

Nyköpings kommun

# Saneringsförberedande undersökningar Ålberga såg

Linköping 2019-02-08

# Saneringsförberedande undersökningar Ålberga såg

Datum	2019-02-08
Uppdragsnummer	1320007831-046
Utgåva/Status	2

Therése Hjäl  
Uppdragsledare

Sara Söderlund/Therese Hjäl Claes Becker  
Handläggare Granskare

Ramböll Sverige AB  
Junkersgatan 1  
582 35 Linköping

Telefon 010-615 60 00

Unr 1320007831-046 Organisationsnummer 556133-0506

## Sammanfattning

### Bakgrund

Fastigheten Ålberga 8:5 är belägen vid Kila kyrka, Södermanlands län. Fastigheten är förorenad av den tidigare sågverksamheten. Sågverkstomten undersöktes med avseende på föroreningar i en huvudstudie av WSP (2012). Huvudstudien har nu kompletterats i föreliggande undersökning. Undersökning av dioxiner samt metaller har skett i jord och grundvatten. Dioxiner har även undersökts i sediment och ytvatten. Undersökningen har haft i syfte att i möjligaste mån undersöka och avgränsa förekommen förorening, för att ta fram och föreslå möjliga åtgärder.

### Föroreningssituation

Höga halter av dioxiner, bly och arsenik finns på fastigheten. Ytterligare metaller (barium, krom och zink) förekommer i halter överskridande framtagna plats-specifika riktvärden. Föroreningarna bedöms härröra från historisk verksamhet. Det har inte varit möjligt att avgränsa föroreningen på djupled, på grund av markförhållandena. Det har inte gått att gräva provgropar tillräckligt djup, och borrhandsvagn uteslöts då det är mycket block och stora stenar i backen.

### Riskbedömning

Sammantaget bedöms föroreningen på fastigheten kunna innebära oacceptabla risker för människors hälsa och miljön. För området har platsspecifika riktvärden framräknats, vilka tar hänsyn till platsspecifika förhållanden inom området. Riskbedömningen har utgått från dessa.

### Åtgärdsutredning

Fyra alternativ har beskrivits. För området bedöms det mest lämpligt att sanera med hjälp av schaktsanering, där sortering av material utförs på plats. För området bedöms enstaka förhöjda halter kunna lämnas kvar, om dessa enstaka halter underskrider en fördefinierad maxhalt. Områdets representativa halter ska underskrida PSRV. Åtgärden motsvarar alternativ 3, vilket bedöms ge en bra riskreduktion och måluppfyllelse.

## Innehållsförteckning

<b>1.</b>	<b>Bakgrund och syfte.....</b>	<b>1</b>
1.1	Administrativa uppgifter .....	2
1.2	Avgränsningar .....	2
<b>2.</b>	<b>Områdesbeskrivning.....</b>	<b>3</b>
2.1	Geologi, hydrogeologi och topografi.....	5
2.2	Skydds- och bevarandebestånden.....	8
2.3	Brunnar och ledningar.....	8
<b>3.</b>	<b>Historik.....</b>	<b>9</b>
3.1	Verksamheter på fastigheten.....	9
3.2	Känd föroreningsituation, tidigare undersökningar .....	10
<b>4.</b>	<b>Utförda undersökningar.....</b>	<b>11</b>
4.1	Utförda fältarbeten .....	11
<b>5.</b>	<b>Metod för riskbedömning.....</b>	<b>15</b>
5.1	Markanvändning.....	15
5.2	Övergripande åtgärdsåtgärder.....	15
5.3	Konceptuell modell .....	16
5.3.1	Föroreningskällor.....	16
5.3.2	Spridnings- och exponeringsvägar.....	17
5.4	Skyddsobjekt, skyddsvärde och känslighet .....	18
5.5	Bedömningsgrunder.....	18
5.5.1	Jord .....	18
5.5.2	Grundvatten .....	20
5.5.3	Sediment .....	21
5.5.4	Ytvatten.....	21
5.5.5	Laktest .....	21
5.6	Representativa halter.....	21
5.6.1	Representativ halt för jord .....	23
5.6.2	Representativ halt för grundvatten .....	23
5.6.3	Representativ halt för sediment .....	23
5.6.4	Representativ halt för ytvatten .....	23
<b>6.</b>	<b>Resultat .....</b>	<b>23</b>
6.1	Mark .....	23
6.2	Grundvatten .....	24
6.3	Ytvatten.....	25

6.4	Sediment .....	25
6.5	Laktest .....	26
6.6	Sly.....	26
<b>7.</b>	<b>Riskbedömning.....</b>	<b>26</b>
7.1	Förutsättningar för riskbedömning.....	26
7.2	Bedömning av risker för hälsa och miljö .....	29
7.3	Sediment .....	31
7.4	Grundvatten .....	31
7.5	Ytvatten.....	32
7.6	Spridning av föroreningar .....	32
7.7	Klimatförändringar.....	33
7.8	Sammanfattande riskbedömning .....	33
7.9	Bedömning av riskreduktion och åtgärdsbehov .....	34
<b>8.</b>	<b>Åtgärdsutredning .....</b>	<b>34</b>
8.1	Förutsättningar .....	34
8.2	Åtgärdsstrategier .....	35
<b>9.</b>	<b>Åtgärdsförslag.....</b>	<b>36</b>
<b>10.</b>	<b>Åtgärdsalternativ .....</b>	<b>37</b>
10.1	Nollalternativ .....	37
10.2	Alternativ 1 - Inneslutning .....	37
10.3	Alternativ 2 – Massreduktion (MAX) – sortering och urgrävning av massor, samtliga halter under PSRV .....	39
10.4	Massreduktion – sortering och urgrävning av massor, representativa halter under PSRV.....	42
10.5	Alternativ 4 – kombination av inneslutning och massreduktion .....	44
10.6	Grundvatten .....	46
<b>11.</b>	<b>Mätbara åtgärds mål.....</b>	<b>47</b>
11.1	Förutsättningar för åtgärd .....	47
<b>12.</b>	<b>Projekteringsdirektiv och strategier för kommande arbete .....</b>	<b>49</b>
<b>13.</b>	<b>Riskvärdering .....</b>	<b>50</b>
13.1	Sammanfattning riskvärdering samt val av metod.....	52
<b>14.</b>	<b>Inför efterbehandling .....</b>	<b>53</b>
14.1	Innan efterbehandling .....	53
14.2	Under efterbehandling.....	53
14.3	Efter efterbehandling .....	54
<b>15.</b>	<b>Referenser .....</b>	<b>55</b>

## **Bilagor**

- Bilaga 1: Fältanteckningar ytlig provtagning
- Bilaga 2: Fältanteckningar provgrovsgrävning
- Bilaga 3: Fältanteckningar grundvattenprovtagning
- Bilaga 4: Fältanteckningar sedimentprovtagning
- Bilaga 5: Karta klassificering dioxiner
- Bilaga 6: Karta klassificering metaller
- Bilaga 7: Karta över placering grundvattenrör, passiva provtagare samt sedimentprov
- Bilaga 8: Beräkning av platsspecifika riktvärden
- Bilaga 9: Analyssammanställning
- Bilaga 10: Analysprotokoll
- Bilaga 11: Grov kostnadsuppskattning för åtgärdsalternativ
- Bilaga 12: Grov kostnadsuppskattning för åtgärdsförberedelser

## Saneringsförberedande undersökningar Ålberga såg Komplettering till huvudstudie

### 1. Bakgrund och syfte

Under 2012 genomfördes en huvudstudie av hela det f.d. sågverksområdet i Ålberga. I studien har två åtskilda förorenade delområden identifierats, dels ett område där verksamhet med impregnering med CCA-medel (Koppar, krom och arsenik) bedrivits och dels ett område där behandling med pentaklorfenol bedrivits och som nu är förorenat med dioxiner. Utifrån huvudstudien fanns det ett behov av ytterligare undersökningar av det dioxinförorenade området då det föreligger osäkerhet om föroreningens utbredning både i plan och djupled, samt de geotekniska förutsättningarna för en åtgärd. I aktuellt område finns även påvisat metallföroreningar i vissa enstaka punkter. Syftet med rubricerad undersökning är att avgränsa dioxin- och metallföroreningarna i plan- och djupled.

Nyköpings kommun har beviljats bidrag från Naturvårdsverket för en komplettering av huvudstudie i rubricerat område med följande moment:

- Kompletterande undersökningar av mark och sedimentprover.
- Undersökning av geotekniska aspekter.
- Beskrivning av övergripande åtgärds mål.
- Fördjupad riskbedömning inkl. framtagande av PSRV (platspecifika riktvärden).
- Åtgärdsutredning för att fastslå åtgärdsbehov och beskriva åtgärdsalternativ.
- Riskvärdering för att bestämma bästa åtgärdsalternativ.
- Beskrivning av mätbara åtgärds mål.
- Projekteringsdirektiv och strategier för kommande förberedelser.
- Information till berörda.

Ramboll fick i uppdrag av Nyköpings kommun att genomföra komplettering av huvudstudien. Kompletteringen omfattar undersökningar av mark, grundvatten, ytvatten och sediment. Undersökningarna har utförts på fastigheten Ålberga 8:5 och i Ålbergaån.

## 1.1 Administrativa uppgifter

Beställare (VU):	Nyköpings Kommun
Adress:	Box 22 611 22 Nyköping
Kontaktperson (VU):	Olof Skeppstedt
Projektledare (VU):	Helena Westin, Structor
Miljökontroll:	Ramböll Sverige AB
Kontaktperson:	Therese Hjälms Tel: 010-615 51 87 E-post: Therese.hjalm@ramboll.se

## 1.2 Avgränsningar

Geografiskt avgränsas undersökningen av att omfatta område C, det gamla sågverksområdet (Figur 2; WSP, 2012). Längs områdets östra del löper kraftverkstuben, som leder vatten från dammen till turbinen. Viss provtagning har skett öster om kraftverkstuben i föreliggande undersökning, för att föroreningen inte avgränsats av kraftverkstuben. I väster går Ålbergaån, förorening har påträffats väster om ån med anledning av att transport av virket skett över ån till impregneringsanläggningen. Med anledning av detta har även området direkt väster om ån omfattats av föreliggande undersökning. I norr avgränsas området av en dammbro och i de södra delarna avgränsas området av Ålbergaån samt utloppet från kraftverket.



Figur 1 Karta över delområde A/B och C/E. Delområde C är inringat (WSP 2012).



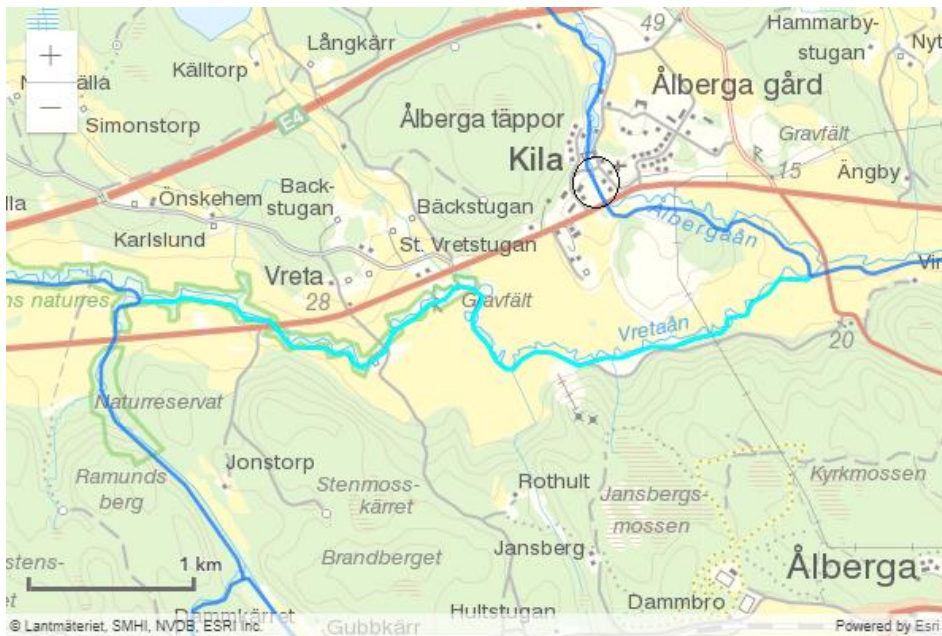


Figur 2 Ritning över område C (WSP 2012).

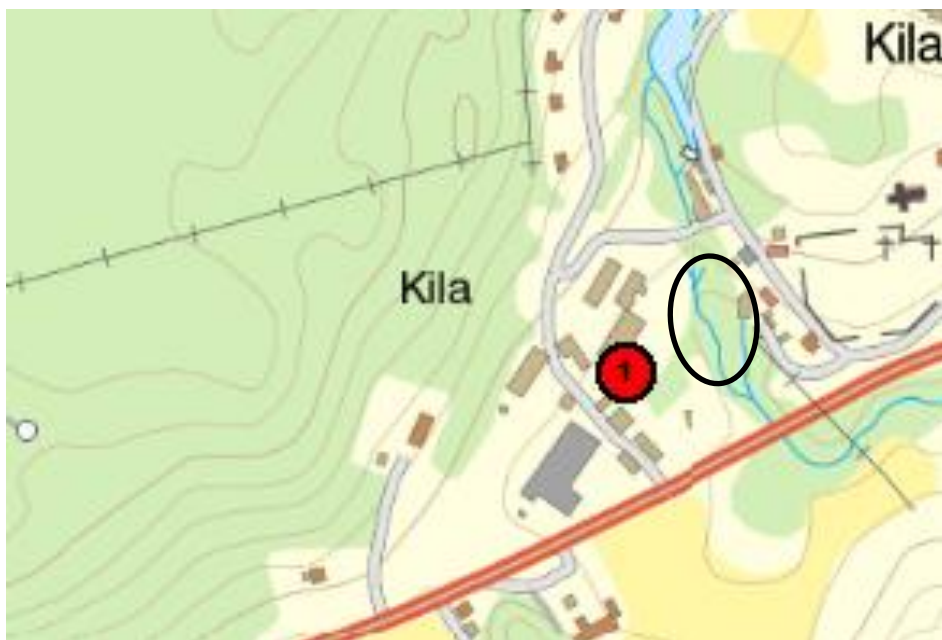
## 2. Områdesbeskrivning

Undersökningsområdet ligger i Kiladalen, i anslutning till gamla E4:an, ca 3 mil väster om Nyköping. Närmaste samhälle är Ålberga som är beläget cirka 3 km söder om undersökningsområdet (Figur 3). Norr och direkt öster om undersökningsområdet finns permanentboende. Undersökningsområdet består av ett plant lägre område i söder med en slänt som har sin högsta del i norr. Närmsta

ytvattenrecipient är Ålbergaån, som genomkorsar undersökningsområdet. Ån står i kontakt med Vretaån (Figur 4; WSP 2012).



Figur 3. Lokaliseringskarta, Ålbergaån (VISS, 2018). Undersökningsområdet är markerat med elips.



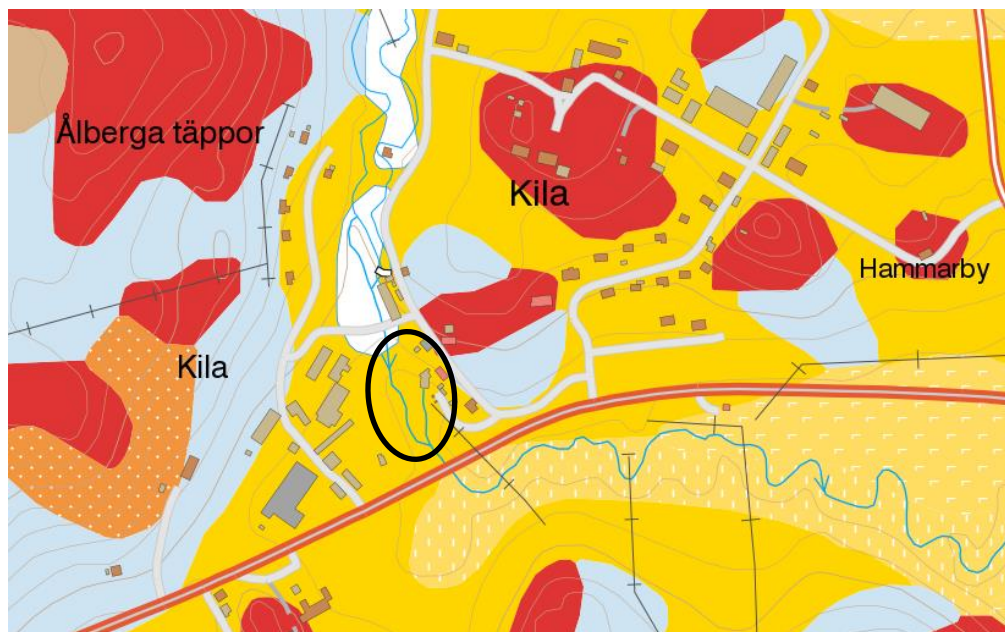
Figur 4. Lokaliseringskarta, Ålberga såg. Svart inringning visar ungefärligt läge av undersökningsområdet (<http://ext-webbgis.lansstyrelsen.se/Sodermanland/sodermanlandskartan/2018-05-02>).

## 2.1 Geologi, hydrogeologi och topografi

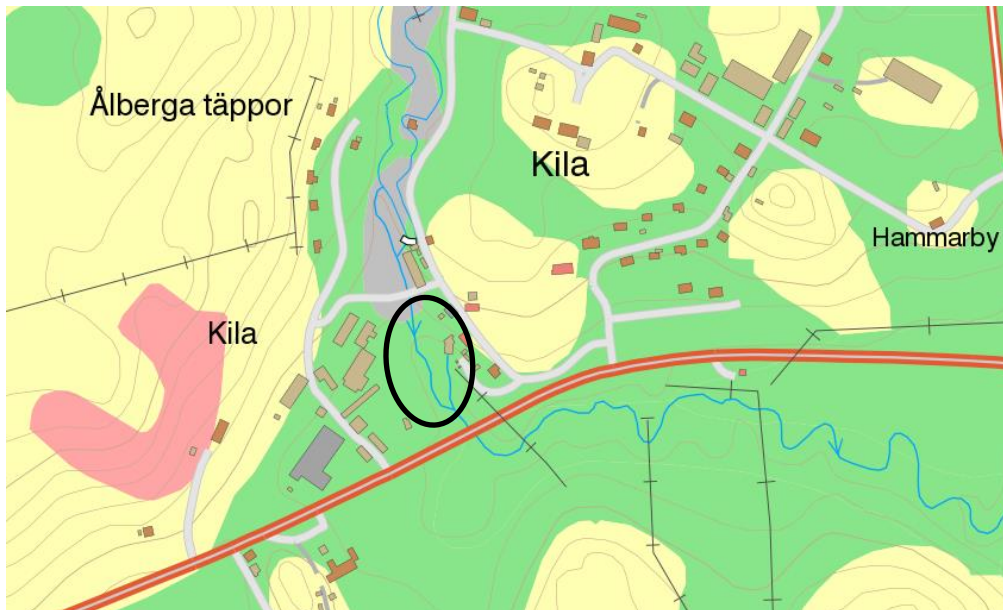
### Markförhållanden

De undersökta fastigheterna består enligt SGU:s kartvisare av glaciallera. Söder om det undersökta området består marken av postglacial silt och denna jordart följer längs med Ålbergaån österut (Figur 5) (SGU 2018).

Enligt uppgift från tidigare undersökningar förekommer mull med stort inslag av sten, betong, trärester och metallskrot på området öster om ån. Området väster om ån består framförallt av mull följt av lera. Närmast ån återfinns dock uteslutande sten och block. Tidigare iakttagelser från fält bekräftades även vid föreliggande undersökning.



Figur 5. SGU Jordartskarta (SGU, 2018). Röd är urberg, blå är sandig morän, gul är glacial lera, beige med stående vita streck är glacial silt, beige med liggande vita L är postglacial finlera. Undersökningsområdet är inringat.



Figur 6. Genomsläpplighet. Grön = Låg genomsläpplighet, gul = medelhög genomsläpplighet, röd = hög genomsläpplighet, grå = ej bedömd genomsläpplighet (SGU, 2018). Undersökningsområde är inringat

### Grundvatten och grundvattenbildning

Grundvatten har påträffats 0,5-1,0 m u my (WSP 2012), men nivån varierar troligtvis inom området, samt mellan årstider. Genomförda grundvattenmätningar och avstånd till närliggande ytvatten indikerar att strömningsriktningen inom undersökningsområdet främst är mot Ålbergaån. Ålbergaåns flöde varierar mellan och inom år som följd av reglering av flödet till kraftverket och väderfaktorer. Periodvis är den naturliga åfåran i det närmaste torrlagd (WSP, 2012). Under perioder av högflöden, t.ex. hösten 2000, finns dokumenterat att det kraftiga flödet spolade bort sediment i den naturliga åfåran (Sweco, 2006). Perioder med risk för erosion av finare material i den steniga/blockiga åbrinken finns därmed (WSP 2012).

Enligt SGU:s kartvisare finns inget grundvattenmagasin på området (SGU, 2018). Närmsta grundvattenmagasin finns >1000 m åt sydväst.

Enligt SMHI:s vattenbalans (SMHI, 2018) har nederbörden det senaste 2 åren varit under normalt i området (ca 1200 mm jämfört mot normalt 1350 mm). Avdunstning och transpiration samt utflöde av vatten från området, samt grundvattenbildning har samtliga varit lägre än normalt (under normalt till mycket under normalt) (SMHI, 2018).

### Topografi

Undersökningsområdet består av ett plant område i söder och en slänt som har sin högsta del i norr. Norr om sågverksområdet ligger en kraftverksdamm och direkt öster ut löper en kraftverkstub som leder vattnet till kraftverket. Öster om

kraftverkstuben är marknivån högre. Mitt i undersökningsområdet rinner Ålbergaån. Sågverket var tidigare placerat mellan Ålbergaån och kraftverkstuben. Åfåran består mestadels av block och sten, från kraftverksdammen är det ett fall vilket medför ett något högre flöde för att sedan plana ut och bli lugnare när ån går ihop med vattnet från kraftverkstuben (Figur 7).



Figur 7 Ålbergaån i norra delen av undersökningsområdet

Spridning av föroreningen från sågverksområdet till ytvattnet bedöms främst komma från ytavrinning och förorenat grundvatten. Föroreningen finns nära markytan och kan därför föras till vattendraget med kraftig nederbörd som inte hinner infiltrera. Då grundvattnet står högt på området kan det vara i kontakt med den förorenade jorden och kan därför ta med sig föroreningen ut i ytvattendraget.

### Ytvatten

Ålbergaåns kvalitetskrav är att den ekologiska statusen ska vara god till år 2021. I dagsläget klassas den ekologiska statusen som måttlig. Anledningen är att konnektiviteten i vattendraget är dålig och detta ger försämrade förutsättningar för normalt djurliv. Det finns definitiva vandringshinder i ån vilket påverkar akvatiska och landlevande organismer i vattendraget. Vandringshindren består

bl.a. av en mätstation från SMHI, ett "övrigt vandringshinder" och en bro som samtliga skapar fall av olika höjd. Det finns även flertalet dämmen och dammar, samt en kvarn och vattenhjul (VISS, 2018). I anslutning till undersökningsområdet finns en damm och i ån finns ålfällor utplacerade.

Den kemiska statusen klassas som "uppnår ej god". Dels tyder expertbedömning på att halterna kvicksilver i biota överskrider gränsvärdet enligt EG:s ramdirektiv för vatten (2008/105/EG samt 2013/39/EU) (gränsvärdet anses överskridas i samtliga vattenförekomster i Sverige). Kviksilverförekomsten i svenska vattendrag bedöms främst härröra från internationella luftnedfall. Gränsvärdet för polybromerade difenyletrar (PBDE) bedöms också överskridas i Ålbergaån (och i samtliga ytvattendrag i Sverige). Användningen av PBDE är främst flamskyddsmedel i textil, möbler, plastprodukter, elektroniska produkter och byggnadsmaterial. Spridningen till naturen sker via läckage från varor och avfallsupplag och via atmosfäriskt nedfall från långväga lufttransporter (VISS, 2018).

#### **Sedimentens karaktär**

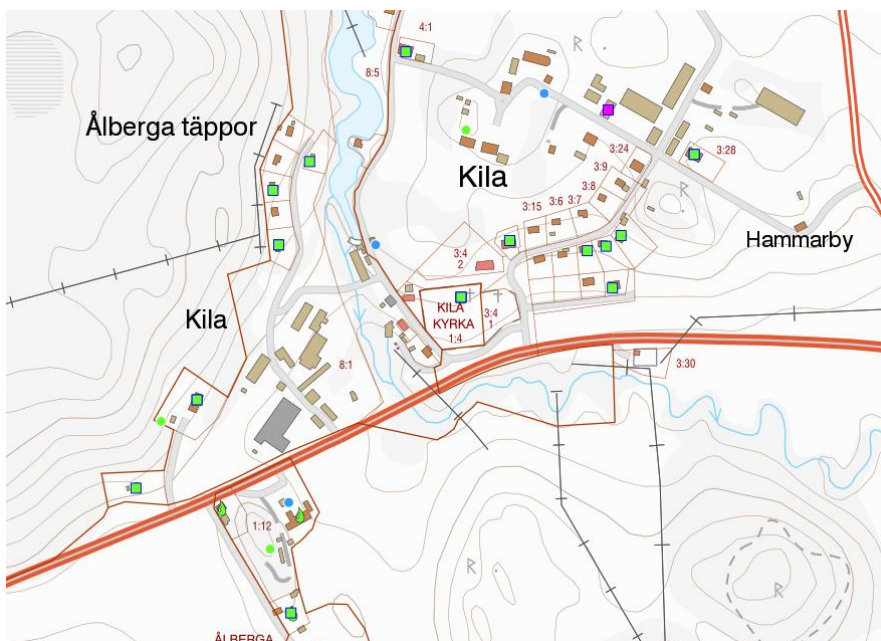
Ålbergaån har vid Ålberga såg främst en erosionsbotten som karakteriseras av sten på grund av stundtals höga vattenflöden. Det har vid de undersökningar som utförts inte påvisats mycket sediment vilket tyder på att det inte ansamlas mycket partiklar på botten längs Ålbergaån vid undersökningsområdet.

## **2.2 Skydds- och bevarandeintressen**

Ålbergaån, tillsammans med Kilaån (SE0220303) och Vretaån (SE02220105) är riksintresse för naturvården. Kilaån och Ramundsbäck-Vretaån är Natura 2000-områden. 2005 bildades naturreservatet Vretaån i syfte att skydda en ca 4,5 km meandrande åsträcka och den lövskogklädda ravindalen (Länsstyrelsen Södermanlands län, 2018). I denna del av Vretaån finns sällsynta och rödlistade arter så som Piploka (Länsstyrelsen i Sörmland, beslut 2005).

## **2.3 Brunnar och ledningar**

Strax norr om undersökningsområdet finns enligt SGU:s brunnsarkiv en brunn med okänd användning (SGU, 2018). I närområdet finns även flertalet energibrunnar. Strax söder om riksväg 800 finns dricksvattenbrunnar (Figur 8).



Figur 8. Bild från SGU:s brunnarsarkiv. Kvadrater symboliserar energibrunnar, droppar symboliserar dricksvattenbrunnar och cirklar symboliserar brunnar med okänd användning (SGU, 2018).

### 3. Historik

#### 3.1 Verksamheter på fastigheten

Sågverksamheten bedrevs på de nuvarande fastigheterna Ålberga 8:1 och Ålberga 8:5. Tryckimpregnering av virke med CCA-medel utfördes under åren 1946-1978 (framförallt på Ålberga 8:1) och doppning alternativt sprutning av virke med klorfenolpreparat (blånadsskydd) bedrevs under sommarmånaderna (både på Ålberga 8:1 och Ålberga 8:5). Sågverksamheten på fastigheten Ålberga 8:5 lades ner i samband med en konkurs 1978 och 1986 brann sågverket upp.

Under den tidigare verksamheten skedde besprutning av pentaklorfenol framförallt under sommarmånaderna och direkt när virket kom ut från sågen på väg mot brädgården. Det finns även uppgifter om att virket besprutades inne i sågen. Klorfenolpreparat användes för att förhindra blånadsskador på virket vid torkning av virke utomhus. Dioxiner och andra klorerade organiska ämnen bildades vid klorfenoltillverkningen genom att en mindre del av klorfenolerna reagerar med varandra (NV 2009). Både klorfenol och dioxiner kan vara problem vid gamla sågverksområden. Klorfenol återfinns framförallt i grundvatten medan dioxiner ofta återfinns i ytlig jord. Dioxiner är långlivade och fettlösliga vilket innebär att de bryts ner mycket långsamt och med anledning av detta är de den primära föroreningen och de största problemen vid gamla sågverksområden (SGU 2016). Övriga beståndsdelar i klorfenol är relativt vattenlösliga och sprids lätt i grundvattnet samt bryts ner lättare jämfört med dioxiner, därför återfinns man

dem inte i lika stor utsträckning på gamla sågverksområden (Länsstyrelsen Värmland 2005).

Ålberga 8:5 ägs idag av Ålberga Bruk Aktiebolag. På aktuell fastighet, som 1979 styckades av från Ålberga 8:1, finns en kraftstation och i anslutning till fastigheten ligger bostadshus och en lokal brandstation. Ålbergaån rinner genom fastigheten.

### 3.2

#### **Känd föroreningsituation, tidigare undersökningar**

Området är undersökt tidigare i flera omgångar (Sweco 2006 och WSP, 2012). 2006 undersökte Sweco VIAK området både genom provgropsgrävning och skrubborrprovtagning. Endast en punkt analyserades avseende dioxiner (PG5), och i denna punkt påvisades förutom höga halter av dioxiner även höga halter metaller samt halter av pentaklorfenol (Sweco 2006).

#### **Jord och grundvatten**

2010 och 2011 genomförde WSP Environmental kompletterande undersökningar i form av en huvudstudie. Syftet med undersökningen var bland annat att undersöka föroreningsituationen i mark och grundvatten, karaktärisera och avgränsa föroreningarna, bedöma risker samt behov av riskreduktion. I område C och E (se Figur 9) genomfördes kompletterande jordprovtagning och provtagning i ett installerat grundvattenrör. Sammantaget kan konstateras att det finns höga halter av dioxin i området, men även de analyserade proverna på metaller ger en indikation på att höga halter av framförallt arsenik och bly finns i delar av område C. WSP har i samband med huvudstudien tagit fram platsspecifika riktvärden för dioxiner djupare än 1 m u my. För den översta metern användes Naturvårdsverkets generella riktvärden för MKM. I många av punkterna är endast den översta halvmetern analyserad och det är där mest förorening påträffats. WSP har sammanställt en trolig utbredning (gulmarkerat område) i ritning M201d i ritningsbilaga till WSP, 2012.

#### **Sediment**

2006 genomförde Sweco sedimentprovtagning i en punkt, inte heller vid detta tillfälle kunde konstateras ackumulationsbottnar. Det uttagna sedimentprovet analyserades avseende metaller, fenoler och petroleumprodukter och resultatet visade på låga eller mycket låga halter (Sweco, 2006). WSP provtog även sediment avseende metaller, alifatiska och aromatiska kolväten, fenoler och PAH. WSP:s provtagningsplats representerade inte heller någon ackumulationsbotten och halterna av föroreningar var låga (WSP 2012).





Figur 9. Undersökningsresultat 0-0,5 m u my (Ritning M201d WSP Environmental Huvudstudie f.d. Ålberga såg 2012-03-23). Vit =ej analyserad, grön = halter under KM, gul = halter över KM, orange = halter över MKM, röd = halter över FA.

## 4. Utförda undersökningar

### 4.1 Utförda fältarbeten

#### Jord

För att avgränsa dioxinföreningen i området användes ett rutnät om ca 10 x 10 m. Rutnätet justerades utefter förutsättningar i fält, och har i efterhand mätts in

med GPS. Se bilaga 5 och bilaga 6 för utformning. Provtagningen av jord utfördes i omgångar.

I en första provtagningsomgång genomfördes ytlig provtagning med jordkäpp och spade för att få en så bra bild som möjligt över föroreningsituationen i den ytligaste jorden. Varje 10 x10 m ruta delades in i fyra mindre rutor (dvs 5 x 5 m). I varje delruta togs ett samlingsprov ut som bestod av ca 5-10 st ytliga prover. Samtidigt togs även ett samlingsprov bestående av prov från alla mindre delrutor i en 10 x 10 m ruta ut. För varje 10 x 10 meters ruta fanns därmed fem prover; ett större som omfattar hela ytan samt fyra mindre, ett för varje delruta. För vissa rutor var inte alla delrutor tillgängliga, och då uttogs prov i de delrutor där det var möjligt.

Samlingsproverna från 10 x10 m rutorna skickades till ackrediterad laboratorium för analys (SYNLAB). Delproverna från de mindre rutorna har sparats i kylskåp hos Ramboll.

Proverna analyserades avseende metaller, dioxiner och TOC.

Efter den första omgången ytlig provtagning genomfördes ytterligare ytlig provtagning i försök till att avgränsa föroreningen i plan och för att undersöka marken öster om kraftverkstuben då dessa punkter utgick i första omgången. Proverna analyserades som tidigare med avseende på dioxiner, metaller och TOC.

En kompletterande provtagning med provgropgrävning genomfördes för att avgränsa föroreningen i djupled. I den andra provtagningsomgången togs proverna ut med hjälp av grävmaskin, en punkt i varje ruta där planerat maximalt grävdjup var 2 meter under markytan. Aktuella rutor valdes ut efter provsvaret från första provtagningsomgången, där provgropar valdes framförallt i området med de högsta halterna. Prov uttogs varje halvmeter eller med anpassning till jordlagerföljder och/eller fältobservationer (bilaga 2– fältanteckningar). I många rutor påträffades berg eller större stenblock redan vid ca 1,5 meter vilket stoppade grävningen i djupled.

Prov förvaras i av laboratoriet tillhandahållna provkärl för respektive analys. De förvarades mörkt och svalt fram till och under transport till laboratorium. Totalt har 43 st prov analyserats med avseende på dioxiner och 35 st prov har analyserats med avseende på metaller (arsenik, barium, kadmium, kobolt, krom, koppar, nickel, bly, vanadin, zink) och 19 st prov har analyserats med avseende på kvicksilver, molybden och antimon. 27 st prover analyserades även avseende TOC.

### **Grundvatten**

I samband med provgropsgrävning installerades ytterligare tre grundvattenrör till de två tidigare rören (WSP, 2012). Samtliga rör är installerade med spets 1 m u my och 1 m uppstick (1 m filter + 1 m förlängningsrör). Dessa rör installerades

med sandfilter för att förhindra partikelinträning. Ett grundvattenrör installerades i det område där högst halter av dioxiner tidigare påträffats (se Figur 9; WSP, 2012). De två befintliga grundvattenrören provtogs ej då SKR 8 ligger på västra sidan ån och utanför aktuellt undersökningsområde. Röret benämnt W10\_105 provtogs inte då det saknades lock på röret och därmed bedömdes det finnas risker för att röret kan ha kontaminerats samt att växtlighet och ytvatten fanns i röret. Samtliga vattenprover analyserades avseende metaller och dioxiner. Installation av grundvattenrör i provgropar kan till viss del ge störd provtagning, dock bedöms detta vara den lämpligaste metoden, då terrängen och markförhållandena (mycket block och stenar i marken) är mindre lämpliga för en borrhandsvagn.

De nya rören användes för att mäta in grundvattenflödesriktningen. Inför undersökning antogs en flödesriktning mot ån, detta stämde överens med observationer i fält.

### **Sediment**

Provtagning av sediment utfördes i två provpunkter (Bilaga 7). Sedimentproverna uttogs endast nedströms undersökningsområdet, då det pga erosion inte fanns sediment uppströms detsamma. Vattendraget följdes nedströms för att kartlägga bottenstrukturen. Samlingsprov uttogs på de sediment som påträffades nedströms undersökningsområdet. Provtogs innan Ålbergaån går ihop med vattnet som kommer från kraftverkstuben för att få ut de antagna högsta halterna av förorening i sediment. Detta antagande grundas på förmodad grundvattenriktning och ytavrinning från det förorenade området. Vattnet i kraftverkstuben passerar inte genom det förorenade området och därmed kan de ge en viss utspädningseffekt nedströms utflödet. Det påträffades även sediment där ett rör (trolig dränering från träkonstruktionen) gick ut i ån, vid röret uttogs ett separat sedimentprov. Vid tidigare undersökningar har sediment söder om vägen undersökts och endast påvisat låga halter av metaller, fenoler och petroleumprodukter. Sedimentprov i denna provtagning analyserades avseende dioxiner.

### **Ytvatten**

För att undersöka historisk och pågående spridning till Ålbergaån genomfördes passiv provtagning av vattnet i ån både uppströms och nedströms undersökningsområdet.

Vid provtagning placerades ett membran på en spindel i en provtagningsbur (Figur 10). Buren placerades i vattendraget, strax under vattenytan (Figur 11). Under provtagningstiden ackumulerar provtagaren den vattenlösliga fraktionen av dioxinerna. De vattenlösliga delarna är det som är mest tillgängligt för de vattenlevande organismerna. Buren togs upp efter 4 veckor (26 september till 22 oktober), och resultatet visar ett medelvärde av dioxinkoncentrationen i vattnet under denna tid.

Med anledning av att vattennivån var låg på många ställen i ån valdes endast två platser för passiv provtagning, ett uppströms undersökningsområdet och ett direkt nedströms detsamma. Ytterligare passiv provtagning nedströms bedömdes inte möjlig att genomföra dels på grund av utspädningseffekten om man placerade dem efter utloppet från kraftverkstuben och dels på grund av det låga vattenståndet i ån intill undersökningsområdet.



Figur 10. Bild på passiv provtagare.



Figur 11. Passiv provtagare upphängd i ytvatten.

## 5. Metod för riskbedömning

### 5.1 Markanvändning

Markanvändningen på området bedöms inte motsvara varken KM eller MKM som är de generella riktvärdena framtagna av Naturvårdsverket. Framtagna platsspecifika riktvärden syftar till att skydda både barn och vuxna som tillfälligt vistas i området, i samband med rekreation/utflykter. I dagsläget finns få byggnader på området, men de platsspecifika riktvärdena har tagit hänsyn till att det ska vara möjligt att uppföra byggnader (ej bostäder) i framtiden.

### 5.2 Övergripande åtgärds mål

I huvudstudien som genomfördes 2012 togs följande åtgärds mål fram (WSP, 2012):

1. Dioxin och metaller över nivån för Farligt avfall avlägsnas.
2. Minst 0,5 m ren jord ska överlagra ev kvarlämnade föroreningar.

3. Nivån för dagens markyta bibehålls i möjligaste mån.
4. Gräns mellan förorenad och ren jord ska markeras (WSP, 2012).

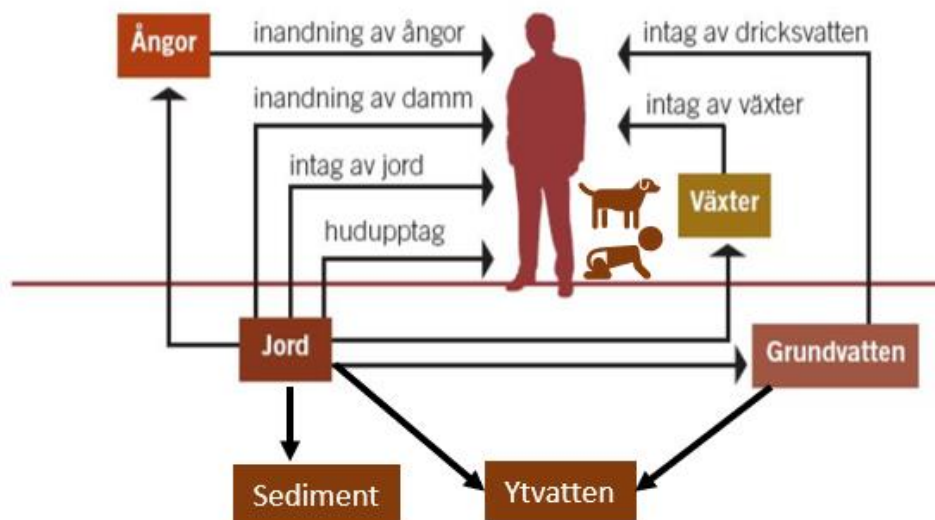
Ramboll har valt att formulera om åtgärds målen något. Område C vid Ålberga såg ska inte innebära oacceptabla risker för människor och djur som vistas på platsen. Området ska inte bidra med oacceptabel föroreningsbelastning till Ålbergaån, eller innebära risker för dess akvatiska liv, samt att grundvattnet ska skyddas.

### 5.3 Konceptuell modell

För att kvalitativt bedöma exponeringssituationen används en konceptuell modell, vilken avser att utgöra en enkel, visuell beskrivning. Den konceptuella modellen ligger till grund för fortsatt riskbedömning (Figur 12).

Följande identifieras i den konceptuella modellen:

- Föroreningskällor och aktuella media
- Spridnings- och exponeringsvägar
- Skyddsobjekt för vilka riskerna ska bedömas



Figur 12. Schematisk bild av konceptuell modell, Naturvårdsverket, 2016. Bearbetad av Ramboll, 2018.

#### 5.3.1 Föroreningskällor

Området är förorenat av dioxiner samt av metaller, främst arsenik och bly men även krom och zink. Dioxinföroeningen bedöms härröra från sprutning av virke med pentaklorfenol. Även arsenik och krom kan härstamma från sågverksamheten då CCA-medel användes för impregnering. Området med höga halter bly består delvis av fyllnadsmassor. Om blyföroeningen härstammar från fyllnadsmassor

eller från sågverksamheten är oklart. Fyllnadsmassornas ursprung är okänt men skulle kunna härstamma från byggnadsmaterial, t ex vid rivningen av den gamla kvarnbyggnaden som fanns öster om kraftverkstuben.

### 5.3.2 **Spridnings- och exponeringsvägar**

Exponeringsvägar människor och djur:

- Hudkontakt med förorenad jord och vatten
- Inandning damm
- Intag av jord via munnen
- Intag via växter (t.ex. bär) plockade på området
- Intag av ytvatten (via munnen)

Området inbjuder delvis till strövande. Trots skyltar i området är det inte osannolikt att t.ex. bär, svamp eller andra växter från området konsumeras. Barn och djur kan vistas i området och längs bäcken. Vilda djur har fri tillgång till området. Det finns därför risk att både människor och djur kommer i kontakt med föroreningen antingen via hudkontakt, inandning av jord/damm eller intag och jord och växter. Intag av förorenad jord är troligen den allvarligaste exponeringsvägen. Djur kan få i sig förorenat vatten genom att dricka ur Ålbergaån.

Spridningsvägar miljö

- Ytavrinning
- Spridning via vattendrag
- Spridning via grundvatten
- Damning
- Mekanisk spridning via fordon

#### *Ytvatten och sediment*

Området består till stor del av genomsläppligt material som fyllnadsmassor av exempelvis stora block. Vid nederbörd infiltrerar regnvatten marken och kan ta med sig lösliga föroreningar genom jordlagren till ytvattendraget. Förorening kan även följa med vid ytavrinning, speciellt vid höga nederbörds mängder som inte hinner infiltrera marken. För denna spridning kan lösliga föroreningar såväl som partikelbundna föroreningar sköljas bort från marken. Väl i vattendraget följer antingen föroreningen vattendraget nedströms och sprids vidare i miljön, under processen kan lösta föroreningar binda till partiklar, partikelbundna föroreningar kan sedimentera med partiklarna i vattendraget. Förorenade sediment kan vid höga flöden spridas vidare nedströms i vattendraget. Vid lägre flöden kan föroreningen i sedimenten bidra till lakning.

#### *Grundvatten*

Grundvattnet står, utifrån undersökningen, högt på området (nära markytan) och är därmed i direkt kontakt med den förorenade jorden. Förhöjda föroreningshalter har påträffats i grundvattnet, vilket tyder på att föroreningsspridning via grundvattnet kan ske.

#### *Damning och mekanisk spridning via fordon*

Damning från området kan leda till spridning av föroreningar från yttlig jord, eller djupare jord i samband med schaktarbeten i området. Föroreningar kan spridas med partiklar i luft till omgivande markområden och andas in av människor som vistas i området. Fordon som vistas på området kan föra med sig föroreningar från området genom att jordpartiklar fastnar på fordonen, vilket i sin tur kan medföra spridning av förorening till andra markområden. I samband med detta kan förorenat damm andas in av människor som vistas på områdena eller i anslutning till fordon.

## 5.4 **Skyddsobjekt, skyddsvärde och känslighet**

Följande skyddsobjekt har identifierats för området vid Ålberga såg:

**Hälsa:** Skyddsobjekt är människor som utför skötsel av området, samt människor som besöker området tillfälligt, men även boende i närområdet.  
Räddningstjänsten som har övningar inom området.

**Djur:** Skyddsobjekt innefattar vilda djur samt tamdjur som kan röra sig i området.

**Miljö:** Skyddsobjekt är markens ekosystem, akvatiska ekosystem, samt sediment.

**Naturresurser:** Vattendragen omfattas av riksintresse för naturvård. Vid Vretaån finns ett naturreservat där bl.a. rödlistade arter så som Piploka påträffats.

## 5.5 **Bedömningsgrunder**

### 5.5.1 **Jord**

Platsspecifika riktvärden har tagits fram för yttlig jord (0-1 m) samt djup jord (>1 m). För framtagande av platsspecifika riktvärden har Naturvårdsverkets beräkningsark (2.0.1) använts. Beräkningsarket har varit inställt på MKM, och för scenariospecifika modellparametrar har MKM-värden valts. Platsspecifika riktvärden har tagits fram för de ämnen där halter över KM har påträffats för respektive djup.

Nedan presenteras de antagandens som gjorts och som skiljer sig från vad som antas för de generella riktvärdena. Beräkningarna har justerats jämt mot de tidigare framtagna PSRV (WSP, 2012).

#### **Yttlig jord (0-1 m) (arsenik, barium, bly, kadmium, koppar, nickel, krom, zink och dioxin)**

- Intag av växter beaktas då man inte kan utesluta att det nu eller i framtiden kommer att konsumeras växter eller bär/svamp från området.
- Exponeringstid för intag av jord, hudkontakt jord/damm, inandning av damm, inandning av ånga har alla satts till 100 dagar både för vuxna och barn. På området bedöms inte exponeringstiden mellan vuxna och barn skilja sig.



- Konsumtion av växter för vuxna och barn beaktas. För vuxna är konsumtionen satt till 0,4 kg/dag och barn 0,25 kg/dag. Andel växter från odling på plats antas vara 1 %.
- Halt organiskt kol har satts till 15 % jämfört med 2 % i modellen (baserat på analysresultat). 15 % är maximala tillåtna halt TOC i modellen. Områdets medelhalt är egentligen något högre. Att använda en något lägre TOC-halt i modellen innebär sannolikt att spridningsriskerna överskattas.
- Vattenhalt och andel porluft har satts till 0,11 dm<sup>3</sup>/dm<sup>3</sup> respektive 0,24 dm<sup>3</sup>/dm<sup>3</sup>, vilket enligt SPI (2010) motsvarar genomsläppliga jordar.
- Djup till förorening har satts till 0,05 m jämfört med 0,35 i modellen
- Som transportmodell ytvatten används rinnande vattendrag.
- Avstånd till brunn har satts till 0 m.

#### **Djup jord (>1 m) (arsenik, bly och dioxin)**

- Intag av växter beaktas då man inte kan utesluta att det nu eller i framtiden kommer att konsumeras växter eller bär/svamp från området
- Exponeringstid för intag av jord, hudkontakt jord/damm, inandning av damm, inandning av ångor har alla satts till 10 dagar för både vuxna och barn. På området bedöms inte exponeringstiden mellan vuxna och barn skilja sig. Den låga exponeringstiden beror på att föroreningen förekommer djupare än 1 m.
- Konsumtion av växter för vuxna och barn beaktas. För vuxna är konsumtionen satt till 0,4 kg/dag och barn 0,25 kg/dag. Andel växter från odling på plats antas vara 1 % (sannolikt överskattning då växternas rötter sällan når så djupt).
- Halt organiskt kol har satts till 8 % jämfört med 2 % i modellen (baserat på analysresultat)
- Vattenhalt och andel porluft har satts till 0,11 dm<sup>3</sup>/dm<sup>3</sup> respektive 0,24 dm<sup>3</sup>/dm<sup>3</sup>, vilket enligt SPI (2010) motsvarar genomsläppliga jordar.
- Djup till förorening har satts till 1 m jämfört med 0,35 i modellen, då föroreningen förväntas vara övertäckt med 1 m rena massor
- Som transportmodell ytvatten används rinnande vattendrag
- För riktvärdet antas föroreningen ligga under grundvattenytan.
- Avstånd till brunn har satts till 0 m.
- Grundvatten skyddas 200 meter från området.

Utifrån ovan gjorda justeringar har platsspecifika riktvärdena beräknats. Och dessa presenteras i tabell 1. I tabellen visas även KM och MKM för jämförelse. För yttlig jord sjönk riktvärdet för arsenik och dioxin något jämfört med riktvärdet för MKM. För barium, bly, krom och zink skiljer sig inte PSRV yttlig jord mot MKM. För dessa ämnen är inte de hälsoriskbaserade riktvärdena styrande och trots att de är i nivå med MKM bedöms inte det finnas oacceptabla risker för människors hälsa med de framtagna platsspecifika riktvärdena.

För djupjorden är PSRV för bly något lägre än MKM, medan riktvärdet för dioxin har höjts något. För arsenik skiljer sig inte PSRV djup jord från MKM. Riktvärdet

för bly i djup jord är lägre på grund av att föroreningen finns under grundvattenytan och skydd av grundvatten är styrande för riktvärdet medan det i yttlig jord är det hälsoriskbaserade riktvärdet som är styrande.

Tabell 1. PRSV för yttlig och djup jord, jämfört mot Naturvårdsverkets generella riktvärden för KM och MKM. Halter i mg/kg TS.

Ämne	PSRV Yttlig jord	PSRV djup jord	WSP 2012 PSVR	KM	MKM
Arsenik	15	30	-	10	25
Barium	300	-	-	200	300
Bly	400	180	-	50	400
Kadmium	10	-		0,5	15
Koppar	200	200		80	200
Krom	150	-	-	80	150
Nickel	120	-		40	120
Zink	500	500	-	250	500
Dioxin	0,00010	0,00030	0,00040	0,00002	0,0002

Halterna jämförs även mot nivån för Farligt avfall (FA) (Avfall Sverige, 2007).

Vid bedömning av dioxiner i samtliga medier har halterna dioxin omräknats till ekvivalenter. Dvs, den halt som presenteras är inte någon egentlig uppmätt halt utan en viktning av samtliga uppmätta halter där de farligaste dioxinerna viktas högst. Vid jämförelse används ett lowerbound, vilket motsvarar ett "bästa scenario" där alla halter under analysmetodens rapporteringsgräns satts till 0. Samt omvänt ett upperbound som motsvarar ett "värsta scenario" där samtliga halter under analysmetodens rapporteringsgräns (t.ex. <1 ng/kg TS) satts till rapporteringsgränsen (1 ng/kg TS) i sammanräkningen.

### 5.5.2

#### Grundvatten

Bedömning av förorening i grundvatten görs utifrån platsspecifika riktvärden för respektive ämne (Tabell 2). Som jämförelse visas det holländska riktvärdet för kraftig påverkan för dioxin (VROM, 2000), samt bedömningsgrunder för metaller i grundvatten SGU-rapport 2013:01 (SGU, 2013).

De platsspecifika riktvärdena har beräknats utifrån de framtagna PSRV djup jord med hjälp av Naturvårdsverkets beräkningsark enligt följande:

- Samma indata som för Platsspecifika riktvärden djup jord >1 m
- Tillägg: Intag dricksvatten
- Riktvärde för skydd av grundvatten matas in under halter i kolumn "Inmatning av verkliga halter i jord"
- Föreslaget PSRV grundvatten är hämtat från kolumn "Halt i grundvatten, brunn"

Tabell 2. Föreslagna riktvärden för metaller och dioxiner i grundvatten.

Ämne	Enhet	SGU <sup>1</sup>					PSRV <sup>2</sup>	Kraftig påverkan <sup>3</sup>
		Klass 1	Klass 2	Klass 3	Klass 4	Klass 5		
Arsenik As (uppslutet)	mg/l	<0,001	0,001-0,002	0,002-0,005	0,005-0,01	>0,01	0,015	
Barium Ba (uppslutet)	mg/l						1	
Bly Pb (uppslutet)	mg/l	<0,0005	0,0005-0,001	0,001-0,002	0,002-0,01	>0,01	0,015	
Kadmium Cd (uppslutet)	mg/l	<0,0001	0,0001-0,0005	0,0005-0,001	0,001-0,005	>0,005	0,0024	
Kobolt Co (uppslutet)	mg/l						0,015	
Koppar Cu (uppslutet)	mg/l	<0,02	0,02-0,2	0,2-1	1-2	>2	0,15	
Krom Cr (uppslutet)	mg/l	<0,0005	0,0005-0,005	0,005-0,01	0,01-0,05	>0,05	0,073	
Nickel Ni (uppslutet)	mg/l	<0,0005	0,0005-0,002	0,002-0,01	0,01-0,02	>0,02	0,029	
Vanadin V (uppslutet)	mg/l						0,088	
Zink Zn (uppslutet)	mg/l	<0,005	0,005-0,01	0,01-0,1	0,1-1	>1	0,28	
WHO(2005)-PCDD/F TEQ exkl. LOQ (lowerbound)	pg/l						0,58	1
WHO(2005)-PCDD/F TEQ inkl. LOQ (upperbound)	pg/l						0,58	1

<sup>1</sup> SGU Bedömningsgrunder för Grundvatten, klass 1 = Mycket låg halt, 2 = låg halt, 3 = måttlig halt, 4 = hög halt, 5 = mycket hög halt

<sup>2</sup> Platsspecifikt riktvärde beräknat utifrån framtagna platsspecifika riktvärden för jord, utifrån Naturvårdsverkets beräkningsark

<sup>3</sup> holländskt riktvärde (VROM, 2000)

### 5.5.3 Sediment

Bedömning ska göras utgående från jämförelser med kanadensiska miljökvalitetsnormer för sediment i sötvatten. ISQG (Interim Sediment Quality Guidelines): 0,85 ng TEQ/kg dw, PEL (Probable Effect Level): 21,5 ng TEQ/kg dw. Halter underskridande ISQG bedöms inte orsaka skadliga biologiska effekter. PEL motsvarar den halt ovan vilken skadliga biologiska effekter förväntas uppkomma.

### 5.5.4 Ytvatten

Riskbedömning för ytvatten görs utifrån de holländska riktvärdena (ingen påverkan och kraftig påverkan).

### 5.5.5 Laktest

Lakteter genomförs för att kunna jämföras mot deponeringskriterier så som inert, icke farligt avfall, farligt avfall (Naturvårdsverket, 2010).

## 5.6 Representativa halter

För att bedöma en risk av föroreningar inom ett område är det viktigt att bestämma hur uppmätta halter ska bedömas. Utifrån en miljöprovtagning ges ett svar på föroreningssituationen. Några punkter har exempelvis hög halt andra låg. Det förekommer alltså en variation av halter inom området. Då provtagningar vanligtvis är glesa är det svårt att med säkerhet säga att uppmätt maxhalt är områdets verkliga maxhalt och omvänt att det kanske finns fler punkter med lägre halter. För att beakta dessa osäkerheter används vanligen representativa halter för områden. Ett områdes representativa halt är enligt Naturvårdsverket (2009) den halt som bäst representerar risksituationen i kontakt- och spridningsmedier

utan att risken underskattas. Den representativa halten kan exempelvis uttryckas som en skattad medelhalt (med eller utan gardering för osäkerheter), 90-percentilen, uppmätt maximalhalt eller som UCLM (övre konfidensgräns för medelhalten) (Naturvårdsverket, 2009).

UCLM<sub>95</sub>-halter tar hänsyn till antalet prov, deras standardavvikelse samt medelhalter och är områdets representativa halt av en förorening som områdets verkliga medelhalt med 95 % sannolikhet understiger. Detta är alltså ett konservativt mått på om området skulle kunna utgöra en oacceptabel risk eller inte. Beroende på valet av metod för uträkning av representativ halt ovan kommer ett områdes framräknade medelhalt att variera. Exempelvis är UCLM<sub>95</sub>-halter alltid (när det finns en variation) högre än medelvärdet.

Beroende på val av beräknad representativ halt bör även begreppet "felklassning" förklaras. När ett förorenat område ska klassas som (1) i behov av åtgärder eller (2) ej i behov av åtgärder, så kan två typer av fel begås vid klassningen:

1. Ett område som i verkligheten är i behov av åtgärder klassas som att åtgärder inte krävs. Detta kan leda till kvarstående hälso- och miljörisker.
2. Ett område som i verkligheten inte kräver åtgärder klassas som att åtgärder krävs. Detta kan leda till extra åtgärdskostnader. Dessa felbeslut kan inträffa på grund av att alla undersökningar är behäftade med osäkerheter, bl.a. orsakade av det begränsade antalet undersökningspunkter i en utredning.

I miljösammanhang betraktas oftast fel av typ 1 som mer allvarliga än fel av typ 2 eftersom fel av typ 1 kan leda till kvarstående hälso- och miljörisker som man inte är medveten om. Fel av typ 2 leder däremot till ökade kostnader och miljöpåverkan.

Om medelvärdet av stickproverna används som representativ halt så blir sannolikheten för fel av typ 1 och 2 ungefär lika stora. För bedömning av risker för markmiljö och spridning till ytvatten bedöms medelhalten vara en rimlig representativ halt. Vid bedömning av hälsorisker vill man hellre undvika typ 1-fel. I dessa fall kan man istället välja att använda UCLM<sub>95</sub>-halter som representativ halt eftersom UCLM<sub>95</sub>-halten minskar sannolikheten för typ 1-fel (men på bekostnad av ökad sannolikhet för typ 2-fel). UCLM<sub>95</sub>-halter har för detta område valts som representativ halt vilket innebär en gardering mot osäkerheterna så att hälso- och miljöriskerna inte underskattas.

UCLM<sub>95</sub>-halter och medelvärdet kan jämföras på följande sätt: Sannolikheten är 95 % att den verkliga medelhalten för ett område är lägre än UCLM<sub>95</sub>. Sannolikheten för ett typ 1-fel är då 5 %. För medelvärdet är motsvarande sannolikhet 50 % (man skulle kunna beteckna medelvärdet som UCLM<sub>50</sub>). Skillnaden illustrerar hur mycket säkrare UCLM-halter är än medelvärdet då man vill undvika typ 1-fel. Det innebär således att för UCLM<sub>90</sub> och UCLM<sub>80</sub> är sannolikheten för ett typ 1-fel är då 10 % respektive 20 %.

- 5.6.1 **Representativ halt för jord**  
Representativa halter i form av medelvärden och UCLM<sub>95</sub>-halter har beräknats för jord. De representativa halterna har dels framräknats för ytlig jord (0-0,5 m och 0,5-1 m) samt djup jord (>1 m).
- 5.6.2 **Representativ halt för grundvatten**  
För grundvatten används de faktiska halter som uppmätts i grundvattenrören.
- 5.6.3 **Representativ halt för sediment**  
För sedimenten används de faktiska halter som uppmätts i sedimenten.
- 5.6.4 **Representativ halt för ytvatten**  
Analysresultatet för ytvatten ger ett medelvärde. Ingen ytterligare representativ halt används för ytvattnet. Halten från föreliggande undersökning jämförs med tidigare resultat.

## 6. Resultat

### 6.1 Mark

#### Ytlig jord (0-0,5 m)

Områdets framräknade representativa halter, i form av UCLM<sub>95</sub>, överskrider PSRV ytlig jord med avseende på arsenik, bly och dioxiner. Utifrån jämförelse med platsspecifika riktvärden bedöms det vara en yta om ca 2300 m<sup>2</sup> som är förorenad (ca 1150 m<sup>3</sup>).

Förhöjda halter av metaller och dioxiner har uppmätts på fastigheten. Halter över PSRV ytlig jord i enskilda prov har uppmätts av arsenik, barium, krom, bly, zink och dioxiner, se bilaga 9.

#### Ytlig jord (0,5-1 m)

Områdets representativa halter, UCLM<sub>95</sub>, överskrider PSRV ytlig jord med avseende på arsenik, bly och zink, medan UCLM<sub>95</sub> för dioxiner överskrider både PSRV och nivån för FA. Vad gäller djupare jord finns det färre prover och massorna har uppskattats utifrån resultatet. Utifrån jämförelse med platsspecifika riktvärden bedöms det vara en yta om ca 2100 m<sup>2</sup> inom vilket ett åtgärdsbehov bedöms föreligga, dvs ca 1050 m<sup>3</sup> förorenade massor.

Förhöjda halter av metaller och dioxiner har uppmätts på djupet 0,5-1 m u my. Halter över PSRV ytlig jord i enskilda prov har uppmätts av arsenik, bly och zink. Dioxiner förekommer i halter över PSRV ytlig jord samt i en provpunkt över nivån för FA, se bilaga 9.

#### Djup jord (>1 m)

Områdets representativa halt, UCLM<sub>95</sub>, överskrider PSRV med avseende på arsenik, bly, medan UCLM<sub>95</sub> för dioxiner överskrider både PSRV och nivån för FA.

Förhöjda halter av metaller och dioxiner har uppmätts på djupet >1 m u my. Halter över PSRV djup jord i enskilda prov har uppmätts av arsenik och bly, bly förekommer även i halter över FA. Dioxiner förekommer i halter över PSRV samt i en provpunkt över nivån för FA, se bilaga 9.

Avgränsning av föroreningsutbredningen har inte helt kunnat göras på djupled, då provtagningen begränsades av stora block och berg. Se bilaga 5 och 6, där rutsystemet har färglagts efter föroreningshalt för att visualisera avgränsning i ytled. I vissa punkter har berg/stenar påträffats på 1-2 meters djup varför maximalt saneringsdjup antagits vara 2 meter under markytan. Utifrån jämförelse med platsspecifika riktvärden bedöms det vara en yta om ca 800 m<sup>2</sup> som där ett åtgärdsbehov föreligger, dvs ca 800 m<sup>3</sup> förorenade massor.

## 6.2 Grundvatten

Föroreningar har påträffats i grundvattnet. Halter av metaller (arsenik och bly) har uppmätts i halter överskridande SGU:s bedömningsgrunder klass 5 (motsvarande mycket höga halter) samt överskridande framräknat PSRV i grundvattenrör C5, samt klass 4 (motsvarande höga halter) i grundvattenrör D5B. Zink har uppmätts i halter motsvarande klass 4 i grundvattenrör C5 och D5B. I grundvattenrör A4B är halterna låga till måttliga avseende arsenik, bly och zink. I samtliga tre rör uppmättes halter krom inom klass 2 (låga halter) och nickel i klass 3 (måttliga halter) (Tabell 3).

I Sverige finns inga framtagna riktvärden för dioxiner. Halterna har därför jämförts mot den förväntade lakning till grundvatten som de framtagna platsspecifika riktvärdena enligt Naturvårdsverket (2016) beräknas generera. Dessutom jämförs halterna mot det holländska riktvärdet för kraftig påverkan. Halterna i samtliga rör överskred både det framtagna platsspecifika riktvärdet för dioxiner i grundvatten samt det holländska riktvärdet, "indicative level for serious contamination" (Tabell 3).

Grundvattnet står i direkt kontakt med den förorenade jorden, och det är därför inte oväntat att höga halter dioxiner återfinns i grundvattenproverna. De högst uppmätta dioxinhalterna i grundvattnet återfinns på samma plats där högst halter har uppmätts i jord.

Tabell 3. Analyssammanställning av metaller och dioxiner i grundvatten. Klass 1 (blått) = Mycket låga halter, klass 2 (grönt) = låga halter, klass 3 (gult) = måttliga halter, klass 4 (ljusrött) = höga halter, klass 5 (mörkrött) = mycket höga halter. Fet markering: halter över PSRV, kursiv text: halter över "Kraftig påverkan". Enhet: mg/l samt pg/l. (UB=Upperbound, LB=Lowerbound).

Ämne	Enhet	SGU						PSRV	Kraftig påverkan	Grundvattenrör		
		Klass 1	Klass 2	Klass 3	Klass 4	Klass 5	D5B			C5	A4B	
Arsenik As (uppslutet)	mg/l	<0,001	0,001-0,002	0,002-0,005	0,005-0,01	>0,01	<b>0,015</b>		0,0088	<b>0,066</b>	0,0037	
Barium Ba (uppslutet)	mg/l						<b>1</b>		0,034	0,073	0,017	
Bly Pb (uppslutet)	mg/l	<0,0005	0,0005-0,001	0,001-0,002	0,002-0,01	>0,01	<b>0,015</b>		0,0061	<b>0,039</b>	0,0019	
Kadmium Cd (uppslutet)	mg/l	<0,0001	0,0001-0,0005	0,0005-0,001	0,001-0,005	>0,005	<b>0,0024</b>		<0,00010	0,00010	<0,00010	
Kobolt Co (uppslutet)	mg/l						<b>0,015</b>		0,00092	0,0019	0,00031	
Koppar Cu (uppslutet)	mg/l	<0,02	0,02-0,2	0,2-1	1-2	>2	<b>0,15</b>		0,0059	0,016	0,0061	
Krom Cr (uppslutet)	mg/l	<0,0005	0,0005-0,005	0,005-0,01	0,01-0,05	>0,05	<b>0,073</b>		0,0011	0,0041	0,0018	
Nickel Ni (uppslutet)	mg/l	<0,0005	0,0005-0,002	0,002-0,01	0,01-0,02	>0,02	<b>0,029</b>		0,002	0,0042	0,0029	
Vanadin V (uppslutet)	mg/l						<b>0,088</b>		0,0016	0,0065	0,00035	
Zink Zn (uppslutet)	mg/l	<0,005	0,005-0,01	0,01-0,1	0,1-1	>1	<b>0,28</b>		0,11	0,2	0,0081	
WHO(2005)-PCDD/F TEQ exkl. LOQ (LB)	pg/l						<b>0,58</b>	1	<b>396</b>	<b>1,1</b>	<b>1,28</b>	
WHO(2005)-PCDD/F TEQ inkl. LOQ (UB)	pg/l						<b>0,58</b>	1	<b>400</b>	<b>4,54</b>	<b>4,72</b>	
I-TEQ (NATO/CCMS) exkl LOQ (LB)	pg/l								409	1,13	1,32	
I-TEQ (NATO/CCMS) inkl LOQ (UB)	pg/l								413	4,48	4,67	

### 6.3 Ytvatten

Inga halter över detektionsgräns har kunnat påvisas i resultatet från den passiva provtagningen. Detta tyder på att spridning av de vattenlösliga delarna av dioxinerna i ytvatten inte är stor.

### 6.4 Sediment

Dioxiner har påträffats i båda de analyserade proverna med halter över ISQG (Tabell 4). I prov benämnt "sediment nedströms" är halterna något förhöjda jämfört mot PEL. Sedimenten i röret bedöms vara påverkade av dioxiner. Det bör dock noteras att det endast förekommit små mängder sediment.

Tabell 4. Sammanställning av analysresultat för dioxiner i sediment. Kursiv text innebär halter överskridande ISQG och fet text innebär halter överskridande PEL.

		ISQG	PEL	Sediment_Rör	Sediment nedstöms
WHO-PCDD/F-TEQ LB	ng/kg TS	0,85	<b>21,5</b>	7,9	17
WHO-PCDD/F-TEQ UB	ng/kg TS	0,85	<b>21,5</b>	13	<b>22</b>

## 6.5 Laktest

Halter över inert avfall har påvisats i de laktester som utförts. För laktester har större påsar med jordprov uttagits i samband med provgroppsgrävningen. Inga halter över icke farligt avfall har dock kunnat påvisas (Tabell 5).

Tabell 5. Sammanställning av analysresultat laktester. Mörkgrön: halter över MRR, Grön: Halter över Inert avfall, gul: halter över IFA, orange: Halter över FA.

Provpunkt	Enhet	MRR	Inert	IFA	FA	E3:2	D5:2	B5B:2
Provdjup								
L/S						Skak 10	Skak 10	Skak 10
pH vid 20°C						6,2	7,6	8,1
Konduktivitet 25°C	mS/m					10,1	23,5	11,2
Antimon, Sb	mg/kg TS		0,5	2	25	0,016	0,021	0,053
Arsenik, As	mg/kg TS	0,09	0,06	0,7	5	0,35	0,052	0,21
Barium, Ba	mg/kg TS		20	100	300	1,3	0,5	0,6
Bly, Pb	mg/kg TS	0,2	0,5	10	50	0,14	0,13	1,3
Kadmium, Cd	mg/kg TS	0,02	0,04	1	5	0,0046	0,00077	0,00084
Koppar, Cu	mg/kg TS	0,8	2	50	100	0,54	0,13	0,3
Krom, Cr	mg/kg TS	1	0,5	10	70	0,11	0,011	0,066
Kvicksilver, Hg	mg/kg TS	0,01	0,01	0,2	2	<0,001	<0,001	<0,001
Molybden, Mo	mg/kg TS		0,5	10	30	0,032	0,032	0,013
Nickel, Ni	mg/kg TS	0,4	0,4	10	40	0,077	0,019	0,019
Selen, Se	mg/kg TS		0,1	0,5	7	<0,02	<0,02	<0,02
Zink, Zn	mg/kg TS	4	4	50	200	1,5	0,17	1,5

## 6.6 Sly

På området finns mycket sly och växtlighet som behöver omhändertas vid sanering. Sly och träd på området har inte undersökt, detta bör ske inför ett omhändertagande.

## 7. Riskbedömning

### 7.1 Förutsättningar för riskbedömning

Riskbedömningen utförs för yttlig jord, samt djupare jord. Riskbedömningen för jord utgår ifrån framtagna plats specifika riktvärden (Tabell 6; beräkningsark version 2.0.1).



Tabell 6. Riktvärden för olika exponeringsvägar och skyddsobjekt, PSRV yttlig jord. Rosa rutor markerar det riktvärde/exponeringsväg som är styrande för det slutliga PSRV.

	Arsenik (mg/kg TS)	Barium (mg/kg TS)	Krom (mg/kg TS)	Bly (mg/kg TS)	Zink (mg/kg TS)	Nickel (mg/kg TS)	Koppar (mg/kg TS)	Kadmium (mg/kg TS)	Dioxin (ng/kg TS)
Intag av jord	36	6800	510 000	480	100 000	4100	170 000	49	140
Hudkontakt jord/damm	88	140 000	ej begränsande	9600	ej begränsande	82000	Ej begränsande	9900	910
Inandning damm	4000	290 000	ej begränsande	59 000	ej begränsande	7400	290 000	590	310 000
Inandning ånga	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	Beaktas ej	Beaktas ej	Beaktas ej	4 900 000
Intag av växter	34	8700	Ej begränsande	2700	34 000	6500	28 000	14	870
Riktvärde för hälsa, långtidseffekter	15	3700	400 000	390	25 000	1800	22 000	11	100
Korttidsexponering	data saknas	data saknas	data saknas	600	data saknas	Data saknas	Data saknas	250	1500
Akuttoxicitet	100	data saknas	data saknas	data saknas	data saknas	Data saknas	Data saknas	Data saknas	data saknas
Hälsoriskbaserat riktvärde	15	3700	400 000	390	25 000	1800	22 000	11	100
Skydd av markmiljö	40	300	150	400	500	120	200	12	2000
Skydd mot fri fas	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	Beaktas ej	Beaktas ej	Beaktas ej	15 000
Skydd av grundvatten	70	20 000	1700	420	2800	140	1400	23	1400
Skydd av ytvatten	360	48 000	1800	3600	9600	1200	2400	16	5900
Avrundat riktvärde (PSRV Yttlig jord)	15	300	150	400	500	120	200	10	100

Tabell 7. Riktvärden för olika exponeringsvägar och skyddsobjekt, PSRV djup jord. Rosa rutor markerar det riktvärde/exponeringsväg som är styrande för det slutliga PSRV.

	Arsenik (mg/kg TS)	Koppar (mg/kg TS)	Bly (mg/kg TS)	Zink (mg/kg TS)	Dioxin (ng/kg TS)
Intag av jord	360	Ej begränsande	4800	Ej begränsande	1400
Hudkontakt jord/damm	880	Ej begränsande	96 000	Ej begränsande	9100
Inandning damm	40 000	Ej begränsande	590 000	Ej begränsande	3 100 000
Inandning ånga	Beaktas ej	Beaktas ej	Beaktas ej	Beaktas ej	38 000 000
Intag av växter	40	18 000	1700	21 000	540
Riktvärde för hälsa, långtidseffekter	35	17 000	1200	21 000	370
Korttidsexponering	Data saknas	Data Saknas	600	Data saknas	1500
Akuttoxicitet	100	Data saknas	Data saknas	Data saknas	Data saknas
Hälsoriskbaserat riktvärde	35	17 000	600	21 000	370
Skydd av markmiljö	40	200	400	500	2000
Skydd mot fri fas	Beaktas ej	Beaktas ej	Beaktas ej	Beaktas ej	15 000
Skydd av grundvatten	31	620	190	1200	320
Skydd av ytvatten	190	1300	1900	5100	1700
Avrundat riktvärde (PSRV djup jord)	30	200	180	500	300

## 7.2 Bedömning av risker för hälsa och miljö

Riskbedömningen baseras på representativa halter, dvs, nedan presenteras de ämnen vars medel- och/eller UCLM<sub>95</sub>-halter överskrider PSRV.

### Ytlig jord (0-0,5 m y my)

#### *Arsenik*

Halterna av arsenik överskred det platsspecifika riktvärdet för ytlig jord i 12 av de 27 analyserade proverna. Det platsspecifika riktvärdet styrs av exponeringsvägen intag av jord. Uppmätt maxhalt på området uppgick till 130 mg/kg TS. Områdets medelhalt uppgick till 30 mg/kg TS vilket underskred de platsspecifika miljöriskbaserade riktvärdena. Områdets UCLM<sub>95</sub>-halt uppgick till 57 mg/kg TS vilket överskred de platsspecifika riktvärdena för intag jord, intag växter, riktvärde för hälsa, långtidseffekter samt det sammanvägda hälsoriskbaserade riktvärdet (Tabell 6). Det innebär att halterna arsenik kan innebära oacceptabla risker för människors hälsa.

#### *Bly*

Halterna av bly överskred det platsspecifika riktvärdet för ytlig jord 7 av de 27 analyserade proverna. Det platsspecifika riktvärdet styrs av skydd av markmiljö. Uppmätt maxhalt uppgick till 1900 mg/kg TS. Områdets medelhalt uppgick till 287 mg/kg TS vilket underskred de platsspecifika miljöriskbaserade riktvärdena. Områdets UCLM<sub>95</sub>-halt uppgick till 723 mg/kg TS, vilket överskred de platsspecifika hälsoriskbaserade riktvärdena för exponeringsvägarna intag jord, riktvärde för hälsa, långtidseffekter, korttidsexponering och det sammanvägda hälsoriskbaserade riktvärdet (Tabell 6). Det innebär att halterna bly kan innebära oacceptabla risker för människors hälsa.

#### *Dioxin*

Halterna dioxin överskred det platsspecifika riktvärdet för ytlig jord i 18 av de 32 analyserade proverna. Det platsspecifika riktvärdet styrs av exponeringsvägen intag jord och riktvärdet för hälsa, långtidseffekter. Uppmätt maxhalt uppgick till 14 000 ng/kg TS. Områdets medelhalt (UB) uppgick till 1555 mg/kg TS vilket överskred de platsspecifika riktvärdena för skydd av grundvatten. Områdets UCLM<sub>95</sub>-halt (UB) uppgick till 4090 mg/kg TS vilket överskred de platsspecifika riktvärdena för exponeringsvägarna intag av jord, hudkontakt jord/damm, intag växter, riktvärdet för hälsa långtidseffekter, korttidsexponering och det sammanvägda hälsoriskbaserade riktvärdet (Tabell 6). Det innebär att halterna dioxin kan innebära oacceptabla risker för människors hälsa och miljön.

### Ytlig jord (0,5-1 m u my)

#### *Arsenik*

Halterna arsenik överskred det platsspecifika riktvärdet för ytlig jord i 2 av de 5 analyserade proverna. Det platsspecifika riktvärdet styrs av exponeringsvägen intag av jord. Uppmätt maxhalt på djupet 0,5-1 m på området uppgick till 72 mg/kg TS. Områdets medelhalt uppgick till 26 mg/kg TS vilket underskred de

platsspecifika miljöriskbaserade riktvärdena. Områdets UCLM<sub>95</sub>-halt uppgick till 77 mg/kg TS vilket överskred de platsspecifika riktvärdena för exponeringsvägarna intag av jord, intag av växter, riktvärde för hälsa, långtidseffekter, och det sammanvägda hälsoriskbaserade riktvärdet (Tabell 6). Det innebär att halterna arsenik kan innebära oacceptabla risker för människors hälsa.

#### *Bly*

Halterna bly överskred det platsspecifika riktvärdet för yttlig jord i 1 av de 5 analyserade proverna. Det platsspecifika riktvärdet är styrande riktvärde för hälsa, långtidseffekter. Uppmätt maxhalt på djupet 0,5-1 m uppgick till 670 mg/kg TS. Områdets medelhalt uppgick till 236 vilket underskred de platsspecifika miljöriskbaserade riktvärdena. Områdets UCLM<sub>95</sub>-halt uppgick till 756 mg/kg TS vilket överskred de platsspecifika riktvärdena för intag jord, riktvärdet för hälsa, långtidseffekter, korttidsexponering samt det sammanvägda hälsoriskbaserade riktvärdet (Tabell 6). Det innebär att halterna bly kan innebära oacceptabla risker för människors hälsa.

#### *Zink*

Halterna zink överskred det platsspecifika riktvärdet för yttlig jord 1 av de 5 analyserade proverna. Det platsspecifika riktvärdet är styrande av skydd av markmiljö. Uppmätt maxhalt på djupet 0,5-1 m uppgick till 880 mg/kg TS. Områdets medelhalt uppgick till 262 mg/kg TS, vilket underskred de platsspecifika miljöriskbaserade riktvärdena. Områdets UCLM<sub>95</sub>-halt uppgick till 937 mg/kg TS vilket inte överskred något av de hälsoriskbaserade riktvärdena (Tabell 6). Halterna zink bedöms därför inte innebära oacceptabla risker för människors hälsa eller miljön.

#### *Dioxin*

Halterna dioxin överskred det platsspecifika riktvärdet för yttlig jord i 4 av de 5 analyserade proverna, varav en av de 3 även överskrider FA. Det platsspecifika riktvärdet styrs av exponeringsvägen intag jord och riktvärde för hälsa, långtidseffekter. Uppmätt maxhalt på djupet 0,5-1 m uppgick till 110 000 ng/kg TS. Områdets medelhalt uppgick till 24 281 mg/kg TS vilket överskred de platsspecifika riktvärdena för skydd av markmiljö, skydd mot fri fas, skydd av grundvatten och skydd av ytvatten. Områdets UCLM<sub>95</sub>-halt uppgick till 118 031 mg/kg TS vilket överskred riktvärdena för exponeringsvägarna intag av jord, hudkontakt jord/damm, intag av växter, riktvärdet för hälsa långtidseffekter, korttidsexponering samt det sammanvägda hälsoriskbaserade riktvärdet (Tabell 6). Det innebär att halterna dioxin kan innebära oacceptabla risker för människors hälsa och miljön.

### **Djup jord (> 1 m u my)**

#### *Arsenik*

Halterna arsenik överskred det platsspecifika riktvärdet för djup jord i 1 av de 3 analyserade proverna. Det platsspecifika riktvärdet för djup jord är styrande av skydd av grundvatten. Uppmätt maxhalt på djupet >1 m på området uppgick till

260 mg/kg TS. Områdets medelhalt uppgick till 93 mg/kg TS vilket överskred de platsspecifika riktvärdena för skydd av markmiljö och skydd av grundvatten. Områdets UCLM<sub>95</sub>-halt uppgick till 457 mg/kg TS vilket överskred de platsspecifika riktvärdena intag av jord, intag av växter, riktvärde för hälsa, långtidseffekter, akuttoxicitet och det sammanvägda hälsoriskbaserade riktvärdet (Tabell 7). Det innebär att halterna arsenik kan innebära oacceptabla risker för människors hälsa och miljön.

#### *Bly*

Halterna bly överskred det platsspecifika riktvärdet för djup jord i 3 av de 3 analyserade proverna. Det platsspecifika riktvärdet för djup jord är styrande av skydd av grundvatten. Uppmätt maxhalt på djupet >1 m uppgick till 3300 mg/kg TS. Områdets medelhalt uppgick till 2333 mg/kg TS vilket överskred de platsspecifika riktvärdena för skydd av markmiljö, skydd av grundvatten och skydd av ytvatten. Områdets UCLM<sub>95</sub>-halt uppgick till 4877 mg/kg TS vilket överskred nivån för FA, samt riktvärdet för intag jord, intag av växter, hälsa - långtidseffekter, korttidsexponering samt det sammanvägda hälsoriskbaserade riktvärdet (Tabell 7). Det innebär att halterna bly kan innebära oacceptabla risker för människors hälsa och miljön.

#### *Dioxin*

Halterna dioxin överskred det platsspecifika riktvärdet i 3 av de 6 analyserade proverna, varav en av de 2 överskred nivån för FA. Det platsspecifika riktvärdet för djup jord styrs av exponeringsvägen intag av jord och riktvärde för hälsa, långtidseffekter. Uppmätt maxhalt på djupet >1 m uppgick till 27 000 ng/kg TS. Områdets medelhalt uppgick till 5210 mg/kg TS (UB) vilket överskred de platsspecifika riktvärdena för skydd av markmiljö, skydd av grundvatten och skydd av ytvatten. Områdets UCLM<sub>95</sub>-halt uppgick till 24 355 mg/kg TS (UB) vilket överskred de platsspecifika riktvärdena för exponeringsvägarna intag av jord, hudkontakt jord/damm, intag växter, riktvärdet för hälsa långtidseffekter, korttidsexponering samt det sammanvägda hälsoriskbaserade riktvärdet (Tabell 7). Det innebär att halterna dioxin kan innebära oacceptabla risker för människors hälsa och miljön.

### 7.3

#### **Sediment**

Analysresultaten i sedimenten indikerade att ån är påverkad av dioxiner. Halterna överskred ISQG, som indikerar den halt under vilken ingen negativ biologisk påverkan förväntas. I provpunkten benämnd "Sediment\_Nedströms" finns även indikationer att halterna överskred PEL, dvs överskridande den halt där negativ påverkan förväntas. Inga sediment kunde provtas uppströms undersökningsområdet, på grund av att sediment inte påträffades. Det går därför inte att med säkerhet säga var dioxinerna tillförts ån.

### 7.4

#### **Grundvatten**

Analysresultaten i grundvatten påvisade att grundvattnet är starkt påverkat av både metaller och dioxiner. Dioxiner är vanligen främst bundna till partiklar (SYNLAB, 2018). Grundvattenproverna har enligt praxis inte filtrerats innan analys

och det är sannolikt att uppmätta halter av dioxiner var bundna till partiklar. Det har uppmätts halter av dioxiner i sedimenten, men inte i ytvattnet. I ytvattnet provtogs dock endast de vattenlösliga dioxinerna. Dioxinhalten i grundvatten har även verifierats med beräkningar i Naturvårdsverkets beräkningsark, dvs, uppmätta halter i jord för respektive provtagningspunkt där grundvattenrör finns har matats in i beräkningsarket vilket ger förväntade halter i grundvattnet. Utdata representerar en modellerad halt som teoretiskt ska finnas i grundvattnet. Se Tabell 8 för jämförelse med modellerade och uppmätta halter. Eftersom majoriteten av dioxiner normalt återfinns på kolloidala partiklar bör den uppmätta halten överstiga den beräknade, vilket stämmer för grundvattenröret med högst halter, men inte de två med lägre halter (NV 2009). Detta kan bero på att undersökningsområdet är relativt begränsat och halter (låga som höga) från intilliggande rutor kan påverka föroreningsförekomsten i grundvatten.

*Tabell 8. Uppmätta halter dioxiner i jord i respektive provpunkt med grundvattenrör, uppmätt halt i grundvattenprov samt modellerad halt.*

Provpunkt	Uppmätt halt i jord (ng/kg TS)	Uppmätt halt i grundvatten, upperbound (pg/l)	Uppmätt halt i grundvatten, lowerbound (pg/l)	Modellerad halt i grundvatten (pg/l) utifrån uppmätta halter i mark
D5B	14000	400	396	50
C5 (D5)	2400	4,54	1,1	8,5
A4B	960	4,72	1,28	3,4

## 7.5 Ytvatten

Halterna i ytvattnet underskrider laboratoriets rapporteringsgräns. Detta innebär att spridningen av vattenlösliga dioxiner med ytvatten bedöms vara begränsad. Det bör dock observeras att provtagning utfördes efter en torrperiod med lågt vattenstånd. Vid ett högre flöde riskerar mer föroreningar att spolras med vattnet.

## 7.6 Spridning av föroreningar

Enligt WSP (2012) är spridningsmöjligheterna för föroreningar från området stora. Marken är blockig, och grundvattnet står normalt sett högt i marken. I markprofilen finns även stora inslag av sten, grus, byggrester, skrot och spån. Vid markytan finns mycket organiskt material och förna (organiskt material ovanpå marken) (WSP, 2012). Halterna arsenik, bly och dioxin i mark överskrider respektive riktvärde för risk av spridning till ytvatten och/eller grundvatten.

Förhöjda halter av dioxiner har uppmätts i grundvattnet på området (Tabell 3 och WSP, 2012). Halterna metaller i grundvattnet var låga enligt WSP (2012), och klorfenoler har inte detekterats. I föreliggande undersökning uppmättes höga halter dioxiner i grundvattnet, samt höga halter av metaller. Eftersom grundvattnet på området står i direktkontakt med den starkt förorenade jorden finns stora risker för föroreningsspridning med grundvattnet. På flertalet platser inom området står sannolikt grundvattnet även i direktkontakt med ytvattnet,

vilket gör att föroreningar kan spridas från området. Dioxiner förekommer dock vanligen till största delen bundet till partiklar, och inte i löst form i grundvattnet. De dioxiner som uppmätts i grundvattnet i föreliggande undersökning är sannolikt partikelbundna. Ytvattenprovtagarna mäter de vattenlösliga dioxinerna, varpå en bild av spridningen av dessa dioxiner i ytvattnet erhålls.

Dioxiner återfinns i sedimenten i ytvattendraget. Sedimenten följer vid höga vattenflöden med ytvattnet nedströms. Partikelbundna föroreningar sprids då med höga vattenflöden. Vid lägre flöden kan föroreningarna diffundera från partiklar ut i vattendraget och i löst form följa med vattnet.

De laktester som genomförts visar på att det endast sker mindre utlakning av metaller från de förorenade området. Inga laktest har utförts på dioxiner.

## 7.7 **Klimatförändringar**

Klimatförändringar med bland annat extremväder kan påverka spridning av föroreningar från förorenade områden. Ändrade flöden och grundvattennivåer kan medföra en ökad rörlighet av föroreningar. Kraftig nederbörd kan även orsaka ras och skred vilket kan medföra transport av föroreningar till större området eller att föroreningarna blir mer tillgängliga då ett skyddande markskikt försvinner. Även en högre medeltemperatur kan påverka föroreningarnas rörlighet i marken då perioderna med tjäle minskar (SGU 2018-12-05)

SMHI har tagit fram olika klimatscenarier och sammantaget förutspås framtida temperaturer och nederbörd öka. Med ökad nederbörd kommer flöden i vattendrag tidvis att öka vilket skulle kunna innebära risker för ökad erosion samt risker för översvämningar samtidigt som ytliga föroreningar sprids ytterligare med ytavrinning. Det finns även en risk att kraftigare nederbörd spolat bort jord och exponerar förorening som ligger djupare ner.

## 7.8 **Sammanfattande riskbedömning**

Föroreningssituationen på området bedöms sammantaget kunna innebära oacceptabla risker för människors hälsa och miljö. Halter över tillämpbara riktvärden har uppmätts i mark, grundvattnet och sediment. Inga halter av de vattenlösliga dioxinerna har dock uppmätts i ytvatten i föreliggande undersökning. Dock kan spridning av de partikelbundna dioxinerna ske i ytvatten då detta bedöms stå i direkt anslutning med grundvattnet, som i sin tur står i direktkontakt med den förorenade jorden.

Förväntade klimatförändringar bedöms innebära att temperaturerna att öka i framtiden. Detta kan leda till torrare perioder. Nederbörden förväntas öka, men eventuellt i form av kraftigare nederbörd i perioder, mer extrema regn. Detta kan leda till att marken inte hinner med att infiltrera nederbörden och ytavrinningen ökar.

## 7.9 **Bedömning av riskreduktion och åtgärdsbehov**

Det bedöms finnas ett behov av riskreduktion och ett åtgärdsbehov på fastigheten.

## 8. **Åtgärdsutredning**

WSP (2012) har tidigare presenterat en åtgärdsutredning för fastigheten. Föreliggande åtgärdsutredning har utgått från åtgärdsutredningen utförd av WSP, men har justerats utefter erhållen information i föreliggande undersökning.

### 8.1 **Förutsättningar**

Föroreningarna på Ålberga såg består främst av tungmetaller och dioxiner. Det är föroreningar som inte på ett naturligt sätt eller inom en överskådlig framtid kommer att brytas ned. Aktuella föroreningar har olika egenskaper och kräver delvis olika behandlingsmetoder. Det kan t.ex. vara aktuellt med fastläggning av metaller, medan det inte bedöms lämpligt för dioxiner. För dioxiner finns alternativ så som dehalogenering, vilket dock inte är tillämpligt på arsenik. För båda typerna av förorening är urgrävning tillämpligt för att sedan externt behandla den urgrävda jorden.

WSP (2012) har identifierat följande geotekniska förutsättningar för sanering av området:

- Det är möjligt att schakta ytligt, ca 0,5 m längs ån utan omledning av vattendraget
- Det är oundvikligt med schakt i grundvatten om schaktdjupet överstiger 0,5-1 m
- Schakt djupare än 0,5 m i område C bör ske etappvis innanför kanten mot ån. Schakt bör endast ske vid låga vattennivåer, alternativt efter omledning av ån
- Det krävs skyddsåtgärder mot Ålbergaån vid schakt i området
- Vid schakt invid kraftverk och trätub krävs skyddsåtgärder i form av spontning. Man bedömer att schakt ned till 0,5 m mot trätub kan utföras med korrekt släntlutning (WSP, 2012)
- Efter åtgärd bör dagens marknivå bibehållas
- Om schaktsanering väljs som alternativ bör provschakt utföras framför kraftverk och i slänten.

WSP (2012) har identifierat följande osäkerheter:

- Mängden stora sten/block som går att sortera ut
- Föroreningens utbredning i djupled
- Kvarlämnad förorening i massor i barriär mot ån samt i slänter, under trätuben, byggnader och eventuella konstruktioner
- Stabilitet i anslutning av trätub och kraftverk samt i närheten av ån
- Det bör utredas ytterligare ang möjligheter att leda om eller kulvertera ån
- Behov av tillstånd/anmälan för omledning av Ålbergaån



- Eventuella restriktioner för nyttjande av kraftverket under åtgärdsfasen
- Risk för påverkan på gamla och eventuellt ömtåliga industrihistoriska konstruktioner, så som trätub och kraftverk. Inför projektering bör risk för läckage eller brott av trätub utredas
- Omfattning av schakt i och länshållning av grund- och ytvatten

## 8.2 Åtgärdsstrategier

Det finns olika åtgärdsstrategier för efterbehandling av förorenad mark. Olika metoder kan väljas för att minska risken för exponering samt risken för spridning av föroreningar. Följande åtgärder kan vara aktuella:

- Ingen åtgärd
- Administrativa skyddsåtgärder
- Tekniska skyddsåtgärder (t.ex. avspärrning, ventilation under bottenplatta, åtgärder avseende inomhusluft)
- Långtidsuppföljning/övervakad naturlig reduktion
- Inneslutning (t.ex. övertäckning, inneslutning, stabilisering)
- Massreduktion (t.ex. konventionell jordtvätt, jordtvätt med tillsatser, biologisk behandling, termisk avdrivning, geooxidation, deponering, förbränning).

### *Administrativa åtgärder*

Administrativa skyddsåtgärder kan vara att man genom skyltar/broschyrer informerar allmänheten om förekommande förorening på området. I dagsläget finns skyltar som hänvisar till att inte plocka bär och svamp på området. Denna åtgärd ger dock inget skydd till vilda djur, markmiljön eller spridning av föroreningen från området. Administrativa åtgärder bedöms därför inte vara ett långsiktigt tillämpligt alternativ, endast ett sätt att tillfälligt informera människor.

### *Tekniska skyddsåtgärder*

Tekniska skyddsåtgärder i form av t.ex. avspärrning skulle minska exponeringen för människor, som då inte skulle kunna ta sig in på området. Ventilation och åtgärder avseende inomhusluft bedöms inte vara aktuellt. Av förekommande föroreningar bedöms endast dioxiner kunna innebära en risk för ånginträngning. Markmiljön och spridning av föroreningar från området skulle inte påverkas av åtgärden. Tekniska åtgärder bedöms därför inte vara ett långsiktigt tillämpligt alternativ.

### *Långtidsuppföljning/övervakad naturlig reduktion*

Långtidsuppföljning/övervakad naturlig reduktion är endast ett alternativ för nedbrytbara ämnen. Det bedöms inte vara ett alternativ för metaller som ju inte bryts ned, eller för dioxiner som visserligen bryts ned men under en lång tidsperiod.

### *Inneslutning*

Inneslutning kan vara ett alternativ på platser där förorening måste kvarlämnas av t.ex. tekniska skäl. Inneslutning kan ske på olika sätt, till exempel stabilisering/solidifiering för att minska rörligheten hos föroreningen. Det kan ske genom inblandning av additiv som reagerar med föroreningen och gör den mindre spridningsbenägen, eller genom plantering av vissa växter. Inkapsling kan ske genom cementering, övertäckning, eller inblandning av annat barriärmaterial för att motverka att föroreningen sprids. Inkapsling, tillskillnad mot inblandning av additiv förändrar generellt inte föroreningens kemiska form eller sammansättning. Inneslutning kan på delar av fastigheten vara ett alternativ.

### *Massreduktion*

Massreduktion kan ske på plats (on site) antingen in situ (utan uppgrävning) eller ex situ (behandling på plats men massorna uppgrävda), eller på extern behandlingsanläggning (off site, ex situ).

Massreduktion innebär att föroreningsmängden reduceras. Exempel på behandlingar in situ kan vara fytosanering (dvs. upptag i växter för att sedan omhänderta växterna), biologisk behandling (t.ex. med bakterier), termisk avdrivning och geooxidation. På grund av föroreningens karaktär bedöms dessa alternativ inte vara tillämpbara i dagsläget.

Exempel på behandlingar som kan utföras ex situ är deponering, sortering och jordtvätt. Sortering kan utföras på plats, där större material så som stora stenar och block sorteras ut och kvarlämnas, och finare material transporteras bort och omhändertas externt. Detta är ett alternativ som bedöms vara tillämpligt vid Ålberga såg.

### *Grundvatten*

Det bedöms även finnas behov av behandling av förorenat grundvatten. Grundvattnet står högt på området och vid sanering bedöms risken stor att stora mängder länsvatten behöver omhändertas på plats. Lämpligast sker detta med hjälp av en mobil reningsanläggning som kan pumpa vattnet.

## **9. Åtgärdsförslag**

0. Nollalternativ – ingen åtgärd
1. Inneslutning
2. Massreduktion (MAX) – sortering och urgrävning av massor, samtliga halter under PSRV
3. Massreduktion – sortering och urgrävning av massor, representativa halter under PSRV
4. Kombination av inneslutning och massreduktion

## 10. Åtgärdsalternativ

### 10.1 Nollalternativ

#### *Syfte*

Alternativet är ett referensalternativ för jämförelse med övriga alternativ.

#### *Metod*

Inga åtgärder utförs.

#### *Kostnader*

Inga kostnader för åtgärder. Alternativet skulle kunna leda till andra kostnader till följd av att man inte åtgärdar.

#### *Risker vid genomförande*

Ej aktuellt.

#### *Prövningsplikt*

Ej aktuellt.

#### *Inverkan på kulturvärden, landskapet och andra intressen*

Alternativet medför ingen åtgärd som påverkar kulturvärden och landskapet. Dock påverkas möjligheten för framtida användning av området då det förblir påverkat.

#### *Bedömd riskreduktion*

Ingen riskreduktion. Området kommer fortsatt innebära oacceptabla risker för människor och miljön.

#### *Måluppfyllelse*

Måluppfyllelsen kan ej uppnås med nollalternativet.

### 10.2 Alternativ 1 - Inneslutning

#### *Syfte*

Syftet med alternativet är att genom att otillgängliggöra föroreningen reducera exponeringsrisken för människor och djur, samt reducera spridning till miljön.

#### *Metod*

Inneslutning kan ske med olika metoder beroende på var i jordprofilen föroreningen ligger, samt vilken förorening som ska inneslutas. Eftersom området är förorenat av både organiska (dioxiner) och oorganiska (metaller) ämnen kan olika metoder vara aktuella.

Vid inkapsling av en förorening används horisontella och vertikala barriärer. Barriärerna är tillverkade av lågpermeabla material som ska vara mekaniskt och kemiskt beständiga. Vanliga material är lera, cement, bentonit, stål, etyl- och butylgummi samt polymermaterial (t.ex. polyeten eller polypropen)

(Åtgärdsportalen, 2018). Vertikala barriärer anläggs ofta som en spontant alternativt slitsmur/slurrybarriär. Syftet med vertikala barriärer är att avleda grundvattnet från källområdet, vilket i sin tur leder till minskad utlakning och spridning av föroreningen.

Horisontella barriärer läggs ovanpå föroreningen, som ett lock. Syftet är att minska mängden nederbörd som infiltrerar.

#### *Kostnader*

Etableringskostnader då installation av barriärer kräver tunga entreprenad- och anläggningsmaskiner. Kostnaderna är beroende på slutligt djup för barriärerna, samt olika platsspecifika faktorer. Drift- och underhållskostnader bedöms vara relativt låga, dock krävs kontrollprogram möjligtvis under lång tid. Kostnaderna har med tillgänglig information och kunskap uppskattats till ca 2,5 miljoner SEK (med stora osäkerheter angående materialkostnaderna).

#### *Risker vid genomförande*

##### Hälsorisker:

Enligt Åtgärdsportalen (2018) finns inga direkta hälsorisker förknippade med metoden, utöver de exponeringsrisker som förekommer vid hantering av förorenad jord och grundvatten.

##### Risker för spridning av förorening:

Om barriären inte är tät nog finns risk för spridning av förorening till omgivningen. Inga direkta risker i och med genomförande har identifierats. Dock finns alltid risk för mobilisering av förorening samt mekanisk spridning vid arbete med tunga maskiner.

##### Genomföranderisker:

SVårigheter för maskiner att ta sig till och från platsen. Tillgängligheten är begränsad pga. träd. Behöver man ta ned växtlighet kan landskapsbilden förändras. Detta kan även ske vid utgrävning av området. Det finns även risker med stabilitet vid schakt, stabilitet vid åfåran och vid konstruktioner.

Innan start bör det ske en genomgång av genomföranderisker för att alla inblandade parter ska vara upplysta. Arbetet bör planeras väl för att flyta på och undvika stillestånd.

Förekomsten av block och sten kan även begränsa möjligheterna att anlägga barriärer.

#### *Prövningsplikt*

Om arbeten utförs under grundvattenytan eller om omledning av Ålbergaån är nödvändigt kan tillstånd eller anmälan krävas. I ett första skede görs en anmälan till länsstyrelsen som utifrån anmälan bedömer om åtgärden är anmälningspliktig

eller tillståndspliktigt. Efter anmälan har man fem år på sig att genomföra åtgärden. Det kan även vara nödvändigt med artskyddsdispens och Natura2000.

*Inverkan på kulturvärden, landskapet och andra intressen*

Inneslutning/barriärteknik har i regel inte någon omgivningspåverkan. Tekniken i sig har inte heller någon påverkan på människors hälsa.

*Bedömd riskreduktion*

Inneslutningen/inkapslingen ska ske på ett sådant sätt att föroreningen inte kommer i rörelse. Risken bedöms därför reduceras, med avseende på spridning och exponering för människor och djur.

*Målluppfyllelse*

Metoden bedöms ge relativt god målluppfyllelse. Metoden ska reducera risken för människor och djur att bli exponerade, och föroreningen ska vara fastlagd och inte innebära fortsatt spridning till miljön.

*Osäkerheter*

Med metoden innebär vissa osäkerhet inför framtida väder-/klimatförhållanden. Det bör vara ordentligt utrett att metoden fungerar även vid mer extrema väderförhållanden som varmare klimat, större nederbörds mängder, hårdare vindar osv. Löpande kontroll av barriärer är nödvändigt. Kontrollprogram behöver upprättas för att säkerställa att spridning inte sker eller uppstår. Det behöver också säkerställas att barriärerna med tiden inte glöms bort och på så sätt kan förstöras vid framtida markarbeten.

Eftersom föroreningen fortfarande finns kvar, kommer området fortsatt räknas som förorenat och markägaren bär ett fortsatt ansvar. Åtgärder som omöjliggör framtida sanering får därför inte utföras.

### 10.3 **Alternativ 2 – Massreduktion (MAX) – sortering och urgrävning av massor, samtliga halter under PSRV**

*Syfte*

Syftet med metoden är att reducera föroreningsmängden, och att inga halter överskridande PSRV kvarlämnas i schaktbotten eller schaktväggar.

*Metod*

Lämplig metod bedöms vara sortering på plats och externt omhändertagande av massor. Åtgärden innebär att större material så som stenar och block sorteras ut. Anledningen är att dessa inte bedöms vara förorenade så som finmaterialet. För att inte transportera bort material som kan återanvändas på platsen sorteras därför dessa ut. Metoden med sortering innebär att färre transporter till och från området kommer behövas. Behovet av att köpa in nya massor minskar, vilket ur miljösynpunkt är att föredra då nya massor är en ändlig resurs. Metoden kräver schakt under grundvattenytan.

### *Kostnader*

Moment som innebär kostnader i och med åtgärden är entreprenörkostnader så som grävmaskin, transporter, sorteringsverk, mottagningskostnad av förorenad jord. Det innebär även projekterings och miljökontrollkostnader. Kostnaderna har med tillgänglig information och kunskap uppskattats till ca 10,7 miljoner SEK.

### *Risker vid genomförande*

#### Hälsorisker:

Risker vid hantering av förorenad jord, inandning av damm, hudkontakt med jord och damm. Risker för personskador vid arbete med tunga maskiner.

Dessa risker hanteras genom att personal har heltäckande kläder. Vid risk för damning används lämpligt andningsskydd. Kemikalieresistent handskar används. Noggrann tvätt av händer innan intag av föda. Personal håller behörigt avstånd till maskiner och har kontakt med föraren.

#### Risker för spridning av förorening:

Det finns risk att förorening mobiliseras vid markarbeten. Spridning kan ske genom partiklar via damning eller avrinning till vattendraget, eller via grundvatten. Grundvattnet står högt och ordentligt omhändertagande av inträngande grundvatten bör ske. Om detta endast infiltreras i närheten finns risk att föroreningen endast förflyttas. Området närmast ån bedöms svårt att sanera utan att riskera spridning till ån. Risker att förorening sprids mekaniskt med fordon som förflyttas till och från platsen. Risk för damning från flak, alternativt läckage från våta massor från ej täta flak kan förekomma.

Tillfälliga barriärer mot vattendraget kan användas för att skydda mot spridning till vattendraget. Vid risk för damning grävs med försiktighet. Länsvattenpumpar pumpar grundvatten till täta containers, med fördel till mobila reningsverk. Omhändertaget grundvatten provtas innan det släpps ut. Hjul rengörs när de lämnar området. Vid dammande massor täcks med fördel flaken. Vid blöta massor används täta flak.

#### Genomföranderisker:

Svårigheter för maskiner att ta sig till och från platsen. Tillgängligheten är begränsad pga. träd. Behöver man ta ned växtlighet kan landskapsbilden förändras, detta kan även ske vid utgrävning av området. Stabilitet vid schakt, stabilitet vid åfåran och vid konstruktioner.

Innan start bör det ske en genomgång av genomföranderisker för att alla inblandade parter ska vara upplysta. Arbetet bör planeras väl för att flyta på och undvika stillestånd.

### *Prövningsplikt*

Om arbeten utförs under grundvattenytan eller om omledning av Ålbergaån är nödvändigt kan tillstånd eller anmälan krävas. I ett första skede görs en anmälan till länsstyrelsen som utifrån anmälan bedömer om åtgärden är anmälningspliktig eller tillståndspliktig. Efter anmälan har man fem år på sig att genomföra åtgärden. Det kan även vara nödvändigt med artskyddsdispens och Natura2000.

### *Inverkan på kulturvärden, landskapet och andra intressen*

Arbete med stora maskiner och urgrävning av förorenade massor kan förändra landskapsbilden och vid oförsiktighet ha inverkan på kulturvärden. Föroreningsspridning till vattendraget kan ha påverkan på det akvatiska livet. För boende i området kan arbetet innebära buller och tung trafik, vilket kan uppfattas som en olägenhet för dem. Denna störning är dock tillfällig och övergående.

Under saneringsfasen bör man ta hänsyn till kraftverkstuben och dess förankring i mark så man inte orsakar sättningar som i sin tur kan påverka kraftverkstubens stabilitet.

### *Bedömd riskreduktion*

Metoden bedöms reducera risken betydligt då föroreningen avlägsnas från platsen. Åtgärden ska inte medföra att föroreningar över tillämpbara riktvärden kvarlämnas.

### *Målluppfyllelse*

Metoden bedöms ge målluppfyllelse. I och med totalt avlägsnande av förorening bedöms området efter genomförande inte innebära en oacceptabel risk för människors hälsa eller miljö. Då föroreningskällan avlägsnas minskar belastningen på vattendraget.

### *Osäkerheter*

Det kan finnas kvar områden med förorening, hot-spots, som inte upptäckts i undersökningar. Det kan innebära att saneringsområdet behöver utökas, eller att något område missas. Miljökontroll av kvarlämnad jord är därför nödvändig för att bestämma att all förorenad jord är borttransporterad.

Metoden innebär en risk för översanering av området, dvs, att även rena massor eller massor med halter underskridande tillämpbara riktvärden transporteras bort. Ur miljösynpunkt är det negativt, då det innebär fler transporter samt att större mängder nya massor krävs. Detta är särskilt en risk om samtliga massor med halter överskridande PSRV ska transporteras bort.

## 10.4 **Massreduktion – sortering och urgrävning av massor, representativa halter under PSRV**

### *Syfte*

Syftet med metoden är att reducera föroreningsmängden. Sanering utförs på så sätt att områdets representativa halter underskrider PSRV. Det kan innebära att det ställvis kvarlämnas halter överskridande PSRV, dock kan även en maxhalt som får kvarlämnas definieras.

### *Metod*

Lämplig metod bedöms vara sortering på plats och externt omhändertagande av massor. Åtgärden innebär att sortera ut större material så som stenar och block. Anledningen är att dessa inte bedöms vara förorenade så som finmaterialet. För att inte transportera bort material som kan återanvändas på platsen sorteras därför dessa ut. Metoden innebär att det inte behöver gå lika många transporter till och från området. Behovet av att köpa in nya massor minskar därmed, vilket ur miljösynpunkt är att föredra då nya massor är en ändlig resurs. När åtgärden är utförd rekommenderas ett kontrollprogram för att säkerställa att föroreningsspridning minskat.

Innan åtgärd påbörjas bör lämplig representativ halt bestämmas. Förslagsvis används UCLM<sub>95</sub>-halter om det främsta skyddsobjektet bedöms vara människors hälsa. Medelhalter bedöms vara lämpliga om miljörisker är det främsta skyddsobjektet. Detta görs i syfte att vikta risker för typ 1 och typ 2 fel (se avsnitt 5.6 ovan). Man bör även definiera lämplig tillåten maxhalt. Ett förslag är det styrande hälsoriskbaserade riktvärdet för intag jord (PSRV) för dioxiner som ligger på 140 ng/kg TS. Detta syftar till att inte kunna lämna enskilda hot-spot områden som skulle kunna utgöra oacceptabla risker. Denna maxhalt kan även utgå från akuttoxiska data, eller riktvärden för ett specifikt skyddsobjekt som man anser ha störst skyddsvärde på platsen, det skulle kunna vara skydd av grundvatten eller skydd av ytvatten.

Metoden kräver schakt under grundvattenytan.

### *Kostnader*

Moment som innebär kostnader i och med åtgärden är entreprenadkostnader så som grävmaskin, transporter, sorteringsverk, mottagningskostnad av förorenad jord. Det innebär även projekterings och miljökontrollkostnader. Kostnaderna har med tillgänglig information och kunskap uppskattats till ca 8,3 miljoner SEK.

### *Risker vid genomförande*

#### Hälsorisker:

Risker vid hantering av förorenad jord, inandning av damm, hudkontakt med jord och damm. Risker för personskador vid arbete med tunga maskiner.



Dessa risker hanteras genom att personal har heltäckande kläder. Vid risk för damning används lämpligt andningsskydd. Kemikalieresistenta handskar används. Noggrann tvätt av händer innan intag av föda. Personal håller behörigt avstånd till maskiner och har kontakt med förare.

Risker för spridning av förorening:

Det finns risk att förorening mobiliseras vid markarbeten. Spridning kan ske genom partiklar till vattendraget, eller via grundvatten. Grundvattnet står högt och ordentligt omhändertagande av inträngande grundvatten bör ske. Om detta endast infiltreras i närheten finns risk att förorening endast förflyttas. Området närmast ån bedöms svårt att sanera utan att riskera spridning till ån. Det finns även risker att förorening sprids mekaniskt med fordon som förflyttas till och från platsen. Risk för damning från flak, alternativt läckage från våta massor från ej täta flak.

Tillfälliga barriärer mot vattendraget kan anläggas för att minska risken för spridning till vattendraget. Vid risk för damning grävs med försiktighet. Länsvattenpumpar pumpar grundvatten till täta containers, med fördel till mobila reningsverk. Grundvatten provtas innan det släpps ut. Hjul rengörs när de lämnar området. Vid dammande massor täcks med fördel flaken. Vid blöta massor används täta flak.

Genomföranderisker:

Svårigheter för maskiner att ta sig till och från platsen. Tillgängligheten är begränsad pga. träd. Behöver man ta ned växtlighet kan landskapsbilden förändras, vilket även kan ske vid utgrävning av området. Risker för instabilitet vid schakt, instabilitet vid åfåran och instabilitet vid konstruktioner kan förekomma.

Innan start bör det ske en genomgång av genomföranderisker för att alla inblandade parter ska vara upplysta. Arbetet bör planeras väl för att flyta på och undvika stillestånd.

*Prövningsplikt*

Om arbeten utförs under grundvattenytan eller om omledning av Ålbergaån är nödvändigt kan tillstånd eller anmälan krävas. I ett första skede görs en anmälan till länsstyrelsen som utifrån anmälan bedömer om åtgärden är anmälningspliktig eller tillståndspliktig. Efter anmälan har man fem år på sig att genomföra åtgärden. Det kan även vara nödvändigt med artskyddsdispens och Natura2000.

*Inverkan på kulturvärden, landskapet och andra intressen*

Arbete med stora maskiner och utgrävning av förorenade massor kan förändra landskapsbilden och vid oförsiktighet ha inverkan på kulturvärden. Föroreningsspridning till vattendraget kan ha påverkan på det akvatiska livet. För boende i området kan arbetet innebära buller och tung trafik, vilket kan uppfattas som en olägenhet för dem. Denna störning är dock tillfällig och övergående.

Under saneringsfasen bör man ta hänsyn till kraftverkstuben och dess förankring i mark så man inte orsakar sättningar som i sin tur kan påverka kraftverkstubens stabilitet.

#### *Bedömd riskreduktion*

Metoden bedöms reducera risken betydligt då föroreningen avlägsnas från platsen. Kvarlämnad förorening kan i vissa punkter fortsätta innebära oacceptabla risker för människor och djur som exponeras, samt för spridning till miljö. Helhetsmässigt bedöms metoden innebära att området inte bidrar med oacceptabla miljörisker, och människor och djur bedöms kunna vistas på platsen utan oacceptabla hälsorisker.

#### *Målpuppfyllelse*

Metoden bedöms uppfylla åtgärdsmålen. I och med avlägsnande av förorening bedöms området efter genomförande inte innebära en oacceptabel risk för människor eller djurs hälsa. Då föroreningskällan avlägsnas minskar belastningen på vattendraget.

#### *Osäkerheter*

På grund av terrängen på Ålberga såg finns det flera delområden som troligtvis är otillgängliga för stora maskiner, och därmed för schaktsanering. Precis som för MAX-alternativet finns en risk att en hot-spot med höga halter inte upptäckts i undersökningarna och att saneringsområdet behöver utökas, alternativt att förorening blir kvar. Detta alternativ minskar risken att översanera, då syftet är att områdets representativa halter ska underskrida mätbara åtgärdså.

I framtiden kan riktvärden ändras och bli mer restriktiva, vilket kan leda till att de halter som i dag inte bedöms innebära oacceptabla risker i framtiden kan bedömas annorlunda.

## 10.5 **Alternativ 4 – kombination av inneslutning och massreduktion**

#### *Syfte*

Syftet med metoden är att kombinera efterbehandlingsmetoder för att effektivisera och tekniskt möjliggöra efterbehandling av området. Det kan vara tekniskt problematiskt att avlägsna all förorening med hjälp av massreduktion.

#### *Metod*

Metoden innebär en kombination av inneslutning/stabilisering av förorening som behöver kvarlämnas, samt avlägsnande av förorening som är möjlig att ta bort.

#### *Kostnader*

Moment som innebär kostnader i och med åtgärden är entreprenörkostnader så som grävmaskin, transporter, sorteringsverk, mottagningskostnad av förorenad

jord. Det innebär även projekterings och miljökontrollkostnader, samt kostnader för kontrollprogram.

Kostnaderna är beroende på slutligt djup för barriärerna, samt olika platsspecifika faktorer. Drift- och underhållskostnader bedöms vara relativt låga, dock krävs kontrollprogram möjligtvis under lång tid. Kostnaderna har med tillgänglig information och kunskap uppskattats till ca 7,9 miljoner SEK (med stor osäkerhet för materialkostnaderna).

#### *Risker vid genomförande*

##### Hälsorisker:

Risker vid hantering av förorenad jord, inandning av damm, hudkontakt med jord och damm. Risker för personskador vid arbete med tunga maskiner.

Dessa risker hanteras genom att personal har heltäckande kläder. Vid risk för damning används lämpligt andningsskydd. Kemikalieresistenta handskar används. Noggrann tvätt av händer innan intag av föda. Personal håller behörigt avstånd till maskiner och har kontakt med förare.

##### Risker för spridning av förorening:

Om barriären inte är tät nog finns risk för spridning av förorening till omgivningen. Inga direkta risker i och med genomförande har identifierats. Dock finns alltid risk för mobilisering av förorening samt mekanisk spridning vid arbete med tunga maskiner. Spridning kan ske genom partiklar till vattendraget, eller via grundvatten. Grundvattnet står högt och ordentligt omhändertagande av inträngande grundvatten bör ske. Om detta endast infiltreras i närheten finns risk att förorening förflyttas. Området närmast ån bedöms svårt att sanera utan att riskera spridning till ån. Risker att föroreningen sprids mekaniskt med fordon som förflyttas till och från platsen kan förekomma. Risk för damning från flak, alternativt läckage från våta massor från ej täta flak.

Tillfälliga barriärer mot vattendraget bör anläggas för att minska risken för spridning till vattendraget. Vid risk för damning grävs med försiktighet. Länsvattenpumpar pumpar grundvatten till täta containers, med fördel till mobila reningsverk. Grundvatten provtas innan det släpps ut. Däck på schaktmaskiner och lastbilar rengörs när de lämnar området. Vid dammande massor täcks med fördel flaken. Vid hantering av blöta massor används täta flak.

##### Genomföranderisker:

Svårigheter för maskiner att ta sig till och från platsen. Tillgängligheten är begränsad pga. träd. Behöver man ta ned växtlighet kan landskapsbildningen förändras, vilket även kan ske vid utgrävning av området. Stabilitetsrisker kan förekomma vid schakter intill åfåran och vid konstruktioner.

Innan start bör det ske en genomgång av genomföranderisker för att alla inblandade parter ska vara upplysta. Arbetet bör planeras väl för att flyta på och undvika stillestånd.

#### *Prövningsplikt*

Om arbeten utförs under grundvattenytan eller om omledning av Ålbergaån är nödvändigt kan tillstånd eller anmälan krävas. I ett första skede görs en anmälan till länsstyrelsen som utifrån anmälan bedömer om åtgärden är anmälningspliktig eller tillståndspliktig. Efter anmälan har man fem år på sig att genomföra åtgärden. Det kan även vara nödvändigt med artskyddsdispens och Natura2000.

#### *Inverkan på kulturvärden, landskapet och andra intressen*

Arbete med stora maskiner och urgrävning av förorenade massor kan förändra landskapsbilden och vid oförsiktighet ha inverkan på kulturvärden. Föroreningsspridning till vattendraget kan ha påverkan på det akvatiska livet. För boende i området kan arbetet innebära buller och tung trafik, vilket kan uppfattas som en tillfällig olägenhet för dem.

#### *Bedömd riskreduktion*

Metoden bedöms ge tillfredställande riskreduktion. Den förorenade jorden som är möjlig att avlägsna kommer att avlägsnas från platsen. Det material som är möjligt att sortera ut och återanvända, och som bedöms ej förorenat, kommer att återanvändas. Den förorening som inte är möjlig att avlägsna kommer att kapslas in.

#### *Måluppfyllelse*

Metoden bedöms uppfylla åtgärds målen.

#### *Osäkerheter*

Den del av metoden som innefattar kvarlämnande av förorening innebär viss osäkerhet inför framtida väderförhållanden. Det bör vara ordentligt utrett att metoden fungerar även vid mer extrema väderförhållanden så som varmare klimat, större nederbördsregn, hårdare vindar osv. Löpande kontroll av barriärer är nödvändigt. Om barriärerna inte är beständiga över tid kan den bedömda riskreduktionen vara felaktig.

Eftersom föroreningen fortfarande finns kvar, kommer området fortsatt räknas som förorenat och markägaren bär ett fortsatt ansvar. Åtgärder som omöjliggör framtida sanering får därför inte utföras.

## 10.6

### **Grundvatten**

Det bedöms finnas stora mängder ytligt grundvatten/markvatten på området. Schakt under grundvattenytan är inte önskvärt. Detta på grund av att omhändertagande av grundvatten behöver ske, marken kan undermineras och det är svårt att på ett korrekt sätt sortera massor som kommer från djupare än grundvattenytan. Vid schakt under grundvattnet kan även föroreningen

mobiliseras, vilket kan ge en ökad risk för spridning av föroreningen. Det bör dock förberedas för omhändertagande samt rening av grundvatten. Förslagsvis används mobila containers med reningsverk. Utgående vatten provtas innan det släpps ut igen.

Det bedöms föreligga stora osäkerheter angående hur mycket vatten som kan behöva omhändertas. Volymen vatten varierar med årstid och nederbördsmängd.

## 11. Mätbara åtgärds mål

Följande mätbara åtgärds mål har tagits fram för fastigheten:

- Med avseende på tungmetaller och dioxiner ska områdets medelhalter underskrida riktvärdet för PSRV. Enstaka punkter med förhöjda halter kan accepteras, dock ska innan åtgärd en områdesspecifik maxhalt tas fram. Varje halt som man vill kvarlämna ska bedömas för sig.
- Halterna i jord kontrolleras med hjälp av schaktbotten- och schaktväggsprov.
- Medelhalter beräknas för hela området alternativt för delområden.
- Halterna dioxin och tungmetaller i grundvatten ska underskrida framtaget platsspecifikt riktvärde. För kontroll av detta rekommenderas framtagande av kontrollprogram.
- Halterna dioxin i ytvattendraget ska underskrida de holländska riktvärdena för dioxin i ytvatten.

### 11.1 Förutsättningar för åtgärd

#### *Ålbergaån*

Under de provtagningar som skedde under juli var Ålbergaån i princip torrlagd. Sanering bör ske under en liknande period där det är lågt vattenstånd i ån för att slippa omledning av vattendraget. Ett annat alternativ är att leda vattnet till kraftverkstuben under saneringsfasen. Inför saneringen bör även kompletterande passiv provtagning av metallhalter i ytvatten ske för att efter saneringen kunna kontrollera saneringsfasens påverkan på Ålbergaån. Vid sanering med vattenflöde i Ålberga ån bör spontning eller vall anläggas mot ån för att förhindra att förorenade massor spolas med vattnet och sprids till omgivningen. Det kan även ske viss damning under saneringsfasen vilket kan medföra att partiklar kan hamna i ån och spridas med ytvattnet.

#### *Kraftverkstuben*

Kraftverkstuben invigdes 1920 och är fortfarande i bruk. Det är till största delen en träkonstruktion med liggande trä, förmodligen sammanbunden med järnband som övergår till en metallkonstruktion innan den går in i kraftverket. Fundamenten består av en träkonstruktion i de övre delarna och övergår till gjutna fundament intill kraftverket. En kraftverkstub är konstruerad för att klara

tryck från insidan men är känsligare för yttre påverkan, därmed kan en sanering invid kraftverkstuben påverka tubens hållbarhet. Spontning är det bästa alternativet för att kunna genomföra en så fullständig sanering som möjligt, ett annat alternativ är att påla vid fundamenten för att öka stabiliteten under saneringsfasen. Vid det senare förslaget bör dock man dock arbeta med släntlutning mot kraftverkstuben, och risken är större för restförening, då det inte går att schakta djupt närmast kraftverkstuben.

#### *Vegetation*

I området öster om ån växer det framförallt sly, detta bör tas ner inför åtgärd. I området väster om ån finns flera större träd, dock är behovet av åtgärd betydligt mindre i det området vilket innebär att stora träd bör kunna sparas men att sly och buskar kan tas ner inför åtgärd. Dock bör eventuella träd som är i vägen för transport ut från området tas ner vid behov. Inför sanering av området bör provtagning av träd ske för att säkerställa att de omhändertas på lämpligaste sätt.

#### *Geotekniska förutsättningar*

Området består generellt av organiskt jordlager på fyllning ovan naturligt lerlager på friktionsjord eller berg. Enligt SGU:s jorddjupskarta varierar jorddjupet mellan 1 till 5 m. Miljöprovtagning har genomförts med provgropar. Inga geotekniska undersökningar har veterligen genomförts inom området.

Enligt provgropsundersökningar består fyllningen av blandade massor så som rivningsrester (skrot, tegel mm), sand, mulljord, sten, sprängsten men även finare fraktioner så som lera. Fyllnadsmassornas mäktighet varierar över området mellan 0,5 till max 2 m djup. Block och sten förekommer inom hela området. Under fyllningen påträffas lera.

Flera provgropar har avslutats mot förmodat berg på ca 0,5 till 1,5 m djup.

Grundvatten påträffas på ca 0,5 till 1 m under markytan.

### **Geotekniska åtgärder**

#### Generellt

Schakt utförs enligt "Schakta säkert – säkerhet vid schaktning i jord" utgiven av AB Svensk Byggtjänst och statens geotekniska institut/SBUF.

Området föreslås att schaktsaneras. Då fyllningens egenskaper varierar över området förordas schakt med flacka slänter ned till max 1,5 m djup, särskilt med hänsyn till de höga grundvattennivåerna. Om schakt djupare än 1,5 m planeras skall geoteknisk sakkunnig konsulteras.

#### Kraftverkstuben

Schakt mot kraftverkstuben genomförs förslagsvis i korta schaktetapper (max 1 m) med kontinuerlig återfyllnad ned till fundamentens överkant. Schakt under

fundamentens överkant genomförs med flacka slänter ej brantare än 1:2. Kraftverkstuben får ej vara i drift under schaktarbeten nära tuben.

Schakt med spont anses ej som lämplig med hänsyn för de förmodligt ytliga bergnivåerna samt den block/stenrika fyllningen som kan försvåra spontning. Om spont fordras krävs geotekniska undersökningar för sponten som underlag för spontdimensionering.

#### *Övrigt*

Asfaltsytan och träkonstruktionen på den planare delen av området bör tas bort i samband med sanering och därefter återställas i den mån det är möjligt. Träkonstruktionen bör provtas innan den skickas iväg för omhändertagande. Träkonstruktionen behöver inte återställas enligt uppgifter från fastighetsägaren, utan asfaltering kan ske på hela den plana ytan vid kraftverket. Det finns även en dräneringsbrunn i träkonstruktionen. Det bör utredas om den fyller någon ytterligare funktion eller om den endast var till för att dränera träkonstruktionen. Finns inget behov av dräneringsbrunnen kan den saneras och tas bort. I samband med sanering bör en tillfällig bro installeras över Ålbergaån för att möjliggöra transport till och från området. Troligen kommer sanering av Ålberga 8:1 ske innan sanering av Ålberga 8:5. Eftersom den bästa transportvägen ut från sågverksområdet är via en byggbro över Ålbergaån och Ålberga 8:1 bör man vidta åtgärder för att säkerställa att det inte sker återkontaminering av Ålberga 8:1.

I saneringsområdet finns gamla betongfundament och andra rester från sågverksamheten (metallbehållare m.m), dessa bör tas bort inför sanering. Innan betongen skickas för omhändertagande bör denna provtas för att säkerställa rätt hantering.

## **12. Projekteringsdirektiv och strategier för kommande arbete**

Med anledning av de förorenade massornas innehåll av både förorening av dioxiner och metaller samt stundtals höga TOC-värden kommer sortering av massorna vara nödvändig i samband med sanering.

För att få deponera massor på en Farligt Avfall deponi får massorna inte ha en TOC-halt på över 6% eller innehålla dioxinhalt på över 15 000 ng/kg TS. Högre TOC-halt eller dioxinhalt medför att massorna måste förbrännas. De allra högsta halterna dioxiner som påträffats på området måste troligen förbrännas i roterugn vilket medför ytterligare kostnader.

För massor mellan MKM och FA kan de läggas på deponi om de har en TOC-halt på maximalt 10 %, högre TOC-halt medför även det att massorna måste skickas på förbränning. Massor understigande MKM men över PSRV bör omhändertas som MKM-massor.

Pris från Fortum (fd Sakab): IFA-deponi ca 330 kr/ton  
 Förbränning ca 2400 kr /ton  
 Förbränning i Roterugn ca 4400kr/ton  
 Priserna ovan är angivna inkl transport.

För omhändertagande kan billigare alternativ hittas för omhändertagande av IFA och FA-massor.

Pris för återfyllnadsmassor: 150 kr/ton inkl transport från Nyköping

Under saneringsfasen kommer grundvatten behöva omhändertas och renas. Rening bör ske genom kolfilter och sedimentering. Om utrymme finns bör man samla upp vattnet för analys innan det släpps till recipient alternativt infiltrera vattnet i en icke-förorenad yta.

Uppskattad volym förorenat material 3000 m<sup>3</sup>.

### 13. Riskvärdering

En översiktlig riskvärdering har utförts för området. Se Tabell 10 för poängsättning av olika moment i saneringen. I riskvärderingen har olika aspekter beaktats, så som hur mycket av föroreningen som avlägsnas, hur risker reduceras för människors hälsa och miljön, kostnader, genomförbarhet samt måluppfyllelse. Varje aspekt har poängsatts, och poängen har därefter räknats samman. Höga poäng ger en mer fördelaktig värdering Poängen har legat till grund för val av metod. Poängen har färglagts enligt Tabell 9.

Tabell 9. Färgmarkering för poäng i riskvärdering.

Poäng	Färg
1	Röd
2	Orange
3	Gul
4	Grön
5	Blå



Tabell 10. Tabellen visar riskvärderingen för området.

	Nollalternativ	1-Inneslutning	2 - Massreduktion (MAX), alla halter ska vara under PSRV	3 - Massreduktion, representativa halter under PSRV	4 - Kombination av inneslutning och massreduktion
Framtida markanvändning/behov av restriktioner (1= restriktioner krävs, 5 = inga restriktioner)	1 - Höga halter kvar ytligt	3 - Under PRSV ytligt, restriktioner vid grävarbetet och för grundvatten	5 - Inga restriktioner	4 - Eventuellt restriktioner vid kvarlämnade halter över PSRV	3 - Restriktioner vid grävarbetet och för grundvatten
Hälsa, minskad risk (1= ingen minskad risk, 5= ingen risk)	1 - Ingen minskad risk	4 - Minskad risk då förorening övertäcks och innesluts.	5 - All förorening avlägsnas och därmed risken.	4 - Punktvis kan halter innebära vissa risker	4 - Punktvis kan halter innebära vissa risker
Miljö, minskad risk (1= ingen minskad risk, 5= ingen risk)	1 - Ingen minskad risk	3 - Minskad risk då förorening övertäcks och innesluts.	5 - All förorening avlägsnas och därmed risken.	4 - Punktvis kan halter innebära vissa risker	4 - Största delen förorening avlägsnas, och resten innesluts.
Spridning, minskad risk (1= ingen minskad risk, 5= ingen risk)	1 - Ingen minskad risk	3 - Minskad risk då förorening övertäcks och innesluts. Då föroreningen ändå är kvar kan det finnas risker med spridning över tid.	5 - All förorening avlägsnas och därmed risken.	4 - Punktvis kan det finnas risk för spridning av den kvarlämnade föroreningen.	4 - Största delen förorening avlägsnas, och resten innesluts.
Kostnad (1= hög kostnad, 5= låg kostnad) i SEK (se bilaga 11)	5 - Ingen kostnad	4 - Relativt låg kostnad (2,5 milj).	1 - Hög kostnad (10,7 milj).	2 - Relativt hög kostnad (ca 8,3 milj).	2 - Relativt hög kostnad (ca 7,9 milj)
Teknisk genomförbarhet (1=svår teknisk genomförbarhet, 5= god teknisk genomförbarhet)	5 - Genomförbart	2 - På grund av block och stenar kan det vara svårt att få till en bra och stabil barriär som täcker runt om.	2 - Känd teknik, men svårtillgänglig terräng.	2 - Känd teknik men svårtillgänglig terräng.	2 - Svårt att få till bra och stabila barriärer pga block och sten. Schaktning är en känd teknik men svårtillgänglig terräng.
Måluppfyllelse (1= låg måluppfyllelse, 5= hög måluppfyllelse)	1 - Låg/ingen måluppfyllelse	4 - Hälsa- och miljörisker minskar och området ska inte innebära oacceptabla risker för människor och miljön. Föroreningen har dock inte avlägsnats och är kvar i sin kemiska form.	5 - Hög måluppfyllelse.	5 - Hög måluppfyllelse.	5 - Hög måluppfyllelse.
Miljöaspekt transporter (1=Mycket transporter, 5=få/inga transporter)	5 - Få/inga transporter	4 - Relativt få transporter	1 - Mycket transporter	2 - Relativt mycket transporter	3 - Måttligt med transporter
Resursutnyttjande (1=lågt resursutnyttjande/återanvändning av befintligt material, 5=högt resursutnyttjande/återanvändning av befintligt material)	5 - Inga nya massor	4 - Relativt få nya massor	1 - Behov av mycket nya massor, låg återanvändning av befintligt material	2 - Relativt mycket nya massor, delvis återanvändning av befintligt material	3 - Måttligt återanvändning av befintligt material
Summa	25	31	30	29	30

### 13.1 **Sammanfattning riskvärdering samt val av metod**

Att lämna Ålberga utan åtgärd bedöms inte vara aktuellt då åtgärds målet inte uppfylls. Halter över plats specifika riktvärden skulle då lämnas kvar ytligt vilket gör att området inte kan användas utan framtida markrestriktioner.

#### *Nollalternativ*

Nollalternativet innebär att inga åtgärder utförs, och därmed ingen riskreducering. Alternativet bedöms inte vara aktuellt för Ålberga såg.

#### *1 – Inneslutning*

Inneslutning innebär att föroreningen otillgängliggörs för människor och djur, och spridning av föroreningen reduceras i och med barriärerna. Åtgärden är relativt billig. Dock krävs kontrollprogram, eftersom ingen förorening avlägsnas. I och med att ingen förorening avlägsnas kan framtida åtgärder krävas om markanvändningen förändras. Det finns också osäkerheter i hur barriärerna står sig över tiden, samt hur man ska säkerställa att de inte glöms bort och förstörs i och med eventuella framtida markarbeten. Alternativet bedöms inte vara aktuellt för Ålberga såg, eftersom man ändå behöver avlägsna halter över farligt avfall.

#### *2 – Massreduktion (MAX), alla halter ska vara under PSRV*

Alternativet innebär att samtlig förorening avlägsnas. Alternativet innebär stor mängd transporter, men stor riskreducering. Det bedöms dock inte vara tekniskt möjligt att avlägsna all förorening på området, utan att riva t.ex. kraftverkstuben, byggnader samt förändra landskapsbilden. Alternativet bedöms därför inte vara aktuellt på området.

#### *3 – Massreduktion, representativa halter under PSRV*

Alternativet innebär att man för området räknar ut representativa halter i form av t.ex. medelhalter eller UCLM<sub>95</sub>-halter. Så många rutor som möjligt saneras så att de representativa halterna underskrider PSRV. I detta fall kan om risksituationen så tillåter svårtillgängliga rutor eventuellt kvarlämnas. En maxhalt bestäms, som kvarlämnad förorening inte får överskrida. En riskbedömning görs av kvarlämnad förorening. Kvarlämnad förorening ska inte innebära oacceptabla risker för människor eller miljö. Alternativet bedöms vara lämpligt för området Ålberga såg.

#### *4 – Kombination av inneslutning och massreduktion*

Alternativet innebär en kombination av två metoder, där Ramboll har antagit schaktning ned till ca 1 m för att i möjligaste mån undvika schakt under grundvattenytan. Sedan görs en inneslutning för kvarlämnad förorening. I detta alternativ kommer förorening att lämnas kvar. Halter över FA behöver avlägsnas och schakt under grundvattenytan kommer därför vara nödvändigt. Alternativet bedöms därför inte vara aktuellt för Ålberga såg.

När alternativen inneslutning och schaktning jämförs, bedöms schaktning vara det bästa alternativet eftersom man dels slipper framtida underhåll och restriktioner. Det är också oklart huruvida inneslutning och barriärer tål framtida klimatförändringar. Föroreningen kvarlämnas även med alternativet inneslutning, vilket inte är önskvärt. Dock bedöms schaktning vara svårt att genomföra tekniskt med hänsyn till kraftverkstuben samt svårtillgänglig terräng, och det finns risk för att restförorening ändå måste kvarlämnas. Kostnaderna blir höga och transportererna många. Därmed bedöms alternativet massreduktion med representativa halter under PSRV vara det bästa alternativet. Eventuell kvarlämnad restförorening bör med representativa halter inte medföra risk för människors hälsa eller miljö.

För det valda alternativet massreduktion där områdets representativa halter ska underskrida PSRV kommer de mest förorenade rutorna att saneras. Så många rutor som behövs saneras för att de representativa halterna (UCLM<sub>95</sub>) ska underskrida PSRV. Därefter görs en bedömning utifrån varje kvarlämnad halt om denna klarar uppsatt maxhalt. Där halterna inte klarar maxhalten saneras även de rutorna. För de rutor där kvarlämnad förorening klarar maxhalten utförs i skedet för anmälan en riskbedömning av planerat kvarlämnad förorening.

## 14. Inför efterbehandling

Följande kapitel beskriver moment som krävs innan och under efterbehandling med valt alternativ, representativa halter under PSRV.

### 14.1 Innan efterbehandling

Innan efterbehandlingen kan påbörjas behöver det klarläggas vilka maxhalter som kan tillåtas. Därefter presenteras en schaktplan med vilka rutor som ska saneras och till vilket djup. Samtidigt presenteras en riskbedömning för kvarlämnad förorening, dvs, de redan uppmätta halter som bedöms kunna lämnas kvar.

Innan efterbehandlingen författas en anmälan enligt §28 förordningen om miljöfarlig verksamhet. Eventuellt söks tillstånd för omledning av Ålbergaån.

Skrot på fastigheten avlägsnas innan efterbehandling. Omhändertagande av betongskrot och annat skrot som bedöms härstamma från sågverksamheten bör ingå i saneringen medan skrot som uppkommit från annan verksamhet bör omhändertas av fastighetsägare. Betong bör provtas innan det skickas iväg för omhändertagande för att säkerställa rätt hantering. För kostnadsuppskattning, se bilaga 12.

### 14.2 Under efterbehandling

Vid efterbehandlingen kommer följande att behövas:

- Entreprenad för grävarbeten
- Byggbro

- Sortering/harpningsutrustning
- Lastbilar för transport av förorenade massor
- Rengöringsbod och fordonstvätt
- Utrustning för omhändertagande av förorenat grundvatten
- Utrustning för att ta ned träd och sly
- Lastbilar för att köra bort träd och sly
- Miljökontrollant för provtagning av schaktväggar och schaktbotten
- Lastbilar för transport av rent återfyllnadsmaterial
- Eventuellt dukar för att avgränsa sanerat område från eventuellt kvarlämnad förorening
- GPS för inmätning av sanerat område och markering av kvarlämnad förorening

I fasen innan efterbehandling tas en klassningsplan fram. Denna visar vilka rutor som är aktuella för efterbehandling, samt på vilka djup. Massor och djup som enligt laboratorieanalys innehåller föroreningshalter underskridande tillämpbara riktvärden kan återanvändas på området. Stora stenar och block som sorteras ut återanvänds också. Sannolikt kommer massor att behöva köpas in för återfyllnad. Det bör vara massor som lämpar sig för växtlighet med tanke på markanvändningen. Områdets landskapsbild ska i möjligaste mån bibehållas. Plan yta med asfalt och träkonstruktion ska återställas till en asfalterad yta.

### 14.3

#### **Efter efterbehandling**

- Inköp av massor för återställning
- Planteringsjord och frön för återställning
- Miljökontrollant för sammanställning av utfört arbete.
- Upprättande av kontrollprogram vid eventuell kvarlämnad restförorening.

## 15. Referenser

Länsstyrelsen i Sörmland, Beslut om utökning av Vretaåns naturreservat i Nyköpings kommun, Dnr 511-2065-2004 2005-12-14.

Länsstyrelsen Värmland 2005 – Sågverk i Värmland.

Länsstyrelsens WebbGIS, 2018. <http://ext-webbgis.lansstyrelsen.se/Sodermanland/sodermanlandskartan/>. 2018-05-02.

Naturvårdsverket, 2010. Återvinning av avfall i anläggningsarbeten. Handbok 2010:1. Utgåva 1, februari 2010.

Naturvårdsverket, 2016. Riktvärden för förorenad mark. Modellbeskrivning och vägledning. Rapport 5976.

Naturvårdsverket Rapport 5911 2009 – Betydelse av pentaklorfenolbehandlat trä för spridning av dioxiner i miljön.

Nyköpings kommun Ortofoto 2017. 2018-05-03

SGU 2016 – Erfarenhetsåterföring dioxinförorenade områden - kan fördjupad riskbedömning leda till effektivare åtgärder

SGU, 2018. SGU Kartvisare. <https://apps.sgu.se/kartvisare/index.html>. 2018-05-02.

SGU 2018-12-05 <https://www.sgu.se/samhallsplanering/planering-och-markanvandning/grundvatten-i-planeringen/klimatforandringar/klimatforandringar-effekter/>

SPI, 2010. SPI Rekommendation. Efterbehandling av förorenade bensinstationer och dieselanläggningar.

SWECO, 2006. Nyköpings kommun Ålberga Sågverk Miljöteknisk markundersökning MIFO fas 2. Nyköping 2006-10-30.

SYNLAB, 2018. Muntlig diskussion med laboratoriet. 2018-11-09.

VISS <http://viss.lansstyrelsen.se/>. 2018-05-02

VROM, 2000. Dutch Target and Intervention Values, 2000 (the New Dutch List); ANNEXES Circular on target values and intervention values for soil remediation. 2000-02-04.

WSP 2012. Huvudstudie f.d. Ålberga såg. Stockholm 2012-03-23.

## Bilaga 1 – Fältprotokoll provtagning ytliga prover Ålberga såg

Tabell 1. Provtagningsprotokoll ytlig provtagning jord

Provbenämning	Provtagningsdjup	Platsbeskrivning
A1	0-0,1 M	Ej provtagen
A2	0-0,1 M	Gräsyta väster om ån, mkt brännässlor och högt gräs
A3	0-0,1 M	Skogsområde väster om ån, stenblock och sly
A4	0-0,1 M	Provgrop vid ån, provtaget på bägge sidor av ån.
A5	0-0,1 M	Öster om kraftsverkstuben på plan ytan bakom brandstationen
B1	0-0,1 M	EJ provtagen
B2	0-0,1 M	Gräsyta väster om ån, mkt brännässlor och högt gräs
B3	0-0,1 M	Skogsområde väster om ån, stenblock och sly
B4	0-0,1 M	Ruta vid ån, provtaget på bägge sidor av ån.
B5	0-0,1 M	Stora betongpelare, block och sten samt lite skrot
B5B	0-0,1 M	Mycket sly och tegelrester ytligt
B6	0-0,1 M	Öster om kraftsverkstuben på plan ytan bakom brandstationen
C1	0-0,1 M	Ej provtagen
C2	0-0,1 M	Ej Provtagen
C3	0-0,1 M	Väster om ån, gräsyta med lite block
C4	0-0,1 M	På båda sidorna om ån, block och stenar
C5	0-0,1 M	Öster om ån, blockigt och stenigt med sly
C5B	0-0,1 M	Mycket sly och tegelrester ytligt
C6	0-0,1 M	Öster om kraftsverkstuben på plan ytan bakom brandstationen

D1	0-0,1 M	Ej provtagen
D2	0-0,1 M	Gräsyta väster om ån, mkt brännässlor och högt gräs
D3	0-0,1 M	Väster om ån, block och sten, en del skrot
D4	0-0,1 M	Rutan löper över ån. Provtagen på båda sidorna om ån, gamla betongbron
D5	0-0,1 M	Öster om ån, mkt block och stenar
D5B	0-0,1 M	Mycket sly och tegelrester ytligt
D6	0-0,1 M	Öster om kraftsverkstuben på plan ytan bakom brandstationen
E1	0-0,1 M	Ej provtagen
E2	0-0,1 M	Ej provtagen
E3	0-0,1 M	Väster om ån, blockigt och stenigt
E4	0-0,1 M	Ej provtagen
E5	0-0,1 M	Provtagning i jord, delvis in under kraftverkstuben, trädäck
F1	0-0,1 M	Gräsyta väster om ån, mkt brännässlor och högt gräs
F2	0-0,1 M	Väster om ån, blockigt och stenigt
F3	0-0,1 M	Ej provtagen
F4	0-0,1 M	Ej provtagen
F5	0-0,1 M	Delvis asfalt och delvis trädäck, provtagning i jord där möjligt
G1	0-0,1 M	Gräsyta väster om ån, mkt brännässlor och högt gräs
G2	0-0,1 M	Väster om ån, blockigt och stenigt
G3	0-0,1 M	Ej provtagen
G4	0-0,1 M	Ej provtagen, rutan löper över ån
G5	0-0,1 M	Asfaltsyta vid hus, provtagning av jord där möjligt
G6	0-0,1 M	Träbro vid byggnad, proverna tagna i jord mellan bräderna
H1	0-0,1 M	Väster om ån, mkt brännässlor
H2	0-0,1 M	Väster om ån, blockigt och stenigt
H3	0-0,1 M	Båda sidorna om ån ingår i rutan, blockigt och stenigt

H4	0-0,1 M	Delvis asfaltsyta, traktor stående i ytan.
Z3	0-0,1 M	Gräsytan norr om A3 för att avgränsa.
Z5	0-0,1 M	Mycket sly och tegelrester ytligt
Z6	0-0,1 M	Mycket sly och tegelrester ytligt i de södra delarna av rutan, längst norrut inga tendenser till fyllnadsmaterial



## Bilaga 2: Fältprotokoll provgropsgrävning



Projektnummer: 1320007831-046

Projekt: Ålberga såg

Provtagare: Erhan Lindquist

Provtagningsdatum: Provgropar 2018-10-15-2018-10-16

Allmänt				Noteringar	
Provpunkt	Djup (m)	Jordart	Noteringar	Laboratorieanalys	Kommentar
E5B:2	0-0,5	St, gr, mull	Lite mull, F?		
E5B:2	0,5-1	St, gr, le	Lite lerig jord. Vatten vid 1m	X	
F3:2	0-0,5	F: St,gr, tg		X	Punkten sitter i ruta F 4
G4:2	0-0,5	St, sa, gr	Blocksten		
G4:2	0,5-1	Sa, st			
G4:2	1-1,5	Sa, mull	Sandig jord	X	
D5B:2	0-0,5	F: St, mull, tg	Hela tegelstenar		
D5B:2	0,5-1	F: St, mull, tg	GV-rör installerat, vatten vid 0,8		
D5B:2	1-1,5	St, mull		X	
D5:2	0-0,5	F: Tg, mull, sa	Mkt skrot; plåt, trä		
D5:2	0,5-1	F: Mull, sa, tg, st	Spån. Stopp pga berg.	X	
C5:2	0-0,5	St, mull	Tegel och plåt		
C5:2	0,5-1	St, mull	Tegel, vatten vid 0,8, stopp pga av berg. GV-rör installerat.	X	
C5B:2	0-0,5	F: St, tg, mull			
C5B:2	0,5-1	F: St, tg, mull		X	
B5B:2	0-0,5	F: St, mull, tg, sa	Sandig jord	X	
B5B:2	0,5-1	F: St, mull, tg, sa	Sandig jord		
B5B:2	1-1,5	F: St, mull, tg, sa	Sandig jord	X	
B5:2	0-0,5	F: St, mull, sa	Skrot, sandig jord		
B5:2	0,5-1	F: St, mull, sa	Skrot, sandig jord		
B5:2	1-1,5	F: St, tg, mull			
B5:2	1,5-1,8	F: St, tg, mull	Stopp pga stor sten	X	
Z4:2	0-0,5	F: Sa, tg, st	Skrot	X	
Z4:2	0,5-1	F: Sa, tg, st	Skrot		
Z4:2	1-1,5	F: Sa, tg, st	Stopp pga av berg		
A4B:2	0-0,5	F: mull, tg		X	
A4B:2	0,5-1	Mull	Vid 0,8 spån 2 dm, vatten vid 0,8 stopp pga berg, GV-rör installerat.		
F2:2	0-0,5	Mull	Mkt rötter		
F2:2	0,5-1	Mull, st	Mkt rötter		
F2:2	1-1,5	St, mull, le?	grå jord, för hårt för att gräva djupare, sandigmorän?	X	
F1:2	0-0,5	Mull, st			
F1:2	0,5-1	St, mull			
F1:2	1-1,5	St, mull	Större sten		
F1:2	1,5-2	Le		X	
E3:2	0-0,5	Mull, st	Lakprov	X	
E3:2	0,5-0,7	Mull, st	Stopp pga berg		

Allmänt				Noteringar	
Provpunkt	Djup (m)	Jordart	Noteringar	Laboratorieanalys	Kommentar
E2:2	0-0,5	Mull			
E2:2	0,5-1	St, mull, sa		X	
E2:2	1-1,1	Le	Stopp pga berg		
A2:2	0-0,5	St, mull, sa	Gräs, mull överst sedan sandig morän.	X	
A2:2	0,5-1	St, mull, sa	Sandig morän, berg vid 1m		
B3:2	0-0,1	Mull		X	
B3:2	0,1-0,5	Le			

  Ramböll Sverige AB Hospitalsgatan 26 611 32 Nyköping T: 010-615 60 00	<b>Bilaga 3 Fältprotokoll grundvattenprovtagning</b>		Dokumentnummer hnllyse180326120620	Sida/Sidor 1/1
	Teknikområde		Handläggare <b>Erhan Lindquist</b>	
	Uppdrag <b>Ålberga såg, Nyköpings kommun</b>		Datum <b>2018-10-23</b>	Uppdragsnummer <b>1320007831-046</b>
	Status		Ändringsdatum	Bet.

Väder [ ] sol [ X ] mulet [ ] regn [ ] lätt duggregn [ ] snö [ X ] blåst	Lufttemperatur (°C) Ca 10
---	------------------------------

Provtagningsutrustning    Bailer [ ]    Peristaltisk pump [X]    Tryckpump [ ]    Skakpump [ ]    Annat: [ ]

Information		Analys		Anmärkning/Synintryck
Beteckning	GV-nivå (m u rök innan omsättning)	Omsatt volym (eller röret tömt, liter)	Prov till Lab [X]	(lukt, grumlighet, färg, mm)
D5B	1,68	1,2 l	X	Prover uttagna för metaller (filtrerat i fält), Dioxiner (2 st stora flaskor) samt PFAS.
C5	1,76	1,0 l	X	Prover uttagna för metaller (filtrerat i fält), Dioxiner (2 st stora flaskor) samt PFAS.
A4B	1,28	2,7 l	X	Prover uttagna för metaller (filtrerat i fält), Dioxiner (2 st stora flaskor)

**Bilaga 4: Fältanteckningar sedimentprovtagning****RAMBOLL**

Projektnummer: 1320007831-046

Projekt: Ålberga Såg

Provtagare: Erhan Lindquist

Provtagningsdatum: Sediment 2018-09-19

**Allmänt****Noteringar**

<b>Provpunkt</b>	<b>Djup (m)</b>	<b>Jordart</b>	<b>Noteringar</b>	<b>Laboratorieanalys</b>	<b>Typ av laboratorieanalys</b>
Sediment_nedströms	Vatten: ca 0,3-0,5 Provdjup: 0,2	Sediment, le, sa, gr	Prov som samlingsprov, område startar nedströms från undersökningsområde när bäckar sammanstrålar, upp till första ruta. Svårt att få prov, väldigt mkt sten och grus.	X	Dioxiner
Sediment_rör	Vatten: 0,3 Provdjup: 0,2	Sediment, le	I västra kanten av ån mynnar ett betongrör ut. Rör ser ut att sluta ca 1 meter upp på land, orangefärgat vatten som i en liten damm på sidan av ån. Bra sediment att provta.	X	Dioxiner

## **Bilaga 5: Karta klassificering dioxiner**

# Karta 1. Klassificering dioxiner 0-0,5 m u my



## Teckenförklaring

- Rutnät
- Klassificering av dioxiner (0-0,5 m u my)**
- < KM
- > KM < PSRV
- > PSRV
- > FA
- Tidigare provpunkter**
- Klassificering av dioxiner (0-0,5 m u my)**
- Ej analyserat
- < KM
- > KM < MKM
- > MKM
- > FA
- Ungefärligt område halter över riktvärde**
- > MKM
- > PSRV

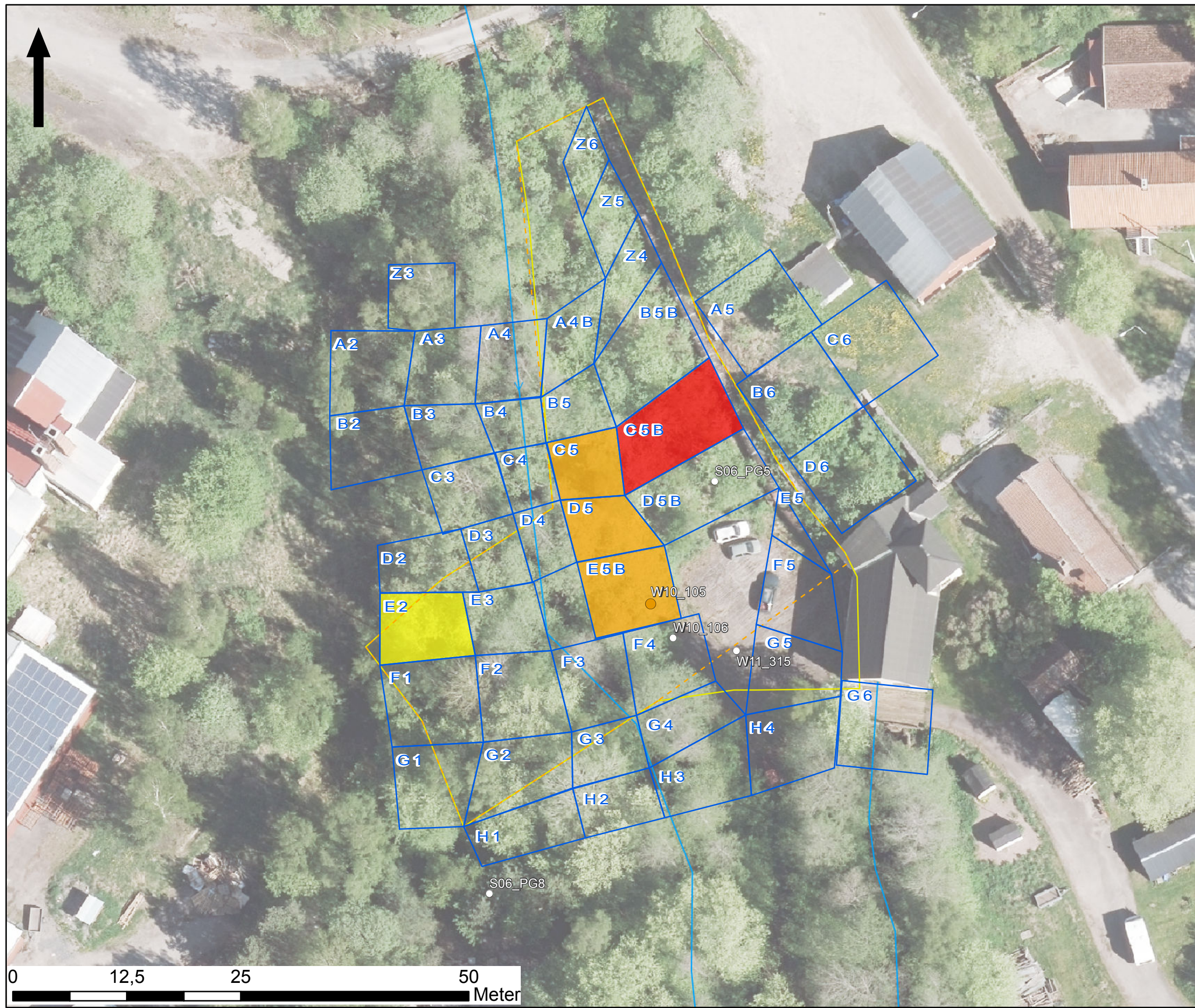
Alberga såg  
Saneringsförberedande undersökningar

Krukmakargatan 21  
SE 118 51 Stockholm  
Telefon 010 615 60 00  
E-post: [infosverige@ramboll.se](mailto:infosverige@ramboll.se)  
Hemsida: [www.ramboll.se](http://www.ramboll.se)

**RAMBOLL**

UPPDRAG NR 1320007831-046	RITADIKONSTR AV S.SJÖGREN	UPPDRAGSLEDARE T.HJÄLM
DATUM 2018-12-10		GRANSKARE
KOORDINATSYSTEM, PLAN SWEREF99 16 30		KOORDINATSYSTEM, HOJD RH2000
SKALA 1:400	FORMAT (A3)	

# Karta 2. Klassificering dioxiner 0,5-1 m u my



## Teckenförklaring

- Rutnät
- Klassificering av dioxiner (0,5-1 m u my)**
- < KM
- > KM < PSRV
- > PSRV
- > FA
- Tidigare provpunkter**
- Klassificering av dioxiner (0,5-1 m u my)**
- Ej analyserat
- < KM
- > KM < MKM
- > MKM
- > FA
- Ungefärligt område halter över riktvärde**
- > MKM
- > PSRV

Ålberga såg  
 Saneringsförberedande undersökningar

Krukmakargatan 21  
 SE 118 51 Stockholm  
 Telefon 010 615 60 00  
 E-post: [infosverige@ramboll.se](mailto:infosverige@ramboll.se)  
 Hemsida: [www.ramboll.se](http://www.ramboll.se)

**RAMBOLL**

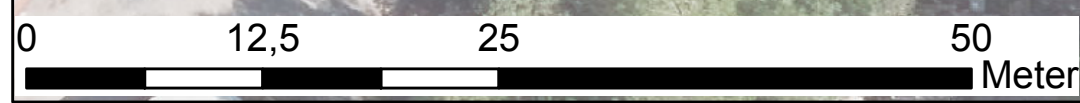
UPPDRAG NR 1320007831-046	RITADIKONSTR AV S.SJÖGREN	UPPDRAGSLEDARE T.HJÄLM
DATUM 2018-12-10		GRANSKARE
KOORDINATSYSTEM, PLAN SWEREF99 16 30		KOORDINATSYSTEM, HOJD RH2000
SKALA 1:400	FORMAT (A3)	

Karta 3. Klassificering dioxiner > 1 m u my



Teckenförklaring

- Rutnät
- Klassificering av dioxiner (>1 m u my)**
- < KM
- > KM < PSRV
- > PSRV
- > FA
- Tidigare provpunkter**
- Klassificering av dioxiner (> 1 m u my)**
- Ej analyserat
- < KM
- > KM < MKM
- > MKM
- > FA
- Ungefärligt område halter över riktvärde**
- > MKM
- > PSRV



Ålberga såg  
Saneringsförberedande undersökningar

Krukmakargatan 21  
SE 118 51 Stockholm  
Telefon 010 615 60 00  
E-post: [infosverige@ramboll.se](mailto:infosverige@ramboll.se)  
Hemsida: [www.ramboll.se](http://www.ramboll.se)

**RAMBOLL**

UPPDRAG NR 1320007831-046	RITADIKONSTR AV S.SJÖGREN	UPPDRAGSLEDARE T.HJÄLM
DATUM 2018-12-10		GRANSKARE
KOORDINATSYSTEM, PLAN SWEREF99 16 30		KOORDINATSYSTEM, HOJD RH2000
SKALA 1:400	FORMAT (A3)	



## **Bilaga 6: Karta klassificering metaller**

# Karta 1. Klassificering metaller 0-0,5 m u my



## Teckenförklaring

- Rutnät
- Klassificering av metaller, (0-0,5 m u my)**
- < KM
- > KM < PSRV
- > PSRV
- > FA
- Tidigare provpunkter**
- Klassificering av metaller (0-0,5 m u my)**
- Ej analyserat
- < KM
- > KM < MKM
- > MKM
- > FA
- Ungefärligt område halter över riktvärde**
- > MKM
- > PSRV

Alberga såg  
Saneringsförberedande undersökningar

Krukmakargatan 21  
SE 118 51 Stockholm  
Telefon 010 615 60 00  
E-post: [infosverige@ramboll.se](mailto:infosverige@ramboll.se)  
Hemsida: [www.ramboll.se](http://www.ramboll.se)

**RAMBOLL**

UPPDRAG NR 1320007831-046	RITADIKONSTR AV S.SJÖGREN	UPPDRAGSLEDARE T.HJÄLM
DATUM 2018-12-10		GRANSKARE
KOORDINATSYSTEM, PLAN SWEREF99 16 30		KOORDINATSYSTEM, HOJD RH2000
SKALA 1:400	FORMAT (A3)	

# Karta 2. Klassificering metaller 0,5-1 m u my



## Teckenförklaring

Rutnät

### Klassificering av metaller (0,5-1 m u my)

< KM

> KM < PSRV

> PSRV

> FA

### Tidigare provpunkter

#### Klassificering av metaller (0,5-1 m u my)

Ej analyserat

< KM

> KM < MKM

> MKM

> FA

### Ungefärligt område halter över riktvärde

> MKM

> PSRV

Ålberga såg  
Saneringsförberedande undersökningar

Krukmakargatan 21  
SE 118 51 Stockholm  
Telefon 010 615 60 00  
E-post: [infosverige@ramboll.se](mailto:infosverige@ramboll.se)  
Hemsida: [www.ramboll.se](http://www.ramboll.se)



UPPDRAG NR 1320007831-046	RITAD/KONSTR AV S.SJÖGREN	UPPDRAGSLEDARE T.HJÄLM
DATUM 2018-12-10		GRANSKARE
KOORDINATSYSTEM, PLAN SWEREF99 16 30		KOORDINATSYSTEM, HOJD RH2000
SKALA 1:400	FORMAT (A3)	

# Karta 2. Klassificering metaller 0,5-1 m u my



## Teckenförklaring

Rutnät

### Klassificering av metaller (>1 m u my)

- < KM
- > KM < PSRV
- > PSRV
- > FA

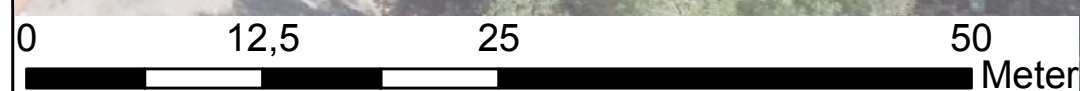
### Tidigare provpunkter

#### Klassificering av metaller (> 1 m u my)

- Ej analyserat
- < KM
- > KM < MKM
- > MKM
- > FA

### Ungefärligt område halter över riktvärde

- > MKM
- > PSRV



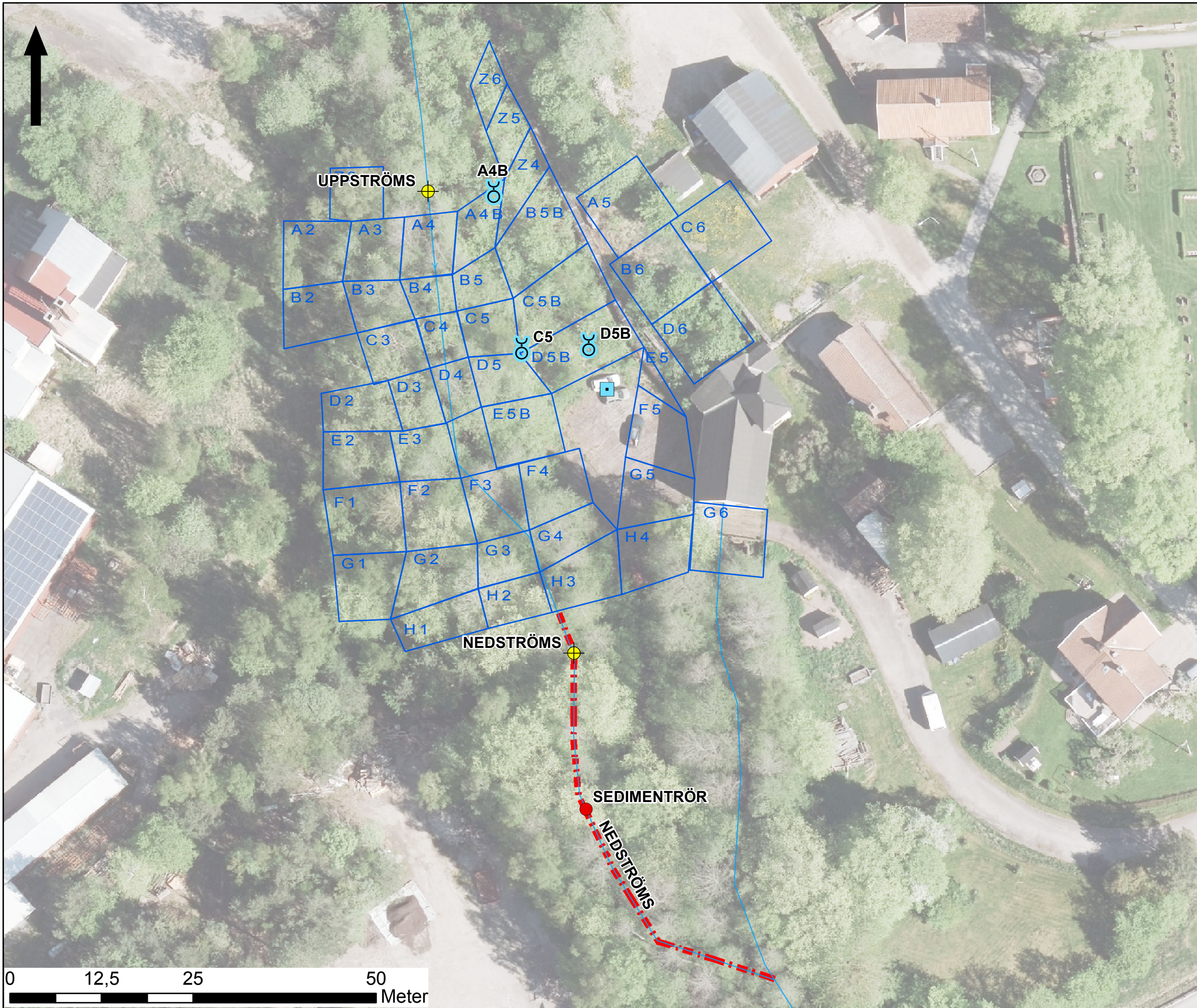
**Älberga såg**  
 Saneringsförberedande undersökningar

Krukmakargatan 21  
 SE 118 51 Stockholm  
 Telefon 010 615 60 00  
 E-post: [infosverige@ramboll.se](mailto:infosverige@ramboll.se)  
 Hemsida: [www.ramboll.se](http://www.ramboll.se)

**RAMBOLL**

UPPDRAG NR 1320007831-046	RITAD/KONSTR AV S.SJÖGREN	UPPDRAGSLEDARE T.HJÄLM
DATUM 2018-12-10		GRANSKARE
KOORDINATSYSTEM, PLAN SWEREF99 16 30		KOORDINATSYSTEM, HOJD RH2000
SKALA 1:400	FORMAT (A3)	

**Bilaga 7: Karta placering grundvattenrör, sedimentprover  
samt passiva provtagare ytvatten**



## Teckenförklaring

- Rutnät
- + Passiv provtagare
- ⊗ Grundvattenrör
- Dräneringsbrunn
- Sedimentprov
- 

Älberga såg Saneringsförberedande undersökningar		
Krukmakargatan 21 SE 118 51 Stockholm Telefon 010 615 60 00 E-post: <a href="mailto:infosverige@ramboll.se">infosverige@ramboll.se</a> Hemsida: <a href="http://www.ramboll.se">www.ramboll.se</a>		
UPPDRAG NR 1320007831-046	RITAD/KONSTR AV S.SJÖGREN	UPPDRAGSLEDARE T.HJÄLM
DATUM 2019-02-04		GRANSKARE
KOORDINATSYSTEM, PLAN SWEREF99 16 30		KOORDINATSYSTEM, HÖJD RH2000
SKALA 1:500	FORMAT (A3)	

## **Bilaga 8: Beräkning av platsspecifika riktvärden**

## Uttagsrapport

Generellt scenario: **MKM**  
 Eget scenario: **Ytlig jord 0-1 m**

Naturvårdsverket, version 2.0.1

Beskrivning  
 Standardscenario för mindre känslig markanvändning, enligt Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark.

## Beräknade riktvärden

Ämne	Riktvärde		Styrande för riktvärde	Kommentarer (obl = obligatorisk, frv = frivillig)
Arsenik	15	mg/kg	Intag av växter	
Dioxin (TCDD-ekv)	0,00010	mg/kg	Intag av jord	
Bly	400	mg/kg	Intag av jord	
Barium	300	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Krom tot	150	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Zink	500	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Koppar	200	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Kadmium	10	mg/kg	Intag av växter	
Nickel	120	mg/kg	Skydd av markmiljö	

Avvikelser i scenarioparametrar	Eget scenario	Generellt scenario		Kommentarer till scenarioparametrar (frv)
	<b>Ytlig jord 0-1 m</b>	<b>MKM</b>		
Intag av växter	beaktas	beaktas ej		Går ej att utesluta konsumtion av växter (obl)
Exp.tid barn - intag av jord	100	60	dag/år	Exp tid för barn bedöms vara samma som för vuxna. Rätt hög exp tid för att inte underskatta risker. (obl)
Exp.tid vuxna - intag av jord	100	200	dag/år	Rätt hög exp tid för att inte underskatta risker. (obl)
Exp.tid barn - hudkontakt jord/damm	100	60	dag/år	Exp tid för barn bedöms vara samma som för vuxna. Rätt hög exp tid för att inte underskatta risker. (obl)
Exp.tid vuxna - hudkontakt jord/damm	100	90	dag/år	Rätt hög exp tid för att inte underskatta risker. (obl)
Exp.tid barn - inandning av damm	100	60	dag/år	Exp tid för barn bedöms vara samma som för vuxna. Rätt hög exp tid för att inte underskatta risker. (obl)
Exp.tid vuxna - inandning av damm	100	200	dag/år	Rätt hög exp tid för att inte underskatta risker. (obl)
Exp.tid barn - inandning av ånga	100	60	dag/år	I dagsläget finns inga byggnader, halterna ska inte omöjliggöra det i framtiden (obl)
Exp.tid vuxna - inandning av ånga	100	200	dag/år	I dagsläget finns inga byggnader, halterna ska inte omöjliggöra det i framtiden (obl)
Konsumtion av växter - barn	0,25	0	kg/dag	Det finns en risk att människor konsumerar bär/svamp/växter från området (obl)
Konsumtion av växter - vuxna	0,4	0	kg/dag	Det finns en risk att människor konsumerar bär/svamp/växter från området (obl)
Andel växter från odling på plats	0,01	0	-	Det finns en risk att människor konsumerar bär/svamp/växter från området (obl)
Halt organiskt kol	0,15	0,02	kg/kg	Det högsta tillåtna enl modellen. Ytligaste jorden (0-0,5) har ett medel om ca 20, medan djup 0,5-1 har ett medel om ca 13. Antagandet med lägre TOC underskattar sannolikt spridningsrisker. (obl)
Vattenhalt	0,11	0,32	dm <sup>3</sup> /dm <sup>3</sup>	Genomsläppliga jordar enl SPI (obl)
Andel porluft	0,24	0,08	dm <sup>3</sup> /dm <sup>3</sup>	Genomsläppliga jordar enl SPI (obl)
Djup till förorening	0,05	0,35	m	Förorening börjar vid ytan (obl)

Avvikelser i modellparametrar	Eget värde	Standardvärde		Kommentarer till modellparametrar (frv)
Inga avvikelser i modellparametrar.	-	-		

## Egendetifierade ämnen

Inga egendetifierade ämnen används.



## Uttagsrapport

Generellt scenario: **MKM**  
 Eget scenario: **Djup jord >1m**

Naturvårdsverket, version 2.0.1

Beskrivning  
 Standardscenario för mindre känslig markanvändning, enligt Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark.

## Beräknade riktvärden

Ämne	Riktvärde		Styrande för riktvärde	Kommentarer (obl = obligatorisk, frv = frivillig)
Arsenik	30	mg/kg	Skydd av grundvatten	
Dioxin (TCDD-ekv)	0,00030	mg/kg	Skydd av grundvatten	
Bly	180	mg/kg	Skydd av grundvatten	
Koppar	200	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Zink	500	mg/kg	Skydd av markmiljö	

Avvikelser i scenarioparametrar	Eget scenario Djup jord >1m	Generellt scenario MKM		Kommentarer till scenarioparametrar (frv)
Intag av växter	beaktas	beaktas ej		Det finns en risk att människor konsumerar bär/svamp/växter från området (obl)
Exp.tid barn - intag av jord	10	60	dag/år	Jorden ligger djupt, och risken för exponering bedöms därför liten (obl)
Exp.tid vuxna - intag av jord	10	200	dag/år	Jorden ligger djupt, och risken för exponering bedöms därför liten (obl)
Exp.tid barn - hudkontakt jord/damm	10	60	dag/år	Jorden ligger djupt, och risken för exponering bedöms därför liten (obl)
Exp.tid vuxna - hudkontakt jord/damm	10	90	dag/år	Jorden ligger djupt, och risken för exponering bedöms därför liten (obl)
Exp.tid barn - inandning av damm	10	60	dag/år	Jorden ligger djupt, och risken för exponering bedöms därför liten (obl)
Exp.tid vuxna - inandning av damm	10	200	dag/år	Jorden ligger djupt, och risken för exponering bedöms därför liten (obl)
Exp.tid barn - inandning av ånga	10	60	dag/år	I dagsläget finns inga byggnader, halterna ska inte omöjliggöra det i framtiden (obl)
Exp.tid vuxna - inandning av ånga	10	200	dag/år	I dagsläget finns inga byggnader, halterna ska inte omöjliggöra det i framtiden (obl)
Konsumtion av växter - barn	0,4	0	kg/dag	Det finns en risk att människor konsumerar bär/svamp/växter från området (obl)
Konsumtion av växter - vuxna	0,25	0	kg/dag	Det finns en risk att människor konsumerar bär/svamp/växter från området (obl)
Andel växter från odling på plats	0,01	0	-	Det finns en risk att människor konsumerar bär/svamp/växter från området (obl)
Halt organiskt kol	0,08	0,02	kg/kg	Enligt analysresultat (obl)
Vattenhalt	0,11	0,32	dm <sup>3</sup> /dm <sup>3</sup>	Enligt SPI genomsläppliga jordar (obl)
Andel porluft	0,24	0,08	dm <sup>3</sup> /dm <sup>3</sup>	Enligt SPI genomsläppliga jordar (obl)
Riktvärdet avser endast jord under gv- ytan	TRUE	FALSE		Grundvattnet står högt (obl)
Föroreningsmäktighet under gv- ytan	1	0	m	Förorening förekommer under grundvattnenytan (obl)
Djup till förorening	1	0,35	m	Föroreningen förekommer på ett djup om >1 m under markytan även efter återställning (obl)

Avvikelser i modellparametrar	Eget värde	Standardvärde		Kommentarer till modellparametrar (frv)
Inga avvikelser i modellparametrar.	-	-		

## Egendefinierade ämnen

Inga egendefinierade ämnen används.

## **Bilaga 9: Analyssammanställning**



Analysammansättning 0,5-1 m jämförelse PSRV

PARAMETER	PARAMETER	ENHET	FA*3		PROVER					Min	Max	Medel	Std av	Antal	UCLM95
					ESB:2 0,5-1	E2:2 0,5-1	C5:2 0,5-1	D5:2 0,5-1	C5B:2 0,5-1						
					65	83,6	43,2	48,3	74,6						
As	Metall	mg/kg TS	<b>1000</b>	<b>20</b>	<b>21</b>	5,3	15	15	<b>72</b>	5,3	72	<b>25,66</b>	26,5	5	<b>77,3</b>
Ba	Metall	mg/kg TS	<b>10000</b>	<b>300</b>	76	89	38	49	210	38	210	92,4	68,8	5	226,6
Cd	Metall	mg/kg TS	<b>100</b>	<b>11</b>	0,31	0,2	0,1	0,1	0,6	0,1	0,6	0,262	0,2	5	0,7
Co	Metall	mg/kg TS	<b>100</b>		9,2	8,7	2,1	6,1	8,4	2,1	9,2	6,9	2,9	5	12,6
Cr	Metall	mg/kg TS	<b>10000</b>	<b>150</b>	36	23	12	21	40	12	40	26,4	11,5	5	48,7
Cu	Metall	mg/kg TS	<b>2500</b>	<b>200</b>	38	23	34	34	160	23	160	57,8	57,4	5	169,7
Ni*4	Metall	mg/kg TS	<b>1000</b>	<b>120</b>	15	10	5,1	15	13	5,1	15	11,62	4,2	5	19,8
Pb	Metall	mg/kg TS	<b>2500</b>	<b>400</b>	36	14	290	170	<b>670</b>	14	670	236	266,9	5	<b>756,3</b>
V	Metall	mg/kg TS	<b>10000</b>		29	27	11	21	27	11	29	23	7,3	5	37,3
Zn	Metall	mg/kg TS	<b>2500</b>	<b>500</b>	120	79	99	130	<b>880</b>	79	880	261,6	346,3	5	<b>936,6</b>
WHO-PCDD/F-TEQ LB	ng/kg TS		<b>15000</b>	<b>100</b>	<b>390</b>	15	<b>9900</b>	<b>1100</b>	<b>110000</b>	15	<b>110000</b>	<b>24281</b>	48092,5	5	<b>118030,5</b>
WHO-PCDD/F-TEQ UB	ng/kg TS		<b>15000</b>	<b>100</b>	<b>390</b>	20	<b>9900</b>	<b>1100</b>	<b>110000</b>	20	<b>110000</b>	<b>24282</b>	48091,8	5	<b>118030,2</b>

Analysammanställning > 1 m jämförelse PSRV

PARAMETER	PARAMETER	ENHET	FA*3	PSRV	F1:2 1,5-2 78,3	F2:2 1-1,5 86,9	G4:2 1-1,5 61,2	B5:2 1,5-1,8 79,4	D5B:2 1-1,5 58	B5B:2 1-1,5 90,4	Min	Max	Medel	Std av	Antal	UCLM95
As	Metall	mg/kg TS	1000	30				9,8	260	8,5	8,5	260	92,767	144,8	3	457,247
Ba	Metall	mg/kg TS	10000					51	71	43	43	71	55	14,4	3	91,29509
Cd	Metall	mg/kg TS	100					0,34	0,28	0,25	0,25	0,34	0,29	0,0	3	0,405326
Co	Metall	mg/kg TS	100					2,8	5,1	3,1	2,8	5,1	3,66667	1,3	3	6,81327
Cr	Metall	mg/kg TS	10000					12	59	11	11	59	27,3333	27,4	3	96,3607
Cu	Metall	mg/kg TS	2500	200				46	130	42	42	130	72,6667	49,7	3	197,7231
Ni*4	Metall	mg/kg TS	1000					7	13	5,7	5,7	13	8,56667	3,9	3	18,36638
Pb	Metall	mg/kg TS	2500	180				3300	2200	1200	1200	3300	2233,3	1050,4	3	4876,77
V	Metall	mg/kg TS	10000					18	28	17	17	28	21	6,1	3	36,30795
Zn	Metall	mg/kg TS	2500	500				310	320	190	190	320	273,333	72,3	3	455,3895
WHO-PCDD/F-TEQ LB	ng/kg TS		15000	300	18	25	600	3500	27000	110	18	27000	5208,8	10759,5	6	24355,5
WHO-PCDD/F-TEQ UB	ng/kg TS		15000	300	23	29	600	3500	27000	110	23	27000	5210,3	10758,6	6	24355,4

## Bilaga 11: Grov kostnadsuppskattning för åtgärdsalternativen

### Inneslutning

	Antal	Ca pris	Summa
Entreprenad (h) exkl. arbetsledning	200	1000	200 000
Miljökontroll (h)	40	700	28 000
Kontrollprogram			200 000
<b>Deponikostnad</b>			
IFA (ton)	0	330	0
FA (ton)	0	600	0
Förbränning (ton)	0	2400	0
Roterugn (ton)	0	4400	0
Material till täckning (ton)	3000	200	600 000
Material till inneslutning			1 000 000
Sly (ton)	2	450	900
Övriga kostnader (kr)			500 000
<b>SUMMA</b>			<b>2 528 900</b>

### Max-alternativ

	Antal	Ca pris	Summa
Entreprenad (h) exkl. arbetsledning	320	1000	320 000
Miljökontroll (h)	160	700	112 000
<b>Deponikostnad</b>			
IFA (ton)	800	330	264 000
FA (ton)		600	
Förbränning (ton)	2150	2400	5 160 000
Roterugn (ton)	200	4400	3 520 000
Återställning (ton)	5355	150	803 250
Sly (ton)	2	450	900
Övriga kostnader (kr)			500 000
<b>SUMMA</b>			<b>10 680 150</b>

### Representativa halter

	Antal	Ca pris	Summa
Entreprenad (h) exkl. arbetsledning	320	1000	320 000
Miljökontroll (h)	160	700	112 000
<b>Deponikostnad</b>			
IFA (ton)	650	330	214 500
FA (ton)		600	
Förbränning (ton)	1550	2400	3 720 000
Roterugn (ton)	650	4400	2 860 000
Återställning (ton)	4080	150	612 000
Sly (ton)	2	450	900
Övriga kostnader (kr)			500 000
<b>SUMMA</b>			<b>8 339 400</b>

### Kombination inneslutning/massreduktion

	Antal	Ca pris	Summa
Entreprenad (h) exkl. arbetsledning	320	1000	320 000
Miljökontroll (h)	160	700	112 000
Kontrollprogram			200 000
<b>Deponikostnad</b>			
IFA (ton)	350	330	115 500
FA (ton)		600	
Förbränning (ton)	1500	2400	3 600 000
Roterugn (ton)	350	4400	1 540 000
Återställning (ton)	3230	150	484 500
Material till inneslutning			1 000 000
Sly (ton)	2	450	900
Övriga kostnader (kr)			500 000
<b>SUMMA</b>			<b>7 872 900</b>

## Bilaga 12: Grov kostnadsuppskattning för åtgärdsförberedelser

	Antal	Ca pris	Summa
Analyskostnader (träslipers)	2	9635	47 950
Analyskostnader (betong)	5	9590	19 270
Fältarbete	10	595	5950
Fältkostnader		3000	3000
Uppdragsledning och PM analyser	20	700	14 000
Utredning maxhalter	25	700	17 500
Framtagande av schaktplan	25	700	17 500
Riskbedömning	25	700	17 500
Startmöte mm	5	700	3500
Möten under pågående sanering	10	700	7000
Anmälan 28 §	25	700	17 500
Anmälan/tillstånd vattenverksamhet	10	700	7000
Underlag inkl kartor	10	700	7000
Tillsynsavgifter anmälan/tillstånd			15 000
Omhändertagande av skrot			200 000
Omhändertagande av träslipers			250 000
Oförutsedda utgifter			70 000
<b>SUMMA</b>			<b>719 670</b>