

---

# PM Miljöteknisk undersökning av deponi i tidigare lertäkt

---

Librobäck 7:3, 9:2, 14:3 m.fl.  
Uppsala kommun

---





# PM Miljöteknisk undersökning av deponi i tidigare lertäkt

Uppdragsnamn

**Librobäck 7:3, 9:2, 14:3 mfl****Uppsala kommun****Miljöteknisk markundersökning Librobäck -  
deponi i fd lertäkt**

HSB Produktion AB, Anders

Sjölund

Box 1103

751 41 UPPSALA

Uppdragsgivare

**HSB Produktion AB, Anders Sjölund**

Vår handläggare

**Ing-Marie Nyström**

Datum

**2015-02-11**

## 1 Sammanfattning

Syftet med undersökningen är att fastställa deponins föroreningsgrad inför en planerad exploatering med bostäder.

Området var en av S:t Eriks lertäkter under åren 1934-1945 därefter har den fyllts upp med deponimassor av okänd härkomst. Deponins utbredning har visat sig stämma väl överens med vad som angivits i historiska källor. Fyllningsdjupet i deponin varierar mellan 2,6 och 3,6 m.

Markmiljöprovtagningen har utförts i två steg, dels med geoteknisk borrhandsvagn och senare även med grävmaskin. Totalt har 129 jordprover tagits, alla har analyserats med PID och XRF varefter 29 har valts ut för analys på ackrediterat laboratorium. Fem markvattenrör har satts och screeninganalyser har utförts på vatten ur samtliga rör.

I stort sett alla provpunkter inom deponin har någon nivå där antingen laboratorieanalys eller fältanalys visar att punkten är förorenad. Föroreningshalterna ligger i många fall mellan de generella riktvärdena för känslig markanvändning (KM) och Mindre känslig markanvändning (MKM) men mycket höga halter, över riktvärde för Farligt avfall (FA), har påträffats i tre borrhandspunkter samt en provgröp.

Markvattnet speglar i stort föroreningssituationen i jord vad gäller olja och PAH medan metallhalterna i jorden inte har sin motsvarighet i höga metallhalter i vattnet. I ett markvattenprov har 1,1-dikloretan och vinylklorid påträffats. Markvattnet i en annan borrhandspunkt analyserades med avseende på perfluorerade ämnen och häri detekterades perfluoroktansyra (PFOA) i låg halt.

Bedömningen är att all fyllning under de planerade husen bör tas bort så att grundläggning kan ske från ren leryta för att skydda grundvattnet vid pålningen. Detta innebär antagligen inte någon djupare schakt än det som ändå krävs då husen planeras byggas med källare.

Två olika alternativ finns för övriga områden – antingen tas all fyllning bort även mellan husen eller också lämnas djupare liggande fyllning kvar. Ska djupt liggande deponimassor lämnas måste tätheten på leran säkerställas och skyddet för markmiljön på djupet helt tas bort ur beräkningarna. Ett kvarlämnande av massor kräver en utökad riskbedömning och mer undersökningar samt en förankring av tankesättet hos miljötillsynsmyndigheten.

Alla påvisade föroreningar ska omgående anmälas till Miljöförvaltningen, Uppsala kommun, i enlighet med Miljöbalken kap 10 § 11.

## 2 Syfte

Syftet med undersökningen är att fastställa deponins föroreningsgrad inför en planerad exploatering med bostäder.

Uppdraget omfattar en miljöteknisk undersökning av innehållet i den före detta lertakten på fastigheterna Librobäck 7:3, 9:2, 14:3 m.fl. med avseende på föroreningsinnehåll och föroreningsnivå.

Målet för undersökningen är att vara underlag för beräkning av saneringskostnader och syftar till att avgränsa takten i såväl utbredning över yta som djup och att karaktärisera dess innehåll.

## 3 Bakgrund/Historik

Enligt Theresa Weber-Quarforts projektarbete Lertäkter i Uppsala<sup>1</sup> var området en av S:t Eriks lertäkter under åren 1934-1945. När lerbrytningen avslutats 1945 köpte Drätselkammaren området för Renhållningsverkets räkning. Lergropen skulle användas för industriavfall och tippning skedde till 1957, därefter övertäcktes tippen.

I Theresas inventering ses ett djupare område av lergropen i sydvästra delen av lertakten, se Bild 1 nedan.

Området är idag planlagt som industriområde.

På fastigheten Librobäck 7:2 och 7:3 har Järlåsa brädgård haft verksamhet sedan den första byggnaden uppfördes på fastigheten 1971<sup>2</sup>. Byggnaderna har använts för kontor, lager och försäljning.

På fastigheten Librobäck 9:2 finns ett kontorshus med laboratorier benämnt Skeppet som uppfördes 1985.

På Librobäck 14:1 har Krantz åkeri tidigare haft sin verksamhet och fastigheten brukas idag av KJ maskiner för service och uppställning av entreprenadmaskiner.

Librobäck 14:3 ägs idag av AB Uppsala kommuns Industrihus som hyr ut lokaler till mindre verksamheter.

---

<sup>1</sup> Theresa Weber Quarfort, 2011, Lertäkter i Uppsala - Inventering och föroreningssituation, version 2.0

<sup>2</sup> Rapport Miljöteknisk markundersökning av 11 fastigheter i Librobäck och 1 fastighet i Fålhagen, Uppsala kommun, Golder Associates AB, uppdrag 0170303, 2001.

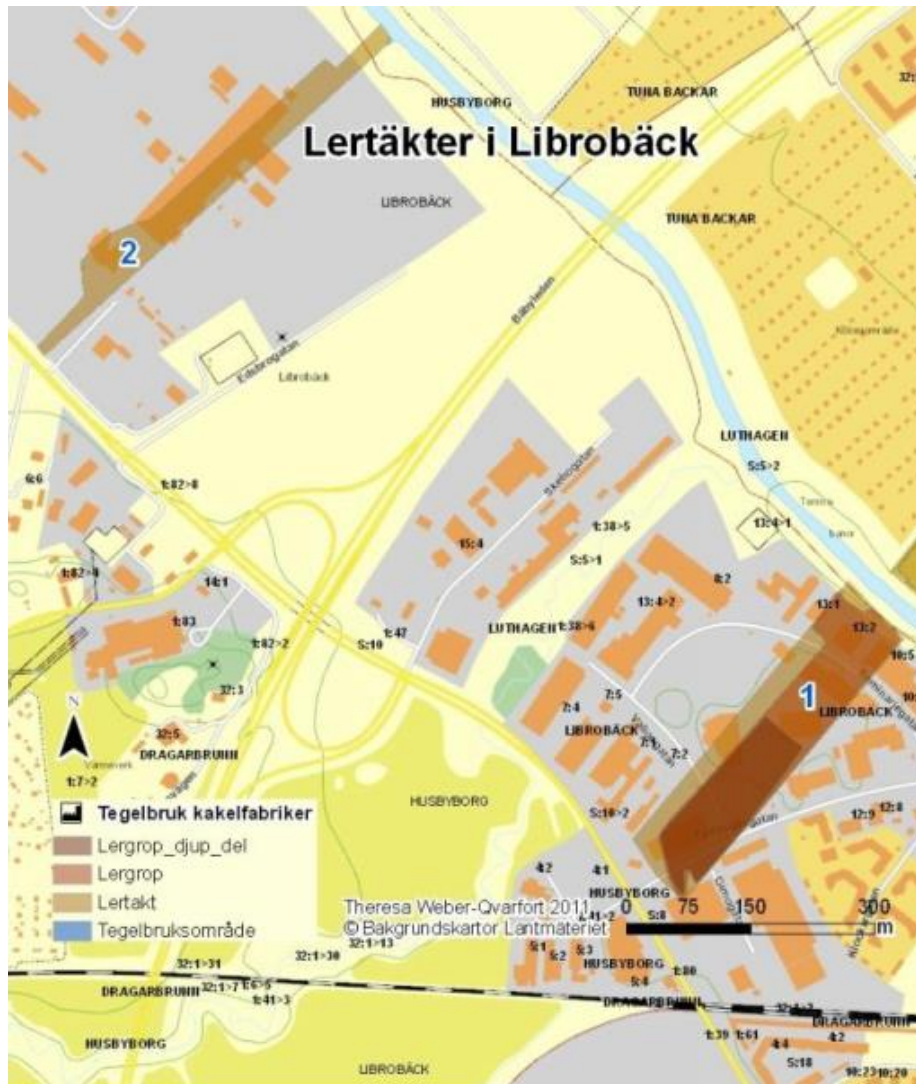


Bild 1: Lertäktens utbredning. Utdrag ur Theresa Weber-Qvarforts rapport Lertäkter i Uppsala, sidan 66.

## 4 Tidigare miljötekniska markundersökningar

De tidigare utförda miljötekniska markundersökningar av området som är kända för Bjerking AB listas nedan.

- Miljöteknisk markundersökning av 11 fastigheter i Librobäck och 1 fastighet i Fålhagen, Uppsala kommun, Golder Associates AB, uppdrag 0170303, 2001.
- Översiktlig miljöteknisk markundersökning med åtgärdsplan, Librobäck 14:1, Fyrisvallsgatan 13 Uppsala, Ebab 2011.
- Miljöteknisk markundersökning Librobäck 13:1 och 13:2, Uppsala, Bjerking AB Uppdrag nr 12U21182, 2012.

Därutöver är det känt att Q-med vid byggnation på fastigheten Librobäck 10:5 efterbehandlat förorenade massor ur den fd lertäkten genom bortgrävning och transport till godkänd deponi och att sanering gjorts i Fyrisvallsgatan söder om Librobäck 7:3. På

kvarteret Gimos norra delar (Librobäck 11:1) söder om Fyrisvallsgatan har klorerade ämnen påträffats i porluft och markvatten.

## 5 Områdesbeskrivning

Fastigheterna är belägna i ett industriområde i Uppsalas nordvästra del. Detta industriområde har succesivt gjorts om till bostadsområden och kvarteren söder om området bebyggs nu eller har de senaste åren bebyggts med flerfamiljsbostäder (lägenheter). Kommunen vill nu detaljplanelägga även aktuella fastigheter som bostadsmark.

Ytvattenavrinning sker i befintligt dagvattennät och leds direkt till Fyrisån i nordost. Avståndet från deponins nordligaste del till recipienten är endast något tiotal meter. Trolig grundvattenriktning är mot Uppsalaåsens huvudstråk, alltså mot sydost. Den undre grundvattenakvifären är skild från markvattnet (vattnet i fyllningslagret) genom ett 10-15 m mäktigt lager av lera.

Området ligger inom yttre skyddszon för Uppsala kommuns grundvattentäkter i Uppsala- och Vattholmaåsarna, 03FS1990:1.

Enligt vatteninformationssystem Sverige, VISS; klassificerades Fyrisåns ekologiska status för aktuell sträcka mellan Jumkilsåns tillopp och Sävjaåns tillopp som måttlig år 2009 med kvalitetskrav God ekologisk status 2021. Orsakerna till tidsfristen för god ekologisk status är övergödning, morfologiska förändringar och kontinuitet. Samtliga undantag har skälet tekniskt omöjligt. Fyrisåns kemiska ytvattenstatus exklusive kvicksilver var god 2009 och kvalitetskrav för 2015 är därmed satt till fortsatt god. Höga kvicksilverhalter i ån gör dock att den kemiska statusen klassificeras såsom "uppnår ej god".

## 6 Utförande

### 6.1 Provtagning

Markmiljöprovtagningen har utförts i två steg. Den första delen innebar borrhningar med geoteknisk borrhbandvagn ner till underliggande lera och utfördes under juni 2014, borrhpunkter 14BM01 t.o.m. 14BM22. Provtagningarna utfördes i enlighet med SGF rapport 1:2004 kvalitet B, standard.

Den andra delen genomfördes i augusti 2014 och innebar provgroppsgrävning i fyra punkter, 14PG1 t.o.m. 14PG4. Provgroppsgrävningarna utfördes med hjulburen grävmaskin till ett djup av 2,6 till 3,1 meter där de avbröts i fyllning p.g.a. inträngande markvatten.

I samband med provtagningarna med borrhvagn sattes fem rör för provtagning av markvatten.

Provtagning har genomförts på öppna markytor och har inte inkluderat provtagning i eller under byggnader.

### Jord

Inför skruvprovtagningen delades området in i rutor om 25 x 25 meter. De rutor som är bebyggda uteslöts liksom redan tidigare undersökta rutor (Golder och Ebab). Därefter slumpades 14 provtagningspunkter ut bland övriga rutor. Sex punkter placerades ut på lertäktens begränsningslinje för att se att lertäktens utbredning i plan stämde med den historiska inventeringen. Provtagningsplanen och programförslaget med föreslagna analyser kommunicerades med Miljökontoret (nuvarande Miljöförvaltningen) och beställaren innan fältundersökningen påbörjades.

Provtagningen med hjälp av borrhandsvagn och skruvborr har utförts som samlingsprover över skikt om ca 0-1,0 meter, 1,0-2,0 meter och så vidare ner till ca 0,5-1 meter ner i naturlig lera. Samlingsprovernas mäktighet har anpassats till variationer i jordens karaktär för att föroreningarnas utbredning i djupled skall kunna avgränsas. Totalt togs 113 jordprover.

För provpunkternas slutgiltiga lokalisering se bilaga 8, Provtagningsplan N-10.1-02.

I samband med fältundersökningen fördes fältanteckningar. Samtliga prover undersöktes även med fältinstrumentet fotojonisationsdetektor (PID) för detektion av lättflyktiga kolväten och XRF för detektion av metaller. Fältanteckningar finns sammanställda i bilaga 1, resultat från PID och XRF-mätningar återfinns i bilaga 2.

Med hjälp av de fältanteckningar som förts under fältundersökningen samt resultaten av fältmätningar med PID och XRF valdes 18 stycken jordprover ut för vidare analys vid det ackrediterade laboratoriet Eurofins Environment AB. 4 stycken jordprover analyserades med en screeninganalys för att undvika att något ämne förbisågs.

Det andra steget i provtagningen innebar jordprovtagning i provgropar med hjälp av hjulburen grävmaskin. Grävning av provgropar innebär utöver prover av materialet att man får en visuell bild av materialet i deponin. Även proverna från provgroparna undersöktes med PID och XRF innan 11 st prover (av 16) skickades in för analys. Några av proverna slogs ihop till samlingsprover av deponimassor (soplager) och på dessa utfördes laktest för att fastställa materialets lakningsegenskaper gällande metaller och anjoner.

### **Vatten**

Markvatten är det vatten som finns i fyllningen ovan tätare lager av lera. Markvattnets kvalitet speglar utlakningen av metaller ur fyllningen samt dess innehåll av oljor, PAH och andra ämnen. Fem markvattenrör har installerats på området. De har lokaliserats spridda över området och installerades i samband med skruvborrprovtagningen. För rörens lokalisering se plan N-10.1-02.

Rören sattes på ett djup av 4 till 5 m med 2 m slits, se sammanställning längst bak i bilaga 1. I samband med installationen tätades ca 0,5 m mellan röret och marken med bentonit för att förhindra att ytvatten som inte varit i kontakt med fyllningen spädes ut i provtagningsvattnet i rören. Samtliga rör har försetts med däck så att risken för skadegörelse minimerats och vidare provtagning är möjlig.

Vattenprover togs 26 juni. Vattenproverna har analyserats med screeninganalys, Enviscreen, av det ackrediterade laboratoriet Eurofins Environment AB. Dessa screeninganalyser kompletterades även med analys av vinylklorid. Vattnet ur röret i 14BM19 analyserades dessutom med avseende på PFOS/PFOA då Miljökontoret så önskat med anledning av Swefloors verksamhet på Librobäck 13:2.

## **6.2 Provhantering**

Jordproverna togs i diffusionstäta påsar som förslöts med klämma eller buntband och märktes med uppdrag, borrhandspunkt samt nivå direkt efter provtagning. Vattenproverna har tagits med hjälp av engångsbailer direkt i av laboratoriet rekommenderade kärl. Samtliga prover har förvarats mörkt och svalt genom hela kedjan i väntan på urvalsprocessen och därefter följande analys.

Nedan följer en sammanställning av utförda analyser.

#### Jord

Oljekolväten	13 st
Metaller	19 st
PAH	16 st
Enviscreen	5 st
Beräknad TOC, pH	9 st
Laktest	4 st

#### Vatten

Enviscreen (metaller filtrerade)	5 st
Analys PFOS/PFOA	1 st

I enviscreenanalysen ingår analys av VOC-EPA, bekämpningsmedel, klorfenoler, alifater, aromater, PAH-16, PCB, nitroföreningar, klorerade föreningar, metaller och ftalater.

## 7 Bedömningskriterier

För bedömning av jordprovernas föroreningsnivå har Naturvårdsverkets generella riktvärden för känslig markanvändning, KM, och mindre känslig markanvändning, MKM, enligt rapport 5976, använts. Där mycket höga halter har påträffats har dessa jämförts med Avfall Sveriges rapport 2007:01 *Uppdaterade bedömningsgrunder för förorenade massor, klassificering av förorenade massor som farligt avfall*.

Riktvärdena för förorenade områden bygger på ett antal exponeringsvägar för människor såsom intag av jord, hudkontakt, inandning av ångor och inandning av damm. Vidare har hänsyn även 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.
- 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 tid samt barn och äldre som vistas i området tillfälligt.

Nedanstående konceptuella modell används för att beskriva hur människor exponeras för föroreningar i förorenad mark. Den exponeringsväg som är av mindre betydelse i ett område med flerfamiljsbostäder är intag av växter då mängden odlade grönsaker, bär och frukt i ett sådant bostadsområde normalt är begränsad.



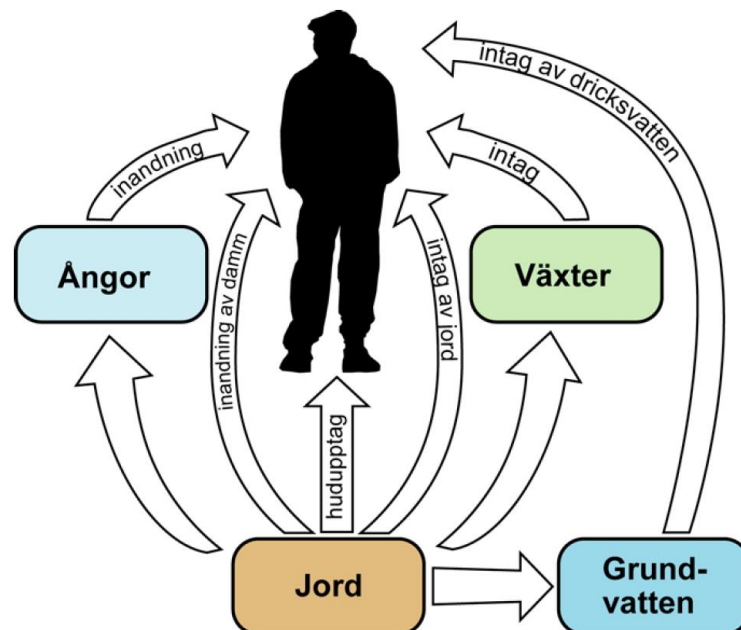


Bild 2: Konceptuell modell, exponering människa. Figuren hämtad ur Naturvårdsverkets handbok 2010:1.

Vid tolkningen av Naturvårdsverkets riktvärden förutsätts att halten organiskt material uppgår till ca 2 % och att pH-värdet ligger i intervallet 5-7. En väsentligt högre halt organiskt material och/eller högre pH-värden, kan innebära att de generella riktvärdena överskattar miljö- och hälsoriskerna och vice versa vid en lägre organisk halt och/eller pH-värde<sup>3</sup>.

Med dagens markanvändning bedöms Naturvårdsverkets riktvärden för MKM vara tillämpliga. Om området bebyggs med bostäder blir situationen förändrad och riktvärden för KM, generella eller platsspecifika, bör gälla.

Resultatet av vattenanalyserna jämförts med bedömningsgrunder för grundvatten, SGU-rapport 2013:01 samt SPI:s rekommendationer, *Efterbehandling av förorenade bensinstationer och dieselanläggningar 2010*, miljörisker i ytvatten (tabell 5.10) för att visa på markvattnets inverkan på Fyrisån.

## 8 Resultat

### 8.1 Fältnoteringar

#### Jord, skruvborrprovtagning

Fyllningsdjupet i borrhöjningarna inom deponiområdet varierar mellan 2,3 och 3,8 m. I de sex borrhöjningarna utanför deponin varierar fyllningsmängden mellan 0,5 och 1,2 m.

Under fyllningen har siltig torrskorpelera eller siltig lera påträffats i samtliga borrhöjningar.

Fyllningen i deponin innehåller överlag tegel, trä, glas, metallbitar och oljelukt påträffades i ett flertal borrhöjningar, framförallt på djupet ner mot leran.

<sup>3</sup> Riktvärden för förorenad mark. Naturvårdsverket rapport 5976, september 2009.



*Bild 3A: 14BM04, 1-2 m  
Provtagning av sandig, lerig fyllning med inslag av tegel och svarta partier.*



*Bild 3B: 14BM04, 3,2-3,4 m  
Skruvprovtagning. Metallbitar i fyllningen som på detta djup luktade olja.*



*Bild 3C: 14BM07, 1-2 m  
Provtagning av sandig, lerig fyllning 1,0-2,0 m. Mörkare leriga partier varvat med ljusare sand med inslag av tegel.*



*Bild 3D: 14BM09, 0-1 m  
Översta 4 dm är lerig fyllning med mylla. Därunder följer sandig, lerig fyllning med tegelinslag.*



*Bild 3E: 14BM16, 1-2 m  
Naturlig torrskorpelera med järnutfällningar.  
Provpunkten belägen utanför deponin.*



*Bild 3F: 14BM17, 2-3 m  
Sandig, lerig fyllning med inslag av trä och  
med viss oljelukt.*

### Jord, provgropar

Alla fyra provgroparna grävdes inom deponiområdet och hade tydliga lager av sopor innehållande t.ex. glasflaskor, konserverburkar, träbitar, cykeldäck och plastdetaljer.



*Bild 4A: Massor ur 14PG1  
Från 0,8 till 1,8 m u my mörk lera. Lager med  
"sopmassor" mellan 1,8 och 2,0 m  
innehållande trä, metallbitar, glas, tegel mm*



*Bild 4B: 14PG1  
Överst 0,8 m med sandig, grusig fyllning,  
därunder lera och soplager. Provgropens djup  
3,1 m.*



*Bild 4C: 14PG2*

Överst 0,2 m med mylla och därunder ca 0,6 m sandig, stenig fyllning, därunder svart lager, lera och soplager. Provgropens djup 2,6 m.

*Bild 4D: 14PG2, massor från ca 2,5 m djup.*

Skoptag i sopmassor med mycket trä, plast och metallbitar. Inträngande markvatten. Både vattnet och jorden luktade olja.



*Bild 4E: 14PG2, massor från 2,0-2,5 m djup.*

Sopmassor med mycket trä, plast och metallbitar.



*Bild 4F: 14PG3, 0-1,3 m djup.*

Överst gräsmatta, därunder ca 0,6 m sand. Under sanden lerig fyllning med mycket tegel.



*Bild 4G: 14PG3, massor från 0,7-3,1 m djup.*

*Sopmassor med mycket tegel, trä- och metallbitar. Till vänster i bild högen med sandig fyllning från 0,1-0,7 m djup.*

*Bild 4H: 14PG3, massor från ca 3 m djup.*

*Skoptag i sopmassor med mycket trä, tegel och metallbitar. Inträngande markvatten.*



*Bild 4J: 14PG4, 0-2,5 m djup.*

*Överst asfalt, därunder ca 0,5 m sand, grus och sten. Under det lerig fyllning med mycket tegel, porslin, trä, metall och betongrester.*

*Bild 4K: 14PG4 massor från 0,7-3,0 m djup.*

*Sopmassor med mycket tegel, trä- och metallbitar samt betongrester. I bakgrunden ses högen med sandig, grusig stenig fyllning från ovanliggande lager.*

Undersökningsdelen med provgröpar koncentrerades kring visualiteten och beskrivning av deponiinnehållet samt frågan kring massornas lakbarhet.

### Vatten

Vid vattenprovtagningen i juni var alla prover grå och grumliga. I röret vid 14BM04 var det något sämre tillrinning av markvatten än i övriga rör men det var ändå inga problem att få tillräcklig mängd vatten för screeninganalyserna. Vattnet i rören i borrpunkterna 14BM12 och 14BM19 luktade olja vid provtagningen och vattnet från 14BM12 hade även regnbågshinna.

Vid tillfället för provgroppgrävningarna i augusti mättes markvattennivåerna på nytt men inga nya vattenprover togs.

## 8.2 Resultat fältanalyser

Fältanalyserna med PID gav generellt låga utslag (<5 ppm). Några enstaka prover gav utslag upp till ca 25-40 ppm och dessa sammanföll med de provpunkter där oljelukt noterats vid provtagningen. Utslagen med PID är förhållandevis låga vilket bekräftar att provtagarnas näsa är känsligare för lukt av äldre oljeföreningar än PID.

Fältanalyserna med XRF indikerar varierande halter av metaller i fyllningen. Framför allt indikeras höga halter av koppar och zink.

Resultaten av fältanalyserna är sammanställda i bilaga 2.

## 8.3 Analysresultat laboratorieanalyser

### Jord

Endast fyllning och enstaka prov av underliggande lera från deponin har analyserats på ackrediterat laboratorium. Fyllning och torrskorpelera från borrpunkterna utanför deponin har endast kontrollerats okulärt och med fältinstrument.

En sammanställning av analysresultaten för jordproverna tagna med borrvagn återfinns i bilaga 3. I tabellen har jämförelse med bedömningsgrunderna gjorts och halter över riktvärden markerats. Motsvarande resultat för prover tagna vid provgrovsgrävningen återfinns i bilaga 4. Fullständiga analysrapporter finns i bilaga 6. I jordprovstabellen i bilaga 1 har en infärgning motsvarande högsta klassning av analysvar gjorts.

Av de 18 analyserade jordproverna tagna med skruvborr har tre bedömts som farligt avfall med avseende på antingen höga halter av olja och PAH (14BM09) eller höga metallhalter (14BM06 och 14BM07), ytterligare fem prover har halter över de generella riktvärdena för MKM. Endast två av proverna uppfyller kraven för KM.

Proverna tagna vid provgrovsgrävningen slogs i flera fall samman till samlingsprov för det tydliga lagret av deponimassor (sopor).

Av de elva jordproven som analyserades på lab efter provgrovsgrävningarna uppfyllde två kraven för KM. Dessa var båda tagna på det översta fyllningslagret. Ett av proverna (14PG2) hade mycket hög halt av barium och klassas därför som farligt avfall. Provet på fyllning taget på nivå 2,1-3,0 m u my i 14PG1 hade en bensenhalt som var över det generella riktvärdet för MKM. Det djupast tagna provet i 14PG2 och samlingsprovet från 14PG3 hade halter av metaller över MKM. Övriga prover hade halter över KM men under MKM.

För att försöka tydliggöra alla provsvar i plan har de olika rutorna med prover som analyserats på laboratorium infärgats på samma sätt som i bilaga 1 på miljöplan N-10.1-03 i bilaga 9.

2-stegs lakttest har gjorts på samlingsprover från de olika provgrupparna för att försöka bedöma vilken mottagningsklass dessa massor skulle få på deponi. En sammanfattning av dessa finns i Bilaga 4. Inget av samlingsproverna uppfyller kraven för inert deponi men de uppfyller kraven för icke-farligt avfall och farligt avfall som får deponeras på deponi eller deponicell för icke farligt avfall (IFA) enligt NFS 2004:10 §30.

### Markvatten

Av de fem markvattenprover som tagits har tre detekterade halter av petroleumkolväten och samtliga innehöll PAH i höga halter. Då vattenproverna var grumliga vid provtagningen är det oklart om dessa PAH var lösta i vattnet (eller kolloidala) eller fanns partikulärt. Framförallt högmolekylära PAH är svårslösliga i vatten så det troliga är att PAH föreligger partikulärt. Gällande metaller är det mätliga till höga halter av arsenik, nickel

och zink, i övrigt låga halter. En sammanställning av provsvar för markvatten finns i bilaga 5 och fullständiga analysrapporter återfinns i bilaga 6.

I markvattnet i borrhyp 14BM04 har 1,1-diklorethan och vinylklorid påträffats. Halten av vinylklorid är ca 12 gånger riktvärdet för dricksvatten. Båda ämnena är under anaeroba förhållanden nedbrytningsprodukter av 1,1,1-triklorethan (1,1,1-TCA) som framför allt använts för metallavfettnings<sup>4</sup>. Användningen av 1,1,1-TCA är sedan 1995 förbjuden i Sverige.

Markvattnet i 14BM19 analyserades med avseende på perfluorerade ämnen och härifrån detekterades Perfluoroktansyra (PFOA) i en halt av 0,011 µg/l. Inget av de övriga perfluorerade ämnen som eftersökts har detekterats. PFOA kallas ibland i medierna för "Teflon-kemikalie". PFOA används som hjälpkemikalie vid tillverkningen av polymeren polytetrafluoretylen (PTFE), teflon är ett varumärke<sup>5</sup>. På nordöstra sidan av Seminariegatan vid 14BM19 har företaget Svefluor Sverige AB<sup>6</sup> haft verksamhet med bearbetning och beläggningar av fluorplaster som PTFE.

## 9 Utvärdering och översiktlig riskbedömning

### 9.1 Föroreningssituation

#### Jord

Alla provpunkter inom deponin (utom möjligen 14BM01 och 14BM02) har någon nivå där antingen laboratorieanalys eller fältanalys visar att punkten är förorenad. I sexton av provpunkterna har fyllning med halter över de generella riktvärdena för KM påträffats. Sex av provpunkterna ligger utanför deponin, jorden från dessa provpunkter är inte analyserad på laboratorium.

Förekommande föroreningars farlighet (PAH-H, oljekolväten, arsenik, barium, bly, kadmium, koppar, kvicksilver och zink) bedöms vara måttlig till mycket hög.

Föroreningsnivån bedöms som måttlig till hög. Stor del av förekommande fyllning är förorenad. Halterna överstiger MKM och i flera fall även riktvärdena för farligt avfall. Provet på underliggande lera uppfyller kraven för KM.

Högsta halterna, över riktvärdena för farligt avfall, har uppmätts i borrhyp 14BM05, 07, 09 samt i provgrop 14PG2. Av dessa punkter ligger 14BM05 på Librobäck 7:2 och övriga på Librobäck 9:2.

#### Markvatten

Markvattnet speglar i stort föroreningssituationen i jord vad gäller olja och PAH medan metallhalterna i jorden inte har sin motsvarighet i höga metallhalter i vattnet. Detta liksom laktesterna visar att metallerna föreligger bundna till partiklar och inte är lätta att laka ut.

I markvattnet har klorerade alifater (1,1-diklorethan och vinylklorid) påträffats i ett rör (14BM04). I ett annat markvattenrör (14BM19) har PFOA påträffats.

### 9.2 Översiktlig riskbedömning

Den översiktliga riskbedömningen baseras på Naturvårdsverkets metodik för inventering av förorenade områden (Naturvårdsverket, 1999). Bedömningen baseras på fyra

<sup>4</sup> Hållbar sanering Rapport 5663 – klorerade lösningsmedel

<sup>5</sup> Kemikalieinspektionens hemsida [www.kemi.se](http://www.kemi.se)

<sup>6</sup> <http://www.svefluor.se/>

parametrar som bedöms enligt skalan; liten risk, måttlig risk, stor risk och mycket stor risk. Dessa parametrar beaktas:

- Föroreningarnas farlighet
- Föroreningsnivå
- Spridningsförutsättningar
- Områdets skyddsvärde och känslighet

För föroreningarnas farlighet och föroreningsnivå se föregående avsnitt.

Förutsättningarna för spridning av förekommande föroreningar bedöms vara måttliga till höga utifrån att:

- Metaller och högmolekylära PAH är generellt inte speciellt rörliga i mark.
- Förorenade jordlager är fyllning på lera.
- Risk för spridning via markvattnet i ledningsgravar föreligger. Det är mycket nära till recipienten.
- Vid schaktning ökar risken för spridning av föroreningar i och med att jorden rörs om och friläggs.

Planerad markanvändning gör att kvalitetskravet förändras till de strängare KM. Områdets framtida känslighet bedöms som hög utifrån att området bebyggs med flerfamiljsbostäder. Skyddsvärdet för grundvattnet bedöms som högt då området ligger i yttre vattenskyddsområde.

Nivån för kraven på efterbehandling och vilka riktvärden som ska gälla fastställs av tillsynsmyndigheten, Miljö- och hälsoskyddsnämnden i Uppsala kommun. Enligt Naturvårdsverkets rapport 5976 är det i varje enskilt fall möjligt att ta fram platsspecifika riktvärden.

## 10 Riskbedömning med platsspecifika riktvärden

Då området ska bebyggas med flerfamiljsbostäder har Naturvårdsverkets modell använts för framtagande av platsspecifika riktvärden. Identifierade skyddsobjekt är framtida boende på platsen, grundvatten och ytvatten. I en första beräkning har modellen anpassats till områdets storlek, Fyrisåns medelflöde samt flerfamiljsbostäder med begränsad odling. Uttagsrapporten för denna beräkning återfinns i bilaga 7. Deponin gränsar till att inte alls passa i den generella beräkningsmodellen pga omständigheter i närmiljön eftersom den underlagras av 10-15 m lera och medelflödet i Fyrisån är 10 m<sup>3</sup>/s medan modellens maxvärde är 5 m<sup>3</sup>/s.

För ett flertal ämnen blir markmiljön styrande för riktvärdet vid beräkning av platsspecifika riktvärden. Då deponins mäktighet varierar mellan ca 2,4 och 3,8 m är det relevant att ställa frågan om skydd av markmiljö på detta djup. Undersökningar av SWECO visar att antalet arter och individer på större djup än 2 meter under markytan är mycket få<sup>7</sup>. Det är i så fall bättre att ställa krav på massor för återfyllnad gällande struktur, kornstorleksfördelning och näringsinnehåll för att få de markfunktioner som behövs för känslig markanvändning. En ytterligare beräkning av platsspecifika riktvärden, vilka kan användas på massor under 2 meters djup om tillsynsmyndigheten Miljöförvaltningen godkänner förfarandet, helt utan skydd för markmiljön har utförts. Uttagsrapport för denna beräkning återfinns också i bilaga 7.

När man i modellen tar bort skyddet för markmiljö blir istället skydd av grundvatten styrande för riktvärdena för de flesta beräknade parametrar vilket är naturligt då området

---

<sup>7</sup> SWECO Niklas Törneman



ligger inom vattenskyddsområdet men grundvattnet skyddas även av den blöta leran med ca 10-15 m mäktighet.

### 10.1 Representativ halt

Den representativa halten definieras som den halt som bäst representerar risksituationen på området utan att risken underskattas.

För metaller, PAH, alifater och aromater har statistiska beräkningar gjorts på analysvaren för att försöka bestämma en representativ halt. Övriga analysparametrar har mindre än 10 analysvärden och underlaget är därför för litet.

Vid statistikberäkningarna har de värden som av laboratoriet redovisats vara under detektionsgräns satts till halva detektionsgränsen. Eftersom det är fråga om deponimassor visar statistiken den komplexitet och stora spridning som finns i materialet. Såväl maxvärde, medelvärde och UCL95-värden för de allra flesta metallerna och PAH ligger över de beräknade platsspecifika riktvärdena (även de högre värdena utan skydd för markmiljön). För oljekolvätena har max-, min-, aritmetiska medel- och medianvärden samt 90-percentilen beräknats utom för de parametrar där alla analyser är under detektionsgräns.

Medianvärdet för analyserade parametrar ligger under platsspecifika värden (med skydd markmiljö) utom för parametrarna zink, alifater >C16-35, aromater >C10-C16 och aromater >C16-35. För alifater >C16-C35 och aromater >C10-C16 är medelvärdet över platsspecifika värden.

Enligt Naturvårdsverkets rapport 5932<sup>8</sup> bör man som representativ halt välja ett statistiskt mått som grundas på bearbetade data. Representativa halter kan endast tas fram för områden som är någorlunda homogena ur föroreningsynpunkt annars bör området indelas i delområden varpå representativ halt kan beräknas för varje delområde. I en deponi finns inga naturliga delområden och det går därför inte att dela upp som tänkt enligt rapporten. Väljs UCLM95 som representativ halt kan man med 95 % säkerhet säga att medelhalten i fyllningen som helhet inte är högre än den representativa halten. Detta ger en god säkerhet.

Vid alla statistiska beräkningar bör dels datamaterialet vara så stort som möjligt och dels ska inget urval skett på det sätt man ändå gör när en delmängd av proverna skickas på analys efter det att resultaten av fältanalyser och andra iakttagelser såsom lukt är kända. Urvalet gör att det statistiska underlaget blir skevt.

---

<sup>8</sup> Naturvårdsverkets rapport 5932 *Metodik för statistisk utvärdering av miljötekniska undersökningar i jord*

Tabell 1: Resultat av statistiska beräkningar av laboratorieanalyser, halter i mg/kg TS.

Ämne	Antal	Maxvärde	Minvärde	Aritmetiskt medelvärde	Median	90 percentil	Standard-avvikelse	UCL 95%-värde	* Typ	** Fördelning
Arsenik	24	26	1	7,92	5,5	19,4	6,8	11,07	1	I
Barium	19	19000	15	1157	120	386	4323	5480	2	II
Bly	24	5200	5,3	384,9	48,5	716	1098	1362	2	III
Kadmium	24	1500	<0,2	63,35	0,365	1,94	306	335,6	2	III
Kobolt	24	51	2,9	8,75	6,1	11	9,387	17,11	2	III
Koppar	24	10000	6,7	571,3	82	655	2020	2369	2	II
Krom	24	190	5,8	36,13	22,5	40,7	45,56	48,87	3	II
Kvicksilver	24	2,7	<0,010	0,282	0,0625	0,737	0,58	0,551	1	I
Nickel	24	2500	3,3	12,7	16,5	30,7	506,7	572,5	2	III
Vanadin	24	82	11	33,75	31	48,4	16,46	39,41	4	IV
Zink	24	6500	23	668,8	305	1424	1341	1862	2	III
PAH-L	25	400	<0,30	16,85	<0,30	4,58	79,84	86,45	2	III
PAH-M	25	1200	<0,30	54,73	2,6	29,6	238,9	263	2	III
PAH-H	25	500	<0,30	26,34	2,1	20,2	99,46	113	2	III
Alifater >C8-C10	18	<10	<3,0	-	-	-				
Alifater >C10-C12	18	61	<5,0	11,3	5	31,6				
Alifater >C12-C16	18	230	<5,0	23,2	5	44,9				
Alifater >C16-C35	18	1500	<10	256,8	135	530				

Ämne	Antal	Maxvärde	Minvärde	Aritmetiskt medelvärde	Median	90 percentil	Standard-avvikelse	UCL 95%-värde	* Typ	** Fördelning
Aromater >C8-C10	18	<25	<4,0	-	-	-				
Aromater >C10-C16	18	1000	<3,0	61,3	4,3	12,5				
Aromater >C16-C35	18	580	<1,0	36,5	1,95	16,31				

\* typ av UCLM, \*\* Fördelning

\*1) 95% Adjusted Gamma UCL (use when n<50)

\*2) 95% Chebyshev (Mean, Sd) UCL

\*3) 95% H-UCL

\*4) 95% Student's-t UCL

\*\* I) Gamma

\*\*II) Lognormal

\*\*III) Nonparametric

\*\*IV) Normal

Eftersom urvalet av prover för analyser på laboratorium till viss del utgår ifrån resultaten av XRF-analyser finns en risk för överrepresentation av höga halter. ”De prov som ser värst ut är mest intressanta att undersöka”. Statistiska beräkningar har därför även gjorts på dataunderlaget av XRF-mätningar för de grundämnen där XRF brukar ge en relativt bra korrelation med laboratorieanalys (arsenik, barium, bly, koppar och zink) av prover tagna inom deponin. Prover tagna utanför deponin (borrpunkterna 14BM03, 13, 16, 18, 21 och 22) ingår alltså inte.

Tabell 2: Statistiska beräkningar av XRF-analyser av jord inom deponiområdet (mg/kg), ojusterade värden

Ämne	Antal	Maxvärde	Minvärde	Aritmetiskt medelvärde	Median	90 percentil	Standard-avvikelse	UCL 95%-värde	* Typ	** Fördelning
Arsenik	228	205,3	u.d.	11,08	7	21,2	17,4	16,1	2	III
Barium	228	3761	u.d.	63,78	16	103	266,6	140,8	2	III
Bly	228	4805	u.d.	113,4	38,8	215	356,5	216,3	2	III
Koppar	228	4338	39,81	325,2	151,8	622	504,3	470,8	2	III
Zink	228	23051	u.d.	461,4	303	595	1589	920	2	III

\* typ av UCLM, \*\* Fördelning

\*1) 95% Adjusted Gamma UCL (use when n<50)

\*2) 95% Chebyshev (Mean, Sd) UCL

\*3) 95% H-UCL

\*4) 95% Student's-t UCL

\*\* I) Gamma

\*\*II) Lognormal

\*\*III) Nonparametric

\*\*IV) Normal

För arsenik tycks XRF överskatta halterna i provet jämfört med labanalys medan det omvända gäller för bly där XRF underskattar halterna. För barium tycks XRF överskatta halterna jämfört med lab men relativt stor osäkerhet gäller.

## 10.2 Statistiska beräkningar av alla kända undersökningar av Librobäckdeponin

Tre tidigare miljötekniska undersökningar av fyllning i deponin är kända (se avsnitt 4). De representerar varsitt mindre delområde av deponin. För att få ett större statistiskt underlag, fler laboratorieresultat, har resultaten från dessa undersökningar inarbetats i tabellerna nedan. Även om detta innebär en tätare provtagning av vissa delområden som då överrepresenteras borde det inte innebära någon nackdel utan endast fördelar eftersom det handlar om deponimassor med mycket heterogent innehåll utan mönster.

Tabell 3: Statistiska beräkningar av samtliga kända laboratorieanalyser på jord från deponin, halter i mg/kg TS.

Ämne	Antal	Maxvärde	Minvärde	Aritmetiskt medelvärde	Median	90 percentil	Standard-avvikelse	UCL 95%-värde	* Typ	** Fördelning
Arsenik	44	96	1	13,2	5,65	26,3	18,6	18,9	3	II
Barium	31	19000	15	897,3	190	670	3381	3544	2	III
Bly	44	5200	5,3	348,4	76	802,1	852,8	908,8	2	III
Kadmium	44	1500	<0,2	35,88	0,53	7,36	225,9	184,3	2	III
Kobolt	44	51	2,9	10,19	7,45	17,73	8,764	11,98	3	II
Koppar	44	89000	6,7	3817	83	1340	15657	18558	2	III
Krom	44	190	5,8	34,75	26,5	54,7	35,72	42,62	1	I
Kvicksilver	44	17	<0,010	0,70	0,145	0,773	2,56	2,379	2	III
Nickel	44	2500	3,3	85,3	22,5	69,3	373,4	330,7	2	III
Vanadin	44	619	9,3	47,1	31	56,3	90,23	106,4	2	III
Zink	44	21000	23	1162	320	1980	3263	1764	3	II
PAH-L	43	400	<0,15	10,0	<0,30	2,44	70,6	67,6	2	III
PAH-M	46	1200	<0,25	35,5	1,6	17	178	149,8	2	III
PAH-H	46	500	<0,25	19	1,85	24,5	74,4	113	2	III

Ämne	Antal	Maxvärde	Minvärde	Aritmetiskt medelvärde	Median	90 percentil	Standardavvikelse	UCL 95%-värde	* Typ	** Fördelning
Alifater >C8-C10	31	45	<0,2	3,53	1,5	5				
Alifater >C10-C12	31	100	<5,0	13,1	<5,0	33				
Alifater >C12-C16	31	230	<5,0	54,9	5	110				
Alifater >C16-C35	31	1500	<10	593	120	600				
Aromater >C8-C10	31	<25	<4,0	-	-	-				
Aromater >C10-C16	31	1000	<3,0	39,5	5,0	12,5				
Aromater >C16-C35	24	580	<1,0	29,4	2,4	20,4				

\* typ av UCLM, \*\* Fördelning

\*1) 95% Adjusted Gamma UCL (use when n<50)

\*2) 95% Chebyshev (Mean, Sd) UCL

\*3) 95% H-UCL

\*4) 95% Student's-t UCL

\*\* I) Gamma

\*\*II) Lognormal

\*\*III) Nonparametric

\*\*IV) Normal

Om framräknade UCL-värden bestäms vara representativ halt så är de representativa halterna högre än de framräknade platsspecifika riktvärdena. Ser man till detta ska hela deponin efterbehandlas och då det är fråga om blandförorening med grundämnen skulle det innebära att alla massorna ska schaktas ur och transporteras till deponi. En grov överslagsräkning av områdets utbredning (100 x 390 m, ut till Fyrisåns strand i nordost) och medeldjup 3,4 m ger att det handlar om 132 600 m<sup>3</sup> massor. Räknar man endast på området sydväst om Seminariegatan handlar det om 100 x 320 m och 108 800 m<sup>3</sup> massor.

### 10.3 Riskbedömning

Bedömningen är att all fyllning under de planerade husen bör tas bort så att grundläggning kan ske från ren leryta för att skydda grundvattnet vid pålningen. Detta innebär antagligen inte någon djupare schakt än det som ändå krävs då husen planeras byggas med källare.

Två olika alternativ finns för övriga områden.

#### **Alternativ 1: Lämna förorenade massor kvar under grönytor och vägar.**

Alternativ 1 innebär att utöver den fyllning som ska bort för husen så schaktas all fyllning från markytan och ner till två meters djup bort även på övriga ytor. Ett två meter tjockt skyddande lager av ren fyllning i ytor mellan husen är tillräcklig för att dels bryta exponeringskedjorna från föroreningarna till människor och dels etablera en markmiljö som fyller kraven som ställs vid känslig markanvändning.

Vid riskbedömningen av alternativ 1 har följande antaganden gjorts:

- Grundvattnet är väl skyddat under leran. Vid byggnation är det viktigt att sanera under hela husen så att grundläggningspålar slås från en ren leryta och risken för att dra ner föroreningar i leran med pålarna minimeras. Leran bedöms vara så lös att den återsluter kring pålarna direkt efter installation så att pålarna inte blir en spridningsväg för förorenat markvatten ner i grundvattnet.

Den förorening som kan tränga djupt ner genom lera är klorerade lösningsmedel. Detta har påträffats i ett av proverna ur markvattenrören men inte i jordproverna. Uppmätt halt av vinylklorid i markvattnet i 14BM4 är 11 gånger gränsvärdet för dricksvatten.

- Förorenat markvatten bör renas innan utsläpp till Fyrisån. För att inte belasta Fyrisån med oljekolväten och PAH bör markvattnet renas genom oljeavskiljare och sedimentation innan det släpps till recipienten. En högre exploateringsgrad i området kan innebära en större grad av hårdgjorda ytor vilket är positivt då mindre volym vatten kommer att infiltrera genom förorenade massor. Detta förutsätter ett välutbyggt dagvattensystem som tar hand om vattnet utan att infiltrera detsamma. Om dränerande ledningar läggs i ren, nytillförd fyllning blir mängden vatten genom de underliggande förorenade massorna än mindre. Kontrollprogram för dagvatten kan bli aktuellt.
- Spridning till angränsande jordmassor är liten. Massorna har legat på platsen sedan 1950-talet. Omgivande jordmassor består av blöt siltig lera. Föroreningarna av metaller och PAH är starkt bundna till jordpartiklar. Då partiklarna inte rör sig, rör sig heller inte föroreningarna.
- En avgränsning i form av duk eller spont behövs kring källarvåningarna på husen för att föroreningen inte ska återkontaminera massorna under husen.

Jämförelse mellan UCLM95, 90-percentil och platsspecifikt riktvärde djupare än 2 m, utan skydd markmiljö är gjord i tabellen nedan. För PAH och metaller anges UCL medan maxhalten anges för oljekolväten.

Tabell 4: Jämförelse mellan UCLM95 eller maxhalt, medelhalt och 90-percentil av laboratorieanalyser och platsspecifikt värde djupare än 2 m utan skydd för markmiljö (PSV 2m) med styrande parameter för PSV och kommentar. Alla halter anges i mg/kg TS. Värden över det platspecifika värdet har markerats med fet stil.

Ämne	UCLM95/ Maxhalt	Aritmetiskt medelvärde	90-percentil	PSV 2m	Styrande för riktvärde	Kommentar riskbedömning
Arsenik	<b>18,9</b>	<b>13,2</b>	<b>26,3</b>	10	Bakgrundshalt	UCLM95 ca 2 gånger bakgrundshalt.
Barium	<b>3544</b>	<b>897,3</b>	670	700	Intag av jord + exp. andra källor	Intag av förorenad jord ej aktuell då den är på 2 m djup.
Bly	<b>909</b>	<b>348,4</b>	<b>802</b>	60	Intag av jord + exp. andra källor	Intag av förorenad jord ej aktuell då den är på 2 m djup.
Kadmium	<b>184</b>	<b>35,88</b>	<b>7,4</b>	1,0	Intag dricksvatten + exp. andra källor	Dricksvatten produceras ej inom området. Tjockt lerlager som skydd för grundvattnet. Störst risk för påverkan ytvatten.
Kobolt	<b>12,0</b>	10,19	<b>17,7</b>	15	Skydd av grundvatten	Tjockt lerlager som skydd för grundvattnet. UCLM95 endast marginellt över PSV.
Koppar	<b>18558</b>	<b>3817</b>	<b>1340</b>	350	Skydd av grundvatten	Tjockt lerlager som skydd för grundvattnet. Ett extremvärde ger mycket stort utslag.
Krom	42,6	34,75	54,7	400	Skydd av grundvatten	Tjockt lerlager som skydd för grundvattnet.
Kvicksilver	<b>2,38</b>	0,70	0,77	0,80	Inandning ånga + exp. andra källor	Ingen förorening lämnas under byggnad.
Nickel	<b>331</b>	<b>85,3</b>	<b>69,3</b>	35	Skydd av grundvatten	Tjockt lerlager som skydd för grundvattnet.
Vanadin	106,4	47,1	56,3	300	Intag av jord + exp. andra källor	Intag av förorenad jord ej aktuell då den är på 2 m djup och UCLM95<PSV.

Ämne	UCLM95/ Maxhalt	Aritmetiskt medelvärde	90-percentil	PSV 2m	Styrande för riktvärde	Kommentar risk- bedömning
Zink	1764	1162	1980	700	Skydd av grundvatten	Tjockt lerlager som skydd för grundvattnet.
PAH-L	67,6	10,0	2,44	4,0	Skydd av grundvatten	Tjockt lerlager som skydd för grundvattnet.
PAH-M	149,8	35,5	17,0	12	Skydd av grundvatten	Tjockt lerlager som skydd för grundvattnet. PSV vid skydd mot fri fas är 250 mg/kg TS.
PAH-H	113	19	24,5	2,5	Intag av jord	Intag av förorenad jord ej aktuell då den är på 2 m djup. PSV vid skydd mot fri fas är 50 mg/kg TS. Gräns för FA är 100 mg/kg för cancerogena PAH.
Alifater >C8-C10	45	3,53	5	100	Inandning ånga + exp. andra källor	Maxhalt lägre än PSV, ingen förorening lämnas under byggnad.
Alifater >C10-C12	100	13,1	33,0	700	Inandning ånga + exp. andra källor	Maxhalt lägre än PSV, ingen förorening lämnas under byggnad.
Alifater >C12-C16	230	54,9	110	1 000	Skydd mot fri fas	Maxhalt lägre än PSV.
Alifater >C16-C35	1500	593	600	2 500	Skydd mot fri fas	Maxhalt lägre än PSV.
Aromater >C8-C10	<25	-	-	40	Skydd av grundvatten	Maxhalt lägre än PSV och tjockt lerlager som skydd för grundvattnet.
Aromater >C10-C16	1000	39,5	12,5	12	Skydd av grundvatten	Tjockt lerlager som skydd för grundvattnet.
Aromater >C16-C35	580	29,4	20,4	7,0	Skydd av grundvatten	Tjockt lerlager som skydd för grundvattnet.



Efter en genomgång av ovanstående tabell framgår att trots att flera av UCLM95-halterna och 90-percentilen är högre än de framräknade platsspecifika värdena utan skydd för markmiljön är det möjligt att lämna föroreningen under vägar och grönområden OM leran kan anses vara tillräckligt skydd för grundvattnet. Dock måste risken för PAH i fri fas och halter över farligt avfall särskilt beaktas.

Hur mycket mindre massor än hela deponivolymen som skulle behöva deponeras om man accepterar riskerna med att lämna förorenade massor på större djup än 2 meter är beroende på hur stor andel av området som bebyggs och hur stor utbredning källarvåningarna får. Ett beräkningsexempel: Anta att 50 % av deponins yta bebyggs med bostäder. Detta skulle innebära att 22 400 m<sup>3</sup> massor lämnas på platsen medan 110 200 m<sup>3</sup> av de totalt 132 600 m<sup>3</sup> transporteras till deponi.

Är området väl bebyggt med bostäder är en efterbehandling av massor som inte sanerats före byggnationen inte möjlig förrän bostadshusen rivits.

### **Alternativ 2: Ta bort all fyllning**

Alternativ 2 innebär att all förorenad fyllning ersätts med rena fyllningsmassor mellan husen. Detta alternativ är lätt att få acceptans för av miljömyndigheter och innebär att ytan blir slutsanerad och inga kontrollprogram krävs efter schaktbottenkontrollerna.

Nackdelen med detta alternativ är förstas den ekonomiska aspekten med mer massor till deponi och inköp av mer rena massor för uppfyllnad. Mer massor till deponi innebär även en högre miljöbelastning i form av transporter.

### **Deponikostnader**

De fyra laktesterna på samlingsprov av deponimassor från de fyra provgrupparna visar alla samma svar. Oavsett ursprungshalter av metaller och organiska ämnen så uppfyller inte massorna kraven för inert deponi. De uppfyller emellertid kraven för icke-farligt avfall och farligt avfall som får deponeras på deponi eller deponicell för icke farligt avfall (IFA) enligt NFS 2004:10 §30.

I Uppsala-regionen finns endast tre deponier som kan ta emot denna typ av avfall. Dessa är Hovgården, längs väg 288 mot Östhammar, Högbytorp i Upplands-Bro samt Löt vid E18 mot Norrtälje. Liknande tippar finns även i Gävle och Västerås.

RagnSells som äger Högbytorp tar enligt listpris 750 kr per ton för FA-massor som klarar utlakning för IFA.

Deponikostnaderna blir då enligt räkneexemplet under alternativ 1 (densitet 1800 kg/m<sup>3</sup>):

Alla massor, 132 600 m <sup>3</sup> (238 680 ton)	179 miljoner kr
Kvarlämnat enl alt 1, 22 400 m <sup>3</sup> (40 320 ton)	
Borttransport enl alt 1, 110 200 m <sup>3</sup> (198 360 ton)	149 miljoner kr

Observera att detta endast är beräknad kostnad för deponering. Härtill kommer kostnader för schakt, transporter och återfyllnad samt kostnader för utökad provtagning, kontrollprogram och skyddsåtgärder.

### **Nollalternativet**

Att lämna deponin som den är och inte bebygga området kan ses som ett nollalternativ. Miljöförvaltningen kan ställa krav på åtgärder som begränsar spridning av föroreningar och risken för att människor exponeras. De kan även ställa krav på undersökningar som belyser riskerna och efterbehandling av större volymer om man finner riskerna stora.

## 11 Förslag på fortsatta undersökningar

Kostnaderna för att deponera massorna motiverar fortsatta undersökningar av området dels för att undersöka riskerna med att låta deponimassor vara kvar och dels för att om möjligt klassa ner delar av massorna till en lägre deponiklass för att på så sätt få ner deponikostnaderna. En klassningsprovtagning för att om möjligt minska mängderna som ska deponeras och fastställa vilka massor som istället kan återanvändas görs bäst i rutnät med hjälp av grävmaskin. Det är viktigt att provtagningen sker som samlingsprov med homogenisering så att analysresultatet representerar en enhetsvolym. För att schaktarbetet vid sanering ska vara rationellt får dessa enhetsvolymen inte vara för små men ändå så väl undersökta så att de kan tas emot på deponi med rätt klassning.

I naturvårdsverkets rapport 4807 finns nedanstående tabell med faktorer som påverkar storleken på den selektiva enhetsvolymen (SEV). Flera faktorer pekar i detta fall på att man ska välja en liten SEV. Storleken på SEV styrs framförallt av riskerna för miljö och hälsa, men måste även ta hänsyn till det praktiska genomförandet och ibland kan även ekonomi spela in. I normalfallet är storleken på SEV satt till 50-100 m<sup>3</sup>, oftast i rutor om 10 x 10 m och djup således mellan 0,5 och 1,0 m.

Tabell 5: Tabell med faktorer som påverkar storleken på selektiv enhetsvolym, hämtad ur Naturvårdsverkets rapport 4807 (1997).

<i>Liten SEV</i>	←————→	<i>Stor SEV</i>
- Heterogen föroreningsspridning		- Homogen föroreningsspridning
- Höga kostnader för omhändertagande		- Låga kostnader för omhändertagande
- Akuta effekter		- Låga akuta effekter
- Många "hot-spots"		- Få "hot-spots"
- För ändamålet bristfällig miljöteknisk undersökning		

Oavsett om området ska bebyggas eller inte bör riskerna kartläggas. Härvid bör en geoteknisk undersökning i deponins närhet men fortfarande utanför densamma vidtas för att:

- Säkerställa mäktigheten på underliggande lerlager
- Kontrollera lerans täthet och om mer genomsläppliga lager finns och i så fall på vilka djup
- Kontrollera att spridning av föroreningar inte skett på större djup i deponins gräns

Halten av klorerade lösningsmedel och dess nedbrytningsprodukter bör vidare följas i markvattenrören. Det kan också vara aktuellt att provta underliggande lera med kolvprovtagare för att se om där finns en pågående spridning av klorerade lösningsmedel eller andra föroreningar ner genom lerlagret.

För att om möjligt kunna klassa materialet i lägre deponiklass skulle halterna av metallerna molybden och antimon i deponimassorna vidare undersökas samt möjligheterna till att lämna material med för hög utlakning av fluorid till deponi för i övrigt inert avfall.

För att noggrannare ta med i beräkningarna att det är fråga om en äldre förorening där metallerna eventuellt binds in hårdare till partikulärt material är det utifrån halterna i jorden och markvattnet möjligt att beräkna platsspecifika värden på metallernas löslighet (Kd-värden) vilket påverkar de platsspecifika riktvärdena.

Inför en efterbehandling av området rekommenderas en tätare provtagning i exempelvis 10 x 10 m rutor med provtagning i flera skikt på djupet för att göra en detaljerad schaktplan.

En tätare provtagning ger även bättre möjligheter till modelleringar av området med avseende både på halter och mängder av föroreningar och med avseende på volymer.

Det faktum att deponin innehåller organiskt material gör att det finns risk för att deponigas (en blandning av metangas och koldioxid) bildas då det organiska materialet bryts ned. Gasbildningen kan beräknas med en formel där mängderna nedbrytbart kol som tillförts deponin ingår. Gasbildningen antas avklinga exponentiellt med tiden efter det att avfallet tillförts deponin. Formeln tar inte hänsyn till de platsspecifika förhållandena och resultaten måste betecknas som mycket osäkra. I Librobäck har organiskt material i form av trä (plankor, träflis och ris) påträffats. Det är denna typ av organiskt material som bryts ned långsammast och är därför väntat. Det finns även ett flertal sätt att mäta metangasemissioner. Gasflödet ur en deponi påverkas av många faktorer, däribland lufttrycksförändringar, vind- och temperaturförhållanden. Gasavgången är dessutom inte konstant. Det finns en tendens att gastryck byggs upp på olika ställen i deponin och gasen avges som "puffar". Inga av mätningar av deponigas har gjorts i Librobäck och inblandningen av organiskt material är relativt låg (halterna av beräknad TOC ligger mellan 0,3 och 3,3 % utom i ett prov där halten beräknats till 11%).

Förekomsten av det perfluorerade ämnet PFOA i markvattnet i borrhål 14BM19 bör följas upp. Detta skulle Miljöförvaltningen möjligen kunna hänskjuta till verksamhetsutövaren Svefluor.


## 12 Anmälan om förorening, gällande lagstiftning

Alla påvisade föroreningar ska omgående anmälas till Miljöförvaltningen, Uppsala kommun, i enlighet med Miljöbalken kap 10 § 11.

Likaså ska Miljöförvaltningen informeras senast sex veckor innan eventuella markarbeten påbörjas inom förorenat område. Om nya föroreningar upptäcks vid schaktning ska Miljöförvaltningen informeras omgående.

Enligt avfallsförordningen SFS 2011:927 16 § får inte farligt avfall blandas eller spädas ut med andra slags farligt avfall, annat avfall eller andra ämnen eller material. De massor som klassats som farligt avfall skall köras till en mottagningsanläggning med tillstånd att ta emot farligt avfall. För transport av dessa massor krävs en transportör med tillstånd från Länsstyrelsen för att köra farligt avfall.

Bjerking AB



Ing-Marie Nyström

010-211 81 57

ing-marie.nystrom@bjerking.se

Granskad av



Johan Eriksson

## Bilagor och ritningar

Bilaga 1: Sammanställning av provtagningsnivåer, fältanteckningar och resultat av labanalys, provtagning med skruvborr och grävmaskin

Bilaga 2: Fältanalyser, XRF och PID

Bilaga 3: Sammanställning av laboratorieanalyser, skruvborrprovtagning

Bilaga 4: Sammanställning av laboratorieanalyser, provtagning ur provgrop

Bilaga 5: Sammanställning av analysresultat markvatten

Bilaga 6: Analysrapporter

Bilaga 7: Uttagsrapporter från Naturvårdsverkets beräkningsmodell för platsspecifika riktvärden

Bilaga 8: Provtagningsplan, N-10.1-02

Bilaga 9: Miljöplan med infärgning efter resultat laboratorieanalys jämfört med generella riktvärden, N-10.1-03