Arkitekter Ingenjörer

Uppdrag nr. 13U23042

Fördjupad riskbedömning

Jakobsberg 2:926 m fl
Järfälla kommun

www.bjerking.se

PM

Uppdragsnamn
Fördjupad riskbedömning
Jakobsberg 2:926 mfl
Järfälla kommun

Järfälla kommun
Posthuset
177 80 Järfälla

Uppdragsgivare
Järfälla kommun
Posthuset

Vår handläggare
Örjan Nilsson

Datum
2013-10-31, rev 2014-06-03

Innehåll

1 UPPDRAG 3
2 BAKGRUND 3
3 SYFTE 3
4 OMRÅDESBESKRIVNING 3
4.1 Områdeshistorik 4
4.2 Lövsta förbränningsanläggning 5
4.3 Markförhållanden 5
4.4 Recipient 6
4.5 Hydrologiska förhållanden 7
4.6 Antropogena spridningsvägar 7
5 UTFÖRDA UNDERSÖKNINGAR 8
6 FÖRORENINGSSITUATION 8
6.1 Utvärdering av dataunderlag 8
6.2 Mark 9
6.3 Mark- och grundvatten 11
6.4 Mängder och volymer föroreningar i jord 11
6.5 Utförda lakförsök 12
6.6 Undersökning av TOC och pH i mark 13
7 FÖRDJUPAD RISKBEDÖMNING 14
7.1 Övergripande åtgärdsmål 14
7.2 Bakgrundshalter 15
7.3 Konceptuell modell 15
7.4 Föroreningskälla 16
7.5 Frigörelse och spridning 16
7.6 Exponeringsvägar (hälsobaserade) 18
7.7 Skyddsobjekt 18
7.8 Platsspecifika riktvärden 18
7.9 Sammanfattande riskbedömning 23
8 ÅTGÄRDSUTREDNING 25
8.1 Åtgärdsalternativ 25
9 RISKVÄRDERING 28
9.1 Slutsats 29
BILAGOR 30

Verktyg: Miljö PM/Rapport / V-A5 / 2010-01-12
Dokument: K:\Uppdrag_i_navet\13U23042\NDok\RiskbedömningPM Riskbedömning 23 maj 2014.docx Sparat: 2014-06-03

1 Uppdrag

Bjerking AB har på uppdrag av Järfälla kommun utfört en fördjupad riskbedömning inklusive beräkning av platsspecifika riktvärden för markområdet vid Jakobsbergs skola i Järfälla kommun. Resultaten redovisas i fyra separata delar:

- **Rapport:** Miljöteknisk markundersökning. Bjerking uppdrag 13U23042, daterad 2013-10-31, rev 2013-02-03. Omfattar kompletterande undersökningar i grundvatten och uttag av prov för lakförsök. Rapporten återfinns i **bilaga 1**.
- **Rapport:** Kompletterande miljöteknisk markundersökning. Bjerking uppdrag 13U23042, daterad 2014-04-30. Omfattar kompletterande undersökningar i mark Rapporten återfinns i **bilaga 2**.
- **PM:** Sammanställning av utförda undersökningar och åtgärder. Bjerking uppdrag 13U23042, daterad 2013-10-31, rev 2014-03-31. PM återfinns i **bilaga 3**.
- **PM:** Fördjupad riskbedömning, d.v.s. denna PM.

2 Bakgrund

I slutet av 1960-talet inleddes en exploatering av området vid Kvarnkullen med en idrotts- och simhall, skolbyggnader och en ishall.

I samband med en geoteknisk undersökning inför en utbyggnad av simhallen 2001 påträffades det i marken förorenad aska med höga metallhalter. Under 2010 påträffades samma typ av aska vid schakt för en ny dagvattenledning vid parkeringsytan sydost om Jakobsbergs gymnasium. Sedan dess har ett antal miljötekniska undersökningar utförts i området och idag är askskiktet avgränsat i plan och profil. I plan har det påträffats inom ett ca 125 000 m^2 stort område och i profil varierar askskiktets mäktighet från några decimeter till upp till ca 2 m. I vissa områden har det noterats flera distinkta askskikt och i andra områden är askan omblandad i fyllningen.

Under 2011 beslutade Järfälla kommun att utföra en första delsanering av ett 4 652 m^2 stort område (totalt 7 911 ton) och året efter utfördes fortsatta saneringsarbeten inom ett 4 720 m^2 stort område (totalt 17 376 ton). Efter dessa saneringar beslutade Järfälla kommun att utföra denna fördjupade riskbedömning.

3 Syfte

Syftet med denna fördjupade miljö- och hälsoriskbedömning är att:

- kunna bedöma om uppmätta halter i jord och vatten medför en hälsorisk för vuxna och barn som vistas i området,
- kunna bedöma om uppmätta halter i jord och vatten medför en risk för miljön på platsen och i omgivningen,
- specificera övergripande åtgärdsmål.

4 Områdesbeskrivning

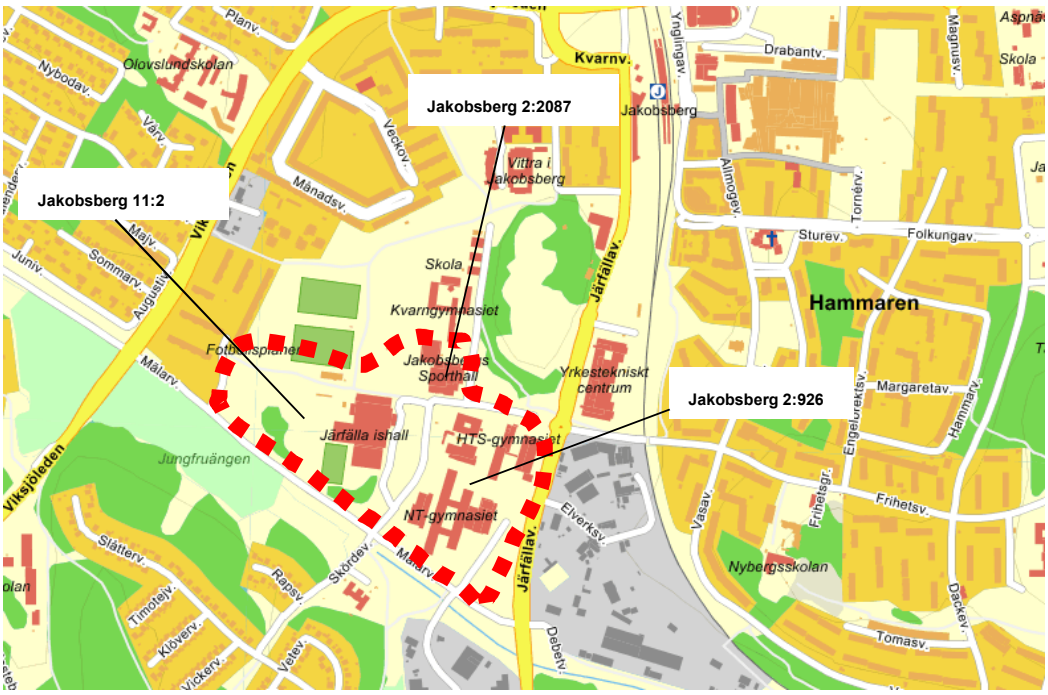
Det aktuella området ligger ca 700 m söder om Jakobsbergs station i Järfälla kommun. Ytan på det hela aktuella området är ca 125 000 m^2 och det avgränsas i söder av

Verktyg: Miljö PM/Rapport / V-A5 / 2010-01-12
Dokument: K:\Uppdrag_i_navet\13U23042\NIDok\RiskbedömningIPM Riskbedömning 23 maj 2014.docx Sparat: 2014-06-03

Mälarvägen, i norr av Kvarngymnasiet samt Jakobsbergs sim- och sporthall och i öster av Järfällavägen. Något väster om området ligger ett bostadsområde.

Undersökningsområdet omfattar tre fastigheter, del av fastigheterna Jakobsberg 11:2 i väster och 2:2087 i norr samt hela fastigheten Jakobsberg 2:926 i öster. Samtliga fastigheter ägs av Järfälla kommun (Lantmäteriet 2013-09-04), se figur 1.

Hela området ligger i en flack dalgång i nordväst-sydostlig riktning. I botten på dalgången avrinner Bällstaån mot sydost.



Figur 1. *Aktuellt undersökningsområde är markerat med en röd streckad linje. Bild från Eniro.*

I området bedrivs i huvudsak skol- och idrottsverksamhet. Med ett undantag av en inhägnad yta precis väster som simhallen är alla markytor tillgängliga för allmänheten.

I de centrala och östra delarna av området finns en sport- och simhall, en ishall med tillhörande utomhusrink, fyra tennisbanor, skolbyggnader med tillhörande skolgård, vägar, gångvägar och större parkeringsytor. På skolgården finns även vissa grönytor i form av rabatter och mindre gräsytor. På skolgården finns även några enstaka körsbärsträd. I övrigt bedöms det inte bedrivas odling eller finnas några växter som är ätliga för människor.

Den västra delen av området domineras av slyig skog med högt gräs samt en större öppen gräsyta.

Fördelningen mellan grönytor, byggnader respektive hårdgjorda ytor inom området bedöms vara ca 30 %, 25 % respektive 45 %.

Området omfattas inte av riksintresse för naturvård eller friluftsliv och det ligger inte i ett Natura 2000 område, nationalpark eller Naturreservat (Länsstyrelsen i Stockholm, www.lst.se, 2013-09-13).

4.1 Områdeshistorik

Utifrån en flygbild från 1946 framgår det att det på fastigheten Jakobsberg 2:926 funnits en gård med tillhörande åkermark. På flygbilder från 1960 respektive 1965 finns

Verktyg: Miljö PM/Rapport / V-A5 / 2010-01-12
Dokument: K:\Uppdrag_i_navet\13U23042\NIDok\RiskbedömningPM Riskbedömning 23 maj 2014.docx Sparat: 2014-06-03

byggnaderna kvar och det finns stora upplag med jord-bergmassor i den norra delen av området. I bilaga 4 redovisas Lantmäteriets flygbilder från 1946, 1960, 1965 och 1978.

I slutet av 1960-talet började området att exploateras och i flera etapper uppfördes sporthall och simhall, skolbyggnader och en ishall.

I kommunens arkiv finns en geoteknisk undersökning (från 1965) som gjordes inför byggnationen av skolbyggnaden på fastigheten Jakobsberg 2:926 med tillhörande parkering. I undersökningen framgår det att markområdet utgjordes av tuvig ängsmark med naturlig svag lutning mot söder. Det konstateras även att det i den norra delen området förekommer både äldre och nyare fyllning i form av sprängsten, grus och moränjord, d.v.s. de upplag som noterats på Lantmäteriets flygbilder. Den naturliga jorden består överst av matjord, dytorv och gyttja (0,7-1,7 m) varunder följer lera (2-23 m), morän och berg. Marken bedömdes ha mycket dålig bärighet och i undersökningen rekommenderades grundläggning av byggnader på pålar. Därefter utfördes flera kompletterande geotekniska undersökningar och slutligen rekommenderades det att hela det då aktuella exploateringsområdet, d.v.s. skolområdet, skulle:

- förses med en överlast på 0,5 m för att skapa bärighet för maskiner.
- vertikaldräneras med sandfyllda dräner c/c 1,2 m. Dräneringsdjup 12 m.
- fyllas upp med 1,5 m billig lättfyllning (aska) som överlagras med 0,5 m ren matjord. Under byggnader skulle 0,5 m aska användas. I ett protokoll från byggnadsnämnden i Järfälla kommun från 1966 framgår det att kommunen söker bygglov för att fylla upp marken med aska från Lövsta förbränningsanläggning.
- jämnas av efter 1-2 år och eventuella överskottsmassor köras bort.

I kommunens arkiv finns även information om att ishallen är grundlagd på pålar.

4.2 Lövsta förbränningsanläggning

Vid slutet av 1890-talet anlade Stockholm stad en sop- och latrinanläggning vid Lövsta i Hässelby. Soporna och latrinet transporterades till anläggningen på järnväg, Spånga-Lövsta Järnväg, som anslöt stambanan vid Spånga station. Anläggningen byggdes ut i ett flertal etapper och i slutet av 1960-talet fanns fem förbränningsugnar för förbränning av hushållsavfall. Under 1960-talet installerades en högeffektiv rökgasrening som renade avgaserna från 95 procent av stoftet. Förbränningsanläggningen lades ner 1986 (www.tekniskamuseet.se, 2013-09-16).

Askan från anläggningen var en restprodukt och på grund av dess kemiska och fysikaliska egenskaper användes askan ibland som fyllnadsmassor. Aska från Lövsta har i olika sammanhang påträffats i både Järfälla kommun och Stockholms stad.

4.3 Markförhållanden

Hela det aktuella området ligger i en flack dalgång i nordväst-sydostlig riktning. Markytans nivåer varierar från ca +12 till +13 i den norra delen vid simhallen och sluttar svagt mot sydost, mot Mälarvägen, där nivån ligger på ca +11. Markytans lutning är därmed ca 5 ‰.

I området är den generella jordlagerföljden ca 0,1-0,5 m matjord som underlagras av fyllning. I fyllningen återfinns askan. I vissa områden har det noterats flera distinkta askskikt och i andra områden är askan delvis omblandad med fyllnadsjord. De distinkta askskiktens mäktighet varierar från några decimeter upp till ca 2 m. Omblandningen av aska till ovanliggande fyllning bedöms ha skett i samband olika anläggningsarbeten genom åren. Hela fyllnadsmaterialets mäktighet är ca 0,5-4 meter med de största mäktigheterna mellan skolbyggnaderna.

Verktyg: Miljö PM/Rapport / V-A5 / 2010-01-12
Dokument: K:\Uppdrag_i_navet\13U23042\NIDok\RiskbedömningPM Riskbedömning 23 maj 2014.docx Sparat: 2014-06-03

Fyllnadsmassorna underlagras generellt av upp till ca 1 m naturlig torv och gyttja som underlagras av lera på morän. Lermäktigheten ökar mot söder där den är ca 18-20 m. I den norra delen av området förekommer även fastare moränpartier.

I samband med exploateringen av området i slutet av 1960-talet utfördes grundförstärkningsåtgärder i form av vertikaldränering samt uppfyllnad med lättfyllning (aska). Det betyder att den naturliga torven och leran avvattnades och därigenom kompakterades vilket betyder att stora sättningar togs ut innan byggnationen.

4.4 Recipient

Undersökningsområdet ligger inom Bällstaåns avrinningsområde.

Bällstaån är ett av de större vattendragen[1] i Stockholmsområdet. Ån har sin början i Järfälla, fortsätter genom Stockholm och Sundbyberg och mynnar i Bällstaviken i Mälaren. Huvudfåran har en längd av ca 10,5 km och strömsträckor saknas.

Inom Bällstaåns avrinningsområde, som totalt är 39 km^2, är marken till mycket stor del urbaniserad mark, d.v.s. den utgörs av industriområden, bostäder, vägar, anlagda grönytor, parkeringsplatser mm. Ån har en viktig funktion för avledningen av dagvatten och åsträckan inom Stockholms stad betraktas som en del av dagvattennätet. Stora mängder dagvatten kommer från Järfälla och, inom Stockholm, från Lunda, Kälvesta, Solhem, Tensta och Rinkeby. På grund av stora volymer dagvatten tillförs är flödet i ån mycket varierat. Vattenföringen på olika platser och tidpunkter i ån varierar från ca 10l/s till 12 000 l/s. Medelvattenföringen är 250 l/s[2]. Flödet regleras vid utloppet från Solvalla enligt en vattendom.

Bällstaån är en vattenförekomst enligt EU:s vattendirektiv och ska uppnå en god ekologisk status till år 2021. Idag bedömer Vattenmyndigheten, med några undantag, Bällstaåns status som otillfredsställande eller dålig. I ån finns lokalt/regionalt skyddsvärda växter (Nässelsnärja) och djur (Kamgälssnäcka)[3].

Bällstaån rinner precis söder om det aktuella området och den är delvis kulverterad. Dagvatten från hela området runt skolan, simhallen och ishallen avrinner till ån via dagvattenledningar som ansluter till ån söder om området. Vid och något nedströms området ansluter även stora dagvattenflöden från Viksjö respektive Jakobsberg, se figur 2. De årliga flödena i dagvattenledningar som ansluter till Bällstaån redovisas i tabell 1 nedan.

Tabell 1. *Flöden i dagvattenledningar som ansluter till Bällstaån i det aktuella området. Data från Järfälla kommun.*

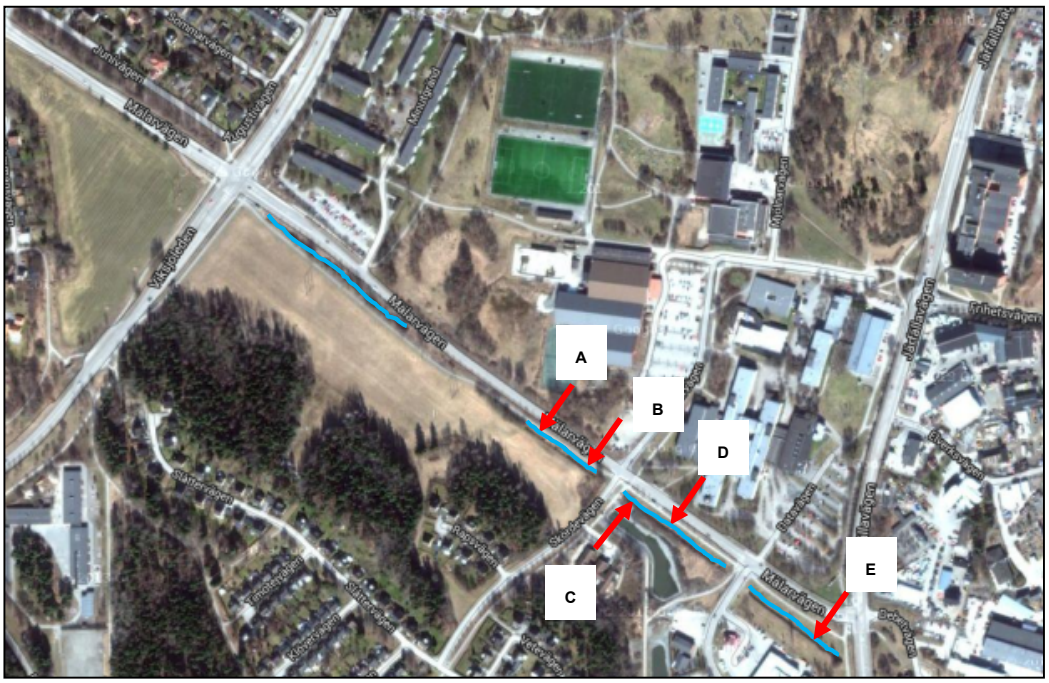
Benämning	Kommentar	Flöde kbm/år	Flöde (årsmedel) l/s
A	Dagvatten från skolområdet mm	12 783	0,4
B	Dagvatten från skolområdet mm	203 760	6,5
C	Dagvatten från Viksjö	517 682	16,4
D	Dagvatten från skolområdet	5 000	0,16
E	Dagvatten från Jakobsbergs C mm	703 397	22,3

[1] Vattenförekomst EU_CD: SE658718-161866 (ref www.viss.lansstyrelsen.se)

[2] www.stockholmvatten.se

[3] Bällstaån. Uppbyggnad av hydrologisk modell samt beräkningar av kapacitet. DHI, 2007-12-19.

Verktyg: Miljö PM/Rapport / V-A5 / 2010-01-12
Dokument: K:\Uppdrag_i_navet\13U23042\NIDok\RiskbedömningIPM Riskbedömning 23 maj 2014.docx Sparat: 2014-06-03



Figur 2. *Bällstaån med dagvattentillflöden (pilar i rött). Bild från Googlemaps.*

4.5 Hydrologiska förhållanden

Utifrån utförda undersökningar bedöms det finnas ett markvatten som avrinner i underkant av torven samt ett djupare grundvatten i friktionsjorden under leran. Uppmätta mark- och grundvattennivåer redovisas i bilaga 1.

Enligt projekteringsanvisningarna från 1960-talet är området runt skolbyggnaden vertikaldränerad med sandfyllda dräner c/c 1,2 m och 12 m djupa. I övriga områden saknas information om eventuell dränering. Dränerna utfördes för att avvattna leran. Det är därför inte sannolikt att de är drivna ner till friktionsjorden. D.v.s. det bedöms inte troligt att det i dränerna finns en förbindelse mellan markvatten-och grundvattenmagasinen.

Markvattennivån är undersökt i en sektion längs Mälarvägen och de nivåer som uppmätts under perioden juni 2013 till och med januari 2014 visar att markvattennivån ligger på ca+10,6 i den västra delen och ca +9,5 i den östra. I förhållande till markytan uppmättes markvattennivån ca 0,8 m under markytan i den västra delen och ca 1,9 m u my i den östra delen. Bällstaåns vattennivå avvägdes i september 2013 och i den östra delen av området (söder om skolan) uppmättes den på nivån +9,5, d.v.s. i nivå med markvattenmagasinet. På samma plats avvägdes åns botten på +9,3.

Trycknivån i grundvattenmagasinet i friktionsjorden (under leran) uppmättes i den östra delen på samma nivå som markvattnet, d.v.s. ca +10. Detta indikerar sannolikt att de markvatten- och grundvattenmagasinen står i förbindelse med varandra vilket bedöms ske i de högre belägna moränpartierna i norra delen av området.

På grund av de mäktiga lerlagren samt det mer permeabla torvskiktet ovan leran, som möjliggör avrinning av markvatten till Bällstaån, bedöms det inte ske någon egentlig grundvattenbildning i området. Det finns inga registrerade dricksvattenbrunnar i, eller i en radie av minst 500 m från området (www.sgu.se, 2013-09-13).

4.6 Antropogena spridningsvägar

Det finns stora ledningsschakter inom området. Eftersom fyllnadsmaterialet i dessa ledningsschakter är mer genomsläppliga än omkringliggande lera kan dessa

Verktyg: Miljö PM/Rapport / V-A5 / 2010-01-12
Dokument: K:\Uppdrag_i_navet\13U23042\NDok\Riskbedömning\PM Riskbedömning 23 maj 2014.docx Sparat: 2014-06-03

ledningsschakter fungera som potentiella spridningsvägar för markvatten. Den största ledningsgraven är Norrvattens huvudvattenledning som går i den östra kanten av det området, d.v.s. parallellt med Järfällavägen. Det finns även en stor spillvattenledning (V800) som skär området i nordväst-sydostlig riktning. I övrigt finns fjärrvärme-, el, fiber- och VA-ledningar.

Utifrån områdets topografi och jordarter bedöms eventuell föroreningsspridning i ledningsschakter dränera vatten till Bällstaån.

5 Utförda undersökningar

Under åren 2001-2013 utfördes ett antal miljötekniska undersökningar och saneringsarbeten. I huvudsak omfattade dessa arbeten okulär bedömning av askförekomst samt analys på jordprov med fältinstrument (XRF-instrument) avseende metaller, d.v.s. antalet laboratorieanalyser var begränsat till ett mindre antal prov.

I samband med arbetet med denna riskbedömning utfördes därför en omfattande undersökning i början av 2014. Den omfattade ett större antal laboratorieanalyser på upptagna jordprov. Prov uttogs i fyllning ovan aska (dock max i intervallet 0-1 m), i askskiktet samt i underliggande naturlig torv / lera.

Samtliga tidigare undersökningar och saneringsarbeten är sammanfattade i en separat PM, se bilaga 3.

6 Föroreningssituation

6.1 Utvärdering av dataunderlag

Vid utvärdering av data från fält- och laboratorieanalyser är korrelationen mellan XRF- och laboratorieanalyser dålig. Orsaken bedöms i huvudsak bero på askans matris av olika metaller samt att den ställvis innehåller metallbitar vilket sammantaget innebär att det inte bedöms vara möjligt att med XRF-instrumentet bestämma metallhalter med god noggrannhet och precision. Mot den bakgrunden används endast utförda laboratorieanalyser i denna riskbedömning.

De laboratorieanalyser som utförts i området uppvisar en stor variation i halter för vissa ämnen som analyserats. Variationen beror på att det finns en stor haltvariation i askan men även att askan ställvis är omblandad med renare fyllning. Därför fokuserar denna riskbedömning dels på föroreningsinnehållet i askan samt på den jord som människor och djur i huvudsak exponeras för (0-1 m jorddjup).

Ett viktigt steg i riskbedömningen är att karaktärisera halten av olika föroreningar i askan och ytlig jord d.v.s. ta fram representativa halter. En representativ halt bör väljas som ett statistiskt mått[4], t ex medelvärdet av uppmätta värden, den övre konfidensgränsen för medelhalten (UCLM, 95 %), det maximalt uppmätta värdet, en viss percentil av uppmätta värden, eller något annat värde som grundas på bearbetade data. I denna riskbedömning används UCLM (95 %) för att beskriva representativa halter. UCLM (95 %) kan sägas representera ett värde som det verkliga medelvärdet med 95 % sannolikhet underskrider. Observera dock att med 5 % sannolikhet överskrider det verkliga medelvärdet UCLM (95 %). De statistiska beräkningarna är utförda med programmet ProUCL 5.0 (www.epa.gov).

[4] Naturvårdsverket, 2009. Rapport 5977.

Verktyg: Miljö PM/Rapport / V-A5 / 2010-01-12
Dokument: K:\Uppdrag_i_navet\13U23042\NIDok\RiskbedömningPM Riskbedömning 23 maj 2014.docx Sparat: 2014-06-03

6.2 Mark

Askans utbredning är resultatet av den grundförstärkning som utfördes inför exploateringen av området. Med det resonemanget bedöms askans avgränsning följa fastmarksnivån i norr där det finns tre områden med fastare mark (morän och torrskorpelera). Aska förekommer även under byggnader. Utbredningen är inte avgränsad i detalj men utifrån utförda undersökningar bedöms utbredningen på askan vara minst ca 125 000 m^2. Vissa områden är sanerade genom urschaktning och i dessa områden har återfyllning skett med rena massor som uppfyller Naturvårdsverkets riktvärde för känslig markanvändning, d.v.s. riktvärdet för KM[5], se figur 3.

Mark under de två konstgräsplanerna i norr, mark öster om Järfällavägen och söder om Mälarvägen är inte undersökt.

Figur 3. *Bedömd utbredning på askan är redovisad med heldragen linje, den streckade linjen avser en bedömd zon där det kan förekomma aska. Blå områden är sanerade områden.*

I det område där aska påträffats utfördes en kompletterande provtagning under vintern 2014. Undersökningen omfattade bl a slumpmässig provtagning i rutnät av ytlig jord ovan aska, dock ner till maximalt 1 m djup. Utförda analyser visar att denna fyllning innehåller representativa halter av koppar, bly och dioxin något över det generella riktvärdet för KM[3], se tabell 2. De förhöjda halterna beror på viss inblandning av underliggande aska.

I det markerade området i figur 3 har aska påträffats från ca 0,1 m djup till som mest ca 4 m djup och askmäktigheten varierar mellan 0,1-2 m. Eftersom askan är en slaggprodukt

[5] Naturvårdsverket, 2009. Rapport 5976.

Verktyg: Miljö PM/Rapport / V-A5 / 2010-01-12
Dokument: K:\Uppdrag_i_navet\13U23042\NIDok\Riskbedömning\PM Riskbedömning 23 maj 2014.docx Sparat: 2014-06-03

från en sopförbränningsanläggning finns det en stor variation i askans sammansättning (kornstorlek och innehåll av glas, porslin, metallbitar etc.) samt även askans kemiska innehåll (halter av olika ämnen). Utförda analyser visar att askan innehåller representativa halter av arsenik, barium, bly, kadmium, koppar, kvicksilver nickel, zink, dioxin och PCB över det generella riktvärdet för KM[3]. Halterna av barium, bly, koppar, zink och dioxin överstiger även de generella riktvärdena för MKM[3], se tabell 2.

Under askan förekommer naturlig torv och eller / lera. De analyser som utförts på torv visar ställvis halter av bly, koppar, zink och dioxin i halter inom intervallet KM-MKM. Den naturliga leran innehåller halter under riktvärdet för KM.

Tabell 2. *Sammanställning av antal analyserade prov (N), min och max värden samt beräknade UCLM (95 %) på fyllning ovan aska (max 1 m djup) samt aska. Där ej annat anges är enheten mg/kg TS. – ingen beräkning utförd[6].*

Ämne	Fyllning ovan aska (max 1 m djup)				Aska				Riktvärde	
	N	Min	UCLM	Max	N	Min	UCLM	Max	KM	MKM
Organiska ämnen										
PAH L	-	-	-	-	4	<0,3	-	<0,3	3	15
PAH M	-	-	-	-	4	<0,3	-	0,84	3	20
PAH H	-	-	-	-	4	<0,3	-	1,6	1	10
S:a PCB	5	<0,008	-	<0,008	6	<0,008	0,016	0,024	0,008	0,2
Dioxin, TEQ (ng/kg TS)	5	1,8	36	55	10	8,6	641	1220	20	200
Metaller										
Arsenik	23	<1,9	4,3	6,9	29	3,3	22	38	10	25
Barium	22	14	116	450	26	48	859[7]	2800	200	300
Bly	23	5,2	98	370	29	41	1164	2000	50	400
Kadmium	23	<0,20	-	1,7	29	<0,20	4,7	21	0,5	15
Kobolt	23	4,7	8,2	13	29	4,5	11	18	15	35
Koppar	23	13	94	230	29	71	1708[8]	29000	80	200
Krom	23	19	33	41	29	21	46	78	80	150
Kvicksilver	1	0,03	-	0,03	7	0,02	0,25	0,32	0,25	2,5
Nickel	23	9,8	20	34	29	17	61	110	40	120
Vanadin	23	24	39	71	29	5	28	63	100	200
Zink	23	39	190	550	29	98	1439	3000	250	500
Övrigt										
pH	-	-	-	-	3	7,7	-	9,8	-	-
TOC (% TS)	-	-	-	-	3	1,6	-	4,7	-	-

[6] Beräkning av UCLM (95 %) är endast utförd när mer än hälften av uppmätta halter, dock minst tre värden, överstiger laboratoriets rapporteringsgräns. Vid beräkningarna har enstaka halter under laboratoriets rapporteringsgräns satts till halva rapporteringsgränsen.

[7] De tre högsta värdena är Potential Outliers (5% signifikans). Dessa halter bedöms representera metallbitar, och därmed inte aska. Dessa värden ingår inte vid beräkning av UCLM.

[8] Det högsta värdet är Potential Outliers (5% signifikans). Den halten bedöms representera metallbitar, och därmed inte aska. Värdet ingår inte vid beräkning av UCLM.

Verktyg: Miljö PM/Rapport / V-A5 / 2010-01-12
Dokument: K:\Uppdrag_i_navet\13U23042\NDok\RiskbedömningPM Riskbedömning 23 maj 2014.docx Sparat: 2014-06-03

6.3 Mark- och grundvatten

Det finns två vattenmagasin i området. Dels ett markvatten som påträffas i underkant på torvskiktet samt ett grundvattenmagasin i friktionsjord under lera. Vattenprov är analyserade i juni och september 2013 samt i januari 2014 (dioxin), se tabell 3.

Uppmätta nivåer (rör GV104-GV106) visar att markvattennivån i den västra delen av området, den stora grönytan väster om ishallen, ligger ca 0,8 m under markytan, d.v.s. i askskiktet. I övriga områden bedöms markvattennivån ligga djupare, d.v.s. under askfyllningen.

Grundvattenmagasinet i friktionsjord (rör GV107) är undersökt i en punkt i den sydöstra delen av området. Uppmätt trycknivå på detta vatten är i nivå med markvattennivån.

Uppmätta halter jämförs mot SGUs bedömningsgrunder för grundvatten (SGU rapport 2013:01) där grundvattenkvaliteten delas in i fem klasser (mycket låg, låg, måttlig, hög och mycket hög). De valda klassgränserna för de högsta klasserna utgår för de flesta parametrarna från risken för hälsoeffekter eller från tekniska och estetiska aspekter då vattnet används som dricksvatten. Mot den bakgrunden används här bedömningsgrunden för gränsen mellan klass hög och mycket hög halt. Uppmätta halter är generellt måttliga men enstaka halter av bly och arsenik bedöms som mycket höga, se tabell 3.

Halten löst organiskt kol (DOC) i mark- och grundvatten uppmättes i intervallet 4,3-21 mg/l (medianhalt 8 mg/l).

Vid analys av dioxin i markvatten uppmättes inga halter över laboratoriets rapporteringsgräns (vilket redovisas som 3,31 pg TEQ/l).

Tabell 3. *Uppmätt halter i vattenprover i juni 2013 / september 2013. DOC och dioxin är analyserat vid ett annat tillfälle. Uppmätta max- och minhalter för respektive ämne jämförs mot SGUs bedömningsgrunder för grundvatten. Vattenprov för metallanalys är filtrerade. Där ej annat anges är halterna i µg/l. - ej analyserad.*

	GV104	**GV105**	**GV106**	**GV107**	**Klassindelning enligt bedömningsgrunder (SGU 2013:01)**
Jordart i filter	Torv	Torv	Torv	Friktionsjord	
Aska på platsen	Ja	Nej	Ja	Ja	
Arsenik	15 / 5,3	4,4 / 2,8	10 / 2,4	1,2 / 1,5	Måttlig - mkt hög
Bly	5,7 / 31	<0,1 / 0,39	<0,1 / < 0,1	<0,1 / <0,1	Mkt låg - mkt hög
Kadmium	<0,04 / <0,04	<0,04 / < 0,04	0,05 / <0,04	<0,04 / < 0,04	Mkt låg
Koppar	2,0 / 2,2	2,1 / 2,5	1,6 / 1,6	<0,2 / 1,1	Mkt låg
Kvicksilver	<0,1 / -	<0,1 / -	<0,1 / -	<0,1 / -	< Hög
Nickel	4,8 / 3,0	2,4 / 14	2,8 / 4,8	1,2 / 1,9	Låg - hög
Zink	8,2 / 16	6,5 / 64	25 / 26	2,0 / 15	Mkt låg - måttlig
Dioxin (pg TEQ/l)	<3.31	<3.31	<3.31	-	-
DOC (mg/l)	6,3	21	9,7	4,3	-

6.4 Mängder och volymer föroreningar i jord

För att få en översiktlig bild av mängderna föroreningar som kan finnas i området har en uppskattning gjorts utifrån beräknade representativa halter i askan (tabell 2) samt ett antal andra antaganden som listas nedan.

Densiteten på en aska av den här typen[9] varierar men ligger vanligtvis inom intervallet 700 till 1300 kg/m^3. Här används därför densiteten 1000 kg/dm^3. De facto placerades askan i området i samband med exploateringen för att den var lätt.

Ytan på det aktuella området bedöms vara 125 000 m^2. Fördelningen mellan öppna ytor (grönytor), byggnader och hårdgjorda ytor inom området antas vara 30 %, 25 % respektive 45 %. Det antas att mäktigheten på asklagret generellt är 0,5 m under byggnader, 1 m under grönytor och 1,5 m under hårdgjorda ytor. Detta antagande om asklagrets mäktighet bygger på de projekteringsanvisningar som gjordes inför skolexploateringen samt observationer i fält. Utifrån observationer vid de miljötekniska undersökningar som utförts genom åren bedöms antagandet ovan snarare överskatta än underskatta volymen aska.

Vid de saneringar som utförts tom mars 2014 har en yta på ca 10 000 m^2 sanerats. Sanerade områden omfattar till 60 % hårdgjorda ytor och 40 % grönytor.

Baserat på dessa antaganden finns idag ca 125 000 ton i aska i området, fördelat enligt:

- under byggnader: 15 000 ton
- under grönytor 34 000 ton
- under hårdgjorda ytor 76 000 ton

Utifrån de uppskattade volymerna aska samt representativa halter i askan har totala mängder föroreningar i askan beräknats, se tabell 4.

Tabell 4. *Beräknade mängder föroreningar i aska under byggnader, grönytor och hårdgjorda ytor utifrån representativa halter i aska och beräknade volymer aska.*

Ämne	Byggnader	Grönytor	Hårdgjorda ytor	Totalt
Arsenik	0,3 ton	0,7 ton	1,7 ton	2,8 ton
Barium	13 ton	29 ton	65 ton	107 ton
Bly	17 ton	40 ton	88 ton	146 ton
Kadmium	70 kg	160 kg	357 kg	588 kg
Koppar	26 ton	58 ton	130 ton	214 ton
Kvicksilver	3,8 kg	8,5 kg	19 kg	31 kg
Nickel	0,9 ton	2,1 ton	4,6 ton	7,6 ton
Zink	22 ton	49 ton	109 ton	180 ton
PCB	0,2 kg	0,5 kg	1,2 kg	2,0 kg
Dioxin	10 g	22 g	49 g	80 g

6.5 Utförda lakförsök

I samband med denna fördjupade riskbedömning utfördes laktest för bestämning av Kd-värden på aska från tre provgropar. Kd-värden används för att beskriva haltförhållandet mellan fast fas och löst fas och har stor betydelse vid skattning av spridning till omgivningen via vatten. Kd-värdet beror på specifika kemiska och fysikaliska faktorer i materialet varför platsspecifika Kd-värden är att föredra framför Naturvårdsverks generella Kd-värden.

Laktestet är utfört som två separata skaktest L/S 2 och L/S 10 på tre prov på aska från olika delar av området. Det är viktigt att betona att Kd- värdena förutsätter jämvikt mellan

[9] www.energiaskor.se/ Handbok för restprodukter från förbränning. ÅF-Energikonsult Stockholm AB. Stockholm 15 februari 1999.

Verktyg: Miljö PM/Rapport / V-A5 / 2010-01-12
Dokument: K:\Uppdrag_i_navet\13U23042\NIDok\RiskbedömningIPM Riskbedömning 23 maj 2014.docx Sparat: 2014-06-03

fast fas och löst fas. Laktesterna är utförda som L/S10 respektive L/S2 vilket innebär att det är 10 respektive 2 gånger så mycket vatten som tillförts än fast fas. Beräkningen av värdena redovisas som medelvärden av de tre försöken. Resultaten redovisas i bilaga 1, utvärdering av data redovisas nedan.

Utifrån den bedömda förorenade volymen och den antagna mängden infiltrerande nederbörd kan tiden för när L/S 2 respektive L/S10 teoretiskt inträffar på platsen beräknas. För grönytorna område uppskattats volymen föroreningar totalt till 37 500 ton och volymen vatten som infiltrerar i grönytor bedöms vara 7500 m^3/år.

Det tar 10 år innan 2 gånger så mycket vatten har passerat mängden förorening som finns (L/S 2) och 50 år innan 10 gånger så mycket vatten har passerat mängden förorening som finns (L/S 10). Det betyder att uttagna markvattenprov väl speglar de förhållanden som råder på platsen idag, d.v.s. ca 40 år efter det att askan lades ut.

Beräknade Kd-värden från lakförsök, se tabell 5 visar på en stor variation från höga till mycket höga värden. Generellt kan det sägas att Kd-värden på askan är klart högre jämfört med vad som antas vid beräkning av Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad jord. Detta bedöms som fullt rimligt med tanke på att en så pass stor del av metallerna föreligger bundet i svårlakade faser i askan. Extremt höga Kd-värde kan indikera att det är andra processer än sorption som styr lakningen och ska inte användas direkt i beräkningar. Extremt höga Kd-värden ger dock en indikation på att utlakningen är mycket långsam vilket kan användas på ett mer kvalitativt sätt i riskbedömningen.

Kd värden har även beräknats ur representativ halt (UCLM 95%) i fastfasprov på aska dividerat med maximala koncentration i markvatten, se tabell 5. Resultaten från dessa två sätt att beräkna Kd-värden jämfördes och det lägsta värdet valdes. Detta för att beräkningar ska bli konservativa.

Tabell 5. *Beräknade Kd-värden från lakförsök (L/S 2 och L/S 10) samt beräknade Kd-värden från halter i markvatten och aska. Lägsta värden är markerade i fet stil. Enhet l/kg.*

Ämne	Kd L/S 2	Kd L/S 10	Kd beräknat ur halt markvatten/aska	Kd-värden i Naturvårdsverkets modell
Arsenik	3388	5671	**1467**	300
Barium	-	-	-	1200
Bly	4777906	4558674	**37548**	1800
Kadmium	**27240**	63166	94000	200
Koppar	**24825**	70745	683200	600
Kvicksilver	<2633	<2633	**<2500**	300
Nickel	7325	18682	**4357**	300
Zink	207310	489833	**22848**	600

6.6 Undersökning av TOC och pH i mark

Halten organiskt kol i ytlig jord är inte undersökt.

I askan har tre prov analyserats och halter uppmättes i intervallet 1,6 - 4,6 % (median 4 %). I askan uppmättes pH i intervallet 7,7-9,8.

Askan underlagras av torv som generellt har betydligt högre innehåll av organiskt kol, dock är torven inte undersökt.

Verktyg: Miljö PM/Rapport / V-A5 / 2010-01-12
Dokument: K:\Uppdrag_i_navet\13U23042\NIDok\RiskbedömningIPM Riskbedömning 23 maj 2014.docx Sparat: 2014-06-03

7 Fördjupad riskbedömning

Följande fördjupade riskbedömning behandlar de hälso- och miljörisker som är förknippade med den aska som finns i marken i området.

Riskbedömningen utgår från att markanvändningen i närtid (20 år) omfattar skolverksamhet, idrottsverksamhet samt rekreationsytor och grönytor. Vid en förändrad markanvändning inom hela eller delar av området, t ex bostadsexploatering eller anläggande av kommersiell odlings- eller betesmark ska en förnyad riskbedömning utföras.

I ett längre perspektiv, 100 år, finns det idag inget som tyder på en förändrad markanvändning.

Området ligger i anslutning till Bällstaån. Såväl befintlig som ny bebyggelse och större infrastrukturprojekt förutsätter att dagvatten kan avledas till ån. Som ett resultat av förändrade klimatförhållanden kommer dagvattenflödena sannolikt att öka samtidigt som även Mälarens högvattenstånd förväntas bli högre. Om ingenting görs tyder allt på att översvämningar i ån kommer att bli vanligare och mer omfattande. De översvämningsmodelleringar som utförts[10] visar att det i den södra delen av fastigheten Jakobsberg 2:926 finns risk för översvämningar. I detta område finns det vid ett 10-årsregn risk för att ån svämmar över någon meter och vid ett 100-års regn finns risk för att ån svämmar över några tiotals meter. I det senare scenariot kommer ån att svämma över inom en mindre yta där det finns aska. I området är åns gradient flack och därmed bedöms risken för omfattande erosion av aska i ån som relativt liten. Vid översvämning inom det askförorenade området finns även risk för ökad lakning av föroreningar. Dock har utförda lakförsök visat på låg lakbarhet.

Sammantaget bedöms det därmed att inom det tidsperspektivet 100 år finns en något ökad risk för spridning av föroreningar till Bällstaån.

7.1 Övergripande åtgärdsmål

De övergripande åtgärdsmålen ska ange vad man vill uppnå med en efterbehandlingsåtgärd. De ska i första hand visa vilken användning området kommer att vara avsett för samt vilken påverkan som kan accepteras inom området eller i omgivningen efter utförd avhjälpande åtgärd. De ekonomiska förutsättningarna ska beaktas vid formuleringen av övergripande åtgärdsmål för att undvika att orealistiska mål sätts upp.

Med utgångspunkt från föroreningssituationen och riskbilden i området har följande övergripande åtgärdsmål tagits fram för aktuellt område:

- Området kunna användas som arbetsplats, skol- och sportverksamhet för alla åldrar utan att de föroreningar som finns i området medför en risk för påverkan på människors hälsa.
- Föroreningsnivån i området ska inte ge upphov till påvisbara negativa konsekvenser i den närbelägna Bällstaån.
- Markmiljö och markens funktion i området ska vara tillfredsställande.
- Fåglar och däggdjur som äter växter i området ska vara skyddade för akuttoxiska effekter.

[10] Bällstaåns avrinningsområde, planeringsunderlag - PM. Rapport nr 2014-0650-A. WRS, daterad 2014-02-17.

Verktyg: Miljö PM/Rapport / V-A5 / 2010-01-12
Dokument: K:\Uppdrag_i_navet\13U23042\NIDok\RiskbedömningPM Riskbedömning 23 maj 2014.docx Sparat: 2014-06-03

7.2 Bakgrundshalter

7.2.1 Dioxiner och PCB

Dioxiner är antropogena ämnen som endast i mycket begränsad utsträckning finns naturligt i miljön. På grund av utsläpp vid exempelvis förbränning finns en diffus bakgrundsbelastning av dioxin. Nedfallet av dioxiner i Sverige varierar med årstid och vindriktning. Mätningar vid IVL:s mätstation Aspvreten utanför Nyköping under vinterhalvåret 2006/2007 ger ett årligt nedfall på ca 0,4 ng TEQ/m^2 (Naturvårdsverket rapport 5912), vilket innebär att det totala nedfallet över hela landet uppgår till ca 200 g TEQ/år. Det saknas bra bakgrundhalter för dioxiner. I Sverige har en 90-percentil av bakgrundshalten i mark bedömts ligga på ca 10 ng TEQ/kg TS.[11]

Det är ovanligt med dioxinhalter analyserade i naturvatten främst beroende på låga halter och de analysproblem som följer med detta. I Bottenhavet finns data som visar på dioxinhalter mellan 0,32 - 0,55 pg/l och i en liknande studie i norra Östersjön uppmättes halter i intervallet 0,20 - 0,65 pg/l med viss säsongsvariation[12]. I Naturvårdsverkets riktvärdesmodell tillämpas ett haltkriterie för skydd av ytvatten på 0,01 pg TEQ/l. Det värdet baseras på de lägsta värdena man hittar i olika ytvattenundersökningar, d.v.s. det anges som en bakgrundshalt för opåverkade områden. Det är tydligt att det saknas bra data för dioxin i vattenfas för det finns inga miljökvalitetsnormer för dioxin för ytvatten (MKN)[13].

Även PCB är antropogena ämnen som endast i mycket begränsad utsträckning finns naturligt i miljön.

7.2.2 Metaller

I tabell 6 redovisas bakgrundshalter för metaller enligt SGU:s rikstäckande mark-geokemiska kartering[14]. Värdena representerar 90-percentilen av prov tagna i finfraktionen (<0,063 mm) av morän respektive sedimentära jordarter (<2 mm).

Tabell 6. *Bakgrundshalter av metaller inom riket. Enhet mg/kg TS.*

Ämne	Morän	Sedimentära jordarter
Arsenik	12,1	7,4
Barium	79	137
Bly	15,6	19,9
Kadmium	0,16	0,18
Koppar	28,5	29
Nickel	22,1	30,6
Zink	60,4	94,1

7.3 Konceptuell modell

I en konceptuell modell görs en kvalitativ beskrivning av föroreningskällor, exponerings- och spridningsvägar samt skyddsobjekt, se tabell 7. Dessa beskrivs närmare i kommande avsnitt.

[11] Naturvårdsverket, 1997. Rapport 4693.

[12] IVL, 2009. Dioxinhalter i Kallrigafjätden. Rapport B1836.

[13] Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område

[14] Naturvårdsverket, 2009. Rapport 5976.

Verktyg: Miljö PM/Rapport / V-A5 / 2010-01-12
Dokument: K:\Uppdrag_i_navet\13U23042\NIDok\Riskbedömning\PM Riskbedömning 23 maj 2014.docx Sparat: 2014-06-03

Tabell 7. *Konceptuell modell.*

Föroreningskälla	Frigörelse och spridning	Exponeringsvägar	Skyddsobjekt	
Aska	Damning	Inandning av damm	Människor	Markmiljö
	Utlakning till markvatten och ytvatten	Hudkontakt		Ytvattensystem
		Intag av jord		
		Intag av växter		
		Inandning ånga		

7.4 Föroreningskälla

Inom undersökningsområdet har dioxin, PCB och 8 olika metaller (As, Ba, Cd, Cu, Pb, Hg, Ni, Zn) uppmätts i representativa halter över Naturvårdsverkets generella riktvärde för känslig markanvändning (KM). Föroreningarna har påträffats i aska från ca 0,1 m under markytan ner till ner till 4 m djup.

Av de föreningar som påträffas inom området är bl a dioxin, kvicksilver, bly och kadmium, klassade som utfasningsämnen (www.kemi.se, PRIO). Utfasningsämnen är kemiska ämnen som har så allvarliga egenskaper att de inte bör användas i samhället. Kriterierna för urvalet av denna grupp är hämtade från det nationella miljökvalitetsmålet Giftfri miljö. Andra ämnen som påträffats är klassade som riskminskningsämnen (t ex zink) vilket betyder att ämnena har egenskaper som bör ges särskild uppmärksamhet för att de t.ex. kan orsaka skadliga långtidseffekter på miljön.

Dioxiner används som ett samlingsnamn för PCDD (polyklorerade dibenso-p-dioxiner) och PCDF (polyklorerade dibensofuraner). Dessa två grupper av föreningar har likartade kemiska- och toxiska- egenskaper. Dioxiner bildas bl.a. vid förbränningsprocesser där klorinnehållande ämnen förekommer, t ex vid sopförbränning. Dioxiner är hydrofoba vilket betyder att de binder relativt hårt till organiska material såsom trä och jord och att de ogärna transporteras bort med vattenfasen. Vidare har det visat sig att dioxiner bundna i marken oftast också är svårtillgängliga för fysikaliska, kemiska och biologiska omvandlingsmekanismer. Dioxiner antas därför vara kvar i marken under lång tid, starkt bundna till jordpartiklar.

PCB, polyklorerade bifenyler, är en grupp miljö och hälsoskadliga industrikemikalier som utvecklades på 1920-talet. Nyanvändning av PCB förbjöds i Sverige 1978 och PCB har avvecklats successivt sedan dess. PCB är stabilt och bioackumuleras i miljön och är mycket giftigt för t.ex. vattenlevande organismer och ger bl.a. störningar i fortplantningsförmågan hos fisk och vattenlevande däggdjur.

7.5 Frigörelse och spridning

Hela området underlagras av ett mäktigt lerlager och området bedöms inte vara ett område där det bildas grundvatten. Spridning till grundvatten beaktas därmed inte.

Området ligger i direkt anslutning till Bällstaån som avrinner i Mälaren. Föroreningar i askan bedöms kunna spridas via infiltrerad nederbörd via markvatten till ytvattenrecipienten.

Under askan förekommer ett mäktigt torvlager och i torven avrinner markvattnet. Eftersom torv generellt har en god absorptionsförmåga för att binda metaller och hydrofoba organiska ämnen (t ex dioxin och PCB) fungerar torvlagret som ett naturligt reningsfilter för det markvatten som avrinner mot Bällstaån.

Utförda lakförsök på askan indikerar att askan har låg lakbarhet i vatten vilket i sin tur sannolikt betyder att det inte förekommer någon betydande spridning av metaller från

Verktyg: Miljö PM/Rapport / V-A5 / 2010-01-12
Dokument: K:\Uppdrag_i_navet\13U23042\NIDok\RiskbedömningPM Riskbedömning 23 maj 2014.docx Sparat: 2014-06-03

området. Utifrån markvattenanalyser (medelhalter) och markvattenmagasinets storlek kan borttransporterade metallmängder beräknas. För att beräkna mängd borttransporterad metallmängder antas årsnederbörden vara 600 mm/år. Maximalt en tredjedel av detta antas infiltrera och bilda markvatten som lakar ut metaller i koncentrationer som redovisas i tabell 3. Det antas att nederbörd bara infiltrerar genom fyllning i grönområden, d.v.s. inom en yta på 37 500 m^2. Övrig nederbörd inom grönområden avdunstar och tas upp av växter. Övrig nederbörd inom området avleds till dagvattensystemet. Dessa antaganden ger att det på ett år transporteras ca 7 500 m^3 markvatten mot Bällstaån. Transporterad mängd metaller till Bällstaån utifrån dessa antaganden bedöms som liten, se tabell 8.

De beräknade flödena av metaller från området jämförs även med de totala årliga flödena av metaller i Bällstaån, se tabell 8. Halterna i markvatten avser filtrerade prov, d.v.s. halter av metaller i löst fas. Detta eftersom spridning av metaller från markvatten till recipienten i huvudsak sker i den löst fas. Spridning av metaller i Bällstaån sker både genom metaller i löst fas samt metaller som metaller som är adsorberade till partiklar, därför används totalhalter i Bällstaån. Jämförelsen ger att de lakade mängderna från askan maximalt utgör upp till några promille av det totala flödet av olika metaller som årligen sprids via Bällstaån till Mälaren. Sammantaget visar detta att läckaget av metaller från området till Bällstaån är att betrakta som litet.

Tabell 8. *Uppmätta medelhalter i markvatten samt beräknade årliga flöden av metaller till Bällstaån i jämförelse med årsmedianhalter i Bällstaån (2012) samt beräknade flöden i Bällstaåns utlopp.*

Ämne	Aktuellt område		Bällstaån	
	Medelhalt markvatten (löst fas)	Årligt flöde från området	Årsmedianvärde 2012[15] (totalhalt)	Årligt flöde[14]
Arsenik	5,9 µg/l	44 g/år	-	-
Bly	6,2 µg/l	47 g/år	2,2 µg/l	17 000 g/år
Kadmium	0,05 µg/l	0,4 g/år	0,042 µg/l	330 g/år
Koppar	1,4 µg/l	11 g/år	7,7 µg/l	61 000 g/år
Kvicksilver	<0,1 µg/l	<0,8 g/år	-	-
Nickel	3,1 µg/l	23 g/år	3,7 µg/l	29 000 g/år
Zink	15 µg/l	113 g/år	33 µg/l	260 000 g/år

Dioxiner är hydrofoba vilket betyder att de binder relativt hårt till organiska material och att de ogärna transporteras med en vattenfas. Det har dock visat sig att dioxiner kan spridas med vatten genom att de binder till organiskt material i vattenfasen, sk kolloider. Utan beaktande av denna effekt kan läckaget av dioxin beräknas på samma sätt som för metaller ovan, d.v.s. från uppmätta halter och grundvattenflödet. Medelvärdet av uppmätta dioxinhalter i markvattenrör inom är <3,31 pg TEQ/l. Detta resulterar i en uttransport av dioxin på <25 µg TEQ/år. Läckaget av dioxin från området bedöms vara litet. I en genomgång av läckage från ett åtta dioxinförorenade industriområden i Sverige rapporteras läckageflöden i storleksordningen 4-370 000 µg/l TEQ/år[16].

Det kan inte heller uteslutas att viss spridning av föroreningar även kan ske till omgivande mark med uppvirvlat damm. I dagsläget är denna risk liten då det finns ett jordtäcke på minst ca 0,1 m över hela området. Risken för spridning med vinderosion betraktas därmed som möjlig enbart i samband med schakt- och markarbeten. Vid den typen av arbeten är det ytterst viktigt att spridning via damm minimeras.

[15] www.stockholm.se/miljobarometern

[16] Markundersökning inom fastigheten Sand 1:26, Salbohed, Sala kommun. Kemakta rapport AR 2010-05.

Verktyg: Miljö PM/Rapport / V-A5 / 2010-01-12
Dokument: K:\Uppdrag_i_navet\13U23042\NIDok\Riskbedömning\PM Riskbedömning 23 maj 2014.docx Sparat: 2014-06-03

7.6 Exponeringsvägar (hälsobaserade)

Naturvårdsverkets konceptuella modell beskriver att exponering för människa kan ske via följande exponeringsvägar: oralt intag av jord, oralt intag av damm från förorenad jord, upptag via hud, upptag via ångor, intag av växter, intag av dricksvatten och intag av fisk.

För metaller PCB och dioxin i mark är de främsta exponeringsvägarna via:

- Oralt intag av jord.
- Oralt intag av damm från förorenad jord.
- Upptag via hud.
- Inandning av ångor från förorenad jord inomhus och utomhus.
- Intag av växter.

Intag via dricksvatten är uteslutet eftersom det inte finns någon vattentäkt i, eller i närområdet, samt att låga halter av föroreningar har påträffats i grundvattnet. Likaså är intaget av fisk från området uteslutet då det inte finns några fiskevatten inom området.

7.7 Skyddsobjekt

Vid definition av skyddsobjekt utgår bedömningen från nuvarande markanvändning i området. Skyddsobjekten omfattar både människor och miljö.

De människor som kan tänkas exponeras för föroreningarna från området nu och i framtiden är:

- Skolbarn.
- Barn- och vuxna som använder/besöker idrottsanläggningar.
- Yrkesverksamma i området.
- Barn och vuxna som tillfälligt passerar området.

För skydd av miljö gäller att marken i grönytor ska kunna stödja etablering av växtlighet samt ett djurliv. Skydd av markmiljö under hårdgjorda ytor och byggnader är av underordnad betydelse eftersom växtlighet inte är önskvärd inom dessa ytor.

Det finns inte många strömmande vattendrag kvar i Stockholmsområdet. Ån är förorenad och det bedrivs idag ett omfattande arbete för att förbättra åns status (ytvattenkemiskt, ekologiskt och åns bottenfauna). Bällstaån är en vattenförekomst enligt EU:s vattendirektiv och ska uppnå en god ekologisk status till år 2021. Bällstaån bedöms därmed ha ett stort skyddsvärde.

7.8 Platsspecifika riktvärden

Platsspecifika riktvärden, PRV, har beräknats med Naturvårdsverkets beräkningsark i Excel, version 1.00, vilket baseras på Naturvårdsverkets rapport 5976. I bilaga 5 redovisas uttagsrapporterna från beräkningsprogrammet.

För de ämnen som påträffats i representativa halter över Naturvårdsverkets riktvärden för känslig markanvändning (KM) har platsspecifika riktvärden beräknats för tre olika marklasser.

- Klass 1: Grönytor ytlig jord (0-1 m djup).
- Klass 2: Grönytor djup jord samt hårdgjorda ytor.
- Klass 3: Mark under byggnader

Verktyg: Miljö PM/Rapport / V-A5 / 2010-01-12
Dokument: K:\Uppdrag_i_navet\13U23042\NIDok\RiskbedömningPM Riskbedömning 23 maj 2014.docx Sparat: 2014-06-03

I figur 4 nedan redovisas det askförorenade området med bedömda sammanhängande områden med grönytor, hårdgjorda ytor samt byggnader.

Figur 4. *Schematisk redovisning av aktuell markanvändning i området där aska påträffats. Grön – grönytor, grå – hårdgjorda ytor, gul – byggnader och blå – sanerade områden.*

7.8.1 Klass 1 - Grönytor ytlig jord

Denna markklass avser grönytor, t ex gräsytor, rabatter, trädplanteringar etc. Till denna klass hör även markytor som inte är hårdgjorda med asfalt eller plattor.

Inom skolområdet finns vissa grönytor som används frekvent av barn. På skolgården finns det några fruktträd och det kan inte heller uteslutas att viss odling av andra växter i undervisningssyfte kan ske inom skolgården. I väster finns större sammanhängande grönytor där både barn och vuxna kan vistas fritt.

Marklassen avser ytlig jord, d.v.s. nivån 0-1 m. Djupare belägen jord i grönytor, d.v.s. är en egen markklass, se avsnitt 7.8.2. Denna indelning görs då det antas att:

- människor kommer i direktkontakt med djupare jord endast vid större markarbeten,
- upptag av föroreningar i växter minskar med ökat jorddjup samt att,
- den biologiska aktiviteten minskar med ökat jorddjup.

Utifrån detta bedöms 1 m jord vara tillräckligt för att säkerställa detta.

Verktyg: Miljö PM/Rapport / V-A5 / 2010-01-12
Dokument: K:\Uppdrag_i_navet\13U23042\NIDok\RiskbedömningPM Riskbedömning 23 maj 2014.docx Sparat: 2014-06-03

7.8.2 Klass 2 - Grönytor djup jord samt hårdgjorda ytor

Stora delar av skolgården utgörs av hårdgjorda ytor. Det finns även stora parkeringsytor, tennisbanor, en utomhusrink, vägar och gång- och cykelvägar.

Mark under grönytor djup jord och hårdgjorda ytor är endast åtkomlig vid mer omfattande schaktarbeten i mark. Detta kan vara planerade arbeten eller akuta grävarbeten i samband med t ex. ledningsbrott.

7.8.3 Klass 3 - Mark under byggnader

Mark under byggnader är endast åtkomlig vid undantagsfall. Detta kan vara vid rivning eller större ombyggnadsarbeten av byggnader.

7.8.4 Platsspecifika antaganden och justeringar

Vid beräkning av platsspecifika riktvärden har vissa ändringar i scenarioparametrar gjorts jämfört med Naturvårdsverkets generella scenario för KM. Hänsyn är också tagen till akuttoxiska halter, nationella bakgrundshalter samt exponering från andra källor. Motiveringen till ändringarna redovisas nedan.

Exponeringstider

En kritisk parameter som har stor inverkan på de platsspecifika riktvärdena är antagna exponeringstider för intag av jord, inandning av damm samt hudkontakt med jord. De platsspecifika justeringar som föreslås redovisas nedan och i tabell 9.

Exponeringstiderna för intag av jord utgår från att exponering för jorden sker vid alla vistelsetillfällen. Till exempel för det generella riktvärdet för KM antas exponering under alla årets dagar. För just intag av jord kan det anses tveksamt om att exponering kan ske varje dag under hela året. På området bedrivs idrottsaktivitet och skolverksamhet vilket inte innebär en daglig vistelse under alla årets dagar.

Mot bakgrund av ovanstående reduceras antalet dagar för intag av jord i marklass 1 jord till 200 dagar per år.

För markklass 2 antas att det årligen utförs något större markarbete vilket ger en möjlig exponering för jord via intag jord, hudupptag och inandning damm under 10 dagar/år.

För markklass 3 bedöms sannolikheten för att exponeras för jord via hudupptag, intag jord och inandning av damm som mycket liten. Exponeringstiden är antagen till 1 dag /år.

Tabell 9. *Platsspecifika antaganden för exponeringstider för aktuella markklasser i jämförelse med Naturvårdsverkets generella antagande. Enhet dagar/år.*

Markklass	Generellt KM	Klass 1 Grönytor ytlig jord	Klass 2 Grönytor djup jord och hårdgjorda ytor	Klass 3 Mark under byggnad
Intag jord	365	200	10	1
Hudkontakt	120	120	10	1
Inandning damm	365	365	10	1
Inandning ånga	365	365	365	365

Andel inomhusvistelse

Inom markklassen 3 bedöms det förekomma människor med 50 % inom- och utomhusvistelse. Inom grönytor och hårdgjorda ytor sker all vistelse utomhus.

Intag av växter

I Naturvårdsverkets generella scenario för KM antas det att 10 % av det dagliga intaget (400 g för vuxna, 250 g för barn) av frukt och grönsaker kommer från växter som odlalats i det förorenade området. För marklass 1 vill Miljökontoret i Järfälla kommun att växter

Verktyg: Miljö PM/Rapport / V-A5 / 2010-01-12
Dokument: K:\Uppdrag_i_navet\13U23042\NIDok\Riskbedömning\PM Riskbedömning 23 maj 2014.docx Sparat: 2014-06-03

ska kunna odlas helt utan restriktioner. Det innebär att det generella antagandet gäller för marklass 1.

För övriga marklasser antas inte odling av växter äga rum.

Storlek på förorenat område
Det förorenade området är ca 125 000 m^2 stort och det antas att det är 415 m långt och 300 m brett. Storleken på området påverkar riktvärdet för skydd av ytvatten.

Halt organiskt kol
Halten organiskt kol i askan är i genomsnitt 3,4 % varför detta värde har använts.

Densitet
Askans densitet antas vara 1 kg/dm^3.

Kd-värden
Platsspecifika Kd-värden används, se tabell 5.

Flöde i recipient
Området ligger inom Bällstaåns avrinningsområde. Bällstaån har sin början i Järfälla och mynnar i Bällstaviken i Mälaren. På grund av stora tillflöden dagvatten till ån varierar vattenföringen stort på olika platser och tidpunkter. För att skydda ån som en egen vattenförekomst[17] används Bällstaåns medelvattenflöde i modellen, dvs 250 l/s. Flödet regleras vid utloppet från Solvalla enligt en vattendom.

Intag av dricksvatten
Det finns inga registrerade dricksvattenbrunnar i, eller i en radie av minst 500 m från området. Intag av dricksvatten beaktas därmed inte i någon markklass.

Skydd av grundvatten
Inget dricksvattenuttag från grundvattnet görs i området idag. På grund av de mäktiga lerlagren samt det mer permeabla torvskiktet ovan leran, som möjliggör avrinning av markvatten till Bällstaån, bedöms det inte ske någon egentlig grundvattenbildning i området. Ovanstående gör att särskilt grundvattenskydd ej bedöms nödvändigt.

Tranportmodell grundvatten
Grundvattenbildningen avser den del av nederbörden som infiltrerar genom den förorenade marken och når den mättade zonen, d.v.s. grundvattnet. Den beräknas som nederbörd minus ytavrinning, avdunstning och transpiration av växter.

För marklass 1 bedöms nederbörd infiltrera enligt de generella antagandena, modellens indata ändras ej.

Marklass 2 omfattar mark under hårdgjorda ytor och mark djupare än 1 m under grönytor. Infiltration kan endast ske i grönytor, d.v.s. 30 % av den totala ytan. Inom hårdgjorda ytor antas att nederbörd avvattnas via dagvattensystemet. Infiltration i grönytorna kan endast ske ovan markvattenytan och den ligger i delar av området inom 1 m djup. Sammantaget innebär detta att infiltration av nederbörd till grundvatten reduceras till 15 %.

För marklass 3 antas infiltration av nederbörd ske i reducerad omfattning, d.v.s. infiltrationen reduceras till 5 %. Motiveringen till detta är att denna marklass avvattnas via dagvattennätet.

Halt organiskt kol i grundvatten (DOC)
I mark- och grundvatten uppmättes en halt av DOC på i genomsnitt 8 mg/l. Halten påverkar riktvärdena för PCB och dioxin med avseende på skydd av ytvatten.

[17] Vattenförekomst EU_CD: SE658718-161866 (ref www.viss.lansstyrelsen.se)

Verktyg: Miljö PM/Rapport / V-A5 / 2010-01-12
Dokument: K:\Uppdrag_i_navet\13U23042\NIDok\RiskbedömningPM Riskbedömning 23 maj 2014.docx Sparat: 2014-06-03

Skydd av markmiljö
Naturvårdsverkets modell för skydd av markmiljö baseras på testresultat från ekotoxikologiska studier. Metodiken går ut på att man väljer en andel av det totala antalet arter som man vill skydda beroende på markanvändning.

För markklass 1 används det generella antagandet som används vid känslig markanvändning, KM, d.v.s. 75 % av arterna skyddas.

För markklasserna 2 och 3 används det generella antagandet som används vid mindre känslig markanvändning, MKM, d.v.s. 50 % av arterna skyddas.

7.8.5 Riktvärden hälsa

Med de platsspecifika justeringar som utförts enligt ovan har följande platsspecifika riktvärden för hälsoaspekter beräknats, se tabell 10.

Tabell 10. *Förslag på platsspecifika riktvärden för hälsa för marklass 1-3. Generella riktvärden för KM och MKM redovisas som jämförelse. Enhet där ej annat anges är mg/kg TS. – ej begränsande.*

	Platsspecifikt riktvärde - hälsa			**Generellt riktvärde**	
	Klass 1	**Klass 2**	**Klass 3**		
	Grönytor ytlig jord (0-1 m)	Grönytor djup jord och hårdgjorda ytor	Mark under byggnad	KM	MKM
Arsenik	10	100	100	10	25
Barium	600	40 000	400 000	200	300
Bly	95	2900	29 000	50	400
Kadmium	0,7	160	1600	0,5	15
Koppar	2400	430 000	-	80	200
Kvicksilver	1,0	160	7,4	0,25	2,5
Nickel	230	11 000	110 000	40	120
Zink	3100	630 000	-	250	500
PCB	0,001	0,8	2,9	0,008	0,2
Dioxin ng/mg TS	27	730	7100	20	200

7.8.6 Akuttoxiska effekter

Av de ämnen som påträffats i förhöjda halter är arsenik det enda ämne som har egenskaper som kan innebära akuttoxiska effekter på människor och djur. Utifrån de modellparametrar och indata som ligger till grund för beräkning av riktvärdet för KM är den arsenikhalt i mark där akuttoxiska effekter bedöms kunna uppkomma 100 mg/ kg TS. Den högsta halt som uppmätts vid samtliga undersökningar i området är 38 mg/kg TS. I jämförelse med de arsenikhalter som uppmätts inom området bedöms risken för akuttoxiska effekter som mycket liten.

Verktyg: Miljö PM/Rapport / V-A5 / 2010-01-12
Dokument: K:\Uppdrag_i_navet\13U23042\NDok\Riskbedömning\PM Riskbedömning 23 maj 2014.docx Sparat: 2014-06-03

7.8.7 Riktvärden miljö

Med de platsspecifika justeringar som utförts enligt ovan har följande platsspecifika riktvärden för skydd av markmiljö samt spridning till ytvatten beräknats, se tabell 11.

Tabell 11. *Förslag på platsspecifika riktvärden för miljö för marklass 1-3. Generella riktvärden för KM och MKM redovisas som jämförelse. Enhet där ej annat anges är mg/kg TS. – ej begränsande.*

	Platsspecifikt riktvärde - miljö						**Generellt riktvärde**	
	Klass 1		**Klass 2**		**Klass 3**			
	Grönytor ytlig jord (0-1 m)		Grönytor djup jord och hårdgjorda ytor		Mark under byggnad		KM	MKM
	Mark miljö	Ytvatten	Mark miljö	Ytvatten	Mark miljö	Ytvatten		
Arsenik	20	220	40	550	40	4400	10	25
Barium	200	7700	300	19 000	300	150 000	200	300
Bly	200	12000	400	30 000	400	240000	50	400
Kadmium	4	350	20	880	20	7000	0,5	15
Koppar	80	16000	200	39 000	200	310000	80	200
Kvicksilver	5	8	10	20	10	160	0,25	2,5
Nickel	70	2800	120	7000	120	56000	40	120
Zink	250	59000	500	150 000	500	-	250	500
PCB	0,1	0,39	0,6	2,6	0,6	7,8	0,008	0,2
Dioxin ng/mg TS	250	110	2000	760	2000	2300	20	200

Undantaget dioxin är det skydd av marklevande organismer som styr riktvärdena, det gäller samtliga tre markklasser. För dioxin är det skydd av närliggande ytvatten (d.v.s. Bällstaån) som är styrande i markklass 1 och 2 i marklass är det skydd av markmiljö

7.9 Sammanfattande riskbedömning

7.9.1 Behov av riskreduktion

I tabell 12 redovisas de representativa halter som beräknats för ytlig jord samt för aska i förhållande till de platsspecifika riktvärdena för de tre markklasserna. Utifrån detta görs följande bedömning för området.

<u>Grönytor</u>
De representativa halter som uppmätts ytlig jord inom grönytor innehåller halter som är något högre än de platsspecifika riktvärdena för hälsa (bly och dioxin) och för miljö (koppar). Uppmätta halter är upp till 1,3 ggr riktvärdet.

Det platsspecifika riktvärdet är beräknat för att den ytliga jorden ska kunna användas för bl a odling och människor i alla åldrar ska kunna vistas i området fritt. För att detta ska kunna uppnås har det förutsatts att mäktigheten på den ytliga jorden är minst 1 m. Inom stora delar av området förekommer aska ytligare än 1 m. Inom dessa områden finns ett stort åtgärdsbehov eftersom de representativa halterna i askan med stor marginal överstiger de platsspecifika riktvärdena för både hälsa (arsenik, barium, bly, kadmium och dioxin) och miljö (arsenik, barium, bly, kadmium, koppar, zink, PCB och dioxin). Uppmätta halter är upp till 24 ggr riktvärdet. Det föreligger således ett tydligt åtgärdsbehov för att minska riskerna.

Åtgärdsbehovet bedöms inte vara akut med avseende på hälsoaspekter eftersom det som styr riktvärdet är intag av jord och intag av på platsen odlade växter. Askan ligger som minst 0,1 m ner i marken (d.v.s. liten risk för intag av jord) och det bedrivs idag ingen känd odling av grönsaker i området.

Verktyg: Miljö PM/Rapport / V-A5 / 2010-01-12
Dokument: K:\Uppdrag_i_navet\13U23042\NIDok\RiskbedömningIPM Riskbedömning 23 maj 2014.docx Sparat: 2014-06-03

Grönytor och hårdgjorda ytor
För djupare mark under grönytor (mer 1 m djup) samt mark under hårdgjorda ytor är de representativa halterna lägre än de hälsoriskbaserade riktvärdena. D.v.s. det föreligger inget åtgärdsbehov med avseende på hälsoaspekter.

Med avseende på markmiljö föreligger ett åtgärdsbehov eftersom uppmätta halter i askan är upp till ca 8 gånger det miljöriskbaserade riktvärdet.

Under byggnader
För mark under byggnader är de representativa halterna lägre än de hälsoriskbaserade riktvärdena. D.v.s. det föreligger inget åtgärdsbehov med avseende på hälsoaspekter.

Med avseende på markmiljö föreligger ett åtgärdsbehov eftersom uppmätta halter i askan är upp till ca 8 gånger det miljöriskbaserade riktvärdet.

Tabell 12. *Representativa halter i ytlig jord ovan aska samt aska i jämförelse med platsspecifika riktvärdena för markklass 1-3. Representativa halter som överstiger beräknade platsspecifika riktvärden är för ytlig jord markerad med blå skraffering och aska med grön skraffering. Enhet där ej annat anges är mg/kg TS.*

	Platsspecifikt riktvärde									**Representativa halter** (UCLM 95 %)	
	Klass 1			**Klass 2**			**Klass 3**				
	Grönytor ytlig jord (0-1 m)			Grönytor djup jord och hårdgjorda ytor			Mark under byggnad			Ytlig jord ovan aska	Aska
	Hälsa	Mark-miljö	Yt-vatten	Hälsa	Mark-miljö	Yt-vatten	Hälsa	Mark-miljö	Yt-vatten		
Arsenik	10	20	220	100	40	550	100	40	4400	4,3	22
Barium	600	200	7700	40 000	300	19 000	400 000	300	150 000	116	859
Bly	95	200	12000	2900	400	30 000	29 000	400	240000	98	1164
Kadmium	0,7	4	350	160	20	880	1600	20	7000	-	4,7
Koppar	2400	80	16000	430 000	200	39 000	ej begr.	200	310000	94	1708
Kvicksilver	1	5	8	160	10	20	7,4	10	160	-	0,25
Nickel	230	70	2800	11 000	120	7000	110 000	120	56000	20	61
Zink	3100	250	59000	630 000	500	150 000	ej begr.	500	-	190	1439
PCB	0,001	0,1	0,39	0,8	0,6	2,6	2,9	0,6	7,8	-	0,016
Dioxin ng/mg TS	27	250	110	730	2000	760	7100	2000	2300	36	641

7.9.2 Osäkerheter

I detta avsnitt sammanställs de osäkerheter som identifierats i utredningen och som kan påverka bedömningen:

- Det saknas generellt analysdata för dioxin i vattenfas, det gäller både bakgrundshalter och effektbaserade halter. I Naturvårdsverkets riktvärdesmodell tillämpas ett haltkriterie för skydd av ytvatten på 0,01 pg TEQ/l. Det värdet baseras på de lägsta värdena man hittar i olika ytvattenundersökningar. I andra undersökningar i Östersjön rapporteras bakgrundshalter runt 0,3 pg TEQ/l. Valet av haltkriterie påverkar det platsspecifika riktvärdet för skydd av ytvatten direkt, d.v.s. förändras haltkriteriet med en faktor 10 förändras även riktvärdet på samma sätt. Det kan konstateras att valet av haltkriterie i Naturvårdsverkets modell (som är bakgrundshalt, d.v.s. inte effektbasaerat) är konservativt vilket betyder att de platsspecifika riktvärdena för skydd av ytvatten är satta med en god säkerhetsmarginal.

Verktyg: Miljö PM/Rapport / V-A5 / 2010-01-12
Dokument: K:\Uppdrag_i_navet\13U23042\NIDok\RiskbedömningPM Riskbedömning 23 maj 2014.docx Sparat: 2014-06-03

- Halter i markvatten är undersökta vid ett till två tillfällen vilket gör bedömningen av eventuell spridning till recipienten något osäker. Halter i mark- grundvatten kan variera över tid varför det bör utföras fler analyser över en längre tidsperiod.
- Underlaget för att ta fram representativa halter för TOC och löst organiskt kol i mark- och grundvatten är litet vilket gör denna bedömning något osäker.
- Miljörisker kopplade till sediment inom området är inte undersökt.

8 Åtgärdsutredning

8.1 Åtgärdsalternativ

Programmet Rockworks 16 har använts för att interpolera volymen aska i tre dimensioner utifrån de fältnoteringar av påvisad jordart, se tabell 13. Den algoritm som användes var ”närmsta värde, *eng. closest point*”, dvs. en enkel och robust metod där ingen viktning av avståndet från data används för att uppskatta närliggande jordvolymer. Modellen har begränsats till att omfatta ett provtagningsdjup på max 4 m under markyta och en maximal extrapolering av 75 m från provpunkten. Området utanför det provtagna området har också avgränsats med en polygon för att undvika extrapolering. Modellen byggdes upp av voxlar med sidorna 5×5 m och 0,1 m höjd, dvs 2,5 m^3 som minsta volymenhet.

Askförekomsten finns även i en 3D-modell som kan användas som hjälpmedel vid t.ex. efterbehandlingsåtgärder eller andra markarbeten. Kommunens egna höjddata (system RH2000) har använts för att definiera markytan genom triangulering och i de fall provpunkternas läge avvikit från höjdmodellen har dessa justerats så de ansluter till höjdmodellen. Det kan därför vara ett fel i den exakta höjden hos den modellerade askan, men den relativa jämförelsen mellan olika saneringsdjup är dock relevant.

Tabell 13. *De klasser som använts för jordarter i samband med modellering*

Jordart	Kommentar
Fyllning / Aska	Denna volym används i kalkyler i bilaga 6. När aska eller ”svart” är noterat.
Fyllning / grus, sand, skrot	Denna jordart är osäker om det ingår aska eller inte.
Fyllning / mullhaltig lera	
Fyllning / sand, grus	
Lera	

Osäkerheter i modelleringen är inte utvärderad, men generellt kan volymer lätt överdrivas eftersom extrapolering/interpolering sker. Den valda volymenheten gör också att områden med mindre omfattning kan missas i kalkylen.

Andra osäkerheter är om askan är riktigt noterad i fältanteckningarna. Det kan vara att fyllning med skrot delvis kan innehålla aska. Aska som är sanerad innan 2014-01-01 är borträknad i modellberäkningarna, vilket enligt modellen var ca 9 000 m^3 aska.

Nedan beskrivs fem möjliga åtgärdsalternativ för det aktuella området. Alternativen sammanfattas i tabell 14. I bilaga 6 redovisas antaganden, beräknade saneringsvolymer och beräknade kostnader.

De modellerade volymerna är ej uppgrävda volymer, varför volymen på uppgrävda massor kan ”svälla”, men massans vikt bör bestå.

Verktyg: Miljö PM/Rapport / V-A5 / 2010-01-12
Dokument: K:\Uppdrag_i_navet\13U23042\NIDok\RiskbedömningPM Riskbedömning 23 maj 2014.docx Sparat: 2014-06-03

8.1.1 Nollalternativ

Att lämna området som det är, vilket innebär att hälso- och miljörisker kvarstår och de uppsatta övergripande åtgärdsmålen inte uppfylls.

8.1.2 Bortgrävning av alla förorenade massor ner till generellt riktvärde KM eller MKM

Detta alternativ reducerar riskerna men innebär samtidigt stora samhällskostnader.

Innebär att alla massor med halter över de generella riktvärdena för KM för hälsomässiga riktvärden och MKM för skydd av markmiljön avlägsnas från platsen och omhändertas externt, på godkänd avfallsanläggning. Massorna ersätts med rena massor. Innebär omfattande schaktning som också kräver återställning av området.

Alternativet innebär mycket transporter och stor förbrukning av naturresurser i form av rena massor. Erfarenheterna är goda både nationellt och internationellt. Tekniskt sett en enkel metod vars resultat är enkel att verifiera och den är beständig.

För volymsuppskattning är volymen aska den relevanta parametern eftersom de ingående ämnena är slumpmässigt fördelade både beroende på vad som eldades i Lövsta sopförbränningsanläggning samt på hur askan fördelades inom området. Där det finns aska är halterna oftast över KM/MKM.

Detta alternativ kan bli aktuellt om området ska omvandlas till exempelvis bostäder. I samband med ett sådant projekt finns bättre ekonomiska möjligheter och miljömässiga skäl att ställa högre krav på markkvalitén.

För alla grävsaneringar är det viktigt att tänka på de geotekniska aspekterna vid återfyllnad. Krävs det lättfyllnad eller inte?

8.1.3 Bortgrävning av förorenade massor (<1m) ner till PRV och med hänsyn till markmiljö

Detta alternativ reducerar också riskerna till acceptabla halter enligt presenterad riskbedömning, men i praktiken blir det stora schaktvolymer eftersom i princip all aska måste schaktas bort på grund av skydd av markmiljön.

Viss volymreduktion i jämförelse med 8.1.2, men i praktiken bedöms denna volymreduktion ätas upp av omfattande schaktkontroller och analyser som krävs för att kontrollera massorna. Eftersom detta alternativ i princip är likvärdigt med 8.1.2 utvärderas det inte ytterligare.

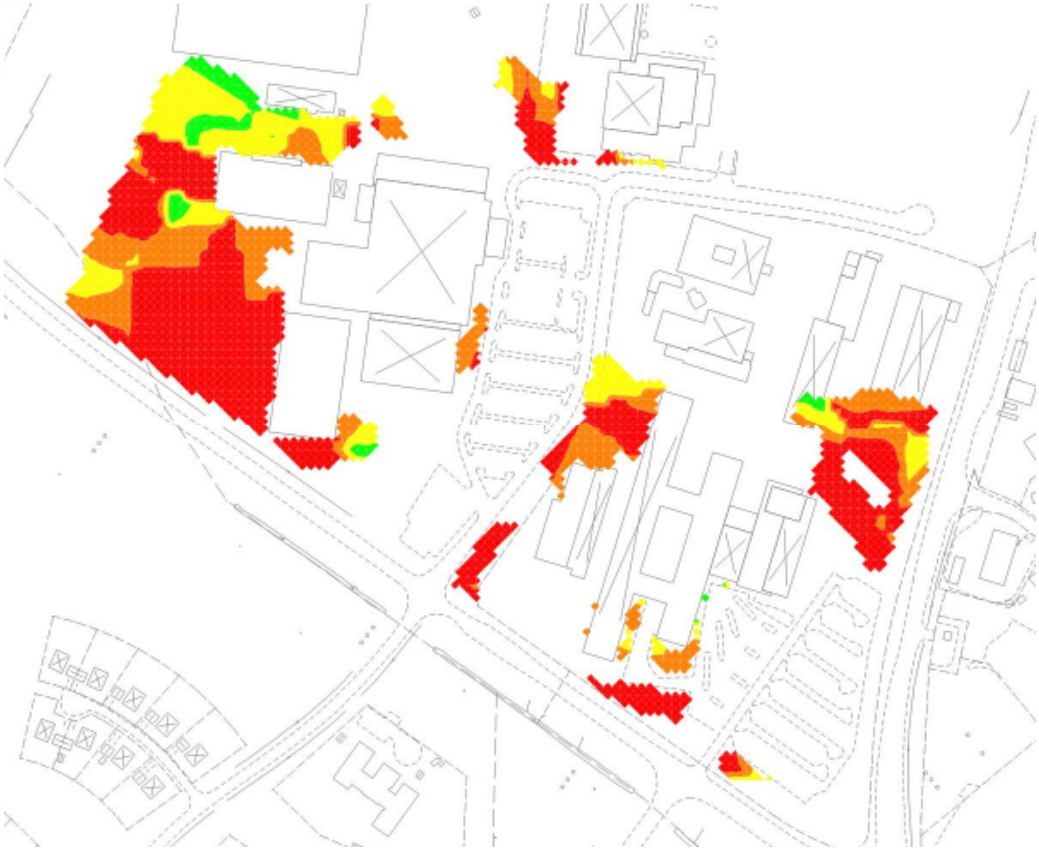
8.1.4 Bortgrävning av förorenade massor (<1m) ner till PRV och utan hänsyn till markmiljö

Detta alternativ reducerar hälsoriskerna enligt den presenterade riskbedömningen till acceptabla nivåer. Åtgärden innebär att aska ytligare än 1 m inom grönytor grävsaneras. De ytor där det förekommer aska ytligare än 1 m har modellerats (se avsnitt 8.1) och modellerad askutbredning inom djupintervallet 0-4 m inom grönytor redovisas i figur 5.

På större djup än 1 m inom grönytor samt övrig mark, dvs under hårdgjorda ytor och under byggnader kvarlämnas aska/ fyllning tills dess annan markanvändning eller värdering motiverar ytterligare sanering.

Volymreduktionen är stor i jämförelse med alternativ 8.1.2 och 8.1.3, se Bilaga 6, vilket medför en minskad efterbehandlingskostnad, se Riskvärdering. I storleksordningen 12 % (ca 13 500 m^3) av totala askförekomsten behövs schaktas bort för att uppnå detta alternativ.

Verktyg: Miljö PM/Rapport / V-A5 / 2010-01-12
Dokument: K:\Uppdrag_i_navet\13U23042\NIDok\RiskbedömningPM Riskbedömning 23 maj 2014.docx Sparat: 2014-06-03



Figur 5. *Modellerad askutbredning inom grönytor som inte sanerats. Röd färg avser 0-0,5 m djup, orange 0,5-1 m djup, gul 1-2 m djup och grön 2-4 m djup.*

8.1.5 En barriär för att minska åtkomst av ytlig jord

För vissa ytor kan en barriär vara aktuell, t.ex. hårdgjorda ytor. Detta innebär att marken hamnar i en annan klass och riskerna minskar. Detta kan bli aktuellt för vissa grönområden. En barriär i form av ett nät eller geotextil förhindrar också åtkomst och medför därmed ett hälsoskydd.

I jämförelse med att schakta bort sanerade översta metern är det ingen vinst miljö- eller tidsmässigt. Inte heller ekonomiskt bedöms det bli bättre med en barriär om den inte har ett annat syfte, som t.ex. asfaltering.

8.1.6 Tvättning in-situ eller ex-situ

Att tvätta askan på annan plats bedöms vara alltför omständligt och kostsamt och utvärderas inte ytterligare. Att tvätta på plats i kombination med att göra askan svåråtkomlig kan vara ett alternativ om föroreningarna i stor grad är spridningsbenägna. Varken metallerna (möjligtvis med undantag från arsenik och bly) eller dioxin bedöms i dagsläget vara speciellt rörliga med tanke på höga K_d-värden samt generellt låga-måttliga halter i markvattnet. Detta medför att en spridning av föroreningar idag inte bedöms ske i större omfattning till Bällstaån. Med en anledning av detta argument är en tvättning inte motiverad.

Buffringskapaciteten i askan bedöms vara relativs god och pH är relativt högt vilket gör att de flesta metallerna är immobila. Undantaget är arsenik som blir mer lättrörligt vid högre pH.

Verktyg: Miljö PM/Rapport / V-A5 / 2010-01-12
Dokument: K:\Uppdrag_i_navet\13U23042\NIDok\Riskbedömning\PM Riskbedömning 23 maj 2014.docx Sparat: 2014-06-03

Dessa alternativ anses inte vara aktuella för de aktuella föroreningarna om inte en spridningsrisk finns för föroreningarna. Troligtvis går det inte att få ner halterna så att risker för hälsa minskar för dioxin. Detta innebär att en schakt för att förhindra åtkomst av ytlig jord ändå måste utföras.

Tveksamheterna kring hur jordtvätts-alternativet klarar uppsatta åtgärdsmål beror till stor del på hur fyllningen kan kommas åt med tvättvätskor eftersom askan finns på varierande djup. Dessutom finns en ökad spridningsrisk under saneringsfasen om all tvättvätska inte kan samlas upp.

Tabell 14. *Preliminär bedömning av olika åtgärdsalternativ.*

	0-alternativ	**Schakt till KM/MKM**	**Schakt utan hänsyn till skydd av markmiljö**	**Barriär**	**Tvättning (in-situ)**
	enl 8.1.1	enl 8.1.2	enl 8.1.4	enl. 8.1.5	enl 8.1.6
Faktor					
Riskreduktion	-	+++++	++++	++++	++
Effektivitet	-	+++++	++++	++++	+
Störande för omgivning	+++++	++	+++	+++	++++
Transporter	+++++	++	+++	+++	++++
Tidsåtgång	+++++	+++	++++	+++	+
Återställning	+++++	++	+++	+++	++++

+ mindre bra, +++++ mycket bra, - olämplig/otillräcklig

8.1.7 Administrativa åtgärder

För alla alternativ utom 8.1.2 kommer administrativa krav att finnas på fastigheten. Detta för att undvika exponering och spridning då t.ex. markarbeten eller ombyggnationer ska utföras.

Det bör utarbetas en handlingsplan som fastighetsägaren och de hyresgäster som är aktiva inom fastigheten ska känna till. Hyresgästerna bör återkommande påminnas om de krav som finns då de vill göra markarbeten. I fastighetsregistret bör det noteras om föroreningssituationen.

I kommunens ledningskontroll kan det finnas en flagga/rutin som upplyser den som begär ledningskontroll att det också är ett förorenat område och att särskilda hänsyn ska tas. Detta bör medföra att även ledningsägare som vill serva sin anläggning blir påmind om de krav som finns. Markarbeten i förorenad mark är dessutom enligt Miljöbalken anmälningspliktiga till miljökontoret i kommunen.

För alla markarbeten bör det övervägas om en sanering ska ske eller inte. Oavsett är det viktigt att entreprenören är medveten om krav samt att inte föroreningar hamnar i den övre delen av återfyllnaden. Arbetsmiljön ska beaktas vid all schaktning så att exponering av föroreningar minimeras.

9 Riskvärdering

Riskvärderingen utgör en slutlig utvärdering av olika åtgärdsalternativ. Den omfattar en jämförelse av lämpliga åtgärdsalternativ och önskvärd riskreducering ställs mot tekniska

Verktyg: Miljö PM/Rapport / V-A5 / 2010-01-12
Dokument: K:\Uppdrag_i_navet\13U23042\NDok\RiskbedömningPM Riskbedömning 23 maj 2014.docx Sparat: 2014-06-03

och ekonomiska möjligheter samt allmänna och enskilda intressen. I tabell 15 redovisas de fem åtgärdsalternativen och viktiga urvalskriterier.

Tabell 15. *Beskrivning av olika urvalskriterier för respektive åtgärdsalternativ.*

	Åtgärdsalternativ				
	0-alternativ	**Schakt**	**Schakt utan markmiljö**	**Barriär**	**Tvättning (in-situ)**
Urvalskriterium	enl 8.1.1	enl 8.1.2	enl 8.1.4	enl. 8.1.5	enl 8.1.6
Säkerhet måluppfyllelse	Nej, uppfyller inte målen	Ja, för både hälsa och markmiljö	Ja, för hälsa, inte för markmiljö	Viss tveksamhet om beständighet	Tveksamt om mål uppfylls pga. osäkerheter i metod
Kostnader (bilaga 6)	Inga	Mycket stora	Små - måttliga	Kan vara stora	Ganska stora?
Potentiell spridningsrisk (utifrån kvarvarande mängd förorening)	Stor	Minimal	Små	Små	Relativt stor
Omgivningspåverkan under åtgärdsfas	Ingen	Mycket stor	Stor	Stor	Mindre
Juridiska förutsättningar		Anmälan tillsynsmyndighet för schakt enl MB Tillstånd för transport av farligt avfall	Anmälan tillsynsmyndighet för schakt enl MB Tillstånd för transport av farligt avfall	Anmälan tillsynsmyndighet för schakt enl MB Tillstånd för transport av farligt avfall	Anmälan tillsynsmyndighet enl MB Ev tillstånd för transport av farligt avfall
Landskapsbild	Ingen påverkan	Ger möjlighet till förändring	Ger möjlighet till förändring	Ger möjlighet till förändring	Inverkan under genomförandetiden
Övriga intressen, lokal acceptans, "mjuka" parametrar	Stor oro	Liten oro	Måttlig oro	Måttligt - stor oro	Relativt stor oro
Genomförandetid	Ingen	Något år	Mindre än ett år	Något år	Mycket lång

Tidsaspekten av saneringen är också viktig eftersom det finns pågående skol- och förskoleverksamhet i omgivande lokaler som kan kräva omlokalisering under efterbehandlingstiden.

Kostnadsuppskattningarna för schaktsanering redovisas i bilaga 6 och ska endast ses som en grov uppskattning av en efterbehandlingskostnad. De schaktade volymerna kan komma att variera stort beroende på hur noggrann schakten genomförs och hur modellen stämmer med verkligheten.

Att minimera schaktmängder och transporter i entreprenaden är något som bör eftersträvas för att minska miljöpåverkan och kostnader. Entreprenören bör upphandlas på så sätt att en minimering av schaktvolymerna premieras.

9.1 Slutsats

Utifrån både riskbedömning och ekonomiska hänsyn är en grund sanering genom urschaktning att förorda förutsatt att skyddet för markmiljön kan bortses från. En sådan

Verktyg: Miljö PM/Rapport / V-A5 / 2010-01-12
Dokument: K:\Uppdrag_i_navet\13U23042\NIDok\RiskbedömningPM Riskbedömning 23 maj 2014.docx Sparat: 2014-06-03

grund sanering, d.v.s. enbart i grönområden där aska finns ytligare än 1 m, hamnar i storleksordningen 13 miljoner kr.

För att skydda markmiljön krävs i princip en sanering av hela volymen askan inom området vilket kostar ca 103 miljoner kronor. Alternativ med någon skyddande barriär som alternativ till endast grävsanering är också möjlig om behov finns.

Idag fungerar områdets markfunktioner (marklevande organismer) uppenbarligen tillräckligt bra för att bibehålla t ex grönytor och prydnadsväxter med dess växtmiljö. Det kan dock inte anses miljömässigt motiverat att betala ca 8 gånger mer för att få en nivå på skyddet i enlighet med markmiljöskyddet i Naturvårdsverkets rekommendationer.

Att uppnå målet att hela området i framtiden skall kunna användas för odling för konsumtion bedöms inte vara motiverat. Innan exploateringen var området för sankt för odling. Därefter grundförstärktes marken med aska och kunde därmed användas för byggnation, d.v.s. grundförstärkningen gjordes inte i syfte att förbättra marken för odling. Odling ska ske på lämpade jordar som lera och silt. Att området nu används som skolområde samt att det i framtiden kan exploateras med exempelvis bostäder är ett rimligt scenario i ett 100-års perspektiv. Att behovet av odlingsmark på denna plats skulle uppstå är inte ett rimligt scenario. Om det dock mot förmodan skulle uppstå ett odlingsbehov i framtiden på denna fastighet är en sanering av all aska en möjlig efterbehandlingsåtgärd.

Bjerking AB

Örjan Nilsson
Telefon 010-211 84 70
orjan.nilssson@bjerking.se

Johan Eriksson
Telefon 010-211 80 92
johan.eriksson@bjerking.se

Bilagor

Bilaga 1: Rapport: Miljöteknisk markundersökning.
Bilaga 2: Rapport: Kompletterande miljöteknisk markundersökning.
Bilaga 3: PM: Sammanställning av utförda undersökningar i området.
Bilaga 4: Flygbilder från 1946, 1960, 1965 och 1978.
Bilaga 5: Uttagsrapporter från beräkning av platsspecifika riktvärden för markklass 1-3
Bilaga 6: Kostnadsberäkning för schaktalternativ

Verktyg: Miljö PM/Rapport / V-A5 / 2010-01-12
Dokument: K:\Uppdrag_i_navet\13U23042\NIDok\RiskbedömningIPM Riskbedömning 23 maj 2014.docx Sparat: 2014-06-03