och hösten 2004 delvis nya områden med djupare liggande förorening. Vid projekteringen av området under våren 2005 skedde en detaljavgränsning då en ännu större mängd och utbredning av djupt liggande arsenik- och kreosotförorening påträffades. Förhöjda halter har ställvis uppmätts ända ner till berg på ca sex meters djup. Förekomst av förorening djupt i marken innebär att väsentligt större volymer kan komma att bli aktuella för schaktning än vad som framkom vid de tidigare undersökningarna av området, om de ursprungliga åtgärds målen skall följas. En djupschaktning kompliceras dessutom av att urgrävning av jord under grundvattenytan måste ske.

1.3 Innehåll i föreliggande rapport

Kemakta Konsult har på uppdrag av Alvesta kommun uppdaterat tidigare genomförd riskbedömning med hänsyn till de nya resultaten och i samarbete med Sweco tagit fram underlag för en reviderad riskvärdering för området. Riskvärderingen behandlar utöver urgrävning och deponering även utredning av möjlighet till alternativa efterbehandlingsåtgärder i form av jordtvätt och inkapsling av förorenad jord.

Riskvärderingen har utförts i samråd med kommunen och länsstyrelsen och med denna rapport som grund skall ansökan till Naturvårdsverket om finansiering av åtgärderna kompletteras.

2 Utförda utredningar inom Projekt Elnaryd

Följande markundersökningar och utredningar har gjorts på Elnarydområdet (se Kemakta, 2002 för mer information om resultaten):

- Undersökning av eventuell förorening av betesmarker angränsande till impregneringsanläggningen; Pehrs & Co, 1977.
- IVL, 1981: "Nedlagt impregneringsverk, Vislanda. Institutet för vatten- och luftvårdsforskning, 1981-06-25. Leif Bruneau och Hans Midéus för Södra Skogsägarna AB".
- IVL, 1988: "Vislanda Sågverk. Kartläggning av fenolföreningar i spån, jord, grundvatten och ytvatten. Institutet för vatten- och luftvårdsforskning, 1988-10-28, Göran Bergman och Jan Kristiansson för Södra Skogsägarna AB".
- Provtagning av bäck, dike och grundvatten 1985-1992 samt 1995-2000; J&W, J&W Pehrs, Pehrs & Co och IVL på uppdrag av Södra Skogsenergi.
- MIFO-inventering av länsstyrelsen som klassade området i den högsta riskklassen.
- Provtagning av vatten i brunnar år 2000 i Södra Skogsenergis regi.
- Åtgärdsförberedande undersökning av markförorening på fastigheten Elnaryd 1:16, Huvudstudie. Rapport SwP 011221, SwedPower, Göteborg, 2001.
- Åtgärdsförberedande utredning vid Elnaryd f d impregneringsanläggning i Alvesta kommun – komplettering av huvudstudie, G Fanger, S Södergren, M Elert, M Pettersson, Kemakta AR 2002-24, Kemakta Konsult AB, 2002.

Med ovanstående arbeten som grund ansökte kommunen via länsstyrelsen om finansiering för åtgärder från Naturvårdsverket:

- Ansökan 2003-12-05 till Länsstyrelsen i Kronobergs län, Ansökan om statsbidrag till efterbehandlingsåtgärder på fastigheterna Elnaryd 1:16 mfl, Alvesta kommun, 2003.

Möjligheterna att använda måttligt förorenade massor för sluttäckning av Alvestas kommunala avfallsupplag utreddes under 2003 och redovisades i:

- Framtagande av haltgränser för användning av massor från Elnaryd fd impregneringsanläggning vid sluttäckning av Alvesta kommunala avfallsupplag. G Fanger, M Elert, S Södergren, Kemakta AR 2003-13, Kemakta Konsult AB, 2003.
- PM - Förtydligande till rapport "Framtagande av haltgränser för användning av massor från Elnaryd fd impregneringsanläggning vid sluttäckning av Alvesta kommunala avfallsupplag", Kemakta 2003-09-19, Kemakta, 2003-10-28, Gabriella Fanger, Mark Elert.

Förberedelsearbeten innan projekteringen utfördes under sommaren och hösten 2004 och sammanfattas i följande rapporter:

- Kompletterande undersökningar inför projektering och sanering av Elnaryd fd impregneringsanläggning i Alvesta kommun, G Fanger, M Pettersson, K Jonsson, Kemakta AR 2004-18, Kemakta Konsult AB, 2004-12-14.
- Resultat av kompletterande jordprovtagning i december 2004 på Elnaryd fd impregneringsområde. Projekt Elnaryd, Gabriella Fanger och Karin Jonsson, Kemakta Konsult AB, 2005-02-22, se bilaga 2.
- Geoteknisk rapport: Elnaryd, Vislanda (sondering till berg), Sweco VBB AB, 2004-12-13.
- Jordprovtagning i befintlig järnvägsbank, Sweco 2004-12-22. Jordprovtagningen skedde 2004-10-20.

Under våren 2005 påbörjades projekteringen av området där även en detaljavgränsning av föroreningsituationen utfördes genom kompletterande jordprovtagning. Markundersökningarna redovisas i:

- Sweco, 2005: Projektering, Marksanering Elnaryd. Kompletterande miljögeotekniska undersökningar på fastigheten Elnaryd 1:16 i Alvesta kommun. Uppdragsnummer 1270098. Sweco Viak AB, Malmö 2005-08-15.
- Projekteringen skall resultera i ett förfrågningsunderlag för entreprenaden inkluderande arbetsmiljöplan, spontningsarbeten, mm. Förfrågningsunderlaget tas fram när beslut om åtgärdsteknik och finansiering är klar.

Under 2005 har referensprovtagning av grund- och ytvatten skett inom och nedströms området. Dessa undersökningar redovisas i en separat rapport som är under framtagning. Resultaten från den första provtagningsomgången i januari redovisas i:

- Referensprovtagning januari 2005 – redovisning av uppmätta halter av arsenik och PAH i grund- och ytvatten, Elnaryd. Gabriella Fanger och Karin Jonsson, PM Kemakta Konsult AB, 2005-02-22.
- Vattenprovtagningar i Elnaryd, Vislanda, Alvesta kommun. Referensprovtagningar av yt- och grundvatten. Sweco VBB AB, Växjö, 2005-02-28.

Övriga förberedelsearbeten under 2005:

- Alternativa efterbehandlingsåtgärder inom fastigheten Elnaryd 1:16. PM 2005-11-01. Sweco Viak, Stockholm.
- Konsekvenser för deponering av en ökad volym jordmassor från Elnarydområdet på Aringsåsdeponin. Projekt Elnaryd, Gabriella Fanger och Mark Elert, PM Kemakta Konsult AB, 2005-09-07, se bilaga 2.
- Bedömning av risker med upptag av arsenik i växtlighet på impregneringsområdet i Elnaryd och eventuella krav på omhändertagande efter röjning. Gabriella Fanger, PM Kemakta Konsult AB, 2005-02-11.
- Resultat av grundvattenprovtagning på fastighet Elnaryd 1:28. Gabriella Fanger och Lars Olof Höglund, PM Kemakta Konsult AB, 2005-08-31.

3 Uppdaterad riskbedömning

3.1 Föroreningssituationen – förändrad riskbild

Nedan ges en kort sammanfattning av tidigare utförda bedömningar kring arsenik- och kreosotförekomsten i jord på Elnaryd fd impregneringsanläggning och hur kunskapen om föroreningssituationen växt fram vid olika provtagningar.

Markundersökningar har utförts på området under 2001 (Swedpower), 2002 (Kemakta) och under 2004 (Kemakta). 1988 utförde IVL jordprovtagning runt det fd sågverket för analys av klorfenoler. Arsenik och PAH förekommer i störst utsträckning men punktvis påträffas även krom och zink.

3.1.1 Föroreningssituationen i mark

Undersökning 2001: Jorden är endast ytligt förorenad med undantag från As-slamdeponin

Vid markundersökningen 2001 (Swedpower) utfördes ett stort antal analyser av jorden inom hela området som visade att föroreningarna ligger förhållandevis ytligt i marklagren (ca 0-25 cm) och att halterna är kraftigt avtagande med djupet. Arsenikförorening kunde bara konstateras djupare än 0,5 meter i ett område vid den sk arsenikslamdeponin, där slam från impregneringsprocessen har grävts ner. Enligt den tidigare undersökningen ska denna deponi ligga runt provpunkt EP24 (XRF-24).

Undersökning 2002: Kompletterande provtagning krävs

I en komplettering av Swedpowers studie (Kemakta, 2002) gjordes ett fåtal analyser av jord inom markområdet för att klargöra vissa frågeställningar. Risker med förekomst av sexvärt krom kunde avskrivas genom en ny jordprovtagning. Provtagning av jord utfördes även utanför stängslet och man kunde konstatera att arsenikföroreningen kunde avgränsas till fastighetsgränsen. Ingen annan provtagning av jord skedde inom ramen för undersökningen, men i den handlingsplan som redovisades i slutrapporten över huvudstudien konstaterades att kompletterande jordprovtagning var nödvändig för att klargöra vissa frågor rörande föroreningssituationen. Dessa var provtagning i potentiellt kreosotförorenat område på större djup i den norra delen i anslutning till arsenikslamdeponin samt provtagning under asfaltplattan, i jordhögarna och framför fd sågverksbyggnaden (dioxiner). Bedömningarna avseende föroreningssituationen i jord i baserades i huvudsak på analysresultaten från 2001.

Det konstaterades att arsenik dominerar föroreningsutbredningen och styr åtgärdsnivån för nästan hela området. Kreosot bedömdes kunna finnas på större djup i framför allt två delområden, ett i den norra delen av området och ett mindre i den södra. Även i arsenikslamdeponin finns arsenik i djupare lager.

Uppskattningar av volymer i studien: 13.600 m³ på 0-0,5 meter (åtgärds mål 15 mg/kg TS) plus grov uppskattning av PAH-förorenad jord ca 3000 m³ (ner till 1,5 meter).

Undersökning sommar 2004: Ingen djupt liggande kreosotförorening men nya områden med arsenik

I de förberedande undersökningar som utfördes under sommaren och hösten 2004¹ utfördes kompletterande jordprovtagning för att svara på ovanstående frågeställningar och för att göra en bättre avgränsning. Följande kunde konstateras:

- Till skillnad från vad man misstänkt tidigare tycktes ingen utbredd eller djupt liggande förorening av kreosot (PAH) föreligga i det undersökta området i norra delen, med undantag

¹ jordprovtagning och analys juli 2004, kompletterande analyser i september 2004, kompletterande jordprovtagning och analys runt J57 i nov-dec 2004, installation av grundvattenrör och samtidig jordprovtagning i december 2004.

för ett mindre delområde (runt punkten J57) som är förorenad med kreosot till ett djup av 2 meter (avgränsad på djupet).

- Djupt liggande förorening av arsenik konstaterades i en tidigare bedömt rent område väster om järnvägen (J57). Halterna är höga ner till två meters djup (330 mg/kg TS). Enligt uppgift kan deponering ha skett i två stycken slamdeponier. I Swedpowers utredning kunde endast läget av den ena lokaliseras (jfr ovan). Kompletterande provtagning runt J57 föreslogs i rapporten för avgränsning (se nedan).
- I området i anslutning till arsenikslamdeponin (punkt 60-62) påvisades höga halter av arsenik, även djupare (till ca en meters djup i 61-62 och till minst 2,5 meters djup i 60).

Slutsatser vid undersökningen:

- Den kompletterande provtagningen indikerade att utbredningen av arsenik är något större i området kring arsenikslamdeponin än vad Swedpowers föregående undersökning visat. Resultaten indikerade också att arsenik finns i höga halter i djupare liggande jord, ner till mellan 1 och 2,5 meters djup. I vissa punkter kunde ingen avgränsning göras på djupet då halterna var höga i det djupaste skiktet (J60, J57).
- Det tidigare bedömda läget och utbredningen av arsenikslamdeponin kunde inte bestämmas noggrannare utgående från de erhållna resultaten. Det kunde dock konstateras att förhöjda halter fanns på större djup (mellan 1 och 2,5 meter, eventuellt djupare) inom ett potentiellt stort område runt punkterna J60-J62 som inte var avgränsat i ytled åt nordost. Resultaten kan tyda på att djupt liggande arsenik i slamdeponin spridits och förorenat jorden nedströms.
- I övriga delområden bedöms, med vissa undantag, förekomsten av arsenik under 0,5 meter vara begränsad enligt utförda analyser. Vid sanering bör dock kontroll av schaktbotten ske för eventuell vidare urschaktning på djupet inom vissa delområden.

Uppskattade förorenade volymer 2004 (Kemakta, 2004) var 15.800 m³ på 0-0,5 meters djup vid ett åtgärdsområde på 15 mg/kg TS. Denna volym omfattade ej omhändertagande av As- och PAH-förorenad jord på större djup i och runt arsenikslamdeponin, som bedömdes kunna vara betydande (ca 5 300 m³ enligt en grov preliminär uppskattning).

Undersökning december 2004: Ytterligare områden med förekomst av både arsenik och kreosot på större djup

Kompletterande provtagning av jord utfördes i december 2004 runt punkten J57 för att avgränsa arsenikutbredningen (Kemakta, 2005b). Provtagning av jord skedde även i samband med installation av grundvattenrör.

- Genom ytterligare provtagning runt den ”nya” misstänkta arsenikslamdeponin kunde klargöras att arsenikutbredningen runt denna plats är begränsad. I alla provtagna punkter på ca 10 meters avstånd från J57 påträffades låga arsenikhalter med undantag för yttjorden i vissa punkter.
- Förekomst av djup arsenikförorening (ner till tre meters djup) konstaterades i punkten J86 och J88 inom den mest förorenade norra delen.
- I punkten J86 som ligger i närheten av det fd stickspåret var halterna av PAH mycket höga (20 500 mg/kg på tre meters djup) och det ”dryper” av kreosot.
- Resultaten indikerar sammantaget en mycket heterogen föroreningssituation med föroreningar som ställvis förekommer till ett djup av en meter till mer än 2,5 meter inom ett relativt stort område i den norra delen.
- Det kan noteras att grundvattennivåerna var extremt höga inom området vid tidpunkten för provtagningen 2004. Ytavrinnande vatten från uppströms belägna områden genomströmmade även området. Under en period föregående provtagningen i november 2004 strömmade vatten med högt flöde i en tillfällig bäck i den norra delen av området.

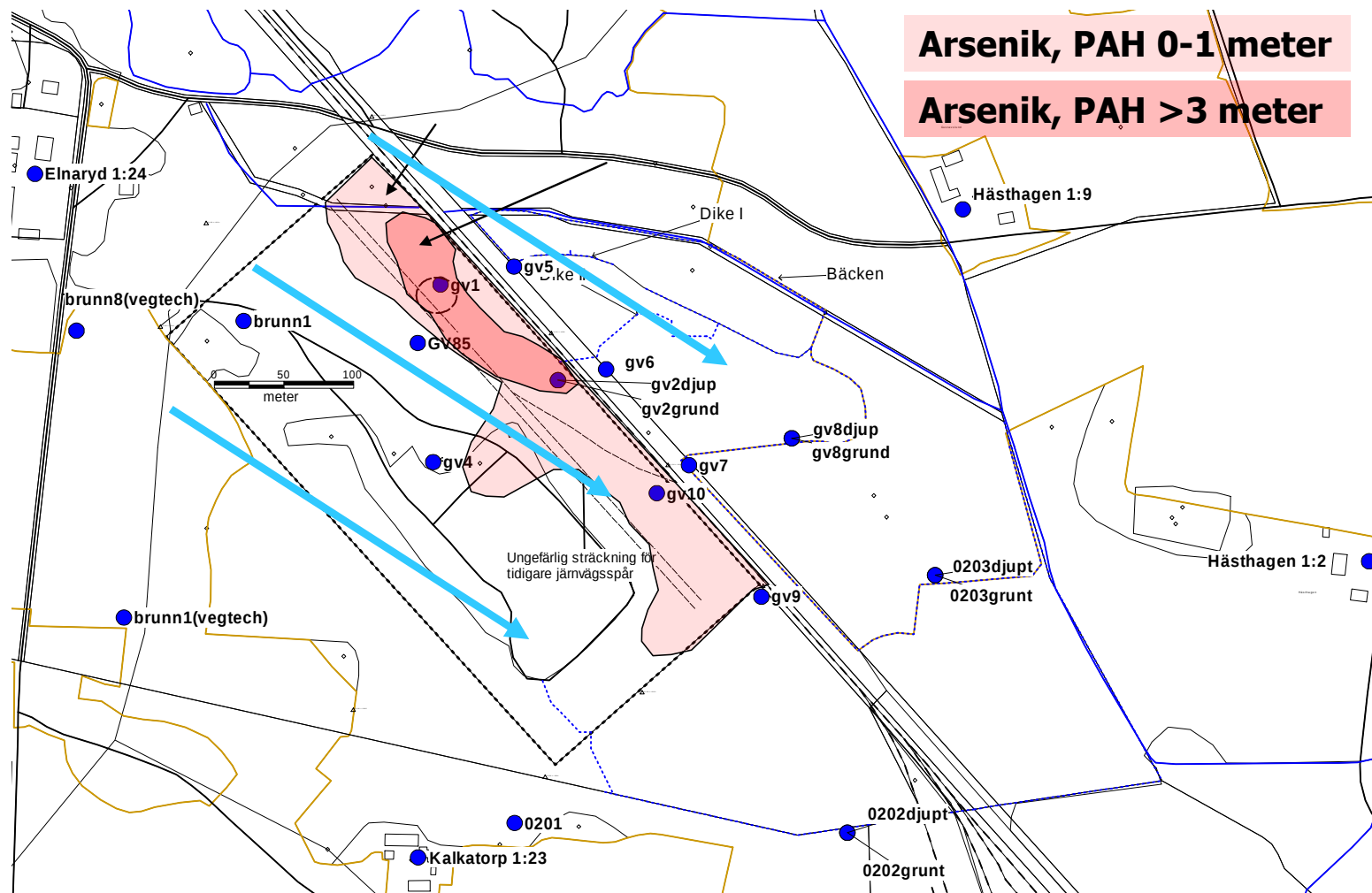
- Rapporten konstaterar att det inom ramen för den projektering som skall utföras under våren 2005 måste klargöras i mer detalj vilka områden som är aktuella för djupare schaktning och därmed spontning.

Undersökning april-juni 2005 (jordprovtagning vid projektering): Förorening finns ända ner till berg i vissa delområden

Sweco har sammanställt de provtagningar som utfördes inom ramen för projekteringen i en rapport (Sweco, 2005a). Provtagning skedde i omgångar. Inledningsvis vid provtagningen i april spreds punkterna inom hela området, dock bara ned till ett djup av 2 m. Efter kompletterande provtagning i maj gjordes fler analyser, bl a i den södra delen av området med kreosotförorening (punkt 525). Provtagning gjordes senare även på betong (arsenik) och asfalt (kreosot/PAH). Efter arbetsmöten i juni 2005 konstaterades att avgränsningen ej var tillfredsställande, varken i ytled eller djupled, varför kompletterande provtagning genomfördes. Mycket höga halter av både arsenik och PAH påträffades till stort djup i jorden framför allt i den norra delen:

- Kreosot i jord: Kraftigt förorenat till 6,5 meter i den norra och centrala delen av området (punkt 0547, 05J86, 05GV2), i övrigt låga halter i provtagna punkter i undersökningen.
- Arsenik i jord: Kraftigt förorenat till 4,5-5,5 meter i den norra delen av området (punkt 0550 och 0551) och förorenat till 6,5 m längre söderut i punkten GV2. Kraftigt förorenad jord påträffas även i 05J88 över ett enstaka djupintervall (3-3,5 meter), men på övriga djup är jorden endast måttligt förorenad (<35 mg/kg). Jorden är ren från arsenik i punkten 05J86 där kreosot i fri fas påträffades.

Föroreningssituationen redovisas översiktligt i figur 3.1.

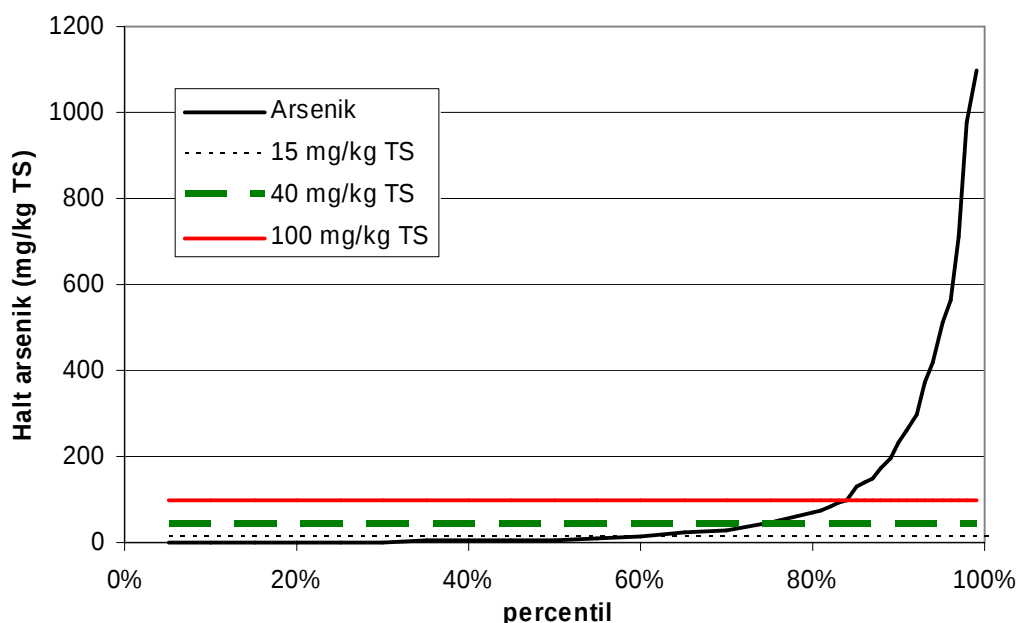


Figur 3.1 Ungefärlig utbredning av arsenik och/eller PAH i jorden på Elnarydområdet. Punktvis finns förorening djupare än en meter i ytterligare delområden (se Sweco 2005a för mer detaljerad information om respektive förorening). Förorenade volymer är större för arsenik, framför allt i de ytligare jordlagren. Blå pilar indikerar strömningsriktningen för grundvatten.

3.1.2 Mängder av föroreningar

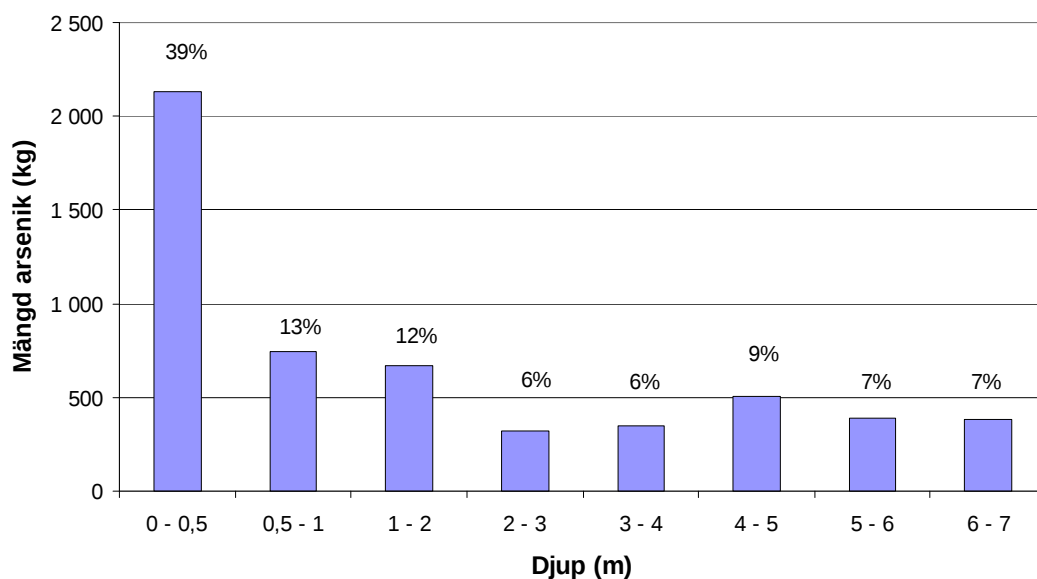
Arsenik

Fördelningen av uppmätta halter av arsenik i analyserade jordprov visas i figur 3.2. Av de uppmätta halterna överskrider ca 50% tidigare framtagna ågärds mål (15 mg/kg TS) och ca 25% överskrider en haltgräns motsvarande MKM (mindre känslig markanvändning; 40 mg/kg TS). Endast ca 15% av jordproven överskrider 100 mg/kg TS.



Figur 3.2 Fördelning av uppmätta arsenikhalter Elnaryd; andel av analyserna som överskrider olika haltgränser.

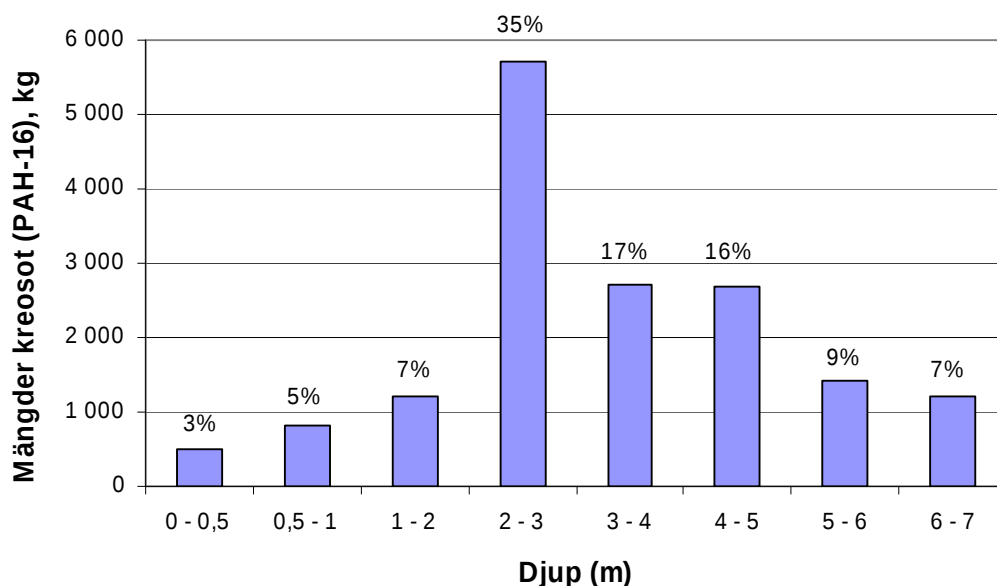
En bestämning av den totala mängden arsenik som finns i jorden med hänsyn även till de djupare analyserna visar att ca 5,5 ton finns på området (exklusive innehållet i arsenikslamdeponin). Av denna mängd finns 39% i den översta halvmeteren, 31% i skiktet 0,5-3 m och 29% i skiktet 3-7 m (figur 3.3). Den uppskattade arsenikmängden är större än vad som uppskattades i huvudstudien 2002, då underlagsdata indikerade att 3 ton arsenik fanns i jorden på området, plus upp till 6 ton i arsenikslamdeponin. Sammantaget kan alltså upp till 12 ton arsenik finnas i marken på området.



Figur 3.3 Total arsenikmängd i jorden fördelade på olika djup (exklusive mängd arsenik i slamdeponin).

PAH

En motsvarande bestämning av PAH-mängden ger att ca 16 ton PAH finns i jorden på området. I huvudstudien 2002 uppskattades ca 10 ton PAH finnas i den översta metern, dock var det känt att även djupare liggande kreosotförorening fanns inom ett delområde som skulle detaljundersökas inom ramen för projekteringen eller föregående denna. Mängden PAH fördelar sig med 3% i den översta halvmeteren, 47% i skiktet 0,5-3 m samt 49% i skiktet 3-7m (figur 3.4). En stor andel, 35%, finns på djupet 2-3 meter.



Figur 3.4 Total PAH-mängd i jorden fördelade på olika djup.

3.1.3 Föroreningssituationen i grund- och ytvatten

Resultaten av vattenprovtagningar inom ramen för referensundersökningarna (januari 2005, april 2005 och maj 2005) redovisas i en separat rapport (Kemakta pågående). En

sammanfattning ges nedan. Tidigare utförda grund- och ytvattenanalyser redovisas i Swedpower, 2001 och Kemakta, 2002.

Halterna av arsenik och kreosot (PAH-16) är höga i provtagna grundvattenrör inom området under våren 2005, se tabell 3.1-3.2. De högsta halterna påträffas i GV1 och GV2 djupt (se figur i bilaga 1). På den västra delen av området i GV4 och Brunn 1 är halterna av arsenik låga. Halterna är endast måttligt förhöjda även i GV85 som ligger väster om det fd industrispåret. Höga grundvattenhalter har även uppmätts av krom och zink på området. Zink påträffas i högst halter i rör 10 i den södra delen av området. Jämfört med provtagningen 2001 är halterna högre för samtliga ämnen utom PAH.

Tabell 3.1 Uppmätta halter av arsenik, koppar, krom och zink i grundvattnet på området vid de tre referensprovtagningarna under våren 2005 (grundvattenrör GV1, GV2djup, GV2grund, GV4, GV9, GV10, GV85).

		Medel	Median	Max
		µg/l	µg/l	µg/l
Arsenik	Filtrerat	156	30	510
	Ofiltrerat	187	34	590
Zink	Filtrerat	127	22	530
	Ofiltrerat	161	96	580
Koppar	Filtrerat	1.5	1.1	6.2
	Ofiltrerat	11	4	42
Krom	Filtrerat	16	2	140
	Ofiltrerat	12	5	78

Tabell 3.2 Uppmätta halter av kreosot (PAH-16) i grundvattnet (ofiltrerade prov) på området vid de tre referensprovtagningarna under våren 2005 (grundvattenrör GV1, GV2djup, GV2grund, GV4, GV9, GV10, GV85).

	Medel	Median	Max
	µg/l	µg/l	µg/l
PAH cancerogena	0.42	0.20	2.4
PAH övriga	15.3	0.3	160
Summa PAH-16	15.7	0.5	162

Halterna är även höga av arsenik och zink i grundvattnet direkt utanför området (GV5 och GV7), tabell 3.3.

Tabell 3.3 Uppmätta maxhalter av arsenik och zink samt PAH-16 i grundvattenrör direkt utanför området.

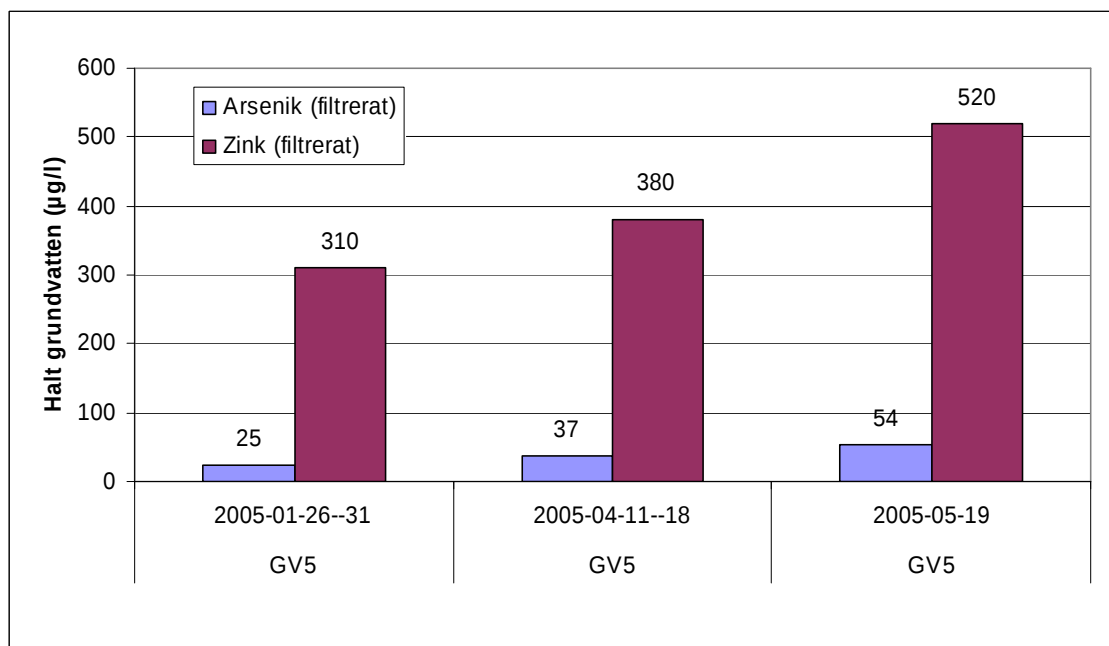
		GV5	GV6	GV7	GV8 djupt	GV9
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Arsenik	filtr	54	0.31	0.35	0.22	44
	ofiltr	320	0.5	1.7	0.64	46
Krom	filtr	2.4	1.3	1	1.2	3.5
	ofiltr	49	2	4.1	3.8	4.6
Zink	filtr	520	25	510	39	14
	ofiltr	1000	26	500	52	25
PAH-16*	ofiltr	0.43	0.15	0.17	0.15	0.17
Suspenderande ämnen (mg/l)	ofiltr	260	14	66	41	51

*cancerogena PAH <0,2 µg/l i samtliga prov

Halterna av PAH är låga i alla provtagna grundvattenrör och brunnar utanför området. Av de totala PAH-halterna är andelen cancerogena PAH liten. I kraftigt PAH-förorenat grundvatten

(halt ca 180 µg/l) uppgår andelen endast till 1%. I grundvatten med lägre halter (totalt <10 µg/l) är andelen cancerogena PAH större (ca 30-50%).

En ökande trend i grundvattenhalterna kan ses vid jämförelse mellan olika provtagningar inom och nedströms området. I grundvattenrör GV5 strax utanför fastigheten i anslutning till de mest förorenade delarna (se karta i bilaga 1) finns en tendens att halterna ökar successivt med tiden, se figur 3.5. Grundvattnet runt rör GV5 är troligen även påverkat av förhöjda halter i intilliggande dikesvatten. Grundvatten förorenat med arsenik och zink kan spridas vidare nedströms den förorenade fastigheten.



Figur 3.5 Uppmätta halter av arsenik och zink i grundvattenrör GV5 strax utanför områdets mest förorenade delar. Provtagning i januari, april och maj 2005.

Vid ett tillfälle under våren 2005 (april) har förhöjda halter av arsenik även uppmäts i ett ofiltrerat grundvattenprov från rör 0203 (grunt) ca 150 meter nedströms fastigheten (12 µg/l). Inget filtrerat prov finns analyserat vid samma tillfälle men vid provtagningen i maj är halten i filtrerat prov låg; 0,76 µg/l, se tabell 3.4. Även zink uppmäts i förhöjda halter i ofiltrerat prov i detta rör.

Eftersom det rör sig om ett ofiltrerat prov med mycket hög halt suspenderade ämnen behöver inte detta indikera en spridning av arsenik. En överslagsberäkning indikerar att uppslutning av suspenderat material med arsenikhalter motsvarande bakgrund i jorden kan ge upphov till jämförbara halter. Det är alltså svårt att i dagsläget dra några långtgående slutsatser om läckagets omfattning. Vid provtagningen i januari och maj var halterna låga i 0203. Fortsatt provtagning måste ske för att bekräfta spridningens påverkansområde i dagsläget. Inga förhöjda halter av metaller eller kreosot har uppmäts i dricksvattenbrunnarna Hästhagen 1:2, Hästhagen 1:9 eller Kalkatorp 1:23 med undantag för zink- och kopparhalten i Kalkatorp 1:23, se tabell 3.5. Halterna bedöms inte bero på spridning från Elnarydområdet utan vara orsakade av ledningssystemet på fastigheten.

I Hästhagen 1:9 finns en tendens till stigande halter av arsenik i ofiltrerat brunnsvattenprov (0,31 µg/l i jan; 0,5 µg/l i april och 1,2 µg/l i maj). Fortsatt referensprovtagning kan verifiera om trenden är stigande.

I samtliga rör utanför området är halten cancerogena PAH under detektionsgränsen och halterna av övriga PAH låga. Detta indikerar att PAH-föreningarna adsorberar hårt i marken och att spridningen av kreosot från Elnarydområdet är liten.

Tabell 3.4 Uppmätta maxhalter av arsenik och zink (filtrerade prov) samt PAH-16 (ofiltrerade prov) i nedströms liggande grundvattenrör och dricksvattenbrunnar.

MAX 2005		GV0202 djupt Filtreerat	GV0202 grunt Filtreerat	GV0203 djupt Filtreerat	GV0203 grunt Filtreerat*	Hästhagen 1:2 Ofiltreerat	Hästhagen 1:9 Ofiltreerat
Arsenik	µg/l	1.2	0.84	1.1	0.76	0.5	1.2
Krom	µg/l	3.3	3.6	4.1	9.8	3.2	3.8
Zink	µg/l	23	15	18	6.5	12	42
Summa PAH-16 (ofiltreerat)	µg/l	0.2	0.13	0.12	0.19	<0.2	<0.2
Suspenderande ämnen	mg/l	-	-	3.4	5900	2.9	2

*ett ofiltreerat prov har en halt på 12 µg/l arsenik och 81 µg/l krom vid provtagning i april. Laboratoriet har ej analyserat filtrerat prov vid detta datum.

Det finns ett antal brunnar och ett grundvattenrör som är lokaliserade nordväst (uppströms) respektive söder om området och därmed inte ligger i grundvattnets strömningsriktning från fastigheten 1:16. I dessa prov är halterna av metaller och PAH låga, se tabell 3.5.

Tabell 3.5 Uppmätta maxhalter av arsenik och zink (filtrerade prov) samt PAH-16 (ofiltrerade prov) i övriga grundvattenrör och dricksvattenbrunnar utanför Elnarydområdet. Brunn 1 ligger på den nordvästra delen av Elnaryd 1:16.

		Brunn 1 Filtreerat	Brunn 1, Vegtech, Ofiltreerat	Brunn 8, Vegtech, Ofiltreerat	GV0201 Filtreerat	Kalkatorp 1:23 Ofiltreerat	Elnaryd 1:24, Ofiltreerat
Arsenik	µg/l	1.6	0.5	0.5	0.84	0.5	0.52
Koppar	µg/l	1	2.2	8.4	2.3	15	3.6
Krom	µg/l	1	1	1	4.6	4	2.9
Zink	µg/l	5.9	7	26	25	120	24
Summa PAH-16 (ofiltreerat)	µg/l	0.24	0.03	0.06	0.11	0.07	0.04
Suspenderande ämnen (ofiltreerat)	mg/l	21	27	7.2	1670	11	7.6

I tabell 3.6 ges uppmätta maxhalter i ytvatten från de tre referensprovtagningarna under våren 2005. Vid plats YV3 och YV4 är halterna av arsenik höga. PAH uppmäts bara i förhöjda halter i YV4. Zinkhalterna är höga i YV7, YV5 och YV3 men låga på övriga platser. Koppar- och kromhalterna är låga med undantag för plats YV7 vid provtagningstillfället i maj.

Tabell 3.6 Uppmätta maxhalter av arsenik, koppar, krom, zink och PAH (ofiltrerade prov) i diken nedströms Elnarydområdet vid referensprovtagningarna våren 2005.

Maxhalter 2005		YV1	YV2	YV3	YV4	YV5	YV6	YV7	YV8	YV9
Arsenik	µg/l	2,3	9,9	170	190	0,24	0,83	51	0,37	1,3
Koppar	µg/l	5,6	1,7	1,4	4,3	3,1	4,4	63	2,3	2,8
Krom	µg/l	3,8	4,2	10	9,1	4,3	4,2	49	0	1,4
Suspenderande ämnen	mg/l	77	18	25	150	22	37	610	7	14
TOC	µg/l	30	18	13	17	12	21	100	9	16
Zink	µg/l	26	20	92	36	100	9,9	660	5,4	7,5
Summa PAH-16	µg/l	0,13	0,08	69	<0,15	0,36	0,05	0,36	0,03	0,04

Under våren 2005 installerades ett referensgrundvattenrör på en fastighet norr om (uppströms) Elnarydområdet för bestämning av bakgrundshalterna av arsenik i regionen (se bilaga 1 samt Kemakta, 2005d). Halterna av arsenik i ofiltrerade prov var dock höga och även filtrerade prov bedömdes ligga något över förväntade bakgrundshalter. Som referensrör föreslås istället brunnen på fastighet Elnaryd 1:24 användas.

Diskussion om resultaten förs även i avsnitt 3.3-3.4 där risker med spridning belyses.

3.1.4 Föroreningssituationen utanför fastighetsgränsen

Jordprov uttagna längs med fastighetens kortsidor (nordväst och sydost om fastighetsgränsen) har analyserats och visat sig vara rena med avseende på arsenik (Kemakta, 2002).

Ytliga jordprov har även tagits på tre ställen i banvallen strax utanför fastigheten där sparsam växtlighet observerats för att undersöka påverkan pga damning alternativt hantering av impregneringsmedel vid stickspåret under verksamhetstiden. Varken kreosot eller arsenik detekterades (Sweco, 2004).

Dikessediment nordost om fastigheten har provtagits och är kraftigt förorenade av framför allt arsenik men även PAH/kreosot ned till ca 20-50 cm på grund av spridning med avrinnande ytvatten (Kemakta, 2002).

Grundvatten både inne på området och utanför är förorenat med framför allt arsenik men även andra metaller och PAH. Detta innebär att även jorden utanför fastigheten i spridningsriktningen åt sydost på sikt kommer att förorenas pga läckaget från området. Lokalt sker spridningen även åt nordost via diken och vidare med grundvattnet. Föreslagna övergripande och mätbara åtgärds mål är satta för att säkerställa att dricksvattennormen inte överskrids i brunnar ca 400 meter nedströms. I marken mellan föroreningskällan och brunnarna kan dock högre halter i grundvatten uppkomma.

3.2 Förutsättningar för riskbedömning för Elnaryd 1:16

Riskbedömningen och behovet av åtgärder för det fd impregneringsområdet baseras på följande grundläggande förutsättningar och övergripande åtgärds mål:

- Dricksvattenbrunnar ca 400 meter nedströms området skall skyddas från föroreningar pga spridning från industritomten. Spridning skall ej leda till att dricksvattennormen överskrids i brunnarna. För arsenik som är styrande för riskerna är dricksvattennormen 10 µg/l.
- Ett allmänt grundvattenskydd för regionen bör finnas eftersom förutsättningarna för grundvattenuttag är goda. Tagelåsen som löper genom industriområdet går samman med Alevstaåsen några hundra meter öster om industriområdet.
- Inga hälsorisker skall finnas vid vistelse på området vid markanvändning för industrimark.

De nya förutsättningarna rörande föroreningssituationen inom området gav upphov till följande frågeställningar kring risker och spridning:

- Påverkas tidigare gjord riskbedömning? Är t ex tidigare beräknade platsspecifika riktvärden för marken giltiga?
- Gäller i huvudstudien framtagna krav på riskreduktion avseende spridning av föroreningar från området?
- Kan andra åtgärds mål, dvs resthalter på olika djup eller delområden, användas med bibehållet skydd för hälsa och miljö (spridning)? Kan man t ex gå tillbaka till de åtgärds mål som föreslogs i huvudstudien 2002?
- Påverkas riskbedömningen för Alvestas kommunala avfallsbolag Aringsåsdeponin när volymen måttligt förorenade massor som skall användas för sluttäckning där ökar?

3.3 Resultat av uppdaterad riskbedömning

Hälsoriskerna vid vistelse inom området pga kontakt med förorenad jord vid markanvändning för industriverksamhet bedöms inte påverkas av de nya resultaten från utförda provtagningar. Detta beror på att djupt liggande förorening inte är tillgänglig för exponering. Ytliga jordlager är

dock kraftigt förorenade, vilket var känt sedan tidigare. Restriktioner mot grävarbeten kan krävas efter en sanering om förorenad jord lämnas på större djup.

Den del av riskbedömningen som påverkas av de nya resultaten är framför allt förutsättningarna för spridning till grundvatten och dricksvattenbrunnar nedströms området. Spridningsförlopp och risker utreds i mer detalj nedan.

3.3.1 Spridningsförlopp

Föroreningar kan spridas från Elnarydområdet via genomströmmande vatten som lakar ut föroreningar från jorden. Sammantaget kan spridning av föroreningar ske pga:

- Nederbörd som infiltrerar genom föroreningar i ytliga marklager
- Inströmning av grundvatten från avrinningsområdet genom förorenad jord under grundvattenytan
- Via ytavrinnande nederbördsvatten
- Viss transport kan även ske ned i berget, framför allt av djupt liggande förorening.

Utlakningen av föroreningar från jorden leder till förhöjda halter av föroreningar i grundvattnet. Vidare spridning i grundvattnet sker i första hand av lösta föroreningar i grundvattnet. I det sandiga materialet på Elnaryd industriområde kan viss transport även ske av partiklar till vilka föroreningen sitter bunden. Den största partikeltransporten sker dock med ytavrinning via diken.

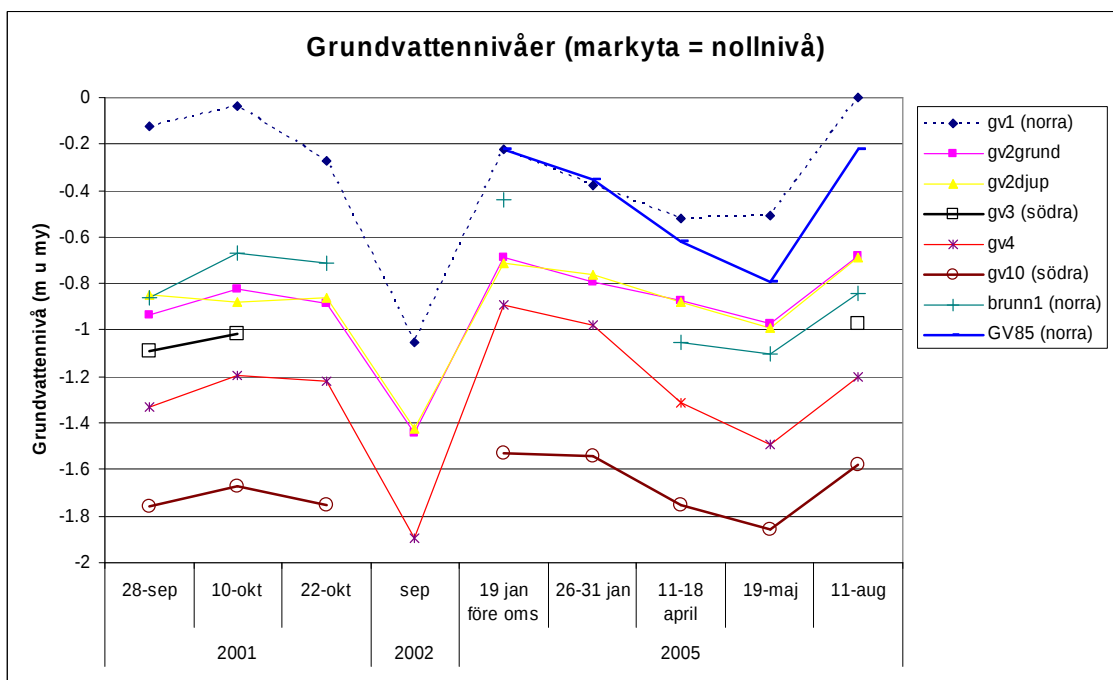
Man bör skilja på vad som teoretiskt kan läcka ut från området och vad som slutligen når skyddsobjektet, i det aktuella fallet dricksvattenbrunnarna i Elnaryd/Vislanda. Sorption av föroreningar i jord nedströms föroreningskällan leder till en fördröjning av spridningen.

Ovanstående frågeställningar utreds i mer detalj i resterande delar av detta kapitel. I avsnitt 3.5 görs även en sammanfattning av en separat riskbedömning av konsekvenserna av att använda lätt förorenad jord på Aringsåsdeponin för sluttäckning (se även Kemakta, 2005e, 2003a och 2003b).

3.3.2 Hydrologiska förutsättningar för spridning

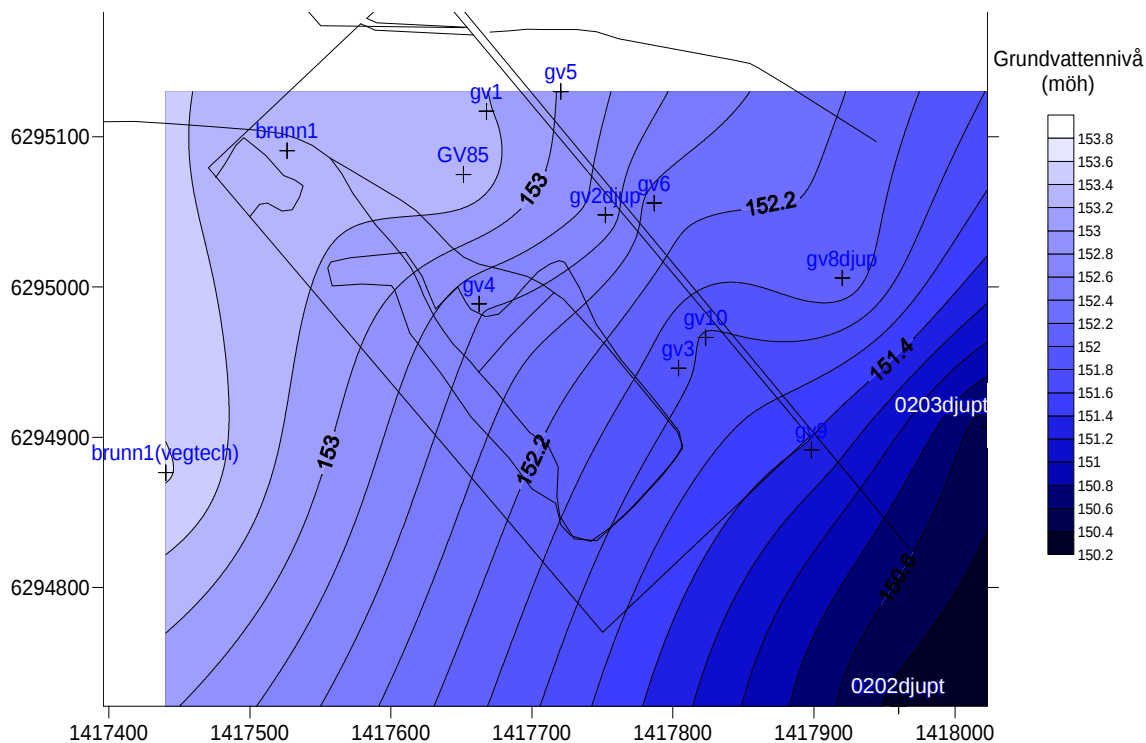
En ny bestämning av grundvattenflödet genom förorenade massor har gjorts med hänsyn taget till de nya inmätningar av grundvattenytan som gjorts vid 5 tillfällen under de referensmätningar som genomförts under 2005.

I figur 3.6 visas grundvattennivån i området i meter under markytan från samtliga undersökningar mellan 2001 och 2005. Generellt ligger grundvattenytan något ytligare i den norra delen (från ca 0,5-1 meter under markytan, ibland fri vattenyta), medan den är något djupare belägen i den södra delen (ca 1,5-2 meter). Föroreningar finns både ovanför och under grundvattennivån varför storleken av grundvattenflödet genom förorenade massor bestämts både från strömning i omättad zon (infiltrerande nederbörd) och mättad zon (grundvattenzonen). I figur 3.7 redovisas gjorda interpoleringar av grundvattennivån i området.



Figur 3.6 Grundvattennivåer (mummy; meter under markytan) vid samtliga provtagningar 2001-2005.

Vattenflödet i den översta metern ovanför grundvattenytan har bestämts från infiltrationen över det förorenade området. Utifrån interpolationer av arsenikhalten i mark har den förorenade ytan bestämts till 34 000 m². Med antagande om en infiltration på 300 mm/år ger detta en strömning genom förorenade massor på ca 10 000 m³/år.

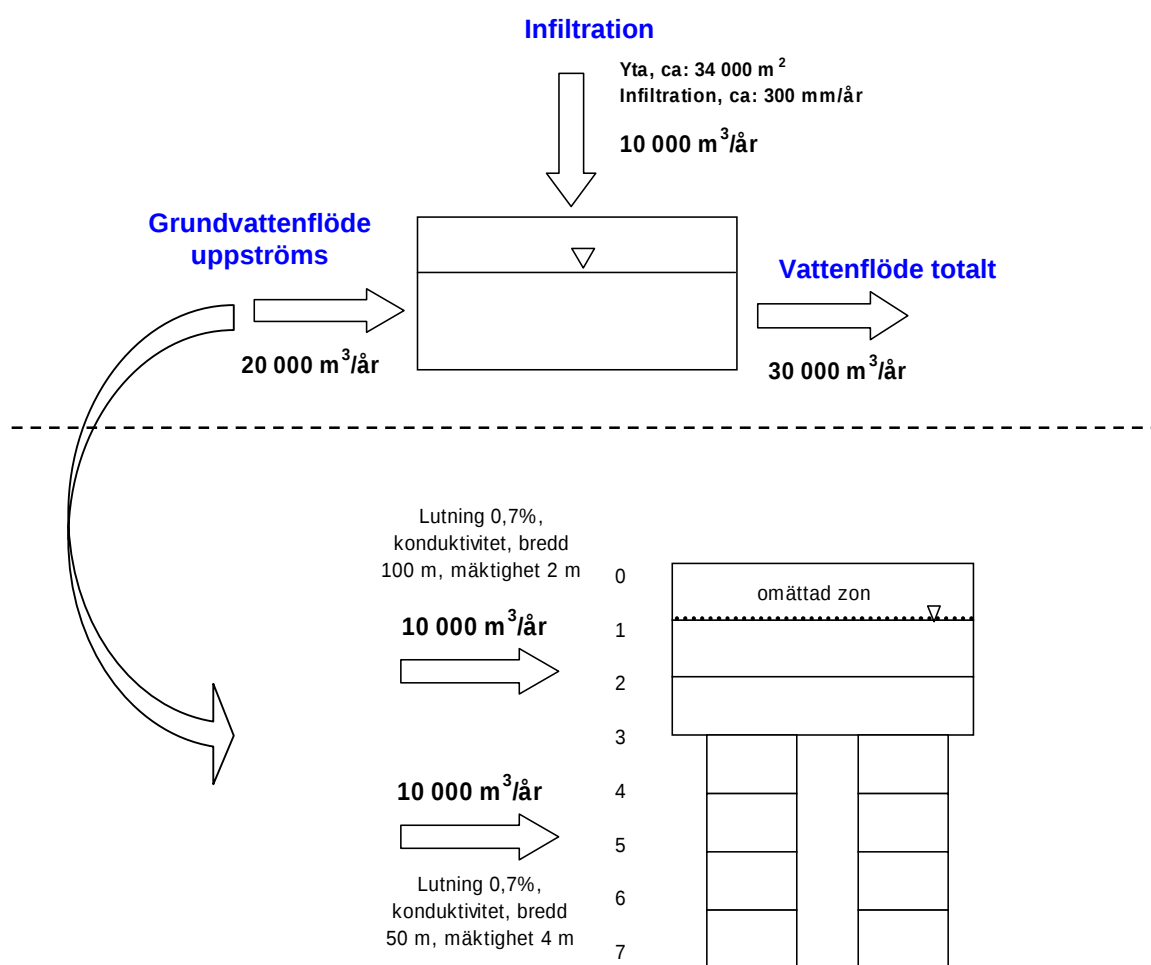


Figur 3.7 Interpolerade grundvattennivåer (totalhöjder) vid nivåmätningen i augusti 2005 (050811).

Grundvattenströmningen genom förorenade massor i den mättade zonen minskar med ökande djup på grund av en minskad utbredning av föroreningen. För beräkningen av vattenflödet i skiktet 1-3 mummy baseras tvärsnittsytan för grundvattenflödet på förekomst av arsenik över ett område med ca 100 meters bredd tvärs strömningsriktningen. Djupare ned, över skiktet 3-7 mummy, är utbredningen mindre (ca 50 meters bredd). Tvärsnittsytan från 3 -7 meter är dock ungefär lika stor.

För bestämningen av grundvattenflödet i den mättade zonen har samma hydrauliska konduktivitet som i huvudstudien 2002 använts dvs $2,3 \times 10^{-4}$ m/s. Grundvattengradienten har antagits vara 0,7% baserat på det maxvärde som beräknades utgående från de grundvattennivåer som uppmättes under 2005.

Baserat på ovanstående antaganden bestämdes grundvattenflödet i skiktet 1-3 mummy, respektive i skiktet 3-7 mummy till vardera ca 10 000 m³/år. Således infiltrerar ca 10 000 m³/år över förorenade massor, medan ca 20 000 m³/år strömmar in i den mättade zonen (figur 3.8). Det totala utflödet av förorenat grundvatten från området bedöms därmed uppgå till ca 30 000 m³/år.



Figur 3.8 Vattenbalans Elnarydområdet- sammanfattande bild av beräknade grundvattenflöden i mättad och omättad zon.

Det totala flödet på 30 000 m³/år är knappt två gånger högre än det i huvudstudien 2002 uppskattade flödet på 17 000 m³/år. Detta innebär att utspädningen nedströms området av det grundvatten som strömmar genom de förorenade massorna kan vara hälften så högt mot vad som bedömts tidigare. En uppskattning av grundvattenflödet i hela Tagelåsen (300 m bredd, 7 m

3.3.3 Spridning i dagsläget

Sammantaget indikerar detta att kreosoten inte verkar transporteras i någon betydande omfattning från området utan att det är arsenik och zink som i första hand sprids via grund- och ytvatten. Arsenik är det ämne som innebär störst hälsorisker.

The diagram illustrates the transport of contaminants (As, PAH, Zn) from a source area (As, metallar, PAH) through a Morän layer to a Berg (rock) layer. The diagram shows a cross-section of the ground with a dashed line indicating the water table. Arrows indicate the flow of contaminants from the source area, through the Morän layer, and into the Berg layer. Labels include 'As, metallar, PAH', 'As PAH Zn', 'Morän', 'Berg', and 'As? PAH?'.

Halter i djupa rör i GV0203 och GV0202 bedöms överskrida de lokala bakgrundshalterna av arsenik (uppmätt ca 1,2 µg/l; bakgrundshalt ca 0,5 µg/l). Avvikelserna är dock små och kan ligga inom den naturliga variationen. Om det går att styrka med fortsatt provtagning att grundvattnet är påverkat av arsenik vid läget för grundvattenrör 0203 innebär detta att fronten av föroreningsplymen från Elnarydområdet har nått ca 150 meter nedströms områdets sydligaste delar (avståndet är ca 360 meter från de mest förorenade delarna i mitten/norra området; jämför figur 3.1).

14

Elnarydområdet kan ha betydelse för det totala läckaget av arsenik. För zink gäller det omvända med högre halter i ytligt grundvatten (jämför GV2 djup och grunt).

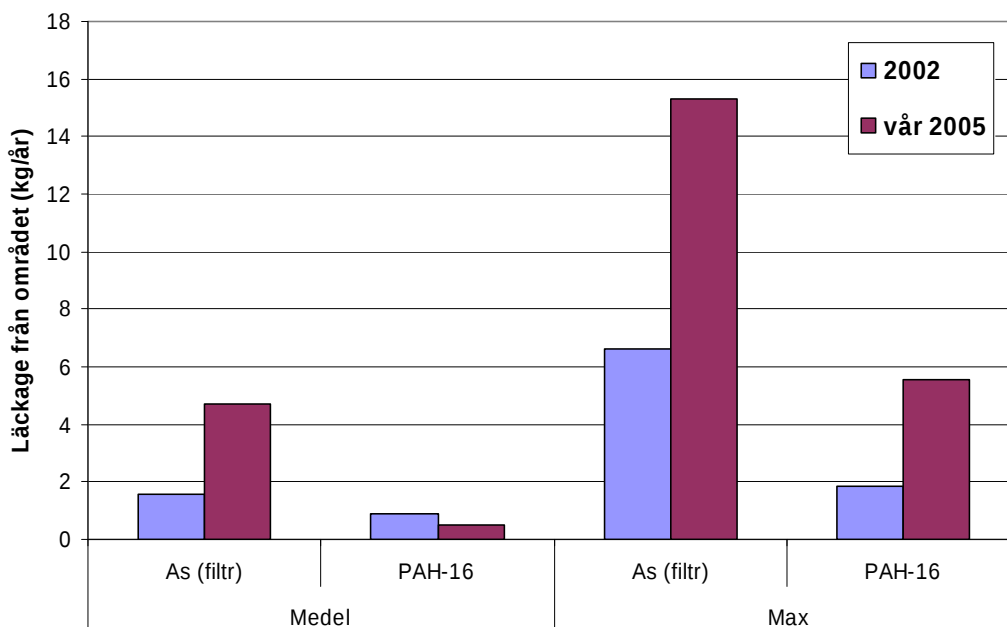
En viss transport nedåt i berg går inte att utesluta. Inga analyser har gjorts av berggrundvatten.

3.3.4 Reviderade läckageberäkningar

Läckage i dagsläget

En reviderad läckageberäkning har gjorts där de nya uppskattningarna av grundvattenflödet genom förorenade massor på 30 000 m³/år har använts i kombination med de uppmätta halterna i grundvattnet under 2005. Beräkningen visar att läckaget av arsenik löst i grundvattnet uppgår till i storleksordningen 5-15 kg/år baserat på medel- respektive maxhalter, se figur 3.9 (medianhalter på något kilo per år ges i figur 3.12). Motsvarande läckageberäkningar för PAH-16 visar att läckaget kan variera i intervallet 2-6 kg/år (median 0,01 kg/år).

Jämförelsen av läckaget för 2005 med tidigare uppskattade läckage från 2002 visar att såväl flöden som halter är högre 2005, vilket innebär att läckaget från området troligen har underskattats något tidigare (figur 3.9). Enda undantaget är PAH-16 vars halter och läckage var något högre 2002.



Figur 3.9 Beräknat läckage av arsenik och PAH-16 från området 2002 och 2005.

Skillnaden är liten mellan beräkningar baserade på halter i filtrerade respektive ofiltrerade prov, se figur 3.11.

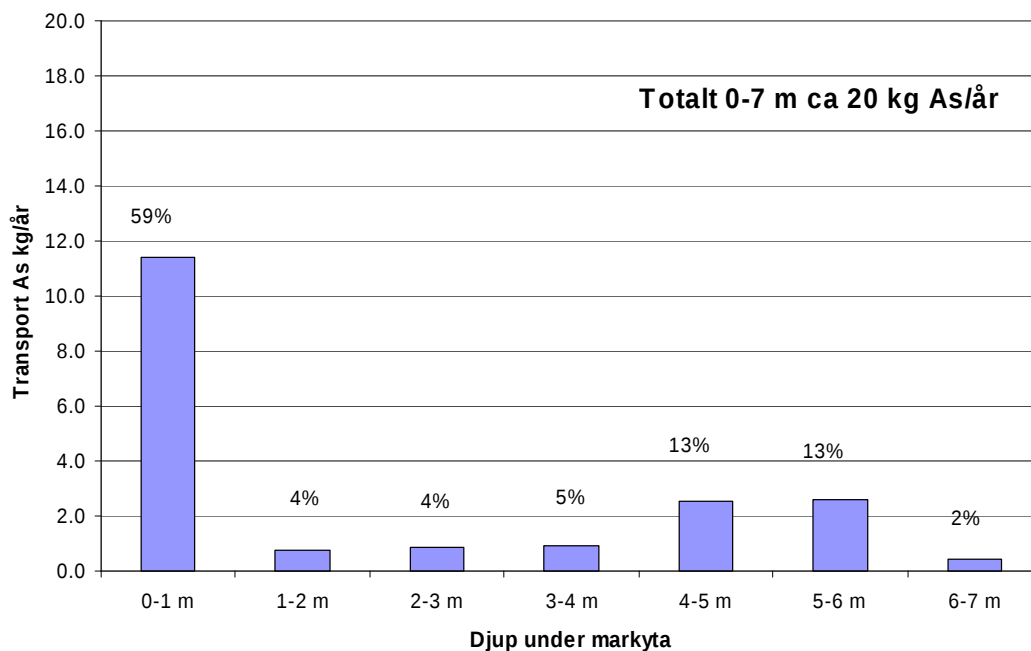
Läckage beräknat från halter i jord och bedömd lakbarhet

En alternativ uppskattning av läckaget av arsenik från området har också gjorts utgående från halter i mark och en bedömning av lakbarheten (Kd-värden) från lakförsök. Eftersom lakteter forcerar utlakningen kan beräkningarna sägas ge en konservativ uppskattning av utlakningen av föroreningar. Beräkningen utgår från medelhalter av arsenik på olika djup och de uppskattningar av infiltration och grundvattenflöde genom olika skikt som redovisats tidigare. Resultaten indikerar att ca 20 kg As/år kan komma att läcka ut från området (0-7 m) där det översta skiktet (0-1 m) bidrar med ca 60% (figur 3.10). Det ska noteras att dessa resultat bygger på att lakbarheten av föroreningar i jorden är lika hög över som under grundvattenytan. I enlighet med

tidigare resonemang kan utlakningen från större djup vara något högre pga reducerande förhållanden (se avsnitt 3.3.3). Ett sätt att uppskatta läckaget av arsenik under reducerande förhållanden är genom spridningsberäkningar som baseras på uppmätta maximala halter i grundvattnet i dagsläget, se ovan (15 kg/år).

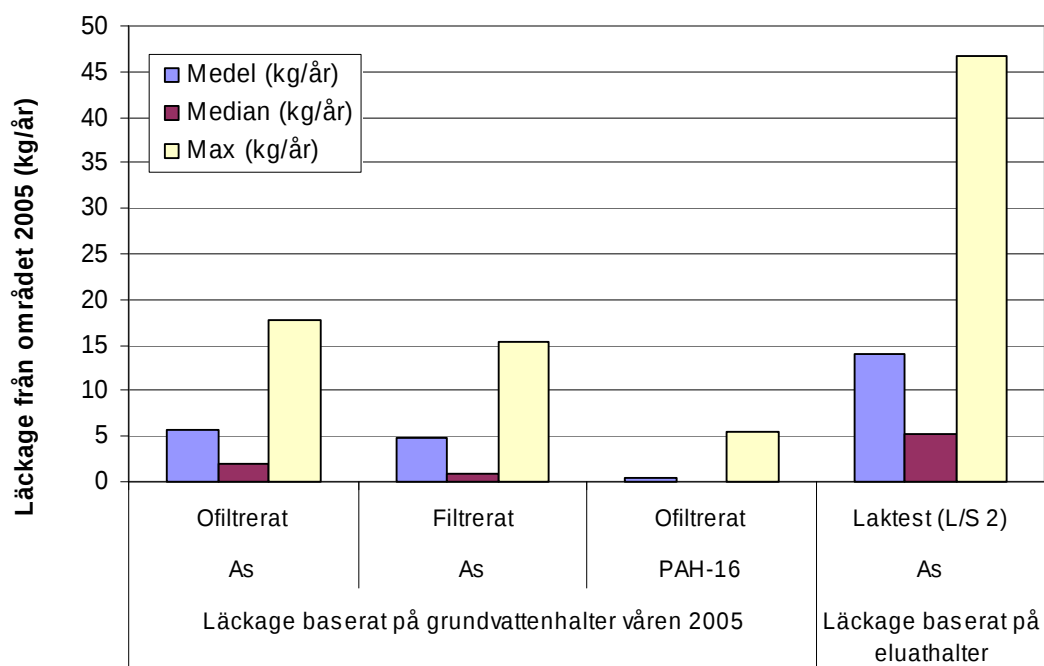
Dagslägets situation med delvis reducerande förhållanden är ogynnsam för fastläggningen av arsenik. Eftersom en eventuell förändring av redoxförhållandena från reducerande till oxiderande inte skulle öka utlakningen ytterligare (snarare tvärtom) kan läckaget i dagsläget sägas beskriva ett värsta fall.

Med hänsyn till arsenikens utlakningsförmåga vid olika pH bedöms inte naturliga pH-förändringar (t ex på grund av försurning) öka utlakningen av arsenik nämnvärt på längre sikt jämfört med dagsläget.



Figur 3.10 Beräknat framtida läckage av arsenik utgående från medelhalter i mark, Kd-värden samt beräknade grundvattenflöden.

En uppskattning av läckaget har även gjorts direkt från uppmätta halter i laklösningen från laktesterna (eluathalter) med antagande om att jämförande haltnivåer skulle kunna uppkomma i grundvattnet på Elnarydområdet. Läckaget uppskattas till ca 15-45 kg/år baserat på medelhalter respektive uppmätt maxhalt från utförda laktester (L/S 2). Medianhalten från laktesterna ger ett läckage på 5 kg/år. I figur 3.11 jämförs detta läckage med läckaget som beräknas från uppmätta grundvattenhalter våren 2005 (medel, median och max av fyra provtagningstillfällen).



Figur 3.11 Beräknat läckage av arsenik och PAH-16 från området (baserat på medel, median och maximala grundvattenhalter samt på eluathalter från laktest).

3.3.5 Tidsförlopp – när ses effekter i dricksvattenbrunnarna?

Transport av föroreningar i grundvattnet kan kraftigt fördröjas på grund av fastläggning (sorption) på mineralytor. Detta innebär att det kan dröja en viss tid innan effekten av grundvattenföroreningen ses i brunnar nedströms. När förorening av brunnarna väl konstaterats har dock grundvatten i stora områden förorenats och föroreningen är mycket svårt att åtgärda.

Nedströms det förorenade området har betydande förorening av arsenik och zink konstaterats något tiotal meter nedströms området. I de provpunkter som ligger längre från området (ca 150 – 200 m) är förorening svårare att fastställa, men en viss påverkan av arsenik och zink går inte att utesluta. Avståndet till en av de närmsta nedströms liggande dricksvattenbrunnarna (Hästhagen 1:2) är ca 400-650 meter beroende från vilken del av Elnarydområdet man mäter.

Modellering

Transportberäkningar har genomförts för att ge en bild av när förhöjda halter kan förväntas i brunnarna 400 meter nedströms området. Modellen bygger på att arsenik transporteras med det strömmande vattnet och att föroreningsplymen sprids eftersom olika strömvägar har olika hastighet (dispersion). Vattnets hastighet har satts till 500 m/år (samma gradient och konduktivitet som avsnitt 3.3.2 och porositet ca 10%) vilket ger en transporttid till brunnarna på ett knappt år. Transporten av arsenik fördröjs dock på grund av att den fastläggs i jordmaterialet längs med transportvägen (sorption). Fördröjningen har beräknats med ett Kd-värde på 50 l/kg (från TAC-modellen för acceptanskriterier för avfall i deponier) vilket ger en fördröjning av arseniktransporten på ca 250 gånger (transporthastighet ca 2 m/år). Vidare antas en utspädning av grundvattnet på 5 gånger innan det når brunnarna.

Vid en konstant halt av 500 µg/l arsenik i grundvattnet inom det förorenade området, motsvarande ett utsläpp på 15 kg/år ger detta en halt överstigande 10 µg/l vid brunnarna efter ca 80 - 120 år efter det att föroreningspridningen startat, dvs ca 30 – 70 år från idag.

En alternativ beräkning av transporthastigheten har gjorts baserat på att spridning från området kan ha pågått i ca 50 år (verksamhet 1945-1968) och att man endast ser en mindre påverkan av arsenik och zink i grundvattnet i 0203 grunt ca 150 meter nedströms fastigheten 1:16 (125-350 meter beroende på från vilken del av Elnarydområdet man mäter). Detta leder till en transporthastighet för arsenik med grundvattnet på ca 1 m/år om man tar hänsyn till dispersion vid spridningen.

Enligt Naturvårdsverkets policy skall förorenade områden åtgärdas så att en giftfri miljö efterlämnas kommande generationer. Tidsaspekten är gällande för flera hundra år framåt i tiden.

Nedbrytning

Risken för påverkan på brunnarna nedströms är mindre för kreosot än för arsenik bland annat pga att lösligheten är lägre än för arsenik och att kreosoten fastläggs bättre i marken. Den uppskattade medeltransporten av PAH-föreningar har inte bedömts vara så hög att dricksvattennormen för PAH-ämnen riskerar att överskridas i brunnar nedströms. PAH-föreningar bryts dessutom ned med tiden både i marken och vid spridning med grundvattnet, om än långsamt för vissa föreningar. Arsenik bryts inte ned med tiden.

3.3.6 Risk för förorening av berggrunden

Förekomst av djupt liggande förorening av både arsenik och kreosot har gett upphov till frågeställningen huruvida förorening av berggrunden skett eller kan ske. Inga geotekniska undersökningar av berggrunden eller kemiska analyser har gjorts. Enligt geologiska kartan för Kronobergs län är möjligheten till grundvattenuttag i berggrunden goda. Detta indikerar att berggrunden i regionen har en viss sprickfrekvens med förutsättningar för vattenburen transport av föroreningar. Viss risk för förorening av berggrunden finns därmed och vid en eventuell borrning och uttag av grundvatten i en sprickzon som avleder grundvatten från Elnarydområdet kan hälsorisker inte uteslutas. Det är dock endast på några få platser inom Elnarydområdet som arsenik respektive kreosot finns i höga halter ända ner till berget varför risken för förorening av berggrunden bedöms vara måttlig.

Det kan även noteras att åsmaterialet i de lösare jordlagren lämpar sig väl för grundvattenuttag. Etablering av grävda brunnar istället för bergborrade är normalt sett ett enklare och billigare sätt att ta ut vatten.

3.3.7 Uppskattning av acceptabla läckage från området

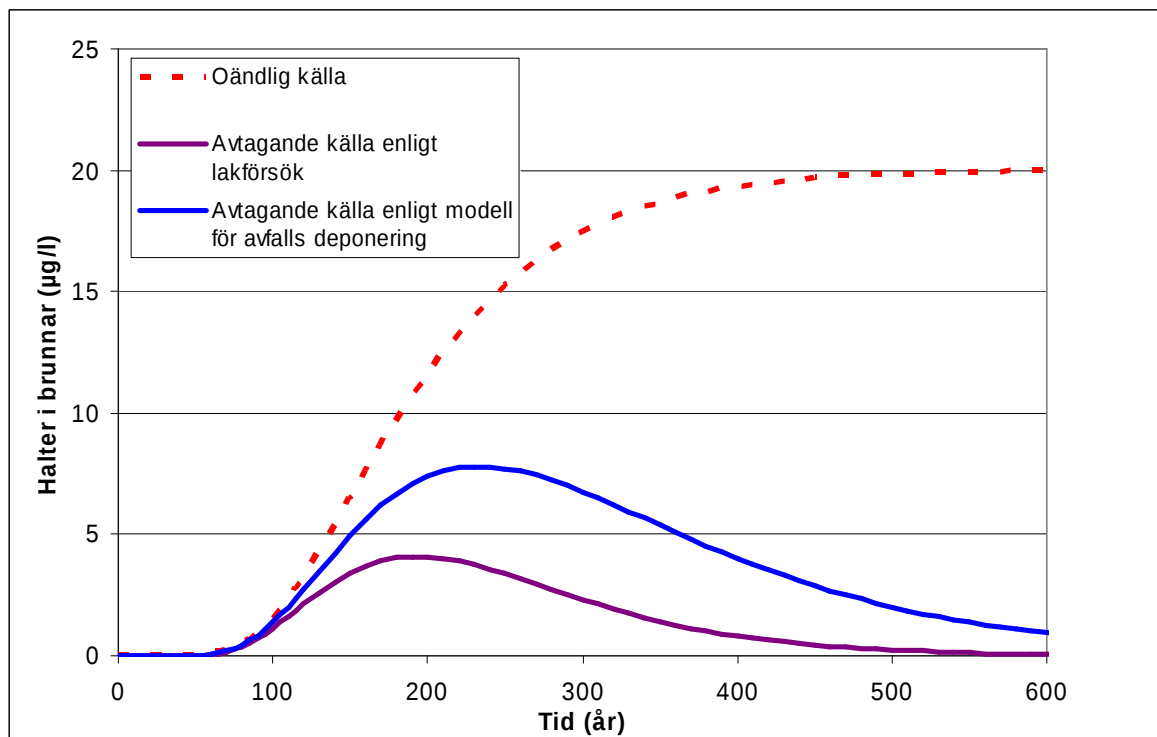
En bedömning av det acceptabla läckaget av arsenik från området har gjorts på olika sätt. Från riktvärdesmodellen ges att 3 kg/år kan transporteras ut från området utan att halter i brunnar nedströms överskrider dricksvattennormen efter en utspädning på ca 10 gånger. Om utspädningen endast är hälften så stor skulle läckaget av arsenik endast uppgå till 1,5 kg/år. Denna modellering tar dock inte hänsyn till den fördröjning av föroreningar som sker i marken pga sorption.

Kompletterande spridningsberäkningar har gjorts som tar hänsyn till fördröjningseffekter i marken nedströms fastigheten (sorption) samt andra transportfenomen, t ex dispersion, som sänker halterna i föroreningsplymen på dess väg mot skyddsobjekten (dricksvattenbrunnarna). Beräkningarna indikerar att ett läckage av arsenik på ca 3 kg/år kan accepteras från området utan att dricksvattennormen överskrids även på lång sikt. Detta beskrivs nedan.

Transportberäkningarna har genomförts för att uppskatta vilka halter som kan förväntas i brunnarna 400 meter nedströms området. Samma modell som beskrivs i avsnitt 3.3.5 har använts (dvs Kd-värde 50 l/kg, fördröjning av arsenik 250 ggr och utspädning i brunnar 5 gånger). Transporttiden för vatten till brunnarna har antagits vara ett knappt år.

Följande beräkningar har utförts:

- En konstant halt av 100 µg/l arsenik i grundvattnet inom det förorenade området, motsvarande ett utsläpp på 3 kg/år, skulle ge en halt överstigande 10 µg/l i brunnarna efter ca 180 år, se figur 3.12. Detta är dock ett orealistiskt fall som antar att föroreningskällan är oändlig och inte avtar med tiden.
- Undersökningar av lakning av förorenade jordar och andra typer av material visar att utlakningen minskar med tiden (ofta uttryckt som mängden vatten som varit i kontakt med materialet i förhållande till materialets massa, L/S-kvot). I de modeller som används för att beskriva utlakning från avfall i deponier antas en långsamt avtagande lakning av arsenik ($Kappa = 0,02$). En genomgång av de lakförsök som gjorts på massor från Elnaryd visar att lakningen avtar något snabbare för dessa massor ($Kappa = 0,08 - 0,3$). En avtagande lakning från förorenad jord på Elnarydområdet innebär att de maximala koncentrationer som uppnås i brunnarna bli lägre.
 - Med en utgångshalt på 100 µg/l och en utspädning på 5 gånger innebär det långsammaste avtagandet uppskattat från lakförsöken på Elnarydmassor ($Kappa=0,08$) att en maximal halt på ca 5 µg/l erhålls i brunnarna efter ca 200 år.
 - Med samma antaganden om avtagande som används i modellen för avfall ($Kappa=0,03$) erhålls en maximal halt i brunnarna på ca 8 µg/l efter ca 200 år.



Figur 3.12 Beräknade arsenikhalter i brunnar nedströms Elnarydområdet efter åtgärd med olika modeller. För två realistiska spridningsfall (helldragna linjer) erhålls maximala halter efter ca 200 år.

Sammantaget ger beräkningarna för de två realistiska spridningsfallen att maxhalter av arsenik uppnås efter ca 200 år i brunnarna nedströms efter åtgärd. Dricksvattennormen kommer inte att överskridas. Beräkningarna baseras på ett acceptabelt läckage på 3 kg/år.

3.4 Sammanfattning

Resultaten av de senaste provtagningarna påverkar sammantaget riskbedömningen för Elnarydområdet på följande sätt:

- Den mer omfattande utbredningen av föroreningar på större djup av framför allt arsenik leder till en större vattenströmning genom förorenade massor vilket innebär att ett större läckage av föroreningar kan ske från området än vad som uppskattats tidigare.
- Ett större läckage innebär en mindre utspädning av förorenat grundvatten vid spridning nedströms vilket innebär att tidigare framtagna platsspecifika riktvärden kan vara något överskattade.
- Förorenad jord som genomströmmas av det uppskattade vattenflödet på 30 000 m³ per år har en medelhalt på ca 85 mg/kg, vilket är lägre än det tidigare beräknade medelvärde som uppgick till ca 150 mg/kg TS (Kemakta, 2002). Detta skulle innebära att det tidigare framtagna riktvärdet fortfarande är giltigt.
- Det kan noteras att riktvärdesmodellen är konservativ avseende bedömning av risker med spridning och resulterande riktvärden, bl a i det följande:
 - Alla kvarlämnade massor efter en sanering har halt enligt riktvärdet. I själva verket finns även massor med lägre halter.
 - I vissa områden tas förorening bort helt, dvs vattenflödet blir lägre genom förorenade massor efter sanering (högre utspädning).
 - Modellen är konservativ avseende lakbarheten av föroreningar i jorden (beskrivs med hjälp av sk Kd-värden²). Kd-värden har valts i det lägre intervallet från laktester på olika jordprov från Elnaryd. Om jorden under grundvattenytan har högre lakbarhet än jord över grundvattenytan minskar dock marginalen.
 - Ingen hänsyn tas till sorption vid transport mellan föroreningskällan och skyddsobjektet (dricksvattenbrunnarna), vilket fördröjer tiden innan föroreningarna når skyddsobjektet.
- Lakbarheten av arsenik i förorenad jord under grundvattenytan är ej undersökt med laktester. Laktester har tidigare utförts på jord från ytliga jordlager eftersom föroreningen initialt huvudsakligen bedömdes ligga i den översta halvmeteren. Att uppmätta grundvattenhalter av arsenik är högre på större djup än ytligt ger en indikation om att lakbarheten kan vara högre i jordmassor som ligger under grundvattenytan. Effekten av detta beskrivs av läckageberäkningen baserade på uppmätta maxhalter i grundvattnet.
- Riskbedömningen avseende hälso- och miljöeffekter vid vistelse på området är i allt väsentligt densamma som tidigare vid planerad markanvändning som industrimark. Djupt liggande förorening har låg tillgänglighet och medför inga ökade hälsorisker. Ytligt kraftigt förorenad jord kan däremot innebära hälsorisker vid vistelse på området, både akuta risker vid oavsiktligt intag av jord med mycket höga arsenikhalter och långsiktiga risker vid en längre tids exponering för förorenad jord genom hudkontakt, damning, mm.

3.5 Riskbedömning för användning av jord på Aringsåsdeponin

Användning av material för sluttäckning av Alvesta kommuns lokala deponi Aringsåsdeponin är ett bra alternativ för omhändertagande av måttligt förorenad jord. Utredningar har visat att 7 000 m³ jord i haltintervallet 15-50 mg/kg TS kan användas för sluttäckning av

² Lågt Kd-värde = hög lakbarhet och stor risk för spridning. Högt Kd-värde = låg lakbarhet.

Aringsåsdeponin med placering över en yta på maximalt 25 000 m² (Kemakta, 2003a och 2003b). Senare utredningar har visat att större volymer jord, upp till ca 30-40 000 m³, kan placeras på deponin under förutsättning att ytan över vilken jordmassorna används inte ökar mer än till 35 000 m², se tidigare framtaget PM i bilaga 2 (Kemakta, 2005e).

Det ska noteras att haltgränsen baseras på en uppskattning av lakbarheten av föroreningar som gjorts med hjälp av lakter. Tester har hittills gjorts på ytligt förorenad jord eftersom det företrädesvis var i dessa skikt förorening påträffades i de tidiga undersökningarna. Massor under grundvattenytan är därmed inte undersökta (ca >1 m). Om tester görs som indikerar en väsentligt högre utlakning från jorden under grundvattenytan är det möjligt att endast massor från den översta metern kan deponeras på Aringsåsdeponin. Övriga massor måste då placeras på deponi för icke farligt avfall.

3.6 Slutsatser rörande risker och åtgärdsbehov

Följande slutsatser kan dras rörande riskerna med påträffade föroreningar inom Elnarydområdet och åtgärdsbehovet:

- Arsenik och kreosot (PAH) förekommer i höga halter och stora mängder i jorden på Elnarydområdet. Platsspecifika riktvärden för marken överskrids.
- Höga halter av arsenik uppmäts även i grundvattnet inom området samt i grundvattnet strax utanför området. Även i dikesvattnet i omedelbar anslutning till fastigheten har höga halter av arsenik uppmäts.
- Jordarterna inom området är mycket genomsläppliga med goda förutsättningar för spridning (sandiga åsmaterial).
- Kemiska analyser av grundvatten visar att det sker en spridning med grundvattnet nedströms industrifastigheten (bl a i GV5 ett tiotal meter utanför området). Utbredningen av påverkansområdet i dagsläget har dock inte kunnat fastställas från mätdata eftersom ingen tydlig påverkan kan ses i grundvattenrör ca 150 meter nedströms.
- Uppskattningar av spridningshastigheten av arsenik med grundvatten indikerar en transport med en medelhastighet på ca 1-2 m/år. Gjorda spridningsberäkningar tar även hänsyn till variationen i utbredningshastighet, där både snabbare och långsammare transportvägar förekommer.
- En betydande föroreningsspridning sker troligen även med ytavrinnande dikesvatten, vilket utgör en snabb transportväg för föroreningar och kan vid eventuell infiltration genom dikesbotten till grundvattnet bidra till föroreningen av grundvatten nedströms fastigheten.
- Nedströms området finns grundvattenmagasin med goda förutsättningar för uttag av vatten för dricksvatten. Utsläpp från området bedöms kunna förorena detta grundvattenmagasin med arsenikhalter överstigande dricksvattennormen. Redan i dagsläget används brunnar nedströms området för dricksvattenförsörjning. Beräkningar visar att brunnarna kan komma att bli förorenade av arsenik på medellång sikt (inom 30-70 år).
- Sammantaget bedöms åtgärder krävas för att minska riskerna för negativa hälsoeffekter både vid vistelse på området och pga spridning av framför allt arsenik till nedströms liggande dricksvattenbrunnar. Platsspecifika riktvärden överskrids av framför allt arsenik och kreosot och bedömda läckage av arsenik från området i dagsläget och på sikt riskerar att överskrida dricksvattennormen om/när föroreningen når brunnarna nedströms.

I kapitel 4 görs en riskvärdering och åtgärdsåtgärder föreslås.

4 Underlag för ny riskvärdering

4.1 Riskvärdering 2002

De tidigare beslutade efterbehandlingsåtgärderna baserades på resultaten från huvudstudien samt en efterföljande slutlig riskvärdering utförd av kommunen, länsstyrelsen och Naturvårdsverket. Underlaget för riskvärderingen innehöll en utredning med krav på reduktion av spridning och mängder som ledde till följande mätbara åtgärds mål:

- Spridningen måste reduceras med 90% inom området vilket är detsamma som att mängden arsenik inom området måste reduceras med 95%. Reduktionen av spridningen baseras på riktvärdesmodellens analys från totalhalter inom området och relativt konservativa antaganden om lakbarhet.
- Ovanstående kan uppfyllas med mätbart åtgärds mål (resthalt efter sanering) för arsenik i jorden på 20 mg/kg TS i den översta halvmeteren och 40 mg/kg TS djupare.

I samband med ansökan till Naturvårdsverket lämnades kostnadsberäkningar och miljökonsekvenser för ett antal alternativ, bl a urschaktning efter ett åtgärds mål motsvarande det framtagna platsspecifika riktvärdet (15 mg/kg TS). Då det under rådande förutsättningar innebar en relativt liten merkostnad att schakta efter ett åtgärds mål på 15 mg/kg TS, istället för 20 respektive 40 mg/kg TS, gjorde Naturvårdsverket bedömningen att det lägre, mer ambitiösa, åtgärds målet skulle gälla. Det var även för detta alternativ som finansiering gavs.

De mätbara åtgärds mål som valdes i samband med beslut om finansiering från Naturvårdsverket var alltså mer ambitiösa än vad riskbedömningen angav.

Tidigare beslutade åtgärder omfattade urschaktning av jord till ca en halv meters djup i enlighet med ett mätbart åtgärds mål för arsenik på 15 mg/kg TS. Dessutom skulle mindre delområden schaktas med hänsyn till förekomst av PAH (kreosot), med ett åtgärds mål på 20 mg PAH/kg TS gäller på 0-0,5 meter och 40 mg PAH/kg TS på djup större än 0,5 meter. Urgrävning av både arsenik- och kreosotförorenad jord som ligger djupare än 0,5 meter skulle ske i ett delområde i den norra delen där arsenikslamdeponin finns (Kemakta, 2002).

4.2 Behov av riskreduktion – ny bedömning

För att kunna bedöma effekten av en åtgärd och klargöra vilken reduktion av spridningen som krävs har beräkningar gjorts i föreliggande studie av tillåtna läckage av arsenik från området samt aktuella och framtida läckage. Med resultaten från den nya riskbedömningen och spridningsberäkningarna som grund har behovet av riskreduktion omvärderats. Arsenik är styrande för åtgärds behovet avseende reduktion av spridningen. Följande krav på riskreduktion avseende spridningen från Elnarydområdet bedöms vara lämpliga:

- Det läckage av arsenik som kan tillåtas från området med beaktande av att dricksvattennormen skall klaras i en brunn nedströms är ca 3 kg/år.
- Läckage av arsenik i dagsläget från området uppskattas till maximalt 15 kg/år (medel ca 5 kg/år). Detta innebär förorening av grundvattenmagasinen nedströms och förväntas leda till arsenikhalter överskridande dricksvattennormen i brunnar. Alternativa sätt att beräkna utsläppet som även bedöms täcka in långsiktiga förändringar indikerar att utlakningen kan öka (15-45 kg/år).
- Med hänsyn till en sammanvägd bedömning av risken för spridning (baserat på uppskattade läckage av arsenik i dagsläget och på sikt samt med hänsyn till fördröjningseffekter vid transporten) bör en reduktion av spridningen ske med ca 80%.
- Endast det maximalt beräknade läckaget av PAH överskrider i dagsläget det tillåtna läckaget för att halter som överskrider dricksvattennormen inte skall uppkomma i

nedströms belägna brunnar (ca 1 kg/år). Behovet av att reducera spridningen av kretsotföreningar är därmed mindre. Dessutom kommer PAH-halterna i viss mån påverkas av nedbrytning under transporten med grundvattnet.

För bedömningen av vilka åtgärdsåål avseende resthalter i jorden efter sanering som svarar mot behovet av spridningsminskning kan man utgå från platsspecifika riktvärden, dock krävs jämförande transportberäkningar och analyser som t ex beaktar förekomsten och spridningen av föroreningar från olika delområden och djup, mm. På grund av variationer i halter och utbredning av föroreningar är det möjligt att högre resthalter kan tillåtas med bibehållen riskreduktion. Detta utreds närmare nedan.

4.3 Jämförelse av nya åtgärdsalternativ

Följande åtgärdsalternativ har utretts inom ramen för den nya riskvärderingen:

- Urgrävning enligt olika åtgärdsåål (7 alternativ)
- Inkapsling av förorenad jord (4 alternativ)
- Jordtvätt efter urschaktning (2 alternativ).

Tekniska förutsättningar för de utredda åtgärdsalternativen redovisas i Swecos rapport (Sweco, 2005b).

4.3.1 Urgrävning

Som underlag för den nya riskvärderingen har Kemakta undersökt olika schaktalternativ baserade på att åtgärdsåålet avseende spridning skall uppfyllas för jord på olika djup. För dessa alternativ har en beräkning gjorts av förorenade volymer och föroreningsmängder och en uppskattning har gjorts av vilken riskreduktion de olika åtgärdsalternativen ger upphov till med avseende på minskad spridning. Åtgärdsåålen är giltiga för jordlager om minst en meter. Finare indelning, t ex att öka åtgärdsåålen redan på 0,5 meters djup, har inte gjorts eftersom detta inte ligger i linje med Naturvårdsverkets policy (muntlig kommunikation länsstyrelsen - Naturvårdsverket).

Förutom alternativet med det tidigare beslutade åtgärdsåålet för arsenik på 15 mg/kg TS i hela markprofilen har andra kombinationer avseende resthalter i jorden undersökts (framför allt 15 och 40 mg/kg TS). I tabell 4.1 sammanfattas de olika alternativen och de åtgärdsåål som använts för olika djup. Åtgärdsalternativ 1-4 innebär en urschaktning till antingen 5 eller 7 meters djup inom hela området där testade åtgärdsåål överskrider. Alternativ 5 och 6 innebär att vissa delområden lämnas helt utan åtgärd. Samtliga åtgärdsalternativ innebär att föroreningar kvarlämnas i någon omfattning.

För alternativ nr 5 föreslås jord inom två delområden (A och D, se figur i bilaga 3) lämnas kvar på djup större än 1 m under markytan på grund av att halterna av arsenik endast är måttligt förhöjda. Område A bedöms vara en artefakt av interpolationsmetoden på djup större än ca 0,5 meter (hög halt uppmätt i ytjorden, men inte längre ned). Detta bekräftas vid entreprenaden. Urschaktning av jord på 1-2 meters djup sker dock i delområde B och C (bilaga 3).

Urgrävningsalternativ 6 innebär att all jord urschaktas till ett åtgärdsåål på 15 mg/kg TS ner till en meter och att endast platser med kraftigt förhöjda halter på större djup åtgärdas mellan 1-7 meter (se Sweco, 2005b för kostnader, volymer, mm). Åtgärden innebär liksom för alternativ 1-5 att stora områden och förorenade volymer omhändertas. En ungefärlig utbredning av sponten innanför vilken schaktning skall ske ges i figuren i bilaga 3 (se även Sweco, 2005b).

Tabell 4.1 Schaktalternativ för Elnaryd som avser olika åtgärds mål på olika djup (mg/kg TS).

	Arsenik (mg/kg TS)							PAH (mg/kg TS)
Djupnivå (m)	Tidigare beslutat åtgärds mål	Alt 1	Alt 2	Alt 3	Alt 4	Alt 5	Alt 6	Alla alternativ
0-1	15	40	15	15	15	40	15	20
1-2	15	40	15	15	40	40 (not 1)	Not 2	40
2-5	15	40	40	15	40	40	Not 2	40
5-7	15	40	-	-	40	40	Not 2	40
Volym jord (m ³)	82 000	65 500	66 000	76 500	69 000	55 000	51 000	Se alt 1-6
Spont	"Stor"	"Medel"	"Stor"	"Stor"	"Medel"	"Medel"	"Liten"	Se alt 1-6

Not 1: två delområden lämnas (ej schaktning i A respektive D på djup >1m)

Not 2: djup förorening åtgärdas, dvs arsenikslamdeponi och två mindre delområden med djupt liggande arsenik- respektive kreosolförorening.

För PAH föreslås samma åtgärds mål användas för alla alternativ; 20 mg/kg TS i skiktet 0-1 m och 40 mg/kg TS i djupare skikt. Två alternativ har beaktats, sanering ner till 5 respektive 7 m.

Då förorening finns djupt i markprofilen måste schaktning ske under grundvattenytan. Schaktning av kraftigt arsenikförorenad jord under grundvattenytan medför en ökad risk för spridning med grundvattnet. Därför planeras en spont installeras i de delområden där djupare schakt krävs. Ungefär till en meter under grundvattenytan går det enligt bedömning gjord vid projekteringen att schakta utan några förberedande åtgärder. För schaktning i djupare skikt krävs att en spont först installeras.

Behovet av spontning är olika stort för de olika alternativen. För vissa alternativ krävs en stor spont som i princip täcker in hela det förorenade område och i andra fall har en spont med mindre utbredning runt de mest förorenade områdena beaktats. I figur i bilaga 4 visas utbredningen av de två mindre sponterna som är aktuella för åtgärdsalternativ 5-6.

Jord som grävs ur omhändertas på olika deponier. Lätt förorenad jord (halt As <50 mg/kg TS; PAH-canc <30 mg/kg TS och PAH-övriga <100 mg/kg TS) föreslås användas vid sluttäckning av Aringsåsdeponin (bilaga 2) och jord med högre föroreningshalter placeras på en deponi för icke farligt avfall (halt As 50-1000 mg/kg) eller farligt avfall (halt >1 000 mg/kg).

4.3.2 Inkapsling

En alternativ åtgärd för att reducera spridningen och åtkomsten av förorenat material är genom inkapsling av förorenad jord. Detta beskrivs närmare i Swecos utredning (Sweco, 2005b). En tät vägg/slitsmur installeras runt massorna och täckning av överytan sker som för en deponi för farligt avfall (5 mm infiltrationsbegränsning). Sweco har utrett två olika varianter av slitsmuren:

- grävd slitsmur av bentonit och cement.
- slitsmur av bärande och vattentäta pålelement som borrar ned i berget.

För alternativ b sker tätning efter urgrävning av de översta 70-80 cm (se Swecos rapport för mer detaljer). Slitsmuren i det första alternativet är inte tät mot berg.

4.3.3 Jordtvätt

Ett alternativ till att gräva upp förorenad jord och transportera till deponi är att försöka rena delar av jorden på plats i en mobil jordtvätt. Efter behandling kan massor vars föroreningshalter reducerats till acceptabla haltnivåer (åtgärds mål) återläggas på området. Enligt Swecos utredning kan ca 20 000 ton förorenad jord i haltintervallet 50-200 mg/kg TS behandlas i

jordtvätten. Det kan vara svårt att uppnå tillräcklig reduktion av halterna i jord med mycket höga halter. Målet är att rena till en nivå motsvarande ett åtgärds mål på ca 40 mg/kg TS.

Det jordtvättsalternativ som utretts i denna rapport är urschaktning av jord till ett åtgärds mål för arsenik på 40 mg/kg TS respektive 15 mg/kg. För detaljer kring utförande och kostnadsberäkningar för en mobil jordtvätt hänvisas till Swecos PM (Sweco, 2005b).

4.4 Miljökonsekvenser med olika åtgärdsalternativ

4.4.1 Riskreduktion för åtgärder genom urschaktning - arsenik

En uppskattning av bortschaktade föroreningsmängder och reduktionen av arsenik i jorden ges för de olika schaktalternativen i tabell 4.2. Reduktionen av arsenik inom området har tagits fram genom att jämföra borttagna mängder arsenik med totala mängder före sanering.

Reduktionssiffrorna är angivna som procent av total mängd över bakgrund innan sanering.

Kvarlämnad förorening redovisas också för olika alternativ i tabellen. Reduktionen av mängder kopplar förhållandevis bra till reduktionen av läckaget från området även om ett något mindre bidrag sker från djupare jordlager (jfr figur 3.9).

För att säkerställa att det mätbara åtgärds målet avseende spridning av arsenik nås, dvs 80% reduktion eller ett acceptabelt läckage på ca 3 kg/år, har kompletterande transportberäkningar gjorts av läckaget från kvarlämnade massor på olika djup ("bedömt läckage" i tabell 4.2). Uppskattningen är behäftad med osäkerheter men indikerar att samtliga alternativ innebär ett totalt läckage som underskrider 3 kg/år, vilket har bedömts vara det läckage som på sikt årligen kan accepteras. Läckaget för det ursprungliga åtgärdsalternativet och åtgärdsalternativ 4 uppgår till maximalt 2 kg/år.

Tabell 4.2 *Urschaktning av jord - sammanfattning av riskreduktion (reduktion av mängder och spridning) för olika urschaktningsalternativ samt omfattning av åtgärden (schaktdjup, volym jord till olika deponier, sponttyp).*

	Tidigare beslutade åtgärds mål	Alt 1	Alt 2	Alt 3	Alt 4	Alt 5	Alt 6
Åtgärds mål (resthalt As) på olika djup	15 mg/kg	40 mg/kg	15-40 mg/kg			40 mg/kg (två delområden lämnas)	15 mg/kg (0-1 m + djupförorening *)
Schaktdjup	0-7 m	0-7 m	0-5 m	0-5 m	0-7 m	0-7 m	0-1 m (hela)/ 1-7 m
Volym täckskikt Aringsåsdeponi (m ³) **)	42 000	25 500	33 500	39 000	35 000	8 000	18 500
Volym tot deponi (inkl IFA+FA) (m ³)	40 000	40 000	32 500	37 500	34 000	47 000	32 500
Reduktion av mängder As	95%	76%	76%	81%	84%	76%	77%
Reduktion av mängder As (As-slam medtaget)	96%	83%	83%	86%	88%	83%	83%
Kvarlämnad föroreningsmängd (kg)	290	1 310	1 310	1 030	890	1 160	1 250
Bedömt läckage (kg/år)	1.5	2.7	2.8	2.5	2.0	2.7	2.3
Reduktion av läckage (As-slam medtaget)	90%	82%	81%	83%	87%	82%	85%*
Spont	"Stor"	"Medel"	"Stor"	"Stor"	"Medel"	"Medel"	"Liten"

*) Arsenikslamdeponi och två mindre delområden med djupt liggande arsenik- respektive kresotförorening. Reduktion av mängder och spridning inte helt klarlagd pga viss osäkerhet rörande föroreningsutbredning runt GV2

**) En betydande andel av jorden kommer från marklager under grundvattenytan (> 1 meter)

Samtliga alternativ bedöms klara den riskreduktion som krävs för att området efter åtgärd inte skall utgöra en källa till oacceptabel spridning (reduktion ca 80%). Åtgärdsalternativ 3 och 4 samt alternativet med de initialt beslutade åtgärdsmålen åtgärdar de största mängderna förorening medan åtgärdsalternativ 4 och 6 bedöms ge den högsta reduktionen avseende spridning näst efter de initialt beslutade åtgärdsmålen. Alternativ 6 är behäftad med vissa osäkerheter pga att föroreningssituationen inte är helt klarlagd i området runt GV2. Behovet av detaljkunskap i olika delområden ökar när vissa delområden skall lämnas utan åtgärd. Om man genom provtagning kan visa att föroreningsutbredningen runt GV2 är lokal kan alternativ 6 vara en lämplig åtgärd för området.

Fler åtgärdsalternativ har testats, bl a ett där hänsyn endast tagits till hälsoeffekter vid vistelse, ej vid spridning. Platsspecifika riktvärden för hälsoeffekter vid vistelse ansattes som åtgärds mål och urgrävning antogs ske ner till två meters djup (40 mg/kg 0-1 meter, 80 mg/kg TS 1-2 meter, förorening på större djup lämnas). Denna åtgärd reducerar dock endast mängden arsenik med 60% vilket inte bedöms ge en tillräcklig reduktion avseende spridning (mätbart åtgärds mål ca 80%). Sanering ner till 7 meter istället för 2 meter skulle öka reduktionen av mängderna till 78%. Det är möjligt att det senare alternativet reducerar spridningen till en acceptabel nivå.

Den totala mängden arsenik i Elnarydområdet uppskattas uppgå till ca 5,5 ton (jord med halter överskridande bakgrundshalten dvs 10 mg/kg TS). Bidraget av arsenik från slamdeponin kan ha underskattats i denna mängd då använda volymer och halter baseras på interpolationer där uppmätta höga halter i "rent" arsenikslam ej beaktats (Sweco, 2005a). Uppmätt halt i ett enskilt slamprov på 65 cm djup (EP40 nära XRF24) var 195 300 mg/kg TS i Swedpowers utredning (Swedpower, 2001). Mängden arsenik i deponin har uppskattats uppgå till ca 2 ton³ vilket innebär att det kan finnas totalt ca 7,5 ton arsenik på Elnarydområdet. I en tidigare utredning (Kemakta, 2002) bedömdes arsenikmängden enbart i slamdeponin kunna uppgå till 6 ton (10 m³ slam med halt 195 300 mg/kg TS, densitet 3 ton/m³). För att inte överskatta de relativa reduktionsberäkningarna som redovisas i tabell 4.2 har endast 2 ton arsenik lagts till.

Reduktionsberäkningarna baseras på volymer från utförda 3D-interpoleringar (Sweco, 2005a). Volymererna som redovisas i tabell 4.2 är däremot framtagna från ett entreprenadanpassat rutnät och tekniska förutsättningar i fält (släntlutning vid djupschakt, etc) och utgör en ca 2-3 gånger större volym.

4.4.2 Riskreduktion för åtgärder genom urschaktning – kreosot/PAH

För PAH föreslås jord urschaktas enligt ursprungliga mätbara åtgärds mål för alternativ 1 samt 4-6 (dvs resthalt i jorden på 20 mg/kg på 0-1 m och 40 mg/kg på 1-7 m). Detta leder till att nästan all kreosot i området åtgärdas (reduktion av mängd 97%), se tabell 4.3. En jämförande reduktionsberäkning med urschaktning endast ner till 5 m (åtgärdsalternativ 2-3) visar även denna på en hög reduktion (82%). Det finns därmed en viss marginal att vid behov kvarlämna vissa delområden eller djup med måttligt kreosotförorenad jord. Det är dock viktigt att kreosot i fri fas åtgärdas.

Tabell 4.3 Reduktion av mängden PAH-16 vid två olika urschaktningsalternativ

	Alternativ PAH nr 1	Alternativ PAH nr 2
Åtgärds mål (resthalt PAH) olika djup/områden	20 mg/kg TS (0-1 m) 40 mg/kg TS (1-7 m)	20 mg/kg TS (0-1 m) 40 mg/kg TS (1-5 m)
Reduktion av mängder PAH	97%	82%

³ Beräkningen baseras på att ett cirkulärt område med radien 10 m och ett djup på 1,5 m (dvs 500 m³) tros vara påverkat av den tidigare arsenikslamdeponin. En halt på 1 000 mg/kg TS antas som baseras sig på en uppskattning av halten som det totala deponerade arsenikslammet (10 m³) skulle ha gett upphov till om det sprits över volymen 500 m³. Halten skulle enligt dessa uppskattningar bli ca 3 900 mg/kg TS, men för att inte överskatta reduktionsberäkningarna har ett lägre värde antagits.

4.4.3 Kommentarer

I efterbehandlingsprojekt skall en avvägning göras av kostnaderna för en åtgärd mot miljönyttan och riskreduktionen med åtgärden. Detta sker i projektets riskvärdering. Det finns vanligtvis en gräns där kostnaderna för en sanering inte längre kan motiveras. För det aktuella saneringsobjektet i Elnaryd innebär flera av schaktåtgärderna att mycket stora volymer förorenad jord skall grävas ur och att spontning krävs för jord som ligger under grundvattenytan. Deponering av jorden medför ett stort antal transporter vilket i sig är en miljöbelastning. Om det går att visa att kvarlämnande av en viss mängd förorening inom området inte leder till oacceptabla miljöeffekter vid spridning bör detta ske för att minimera miljöeffekterna och andra risker vid transport av förorenad jord.

4.4.4 Risk för återförorening vid kvarlämnande av föroreningar

Direkta hälsoeffekter vid vistelse på markområdet vid kvarlämnande av djupare liggande förorening bedöms inte utgöra någon risk pga låg tillgänglighet för sådana massor. Däremot kan spridning ske från alla djup.

Riskanalysen har visat att det troligen går att lämna mindre delområden utan åtgärd på större djup men att man ändå möter kraven på reduktion av spridning (alternativ 2, 3, 5 och 6). Eftersom grundvattenytan fluktuerar inom området och periodvis står mycket högt finns dock en risk att djupare liggande förorening återförorenar ytligare liggande delområden som ersatts med ny ren jord. Effekten av en varierande grundvattenyta avtar med ökande djup och upptransporten har uppskattats till endast någon centimeter per år.

För alternativ där urschaktning sker till minst fem meter bedöms risken vara mycket liten att ytligt förorenad jord kan återförorenas. För alternativ där förorening lämnas redan på ett djup av en meter är risken för återförorening av ytjorden större. Enligt utförda nivåmätningar ligger dock grundvattenytan i dessa delområden som ytligast 0,5 meter under markytan.

4.4.5 Inkapsling

Inkapsling enligt föreslaget alternativ (Sweco, 2005b) innebär att spridningen av föroreningar förhindras eller minskas genom att förorenad jord innesluts innanför vertikala vattentäta barriärer och att områdets överyta täcks med tätande material.

Eftersom inget tätande skikt anläggs under den förorenade jordvolymen kommer det vatten som infiltrerar genom tätskiktet att infiltrera i berggrunden. I Elnaryd uppskattas denna infiltration till ca 150 m³/år (tätning enligt FA-deponi 5 mm/år), vilket är en begränsad volym som inte nämnvärt bidrar till spridningen. Om de vertikala barriärer som omger föroreningen inte är riktigt täta mot berget kan viss spridning även ske pga genomströmning av grundvatten. En uppskattning av detta har gjorts nedan.

För alternativet där 70 cm ytligt förorenad jord först grävs ur och omhändertas innan inkapsling kommer ca 3 ton arsenik att tas bort. Kvar lämnas dock en stor föroreningsmängd av både arsenik och PAH. Uppskattningar visar att ca 3 ton arsenik kvarlämnas i marken.

För inkapsling med sekantpålning gäller följande:

- Om barriären blir helt vattentät är det bara infiltrationen genom tätskiktet som bidrar till spridning av föroreningar. Detta flöde är begränsat (150 m³/år enligt ovan).
- Transporten av infiltrerat förorenat vatten sker ned i berget eller läcker ut genom de tätande barriärerna. Det bör säkerställas att berget har en genomsläpplighet som medger uttransport av infiltrerande nederbördsvatten. Om berget och omgivande vertikala barriärer skulle vara tätare än tätskiktet riskerar vattennivån stiga innanför inkapslingen tills den bräddar över med föroreningsläckage som följd.

- Urgrävning av 70 cm förorenad yttlig jord innan täckning är positivt ur miljöhänsyn eftersom detta innebär en minskad risk för spridning för det fall inkapslingen inte är helt tät.
- Negativa hälsoeffekter vid vistelse på området förhindras genom en avancerad täckning av marken i enlighet med krav för en FA-deponi. Restriktioner mot grävning och andra markarbeten kommer dock att krävas.

För inkapsling med cement och bentonit gäller följande:

- Barriären kan inte göras tät mot berget (Sweco, 2005b). På grund av en ökad gradient i området enligt diskussion ovan kan vattenflödet genom förorenade massor strax ovanför berget uppgå till ca 2 000 m³/år (bredd 50 m; konduktivitet $2,3 \cdot 10^{-4}$ m/s, mäktighet ca 0,5 m). En del av detta vatten kommer att infiltrera i berggrunden. Flödet är inte försumbart men bedöms inte påverka möjligheten att klara kraven på reduktion av spridning under förutsättning att slitsmuren är tät i övrigt. Det bedöms vara svårt att fastställa slitsmurens beständighet på lång sikt.
- Arsenik lakar mer vid högre pH-värden. Cement ger upphov till lakvatten med höga pH. Det bör därför säkerställas att pH-värdet i omgivande förorenade massor inte ökar väsentligt vid installation av slitsmurarna. Detta gäller både på kort sikt i samband med entreprenaden och på lång sikt pga ett eventuellt utläckage från cementen i slitsmuren.

Faktorer som kan leda till negativa miljökonsekvenser på längre sikt och som talar mot inkapsling är bl a att:

- det råder en osäkerhet om barriärernas långsiktiga beständighet. Detta omfattar även tätskiktets beständighet.
- Eftersom föroreningarna inte avlägsnas kan en kontinuerlig kontroll krävas av ytskiktets beständighet och av föroreningshalten i grundvattnet nedströms fastigheten.
- Genom att föroreningar lämnas kvar måste restriktioner för grävning och användning av marken inom området utfärdas.

Risken för och miljökonsekvenserna från förorening av berggrunden har även diskuterats i avsnitt 3.3.6.

Hur de hydrologiska förhållandena ändras runt och inom en inkapsling har inte utretts i detalj inom föreliggande utredning men vissa överslagsberäkningar har gjorts. Transportberäkningar inom ramen för riskbedömningen har visat att ca 20 000 m³ grundvatten strömmar genom förorenade massor. Om detta vatten måste ta sig vägar runt det förorenade området har det uppskattats att gradienten i området måste öka med ca 30% (ökat transportmotstånd pga längre sträcka). En ökning av gradienten med 30% innebär att grundvattennivån uppströms impregneringsområdet kan stiga ca 65 cm. Mer detaljerade beräkningar bör göras av de hydrologiska konsekvenserna vid inkapsling av området för att säkerställa att det inte föreligger någon risk för översvämningar av markområden. Avledning av vatten via kulverten i den norra delen av området bedöms kunna omhänderta en del problemet. Kulvertens långsiktighet är svårbedömd då rensning kommer att krävas med jämna mellanrum.

4.4.6 Jordtvätt

Jordtvätt innebär att jorden tvättas med olika tvättvätskor och våtsiktas för att reducera halten av arsenik och PAH. Under förutsättning att man kan visa att utlakningen av föroreningar från jorden efter tvättning är lägre än innan tvättning kan jord återläggas på området. Jordtvätten bedöms efter behandling kunna ge totalhalter på ca 40 mg/kg TS (Sweco 2005b). Lakbarheten kan bestämmas med hjälp av lakteter.

Uppskattningsvis bedöms alternativet med jordtvätt ge samma storleksordning på reduktionen av förorenad mängd jord som urschaktningsalternativ 1 då en schaktning i båda fallen görs av jord som överskrider 40 mg As/kg TS. För alternativet med urgrävning och deponering läggs

dock helt rena fyllnadsmassor tillbaka. För jordtvättsalternativen förutsätts tvättade massor med halter på ca 40 mg As/kg TS kunna läggas tillbaka.

Sammantaget innebär jordtvätt vid en resthalt av arsenik på 15 mg/kg TS en något ökad reduktion av föroreningsmängderna inom området eftersom föroreningar i haltintervallet 15-40 mg/kg TS också tas bort.

Behandling med jordtvätt bedöms i övrigt inte ge upphov till några miljökonsekvenser. Tvättningen sker med återcirkulation av vätska vilket leder till minimala utsläpp till omgivningen och att små volymer förorenat vatten måste hanteras och omhändertas.

Jordtvätt är generellt sett att föredra framför deponeringsalternativ eftersom det innebär mindre transporter med minskad miljöbelastning som följd. Åtgärden innebär dessutom att en mindre volym förorenad jord måste deponeras.

4.4.7 Sammantagen bedömning av miljökonsekvenser

Miljönyttan med de undersökta åtgärdsalternativen avseende hälsorisker vid vistelse och risker vid spridning sammanfattas i tabell 4.4. Vad de olika alternativen innebär har sammanfattats i tidigare avsnitt samt i Swecos separata PM. Beräkningar av föroreningsmängder och jordvolymer som måste deponeras redovisades i avsnitt 4.4.1 för urgrävningsalternativen och i avsnitt 4.4.4 för inkapsling med föregående urgrävning till 70 cm djup, se även kostnadsberäkningar för alternativen i Swecos PM (Sweco, 2005b).

Tabell 4.4 Sammanfattning av miljökonsekvenser för Elnarydområdet vid samtliga undersökta åtgärdsalternativ (miljöpåverkan av själva åtgärden, se tabell 4.5).

Fall	Hälsorisker vid vistelse	Kvarlämnad mängd förorening	Risker för spridning till omgivningen
Urgrävning ursprunglig nivå	Nej	Obetydlig	Spridningsrisk eliminerad
Urgrävning alt 1	Nej	Måttlig	Reducerad
Urgrävning alt 2	Nej	Måttlig (större djup lämnas)	Reducerad
Urgrävning alt 3	Nej	Måttlig (större djup lämnas)	Reducerad
Urgrävning alt 4	Nej	Liten	Kraftigt reducerad
Urgrävning alt 5	Nej	Måttlig (delområden lämnas)	Reducerad, mindre delområden lämnas
Urgrävning alt 6	Nej	Måttlig (delområden lämnas)	Kraftigt reducerad, vissa delområden lämnas
Inkapsling alt 1 (Pålning, 40 mg/kg)	Restriktioner mot grävning	Jord under 70 cm lämnas	Kraftigt reducerad på kort sikt. Beständighet hos mekaniskt skydd på lång sikt?
Inkapsling alt 2 (Pålning, 15 mg/kg)	Restriktioner mot grävning	Jord under 70 cm lämnas	
Inkapsling alt 3 (Bentonit, 40 mg/kg)	Restriktioner mot grävning	Allt lämnas	Osäker metod. Går ej utesluta risk för oacceptabel spridning på både kort och lång sikt
Inkapsling alt 4 (Bentonit, 15 mg/kg)	Restriktioner mot grävning	Allt lämnas	
Jordtvätt (åtgärds mål 15 mg/kg)	Nej	Mindre än urgrävning enligt alternativ 4	Kraftigt reducerad
Jordtvätt (åtgärds mål 40 mg/kg)	Nej	Ungefär som urgrävning enligt alternativ 4	Reducerad

Åtgärdsalternativ som ger optimal miljönytta med hänsyn tagen till teknisk genomförbarhet och ekonomisk rimlighet bör väljas. Flera av urschaktningsalternativen innebär urschaktning och borttransport av mycket stora volymer förorenad jord. Att minimera antalet transporter bör eftersträvas vid val av åtgärdsalternativ. Det är samtidigt väsentligt att föroreningsmängderna inom området reduceras för att minska risken för spridning och förorening av grundvatten och dricksvatten nedströms området.

4.5 Miljöpåverkan vid åtgärd samt jämförande kostnader

En sammanfattning av miljökonsekvenserna för samtliga åtgärdsalternativ ges i tabell 4.5. I tabellen anges om uppställda åtgärds mål uppfylls för det valda alternativet och om åtgärden i sig ger upphov till någon miljöpåverkan på omgivningen. I tabellen redovisas även uppskattade kostnader för respektive åtgärdsalternativ (från Sweco, 2005b).

Tabell 4.5 Jämförelse mellan undersökta åtgärdsalternativ avseende uppfyllande av åtgärds mål och miljöpåverkan av själva åtgärden samt kostnader.

Fall	Uppfyller uppställda åtgärds mål	Miljöpåverkan i samband med åtgärd	Kostnad
Urgrävning ursprunglig nivå	Med mycket god marginal	Många transporter; 82 000 m ³ jord till deponi	98
Urgrävning alt 1	Ja	Många transporter; 65 500 m ³ jord till deponi	91
Urgrävning alt 2	Ja	Många transporter; 66 000 m ³ jord till deponi	87
Urgrävning alt 3	Ja	Många transporter; 76 500 m ³ jord till deponi	94
Urgrävning alt 4	Med god marginal	Många transporter; 69 000 m ³ jord till deponi	84
Urgrävning alt 5	Ja	Något färre transporter; 55 000 m ³ jord till deponi.	81
Urgrävning alt 6	Ja*	Något färre transporter; 51 000 m ³ jord till deponi.	73
Inkapsling alt 1 (Pålning, 40 mg/kg)	Ja, om mekanisk tät barriär består på sikt	Höjning av grundvattenytan. Översvämningsrisk minskas genom förebyggande åtgärder (t ex diken). Omfattning? Långsiktighet?	68
Inkapsling alt 2 (Pålning, 15 mg/kg)	Ja, om mekanisk tät barriär består på sikt		90
Inkapsling alt 3 (Bentonit, 40 mg/kg)	Nej, troligen inte	Risk för påverkan på As-utlakning pga höga pH i cement, speciellt om materialet ej härdar snabbt och på rätt sätt	37
Inkapsling alt 4 (Bentonit, 15 mg/kg)	Nej, troligen inte		48
Jordtvätt (åtgärds mål 15 mg/kg)	Ja, om utlakning lägre efter tvätt	Liten miljöpåverkan. Recirkulation av tvättvatten ger små utsläpp.	102
Jordtvätt (åtgärds mål 40 mg/kg)		Begränsad energiåtgång för jordtvätt.	96

* viss osäkerhet rörande föroreningsutbredning runt GV2

Kostnaderna baseras på att all jord med arsenikhalter under 50 mg/kg TS används på Aringsåsdeponin (8 000 m³ - 40 000 m³ enligt Swecos volymsuppskattningar för olika alternativ). En kompletterande utredning av lakbarheten av jord under grundvattenytan ska ske som kan visa att volymen som kan användas på Aringsås måste minskas. Påverkan på kostnaderna för jord som då måste deponeras på IFA-deponi istället för användas på

Aringsåsdeponin diskuteras och kalkyleras i den efterföljande riskvärderingen och i ansökan till Naturvårdsverket.

Det kan noteras att det för alternativ 6 föreligger en viss osäkerhet rörande utbredningen av arsenik runt provpunkt GV2, dvs ett område där jord föreslås lämnas, se karta i bilaga 3. Utbredningen och volymer som ges av interpolationer (Sweco, 2005a) baseras på få faktiska mätdata. Det är möjligt att delområden som indikeras som förorenad runt GV2 är rena, dock kan även det omvända gälla. Detaljerad information om föroreningshalter och utbredning i detta delområde kan bekräftas vid slutförandet av projekteringen.

Miljö- och omgivningspåverkan på grund av själva åtgärden är framför allt:

- Transporter (slitage på vägar, störningar för boende i samhället, utsläpp av koldioxid, mm)
- Utsläpp av förorenat vatten vid entreprenadarbetet (rening sker dock i en anläggning så att utsläppen inte blir större än i dagsläget), pumpning för schakt i grundvatten, tvättvatten från jordtvätt, mm)
- Påverkan på grundvattenkemin (pH) pga cement i slitsmuren

Risker som har med själva entreprenadarbetet att göra, t ex spridning av förorenad jord pga transporter, spridning vid mindre schaktarbeten i grundvattenzonen, arbetsmiljörisker mm, kan minimeras genom upprättande av skyddsföreskrifter och en arbetsmiljöplan för saneringen.

Ingen påverkan på pågående verksamhet kommer att uppkomma då Södra Skogsenergi upplåtit marken och tillhörande asfaltplatta under hela entreprenadarbetet åt kommunen.

5 Vidare arbeten

Med ledning av resultaten i denna rapport skall en ansökan om åtgärd för ett förordat alternativ ske.

Ytterligare arbeten som bedöms krävas inför entreprenaden ges nedan.

Laktester på jord under grundvattenytan bör göras för att klargöra lakbarheten i dessa massor. Framför allt får detta konsekvens för om djupare liggande måttligt förorenad jord kan användas för sluttäckning av Aringsåsdeponin.

Fortsatta referensprovtagningar måste ske för att studera utvecklingen med tiden av halter i grundvatten inom området samt i nedströms liggande grundvattenrör och brunnar. Programmet för referensprovtagning bör så snart som möjligt modifieras för att underlätta framtida genomförande, övervakning och utvärdering av saneringsentreprenaden. Detta kan innebära att fler rör måste installeras inom området.

Referensprovtagningarna bör även kompletteras med ytterligare grundvattenrör mellan fastigheten och grundvattenrör 0203 för att verifiera hur långt föroreningsspridningen skett i dagsläget.

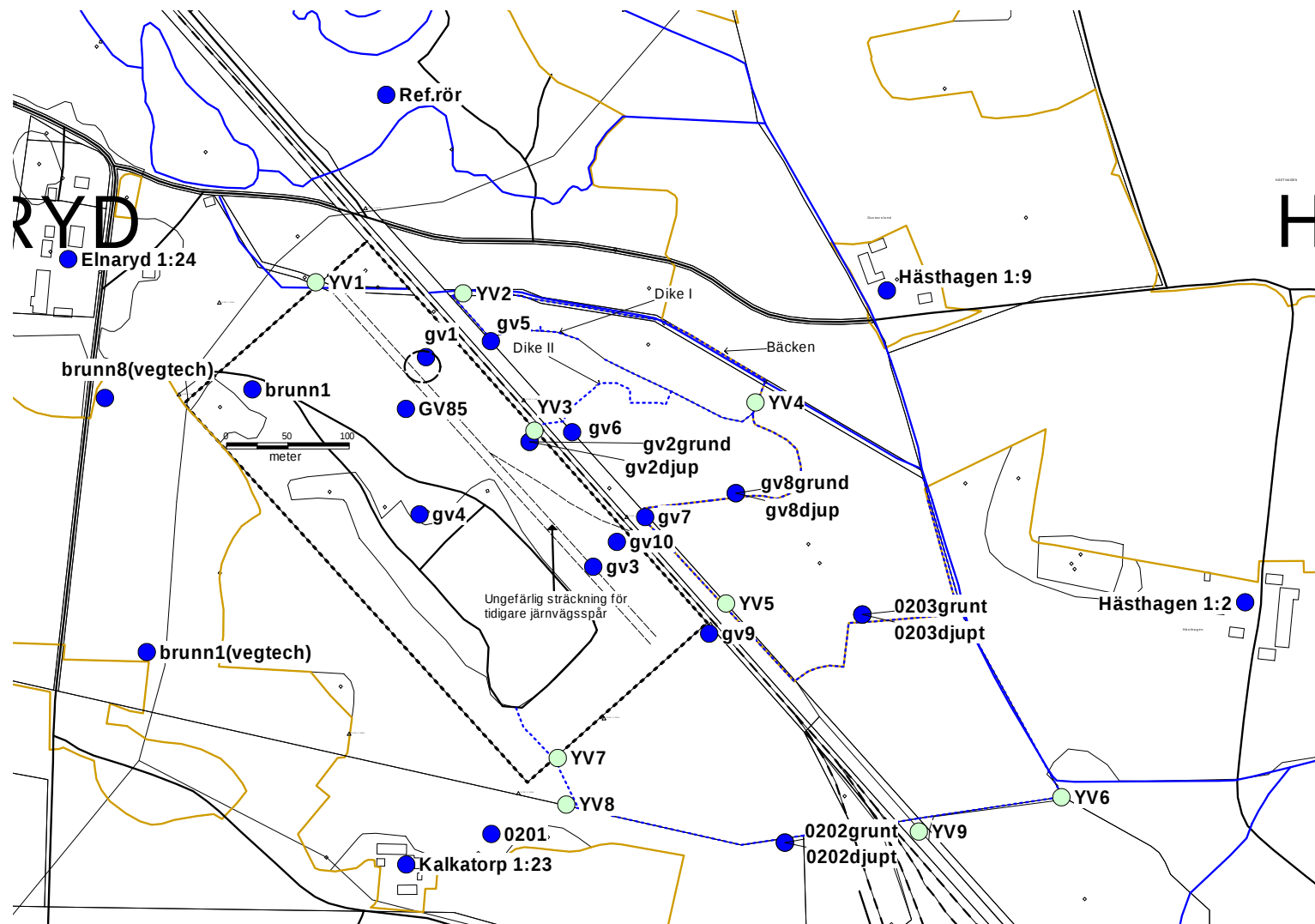
6 Referenser

- Kemakta, 2005e. Konsekvenser för deponering av en ökad volym jordmassor från Elnarydområdet på Aringsåsdeponin. Projekt Elnaryd, Gabriella Fanger och Mark Elert, Kemakta Konsult AB, 2005-09-07, se bilaga 1.
- Kemakta, 2005d. Resultat av grundvattenprovtagning på fastighet Elnaryd 1:28. Gabriella Fanger och Lars Olof Höglund, Kemakta Konsult AB, 2005-08-31.
- Kemakta, 2005c. Referensprovtagning januari 2005 – redovisning av uppmätta halter av arsenik och PAH i grund- och ytvatten, Elnaryd. Gabriella Fanger och Karin Jonsson, Kemakta Konsult AB, 2005-02-22.
- Kemakta, 2005b. Resultat av kompletterande jordprovtagning i december 2004 på Elnaryd fd impregneringsområde. Projekt Elnaryd, Gabriella Fanger och Karin Jonsson, Kemakta Konsult AB, 2005-02-22.
- Kemakta, 2005a. Bedömning av risker med upptag av arsenik i växtlighet på impregneringsområdet i Elnaryd och eventuella krav på omhändertagande efter röjning. Gabriella Fanger, Kemakta Konsult AB, 2005-02-11.
- Kemakta, 2004. Kompletterande undersökningar inför projektering och sanering av Elnaryd fd impregneringsanläggning i Alvesta kommun, G Fanger, M Pettersson, K Jonsson, Kemakta AR 2004-18, Kemakta Konsult AB, 2004-12-14.
- Kemakta, 2003b. PM - Förtydligande till rapport ”Framtagande av haltgränser för användning av massor från Elnaryd fd impregneringsanläggning vid sluttäckning av Alvesta kommunala avfallsupplag”, Kemakta 2003-09-19, Kemakta, 2003-10-28, Gabriella Fanger, Mark Elert.
- Kemakta, 2003a. Framtagande av haltgränser för användning av massor från Elnaryd fd impregneringsanläggning vid sluttäckning av Alvesta kommunala avfallsupplag. G Fanger, M Elert, S Södergren, Kemakta AR 2003-13, Kemakta Konsult AB.
- Kemakta, 2002. Åtgärdsförberedande utredning vid Elnaryd f d impregneringsanläggning i Alvesta kommun – komplettering av huvudstudie, G Fanger, S Södergren, M Elert, M Pettersson, Kemakta AR 2002-24, Kemakta Konsult AB.
- SwedPower, 2001. Åtgärdsförberedande undersökning av markförorening på fastigheten Elnaryd 1: 16, Rapport SwP 011221, SwedPower, Göteborg.
- Sweco (2004): Jordprovtagning i befintlig järnvägsbank, Sweco 2004-12-22.
- Sweco, 2005a: Projektering, Marksanering Elnaryd. Kompletterande miljögeotekniska undersökningar på fastigheten Elnaryd 1:16 i Alvesta kommun. Uppdragsnummer 1270098. Sweco Viak AB, Malmö 2005-08-15.
- Sweco, 2005b: Alternativa efterbehandlingsåtgärder in om fastigheten Elnaryd 1:16. PM 2005-11-01. Sweco Viak AB, Stockholm.

Bilaga 1

Karta över platser för vattenprovtagning i
Elnarydområdet

Bilaga 1 – Karta över platser för vattenprovtagning i Elnarydområdet



Figur B1.1 Karta med lokalisering av grundvattenrör och brunnar (blå cirklar) samt ytvattenpunkter (gröna cirklar) som provtas inom ramen för referensprovtagningen 2005 inom och utanför Elnarydområdet.

Bilaga 2

Bedömning av möjlighet att tillföra större
volymmer förorenad jord till Aringsåsdeponin



Konsekvenser för deponering av en ökad volym jordmassor från Elnarydområdet på Aringsåsdeponin

PROJEKT ELNARYD, Gabriella Fanger, Kemakta Konsult AB, 2005-09-07

Granskat av: Mark Elert, Kemakta.

Bakgrund

Inom projekt Elnaryd har beslutats att använda lätt förorenade jordmassor från Elnaryd fd impregneringsanläggning som täckmaterial i samband med avslutning och sluttäckning av Alvestas kommunala avfallsupplag, Aringsåsdeponin. I en undersökning som gjordes under 2003^{1,2} fastställdes kriterier för massorna samt för deponeringsförfarandet (se nedan). Vid den pågående projekteringen av marksaneringen har större volymer förorenad jord upptäckts vilket innebär att den volym massor som ska deponeras på Aringsåsdeponin kan komma att öka. Förutsättningar för deponering av 30.000 m³ – 40.000 m³ jord utreds nedan.

Förutsättningar för tidigare framtagna haltgränser

Följande haltgränser för massor som deponeras i skyddstäckningen togs fram i studien från 2003:

- arsenik <50 mg/kg TS, cancerogena PAH <30 mg/kg TS och övriga PAH <100 mg/kg.

För deponeringen gäller även övriga förutsättningar och krav:

- Materialet avses användas i skyddstäckningen ovan tätskiktet och får ej placeras ytligare än 30 cm från ytan.
- Riskbedömningen är gjord för en bedömd volym på 7 000 m³ jord som får placeras över en maximal yta på 25 000 m² (30 cm tjockt).
- För att undvika grundvattenströmning genom täckmassorna skall materialet ej placeras i områden där grundvattenytan förväntas stiga/ligger högt. Som en följd av detta är en placering av massorna så högt (centralt) som möjligt i deponin att föredra.
- Under förutsättning av ovanstående krav kan säkerställas rekommenderas det att massorna används så djupt som möjligt i täckskiktet, antingen direkt på de grovkorniga schaktmassor som skall fungera som dräneringsskikt i botten av täckskiktet eller som ett alternativ till dessa. Djupare ned i skyddstäckningen bedöms genomströmningen av vatten genom massorna vara mindre.
- Inblandning av bark och annat organiskt material bör ej ske då detta eventuellt kan påverka urlakningen av arsenik på sikt.
- Inblandning av kalk får ej ske då det finns en risk att detta kan leda till en ökad urlakning av arsenik. Inblandning av kalk får inte heller ske i massor som avses placeras ovanpå Elnarydmassor.
- Elnarydmassor bör ej placeras där man tidigare observerat sättningar i deponin.

Nedan ges en redogörelse av om tidigare framtagna haltgränser för framför allt As påverkas vid placering av större volymer lätt förorenade Elnarydmassor på Aringsåsdeponin (As 15-50 mg/kg TS).

Beräkningar

Haltgränserna utgår från att den nedströms liggande Lillsjön skall skyddas vid spridning från deponin pga infiltration genom de förorenade Elnarydmassorna. Centralt för bedömningen är den

¹ Framtagande av haltgränser för användning av massor från Elnaryd fd impregneringsanläggning vid sluttäckning av Alvesta kommunala avfallsupplag, Kemakta, 2003-09-19, Kemakta AR 2003-13.

² PM - Förtydligande till rapport. "Framtagande av haltgränser för användning av massor från Elnaryd fd impregneringsanläggning vid sluttäckning av Alvesta kommunala avfallsupplag", Kemakta, 2003-10-28 Gabriella Fanger, Mark Elert.

förorenade yta som påverkas av infiltration. Om den tidigare bedömda ytan skall bibehållas trots deponering av den ökade volymen jordmassor (maximalt mellan 30.000 och 40.000 m³) måste mäktigheten av massorna i deponin ökas. Tjockleken av lätt förorenade Elnarydmassor kan då komma att öka från 30 cm till mellan 120 och 160 cm.

	Utredning 2003	Mäktighet av massor vid ökning av jordvolym 2005			
		Ursprunglig yta (2,5 ha)		Utökad yta (3,5 ha)	
		Min volym	Max volym	Min volym	Max volym
Volym (m ³)	7 000	30 000	40 000	30 000	40 000
Mäktighet (cm)	28	120	160	86	114

Det har undersökts om ytan kan ökas något med bibehållna krav på spridning. Om ytan ökar till 35.000 m² blir utspädningen i Lillsjön ca 100 ggr istället för 150 ggr (sjöns hela volym). Detta ger en haltgräns för arsenik på ca 35 mg/kg istället för 50 mg/kg. Det finns dock viss marginal vid framtagnings av haltgränsen vilket skulle kunna ge acceptans för en viss ökning av den deponerade ytan:

- inte alla massor har halten 50 mg/kg i det material som deponeras, även lägre halter kommer att förekomma.
- Ett försiktigt värde på lakbarheten (Kd) av arsenik har använts i modellen. Det lägsta värdet från 4 skaktester har använts (Kd 800 l/kg). Laktesterna indikerar att huvuddelen av massorna (3 av 4 prov) kan ha ett Kd-värde högre än 1000 l/kg. Med det högre Kd-värdet skulle haltgränsen bli 66 mg/kg (utspädning 150 ggr).
- I modellen antas ett relativt strängt ytvattenkriterium som baserar sig på att den maximala haltökningen endast skall utgöra en liten avvikelse i förhållande till naturliga bakgrundshalter i sjöar och mindre vattendrag i södra Sverige (0,6 µg/l eller 0,44 µg/l efter kompensation från andra massor). Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder ligger denna halt i tillståndsklass 2, ”låga halter”. Ett ytvattenkriterium på 1,5 µg/l motsvarande den övre gränsen för en tydlig avvikelse skulle efter kompensation för andra massor i deponin (1,3 µg/l) ge en haltgräns på ca 130 mg/kg vid en utspädningsfaktor till Lillsjön på 100 ggr (Kd 1000 l/kg).
- Jämförelser av resultat från laktester (skaktester L/S =10) med deponigränsvärden (NFS 2004:10) indikerar att jord med halter upp till ca 60 mg As/kg TS skulle kunna deponeras som inert avfall.

Vid deponering över en något större yta (35.000 m²) måste mäktigheten av lätt förorenade Elnarydmassor (maximalt mellan 30.000 och 40.000 m³) i deponin ökas till 90 - 110 cm.

Slutsatser

Upp till 40.000 m³ lätt förorenade massor (halt As <50 mg/kg TS) kan deponeras på Aringsåsdeponin under förutsättning att den sammanlagda yta som massorna upptar inte överskrider 35.000 m² (innebär en mäktighet av massorna i deponin på minst ca en meter). Övriga tidigare framtagna krav/kriterier ska också följas (bl a att jorden ej får läggas under grundvattenytan).

Kommentar: Beräkningarna förutsätter att lakbarheten av massor från Elnaryd som legat under grundvattenytan har liknande lakbarhet som de som testats från ytligare marklager. Detta bör säkerställas med kompletterande laktester inför deponeringen.

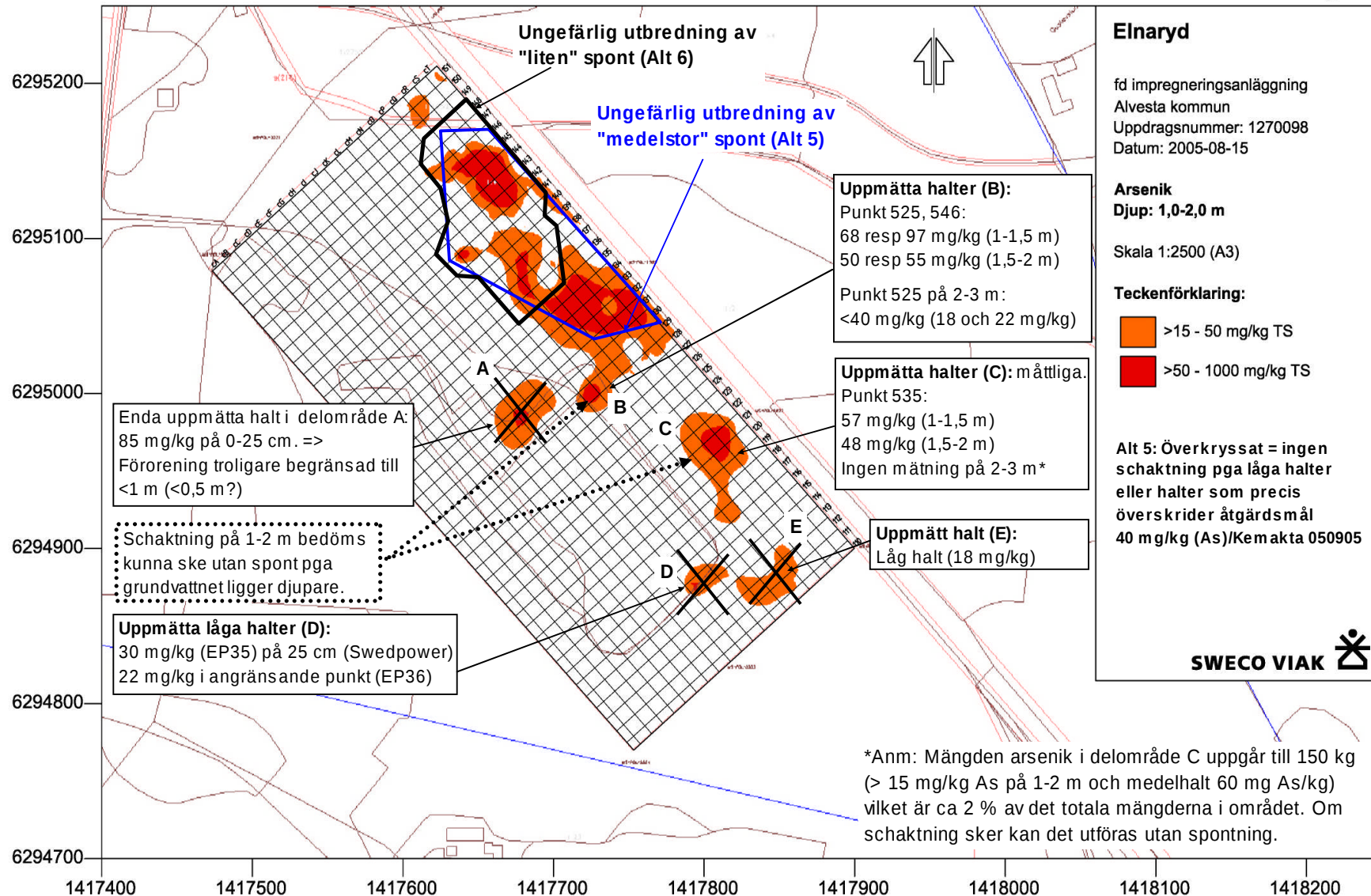
Kommentar: Ett kontrollprogram för perioden före, under och efter en placering av Elnarydmassor på Aringsåsdeponin bör genomföras i enlighet med tidigare utredning (Kemakta, 2003-10-28).

Bilaga 3

Figur med schaktområden för åtgärdsalternativ 5
samt utbredning av spont för alternativ 5 och 6

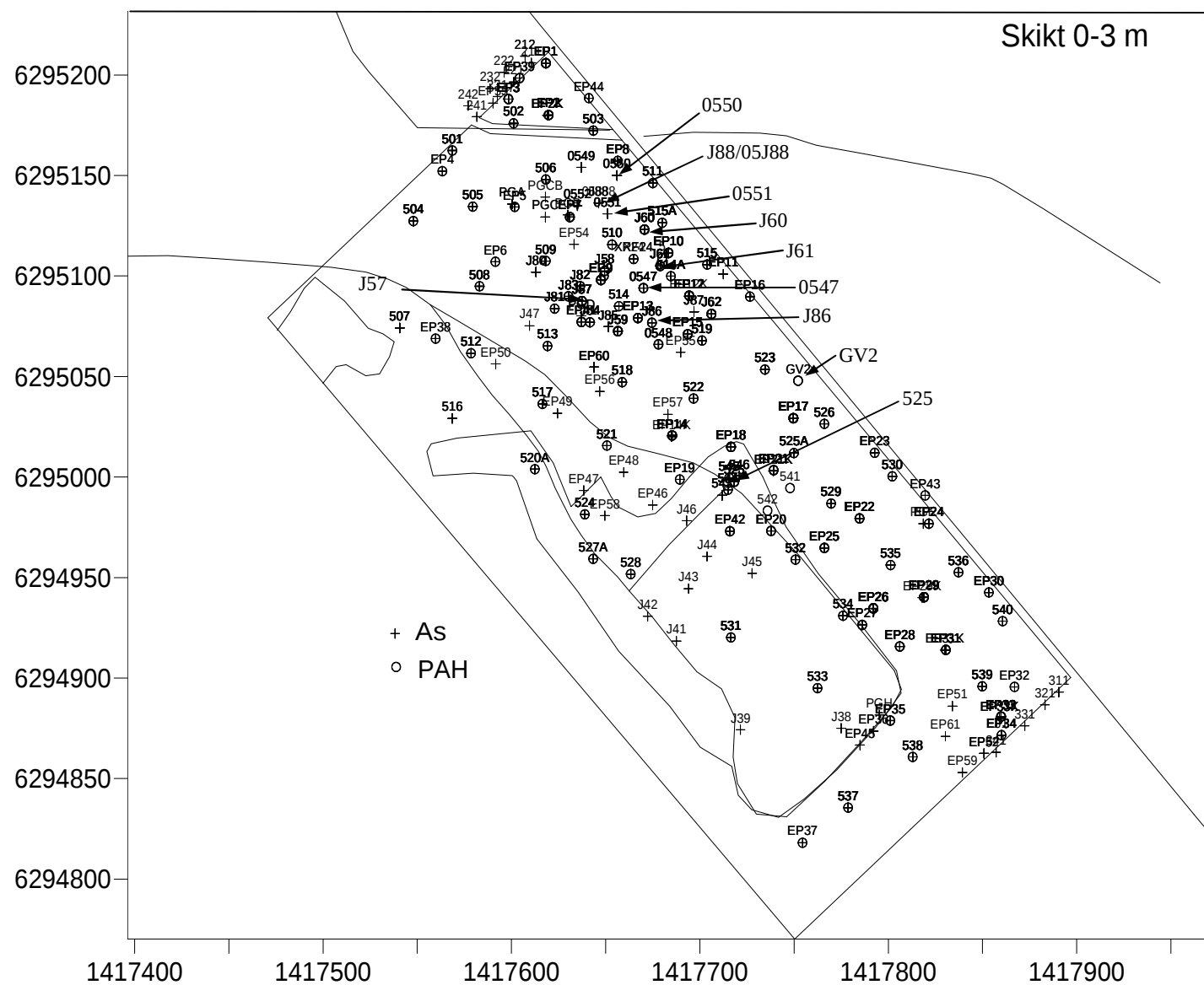
ÅTGÄRDSALTERNATIV 5: Begränsad schaktning i södra delen av området på djup >1m där halterna är låga eller måttligt höga (innebär reducerad spontutbredning). I figuren visas även spontens utbredning för alternativ 6 (från Sweco, 2005b)

Schaktytor och volymer samt tekniska förutsättningar ges i Sweco, 2005a, b.

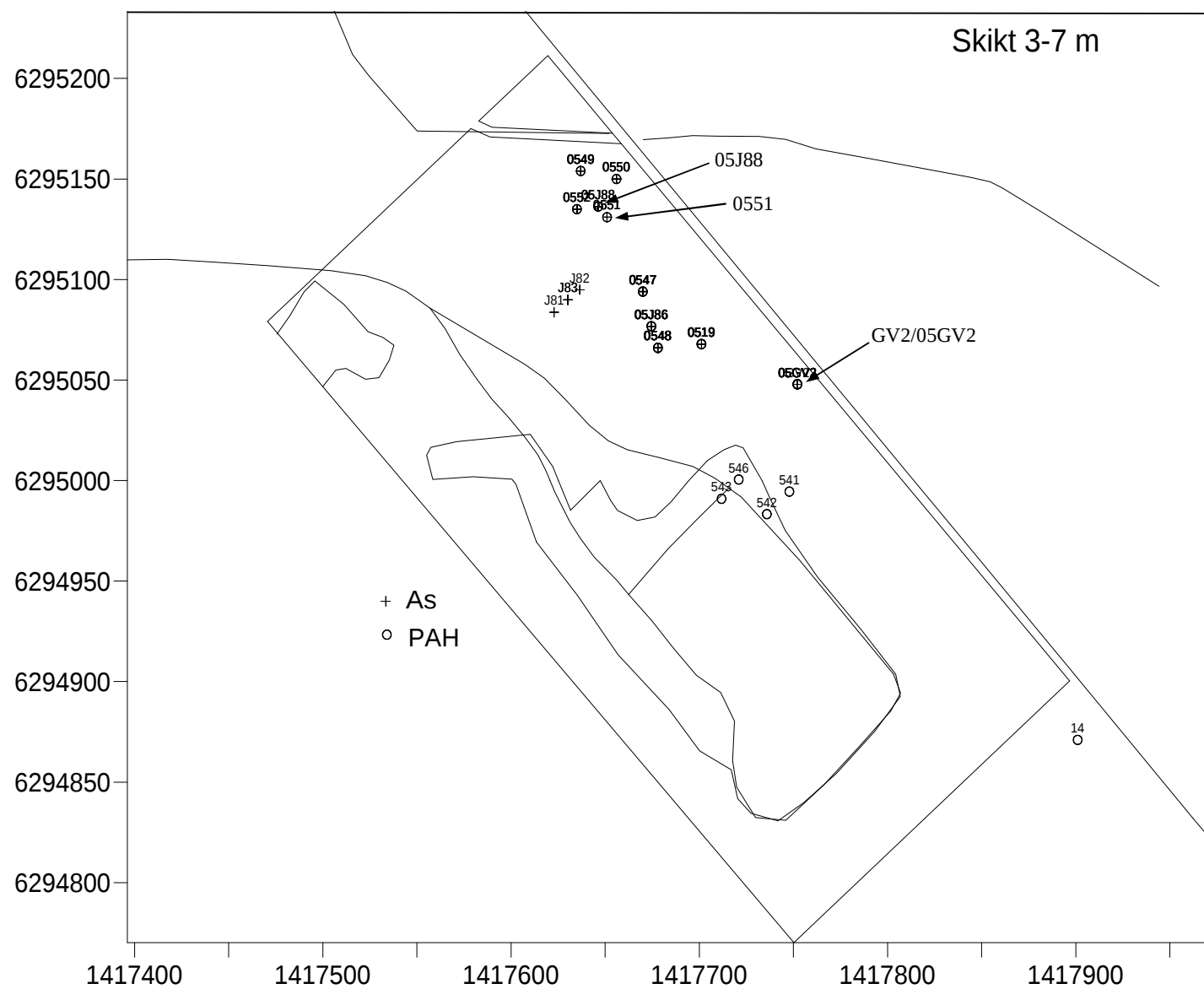


Bilaga 4

Figur med provtagningspunkter på 0-3 m
respektive 3-7 meters djup



Figur X.X Lokalisering av provtagningspunkter i skiktet 0-3 m för såväl As som PAH. Analys har gjorts på olika djup i olika punkter.



Figur X.X Lokalisering av provtagningspunkter i skiktet 3-7 m för såväl As som PAH. Analys har gjorts på olika djup i olika punkter.