



Holmen AB

Lännaholms bruk, Uppsala kommun

Fördjupad miljöteknisk markundersökning

Delrapport 2 – Fördjupad riskbedömning, åtgärds- utredning och riskvärdering





2010-09-03

Dnr 2-0804-0297
Uppdrag 13608

Datum: 2010-09-03
Uppdragsansvarig: Bengt Rosén
Handläggare: Maria Carling
Granskare: Mikael Stark
Diariernr: 2-0804-0297
Uppdragsnr: 13608

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	SAMMANFATTNING	5
2	UPPDRAGETS OMFATTNING OCH SYFTE	6
3	BAKGRUND	6
4	FÖRDJUPAD RISKBEDÖMNING	7
4.1	Övergripande åtgärds mål	8
4.2	Föroreningskällor (riskobjekt) och skyddsobjekt	8
4.3	Spridningsberäkningar	9
4.3.1	Spridningsvägar och recipienter.....	9
4.3.2	Infiltration och grundvattenströmning	10
4.3.3	Beräkning av K_d -värde	10
4.4	Platsspecifika riktvärden för jord	11
4.4.1	Modell för platsspecifika riktvärden	11
4.4.2	Beräkning av platsspecifika riktvärden	14
4.5	Avgränsning och föroreningsmängder	15
4.6	Bedömning jord	15
4.6.1	Delområde 6, dopningsplats.....	15
4.6.2	Delområde 9, virkesupplag.....	16
4.7	Bedömning grundvatten	17
4.8	Bedömning ytvatten	18
4.9	Bedömning sediment	18
4.10	Bedömning byggnadsmaterial	19
4.11	Samlad riskbedömning och bedömning av saneringsbehov	20
4.11.1	Samlad riskbedömning.....	20
4.11.2	Bedömning av saneringsbehov	21
5	FÖRENKLAD ÅTGÄRDSUTREDNING	22
5.1	Åtgärdsförutsättningar	22
5.2	Åtgärdsmetoder	23
5.2.1	Schaktning/uppgrävning.....	23
5.2.2	Deponering.....	24
5.2.3	Täckning.....	24
5.3	Aktuella åtgärdsalternativ	25
5.3.1	Noll-alternativet	25
5.3.2	Delområde 6 – schaktning och deponering av förorenad jord.....	25
5.3.3	Delområde 9, delyta 3 – schaktning och deponering alternativt täckning	26
5.3.4	Fabriksbyggnad – sanering av förorenad betong	26
5.3.5	Kostnadsuppskattning	27
6	RISKVÄRDERING	29
6.1	Förslag till riskvärdering	29
6.1.1	Osäkerheter	31
6.2	Förslag till mätbara åtgärds mål och åtgärds krav	32
6.2.1	Mätbara åtgärds mål	32
6.2.2	Åtgärds krav	32
7	ANSÖKNINGAR	34
8	HANDLINGSPLAN FORTSATT ARBETE	34
	REFERENSER	35
	BILAGOR	
A.	Hydrogeologisk beräkning	
B.	Beräkning av platsspecifika riktvärden	
C.	Statistisk bearbetning	



2010-09-03

Dnr 2-0804-0297
Uppdrag 13608

**Lännaholms bruk
Uppsala kommun****Fördjupad miljöteknisk markundersökning
Delrapport 2 – Fördjupad riskbedömning, åtgärdsutredning och riskvärdering**

1 SAMMANFATTNING

Vid Lännaholms bruk i Uppsala kommun har industriell verksamhet bedrivits sedan 1700-talet. Verksamheten har bl.a. omfattat både järnbruk och sågindustri. Doppning av virke med s.k. PCP-salt förekom under en period från slutet av 1950-talet till början av 1970-talet. Idag används området för lättare industri, kontor och viss försäljning.

Statens geotekniska institut (SGI) har på uppdrag av Holmen AB utfört en fördjupad miljöteknisk markundersökning för delar av Lännaholms bruk, med fokus på den tidigare sågverksamheten. Undersökningarna omfattande provtagning i jord, yt- och grundvatten, sediment och byggmaterial finns sammanställda i en resultatrapport daterad 2009-09-22.

Föreliggande rapport omfattar delarna fördjupad riskbedömning, förenklad åtgärdsutredning och förslag till riskvärdering.

De mest betydande föroreningarna utgörs av dioxiner/furaner, arsenik och zink. Berörda medier omfattar jord, grundvatten, sediment och byggnadsmaterial. Föroreningarna utgör en risk för yrkesverksamma och besökande i området. Sjöarna Fjären och Långsjön nedströms utgör ytvattenrecipient och kommunal dricksvattentäkt. Även markmiljö och grundvattnet utgör skyddsobjekt i vid bemärkelse. Det finns sålunda risk för negativa hälsoeffekter, försämrad markmiljö och viss föroreningsspridning.

Sammantaget görs bedömningen att det finns ett påtagligt saneringsbehov, främst för att minska risken för att människor exponeras för föroreningar via förorenad jord och förorenat byggnadsmaterial. Även risken för markmiljö och risken för föroreningsspridning bedöms som stor kring ett f.d. doppningskar. Dioxiner/furaner är dimensionerande för behovet av sanering men det finns också metallhalter (arsenik och zink) som pekar på ett saneringsbehov. Golvet i fabriksbyggnaden innehåller dioxiner/furaner där hälso risken bedöms som måttlig i dagsläget. Riskbilden kan dock förändras vid ändrad användning av lokalen varför bedömningen görs att det finns ett saneringsbehov. Dessutom kan det finnas behov av sanering med avseende på metaller från järnbruksverksamheten över en större del av f.d. fabriksområdet, vilket utreds i annat sammanhang.

Som efterbehandlingsmetod för området kring f.d. doppningskaret föreslås schaktning och deponering på deponi. På golvet i den förorenade fabrikslokalen föreslås att man fräser bort det förorenade ytskiktet och lägger det på en deponi.

Saneringskostnaderna beräknas uppgå till ca 1,6 MSEK inom intervallet 0,7-5,1 MSEK.

2 UPPDRAGETS OMFATTNING OCH SYFTE

Statens geotekniska institut (SGI) har på uppdrag av Holmen AB utfört en s.k. huvudstudie (detaljerad utredning av förorenat område) avseende Lännaholms bruk. Huvudstudien redovisas i två olika rapporter, dels en rapport avseende föroreningssituationen (SGI, 2009a), dels föreliggande rapport med riskbedömning och en resultatanpassad åtgärdsutredning. Samråd har hållits mellan bolaget och tillsynsmyndighet (2008-06-03, 2009-02-05, 2009-05-25 /tel/ och 2009-09-03) avseende utförda markundersökningar.

Syftet med de moment som redovisas i föreliggande rapport är att med:

- *riskbedömningen* bedöma vilka risker som den aktuella föroreningssituationen innebär och hur mycket riskerna behöver minskas för att det inte ska uppstå oacceptabla skador på miljön och människors hälsa,
- *åtgärdsutredningen* (förenklad) redovisa omfattningen av efterbehandlingsåtgärder med utgångspunkt från slutsatserna i riskbedömningen,
- *riskvärderingen* föreslå efterbehandlingsåtgärder utifrån tekniska, miljömässiga och ekonomiska aspekter.

3 BAKGRUND

Vid Lännaholms bruk i Uppsala kommun har industriell verksamhet bedrivits sedan 1700-talet. Verksamheten har bl.a. omfattat både järnbruk och sågindustri. Doppning av virke med s.k. PCP-salt förekom under en period från slutet av 1960-talet till början 1970-talet. Idag används området för lättare industri, kontor och viss försäljning.

SGI har på uppdrag av Holmen AB utfört en fördjupad miljöteknisk markundersökning för delar av Lännaholms bruk, med fokus på den tidigare sågverksamheten. Markundersökningen omfattade provtagning i jord, grundvatten, sediment och byggnadsmaterial. Proverna analyserades på laboratorium med avseende på metaller, dioxiner/furaner, klorfenoler, petroleumkolväten och PAH. Fältarbetet utfördes i olika omgångar under perioden oktober 2008 – juni 2009.

Resultaten från den fördjupade undersökningen 2008-2009 utvärderades tillsammans med resultat från en översiktlig undersökning som utfördes av Ramböll 2006-2007. Resultaten finns sammanställda och utvärderade i en resultatrapport (SGI, 2009a). Utifrån resultaten från den fördjupade miljötekniska markundersökningen, och med fokus på vad som kan höra samman med tidigare sågverksamhet, kan föroreningssituationen inom bruksområdet sammanfattas i följande punkter:

- Dioxiner/furaner förekommer i jord i halter över MKM (Naturvårdsverkets generella riktvärde för mindre känslig markanvändning) runt doppningsplatsen. Utbredningen bedöms som tillfredsställande begränsad, både i yt- och djupled (delområde 6).
- Dioxiner/furaner förekommer i grundvatten intill doppningsplatsen, vilket tyder på föroreningspåverkan.

- Ytlig jord inom delområde 9 (tidigare virkesupplag) innehåller generellt låga halter av metaller och petroleumkolväten. Halt dioxiner/furaner över MKM-riktvärdet påvisades i ett samlingsprov. Analys av delprov visar på stor variation i halter.
- Den detekterade halten av dioxiner/furaner är högre i ett sedimentprov nedströms bruksområdet jämfört med ett prov som togs uppströms bruksområdet, vilket tyder på föroreningsspridning från området. Halterna är dock generellt låga.
- I ytvatten från bäcken som rinner genom bruksområdet bedöms halterna av dioxiner/furaner vara högre i nedströmsprovet jämfört med uppströmsprovet, vilket pekar på en liten föroreningsspridning från området.
- Höga halter av dioxiner/furaner (jämfört med MKM-jord) påträffades i ett av golvproven på byggnadsmaterial i fabriksbyggnaden.

Inom de områden som nyttjats för sågverksamhet finns också föroreningar som kan härledas till den tidigare järnbruksverksamheten:

- Förhöjda metallhalter förekommer i fyllningsmaterial runt dopningsplatsen, framför allt arsenik, kadmium och zink. Zinkhalten överskrider MKM-riktvärdet i flera provpunkter.
- Uppmätta metallhalter i grundvatten är låga. Petroleumkolväten påträffades i flera grundvattenprov, men halterna är låga.
- För sediment syns ett allmänt påslag av metallförorening i området kring bruket, men halterna är låga.
- En viss förhöjning av metallhalterna i ytvatten kan ses i nedströmsprovet, men halterna är låga. Slutsatsen avseende metallhalterna är dock osäker, p.g.a. praktiska problem vid provtagningen.

4 FÖRDJUPAD RISKBEDÖMNING

I en riskbedömning för ett förorenat område ges en beskrivning av vilka risker som föreligger vid den aktuella föroreningssituationen och vid den aktuella markanvändningen. Riskbedömningen ska omfatta såväl en beskrivning av riskerna i dagsläget som en beskrivning av riskerna vid en framtida markanvändning.

I momentet riskbedömning ingår också att göra en bedömning av om det finns ett behov av riskreduktion, utifrån riskerna för människa och miljö.

Den riskbedömning som redovisas här baserar sig i stor utsträckning på den preliminära riskbedömning som gjordes som underlag för kompletterande undersökningar (SGI, 2009b). De platsspecifika riktvärden som beräknades i den preliminära riskbedömningen reviderades utifrån den nya versionen av beräkningsprogrammet för riktvärden som Naturvårdsverket (2009a) presenterade i september 2009.

4.1 Övergripande åtgärds mål

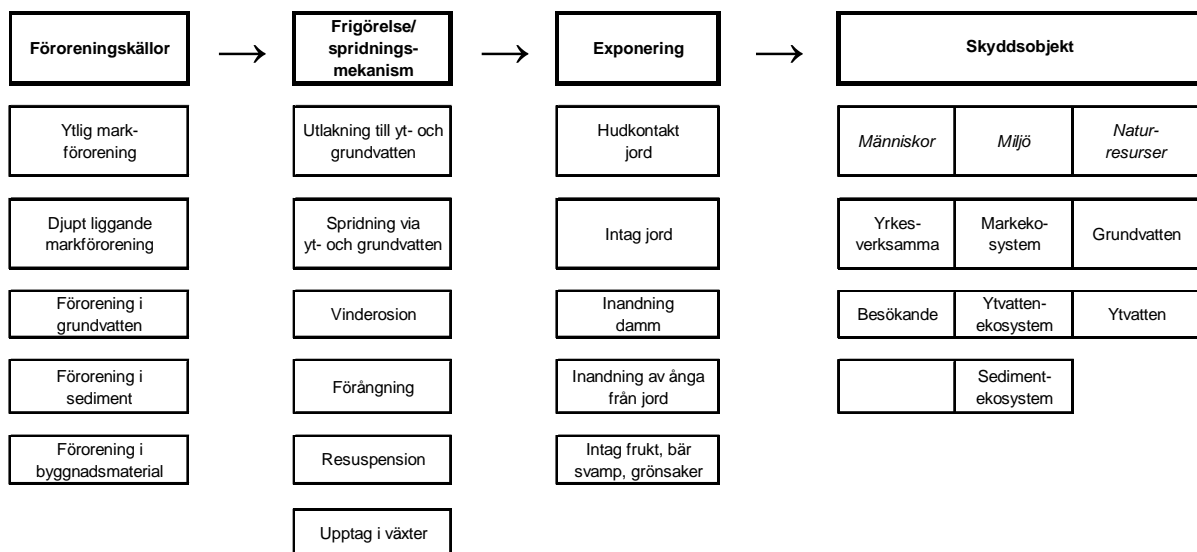
Övergripande åtgärds mål anger vilken användning eller funktion som ett område ska kunna ha efter en eventuell sanering eller vilken påverkan som accepteras eller inte accepteras i omgivningen. De övergripande åtgärds målen ska därmed beskriva vad området ska kunna användas till och vad som ska skyddas, nu och i framtiden.

Som övergripande åtgärds mål för Lännaholms bruk föreslås att:

- Området ska även fortsättningsvis användas för industriell verksamhet. Markanvändningen innebär att varken grundvattenuttag eller odling på området antas ske, vare sig nu eller i framtiden.
- Eventuell förorenings spridning till omgivande ytvatten ska vara så låg att nuvarande och framtida ekosystem inte skadas. Recipienten Långsjön ska kunna användas som dricksvattentäkt utan risk för människors hälsa.

4.2 Föroreningskällor (riskobjekt) och skyddsobjekt

I Figur 1 redovisas de riskobjekt (föroreningskällor) och skyddsobjekt som är aktuella på området och kopplingen mellan dessa.



Figur 1. Beskrivning av föroreningskällor, spridningsmekanismer, exponeringsvägar och skyddsobjekt vid Lännaholms bruk. Modellen baseras på Naturvårdsverket (2009a).

Föroreningskällorna i bruksområdet utgörs i huvudsak av förorenad jord, förorenad grundvatten, förorenad sediment samt förorenad byggnadsmaterial. Dominerande föroreningar är dioxiner/furaner samt metaller (arsenik, zink och i viss mån kadmium) från järnbruksverksamheten.

Det finns olika transportvägar eller spridningsmekanismer, se även avsnitt 4.3 nedan och SGI, 2009a. Föroreningar i jord kan spridas genom damning och genom utlakning till grundvatten. Förångning bedöms inte utgöra någon betydelsefull spridningsväg för

de aktuella föroreningarna (dioxiner, metaller) inom bruksområdet. I grundvatten kan spridning ske på flera sätt, dels genom förorening i löst form, dels med hjälp av partiklar. I båda fallen är spridningen beroende av grundvattnets flöde och dess strömningsriktning. Även via ytavrinning och ledningsgravar kan föroreningar spridas från området. Genom resuspension kan förorenat sediment bidra till föroreningsspridning. Från förorenat byggnadsmaterial kan spridning i första hand ske via damning.

Människor kan *exponeras* för förorening framför allt genom hudkontakt med jord eller byggnadsmaterial, inandning av damm och intag av jord. Delar av området är grusbelagda och inom dessa delar kan människor exponeras för förorening t.ex. genom damning eller hudkontakt. Inom de delar av området där det finns vegetation är risken för exponering via damning etc. liten. Odling av grönsaker bedöms inte förekomma inom bruksområdet. Även svamp- och bärplockning bedöms vara av mycket liten omfattning, men kan inte uteslutas helt (bl.a. växer smultron inom området). Exponeringsvägen är därför aktuell i ett längre tidsperspektiv om än i liten grad. Ingen grundvattentäkt finns inom bruksområdet eller i dess närhet och intag av dricksvatten (grundvatten) antas därför inte utgöra en exponeringsväg. Däremot kan grundvattnet i sig vara skyddsvärt, se kommentar nedan. Intag av dricksvatten via ytvattentäkten Långsjön kan teoretiskt utgöra en exponeringsväg. Hänsyn till detta tas genom att ytvattnet i sig anses skyddsvärt.

Aktuella *skyddsobjekt* utgörs främst av yrkesverksamma inom bruksområdet, eventuella besökande på fastigheten. Sjöarna Fjärden och Långsjön utgör skyddsobjekt i form av ytvatten. Sjöarna är recipient för den bäck som rinner genom området. Långsjön används som kommunal dricksvattentäkt för samhällena Länna och Almunge. Både yt- och grundvatten är skyddsvärda, i enlighet med förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön och Naturvårdsverkets utgångspunkter för efterbehandling (Naturvårdsverket, 2009b). Även ekosystemet i mark utgör skyddsobjekt. Vid Lännaholms bruk är marken redan påverkad av industriell verksamhet under lång tid. Marken utgörs också av fyllnadsmassor vilket i sig kan innebära begränsade förutsättningar för en god markmiljö. Enligt Naturvårdsverket (2009c) är det då acceptabelt att ställa något lägre skydds krav på markmiljön. De generella riktvärdena för mindre känslig markanvändning (d.v.s. industrimark) bedöms ge ett skydd för ca 50 % av arterna inom det förorenade området.

4.3 Spridningsberäkningar

4.3.1 Spridningsvägar och recipienter

Föroreningar kan spridas från området med grundvatten eller via ytavrinning. Grundvatten som strömmar genom förorenad mark för med sig föroreningar i löst form. De naturliga jordarterna i området utgörs av lera eller sandig morän. Inom stora delar av området överlagras de naturliga jordarterna av fyllnadsmassor av grusig, sandig karaktär. I dessa mer genomsläppliga jordlager kan föroreningar även spridas med partiklar. Tätande lerlager återfinns på varierande djup. Ytligt förekommande föroreningar kan också transporteras ut i bäcken och så småningom nå ytvattenrecipienterna Fjärden och Långsjön. Transport kan då ske av både partiklar och lösta föroreningar.

Grundvattenytans läge varierar inom bruksområdet. I samband med fältundersökningen i oktober 2008 uppmättes grundvattennivån ca 1,5-3 m under markytan. Markföroreningarna bedöms främst förekomma i det övre marklagret (fyllning), vilket innebär att

de återfinns över grundvattenytan. Det innebär en minskad risk för föroreningsspridning via grundvatten. I första hand är det därför via infiltrerande nederbörd, alternativt ytvavrinning, som föroreningarna kan spridas till bäcken.

Inom området finns sannolikt VA-ledningar som kan utgöra spridningsvägar för förorening. VA-ledningarnas läge har inte kunnat lokaliseras, trots kontakter med bl.a. fastighetsägaren och tidigare sågverksanställda.

Till en mindre del kan även ytnära förorening spridas från, eller inom, området via damning och yterosion, framför allt inom de delar av området som är grusbelagda. Risken för föroreningsspridning via damning etc. är mindre inom områden med vegetation (gräs, buskar, mindre träd).

4.3.2 Infiltration och grundvattenströmning

Föroreningsspridning i grundvattnet kan generellt ske dels i den omättade zonen, dels i den mättade zonen. Grundvattenflödet genom förorenade massor kan därför uppskattas på två olika sätt:

- vattenbalansberäkning
- grundvattengradient och hydraulisk konduktivitet

I det aktuella fallet där föroreningen ligger över grundvattenytan är ett horisontellt vattenflöde i jorden inte relevant. Beräkningarna i sin helhet finns redovisade i Bilaga A.

Grundvattenytan i området runt dopningsplatsen observerades > 1,7 m under markytan, vilket innebär att tillrinnande grundvatten i huvudsak sker under det tätare lerlagret i jord eller i berg. Eftersom föroreningarna huvudsakligen bedöms förekomma i fyllningen i det övre marklagret, genomströmmas det förorenade området därför endast av vertikalt infiltrerande nettonederbörd som, när den når tätande lera, avrinner horisontellt mot bäcken.

Det förorenade området runt dopningsplatsen uppskattas till omkring 1 000 m². Den effektiva nederbörden (d.v.s. nettonederbörden; nederbörd minskad med avdunstningen) för regionen är ca 270 mm/år. Under förutsättning att all avrinning bildar grundvatten ger detta en grundvattenbildning runt dopningsplatsen på ca 270 m³/år. Grundvattenflödet genom de förorenade massorna (i den omättade zonen, d.v.s. över grundvattenytan) blir då 270 m³/år.

Ytvattenflödet i området beräknas med hjälp av uppskattat tillrinningsområde på ca 9 km² och 270 mm/år till ca 2,43·10⁶ m³/år. Flödet genom föroreningen kommer då genomsnittligt spädas ca 9 000 gånger.

4.3.3 Beräkning av K_d-värde

Hur starkt en förorening är bunden till jordpartiklarna ges av det s.k. K_d-värdet. Ju hårdare bunden en förorening är, desto svårare har den att övergå till grundvatten och spridas den vägen. K_d är en fördelningskoefficient som beskriver förhållandet mellan halten i fast fas och löst fas. Ett högt K_d-värde visar på en starkare fastläggning i marken.

Ett platsspecifikt K_d-värde för bruksområdet beräknades utifrån det lakförsök som utfördes på ett samlingsprov från dopningsplatsen (SGI, 2009a). Lakförsöket utfördes

med avseende på metaller. Av resultaten, Tabell 1, framgår att de platsspecifika K_d -värdena är högre än de riktvärden som föreslås av Naturvårdsverket. Fastläggningen av metaller är således relativt stark.

Tabell 1. Beräknade platsspecifika K_d -värden vid Lännaholms bruk.

	Platsspecifikt K_d (l/kg)	Generella riktvärden (l/kg) (NV, 2009a)
Arsenik	600	300
Kadmium	500	200
Zink	1000	600

För dioxin används samma K_d -värde som i den generella riktvärdes-modellen.

4.4 Platsspecifika riktvärden för jord

Riktvärden grundar sig på vad som bedöms vara acceptabla risknivåer för människa och miljö. Riktvärdet anger en haltgräns som ska säkerställa att inga oönskade/skadliga hälsoeffekter uppkommer för vuxna eller barn vid den tänkta markanvändningen. Riktvärdet ska även ge ett skydd för miljön inom området och vid spridning till omgivande yt- och grundvatten. Det innebär att riktvärdet anger den föroreningshalt som kan lämnas kvar på området med acceptabel risk. Riktvärdet utgör inte automatiskt ett eventuellt åtgärds mål. Vid fastställande av mätbara åtgärds mål ska hänsyn även tas till teknik, ekonomi etc.

Naturvårdsverket har tagit fram generella riktvärden för ett antal olika föroreningar (Naturvårdsverket, 2009a). De generella riktvärdena utgår från vanliga förhållanden vid förorenade områden och är beräknade för att kunna användas nationellt för ett stort antal förhållanden. De generella riktvärdena finns framtagna för två olika typer av markanvändning (scenarier); känslig markanvändning (KM) respektive mindre känslig markanvändning (MKM).

Genom att ta fram platsspecifika riktvärden kan hänsyn tas till de lokala förhållandena i området. Det gäller t.ex. spridningsförutsättningarna på platsen, aktuella exponeringsvägar och lokala/regionala bakgrundshalter.

För Lännaholms bruk beräknades platsspecifika riktvärden för dioxin, arsenik, kadmium och zink.

4.4.1 Modell för platsspecifika riktvärden

Den modell som användes för att beräkna platsspecifika riktvärden för Lännaholms bruk utgörs av Naturvårdsverkets beräkningsmodell (Naturvårdsverket, 2009a). Till modellen hör ett beräkningsverktyg (Excel-baserat, version 1.0) som användes för att ta fram platsspecifika riktvärden.

Jämfört med de generella riktvärdena gjordes justeringar avseende vissa platsspecifika parametrar, se Tabell 2 samt Bilaga A och B. I stället för den transportmodell för grundvatten som används i riktvärdesmodellen gjordes ett antagande om att utspädningsfak-

tor är 1 för porvatten – grundvatten. Detta eftersom det förorenade området endast genomströmmas av infiltrerande nettonederbörd som, när den når tätare lera, avrinner horisontellt mot bäcken. Någon utspädning av annat tillrinnande grundvatten bedöms därför inte ske, se avsnitt 4.3.2 ovan. För K_d -värden, se Tabell 1 ovan.

Tabell 2. *Platsspecifika parametrar vid Lännaholms bruk, använda för beräkning av platsspecifika riktvärden.*

	Enhet	Platsspecifik parameter	NV:s riktvärdesmodell – defaultvärden (MKM)
Grundvattenbildning	mm/år	270	100
Hydraulisk konduktivitet	m/s	$1 \cdot 10^{-3}$	$1 \cdot 10^{-5}$
Hydraulisk gradient	m/m	0,01	0,03
Akvifärens mäktighet	m	0,7	10
Storlek förorenat område	m*m	30x33	50x50
Flöde i rinnande vattendrag	m ³ /s	0,077	0,0317
Jordens densitet	ton/m ³	1,8	1,5
Intag av växter	kg/dag	Barn 0,25, vuxna 0,4 varav 0,1 % från området	0

Jordens densitet antogs vara 1,8 ton/m³, p.g.a. att slagg använts som fyllnadsmaterial. Det förorenade områdets storlek uppskattades utifrån avgränsningen i SGI, 2009a. Flödet i bäcken justerades utifrån bedömningar i fält och överslagsberäkningar (se Bilaga A).

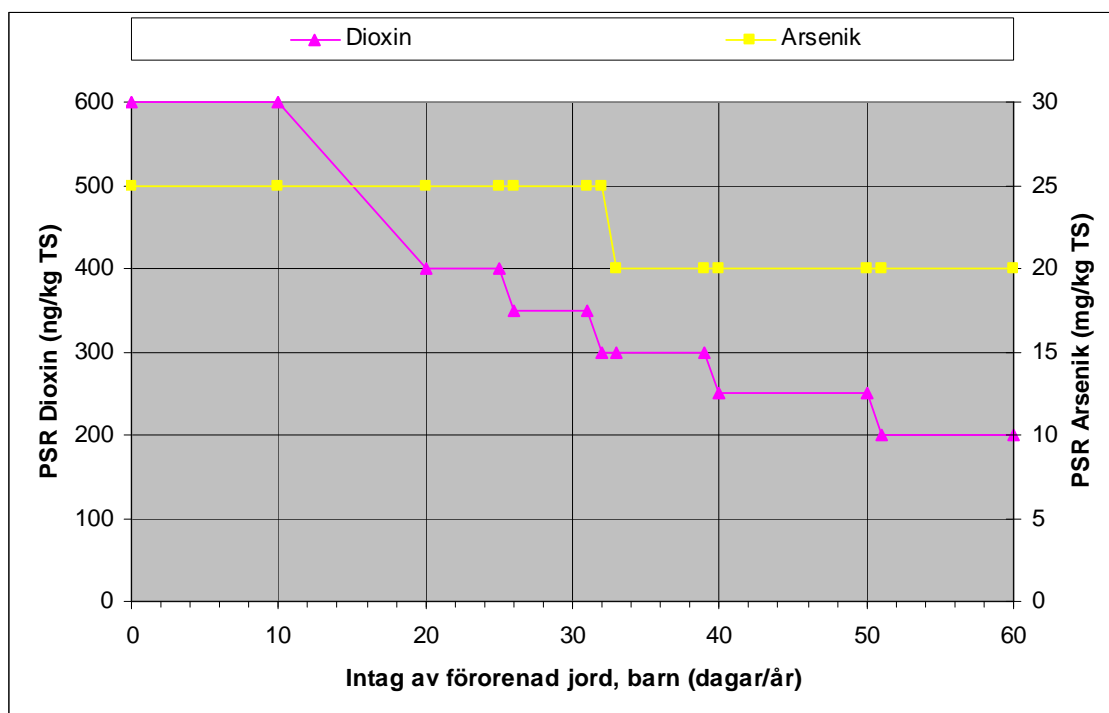
Som bakgrundshalter användes uppmätta halter i ett referensprov (samlingsprov av jord i skogsområdet sydost om bruksområdet, se vidare SGI, 2009a där även jämförelser görs med normala bakgrundshalter för Sverige (Naturvårdsverket 1999c).

Markanvändningen är av betydelse, eftersom den styr de aktiviteter som kan förväntas förekomma och därmed vilka grupper som kan exponeras och i vilken omfattning detta kan ske. Markanvändningen påverkar också vilka krav som ställs på skydd av markmiljön i området. Riskbedömningen ska täcka in variationer och mindre ändringar i markanvändningen och ska också vara långsiktigt rimlig. Det betyder att exponeringsvägar som idag inte är aktuella ändå kan behöva tas med i det scenario som används vid beräkning av platsspecifika riktvärden. För Lännaholms bruk togs därför exponeringsvägen intag av växter med, även om denna exponeringsväg inte bedöms vara viktig i dagsläget. Däremot bedöms inte exponeringsvägen intag av grundvatten vara relevant vare sig idag eller i framtiden med tanke på de geologiska förutsättningarna (jämför övergripande åtgärds mål, avsnitt 4.1).

Markanvändning och exponeringssituation på området bedöms i huvudsak vara lika som Naturvårdsverkets scenario Mindre Känslig Markanvändning, d.v.s. MKM (Naturvårdsverket, 2009a). Scenariot innebär att människor vistas under en begränsad tid på

platsen och att markens ekologiska funktion är något mindre skyddsvärd eftersom det är ett område med industriell verksamhet. I huvudsak användes samma exponeringsvägar och exponeringsparametrar som i MKM-scenariot. Dock togs exponeringsvägen intag av växter med här, med antagandet att 0,1 % av den årliga konsumtionen av frukt och grönsaker kommer från området (att jämföra med 10 % i det vanliga KM-scenariot). Detta motsvarar ca 150 g/år av bär eller dylikt från området för en vuxen person, vilket bedöms vara en konservativ uppskattning. I dagsläget är området inhägnat, vilket innebär att tillgängligheten är begränsad.

Vid beräkningarna användes den generella exponeringstiden 200 dagar/år för vuxen och 60 dagar/år för barn för MKM-scenariot. I det aktuella fallet vid Lännaholms bruk bedömdes detta vara en konservativ uppskattning, i synnerhet när det gäller barns exponering. I det aktuella fallet är riktvärdesmodellen känslig för intag av förorenad jord. En känslighetsanalys genomfördes därför för exponeringstiden för barn. Som framgår av Figur 2 ökar det platsspecifika riktvärdet (PSR) för dioxin då antalet exponeringsdagar per år minskar. Vid default-värdet 60 dagar/år är PSR för dioxin 200 ng/kg TS. Vid intag 39 dagar/år ökar PSR för dioxin till 300 ng/kg TS. Arsenik är inte lika känsligt, vid intag mindre än 32 dagar per år ökar PSR för dioxin från 20 till 25 mg/kg TS. Zink är inte känsligt för olika exponeringstider. Känslighetsanalysen ligger till grund för bedömningen av saneringsbehov (avsnitt 4.11.2).



Figur 2. Platsspecifika riktvärdets känslighet för dioxin och arsenik vid barns varierande intag av förorenad jord.

Vidare innebär MKM-scenariot att grundvatten 200 m nedströms området skyddas och att ytvatten i omgivningen skyddas. I detta fall utgörs närmaste ytvattenrecipient av den bäck som rinner genom området. Flödet i denna bäck justerades enligt Tabell 2 ovan.

Markmiljön skyddas till MKM-nivå, d.v.s. så att 50 % av arterna i markekosystemet skyddas.

4.4.2 Beräkning av platsspecifika riktvärden

En beräkning av platsspecifika riktvärden för jord enligt Naturvårdsverkets riktvärdesmodell (Naturvårdsverket, 2009a) och med ovanstående platsspecifika parametrar, ger följande värden enligt Tabell 3. I Bilaga B redovisas beräkningarna. I tabellen kommenteras också vad som är styrande för riktvärdet. För arsenik och kadmium höjdes det platsspecifika riktvärdet något jämfört med de preliminära beräkningarna, SGI 2009b. Detta beror på att antagen konsumtion av växter från platsen reviderades.

Tabell 3. Beräknat platsspecifikt riktvärde samt Naturvårdsverkets generella riktvärde för mindre känslig markanvändning (MKM).

Ämne	Enhet	Platsspecifikt riktvärde	Styrande för riktvärdet	Generellt riktvärde, MKM (NV, 2009a)
Dioxin	ng/kg TS (WHO-TEQ)	200	Intag av jord + exponering från andra källor	200
Arsenik	mg/kg TS	20	Intag av jord	25
Kadmium	mg/kg TS	20	Skydd av markmiljö	15
Zink	mg/kg TS	500	Skydd av markmiljö	500

I Tabell 4 redovisas det hälsobaserade riktvärdet och det miljöriskbaserade riktvärdet separat. Av tabellen framgår tydligt att det i vissa fall är effekterna på miljön (markmiljön) som är styrande för det sammanvägda riktvärdet, och i andra fall är det hälsoriskerna. Av beräkningarna (se vidare Bilaga B) framgår också att exponeringsvägen intag av jord har störst betydelse för hälsoriktvärdet för alla aktuella ämnen. Även intag av växter har stor betydelse, främst för zink och kadmium. Genom att studera vilken exponeringsväg eller riskfaktor som är dominerande, kan man optimera eventuella saneringsåtgärder så att riskreduceringen blir så effektiv som möjligt.

Tabell 4. Hälsoriskbaserat respektive miljöriskbaserat platsspecifikt riktvärde för industriområdet (Lännaholms bruk). Fet, kursiv stil anger styrande riktvärde.

Ämne	Enhet	Hälsobaserat riktvärde	Miljöriskbaserat riktvärde		
			Markmiljö	Ytvatten	Grundvatten
Dioxin	ng/kg TS (WHO-TEQ)	190	2000	1800	310
Arsenik	mg/kg TS	20	40	1600	240
Kadmium	mg/kg TS	26	20	90	100
Zink	mg/kg TS	110 000	500	22 000	4 800

Om markanvändningen väsentligen förändras (t.ex. bostäder istället för industrier), så kan inte de framräknade platsspecifika riktvärdena anses gälla eftersom bl.a. förutsättningarna för exponering då kan antas bli annorlunda.

4.5 Avgränsning och föroreningsmängder

En preliminär avgränsning av den dioxinförorenade jorden runt doppningsplatsen (delområde 6) gjordes i SGI, 2009a. Avgränsningen baserar sig på MKM-riktvärdet 200 ng/kg TS (WHO-TEQ) och en översiktlig beräkning. Den avgränsade ytan vid doppningsplatsen uppskattas till ca 1000 m². Det genomsnittliga föroreningsdjupet antas vara 1 m, vilket innebär att volymen förorenade massor kan uppskattas till 1000 m³ (motsvarande ca 1 800 ton). Mängden dioxiner/furaner i det avgränsade området runt doppningskaret uppskattas grovt till 5 g (WHO-TEQ). Metallföroreningarna bedöms ha en större utbredning, beroende på att föroreningarna har samband med fyllningsmaterialet i området. Med nuvarande dataunderlag är det inte möjligt att avgränsa metallföroreningarna i delområde 6.

Även inom det område som tidigare använts för virkesupplag (delområde 9) finns dioxinförorening. SGI:s bedömning är att yttlig dioxinförorening kan förekomma fläckvis inom hela detta område, och att det inte är möjligt att avgränsa var halterna är förhöjda. Se vidare under avsnitt 4.6.2.

Dioxinföroreningen härrör från impregnering – d.v.s. sågverksamheten, medan metallföroreningen bedöms ha sitt ursprung i järnbruksverksamheten. Detta har betydelse för arbetet med åtgärdsutredningen (se kapitel 5), eftersom föreliggande rapport fokuserar på sågverksamhetens föroreningar. Styrande förorening för ev. åtgärder blir därmed dioxin.

4.6 Bedömning jord

4.6.1 Delområde 6, doppningsplats

Arsenik är akuttoxiskt, och den halt som brukar användas som jämförelsevärde vid bedömning av akuttoxicitet är 100 mg/kg TS (Naturvårdsverket, 2009a). I området runt doppningsplatsen påträffades inga arsenikhalter över denna nivå (SGI, 2009a). På annan plats inom Lännaholms bruksområde (lagerplats vid infarten) påträffades akuttoxiska halter av arsenik tidigare (Ramböll, 2007) i fyllning. Likartad fyllning kan finnas runt doppningsplatsen och det går därför inte att helt utesluta att akuttoxiska halter kan förekomma även där. I de ytnära samlingsprov som togs inom f.d. områden för virkesupplag var arsenikhalterna låga. Risken att människor (främst barn) ska exponeras för akuttoxiska halter i jord i anslutning till doppningsplatsen bedöms som mycket liten, men kan inte uteslutas helt.

De beräknade platsspecifika riktvärdena är i samma storleksordning som de generella riktvärden som användes vid beskrivning av föroreningssituationen i Delrapport 1 (SGI, 2009a). Det innebär att slutsatserna avseende föroreningssituationen i stort blir desamma. Metaller (arsenik och zink) samt dioxin förekommer i halter över det platsspecifika riktvärdet i området runt doppningsplatsen (delområde 6). Föroreningarna bedöms i huvudsak förekomma i det övre markskiktet (0-1 m u my). Halterna av kadmium är förhöjda jämfört med bakgrundshalten, men är betydligt lägre än det platsspecifika riktvärdet. Kadmium diskuteras därför inte vidare i riskbedömningen.

En statistisk bearbetning av data avseende delområde 6 gjordes och redovisas i Tabell 5 (se även Bilaga C). Data omfattar resultat från SGI:s undersökning 2008-2009 samt

Rambölls undersökning 2007. Av tabellen framgår att om den representativa halten anges som UCLM95-värdet (d.v.s. med 95 % sannolikhet är den verkliga medelhalten lägre) så överskrider det platsspecifika riktvärdet för både zink och dioxin. För arsenik överskrider riktvärdet marginellt. Förorening av arsenik och zink är mer utbredd än dioxin, vilket kan förklaras av föroreningarnas härkomst (slagg/fyllning respektive spill/läckage från dopningen). Slutsatsen är att eftersom den representativa halten (UCLM95) överskrider det platsspecifika riktvärdet så innebär föroreningssituationen avseende jord en oacceptabel risk för människor och miljö.

Tabell 5. Statistisk bearbetning av analysdata från dopningsplatsen (delområde 6). När flera analyser från samma provpunkt finns, användes översta nivån.

	Arsenik	Zink	Dioxin
Antal analyser	17	17	20
Maxhalt, fördelningsfri	27 mg/kg TS	4 300 mg/kg TS	7 800 ng/kg TS (WHO-TEQ)
Medelhalt, lognormal	15 mg/kg TS	1 714 mg/kg TS	198 ng/kg TS (WHO-TEQ)
UCLM95 (Chebyshevs fördelningsfri)	21 mg/kg TS	2 809 mg/kg TS	2 159 ng/kg TS (WHO-TEQ)
Platsspecifikt riktvärde (enl. beräkning Tabell 3)	20 mg/kg TS	500 mg/kg TS	200 ng/kg TS (WHO-TEQ)
Andel av området som överskrider platsspecifikt riktvärde	22 %	51 %	15 %

4.6.2 Delområde 9, virkesupplag

Ytliga samlingsprover (0-0,2 m u my) från det f.d. virkesupplaget (delområde 9) visade ställvis på förhöjda halter av dioxin, arsenik och zink. Kompletterande dioxinanalyser utfördes senare på delprov av tre samlingsprov. I Tabell 6 redovisas statistik avseende analysdata. Den representativa halten, angiven som UCLM95, är 235 ng/kg TS (WHO-TEQ), vilket överskrider det platsspecifika riktvärdet. Det platsspecifika riktvärdet för dioxin är satt utifrån exponeringsvägen intag av jord (samt exponering från andra källor), se Tabell 3 ovan. Dioxinföroreningen antas härröra från virke som efter impregneringen droppat överflödigt impregneringsvätska på virkesupplaget. Det innebär att föroreningen endast bedöms förekomma i ytnära jord och sporadiskt över hela upplagsplatsen (7 % av området överskrider platsspecifikt riktvärde enligt Tabell 6 nedan). Resultat från analys av jordprover pekar på att stora delar av det f.d. virkesupplaget är dioxinhaltarna låga (t.ex. samlingsprov 2 och 5). Om delprov hade analyserats även från samlingsprov 2 och 5 (med lägre halter än samlingsprov 1, 3 och 4) hade UCLM95-värdet för hela delområde 9 blivit lägre och antagligen inte överskridit det platsspecifika riktvärdet. Förmodligen är föroreningutbredningen heterogen, och det går inte att utifrån befintligt dataunderlag avgränsa var halterna är förhöjda/över riktvärdet. Av totalt 17 analyserade prover hade två förhöjda halter (>200 ng/kg TS WHO-TEQ) på djupet 0-0,2 m. Eftersom dioxinföroreningen förekommer i ytligt jord finns risk för exponering för människor som rör sig i området och kommer i kontakt med jorden. Risken bedöms dock som måttlig eftersom endast en liten del av området (7 %) bedöms ha dioxinhalt över det platsspecifika riktvärdet.

Tabell 6. Statistisk bearbetning av analysdata från virkesupplaget (delområde 9).

Dioxin	
Antal analyser	17
Maxhalt, fördelningsfri	490 ng/kg TS (WHO-TEQ)
Medelhalt, lognormalfördelning	68 ng/kg TS (WHO-TEQ)
UCLM95 (Chebyshevs fördelningsfri)	235 ng/kg TS (WHO-TEQ)
Platsspecifikt riktvärde (enl. beräkning Tabell 3)	200 ng/kg TS (WHO-TEQ)
Andel av området som överskrider platsspecifikt riktvärde	7 %

I de ytliga proven analyserades fem samlingsprov (inga delprov) med avseende på metaller, se Tabell 7. Halterna är ungefär i nivå med den lokala bakgrundshalten, och under det platsspecifika riktvärdet. Riskerna för människa och miljö bedöms därför som små när det gäller metaller i ytlig jord.

Tabell 7. Rapporterade halter i ytlig jord, jämfört med bakgrundshalt och platsspecifikt riktvärde.

	Arsenik	Zink
Antal analyser	5	5
Rapporterad halt	6 - 12 mg/kg TS	49 - 291 mg/kg TS
Bakgrundshalt (referensprov Lännaholm)	11 mg/kg TS	116 mg/kg TS
Platsspecifikt riktvärde (enl. beräkning Tabell 3)	20 mg/kg TS	500 mg/kg TS

4.7 Bedömning grundvatten

Det ställs höga generella krav på skydd av grundvattenresurser i Sverige. Det nationella miljömålet "Grundvatten av god kvalitet" riktar in sig på grundvattnets betydelse för dricksvattenförsörjningen, men även att grundvattnet påverkar miljön i sjöar och vattendrag. Kravet på skydd av ytvatten finns även i EU:s vattendirektiv och i förslaget till grundvattendirektiv.

Inom de delar av Lännaholms bruk där sågverksamhet bedrivits påträffades förhöjda halter av metaller i grundvattnet. Halterna är dock att betrakta som låga vid en jämförelse med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket, 1999a). Även petroleumkolväten påträffades i låga halter i grundvattnet inom bruksområdet. Halterna underskrider SPIMFAB:s riktvärden (Kemakta, 2005). Dioxin påvisades i grundvatten intill doppningsplatsen (0,0026 ng/l, WHO-TEQ). Halten är högre än det haltkriterium som används som indata i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell ($C_{crit-gw}$ 0,0002 ng/l, WHO-TEQ, vilket är 10 % av det nederländska interventionsvärdet).

Resultaten visar att grundvattnet är påverkat av den industriella verksamhet som pågått inom området. Det förorenade grundvattnet bedömdes inte utgöra någon direkt risk för

människors hälsa i nuläget, eftersom grundvattnet inte utnyttjas för dricksvatten eller bevattning. Dessutom saknas naturliga förutsättningar att ta ut grundvatten för dricksvattenändamål i någon större mängd inom eller i anslutning till området. Däremot innebär framför allt förekomsten av dioxin i grundvattnet i anslutning till doppningsplatsen en viss risk för förorenings-spridning. Beräkningarna visar dock att det förorenade grundvattnet kan antas spädas ca 9 000 ggr vid utflöde till bäcken, från uppmätt 2,6 pg/l i R-PG till 0,289 fg/l. Det beräknade värdet kan jämföras med uppmätt värde i ytvattnet, 0,014 pg/l (14 fg/l).

4.8 Bedömning ytvatten

Bäcken som rinner genom bruksområdet utgör ett mindre vattendrag, och bedöms inte vara speciellt skyddsvärt, med undantag för att den utgör transportväg till skyddsvärd ytvattenrecipient (sjöarna Fjärden och Långsjön).

Föroreningshalter i ytvattnet undersöktes med hjälp av passiva provtagare som placerades i bäcken. För både metaller och dioxin var halterna i nedströmsprovet högre än i uppströmsprovet, vilket tyder på påverkan från bruksområdet (se vidare SGI 2009a). Halterna var dock låga och i nivå med de halter som normalt rapporteras från naturliga vattendrag (Naturvårdsverket, 1999b; SGI 2009a). Ytterligare utspädning och eventuell fastläggning innebär att föroreningshalterna bedöms bli mycket låga innan vattnet når sjöarna.

Den mängd föroreningar (dioxiner/furaner) som härrör från bruksområdet och som via bäcken når Långsjön (ytvattentäkt) bedöms vara försumbara. Uppmätt dioxinhalt i nedströms i bäcken var 14 fg/l. Enligt en grov beräkning uppgår den mängd dioxin som via bäcken transporteras bort från området till ca 34 µg (WHO-TEQ)/år, att jämföra med den totala mängden dioxin kring doppningsplatsen som uppskattas till ca 5 g (WHO-TEQ). Beräkningen är baserad på ett uppskattat flöde i bäcken på 77 l/s (justerat från tidigare uppskattning, 135 l/s, i Delrapport 1, SGI 2009a). Om dioxinhalten i bäcken varit i nivå med vad som anges som normal bakgrundshalt, 10 fg/l (Naturvårdsverket, 2009a), hade föroreningstransporten av dioxin uppgått till ca 24 µg (WHO-TEQ)/år med samma vattenflöde, d.v.s. i samma storleksordning.

4.9 Bedömning sediment

De sedimentprov som provtogs i bäcken visar förhöjda metallhalter både uppströms (d.v.s. referensprov) och nedströms sågverksområdet, vilket tyder på en allmän föroreningsbelastning i området i och kring Lännaholms bruk. Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (NV, 1999b) kan de uppmätta halterna i sedimenten för vissa metaller innebära risk för negativa biologiska effekter (klass 3-4 av fem tillståndsklasser).

De uppmätta dioxinhalterna i sedimentproven tyder på en föroreningspåverkan från området, eftersom halterna är högst nedströms. Enligt en klassificering från Statens forurensningstilsyn (2007) i Norge visar halten i nedströms-provet (28 ng/kg TS, WHO-TEQ) en viss föroreningspåverkan. För dioxinhalt 30-100 ng/kg TS (WHO-TEQ) i marina sediment anges att det finns risk för "kroniska effekter vid långtidsexponering". Det innebär att utifrån rapporterad halt bedöms det finnas en liten risk för negativ miljöpåverkan (som dock är sötvattensediment). Vid en jämförelse med kanadensiska kriterier (www.ec.gc.ca/ceqg-rcqe/English/Html/GAAG_DioxinsFuransSediment_e.cfm) avse-

ende sötvattenssediment är den rapporterade halten i nedströmsprovet över det s.k. PEL-värdet på 21,5 ng/kg/TS (WHO-TEQ). PEL-värdet motsvarar en halt i sedimenten där ekologiska effekter kan uppstå.

Föroreningarna i sedimenten bedöms inte utgöra någon hälsorisk, eftersom människor knappast kommer i kontakt med sedimenten. Vare sig bad eller fiske är aktuellt i bäcken. Eventuell miljöpåverkan från de förorenade sedimenten bedöms vara lokal, även om risk för föroreningsspridning via t.ex. resuspension inte kan uteslutas.

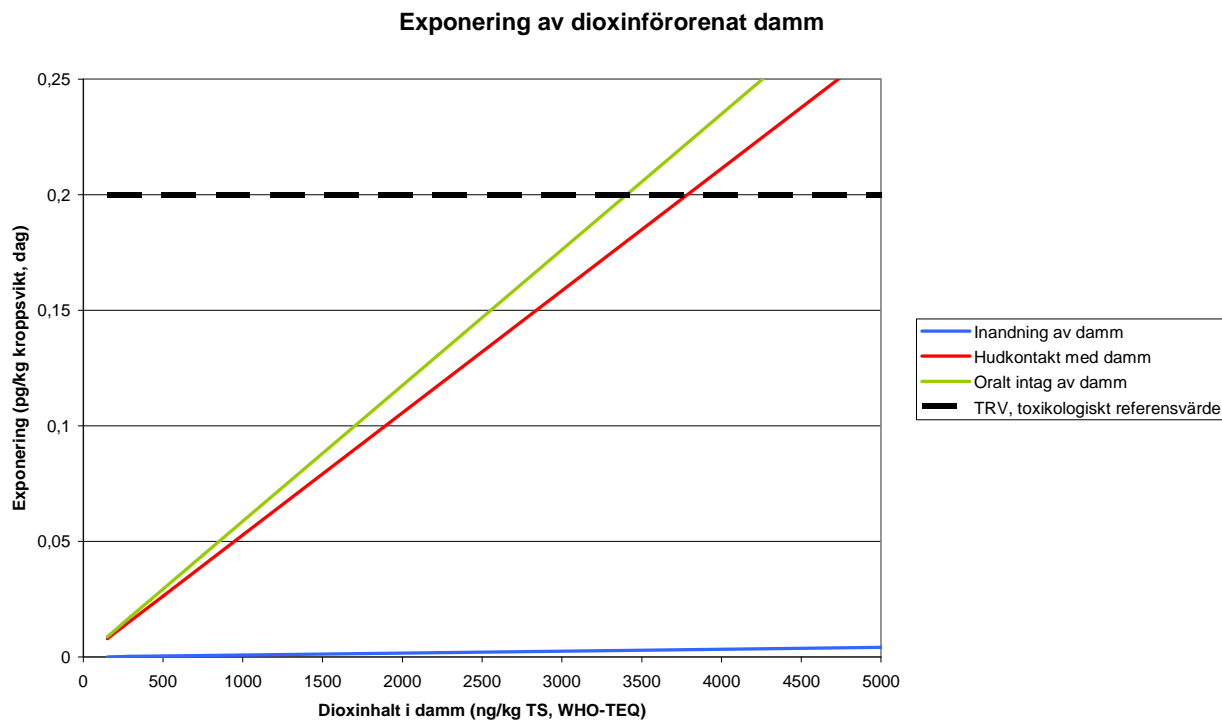
4.10 Bedömning byggnadsmaterial

Resultat från provtagning av byggmaterial visade på förhöjda halter av dioxiner/furaner i framför allt ett golvprov (1000 ng/kg TS), se SGI 2009a. Att det är ett samlingsprov (bestående av tre delprov) innebär att något delprov har en högre halt, d.v.s. att halten i enstaka punkter kan vara högre. Lokalen är stor, ca 500 m², och SGI:s bedömning är att det inte går att göra någon avgränsning på golvet var dioxinhalten är förhöjd.

De medier inom fabrikslokalen som kan vara potentiellt förorenade är betong, damm och lösa partiklar samt luft. Exponering för förorenat byggnadsmaterial bedöms i huvudsak ske genom inandning av damm, oralt intag av damm samt hudkontakt med damm. Även hudkontakt med (fasta) byggnadsytor samt inandning av ångor som avges från byggnadsmaterial skulle kunna vara möjliga exponeringsvägar.

Inom stora delar av fabriksbyggnaden vid Lännaholms bruk utgörs ytskiktet på golv och väggar av betong. Till största delen bedöms betongen vara hård (huggmejsel krävdes för att ta prover) och risken för exponering via damm bedöms som liten. Ställvis är betongen spröd, och där finns det risk för att flagor och småbitar lossnar. Det innebär också en risk för exponering genom damning etc. för dem som vistas i lokalen, liksom risk för föroreningsspridning (damm som sprids både inom lokalen och från lokalen till omgivningen). Lokalen används idag för såg- och snickeriverksamhet. Denna verksamhet genererar i sig en stor mängd damm och sågspån. Med dagens användning av fabriksbyggnaden i Lännaholm vistas inga barn i lokalen. Vistelsetiden för vuxna uppskattas enligt en muntlig uppgift till i genomsnitt 10 timmar per vecka.

I Figur 3 redovisas överslagsberäkningar av exponeringen från de tre viktigaste exponeringsvägarna. Beräkningarna är baserade på att en vuxen vistas i lokalen vid ca 75 tillfällen per år (SGI:s bedömning). Exponeringsdoserna jämförs mot tillåten andel av tröskelvärdet för dioxin (10 % av TDI, tolerabelt dagligt intag) enligt Naturvårdsverkets riktvärdesmodell (Naturvårdsverket, 2009a). Observera att Naturvårdsverkets beräknade riktvärden tar hänsyn till att summan av alla exponeringsvägar inte ska överskrida tröskelvärdets andel, i diagrammet nedan redovisas varje exponeringsväg för sig. Av diagrammet framgår att exponeringsvägen inandning av damm är av underordnad betydelse. Oralt intag av damm (t.ex. att man via damm på händerna får in damm i munnen) är enligt diagrammet den viktigaste exponeringsvägen. Även hudkontakt med damm är en viktig exponeringsväg. Av diagrammet framgår också att det är först vid dioxinhalter på 3000-3500 ng/kg TS (WHO-TEQ) som det toxikologiska referensvärdet riskerar att överskridas.



Figur 3. Beräknad exponering av dioxinförorenat damm, utifrån Naturvårdsverkets riktvärdesmodell.

Dioxinhalten i damm har inte undersökts i Lännaholm. Den kan förväntas påverkas av bl.a. halter i aktuella byggnadsmaterial, typ av byggnadsmaterial, luftomsättning och pågående verksamhet. SGI:s bedömning är att dioxinhalten i damm i Lännaholm är lägre än vad som uppmättes i samlingsprovet i betong. SGI bedömer att föroreningssituationen avseende förhöjda dioxinhalten i betonggolvet innebär en viss hälsorisk. En förändrad användning av lokalen kan ge en annorlunda och förstärkt riskbild.

4.11 Samlad riskbedömning och bedömning av saneringsbehov

4.11.1 Samlad riskbedömning

De mest betydande föroreningarna inom området (Lännaholms bruk – delar med anknytning till sågverksamhet) utgörs av dioxin, arsenik och zink. Beträffande kadmium, se avsnitt 4.6. Föroreningarna finns i jord, grundvatten, sediment och byggnadsmaterial.

I nuläget utgörs skyddsobjekten av yrkesverksamma och besökande inom området samt sjöarna Fjärden och Långsjön (ytvattenrecipient och kommunal dricksvattentäkt). Även markmiljön och grundvattnet utgör skyddsobjekt i vid bemärkelse.

Riskerna för negativa *hälsoeffekter* bedöms i första hand vara förknippade med de förhöjda halterna av metall och dioxin runt dopningsplatsen och exponering via intag av jord (och växter), samt i viss mån även dioxinhalten i fabrikslokalen.

Miljöeffekter i form av försämrad markmiljö kan förväntas runt dopningsplatsen p.g.a. föroreningshalterna i jorden. Även i bäckens sediment finns viss risk för negativ miljö-

påverkan. Grundvattnet i området närmast doppningsplatsen är påverkat av föroreningar. I ytvattnet (bäcken) syns förhöjda halter nedströms bruksområdet, men halterna är låga.

Risk för förorenings-spridning ut från området finns framför allt via förorenat grundvatten och i liten utsträckning via ytvatten (bäcken). Utspädningen till skyddsvärd recipient (Långsjön) bedöms vara mycket stor.

Långtidseffekter. Så länge föroreningskällorna finns kvar (framför allt förorenad jord, förorenat grundvatten, förorenat byggnadsmaterial) finns risk för fortsatt exponering för människor som vistas inom området samt risk för fortsatt förorenings-spridning.

4.11.2 Bedömning av saneringsbehov

Sammantaget görs bedömningen att det finns ett påtagligt saneringsbehov av det förorenade området, för att riskerna för hälsa och miljö ska vara acceptabla på både kort och lång sikt. Av störst betydelse bedöms risken vara för att människor exponeras för föroreningarna via förorenad jord och förorenat byggmaterial.

Saneringsbehovet bedöms vara störst i området vid dopningsplatsen (delområde 6). Med en representativ halt av dioxin som överskrider det platsspecifika riktvärdet och en rapporterad maxhalt på 7 800 ng/kg TS, WHO-TEQ (Ramböll, 2007) bedöms hälsoriskerna på lång sikt som oacceptabel. Även risken för markmiljö och risken för förorenings-spridning bedöms som stor inom delområdet. Inom området finns även metallhalter (arsenik, zink) som pekar på ett saneringsbehov.

För delområde 9 (virkesupplag) där dioxin förekommer i yttlig jord är bedömningen det inte finns ett behov av sanering, trots att det framräknade UCLM95-värdet överskrider det platsspecifika riktvärdet. Utgångspunkten är att om hänsyn tas till de samlingsprov med lägre dioxinhalter från området så skulle den representativa halten bli lägre och inte överskrida det platsspecifika riktvärdet. Den risk som finns med dioxinförekomsten i området är förknippad med människors hälsa, däremot bedöms inte riskerna för miljön vara av betydelse. För hälsoriskerna är exponeringsvägen intag av jord styrande för det platsspecifika riktvärdet. Barns vistelsetid på området har stor betydelse. Vid beräkningen av det platsspecifika riktvärdet är exponeringstiden vald utifrån MKM-scenariet (60 dagar/år), vilket innebär en konservativ uppskattning. I verkligheten är vistelsetiden för barn antagligen betydligt lägre, i synnerhet eftersom området är inhägnat i dagsläget, och exponeringsnivån bedöms därför bli acceptabel.

När det gäller dioxin i fabriksbyggnaden bedöms hälsoriskerna som måttlig i dagsläget. Riskbilden kan förändras (t.ex. genom en ändrad användning av lokalen) och ett saneringsbehov kan därför finnas. 24

Genom att åtgärda fabrikslokalen kan man möjliggöra att lokalerna kan nyttjas även för andra typer av verksamhet i framtiden. Även risken för förorenings-spridning på lång sikt bedöms som viktig och pekar på ett åtgärdsbehov.

5 FÖRENKLAD ÅTGÄRDSUTREDNING

5.1 Åtgärdsförutsättningar

Riskbedömningen pekar på att arsenik, zink och dioxin är dimensionerande föroreningar inom området och därmed styrande för val av åtgärder. Föroreningarna förekommer i jord, grundvatten, byggmaterial och i viss mån i sediment och ytvatten. Ur risksynpunkt bedöms förekomsten i jord och byggmaterial som viktigast.

Riskbedömningen pekade också på att exponeringsvägen intag av jord har störst betydelse för hälsorisken, framför allt när det gäller dioxin och arsenik. Spridning av dioxin till yt- och grundvatten bedömdes utgöra den största miljörisken.

De områden som i riskbedömningen pekas ut som aktuella för efterbehandlingsåtgärder är området runt doppningsplatsen (delområde 6) och f.d. virkesupplag (delområde 9), liksom fabrikslokalen. En preliminär avgränsning av det dioxinförorenade området runt doppningsplatsen har gjorts och redovisas i SGI, 2009a.

Åtgärdsutredningen fokuserar på dioxin-förorening, eftersom denna beror på sågverksamheten. Metallförorening behandlas översiktligt och i den mån föroreningen förekommer i anslutning till dioxinförorening (dopningsplats).

Förutom de rena riskfaktorerna (föroreningarnas farlighet, mängd, exponeringssituation etc.) finns det ett urval av andra aspekter som påverkar valet av åtgärd för efterbehandling. Exempel på sådana övriga aspekter som måste beaktas då de olika åtgärdsalternativen bedöms är att:

- Marken utgörs i huvudsak av fyllning av sandig/grusig karaktär.
- Förorening förekommer i huvudsak över grundvattenytan.
- Det dioxinförorenade området runt doppningsplatsen har avgränsats relativt väl. Volymen dioxinförorenade massor runt doppningsplatsen bedöms som liten (ca 1000 m³), enligt Naturvårdsverkets kriterier (Naturvårdsverket, 1999c).
- Dioxinföroreningen på virkesupplaget inte har avgränsats.
- Ev. spillvattenledningar i området inte har kartlagts.
- Förändrade geokemiska förhållanden (t.ex. redox) kan ge förändrad utlakning av arsenik.

Även de övergripande åtgärdsåtgärder som finns framtagna (se avsnitt 4.1 ovan) utgör underlag för åtgärdsutredningen. Vidare pekar Naturvårdsverket (2009b) i sin nya rapport avseende efterbehandling på aspekter som bör vara vägledande vid val av efterbehandlingsåtgärder, t.ex.:

- Efterbehandlingsåtgärder bör reducera miljö- och hälsoriskerna så långt det är tekniskt möjligt och ekonomiskt rimligt.
- Åtgärder bör vara av engångskaraktär.
- Efterbehandlingsåtgärder bör utföras så att den planerade framtida markanvändningen begränsas så lite som möjligt.

- Kvarlämnas förorening i fast fas bör skyddsåtgärder eftersträvas som reducerar riskerna i motsvarande mån eller som har motsvarande skyddseffekt som om massorna hade omhändertagits på deponi.

5.2 Åtgärdsmetoder

Det finns ett stort antal möjliga åtgärdsmetoder och kombinationer av metoder som kan användas vid efterbehandling av förorenade områden. Åtgärder som syftar till en reduktion av exponerings- och spridningsriskerna vid ett förorenat område kan delas in i:

- *In situ* tekniker: åtgärder som utförs på plats utan att de förorenade massorna behöver grävas upp.
- *On site* tekniker: åtgärder som utförs på plats på uppgrävda massor.
- *Ex situ* tekniker där uppgrävda massor behandlas eller deponeras på annan plats.

Urvalet av möjliga behandlingsmetoder begränsas bl.a. av de aktuella föroreningarnas karaktär. Andra aspekter att beakta är föroreningarnas utbredning, krav på rening och den framtida markanvändningen. För vissa av metoderna krävs att de förorenade massorna grävs upp och därefter behandlas/omhändertas. Vid en översiktlig utvärdering bedömdes följande metoder som tekniskt möjliga för de aktuella föroreningarna (dioxin, arsenik, zink):

- schaktning/uppgrävning
- deponering

Metoderna beskrivs kortfattat nedan. Eftersom endast dessa metoder utreds benämns avsnittet förenklad åtgärdsutredning. I efterhand har ett tillägg gjorts beträffande delyta 3 inom delområde 9. Här bedömdes att förutom schaktning/uppgrävning och deponering kan även täckning vara tekniskt möjlig.

Det finns dock ett flertal metoder för behandling av förorenad jord, t.ex. markventilering, elektrokinetisk rening och biologisk nedbrytning men dessa bedöms inte vara aktuella (tekniskt möjliga) p.g.a. de aktuella föroreningarnas karaktär. Andra metoder, t.ex. termisk behandling, jordtvätt och stabilisering/solidifiering bedömdes redan i detta inledande skede inte vara ekonomiskt rimliga med tanke på förutsättningarna på platsen (begränsad volym förorenad jord som behöver saneras och föroreningens utbredning väl avgränsad i ytled). Dessa metoder utvärderades därför inte vidare.

5.2.1 Schaktning/uppgrävning

Den största mängden föroreningar i mark återfinns relativt ytligt i de översta 1 - 2 m av fyllningen. Ingenstans inom området behöver schaktning drivas till ett djup som innebär svårigheter för vanliga entreprenadutrustningar. Fyllningen har huvudsakligen en sandig-grusig karaktär och består delvis av slaggrester från den tidigare järnbruksverksamheten. Massorna bedöms i huvudsak vara lättschaktade. Inom delområde 6 har grundvatten observerats 1,7 m under markytan. Det innebär att det inte kan uteslutas att schaktning under grundvattenytan kan bli nödvändig inom en begränsad del av området.

Vid uppgrävning av förorenade massor finns alltid en viss risk för ökad förorenings-spridning under tiden för genomförandet. Föroreningsspridning kan ske genom damning från torra förorenade massor och vid spill i samband med lastning, lossning och trans-

port. Dessutom kan förorenings-spridning förekomma via vatten som rinner av på ytan från uppgrävda förorenade massor vid mellanlagring, genom haltökningar i grundvattnet vid uppgrävning samt vid utsläpp av eventuellt länshållningsvatten. Genom lämpliga skyddsåtgärder kan dessa spridningsrisker motverkas. Eftersom det vid Lännaholms bruk är fråga om begränsade volymer som ska saneras, bedöms eventuella problem vid mellanlagring bli små.

Schaktning av förorenad jord ställer också särskilda krav när det gäller arbetsmiljöaspekter. Även schaktens stabilitet (rasrisk) måste beaktas.

5.2.2 Deponering

Deponering av förorenade massor innebär att massorna slutförvaras på annan plats. Deponering regleras av förordningen 2001:512 om deponering av avfall. I förordningen ställs tydliga funktionskrav på de tekniska konstruktioner som ska anläggas för att förhindra förorenings-spridning och samla upp lakvatten på ett kontrollerat sätt. Beroende på klassificeringen av de förorenade massorna kan deponering ske i deponi för farligt avfall eller icke farligt avfall. Massor som skall deponeras måste genomgå en karaktärisering. För farligt avfall omfattar karaktäriseringen bland annat laktester. För transport av farligt avfall gäller särskilda regler.

De förorenade massorna inom Lännaholms bruksområde bedöms huvudsakligen utgöra icke farligt avfall, enligt Avfall Sveriges rekommenderade haltgränser för förorenade massor (Avfall Sverige, 2007), se Tabell 8. En mindre mängd kan eventuellt komma att överskrida haltgränsen för farligt avfall med avseende på zink.

Tabell 8. *Avfall Sveriges (2007) rekommenderade haltgränser för klassificering av förorenade massor som farligt avfall.*

	Gräns farligt avfall (mg/kg TS)
Dioxin	0,015
Arsenik	1000
Zink	2 500

I Lännaholms närområde finns Hovgårdens avfallsanläggning (huvudman Uppsala Vatten AB). Avståndet dit är knappt 2 mil. I regionen finns också t.ex. Ragn-Sells avfallsanläggning Högbytorp, dit avståndet är ca 6 mil.

5.2.3 Täckning

Täckning innebär att de förorenade massorna lämnas kvar men att exponeringsrisken för människor bryts genom att lägga ut ett täckskikt. Bedömningen görs att ett 0,3 m mäktigt lager kan vara tillräckligt där det översta skiktet bör vara av matjordskaraktär så att växter kan etableras och binda jorden. Ett tjockare täckskikt bedöms medföra problem med att anpassa delytan till omgivande terräng.

5.3 Aktuella åtgärdsalternativ

Nedan beskrivs åtgärdsalternativen med avseende på riskreduktion, markanvändning, kvarvarande förorening, föroreningsspridning samt åtgärdens hälso- och miljöpåverkan. Ett av alternativen utgörs av noll-alternativet – ”att inte göra någonting”. De olika alternativen kan sägas utgöras av delåtgärder som var och en åtgärddelar delar av den totala föroreningsbilden.

5.3.1 Noll-alternativet

Noll-alternativet innebär att inga saneringsåtgärder utförs, vare sig när det gäller förorenad jord eller förorenad byggnad. De förorenade massorna lämnas kvar på området utan vidare åtgärd, och den förorenade betongen i fabriksbyggnaden lämnas utan åtgärd. Noll-alternativet, Tabell 9, kommer att kräva en fortsatt kontroll och uppsikt över området och kommer att medföra en fortsatt markanvändning av typen mindre känslig markanvändning.

Tabell 9. Effekter av Noll-alternativet.

Åtgärdens effekter	Förändringar
Markanvändning	Oförändrad
Föroreningsspridning	Oförändrad
Föroreningsreduktion	Oförändrad
Riskreduktion	Oförändrad
Åtgärdens hälso- och miljöpåverkan	Ingen

5.3.2 Delområde 6 – schaktning och deponering av förorenad jord

Åtgärdsalternativet innebär att de dioxinförorenade massorna kring dopningsplatsen schaktas bort och omhändertas genom deponering. Genom att gräva bort de förorenade massorna reduceras mängden förorening påtagligt inom delområdet. Även risken för föroreningsspridning till yt- och grundvatten minskar betydligt när föroreningskällan (förorenad jord) tas bort. Genom att föroreningskällan i stor utsträckning tas bort, reduceras också risken för exponering för människor, liksom riskerna för markmiljön. Effekterna av åtgärdsalternativet sammanfattats i Tabell 10 nedan.

Tabell 10. Effekter av åtgärdsalternativ schaktning och deponering.

Åtgärdens effekter	Förändringar
Markanvändning	
Föroreningsspridning	Spridning till yt- och grundvatten minskar
Föroreningsreduktion	Föroreningsmängden minskar
Riskreduktion	Riskerna för människa och miljö minskar betydligt
Åtgärdens hälso- och miljöpåverkan	Viss ökad risk för föroreningsspridning i samband med schaktning

5.3.3 Delområde 9, delyta 3 – schaktning och deponering alternativt täckning

Åtgärdsalternativet schaktning/uppgrävning och deponering innebär att de dioxinförorenade massorna kring doppningsplatsen schaktas bort och omhändertas genom deponering. Genom att gräva bort de förorenade massorna reduceras mängden förorening påtagligt inom delområdet. Genom att föroreningskällan i stor utsträckning tas bort, reduceras också risken för exponering för människor, liksom riskerna för markmiljön.

Åtgärdsalternativet täckning innebär att de dioxinförorenade massorna lämnas kvar. Genom åtgärden reduceras risken för intag av jord som är den styrande parametern för det platsspecifika riktvärdet.

Effekterna av åtgärdsalternativet sammanfattas i Tabell 11.

Tabell 11. Effekter av åtgärdsalternativen schaktning och deponering respektive täckning.

Åtgärdens effekter	Förändringar
<u>Schaktning och deponering</u>	
Markanvändning	
Föroreningsspridning	Spridning till yt- och grundvatten minskar
Föroreningsreduktion	Föroreningsmängden minskar
Riskreduktion	Riskerna för människa och miljö minskar betydligt
Åtgärdens hälso- och miljöpåverkan	Viss ökad risk för föroreningsspridning i samband med schaktning
<u>Täckning</u>	
Markanvändning	
Föroreningsspridning	Minskad damning, spridning till yt- och grundvatten oförändrat
Föroreningsreduktion	Ingen reduktion
Riskreduktion	Riskerna för människa och miljö minskar
Åtgärdens hälso- och miljöpåverkan	Viss ökad risk för föroreningsspridning i samband med markarbeten

5.3.4 Fabriksbyggnad – sanering av förorenad betong

Ett alternativ som har övervägts är att åtgärda den dioxinförorenade golvytan i fabriksbyggnaden genom att lägga på ett nytt ytskikt av betong. Genom denna åtgärd minskar risken för exponering både genom hudkontakt och inandning av damm samt risken för spridning till omgivningen. Åtgärden möjliggör också annan användning av lokalen än dagsläget (såg- och snickeriverksamhet med sporadisk vistelse i lokalen). Eftersom man då gjuter in föroreningen är det på sikt mer fördelaktigt för verksamhetsutövaren/bolaget att i stället avlägsna det övre dioxinpåverkade skiktet. Åtgärdsförslaget blir därför

att avlägsna (fräsa bort) den översta delen av betongen som förutsätts kunna klassificeras som icke farligt avfall. Effekterna av åtgärdsalternativet sammanfattas i Tabell 12.

Tabell 12. Effekter av åtgärdsalternativ sanering av förorenad betong.

Åtgärdens effekter	Förändringar
Användning av byggnad	Möjliggör förändrad användning av lokalen
Föroreningsspredning	Minskar risken för spridning via förorenat damm
Föroreningsreduktion	Minskar avsevärt
Riskreduktion	Minskar risken för exponering av förorenat damm
Åtgärdens hälso- och miljöpåverkan	Viss risk för exponering och spridning i samband genomförandet

5.3.5 Kostnadsuppskattning

I detta avsnitt görs en grov uppskattning för respektive åtgärdsalternativ.

Kostnaderna för respektive åtgärdsalternativ är beroende dels av omfattningen (behandlade volymer/mängder), dels av transportkostnad, kostnad för urschaktning och återfyllnad samt behandlingkostnad för de förorenade massorna. Transportkostnaden är främst beroende på avståndet mellan Lännaholms bruk och aktuell behandlingsanläggning. Själva behandlingkostnaden varierar dels beroende på föroreningshalter (t.ex. om massorna karakteriseras som farligt avfall eller icke farligt avfall) och dels andra materialspecifika egenskaper (t.ex. fukthalt, kornstorleksfördelning). Behandlingkostnaden kan variera beroende på aktuella behandlingsanläggningars kapacitet etc. Även eventuella kostnader för återfyllnadsmassor kan variera beroende på tillgången i regionen. Faktorer som påverkar kostnaden för schaktning är bl.a. om schaktning måste ske under grundvattenytan och andra försvårande omständigheter (t.ex. byggnader). I kostnadsberäkningarna nedan antogs samma kostnad för schaktning, oavsett om det sker över eller under grundvattenytan, eftersom schaktning under grundvattenytan bedöms ske i mindre omfattning. Högre kostnader p.g.a. schaktning under grundvattenytan inkluderas i det angivna kostnadsintervallet.

Det bör poängteras att gjorda bedömningar avseende volymer, saneringsbehov, förslagna åtgärder samt angivna kostnader har inneboende osäkerheter. Angivna åtgärds-kostnader är *exklusive* kostnad för miljökontroll (under och efter sanering), liksom projekteringskostnader. Kostnader för transport och deponering utgår från uppgifter från olika entreprenörer.

I Tabell 13 redovisas de areor och volymer (mängder) som ligger till grund för beräkning av åtgärds-kostnad. I beräkningarna varierades sedan både volym och mängd inom rimliga gränser, för att få ett kostnadsintervall.

Tabell 13. Sammanställning av volymer och mängder förorenade massor, underlag för beräkning av åtgärdskostnad.

Område	Delområde 6 (doppningsplatsen)	Delområde 9 Delyta 3	Fabriksbyggnaden
Förorenad yta (m ²)	1 000	2 400	720
Volym förorenade massor (m ³)	1 000	720	
Mängd förorenade massor (ton)	1 800	1 300	

Kostnadsberäkning delområde 6 – schaktning och deponering av förorenad jord

I beräkningarna antogs att samtliga massor inom delområdet kan klassificeras och omhändertas som icke farligt avfall. Återfyllnad sker med rena massor, normalt räknar man med att en större mängd massor (10 %) måste tillföras än vad som grävs bort. Schaktning antas ske ner till 1 m under markytan. Ingen schaktning under grundvattenytan antas. Kostnaden för schaktning och deponering av förorenad jord inom delområde 6 uppskattas till **ca 1,4 miljoner kronor** (mest trolig totalkostnad), med ett rimligt kostnadsintervall på 0,5 – 4,8 miljoner kronor, se Tabell 14.

Tabell 14. Kostnadsberäkning förorenade massor vid doppningsplatsen.

	Kostnad rörlig (SEK/ton)			Mängd, ton			Summa (SEK)		
	Min	mest trolig	max	min	mest trolig	max	min	mest trolig	max
Uppgrävning, schaktning, ton	75	100	125	640	1 800	3 400	48 000	180 000	427 500
Transport (<10 mil) uppgrävda massor	60	80	120	640	1 800	3 400	38 000	144 000	410 000
Transport (< 10 mil)									
+ mtrikostnad rena massor	50	75	100	700	2 000	3 800	35 000	149 000	376 000
Återfyllnad rena massor, ton	10	30	50	700	2 000	3 800	7 000	59 000	188 000
Deponikostnad IFA	300	500	1 000	640	1 800	3 400	192 000	900 000	3 420 000
TOTALT (MSEK)							0,5	1,4	4,8

Kostnadsberäkning delområde 6 – borttagande av betongplatta

Betongplattans yta uppgår till omkring 10 m². Med ett antaget djup på 0,2 m och densitet på 2,4 ton/m³ uppskattades mängden betong till ca 5 ton. Betongen har inte analyserats med avseende på föroreningar, men förutsätts kunna omhändertas som icke farligt avfall (Tabell 8). Med bilning/bortgrävning av betongen, transport samt deponering av betongavfallet beräknades kostnaden för borttagande av betongplattan understiga 20 000 kr.

Kostnadsberäkning för delyta 3 i delområde 9

Uppgrävning och deponering

Dioxinföroreningen inom delytan är heterogent spridd, sannolikt i samband med dropp från träskyddsbehandlat virke. Föroreningsspridningen bedöms vara begränsad till det översta markskiktet på ca 0,3 m eftersom dioxin normalt är bundet till partiklar med begränsad rörlighet i marken.

I beräkningarna antogs att samtliga massor inom delområdet kan klassificeras och omhändertas som icke farligt avfall. Återfyllnad sker med rena massor, normalt räknar man

med att en större mängd massor (10 %) måste tillföras än vad som grävs bort. Schaktning antas ske ner till 1 m under markytan. Ingen schaktning under grundvattenytan antas. Kostnaden för schaktning och deponering av förorenad jord inom delyta 3, delområde 9 uppskattas till **ca 1,0 miljoner kronor** (mest trolig totalkostnad), med ett rimligt kostnadsintervall på 0,3 – 3,1 miljoner kronor, se Tabell 15.

Tabell 15. *Kostnadsberäkning för uppgrävning och deponering inom delyta 3, delområde 9.*

	Kostnad rörlig (SEK/ton)			Mängd, ton			Summa (SEK)		
	Min	mest trolig	max	min	mest trolig	max	min	mest trolig	max
Uppgrävning, schaktning, ton	75	100	125	600	1 300	2 200	46 000	130 000	275 000
Transport (<10 mil) uppgrävda massor	60	80	120	600	1 300	2 200	3 600	104 000	265 000
Transport (< 10 mil)									
+ mtrikostnad rena massor	50	75	100	700	1 400	2 400	33 000	107 000	242 000
Återfyllnad rena massor, ton	10	30	50	700	1 400	2 400	7 000	43 000	121 000
Deponikostnad IFA	300	500	1 000	600	1 300	2 200	182 000	650 000	2 200 000
TOTALT (MSEK)							0,3	1,0	3,1

Täckning

Den största identifierade risken är hälsorisken vid intag av jord. Ett alternativ till bortgrävning och deponering kan vara att innesluta föroreningen och bryta den möjliga exponeringen för människor. Bedömningen görs att 0,3 m täckning är tillräcklig varav 0,2 m rena massor och 0,1 m matjord för etablering av växter. Kostnaden uppskattas till ca 0,2 miljoner kronor (mest trolig kostnad), med ett rimligt kostnadsintervall på 0,1-0,3 miljoner kronor, se Tabell 16.

Tabell 16. *Kostnadsberäkning för täckning inom delyta 3, delområde 9.*

	Kostnad rörlig (SEK/ton)			Mängd, ton			Summa (SEK)		
	Min	mest trolig	max	min	mest trolig	max	min	mest trolig	max
Transport (< 10 mil)									
+ mtrikostnad rena massor	50	75	100	700	860	1 000	34 500	64 800	104 000
Transport (< 10 mil)									
+ mtrikostnad matjord	100	200	300	350	430	520	34 600	86 400	155 000
TOTALT (MSEK)							0,1	0,2	0,3

Kostnadsberäkning fabriksbyggnad – efterbehandling av förorenad betong

Golvytan i fabriksbyggnaden är ca 720 m². Efterbehandling föreslås ske genom att det befintliga dioxinförorenade betonggolvet övre del (5-6 mm) fräses bort varefter lokalen dammsugs. Det bortfrästa och uppsugna materialet förutsätts kunna betraktas som icke farligt avfall. Kostnaden beräknades översiktligt till intervallet 0,2-0,3 miljoner kr. Den är främst beroende av betongens hårdhet, vilket djup man fräser till (5-6 mm i varje omgång) och vilken ytbehandling man väljer efteråt.

6 RISKVÄRDERING

6.1 Förslag till riskvärdering

I en riskvärdering görs en sammanvägd bedömning av olika åtgärdsalternativ där hänsyn tas till vad som är miljömässigt motiverat, tekniskt möjligt och ekonomiskt rimligt.

Vid det aktuella objektet, med en förhållandevis enkel föroreningssituation och en begränsad volym förorenade massor (med koppling till den tidigare sågverksamheten), utvärderades endast en åtgärds metod för förorenad jord respektive förorenat byggmate-

rial. På begäran av Länsstyrelsen har ett tillägg gjorts med två alternativa metoder för eventuell efterbehandling av delyta 3 i delområde 9. Alternativet till redovisade åtgärder är att inte utföra någon typ av efterbehandling, d.v.s. ett noll-alternativ. Alternativen benämns:

- Alt. 0:* ingen efterbehandlingsåtgärd.
- Alt. A1:* bortschaktning och deponering av förorenade massor från delområde 6 + borttagande av betongplatta.
- Alt. A2:* bortschaktning och deponering alternativt täckning av förorenade massor inom delyta 3 i delområde 9.
- Alt. A3:* efterbehandling av förorenat golv i fabriksbyggnaden.

En sammanfattande jämförelse mellan olika åtgärdsalternativ redovisas nedan, Tabell 17. Sammanställningen utgör underlag för riskvärderingen.

För Alternativ 0 ("att inte göra någonting") kvarstår risken för påverkan på hälsa och miljö. Framtida förändringar (t.ex. markanvändning) kan förändra riskerna. Alternativ 0 bedöms inte vara ett realistiskt alternativ, eftersom de acceptabla risknivåerna (som används i Naturvårdsverkets beräkningsmodell för både generella och plats specifika riktvärden) överskrids såväl i nuläget som i framtiden.

Att åtgärda de dioxinförorenade massorna runt dopningsplatsen genom schaktning och deponering bedöms vara ett bra alternativ när det gäller att reducera riskerna för människa och miljö, både i dagsläget och i ett längre tidsperspektiv. Åtgärdsmetoden är vanlig och kräver begränsade förberedelseinsatser. Genom åtgärden tas huvuddelen av föroreningskällan bort, vilket minskar risken för fortsatt exponering och spridning. Uppskattningsvis ca 5 g dioxin tas bort genom att de förorenade massorna inom det avgränsade området grävs bort, att jämföra med de ca 0,02 g dioxin som kan förväntas finnas efter återfyllnad inom samma område (motsvarande naturlig halt).

Att åtgärda dioxinförorenade massor inom delyta 3 i delområde 9 kräver åtgärder på en relativt stor yta där föroreningen ligger heterogent utspridd och kan vara svår att avgränsa. Sannolikt kommer en mycket begränsad mängd dioxin avlägsnas om man väljer uppgrävning och deponering. För att bryta den största exponeringsrisken dvs. risken för intag av jord är övertäckning av området med rena massor ett mer rimligt alternativ. SGI gör dock bedömningen att delområdet inte är i behov av efterbehandling.

Riskerna för människa och miljö bedöms i dagsläget som måttliga när det gäller dioxinförekomsten i fabriksbyggnaden (se avsnitt 4.10). Trots detta föreslås att golvet i lokalen åtgärdas genom att fräsa bort ytskiktet. Genom åtgärden minskar risken för exponering för människor och spridning till omgivningen genom framför allt förorenat damm. På detta sätt möjliggörs också en annan användning av lokalen i framtiden.

Alternativet att lägga på ett tätskikt/betong valdes bort eftersom föroreningen då finns kvar i byggnaden och måste beaktas vid rivning, eventuellt även vid ändrad användning av lokalen.

Tabell 17. Sammanställning av underlag för riskvärdering.

Åtgärdsalternativ	Alt. 0	Alt. A1 – delområde 6	Alt. A2 – delyta 3, delomr 9	Alt. A3 – fabriksbyggnad
Teknisk beskrivning	Ingen åtgärd	Bortschaktning av förorenade massor samt borttagande av betongplatta	Bortschaktning av förorenade massor alternativt täckning med 0,3 m rena massor.	5-6 mm av betonggolvet fräses bort. Materialet läggs på deponi.
Typ av riskreducering	Ingen reducering	Föroreningskälla (främst dioxin) tas bort	Föroreningskällan tas bort alternativt risken för intag av jord reduceras väsentligt	Risk för exponering och spridning minskar.
Kvarstående risk	Oacceptabel risk för människa och miljö	Metallförorening kan finnas kvar i delområdet	Vid täckning finns föroreningen kvar i marken.	Huvuddelen av förorenings avlägsnas.
Osäkerheter – teknik	-	Förorening under grundvattenytan?	-	-
Osäkerheter – kvarstående risk	Föroreningsspridning via grundvatten?	Avgränsning mot djupet ej väl definierad i dagsläget	Föroreningsspridningen mot djupet förutsätts vara starkt begränsad.	Ev. förorening på väggarna kan utgöra en viss risk.
Tid för genomförande	-	Veckor	Ca 1 vecka	Dagar
Kostnad genomförande	-	2 000 kkr	1 000 kkr respektive 200 kkr	200-300 kkr
Framtida begränsningar/krav	Ingen åtgärd = inget underhåll. Begränsad markanvändning. Markvärdet påverkas negativt av att det är förorenat.	MKM	MKM. Restriktioner vid ev grävning.	Annan användning av lokalen än idag blir möjlig.

Mot bakgrund av ovanstående föreslås följande saneringsåtgärder vid Lännaholms bruk, avseende föroreningar orsakade av den tidigare sågverksamheten:

- Delområde 6 (dopningsplatsen) – schaktning och deponering av förorenade massor samt borttagning av betongplatta.
- Fabriksbyggnad – övre delen av betonggolvet fräses bort, materialet betraktas som icke farligt avfall.

Vid en eventuell åtgärd av delyta 3 i delområde 9 förordas täckning av delytan med rena massor.

6.1.1 Osäkerheter

Det underlag som ligger till grund för riskbedömning, åtgärdsutredning och riskvärdering är behäftat med olika osäkerheter. Osäkerheter i gjorda uppskattningar av volymer, mängder och kostnader och andra överväganden avser bl.a.:

- avgränsning av förorenat område, både utbredningen i plan och djupled,

- antagen densitet,
- behandlingskostnad, beror delvis på konkurrensläget,
- ingående parametrar (t.ex. K_d -värden, utspädningsfaktor) är beroende av antalet prover eller annat underlagsmaterial.

6.2 Förslag till mätbara åtgärds mål och åtgärds krav

6.2.1 Mätbara åtgärds mål

Utifrån riskbedömning och åtgärdsutredning föreslås mätbara åtgärds mål. De mätbara åtgärds målen preciserar vad som måste göras för att uppnå de övergripande åtgärds målen (se avsnitt 4.1).

För det förordade åtgärdsalternativet som gäller schaktning och deponering av förorenade massor inom delområde 6 föreslås mätbara åtgärds mål i form av medelhalter i jord samt halt i ytvatten. Åtgärds målet avseende jord utgår från de plats specifika riktvärdena, medan åtgärds målet avseende ytvatten utgår från nationell bakgrundshalt i ytvatten (Naturvårdsverket, 2009a).

- Medelhalten av dioxin i jord inom hela delområde 6 får inte överstiga det plats specifika riktvärdet på nivån 0-2 m under markytan; 200 ng/kg TS (WHO-TEQ).
- Dioxinhalten i ytvatten (bäcken) nedströms bruksområdet ska inte överstiga den naturliga bakgrundshalten på 0,01 pg/l.

Åtgärds mål för arsenik och zink tas inte fram, eftersom föroreningen inte härrör från sågverksamheten och föroreningsutbredningen inte är klarlagd.

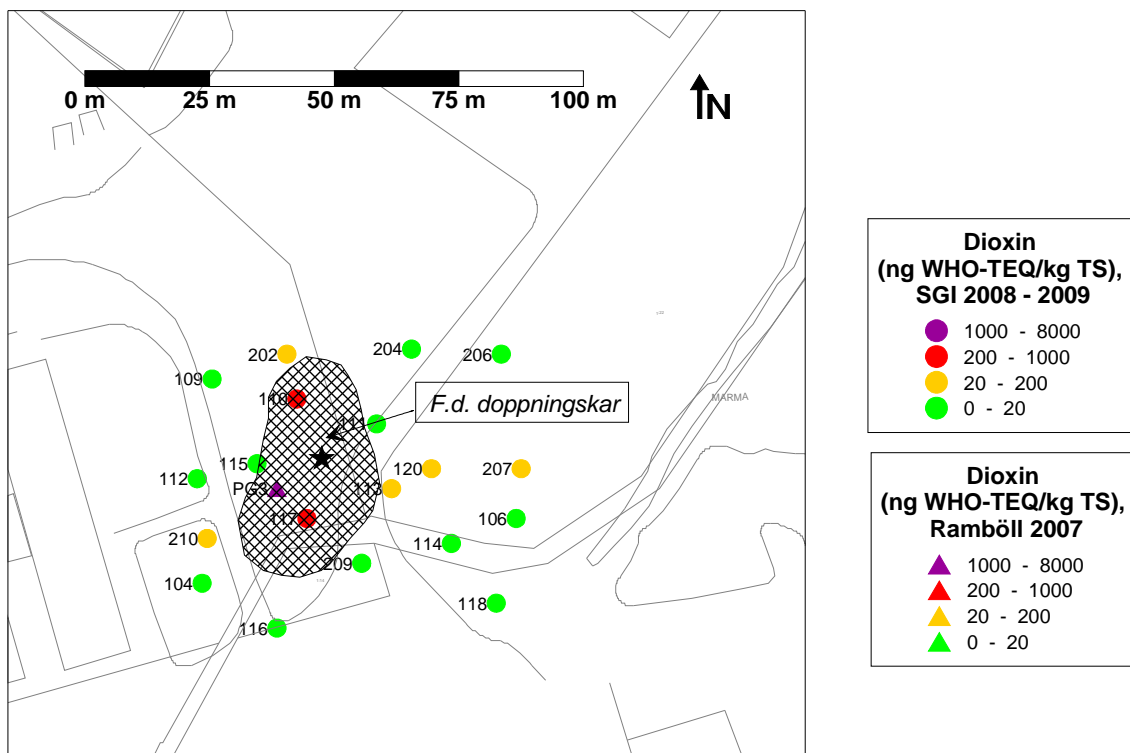
6.2.2 Åtgärds krav

Åtgärds kraven beskriver hur åtgärds målen ska uppnås. Nedan ges förslag till preliminära åtgärds krav.

Massor som ska åtgärdas

Delområde 6 ska åtgärdas genom urschaktning. Schaktning sker ner till 1 m under markytan i första hand. I samband med åtgärd görs förnyad bedömning av föroreningsutbredning (avgränsning) genom provtagning och laboratorieanalys i schaktets botten och väggar. Preliminär schaktgräns framgår av Figur 4. Uppföljning av åtgärds mål fastställs genom laboratorieanalyser.

Den betongplatta som finns inom delområdet tas bort.



Figur 4. Preliminär avgränsning av dioxinförorening vid delområde 6 - dopningsplatsen. Siffrorna avser provpunktsnummer.

Omhändertagande av uppgrävda massor

Med utgångspunkt från de beräknade platsspecifika riktvärdena (se Tabell 3) samt Avfall Sveriges (2007) bedömningsgrunder för förorenade massor ges förslag till haltgränser för omhändertagande av uppgrävda massor.

Dioxin-halt (ng/kg TS (WHO-TEQ))	Omhändertagande
< 200	Återfyllnad
200 - 15 000	Deponi, icke farligt avfall
> 15 000	Deponi, farligt avfall

Arsenik-halt (mg/kg TS)	Omhändertagande
< 20	Återfyllnad
20 - 1000	Deponi, icke farligt avfall
> 1 000	Deponi, farligt avfall

Zink-halt (mg/kg TS)	Omhändertagande
< 500	Återfyllnad
500 – 2 500	Deponi, icke farligt avfall
> 2 500	Deponi, farligt avfall

Byggnad

I fabriksbyggnaden avlägsnas 5-6 mm av betonggolvet's övre del, materialet omhändertas som icke farligt avfall.

7 ANSÖKNINGAR

Anmälan om avhjälpandeåtgärder görs enligt § 28 Förordningen om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd (SFS 1998:89).

8 HANDLINGSPLAN FORTSATT ARBETE

Upprättas efter samråd mellan bolaget och tillsynsmyndigheten.

STATENS GEOTEKNISKA INSTITUT
Markmiljöavdelningen



Bengt Rosén
Uppdragsledare



Mikael Stark
Granskare

REFERENSER

Avfall Sverige (2007). Uppdaterade bedömningsgrunder för förorenade massor. Rapport 2007:01.

Kemakta (2005). Riktvärden för ämnen i grundvatten vid bensinstationer. Kemakta AR 2005:31.

Naturvårdsverket (2009a). Riktvärden för förorenad mark. Modellbeskrivning och vägledning. Rapport 5976. September 2009.

Naturvårdsverket (2009b). Att välja efterbehandlingsåtgärd. En vägledning från övergripande till mätbara åtgärds mål. Rapport 5978. September 2009.

Naturvårdsverket (2009c). Riskbedömning av förorenade områden. En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning. UTKAST. 2009-05-28 Utkast SGF-kurs 26-27 maj 2009.

Naturvårdsverket (1999a). Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Grundvatten. Rapport 4915.

Naturvårdsverket (1999b). Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. Rapport 4913.

Naturvårdsverket (1999c). Metodik för inventering av förorenade områden. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Vägledning för insamling av underlagsdata. Rapport 4918.

Ramböll (2007). Lännaholms bruk. Översiktlig miljöteknisk markundersökning och riskklassning enligt MIFO-fas 2. Ramböll Sverige AB, 2007-01-03.

SGI (2009a). Lännaholms bruk, Uppsala kommun. Fördjupad miljöteknisk markundersökning. Delrapport 1 – Undersökningsresultat inkl. kompletterande fältundersökningar jan – juni 2009. Datum 2009-09-22. Dnr 2-0804-0297.

SGI (2009b). Lännaholms bruk, Uppsala kommun. Fördjupad miljöteknisk markundersökning. Delrapport 2 – Fördjupad riskbedömning, preliminär inför kompletterande undersökning. Datum 2009-05-29. Dnr 2-0804-0297.