

PM

UPPDRAG Riskbedömning Gustavsberg	UPPDRAGSLEDARE Niklas Ekberg	DATUM 2013-04-23
UPPDRAGSNUMMER 1155866000	UPPRÄTTAD AV Niklas Ekberg/Johanna Leback	

Sammanfattning av riskbedömning gällande markföroreningar inom parkmark och båtuppläggningsplats vid Strandvillan i Gustavsberg

Inledning

Sweco Environment har på uppdrag av JM AB utfört en riskbedömning för att kvantifiera de risker som påträffade föroreningar utgör för människors hälsa och miljön i området kring strandvillan i Gustavsberg, Värmdö kommun. Denna PM är en delrapport med fokus på riskbedömningen för parkmarken och båtuppläggningsplatsen, alltså de platser kommunen eventuellt ska ta över från JM AB.

Riskbedömning baseras på den undersökning, samt komplettering, som Sweco utfört under 2012 på uppdrag av JM AB.

Undersökningarna har varit riktade, det vill säga att provtagning i stort sett endast har skett inom områden där fyllnadsmassor förväntats förekomma.

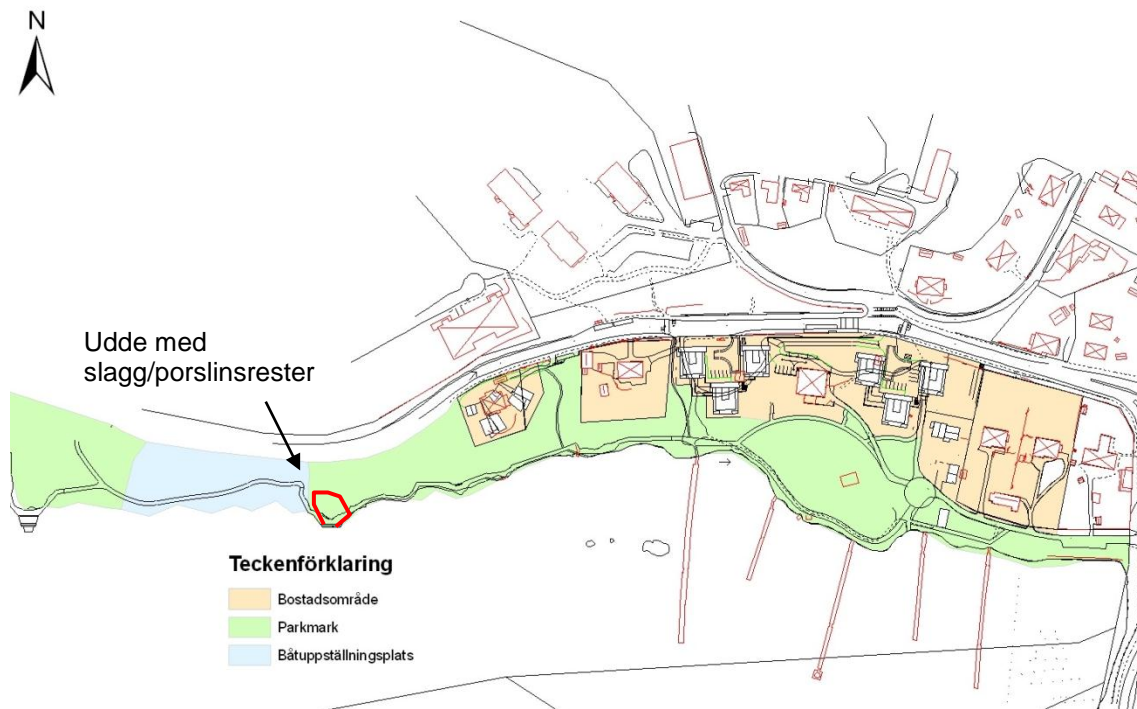
Syfte

Syftet med riskbedömningen är att kvantifiera de risker som påträffade föroreningar utgör för hälsa och miljö samt identifiera eventuellt behov av riskreduktion.

Områdesbeskrivning

Området ligger mellan Farstaviken i söder och Gamla Skärgårdsvägen i norr. Längs med stranden finns en promenadväg och flertalet båtbyggor.

Uppdelningen över vad som räknas som parkmark och båtuppläggningsplats redovisas nedan i figur 1. Undersökningar har även utförts inom det område som utgörs av bostadsmark. Resultatet av undersökningarna inom bostadsområdet redovisas inte i denna PM.



Figur 1: Området uppdelat i delområden (parkmark, bostadsmark samt båtupställningsplats).

Utförda undersökningar

Provtagning Sweco vår 2012

Sweco utförde våren 2012 en miljöteknisk markundersökning (Rapport Gustavsberg 2012-06-27) på uppdrag av JM. Provtagning utfördes som riktad provtagning i områden med misstänkta fyllnadsmassor. Provtagningen omfattade parkmarken, båtupställningsplatsen och bostadsmarken.

Provtagning utfördes med grävmaskin i 10 punkter (PG1201-PG1210) samt med borrhandsvagn i 11 punkter (SK1201-SK1211). Samlingsprov uttogs även med spade från båtupställningsplatsen, i gräsmattor på några tomter samt utanför Strandvillan. Totalt togs åtta samlingsprover med spade (SP1201-SP1208). Provpunkternas läge framgår av bilaga 2.

Ett urval av proverna har analyserats med avseende på alifatiska- och aromatiska kolväten inklusive polyaromatiska kolväten (PAH) samt 11 olika metaller.

Kompletterande provtagning Sweco höst 2012

Sweco utförde kompletterande provtagning av jord den 8 oktober 2012. Provtagningen utfördes med grävmaskin samt med spade. Provtagning utfördes som riktad provtagning i områden med misstänkta fyllnadsmassor. Provpunkter från den kompletterande provtagningen benämndes

2 (14)

PM
2013-04-17

Sva1pg-sva3pg, s12101pg-s12105pg, s12106extra, s12107pg-s12115pg, s12108sa-s12111sa, s12116sa-s12119sa. Förkortningen "pg" i provnamnet innebär provgrop som grävts med grävmaskin och "sa" innebär att provet uttagits i en grundare grop grävd med spade. Provtagningspunkternas lägen framgår av bilaga 2.

I provtagningsomgång 2 slogs proverna ihop till samlingsprover enligt nedanstående tabell:

Provbenämning	Namn på samlingsprovet
s12105pg, s12107pg, s12108pg	Laktest 1, strand
s12112pg	Laktest 2, udde
s12113pg, s12114pg, s12115pg	Laktest 3, båtuppläggning
s12116sa-s12119sa	Bakgrundsprov 1, öst
s12108sa-s12111sa	Bakgrundsprov 2, väst
S12114pg, s12115pg	S12114pg + s12115pg/0,1-0,3

Från provgroparna har jordprover uttagits på fyllnadsmaterial och underliggande naturlig jord. Ett urval av jordprover analyserats med avseende på alifatiska- och aromatiska kolväten inklusive polyaromatiska kolväten (PAH) samt 11 olika metaller.

Prov från båtuppläggningssplatsen har även analyserats med avseende på tennorganiska föreningar. Prover som inte analyserats sparades i kylrum för eventuella kompletterande analyser.

Analysresultat med medelvärdesberäkningar samt jämförelse med Naturvårdsverkets generella riktvärden redovisas i bilaga 1. I bilaga 1 beskrivs även vilka provtagningspunkter som finns representerade i respektive samlingsprov.

För tre av de analyserade proverna har även laktester utförts för bedömning av risken att föroreningar sprids från fyllnadsmassorna i området genom lakning.

Prov som genomgått laktest utgörs av fyllning från strandlinjen söder om Strandvillan (*Laktest 1*), ytligt liggande (0-0,3 m) fyllning från båtuppläggningssplatsen (*Laktest 2*), och fyllning bestående av slagg och porslinsrester från "udden" (*Laktest 3*).

Följande laktest utfördes på laktestproverna:

- 1 skaktest vid L/S 2 och L/S 10 på massor från den utfyllda strandremsan där mycket fyllnadsmaterial och relativt höga föroreningshalter påträffats. Eluatet (lakvattnet) har analyserats med avseende på pH, konduktivitet och metaller, både utan och med filtrering. Eluatet har också analyserats med avseende PAH (utan filtrering).
- 1 skaktest vid L/S 2 och L/S 10 på slagg och porslinsrester från den utfyllda udden där relativt stora mängder slagg och porslinsrester påträffats. Eluatet har analyserats med

avseende på pH, konduktivitet och metaller, både utan och med filtrering. Eluatet har också analyserats med avseende PAH (utan filtrering).

- 1 skaktest vid L/S 2 och L/S 10 på ytliga massor från båtuppställningsplatsen. Eluatet har analyserats med avseende på pH, konduktivitet och metaller, både utan och med filtrering. Eluatet har också analyserats med avseende PAH (utan filtrering) samt TBT.

Vid lakttesterna är inte proven krossade innan skakning med eluatet. Detta för att matrisen i så stor utsträckning som möjligt skulle motsvara verkligheten som den ser ut idag.

Material för "Lakttest 2" togs till skillnad från övriga lakttester från en enstaka provpunkt "S12112PG" (Bilaga 2). Detta för att specifikt undersöka lakbarheten hos föroreningar i slagg och porslinsrester som är vanligt förekommande inom området.

Föroreningssituation

Generellt sett har förhöjda halter bly och PAH påträffats i fyllningen inom det undersökta området. Fyllning har påträffats till största del utmed strandkanten (i parkmarken) där fyllning från porslinsfabriken, blandat med sprängsten, använts för utfyllnad.

Inom parkmarken i övrigt, samt inom bostadsmarken, har fyllning påträffats ställvis. Analyserna visar att all påträffad fyllning inte är förorenad. Även okulär kontroll av området indikerar att de mesta fyllnadsmassorna och även då föroreningar finns längs med den utfyllda strandkanten.

Inom båtuppställningsplatsen har mycket höga halter tungmetaller, PAH samt TBT påträffats i ytjorden (0-0,3 meter). Underlagande sandskikt uppvisade inte några förhöjda halter av vare sig tungmetaller, PAH eller TBT.

Vid udden har mycket slagg och porslin påträffats.

Tre provgropar (SVA1, SVA2 och SVA3) grävdes där Värmdö kommun planerar att anlägga en infiltrationstrappa för dagvatten. Tre prov på fyllningen analyserades och två av proven (SVA1 och SVA2) innehåller blyhalter över MKM. I SVA1 påträffades även PAH-H 1,5ggr över MKM.

En karta med provpunkter klassade gentemot Naturvårdsverkets generella riktvärden redovisas i bilaga 2.

Analysresultat för analyser av jordprov samt beräknade medelhalter redovisas i bilaga 1 och analysresultat för lakttester samt jämförelse mot Kd-värden redovisas i bilaga 3.

Två samlingsprov togs i området längst i väster i naturlig yttlig jord för att avgöra om det förelåg en bakgrundsförorening i området norr om den före detta porslinsfabriken. I detta fall från vindburna föroreningar från den före detta porslinsfabriken. Resultatet från analyserna av de två proven visar på att inga förhöjda bakgrundshalter går att påvisa inom området.

Risker

Då fyllningen i området är förorenade med bland annat metaller och PAH kan den utgöra en risk för människors hälsa eller miljön. En metod att bedöma hälso- och miljörisker från förorenad

4 (14)

PM
2013-04-17

jord är genom att jämföra föroreningshalten i området med riktvärden. Det finns generella riktvärden (Naturvårdsverket, 2009) som är uppdelade beroende på om markanvändningen i området motsvarar Känslig Markanvändning (KM) eller Mindre Känslig Markanvändning (MKM).

För parkmarken utgick bedömningen inledningsvis från KM då marken ligger nära bostäder. Markanvändningen skiljer sig på ett antal punkter från förutsättningarna för KM varpå en fördjupad bedömning gjordes genom att ta fram riktvärden som är mer platspecifika med avseende på exponering och skyddsobjekt.

Spridningsvägar och recipienter

Följande spridningsvägar från området har identifierats:

- Transport av föroreningar från området med grundvatten
- Transport med vattenflöden orsakade av ytvattennivåvariationer
- Transport via ytvatten
- Erosion i strandkanten
- Spridning av damm från frilagda ytor

Recipient är Farstaviken som gränsar till hela det undersökta området mot söder.

Exponeringsvägar och skyddsobjekt

Parkmark

För parkmarken utgick bedömningen inledningsvis från KM då marken ligger nära bostäder. Förutsättningarna uppfyller inte KM i ett antal punkter (se nedan) varpå en fördjupad bedömning gjordes.

Platsspecifika riktvärden beräknades för parkmarken med Naturvårdsverkets modell för riktvärden för förorenad mark (Naturvårdsverket, 2009). Bostäder finns i närområdet och därmed utgår beräkningarna från känslig markanvändning, men exponeringsparametrar har justerats för att ta hänsyn till förväntade skillnader i exponeringsvägar och exponeringstider. Utifrån den bedömda exponeringen på området har följande justeringar gjorts:

- Inget intag av dricksvatten antas då området har kommunalt vatten och ingen brunn för vattenuttag finns inom parkmarken.
- Ingen inomhusvistelse antas då inga byggnader finns inom parken. Riskbedömningen beaktar dock utomhusvistelse.
- Andelen intag av växter från platsen har ändrats från 10 % till 0,5 % av det totala dagliga intaget. Naturvårdsverkets modell antar ett dagligt växtintaget för vuxna är 400 g och för barn till 250 g. Över ett år motsvarar det ca 90-150 kg växter. Antagandet för Gustavsberg innebär att ca 0,5-0,8 kg växter från parken årligen kan ätas. Då det inte pågår någon odling av ätbara grödor inom parken antas denna mängd motsvara

eventuella oavsiktligt intag av växtdelar eller intag av frukt eller bär i det fall det finns enstaka sådana växter.

- Exponeringstiden för intag av förorenad jord har minskats för vuxna och för barn till 200 dagar i stället för 365 dagar enligt scenariot för parker och grönytor i de Storstadsspecifika riktvärden för Malmö, Göteborg och Stockholms stad. Antagandet bygger på att marken delar av året är frusen och snötäckt. I Stockholmsområdet är marken snötäckt i snitt 75 dagar per år (SMHI-data 1961-1990). Därutöver antas det som mycket osannolikt att människor tillbringar 24 timmar per dygn och 365 dagar per år inom parken.
- Att använda strandområdet som badplats anses inte lämpligt på grund av de förorenade sedimenten i Farstaviken. Någon iordningställd badplats finns inte i parken. Exponering via bad antas därför inte.

Båtuppställningsplats

Inom båtuppställningsplatsen sker mindre underhåll och reparationer. Båtuppställningsplatsen antas motsvara ett MKM-område utan inomhusexponering då inga byggnader finns inom området. Verksamheten i sig ger troligtvis upphov till föroreningar på grund av spill och rester från, tvättning, målning och lackering.

Skyddsobjekt

Som skyddsobjekt avses människor, ytvatten och markmiljö. Detta gäller både för parken och båtuppställningsplatsen. Grundvatten i fyllnadsmassorna ses inte som en skyddsvärd resurs i detta fall då det inte finns några brunnar inom, eller nedströms området. Magasinet utgör inte heller en utpekad vattenförekomst. Grundvattnet blir indirekt skyddat i riktvärdena genom att det utgör en spridningsväg mellan mark och ytvatten och att kraven på ytvattenkvaliteten indirekt innebär att halterna i grundvattnet inte tillåts vara för höga.

Platsspecifika riktvärden

Utifrån justeringarna ovan har platsspecifika riktvärden beräknats för parken och båtuppställningsplatsen. Riktvärdena anger en föroreningsnivå som kan accepteras utan att risker uppstår för människor eller miljön. Bedömningen baseras på de exponeringsförhållanden som angivits ovan. I tabell 1 nedan redovisas de platsspecifika riktvärdena för parkmarken som beräknats med Naturvårdsverkets modell för förorenad mark (Naturvårdsverket, 2009). I tabell 2 redovisas de generella riktvärdena för båtuppställningsplatsen. I tabell 3 redovisas de generella riktvärdena för KM och MKM. Tabellerna är färgade utifrån styrande faktorer för riktvärdena. I bilaga 5 redovisas uttagsrapporterna för beräkning av riktvärden för parkmark och båtuppställningsplats. Som synes styrs flertalet av riktvärdena av skyddet för markmiljön.

Riktvärden för arsenik har justerats upp till 10 mg/kg TS för att motsvara den nationella bakgrundshalten.

6 (14)

PM
2013-04-17

Tabell 1. Framräknade platsspecifika riktvärden (mg/kg TS) för parkmarken samt styrande faktorer.

	Justerat hälsoriskbaserat riktvärde	Riktvärde för skydd av markmiljö	Riktvärde för skydd av ytvatten	Framräknade platsspecifika riktvärden
Arsenik	4,5	20	360	10*
Barium	1800	200	48000	200
Bly	140	200	3600	150**
Kadmium	5,3	4	16	4
Kobolt	110	20	240	20
Koppar	16000	80	2400	80
Krom tot	140000	80	1800	80
Kvicksilver	6,6	5	6	5
Nickel	510	70	1200	70
Vanadin	910	100	2000	100
Zink	22000	250	9600	250
PAH L	1100	3	170	3
PAH M	110	10	110	10
PAH H	3,4	2,5	150	2,5

Tabell 2. Framräknade platsspecifika riktvärden (mg/kg TS) för båtuppställningsplatsen samt styrande faktorer.

	Justerat hälsoriskbaserat riktvärde	Riktvärde för skydd av markmiljö		Framräknade platsspecifika riktvärden
Arsenik	25	40	360	25
Barium	10000	300	48000	300
Bly	740	400	3600	400
Kadmium	39	20	16	15**
Kobolt	720	35	240	35
Koppar	96000	200	2400	200
Krom tot	750000	150	1800	150
Kvicksilver	46	10	6	6
Nickel	2400	120	1200	120
Vanadin	4700	200	2000	200
Zink	160000	500	9600	500
PAH L	8300	15	170	15
PAH M	500	40	110	40
PAH H	17	10	150	10




*Bakgrundshalt för arsenik är 10 mg/kg TS

**Avrundat enligt en algoritm som beskrivs i beräkningsprogrammets handledning

	Hälsobaserat riktvärde styrande
	Skydd av markmiljön styrande
	Skydd av ytvatten styrande

Tabell 3. Generella riktvärden (mg/kg TS) för KM och MKM

	KM	MKM
Arsenik	10	25
Barium	200	300
Bly	50	400
Kadmium	0,5	15
Kobolt	15	35
Koppar	80	200
Krom tot	80	150
Kvicksilver	0,25	2,5
Nickel	40	120
Vanadin	100	200
Zink	250	500
PAH L	3	15
PAH M	3	20
PAH H	1	10

	Skydd av ytvatten styrande
	Hälsobaserat riktvärde styrande
	Skydd av markmiljön styrande

Bedömning av hälso- och miljörisker

Bedömningen görs genom att jämföra beräknade platsspecifika riktvärden med föroreningshalten inom området. Vid jämförelse mellan riktvärde och halt kan olika metoder tillämpas bland annat jämförelse med maxhalter eller jämförelse med medelhalter. Medelvärden är mer representativa än maxhalter för att beskriva långtidsrisker, både för människor och för miljön. Orsaken är att en människa (eller en population av andra organismer) inte befinner sig på exakt samma punkt under vistelsen i parken eller på båtuppställningsplatsen utan i långa loppet snarare exponeras för medelhalten i området (via de olika exponeringsvägar som beaktas i beräkningsmodellen). Detta förutsätter att det inte finns akuttoxiska halter i området eftersom en enstaka exponering då kan leda till en effekt.

Beräknade medelvärden finns sammanställda i bilaga 1 till denna PM. En medelhalt över riktvärdet kan innebära att en risk föreligger. Observera att provtagningarna har varit riktade. De beräknade medelvärdena överskatta därför troligen den verkliga medelhalten i marken.

Hälsorisker - Båtuppställningsplatsen

För ämnen vars maxhalter inom båtuppställningsplatsen underskrider MKM anses ingen risk föreligga varför de inte ingår i den fortsatta bedömningen.

Uppmätta medelhalter av arsenik, bly och PAH-H överskrider tydligt de beräknade hälsoriskbaserade riktvärdena. Hälsoriktvärdena för dessa ämnen styrs av risker förknippade med intag av jord och inandning av damm. Även höga halter TBT har påvisats i ytjorden (maximalt 19 mg/kg TS). Hälsorisker bedöms föreligga med avseende på arsenik, bly och PAH inom båtuppställningsplatsen.

8 (14)

PM
2013-04-17

Hälsorisker - Parkmark

För ämnen vars medelhalter underskrider KM och vars maxhalter underskrider MKM anses ingen risk föreligga varför de utesluts ur vidare bedömning. Kvarstående är då arsenik, barium, koppar, bly, zink, PAH-M och PAH-H. Medelhalten av arsenik, barium, koppar, zink och PAH-M underskrider de platsspecifika hälsobaserade riktvärdena och det är endast i enstaka punkter förhöjda halter påträffats. Utifrån detta bedöms hälsoriskerna inom området förknippade med dessa ämnen som små.

Medelhalten för Bly (179mg/kg Ts) och PAH-H (8,6 mg/kg TS) överskrider platsspecifikt beräknade hälsoriktvärden (Bly, 150 mg/kg TS och PAH-H 2,5 mg/kg TS). För dessa ämnen påträffas också förhöjda halter i flera punkter.

För dessa ämnen kan en hälsorisk inte uteslutas. Provtagningen, som skett riktat mot misstänkt förorenade massor, kan dock ha överskattat den verkliga medelhalten i området

Miljörisker – påverkan på ytvatten

Uppmätta medelhalter i fyllningen inom parken har jämförts mot riktvärden från den generella modellen för skydd av ytvatten (tabell 4). Vid halter under dessa riktvärden anses alltså ytvatten skyddat i den generella modellen. Ingen av medelhalt inom området överskrider något riktvärde för skydd av ytvatten.

Tabell 4. Uppmätta medelhalter i jorden (mg/kg TS) samt riktvärden (mg/kg TS) för skydd av ytvatten enligt Naturvårdsverkets beräkningsmodell.

	Medelhalter	Riktvärde för skydd av ytvatten
Arsenik	4	360
Barium	94	48000
Bly	179	3600
Kadmium	0,3	16
Kobolt	8	240
Koppar	41	2400
Krom tot	23	1800
Kvicksilver	0,2	6
Nickel	14	1200
Vanadin	29	2000
Zink	135	9600
PAH L	0,4	170
PAH M	5,8	110
PAH H	8,6	150

Utifrån de laktester¹ som utförts på fyllning från området har K_d -värden beräknats. K_d -värdet är fördelningskoefficienten mellan jord och vatten och beräknas enligt följande formel.

$$K_d = C_s / C_l$$

C_s är halt i fast form och C_l är halt i vätskan. Ju högre k_d -värde, desto lägre lakbarhet.

Beräknade K_d -värden har sedan jämförts med de k_d -värden som används av Naturvårdsverket i beräkningsverktyget (Naturvårdsverket, 2009)

Resultatet visar att alla (med undantag för två) uppmätta k_d -värden är högre än de som används i den generella modellen. De två värdena som skiljer sig är bly och zink från laktest 2 (udden) för L/S 2. K_d -värdet är i detta fall för bly strax under det som används i beräkningsmodellen. K_d -värdet för zink är ca fyra gånger under det värde som används i beräkningsmodellen.

Detta indikerar att lakningen från huvuddelen av området troligen är mindre än vad som antas i den generella modellen.

Vid jämförelse mellan k_d -värdena för de tre laktesterna har laktest 1/strand i särklass högst värden och därmed lakar minst i jämförelse med de andra två laktestproverna. K_d -värdena för laktest 2/udde är generellt sett lägst vid jämförelse mellan de tre laktesterna.

Beräknade K_d -värden samt de generella k_d -värdena från beräkningsmodellen redovisas i bilaga 3.

Miljörisker – påverkan på markmiljö inom båtuppställningsplatsen

Uppmätta medelhalter av barium, bly, koppar, kvicksilver, zink, PAH-M och PAH-H överskrider de riktvärden som gäller för skydd av markmiljön vid mindre känslig markanvändning. Risk för påverkan av markmiljön inom båtuppställningsplatsen kan alltså inte uteslutas.

Miljörisker – påverkan på markmiljö inom parkmarken

Endast uppmätta medelhalter för PAH-H överskrider framtagna riktvärden för skydd av markmiljö. Risk för påverkan av markmiljön kan inte uteslutas. Området är dock bevuxet med gräs, träd och buskar vilket indikerar att markmiljön fungerar i en omfattning som parkanvändningen kräver.

Samlad riskbedömning samt åtgärdsbehov

Båtuppställningsplatsen

Inom båtuppställningsplatsen finns ett åtgärdsbehov för att minska exponeringsrisken då mycket höga halter tungmetaller, PAH samt TBT påträffats i ytjorden. Risker bedöms finnas både för människor och markmiljön. Spridningsrisken bedöms som mindre då föroreningarna

¹ Analysresultat för filtrerade prover har använts för både L/S 2 (lakning på kort tid) och för L/S 8 (lakning på längre sikt).

binds till det organiska materialet i ytjorden vilket också indikeras av de relativt höga K_d -värdena som erhöles från laktestet från detta område.

Det förorenade jordtäcknet inom båtuppställningsplatsen är relativt tunt (1-3 dm) och den totala mängden förorenade massor inom båtuppställningsplatsen är små. Det underlagrande sandlagret är inte påverkat av föroreningar. Området med förorenade massor från båtuppställningsplatsen är ca 3000 m². Maxvolymen förorenade massor blir, med ett jorddjup på 1-3 dm, 900 m³.

Eventuella åtgärder kan vara att sanera området. Då skulle man dock vara tvungen att ta bort de sliprar som finns och då försvinner även båtuppställningsplatsen. Ett annat alternativ är att fylla upp området med 0,2-0,3 dm grus för att minska direktexponeringsrisken. Gruset minskar dammspridning från fyllningen och gör det fysiskt svårare att komma åt jorden för hudkontakt eller intag eftersom man måste ha spade eller annat verktyg för att gräva sig ner till de förorenade massorna. Detta kan jämföras med risken för exponering i de fall massorna ligger direktåtkomliga. Åtgärden förbättrar inte förutsättningarna för markmiljön. Skyddsvärdet för markmiljön kan dock anses lägre så länge området används som båtuppställningsplats och förorening fortsätter ske i samband med förvaring och underhåll av båtarna. Vid en uppfyllning av marken så kommer dagens befintliga lager med mull/jord, som innehåller organiskt material, att ligga kvar. Detta är bra då föroreningar gärna associerar till organiskt material och på detta sätt inte sprids lika lätt.

Vid en uppfyllnad av båtuppställningsplatsen skulle sliprarna kunna vara kvar vilket medger att markanvändningen kan fortsätta. När båtuppställningsverksamheten upphör bör området dock saneras.

Om båtuppställningsplatsen ska vara kvar bör det även stänglas in för att hindra obehöriga (speciellt barn) från att vistas där. Den planerade gångvägen bör även dras runt båtuppställningsplatsen för att minska antalet personer som vistas inom området.

Parkmarken

Fyllnadsmassor med förhöjda halter av främst bly och PAH har påträffats inom parkmarken. Den förorenade fyllningen är främst belägen längs strandkanten och risker för människors hälsa och miljön kan inte uteslutas inom detta område. I resterande delen av parkområdet har endast lägre halter föroreningar påträffats. Inga akuttoxiska halter är påträffade inom parkmarken. Från fältundersökningarna har också konstaterats att huvuddelen av fyllnadsmassorna finns längs strandkanten.

Uppmätta medelhalter kan omvänt användas för att räkna ut vilken exponering uppmätt halt förorening medger utan att risk skall uppstå för människor (vuxna och barn). Med avseende på medelhalten av bly inom parkområdet kan man ha en ganska hög exponering (ca 150 dagar per år) utan hälsorisker. Med avseende på PAH blir motsvarande exponering ca 75 dagar per år utan risk. Vill man vara säker på en fortsatt låg risk även vid längre exponering (fler dagar per år) behöver man minska föroreninghalten inom parkmarken eller hindra/försvåra för exponering. Detta kan exempelvis ske genom "täta" skikt eller skyddsskikt som gör det svårare att komma i kontakt med fyllningsmassorna. För att skyddet skall fungera behövs även extra

kontroll i samband med exempelvis schaktarbeten så att inte förorenade massor hamnar ytligt där de lättare medger direktkontakt. Befintliga gräsytor och gångväg/vägar gör redan idag att delar av marken ligger svåråtkomlig för exponering för de personer som promenerar eller leker på området. När fyllningen ligger ett par decimeter under en grässvål krävs spade, grävmaskin eller liknande för att människor skall kunna exponeras via intag, hudkontakt och damm.

Vid bostäder är det vanligt förekommande att kraven för det övre markskiktet gäller till 0,7-1 meters djup. Det har bland annat att göra med att jorddjupet påverkar risken för direktexponering men också med att växtrötter vanligtvis hämtar vatten och näring i denna zon och att ångtransporten påverkas av djup och marktätthet. Egenodling av grönsaker bedöms inte som sannolik i parkområdet och risker med ångtransport i områden som är obebyggda är väldigt liten varför parken skiljer sig från bostäderna för dessa två fall vilket kan motivera att grässvålen kan utgöra ett skyddsskikt i parken trots att den är tunnare än 0,7 meter.

I dagsläget har man främst provtagit och analyserat misstänkta prov vilket gör att den beräknade medelhalten sannolikt är överskattad jämfört med den verkliga medelhalten. Ytterligare provtagning i samband med exempelvis saneringsåtgärder skulle öka kännedomen om de verkliga medelhalterna.

I samband med hittills utförda undersökningar har synintryck medfört att vissa delområden utpekats som potentiella hot-spots. Detta har konfirmerats vid analyser av prover från dessa områden. Exempel är provpunkt PG 1210 (djup 0-0,7 m), SK1210 samt PG1205. Kommentarer från provtagningen finns redovisade i fältanteckningar i bilaga 4. JM avser att sanera de områden som misstänks utgöra hot-spots vilket ytterligare kommer minska medelhalterna inom området.

Om hela den utfyllda strandkanten måste saneras finns det risk att saneringsarbetena i sig kan orsaka relativt stor förorenings-spridning ut till Farstaviken. Utfyllningen består även till stor del av block och sten, vilket kan försvåra saneringen. Vid sanering i strandkanten blir det även fråga om ett tillståndsärende för vattenverksamhet. I en riskvärdering vägs riskreduktionen bland annat mot tekniska, ekonomiska och juridiska förutsättningarna för att åtgärda föroreningen.

I det delområde inom parken där kommunen planerar att installera en infiltrationsanläggning för dagvatten har relativt höga bly- och PAH-halter påträffats. I detta område bör fyllnadsmassor saneras i samband med installationen av dagvattenanläggningen för att inte öka på spridningen till Farstaviken genom infiltrationen. Denna åtgärd skulle minska hälso- och miljöriskerna inom området genom att totala mängden förorening i området minskar.

Att bredda den befintliga gångvägen samt anlägga ny delsträckning anses endast riskera marginell spridning av föroreningar till Farstaviken. Vid anläggandet behöver man inte gräva djupare än ca 0,5 m och således inte arbeta under eller i närheten av grundvattenytan, som ligger minst en meter under markytan. Breddning av befintlig gångväg samt anläggande av ny delsträcka skulle bidra till att minska hälso- och miljöriskerna inom området och även sänka medelhalterna i området då förorenade fyllnadsmassor i samband med en sådan åtgärd skulle tas bort från området och då ersättas med nya rena massor. En ny gångväg utgör även ett

12 (14)

PM
2013-04-17

fysiskt hinder för exponering av de förorenade fyllnadsmassorna som ev blir kvar under vägen. Då gångvägen anläggs runt den befintliga udden där slagg/porslinsrester påträffats kan det samtidigt vara lämpligt att omhänderta förorenade massor på udden. Det rör sig inte om stora mängder då jordtäcknet på udden var relativt tunt men med höga halter varför det troligen är en miljö- och kostnadseffektiv insats att minska föroreningsmängden i området.

Vid schakt inom området ska entreprenören vara väl införstådd att massorna kan vara förorenade (ur arbetsmiljösynpunkt) och bör kontrolleras innan transport till deponi eller eventuell återanvändning på plats.

Föroreningarna inom parkmarken är huvudsakligen förknippade med förekomst av fyllningsmassor. Undersökningarna (labbanalyserna samt okulär kontroll, man ser att det är längs strandkanten som det är utfyllt) indikerar att de mesta föroreningarna finns längs strandlinjen. Denna del åtgärdas genom anläggningen av den nya parkvägen samt iordningsställande av marken i anslutning till parkvägen. Sanering av hot-spots och udden, samt bortskaffande av massor i samband med anläggande av parkvägen kan vara tillräckligt för att minska medelhalterna av bly och PAH-H inom området och på så sätt nå acceptabla resthalter inom parkområdet.

Slutsats

Förorenade fyllnadsmassor har påträffats i parkmarken, främst i strandområdet längs med Farstaviken och där kan risker för människors hälsa och miljö ej helt uteslutas. Inom båtuppställningsplatsen har höga tungmetall-, PAH- och TBT-halter påträffats och bör åtgärdas, nu eller på sikt. Om det åtgärdas på sikt borde åtgärder utföras för att minska risken för direktexponering av föroreningarna.

Den totala mängden förorening kan minskas genom att:

- Sanera båtuppställningsplatsen (på sikt).
- Sanera hot-spots (exempelvis vid vändplatsen där infiltrationsanläggningen planeras att anläggas)
- I samband med breddning av gångvägen frakta bort alla överskottsmassor.

Ovanstående åtgärder torde också minska medelhalten inom området vilket i sin tur minskar risken för människors hälsa och miljön. Hälsorisker inom området kan också minskas genom att tillse att den förorenade marken inom området inte ligger lättåtkomlig. Detta kan ske genom att marken beläggs med gräsytor, gångvägar, m.m.

Sweco Environment AB
Östra Regionen Miljö
Förorenade områden




Niklas Ekberg
Uppdragsledare

Johanna Leback
Granskare

14 (14)

PM
2013-04-17