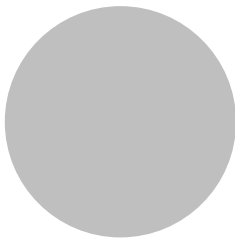
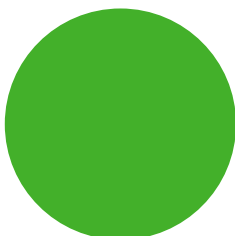
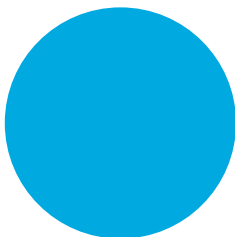
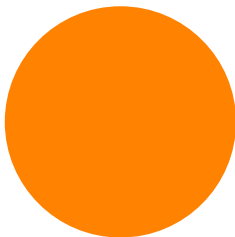


PM Miljöteknisk undersökning och områdesbeskrivning



Lännaholms bruk, fastigheterna Löt 1:18 m.fl., Uppsala
kommun





PM Miljöteknisk undersökning och områdesbeskrivning

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

Uppsala kommun
Box 1023
751 40 Uppsala

Uppdragsgivare
Uppsala kommun

Vår handläggare
Mia Christensson
Jessika Ahlund Harbom

Datum Rev datum
2020-10-20 2022-06-30

Innehåll

1	Sammanfattning	3
2	Syfte	5
3	Allmänna uppgifter om fastigheterna	5
3.1	Tidigare utredningar	7
3.1.1	Resultat från tidigare undersökningar:	7
4	Historik	7
4.1	Kortfattad historik över Lännaholms bruk	7
4.1.1	Masugn.....	7
4.1.2	Sågverk	8
4.1.3	Samhället intill bruket - Länna	8
5	Områdesbeskrivning	8
5.1	Områdesbeskrivning	8
5.2	Markförhållanden	9
5.3	Hydrologiska förhållanden.....	10
5.3.1	Ytvatten	10
5.3.2	Grundvattenbildning	10
6	Utförande	11
6.1	Hypotes	11
6.2	Provtagningsstrategi	11
6.2.1	Systematisk spridning från damning och rökgaser	11
6.2.2	Makadam.....	11
6.2.3	Fyllnadsmaterial från restprodukter, kolstybb och askor.....	12
6.3	Metoder / Utförda undersökningar	12
6.3.1	Systematisk spridning från damning och rökgaser	13

6.3.2	Makadam.....	13
6.3.3	Fyllnadsmaterial från restprodukter, kolstybb och askor.....	13
6.4	Bedömningsgrunder.....	13
6.4.1	Bedömningsgrunder, jord.....	13
6.4.2	Bedömningsgrunder, mottagningsanläggning.....	14
7	Resultat.....	14
7.1	Jordlager.....	14
7.1.1	Naturligt lagrad mark.....	15
7.1.2	Utbredning fyllning.....	15
7.2	Analysresultat.....	16
7.2.1	Fältanalyser.....	16
7.2.2	Laboratorieanalyser.....	16
7.2.3	Korrelation fält- och laboratorieanalyser.....	16
7.2.4	Analysresultat.....	18
8	Utvärdering av föroreningsituation.....	18
8.1	Styrande föroreningar.....	19
8.2	Representativa halter i mark.....	19
8.3	Föroreningsutbredning, volym och vikt.....	21
8.4	Förkasta eller bekräfta hypoteser.....	23
9	Bilagor och ritningar.....	24

1 Sammanfattning

Bjerking har på uppdrag av Uppsala kommun utfört markmiljötekniska undersökningar som en del av en huvudstudie inriktad mot omkringliggande mark till Lännaholms bruk. Totalt berörs 27 fastigheter. Orten Länna är belägen ca 1,5 mil öster om Uppsala, Uppsala kommun i Uppsala län. På orten har industriverksamhet i form av förädling av malm pågått i ca 150 år.

En huvudstudie för industriområdet där bruket var beläget har utförts av Ramböll 2014 som visar på förhöjda halter av arsenik och zink. I samband med detta utförde Ramböll även en förstudie av omkringliggande mark inkluderat samhället väster om industrifastigheten. Förstudien konstaterar yttligt liggande föroreningar i fyllnadsjord av metaller där arsenik och zink är styrande, akuttoxiska nivåer av arsenik påvisades i enskilda provpunkter.

Syftet med rubricerad provtagning är att testa uppsatta hypoteser kring förorenings-spridningen från bruket och föroreningsförekomsten i jord i omkringliggande mark.

Föroreningar i samhället kring industriområdet har i provtagningsplanen antagits främst härröra från följande fyra källor:

1. Diffust nedfall från rökgaser från masugn.
2. Damning från malmhantering och krossning av malm.
3. Användande och spridning av askor, kol och kolstybb och annat restmaterial från rostning.
4. Nyttjande av makadam från Dannemora gruvområde vid bygg och anläggningsarbete.

Den miljötekniska markundersökningen har genomförts vid fyra provtillfällen, tre under 2018 samt en kompletterande 2019. Totalt uttogs 27 prover i 12 provpunkter för att kontrollera den systematiska spridningen från damning och rökgaser. Totalt uttogs 109 prover i 42 provpunkter på fyllnadsmaterial från restprodukter, kolstybb och askor. 13 stycken prover från 10 provpunkter uttogs yttligt i fyllnadsmaterial bestående av makadam vid bygg och anläggningsarbete.

Utifrån fältnoteringar och uppmätta XRF-värden valdes 69 stycken prover ut för vidare analys på laboratorium avseende metaller (11 st). 7 stycken prover analyserades även för PAH-16.

Resultaten från provtagningarna visar förhöjda halter av metaller, främst arsenik och zink, i fyllningsmassorna där spår från tidigare verksamhet visas som inslag av kol, tegel, slagg och kolstybb. Riktvärdet för känslig markanvändning (KM) överskreds gällande arsenik (17 stycken prover), zink (11 stycken prover), kadmium (24 stycken prover), bly (12 stycken prover), kvicksilver (7 stycken prover), kobolt (2 stycken prover), och barium (1 styck prov). Riktvärdet för mindre känslig markanvändning (MKM) överskreds gällande arsenik (10 stycken prover), zink (19 stycken prover) samt kadmium (1 styck prov). Två av arsenikproverna överskred även gränsen för risk för akuttoxiska effekter.

Gällande PAH:er påvisades halter överskridande KM av PAH-M i 2 stycken prover och PAH-H i 3 stycken prover. Halter av PAH-H överskridande MKM påvisades i 1 styck prov.

Inga av Bjerking's analysresultat överskred haltgränserna för farligt avfall.

Korrelation mellan fält- och laboratorieanalyser för arsenik, bly, koppar och zink har utförts. Korrelationen för arsenik och zink är tillfredsställande vilket gör att både fält- och laboratoriedata används vid utvärderingen i Länna.

Resultaten från undersökningarna visar 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 ligger generellt ytligt på mellan 0,1 till 0,5 m u my med lokala variationer och överlagras av ett tunnare skikt av mull och växtlager. Som djupast har förorening påträffats ner till mellan 1,0-2,0 m djup vid Rambölls provtagningar i förstudien. Föroreningar på djup större än 1 m u my ingår dock ej i riskbedömningen eller mängdberäkningarna.

För riskbedömningen har representativa halter beräknats för tre olika egenskapsområden. De representativa halterna används för att stämma av att det sanna medelvärde ligger i nivå med uppmätta halter så att risken inte underskattas. För mängduppskattning har dock faktiska uppmätta halter använts vid indelning i föroreningsareor för beräkning av volym och vikt. Detta på grund av den heterogena föroreningsbilden.

Mängdberäkningarna visar att om åtgärdsområdet sätts till KM för både arsenik och zink kommer en volym av ca 19 100 kubikmeter förorenad jord produceras som avfall vid en åtgärd som schaktsanering. För MKM ligger siffran på ca 14 100 kubikmeter avfall. Skillnaden i vikt är ca 9000 ton. Beräknad vikt är inte direkt kopplat till ett åtgärdsområde som KM eller MKM, utan vilken klassning avfallet får styrs av mottagningskriterier på deponi samt vilka föroreningsvolymerna som har schaktats. Avfallsklassning kommer behöva utföras i ett senare skede när åtgärdsområdet är fastställt.

Bjerkings undersökningar visar även en generellt förhöjd TOC-halt inom det undersökta området. Medelhalten TOC överskrider haltgränsen för farligt avfall om man ser till de förorenade fyllnadsmassor med halter överskridande KM. Detta kommer att ha en betydande inverkan på hur massorna vid en framtida efterbehandlingsåtgärd kommer att få deponeras.

Inför den miljötekniska markundersökningen sattes tre hypoteser upp för att undersöka möjliga föroreningskällor från verksamhetsperioden. De undersökta processerna var

- Diffust nedfall från rökgaser från masugn.
- Användande och spridning av askor, kol och kolstybb och annat restmaterial
- Nyttjande av makadam från Dannemora gruvområde vid bygg och anläggningsarbete

Resultaten från undersökningen visar att föroreningarna i det angränsande bostadsområdet främst är associerade till användande och spridning av askor, kol och kolstybb, sekundärt är malmhanteringen. Förekomst av slagg antas utifrån resultaten vara av underordnad betydelse.

Det har inte påvisats att det har använts makadam med förhöjda arsenikhalter inom området. Inte heller verka diffust nedfall från masugnen ha märkbart påverkat nivåerna i yttlig mark.

2 Syfte

Bjerking har på uppdrag av Uppsala kommun utfört markmiljötekniska undersökningar enligt provtagningsprogram daterat 2018-07-04 som en del av en huvudstudie. Denna huvudstudie inriktas mot samhället kring Lännaholms bruk och kringliggande mark runt industrifastigheten som inte innefattas av tidigare huvudstudie av fabriksområdet¹.

Syftet med provtagningen är att testa uppsatta hypoteser kring förorenings-spridningen och föroreningsförekomsten. Provtagningen inriktas sig i ett första skede på jordprover. Kompletterande provtagning av jord och grundvatten kan komma att utföras efter att hypotesen kring föroreningsförekomsterna testats.

3 Allmänna uppgifter om fastigheterna

Orten Länna är belägen ca 1,5 mil öster om Uppsala, Uppsala kommun i Uppsala län. År 2019 bodde ca 680 personer i Länna. Merparten av fastigheterna ägs av privatpersoner samt en del av allmännyttan.²

En förstudie utfördes av Ramböll 2014 och därefter gjordes en fördjupad hälsoriskbedömning av Kemakta 2016 som påvisade att det kan finnas en stor hälsorisk från arsenik i jord för boende inom Lännaholms bruks bostadsområde. Med anledning av undersökningen skickade Uppsala kommun och Länsstyrelsen ett informationsbrev till berörda fastighetsägare och hyresgäster på orten samt en "Frågor och svar (FAQ) angående Lännaholms bruk" daterad 2017-06-02. I FAQ gavs bland annat följande råd till de som vistas inom bostadsområdet:

Vad ska jag som vistas i området tänka på?

Du kan minska exponeringen av föroreningar genom att:

- Undvika att få jord i munnen.
- Tvätta händerna efter grävarbeten i jord som kan vara förorenad.
- Odlar gärna i ren, tillförd jord, exempelvis i pallkragar.
- Skölj grönsaker och bär som har varit i kontakt med jord.
- Skala rotsaker.
- Små barn bör inte vistas i områden där jordytan är mycket förorenad om det inte finns skyddande grästäcke eller annan beläggning som skyddar.
- Kontakta miljöförvaltningen för samråd om du planerar att göra grävarbeten, till exempel garage.
- Informera att det finns föroreningar om du planerar att sälja din fastighet.

Totalt berörs 27 fastigheter av denna huvudstudie som rubricerad undersökning är en del av, se Figur 1. Fastigheterna som berörs är:

- LÖT 1:14
- LÖT 1:15
- LÖT 1:17
- LÖT 1:18
- LÖT 1:19
- LÖT 1:28
- LÖT 1:29
- LÖT 1:30
- LÖT 1:32
- LÖT 1:33
- LÖT 1:90
- LÖT 1:91
- LÖT 1:97
- LÖT 1:102
- LÖT 3:1

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

² https://sv.wikipedia.org/wiki/L%C3%A4nna,_Uppsala_kommun

- LÖT 1:22
- LÖT 1:25
- LÖT 1:26
- LÖT 1:27
- LÖT 1:34
- LÖT 1:7
- LÖT 1:88
- LÖT 1:89
- LÖT 5:2
- MARMA 4:66
- MARMA 4:9
- MARMA 6:1

Fastigheten Löt 1:14 är industrifastigheten öster om samhället där bruket var beläget. Här finns ett fåtal provtagningspunkter placerade för att utreda spridning via rökgaser.



Figur 1. Översiktspild fastigheter inom Länna tätort © Bjerking kartportal.

3.1 Tidigare utredningar

Flera utredningar inom bruksområdet har utförts,

- MIFO fas 2 industriområdet, Ramböll 2007.
- Miljöteknisk markundersökning, MMU metaller, SGI 2010.
- Fördjupad MMU, delrapport 1, SGI på uppdrag av Holmen AB 2009.
- Fördjupad MMU, delrapport 2, SGI på uppdrag av Holmen AB 2009.
- Huvudstudie - Miljöteknisk markundersökning och utredning – Lännaholms bruk, med bilagor 1-7, Ramböll, slutrapport Rev A 2014-12-23.

Utanför bruksområdet har en förstudie utförts av Ramböll samt en övergripande undersökning av järnbruk genomförts av Kemakta,

- Förstudie - Miljöteknisk markundersökning och utredning - Lännaholms bruk - Fastigheter utanför bruksområdet, Ramböll, daterad 2014-03-31.
- Hälsoriskbedömning för sju järnbruk i Uppsala län, Kemakta, daterad 2016-08-24

3.1.1 Resultat från tidigare undersökningar:

Huvudstudien för industriområdet visar på förhöjda halter av arsenik och zink som antas höra till tackjärnsproduktionen. Inom industriområdet finns även dioxinförorening från dopningsverksamhet med pentaklorfenol.

I förstudien för samhällets kring industriområdet³ påträffades arsenik i halter över akuttoxiska nivåer i enskilda provpunkter. Föroreningarna bedöms förekomma relativt ytligt i jordprofilen. Arsenik och zink bedöms utgöra de styrande föroreningarna för saneringsåtgärder. Utförd samlingsprovtagning av yttlig och tillgänglig jord (djup ca 1-2 decimeter) inom aktuellt område visade på halter av arsenik som kan medföra akuttoxiska effekter, baserat på ett barns (å 10 kg) intag av 5 g förorenad jord vid ett tillfälle.

Kemakta utförde 2016 en hälsoriskbedömning för sju järnbruk i Uppsala län⁴. För Lännaholm var slutsatsen att det finns risk för akuttoxiska effekter från arsenik vid enskilda provpunkter vid bostäder.

4 Historik

4.1 Kortfattad historik över Lännaholms bruk

På orten har industriverksamhet i form av förädling av malm pågått i ca 250 år. Se PM Provtagningsplan⁵ för utförligare historik över området.

4.1.1 Masugn

Dannemora gruva togs i drift redan under 1400-talet och runt gruvan uppfördes flertalet masugnar för förädling av malmen från gruvdriften. En av dessa masugnar, Vattholma masugn, flyttades under 1700-talet från Vattholma bruk till Länna. Länna bruk kom att bli ett bruk som främst försåg Vattholma med tackjärn för färskning och smide.

³ Ramböll, 2014, Förstudie - Miljöteknisk markundersökning och utredning - Lännaholms bruk -Fastigheter utanför bruksområdet.

⁴ Kemakta, 2016, Hälsoriskbedömning för sju järnbruk i Uppsala län.

⁵ Bjerking, 2018, PM Provtagningsplan – Huvudstudie avseende områden kring Lännaholms bruk.

Innan malmen tillsammans med kol lades i masugnen rostades malmen för att förenkla krossning av malmen till mindre bitar. Rostningen antas ha utförts i anslutning till masugnen. Det saknas uppgifter om var rostning utfördes och en eventuell rostugns placering.

Produktionen av tackjärn från masugnen i Lännaholm har varierat över åren. I Tabell 1 ges en sammanfattning av antagna mängder malm från Dannemora gruva samt produktionsmängder tackjärn och slagg.

Stångjärnstillverkningen slutade år 1904 och tackjärnsproduktionen upphörde därmed i Lännaholms bruk.

Tabell 1. Sammanställning av antagna produktionsmängder i ton/år samt den sammanlagda produktionen av tackjärn från Lännaholms masugn, Antaget utbyte av tackjärn från malm är 42%.

Produktionsår	Malm	Tackjärn	Slagg
1758 till 1825	524	220	304
1826 till 1850	607	255	352
1851 till 1865	1 419	596	823
1866 till 1904	1 214	510	704
Total produktion	115 000	48 000	67 000

Sammanställningen av den totala produktionen visar att ca 115 000 ton malm har förädlats vid Lännaholms masugnen under den ca 250-åriga produktionstiden. Från den totala produktionen antas att ca 67 000 ton slagg har bildats i processen. Detta motsvarar en volym av ca 100 x 100 x 4 m. Stor andel av slaggen antas ha nyttjats till att producera så kallat slaggtegel, bland annat den nya masugnen som uppfördes mellan åren 1859-1862 byggdes uteslutande med slaggtegel (Helmfrid 1960). Slaggtegel hittas även i äldre byggnadsgrunder i Lännaholm. Även efter att järnväg anlagts till Lännaholm så producerades och avyttrades slaggtegel.

4.1.2 Sågverk

Efter att järnbruksverksamheten avslutades i området växer ett sågverk fram på platsen. Under senare delen av 1960-talet eller tidigt under 1970-talet påbörjas dopning av virke i pentaklorfenol.

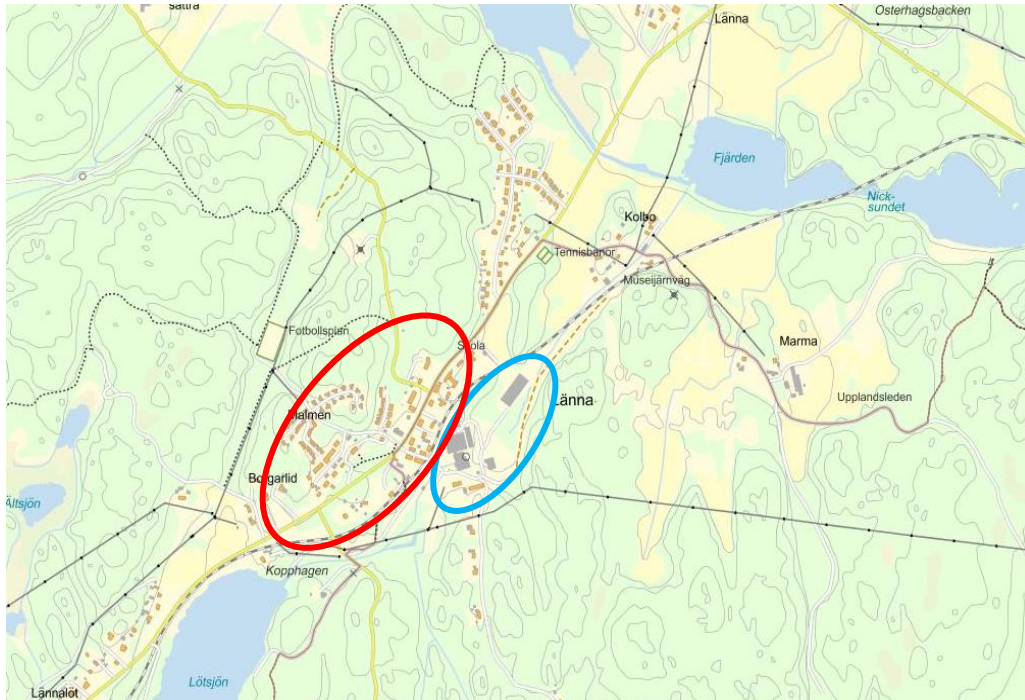
4.1.3 Samhället intill bruket - Länna

I området kring järnbruksverksamheten tillkom olika byggnader och ett mindre samhälle växte fram, flera äldre byggnader och bostadshus från 1800-talet finns fortfarande kvar. I samhället fanns bland annat post och skola. Järnvägen mellan Uppsala och Länna anlades under 1870-talet. Under 1880-talet byggdes järnvägslinjen ut till Norrtälje.

5 Områdesbeskrivning

5.1 Områdesbeskrivning

Lännaholms bruk ligger i orten Länna belägen ca 1,5 mil öster om Uppsala. Orten ligger huvudsakligen i dalgången väster om ytvattendraget mellan sjöarna Lötsjön i söder och Fjärden/ Långsjön i norr, se Figur 2.

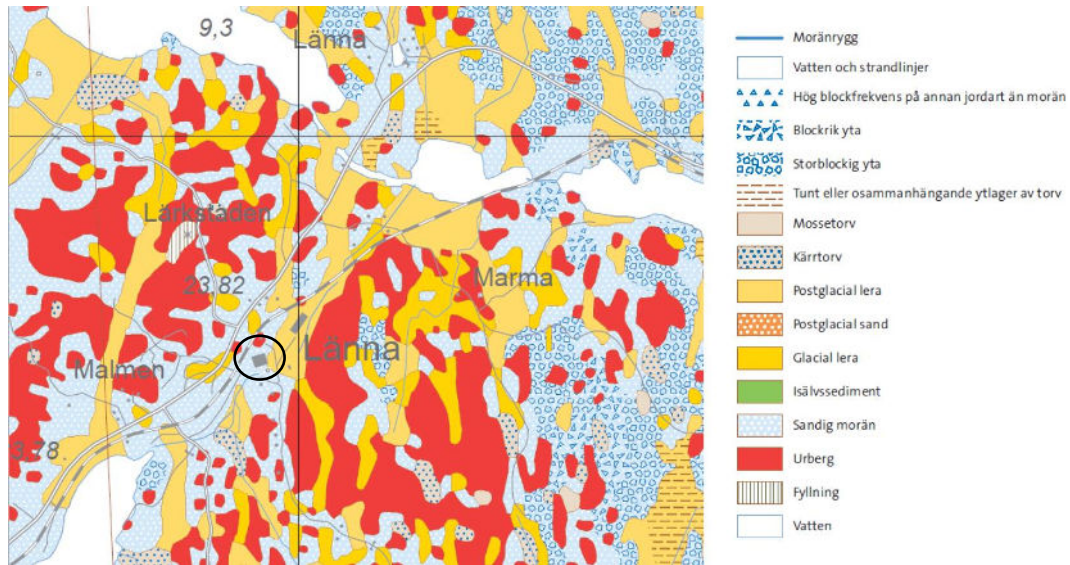


Figur 2. Översiktsbild Länna tätort, inringat i rött., Bruket är inringat i blått, © Bjerking kartportal.

Inom orten finns både ett industriområde som närmast är påverkat av den historiska verksamheten med förädling av malm samt bostadsområden bestående av villor och flerbostadshus. I samhället finns det idag förskola och skola samt en vårdcentral. Ett smalspårigt järnvägsspår från 1876 som numera enbart trafikeras av museitåget "Lennakatten" genomkorsar samhället och avskiljer det gamla bruket från bostadsområdet.

5.2 Markförhållanden

Naturligt lagrad jord i området närmast ytvattendraget består enligt jordartskarta framtagen av Sveriges Geologiska Undersökningar (SGU) främst av lerjordar i relativt tunna lager (5-10 m). Utanför lerlagren består den ytligt naturligt lagrad marken av en sandig morän och berg i dagen, se Figur 3.



Figur 3. Jordartskarta från SGU, Masugnens tidigare placering markeras med ring på kartan.

Resultaten från provtagningar visar att ytligt jord främst består av en mullrik sandig fyllning som underlagas av en sandig, siltig fyllning ovan morän eller siltig torrskorpelera. Spår från tidigare verksamhet visas som inslag av kol, tegel, slag och kolstybb i fyllningsmassorna.

5.3 Hydrologiska förhållanden

5.3.1 Ytvatten

Strax intill masugnens placering rinner en vattenförekomst som i databasen VISS (VattenInformationssystem Sverige) benämns som Bäck Lötsjön – Långsjön⁶. VISS har utvecklats av vattenmyndigheterna, länsstyrelserna och Havs och vattenmyndigheten och förvaltas idag av Länsstyrelsen i Jönköping. Avrinningsområdet storlek för bäcken anges i VISS till 7,6 km². Recipient är Fjärden, belägen ca, 1 km nordöst om centrala Länna, därefter Långsjön. Långsjön belägen nedströms från bruket nyttjats som dricksvattentäkt för Almunge.

5.3.2 Grundvattenbildning

Grundvattenbildningen i området antas uppgå till ca 190 mm/år⁷. Grundvattenföringen inom området bedöms huvudsakligen vara riktad mot ytvattendraget som går mellan Lötsjön och Långsjön, genom industriområdet öster om samhället. En geohydrologisk undersökning har utförts där akvifärens mäktighet och dess genomsläpplighet har undersökts⁸. Resultaten uppvisar relativt samstämmigt att den underliggande vattenförande moränen har en hydraulisk konduktivitet nära 1×10^{-6} m/s. Det vattenförande lagrets mäktigheter varierar mellan 0,3–1,7 m.

⁶ VISS, Vatteninformationssystem Sverige, WA50306430

⁷ SMHI Vattenwebb, <https://www.smhi.se/klimatdata/hydrologi/vattenwebb/om-data-i-vattenwebb>

⁸ Bjerking 2019, PM Geohydrologisk undersökning, se Bilaga 5

6 Utförande

6.1 Hypotes

Föroreningar i samhället kring industriområdet har i provtagningsplanen antagits främst härröra från följande fyra källor:

1. Diffust nedfall från rökgaser från masugn.
2. Damning från malmhantering och krossning av malm.
3. Användande och spridning av askor, kol och kolstybb och annat restmaterial från rostning.
4. Nyttjande av makadam från Dannemora gruvområde vid bygg och anläggningsarbete.

De källor som kan leda till en systematisk föroreningsspridning är den som antas kunna ske genom nedfall från rökgaser från masugnen samt damning från krossning av malm. Hur stora mängder som kan antas ha spridits genom dessa processer är oklar och även storleken på påverkansområdet.

Den största föroreningsspridningen antas vara restmaterial från rostningen och dess hantering i området. Bedömningen är att ingen systematisk spridning förväntas utan spridningen är troligen slumpmässig.

6.2 Provtagningsstrategi

6.2.1 Systematisk spridning från damning och rökgaser

För att kontrollera hypotesen om en systematisk spridning från rökgaser och damning från området skulle provtagning utföras i yttlig mullmark ca 0-0,1 m. Provtagningen skulle utföras i alla 4 väderstrecken på 100, 200 och 400 m avstånd från bruket. Totalt föreslogs 12 prover uttas för att kontrollera den systematiska spridningen. Provpunkternas placering styrdes även av nuvarande och historisk markanvändning. Målsättningen var att hitta platser där markarbeten varit minimala.

Proverna skulle uttas med spade i hela mullprofilen och provpunkterna mätas in med GPS. I tre provpunkter föreslogs även prov uttas i blekjord och i underliggande rostjord för att kunna bedöma eventuell lakning och anrikning i jordprofilen.

I proverna 400 m från den f.d. masugnen föreslogs även ett referensprov tas i underliggande morän eller lera (provpunkter 3, 6, 9 och 12). Referensprovet var tänkt att representera en naturlig bakgrundshalt i jord som inte är utsatt för damning och rökgaser. Provtagningsdjup bestäms utifrån observationer i fält.

Provpunkterna är betecknade med 1-12 i planritning N-10,1-01 i PM provtagningsplan⁵.

6.2.2 Makadam

För att kontrollera om det förekommer fyllnadsmassor av makadam som har höga halter av arsenik utfördes stickprover över hela undersökningsområdet. Provtagningen inriktades på bärlager i vägar, parkeringsplatser och järnvägsbank. Prover togs även ut på grusplaner och grusgångar där krossmaterial / makadam ligger yttligt.

Totalt uttogs 10 prover yttligt i fyllnadsmaterial av makadam som använts till bygg- eller anläggningsändamål. Proverna uttogs med spade där möjligheter fanns för yttlig provtagning. Alternativ provtagning med borrhandsvagn då provtagning genom asfalt planerats.

Provpunkterna är betecknade med 13-22 i planritning N-10,1-02 i PM provtagningsplan⁵.

6.2.3 Fyllnadsmaterial från restprodukter, kolstybb och askor

Provtagning av fyllningsmaterial från järnbruksverksamheten inriktas på kol, stybb och askor. Provtagningen utförs för att förtäta och avgränsa tidigare undersökningars påträffade föroreningsförekomster i fyllningsmassor.

29 provpunkter planeras att provats med syfte att:

1. Provta i ytlig jord 0-0,1m
2. Kontrollera om något jordlager har spår av aska, kolstybb vilket antas vara de material som främst är förorenade

Proverna uttas med borrvagn då jordlager ner till naturlig lagrad jord kommer att provtas. Provpunkter är betecknade med 23-51 i planritning N-10,1-03 i PM provtagningsplan⁵.

6.3 Metoder / Utförda undersökningar

Den miljötekniska markundersökningen har genomförts vid fyra provtillfällen, tre under 2018 samt en kompletterande provtagning 2019. Foton från undersökningen har sammanställts i Bilaga 4.

En första provtagning utfördes under 3 fältdagar, 23-25 september 2018.

Undersökningen omfattade skruvborrprovtagning i 28 stycken provpunkter med hjälp av borrvagn (BG18018 samt BG18023-49) och 13 stycken provpunkter med hjälp av spade (BG18001-12 samt BG18017).

Ytterligare en provtagning genomfördes med borrvagn den 18 oktober 2018 av 8 stycken provpunkter (BG18014-16, 20-22 och 50-51) samt tillkommande 5 provpunkter BG18301-05.

Slugtest av installerade grundvattenrör (GW18001-GW18005) har genomförts vid tre tillfällen, 4:e, 13:e samt 14:e december 2018. För mer information se Bilaga 5.

En kompletterande undersökning genomfördes under 1 fältdag 2019-10-23 i ett försök att avgränsa påvisade föroreningar i fyllnadsjord genom skruvborrprovtagning i 9 stycken provpunkter (BG19001-04, BG19006 och BG19008-11) med hjälp av borrvagn samt handgrävning i 1 provpunkt (BG19005).

Inmätning av samtliga provpunkter har skett med GPS efter utförd provtagning (koordinatsystem SWEREF 99 18 00, höjdsystem RH2000).

Miljöprovtagningarna har utförts av Ing-Marie Nyström, Jessika Ahlund Harbom, Annika Uggla, Mimmi Andersson, Magnus Persson och My Ekelund och borrvagnförare var Magnus Björkbäck och Mats Jansson, samtliga anställda vid Bjerking AB.

Samtliga jordprover togs som enhetsprov, vars mäktighet anpassades till variationer i jordens karaktär för att utbredning av potentiella föroreningarna i djupled och i horisontalt led skulle kunna avgränsas. Provtagningen gjordes ned till ca 0,5-1,0 meter ner i bedömt naturligt material utan misstanke om förorening. För att minska risken för korskontaminering mellan prover har provtagningsutrustning rengjorts (diskats) efter varje enskild provtagningspunkt.

Fältanteckningar har förts löpande för varje provpunkt under fältarbetet. Dessa finns sammanställda i Bilaga 1. Generellt för provtagningen har SGF Rapport 2:2013 samt NVs rapport 4310 och 4311 följts. Samtliga prover har förvarats mörkt och kylt genom hela kedjan i väntan på urvalsprocessen och därefter följande analyser. Prover har märkts upp med gällande uppdragsnummer, borrpunkt, djup och datum. Uttagna prov har förvarats i diffusionstäta påsar och skickats till laboratoriet ALS Scandinavia AB för analys. Laboratoriet är ackrediterat för utvalda analyser.

6.3.1 Systematisk spridning från damning och rökgaser

Totalt uttogs 27 prover i 12 provpunkter för att kontrollera den systematiska spridningen. Proverna uttogs med spade, Provtagningspunkterna är betecknade med BG18001-BG18012 i bifogad planritning N-10.1-101.

Prover togs av hela mullprofilen. Provtagningsdjup av mulljorden varierade generellt mellan 0-0,1 m u my och 0-0,25 m u my beroende på mäktighet på lager av mulljord. I en provpunkt (4) var mulljordens mäktighet och därmed provdjupet 0-0,5 m u my. Den generella jordprofilen var 0,1 m mulljord med underliggande fyllning, morän eller torrskorpelera.

Enligt provtagningsplanen skulle i tre provpunkter uttas prov i blekjord och i underliggande rostjord. Någon sådan jordprofil påträffades inte vid provgruppsgrävningen. Referensprov av bedömt naturlig morän eller lera togs i provpunkter BG18003, BG18006, BG18009 och BG18012. Prov på underliggande jordlager togs så djupt det gick att gräva för hand med hänsyn till bl. a stenar och rötter, eller minst ca 0,2 meter ned i bedömt naturligt lagrad jord. Provgroparnas djup varierade mellan 0,2-0,6 m u my.

6.3.2 Makadam

Totalt uttogs 13 prover ytligt i fyllnadsmaterial i 10 provpunkter av makadam som används vid bygg eller anläggningsändamål. Prover är betecknade med BG18013-BG18022 i bifogad planritning N-10.1-102. Proverna uttogs med spade där möjligheten fanns för ytlig provtagning (övervägande 0-0,1 m u my) samt med borrhandsvagn i provpunkterna BG18015 samt BG18018 ner till mellan 0,3-1,0 m u my.

6.3.3 Fyllnadsmaterial från restprodukter, kolstybb och askor

Totalt uttogs 109 prover i 42 provpunkter på fyllnadsmaterial från restprodukter, kolstybb och askor, Provpunkter är betecknade med BG18023-BG18051, samt kompletterande provpunkter BG18201, BG18301-BG18305, BG19001-BG19006, och BG19008-BG19011, Se provpunkternas placeringar i bifogad planritning N-10.1-103.

6.4 Bedömningsgrunder

6.4.1 Bedömningsgrunder, jord

Uppmätta föroreningshalter i jorden jämförs med Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark⁹, med reviderade riktvärden¹⁰ vilka är gällande från 1 juli 2016. Riktvärdena bygger på ett antal exponeringsvägar för människor såsom intag av jord, hudkontakt, inandning av ångor och inandning av damm. Vidare har hänsyn tagits till miljöeffekter inom området och för närliggande ytvatten. Det finns riktvärden för två typer av markanvändning:

- KM - Känslig markanvändning, där markkvaliteten inte begränsar val av markanvändning. Alla grupper av människor (barn, vuxna, äldre) kan vistas permanent inom området under en livstid. Grundvatten inom och intill området skyddas.
- MKM - Mindre känslig markanvändning, där markkvaliteten begränsar val av markanvändning till exempelvis kontor, industrier eller vägar. De exponerade grupperna antas vara personer som vistas i området under sin yrkesverksamma

⁹ Naturvårdsverket rapport 5976, 2009. Riktvärden för förorenad mark.

¹⁰ <http://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/fororenade-omraden/berakning-riktvarden/generella-riktvarden-20160707.pdf>. Nedladdad 2016-08-16.

tid samt barn och äldre som vistas i området tillfälligt. Grundvatten 200 m nedströms området skyddas.

6.4.2 Bedömningsgrunder, mottagningsanläggning

I Naturvårdsverkets författningssamling om deponering av avfall¹¹ NFS 2004:10 (§22 och 23) samt Naturvårdsverkets handbok för användning av avfall för anläggningsändamål¹² (Handbok 2010:1) finns olika kriterier som bör beaktas inför frågan hur eventuella massor som kan komma att grävas upp kan hanteras eller borttransporteras med avseende på föroreningsinnehåll.

Utifrån föroreningsgrad och egenskaper hos de förorenade massorna behandlas de på olika sätt hos mottagningsanläggningarna. I NFS 2004:10 finns olika kriterier beskrivna hur en klassindelning av förorenade massor kan utföras. Det är tre klasser - inert avfall, icke-farligt avfall och farligt avfall. I NFS 2004:10 ställs krav gällande såväl totalhalter, totalt organiskt kol (TOC) och metallers lakbarhet.

Inför en eventuell återanvändning av massor på annan fastighet alternativt borttransport av massor beroende på ett massöverskott och/eller att massorna överskrider framtagna åtgärdsgränser görs även jämförelse mot:

- MRR – nivå för mindre än ringa risk, Naturvårdsverkets handbok 2010:1
- NFS 2004:10

7 Resultat

7.1 Jordlager

Det råder blandade markförhållanden i Länna då det varierar mellan berg i dagen (berghällar), morän och lera. I en typisk jordprofil ligger det överst lera ovan friktionsjord (sand, grus, sten och morän), som sedan vilar på berget. Morän är den vanligaste friktionsjorden och återfinns sannolikt under lerjorden.

Inom geologi delar man in jordarter i olika kornstorlekar där lera är den minsta (mindre än 0,002 mm) och block är den största (större än 200 mm). Morän är en blandning av alla kornstorlekar där emellan (dvs. även silt, sand, grus och sten) och kan få olika egenskaper beroende på vilken/vilka kornstorlekar det finns mest av. Till exempel innehåller en lerig morän mycket lera vilket medföljer att den inte är lika permeabel (genomsläpplig för vatten) som en stenig morän. Morän är Sveriges vanligaste jordart och är oftast den man stöter på i skogen medan lerjordar ofta används för jordbruk.

Ofta finns fyllning och/eller mulljord högst upp i markytan. Med mulljord menas en jord med mycket organiskt material som till exempel de översta decimeterna i skogen. Fyllning däremot är något som människan av olika anledningar har skapat, detta kan vara allt från en grusparkering till att restprodukter från ett bruk används för att till exempel höja eller jämna ut en markyta. Det kan också vara externa massor som transporterats till platsen för utfyllnad.

Fyllning från bruket 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

¹¹ Naturvårdsverkets författningssamling 2004:10. Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall. 2004.

¹² Naturvårdsverket, 2010. Återvinning av avfall i anläggningsarbeten. Handbok 2010:1, utgåva 1.

metall, Precis som för moränen så beror fyllningens egenskaper på vad den innehåller och hur packad den är.

Jordprovstabell från utförda undersökningar presenteras i Bilaga 1.

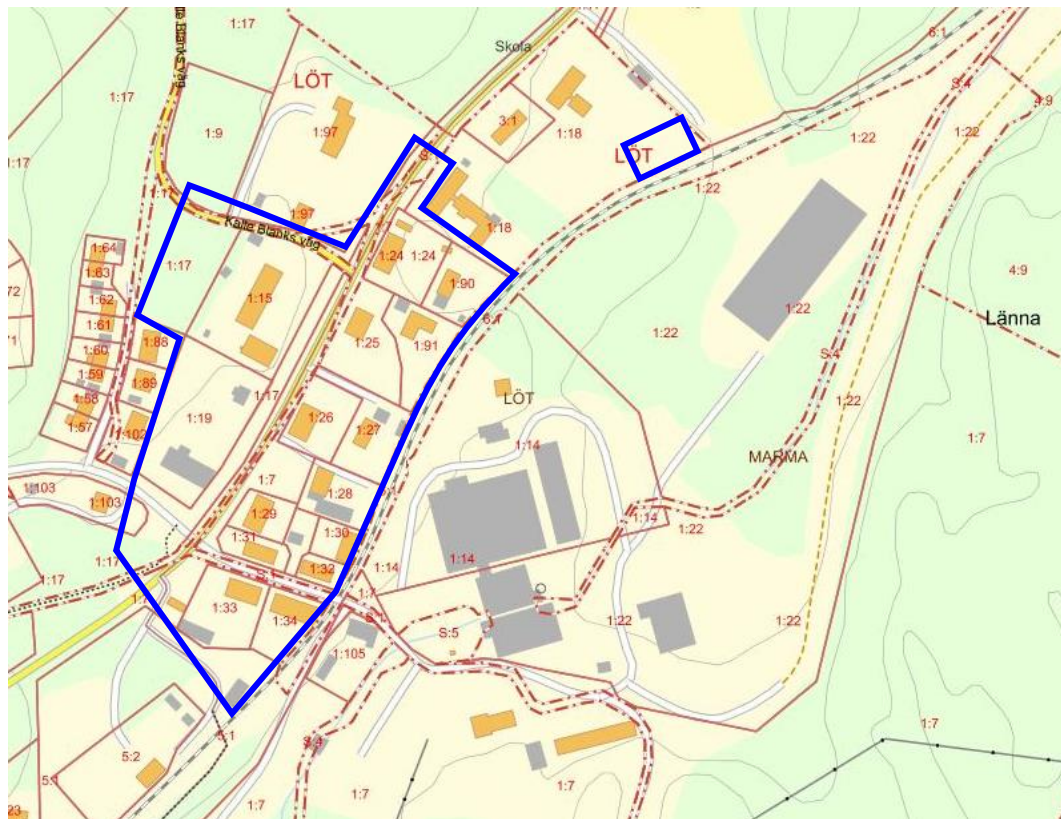
7.1.1 Naturligt lagrad mark

Den naturliga jorden i området utgörs som ovan nämnt i huvudsak av lera och morän, Utifrån utförda undersökningar är det oftast en sandig och siltig morän. Silt är kornstorleken mellan lera och sand (0,002-0,06 mm). Ställvis är moränen även stenig och grusig.

Den naturliga leran i området har noterats ha ett siltigt innehåll och benämns såldes som siltig lera. Den översta delen av en lera är normalt uttorkad och hård på grund av de naturliga processer den utsätts för, denna del av leran kallas för torrskorpelera. Torrskorpelera kan ha olika mäktigheter beroende på förhållandena på platsen, som till exempel var grundvattennivån ligger, normalt är mäktigheten på detta lager mellan 1-2 m. Det kan bildas sprickor i torrskorpelera när den torkar ut, detta innebär att till exempel vatten lätt kan förflytta sig i dessa sprickor. I den underliggande leran har vatten svårare att förflytta sig då leran är så pass finkornig att hålrummen mellan de små kornen i leran blir mycket små. Lera anses vara en tät jordart med mycket låg hydraulisk konduktivitet som är mer eller mindre svårpermeabel.

7.1.2 Utbredning fyllning

Utbredningen av den förorenade fyllningen kopplat till bruksverksamheten bedöms täcka en ca 45 000 m² stor yta väster om bruket, se Figur 4. Mäktigheten på fyllningen i undersökta punkter varierar mellan ca 0,2 m – 1,5 m.



Figur 4. Bedömt förorenat område inringat med blå gränslinje ©Lantmäteriet, 2020.

7.2 Analysresultat

7.2.1 Fältanalyser

Samtliga upptagna jordprov har analyserats med fältinstrumentet XRF (modell Sci-Apps X200), för resultat se Bilaga 2. Syftet är att översiktligt bedöma halter av bly, koppar, zink och arsenik i en stor provmatris.

XRF-mätning genomförs med hjälp ett handhållet XRF-instrument av typen EDX (Energy Dispersive X-Ray). Med hjälp av röntgenstrålning joniserar instrumentet materialet man mäter på och identifierar och kvantifierar metaller. Principen i en XRF är att ström leds genom ett röntgenrör där joniserad strålning skapas och sedan riktas ut mot ett material. I materialet träffar den joniserade strålningen atomernas elektroner varpå dessa slås ut från atomen. Eftersom naturen alltid strävar efter balans och i kemins värld så börjar alltid en atom att fylla sina atomskal inifrån och utåt så kommer en elektron ifrån ett yttre skal att flytta sig närmare atomkärnan till den plats där en elektron slagits ut från atomen. När detta sker så avger atomen en väldigt specifik energi, denna energi kan XRF instrumentet känna av på sin detektor. Detta gör att instrumentet kan rita upp en kurva baserat på vilka energier som träffar detektorn och även hur många gånger. Det är det som ger användaren ett spektrum som antingen kan läsas av manuellt eller så kan instrumentet beräkna vilka atomer (grundämnen) som den läser av och även vilken koncentration i förhållande till varandra som finns¹³.

7.2.2 Laboratorieanalyser

Urvalet av prov som analyseras på laboratorierum görs utifrån fältnoteringar (färg, sammansättning, etc.) och uppmätta halter med XRF. Prov för laboratorieanalys väljs ut så att olika jord med olika fältnoteringar och halter är representerade.

Utifrån fältnoteringar och uppmätta XRF-värden har 69 stycken prover valts ut för vidare analys på laboratorium, se Bilaga 3, siffror inom parentes anger nivå under markytan i meter.

Generellt har ett yttligt prov per provtagningspunkt analyserats med avseende på metaller. Valt analyspaket är tungmetaller i fasta miljöprov (arsenik, barium, bly, kadmium, kobolt, koppar, krom, nickel, vanadin och zink), ALS paket MS-2. Utöver metaller analyserades 7 stycken prov för PAH:er från 5 stycken provtagningspunkter, BG18036-38, BG19004 samt BG19010. Samtliga jordprover analyseras även med avseende på TOC.

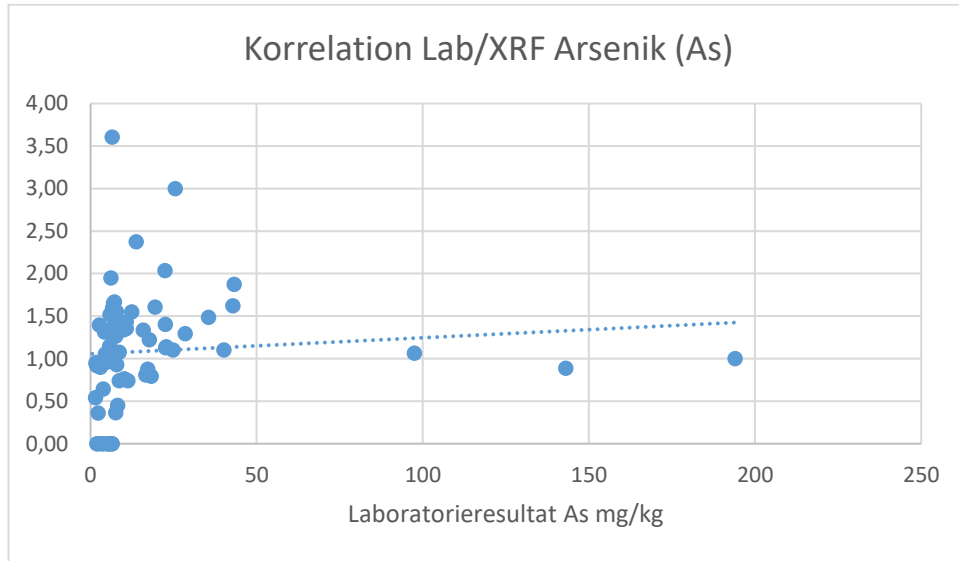
7.2.3 Korrelation fält- och laboratorieanalyser

Korrelationen mellan fält- och laboratorieanalyser för arsenik, bly, koppar och zink har bedömts genom att plotta kvoten mellan laboratorieresultat och XRF-resultat för respektive analys vilket innebär att vid perfekt korrelation skulle ett rakt streck av punkter på 1,0 erhållas i graferna oavsett halt i provet.

I Graf 1 presenteras korrelationen för arsenik och i Graf 2 korrelationen för zink.

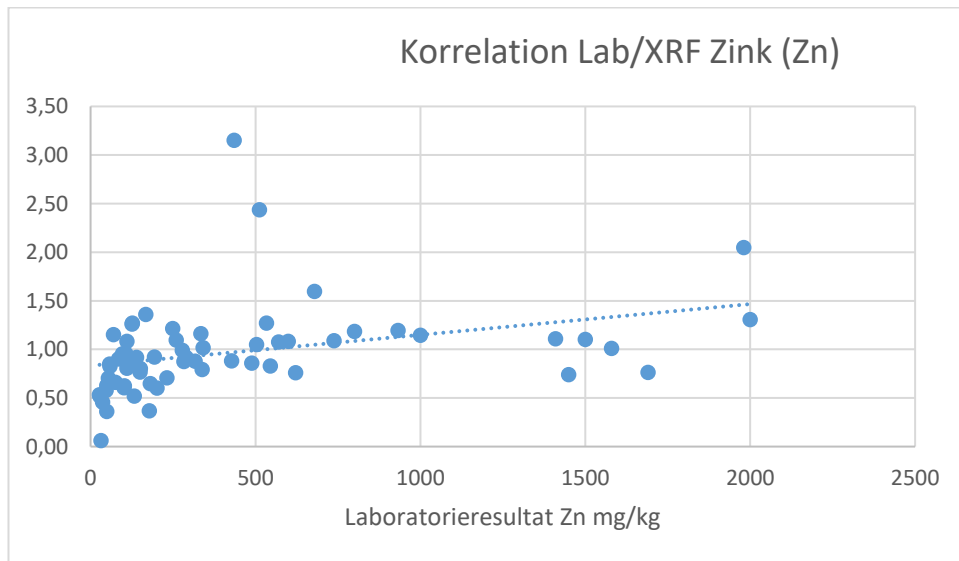
Korrelationen för bly var god men där är XRF-värden generellt lägre än laboratorieresultaten medan korrelationen för koppar i denna jordtyp visar avvikelser åt båda håll, grafer för bly och koppar återfinns i Bilaga 2.

¹³ Scantec Nordic AB <https://www.scantecnordic.se/sv-SE/produktomr%C3%A5den/materialanalys/materialanalys-med-xrf-30053537>



Graf 1. Korrelation för arsenik XRF-värde mot laboratorieresultat.

Korrelation för arsenik är sämre ju lägre mätvärdet är vilket innebär att risken för att missa en hög halt av arsenik genom att endast genomföra fältanalys är låg.



Graf 2. Korrelation för zink XRF-värde mot laboratorieresultat.

Även för zink är korrelationen mellan XRF och laboratorieresultat bättre vid högre halter.

Korrelationen är tillfredsställande för dessa två parametrar vilket gör att både fält- och laboratedata används vid utvärderingen av arsenik och zinkhalter i Länna.

Tidigare erfarenheter visar att XRF inte är tillförlitlig metod för t.ex. kadmium och kvicksilver då instrumentet inte är tillräckligt noggrant för de låga halter som riktvärdena motsvarar.

7.2.4 Analysresultat

Resultaten av analyserade prover från Bjerking's undersökning visar generellt på förhöjda halter överskridande de generella riktvärdena för KM av tungmetallerna arsenik, bly, kadmium och zink samt enstaka förhöjda halter av barium, kobolt, och kvicksilver. Gällande koppar, krom och nickel överstiger ett fåtal resultat haltgränsen för MRR.

Riktvärdet för KM överskrids gällande arsenik (17 stycken prover), zink (11 stycken prover), kadmium (24 stycken prover), bly (12 stycken prover), kvicksilver (7 stycken prover), kobolt (2 stycken prover), och barium (1 styck prov).

Riktvärdet för MKM överskrids gällande arsenik (10 stycken prover), zink (19 stycken prover) samt kadmium (1 styck prov).

Gällande PAH:er påvisades halter överskridande KM av PAH-M i 2 stycken prover och PAH-H i 3 stycken prover. Halter av PAH-H överskridande MKM påvisades i 1 styck prov.

Analysresultaten med jämförelse mot de generella riktvärdena samt haltgränsen för MRR och farligt avfall presenteras i Bilaga 3. Analysrapporter presenteras i Bilaga 6.

Resultaten från Bjerking's undersökningar presenteras i följande planritningar;

N-10.1-04 Miljöteknisk undersökning, Förorening arsenik i fyllnadsmassor 0-0,1 m u my
N-10.1-05 Miljöteknisk undersökning, Förorening arsenik i fyllnadsmassor 0,1-1,0 m u my
N-10.1-06 Miljöteknisk undersökning, Förorening zink i fyllnadsmassor 0-0,1 m u my
N-10.1-07 Miljöteknisk undersökning, Förorening zink i fyllnadsmassor 0,1-1,0 m u my
N-10.1-08 Miljöteknisk undersökning, Förorening arsenik i fyllnadsmassor 0-1,0 m u my
N-10.1-09 Miljöteknisk undersökning, Förorening zink i fyllnadsmassor 0-1,0 m u my
N-10.1-10 Miljöteknisk undersökning, Förorening i fyllnadsmassor 0-1,0 m u my
N-10.1-26 Miljöteknisk undersökning, TOC samt Glödförlust (GF)

Till viss del kan föroreningarna urskiljas okulärt i fält då de högsta halterna oftast är associerade med kol eller mycket mörk fyllning. Det är i fält relativt enkelt att avgränsa föroreningen på djupet då den endast förekommer i fyllnadsjord och den underliggande moränen uppvisar en ljus brun eller beige färg. Däremot är det i fält inte möjligt att endast okulärt avgöra förorening eller föroreningsgrad i fyllnadsjorden.

8 Utvärdering av föroreningsituation

Utförandet och redovisning av uppdraget följer Naturvårdsverkets kvalitetsmanual, utgåva 12 2018.

Föroreningskällan utgörs primärt av fyllningsmassor med förhöjda halter av främst tungmetaller. I fyllningen som består av restprodukter från järnframställningen finns det även förhöjda halter av PAH:er som härrör från kol. Fyllningen ligger generellt ytligt och överlagras av ett tunnare skikt av mull och växtlager. Den förorenade fyllningen ligger på i stora delar mellan 0,1 och 0,5 m u my med lokala variationer. Som djupast har förorening påträffats ner till mellan 1,0-2,0 m djup vid Rambölls provtagningar i förstudien, se planritning N.10-1.11. Föroreningar på djup större än 1 m u my ingår ej i riskbedömningen eller mängdberäkningarna.

Samtliga resultat från Bjerking's, Kemaktas och Rambölls undersökningar inom det aktuella området finns samlade i följande planritningar;

N-10.1-12 Ramböll och Kemakta, Förorening arsenik i fyllnadsmassor 0-0,1 m u my
N-10.1-13 Ramböll och Kemakta, Förorening arsenik i fyllnadsmassor 0,1-1,0 m u my
N-10.1-14 Samlingshandling, Förorening arsenik i fyllnadsmassor 0-0,1 m u my

N-10.1-15 Samlingshandling, Förorening arsenik i fyllnadsmassor 0,1-1,0 m u my
N-10.1-16 Ramböll och Kemakta, Förorening zink i fyllnadsmassor 0-0,1 m u my
N-10.1-17 Ramböll och Kemakta, Förorening zink i fyllnadsmassor 0,1-1,0 m u my
N-10.1-18 Samlingshandling, Förorening zink i fyllnadsmassor 0-0,1 m u my
N-10.1-19 Samlingshandling, Förorening zink i fyllnadsmassor 0,1-1,0 m u my

Resultaten från undersökningarna visar att föroreningsutbredningen inte verkar följa någon enkel systematik och halterna för de styrande metallerna, arsenik och zink, samvarierar inte utan uppvisar ämnesspecifika utbredningsmönster. Flera andra metaller uppträder också i förhöjda halter, främst barium, bly, och kadmium. Förhöjda halter av PAH-M och PAH-H har påvisats i prover bestående av kol eller kolstybb.

Bjerkingens undersökningar visar en generellt förhöjd TOC-halt inom det undersökta området, se Bilaga 3 samt planritning N.10-1.26. Beräknat medelvärde av TOC-halt för samtliga analyserade prover är 5,4% men då ingår även prover med naturlig morän. Medelvärdet av TOC-halt för de prover som har halter av metaller överskridande KM är 7,0% och om man enbart ser till prover med arsenik och zink överskridande KM ligger medelvärdet TOC på 6,1%.

Gränsvärdet för TOC som inte får överskridas för inert avfall ligger på 3%, för icke-farligt avfall 5% samt farligt avfall 6%. Detta innebär att det finns en stor sannolikhet att volymer av förorenade massor med halter av metaller överskridande KM vid en framtida schaktsanering kommer att överskrida gränsvärdet för att få deponeras som farligt avfall om inte dispens erhålls eller massorna förbehandlas inför deponering (t.ex. genom förbränning).

Vid beräkning av representativa halter, mängder och volymer av föroreningar följs rekommendationer i Naturvårdsverkets rapport 5977, bilaga 2. I detta skede bedömer Bjerking att mängd- och volymbestämning av förorenade massor utförs genom manuell bedömning. Områden med olika föroreningshistorik/föroreningstyper delas in i olika delområden för beräkning av representativa halter. För mängduppskattning har dock faktiska uppmätta halter använts vid indelning i föroreningsareor för beräkning av volym och vikt. Detta på grund av den heterogena föroreningsbilden. De representativa halterna har därefter använts för att stämna av att det sanna medelvärdet ligger i nivå med uppmätta halter.

Resultatet i riskbedömningen, åtgärdsutredningen och riskvärderingen kommer att ge mätbara åtgärds mål för bruksområdet. Om dessa åtgärds mål skiljer sig från de åtgärds mål som finns för industrifastigheten rekommenderar Bjerking att den huvudstudien kompletteras/revidera. Det kan inte uteslutas att det behövs kompletterande provtagning inom industriområdet men det arbetet måste invänta resultatet från denna undersökning.

8.1 Styrande föroreningar

De föroreningar som enligt erhållet resultat bedöms vara styrande i området är arsenik och zink där halter överskridande KM samt MKM har påträffats i flertalet jordprov.

8.2 Representativa halter i mark

Vid en riskbedömning är det viktigt att man utgår från data som är representativa för exponeringssituationen och spridningen från det aktuella området. Detta kan göras genom beräkning av en representativ halt baserad på uppmätta koncentrationer. Den representativa halten är den halt som bäst representerar risksituationen i kontakt- och spridningsmedier utan att risken underskattas. Då en representativ halt är ett statistiskt mått kan det dock bara tas fram för områden som är någorlunda homogena ur föroreningssynpunkt och där det finns tillräckligt med dataunderlag. Vid stor variation i

föroreningsgrad i plan eller djupled måste det förorenade området först delas in i delområden av likartad karaktär innan man kan tillämpa metodiken¹⁴.

Resultaten från undersökningarna i bostadsområdet i Länna visar att föroreningsutbredningen inte verkar följa någon enkel systematik och halterna för de styrande metallerna, arsenik och zink, inte samvarierar utan uppvisar ämnesspecifika utbredningsmönster. Det förorenade området har därför delats in i tre egenskapsområden, E1-E3, som uppvisar likartad karaktär för beräkning av representativa halter för respektive delområde.

Egenskapsområde E1 är centralt belägen vid spårområdet, uppvisar tydligt synliga tecken på förorenade fyllnadsmassor och har högst föroreningsgrad om man ser till uppmätta halter. E2 ligger väster om E1 och har mindre synliga föroreningsskador och generellt lägre uppmätta halter. E3 omfattar två områden söder och norr om E1 och E2 och har få eller inga synliga tecken på förorening i fyllnadsmassorna samt även lägst uppmätta halter. De olika egenskapsområdena presenteras i ritning N-10.1-27.

Vid beräkning av de representativa halterna ingår samtliga laboratorieresultat avseende metaller från de undersökningar som utförts i området, dvs Rambölls (2014), Kemaktas (2016), samt Bjerking från rubricerad undersökning. Representativa halter har dock enbart tagits fram för fyllnadsjord då det i detta fall är där föroreningarna förekommer. Samtliga Bjerking's provtagningspunkter som ligger öst om järnvägen samt långt bortom bostadsområdet är exkluderade från beräkningsunderlaget, detta omfattar provtagningspunkterna BG18001-06, BG18009, BG18012, samt BG18022.

För att bedöma långtidsrisker är det rimligt att använda ett medelvärde som representativ halt, men då mätvärden med avseende på föroreningshalter i jord ofta är relativt få till antalet, har en stor statistisk variation, och följer en skev fördelning leder det till att skattningen av medelhalten kommer med en stor osäkerhet. För att kunna hantera denna osäkerhet har UCLM (Upper Confidence Limit of the Mean) beräknats som representativ halt för jämförelse mot riktvärdena. UCLM skattar den verkliga - men okända - medelhalten på ett område med en viss säkerhet utifrån utförda analyser, vanligen 95%, och garderar för osäkerheten i uppskattad medelhalt utan att riskerna underskattas¹³. Programvaran som använts för beräkningen av UCLM 95 är ProUCL 5.1.

Tabell 2-4 presenterar beräknad UCLM 95 för de tre egenskapsområdena E1-E3 samt jämförelse mot de generella riktvärdena och haltgränserna för MRR och FA.

Tabell 2. Representativa halter E1 med jämförelse mot MRR, generella riktvärden samt FA.

Ämne	Antal analyser	Antal ej detekterade halter	Min	Max	Medel	UCLM 95	MRR	KM	MKM	FA
Arsenik	69	0	1,9	282	31,8	40,12	10	10	25	1 000
Barium	69	0	27	911	139,7	156,5	--	200	300	50 000
Bly	69	0	9,74	1070	61,05	129,1	20	50	400	2 500
Kadmium	69	2	0,213	138	4,456	13,73	0,2	0,8	12	1 000
Kobolt	39	0	2,21	27,4	6,239	7,35	--	15	35	1 000
Koppar	69	0	5,7	46	19,35	21,27	40	80	200	2 500
Krom	69	0	4,45	61,8	21,89	24,41	40	80	150	10 000
Kvicksilver*	69	61	0,254	1,06	0,537	0,712	0,1	0,25	2,5	50
Nickel	69	0	3,09	31	9,599	10,53	35	40	120	1 000
Vanadin	69	0	6,51	43,6	17,83	19,17	--	100	200	10 000
Zink	69	0	36,9	38900	1207	1022	120	250	500	2 500

* Pga höga detektionsgärnsar, endast detekterade halter i sex prover

¹⁴ Naturvårdsverket Rapport 5977, 2009. Riskbedömning av förorenade områden.

Tabell 3. Representativa halter E2 med jämförelse mot MRR, generella riktvärden samt FA.

Ämne	Antal analyser	Antal ej detekterade halter	Min	Max	Medel	UCLM 95	MRR	KM	MKM	FA
Arsenik	30	2	1,33	67,4	13,35	16,8	10	10	25	1 000
Barium	30	0	12,2	245	88,73	109,6	--	200	300	50 000
Bly	30	0	7,05	102	33,25	39,96	20	50	400	2 500
Kadmium	30	2	0,139	26,8	2,55	4,969	0,2	0,8	12	1 000
Kobolt	20	0	2,13	15,2	5,869	7,295	--	15	35	1 000
Koppar	30	0	5,28	64,3	17,03	20,75	40	80	200	2 500
Krom	30	0	4,72	54,9	16,38	19,58	40	80	150	10 000
Kvicksilver*	30	29	0,306	0,306	0,306	-	0,1	0,25	2,5	50
Nickel	30	0	2	36,4	9,369	11,67	35	40	120	1 000
Vanadin	30	0	5,74	60,8	18,78	22,58	--	100	200	10 000
Zink	30	0	31,2	4970	782,6	1211	120	250	500	2 500

* Pga höga detektionsgränser, endast detekterade halter i sex prover

Tabell 4. Representativa halter E3 med jämförelse mot MRR, generella riktvärden samt FA.

Ämne	Antal analyser	Antal ej detekterade halter	Min	Max	Medel	UCLM 95	MRR	KM	MKM	FA
Arsenik	34	2	0,701	12,7	4,842	5,716	10	10	25	1 000
Barium	34	0	14,4	326	76,65	94,8	--	200	300	50 000
Bly	34	0	5,6	35,2	17,96	20,05	20	50	400	2 500
Kadmium	34	6	0,107	0,546	0,267	0,273	0,2	0,8	12	1 000
Kobolt	25	8	3,49	12,8	7,765	8,622	--	15	35	1 000
Koppar	34	0	4,96	38,3	20,38	22,72	40	80	200	2 500
Krom	34	0	6,6	38,8	18,98	20,82	40	80	150	10 000
Kvicksilver*	34	34	-	-	-	-	0,1	0,25	2,5	50
Nickel	34	0	3,54	26	13,14	14,79	35	40	120	1 000
Vanadin	34	0	8,13	38,3	24,51	26,9	--	100	200	10 000
Zink	34	0	15,5	289	91,8	107,2	120	250	500	2 500

* Pga höga detektionsgränser, endast detekterade halter i sex prover

Resultatet i tabell 2 för egenskapsområde E1 visar att beräknad UCLM 95 för arsenik, kadmium och zink överskrider det generella riktvärdet MKM. Detta innebär att det med 95 % säkerhet går att säga att medelhalterna av dessa tre metaller förekommer i halter överskridande MKM i fyllnadsjord inom detta område. Bly och kvicksilver överskrider KM, dock har enbart detekterade halter av kvicksilver enbart uppmätts i 6 prover pga. laboratoriets höga rapporteringsgränser.

Resultatet i Tabell 3 för egenskapsområde E2 visar att enbart zink har en beräknad UCLM 95 som överskrider MKM, arsenik och kadmium överskrider KM.

Tabell 4 visar att inga metaller har en UCLM 95 överskridande KM inom egenskapsområde E3. Här är provresultatet för RAM_241 med uppmätta halter överskridande MKM exkluderad från beräkningen då den inte har hittats åter vid kompletterande provtagning och därmed betraktas som en statistisk uteliggare.

8.3 Föroreningsutbredning, volym och vikt

Föroreningsutbredning är indelat i två djupnivåer, ett ytligt med intervallet 0-0,1 m u my samt ett djupare med intervallet 0,1-1,0 m u my. De styrande metallerna bedöms vara arsenik och zink, därav har enbart föroreningsutbredning, volym och vikt beräknats med avseende på dessa två metaller. Vid beräkningarna har samtliga resultat (analyserade samt XRF) inkluderats från de undersökningar som utförts i området, dvs Rambölls (2014), Kemaktas (2016), samt Bjerking's resultat från rubricerad undersökning. De

provtagningpunkter som ligger öst om järnvägen samt långt bortom bostadsområdet är exkluderade. Resultat som visar föroreningar på djup större än 1,0 m u my är inte inkluderade, detta avser Rambölls resultat från förstudien utförd 2014.

Då flertalet förorenade provtagningpunkter som ligger enskilt inte är avgränsade horisontellt har ett antagande gjorts en provtagningpunkt representerar en yta om 10x10 m såvida inga avgränsande provresultat erhållits inom 10m från punkten. I verkligheten kan ytan vara både mindre och större, vilket behöver kontrolleras i fält vid en framtida efterbehandlingsåtgärd. En del provresultat är inte heller avgränsade i djupled utan mäktighet antas var den mäktigheten som det analyserade provet representerar. Beräknad volym och vikt är därmed enbart en uppskattning utifrån erhållen information samt ovanstående antagande.

Utbredning av förorening med avseende på arsenik och zink presenteras i följande planritningar;

N-10.1-20 Area föroreningsutbredning, Arsenik i fyllnadsmassor 0-0,1 m u my

N-10.1-21 Area föroreningsutbredning, Arsenik i fyllnadsmassor 0,1-1,0 m u my

N-10.1-22 Area föroreningsutbredning, Zink i fyllnadsmassor 0-0,1 m u my

N-10.1-23 Area föroreningsutbredning, Zink i fyllnadsmassor 0,1-1,0 m u my

Varje föroreningsområde har tilldelats ett areanummer, nr. 1-52. Dessa finns presenterade i ovan planritningar. Areor nr. 1-12 omfattar arsenik 0-0,1 m u my, areor nr. 13-26 arsenik 0,1-1,0 m u my, areor nr. 27- 39 zink 0-0,1m u my, och areor nr. 40-52 zink 0,1-1,0 m u my. Dessa areor har ingen koppling till egenskapsområdena E1-E3 utan baseras enbart på uppmätta halter (laboratorieresultat samt XRF).

Sammanställning av uppskattad föroreningsutbredning för zink och arsenik sammanslaget för djupet 0-0,1 m u my och 0,1-1,0 m u my presenteras i planritningarna N-10.1-24 respektive N-10.1-25. I dessa två sammanställningar syns hur de olika föroreningsområdena för arsenik och zink överlappar varandra för respektive djupintervall. Detta ger en samlad bild av de områden som kräver åtgärd beroende på vilket åtgärdsområde som antas.

Överlappningen av utbredningen av de två olika föroreningarna är av betydande vikt vid beräkning av volymen avfall som uppkommer vid en framtida saneringsschakt. Vid schaktsanering av ett föroreningsområde där t.ex. arsenik är styrande då det överskrider det antagna åtgärdsområdet kommer även zink och andra metaller att saneras "på köpet" oavsett ifall de överskrider åtgärdsområdet eller ej. Tabell 5 anger mängden avfall som produceras vid åtgärdsområde satta som KM samt MKM.

Tabell 5. Beräknad föroreningsmängd för åtgärdsområde satta som KM respektive MKM

Åtgärdsalternativ	Mätbart åtgärdsområde	Area (m ²)	Volym (m ³)	Vikt (ton*)
As/Zn	As/Zn	As/Zn	As/Zn	As/Zn
KM/KM	10/250	43181	19114	34405
MKM/MKM	25/500	28082	14168	25502

*Vikt beräknat med faktorn 1,8 ton/m³.

Tabell 5 visar att om åtgärdsområdet sätts till KM för både arsenik och zink kommer en volym av ca 19 100 kubikmeter förorenad jord produceras som avfall vid en åtgärd som schaktsanering. För MKM ligger siffran på ca 14 100 kubikmeter avfall. Skillnaden i vikt är ca 9000 ton. Beräknad vikt av avfallet i Tabell 5 är inte direkt kopplat till ett åtgärdsområde som KM eller MKM, utan vilken klassning avfallet får styrs av mottagningskriterier på

deponi samt vilka föroreningsvolymerna (kopplat till areor nr.1-52) som har schaktats. Avfallsklassning kommer behöva utföras i ett senare skede när åtgärdsåtgärden är fastställt.

8.4 Förkasta eller bekräfta hypoteser

Inför den miljötekniska markundersökningen sattes tre hypoteser upp för att undersöka möjliga föroreningskällor från verksamhetsperioden. De undersökta processerna var

- Diffust nedfall från rökgaser från masugn.
- Användande och spridning av askor, kol och kolstybb och annat restmaterial
- Nyttjande av makadam från Dannemora gruvområde vid bygg och anläggningsarbete

Resultaten från undersökningen visar att föroreningarna i det angränsande bostadsområdet främst är associerade till användande och spridning av askor, kol och kolstybb. Malmhanteringen med krossning av malm är troligen en annan bidragande källa till föroreningar i området. Förekomst av slagg antas utifrån resultaten vara av underordnad betydelse.

Det har inte påvisats att det har använts makadam med förhöjda arsenikhalter inom området. Inte heller verka diffust nedfall från masugnen ha märkbart påverkat nivåerna i yttlig mark.

9 Bilagor och ritningar

Bilaga 1: Jordprovstabell (5 sidor)

Bilaga 2: Fältanalyser XRF, med korrelation mot analysresultat (4 sidor)

Bilaga 3: Analysresultat, med jämförelse mot riktvärden (3 sidor)

Bilaga 4: Fotobilaga (3 sidor)

Bilaga 5: PM Geohydrologisk undersökning (10 sidor)

Bilaga 6: Analysrapporter ALS (54 sidor)

Ritningar

N-10.1-101 Provtagningspunkter för systematisk spridning från damning och rökgaser

N-10.1-102 Provtagningspunkter för makadam

N-10.1-103 Provtagningspunkter för fyllnadsmaterial från restprodukter, kolstybb och askor

N-10.1-04 Miljöteknisk undersökning, Förorening arsenik i fyllnadsmassor 0-0,1 m u my

N-10.1-05 Miljöteknisk undersökning, Förorening arsenik i fyllnadsmassor 0,1-1,0 m u my

N-10.1-06 Miljöteknisk undersökning, Förorening zink i fyllnadsmassor 0-0,1 m u my

N-10.1-07 Miljöteknisk undersökning, Förorening zink i fyllnadsmassor 0,1-1,0 m u my

N-10.1-08 Miljöteknisk undersökning, Förorening arsenik i fyllnadsmassor 0-1,0 m u my

N-10.1-09 Miljöteknisk undersökning, Förorening zink i fyllnadsmassor 0-1,0 m u my

N-10.1-10 Miljöteknisk undersökning, Förorening i fyllnadsmassor 0-1,0 m u my

N-10.1-11 Ramböll Förstudie (2014), Förorening i fyllnadsmassor 1,0-2,0 m u my

N-10.1-12 Ramböll och Kemakta, Förorening arsenik i fyllnadsmassor 0-0,1 m u my

N-10.1-13 Ramböll och Kemakta, Förorening arsenik i fyllnadsmassor 0,1-1,0 m u my

N-10.1-14 Samlingshandling, Förorening arsenik i fyllnadsmassor 0-0,1 m u my

N-10.1-15 Samlingshandling, Förorening arsenik i fyllnadsmassor 0,1-1,0 m u my

N-10.1-16 Ramböll och Kemakta, Förorening zink i fyllnadsmassor 0-0,1 m u my

N-10.1-17 Ramböll och Kemakta, Förorening zink i fyllnadsmassor 0,1-1,0 m u my

N-10.1-18 Samlingshandling, Förorening zink i fyllnadsmassor 0-0,1 m u my

N-10.1-19 Samlingshandling, Förorening zink i fyllnadsmassor 0,1-1,0 m u my

N-10.1-20 Area föroreningsutbredning, Arsenik i fyllnadsmassor 0-0,1 m u my

N-10.1-21 Area föroreningsutbredning, Arsenik i fyllnadsmassor 0,1-1,0 m u my

N-10.1-22 Area föroreningsutbredning, Zink i fyllnadsmassor 0-0,1 m u my

N-10.1-23 Area föroreningsutbredning, Zink i fyllnadsmassor 0,1-1,0 m u my

N-10.1-24 Area föroreningsutbredning, Arsenik och zink 0-0,1 m u my Samlingsplan

N-10.1-25 Area föroreningsutbredning, Arsenik och zink 0,1-1,0 m u my Samlingsplan

N-10.1-26 Miljöteknisk undersökning, TOC samt Glödförlust (GF)

N-10.1-27 Area föroreningsutbredning, Egenskapsområden E1-E3

G-10.1-01 Grundvattenrör, plan

Bjerking AB

Granskad av

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

Mia Christensson
010-211 82 62
mia.christensson@bjerking.se

Ing-Marie Nyström