

Huvudstudie Lännaholms bruk

Länna industriområde – riskbedömning,
åtgärdsutredning och riskvärdering



17U34136 Lännaholms bruk | 2023-02-24

Huvudstudie – Länna industriområde

Uppdragsnamn

Lännaholms bruk
Uppsala kommun

Uppdragsgivare

Uppsala kommun
Johan Eriksson

Vår handläggare

Ing-Marie Nyström

Datum

2023-02-24

Senast rev.datum

2023-07-04

Sammanfattning

På uppdrag av Uppsala kommun har Bjerking utfört en huvudstudie inom industriområdet vid Lännaholms bruk i samhället Länna i Uppsala kommun. Aktuellt område, industriområdet, omfattar fastigheterna Löt 1:14 och Löt 1:22 och har en yta på ca 2,5 hektar.

Masugnen i Lännaholm var i drift från mitten av 1700-talet till 1904. Masugnen försågs med malm från Dannemora gruva och levererade tackjärn till Vattholma bruk. När bruket lades ner växte andra verksamheter fram, däribland sågverk med doppningsverksamhet. Doppning med pentaklorfenolsalt kan ha påbörjats i slutet av 1950-talet, eller i början av 1960-talet, och verksamheten pågick en bit in på 1970-talet.

Under 2014 utfördes en huvudstudie inom Lännaholms bruksområde och den omfattade en sammanställning av tidigare utförda miljötekniska undersökningar och även kompletterande undersökningar av jord, grundvatten, ytvatten och sediment. Utredningen visade att de mest betydande föroreningarna inom området utgörs av arsenik, zink, dioxin och i viss mån PAH. Arsenik och zink härrör från järnbruksverksamheten, framför allt genom restprodukter som finns som fyllningsmaterial i mark. Dioxinföroreningen kommer från sågverksamheten i samband med spill och läckage vid doppning. Föroreningar finns i jord, grundvatten och sediment.

Vid riskbedömning av ett förorenat område beskrivs vilka risker som uppkommer vid den aktuella föroreningssituationen. Riskbedömningen omfattar såväl beskrivning av riskerna vid aktuell markanvändning som beskrivning av riskerna vid en framtida, eventuellt förändrad markanvändning. Riskbedömningen utförs för hälsa, markmiljö och spridning av föroreningar och grundar sig på uppsatta övergripande åtgärds mål. Riskbedömningen ska ligga till grund för beslut om eventuella riskminskande åtgärder behöver utföras.

Markanvändningen inom Lännaholms bruksområde är och planeras i ett kort tidsperspektiv, ca 10 år, fortsatt vara verksamhets- och industriområde. I ett längre perspektiv, ca 150 år eller längre, är det svårt att på ett bra sätt bedöma markanvändningen varför det förutsätts att markanvändningen är oförändrad.

De övergripande åtgärds målen ska ange vad man vill uppnå med en efterbehandlingsåtgärd. De ska i första hand visa vilken användning området kommer att vara avsett för samt vilken påverkan som kan accepteras inom området eller i omgivningen efter utförd avhjälpan åtgärd.

Med utgångspunkt från föroreningssituationen och riskbilden i området har följande övergripande åtgärds mål tagits fram:

- Föroreningssituationen ska inte begränsa möjligheterna att nyttja fastigheterna för kontor- och industriändamål.
- I området ska yrkesverksamma såväl som besökare kunna vistas i området utan begränsning och utan att de föroreningar som finns i området medför en oacceptabel risk för påverkan på människors hälsa.
- Marken ska uppfylla de krav på ekologiska funktioner som markanvändningen kräver.
- Ekologi i ytvatten skyddas och Långsjön ska idag och i framtiden kunna nyttjas som dricksvattentäkt.

Utifrån föroreningssituationen i området och de övergripande åtgärds målen konstateras att det i Länholms industriområde finns ett åtgärdsbehov för att reducera miljö- och hälsorisker till acceptabla nivåer.

I den genomförda åtgärdsutredningen är slutsatsen att en schaktsanering, med viss urharpning av grovt material, är den bästa åtgärds metoden och utifrån det togs det fram fyra åtgärdsförslag. Skillnaden mellan alternativen är att saneringen utförs till olika riktvärden för mark (beräknade enligt Naturvårdsverkets beräkningsmodell).

I riskvärderingen bedöms de fyra olika åtgärdsalternativens för- och nackdelar mot aspekter inom ekonomi, miljö och sociala aspekter. Det åtgärdsalternativ som har den sammantaget bästa måluppfyllnaden innebär schaktsanering av området med platsspecifika riktvärden (PSRV) i två djupnivåer. Åtgärds mål är:

- PSRV, 0-0,7 meter under markytan: - arsenik 25 mg/kg TS och zink 500 mg/ kg TS. PAH-M 10 mg/kg TS och PAH-H 10 mg/kg TS.
- PSRV, >0,7 meter under markytan - arsenik 80 mg/kg TS och zink 2500 mg/ kg TS. PAH-M 10 mg/kg TS och PAH-H 12 mg/kg TS.
- PSRV, alla nivåer - dioxin 200 ng/kg TS.

Åtgärden omfattar ca 24 000 ton massor och saneringen 37 ton zink, 2,4 ton arsenik och 5 gram dioxin och saneringskostnaden är översiktligt bedömd till 34 miljoner kr.

Slutligen kan det konstateras att det finns ett behov av att utföra kompletteringar vid förprojektering av åtgärden. Det omfattar t.ex. avgränsa fyllnadsdjup och föroreningsgrad i de sydvästra delarna av industriområdet, komplettera med provtagning vid befintliga byggnader, utföra kompletterande analyser för karaktärisering av massor till deponi mm.

Innehåll

1	Bakgrund	6
2	Sammanfattning av tidigare genomförd huvudstudie	6
3	Syfte	7
4	Områdesbeskrivning	7
5	Föroreningsituation	8
	5.1 Föroreningar i jord	8
	5.2 Föroreningar i grundvatten och ytvatten	10
	5.3 Föroreningar i sediment	11
	5.4 Jord under byggnader	12
6	Riskbedömning	13
	6.1 Övergripande åtgärds mål	13
	6.2 Konceptuell modell	13
	6.3 Föroreningskälla	14
	6.4 Spridning och exponeringsvägar	14
	6.5 Skyddsobjekt	14
	6.6 Platsspecifika riktvärden	15
	6.6.1 Platsspecifika antaganden och justeringar	16
	6.6.2 Platsspecifika riktvärden	17
	6.6.3 Platsspecifikt riktvärde för dioxin	18
	6.7 Representativa halter	20
	6.8 Osäkerheter i data	21
7	Åtgärdsutredning	22
	7.1 Föroreningarna förekomst och matris	22
	7.1.1 Metaller	22
	7.1.2 Dioxin	25
	7.1.3 Organiska föreningar	27
	7.1.4 Matris	27
	7.2 Indelning i egenskapsområden	28
	7.2.1 Egenskapsområde 1 – doppningsområdet	29
	7.2.2 Egenskapsområde 2 – centrala delarna av industriområdet	30
	7.2.3 Egenskapsområde 3 – upplagsområden	32
	7.3 Avgränsningar	32
	7.4 Möjliga saneringsmetoder	33
	7.5 Saneringsalternativ	33
	7.5.1 Åtgärdsförslag 1 - PSRV MKM för hela jordmassan	34
	7.5.2 Åtgärdsförslag 2 - PSRV 0-0,7 m och PSRV >0,7 m	34
	7.5.3 Åtgärdsförslag 3 - generella MKM	34

7.5.4	Åtgärdsförslag 4 - PSRV MKM utan skydd av markmiljö	34
7.5.1	Sammanfattning av åtgärdsförslag 1-4	34
7.6	Omfattning av sanering vid alternativa åtgärds mål	35
7.7	Kostnader	36
8	Riskvärdering	38
8.1	Vald riskvärderingsmodell, SAMLA	38
8.2	Ställningstagande inför riskvärdering	38
8.2.1	Urvalskriterier	38
8.2.2	Poängsättning	39
8.2.3	Tidsaspekter	39
8.3	Resultat	40
8.4	Slutsatser	40
9	Referenser	43

Bilagor

Utagsrapport - Platsspecifikt riktvärde 0-0,7 m u my	Bilaga 1
Utagsrapport - Platsspecifikt riktvärde >0,7 m u my	Bilaga 2
Utagsrapport - Platsspecifikt riktvärde MKM	Bilaga 3
Utagsrapport - Platsspecifikt riktvärde MKM exkl markmiljö	Bilaga 4
Redovisning i plan av uppmätta arsenikhalter 0-0,7 m u my	Bilaga 5
Redovisning i plan av uppmätta arsenikhalter >0,7 m u my	Bilaga 6
Redovisning i plan av uppmätta zinkhalter 0-0,7 m u my	Bilaga 7
Redovisning i plan av uppmätta zinkhalter >0,7 m u my	Bilaga 8
Redovisning i plan bedömda fyllnadsdjup	Bilaga 9
Utagsrapport – SAMLA åtgärdsalternativ 1-4	Bilaga 10

1 Bakgrund

Masugnen i Lännaholm var i drift från mitten av 1700-talet till 1904. Masugnen försågs med malm från Dannemora gruva och levererade tackjärn till Vattholma bruk. Efter att järnbruksverksamheten avslutades i området växer ett sågverk fram på platsen. Själva industriområdet har tidigare undersökts inom ramen för en huvudstudie (Ramböll, 2014a). Utredningen visar på förhöjda halter av framför allt tungmetaller som antas höra till tackjärnsproduktionen. Inom industriområdet finns även dioxinförorening från doppningsverksamhet med pentaklorfenol.

I en tidigare utförd förstudie för bostadsområdet kring industriområdet i Lännaholm påträffades arsenik i halter över akuttoxiska nivåer i enskilda provpunkter (Ramböll, 2014b). Föroreningarna bedömdes förekomma relativt ytligt i jordprofilen.

Kemakta utförde 2016 en hälsoriskbedömning för sju järnbruk i Uppsala län (Kemakta, 2016). För Lännaholm var slutsatsen att det finns risk för akuttoxiska effekter från arsenik vid enskilda provpunkter vid bostäder.

Bjerking AB har därefter genomfört en huvudstudie för bostadsområdet i Lännaholm (Bjerking, 2020a - 2020d). Den huvudstudien visar på förhöjda halter av metaller, främst arsenik och zink, i fyllningsmassorna där spår från tidigare verksamhet visas som inslag av kol, tegel, slagg och kolstybb. Undersökningarna visar vidare att föroreningsutbredningen inte verkar följa någon enkel systematik och halterna för de styrande metallerna, arsenik och zink, samvarierar inte utan uppvisar ämnesspecifika utbredningsmönster. Den förorenade fyllningen i bostadsområdet ligger generellt ytligt på mellan 0,1 till 0,7 meter under markytan (m u my) och överlagras av ett tunnare skikt av mull och växtlager.

2 Sammanfattning av tidigare genomförd huvudstudie

Den tidigare utförda huvudstudien för Lännaholms bruk omfattade fastigheterna Löt 1:14 och Löt 1:22, i Länna, Uppsala kommun (Ramböll, 2014a). Ramböll skriver i sammanfattningen:

"De mest betydande föroreningarna inom området härrörande från tidigare verksamheter utgörs av arsenik, zink och dioxin. Arsenik och zink härrör från järnbruksverksamheten, genom restprodukter som finns som fyllningsmaterial i mark, och dioxinföroreningarna härrör från sågverksamheten, genom spill och läckage från doppning. Inom den södra delen av bruksområdet har arsenikhalter överstigande halt som kan medföra risk för akuttoxiska effekter uppmätts och i några punkter har både arsenik och zink uppmätts i halter överstigande Avfall Sveriges rekommenderade haltgräns för farligt avfall. Dioxiner förekommer i förhöjda halter i området runt doppnings-platsen. Föroreningar finns i jord, grundvatten och sediment.

För aktuell markanvändning utgörs skyddsobjekten av yrkesverksamma inom området, besökande till området, markmiljön samt grundvattnet och sjöarna Fjärden (ytvattenrecipient) och Långsjön (kommunal dricksvattentäkt). Förutsättningen för markanvändningen inom området framgent är även att det ska komma att behållas som ett verksamhets- och

industriområde. Sammantaget medför ovanstående att ett saneringsbehov för aktuellt område bedöms föreligga. Saneringsbehovet grundar sig främst på skydd av människors hälsa och markmiljö inom yttlig jord på platsen samt nedströms grundvatten och ytvatten. Som efterbehandlingsmetod föreslås urschaktning och extern deponering av förorenade massor,

- för föroreningar härrörande från järnbruksverksamheten inom ett preliminärt avgränsat område inom södra delen av bruksområdet, och.
- för föroreningar härrörande från sågverksamhet inom ett preliminärt avgränsat område kring dopningsplatsen samt här även borttagning av betongplatta

Eftersom området som är förorenat med dioxiner till allra största del bedöms sammanfalla med område som även är förorenat med metaller, vid dopningsplatsen inom den södra delen av bruksområdet, bör åtgärder av dessa föroreningar rimligen utföras samordnat.”

3 Syfte

Mot bakgrund av att det idag finns en huvudstudie för intilliggande bostadsområde, att Naturvårdsverket 2016 reviderade den generella riktvärdesmodellen och att Naturvårdsverket samtidigt gjorde en revidering av beräkningsverktyget för beräkning av platsspecifika riktvärden är det motiverat att omarbete huvudstudien för industriområdet så att åtgärderna vilar på samma grunder och därför ligger i linje med varandra.

4 Områdesbeskrivning

Lännaholms bruk är beläget i samhället Länna i Uppsala kommun, ca 1,5 mil öster om Uppsala, intill väg 282. Aktuellt område omfattar fastigheterna Löt 1:14 och Löt 1:22 och har en yta på ca 2,5 hektar.

Väster och norrut angränsar bruksområdet till en museijärnväg, ”Lennakatten”. På andra sidan museijärnvägen finns samhället Länna och närmast mot bruksområdet finns bostadsbebyggelse (villor och flerbostadshus) samt förskola och skola i nordväst. Norrut finns naturområde samt åkermark. Öster om området finns naturområde, med berg i dagen med stigande marknivå. Söderut angränsar bruksområdet till Länna bruksgata.

Genom området rinner en bäck, som delvis är kulverterad. Ytavrinningen inom området avvattnas primärt mot bäcken. Bäcken avrinner mot nordost, mot sjöarna Fjärden och Långsjön, som båda ligger ca 1 kilometer norr om området, d.v.s. nedströms. Långsjön utgör kommunal ytvattentäkt.

De naturliga jordarterna i området utgörs, enligt SGU:s jordartskarta och utförda fältundersökningar, av lera eller sandig morän. Inom stora delar av området överlagras de naturliga jordarterna av fyllnadsmassor, bestående av bl.a. slagg-, kol- och tegelrester dvs. restprodukter från järnbruket. Fyllningen är i huvudsak av grusig, sandig karaktär. Fyllnadsmassornas mäktighet varierar mellan ca 0,5-2,5 m inom det undersökta området. Berg i dagen förekommer i den nordvästra delen av området, se figur 1.



Figur 1. Jordartskarta hämtad från SGU:s karttjänst (2023) med fyllnadsmassor (streckat), berg i dagen (rött), lera (gult) och morän (ljusblått). Utbredningen på det aktuella området är schematiskt markerat med svart streckad linje.

Områdets topografi, geologiska och hydrologiska förhållanden liksom områdets historik framgår och redovisas i detalj i tidigare genomförd huvudstudie inom industriområdet (Ramböll, 2014a). En del kompletterande historik redovisas även i den huvudstudie som är genomförd i bostadsområdet i Lännaholm (Bjerking, 2020a).

5 Föroreningssituation

Inga nya jordprover från industriområdet har uttagits eller analyserats in samband med denna rapport utan utredningen bygger helt på de undersökningar som tidigare genomförts av SGI och Ramböll (Ramböll, 2014a). I avsnitt 5.1 till och med 5.4 redovisas resultat från tidigare undersökningar

5.1 Föroreningar i jord

I den tidigare genomförda huvudstudien redovisas analysdata för metaller, oljekolväten (alifater och aromater), PAH och dioxin.

Totalt 130 st. jordprov analyserades med avseende på metaller. Utförda analyser visar att det förekommer maxhalter av arsenik, barium, krom, koppar, nickel, bly och zink i halter över riktvärdet för MKM och för arsenik och zink är maxhalterna även över haltgränser för farligt avfall. Lakförsök är utförda och lakbarheten är över gränsen för farligt avfall. I sex prov, från fem

provpunkter, uppmättes arsenik i halter över 100 mg/kg TS, d.v.s. över den halt där akuttoxiska effekter inte kan uteslutas (Naturvårdsverket, 2009). Undersökningspunkter med förhöjda halter av metaller är framför allt belägna inom:

- vallen väster om gjuteri/fabriksbyggnaden, mot järnvägen
- planen väster om och runt gjuteri/fabriksbyggnaden
- planen öster om masugnsbyggnaden
- planen öster om det nya torkhuset/befintlig lackering
- högar med fyllnadsmassor och igenfyllda sänkor närmast verksamhetsområdet samt ställvis inom delar av den norra delen av aktuellt område.

Totalt 68 st. prov analyserades med avseende på PAH. I fyra prov överstiger uppmätta halter riktvärdet för MKM (varav ett över haltgränsen för FA) och i 16 st prov uppmättes halter i intervallet KM-KM.

I 14 st. prov analyserades alifater och aromater. Uppmätta halter i samtliga prov understiger riktvärdet för MKM och i tre prov uppmättes halter i intervallet KM-MKM.

I tabell 1 nedan redovisas statistik från utförda undersökningar och laboratorieanalyser för metaller och organiska ämnen som uppmätts i halter över MKM. I de fall halten är under rapporteringsgräns har halten vid statistisk beräkning satts till rapporteringsgränsen. Uppmätta halter jämförs mot Naturvårdsverkets generella riktvärden för KM och MKM (Naturvårdsverket, 2009) och även mot haltgränser för farligt avfall (Avfall Sverige, 2019). Som synes skiljer sig medelvärde och medianvärde mycket åt vilket tyder på en sned fördelning av resultaten med ett fåtal höga halter.

Tabell 1. Statistik över uppmätta halter i analyserade jordprover. Gulmarkerade värden överskrider KM och orangemarkerade värden överskrider MKM och rödmarkerade överskrider haltkriterier för farligt avfall. Enhet mg/kg TS (där ej annat anges).

Ämne	Antal analyser	Min	Median	Medel	Max	KM	MKM	FA
As	130	2,0	9,7	41	1250	10	25	1000
Ba	101	13	77	112	1860	200	300	50 000
Cd	130	0,1	0,60	1,6	15	0,8	15	1000
Cr tot	130	0,2	15	20	281	80	150	1000
Cu	130	1,7	20	36	1300	80	200	2500
Hg *	86	<1	<1	<1	<1	0,25	2,5	50
Ni	130	0,4	9,8	19	617	40	120	1000
Pb	130	1,0	25	64	2200	50	180	2500
V	86	3,3	17	18	40	100	200	10 000
Zn	130	24	333	763	14 400	250	500	2500
PAH-L	89	ND	0,15	0,4	2,8	3	15	1000
PAH-M	89	ND	0,31	3,1	71	3,5	20	1000
PAH-H	89	ND	0,27	3,1	70	1	10	50
Dioxin (ng/kg)	30	1,5	6,2	309	7800	20	200	15 000

* Statiska beräkningar är inte utförd eftersom alla värden är angivna som <1 mg/kg TS.

I Rambölls huvudstudie redovisas resultat för fyra analyser avseende dioxiner. Undersökningspunkterna finns utanför tidigare konstaterat förorenat område kring betongplattan för före detta dopningskar. Det området är sedan tidigare undersökt och bedömt och både resultat och bedömningar redovisas i tidigare utförda undersökningar (SGI, 2009a och b). Se vidare i avsnitt 7.1.2.

5.2 Föroreningar i grundvatten och ytvatten

Uppmätta metallhalter i grundvattnet är generellt låga, men måttligt till höga halter av flera metaller (arsenik, kadmium, bly, zink, krom, nickel) har uppmätts. Ingen av de uppmätta metallhalterna överskrider Livsmedelsverkets dricksvattenkriterier. I jämförelse med naturliga halter finns generellt en låg påverkan av föroreningar. Påverkan av föroreningar syns spritt inom bruksområdet, väster om gjuteri/fabriksbyggnaden och masugnsbyggnaden och vid dopningsplatsen samt längre nordost inom området. I tabellen nedan jämförs uppmätta halter med tillståndsklassning utifrån bedömningsgrunder för grundvatten (SGU, SGU-rapport 2013:01 Bedömningsgrunder för grundvatten, 2013).

Tabell 2. Uppmätta metallhalter i analyserade vattenprover [$\mu\text{g/l}$] samt jämförvärde, bedömningsgrunder för grundvatten (SGU, SGU-rapport 2013:01 Bedömningsgrunder för grundvatten, 2013). I tabellen redovisa resultat från Rambölls huvudstudie tillsammans med resultat från undersökning avseende sågverksamheten (SGI, 2009).

Ämne/ Pkt	As	Cd	Pb	Zn	Cr	Cu	Ni
SGI_REF	0,536	0,0333	0,129	2,12	0,373	2,69	2,21
SGI_102	4,61	0,106	0,0501	11,6	0,109	11,6	2,94
SGI_103	1,84	0,0611	0,0134	5,12	0,239	2,05	2,57
SGI_104	0,826	0,0121	0,0353	4,14	12,6	1,87	1,61
SGI_105	0,949	0,0135	< 0,01	2,19	38	4,64	5,70
SGI_120	0,643	0,190	0,076	1,35	0,0464	0,909	2,08
RAM_PG04	1,01	0,0839	< 0,01	9,47	0,117	2,94	1,01
RAM_109	5,83	0,129	0,0250	19,7	0,148	12,5	2,81
RAM_124	1,49	0,0351	3,88	196	< 0,01	78,4	3,57
RAM_125	3,96	< 0,005	0,110	9,66	0,0440	5,06	1,27
RAM_145	0,528	0,0100	0,0366	2,93	0,0293	1,05	1,50
Jämförvärde							
Mycket hög halt	>10	> 5	> 10	> 1000	> 50	> 2 000	> 20
Hög halt	5 – 10	1 –5	2 –10	100 –1 000	10 –50	1 000 – 2 000	10 –20
Måttlig halt	2 –5	0,5 –1	1 –2	10 –100	5 –10	200 –1 000	2 –10
Låg halt	1 –2	0,1 –0,5	0,5 –1	5 –10	0,5 –5	20 –200	0,5 –2
Mycket låg halt	< 1	< 0,1	< 0,5	< 5	< 0,5	< 20	< 0,5

Inga anmärkningsvärt förhöjda halter av olja eller PAH uppmättes i något av de tre analyserade grundvattenproven. Ingen av de uppmätta halterna överskrider de av SPI föreslagna riktvärdena

för grundvatten vid förorenade bensinstationer. Uppmätta halter är överlag låga, i jämförelse med naturliga halter finns generellt en låg påverkan av föroreningar.

Inga anmärkningsvärt förhöjda halter av metaller uppmättes i de två ytvattenproverna (uppströms / nedströms). I jämförelse med naturliga halter finns generellt en låg påverkan av föroreningar.

Tabell 3. Uppmätta metallhalter i analyserade ytvattenprover [$\mu\text{g/l}$] samt jämförvärde, effektrelaterade tillståndsklasser för metaller i ytvatten (Naturvårdsverket, Rapport 4913 Sjöar och vattendrag, Bedömningsgrunder för miljö kvalitet, 1999.) Underlaget hämtat ur Rambölls HS.

Ämne/ Pkt	As	Cd	Pb	Zn	Cr	Cu	Ni
Uppströms	0,741	0,00091	0,00377	2,03	0,0153	0,0415	0,0906
Nedströms	0,247	0,00481	0,00331	4,88	0,0369	0,536	0,639
Jämförvärde							
Mycket hög halt	> 75	> 1,5	> 15	> 300	> 75	> 45	> 225
Hög halt	15–75	0,3–1,5	3–15	60–300	15 – 75	9 – 45	45 – 225
Måttlig halt	5 – 15	0,1 –0,3	1 – 3	20 – 60	5 – 15	3 – 9	15 – 45
Låg halt	0,4 – 5	0,01 – 0,1	0,2 – 1	5 – 20	0,3 – 5	0,5 – 3	0,7 – 15
Mycket låg halt	\leq 0,4	\leq 0,01	\leq 0,2	\leq 5	\leq 0,3	\leq 0,5	\leq 0,7

5.3 Föroreningar i sediment

Avseende bedömning av tillstånd bedöms uppmätta halter av zink, krom, koppar och nickel som måttliga. Uppmätta halter av arsenik och kadmium bedöms låga, förutom för två prov där arsenikhalten bedöms som måttlig. Se tabell nedan där uppmätta halter redovisas samt jämförvärde från Rapport 4913, Naturvårdsverket, 1999.

Uppmätta halter av dessa metaller avviker från jämförvärden för bakgrundhalter i sediment i södra Sverige (Förslag till gränsvärden för särskilda förorenande ämnen, Naturvårdsverket, 2008). Uppmätta halter av metaller visar förhöjda metallhalter både uppströms, inom bruket och nedströms området, och ända ut till vattendragets utlopp till sjön Fjärden. Analysresultaten tyder på att det finns en allmän påverkan av metallförorening i området. Inget av sedimentproven uppvisar dock så höga halter att de bedöms vara påverkade av punktkälla.

Tabell 4. Uppmätta metallhalter i analyserade sedimentprover [mg/kg TS] samt jämförvärde, effektrelaterade tillståndsklasser för metaller i sediment (Naturvårdsverket, Rapport 4913 Sjöar och vattendrag, Bedömningsgrunder för miljö kvalitet, 1999.). I tabellen redovisas värden från Rambölls HS och resultat från undersökning avseende sågverksamheten, SGISED1-SGISED3 (SGI, 2009).

Beskrivning placering	Ämne/ Pkt	As	Cd	Pb	Zn	Cr	Cu	Ni	Hg
Uppströms	SGISED_1	7,25	0,58	24,5	270	12,2	29,8	9,02	< 1
Inom bruket	SGISED_2	10	0,43	12,8	155	13,2	57,6	24,4	< 1
Inom bruket	SGISED_3	10,6	0,63	23,5	310	24,2	35,4	19,7	< 1
Nedströms	RAMSED_1	12,0	1,54	33,9	501	32,3	55,4	32,0	< 1
Nedströms	RAMSED_2	6,91	0,866	30,9	321	35,7	45,3	25,6	< 1
Nedströms	RAMSED_3	7,34	1,09	30,0	351	31,0	50,6	24,3	< 1
Nedströms	RAMSED_4	9,96	1,05	37,0	501	49,1	75,4	37,2	< 1
	Jämförvärde								
	Mycket hög halt	> 150	> 35	> 2 000	> 5 000	> 500	> 500	> 250	> 5
	Hög halt	30 – 150	7 – 35	400 – 2 000	1 000 – 5 000	100 – 500	100 – 500	50 – 250	1 – 5
	Måttlig halt	10 – 30	2 – 7	150 – 400	300 – 1 000	20 – 100	25 – 100	15 – 50	0,3 – 1
	Låg halt	5 – 10	0,8 – 2	50 – 150	150 – 300	10 – 20	15 – 25	5 – 15	0,15 – 0,3
	Mycket låg halt	≤ 5	≤ 0,8	≤ 50	≤ 150	≤ 10	≤ 15	≤ 5	≤ 0,15

Inga anmärkningsvärt förhöjda halter av olja eller PAH uppmättes i något av de fyra analyserade sedimentproven. Halter överstigande detektionsgräns uppmättes för samtliga prov för tyngre alifater (>C16-C35), PAH M och PAH H.

Dioxiner detekterades i samtliga 4 analyserade sedimentprov. Uppmätta halter av dioxiner överstiger Naturvårdsverkets generella riktvärde för förorenad mark för KM, men ligger långt under MKM. De generella riktvärdena för förorenad mark är framtagna för jord, inte sediment, vilket innebär att de ej är direkt tillämpbara på sediment.

5.4 Jord under byggnader

I Ramböll HS utfördes provtagning i två provpunkter inom masugnsbyggnaden, som delvis har jordgolv, och i två provpunkter inom det f.d. gjuteriet/fabriksbyggnaden. Prov uttogs ner till som mest 0,5 m u my.

Utförda analyser visar att arsenikhalterna under masugnsbyggnaden överstiger riktvärdet för MKM, övriga metaller och PAH uppmättes i halter under MKM. Under gjuteriet/fabriksbyggnaden uppmättes halter under MKM.

6 Riskbedömning

Vid riskbedömning av ett förorenat område beskrivs vilka risker som föreligger vid den aktuella föroreningsituationen. Riskbedömningen omfattar såväl beskrivning av riskerna vid aktuell markanvändning som beskrivning av riskerna vid en framtida, eventuellt förändrad markanvändning. Riskbedömningen utförs för hälsa, markmiljö och spridning av föroreningar och grundar sig på uppsatta övergripande åtgärds mål. Riskbedömningen ska ligga till grund för beslut om eventuella riskminskande åtgärder behöver utföras.

Markanvändningen inom Länna holms bruksområde är och planeras i ett kort tidsperspektiv, ca 10 år, fortsatt vara verksamhets- och industriområde, motsvarande mindre känslig markanvändning, MKM.

I ett längre perspektiv, ca 150 år eller längre, är det svårt att på ett bra sätt bedöma markanvändningen varför det förutsätts att markanvändningen är oförändrad.

6.1 Övergripande åtgärds mål

De övergripande åtgärds målen ska ange vad man vill uppnå med en efterbehandlingsåtgärd. De ska i första hand visa vilken användning området kommer att vara avsett för samt vilken påverkan som kan accepteras inom området eller i omgivningen efter utförd avhjälpande åtgärd.

Med utgångspunkt från föroreningsituationen och riskbilden i området har följande övergripande åtgärds mål tagits fram:

- Föroreningsituationen ska inte begränsa möjligheterna att nyttja fastigheterna för kontor- och industriändamål.
- I området ska yrkesverksamma såväl som besökare kunna vistas i området utan begränsning och utan att de föroreningar som finns i området medför en oacceptabel risk för påverkan på människors hälsa.
- Marken ska uppfylla de krav på ekologiska funktioner som markanvändningen kräver.
- Ekologi i ytvatten skyddas och Långsjön ska idag och i framtiden kunna nyttjas som dricksvattentäkt.

6.2 Konceptuell modell

I en konceptuell modell görs en kvalitativ beskrivning av föroreningskällan, exponerings- och spridningsvägar samt skyddsobjekt, se tabell 5.

Tabell 5. Konceptuell modell.

Föroreningskälla	Frigörelse och spridning	Exponeringsvägar	Skyddsobjekt		
			Människor	Miljö	Naturreсурser
Förorening i yttlig mark	Utlakning till yt- och grundvatten	Intag av jord	Vuxna som arbetar på platsen	Markmiljö	Ytvatten
Förorening i djupt liggande mark	Spridning via grundvatten och yttlig avrinning	Inandning av damm	Barn och vuxna som besöker området	Ytvatten-ekosystem	
		Hudkontakt			
	Inandning ånga				
	Luftburen spridning inom området				

6.3 Föroreningskälla

Föroreningskällan utgörs primärt av fyllningsmassor med förhöjda halter av i huvudsak, arsenik, zink, PAH och dioxin.

6.4 Spridning och exponeringsvägar

Spridningsförutsättningar för föroreningar styrs generellt av jordarnas egenskaper, de kemiska förutsättningarna för föroreningarna och i vilket medie (jord, vatten, luft) som spridningen sker. Den styrande förorenings-spridningen för området bedöms bestå i utlakning och spridning via grundvatten till närliggande ytvattendrag. Inom området bedöms den luftburna spridningen vara av underordnad betydelse då de förorenade fyllningsmassorna överlagras av växtlager eller annan hårdgjord yta. Även intag av jord är en viktig exponeringsväg då de förorenade marklagren ligger ytligt inom undersökningsområdet. Även inandning av damm är med som exponeringsväg trots att det troligast är av underordnad betydelse.

6.5 Skyddsobjekt

Aktuella skyddsobjekt utgörs främst av yrkesverksamma och besökare inom området. Idag nyttjas lokalerna på området för lättare industri, vårdlokaler, kontor samt restaurang. Området planeras, så långt det är känt i dagsläget, att fortsätta att utgöras av ett industriområde med varierande verksamheter. Inom området förekommer byggnader med verksamheter som drar till sig besökare, såsom exempelvis restaurang- och handelsverksamhet. Inom området finns ingen verksamhet särskilt avsedd för barn. Det finns heller ingen verksamhet eller aktivitet som huvudsakligen bedrivs utomhus. Eftersom det inom området förekommer byggnader där både barn, ungdomar och vuxna tillfälligt kan vistas på sin fritid innebär det att även besökande utgör skyddsobjekt.

Långsjön, som är i förbindelse med Fjärden, används för uttag av dricksvatten, sjöarna är därför skyddsobjekt. Ekosystemet i marken utgör även det ett skyddsobjekt, men det ska tas i beaktande att marken inom Lännaholms bruk redan är påverkad av tidigare verksamheter som

pågått på platsen under lång tid vilket medför att markens ekosystem redan är påverkat. Marken inom området utgörs av fyllnadsmassor vilket i sig är en begränsande förutsättning för en god markmiljö. Marken bör dock ge förutsättningar för de ekologiska funktioner som krävs av markanvändningen inom aktuellt område.

6.6 Platsspecifika riktvärden

Utifrån de platsspecifika förutsättningar som finns på platsen har platsspecifika riktvärden (PSRV) beräknats med hjälp av Naturvårdsverkets riktvärdesmodell (version 2.0.1)¹.

Riktvärden är beräknade för ämnen som uppmätts i halter över Naturvårdsverkets generella riktvärde för MKM.

Fyra platsspecifika riktvärden har beräknats:

- **PSRV 0-0,7 m och PSRV >0,7 m.** Avseende jorddjup föreslås att området delats in i två jordklasser; en yttlig jordklass för jord 0-0,7 m och en jordklass för jord på större djup än 0,7 m. Indelningen har gjorts på grund av att:
 - Exponeringstiderna för människor för förorenad jord varierar med jorddjupet. Exponeringstiden för människa för jord i djupare jordlager har bedömts vara mindre än för jord i ytliga jordlager. Bedömning har gjorts att kontakt med jord på nivå 0 - 0,7 meter under markytan kan ske dagligen för vuxna som arbetar inom området (200 dagar/år) samt för barn de dagar de bedöms vistas inom området (60 dagar/år), d.v.s. enligt Naturvårdsverkets scenario för MKM.
 - Skyddet av markmiljö bedöms vara lägre för djupare jord med hänsyn till att den biologiska aktiviteten minskar med djupet, på grund av mindre närings- och syretillförsel med djupet.
 - Rotdjupet varierar för olika växter, och i olika jordarter. Merparten av växter och vegetation inom aktuellt område och för aktuell markanvändning har ett maximalt rot djup på <0,7 m (Ramböll, 2014a). I lerjordar tränger rötter längre ned i markprofilen och i sandiga jordar är rötterna ytligare, på grund av olika penetreringsmotstånd. Ytligt inom aktuellt område förekommer generellt fyllningsjord, vilken till större delen består av grövre material framför andelen av lera. Det innebär att växters rotutbredning inom aktuellt område generellt inte bedöms tränga ner på större djup.
 - Indelningen skulle kunnat omfatta andra djupnivåer, t.ex. 0,3 m, 0,5 m eller 1 m. Bidragande orsaker (utöver de som noterats ovan) till att 0,7 m u my bedömdes som rimligt var bland annat normalt schaktdjup för el- och opto-kablar, att indelningen redan fanns i Rambölls huvudstudie, djup på jord som kan tänkas påverkas av bökande från vildsvin samt samstämmigheten med efterbehandlingsdjupet i bostadsområdet intill där fyllnadsjordens mäktighet i stora områden är 0,7 m eller mindre.

¹ I februari 2023 presenterade Naturvårdsverket en ny version av beräkningsverktyget (version 2.2), den versionen är inte använd i denna huvudstudie. Skillnaden i beräkningsverktygen är i huvudsak förändringar i indata vid beräkning av riktvärdet för bly. Eftersom det inte finns ett åtgärdsbehov för bly, samt att versionen 2.0.1 användes vid huvudstudien som omfattar bostadsområdet i Lännaholm, användes version 2.0.1 även i denna huvudstudie.

- **PSRV MKM**, baserat på Naturvårdsverkets generella riktvärde för MKM.
- **PSRV MKM exklusive skydd av markmiljö**, baserat på Naturvårdsverkets generella riktvärde för MKM exklusive skydd av markmiljö.

6.6.1 Platsspecifika antaganden och justeringar

Vid beräkning av PSRV har vissa ändringar i scenarioparametrar gjorts jämfört med Naturvårdsverkets generella scenario för MKM. Motiveringen till ändringarna redovisas nedan.

Uttagsrapporter som visar detaljer angående vilka justeringar som gjorts i jämförelse med Naturvårdsverkets generella riktvärden för mindre känslig markanvändning (MKM) redovisas i bilaga 1 till 4.

Storleken på det förorenade området: Utifrån utförda undersökningar bedöms det förorenade området omfatta en yta på ca 100 x 225 m (Ramböll, 2014a).

Grundvattenbildning: Infiltration och grundvattenbildning av nederbörd bedöms vara 195 mm/år (Bjerking, 2020a).

Hydraulisk konduktivitet: Utifrån tidigare utförda undersökningar på platsen bedöms jordarterna vara något tätare än i Naturvårdsverkets generella scenario. I denna rapport används 1×10^{-6} m/m som värde för hydraulisk konduktivitet (Bjerking, 2020a).

Hydraulisk gradient: I tidigare undersökningar är den bedömd till 0,01 m/m (Bjerking, 2020a).

Akviferens mäktighet: Utifrån sammanställda resultat från huvudstudien inom bostadsområdet (Bjerking, 2020a) och från sammanställda resultat i industriområdet (Ramböll, 2014a) bedöms det finnas begränsat med friktionsjord i området. Ett konservativt antagande är att det finns ca 1 m friktionsjord under lera på berg. Grundvattenakviferens mäktighet antas vara 1 m.

Platsspecifika Kd-värden: De Kd-värden som beräknats i samband med huvudstudien för bostadsområdet tillämpas även i detta område (Bjerking, 2020a).

Flöde i recipient: Vattenflödet i bäcken som avrinner genom området bedöms vara 0,05 m³/s. Bäcken rinner mot norr, d.v.s. mot sjön Fjärden (Bjerking, 2020a).

Intag av dricksvatten: Området är anslutet till det kommunala dricksvattennätet och intag av dricksvatten från egen brunn bedöms inte vara relevant.

Skydd av grundvatten: Närmaste kommunala grundvattentäkt ligger i Funbo, ca 6 km västerut, d.v.s. uppströms Lännaholm. I området förekommer täta lerjordar som underlagras av ett förhållandevis tunt vattenförande lager av friktionsjord. Därmed bedöms det inte finnas något större grundvattenmagasin i området, d.v.s. uttagsmöjligheterna av grundvatten är dåliga till obefintliga. Skydd av grundvatten beaktas därmed inte vid beräkning av riktvärden PSRV 0-0,7 m och PSRV >0,7 m. I övriga riktvärdesklasser beaktas skydd av grundvatten.

I beräkningen av alla fyra PSRV tas hänsyn till att ytvatten i omgivningen skyddas. Det görs genom att beräkna den representativa föroreningshalten i marken som innebär att givna haltkriterier för ytvatten inte överskrids. I princip för samtliga ämnen är kriterierna för ytvatten lägre än kriterierna för grundvatten. Det innebär att de riktvärden som beräknas för skydd av ytvattenmiljön även ger skydd för människors hälsa i samband med användning av ytvatten som dricksvatten.

Skydd av markmiljö: Vilket skyddsvärde ett markekosystem har är till stora delar en riskvärderingsfråga. En utgångspunkt för dessa PSRV är att Lännaholm för all överskådlig framtid kommer att vara en gammal bruks- och kulturmiljö. Livsmedelsproduktion eller återgång till naturlig mark bedöms inte som sannolika markanvändningar varken på kort eller lång sikt.

Därmed bedöms behovet av markmiljöns ekosystemtjänster som begränsat i de ytliga scenarier där marken inte är hårdgjord, och som försumbart i de scenarier där marken är bebyggd, hårdgjord eller belägen på stort djup. I de olika riktvärdesalternativen beaktas markmiljön enligt:

- PSRV 0-0,7 m tillämpas modellparametrar för det generella riktvärdet för MKM.
- PSRV >0,7 m skyddet av markmiljön underordnad de kulturhistoriska värden som finns i området, d.v.s. skydd av markmiljö beaktas inte.
- PSRV MKM tillämpas modellparametrar för det generella riktvärdet för MKM.
- PSRV MKM exklusive markmiljö beaktas inte markmiljön.

Exponeringstider: En parameter som har stor inverkan på PSRV är antagna exponeringstider för intag av jord, inandning av damm, hudkontakt med jord och inandning ånga. De platsspecifika justeringar som föreslås redovisas nedan och i tabell 6.

- PSRV 0-0,7 m använder modellparametrar enligt scenario för det generella riktvärdet för MKM. Inandning av ånga påverkas inte av eventuella markarbeten och den parametern är därför inte justerad i förhållande till det generella scenariot för MKM.
- I PSRV >0,7 m bedöms sannolikheten för att exponeras för jord via hudupptag, intag jord och inandning av damm som liten. Det kan endast ske vid större markarbeten då det översta 0,7 m av marken är uppschaktat. Detta bedöms bara inträffa någon/några gånger över en längre tidsperiod (10 år). Exponeringstiden är därför antagen till en månad per år, d.v.s. 30 dagar/år för vuxen. Exponeringstid för barn sätts till 1 dag/år. Inandning av ånga påverkas inte av eventuella markarbeten och den parametern är därför inte justerad i förhållande till det generella scenariot för MKM.
- PSRV MKM och PSRV MKM exkl. markmiljö använder generella modellparameterar för MKM.

Tabell 6. Platsspecifika antaganden för exponeringstider för beräknad PSRV i jämförelse med Naturvårdsverkets generella exponeringstider för MKM. Enhet dagar/år.

Exponeringsväg	PSRV 0-0,7 m	PSRV >0,7 m	PSRV MKM	PSRV exkl markmiljö	MKM
Nivå (m u my)	0-0,7	>0,7	Alla	Alla	Alla
Intag jord (barn / vuxna)	60 / 200	1/30	60 / 200	60 / 200	60 / 200
Hudkontakt (barn / vuxna)	60 / 90	1/30	60 / 90	60 / 90	60 / 90
Inandning damm (barn / vuxna)	60 / 200	1/30	60 / 200	60 / 200	60 / 200
Inandning ånga (barn / vuxna)	60 / 200	60/200	60 / 200	60 / 200	60 / 200

6.6.2 Platsspecifika riktvärden

I tabell 7 redovisas resultaten från beräkningen av PSRV för industriområdet i Lännaholm.

Framräknade riktvärden är alltid nedjusterade mot Avfall Sveriges kriterier för farligt avfall (Avfall Sverige, 2019), d.v.s. samtliga riktvärden understiger dessa värden.

Tabell 7. Förslag till platsspecifika riktvärden för PSRV 0-0,7 m, PSRV >0,7 m, PSRV MKM och PSRV MKM exklusive skydd av markmiljö. Till höger redovisas generella riktvärden för MKM. Samtliga halter i mg/kg /TS.

Markklass	PSRV 0-0,7 m	PSRV >0,7 m	PSRV MKM	PSRV exkl markmiljö	MKM
Nivå (m u my)	0-0,7	>0,7	Alla	Alla	Alla
Arsenik	25	80	15	15	25
Barium	300	50 000	300	10 000	300
Kadmium	12	18	12	18	12
Krom tot	150	1 000	150	1 200	150
Koppar	200	300	150	150	200
Nickel	120	1 000	120	150	120
Bly	400	600	100	100	180
Zink	500	2 500	500	1 200	500
PAH-L	12	12	1,2	1,2	15
PAH-M	10	10	4,0	4,0	20
PAH-H	10	12	1,2	1,2	10

6.6.3 Platsspecifikt riktvärde för dioxin

För dioxin används det platsspecifika riktvärde som beräknats vid tidigare undersökning och riktvärdet avser hela jorddjupet (SGI, 2009b). Riktvärdet är 200 ng/kg TS, d.v.s. samma värde som Naturvårdsverkets generella riktvärde för MKM.

6.6.4 Jämförelse med PSRV som redovisades i huvudstudie år 2014

Även i Rambölls huvudstudie från 2014 beräknades platsspecifika riktvärden (Ramböll, 2014a) för två djupnivåer (0-0,7 m u my och djupare än 0,7 m). Riktvärden

På grund av skillnader i indata i beräkningarna skiljer sig riktvärdena i den tidigare utförda huvudstudien och denna huvudstudie. Skillnaderna beror i huvudsak på skillnader i:

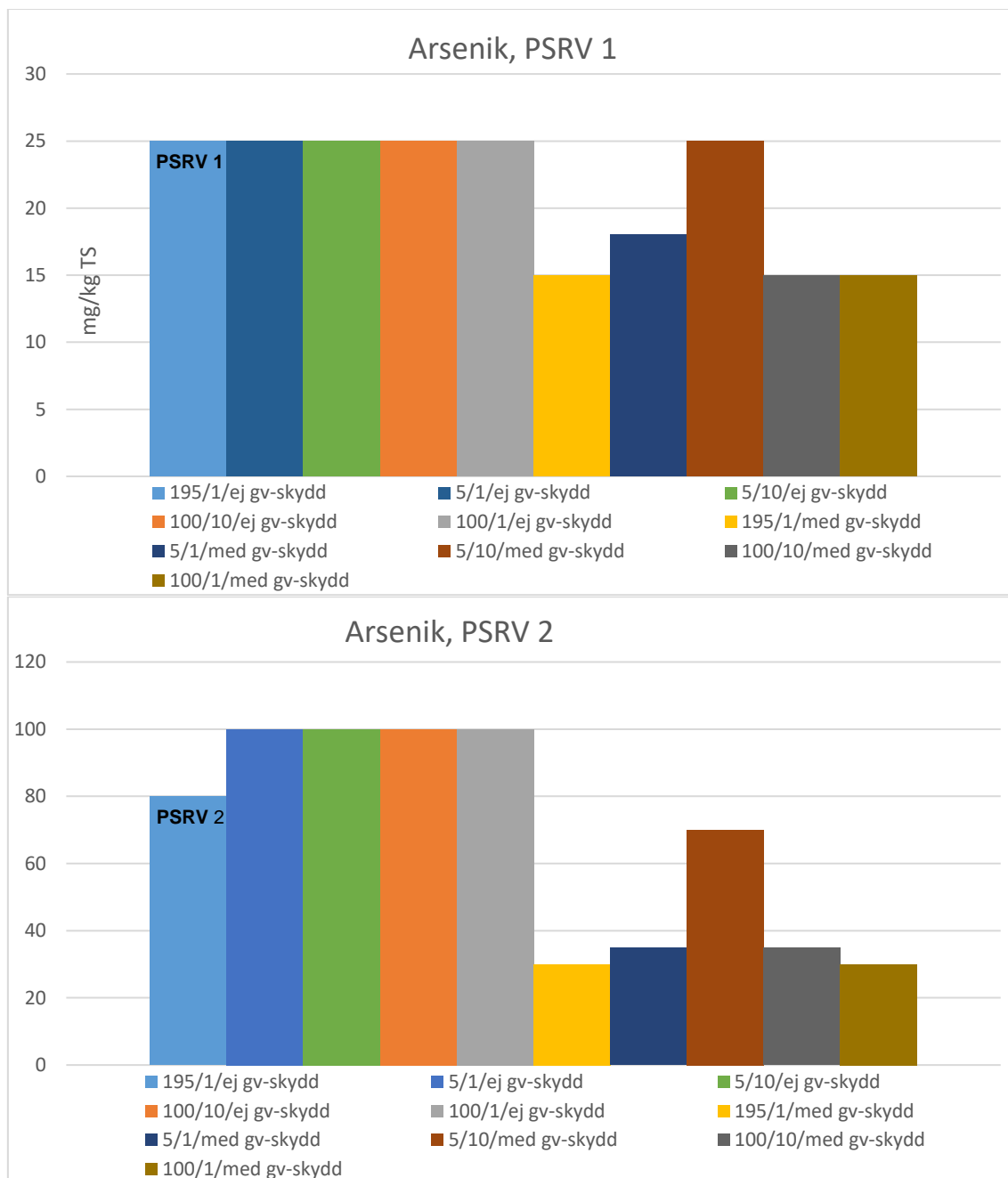
- Kd-värden
- Grundvattenakviferens mäktighet
- Hydraulisk konduktivitet
- Grundvattenbildning
- Skydd av grundvatten
- Exponeringstider och intag av grönsaker.

6.6.5 Känslighetsanalys PSRV avseende skydd av grundvatten

Nedan redovisas en känslighetsanalys med fokus på grundvatten för beräknade PSRV. Enligt avsnitt 6.6.1 antas det att skydd av grundvatten inte beaktas, grundvattenakviferen har en mäktighet på 1 m och att grundvattenbildningen årligen är 195 mm. Om dessa indata förändras enligt nedan erhålls andra PSRV:

- Skydd av grundvatten – ja/nej.
- Mäktighet grundvattenakviferen: 1 m och 10 m.
- Grundvattenbildning: 5 mm och 100 mm och 195 mm.

Beräknade PSRV för arsenik med dessa justeringar visas i figur 2 nedan.



Figur 2. Beräknade PSRV 1 för arsenik överst och PSRV 2 för arsenik underst. Blå stapel längst till vänster är de föreslagna PSRV. Övriga staplar visar beräknade PSRV med förändrade indata i skydd av grundvatten, grundvattenbildning och mäktighet grundvattenakvifer (grundvattenbildning/mäktighet akvifer/gv-skydd).

I stapeldiagrammen i figur 2 är de fem vänstra staplarna PSRV utan grundvattenskydd och de fem högra med grundvattenskydd. Beräknade PSRV visar att skillnaden i riktvärden är upp till ca 60% lägre än det föreslagna PSRV. Lägre riktvärde erhålls om grundvatten skyddas. Trots skillnader i indata på upp till 40 gånger (för infiltration) varierar utdata, alltså riktvärden, för PSRV 1 Arsenik mellan 18 och 25 mg/kg TS och PSRV 2 Arsenik mellan 30 och 100 mg/kg TS.

Motsvarande beräkningar för zink visar att skillnaden i riktvärden är upp till 50% lägre än de föreslagna PSRV med och utan grundvattenskydd och beroende på infiltration och akviferens mäktighet.

6.7 Representativa halter

Ett viktigt steg i en riskbedömning är att karaktärisera halten av olika föroreningar i jorden d.v.s. ta fram representativa halter. En representativ halt bör väljas som ett statistiskt mått⁴, t ex medelvärde av uppmätta värden, den övre konfidensgränsen för medelhalten (UCLM, 95 %), det maximalt uppmätta värdet, en viss percentil av uppmätta värden, eller något annat värde som grundas på bearbetade data.

I denna riskbedömning används UCLM (95 %) för att beskriva representativa halter. UCLM (95 %) kan sägas representera ett värde som det verkliga medelvärde med 95 % sannolikhet underskrider. Observera dock att med 5 % sannolikhet överskrider det verkliga medelvärde UCLM (95 %). De statistiska beräkningarna är utförda med programmet ProUCL 5.1 (www.epa.gov). Genomgående har UCLM95 Normal redovisats i tabellerna. I tabell 8 redovisas den representativa halten för samtliga prov i jämförelse med beräknade platsspecifika riktvärden.

Tabell 8. Representativa halter för samtliga prov i jämförelse med beräknade platsspecifika riktvärden. Halter över PSRV är skrafferade i grått. Samtliga halter i mg/kg /TS.

Markklass	PSRV 0-0,7 m	PSRV >0,7 m	PSRV MKM	PSRV exkl markmiljö	Representativ halt alla prov
Nivå (m u my)	0-0,7	>0,7	Alla	Alla	UCLM-95
Arsenik	25	80	15	15	60
Barium	300	50 000	300	10 000	145
Kadmium	12	18	12	18	1,9
Krom tot	150	1 000	150	1 200	23
Koppar	200	300	150	150	52
Nickel	120	1 000	120	150	27
Bly	400	600	100	100	94
Zink	500	2 500	500	1 200	981
PAH-L	12	12	1,2	1,2	0,5
PAH-M	10	10	4,0	4,0	4,9
PAH-H	10	12	1,2	1,2	5,0
Dioxin ng/kg)	200	200	200	200	736

Enligt sammanställningen i tabell 8 överstiger de representativa halterna av arsenik och zink de beräknade PSRV 0-0,7 m. För PSRV MKM överstiger de representativa halterna av zink och PAH beräknade PSRV. För PSRV MKM exklusive skydd av markmiljö överstiger de representativa halterna av arsenik och PAH beräknade PSRV.

För dioxin är den representativa halten över det platsspecifika riktvärdet och liksom i tidigare undersökningar bedöms det finnas ett åtgärdsbehov i ett mindre, avgränsat delområde se vidare i avsnitt 7.2.1.

I åtgärdsutredningen bedöms det därmed finnas ett åtgärdsbehov för arsenik, zink, PAH och dioxin. Det förekommer även ett antal halter av PAH-H över haltkriteriet för farligt avfall. Dessa har påträffats inom det område som behöver efterbehandlas p.g.a. höga halter av arsenik och kan komma att behöva särbehandlas avseende massklassning men kräver ingen särskild riskbedömning.

Val av andra djupindelningar resulterar i andra representativa halter liksom indelningar i andra egenskapsområden. Likaså kan andra statistisk mått användas som representativa halter t.ex. 75:e eller 90:e percentilen, eller andra varianter av UCLM-95.

6.8 Osäkerheter i data

I underlagsmaterialet till denna riskbedömning bedöms det finnas finns osäkerheter:

- Det finns få data på föroreningsgrad under byggnader (endast fyra ytliga samlingsprov, som uttagits under två byggnader).
- Inga data finns på föroreningsdjup eller fyllnadsdjup under byggnader.
- Mäktigheten på fyllnadsmassorna är osäker. Det kan delvis bero på att jordartsbedömning i en del punkter utförts med geokäpp. Många provpunkter är avslutade i fyllningsjord och i andra punkter är övergången mellan fyllning och naturlig jord beskriven som ett djupintervall (upp till 0,7 m). Sammantaget innebär det att det saknas information om fyllnadsmäktigheten.
- Förorenings utbredning i plan är inte avgränsad i detalj.
- Provtagning i upplagda högar men ej ner i underliggande material innebär dels att det endast är fyllning som provtagits dels att omfattningen av provtagning i norra delen av området är betydligt mindre än den verkar vara. Endast ett analyserat prov har angiven jordart torrskorpelera inom det området benämnt E3 (områdesindelning presenteras under punkt 7.2), övriga analyser är på fyllnadsmaterial, se vidare under tabell 11.
- Det saknas analysunderlag för massklassificering av massor vid deponering, t.ex. halt organiskt kol (TOC), lakttest mm.

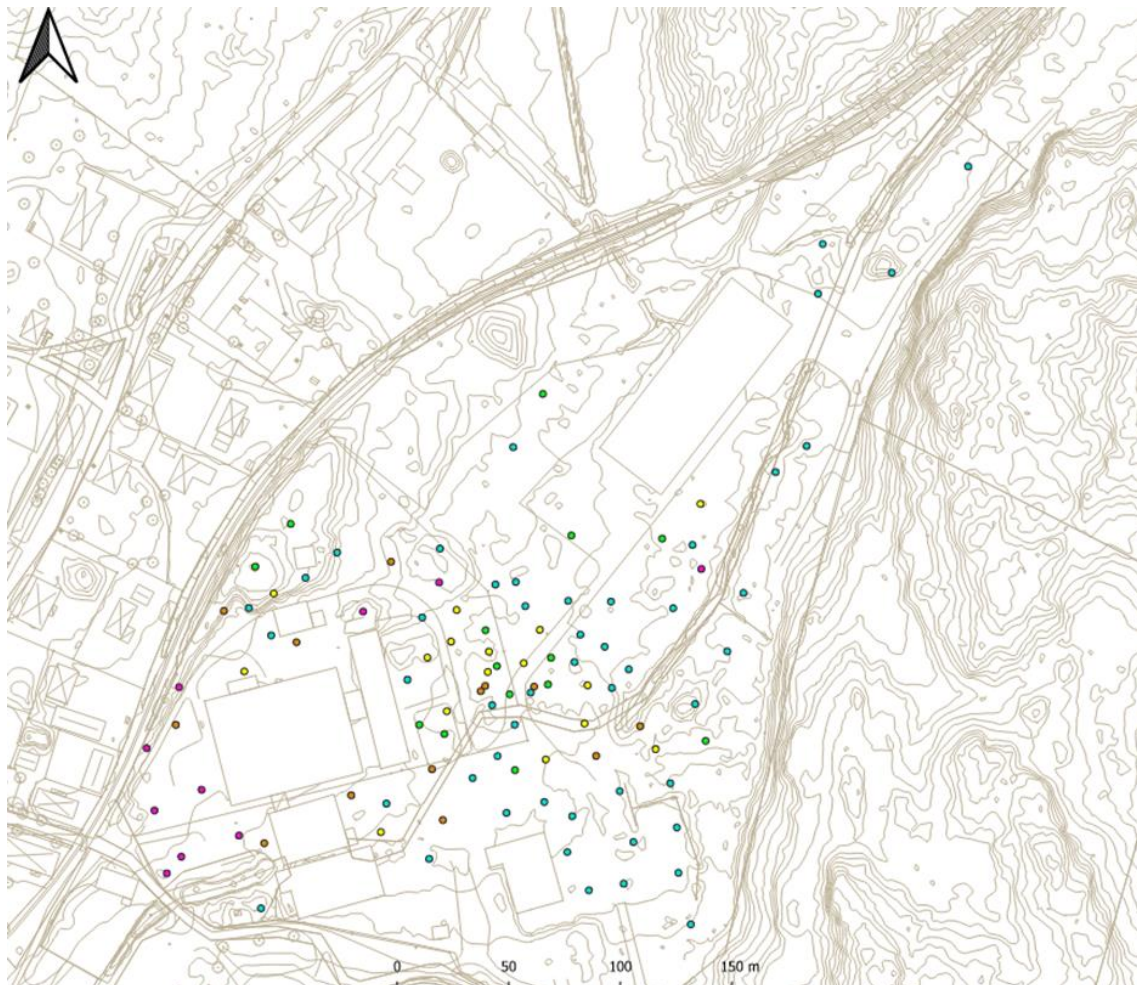
7 Åtgärdsutredning

7.1 Föroreningarna förekomst och matris

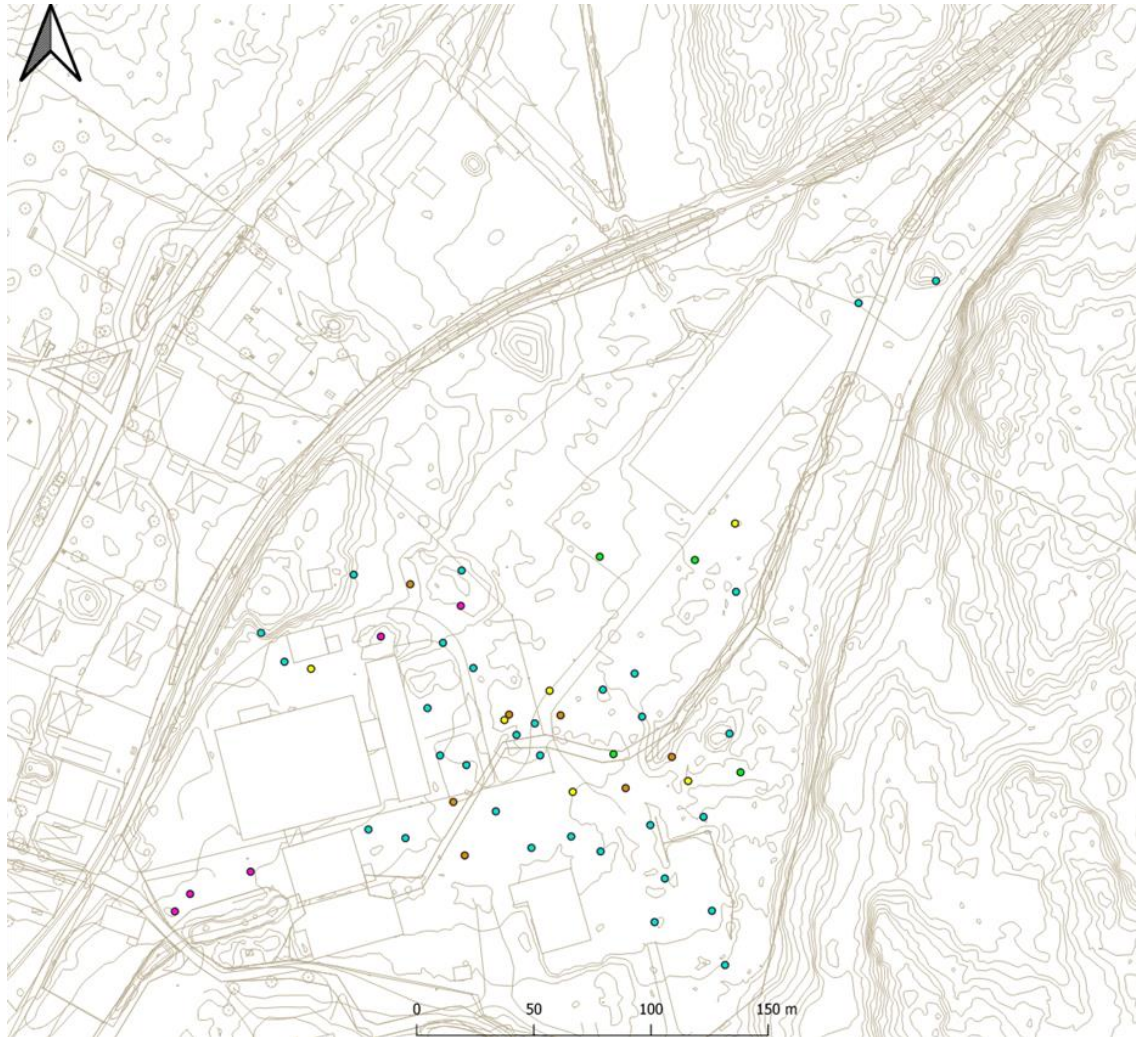
7.1.1 Metaller

Utförda undersökningar visar att det främst är den södra delen av bruksområdet som är förorenad av metaller och då främst metallerna arsenik och zink. Inom den södra delen av bruksområdet uppmättes arsenik i halter över den halt som kan medföra risk för akuttoxiska effekter. I figur 3 och 4 redovisas uppmätta halter av arsenik på jorddjup 0-0,7 m u my och jord djupare än 0,7 m u my. Se även bilaga 5 och 6.

I några punkter uppmättes både arsenik och zink i halter överstigande Avfall Sveriges rekommenderade haltgränser för farligt avfall (Avfall, Sverige, 2019). Utförda lakförsök visar att jordmassor med en totalhalt överstigande haltgränsen för FA bedöms behöva deponeras på deponi för farligt avfall, utifrån beräknad utlakad mängd arsenik (Ramböll, 2014a).

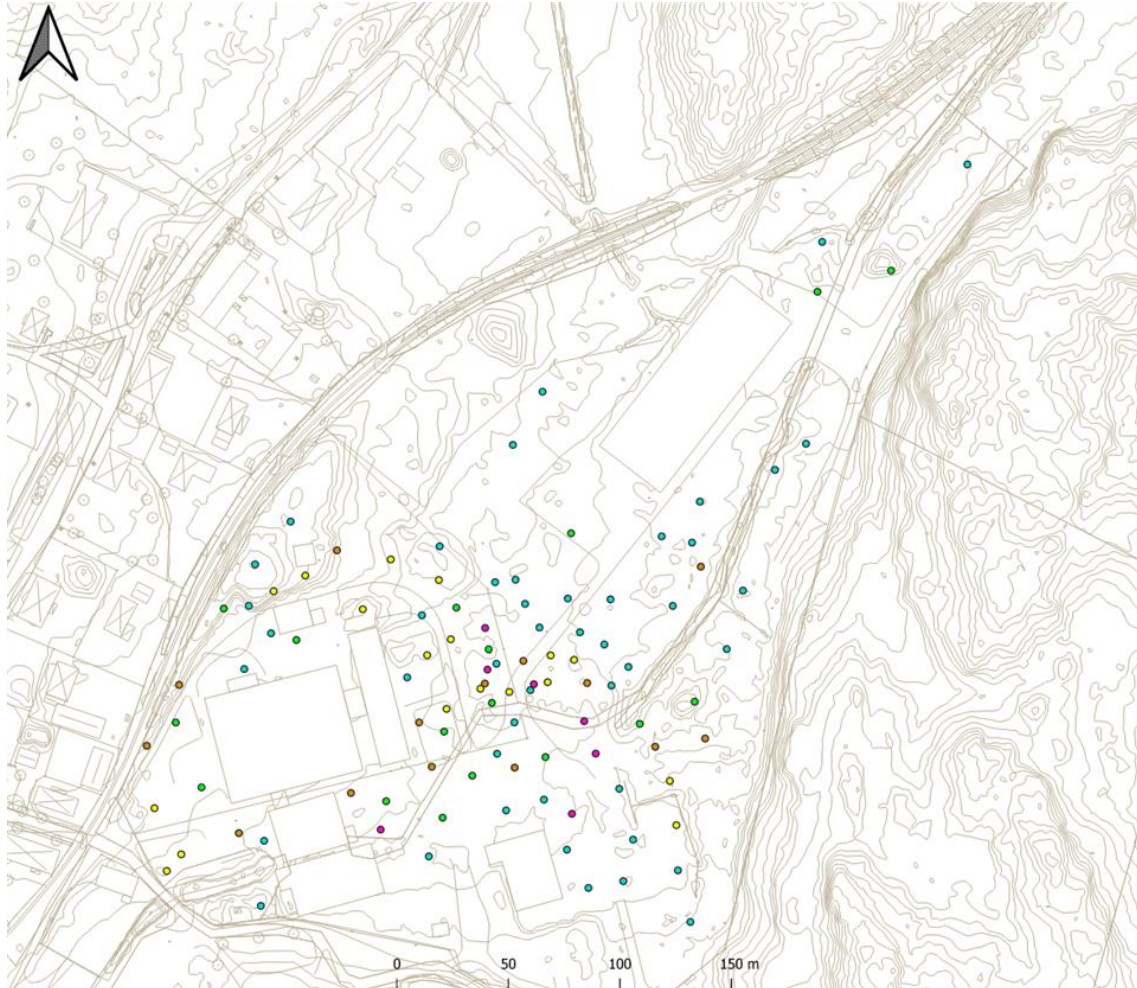


Figur 3. Uppmätta halter av arsenik i yttlig jord (0-0,7 m u my). Halter 0-10 mg/kg TS markeras med blå cirkel, halter 10-15 mg/kg TS med grön cirkel, 15-25 mg/kg TS med gul cirkel, 25-80 mg/kg TS med orange cirkel och halter över 80 mg/kg TS markeras med cerise cirkel.

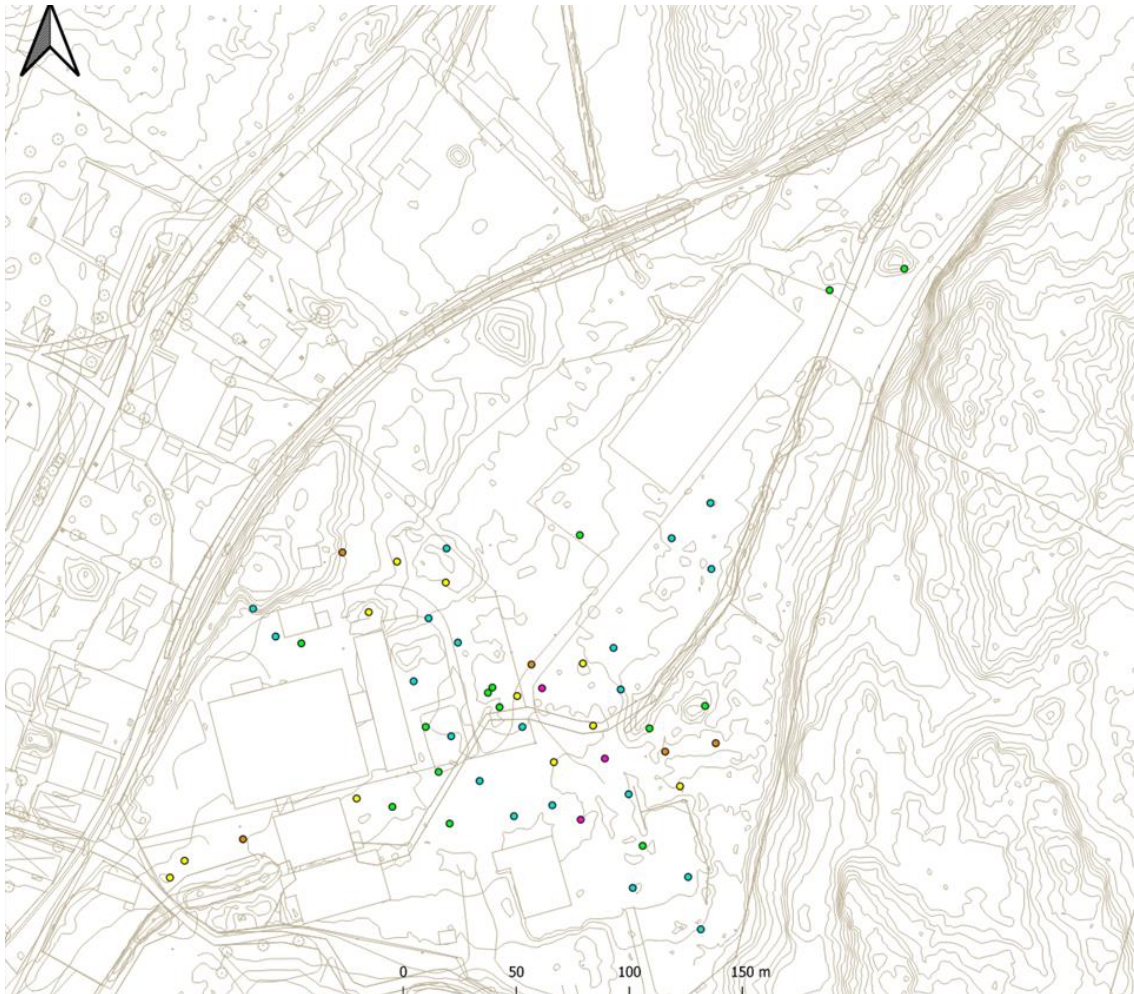


Figur 4. Uppmätta halter av arsenik i djupare jord (>0,7 m u my). Halter 0-10 mg/kg TS markeras med blå cirkel, halter 10-15 mg/kg TS med grön cirkel, 15-25 mg/kg TS med gul cirkel, 25-80 mg/kg TS med orange cirkel och halter över 80 mg/kg TS markeras med cerise cirkel.

I figur 5 och 6 redovisas uppmätta halter av zink på jorddjup 0-0,7 m u my och jord djupare än 0,7 m u my, se även bilaga 7 och 8.



Figur 5. Uppmätta halter av zink i ytlig jord (0-0,7 m u my). Halter 0-250 mg/kg TS markeras med blå cirkel, halter 250-500 mg/kg TS med grön cirkel, 500-1200 mg/kg TS med gul cirkel, 1200-2500 mg/kg TS med orange cirkel och halter över 2500 mg/kg TS markeras med cerise cirkel.



Figur 6. Uppmätta halter av zink i djupare jord (>0,7 m u my). Halter 0-250 mg/kg TS markeras med blå cirkel, halter 250-500 mg/kg TS med grön cirkel, 500-1200 mg/kg TS med gul cirkel, 1200-2500 mg/kg TS med orange cirkel och halter över 2500 mg/kg TS markeras med cerise cirkel.

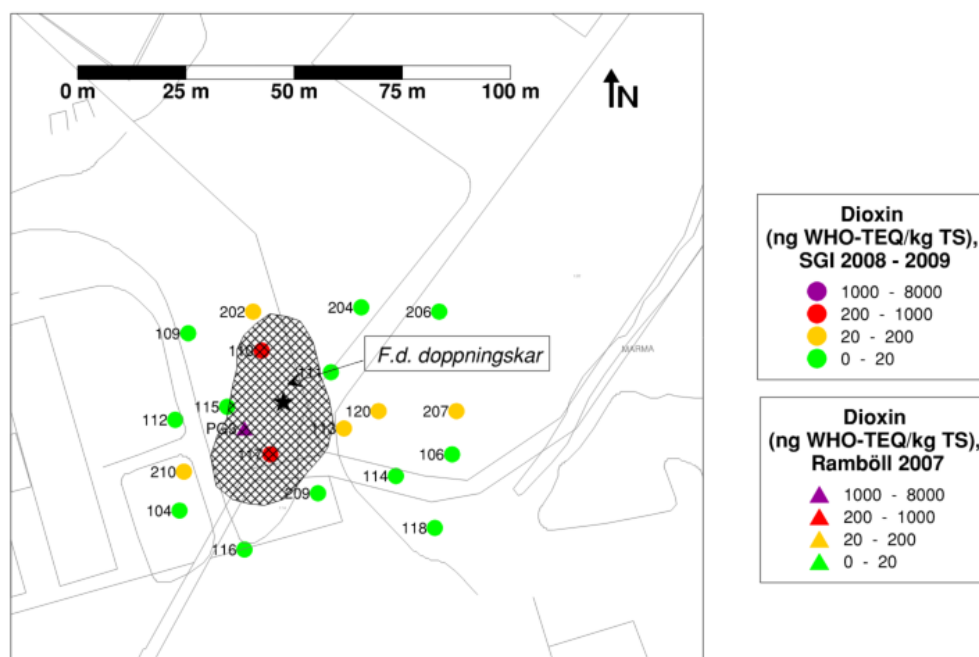
Föroreningar förekommer ner till som mest 3,0 m djup. Enligt figur 3 till 6 kan det konstateras att halterna av arsenik och zink i ytlig jord, ner till 0,7 m u my, är över platsspecifika riktvärden i den västra och södra delen av området. I den norra delen är halterna generellt lägre, under platsspecifika riktvärden.

För djupare belägen jord, mer än 0,7 m u my, är analysdata begränsat. Utifrån de data som finns kan det noteras att det förekommer halter över platsspecifika riktvärden för både arsenik och zink, men områdena är inte avgränsade i plan eller profil.

7.1.2 Dioxin

Vid tidigare utredningar redovisas halter av dioxin över platsspecifika riktvärden inom två delområden; 1) den tidigare dopningsplatsen och 2) i området där virke lagts upp. Nedan redovisas kortfattat de bedömningar som tidigare utförts avseende dioxin inom dessa två områden (SGI, 2009a och b):

- **Dopplingsplatsen.** I det avgränsade området är den representativa halten (UCLM-95) 2 619 ng/kg TS WHO- TEQ, d.v.s. drygt 10 gånger högre än det platsspecifika riktvärdet på 200 ng/kg TS. Detta bedöms innebära en oacceptabel risk för människa och miljö. En preliminär avgränsning av dioxinförorenad jord runt dopplingsplatsen är tidigare utförd och (SGI, 2009a), se figur 7 nedan.



Figur 7. Preliminär avgränsning av dioxinförorening (halt över MKM-riktvärdet) runt dopplingskaret. Siffror anger provpunktsnummer. Bild från SGI, 2009a

- Förorening över MKM-riktvärdet bedöms i huvudsak förekomma i det övre jordlagret (0-0,5 m), men förhöjda halter påträffades i punkt 117 ner till 2,0 m u my. I alla provpunkter där dioxiner/furaner analyserades på flera nivåer uppmättes högsta halten på översta nivån (0-0,5 m u my). Med antagande om ett genomsnittligt föroreningsdjup på 1 meter uppskattades volymen förorenade massor vid dopplingsplatsen till ca 900 m³, motsvarande ca 1 600 ton.
- I arbetet med denna rapport noteras att punkt SGI_113 (0-0,5 m) har en dioxinhalt i nivå med åtgärdsområdet vilket betyder att även den punkten bedöms ingå i saneringsområdet. Det betyder att volymen av dioxinförorenad jord som beskrivs i stycket ovan revideras i denna rapport.
- **Virkesupplaget.** Den representativa halten (UCLM-95) är 235 ng/kg TS WHO-TEQ), d.v.s. i nivå med det platsspecifika riktvärdet 200 ng/kg TS. Föroreningen antas härröra från virke som efter impregnering droppat överflödigt impregneringsvätska. Dioxiner är mycket svårslösliga i vatten och fastläggs till stor del i jordlagrens översta skikt. Dioxinföroreningen bedöms därmed endast förekomma i ytnära jord. Föroreningsutbredningen är förmodligen heterogen och dioxinföroreningen bedöms förekomma sporadiskt över hela virkesupplagsområdet. I tidigare undersökningar bedöms det inte finnas ett åtgärdsbehov i detta område.

7.1.3 Organiska föreningar

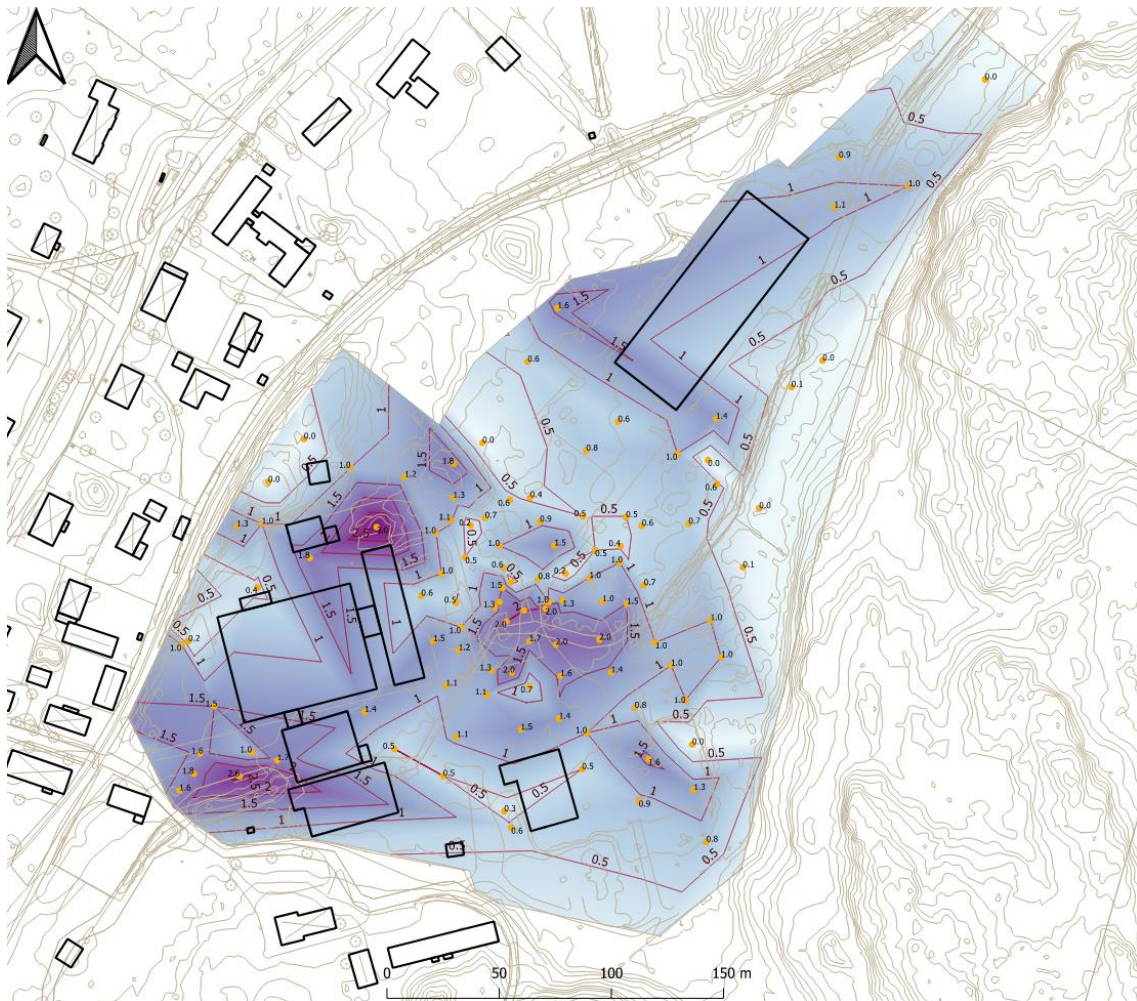
Utförda undersökningar visar att det i några fall förekommer halter av PAH som överstiger generella riktvärdet för MKM. Det gäller fem av de 89 st. analyserade proven (ca 6% av alla analyser).

Mot bakgrund av att det är 6% av alla analyserade prov som överstiger generella riktvärdet för MKM för PAH samt att det i dessa prov även förekommer metallhalter (arsenik och /eller zink) över platsspecifika riktvärden bedöms PAH vara underordnad metallföreningen.

7.1.4 Matris

Föreningarna förekommer i fyllnadsmassor. Dessa massor består främst av sand och grus med varierande inslag av restprodukter från järnbruket, t ex. slagg-, kol- och tegelrester. Fyllningen underlagras av de naturliga jordarterna lera eller sandig morän.

Utifrån de jordartsbeskrivningar och jorddjup som finns beskriva i underlaget (Ramböll 2014a) är fyllnadsmäktigheten modellerad och bedömda fyllnadsdjup redovisas i figur 8 och i bilaga 10.



Figur 8. Bedömda fyllnadsdjup, se även bilaga 9.

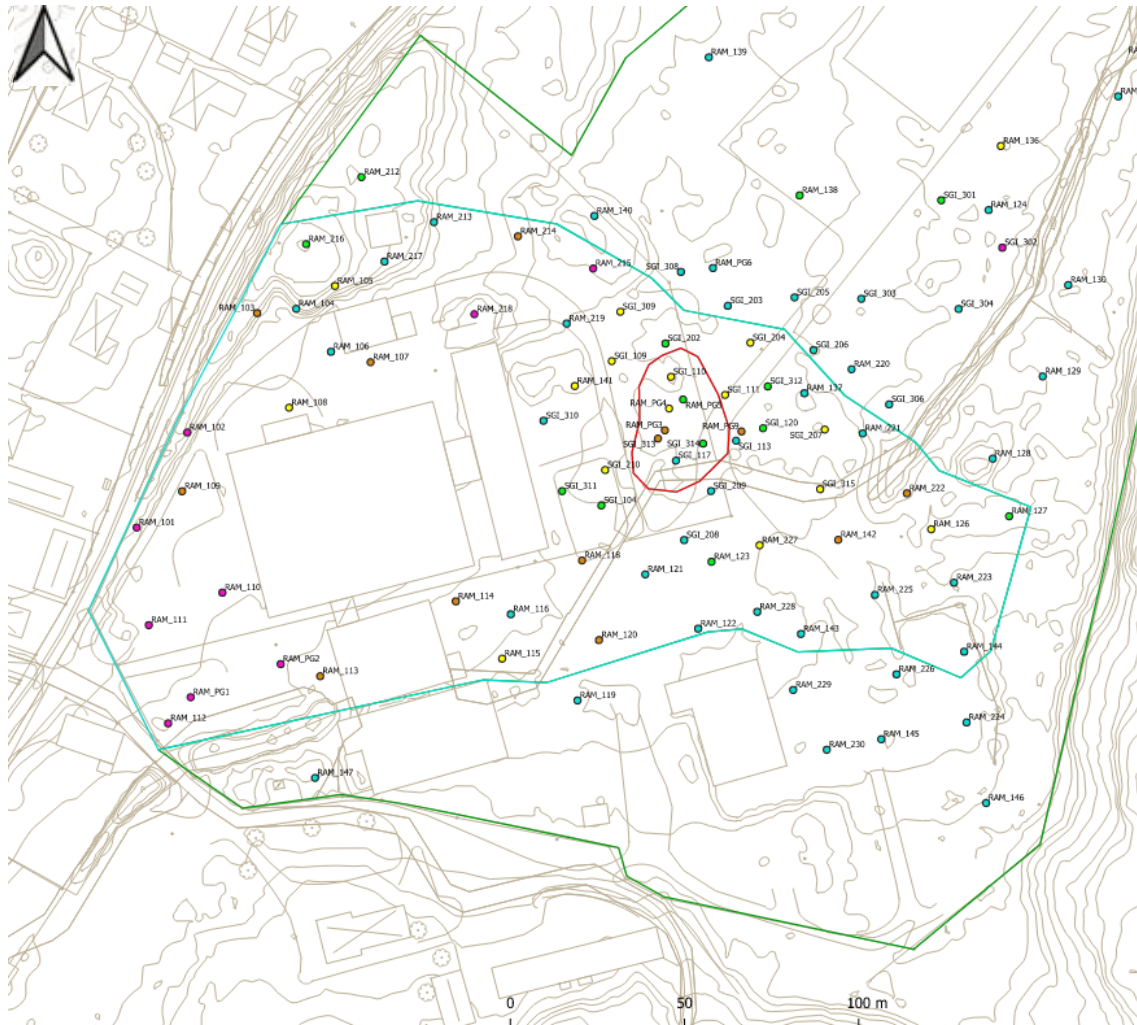
7.2 Indelning i egenskapsområden

Baserat på information från mätdata från kemiska analyser och fyllnadsmäktighet delas in undersökningsområdet in i delområden, så kallade egenskapsområden. Vid indelningen beaktas även tidigare verksamheter i området, se figur 9.



Figur 9. Flygbild från 1977 över Länholms bruk. Norr är uppåt. 1=timmsortering, 2=lagerplats (slaggrester och barkning), 3=kap, 4=gamla torkhus, 5=nya torkhuset, 6=dopningskar, 7=förvaring av tunnor med PCP-salt, 8=virkeslada, 9=virkesupplag, 10=dieseltank med handpump, 11=ytvattenupdrag, markeringen avser slutet av kulvertering. Bild från tidigare huvudstudie (Ramböll, 2014a).

Baserat på föroreningshalter fyllnadsdjup och tidigare verksamhet delas industriområdet in i tre egenskapsområden; 1) dopningsområdet, 2) centrala delarna av industriområdet och 3) upplagsområden, se figur 10 och bilagor 5 till 9.



Figur 10. Egenskapsområde E1-E3. E1 – dopkning; markerat med röd polygon, E2 - centrala delarna av industriområdet; markerat med turkos polygon och E3 – upplagsområden; markerat med grön polygon vilken också fortsätter mot nordost.

7.2.1 Egenskapsområde 1 – doppningsområdet

Området med dioxinförorenad jord runt doppningskaret är sedan tidigare avgränsat till att omfatta en yta om ca 900 m² och med en bedömd fyllnadsmäktighet på ca 1,3 m omfattar det 1100 m³ massor.

Representativa halter för dioxin och PAH redovisas i tabell 9. Representativa halter av metaller i E1 och E2 redovisas i tabell 10.

Tabell 9. Representativa halter inom egenskapsområde 1 (E1) i jämförelse med PSRV och Naturvårdsverkets generella riktvärde för MKM. Halter över PSRV är skrafferade i grått. Halter i mg/kg TS utom för dioxin som anges i ng/kg TS.

Ämne	PSRV 0-0,7 m	PSRV >0,7 m	PSRV MKM	PSRV exkl markmiljö	Generella MKM	Representativ halt alla prov i E1 UCLM-95
Nivå (m u my)	0-0,7	>0,7	Alla	Alla	Alla	
PAH-L	12	12	1,2	1,2	15	0,15*
PAH-M	10	10	4,0	4,0	20	1,1*
PAH-H	10	12	1,2	1,2	10	1,8*
Dioxin	200	200	200	200	200	2619

*Maxhalter redovisas. UCLM är inte beräknat.

Tabell 9b. Analysomfattning inom Egenskapsområde 1 (E1), antal analyser.

Ämne	Representativ halt alla prov i E1 UCLM-95	Totalt antal analyser	Antal analyser på fyllning	Antal analyser på morän/lera
PAH-L	0,15*	6	6	0
PAH-M	1,1*	6	6	0
PAH-H	1,8*	6	6	0
Dioxin	2619	9	7	2

7.2.2 Egenskapsområde 2 – centrala delarna av industriområdet

De centrala delarna av Länna bruksområde är de mest förorenade med avseende på metaller. Området ansluter mot bostadsområdets (syd)östra delar som också har förhöjda halter av arsenik och zink i fyllnadsjord.

Området omfattar en yta på ca 26 000 m², inkl. byggnader. Byggnaderna i området upptar en yta på ca 5 000 m² vilket betyder att mark utan byggnader upptar ca 21 000 m². Fyllnadsdjupet i området bedöms i medeltal vara ca 1,2 m. Den totala mängden fyllnadsmassor, inklusive massor under byggnader, är bedömd till 31 000 m³. Om mark under byggnader exkluderas är den totala mängden fyllnadsmassor 25 000 m³. Representativa halter redovisas i tabell 10.

Tabell 10. Representativa halter inom delområde 2 (E2) i två djupintervall och inom delområde 1 och 2 (E1 och E2) i jämförelse med PSRV och Naturvårdsverkets generella riktvärde för MKM. Halter över PSRV är skrafferade i grått. Halter i mg/kg TS.

Ämne	PSRV 0-0,7	PSRV >0,7	PSRV MKM	PSRV exkl markmiljö	Generella MKM	Representativ halt UCLM 95		
						E2	E2	E1+E2
Nivå (mu my)	0-0,7	<0,7	Alla	Alla	Alla	0-0,7	≥0,7	≥0,7
Arsenik	25	80	15	15	25	92	79	74
Barium	300	50 000	300	10 000	300	195	230	220
Kadmium	12	18	12	18	15	2,5	2,6	2,5
Krom tot	150	1 000	150	1 200	150	26	35	34
Koppar	200	300	150	150	200	75	109	101

Nickel	120	1 000	120	150	120	35	53	51
Bly	400	600	100	100	180	83	82	77
Zink	500	2 500	500	1 200	500	1370	1740	1640
PAH-L	12	12	1,2	1,2	15	0,6	0,5	0,5
PAH-M	10	10	4,0	4,0	20	7,4	6,7	6
PAH-H	10	12	1,2	1,2	10	7,5	8,8	8

Utöver representativ halt för egenskapsområde 2 har även representativ halt för hela området kring fabriksbyggnaden beräknats eftersom dopningsområdet, egenskapsområde 1, är en delmängd av industriområdet. I tabellerna ovan ingår alla data som omsluter djupintervallet. Således återfinns ett prov i delområde E2 vars djup anges som 0,5-1 m under markytan i samtliga tre beräkningar av UCLM i tabellen ovan. Datamaterialet blir alltför tunt om detta inte görs.

Tabell 10b. Analysomfattning inom Egenskapsområde 2 (E2), antal analyser.

Ämne	UCLM 95	Totalt antal analyser	Antal analyser på fyllning	Antal analyser på morän/lera	UCLM 95	Totalt antal analyser	Antal analyser på fyllning	Antal analyser på morän/lera	UCLM 95	Totalt antal analyser	Antal analyser på fyllning	Antal analyser på morän/lera
	E2				E2				E1+E2			
Nivå (m u my)	0-0,7				≥0,7				≥0,7			
Arsenik	92	72	70	2	79	41	40	1	74	45	44	1
Barium	195	56	54	2	230	32	31	1	220	34	33	1
Kadmium	2,5	72	70	2	2,6	41	40	1	2,5	45	44	1
Krom tot	26	72	70	2	35	41	40	1	34	45	44	1
Koppar	75	72	70	2	109	41	40	1	101	45	44	1
Nickel	35	72	70	2	53	41	40	1	51	45	44	1
Bly	83	72	70	2	82	41	40	1	77	45	44	1
Zink	1370	72	70	2	1740	41	40	1	1640	45	44	1
PAH-L	0,6	55	55	0	0,5	30	27	3	0,5	33	30	3
PAH-M	7,4	55	55	0	6,7	30	27	3	6	33	30	3
PAH-H	7,5	55	55	0	8,8	30	27	3	8	33	30	3

7.2.3 Egenskapsområde 3 – upplagsområden

Detta område omfattar de norra delarna av området som använts som upplagsytor för virke mm. Området omfattar en yta på ca 48 000 m², inkl. byggnader. Byggnaderna i området upptar en yta på ca 5 000 m² vilket betyder att mark utan byggnader upptar ca 43 000 m². Fyllnadsdjupet i området bedöms i medeltal vara ca 0,7 m. Den totala mängden fyllnadsmassor, inklusive massor under byggnader, är bedömd till 33 000 m³. Om mark under byggnader exkluderas är den totala mängden fyllnadsmassor 30 000 m³. Representativa halter redovisas i tabell 11.

Tabell 11. Representativa halter inom delområde 3 (E3) i jämförelse med PSRV och Naturvårdsverkets generella riktvärde för MKM. Halter över PSRV är skrafferade i grått. Halter i mg/kg TS.

Ämne	PSRV 0-0,7 m	PSRV >0,7 m	PSRV MKM	PSRV exkl markmiljö	Generella MKM	Representativ halt alla prov i E3 UCLM-95
Nivå (mu my)	0-0,7	<0,7	Alla	Alla	Alla	Alla
Arsenik	25	80	15	15	25	7,3
Barium	300	50 000	300	10 000	300	98
Kadmium	12	18	12	18	15	0,59
Krom tot	150	1 000	150	1 200	150	21
Koppar	200	300	150	150	200	27
Nickel	120	1 000	120	150	120	14
Bly	400	600	100	100	180	29
Zink	500	2 500	500	1 200	500	320
PAH-L	12	12	1,2	1,2	15	0,3
PAH-M	10	10	4,0	4,0	20	0,8
PAH-H	10	12	1,2	1,2	10	0,8

En betydande del av proverna i egenskapsområde 3 är tagna i upplagshögar, riktad provtagning, se siffror i tabell 11 ovan och tabell 11b nedan. Detta gör att halten av till exempel zink i egenskapsområde 3 enligt sammanställningen (representativ halt 320 mg/kg TS) är något överskattad jämfört med den representativa halten i egenskapsområdet utan att ta hänsyn till halt i upplagshögar (representativ halt 264 mg/kg TS). Om nya åtgärds mål och PSRV beräknas i senare skede av detta projekt bör detta beaktas.

Tabell 11b. Analysomfattning inom Egenskapsområde 3 (E3), antal analyser.

Ämne	Representativ halt alla prov i E3 UCLM-95	Totalt antal analyser	Antal analyser på fyllning (varav analyser i upplagshög)	Antal analyser på morän/lera	Representativ halt prov i E3 utom upplagshögar UCLM-95
Nivå (mu my)	Alla				Alla
Arsenik	7,3	40	37 (13)	1	6,3
Barium	98	33	32 (13)	1	98
Kadmium	0,59	38	37 (13)	1	0,63
Krom tot	21	38	37 (13)	1	21
Koppar	27	38	37 (13)	1	30
Nickel	14	38	37 (13)	1	15
Bly	29	38	37 (13)	1	22
Zink	320	38	37 (13)	1	264
PAH-L	0,3	22	22 (13)	0	0,3
PAH-M	0,8	22	22 (13)	0	0,5
PAH-H	0,8	22	22 (13)	0	0,3

7.3 Avgränsningar

Denna utredning omfattar industriområdet utanför bostadsområdet. Mark under byggnader är i detta skede exkluderat.

Uppskattade mängder och volymer utgår från befintliga analysresultat vilket gör att den slutliga mängden sanerade massor kan avvika från den nu uppskattade volymen.

7.4 Möjliga saneringsmetoder

I PM åtgärdsutredning (Bjerking 2020d) redogörs för saneringsmetoder, fördelar och brister. Slutsatsen att en schaktsanering, med viss urharpning av grovt material, är den bästa åtgärdsmetoden även för bruksområdet.

7.5 Saneringsalternativ

De fyra redovisade åtgärdsförslagen nedan utgår från att sanering utförs genom schaktsanering och återfyllnad utförs med ändamålsenligt material. Dessa förslag utreds vidare i riskvärderingen, se kapitel 8.

7.5.1 Åtgärdsförslag 1 - PSRV MKM för hela jordmassan

Detta åtgärdsförslag innebär schaktsanering av området med ett justerat plats specifikt riktvärde som utgår från MKM med platsanpassade justeringar. Föreslagna riktvärden är i vissa fall lägre än generella riktvärden för MKM.

Åtgärds mål är:

- PSRV MKM - arsenik 15 mg/kg TS och zink 500 mg/ kg TS.
- PSRV MKM - PAH-M 4,0 mg/kg TS och PAH-H 1,2 mg/kg TS.
- PSRV MKM - dioxin 200 ng/kg TS.

7.5.2 Åtgärdsförslag 2 - PSRV 0-0,7 m och PSRV >0,7 m

Åtgärdsförslaget innebär schaktsanering av området med plats specifika riktvärden i två djupnivåer.

Åtgärds mål är:

- PSRV 0-0,7 m u my - arsenik 25 mg/kg TS och zink 500 mg/ kg TS. PAH-M 10 mg/kg TS och PAH-H 10 mg/kg TS.
- PSRV >0,7 m u my - arsenik 80 mg/kg TS och zink 2500 mg/ kg TS. PAH-M 10 mg/kg TS och PAH-H 12 mg/kg TS.
- PSRV MKM - dioxin 200 ng/kg TS.

7.5.3 Åtgärdsförslag 3 - generella MKM

Schaktsanering med de generella riktvärdena för MKM som åtgärds mål.

Åtgärds mål är:

- MKM - arsenik 25 mg/kg TS, zink 500 mg/ kg TS.
- MKM - PAH-M 20 mg/kg TS och PAH-H 10 mg/kg TS.
- MKM - dioxin 200 ng/kg TS.

7.5.4 Åtgärdsförslag 4 - PSRV MKM utan skydd av markmiljö

Schaktsanering med åtgärds mål likt alternativ 1 men utan skydd av markmiljö.

Åtgärds mål är:

- PSRV MKM exkl skydd av markmiljö - arsenik 15 mg/kg TS och zink 1200 mg/ kg TS.
- PSRV MKM exkl skydd av markmiljö - PAH-M 4,0 mg/kg TS och PAH-H 1,2 mg/kg TS.
- PSRV MKM - dioxin 200 ng/kg TS.

7.5.1 Sammanfattning av åtgärdsförslag 1-4

I tabell 12 sammanfattas hur åtgärdsförslagen tar hänsyn till skydd för hälsa, markmiljö, grund- och ytvatten och om förslagen omfattar plats specifika anpassningar (läs plats specifika riktvärden).

Tabell 12. Sammanfattning av hur de olika åtgärdsförslagen tar hänsyn till skydd för hälsa, markmiljö, grund- och ytvatten och om förslagen omfattar platsspecifika anpassningar.

Åtgärdsförslag	Hälsa	Markmiljö	Grundvatten	Ytvatten	Platsspecifik anpassning
1	Ja	Ja – alla nivåer	Ja	Ja	Ja
2	Ja	Ja – 0-0,7 m u my	Nej	Ja	Ja
3	Ja	Ja – alla nivåer	Ja	Ja	Nej
4	Ja	Nej	Ja	Ja	Ja
Dioxin åtgärdsförslag 1-4	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja

7.6 Omfattning av sanering vid alternativa åtgärds mål

Uppskattad volym förorenade massor och mängd av förorenande ämnen baseras på analysdata från de tre delområdena. Mängden sanerad och kvarvarande mängd av arsenik, zink och dioxin baseras på den representativa halten (UCLM-95) inom respektive delområde tillsammans den antagna utbredningen i plan och mäktigheten i profil.

Mängden dioxin som behöver åtgärdas är tidigare bedömd till ca 5 gram (SGI, 2009a).

Beräknade mängder förorenade massor i de olika åtgärdsalternativen redovisas i tabell 13 nedan.

Mängden farligt avfall är konstant för samtligt åtgärds mål och uppgår till 4500 ton (Ramböll, 2014a).

Tabell 13. Mätbara åtgärds mål, den förorenade jordens beräknade volym och vikt samt mängd arsenik och zink som saneras vid olika åtgärdsförslag.

Åtgärdsförslag	Mätbart åtgärds mål		Volym (m ³)	Mängd (ton)	Sanerad mängd		
	As / Zn (mg/kg TS)	Dioxin (ng/mg TS)			As (ton)	Zn (ton)	Dioxin (g)
1	15 / 500	200	26 000	46 800	4,0	71	5
2	Nivå 1: 25 / 500 Nivå 2: 80 / 2500	200 200	13 300	24 000	2,4	37	5
3	25 / 500	200	26 000	46 800	4,0	71	5
4	15 / 1200	200	26 000	46 800	4,0	71	5

I tabell 14 redovisas mängd och andel kvarvarande föroreningar i halter över det generella riktvärdet för MKM vid de olika åtgärdsalternativen.

Tabell 14. Kvarvarande föroreningsmängder vid olika åtgärdsförslag.

Åtgärdsförslag	Mätbart åtgärds mål		Kvarvarande föroreningar över MKM mängd (ton) / andel (%)		
	As / Zn (mg/kg TS)	Dioxin (ng/mg TS)	As	Zn	Dioxin
1	15 / 500	200	0 / 0	0 / 0	0 / 0
2	Nivå 1: 25 / 500 Nivå 2: 80 / 2500	200 200	0 / 0 1,6 ton / 39%	0 / 0 34 ton / 48%	0 / 0 0 / 0
3	25 / 500	200	0 / 0	0 / 0	0 / 0
4	15 / 1200	200	0 / 0	0* / 0*	0 / 0

* Trots att riktvärdet för zink är högre än generella MKM blir det inga kvarvarande mängder då egenskapsområdesindelningen medför att massorna saneras med avseende på arsenik och zinkföroreningen medsaneras. En annan indelning av egenskapsområden eller saneringsdjup påverkar siffrorna i denna tabell.

7.7 Kostnader

Vid beräkning av kostnader för respektive åtgärdsalternativ används å-priser och kostnader enligt tabell 15.

Tabell 15. Uppskattade å-priser vid åtgärder.

Typ	Enhet	Å-pris
Schaktarbeten, inkl. maskin och arbetskostnad	kr/ton	175
Externa återfyllnadsmassor inkl. packning, maskin- och arbetskostnader	kr/ton	200
Masstransport	kr/ton	250
Deponi IFA	kr/ton	500
Deponi FA (som lakar som FA)	kr/ton	800

Kostnaderna för omhändertagande är baserat på information från avfallsanläggningar inom rimligt transportavstånd. Beroende på vilket förhandlat pris för omhändertagande av massor kan uppgå till så kan slutkostnaden komma att variera. De ingående posterna bedöms vara de största kostnadsdrivande delarna i projektet.

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 16 redovisas de beräknade kostnaderna utifrån ovan redovisade förutsättningar.

Tabell 16. Beräknade kostnader från ingående poster samt totala mängden avfall fördelat i farligt avfall samt icke farligt avfall.

Åtgärdsförslag	Mängd (ton)			Total kostnad (Mkr)
	FA-massor	IFA-massor	Totalt	
1	4 500	42 300	46 800	66
2	4 500	19 500	24 000	34
3	4 500	42 300	46 800	66
4	4 500	42 300	46 800	66

8 Riskvärdering

I en riskvärdering bedöms de olika åtgärdsalternativens för- och nackdelar.

Den saneringsmetoden som bedömts som rimlig är schaktsanering med återfyllnad av ändamålsenliga massor. I åtgärdsutredningen redovisas saneringsbehovet för att uppnå olika nivåer för utförd sanering. Nivåerna baseras på sanering till de generella riktvärdena eller till olika varianter på platsspecifika riktvärden framtagna i riskbedömningen.

8.1 Vald riskvärderingsmodell, SAMLA

SGI har utvecklat en riskvärderingsmodell, SAMLA version 2.4, som används för att värdera de olika beskrivna åtgärdsförslagen. SAMLA baseras på ett synsätt för hållbar samhällsutveckling där varje åtgärdsförslag bedöms utifrån hållbarhetsdimensionerna ekologisk (miljö), ekonomisk och social hållbarhet.

Bedömningar görs för 2 olika tidsaspekter, kort tid och lång tid. Kort tid är i detta projekt definierat som ca 10 år och inbegriper påverkan från entreprenadstiden för aktuell åtgärd och en återuppväxtid. Lång tid är ett 100-150 års-perspektiv där åtgärdens resultat och osäkerheter beaktas.

Riskvärdering enligt SAMLA går ut på att vikta olika parametrar och bedöma påverkan för varje enskild parameter för den avsedda tidshorisonten. SAMLA sammanställer resultaten och redovisar vilket alternativ som uppvisar den högsta måluppfyllnaden för de uppsatta kriterierna.

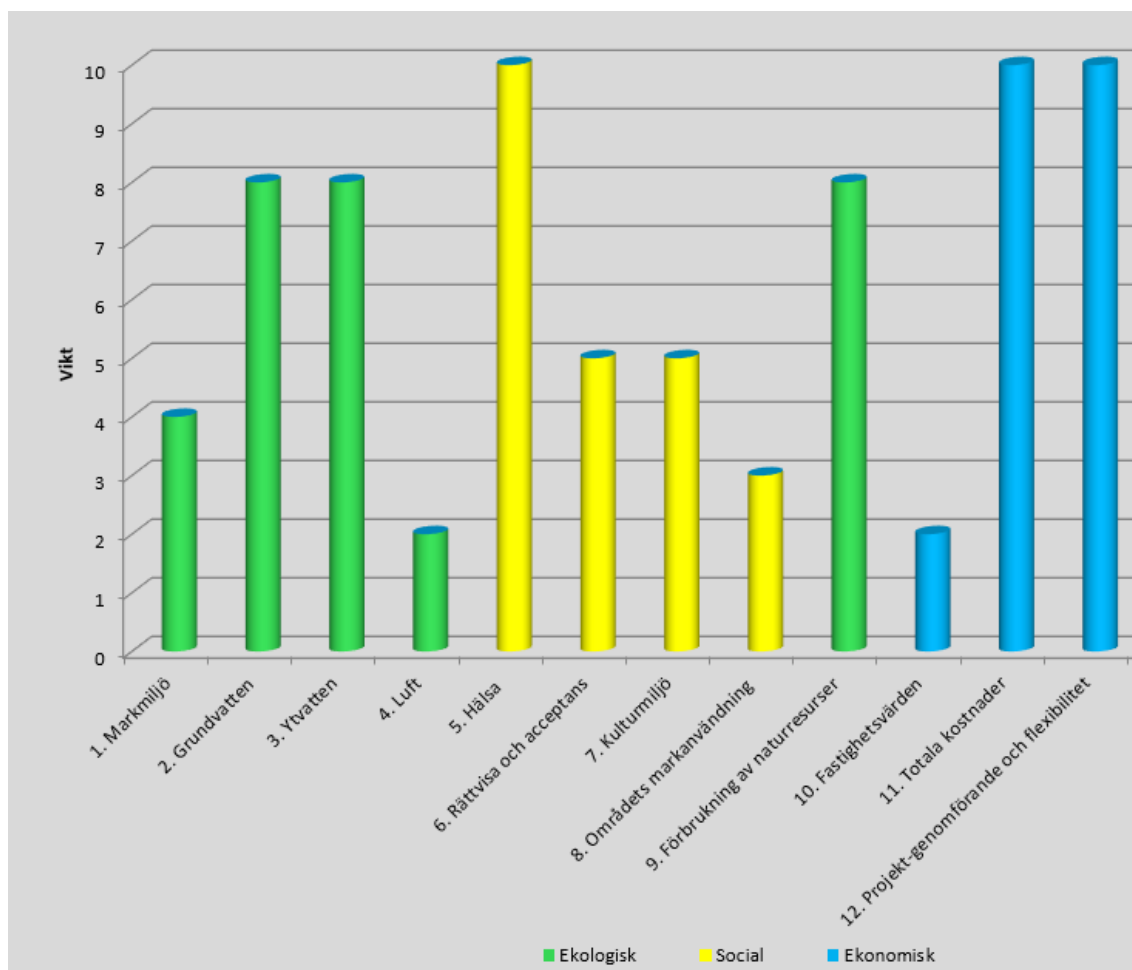
Nollalternativet – dvs att lämna området som det är idag, helt utan åtgärd - har givits noll poäng i det korta tidsperspektivet och värderats som övriga alternativ för det långa tidsperspektivet.

8.2 Ställningstagande inför riskvärdering

Riskvärdering enligt SAMLA går ut på att vikta olika parametrar och bedöma påverkan för varje enskild parameter för den avsedda tidshorisonten. SAMLA sammanställer resultaten och redovisar vilket alternativ som uppvisar den högsta måluppfyllnaden för de uppsatta kriterierna.

8.2.1 Urvalskriterier

Tolv urvalskriterier har tagits fram i de tre hållbarhetsdimensioner; miljö, social- och ekonomisk hållbarhet. Dessa tre hållbarhetsdimensioner har getts viktning enligt: miljö 40%, social hållbarhet 31% och ekonomisk hållbarhet 29%. Summan av viktningen av de enskilda parametrarna inom miljö, ekonomi och social ska därmed utgöra procentandelen för respektive grupp. Viktningskalan för de tolv kriterierna har satts till 0-10 p. Se figur 11.



Figur 11. Viktning av de olika parametrarna.

Från de övergripande åtgärds målen bedöms påverkan på yt- och grundvatten, tillsammans med förbrukning av naturresurser, vara de viktigaste urvalskriterierna. Ytvattens skyddsvärde är framför allt baserat på dricksvattentäkten nedströms bruksområdet. För de sociala parametrarna bedöms hälsoaspekten för människor som vistas i området vara viktigast. För ekonomin bedöms de direkta kostnaderna från projektets genomförande vara det viktigaste kriteriet.

8.2.2 Poängsättning

Viktningen har utgått från ett 0-alternativ där ingenting utförs i ett kort perspektiv. De olika urvalskriterierna värderas relativt mot detta alternativ. Påverkan på de enskilda kriterierna har gjorts utifrån en skala mellan -5 till +5. För de enskilda kriterierna har poäng angetts för om åtgärden utgör positiv eller negativ påverkan på kort och lång sikt. Där det funnits en tydlig gradering mellan åtgärderna, ex för direkta kostnader och transporter, har poängen fördelats utifrån den beräknade påverkan.

8.2.3 Tidsaspekter

Riskvärderingen har utförts för två tidshorisonter. Kort horisont omfattar endast saneringsentreprenaden och arbeten fram till avslutad sanering. På grund av att tiden för saneringsentreprenaden medför ett stort ingrepp i området för både miljön och de närboende så

kommer samtliga parametrar att påverkas negativt jämfört med 0-alternativet. Störningarna och påverkan under entreprenadtiden är dock korta och övergående. Lång tidshorisont omfattar ca 100 år. Längre tidsperspektiv än så är svåra att värdera och blir mest spekulativa.

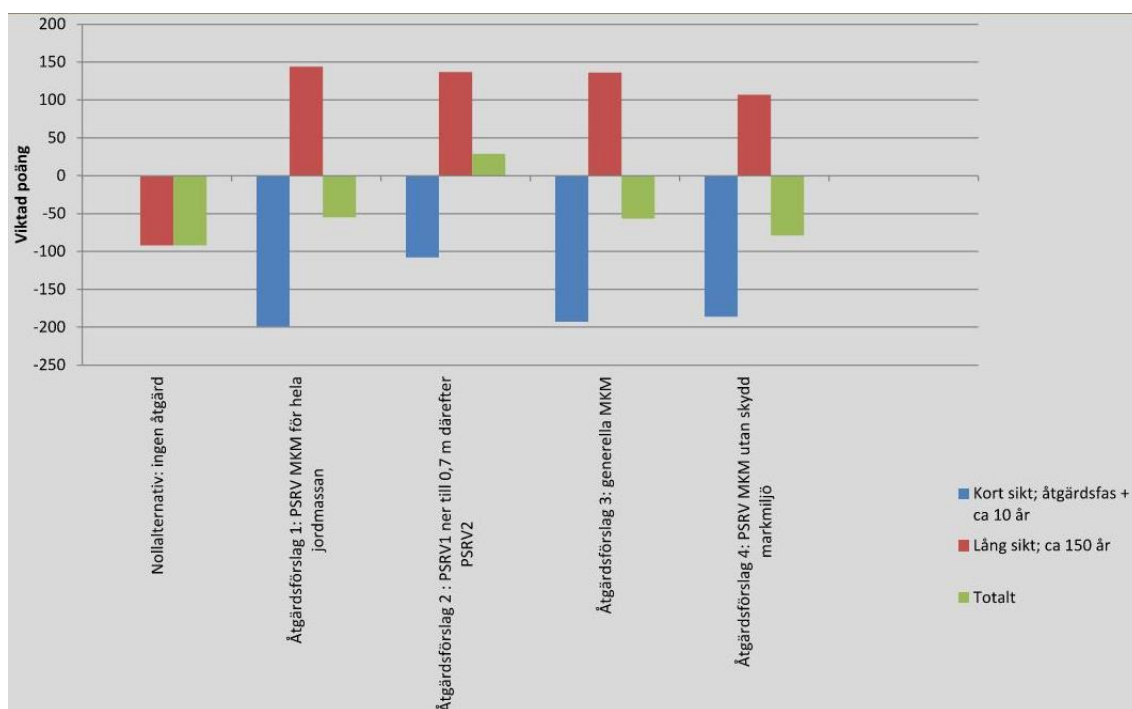
8.3 Resultat

Resultaten från riskvärderingen baseras på poängsättningen för de olika åtgärdsalternativen. Samtliga poängsättningar redovisas i bilaga 10.

Resultaten visar att de olika sanerings scenarierna ger olika stor påverkan på kort sikt, se figur 12. Påverkan är i relation till hur stor schaktentreprenad som beräknas krävas för de olika alternativen. Minsta påverkan från entreprenadtiden ges till åtgärdsförslag 2 som genom två olika åtgärdsnivåer för olika jorddjup innebär den minsta schakten. Då entreprenadtiden är kortvarig och övergående bör mer vikt läggas vid resultaten på lång sikt även om entreprenadtiden kan kännas besvärlig för den enskilde fastighetsägaren.

På lång sikt blir resultaten i stora delar inversen av påverkan på kort sikt. En större entreprenad med mera schakt av förorenade massor kommer att generera vinster på lång sikt, se figur 12.

Det sammanvägda resultatet visas i figur 12. Det bästa sammanvägda resultatet på kort och lång sikt är åtgärdsförslag 2. De negativa resultaten för övriga alternativ är främst en följd av att entreprenadkostnad och förbrukning av naturresurser ger en stor negativ påverkan.



Figur 12. Resultat på kort sikt, lång sikt och sammanvägda resultat.

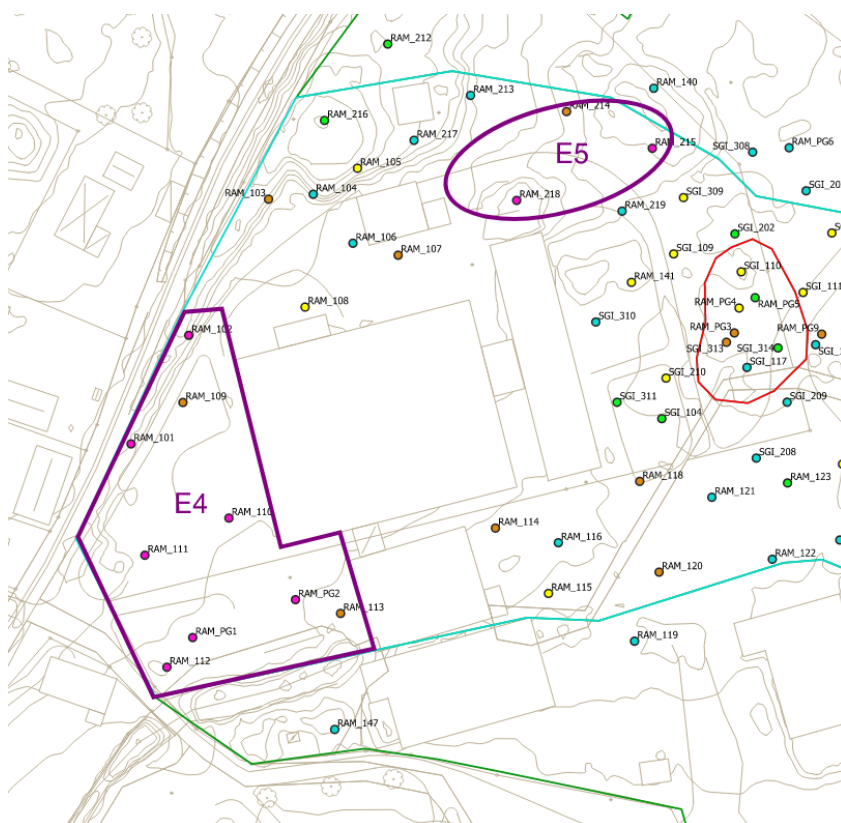
8.4 Slutsatser

Eftersom de föreslagna saneringsalternativen alla utgår från samma metod så kommer det primärt vara en fråga om kostnad i förhållande till miljö och hälsa. Åtgärdsalternativ 2, d.v.s. att

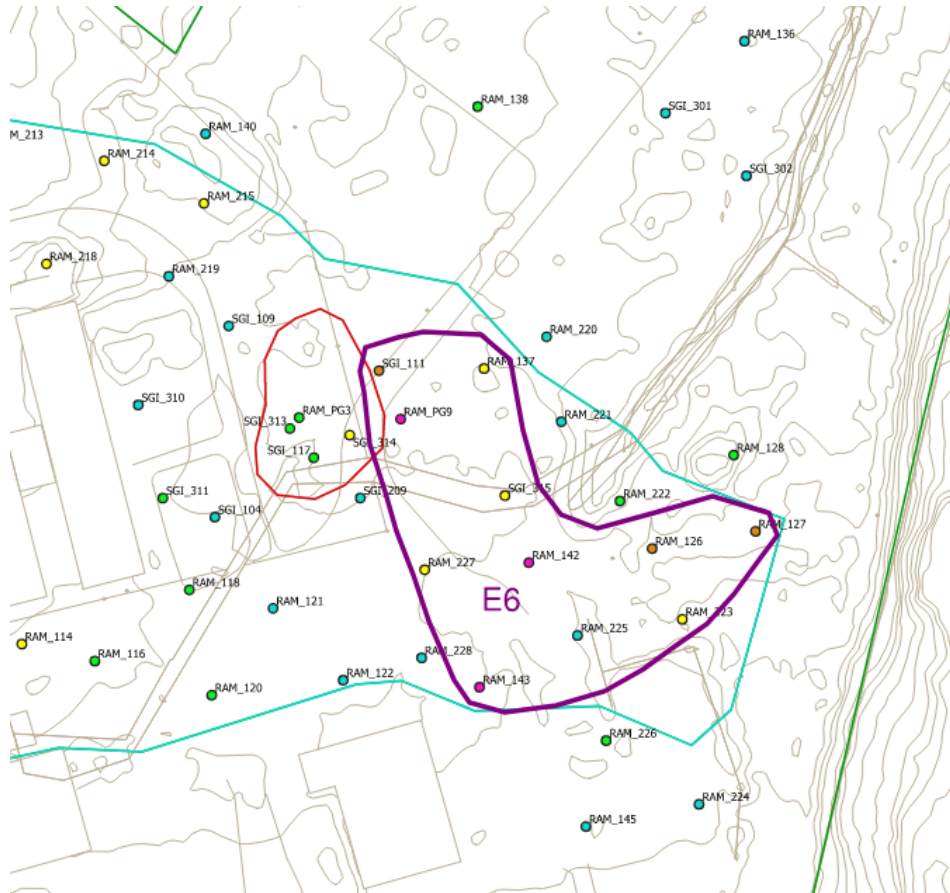
utföra schaktsanering av yttlig jord, ger den högsta måluppfyllnaden utifrån satta viktningar. Detta alternativ kräver att det utförs avsteg från Naturvårdsverkets generella riktvärdesmodell både med avseende på miljö och hälsa. Trots dessa avsteg bedöms alternativet uppfylla de övergripande åtgärdsmålen och vara det sammantaget bästa åtgärdsalternativet.

För att optimera miljönyttan och minska kostnader samt klimatavtryck bör förprojektering inför sanering inriktas på att:

- Avgränsa fyllnadsdjup och föroreningsgrad i de sydvästra delarna av industriområdet.
- Komplettera provtagningen mellan och under befintliga byggnader.
- Se över optimalt saneringsdjup utifrån risker och framtida verksamheter – se även under avsnitt 6.7. Mängderna är nästan direkt proportionerliga till kostnader samt klimatavtryck.
- Eventuellt indela området i andra, mindre, egenskapsområden – ett exempel på delområden i djupare liggande jord visas nedan, Egenskapsområde E4-E6. E4 och E5 gäller arsenik i områden med större mäktighet av fyllnadsjord vilka kanske till och med går ihop under byggnaderna medan E6 är relativt väl avgränsat område med höga zinkhalter i djupare liggande jord, se figur 13 och 14 nedan.



Figur 13. Förslag på andra möjliga egenskapsområden för arsenik, E4 och E5.



Figur 14. Förslag på annat möjligt egenskapsområde för zink, E6.

- Fastställa halter av TOC i fyllnadsjord för massklassning.
- Utföra fler lakttester, en hög totalhalt betyder inte en hög miljörisk om arsenik och zink ligger bundet i slaggsten.
- Behov av att översiktligt undersöka förekomst av PFAS i jord i området.
- Finna närliggande mottagningsstation som har tillstånd och kapacitet att ta emot massorna.

9 Referenser

Avfall Sverige, 2019. Rapport 2019:01.

Bjerking, 2020a. PM Miljöteknisk undersökning och områdesbeskrivning. Lännaholms bruk Uppsala kommun. uppdragsnummer 17U34136.

Bjerking, 2020b, PM Riskbedömning. Lännaholms bruk Uppsala kommun. uppdragsnummer 17U34136.

Bjerking, 2020c, PM Åtgärdsutredning. Lännaholms bruk Uppsala kommun. uppdragsnummer 17U34136.

Bjerking, 2020d, PM Riskvärdering. Lännaholms bruk Uppsala kommun. uppdragsnummer 17U34136.

Kemakta, 2016. Hälsoriskbedömning för sju järnbruk i Uppsala Län. Kemakta AR2014-17, daterad april 2016.

Naturvårdsverket, 1999. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet Sjöar och vattendrag. Naturvårdsverket rapport 4913

Naturvårdsverket, 2009. Förslag till gränsvärden för särskilda förorenande ämnen. Naturvårdsverket rapport 5799.

Naturvårdsverket, 2009. Riktvärden för förorenad mark. Naturvårdsverket rapport 5976

Ramböll, 2014a. Huvudstudie, Miljöteknisk markundersökning och utredning uppdragsnummer 61151146388 reviderad 2014-12-23.

Ramböll, 2014b. Förstudie, Miljöteknisk markundersökning och utredning. Lännaholmsbruk, fastigheter utanför Lännaholms bruksområde, uppdragsnummer 61151146388 reviderad 2014-03-31.

SGI 2009a, Lännaholms bruk, Fördjupad miljöteknisk markundersökning. Delrapport 1 – undersökningsresultat inklusive kompletterande fältundersökningar januari-juni 2009. Uppdragsnummer 13608, daterad 2009-09-22.

SGI 2009b, Lännaholms bruk, Fördjupad miljöteknisk markundersökning. Delrapport 2 – Fördjupad riskbedömning, åtgärdsutredning och riskvärdering. Uppdragsnummer 13608, daterad 2010-01-18.

Bjerking AB

**Granskad av
Structor Miljöbyrå**

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

Örjan Nilsson