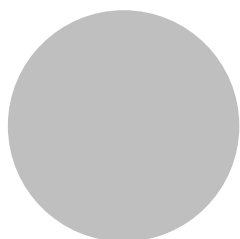
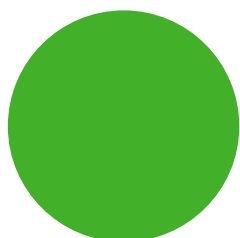
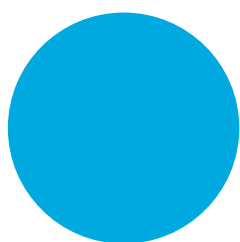
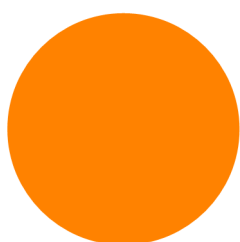


PM Åtgärdsutredning



Huvudstudie Lännaholms Bruk





Åtgärdsutredning

Uppdragsnamn
Löt 1:18 m.fl
Uppsala kommun
Lännaoholms Bruk

Uppsala kommun
Box 1023
751 40 Uppsala

Uppdragsgivare
Uppsala kommun

Vår handläggare
Per-Olov Rosén

Datum	Senaste rev. datum
2020-12-18	2023-10-23

Innehåll

1	Inledning	2
1.1	Syfte	2
1.2	Underlag	2
2	Förutsättningar och avgränsningar	3
2.1	Föroreningarna förekomst och matris	3
2.2	Avgränsningar	4
3	Möjliga saneringsmetoder	5
3.1	Tillgängliga metoder	5
3.2	Tidigare utredningar	5
3.3	Förslag på saneringsteknik för åtgärder	5
4	Saneringsalternativ	7
4.1	Avfallsklassning	7
4.2	Förslag till åtgärdsalternativ	7
4.2.1	Åtgärdsalternativ 1, Generella riktvärden	7
4.2.2	Åtgärdsalternativ 2, Platsspecifika riktvärden	7
4.2.3	Åtgärdsalternativ 3, Platsspecifika riktvärden med undantag för markmiljö ...	7
4.2.4	Åtgärdsalternativ 4, Platsspecifika riktvärden med undantag för arsenik	7
4.2.5	Åtgärdsalternativ 5, Platsspecifika riktvärden med undantag för arsenik och markmiljö	8
4.3	Omfattning av sanering vid alternativa åtgärdsåmål	8
4.4	Kostnad	9

1 Inledning

Denna åtgärdsutredning är en del av en framtagna rapportserie för huvudstudie kring Lännaholms bruk. Övriga handlingar utgörs av.

Bjerking 2018, Provtagningsplan

Bjerking 2020. Miljöteknisk undersökning

Bjerking 2020, Riskbedömning

Bjerking 2020, Riskvärdering

1.1 Syfte

Åtgärdsutredningen syftar dels på att utreda och bedöma lämpliga tekniker och riskminskande metoder för förekommande föroreningar. Saneringsmetoderna styrs av förekommande föroreningar, områdets beskaffenhet och hur de övergripande saneringsmålen är formulerade.

Utredningen ska rekommendera lämpliga saneringsteknik för aktuellt objekt. Efter val av en eller flera saneringstekniker ska förslag på flera olika riskreducerande nivåer utredas och beskrivas.

Resultaten från åtgärdsutredningen ska användas som underlag för riskvärdering.

1.2 Underlag

I rapporten används data och information från nedanstående rapporter.

- Bjerking 2018, Provtagningsplan
- Bjerking 2020, Miljöteknisk undersökning
- Bjerking 2020, Riskbedömning

Data och information används även från nedanstående källor.

- Hälsoriskbedömning för sju järnbruk i Uppsala län, Kemakta, 2016-08-24
- Huvudstudie Miljöteknisk markundersökning och utredning – Lännaholms bruk, Rev A 2014-12-23 med bilagor 1-7 (slutrapport, Ramböll)

2 Förutsättningar och avgränsningar

Föroreningarnas omfattning och åtgärdsbehov har utretts i Miljöteknisk markundersökning och Riskbedömning har tagit fram platsspecifika riktvärden för området. Åtgärdsutredningen fokuserar på val av saneringsmetod och mängder som kommer att saneras medan riskvärderingen även behandlar omfattningen av saneringen.

2.1 Föroreningarna förekomst och matris

Området uppvisar förhöjda halter av främst arsenik, zink och kadmium. Metallerna följer inte samma systematik inom området och höga halter av zink förekommer i områden med låg arsenikhalt och vice versa.

Föroreningarna finns spridda inom bostadsområdet i fyllningsmassor med varierande sammansättning. Fyllningsmassorna består främst av mulljord, sand och grus men även lera, silt och sten påträffas ställvis. Utöver de olika jordarterna i fyllningen påträffades ofta slaggprodukter, kol och tegel i fyllningen. I några enstaka punkter noterades även trä, keramik, glas och metall. Den organiska halten i de förorenade massorna överstiger 6 % TS.

Föroreningarna utanför industriområdet förekommer i yttlig jord ner till som mest 1,5 m djup. Ca 85 % av den arsenikförorenade jorden och ca 80 % av den zinkförorenade jorden förekommer mellan 0 och 0,7 m u my. Under fyllningen påträffas generellt inte några förhöjda halter och grundvattenprover inom området visar generellt på låga halter.

Föroreningarnas förekomst i en heterogen fyllning med ett övre lager av mulljord påverkar vilka saneringsmetoder som kan vara aktuella för området.

Representativa halter för tre olika egenskapsområden (E1-E3) redovisas i tillhörande miljöteknisk markundersökning. Dessa egenskapsområden är områden i bruket där uppdelningen utgår från synbar påverkan från de historiska verksamheterna. Jämförelse mellan de representativa halterna för varje enhetsområde och framtagna platsspecifika riktvärden visas i tabell.

Tabell 1. Representativa halter av metaller inom egenskapsområden E1-E3 jämfört med riktvärden (mg/kg Ts). De representativa halter som överstiger riktvärde har gulmarkerats.

Ämne	Avrundat riktvärde, PSRV	E1	E2	E3
Arsenik	10	40	17	6
Arsenik ÅSRV	25	40	17	6
Barium	300	157	110	95
Bly	60	129	40	20
Kadmium	1	14	5	0
Kobolt	10	7	7	9
Koppar	150	21	21	23
Krom tot	150	24	20	21
Kvicksilver	0,1	0,7		
Nickel	120	11	12	15
Vanadin	80	19	23	27
Zink	500	1022	1211	107
Zink ÅSRV	2200	1022	1211	107

Resultaten visar att det är metallerna arsenik, bly, kadmium, kvicksilver och zink som påträffas i halter över de platsspecifika riktvärdena. Även PAH har påträffats i halter över generella och platsspecifika riktvärden. Endast PAH H uppvisar maxhalter över de platsspecifika riktvärdena. I samtliga fall sammanfaller dessa halter med metallhalter som överstiger de platsspecifika riktvärdena. PAH kommer därför inte att behandlas ytterligare i rapporten.

Bly uppvisar halter över de platsspecifika riktvärdena i område E1. De högsta halterna är associerade med höga halter av arsenik. Vid sanering av arsenik till 25 mg/kg TS så kommer även bly att saneras i sådan utsträckning att den representativa halten av den kvarvarande mängden bly inte kommer att överstiga de platsspecifika riktvärdena. Bly kommer inte att behandlas ytterligare i rapporten.

Kvicksilver påträffas sporadiskt i området. Efter sanering av arsenik till 25 mg/kg TS påträffas kvicksilver i 4 kvarvarande punkter inom E1 och i 21 punkter är halterna under detektionsgränsen 0,2 mg/kg TS. I området E2 påträffas kvicksilver över detektionsgräns i en punkt. Kvicksilver kommer inte att behandlas ytterligare i rapporten.

Beroende på val av ambitionsnivå för saneringen av arsenik och zink så kan det komma att finnas kvarvarande halter av kadmium i E1 och E2. Behovet av ytterligare saneringar av kadmium utanför områden som begränsas av arsenik och bly är dock marginella.

2.2 Avgränsningar

Denna åtgärdsutredning omfattar bostadsområdet utanför industrifastigheten som omfattar bruket. Uppskattade mängder och volymer utgår från befintliga analysresultat vilket gör att den slutliga mängden sanerade massor kan avvika från den nu uppskattade volymen.

3 Möjliga saneringsmetoder

I kapitlet nedan ges en kortfattad översikt över tillgängliga metoder för sanering av det metallförorenade området. Resultat från tidigare utredningar och val av åtgärds teknik för bostadsområdet presenteras. Motiv till varför metoder förkastats ges som avslutning i kapitlet tillsammans med förslagen saneringsmetod eller kombination av metoder.

3.1 Tillgängliga metoder

Flera möjliga saneringsmetoder finns i litteraturen för sanering av förorenade områden. För varje metod är de platsspecifika förutsättningarna styrande med avseende på lämplighet. För metallförorenade jordar finns flera olika metoder både in situ och ex situ.

Föreslagna saneringsmetoder in situ består exempelvis av

- Fytosanering
- Inneslutning/barriärteknik
- Stabilisering/solidifiering

För metoder ex situ finns exempelvis

- Gräv- och schaktsanering
- Jordtvätt

Varje saneringsmetod har såväl fördelar som nackdelar och kan till vissa delar komplettera varandra.

3.2 Tidigare utredningar

Åtgärdsutredning för angränsande industriområde har tidigare utförts av Ramböll¹. Ramböll utredde möjligheten för schaktsanering med deponering i olika omfattning, övertäckning/inneslutning, avlysning/avspärning och nollalternativ.

Resultaten från Rambölls utredning för industriområdet i Lännaholm visade på att schaktsanering med deponering gav högsta måluppfyllelse.

Kemakta har i Vällnora bruk utfört en huvudstudie för ett bruksområde med likvärdig föroreningsituation². Kemaktas åtgärdsstudie omfattade fytosanering, jordtvätt in situ och ex situ, stabilisering, schaktsanering och inneslutning genom övertäckning.

Resultaten från Kemaktas åtgärdsutredning visade att utschaktning, deponering samt återfyll av massor är den åtgärds metoden som uppvisar högst måluppfyllelse. Även partiell utschaktning och återfyllnad utreddes som delalternativ.

3.3 Förslag på saneringsteknik för åtgärder

Förutsättningarna för området styr val av saneringsmetod och nedan redovisas bedömningar för möjligheterna till nyttjande av respektive saneringsmetod inom bostadsområdet.

Fytosanering som utnyttjar växters upptagsförmåga av föroreningar nämns många gånger som en möjlig saneringsmetod. I praktiken har metoden stora nackdelar med en mycket lång behandlingstid med begränsningar av markanvändande under saneringstiden. Inom aktuellt område bedöms fytosanering inte vara en realistisk metod.

Stabilisering och solidifiering nyttjas för att minska föroreningars rörlighet genom att antingen kemiskt stabilisera dem eller genom att med fysiska metoder solidifiera matrisen för att minska transporten genom materialet. Metoderna kombineras ofta för att försöka

¹ Ramböll 2014 Huvudstudie Miljöteknisk markundersökning och utredning, Lännaholms bruk, Rev A

² Kemakta 2015, Huvudstudie, Vällnora bruk, November 2015

uppnå önskad effekt. I detta fall är stabiliseringsmetoden mindre lämpad då riskbedömning visar att spridning med grundvatten inte är en begränsande faktor för området. Solidifiering bedöms inte heller som rimligt i mark inom ett bostadsområde med installationer som exempelvis el och VA-ledningar genom eller under det jordlager som kräver åtgärder.

Jordtvätt in situ har bland annat utförts i Falun för tvätt av kisbränderdeponi men har inte nyttjats i större utsträckning i Sverige. En förutsättning för att tvätt in situ ska kunna vara praktisk genomförbar är att föroreningarna finns i relativt genomsläppliga jordarter. De lokala förhållandena på plasten med täta jordlager och heterogen fyllning och i bostadsområde gör att metoden inte är lämplig som saneringsteknik för Lännaohlm.

Jordtvätt ex situ kan med fördel användas på exempelvis metallförorenade jordar. Metoden lämpar sig bäst på homogena jordar med låg finmaterial så som ler eller silt samt med låga halter av organiska material. Inom nu aktuellt området finns föroreningarna yttlig i mulljord och blandfyllning. Jordmatrisen i det förorenade området gör att jordtvätt ex situ inte bedöms som en lämplig behandlingsmetod.

Inneslutning / barriärteknik används för att bryta transport- och exponeringsvägar från ett förorenat område. För Lännaohlm skulle det innebära att rena jordlager täcker djupare liggande förorenad jordar för att minska direktexponeringen till människor och för att minska effekten för markmiljön genom att skapa större djup till de förorenade massorna.

Metoden bedöms vara mindre lämplig att använda i nuvarande bostadsområde. Föroreningarna förekommer i relativt ytliga jordlager samtidigt som nuvarande markanvändning inte medger att markytan kan höjas nämnvärt. Detta innebär att för att metoden ska kunna tillämpas inom bostadsområde så måste den kombineras med schaktsanering för att kunna vara tillämplig. Det finns inga uttalade nivåer under markytan där det är lämpligt att kvarlämna förorenade massor. Inom området finns huvudparten av de förorenade massorna mellan 0–0,7 m under markytan. 0,7 m är inte en orimlig nivå som bör användas om övertäckning ska användas. Det bedöms därmed inte vara framkomligt att använda inneslutningsmetoden inom bostadsområdet.

På lång sikt bedöms det även olämpligt att metoden används som riskreducerande metod då det kan ske betydande förändringar inom bostadsområdet under ett längre tidsperspektiv. Inom industriområdet kan metoden däremot användas för att minska direktexponeringen till människor.

Schaktsanering är den vanligaste saneringsmetoden i Sverige och den som oftast lämpar sig bäst för blandförorenade jordar i fyllningsmaterial. För aktuellt undersökningsområde bedöms metoden vara den lämpligaste saneringsmetoden. Framför allt på ytliga jordmassor inom bostadsområdet bedöms metoden vara den som bäst lämpar sig för sanering av området. Metoden kan kombineras med jordtvätt ex situ för att minska transporter till och från området.

Schaktsanering innebär oftast att områden måste återfyllas med nytt material. Återfyllnaden sker ofta med olika krossmaterial vilka är olämpliga ur markmiljöperspektiv då de ofta saknar de grundläggande egenskaperna som krävs för att uppnå en god markmiljö. Vid schaktsanering bör återfyllnad ske med ändamålsenligt material, framför allt om sanering utförs med avseende på markmiljö.

4 Saneringsalternativ

Åtgärdsförslagen nedan utgår från att sanering utförs genom schaktsanering och återfyllnad utförs med ändamålsenligt material. Flera olika nivåer på saneringsmål utreds för att ligga till grund för indata till riskvärdering.

4.1 Avfallsklassning

Kostnader för omhändertagande av förorenade jordmassor är en stor del av den totala kostnadsbilden. Det är därför viktigt att klassa schaktmassornas utifrån avfallskod och vilken föroreningsnivå som massorna har. Schaktmassor från området har avfallskoderna

- 17 05 03* Jord och sten som innehåller farliga ämnen och som enligt 13 b § ska anses vara farligt avfall.
- 17 05 04 Annan jord och sten än den som anges i 17 05 03.

Farligt avfall klassas utifrån innehållet i materialet. Flera olika ämnen kan tillsammans påverka bedömningen om klassningen.

Omhändertagandet på deponier styrs även av lakbarheten. Beroende på hur mycket ett avfall lakar så kan det omhändertas på en deponi för inert, icke farligt eller farligt avfall.

4.2 Förslag till åtgärdsalternativ

Här nedan beskrivs de olika föreslagna åtgärdsalternativen som sedan jämförs i PM Riskvärdering.

4.2.1 Åtgärdsalternativ 1, Generella riktvärden

Sanering till generella riktvärden över hela området. En sanering till de generella riktvärdena innebär att alla förorenade massor som överstiger framtagna generella riktvärden saneras. Åtgärden innebär omfattande schaktsanering men efter utförda åtgärder så föreligger det ingen föroreningsproblematik för vare sig allmän eller privat mark.

4.2.2 Åtgärdsalternativ 2, Platsspecifika riktvärden

Sanering till de platsspecifika riktvärdena som beräknats utifrån Naturvårdsverkets riktvärdes modell uppfyller samtliga övergripande åtgärdsåtgärder och skapar förutsättningar för att bruka området utifrån den risknivå som är beslutad för riktvärdesmodellen. Åtgärden innebär omfattande schaktsanering. Genomförs åtgärdsalternativ 2 finns viss föroreningsproblematik kopplat till zink kvar efter utförd sanering. Detta kan medföra ökade kostnader vid en framtida masshantering inom allmän och privat mark.

4.2.3 Åtgärdsalternativ 3, Platsspecifika riktvärden med undantag för markmiljö

Sanering till de platsspecifika riktvärdena som beräknats utifrån Naturvårdsverkets riktvärdes modell med undantag för zink som begränsas av skydd av ytvatten. De övergripande åtgärdsalternativen anger att *Marken ska uppfylla de krav på ekologiska funktioner som markanvändningen kräver*. I detta fall bedöms markmiljön trots påverkan uppfylla funktionerna som krävs. Det finns en risk för att det förekommer en negativ påverkan på marklevande organismer. Storleken på påverkan är inte känd men markmiljön i området tycks idag uppfylla de funktioner som krävs.

Åtgärden innebär omfattande schaktsanering. Det finns föroreningsproblematik kopplat till zink kvar efter utförd sanering med kvarvarande halter som överstiger MKM. Detta kan medföra ökade kostnader vid en framtida masshantering inom allmän och privat mark.

4.2.4 Åtgärdsalternativ 4, Platsspecifika riktvärden med undantag för arsenik

Sanering till de platsspecifika riktvärdena som beräknats utifrån Naturvårdsverkets riktvärdes modell med undantag för arsenik där det hälsobaserade riktvärdet är beräknat

med ett annan RISKor än angivet i riktvärdesmodellen. De övergripande åtgärdsalternativen anger att *I området ska människor i alla åldrar kunna vistas utan begränsning och utan att de föroreningar som finns i området medför en oacceptabel risk för påverkan på människors hälsa.* I riskbedömningen har ansatts samma tolerabla intag som Livsmedelsverket använder vid riskklassning av arsenikintag via livsmedel. Det tolerabla dagliga intaget har därmed ansetts som acceptabelt av en svensk myndighet och utgöra en låg/medel grad av hälsoangelägenhet. Huruvida det bedöms som tillämpligt att använda samma risknivå för förorenade områden ligger utanför konsultens beslut men det kan tyckas lämpligt att en diskussion förs i en riskvärdering huruvida alternativet är rimligt med tanke på de stora kostnaderna som är kopplade till arseniksanereringar i Sverige.

Åtgärden innebär omfattande schaktsanering. Det finns föroreningsproblematik kopplat till zink och arsenik efter utförd sanering med kvarvarande halter som överstiger KM. Detta kan medföra ökade kostnader vid en framtida masshantering inom allmän och privat mark.

4.2.5 Åtgärdsalternativ 5, Platsspecifika riktvärden med undantag för arsenik och markmiljö

Sanering till de platsspecifika riktvärdena som beräknats utifrån Naturvårdsverkets riktvärdesmodell med undantag för arsenik och zink som beskrivits för alternativen 3 och 4 ovan. Det hälsobaserade riktvärdet är beräknat med ett annan RISKor än angivet i riktvärdesmodellen för arsenik och markmiljö beaktats ej för zink.

Åtgärden innebär omfattande schaktsanering. Det finns föroreningsproblematik kopplat till framför allt zink efter utförd sanering med kvarvarande halter som överstiger MKM. Detta kan medföra ökade kostnader vid en framtida masshantering inom allmän och privat mark. Det finns även kvarvarande arsenikhalter upp till 25 mg/kg TS.

4.3 Omfattning av sanering vid alternativa åtgärdsområden

Riskbedömningen som utförs inom ramen för denna huvudstudie har tagit fram platsspecifika riktvärden för bostadsområdet genom att använda Naturvårdsverkets beräkningsverktyg för förorenade områden. I praktiken innebar förändringar i riktvärdesmodellen inte någon förändring från de generella riktvärdena för de styrande ämnena arsenik och zink. För arsenik är det bakgrundshalten som styr nivån för alternativ 1 – 3 i tabell 1. I alternativen 4 och 5 har ett annat RISKor använts för att beräkna ett ämnesspecifikt riktvärde (ÄSRV) för arsenik. För zink kan inte riktvärdet för markmiljö ändras utan att det finns risk för oacceptabla effekter på markmiljön. Med tanke på föroreningens ålder finns det dock en möjlighet att markmiljön anpassats till förutsättningarna på platsen. Denna möjlighet redovisas i alternativ 3 och 5 vilket innebär att markmiljön inte styr riktvärdet för zink.

Det förorenade området är uppdelat i 54 delområden med nivåer, mäktigheter och halter för de styrande parametrarna. Den uppskattade volymen förorenade massor och mängden av förorenande ämnen baseras på dessa områdesindelningar. Mängden sanerad och kvarvarande mängd av arsenik och zink baseras på uppmätta maxhalter respektive delområde tillsammans den antagna utbredningen och mäktigheten. Beräknade mängder förorenade massor redovisas i Tabell 2 nedan.

Tabell 2. Mätbara åtgärds mål, den förorenade jordens beräknade volym och vikt samt mängd arsenik och zink som saneras vid de olika åtgärdsalternativen.

	Alternativ	Mätbart åtgärds mål	Volym (m ³)	Ton	Sanerad mängd	Sanerad mängd
	As / Zn	As / Zn			As (ton)	Zn (ton)
1	KM / KM	10 / 250	19 000	34 000	1,75	70
2	PSRV / PSRV	10 / 500	18 500	33 000	1,75	69
3	PSRV / markmiljö beaktas ej	10 / 2200	13 600	24 500	1,75	56
4	ÅSRV / PSRV	25 / 500	14 200	25 500	1,55	69
5	ÅSRV / markmiljö beaktas ej	25 / 2200	5 200	9 400	1,4	40

Mängden farligt avfall är konstant för samtligt åtgärds mål och uppgår till 1420 ton. Det är endast zink som uppträder i halter över FA. Även sammanvägda resultat (med totalsumma >1000 mg/kg TS) visar inga halter överskridande FA enligt beräkningsmodellen för FA.

Mängden kvarvarande föroreningar vid de olika åtgärdsalternativen har beräknats och redovisas i Tabell 3. Även om det ämnesspecifika riktvärdet för arsenik är detsamma för alternativ 4 och 5 så påverkar saneringen av zink den kvarvarande mängden arsenik. På samma sätt påverkar saneringen av arsenik den kvarvarande mängden zink för alternativen 3 och 5.

Tabell 3. Kvarvarande föroreningsmängder vid olika alternativ.

	Alternativ	Mätbart åtgärds mål	Kvarvarande föroreningar As		Kvarvarande föroreningar Zn			
			ton As	%	KM - MKM		över MKM	
	As / Zn	As / Zn			ton Zn	%	ton Zn	%
1	KM / KM	10 / 250	-	-	0	-	-	-
2	PSRV	10 / 500	-	-	0,5	0,7	-	-
3	PSRV / markmiljö beaktas ej	10 / 2200	-	-	0,5	0,7	13	19
4	ÅSRV / PSRV	25 / 500	0,2	10	0,7	1	-	-
5	ÅSRV / markmiljö beaktas ej	25 / 2200	0,35	20	2	3	28	39

4.4 Kostnad

För beräkning av kostnader för omhändertagande används 480 kr/ton för IFA och 760 kr/ton för farligt avfall. Kostnaderna för omhändertagande är baserat på information från avfallsanläggningar inom rimligt transportavstånd. Tillkommande kostnader för schakt, fyll, ersättningsmassor enligt Tabell 4 nedan. De ingående posterna bedöms vara de största kostnadsdrivande delarna i projektet. För en detaljerad kostnadsuppskattning bör saneringsalternativ beslutas eftersom saneringsmetoden är densamma för alla alternativ. Beroende på vilket förhandlat pris för omhändertagande av massor kan uppgå till så kan slutkostnaden komma att variera. En betydande del av massorna har TOC-halt över 6% vilket är mer än gränsvärdet för deponering som IFA. Om behandling av massorna krävs på grund av sitt innehåll av organiskt material så kan kostnaderna komma att bli betydligt högre. Det är möjligt att söka dispens för massor med höga TOC-halter och då krävs en motivering i ansökan om varför det inte är möjligt att omhänderta kolet.

Tabell 4. Kostnadsuppskattningar för ingående saneringsarbeten.

Post	Enhet	Kostnad (Kr)
Schaktarbeten	Kr/ton	100
Arbeten med återfyllnad av massor	Kr/ton	80
Ersättningsmassor ink transport	Kr/ton	100
Matjord ink. transport	Kr/ton	200
Deponi IFA	Kr/ton	480
Deponi FA	Kr/ton	760

Kostnaderna för de olika alternativen styrs helt av mängden massor som schaktas ur samt behandlingskostnaden för desamma. Kostnaderna är också proportionella vilket gör att förhållanden mellan konstanterna för de olika förslagen härrör direkt från mängden massor. Vissa fasta kostnader skulle kunna ge en proportionellt högre påslag på de alternativen med de lägsta kostnaderna. Ingen schablon för fasta kostnader har betraktats i kostnadsberäkningen. I Tabell 5 redovisas de beräknade kostnaderna utifrån ovan redovisade förutsättningar.

Tabell 5. Beräknade kostnader från ingående poster samt totala mängden avfall fördelat i farligt avfall samt icke farligt avfall.

	Alternativ	Mätbart åtgärds mål	Ton	Varav		Total kostnad
				FA	IFA	
1	KM / KM	10 / 250	34 000	1420	32 580	26 900 000
2	PSRV / PSRV	10 / 500	33 000	1420	31 580	26 100 000
3	PSRV / markmiljö beaktas ej	10 / 2200	24 500	1420	23 080	19 500 000
4	ÄSRV / PSRV	25 / 500	25 500	1420	24 080	20 300 000
5	ÄSRV / markmiljö beaktas ej	25 / 2200	9 400	1420	7 980	7 700 000

En sanering ner till de generella riktvärdena skulle innebära en schaktentreprenad där 34 000 ton massor skulle omhändertas på deponi. Det innebär en saneringskostnad som uppgår till knappt 27 miljoner kronor. Det billigaste alternativet uppgår till 7,7 miljoner och då saneras 9400 ton förorenad mark.

Bjerking AB

Granskad av

Per-Olov Rosén

Ing-Marie Nyström
010-211 81 57
ing-marie.nystrom@bjerking.se

Jessika Ahlund Harbom
010-211 80 54
Jessika.harbom@bjerking.se